

**SENSITIVITÄT UND SKALENABHÄNGIGKEIT SIGNIFIKANTER
ANTHROPOGENER BELASTUNGEN IN FLUSSEINZUGSGEBIETEN IM
KONTEXT DER EUROPÄISCHEN WASSERRAHMENRICHTLINIE**

Dissertation zur
Erlangung des akademischen Grades eines
Doktors der Ingenieurwissenschaften (Dr. Ing.)
im Fachbereich Bauingenieurwesen
der Universität Kassel

vorgelegt von

Sandra Richter

Referent:

PD Dr. habil. Dietrich Borchardt
Center for Environmental Systems Research
Abteilung Integriertes Gewässermanagement
Universität Kassel

Co-Referent:

Prof. Dr. Ing. Jörg Londong
Professur Siedlungswasserwirtschaft
Bauhaus Universität Weimar

Kassel 2006

Tag der Disputation: 22.12.2006

Mein erster Dank gilt Herrn PD Dr. habil. Dietrich Borchardt für die wissenschaftliche Betreuung und das meiner Arbeit entgegengebrachte fachliche und zeitliche Engagement. Ohne seine fortwährende Diskussionsbereitschaft und die vielen wertvollen Ratschläge wäre diese Arbeit nicht möglich gewesen.

Herrn Prof. Dr. Jörg Londong (Weimar) danke ich für die freundliche Übernahme des Co-Referats.

Allen Kollegen der Abteilung „Integriertes Gewässermanagement“ sei herzlich gedankt für die fachliche Unterstützung und die gute Zusammenarbeit.

Danken möchte ich auch meinem Ehemann Christian Schäffer, der mir insbesondere in der Endphase den Rücken freigehalten hat, damit ich mich ganz auf meine wissenschaftliche Arbeit konzentrieren konnte.

Nicht zuletzt möchte ich mich bei meinen Eltern bedanken für die langjährige Unterstützung, die mein Studium und damit auch diese Arbeit überhaupt erst ermöglichten.

INHALTSVERZEICHNIS

Tabellenverzeichnis.....	IV
Abbildungsverzeichnis.....	VI

KURZFASSUNG

1 Problemstellung und Vorgehensweise	1
1.1 Problemstellung	1
1.2 Zielsetzung.....	5
1.3 Vorgehensweise	6
2 Flussgebietsmanagement in Europa – Gewässerbelastungen und Methoden zur Ermittlung und Beurteilung	8
2.1 Die Richtlinie des Rates zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik – die EG-Wasserrahmenrichtlinie.....	8
2.1.1 Ziele der EG-Wasserrahmenrichtlinie und Ausnahmen	9
2.1.2 Analyse der Merkmale einer Flussgebietseinheit.....	14
2.1.3 Ermittlung signifikanter Belastungen und Beurteilung der Auswirkungen ...	14
2.1.4 Überwachungsprogramme.....	15
2.1.5 Maßnahmenprogramme	16
2.2 Der IMPRESS-Leitfaden zur Ermittlung signifikanter anthropogener Gewässerbelastungen in Zusammenhang mit der Umsetzung der EG-WRRL	17
2.3 Gewässerbelastungen und Methoden zur Beurteilung in Europa	19
2.4 Beispielhafte Darstellung von Methoden zur Ermittlung und Beurteilung von Gewässerbelastungen in Europa	23
3 Nationales Flussgebietsmanagement – Gewässerbelastungen und Gewässerbewirtschaftung in Deutschland	29
3.1 Zustand der Fließgewässer in Deutschland.....	29
3.1.1 Ergebnisse der Bestandsaufnahme nach EG-Wasserrahmenrichtlinie	29
3.1.2 Beeinträchtigungen der Gewässermorphologie	30
3.1.3 Nährstoffeinträge in Oberflächengewässer.....	31
3.2 Struktur der Gewässerbewirtschaftung in Deutschland	33
3.3 Instrumente und Daten für die Gewässerbewertung in Deutschland	35
3.3.1 Chemische Gewässergüteklassifizierung	37

3.4	Vorgehen bei der Gewässerbewertung im Kontext der EG- Wasserrahmenrichtlinie.....	38
3.5	„Zwischenfazit“	43
4	Vergleichende Analyse signifikanter Belastungen	45
5	Untersuchungsgebiete	48
5.1	Bearbeitungsgebiet Mittelrhein.....	48
5.1.1	Kurzbeschreibung des Bearbeitungsgebietes Mittelrhein	48
5.1.2	Datengrundlagen für das Bearbeitungsgebiet Mittelrhein	49
5.2	Bearbeitungsgebiet Lahn	51
5.2.1	Kurzbeschreibung des Bearbeitungsgebietes Lahn.....	51
5.2.2	Datengrundlagen für das Bearbeitungsgebiet Lahn.....	52
5.3	Bearbeitungsgebiet Main	53
5.3.1	Kurzbeschreibung des Bearbeitungsgebietes Main.....	53
5.3.2	Datengrundlagen für das Untersuchungsgebiet Main.....	54
6	Sensitivität und Skalenabhängigkeit der Methoden zur Risikoanalyse	56
6.1	Gewässermorphologie	56
6.1.1	Festlegung der Betrachtungseinheiten	56
6.1.2	Analyse der Hauptparameter der Strukturgüte	59
6.1.3	Zusammenhänge zwischen Gewässerstrukturgüte und biologischem Zustand.....	61
6.1.4	Aggregation der Ergebnisse auf die Betrachtungseinheit	63
6.1.5	Integrierte Analyse der Gewässersituation	66
6.1.6	Sensitivität der Kriterien in Hinsicht auf das Ergebnis der Risikoanalyse ...	69
6.2	Nährstoffeinträge - Gewässereutrophierung	71
6.2.1	Parameter, statistische Häufigkeit und Wahl der Zielvorgaben bei der Beurteilung der Gewässereutrophierung	72
6.2.2	Mitberücksichtigung unterschiedlicher Trophieindikatoren.....	77
6.2.3	Integrierte Vorgehensweise mit Berücksichtigung morphologischer Belastungen.....	80
7	Diskussion.....	82
7.1	Entwicklung eines Verfahrensvorschlags zur Beurteilung von morphologischen Gewässerbeeinträchtigungen mit Anwendung an einem Fallbeispiel	82
7.1.1	Festlegung der Betrachtungseinheit	85

Inhaltsverzeichnis

7.1.2	Gesamtwert der Gewässerstrukturgüteklasse und ausgewählte Haupt- oder Einzelparameter.....	88
7.1.3	Zusammenhang zwischen Gewässerstrukturgüte und biologischem Gewässerzustand.....	91
7.1.4	Aggregation von Gewässerbelastungen auf die Betrachtungseinheit.....	94
7.1.5	Integrierte Vorgehensweise bei der gewässermorphologischen Zustandsanalyse.....	96
7.2	Entwicklung eines Verfahrensvorschlags zur Beurteilung des trophischen Gewässerzustands mit Anwendung an einem Fallbeispiel	100
7.2.1	Diskussion der betrachteten Parameter und der Zielvorgaben	103
7.2.2	Integrierte Vorgehensweise bei der Zustandsanalyse – Beurteilung der „Eutrophierungsneigung“	112
7.3	Konsequenzen für das Flussgebietsmanagement	118
8	Zusammenfassung	122
9	Literatur	126
	GLOSSAR.....	135
	ANHANG.....	137

Tabellenverzeichnis

Tabelle 2-1	24
Tabelle 2-2: Entwicklung eines neuen, mit der EG-WRRL konformen Systems zur Bewertung der Eutrophierung von Fließgewässern – vorläufige Kriterien und Werte; Stand September 2005 (Europäische Kommission 2005) („-“ = keine Angabe)	28
Tabelle 3-1: Parameter der Gewässerstrukturgütekartierung („Übersichtsverfahren“) nach LAWA (1999) („Schadstrukturen“ sind kursiv gedruckt).....	36
Tabelle 3-2: Parameter der Gewässerstrukturgütekartierung („Vor-Ort-Verfahren“) nach LAWA (2000) („Schadstrukturen“ sind kursiv gedruckt)	37
Tabelle 3-3: Güteklassifikation für Nährstoffe, Salze und Summenkenngößen (LAWA 1998).....	38
Tabelle 3-4: Regeln für die Bewertung eines Wasserkörpers.....	41
Tabelle 3-5: Befolgung der LAWA-Kriterien in den Bundesländern (Borchardt, Richter, Willecke 2005)	43
Tabelle 5-1: Kurzbeschreibung der Charakteristik des Untersuchungsgebietes Mittelrhein	49
Tabelle 5-2: Kurzbeschreibung der Charakteristik des Untersuchungsgebiets Lahn	51
Tabelle 5-3: Kurzbeschreibung der Charakteristik des Untersuchungsgebiets Main	54
Tabelle 6-1: Einstufung der Wahrscheinlichkeit, die Ziele nach EG-WRRL zu erreichen, für verschiedene Betrachtungseinheiten (morphologische Belastungen)	57
Tabelle 6-2: Durchgängigkeit der Betrachtungseinheiten im Einzugsgebiet Mittelrhein.....	58
Tabelle 6-3: Einstufung der unterschiedlichen Betrachtungseinheiten aufgrund der morphologischen Belastungen in dem Bewertungsschema der Bestandsaufnahme nach EG-WRRL (jeweils 1. Spalte = Betrachtung der Lahn als einen Wasserkörper, 2. Spalte = Einteilung aus Lahn-Studie (UBA 2004B), 3. Spalte = Einteilung aus Bestandsaufnahme nach EG-WRRL)Fehler! Textmarke nicht definiert.	
Tabelle 6-4: Zusammenfassende Einstufung der benthischen Wirbellosenfauna zur Bewertung des ökologischen Zustands nach EG-WRRL an den Wasserkörpern der Lahn und des Mains (n.b. = nicht bewertet) (UBA 2004B und HLUg 2003, verändert) ...	69
Tabelle 6-5: Zusammenfassende Einstufung der Fischfauna zur Bewertung des ökologischen Zustands nach EG-WRRL an den Wasserkörpern der Lahn und des Mains (UBA 2004B und HLUg 2003, verändert)	69
Tabelle 6-6: Beurteilung der Zielerreichung nach EG-WRRL für die Gewässermorphologie im Einzugsgebiet Mittelrhein auf Grundlage verschiedener Parameter und Betrachtungseinheiten.....	70
Tabelle 6-7: Ausgewählte Messwerte an den Messstellen Solms/Oberbiel an der Lahn (2005) und Bischofsheim am Main (2003) (Quelle: HLUg).....	72
Tabelle 6-8: Innerhalb der Bestandsaufnahme nach EG-WRRL angewandte Kriterien zur Beurteilung der Nährstoffsituation in den Ländern Hessen und Rheinland-Pfalz (vgl. Anhang B4-1 – B4.3) (Borchardt, Richter, Willecke 2005).....	75
Tabelle 6-9: Ergebnis der Einschätzung Lahnwasserkörper innerhalb der Bestandsaufnahme nach EG-WRRL in den Ländern Hessen und Rheinland-Pfalz.....	76

