

Kapitel 6

Objektebene I: Belastung von Wassereinzugsgebieten durch Straßen

Auf Wassereinzugsgebietsebene soll die Zerschneidungswirkung bewertet werden. Diese entsteht einerseits durch den Bau und andererseits durch den Betrieb von Straßen. Die Belastung eines Raumes setzt sich zusammen aus Vorbelastung und Zusatzbelastung. Die Vorbelastung ist eine vorgegebene endogene Größe, während die Zusatzbelastung, die sich bei verschiedenen Szenarien ändernde exogene Größe darstellt. Dafür werden sowohl Vorbelastungsindikatoren aufgestellt (Kap. 6.4), als auch Indikatoren für die Zusatzbelastung, die die Belastung durch den Straßenverkehr repräsentieren (Kap. 6.6). Diese Indikatoren werden über mehrkriterielle Bewertungsverfahren zu den Größen Vorbelastung und Zusatzbelastung aggregiert (Kap. 6.5). Die Empfindlichkeit gegenüber verkehrsbedingter Belastung wird in Kap. 6.3 abgeleitet. Die Verknüpfung von Belastung und Empfindlichkeit ermöglicht eine Aussage hinsichtlich des Risikos (Kap. 6.8). Den Flächenbezug stellen bei Oberflächengewässern naturgemäß die Wassereinzugsgebiete dar. Diese werden in Kap. 6.2 abgeleitet. Um vom Risiko zu einer Handlungspriorität für die Planung zu gelangen werden, stellvertretend für politische Prioritäten, Wasserschutzgebiete bzw. der Neckar als regional bedeutsames Gewässer miteinbezogen. Eine detaillierte Erläuterung der Abbildung 6.1 geschieht im weiteren Verlauf dieses Kapitels.

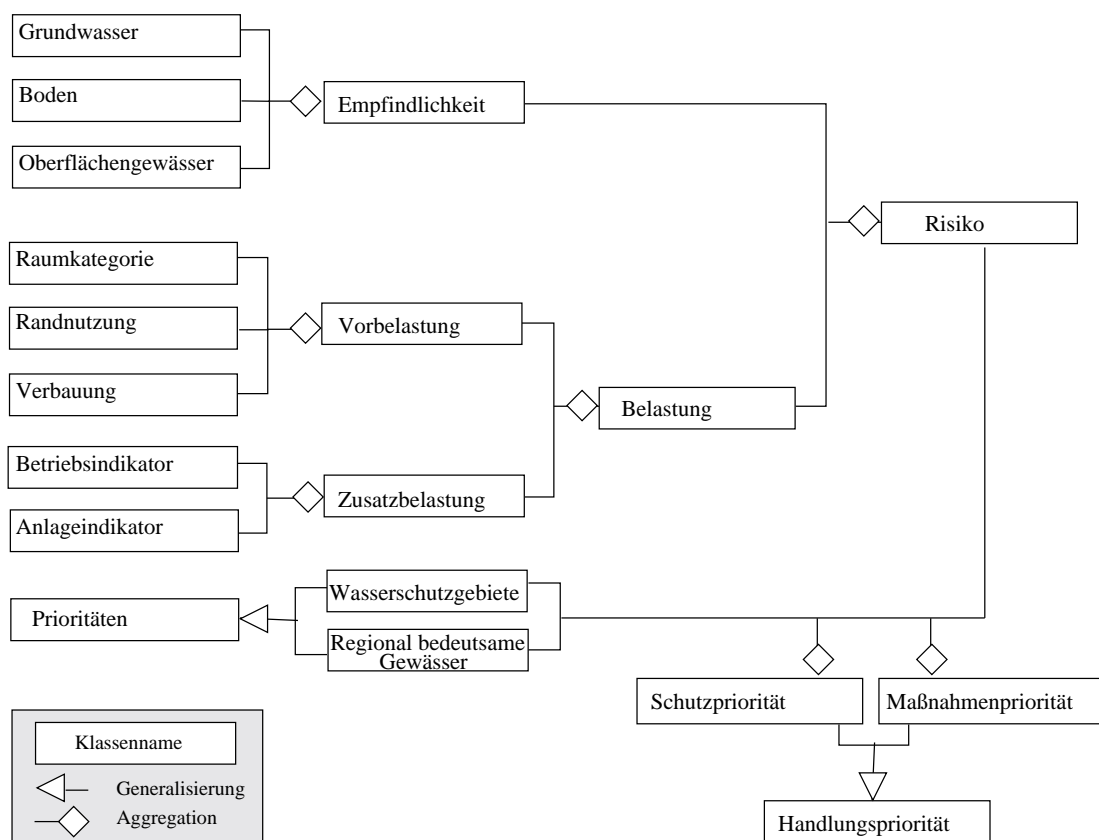


Abbildung 6.1: Bewertung der verkehrsbedingten Belastung auf der Objektebene I - Notation nach [Rumbaugh et al. 1993]

6.1 Verkehrsbedingte Belastungen von Wassereinzugsgebieten

“Primär müssen Bemühungen (...) dem Erhalt und der Förderung noch bestehender ökologisch intakter, natürlicher und naturnaher Gewässerlebensräume dienen, wobei deren Durchgängigkeit entscheidende Bedeutung zukommt. Sekundär ist die Wiederherstellung und Neuschaffung intakter Lebensräume durch Schutz-, Reparatur- und Renaturierungsmaßnahmen anzustreben“ [ILPÖ 1996].

Für die nachhaltige Sicherung unbeeinträchtigter, funktionsfähiger Wasserkreisläufe ist es notwendig die naturraumtypischen Fließgewässerstrukturen durch die möglichst vollständige Beseitigung anthropogener Störgrößen hinsichtlich Wasserqualität und Lebensraumstruktur zu sichern, sowie durch die Sicherung von Gebieten mit abflußmindernder Wirkung zu ergänzen [Gockel 1995]. Für ein empfindliches Auenökosystem ist es nicht ausreichend, wenn nur der Auenbereich im engeren Sinne geschützt und ungestört bleibt. Das gesamte Wassereinzugsgebiet hat letztendlich Einfluß auf das Auenökosystem bzw. das Gewässer. Morphologisch/strukturelle Faktoren bestimmen den ökologischen Zustand und die ökologische Funktion eines Fließgewässers. Strukturfaktoren sind beispielsweise Linienführung, Profilform, Gewässersohle, uferbegleitende Vegetation, Uferböschungssubstrat, Verzahnung von Wasser- und Landbereichen oder gewässernahe Talbodenbereiche. Direkte und indirekte Eingriffe in das Ökosystem Fließgewässer reduzieren die natürliche Vielfalt, gefährden die Stabilität und beeinträchtigen die Funktion der Fließgewässer im Landschaftshaushalt und für das Landschaftserleben [LfU 1994b]. Gewässer können beeinträchtigt sein durch (1) Aufschüttungen, Verrohrungen, Verfüllungen sowie Verlegungen von Teilstrecken, (2) durch direkten Eintrag von Schadstoffen aus Industrie, Landwirtschaft oder Verkehr und schließlich (3) durch diffusen Schadstoffeintrag wie z.B. durch Düngeeintrag durch angrenzende landwirtschaftliche Bearbeitung. Straßen beeinflussen Oberflächengewässer und deren Auen durch die Trennwirkung, die durch Gewässerquerungen und Verdolungen verursacht wird, durch Versiegelung und den damit erhöhten Oberflächenabfluß. Weitere Belastungen ergeben sich schließlich durch Kontamination. Beispiele sind Reifenabrieb, Streusalz oder die Kontamination mit Schadstoffen aufgrund von Transportunfällen toxischer Güter im “Katastrophenfall“.

Das Leitbild “Schutz der Oberflächengewässer und ihrer Einzugsgebiete vor verkehrsbedingten Belastungen“ [Steierwald und Künne 1994] wird durch mehrere Unterziele konkretisiert. Zur Schaffung zusammenhängender Wassereinzugsgebiete von hoher Qualität müssen Gewässer in ihrem Zusammenhang, d.h. innerhalb ihrer Vernetzung betrachtet werden. Damit soll ein effektiver Einsatz von Maßnahmen zur naturnahen Entwicklung der Fließgewässer innerhalb der Region gewährleistet werden. Um das Gewässer als Lebensraum zu erhalten, muß die Durchgängigkeit erhalten bzw. wiederhergestellt werden. Und schließlich muß zur Erhaltung der Aue als Lebensraum auf beiden Seiten der Gewässer ausreichend Entwicklungsraum gegeben sein. Ein intakter Lebensraum “Gewässer und Aue“ setzt den naturnahen Zustand von Gewässerbett, Ufer sowie Gewässerrandstreifen voraus [LfU 1994b].

Schutzgut	Auen/Oberflächengewässer
Leitbild	Schutz der Oberflächengewässer und ihrer Einzugsgebiete vor verkehrsbedingten Belastungen
UQZ	<p>A: Schaffung zusammenhängender Wassereinzugsgebiete von hoher Qualität hinsichtlich Grundwasser, Boden, Oberflächengewässer und unzerschnittener Räume</p> <p>B: Schaffung ausreichender Auelebensräume auf beiden Seiten des Gewässers</p> <p>C: Erhalt und Förderung von durchgängigen Gewässern</p>

Abbildung 6.2: Leitbild / Umweltqualitätsziele für das Schutzgut Auen/Oberflächengewässer

6.2 Ableitung der Wassereinzugsgebiete

“Ein Wassereinzugsgebiet ist ein durch eine oberirdische Wasserscheide abgegrenztes Gebiet, welches durch einen Fluß oder Bach mit allen seinen Nebenflüssen entwässert wird “ [Leser 1987]. Wassereinzugsgebiete sind hierarchisch aufgebaut, jedes Einzugsgebiet der Hauptentwässerungsader (z.B. Rhein oder Donau) besteht wiederum aus mehreren Sub-Einzugsgebieten (Neckar oder Isar), die ihrerseits aus mehreren kleineren Einzugsgebieten zusammengesetzt sind. Es hängt vom Maßstab der Untersuchung ab, welche Hierarchieebene bzw. Ordnung verwendet wird. Wassereinzugsgebiete und Gewässersysteme können aus digitalen Höhenmodellen (DHM) abgeleitet werden. Die zur Ableitung notwendigen Schritte innerhalb des GIS-Produkts ARC/INFO werden im folgenden beschrieben (Abb. 6.3).

siehe Text	EINGABE <i>Datensätze aus AUSGABE kursiv</i>	BERECHNUNG	AUSGABE <i>Erstellte Datensätze kursiv</i>
1	Luft- oder Satellitenbilder Höhenlinien	Photogrammetrisches Verfahren Interpolation	Digitales Höhenmodell <i>DHM</i>
2	<i>DHM</i>	Berechnung der Fließrichtung und Beseitigung undefinierter Fließrichtung	Exposition <i>FLIEßRICHTUNG</i>
3	<i>FLIEßRICHTUNG</i>	Berechnung der akkumulierten Fließrichtung	<i>AKK_FLIEßRICHTUNG</i>
	<i>AKK_FLIEßRICHTUNG</i>	Selektion der Zellen mit hohem Wert	Gewässernetz <i>NETZ</i>
4	<i>NETZ</i> + <i>FLIEßRICHTUNG</i>	Streamordering (nach Strahler oder Shreve)	<i>ORDNUNG</i>
	<i>ORDNUNG</i>	Selektion der Ordnung, die für die Wassereinzugsgebiete relevant ist	Haupt-Gewässernetz <i>HAUPTNETZ</i>
5	<i>HAUPTNETZ</i> + <i>FLIEßRICHTUNG</i>	Berechnung der Wassereinzugsgebiete	Wassereinzugsgebiete

Abbildung 6.3: Ableitung eines Wassereinzugsgebietes aus einem DHM

1. Für Baden-Württemberg steht ein digitales Höhenmodell mit einer Rasterweite von 50 x 50 m² zur Verfügung (siehe auch Kap. 4.1.2). Dabei wird zur Bestimmung der Höhe nicht die Bodenoberfläche verwendet, sondern die Vegetationsoberfläche, was entweder zu einer Erhöhung der Neigung oder zu einer Verflachung der Geländeoberfläche führen kann. Zur Abgrenzung von Wassereinzugsgebieten in einem Maßstab von 1:50.000 ist dies aber hinreichend genau.
2. Zunächst wird die Fließrichtung aus dem DHM abgeleitet. Diese wird für jede Zelle (Pixel) im Raster bestimmt. Für jedes Pixel wird der Gradient zu seinen acht Nachbarpixeln bestimmt und eine Fließrichtung zum Nachbar mit dem steilsten Gradienten nach unten zugewiesen.
Eine undefinierte Fließrichtung kommt dann vor, wenn beispielsweise alle Nachbarzellen zur Mitte hinfließen. Dabei handelt es sich um eine abflußlose Depression. Außerdem gibt es die Möglichkeit, daß der Höhenunterschied zwischen dem zentralen Pixel und mehreren Nachbarpixeln gleich groß ist. Das Vorkommen undefinierter Fließrichtung kann zwar in der Natur auftreten (z.B. breite flache Talböden), resultiert aber auch häufig aus Ungenauigkeiten. Diese können von einem kleinen Maßstab oder der Umwandlung von Fließkomma-Zahlen in Integer-Zahlen, was zur Weiterbearbeitung des DHM innerhalb von ARC/INFO notwendig ist, herrühren und sollten daher beseitigt werden.
3. Nun wird die akkumulierte Zahl der Zellen bestimmt, die in jede sich hangabwärts befindende Zelle fließen. Die Zellen mit hoher Zahl an zufließenden Zellen können zur Identifikation des

Fließgewässernetzes verwendet werden, Zellen mit der Zahl 0 spiegeln einen Bergrücken oder Grat wider. Dieser für jede Anwendung zu definierende Schwellwert bestimmt die Gewässernetzdichte. Ein optischer Vergleich mit einem für die gleiche Region analog vorliegendem Gewässernetz erleichtert die Festlegung des Schwellwerts.

Es kann auch ein vorhandenes Gewässernetz verwendet werden. Voraussetzung ist aber zum einen die Lagetreue und zum anderen die Durchgängigkeit des Gewässernetzes. Verbundene Gewässerabschnitte dürfen keine Lücken aufweisen. Letzteres ist im ATKIS-Gewässernetz nicht der Fall, da z.B. ein verdolter Gewässerabschnitt als Lücke auftritt (Abb. 6.4). Aus diesem Grund wurden die Oberflächengewässer der Region Stuttgart aus dem digitalen Höhenmodell extrahiert.

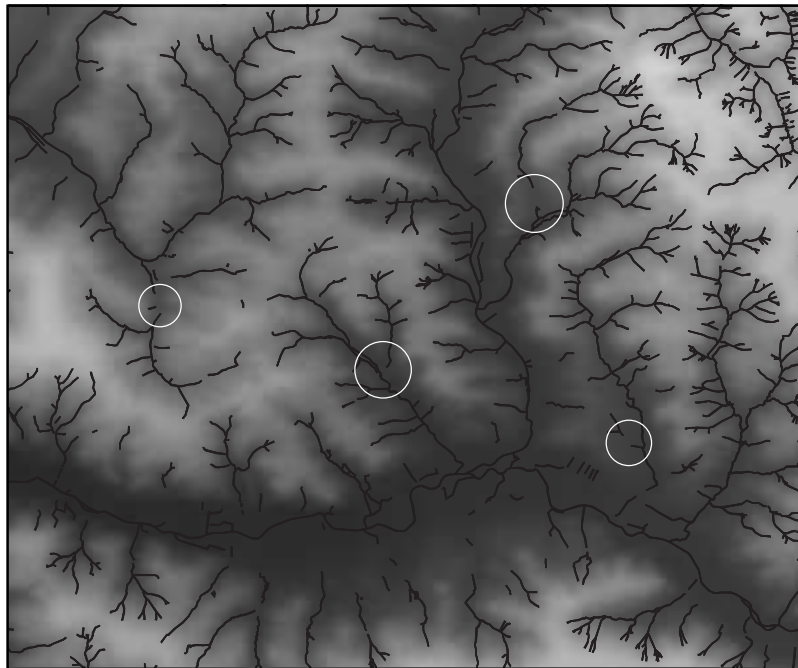


Abbildung 6.4: Beispiel für die Nicht-Erfassung verdolter Abschnitte in ATKIS

4. Dieses aus dem DHM abgeleitete Gewässernetz einschließlich seiner Fließrichtung wird nun verwendet, um die Grenzen der Wassereinzugsgebiete zu bestimmen. Zur Ableitung von Wassereinzugsgebieten gleicher Größe wird ein morphometrischer¹ Index verwandt, der die Fließgewässer hierarchisch nach ihrer Ordnung systematisiert. Die Ordnungsmethoden von STRAHLER [Strahler 1957] und SHREVE [Shreve 1967] sind die am häufigsten verwendeten Methoden.

