

Entwicklung einer GIS-gestützten Methodik zur automatisierten
Identifizierung erheblich veränderter Gewässerabschnitte unter
Verwendung von Landnutzungsdaten

—
Ein Beitrag zur Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie

Dissertation

zur

Erlangung des Doktorgrades (Dr. rer. nat.)

der

Mathematisch-Naturwissenschaftlichen Fakultät

der

Rheinischen Friedrich-Wilhelms-Universität Bonn

vorgelegt von

Dipl.-Geogr. Peter Lange

aus

Leverkusen

Bonn, im Mai 2005

Angefertigt mit Genehmigung der Mathematisch-Naturwissenschaftlichen
Fakultät der Rheinischen Friedrich-Wilhelms-Universität Bonn

1. Referent: Prof. Dr. Klaus Greve
2. Referent: Prof. Dr. Bernd Dieckkrüger
Tag der Promotion: 30.08.2005

Diese Dissertation ist auf dem Hochschulschriftenserver der ULB Bonn
http://hss.ulb.uni-bonn.de/diss_online elektronisch publiziert.

Erscheinungsjahr: 2005

Zusammenfassung

Die Bewertung von Fließgewässern hinsichtlich einer intakten Biologie stellt seit langem einen wichtigen Forschungsbereich in den Naturwissenschaften dar. Durch die Verbesserung der Gewässerchemie in den letzten Jahrzehnten rückt die Gewässermorphologie als abiotisches ökologisches Einflusskriterium immer weiter in den Vordergrund. Das Inkrafttreten der EG-Wasserrahmenrichtlinie verstärkte die Forderung nach Entwicklung von Bewertungsmethoden der morphologischen Gewässerstrukturen. Ziel der Richtlinie ist die Erreichung des guten ökologischen Zustands für alle Binnengewässer, Küstengewässer und das Grundwasser auf dem Gebiet der Europäischen Gemeinschaft. In der Wasserrahmenrichtlinie spielt besonders der Konfliktbereich zwischen den ökologischen Anforderungen an ein Gewässer auf der einen Seite und Nutzungen am und im Gewässer auf der anderen Seite eine wichtige Rolle. Die Ermittlung von so genannten *erheblich veränderten Gewässerabschnitten* zielt auf diesen Konfliktbereich ab und ist in der Richtlinie als Ausnahmekriterium für solche Gewässerabschnitte formuliert, an denen sich die ökologischen Ziele nicht mit bestehenden nachhaltigen Nutzungen vereinbaren lassen.

Die im Umsetzungsprozess der EG-Wasserrahmenrichtlinie definierten Anforderungen und Spezifikationen dienen als Rahmenbedingungen, auf deren Einhaltung die in dieser Arbeit entwickelte Methodik zugeschnitten ist. Die Vorgehensweise kann sowohl als Teil dieses Umsetzungsprozesses, aber auch als eigenständiges Verfahren eingesetzt werden. Dabei dienen die Grundlagen der Fließgewässerökologie als fachlicher Hintergrund.

Die zentrale Frage der in dieser Arbeit behandelten Thematik ist es, herauszuarbeiten, mit welchen Auswertungsmethoden bereits existierende Datenbestände in einem automatisierten Identifizierungsverfahren für erheblich veränderte Gewässerabschnitte genutzt werden können.

Die Auswertung ist nicht auf bestimmte Datensätze festgelegt, sondern kann prinzipiell beliebige Daten nutzen, wenn diese die relevanten Informationen Landnutzung, Gewässerlinien und Querverbauungen enthalten. Diese abstrakte Herangehensweise ermöglicht eine überregionale Anwendung.

Das Verfahren wird zunächst im Einzugsgebiet der Ruhr in Nordrhein-Westfalen entwickelt und validiert und anschließend auf das Einzugsgebiet der Mulde in Sachsen und Sachsen-Anhalt übertragen. Diese Erarbeitung in zwei Einzugsgebieten wurde notwendig, da für das als Untersuchungsgebiet ausgewählte Ein-

zugsgebiet der Mulde keine Referenzdaten vorliegen, anhand derer das Verfahren entwickelt werden konnte. Die Entwicklung und Validierung der Methodik erfolgt anhand von Gewässerstrukturdaten, die im Ruhr-Einzugsgebiet in Form der Kartierung nach dem vom Land Nordrhein-Westfalen festgelegten Vor-Ort-Verfahren vorliegen. Bei der Entwicklung werden hieraus allgemeine Zusammenhänge zwischen anthropogenen Eingriffen in die Gewässermorphologie erkannt und die damit verbundenen, in Geodaten erkennbaren, Folgen analysiert. Auf dieser Basis wird ein GIS-gestütztes, automatisiertes Auswertungsverfahren entwickelt und umgesetzt.

Durch die Auswertungen der Gewässerstrukturdaten im Vorfeld der Methodenentwicklung hat sich herauskristallisiert, dass die Zahl der Einflusskriterien, auf deren Basis die Identifizierung erheblich veränderter Gewässerabschnitte durchgeführt wird, sehr stark reduziert werden kann. Dennoch werden abgesicherte und nachvollziehbare Ergebnisse geliefert. Das Verfahren basiert auf der Auswertung der Kriterien mit Fuzzy Logik. Als entscheidende Größen konnten die Laufkrümmung der Gewässer und die an das Gewässer grenzende Landnutzung ermittelt werden. Durch Hinzunahme von Querbauwerken aus einem Querbauwerkskataster, wie es im Einzugsgebiet der Mulde für das Land Sachsen vorlag, konnten weitere direkte Einflussgrößen auf die Gewässerökologie in die Methodik eingebunden werden. Die Bewertung der Gewässer wird segmentweise durchgeführt. Dies bedeutet, dass die Gewässer zunächst in homogene Abschnitte zerlegt werden. Homogenität bezieht sich dabei auf die Landnutzung und die Laufkrümmung innerhalb eines Segments. Danach werden jedem dieser Segmente alle relevanten aus den Geodaten entnommen Bewertungskriterien in ihrer spezifischen Ausprägung zugeordnet.

Im eigentlichen Bewertungsprozess werden die einzelnen Kriterien in ihrer Ausprägung analysiert und in verschiedenen Fuzzy-Funktionen miteinander verrechnet. Das Endergebnis stellt eine Fuzzy-Zugehörigkeit bezogen auf erheblich veränderte Gewässer dar.

Die Validierung der Methodik im Einzugsgebiet der Ruhr zeigt, dass das Verfahren plausible Ergebnisse liefert. Es ermöglicht jedoch auch eine Analyse solcher anthropogener Veränderungen am Gewässer, bei denen mit dieser Vorgehensweise Defizite auftreten. Die Ergebnisse aus den Berechnungen, die im Einzugsgebiet der Mulde durchgeführt worden sind, wurden durch andere Datensätze und im Gelände überprüft. Dabei stellte sich heraus, dass die Ergebnisse der Berechnungen in den automatisierten Auswertungsverfahren den im Gelände ermittelten

Bewertungen entspricht. Die Ursachen für stellenweise auftretende Differenzen bei der Beurteilung konnten ebenfalls ermittelt und quantifiziert werden. Insbesondere die Länge einer anthropogen veränderten Gewässerstrecke stellte sich bei der Ursachenermittlung als wichtiges Kriterium heraus.

Mit der hier vorgestellten Methodik wird gezeigt, dass für die Aufgabe eines flächendeckenden Grobscreenings ganzer Einzugsgebiete zur Bewertung der Gewässermorphologie keine Detailaufnahme von Einzelparametern notwendig ist, wenn entsprechende Geoinformationen vorliegen. Es ist dann möglich, aus bereits existierenden Geodaten die für die Bewertung relevanten Informationen zu erhalten, um eine erste Einstufung der Gewässer vornehmen zu können.

Die Ergebnisse stellen jedoch noch keine endgültige Ausweisung dar. Sie sind vielmehr eine Vorselektion von Gewässerteilen, die für eine Ausweisung als erheblich verändert in Frage kommen. Eine weitere Untersuchung dieser Gewässerstrecken im Ausweisungsprozess und für den Aufbau von Maßnahmenprogrammen ist in vielen Fällen notwendig. Die durch die Bewertungsmethodik erzielten Ergebnisse erfüllen den durch die EG-Wasserrahmenrichtlinie im Rahmen der Bestandsaufnahme geforderten Teilbereich der Identifizierung von erheblich veränderten Gewässerstrecken.

Angesichts der Möglichkeit, die in dieser Arbeit beschriebene Methodik prinzipiell EU-weit als Screening-Verfahren einzusetzen, ist eine weite räumliche und zeitliche Perspektive für einen operativen Einsatz vorhanden. Die Methodik kann eingesetzt werden, um bei neuen Mitgliedstaaten die Ersterfassung zu unterstützen. Sie bietet gleichzeitig die Perspektive, als Monitoring-Instrument zu dienen und die Ergebnisse der Mitgliedstaaten zu vergleichen.

Danksagung

Ich danke meinem Doktorvater Prof. Dr. Klaus Greve für die intensive und gute Betreuung bei den Arbeiten zur Erstellung dieser Dissertation und Prof. Dr. Bernd Diekkrüger für seine wichtigen inhaltlichen Anregungen.

Dr. Thomas Zumbroich danke ich für die Betreuung und unverzichtbare Beratung bei fachlichen Fragen, für die Unterstützung bei der Endkorrektur und für die Bereitstellung eines Arbeitsplatzes in seiner Firma, an dem große Teile dieser Arbeit entstanden sind.

Für die unbürokratische Hilfe bei der Datenbeschaffung und die Hilfe bei vielen Fragen und Problemen, die während der Arbeiten im Mulde-Einzugsgebiet auftraten, danke ich Holm Friese vom Sächsischen Landesamt für Umwelt und Geologie in Dresden. Für die tatkräftige Unterstützung bei der Beschaffung der ATKIS-Daten danke ich Dr. Jürgen Heidborn (Bundesministerium für Bildung und Forschung, BMBF) und Peter Treffler (Umweltbundesamt, UBA).

Des Weiteren danke ich Claudia Zumbroich für die Hilfe bei der Endkorrektur und die konstruktiven Anmerkungen sowie Ingo Nienhaus für die tatkräftige Unterstützung insbesondere bei den Geländearbeiten.

Meinen Eltern danke ich für ihre Unterstützung sowie ihr Vertrauen in mich und meine Entscheidung, diese Dissertation zu schreiben.

Nicht zuletzt danke ich meiner Frau Bettina für das unermüdliche Lesen der Entwürfe dieser Arbeit, ihre Unterstützung bei den alltäglichen Aufgaben des Lebens und für ihr Verständnis, besonders wenn es abends am Schreibtisch mal wieder etwas später wurde...

INHALTSVERZEICHNIS

1	Einführung	1
1.1	Fachlicher Rahmen	1
1.2	Fragestellung und Zielsetzung	3
1.3	Inhaltliche Schwerpunkte	4
1.4	Vorgehensweise und Arbeitsschritte	4
2	Die EG-Wasserrahmenrichtlinie und ihre Umsetzung	6
2.1	Problemstellung	6
2.2	Historie	6
2.3	Ziele der EG-Wasserrahmenrichtlinie	7
2.3.1	Umweltziele	9
2.3.2	Ausnahmeregelungen	11
2.4	Konkretisierung der gesetzlichen Vorgaben	13
2.4.1	Abgrenzung von Wasserkörpern	15
2.4.2	Beschreibung der Referenzbedingungen	17
2.4.3	Ökologischer Zustand und ökologisches Potenzial	19
2.4.4	Analyse von Belastungen und ihren Auswirkungen	22
2.4.5	Künstliche und erheblich veränderte Wasserkörper	23
2.5	Beispiele der Ausweisungsmethodik erheblich veränderter Gewässer	27
2.5.1	Nordrhein-Westfalen	28
2.5.2	Sachsen	30
3	Gewässermorphologische Ausgangsbedingungen	32
3.1	Relevanz für die Lösung der gegebenen Problemstellung	32
3.2	Grundlagen	32
3.2.1	Querprofil	33
3.2.2	Längszonierung	34
3.2.3	Laufkrümmung	37
3.3	Systematisierung	38
3.4	Anthropogene Veränderungen	40
3.5	Renaturierung und Bewirtschaftung	42
4	Verfügbare Daten und Analyseansätze	44
4.1	Bedeutung der Datenauswertung	44

4.2	Dateninventur	44
4.3	Datenanalysen	48
4.4	Geradlinigkeit und Generalisierung	50
4.5	Auswertung von Strukturdaten	51
4.5.1	Einführung Strukturkartierung	51
4.5.2	Analyse der Strukturparameter	53
4.6	Abschlussthese und weiteres Vorgehen	61
5	Entwicklung der Methodik	63
5.1	Zielsetzung	63
5.2	Fuzzy Sets	63
5.2.1	Grundlagen	63
5.2.2	Anwendung	68
5.3	Bewertungsvorschriften für die ausgewählten Schadparameter	69
5.3.1	Berechnung der Laufkrümmung	70
5.3.2	Sozioökonomischer Hintergrund	74
5.3.3	Bewertung der Umfeldnutzung	75
5.3.4	Unterteilung der Gewässerlinien	76
5.3.5	Querbauwerke	77
5.3.6	Rückstau und Talsperren	78
5.4	Aufbau des Auswertungssystems	79
5.5	Vergleich mit dem Verfahren des Landes Nordrhein-Westfalen	81
5.6	Ergebnisse der Methodenentwicklung	83
6	Implementierung der Methodik	84
6.1	Konzeptioneller Hintergrund	84
6.1.1	Spezifikationen und Standards	85
6.1.2	Datenhaltung	88
6.2	Auswertungen	89
6.2.1	Berechnung der Sinuosität	90
6.2.2	Zerlegung der Gewässer in Segmente	91
6.2.3	Anbindung der Landnutzung an die Gewässerachsen	92
6.2.4	Sonderfall: Gewässerflächen	93
6.2.5	Zuordnung der Querbauwerke	94
6.2.6	Implementierung der Auswertungslogik	95

7	Anwendungsgebiet: Einzugsgebiet der Mulde	99
7.1	Regionale Einordnung	99
7.1.1	Geologie	102
7.1.2	Böden	103
7.1.3	Klimatische Bedingungen	104
7.1.4	Vegetation	105
7.1.5	Nutzungsstrukturen	106
7.2	Das August-Hochwasser 2002 und seine Folgen	108
8	Anwendung der Methodik im Einzugsgebiet der Mulde	111
8.1	Erläuterung der Vorgehensweise	111
8.2	Einfluss der Bewertungsgrößen auf das Gesamtergebnis	112
8.2.1	Starker Rückstau und Talsperren	112
8.2.2	Einbeziehung des Querbauwerkskatasters	113
8.2.3	Bewertung aufgrund der Sinuosität	115
8.2.4	Bewertung durch Landnutzung	117
8.2.5	Bewertung der Kombination aus Landnutzung und Sinuosität	119
8.3	Anwendung des Auswertungsverfahrens	121
8.4	Validierung der Ergebnisse an Referenzstellen	124
8.4.1	Methodik der Ermittlung der Referenzstellen	125
8.4.2	Überprüfung der Referenzstellen	127
8.4.3	Vergleich der Bewertungsergebnisse mit den Referenzstellen	128
8.5	Klassifizierung der Abschnitte	135
8.6	Analyse der Bewertungskriterien	136
9	Diskussion und Fazit	140
9.1	Diskussion der Ergebnisse	140
9.2	Fazit	142
	Literatur	144
	Anhang	157
A	Chronologische Entwicklung der EG-Wasserrahmenrichtlinie	157
B	Statistik der Laufkrümmungsberechnungen	160

C	Bewertung der ATKIS Objektarten	167
D	Zuordnung der Sinuosität zu Gewässertypen	169
E	Festlegung und Einstufung der Referenzstellen	171
F	Überprüfung der Referenzstellen im Gelände und Vergleich mit den Bewertungsergebnissen	178

Anlage:

Karte mit den Ergebnissen und der Landnutzung im Einzugsgebiet der Mulde

ABBILDUNGSVERZEICHNIS

1.1	Beispiele für Gewässerstrecken, an denen bei der Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie Interessenskonflikte auftreten können.	2
2.1	Flussgebiete in Deutschland	10
2.2	Gesamtstruktur der Common Implementation Strategy	14
2.3	Wechsel der Gewässerkategorie und Wechsel physikalischer Eigenschaften . .	16
2.4	Flussdiagramm für das von der CIS WG 2.3 empfohlene Vorgehen bei der Festlegung von Referenzbedingungen und Klassengrenzen	18
2.5	Rolle der biologischen, physiko-chemischen und hydromorphologischen Komponenten bei der Bewertung des ökologischen Zustands	20
2.6	Rolle der biologischen, physiko-chemischen und hydromorphologischen Komponenten bei der Bewertung des ökologischen Potenzials	22
2.7	Ergebnis der Identifizierung erheblich veränderter Gewässerabschnitte nach dem Verfahren des Landes NRW	30
3.1	Querschnitt von Flusstälern	33
3.2	Natürliche Fließgewässerabschnitte	35
3.3	Maße der Flussgeometrie	38
3.4	Schematischer Flussquerschnitt	41
4.1	Vergleich der verfügbaren Landnutzungsdaten	46
4.2	Darstellung von Gewässern in Karten für unterschiedliche Maßstäbe	50
4.3	Verteilung der Abschnitte mit Sohlenverbau auf die Laufkrümmung und Bewertung der Funktionalen Einheit FE11	60
4.4	Verteilung der Abschnitte mit Uferverbau rechts auf die Laufkrümmung und Bewertung der Funktionalen Einheit FE11	61
5.1	Beispiel einer Fuzzy Membership-Funktion	66
5.2	Fuzzy-Set Operationen	67
5.3	Blöcke eines Fuzzy-Controllers	67
5.4	Fuzzy-Klassenzugehörigkeiten bei der Einstufung von erheblich veränderten Gewässern	69
5.5	Berechnung der Sinuosität in digitalen Vektordaten	70
5.6	Verteilung der Laufkrümmungsklassen auf die berechneten Sinuositäten . . .	72
5.7	Zugehörigkeitsfunktion der Sinuositätsbewertungen nach Gewässertypen . . .	74
5.8	Ein Beispiel für Bebauung bis an die Uferlinie	75
5.9	Segmentierung der Gewässer bei Änderung der Landnutzung	76
5.10	Wehr am Unterlauf der Lossa	77
5.11	Staumauer der Talsperre Eibenstock	79

5.12	Aufbau des Auswertungssystems	80
5.13	Vergleich des NRW-Verfahrens zur Ausweisung erheblich veränderter Gewässer für kleine Fließgewässer mit der Methodik der vorliegenden Arbeit	82
6.1	UML-Diagramm der Geometrieklassen-Hierarchie	86
6.2	Geodatenmodell der Wasserrahmenrichtlinie	88
6.3	Erstellung von virtuellen Landnutzungsflächen über Gewässerflächen	94
6.4	Graphische Darstellung der Auswertungslogik	96
6.5	Darstellung der Bewertung von Gewässerabschnitten	97
7.1	Lage des Mulde Einzugsgebietes im Flussgebiet der Elbe	100
7.2	Übersichtskarte Mulde-Einzugsgebiet	101
7.3	Klimadiagramme von Wittenberg, Halle, Leipzig und Zeitz	105
7.4	ATKIS Basis-DLM im Mulde-Einzugsgebiet	107
7.5	Grimma am 15.08.2002	109
7.6	Wiederaufbau von Sicherungsanlagen	110
8.1	Bewertung von Staubereichen	113
8.2	Bewertungsergebnisse von Querbauwerken	114
8.3	Zugehörigkeitsgrad zur Klasse „erheblich verändert“ nach dem Kriterium Sinuosität	116
8.4	Zugehörigkeitsgrad zur Klasse „erheblich verändert“ nach dem Kriterium Landnutzung	118
8.5	Zugehörigkeitsgrad zur Klasse „erheblich verändert“ nach dem Kombinationskriterium aus Landnutzung und Sinuosität	120
8.6	Zugehörigkeitsgrad zur Klasse „erheblich verändert“ berechnet mit dem gesamten Auswertungsverfahren	122
8.7	Verteilung der Bewertungen in den einzelnen Auswertungsschritten	124
8.8	Erkennung von Schadparametern in der TK25 und Landoberflächendaten	126
8.9	Verifizierung der Bewertungskriterien der Referenzstellen im Gelände	127
8.10	Vergleich der Ergebnisse der Berechnung mit den Referenzstellen	129
8.11	Foto und Bewertung der Vereinigten Mulde nördlich von Grimma	131
8.12	Foto und Bewertung der Schlema in Schneeberg	132
8.13	Foto und Bewertung der Zschopau bei Willischthal	133
8.14	Foto und Bewertung der Freiburger Mulde in Weißenborn	134
8.15	Defuzzifizierung der Ergebnisse	136
8.16	Darstellung der für die Bewertung ausschlaggebenden Faktoren	138

TABELLENVERZEICHNIS

2.1	Anteile der Flussgebiete in Deutschland	9
2.2	Beispiele für hydromorphologische Belastungen und ihre Auswirkungen . . .	23
2.3	Häufigkeiten der Bewertung von Belastungsquellen in den Fallstudien	25
2.4	Natürliche, vorläufig als „erheblich verändert“ identifizierte und künstliche Oberflächenwasserkörper in den deutschen Flussgebietseinheiten	27
3.1	Die Längszonierung der Fließgewässer	35
4.1	Verfügbare Datensätze, Erfassungsmaßstab und Klassenanzahl	46
4.2	Vergleich der Häufigkeiten von massivem Uferverbau rechts / links	56
4.3	Verteilung von Abschnitten mit Uferverbau auf Laufkrümmungsklassen . . .	57
4.4	Verteilung von Abschnitten mit Sohlenverbau auf Laufkrümmungsklassen . .	57
4.5	Verteilung von Profiltypen auf die Laufkrümmungsklassen	58
4.6	Anteile von verrohrten Abschnitten nach Laufkrümmung	58
4.7	Relative Verteilung von Abschnitten ohne Gewässerrandstreifen auf Lauf- krümmungen	59
4.8	Krümmungsbewertung	60
8.1	Statistische Kennzahlen der Gewässersegmente im Mulde-Einzugsgebiet . . .	112
8.2	Anteile der Zugehörigkeit zur Klasse der erheblich veränderten Gewässern bewertet nach der Sinuosität	115
8.3	Anteile der Zugehörigkeit zu erheblich veränderten Gewässern bewertet nach der Landnutzungsklassen	117
8.4	Anteile der Zugehörigkeit zu erheblich veränderten Gewässern bewertet nach der Landnutzung und Sinuosität	121
8.5	Anteile der Zugehörigkeit zur Klasse „erheblich verändert“ bewertet nach dem gesamten Verfahren	123
8.6	Auswertung der im Gelände und mit der automatisierten Methodik gleich klassifizierter Referenzstellen	128
8.7	Auswertung der nicht korrekt klassifizierten Referenzstellen	130
8.8	Verteilung bei verschiedenen Klassengrenzen	137
8.9	Analyse des Einflusses der Bewertungskriterien und des Grenzwertes für das Gesamtergebnis	139

1 Einführung

1.1 Fachlicher Rahmen

Diese Arbeit verfolgt in einem interdisziplinären, naturwissenschaftlichen Ansatz die Erarbeitung eines Verfahrens zur Identifizierung von erheblich veränderten Fließgewässern. Hier herein fließen Inhalte aus Gewässerökologie, Geomorphologie und Geoinformatik sowie die gesetzlichen Rahmenbedingungen der Europäischen Union.

Das Europäische Parlament und der Rat der Europäischen Union haben im Jahr 2000 die „Richtlinie 2000/60/EG zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik“ verabschiedet. Diese im Folgenden *EG-Wasserrahmenrichtlinie* genannte Richtlinie dient dem europaweiten Management zur Nutzung der Binnengewässer, der Übergangs- und Küstengewässer sowie des Grundwassers (RL 2000/60/EG 2000). Des Weiteren werden in Präambel 3 und Artikel 1 des Gesetztextes die nachhaltige Gewässerbewirtschaftung und der Schutz der Süßwasserressourcen als wesentliche Ziele formuliert.

Insbesondere bei Einzugsgebieten mit intensiven Nutzungen treten bei der Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie massive Interessenskonflikte auf, bei deren Lösung die Belange der unterschiedlichen Nutzungen wie Landwirtschaft, Wasserwirtschaft, Siedlungen etc. und die Anforderungen der Ökologie berücksichtigt werden müssen. Mögliche Konfliktpotenziale ergeben sich aus konkurrierenden Ansprüchen der beschriebenen anthropogenen Nutzungen und den ökologischen Zielen an die Gewässer, die in der EG-Wasserrahmenrichtlinie festgelegt sind.

Beispiele für Gewässernutzungen, die einen Eingriff in die Gewässerökologie darstellen, sind Trinkwassertalsperren (Abb. 1.1a) oder Bauwerke und Uferbefestigungen zum Hochwasserschutz (Abb. 1.1b). Ziel ist es, einen Kompromiss zu finden, der einen bestmöglichen

ökologischen Zustand des Gewässers sicherstellt, ohne dass nachhaltige Nutzungen beeinträchtigt werden.



Abb. 1.1: Beispiele für Gewässerstrecken, an denen bei der Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie Interessenskonflikte auftreten können: a) Staumauer der Talsperre Eibenstock, b) Zwickauer Mulde bei Zwickau

Einen Kompromiss zwischen ökologischen Zielen und anthropogenen Nutzungen bildet die Möglichkeit der Ausweisung von erheblich veränderten Wasserkörpern, die an intensiv genutzten Gewässerabschnitten angewandt werden kann (RL 2000/60/EG 2000, Art. 4.3). Die Ermittlung von Gewässerstrecken, in denen ein Konfliktpotenzial besteht, ist einer der ersten Schritte im Umsetzungsprozess der EG-Wasserrahmenrichtlinie. Daher bildete die Erarbeitung von Methoden zur zielführenden und effektiven Auswertung von Geodatenbeständen für die Umsetzung dieses Schrittes ein Ziel der Forschungsaktivitäten. Dabei wurde auf dem aktuellen wissenschaftlichen Stand aufgebaut und wesentliche zur Laufzeit der Bearbeitung aus anderen Projekten und Arbeitsgruppen bekannt gewordene Ergebnisse integriert. Hierzu zählen insbesondere die Ergebnisse der zahlreichen *CIS Working Groups (CIS = Common Implementation Strategy)*¹ der EU, in denen Teilaspekte der EG-Wasserrahmenrichtlinie intensiv betrachtet und Vorschläge für den Umsetzungsprozess konzipiert werden. Die in dieser Arbeit vorgestellten Verfahren sind in den Rahmen der Erarbeitung von Methoden für die Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie einzuordnen und dienen der Ermittlung von Gewässerstrecken, bei denen Ausnahmeregelungen gelten.

¹ Arbeitsgruppen zur Erarbeitung von Leitfäden für Teilbereich der EG-Wasserrahmenrichtlinie auf EU-Ebene

1.2 Fragestellung und Zielsetzung

Hinsichtlich der Menge an Arbeit, die für die Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie zu leisten ist, dem eng vorgegebenen Zeitplan der EU und ständiger Reduzierung öffentlicher Finanzmittel ist die Entwicklung von hochgradig automatisierten und kostengünstigen Verfahren in vielen Bereichen erforderlich. Nach IRMER & v. KEITZ (2002) bringt die in der EG-Wasserrahmenrichtlinie enthaltene Flexibilität der Mitgliedstaaten die Möglichkeit der Formulierung unterschiedlicher Schutzniveaus mit sich. Daraus lässt sich der Bedarf an einem europaweit einsetzbaren Verfahren ableiten, dass eine einheitliche Auslegung der Anforderungen der Richtlinie ermöglicht.

Diese Arbeit beschäftigt sich im Kontext des oben beschriebenen Rahmens mit der Entscheidung, ob Gewässerabschnitte als erheblich verändert oder als natürlich einzustufen ist. Die Basis dieser Entscheidung stellen bestehende und allgemein zugängliche digitale geographische Daten dar. Mit den Ergebnissen ist es möglich, in Regionen mit geringer Informationsdichte zu den Gewässern eine solche Einstufung durchzuführen.

Dieser Arbeit liegt die zentrale Frage zugrunde:

„Mit welchem Verfahren können bereits existierende Datenbestände automatisiert ausgewertet werden, um den morphologischen Zustand eines Gewässers abzuleiten und erheblich veränderte Gewässerabschnitte zu identifizieren?“

Ziel ist es, wissenschaftlich fundierte Methoden einzusetzen und zu verbinden, um mit Hilfe von Geographischer Informationstechnologie durch vorhandene Geodaten eine Brücke zwischen gewässermorphologischen Bewertungskriterien und sozioökonomischen Sanierungsrestriktionen zu bauen (MANDL 1994; OTTO & REH 1999; DUBOIS & PRADE 2000; BUCKLEY & ESLAMI 2002; JACOBS & WOLF 2002).

Die entwickelte Methodik basiert auf Vektor-Geodaten, die mit Fuzzy-Logik ausgewertet werden. Um eine Einstufung von Gewässerabschnitten zu ermöglichen, wird nur eine geringe Zahl an Informationen benötigt. Diese Informationen sind in bundesweit verfügbaren Datensätzen enthalten.

Das Verfahren wird am Beispiel der Einzugsgebiete der Ruhr in Nordrhein-Westfalen und der Mulde in Sachsen und Sachsen-Anhalt entwickelt. Im Einzugsgebiet der Ruhr liegt für viele Gewässer des Einzugsgebietes eine Strukturkartierung vor. Sie besitzt sowohl eine hohe räumliche Auflösung als auch eine hohe Informationsdichte zur Gewässerstruktur. Mit Hilfe des aus diesen Daten gewonnenen Kenntnissen über die Gewässermorphologie können Gesetzmäßigkeiten, die zwischen dort erfassten Schadparametern bestehen, abgeleitet und im Einzugsgebiet der Mulde angewandt werden.

Bei der Entwicklung der Methodik wurde sehr eng mit den zuständigen behördlichen Stellen in Sachsen und Sachsen-Anhalt zusammengearbeitet, wodurch der praktische Einsatz der Ergebnisse ermöglicht wurde.

1.3 Inhaltliche Schwerpunkte

Ziel des zu entwickelnden Verfahrens war es, einen fachlich und methodisch fundierten Weg aufzuzeigen, über den die Einstufung der Gewässerabschnitte ohne subjektive Interessen durchgeführt werden kann. Dabei wird diese Aufgabe im Kontext des gesamten Umsetzungsprozesses und insbesondere im Hinblick auf die Ziele der EG-Wasserrahmenrichtlinie gesehen.

Die Qualität der zur Verfügung stehenden Daten stellt als Informationsgrundlage einen wesentlichen Faktor für die Aussagekraft der Ergebnisse dar. Dies betrifft insbesondere die unterschiedlichen Maßstabsebenen, auf denen die Daten erfasst werden und den damit verbundenen Generalisierungsgrad.

Die arbeitsmethodischen Ziele liegen in der Entwicklung eines Verfahrens für die Identifizierung von erheblich veränderten Fließgewässern. Dieses soll eine automatisierte Auswertung ermöglichen und nachvollziehbare und wiederholbare Ergebnisse liefern.

Die Methodik ist nicht speziell auf eine bestimmte Region zugeschnitten, sondern so allgemein gehalten, dass sie auf beliebige Flussgebiete übertragen werden können. Die ausgewählten Untersuchungsgebiete stellen ein Trainingsgebiet (Ruhr) und ein Anwendungsgebiet (Mulde) dar, an denen die Methoden entwickelt wurden.

Da die biogenen, geogenen und anthropogenen Einflussfaktoren auf die Gewässerökologie einen starken Raumbezug aufweisen, bietet sich der Aufbau eines Geographischen Informationssystems zur Analyse und Bewertung der Wirkungszusammenhänge an. Dabei können die Entscheidungskriterien nachvollzogen sowie die einzelnen Schritte der Ausweisung verfolgt und überwacht werden.

1.4 Vorgehensweise und Arbeitsschritte

In den Kapiteln 2 und 3 wird die Thematik der Arbeit in den fachlichen Rahmen des Umsetzungsprozesses der EG-Wasserrahmenrichtlinie und der Gewässermorphologie eingeordnet und die wissenschaftlich-technischen Grundlagen vorgestellt. Dabei werden zunächst die umgrenzenden rechtlichen Rahmenbedingungen der Wasserrahmenrichtlinie beschrieben und die relevanten Teilbereiche der Identifizierung erheblich veränderter Gewässer detailliert betrachtet. Die Thematik konzentriert sich dabei immer stärker auf den Fachbe-

reich der Gewässermorphologie, der daran anschließend erläutert wird und die Grundlagen für die weiteren Arbeitsschritte schafft.

Mit Kapitel 4 schließt der Grundlagenteil mit der Beschreibung der für das gewählte Verfahren zur Verfügung stehenden Daten und deren Einsatzmöglichkeiten zur Erfüllung der beschriebenen Ziele ab. Die ersten Analyseansätze zeigen Zusammenhänge zwischen anthropogenen Veränderungen an der Gewässermorphologie und deren Erkennbarkeit in Geodaten auf. Diese stellen die Grundlage für die Methodenentwicklung dar.

In Kapitel 5 folgen die Ausarbeitungen zur Entwicklung der Methoden, die bei dem Auswertungsverfahren eingesetzt werden. Dabei werden einzelne grundlegende Aspekte der Herangehensweise an die Methodenentwicklung und die in dem Verfahren eingesetzte Fuzzy-Logik erläutert. Der bis dahin weitgehend theoretischen Entwicklung des Verfahrens folgt die Validierung im Einzugsgebiet der Ruhr, aus der auch die Gewässerstrukturdaten stammen.

Die Implementierung der Methodik in einem Computer-Programm wird in Kapitel 6 beschrieben. Dabei werden die Schritte der Datenvorbereitung und Datenauswertung vorgestellt. Die Programmierung ermöglicht die automatische Bewertung ganzer Einzugsgebiete. Die praktische Anwendung der Methodik erfolgt im Einzugsgebiet der Mulde, dessen naturräumliche Einordnung in Kapitel 7 vorgestellt wird. In Kapitel 8 folgt neben der Darstellung des Ergebnisses auch detaillierte Auswertungen des Einflusses der einzelnen Bewertungsgrößen und deren Wirksamkeit auf das Gesamtergebnis. Dieses wird in der abschließenden Diskussion interpretiert und mit der vorgegebenen Zielsetzung verglichen.

2 Die EG-Wasserrahmenrichtlinie und ihre Umsetzung

2.1 Problemstellung

Der Zustand der Gewässer in Europa und die sehr heterogenen Gesetzgebungen in der Europäischen Union in den 80er und 90er Jahren gaben den Anlass, eine Harmonisierung der europäischen Wasserpolitik herbeizuführen. Das Problem, zu dessen Lösung die EG-Wasserrahmenrichtlinie ursprünglich entwickelt wurde, lag in den sehr unterschiedlichen Auffassungen der Mitgliedstaaten zur Wasserpolitik. Die unterschiedlichen Ansätze sind in den Entstehungsprozess des Gesetzestextes eingeflossen. Die Formulierung der Ausweismöglichkeit *erheblich veränderter Gewässer* stellt den Anknüpfungspunkt für die in dieser Arbeit erläuterte Methodik an die Wasserrahmenrichtlinie dar.

2.2 Historie

Das bis zum Jahr 2000 gültige EU-Wasserrecht zeichnete sich vor allem dadurch aus, dass es sehr uneinheitlich und aus einer Reihe konkurrierender Richtlinien zusammengesetzt war. Die Notwendigkeit eines stimmigen Gesamtkonzeptes des europäischen Gewässerschutzes wird von BREUER (1995) aufgezeigt. Dort werden die Unstimmigkeiten und Widersprüche der zugrundeliegenden Richtlinien und die Grundprobleme früherer Wasserpolitik ausgezeigt.

Die EG-Wasserrahmenrichtlinie nimmt als Rahmengesetz der derzeitigen und zukünftigen Wasserpolitik der Europäischen Union eine zentrale Rolle bei allen wasserwirtschaftlichen Belangen ein. Sie stellt das Ergebnis des Paradigmenwechsels in der europäischen Wasserpolitik in den letzten Jahren dar. Bereits einige Jahre vor der Verabschiedung des Gesetzes wurden die Ziele der neuen Wasserpolitik als ehrgeizig, aber notwendig beschrieben (BARTH 1997). Der erste Grundstein für diese Richtlinie wurde gelegt, nachdem im

Frankfurter Ministerseminar 1988 gemeinschaftliche Rechtsvorschriften für die ökologische Wasserqualität gefordert wurden. Daraufhin ersuchte der Rat der Europäischen Union mit einem Entschluss vom 28.6.1988 die Kommission um die Vorlage von Vorschlägen für das Gesetz (RL 2000/60/EG 2000, Präambel 2).

Im Juni 1994 wurde in einem Vorschlag für eine Richtlinie des Rates über die ökologische Qualität von Gewässern von der Kommission die Grundlage für das Rahmengesetz geschaffen. Anfang 1997 wurde der Kommission der erste Richtlinienentwurf vorgelegt (HOLZWARTH 2002). Es wurden erstmals die Gewässerschutzziele, nachhaltige Bewirtschaftung nach Einzugsgebieten, Maßnahmenprogramme sowie die Öffentlichkeitsbeteiligung hinzugefügt (KOM/97/0049 1997). Zur gleichen Zeit wurde auch der kombinierte Ansatz aus Emissionsgrenzwerten einerseits und Umweltqualitätsnormen andererseits vorgeschlagen.

Im Jahr 1999 wurde die Möglichkeit der Ausweisung von Gewässern mit gesonderten Umweltzielen in das Gesetz eingebracht (RECHENBERG & SEIDEL 2002). Erst im Februar 2000, wenige Monate vor Verabschiedung der Richtlinie, wurde die Möglichkeit der Ausweisung „erheblich veränderter Wasserkörper“ in den Gesetzestext aufgenommen (TA 58 2000). Hierdurch sollte ein Schutz von wirtschaftlichen Nutzungen an Gewässern sichergestellt werden, die eine massive Veränderung in der Gewässermorphologie beinhalten (z.B. Trinkwassertalsperren, Wasserkraftanlagen).

Mit Inkrafttreten der Richtlinie am 23. Oktober 2000 werden die bisher gültigen ausschließlich qualitätsbezogenen EG-Richtlinien wie beispielsweise die Trinkwasserrichtlinie (RL 75/440/EWG 1975) oder die Badegewässerrichtlinie (RL 76/160/EWG 1976) abgelöst.

Die Chronologie der Entstehung der Wasserrahmenrichtlinie ist in Anhang A tabellarisch zusammengefasst.

2.3 Ziele der EG-Wasserrahmenrichtlinie

In der EG-Wasserrahmenrichtlinie wird eine Vielzahl an Zielen formuliert. Dies sind neben den in Artikel 4 genannten Umweltzielen zur Verbesserung der ökologischen Qualität der Gewässer, die Reduzierung der Grundwasserverschmutzung, der nachhaltige Umgang mit der Ressource Wasser und das Verbot der Verschlechterung des Gewässerzustands (RL 2000/60/EG 2000, Art. 1).

Ein zentrales Konzept der Wasserrahmenrichtlinie ist das Konzept der Integration. Diese wird als Schlüssel für das Management des Gewässerschutzes in den Flussgebieten ver-

standen (CIS WG-2.3 2002). Das Konzept wird auf vielen unterschiedlichen Ebenen eingesetzt und führte zur Integration aller Gewässer der EU (Grundwasser, Binnengewässer, Übergangs- und Küstengewässer), verschiedener Umweltziele (qualitative, ökologische und ökonomische Ziele), unterschiedlicher Gewässernutzungen und einer Reihe verschiedener wissenschaftlicher Disziplinen in das Rahmengesetz (CIS WG-2.3 2002).

Besonders herauszustellen ist der kombinierte Ansatz, der in vielen Belangen der EG-Wasserrahmenrichtlinie unterschiedliche Einflussgrößen gegeneinander abwägt. Dabei ist insbesondere die Kombination von emissionsbezogenen und immissionsbezogenen Ansätzen bei der Abwasserreinigung hervorzuheben. Dies bedeutet, dass nicht nur die Einbringung von Schadstoffen in ein Gewässer betrachtet wird, sondern gleichzeitig auch die damit verbundene Wirkung auf die betroffenen Gewässer und deren Ökologie. Damit werden die bisherigen Konzepte zur Wasserreinigung in die Richtlinie integriert, die bis zu deren Inkrafttreten in den einzelnen Mitgliedstaaten galten. Dieser Ansatz wurde, wie in Kapitel 2.2 dargestellt, im Jahr 1997 in den Gesetzesentwurf mit eingebracht, ist aber beispielsweise schon von BREUER (1995) als Forderung für den zukünftigen Gewässerschutz genannt worden.

Da es sich bei der EG-Wasserrahmenrichtlinie um ein Rahmengesetz handelt, muss sie in den einzelnen Mitgliedstaaten in nationales Recht umgesetzt werden. Im föderalen System der Bundesrepublik Deutschland obliegen Wasserangelegenheiten nicht dem Bund, sondern den Bundesländern bzw. deren Wasserbehörden. Dies hat zur Folge, dass die Vorgaben und Ziele der EG-Wasserrahmenrichtlinie zunächst auf Bundesebene in das Wasserhaushaltsgesetz (WHG) als weiteres Rahmengesetz sowie dessen Vorgaben in die Landeswassergesetze zu integrieren sind (DEUTSCHER BUNDESTAG 2002).

Diese Gesetzeshierarchie zeigt, dass in der Umsetzung der Vorgaben der EG-Wasserrahmenrichtlinie viele unterschiedliche Auslegungen, Ansprüche und rechtliche Feinheiten beachtet werden müssen. Deutschland muss dabei wie auch andere Mitgliedstaaten auf nationale Sonderregelungen beim Wasserrecht verzichten (RUCHAY 2001). Dies ist auch in sofern von Bedeutung, als sich die von der Wasserrahmenrichtlinie definierten Flussgebiete als Management-Einheiten nicht mehr an bestehenden administrativen Grenzen orientieren. Damit müssen für alle Staaten, denen Teile des gleichen Flussgebietes zufallen, die gleichen Regelungen gelten. Hierdurch wird das einheitliche Management der Flussgebiete und deren Einzugsgebiete verbessert und Kooperation zwischen den betroffenen Staaten bzw. zuständigen Stellen vorausgesetzt. Deutschland hat Anteil an zehn Flussgebieten, von denen sechs internationale Flussgebiete sind. Lediglich vier befinden sich ausschließlich in Deutschland (Abb. 2.1).

Tab. 2.1: Anteile der Flussgebiete in Deutschland. Bei Flussgebieten an der Küste wurde nur die Landfläche in die Berechnung einbezogen. (Quellen: www.wasserblick.net und BMU 2005)

Flussgebiet	Größe gesamt / in Deutschland [km^2]	Anteil in Deutschland [%]
Donau	817.000 / 56.000	6,8
Eider	7.293 / 7.293	100
Elbe	148.000 / 97.000	65,6
Ems	14.400 / 13.150	91,3
Maas	36.000 / 4.000	11,1
Oder	119.000 / 5.600	4,7
Rhein	185.000 / 100.000	54,1
Schlei / Trave	5.300 / 5.300	100
Warnow / Peene	13.645 / 13.645	100
Weser	46.300 / 46.300	100

Die Größe der Flussgebiete und die Anteile, die von internationalen Flussgebieten in Deutschland liegen, sind in Tab. 2.1 zu sehen. Der prozentuale Anteil der Donau ist verhältnismäßig klein, obwohl die in Deutschland liegenden Flächen des Flussgebietes der Donau ca. $56.000km^2$ beträgt. Diese Diskrepanz zwischen der Bedeutung des Flussgebietes für einen Mitgliedstaat und dem Anteil des Mitgliedstaates am Flussgebiet ist bei der Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie in internationalen Flussgebieten zu berücksichtigen.

2.3.1 Umweltziele

Ein vorrangiges Ziel der EG-Wasserrahmenrichtlinie stellt die Erreichung von Umweltzielen dar, die in Artikel 4 der Richtlinie benannt werden (RL 2000/60/EG 2000, Art. 4). Im Wesentlichen sind dies die Erreichung des guten ökologischen Zustands für alle Gewässer, die in den Geltungsbereich der Richtlinie fallen, ein Verschlechterungsverbot sowie die Maßgabe der nachhaltigen Gewässerbewirtschaftung. Den einzelnen Mitgliedstaaten der EU obliegt nach Artikel 4.1a die Umsetzung in ihrem Staatsgebiet und die Durchführung der dort festgelegten Tätigkeiten. Alle Gewässerbewertungen und Maßnahmen müssen dabei dokumentiert werden. Die einzelnen Schritte zur Erreichung der Umweltziele beinhalten gemäß BMU (2004, S. 12):

- (1) Charakterisierung der Gewässer, Überprüfung der menschlichen Auswirkungen, Berichterstattung (Umsetzung bis 2004),
- (2) Festlegung der Messnetze und Überwachung der Gewässer (Umsetzung bis 2007),



Abb. 2.1: Flussgebiete in Deutschland und Kennzeichnung der Nachbarstaaten durch Schraffuren. (nach DEUTSCHER BUNDESTAG 2002, Anhang 1)

- (3) Aufstellung von Bewirtschaftungsplänen und Maßnahmenprogrammen (Umsetzung bis 2009),
- (4) Umsetzung der Maßnahmenprogramme und erneute Überwachung (Umsetzung bis 2012),
- (5) Erreichen der Umweltziele (Umsetzung bis 2015).

Die EU hat zur Erarbeitung von Vorgaben und die Entwicklung von Richtlinien zur Implementierung der EG-Wasserrahmenrichtlinie in den Mitgliedstaaten *CIS Working Groups* einberufen, die sich u.a. mit den oben genannten Teilbereichen des Gesetzestextes und seiner Auslegung befassen.

Die relevanten Qualitätskomponenten des ökologische Zustands werden in Anhang V der Richtlinie detailliert aufgeschlüsselt und erläutert.

2.3.2 Ausnahmeregelungen

Neben den strengen Umweltzielen werden Ausnahmeregelungen definiert, mit denen Nutzungen am Gewässer geschützt werden sollen. Als Ausnahme werden im Richtlinien text *erheblich veränderte* und *künstliche* Gewässer genannt, für die das gute ökologische Potenzial als Umweltziel gilt. Dieses beschreibt eine geringe Abweichung vom maximalen ökologischen Potenzial, das durch den bestmöglichen ökologischen Zustand definiert ist, der sich unter Beibehaltung nachhaltiger Nutzungen am Gewässer erreichen lässt.

Einschränkungen, die als Grund für die Zielsetzung des guten ökologischen Potenzials bei natürlichen Gewässern gelten, sind nachhaltige Tätigkeiten, die eine Veränderung in der Gewässermorphologie mit signifikanter negativer Auswirkung auf die Biologie voraussetzen. Diese Definition trifft beispielsweise auf Trinkwassertalsperren zu. Hierbei stellt die Trinkwasserversorgung eine notwendige, nachhaltige Nutzung dar und der Aufstau des Fließgewässers zu einem Stillgewässer zieht eine Veränderung der Biologie nach sich.

Im Vorschlag für die Richtlinie vom April 1997 waren diese Ausnahmeregelungen noch nicht genannt und der gute ökologische Zustand definiert als „ökologischer Zustand eines Oberflächengewässers, das zwar nachweislich signifikant durch menschliche Tätigkeiten beeinflusst ist, aber dennoch ein reiches, ausgeglichenes und lebensfähiges Ökosystem bildet.“ (KOM/97/0049 1997, Art. 2.20). Die Ausnahmeregelungen mit der Zielerreichung des guten ökologischen Potenzials für „künstliche“ und „erheblich veränderte“ Gewässer wurden erst am 16. Februar 2000 in den Richtlinien text aufgenommen (TA 58 2000).

Künstliche Gewässer sind in der EG-Wasserrahmenrichtlinie klar definiert und können ohne weitere Einschränkungen als Ausnahme eingestuft werden. Die Definition eines künstlichen Wasserkörpers in Art. 2.8 der Wasserrahmenrichtlinie besagt, dass es

„[...] ein von Menschenhand geschaffener Oberflächenwasserkörper“

ist. Nach der Auslegung im Leitfaden der CIS-Arbeitsgruppe erfordert diese Definition

„[...] einen Oberflächenwasserkörper, der an einer Stelle geschaffen wurde, an der zuvor kein Wasserkörper vorhanden war, und der nicht durch die direkte physikalische Veränderung oder Verlegung oder Begradigung eines bestehenden Wasserkörpers geschaffen wurde“ (CIS WORKING GROUP 2.2 2002, S. 28).

Die Ausweisung von erheblich veränderten Wasserkörpern stellt nicht zuletzt aufgrund sehr unkonkreter Definitionen und einer Vielzahl an Begründungsmöglichkeiten einen Schritt bei der Umsetzung der Richtlinie dar, bei dem die Mitgliedstaaten zu unterschiedlichen Ergebnissen und Ausweisungsgründen kommen können.

In Art. 2.9 der EG-Wasserrahmenrichtlinie ist ein erheblich veränderter Wasserkörper definiert als

„[...] ein Oberflächenwasserkörper, der durch physikalische Veränderungen durch den Menschen in seinem Wesen erheblich verändert wurde [...]“.

Ein Oberflächenwasserkörper ist dabei definiert als

„[...] ein einheitlicher und bedeutender Abschnitt eines Oberflächengewässers [...]“
(Richtlinie 2000/60/EG Art. 2.10).

Die Mitgliedstaaten können Oberflächenwasserkörper als erheblich verändert ausweisen, wenn mindestens eines der folgenden Kriterien zutrifft:

- (1) Die zum Erreichen des guten ökologischen Zustands erforderlichen Änderungen der hydromorphologischen Merkmale dieses Körpers hätten signifikante negative Auswirkungen auf:
 - (a) die Umwelt im weiteren Sinne,
 - (b) die Schifffahrt, einschließlich Hafenanlagen, oder die Freizeitnutzung,
 - (c) die Tätigkeiten, zu deren Zweck das Wasser gespeichert wird, wie Trinkwasserversorgung, Stromerzeugung oder Bewässerung,
 - (d) die Wasserregulierung, den Schutz vor Überflutungen, die Landentwässerung, oder
 - (e) andere ebenso wichtige nachhaltige Entwicklungstätigkeiten des Menschen,
- (2) die nutzbringenden Ziele, denen die künstlichen oder veränderten Merkmale des Wasserkörpers dienen, aus Gründen der technischen Durchführbarkeit oder aufgrund unverhältnismäßiger Kosten nicht in sinnvoller Weise durch andere Mittel erreicht werden können, die eine wesentlich bessere Umweltoption darstellen.
(Richtlinie 2000/60/EG Art. 4(3)a,b)

Bei RECHENBERG & SEIDEL (2002) wird auf die Notwendigkeit hingewiesen, dass die oben beschriebene Ausweisung als Ausnahmetatbestand anzusehen ist und die Ausnahmekriterien sehr eng auszulegen sind. KNOPP (2001) plädiert dafür, bei der Umsetzung in

Deutschland möglichst wenige Gewässer und Wasserkörper als erheblich verändert auszuweisen. In einem Beitrag von HORLITZ (2002) wird auf die Auslegungsmöglichkeiten hinsichtlich der *nutzbringenden Ziele* der Kriterien zur Ausweisung von erheblich veränderten Gewässern hingewiesen. Dort wird der Konfliktbereich zwischen den Anforderungen einer intakten Flussaue und der Verkehrsinfrastruktur beleuchtet.

Aus den Ausweisungskriterien ist ersichtlich, dass die aus unterschiedlichen Gründen geltenden Ausnahmeregelungen für die betroffenen Gewässerabschnitte mit weniger anspruchsvollen Umweltzielen verbunden sind. Diese basieren auf Einschränkungen beim Sanierungspotenzial. Solche Einschränkungen werden durch einen kausalen Zusammenhang zwischen Nutzungen und morphologischen Veränderungen am Gewässer verursacht und werden bei der Ausweisung als Restriktionen angegeben.

2.4 Konkretisierung der gesetzlichen Vorgaben

Die Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie erfordert die Abstimmung aller Mitgliedstaaten in Schlüsselfragen, um ein gemeinsames Vorgehen und abgestimmtes Handeln zu ermöglichen (CIS WG-2.3 2002). Schon vor Verabschiedung der EG-Wasserrahmenrichtlinie wurde erkannt, dass die in dem Rahmengesetz festgelegten Ziele im Umsetzungsprozess weiter konkretisiert und auf ein machbares Maß eingeschränkt werden müssen, um eine erfolgreiche neue Wasserpolitik in der EU aufzubauen.

Bei BARTH (1997) werden dabei insbesondere die folgenden Punkte als bedeutsamste Gründe für die Umsetzung der neuen Wasserpolitik in Europa genannt:

- Schutz und Entwicklung der Gewässer als Lebensraum für Tiere und Pflanzen sowie der Bewahrung der Ressource Wasser,
- Konsolidierung des europäischen Wasserrechts,
- Umsetzung des Prinzips der Nachhaltigkeit in Europa,
- Aufbau eines Gegenpols zum ständig wachsenden Druck des europäischen Binnenmarktes auf die Umwelt,
- Vermeidung von Wettbewerbsverzerrungen.

Die Organisationsstruktur der CIS-Arbeitsgruppen ist in Abb. 2.2 dargestellt. Es gibt vier Bereiche, deren Arbeitsgruppen inhaltliche Vorgaben für die Bereiche Informationsaustausch, Entwicklung von Leitfäden, Informationsmanagement sowie Anwendung, Test und Validierung entwickeln.

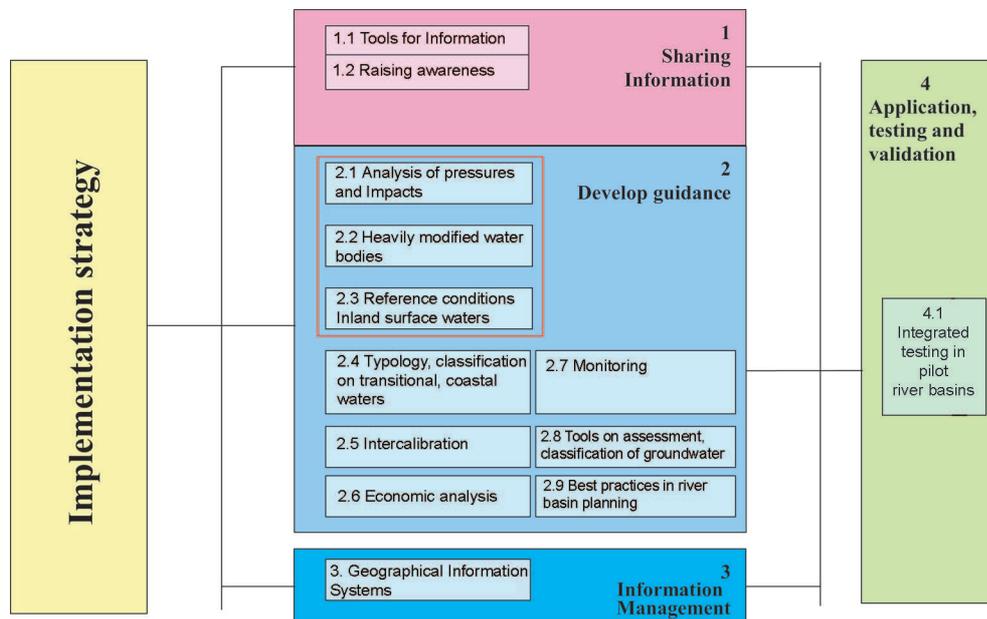


Abb. 2.2: Gesamtstruktur der Common Implementation Strategy. Der rote Rahmen umschließt die Arbeitsgruppen des Bereichs 2, deren Ergebnisse für diese Arbeit relevant sind (nach: CIS WG-2.3 2002, S. 69)

In Deutschland wird die Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie durch die LAWA (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser²) koordiniert. Sie hat eine Arbeitshilfe für die Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie erarbeitet, in der die in der Richtlinie und den CIS Working Groups definierten Vorgaben für den Geltungsbereich der LAWA weiter konkretisiert werden. Die für die Umsetzung der EU-Vorgaben zuständigen Bundesländer lassen zwar die CIS-Leitfäden in ihren Bearbeitungsprozess einfließen, arbeiten aber vielfach auf unterschiedlicher Datenlage. Hieraus ergibt sich, dass auf Länderebene konkrete Leitfäden für den Umsetzungsprozess entwickelt wurden und die LAWA in ihrer Arbeitshilfe Empfehlungen für die Bundesländer gibt (LAWA 2003). JANNING (2003) beschreibt die Einbindung der CIS-Vorgaben in die Arbeiten der Länder.

Die bisherigen CIS-Arbeitsgruppen werden im weiteren Umsetzungsprozess neu organisiert und neue Themen wie beispielsweise der Hochwasserschutz hinzugenommen (OVERMANN 2003). Die Ergebnisse der für die Ausweisung von erheblich veränderten Wasserkörpern relevanten bisherigen Arbeitsgruppen werden im Folgenden erläutert.

² Die LAWA koordiniert die Aktivitäten der Bundesländer im Gewässerbereich und vertritt diese gegenüber der Bundesregierung.

2.4.1 Abgrenzung von Wasserkörpern

Die Europäische Union hat in der EG-Wasserrahmenrichtlinie festgelegt, dass alle Gewässer in Wasserkörper zu untergliedern sind. Diese bilden für die Mitgliedstaaten die Berichtsebene an die EU und stellen die Grundlage von Maßnahmenprogrammen und Gewässerbewirtschaftung dar. Die CIS Working Groups der EU haben ein Horizontal Guidance Document herausgebracht, in dem Kriterien für die Abgrenzung von Wasserkörpern konkreter als in der Wasserrahmenrichtlinie definiert beschrieben sind (CIS HORIZONTAL GUIDANCE WATER BODIES 2003). Kriterien, nach denen die Gewässer in Wasserkörper unterteilt werden sollen, sind im Gesetzestext nicht genannt. Solche Kriterien wurden von einer CIS Arbeitsgruppe benannt und bilden die Grundlage der Umsetzung auf regionaler Ebene.

Die Vorgehensweise der Wasserkörperbildung bei Fließgewässern ist in mehrere Schritte aufgegliedert, wobei die bei den einzelnen Schritten entstehenden Grenzen zwischen zwei Wasserkörpern bei den Nachfolgenden berücksichtigt werden:

- (1) Abgrenzung beim Übergang von einer Gewässerkategorie³ zur Nächsten,
- (2) Abgrenzung beim Übergang von einem Gewässertyp⁴ zum Nächsten,
- (3) Abgrenzung bei wesentlicher Änderung physikalischer⁵ Eigenschaften,
- (4) Abgrenzung beim Wechsel zwischen künstlichen⁶ und natürlichen Gewässern,
- (5) Abgrenzung beim Wechsel zwischen erheblich veränderten⁷ und natürlichen Gewässern.

(nach: CIS HORIZONTAL GUIDANCE WATER BODIES 2003, S. 4ff)

Die erste Unterteilung eines Gewässers findet statt, wenn sich die Gewässerkategorie ändert. Dies ist beispielsweise der Fall, wenn ein Fließgewässer in einen natürlichen See einmündet.

Danach erfolgt die Unterteilung bei Wechsel des Gewässertyps. Ein solcher Wechsel tritt beispielsweise auf, wenn ein Gewässer, welches vom Mittelgebirge (großer Talauebach des

³ Gewässerkategorien bei Oberflächengewässern sind entsprechend der Definitionen in RL 2000/60/EG (2000), Art. 2.4, bis 2.7: Fließgewässer, Stillgewässer, Übergangs- und Küstengewässer

⁴ entsprechend der Typisierung durch den Mitgliedstaat gemäß RL 2000/60/EG (2000), Anhang II; diese ist in Kapitel 3.3 beschrieben

⁵ Definition in CIS HORIZONTAL GUIDANCE WATER BODIES (2003, S. 7): „Physical features (geographical or hydromorphological) that are likely to be significant in relation to the objectives of the Directive should be used to identify discrete elements of surface water.“

⁶ RL 2000/60/EG (2000) Art. 2.8

⁷ RL 2000/60/EG (2000) Art. 2.9

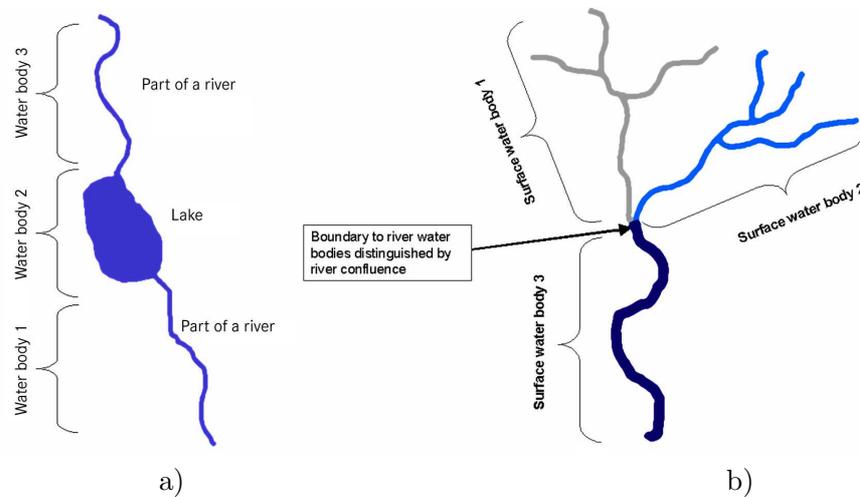


Abb. 2.3: Unterteilung eines Wasserkörpers bei a) wechselnder Gewässerkategorie und b) Wechsel physikalischer Eigenschaften (nach: CIS HORIZONTAL GUIDANCE WATER BODIES 2003, S. 7f)

Mittelgebirges) in die Niederungen (Niederungsbach) fließt (SOMMERHÄUSER & SCHUMACHER 2003). Diese ist wichtig, da die ökologische Bewertung eines Wasserkörpers sich immer auch auf den ökologischen Referenzzustand des Gewässers beziehen muss. Dieser Referenzzustand ist in den Gewässertypen beschrieben (siehe Kapitel 3.3).

Die nächste Untergliederung erfolgt beim Wechsel „wesentlicher physikalischer“ Eigenschaften. Die von der Arbeitsgruppe vorgelegten Abgrenzungskriterien sind nicht konkret formuliert und bieten breite Auslegungsmöglichkeiten. Hier lässt sich z.B. ein Wechsel an einem bedeutenden Zufluss, bei dem sich der Charakter des Gewässers ändert, nennen (vgl. Abb. 2.3b).

Eine „Abgrenzung bei einem Wechsel zwischen erheblich veränderten bzw. künstlichen und natürlichen Gewässern“ setzt voraus, dass bereits abgegrenzte erheblich veränderte bzw. künstliche Wasserkörper definiert sind. Andererseits basiert die Ausweisung von künstlichen und erheblich veränderten Gewässern wiederum auf Wasserkörpern. Hieraus ergibt sich ein methodischer Widerspruch. Man kann diesen Widerspruch umgehen, indem die eigentliche Bewertung der Gewässer nicht auf Wasserkörperebene durchgeführt wird, sondern auf der Ebene der Gewässersegmente. Gewässersegmente sind Teile eines Wasserkörpers. Auf die segmentweise Bewertung folgt die Aggregation ähnlicher Abschnitte zu Wasserkörpern (CIS WORKING GROUP 3.1 2002).

2.4.2 Beschreibung der Referenzbedingungen

Für alle Gewässer ist die Zielerreichung des sehr guten ökologischen Zustandes angestrebt. Die Kriterien, nach denen der sehr gute ökologische Zustand definiert wird, basieren auf gewässertypspezifischen Referenzbedingungen. Nach dem Grad der Abweichung von diesem Idealzustand werden unterschiedliche Zustandsklassen der Gewässer bestimmt. Voraussetzung zur Erkennung der Veränderungen ist demnach die Kenntnis des Ausgangszustandes vor dem Eingriff in das Gewässer. Dieser Zustand ist nur in wenigen Fällen dokumentiert, kann aber in Einzelfällen aus historischen Daten rekonstruiert werden (GEILLER 2002). Um den Ursprungszustand für alle Gewässer zu bestimmen, wurden gewässertypspezifisch Referenzgewässer bestimmt, die nur eine geringe anthropogene Veränderung erfahren haben.

Die Beurteilung des Referenzzustands stellt sich in Mitteleuropa als schwierige Aufgabe heraus, da fast alle Gewässer, wenn auch in unterschiedlichem Maße, durch menschliche Tätigkeiten verändert wurden. Es gibt demnach nur noch sehr wenige Gewässer, die überhaupt als Referenz in Frage kommen, wenn der natürliche Zustand herangezogen wird (MUNLV NRW 2003).

Mit der Thematik der Herleitung der Referenzbedingungen beschäftigt sich auf europäischer Ebene die CIS Arbeitsgruppe 2.3. Diese kommt zu dem Schluss, dass die Referenzbedingung für ein Gewässer nicht unbedingt ein völlig unberührtes und ungestörtes Gewässer sein muss, solange die Ökologie nicht oder nur geringfügig gestört wird. Die Referenzbedingungen entsprechen immer dem sehr guten ökologischen Zustand, wobei geringfügige störende anthropogene Einflüsse auf die physiko-chemischen, hydromorphologischen und ökologischen Komponenten akzeptiert werden (CIS WG-2.3 2003, S. 16). Der Leitfaden der CIS-Arbeitsgruppe 2.3 setzt für Referenzbedingungen die folgende Definition fest (CIS WG-2.3 2003, S. 19):

- *„Referenzbedingungen entsprechen nicht unbedingt dem Zustand bei völliger Abwesenheit störender Einflüsse bzw. dem Urzustand. Sie beinhalten auch sehr geringfügige störende Einflüsse, d. h., anthropogene Belastungen sind zulässig, wenn sie keine ökologischen Auswirkungen haben oder diese nur sehr geringfügig sind.*
- *Referenzbedingungen entsprechen dem sehr guten ökologischen Zustand, d. h., es gibt bei jeder der allgemeinen physikalisch-chemischen, hydromorphologischen und biologischen Qualitätskomponenten keine oder nur sehr geringfügige störende Einflüsse.*
- *Referenzbedingungen werden bei der Einstufung des ökologischen Zustands durch Werte der relevanten biologischen Qualitätskomponenten abgebildet.*

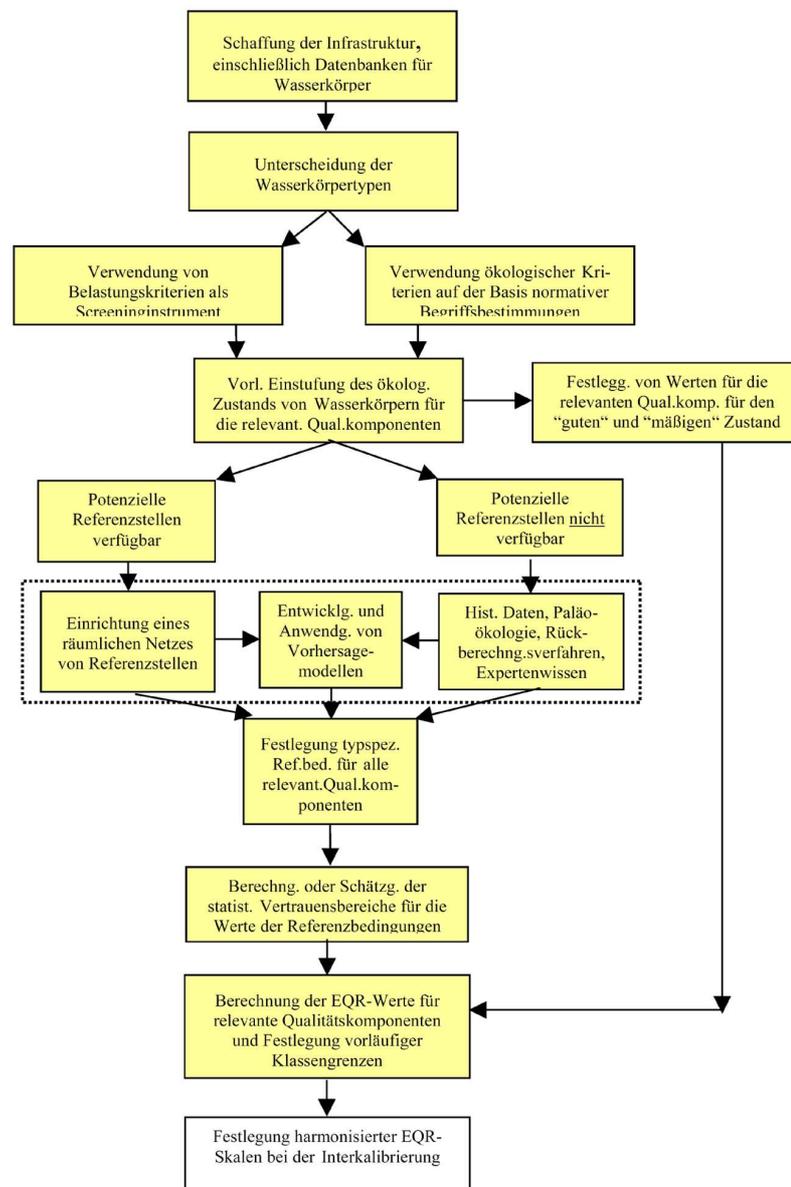


Abb. 2.4: Flussdiagramm für das von der CIS WG 2.3 empfohlene Vorgehen bei der Festlegung von Referenzbedingungen und Klassengrenzen (aus: CIS WG-2.3 2003, S. 36)

- Referenzbedingungen können ein früherer oder ein aktueller Zustand sein.
- Referenzbedingungen werden für jeden Wasserkörpertyp festgelegt.
- Referenzbedingungen erfordern, dass spezifische synthetische Schadstoffe nur in Konzentrationen nahe Null oder zumindest unter der Nachweisgrenze der allgemein gebräuchlichen fortgeschrittensten Analysetechniken vorkommen.