Tabelle 6-10: Messwerte an der Lahn in Cölbe/Bernsdorf; 2000 bis 2003 (Quelle: HLUg), ergänzt um den Mittelwert für die jeweiligen Parameter	78
Tabelle 6-11: Trophiewerte der vier Wasserkörper des staugeregelten Mains für die Zustandsklassen der EG-WRRL (HLUG 2003).....	79
Tabelle 6-12: Ergebnis der Untersuchung zu hydromorphologischen Belastungen nach eutrophierungsrelevanten Beurteilungskriterien an Main und Lahn (für Wasserkörper 1 bis 3 des Mains und Wasserkörper 4 der Lahn wurde aufgrund der Zugehörigkeit zu verschiedenen Bundesländern eine Bewertung anhand des Übersichtsverfahrens (LAWA 2000), für die übrigen anhand des Vor- Ort-Verfahrens (LAWA 1999) vorgenommen).....	81
Tabelle 7-1: Anwendung des Verfahrensvorschlags zur Beurteilung morphologischer Gewässerbelastungen an der Lahn	83
Tabelle 7-2: Hinweise für die Beurteilung signifikanter Unterschiede aus biologisch- ökologischen Untersuchungen (Makrozoobenthos) aufgrund von Vergleichen oberhalb und unterhalb der untersuchten Probestellen (BWK 2001)	93
Tabelle 7-3: Anwendung des Verfahrensvorschlags zur Beurteilung der trophischen Gewässersituation an der Lahn.....	101
Tabelle 7-4: Vorschlag für gewässertypendifferenzierte Qualitätsziele in Fließgewässern (Kenngrößen als 90-Perzentile) (Borchardt, Ibisch, Richter 2004)	106
Tabelle 7-5: Vorschlag für eine Zuordnung der biozönotischen Typen nach Schmedtje et al. (2001) in die ökologische Längszonierung von Fließgewässern. Der Vorschlag bedarf fallweiser Prüfung und weiterer wissenschaftlicher Bearbeitung (Borchardt, Ibisch, Richter 2004).....	107
Tabelle 7-6: Klassifizierung der Trophie in Fließgewässern (LAWA 2002A)	108
Tabelle 7-7: Typspezifische Klassengrenzen für den Metric „Prädegradation nach Trophie“ mittels der Chlorophyll a - Konzentration (als Parameter Gesamtbiomasse) im Bewertungsverfahren der Fließgewässer mittels Phytoplankton nach EU-WRRL sowie die typspezifischen Orientierungswerte für die Gesamtphosphor (TP)- Konzentration zur Klassengrenzenherleitung und teils der Referenzrekonstruktion für Chlorophyll a (Mischke et al. 2005)	109
Tabelle 7-8: Hilfsgrößen zur Bestimmung der Trophie in Fließgewässern (Mauch 1998).....	109
Tabelle 7-9: Eutrophierungsneigung von Fließgewässern in Abhängigkeit von Gewässertyp, Abflusscharakter und Beschattung (Hamm 1991)	113
Tabelle 7-10: Auswirkungen von Staustufen unterschiedlicher Größe auf die Wasserbeschaffenheit und die biologische Struktur von Flüssen. Schematisch (nach Kalweit et al. 1981).....	114

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1-1: Risikoanalyse zur Zielerreichung der Wasserrahmenrichtlinie im Zusammenhang mit den Anforderungen nach Anhang II und V der EG-WRRL (Europäische Kommission 2002B)	2
Abbildung 1-2: Klassifizierung derzeitiger Hilfsgrößen zur Beurteilung des Gewässer-zustands und Transformation in das Bewertungsschema der EG-WRRL	3
Abbildung 2-1: Zeitplan der EG-Wasserrahmenrichtlinie (BMU 2005)	9
Abbildung 2-2: Klassifizierung des ökologischen Zustands nach Anhang V der EG-Wasserrahmenrichtlinie	12
Abbildung 2-3: Komponenten des ökologischen und chemischen Zustands von Fließgewässern nach EG-WRRL.....	13
Abbildung 2-4: Anhang II - Charakterisierung der Gewässer und Bestandsaufnahme der Belastungen nach der EG-WRRL	14
Abbildung 2-5: Risikoanalyse innerhalb des Prozesses der Erstellung von Bewirtschaftungsplänen (Europäische Kommission 2002C)	18
Abbildung 2-6: Einstufung der Belastungen von Oberflächengewässern in Europa (IFOK 2004) ..	20
Abbildung 2-7: Oberflächengewässer – untersuchte Qualitätskomponenten (Balken); Wahrscheinlichkeit, die Umweltziele nicht zu erreichen (Linien) in 12 europäischen Mitgliedstaaten (IFOK 2004).....	21
Abbildung 2-8: Ergebnisse der Risikobewertung beispielhaft für sieben europäische Mitgliedstaaten (IFOK 2004)	22
Abbildung 3-1: Ergebnis der Bestandsaufnahme nach Artikel 5 EG-WRRL für Fließgewässer in Deutschland (BMU 2005)	29
Abbildung 3-2: In den 10 deutschen Flussgebietseinheiten am häufigsten genannte Ursachen für die Zielverfehlung von Oberflächengewässern (bezogen auf den Anteil aller Wasserkörper) (Borchardt, Richter, Willecke 2005).....	30
Abbildung 3-3: Verteilung der Gewässerstrukturgüteklassen in Deutschland (Quelle: LAWA; http://www.umweltbundesamt.de/wasser/themen/ow_s4_1.htm)	31
Abbildung 3-4: Stickstoff- und Phosphoremissionen aus Punkt- und diffusen Quellen in die Oberflächengewässer Deutschlands in t/a (Umweltdaten Deutschland, UBA 2003)	33
Abbildung 3-5: Organisation der Wasserwirtschaft innerhalb der Bundesregierung Deutschland ..	34
Abbildung 3-6: Mittlere Wasserkörpergröße in den Bundesländern Deutschlands (BMU 2005)....	39
Abbildung 3-7: Vorgehensweise bei der Gefährdungsabschätzung (vgl. LAWA 2003B)	41
Abbildung 3-8: Aggregation einzelner Gewässerbelastungen auf den Wasserkörper nach LAWA-Kriterienpapier (LAWA 2003B)	42
Abbildung 4-1: Übersicht über das Vorgehen bei der Ableitung eines Verfahrensvorschlags zur Ermittlung und Beurteilung signifikanter morphologischer Gewässerbelastungen sowie der Gewässereutrophierung.....	45

Abbildung 4-2: Einordnung der betrachteten Gewässerbelastungen in Bezug auf die Komponenten des biologischen Zustands nach Anhang V, EG-WRRL	47
Abbildung 5-1: Untersuchungsgebiet Lahn (RP Gießen 2005, verändert)	52
Abbildung 5-2: Abbildung 5-3: Untersuchungsgebiet Main (BMU 2006B, verändert).....	55
Abbildung 6-1: Graphische Darstellung der Korrelationsanalyse der Hauptparameter der Strukturgütekartierung (LAWA 2000) mit dem biologischen Zustand (Indikatoren Makrozoobenthos und Fischfauna) im Einzugsgebiet Mittelrhein.....	60
Abbildung 6-2: Verteilung der Gewässerstrukturgüteklassen (Gesamtbewertung) im Einzugsgebiet Mittelrhein (RP Gießen 2002).....	61
Abbildung 6-3: Box-Plot-Diagramme der Klassifizierung der biologischen Indikatoren Makrozoobenthos und Fischfauna (links Fischfauna: $r = 0,446$, $n = 25$, $p < 0,01$; Makrozoobenthos: $r = 0,549$, $n = 26$, $p < 0,01$) in Abhängigkeit von der Gewässerstrukturgüte (Gesamtnote; Mittelwert) an den untersuchten Gewässern im Einzugsgebiet des Mittelrheins.....	62
Abbildung 6-4: Zusammenhang zwischen den biologischen Indikatoren Makrozoobenthos- und Fischfauna und dem Mittelwert der Gewässerstrukturklasse (Gesamtwert) an den jeweils vier Wasserkörpern der Lahn und des Mains (Fischfauna $r = 0,76$, $n = 8$, $p < 0,05$; Makrozoobenthos $r = 0,543$, $n = 8$, nicht signifikant)	63
Abbildung 6-5: Box-Plot-Diagramme der Klassifizierung der biologischen Indikatoren Makrozoobenthos und Fischfauna (links Fischfauna, $r = 0,245$, $n = 19$, nicht signifikant; rechts Makrozoobenthos, $r = 0,459$, $n = 19$, $p < 0,01$) in Abhängigkeit des Anteils der Gewässerstrecke mit Strukturgüteklasse (Gesamtbewertung) Klasse 6 und 7 an den Betrachtungsräumen im Einzugsgebiet des Mittelrheins	64
Abbildung 6-6: Box-Plot-Diagramme der Klassifizierung der biologischen Indikatoren Makrozoobenthos und Fischfauna (links Fischfauna, $r = 0,435$, $n = 16$, nicht signifikant; rechts Makrozoobenthos, $r = 0,556$, $n = 16$, $p < 0,05$) in Abhängigkeit des Anteils der Gewässerstrecke mit Strukturgüteklasse (Gesamtbewertung) Klasse 6 und 7 an den hessischen Wasserkörpern im Einzugsgebiet des Mittelrheins	65
Abbildung 6-7: Zusammenhang zwischen den biologischen Indikatoren Makrozoobenthos und Fischfauna in Abhängigkeit des Anteils der Gewässerstrecke mit Strukturgüteklasse (Gesamtwert) 6 und 7 an den Wasserkörpern der Lahn und des Mains	66
Abbildung 6-8: Box-Plot-Diagramm der Klassifizierung der biologischen Indikatoren Makrozoobenthos und Fischfauna ($r = 0,406$, $n = 39$, $p < 0,05$) in Abhängigkeit struktureller Belastungen im Einzugsgebiet Mittelrhein	67
Abbildung 6-9: Box-Plot-Diagramm der Klassifizierung der biologischen Indikatoren Makrozoobenthos und Fischfauna ($r = 0,718$, $n = 39$, $p < 0,01$) in Abhängigkeit struktureller, organischer und diffuser Belastungen im Einzugsgebiet Mittelrhein ..	67
Abbildung 6-10: Extremwerte für Sauerstoffgehalt, -sättigung, pH-Wert und ortho-Phosphat im Juni 2005 an der Messstelle Solms/Oberbiel an der Lahn (http://www.hlug.de/medien/wasser/messwerte/grafik/SolmsOberbielLahn.html)	73

Abbildung 6-11: Extremwerte für Sauerstoffgehalt, -sättigung, pH-Wert und ortho-Phosphat im Juni 2006 an der Messstelle Bischofsheim am Main (http://www.hlug.de/medien/wasser/messwerte/grafik/BischofsheimliMain.html)	73
Abbildung 6-12: Konzentrations-Abfluss-Beziehung der Parameter Gesamtphosphor und Gewässerabfluss an der Messstelle Solms/Oberbiel an der Lahn für die Jahre 1998 bis 2003 (HLUG)	74
Abbildung 6-13: Einstufung der Zielerreichung „Pflanzennährstoffe“ innerhalb der Bestandsaufnahme am staugeregelten Main (Quelle: BMU 2006B)	76
Abbildung 6-14: Lage der Untersuchungsstrecke bei Sarnau/Goßfelden sowie der Messstelle Cölbe/Bernsdorf an der Lahn	77
Abbildung 6-15: 5-Minuten-Werte der Leitfähigkeit (Lf), Sauerstoffkonzentrationen (O ₂), pH-Werte (pH) und Niederschlag (Ns.) an der Untersuchungsstrecke an der Lahn im Bereich Cölbe/Bernsdorf für den Zeitraum vom 4. April bis 9. Mai 2000 (Ibisch 2004)	78
Abbildung 6-16: Entwicklung von Chlorophyll a und o-PO ₄ -P- Konzentration entlang des staugeregelten Mains bis zur hessisch/bayerischen Landesgrenze (Messfahrt der MS Burgund (Main-Donau) 1998; Messprogramm Trophie.....	80
Abbildung 7-1: Verfahrensvorschlag zur Bewertung morphologischer Gewässerbelastungen	82
Abbildung 7-2: Verteilung von Lebensgemeinschaften benthischer Wirbelloser über Gradienten organischer Belastung und struktureller Defizite (Schmidt 19997)	92
Abbildung 7-3: Korrelation der Taxazahl des Makrozoobenthos mit der Gewässerstrukturgüte (nach Haybach 1995)	93
Abbildung 7-4: Korrelation von Artenzahl und Gewässerstrukturgüte (nach Schwevers & Adam 1997)	94
Abbildung 7-5: Verfahrensvorschlag zur Beurteilung der trophischen Situation eines Gewässers	100
Abbildung 7-6: Ableitung einer längszonalen Differenzierung von Qualitätszielen aus dem River-Continuum-Concept (Vannote et al. 1980) und aus der Matrix zur Eutrophierungsneigung von Fließgewässern nach Hamm (1991).....	106
Abbildung 7-7: Vorschlag für eine Klassifikation von Flusseen bzw. eutrophierten Fließgewässern auf Basis des Trophiekriteriums Chlorophyll a. Die oberen drei Balken stellen Mittelwertsklassen dar, die unteren drei Balken stehen für die Klassen bei Verwendung der 90-Perzentile oder des Hochwertes (dritthöchster Wert). Abkürzungen: sap = saprotroph, p-sap = poly-saprotroph, heu = hypereutroph, p-heu = poly-hypereutroph, p = polyeutroph, eu-p = eu-polyeutroph, eu = eutroph, m-e = mesoeutroph, m = mesotroph, o-m = oligomesotroph, o = oligotroph, u-o = ultraoligotroph (Nixdorf et al. 2002).....	108
Abbildung 7-8: Phosphor- und Chlorophyll a-Frachten an der gestauten Ruhr (Abfluss ca. 30 m ³ /s) (Nusch 1999).....	115
Abbildung 7-9: Abhängigkeit der Biomassebildung des Phytoplanktons (Hilfsgröße Chlorophyll a) in ausgewählten Oberflächengewässertypen vom Gesamtphosphorangebot (Mischke et al. 2005).	116
Abbildung 7-10: Die drei Voraussetzungen für eine angemessene und erfolgreiche Belastungs- und Auswirkungsanalyse (Europäische Kommission 2002B).....	118