Dabei bekommt jeweils der erste Gewässerabschnitt die Ordnungszahl 1, die sich dann mit der Zahl der zufließenden Gewässer erhöht. Bei STRAHLERs Ordnung bekommt das nachfolgende Gewässer nur beim Zusammenfluß von zwei Gewässern gleicher Ordnung eine um 1 höhere Ordnungszahl, während bei SHREVE die Ordnungen jeweils addiert werden (Abb.6.5). Die Ordnungszahlberechnung bei SHREVE führt dazu, daß eine feinere Abgrenzung von Wassereinzugsgebieten vorgenommen werden kann. Dies wird auch in Abb. 6.6 deutlich, wo die Zahl der Einzugsgebiete für die Ordnungen 2 bis 5 nach STRAHLER sowie die Ordnungen 4 bis 16 nach SHREVE für die Region Stuttgart aufgetragen wurde. Die Ordnung 3 nach STRAHLER entspricht in etwa der Ordnung 6 nach SHREVE. Darüber und darunter verläuft die Kurve nach

¹Morphometrie: Messung der Form

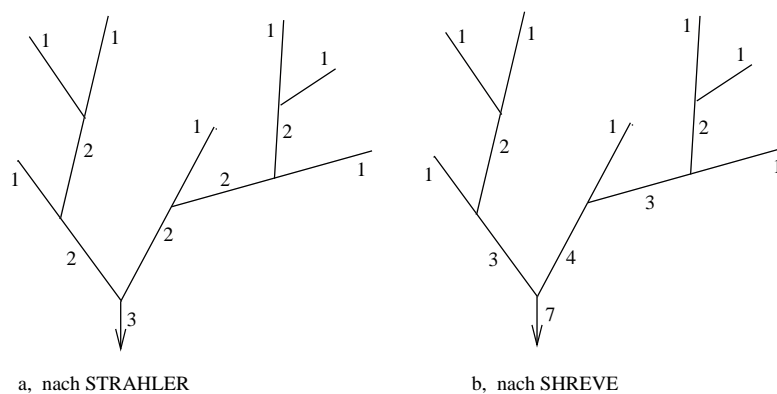


Abbildung 6.5: Kategorisierung des Fließgewässernetzes

SHREVE aber flacher. Die Ordnung nach STRALHER wurde daher für die folgende Bestimmung der optimalen Wassereinzugsgebietsabgrenzung als zu grob verworfen.

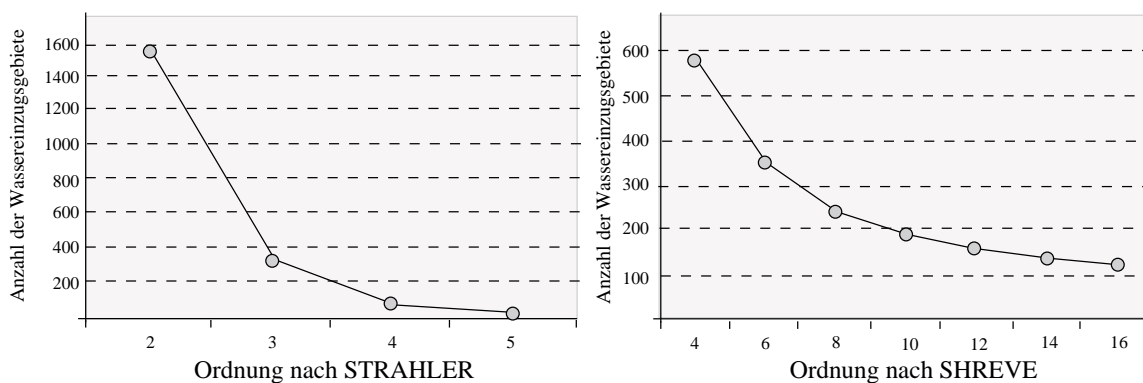


Abbildung 6.6: Anzahl der Wassereinzugsgebiete für die verschiedenen Ordnungssysteme

- Der Ausschnitt zur Berechnung der Wassereinzugsgebiete muß etwas größer als das eigentliche Untersuchungsgebiet gewählt werden, um auch die Randbereiche noch mit genügender Genauigkeit bestimmen zu können (Abb. 6.7). Zur weiteren Bestimmung der optimalen Abgrenzung der Wassereinzugsgebiete, wird die mittlere Fläche der Einzugsgebiete berücksichtigt.

Da im regionalen Maßstab gearbeitet wird, wurde eine mittlere Mindestfläche von 50 km² angesetzt, die ab der Ordnungszahl 12 vorhanden ist (siehe Tab. 6.1). Dieser Wert wurde gewählt, um das Vorkommen einer großen Anzahl sehr kleiner Wassereinzugsgebiete zu vermeiden, für die eine Planung auf der regionalen Ebene nicht mehr sinnvoll wäre. Zur weiteren Abgrenzung wurden die Ordnungszahlen 12 bis 16 hinsichtlich der räumlichen Differenzierung der Zusatzbelastung, die sich aus Betriebs- und Anlageindikator zusammensetzt (ausführliche Erklärung in Kap. 6.6) untersucht. Dabei konnte festgestellt werden, daß zwischen der Ordnungszahl 14 und der Ordnungszahl 12 nach SHREVE keine Verbesserung (im Sinne von höherer räumlicher Auflösung) der Ergebnisse zustande kommt (Abb. 6.7). Die endgültige Abgrenzung der Wassereinzugsgebiete wurde daher nach der Ordnungszahl 14 durchgeführt.

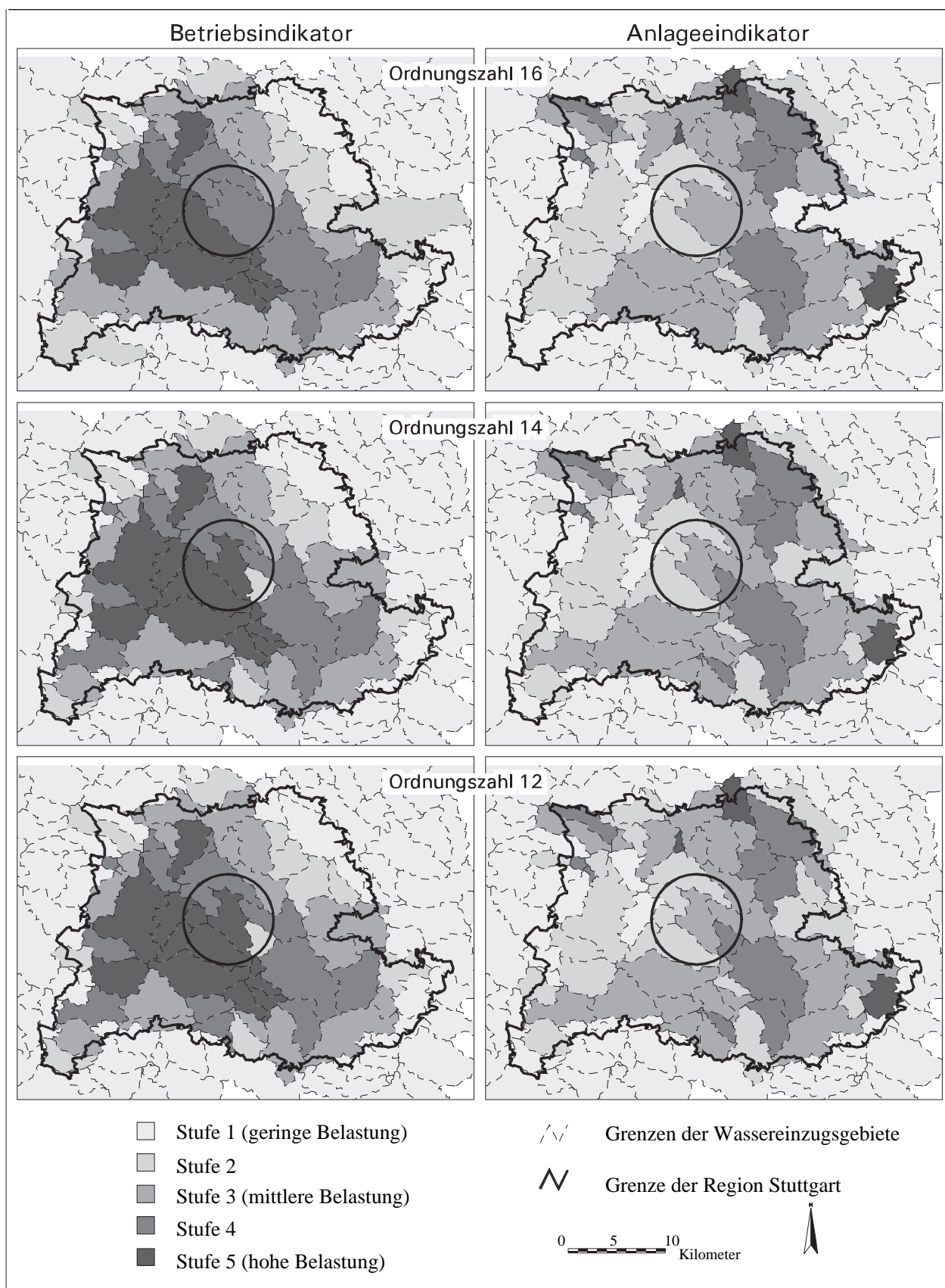


Abbildung 6.7: Vergleich der Ergebnisse von Betriebs- und Anlageindikator zur Festlegung einer Einteilung der Wassereinzugsgebiete (Ordnungszahlen nach SHREVE)

Tabelle 6.1: Mittlere Fläche und mittlere Gewässerlänge der Wassereinzugsgebiete (MW = Mittelwert)

Ordnung SHREVE	MW Fläche km ²	MW Länge km
4	14,45	19,69
6	23,43	30,70
8	34,44	40,93
10	42,96	48,60
12	52,11	59,82
14	57,09	64,81
16	67,46	71,78

6.3 Ermittlung der Empfindlichkeit

Das Risiko einer Beeinträchtigung von Gewässern durch Verkehr ist umso größer, je empfindlicher der Untergrund oder die Gewässer im jeweiligen Wassereinzugsgebiet sind. Zur Bestimmung dieser Empfindlichkeit (E) eines Einzugsgebiets EG wurden die nach ihrer Empfindlichkeit bewerteten Schutzgüter Boden (BOD), Grundwasser (GRDW) und Gewässer (GEW) auf die Bezugseinheit Wassereinzugsgebiet aggregiert. Das Schutzgut Arten/Biotope wurde nicht einbezogen, da es keinen direkten Einfluß auf ein Wassereinzugsgebiet hat.

$$E_{EG} = f(GRDW_{EG}, BOD_{EG}, GEW_{EG})$$

Es wurden nun jeweils die zwei empfindlichsten Stufen der Schutzgüter, was als gleichbedeutend mit einem hohem Schutzanspruch definiert wurde, nach ihrem prozentualen Vorkommen kategorisiert. Um eine Pseudogenauigkeit zu vermeiden, wurden dabei nur drei Einteilungen nach dem prozentualen Vorkommen vorgenommen (< 33 %, 33 - 66 %, > 66 %):

Sehr hohe Empfindlichkeit gegenüber verkehrsbedingter Belastung:

- Wassereinzugsgebiete, in denen die Empfindlichkeitsstufen 1 und 2 der Schutzgüter Boden und Grundwasser einen Anteil von mehr als 66 % haben,
- Wassereinzugsgebiete, in denen der Anteil an Oberflächengewässern mit der Empfindlichkeitsstufe 1 einen Anteil von mehr als 66 % ausmacht.

Hohe Empfindlichkeit gegenüber verkehrsbedingter Belastung:

- Wassereinzugsgebiete in denen die Grundwasserstufen 1 und 2 der Schutzgüter Boden und Grundwasser einen Anteil zwischen 33 % und \leq 66 % haben,
- Wassereinzugsgebiete, in denen der Anteil an Oberflächengewässern mit der Empfindlichkeitsstufe 1 zwischen 33 % und \leq 66 % ausmacht,

Die so kategorisierten Wassereinzugsgebiete zeigen eine Differenzierung empfindlicher Gebiete in der Region Stuttgart (s. Abb. 6.8 a bis c). Dies ist beispielsweise beim Schutzgut Grundwasser die Schwäbische Alb (Abb. 6.8a). Die Schwäbische Alb ist durch den verkarsteten Untergrund ein sehr sensibles Gebiet, bei dem das Oberflächenwasser sofort in den Untergrund weitergeleitet wird. Daher ist dieser Bereich besonders empfindlich gegenüber Belastungen, die z.B. durch Katastrophenfälle mit Gefahrgütern entstehen. Beim Grundwasser erstreckt sich ein hochempfindliches Band vom Nordosten