- *Referenzbedingungen erfordern, dass spezifische nicht-synthetische Schadstoffe nur Konzentrationen aufweisen, die in dem Bereich bleiben, der normalerweise bei Abwesenheit störender Einflüsse festzustellen ist (Hintergrundwerte)*“

Referenzbedingungen beinhalten demnach sowohl hydromorphologische als auch chemische und biologische Qualitätselemente. In der Definition wird die anthropogene Einflussnahme auf die Gewässer dahingehend berücksichtigt, dass geringe Abweichungen vom natürlichen Zustand in den Referenzbedingungen enthalten sind und solche Einflüsse nur sehr geringe ökologische Auswirkung haben dürfen (CIS WG-2.3 2003).

In Anhang II der EG-Wasserrahmenrichtlinie werden raumbezogene oder modellbasierte Verfahren zur Ermittlung der Referenzbedingungen vorgeschlagen. Wenn diese Verfahren nicht angewendet werden können, ist die Einbindung von Sachverständigen durch die Mitgliedstaaten vorgesehen. Die Vorgehensweise bei der Herleitung der Referenzbedingungen ist in Abb. 2.4 dargestellt. Dort ist auch die enge Verknüpfung zwischen der Wasserkörperbildung, den Referenzbedingungen und der Einstufung des Wasserkörpers zu sehen. Hinsichtlich der Verfügbarkeit geeigneter Referenzstellen werden verschiedene Vorgehensweisen vorgeschlagen, wobei beispielsweise auf historische Daten und Expertenwissen zur theoretischen Ableitung nur zurückgegriffen werden soll, wenn keine geeignete Referenzstelle verfügbar ist. Die Referenzbedingungen müssen für jeden Wasserkörpertyp vorhanden sein und werden in Deutschland aus den typspezifischen Leitbildern abgeleitet (siehe Kapitel 3.3). Eine besondere Bedeutung kommt bei der Bestimmung der Referenzbedingungen den für einen Gewässertyp charakteristischen Taxa zu. Diese werden ebenfalls in den Leitbildern bestimmt (LUA NRW 1999)

Bei deren Erarbeitung wird explizit auf die Einbeziehung der Öffentlichkeit als Informationsquelle hingewiesen (vgl. RL 2000/60/EG 2000, Art.14). Ebenso wird die Einbeziehung aller Beteiligten als Grundlage für ein von allen Seiten akzeptiertes Endergebnis angesehen (CIS WG-2.3 2003).

2.4.3 Ökologischer Zustand und ökologisches Potenzial

Die bisher genannten Leitfäden geben konkrete Handlungsanweisungen für die Umsetzung der Richtlinie in den jeweiligen Teilbereichen. Durch die teilweise erheblichen inhaltlichen Überschneidungen bei der Umsetzung der einzelnen Teilaufgaben wurde eine CIS-Arbeitsgruppe einberufen, die sich mit technischen Aspekten der in den Arbeitsgruppen erarbeiteten Vorgaben beschäftigt. Sie konzentriert sich dabei insbesondere auf die physiko-

chemischen und hydromorphologischen Parameter sowie den ökologischen Zustand (CIS WORKING GROUP 2A 2003).

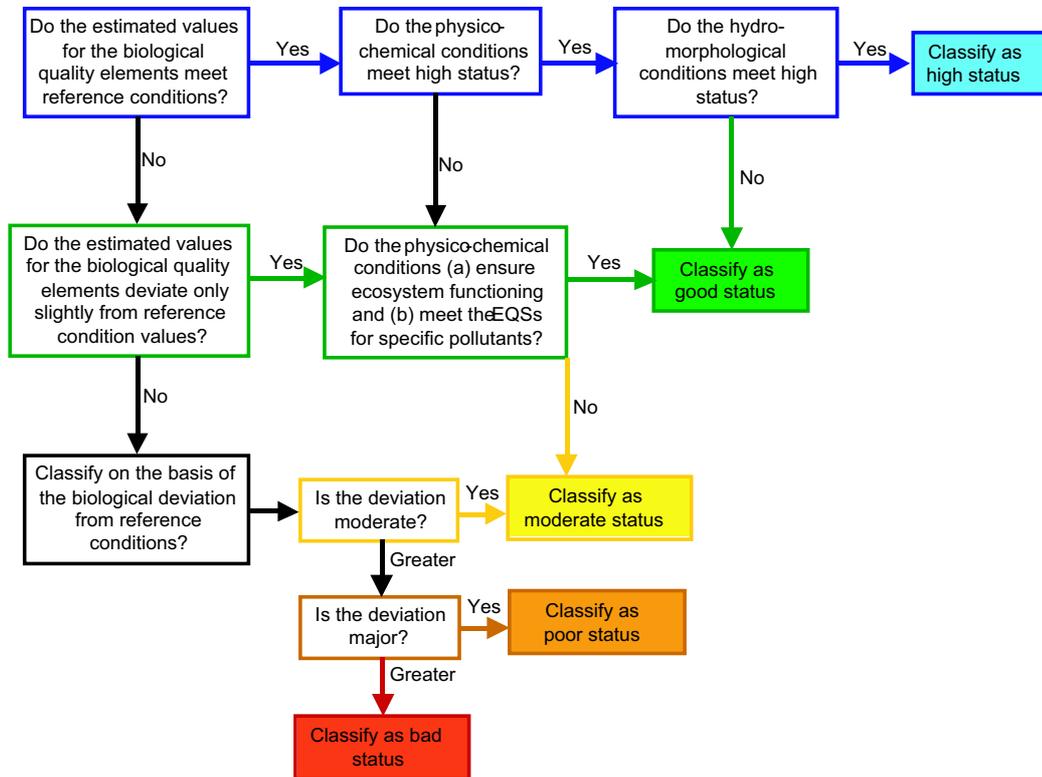


Abb. 2.5: Rolle der biologischen, physiko-chemischen und hydromorphologischen Komponenten bei der Bewertung des ökologischen Zustands (aus: CIS WG-2.3 2002, S. 25)

In Anhang V des Richtlinien textes wird eine allgemeine Begriffsbestimmung des sehr guten Zustandes gegeben:

„Es sind bei dem jeweiligen Oberflächengewässertyp keine oder nur sehr geringfügige anthropogene Änderungen der Werte für die physikalisch-chemischen und hydromorphologischen Qualitätskomponenten gegenüber den Werten zu verzeichnen, die normalerweise bei Abwesenheit störender Einflüsse mit diesem Typ einhergehen.

Die Werte für die biologischen Qualitätskomponenten des Oberflächengewässers entsprechen denen, die normalerweise bei Abwesenheit störender Einflüsse mit dem betreffenden Typ einhergehen, und zeigen keine oder nur sehr geringfügige Abweichungen an.

Die typspezifischen Bedingungen und Gemeinschaften sind damit gegeben.“

Die Begriffsbestimmungen für das höchste ökologische Potenzial unterscheiden zwischen den einzelnen Komponenten. Von diesen werden die biologischen Qualitätskomponenten und die hydromorphologischen Komponenten folgendermaßen definiert:

- Biologische Qualitätskomponenten:

„Die Werte für die einschlägigen biologischen Qualitätskomponenten entsprechen unter Berücksichtigung der physikalischen Bedingungen, die sich aus den künstlichen oder erheblich veränderten Eigenschaften des Wasserkörpers ergeben, soweit wie möglich den Werten für den Oberflächengewässertyp, der am ehesten mit dem betreffenden Wasserkörper vergleichbar ist.“

- Hydromorphologischen Komponenten:

„Die hydromorphologischen Bedingungen sind so beschaffen, dass sich die Einwirkungen auf den Oberflächenwasserkörper auf die Einwirkungen beschränken, die von den künstlichen oder erheblich veränderten Eigenschaften des Wasserkörpers herrühren, nachdem alle Gegenmaßnahmen getroffen worden sind, um die beste Annäherung an die ökologische Durchgängigkeit, insbesondere hinsichtlich der Wanderungsbewegungen der Fauna und angemessener Laich- und Aufzuchtgründe, sicherzustellen.“

Das Flussdiagramm in Abb. 2.5 verdeutlicht, dass die Hydromorphologie nur dann einen Einfluss auf die Bewertung des ökologischen Zustands hat, wenn der biologische Zustand und die physiko-chemischen Komponenten den Anforderungen entsprechen. Dabei kann durch die Morphologie lediglich eine Herabstufung von „sehr gut“ nach „gut“ herbeigeführt werden. Demgegenüber wird der Hydromorphologie bei der Bewertung des ökologischen Potenzials eine stärkere Gewichtung gegeben (vgl. Abb. 2.6).

Für die Bewertung des ökologischen Potenzials steht an erster Stelle der morphologische Zustand eines Gewässers, danach folgen die anderen Kriterien. Wenn der hydromorphologische Zustand nicht den Anforderungen des maximalen ökologischen Potenzial entspricht, kann dieses nicht erreicht werden.

Bei der Einstufung der Gewässer ist es zunächst nicht von Bedeutung, ob der schlechte Zustand der Biologie durch morphologische Veränderungen hervorgerufen wird. Die Begründung über die Hydromorphologie kommt erst bei der Einschränkung des Sanierungspotenzials zum Tragen. Hierfür müssen die Einflüsse der menschlichen Tätigkeiten und ihre Wirkungen auf die Biologie untersucht werden. Bei der Ermittlung des ökologischen Potenzials eines Gewässers sind die Kosten der Sanierung ebenso zu berücksichtigen wie die Einschränkung von Nutzungen, die durch Maßnahmen entstehen können (PODRAZA 2002)

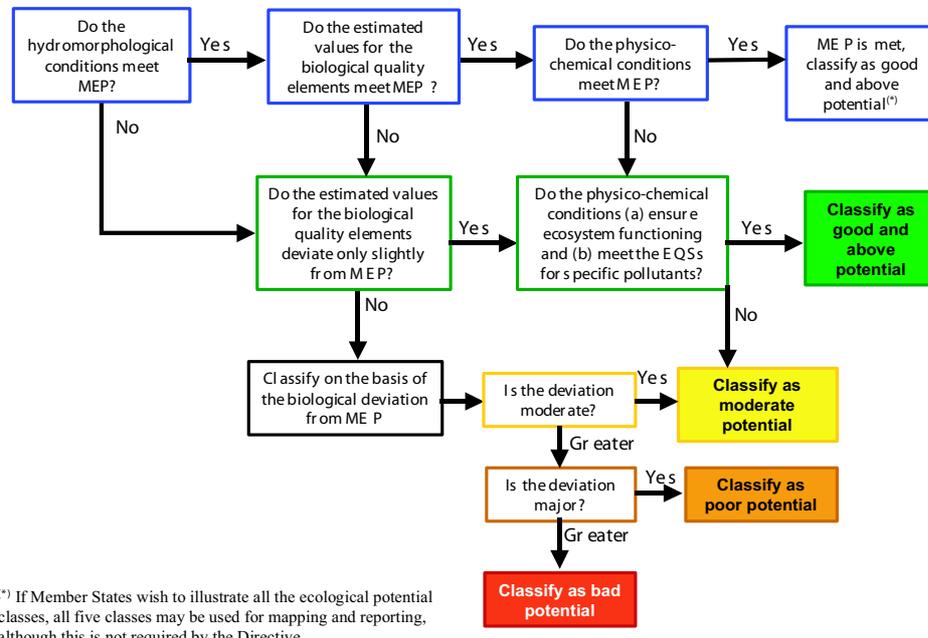


Abb. 2.6: Rolle der biologischen, physiko-chemischen und hydromorphologischen Bewertungen bei der Bewertung des ökologischen Potenzials; MEP = Maximales ökologisches Potenzial, EQS = Ökologischer Qualitätszustand (aus: CIS WORKING GROUP 2A 2003, S. 5)

2.4.4 Analyse von Belastungen und ihren Auswirkungen

Die Ermittlung der morphologischen Belastungen und deren Auswirkungen auf die Ökologie der betroffenen Fließgewässer soll zur Identifizierung von Wasserkörpern führen, welche die von der EG-Wasserrahmenrichtlinie vorgegebenen Ziele verfehlen oder gefährdet sind, sie nicht zu erreichen (CIS WORKING GROUP 2.1 2002). Von der zuständigen CIS Arbeitsgruppe 2.1 wird explizit auf die Notwendigkeit hingewiesen, neben Verschmutzungen durch Punktquellen und diffuse Quellen, Veränderungen des Abflussregimes und der Morphologie auch die Bodennutzungsstrukturen zur Einschätzung der Belastungen heranzuziehen. Besonders betrachtet wird dabei sowohl die räumliche als auch die zeitliche Dimension der Auswirkungen von Belastungen. Diese wirken sich häufig erst mit einer zeitlichen Verzögerung auf die Gewässer aus. Bei der Beurteilung kausaler Zusammenhänge zwischen Biologie, Chemie und Hydromorphologie bestehen noch große Unsicherheiten, die im Bewertungsprozess der Gewässer berücksichtigt werden müssen (CIS WORKING GROUP 2.1 2002).

Tab. 2.2: Beispiele für hydromorphologische Belastungen und ihre Auswirkungen (aus: CIS WORKING GROUP 2.1 2002, S.40)

Umweltrelevante Aktivität	Belastung	Mögl. Änderung des Zustands oder Auswirkung
Baggerung	Sedimentablagerungen	Verfüllung der Sohle, Veränderung der wirbellosen Fauna
	Entfernung von Substraten	Habitatverlust
	Änderungen des Wasserstands	Änderung des Wasserspiegels, Verlust von Feuchtgebieten u. Laichplätzen.
Physikalische Hindernisse (Dämme, Wehre etc.)	Variationen der Abflusscharakteristika (z.B. Volumen, Geschwindigkeit, Tiefe) ober- u. unterhalb d. Hindernisse	Verändertes Abflusssystem und Habitatveränderungen
Laufveränderungen (z.B. Begradigung)	Variationen der Abflusscharakteristika (z.B. Volumen, Geschwindigkeit, Tiefe)	Verändertes Abflusssystem und Habitatveränderungen

Beispiele für Belastungen und mögliche Änderungen des Zustands sind in Tab. 2.2 genannt. Sie zeigt, dass es drei Gruppen für umweltrelevante Aktivitäten an Fließgewässern gibt, die jede für sich wiederum eine Vielzahl an Belastungen und Auswirkungen nach sich ziehen. Bei allen genannten Aktivitäten findet eine Veränderung der Habitate von im Gewässer lebenden Organismen statt. Diese bringt eine Veränderung der Flora und Fauna mit sich. Die Ermittlung der Belastungen und ihrer Auswirkungen dient der Ergänzung der immisionsorientierten Gewässerüberwachung um eine emissionsorientierte Komponente. Mit dieser können die Ursachen potenzieller Qualitätsdefizite lokalisiert werden (LUTOSCH ET AL. 2002).

2.4.5 Künstliche und erheblich veränderte Wasserkörper

Die EG-Wasserrahmenrichtlinie gibt den Mitgliedstaaten die Möglichkeit, Gewässer als erheblich verändert einzustufen, wenn an diesen erhebliche physikalische Veränderungen durchgeführt wurden. Um zu erfassen, welche Arten an Veränderungen es europaweit gibt und wie diese Veränderungen zu bewerten sind, wurden in elf Mitgliedstaaten der Europäischen Union in insgesamt 32 Fallstudien exemplarisch durchgeführt. Die Ergebnisse dieser Studien sind in den Arbeitsprozess der CIS Arbeitsgruppe 2.2 eingeflossen und dienten als Arbeitsgrundlage für die Erarbeitung des Leitfadens, in dem die Ausweisungs-

prozesse von künstlichen und erheblich veränderten Gewässern spezifiziert werden. In den Fallstudien wurden Einflussfaktoren der menschlichen Nutzung auf das Gewässer und damit verbundene Veränderungen des ökologischen Zustands ausgewertet. Die Resultate der Studien zeigen in mehrerer Hinsicht sehr unterschiedliche Facetten der Herangehensweise an die Fragestellung, wesentliche Gründe sind dabei die subjektive Auswahl der Untersuchungsgebiete und landesspezifischen Probleme.

So konzentriert sich das Papier von BJØRTUFT ET AL. (2002) über den Fluss Beiarelva sehr stark auf die in Norwegen dominierende Problematik von Wasserkraftanlagen. Dieser Gesichtspunkt findet sich auch in zahlreichen anderen Studien wieder, jedoch vielfach gleichwertig neben anderen Nutzungen wie beispielsweise intensiver Landnutzung direkt am Gewässer.

Die Fallstudie am Fluss Dender in Belgien zeigt ein sehr breites Spektrum an Einflussfaktoren auf, wie beispielsweise Hochwasserschutz, Begradigung, Kanalisierung, Wehre, Schifffahrt, Verstädterung und Landwirtschaft (VANDAELE ET AL. 2002). Alle diese Einflussfaktoren können Ausweisungsgründe für erheblich veränderte Wasserkörper darstellen.

Bei der Untersuchung der Dhünn in Deutschland wurde wesentliches Augenmerk auf die Auswirkungen der im Mittellauf liegenden Trinkwassertalsperre auf den Unterlauf gelegt. Dieser unterliegt dadurch einem stark künstlich geprägten Abflussregime mit entsprechenden Folgen für die Biologie (BORCHARDT & PODRAZA 2004). Für die Entwicklung der im Kontext dieser Arbeit durchgeführten Verfahren waren inhaltlich besonders die beiden Fallstudien der Ruhr und der Mulde relevant, da in diesen beiden Einzugsgebieten die Forschungsarbeiten durchgeführt wurden.

Die Zwickauer Mulde zeichnet sich durch Trinkwassertalsperren und Wasserkraftanlagen sowie durch eine intensive bergbauliche Nutzung u.a. zum Uranabbau im Einzugsgebiet aus (MÜLLER ET AL. 2004). Der Schwerpunkt der Bewertung der Ruhr liegt in ihrer Funktion als Trinkwasserlieferant für das Ruhrgebiet, mit ca. 5 Millionen Einwohnern das am dichtesten besiedelte Gebiet in Deutschland und gleichzeitig Industrieregion mit Bergbau und Stahlindustrie (PODRAZA ET AL. 2004).

Die Fallstudien wurden in einem eigenen Bericht von HANSEN ET AL. (2002) zusammengefasst und wesentliche Aspekte herausgestellt. Dabei wird die sehr unterschiedliche Beurteilung der Gewässer und die sehr variable Vorgehensweise der Wasserkörperbildung und -bewertung besonders deutlich.

Bei der Auswertung der Fallstudien kristallisieren sich zwei grundsätzliche Ansätze heraus:

- (1) „identification of water bodies primarily based on hydromorphological and physical characteristics, which usually resulted in the scheme of upstream/middlestream/downstream as well as tributaries.“ (aus HANSEN ET AL. 2002, S. 26)
- (2) „identification of water bodies mainly based on effective management units. Consideration of pressures, impacts and infrastructure usually resulted in a differentiation of natural/unnatural or regulated/unregulated river stretches and reservoirs.“ (aus HANSEN ET AL. 2002, S. 27)

Die Ergebnisse aus den Fallstudien können zu den folgenden Punkten zusammengefasst werden:

- In vielen Studien wurden die Arten der Eingriffe in drei Kategorien unterteilt
 - (1) direkte Veränderungen der Morphologie
 - (2) Veränderungen im Einzugsgebiet
 - (3) indirekte Veränderungen durch hydraulische Veränderungen im Einzugsgebiet
- In allen Fallstudien wurde ein Bewertungsschema vorgestellt, aus dem eine Systematik der Belastungsquellen resultiert. In allen Fällen wurden Querbauwerke und Wasserkraftanlagen als dominierende Belastung beschrieben.

Tab. 2.3: Häufigkeiten der Nennungen und Bewertung von Belastungsquellen in den 32 Fallstudien, bezogen auf die Kriterien zur Ausweisung erheblich veränderter Gewässer (nach HANSEN ET AL. 2002, S. 42-44).

Belastungsquelle	geringe Belastung	mittlere Belastung	starke Belastung	Gesamtzahl der Nennungen
Schifffahrt	3	7	5	15
Hochwasserschutz	3	14	7	24
Wasserkraft	0	4	14	28
Land-/Forstwirtschaft	12	11	5	28
Verstädterung	10	4	7	21
Industrie	9	8	1	18
Erholung	13	2	2	17

Besonders auffällig ist die unterschiedliche Verteilung der genannten Nutzungen. Dabei ist deutlich zu erkennen, dass Wasserkraft als eine sehr starke Belastung bewertet wird, während Land- und Forstwirtschaft nur eine geringe bis mittlere Belastung bewertet wird

und Erholung wird beispielsweise als geringe Belastung eingestuft. Insgesamt wurde jedoch eine recht geringe Zahl an unterschiedlichen menschlichen Nutzungen in den 32 Untersuchungsgebieten als mögliche Ausweisungsgründe für erheblich veränderte Gewässer in Betracht gezogen.

Einen deutlichen Schwerpunkt der Fallstudien stellt die Bewertung des ökologischen Zustandes dar. Dieser ist in sofern von Bedeutung, als er wie in Anhang V der EG-Wasserrahmenrichtlinie beschrieben die ausschlaggebende Größe darstellt, nach der die mögliche Schädigung des Gewässers bewertet wird. Dabei ist die Betrachtung der ökologischen Veränderungen, die nachweislich durch menschliche Eingriffe in die Gewässermorphologie hervorgerufen werden, von besonderer Bedeutung. Damit wurde versucht, einzelnen Nutzungen charakteristische ökologische Folgen zuzuordnen. Für Talsperren und Wasserkraftanlagen werden als charakteristische ökologische Folgen bei CIS WORKING GROUP 2.2 (2002) beispielsweise die folgenden Aussagen getroffen:

- Habitatstrukturen für Fische werden verändert, Stauwehre stellen Wanderungshindernisse für wandernde Fischarten dar. Das künstlich geregelte Abflussregime und der veränderte Sedimenthaushalt beeinflussen das Nahrungsangebot für Fische.
- Der massive Substratwechsel an Wehren erschwert die Lebensbedingungen von benthischen Organismen, deren natürlicher Transport mit dem fließenden Wasser ebenfalls stark eingeschränkt ist.
- Makrophyten fehlt im Staubereich ein geeigneter Lebensraum, da der Wasserspiegel starken (künstlich herbeigeführten) Schwankungen unterliegt.

Damit wird Talsperren und Wasserkraftanlagen ein erheblicher Einfluss auf den ökologischen Zustand des Gewässers zugeschrieben. Es führt dazu, dass Fließgewässer Charakteristika von Stillgewässern erhalten, allerdings mit einigen Unterschieden wie zum Beispiel Wasserauslass (Tiefenablass in Talsperren) und Wasserstandsschwankungen (BICK 1998). Für die anderen genannten umweltrelevanten Aktivitäten werden die Auswirkungen auf die im Gewässer lebenden Organismen als wesentlich weniger gravierend angesehen, da diese keinen direkten Einfluss auf das Abflussregime des Gewässers und damit auf Sedimenthaushalt und wandernde Tierarten haben (siehe Kapitel 3.4). Diese direkte Zuordnung von Ursachen und Wirkungen ist nach der Auswertung der Fallstudien nicht sicher durchführbar und muss im Einzelfall geprüft werden.

In dem Leitfaden der Arbeitsgruppe zu künstlichen und erheblich veränderten Gewässern wird vielfach auf die Ergebnisse anderer Arbeitsgruppen verwiesen, wodurch die Bestimmung der Vorgehensweise und der Vorgaben nicht sehr praktikabel ist (OVERMANN 2002).

2.5 Beispiele der Ausweisungsmethodik erheblich veränderter Gewässer

Die Abgrenzung der Wasserkörper und die Beschreibung ihres aktuellen Zustandes sind die ersten wichtigen Schritte bei der Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie. Dabei gilt es zu analysieren, aus welchen Gründen ein Wasserkörper das Ziel des guten ökologischen Zustandes verfehlen wird, wie das maximale ökologische Potenzial speziell für diesen definiert wird und welcher Zielzustand zur Erreichung des guten ökologischen Potenzials genügen wird. Hierzu ist eine detaillierte Abwägung zwischen ökologischen Belangen und sozio-ökonomischen Restriktionen notwendig, um das Ziel weder zu hoch noch zu niedrig anzusetzen.

Der Vergleich der Einstufung in allen in Deutschland liegenden Flussgebietsanteilen in Tab. 2.4 zeigt, dass die Ergebnisse in einem bundesweiten Vergleich sehr heterogen sind. Die Anteile von vorläufig als erheblich veränderten Gewässern schwankt zwischen 3% im Flussgebiet der Eider bis zu 49% im Flussgebiet Donau.

Tab. 2.4: Natürliche, vorläufig als „erheblich verändert“ identifizierte und künstliche Oberflächenwasserkörper in den deutschen Flussgebietseinheiten (aus: BMU 2005, S. 65)

Flussgebiet	natürliche Wasserkörper [%]	vorläufig erheblich veränderte Wasserkörper [%]	künstliche Wasserkörper [%]
Donau	44	49	7
Eider	70	3	27
Elbe	55	20	25
Ems	51	28	21
Maas	67	31	2
Oder	50	7	43
Rhein	70	27	3
Schlei/Trave	94	5	1
Warnow/Peene	67	33	-
Weser	75	15	10

Die Anteile der natürlichen Gewässer liegen zwischen 44% im Flussgebiet der Donau und 94% im Flussgebiet von Schlei/Trave. Die Anteile der vorläufig erheblich veränderten Wasserkörper liegen zwischen 3% an der Eider und 49% an der Donau. Im Flussgebiet von Warnow/Peene wurden keine Wasserkörper als künstlich eingestuft, an der Oder sind es 43%.

Die Begründungen für die sehr unterschiedlichen Einstufungen sind einerseits in den unterschiedlichen Zuständen der Gewässer zu finden, aber auch in der sehr heterogenen Da-

tengrundlage in den Bundesländern und in der Vorgehensweise, nach der die Einstufungen der Gewässer durchgeführt werden.

Exemplarisch werden im Folgenden die Vorgehensweisen der Bundesländer Nordrhein-Westfalen und Sachsen bei der vorläufigen Identifizierung der erheblich veränderten Fließgewässer dargestellt.

2.5.1 Nordrhein-Westfalen

Für die Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie und damit auch für die Ausweisung von erheblich veränderten Wasserkörpern im Land Nordrhein-Westfalen wurde ein eigener Leitfaden entwickelt (MUNLV NRW 2003). Für den Schritt der vorläufigen Identifizierung von erheblich veränderten Wasserkörpern werden in Nordrhein-Westfalen Gewässerstrukturdaten als Screening-Instrument eingesetzt. Diese Daten liegen nach dem Verfahren der Vor-Ort-Kartierung für kleine bis mittelgroße und mittelgroße bis große Fließgewässer nach den Kartierverfahren LUA NRW (1998) und LUA NRW (2001a) für alle von der Wasserrahmenrichtlinie betroffenen Fließgewässer vor.

Für die Gewässer der unterschiedlichen Kartierverfahren wurden zwei unterschiedliche Bewertungsverfahren durchgeführt. Grundlegende Voraussetzung für eine Ausweisung als erheblich verändert ist die Bedingung, dass die Gesamtbewertung auf der siebenstufigen Skala schlechter als 5 ist. Die Länge eines zu bewertenden Gewässerabschnitts variiert je nach Verfahren und Gewässergröße zwischen 100m und 1000m.

Zusätzlich zur Gesamtbewertung muss bei dem Verfahren für mittelgroße bis große Fließgewässer mindestens einer der folgenden Strukturparameter auf den zu bewertenden Abschnitt eines Gewässers zutreffen⁸:

- Massivsohle,
- Rückstau auf mindestens 50% der Abschnittslänge,
- Überbauung auf mindestens 20% der Abschnittslänge,
- Vorhandensein einer Fahrrinne,
- Bewertung der Laufform schlechter als 5 und mindestens eine der folgenden Parameterausprägungen für die Flächennutzung:

⁸ Die Bewertung basiert auf der Strukturkartierung nach dem Verfahren des Landes Nordrhein-Westfalen. Weitergehende Informationen hierzu befinden sich in Kapitel 4.5.1 sowie in den Kartieranleitungen LUA NRW (1998) und LUA NRW (2001a)

- Bebauung mit/ohne Freiflächen im Gewässerumfeld,
- Vorhandensein einer Abgrabung im Gewässerumfeld,
- an das Gewässer angrenzende Verkehrsflächen,
- Vorhandensein einer Deponie im Gewässerumfeld.

(nach: MUNLV NRW 2003, Teil 3 - Kap. 1.1.5, S. 30)

Für die kleinen bis mittelgroßen Fließgewässer wurde eine analoge Vorgehensweise entwickelt. Die Unterscheidungen sind einerseits fachlich bedingt, andererseits liegt beiden Verfahren eine unterschiedliche Datenbankstruktur zugrunde. Die Länge eines zu bewertenden Gewässerabschnitts beträgt bei diesem Verfahren 100m. Zusätzlich zur Anforderung der Bewertung der Gesamtgüte schlechter als 5 ist mindestens einer der folgenden Parameter zu erfüllen:

- Massivsohle,
- starker Rückstau,
- Verrohrung auf einer Länge von mehr als 20 m,
- Kombination: Bewertung der Laufkrümmung schlechter als 5 und mindestens eine der folgenden Ausprägungen der Parameter Flächennutzung bzw. schädliche Umfeldstruktur:
 - Bebauung mit/ohne Freiflächen,
 - Abgrabung,
 - Verkehrswege, befestigt,
- Kombination: Bewertung der Laufkrümmung 5 und
 - Trapez-/ Doppeltrapezprofil oder Kastenprofil/ V-Profil oder
 - Hochwasserschutzbauwerk,

(nach: MUNLV NRW 2003, Teil 3 - Kap. 1.1.5, S.30)

Um die auf diese Weise bewerteten Gewässerabschnitte zu Wasserkörpern aggregieren zu können, wurden Mindestlängen von geschädigten Abschnitten definiert. Diese betragen für alle Fließgewässer bei als erheblich verändert auszuweisenden Abschnitten grundsätzlich 2km. Für eine Ausweisung aufgrund von Rückstau ist eine Länge des Rückstaus von mindestens 2km bei Mittelgebirgsflüssen und 5km bei Tieflandflüssen festgelegt. Ausnahmen

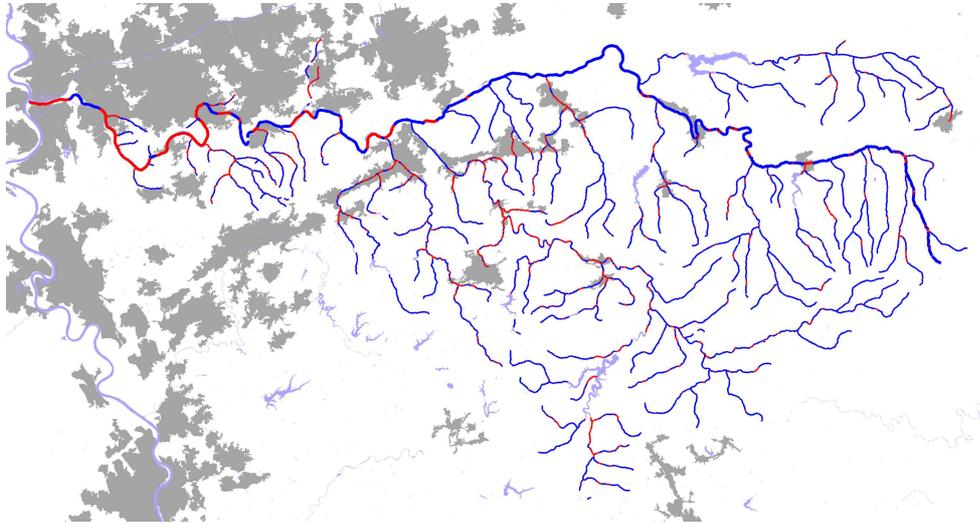


Abb. 2.7: Ergebnis der Identifizierung erheblich veränderter Gewässerabschnitte nach dem Verfahren des Landes NRW am Beispiel des Ruhr-Einzugsgebietes. Blaue Gewässerstrecken wurden als natürlich eingestuft, rote als erheblich verändert

bilden Niedrigungsgewässer, bei denen für kleine bis mittelgroße Fließgewässer eine Mindestlänge der geschädigten Strecke von 1km definiert wurde. Die einzelnen Vorgaben sind in MUNLV NRW (2003) detailliert beschrieben.

Abbildung 2.7 zeigt die Anwendung der im Leitfaden des Landes Nordrhein-Westfalens beschriebenen Methodik im Ruhr-Einzugsgebiet. Besonders deutlich zu erkennen sind die vorläufig als erheblich verändert identifizierten Staubereiche im Unterlauf der Ruhr und die größtenteils als natürlich eingestuft Abschnitte der Oberläufe im Mittelgebirge.

2.5.2 Sachsen

Die vorläufige Identifizierung von künstlichen und erheblich veränderten Wasserkörpern wurde in Sachsen im Rahmen der Bestandsaufnahme durchgeführt. Sie basiert auf den Daten des DLM 1000 W, der Gewässerstrukturkarte 2001 nach dem LAWA-Übersichtsverfahren, der Fließgewässertypenkarte und der Seentypenkarte. Zusätzlich wurde das regionale Expertenwissen zum hydromorphologischen Zustand der Fließgewässer hinzugezogen (AG WARIS 2004).

Hierzu ist anzumerken, dass die Gewässerstrukturkarte nur für wenige große Gewässer erstellt wurde. Im Land Sachsen wurde davon ausgegangen, dass die Gewässerstrukturkartierung nach dem Übersichtsverfahren alleine bei der vorläufigen Identifizierung von

erheblich veränderten Gewässern nicht ausreichend sein kann und immer das regionale Expertenwissen hinzugezogen werden muss (AG WARIS 2004).

Als Kriterien wurden Beeinträchtigungsschwerpunkte definiert, bei denen von einer erheblichen Beeinträchtigung der Gewässermorphologie ausgegangen wird:

- Querbauwerke sowie deren Ausleitungs- und Rückstautrecken
- Behinderung der natürlichen Abflussdynamik durch wasserbaulich fixierte Gewässerlängsprofile oder durch Deiche
- Hydromorphologische Veränderungen in Siedlungs-, Industrie- und Bergbaugebieten

(nach: AG WARIS 2004, S. 11)

Die genannten Kriterien sind relativ allgemein gehalten, deren Aussagekraft stützt sich auf das Fachwissen der regionalen Experten.

Der Vergleich der beiden Vorgehensweisen, die in Nordrhein-Westfalen und Sachsen entwickelt und eingesetzt wurden, zeigt einerseits die Bedeutung der Datengrundlage für den Bewertungsprozess und andererseits auch die sehr unterschiedlichen Ausweisungskriterien.

3 Gewässermorphologische Ausgangsbedingungen

3.1 Relevanz für die Lösung der gegebenen Problemstellung

Entsprechend der durch die EG-Wasserrahmenrichtlinie definierten Zusammenhänge stellt der morphologische Zustand eines Gewässers einen wesentlichen Aspekt bei dessen Bewertung dar. Um den aktuellen Zustand eines Gewässers bewerten zu können, muss der natürliche Zustand des Gewässers definiert werden. Erst dann kann die Abweichung des tatsächlichen Zustandes vom natürlichen quantifiziert werden. Dementsprechend werden in diesem Kapitel die Grundlagen der Gewässermorphologie dargestellt und es werden Möglichkeiten der Systematisierung von Gewässern beschrieben. Abschließend werden anthropogene Veränderungen an Gewässern und Renaturierungsmöglichkeiten dargestellt.

3.2 Grundlagen

Fließgewässer sind lineare Ökosysteme und transportieren die Niederschläge des Festlandes in selbstgeschaffenen Gerinnen zu großen Seen und Meeren. Sie können als offene, dynamische Systeme betrachtet werden, die bestrebt sind, ihren Gleichgewichtszustand durch ständige Energieumwandlung in Form von Erosion, Stofftransport und Sedimentation erhalten (DYCK & PESCHKE 1995). Als besonders bedeutende biotopgestaltende Faktoren werden bei GUNKEL (1996) Temperatur, Strömung, Geschiebe und Sohle genannt.

Beeinflusst durch tektonische Veränderungen und ihre Eigendynamik haben sie seit ihrer Entstehung ihre Gestalt, Richtung und Lage stetig verändert (SCHÖNBORN 2003). Sie werden in Bäche, Flüsse und Ströme unterteilt (DYCK & PESCHKE 1995), deren äußeres Erscheinungsbild in der Gewässermorphologie betrachtet wird. Analog zu anderen Ökosystemen sind in Fließgewässern die biotischen und abiotischen Bestandteile sehr eng mit-

einander verwoben, zusätzlich besteht bei Fließgewässern eine sehr starke Abhängigkeit von den terrestrischen Ökosystemen in ihrem Einzugsgebiet (LACOMBE 1999).

Im Umsetzungsprozess der EG-Wasserrahmenrichtlinie wird der Gewässermorphologie neben den biologischen Bestandteilen der aquatischen Ökosysteme eine bedeutende Rolle zugesprochen (Kapitel 2.4). Wie in Kapitel 2.4.5 dargestellt ist, basiert die Ausweisung von „erheblich veränderten Wasserkörpern“ neben anderen Kriterien auch auf morphologischen Veränderungen der Gewässer und ihrer Auenbereiche.

Vor diesem Hintergrund dient die Beschreibung der morphologischen Parameter von Fließgewässern als Ausgangsposition für diesen Prozess, da viele ein Gewässer direkt oder indirekt betreffende Nutzungen morphologische Veränderungen zur Folge haben. Diese Veränderungen sind sehr vielfältig und können das Gewässerbett ebenso wie die Uferbereiche und die Aue betreffen (CIS WORKING GROUP 2.2 2002).

3.2.1 Querprofil

Ein Fließgewässer ist in das Flussbett und die Aue gegliedert. Das Flussbett wird wiederum in die Sohle und die Ufer unterteilt. Die Bereiche variieren in Abhängigkeit von Talgefälle, mittlerer Wasserführung, Hochwasserhäufigkeit und -stärke, Untergrund sowie Faktoren anthropogenen Ursprungs (LACOMBE 1999). Die Aue reicht bis zur Ausdehnung des Spitzenhochwassers, ihr Aufbau hängt wesentlich von der Talform ab. Die Breite von Gewässer und Aue, die Mäanderform und das Querprofil sind dabei eng gekoppelt.

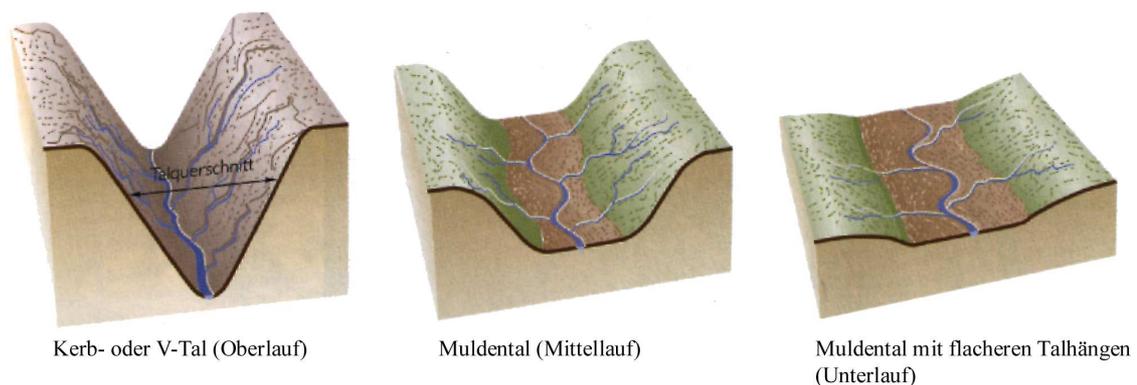


Abb. 3.1: Der Querschnitt von Flusstälern reicht von engen V-förmigen Kerbtälern in den Gebirgen über Muldentäler bis zu recht flachen Talquerschnitten in den Niederungen (nach: PRESS & SIEVER 1995, S. 360)

In Abbildung 3.1 sind charakteristische Talformen von Fließgewässern im Oberlauf, Mittellauf und Unterlauf zu erkennen. Dabei werden die Zusammenhänge von Talform Querprofil und Laufkrümmung verdeutlicht.

Bei der Betrachtung der Gewässer und ihrem direkten Umfeld nimmt die Bedeutung des Uferbereichs und des Umfelds gegenüber der Sohle und dem Wasserkörper mit zunehmendem Querschnitt ab (WAGNER 1989; POTT & REMY 2000). Dies bedeutet, dass der Einfluss der Ufer und Auenbereiche auf die Gewässerökologie bei kleinen Gewässern gegenüber der Morphologie des Gewässerbettes dominiert. Dieses Verhältnis ändert sich bei zunehmender Größe zugunsten des Gewässerbettes.

3.2.2 Längszonierung

Ein sehr augenscheinliches Merkmal der Längszonierung ist grundsätzlich die Zunahme der Wassermenge und Gewässerbreite von der Quelle bis zur Mündung eines Flusses (AHNERT 1996). Eine Ausnahme stellen Fließgewässer in ariden Gebieten dar. Die Wasserführung und die Gewässerbreite nehmen mit zunehmender Größe des Einzugsgebietes zu (ROSGEN 1996). Jedes Gewässer hat dabei in Abhängigkeit von einer Vielzahl an Faktoren seinen individuellen Charakter. Diese Faktoren sind beispielsweise der geologische Untergrund, das Relief und die klimatischen Verhältnisse. Die Temperatur des Wassers steht nach LANGE & LECHER (1993) in engem Zusammenhang mit Luft- und Bodentemperatur sowie Sonnenstrahlung.

Entsprechend dem River-Continuum-Concept von VANNOTE ET AL. (1980) durchläuft jedes Gewässer vom Oberlauf, über den Mittellauf und Unterlauf bis zur Mündung ein Kontinuum unterschiedlicher Bereiche mit spezifischen Charakteristika. Dabei können innerhalb eines Fließgewässers Teilbereiche abgegrenzt werden, die aber fließend ineinander übergehen (BICK 1998). Der charakteristische Verlauf eines Gewässers von einem schmalen Gebirgsbach bis zu einem Tieflandfluss ist in Abbildung 3.2 mit Querschnitten dargestellt. Von der Quelle aus flussabwärts ändert sich mit den morphologischen, physikalischen und chemischen Charakteristika die Habitatdiversität und damit auch die Artenzusammensetzung (SCHÖNBORN 2003).

Für die Beschaffenheit des Sohlensubstrats ist im Wesentlichen das anstehende Gestein im Einzugsgebiet und die Strömungsdiversität verantwortlich. Die Korngrößenverteilung variiert mit der Strömungsgeschwindigkeit, wobei sich die Größe der Geschiebe und Gerölle mit zunehmender Geschwindigkeit erhöht (POTT & REMY 2000).

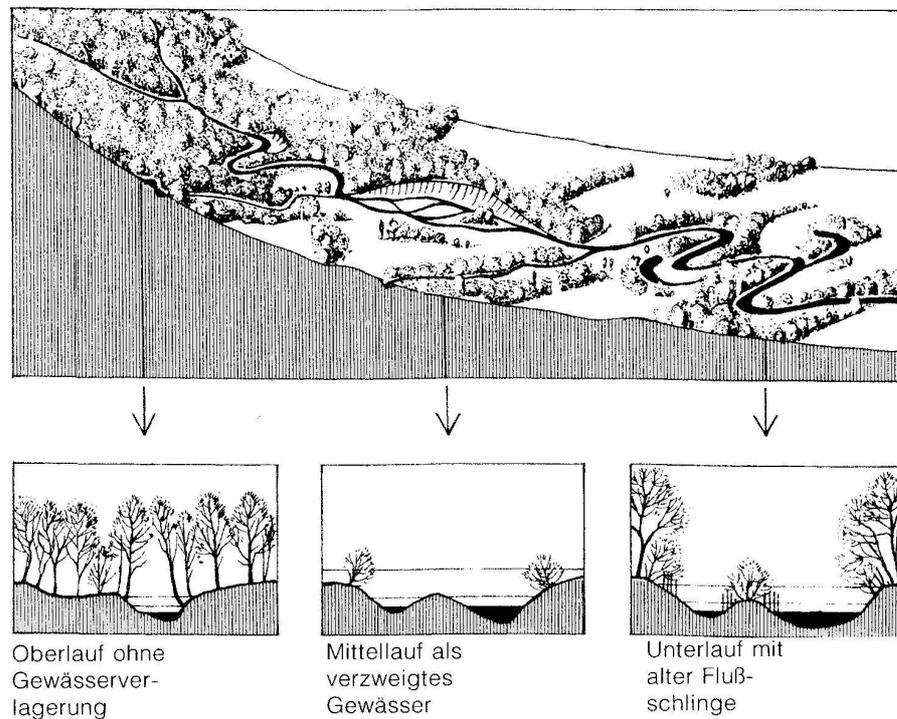


Abb. 3.2: Natürliche Fließgewässerabschnitte (nach: LANGE & LECHER 1993, S. 124)

Tab. 3.1: Die Längszonierung der Fließgewässer (nach: SCHÖNBORN 1996, S. 3)

	Fischregion	Limnologische Bezeichnung	Gefälle [‰]	Jahrestemperatur Amplitude [°C]
Q	Obere Forellenregion	Epi-	bis ~ 20	~ 10
	Untere Forellenregion	Meta- Rhital	7	10 - 18
↓	Äschenregion	Hypo-	4	18 - 20
	Barbenregion	Epi-	2	> 20
	Bleiregion	Meta- Potamal		
M	Flunderregion	Hypo-	Mariner Einfluss	

Die unterschiedlichen Zonen eines Fließgewässers von der Quelle bis zur Mündung und einige Charakteristika sind in Tabelle 3.1 dargestellt. Im Quellbereich (*Krenal*) liegt die Temperatur des Wasser häufig unter 8°C, die O₂-Sättigung ist sehr hoch. Diese Zone wird von kälteliebenden Organismen besiedelt. Der Oberlauf wird als *Rhital* bezeichnet, mit Wassertemperaturen unter 20°C, sehr hohem O₂-Gehalt turbulenten Strömungen und einen Gewässergrund aus Felsen und Kiesen, stellenweise Sand (LANGE & LECHER 1993; BICK 1998). Das *Potamal* bezeichnet den Unterlauf eines Fließgewässers. Die Wassertemperatur kann dort 20°C überschreiten. Im Potamal findet aufgrund der geringen Strömung die

Akkumulation des im Oberlauf erodierten und während des Transports zerkleinerten Materials statt. Dieser Bereich zeichnet sich durch einen Gewässergrund aus, der sich aus sehr feinem Sediment wie Schlamm und Sand in Verbindung mit organischem Material zusammensetzt. Es kann auch ein O_2 -Defizit auftreten. Aufgrund der geringen Strömung ähnelt die Organismenbesiedlung sehr stark der für Seen typischen Zusammensetzung (LANGE & LECHER 1993; BICK 1998; SCHÖNBORN 1996).

Die genannten Bereiche sind nicht einheitlich, sondern setzen sich aus einer Vielzahl unterschiedlicher Kleinstlebensräume zusammen. Der Organismenbestand ändert sich sehr stark vom Rhitral zum Potamal (SCHÖNBORN 1996). Insbesondere die Strömung der Fließgewässer ist dabei für die Entwicklung des Ökosystems von dominierender Bedeutung (LANGE & LECHER 1993). Diese hängt direkt und indirekt von einer Vielzahl weiterer morphologischer Faktoren wie dem Gewässerbett, Uferstrukturen und Nutzungen in der Gewässeraue ab, die ebenfalls entscheidend für die Entwicklung des Ökosystems sind (BICK 1998). Der Zusammenhang zwischen der Fließgeschwindigkeit und der Form des Gewässerbettes ist in der Abflussgleichung (3.1) beschrieben.

$$Q = BTV \quad (3.1)$$

Q = Abfluss

B = Breite des Flusses

T = mittlere Tiefe des Flusses in einem Querschnitt

V = mittlere Fließgeschwindigkeit in diesem Querschnitt

(aus: AHNERT 1996, S. 188)

Durch eine Änderung der Geometrie des Gewässerbettes verändert sich bei gleichbleibendem Abfluss die Fließgeschwindigkeit. Dies führt wiederum zu verstärkter Erosion und dadurch zur Eintiefung der Gewässersohle (NACHTNEBEL 1996). Ebenso ist damit eine Veränderung des Sedimenttransports und der Lebensbedingungen für die im Gewässer lebenden Organismen verbunden. Dieser Zusammenhang stellt hinsichtlich der Bewertung von ökologischen Folgen anthropogener Eingriffe in das Gewässer einen wichtigen Faktor dar.

Grundlegende Bedingung für die Bewertung der ökologischen Folgen eines solchen Eingriffs ist die Standorttreue der zu untersuchenden Organismen. SCHÖNBORN (1996) stellt dar, dass es eine sehr hohe Dynamik in den Besiedlungsstrukturen benthischer Organismen gibt. Diese Dynamik erfolgt sowohl aktiv als auch passiv durch Drift. Vermutet wird, dass die aktive Drift der Verbreitung der Population dient und auch stattfindet, wenn sich die abiotischen Faktoren des Ökosystems ändern. Daraus lässt sich rückschließen, dass ein

kausaler Zusammenhang zwischen dem Zustand der Biozönose und vorausgegangenen morphologischen Veränderungen in einem Gewässerabschnitt nur schwer nachweisbar ist. Dieser Zusammenhang ist aber für die Ausweisung von erheblich veränderten Wasserkörpern, wie in Kapitel 2.4.5 dargestellt, eine grundlegende Voraussetzung. Untersuchungen von Zusammenhängen zwischen morphologischen Charakteristika verschiedener Fließgewässer und der Artenvielfalt werden bei OTTO & REH (1999) erläutert. Bei den dort beschriebenen statistischen Analysen zeigte sich, dass insbesondere das Längsprofil, die Sohlenstruktur und die Laufentwicklung einen sehr hohen Erklärungsanteil für die Zusammensetzung der Biozönose liefern.

3.2.3 Laufkrümmung

Die Laufkrümmung ist im natürlichen bzw. unbeeinflussten Zustand wesentlich von der Talmorphologie abhängig (ROSGEN 1996). Für die Ausprägung der Laufkrümmung sind das Gefälle, die Talform und das Substrat von entscheidender Bedeutung. In Abhängigkeit von der Fragestellung und der gesuchten Zielgröße gibt es verschiedene Verfahren der Beschreibung der Laufkrümmung. So kann die Beschreibung der Grundrissgestaltung eines Fließgewässers durch die Laufentwicklung e_L (3.2), die Flussentwicklung e_F (3.3) (DYCK & PESCHKE 1995; BAUMGARTNER & LIEBSCHER 1996) und die Sinuosität P (3.4) (AHNERT 1996) erfolgen.

$$e_L = \frac{l_F - l_T}{l_T} \quad (3.2)$$

$$e_F = \frac{l_F - c}{c} \quad (3.3)$$

$$P = \frac{l_F}{c} \quad (3.4)$$

l_T : Tallänge l_F : Fließlänge c : Luftlinie zwischen Anfangs- und Endpunkt eines Gewässerteils

Abbildung 3.3 stellt diese Formeln schematisch dar. Dort sind die unterschiedlichen Maße für die Bewertung der Laufkrümmung eines Fließgewässers dargestellt. Die Sinuosität eines Fließgewässers ist ein Maß für die Stärke der Krümmung. Die meisten geraden Flussstrecken liegen natürlicherweise in engen Kerbtälern, die dem Gewässer nur wenig Raum geben. Die Laufform des Gewässers ist damit für gewöhnlich durch tektonische Strukturen

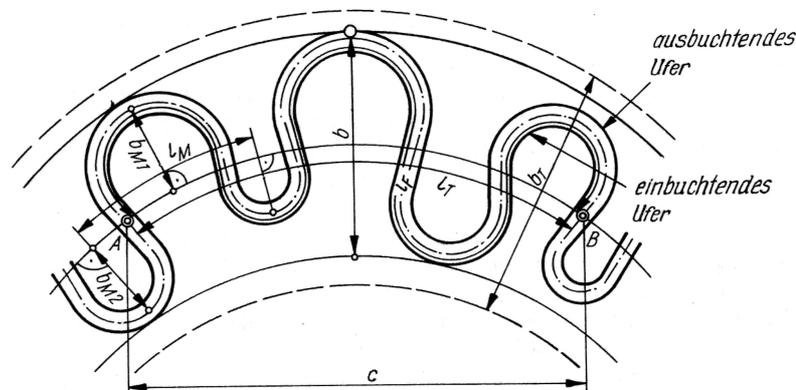


Abb. 3.3: Maße der Flussgeometrie (aus: DYCK & PESCHKE 1995, S. 254)

im Untergrund vorgezeichnet. Gerade verlaufende Flüsse in Sohlentälern oder im Tiefland hingegen sind in der Regel auf anthropogene Veränderungen zurückzuführen (AHNERT 1996). Entsprechend der Grundrissgestaltung werden gestreckte, verzweigte und gewundene Gewässerläufe unterschieden.

3.3 Systematisierung

Für die Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie ist es erforderlich, dass die Mitgliedstaaten die Naturnähe ihrer Fließgewässer mit einem Einzugsgebiet $> 10\text{km}^2$ beurteilen. Dazu müssen Gewässer, wenn sie beurteilt werden sollen, nach bestimmten Kriterien klassifiziert werden. Dabei gibt es verschiedene Ansätze. So nennt BRIEM (2002) als wesentliche Faktoren bei der Unterscheidung von Fließgewässern das Relief und ihr Substrat.

Grundlage von Beschreibungen zur potenziellen Natürlichkeit stellt eine Typisierung dar. In der Limnologie gibt es dabei eine Vielzahl an Ansätzen zur Klassifikation und Typisierung von Fließgewässern (FORSCHUNGSGRUPPE FLIESSGEWÄSSER 1993). Die Gewässertypologie ist nach SOMMERHÄUSER & SCHUMACHER (2003) die naturwissenschaftlich gesicherte Klassifizierung der Vielfalt der Gewässer und stellt ihre anwendungsorientierte Beschreibung dar. Dabei werden grundsätzlich zwei Ansätze verfolgt, die sich hinsichtlich der Herangehensweise und Bewertungskriterien unterscheiden. Der erste Ansatz ist ein holistischer, der die Komponenten des Ökosystems beschreibt, der zweite Ansatz beschreibt die landschafts- und naturraumspezifischen Eigenschaften eines Gewässers (SOMMERHÄUSER & TIMM 1999).

Flüsse werden nach DYCK & PESCHKE (1995) unterschieden in topographisch-morphologische, klimatische und hydrologische Flusstypen. Dabei orientiert sich die Klassifikation bei der topographisch-morphologischen Typisierung an morphologischen Parametern wie Gefälle und Fließgeschwindigkeit, die klimatische Typisierung dagegen an klimatischen Bedingungen. Die hydrologischen Flusstypen ergeben sich aus dem charakteristischen Durchflussregime der Flüsse, das durch die klimatischen Verhältnisse im Einzugsgebiet ebenso geprägt wird wie durch Böden und Vegetation als zwei das Abflussverhalten erheblich beeinflussende Faktoren (WOHLRAB ET AL. 1992). Die beiden erstgenannten Typisierungen orientieren sich an den naturraumspezifischen Eigenschaften, der letztgenannte ist ein holistischer Ansatz, in dem hydrologischen Charakteristika beschrieben werden.

Die Klassifizierung von Fließgewässern nach Typen bewegt sich zwischen zwei konkurrierenden Zielsetzungen. Einerseits wird eine relativ allgemeine Beschreibung der Gewässer angestrebt, um diese in wenige unterscheidbare Klassen aggregieren zu können und andererseits sind Detailbeschreibungen erforderlich, die regionalspezifische Charakteristika gleichartiger Gewässer hervorheben (SOMMERHÄUSER & TIMM 1999).

Aus den Gewässertypen wurden Leitbilder als Ziele für den zukünftigen Gewässerzustand entwickelt. Leitbilder orientieren sich an der natürlichen Funktionsfähigkeit des Gewässerökosystems (LUA NRW 1999). SCHÖNBORN (2003) unterscheidet das potenzielle und das integrierte Leitbild. Bei letzterem werden landschaftliche und ökonomische Zwänge berücksichtigt, wohingegen sich das potenzielle Leitbild am prinzipiell möglichen erreichbaren Zustand orientiert. Der in Leitbildern beschriebene Zustand wird durch folgende Charakteristika definiert:

- Geologie und Boden des Einzugsgebietes
- Hydrologie
- Chemismus
- Gewässermorphologie
- Fauna und Flora

(nach: LUA NRW 1999, S. 9)

Die Wechselwirkungen zwischen den Charakteristika eines Ökosystems führen dazu, dass die Veränderung eines Teils auf andere Charakteristika wirkt. Die Veränderung von Flora und Fauna korreliert mit Veränderungen der Gewässerchemie oder der Gewässermorphologie. Häufig sind dabei Kombinationen aus mehreren Einflüssen vorhanden. So sind die Gewässer in Mitteleuropa vielfach in chemischer und morphologischer Hinsicht verändert

worden. Der Zustand aller Gewässer in der EU ist im Rahmen des Machbaren möglichst nahe an das Ziel des potenziellen Leitbildes heranzubringen. Die Ausführungen im folgenden Kapitel werden sich dabei ausschließlich auf die gewässermorphologischen Veränderungen beziehen.

3.4 Anthropogene Veränderungen

Der Mensch hat seit Jahrhunderten die Gewässer in Mitteleuropa verändert, um verschiedene Ziele zu erreichen. Die wichtigsten sind nach SCHÖNBORN (2003) Hochwasserschutz, Schifffahrt, Anstauungen für Fischzucht, Wasserentnahme und Grundwasseranhebung sowie Energiegewinnung. Bei der längszonalen Untersuchung der Einflussnahme des Menschen auf die Fließgewässer lässt sich grundsätzlich eine deutliche Zunahme von der Quelle stromabwärts erkennen (HANSEN ET AL. 2002).

Menschliche Aktivitäten im Einzugsgebiet führen zu einer Veränderung des Sedimenthaushalts und damit zu veränderten Lebensbedingungen für die am Boden der Gewässer lebenden Tiere und Pflanzen. Diese haben somit Einfluss auf den ökologischen Zustand des Gewässers (STRAHLER & STRAHLER 2002). KOENZEN (2003) weist darauf hin, dass die natürlichen Formungspotenziale der Tieflandgewässer durch natürliche Abflussschwankungen und durch die Errichtung von Speicherbauwerken erheblich beeinträchtigt werden. Dabei werden die Abflussverhältnisse verleichmäßig und die Niedrigwasserabflüsse aufgehört. Des Weiteren haben Speicherbauwerke auch eine Stauwirkung auf Geschiebefrachten der Gewässer und damit auch auf die natürliche Sohlenstruktur.

Für die Beurteilung des Einflusses von menschlichen Tätigkeiten entlang eines Gewässers ist aber nicht nur die direkt am Gewässer befindliche Einflussnahme von Bedeutung, sondern auch die im weiteren Umfeld des Gewässer, insbesondere in der Aue. Bei BRIEM (2002) wird eine Entfernung von ca. 300m angegeben, ab der ein Einfluss der Umlandnutzung auf das Gewässer stark abnimmt.

Den massivsten direkten Eingriff in das Gewässer stellen Querbauwerke dar. Sie beeinflussen die Strömungsverhältnisse, den Geschiebe- und Sedimenttransport und die Durchgängigkeit. Im Extremfall kann ein sehr hoher Absturz das Ökosystem eines Fließgewässers in zwei getrennte Ökosysteme teilen (MÜLLER & ZUMBROICH 1999). Diese Barrierewirkung von Querbauwerken und die besondere Problematik von kleinen Wasserkraftanlagen und deren Auswirkungen auf das Ökosystem des Gewässers wird bei KEITE (2004) anschaulich beschrieben.

Eine Folge des Aufstaus von Fließgewässern durch Wehre stellt die Veränderung des Feststoffregimes dar. Durch die Abnahme der Fließgeschwindigkeit ändern sich die abiotischen Faktoren des Ökosystems, wobei insbesondere der Sauerstoffgehalt im Wasser abnimmt und die Sedimentation zunimmt (DYCK & PESCHKE 1995). Eingriffe in das Gewässerbett haben ebenso einen Einfluss auf die hydraulischen Verhältnisse in einem Fließgewässer. Als Beispiele solcher Maßnahmen sind Uferverbau, Sohlenverbau, Verrohrungen und Überbauungen zu nennen.

Um die Nutzungen an den Gewässern dauerhaft zu ermöglichen und zu erhalten wurden Fließgewässer in ihrer Gestalt teilweise stark verändert. Bei BORCHARDT & MOHAUPT (2002) werden als bedeutende Merkmale morphologischer Schädigungen Veränderungen von Sohlstrukturen, Querprofil, Längsprofil sowie Uferverbau genannt. BICK (1998) führt als Folgen menschlicher Tätigkeiten am Gewässer Flussbegradigungen, Vertiefung der Stromsohle, Anlage von Uferbefestigungen, Deichbau und die Errichtung von Stauhaltungen auf. In Abbildung 3.4 sind die morphologischen Elemente eines Fließgewässers und deren Wechselwirkungen dargestellt.

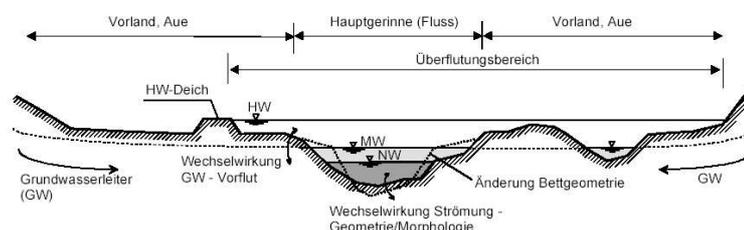


Abb. 3.4: Schematischer Flussquerschnitt: Wechselwirkungen Geometrie, Morphologie, Grund- und Oberflächenwasser; HW = Hochwasser, MW = Mittelwasser, NW = Niedrigwasser, GW = Grundwasser (nach: NESTMANN & BÜCHELE 2002b, S. 1)

Als besonders offensichtliche Folgen von anthropogenen Veränderungen an Fließgewässern sind Stauhaltungen und Laufverkürzungen durch die Begradigung des Gewässerbettes zu nennen. Durch Gewässerausbau kommt es zu Veränderungen der Linienführung, des Längsgefälles und des Querschnitts der Gewässerbetten (WOHLRAB ET AL. 1992). Bei KOENZEN (2003) werden für Tieflandgewässer Laufverkürzungen in den Jahren zwischen 1850 und 1999 zwischen ca. 5% und 25% im Verhältnis zur Ursprungslänge genannt. Mit der Laufverkürzung in Zusammenhang stehen Eintiefung und Lauffestlegung der Gewässer und damit verbundene Veränderungen der Strömungsverhältnisse. Eine bedeutende Folge von Laufverkürzungen sind die bei WOHLRAB ET AL. (1992) genannten Faktoren der Gefällezunahme und der damit verbundenen Erhöhung der Strömung. Je höher das Gefälle

eines Fließgewässers ist, desto stärker sind auch Seiten- und Tiefenerosion (SCHÖNBORN 1996). Das Gewässerbett muss entsprechend zur Stabilisierung durch geeignete Sicherungsmaßnahmen weiter ausgebaut werden.

3.5 Renaturierung und Bewirtschaftung

Ein Fließgewässer besitzt mit der Kraft des Wasser ein hohes Potenzial an Formungskraft. Dieses Potenzial sollte bei der Renaturierung eines Gewässers gezielt eingesetzt werden, so dass das Gewässer entsprechend der vom Menschen gegebenen Rahmenbedingungen sein Gewässerbett selber gestalten kann. Die Rahmenbedingungen betreffen neben dem chemischen Zustand in besonderem Maße die Gewässermorphologie (KAHLENBORN & KRAEMER 1999).

Dieser Entwicklungsprozess hin zum Naturzustand als Endziel wird auch bei KRAUSE (1999) unter dem Begriff Renaturierung verstanden. Allerdings wird dort auch darauf hingewiesen, dass es durchaus unterschiedliche Definitionen von Renaturierung gibt.

In diesem Zusammenhang wird bei KAHLENBORN & KRAEMER (1999) im Rahmen von Renaturierungsmaßnahmen und Gewässerbewirtschaftung das Stichwort der *morphologischen Flussgebietsbewirtschaftung* genannt und zeigt die Bedeutung der Gewässermorphologie für eine zukunftsweisende, nachhaltige Fließgewässerbewirtschaftung. Diese erfordert allerdings die Berücksichtigung aller Interessen: Der menschlichen Ansprüche wie Schifffahrt und Hochwasserschutz auf der einen Seite und der Ökologie auf der anderen Seite. Bei der naturnahen Umgestaltung von Fließgewässern muss die Notwendigkeit der Umnutzung von direkt am Gewässer liegenden Flächen berücksichtigt werden. Diesem Punkt wird von LANGE & LECHER (1993) bei landwirtschaftlich genutzten Flächen und in Siedlungsgebieten sehr hohe Bedeutung für die Umsetzbarkeit solcher Maßnahmen zugesprochen. Die unterschiedlichen Funktionen der Auen und die mit in den Umsetzungsprozess der EG-Wasserrahmenrichtlinie eingehenden Umwelt- und Ressourcenkosten bei verschiedenen Nutzungen werden bei MESSNER (2002) beleuchtet.