Abbildung 7-11: Unsicherheiten über die genauen, zur Erfüllung der (EG-WRRL-)
Richtlinienziele erforderlichen Umweltbedingungen (Europäische Kommission
2002C)..... 119

Abbildung 7-12: Beispiele für Indikationseigenschaften von Qualitätsparametern nach Anhang
V, EG-WRRL (UBA 2004A)..... 120

Kurzfassung

In der Vergangenheit verfolgte die Wasserwirtschaft insbesondere das Ziel, Wasser als Ressource zu nutzen und vom Wasser ausgehende Gefahren, wie zum Beispiel Hochwasser, abzuwehren oder zu vermindern. In den letzten etwa dreißig Jahren stellte sich jedoch eine Veränderung des Verständnisses der Wasserwirtschaft ein. Mit der Einführung des Wasserhaushaltsgesetzes rückte der ökologisch orientierte Gewässerschutz mehr in den Vordergrund, der sich zu einem ganzheitlich gedachten Ansatz entwickelte. Am 22.12.2000 trat die EG-Wasserrahmenrichtlinie der Europäischen Gemeinschaft in Kraft (EG-WRRL). Die Wasserrahmenrichtlinie fordert erstmalig, dass auf der Grundlage eines ökosystemaren Ansatzes ein „guter ökologischer Zustand“ erreicht werden soll. Da der „gute ökologische Zustand“ noch nicht abschließend definiert ist, werden innerhalb Europas derzeit bestehende Klassifizierungssysteme als Indikator für die Bedingungen, denen ein biologischer Zustand zugeordnet wird, benutzt. Die Abschätzung der Wahrscheinlichkeit einer Zielerreichung kann also nur ein Prozess sein, der anhand erster Kriterien vorgenommen und später iterativ verfeinert wird. Dabei ist es von Bedeutung, das Risiko einer Fehleinschätzung zu minimieren, um einerseits sicherzustellen, dass alle hinsichtlich der Zielerreichung unsicheren Gewässer tatsächlich erfasst werden, andererseits aber auch zu verhindern, dass Ressourcen beim Monitoring und möglicherweise bei der Durchführung von Maßnahmen unnötig verbraucht werden. Durch eine Verfeinerung der Kriterien kann dieses Risiko verringert werden. Für die Fließgewässer in Deutschland stellen insbesondere Veränderungen der Gewässermorphologie und Belastungen aufgrund von Nährstoffeinträgen, die besonders in abflussschwachen Gewässerabschnitten häufig zu einer Eutrophierung führen, Probleme dar, die es abzumildern gilt (BMU 2005), um die Ziele der EG-Wasserrahmenrichtlinie erreichen zu können. Vor diesem Hintergrund hat die vorliegende Arbeit zum Ziel, einen methodischen Beitrag zur Risikoanalyse anthropogener Belastungen zu leisten. Im Mittelpunkt standen dabei die folgenden Punkte:

- Darstellung der Anforderungen bei der Gewässerbewirtschaftung nach Einführung der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie.
- Dokumentation, Analyse und Vergleich der Kriterien und Verfahren im europäischen Kontext (Aufzeigen der relevanten Gewässerbelastungen in Deutschland wie im europäischen Ausland einschließlich eines Vergleichs der Methoden und Datengrundlagen zur Beurteilung signifikanter Gewässerbelastungen).
- Vergleichende Analyse der ökologischen Bedeutung der im Umweltmanagement angewandten Methoden und Kriterien zur Risikoanalyse hinsichtlich Strukturgüte und Gewässereutrophierung an ausgewählten Fallbeispielen in Hinblick auf *Sensitivität* (welche Parameter und Kriterien sind für eine Beurteilung sensitiv und welchen Einfluss haben Skalierungen), *Skalenabhängigkeit* (wie können die Ergebnisse aggregiert werden, so dass einerseits relevante Informationen erhalten bleiben, andererseits keine unverhältnismäßige Detaillierung entsteht; welche Zeiträume gilt es für die Analysen vorzusehen) sowie *Weitere Unsicherheiten* (wo besteht Informationsbedarf, Datenlücken etc.).
- Entwicklung eines methodischen Vorschlags für eine verbesserte Vorgehensweise bei der verursacherbezogenen Beurteilung der Belastungen vor dem Hintergrund eines effektiven Einsatzes der finanziellen Ressourcen.

1 PROBLEMSTELLUNG UND VORGEHENSWEISE

1.1 Problemstellung

In der Vergangenheit verfolgte die Wasserwirtschaft insbesondere das Ziel, Wasser als Ressource zu nutzen und vom Wasser ausgehende Gefahren, wie zum Beispiel Hochwasser, abzuwehren oder zu vermindern. In den letzten etwa dreißig Jahren stellte sich jedoch eine Veränderung des Verständnisses der Wasserwirtschaft ein. Mit der Einführung des Wasserhaushaltsgesetzes rückte der ökologisch orientierte Gewässerschutz mehr in den Vordergrund, der sich zu einem ganzheitlich gedachten Ansatz entwickelte. Dieser berücksichtigt nicht nur den Wasserkörper und seine Lebensräume, sondern auch die Übergangsbereiche zwischen dem Einzugsgebiet einschließlich aller anthropogenen Nutzungen sowie dem Grundwasser. Aktuelle Fragestellungen sind der Schutz und die Verbesserung des derzeitigen Zustands von Oberflächengewässern und dem Grundwasser, die Sicherung einer nachhaltigen Trinkwasserversorgung und der Schutz der Gewässer vor gefährlichen Schadstoffen. Mit Hilfe eines integrierten Flussgebietsmanagements, in dem ökologische, ökonomische, soziale und technische Rahmenbedingungen für den Umgang mit der Ressource Wasser zusammengeführt werden, wird in Europa sowie im nichteuropäischen Ausland versucht, den Anspruch eines ganzheitlichen Gewässerschutzes umzusetzen.

Am 22.12.2000 trat die EG-Wasserrahmenrichtlinie der Europäischen Gemeinschaft in Kraft (EG-WRRL). Mit der Veröffentlichung dieser Richtlinie sollte über Staats- und Ländergrenzen hinweg eine koordinierte Bewirtschaftung der Gewässer innerhalb der Flusseinzugsgebiete Europas bewirkt und so eine Harmonisierung des Gewässerschutzes innerhalb der Gemeinschaft erreicht werden. Die Wasserrahmenrichtlinie fordert erstmalig, dass auf der Grundlage eines ökosystemaren Ansatzes ein „guter ökologischer Zustand“ erreicht werden soll. Mit dem integrierten Ansatz der EG-WRRL, welcher die Bewertung im Schwerpunkt auf die biologischen Parameter lenkt, ist nicht wie bisher eine *Gewässergütebestimmung*, sondern eine *Gewässerbewertung* möglich und notwendig. Eine erfolgreiche Umsetzung der EG-WRRL erfordert daher die Berücksichtigung aller Zusammenhänge, die Einfluss auf das Funktionieren des Gewässerökosystems haben können.

Eine Aufgabe gemäß EG-WRRL für die europäischen Mitgliedstaaten ist die Erstellung von Flussgebietsbewirtschaftungsplänen bis zum Jahr 2009, welche das Erreichen der angestrebten Ziele sicherstellen sollen. Wesentlicher Aspekt bei der Erstellung solcher Flussgebietspläne ist die Ermittlung von signifikanten anthropogenen Gewässerbelastungen und die Abschätzung ihrer Auswirkungen auf den Gewässerzustand, die so genannte Erstbeschreibung der Flusseinzugsgebiete. Darauf aufbauend soll beurteilt werden, ob die Gewässer die vorgegebenen Umweltziele erreichen können, um gegebenenfalls die entsprechenden Schritte zur Abminderung der Belastungen unternehmen zu können.

In Europa sind durch die EG-WRRL der „gute ökologische“ und der „gute chemische Zustand“ als Zielvorgabe für alle Gewässer vorgeschrieben. Da der „gute ökologische Zustand“ noch nicht abschließend definiert ist, werden innerhalb Europas derzeit bestehende Klassifizierungssysteme als Indikator für die Bedingungen, denen ein biologischer Zustand zugeordnet wird, benutzt. Die Abschätzung der Wahrscheinlichkeit einer Zielerreichung kann also nur ein Prozess sein, der

anhand erster Kriterien vorgenommen und später iterativ verfeinert wird (vgl. Abbildung 1-1). Dabei ist es von Bedeutung, das Risiko einer Fehleinschätzung zu minimieren, um einerseits sicherzustellen, dass alle hinsichtlich der Zielerreichung unsicheren Gewässer tatsächlich erfasst werden, andererseits aber auch zu verhindern, dass Ressourcen beim Monitoring und möglicherweise bei der Durchführung von Maßnahmen unnötig verbraucht werden. Durch eine Verfeinerung der Kriterien kann dieses Risiko verringert werden.

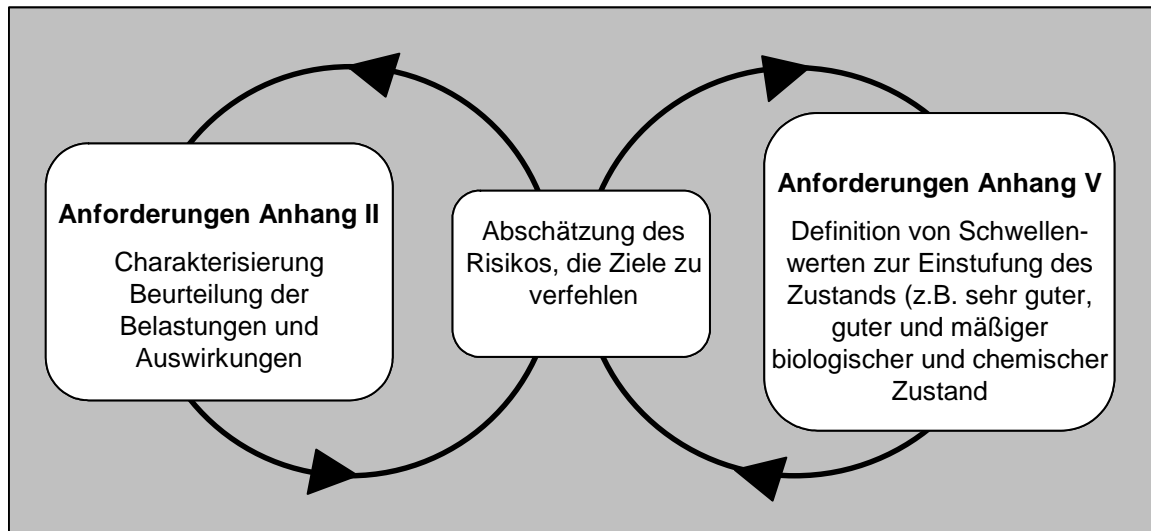


Abbildung 1-1: Risikoanalyse zur Zielerreichung der Wasserrahmenrichtlinie im Zusammenhang mit den Anforderungen nach Anhang II und V der EG-WRRL (Europäische Kommission 2002B)

Die Beurteilung von Gewässerbelastungen und ihren Auswirkungen findet in der Regel anhand vorgegebener Kriterien statt, die auf langjährig bestehenden Klassifikationsschemata beruhen. Für die Beurteilung morphologischer Beeinträchtigungen wird die Gewässerstrukturgüteklasse der Bund-/Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA; 1999; 2000) herangezogen, Einträge organischer Stoffe werden durch das Saprobienindexsystem (DIN 38410-2; 1991) beurteilt, generell werden die Vorgaben zur Einstufung der chemischen und chemisch-physikalischen Parameter nach LAWA (1998) als Richtwerte angesehen. Dabei wird in der Regel die dritte Kategorie (Klasse II für stoffliche Bewertungen, Klasse 3 der Gewässerstrukturgüte) innerhalb eines siebenstufigen Systems als Zielwert gesetzt. Diese Hilfsgrößen für die Bewertung des ökologischen Zustands sind jedoch hinsichtlich der Ziele, die es zukünftig für die Gewässer zu erreichen gilt, in der bisher angewandten Weise nur begrenzt geeignet. Zum jetzigen Zeitpunkt besteht noch keine gesicherte Kenntnis darüber, welche Parameter und Kriterien für eine Beurteilung des ökologischen Gewässerzustands sensitiv sind. Insbesondere die Gewässerstrukturgüte, die bisher anhand der genormten Verfahren zur Strukturgüteerfassung (LAWA 1999, 2000) direkt beurteilt wurde, wird nach den Vorgaben der EG-WRRL nun eher in Hinblick auf die Auswirkungen auf das biologische System bewertet. Auch der Saprobienindex lässt lediglich eine Aussage über den Sauerstoffhaushalt eines Gewässers zu, nicht jedoch über andere stoffliche und morphologische Einflüsse oder den bestehenden biologischen Zustand.