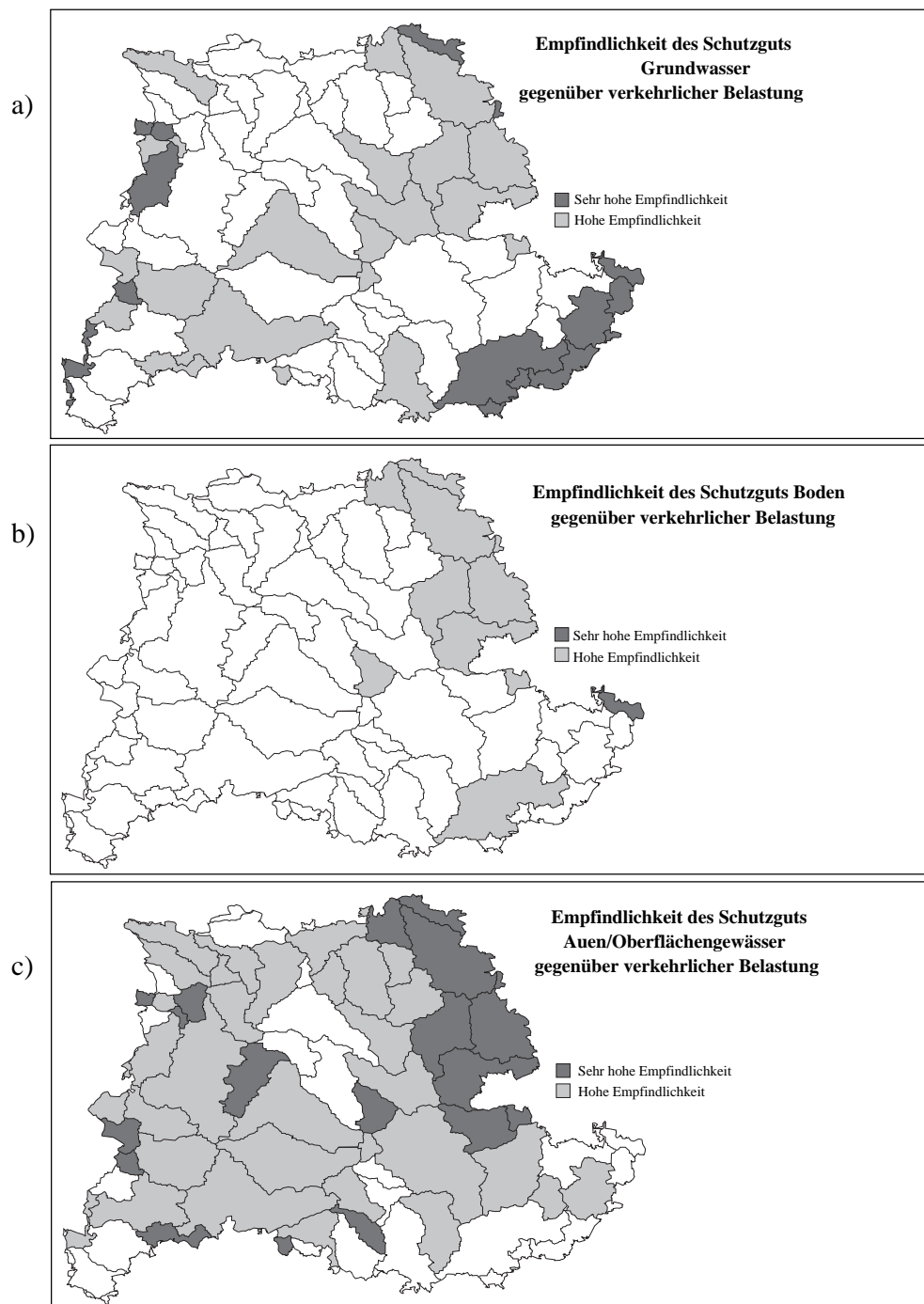


Abbildung 6.8: Räumlich differenzierte Empfindlichkeit der Schutzgüter Grundwasser, Boden und Auen/Oberflächengewässer gegenüber verkehrsbedingter Belastung

der Region über die Regionsmitte (empfindliche Mineralquellen) bis zum Südwesten der Region (Muschelkalk). Beim Schutzgut Oberflächengewässer ist die Schwäbische Alb dagegen nicht als kritischer Bereich vertreten, da dort der Gewässeranteil sehr gering ist (Abb. 6.8 c). Ein weiterer hoch empfindlicher Bereich innerhalb der Region Stuttgart ist der Nordosten der Region, der durch seinen tonigen Untergrund sehr gewässerreich ist und durch den noch sehr guten Zustand dieser Böden eine sehr hohe Empfindlichkeit besitzt. Das Schutzgut Boden besitzt außer im Nordosten (Keuperwaldberge) auch auf Teilen der Schwäbischen Alb empfindliche Böden (Abb. 6.8 b). Dies sind Böden mit geringen Humus- und Tongehalt, einer geringen Filter- und Pufferkapazität, so daß die Mobilität von Schadstoffen nicht gebremst wird. Hier können eingetragene Schadstoffe nur wenig abgepuffert und damit in das darunter liegende Grundwasser eingetragen werden [Bernreuther und Liebmann 1997]. Allerdings kommt die höchste Empfindlichkeitsstufe nur am östlichsten Rand des Untersuchungsgebietes auf der Schwäbischen Alb vor. Sind Böden empfindlich gegenüber verkehrsbedingter Belastung, so sind auch die darunterliegenden Grundwasserleiter sehr sensitiv. Daher sind auch die empfindlichen Gebiete des Schutzguts Boden vollständig in denen des Schutzguts Grundwasser enthalten (Abb. 6.8).

Diese Einzelergebnisse für jedes Schutzgut werden nun nach den Regeln der disjunktiven Methode (Kap. 3.2.2.2) kombiniert:

$$E_{EG} = \begin{cases} 1 & \text{falls } GRDW = 1 \text{ oder } GEW = 1 \text{ oder } BOD = 1 \\ 2 & \text{falls } GRDW = 2 \text{ oder } GEW = 2 \text{ oder } BOD = 2 \\ 3 & \text{sonst} \end{cases}$$

Dabei entsteht eine räumlich differenzierte Verteilung der Empfindlichkeit gegenüber verkehrsbedingter Belastung für die Region Stuttgart (Abb. 6.9).

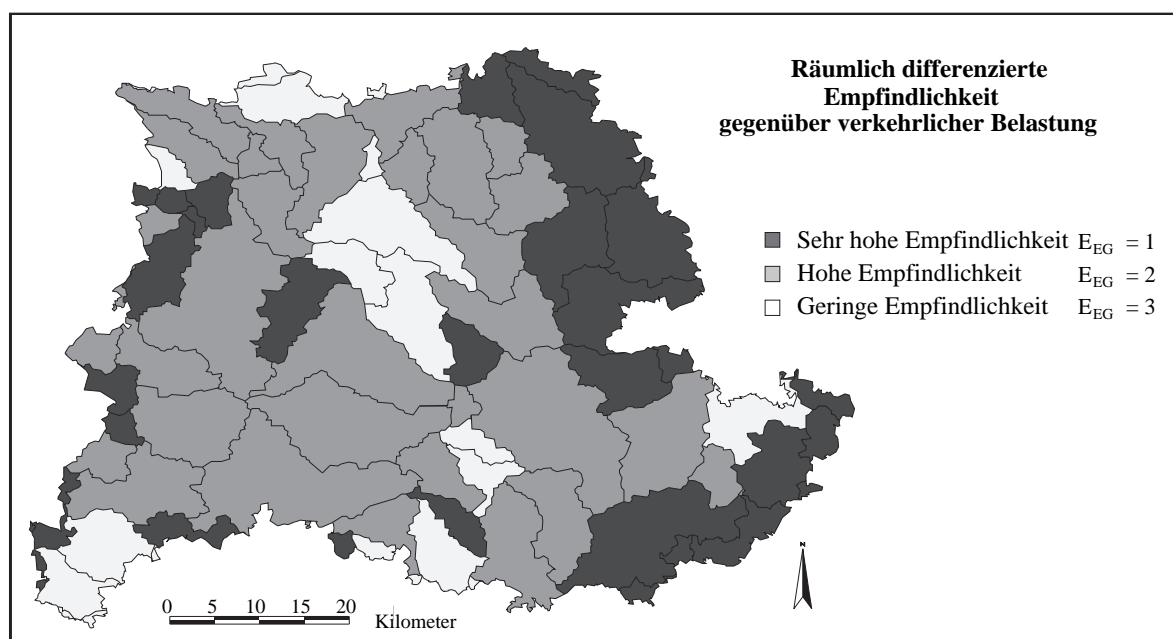


Abbildung 6.9: Räumlich differenzierte Empfindlichkeit gegenüber verkehrsbedingter Belastung

6.4 Ermittlung der Vorbelastung

Die Vorbelastung (VB_{EG}) umfaßt die gesamte Belastung, die nicht durch den Straßenverkehr entsteht sowie die Belastung der Straßen, die in der Zusatzbelastung nicht berücksichtigt sind, wie z.B. Wohnstraßen. Als Indikatoren werden die Lage des Wassereinzugsgebietes im Raum (Kap. 6.4.1),

die Randnutzung der Gewässer (Kap. 6.4.2) sowie der Verbauungsgrad der Gewässer (Kap. 6.4.3) verwendet.

$$VB_{EG} = f(\text{Raumkategorie}_{EG}, \text{Randnutzung}_{EG}, \text{Verbauung}_{EG})$$

6.4.1 Indikator: Raumkategorie

Es wurde eine Kategorisierung der Wassereinzugsgebiete hinsichtlich ihrer Urbanisierung vorgenommen, wobei diese nach ihren Verstädterungstendenzen in drei Kategorien eingeteilt werden: Urban, Suburban und Ländlich.

Die Einteilung von Räumen in unterschiedliche Kategorien hinsichtlich ihrer Urbanisierung bei einer ökologischen Risikoanalyse ist notwendig, da der Maßstab an der ein urbaner Raum gemessen wird, ein anderer sein muß, als der eines ländlichen Raumes. In allen drei Kategorien ist es wichtig, große zusammenhängende Freiräume zu erhalten, wobei diese in urbanen Räumen der Erholung dienen, in ländlichen eher der Erhaltung des Artenbestands. Eine weitere Folge der Suburbanisierung ist das enorm gestiegene Verkehrsaufkommen.

Die Kategorien urban - suburban - ländlich werden deshalb nicht nach soziologischen Kriterien durchgeführt, sondern nach der Größe unzerschnittener Räume, das kostbarste Gut in ökologischer Hinsicht. Diese unzerschnittenen Räume wurden bereits auf der Typebene ermittelt (Kap. 5) und nun für die Ableitung der Urbanitätskategorien weiterverwendet.

Für alle Wassereinzugsgebiete wurden nun Häufigkeitsverteilungen erstellt, bei denen die Klassen unzerschnittener Räume auf der x-Achse und die relative Häufigkeit auf der y-Achse aufgetragen wurden. Es konnten drei charakteristische Kurven unterschieden werden. Ein urban geprägter Raum besitzt einen hohen Anteil kleiner zusammenhängender Räume (Klasse 1), ein ländlicher Raum dagegen einen hohen Anteil an großen zusammenhängenden Flächen (Klasse 8). Suburbane Räume besitzen eine gleichmäßige Verteilung über alle Klassen. Ein idealtypisches Modell ist in Abb. 6.10 dargestellt.

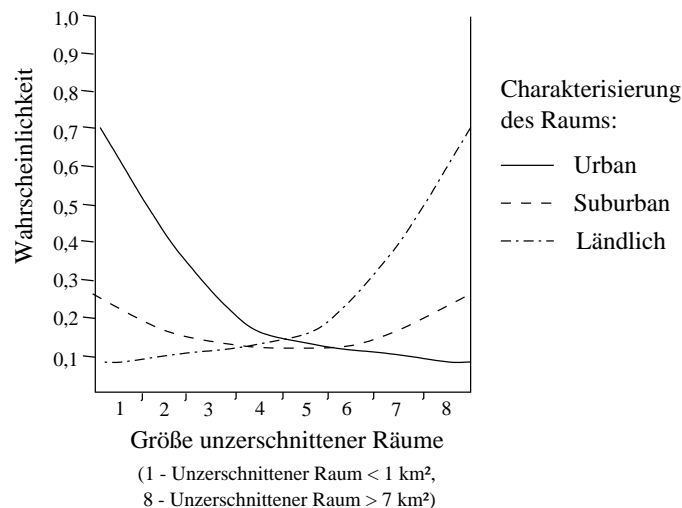


Abbildung 6.10: Definition der unterschiedlichen Urbanitätsstufen

Beschreibt man die in Abbildung 6.10 dargestellten Kurven mittels einer Regressionsgeraden, so läßt sich feststellen, daß die Gerade eines urbanen Raumes eine negative Steigung besitzt, die Gerade eines ländlichen Raumes eine positive Steigung, während die Geradensteigung bei suburbanen Räumen gegen Null geht. Dies läßt sich mit folgenden Geradengleichungen ausdrücken:

$$\begin{aligned} \text{urban:} & \quad y = -mx + c \\ \text{ländlich:} & \quad y = mx - c \\ \text{suburban:} & \quad y = c \end{aligned}$$

Bei der Auswertung der Region Stuttgart mit insgesamt 79 Wassereinzugsgebieten nach dieser Vorschrift ergaben sich 35 Gebiete mit ländlicher Prägung, 20 mit suburbaner und 24 besaßen einen urbanen Charakter (s. Abb. 6.11 sowie Tab. B.1 in Anhang B). Der Toleranzbereich der Steigung eines suburbanen Raumes lag zwischen 0.0012 und 0.027, bei einem urbanen Raum zwischen -0.001 und -0.07, bei einem ländlichen Raum zwischen 0.03 und 0.08. Zusammen mit der zugehörigen Regressionskonstante (Schnittpunkt auf der y-Achse) kann eine eindeutige Klassifizierung vorgenommen werden. Die Variation der Regressionskonstante liegt bei den Geraden der suburbanen Räume zwischen 0.002 und 0.12, bei den Geraden der urbanen Räume zwischen 0.13 und 0.45 und schließlich bei den Geraden der ländlichen Räume im negativen Bereich zwischen -0.003 und -0.25.

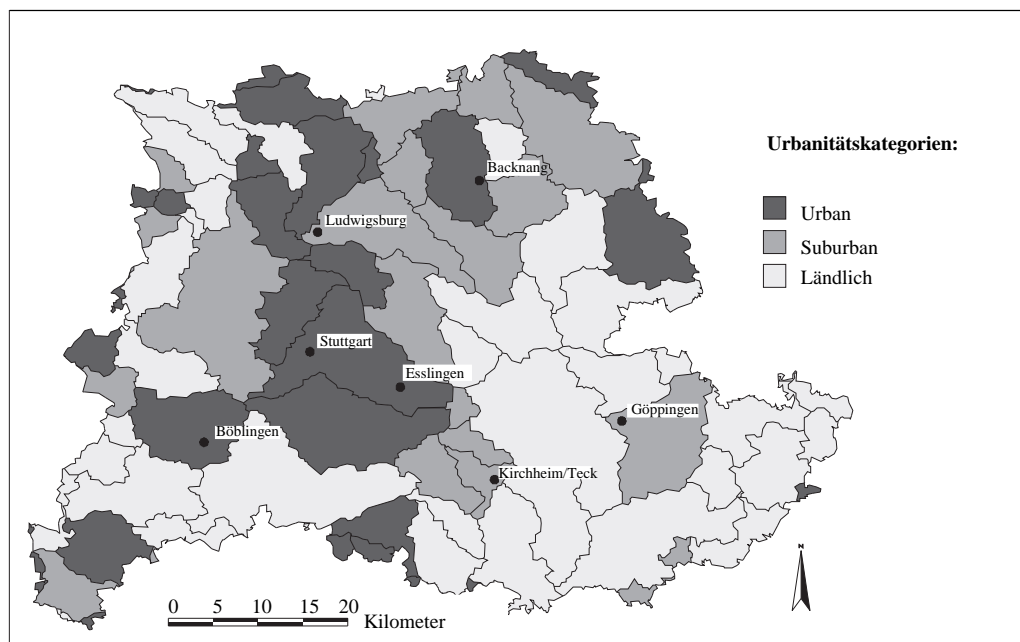


Abbildung 6.11: Einteilung der Region Stuttgart in drei Urbanitätsstufen

Eine Prüfung der Signifikanz wurde mit dem Korrelationskoeffizienten nach Spearman vorgenommen. Dieser Koeffizient besitzt die Vorteile, daß die Variablen ordinalskaliert sein können und daß die Werte nicht aus normalverteilten Grundgesamtheiten zu stammen brauchen [Zöfel 1988]. Allerdings war eine Signifikanz nur in wenigen Fällen vorhanden. Eine visuelle Überprüfung ergab aber eine hohe Plausibilität der Ergebnisse. Daher wurde mit diesen Daten weitergearbeitet. Die fehlende Signifikanz kann mehrere Gründe haben. Zum einen ist das Wassereinzugsgebiet wahrscheinlich nicht die richtige Bezugseinheit für dieses Kriterium. Die Bezugseinheit Gemeinde ergäbe eventuell eine höhere Signifikanz. Zum anderen ist es aber aufgrund der Besonderheiten räumlicher Daten, die bereits in Kap. 3.1 erklärt wurden, immer problematisch, die aus dem betriebswirtschaftlichen Bereich stammenden Signifikanzprüfungen durchzuführen.

