

Programm Lebensgrundlage Umwelt  
und ihre Sicherung (BWPLUS)

Abschlußbericht

**Vorprojekt zur Entwicklung und Anwendung eines räumlich  
differenzierten Indikatorsystems zur Messung einer nachhaltigen  
Entwicklung in Baden-Württemberg**

N. Sachs, G. Kaule, unter Mitarbeit von M. Güthler (ILPÖ)  
C. Klamt, W. Krewitt, R. Friedrich (IER)  
Universität Stuttgart

**Förderkennzeichen: BWV 99005**

Die Arbeiten des Programms Lebensgrundlage Umwelt und ihre Sicherung  
werden mit Mitteln des Landes Baden-Württemberg gefördert.

## **Vorprojekt zur Entwicklung und Anwendung eines räumlich differenzierten Indikatorsystems zur Messung einer nachhaltigen Entwicklung in Baden-Württemberg**

N. Sachs, C. Klamt, W. Krewitt, R. Friedrich, G. Kaule

### **Zusammenfassung**

Im Rahmen dieses Vorprojekts wurde die Entwicklung von Nachhaltigkeitsindikatoren für solche Umweltbereiche untersucht, die für eine zielgenaue Bewertung des Umweltzustands eine räumliche Disaggregation der betrachteten Parameter voraussetzen und über das Maß der bisher entwickelten Indikatoren für Baden-Württemberg hinausgehen. In dem genannten Projekt wurde die Anwendbarkeit und der erwartete Nutzen solcher Indikatoren beispielhaft für die Problemfelder

- Flächenversiegelung
- Zusammenhängende landwirtschaftliche Fläche
- Nutzungsintensität von Auenböden, und
- Biodiversität

untersucht. Die Ergebnisse zeigen, daß die Belastungen in den untersuchten Umweltbereichen standortspezifisch sind. Eine Berücksichtigung unterschiedlicher Empfindlichkeiten im Rahmen einer räumlich differenzierten Betrachtung ist daher für die Analyse besonders belasteter Gebiete und für die Entwicklung individueller Handlungsempfehlungen unumgänglich.

### **Pre-project for the development and application of a spatial disaggregated system of indicators for measuring sustainability in Baden-Württemberg**

### **Summary**

Within the scope of this pre-project the development of sustainability indicators has been analyzed for those environmental areas which require a spatial disaggregation to obtain a reliable assessment of the environmental conditions. The applicability and the expected benefit of such disaggregated indicators is exemplary demonstrated with the following purviews

- surface sealing,
- connected areas with a good applicability for agriculture,
- land use intensity of flooding areas and
- biodiversity.

The results demonstrate, that the environmental impacts are highly site-specific. The consideration of different sensitivities is recommended for the analysis of particularly burdened regions and for the development of an efficient implementation of adequate measures.

# INHALTSVERZEICHNIS

ZUSAMMENFASSUNG.....	II
INHALTSVERZEICHNIS .....	III
ABBILDUNGSVERZEICHNIS: .....	V
TABELLENVERZEICHNIS: .....	VI
<b>1 EINLEITUNG.....</b>	<b>1</b>
1.1 ZIELSETZUNG DES VORPROJEKTES.....	1
1.2 DAS KONZEPT DER NACHHALTIGKEIT .....	2
1.2.1 Definitionen.....	2
1.2.2 Starke und schwache Nachhaltigkeit.....	3
1.3 DIE MESSUNG EINER NACHHALTIGEN ENTWICKLUNG .....	4
1.3.1 Konkretisierung des Nachhaltigkeitsbegriffs.....	4
1.3.2 Wesen und Funktion von Nachhaltigkeitsindikatoren .....	5
1.3.3 Indikatorsysteme.....	7
1.4 NUTZEN UND VORGEHEN BEI EINER RÄUMLICH DIFFERENZIIERTEN BETRACHTUNGSWEISE .....	8
<b>2 FLÄCHENVERSIEGELUNG.....</b>	<b>11</b>
2.1 ALLGEMEINE PROBLEMSTELLUNG.....	11
2.2 ERMITTLUNG DER FLÄCHENVERSIEGELUNG .....	12
2.3 ERGEBNISSE.....	15
2.4 EINBEZIEHUNG WEITERER STANDORTPARAMETER .....	18
2.4.1 Flächenversiegelung und Direktabfluß .....	18
2.4.2 Versiegelung und Boden.....	26
2.4.3 Versiegelung und Fragmentierung.....	32
2.5 DISKUSSION DER ERGEBNISSE ZUR BODENDEGRADATION.....	36
<b>3 ZUSAMMENHÄNGENDE LANDWIRTSCHAFTLICHE FLÄCHE .....</b>	<b>39</b>
3.1 ALLGEMEINE PROBLEMSTELLUNG.....	39
3.2 ANGEWANDTE METHODE .....	39
3.3 ERGEBNISSE.....	39
<b>4 BIODIVERSITÄT ALS NACHHALTIGKEITSINDIKATOR.....</b>	<b>42</b>
4.1 ALLGEMEINE PROBLEMSTELLUNG.....	42
4.1.1 Zielsetzung.....	42
4.1.2 Begriffsdefinition Biodiversität.....	42
4.1.3 Bedeutung der Biodiversität in verschiedenen Indikatorsystemen .....	44
4.1.4 Ansätze zur Messung von Biodiversität als Nachhaltigkeitsindikator .....	47
4.2 ENTWICKLUNG EINES KONZEPTS ZUR ERFASSUNG DER BIODIVERSITÄT.....	50

4.2.1	<i>Potentielle Habitate und landesweites Habitatmonitoring</i>	50
4.2.2	<i>GIS als Grundvoraussetzung</i>	52
4.2.3	<i>Methodische Vorgehensweise</i>	52
4.2.4	<i>Notwendige Grundlagendaten</i>	55
4.3	ÜBERPRÜFUNG DER METHODE UND ERSTE ERGEBNISSE	56
4.4	ZUSAMMENFASSUNG UND AUSBLICK	60
<b>5</b>	<b>NUTZUNGSINTENSITÄT VON AUENBÖDEN</b>	<b>61</b>
5.1	ALLGEMEINE PROBLEMSTELLUNG	61
5.1.1	<i>Zielsetzung</i>	61
5.1.2	<i>Bezugsraum und Definition von Auen</i>	62
5.2	ANGEWANDTE METHODE	63
5.2.1	<i>Erstellung eines Auenlayers</i>	63
5.2.2	<i>Ermittlung der Nutzungsintensität</i>	63
5.3	ERGEBNISSE	65
5.3.1	<i>Vergleichbarkeit der Satellitenbilder und ihre Eignung zur Aufstellung einer Zeitreihe</i>	65
5.3.2	<i>Ergebnisse der Auswertung des LANDSAT-93 Bildes</i>	67
5.3.3	<i>Standard für die Erhebung von Landnutzung</i>	69
<b>6</b>	<b>ZUSAMMENFASSUNG</b>	<b>70</b>
<b>7</b>	<b>LITERATURVERZEICHNIS</b>	<b>72</b>

# Abbildungsverzeichnis:

## Einleitung

Abb. 1:	Funktionen eines Nachhaltigkeitsindikators und Einsatzbereich eines Geographischen Informationssystems	6
Abb. 2:	Funktionen eines Geographischen Informationssystems	9

## Flächenversiegelung

Abb. 3:	Nutzungsarten der Flächenerhebung	13
Abb. 4:	Mittlerer Versiegelungsgrad in Baden-Württemberg	16
Abb. 5:	Anzahl der Gemeinden in den Versiegelungsgradklassen	16
Abb. 6:	Flächenversiegelung der Gemeinden in Baden-Württemberg 1981 und 1997	17
Abb. 7:	Vorgehen bei Risikoabschätzung	21
Abb. 8:	Ausschnitte (vergrößert) aus den Karte 6 und 8 im Kartenband; Vergleich der Versiegelungszunahme und der Risikoabschätzung für die Jahre 1981 und 1997	23
Abb. 9:	Versiegelungsgrade der Sensitivitätsklassen	24
Abb. 10:	Spezifischer Versiegelungszuwachs in Wassereinzugsgebieten	24
Abb. 11:	Trend der Versiegelungszunahme in unkritischen und kritischen Wassereinzugsgebieten	25
Abb. 12:	Anteile der Ackereignungsklassen in Prozent der insgesamt bewerteten Ackerfläche	27
Abb. 13:	Anteile der Filter- und Pufferkapazitätsklassen in Prozent der insgesamt bewerteten Flächen	28
Abb. 14:	Versiegelungsgrad der Ackereignungsklassen	30
Abb. 15:	Versiegelungsgrad der Filter- und Pufferkapazitätsklassen	31
Abb. 16:	Einschätzung der Versiegelungseinwirkung auf Ackereignungsklassen	32
Abb. 17:	Einschätzung der Versiegelungseinwirkung auf Filter- und Pufferkapazitätsklassen	32
Abb. 18:	Anteile der Ausstattungsqualitäten von großen unzerschnittenen Räumen	34
Abb. 19:	Versiegelungsgrad der großen unzerschnittenen Räume	35
Abb. 20:	Einschätzung der Versiegelungseinwirkung auf große unzerschnittene Räume	36
Abb. 21:	Kumulierte Darstellung der Beeinträchtigung durch Flächenversiegelung	38

## Landwirtschaftliche Mindestgrößen

Abb. 22:	Anteile der Größenklassen von landwirtschaftlichen Flächen an der gesamten Fläche zusammenhängender Landwirtschaftsfläche	40
Abb. 23:	Ackerbaueignung der zusammenhängenden Flächen über 200 ha	41

## **Biodiversität als Nachhaltigkeitsindikator**

Abb. 24:	Ebenen der Biodiversität	43
Abb. 25:	Schema zur Ermittlung von Biodiversität	53
Abb. 26:	Nachweise des Dunklen Wiesenknopf-Ameisen-Bläulings und seiner Nahrungspflanze, des Großen Wiesenknopfes	56
Abb. 27:	Heuschreckendatenbank	57
Abb. 28:	Kalkmagerrasenstandorte	58
Abb. 29:	Silikatmagerrasenstandorte	58
Abb. 30:	Nachweise schutzwürdiger Magerrasenarten und Verteilung von Magerrasenstandorten	59
Abb. 31:	Habitats und Nachweise der Westlichen Beißschrecke ( <i>Platycleis albopunctata</i> ) in der Region Stuttgart	59

## **Nutzungsintensität von Aueböden**

Abb. 32:	Einfluß der Nutzungsintensität von Auen auf andere Indikatoren	62
Abb. 33:	Gegenüberstellung der Nutzungsklassen nach LANDSAT 75 und LANDSAT 93	65
Abb. 34:	Vergleich der LANDSAT-Daten von 1975 und 1993	66
Abb. 35:	Vergleich der Anteile einzelner Nutzungsformen in Auen und außerhalb	67
Abb. 36:	Nutzungsintensität von Auen 1993	68

## **Tabellenverzeichnis:**

Tab. 1:	Ökologische Auswirkungen der Bodenversiegelung	11
Tab. 2:	Regionsspezifische Versiegelungsgrade von Flächennutzungsarten	14
Tab. 3:	Zuordnung von Regionstypen	14
Tab. 4:	Zuweisung von Faktoren zu Versiegelungsgrad- und Direktabflußklassen	20
Tab. 5:	Versiegelungsgrade der Klassifizierungsklassen von LANDSAT93	29
Tab. 6:	Klassifizierung der Ergebniswerte für Bodenverbrauch	29
Tab. 7:	Klassifizierung der Ergebniswerte für Fragmentierung	34
Tab. 8:	Biodiversität in verschiedenen Indikatorsystemen	45
Tab. 9:	Nutzungsintensitätswerte ausgewählter Klassifizierungsklassen (LANDSAT)	64

# 1 Einleitung

## 1.1 Zielsetzung des Vorprojektes

Anhand des einjährigen Vorprojektes zur Entwicklung und Anwendung eines räumlich differenzierten Indikatorsystems für Baden-Württemberg sollen beispielhaft der Nutzen und die möglichen Anwendungen einer räumlich disaggregierten Betrachtung von Nachhaltigkeitsindikatoren aufgezeigt werden. Die Erhebung von Umweltinformationen für kleinere Bezugseinheiten, wie z.B. Gemeinden oder Wassereinzugsgebiete, und die Einbeziehung von spezifischen Standorteigenschaften dieser hoch aufgelösten Gebiete erlaubt eine präzisere Empfindlichkeitsabschätzung. Die Folgen von anthropogenen Eingriffen in den Naturhaushalt können in ihrer Wirkung beurteilt und die Annäherung an das Ziel einer nachhaltigen Entwicklung festgestellt werden. Während eine Bewertung anhand von landesweiten Mittelwerten unter Umständen Probleme verschleiern kann, erlaubt die Kenntnis regionalisierter Umweltprobleme eine zielgerichtete Analyse und den effektiven Einsatz von umweltpolitischen Maßnahmen.

Ziel ist nicht die Berücksichtigung einer erhöhten Anzahl von Indikatoren, vielmehr soll für vorhandene Indikatoren die Aussageschärfe durch räumlich differenzierte Analysemöglichkeiten erhöht werden. Die Anforderungen nach dem Landesumweltplan möglichst wenige, aggregierte Indikatoren zu verwenden, setzt eine hohe Aussageschärfe und Genauigkeit voraus.

Exemplarisch wurden folgende Indikatoren in diesem Projekt untersucht, da sie in besonderem Maße einer räumlich aufgelösten Betrachtung bedürfen.

- a) Flächenversiegelung
- b) Zusammenhängende landwirtschaftliche Fläche
- c) Nutzungsintensität von Auenböden und
- d) Biodiversität

Die mit diesem Projekt verbundene Zielsetzung sieht sich nicht in Konkurrenz zu bestehenden Indikatorsystemen, sondern strebt eine Ergänzung bisher erhobener Daten an. Zusammen mit anderen regionalen Konzepten soll außerdem die Lücke im Maßstabsbereich zwischen internationalen (CSD, OECD) und lokalen (AGENDA21) Indikatorsystemen abgedeckt werden. Die durchgeführte Studie integriert bereits erhobene Daten, vornehmlich aus der Fortschreibung des Landschaftsrahmenprogramms, in ein Konzept, das vor dem Hintergrund spezifischer Gebietskulissen eine effiziente Beurteilung der Entwicklung in unterschiedlichen räumlichen Bezugseinheiten ermöglicht. Soweit möglich, werden die Indikatoren für mehrere Zeitschnitte erhoben, die auch einen relativen Vergleich der Werte untereinander für eine Trendaussage erlauben.

Gerade für den Bereich der Biodiversität, der bisher keine handhabbaren und zuverlässigen Indikatoren auf Landesebene bereitstellt, sollen im Rahmen dieses Forschungsprojektes Vorüberlegungen für ein methodisches Konzept stattfinden, das mit bereits zur Verfügung stehenden Daten einen Indikatorensatz für diesen komplexen Umweltbereich bereitstellt.

Zur optimalen Verwaltung und Analyse der raum-zeitlichen Daten wird auf Geographische Informationssysteme ( ARC/Info, ArcView) zurückgegriffen, die die Bewertungsergebnisse nachvollziehbar machen, die Transparenz erhöhen, die Behandlung komplexer Sachverhalte ermöglichen sowie eine benutzerfreundliche Visualisierung bieten.

## **1.2 Das Konzept der Nachhaltigkeit**

### 1.2.1 Definitionen

Mit dem 1987 veröffentlichten Abschlußbericht der Weltkommission für Umwelt und Entwicklung (nach ihrer Vorsitzenden auch „Brundtland“-Bericht genannt) erhält der ursprünglich aus der Forstwirtschaft stammende Begriff der Nachhaltigkeit eine neue, auch politische Dimension. Nicht zuletzt durch den Erdgipfel in Rio de Janeiro 1992 steht das Konzept der Nachhaltigkeit im Mittelpunkt zahlreicher Diskussionen und wird als Schlagwort für Aktivitäten im Umwelt- und Entwicklungsbereich benutzt. Welche inhaltlichen Überlegungen stehen jedoch hinter diesem Begriff?

Das forstwirtschaftliche Prinzip, nicht mehr Bäume zu schlagen, als im selben Zeitraum nachwachsen, wurde durch die Brundtland-Kommission auf ein allgemeineres Niveau gehoben, indem sie postulierte, daß „eine nachhaltige Entwicklung die Bedürfnisse der Gegenwart befriedigt, ohne zu riskieren, daß zukünftige Generationen ihre eigenen Bedürfnisse nicht befriedigen können (HAUFF 1987).“ Das Ziel einer nachhaltigen Entwicklung ist also mit der Forderung nach Gerechtigkeit für die zukünftige Bevölkerung verbunden. Neben dieser intergenerationalen Gerechtigkeit wird aber auch eine intragenerationale Gerechtigkeit (besonders zwischen Nord und Süd) eingefordert.

Die recht abstrakte Beschreibung des Nachhaltigkeitsbegriffes ist in vergangenen Diskussionen sehr unterschiedlich und vielseitig ausgelegt worden. Das Konzept einer nachhaltigen Entwicklung ist grundsätzlich ein normatives Prinzip, da es bestimmte Handlungsweisen/Nutzungsregeln vorschreibt, die zur Erreichung des gesetzten Ziels notwendig sind (KNAUS/RENN 1998). Ein sehr enges Verständnis verortet den Begriff der Nachhaltigkeit ausschließlich im Bereich der Ökologie. Die besondere Bedeutung des Nachhaltigkeitskonzeptes wird jedoch meist darin gesehen, daß die Ökologie nicht isoliert, sondern als Bestandteil der gesellschaftlichen Entwicklung betrachtet wird (RAT VON



SACHVERSTÄNDIGEN FÜR UMWELTFRAGEN 1996). Hierdurch wird betont, daß jedes Bemühen um wirtschaftliches Wachstum und soziale Gerechtigkeit ohne Beachtung der ökologischen Bedingungen in eine Sackgasse führt. Das im deutschen Sprachraum auch als Leitbild einer dauerhaft-umweltgerechten oder zukunftsfähigen Entwicklung bezeichnete Nachhaltigkeitskonzept verlangt eine Vernetzung sowohl der Ökologie und der Ökonomie, als auch der sozialen Systeme. Impliziert ist hiermit gleichzeitig die Abkehr von einer defensiven nachsorgenden Umweltpolitik zu einer vorsorgenden Planung und Zielerreichung. Diese Vielschichtigkeit des Nachhaltigkeitsbegriffes wurde auch auf der UN-Konferenz in Rio 1992 betont. Neben den drei Dimensionen der Ökologie, Ökonomie und Sozialen Systeme ist besonders die Einbeziehung der Menschen gefordert. Die Beteiligung aller gesellschaftlichen Gruppen ist als wesentlicher Faktor für die wirksame Umsetzung der Ziele einer nachhaltigen Entwicklung anzusehen. Für eine umfassende Beteiligung der Öffentlichkeit an der Entscheidungsfindung ergibt sich die Notwendigkeit neuer Partizipationsformen (AGENDA 21, Kapitel 23.1 und 23.2).

Die vorgeschlagene räumliche Differenzierung kann an dieser Stelle einen Beitrag leisten, da sie die Transparenz wissenschaftlicher Erkenntnisse und damit auch die Möglichkeit der Beteiligung verschiedener gesellschaftlicher Gruppen erhöht.

### 1.2.2 Starke und schwache Nachhaltigkeit

Die ökonomisch geprägte Diskussion einer nachhaltigen Entwicklung geht von zwei kontroversen Sichtweisen, der „schwachen“ und der „starken“ Nachhaltigkeit aus. Diese unterscheiden sich in der Frage, welches Kapital der nachfolgenden Generation zu ihrer Bedürfnisbefriedigung überlassen werden sollte. Die Vertreter der schwachen Nachhaltigkeit gehen davon aus, daß natürliches Kapital (natürliche Umwelt) durch künstliches Kapital (Sachwerte) nutzenorientiert substituiert werden kann und daher „lediglich“ ein gleichbleibender Stock aus natürlichem und künstlichem Kapital der nächsten Generation zur Verfügung stehen muß. Hieraus resultiert ein abnehmender Bestand des natürlichen Kapitals, der von Vertretern der starken Nachhaltigkeit als nicht zulässig angesehen wird. Nach ihrem Verständnis dürften daher z.B. erneuerbare Ressourcen nur im Rahmen ihrer Regenerationsrate genutzt werden. Diese strenge Auslegung der starken Nachhaltigkeit ist jedoch in der Realität nicht durchführbar. Auch ein Vorgehen im Sinne der schwachen Nachhaltigkeit kann nicht als Grundlage jeglicher Tätigkeit angenommen werden, da künstliches Kapital immer auch auf Leistungen des Naturkapitals angewiesen ist (KNAUS/RENN 1998). Viele Interpretationen beziehen sich daher auf Varianten, die sich als

Kompromiss zwischen den beiden Extrempositionen der starken und schwachen Nachhaltigkeit bewegen.

## **1.3 Die Messung einer nachhaltigen Entwicklung**

### 1.3.1 Konkretisierung des Nachhaltigkeitsbegriffs

Um das Ziel einer nachhaltigen Entwicklung operationalisierbar zu machen, bedarf es zunächst einer Konkretisierung. Den ersten Schritt stellen hierbei Leitlinien dar, die eine Formulierung von Unterzielen auf dem Weg zur Nachhaltigkeit darstellen. Diese auch als Managementregeln bezeichneten Teilziele geben Strategien vor, wie in einzelnen Bereichen das Ziel einer nachhaltigen Entwicklung erreicht werden kann. Grundsätzliche Managementregeln sind bislang vor allem von ökonomischer Seite aufgestellt worden. Da sich nachhaltiges Wirtschaften besonders eng an die Endlichkeit von Ressourcen koppelt, sind folgende Managementregeln formuliert worden (ENQUETE-KOMMISSION 1998):

- Die Abbaurate erneuerbarer Ressourcen soll deren Regenerationsrate nicht überschreiten.
- Nicht-erneuerbare Ressourcen sollen nur in dem Umfang genutzt werden, in dem ein physisch und funktionell gleichwertiger Ersatz in Form erneuerbarer Ressourcen oder höherer Produktivität der erneuerbaren sowie der nicht-erneuerbaren Ressourcen geschaffen wird.
- Stoffeinträge in die Umwelt sollen sich an der Belastbarkeit der Umweltmedien orientieren, wobei alle Funktionen zu berücksichtigen sind, nicht zuletzt auch die „stille“ und empfindlichere Regelungsfunktion
- Das Zeitmaß anthropogener Einträge bzw. Eingriffe in die Umwelt muß im ausgewogenen Verhältnis zum Zeitmaß der für das Reaktionsvermögen der Umwelt relevanten natürlichen Prozesse stehen.
- Gefahren und unvertretbare Risiken für die menschliche Gesundheit durch anthropogene Einwirkungen sind zu vermeiden.

Der Begriff „Ressourcen“ kann dabei neben fossilen Energieträgern, Mineralien und Erzen auch für Ökosysteme angewendet werden. Ob diese Strategien das gesteckte Ziel jedoch unterstützen und wie groß die Erfolge gegebenenfalls ausfallen, ist erst durch einen weiteren Konkretisierungsschritt festzustellen. Nur quantifizierbare Größen ermöglichen eine Überprüfung der postulierten Ziele. Da bestehende Meßgrößen, wie z.B. das Bruttosozialprodukt keinen Aufschluß über die Frage der Zukunftsfähigkeit geben, sind spezielle Nachhaltigkeitsin-

dikatoren zu entwickeln. Diese Notwendigkeit ist ebenfalls in der Agenda 21 als Ergebnis des Erdgipfels in Rio gefordert worden.

### 1.3.2 Wesen und Funktion von Nachhaltigkeitsindikatoren

Ein Indikator geht über einen einfachen Meßwert hinaus. Nach Lichtenberg (zitiert in BUND/MISEREOR 1996) stellt er ein Verkleinerungsglas dar, da durch Zusammenfassung von Informationen in der Regel ein synoptischer Wert entsteht. Es ist daher nicht erforderlich, alle Einzelheiten eines Systems zu erfassen und zu analysieren, sondern die Merkmale auszuwählen, anhand derer zuverlässige Rückschlüsse auf den Zustand des Systems möglich sind.

Es ergeben sich verschiedene Funktionen von Nachhaltigkeitsindikatoren. Zum einen wird durch sie aufgezeigt, wo der dringlichste Handlungsbedarf für eine Nachhaltigkeitspolitik besteht (Planungsfunktion), zum anderen kann auch der Erfolg der ergriffenen Maßnahmen überprüft werden (Kontrollfunktion), z.B. in Form von regelmäßigen Monitoring- oder Berichtssystemen. Der RAT VON SACHVERSTÄNDIGEN FÜR UMWELTFRAGEN (1994) weist Indikatoren darüberhinaus noch weitere Funktionen zu. Neben der Beschreibung des aktuellen Umweltzustandes dienen sie auch der Diagnose und Prognose von Umweltbelastungen, klären die Öffentlichkeit auf und erleichtern die politische Willensbildung. Idealerweise orientieren sich Indikatoren an bereits formulierten Umweltqualitätszielen. Als normatives Element können sie über den Zielerreichungsgrad Auskunft geben und ggf. den zukünftigen Handlungsbedarf festlegen.

Die Abb. 1 stellt die verschiedenen Funktionen eines Nachhaltigkeitsindikators dar. Die primäre Funktion ist die Beschreibung des aktuellen Umweltzustandes. Dieser Wert wird mit einem früher erhobenen Wert des Indikators verglichen. Ist der Anspruch der Nachhaltigkeit erfüllt und auch die Prognose für die weitere Entwicklung des Wertes nicht negativ, wird der Wert nach einem bestimmten definierten Zeitabstand neu erhoben. Für den beschriebenen Kreislauf erhöht eine räumlich differenzierte Datenerfassung (siehe Kapitel 1.4.) die Transparenz. Im Gegensatz dazu liefert ein Durchschnittswert eines verhältnismäßig großen Gebietes keine Aussage darüber, inwiefern dieser Wert für jede einzelne Bezugseinheit (z.B. Kreise, Gemeinden, Wassereinzugsgebiete) repräsentativ ist oder ob beispielsweise bei einzelnen Teilräumen massive Verschlechterungen eintraten, die durch positive Entwicklungen in anderen Bezugsräumen ausgeglichen werden konnten.

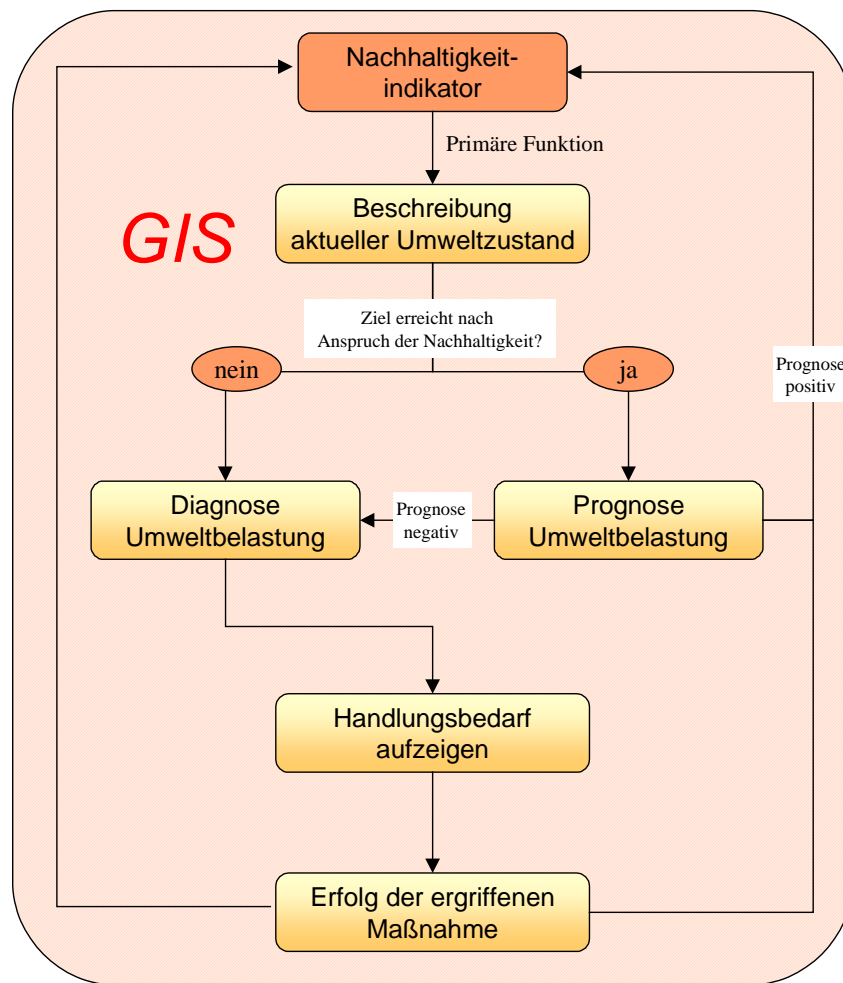


Abb. 1: Funktion eines Nachhaltigkeitsindikators und Einsatzbereich eines Geographischen Informationssystem

Bei negativer Prognose oder Nichterreichen des Anspruchs der Nachhaltigkeit findet eine Diagnose der Umweltbelastung statt. Diese Diagnose soll Auskunft über den Grund und den Ort der Zunahme geben. Auf Basis der Diagnose folgt eine konkrete Formulierung des Handlungsbedarfs. Letztere muß raumbezogen formuliert werden, denn erst dann können Maßnahmen geplant werden, die der Verschlechterung der Umweltsituation entgegenwirken. Der Erfolg der ergriffenen Maßnahmen läßt sich im Zuge der nächsten Erhebung des entsprechenden Indikators beurteilen.