Hinsichtlich der tatsächlichen ökologischen Bedeutung der angewandten Bewertungssysteme und möglicher Wechselwirkungen unter den einzelnen Komponenten bestehen noch zahlreiche

Unsicherheiten. Für eine erste Einschätzung des Gewässerzustands ist es wichtig, die Verbindung zwischen chemischen sowie chemisch-physikalischen Parametern, hydromorphologischen Bedingungen und biologischen Qualitätskomponenten zu analysieren und in die Beurteilung von Gewässerbelastungen zu integrieren. In Abbildung 1-2 sind für die Hilfsgrößen Saprobie, Trophie und Morphologie zur Beurteilung des ökologischen Zustands die üblichen Zielvorgaben sowie die in Deutschland meist angewendete Transformation der Hilfsgrößen in die Bewertungsklassen der EG-WRRL dargestellt. Für die Bewertung des morphologischen Zustands wurde dabei innerhalb der Risikoanalyse nach EG-WRRL von der üblicherweise herangezogenen dritten Bewertungsstufe abgewichen und stattdessen die Strukturgüteklasse 5 als Zielvorgabe betrachtet.

Hilfsgrößen zur Einstufung des Gewässer-Zustands					
SAPROBIE		TROPHIE		MORPHOLOGIE	
Güteklasse nach LAWA	Zustand nach WRRL	Güteklasse nach LAWA	Zustand nach WRRL	Güteklasse nach LAWA	Zustand nach WRRL
I	Sehr gut	I	Sehr gut	1	Sehr gut
I - II		I - II		2	
II	gut	II	gut	3	gut
II - III	mäßig	II - III	mäßig	4	mäßig
III	unbefriedigend	III	unbefriedigend	5	unbefriedigend
III - IV		III - IV		6	
IV	schlecht	IV	schlecht	7	schlecht

Bisherige Zielvorgabe
 Transformation in die Klassen nach EG-WRRL

Abbildung 1-2: Klassifizierung derzeitiger Hilfsgrößen zur Beurteilung des Gewässerzustands und Transformation in das Bewertungsschema der EG-WRRL

Darüber hinaus gehört die richtige Berücksichtigung zeitlicher und räumlicher Vorgaben bei der Zusammenstellung der Daten über Belastungen und den Zustand der Gewässer zu den wichtigsten Aufgaben bei der Risikoanalyse, um gesicherte Aussagen über die Beziehungen zwischen Belastungen und Auswirkungen und damit in einem späteren Schritt die Festlegung angemessener Maßnahmenprogramme zu ermöglichen. So hat die Vorgehensweise bei der Zusammenfassung der Einzelergebnisse einer Gewässeruntersuchung einen wesentlichen Einfluss auf die Identifizierung und Beurteilung von Gewässerbelastungen. Durch eine übermäßige Aggregation können beispielsweise wertvolle Informationen über eine Belastung oder über den Zustand eines Gewässers verloren gehen. Bezüglich der Zeitskala ist es wichtig, geeignete Zeiträume für die Analysen vorzusehen, da Belastungen sich möglicherweise erst Jahre später auswirken oder aber, je nach Abflussgeschehen im Einzugsgebiet oder im Gewässer, völlig unterschiedliche Auswirkungen haben können. Häufig stehen jährlich gemessene Daten zur Verfügung, was für die Betrachtung langfristiger Auswirkungen in der Regel genügt. Große Seen oder Grundwasserkörper z.B. sind den Auswirkungen kumulativer, über mehrere Jahre andauernder Einträge ausgesetzt. Im Gegensatz dazu resultieren

Verschmutzungen von Flüssen oder Küstenbereichen in der Regel aus einer kurzfristig hohen Belastung auf zum Teil begrenzte Ressourcen. In einem solchen Fall liefern jährlich gemessene Daten keine Informationen über signifikante Belastungen, die über einen kürzeren Zeitraum hinweg erfolgen.

Unterschiedliche Ergebnisse können auch dadurch entstehen, ob beispielsweise eine „worst-case-Entscheidung“ getroffen wird, ob Mittelwerte oder eventuell Kombinationen unterschiedlicher Belastungsparameter (z.B. erhöhte Nährstoffkonzentrationen vor einer Stauhaltung) betrachtet werden. Sowohl die Beurteilung der Belastungen als auch die Einschätzung des Gewässerzustands über bisher angewandte Beurteilungskriterien kann ohne Berücksichtigung dieser Aspekte zu einer Fehleinschätzung des Gewässerzustands führen.

Darüber hinaus sind die Konsequenzen für die weitere Bewirtschaftung der Flussgebiete zu berücksichtigen, wie z.B. Auswahl und Anzahl von Messstellen, Messfrequenz und Messzeitpunkten für die Durchführung der Gewässerüberwachung und folglich die Erarbeitung von Maßnahmenprogrammen. In jedem Fall ist die Risikoanalyse von zentraler Bedeutung für die Ermittlung des Handlungsbedarfs und der Maßnahmenprogramme und damit mitentscheidend für zukünftige Investitionen in Gewässerschutzmaßnahmen.

Aktuelle Auswertungen im Zusammenhang mit der Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie zeigten, dass sich etwa 85% aller Fließgewässer in einem ökologischen Zustand befinden, der die Erreichung der vorgegebenen Umweltziele unwahrscheinlich oder zumindest unsicher erscheinen lässt (BMU 2005). Aus diesem Grund ist es besonders wichtig, zu klären, wie die bestehenden Belastungen Verursacher bezogen zu beurteilen sind, um durch eine präzisere Einschätzung des Gewässerzustands fehlgeleitete Investitionen in die Gewässerüberwachung und die Erarbeitung von Verbesserungsmaßnahmen zu vermeiden. Für die Fließgewässer in Deutschland stellen insbesondere Veränderungen der Gewässermorphologie und Belastungen aufgrund von Nährstoffeinträgen, die besonders in abflussschwachen Gewässerabschnitten häufig zu einer Eutrophierung führen, Probleme dar, die es abzumildern gilt (BMU 2005; vgl. Kapitel 3.1), um die Ziele der EG-Wasserrahmenrichtlinie erreichen zu können.

Übermäßig hohe, anthropogen bedingte **Nährstoffeinträge** in Fließgewässer sind aus mehreren Gründen kritisch zu betrachten. Einer davon ist der Transport der Nährstoffe bis hin zu den Küstengewässern und zum Meer. Eine Beurteilung der Nährstofffrachten vor dem Hintergrund des Meeresschutzes wird in dieser Arbeit nicht weiter berücksichtigt. Ein anderes relevantes Problem einer übermäßigen Anreicherung von Nährstoffen in Fließgewässern ist die Eutrophierung der Gewässer, die im Folgenden ausführlich betrachtet werden soll. Grundsätzlich ist die Eutrophierung eines Gewässers im Längsverlauf ein natürlicher Vorgang, der durch den allmählichen Eintrag von Fremdmaterial (z.B. Laub, Totholz) beziehungsweise dem Herauslösen von Stoffen aus dem durchflossenen Einzugsgebiet begründet ist und keine negativen Folgen auf die Gewässerqualität hat (Borchardt, Ibisch, Richter 2004). Erst durch einen übermäßigen Eintrag von Nährstoffen aus anthropogenen Quellen kommt es zu einer unnatürlich hohen Primärproduktion im Gewässer. Als wichtigster Parameter zur Charakterisierung der Trophielage eines Gewässers wird in der Regel die Konzentration der Hauptnährstoffe Phosphor und Stickstoff herangezogen. Die Einschätzung über die Nährstoffkonzentrationen führt ohne

Berücksichtigung von Faktoren wie Gewässerbeschaffenheit, Beschattung, Fließdynamik etc. jedoch häufig zu Fehleinschätzungen des trophischen Zustandes.

Die Beurteilung des Zusammenhanges von Defiziten in der **Gewässerstruktur** mit dem biologischen Zustand ist nach wie vor eine aktuelle Fragestellung. Es besteht offensichtlich ein Zusammenhang zwischen der Morphologie und der Intaktheit der Gewässerbiozönose, aber auch bei einer (bis zu einem gewissen Grad) beeinträchtigten Gewässerstruktur ist ein guter biologischer Zustand grundsätzlich möglich. Die Morphologie eines Fließgewässers wird in Deutschland in der Regel durch die Erhebung der Gewässerstrukturgüte nach LAWA bewertet (vgl. Kapitel 3.3.1). In Gewässerentwicklungskonzepten wird dabei häufig in der freien Landschaft die Gewässerstrukturgüteklasse 3 als Ziel angestrebt, in urbanen Bereichen die Klasse 5. In der LAWA-Arbeitshilfe zur Umsetzung der EG-WRRL (LAWA 2003A) wurde das Erreichen eines „guten Zustands“ als unwahrscheinlich angesehen, wenn auf mehr als 70% der Gewässerstrecke die Strukturgüteklassen 6 und 7 vorliegen, auf 30% bis 70% derart beeinträchtigter Gewässerstrecke wurde die Zielerreichung zumindest als unsicher eingeschätzt.

Der direkte Zusammenhang zwischen der morphologischen Ausprägung eines Gewässers und dem Zustand der biologischen Qualitätskomponenten ist jedoch nicht sicher geklärt. Zudem können auf der üblichen Aggregationsebene - innerhalb der Bestandsaufnahme nach EG-WRRL der „Wasserkörper“, dessen durchschnittliche Größenordnung in Deutschland etwa 15 km Fließlänge bzw. 40 km² Einzugsgebiet beträgt - unter Umständen wichtige kleinräumige Informationen verloren gehen. Daneben muss die Wirkung der stofflichen Belastungen, die parallel zu einer morphologischen Veränderung der Gewässerstrukturen vorhanden sein können, mit berücksichtigt werden. Derzeit stellt sich die zentrale Frage, in welcher Form die Parameter der Gewässerstrukturgüte, die in der derzeit angewandten Weise ein besonders sensibles Beurteilungskriterium für signifikante Belastungen darstellen, für eine Gefährdungseinschätzung aussagekräftig sind. Die Problemstellung bei der Beurteilung zielt in erster Linie auf eine deutlich veränderte Gewässermorphologie ab. Dass eine naturnahe Gewässerbettausbildung keinen guten biologischen Zustand sicherstellt, ist unzweifelhaft, da die Gewässerstruktur nur eine Teilmenge aller Einflüsse darstellt und stoffliche Einflüsse in der Regel stärkere Auswirkungen haben. Kaum möglich ist es jedoch, eine gesicherte Aussage darüber zu treffen, ab welcher Strukturklasse auf welchem Streckenanteil ein guter biologischer Zustand nicht mehr erreicht werden kann. Daher sollen in dieser Arbeit die sensiblen Bereiche herausgearbeitet werden.

1.2 Zielsetzung

Vor diesem Hintergrund hat die vorliegende Arbeit zum Ziel, einen methodischen Beitrag zur Risikoanalyse anthropogener Belastungen zu leisten. Im Mittelpunkt stehen dabei die folgenden Punkte:

- Darstellung der Anforderungen bei der Gewässerbewirtschaftung nach Einführung der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie.
- Dokumentation, Analyse und Vergleich der Kriterien und Verfahren im europäischen Kontext (Aufzeigen der relevanten Gewässerbelastungen in Deutschland wie im europäischen Ausland einschließlich eines Vergleichs der Methoden und Datengrundlagen zur Beurteilung signifikanter Gewässerbelastungen).

- Vergleichende Analyse der ökologischen Bedeutung der im Umweltmanagement angewandten Methoden und Kriterien zur Risikoanalyse (hinsichtlich Strukturgüte und Gewässereutrophierung) an ausgewählten Fallbeispielen in Hinblick auf:
 - o **Sensitivität:** welche Parameter und Kriterien sind für eine Beurteilung sensitiv und welchen Einfluss haben Skalierungen (z.B. Konzentrationsbereiche, Klassenbildung etc.)?
 - o **Skalenabhängigkeit:** wie können die Ergebnisse aggregiert werden, so dass einerseits relevante Informationen erhalten bleiben, andererseits keine unverhältnismäßige Detaillierung entsteht; welche Zeiträume gilt es für die Analysen vorzusehen?
 - o **Weitere Unsicherheiten:** wo besteht Informationsbedarf – Zusammenhänge zwischen biologischen Indikatoren und abiotischen Hilfskomponenten -, außerdem Datenlücken etc.?
- Entwicklung eines methodischen Vorschlags für eine verbesserte Vorgehensweise bei der verursacherbezogenen Beurteilung der Belastungen vor dem Hintergrund eines effektiven Einsatzes der finanziellen Ressourcen bei der Erstellung von Überwachungs- und Maßnahmenprogrammen.