6.4.2 Indikator: Randstreifennutzung

Die Nutzung der Gewässerauen wurde für eine Fläche von 10 m beiderseits des Gewässers aus ATKIS extrahiert. Folgende Schritte waren zur Ermittlung des Indikators Randstreifennutzung notwendig:

- (1) Pufferung der linien- und flächenhaften Gewässer mit 10 m \Rightarrow GEWBUF10
Eliminierung von Pufferbereichen außerhalb der Region.

- (2) Verschneidung von GEWBUF10 mit der Nutzung aus ATKIS \Rightarrow RANDSTR
- (3) Einteilung der Nutzung des Randstreifens in drei Stufen (s.u.).
- (4) Verschneidung von RANDSTR mit den Wassereinzugsgebieten.
- (5) Ermittlung des prozentualen Anteils der verschiedenen Nutzungsintensitäten an der gesamten Gewässerrandstreifenfläche eines Wassereinzugsgebietes.

Schritt (3) wurde nach folgendem Schema erstellt (die Bedeutung der ATKIS-Objektarten können im Anhang A.1 nachgeschlagen werden):

Geringe Nutzungsintensität (N1): Keine oder extensive Nutzung

ATKIS-Objektarten: 4102 (VEG 8000), 4104, 4105, 4106, 4107, 4108, 4120, 4199

Hohe Nutzungsintensität (N2): Landwirtschaftliche Nutzung, Parkgebiete

ATKIS-Objektarten: 2213, 2227, 4101, 4102, 4103, 4109

Versiegelte Fläche (N3): Siedlungs- und Verkehrsflächen

ATKIS-Objektbereich 3000; ATKIS-Objektgruppe 2100, 2300; ATKIS-Objektarten 2201, 2202, 2228;

Zur letzten Gruppe gehören noch die linienförmig abgelegten Straßenobjekte. Diese wurden mit ihrer Straßenbreite gepuffert. Liegt keine Straßenbreite vor, wurden Straßen innerorts - d.h. innerhalb der Ortslage (ATKIS-Objektart 2101) - mit einem Regelquerschnitt von 3,25 m pro Fahrbahn gepuffert und außerorts mit einem Regelquerschnitt von 3,50 m [Trapp und Kraus 1983].

Nach Durchführung obiger Schritte blieben noch 0,488 % der Fläche ohne zugewiesene Randnutzung. Diese wurde als nicht erheblich eingestuft und bei der nachfolgenden Auswertung vernachlässigt.

Als nächstes wurden die Wassereinzugsgebiete in Abhängigkeit von ihrem prozentualen Anteil an den drei Klassen N1 bis N3 in fünf Klassen eingeteilt (Tab. 6.2). Dabei entspricht Bewertungsklasse 1 einem überwiegendem Auftreten der Nutzungsklasse N1, Bewertungsklasse 3 bedeutet ein mehr oder weniger gleich häufiges Auftreten von N1 und N2 und Bewertungsklasse 5 spiegelt einen hohen Anteil versiegelter Fläche (N3) wider. Die Bewertungsklassen 2 und 4 sind Zwischenstufen. Diese Intervalle stellten sich nach mehreren Testläufen als sinnvoll heraus. Da N3 (versiegelte Fläche) nicht so häufig direkt am Gewässerufer vorkommt, wurde hier zur Abgrenzung ein wesentlich kleinerer Wert gewählt (20 %), als bei den anderen Nutzungsintensitäten. Das Ergebnis ist in Abb. 6.12 dargestellt. Ein Ausschnitt zeigt die Pufferbereiche entlang der Gewässer und deren Nutzung.

Tabelle 6.2: Definition der Wertstufen des Indikators Randnutzung

Wertstufe	Gewässerrandstreifen
1	$N1 \geq 60 \%$
2	$N1 \geq 50 \%$ and $N2 > 20 \%$
3	$(N1 \geq 40 \%$ and $N2 \geq 40 \%)$ or $(N2 \geq 60 \%)$
4	$(N2 \geq 50 \%$ and $N1 \geq 20 \%)$ or $(\text{Summe}\{N1, N2\} > 80 \%)$
5	$N3 \geq 20 \%$

6.4.3 Indikator: Gewässerverbauung

Künstliche Wanderungshindernisse bilden, wenn sie quer zur Fließrichtung stehen, eine Barriere für wandernde Lebewesen oder für den Feststofftransport durch das fließende Wasser. Dadurch beeinflussen sie die morphologischen und ökologischen Bedingungen der Fließgewässer. Gründe für technische

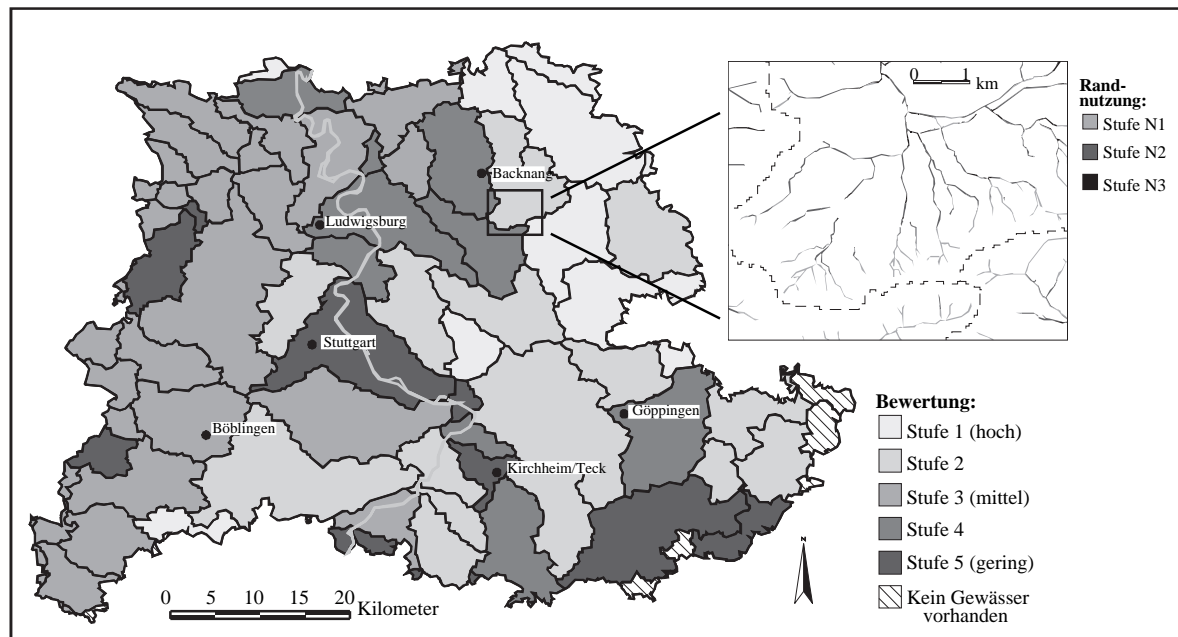


Abbildung 6.12: Ableitung des Indikators Randnutzung

Bauten in Gewässern sind deren Nutzung als Schifffahrtsstraße oder zur Energiegewinnung bzw. Verbauung zur Ufersicherung [ILPÖ 1996], [LfU 1994b]. Zur Wiederherstellung der Durchgängigkeit von Fließgewässern ist die Beseitigung von Wanderhindernissen notwendig. Eine Untersuchung zu Flußkrebsen auf Stuttgarter Gemarkung hat beispielsweise ergeben, daß Gewässerabschnitte mit massiven Ufer- und/oder Sohlverbauungen und/oder Querbauten für Krebse nahezu unbesiedelbar sind [Peissner und Kappus 1998]. Daher wird in [Peissner und Kappus 1998] die “Durchgängigkeit in den Bestandsgewässern durch sukzessive Beseitigung von Wanderbarrieren . . .” gefordert.

Verbaute Gewässer sind in ATKIS im Objektbereich 5000 enthalten, in denen verdolte Abschnitte aber nicht enthalten sind. Diese Gewässerabschnitte wurden in ATKIS nicht digitalisiert, weshalb der Versuch gemacht wurde, diese Abschnitte zu rekonstruieren. Dabei sollten die nach außen zeigenden “Dangle-Knoten“ (Knoten, an denen nur eine Linie endet) um eine bestimmte Strecke (z.B. 1000 m) in der Haupttrichtung verlängert werden. Treffen sie dabei auf einen neuen Gewässerabschnitt, der tiefer liegt als der “Dangle-Knoten“, so wäre dies ein verdolter Abschnitt. Dabei kann natürlich nicht der exakte Verlauf rekonstruiert werden, sondern nur ein hypothetischer. Statistisch könnte man aber auf diese Weise Wassereinzugsgebiete mit einer hohen Anzahl verdolter Abschnitte von denen mit einer geringen Anzahl trennen. Voraussetzung für eine solche Analyse ist, daß die Fließrichtung der Gewässer die Realität widerspiegelt, also zum Vorfluter hin ausgerichtet ist, was leider im zur Verfügung stehendem Datenbestand von ATKIS nicht immer gewährleistet ist. Zur Korrektur der Richtung wurden die Anfangs- und Endknoten der Gewässerabschnitte extrahiert und aus dem DHM die zugehörige Höhe ermittelt. Wenn der Anfangsknoten tiefer war als der Endknoten, wurde die Richtung vertauscht. Allerdings besitzen die Gewässer in ATKIS eine Genauigkeit von ± 3 m, das DHM aber eine Maschenweite von $50 \times 50 \text{ m}^2$, was zur Folge hat, daß die Fließrichtung nicht exakt bestimmt werden kann, da Senken entstehen, wo in der Realität eine eindeutige Fließrichtung vorgegeben war. Letztendlich scheiterte die Analyse der Ermittlung verdolter Abschnitte an dieser Ungenauigkeit.

Statt dessen wurden nur die im Objektbereich 5000 vorhandenen Gewässerbauten zur Erstellung des Indikators verwendet. In ATKIS gibt es zwei Objektarten innerhalb der Objektgruppe 5300

“Einrichtungen und Bauwerke an Gewässern“, nämlich die Objektarten 5302 (Talsperre, Wehr) und die Objektart 5303 (Schleuse). Bis 12 m Sohlenbreite sind die Bauwerke als linienförmiges Element abgelegt, ab 12 m Sohlenbreite als flächenförmiges Element. Um sowohl linienförmige als auch flächenförmige Bauwerke innerhalb eines Datensatzes halten zu können, wurden zunächst die flächenförmigen Bauwerke in linienförmige Elemente verwandelt. Dafür wurden die Flächen rasterisiert sowie skelettiert und schließlich vektorisiert. Mit Hilfe einiger Nacheditierungen entstand so ein weiterer Liniendatensatz, der nun mit den ursprünglich bereits linienförmig abgelegten Bauwerken in einem gemeinsamen Datensatz analysiert werden konnte. Nach einer Verschneidung mit den Wassereinzugsgebieten, konnte nun jedem Wassereinzugsgebiet die Zahl der dort existierenden Gewässerverbauungen zugeordnet werden. Die Mehrzahl der davon betroffenen Wassereinzugsgebiete werden vom Neckar direkt tangiert. Im Norden liegt zudem eine höhere Belastung an der Murr (Backnang), im Südosten entlang der Fils (Göppingen) vor (Abb. 6.13).

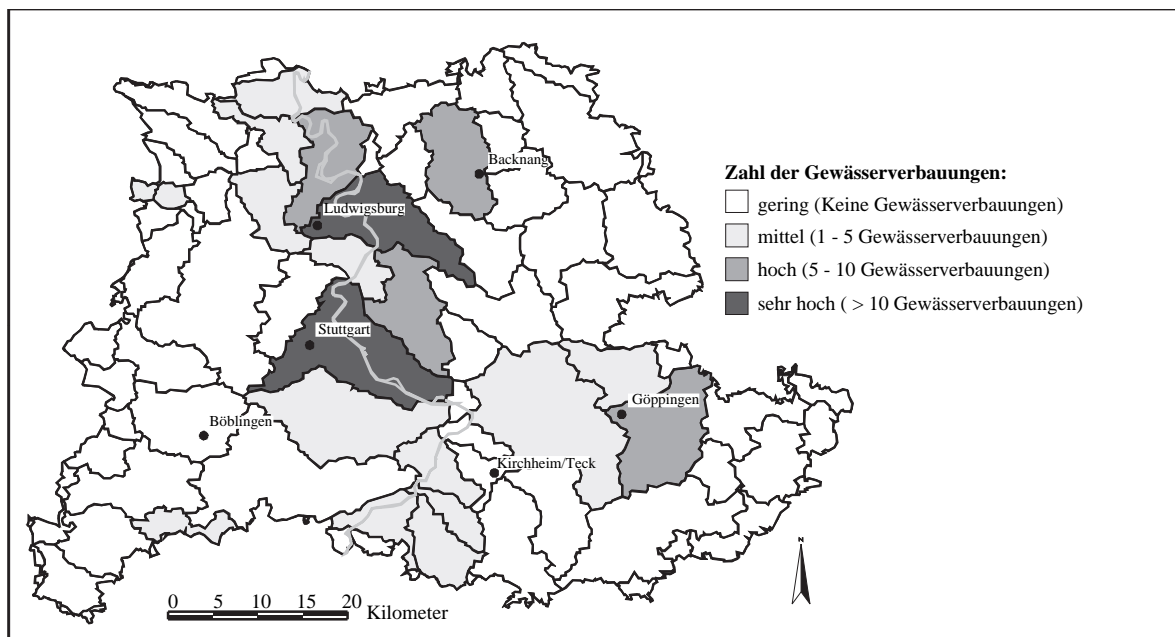


Abbildung 6.13: Ableitung des Indikators Gewässerverbauung

6.5 Aggregation der Vorbelastungsindikatoren

Für die Aggregation der Indikatoren Raumkategorie, Randnutzung und Gewässerverbauung wird nun ein Verfahren gesucht, das zum einen qualitative Kriterien verarbeiten kann und zum anderen in der Lage ist, eine Rangfolge der Wassereinzugsgebiete zu ermitteln. Dies bedeutet, daß eine relative Gewichtung der Kriterien in die Bewertung eingehen muß. Dafür ist eine Methode aus der Gruppe des paarweisen Vergleichs geeignet, wie z.B. der 1980 von Thomas Saaty entwickelte Analytical Hierarchy Process (ab jetzt AHP genannt) [Saaty, T.L. 1980].

6.5.1 Der “Analytical Hierarchy Process“

Beim AHP wird zunächst ein Bewertungsbaum mit verschiedenen Hierarchien aufgestellt, der die Beziehungen zwischen den in die Bewertung eingehenden Komponenten deutlich macht (Abb. 6.14).