### 1.3.3 Indikatorsysteme

Zur Erfassung aller relevanten Bereiche einer nachhaltigen Entwicklung ist ein größerer Umfang an Indikatoren notwendig. Die Zahl sollte sich jedoch auf ein übersichtliches und handhabbares Maß beschränken, damit eine regelmäßige Fortschreibung realisierbar bleibt.

Obwohl manche Studien die Vorteile der Aggregation zu einem dimensionslosen Index hervorheben (z.B. „Pilot Environmental Sustainability Index“), stellt diese Vorgehensweise eher die Ausnahme dar. Durchgesetzt hat sich in der Vergangenheit die Aufstellung von Indikatorlisten, denen meist eine systematische Entwicklung zugrundelegt. Von internationaler Bedeutung sind hierbei die Indikatorsysteme der OECD und der CSD.

Der erste, von der OECD im Jahr 1991 vorgelegte Indikatorensatz, wurde zwischenzeitlich bereits überarbeitet und prägte im folgenden das Konzept der „Pressure-State-Response“-Indikatoren. Hierbei wird zwischen Indikatoren unterschieden, die die Belastungen durch menschliche Aktivitäten beschreiben („pressure“), solchen, die den aktuellen Zustand eines Umweltbereiches aufzeigen („state“) und jenen, die eine Reaktion der Gesellschaft messen („response“). Das Indikatorensystem der OECD beschränkt sich auf den Umweltbereich und unterteilt diesen in 13 unterschiedliche Kategorien, die die gegenwärtig vordringlichsten Umweltprobleme ansprechen.

Der OECD-Ansatz wurde von der CSD grundsätzlich übernommen. Die inhaltlichen Bereiche der CSD decken jedoch auch die soziale und ökonomische Dimension der Nachhaltigkeit ab. Da sie eng an die Kapitel der Agenda 21 anknüpfen, stellen sie eine hohe Politiknähe sicher. Die im Jahr 1995 vorgelegte Liste mit 130 Indikatoren versteht sich als Auswahlliste für die teilnehmenden Nationen, da nicht alle Indikatoren für jedes Land gleichermaßen relevant sind.

Auch das Statistische Amt der Europäischen Union (Eurostat) verfolgt das Ziel mittels Indikatoren die Auswirkungen menschlicher Aktivitäten auf die Umwelt zu beschreiben (JESINGHAUS 1999). Sowohl Entscheidungsträgern als auch der Öffentlichkeit soll ein Instrument bereitgestellt werden, welches die demokratischen Planungsprozesse mit wissenschaftlich fundierten, aber klar verständlichen Informationen unterstützt. In Anlehnung an die Themenbereiche des 5. Umweltaktionsprogramm der EU wurden zehn Politikfelder ausgewiesen, die sich wiederum aus mehreren Belastungsindikatoren zusammensetzen. Durch Aggregation der einzelnen Indikatoren wird für jeden Politikbereich ein Index ermittelt, der überblickshaft den Trend in einem ausgewählten Bereich veranschaulicht. Einbezogen in den Prozeß der Indikatorenfindung waren 2400 Naturwissenschaftler aus 15 EU-Ländern im Rahmen sogenannter „Scientific Advisory Groups“.

Neben diesen auf nationaler Ebene operierenden Indikatorsystemen sind auch Meßgrößen für kleinere Räume entwickelt worden. Für Baden-Württemberg ist hier z.B. das Indikatorensystem der Akademie für Technikfolgenabschätzung (AKADEMIE FÜR TECHNIKFOLGENABSCHÄTZUNG BADEN-WÜRTTEMBERG 1997) zu nennen. Die Indikatorliste der OECD wurde zu einem regional angepaßten Katalog aufgearbeitet. Soweit Daten für mehrere Zeiträume vorliegen, konnten Trends herausgearbeitet werden, die Fort- bzw. Rückschritte auf dem Weg zu einer nachhaltigen Entwicklung dokumentieren.

Die vorgestellten Indikatorsysteme berücksichtigen meist weder einen Bezug zu Zielgrößen noch eine räumlich disaggregierte Erfassung der Umweltbelastungen. Diesen Anspruch erfüllt derzeit nur die niederländische Umweltberichtserstattung mit dem Amöbe-Ansatz für Öko-distrikte (siehe LATOUR/REILING 1992).

#### **1.4 Nutzen und Vorgehen bei einer räumlich differenzierten Betrachtungsweise**

Die Vielzahl von Ökosystemen und damit die große Anzahl von unterschiedlichen Standorteigenschaften in einem Landschaftsausschnitt führen zu der Forderung nach einer Regionalisierung der zu erhebenden Nachhaltigkeitsindikatoren (RAT VON SACHVERSTÄNDIGEN FÜR UMWELTFRAGEN 1994). Zur Ableitung von politischen Handlungsempfehlungen ist aufgrund der unterschiedlichen Schutzwürdigkeit und Gefährdung der Umwelt die Herstellung eines räumlich aufgelösten Bezuges unabläßlich. Für die Ausweisung von Bezugseinheiten bieten sich zum einen administrative und zum anderen ökologische Raumgliederungen an. Die Wahl von administrativen Einheiten ist jedoch nicht immer zulässig. Sollen Wirkungen untersucht werden, sind ökologische Raumgliederungen anzuwenden, die in Abhängigkeit vom betrachteten Umweltbereich zu wählen sind (z.B. Wassereinzugsgebiete bei Untersuchung der Überschwemmungsgefährdung). Obwohl sich für unterschiedliche Umweltbereiche eine spezifische Raumgliederung ergibt, ist eine kompatible räumliche Gliederung anzustreben, die die Ermittlung von Mehrfachbelastungen für einen Raumausschnitt zuläßt (RAT VON SACHVERSTÄNDIGEN FÜR UMWELTFRAGEN 1994).

Die räumliche Differenzierung ermöglicht eine schnelle Identifikation von Gebieten/Regionen, die in Bezug auf bestimmte Nachhaltigkeitsindikatoren einen wenig nachhaltigen Trend aufweisen und bildet so die Grundlage für das Ergreifen gezielter und effizienter Gegenmaßnahmen.

Ein Instrument, das sowohl die Speicherung und Darstellung räumlicher Daten, als auch deren Analyse nach verschiedenen Fragestellungen ermöglicht, ist ein Geographisches Informationssystem (GIS). Ein GIS erlaubt nicht nur die Erfassung von Entwicklungstendenzen im

Sinne eines reinen Berichtssystems (z.B. Zunahme der Bodenversiegelung), es gestattet zudem eine räumlich aufgelöste Analyse bestimmter Sachverhalte (z.B. wo genau hat eine Versiegelung stattgefunden oder inwiefern korreliert diese Entwicklung mit anderen Faktoren). Sofern im Falle der Negativentwicklung eines Indikatorwertes Handlungsbedarf gemäß den Ansprüchen der Nachhaltigkeit besteht, kann mit Hilfe eines GIS ermittelt werden, wo Maßnahmen sinnvoll einzusetzen sind, um eine Wende dieses Negativtrends zu erreichen. Treten regional extrem hohe Werte auf, kann der Landesdurchschnitt eine positive Entwicklung der Nachhaltigkeit zeigen und negative Ausreißer „verschleiern“. Damit wird deutlich, daß eine Darstellung von Durchschnittswerten alleine nicht ausreicht und um eine räumlich differenzierte Betrachtung erweitert werden muß. Erst dann ist die notwendige Transparenz und die Möglichkeit der Analyse gegeben, die als Grundlage für einzuleitende Maßnahmen dient.

Nach STROBL (1988) umfaßt ein Geographisches Informationssystem die in Abb. 2 dargestellten Funktionen.

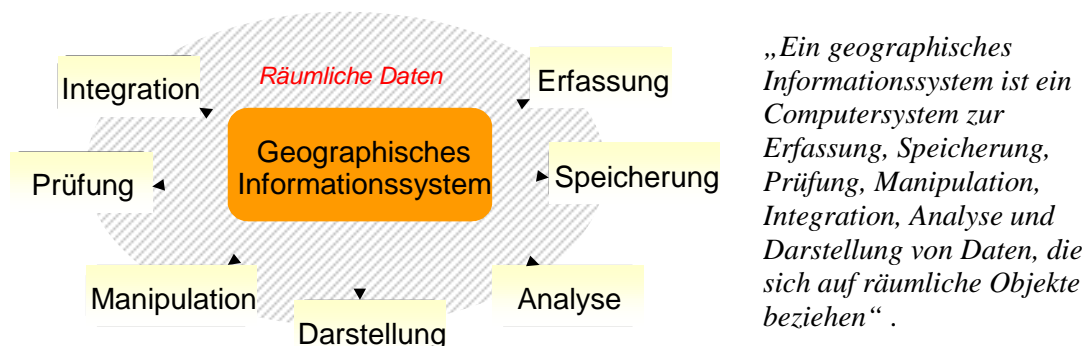


Abb. 2: Funktionen eines Geographischen Informationssystemen

Für die Erfassung und Bewertung einer Landschaft oder eines Raumes, für die Erstellung von Modellen und für viele planerische Maßnahmen sind GIS-Systeme mittlerweile unverzichtbar. Sie ermöglichen die Verwaltung und Nutzung umfangreicher Datenmengen sowie deren Darstellung und Analyse. Ein wesentlicher Vorteil des Einsatzes von GIS-Systemen ist die Kombinationsmöglichkeit verschiedener Daten zur Gewinnung neuer Informationen. GIS eignen sich sowohl zur Darstellung von IST-Zuständen als auch zur Prognose zukünftiger Entwicklungen. Sie sind damit für Planungen in verschiedenen geowissenschaftlichen Disziplinen von hoher Bedeutung.

Vielen der Indikatoren, die in GIS-Systemen integriert werden können, liegt eine räumliche Erfassung und Analyse zugrunde. In einem weiteren Schritt erfolgt oftmals eine Aggregation der räumlichen Informationen auf einen bestimmten Bezugsraum. Diese Aggregation erscheint durchaus sinnvoll, um Aussagen über die Entwicklung eines Bezugsraums zu treffen. Hier zeigt sich ein weiterer Vorteil Geographischer Informationssysteme. Sie erlauben eine räumlich disaggregierte Datenhaltung, aus der dennoch für bestimmte zu definierende Bezugsräume wieder aggregierte Indikatoren ermittelt werden können.

Nachprüfbarkeit und Transparenz sind aus Akzeptanzgründen entscheidende Faktoren für die Beschreibung und Messung von Indikatoren. Hierfür ist eine disaggregierte Datenhaltung im Hintergrund unabdingbar. Diese kann darüberhinaus bei Bedarf auch als Handlungsgrundlage herangezogen werden. Mittels eines GIS-Einsatzes lassen sich außerdem die Auswirkungen eines veränderten Indikators auf das übrige Indikatorsystem abschätzen. Denn die einzelnen Indikatoren eines Systems dürfen nicht isoliert voneinander betrachtet werden, da eine wechselseitige Beeinflussung untereinander stattfindet. Eine Zunahme von Versiegelung und Verschneidung übt einen direkten – durch Lebensraumverlust – und einen indirekten – durch Reduktion der Vernetzung einzelner Populationen – Einfluß auf den Indikator Biodiversität aus. Besonders wichtig erscheint eine räumliche Differenzierung bei Indikatoren, die einen direkten Raumbezug aufweisen, wie z.B. Biodiversität, Landschaftszerschneidung und Landnutzungsformen.



## 2 Flächenversiegelung

### 2.1 Allgemeine Problemstellung

Unter Flächenversiegelung bzw. Bodenversiegelung wird nach DOSCH (1996) das teilweise bis vollständige Abdichten offener Böden durch bauliche Anlagen, Verkehrsflächen und Freiflächengestaltung verstanden. Die natürlichen Bodenfunktionen werden hierdurch eingeschränkt oder vollständig unterbunden. Auch nach Wiederherstellung der äußeren Randbedingungen (Aufriß der Asphaltdecke etc.) ist der ursprüngliche Zustand nicht wieder rekonstruierbar (EWEN 1998). Die weitreichende Wirkung der Bodenzerstörung wird unter Zuhilfenahme der Bodenbildungsrate deutlich. Nach MERSCH-SUNDERMANN (1999) sind 100-500 Jahre für die Bildung von 1 cm Boden und für die Genese von landwirtschaftlich nutzbaren Boden der Zeitraum von 3 000-12 000 Jahre zu veranschlagen. Das grundsätzlich lange „Gedächtnis“ des Bodens sorgt auch bei nur kurzzeitigen Nutzungen für eine langfristige Beeinträchtigung der natürlichen Bodenfunktionen. Einige ökologische Auswirkungen zunehmender Bodenversiegelung sind Tab. 1 zu entnehmen:

*Tab. 1: Ökologische Auswirkungen der Bodenversiegelung*  
(verändert nach HEBER/LEHMANN 1996)

<b>Umweltbestandteil</b>	<b>Folgewirkung</b>
Boden/Wasser	Verdichtung der Oberflächen des Bodens Zerstörung des Bodengefüges Erhöhung des Oberflächenabflusses Verringerung der Grundwasserneubildung Verringerung der Filter-, Puffer- und Transformationsprozesse Eintrag von Schadstoffen durch nutzungsspezifische Belastungen
Meso-/Mikroklima	verstärkte Erwärmung der Oberflächen Verringerung der Luftfeuchte Verringerung des Luftaustausches
Flora/Fauna	Änderung des Artenspektrums Verinselung der Lebensräume Reduzierung natürlicher bzw. naturnaher Lebensräume

Die Flächenversiegelung ist bisher nicht als Indikator in die nationalen oder internationalen Indikatorsysteme der CSD oder OECD aufgenommen. Die Einbeziehung des Umweltbereiches Boden beschränkt sich z.Zt. auf die Betrachtung der Bodenerosion (OECD). Die indikatorgestützten Berichte der Europäischen Umweltbehörde („Environmental signal reports“) sollen zukünftig jedoch den Boden verstärkt miteinbeziehen (EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY 2000). Das regionale Indikatorsystem der Akademie für Technikfolgenabschätzung ermittelt den Anteil versiegelter Fläche an der Gesamtfläche des Landes Baden-Württemberg und auch in Bezug zum Nettoanlagevermögen pro Kopf der Bevölkerung. Beide Werte werden als landesweite Mittelwerte erhoben.

## **2.2 Ermittlung der Flächenversiegelung**

Zur Abschätzung der durch Versiegelung hervorgerufenen Umweltprobleme ist eine zuverlässige Erfassung erforderlich. Eine einheitliche Erhebung, die über landesweite Mittelwerte hinausgeht, liegt bisher nicht vor. Für kleinere Raumausschnitte wurden in der Vergangenheit detaillierte Untersuchungen durchgeführt. In diesem Zusammenhang ist z.B. die Arbeit von BERLEKAMP und PRANZAS (1992) für einen Teilraum von Hamburg zu nennen, die mit Hilfe einer Geländekartierung und visuellen Luftbilddauswertung Versiegelungsgrade ableitet. Für größere Regionen bieten sich Luft- und Satellitenbilder an, die eine Kartierung der Versiegelung über eine digitale Klassifizierung mit einem Bildverarbeitungsprogramm ermöglichen. Hierbei nutzt man das unterschiedliche spektrale Reflexionsverhalten von unversiegelten und versiegelten Flächen. Für eine vergleichende Beobachtung der Versiegelung über mehrere Jahre ist stets die gleiche Methode wünschenswert. Dieser Anspruch ist jedoch aufgrund der Weiterentwicklung von Sensoren und Klassifizierungsmethoden schwer einzuhalten, so daß eine über längere Zeiträume dauernde Erhebung mit Luft- und Satellitenbildern problematisch ist. Außerdem kommt es in Abhängigkeit von der Auflösung zu einer Vermischung verschiedener Nutzungstypen in einem Bildelement des zu klassifizierenden Rasterbildes (sog. „Mischpixel“-Problematik).

Einen weiteren Ermittlungsansatz der Flächenversiegelung bieten daher die kontinuierlich durchgeführten Flächenerhebungen der Statistischen Landesämter. Diese auf der Grundlage des Liegenschaftskatasters bzw. des automatisierten Liegenschaftsbuches erhobene Art der tatsächlichen Nutzung wird im 4-Jahres-Turnus dezentral ermittelt und vom Statistischen Landesamt für die Aggregation ab Gemeindeebene veröffentlicht. Der besondere Vorteil der Flächenerhebung besteht in der problemlosen und kostengünstigen Verfügbarkeit sowie der bundesweit guten Vergleichbarkeit aufgrund der standardisierten Erhebungsmethode zu einem festgelegten Zeitpunkt.

Dabei werden die in Abb. 3 gezeigten Nutzungsarten unterschieden.



Abb. 3: Nutzungsarten der Flächenerhebung

Die für die Versiegelung relevanten Nutzungsarten (Gebäude-, Verkehrs-, Betriebs- und Erholungsflächen) sind jedoch nicht mit der versiegelten Fläche gleichzusetzen, da neben den tatsächlich versiegelten Flächen auch solche enthalten sind, die teil- und unversiegelt sind. Aus Modellrechnungen der BUNDESFORSCHUNGSANSTALT FÜR LANDESKUNDE UND RAUMORDNUNG (1996), die auf Auswertungen von Versiegelungskartierungen, Länderstudien und eigenen Berechnungen beruhen, lassen sich jedoch näherungsweise Schätzwerte für den Versiegelungsanteil der einzelnen Nutzungsarten einsetzen. Untersuchungen der BUNDESFORSCHUNGSANSTALT FÜR LANDESKUNDE UND RAUMORDNUNG (BfLR) haben außerdem gezeigt, daß der reale Versiegelungsgrad der Nutzungsarten regionsabhängig ist, d.h. zwischen ländlichen und städtisch verdichteten Regionen stark differiert. Für die versiegelungsrelevanten Nutzungsarten ergeben sich die in Tab. 2 dargestellten Versiegelungsgrade für die Regionstypen „Hochverdichtet“, „Städtisch verdichtet“ und „Ländlich“.

Tab. 2: Regionsspezifische Versiegelungsgrade von Flächennutzungsarten

	Hochverdichtet	Städtisch verdichtet	Ländlich
Gebäude- und Freifläche	60%	55%	47,5%
Verkehrsfläche	70%	55%	32,5%
Erholungsfläche	35%	30%	22,5%
Betriebsfläche	50%	40%	25%

Zur genauen Beschreibung der Versiegelungssituation ist die alleinige Ausweisung des Versiegelungsgrades strenggenommen nicht ausreichend. Darüberhinaus müssten auch Angaben zur Versiegelungsart und den spezifischen Eigenschaften der Baumaterialien einfließen, um die verbleibenden Bodenfunktionen einschätzen zu können. Diese Informationen sind jedoch auf landesweitem Maßstab nicht handhabbar, so daß hier der Fokus auf einen Überblick beschränkt bleibt ohne die Bodenversiegelung aus funktionaler Sicht zu konkretisieren. Unter Versiegelungsgrad wird im folgenden der prozentuale Anteil der versiegelten Fläche ohne Differenzierung der Versiegelungsart verstanden.

Aufgrund der guten Vergleichbarkeit und der Möglichkeit, eine zeitliche Entwicklung abzuleiten, wurden für die Berechnung der Flächenversiegelung die bisher verfügbaren Flächenerhebungen aus den Jahren 1981, 1985, 1989, 1993 und 1997 zugrundegelegt. Für eine zuverlässigere Abschätzung des Versiegelungsgrades erfolgte für jede Gemeinde in Baden-Württemberg mit Hilfe der Raumtypen des Statistisches Landesamtes die Zuordnung eines Regionstyps (Tab. 3, Abb. 3 und Karte 1 im Kartenband).

Tab. 3: Zuordnung von Regionstypen

Raumtyp nach Statistischem Landesamt	Regionstyp
A (Großzentrum in hoch verdichteter Region)	1 (Hochverdichtet)
B (Oberzentrum in hoch verdichteter Region)	1 (Hochverdichtet)
C (Mittelzentrum in hoch verdichteter Region)	1 (Hochverdichtet)
D (Ober-/Mittelzentrum in Region mit Verdichtungsansatz)	2 (Städtisch verdichtet)
E (ländlich geprägte Region)	3 (Ländlich)

Den versiegelungsrelevanten Nutzungsarten konnten anschließend spezifische Werte der Versiegelung zugewiesen werden (siehe Tab. 2), die eine Berechnung des Versiegelungsgrades jeder Gemeinde in Baden-Württemberg ermöglichen.

## 2.3 Ergebnisse

Die Abb. 4 zeigt den mittleren Versiegelungsgrad in Baden-Württemberg in den Jahren der Flächenerhebung von 1981 bis 1997. Der stetige Anstieg von ca. 0,2 % pro Erhebungszeitpunkt wurde nur Anfang der 90er Jahre etwas gebremst (1993 im Vergleich zu 1989 nur ca. 0,1 % Versiegelungszuwachs).

Eine Bewertung der Flächeninanspruchnahme ist erst durch einen Vergleich mit einem Zielwert möglich. Im Umweltbarometer Deutschland (Umweltbundesamt 2000) ist für die bundesweite Flächeninanspruchnahme eine Zielvorstellung von maximal 30 ha pro Tag bis zum Jahr 2020 formuliert worden. Zu berücksichtigen ist hier allerdings, daß der für das Umweltbarometer erhobene Schlüsselindikator „Zunahme der Siedlungs- und Verkehrsfläche pro Tag“ nicht der in diesem Projekt erhobenen versiegelten Fläche entspricht. Nur etwa die Hälfte der Siedlungs- und Verkehrsfläche ist aufgrund der Miterfassung von Freiflächen und teilversiegelten Flächen als tatsächlich versiegelt anzusetzen. Da Baden-Württemberg 10 % der Fläche und 12,6 % (1998) der Bevölkerung von Deutschland stellt, wäre als anteilige Flächeninanspruchnahme ein Wert von ca. 3 ha pro Tag anzusetzen. Tatsächlich ergibt sich aber für Baden-Württemberg eine Flächeninanspruchnahme von 10 ha pro Tag, so daß der Zielwert zum gegenwärtigen Zeitpunkt um etwa das Dreifache überschritten wird. Noch etwas ungünstiger fällt die Bilanz auf Bundesebene aus, da hier dem Zielwert von 30 ha eine tatsächliche Zunahme der Flächeninanspruchnahme von 120 ha gegenübersteht.

Es wird deutlich, daß zur Zielerreichung noch große Anstrengungen unternommen werden müssen, auch vor dem Hintergrund, daß von vielen Seiten bereits ein Nullwachstum der Flächeninanspruchnahme gefordert wird.

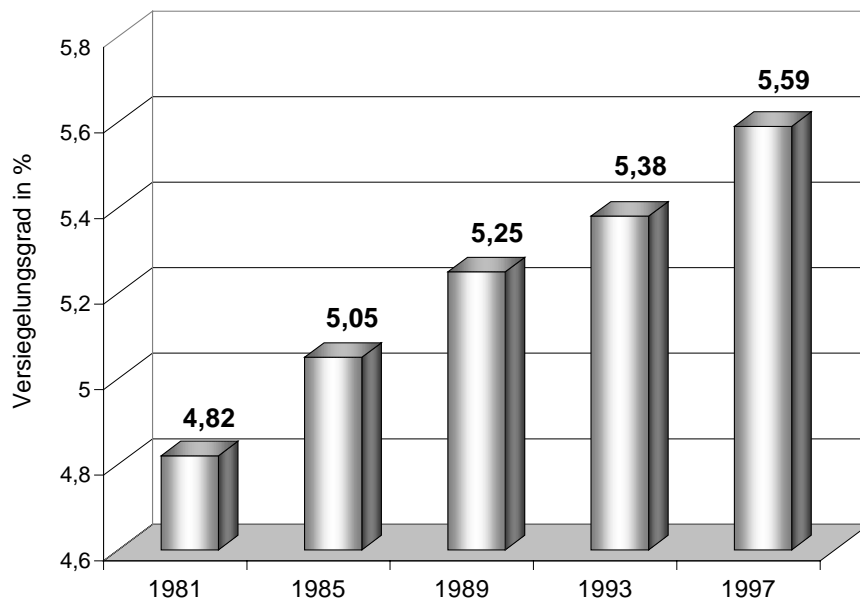


Abb. 4: Mittlerer Versiegelungsgrad in Baden-Württemberg

Eine genauere Betrachtung der Versiegelungssituation in Baden-Württemberg ist mit Hilfe einer disaggregierten Betrachtung auf Gemeindeebene möglich. Der Versiegelungsgrad der insgesamt 1111 Gemeinden in Baden-Württemberg wurde klassifiziert und die Anzahl der Gemeinden pro Versiegelungsgradklasse aufgetragen (Abb. 5). Die Zahl der Gemeinden mit dem niedrigsten Versiegelungsgrad von 0-5% hat von 1981 bis 1997 stetig abgenommen; analog stieg die Anzahl in den nächsthöheren Versiegelungsgradklassen (5-10% und 10-20%) kontinuierlich an.

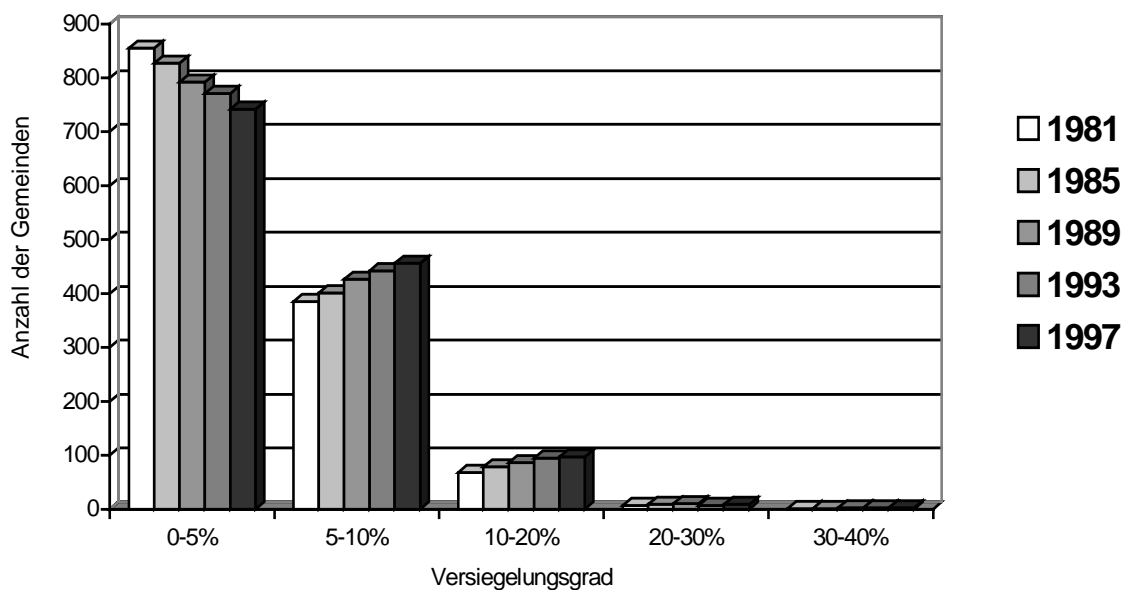


Abb. 5: Anzahl der Gemeinden in den Versiegelungsgradklassen

Die Ergebniskarte Nr. 2 (Abb. 6 und im Kartenband) zeigt, welche Gemeinden sich durch hohen Versiegelungszuwachs auszeichnen bzw. in welchen Regionen Gemeinden mit hohem Versiegelungsgrad konzentriert vorkommen. Besonders sind hier Mannheim und das Umland von Stuttgart (Ludwigsburg, Ostfildern) mit jeweils einem Versiegelungszuwachs von über 3% im Zeitraum von 1981 bis 1997 (Karte 3 im Kartenband) zu nennen.