Von Bedeutung sind die Ergebnisse für den praktischen Gewässerschutz durch Integration in ingenieurwissenschaftliche Planungswerkzeuge. Sie leisten einen Beitrag, die Risikoanalyse innerhalb Deutschlands und Europas vergleichbar und zielführender zu gestalten.

1.3 Vorgehensweise

Um die derzeitige Praxis der Flussgebietsbewirtschaftung in Deutschland beurteilen und eine verbesserte Vorgehensweise vorschlagen zu können, soll zunächst die in Deutschland und im europäischen Ausland ausgeübte Praxis analysiert werden. Es wird aufgezeigt, welche Belastungen der Ressource Wasser es gibt und welche Bedeutung sie für die Flusseinzugsgebiete haben. Derzeit übliche Methoden zur Ermittlung und Beurteilung von Gewässerbelastungen und ihren Auswirkungen werden vergleichend untersucht. Grundlage dafür ist zunächst eine Recherche zum Thema Flussgebietsmanagement in Europa in Zusammenhang mit der Umsetzung der EG-WRRL. Es werden aktuelle Ergebnisse ausgewertet, die aus Arbeiten der europäischen Mitgliedstaaten im Rahmen des Umsetzungsprozesses der EG-Wasserrahmenrichtlinie hinsichtlich der Thematik „Analyse signifikanter Belastungen und Auswirkungen“ (Europäische Kommission 2002B), der Bund-/ Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA; 2002B; 2003A; 2003B) sowie anhand eigener Erfahrungen zu dieser Thematik gewonnen wurden (Borchardt & Richter 2003; Borchardt & Richter 2004; Borchardt, Richter, Willecke 2005).

Dieser Darstellung folgt eine vergleichende Anwendung von Methoden und Kriterien der Risikoanalyse auf ausgewählte Fallbeispiele. Der Schwerpunkt hierbei liegt auf einer Betrachtung von Belastungen mit der Folge einer Gewässereutrophierung sowie morphologischen Veränderungen, da diese Belastungen in Deutschland, aber auch in Europa insgesamt als besonders relevant erkannt wurden (vgl. Kapitel 2 und Kapitel 3). Am Beispiel der deutschen

Fallstudien Mittelrhein, Lahn und Main werden Fragestellungen zum Thema „Sensitivität, Skalenabhängigkeit und weitere Unsicherheiten“ bei der Beurteilung von Gewässerbelastungen bearbeitet. Die ausgewählten Fallbeispiele sind als repräsentativ für die allgemeine Situation in Deutschland hinsichtlich der bestehenden Gewässerbelastungen zu bezeichnen, zudem steht eine solide Datengrundlage zur Behandlung der angesprochenen Thematik zur Verfügung. Unter anderem durch die Anwendung verschiedener Methoden und Kriterien zur Beurteilung relevanter Belastungen auf die Fallbeispiele soll an den Beispielen „Gewässereutrophierung“ und „Beeinträchtigung der Gewässermorphologie“ dargestellt werden, welche Unsicherheiten hinsichtlich der gebräuchlichen Bewertungssysteme bestehen und welche vielfältigen Faktoren Einfluss auf die Beurteilung von Gewässerbelastungen haben, ebenso darauf, welche Wechselwirkungen zwischen Gewässerbelastungen und deren Auswirkungen bestehen. Darauf aufbauend soll unter Berücksichtigung der Konsequenzen für die Monitoring- und Maßnahmenprogramme eine methodische Empfehlung für eine verbesserte Herangehensweise an die Ermittlung und Beurteilung von Gewässerbelastungen hinsichtlich der beiden genannten Problemstellungen erarbeitet werden. Aufbauend auf den Ergebnissen soll diskutiert werden, wie eine verbesserte Erstbeschreibung des Gewässerzustands unter Berücksichtigung der Konsequenzen für Monitoring- und Maßnahmenprogramme durchgeführt werden könnte. Es soll unter Zuhilfenahme der ausgewerteten Fallbeispiele ein Vorschlag für eine Entscheidungsmatrix abgeleitet werden, die eine zielgerichtete Beurteilung von Gewässerbelastungen unterstützt.

2 FLUSSGEBIETSMANAGEMENT IN EUROPA – GEWÄSSER-BELASTUNGEN UND METHODEN ZUR ERMITTLUNG UND BEURTEILUNG

2.1 Die Richtlinie des Rates zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik – die EG-Wasserrahmenrichtlinie

In Europa wurden über Jahrzehnte zahlreiche Richtlinien, Verordnungen und Ratsentscheidungen der Europäischen Union erlassen, die sich zum Teil überschneiden, nur in Bereichen aufeinander abgestimmt sind und insgesamt kein schlüssiges Gesamtkonzept der Gewässerschutzpolitik erkennen lassen. Anfang der 90er Jahre wurde aus diesem Grund die Notwendigkeit einer Konsolidierung und Straffung des EU-Wasserrechts erkannt und von der Europäischen Kommission die Idee einer ökologisch orientierten Gewässerschutzrichtlinie entwickelt (Borchardt, Richter, Willecke 2004). Im Februar 1997 wurde ein erster Entwurf einer Richtlinie des Rates zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik – die EG-Wasserrahmenrichtlinie – vorgelegt. Die ergänzte und modifizierte Richtlinie wurde am 22. Dezember 2000 im Amtsblatt der Europäischen Union veröffentlicht und trat damit in Kraft.

Die EG-Wasserrahmenrichtlinie enthält eine Reihe neuer Elemente, welche die Gewässer in ihrer Gesamtheit schützen sollen. Sie integriert nahezu alle EG-Gewässerschutzrichtlinien und erfordert die Aktualisierung eines großen Teils der derzeit bestehenden Richtlinien. Einige der aus den 70er Jahren stammenden Richtlinien wie z.B. zum Schutz der Fischgewässer (78/659/EWG) und Muschelgewässer (79/923/EWG) werden durch die ökologische Ausgestaltung der Wasserrahmenrichtlinie mittelfristig abgelöst. Für die Regelung der Einleitung gefährlicher Stoffe wird die entsprechende Richtlinie aus dem Jahr 1976 (76/464/EWG) sukzessive integriert. Andere Gewässerschutzrichtlinien (wie z.B. die Kommunalabwasserrichtlinie (91/271/EWG), die Nitratrichtlinie (91/676/EWG) und die Trinkwasserrichtlinie (98/83/EG) bestehen fort, werden aber von der WRRL dadurch integriert, dass sie verbindlich in die Maßnahmenprogramme aufzunehmen sind (BMU 2004).

Abbildung 2-1 zeigt die zeitliche Abfolge der einzelnen Schritte der Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie.

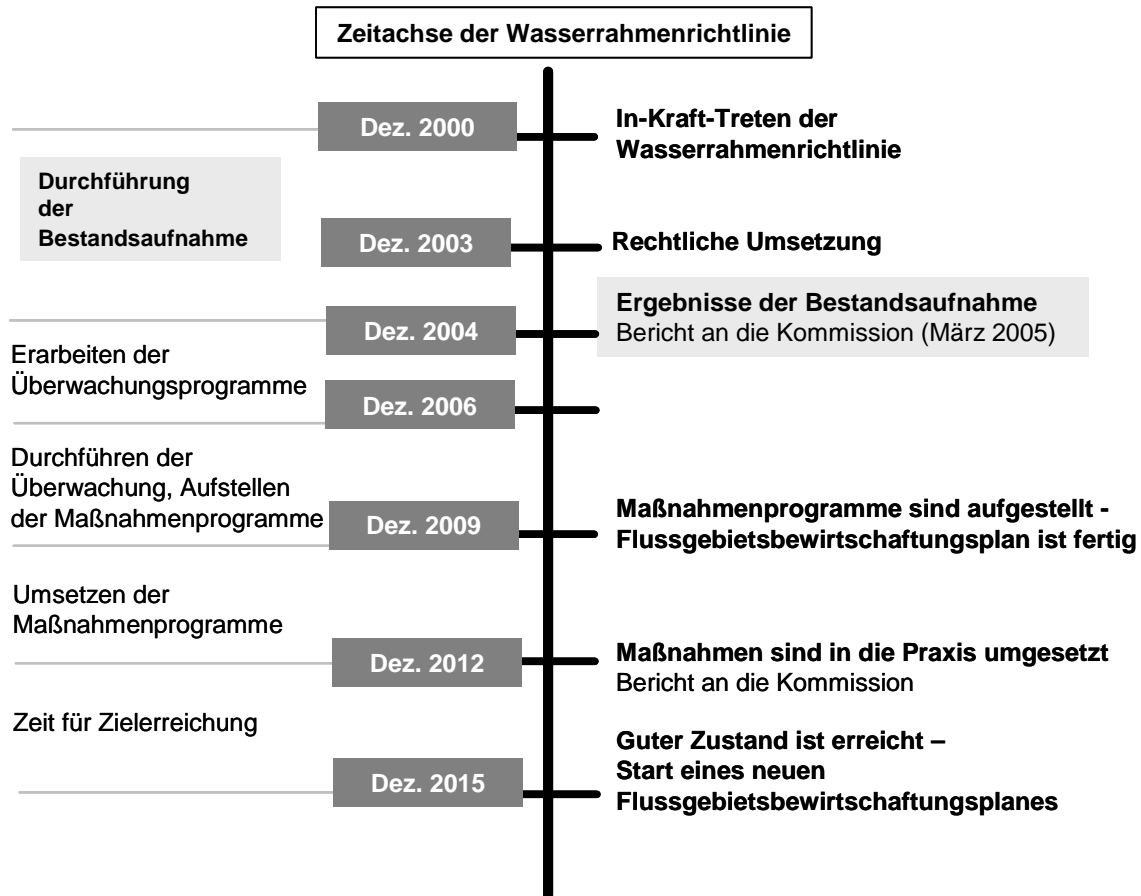


Abbildung 2-1: Zeitplan der EG-Wasserrahmenrichtlinie (BMU 2005)

2.1.1 Ziele der EG-Wasserrahmenrichtlinie und Ausnahmen

Um ein integriertes und aufeinander abgestimmtes Gewässermanagement in Europa zu erreichen, wurden europaweit Ziele für Oberflächengewässer und das Grundwasser festgelegt. Durch sie sollen Verbesserungen des Zustands der Gewässer erreicht oder der derzeitige bestehende Zustand geschützt werden. Hervorzuheben ist dabei auch die flächendeckende Bewirtschaftung der Gewässer, die sich zukünftig an naturräumlichen Grenzen zu orientieren hat. Nachfolgend werden die für die vorliegende Arbeit relevanten Aspekte für Oberflächengewässer detaillierter erläutert.

Ziele nach Artikel 1 EG-WRRL:

- Vermeidung einer weiteren Verschlechterung sowie Schutz und Verbesserung des Zustands der aquatischen Ökosysteme und der direkt von ihnen abhängenden Landökosysteme und Feuchtgebiete im Hinblick auf deren Wasserhaushalt.
- Förderung einer nachhaltigen Wassernutzung.
- Stärkerer Schutz und Verbesserung der aquatischen Umwelt durch Reduzierung, schrittweise Einstellung oder Beendigung von Einleitungen.
- Sicherstellung einer schrittweisen Reduzierung der Verschmutzung des Grundwassers und Verhinderung seiner weiteren Verschmutzung.

- Beitrag zur Minderung der Auswirkung von Überschwemmungen und Dürren.