Die oberste Ebene (E1) wird durch das Ziel, die Ermittlung der Vorbelastung, gebildet, das durch die Aggregation der Kriterien auf der darunter liegenden Ebene (E2) erreicht wird. Die Kriterien

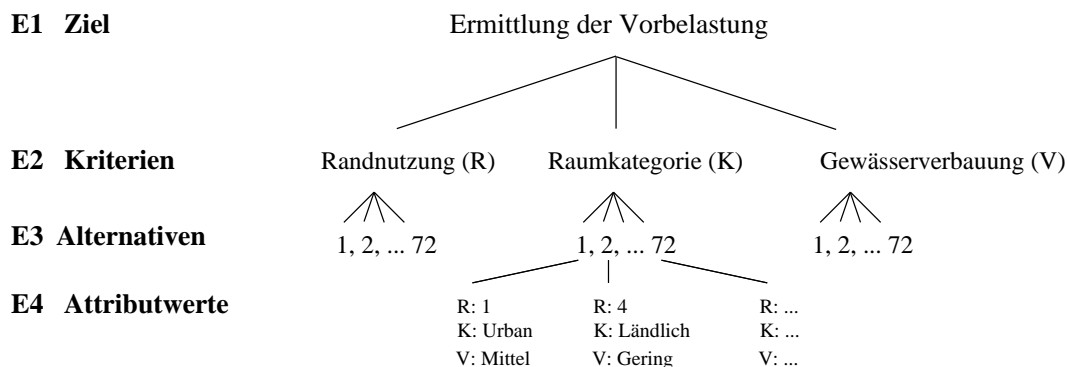


Abbildung 6.14: AHP-Hierarchie zur Ermittlung der Vorbelastung pro Wassereinzugsgebiet

werden durch die in den vorangehenden Kapiteln abgeleiteten Indikatoren gebildet. Eine weitere Hierarchieebene bilden die Alternativen (E3), in diesem Fall die Wassereinzugsgebiete, die in eine Rangfolge gebracht werden sollen. Die unterste Ebene schließlich bilden die expliziten Werte, die für jedes Wassereinzugsgebiet ermittelt wurden. Diese Hierarchie-Ebenen können je nach Anwendung beliebig erweitert werden [Banai-Kashani 1989].

Im folgenden wird nun zunächst auf die Ermittlung eines Vektors eingegangen, der den drei genannten Kriterien (Abb. 6.14) ein Gewicht zuweist (Kap. 6.5.2). Dieser Vektor wird durch einen paarweisen Vergleich ermittelt. Auch auf der nächsten Ebene, der Ebene E2 in Abb. 6.14, wird ein paarweiser Vergleich durchgeführt, bei dem dann jede Kriterienausprägung mit jeder anderen verglichen wird. Die dabei ermittelten Werte werden dann beim paarweisen Vergleich auf der Ebene E3, auf der jede Alternative (Wassereinzugsgebiet) mit jeder anderen hinsichtlich eines Kriteriums verglichen wird, verwendet (Kap. 6.5.3). Ein Konsistenztest überprüft die Zulässigkeit der ermittelten Gewichtungen (Kap. 6.5.4) und mittels einer gewichteten Addition gelangt man dann schließlich zu einem Endergebnis (Kap. 6.5.5).

6.5.2 Paarweiser Vergleich zwischen den Kriterien

Nachdem nun die Hierarchie aufgestellt ist, muß die relative Bedeutung der verschiedenen Kriterien untereinander ermittelt werden. Saaty schlägt dafür eine Neun-Punkt-Skala vor, um Unterschiede in der relativen Bedeutung von Kriterien auszudrücken (Tab. 6.3). Durch den Vergleich aller Kriterienpaare gelangt man von qualitativen Werten auf quantitative Gewichte. Wenn Kriterium i beim Vergleich mit Kriterium j eine der in Tab. 6.3 angegebenen Punktwerte besitzt, dann besitzt Kriterium j den reziproken Wert, wenn es mit Kriterium i verglichen wird. Reichen die in Tab. 6.3 vorgeschlagenen Punktwerte nicht aus, können die Zwischenwerte (2, 4, 6, 8) verwendet werden. Um noch feinere Abstufungen zu ermöglichen, können diese Integer-Zahlen weiter in Dezimalen unterteilt werden.

Tabelle 6.3: Gewichtungstabelle nach Saaty [Saaty, T.L. 1980]

Punktwert	Beschreibung
1	Kriterium A ist gleich bedeutend wie Kriterium B
3	Kriterium A ist etwas wichtiger als Kriterium B
5	Kriterium A ist viel wichtiger als Kriterium B
7	Kriterium A ist sehr viel wichtiger als Kriterium B
9	Kriterium A ist extrem viel wichtiger als Kriterium B

Tabelle 6.4: Bestimmung der relativen Gewichte zwischen den Kriterien (R=Randnutzung, K=Raumkategorie, V=Verbauung)

Schritte	I			II			III
Kriterien	R	K	V	R	K	V	Zeilenmittelwert
R	1	3	6	6/9	9/13	6/10	0,653
K	1/3	1	3	2/9	3/13	2/10	0,251
V	1/6	1/3	1	1/9	1/13	1/10	0,096
Gesamt	9/6	13/3	10	1	1	1	1

Es wird nun ein paarweiser Vergleich der drei Kriterien Randnutzung, Raumkategorie und Verbauung durchgeführt, also Randnutzung jeweils mit Raumkategorie und Verbauung, sowie Raumkategorie mit Verbauung verglichen. Die restlichen Werte können implizit daraus ermittelt werden (Schritt I in Tabelle 6.4). Durch die Division dieser Ausgangsmatrix mit den jeweiligen Spaltensummen erfolgt eine Standardisierung (Schritt II in Tabelle 6.4). Die arithmetischen Zeilenmittelwerte schließlich stellen dann die Gewichtungsfaktoren dar.

6.5.3 Paarweiser Vergleich innerhalb der Kriterien

Eine ähnliche Vergleichsmatrix wird nun auch auf der nächsten Hierarchiestufe E2 aufgestellt. Dies bedeutet, daß für jedes Kriterium eine Matrix erstellt wird, in der jede Kriterienausprägung mit jeder anderen verglichen wird (Tab. 6.15). Für das Kriterium Raumkategorie beispielsweise müssen die Kriterienausprägungen ländlich (l), suburban (s) und urban (u) immer paarweise miteinander verglichen und eine gegenseitige Priorität mit Hilfe der Tabelle 6.3 festgestellt werden. Dabei ergibt sich $l = (6)u$ und $l = (3)s$, woraus sich dann die Beziehung $s = (2)u$ ableiten läßt. Die restlichen Werte sind wiederum reziprok dazu (siehe Tab. 6.15a). Analog dazu wird mit den Kriterien Randnutzung und Verbauung verfahren. Bei den Kriterienausprägungen ist es wichtig, sich klarzumachen, welche Ausprägung dem gewünschten Zustand entspricht und diese Reihenfolge dann bei allen Kriterien einzuhalten. Eine Matrix bei der der ideale Zustand bei einem Kriterium die Wertstufe 1 und beim nächsten die Wertstufe 5 besitzt, ergibt nicht-interpretierbare Ergebnisse. Beispielsweise entsprechen in Tab. 6.15 die Kriterienausprägungen 1 (ländlich) bei Raumkategorie, die Ausprägung 1 bei Verbauung (geringe Verbauung) und die Ausprägung 1 bei Randnutzung (extensive Nutzung) dem Idealzustand eines Wassereinzugsgebiets.

Nun wird für jedes Kriterium eine Matrix der Größe 72×72 erstellt (nur 72 der 79 Wassereinzugsgebiete besitzen Gewässer), in der jedes Wassereinzugsgebiet mit jedem anderen verglichen und der aus der Tabelle 6.4 zugehörige Wert (Priorität) in das entsprechende Feld eingetragen wird. Vergleicht man z.B. das Wassereinzugsgebiet 12 mit dem Gebiet 13 hinsichtlich des Kriteriums Raumkategorie und besitzt Gebiet 12 die Ausprägung urban und Gebiet 13 die Ausprägung ländlich, so erhält das Feld $x_{12,13}$ den Wert $1/6$ aus Tab. 6.15a) (siehe Anhang B.2). Danach wird wiederum die Spaltensumme berechnet, und eine standardisierte Matrix erstellt, bei der die Spaltensummen 1 ergeben. Durch die Berechnung des Zeilenmittelwerts wird dann für jedes Wassereinzugsgebiet eine Priorität pro Kriterium abgeleitet. Es entsteht also eine Rangfolge der Wassereinzugsgebiete für jedes Kriterium.

6.5.4 Konsistenztest

Wie bereits erwähnt, ist einer der Vorteile des Analytical Hierarchy Process die Überprüfung der Konsistenz der Gewichtungsfaktoren. Dazu wird die Ausgangsmatrix (Schritt I in Tabellen 6.4 und 6.5) mit den Gewichtungsfaktoren (Schritt III der Tabelle 6.4) multipliziert, was zu der Matrix in Schritt II der Tab. 6.5 führt. Für diese Matrix werden zunächst die Zeilensummen gebildet (Schritt

Abbildung 6.15: Bestimmung der relativen Gewichte innerhalb der Kriterien

a) Kriterium Raumkategorie

	l	s	u
l	1	1/3	1/6
s	3	1	1/2
u	6	2	1

l ländlich s suburban u urban

b) Kriterium Verbauung

	1	2	3	4
1	1	1/3	1/5	1/7
2	3	1	3/5	3/7
3	5	5/3	1	5/7
4	7	7/3	7/5	1

1 keine Verbauung 4 > 10 Gewässerverbauungen

c) Kriterium Randnutzung

	1	2	3	4	5
1	1	1/3	1/5	1/7	1/9
2	3	1	3/5	3/7	3/9
3	5	5/3	1	5/7	5/9
4	7	7/3	7/5	1	7/9
5	9	9/3	9/5	9/7	1

1 Hoher Anteil an extensiver Nutzung 5 Hoher Anteil an versiegelter Fläche

III), und schließlich wird der Quotient aus Schritt III und den in Schritt IV nochmals aufgelisteten Gewichtungsfaktoren (die in Tab. 6.4 hergeleitet wurden) ermittelt (Schritt V). Der Mittelwert dieser Quotienten wiederum ergibt λ_{max} , in diesem Falle 3,018. Jetzt kann der Index (CI) berechnet werden, der ein Maß für die Abweichung eines konsistenten Zustands darstellt:

$$CI = (\lambda_{max} - n) / (n - 1)$$

wobei n die Größe der Vergleichsmatrix darstellt. Für das vorliegende Beispiel ergibt sich daraus der Wert $CI = 0,009$. Der randomisierte Wert von CI (als RI bezeichnet), einer Matrix der Größe 3 ist $RI = 0,58$. Dieser randomisierte Konsistenzindex wurde von [Saaty, T.L. 1980] abgeleitet aus einer Stichprobe von 500 randomisiert generierten reziproken Matrizen. Der Konsistenzkoeffizient (CR) wird schließlich folgendermaßen ermittelt:

$$CR = CI / RI$$

$$= 0,009 / 0,58 = 0,016 \quad \text{oder} \quad 1,582\%$$

Saaty schlägt vor, daß ein CR Wert unter 10 % gute Konsistenz zeigt. Liegt er über 10 % müßten die Werte, die beim paarweisen Vergleich zugewiesen wurden, noch einmal überdacht werden. Er begründet dies folgendermaßen:

The reason is that inconsistency itself is important, for without it new knowledge which changes preference order cannot be admitted. Assuming all knowledge to be consistent contradicts experience which requires continued adjustment in understanding. Thus the objective of developing a wide-ranging consistent framework depends on admitting some inconsistency [Saaty, T.L. 1987].

Tabelle 6.5: Konsistenzprüfung (R=Randnutzung, K=Raumkategorie, V=Verbauung)

Schritte	I			II			III	IV	V
Kriterien	R	K	V	R	K	V	Zeilensumme	Gewichtung	(III):(IV)
R	1	3	6	0,653	0,753	0,653	1,982	0,67	2,96
K	1/3	1	3	0,218	0,251	0,251	0,757	0,757	3,028
V	1/6	1/3	1	0,109	0,084	0,096	0,289	0,289	3,01

In unserem Beispiel folgt die berechnete Inkonsistenz aus der Beziehung Raumkategorie zu Verbauung. In einer konsistenten Matrix müßte hier statt 3 eine Priorität von 2 stehen. Erhöhen wir diesen Wert nochmals um 2 Punkte auf jetzt 5, so erhalten wir einen Konsistenzkoeffizienten von 8.2 Prozent. In beiden Fällen liegt aber noch eine zulässige Inkonsistenz von unter 10 % vor.

Für die Matrizen in Tabelle 6.15 war kein Konsistenztest notwendig, da bei ihnen jeweils nur die Werte einer Zeile bzw. Spalte zugewiesen wurden und die restlichen Werte daraufhin mathematisch berechnet werden konnten, woraus sich eine konsistente Matrix ergibt.

6.5.5 Ermittlung der Gesamtbewertung

Die Gesamtbewertung wird dann schließlich durch Anwendung einer gewichteten Addition ermittelt. Dabei multipliziert man für jedes Wassereinzugsgebiet die für das jeweilige Kriterium ermittelte Priorität mit dem Gewichtungsfaktor dieses Kriteriums und erhält so eine Gesamtpriorität dieses Gebiets.

$$\begin{pmatrix} x_{R1} & x_{K1} & x_{V1} \\ \vdots & \vdots & \vdots \\ x_{R72} & x_{K72} & x_{V72} \end{pmatrix} X \begin{pmatrix} G_R \\ G_K \\ G_V \end{pmatrix} = \begin{pmatrix} y_1 \\ \vdots \\ y_{72} \end{pmatrix}$$

$x_{(1..72)(R|K|V)}$: Priorität pro Kriterium und Wassereinzugsgebiet

$G_{(R|K|V)}$: Gewichtungsvektor mit den drei Kriterien Randnutzung (R),
Raumkategorie (K) und Verbauung (V)

$y_{(1..72)}$: Gesamtpriorität pro Wassereinzugsgebiet

Nach der Anwendung dieser Formel können die 72 Wassereinzugsgebiete, die innerhalb der Region Oberflächengewässer besitzen, in eine Rangfolge gebracht werden, wobei das Gebiet mit der Ausstattung, die ökologisch am wertvollsten erscheint, auf Rang 1 und das Gebiet mit der schlechtesten Ausstattung auf dem letzten Rang liegt. Natürlich gibt es dabei immer Ränge die mehrfach vergeben sind, so daß letztendlich in der Region Stuttgart 27 verschiedene Ränge unterschieden werden können (Abb. 6.16 bzw. Anhang B.2).

Diese Bewertung wurde mit einem eigens dafür entwickeltem C-Programm implementiert. Im Gegensatz zur Verwendung eines kommerziellen Softwarepakets² bietet eine Eigenentwicklung den Vorteil, die Anwendung innerhalb von ARC/INFO über die Schnittstelle ODE (Open Development Environment, verfügbar ab Version 7.2) direkt ablaufen lassen zu können.

²AHP wurde im Softwarepaket Expertchoice implementiert. Die erste Version erschien 1983, zur Zeit ist die Version 9.5 auf dem Markt. Nach Angaben des Herstellers ist der Analytic Hierarchy Process "the world's most popular approach to multicriteria decision-making" [<http://www.expertchoice.com>].