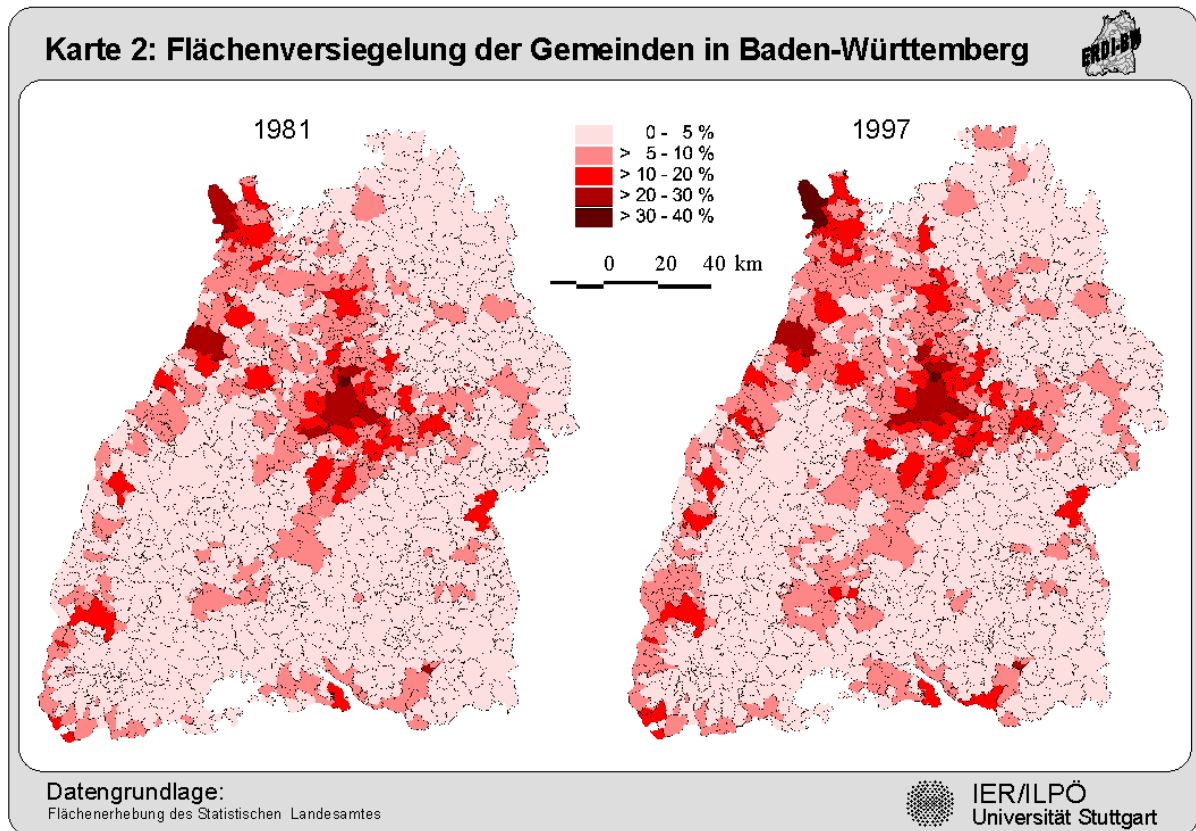


Abb. 6: Flächenversiegelung der Gemeinden in Baden-Württemberg 1981 und 1997

Eine Abschätzung, ob eine verstärkte Versiegelungszunahme besonders in empfindlichen Gebieten stattfindet ist nur möglich, wenn weitere Standortparameter in die Beurteilung miteinbezogen werden. Zu diesem Zweck wurde im Rahmen dieses Vorprojektes der Direktabfluß zur Abschätzung einer höheren Überschwemmunggefährdung betrachtet (Kapitel 2.4.1). Außerdem konnte der Verlust an Bodenfläche mit Hilfe von räumlich differenzierten Angaben zur Ackerbaueignung und zu den Filter- und Puffereigenschaften durch eine qualitative Bewertung spezifiziert werden (Kapitel 2.4.2). Nicht zuletzt ist auch durch Einbeziehung von Fragmentierungsangaben bzw. durch die Überlagerung der Flächenversiegelung mit noch großen unzerschnittenen Räumen eine quantitative Bewertung der Flächenversiegelung möglich (Kapitel 2.4.3).

## 2.4 Einbeziehung weiterer Standortparameter

### 2.4.1 Flächenversiegelung und Direktabfluß

#### 2.4.1.1 Allgemeine Problemstellung

Der Direktabfluß setzt sich aus dem Oberflächenabfluß und dem schnellen Zwischenabfluß zusammen, bildet also den Teil des Abflusses, der den Vorfluter nach einem Niederschlagsereignis mit nur geringer Verzögerung erreicht (WOHLRAB 1992). Der Oberflächenabfluß fließt dem Vorfluter oberirdisch zu, ohne in den Boden eingedrungen zu sein; der schnelle Zwischenabfluß bewegt sich oberhalb des Grundwassers in den oberen Bodenschichten und erreicht den Vorfluter abhängig vom Porensystem, dem Gefälle und der Entfernung nach nur kurzer Verzögerung. Gelangt oberflächlich abfließendes Wasser in Bereiche mit gutem Infiltrationsvermögen, so kann Oberflächenabfluß auch in Zwischenabfluß übergehen, der Abfluß wird dann zeitlich verzögert und es kommt zur Entschärfung möglicher Hochwasserwellen.

Eine potentielle Überschwemmungsgefährdung wird jedoch durch Verfestigung von Oberflächen hervorgerufen, die zu einer verminderten oder vollständig unterbundenen Durchlässigkeit des Bodens und damit zu einer Vergrößerung des oberirdisch abfließenden Niederschlagsanteils führen. Nach Untersuchungen u.a. von HARMS (1986) kommt es in betroffenen Einzugsgebieten zu einer Erhöhung der Scheitelabflüsse, einer Vergrößerung der Inhalte von Hochwasserwellen und zu einer zeitlichen Vorverlagerung der Wellenscheitel.

Neben der Einwirkung von Versiegelungsmaßnahmen tragen auch Eingriffe in die Linienführung der Fließgewässer, wie z.B. Flußbegradigungen zu einer höheren Abflußgeschwindigkeit bei, da mit der erzielten Laufverkürzung zwangsläufig eine Zunahme des Gefälles verbunden ist. Nicht zuletzt ist auch die Flußnetzdicke (Summe der Flußlängen im Verhältnis zur Fläche) im jeweiligen Wassereinzugsgebiet als Parameter zur Abschätzung einer höheren Überschwemmungsneigung miteinzubeziehen. Eine große Fließgewässerdichte kann größere Niederschlagsmengen abführen, da die Gesamtwassermenge auf mehrere Vorfluter verteilt wird. Eine große Vorfluterdicke bedeutet eine relativ große Abflußwirksamkeit des Wassereinzugsgebietes, da die Fließwege zum nächsten Gerinne jeweils kurz sind. Eine Bebauung wirkt sich dort daher nicht so stark aus, wie in Wassereinzugsgebieten mit geringer Vorfluterdicke (HARMS 1986). Bei allen Bewertungen sind jedoch grundsätzlich auch die unterschiedlichen hydrologischen Verhältnisse des Gesteinskörpers, z.B. im Karst, zu berücksichtigen.



#### 2.4.1.2 Angewandte Methode

Die bereits für die Gemeinden berechneten Versiegelungsgrade wurden zunächst auf die Bezugseinheit Wassereinzugsgebiet 7. Ordnung (nach Gewässerkundlichem Flächenverzeichnis Baden-Württemberg) umgerechnet. Ein Wassereinzugsgebiet 7. Ordnung setzt sich i.d.R. aus mehreren Anteilen verschiedener Gemeinden zusammen, deren jeweiliger Versiegelungsanteil prozentual berücksichtigt wird.

Für die Beurteilung der Versiegelungswirkung auf das Überschwemmungsrisiko wurden verschiedene Daten aus der Fortschreibung des Landschaftsrahmenprogramms hinzugezogen. Im einzelnen handelt es sich um folgende Informationen:

a) Direktabflußmengen (siehe Karte 5 im Kartenband)

Der Direktabfluß ist aufgesplittet in die Anteile für Offenland, Laub-/Mischwald und Nadelwald. Als Einflußgrößen finden die Bodenart, die Reliefenergie, der Niederschlag, die Bodennutzung und die Bodengruppe Berücksichtigung. Der aus diesen Eingangsgrößen ermittelte jährliche Direktabfluß ist flächengewichtet für jedes Wassereinzugsgebiet 7. Ordnung ausgewiesen. Grundlage der Ableitung stellt die Methode nach DÖRHÖFER/JOSOPAIT (1980) zur Ermittlung der Grundwasserneubildungsrate dar, die gegenüber anderen Methoden nutzungsbezogen und hochauflösend ist.

b) Fließgewässernetzdichte (siehe Karte 4 im Kartenband)

Die Fließgewässernetzdichte ist die Gesamtlänge aller Fließgewässer in einem Wassereinzugsgebiet 7. Ordnung im Verhältnis zu seiner Größe (km/km<sup>2</sup>).

c) Linienführung (siehe Karte 4 im Kartenband)

Mit der Linienführung wird der Zustand des Fließgewässers von weitgehend naturnah (anthropogene Veränderung kleiner 30%) über ersichtlich gestreckt (anthropogene Veränderung zwischen 30-60%) bis geradlinig und/oder leicht geschwungen (anthropogene Veränderung größer 60%) bewertet.

Für die Risikoabschätzung wurde den klassifizierten Versiegelungsgraden und den Direktabflußwerten ein Faktor zugeordnet, der eine Verschneidung beider Größen ermöglicht:

Tab. 4: Zuweisung von Faktoren zu Versiegelungsgrad und Direktabfluß

Versiegelungsgrad	VG	Direktabfluß	D
0 bis <= 5%	0	0 bis <= 25mm/a	0
5 bis <= 10%	1	25 bis <= 50mm/a	1
10 bis <= 20%	2	50 bis <= 100mm/a	2
20 bis <= 30%	3	100 bis <= 200mm/a	3
30 bis <= 40%	4	200 bis <= 500mm/a	4

[VG=Versiegelungsgrad/D=Direktabfluß]

Die Multiplikation der zugewiesenen Faktoren ergibt für Wassereinzugsgebiete mit hohem Versiegelungsgrad und hohem Direktabfluß einen hohen Wert, der auf eine potentielle Gefährdung für Überschwemmungsereignisse hinweist. Gebiete, die aufgrund dieser Berechnung einen Nullwert erhalten (sehr geringer Versiegelungsgrad und/oder sehr geringer Direktabfluß), werden in der nachfolgenden Betrachtung ausgenommen, da sie in jedem Fall als unkritisch anzusehen sind. Alle anderen Wassereinzugsgebiete können mit Hilfe weiterer Daten genauer abgeschätzt werden.

Folgende Formel liegt der hier angewandten Methode zur Risikoabschätzung von Wassereinzugsgebieten bezüglich Versiegelung und Überschwemmungsgefährdung zugrunde.

$$R = (VG * D) + L - FD + N \quad (1)$$

VG: Versiegelungsgrad; siehe Tab. 4

D: Direktabfluß; siehe Tab. 4

L: Linienführung

FD: Flußnetzdicke

N: „Nachbarschaft“

Zur Ermittlung des Risikos [R] wird zunächst der klassifizierte Versiegelungsgrad [VG] und der klassifizierte Direktabfluß [D] multipliziert (siehe Tab. 4). Anschließend erfährt dieser Wert noch Zuschläge bzw. Abschläge durch die Berücksichtigung weiterer Standortparameter. Da sich eine anthropogen gestreckte Linienführung [L] z.B. durch Kanalisierung der Fließgewässer negativ auf das Abflußverhalten auswirkt, wird allen Einzugsgebieten, die mit einer veränderten Linienführung von mindestens 30 bis 60% bewertet sind (ersichtlich gestreckt und geradlinig) der Wert 1 addiert. In der Risikoabschätzung werden sie als kritischer beurteilt. Analog hierzu führt eine hohe Fließgewässernetzdichte [FD] (größer als 1 km/km<sup>2</sup>) zur Aufwertung eines Gebietes, d.h. zur Verminderung der Risikoabschätzung um den Wert 1.

Um die Lage eines Wassereinzugsbietes, d.h. den Zustand von benachbarten Wassereinzugsgebieten miteinzubeziehen, wird die Beurteilung um einen weiteren Faktor ergänzt. Grundlage hierfür ist die Überlegung, daß ein als kritisch eingestuftes Gebiet in sonst unkritischer Umgebung weniger Gewicht erhalten soll, als ein als kritisch eingestuftes Gebiet, daß von ebenfalls kritischen Gebieten umgeben ist. Für die Definition der „Nachbarschaft“ [N] wird die höhere Hierarchieebene der Wassereinzugsgebiete 4. Ordnung (nach Gewässerkundlichem Flächenverzeichnis) herangezogen. Aus den bisher ermittelten Faktoren der Wassereinzugsgebiete 7. Ordnung wird für alle Gebiete 4. Ordnung ein Mittelwert gebildet und den Einzugsgebieten 7. Ordnung zugeschlagen – ausgenommen bleiben auch hier die bis dahin mit Null bewerteten Gebiete.

Die folgende Abbildung verdeutlicht das beschriebene Vorgehen überblickshaft:

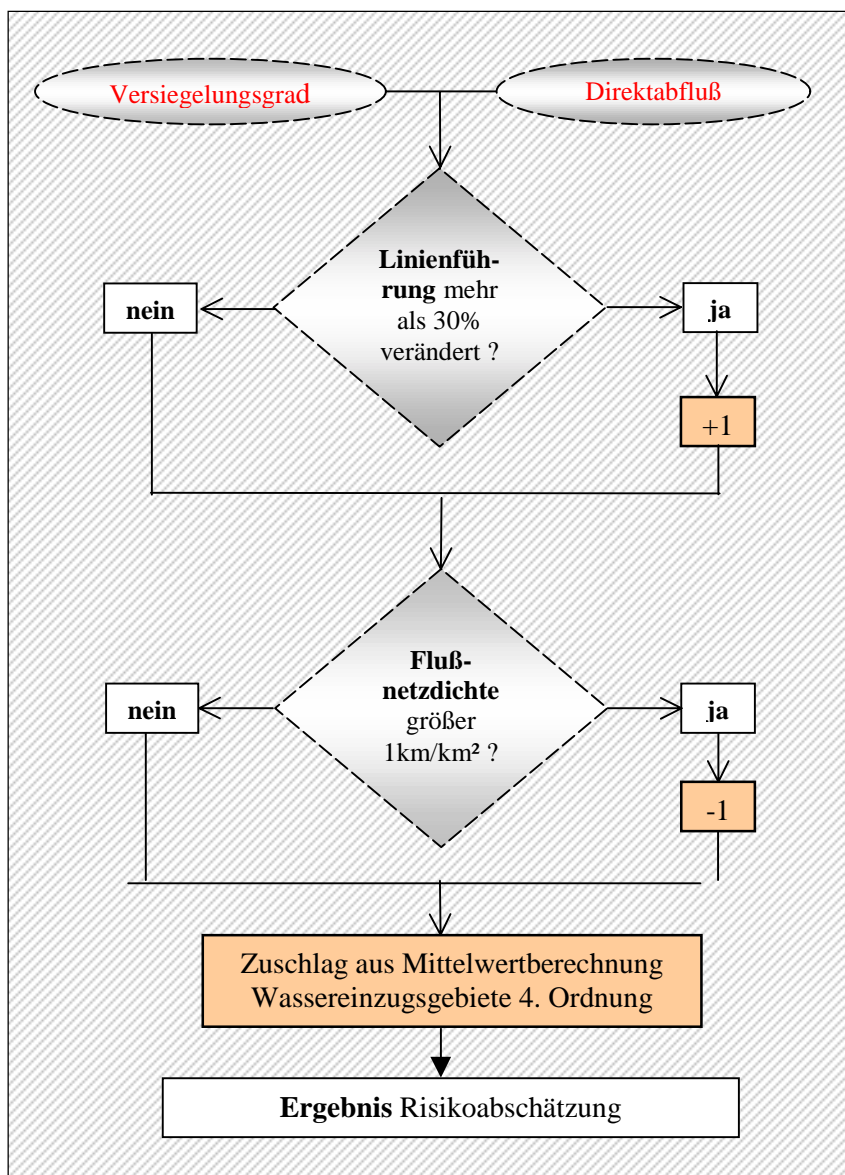


Abb. 7: Vorgehen bei Risikoabschätzung

Die angewandte Methode einer Risikoabschätzung stellt eine Vereinfachung gegenüber eines exakten hydrologischen Modells dar. Die Einbeziehung eines solchen Modells, das besonders bei kleinräumigen Analysen angewandt wird, entspricht nicht der Zielsetzung dieses Projektes. Die Betonung der durchgeführten Studie liegt vielmehr auf dem Überblickscharakter eines Indikators, der schnell und kostengünstig erhoben und fortgeschrieben werden kann. Die landesweite Betrachtung der Gefährdung von Wassereinzugsgebieten für Überschwemmungsereignisse soll die Aufmerksamkeit auf besonders betroffene Gebiete fokussieren. So können sehr rasch Maßnahmen zum Erhalt der Nachhaltigkeit und damit auch der Risikoverminderung eingeleitet werden, die auf gezielten und genauen Analysen basieren.

#### 2.4.1.3 Ergebnisse

Nach Berechnung der Versiegelungsgrade für die Wassereinzugsgebiete 7. Ordnung (Karte 6 im Kartenband) konnte die Risikoabschätzung nach der oben beschriebenen Methode für die zur Verfügung stehenden Zeitpunkte der Flächenerhebung durchgeführt und visualisiert werden. Die Karte 8 im Kartenband zeigt das erste (1981) und letzte (1997) zur Verfügung stehende Jahr. Ein Vergleich mit der Darstellung der Flächenversiegelung macht deutlich, daß hier Wassereinzugsgebiete mit gleichem Versiegelungsgrad durchaus unterschiedlich bewertet wurden. Die in Abb. 8 bezeichneten Wassereinzugsgebiete (1, 2) sind 1997 beide jeweils eine Versiegelungsgradklasse höher eingestuft als 1981. In der Risikoabschätzung 1997 ist das Gebiet Nr. 1 weiterhin als unkritisch, das Gebiet Nr. 2 jedoch mit einer deutlich höheren Stufe bewertet. Hierdurch wird deutlich, daß die Flächenversiegelung nicht pauschal als Durchschnittswert betrachtet werden darf, sondern eine flächendifferenzierte Analyse nötig ist.

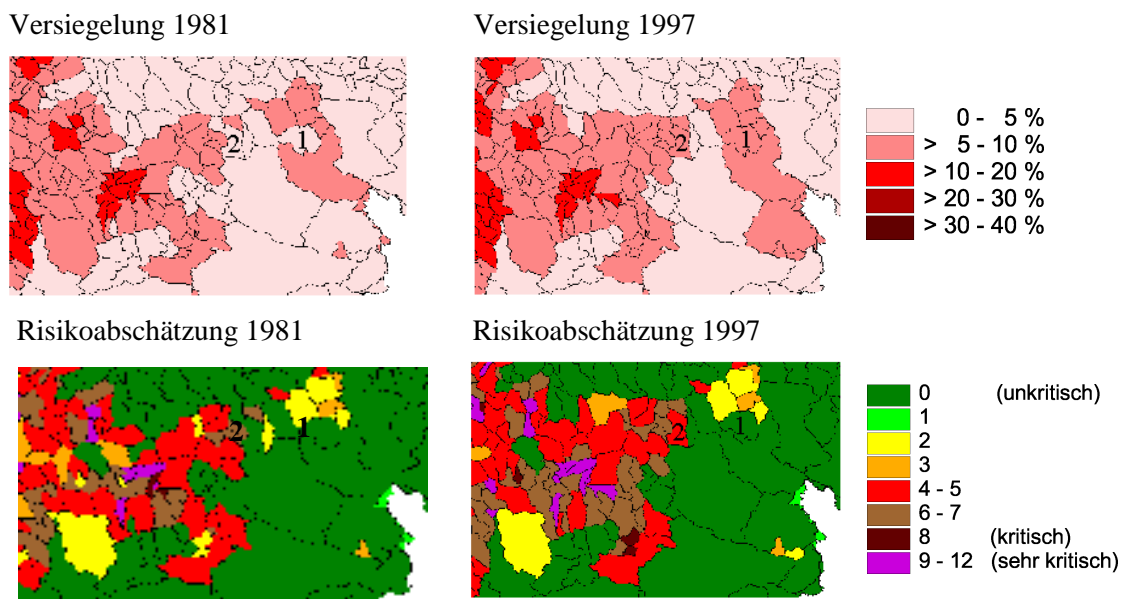


Abb. 8: Ausschnitte (vergrößert) aus den Karten 6 und 8 (im Kartenband); Vergleich der Versiegelungszunahme und der Risikoabschätzung für die Jahre 1981 und 1997

Die Ergebnisse verdeutlichen, daß die gleiche Versiegelungseinwirkung in Gebieten mit unterschiedlichen Standortparametern ein anderes Risiko für Überschwemmungen verursachen kann. Daher wurde für die Wassereinzugsgebiete entsprechend ihrer Standortparameter eine Sensitivität [S] gegenüber Überschwemmungen (siehe Formel 2) ausgewiesen. Die Sensitivität stellt die Risikoabschätzung ohne Berücksichtigung des Versiegelungsgrades dar; es gelten daher die Ausführungen zu Formel (1).

$$S = D + L - FD + N \quad (2)$$

D: Direktabfluß, L: Linienführung, FD: Flußnetzdicke, N: „Nachbarschaft“

Gegenüber einem landesweiten Mittelwert der Flächenversiegelung kann nun der Versiegelungsgrad für die spezifischen Sensitivitäten der Wassereinzugsgebiete berechnet werden. Die Abb. 9 zeigt diese Versiegelungsgrade für die Zeitpunkte der Flächenerhebung im Vergleich zum Mittelwert aller Wassereinzugsgebiete.

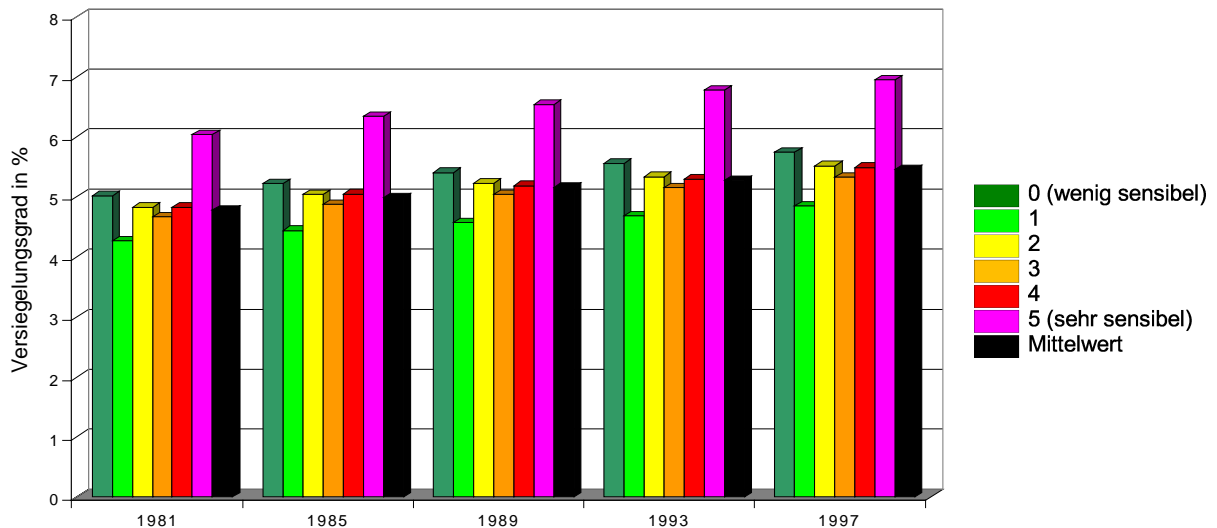


Abb. 9: Versiegelungsgrade der Sensitivitätsklassen

Die differenzierte Darstellung der Versiegelungsgrade in unterschiedlichen Sensitivitätsklassen läßt eine genauere Abschätzung der Versiegelungswirkung, als der Mittelwert über alle Wassereinzugsgebiete zu. Es wird deutlich, daß besonders in den Gebieten mit hoher Überschwemmungsgefährdung die Versiegelung überdurchschnittlich hoch ist und sogar über dem Mittelwert (schwarzer Balken) aller Einzugsgebiete liegt. Eine Betrachtung der Versiegelungszunahmen prozentual zum vorherigen Erhebungszeitpunkt (Abb. 10 und 11) zeigt die Dynamik der zunehmenden Versiegelung über die letzten Jahre der Flächenerhebung. Einer insgesamt gebremsten Zunahme in den Erhebungszeitpunkten 1989 und 1993 steht eine überdurchschnittlich hohe Zuwachsrate in den von Überschwemmung potentiell gefährdeten Wassereinzugsgebieten gegenüber. Dieser Trend hat sich jedoch bei der letzten Flächenerhebung im Jahre 1997 nicht fortgesetzt, obwohl für die Versiegelung insgesamt wieder ein höherer Zuwachs zu verzeichnen war. Die Entwicklung in den eher unkritischen Gebieten verlief analog zum Durchschnittswert.