Der Geltungsbereich der Richtlinie bezieht sich auf alle Oberflächengewässer sowie auf das Grundwasser einschließlich der Übergangs- und Küstengewässer. Oberflächen- und Grundwasser werden sowohl in quantitativer als auch in qualitativer Hinsicht betrachtet. Ein neuer Ansatz ist die Gewässerbewirtschaftung in Einzugsgebieten, wobei in jedem Flusseinzugsgebiet eine Stelle verantwortlich für die Anwendung der Bestimmungen der Richtlinie und die länderübergreifende Abstimmung sein soll. Das vorrangige Umweltziel der EG-WRRL ist das Erreichen eines „guten Zustands“ für Oberflächen- und Grundwasser bis 2015 sowie eine Vermeidung der Verschlechterung der Gewässer, die den „guten Zustand“ bereits erreichen (Artikel 4 EG-WRRL). Der „gute Zustand“ bedeutet unter Bezug auf Anhang V:

- guter ökologischer und chemischer Zustand für Oberflächengewässer
- guter quantitativer und chemischer Zustand für das Grundwasser

Eine Neuerung bei dieser Vorgehensweise ist, dass ökologische Aspekte in die Betrachtung eingehen und nicht mehr in erster Linie die Wasserqualität bewertet wird. Ausnahmen hinsichtlich des Zieles „Guter ökologischer Zustand“ sind möglich, wenn fest definierte Umstände zutreffen (Artikel 4 Abs. 3, 4, 5, 6 und 7):

- Künstliche Gewässer oder Gewässer, die hinsichtlich ihrer hydromorphologischen Merkmale unwiederbringlich erheblich verändert sind, müssen das „gute ökologische Potenzial“ anstelle des „guten ökologischen Zustands“ erreichen. Das „gute Potenzial“ spiegelt den Zustand des Gewässers nach Durchführung aller Maßnahmen wider, die ohne signifikante negative Auswirkungen auf die Nutzungen und die „weitere Umwelt“ realisierbar sind (Absatz 3).
- Stufenweise Umsetzung der Richtlinie: die Fristen können aus Gründen der technischen Durchführbarkeit, unverhältnismäßiger Kosten oder natürlicher Gegebenheiten um maximal 12 Jahre verlängert werden (Absatz 4).
- Für Gewässer, die aufgrund menschlicher Tätigkeiten derart beeinträchtigt oder deren natürliche Gegebenheiten derart beschaffen sind, dass Verbesserungen in der Praxis nicht möglich oder unverhältnismäßig teuer sind, können geringere Umweltziele angesetzt werden (Absatz 5).
- Außergewöhnliche und nicht vorhersehbare Ereignisse natürlichen Ursprungs oder höherer Gewalt, wie z.B. Dürren oder Überschwemmungen, erlauben eine vorübergehende Verschlechterung des Zustands von Wasserkörpern (Absatz 6).
- Die Mitgliedstaaten verstoßen nicht gegen die Richtlinie, wenn das Nichterreichen der Ziele die Folge von neuen Änderungen der physischen Merkmale von Oberflächengewässern sowie des Grundwasserpegels oder die Folge neuer nachhaltiger Entwicklungstätigkeiten ist (Absatz 7).

Darüber hinaus verfolgt die Richtlinie höhere Schutzziele durch die Ausweisung von Schutzgebieten, z.B. Gewässer, die der Entnahme von Trinkwasser dienen, Erholungsgewässer, Gewässer zum Schutz wirtschaftlich bedeutender aquatischer Arten etc. (Artikel 6). Zum Erreichen der Schutzziele sieht die WRRL Maßnahmenprogramme (Artikel 11 EG-WRRL) und

so genannte Flussgebietsbewirtschaftungspläne (Artikel 13 EG-WRRL) vor. Die Flussgebietsbewirtschaftungspläne werden für jede Flussgebietseinheit erstellt und spätestens neun Jahre nach Inkrafttreten der Richtlinie veröffentlicht.

Oberflächengewässer müssen einen „guten ökologischen“ und einen „guten chemischen Zustand“ erreichen. Nur, wenn beides erfüllt ist, sind die Umweltziele erreicht.

Ein Oberflächengewässer weist einen „guten **chemischen Zustand**“ auf, wenn die europaweit festgelegten Qualitätsziele für bestimmte gefährliche Chemikalien eingehalten werden. Die Umweltqualitätsnormen zur Bestimmung des chemischen Zustands sind festgelegt in:

- Artikel 16 EG-WRRL und Anhang X (prioritäre Stoffe)
- Anhang IX EG-WRRL (Emissionsgrenzwerte und Qualitätsziele der Richtlinie 76/464/EWG – Ableitung gefährlicher Stoffe und Tochterrichtlinien)
- sonstigen Richtlinien der Gemeinschaft (z.B. Nitratrichtlinie und Anhang VI der Pflanzenschutzmittelrichtlinie)

Von der Europäischen Kommission wurde eine Liste von insgesamt 33 Stoffen bzw. Stoffgruppen festgelegt, die ein erhebliches Risiko für die aquatische Umwelt bzw. durch die aquatische Umwelt für den Menschen darstellen. Gemäß Artikel 16 wird zwischen den so genannten prioritären und prioritär gefährlichen Stoffen unterschieden. Mit der Einordnung eines Stoffes als prioritärer gefährlicher Stoff ist die Maßgabe verbunden, die Einleitungen, Emissionen und Verluste nicht nur schrittweise zu verringern, sondern zu beenden oder schrittweise einzustellen. Zur Umsetzung des Artikel 16 der EG-WRRL wurde von der Europäischen Kommission ein beratendes Expertengremium („Expert Advisory Forum Priority Substances“, EAF) einberufen, welches sich aus Vertretern aller Mitgliedstaaten, der europäischen Umweltagentur, den Beitrittsländern und Industrie und Umweltverbänden zusammensetzt (BMU 2006A).

Der gute chemische Zustand ist erreicht, wenn alle chemischen Umweltqualitätsnormen eingehalten sind (ja/nein-Entscheidung).

Der **ökologische Zustand** wird nach einem fünfstufigen Klassifikationssystem (vgl. Abbildung 2-2), welches in Anhang V der EG-WRRL definiert ist, beurteilt.

Grundlegend neu ist der Ansatz der Bewertung gemäß dem Gewässertyp und der Abweichung von einem Referenzzustand. Die in Anhang XI der EG-WRRL vorgenommene Zuordnung der Oberflächengewässer unterteilt Deutschland in sieben Ökoregionen: Flüsse und Seen in „zentrales Flachland“, „westliches Flachland“, „zentrales Mittelgebirge“, „westliches Mittelgebirge“ und „Alpen“, Übergangs- und Küstengewässer in die Ökoregionen „Nordsee“ und „Ostsee“. Zur biologischen Bewertung von Flüssen, Seen, Übergangs- und Küstengewässern erfolgt eine feinskalige Einteilung in Gewässertypen, die im unbelasteten Zustand eine jeweils spezifische Lebensgemeinschaft besitzen. Diese Typen differenzieren und repräsentieren die Empfindlichkeit der natürlichen Lebensgemeinschaften gegenüber menschlichen Einflüssen. Für jeden Gewässertyp musste eine zoologische und botanische Referenz-Artenliste erstellt werden. In Deutschland wurden insgesamt 25 Fließgewässertypen definiert (vgl. Anhang A).

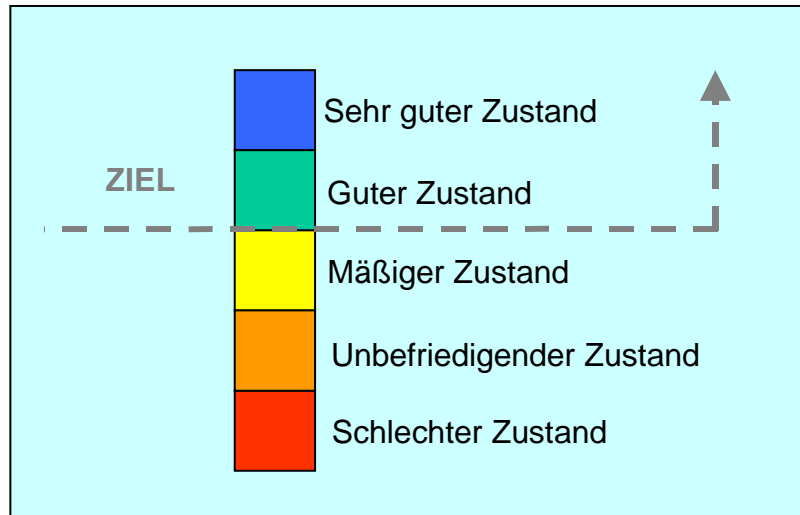


Abbildung 2-2: Klassifizierung des ökologischen Zustands nach Anhang V der EG-WRRL

Biologische Qualitätskomponenten

Der biologische Zustand wird bestimmt über die Zusammensetzung und Häufigkeit der Gewässerflora, der benthischen wirbellosen Fauna und über Zusammensetzung, Häufigkeit und Altersstruktur der Fischfauna (außer Küstengewässer). Bewertet wird die Abweichung der vorhandenen Bedingungen von denen, die bei Abwesenheit störender Einflüsse zu erwarten wären (sehr guter Zustand).

Hydromorphologische Qualitätskomponenten

Hydrologische und morphologische Bedingungen (z.B. Wasserhaushalt, Morphologie, Gezeiten) werden unterstützend zur Biologie bewertet, was bedeutet, dass sie gerade eben einen solchen Zustand aufweisen müssen, dass unter den bestehenden Bedingungen für die biologischen Qualitätskomponenten ein guter Zustand erreicht werden kann.

Chemische und chemisch-physikalische Qualitätskomponenten

Die chemischen und chemisch-physikalischen Qualitätskomponenten sind in drei Bereiche unterteilt, wobei unterschiedliche Qualitätsstandards definiert sind. Die „allgemeinen Parameter“ wie z.B. Temperatur, Sauerstoffgehalt, pH-Wert etc. müssen Werte aufweisen, innerhalb dessen die Funktionsfähigkeit des Ökosystems und die Einhaltung der Werte für die biologischen Qualitätskomponenten gewährleistet sind. Die spezifischen synthetischen und die spezifischen nicht-synthetischen Schadstoffe hingegen müssen Konzentrationen aufweisen, die unterhalb von in Anhang V spezifizierten Umweltqualitätsnormen liegen. In Abbildung 2-3 sind beispielhaft für Fließgewässer die Qualitätskomponenten zur Bewertung des ökologischen und chemischen Zustands dargestellt.

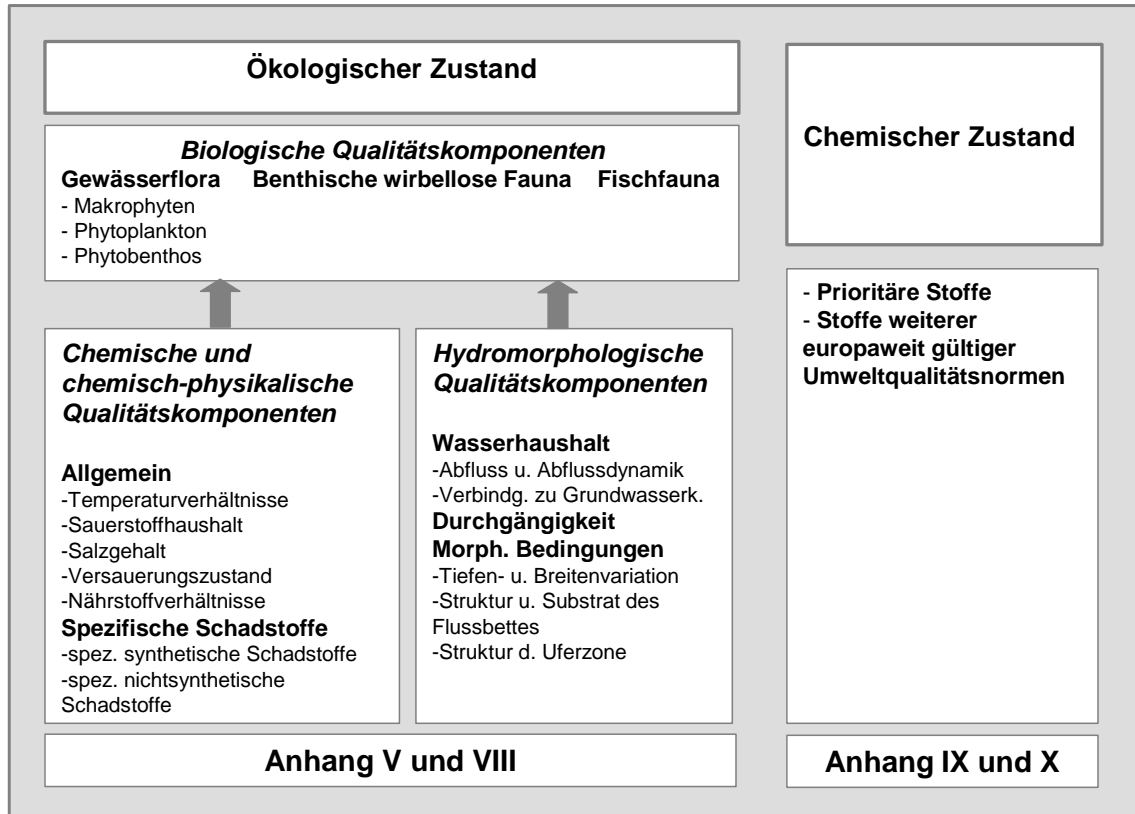


Abbildung 2-3: Komponenten des ökologischen und chemischen Zustands von Fließgewässern nach EG-WRRL

Erstellung von Flussgebietsbewirtschaftungsplänen

Eine der ersten Aufgaben, die zur Umsetzung der Vorgaben der EG-WRRL erforderlich sind, ist die Identifizierung und Zuordnung der Wasserkörper zu einer Flussgebietseinheit. Bis Ende 2009 sind für jede Flussgebietseinheit Bewirtschaftungspläne zu erstellen, die unter anderem folgende Angaben enthalten müssen (Artikel 13 und Anhang VII):

- Allgemeine Beschreibung der Merkmale der Flussgebietseinheit gemäß Artikel 5 und Anhang II.
- Zusammenfassung der signifikanten anthropogenen Belastungen und ihrer Auswirkungen auf den Zustand von Oberflächengewässern sowie dem Grundwasser (Bestandsaufnahme nach Anhang II).
- Ermittlung und Kartierung der Schutzgebiete gemäß Artikel 6 und Anhang IV.
- Karten der Überwachungsnetze und Darstellung der Ergebnisse der Überwachungsprogramme.
- Liste der Umweltziele gemäß Artikel 4 für Oberflächengewässer, Grundwasser und Schutzgebiete.
- Zusammenfassung der wirtschaftlichen Analyse des Wassergebrauchs gemäß Artikel 5 und Anhang III.