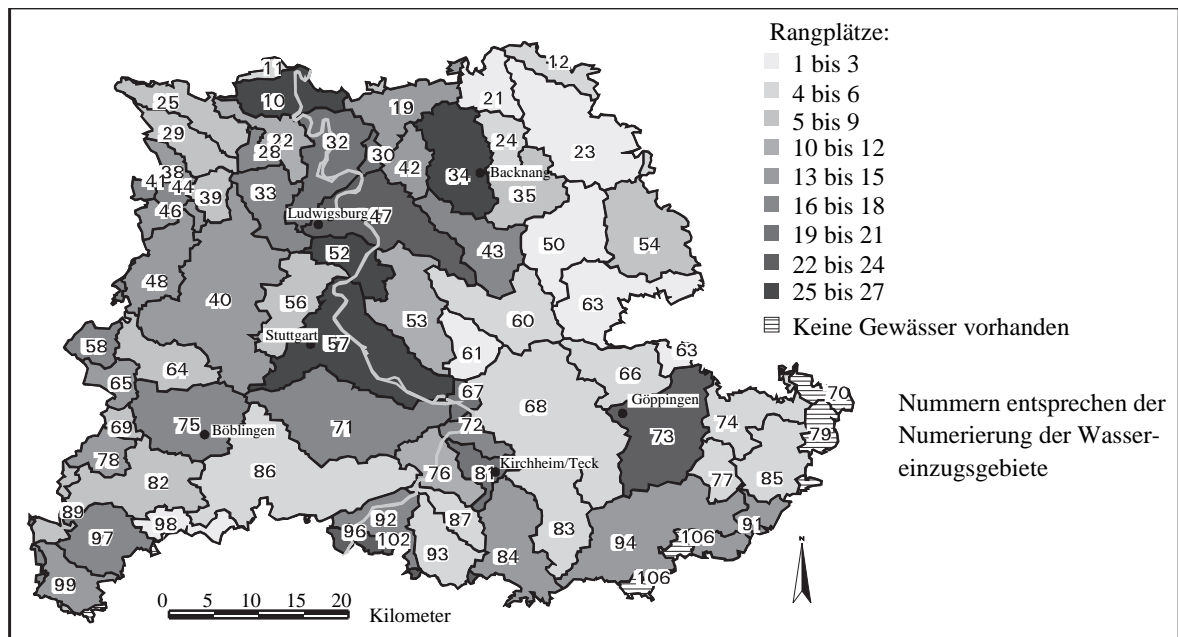


Abbildung 6.16: Vorbelastung der Wassereinzugsgebiete - Ergebnis nach Anwendung des AHP (Ein geringer Rang entspricht einer geringen Vorbelastung)

6.6 Ermittlung der verkehrsbedingten Zusatzbelastung

Zur Berechnung der verkehrsbedingten Belastung wird ein Belastungsindex für jedes Wassereinzugsgebiet ermittelt. Belastung geht nicht nur vom Betrieb einer Straße aus, sondern auch vom Bau derselben [Steierwald und Künne 1994]. Daher wird für diese beiden Belastungsarten jeweils ein Indikator ermittelt. Es handelt sich dabei zum einen um den Betriebsindikator, zum anderen um den Anlageindikator. Beide Indikatoren werden jeweils für ein Wassereinzugsgebiet berechnet, um die Belastung eines zusammenhängenden Raumes zu erhalten.

$$\text{Zusatzbelastung}_{EG} = f(\text{Betriebsindikator}_{EG}, \text{Anlageindikator}_{EG})$$

Dabei wird davon ausgegangen, daß die verkehrsbedingte Belastung eines Wassereinzugsgebietes um so geringer ist, je

- niedriger die Fahrleistung im Einzugsgebiet,
- geringer das Verhältnis Straßenlänge zu Gewässerlänge,
- geringer die Anzahl der Querungen pro Wassereinzugsgebiet,
- geringer die mittlere Straßenbreite ist.

6.6.1 Betriebsindikator

Der Betriebsindikator BI_{EG} ergibt sich aus der Fahrleistung F_{EG} in einem Wassereinzugsgebiet. Unter der Fahrleistung F_{EG} versteht man die Aufsummierung aller Einzelfahrleistungen der Netzabschnitte eines Einzugsgebietes. Die Einzelfahrleistung eines Netzabschnitts (i) stellt eine multiplikative Ver-

knüpfung von Streckenlänge und Verkehrsstärke dar.

$$F_{EG} = \sum_{i=1}^n s_i Q_i [km/d] \quad (6.1)$$

s = Streckenlänge

Q = Verkehrsstärke, gemessen als durchschnittlich täglicher Verkehr (DTV)

n = Anzahl der Netzabschnitte eines Einzugsgebiets

6.6.2 Anlageindikator

Der Anlageindikator AI_{EG} , der die Belastung durch den Bau einer Straße darstellt, ist eine multiplikative Verknüpfung der Anzahl der Gewässerquerungen NQ_{EG} und dem Verhältnis von Straßenlänge LS_{EG} zu Gewässerslänge LG_{EG} sowie der mittleren Straßenbreite BS_{EG} :

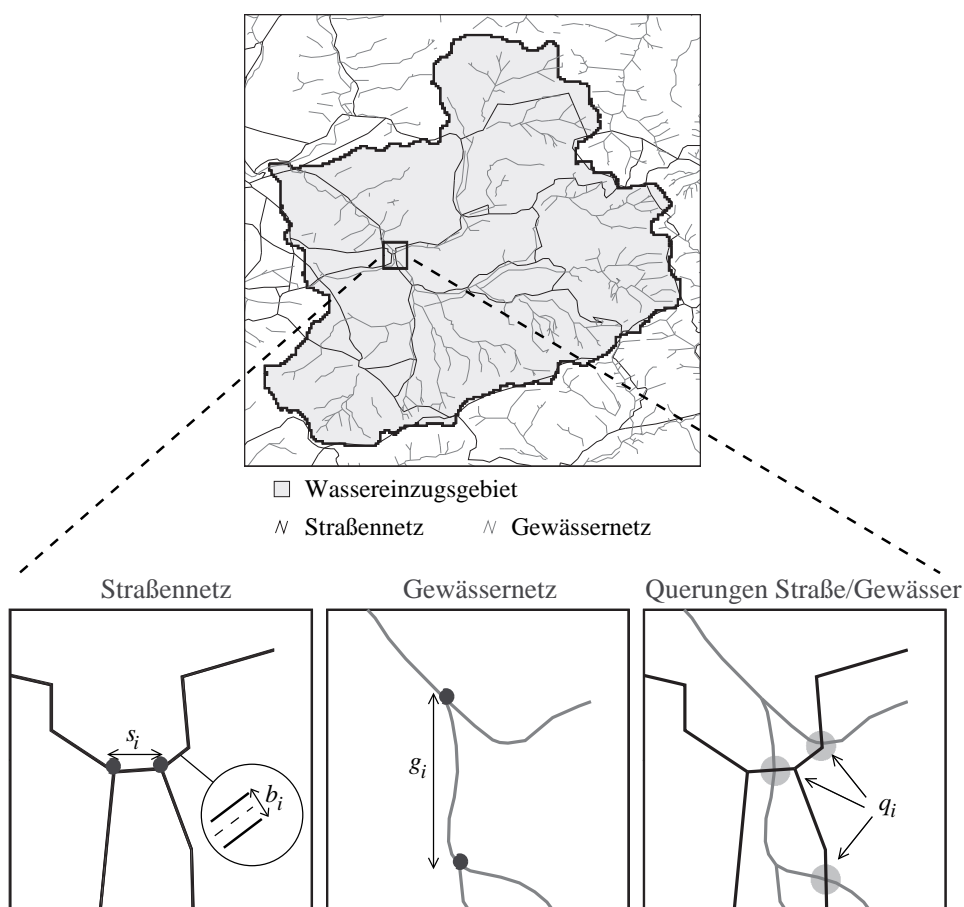


Abbildung 6.17: Parameter, die zur Berechnung des Anlageindikators benötigt werden.

$$AI_{EG} = (NQ_{EG} + 1)(LS_{EG}/LG_{EG})(BS_{EG}) \quad (6.2)$$

$$LS_{EG} = \sum_{i=1}^n s_i [km]$$

s = Länge des Streckenabschnitts i
 n = Anzahl der Streckenabschnitte je Einzugsgebiet

$$LG_{EG} = \sum_{i=1}^m g_i [km]$$

g = Länge des Gewässerabschnitts
 m = Anzahl der Gewässerabschnitte je Einzugsgebiet

$$NQ_{EG} = \sum_{i=1}^o q_i$$

q = Querung Straße/Gewässer
 o = Anzahl der Querungen je Einzugsgebiet

$$BS_{EG} = \frac{\sum_{i=1}^n b_i s_i}{LS_{EG}} [km]$$

b = Breite des Streckenabschnitts i

Die Berechnung der verschiedenen Parameter werden in Abb. 6.17 anschaulich dargestellt und im folgenden näher erläutert (die folgende Numerierung bezieht sich auf Abb. 6.18).

1. Zunächst wird das Straßennetz, das als zusätzliches Attribut die Länge und Breite der Straße besitzt, mit den Wassereinzugsgebieten verschnitten. Daraus wird dann die Straßenlänge sowie die Straßenbreite pro Einzugsgebiet berechnet.
2. Analog dazu wird die Gewässerlänge berechnet.
3. Die Anzahl der Querungen Straße/Gewässer wird folgendermaßen ermittelt: Zunächst wird eine Verschneidung von Straßennetz und Gewässernetz durchgeführt zur Erstellung eines planaren Graphen³. Dabei wird die fuzzy Toleranz⁴ auf 0.0001 gesetzt, um eine Homogenisierung der Geometrie zu vermeiden (3.1). Ein größerer Abstand würde dazu führen, daß aus einer Querung Straße/Gewässer in der Natur mehrere Querungen im Modell werden. Danach wird eine Knoten-Kanten-Liste erstellt und die Zahl der abgehenden Kanten pro Knoten ermittelt (3.2). Nun werden diejenigen Knoten in eine Liste geschrieben, die zu Kanten vom Typ Straße gehören und von denen mehr als zwei Kanten abgehen (3.3). Eine zusätzliche Kante kann entweder eine kreuzende Straße oder ein kreuzendes Gewässer sein. Für jeden Knoten in der Liste geschieht nun folgendes: die Kanten vom Typ Gewässer bzw Straße werden selektiert und die Anzahl der Gewässer bzw. Straßen in eine Variable geschrieben. Nun ist bekannt wieviele Straßen und wieviele Gewässer durch den Knoten führen, so daß die ID der Straße und die Anzahl der Gewässer

³Ein Graph ist definiert durch seine Knoten und Kanten. Eine Kante stellt die Verbindung zwischen zwei Knoten dar, ein Knoten ist die Stelle an der eine Kante beginnt oder endet, oder in der sich mehrere Kanten treffen. Ein Graph ist planar, wenn beim Zusammentreffen zweier Kanten ein Knoten gebildet wird (Die Überführung einer Straße über ein Gewässer durch eine Brücke ist nicht planar) [Bill und Fritsch 1994].

⁴definiert den minimalen Abstand zwischen Kanten in ARC/INFO

in eine Datei geschrieben werden können. Diese Prozedur wird für jeden Knoten in der Liste durchgeführt. Anschließend wird die Häufigkeit der Anzahl der Gewässer pro Straßenabschnitt berechnet (3.5).

4. Nach einer Verschneidung des Straßennetzes mit dem Attribut q_i mit den Wassereinzugsgebieten kann schließlich der Indikator NQ_{EG} ermittelt werden (4).

-
- (1) Verschneidung Straßennetz mit Wassereinzugsgebieten $\Rightarrow F_{EG}, LS_{EG}, BS_{EG}$
 - (2) Verschneidung Gewässernetz mit Wassereinzugsgebieten $\Rightarrow LG_{EG}$
 - (3) Berechnung Anzahl der Querungen:
 - (3.1) Verschneidung Straßennetz und Gewässernetz;
Setze fuzzy Toleranz auf 0.0001
 - (3.2) Erstellung einer Knoten-Kanten-Liste:
Ermittlung der Zahl der abgehenden Kanten pro Knoten;
 - (3.3) Selektion aller Kanten vom Typ Straße mit Knoten > 2 Kanten:
Liste mit Knotennummern
 - (3.4) Für jeden Knoten der Liste:
Selektion der Kanten vom Typ Gewässer, Ermittle Anzahl der Gewässer
Selektion der Kanten vom Typ Straße, Ermittle Anzahl der Straßen
Wenn Anzahl Straßen ≥ 1 und Anzahl Gewässer ≥ 1 :
Schreibe ID Straße, Anzahl Gewässer
 - (3.5) Häufigkeitsberechnung Anzahl Gewässer pro Straßenkante $\Rightarrow q_i$
 - (4) Verschneidung Straßennetz mit Attribut q_i mit Wassereinzugsgebieten $\Rightarrow NQ_{EG}$
-

Abbildung 6.18: Ablauf zur Ermittlung der Zusatzbelastung

Im Untersuchungsgebiet sind auch Wassereinzugsgebiete enthalten, die entweder kein Gewässernetz oder kein Straßennetz besitzen. Im ersten Fall ist der Anlageindikator 0, die Belastung besteht damit nur aus der Fahrleistung. Im zweiten Fall sind sowohl Betriebs- als auch Anlageindikator 0. In Wassereinzugsgebieten mit einer sehr hohen Belastung durch Straßenbau und Verkehr ist dagegen die verkehrsbedingte Belastung (Fahrleistung), das Verhältnis zwischen Straßen- und Gewässerlänge, die Straßenbreite sowie die Zahl der Gewässerquerungen durch Straßen im Vergleich zur übrigen Region Stuttgart am höchsten. Während der Betriebsindikator aber im Stadtkreis Stuttgart am höchsten ist, ist der Anlageindikator dort am höchsten, wo das Gewässernetz am dichtesten ist, d.h. im Nordosten der Region (Abb. 6.7 Mitte).

6.6.3 Aggregation der Zusatzbelastungsindikatoren

Zur Aggregation der Indikatoren wird eine Addition vorgenommen, nach der Form

$$ZB_{EG} = BI_{EG} + AI_{EG},$$

wobei der Term $BI_{EG} + AI_{EG}$ die aktuelle Zusatzbelastung ZB_{EG} darstellt. Bei dieser Form der Verknüpfung mußten zunächst die zwei Einzelindikatoren transformiert werden. Da die Belastungsindikatoren BI_{EG} und AI_{EG} unterschiedliche Wertebereiche besitzen, werden sie zuerst auf den Wertebereich $[0, 1]$ abgebildet. Um eine überproportionale Betonung der Extremwerte (Kap. 6.6) zu vermeiden, wurden die Indikatoren BI_{EG} und AI_{EG} mit der Formel 3.3 auf ein Eichintervall abgebildet, bei dem der jeweilige Minimum- und Maximumwert vorgegeben wurde (siehe auch Kap. 3.2.2.3). Diese Grenzen wurden über eine statistische Häufigkeitsverteilung bestimmt (siehe Tab. 6.6).

Tabelle 6.6: Eichintervalle der Indikatoren der Zusatzbelastung

Indikator	MIN	MAX	Anteil
BI	50000	4000000	88,8%
AI	0.5	6	83,3%

Durch diese Transformation entstehen Fälle, bei denen BI bzw. AI so gering sind, daß sie unter den Minimumwert fallen und daher negativ werden. Da bei einer Weiterverarbeitung dieser Werte gemäß Formel 3.3 eine negative Belastung bzw. ein negatives Risiko entstehen würde, was inhaltlich keinen Sinn macht, werden negative Werte eines Indikators auf 0 gesetzt.

In Abb. 6.19 sind die Ergebnisse der Einzelindikatoren sowie die Aggregation dargestellt. Die obere Reihe zeigt links das Verhältnis Straßenlänge zu Gewässerlänge, was erwartungsgemäß in der Stadt Stuttgart sowie in den nördlich und westlich anschließenden Bereichen am höchsten ist, da in diesen Gegenden die Straßendichte sehr hoch ist, die Gewässerdichte aber gering. In der Mitte der Abbildung sind die Anzahl der Querungen Straße/Gewässer dargestellt, die erwartungsgemäß im Nordosten einen Schwerpunkt besitzen, da dort die Gewässerdichte sehr hoch ist. Der Indikator mittlere Straßenbreite (Abb. 6.19 rechts) verhält sich ähnlich wie der Indikator LS_{EG}/LG_{EG} , mit einem Schwerpunkt im Zentrum von Stuttgart, aber mit einer deutlichen West-Ost und Nord-Süd Achse, welche die Autobahnen widerspiegelt. Nach der Aggregation von Betriebsindikator und Anlageindikator erhält man ein differenziertes Bild von der Zusatzbelastung in der Region Stuttgart mit einem hoch belasteten zentralen Bereich und gering belasteten randlichen Bereichen (Abb. 6.19 untere Reihe).