Die eigendynamische Entwicklung von wasserbaulich veränderten Gewässerstrecken stellt bei der Erreichung des Ziels, die Gewässer möglichst nahe an den potenziell natürlichen Zustand heranzuführen, einen wichtigen Faktor dar (PATT & STÄDTLER 2000). Dabei spielen die Formungspotenziale der Fließgewässer eine entscheidende Rolle. Hierzu wurden verschiedene Untersuchungen durchgeführt, bei denen beispielsweise die Einbringung von Totholz auf die Verbesserung von Gewässerstruktur und Habitatdiversität untersucht wurde. Es zeigte sich dabei, dass Totholz in einem Gewässer die Strukturen verbessert

und die Variabilität in der Wassertiefe erhöht (GERHARD & KRAUSE 1999). Der naturnahe Wasserbau versucht, die Ziele des Wasserbaus mit den ökologischen Gegebenheiten zu koppeln und positive Effekte für diese beiden konkurrierenden Ansprüche zu schaffen. PATT & STÄDTLER (2000) nennen dabei als Hauptkriterien die Parameter der Laufentwicklung, also Linienführung, Querschnitt, Längsschnitt und Sohlenstrukturen. Diese Parameter werden in Kapitel 3.2.3 als besonders relevante Faktoren herausgestellt. Weiter wird darauf hingewiesen, dass an den Ufern ausreichend große Entwicklungsflächen und Auenbereiche vorhanden sein müssen, was beispielsweise in einem dicht besiedelten urbanen Raum problematisch ist. In diesem Punkt ergibt sich die Verbindung zur Thematik der Ausweisung von erheblich veränderten Wasserkörpern.

In diesem Kapitel wurden die Grundlagen der Gewässermorphologie und der Beschreibung und Systematisierung der Gewässer sowie der menschlichen Einflüsse erläutert. Dies stellt die Grundlage der Datenanalysen dar, bei denen die dargestellten Zusammenhänge weiter spezifiziert und ihre Abbildungsmöglichkeit auf Geodaten untersucht und angewandt wird. Herauszustellen ist dabei die besondere Funktion der Gewässerstrukturdaten, mit denen eine Vielzahl der in diesem Kapitel genannten die Gewässermorphologie betreffenden Faktoren enthalten sind. Darüber hinaus werden diese Faktoren des Ist-Zustands eines Gewässerabschnitts mit dem Soll-Zustand verglichen und bewertet. Diese Daten liefern demnach eine optimale Datengrundlage für die Analysen.

4 Verfügbare Daten und Analyseansätze

4.1 Bedeutung der Datenauswertung

In Deutschland gibt es aufgrund langjähriger Datenerfassung eine Vielzahl an Datenbeständen, die für die Lösung der verschiedensten Aufgaben aufgebaut wurden. Diese Datensätze liegen jedoch häufig noch nicht für das Bundesgebiet flächendeckend vor und nur in seltenen Fällen auch für andere Staaten der Europäischen Gemeinschaft. Ziel der in dieser Arbeit entwickelten Methodik ist es, allgemeine Formulierungen und Regeln zu definieren, mit deren Hilfe verschiedene Datensätze auf die gleiche Weise ausgewertet werden.

Für die Entwicklung der Methodik ist es dabei notwendig, Daten mit hohem Informationsgehalt als Referenz einzusetzen. Als solche Referenz dient in dieser Arbeit die für das Einzugsgebiet der Ruhr vorliegende Gewässerstrukturkartierung nach dem Vor-Ort-Verfahren. Die Datendichte der Strukturkartierung stellt die bestmögliche Grundlage für die Ermittlung von Kriterien zur Ausweisung von erheblich veränderten Gewässern dar. Mit Hilfe von Data-Mining Methoden werden die Parameter der Gewässerstrukturdaten auf kausale Zusammenhänge untersucht. Diese ermöglichen es, die detaillierten Informationen der Strukturkartierung zu abstrahieren und auch mit anderen Daten wie beispielsweise Landnutzungsdaten und Gewässergeometrien auszuwerten, um mögliche erheblich veränderte Gewässerabschnitte zu identifizieren.

4.2 Dateninventur

Für den Aufbau des Verfahrens werden Eingangsdaten benötigt, aus denen die Informationen, die verarbeitet werden, entnommen werden können. In der Bundesrepublik Deutschland steht eine Vielzahl an Daten zur Verfügung, die in das zu entwickelnde Auswertungs-

system zur Bewertung von Gewässersegmenten hinsichtlich des Status *erheblich verändert* eingegeben werden können.

Dabei sind drei unterschiedliche Datensätze von Relevanz:

- (1) Landnutzungsdaten,
- (2) ein Gewässernetz, dass geometrisch zu den Landnutzungsdaten passt und
- (3) ein Querbauwerkskataster

Um die Eignung des Verfahrens zu testen und zu kalibrieren, wurden zunächst unterschiedliche Datenbestände auf ihre Eignung überprüft. Dabei wurden mehrere Gewässernetze und Landnutzungsdaten unterschiedlicher Erfassungsmethoden und Detailliertheit auf ihre Eignung für die gegebene Fragestellung analysiert. Diese Datensätze waren:

- Corine Landcover,
- Klassifikation auf Basis von IRS-1c Satellitendaten,
- Biotoptypen- und Nutzungstypenkartierung,
- ATKIS Basis-DLM.

Die Daten des Corine Landcover und der Auswertungen der IRS-1c Satellitendaten stammen aus der Auswertung von Satellitendaten unterschiedlicher geometrischer und spektraler Auflösung. Die Corine Landcover Daten basieren auf der Auswertung von Landsat TM Daten mit einer geometrischen Auflösung von 30m (mulitspektral) bzw. 15m (pan). Der Sensor des IRS 1c Satelliten hat eine geometrische Auflösung von 20m (multispektral) bzw. 5,8m (pan) (DFID 2003).

Die Daten der Biotoptypen- und Nutzungstypenkartierung basieren auf der Auswertung von Color-Infrarot Luftbildern in einem Maßstab von 1:10.000. Das ATKIS Basis-DLM basiert auf verschiedenen Grundlagen wie beispielsweise Vermessungsdaten und Topographischen Karten. Damit hat es eine sehr hohe Lagegenauigkeit. Entscheidend für die Auswahl des zu nutzenden Datensatzes ist die möglichst hohe Lagegenauigkeit und die räumliche Auflösung der Objektgeometrien sowie eine geeignete Klassifizierung.

Abbildung 4.1 zeigt eine Gegenüberstellung verschiedener Landnutzungsdatensätze. Auffällig sind die sehr unterschiedlichen Anteile der einzelnen Objektklassen in den verschiedenen Datensätzen. Besonders augenscheinlich ist der erhebliche Unterschied bei den als Siedlung zusammengefassten Objektklassen. Dabei ist zu berücksichtigen, dass bei den IRS-1c Daten Straßen mit in diese Klasse hereingenommen wurden. In den ATKIS-Daten

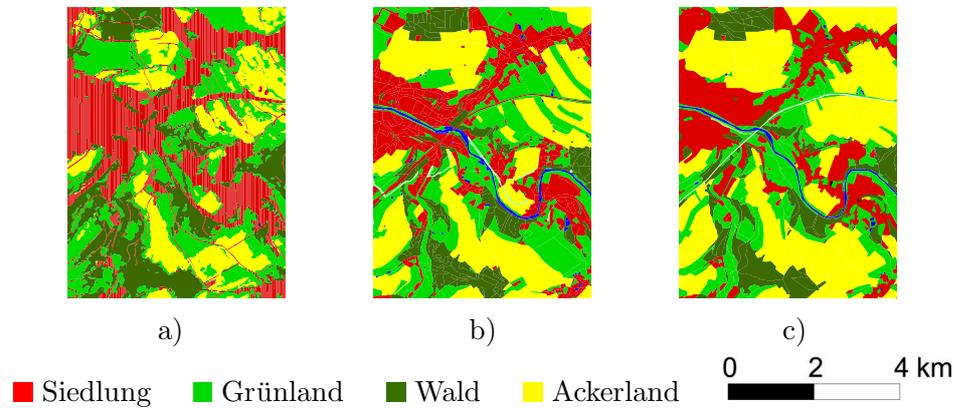


Abb. 4.1: Vergleich der verfügbaren Landnutzungsdaten (Die Klassen wurden für die Darstellung aggregiert). a) IRS-1c Satellitendatenauswertung b) Biotoptypen- und Nutzungstypenkartierung c) ATKIS Basis-DLM

werden Straßen größtenteils als Liniengeometrien erfasst und nicht in den Flächengeometrien integriert. Innerhalb der Siedlung sind bei den ATKIS-Daten wesentlich mehr Grünflächen klassifiziert als in den IRS-1c Daten, bei denen Siedlungen als geschlossene Siedlungskörper, inklusive Grünflächenanteile dargestellt sind. Die Daten der Biotoptypen- und Nutzungstypenkartierung und des ATKIS weisen hinsichtlich der Objektklassifizierung eine sehr starke Ähnlichkeit auf.

Die Geometrische Auflösung der Ursprungsdaten der verfügbaren Datensätze und die Anzahl der unterschiedenen Klassen ist in Tab. 4.1 aufgelistet.

Tab. 4.1: Verfügbare Datensätze, Erfassungsmaßstab und Klassenanzahl. Die Anzahl der Klassen bezieht sich auf die im Einzugsgebiet der Mulde vorkommenden Objekte.

Datensatz	Geometrische Auflösung der Ursprungsdaten	Anzahl der Klassen
ATKIS Basis DLM	1:5.000 - 1:25.000	57
IRS 1c Auswertung	20m / 5m	7
Biotoptypen und Nutzungstypen	1:10.000	46

Die Auswertung der CIR-Luftbilder zur Kartierung der Biotoptypen und Nutzungstypen erfolgt im Maßstab von 1:10.000 und ist damit ebenfalls von der geometrischen Auflösung als Arbeitsgrundlage geeignet (LAU 1992). Die Klassifizierungsverfahren variieren jedoch stark zwischen den Bundesländern und die Klassifizierung ist sehr stark auf die Unterscheidung von Biotoptypen ausgerichtet und nicht auf Landnutzungsarten, wie dies bei

den ATKIS-Daten der Fall ist. Die Möglichkeit des Einsatzes von CORINE Landcover Daten wurde nicht in die weiteren Betrachtungen mit einbezogen. Diese basieren auf der Auswertung von Landsat Satellitendaten und weisen eine räumliche Auflösung von ca. 100m x 100m auf und sind damit zu ungenau. Zudem haben ERNSTBERGER ET AL. (2003) bei einem Vergleich von CORINE-Landcover mit ATKIS-Daten bei der Ermittlung von Signifikanzkriterien feststellen können, dass bei CORINE-Daten häufig Fehlklassifikationen vorliegen. Die Auswertung der ebenfalls verfügbaren IRS-1c Daten besitzt eine räumliche Auflösung von 5m x 5m (EIFERT ET AL. 2004). Aufgrund der im Vergleich mit den anderen Datensätzen ser geringen Klassenzahl sind diese Daten für die gegebene Fragestellung weniger geeignet als die ebenfalls verfügbaren Daten des ATKIS Basis-DLM.

Nach MEINEL & HENNERSDORF (2002) sind räumliche und zeitliche Konsistenz sowie Vollständigkeit wesentliche Eigenschaften eines Datensatzes, mit dem Landnutzung und Landbedeckung erfasst werden. Diese Eigenschaften vereint das Basis-DLM. Das Basis-DLM basiert auf Daten, die von den Bundesländern erhoben werden und vom Bundesamt für Kartographie und Geodäsie harmonisiert werden. Es stellt damit einen bundesweit weitgehend vereinheitlichten Datensatz mit standardisierten Objektarten dar. Diese sind ausführlich im Objektartenkatalog beschrieben und detailliert definiert (ADV 1998).

Der zweite Datensatz, der in das Verfahren hineingenommen wird, ist ein Gewässernetz aus Liniengeometrien. Zur Verfügung standen die Gewässernetze des ATKIS DLM 1000 und Basis-DLM sowie das Gewässernetz des Freistaates Sachsen bzw. des Landes Nordrhein-Westfalen. Aus diesen Gewässernetzen wurde das Netz des ATKIS Basis-DLM ausgewählt, da dieses eine wesentlich höhere Lagegenauigkeit hat als das Netz des DLM 1000 und zudem mit den Landnutzungsdaten eine exakte geometrische Übereinstimmung aufweist. Aus den genannten Gründen zeichnet sich ab, dass sich das ATKIS Basis-DLM am besten für die Auswertungen eignet, zumal für diesen Datensatz auch ein geometrisch exakt passendes Gewässernetz verfügbar ist.

Den dritten für die Auswertungen erforderlichen Datensatz stellt das Querbauwerkskataster dar. Dieses konnte vom Freistaat Sachsen für das Einzugsgebiet der Mulde bezogen werden. Es besteht in der bereitgestellten Form aus Punktdaten, von denen jedes Objekt ein Querbauwerk darstellt. Wichtige Informationen wie beispielsweise die Art der Verbauung, Rückstau und Fallhöhe sind nicht in den Daten enthalten.

Die Ermittlung von Parametern, die für eine Einstufung als potenziell erheblich verändert ausschlaggebend sind, wird im Einzugsgebiet der Ruhr an Gewässerstrukturdaten durchgeführt. Diese Daten bilden die Zustandsmerkmale der Gewässermorphologie ab. Da im

Land Nordrhein-Westfalen die Gewässerstruktur von Kartierern vor Ort erfasst wird und die Daten für diese Arbeit zur Verfügung stehen, wurde das Ruhr-Einzugsgebiet für diesen Teil der Methodik ausgewählt. Die Gewässer des Ruhr-Einzugsgebietes sind typologisch denen des Mulde-Einzugsgebietes sehr ähnlich, wodurch sich eine gute Übertragbarkeit der Ergebnisse annehmen lässt.

4.3 Datenanalysen

Die in Kapitel beschriebenen Auswertungen sind methodisch in das Data Mining einzuordnen. Mit Data-Mining-Methoden sollen aus einer Vielzahl an Informationen solche herausgefiltert werden, mit deren Hilfe Aussagen über den morphologischen Zustand eines Gewässers getroffen werden können. Data Mining bedeutet „Datenmustererkennung“: Aus einer Fülle von Daten unterschiedlicher Dichte, Herkunft und Qualität sollen zielführende Informationen zu einer vorher definierten Fragestellung gewonnen und so aufbereitet werden, dass auf ihrer Grundlage Management-Entscheidungen getroffen werden können (KÜSTERS 2001).

Data Mining dient der Vorprozessierung von Daten sowie der Extraktion und Bewertung relevanter Informationen. Dabei werden im Vorfeld der Datenauswertung diese Daten untersucht und auf Strukturen und Datenmuster untersucht (PYLE 1999). Allgemein dient das Data Mining dem Auffinden und Zusammenfassen von Mustern, Trends und Anomalien in den Daten (WITTEN & FRANK 2000).

Die Untersuchung von Daten auf bestimmte Muster und Strukturen kann auf den unterschiedlichsten Methoden basieren. Der Begriff des Data Mining wird auch als Sammelbegriff für eine Vielzahl von völlig unterschiedlichen Methoden verstanden. KÜSTERS (2001, S. 127) nennt zwei gemeinsame Eigenschaften aller Methoden der Datenmustererkennung:

- (1) „Gegenstand der Datenmustererkennung sind große, strukturierte Datenbestände numerischer, ordinal- oder nominalskaliert Daten, in denen interessante, aber schwer aufzuspürende Zusammenhänge vermutet werden“,
- (2) „Das Forschungsziel der Datenmustererkennung sind allgemein verwendbare, effiziente Methoden, die autonom aus großen Datenmengen die bedeutsamsten und aussagekräftigsten Muster identifizieren und sie dem Anwender als interessantes Wissen präsentieren“.

Für die Auswertung der verfügbaren Datenbestände wurden statistische Verfahren des Data Mining eingesetzt. Dabei werden die Informationsgehalte dieser Datenbestände auf

ihre Aussagekraft hin analysiert und interpretiert. Dabei wird anhand von Korrelationen untersucht, ob Zusammenhänge zwischen den einzelnen Parametern zu bestehen. Als Software wird Weka⁹ sowie SPSS eingesetzt. Das Programm Weka ist eine Sammlung unterschiedlicher Data Mining Algorithmen, die auf die Eingabedaten angewendet werden können.

Im Folgenden werden die als Referenz genutzten Gewässerstrukturdaten des Ruhr-Einzugsgebietes Methoden des Data Mining ausgewertet und analysiert. Dabei werden aus den Daten solche Parameter ausgewählt, die in den Fallstudien (siehe Kapitel 2.4.5) als relevant für die Ausweisung von erheblich veränderten Gewässerstrecken festgestellt wurden. Diese werden untereinander auf Redundanzen analysiert. Es kann festgestellt werden, ob einzelne Parameter als Summenparameter für die Ausprägungen verschiedener anthropogener Eingriffe in die Gewässermorphologie stehen. Diese können dann dazu dienen, anderen Parameter zu ersetzen und führen zu einer Vereinfachung des Auswertungsverfahrens und erhöhen die Möglichkeiten der Übertragbarkeit auf andere Datensätze.

Um das Ziel zu erreichen, eine Bewertung der Fließstrecken durch ein automatisiertes Bewertungsverfahren durchführen zu können, müssen die Zusammenhänge zwischen morphologischen Veränderungen und der Biologie des Gewässers untersucht werden. Die Bewertung von anthropogenen Schädigungen anhand ökologischer Parameter stellt sich nach dem derzeitigen Stand der Forschung als sehr schwierig heraus, da der Zustand des Einzugsgebiet nach den bisherigen Erkenntnissen einen nicht unwesentlichen Einfluss auf die Biozönose in den unterhalb liegenden Abschnitten hat (DOMMERMUTH ET AL. 2003). Damit könnten strukturelle Defizite nur sehr ungenau über die biologischen Qualitätskomponenten nachgewiesen werden. Aufgrund dieser Erkenntnisse und der Notwendigkeit eines automatisierten Verfahrens für die Bewertung der Gewässer wird in dieser Arbeit die Entwicklung eines Verfahrens beschrieben, mit dem Gewässerabschnitte zunächst unabhängig von der real vorhandenen Biozönose bewertet werden.

Die Vorgehensweise erfordert eine genaue Analyse von Wirkungszusammenhängen zwischen Schadparametern einer Gewässerstrecke und den Wirkungen. Bei den ersten Schritten werden Hinweise gesucht, die auf Ursachen physikalischer Veränderungen an einem Gewässers hinweisen. Der nächste Schritt erfordert den Aufbau eines Verfahrens aus Methoden, die es ermöglichen, aus den zur Verfügung stehenden Daten jeden einzelnen Schadparameter optimal zu erfassen. Optimal bedeutet in diesem Fall nicht, dass die Parameter in ihrer Detailliertheit und spezifischen Einzelcharakteristika beschrieben werden, sondern hinsichtlich eines Ursache-Wirkungs-Szenarios diejenigen Charakteristika mathematisch berechnet werden, die ausschlaggebend für die Bewertung sind.

⁹ www.cs.waikato.ac.nz/ml/weka

Um das automatisierte Auswertungsverfahren entwickeln zu können, müssen die vorhandenen Datenbestände zunächst harmonisiert und in einer Vorprozessierung aufbereitet und korrigiert werden. Bei dieser Datenaufbereitung wurden aus den Linien-Geometrien der Gewässer des ATKIS Basis-DLM ein Datensatz erzeugt, in dem jedes Gewässer aus nur einer Linie von der Quelle bis zur Mündung besteht. Die Unterbrechungen an Gewässerflächen wurden durch neu digitalisierte Segmente ergänzt.

4.4 Geradlinigkeit und Generalisierung

Bei der Erfassung von Daten werden die in der realen Welt vorkommenden Objekte mit einer Verkleinerung des Maßstabs gleichzeitig generalisiert. Diese Generalisierung hat zur Folge, dass Details nicht mehr dargestellt werden, aber auch einzelne, kleinere Objekte ganz wegfallen.

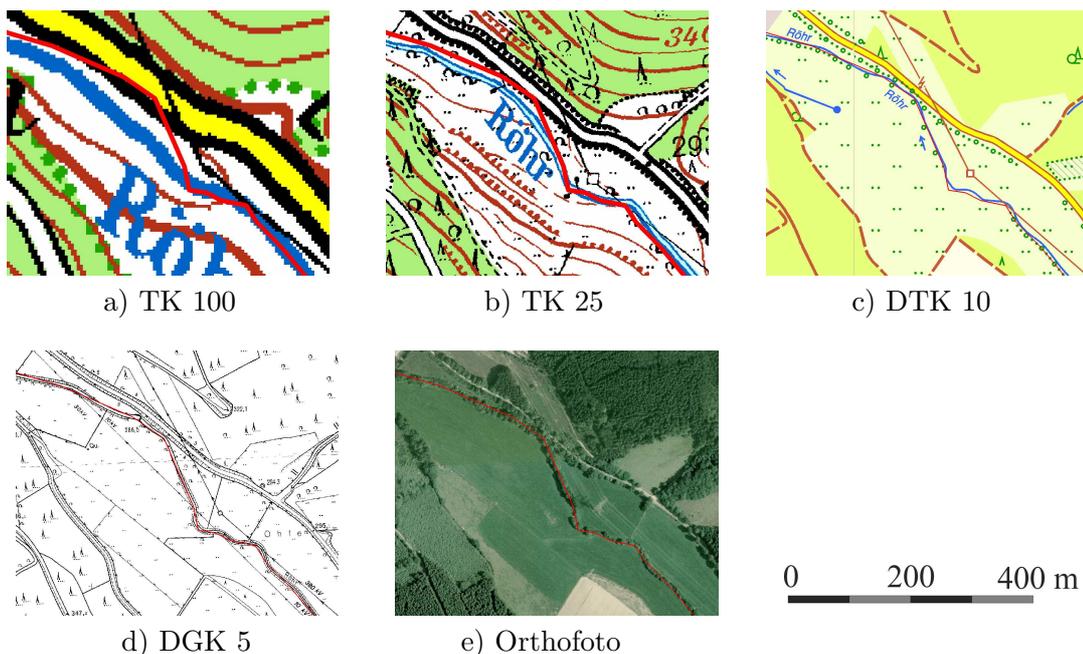


Abb. 4.2: Darstellung von Gewässern in Karten für unterschiedliche Maßstäbe. Die rote Linie zeigt die Liniengeometrie des ATKIS Basis-DLM über verschiedenen Grundlagendaten am Beispiel der Röhre oberhalb von Sundern (Sauerland) im Ruhr-Einzugsgebiet. Die Grundlagendaten stammen aus dem WebMapService des Landes NRW (www.geoserver.nrw.de, 12.04.2005) und wurden in einer lokalen Mapserver-Anwendung mit den ATKIS-Daten überlagert

Bei der Generalisierung von Linien werden Details der Linienführung zugunsten eines leichter erkennbaren Verlaufs entfernt. Hinsichtlich der Nutzung von Sinuosität in einem

Bewertungsverfahren für erheblich veränderte Gewässerabschnitte stellt sich die Frage, in wie weit die bei der Auswertung zugrunde gelegten Daten schon generalisiert sind, ob der Grad der Generalisierung von der Gewässerbite abhängt und welchen Einfluss die Generalisierung auf die Qualität der Ergebnisse haben kann.

In den Abbildungen 4.2 a) bis e) sind verschiedenen Grundlagendaten hinter den ATKIS-Datensatz hinterlegt worden. Die für das Verfahren ausgewählten Gewässerlinien des Basis-DLM wurden dabei mit Topographischen Karten im Maßstab 1:100.000, 1:25.000, 1:10.000 und 1:5.000 und einem Orthofoto verglichen. Dabei wurde festgestellt, dass die digitalen Gewässerlinien mit detaillierten Daten wesentlich besser übereinstimmen als mit den stark generalisierten Topographischen Karten der TK 25 und TK 100. Allerdings ist auch bei den Vergleichen mit der DTK 10, der DGK 5 und dem Orthofoto eine Generalisierung bei stärker geschwungenen Bereichen zu erkennen. Der Vergleich mit der TK 25 zeigt einen deutlichen Versatz zwischen der Gewässergeometrie des ATKIS und den Rasterdaten der Topographischen Karte. Bei der TK 100 weisen die beiden übereinandergelegten Datensätze völlig abweichende Geometrien auf. Diese Maßstabsabhängigkeit der Geometrien und die bereits bei dem Vergleich mit der DGK 5 erkennbaren Vereinfachungen des Gewässerverlaufes müssen bei der Bewertung der Ergebnisse berücksichtigt werden.

4.5 Auswertung von Strukturdaten

Über viele Jahrzehnte haben sich biologische Bewertungsverfahren von Gewässern, zu deren bekanntesten Vertretern das Saprobien-system gehört, als wichtige Instrumente des Gewässerschutzes etabliert (FRIEDRICH 1999). Im Zuge einer verstärkt ökologischen Bewertung der Gewässer zeigt sich nach HESSE (1999) die Notwendigkeit, auch andere als rein biologische Bestandteile des Ökosystems in die Gewässerbewertung mit einzubeziehen. Die Wassergüte der meisten Gewässer Deutschlands hat sich in den letzten Jahrzehnten erheblich verbessert. Trotzdem der Gewässergüte wurde festgestellt, dass sich diese verbesserten Lebensbedingungen nicht im gewünschten Maße auf die Tier- und Pflanzenwelt niederschlug, was auf die Verarmung der Biotopstrukturen zurückgeführt wurde (OTTO & REH 1999; MEIER 2001).

4.5.1 Einführung Strukturkartierung

Die Gewässerstruktur beschreibt den Aufbau des Gewässers aus seinen stofflichen Kompartimenten und deren Beziehungen und Wechselwirkungen (MÜLLER & ZUMBROICH 1999).

Bei der Erfassung der Gewässerstruktur werden nach LACOMBE (1999) Einheiten bewertet, die funktional zusammenhängen und ein erkennbares und abgrenzbares Strukturgefüge darstellen. Diese Einheiten werden in der Strukturkartierung als Hauptparameter erfasst und beschreiben so die wesentlichen Aspekte der Gewässermorphologie.

In den Kartieranleitungen für kleine und mittelgroße (LUA NRW 2001a) sowie für mittelgroße und große (LUA NRW 2001b) Fließgewässer werden die folgenden Hauptparameter definiert:

- (1) Laufentwicklung
- (2) Längsprofil
- (3) Sohlenstruktur
- (4) Querprofil
- (5) Uferstruktur
- (6) Gewässerumfeld

Die Hauptparameter sind in Einzelparameter untergliedert, deren Ausprägungen als sogenannte Zustandsmerkmale kartiert werden. Die Laufentwicklung beinhaltet die Krümmung des Gewässerlaufes sowie die Beweglichkeit im Gewässerbett und Differenzierungen der Gewässersohle (MÜLLER & ZUMBROICH 1999), mit dem Längsprofil werden natürliche Längsprofilelemente und anthropogene Wanderungshindernisse sowie Strömungs- und Tiefenverhältnisse beschrieben (LUA NRW 2001a).

Die Art und Verteilung der Sohlensubstrate werden im Hauptparameter Sohlenstruktur beschrieben. Dieser beinhaltet auch anthropogene Veränderungen wie den Ausbauzustand. Das Querprofil setzt sich aus den Einzelparametern Profiltyp, Profiltiefe, Breitenerosion und -varianz sowie Durchlass zusammen. Im Hauptparameter Uferstruktur werden die Vegetation des Ufers sowie eventuell vorhandener Uferverbau kartiert. Das Gewässerumfeld umfasst die Flächennutzung im Vorland sowie das Vorhandensein eines Gewässerrandstreifens und schädliche Umfeldstrukturen. Dies sind beispielsweise Hochwasserschutzbauwerke oder Verkehrswege (LUA NRW 2001a).

Von Strukturen der Laufentwicklung wird von MÜLLER & ZUMBROICH (1999) die Bedeutung der Laufkrümmung als besonders augenscheinliches Indiz für die Naturnähe eines Gewässers hervorgehoben.

Die Bewertung der Gewässerstruktur erfolgt auf einer siebenstufigen Skala in *funktionalen Einheiten*, die jeweils mehrere Einzelparameter eines Hauptparameters zu Gruppen

zusammenfassen (LACOMBE 1999). Die Berechnung des Indexes wird in Form einer Differenzbildung aus der durch das Leitbild vorgegebenen Natürlichkeit des Gewässers und dem aktuell kartierten Zustand ermittelt. Dabei ist die Distanz zwischen den Bewertungsklassen nicht als metrische Differenz im mathematischen Sinne zu verstehen, sondern als ordinale Bewertungsskala (MÜLLER & ZUMBROICH 1999).

Die einzelnen Parameter der Strukturkartierung stehen nicht isoliert für sich, sondern sind in ihren Ausprägungen teilweise gekoppelt. So bestehen Zusammenhänge zwischen Laufentwicklung und dem Gewässerumfeld; ebenso treten einzelne Uferstrukturen mit bestimmten Ausprägung des Gewässerumfeldes auf. Es besteht auch ein Zusammenhang zwischen der Sohlstruktur und dem Querprofil eines Gewässers. Diese Verknüpfungen können für die Ausweisung von erheblich veränderten Gewässern herangezogen und für die Ableitung von Parametern im Ausweisungsprozess genutzt werden. Dabei stellt die Ermittlung von kausalen Zusammenhängen solcher morphologischer Veränderungen und der biologischen Auswirkungen den nächsten Schritt bei der Bewertung der Abschnitte dar. Es ist zu berücksichtigen, dass gerade der Bereich zur Entwicklung von ökologischen Bewertungsverfahren und Klassifikationssystemen als einer der wichtigsten und technisch herausforderndsten Teile der Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie angesehen wird (CIS WORKING GROUP 2A 2003). Diese ist aber für die Bewertung der Abschnitte von entscheidender Bedeutung.

Die bisher genannten Elemente der Gewässermorphologie haben alle einen entscheidenden Einfluss auf die Strömungsverhältnisse in einem Gewässer. Die Strömung wird bei BICK (1998) als beherrschender ökologischer Faktor im Fließgewässer beschrieben. Daraus resultiert, dass bei der Frage nach der ökologischen Relevanz von morphologischen Veränderungen an einem Gewässer letztendlich die Wirkung einer Veränderung auf die Strömungsverhältnisse gesucht ist. Die daran gekoppelten Habitatverhältnisse (Bänke, Uferabbrüche etc.) sind das Ergebnis des Zusammenspiels hydraulischer Kräfte und der Materialbeschaffenheit des Substrats.

4.5.2 Analyse der Strukturparameter

Für die Entwicklung der Methodik muss der aktuelle Zustand der Gewässer ermittelt und der natürliche Referenz-Zustand definiert werden. Die gewässermorphologischen Faktoren sind in Kapitel 3 beschrieben worden. Darüber hinaus ist die Ermittlung der derzeitigen Nutzungen, die eine morphologische Sanierung des Gewässers verhindern, von entscheidender Bedeutung. Diese Informationen werden den Gewässerstrukturdaten nach dem

Kartierverfahren des Landes Nordrhein-Westfalen entnommen. Die Daten liegen für das als Trainingsgebiet ausgewählte Einzugsgebiet der Ruhr als Vor-Ort-Kartierung (siehe Kapitel 4.5.1) vor und bieten daher die bestmögliche Referenz.

Für die Festlegung der zu analysierenden potenziell biozönotisch wirksamen anthropogenen Einflussfaktoren auf die Gewässermorphologie wurden anhand der in den Fallstudien zu erheblich veränderten Gewässern und dem CIS Leitfaden der Arbeitsgruppe 2.2 (CIS WORKING GROUP 2.2 2002) die dominierenden Faktoren herausgestellt. Aus diesen wurde eine Kriterienliste generiert und mit den in Kapitel 3 beschriebenen Parametern verglichen. Die sich daraus ergebenden und als relevant eingestuften Einzelkriterien morphologischer Veränderungen an Fließgewässerstrecken sind

- Uferverbau,
- Sohlenverbau,
- Begradigung,
- Verrohrung / Überbauung,
- Querbauwerk,
- Fehlender Randstreifen.

Diese Informationen sind in den als Referenzdaten ausgewählten Strukturdaten des Ruhr-Einzugsgebietes enthalten. Zunächst wurden die einzelnen Parameter in ihren Eigenschaften zueinander untersucht, um Gemeinsamkeiten zwischen den Schadparametern herauszuarbeiten und Zusammenhänge festzustellen.

Da in den bisherigen Ausführungen die Relevanz der Laufkrümmung als Summenparameter für anthropogene Veränderungen an Fließgewässern herausgestellt wurde, werden die oben genannten Schadparameter auf ihre Übereinstimmung mit der in der Strukturkartierung bestimmten Laufkrümmung untersucht. Diese Untersuchungen beziehen sich zunächst auf die mit dem Verfahren für kleine bis mittelgroße Gewässer kartierten Bäche und Flüsse, da dieser Datenbestand aufgrund der größeren Zahl kleiner Fließgewässer wesentlich umfangreicher ist als der für die mittelgroßen bis großen Fließgewässer.

Die Bewertung der Laufkrümmung erfolgt bei den kleinen bis mittelgroßen Fließgewässern in sieben verschiedenen Klassen von geradlinig bis mäandrierend. Diese einzelnen Klassen sind in LUA NRW (1998) verbal beschrieben und definiert.

In der Kartieranleitung für kleine bis mittelgroße Fließgewässer werden die Laufkrümmungsklassen wie folgt definiert (aus: LUA NRW 1998, S. 32):

- **„mäandrierend:** Der Lauf ist durchgehend sehr intensiv und sehr unregelmäßig gekrümmt. Die Schwingungsbreite ist überwiegend ebenso groß oder sogar größer als die Schwingungslänge. Die Fließrichtung weicht an den Wendepunkten regelmäßig um mehr als 60 Grad, häufig auch um mehr als 90 Grad von der Talrichtung ab. Es besteht eine deutliche Tendenz zur Bildung und zur gelegentlichen Abschnürung von Lauschlingen.“
- **„geschlängelt:** Der Lauf ist durchgehend intensiv und regelmäßig gekrümmt. Die Schwingungslängen sind zumeist zweimal so groß wie die Schwingungsbreiten (Länge/Breite ca. 2:1). Die Fließrichtung weicht an den Wendepunkten 30 bis 60 Grad, vereinzelt auch bis zu 90 Grad von der Talrichtung ab. Es besteht keine Tendenz zur Bildung von Lauschlingen oder zur Schlingenabschnürung.“
- **„stark geschwungen:** Der Lauf ist durchgehend in großen, langen Schwingungen gekrümmt. Die Schwingungslängen sind zumeist dreimal so groß wie die Schwingungsbreiten (Länge/Breite ca. 3:1). Die Fließrichtung weicht an den Wendepunkten 10 bis 40 Grad von der Talrichtung ab.“
- **„mäßig geschwungen:** Der Lauf ist durchgehend in leichten, langgezogenen Kurven geschwungen. Die Schwingungslängen sind mindestens viermal so groß wie die Schwingungsbreiten (Länge/Breite ca. 4:1 und $> 4:1$). Die Fließrichtung weicht an den Wendepunkten um bis zu 20 Grad von der Talrichtung ab.“
- **„schwach geschwungen:** Der Lauf ist zu 30 bis 60 % geschwungen. Ein großer Teil des Laufes ist gestreckt oder geradlinig.“
- **„gestreckt:** Der Lauf folgt einer geraden oder leicht gebogenen Grundlinie. Größere Schwingungen kommen nicht vor.“
- **„geradlinig:** Der Lauf ist in dem Kartierabschnitt schnurgerade, kanalartig, wie mit dem Lineal gezogen. Richtungsänderungen treten i.A. nur an Parzellengrenzen oder Bauwerken auf. Sie sind nicht durch die Eigendynamik des Gewässers entstanden, sondern anthropogen erzeugt worden.“

Im Gegensatz hierzu werden bei den mittelgroßen bis großen Fließgewässern fünf Klassen unterschieden. Diese sind etwas anders benannt, aber gegenüber der anderen Klassifizierung mit konkreten Zahlenwerten der Sinuosität abgegrenzt.

Definierte Windungsgradklassen für mittelgroße bis große Fließgewässer sind (nach LUA NRW 2001a, S. 27):

- stark mäandrierend ($> 2,0$)
- mäandrierend ($> 1,51 - 2,0$)
- gewunden ($> 1,25 - 1,5$)
- schwach gewunden ($> 1,05 - 1,25$)
- gestreckt ($1,01 - 1,05$)

Die Verteilungen in den folgenden Untersuchungen zeigen, wie stark der Zusammenhang zwischen der Laufkrümmung und anthropogenen Veränderungen ist. Ziel der Auswertungen ist es festzustellen, in wie weit Laufkrümmung als Summenparameter genutzt werden kann. Bei den Auswertung des Zusammenhangs zwischen Uferverbau und Laufkrümmung werden die Ausprägungen herangezogen, die einen massiven Uferverbau darstellen. Dies sind die Ausprägungen *Beton/Mauerwerk/Pflaster* sowie *Pflaster/Steinsatz/unverfugt*.

Tab. 4.2: Vergleich der Häufigkeiten von massivem Uferverbau rechts / links

	ger	ges	swg	mge	stg	gel	mää
Verbau rechts	85	334	326	113	94	25	2
Verbau links	59	305	284	112	39	33	1

ger: geradlinig, ges: gestreckt, swg: schwach geschwungen, mge: mäßig geschwungen, stg: stark geschwungen, gel: geschlängelt, mää: mäandrierend

Dabei werden die Daten für die beiden Ufer auf der linken und rechten Gewässerseite zu einem Datensatz zusammengezogen, da es sich im Vorfeld (Tabelle 4.2) gezeigt hat, dass bei der Betrachtung von einseitig massiv verbauten Abschnitten nur geringe Differenzen zwischen den beiden Gewässerseiten auftreten.

Aus Tab. 4.3 ist die Verteilung der Abschnittsanteile der kleinen und mittelgroßen Fließgewässern mit massivem Uferverbau im Einzugsgebiet der Ruhr zu erkennen. Von allen Abschnitten sind 15,5% massiv verbaut, bei den geradlinigen Abschnitten sind dies 59,49%. Die mäandrierenden Gewässerabschnitte sind nur zu 1,67% einseitig massiv verbaut, beidseitiger Verbau ist bei diesen nicht vorhanden. Es zeigt sich deutlich, dass Abschnitte mit geradlinigem bis schwach geschwungenem Verlauf sehr häufig einen Uferverbau aufweisen. Aus den möglichen Beschreibungen des Einzelparameters Sohlenverbau wurden die Ausprägungen *Steinschüttung/-stückung* $> 50\%$ sowie *Massivsohle mit Sediment* $> 50\%$ und *Massivsohle ohne Sediment* $> 50\%$ der kartierten Abschnitte im Einzugsgebiet ausgewählt.

Tab. 4.3: Verteilung von Abschnitten mit Uferverbau auf Laufkrümmungsklassen (in %)

	ger	ges	swg	mge	stg	gel	mää	Σ
BMP beidseitig	2,25	1,76	0,49	0,05	0,04	0,01	0,00	4,59
BMP + PSu	0,19	0,29	0,05	0,01	0,01	0,00	0,00	0,55
PSu beidseitig	0,71	2,05	0,77	0,21	0,07	0,01	0,00	3,84
BMP + kein mass. Verbau	0,91	2,03	1,04	0,17	0,22	0,19	0,02	4,58
PSu + kein mass. Verbau	0,17	0,57	0,84	0,26	0,09	0,01	0,00	1,94
Σ	4,23	6,70	3,19	0,70	0,43	0,22	0,02	15,50
Anteile im EZG	7,11	27,22	30,08	18,46	10,76	5,15	1,20	100
Anteile verbaut	59,49	24,61	10,60	3,79	4,00	4,27	1,67	15,50

BMP: Beton/Mauerwerk/Pflaster PSu: Pflaster/Steinsatz/unverfugt

ger: geradlinig, ges: gestreckt, swg: schwach geschwungen, mge: mäßig geschwungen,
stg: stark geschwungen, gel: geschlängelt, mää: mäandrierend

Die Ergebnisse wurden mit der in den jeweiligen Abschnitten kartierten Laufkrümmung verglichen. Dabei zeigt sich, dass ein großer Teil der Gewässerabschnitte mit Sohlenverbau in Abschnitten liegt, die als geradlinig, gestreckt oder schwach geschwungen kartiert wurden (Tabelle 4.4). Zu erkennen ist, dass von der geradlinigen Abschnitten im Einzugsgebiet 27,95% einen Sohlenverbau aufweisen, bei gestreckten sind es 16,03% und bei schwach geschwungenen 9,51%. Bei stärker gekrümmten Abschnitte sind nur sehr geringe Anteile an Sohlenverbau zu identifizieren.

Tab. 4.4: Verteilung von Abschnitten mit Sohlenverbau auf Laufkrümmungsklassen (in %)

	ger	ges	swg	mge	stg	gel	mää
Steinschüttung/- stickung	13,89	13,11	9,00	5,04	0,98	0,12	0
Massivsohle mit /ohne Sediment	14,06	2,92	0,52	0,24	0	0	0
Σ	27,95	16,03	9,52	5,28	0,98	0,12	0

In Tabelle 4.5 sind die Verteilungen der einzelnen Profiltypen auf die Laufkrümmungen dargestellt. Die Werte zeigen die Prozentanteile der einzelnen Profiltypen umgerechnet auf die Gesamtzahl der Abschnitte.

Der nächste Parameter, der auf seine Verteilung in den verschiedenen Laufkrümmungsklassen untersucht wird, ist der Profiltyp. Die Untersuchung dieses Parameters dient der Ermittlung der Natürlichkeit des Gewässerverlaufs und der hydraulischen Verhältnisse. Ein starker Ausbau des Profils weist darauf hin, dass Sohle und Ufer verbaut sind. Hierbei

Tab. 4.5: Verteilung von Profiltypen auf die Laufkrümmungsklassen (in %)

	ger	ges	swg	mge	stg	gel	mää	Σ
Kasten- und V-Profil	3,58	8,29	2,27	0,71	0,63	0,22	0,02	15,72
Trapez- und Doppeltrapezprofil	2,27	5,49	3,81	0,99	0,57	0,47	0,01	13,61
Regelprofil/verfallend	0,66	6,78	9,72	4,22	0,96	0,15	0,07	22,56
Erosionsprofil/tief	0,43	0,90	0,76	0,25	0,09	0,01	0,02	2,46
Erosionsprofil/variierend	0,12	3,22	7,03	5,72	2,67	0,95	0,19	19,90
annähernd Naturprofil	0,04	1,98	5,56	5,21	3,99	1,49	0,52	18,79
Naturprofil	0,01	0,56	0,93	1,37	1,85	1,87	0,37	6,96
Σ	7,11	27,22	30,08	18,47	10,76	5,16	1,20	100,00

ger: geradlinig, ges: gestreckt, swg: schwach geschwungen, mge: mäßig geschwungen, stg: stark geschwungen, gel: geschlängelt, mää: mäandrierend

werden alle zur Verfügung stehenden Profiltypen auf ihre Verteilung in den unterschiedlichen Laufkrümmungsklassen untersucht.

Die Ergebnisse zeigen, dass die Hälfte der geradlinigen Abschnitte ein Kasten- oder V-Profil aufweisen. Werden die Werte aus *Kasten- und V-Profil*, *Trapez- und Doppeltrapezprofil* und *Regelprofil/verfallend* aufsummiert, zeigt sich, dass 91,56% aller geradlinigen Abschnitte eines dieser technischen Profile aufweisen. Bei mäßig geschwungenen Abschnitten weisen bereits mehr als zwei Drittel ein *Erosionsprofil*, *annäherndes Naturprofil* oder *Naturprofil* auf. Von den geschlängelten Abschnitten haben 83,68% die vorgenannten Profiltypen.

Verrohrungen zeigen ebenso wie die bisher beschriebenen Parameter einen deutlichen Zusammenhang mit der Laufkrümmung des Gewässers auf. Aus Tabelle 4.6 ist zu ersehen, dass 92,7% aller Abschnitte, bei denen eine *Verrohrung* > 20m kartiert wurde, geradlinig, gestreckt oder schwach geschwungen sind.

Tab. 4.6: Anteile von verrohrten Abschnitten nach Laufkrümmung (in %)

	ger	ges	swg	mge	stg	gel	mää
Verrohrung > 20m mit/ ohne Sediment	26,56	45,83	20,31	5,73	1,56	0	0

ger: geradlinig, ges: gestreckt, swg: schwach geschwungen, mge: mäßig geschwungen, stg: stark geschwungen, gel: geschlängelt, mää: mäandrierend

Der Parameter *Gewässerrandstreifen* ist ein Indikator der menschlichen Nutzung im Gewässerumfeld und deswegen bei dieser Untersuchung von Interesse. Bei der Auswertung ergab sich, dass bei diesem Parameter keinen deutlichen Zusammenhang mit der kartierten Laufkrümmung festzustellen war (vgl. Tab. 4.7).

Tab. 4.7: Relative Verteilung von Abschnitten ohne Gewässerrandstreifen auf Laufkrümmungen (in %)

	ger	ges	swg	mge	stg	gel	mää
beide Seiten kein Randstreifen	56,77	41,96	38,32	32,38	30,68	27,35	35,57
eine Seite kein Randstreifen	19,65	27,87	27,34	23,03	23,18	15,30	16,49
anteil an EP11 ge- samt	76,42	69,83	65,66	55,41	53,86	42,65	52,06

ger: geradlinig, ges: gestreckt, swg: schwach geschwungen, mge: mäßig geschwungen, stg: stark geschwungen, gel: geschlängelt, mää: mäandrierend

EP11: Einzelparameter Laufkrümmung der Gewässerstrukturkartierung für kleine bis mittelgroße Fließgewässer

Aus der Verteilung lässt sich eine Tendenz sehen, die Anteile ohne Gewässerrandstreifen nehmen in den einzelnen Krümmungsklassen mit einer zunehmenden Laufkrümmung ab. Bei mäandrierenden Abschnitten besitzen über die Hälfte keinen oder nur noch auf einer Seite einen Randstreifen (siehe Tabelle 4.7).

Die Beschreibung der Laufkrümmung beweist aber noch keinen direkten Zusammenhang zwischen der Häufigkeit von Schadparametern und der Naturnähe eines Gewässers. Diese wird in der Strukturkartierung durch die Bewertung in der Funktionalen Einheit *FE11*¹⁰ ermittelt. Unter Berücksichtigung der Gewässertypen fällt die Bewertung der Krümmungsgrade entsprechend unterschiedlich aus (Abbildung 4.8).

Ein gestreckter Bach mit dem Leitbild einer schwach geschwungenen Laufkrümmung befindet sich demnach näher an seinem Leitbild als ein gestreckter Bach mit einem Leitbild, das einen mäandrierenden Verlauf vorgibt. Dementsprechend wird im ersten Fall die Funktionale Einheit besser bewertet.

Anders verhält es sich bei geradlinigen Gewässerabschnitten, da diese in der Natur mit Ausnahme von Hochgebirgsbächen nicht vorkommen (MÜLLER & ZUMBROICH 1999). Entspricht die Laufkrümmung dem Leitbild, wird die Note 1 vergeben; ist die Laufkrümmung stärker als im Leitbild vorgegeben, hat dies möglicherweise eine Gefällereduktion als Ur-

¹⁰ FE11 = Funktionale Einheit „Krümmung“ der Gewässerstrukturkartierung für kleine bis mittelgroße Fließgewässer. Diese ist in LUA NRW (1998, S. 140) definiert und beschreibt die Natürlichkeit von Schwingungslänge und -amplitude.

Tab. 4.8: Krümmungsbewertung in der Gewässerstrukturgüte, abhängig vom Gewässertyp (aus: LUA NRW 2001a, S. 141).

1.1 Laufform	Leitbild					
	Ist-Zustand	geradlinig*	gestreckt	schwach gewunden	gewunden	mäandrierend
ungekrümmt	geradlinig (1,0)	x	6	7	7	7
	gestreckt (1,01 – 1,05)	x	1	4	5	6
gekrümmt	schwach gewunden (1,06 – 1,25)	x	3**	1	3	4
	gewunden (1,26 – 1,5)	x	3	3	1	3
	mäandrierend (> 1,5)	x	3	3	3	1

* Natürlicherweise nicht vorkommend

** Höhere Windungsgrade als die potenziell natürlichen treten vergleichsweise selten auf (z.B. durch künstliche Gefällereduzierung oder Geschiebedefizite) und sollten maßvoll defizitär bewertet werden.

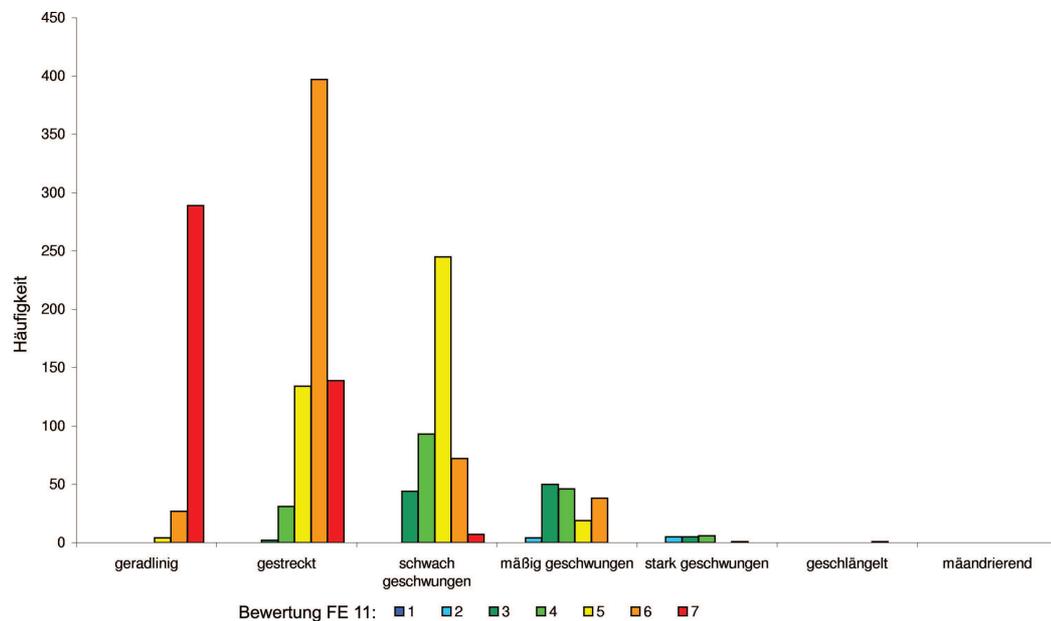


Abb. 4.3: Verteilung der Abschnitte mit Sohlenverbau auf die Laufkrümmung und Bewertung der Funktionalen Einheit FE11

sache und wird im Allgemeinen nicht schlechter als 3 bewertet. Dieser Fall kommt im Einzugsgebiet der Ruhr praktisch nicht vor.

In Abbildung 4.3 ist die Häufigkeitsverteilung der Abschnitte mit Sohlenverbau in den Laufkrümmungsklassen dargestellt und nach der Bewertung der Funktionalen Einheit FE11 klassifiziert. Dieses Säulendiagramm zeigt deutlich, dass Abschnitte mit Sohlenverbau meist auch mit geringer Laufkrümmung kartiert werden und dass diese Gewässer nach ihrem Typ eine sehr viel stärkerer Krümmung aufweisen müssten. Dies ist der Beweis für die Begradigung solcher Gewässer.

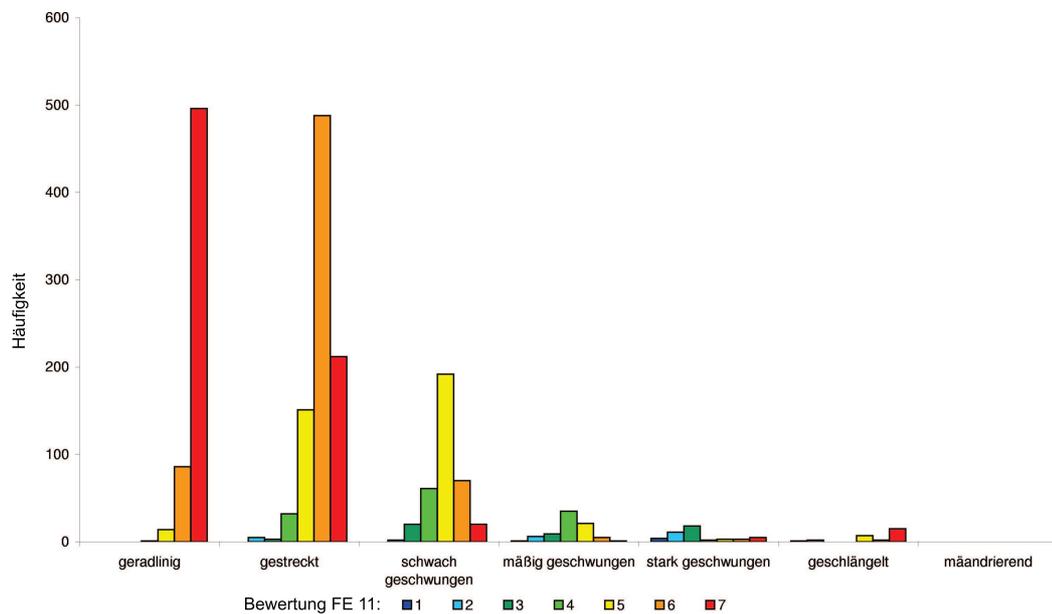


Abb. 4.4: Verteilung der Abschnitte mit Uferverbau rechts auf die Laufkrümmung und Bewertung der Funktionalen Einheit FE11

Der oben beschriebene Zusammenhang zwischen dem untersuchten Schadparameter und der Begradigung zeigt sich in Abbildung 4.4 auch bei Gewässerabschnitten, in denen Uferverbau kartiert wurde. In diesem Fall ist aber die Streuung etwas breiter, da beispielsweise am Prallhang von erosionsgefährdeten Abschnitten mit starker Laufkrümmung Uferverbau als Sicherungsmaßnahme für die angrenzenden Landflächen eingesetzt wird.

4.6 Abschlussthese und weiteres Vorgehen

Aus den Untersuchungen zwischen einzelnen Schadparametern und der Laufkrümmung eines Gewässers zeigt sich mit Ausnahme des Gewässerrandstreifens ein signifikanter Zusammenhang.

In der empirischen Untersuchung hat sich herausgestellt, dass ein geradliniger, gestreckter oder schwach geschwungener Gewässerverlauf einen Indikator für gesuchten Parameter darstellt, auf denen die Ermittlung von erheblich veränderten Gewässern basiert. Dies bestätigt die Eingangsthese aus Kapitel 3. Dort wurde erläutert, dass fast alle Gewässerstrecken, an denen wasserbauliche Maßnahmen wie Uferverbau (u), Sohlenverbau (s), Ver-

rohrungen (r) oder Überbauungen (b) durchgeführt werden, in der Menge der begradigten Gewässerabschnitte (E_g) enthalten sind.

$$\{b, r, s, u\} \in E_g \tag{4.5}$$

Dies bedeutet, dass nicht jeder gestreckte Abschnitt auch zwangsläufig einen Sohlenverbau, Uferverbau oder eine Verrohrung aufweisen muss. Es kann aber die Gesetzmäßigkeit abgeleitet werden, dass mit zunehmender Laufkrümmung die Wahrscheinlichkeit des Auftretens der gesuchten Schadparameter abnimmt. Diese Aussage bestätigt sich bei der Hinzunahme des Parameters Gewässertyp.

Als Ergebnis der Auswertung der Strukturgütedaten lässt sich also festhalten, dass die Abbildung der Laufkrümmung in den ausgewählten Geodaten untersucht und bewertet werden muss. Aufgrund der Laufkrümmung können dann unter Berücksichtigung der Umfeldnutzung sichere Aussagen über die Ausweisung von Gewässerabschnitten als erheblich verändert vorgenommen werden. Hierauf baut die Vorgehensweise bei der Entwicklung der automatisierten Ausweisungslogik auf.

5 Entwicklung der Methodik

5.1 Zielsetzung

Die Methoden zur Ausweisung von erheblich veränderten Gewässern auf der Basis von Geodaten wurden mit dem Ziel entwickelt, Gewässerabschnitte mit einem automatischen Auswertungsverfahren als natürlich oder erheblich verändert einzustufen. Zur Lösung dieser Aufgabe bietet sich der Einsatz von Daten des ATKIS Basis-DLM an (vgl. Erläuterungen in Kapitel 4). Dieser Datensatz ist bundesweit verfügbar und beinhaltet eine Vielzahl an Informationen, die bei dem Ausweisungsverfahren nützlich sind. Zudem stellt dieser Datensatz den genauesten verfügbaren flächendeckenden Datenbestand dar.

Für die Auswertungen werden die in Kapitel 4.5.1 beschriebenen Zusammenhänge genutzt, um die Bedeutung von Begradigung als Summenparameter für anthropogene Veränderungen an einem Gewässerabschnitt herauszuarbeiten. Die herausgearbeiteten Informationen werden iterativ in die Methodik eingebunden und dabei mit Hilfe von Fuzzy-Funktionen kombiniert. Das Ergebnis stellt einen Zugehörigkeitsgrad jedes Abschnitts zur Klasse der erheblich veränderten Gewässer dar.

5.2 Fuzzy Sets

5.2.1 Grundlagen

Die Theorie der Fuzzy Sets stellt eine Erweiterung der klassischen Mengenlehre dar (FODOR & YAGER 2000). Die Basis der heutigen Fuzzy Logik, auf der die Theorie der Fuzzy Sets beruht, liegt in einem Aufsatz von ZADEH aus dem Jahr 1965. Dort beschreibt er erstmals mathematisch, dass sich Elemente der realen Welt selten in klar abgegrenzte Klassen einordnen lassen (DUBOIS ET AL. 2000). Die Ausarbeitung von Beziehungen zwi-

schen solchen weichen Klassengrenzen ist in vielen wissenschaftlichen Forschungsrichtungen notwendig (BOIXADER ET AL. 2000). In besonderem Maße trifft dies auf ökologische Fragestellungen zu, bei denen die bei OVCHINNIKOV (2000) beschriebenen Beziehungen zwischen den einzelnen Objekten hervorzuheben sind.

Das grundlegende Konzept der Fuzzy-Logik besteht darin, unscharf abgegrenzte Zusammenhänge zu beschreiben und zu berechnen (DUBOIS & PRADÉ 2000). Dabei kann diese Unschärfe sowohl als verbale Beschreibung vorliegen als auch in unscharf abgegrenzten Mengen, die verbal beispielsweise als Grenze zwischen einer dichten und einer lockeren Bebauung beschrieben werden. Die Theorie der Fuzzy Sets kann diese linguistischen Variablen nutzen und weitet dabei den klassischen Mengenbegriff auf (BEZDEK 1993). Mengen besitzen Zugehörigkeitsfunktionen, über die jedes Element der Menge über seinen Grad der Zugehörigkeit zur Menge beschrieben wird (REYNOLDS 2001).

Die Beschreibung von natürlichen Zusammenhängen und die Modellierung von Mensch-Umwelt-Beziehungen erfordert häufig die Betrachtung von unscharfen Grenzen und Wirkungsgefügen. Die Klassenzuordnung nach einem *Alles oder nichts*-Verfahren ist in solchen Fällen nicht ausreichend (JANTZEN 1998a).

Bei PAPADIAS ET AL. (1999) werden in der realen Welt drei Typen von Unschärfe unterschieden:

- (1) Objekte mit unscharfen Grenzen oder Grenzen, die sich verschieben (z.B. die Grenze zwischen Fluss und Land bei unterschiedlichen Wasserständen),
- (2) Objekte, die zu unterschiedlichen Anteilen zu verschiedenen Klassen gehören,
- (3) verbale Beschreibungen (z.B. Beschreibung einer Laufkrümmung als schwach geschwungen oder mäßig geschwungen).

Die Ursache für Unschärfe begründet sich teilweise schon in der Datenerfassung oder in der Unvollständigkeit der zur Verfügung stehenden Informationen (BILGIÇ & TÜRKŞEN 2000). Beispielhaft können linguistische Variablen und Zugehörigkeitsfunktionen an der Laufkrümmung eines Gewässers erläutert werden. Ein Gewässer kann beispielsweise als schwach geschwungen oder mäßig geschwungen klassifiziert werden. Es gibt dabei verbale Definitionen, welcher Gewässerlauf wie klassifiziert werden muss, teilweise sind diesen verbalen Beschreibungen (LUA NRW 1998) oder auch konkrete Werte (LUA NRW 2001a) zugeordnet. Beispiel: Zwei bezogen auf die Laufkrümmung in der Realität ähnliche Gewässer, unterscheiden sich nur geringfügig. Liegen diese beiden Gewässer auf beiden Seiten der Klassengrenze zwischen „schwach geschwungen“ und „mäßig geschwungen“, erscheint der Unterschied aufgrund der Klassifikation größer. Für das Auswertungsverfahren

kann aber diese Unterscheidung entscheidend für die Einstufung eines Gewässerabschnittes als „erheblich verändert“ oder „natürlich“ sein. In der Fuzzy-Logik wird jedem betrachteten Gewässerabschnitt ein Grad der Zugehörigkeit zu den „erheblich veränderten Gewässern“ zugeordnet. Diese Zugehörigkeit ist bei geradlinigen Gewässern gleich 1 und bei mäandrierenden gleich 0. Gewässern mit einer zwischen diesen beiden Klassen liegenden Laufkrümmung wird aufgrund der berechneten Sinuosität anhand einer Zugehörigkeitsfunktion ein Zugehörigkeitswert zugeordnet.

Eine Möglichkeit, Betrachtungen zu Unschärferelationen durchzuführen, ist die Bildung von Fuzzy-Sets. Hierbei werden den einzelnen Elementen keine scharfen Grenzen zugewiesen, sondern die Beschreibung durch unscharfe Operatoren und Verbindungen vorgenommen (ALIEV ET AL. 2000). Insbesondere bei Problemstellungen, in denen Ökosysteme eine besondere Bedeutung haben, bietet sich eine wissensbasierte Herangehensweise auf der Basis von Fuzzy Logik an (REYNOLDS ET AL. 2000).

MANDL (1994) nennt für die Durchführung von Fuzzy-Verfahren fünf Schritte:

- (1) Definition der Ziele des Entscheidungsprozesses und der Variablen (Bedingungen), die zur Bewertung herangezogen werden sollen,
- (2) Fuzzifizierung aller Variablen,
- (3) Operationen innerhalb des Entscheidungsmodells (min, max, Multiplikation etc.),
- (4) Defuzzifizierung der Zielvariablen,
- (5) Endgültige Entscheidung oder Erarbeitung von Entscheidungsalternativen.

Dabei werden in Schritt (2) alle Variablen eines Objektes in Werte der Fuzzy-Zugehörigkeitsfunktion transformiert und in Schritt (3) entsprechend der vorher definierten Zielvorgaben bewertet. In der Fuzzy Logik werden solche Zugehörigkeitswerte im Intervall $[0, 1]$ vergeben (BUCKLEY & ESLAMI 2002). Ein Element der Menge kann mehreren Klassen zugeordnet werden, wobei die Summe der Zugehörigkeit zu allen Klassen den Wert 1 ergibt.

Die Zugehörigkeitswerte werden über eine Zugehörigkeitsfunktion aus einem Zahlenwert, in dem der Zustand des Objektes beschrieben wird, ermittelt. In Abb. 5.1 ist beispielsweise die Sinuosität dargestellt. Ein Gewässer mit einer für den ihm zugeordneten Gewässertyp sehr geringen Sinuosität erhält eine hohe Zugehörigkeit zur Klasse der erheblich veränderten Gewässer, eines mit einer hohen und dem Gewässertyp entsprechenden Sinuosität erhält sehr geringe Zugehörigkeit.

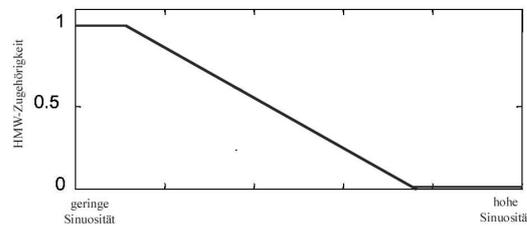


Abb. 5.1: Beispiel einer Fuzzy Membership-Funktion. Eine geringe Sinuosität führt zu einer hohen HMW-Zugehörigkeit, eine hohe Sinuosität zu einer geringen HMW-Zugehörigkeit.

Solche Unschärfetrachtungen ermöglichen es, häufig in der realen Welt auftretende Phänomene genauer zu beschreiben als dies mit diskreten Zahlen möglich wäre. Dabei können nach WATERS & EVANS (2003) vier unterschiedliche Arten an *fuzzy geographical boundaries* auftreten:

- (1) Kontinuität in Form eines Gradienten,
- (2) Aggregation zu Kategorien,
- (3) Mittelung von sich bei wechselndem Maßstab oder mit der Zeit ändernden Grenzen,
- (4) Linguistische Uneindeutigkeit der Grenze.

Die Theorie der Fuzzy Sets wird bei CHAKRABARTY (2000) als nah verwandt mit der Künstlichen Intelligenz angesehen und als Alternative zu traditionellen Konzepten der Mengenlehre. Es gibt verschiedene Operatoren, die auf diese Mengen angewendet werden können.

$$A \cap B \equiv \min(a, b) \quad (5.6)$$

In Formel 5.6 wird die Schnittmenge der Mengen A und B als Fuzzy *min*-Operator definiert. Von den beiden Werten a und b aus den Fuzzy-Funktionen der Mengen A und B wird der jeweils kleinere Wert ausgewählt (DUBOIS ET AL. 2000).

$$A \cup B \equiv \max(a, b) \quad (5.7)$$

Formel 5.7 beschreibt die Vereinigung der Mengen A und B als Fuzzy *max*-Operator. Von den beiden Werten a und b aus den Fuzzy-Funktionen der Mengen A und B wird der jeweils größere Wert ausgewählt (DUBOIS ET AL. 2000).

$$\bar{A} \equiv 1 - a \quad (5.8)$$

Das Komplement von A (Formel 5.8) wird durch $1 - a$ berechnet (JANTZEN 1998a). Wenn nur zwei Klassen vorhanden sind, die aber den gesamten Merkmalsraum abdecken, ist $1 - a = b$.

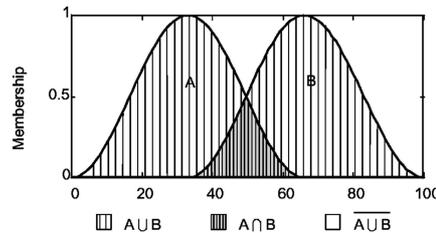


Abb. 5.2: Fuzzy-Set Operationen (aus: JANTZEN 1998a, S.9)

Abbildung 5.2 zeigt, wie sich die Mengen für die vorgenannten Formeln verhalten. Die weißen Flächen gehören zu einer Menge C , die in den Formeln nicht enthalten ist. Diese Abbildung umfasst alle Zugehörigkeitswerte, die weder durch die Menge A noch durch die Menge B abgedeckt sind.

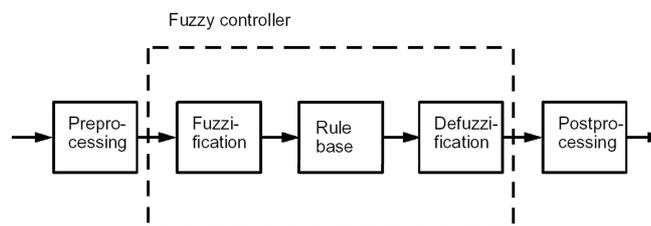


Abb. 5.3: Fuzzy-Blöcke eines Fuzzy-Controllers (nach: JANTZEN 1998b, S.6)

Der Einsatz von Fuzzy Sets in einem Auswertungsprozess erfordert einen Fuzzy-Controller, über den die Datenmengen gesteuert werden. Die einzelnen Bestandteile eines solchen Controllers sind in Abb. 5.3 dargestellt. Daraus ist ersichtlich, dass der gesamte Prozess der Auswertung von unscharfen Mengen innerhalb dieses Fuzzy-Controllers abgewickelt wird. Input und Output sind aus Sicht dieser Steuerungseinheit Vor- bzw. Nachprozessierungsschritte, die nicht mit Fuzzy Sets arbeiten (JANTZEN 1998b). Die Fuzzifizierung ermittelt für jedes der in das System eingehenden Elemente anhand einer oder mehrerer Fuzzy-Funktionen einen spezifischen Zugehörigkeitswert zu den einzelnen Klassen (JANTZEN 1998b). Die Berechnung der Ergebnisse kann auf definierten Regeln basieren. Die Bewertung der Input-Daten erfolgt beispielsweise über die in den Formeln 5.6, 5.7 und 5.8 beschriebenen Funktionen. Auf diese Weise werden die einzelnen Eingangsvariablen miteinander verrechnet und die Zugehörigkeitswerte für die Klassen ermittelt.