- Zusammenfassung des Maßnahmenprogramms oder der Maßnahmenprogramme gemäß Artikel 11.

Bis Ende 2004 waren die Analyse der Merkmale der Flussgebietseinheiten, die Überprüfung der Auswirkungen der menschlichen Tätigkeiten auf die Gewässer sowie die wirtschaftliche Analyse abzuschließen (Artikel 5 EG-WRRL). In Abbildung 2-4 sind die Schritte der Analyse der Merkmale der Flussgebietseinheiten sowie der Bestandsaufnahme der Belastungen dargestellt.

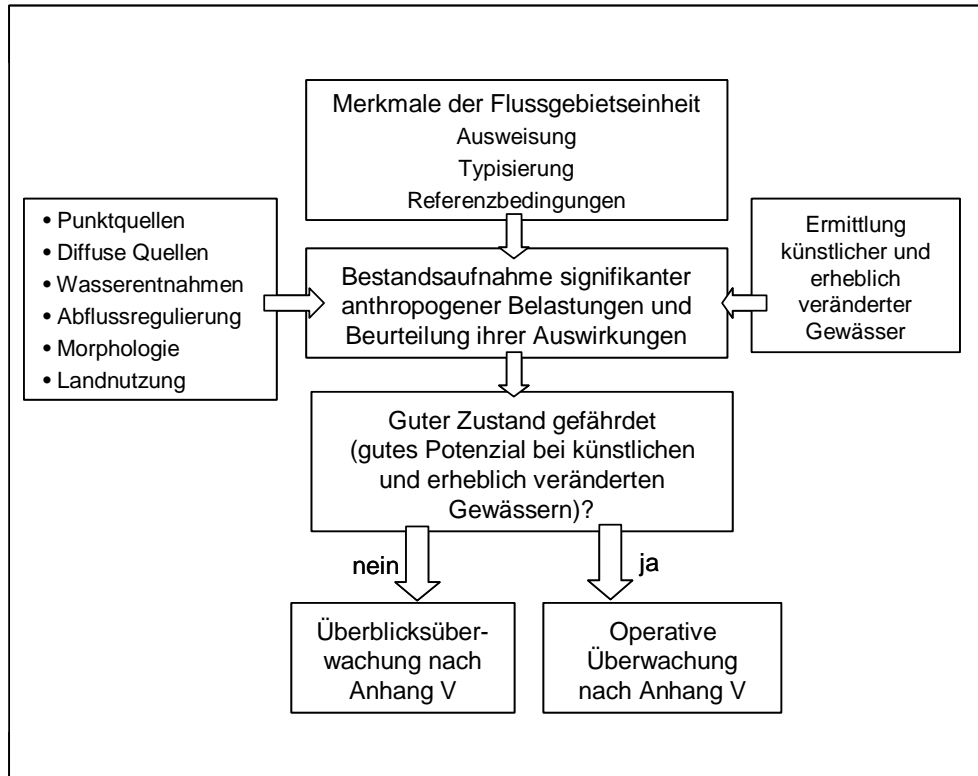


Abbildung 2-4: Anhang II - Charakterisierung der Gewässer und Bestandsaufnahme der Belastungen nach der EG-WRRL

2.1.2 Analyse der Merkmale einer Flussgebietseinheit

Die Analyse der Merkmale einer Flussgebietseinheit wird nach den Vorgaben des Anhangs II EG-WRRL durchgeführt. Der erste Schritt dabei ist die Einordnung eines Oberflächengewässers in die Kategorie Fluss, See, Übergangsgewässer oder Küstengewässer, künstliches oder erheblich verändertes Gewässer. Dieser Einstufung folgt eine Unterteilung der Gewässer in die Gewässertypen. Die Unterscheidung erfolgt anhand verschiedener physikalischer und chemischer sowie chemisch-physikalischer Merkmale, wie z.B. Geologie, Größe, Gestalt des Flussbettes, Säurebindungsvermögen etc. Die Zuordnung zu Gewässertypen ist ein relevanter Teil der Analyse, da der gute Zustand nach Anhang V gewässertypenbezogen definiert ist. Für die verschiedenen Gewässertypen müssen typspezifische Referenzbedingungen definiert werden, um den Zustand in den jeweiligen Gewässern beurteilen zu können.

2.1.3 Ermittlung signifikanter Belastungen und Beurteilung der Auswirkungen

Wesentliche Schritte der Bestandsaufnahme sind neben der Charakterisierung der Gewässer die Ermittlung der signifikanten Belastungen der Wasserkörper und die Beurteilung ihrer

Auswirkungen. In Anhang II EG-WRRL sind die menschlichen Aktivitäten festgelegt, deren Auswirkungen es zu beurteilen gilt. Wie in Abbildung 2-4 dargestellt, handelt es sich dabei z.B. um Einleitungen aus Punktquellen wie Kläranlageneinleitungen, um diffuse Quellen wie Stoffeinträge aus landwirtschaftlich genutzten Flächen, sowie um Auswirkungen von Wasserentnahmen, Abflussregulierungen und morphologischen Veränderungen.

Die Empfindlichkeit eines Wasserkörpers gegenüber den Belastungen muss bei der Beurteilung der Auswirkungen auf den Zustand des betrachteten Wasserkörpers mit berücksichtigt werden. Auf der Grundlage der zu den genannten Zwecken zusammengestellten Daten muss abgeschätzt werden, ob ein Wasserkörper die Umweltziele – also den „guten ökologischen Zustand“ bzw. das „gute ökologische Potenzial“ als Ausnahmeregelung sowie den „guten chemischen Zustand“ – voraussichtlich erreichen wird. Um die Risikoanalyse in Deutschland möglichst einheitlich zu gestalten, wurde von der LAWA ein Arbeitspapier (LAWA 2003B) erstellt, in dem Kriterien zur Beurteilung der Belastungen und Auswirkungen sowie eine mögliche Vorgehensweise der aggregierten, auf den Wasserkörper bezogenen Bewertung vorgeschlagen werden, die jedoch nicht rechtlich bindend sind (vgl. Kapitel 3.4).

Die Abschätzung, ob ein Wasserkörper den „guten Zustand“ bis 2015 voraussichtlich erreicht, kann, wenn keine weiteren Daten vorhanden sind, allein über die vorliegenden Daten zu bestehenden Gewässerbelastungen vorgenommen werden, was jedoch bedeutet, dass aufgrund großer Unsicherheiten eine größere Anzahl von Wasserkörpern als potenziell gefährdet, den „guten Zustand“ nicht zu erreichen, angesehen wird. Daneben können verschiedene Hilfskomponenten mitberücksichtigt werden, z.B. der Saprobienindex, die Trophiestufe oder die Strukturgüteklasse. Diese Komponenten sind Immissionskomponenten und geben somit bereits Auskunft darüber, ob Auswirkungen auf den Wasserkörper festgestellt wurden. Anhand dieser Hilfskomponenten kann jedoch noch nicht der ökologische Zustand nach Anhang V beurteilt werden. Eine annäherungsweise Beurteilung der Qualitätskomponenten nach Anhang V kann über möglicherweise vorhandene Kenntnisse zu den biologischen Qualitätskomponenten vorgenommen werden, für deren Bewertung derzeit jedoch noch große Daten- sowie Wissenslücken bestehen. Da der „gute ökologische Zustand“ zudem bisher noch nicht abschließend definiert ist, muss zunächst auf bestehende Klassifikationsschemata und Bewertungsverfahren zurückgegriffen werden.

Für alle Wasserkörper, die den guten Zustand voraussichtlich nicht erreichen, muss als Folge ein operatives Monitoring durchgeführt werden. Die Ergebnisse der Risikoanalyse sollen genutzt werden, um die Ausgestaltung der Überwachungsprogramme nach Artikel 8 sowie der Maßnahmenprogramme nach Artikel 11 zu optimieren.

2.1.4 Überwachungsprogramme

Bis spätestens Ende 2006 müssen die Mitgliedstaaten Überwachungsprogramme nach Artikel 8 EG-WRRL aufstellen, die dazu genutzt werden, einen umfassenden Überblick über den Zustand der Gewässer in jeder Flussgebietseinheit zu erhalten, die Wasserkörper zu bewerten (Klassifizierung der Oberflächenwasserkörper in die fünf Stufen nach EG-WRRL: sehr gut, gut, mäßig, unbefriedigend, schlecht) und charakterisieren (genauere Untersuchung der jeweiligen Indikatoren für die einzelnen Qualitätskomponenten), Belastungstrends zu erfassen und den Erfolg von Verbesserungsmaßnahmen zu dokumentieren.

Für Oberflächengewässer werden drei unterschiedliche Arten von Monitoring durchgeführt.

- Überblicksweise Überwachung

Die überblicksweise Überwachung wird durchgeführt, um langfristige Veränderungen aufgrund natürlicher oder anthropogener Einflüsse zu bewerten, und um künftige Überwachungsprogramme wirksam und effizient gestalten zu können. Es müssen alle Parameter überwacht werden, die die biologische, hydromorphologische und physikalisch-chemische Qualität eines Gewässers kennzeichnen. Sie erfolgt durch ein festes, relativ grobmaschiges Messstellennetz und umfasst Flusseinzugsgebiete mit einer maximalen Größe von 2 500 km.

- Operative Überwachung

Die operative Überwachung wird mit dem Ziel durchgeführt, den Zustand der Oberflächengewässer zu bestimmen und zu überprüfen, ob durchgeführte Maßnahmen den Zustand des Gewässers verbessert haben. Sie stützt sich auf ein variables, engmaschigeres Messstellennetz und wird an denjenigen Stellen durchgeführt, an denen die Überblicksüberwachung nicht mindestens einen guten Gewässerzustand ergeben hat bzw. die Ergebnisse der Bestandsaufnahme zu der Einschätzung führen, dass der „gute Zustand“ möglicherweise nicht erreicht wird. Bei der operativen Überwachung brauchen nur diejenigen Qualitätskomponenten berücksichtigt werden, die für die vorhandenen Belastungen kennzeichnend sind.

- Überwachung zu Ermittlungszwecken

Diese Überwachung umfasst Sonderuntersuchungen, wenn die Gründe für das Nicht-Erreichen der Umweltziele unbekannt sind (Belastungen unbekannter Herkunft), oder um Ausmaß und Auswirkungen unbeabsichtigter Verschmutzungen festzustellen.

In Anhang V der EG-WRRL sind Vorgaben zur Gestaltung der Programme und den einzuhaltenden Überwachungsfrequenzen festgelegt.