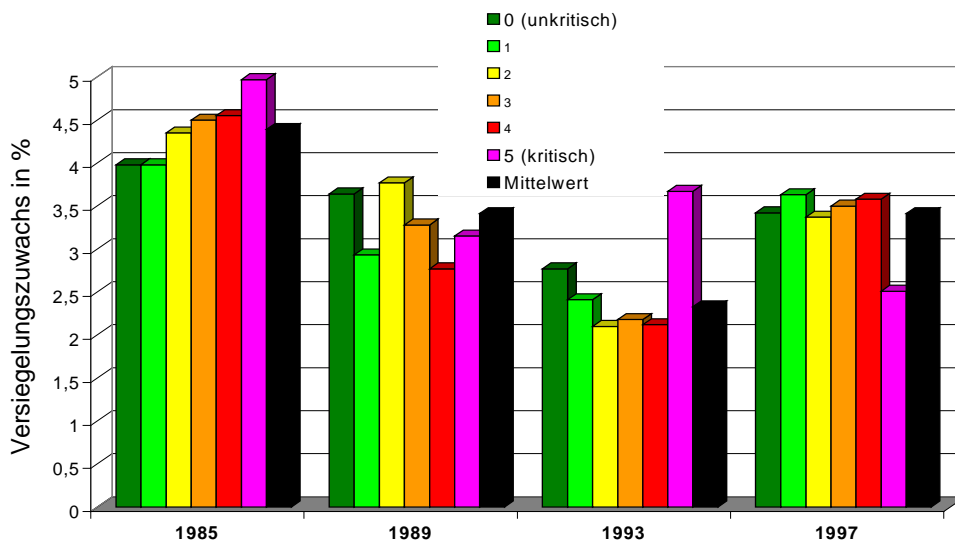


Abb. 10: Spezifischer Versiegelungszuwachs in Wassereinzugsgebieten

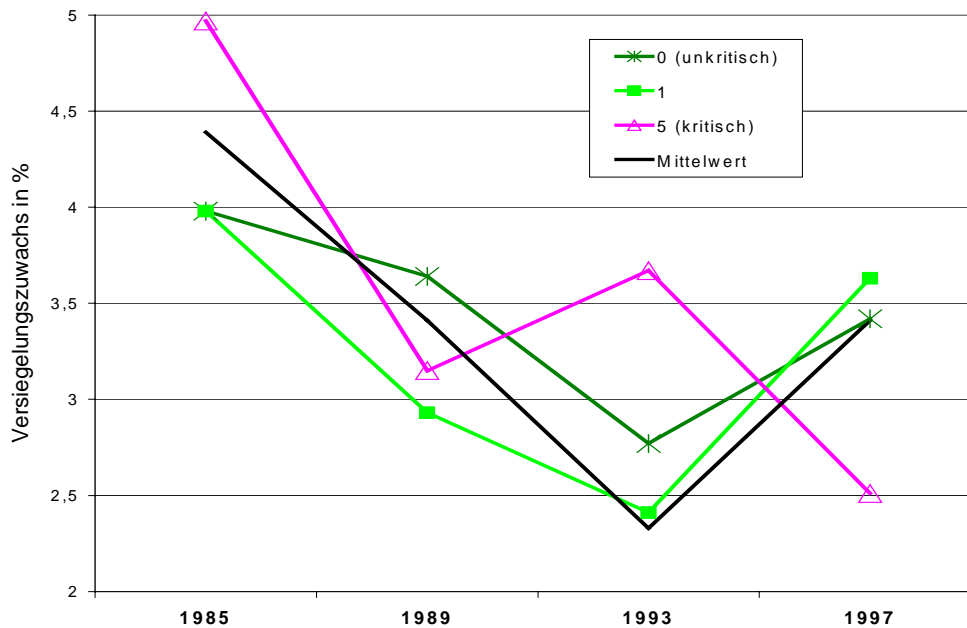


Abb. 11: Trend der Versiegelungszunahme in unkritischen und kritischen Wassereinzugsgebieten

Zur Verifizierung der durchgeführten Empfindlichkeitsabschätzung wurde eine Überlagerung mit tatsächlich eingetretenen Überschwemmungsereignissen herangezogen. Einen ersten Anhaltspunkt bietet eine Statistik der MÜNCHENER RÜCKVERSICHERUNGSANSTALT (1999), die eine Dokumentation der Überschwemmungsereignisse von 1970 bis 1998 beinhaltet. Darstellbar sind dort allerdings nur Ereignisse, die sich konkret räumlich zuordnen lassen; landesweite Überschwemmungen können nicht berücksichtigt werden. Ein Vergleich der Empfindlichkeitsabschätzung mit den dokumentierten Überschwemmungsereignissen zeigt eine hohe Deckungsgleichheit zwischen als kritisch eingestuften Wassereinzugsgebieten und tatsächlich eingetretenen Überschwemmungsereignissen. Eine Ausnahme stellen die betroffenen Wassereinzugsgebiete mit nur geringen Direktabflußwerten dar, die in der Empfindlichkeitsabschätzung als nicht kritisch eingestuft werden. Zur Erklärung der verbleibenden Überschwemmungsereignisse ist die Bewertung aus der Nutzungsentwicklung von Aueböden heranzuziehen (Kapitel 5).

Ein weiterer Vergleich bietet sich mit den Daten der Hochwasserabfluss-Wahrscheinlichkeiten an, die vom Institut für Wasserwirtschaft und Kulturtechnik der Universität Karlsruhe im Auftrag der Landesanstalt für Umweltschutz erarbeitet wurden. Zum gegenwärtigen Zeitpunkt sind diese Daten jedoch noch nicht verfügbar und können daher nicht mehr in das hier dokumentierte Projekt eingearbeitet werden.

## 2.4.2 Versiegelung und Boden

Im folgenden soll untersucht werden, inwieweit durch die Flächenversiegelung besonders auch biologisch aktive Bodenfläche betroffen ist.

### 2.4.2.1 Allgemeine Problemstellung

Da durch die Versiegelung von Böden ein irreversibler bzw. zumindest ein auf lange Sicht dauerhafter Verlust von Bodenfunktionen verursacht wird, ist dem Verbrauch von besonders wertvollen Flächen erhöhte Aufmerksamkeit zu widmen. Als sehr wertvolle Flächen werden in diesem Zusammenhang Böden mit guter Ackerbaueignung und guter Filter- und Pufferkapazität verstanden bzw. Böden mit langen Entwicklungszeiten, deren Entstehungsvoraussetzungen nicht mehr gegeben sind. Eine nachhaltige Nutzung von Böden orientiert sich an den natürlichen Standortbedingungen, da eine an den Standort angepaßte Nutzung mit geringerem technischem Aufwand auskommt und damit weniger umweltbelastend ist. Der Erhalt von Böden mit hohem natürlichen Ertragspotential ist für die langfristige Sicherung der Nahrungsmittelproduktion bedeutend. Die weniger produktiven Standorte erfüllen wichtige ökologische Funktionen als Lebensraum in der Kulturlandschaft durch ihre nur extensive Bewirtschaftung z.B. mit Streuobstwiesen. Daher wird bei einer standortangepaßten Nutzung nicht nur die ökonomische Sicherung der Landwirte, sondern auch der Erhalt von schutzwürdigen Biotopen der Kulturlandschaft garantiert (WELLER 1990). Für den Abbau von eingetragenen Schadstoffen ist eine hohe Leistungsfähigkeit der Böden ebenso entscheidend, damit problematische Reststoffe in hohem Maße umgebaut (z.B. Säuren) oder stabil eingebunden (z.B. Schwermetalle) werden können. In vielen Fällen wird jedoch nur eine Verminderung der Mobilität von Schadstoffen erreicht, so daß sich gerade in Böden mit hohem Filter- und Puffervermögen Schadstoffe anreichern und langfristig eine Gefahrenquelle darstellen können.

Die Eignung für Ackernutzung lehnt sich an die ökologische Standorteignungskarte für den Landbau in Baden-Württemberg von WELLER (1990) an. Grundlage hierfür ist die Agrarökologische Gliederung, die homogene Standorteinheiten zu Standortkomplexen zusammenfaßt. Ausgehend von den geomorphologischen Verhältnissen werden die Standortkomplexe durch Informationen zum Wuchsklima und zu den Bodenfaktoren Gründigkeit, Bodenart, Nährstoffangebot, Feuchtigkeit, Kalkgehalt und Säuregrad charakterisiert. Anhand von Erntestatistiken, Standortversuchen und Expertenbefragungen konnten den Standortkomplexen relative Eignungsstufen für den Landbau zugeordnet werden. Da die Basisdaten weitgehend im Zeitraum vor 1950 erhoben wurden, spiegelt die Bewertung die ökologische Situation vor dem letzten Stadium der landwirtschaftlichen Intensivierung wider.



Die Beurteilung der Filter- und Pufferkapazität aus der Fortschreibung des Landschaftsrahmenprogramms unterscheidet zwischen landwirtschaftlich und forstwirtschaftlich genutzten Böden auf der Basis der Bodenübersichtskarte von Baden-Württemberg. Der Nutzungseinfluß wird über den pH-Wert und die Humusform berücksichtigt. Methodisch orientiert sich die Bewertung an dem Leitfaden des UMWELTMINISTERIUMS BADEN-WÜRTTEMBERG „Bewertung der Böden nach ihrer Leistungsfähigkeit“. Dieses Bewertungsschema legt zugrunde, daß die Filter- und Pufferwirkung grundsätzlich mit der Humusmenge, der Tonmenge und dem pH-Wert zunimmt.

#### 2.4.2.2 Angewandte Methode

Im Rahmen der vorliegenden Studie wurde anhand der ökologischen Standorteignungskarte für den Landbau die Eignung für Ackernutzung in 9 Stufen von ungeeignet bis sehr gut geeignet zusammengefaßt. Wie die unterschiedlichen Eignungsklassen in der gesamten bewerteten Fläche vertreten sind, ist der Abbildung Nr. 12 zu entnehmen:

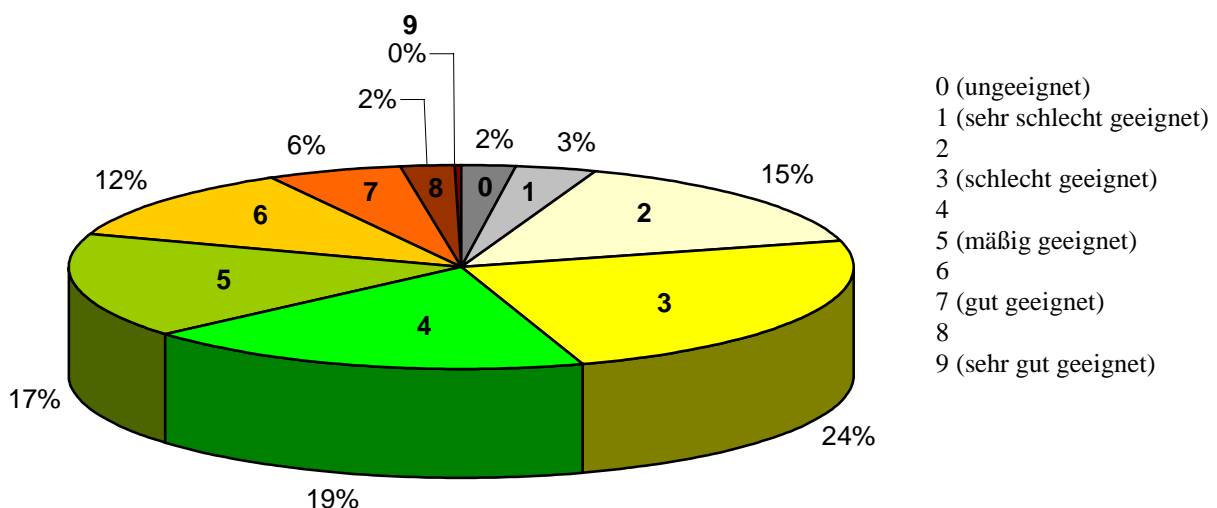


Abb. 12: Anteile der Ackereignungsklassen in Prozent der insgesamt bewerteten Ackerfläche

Die Karte 9 im Kartenband stellt die Ackerbaueignung räumlich differenziert für Baden-Württemberg dar. Als besonders gut geeignet zeichnen sich weite Teile des Neckarbeckens, der Filder, des Kraichgaus, der Mainfränkischen Gäulandschaften, der Hecken- und Korngäu sowie der Rheinebene aus.

Für die Analyse der Versiegelung von Böden mit guter Filter- und Pufferkapazität wurde die Gesamtbewertung aus der Fortschreibung des Landschaftsrahmenprogramms herangezogen. Es handelt sich um eine Zusammenfassung der Einzelbewertungen bezüglich der Filter- und Pufferkapazität für organische Stoffe, anorganische Stoffe und Säuren. Die Karte 12 (Kartenband) zeigt das Auftreten bestimmter Filter- und Pufferkapazitäten. Mit der besten Stufe sind die landwirtschaftlich genutzten Flächen mit Böden aus Löß/-lehm und Ton im Verbreitungsgebiet des Gipskeupers und Hangfußlagen am Rand der Vorbergzone im Oberrheingebiet bewertet. Moore, Hardtebenen im nördlichen Oberrheingebiet und Böden im Schwarzwald und Odenwald weisen die geringsten Filter- und Pufferkapazitäten auf (GEOLOGISCHES LANDESAMT 1996).

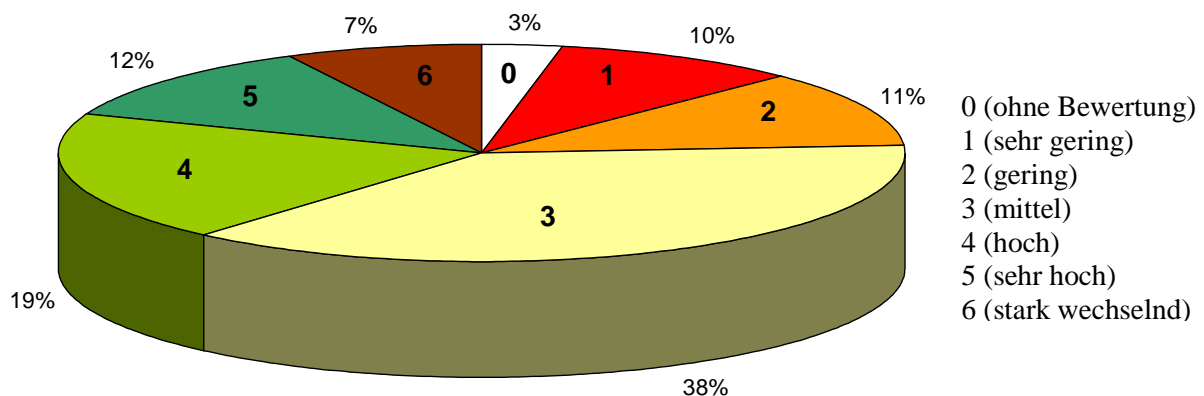


Abb. 13: Anteile der Filter- und Pufferkapazitätsklassen in Prozent der insgesamt bewerteten Fläche

Für die anschließende Überlagerung mit den versiegelten Flächen wurde die digitale Klassifizierung der LANDSAT-TM Szenen von 1993 (© IPF KARLSRUHE) herangezogen, weil nur hier die tatsächliche Lage der versiegelten Flächen zu entnehmen ist. Diese ist für die vorliegende Aufgabenstellung besser geeignet als die Flächenerhebung, da die Ackereignungseinheiten und auch die Flächen gleicher Filter- und Pufferkapazität zum Teil recht kleinräumig sind und für die Zuordnung von versiegelten Flächen in diesen Fällen die Lagegenauigkeit entscheidend ist. Der Einsatz der LANDSAT-Daten bedeutet jedoch auch, daß man auf einen zeitlichen Vergleich wie sie die im 4-Jahres-Turnus erhobenen Flächenerhebungen ermöglichen, verzichten muß, da eine vergleichbare Klassifizierung zu einem anderen Zeitpunkt nicht zur Verfügung steht. Im 30\*30m Raster liegt eine Landnutzungsklassifizierung mit 16 Hauptklassen vor. Die für eine Versiegelungsbetrachtung relevanten Klassifizierungsklassen

sind „dichte Siedlung“, „lockere Siedlung“ und „großflächig versiegelte Industrie- und Verkehrsflächen“. Innerhalb der Landesfläche Baden-Württembergs wurden insgesamt 7,34 % als versiegelt klassifiziert. Auf dichte Siedlung entfielen 4,59 %, auf lockere Siedlung 1,95 % und auf die großflächig versiegelten Flächen entsprechend 0,8 %.

Da die als „dichte Siedlung“, „lockere Siedlung“ und „großflächig versiegelt“ klassifizierten Gebiete einen unterschiedlichen Versiegelungsgrad kennzeichnen, werden sie im folgenden mit einem spezifischen Anteil versiegelter Fläche berücksichtigt. Diese Einschätzungen stützen sich auf die bei der Fortschreibung des Landschaftsrahmenprogramms verwendeten Werte.

*Tab. 5: Versiegelungsgrade der Klassifizierungsklassen nach LANDSAT 93*

dichte Siedlung	0,85 %
lockere Siedlung	0,50 %
großflächig versiegelt	0,85 %

Die ebenfalls vorliegende LANDSAT-Klassifizierung aus dem Jahre 1975 konnte nicht miteinbezogen werden, da diese aufgrund einer geringeren Auflösung (50\*50m) und einer anderen Klassifizierungsmethode keine ausreichende Vergleichbarkeit aufweist (siehe Kapitel 5.3.1)

Die Einschätzung der Versiegelungswirkung erfolgte durch Multiplikation der Versiegelungsgrade (VG) mit der Ackerbaueignung bzw. Filter- und Pufferkapazität. Die Ergebniswerte wurden folgendermaßen klassifiziert (Tab. 6).

*Tab. 6: Klassifizierung der Ergebniswerte für Bodenverbrauch*

	Ergebnis VG*Ackerbaueignung	Ergebnis VG*Filter-und Pufferkapazität	Bewertung
	0 bis 10	0 bis 10	unkritisch
	> 10 bis 50	> 10 bis 20	
	> 50 bis 90	> 20 bis 50	
	> 90 bis 500	> 50 bis 600	kritisch

### 2.4.2.3 Ergebnisse

Die Abbildung 14 zeigt, daß gerade Böden mit guter und sehr guter Ackerbaueignung hoch versiegelt sind. Dieses Ergebnis verdeutlicht die hohe Korrelation zwischen bevorzugter Siedlungslage und Bodenqualität. Gerade die hochwertigen Standorte in Talnähe bildeten oftmals die Ausgangspunkte der Besiedlung und sind heute in ihrer ursprünglichen Funktion als Produktionsstandorte für die Landwirtschaft stark eingeschränkt. Eine standortangepaßte Nutzung im Sinne einer nachhaltigen Entwicklung liegt hier nicht vor und der Konflikt zwischen gegensätzlichen Nutzungsansprüchen an den Boden tritt besonders deutlich hervor.

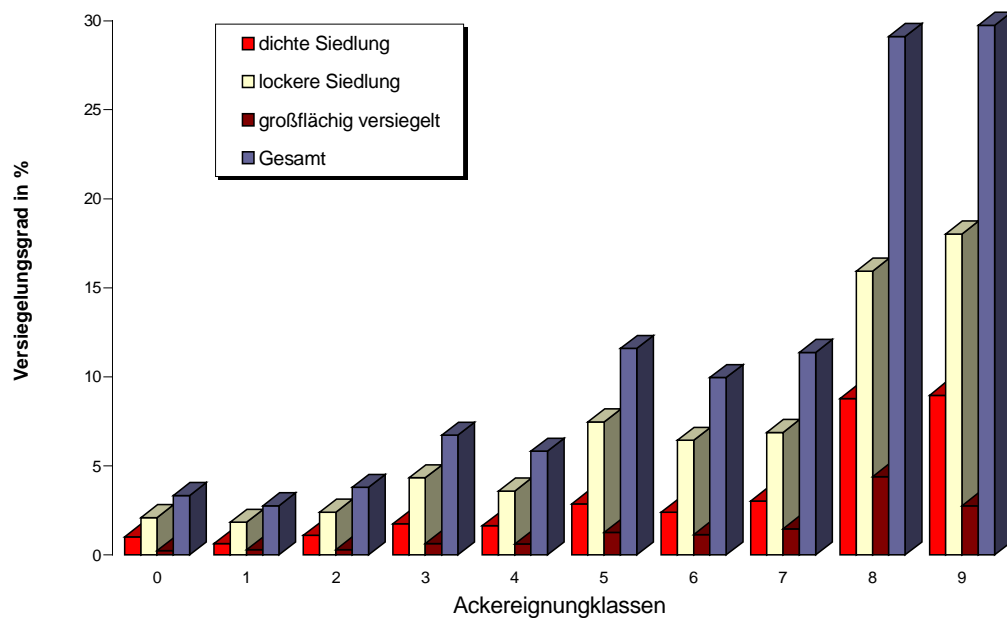


Abb. 14: Versiegelungsgrad der Ackereignungsklassen

Die Ergebnisse aus der Betrachtung Versiegelung und Filter- und Pufferkapazitäten (Abb. 15) zeigen tendenziell ein ähnliches Bild wie die Versiegelung der Ackereignungsklassen. Auch hier sind die biologisch aktiveren Böden höher versiegelt.

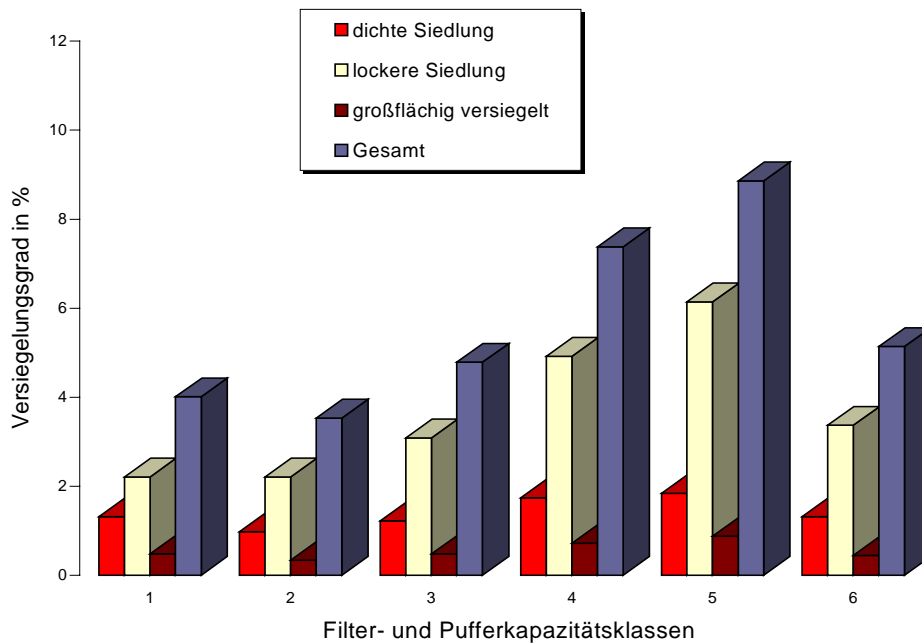


Abb. 15: Versiegelungsgrad der Filter- und Pufferkapazitätsklassen

Im Sinne einer nachhaltigen Entwicklung ist die Versiegelung der ackerbaulich wertvollen Böden kritisch zu sehen, weil damit die zukünftige Sicherung der Ernährungsgrundlagen stark gefährdet werden könnte. Die Ausweitung der Siedlungs- und Verkehrsflächen vollzieht sich zu einem großen Teil auf landwirtschaftlich hochwertigen Böden, da die Siedlungssprünge sich meist auf fruchtbaren Böden konzentrierten. Die Versorgung der Bevölkerung mit landwirtschaftlichen Produkten aus unmittelbarer Nachbarschaft (und damit kurzer Transportwege) ist durch Inanspruchnahme gerader dieser Gebiete nicht mehr gegeben.

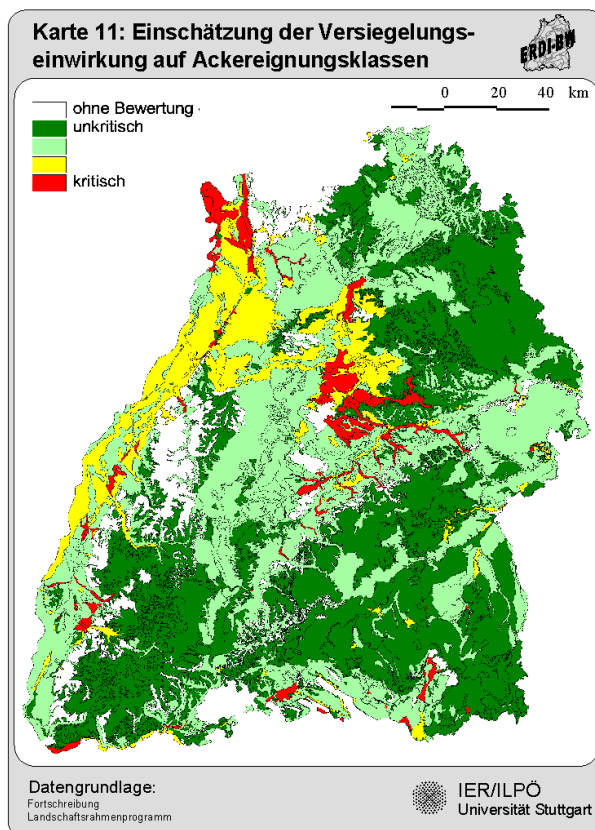


Abb. 16: Einschätzung der Versiegelungseinwirkung auf Ackereignungsklassen

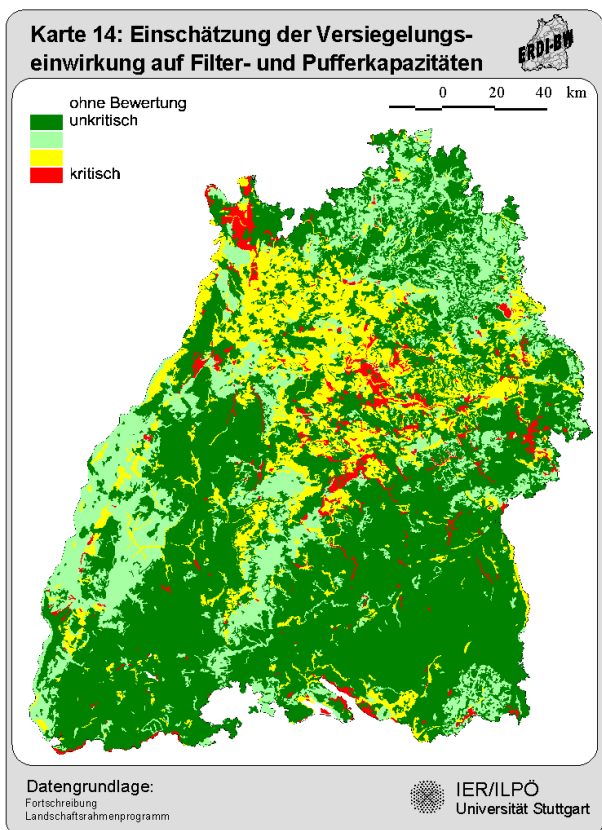


Abb. 17: Einschätzung der Versiegelungseinwirkung auf Filter- und Pufferkapazitäten

Die Ergebniskarten 11 und 14 (Abb. 16, 17) visualisieren die räumliche Verteilung der Versiegelungseinwirkung auf Ackereignung sowie Filter- und Pufferkapazitäten. Die als kritisch bewertete Einschätzung der Versiegelungswirkung kennzeichnet die Gebiete, in denen eine hohe Versiegelung und eine gute Ackerbaueignung bzw. eine hohe Filter- und Pufferkapazität zusammentreffen. Die Flächeninanspruchnahme in diesen Gebieten vernichtet eine besonders wertvolle Bodenfunktion und ist gegenüber einer Inanspruchnahme von weniger „leistungsfähigen“ Böden als gravierender einzustufen.

### 2.4.3 Versiegelung und Fragmentierung

Die Trennung von Lebensräumen (Fragmentierung) durch Straßen-, Schienennetz und anderen linienhaften Strukturen kann zu einer Belastung von Tieren und Pflanzen werden, wenn die verbleibenden unzerschnittenen Räume unterhalb des lebensnotwendigen Minimumareals liegen.

#### 2.4.3.1 Allgemeine Problemstellung

Die Flächengröße eines Habitates ist mitentscheidend für die Größe einer Population und ihrer Überlebenswahrscheinlichkeit (HORLITZ 1994). Wenn keine ausreichende Konnektivität zwischen Habitatflächen vorhanden ist, können kleinere Populationen nicht mehr durch zuwandernde Arten stabilisiert bzw. neu gegründet werden. Der Anspruch an die Konnektivität ist dabei artspezifisch, d.h. die Überwindbarkeit eines Hindernis ist von der betrachteten Art abhängig. Maßnahmen zum Schutz von Tier- und Pflanzenarten sollten daher nicht nur die Ausweisung von geschützten Lebensräumen, sondern auch die Vernetzung der Flächen untereinander miteinbeziehen.

Die zunehmende Zerschneidung von Landschaften als Störfaktor für das vernetzte System von Tier- und Pflanzenpopulationen bildet die Gefährdung für Lebensräume realistischer ab, als die alleinige Betrachtung der wachsenden Flächeninanspruchnahme.