In der Defuzzifizierung werden die einzelnen Objekte wieder genau einer Klasse zugeordnet. Das Postprocessing dient der Skalierung der Ergebnisse auf das erforderliche Spektrum, da sich die Ergebnisse der Fuzzy-Bewertungen in dem Intervall $[0, 1]$ bewegen.

Bei dem Einsatz von Fuzzy Sets wird berücksichtigt, dass einzelne Klassen sich nicht immer gut voneinander trennen lassen. Dennoch ist es von Bedeutung, die Trennbarkeit zu analysieren und die Lage der Klassen zueinander zu betrachten (BUCKLEY & ESLAMI 2002).

5.2.2 Anwendung

Informationen über Objekte stehen sehr häufig nicht isoliert für sich, sondern können meist wieder in mehrere Informationen untergliedert werden. Diese Beziehungen zwischen den Informationen können Ähnlichkeiten oder Unterschiede zwischen den betrachteten Objekten darstellen (DEMRI & ORLOWSKA 2002). Der Zustand für jedes Merkmal bei jedem einzelnen Objekt wird beispielsweise durch Fuzzy-Logik beschrieben (DEMRI & ORLOWSKA 2002).

Bezogen auf die in Kapitel 4.5.1 erläuterten Zusammenhänge zwischen Parametern der Gewässerstruktur können Fuzzy Sets bestimmt werden. Ein Gewässer mit geradlinigem Verlauf ist meist die Folge eines Eingriffs des Menschen, ein mäandrierendes Gewässer wird nur sehr geringe anthropogene Veränderungen erfahren haben. Dazwischen gibt es eine Menge an Laufkrümmungsklassen, die nicht so einfach zugeordnet werden können, sondern an denen entsprechend ihres Krümmungsgrades unter Berücksichtigung des potenziell natürlichen Verlaufs ein bestimmtes Maß an Veränderungen durchgeführt worden ist.

Im Fall eines Gewässerverlaufs mit der Sinuosität $P = 1$ liegt ein geradliniger Gewässerabschnitt vor. Da diese in der Natur selten vorkommen, liegt der Wert der Zugehörigkeitsfunktion für die anthropogene Beeinflussung bei 1, der Wert für einen natürlichen Verlauf bei 0. Bei mäandrierenden Gewässern ist dieses Verhältnis umgekehrt. Für alle anderen Krümmungsgrade liegen die Anteile entsprechend verteilt in beiden Klassen. Dies ist schematisch in Abb. 5.4 dargestellt. Dieser Schritt beschreibt die potenzielle Schädigung eines Abschnitts, aber noch nicht seine Sanierbarkeit. Diese wird durch die mögliche mit der Veränderung in Verbindung stehende Nutzung beschrieben. Liegt eine im Sinne der Wasserrahmenrichtlinie nachhaltige Nutzung vor (siehe Kapitel 2.3.2), besteht ein hohes Konfliktpotenzial bei der Revitalisierung des Gewässerabschnitts und eine hohe Zugehörigkeit zu erheblich veränderten Gewässern.

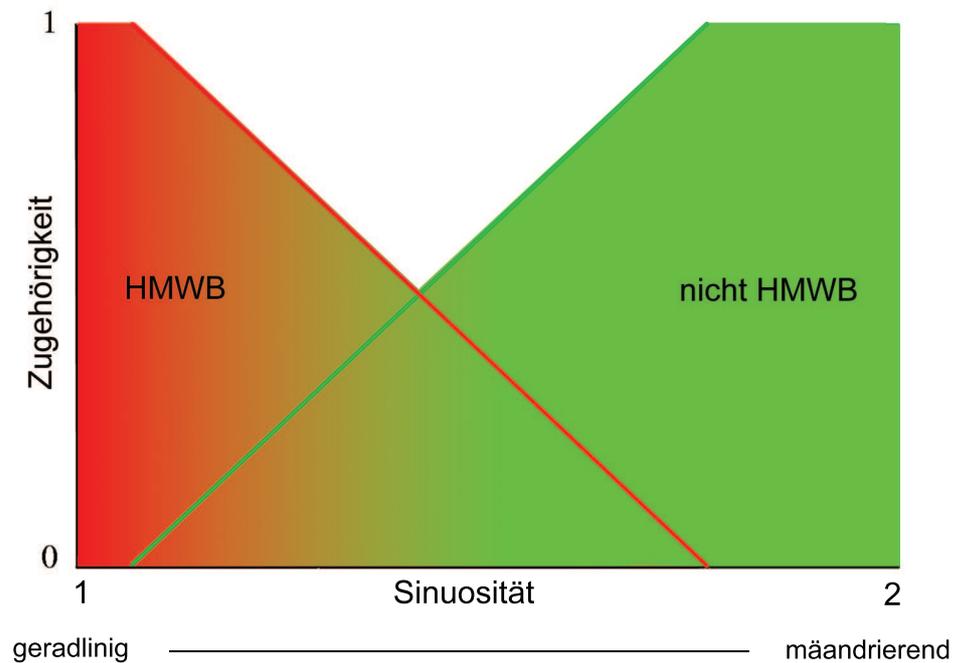


Abb. 5.4: Fuzzy-Klassenzugehörigkeiten bei der Einstufung von erheblich veränderten Gewässern zu den beiden Klassen *erheblich verändert (HMWB)* und *nicht erheblich verändert (nicht HMWB)*

Für die Zuordnung der Gewässerabschnitte zur Klasse *erheblich verändert* gemäß EG-Wasserrahmenrichtlinie bedeutet dies, dass es Abschnitte gibt, die vollständig in diese Klasse hineingehören. Bei anderen kann eine Zugehörigkeit vollständig ausgeschlossen werden und eine Vielzahl liegt im Schnittbereich beider Mengen.

5.3 Bewertungsvorschriften für die ausgewählten Schadparameter

Die Entwicklung der Auswertungsmethodik dient dem Aufbau eines Verfahrens, das zunächst unabhängig von bestimmten Daten allein auf Grundlage von Informationen arbeiten kann, die charakteristisch für einzelne Schadparameter sind. Dieses Ziel erfordert im ersten Schritt eine Analyse von Faktoren, die in den Eingabedaten vorhanden sein müssen. Danach sind fehlende oder redundante Informationen durch andere zu ersetzen. Dabei wird die Datenmenge verringert und gleichzeitig sichergestellt, dass alle notwendigen Daten vorhanden sind.

Es ist demnach als erstes zu analysieren, wie die erforderlichen Informationen in Geodaten enthalten sind bzw. wie diese Informationen indirekt ermittelt werden können.

5.3.1 Berechnung der Laufkrümmung

Bei einem Vergleich der Gewässerstrukturdaten und der Identifikation von erheblich veränderten Gewässerabschnitten hat sich der Parameter Begradigung als ein Summenparameter für viele biozönotisch wirksame anthropogene Eingriffe in die Gewässermorphologie herausgestellt (Kapitel 4.5.1). Die Zusammenhänge zwischen Schadparametern und der Laufkrümmung sind in Kapitel 4.5.1 beschrieben worden. Es stellt sich dabei die Frage, wie gut die Laufkrümmung aus digitalen Geodaten abgeleitet werden kann. Hierzu wurde die Sinuosität als mittlere Krümmung eines Abschnitts ermittelt.

Da detaillierte Informationen über Begradigung in den für das Mulde-Einzugsgebiet verfügbaren Daten nicht enthalten sind, müssen diese Informationen aus anderen abgeleitet werden. Diese sind in allen Geodatenbeständen vorhanden, in denen Gewässerlinien enthalten sind. Inwieweit die Laufkrümmung aus dem Gewässernetz als Informationsquelle genutzt werden kann, hängt vom Erfassungsmaßstab und der Datenqualität ab. Die Aussagefähigkeit wird am Beispiel des ATKIS Basis-DLM in Kapitel 4.4 detailliert untersucht. Da die Gewässerlinien im eingesetzten ATKIS Basis-DLM als Vektordaten vorliegen und damit aus mit Linien verbundenen Stützpunkten bestehen, kann die Laufkrümmung nicht direkt aus der Krümmung in einem Punkt gemessen werden.

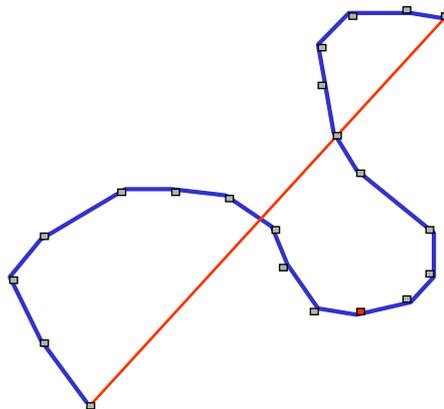


Abb. 5.5: Berechnung der Sinuosität in digitalen Vektordaten

Die Berechnung der Laufkrümmung der Gewässer erfolgt als Mittelwertberechnung in einem Intervall, das eine bestimmte Anzahl an Punkte enthält. Aus dem Verhältnis der

Gewässerslänge zur Länge der Luftlinie zwischen den beiden Endpunkten des Intervalls wird die Sinuosität berechnet (Formel 3.4 in Kapitel 3.2.3). Die Laufkrümmung ergibt sich aus der mittleren Sinuosität aller Stützpunkte der Gewässerlinie.

Abbildung 5.5 zeigt die Vorgehensweise zur Ermittlung der Sinuosität. Die Berechnung erfolgt für jeden Punkt der Gewässerachse, wobei jeweils nur die verfügbaren Vektoren einfließen. Bei einer definierten Anzahl $n = 20$ Vektoren werden für jeden Punkt p der Linie L die Vektoren aus dem Intervall $[L_{p-(\frac{n}{2})}, L_{p+(\frac{n}{2})}]$ eingehen. Da für die ersten und letzten Punkte diese Intervalle nicht vollständig vorhanden sind, wird es entsprechend verkleinert. Für den ersten Punkt p_0 der Linie bedeutet dies, dass nur zehn Vektoren zwischen den Punkten p_0 und p_{10} zugrunde gelegt werden. Für den Punkt p_2 erstreckt sich das Intervall über $[p_0, p_{11}]$. Bei den letzten Punkten einer Linie wird analog verfahren. Die Länge der Strecke hat dabei eine hohe Bedeutung für die Ergebnisse. Es muss zunächst eine Intervalllänge gefunden werden, die die Charakteristika der Gewässerabschnitte optimal widerspiegelt.

Für die Ermittlung von Begradigungen eines Gewässers müssen zwei Informationen vorhanden sein: Die potenzielle natürliche Laufkrümmung eines Gewässers und die tatsächliche Sinuosität. Als Indikator dient dabei die in Kapitel 3.3 beschriebene Gewässertypologie. Jedes Gewässer ist einem bestimmten Typ zugeordnet, für den wiederum seine charakteristische Laufkrümmung beschrieben wird. Diese wird aber nicht in konkreten Werten beschrieben, sondern in verbalen Formulierungen. Den verbalen Beschreibungen dieser linguistischen Variablen sind dabei in LUA NRW (2001a) für mittelgroße bis große Fließgewässer Zahlenwerte zugeordnet. Für die kleinen bis mittelgroßen Gewässer liegen solche konkreten Zahlen nicht vor.

Aus der Analyse von Geometrien der Strukturdaten in Kapitel 4.5.2 zeigt sich, dass die kartierten Laufkrümmungen häufig nicht mit der berechneten übereinstimmen. Dies liegt möglicherweise an der subjektiven Einschätzung des Kartierers bei der Datenerhebung, oder aber an der Generalisierung von digitalen Daten. Diese Generalisierung führt dazu, dass Gewässer in einem digitalen Datensatz geringer gekrümmt abgebildet werden als sie in Realität sind. In Kapitel 4.4 wird gezeigt, dass die Datengrundlage eine gute Übereinstimmung mit großmaßstäbigen Topographischen Karten aufweist, aber dennoch bei starken Laufkrümmungen eine Generalisierung stattgefunden hat.

Zur Ermittlung der optimalen Länge der in die Berechnung mit einzubeziehenden Gewässerabschnitte wird diese über unterschiedlich viele Vektoren getestet. Es wurden Intervalle über 6, 10, 20, 40 und 100 Vektoren ausgewählt.

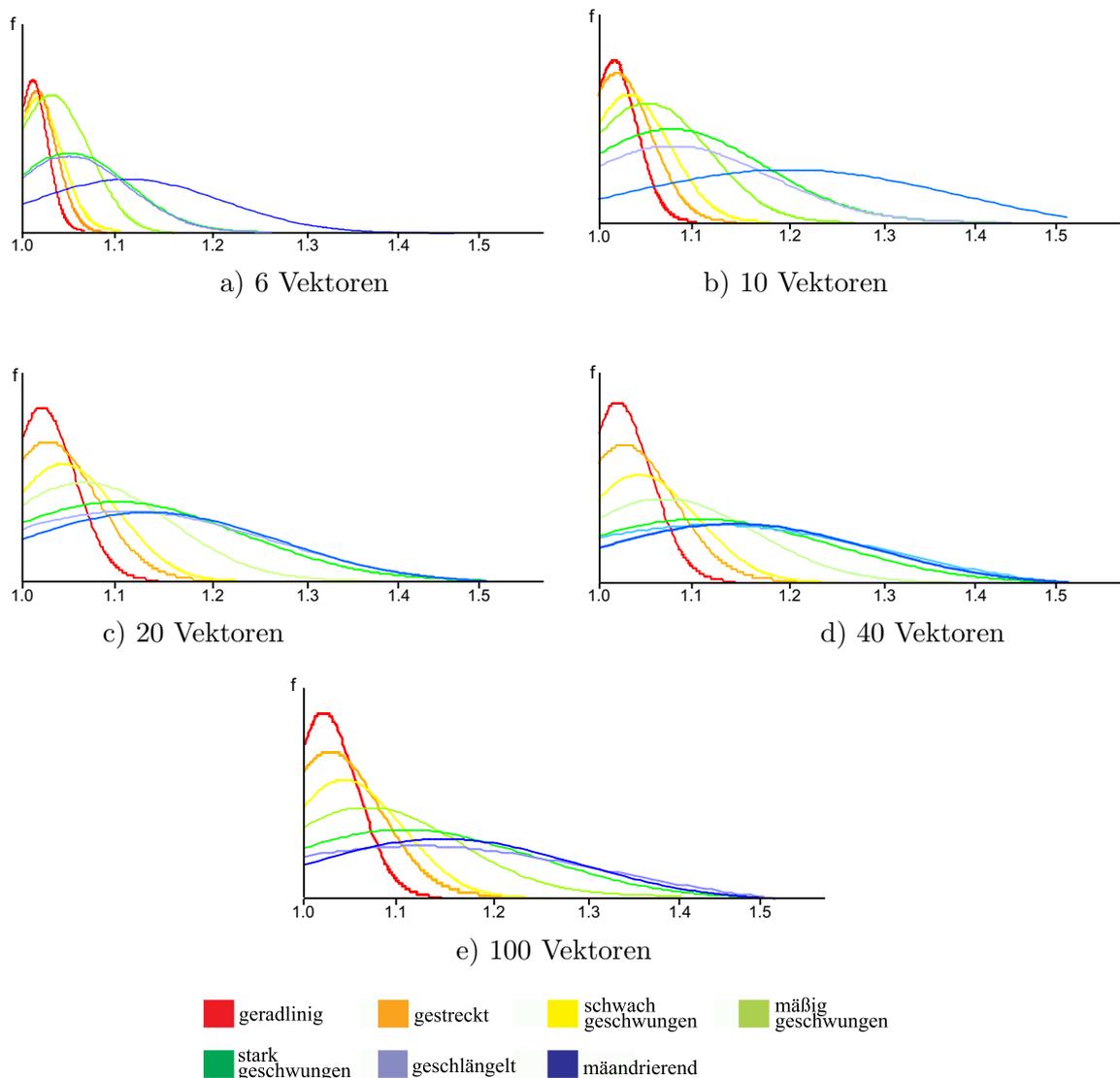


Abb. 5.6: Gauss'sche-Verteilungskurven der Laufkrümmungsklassen aus LUA NRW (1998) auf die berechneten Sinusositäten bei unterschiedlicher Vektorenzahl. Die Kurven wurden aus den in Anhang B dargestellten Häufigkeitsverteilungen berechnet. f: Häufigkeit

Die Abbildungen 5.6a) bis e) zeigen die Verteilungskurven bei den unterschiedlichen Intervallgrößen. Dort ist zu erkennen, dass die berechnete Sinusosität mit steigender Zahl an berücksichtigten Vektoren ebenfalls zunimmt. Gleichzeitig sind zwischen Abb. 5.6a) bis Abb. 5.6c) starke Veränderungen der Kurven für die einzelnen Bewertungen nach der Gewässerstrukturkartierung zu erkennen. Wenn mehr als 20 Vektoren in die Berechnungen einbezogen werden, verändert sich die Verteilungskurve nur noch geringfügig. Daraus lässt sich schließen, dass dort „gerade Bereiche“ beim Wechsel der Krümmungsrichtung

innerhalb von Mäanderbögen als geradlinig herausgegeben werden. Andererseits zeigt sich, dass auch bei Anwendung auf eine sehr große Anzahl an Vektoren eine breite Streuung der Krümmungsgrade erhalten bleibt.

Da Veränderungen an den Fließgewässern eine gewisse Mindestlänge aufweisen müssen, um biozönotisch wirksam zu sein, muss diese Länge berücksichtigt werden. Derzeitige empirische Untersuchungen¹¹ zeigen, dass mit derzeit vorliegenden Methoden durch die Biozönose nachweisbare Schädigungen an einem Gewässerabschnitt häufig eine Mindestlänge von mehreren hundert Metern aufweisen müssen, um eine signifikante Auswirkung auf das Ökosystem zu haben.

Da sich die Kurven der bewerteten Laufkrümmung und der berechneten Sinuosität nicht sauber trennen lassen, wird die Zugehörigkeit über eine Fuzzy-Funktion beschrieben. Da nur sehr stark begradigten Abschnitten eine wesentliche Veränderung der Gewässermorphologie vorausgegangen ist, werden nur diese bei der Ausweisung berücksichtigt. Deswegen werden bei diesem Verfahren nur die Kurven von *geradlinig*, *gestreckt* und *schwach geschwungen* Gewässersegmenten berücksichtigt. Die Kurve der Zugehörigkeitsfunktion wird so gelegt, dass alle Werte $P \leq 1,01$ auf einen Zugehörigkeitswert $z = 1$ gesetzt werden. Dieser Wert stellt das Maximum der Häufigkeiten der Sinuositäts-Klasse „geradlinig“ dar. Für eine Sinuosität $P \geq 1,20$ wird die Zugehörigkeit $z = 0$ definiert. Dieser Wert beschreibt die obere Grenze des Vorkommens von geradlinigen und gestreckten Gewässerabschnitten. Diese beiden Klassen enthalten nach den Voruntersuchungen in Kapitel 4.5.2 die wesentlichen Anteile der für die Einstufung als „erheblich verändert“ ausschlaggebenden Parameterausprägungen. Die beiden Endpunkten werden durch eine Gerade verbunden und den Sinuositätswerten entsprechende Zugehörigkeiten zugeordnet.

Der oben genannte empirisch ermittelte Wert von $P \geq 1,20$ stellt einen Wert dar, der als Hilfsgröße dient, wenn keine Informationen über Gewässertypen vorhanden sind. Um den unterschiedlichen Gewässertypen Rechnung zu tragen, wurden die charakteristischen Krümmungsgrade der Gewässertypen analysiert und als Wert mit in die Berechnung eingebracht. Die Werte für die einzelnen Gewässertypen sind in Anhang C benannt. Auf diese Weise wird die Laufkrümmung von Abschnitten mit einer sehr geringen Sinuosität eines Kerbtalgewässers als relativ naturnah bewertet, die eines Tieflandgewässers als stark verändert.

Die charakteristische Krümmung k eines Gewässertyps T wird als Basis für die Fuzzy-Bewertung eingesetzt. Ist eine Sinuosität $P = T_k$, wird dieser der Wert $z = 0$ zugeordnet.

¹¹ Diese Ergebnisse sind Teil des BMBF-Verbundforschungsprojektes MAKEF (Entwicklung von Methoden zur Ausweisung von erheblich veränderten Fließgewässern gemäß EU-Wasserrahmenrichtlinie) und durch das Institut für Ökologie, Abteilung Hydrobiologie der Universität Duisburg-Essen erkannt worden und können dem Projektbericht entnommen werden.

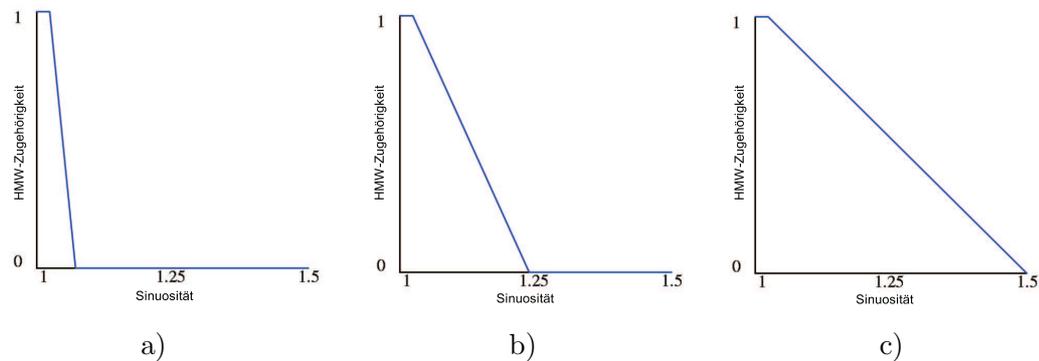


Abb. 5.7: Zugehörigkeitsfunktion der Sinuositätsbewertung nach Gewässertypen: a) Kerbtal­bäche des Mittelgebirges, b) sandgeprägte Tieflandbäche, c) kiesgeprägte Tieflandflüsse

Die Funktionsgerade verläuft zwischen den beiden Endpunkten bei Kerbtal­gewässern mit einer natürlicherweise recht geringen Laufkrümmung steiler als bei Tiefland­gewässern mit sehr starker Laufkrümmung. Abbildung 5.7 dient als Beispiel für Fuzzy-Funktionen zu drei verschiedene Fließgewässertypen. Die Grenze der maximalen Fuzzy-Zugehörigkeit wird für alle Gewässertypen bei 1,01 angesetzt. Der Beibehaltung dieses Wertes liegt zugrunde, dass bei einem sehr geraden (geradlinigen) Gewässer eine sehr hohe Wahrscheinlichkeit besteht, dass dort anthropogene Veränderungen stattgefunden haben. Die Veränderung der Laufkrümmung eines Gewässers bringt eine Veränderung des Lebensraumes mit sich. Bei Tiefland­gewässern stellen schwach oder mäßig geschwungene Gewässer eine naturnähere Laufkrümmung dar als geradlinige und müssen daher von diesen in der Zugehörigkeit zu den erheblich veränderten Gewässern unterschieden werden.

5.3.2 Sozioökonomischer Hintergrund

Die Umfeldnutzung fließt als Kenngröße mit in den Auswertungsprozess ein. Annahme ist es dabei, dass Begradigungen von Gewässern zum Teil auf intensive Nutzungen des Umfeldes zurückgeführt werden können. Liegt beides vor, stellt dies einen starken Indikator für erheblich veränderte Gewässer dar.

In dem Bewertungsschema wird die Objektart Landwirtschaft mit einer mittleren Bewertung von 0,5 eingestuft, Siedlungsbereich erhalten eine Bewertung von 1,0. Wald erhält aufgrund der wenig intensiven Nutzung eine Bewertung von 0,0. Die Bewertungen spiegeln die unterschiedlichen Intensitätsgrade der Nutzung wieder. Diese lassen sich beispielsweise

durch die ökonomischen oder sozialen Folgen, die durch einen Gewässerumbau für eine bestimmte Nutzung entstehen, bewerten.

Ein Maß für die Konfliktintensität zwischen der Revitalisierung eines solchen Gewässers und weiterer Nutzung sind beispielsweise die Kosten, die bei Ankauf der erforderlichen Flächen anfallen. Dabei weist NACHTNEBEL (1996) darauf hin, dass häufig der Erhalt von massiven Uferbefestigungen erheblich kostenintensiver ist als der Ankauf von Flächen und anschließender Stabilisierung der Ufer durch Vegetation. Dabei ist zu berücksichtigen, dass beispielsweise landwirtschaftliche Fläche im allgemeinen günstiger zu erwerben sind als bebauter Land im urbanen Bereich.

Somit werden Flächen mit intensiver Nutzung wie beispielsweise Wohnbaufläche oder Industrie- und Gewerbefläche für die Bewertung hinsichtlich der Ausweisung anliegender Gewässerabschnitte als erheblich verändert sehr hoch eingestuft. Forstwirtschaft bekommt dagegen nur einen geringen Wert zugewiesen.

Diese Aufgliederung ergibt sich aus den Ergebnissen der in Kapitel 2.4.5, Tab. 2.3 beschriebenen Fallstudien zu erheblich veränderten Gewässern. Die Bewertungen für die Objektarten des AKTIS Objektartenmodells sind in Anhang D aufgelistet.



Abb. 5.8: Ein Beispiel für Bebauung bis an die Uferlinie: Zwickauer Mulde oberhalb der Einmündung des Schwarzwasser

5.3.3 Bewertung der Umfeldnutzung

Die Bedeutung der Umfeldnutzung für die Ausweisung eines Gewässerabschnitts als erheblich verändert ist nur dann gegeben, wenn sie einen Einfluss auf die Gestalt des betrof-

fenen Fließgewässers hat. Nur dann steht sie in einem direkten Zusammenhang mit einer Veränderung des Gewässerlaufs, was wiederum Voraussetzung für einen Interessenskonflikt bei der Revitalisierung des Gewässerabschnitts ist. Dementsprechend wird die Umfeldnutzung nur dann berücksichtigt, wenn auch die Sinuosität einen nicht dem natürlichen Verlauf entsprechenden Wert aufweist. Als Beispiel für einen solchen Zielkonflikt ist in 5.8 die Zwickauer Mulde mit Wohnbebauung bis an die Uferlinie des Gewässers dargestellt.

5.3.4 Unterteilung der Gewässerlinien

Die Umfeldstrukturen sind nicht in den Gewässerlinien enthalten und werden aus geeigneten Landnutzungsdaten entnommen. Um die Objektart der angrenzenden Landnutzung auf die Gewässerlinien abbilden zu können, werden die Linien in Segmente unterteilt. Die Grenzen zwischen den Segmenten werden dorthin gelegt, wo sich mindestens auf einer Uferseite des Gewässers die Landnutzung ändert. Die Informationen zu den angrenzenden Landnutzungsarten stammen aus den Flächendaten des ATKIS Basis-DLM.

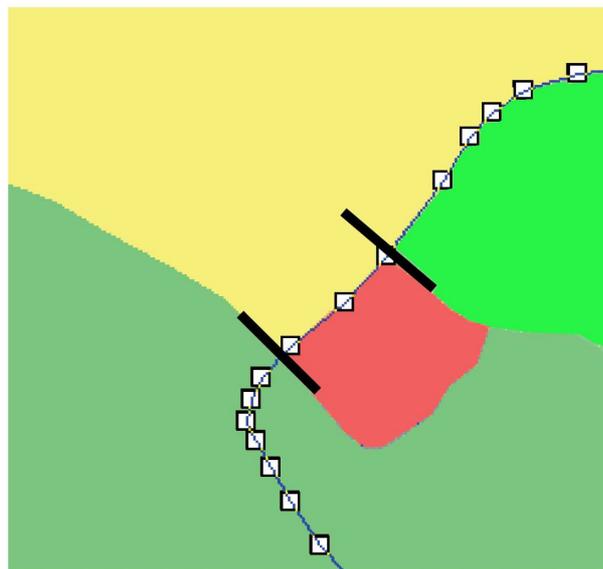


Abb. 5.9: Segmentierung der Gewässer bei Änderung der Landnutzung. Darstellung der Landnutzungsarten: gelb=Ackerbau, rot=Siedlung, hellgrün=Grünland, dunkelgrün=Wald

Auf diese Weise entstehen Gewässersegmente, die bezogen auf die Landnutzungen auf der gesamten Länge homogen sind und eine sehr ähnliche Sinuosität besitzen. Dieser so erzeugte Datensatz stellt die Grundlage für die Ausweisung der Gewässerabschnitte dar.

5.3.5 Querbauwerke

Die Ermittlung von Querbauwerken, die für die Ausweisung von erheblich veränderten Gewässerabschnitten relevant sind, kann aus einem Querbauwerkskataster oder der Gewässerstrukturdaten entnommen werden, sofern diese vorhanden sind. Dabei ist es wichtig, die Art und Funktion des Bauwerks in die Bewertung einfließen zu lassen, um Abschnitte, in denen sich ökologisch nur gering wirksame Bauwerke befinden, nicht in die Ausweisung mit hineinzubringen. Da Querbauwerke nicht unbedingt mit einer Begradigung oder einer bestimmten Umfeldnutzung in Zusammenhang stehen, können sie auch nicht über diese Informationen aus den Geodaten abgeleitet werden, wie es beispielsweise bei massivem Sohlenverbau der Fall ist.



Abb. 5.10: Wehr am Unterlauf der Lossa, kurz vor der Mündung in die Vereinigte Mulde

Der Einfluss der Querbauwerke orientiert sich analog zu dem für das Nordrhein-Westfalen entwickelten Verfahren (Kapitel 2.5.1) an dem Rückstau. Da die Länge des Rückstaus sowohl von Art und Höhe des Bauwerks als auch vom Gefälle des Gewässers abhängt, wird hier ebenfalls eine Fuzzy-Funktion eingesetzt. Querbauwerke ohne Stauwirkung wie beispielsweise Sohlschwellen werden dabei als nicht wirksam für eine Ausweisung als erheblich verändert eingestuft, Querbauwerke mit einer Absturzhöhe von 1m und mehr sind zu 100% wirksam für die Ausweisung als erheblich verändert. Als Zugehörigkeitsfunktion wird wie bei der Sinuosität wieder eine Gerade gewählt, mit der die beiden genannten Endpunkte verbunden werden.

Die zwischen diesen beiden Werten liegenden Absturzhöhen bekommen entsprechende Zugehörigkeitswerte zugeordnet. Sind keine weiteren Informationen zu den Querbauwerken verfügbar, wird einem Abschnitt dieses Querbauwerk mit dem maximalen schädlichen Einfluss zugeordnet. Diese Vorgehensweise führt dazu, dass solche Abschnitte eher der Klasse „erheblich verändert“ zugewiesen werden, als tatsächlich dort auf Grund der Charakteristika hereingehören. Allerdings werden keine Abschnitte mit Querbauwerken zu gering eingestuft. Dies ermöglicht beispielsweise eine nachträgliche Detailuntersuchung solcher Abschnitte, um den Einfluss des Querbauwerks auf die Gewässerökologie zu quantifizieren. Unabhängig von den zur Verfügung stehenden Informationen ist für die endgültige Ausweisung erheblich veränderter Wasserkörper eine Überprüfung der Notwendigkeit des Erhalts jedes Querbauwerks nach den in Artikel 4.3 EG-Wasserrahmenrichtlinie genannten Kriterien notwendig.

5.3.6 Rückstau und Talsperren

Bei der Beschreibung der morphologischen Belastungen von Fließgewässern und deren Wirksamkeit hinsichtlich der Ausweisung von erheblich veränderten Wasserkörpern wurde deutlich, dass Talsperren einen eindeutigen Ausweisungsgrund als erheblich verändert darstellen (Kapitel 2.4.5). Dies hängt mit dem Eingriff in die Gewässerökologie und der mit einer Talsperre verbundenen Nutzung als Trinkwasserreservoir oder Energielieferant zusammen. Somit sind die von der CIS-Arbeitsgruppe 2.2 festgelegten Ausweisungskriterien erfüllt. Diese Kriterien basieren auf dem kausalen Zusammenhang zwischen einer Nutzung und der Veränderung der Gewässerökologie (CIS WORKING GROUP 2.2 2002). Talsperren können bezüglich ihrer Abbildung in Geodaten als Querbauwerke mit einem extremen Rückstau gesehen werden. Sie nehmen in diesem Kapitel eine Sonderstellung ein, da sie aufgrund der durch sie gebildeten Wasserfläche in Landoberflächendaten zu erkennen sind. Da aus den verfügbaren Daten nicht unbedingt ersichtlich ist, ob es sich bei einem als Staubereich klassifizierten Objekt um eine Talsperre oder um ein anderes Querbauwerk mit starkem Rückstau handelt, werden diese beiden Klassen in diesem Verfahren gemeinsam betrachtet.

Informationen über Talsperren und starken Rückstau von Querbauwerken können aus Flächendaten entnommen werden, da diese dort als eigene Objekte enthalten sind und häufig eine entsprechende Attributierung Talsperre besitzen. Wie in Abb. 5.11b) am Beispiel des ATKIS Basis-DLM dargestellt ist, sind in vielen Fällen auch die Absperrbauwerke so groß, dass sie ebenfalls als eigene Objekte in Geodaten enthalten sind.

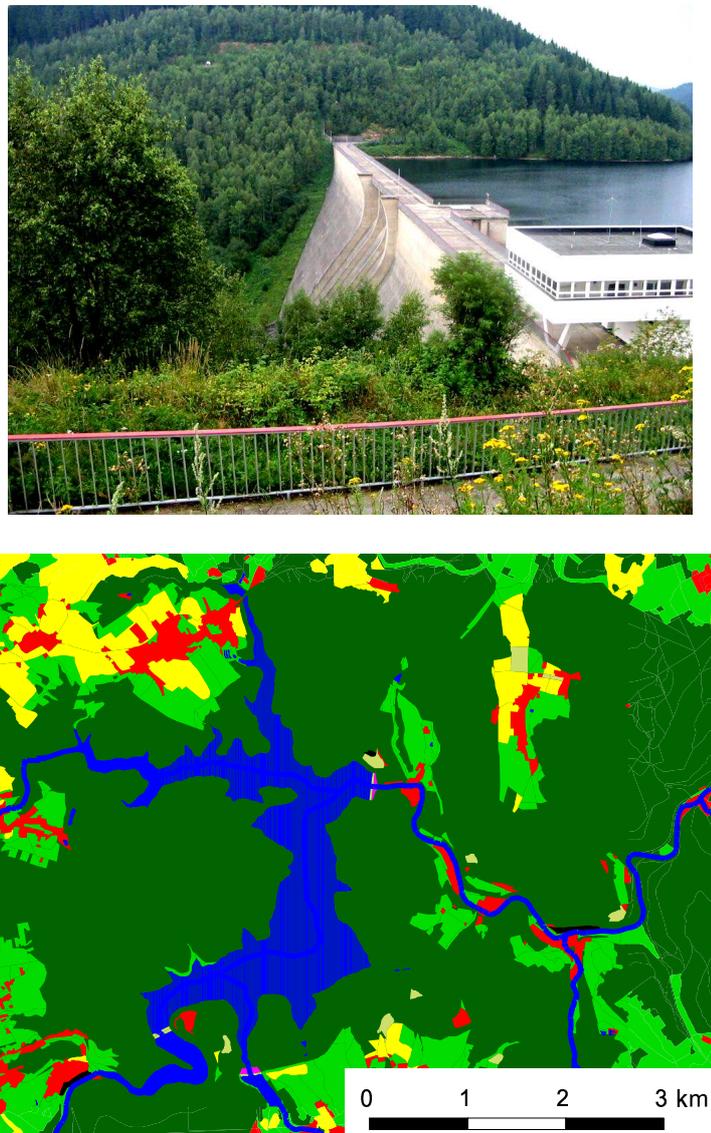


Abb. 5.11: Staumauer der Talsperre Eibenstock im Oberlauf der Zwickauer Mulde, abgebildet im Foto und im ATKIS Basis-DLM. Dort erkennen sind die Wasserfläche und das Absperrbauwerk, die als eigene Objekte im Datensatz enthalten sind.

5.4 Aufbau des Auswertungssystems

Das Auswertungssystem basiert auf den in den vorigen Kapiteln beschriebenen Informationen und Bewertungsverfahren. Die einzelnen Komponenten werden dabei über die in Kapitel 5.2 beschriebenen Fuzzy-Operatoren miteinander verbunden. Das Auswertungssystem ist in Abb. 5.12 schematisch dargestellt.

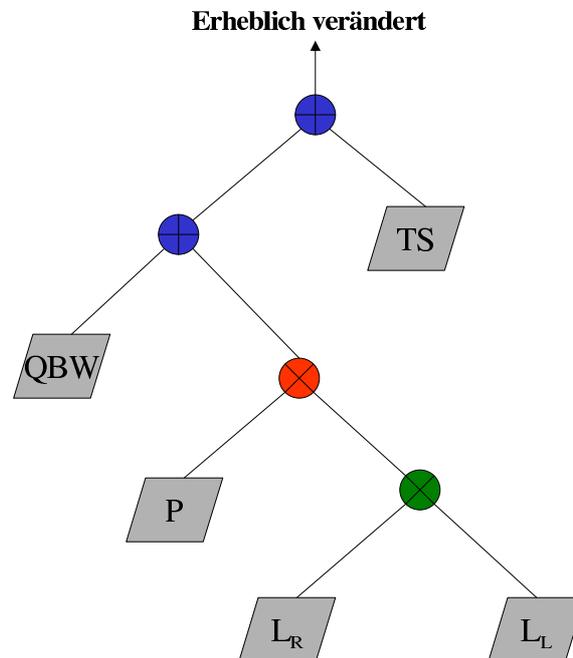


Abb. 5.12: Aufbau des Auswertungssystems. *TS*: Talsperre/Staubereich, *QBW*: Querbauwerk, *P*: Sinuosität, *L_R*: Landnutzung rechts, *L_L*: Landnutzung links. Roter Knoten: Fuzzy *min*-Funktion (logisches AND), blauer Knoten: Fuzzy *max*-Funktion (logisches OR), grüner Knoten: Berechnung des arithmetischen Mittels

Aus den beiden Bewertungen der Landnutzung rechts und links des Gewässers wird zunächst das arithmetische Mittel berechnet. Hierdurch wird einem Gewässer mit sehr unterschiedlichen Nutzungen auf beiden Seiten ein mittlerer Wert zugeordnet, da ein Sauerungspotenzial auf einer Gewässerseite vorhanden ist. Dieser Wert geht als eine Größe in die nächste Funktion ein, dort wird der Wert mit dem Fuzzy-Zugehörigkeitswert der Sinuosität verglichen.

Dabei wird entsprechend der Fuzzy *min*-Funktion (Formel 5.6) aus den beiden Werten der Zugehörigkeitsfunktionen für die Sinuosität und der Landnutzung der kleinere Wert berechnet. Ein Gewässerabschnitt mit geringer Sinuosität und niedrigem Wert beider Umfeldnutzungen bekommt dann einen geringen Zugehörigkeitswert zugeordnet, weil der Verlauf zwar auf eine Begradigung hindeutet, aber die Umfeldnutzung nur eine geringe Nutzungsintensität aufweist. Im umgekehrten Fall einer hohen Sinuosität und einem hohen Wert bei der Umfeldnutzung wird dem Abschnitt ebenfalls ein geringer Zugehörigkeitswert zugeordnet, da aufgrund der starken Laufkrümmung von einer nur geringen Veränderung am Gewässer ausgegangen wird. Nur wenn eine starke Begradigung des Gewässers vorliegt

und auch eine intensive Nutzung an den Ufer stattfindet, wird dem Abschnitt ein hoher Zugehörigkeitswert zur Klasse *erheblich verändert* zugeordnet.

Der nächste Schritt ist die Berücksichtigung der Querbauwerke. Diese stellen eine Beeinflussung des Gewässers dar, die nicht durch einen naturnahen Verlauf oder ein intaktes Gewässerumfeld abgemindert werden kann. Daher wird das vorige Resultat und die Bewertung des Querbauwerks mit der Fuzzy *max*-Funktion verknüpft. Es wird also aus den beiden Werten der jeweils höhere ausgewählt.

Talsperren stellen einen Sonderfall von Querbauwerken dar, die durch einen extremen Rückstau gekennzeichnet sind. Sie sind schon per Definition der EG-Wasserrahmenrichtlinie und der CIS-Arbeitsgruppe 2.2 als erheblich verändert auszuweisen (Kapitel 2.3.2). Daher wird der Knoten, an dem Talsperren mit den anderen Daten verbunden werden, als Fuzzy *max*-Funktion definiert.

5.5 Vergleich mit dem Verfahren des Landes Nordrhein-Westfalen

Die Grundlage für die Entwicklung der Methodik stellt die Gewässerstrukturkartierung dar. Hieraus wurden die zu bewertenden Parameter abgeleitet. Um die Aussagefähigkeit des Verfahrens zu überprüfen, wird es im Einzugsgebiet der Ruhr, aus dem die Strukturdaten stammen, angewendet und analysiert. Das Ergebnis wird mit dem in Kapitel 2.5.1 erläuterten Verfahren des Landes Nordrhein-Westfalen verglichen.

In Abb. 5.13 ist dieser Vergleich kartographisch dargestellt. Dabei wurde jedem der Stationierungspunkte der Strukturgütekarte die sich jeweils an diesem Punkt befindliche Bewertung der Gewässerlinie zugeordnet. Es zeigt sich, dass bei einem Schwellenwert der Fuzzy-Zugehörigkeit von 0,5 67,7% nach beiden Verfahren ähnliche Ergebnisse resultieren.

Der Anteil der Abschnitte, die mit der hier vorgestellten Methodik als erheblich verändert identifiziert wurden, aber im Verfahren des Landes Nordrhein-Westfalen zur Ausweisung erheblich veränderter Gewässer (MUNLV NRW 2003) als nicht erheblich verändert eingestuft wurden, beträgt 22,3%. Die restlichen 9,5% wurden nicht als erheblich verändert identifiziert, sind aber nach dem Verfahren des Landes Nordrhein-Westfalen als solche Gewässerstrecken ermittelt worden. Dieser letzte Wert soll möglichst minimiert werden, da dies die Gewässerstrecken sind, die in einer nachfolgenden Detailuntersuchung nicht weiter untersucht werden. Abschnitte, die fälschlicherweise als erheblich verändert eingestuft werden, aber nach dem Verfahren des Landes Nordrhein-Westfalen nicht erheblich verändert sind, können im Rahmen einer detaillierteren Untersuchung wieder herausgefiltert werden.

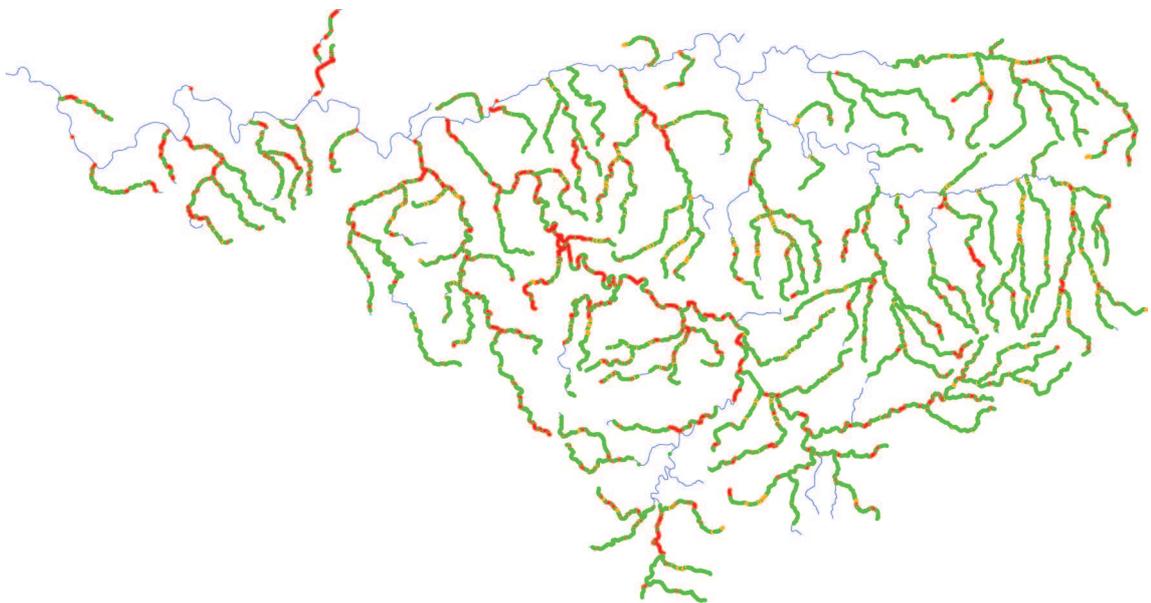


Abb. 5.13: Vergleich des NRW-Verfahrens zur Ausweisung erheblich veränderter Gewässer für kleine Fließgewässer (MUNLV NRW 2003) mit der Methodik der vorliegenden Arbeit. Einige Gewässer weisen keine Bewertung auf. Diese sind entweder nach dem Verfahren für mittelgroße bis große Fließgewässer kartiert worden oder sind Talsperren, für die keine Strukturkartierung durchgeführt wurde.

■ richtig erkannt

■ als erheblich verändert klassifiziert, aber nach dem NRW-Verfahren nicht erheblich verändert

■ nicht als erheblich verändert klassifiziert, aber nach dem NRW-Verfahren erheblich verändert

Eine Analyse der nach dem Verfahren des Landes Nordrhein-Westfalen ermittelten, aber nach der hier beschriebenen Methodik nicht als erheblich verändert erkannten Abschnitte zeigt die Wirkungszusammenhänge auf.

Von diesen Abschnitten, die insgesamt einen Anteil von 9,5% besitzen, weisen 26,0% eine Verrohrung nach den in Kapitel 2.5.1 genannten Kriterien auf, bei 8,2% wurde ein starker Rückstau kartiert, der in den Landnutzungsdaten nicht als eigenes Objekt enthalten ist. Bei 65,8% der Abschnitte ist der in der Strukturkartierung erfasste Profiltyp für die Einstufung als erheblich verändert ausschlaggebend. Der Profiltyp wird in der hier entwickelten Methodik nur indirekt abgeleitet, was zu der relativ starken Abweichung von dem Verfahren des Landes Nordrhein-Westfalen führt.

5.6 Ergebnisse der Methodenentwicklung

Es sind deutliche Unterschiede zwischen den in der Gewässerstrukturkartierung erfassten Laufkrümmungen und den in den digitalen Daten berechneten Werten zu erkennen. Dieser Unterschied ist auf die unterschiedliche Skalenebene durch die verschiedenen Erfassungsmethoden sowie die unterschiedliche Informationsdichte zurückzuführen und muss bei der abschließenden Beurteilung des Gewässers berücksichtigt werden. Bei Erfassung der Strukturdaten wird jedes Gewässer in 100m-Abschnitten detailliert erfasst, während die hier entwickelte Methodik auf Daten basiert, die für einen Skalenbereich von 1:5.000 bis 1:10.000 erfasst wurden. Verrohrungen, die überwiegend weniger als 50m lang sind, werden bei der Strukturkartierung noch erfasst, sind aber aus anderen Daten nicht abzuleiten.

Da durch Generalisierung eher mehr als weniger Gewässer eine im Vergleich mit dem Gewässertyp zu geringe Sinuosität aufweisen, wird die Klasse der als „vermutlich erheblich verändert“ einzustufenden Gewässer etwas umfangreicher, aber es werden durch diesen Fehler keine Gewässer falsch als „nicht erheblich verändert“ ausgewiesen.

Die Anwendung der Methodik zeigt auch, dass Abschnitte, die in einem stark ausgebauten Profil verlaufen, teilweise fehlerhaft eingestuft werden. Die Ursache hierfür liegt meist nicht in der Laufkrümmung, sondern in der Landnutzung am Gewässer. Der geradlinige Gewässerverlauf in solchen Abschnitten wird häufig korrekt erkannt, aber durch die vielfach in den ATKIS-Daten dargestellte Landnutzung als Grünland oder Wald in den direkt an das Gewässer angrenzenden Flächen falsch klassifiziert. Ursache für den Ausbau der Gewässer ist aber häufig eine nicht direkt an das Gewässer angrenzende urbane Nutzung.

In diesem Kapitel wurde eine Methodik entwickelt, mit der die Identifizierung von erheblich veränderten Gewässerabschnitten durchgeführt werden kann. Dabei wird lediglich auf die Landnutzung am Gewässer, die Gewässergeometrie und Informationen zu Querbauwerken zurückgegriffen. Der Vergleich mit dem auf einer wesentlich umfangreicheren Datengrundlage (Gewässerstrukturdaten) basierenden Verfahren des Landes Nordrhein-Westfalen hat gezeigt, dass es eine gute Übereinstimmung gibt. Dies zeigt, dass auch ohne solche Daten bereits eine Vorselektion der für die Ausweisung erheblich veränderter Wasserkörper relevanten Strecken durchgeführt werden kann.

6 Implementierung der Methodik

6.1 Konzeptioneller Hintergrund

Wie bereits im vorangegangenen Kapitel dargelegt, wird die Methodik als GIS-gestützte Auswertung in einem Computerprogramm umgesetzt. Zur Wahl standen verschiedene Programmiersprachen. Aus Gründen der Plattformunabhängigkeit und zur Verfügung stehender Funktions-Bibliotheken erwies sich Java als geeignet.

In diesem Kapitel wird die Implementierung des Auswertungsverfahrens in einer Java-Anwendung beschrieben. Dabei kommen verschiedene OpenSource-Komponenten zu Einsatz, die Teilaufgaben wie Datenhaltung und Visualisierung der Daten übernehmen. Die Software wird in der objektorientierten Programmiersprache Java unter Einsatz der Java Topology Suite¹² (JTS) für geometrische Verschneidungen entwickelt. Die Datenbankarchitektur und das Datenmodell werden in dem Datenbanksystem PostGIS integriert. Als Entwicklungsumgebung diente Eclipse¹³, die Ausgabe der Daten erfolgt über einen OGC¹⁴-konformen WebMapService.

Die Anwendung gliedert sich in folgende Module:

- Einlesen der auszuwertenden Daten und Speicherung in der Datenbank,
- Datenprozessierung,
- Bewertung der Abschnitte,
- Ausgabe der Ergebnisse.

¹² www.vividsolutions.com/jts

¹³ www.eclipse.org

¹⁴ Open GIS Consortium, www.opengis.org

Es werden die einzelnen Module vorgestellt sowie wesentliche Algorithmen und die Spezifikationen, auf die das Verfahren aufbaut, erläutert.

6.1.1 Spezifikationen und Standards

Seit einiger Zeit werden durch die International Standardisation Organisation (ISO) internationale Standards für verschiedenste Wirtschaftsbereiche festgelegt. Diese umfasst die Informationstechnologie und damit den GIS-Bereich. Ein weiteres, aber wesentlich jüngeres Gremium ist das 1994 gegründete OpenGIS-Consortium (OGC). In diesem Verbund aus Firmen, Hochschulen und Behörden werden Spezifikationen und Standards für Software, Schnittstellen und raumbezogene Daten festgelegt, um eine Interoperabilität der unterschiedlichen Systeme zu gewährleisten.

Die CIS Working Group 3.1 GIS der Europäischen Union erarbeitet Vorgaben für die Datensätze und deren Objekthierarchien, um eine einheitliche Datengrundlage innerhalb der EU aufzubauen (CIS WORKING GROUP 3.1 2002). Diese orientieren sich an den von ISO und OGC vorgegebenen Spezifikationen, wie beispielsweise die Vorgaben hinsichtlich der Geometrieformate.

Da es sich bei den auszuwertenden Daten um einfache Geometrien handelt, werden diese als SimpleFeatures in der Datenbank abgelegt. Simple Features sind einfache geometrische Objekte, die aus Punkt-, Linien- oder Polygoneometrien sowie fachlichen Attributen bestehen (OGC 1999). Diese einfachen Objekte decken nach FITZKE & MÜLLER (2000) ca. 80% aller Anforderungen von umweltbezogenen GIS-Anwendungen ab. Die in Simple Features fehlenden topologischen Beziehungen zwischen den Objekten werden entsprechend der Anforderungen in der Anwendung programmiert. Grundlegende Informationen zu topologischen Beziehungen finden sich bei BILL (1997) und OGC (1999). Die Hierarchie der zulässigen Geometrietypen für Simple Features ist in Abbildung 6.1 dargestellt. Für die Verschneidung der Daten werden die OGC-Spezifikationen für SQL-Abfragen (OGC 1999) genutzt.

Dabei können raumbezogene Objekte OGC (nach: 1999, S. 2-3) in sehr unterschiedlichen Beziehungen zueinander stehen:

- Equals(anotherGeometry:Geometry):Integer
Zwei Objekte liegen genau übereinander
- Disjoint(anotherGeometry:Geometry):Integer

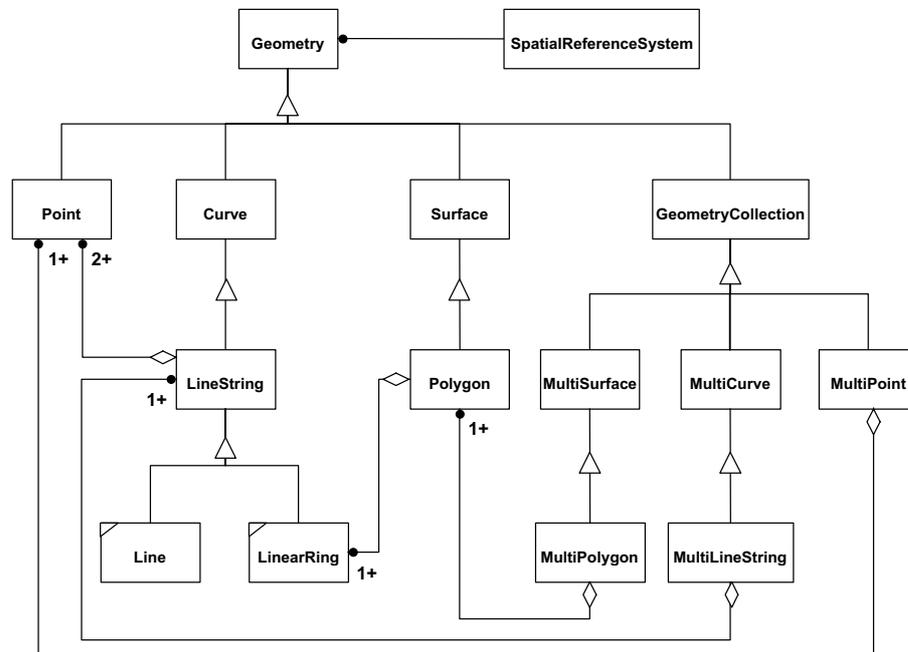


Abb. 6.1: UML-Diagramm (Unified Modeling Language) der Geometrieklassen-Hierarchie. Dieses beschreibt die Vererbungsregeln zwischen den OGC-Geometrieklassen (OGC 1999, S. 14).

Zwei Objekte liegen ohne Überschneidung nebeneinander

- `Intersects(anotherGeometry:Geometry):Integer`
Zwei Objekte schneiden sich
- `Touches(anotherGeometry:Geometry):Integer`
Zwei Objekte berühren sich
- `Crosses(anotherGeometry:Geometry):Integer`
Zwei Objekte kreuzen sich
- `Within(anotherGeometry:Geometry):Integer`
Ein Objekt liegt in einem anderen
- `Contains(anotherGeometry:Geometry):Integer`
Ein Objekt beinhaltet ein anderes
- `Overlaps(anotherGeometry:Geometry):Integer`
Zwei Objekte überlappen sich

- `Relate(anotherGeometry:Geometry, intersectionPatternMatrix:String):Integer`
Zwei Objekte haben eine in der `intersectionPatternMatrix` definierte räumliche Beziehung zueinander

Dabei bestehen wiederum Beziehungen zwischen den genannten Operatoren, wie beispielsweise *disjoint* und *intersects* (6.9) oder *within* und *contains* (6.10).

$$a.Intersects(b) \Leftrightarrow !a.Disjoint(b) \quad (6.9)$$

$$a.Contains(b) \Leftrightarrow b.Within(a) \quad (6.10)$$

Diese Operatoren sind sowohl in der Datenbank PostGIS als auch in JTS implementiert und ermöglichen so eine Abfrage der räumlichen Beziehung zwischen Objekten in der Datenbank als auch in dem Auswertungsprogramm, sie geben aber als Ergebnis nur einen Integer (1 = TRUE, 0 = FALSE) zurück.

Um eine Geometrie der Schnittmengen zu erhalten, werden weitere Operatoren definiert:

- `Buffer(distance:Double):Geometry`
Gibt die Fläche des Puffers mit Abstand `distance` um ein Objekt zurück
- `Intersection(anotherGeometry:Geometry):Geometry`
Gibt die Schnittmenge zwischen zwei Objekten zurück
- `Union(anotherGeometry:Geometry):Geometry`
Gibt den Überschneidungsbereich von zwei Objekten zurück

(nach: OGC 1999, S. 2-4)

Mit den genannten Operatoren werden beispielsweise die Verschneidungen zwischen den Gewässerlinien und den Landnutzungsflächen des ATKIS Basis-DLM sowie den Querbauwerken, die als Punktdaten vorliegen, durchgeführt (siehe Kapitel 5.3.5).

Das vorgegebene Datenmodell für die Berichtsebene der EG-Wasserrahmenrichtlinie wurde von der CIS-Arbeitsgruppe GIS (CIS WORKING GROUP 3.1 2002) ausgearbeitet. Das Ergebnis ist ein streng hierarchisch aufgebautes objektorientiertes Modell, in dem eine Vielzahl an redundanten Informationen der unterschiedlichen Datensätze vererbt werden. Der für erheblich veränderte Gewässer relevante Teil dieses Modells ist in Abbildung 6.2 dargestellt.

Die dargestellten Klassen sind für die Berichtsebene zu erzeugen und nur für die endgültige Ausweisung auf Wasserkörpersebene relevant. Die in diesem Verfahren bearbeiteten Daten müssen noch nicht diesen Vorgaben entsprechen, da hiermit der Schritt der Identifizierung

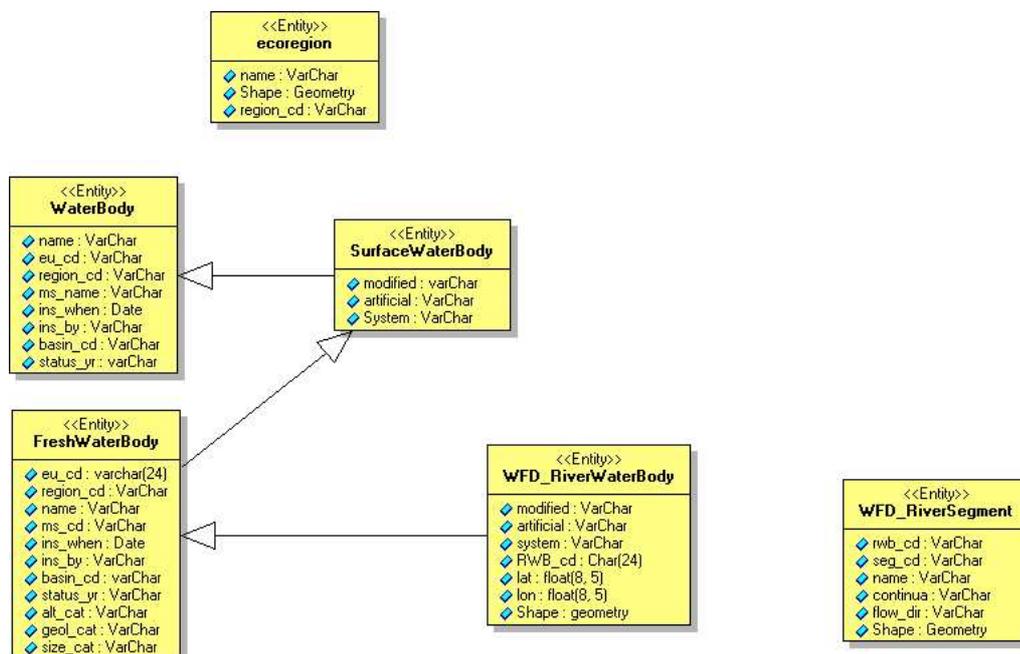


Abb. 6.2: Geodatenmodell der Wasserrahmenrichtlinie. Klassendiagramm für die Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie entsprechend der Vorgaben der CIS-Working Group GIS (CIS WORKING GROUP 3.1 2002).

von *potenziell erheblich veränderten Gewässerabschnitten* vollzogen wird und noch nicht die Ausweisung der Wasserkörper.

6.1.2 Datenhaltung

Ein Informationssystem, mit dem eine Vielzahl unterschiedlicher raumbezogener Daten verwaltet und ausgewertet wird, muss für den operativen Einsatz auf einer Geodatenbank basieren. Aus der Vielzahl an zur Auswahl stehenden Systemen wurde das OpenSource-Datenbanksystem PostgreSQL¹⁵ ausgewählt.

Dieses objekt-relationale Datenbanksystem ist mit dem GIS-Modul PostGIS¹⁶ in der Lage, mit raumbezogenen Daten zu arbeiten. Objektrelational bedeutet, dass die Daten als Objekte in einer relationalen Datenbank gehalten werden und die Vorteile von beidem vereinen. Hierdurch können die Daten entsprechend der Vorgaben der EG-Wasserrahmenrichtlinie ihre Eigenschaften an erbende Objektklassen (Tabellen) vererben. Die Geodaten werden als Simple Features in der Datenbank als WKT (Well Known Text) gespeichert.

¹⁵ <http://www.postgresql.org>

¹⁶ <http://postgis.refrains.net>

Die Datenbank unterstützt die vom OGC definierten Spezifikationen zur Abfrage und Verschneidung von Geodaten. Die Daten können direkt in ein GIS eingelesen oder mit Hilfe eines InternetMapServers visualisiert werden. Diese Eigenschaften des Datenbanksystems charakterisieren seine besondere Eignung für die Implementierung des Verfahrens.

Um die Funktionen von PostGIS in der PostgreSQL-Datenbank zu erstellen, muss die Datenbank-Sprache PLPGSQL installiert werden, über die diese Funktionen arbeiten. Bei der Installation von PostGIS werden Funktionen erstellt und Spatial-Reference-Systems aufgebaut. Das Einlesen der Geodaten erfolgt beispielsweise aus dem Format ESRI-Shape mit dem zur Datenbank gehörigen Programm `shp2pgsql`.

```
shp2pgsql [<options>] <shapefile name> <table name>
```

Um raumbezogene Abfragen zu beschleunigen und einen Zugriff durch einen Mapserver zu ermöglichen, müssen die Tabellenspalten mit den Geometrien über den Index GIST indiziert werden. Dabei ist zu beachten, dass der Index nicht genutzt wird, wenn OGC-Operatoren wie *intersects* aufgerufen werden. Um bei einer solchen Abfrage die Indizierung nutzen zu können, wird als erste Bedingung in der WHERE-Clause die Bounding-Box der Objekte abgefragt. Dementsprechend muss die eigentliche Abfrage

```
SELECT * FROM pointTable WHERE
    intersects(pointTable.geometryColumn, lineTable.geometryColumn);
```

durch die Bedingung `<BoundingBox1> && <BoundingBox2>` ergänzt werden:

```
SELECT * FROM pointTable WHERE
    pointTable.geometryColumn && lineTable.geometryColumn AND
    intersects(pointTable.geometryColumn, lineTable.geometryColumn);
```

Hierdurch wird im Vorfeld eine Auswahl der Objekte getroffen, deren BoundingBoxes sich überschneiden. In dieser Teilmenge ist die Anzahl der Objekte wesentlich reduziert und die Abfrage, für die der Index nicht zum Einsatz kommt, wird wesentlich beschleunigt. Zusätzlich sind auch andere für Abfragen genutzte Felder der Tabellen indiziert worden, um den Rechenaufwand zu reduzieren.

6.2 Auswertungen

In dem Auswertungsverfahren werden die einzelnen bisher theoretisch beschriebenen und empirisch ermittelten Parameter und Bewertungsschemata implementiert. Die Zusammenhänge sind bereits in Kapitel 5 bei der Beschreibung der Methodik analysiert wor-

den. Die im Folgenden erläuterten Auswertungen basieren vielfach auf geometrischen Verschnidungen und Operationen. Geometrische Funktionen in der Java-Anwendung basieren auf der JTS. Diese Bibliothek ermöglicht topologische Operationen und Berechnungen in Java. Diese ermöglicht es auch, die WKT-Geometrien aus der PostGIS-Datenbank in Java-Objekte zu konvertieren.

6.2.1 Berechnung der Sinuosität

Für die Berechnung der Sinuosität wird, wie in Kapitel 5.3.1 beschrieben, die Berechnung der Fließlänge einer Gewässerstrecke durch die Luftlinie zwischen Anfangspunkt (p_0) und Endpunkt (p_1) dividiert. Die Fließlänge ergibt sich dabei aus der Summe der Abstände zwischen den Stützpunkten der Gewässerlinie. Der Abstand zwischen den Punkten wird jeweils als Hypotenuse in einem rechtwinkligen Dreieck zwischen den beiden Punkten p_2 und p_3 berechnet, dessen Kathetenlänge sich aus den Koordinatendifferenzen dieser beiden Punkte ergibt. Die Summe dieser Abstände stellt die Fließlänge (`streamLength`) dar.

```
Point p0 = (Point) list.get(0);           // Startpunkt
Point p1 = (Point) list.get(list.size()-1); // Endpunkt
double linearDistance = Math.sqrt(((p0.getX()-p1.getX())*(p0.getX()-
                                   p1.getX()))+((p0.getY()-p1.getY())*
                                   (p0.getY()-p1.getY())));
double streamLength = 0;
for(int i=0;i<list.size()-1;i++){
    Point p2 = (Point) list.get(i);
    Point p3 = (Point) list.get(i+1);
    streamLength += Math.sqrt(((p2.getX()-p3.getX())*
                               (p2.getX()-p3.getX()))+((p2.getY()-p3.getY())*
                               (p2.getY()-p3.getY())));
}
return streamLength/linearDistance;
```

Die Fließlänge wird durch die Luftlinie (`linearDistance`) dividiert. Der so errechnete Quotient ist die mittlere Sinuosität P zwischen den Punkten p_0 und p_1 . Jeder der so ermittelten Werte wird jeweils dem Stützpunkt, der in der Mitte zwischen p_0 und p_1 liegt, zugewiesen. Auf diese Weise wird iterativ für jeden Punkt einer Gewässerlinie die näherungsweise Sinuosität berechnet.

6.2.2 Zerlegung der Gewässer in Segmente

Die Gewässer müssen entsprechend der in Kapitel 5.3.3 beschriebenen Methodik zunächst in Segmente unterteilt werden, die bezogen auf die Umfeldnutzung homogene Abschnitte bilden. Die Rolle von Eigenschaften geographischer Informationen als atomisierte Einheit wird bei GREENWOOD & HART (2003) herausgestellt. Insbesondere für die Austauschbarkeit von Daten, die in unterschiedlichen Datenmodellen die gleichen geographischen Phänomene beschreiben, ist das Herunterbrechen auf die kleinstmöglichen Einheiten wichtig. Dies ist in dem hier beschriebenen Auswertungsverfahren der Fall. Die Segmentierung der Gewässer wird für die Bewertung anhand der umgebenden Landnutzung durchgeführt. Dabei muss das Gewässer unterteilt werden, wenn sich an mindestens einer der beiden Seiten des Gewässers die Nutzung ändert. Diese Vorgehensweise ist in Abb. 5.9 Kapitel 5.3.3 an einem Beispiel dargestellt.