6.7 Ermittlung der Gesamtbelastung

Die Gesamtbelastung eines Wassereinzugsgebiets, setzt sich zusammen aus Vor- und Zusatzbelastung.

$$B_{EG} = f(\text{Vorbelastung}_{EG}, \text{Zusatzbelastung}_{EG})$$

Die Aggregation der zwei Belastungsformen in quantitativer Form setzt eine Standardisierung voraus. Es ist nicht möglich zu sagen, daß der höchste Wert der Vorbelastung sowie der höchste Wert der Zusatzbelastung jeweils das Maximum darstellen. Würde man aber eine Standardisierung nach der Form in Formel 3.2 vornehmen, dann wird der höchste Wert innerhalb der Region Stuttgart 1. Verändert sich dieser Maximalwert zum Beispiel nach oben durch eine höhere Belastung und bleiben die übrigen vorkommenden Werte gleich, so wird die Belastung dieser restlichen Werte nach der Standardisierung geringer, da der Maximalwert höher wurde. Es sind relative Werte, die von den übrigen noch vorhandenen Werten abhängen. Auch wenn eine Standardisierung mit Eichintervallen erfolgt wie z.B. in Kap. 6.6.3 durchgeführt, müßte ein Maximal- bzw. Minimalwert festgelegt werden. Doch sowohl die Vorbelastung als auch die Zusatzbelastung stellen bereits aggregierte Maße dar, so daß eine Festlegung dieser Extremwerte schwierig wird, da der Bezug zur Ausgangslage fehlt. Aus diesem Grund wird ein Verfahren gewählt, das qualitative Werte verarbeiten kann.

6.7.1 Die Qualitative Konkordanzanalyse

Ein Verfahren, das qualitative Werte verarbeitet, ist die qualitative Konkordanzanalyse [Voogd 1983]. Sie stammt aus der Klasse des paarweisen Vergleichs (siehe auch Kap. 3.2.2.2) und verwendet eine Häufigkeitsanalyse zur Bestimmung der Dominanz von Alternative A über Alternative B.

Ein Charakteristikum dieser mehrkriteriellen Bewertung ist, daß nur drei Kriterien und vier Kriterienausprägungen zugelassen sind. Die erste Bedingung ist erfüllt, da es nur zwei Kriterien (Vor- und

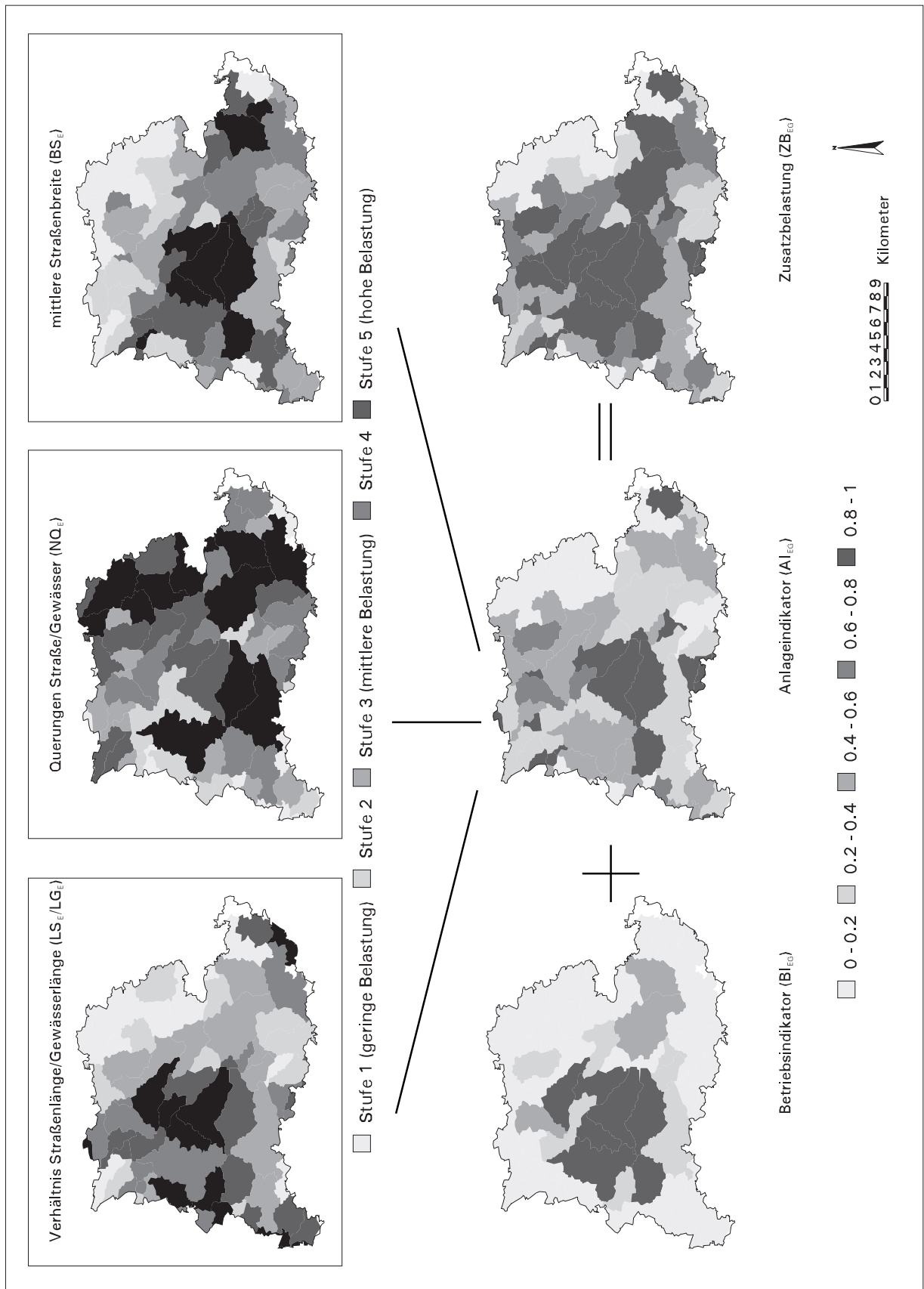


Abbildung 6.19: Ableitung der Zusatzbelastung

Zusatzbelastung) gibt. Zur Einhaltung der zweiten Bedingung werden die Werte der Vorbelastung aus der AHP-Analyse (Kap. 6.5) sowie die Werte der Zusatzbelastung (Kap. 6.6) in jeweils vier Stufen kategorisiert (Tab. 6.7). In Tab. 6.7 wurden beim Kriterium Vorbelastung außerdem die hauptsächlichsten Vorkommen der Kriterienwerte der drei Indikatoren Randnutzung, Raumkategorie, Verbauung aufgeführt, damit man sich unter dem Zahlenwert der Vorbelastung auch konkret etwas vorstellen kann. Da die Zusatzbelastung bereits eine zweite Aggregationsstufe darstellt, wurde hier auf diese explizite Auflistung verzichtet. Zur Klasseneinteilung wurden die vorhandenen Werte in vier ungefähr gleich große Kategorien zusammengefasst, wobei Stufe 1 "Geringe Belastung" und Stufe 4 "Extreme Belastung" bedeutet.

Tabelle 6.7: Kategorisierung der Vorbelastung und Zusatzbelastung

Vorbelastung					Zusatzbelastung	
Stufe	Werte (AHP)	R_{EG}	L_{EG}	V_{EG}	Stufe	Werte ($BI + AI$)
1	≤ 0.01	1, 2	1, 2	1, 2	1	≤ 0.38
2	$> 0.01 \leq 0.015$	2,3	1,2	1,2	2	$> 0.38 \leq 0.62$
3	$> 0.015 \leq 0.02$	3-5	3	1,2	3	$> 0.6 \leq 1.22$
4	> 0.02	4,5	2,3	1-4	4	> 1.22

Bei der qualitativen Konkordanzanalyse gibt es I Alternativen ($i = 1, 2, \dots, I$) [hier: Wassereinzugsgebiete], die mit J Kriterien ($j = 1, 2, \dots, J$) [hier: Vorbelastung, Zusatzbelastung] bewertet werden. Diese Alternativen können für jedes Kriterium durch die Verwendung einer ordinalen Skala in eine Rangfolge gebracht werden.

Es müssen nun folgende Schritte durchgeführt werden:

1. die Kriterien können gemäß ihrer Bedeutung in eine Rangfolge gebracht werden, was mit dem Symbol w_j bezeichnet wird.
2. Es wird für jedes Kriterium eine Dominanzanalyse zwischen den Kriterienausprägungen aller Alternativenpaare $\{\epsilon_1 \dots \epsilon_I\}$ durchgeführt. Dabei wird die Dominanzkategorie zwischen Alternative ϵ_i und $\epsilon_{i'}$ durch die Differenz der Kriterienausprägungen bestimmt:

$$\text{Dominanzkategorie} = \begin{cases} 3 & \text{falls } \epsilon_i = 4 \text{ und } \epsilon_{i'} = 1 \\ 2 & \text{falls } \epsilon_i = 4 \text{ und } \epsilon_{i'} = 2 \\ & \text{oder } \epsilon_i = 3 \text{ und } \epsilon_{i'} = 1 \\ 1 & \text{falls } \epsilon_i = 4 \text{ und } \epsilon_{i'} = 3 \\ & \text{oder } \epsilon_i = 3 \text{ und } \epsilon_{i'} = 2 \\ & \text{oder } \epsilon_i = 2 \text{ und } \epsilon_{i'} = 1 \end{cases}$$

Durch die Verknüpfung von Kriterienpriorität und den drei möglichen Dominanzkategorien entstehen maximal neun Dominanzebenen. Wenn man den Kriterien keine Rangfolge zuweisen will, diese also gleich gewichtet sind, entstehen nur drei Dominanzebenen. Innerhalb jeder Dominanzebene L kann nun die Anzahl berechnet werden mit der eine bestimmte Alternative besser ist als eine andere, was durch das Element $n_{ii'}^L$ ausgedrückt wird, also Alternative i verglichen mit Alternative i' des Levels L (Tab. 6.8). Dies wird auch als Konkordanz bezeichnet. Genauso kann die Diskordanz berechnet werden, d.h. die Häufigkeit mit der Alternative i' besser ist als Alternative i (Tab. 6.9). Allgemein ausgedrückt berechnet Formel 6.3 die gesamte Dominanz von i über alle anderen Alternativen hinsichtlich der Dominanzebene L , während Formel 6.4 die Dominanz aller anderen Alternativen über die Alternative i für die Dominanzebene L quantifiziert [Voogd 1983]. Schließlich kann durch Formel 6.5 die Nettodominanz einer Alternative bestimmt werden.

$$n_i^L = \sum_{\substack{i'=1 \\ (i' \neq i)}}^I n_{ii'}^L \quad (6.3)$$

$$\hat{n}_i^L = \sum_{\substack{i'=1 \\ (i' \neq i)}}^I n_{i'i}^L \quad (6.4)$$

$$d_i^L = n_i^L - \hat{n}_i^L \quad (6.5)$$

Tabelle 6.8: Berechnung der Konkordanz (verändert nach [Voogd 1983])

Alternativen- paare	Dominanzebenen								
	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX
	<i>Kriterienpriorität w_j</i>								
	***			**			*		
	<i>Dominanzkategorie</i>								
	3	2	1	3	2	1	3	2	1
1-2	n_{12}^I	n_{12}^{II}	n_{12}^{III}	n_{12}^{IV}	n_{12}^V	n_{12}^{VI}	n_{12}^{VII}	n_{12}^{VIII}	n_{12}^{IX}
...
1-I	n_{1I}^I	n_{1I}^{II}	n_{1I}^{III}	n_{1I}^{IV}	n_{1I}^V	n_{1I}^{VI}	n_{1I}^{VII}	n_{1I}^{VIII}	n_{1I}^{IX}
Σ	n_1^I	n_1^{II}	n_1^{III}	n_1^{IV}	n_1^V	n_1^{VI}		n_1^{VIII}	n_1^{IX}

Tabelle 6.9: Berechnung der Diskordanz (verändert nach [Voogd 1983])

Alternativen- paare	Dominanzebenen								
	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX
	<i>Kriterienpriorität w_j</i>								
	***			**			*		
	<i>Dominanzkategorie</i>								
	3	2	1	3	2	1	3	2	1
$I-1$	n_{I1}^I	n_{I1}^{II}	n_{I1}^{III}	n_{I1}^{IV}	n_{I1}^V	n_{I1}^{VI}	n_{I1}^{VII}	n_{I1}^{VIII}	n_{I1}^{IX}
...
I-(I-1)
Σ	n_{I1}^I	n_{I1}^{II}	n_{I1}^{III}	n_{I1}^{IV}	n_{I1}^V	n_{I1}^{VI}		n_{I1}^{VIII}	n_{I1}^{IX}

Dies wird nun an einem konkreten Beispiel veranschaulicht (Abb. 6.20). Gegeben seien die Alternativen A , B und C ($I = 3$) mit den zugehörigen Werten 1, 4, 2 für ein Kriterium ($J = 1$). Zunächst muß ein paarweiser Vergleich durchgeführt werden. Dies heißt zum Beispiel für die Alternative B , daß zur Berechnung der Dominanzkategorien die folgenden paarweisen Vergleiche durchgeführt werden:

1. Konkordanz:

(a) $B - A = 4 - 1$ ergibt Dominanzkategorie 3

(b) $B - C = 4 - 2$ ergibt Dominanzkategorie 2

2. Diskordanz:

- (a) $A - B = 1 - 4$ ergibt -3, d.h. keine Dominanz
- (b) $C - B = 2 - 4$ ergibt ebenfalls keine Dominanz

Daraus kann dann jeweils eine Häufigkeitstabelle erstellt werden, die die Fragen beantwortet “wie häufig ist Alternative B gegenüber A und C dominant?“ (Konkordanz) bzw. “wie häufig sind Alternativen A und C der Alternative B überlegen?“ (Diskordanz). Die Dominanzebene I entspricht dabei der Dominanzkategorie 3. Und schließlich wird mit Hilfe Formel 6.5 die Nettodominanz berechnet, die für Alternative B in der Dominanzebene I und II jeweils 1 beträgt, während Alternative B in der Dominanzebene III keine Dominanz gegenüber den übrigen Alternativen besitzt.

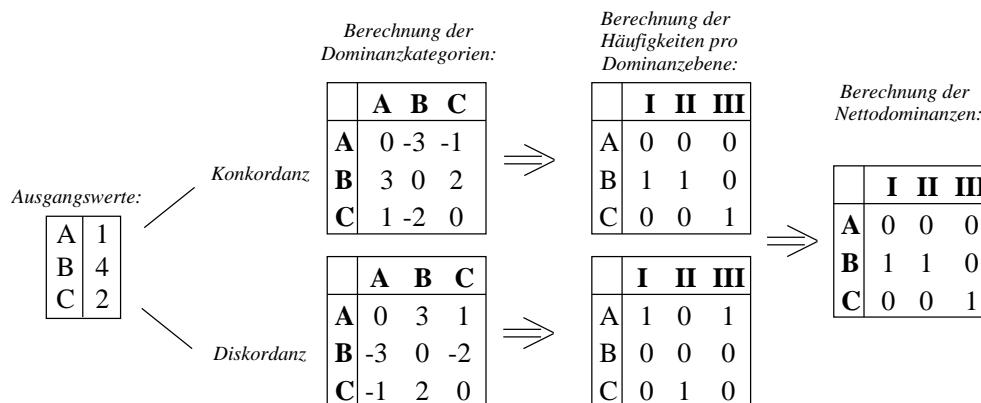


Abbildung 6.20: Beispiel zur Berechnung der Konkordanz und Diskordanz innerhalb der Qualitativen Konkordanzanalyse

6.7.2 Gesamtbelastung der Region Stuttgart

Dieses in den vorigen Kapiteln beschriebene Verfahren der qualitativen Konkordanzanalyse wurde für die Wassereinzugsgebiete der Region Stuttgart, die die Alternativen darstellen, und die zwei Kriterien Vorbelastung und Zusatzbelastung angewendet. Die Kriterien wurden nicht gewichtet, da beide Parameter gleich stark zur Gesamtbelastung beitragen. Das Ergebnis ist in Abb. 6.21 dargestellt. Die Region Stuttgart kann zunächst gemäß der Dominanzebenen grob in vier Kategorien unterteilt werden. Dominanzebene I bedeutet die höchste Belastung, keine Dominanz bedeutet eine geringe (bis überhaupt keine) Belastung. Innerhalb dieser 3 Kategorien kann dann mit Hilfe der Häufigkeitstabellen eine differenzierte Rangfolge erstellt werden. Für die Region Stuttgart sind die verschiedenen Stufen des “Speckgürtels“ gut zu erkennen. Das unbelastete Gebiet innerhalb der Region Stuttgart befindet sich im Nordosten der Region.