#### 2.4.3.2 Angewandte Methode

Die Ausweisung von unzerschnittenen Räumen orientiert sich am Datensatz, der im Rahmen der Fortschreibung des Landschaftsrahmenprogramms erstellt wurde. Dieser weist die Gebiete aus, die durch klassifizierte Straßen mit einer durchschnittlichen täglichen Verkehrsmenge von über 1000 Fahrzeugen vollständig umschlossen sind. Das Straßennetz wird durch lineare Verbindungen von Netzknoten repräsentiert und weist daher nur eine geringe Lagegenauigkeit auf. Die Darstellung beschränkt sich auf die unzerschnittenen Räume über 100 km<sup>2</sup>. Aus den Informationen zum Wald- und Biotopanteil kann diesen Räumen außerdem eine Ausstattungsqualität zugewiesen werden (Karte 15 im Kartenband). Ein hoher Wald- bzw. Biotopanteil führt zu einer hohen Ausstattungsqualität der unzerschnittenen Räume. Abbildung Nr. 18 zeigt die Anteile der unterschiedlichen Ausstattungsqualitäten.

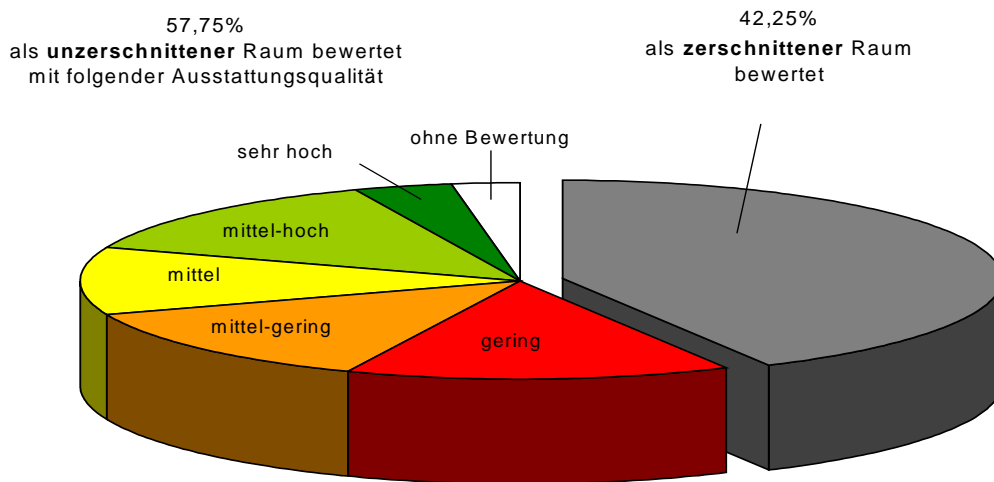


Abb. 18: Anteile der Ausstattungsqualitäten von großen unerschnittenen Räumen

Da die durch Netzknoten repräsentierten Straßenverläufe die Realität nur schlecht wiedergeben, wäre eine genauere Datenbasis z.B. ein Straßennetz aus ATKIS-Daten von großem Vorteil. Die hierfür recht umfangreichen Vorarbeiten zum Abgleich der lagegenauen ATKIS-Geometrie unter Beibehaltung der semantischen Informationen werden im Rahmen eines Folgeprojektes angestrebt. Auch die Einbeziehung der Konnektivität von unerschnittenen Räumen untereinander mittels spezifischer Indizes kann bei weiteren Arbeiten die Methodik noch verfeinern.

Für die Überlagerung mit versiegelten Flächen wurde wiederum die digitale Klassifizierung der LANDSAT-TM Szenen von 1993 zugrundegelegt. Für die großen unerschnittenen Räume wurde hieraus jeweils der Versiegelungsgrad berechnet (Karte 16 im Kartenband) und mit der Ausstattungsqualität verschnitten (Tab. 7)

Tab. 7: Klassifizierung der Ergebniswerte für Fragmentierung

	Ergebnis VG*Qualität unerschnittener Räume	Bewertung
	1 bis 5	unkritisch
	> 5 bis 10	
	> 10 bis 20	
	> 20 bis 115	kritisch



### 2.4.3.3 Ergebnisse

Die Verschneidung der versiegelten Flächen mit den unzerschnittenen Räumen zeigt eine Abnahme des Versiegelungsgrades mit zunehmender Ausstattungsqualität der großen unzerschnittenen Räume (Abb.19). Dieser Trend ist grundsätzlich positiv zu bewerten, da sich die Flächenzerschneidung eher auf weniger wertvolle Gebiete konzentriert.

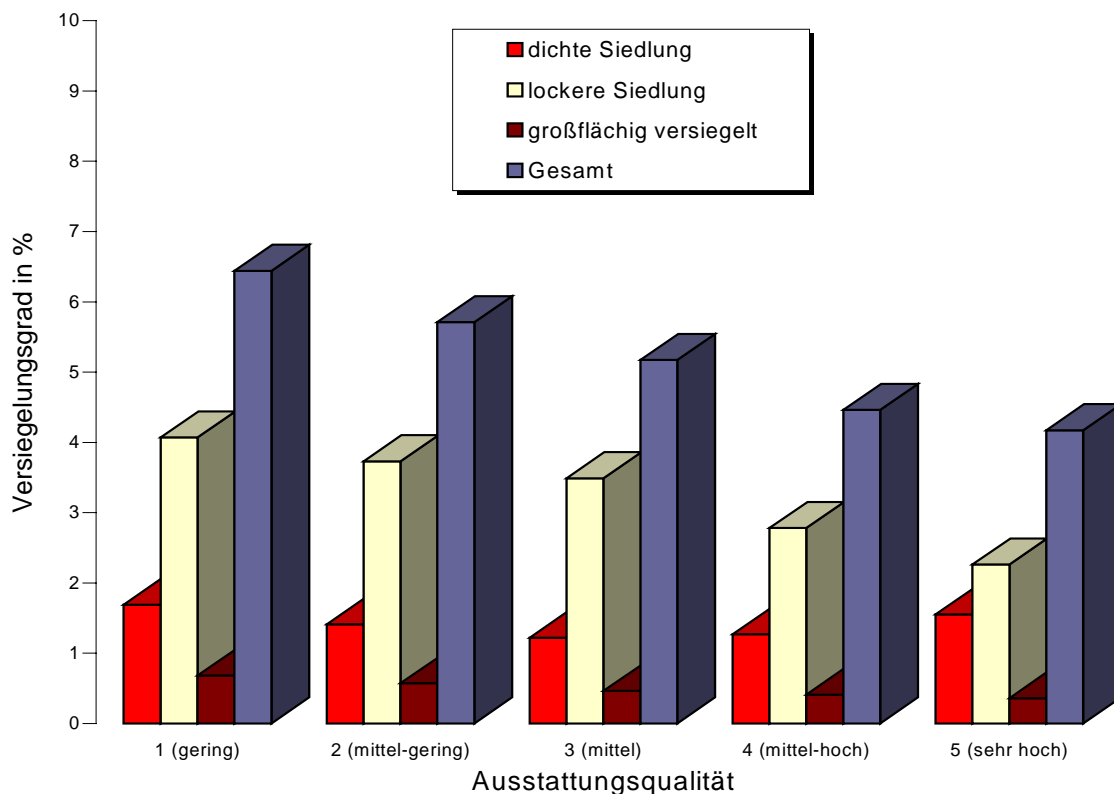
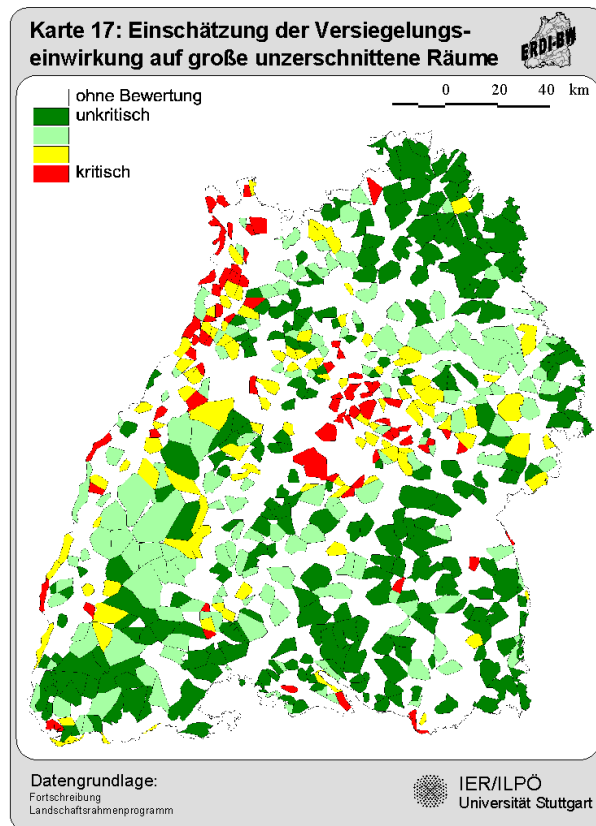


Abb. 19: Versiegelungsgrad der unzerschnittenen Räume

Die Ergebniskarte Nr. 17 (Abb. 20) veranschaulicht, daß einige unzerschnittene Räume mit einer Ausstattungsqualität von mittel-hoch bzw. sehr hoch mit einem hohen Versiegelungsgrad gekennzeichnet sind. Die Flächeninanspruchnahme in diesen Gebieten ist vorrangig zu stoppen bzw. umzukehren. Auch Räume mit einer eher geringeren Ausstattungsqualität können in der Bewertung der Versiegelungseinwirkung als kritisch eingestuft werden, jedoch nur, wenn sie einen sehr hohen Versiegelungsgrad (meist über 20%) aufweisen. Dies sind insbesondere die Räume in der Nachbarschaft der Verdichtungsgebiete Stuttgart und Mannheim.



*Abb. 20: Einschätzung der Versiegelungseinwirkung auf große unzerschnittene Räume*

## 2.5 Diskussion der Ergebnisse zur Bodendegradation

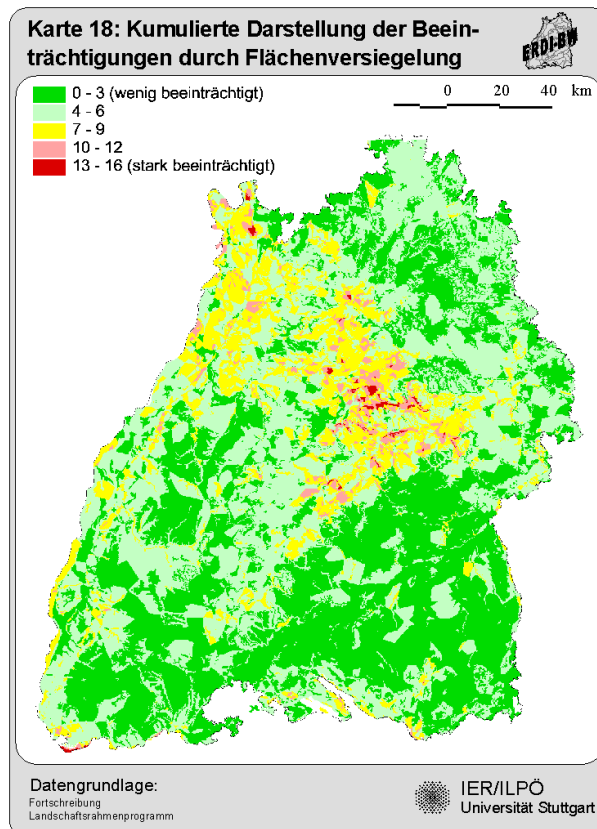
Die in den Kapiteln 2.4.1. bis 2.4.3. dargelegten Methoden zur Spezifizierung der Flächenversiegelung im Hinblick auf bestimmte Sensitivitäten demonstrieren den hohen Wert der differenzierten Betrachtung von Belastungsindikatoren. Aufgrund der z.T. stark unterschiedlichen Standorteigenschaften kann dieselbe Einwirkung (hier: Flächenversiegelung) verschieden gut abgefangen werden bzw. greift unterschiedlich stark in die natürlichen Bodenfunktionen ein.

Das Ziel des in diesem Kapitel dargelegten Arbeitsbereiches war es, mit Hilfe eines relativ einfachen und gut vermittelbaren methodischen Ansatzes Indikatoren zu entwickeln, die den Verlust bzw. die Verschlechterung von Böden nicht nur quantitativ sondern auch qualitativ bewerten. Eine unvermeidbare Inanspruchnahme von zusätzlicher Bodenfläche kann so auf Flächen gelenkt werden, die infolge Vornutzung oder naturbedingt eine geringere Leistungsfähigkeit im Naturhaushalt aufweisen, wie es auch im Umweltplan für Baden-Württemberg

als Schutzziel gefordert wird (MINISTERIUM FÜR UMWELT UND VERKEHR, Entwurf v. 27.6.2000). Aufgrund der hohen Infrastrukturdichte in Baden-Württemberg stellt der Boden ein knappes Gut dar und erfordert aufgrund zahlreicher Nutzungsansprüche und –konflikte eine große Effizienz der Bewirtschaftung (BACKHAUS/WEIERS 2000).

Die besondere Stärke von Indikatoren ist gerade in ihrer Funktion als Kommunikationsinstrument zwischen Fachleuten und Entscheidungsträgern zu sehen, das von wissenschaftlicher Seite her einen gewissen Mut zur Vereinfachung verlangt. Nur mit einer funktionierenden „Übersetzungsebene“, die das Interesse auf der Planungsseite weckt, ist auch die Umsetzung der aus den Indikatorwerten gewonnenen Erkenntnisse gewährleistet.

Die Betrachtung der einzelnen Sensitivitäten weist die Räume aus, in denen vordringlicher Handlungsbedarf besteht. Eine Überlagerung aller Sensitivitäten mit den Gefährdungsklassen bietet zudem die Möglichkeit einer kumulierten Einschätzung. Mit der Karte Nr. 18 (Abb. 21) wird eine solche Überlagerung verdeutlicht. Den Klassen aus der Betrachtung der Versiegelungseinwirkung auf Oberflächenabfluß (Karte 8), Bodenverbrauch (Karte 11 und 14) und unzerschnittene Räume (Karte 17) werden Faktoren von 0 - 4 (0: unkritisch, 4: kritisch) zugewiesen. Nach Umwandlung in Rasterbilder können die Werte der einzelnen Bildpunkte addiert werden. Gebiete, die insgesamt eine hohe Beeinträchtigung durch Flächenversiegelung aufweisen, werden durch hohe Werte gekennzeichnet und in der Karte als stark beeinträchtigt ausgewiesen. Diese sind vorrangig vor weiterer Flächeninanspruchnahme zu schützen.



*Abb. 21: Kumulierte Darstellung der Beeinträchtigung durch Flächenversiegelung*

Eine Analyse der Flächeninanspruchnahme, die über die bloße Ausweisung eines landesweiten Mittelwertes hinausgeht, kann gezielt die Aufmerksamkeit auf besonders betroffene Gebiete lenken. Da sich eine zunehmende Versiegelung jedoch auf verschiedene Bodenfunktionen negativ auswirkt, sind ggf. noch Schutzprioritäten abzuwägen. Hierfür ist zu beurteilen, ob im Einzelfall z.B. dem Schutz hoher Filter- und Pufferkapazitäten oder der Qualität unzerschnittener Räume eine höhere Priorität einzuräumen ist.

## **3 Zusammenhängende landwirtschaftliche Fläche**

### **3.1 Allgemeine Problemstellung**

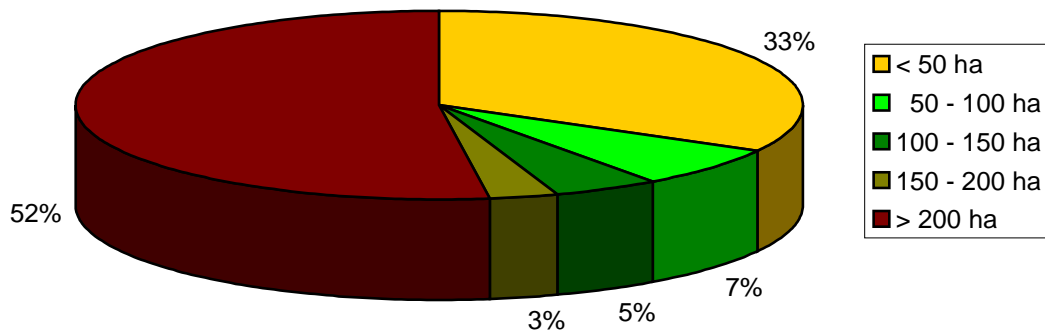
Durch die Ermittlung von landwirtschaftlichen Mindestgrößen, die eine langfristige Perspektive für einen landwirtschaftlichen Betrieb bieten, wird neben der ökologischen Komponente auch die ökologische und soziale Dimension der Nachhaltigkeit berücksichtigt. Die Ausweisung ausreichend großer Flächen (mindestens 200 ha) mit guter Ackerbaueignung zeigt an, in welchen Regionen sich das Wirtschaften für den Landwirt noch „lohnt“. Unter solchen Voraussetzungen kann auch davon ausgegangen werden, daß der Landwirt ökologisch wertvolle, aber ökonomisch unrentable Flächen in seinen Betrieb integrieren kann. Nach HABER (1996) ist die Pflege und Aufrechterhaltung von ökologisch wertvollen Biotopen, die meist von alten Kulturlandschaften gebildet werden, eine kostspielige und aufwendige Art der Bewirtschaftung und kann nur durch die Einbeziehung der Landwirte als „Naturwirte“ geleistet werden.

### **3.2 Angewandte Methode**

Unter Zugrundelegung der LANDSAT93-Klassifizierung wurden zunächst die als landwirtschaftliche Fläche klassifizierten Pixel ausgewählt. Nach Umwandlung dieses Rasterfiles in ein Polygonfile konnten die entstehenden Flächen ihrer Größe nach klassifiziert werden. Die Flächen mit einer Mindestgröße von 200 ha wurden wiederum selektiert und mit der Eignung für Ackernutzung (siehe Kapitel 2.4.2) überlagert.

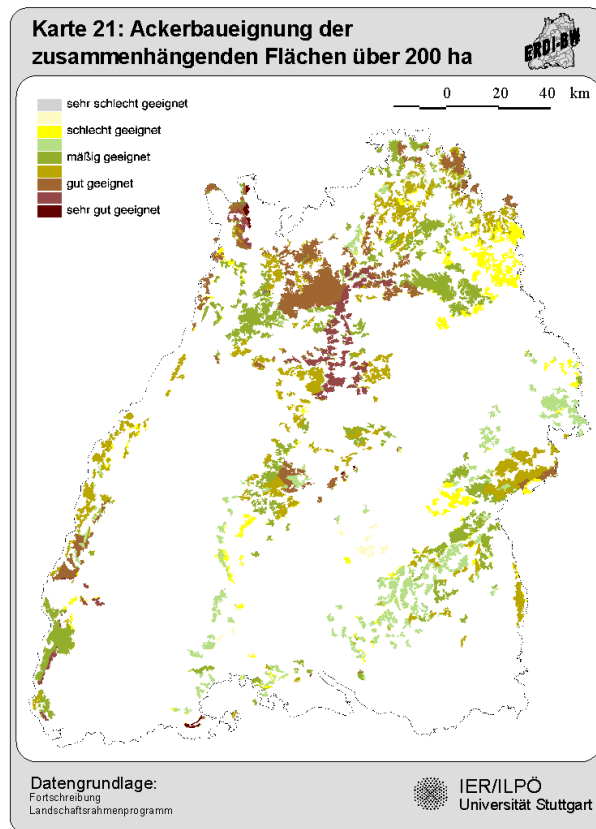
### **3.3 Ergebnisse**

Die Ergebniskarte Nr. 21 zeigt die landwirtschaftlichen Flächen mit einer zusammenhängenden Größe von mindestens 200 ha und weist ihnen eine ackerbauliche Eignung zu. Identifizierbar sind hiermit die Gebiete, in denen die Voraussetzungen für eine ökonomisch rentable Nutzung gegeben sind und der Landwirt als „Naturwirt“ die Pflege von ökologisch wertvollen Flächen in seine Arbeit integrieren kann. Hervorzuheben sind der Kraichgau und das Neckarbecken als für diesen Zweck besonders geeignete Gebiete in Baden-Württemberg.



*Abb.22: Anteile der Größenklassen von landwirtschaftlichen Flächen an der gesamten Fläche zusammenhängender Landwirtschaftsfläche*

Die Größenverteilung der landwirtschaftlichen Flächen zeigt, daß die zusammenhängenden Flächen mit über 200 ha (Anzahl: 453) über 50 % der gesamten Landwirtschaftsfläche einnehmen. Mit 33 % folgen allerdings die sehr kleinen zusammenhängenden Flächen unter 50 ha (Anzahl: 218 162). Gut die Hälfte der über 200 ha großen Flächen ist qualitativ betrachtet mit einer mäßigen bis guten Eignung für den Ackerbau ausgestattet. Gerade diese Flächen sind vor anderen Nutzungsansprüchen zu bewahren, damit eine standortangepaßte und nachhaltige Nutzung möglich ist.



*Abb. 23: Ackerbaueignung der zusammenhängenden Flächen über 200 ha*

# 4 Biodiversität als Nachhaltigkeitsindikator

## 4.1 Allgemeine Problemstellung

### 4.1.1 Zielsetzung

In dem hier vorgestellten Projekt sollen Möglichkeiten zur Erfassung von Biodiversität auf Landesebene untersucht und ein anwendbares Vorgehen ausgearbeitet werden. Sowohl die Erfassung von Biodiversität in verschiedenen Indikatorsystemen als auch die Konzeption einer standardisierten Methode sind Inhalte dieses Projekts.

### 4.1.2 Begriffsdefinition Biodiversität

Im biologischen Sinne steht der Begriff Diversität für Verschiedenheit, Artenmannigfaltigkeit, Artenreichtum oder Vielfalt in Organismengemeinschaften. Diversität bezieht sich letztlich auf die innere Vielfalt eines Systems bzw. einer Einheit an Strukturen und Elementen. Der Zusatz „Bio“ soll verdeutlichen, daß es sich hier speziell um die Diversität biologischer Einheiten wie z.B. Gene, Arten, Populationen, Lebensformen, Biotope oder Ökosysteme handelt.

Biodiversität wird in der allgemeinen Diskussion häufig ausschließlich mit Artenvielfalt gleichgesetzt. Ziel der Bemühungen um die Biodiversität ist es jedoch nicht, eine maximal mögliche Artenzahl anzustreben, sondern vielmehr ein Maximum der für einen bestimmten Lebensraum typischen Arten. Biodiversität darf zudem nicht als statisches Gebilde betrachtet werden, denn als dynamisches System unterliegt sie einem ständigen Wandel. Biodiversität kann zusammenfassend als genetische Vielfalt, Artenvielfalt und Lebensraumvielfalt (räumliche und zeitliche Struktur) aufgefaßt werden, ist also ein Maß für die Vielfalt biotischer Naturelemente in einem Bezugsraum.

Die Genetische Vielfalt umfaßt dabei die Variation des genetischen Materials innerhalb und zwischen Populationen einer Art. Artenvielfalt wird zumeist interpretiert als Variation unter sowie innerhalb von Spezies und schließt außerdem die Variation weiterer taxonomischer Einheiten, wie z.B. Stämme, Familien und Gattungen ein. Lebensraumvielfalt betrifft die Variation in biogeographischen Regionen, Landschaften und Habitaten. Für alle drei Ebenen spielt sowohl die Raum- als auch Zeitstruktur eine wesentliche Rolle.

Während die Raumstruktur entscheidend für die Vernetzung von Lebensräumen und letztlich Populationen ist, charakterisiert die Zeitstruktur die Biodiversität als dynamisches nicht statisches System, das einem ständigen Wandel unterliegt und innerhalb längerer Zeiträume die Grundlage für Evolution darstellt.





Abb. 24: Ebenen der Biodiversität (verändert nach BfN 1997)

Wird Biodiversität unter dem Aspekt dieser verschiedenen Ebenen betrachtet (siehe Abb. 24), so wird deutlich, daß biologische Vielfalt zwar auf jeder der Ebenen erhoben werden kann und dies aus methodischer Sicht oft auch unumgänglich ist, daß im Endeffekt aber keine der Ebenen isoliert und losgelöst voneinander gesehen werden darf. Die Existenz einer Art läßt sich beispielsweise langfristig nur dann sichern, wenn sowohl ein Minimum genetisch differenzierter Populationen als auch das Gefüge des zugehörigen Ökosystems erhalten bleiben. Obwohl Vielfalt auf allen Ebenen der biologischen Hierarchie auftritt, ist innerhalb des Naturschutzes und in der Öffentlichkeit bisher die inhaltliche Reduktion von Biodiversität auf Artenvielfalt bzw. Artenreichtum weit verbreitet.

Nationaler Schutz einzelner Arten wurde durch die Roten Listen operabel gemacht, auf der Ebene der Ökosysteme werden entsprechende Instrumente wie die Rote Liste der gefährdeten Biotoptypen eingerichtet. Den Fragen der genetischen Vielfalt wird bisher eine geringere Aufmerksamkeit gewidmet, obwohl ihnen eine zentrale Bedeutung für den biologischen Formenreichtum, für die Realisierung von Artenvielfalt und für die Funktionalität von Lebensgemeinschaften zukommt.

Genetische Vielfalt wird auf Populationsniveau gemessen, denn Populationen stellen die Organisationsebene dar, auf der Evolution stattfindet und alle ökologischen und genetischen Prozesse, die für die dauerhafte Koexistenz von Arten, Lebensgemeinschaften, Ökosystemen notwendig sind, auf sie einwirken. Populationen sind die zentrale Einheit, wenn Raumaueinandersetzungen im Naturschutz betrachtet werden. Solchen Raumaueinandersetzungen, beispielsweise die Verinselung von Landschaft, die Frage der kleinsten überlebensfähigen

Population oder die Vernetzung von Lokalpopulationen (Metapopulationsmodelle) stehen bei der Ermittlung von Gefährdung in letzter Zeit immer mehr im Vordergrund. Eine Umsetzung der Ergebnisse in die Praxis hat derzeit allerdings noch nicht stattgefunden.

Zusammenfassend läßt sich feststellen, daß eine sinnvolle Auseinandersetzung mit dem Thema Biodiversität nur unter Einbeziehung einer zeitlichen und räumlichen Dimension sowie aller drei Ebenen biologischer Vielfalt (Genetische Vielfalt, Artenvielfalt, Lebensraumvielfalt) erfolgen kann.

#### 4.1.3 Bedeutung der Biodiversität in verschiedenen Indikatorsystemen

Daß Biodiversität eine wichtige Rolle als Nachhaltigkeitsindikator spielt, zeigt sich in der Integration dieses Indikators sowohl in die Indikatorsysteme der Organisation for Economic Co-operation and Development (OECD), der Commission for Sustainable Development (CSD), des Statistischen Amtes der europäischen Gemeinschaft (Eurostat) als auch der Akademie für Technikfolgenabschätzung (AfTA) (siehe Tab. 8). Während es sich bei den Indikatorsystemen der OECD, CSD und Eurostat um nationale bzw. internationale Indikatorsysteme handelt, deren Auflösungen für den Landesmaßstab nicht ausreichend genau sind, weist das Indikatorsystem der AfTA einen kleinräumigeren landesweiten Bezug auf. Bislang kann die AfTA (1997) aufgrund fehlender Datenbasis allerdings keine Berechnung der Indikatoren zur Kategorie Biodiversität angeben: „Für die Artenvielfalt und die Vielfalt von Landschaften und Ökosystemen gibt es bisher noch keine handhabbare Meßgröße. Lediglich einige Teilaspekte werden derzeit durch die Roten Listen erfaßt. Für die genaue Erfassung der Gefährdung der Artenvielfalt und der Vielfalt von Landschaften und Ökosystemen besteht daher großer Forschungsbedarf“.

Obwohl die Biodiversität in vielen Indikatorsystemen eine wesentliche Rolle spielt, vernachlässigen bisher alle Ansätze deren räumliches Beziehungsgefüge. Auch werden in keinem der vorgeschlagenen Systeme alle Ebenen der Biodiversität berücksichtigt. Vielmehr findet eine Reduktion auf einzelne Parameter statt, die höchstens einen Teil des vielschichtigen Themas beinhalten.