Die Gewässerachsen werden bei dieser Vorgehensweise iterativ segmentiert. In der Datenbank wird zunächst eine VIEW erstellt, in der alle Landnutzungen enthalten sind, die direkt an das zu segmentierende Gewässer grenzen oder dieses schneiden. Durch diese vorab-Selektion werden die folgenden Abfragen erheblich beschleunigt.

```
CREATE OR REPLACE VIEW " + ViewName + " AS
  SELECT gid, objektart, geometryColumn FROM " + landuseTableName +
  " WHERE "+ riverTableName + ".gwzk = ? " +
  " AND "+landuseTableName+".geometryColumn && "+
  riverTableName + ".geometryColumn "+
  " AND intersects("+landuseTableName+".geometryColumn, "+
  riverTableName + ".geometryColumn);
```

Jedes der ausgewählten Landnutzungspolygone wird anschließend in Außenkantenlinien zerlegt und jede dieser Kanten auf einen Schnittpunkt mit der Gewässerlinie überprüft. Wenn ein Schnittpunkt vorliegt, wird dessen relative Position auf der Gewässerachse (0 - 100%) in eine ArrayList geschrieben.

```
if((vertex.getPointN(0).intersects(riverLine) ~
  vertex.getPointN(1).intersects(riverLine)) ||
  (!vertex.getPointN(0).intersects(riverLine) &&
  !vertex.getPointN(1).intersects(riverLine)) &&
  vertex.intersects(riverLine))
  i++;
else
```

```

        landUseSegments.remove(i);
    }

```

Der ArrayList werden noch Start- und Endpunkt der Gewässerlinie hinzugefügt, um sicher zu gehen, dass diese in der Liste enthalten sind, auch wenn diese Punkte keinen Schnittpunkt mit einem Landnutzungspolygon darstellen. Die ArrayList wird sortiert, doppelte Punkte herausgelöscht und die Gewässerachse an den verbleibenden Punkten zerteilt. Die einzelnen Segmente werden in eine eigene Datenbanktabelle geschrieben und dienen als Objekte, an die alle für die Ausweisung relevanten Informationen angebunden werden.

6.2.3 Anbindung der Landnutzung an die Gewässerachsen

Nach der Unterteilung der Gewässerachsen in Segmente wird jedem Segment die zugehörige Landnutzung für die beiden Seiten zugeordnet. Dafür wird für jedes Segment ein Punkt zwischen Start- und Endpunkt berechnet und an diesem Punkt die Nutzung berechnet. Dabei bietet es sich an, den Punkt zu wählen, der in der Mitte zwischen beiden Punkten auf der Gewässerachse liegt. Da mit der verwendeten Operation in der Datenbank nicht beide Objekte auf den Seiten der Gewässerlinie selektiert werden, wird der Punkt mit einem Buffer von 1cm versehen. Die Ursache für diesen Fehler ist auf unterschiedliche Genauigkeit bei der Datenspeicherung zurückzuführen. Die Selektion der Landnutzungspolygone erfolgt über die PostGIS-Abfrage *Intersects* in der Datenbank.

```

getLanduseByPointStatement = connection.prepareStatement(
    "SELECT * FROM " + ViewName
    +" WHERE intersects( ? ,"+ViewName+"."+geometryColumn+"");
getLanduseByPointStatement.setString(
    1,middlePoint.buffer(0.001).getEnvelope().toText()
);
ResultSet landuseData = getLanduseByPointStatement.executeQuery();
if(landuseData.first()){
    result.setLandUse0(landuseData.getString(landuseDataName));
    if(dlmData.next())
        result.setLandUse1(landuseData.getString(landuseDataName));
    else
        result.setLandUse1(result.getLandUse0());
}

```

Diese Abfrage nutzt *Prepared Statements*, mit denen die Datenbankabfragen vordefiniert werden, denen zur Laufzeit nur noch einzelne Parameter übergeben werden. Auf diese Weise werden die Abfragen nicht für jede Iteration neu definiert. Die Landnutzungen auf der rechten und linken Gewässerseite werden in die Gewässersegment-Tabelle geschrieben, die bei den weiteren Auswertungen Verwendung findet.

Diese Abfrage dient zwar der Ermittlung von Landnutzungen an der Gewässerlinie, aber wie bereits in Kapitel 5.3.6 erläutert wurde, auf die gleiche Weise können jedoch auch Talsperren aus den Landnutzungsdaten ermittelt werden.

6.2.4 Sonderfall: Gewässerflächen

Bei großen Gewässern tritt der Sonderfall auf, dass diese im ATKIS Basis-DLM nicht als Gewässerlinien, sondern als Gewässerflächen mit der Objektart „Strom, Fluss, Bach“ abgelegt werden. Da in diesem Fall die Gewässerachsen nicht in dem Datensatz des Basis-DLM enthalten sind, müssen sie zunächst nachträglich erfasst oder aus einem anderen Datensatz (z.B. DLM1000) ergänzt werden, um die Bewertung durchführen zu können. Die so ermittelten Gewässerachsen müssen auch entsprechend der Vorgehensweise in Kapitel 6.2.2 segmentiert werden. Zusätzlich ist es vorher notwendig, die an die Gewässerfläche angrenzenden Landnutzungen auf die Gewässerachse zu projizieren.

```
for(int i=0;i<punktListe.size()-1;i++){
    double percentPosition = ( startPoint+endPoint)/2;
    Coordinate percentCoordinate = GeoTools.calcCoordinateByPercent(
        linePart,percentPosition);
    Geometry percentPoint = factory.createPoint(percentCoordinate);
    String data = this.extractLanduseFromPoint(
        processConnection,uniqueAreaKey,percentPoint);
```

Bei der Anbindung der Landnutzung an die Gewässerachsen muss dafür zunächst die Nutzung ermittelt werden, die das Gewässerflächenpolygon umgibt. Es werden der Anfangs- und Endpunkt der Gewässerachse bestimmt und als `startPoint` und `endPoint` festgelegt, um unterscheiden zu können, welcher Teil der Gewässerfläche auf der rechten Seite der Gewässerachse liegt und welcher auf der linken. Für jeden Vektor der Außenkante der Gewässerfläche wird die Landnutzung ermittelt, die an diesen grenzt. Als erster Schritt werden alle Stützpunkte der Gewässerflächen-Außenkante in die Liste `punktListe` geschrieben, an denen sich die Landnutzung ändert.

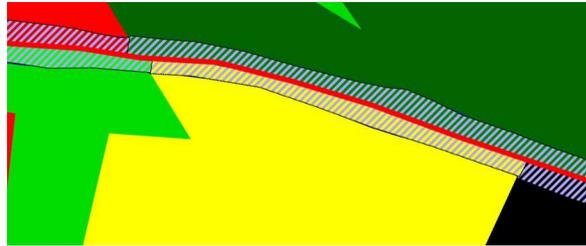


Abb. 6.3: Erstellung von virtuellen Landnutzungsflächen über Gewässerflächen. Die schraffierten Flächen sind die virtuellen Polygone, die über der Gewässerfläche erstellt wurden. Die rote Linie stellt die Gewässerachse dar.

Die prozentuale Position des Punktes *percentPoint* zwischen den Punkten *startPoint* und *endPoint* wird auf der Außerkante berechnet und auf die prozentual gleiche Position auf der Gewässerachse projiziert. Diese beiden Punkte (*percentPoint* und projizierter *percentPoint*) werden über einen Vektor verbunden. Aus der sich zwischen zwei solchen Linien, dem Segment der Gewässerlinie und der Außerkante der Gewässerfläche bildende neue Fläche wird ein neues Polygon erzeugt, auf das die Objektart der Nutzung außerhalb der Gewässerfläche übertragen wird. Diese Polygone sind in Abb. 6.3 schraffiert dargestellt. Die auf diese Weise erstellten virtuellen Landnutzungspolygone grenzen jetzt direkt an die Gewässerlinie und können mit dem in Kapitel 6.2.3 beschriebenen Verfahren ausgewertet werden.

6.2.5 Zuordnung der Querbauwerke

Die Zuordnung der Querbauwerke ist eine Verschneidung von Punkt-Geometrien mit den Gewässerlinien.

```
String segmentGeom = segments.getString(geomName);
ResultSet points = segmentsPointStmt.executeQuery(
    "Select count(*),max("+pointDataName+")
    from "+pointTable+"
    where '"+segmentGeom+"' && "+pointGeomName+"
    and distance('"+segmentGeom+"',"+pointGeomName+") < 1");
```

Diese Abfrage kann direkt in der Datenbank ausgeführt werden. Dabei werden die Punktdaten der Querbauwerke mit einem Buffer von 1m umgeben, um mögliche geringfügige Unterschiede im Zentimeterbereich, die bei der Digitalisierung auftreten, auszugleichen.

Geometrische Unterschiede können ebenfalls auftreten, wenn die Geometrien unterschiedlichen Datensätzen entstammen und die Punktdaten ursprünglich für ein anderes Gewässernetz digitalisiert wurden. Gegebenenfalls muss die Größe des Buffers bei Einsatz anderer Daten noch erhöht werden, um weiterhin eine Übertragbarkeit des Verfahrens gewährleisten zu können.

Die Informationen, die zu Art und Fallhöhe des Querbauwerks in den Daten enthalten sind, müssen für die weiteren Auswertungen auf das Gewässersegment übertragen werden. Dabei ist zu berücksichtigen, dass das Bauwerk mit der jeweils höchsten Fallhöhe in einem Gewässersegment diesem zur Bewertung zugewiesen wird.

6.2.6 Implementierung der Auswertungslogik

Die Logik für die Gewässerbewertung wird in Kapitel 5.4 vorgestellt und erläutert. Die Fuzzy-Zugehörigkeitsfunktion stellt in den definierten Auswertungsprozessen eine Gerade dar, die auf der x-Achse zwischen den Werten $xMin$ und $xMax$ verläuft, wobei $xMin$ der geringste Zugehörigkeitswert ($fuzzyValue = yMin$) zugeordnet wird und $xMax$ der höchste ($fuzzyValue = yMax$). Dementsprechend wird allen x-Werten, die kleiner sind als $xMin$, der $fuzzyValue = yMin$ zugeordnet und analog allen Werten größer $xMax$ der $fuzzyValue = yMax$. Für die zwischen $xMin$ und $xMax$ liegenden Werte wird ein Zugehörigkeitswert entsprechend der Zugehörigkeitsfunktion ermittelt.

Tritt der Fall ein, dass $xMin = xMax$ ist, verläuft die Gerade zwischen $yMin$ und $yMax$ senkrecht. Einem Wert $w = xMin = xMax$ wird der größere Funktionswertwert $fuzzyValue = yMax$ zugeordnet. Ein solcher Fall tritt praktisch bei dieser Methodik nicht auf, wurde dennoch vorgesehen.

```

if (val < xMin)
    fuzzyValue = yMin;
else if (val > xMax)
    fuzzyValue = yMax;
else {
    if (xMin == xMax) {
        fuzzyValue = yMax;
    }
    if (yMin > xMin)
        fuzzyValue = yMin;
    } else {
        x0 = yMax + (xMax * ((yMax - yMin)/(xMax - xMin))*(-1)) ;

```

```

    fuzzyValue = ((yMax - yMin)/(xMax - xMin))* val + x0;
  }
}

```

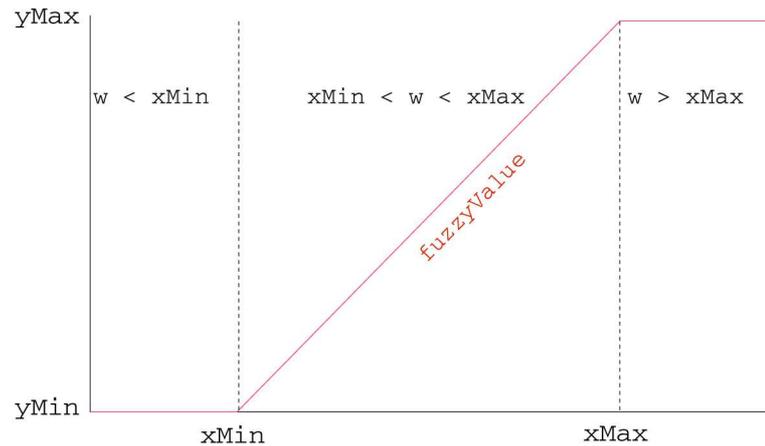


Abb. 6.4: Graphische Darstellung der Auswertungslogik

Schematisch ist der Verlauf dieser Funktion in Abb. 6.4 dargestellt. Diese Funktion dient der Ermittlung der Zugehörigkeitswerte zur Klasse erheblich verändert für die Bewertungsgröße Sinuosität. Bei der Bewertung der Sinuosität wird der Wert x_{Max} entsprechend der natürlichen Sinuosität des Gewässertyps aus einer Properties-Datei entnommen.

Da die Landnutzungsklassen kein stetiges Kontinuum an Nutzungsintensitäten darstellen, werden die Bewertungen hierfür für jede Objektart einzeln in Properties-Dateien (siehe Anhang C) definiert. Die Bewertung erfolgt nach der in Kapitel 5.4 beschriebenen Vorgehensweise. Dementsprechend wird ein Gewässersegment zunächst auf die Nutzung *Talsperre* überprüft. Ist dies bei einer der beiden Nutzungen zutreffend, wird das Gewässer als erheblich verändert eingestuft.

```

if (landuse0.equals(Talsperre) || landuse1.equals(Talsperre))
    potHmwb = 1;

```

Ist dies nicht der Fall, wird der Fuzzy-Zugehörigkeitswert aus den anderen Bewertungen ermittelt. Dabei wird aus den beiden Bewertungen für die Landnutzungen rechts und links ($landuse0Value$, $landuse1Value$) das arithmetische Mittel ($landuseMiddle$) berechnet. Zur Ermittlung dieses Wertes wird zunächst das Minimum der Bewertung der Sinuosität ($sinosityValue$) und der Landnutzung ausgewählt. Aus diesem Wert und der Bewertung

der Querbauwerke (querbauwerkValue) wird das Maximum als Zugehörigkeitswert zur Klasse erheblich verändert ausgewählt.

```
landuseMiddle = (landuse0Value+landuse1Value)/2
potHmwb = Math.max(Math.min(sinuosityValue, landuseMiddle),
                    querbauwerkValue);
```

Der Wert dieser Funktion liegt im Intervall $[0,1]$, wobei der Wert 0 zeigt, dass das bewertete Gewässersegment sicher als *nicht erheblich verändert* einzustufen ist und der Wert 1 eine sichere Identifizierung als *erheblich verändert* bedeutet. Die Werte zwischen den beiden Extremen zeigen den Grad der Zugehörigkeit zu beiden Klassen.

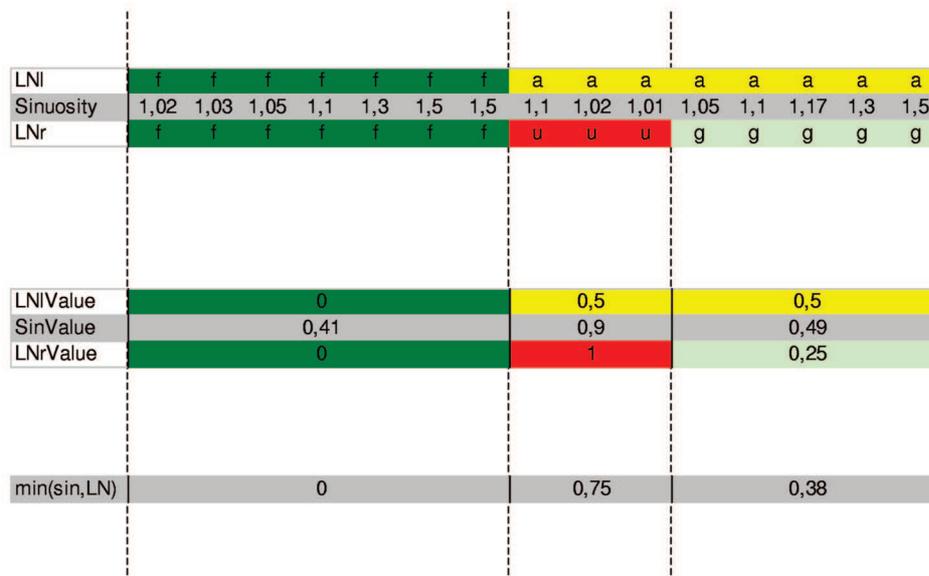


Abb. 6.5: Darstellung der Bewertung von Gewässerabschnitten auf der Basis von Landnutzungsdaten und Sinuosität. LNI = Landnutzung links, LNR = Landnutzung rechts, LNIValue = Bewertung Landnutzung links, LNRValue = Bewertung Landnutzung rechts, SinValue = Bewertung der Sinuosität, min(sin, LN) = Ergebnis der Minimum-Funktion, in die der Mittelwert der beiden Landnutzungsbewertungen und die Bewertung der Sinuosität eingehen. Landnutzungsarten: f = Forst, a = Ackerland, u = urbane Nutzung, g = Grünland

In Abb. 6.5 sind die Schritte der stützpunktbezogenen Sinuositätsberechnung, der Bildung von Gewässersegmenten und Berechnung der Fuzzy-Werte dargestellt. Im obersten Teil der Abbildung ist die Sinuosität aufgetragen (grauer Streifen), darüber und darunter ist die Landnutzung auf den beiden Seiten des Gewässers dargestellt. Der mittlere Teil der Abbildung zeigt die Bewertungen dieser drei Größen, im unteren Teil ist das Ergebnis der

Fuzzy-Minimum-Funktion aus dem Mittelwert der beiden Landnutzungsbewertungen und der Bewertung der Sinuosität aufgetragen.

Im mittleren Teil der Abbildung ist die Mittelwertbildung der Sinuosität und die Berechnung des Fuzzy-Zugehörigkeitswertes zu erkennen. Die direkte Information über die Art der Landnutzung wird bei der Berechnung durch die jeweils zugehörigen Fuzzy-Werte ersetzt. Aus diesen insgesamt drei Werten wird entsprechend der Berechnungsvorschrift der Fuzzy-Wert für die Einstufung der Abschnitte ermittelt.

7 Anwendungsgebiet: Einzugsgebiet der Mulde

7.1 Regionale Einordnung

Als Anwendungsgebiet für das in den vorigen Kapiteln entwickelte Verfahren wurde das Einzugsgebiet der Mulde in Sachsen und Sachsen-Anhalt ausgewählt. In diesem Kapitel wird das Anwendungsgebiet mit seiner naturräumlichen Einordnung vorgestellt, um eine inhaltliche Bewertung der Ergebnisse zu ermöglichen. Die Mulde ist der zweitgrößte Nebenfluss der Elbe, ihr Einzugsgebiet liegt zu einem großen Teil im Freistaat Sachsen, der nördliche Teil reicht in den Osten Sachsen-Anhalts hinein, der südliche Rand bis nach Tschechien. Dort wird es durch den Erzgebirgskamm und im Norden durch die Elbe begrenzt. Die östliche Grenze des Einzugsgebietes bilden die Wasserscheiden verschiedener linksseitiger Zuflüsse der Elbe. Im Westen wird es durch die Wasserscheiden zu den Einzugsgebieten der Weißen Elster und der Saale begrenzt (BEUGE ET AL. 1999).

Naturräumlich ist das Mulde-Einzugsgebiet in das Erzgebirge und das nördliche Erzgebirgsvorland einzuordnen. Die großen Quellflüsse entspringen alle im Erzgebirge und fließen Richtung Norden durch das Erzgebirgsvorland und weiter in die Elbeniederungen. An großen Flüssen im Einzugsgebiet sind neben der Zwickauer und der Freiburger Mulde die Chemnitz und die Zschopau zu nennen. Die Zwickauer Mulde und die Freiburger Mulde bilden durch ihren Zusammenfluss die Vereinigte Mulde. Diese wird kurz auch als *Mulde* bezeichnet.

Die größten Erhebungen im Einzugsgebiet befinden sich im Erzgebirge und werden durch den Klinovec mit 1.244m, den Fichtelberg mit 1.214m und den Auersberg mit 1.019m gebildet.

Das Flusseinzugsgebiet der Mulde umfasst 7.403km², davon entfallen auf die Freiburger Mulde 1.138km² (15%), auf die Zschopau 1.847km² (25%), auf die Zwickauer Mulde

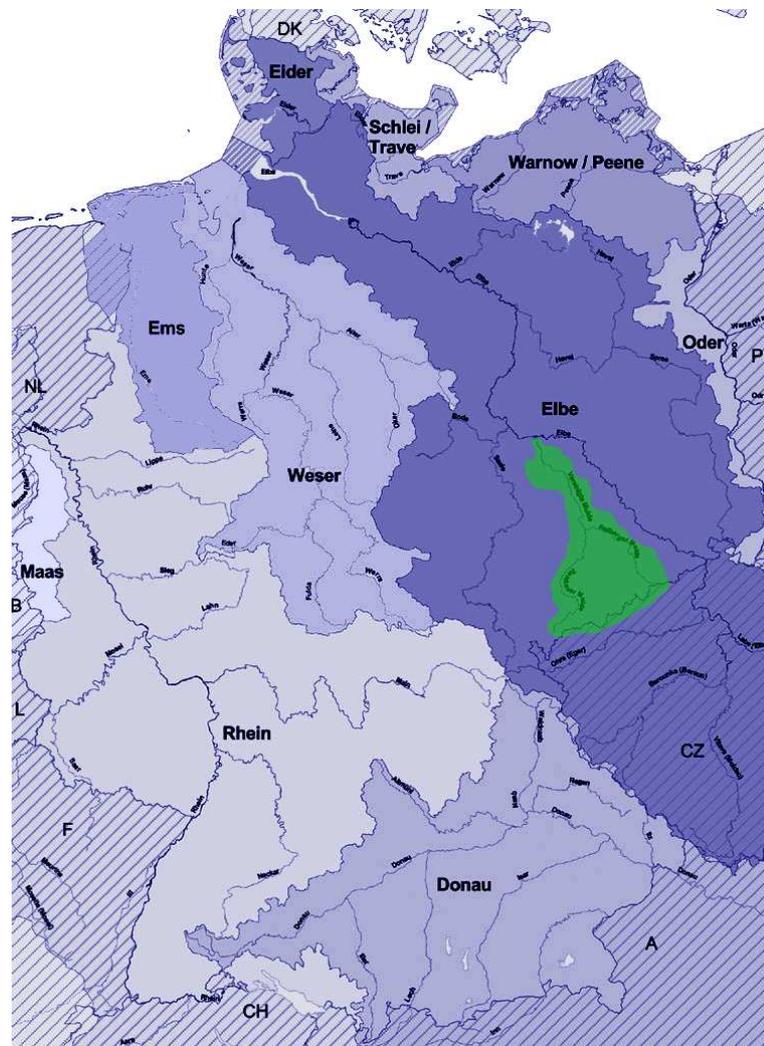


Abb. 7.1: Lage des Mulde Einzugsgebietes im Flussgebiet der Elbe

2.361km² (32%) und auf die Vereinigte Mulde 2.054km² (28%). Die Nord-Süd-Erstreckung beträgt 166km, die maximale Ost-West-Ausdehnung 95km (BEUGE ET AL. 1999).

Die Zwickauer Mulde entspringt im Westerzgebirge auf ca. 760m NN. Die Freiburger Mulde hat ihren Ursprung im Osterzgebirge, ihre Quelle liegt auf etwa 860m NN. Nach ihrem Zusammenfluss in der Ortschaft Sermuth südlich von Grimma bilden die beiden Mulden die Vereinigte Mulde, die bei Dessau in die Elbe mündet (BEUGE ET AL. 1999; MÜLLER ET AL. 2004). Die Gesamt-Fließstrecke der Mulde mit großen Nebengewässern (Einzugsgebietsgröße > 10km²) beträgt 2.844km.

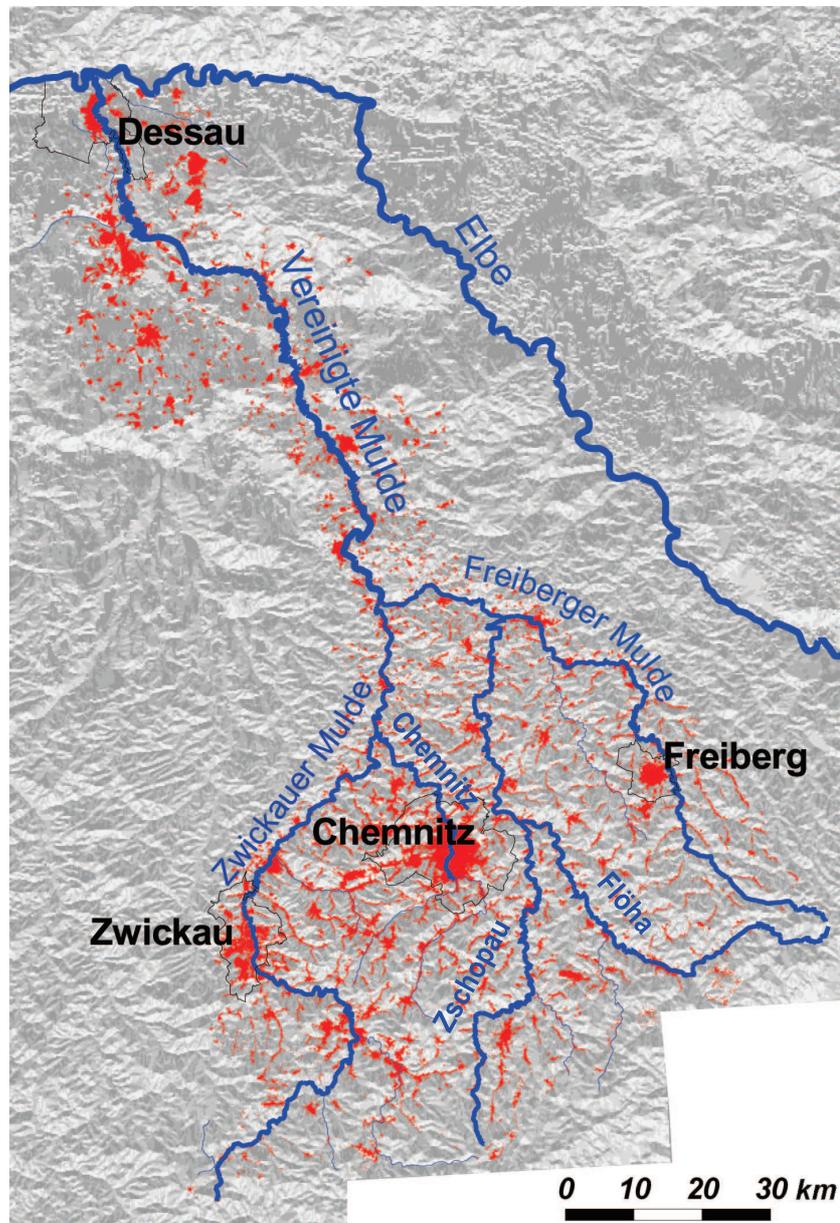


Abb. 7.2: Übersichtskarte Mulde-Einzugsgebiet mit wichtigen Städten und Flüssen.

Die folgenden Kapitel zur Geologie und den Böden im Einzugsgebiet stellen eine wichtige Grundlage für die charakteristischen Gewässertypen dar. In den Gewässertypen wiederum ist die natürliche Gestalt der Gewässer definiert und ist damit eine wichtige Voraussetzung für die Einstufung.

7.1.1 Geologie

Das Grundgebirge des Erzgebirges ist ein Kristallgebirge altpaläozoischen Ursprungs, das in der variszischen Orogenese eine starke Auffaltung erfahren hat (FAUPL 2000). Es überwiegen Festgesteine von sehr unterschiedlichem Metamorphosegrad des paläozoischen und vorpaläozoischen Grundgebirges. Am höchsten ist der Metamorphosegrad im Granulitgebirge sowie im Ost- und Mittelerzgebirge (MANNSFELD & RICHTER 1995). Der nördliche und zentrale Teil wird von Lockergesteinsmaterialserien des känozoischen Deckgebirges bedeckt. Nur selten wird dieses von Festgesteinen in Kuppen und an Talhängen durchbrochen. In den Auen lagern über Flusskiesen sandige, lehmig-schluffige sowie tonige Auensedimente (ALTERMANN & RUSKE 1997).

Das Einzugsgebiet der Mulde weist im Vergleich zu seiner Größe eine außergewöhnlich hohe Vielfalt an Gesteinsarten auf (BEUGE ET AL. 1999). Diese hat einen stark prägenden Einfluss auf die Gestalt der Landschaft und der Gewässer. Das Grundgebirge besteht an den Oberläufen von Freiburger Mulde und Zwickauer Mulde im Erzgebirge vorwiegend aus Gneisen und Graniten, ab der Vereinigung beider Flüsse zur Vereinigten Mulde dominieren saure Effusiva. Im Zentrum des Untersuchungsgebietes nördlich des Erzgebirges befindet sich das Granulitgebirge. Im Unterlauf der Vereinigten Mulde ist das Grundgebirge von tertiären Sedimenten überlagert. (HENNINGSEN & KATZUNG 1998)

Entsprechend der Hauptfließrichtung von Süden nach Norden sind die folgenden geologischen Einheiten im Einzugsgebiet der Mulde von Bedeutung:

- Erzgebirge,
- Vorerzgebirgssenke,
- Granulitgebirge,
- nordsächsischer Vulkanitkomplex.

Die heutige Oberfläche des Untersuchungsgebietes wurde maßgeblich von glazigenen Prozessen geprägt. Zwischen Erzgebirge und Granulitgebirge befindet sich eine schmale Synklinalzone des Grundgebirges, die Vorerzgebirgs-Senke. Nördlich der Vorerzgebirgs-Senke breitet sich eine schwach wellige Hocheben aus. In dieses Sächsische Mittelgebirge haben sich die Flüsse Zwickauer Mulde, Chemnitz, Zschopau und Striegis eingeschnitten und so die großenteils von Känozoikum bedeckten Gesteine des Untergrundes freigelegt. Das Plateau selbst wird überwiegend aus hochmetamorphen Granuliten aufgebaut. Das in seiner Grundform elliptische Granulitgebirge ist von einem Saum weniger metamorpher Gesteine umgeben (JORDAN 1988).

Im Nordsächsischen Vulkanitkomplex ist das Tal der Vereinigten Mulde oberhalb von Wurzen tief eingeschnitten und bildet eine weniger als 500m breite Talaue. Mit Übergang aus dem Hügelland weitet sich das Tal auf ca. 2 bis 4km Breite. Der stark mäandrierende Fluss ist seitlich nur noch durch Lockergestein pleistozäner und tertiärer Bildung begrenzt. Glazogene Prozesse haben während des Pleistozäns die heutige Oberfläche des Untersuchungsgebietes entscheidend geformt. Während der Elster- und Saale-Kaltzeit stießen die nordischen Inlandeisgletscher bis in den Raum Halle-Leipzig vor. Ablagerungen aus dieser Zeit bestehen aus einer 10 - 100m mächtigen Folge von Flussschottern, Kiesen und Sanden mit eingelagerten sandig-schluffig-tonigen Geschiebemergeln sowie Beckenschluffen.

Die Mulde nutzt im Unterlauf von ihrem Eintritt in das Land Sachsen-Anhalt südöstlich von Bitterfeld bis zu ihrer Mündung in die Elbe bei Dessau einen Zweig des Breslau-Magdeburger Urstromtales. In Sachsen-Anhalt liegt ihr Tal im Lockergesteinsbereich, welcher sich östlich der Saale ausbreitet. Dieser wird sowohl von tertiären als auch von quartären Ablagerungen gebildet. Quartäre Talsande und -kiese aus fluviatilen Weichsel- und Holozänablagerungen bilden im Muldetal eine Mächtigkeit von durchschnittlich 10m aus. Unter diesen Sedimenten im Raum Jessnitz bei Raghun befinden sich elsterkaltzeitlichen Ablagerungen, im sich nördlich anschließenden Gebiet bis zur Mündung in die Elbe Schmelzwassersande der Elster-Kaltzeit. Diese quartären Ablagerungen werden heute von Auelehmen überlagert (JORDAN 1988).

7.1.2 Böden

Im Einzugsgebiet der Mulde dominieren Böden mit hohem bis sehr hohem Ertragspotenzial. Infolgedessen ist dieser mitteldeutsche Raum neben der Industrie wesentlich von intensiver Landwirtschaft geprägt. Die Auenböden werden in der Regel aufgrund oberflächennaher Grundwasserstände lediglich extensiv als Weide- und Grünland genutzt. Durch Meliorations- und Hochwasserschutzmaßnahmen zur Entwässerung der Aue wurden jedoch auch Auenböden urbar gemacht, so dass heute auf vielen Flächen der Aue Ackerbau betrieben wird (NIENHAUS 2003). Der Aufbau der Pedosphäre begründet sich sowohl durch die Verbreitung und die Zusammensetzung weichselzeitlicher Decksedimente als auch durch die unterschiedliche vertikale Substratabfolge.

Die Böden im Einzugsgebiet der Mulde werden in vier verschiedene Bodengroßlandschaften untergliedert:

- Im Erzgebirge entwickelten sich aus Verwitterungs- und Umlagerungsprodukten paläo-

zoischer Gesteine Fahlerden/Parabraunerden, Braunerden, Braunerden-Pseudogleye, Pseudogleye sowie Podsol-Braunerden.

- Nördlich schließt sich die Lößlandschaft des Berglandes an. Über verschiedenen paläozoischen, triassischen und glazigenen Gesteinen liegen Bodengesellschaften der Fahlerden/Parabraunerden aus Löß und Lößderivaten. Weiter flussabwärts folgt die Bodengroßlandschaft der Lößbörden. In dieser herrschen Schwarzerde-Bodengesellschaften aus Löß sowie Parabraunerde-Tscheroseme und Fahlerden/Parabraunerden aus Sandlöß vor.
- Auf die Bodengroßlandschaft der Lößbörden folgt Richtung Norden der Bereich der Altmoränen. Die vorherrschende Substratabfolge ist hier Geschiebedecksand über glazigenen Bildungen (Geschiebemergel, Sande). Bodengesellschaften mit Braunerden, Fahlerde/Parabraunerden, Pseudogleyen und Podsol-Braunerden sind für diese Region prägend.
- In der Elbaue, dem nördlichsten Teil des Untersuchungsgebiets, dominieren holozäne Aueböden (Vegas, Vega-Gleye) und Gleye auf überwiegend lehmig-schluffigen Auen-sedimenten sowie Regsole bzw. schwach ausgeprägte Podsole auf Flusssanddecken.

(ALTERMANN & RUSKE 1997).

7.1.3 Klimatische Bedingungen

Der südliche Teil des Einzugsgebiets der Mulde gehört zum *Mitteldeutschen Berg- und Hügellandklima*. Die Jahresmitteltemperatur beträgt hier 6 - 8°C. Abhängig von Höhenlage, Relief und Exposition variiert die mittlere Niederschlagssumme stark. Der nördliche Teil des Einzugsgebietes der Mulde bei Bitterfeld und der Dübener Heide gehört klimatisch zum stärker kontinental beeinflussten *Ostdeutschen Binnenlandklima*. Das Jahresmittel der Lufttemperatur liegt hier zwischen 8,4°C in Oschatz und 9,8°C in Bitterfeld (TREFFLICH 1997).

Durch die Stauwirkung des Erzgebirge weisen die Niederschlagshöhen im Einzugsgebiet der Mulde ein ausgeprägtes Nord-Süd-Gefälle auf. In der Umgebung von Dessau und Bad Dübener werden Niederschlagshöhen von 300 - 500mm/a gemessen (BEUGE ET AL. 1999), wohingegen im Süden am Erzgebirgskamm Jahresniederschläge von etwa 1000 - 1200mm/a erreicht werden.

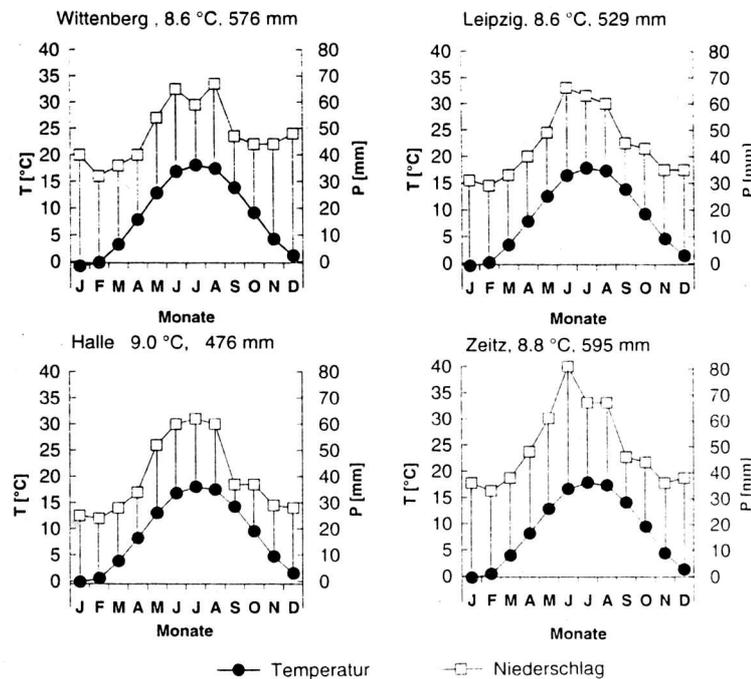


Abb. 7.3: Klimadiagramme von Wittenberg, Halle, Leipzig und Zeitz, 30jähriges Mittel 1951 - 80 (Quelle: TREFFLICH 1997)

7.1.4 Vegetation

Die Vegetationsperiode beginnt in der Leipziger Bucht und im Elbtal Ende März, in der Dübener Heide etwa eine Woche später und endet Anfang November (TREFFLICH 1997). Die potentielle natürliche Vegetation des Untersuchungsraumes wird durch verschiedene Waldtypen geprägt. Zwischen Elster und Elbe dominieren lindenreiche Stieleichen-Hainbuchen-Wälder des Tieflandes auf Lößdecke und unter dem Einfluss reduzierten Niederschlags.

Im nördlichen Altmoränengebiet der Dübener-Dahleener Heide prägen Kiefern-Stieleichen- und Kiefern-Wälder die potenzielle natürliche Vegetation. Nach Süden schließen sich Eichen-Hainbuchen- und Hainsimsen-Eichen-Buchenwälder an. Letztere finden sich auch in den weiten Talräumen des unteren Erzgebirges. Sie verzahnen sich gebietsweise mit fichtenreichen Tannen-Buchen-Wäldern, die im Kammbereich des Erzgebirges in Fichtenwälder übergehen (MANNSFELD & RICHTER 1995; KLOTZ ET AL. 1997).

Im Einzugsgebiet der Mulde sind 28% der Fläche von Wald bedeckt. Die Kammlagen und und nährstoffarmen Böden über den Graniten des Westerzgebirges sind von dichten Nadelwaldbeständen geprägt. Die Wälder im Tiefland sind Laub- und Mischwälder; entlang

der unteren Mulde treten lockere Auenwälder auf (BEUGE ET AL. 1999). Besonders in den letzten zwei Jahrzehnten kam es infolge des Waldsterbens zu einem Bestandsrückgang im Mittel- und Osterzgebirge. KRÖNERT (1997) zufolge ist es Ziel der sächsischen Agrarpolitik, in den kommenden 15 - 20 Jahren 55.000ha Wald aufzuforsten. Schon jetzt wurde mit umfangreichen Aufforstungsprogrammen, und damit einhergehendem Waldumbau (d.h. eine Abkehr von Nadelwaldmonokulturen) begonnen.

Die Vegetationsdifferenzierung der Naturlandschaft wurde im Verlauf der Nutzungsgeschichte durch den Menschen stark verändert. Die ersten großen Rodungen betrafen dabei die Löß- und Schwarzerdegebiete, wo große Agrarlandschaften entstanden. Infolge der Eutrophierung der gesamten Landschaft, verursacht durch die Intensivierung der Landwirtschaft, sowie den beträchtlichen Immissionen aus Industrie und Verkehr haben sich die Vegetationstypen weiter verändert (KLOTZ ET AL. 1997).

7.1.5 Nutzungsstrukturen

Die heutigen Strukturen der Landnutzung sind eng mit der historischen Entwicklung der Region verzahnt. In der Region Halle-Leipzig vollzog sich die Besiedlung und Bewirtschaftung von Norden nach Süden und nahm ab dem 7. Jahrhundert an Intensität deutlich zu. Vor allem mit den ersten Erzfunden stieg die Bevölkerungsdichte dort an. Infolge dessen kam es zu Rodungen und zunehmenden Veränderungen der Landschaft (BEUGE ET AL. 1999).

Die Landnutzung zeigt eine durchweg dominierende Landwirtschaft, gefolgt von Forstwirtschaft. Die regionale Verteilung im Einzugsgebiet ist jedoch sehr unterschiedlich. So dominiert die Forstwirtschaft im südlichen Einzugsgebiet und im Nordwesten, wie aus Abb. 7.4 zu sehen ist.

Die landwirtschaftliche Nutzung verteilt sich mit Ausnahme des Erzgebirgskammes über das gesamte Gebiet. Heute beträgt der Flächenanteil für Siedlungs-, Verkehrs- und Industrieflächen im Einzugsgebiet der Mulde 11%. Die von den Kernstädten ausgehenden Siedlungsbänder stammen im Wesentlichen aus der Vorkriegszeit des 2. Weltkrieges. Im nördlichen Teil des Einzugsgebietes zwischen Leipzig und Bitterfeld fallen verschiedene größere Siedlungen, urbanisierte Dörfer und Kleinstädte auf (KRÖNERT 1997).

Die dominierenden Siedlungsbereiche werden von den Städten Chemnitz (300.000 Einwohner), Zwickau (80.000 Einwohner), Dessau (80.000 Einwohner) und Freiberg (50.000 Einwohner) mit ihrem Umland gebildet. In den höheren Lagen des Erzgebirges ist die Region geringer besiedelt. Nach BEUGE ET AL. (1999) leben im Einzugsgebiet der Mulde etwa

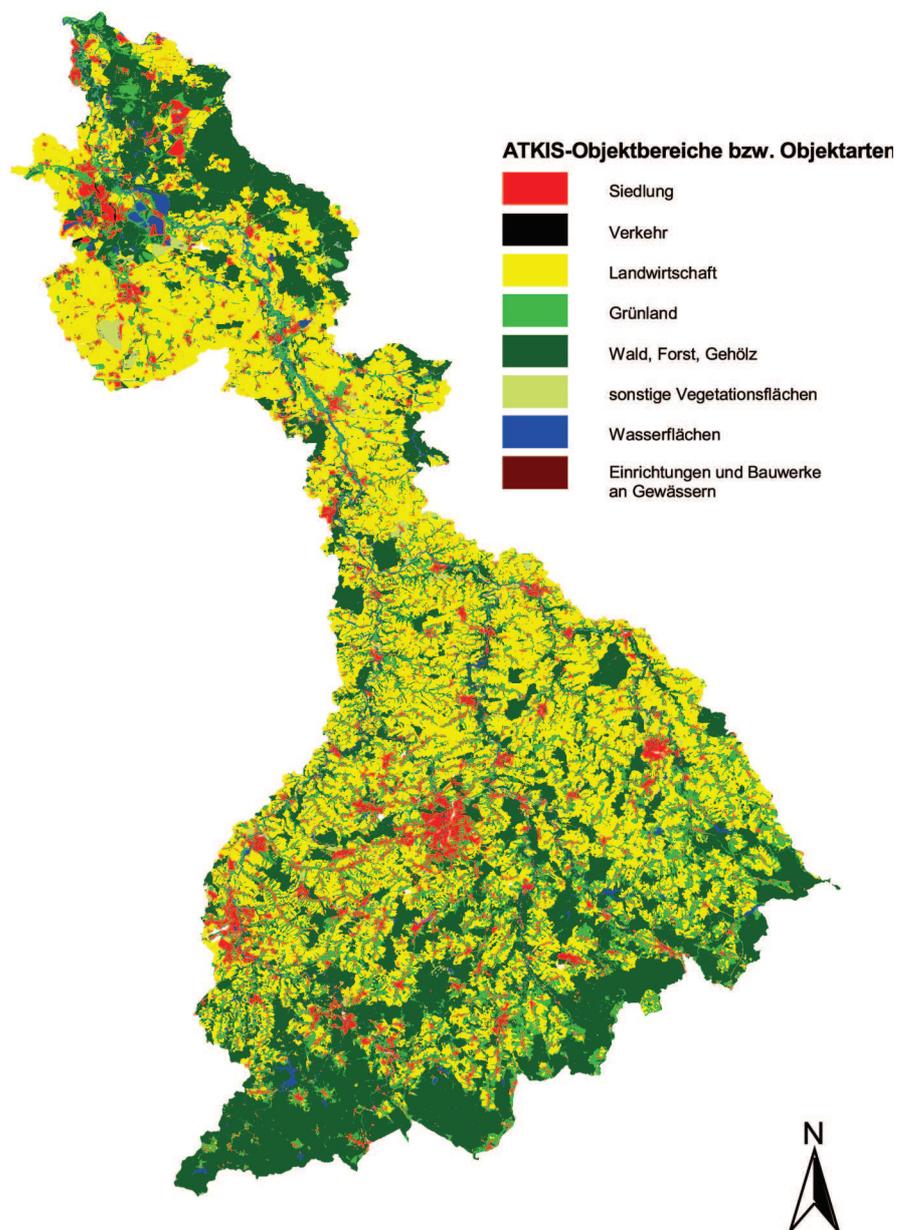


Abb. 7.4: ATKIS Basis-DLM im Mulde-Einzugsgebiet. Es ist die deutliche Dominanz landwirtschaftlicher Flächen sowie zwei große Waldbereiche im Erzgebirge und im Nordosten zu erkennen.

2 Mio. Menschen. Insgesamt handelt es sich bei dem Untersuchungsgebiet um einen intensiv genutzten Raum.

In den Jahren vor 1990 fand ein Rückgang der landwirtschaftlich genutzten Fläche statt, der vor allem auf die Zunahme der für Braunkohleabbau genutzten Fläche zurückzuführen. Seit Anfang der 90er Jahre ist eine Verringerung der landwirtschaftlich genutzten Fläche

nun aufgrund von Siedlungserweiterungen zu verzeichnen. Außerdem wurde der Rückgang der von Braunkohlebergbau beanspruchten Flächen sowie die Rekultivierung devastierter Flächen beobachtet (KRÖNERT 1997).

Besonders in den Jahren zwischen 1989 und 1994 vollzogen sich erhebliche Änderungen in der Struktur der Landwirtschaft vollzogen haben. Der Anbau von Intensivkulturen hat in dieser Zeit um 75% abgenommen und der Anbau von Gemüse im Umland der Großstädte ist nahezu verschwunden. Auch der Anbau von Feldfutterpflanzen wurde stark reduziert. Gestiegen ist in dieser Periode hingegen der Anteil von Getreide und Ölsaaten (KRÖNERT 1997).

Als struktureller Faktor im Einzugsgebiet der Mulde ist die Region Leipzig-Halle-Bitterfeld mit den sehr starken Bergbauaktivitäten hervorzuheben. Vor allem in der Umgebung von Bitterfeld liegen Großtagebaue, die noch bis nach 1980 wesentlich erweitert wurden. Im Einzugsgebiet der Zwickauer Mulde und der Zschopau dominierte der Uranabbau. Die daraus resultierenden Schadstoffbelastungen sind noch heute in der Region spürbar. Als Ursache für die Schadstoffbelastungen sind, neben weiteren an den Bergbau gebundene Quellen, vor allem die Buntmetallhütten von Freiberg zu nennen, in welchen Erzkonzentrate aufbreitet wurden (BEUGE ET AL. 1999).

Wie in Kapitel 7.1.1 dargestellt, liegen große Bereiche des Untersuchungsgebietes in einer fruchtbaren Lößregion. Das Erzgebirgsvorland ist zu einem großen Teil mit einer Lößdecke unterschiedlicher Mächtigkeit überzogen. Diese Region wird in erster Linie ackerbaulich genutzt. In den Auen- und Heidelandschaften wird vor allem Weidewirtschaft betrieben (BEUGE ET AL. 1999).

Im Zuge der anthropogenen Nutzungsänderungen in der Region wurden auch die Fließgewässer stark verändert. Diese Veränderungen betreffen sowohl die chemische Beschaffenheit des Wassers als auch die Gewässerstrukturen.

Im Einzugsgebiet der Mulde wird ein Flächenanteil von 58% landwirtschaftlich genutzt. Von diesen entfallen ca. 70% auf Ackerland und 30% auf Grünland. Dort fehlen häufig Gewässerrandstreifen, was zu einer Beeinträchtigung der Gewässer führt. Die Landwirtschaft hat demnach für die Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie eine große Bedeutung.

7.2 Das August-Hochwasser 2002 und seine Folgen

Im August 2002 war das gesamte Einzugsgebiet der Elbe und damit auch viele Bäche und Flüsse des Mulde-Einzugsgebietes von einem verheerenden Hochwasser betroffen. Grund

hierfür war eine Vb-Wetterlage mit Niederschlagsmengen entsprechend eines ganzen Jahres, die innerhalb weniger Tage fielen (MEINEL ET AL. 2003; LFUG SACHSEN 2002). Besonders in Bereichen, in denen die Gewässer aufgrund der intensiven Umlandnutzung begradigt und verbaut wurden, hatte dieses Hochwasser extreme Schäden zur Folge. Dieses Hochwasser, das durch eine Kombination aus extremen Niederschlagsereignissen und einem sehr schnellen Abfluss des Wassers entstanden ist, hatte weitreichende Folgen für die Bevölkerung der betroffenen Region.



Abb. 7.5: Grimma am 15.08.2002, 12 Uhr

In einem Bericht des Landesumweltamtes Sachsen-Anhalt (LAU 2002), der im Juni 2002 erschienen ist, werden verschiedene Ursachen genannt, die neben den natürlichen Gegebenheiten zu Hochwasserereignissen beitragen können:

- Versiegelung durch Siedlung, Gewerbe und Verkehr,
- Umwandlung von Grünland in Ackerland sowie Waldrodung,
- Waldschäden als Folge von Umweltbelastungen,
- Formen der nicht standortgerechten Landbewirtschaftung,
- Flurbereinigung zu großen Bewirtschaftungsflächen,
- Kanalisierung von Gewässern,
- Intensive Auennutzung.

Der Kriterienkatalog zeigt, dass die negativen Einflusskriterien durchaus vor dem Hochwasserereignis im August 2002 schon bekannt waren. Dennoch wurde nach dem Hochwasser mit dem Wiederaufbau der zerstörten Einrichtungen und Gebäude an Ort und Stelle

begonnen (Abb. 7.6 vom Oktober 2003), obwohl Hochwasservorsorge und die Gewässerschutzziele der EG-Wasserrahmenrichtlinie bei neuen Baumaßnahmen zu berücksichtigen sind. Abbildung 7.6 zeigt neu aufgebaute Uferbefestigungen am Lungwitzbach nach dem Hochwasser direkt am Gewässerbett. Durch eine Rückverlegung der Mauer hätte dem Gewässer mehr Raum gegeben werden können. Durch solche Maßnahmen verbessern sich die strukturellen Eigenschaften des Gewässerbettes und der Querschnitt für die durchfließende Wassermenge erhöht sich.



Abb. 7.6: Wiederaufbau der vom Hochwasser im August 2002 zerstörten Sicherungsanlagen am Beispiel des Lungwitzbachs in Oberlungwitz im Oktober 2003.

Im Einzugsgebiet der Mulde wurde durch das extreme Hochwasser im August 2002 ein erheblicher Teil der Landoberfläche überflutet. Die Folge waren neben der Zerstörung von Häusern und Infrastruktur vielerorts Deichbrüche und starke Schäden an Verbaumaßnahmen.

Das Deutsche Komitee zur Katastrophenvorsorge plädiert in einer in Folge des Hochwassers durchgeführten Studie zur Hochwasservorsorge für die Freihaltung von Überschwemmungsgebieten und zur Instandhaltung von Hochwasserschutzbauwerken (DKKV 2003). Das Hochwasser hat für die in dieser Arbeit beschriebene Methodik in mehrerer Hinsicht Relevanz. Da es sich zur Laufzeit des Projektes MAKEF ereignet hat, in dessen Rahmen diese Arbeit entstanden ist, war fraglich, in wie weit biologische Untersuchungen nach dem Hochwasser aussagekräftig sind und welche zeitliche und räumliche Distanz bei der Probenahme von einem solchen Ereignis zu berücksichtigen ist, um eine unbeeinflusste Biozönose zu erhalten. Daraus ergab sich die noch weiterreichendere Frage nach der Beeinflussung des sensiblen Gewässerökosystems auch durch kleinere Katastrophen.

8 Anwendung der Methodik im Einzugsgebiet der Mulde

8.1 Erläuterung der Vorgehensweise

Das in den Kapiteln 5 und 6 entwickelte Verfahren wird in diesem Kapitel auf das Einzugsgebiet der Mulde angewendet. Das Einzugsgebiet der Ruhr diente in dieser Arbeit als Entwicklungs- und Trainingsgebiet. Die Methodik wurde in Kapitel 5.5 anhand des Ruhr-Einzugsgebietes kurz erläutert und mit den Ergebnissen der auf Gewässerstrukturdaten basierenden Ermittlung von erheblich veränderten Gewässern mit dem in Kapitel 2.5.1 vorgestellten Verfahren des Landes Nordrhein-Westfalen verglichen.

Die Ergebnisse der Anwendung an der Mulde werden analysiert und der Einfluss der einzelnen Parameter auf das Gesamtergebnis untersucht und bewertet. Bei der Analyse werden die einzelnen Bewertungskriterien zunächst isoliert voneinander betrachtet und schließlich in Reihenfolge der Auswertungslogik im Verfahren kombiniert. Bei der Betrachtung des Gesamtergebnisses wird der Einfluss der Bewertungskriterien auf die Identifizierung von erheblich veränderten Gewässerabschnitten untersucht. Das Auswertungsergebnis wird mit Referenzpunkten im Einzugsgebiet verglichen und interpretiert. Diese Referenzpunkte wurden anhand Topographischer Karten und Landnutzungsdaten festgelegt und anschließend im Gelände überprüft und klassifiziert.

Das für die EG-Wasserrahmenrichtlinie relevante Gewässernetz des Mulde-Einzugsgebietes hat im ATKIS Basis-DLM eine Gesamtlänge von 2.838km. Durch die Segmentierung anhand der Landnutzungsdaten wird es nach der in Kapitel 5.3.3 beschriebenen Vorgehensweise in 24.481 Segmente unterteilt, die einzeln bewertet werden. Die durchschnittliche Segmentlänge beträgt demnach 116m, allerdings mit einer starken Varianz. Die sehr kleinräumige Unterteilung ermöglicht eine genaue Analyse der Bewertungsfaktoren und belegt die sehr hohe räumliche Auflösung der Ergebnisse.

8.2 Einfluss der Bewertungsgrößen auf das Gesamtergebnis

In diesem Kapitel werden die einzelnen Bewertungsgrößen auf ihre Relevanz für das Gesamtergebnis untersucht. Die Reihenfolge der einzelnen Parameter entspricht dabei der durch den Aufbau der Methodik in Kapitel 5 festgelegten Abfolge. Dementsprechend werden in den letzten beiden Unterkapiteln die Kombination der Teilergebnisse und das Gesamtergebnis vorgestellt.

8.2.1 Starker Rückstau und Talsperren

Die ersten Analysen beziehen sich auf den Einfluss von Flächen, die in den ATKIS-Landnutzungsdaten als Gewässerfläche eines Stillgewässers klassifiziert sind. Im Einzugsgebiet der Mulde gibt es aufgrund der geomorphologischen Eigenschaften keine natürlichen Seen, so dass allen als Stillgewässer klassifizierten Objekte ein nicht natürlicher Ursprung zugeordnet werden kann.

Tab. 8.1: Statistische Kennzahlen der Gewässersegmente im Mulde-Einzugsgebiet

Anzahl	24481
Mean	115.94m
Maximum	6495.45m
Minimum	0.01m
Variance	24142.14
Standardabweichung	155.38

Da alle Gewässerabschnitte unabhängig voneinander bewertet werden, greift dieses Kriterium nur dann, wenn mindestens einem der beiden Seiten des Gewässers die Nutzungsklasse „Stillgewässer“ zugeordnet wurde. Die Möglichkeit, dass nur auf einer Seite ein Stillgewässer vorhanden ist, wurde aufgrund der Feststellung durchgeführt, dass die Gewässerslinien im ATKIS Basis-DLM teilweise nicht durch die Gewässerflächen, sondern an ihrem Ufer entlang digitalisiert wurden. Dementsprechend ist nur an einer Seite ein solches Objekt zu finden, obwohl es an beiden Seiten anzutreffen sein müsste.

In Abb. 8.1 wurden die Gewässerabschnitte ausschließlich nach dem Kriterium *Staubeereich* bewertet. Das Ergebnis zeigt am Beispiel der Talsperre Eibenstock die Abschnitte, an denen sich die Stillgewässerfläche befindet (in rot dargestellt). In diesem Fall gibt es keine Differenzierung in verschiedene Zugehörigkeitsgrade, da Talsperren per Definition als erheblich verändert ausgewiesen werden.

Da nur Gewässerflächen der Objektart *Stillgewässerfläche* bewertet werden, betrifft die

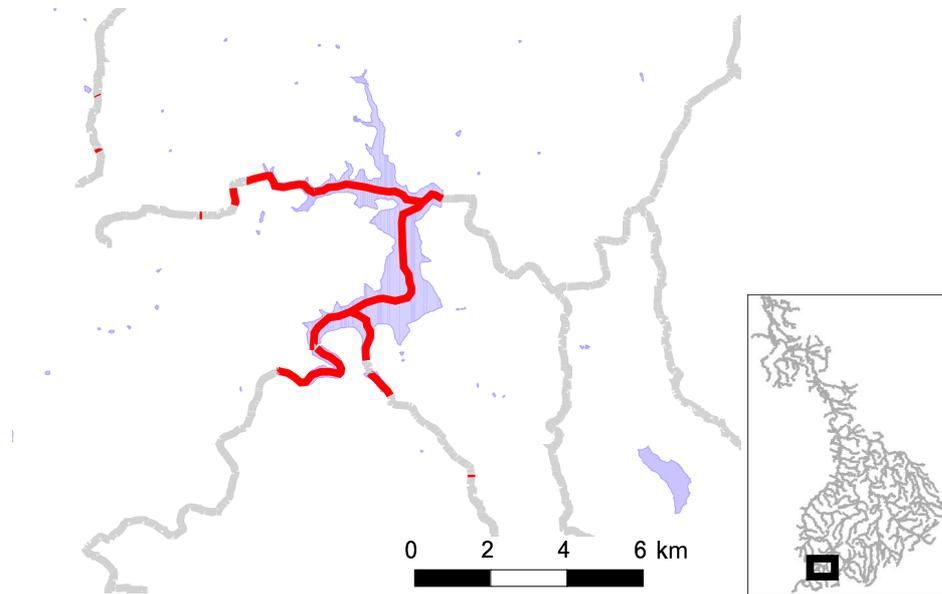


Abb. 8.1: Bewertung von Staubereichen am Beispiel der Talsperre Eibenstock:
 ■ kein Staubereich; ■ Staubereich

Ausweisung als erheblich verändert nur 1,2% aller Gewässersegmente. Die Segmente solcher anthropogen bedingten Staubereiche sind überdurchschnittlich lang. Besonders deutlich wird dies bei Talsperren, die sich im Erzgebirge teilweise auf mehreren Kilometern Länge durch die Täler ziehen. Dies bedingt, dass der Anteil an der Gewässerlänge 3,5% beträgt.

8.2.2 Einbeziehung des Querbauwerkskatasters

Für die folgende Analyse wird aus dem Verfahren ausschließlich die Bewertung der Gewässerabschnitte nach der Einflussgröße *Querbauwerk* durchgeführt. Hierbei ist zu berücksichtigen, dass nur für wenige große Flüsse Daten vorliegen und dementsprechend keine allgemeine Aussage über die Einflussgröße Querbauwerke für das gesamte Einzugsgebiet gemacht werden kann.

An den wenigen Gewässern, für die Informationen zu Querbauwerken existieren, sind insgesamt 96 Querbauwerke vorhanden. Diesen wird aufgrund der Auswertungslogik ein starker Einfluss auf die Bewertung der Gewässerabschnitte zugeordnet. Trotz der geringen Zahl an Gewässern, die im Querbauwerkskataster erfasst sind, werden von der Gesamtzahl der Segmente 1,4% und von der Gesamtlänge des Gewässernetzes im Muldeinzugsgebiet 1,9% ausgewiesen. Der Anteil der ausgewiesenen Gewässersegmente an den Gewässern, für die

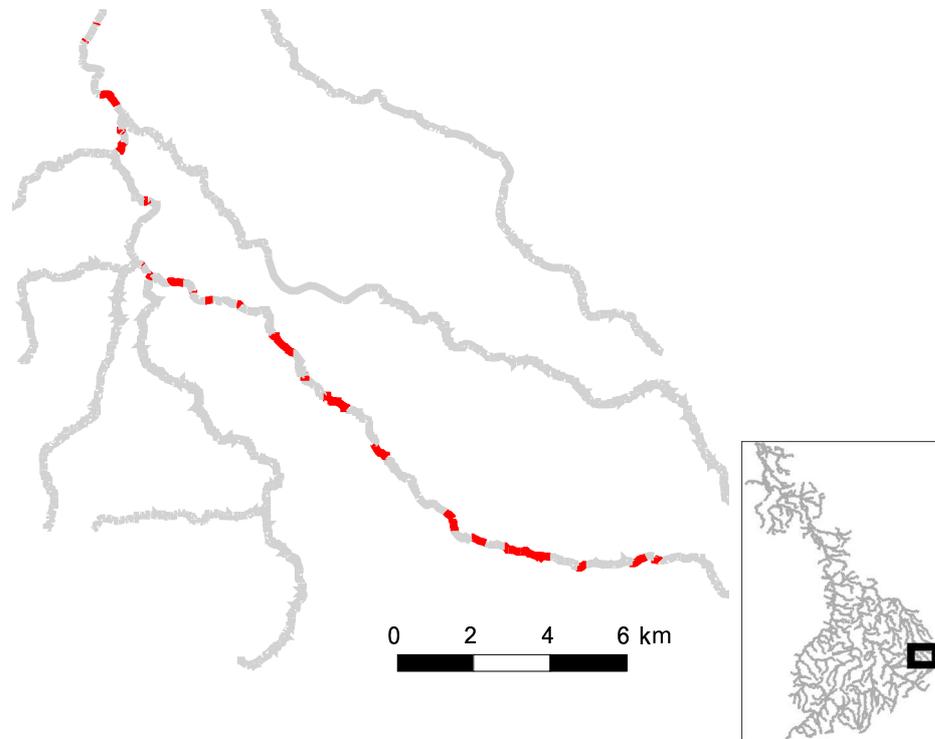


Abb. 8.2: Bewertungsergebnisse von Querbauwerken: ■ kein Querbauwerk; ■ Querbauwerk in dem Gewässersegment vorhanden

Querbauwerksdaten vorliegen, beträgt 9,6% und besitzt damit eine deutlich höhere Bedeutung als bei der Betrachtung des gesamten Einzugsgebietes berechnet.

Ein wesentlicher Unterschied zu den als starker Rückstau bzw. Talsperre klassifizierten Segmenten ist deren Länge. Die Länge ist bei Staubereichen überdurchschnittlich, da die Segmentierung auf Landnutzungsdaten basiert und Staubereiche mit ihrer gesamten Länge ein Segment bilden. Die Informationen zu den Querbauwerken stammen aus dem Querbauwerkskataster des Freistaates Sachsen und liegen als Punktgeometrien vor. Die Punkte werden mit dem segmentierten Gewässernetz verschnitten und dem Segment zugeordnet, in dem die Querbauwerke liegen. Diese Vorgehensweise bei der Anbindung und Bewertung unterscheidet sich damit grundsätzlich von derjenigen in den anderen Auswertungsschritten.

Es lässt sich schlussfolgern, dass die Anteile der durch Querbauwerke als potenziell erheblich verändert einzustufenden Gewässerstrecken im gesamten Einzugsgebiet noch wesentlich höher ist. Da keine weiteren Informationen in den vorliegenden Daten zu den Querbauwerken vorhanden waren, konnte keine Differenzierung vorgenommen werden. Eine solche Differenzierung ist beispielsweise anhand der Fallhöhe, die durch das Bauwerk erzeugt wird, möglich. Der Anteil an Gewässersegmenten, die aufgrund des Kriteriums

Querbauwerk als erheblich verändert klassifiziert wurden, wird sich unter Hinzunahme der Fallhöhe oder weiterer Parameter wieder verringern, da dann eine Differenzierung der Einflussstärke möglich ist.

8.2.3 Bewertung aufgrund der Sinuosität

Die Bewertungsgröße Sinuosität ist im Gegensatz zu den beiden vorgenannten Kriterien eine Größe, die für jeden der Gewässerabschnitte berechnet wird.

Dabei bildet die dem Segment zugeordnete Sinuosität den Mittelwert der Sinuositäts-Einzelwerte aller Stützpunkte des Segments. Aufgrund der gewählten Berechnungsvorschrift (siehe Kapitel 5.3.1) stellt der Mittelwert ein Kontinuum dar. Alle anderen Größen, auch die Landnutzung, sind keine kontinuierlichen Größen, sondern ändern sich abschnittsweise unabhängig von den benachbarten Segmenten.

Tab. 8.2: Anteile der Zugehörigkeit zur Klasse der erheblich veränderten Gewässern bewertet nach der Sinuosität

Grad der Zugehörigkeit	Anteil der Segmente
< 0,1	57,1
0,1– < 0,2	3,2
0,2– < 0,3	3,7
0,3– < 0,4	3,7
0,4– < 0,5	3,9
0,5– < 0,6	4,2
0,6– < 0,7	4,8
0,7– < 0,8	4,7
0,8– < 0,9	5,2
≥ 0,9	9,5

Der Anteil von Gewässern mit einer Bewertung $\geq 0,1$ beträgt 42,8%, 9,5% der Abschnitte wurden $> 0,9$ bewertet. Aus Tab. 8.2 ist ersichtlich, dass die beiden Klassen mit den höchsten Anteilen die beiden Extreme darstellen, wobei der Hauptteil von 57,2% in der Klasse $< 0,1$ liegt.

Für die Klassenbildung wurde der gesamte Wertebereich in 10 gleich breite Klassen unterteilt. Die Verteilung zeigt, dass es einen großen Anteil an Gewässern gibt, die nach dieser Einstufung eine Sinuosität entsprechend ihres Gewässertyps besitzen. Es zeigt sich aber auch bei den anderen Klassen die Zunahme der Prozentanteile, je höher die Bewertung ist.