Der Vorteil dieses Verfahrens liegt darin, daß qualitative Daten zur Erstellung einer Rangfolge ausreichen, da die Rangfolge mit Hilfe der Dominanz erstellt wird und nicht mit den eigentlichen Kriterienausprägungen. Ein Angriffspunkt ist die Kategorisierung kardinaler Daten in ordinale Daten. Dabei ist zu hinterfragen, ob die Kategorien der Kriterien vergleichbar sind, d.h. ist die höchste Kategorie eines Kriteriums vergleichbar mit der höchsten Kategorie eines anderen Kriteriums? Damit stellt sich die Frage nach der Gültigkeit der Dominanzkategorien.

Ebenso wie der “Analytical Hierarchy Process“ wurde auch dieses Verfahren in der Sprache C implementiert, um eine problemlose Anbindung an ARC/INFO zu ermöglichen. Eine Implementation der qualitativen Konkordanzanalyse in einem kommerziellen Paket ist nicht bekannt.

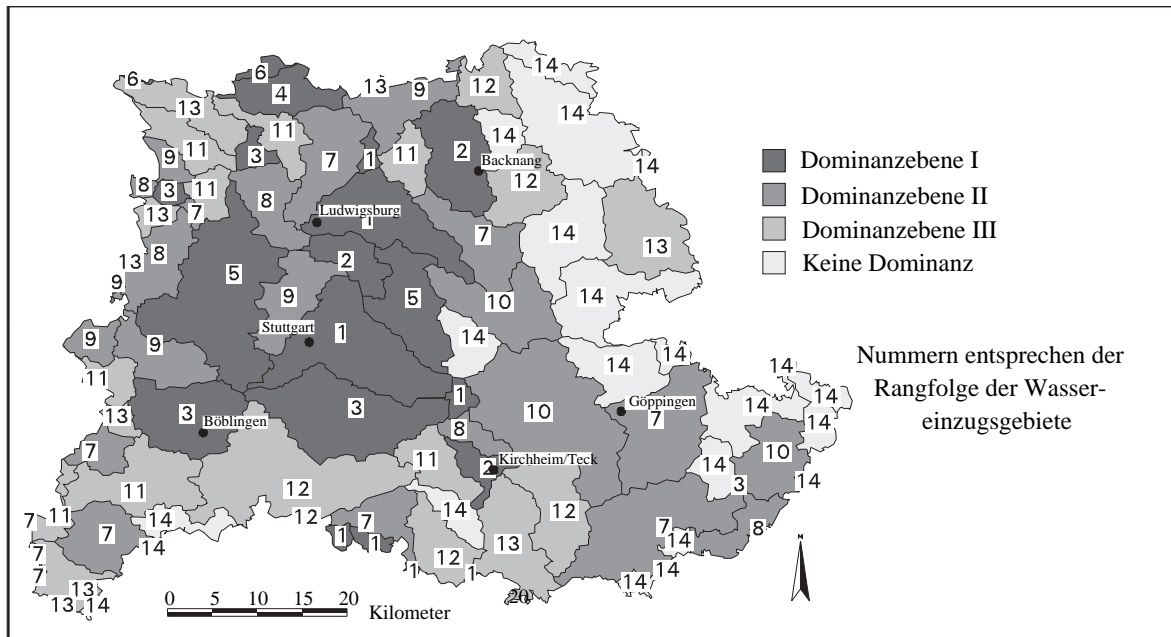


Abbildung 6.21: Ergebnis der Qualitativen Konkordanzanalyse zur Ermittlung der Gesamtbelastung

6.8 Ermittlung des Risikos

Aus der Verknüpfung von Gesamtbelastung und Empfindlichkeit des Wassereinzugsgebietes kann schließlich das Risiko (R) abgeleitet werden.

$$R_{EG} = f(\text{Belastung}_{EG}, \text{Empfindlichkeit}_{EG})$$

Diese Verknüpfung kann entweder nach einer bestimmten Verknüpfungsvorschrift erfolgen, oder vom Planer interaktiv festgelegt werden. Daher wird zur Verknüpfung eine Matrix der Dimension $B_{EG} * E_{EG}$ aufgestellt, wobei dann der Nutzer die Möglichkeit hat, eine Kriterienkombination individuell zu bewerten. Dabei werden die Kriterien in Stufen eingeteilt und jeweils die Kombination von [Reihe, Spalte] innerhalb einer Präferenzmatrix bewertet. Dies hat den Vorteil, daß der Entscheidungsträger individuell über jede Kombination zweier Kriterien entscheiden kann, womit ein kompensatorischer Ansatz vermieden wird. Als Kategorien für die Belastung werden die Dominanzebenen, wie in Abb. 6.21 gezeigt, übernommen. Innerhalb jeder Ergebniskategorie wird dann die Rangfolge, die bereits bei der Belastung durch die qualitative Konkordanzanalyse besteht, übernommen. Die folgende Matrix zeigt eine Verknüpfung, bei der die Bewertung der Belastungskategorien $\{B1 \dots B4\}$ stark von der Empfindlichkeit $\{E1 \dots E3\}$ geprägt ist. Dabei steht $E1$ für eine hohe Empfindlichkeit und $B1$ für eine niedrige Belastung. Das Ergebnis ist in Abb. 6.22 dargestellt. Dieses kategorisierte Risiko wird nun zur Ableitung der Handlungspriorität verwendet.

Tabelle 6.10: Ableitung des Risikos

		Gesamtbelastung →			
		B1	B2	B3	B4
Empfindlichkeit ↓	E3	1	2	3	4
	E2	2	3	3	4
	E1	2	3	4	4

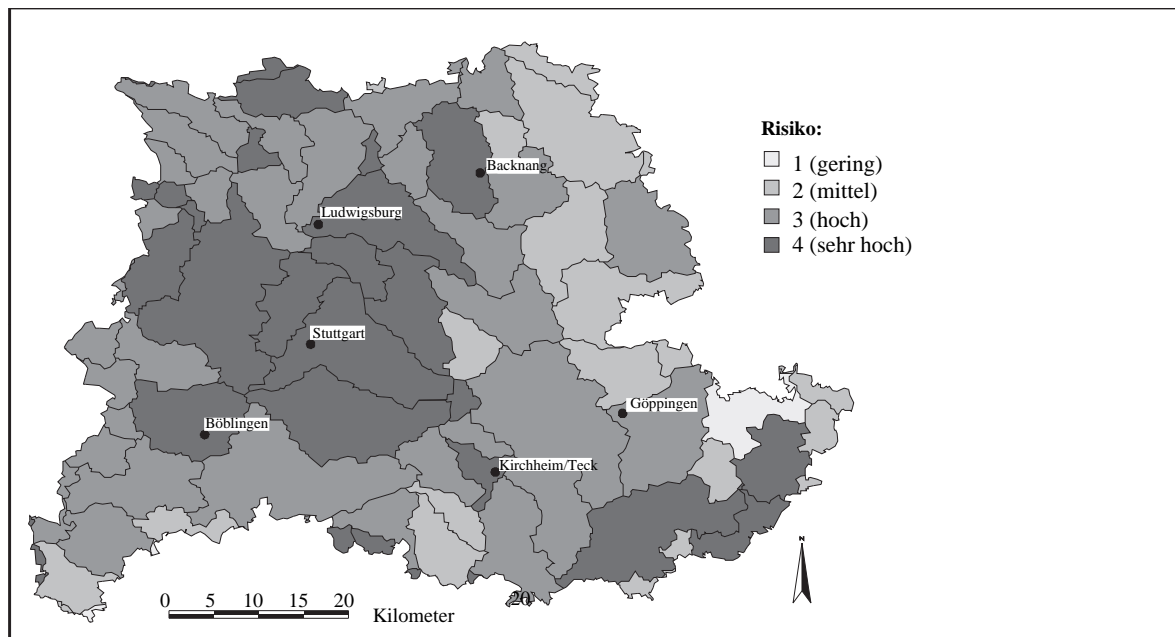


Abbildung 6.22: Risiko in der Region Stuttgart

6.9 Ableitung der Handlungspriorität

Die Handlungspriorität läßt sich nicht allein aus dem Risiko ableiten, sondern besitzt noch eine politische Komponente, die einen gesellschaftlicher Konsens darstellt, welche Einheiten zuerst zu schützen sind. Dies läßt sich mit dem Begriff Planungseinheiten beschreiben und stellt in vorliegendem Fall die gesetzlich ausgewiesenen Wasserschutzgebiete sowie als besondere Einheit den Neckar dar, da eine Förderung der Durchgängigkeit nicht beim Hauptvorfluter aufhören darf.

$$\text{Handlungspriorität}_{EG} = f(\text{Risiko}_{EG}, \text{Planungseinheit}_{EG})$$

Es können nun Umweltziele formuliert werden, die sich grob den folgenden Zieltypen zuordnen lassen [Gockel 1995]:

Kategorie 1: Erhalt der bestehenden Situation

Kategorie 2: Erhalt und gleichzeitig Verbesserung bzw. Optimierung der bestehenden Situation

Kategorie 3: Verbesserung der vorhandenen Situation (Sanierungsgebiet)

Die Handlungspriorität kann in mindestens zwei Subprioritäten unterteilt werden und zwar in die Schutzpriorität und in die Maßnahmenpriorität. Diese beiden Prioritäten sind komplementär zueinander: Ist die Schutzpriorität gering, so ist die Maßnahmenpriorität hoch und umgekehrt. Oberste Schutzpriorität haben unbelastete Räume in der die Situation erhalten bzw. optimiert werden soll.

Die Maßnahmenpriorität bestimmt den Sanierungsaufwand, der zur Rückwandlung in ein natürliches Wassereinzugsgebiet notwendig ist. Der Sanierungsaufwand ist um so höher, je höher das Risiko ist. Es ist fast unmöglich stark belastete Gebiete zu sanieren. Ein geringer Sanierungsaufwand bedeutet dagegen prioritär zu schützende und entwickelnde Wassereinzugsgebiete. Innerhalb dieser Gebiete sollte vordringlich versucht werden, durch die Verringerung der straßenbedingten Belastung ein zusammenhängendes Netz zu erreichen.

In der Region Stuttgart stellt sich die relativ hohe Belastung dadurch dar, daß im Schnitt die Maßnahmenpriorität höher liegt als die Schutzpriorität. Gebiete, die höchsten Schutz genießen sollten, sind am

Tabelle 6.11: Schutz- und Maßnahmenpriorität
(1=Priorität gering, 4=Priorität hoch; WSG=Wasserschutzgebiet)

Risiko	Anteil an WSG			Risiko	Anteil an WSG		
	<33 %	33 % - 66 %	> 66 %		< 33 %	33 % - 66 %	> 66 %
1 (gering)	3	4	4	1 (gering)	1	1	2
2 (mittel)	3	3	4	2 (mittel)	2	2	3
3 (hoch)	2	2	3	3 (hoch)	3	3	4
4 (s. hoch)	1	1	2	4 (s. hoch)	4	4	4

a) Schutzpriorität

b) Maßnahmenpriorität

südwestlichen bzw. östlichen Rand der Region zu finden (Abb. 6.23). Dagegen ist fast die Hälfte der Region in der Klasse der höchsten Maßnahmenpriorität zu finden, insbesondere die Stadt Stuttgart mit den verdichteten suburbanen Zentren Ludwigsburg, Böblingen, Kirchheim/Teck und Backnang, aber auch Teile der Schwäbischen Alb. Letzteres liegt an der hohen Empfindlichkeit des Gebietes gekoppelt mit einer relativ hohen Belastung durch die Autobahn A8. Gebiete mit einer geringen Maßnahmenpriorität sind in der Region gar nicht vorhanden. Als erstes sollten die Bereiche saniert werden, die eine mittlere bis hohe Maßnahmenpriorität besitzen, also der Bereich im Nordosten, der sich dann um den Verdichtungsbereich Stuttgart umschließt bis in den Südwesten. Dabei wäre wichtig, daß zunächst die zum Teil inselhaft eingestreuten Bereiche mittlerer Maßnahmenpriorität vernetzt werden, um dann von dort ausgehend die übrigen Bereiche hoher Maßnahmenpriorität zu verbessern.

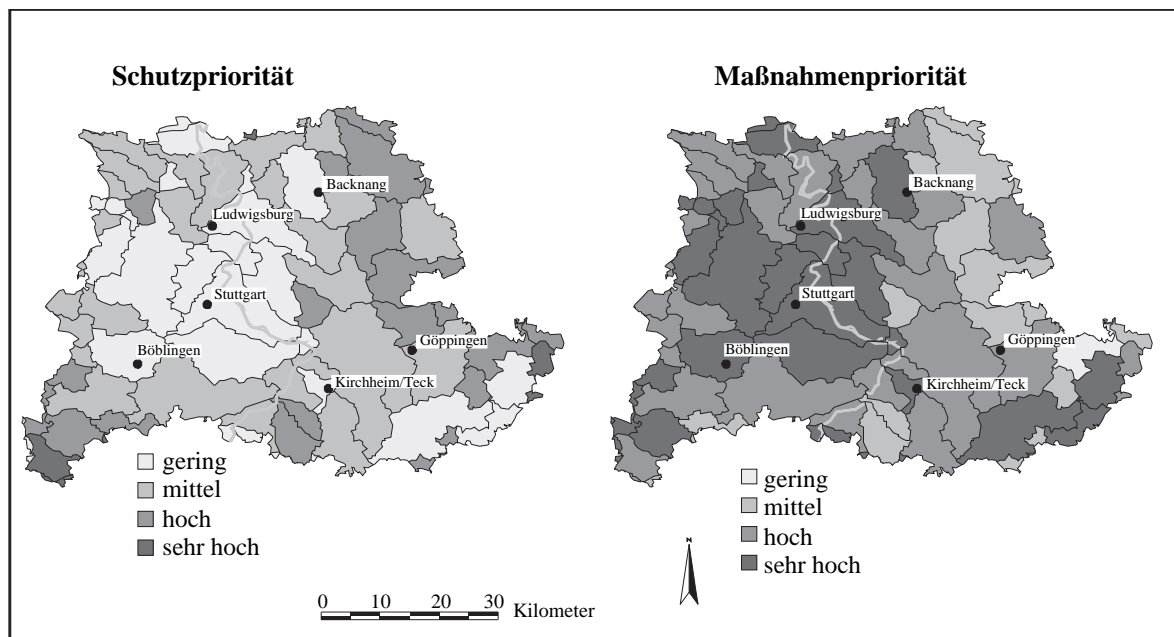


Abbildung 6.23: Schutzpriorität und Maßnahmenpriorität für die Region Stuttgart