Tab. 8: Biodiversität in verschiedenen Indikatorsystemen

<b>Biodiversität als Indikator in verschiedenen Indikatorsystemen</b>	
<b>CSD</b>	<i>Commission for Sustainable Development (1995)</i>
Indikatorenkomplex	<b>Erhalt der Biologischen Vielfalt</b>
	Anteil bedrohter Arten an der Gesamtzahl heimischer Arten
	Anteil geschützter Gebiete an der Gesamtfläche
<b>OECD</b>	<i>Organisation for Economic Co-operation and Development (1993)</i>
Indikatorenkomplex	<b>Biologische Vielfalt und Landschaft</b>
	<b>Umweltänderungen / Belastung durch menschliche Aktivitäten</b>
	- Habitatänderungen und Umwandlung von Naturlandschaft
	- Änderung der Landnutzung
	- Einführung neuer Arten und neuen genetischen Materials
	<b>Umweltbedingungen / Aktueller Zustand</b>
	- Anteil bedrohter Arten an der Gesamtartenzahl
	<b>Gesellschaftliche Verantwortung / Reaktion der Gesellschaft</b>
	- Anteil geschützter Gebiete an der Gesamtfläche des Ökosystemtyps
	- Anteil geschützte Arten an der Anzahl bedrohter Arten
<b>Eurostat</b>	<i>Statistisches Amt der europäischen Gemeinschaft</i>
Indikatorenkomplex	<b>Verlust biologischer Vielfalt</b>
	Verlust, Beschädigung, Fragmentierung geschützter Gebiete
	Verlust von Feuchtgebieten durch Entwässerung
	Intensität der Landwirtschaft: Fläche, die für intensiven Ackerbau genutzt wird
	Fragmentierung von Wäldern und Landschaften durch Zerschneidungen
	Abholzung natürlicher und seminaturlicher Waldgebiete
	Änderung traditioneller Landnutzungspraktiken
	Verlust genetischer Vielfalt
	Gebrauch von Pflanzenschutzmitteln
	Verlust der Waldverschiedenartigkeit – Zunahme von nicht heimischen Monokulturen
	Verlust von Uferrandstreifen
<b>AfTA</b>	<i>Akademie für Technikfolgenabschätzung (1997)</i>
Indikatorenkomplex	<b>Artenvielfalt / Vielfalt von Landschaften und Ökosystemen</b>
	- Zur Zeit keine ausreichende Datenbasis verfügbar

Die in der Tab. 8 aufgeführten Indikatorsysteme weisen einen unterschiedlichen Umfang sowie eine unterschiedliche Erfassungsgenauigkeit auf. Während der von der CSD vorgeschlagene Indikatorenkomplex zur Biodiversität lediglich zwei Indikatoren berücksichtigt, die den Ebenen Artenvielfalt und Lebensraumvielfalt zuzuordnen sind (auf beide Indikatoren wird in den folgenden Kapiteln noch genauer eingegangen), wird von der OECD ein umfangreicherer Indikatorensatz vorgeschlagen.

Nach dem Konzept der „Pressure-State-Response“-Indikatoren (siehe Kapitel 1, Indikatorsysteme) soll neben der Belastung durch menschliche Aktivitäten auch der aktuelle Zustand und die Reaktion der Gesellschaft gemessen werden. Alle vorgeschlagenen Indikatoren beschränken sich ebenfalls auf die Ebene der Artenvielfalt sowie der Lebensraumvielfalt. Die Messung von der „Einführung neuer Arten und neuen genetischen Materials“ bildet – wenn überhaupt – nur einen geringen Teilaspekt von der Ebene und Thematik der genetischen Vielfalt ab.

Das von der Eurostat aufgestellte Indikatorsystem ist – zumindest für das Thema Biodiversität – das umfangreichste. Ein Schwerpunkt liegt in der Erfassung von Lebensraumvielfalt. Der Erhalt genetischer Vielfalt bezieht sich jedoch explizit auf Arten- und vor allem Sortenvielfalt in der Landwirtschaft. Für jeden Indikator ist die Möglichkeit der Disaggregation und Regionalisierung in der ausführlichen Indikatorenbeschreibung der Eurostat aufgeführt. Für die Ermittlung von Fragmentierung und Landnutzungsänderung wird der Einsatz eines Geographischen Informationssystems vorgeschlagen. Obwohl der Indikatorenkomplex sehr umfangreich ist, findet keine Verknüpfung einzelner Teilinformationen statt und die Berücksichtigung von Raumstruktur in der Erfassung von Biodiversität nimmt eine untergeordnete Stellung ein.

#### 4.1.4 Ansätze zur Messung von Biodiversität als Nachhaltigkeitsindikator

Biodiversität ist ein komplexes Thema, das sich nur schwer in Meßwerten fassen läßt. Innerhalb des Themenzweiges nachhaltige ökologische Entwicklung stellt sie dennoch einen äußerst wichtigen Indikator dar. Bisher sind verschiedene Ansätze als Meßgrößen für Biodiversität in Baden-Württemberg in der Diskussion. Sie alle greifen jedoch nur einen Teilaspekt dieses vielschichtigen Themas heraus und können allenfalls als Übergangslösungen gesehen werden:

- Monitoring einzelner Arten
- Verhältnis gefährdeter Arten zur Gesamtartenzahl
- Flächenanteil geschützte Gebiete an der Gesamtfläche

Zudem mangelt es neben der Vernetzung aller nach aktuellem Wissensstand vorliegenden Teilinformationen zur Biodiversität häufig auch an ihrer Überführung in ein sinnvolles Meßsystem.

##### 4.1.4.1 Indikator: Monitoring einzelner Arten

Ein Ansatz zur Messung von Biodiversität ist das Monitoring einer Auswahl einzelner Arten, die für bestimmte Lebensräume als repräsentativ angesehen werden. Durch die Zu- oder Abnahme einer Art soll eine Aussage über die Veränderung der Qualität des Lebensraums getroffen werden. Als Einzelindikatoren werden meist Brutvögel eingesetzt, da diese Gruppe aufgrund ihrer hohen Attraktivität relativ gut erfaßt ist.

Werden einzelne Arten für die Messung von Biodiversität herangezogen, stellt sich neben der Übertragbarkeit der Erkenntnisse auf andere Arten, die zwar denselben Lebensraum aber andere Habitatansprüche haben, ein weiteres Problem: Der potentielle Lebensraum der meisten Arten und besonders der seltenen Arten ist nicht flächendeckend über einen größeren Bezugsraum verteilt, oft existieren aufgrund klimatischer, historischer oder anderer Faktoren Arealgrenzen. Eine Aussage bezieht sich dann nur auf das Verbreitungsareal dieser Art, nicht aber auf den gesamten Bezugsraum. Damit kann, läßt man die Übertragbarkeit der Aussage auf andere Arten einmal außeracht, auch keine Aussage zur Nachhaltigkeit der Entwicklung für den gesamten Bezugsraum getroffen werden: einzelne räumliche Einheiten, die außerhalb des Verbreitungsareals liegen, fließen nicht mit in die Bewertung ein und der Indikator fokussiert nur auf bestimmte Gebiete.

Da das Vorkommen einer Art von vielen, nicht unbedingt anthropogen bedingten, Faktoren abhängig ist und außerdem auch natürlichen Schwankungen unterliegt, kann aus der Präsenz

oder Absenz nur einer Art nicht unmittelbar auf den Zustand des speziellen Lebensraums geschlossen werden.

Ein weiterer problematischer Faktor, der bei der Erfassung von Einzelarten in größeren Bezugsräumen eine entscheidende Rolle spielt, ist die Variabilität bezüglich Erfassungsdichte und -zeitpunkt. Zu einem gegebenen Zeitpunkt liegen nie alle Vorkommen einer Art flächendeckend in gleicher Aktualität vor. Eine regelmäßige landesweit standardisierte Erfassung spezieller Arten ist aus finanziellen und zeitlichen Gründen sehr aufwendig.

Eine Art oder eine auf wenige Arten beschränkte Auswahl kann für die Messung der Biodiversität nicht ausreichen, da ein einzelner Bioindikator nicht in der Lage ist, die Komplexität eines Ökosystems entsprechend abzubilden. Soll eine umfassende Bewertung erfolgen, ist vielmehr ein ganzes Spektrum verschiedener Indikatoren aus diversen Artengruppen notwendig. Wird z.B. eine sehr mobile Art betrachtet, so ist eine Aussage für weniger mobile Arten mit ähnlichem Lebensraumanspruch, die auf ein engeres Netz an Lebensräumen angewiesen sind, nicht übertragbar. Auch unterschiedliche Ansprüche an die Größe des Lebensraums, an dessen Qualität oder die Vernetzung mehrerer Teilareale bleiben unberücksichtigt.

#### 4.1.4.2 Indikator: Verhältnis gefährdeter Arten zur Gesamtartenzahl

Sowohl in dem von der CSD als auch in dem von der OECD vorgeschlagenen Indikatorensetz wird das Verhältnis gefährdeter Arten zur Gesamtartenzahl als ein Kriterium für Biodiversität aufgeführt. Als ein Faktor der Biodiversität spielen die gefährdeten Arten und deren Erfassung über Rote Listen eine wichtige Rolle. Sie können allerdings nicht allein als Instrument zur Messung von Biodiversität herangezogen werden, da sie nur eine Ebene der Biodiversität darstellen, nämlich die der Artenvielfalt und ihrer Bedrohung.

Die Unzulänglichkeit der Roten Listen, auf denen dieser Indikator im wesentlichen basiert, ist schon vielfach diskutiert worden. Hier seien nur einige wichtige Faktoren und Argumente zusammengestellt, warum eine Messung von Nachhaltigkeit auf der regionalen Ebene bzw. Landesebene letztendlich nicht ausschließlich auf Basis einer Zu- oder Abnahme bedrohter Arten an der Gesamtartenzahl gemessen werden kann. Dieses Konzept der Vereinfachung mag für den internationalen Vergleich noch sinnvoll erscheinen, zeigt aber deutliche Defizite sofern es als Grundlage für Aussagen auf der regionalen Ebene oder Landesebene eingesetzt wird. Probleme treten hier u.a. deshalb auf, weil die Verbreitung vieler Arten in Baden-Württemberg bis dato noch nicht hinreichend bekannt ist. Aufgrund von Artnachweisen, die auf Rasterdaten basieren, kann innerhalb vergleichsweise kurzer Zeiträume nicht auf eine Verbreitungsänderung geschlossen werden, da natürliche Populationsschwankungen und Po-

pulationsdynamiken in die Betrachtung mit einbezogen werden müssen und Nachweise niemals zu einem bestimmten Zeitpunkt landesweit vollständig und in gleicher Aktualität vorliegen. Die Erfassungsdichte hängt ganz entscheidend von der Erreichbarkeit der Gebiete und den Interessen der jeweiligen Bearbeiter ab.

Der wesentlichste Einwand gegenüber dieser Art der Erfassung ist aber der Sachverhalt, daß dem Artensterben häufig der Verlust des Lebensraums vorausgeht. Um vom deskriptiven Ansatz der Registrierung und Beschreibung des Artensterbens (z.B. in Roten Listen) zu einer Prognosefähigkeit angesichts des Anspruchs einer nachhaltigen Entwicklung zu kommen, muß neben den Folgen des Lebensraumverlustes auch die Veränderung der Qualität des Lebensraums selbst in ein Indikatorsystem mit eingehen. Nur so ist es möglich, der Biodiversität auf allen Ebenen Rechnung zutragen und diese dauerhaft zu erhalten.

#### 4.1.4.3 Indikator: Flächenanteil geschützter Gebiete an der Gesamtfläche

Auch der Anteil geschützter Gebiete an der Gesamtfläche (Indikatorsystem CSD) ist eine Größe, die einen Aspekt der Biodiversität abzubilden vermag, der Gesamtheit des Themas allerdings nicht gerecht wird. Dieser Response-Indikator berücksichtigt in stärkerem Maße den Lebensraum als Grundlage für die Biodiversität, nimmt aber von vornherein eine Wertung vor. Denn berücksichtigt wird nicht die Gesamtheit der Lebensräume und deren Qualität, sondern nur Lebensräume, die unter Schutz stehen. Dabei wird die Annahme zugrunde gelegt, daß geschützte Gebiete wertvoll sind und damit für die Erhaltung der Biodiversität eine wesentliche Rolle spielen. Für die Eignung von Biotopen als Lebensraum für Tiere und Pflanzen ist neben der Qualität vor allem das räumlich-funktionale Beziehungsgefüge von entscheidender Bedeutung, das bei diesem Ansatz unberücksichtigt bleibt. Gerade auch die nicht unter Schutz stehenden Gebiete leisten in Abhängigkeit ihrer Qualität einen wichtigen Beitrag zur Biodiversität.

Der oben vorgestellte Ansatz ist im strengen Sinn kein Indikator zur Messung von Biodiversität, er macht vielmehr deutlich, welchen Wert die Gesellschaft der Biodiversität und deren Erhalt beimißt. Die Existenz vieler geschützter Gebiete ist nicht notwendigerweise gleichbedeutend mit einer hohen Biodiversität. Dieser Indikator enthält keine Aussage über die Qualität der geschützten Gebiete, die im übrigen nicht unbedingt anhand der Flächengröße eines Gebiets abgeleitet werden kann. Entscheidende Faktoren, wie die Vernetzung der einzelnen Gebiete untereinander, die Erreichbarkeit und Umgebungseffekte, die alle einen wesentlichen Einfluß auf die Biodiversität ausüben, bleiben unberücksichtigt. Allein über den Schutz ausgewählter Gebiete mit einem, gemessen an der gesamten Landesfläche, insgesamt geringen Flächenanteil kann biologische Vielfalt in Baden-Württemberg nicht erhalten

werden. In zahlreichen Untersuchungen wurde belegt, daß ein Großteil der Populationen gefährdeter Arten nicht in Schutzgebieten, sondern außerhalb davon lebt (SCHLUMPRECHT & VÖLK 1992). Viele Elemente der biologischen Vielfalt sind gerade vom Fortbestand strukturreicher, mäßig intensiv oder extensiv genutzter Kulturlandschaften abhängig, die häufig keinem großflächigen Schutz unterliegen.

## 4.2 Entwicklung eines Konzepts zur Erfassung der Biodiversität

Ein anwendbares Instrumentarium zur Messung einer Veränderung der Biodiversität auf Landesebene gibt es derzeit nicht. Erhebliche Defizite treten bei der Datengrundlage auf, denn bedrohte Arten sind oft nicht hinreichend erfaßt und der räumliche Bezug, der für die Beurteilung der Meßgrößen von entscheidender Bedeutung ist, fehlt.

Der Schutz von Arten, Populationen und Lebensgemeinschaften ist v.a. durch effektiven Lebensraumschutz zu erreichen, dabei liegt der Schwerpunkt nicht auf dem Erhalt seltener Arten sondern für den jeweiligen Lebensraum typischer Arten. Dem im Folgenden beschriebenen Konzept zur Messung von biologischer Vielfalt liegt die verstärkte analytische Nutzung und synoptische Verknüpfung vorhandener Daten zugrunde.

Ein wichtiges Ziel des Konzepts ist das **frühzeitige Erkennen** ungünstiger Entwicklungen und die **Stärkung des Vorsorgeaspekts**.

Obwohl am Ende der Analyse ein hoch aggregierter, komplexer Indikator stehen soll, der bewußt auch eine Vereinfachung darstellt, wird auf die Transparenz und die disaggregierte Datenhaltung großen Wert gelegt. Nur durch diese lassen sich Analysen anwenden und Handlungskonzepte ableiten.

### 4.2.1 Potentielle Habitate und landesweites Habitatmonitoring

Das Monitoring potentieller Habitate soll alle bisher bekannten Faktoren, die einen Einfluß auf die Biodiversität haben, räumlich differenziert integrieren und die Grundlage für ein Meßsystem bilden. Dabei orientiert sich der Ansatz an den zur Zeit verfügbaren Daten und daraus möglichen Analysen.

Um allen drei Ebenen der Biodiversität gerecht zu werden (siehe Abb. 24) sollen in die Erfassung der Qualität potentieller Habitate als Indikator für Biodiversität folgende Punkte einfließen:

- **Ebene genetische Vielfalt:** Um die Bedeutung eines Habitats für die Ebene der genetischen Vielfalt bewerten zu können, müssen folgende Aspekte untersucht werden:



seine Funktion als Teillebensraum einer Metapopulation, seine Rolle als Vernetzungselement innerhalb eines potentiellen Verbreitungsgebiets, sein Zustand (Größe, Fragmentierung) sowie die Erreichbarkeit des Habitats für verschiedene Mobilitätsgruppe.

- **Ebene Artenvielfalt:** Zielarten<sup>1</sup> und gefährdete Arten, von denen Verbreitungsdaten (faunistische Datenbanken und floristische Datenbanken) vorhanden und zugänglich sind, werden räumlich differenziert betrachtet und in die Bewertung von Lebensräumen einbezogen. Dabei wird das Defizit der Unvollständigkeit von Verbreitungsdaten durch Modellbildungen erheblich abgeschwächt. Die Modellierung potentieller Verbreitungsgebiete stellt in diesem Zusammenhang eine wesentliche Grundlage dar. Mit Hilfe von Geographischen Informationssystemen ist es möglich, aus Punktbeobachtungen (oder durch Fernerkundung gewonnenen) habitatrelevanten Flächendaten mittels Modellbildung die Habitateignung für bestimmte Arten festzustellen und potentielle Verbreitungsgebiete zu konstruieren.
- **Ebene Lebensraumvielfalt:** Die Lage und Veränderung der potentiellen Habitate kann durch die Auswertung von Fernerkundungsdaten analysiert werden. Mittels Flächenstatistiken ist eine Aussage zur Vielfalt der Lebensräume möglich.

In einer synoptischen Analyse zur Bewertung der potentiellen Habitate erfolgt eine Zusammenführung aller Daten zur genetischen Vielfalt, zur Artenvielfalt bzw. potentiellen Artenvielfalt und Lebensraumvielfalt. Der Bewertung eines Habitats liegen damit Daten aus allen drei Ebenen der Biodiversität zugrunde.

Ein wesentlicher Punkt, den es im Zuge der Modellentwicklung noch zu klären gilt, ist die Gewichtung der einzelnen im Modell integrierten Teilaspekte.

---

<sup>1</sup> Zielarten: Tierarten, deren Populationsstatus und –trend in einem bestimmten Habitat Rückschlüsse auf die Populationen und den Trend anderer Arten erlauben, die in dem Habitat ebenfalls vorkommen bzw. deren Habitatanforderungen weitgehend mit denen der gesamten Lebensgemeinschaft übereinstimmen und aus denen Hinweise auf die gegenwärtige Habitatqualität sowie Vorhersagen für zukünftige Bedingungen abgeleitet werden können (RECK, H. et al. 1996)

#### 4.2.2 GIS als Grundvoraussetzung

Der Einsatz eines Geographischen Informationssystems (GIS) ist eine Grundvoraussetzung des oben aufgeführten Konzepts. Nur mit Hilfe dieses Werkzeugs ist es möglich, die Fülle der Daten zu verarbeiten und die weiterführenden räumlichen Analysen durchzuführen. Geo-Informationssysteme eignen sich sowohl in der Landschaftsanalyse als auch für Untersuchungen zur räumlichen Ausprägung von Habitaten und Populationen. Die Analyse biotischer und abiotischer Faktoren erfordert ebenso wie die Analyse von Strukturen und Funktionen in einem Ökosystem die explizite Handhabung des Attributes Raum und der räumlichen Beziehung. Geographische Informationssysteme gestatten neben der Analyse von Metapopulationen auch die Untersuchung der Dynamik von Teilpopulationen und der Migration.

#### 4.2.3 Methodische Vorgehensweise

Mit dem am Institut für Landschaftsplanung und Ökologie entwickelten Zielartenkonzept wurde ein Grundstein für die Erfassung von Biodiversität und deren Veränderung gelegt. Durch Aggregation der dort entwickelten Grundlagen und Einbeziehung weiterer wissenschaftlicher Erkenntnisse und Analysen läßt sich eine handhabbare Methode zur Erfassung von Biodiversität entwickeln. Für die Beurteilung von Biodiversität können vorhandene flächenbezogene Daten über Arten, Lebensräume, Gefährdungspotentiale und Veränderung der Habitate genutzt werden. So lassen sich z.B. die am Institut landesweit vorliegenden digitalen Umweltinformationen (Digitales Höhenmodell, Landnutzungsdaten, Bodenkarte, ..) zur räumlich differenzierten Ermittlung potentieller Habitate heranziehen.

Grundlage für die Erfassung von Biodiversität ist die Ermittlung potentieller Habitate mittels vorhandener digitaler Umweltinformationen und die Überprüfung der Korrelation zu realen Vorkommen der Zielarten unter Einbeziehung von Isolation und Flächenzerschneidung sowie der Bedeutung der einzelnen Arten (regional, national, international).

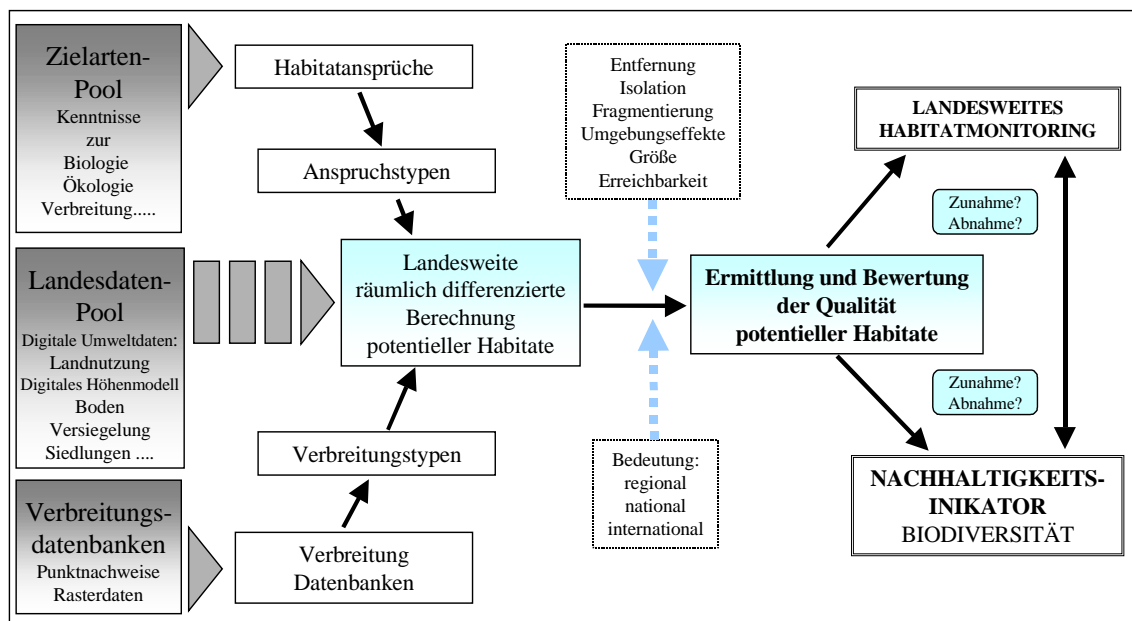


Abb.25: Schema zur Ermittlung von Biodiversität

In Abb. 25 ist das grundsätzliche Vorgehen des hier vorgeschlagenen Ansatzes zur Ermittlung von Biodiversität dargestellt.

#### 4.2.3.1 Grundlagendaten

In die Berechnung landesweit räumlich differenzierter Habitate fließen verschiedene Grundlagendaten und Informationen ein. Ein wesentlicher Bestandteil ist das im Zielartenkonzept (RECK et al. 1996) ermittelte Wissen zur Biologie, Ökologie, Verbreitung, Mobilität, Habitatansprüche und Populationsökologie und vor allem Indikatorfunktion einzelner Zielarten aus den verschiedensten Artengruppen (Pflanzen, Säugetiere, Vögel, Reptilien, Amphibien, Fische, Neunaugen, Flußkrebse, Libellen, Heuschrecken, Tagfalter und Widderchen, Wildbienen, Sandlaufkäfer, Laufkäfer, Holzkäfer, Schnecken, Muscheln). Die diversen Zielarten stellen spezifische Ansprüche an ihr Habitat. Bestimmte Arten, auch aus unterschiedlichen Gruppen, lassen sich anhand ihrer Habitatansprüche zu Anspruchstypen zusammenfassen, z.B. zu einem Anspruchstyp, der als Habitat südexponierte Magerrasen mit einer Mindestgröße von 1 ha benötigt. Gemäß dieser Ansprüche können GIS-gestützt aus den vorhandenen Landesdatensätzen (Landnutzung, §24a-Biotopkartierung, ..), die potentiell in Frage kommenden Habitate räumlich differenziert ermittelt werden. Sinnvoll ist dabei die Auflösung der Daten in sogenannte „patches“ (Quadrate einer definierten Größe).

#### 4.2.3.2 Ermittlung potentieller Habitate

Innerhalb dieser „patches“ wird der Anteil der potentiellen Habitate ermittelt. Auch aus der Verbreitung von Arten lassen sich Informationen zu ihren Habitatansprüchen ablesen, selbst wenn diese dem Anspruch der Vollständigkeit nicht genügen. Beispielsweise kann für jeden Nachweis - sofern dessen Lage mit Rechts- und Hochwert vorliegt - aufgrund der Landesdatensätze die aktuelle Landnutzung im Habitat sowie Informationen zu Standortfaktoren wie Klima, Boden und Höhe ermittelt werden. In einer statistischen Betrachtung aller Nachweise lassen sich dann eventuell weitere Habitatpräferenzen der betreffenden Art ermitteln. Diese Informationen werden in die Berechnung der potentiellen Habitate eingeschlossen.

#### 4.2.3.3 Ermittlung der Qualität potentieller Habitate

Allein die räumliche Verteilung potentieller Habitate sagt jedoch nichts über ihren Wert für die Biodiversität aus. Um die eigentliche Qualität der einzelnen Habitate feststellen zu können, werden nun weitere Informationen zur räumlichen Analyse herangezogen. So gehen in die Bewertung der Qualität des Habitats folgende Faktoren ein: dessen Größe, Zerschneidungsgrad und räumliche Lage. Auch solche Faktoren, die die Umgebung des Habitats betreffen, wie die Vernetzung mit anderen Habitaten gleicher Ausstattung, die Isolierung und die Nutzungsformen in der Umgebung finden Berücksichtigung. Ein weiterer Punkt, der die Qualität der Habitate beeinflusst, ist - neben ihrem Gefährdungsgrad - ihre Wertigkeit in einem größeren räumlichen Kontext (Lebensräume von regionaler, nationaler oder internationaler Bedeutung). Die am Ende der Modellierung stehenden räumlich differenzierten Habitate mit Angaben zu ihrer Qualität lassen nun eine Beurteilung der Auswirkungen von Eingriffen auf die biologische Vielfalt zu. Auf die Qualität potentieller Habitate wirkt sich z.B. Extensivierung, aber genauso auch zunehmende Fragmentierung und Zerschneidung aus. Damit werden sensible Gebiete ausgewiesen und es zeigt sich, welche Bedeutung einem Habitat für die Erhaltung der Biodiversität zukommt. Örtlich oder regional vorgenommene Eingriffe können in ihrer Auswirkung auf die Biodiversität des Landes beurteilt werden.

#### 4.2.3.4 Vorteile der Methode

Bei der vorgeschlagenen Methode handelt es sich um ein Modell, das Sachverhalte in einer vereinfachten Form abbildet und damit in der Lage ist auch komplexe Themen wie Biodiversität darzustellen. Dennoch oder gerade deshalb könnte es in Zukunft als Berichts-

und Prognosesystem eingesetzt werden und als entscheidungsunterstützendes Instrument in Fragen der räumlichen Planung fungieren. Alle bisherigen Ansätze für Arten- und Lebensraummonitoring gehen von gut untersuchten Gruppen wie Vögeln und Säugetieren aus. Das im Zuge dieses Projekts erarbeitete Modell versucht auch andere, z.T. in der Mobilität deutlich eingeschränkere Gruppen wie Insekten zu berücksichtigen, um so dem Anspruch einer möglichst umfassenden Analyse gerecht zu werden.