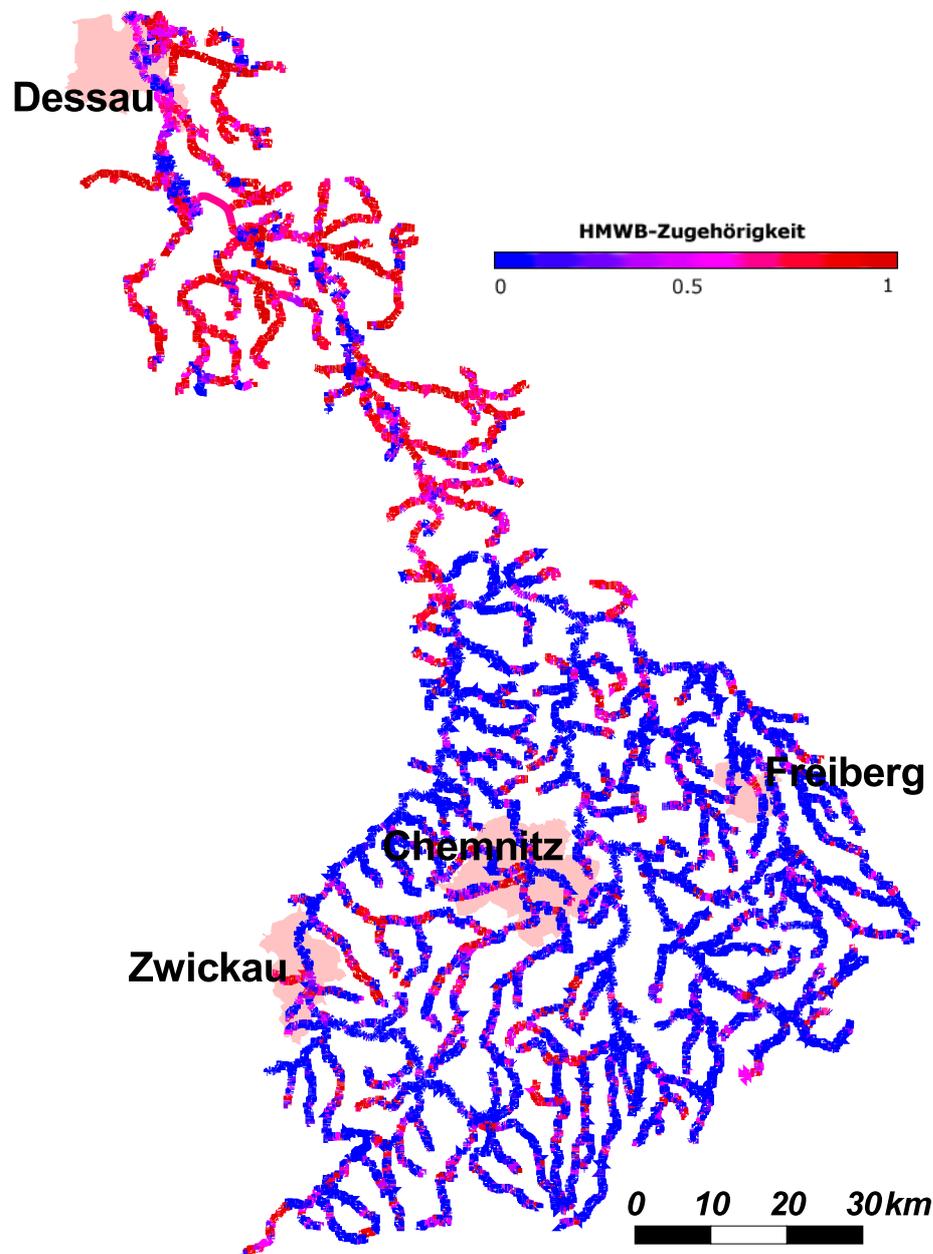


Abb. 8.3: Zugehörigkeitsgrad zuzur Klasse „erheblich verändert“ nach dem Kriterium Sinuosität

Die Ergebnisse in Abb. 8.3 zeigen die Verteilung von Gewässerstrecken unterschiedlicher Sinuosität im Einzugsgebiet der Mulde. Die Verteilung weist eine deutliche Zunahme der stärker als erheblich verändert eingestufteten Strecken vom Oberlauf zum Unterlauf der Gewässer auf. Dies hängt einerseits mit einer intensiveren Nutzung zusammen, ist aber auch aus der Abhängigkeit der Bewertung von der Gewässertypisierung zu erklären. Tieflandgewässer haben natürlicherweise eine höhere Sinuosität als Mittelgebirgsbäche und

werden damit bei gleicher Sinuosität stärker als „erheblich verändert“ klassifiziert. In den engen Tälern der Mittelgebirge kommen auch gestreckte Gewässerverläufe natürlich vor. Die Bäche der Mittelgebirge erhalten demnach nur bei einem geradlinigen Verlauf eine starke Zugehörigkeit zur Klasse der erheblich veränderten Gewässern.

8.2.4 Bewertung durch Landnutzung

Die Landnutzung ist neben der Sinuosität die zweite für jedes Gewässersegment vorhandene Bewertungsgröße. Die Zugehörigkeit der einzelnen Objektarten hinsichtlich der Einstufung eines angrenzenden Gewässersegments als erheblich verändert ist in Anhang C beigefügt. Aufgrund der Klassifizierung der ATKIS Daten und der gewählten Bewertungskriterien lassen sich intensiv genutzte Flächen entlang der Gewässer von wenig intensiv genutzten abgrenzen.

Tab. 8.3: Anteile der Zugehörigkeit zu erheblich veränderten Gewässern bewertet nach der Landnutzungsklassen

Grad der Zugehörigkeit	Anteil der Segmente
< 0,1	12,3
0,1– < 0,2	12,9
0,2– < 0,3	30,8
0,3– < 0,4	4,0
0,4– < 0,5	0,0
0,5– < 0,6	5,8
0,6– < 0,7	14,3
0,7– < 0,8	1,0
0,8– < 0,9	0,0
≥ 0,9	18,9

Durch die insgesamt intensive Landnutzung des Einzugsgebietes werden in dieser Darstellung wesentlich mehr Bereiche mit einer hohen Zugehörigkeit zur Klasse „erheblich verändert“ versehen als bei der Bewertung nach der Sinuosität. Bei der Landnutzung ist keine Zunahme von höheren Zugehörigkeiten zu den „erheblich veränderten“ Gewässern vom Oberlauf zu Unterlauf der Gewässer zu erkennen. Dies hängt neben anderen Faktoren mit der intensiven landwirtschaftlichen Nutzung sowohl im Erzgebirgsvorland als auch im Unterlauf zusammen. Zudem befinden sich auch im Erzgebirge Siedlungen in den Tälern entlang der Gewässer. Die Ergebnisse dieser Auswertung sind in Tab. 8.3 dargestellt.

Die Anteile der Zuordnungen zu den einzelnen Klassen variieren sehr stark. Dies hängt mit den vergebenen Bewertungen für die einzelnen ATKIS Objektarten zusammen. Be-

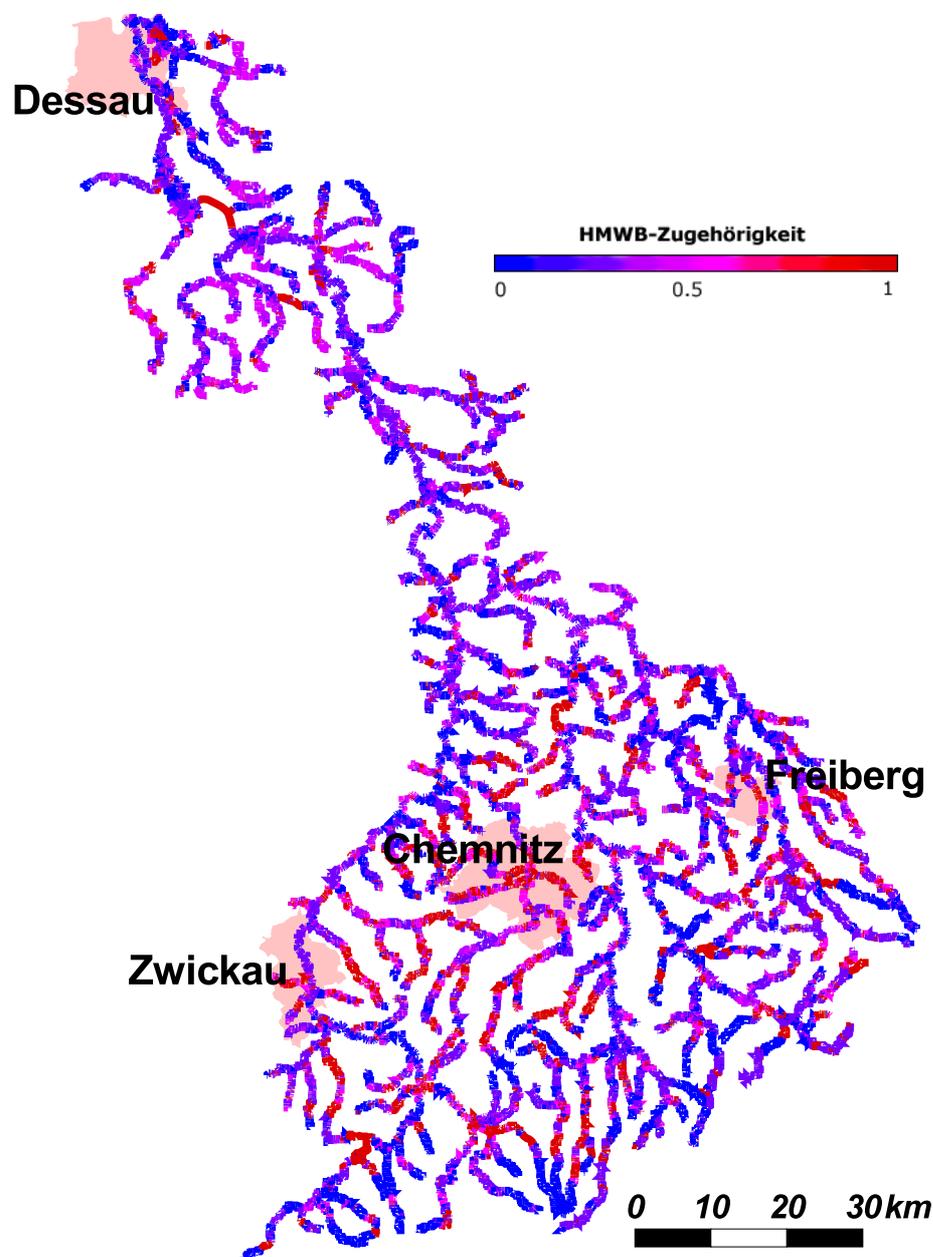


Abb. 8.4: Zugehörigkeitsgrad zur Klasse „erheblich verändert“ nach dem Kriterium Landnutzung

sonders auffallend ist bei diesem Ergebnis der geringe Anteil von 12,3% an Gewässersegmenten, die mit einem Zugehörigkeitswert $< 0,1$ beurteilt sind, gegenüber 18,9%, deren Zugehörigkeitswert $\geq 0,9$ beträgt. Dies zeigt, dass es eine Vielzahl an Gewässerstrecken im Einzugsgebiet gibt, bei denen aufgrund der Intensität der umgebenden Landnutzung eine signifikante Veränderung durch den Menschen anzunehmen ist. Zudem sind dies gleichzei-

tig auch die Gewässerstrecken, bei denen eine Einschränkung der Sanierbarkeit im Falle einer vorhandenen Schädigung vorliegen kann. Die beiden aufgeführten Aspekte bilden nach EG-Wasserrahmenrichtlinie Gründe für die Ausweisung als erheblich verändert. Ob tatsächlich eine Veränderung am Gewässer vorhanden ist, wird anhand der Sinuosität überprüft.

Die räumliche Verteilung ist in Abb. 8.4 dargestellt und zeigt die Dominanz von Bewertungen $\geq 0,5$ in Siedlungsbereichen. Das Ergebnis bestätigt, dass in solchen Gebieten die urbane Landnutzung bis an die Gewässer herangeht. Die im nördlichen Teil des Einzugsgebietes dominierenden Bewertungen zwischen 0,25 und 0,5 sind durch die starke landwirtschaftliche Prägung zu erklären. Im südlichen Teil finden sich in dieser Darstellung die in Kapitel 8.2.1 erläuterten Bewertungen von Staubereichen wieder, die in den Landnutzungsdaten als Flächenobjekte enthalten sind und damit auch über diese Auswertung gefunden werden.

8.2.5 Bewertung der Kombination aus Landnutzung und Sinuosität

Das Ergebnis der Bewertung von Landnutzung und Sinuosität identifiziert Abschnitte, in denen beide Bewertungen hoch sind Abschnitte, in denen nur eine oder keine Bewertung hoch ist. Der Grund für die Identifizierung ist die Verrechnung der einzelnen Bewertungen von Landnutzung und Sinuosität anhand der eingesetzten Fuzzy-Minimum-Funktion (siehe Kapitel 5.4). Diese wählt aus den beiden Bewertungen den jeweils kleineren Wert als Ergebnis aus.

Daher bekommt ein Gewässerabschnitt nur dann eine schlechte Bewertung, wenn beide Faktoren eine starke Zugehörigkeit zu erheblich veränderten Gewässern indizieren. Dies ist der Fall, wenn die tatsächliche Sinuosität des Gewässers deutlich geringer ist als die für diesen Gewässertyp charakteristische Sinuosität und gleichzeitig eine intensive Landnutzung an den Ufern vorhanden ist. Ist dies nur an einer der beiden Gewässerseiten der Fall, erhält die Landnutzung eine entsprechend geringere Bewertung.

Aufgrund dieser Berechnungsvorschrift reduziert sich die Zahl der hoch bewerteten Segmente erheblich, welches bei einem Vergleich der Abbildungen für die Sinuosität (Abb. 8.3) und die Landnutzung (Abb. 8.4) mit Abb. 8.5 deutlich zu sehen ist. Das Ergebnis der kombinierten Berechnung ist in Tab. 8.4 dargestellt und zeigt, dass ohne Berücksichtigung von Querbauwerken und Rückstau 62,1% der Gewässersegmente eine Zugehörigkeit zur Klasse „erheblich verändert“ von $< 0,1$ erhalten. Der sehr geringe Anteil von 1,7% bei einer Zugehörigkeit $\geq 0,9$ zeigt, dass lediglich bei wenigen Gewässerstrecken eine extreme Be-

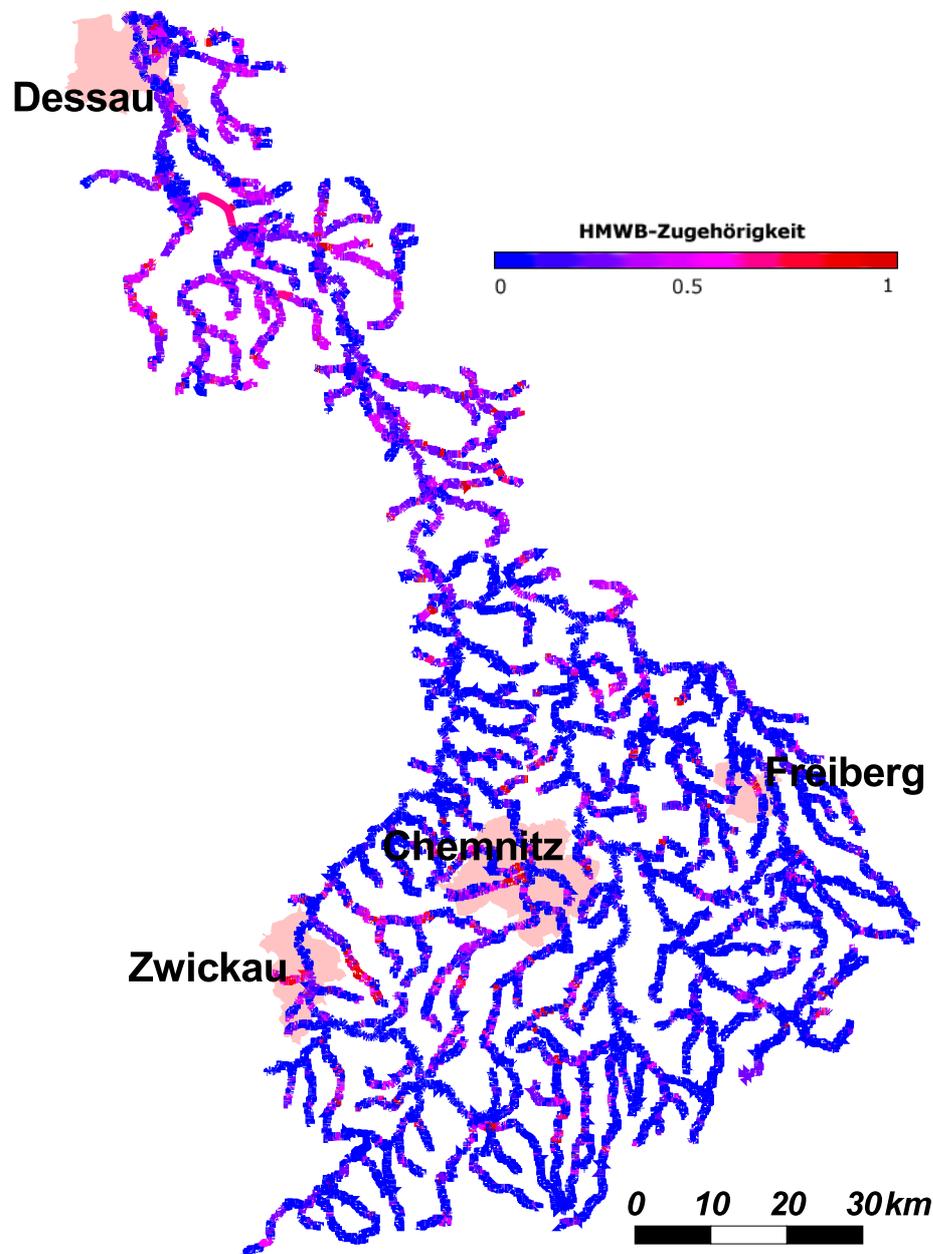


Abb. 8.5: Zugehörigkeitsgrad zur Klasse „erheblich verändert“ nach dem Kombinationskriterium aus Landnutzung und Sinuosität

gradigung in Verbindung mit einer sehr intensiven Umfeldnutzung auftritt. Der auffallend hohe Anteil an Segmenten mit einer Zugehörigkeit $0,2- < 0,3$ resultiert maßgeblich aus den Landnutzungsdaten.

Dabei handelt es sich um Segmente, bei denen die Umfeldnutzung meist aus Grünland besteht, der eine Bewertung von 0,25 zugeordnet wurde. Bei vielen dieser Segmente ist

Tab. 8.4: Anteile der Zugehörigkeit zu erheblich veränderten Gewässern bewertet nach der Landnutzung und Sinuosität

Grad der Zugehörigkeit	Anteil der Segmente
< 0,1	62,1
0,1– < 0,2	6,8
0,2– < 0,3	14,6
0,3– < 0,4	3,6
0,4– < 0,5	1,6
0,5– < 0,6	3,2
0,6– < 0,7	4,4
0,7– < 0,8	1,1
0,8– < 0,9	0,9
≥ 0,9	1,7

die Sinuosität deutlich verringert, wodurch diese eine höhere Bewertung als die Landnutzung erhält. Durch die Fuzzy-Minimum-Funktion wurde der für das Grünland vergebene Wert als Ergebnis ermittelt. Offensichtlich hat dort eine Begradigung vieler Gewässer stattgefunden, aber die Konfliktintensität mit der Grünlandnutzung reicht nicht für eine Identifizierung als erheblich verändert aus.

Die in diesem Schritt ermittelten Bewertungen stellen für alle Segmente den niedrigsten Wert dar, mit dem sie im Endergebnis erscheinen. Die Bewertung wird nur noch bei Segmenten erhöht, an denen sich ein Querbauwerk oder ein Staubereich befindet.

8.3 Anwendung des Auswertungsverfahrens

Das Gesamtverfahren umfasst die Kombination aus den vorgenannten Teilergebnissen entsprechend der Auswertungsmethodik. Dabei werden die Teilergebnisse aus den Bewertungen der Abschnitte nach den einzelnen Faktoren zu einem Wert verrechnet, der die Zugehörigkeit eines Gewässerabschnitts zur Klasse der erheblich veränderten Abschnitte zeigt.

In Abb. 8.6 wird das Einzugsgebiet mit der Klassifikation in der Bewertung nach dem gesamten Auswertungsverfahren dargestellt. Diese ist das Ergebnis der Fuzzy-Max-Bewertung der in den Abbildungen 8.2 und 8.5 dargestellten Ergebnisse der Auswertung des Querbauwerkskatasters sowie der Fuzzy-Min-Funktion, mit der das Ergebnis aus Landnutzung und Sinuosität ermittelt wurde.

Hinzu kommen die bereits in Kapitel 8.2.1 als Rückstaubereiche oder Talsperren bewerteten Segmente. Die Verteilung der Ergebnisse auf den Wertebereich im Intervall $[0, 1]$ ist in

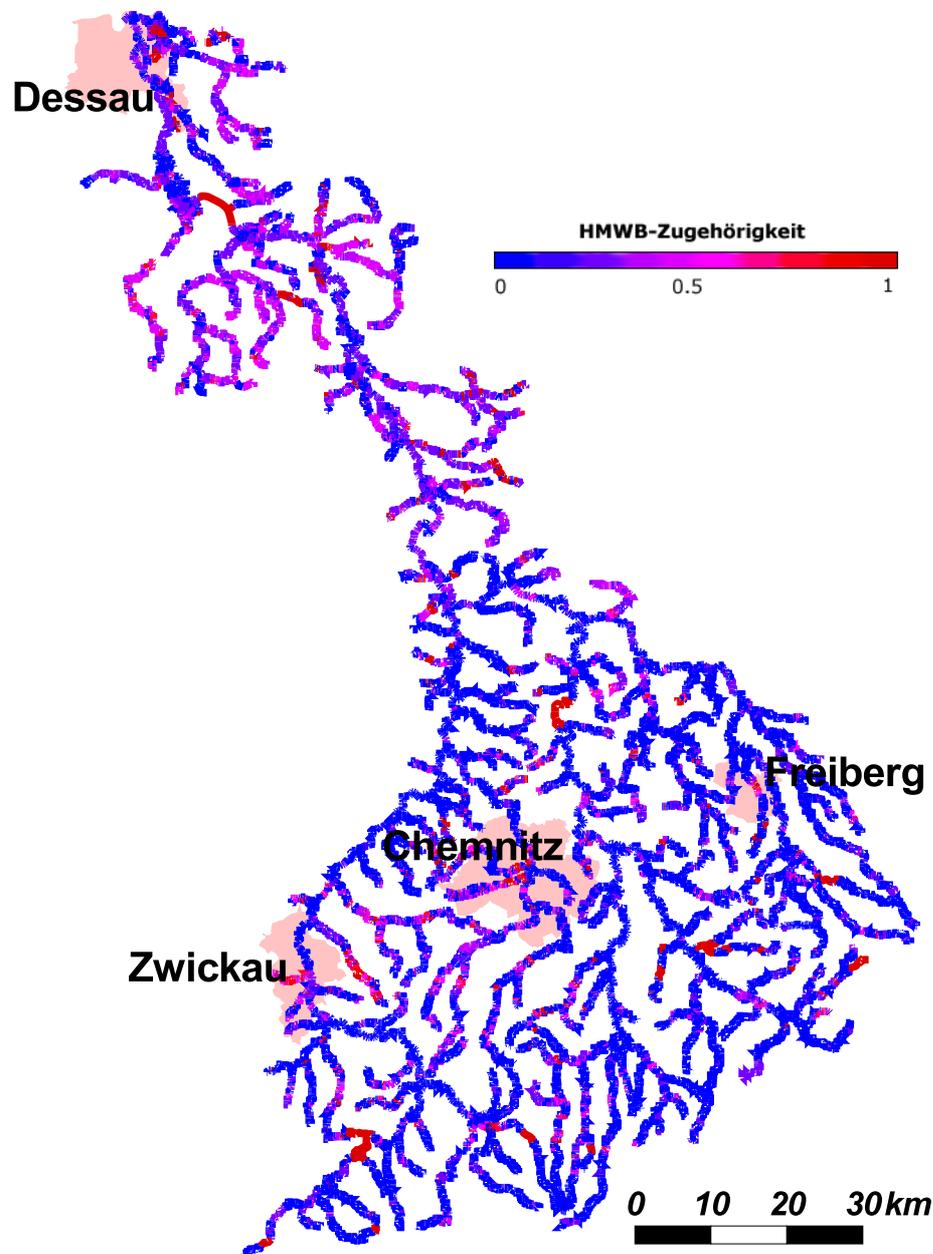


Abb. 8.6: Zugehörigkeitsgrad zur Klasse „erheblich verändert“ berechnet mit dem gesamten Auswertungsverfahren

Tab. 8.5 dargestellt. Die Ergebnisse dieser Tabelle und von Tab. 8.4 weisen starke Gemeinsamkeiten auf, da sie nur durch die recht geringen Anteile der Ergebnisse aus dem Querbauwerkskataster und Rückstau bzw. Talsperren modifiziert werden. Dies hängt mit der Kontinuität der Bewertungen nach Landnutzung und Sinuosität zusammen. Dabei zeigt sich, dass 61,5% der Gewässersegmente eine Zugehörigkeit zur Klasse erheblich verändert

Tab. 8.5: Anteile der Zugehörigkeit zur Klasse „erheblich verändert“ bewertet nach dem gesamten Verfahren

Grad der Zugehörigkeit	Anteil der Segmente
$< 0,1$	61,5
$0,1 - < 0,2$	6,8
$0,2 - < 0,3$	14,7
$0,3 - < 0,4$	3,5
$0,4 - < 0,5$	1,5
$0,5 - < 0,6$	3,2
$0,6 - < 0,7$	4,2
$0,7 - < 0,8$	1,1
$0,8 - < 0,9$	0,8
$\geq 0,9$	2,8

haben, die $< 0,1$ beträgt. Von allen Segmenten werden 59,1% der Gewässerabschnitte mit einer *Zugehörigkeit* = 0,0 eingestuft. Die Anteile der restlichen Intervalle liegen zwischen 0,8 und 6,8%, mit Ausnahme des Intervalls $0,2 - < 0,3$. Der dort auftretende hohe Anteil von 14,7% resultiert aus der Bewertung der Landnutzungs Klasse *Grünland* = 0,25. Diese Landnutzungs Klasse besitzt im nördlichen Einzugsgebiet einen sehr hohen Anteil an Flächen, die an ein Gewässer grenzen. Gleichzeitig ist im Unterlauf die Bewertung der Sinuosität vielfach sehr hoch, so dass bei der Fuzzy-Minimum-Funktion der geringere Wert, in solchen Fällen die Bewertung der Grünlandnutzung, in das Gesamtergebnis einfließt. Im Vergleich zu der in Tab. 8.4 dargestellten Verteilung als Ergebnis der Fuzzy-Minimum-Funktion zeigt sich, dass bei allen Klassen mit einer Bewertung $0,2 - < 0,9$ die Prozentanteile um maximal 0,1% verringert sind. Bei Segmenten mit einer Bewertung $< 0,1$ hat der Anteil um 0,6% abgenommen. Bei den Bewertungen $\geq 0,9$ findet entsprechend eine Zunahme von 1,7% auf 2,8% statt. Diese Umverteilung resultiert aus den durch Querbauwerke und Rückstau als potenziell erheblich verändert einzustufenden Segmente, die alle mit einer *Bewertung* = 1,0 versehen wurden.

Insgesamt dominieren *Zugehörigkeitswerte* von $< 0,3$. Die Ursache hierfür liegt in der hohen Anzahl an Segmenten, bei denen eine extensive Landnutzung wie beispielsweise Grünland oder Forst vorliegt bzw. an der starken Sinuosität in intensiv genutzten Regionen. Lediglich ein Anteil von 12,1% der Gewässersegmente wird nach der hier vorgestellten Methodik zu $\geq 0,5$ als erheblich verändert eingestuft.

In Abb. 8.7 sind die Bewertungen der Segmente in den einzelnen Schritten des Verfahrens dargestellt. Die unterschiedlichen Verteilungen bei den einzelnen Schritten zeigen die Einflussstärke der verschiedenen Parameter und der Berechnungsvorschriften auf das Ge-

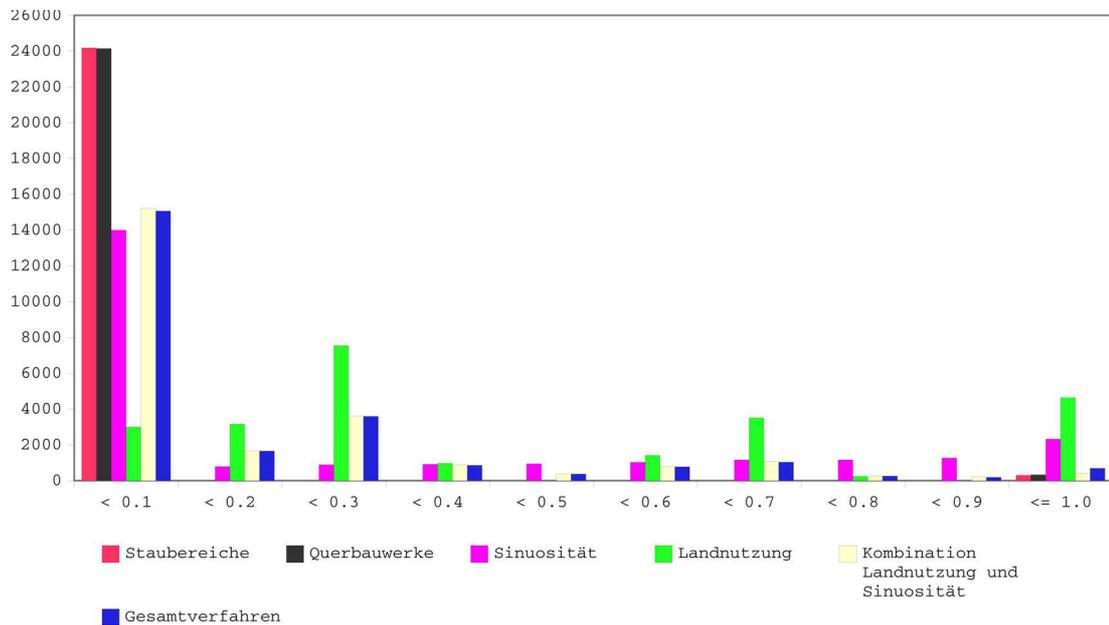


Abb. 8.7: Verteilung der Bewertungen in den einzelnen Auswertungsschritten der Methodik

samtergebnis. Dabei zeigt sich, dass sich die quantitativen Anteile durch die einzelnen Schritte stark verschieben. Besonders deutlich wird dies bei der Betrachtung des Parameters *Landnutzung* im Vergleich zur Gesamtauswertung. Sehr deutlich zu erkennen sind die dominierenden Anteile von Landnutzung und Sinuosität bei der Zugehörigkeit zur Klasse „erheblich verändert“ von $\geq 0,9$. Dort dominieren diese beiden Faktoren klar gegenüber den anderen beiden Kriterien, Querbauwerke und Rückstau. Die Dominanz wird jedoch bei der Verrechnung von Landnutzung und Sinuosität in der Fuzzy-Minimum-Funktion wieder ausgeglichen. Dies zeigt, dass nur selten beiden Kriterien in gleichem Maße eine hohe Relevanz für die Ausweisung als erheblich verändert zukommt. In diesem Schritt findet eine starke Verschiebung in Richtung einer niedrigeren Bewertung statt.

8.4 Validierung der Ergebnisse an Referenzstellen

Für die Überprüfung der Ergebnisse wurden 200 Stellen im Einzugsgebiet bestimmt, die unterschiedliche anthropogene Veränderungen aufweisen sollten. Einige Referenzstellen sollten naturnah sein, um die Erkennung solcher Gewässerstrecken mit dem Verfahren ebenfalls abzudecken. Die einzelnen Stellen sind nach unterschiedlichen Kriterien ausgewählt, eingestuft und charakterisiert worden.

Hierzu wurden im Vorfeld die folgenden Parameter festgelegt:

- Umfeldnutzung; entnommen aus Landnutzungsdaten und TK25,
- Verrohrung; erkennbar in der TK25 an „Gewässerunterbrechungen“,
- Eintiefung; Böschungssignaturen in der TK25,
- Begradigung; Laufkrümmung in der TK25 und den Landnutzungsdaten,
- Querbauwerk; wenn dies in der TK25 verzeichnet ist,
- Eindeichung; erkennbar aus Signaturen in der TK25,
- Uferverbau; kann teilweise aus Signaturen der TK25 hergeleitet werden,
- Sohlenverbau; ist nicht aus der TK25 zu erkennen, bei kleinen Gewässern vor Ort zu sehen.

Grundlage für die Festlegung dieser Parameter sind die Kartieranleitung zur Gewässerstruktur (LUA NRW 1998) sowie die Ergebnisse der Fallstudien zu erheblich veränderten Gewässern (HANSEN ET AL. 2002). Auf dieser Basis wurden die oben genannten Kenngrößen abgeleitet, die eine hydromorphologische Veränderung des Gewässers indizieren.

8.4.1 Methodik der Ermittlung der Referenzstellen

Die Bestimmung der Referenzstellen erfolgte zunächst am Computer mit Hilfe digitaler Topographischer Karten und Landnutzungsdaten. Dabei wurden die Daten visuell interpretiert und auf die o.a. Parameter untersucht. Die meisten dieser Parameter können direkt aus der TK25 entnommen werden. Einige Parameter lassen sich in Verbindung mit Landnutzungsdaten erkennen.

Die Signaturen der TK25 geben eine Vielzahl an Informationen, die den gesuchten Parametern zugeordnet werden können. So zeigen Böschungssignaturen auf beiden Gewässerseiten eine Eintiefung an (Abb. 8.8a). In Abb. 8.8b) reicht die Bebauung (durch Gebäudesignaturen gekennzeichnet) stellenweise bis an die Uferlinien des Flusses heran, hier die Zwickauer Mulde in Aue. In solchen Bereichen ist in der Regel Uferverbau vorhanden.

Aus dem Bildausschnitt kann man weiterhin Informationen zur Laufkrümmung des Flusses ableiten. Hier liegt mit hoher Wahrscheinlichkeit eine Begradigung vor. Signaturen für Deichlinien sind in Abb. 8.8c) und d) zu sehen. Die sehr eng am Gewässer verlaufende Eindeichung in Abb. 8.8 weist auf eine starke Begradigung hin. In Abbildung 8.8d) verlaufen

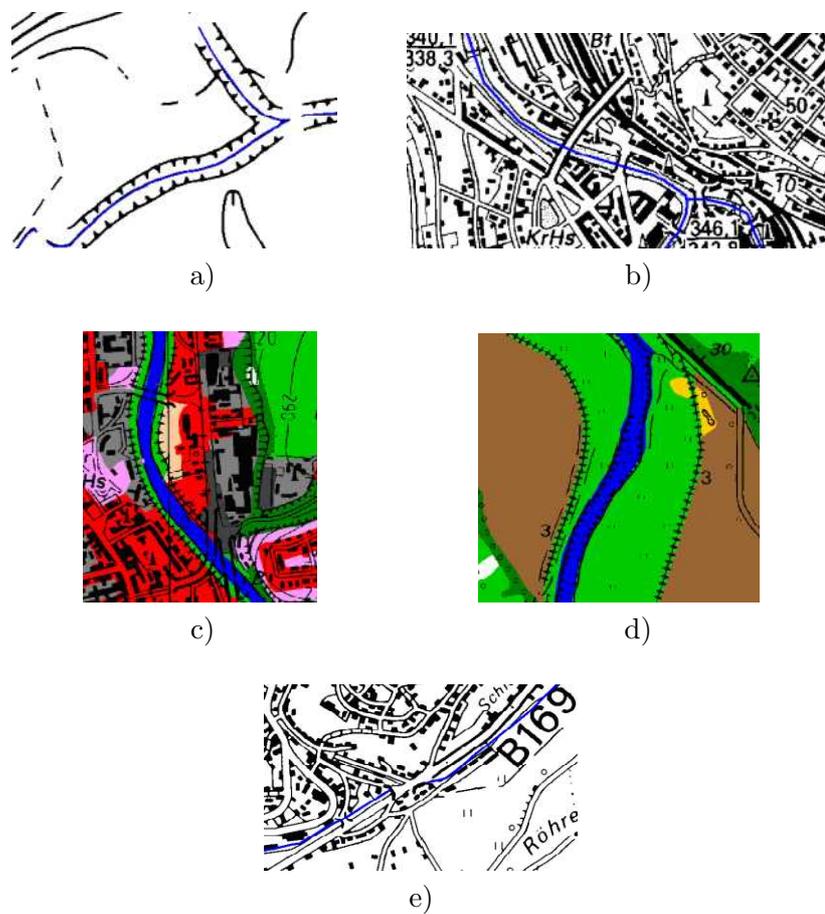


Abb. 8.8: Erkennung von Schadparametern in der TK25 und Landoberflächendaten. a) Beispiel eines eingetieften Baches b) Gebäudesignaturen bis an die Ufer des Gewässers weisen auf Uferverbau hin (das Beispiel zeigt die Zwickauer Mulde in Aue) c) Eindeichung und Begradigung am Beispiel der Zwickauer Mulde in Zwickau d) Eindeichung der Vereinigten Mulde bei Sermuth e) Verrohrung am Beispiel der Schlema in Schneeberg

die Deiche in einiger Entfernung vom Gewässer. Dort sind zusätzlich Böschungssignaturen an den Uferlinien erkennen. Dies lässt auf eine zusätzliche starke Eintiefung des Flussbettes rückschließen. Verrohrungen sind in der TK25 an Gewässerunterbrechungen zu erkennen. Abbildung 8.8e) zeigt den Bach Schlema in Schneeberg. Dieser ist auf einem kurzen Stück verrohrt. Verrohrungen können, wie in dieser Abbildung, sehr kurz sein, wenn z.B. ein Bach unter einer Straße durchgeleitet wird.

Die Tabelle der Referenzpunkte mit den in diesem Schritt ermittelten Bewertungskriterien liegt in Anhang E bei. Die Liste zeigt die geographische Einordnung jeder Referenzstelle (Gewässername, Ort, Gauss-Krüger-Koordinaten) sowie die Zuordnung der Bewertungskriterien und die Identifizierung als „erheblich verändert“ oder „natürlich“.

8.4.2 Überprüfung der Referenzstellen

Die Referenzstellen zur Kontrolle der in dieser Arbeit entwickelten Methodik wurden im Gelände überprüft. Einige Stellen wurden zusätzlich im Rahmen des MAKEF-Projektes von Hydrobiologen der Universität Essen untersucht und validiert. Durch die Aufnahme des Ist-Zustandes vor Ort wurden die den Referenzstellen zugeordneten Parameter kontrolliert.



Abb. 8.9: Verifizierung der Bewertungskriterien der Referenzstellen im Gelände

Der Vergleich der Ergebnisse der Auswertungen am Computer und im Gelände zeigt, dass die einzelnen Kriterien aus den Daten unterschiedlich gut herausgearbeitet werden können. Defizite in der Identifizierung aus Grundlegendaten treten insbesondere bei Uferverbau und Querbauwerken auf, da diese aus den verwendeten Daten nicht immer eindeutig bestimmt werden können. Ebenso zeigte sich, dass sich die Nutzung im Gewässerumfeld teilweise von den aus der Topographischen Karte entnommenen Nutzungen unterscheidet, was teilweise auf die Aktualität der Daten zurückgeführt werden kann. Sehr zuverlässig konnten Verrohrungen bestimmt werden.

Die Ergebnisse der Überprüfung sind in Anhang F aufgelistet. In dieser Tabelle werden die Ergebnisse der Überprüfung der Referenzstellen mit den Ergebnissen der in dieser Arbeit entwickelten Methodik verglichen. Über eine ID, die jeder Referenzstelle zugeordnet wurde, können die Daten dieser Tabelle mit denen der ursprünglichen Einstufung (Anhang E) verglichen werden. Insgesamt hat sich bei der Überprüfung der Referenzstellen im Gelände herausgestellt, dass eine gute Übereinstimmung der vorgefundenen Gegebenheiten mit den aus der theoretischen Auswertung erwarteten vorliegt.

8.4.3 Vergleich der Bewertungsergebnisse mit den Referenzstellen

Der Vergleich der Ergebnisse der Geländebegehung und der Einstufung der Referenzstellen ist in Abb. 8.10 (S. 129) zu dargestellt. Dort sind farblich differenziert die Referenzstellen abgebildet, die nach ihrer Übereinstimmung mit den Ergebnissen des Bewertungsverfahrens klassifiziert wurden. Die Referenzstellen liegen über das gesamte Einzugsgebiet verteilt und wurden so ausgewählt, dass eine Vielzahl unterschiedlicher anthropogener Veränderungen am Gewässer in variierender Kombination auftreten.

Tab. 8.6: Auswertung der im Gelände und mit der automatisierten Methodik gleich klassifizierter Referenzstellen

Zustand Referenzstelle	Anzahl
nicht als erheblich verändert identifiziert	102
Querbauwerk	25
Umfeldnutzung, Uferverbau und Begradigung	32
Umfeldnutzung, Uferverbau, Begradigung und Querbauwerk	10
Verrohrung	9
Summe	178

Die Gesamtzahl der Referenzstellen beträgt 200. Von diesen wurden 178 korrekt klassifiziert. Das bedeutet in diesem Zusammenhang, dass die automatisierte Bewertung der Referenzstellen mit der im Gelände verifizierten Einstufung übereinstimmt. Von den 178 Stellen wurden 102 als nicht erheblich verändert erkannt, die anderen 76 wurden als erheblich verändert eingestuft. In Tab.8.6 sind die Zustandsmerkmale an diesen Referenzstellen aufgeschlüsselt. Eine Vielzahl der Gewässersegmente, die als erheblich verändert identifiziert wurden, weisen entweder ein Querbauwerk oder die Kombination aus intensiver Nutzung, Uferverbau und Begradigung auf. Dies bestätigt die Aussage der Zusammenhänge zwischen Strukturparametern in Kapitel 4, auf deren Basis die Auswertungsmethodik entwickelt wurde.

In Tab. 8.7 (S. 130) sind die Zustandsmerkmale der Referenzstellen aufgeschlüsselt, bei denen die vorherige Klassifikation anhand der Grundlagendaten nicht mit dem Ergebnis der Auswertungsmethodik übereinstimmt. Mit der Bewertungsmethodik wurden sieben Stellen als erheblich verändert identifiziert, die bei der Referenzstellenaufnahme als natürlich eingestuft wurden. 15 Referenzstellen wurden als „nicht erheblich verändert“ klassifiziert, von diesen lagen sieben an einem Querbauwerk und acht lagen in einer intensiv genutzten Umgebung, an denen die Ufer verbaut waren. Ein Vergleich der beiden Tabellen 8.6 und 8.7 zeigt, dass es Defizite bei der Erkennung von Querbauwerken und bei Strecken gibt,

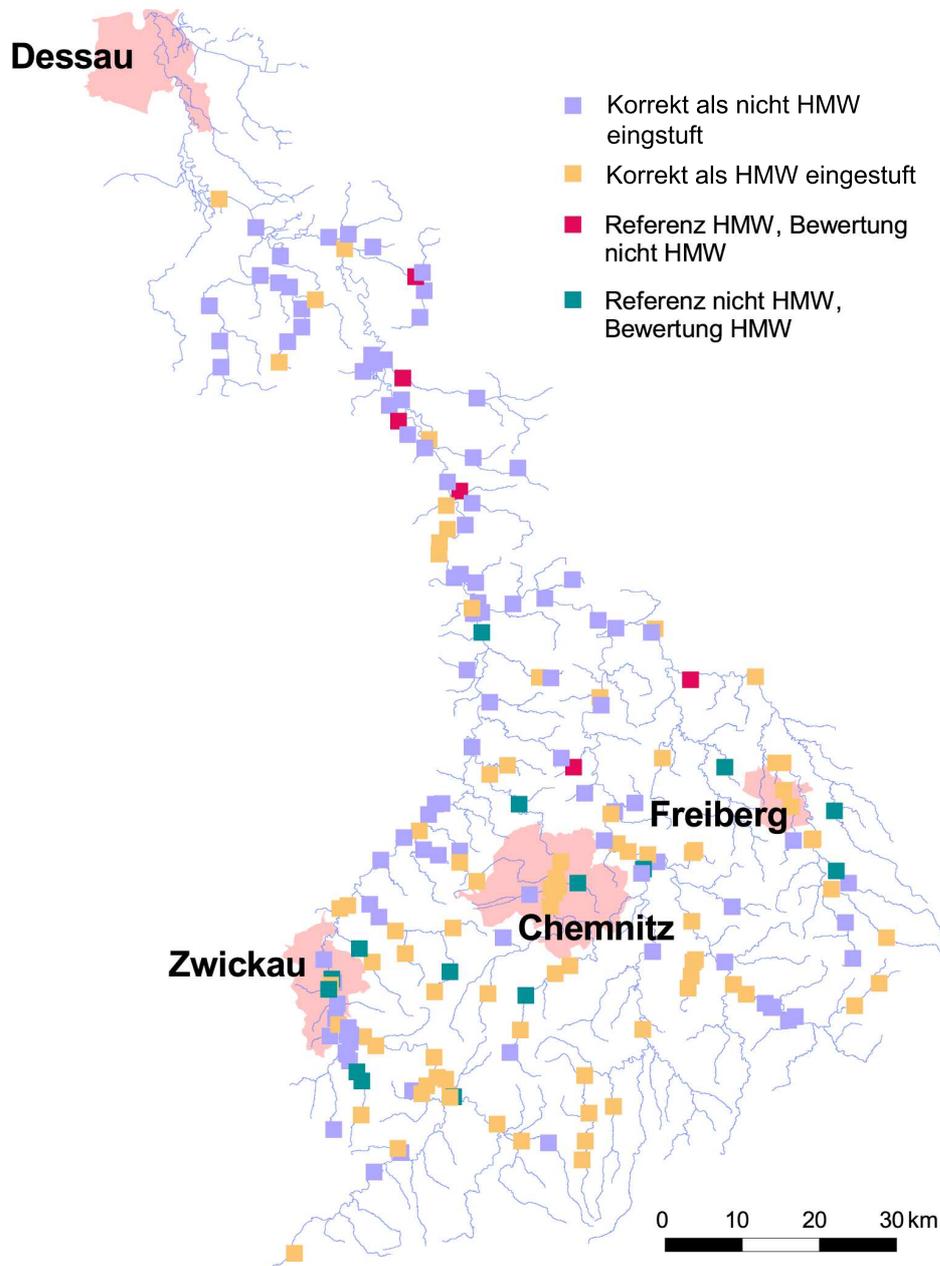


Abb. 8.10: Vergleich der Ergebnisse der Berechnung mit den Referenzstellen

bei denen eine intensive urbane oder landwirtschaftliche Nutzung mit Uferverbau und Begradigung kartiert wurden. Die Defizite bei der Erkennung von Querbauwerken sind auf das nicht flächendeckend vorliegende Querbauwerkskataster zurückzuführen. Eine mögliche Fehlerquelle im zweiten Fall kann eine begradigte Gewässerstrecke sein. Diese reicht nicht aus, um den Abschnitt als erheblich verändert zu identifizieren. Die Ursache hierfür liegt in der Methodik der Sinuositätsberechnung. Bei solchen kurzen, aber stark veränder-

Tab. 8.7: Auswertung der nicht korrekt klassifizierten Referenzstellen

Zustand Referenzstelle	Anzahl
natürliches Gewässer	7
Umfeldnutzung mit Uferverbau und Begradigung	8
Querbauwerke	7
Summe	22

ten Gewässerabschnitten stellt sich die Frage, in wie weit der ökologische Zustand des Gewässers tatsächlich signifikant beeinträchtigt wird. Dieser Zusammenhang zwischen der Gewässermorphologie und -ökologie, ein entscheidender Punkt bei der Identifizierung von erheblich veränderten Gewässern, kann im hier erarbeiteten Zusammenhang nicht beantwortet werden.

Die räumliche Verteilung von nicht korrekt klassifizierten Referenzstellen über das gesamte Einzugsgebiet zeigt, dass das Auftreten von Fehlern nicht an geographische Besonderheiten wie beispielsweise einen bestimmten Gewässertyp gekoppelt ist, sondern auftritt, weil bestimmte Informationen nicht in den digitalen Daten vorhanden sind. Für das Ergebnis bedeutet dies, dass besonders bei Querbauwerken und Uferverbauungen, die sich nur auf einer kurzen Strecke des Gewässers befinden, Unsicherheiten bei der Einstufung bestehen. Da dennoch 89% der Referenzstellen korrekt klassifiziert werden, resultiert aus der Bewertungsmethodik ein gesichertes Gesamtergebnis.

Zur Darstellung, wie die Bewertungsergebnisse überprüft wurden, werden im Folgenden exemplarisch vier Referenzstellen detailliert beschrieben. Die Abbildungen 8.11, 8.12, 8.13 und 8.14 zeigen diese Vergleiche zwischen den Bewertungen der Gewässer mit der Topographischen Karte 1:25.000 und Fotos einzelner Gewässerstrecken.

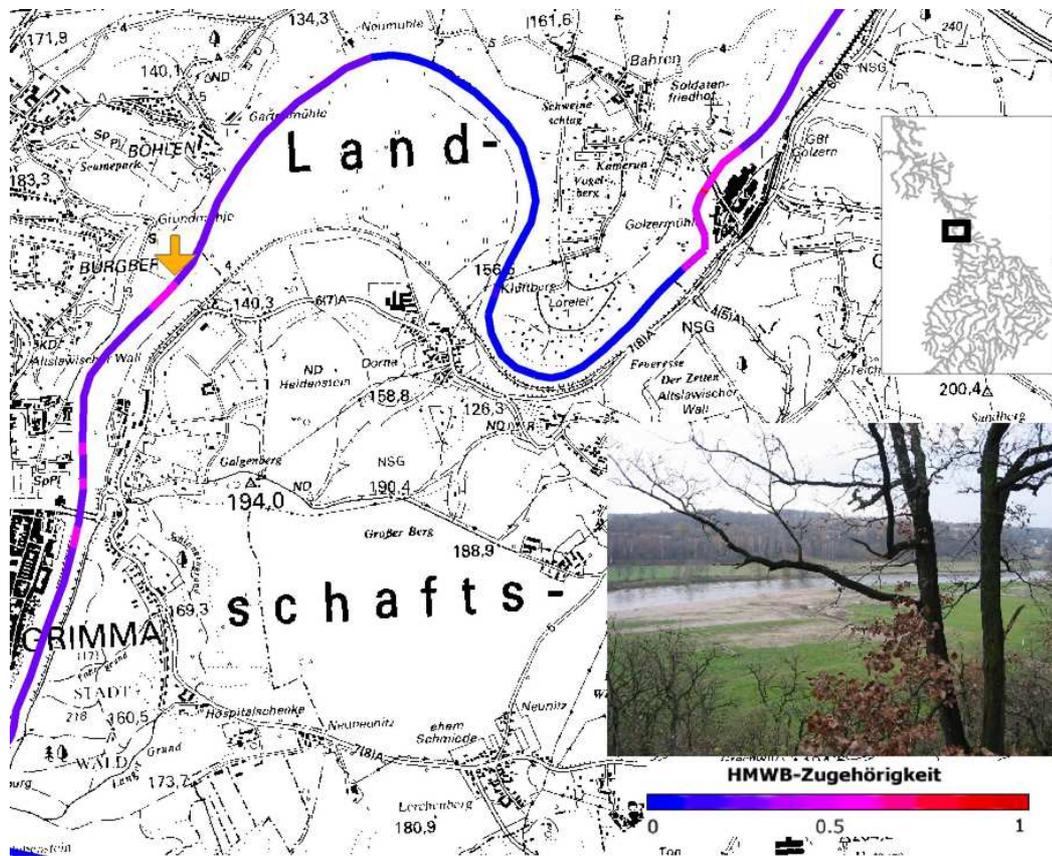


Abb. 8.11: Foto und Bewertung der Vereinigten Mulde nördlich von Grimma
 → Aufnahmestandort und -richtung

Abbildung 8.11 zeigt die Vereinigte Mulde unterhalb von Grimma. Die Gewässertypisierung beschreibt die Mulde in diesem Bereich als *kiesgeprägten Tieflandfluss*. Diese besitzen natürlicherweise eine starke Laufkrümmung, wie es in Abb. 8.11 anhand der Topographischen Karte zu erkennen ist. Der Fluss wird mit dem Bewertungsverfahren auf einem großen Teil der abgebildeten Fließstrecke als natürlich eingestuft. Die Bewertung aus der Berechnung stimmt mit dem vorgefundenen Zustand im Gelände überein. Ein kurzer Teil des abgebildeten Gewässerlaufs wird mit einem Wert von 0,25 zur Klasse erheblich verändert zugeordnet. Dieser resultiert einerseits aus der in diesem Segment berechneten geringen Laufkrümmung und andererseits der Bewertung der Grünlandnutzung. Es ist zu erkennen, dass sich das Flussbett in einer breiten Talaue befindet, aber etwas eingetieft ist. Insgesamt hat die Mulde im abgebildeten Abschnitt eine dem Gewässertyp entsprechende Sinuosität.

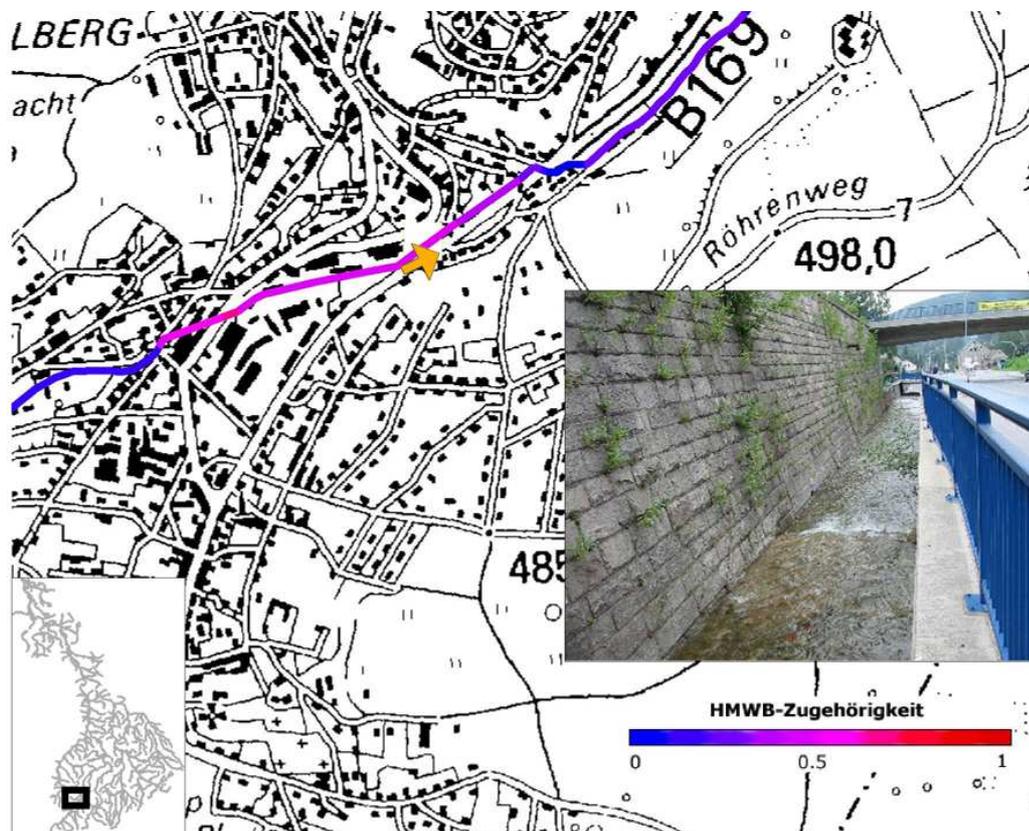


Abb. 8.12: Foto und Bewertung der Schlema in Schneeberg
 → Aufnahmestandort und -richtung

In Abb. 8.12 ist die Schlema in Schneeberg dargestellt. Sie ist ein Nebengewässer der Zwickauer Mulde. Das Gewässer verläuft in diesem Bereich in einem massiv ausgebauten Kastenprofil parallel zur Bundesstraße 169. Die Gewässerabschnitte werden mit einer Zugehörigkeit zwischen 0,50 und 0,66 als erheblich verändert bewertet. Diese ist im Vergleich mit dem im Gelände vorgefundenen Zustand zu gering. Der Grund hierfür liegt einerseits im Gewässertyp und andererseits in der geringen Länge des massiven Verbaus.

Das Gewässer ist dem Gewässertyp *grobmaterialreiche, silikatische Mittelgebirgsbäche* zugeordnet. Da bei diesem natürlicherweise eine sehr geringe Sinuosität vorkommen kann, stellt die Sinuosität den ausschlaggebenden Faktor dar. Den angrenzenden Nutzungen wurde auf beiden Seiten ein *Zugehörigkeitswert* = 1,0 zugeordnet. Demnach ergibt sich die geringe Zugehörigkeit zu erheblich veränderten Gewässern durch die Bewertung der Sinuosität und die Verschneidung mit der Landnutzung in der Fuzzy-Minimum-Funktion.

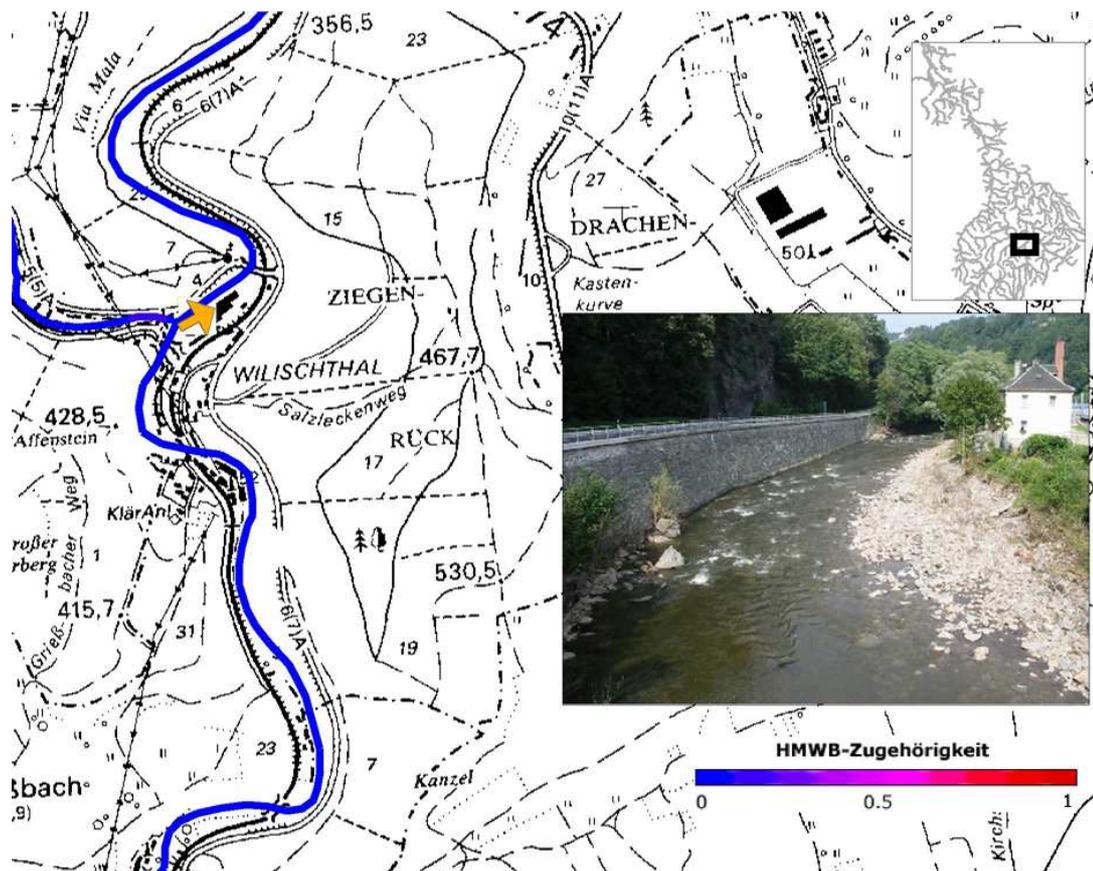


Abb. 8.13: Foto und Bewertung der Zschopau bei Willischthal

→ Aufnahmestandort und -richtung

Abbildung 8.13 zeigt einen Ausschnitt der Zschopau. Das Gewässer wird typologisch in die *silikatischen, fein- bis grobmaterialreichen Mittelgebirgsflüsse* eingeordnet. Die in der Abbildung erkennbare hohe Strömungsdiversität weist auf eine intakte Sohlenstruktur hin. Der Fluss hat im abgebildeten Bereich eine starke Laufkrümmung und wird dadurch beim Parameter Sinuosität hinsichtlich seiner Zugehörigkeit zu erheblich veränderten Gewässern mit einem Wert von 0,0 eingestuft. Diese Bewertung bleibt auch unter Hinzunahme der anderen Kriterien erhalten, obwohl die Nutzung auf der linken Gewässerseite mit 1,0 und auf der rechten Gewässerseite mit 0,25 bewertet wird. Hierbei zeigt sich, dass auch bei einseitiger intensiver Nutzung das Gewässer durch die am anderen Ufer vorhandene Nutzung Entwicklungspotenzial besitzt.

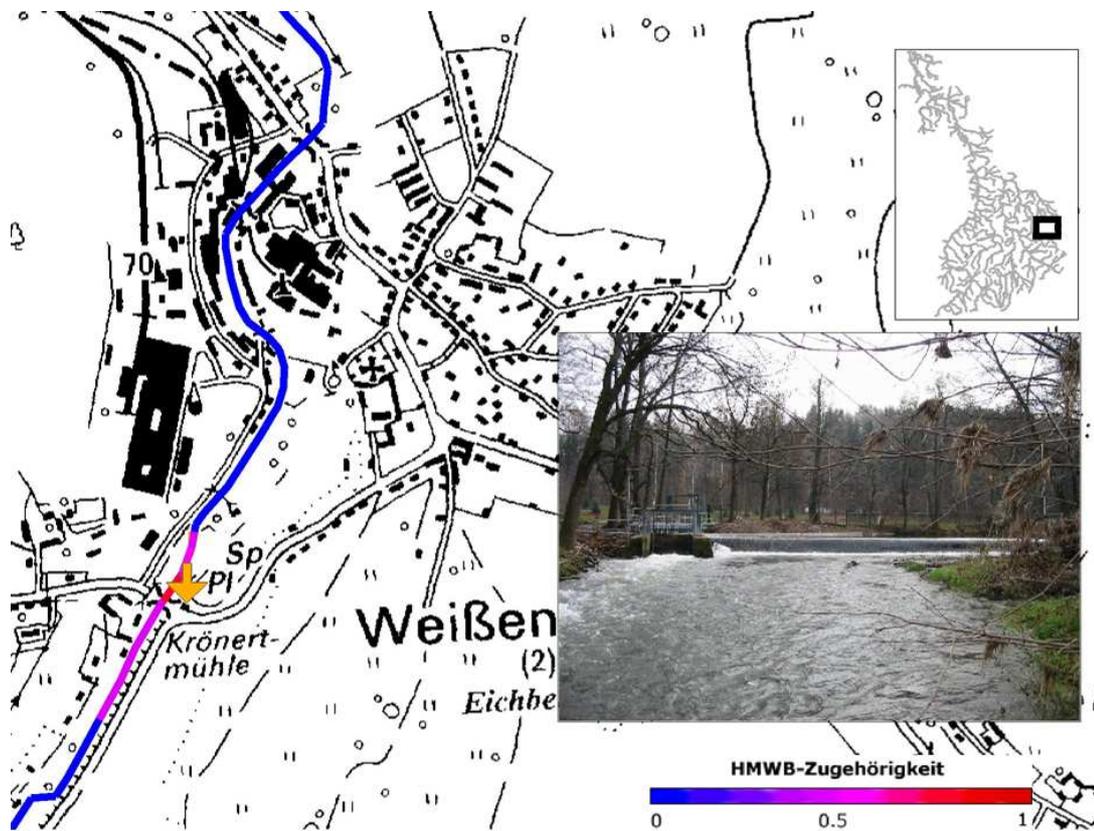


Abb. 8.14: Foto und Bewertung der Freiburger Mulde in Weißenborn
 → Aufnahmestandort und -richtung

Der Einfluss von Querbauwerken auf die Bewertung eines Gewässersegments wird in Abb. 8.14 dargestellt. Die Abbildung zeigt die Freiburger Mulde in Weißenborn. Der Fluss wird in der Gewässertypologie als *silikatischer, fein- bis grobmaterialreicher Mittelgebirgsfluss* klassifiziert.

Das Segment, in dem sich das Querbauwerk befindet, wird mit 1,0 zu erheblich veränderten Gewässern zugeordnet, das Segment oberhalb wird aufgrund von Sinuosität und der Landnutzung mit 0,5 bewertet. Die Bewertungen der Sinuosität in den betrachteten Abschnitten liegt zwischen 0,63 und 0,76. Ausschlaggebend ist in diesen Fällen die Landnutzung, die einen Wert von 0,5 aufweist. Der Wert ist das arithmetische Mittel der Bewertungen beider Landnutzungen. Diese setzt sich zusammen aus „Siedlung“ mit einer Bewertung von 1,0 und „Wald“ mit 0,0.

Der aus dem Foto zu erkennende Rückstaubereich ist nicht in den Landoberflächendaten vorhanden und konnte dementsprechend nicht als solcher in die Bewertung einfließen. Dennoch entspricht die Bewertung aus der Berechnung in diesem Beispiel dem vorgefundenen Zustand im Gelände.

Unterhalb des Querbauwerks (Richtung Norden) besitzt die Freiburger Mulde wieder eine stärkere Sinuosität, so dass die Bewertungen hier 0,0 betragen.

8.5 Klassifizierung der Abschnitte

Aufgrund der bisher beschriebenen Ergebnisse des Bewertungsverfahrens lassen sich die Gewässersegmente des Mulde-Einzugsgebietes im Grad der Zugehörigkeit zu erheblich veränderten bzw. natürlichen Gewässern zuordnen.

Zur endgültigen Einstufung eines Gewässers als natürlich oder erheblich verändert muss noch die Klassenbildung und die Ermittlung der Klassengrenze zwischen natürlichen und erheblich veränderten Gewässern vorgenommen werden. Diese Entscheidung ist im praktischen Umsetzungsprozess der Wasserrahmenrichtlinie für eine operationelle Einbindung in den behördlichen Entscheidungsprozess notwendig. Der Schritt der Bildung von Klassengrenzen aus der kontinuierlichen Datenmenge wird in der Fuzzy-Logik als *Defuzzifizierung* bezeichnet.

Tabelle 8.8 stellt die Anzahl und die Anteile der als erheblich verändert identifizierten Gewässersegmente bei verschiedenen Klassengrenzen gegenüber. Sie zeigte einen deutlichen Sprung zwischen den Werten 0,5 und 0,7. Dies liegt an der großen Zahl an Gewässersegmenten, deren angrenzende Landnutzung „Ackerland“ darstellt, die mit 0,5 eingestuft wurde. Da auch solche Gewässersegmente mit in den weiteren Ausweisungsprozess der erheblich veränderten Wasserkörper eingehen sollen, wurde für die Klassengrenze der Wert 0,5 ausgewählt. Alle Gewässersegmente $\geq 0,5$ werden bei der in Abb. 8.15 (S. 136) dargestellten Klassifizierung als erheblich verändert eingestuft. Hierdurch werden Gewässersegmente in den weiteren Bewertungsprozess einbezogen, die nur eine geringe Zugehörigkeit zur Klasse *erheblich verändert* haben, bei denen dennoch die Möglichkeit besteht, dass sie aus fachlicher Sicht ausgewiesen werden müssen.

Die Speicherung der Fuzzy-Ergebnisse und der einzelnen Bewertungen jedes bewerteten Parameters in den Segmenten ermöglicht es auch nach der Klassenbildung, die Einflussgrößen abzufragen und die Bewertungen der einzelnen Kriterien nachvollziehen zu können. Für die weiteren Arbeiten bei der Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie können diese Informationen eine wichtige Rolle spielen.

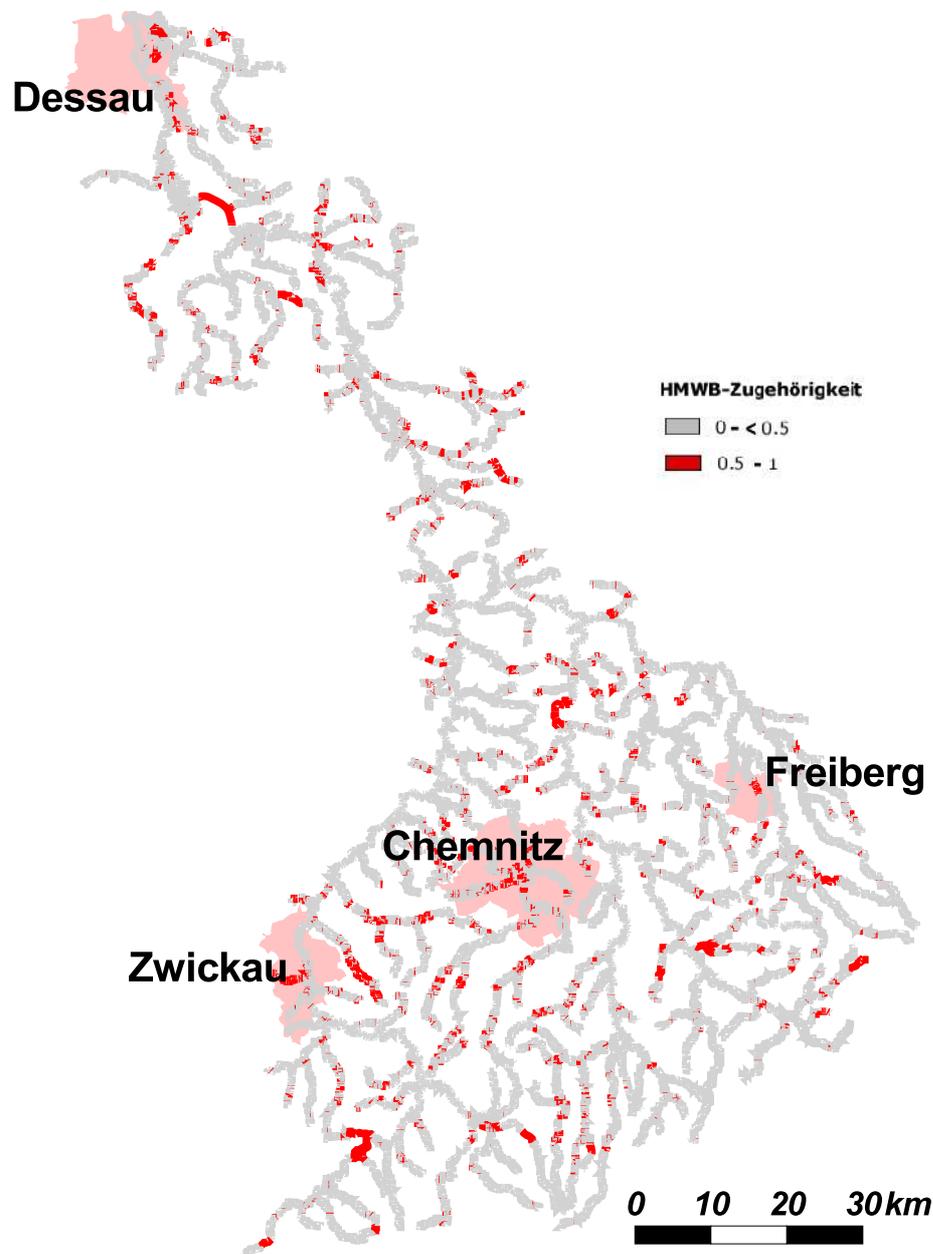


Abb. 8.15: Defuzzifizierung der Ergebnisse durch Bildung der Klassengrenze zwischen „natürlich“ und „erheblich verändert“

8.6 Analyse der Bewertungskriterien

In diesem Kapitel werden die für die Einstufung ausschlaggebenden Kriterien untersucht. Dabei wird die Wirkung der einzelnen Bewertungskriterien als ausschlaggebender Faktor für die Einstufung der Segmente dargestellt. Abbildung 8.16 (S. 138) zeigt zudem die räumliche Verteilung dieser Kriterien im Einzugsgebiet. Dargestellt sind farblich differen-

Tab. 8.8: Verteilung bei verschiedenen Klassengrenzen

Klassengrenze	Identifikation als erheblich verändert		Gewässerstrecke	
	Anzahl	Anteil [%]	[km]	[%]
0,3	4174	17,0	550,646	19,4
0,5	2940	12,0	382.114	13,5
0,7	1137	4,6	170.452	6,0
0,9	674	2,8	130.874	4,6

ziert die jeweils für die einzelnen Abschnitte gültigen ausschlaggebenden Gründe, wenn ein Segment als erheblich verändert eingestuft wurde. Bei dieser Betrachtungsweise ist eine Verschiebung der Ausweiskriterien vom Oberlauf zum Unterlauf zu erkennen. Im Oberlauf dominiert das Kriterium Sinuosität, im Unterlauf die Landnutzung. Der Grund hierfür liegt in der Auswertungsvorschrift zur Verschneidung der beiden genannten Kriterien. Die aufgrund von Staubereichen ermittelten Segmente verteilen sich relativ gleichmäßig über das Einzugsgebiet.

Der Anteil der Segmente, die als erheblich verändert eingestuft werden, beläuft sich auf 12%, der Anteil an der gesamten Gewässerstrecke liegt bei 13,5%. Bei Betrachtung der als erheblich verändert eingestuften Gewässersegmente können die ausschlaggebenden Kriterien herausgefiltert werden. Bei 10,8% liegt die Begründung in der Kombination aus Laufkrümmung und Sinuosität. Das ausschlaggebende Kriterium, in diesem Fall die niedrigere Bewertung, ist dabei zu 45,3% die Landnutzung und zu 49,5 % Prozent die Sinuosität. In den übrigen Segmenten ist die Bewertung beider Faktoren identisch.

Die Einstufung als erheblich verändert begründet sich bei 10,3% der Segmente auf Tal Sperren und 11,3% auf Querbauwerken. In einem Abschnitt sind sowohl die Bewertungen beider Landnutzungen und der Sinuosität als auch des Querbauwerks gleich 1,0, wodurch alle Kriterien für eine Gesamtbewertung von 1,0 zutreffend sind.

Diese Analyse zeigt die Anteile und die räumliche Verteilung der für die Einstufung als erheblich verändert ausschlaggebenden Kriterien. Ein Ergebnis dabei ist, dass auch ohne die Hinzunahme eines Querbauwerkskatasters ein großer Teil der zu ermittelnden Gewässerstrecken erkannt werden kann, zumal Querbauwerke bedingt auch aus Landnutzungsdaten abgeleitet werden können.

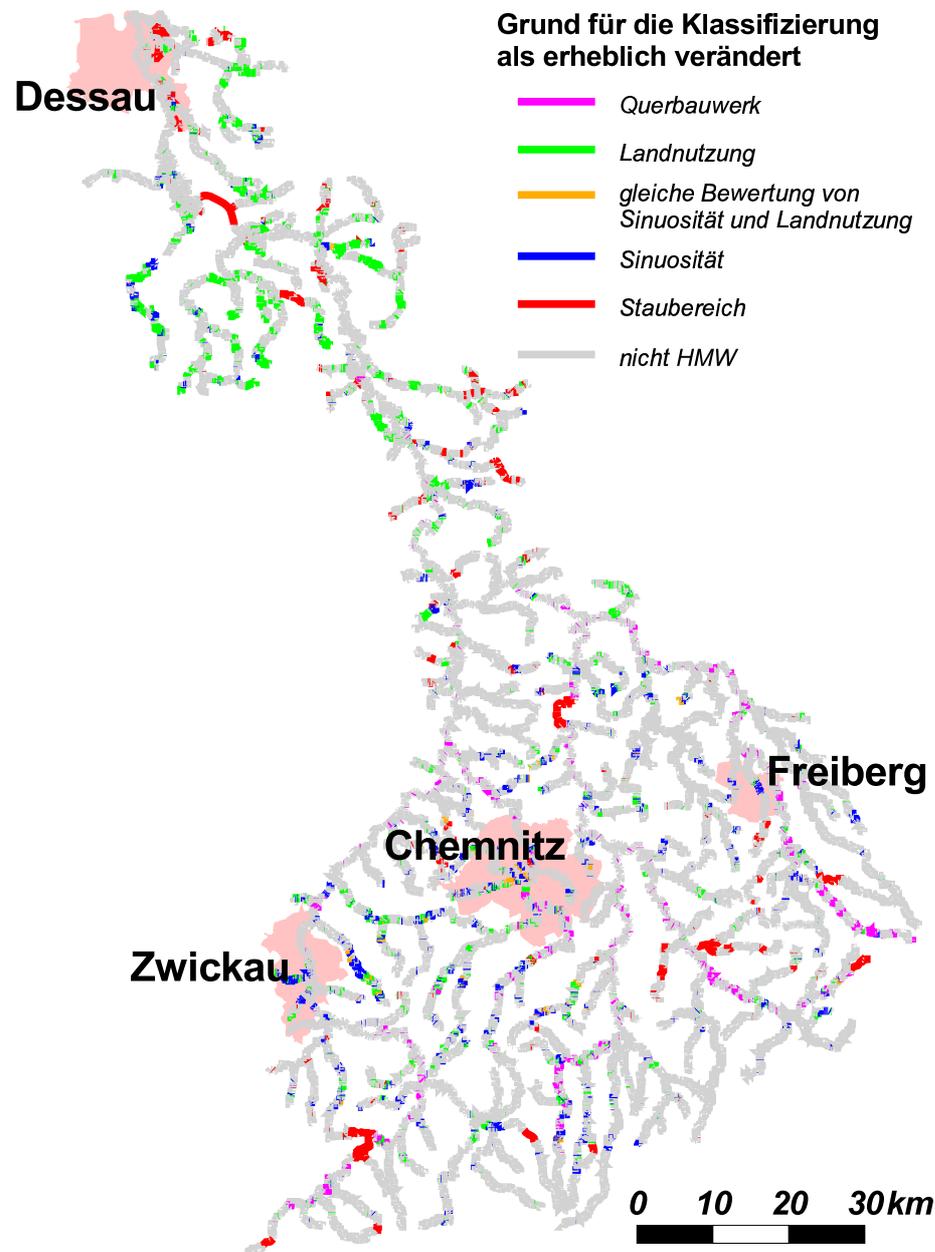


Abb. 8.16: Darstellung der für die Bewertung ausschlaggebenden Faktoren

Die Gegenüberstellung in Tab. 8.9 macht deutlich, wie stark die Einstufung von der Bewertung der Sinuosität und der Landnutzung abhängt. Es gibt im Einzugsgebiet der Mulde 303 Gewässersegmente, die durch Querbauwerke oder Rückstau bzw. Talsperren als erheblich verändert identifiziert werden. Dies bedeutet, wenn die Bewertung der Landnutzung einen geringeren Wert erhält als die Klassengrenze zwischen erheblich veränderten und natürlichen Gewässern, werden sämtliche Gewässersegmente, an denen weder ein Quer-

Tab. 8.9: Analyse des Einflusses der Bewertungskriterien und des Grenzwertes für das Gesamtergebnis. Hierzu wurden auf alle 24481 Gewässersegmente die gleichen Kriterien festgelegt, unabhängig von der realen Landnutzung und dem Gewässertyp. In den Spalten ist die hypothetische Bewertung der Landnutzung (l) aufgetragen.

P	Klasse	Klassengrenze (g) zwischen <i>HMW</i> und nicht <i>HMW</i>							
		0,3		0,5		0,7		0,9	
		$l < g$	$l \geq g$	$l < g$	$l \geq g$	$l < g$	$l \geq g$	$l < g$	$l \geq g$
1.03	HMW	303	3148	303	2454	303	1830	303	1307
	nicht HMW	24178	21333	24178	22027	24178	22651	24178	23174
1.25	HMW	303	18095	303	15620	303	11618	303	4825
	nicht HMW	24178	6386	24178	8861	24178	12863	24178	19656
1.5	HMW	303	22069	303	20493	303	17129	303	8693
	nicht HMW	24178	2412	24178	3988	24178	7352	24178	15788

bauwerk noch ein starker Rückstau zu einer Identifizierung als erheblich verändert führen, als natürlich eingestuft. Wird eine niedrige Klassengrenze von 0,3 angesetzt, werden erheblich mehr Segmente als erheblich verändert ausgewiesen als bei einer hoch gewählten Grenze. Die Werte variieren zwischen 3148 Segmenten bei einer Klassengrenze von 0,3 und 1307 bei einer Klassengrenze von 0,9.

Bei der Veränderung der Sinuosität wurde weiterhin auf die Fuzzy-Funktionen zurückgegriffen. Allerdings wurden dabei für alle Gewässer die gleichen $xMin$ - und $xMax$ -Werte eingesetzt, unabhängig vom Gewässertyp. Es zeigt sich, dass die Wahl der Sinuosität, ab der die Zugehörigkeitsfunktion steigt ($xMin$, siehe Kapitel 6.2.6), einen starken Einfluss auf das Gesamtergebnis hat. Bei einer gewählten Klassengrenze von 0,5 und $xMin = 1,03$ ergibt sich eine Anzahl von 2454 Segmenten, die als erheblich verändert identifiziert werden. Bei $xMin = 1,5$ beträgt die Anzahl 20.493. Dies bedeutet, dass sowohl der Einfluss der Sinuosität als auch der Landnutzung und die Festlegung der Klassengrenze einen deutlichen Einfluss auf das Gesamtergebnis haben.

Abschließend ist festzustellen, dass mit der dargestellten Vorgehensweise die morphologische Degradation eines Gewässers und seine Sanierbarkeit quantitativ und in gewissem Maß auch qualitativ bewertet werden kann. Die Bewertung der Abschnitte ist dennoch nicht als endgültige Ausweisung zu verstehen, sondern dient als Indikator für den sich an diesen Identifizierungsprozess anschließenden Prozess der Bildung von Wasserkörpern und deren Ausweisung als erheblich verändert.

9 Diskussion und Fazit

9.1 Diskussion der Ergebnisse

Das Ergebnis der in den vorangegangenen Kapiteln beschriebenen Methodik ist ein automatisiertes Verfahren zur Bewertung von Gewässerstrecken ganzer Einzugsgebiete nach den Kriterien Morphologie und Umfeldnutzung. Dabei werden Landnutzungsdaten und Gewässergeometrien sowie Querbauwerkskataster als Datengrundlage eingesetzt. In den ausgewählten Gebieten stammten die Landnutzungsdaten und die Gewässergeometrien aus dem ATKIS Basis-DLM. Die Vorteile dieses Datensatzes gegenüber anderen wurde in Kapitel 4 erläutert. Es hat sich gezeigt, dass dieser Datensatz gut geeignet ist, die gegebene Aufgabenstellung zu erfüllen. Eine Übertragbarkeit auf andere Datenquellen ist prinzipiell gegeben. Allerdings weisen diese vermutlich eine andere geometrische Genauigkeit bzw. Auflösung auf und besitzen auch hinsichtlich der Objektklassen eine geringere Vielfalt als die ATKIS-Daten. Dabei ist zu berücksichtigen, dass die Qualität der Ergebnisse sehr eng an die Qualität der Eingabe-Daten gekoppelt ist.

Die Erarbeitung der Bewertungskriterien wurde unter Einsatz von Gewässerstrukturdaten durchgeführt. Aus der Vielzahl an Parametern und Bewertungen hat sich durch das Data Mining gezeigt, dass die Begradigung der Gewässer durch den Menschen in einem automatisierten Auswertungsverfahren zur Identifizierung erheblich veränderter Gewässerabschnitte genutzt werden kann. Als Ausnahme sind dabei Querbauwerke zu nennen. Diese erzeugen ihrerseits meist einen Rückstau, der teilweise in AKTIS-Daten dokumentiert ist. Die detaillierten Analysen der Strukturdaten haben es ermöglicht, die Bewertungsmethodik auf wenige Kriterien zu reduzieren und dabei auf Parameter zurückgreifen zu können, die aus anderen Informationsquellen stammen. Am Beispiel der Anwendung in den Einzugsgebieten der Ruhr und der Mulde waren dies die Linien- und Flächenobjekte des ATKIS Basis-DLM und ein Querbauwerkskataster.

Die dargestellte Methodik benötigt für den Teilbereich der morphologischen Bewertung von Gewässersegmenten zur Einstufung als erheblich verändert nur wenige Parameter, die auch in Gewässerstrukturdaten enthalten sind. Die Methodik stellt aber kein Ersatz für Gewässerstrukturdaten dar, ermöglicht jedoch in Regionen, in denen diese nicht vorliegen, die Durchführung des beschriebenen Arbeitsschrittes.

Als methodische Grundlage des eigentlichen Bewertungsverfahrens dient die Fuzzy-Logik. Diese schafft die Voraussetzung, linguistische Variablen zu nutzen und mit diesen über entsprechende Funktionen zu rechnen. Weitere Vorteile dieser Herangehensweise zeigen sich bei der Bewertung mit Fuzzy-Minimum- bzw. Fuzzy-Maximum-Funktion. Auf diese Weise konnte die Klassenbildung als letzter Schritt durchgeführt werden. Erst hierdurch findet die scharfe Trennung der Klassen statt und die Ausprägungen der Merkmale sowie die jeweiligen Bewertungen der Zwischenschritte bleiben in den Datensätzen enthalten. Hierdurch kann für jedes der Gewässersegmente die Entstehung der Bewertung nachvollzogen werden. Zudem hat die gewählte Vorgehensweise dazu geführt, dass die Methodik klar strukturiert und nachvollziehbar bleibt.

Die Implementierung der Methodik entspricht ISO und OGC-Standards und wurde in der Programmiersprache Java durchgeführt. Alle eingesetzten OpenSource-Produkte können prinzipiell durch proprietäre Lösungen substituiert werden, sofern diese über die entsprechenden Standardschnittstellen verfügen. Die Wahl der OpenSource-Lösungen diente einerseits dazu, die Transparenz des Verfahrens zu wahren und nicht einzelne Routinen, die beispielsweise in der Datenbank ablaufen, wieder zu kapseln. Andererseits konnte gezeigt werden, dass auch mit solchen Produkten Aufgaben der Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie durchgeführt werden können.

Die Ergebnisse zeigen auf, dass im Vergleich der in dieser Arbeit vorgestellten Methodik mit dem Verfahren des Landes Nordrhein-Westfalen (MUNLV NRW 2003) bei bestimmten Parameterkombinationen Defizite in der Erkennung morphologischer Veränderungen vorliegen. Ein Großteil wird aber korrekt klassifiziert. Die Analyse der Ergebnisse nach ausschlaggebendem Kriterium verdeutlicht die Wechselwirkung von Landnutzung und Sinuosität. Dabei wird auch die Bedeutung der Einbeziehung der Gewässertypisierung herausgestellt. Diese ist entscheidend für den Wechsel des ausschlaggebenden Kriteriums von Sinuosität im Oberlauf zu Landnutzung im Unterlauf. Wird nur der Oberlauf bzw. Unterlauf isoliert betrachtet, verschieben sich diese Anteile deutlich gegenüber einer Betrachtung des gesamten Einzugsgebietes. Insgesamt zeigen die Anwendungen der Methodik in den Einzugsgebieten von Ruhr und Mulde die Funktionsfähigkeit der Bewertungslogik.

9.2 Fazit

Das Ziel der in dieser Arbeit vorgestellten Methodik war es, ein auf verfügbaren Geodaten basierendes Verfahren für die Identifizierung von erheblich veränderten Gewässerabschnitten zu entwickeln. Dabei ist diese Methodik als Beitrag im Umsetzungsprozess der EG-Wasserrahmenrichtlinie zu sehen, in dem durch die Vermeidung aufwändiger Datenerhebungen dieser Teilbereich der Umsetzung kostensparend beschleunigt wird.

Bei der Entwicklung des Verfahrens wurde auf Gewässerstrukturdaten als Referenz und als Informationsquelle zu morphologischen Veränderungen an Fließgewässer zurückgegriffen. Hieraus wurden die Parameter, die in das Verfahren einfließen, abgeleitet. Die einzelnen Auswertungsmethoden und die Einbindung der einzelnen Faktoren in das gesamte Bewertungsverfahren basieren auf der Fuzzy-Theorie und zeigen deren Einsatzmöglichkeiten für diese Aufgabenstellung. Durch den modularen Aufbau und die Speicherung von Zwischenergebnissen in den Geodaten ist die Identifizierung der erheblich veränderten Gewässerabschnitte ein transparenter Prozess.

Methoden der Fuzzy Logik wurden gewählt, um die kontinuierlichen Wertebereiche der einzelnen Parameter und linguistischen Variablen miteinander verrechnen zu können. Durch die fehlenden „harten“ Grenzen wurde es möglich, mit unkonkreten Beschreibungen wie „erheblich verändert“ zu arbeiten. Die Fuzzy Logik kam dabei sowohl bei der Bewertung der einzelnen Parameter zum Tragen als auch bei der Verrechnung dieser Teilergebnisse zu einer Gesamtbewertung. Der Aufbau der Entscheidungslogik und die Verbindung der Kriterien über Fuzzy-Minimum- und Fuzzy-Maximum-Funktionen hat zu sinnvollen und inhaltlich korrekten Ergebnissen geführt.

Die Analyse der Ergebnisse der Anwendung zeigt, dass alle gewählten Faktoren einen starken Einfluss auf die Bewertung der Gewässersegmente haben. Der Vergleich mit Referenzstellen verdeutlicht, dass die Bewertungen teilweise etwas von den erwarteten Werten abweichen, es aber mit den gewählten Auswertungsfunktionen nur zu geringen Fehlklassifikationen kommt. Die Defuzzifizierung als letzter Verfahrensschritt ermöglicht es, die Klassengrenze zwischen den beiden Klassen zu variieren, ohne die gesamte Berechnung erneut durchführen zu müssen. Dies kann eventuell notwendig sein, wenn sich im operativen Einsatz oder durch neue wissenschaftliche Erkenntnisse dieser Wert verschieben sollte.

Die Ergebnisse zeigen, dass eine auf Geodaten basierende Identifizierung von potenziell erheblich veränderten Gewässerabschnitten möglich ist, ohne detaillierte gewässerbezogene Informationen zu benötigen. Dabei ist die Ergebnisqualität wesentlich vom Informationsgehalt und der räumlichen Auflösung der Eingangsdaten abhängig. Das Verfahren zeigt auch die Bedeutung der Erfassung von Querbauwerken zur Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie.

Es ist jedoch zu berücksichtigen, dass anschließend an dieses Verfahren der Identifizierung von erheblich veränderten Gewässerabschnitten noch weitere Schritte bis zur letztendlichen Ausweisung der Wasserkörper notwendig sind. Das Ergebnis dieser Bewertung ist ein empirisch ermittelter Wert, dessen Aussage bezüglich des Vorhandenseins einer tatsächlichen Schädigung an einem einzelnen Abschnitt sowie deren Ausprägung und der hieraus resultierenden notwendigen Maßnahmen begrenzt ist. Zudem ist die Qualität des Ergebnisses sehr stark vom Inhalt der Eingabedaten abhängig.

Im weiteren Umsetzungsprozess der EG-Wasserrahmenrichtlinie werden Systeme zur Gewässerüberwachung und zur Überprüfung der Einstufung von erheblich veränderten Wasserkörpern notwendig. Das Monitoring ist ein wichtiger Bestandteil dieses Umsetzungsprozesses, um die sich stetig ändernden Nutzungen der Gewässer und ihrer Auen zu überwachen. Hierdurch wird, neben der Ersterfassung der Gewässer, eine Aktualisierung der Eingabedaten und eine Neuberechnung der Gewässerbewertungen in regelmäßigen Abständen notwendig. Um ein Monitoring im Rahmen der Gewässerüberwachung durchführen zu können, sind Verfahren erforderlich, die auf sich ändernde Rahmenbedingungen angepasst werden können, aber dennoch mit einer festgelegten Logik arbeiten. Die in dieser Arbeit vorgestellte Methodik stellt ein solches Instrument bereit.

Literaturverzeichnis

- [ADV] ARBEITSGEMEINSCHAFT DER VERMESSUNGSVERWALTUNGEN DER LÄNDER DER BUNDESREPUBLIK DEUTSCHLAND, Hrsg. (1998): Amtliches Topographisch-Kartographisches Informationssystem ATKIS. ATKIS-Gesamtdokumentation Teil D: ATKIS-Objektartenkatalog (ATKIS-OK). AdV. o.O.
- [AG WARIS] ARBEITSGRUPPE ZUR UMSETZUNG DER WASSERRAHMENRICHTLINIE IN SACHSEN (2004): Oberflächenwasser-Leitfaden. Umsetzung der Bestandsaufnahme gemäß Artikel 5 der EU-Wasserrahmenrichtlinie für die Gebiete des Freistaates Sachsen im Hinblick auf die erste Berichterstattung 2004 / 2005 an die Flussgebietseinheiten. Stand 08.04.2004. o.O.
- AHNERT, F. (1996): Einführung in die Geomorphologie. Ulmer Verlag. Stuttgart.
- ALIEV, R., K. W. BONFIG und F. ALIEW (2000): Soft computing. Eine grundlegende Einführung. Verlag Technik. Berlin.
- ALTERMANN, M. und R. RUSKE (1997): Geologie und Böden. In: FELDMANN, R., K. HENLE, H. AUGE, J. FLACHOWSKY, S. KLOTZ und R. KRÖNERT, Hrsg.: Regeneration und nachhaltige Landnutzung. Konzepte für belastete Regionen. Springer Verlag. Berlin, Heidelberg, New York. S. 8 – 12.
- BARTH, F. (1997): Die neue Wasserrahmenrichtlinie der Europäischen Union - Chance oder bürokratisches Hemmnis für die europäische Wasserpolitik? Wasser und Boden 49(5): 7 – 9.
- BAUMGARTNER, A. und H.-J. LIEBSCHER (1996): Allgemeine Hydrologie. Quantitative Hydrologie. Borntraeger. Berlin, Stuttgart.
- BEUGE, P., A. GREIF, T. HOPPE, A. KLUGE, M. MARTIN, U. MOSLER, R. STRAKE, J. ALFARO, B. ANDERS, K. BEHRENS, N. GRUNWALD, M. HAURAND, A. KNÖCHEL, A. MEYER, H. POTGETER, S. STAUB und M. STOCKER (1999): Die Schwermetallsituation im Muldesystem. Band I bis III. Freiberg, Hamburg.

- BEZDEK, J.C. (1993): Editorial: Fuzzy Models – What Are They, and Why? *IEEE Transactions on Fuzzy Sets* 1(1): 1 – 5.
- BICK, H. (1998): *Grundzüge der Ökologie*. Fischer Verlag. Stuttgart.
- BILGIÇ, T. und I. B. TÜRKŞEN (2000): Measurement of Membership Functions: Theoretical and Empirical Work. In: DUBOIS, D. und H. PRADE, Hrsg.: *Fundamentals of Fuzzy Sets*. Kluwer Academic Publishers. Boston, London, Dordrecht. S. 195 – 230.
- BILL, R. (1997): *Grundlagen der Geo-Informationssysteme*. Bd. 2. Wichmann Verlag. Heidelberg.
- BJØRTUFT, S. K., J.-P. MAGNELL und J. I. KOKSVIK (2002): Heavily Modified Waters in Europe - Case Study on the Bajarelva Watercourses. Abgerufen von: <http://www.sepa.org.uk/hmwbworkinggroup/Case-studies/Norway/Bairn.pdf> [28.01.2003].
- [BMU] BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT, Hrsg. (2004): *Umweltpolitik: Die Wasserrahmenrichtlinie – Neues Fundament für den Gewässerschutz in Europa*. Berlin.
- [BMU] BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT, Hrsg. (2005): *Umweltpolitik: Die Wasserrahmenrichtlinie – Ergebnisse der Bestandsaufnahme 2004 in Deutschland*. Berlin.
- BOIXADER, D., J. JACAS und J. RECASENS (2000): Fuzzy Equivalence Relations: Advanced Material. In: DUBOIS, D. und H. PRADE, Hrsg.: *Fundamentals of Fuzzy Sets*. Kluwer Academic Publishers. Boston, London, Dordrecht. S. 261 – 290.
- BORCHARDT, D. und V. MOHAUPT (2002): Ermittlung signifikanter Belastungen von Oberflächengewässern. In: v. KEITZ, STEPHAN und MICHAEL SCHMALHOLTZ, Hrsg.: *Handbuch der EU-Wasserrahmenrichtlinie. Inhalte, Neuerungen und Anregungen für die nationale Umsetzung*. Schmidt Verlag. Berlin. S. 106 – 89.
- BORCHARDT, D. und P. PODRAZA (2004): Fallstudie Dhünn. In: UMWELTBUNDESAMT, Hrsg.: *Fallstudien zu erheblich veränderten Gewässern in Deutschland*. Berlin. S. A4-1 – A4-26.
- BREUER, R. (1995): Gewässerschutz in Europa – Eine kritische Zwischenbilanz. *Wasser und Boden* 47(11): 10 – 14.

- BRIEM, E. (2002): Fließgewässerlandschaften Deutschlands. In: ATV DVWK, Hrsg.: ATV DVWK Bundestagung. 18./19. September 2002 in Weimar. Hennef. S. 89 – 110.
- BUCKLEY, J. J. und E. ESLAMI (2002): An Introduction to Fuzzy Logic and Fuzzy Sets. Physica Verlag. Heidelberg.
- CHAKRABARTY, K. (2000): On Bags and Fuzzy Bags. In: JOHN, R. und R. BIRKENHEAD, Hrsg.: Soft Computing Techniques and Applications. Physica-Verlag. Heidelberg. S. 201 – 212.
- CIS HORIZONTAL GUIDANCE WATER BODIES (2003): Identification of Water Bodies - Horizontal Guidance Document on the Application of the Term 'Water Body' in the Context of the Water Framework Directive. Abgerufen von: <http://forum.europa.eu.int/Public/irc/env/wfd/library> [30.01.2004].
- CIS WORKING GROUP 2.1 (2002): Leitfaden zur Analyse von Belastungen und ihren Auswirkungen in Übereinstimmung mit der Wasserrahmenrichtlinie. Abgerufen von: <http://forum.europa.eu.int/Public/irc/env/wfd/library> [30.07.2003].
- CIS WORKING GROUP 2.2 (2002): Leitfaden zur Identifizierung und Ausweisung von erheblich veränderten und künstlichen Wasserkörpern. Abgerufen von: <http://forum.europa.eu.int/Public/irc/env/wfd/library> [29.04.2003].
- CIS WORKING GROUP 2.3 (2002): Guidance on Establishing Reference Conditions and Ecological Status Class Boundaries for Inland Surface Waters. Abgerufen von: <http://forum.europa.eu.int/Public/irc/env/wfd/library> [30.06.2004].
- CIS WORKING GROUP 2.3 (2003): Leitfaden zur Ableitung von Referenzbedingungen und zur Festlegung von Grenzen zwischen ökologischen Zustandsklassen für oberirdische Binnengewässer. Abgerufen von: <http://forum.europa.eu.int/Public/irc/env/wfd/library> [18.04.2005].
- CIS WORKING GROUP 2A (2003): Overall Approach to the Classification of Ecological Status and Ecological Potential. Abgerufen von: <http://forum.europa.eu.int/Public/irc/env/wfd/library> [28.11.2003].
- CIS WORKING GROUP 3.1 (2002): Guidance Document on Implementing the GIS Elements of the WFD. 4th December 2002. Abgerufen von: <http://forum.europa.eu.int/Public/irc/env/wfd/library> [18.04.2003].

- DEMRI, S. P. und E. S. ORLOWSKA (2002): *Incomplete Information: Structure, Inference, Complexity*. Springer Verlag. Berlin, Heidelberg.
- DEUTSCHER BUNDESTAG (2002): Siebtes Gesetz zur Änderung des Wasserhaushaltsgesetzes vom 18. Juni 2002. Bundesgesetzesblatt Jahrgang 2002 Teil 1 Nr. 37.
- [DFID] DEPARTMENT FOR INTERNATIONAL DEVELOPMENT, Hrsg. (2003): *Mapping Urbanisation for Urban and Regional Governance*. University of Westminster Abgerufen von: http://www.westminster.ac.uk/builtenv/maxlock/Mapping/Report_for_Web/PDF_final/Cover_MU2.pdf [28.03.2005].
- [DKKV] DEUTSCHES KOMITEE FÜR KATASTROPHENVORSORGE E. V., Hrsg. (2003): *Lernen aus der Katastrophe 2002 im Elbegebiet – Hochwasservorsorge in Deutschland*. Bonn.
- DOMMERMUTH, M., J. FISCHER und K. WENDLING (2003): Vorläufige Bewertung des ökologischen Zustandes – Teil 1: Makrozoobenthos. *Wasserwirtschaft* 52(7-8): 28 – 32.
- DUBOIS, D., W. OSTASIEWSICZ und H. PRADE (2000): *Fuzzy Sets: History and Basic Notions*. In: DUBOIS, D. und H. PRADE, Hrsg.: *Fundamentals of Fuzzy Sets*. Kluwer Academic Publishers. Boston, London, Dordrecht. S. 21 – 124.
- DUBOIS, D. und H. PRADE, Hrsg. (2000): *Fundamentals of Fuzzy Sets*. Kluwer Academic Publishers. Boston, London, Dordrecht.
- DYCK, S. und G. PESCHKE (1995): *Grundlagen der Hydrologie*. Verlag für Bauwesen. Berlin.
- EIFERT, P., J. DEHNERT, K. KUHN und J. RICHTER (2004): Vergleich von CORINE Land Cover-Daten mit klassifizierten IRS-1C-Daten und deren Anwendung bei der Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie im Freistaat Sachsen. In: MOHAUPT-JAHR, B., M. KEIL und R. KIEFL, Hrsg.: *UBA-Texte 04/04: Workshop CORINE Land Cover 2000 in Germany and Europe and its use for Environmental Applications, 20-21 January 2004*. Berlin. S. 154 – 158.
- ERNSTBERGER, H., CH. LINNENWEBER und J. FISCHER (2003): Ermittlung signifikanter Belastungen – Anwendung der LAWA-Signifikanzkriterien. *Wasserwirtschaft* 52(7-8): 20 – 23.
- FAUPL, P. (2000): *Historische Geologie*. UTB. Wien.

- FITZKE, J. und M. MÜLLER (2000): Simple Features in der Praxis: OpenGIS-Strukturen in Auskunftssystemen für Umwelt- und Naturschutz. In: CREMERS, A.B. und K. GREVE, Hrsg.: Umweltinformatik 2000, Umweltinformationen für Planung, Politik und Öffentlichkeit. Bonn. S. 321 – 329.
- FODOR, J. und R. R. YAGER (2000): Fuzzy Set-Theoretic Operators and Quantifiers. In: DUBOIS, D. und H. PRADE, Hrsg.: Fundamentals of Fuzzy Sets. Kluwer Academic Publishers. Boston, London, Dordrecht. S. 125 – 193.
- FORSCHUNGSGRUPPE FLIESSGEWÄSSER (1993): Fließgewässertypologie: Ergebnisse interdisziplinärer Studien an naturnahen Fließgewässern und Auen in Baden-Württemberg mit Schwerpunkt Buntsandstein-Odenwald und Oberrheinebene. ecomed. Landsberg am Lech.
- FRIEDRICH, G. (1999): Die Gewässerstrukturgütekarte – ein Beitrag zum ganzheitlichen Gewässerschutz. In: ZUMBROICH, TH., A. MÜLLER und G. FRIEDRICH, Hrsg.: Strukturgüte von Fließgewässern - Grundlagen und Kartierung. Springer. Berlin, Heidelberg. S. 3 – 8.
- GEILER, N. (2002): Entspricht die „Tieferlegung“ im „Rückhalteraum südlich von Breisach“ den Vorgaben der EU-Wasserrahmenrichtlinie? - Von der Furkationsaue zum „Restrhein“ und zurück. In: PETRY, D., M. SCHOLZ und I. LUTOSCH, Hrsg.: Relevanz der EU-Wasserrahmenrichtlinie für den Naturschutz in Auen. Ergebnisse des Workshops am 30. April 2002 im UFZ – Umweltforschungszentrum Leipzig - Halle GmbH, Leipzig. UFZ-Bericht 22/2002. Leipzig. S. 71 – 74.
- GERHARD, M. und M. REICH (1999): Die Bedeutung des Totholzes als Initiale zur Struktur- und Habitatverbesserung eines begradigten Fließgewässers. In: BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ, Hrsg.: Renaturierung von Bächen, Flüssen und Strömen. Angewandte Landschaftsökologie, Heft 37. Bonn. S. 81 – 90.
- GREENWOOD, J. und G. HART (2003): Sharing Feature Based Geographic Information – A Data Model Perspective. University of Southampton: 7th International Conference on GeoComputation 2003. Southampton.
- GUNKEL, G., Hrsg. (1996): Renaturierung kleiner Fließgewässer. Fischer Verlag. Jena, Stuttgart.
- HANSEN, W., E. KAMPA, CH. LASKOV und A. KRAEMER (2002): CIS Working Group 2.2 on Heavily Modified Water Bodies: Synthesis Report on the Identification and

- Designation of Heavily Modified Water Bodies. 29. April 2002. Abgerufen von: <http://forum.europa.eu.int/Public/irc/env/wfd/library> [28.01.2003].
- HENNINGSSEN, D. und G. KATZUNG (1998): Einführung in die Geologie Deutschlands. Enke Verlag. Stuttgart.
- HESSE, K.-J. (1999): Die Bewertung der Gewässerstruktur – ein neues Instrument im Gewässerschutz. In: ZUMBROICH, TH., A. MÜLLER und G. FRIEDRICH, Hrsg.: Struktur-
güte von Fließgewässern - Grundlagen und Kartierung. Berlin, Heidelberg. S. 9 – 19.
- HOLZWARTH, F. (2002): Erfordernisse einer gemeinsamen europäischen Wasserpolitik. In: ALFRED TOEPFER AKADEMIE FÜR NATURSCHUTZ, Hrsg.: NNA Berichte: Wasserrahmenrichtlinie und Naturschutz Bd. 15/2. o.O. S. 7 – 8.
- HORLITZ, TH. (2002): Die Bedeutung der EU-Wasserrahmenrichtlinien für den Schutz von Flussauen. In: ALFRED TOEPFER AKADEMIE FÜR NATURSCHUTZ, Hrsg.: NNA Berichte: Wasserrahmenrichtlinie und Naturschutz Bd. 15/2. o.O. S. 34 – 39.
- IRMER, U. und S. v. KEITZ (2002): Die Ausnahmeregelungen für künstliche und erheblich veränderte Gewässer. In: v. KEITZ, S. und M. SCHMALHOLTZ, Hrsg.: Handbuch der EU-Wasserrahmenrichtlinie. Inhalte, Neuerungen und Anregungen für die nationale Umsetzung. Schmidt Verlag. Berlin. S. 76 – 86.
- JACOBS, E. und W. WOLF (2002): Methoden für unscharfe Daten - Interpolation im gleitenden Mittel. In: STROBL, J., T. BLASCHKE und G. GRIESEBNER, Hrsg.: Angewandte Geographische Informationsverarbeitung XIV. Beiträge zum AGIT-Symposium Salzburg 2002. Wichmann Verlag. Heidelberg. S. 197 – 205.
- JANNING, J. (2003): Einbindung der Ergebnisse aus dem CIS-Prozess in die Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie. Wasser und Abfall 5(7-8): 10 – 14.
- JANTZEN, J. (1998a): Tutorial on Fuzzy Logic. Tech. Report 98-E 868 Technical University of Denmark, Lyngby.
- JANTZEN, J. (1998b): Design Of Fuzzy Controllers. Tech. Report 98-E 864 Technical University of Denmark, Lyngby.
- JORDAN, H. (1988): Hydrogeologie. Deutscher Verlag für Grundstoffindustrie. Leipzig.

- KAHLENBORN, W. und R. A. KRAEMER (1999): Nachhaltige Wasserwirtschaft in Deutschland. Springer Verlag. Berlin, Heidelberg.
- KEITE, B. (2004): Konflikttherd kleine Wasserkraft: Ein Fisch auf dem Trockenen? *Ökologisches Wirtschaften* (5): 21 – 22.
- KLOTZ, S., K. HENLE und R. FELDMANN (1997): Vegetation und Fauna. In: FELDMANN, R., K. HENLE, H. AUGÉ, J. FLACHOWSKY, S. KLOTZ und R. KRÖNERT, Hrsg.: *Regeneration und nachhaltige Landnutzung. Konzepte für belastete Regionen*. Berlin, Heidelberg, New York. S. 21 – 26.
- KNOPP, G.-M. (2001): Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) in deutsches Wasserrecht. *Wasser und Abfall* 3(11): 10 – 14.
- KOENZEN, U. (2003): Anthropogene Veränderungen von Fließgewässern und -auen. In: SOMMERHÄUSER, M. und H. SCHUMACHER, Hrsg.: *Handbuch der Fließgewässer Norddeutschlands. Typologie - Bewertung - Management*. Landsberg. S. 43 – 56.
- KOM/97/0049 (1997): Vorschlag für eine Richtlinie des Rates zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Massnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik (KOM/97/0049 ENDG - SYN 97/0067). ABl. C 184/20.
- KRAUSE, A. (1999): Über Motive für die ökologische Verbesserung von Wasserläufen. In: BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ, Hrsg.: *Renaturierung von Bächen, Flüssen und Strömen. Angewandte Landschaftsökologie, Heft 37*. Bonn. S. 9 – 12.
- KRÖNERT, R. (1997): Landnutzung und Landnutzungsänderungen. In: FELDMANN, R., K. HENLE, H. AUGÉ, J. FLACHOWSKY, S. KLOTZ und R. KRÖNERT, Hrsg.: *Regeneration und nachhaltige Landnutzung. Konzepte für belastete Regionen*. Berlin, Heidelberg, New York. S. 27 – 34.
- KÜSTERS, U. (2001): Data Mining Methoden: Einordnung und Überblick. In: HIPPER, H., U. KÜSTERS, M. MEYER und K. WILDE, Hrsg.: *Handbuch Data Mining im Marketing - Knowledge Discovery in Marketing Databases*. Vieweg. Braunschweig, Wiesbaden. S. 127 – 162.
- LACOMBE, J. (1999): Grundlagen der Gewässerstrukturgütekartierung. In: ZUMBROICH, TH., A. MÜLLER und G. FRIEDRICH, Hrsg.: *Strukturgüte von Fließgewässern - Grundlagen und Kartierung*. Berlin, Heidelberg. S. 21 – 43.

- LANGE, G. und K. LECHER (1993): Gewässerregelung, Gewässerpflege. Naturnaher Ausbau und Unterhaltung von Fließgewässern. Parey. Hamburg, Berlin.
- [LAU] LANDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ SACHSEN-ANHALT, Hrsg. (1992): Katalog der Biotoptypen und Nutzungstypen für die CIR-luftbildgestützte Biotoptypen- und Nutzungstypenkartierung im Land Sachsen-Anhalt. Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Heft 4/1992. Halle (Saale).
- [LAU] LANDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ SACHSEN-ANHALT, Hrsg. (2002): Hochwasserschutz in Sachsen-Anhalt. Halle (Saale).
- [LFUG SACHSEN] SÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT UND GEOLOGIE (2002): Bewertung der Gewässerbelastung im Elbe-Einzugsgebiet. August - Hochwasser 2002. Berichtszeitraum 15. August bis 6. September 2002. Dresden.
- [LUA NRW] LANDESUMWELTAMT NORDRHEIN-WESTFALEN, Hrsg. (1998): Merkblätter: Nr. 14 Gewässerstrukturgüte in Nordrhein-Westfalen. Kartieranleitung. Essen.
- [LUA NRW] LANDESUMWELTAMT NORDRHEIN-WESTFALEN, Hrsg. (1999): Merkblätter: Nr. 17 Leitbilder für die kleinen bis mittelgroßen Fließgewässer in Nordrhein-Westfalen. Gewässerlandschaften und Fließgewässertypen. Essen.
- [LUA NRW] LANDESUMWELTAMT NORDRHEIN-WESTFALEN, Hrsg. (2001a): Merkblätter: Nr. 26 Gewässerstrukturgüte in Nordrhein-Westfalen. Anleitung für die Kartierung mittelgroßer bis großer Fließgewässer. Essen.
- [LUA NRW] LANDESUMWELTAMT NORDRHEIN-WESTFALEN, Hrsg. (2001b): Merkblätter: Nr. 34 Leitbilder für die mittelgroßen bis großen Fließgewässer in Nordrhein-Westfalen – Flusstypen. Essen.
- LUTOSCH, I., D. PETRY und M. SCHOLZ (2002): Auen und Auenschutz in der EU-Wasserrahmenrichtlinie. In: PETRY, D., M. SCHOLZ und I. LUTOSCH, Hrsg.: Relevanz der EU-Wasserrahmenrichtlinie für den Naturschutz in Auen. Ergebnisse des Workshops am 30. April 2002 im UFZ – Umweltforschungszentrum Leipzig - Halle GmbH, Leipzig. UFZ-Bericht 22/2002. Leipzig. S. 9 – 42.
- LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT WASSER, Hrsg. (2003): Arbeitshilfe zur Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie. o.O.

- MANDL, P. (1994): Räumliche Entscheidungsunterstützung mit GIS: Nutzwertanalyse und Fuzzy-Entscheidungsmodellierung. Salzburger Geographische Materialien 21 S. 463–473.
- MANNSFELD, K. und H. RICHTER (1995): Naturräume in Sachsen. Forschungen zur deutschen Landeskunde 238. Trier.
- MEIER, KH. (2001): Wird die Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie den Gewässerzustand verbessern? Landnutzung und Landentwicklung 42(4): 154 – 161.
- MEINEL, G. und J. HENNERSDORF (2002): Bodenbedeckung und -nutzung, Grundinformationen für die Planung - zum Stand der europäischen Nomenklaturdebatte. In: SCHRENK, M., Hrsg.: CORP 2002 Geo-Multimedia - Computergestützte Raumplanung. Beiträge zum 7. Symposium zur Rolle der Informationstechnologie in der und für die Raumplanung, 27.2.-1.3.2002, TU Wien. Wien. S. 179–188.
- MEINEL, G., U. SCHUMACHER und J. GÖSSEL (2003): Analyse der Hochwasserkatastrophe vom Sommer 2002 für die Stadtfläche Dresdens auf Basis von GIS und Fernerkundung. In: SCHRENK, M., Hrsg.: CORP 2003 Computergestützte Raumplanung. Beiträge zum 8. Symposium zur Rolle der Informationstechnologie in der Raumplanung. Wien. S. 109–116.
- MESSNER, F. (2002): Die Bedeutung von Umwelt- und Ressourcenkosten aus umweltökonomischer Sicht am Beispiel der Flussauen. In: PETRY, D., M. SCHOLZ und I. LUTOSCH, Hrsg.: Relevanz der EU-Wasserrahmenrichtlinie für den Naturschutz in Auen. Ergebnisse des Workshops am 30. April 2002 im UFZ – Umweltforschungszentrum Leipzig - Halle GmbH, Leipzig. UFZ-Bericht 22/2002. Leipzig. S. 75 – 85.
- [MUNLV NRW] MINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ, LANDWIRTSCHAFT UND VERBRAUCHERSCHUTZ DES LANDES NORDRHEIN-WESTFALEN (2003): Leitfaden zur Umsetzung der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie in NRW. Düsseldorf.
- MÜLLER, A., P. PODRAZA, D. GLACER, K. GREVE, M. HALLE und TH. ZUMBROICH (2004): Fallstudie Zwickauer Mulde. In: UMWELTBUNDESAMT, Hrsg.: Fallstudien zu erheblich veränderten Gewässern in Deutschland. Berlin. S. A6–1 – A6–48.
- MÜLLER, A. und TH. ZUMBROICH (1999): Das Verfahren der Strukturgütekartierung. In: ZUMBROICH, TH., A. MÜLLER und G. FRIEDRICH, Hrsg.: Strukturgüte von Fließgewässern - Grundlagen und Kartierung. Berlin, Heidelberg. S. 97 – 121.

- NACHTNEBEL, H. P. (1996): Begradigung, Uferverbau und Stauhaltungen. In: LOZÁN, J. L. und H. KAUSCH, Hrsg.: Warnsignale aus Flüssen und Ästuaren. Wissenschaftliche Fakten. Parey Verlag. Berlin. S. 152 – 162.
- NESTMANN, F. und B. BÜCHELE (2002b): Projektüberblick. In: Morphodynamik der Elbe – Schlussbericht des BMBF-Verbundprojektes mit Einzelbeiträgen der Partner und Anlagen-CD. Karlsruhe. S. 1 – 22.
- NIENHAUS, I. (2003): Zukunftsweisender Hochwasserschutz im Kontext der EU-Wasserrahmenrichtlinie. Eine Studie am Beispiel der Vereinigten Mulde zwischen Eilenburg und Bad Dübren. Diplomarbeit Geographisches Institut der Rheinischen Friedrich-Wilhelms-Universität Bonn (unveröffentlicht).
- [OGC] OPEN GIS CONSORTIUM (1999): OpenGIS® Simple Features Specification For SQL. Revision 1.1. Open GIS Consortium.
- OTTO, A. und W. REH (1999): Gewässerstruktur – Untersuchungen zur Analyse und zur Bewertung der ökomorphologischen Struktur von Fließgewässern. Mainz.
- OVCHINNIKOV, S. (2000): An Introduction to Fuzzy Relations. In: DUBOIS, D. und H. PRADE, Hrsg.: Fundamentals of Fuzzy Sets. Kluwer Academic Publishers. Boston, London, Dordrecht. S. 233 – 259.
- OVERMANN, K. (2002): Erheblich veränderte und künstliche Gewässer - Stand der Diskussion. Teil 1 - Die Ausweisung. Wasserwirtschaft - Abwasser - Abfall 49(10): 1347 – 1350.
- OVERMANN, K. (2003): Zwei Jahre Wasserrahmenrichtlinie - wie geht es weiter? Wasserwirtschaft - Abwasser - Abfall 50(1): 22 – 24.
- PAPADIAS, D., N. KARACAPILIDIS und D. ARKOUMANIS (1999): Processing Fuzzy Spatial Queries: A Configuration Similarity Approach. International Journal of Geographic Information Science (IJGIS) 13(2): 93 – 128.
- PATT, H. und E. STÄDTLER (2000): Eigendynamische Entwicklung einer Gewässerstrecke. Wasser und Boden 52(1+2): 44 – 49.
- PODRAZA, P. (2002): Diskrepanz zwischen ökokogischem Zustand und ökologischem Potenzial – Auswirkung veränderter Zielzustände auf den Auenschutz. In: PETRY, D., M. SCHOLZ und I. LUTOSCH, Hrsg.: Relevanz der EU-Wasserrahmenrichtlinie für den

- Naturschutz in Auen. Ergebnisse des Workshops am 30. April 2002 im UFZ – Umweltforschungszentrum Leipzig - Halle GmbH, Leipzig. UFZ-Bericht 22/2002. Leipzig. S. 67 – 69.
- PODRAZA, P., A. MÜLLER, D. GLACER, K. GREVE, M. HALLE und TH. ZUMBROICH (2004): Fallstudie Ruhr. In: UMWELTBUNDESAMT, Hrsg.: Fallstudien zu erheblich veränderten Gewässern in Deutschland. Berlin. S. A5-1 – A5-99.
- POTT, R. und D. REMY (2000): Gewässer des Binnenlandes. Ulmer Verlag. Stuttgart.
- PRESS, F. und R. SIEVER (1995): Allgemeine Geologie. Spektrum Verlag. Heidelberg, Berlin.
- PYLE, D. (1999): Data Preparation for Data Mining. Morgan Kaufmann Publishers. San Francisco.
- RECHENBERG, J. und W. SEIDEL (2002): Ausweisung erheblich veränderter Gewässer - Ausnahme oder Regelfall? Wasser und Abfall 4(9): 36 – 38.
- REYNOLDS, K. M. (2001): Fuzzy Logic Knowledge Bases in Integrated Landscape Assessment: Examples and Possibilities. Gen. Tech. Rep. PNW- G T R - 5 2 1. Portland.
- REYNOLDS, K. M., M. JENSEN, J. ANDREASEN und I. GOODMAN (2000): Knowledge-based Assessment of Watershed Condition. Computers and Electronics in Agriculture 27: 315 – 333.
- RL 2000/60/EG (2000): Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik. ABl. EG 2000 L 327.
- RL 75/440/EWG (1975): Richtlinie 75/440/EWG des Rates vom 16. Juni 1975 über die Qualitätsanforderungen an Oberflächenwasser für die Trinkwassergewinnung in den Mitgliedstaaten. ABl. EG 1975 L 194.
- RL 76/160/EWG (1976): Richtlinie 76/160/EWG des Rates vom 8. Dezember 1975 über die Qualität der Badegewässer. ABl. EG 1976 L 31.
- ROSGEN, D. (1996): Applied River Morphology. Wildland Hydrology Books. Pagosa Springs.
- RUCHAY, D. (2001): Die Wasserrahmenrichtlinie der EG und ihre Konsequenzen für das deutsche Wasserrecht. Zeitschrift für Umweltrecht Sonderheft: Aktuelle Fragen des Gewässerschutzrechts: 115 – 120.

- SCHÖNBORN, W. (1996): Fließgewässer von der Quelle bis zur Mündung. In: LOZÁN, J. L. und H. KAUSCH, Hrsg.: Warnsignale aus Flüssen und Ästuaren. Wissenschaftliche Fakten. Parey Verlag. Berlin. S. 1 – 5.
- SCHÖNBORN, W. (2003): Lehrbuch der Limnologie. E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung. Stuttgart.
- SOMMERHÄUSER, M. und H. SCHUMACHER (2003): Handbuch der Fließgewässer Norddeutschlands. Typologie - Bewertung - Management. ecomed. Landsberg.
- SOMMERHÄUSER, M. und T. TIMM (1999): Limnologische Leitbilder zur regionalen Gewässertypologie. In: ZUMBROICH, TH., A. MÜLLER und G. FRIEDRICH, Hrsg.: Strukturgüte von Fließgewässern - Grundlagen und Kartierung. Berlin, Heidelberg. S. 73 – 94.
- STRAHLER, A. H. und A. N. STRAHLER (2002): Physische Geographie. Ulmer Verlag. Stuttgart (Hohenheim).
- TA 58 (2000): Europäisches Parlament: In der Sitzung vom Mittwoch 16. Februar 2000 angenommene Texte. ABl. EG 2000 C 339.
- TREFFLICH, A. (1997): Klimatologische Kennzeichnung. In: FELDMANN, R., K. HENLE, H. AUGÉ, J. FLACHOWSKY, S. KLOTZ und R. KRÖNERT, Hrsg.: Regeneration und nachhaltige Landnutzung. Konzepte für belastete Regionen. Berlin, Heidelberg, New York. S. 13 – 17.
- VANDAELE, K., I. DE BRUYNE, G. PAUWLES, I. WILLEMS und TH. WARMOES (2002): Heavily Modified Waters in Europe - Case Study on the Dender river, the Mark River and Bellebeek River in Flanders. Abgerufen von: <http://www.sepa.org.uk/hmwb-workinggroup/Case-studies/Belgium/Dender.pdf> [28.01.2003].
- VANNOTE, R. L., G. W. MINSHALL, K. W. CUMMINS, J. R. SEDELL und C. E. CUSHING (1980): The River Continuum Concept. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 37: 130–137.
- WAGNER, R. (1989): Das Bedrohungspotential für limnische Wirbellose – Versuch einer Risikoanalyse. Schriftenreihe für Landespflege und Naturschutz (29): 38–51.
- WATERS, T. und A. J. EVANS (2003): Tools for Web-Based GIS Mapping of a "Fuzzy" Vernacular Geography. University of Southampton: 7th International Conference on GeoComputation 2003. Southampton.

WITTEN, I. H. und E. FRANK (2000): Data Mining: Practical Machine Learning Tools with Java implementations. Morgan Kaufmann Publishing. San Francisco.

WOHLRAB, B., H. ERNSTBERGER, A. MEUSER und V. SOKOLLEK (1992): Landschaftswasserhaushalt. Parey Verlag. Hamburg, Berlin.

Anhang

A Chronologische Entwicklung der EG-Wasserrahmenrichtlinie

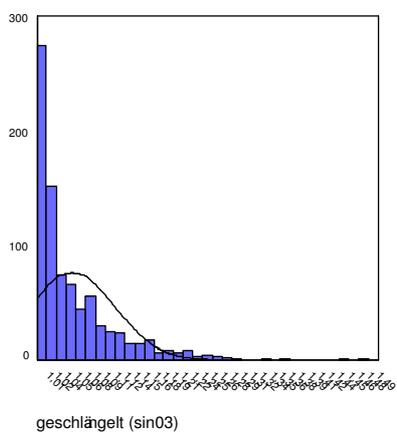
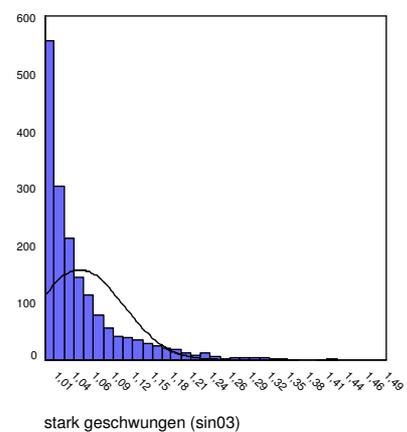
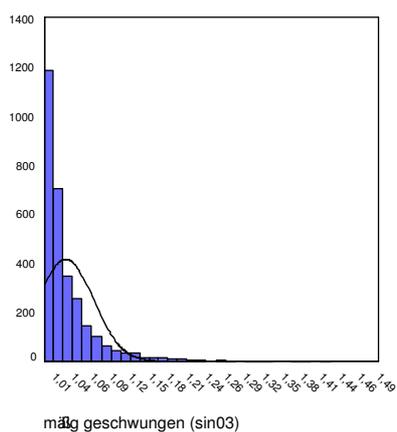
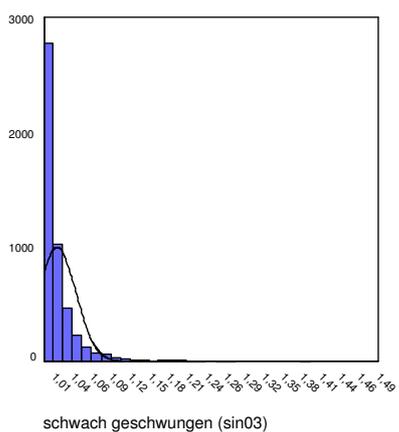
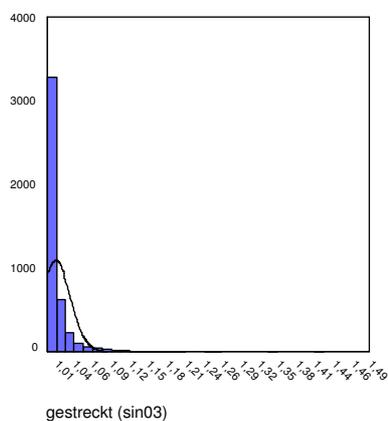
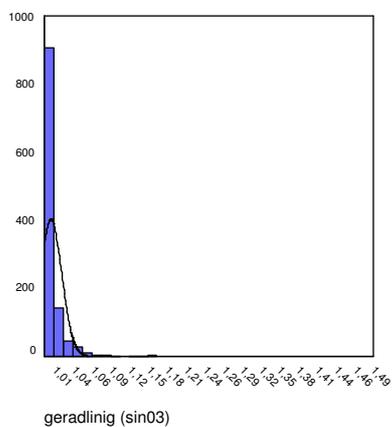
(nach: http://www.umweltbundesamt.de/wasser/themen/wrrl_chronologie1.htm)

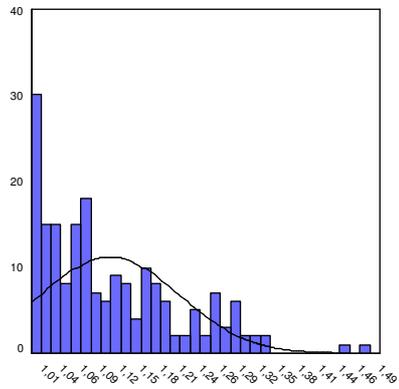
Datum	Vorgang	Wesentlicher Inhalt	Dokumentennr.; Fundstelle
22.12.2000	Inkrafttreten der Richtlinie mit Veröffentlichung im Amtsblatt	identisch mit dem Ergebnis des Vermittlungsverfahrens	ABl. L 327 vom 22.12.2000, S. 1 ff
14.09.2000	Billigung des Ergebnisses des Vermittlungsverfahrens durch den Rat	identisch mit dem Ergebnis des Vermittlungsverfahrens	kein Dokument bekannt
09.09.2000	Billigung des Ergebnisses des Vermittlungsverfahrens durch das Europäische Parlament	identisch mit dem Ergebnis des Vermittlungsverfahrens	kein Dokument bekannt
29.06.2000	Ergebnis des Vermittlungsverfahrens	Aufnahme von besonders gefährlichen Stoffen i.S.v. OSPAR mit dem Ziel, Werte nahe Null zu erreichen, Verbesserung der Grundwasserregelungen, Konkretisierung der Verpflichtung, kostendeckende Wasserpreise einzuführen, Verkürzung der Fristen	Dok.nr. PE-CONS 3639/00 vom 30.06.00, ENV 221, CODEC 513, 1997/0067(COD), C5-0347/00

23.05.2000	Einleitung des Vermittlungsverfahrens	Suche nach Kompromissen zwischen Rat und EP	ohne Dokument
27.03.2000	Entscheidung des Rates (Ausschuss der ständigen Vertreter)	Ablehnung der Änderungsanträge des Parlaments	kein Dokument bekannt
16.02.2000	Beschluss des Parlaments in zweiter Lesung	Verschärfungen der Richtlinie in den Bereichen: gefährliche Stoffe Grundwasser, Ausnahmen, Fristen	EP, In der Sitzung vom 16. Februar 2000 angenommene Texte, A5-0027/2000, S. 25 ff.
09.02.2000	Vorschlag der Kommission für eine Liste prioritärer Stoffe	Liste von 32 prioritären Stoffen nach Art. 16 des RL-Entwurfs (Gemeinsamer Standpunkt)	KOM(2000) 47 endg. COD 2000/0035
22.10.1999	Gemeinsamer Standpunkt des Rates	bis auf marginale Änderungen identisch mit dem Entwurf vom 11.03.1999	Gemeinsamer Standpunkt (EG) Nr. 41/1999, ABl. EG Nr. C 343, S. 1 ff.
11.03.1999	Entwurf für einen Gemeinsamen Standpunkt des Rates	Kompromiß, der Mitgliedstaaten, der dem Europäischen Parlament lediglich in drei Fragen entgegenkommt	Ratsdok. 6404/99 - ENV 68PRO-COOP 46 vom 02.03.1999
11.02.1999;	Beschluss des Parlaments in 1. Lesung	Verschärfung der Richtlinie in den Bereichen: gefährliche Stoffe, Grundwasser, Ausnahmen, Fristen	(keine offizielle Bezeichnung bekannt)
16.06.1998	„Political Agreement“ des Rates	Kompromiß der Mitgliedstaaten, Weiterentwicklung des Kommissionsvorschlags	Ratsdok. 9710/98 -ENV 300PRO-COOP 104 vom 26.06.1998
17.02.1998	2. Änderung des Kommissionsvorschlags	Typparameter für die Einstufung in die jeweiligen Zustandskategorien, Ermittlung von Bezugsbedingungen, Überwachungskriterien	ABl. Nr. C 108 vom 07.04.1998, S. 94 ff
26.11.1997	1. Änderung des Kommissionsvorschlags	Konkretisierung des sog. kombinierten Ansatzes, Bekämpfung prioritärer Stoffe	ABl. Nr. C 16 vom 20.01.1998, S. 14 ff

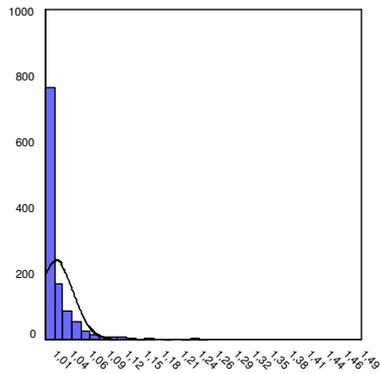
26.02.1997 (engl.)/ 15.04.1997 (dt.)	Vorschlag der Kommission für eine Richtlinie des Rates zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik	Festlegung abstrakter Gewässerschutzziele, Bewirtschaftung nach Flusseinzugsgebieten, Maßnahmenprogramme, Öffentlichkeitsbeteiligung, Ablösung der qualitätsbezogenen geltenden EG-Richtlinien	KOM (97) 49 endg.; ABl. Nr. C 184 vom 17.06.1997, S. 20 ff
21.02.1996	Mitteilung der Kommission der Europäischen Gemeinschaften an den Rat und das Europäische Parlament über die Wasserpolitik der Europäischen Union	Darlegung der (zukünftigen) Grundsätze der Wasserpolitik, Vorstellung der Grundzüge einer zukünftigen Rahmenrichtlinie über die Wasserressourcen	KOM (96) 59 endg.; Ratsdok. 5939/96
15.06.1994	Vorschlag der Kommission für eine Richtlinie des Rates über die ökologische Qualität von Gewässern, Ablösung der qualitätsbezogenen geltenden EG-Richtlinien	Qualitätsziele für Gewässer	KOM (93) 680 endg.94/0152 (SYN)

B Statistik der Laufkrümmungsberechnungen

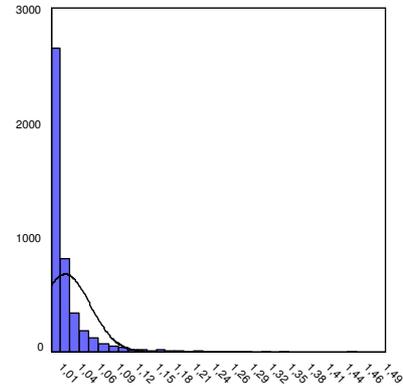




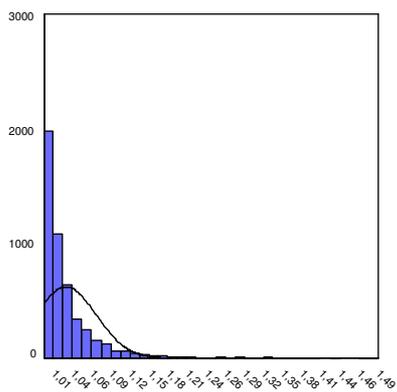
mäandrierend (sin03)



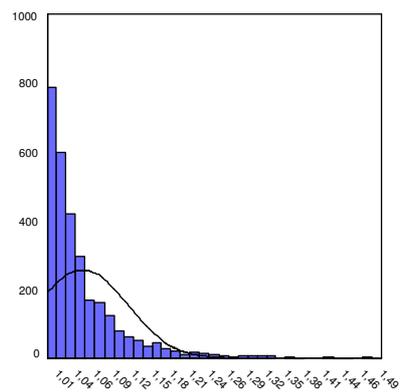
geradlinig (sin05)



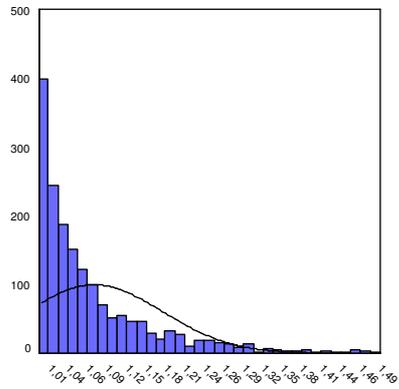
gestreckt (sin05)



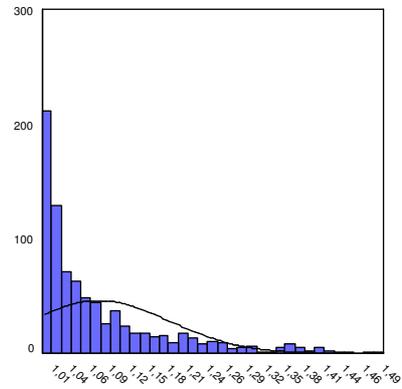
schwach geschwungen (sin05)