Die vorgeschlagene Methode stellt eine Grundlage für die Quantifizierung von Flächenbedarf für Naturschutzzwecke und von Auswirkungen der Lebensraumverinselungen, sowie für die Bewertung des Verlustes von Lebensraum und der Änderung von Struktur und Gestalt dar.

#### 4.2.4 Notwendige Grundlagendaten

Um die Biodiversität mit dem vorgestellten System zu erfassen und ihre raum-zeitliche Veränderung ermitteln zu können, ist eine regelmäßige Erfassung der Landnutzung mittels Fernerkundung notwendig. Außerdem werden regelmäßig aktuelle Daten über das Straßennetz für die Beurteilung der zunehmenden Fragmentierung benötigt.

Bei dem hier vorgestellten Modell handelt es sich um ein offenes System, das eine Integration von Zusatzinformationen sowie neuen wissenschaftliche Erkenntnissen zur Verbreitung von Arten, deren Habitatansprüchen oder zur Mobilität von Populationen erlaubt.

### 4.3 Überprüfung der Methode und erste Ergebnisse

Umfassende Untersuchungen und eine Anwendung des Modells zur Messung von Biodiversität waren im Rahmen des einjährigen Vorprojekts aus Zeitgründen nicht möglich. Zur Überprüfung der Methodik wurden jedoch exemplarisch einige Auswertungen durchgeführt und die Eignung verschiedener Grundlagendaten ermittelt.

Karte 22 (Abb. 26 und im Kartenband) zeigt die Verbreitung des Tagfalters Dunkler Wiesenknopf-Ameisenbläuling (*Maculinea nausithous*) und seiner einzigen Nahrungspflanze, dem Großen Wiesenknopf (*Sanguisorba officinalis*). Obwohl die Art sowohl als Raupe als auch als Falter direkt vom Vorkommen der Nahrungspflanze Großer Wiesenknopf abhängig ist, gibt es Gebiete für die der Nachweis des Falters, nicht aber der Pflanze vorliegt. Erklärungsmöglichkeiten hierfür sind vermutlich in der lückenhaften Erfassung der Pflanze zu suchen. Andererseits existieren sehr viele Nachweise der Nahrungspflanze, ohne daß dort auch Nachweise für den Falter vorliegen. Ein geeignetes Habitat zeichnet sich also nicht allein durch das Vorkommen der Nahrungspflanze aus.

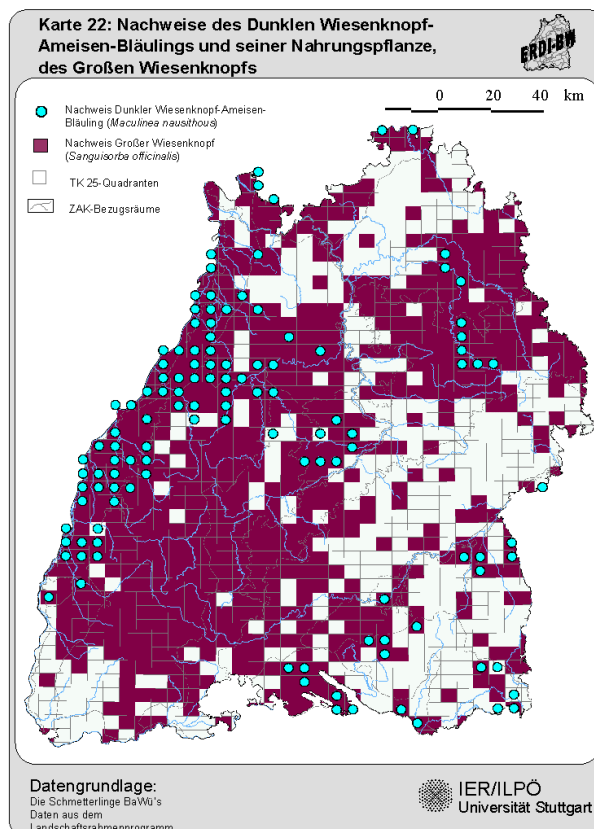


Abb. 26: Nachweise des Dunklen Wiesenknopf-Ameisen-Bläulings und seiner Nahrungspflanze, des Großen Wiesenknopfes

Dieses Beispiel macht deutlich, daß von der Verbreitung einer Art - auch bei sehr enger Abhängigkeit - nicht direkt auf die Verbreitung einer anderen Art geschlossen werden kann. Die Anwendung eines einzigen Indikators für die Messung einer nachhaltigen Entwicklung eines bestimmten Lebensraums in Bezug auf die Biodiversität ist damit sehr kritisch zu betrachten.

Karte 23 (Abb. 27 und im Kartenband) enthält alle Nachweise aus der Heuschreckendatenbank von Baden-Württemberg (im Besitz der Gruppe für ökologische Gutachten). Diese Karte dokumentiert ein Merkmal, das allen faunistischen Datenbanken zu eigen ist: bestimmte Gebiete sind sehr gut untersucht, die Erfassungsdichte ist sehr hoch, aus anderen Landschaftsteilen hingegen liegt keine Information über das Arteninventar vor. Da Nachweise für faunistische Datenbanken bisher nicht standardisiert landesweit erhoben werden und sie meist auf den Meldungen von interessierten Fachkundigen beruhen, haben sie keinen Anspruch auf Vollständigkeit. Eine regelmäßige Erfassung von Tierarten auf Landesebene ist mit einem extrem hohen Zeit- und Personalaufwand verbunden und nicht nur aus finanziellen Gründen nicht realisierbar. Eine Einschätzung der Gefährdung bestimmter Tierarten beruht aber in hohem Maße auf der Kenntnis der aktuellen Verbreitung der jeweiligen Art. Der Erfassungsaufwand bei dem im Rahmen dieses Projekts vorgeschlagenem Ansatz eines Monitorings potentieller Habitate scheint dagegen vergleichsweise gering.

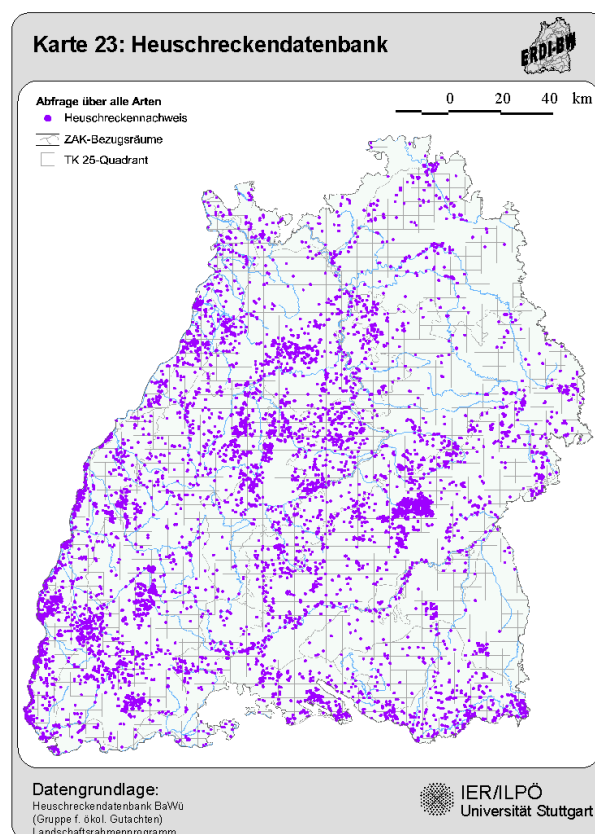


Abb. 27: Heuschreckendatenbank

Die Karte 24 (Abb. 28 und im Kartenband) und Karte 25 (Abb. 29 und im Kartenband) zeigen die Verbreitung von Kalk- und Silikatmagerrasen in Baden-Württemberg. In die Karte sind Informationen aus den LANDSAT-Daten von 1993, der Biotopkartierung (LfU 1981-1989) und – sofern schon digital vorhanden – die aktuellen §24a-Biotope eingegangen. Für eine Erhebung der verschiedenen Biotoptypen muß in regelmäßigen Zeitabständen eine Satellitenbilderfassung erfolgen. Damit könnte eine Kontrolle der Flächenveränderung von verschiedenen Biotoptypen (unabhängig vom Schutzstatus) durchgeführt werden.

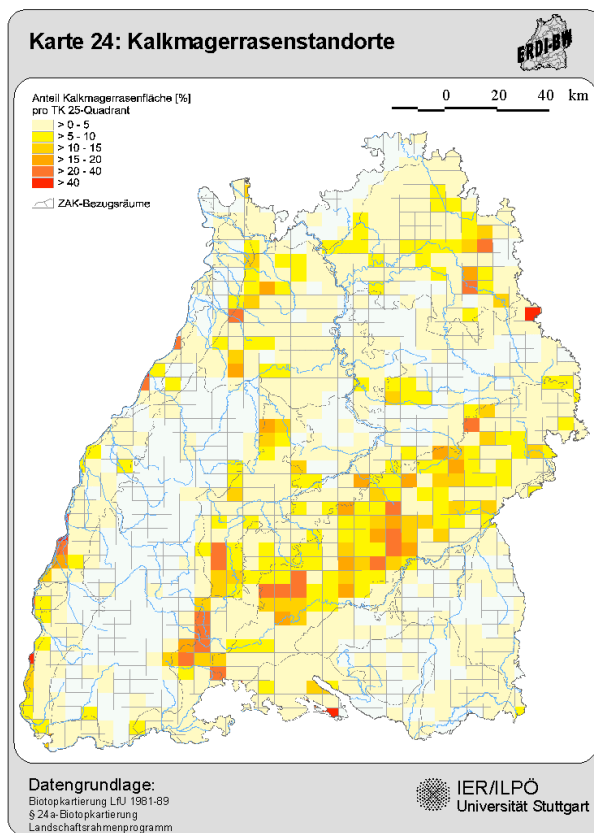


Abb. 28: Kalkmagerrasenstandorte

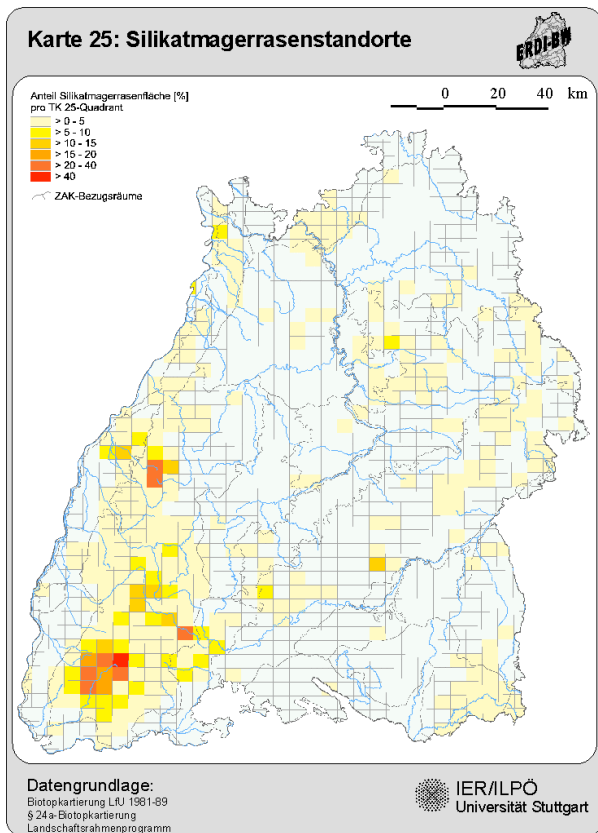


Abb. 29: Silikatmagerrasenstandorte

In Karte 26 (Abb. 30 und im Kartenband) sind die Kalk- und Silikatmagerrasen zu einem Biotoptyp Magerrasen zusammengefaßt. Die ermittelten Magerrasen haben als Lebensraum für Heuschrecken eine unterschiedliche Bedeutung. Ein hoher Anteil an Magerrasen innerhalb eines TK25-Quadranten hat nicht unbedingt eine hohe Nachweisdichte solcher Heuschreckenarten zur Folge, die in ihrer Verbreitung auf Magerrasen angewiesen sind.



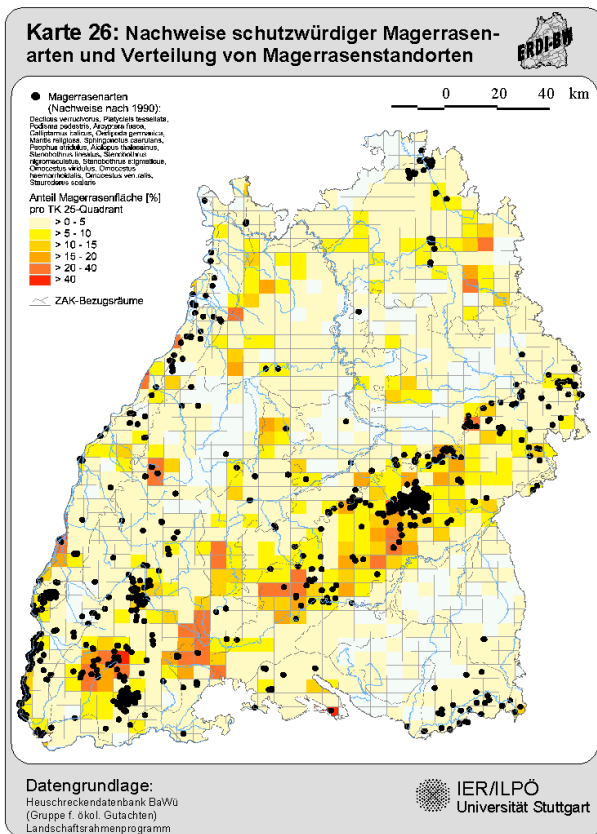


Abb. 30: Nachweise schutzwürdiger Mager-  
 rasenarten und Verteilung von Mager-  
 rasenstandorten

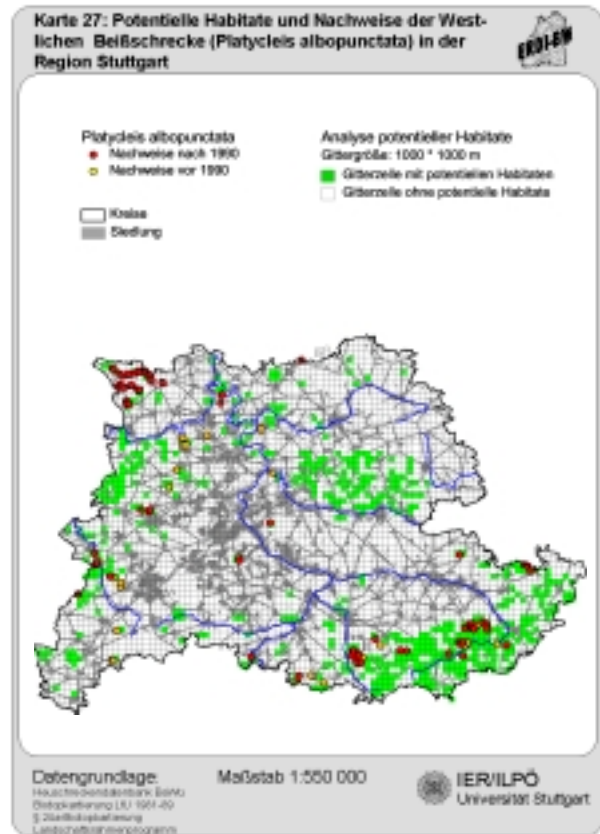


Abb. 31: Habitate und Nachweise der West-  
 lichen Beißschrecke (*Platycleis albopunctata*) in  
 der Region Stuttgart

Die potentiellen Habitate einer Heuschreckenart, der Westlichen Beißschrecke (*Platycleis albopunctata*), sind in Karte 27 (Abb. 31 und im Kartenband) dargestellt. Die Größe der Gitterzellen (1 km Seitenlänge) wurde entsprechend der Mobilität des Tieres gewählt, die in der Literatur mit 2 – 3 km angegeben wird. Potentielle Habitate innerhalb benachbarter Quadrate sind für die Beißschrecke aufgrund ihrer Ausbreitungsfähigkeit – zumindest in Bezug auf die zu überbrückende Distanz - erreichbar. Für viele der Gitterzellen mit potentiellen Habitaten ist bisher kein Nachweis der Beißschrecke bekannt. Dies kann einerseits auf einer unzureichenden Erfassung beruhen, viel wahrscheinlicher ist jedoch der Umstand, daß Faktoren wie Lebensraumisolation und Zerschneidung eine Rolle spielen. Hier sind populationsökologische Gesichtspunkte in die weitere Betrachtung einzubeziehen. Gerade anhand dieses Beispiels zeigt sich, wie wichtig bei einer Betrachtung von Biodiversität die Ebene der genetischen Vielfalt und damit die Rolle von Fragmentierung und Zerschneidung des Lebensraums ist.

## 4.4 Zusammenfassung und Ausblick

Für die Ermittlung von Biodiversität im Sinne einer nachhaltigen Entwicklung gibt es bisher verschiedene Indikatorenkomplexe auf der Basis internationaler, nationaler bzw. regionaler Bezugsräume. Das Ziel einer hohen Aggregation der Indikatoren führt in vielen Fällen zu einer Vereinfachung, die dem vielschichtigen Thema nicht mehr gerecht wird. Ein wesentlicher - noch kaum berücksichtigter - Aspekt der Biodiversität ist das räumliche Beziehungsgefüge, das einen entscheidenden Einfluß auf die Biodiversität ausübt.

Im Rahmen dieses Projekts wird eine Methode vorgeschlagen, die ebenfalls einen hoch aggregierten - und damit gut handhabbaren - Indikator als Ergebnis liefert. Auf der Ebene der Grundlagendaten und darauf basierenden räumlich differenzierten Analyse wird allerdings eine möglichst umfassende Integration vorhandener Daten und wissenschaftlicher Kenntnisse angestrebt.

Bei der vorgeschlagenen Methode handelt es sich um ein Modell, das Sachverhalte in einer vereinfachten Form abbildet und damit in der Lage ist auch komplexe Themen wie Biodiversität darzustellen. Dennoch oder gerade deshalb könnte es in Zukunft als Berichts- und Prognosesystem eingesetzt werden und als entscheidungsunterstützendes Instrument in Fragen der räumlichen Planung fungieren. Die vorgeschlagene Methode stellt eine Grundlage für die Quantifizierung von Flächenbedarf für Naturschutzzwecke und von Auswirkungen der Lebensraumverinselungen, sowie für die Bewertung des Verlustes von Lebensraum und der Änderung von Struktur und Gestalt dar. Ein wichtiges Ziel des Konzepts ist das frühzeitige Erkennen ungünstiger Entwicklungen und die Stärkung des Vorsorgeaspekts.

Obwohl am Ende der Analyse ein hoch aggregierter, komplexer Indikator stehen soll, der bewußt auch eine Vereinfachung darstellt, wird auf die Transparenz und die disaggregierte Datenhaltung großen Wert gelegt. Nur durch diese lassen sich Analysen anwenden und Handlungskonzepte ableiten.

Je höher der Aggregationsgrad eines Indikators letztlich ist, desto genauer und komplexer muß die vorangehende Analyse sein und desto umfangreicher die Grundlagendaten, die in die Ermittlung einbezogen werden.

# 5 Nutzungsintensität von Auenböden

## 5.1 Allgemeine Problemstellung

### 5.1.1 Zielsetzung

Auen sind bisher nicht landesweit einheitlich räumlich abgegrenzt, d.h. je nach zugrunde liegender Definition variiert bei verschiedenen Fragestellungen die räumliche Abgrenzung der Aue. Innerhalb des hier vorgestellten Projekts wurde eine auf vorhandenen Daten basierende Abgrenzung von Auen generiert. Diese definiert den Bezugsraum für die Ermittlung anthropogener Nutzungsintensität und kann als Grundlage für zukünftige Analysen herangezogen werden.

Auen und Fließgewässer stellen ein lineares Vernetzungssystem in unserer Landschaft dar, auf das viele Tiere und Pflanzen angewiesen sind. Die Forderung einer stärker an die Auenökologie angepaßten Nutzung ist mittlerweile gesellschaftlicher Konsens.

Auen gehören zu den Lebensräumen, die eine außerordentlich hohe Biodiversität aufweisen. Sie unterliegen jedoch vielfältigen, teilweise in Konkurrenz zueinander tretenden Nutzungsansprüchen von Landwirtschaft, Wasserwirtschaft, Verkehr, Industrie und Naturschutz. Da bislang ausreichend ausgewogene Konzepte zur Lösung dieser Konflikte fehlen, zählen Auen zu den gefährdeten Landschaftsteilen innerhalb Europas. Massive menschliche Eingriffe in das hydrologische Regime von Flüssen und ihren Auen haben neben einer zunehmenden Nährstoffbelastung eine erhebliche und z.T. irreversible Veränderung oder Zerstörung dieser Lebensräume verursacht. Vor dem Hintergrund des Umweltschutzes wird mit zunehmendem Nachdruck der ökologisch verträgliche Umgang mit Auenlandschaften gefordert. Diese gesellschaftliche Zielsetzung erfordert eine hinreichend sichere Abschätzung der ökologischen Auswirkungen von Eingriffen, Nutzungsänderungen sowie Managementstrategien.

Von den einstmals an allen Flußsystemen vorkommenden „naturnahen“ Auengebieten sind heute in Deutschland nicht mehr als 10 % vorhanden, am südlichen Oberrhein schrumpften die Reste natürlicher Auwälder und –wiesen sogar auf 1-2 % ihrer einstigen Ausdehnung. Auen stellen somit stark gefährdete Lebensräume in Baden-Württemberg dar.

Aber auch für den Oberflächenwasserhaushalt sind Auenbereiche mit geringer Nutzungsintensität - zeitweilige Überschwemmungen sind hier möglich - Voraussetzung für einen ausgeglichenen Wasserhaushalt. Eine große Rolle spielen Auen bei der Hochwasservorsorge, dies zeigt sich u.a. darin, daß die Auennutzung nach größeren Hochwasserereignissen regelmäßig in das Interessenfeld der Bevölkerung rückt.

Auen und deren Nutzung sind in keinem Nachhaltigkeits-Indikatorsystem erfaßt, obwohl die Bedeutung und Gefährdung der Auen heute nicht mehr angezweifelt wird. Der Indikatorenkomplex zur Biodiversität der Eurostat enthält einen Indikator zur Messung des Verlustes von Uferrandstreifen, der sich diesem Thema annähert.

Die Nutzung und Nutzungsveränderung von Auenböden können als Indikatoren für eine nachhaltige Entwicklung herangezogen werden. Die Auennutzung geht als Grundlage in andere Indikatoren (z.B. Biodiversität, Bodennutzung und Oberflächenwasserhaushalt) mit ein.

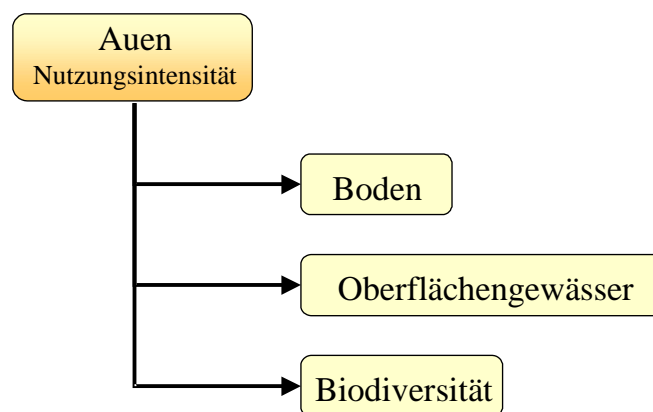


Abb. 32: Einfluß der Nutzungsintensität von Auen auf andere Indikatoren

### 5.1.2 Bezugsraum und Definition von Auen

Auen sind bisher nicht landesweit einheitlich räumlich abgegrenzt, d.h. je nach zugrunde liegender Definition variiert bei verschiedenen Fragestellungen die räumliche Abgrenzung der Aue. Die einheitliche Abgrenzung wäre jedoch eine unabdingbare Voraussetzung für Aussagen in Bezug auf Nutzungsveränderungen und Entwicklungstendenzen. Nur auf diese Weise ist der Vergleich und die Übertragbarkeit von Untersuchungsergebnissen gewährleistet.

*Die Aue ist der tiefste ebene Teil eines Talbodens, der von einem Gewässer durchflossen und bei Hochwasser häufig überflutet wird. In der Aue sind fluviale Sedimente abgelagert, die in der Regel eine Sortierung aufweisen. Die jungen, als Folge von Rodung und Besiedlung abgelagerten Feinsedimente bezeichnet man als Auenlehm (BAYERISCHE AKADEMIE FÜR NATURSCHUTZ UND LANDSCHAFTSPFLEGE 1994). Die Aue ist an sich ein Feuchtstandort, die bei ungestörtem Grund- und Oberflächenhaushalt Standort des Auenwaldes sein kann. Die Aue wurde nach der Regulierung der meisten Flüsse als*

*Landwirtschafts- und später auch als Siedlungsfläche genutzt, die bei extremen Hochwässern auch heute noch überschwemmt werden können (LESER 1993).*

Anhand dieser Definition werden die Probleme ersichtlich, die bei der Entwicklung eines räumlichen Auenbezugssystems entstehen. Denn Lebensräume, die der oben genannten Definition entsprechen, sind in Baden-Württemberg sehr selten geworden. Wo es früher einen von auentypischen Prozessen gekennzeichneten Lebensraum gegeben hat, läßt sich am besten über Informationen zu Boden und Geologie ermitteln. Wird im folgenden der Begriff Aue verwendet, ist darunter nicht der Lebensraum, sondern letztlich eine auf Bodentyp und Geologie basierende Abgrenzung zu verstehen.

## **5.2 Angewandte Methode**

### 5.2.1 Erstellung eines Auenlayers

Der Begriff Auenlayer wird als die räumliche Abgrenzung der Aue in einem Geographischen Informationssystem verwendet. Bei dem erstellten Auenlayer handelt es sich um eine Abgrenzung von Auen, die ausschließlich auf geologischen und pedologischen Merkmalen basiert.

Zur Erstellung des Auenlayers wurden aus der digital vorliegenden Bodenübersichtskarte sowie der Hydrogeologischen Karte (Maßstab jeweils 1: 200 000) mit Hilfe eines GIS Informationen zu Auen selektiert und zu einer neuen Karte kombiniert (Karte 28 im Kartenband). Da die Bodenübersichtskarte (siehe Karte 29 im Kartenband) innerhalb von Siedlungen keine Informationen aufweist, mußte auch die Hydrogeologische Karte (siehe Karte 30 im Kartenband) zur Abgrenzung herangezogen werden. Diese Karte enthält Informationen über das, nach Bodentyp und Geologie ermittelte, landesweite Vorkommen von Auen.

Der im Zuge der oben beschriebenen Vorgehensweise generierte Auenlayer bildet die Grundlage für weitere Analysen. Auch das Digitale Höhenmodell wurde in seiner Eignung zur Abgrenzung von Auen getestet, konnte jedoch aufgrund zu ungenauer Höhenangaben für eine räumliche Abgrenzung nicht mit einbezogen werden.

### 5.2.2 Ermittlung der Nutzungsintensität

Der Parameter Nutzungsintensität gibt über die Intensität der Landnutzung einer räumlichen Bezugseinheit Auskunft (hier Auen der Wassereinzugsgebiete 7. Ordnung). Den

verschiedenen Landnutzungsformen (Wald, Grünland, Acker, Siedlung, ...) wurden in Abhängigkeit der Natürlichkeit bzw. vom Grad der Bodenversiegelung Nutzungsintensitätswerte zugewiesen (siehe Tab. 9).