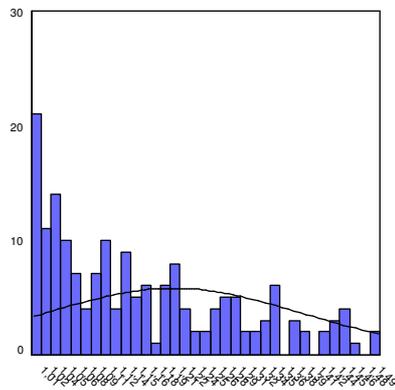
mäßig geschwungen (sin05)



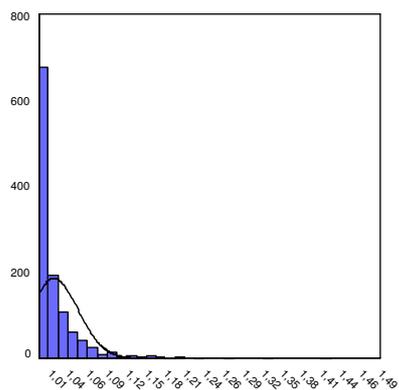
stark geschwungen (sin05)



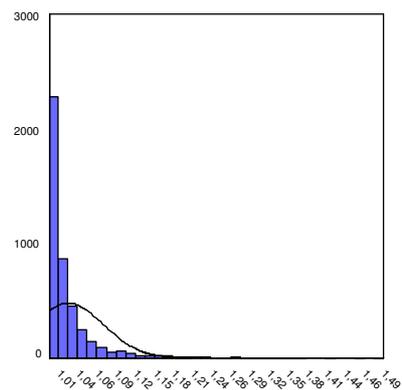
geschlängelt (sin05)



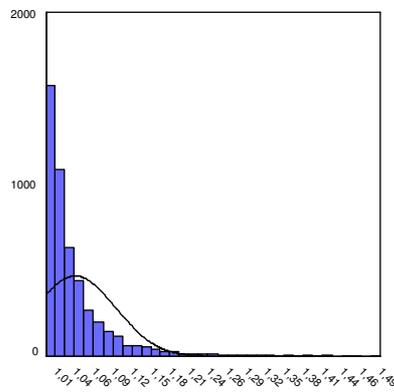
mäandrierend (sin05)



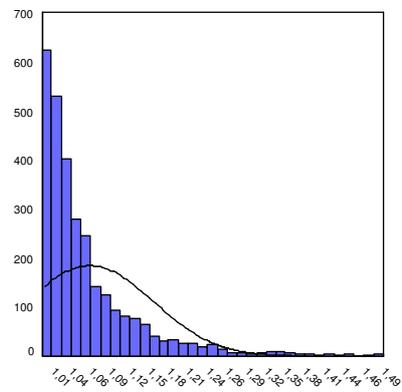
geradlinig (sin10)



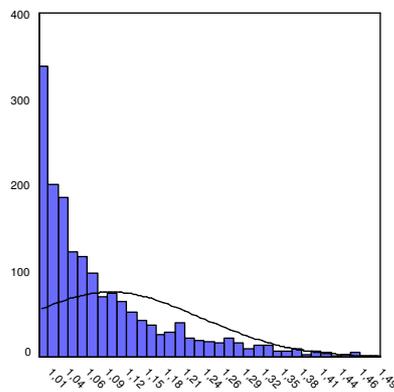
gestreckt (sin10)



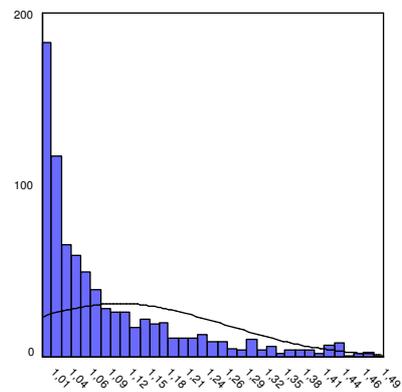
schwach geschwungen (sin10)



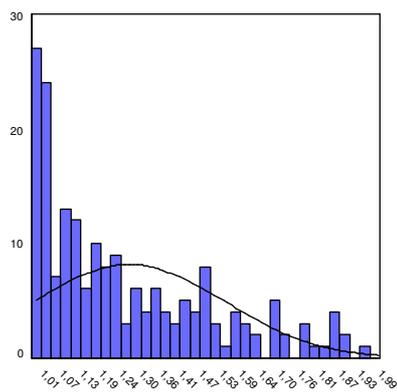
mäßig geschwungen (sin10)



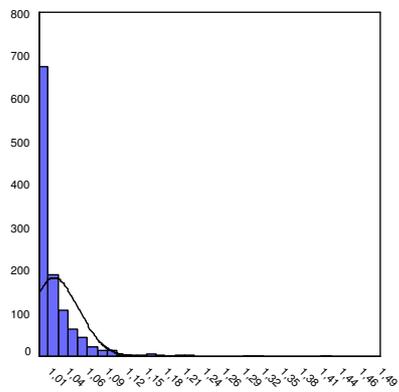
stark geschwungen (sin10)



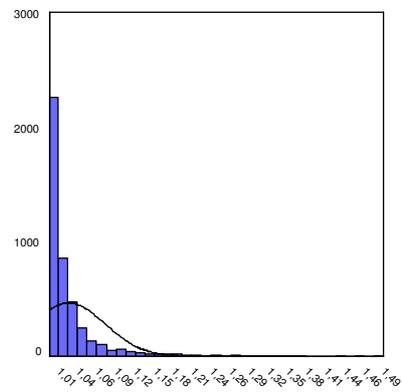
geschlängelt (sin10)



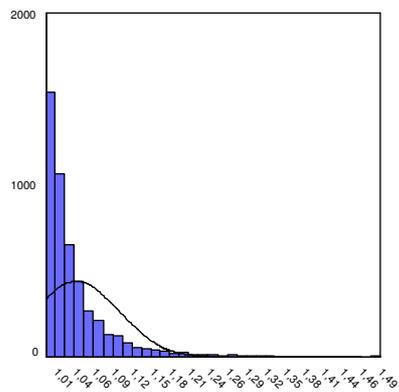
mäandrierend (sin10)



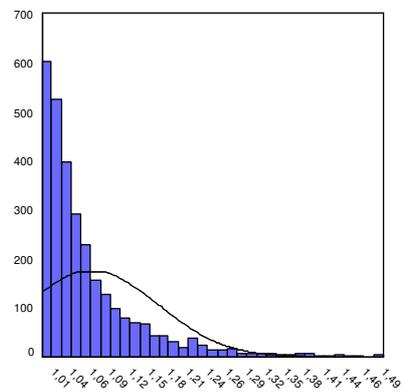
geradlinig (sin20)



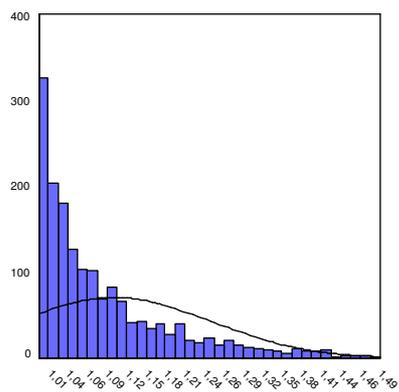
gestreckt (sin20)



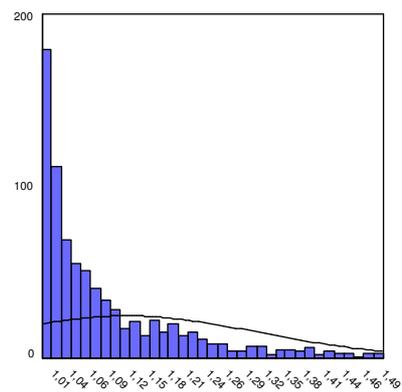
schwach geschwungen (sin20)



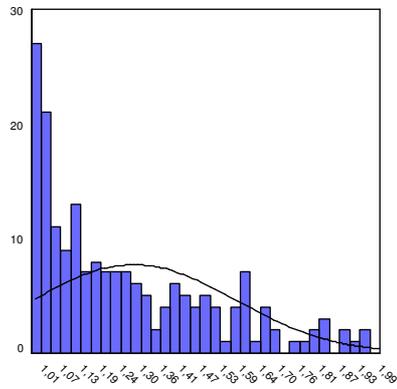
mäßig geschwungen (sin20)



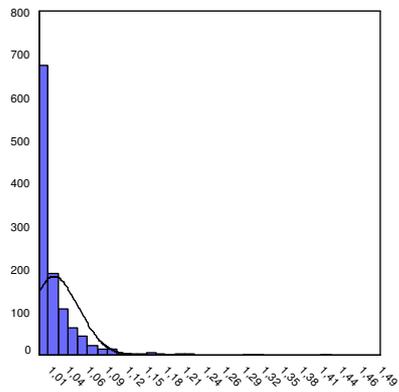
stark geschwungen (sin20)



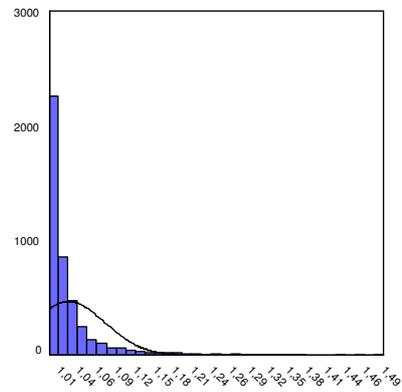
geschlängelt (sin20)



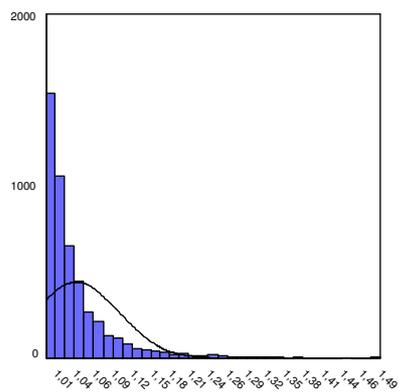
mäandrierend (sin20)



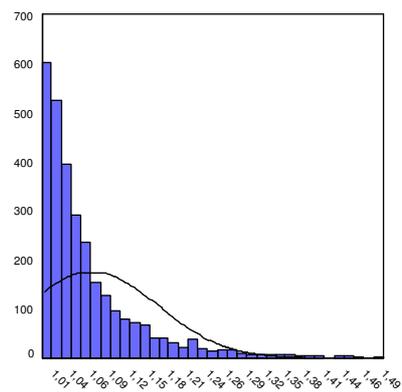
geradlinig (sin50)



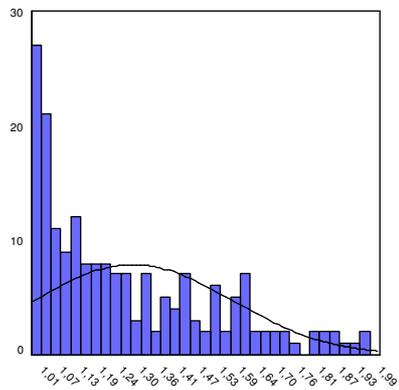
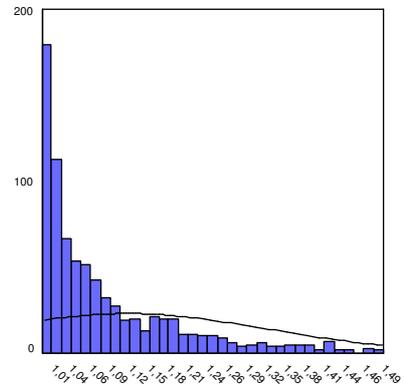
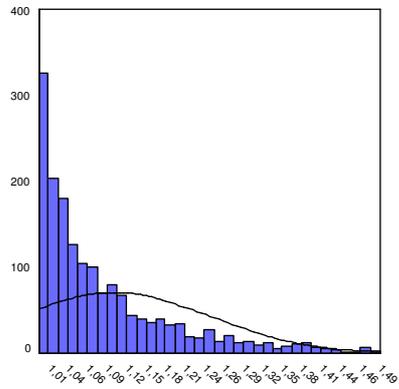
gestreckt (sin50)



schwach geschwungen (sin50)



mäßig geschwungen (sin50)



C Bewertung der ATKIS Objektarten

Die ATKIS-Objektarten werden in (AdV 1998) definiert und detailliert erläutert.

```
#
# Bewertungen der unterschiedlichen ATKIS-Landnutzungen
#
# ATKIS Objektarten und ihre Einstufung bezogen auf die HMW-Relevanz
#
# 2000: Siedlung
2111=1    # Wohnbaufläche
2112=1    # Industrie- und Gewerbefläche
2113=1    # Fläche gemischter Nutzung
2114=1    # Fläche besonderer funktionaler Prägung
2121=1    # Bergbaubetrieb
2126=1    # Kraftwerk
2127=1    # Umspannstation
2129=1    # Kläranlage, Klärwerk
2133=1    # Heizwerk
2134=1    # Wasserwerk
2201=1    # Sportanlage
2202=1    # Freizeitanlage
2213=1    # Friedhof
2222=1    # Sportplatz
2223=1    # Schießstand
2224=1    # Schwimmbad
2227=0.25 # Grünanlage
2228=0.25 # Campingplatz
2301=1    # Tagebau,Grube, Steinbruch

# 3000: Verkehr
3103=1    # Platz
3501=1    # Bahnhofsanlage
3514=1    # Brücke, Überführung, Unterführung

# 4000: Vegetation
4101=0.5  # Ackerland
4102=0.25 # Grünland
4103=0.25 # Gartenland
4104=0    # Heide
```

4106=0 # Sumpf, Ried
4107=0 # Wald, Forst
4108=0 # Gehölz
4111=0 # Nasser Boden
4120=0 # Vegetationslose Fläche
4199=0 # Fläche z. Z. unbestimmbar
5000: Gewässer
5102=0 # Kanal
5103=0 # Graben, Kanal (Wasserwirtschaft)
5112=1 # Binnensee, Stausee, Teich
5201=0 # Sandbank
5302=0 # Wasserfall

D Zuordnung der Sinuosität zu Gewässertypen

#Default Typ
0=1.01
#Fließgewässer der Alpen
1=1.01
#Fließgewässer des Alpenvorlandes
2=1.01
#Fließgewässer der Jungmoräne des Alpenvorlandes
3=1.01
#Große Flüsse des Alpenvorlandes
4=1.05
#Grobmaterialreiche, silikatische Mittelgebirgsbäche
5=1.05
#Feinmaterialreiche, silikatische Mittelgebirgsbäche
51=1.05
#Feinmaterialreiche, karbonatische Mittelgebirgsbäche
6=1.25
#Grobmaterialreiche, karbonatische Mittelgebirgsbäche
7=1.05
#Silikatische, fein- bis grobmaterialreiche Mittelgebirgsflüsse
9=1.05
#Karbonatische, fein- bis grobmaterialreiche Mittelgebirgsflüsse
91=1.05
#Große Flüsse des Mittelgebirges
92=1.05
#Kiesgeprägte Ströme
10=1.05
#Organisch geprägte Bäche
11=1.05
#Organisch geprägte Flüsse
12=1.05
#Sandgeprägte Tieflandbäche
14=1.25
#Sand- und lehmgeprägte Tieflandflüsse
15=1.25
#Kiesgeprägte Tieflandbäche
16=1.25

#Kiesgeprägte Tieflandflüsse

17=1.50

#Löss-lehmgeprägte Tieflandbäche

18=1.05

#Kleine Niederungsfließgewässer in Fluss- und Stromtälern

19=1.25

#Sandgeprägte Ströme

20=1.5

#Seeausflussgeprägte Fließgewässer

21=1.5

#Marschengewässer

22=1.05

#Rückstau- bzw. brackwasserbeeinflusste

23=1.05

E Festlegung und Einstufung der Referenzstellen

In der Tabelle auf den nächsten Seiten sind die Ergebnisse der Festlegung und Einstufung der Referenzstellen aufgelistet. Sie zeigt das Ergebnis der visuellen Auswertung Topographischer Karten zur Festlegung der Referenzstellen.

In beiden dieser Tabelle sind die Feldnamen folgendermaßen abgekürzt:

- RW: Rechtswert in der Projektion Gauss-Krüger 3
- HW: Hochwert in der Projektion Gauss-Krüger 3
- N: Nutzung im Gewässerumfeld
- R: Verrohrung
- T: Eintiefung
- G: Begradigung
- Q: Querbauwerk
- D: Das Gewässer ist eingedeicht
- U: Uferverbau
- H: Hydraulischer Stress durch eine Einleitung
- S: Sohlenverbau

Die Landnutzungsarten werden hier unterschieden in urbane Nutzung (U), Landwirtschaft (L) und Forstwirtschaft (F). Die Werte in anderen den Feldern sind binär kodiert (0 = Merkmal nicht vorhanden, 1 = Merkmal vorhanden)

In dem Feld *HMW-Grund* sind die Feldkodierungen der Felder enthalten, die für eine Identifizierung als erheblich verändert ausschlaggebend sind. Ist dieses Feld leer, wird das Gewässer an der betroffenen Referenzstelle als natürlich eingestuft.

Ergebnis der visuellen Auswertungen von Topographischen Karten zur Festlegung der Referenzstellen

id	GewName	Ort	RW	HW	N	R	T	G	Q	D	U	H	S	HMW-Grund
1	Zwickauer Mulde	Aue	4549746	5606160	U	0	1	1	0	0	1	0	0	NUG
2	Zwickauer Mulde	Zwickau südost	4535630	5618754	U	0	1	1	0	0	0	0	0	
3	Zwickauer Mulde	Zwickau nordost	4534135	5624591	U	0	1	0	0	1	0	0	0	
4	Zwickauer Mulde	Glauchau	4536466	5631180	L	0	1	1	1	1	0	1	0	Q
5	Chemnitz	Chemnitz	4564878	5632885	U	0	0	1	0	0	1	0	0	NUG
6	Chemnitz	Chemnitz	4565307	5636079	U	0	1	1	1	0	0	1	0	Q
7	Zwickauer Mulde	Silberstraße	4538860	5614335	U	0	0	1	1	0	0	0	0	Q
8	Zwickauer Mulde	oh. TS Eibenstock	4539491	5596596	F	0	1	1	0	0	0	0	0	
9	Zwickauer Mulde	unterhalb Schlema	4547881	5611271	F	0	0	0	1	0	0	1	0	Q
10	Zwickauer Mulde	Rochlitz	4557013	5657308	U	0	1	0	0	0	0	0	0	
11	Vereinigte Mulde	Bad Dübén	4538631	5718883	L	0	1	1	0	0	0	0	0	
12	Vereinigte Mulde	Eilenburg	4545161	5702626	U	0	1	1	0	0	0	0	0	
13	Schlema	Schneeberg	4546101	5606552	U	0	0	1	0	0	1	0	0	NUG
14	Zwickauer Mulde	Neidhardtsthal	4543094	5598973	F	0	0	0	0	0	0	1	0	
15	Schwarzwasser	Aue	4550182	5605999	U	0	1	1	1	0	1	0	0	NUGQ
16	Zwickauer Mulde	Aue	4549741	5605977	U	0	1	1	0	0	1	0	0	NUG
17	Zulauf Schwarzwasser	Schwarzenberg	4555691	5602183	U	0	1	1	0	0	1	0	0	NUG
18	Mittweida	Raschau	4558811	5599832	U	0	1	1	0	0	1	1	0	NUG
19	Sehma	Annaberg-Buchholz	4570831	5603895	U	0	1	1	0	0	1	0	0	NUG
20	Zschopau	Wolkenstein	4575101	5613801	U	0	1	1	1	0	0	0	0	Q
21	Chemnitz	Chemnitz	4564633	5633966	U	0	1	1	0	0	1	0	0	NUG
22	Niederwiesa	Flöha	4574088	5637118	L	0	1	1	0	0	1	0	0	NUG
23	Freiberger Mulde	Halsbrücke	4594628	5647824	U	0	1	1	0	0	1	0	0	NUG
24	Freiberger Mulde	Halsbrücke	4593676	5647876	L	0	0	0	1	0	1	0	0	Q
25	Freiberger Mulde	Halsbrücke	4578771	5666075	U	0	1	1	1	0	1	0	0	NUGQ
26	Zschopau	Masten	4573745	5666301	L	0	1	0	0	0	0	1	0	
27	Freiberger Mulde	Döbeln	4578314	5665576	U	0	1	1	0	0	0	0	0	
28	Freiberger Mulde	Nossen	4591511	5659231	U	0	1	1	0	0	1	0	0	NUG
29	Zwickauer Mulde	Colditz	4556336	5666517	U	0	1	1	0	0	1	0	0	NUG
30	Zwickauer Mulde	Sermuth	4555285	5668978	L	0	1	1	0	1	0	0	0	
31	Vereinigte Mulde	Sermuth	4555988	5670371	L	0	1	1	0	1	0	0	0	
32	Freiberger Mulde	Sermuth	4556474	5669140	L	0	1	1	0	0	0	0	0	
33	Leitenbach	Sermuth	4555192	5669690	U	0	1	1	0	0	1	0	0	NUG

Ergebnis der visuellen Auswertungen von Topographischen Karten zur Festlegung der Referenzstellen (Fortsetzung)

id	GewName	Ort	RW	HW	N	R	T	G	Q	D	U	H	S	HMW-Grund
34	Vereinigte Mulde	Grimma	4551335	5678419	U	0	1	1	0	0	1	0	0	NUG
35	Seidenbach	Rauenstein	4586053	5622207	F	0	1	0	0	0	0	0	0	
36	Zwickauer Mulde	Penig	4549380	5644282	U	0	0	1	0	0	0	0	0	
37	Zwickauer Mulde	Penig	4550232	5644356	U	0	0	1	0	0	0	0	0	
38	Zwickauer Mulde	Thierbach	4548474	5643015	U	0	0	1	0	0	0	0	0	
39	Zwickauer Mulde	Wolkenburg	4547194	5640926	U	0	0	1	1	0	0	0	0	Q
40	Zwickauer Mulde	Niederwinkel	4545164	5640092	L	0	1	1	0	1	0	0	0	
41	Zwickauer Mulde	Waldenburg	4542044	5637274	L	0	1	0	0	0	0	0	0	
42	Braunsdorfer Bach	uh. Braunsdorf	4547675	5638381	F	0	1	1	0	0	0	0	0	
43	Braunsdorfer Bach	Braunsdorf	4549485	5637608	U	0	1	1	0	0	0	0	0	
44	Freiberger Mulde	Leisnig	4564680	5670560	U	0	0	1	0	0	0	0	0	
45	Freiberger Mulde	Westewitz	4571485	5667422	L	0	1	1	0	1	0	0	0	
46	Schickelsbach	Naundorf	4568312	5672881	L	0	0	1	0	0	0	0	0	
47	Vereinigte Mulde	Canitz	4547192	5697273	L	0	1	1	0	1	0	0	0	
48	Weißbach	Großbothen	4553056	5673768	L	0	1	1	0	0	0	0	0	
49	Zschopau	Kriebetal	4571305	5657399	U	0	0	1	1	0	1	0	0	NUGQ
50	Zschopau	uh. TS Kriebstein	4571399	5656372	F	0	0	0	0	0	0	1	0	
51	Vereinigte Mulde	Wurzen	4550572	5691968	L/U	0	1	1	1	1	0	0	0	Q
52	Rödlitzbach	Lichtenstein	4544691	5624977	U	0	1	1	0	0	1	0	0	NUG
53	Lungwitzbach	Oberlungwitz	4551004	5628049	U	0	1	1	0	0	1	0	0	NUG
54	Mülsenbach	Mülsen St. Micheln	4540379	5624007	U	0	1	1	0	0	1	0	0	NUG
55	Zwickauer Mulde	Glauchau	4537521	5631532	U	0	0	1	1	0	0	0	0	Q
56	Hegebach	Oelsnitz	4550384	5622376	U	1	1	0	0	0	0	0	0	
57	Wiederbach	Wiederau	4558955	5649021	U	0	1	1	0	0	1	0	0	NUG
58	Chemnitz	Stein	4556631	5647930	F	0	0	0	1	0	0	0	0	Q
59	Kleine Striegis	Hainichen	4579073	5649140	U	0	1	1	0	0	1	0	0	NUG
60	Münzbach	Freiberg	4594561	5644286	U	1	0	1	0	0	0	0	0	
61	Münzbach	Freiberg	4595463	5642097	U	1	0	1	0	0	0	0	0	
62	Münzbach	Berthelsdorf	4595543	5637697	L	0	1	1	0	0	0	0	0	
63	Lossa	Thallwitz	4547485	5700125	U	0	0	1	0	0	0	0	0	
64	Lober	Delitzsch	4522794	5710558	U	0	1	1	0	0	0	0	0	
65	Leine	Reibitz	4531891	5713233	L	0	1	1	0	0	0	0	0	
66	Leine	Scholitz	4533319	5712624	L	0	1	1	0	0	0	0	0	
67	Leine	Lindenhain	4534777	5709661	L	0	1	1	0	0	0	0	0	

Ergebnis der visuellen Auswertungen von Topographischen Karten zur Festlegung der Referenzstellen (Fortsetzung)

id	GewName	Ort	RW	HW	N	R	T	G	Q	D	U	H	S	HMW-Grund
68	Leine	Schönwölkau	4534636	5707356	L	0	1	1	0	0	0	0	0	
69	Leine	Niederrossig	4532749	5705511	L	0	0	1	0	0	0	0	0	
70	Leine	Hohenleina	4531569	5702880	U	0	1	1	0	0	1	0	0	NUG
71	Lober	Wolteriz	4523963	5702501	L	0	1	1	0	0	0	0	0	
72	Lober	Brodau	4523930	5705958	L	0	1	1	0	0	0	0	0	
73	Gablenzbach	Stollberg	4555206	5619334	U	0	1	1	0	0	1	0	0	NUG
74	Chemnitz	Chemnitz	4563760	5630291	U	0	1	1	1	0	1	0	0	NUGQ
75	Kappelbach	Chemnitz	4563963	5632758	U	0	1	1	0	0	1	0	0	NUG
76	Chemnitz	Chemnitz	4564339	5632002	U	0	1	1	0	0	1	0	0	NUG
77	Leukersdorfer Bach	Leukersdorf	4557487	5626527	U	0	1	1	0	0	0	0	0	
78	Schwarzbach	Schwarzbach	4554253	5661629	U	0	1	1	0	0	0	0	0	
79	Leine	Poßdorf	4529508	5714280	L	0	1	0	0	0	0	0	0	
80	Schwarzbach	Doberschütz	4550042	5707947	L	0	1	1	0	0	0	0	0	
81	Schwarzbach	Battaune	4550706	5711443	L	0	1	1	0	0	0	0	0	
82	Schwarzbach	Wöllnau	4549692	5713287	L	0	0	1	0	0	0	0	0	
83	Mühlbach	Winkelmühl	4550564	5713801	L	0	1	1	0	0	0	0	0	
84	Authausener Bach	Bad Düben	4544255	5717371	L	0	0	1	0	0	0	0	0	
85	Schwarzbach	Bad Düben	4540643	5717294	U	0	1	1	0	0	1	0	0	NUG
86	Zwönitz	Burkhardtsdorf	4566003	5622545	U	0	1	1	0	0	1	0	0	NUG
87	Zwönitz	Burkhardtsdorf	4564068	5621572	U	0	1	1	1	0	1	0	0	NUGQ
88	Zwönitz	Thalheim	4560125	5618878	U	0	1	1	0	0	1	0	0	NUG
89	Zwönitz	Dorfchemnitz	4559193	5614370	U	0	1	1	0	0	1	0	0	NUG
90	Zwönitz	Zwönitz	4557748	5611466	U	0	1	1	0	0	0	0	0	
91	Zschopau	Crottendorf	4566507	5597087	U	0	0	1	1	0	0	0	0	Q
92	Zschopau	Bullenhof	4566993	5599560	L	0	0	0	1	0	0	0	0	Q
93	Zschopau	Schletau	4567691	5603187	U	0	1	1	1	0	0	0	0	Q
94	Zschopau	Tannenberg	4567281	5608112	U	0	1	1	1	0	1	0	0	NUGQ
95	Große Mittweida	Markersbach	4562293	5599445	F	0	0	0	0	0	0	1	0	
96	Plotzbach	Wilkau-Hasslau	4536718	5614654	L	0	0	1	0	0	0	0	0	
97	Plotzbach	Rottmannsdorf	4534550	5614587	L	0	0	1	0	0	0	0	0	
98	Zwickauer Mulde	Wilkau-Hasslau	4535312	5616821	U	0	1	1	0	0	0	0	0	
99	Zwickauer Mulde	Wilkau-Hasslau	4535716	5616071	U	0	0	1	1	0	0	0	0	Q
100	Zwickauer Mulde	Wilkau-Hasslau	4536939	5615567	U	0	1	1	0	0	0	0	0	
101	Rödelbach	Wilkau-Hasslau	4537208	5614622	U	0	0	1	0	0	0	0	0	

Ergebnis der visuellen Auswertungen von Topographischen Karten zur Festlegung der Referenzstellen (Fortsetzung)

id	GewName	Ort	RW	HW	N	R	T	G	Q	D	U	H	S	HMW-Grund
102	Rödelbach	Culitzsch	4537111	5613705	F	0	0	1	0	0	0	0	0	
103	Rödelbach	Cunersdorf	4536666	5612145	U	0	0	1	0	0	0	0	0	
104	Crinitzer Wasser	Cunersdorf	4536527	5612375	U	0	0	1	0	0	0	0	0	
105	Rödelbach	Cunersdorf	4536920	5611228	L	0	0	1	0	0	0	0	0	
106	Rödelbach	Kircheib	4537797	5609750	U	0	1	1	0	0	1	0	0	NUG
107	Rödelbach	Saupersdorf	4538381	5608553	U	0	1	1	0	0	1	0	0	NUG
108	Rödelbach	Crinitzberg	4538195	5604112	U	0	1	1	0	0	1	0	0	NUG
109	Crinitzer Wasser	Obercrinitz	4534550	5602340	F	0	0	1	0	0	0	0	0	
110	Freiberger Mulde	Mulda	4600239	5631146	U	0	0	1	1	0	0	0	0	Q
111	Freiberger Mulde	Clausnitz	4607080	5624466	F	0	0	1	1	0	0	0	0	Q
112	Chemnitzbach	Dorfchemnitz	4601854	5626684	U	0	1	1	0	0	0	0	0	
113	Chemnitzbach	Friedebach	4602630	5621965	U	0	0	1	0	0	0	0	0	
114	Flöha	Neuhaus	4602589	5615817	U	0	0	1	1	0	0	0	0	Q
115	Flöha	Obernau	4594900	5614654	U	0	1	1	0	0	0	0	0	
116	Rungstockbach	Obernau	4593956	5614255	U	0	1	0	0	0	0	0	0	
117	Flöha	Borstendorf	4581999	5627656	U	0	0	1	1	0	0	0	0	Q
118	Altmittweidaer Bach	Altmittweida	4567480	5648420	U	0	0	1	0	0	0	0	0	
119	Ottendorfer Bach	Ottendorf	4568764	5644928	U	0	0	1	0	0	0	0	0	
120	Vereinigte Mulde	Schmorditz	4554753	5680580	L	0	1	1	0	0	0	0	0	
121	Vereinigte Mulde	Grimma	4552432	5680170	L	0	0	1	1	0	0	0	0	Q
122	Lossa	Hohburg	4556926	5697089	L	0	0	1	0	0	0	0	0	
123	Zwickauer Mulde	Zwickau	4535270	5621560	U	0	1	1	0	1	0	0	0	
124	Moritzbach	Zwickau	4535095	5622028	U	1	0	1	0	0	0	0	0	
125	Moritzbach	Zwickau	4534914	5621206	U	1	0	1	0	0	0	0	0	
126	Moritzbach	Zwickau	4534594	5620649	U	1	0	1	0	0	0	0	0	
127	Mülsenbach	Thurm	4538795	5625816	U	0	1	1	0	0	1	0	0	NUG
128	Thümmnitzbach	uh. TS Kössern	4555793	5672998	L	0	0	1	0	0	0	1	0	
129	Vereinigte Mulde	Großbothen	4553874	5674183	L	0	1	1	0	0	0	0	0	
130	Vereinigte Mulde	Grimma	4551241	5676951	L	0	1	1	1	0	0	0	0	Q
131	Auenbach	Geringswald	4563578	5660359	U	0	0	1	1	0	0	0	0	Q
132	Auenbach	Geringswald	4565054	5660190	L	0	0	1	0	0	0	0	0	
133	Launzige	Neichen	4554198	5685066	L	0	0	1	0	0	0	0	0	
134	Mutzschener Wasser	Gornewitz	4555789	5683406	L	0	1	1	0	0	0	0	0	

Ergebnis der visuellen Auswertungen von Topographischen Karten zur Festlegung der Referenzstellen (Fortsetzung)

id	GewName	Ort	RW	HW	N	R	T	G	Q	D	U	H	S	HMW-Grund	
135	Kranichbach	Pauschwitz	4552430	5683229	L	0	0	1	1	0	0	0	0	Q	
136	Frohnbach	Limbach-Oberfrohna	4552346	5638038	L	0	0	1	0	0	0	0	0	NUG	
137	Frohnbach	Limbach-Oberfrohna	4552265	5636584	U	1	0	1	0	0	1	0	0		
138	Pleißebach	Pleißä	4554388	5634045	U	1	0	1	0	0	0	0	0		
149	Seebach	Puchau	4545606	5696597	L	0	0	1	0	1	0	0	0		
140	Saubach	Nepperwitz	4546703	5694538	L	0	0	1	0	0	0	0	0		
141	Saubach	Deuban	4547782	5692732	L	0	1	1	0	0	0	0	0		
142	Saubach	Schmölen	4549918	5690880	F	0	0	1	0	0	0	0	0		
143	Vereinigte Mulde	Nitzscha	4552673	5686324	L	0	0	0	0	1	0	0	0		
144	Röllingshainer Bach	Markersdorf	4560228	5643844	U	1	0	1	0	0	0	0	0		
145	Kührenscher Bach	Burkhardshain	4556119	5689351	L	0	1	1	0	0	0	0	0		
146	Gablenzbach	Chemnitz	4567429	5633280	U	1	1	1	0	0	0	0	0		
147	Zwickauer Mulde	uh. TS Eibenstock	4542768	5599526	F	0	0	0	1	0	0	1	0	Q	
148	Zwickauer Mulde	Wiesenburg	4540420	5613056	L	0	1	0	1	1	0	1	0	Q	
149	Schlema	Schneeberg	4546760	5607608	U	0	1	1	0	0	1	0	0	NUG	
150	Löbnitz	Zschernegraben	4532234	5716697	L	0	1	1	0	0	0	0	0	NUG	
151	n. Bad Düben	Schleifbach	4541183	5719170	L	0	1	1	0	0	0	0	0		
152	Frankenberg	Lützelbach	4575262	5643448	L	0	1	1	0	0	0	0	0		
153	Mühlbach	Frankenberg	4572593	5642425	U	0	1	1	0	0	0	0	0		
154	Zschopau	Frankenberg	4572094	5642089	U	0	0	1	1	1	0	0	0		Q
155	Langenhennersdorfer Bach	Bräunsdorf	4587119	5647594	U	0	1	1	0	0	1	0	0		NUG
156	Flöha	Rauschenbach	4605904	5618570	L	0	0	0	1	0	0	0	0		Q
157	Frankenauer Bach	Frankenau	4565986	5649672	L	0	0	1	0	0	0	0	0		NUG
158	Lungwitzbach	St. Egidien	4543574	5627929	U	0	0	1	0	0	1	0	0		
159	Lungwitzbach	Niederlungwitz	4541512	5629820	L	0	0	1	0	0	0	0	0		
160	Lungwitzbach	Niederlungwitz	4540357	5631591	U	0	0	1	0	0	0	0	0		
161	Mühlbach	Sachsendorf	4561888	5687765	L	0	0	0	0	0	0	1	0		
162	Zschopau	Zschopau	4576714	5623875	U	0	1	1	0	0	0	0	0		
163	Zwickauer Mulde	Wechselburg	4554459	5651601	L	0	0	1	0	0	0	0	0		
164	Freiberger Mulde	Rosswein	4583093	5659242	U	0	1	0	0	0	1	0	0		
165	Wedelwitzer Graben	Eilenburg	4542388	5701177	1	0	0	1	0	0	0	0	0		
166	Eilenburger Mühlgraben	Eilenburg	4543906	5702141	U	0	1	0	0	1	0	0	0		
167	Eilenburger Mühlgraben	Eilenburg	4543572	5703281	U	0	1	0	0	1	0	0	0		

Ergebnis der visuellen Auswertungen von Topographischen Karten zur Festlegung der Referenzstellen (Fortsetzung)

id	GewName	Ort	RW	HW	N	R	T	G	Q	D	U	H	S	HMW-Grund
168	Schadebach	nordöstl. Lindenhayn	4536560	5710851	L	0	0	0	1	0	0	0	0	Q
169	Lautenbach	TS Neunzehnhain II	4581586	5620528	F	0	0	0	1	0	0	1	0	Q
170	Lautenbach	TS Neunzehnhain II	4581143	5618967	F	0	0	0	1	0	0	0	0	Q
171	Lautenbach	TS Neunzehnhain I	4582278	5622640	F	0	0	0	1	0	0	1	0	Q
172	Lautenbach	TS Neunzehnhain I	4581922	5622312	F	0	0	0	1	0	0	0	0	Q
173	Zwickauer Mulde	uh. TS Muldenberg	4528784	5586412	L	0	0	0	1	0	0	1	0	Q
174	Gimmlitz	uh. TS Lichtenberg	4602505	5631833	F	0	1	0	0	0	0	1	0	
175	Gimmlitz	Lichtenberg	4600956	5633503	U	0	1	1	0	0	1	0	0	NUG
176	Bobritzsch	Niederbobritzsch	4601012	5641351	U	0	0	1	0	0	1	0	0	NUG
177	Freiberger Mulde	Weißborn	4597923	5637607	F	0	0	0	1	0	0	0	0	Q
178	Freiberger Mulde	Weißborn	4598112	5637833	F	0	1	1	1	0	0	0	0	Q
179	Flöha	Nennigmühle	4588662	5617826	L	0	0	0	1	1	0	0	0	Q
180	Schwarze Pockau	Pockau	4587077	5619218	U	0	0	1	0	0	1	0	0	NUG
181	Flöha	Blumenau QBW	4591059	5616557	L	0	0	0	0	1	0	0	0	
182	Flöha	Blumenau	4591820	5615987	L	0	0	0	0	1	0	0	0	
183	Bielabach	Blumenau	4592012	5616073	L	0	1	1	0	0	0	0	0	
184	Mulde	Muldenstein	4524663	5724482		0	0	1	1	1	0	1	0	Q
185	Mulde	Muldenstein	4529229	5720550		0	0	1	0	1	0	0	0	
186	Kappelbach	Schönau	4561121	5632021	U	0	0	1	0	0	0	0	0	
187	Große Löbnitz	Eppendorf	4587318	5629369	L	0	1	1	0	0	0	0	0	
188	Freiberger Mulde	Röda	4560492	5670020	L	0	1	0	0	1	0	0	0	
189	Zwickauer Mulde	Schlema	4549285	5608349	U/L	0	0	0	1	0	0	1	0	Q
190	Schlema	Schlema	4548203	5608641	U	0	1	1	0	0	1	0	0	NUG
191	Hetzbach	Oederan	4582408	5636611	U	1	0	1	0	0	0	0	0	
192	Hetzbach	Oederan	4582764	5636896	U	1	0	1	0	0	0	0	0	
193	Flöha	Falkenau	4577752	5635641	L	0	1	0	0	1	0	0	0	
194	Flöha	Flöha	4576663	5636571	L	0	1	1	1	1	0	0	0	Q
195	Zschopau	Plaue	4576015	5634738	U	0	0	0	1	0	0	1	0	Q
196	Zschopau	Plaue	4575734	5634169	L	0	0	0	0	1	1	0	0	
197	Zschopau	Niederwiesa	4572740	5638194	L	0	0	0	1	0	0	1	0	Q
198	Zschopau	Braunsdorf	4571042	5638627	L	0	0	0	0	1	0	0	0	
199	Chemnitz	Chemnitz	4564652	5633134	U	1	0	1	0	0	1	0	0	NUG
200	Hegebach	Oelsnitz	4548337	5619843	U	1	0	0	0	0	0	0	0	

F Überprüfung der Referenzstellen im Gelände und Vergleich mit den Bewertungsergebnissen

Die Tabelle auf den folgenden Seiten zeigt die Überprüfung der Referenzstellen im Gelände und die Resultate des Vergleichs mit den Bewertungsergebnissen. Sie stellt dabei die Situation im Gelände dar und vergleicht diese mit der automatisierten Auswertung des in dieser Arbeit vorgestellten Verfahrens.

In dieser Tabelle sind die Feldnamen folgendermaßen abgekürzt:

- RW: Rechtswert in der Projektion Gauss-Krüger 3
- HW: Hochwert in der Projektion Gauss-Krüger 3
- N: Nutzung im Gewässerumfeld
- R: Verrohrung
- T: Eintiefung
- G: Begradigung
- Q: Querbauwerk
- D: Das Gewässer ist eingedeicht
- U: Uferverbau
- H: Hydraulischer Stress durch eine Einleitung
- S: Sohlenverbau
- ERG: Ergebnis der Überprüfung im Gelände
- auto: Ergebnis der automatisierten Bewertung

Die Landnutzungsarten werden hier unterschieden in urbane Nutzung (U), Ackerland (A), Grünland (G) und Forstwirtschaft (F). Die Werte in anderen den Feldern sind binär kodiert (0 = Merkmal nicht vorhanden, 1 = Merkmal vorhanden)

Im Feld *ERG* werden die Gewässer der Referenzstellen entweder als „erheblich verändert“ ($ERG = 1$) oder als „natürlich“ ($ERG = 0$) klassifiziert. In das Feld *auto* wurden die Ergebniswerte der in dieser Arbeit vorgestellten Methodik eingetragen.

Überprüfung der visuellen Auswertung und Vergleich mit den Ergebnissen des in dieser Arbeit vorgestellten Verfahrens

id	GewName	Ort	RW	HW	N	R	T	G	Q	D	U	S	ERG	auto
1	Zwickauer Mulde	Aue	4549746	5606160	U	0	1	1	0	0	1	0	1	0,00000
2	Zwickauer Mulde	Zwickau südost	4535630	5618754	G	0	1	1	0	1	0	0	0	0,16397
3	Zwickauer Mulde	Zwickau nordost	4534135	5624591	G	0	1	1	0	1	0	0	0	0,04228
4	Zwickauer Mulde	Glauchau	4536466	5631180	A	0	1	1	1	1	0	0	0	0,00000
5	Chemnitz	Chemnitz	4564878	5632885	U	0	1	1	0	0	1	0	0	0,00000
6	Chemnitz	Chemnitz	4565307	5636079	U	0	1	1	1	0	1	0	1	0,00000
7	Zwickauer Mulde	Silberstraße	4538860	5614335	G	0	1	1	1	0	0	0	1	1,00000
8	Zwickauer Mulde	oh. TS Eibenstock	4539491	5596596	G	0	0	0	0	0	0	0	0	0,00000
9	Zwickauer Mulde	unterhalb Schlema	4547881	5611271	F	0	0	0	1	0	0	0	1	1,00000
10	Zwickauer Mulde	Rochlitz	4557013	5657308	U	0	1	0	0	0	0	0	0	0,00000
11	Vereinigte Mulde	Bad Dübén	4538631	5718883	G	0	1	0	0	0	0	0	0	0,12500
12	Vereinigte Mulde	Eilenburg	4545161	5702626	G	0	1	1	0	0	0	0	0	0,25000
13	Schlema	Schneeberg	4546101	5606552	U	0	1	1	0	0	1	1	1	0,25000
14	Zwickauer Mulde	Neidhardtsthal	4543094	5598973	F	0	0	0	0	0	0	0	0	0,28392
15	Schwarzwasser	Aue	4550182	5605999	U	1	1	1	1	0	1	0	1	0,00000
16	Zwickauer Mulde	Aue	4549741	5605977	U	0	1	0	0	0	1	0	1	0,00000
17	Zulauf Schwarzwasser	Schwarzenberg	4555691	5602183	U	0	1	1	0	0	1	0	1	0,89972
18	Mittweida	Raschau	4558811	5599832	U	0	0	1	0	0	1	0	1	0,62500
19	Sehma	Annaberg-Buchholz	4570831	5603895	U	0	0	1	1	0	1	0	1	0,00000
20	Zschopau	Wolkenstein	4575101	5613801	G	1	1	0	1	0	0	0	0	0,25353
21	Chemnitz	Chemnitz	4564633	5633966	U	1	1	0	0	0	1	0	1	0,25000
22	Niederwiesa	Flöha	4574088	5637118	G	0	1	1	0	0	0	0	0	0,00000
23	Freiberger Mulde	Halsbrücke	4594628	5647824	U	0	0	1	0	0	1	0	1	0,00000
24	Freiberger Mulde	Halsbrücke	4593676	5647876	G	0	1	1	0	0	0	0	0	0,00000
25	Freiberger Mulde	Halsbrücke	4578771	5666075	U	0	1	0	0	0	1	0	0	0,00000
26	Zschopau	Masten	4573745	5666301	G	0	1	1	0	0	0	0	0	0,00000
27	Freiberger Mulde	Döbeln	4578314	5665576	U	0	0	1	0	0	1	0	0	0,01712
28	Freiberger Mulde	Nossen	4591511	5659231	U	0	0	1	0	0	0	0	0	0,00000
29	Zwickauer Mulde	Colditz	4556336	5666517	U	0	1	1	0	0	1	0	1	0,25000
30	Zwickauer Mulde	Sermuth	4555285	5668978	G	0	1	1	0	0	0	0	0	0,25000
31	Vereinigte Mulde	Sermuth	4555988	5670371	G	0	1	1	0	0	0	0	0	0,00000
32	Freiberger Mulde	Sermuth	4556474	5669140	G	0	1	1	0	0	0	0	0	0,00000
33	Leitenbach	Sermuth	4555192	5669690	U	0	1	1	0	0	1	0	1	0,73083

Überprüfung der visuellen Auswertung und Vergleich mit den Ergebnissen des in dieser Arbeit vorgestellten Verfahrens (Fortsetzung)

id	GewName	Ort	RW	HW	N	R	T	G	Q	D	U	S	ERG	auto
34	Vereinigte Mulde	Grimma	4551335	5678419	U	0	1	1	0	0	0	0	1	0,62500
35	Seidenbach	Rauenstein	4586053	5622207	F	0	0	0	0	0	0	0	0	0,00000
36	Zwickauer Mulde	Penig	4549380	5644282	U	0	1	1	0	0	0	0	0	0,00000
37	Zwickauer Mulde	Penig	4550232	5644356	G	0	1	1	0	0	0	0	0	0,00000
38	Zwickauer Mulde	Thierbach	4548474	5643015	G	0	1	1	0	0	0	0	0	0,00000
39	Zwickauer Mulde	Wolkenburg	4547194	5640926	G	0	0	0	1	0	0	0	1	0,00000
40	Zwickauer Mulde	Niederwinkel	4545164	5640092	G	0	1	1	0	0	0	0	0	0,00000
41	Zwickauer Mulde	Waldenburg	4542044	5637274	A	0	1	1	0	0	0	0	0	0,00000
42	Braunsdorfer Bach	uh. Braunsdorf	4547675	5638381	F	0	0	0	0	0	0	0	0	0,00000
43	Braunsdorfer Bach	Braunsdorf	4549485	5637608	U	0	1	1	0	0	0	0	0	0,00000
44	Freiberger Mulde	Leisnig	4564680	5670560	U	0	1	1	0	0	0	0	0	0,44334
45	Freiberger Mulde	Westewitz	4571485	5667422	A	0	1	1	0	0	0	0	0	0,00000
46	Schickelsbach	Naundorf	4568312	5672881	A	0	0	0	0	0	0	0	0	0,25000
47	Vereinigte Mulde	Canitz	4547192	5697273	G	0	1	1	0	0	0	0	0	0,25000
48	Weißbach	Großbothen	4553056	5673768	A	0	1	1	0	0	1	0	1	0,50000
49	Zschopau	Kriebetal	4571305	5657399	U	0	0	1	1	0	0	0	1	0,00000
50	Zschopau	uh. TS Kriebstein	4571399	5656372	F	0	0	0	0	0	0	0	0	0,00000
51	Vereinigte Mulde	Wurzen	4550572	5691968	U	0	1	1	0	0	1	0	1	0,25000
52	Rödlitzbach	Lichtenstein	4544691	5624977	U	0	1	1	0	0	1	0	1	1,00000
53	Lungwitzbach	Oberlungwitz	4551004	5628049	U	0	1	1	0	0	1	0	1	0,62500
54	Mülsenbach	Mülsen St. Micheln	4540379	5624007	U	0	1	1	0	0	1	0	1	1,00000
55	Zwickauer Mulde	Glauchau	4537521	5631532	U	0	1	1	0	0	1	0	1	0,72640
56	Hegebach	Oelsnitz	4550384	5622376	U	1	1	0	0	0	0	0	1	0,00000
57	Wiederbach	Wiederau	4558955	5649021	U	0	0	1	0	0	0	0	0	0,00000
58	Chemnitz	Stein	4556631	5647930	F	0	0	0	0	0	0	0	0	0,00000
59	Kleine Striegis	Hainichen	4579073	5649140	U	0	1	1	0	0	1	0	1	0,90422
60	Münzbach	Freiberg	4594561	5644286	U	1	1	1	0	0	1	0	1	1,00000
61	Münzbach	Freiberg	4595463	5642097	U	1	1	1	0	0	1	0	1	0,00000
62	Münzbach	Berthelsdorf	4595543	5637697	G	0	0	1	0	0	0	0	0	0,00000
63	Lossa	Thallwitz	4547485	5700125	U	0	1	1	1	0	1	0	1	0,97748
64	Lober	Delitzsch	4522794	5710558	G	0	1	1	0	0	0	0	0	0,25000
65	Leine	Reibitz	4531891	5713233	G	0	1	1	0	0	0	0	0	0,25000
66	Leine	Scholitz	4533319	5712624	G	0	1	1	0	0	0	0	0	0,25000
67	Leine	Lindenhain	4534777	5709661	A	0	1	1	0	0	0	0	1	0,50000

Überprüfung der visuellen Auswertung und Vergleich mit den Ergebnissen des in dieser Arbeit vorgestellten Verfahrens (Fortsetzung)

id	GewName	Ort	RW	HW	N	R	T	G	Q	D	U	S	ERG	auto
68	Leine	Schönwölkau	4534636	5707356	G	0	0	1	0	0	0	0	0	0,25000
69	Leine	Niederrossig	4532749	5705511	G	0	0	0	0	0	0	0	0	0,25000
70	Leine	Hohenleina	4531569	5702880	U	0	1	1	0	0	1	0	1	0,97254
71	Lober	Wolteriz	4523963	5702501	G	0	0	0	0	0	0	0	0	0,25000
72	Lober	Brodau	4523930	5705958	A	0	0	1	0	0	0	0	0	0,37500
73	Gablenzbach	Stollberg	4555206	5619334	U	0	1	1	0	0	1	0	0	0,79156
74	Chemnitz	Chemnitz	4563760	5630291	U	0	1	1	1	0	0	0	1	1,00000
75	Kappelbach	Chemnitz	4563963	5632758	U	0	1	1	0	0	1	0	1	1,00000
76	Chemnitz	Chemnitz	4564339	5632002	U	0	1	1	0	0	1	0	0	0,00000
77	Leukersdorfer Bach	Leukersdorf	4557487	5626527	U	0	1	1	0	0	1	0	1	1,00000
78	Schwarzbach	Schwarzbach	4554253	5661629	U	0	1	1	0	0	1	0	1	0,62500
79	Leine	Poßdorf	4529508	5714280	A	0	1	1	0	0	0	0	0	0,37500
80	Schwarzbach	Doberschütz	4550042	5707947	A	0	1	1	0	0	0	0	0	0,25000
81	Schwarzbach	Battaune	4550706	5711443	A	0	0	1	0	0	0	0	0	0,44142
82	Schwarzbach	Wöllnau	4549692	5713287	A	0	1	0	0	0	0	0	0	0,37500
83	Mühlbach	Winkelmühl	4550564	5713801	A	0	1	0	0	0	0	0	0	0,00000
84	Authausener Bach	Bad Düben	4544255	5717371	A	1	1	1	0	0	0	0	0	0,50000
85	Schwarzbach	Bad Düben	4540643	5717294	U	0	1	1	0	0	1	0	1	0,98425
86	Zwönitz	Burkhardtsdorf	4566003	5622545	U	0	1	0	0	0	0	0	0	0,00000
87	Zwönitz	Burkhardtsdorf	4564068	5621572	U	1	1	1	1	0	0	0	1	1,00000
88	Zwönitz	Thalheim	4560125	5618878	U	0	1	0	0	0	0	0	0	0,00000
89	Zwönitz	Dorfchemnitz	4559193	5614370	U	0	1	1	0	0	0	1	1	0,55161
90	Zwönitz	Zwönitz	4557748	5611466	U	0	1	0	0	0	0	0	0	0,00000
91	Zschopau	Crottendorf	4566507	5597087	U	1	0	0	1	0	0	0	1	1,00000
92	Zschopau	Bullenhof	4566993	5599560	A	1	0	0	1	0	0	0	1	1,00000
93	Zschopau	Schletau	4567691	5603187	U	1	0	0	1	0	0	0	1	1,00000
94	Zschopau	Tannenbergl	4567281	5608112	U	1	0	1	1	0	0	0	1	1,00000
95	Große Mittweida	Markersbach	4562293	5599445	F	0	0	0	0	0	0	0	0	0,00000
96	Plotzbach	Wilkau-Hasslau	4536718	5614654	G	0	1	0	0	0	0	0	0	0,00000
97	Plotzbach	Rottmannsdorf	4534550	5614587	G	0	0	0	0	0	0	0	0	0,20880
98	Zwickauer Mulde	Wilkau-Hasslau	4535312	5616821	U	0	1	0	0	0	1	0	1	0,55522
99	Zwickauer Mulde	Wilkau-Hasslau	4535716	5616071	G	1	0	0	1	0	0	0	1	1,00000
100	Zwickauer Mulde	Wilkau-Hasslau	4536939	5615567	G	0	1	1	0	0	0	0	0	0,25000
101	Rödelbach	Wilkau-Hasslau	4537208	5614622	G	0	0	1	0	0	0	0	0	0,00000

Überprüfung der visuellen Auswertung und Vergleich mit den Ergebnissen des in dieser Arbeit vorgestellten Verfahrens (Fortsetzung)

id	GewName	Ort	RW	HW	N	R	T	G	Q	D	U	S	ERG	auto
102	Rödelbach	Culitzsch	4537111	5613705	F	0	0	0	0	0	0	0	0	0,00000
103	Rödelbach	Cunersdorf	4536666	5612145	U	0	1	1	0	0	1	0	1	0,87347
104	Crinitzer Wasser	Cunersdorf	4536527	5612375	U	0	1	1	0	0	1	0	1	0,29277
105	Rödelbach	Cunersdorf	4536920	5611228	A	0	0	0	0	0	0	0	0	0,00000
106	Rödelbach	Kircheib	4537797	5609750	U	0	1	1	0	0	1	0	1	0,00000
107	Rödelbach	Saupersdorf	4538381	5608553	U	0	1	1	0	0	0	0	0	0,00000
108	Rödelbach	Crinitzberg	4538195	5604112	U	0	1	1	0	0	1	0	1	1,00000
109	Crinitzer Wasser	Obercrinitz	4534550	5602340	F	0	0	0	0	0	0	0	0	0,00000
110	Freiberger Mulde	Mulda	4600239	5631146	U	0	1	1	0	0	1	0	1	1,00000
111	Freiberger Mulde	Clausnitz	4607080	5624466	U	0	1	1	1	0	1	0	1	1,00000
112	Chemnitzbach	Dorfchemnitz	4601854	5626684	U	0	1	1	0	0	1	0	1	0,06245
113	Chemnitzbach	Friedebach	4602630	5621965	U	0	0	0	0	0	0	0	0	0,00000
114	Flöha	Neuhaus	4602589	5615817	U	1	0	1	1	0	0	0	1	1,00000
115	Flöha	Obernau	4594900	5614654	U	0	1	1	0	0	0	0	1	0,68496
116	Rungstockbach	Obernau	4593956	5614255	U	0	0	1	0	0	0	0	0	0,00000
117	Flöha	Borstendorf	4581999	5627656	Q	1	0	0	1	0	0	0	1	0,00000
118	Altmittweidaer Bach	Altmittweida	4567480	5648420	U	0	1	1	0	0	1	0	1	0,08753
119	Ottendorfer Bach	Ottendorf	4568764	5644928	U	0	1	1	0	0	0	0	0	0,00000
120	Vereinigte Mulde	Schmorditz	4554753	5680580	U	0	1	1	0	0	1	0	1	0,62500
121	Vereinigte Mulde	Grimma	4552432	5680170	U	0	1	0	0	0	0	0	0	0,25000
122	Lossa	Hohburg	4556926	5697089	G	0	0	1	0	0	0	0	0	0,25000
123	Zwickauer Mulde	Zwickau	4535270	5621560	G	0	1	0	0	0	0	0	0	0,07055
124	Moritzbach	Zwickau	4535095	5622028	G	0	1	1	0	0	0	0	0	0,11107
125	Moritzbach	Zwickau	4534914	5621206	U	0	1	1	0	0	1	0	1	0,97002
126	Moritzbach	Zwickau	4534594	5620649	U	0	1	1	0	0	1	0	1	0,45224
127	Mülsenbach	Thurm	4538795	5625816	G	0	0	1	0	0	0	0	0	0,09029
128	Thümmnitzbach	uh. TS Kössern	4555793	5672998	F	0	1	0	0	0	0	0	0	0,00000
129	Vereinigte Mulde	Großbothen	4553874	5674183	G	0	1	1	0	0	0	0	0	0,12500
130	Vereinigte Mulde	Grimma	4551241	5676951	G	0	0	0	0	0	0	0	0	0,12500
131	Auenbach	Geringswald	4563578	5660359	U	0	1	1	0	0	0	0	1	1,00000
132	Auenbach	Geringswald	4565054	5660190	G	0	1	1	0	0	0	0	0	0,00000
133	Launzige	Neichen	4554198	5685066	A	0	1	1	0	0	0	0	1	0,50000
134	Mutzschener Wasser	Gornewitz	4555789	5683406	F	0	1	0	0	0	0	0	0	0,00000

Überprüfung der visuellen Auswertung und Vergleich mit den Ergebnissen des in dieser Arbeit vorgestellten Verfahrens (Fortsetzung)

id	GewName	Ort	RW	HW	N	R	T	G	Q	D	U	S	ERG	auto
135	Kranichbach	Pauschwitz	4552430	5683229	F	0	1	0	0	0	0	0	0	0,00000
136	Frohnbach	Limbach-Oberfrohna	4552346	5638038	G	0	1	1	0	0	0	0	0	0,25000
137	Frohnbach	Limbach-Oberfrohna	4552265	5636584	U	0	1	1	0	0	1	0	1	0,85038
138	Pleißebach	Pleißä	4554388	5634045	U	0	1	1	0	0	1	0	1	0,77088
149	Seebach	Puchau	4545606	5696597	F	0	1	0	0	0	0	0	0	0,12500
140	Saubach	Nepperwitz	4546703	5694538	A	0	1	1	0	0	0	0	1	0,50000
141	Saubach	Deuban	4547782	5692732	A	0	1	1	0	0	0	0	1	0,50000
142	Saubach	Schmölen	4549918	5690880	F	0	1	0	0	0	0	0	0	0,00000
143	Vereinigte Mulde	Nitzscha	4552673	5686324	G	0	1	1	0	0	0	0	0	0,25000
144	Röllingshainer Bach	Markersdorf	4560228	5643844	F	0	1	1	0	0	0	0	0	0,00000
145	Kührenscher Bach	Burkhardshain	4556119	5689351	G	0	1	1	0	0	0	0	0	0,25000
146	Gablenzbach	Chemnitz	4567429	5633280	U	0	1	1	0	0	0	0	0	0,00000
147	Zwickauer Mulde	uh. TS Eibenstock	4542768	5599526	F	0	1	1	1	0	0	0	1	1,00000
148	Zwickauer Mulde	Wiesenburg	4540420	5613056	G	0	1	1	0	0	0	0	0	0,00000
149	Schlema	Schneeberg	4546760	5607608	U	1	0	0	0	0	0	0	1	1,00000
150	Löbnitz	Zschernegraben	4532234	5716697	A	0	1	1	0	0	0	0	1	0,50000
151	n. Bad Düben	Schleifbach	4541183	5719170	G	0	1	1	0	0	0	0	0	0,37500
152	Frankenberg	Lützelbach	4575262	5643448	G	0	0	0	0	0	0	0	0	0,00000
153	Mühlbach	Frankenberg	4572593	5642425	U	0	1	0	0	0	0	0	0	0,00000
154	Zschopau	Frankenberg	4572094	5642089	U	1	0	0	1	0	0	0	0	0,29997
155	Langenhennersdorfer Bach	Bräunsdorf	4587119	5647594	U	0	1	1	0	0	1	0	1	0,85136
156	Flöha	Rauschenbach	4605904	5618570	G	1	0	0	1	0	0	0	1	1,00000
157	Frankenauer Bach	Frankenau	4565986	5649672	G	0	0	0	0	0	0	0	0	0,00000
158	Lungwitzbach	St. Egidien	4543574	5627929	U	0	0	1	0	0	1	0	1	0,85360
159	Lungwitzbach	Niederlungwitz	4541512	5629820	A	0	0	1	0	0	0	0	0	0,06308
160	Lungwitzbach	Niederlungwitz	4540357	5631591	U	0	1	1	0	0	0	0	0	0,12497
161	Mühlbach	Sachsendorf	4561888	5687765	A	1	0	0	0	0	0	0	1	1,00000
162	Zschopau	Zschopau	4576714	5623875	U	0	1	1	0	0	0	0	0	0,00000
163	Zwickauer Mulde	Wechselburg	4554459	5651601	G	0	1	1	0	0	0	0	0	0,37500
164	Freiberger Mulde	Rosswein	4583093	5659242	G	0	1	1	0	0	0	0	0	0,00000
165	Wedelwitzer Graben	Eilenburg	4542388	5701177	U	0	1	1	0	0	1	0	1	1,00000
166	Eilenburger Mühlgraben	Eilenburg	4543906	5702141	U	0	1	1	0	0	1	0	1	0,59304
167	Eilenburger Mühlgraben	Eilenburg	4543572	5703281	G	0	1	1	0	0	0	0	0	0,00000

Überprüfung der visuellen Auswertung und Vergleich mit den Ergebnissen des in dieser Arbeit vorgestellten Verfahrens (Fortsetzung)

id	GewName	Ort	RW	HW	N	R	T	G	Q	D	U	S	ERG	auto
168	Schadebach	nordöstl. Lindenhayn	4536560	5710851	G	1	0	0	1	0	0	0	1	1,00000
169	Lautenbach	TS Neunzehnhain II	4581586	5620528	F	0	0	0	0	0	0	0	0	0,00000
170	Lautenbach	TS Neunzehnhain II	4581143	5618967	F	0	0	0	0	0	0	0	0	0,00000
171	Lautenbach	TS Neunzehnhain I	4582278	5622640	F	1	0	0	1	0	0	0	1	1,00000
172	Lautenbach	TS Neunzehnhain I	4581922	5622312	F	1	0	0	0	0	0	0	1	1,00000
173	Zwickauer Mulde	uh. TS Muldenberg	4528784	5586412	F	0	1	1	0	0	0	0	0	0,00000
174	Gimmlitz	uh. TS Lichtenberg	4602505	5631833	G	0	1	1	0	0	0	0	0	0,00000
175	Gimmlitz	Lichtenberg	4600956	5633503	U	0	1	1	0	0	0	0	0	0,00000
176	Bobritzsch	Niederbobritzsch	4601012	5641351	U	0	1	1	0	0	0	0	0	0,00000
177	Freiberger Mulde	Weißborn	4597923	5637607	F	1	0	1	1	0	0	0	1	1,00000
178	Freiberger Mulde	Weißborn	4598112	5637833	U	0	1	1	1	0	1	0	1	0,50000
179	Flöha	Nennigmühle	4588662	5617826	G	0	1	0	0	1	0	0	0	0,00000
180	Schwarze Pockau	Pockau	4587077	5619218	U	0	1	1	0	0	0	0	0	0,12911
181	Flöha	Blumenau QBW	4591059	5616557	A	0	1	1	0	1	1	0	1	1,00000
182	Flöha	Blumenau	4591820	5615987	A	0	1	1	0	1	1	0	1	1,00000
183	Bielabach	Blumenau	4592012	5616073	G	0	1	1	0	0	0	0	0	0,37500
184	Mulde	Muldenstein	4524663	5724482	G	1	1	1	1	0	0	0	1	1,00000
185	Mulde	Muldenstein	4529229	5720550	G	1	0	0	0	0	0	0	1	1,00000
186	Kappelbach	Schönau	4561121	5632021	U	0	1	1	0	0	1	0	1	1,00000
187	Große Löbnitz	Eppendorf	4587318	5629369	G	0	1	1	0	0	0	0	0	0,25000
188	Freiberger Mulde	Röda	4560492	5670020	G	0	1	1	0	1	0	0	0	0,00000
189	Zwickauer Mulde	Schlema	4549285	5608349	F	1	0	0	1	0	0	0	1	1,00000
190	Schlema	Schlema	4548203	5608641	U	0	1	1	0	0	1	0	1	0,62500
191	Hetzbach	Oederan	4582408	5636611	U	0	1	1	0	0	1	0	1	0,96965
192	Hetzbach	Oederan	4582764	5636896	U	0	1	1	0	0	1	0	1	0,97499
193	Flöha	Falkenau	4577752	5635641	A	0	1	0	0	1	0	0	0	0,00000
194	Flöha	Flöha	4576663	5636571	G	1	0	0	1	0	0	0	1	1,00000
195	Zschopau	Plaue	4576015	5634738	U	1	1	1	1	0	1	0	1	1,00000
196	Zschopau	Plaue	4575734	5634169	G	0	1	1	0	1	0	0	0	0,00000
197	Zschopau	Niederwiesa	4572740	5638194	G	1	0	0	1	0	0	0	1	1,00000
198	Zschopau	Braunsdorf	4571042	5638627	G	0	1	1	0	0	0	0	0	0,00000
199	Chemnitz	Chemnitz	4564652	5633134	G	0	1	1	0	0	1	0	0	0,00000
200	Hegebach	Oelsnitz	4548337	5619843	G	1	0	0	1	0	0	0	1	1,00000

Lebenslauf von Peter Lange

Geburtstag	07.11.1974
Geburtsort	Leverkusen
Abitur	1994 am Lise-Meitner-Gymnasium, Leverkusen
Studium Nebenfächer Studienabschluss	Diplom-Geographie an der Rheinischen Friedrich-Wilhelms-Universität Bonn Geologie, Biologie Diplom-Geographie im Oktober 2001
Beruflicher Werdegang	November 2001 bis September 2002 Delphi IMM, Potsdam
	Oktober 2002 bis Oktober 2004 Wissenschaftlicher Mitarbeiter Arbeitsgruppe GIS, Prof. Dr. Klaus Greve, Geographisches Institut der Universität Bonn
	Seit Oktober 2004 Zumbroich & Müller GbR, Bonn

Erklärung

An Eides statt versichere ich, dass ich die Dissertation selbst und ohne jede unerlaubte Hilfe angefertigt habe, dass diese oder eine ähnliche Arbeit noch an keiner Stelle als Dissertation eingereicht worden ist und dass sie weder vollständig noch auszugsweise veröffentlicht worden ist.

Bonn, im Mai 2005

Peter Lange