*Tab. 9: Nutzungsintensitätswerte ausgewählter Klassifizierungsklassen*

<b>Nutzungs-klasse</b>	<b>Intensitätswert</b>
Siedlung, dicht bebaut	5
Industrie	5
Siedlung locker bebaut	4
Acker	3
Wein- und Obstbau	2
Grünland	1
Wald	0

Für jedes Wassereinzugsgebiet 7. Ordnung wurde ermittelt, welchen Flächenanteil die verschiedenen Nutzungsformen innerhalb der Auen des jeweiligen Einzugsgebiets belegen. Anschließend wurde die Nutzungsintensität als Mittelwert der Nutzungsintensitätswerte in Abhängigkeit zur Gesamtauensfläche des jeweiligen Einzugsgebiets berechnet.

Als Grundlage für die Berechnung der Nutzungsintensität wurden Landnutzungsdaten aus Satellitenbildern herangezogen. Es handelt sich dabei um die LANDSAT-Klassifizierungen von 1975 und 1993 (siehe Karte 32 und Karte 33 im Kartenband), die sich aufgrund verschiedener Eigenschaften für die durchgeführte Untersuchung anbieten: sie liegen flächendeckend und für zwei Zeitpunkte in Baden-Württemberg vor und weisen eine hohe Auflösung auf.

## 5.3 Ergebnisse

### 5.3.1 Vergleichbarkeit der Satellitenbilder und ihre Eignung zur Aufstellung einer Zeitreihe

Sowohl für 1975 als auch für 1993 wurden für die Wassereinzugsgebiete 7. Ordnung die Nutzungsintensität von Auenböden ermittelt. Auf eine zahlenmäßige Gegenüberstellung der dabei gewonnenen Ergebnisse muß wegen der großen Unterschiede in der Erfassungsgenauigkeit der beiden LANDSAT-Bilder verzichtet werden.

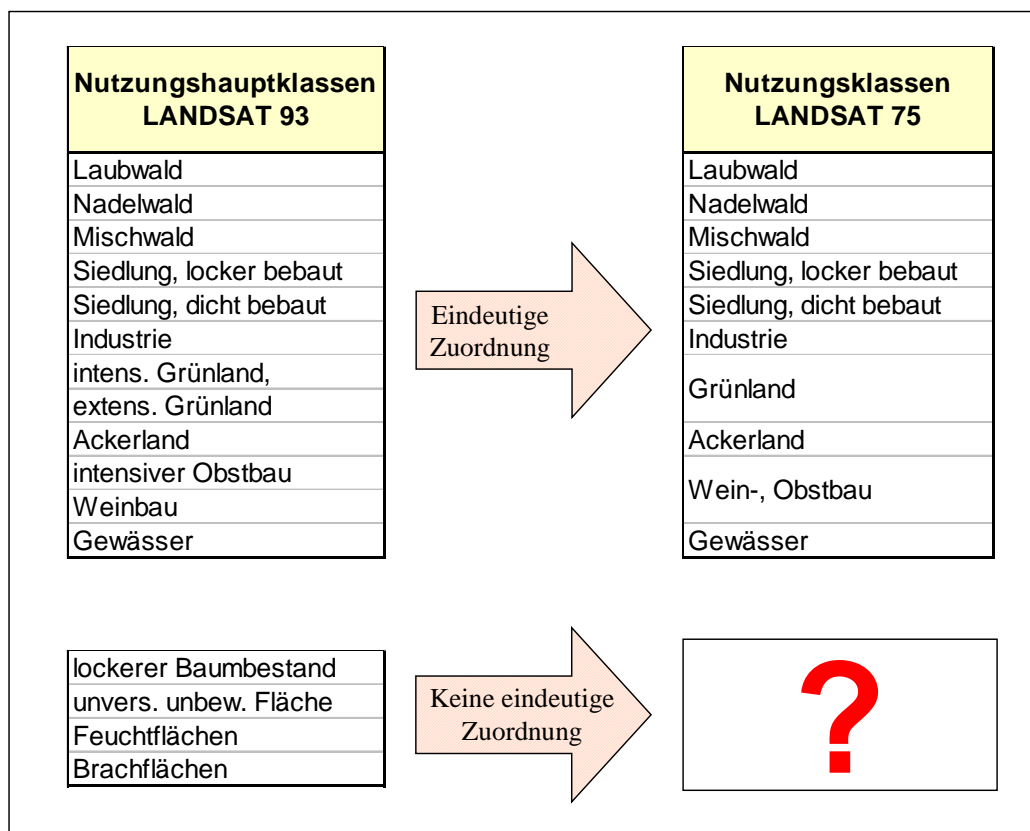


Abb. 33: Gegenüberstellung der Nutzungsklassen nach LANDSAT75 und LANDSAT93

So weist das LANDSAT-Bild 1975 insgesamt 10 Klassen auf, während jenes von 1993 63 Klassen besitzt (diese lassen sich wiederum zu 16 Hauptklassen zusammenfassen). Die Auflösung der 1975 LANDSAT-Aufnahme beträgt 50\*50 m, die der 1993 aufgenommenen Bilder 30\*30 m. Die Gitterzellen beider Bilder sind nicht miteinander zu überlagern ohne eine relativ hohe Fehlerquelle hinzunehmen.

Ein Teil der Klassen läßt sich einander gut zuordnen (siehe Abb. 33). Bei anderen Klassen z.B. der Klasse „lückiger Baumbestand“ von 1993 gibt es keinen direkten Bezug zu einer Klasse von 1975.

Bei einem Vergleich beider Satellitenbilddatenauswertungen (siehe Abb. 34) ergaben sich weitere Unstimmigkeiten. So gibt es bei den von Wasser bedeckten Flächen im Zeitraum von 1975 zu 1993 einen Zuwachs von 13%. Hierbei wird deutlich, daß eine vergleichende Gegenüberstellung der Datengrundlagen nicht ohne weiteres möglich ist, denn gerade die Wasserfläche ist ein Wert, dem eine gewisse Konstanz unterstellt werden kann. Auf einen weiteren Vergleich der beiden Satellitenbilder wurde daher verzichtet und nur das 1993 entstandene Satellitenbild zur weiteren Auswertung herangezogen.

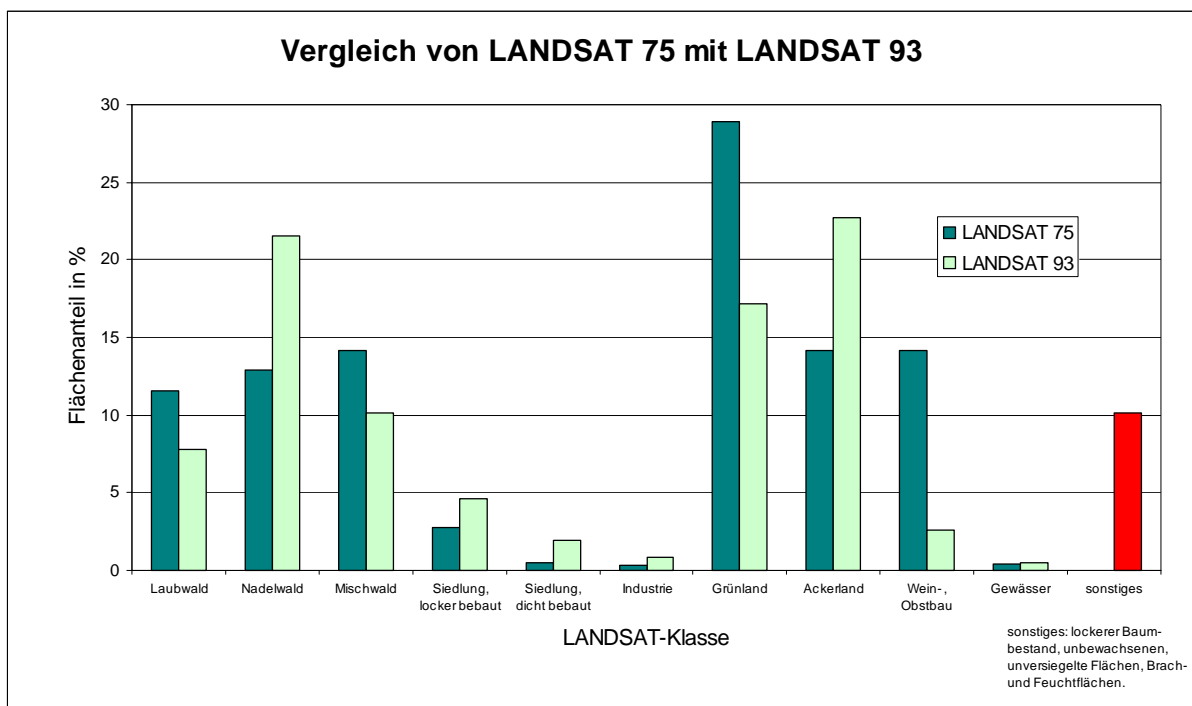


Abb. 34: Vergleich der LANDSAT-Daten von 1975 und 1993



### 5.3.2 Ergebnisse der Auswertung des LANDSAT-93 Bildes

Eine Ermittlung der Verteilung verschiedener Landnutzungsformen innerhalb von Auen zeigt, daß der Ackerbau die Hauptnutzung in den Auen darstellt. An zweiter Stelle und mit geringem Abstand folgt die Grünlandbewirtschaftung (siehe Abb. 35). Aber auch dicht und locker bebaute Siedlungen und Industrie nehmen zusammen einen erheblichen Anteil der Auennutzung ein. Der Wein- und Obstbau besitzt in Auen lediglich eine untergeordnete Bedeutung. Wälder machen ebenfalls einen hohen Anteil der Auenfläche aus. Vergleichsweise gering ist der Anteil extensiv bewirtschafteter Wiesen und Feuchtfleichen.

Ein Vergleich der Anteile verschiedener Nutzungsformen innerhalb der Auen mit jenen der übrigen Landschaftsteile zeigt, daß die Auen einer relativ hohen Nutzungsintensität unterliegen. Zwar sind die Grünlandanteile innerhalb der Auen höher als außerhalb, für locker und dicht bebaute Siedlung und Industrie sind die Flächenanteile in den Auen jedoch ebenfalls wesentlich höher (jeweils mindestens doppelt so hoch) als in der restlichen Landesfläche. Damit wird deutlich, daß Auen einer besonders hohen Nutzungsintensität im Vergleich zur restlichen Landesfläche unterliegen.

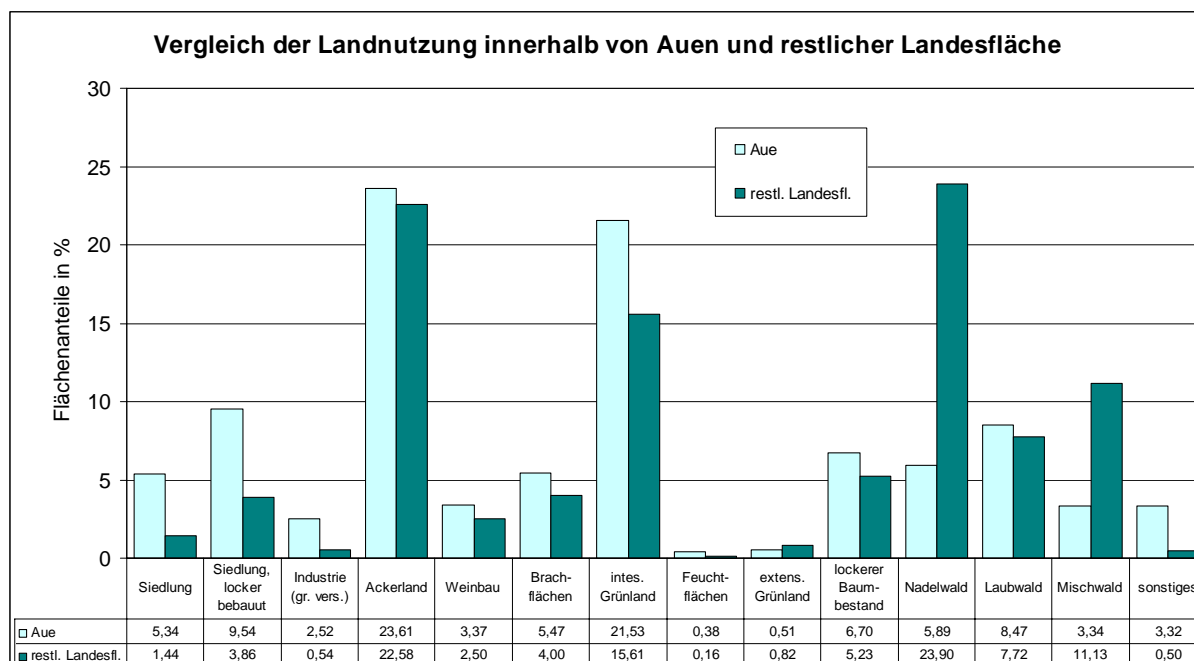


Abb. 35: Vergleich der Anteile einzelner Nutzungsformen in Auen und außerhalb

Aus den in Abb. 35 dargestellten Nutzungsformen wurden die Nutzungsintensitätswerte - bezogen auf Wassereinzugsgebiete 7. Ordnung - ermittelt. In Karte 35 (Abb. 36 und im Kartenband) ist die Nutzungsintensität in Wassereinzugsgebieten 7. Ordnung dargestellt. Die Nutzungsintensitätswerte der Wassereinzugsgebiete 7. Ordnung wurden mit den Nutzungsintensitätswerten der Wassereinzugsgebiete 4. Ordnung gewichtet, um im Hinblick auf Überschwemmungsereignisse eine Aussage zuzulassen. Es fällt die Anordnung der Wassereinzugsgebiete mit einer sehr intensiven Nutzung auf einer Achse in Nord-Südost Richtung auf .

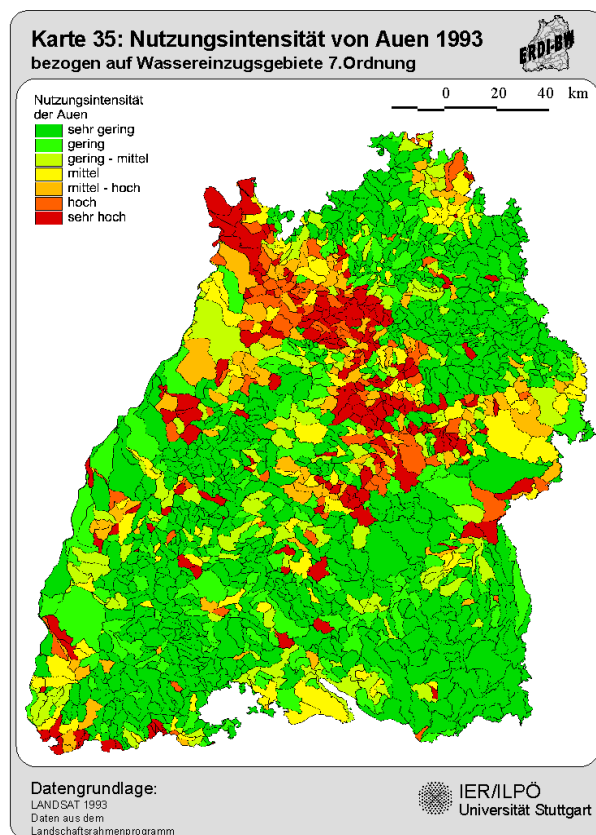


Abb. 36: Nutzungsintensität von Auen 1993

### 5.3.3 Standard für die Erhebung von Landnutzung

Für die Erfassung von Nachhaltigkeit ist eine regelmäßige Datenerhebung wichtig. In Zeitreihen kann die Entwicklung eines Bezugsraums hinsichtlich der Nachhaltigkeit analysiert und dargestellt werden. Eine Auswertung des Auenzustands zu verschiedenen Zeitpunkten läßt sich nur auf der Basis von Satellitenbildern vornehmen, die in entsprechenden Zeitabständen erhoben werden. Damit die Vergleichbarkeit der einzelnen Bilder gegeben ist, muß eine standardisierte Vorgehensweise für die Erhebung festgelegt werden:

- Übereinstimmung der Auflösung verschiedener Bilder

Die beiden vorhandenen Satellitenbilder von 1975 und 1993 lassen sich aufgrund der verschiedenen Auflösungen (50 \*50 m und 30 \* 30 m) nicht direkt miteinander vergleichen. Soll die Landnutzung und deren Veränderung über Satellitenbilder ermittelt werden, ist eine Vergleichbarkeit unabdingbare Voraussetzung.

- Übereinstimmung der erhobenen Landnutzungsklassen

Durch die Wahl einer zusätzlichen Hauptklasse bei der Auswertung des 1993 aufgenommenen Satellitenbildes, die keiner Klasse des 1975 aufgenommenen Bildes entspricht, ist die Vergleichbarkeit der prozentualen Flächenanteile einzelner Landnutzungsformen stark eingeschränkt.

- Regelmäßige Erfassung innerhalb kürzerer Zeiträume

Grundvoraussetzung für den Einsatz von Satellitenbilder für die Ermittlung von Landnutzungsformen ist neben der Vergleichbarkeit zu verschiedenen Zeiten entstandener Bilder vor allem die regelmäßige Erfassung.

Der in diesem Projekt bearbeitete Themenausschnitt beschäftigt sich mit der Abgrenzung des Bezugsraums Aue und der Analyse seiner Nutzungsintensität. Eine ökologische Beurteilung hinsichtlich der Biodiversität wird im Folgeprojekt des hier vorgestellten „Vorprojektes zur Entwicklung und Anwendung eines räumlich differenzierten Indikatorsystems zur Messung einer nachhaltigen Entwicklung in Baden-Württemberg“ beantragt.

## 6 Zusammenfassung

Mit dem durchgeführten Vorprojekt ist der zusätzliche Nutzen einer räumlich differenzierten Betrachtungsweise für ausgewählte Indikatoren der ökologischen Nachhaltigkeitsdimension verdeutlicht worden. Die Erhebung von Umweltinformationen für kleinere Bezugseinheiten und die Einbeziehung von spezifischen Standorteigenschaften erlaubt eine präzise Empfindlichkeitsabschätzung unterschiedlicher Standorte und ermöglicht einen effektiven Einsatz von umweltpolitischen Maßnahmen.

Als Ergebnis der beispielhaft erhobenen Nachhaltigkeitsindikatoren ist festzuhalten:

- Die zunehmende Flächenversiegelung vernichtet besonders die Böden mit guter Ackerbaueignung und guter Filter- und Pufferkapazität. Die wenig nachhaltige Nutzung von Böden führt außerdem zu einer zunehmenden Überschwemmungsgefährdung von empfindlichen Wassereinzugsgebieten. Die flächendifferenzierte Betrachtung verdeutlicht, daß die Versiegelungszunahme in als kritisch bewerteten Gebieten nicht konform läuft mit der Zunahme der Versiegelung in den als unkritisch bewerteten Bereichen.
- Zur Sicherstellung der Pflege von ökologisch wertvollen Flächen durch Landwirte sind die verbleibenden großen zusammenhängenden landwirtschaftlichen Flächen mit guter Ackerbaueignung im Kraichgau und Neckartal primär zu erhalten.
- Für die Ermittlung von Biodiversität im Sinne der Nachhaltigkeit gibt es bisher verschiedene vorgeschlagene Indikatorenkomplexe auf der Basis internationaler, nationaler bzw. regionaler Bezugsräume. Das Ziel einer hohen Aggregation der Indikatoren führt in vielen Fällen zu einer Vereinfachung, die der vielschichtigen Problematik nicht mehr gerecht wird. Im Rahmen dieses Projekts wird eine Methode vorgeschlagen, die ebenfalls einen hoch aggregierten - und damit gut handhabbaren - Indikator als Ergebnis liefert, auf der Ebene der Grundlagendaten und darauf basierenden Analyse allerdings eine möglichst umfassende Integration vorhandener Daten und wissenschaftlicher Kenntnisse anstrebt.
- Die Nutzungsintensität der Auen stellt einen Indikator dar, der sowohl auf die Bereiche Biodiversität und Boden als auch auf den Bereich Oberflächengewässer einen wesentlichen Einfluß ausübt. Es zeigt sich, daß Auen im Vergleich zur übrigen Landesfläche einer sehr hohen Nutzungsintensität unterliegen. Die Nutzungsintensität läßt sich durch regelmäßige Satellitenaufnahmen und eine standardisierte Auswertung gut ermitteln.

Die vorgestellte Methodik zur Berechnung räumlich differenzierter Nachhaltigkeitsindikatoren sieht sich als Ergänzung zu bereits bestehenden Indikatorsystemen zwischen regionalem (Akademie für Technikfolgenabschätzung Baden-Württemberg) und lokalem (Lokale Agenda-Projekte) Maßstabsbereich. Die landesweiten Mittelwerte werden, wo sinnvoll, auf der Ebene von naturräumlichen Bezugseinheiten ermittelt und mit weiteren spezifischen Standortparametern überlagert. Nur so ist es möglich, regional angepasste Maßnahmen zu ergreifen, die Risiken aufgrund ökologisch unangepasster räumlicher Verteilungsmuster entgegenwirken. Diese themenorientierte „bottom up“ Vorgehensweise kann als geeignete Komplementierung der nationalen und regionalen „top down“- Strategie angesehen werden, um raumwirksame Entscheidungen effizient treffen zu können (siehe auch MOHR 1995).

Das von der Landesanstalt für Umweltschutz in Kooperation mit der Akademie für Technikfolgenabschätzung entwickelte und regelmäßig zu erhebende Basisindikatorenset kann für die Bereiche Boden und Biologische Vielfalt mit Hilfe der in diesem Projekt entwickelten Methode durch räumlich differenzierte Indikatoren ergänzt werden.

Für eine laufende Berichterstattung ist ein einheitlicher und landesweit anerkannter Auenlayer zu entwickeln und eine regelmäßige und nach einheitlicher Methodik zu erstellende Landnutzungsklassifizierung aus Satellitenbildern anzustreben.

## 7 Literaturverzeichnis

- AKADEMIE FÜR TECHNIKFOLGENABSCHÄTZUNG BADEN-WÜRTTEMBERG (AfTA). „Nachhaltige Entwicklung in Baden-Württemberg – Statusbericht“ 1997
- BACKHAUS, R. und WEIERS, S. „Der Raumbezug von Nachhaltigkeitsindikatoren“ in: TA-Datenbank-Nachrichten Nr. 2, S. 53-56, 2000
- BAYERISCHE AKADEMIE FÜR NATURSCHUTZ UND LANDSCHAFTSPFLEGE (ANL) „Begriffe aus Ökologie, Landnutzung und Umweltschutz – Informationen 4“, 3. neu bearbeitete Auflage, 1994
- BERLEKAMP, L.R. „Erfassung und Bewertung von Bodenversiegelungen unter hydrologisch-stadtplanerischen Aspekten am Beispiel eines Teilraums von Hamburg“ 1992
- BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (Hrsg.) „Erhaltung der biologischen Vielfalt: Wissenschaftliche Analyse deutscher Beiträge“ 1997
- BUNDESFORSCHUNGSANSTALT FÜR LANDESKUNDE UND RAUMORDNUNG „Ausmaß der Bodenversiegelung und Potentiale zur Entsiegelung“, 1996
- BUND/MISEROR (Hrsg.) „Zukunftsfähiges Deutschland“, 1996
- COMMISSION ON SUSTAINABLE DEVELOPMENT (CSD) „Indicators of Sustainable Development“, 1996
- DER BUNDESMINISTER FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT „Konferenz der Vereinten Nationen für Umwelt und Entwicklung im Juni 1992 in Rio de Janeiro: Agenda 21“, 1992
- DÖRHÖFER, G. und JOSOPAIT, V. „Eine Methode zur flächendifferenzierten Ermittlung der Grundwasserneubildungsrate“ in: Geologisches Jahrbuch C27 S. 45-65, 1980
- DOSCH, F. und FUHRICH, M. „Konzept und Indikatorenprofile für eine indikatorengestützte Erfolgskontrolle“ 1996
- ENQUETE-KOMMISSION „Konzept Nachhaltigkeit – Vom Leitbild zur Umsetzung“ 1998
- EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY (EEA) „Environmental signals 2000: European Environment Agency regular Indicator report“, 2000
- EWEN, C. „Flächenverbrauch als Indikator für Umweltbelastungen“ Fachbereich Bauingenieurwesen der TU Darmstadt: 132, 1998

- GEOLOGISCHES LANDESAMT „Fortschreibung des Landschaftsrahmenprogramms Baden-Württemberg – Erstellung landesweiter Grundlagenkarten. Abschlußbericht zum Teilprojekt Bodenkunde“ 1996
- HABER, W. „Bedeutung unterschiedlicher Land- und Forstbewirtschaftung für die Kulturlandschaft – einschließlich Biotop- und Artenvielfalt“ in: Linckh/Sprich/Flaig/Mohr (Hrsg.) Nachhaltige Land- und Forstwirtschaft, 1996
- HARMS, R.W. „Auswirkungen der Urbanisierung auf den Hochwasserabfluß kleiner Einzugsgebiete. Verfahren zur quantitativen Abschätzung“, 1986
- HAUFF, V. (Hrsg.) „Unsere gemeinsame Zukunft. Der Brundtland-Bericht der Weltkommission für Umwelt und Entwicklung“ 1987
- HEBER, B. und LEHMANN, I. „Beschreibung und Bewertung von Bodenversiegelung in Städten“ IÖR-Schriften 15, 1996
- HORLITZ, T. „Flächenansprüche des Arten- und Biotopschutzes“, 1994
- JESINGHAUS, J. „A European System of Environmental Pressure Indices“, 1999
- KLAUER, BERND (1997): „Nachhaltigkeit und Naturbewertung: Welchen Beitrag kann das ökonomische Konzept der Preise zur Operationalisierung von Nachhaltigkeit leisten? – Umwelt und Ökonomie, 25, 222 S.
- KNAUS, A. und RENN, O. „Den Gipfel vor Augen. Unterwegs in eine nachhaltige Zukunft“, 1998
- LATOUR, J.B. und REILING, K. „Threats to nature in the Netherlands“ in: National Environmental Outlook 2: 453-459, 1992
- LESER, H. „Diercke Wörterbuch Umwelt“, 1993
- MERSCH-SUNDERMANN, V. (Hrsg.) „Umweltmedizin“, 1999
- MINISTERIUM FÜR UMWELT UND VERKEHR „Umweltplan Baden-Württemberg“ Entwurf – Stand 27.06.2000
- MOHR, H. „Perspektiven einer nachhaltigen gesellschaftlichen Entwicklung in Deutschland“ in: Bundesministerium für Bildung und Forschung/VDI-Technologiezentrum Düsseldorf (Hrsg.): Langfristige Perspektiven technischer und gesellschaftlicher Entwicklung in Deutschland
- MÜNCHENER RÜCKVERSICHERUNGSANSTALT „Naturkatastrophen in Deutschland – Schadenerfahrungen und Schadenpotentiale“, 1999
- OECD „OECD core set of indicators for environmental performance reviews. A synthesis report by the Group on the State of the Environment“, 1991

- RAT VON SACHVERSTÄNDIGEN FÜR UMWELTFRAGEN (SRU)  
„Umweltgutachten 1994“
- RAT VON SACHVERSTÄNDIGEN FÜR UMWELTFRAGEN (SRU)  
„Umweltgutachten 1996“
- RECK, H., WALTER, R., OSINSKI, E., HEINL, T., KAULE, G. „Räumlich differenzierte Schutzprioritäten für den Arten- und Biotopschutz in Baden-Württemberg (Zielartenkonzept) – Gutachten vom Auftrag des Landes Baden-Württemberg“ 1996
- SCHLUMPRECHT, H.; VÖLK, W. „Der Erfassungsgrad zoologisch wertvoller Lebensräume bei vegetationskundlichen Kartierungen“ in: Natur und Landschaft 67 (1): 3 – 7, 1992
- STROBL, J. „Digitale Forstkarte und Forsteinrichtungswerk“ Salzburger Geographische Hefte Nr. 12, 1988
- UMWELTBUNDESAMT „Umweltbarometer“ 2000
- WELLER, F. „Ökologische Standortseignungskarte für den Landbau in Baden-Württemberg“ Ministerium für Ländlichen Raum, Ernährung, Landwirtschaft und Forsten Baden-Württemberg (Hrsg.) 1990
- WOHLRAB, B. et al. „Landschaftswasserhaushalt“, 1992