2.1.5 Maßnahmenprogramme

Bis Ende 2009 sind auf der Grundlage der Ergebnisse aus der Bestandsaufnahme und dem Monitoring Maßnahmenprogramme aufzustellen und bis Ende 2012 umzusetzen (Artikel 11 EG-WRRL). Die Maßnahmenprogramme sind in die Flussgebietsbewirtschaftungspläne zu integrieren. Sie bestehen aus „grundlegenden“ und „ergänzenden Maßnahmen“. „Grundlegende Maßnahmen“ sind die zu erfüllenden Mindestanforderungen und beinhalten Maßnahmen zur Umsetzung der EU-Wassergesetzgebung, wie z.B. der Nitratrichtlinie (91/676/EWG) oder der Richtlinie über die Behandlung von kommunalem Abwasser (91/271/EWG). „Ergänzende Maßnahmen“ sind Maßnahmen, die zusätzlich zu den grundlegenden Maßnahmen geplant und ergriffen werden. Dies sind z.B. Rechtsinstrumente, administrative, wirtschaftliche oder steuerliche Instrumente. In Anhang VI der EG-WRRL ist eine nicht erschöpfende Liste mit „ergänzenden Maßnahmen“ zu finden.

Die Maßnahmenprogramme sollen durch eine integrierte Herangehensweise, die alle Belange und Interessengruppen berücksichtigt, erarbeitet werden. Auf dieser Basis sollen weitere Maßnahmen zusammengestellt werden, die im Vergleich zum ökologischen Effekt im Wasserkörper kostengünstig sind (Ermittlung kosteneffizienter Maßnahmenkombinationen).

Detaillierte Informationen aus der wirtschaftlichen Analyse der Wassernutzungen, die bis 2004 für die Flussgebiete vorliegen musste, sollen bei der Erstellung kosteneffizienter Maßnahmenprogramme genutzt werden.

2.2 Der IMPRESS-Leitfaden zur Ermittlung signifikanter anthropogener Gewässerbelastungen in Zusammenhang mit der Umsetzung der EG-WRRL

Aufgrund der Komplexität der Anforderungen der EG-WRRL ergibt sich auf Seiten der Mitgliedstaaten, insbesondere bei den zuständigen Behörden, ein hoher Klärungsbedarf, was die entsprechenden Arbeiten zur Umsetzung der Richtlinie betrifft. Aus diesem Grunde sind im Rahmen der gemeinsamen Umsetzungsstrategie zur EG-WRRL verschiedene Leitfäden entwickelt worden, welche die Interpretation verschiedenster Aspekte der Richtlinie unterstützen und europaweit einen harmonischen und einheitlichen Umsetzungsprozess ermöglichen sollen, rechtlich jedoch nicht bindend sind (UBA 2004A). In diesem Zusammenhang wurde auch der IMPRESS-Leitfaden (Europäische Kommission 2002B) zur Ermittlung signifikanter anthropogener Gewässerbelastungen nach Anhang II der EG-WRRL erarbeitet. Parallel zu den Bemühungen auf europäischer Ebene hat die LAWA entsprechende Kriterienpapiere und Handlungsanleitungen erstellt, die sich an den europäischen Leitfäden orientieren, jedoch speziell auf die deutsche Situation abgestimmt sind. Zwischen den Arbeiten auf europäischer und deutscher Ebene hat dabei ein ständiger Austausch stattgefunden. Vorgaben aus der IMPRESS-Gruppe wurden in das LAWA-Kriterienpapier übernommen, andersherum sind die Kriterien des LAWA-Papiers in der IMPRESS-Leitlinie als eine mögliche Vorgehensweise zur Beurteilung von Belastungen aufgeführt. Zudem wurde im Rahmen einer IWA-Konferenz in 2002 zum Flussgebietsmanagement ein Sonderheft zu diesem Thema erstellt, in dem die Vorgehensweise bei der Bestandsaufnahme nach IMPRESS-Leitfaden und LAWA-Kriterienpapier erläutert wurde (Borchardt & Richter 2003).

Das LAWA-Kriterienpapier wird in Kapitel 3.4 ausführlicher beschrieben. Der IMPRESS-Leitfaden sollte Experten und Interessengruppen als eine Anleitung für die Beurteilung der auf menschliche Aktivitäten zurückzuführenden Risiken für die Ziele der EG-WRRL dienen, mit besonderem Fokus auf die bis Ende 2004 durchzuführenden Beurteilungen. Die Leitlinie sollte dabei helfen, die Belastungs- und Auswirkungsanalysen durchzuführen und die hierzu erwarteten Ergebnisse und zu verstehen, außerdem die Ergebnisse der Analysen bei der Entwicklung von Bewirtschaftungsplänen zu verwenden und die Ergebnisse der Analysen an die Europäische Kommission zu berichten (IMPRESS-Bericht für jede Flussgebietseinheit), wie in der Richtlinie verlangt (Europäische Kommission 2002B). Das Dokument baut auf der Sammlung von Informationen über gegenwärtige Kenntnisse und Methoden zur Beurteilung anthropogener Belastungen und ihrer Auswirkungen in den Mitgliedstaaten auf. Es wurden Checklisten über Gewässerbelastungen, die es zu erfassen galt, ebenso wie über mögliche Auswirkungen erstellt, außerdem Regeln für die Risikobewertung und die Berücksichtigung vorhandener Daten abgeleitet. In Abbildung 2-5 wird ein kurzer Überblick über den Zeitrahmen gegeben, innerhalb dessen die IMPRESS-Analyse (= Risikoanalyse) und andere Prozesse, die in Zusammenhang mit der Umsetzung der EG-WRRL stehen, stattfinden sollen, danach folgt eine kurze Zusammenfassung der wichtigsten Aussagen des Leitfadens.

- Die ersten Analysen müssen durchgeführt werden, indem angemessene Abschätzungen über die Belastungen und ihre Auswirkungen zugrunde gelegt werden. Dabei muss man sich jedoch der Unsicherheiten bezüglich der zur Erfüllung der Richtlinienziele erforderlichen Umweltbedingungen und der Unsicherheiten in der Abschätzung der Auswirkungen bewusst sein und diese berücksichtigen.
- Aufgrund der derzeit noch bestehenden Unsicherheiten ist die Erstellung der Bewirtschaftungspläne ein Prozess, den es mit der Zeit anhand weiterer Analysen zu verfeinern gilt.
- Die Beurteilung, ob ein Risiko bezüglich der Zielerreichung besteht, muss nicht nur den Ist-Zustand eines Gewässers berücksichtigen, sondern auch dessen Entwicklung bis 2015. Deshalb sollte die Analyse Aussagen treffen über:
 - die in 2004 ermittelten Belastungen und Auswirkungen, die der Grund dafür sein können, dass der Zustand eines Gewässers schlechter als „gut“ ist,
 - die Entwicklung der Belastungen bis 2015 und ob sie der Grund für eine Zielverfehlung sein können, falls bis dahin keine geeigneten Maßnahmenprogramme umgesetzt werden.

Prognosen darüber, wie sich Belastungen entwickeln werden, müssen somit auch berücksichtigen, wie sich unter bestehenden gesetzlichen Regelungen vereinbarte Maßnahmenprogramme auswirken und wie sich ökonomische Belange entwickeln werden, die einen Einfluss auf die Wassernutzung haben. Von der IMPRESS-Arbeitsgruppe wurde u.a. ein „Baseline Szenario“ definiert, welches eine Einschätzung der Auswirkungen unter Berücksichtigung von Trends oder sozioökonomischen Prognosen bezüglich anthropogener Aktivitäten, politischer Entwicklungen, Gesetzgebungen oder natürlicher Veränderungen bis 2015 vorgibt.

2.3 Gewässerbelastungen und Methoden zur Beurteilung in Europa

Nachfolgend wird ein kurzer Überblick darüber gegeben, welche Gewässerbelastungen in Europa vorkommen, und beispielhaft aufgezeigt, anhand welcher Methoden sie in der Regel ermittelt und bewertet werden. Grundsätzlich besteht in Europa ein hoher Deckungsgrad bezüglich Wasserversorgung und Abwassersystem, in urbanen Bereichen nahezu 100 %. Mängel in dieser Hinsicht existieren hauptsächlich im östlichen Teil Europas (UNESCO 2005). Viele Gewässer in Europa sind jedoch verschmutzt, zudem ist ein großer Anteil der Fließgewässer in seiner Morphologie beeinträchtigt. Seit Dezember 2000 ist ein integriertes Flussgebietsmanagement zur Sicherstellung eines umfassenden Gewässerschutzes durch das in Krafttreten der EG-WRRL ein gesetzlich festgelegtes Erfordernis geworden.

Im Frühjahr 2004 fand im Rahmen des Umsetzungsprozesses der EG-WRRL ein internationaler Workshop der IMPRESS-Arbeitsgruppe (vgl. Kapitel 2.2) zu den Ergebnissen der ersten Bestandsaufnahme des Gewässerzustands nach Artikel 5 EG-WRRL statt. Begleitend dazu wurde eine Umfrage in allen europäischen Mitgliedstaaten durchgeführt, die von 18 Staaten beantwortet wurde und dazu dienen sollte, einen ersten Überblick über die bestehenden Gewässerbelastungen und Probleme bei der Bestandsaufnahme zu geben. Abbildung 2-6 zeigt

für Oberflächengewässer, welche Gewässerbelastungen als „am bedeutendsten“, „bedeutend“ oder „nicht bedeutend“ beurteilt wurden.

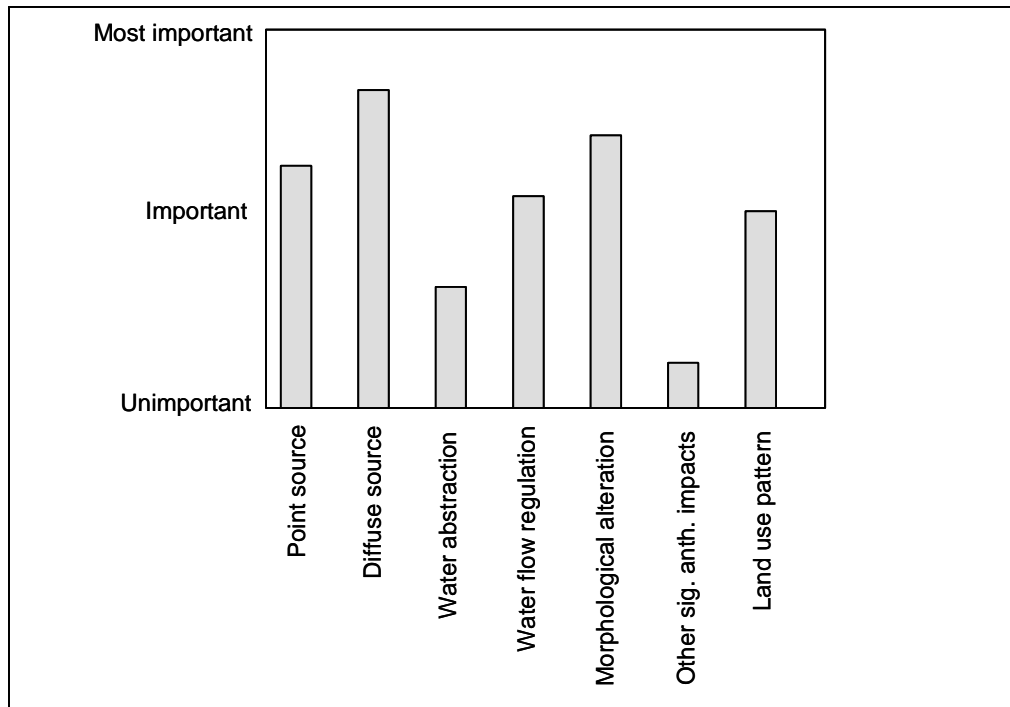


Abbildung 2-6: Einstufung der Belastungen von Oberflächengewässern in Europa (IFOK 2004, verändert)

Diffuse Quellen wurden Oberflächengewässer als „bedeutendste Belastung“ klassifiziert. Für Oberflächengewässer stellen morphologische Veränderungen die nächst „bedeutsame“ Belastung in den meisten Staaten dar, dicht gefolgt von Punktquelleneinträgen und Abflussregulierung. Von fünfzehn Mitgliedstaaten wurde angegeben, welche Qualitätselemente für die Beurteilung des Gewässerzustandes am häufigsten analysiert wurden. Außerdem wurde beurteilt, ob die Qualitätskomponenten nach Anhang V EG-WRRL hinsichtlich des wahrscheinlichen Erreichens der angestrebten Umweltziele positiv oder negativ beurteilt wurden (vgl. Abbildung 2-7). Grundsätzlich ist der ökologische Zustand insgesamt häufig derart beurteilt worden, dass eine Zielerreichung als unwahrscheinlich angesehen wird. Bei den Einzelkomponenten sind es die Gewässermorphologie, das hydrologische Regime und die Nährstoffverhältnisse, gefolgt von der linearen Durchgängigkeit der Gewässer, welche als Ursache für die Zielverfehlung angesehen wurden.

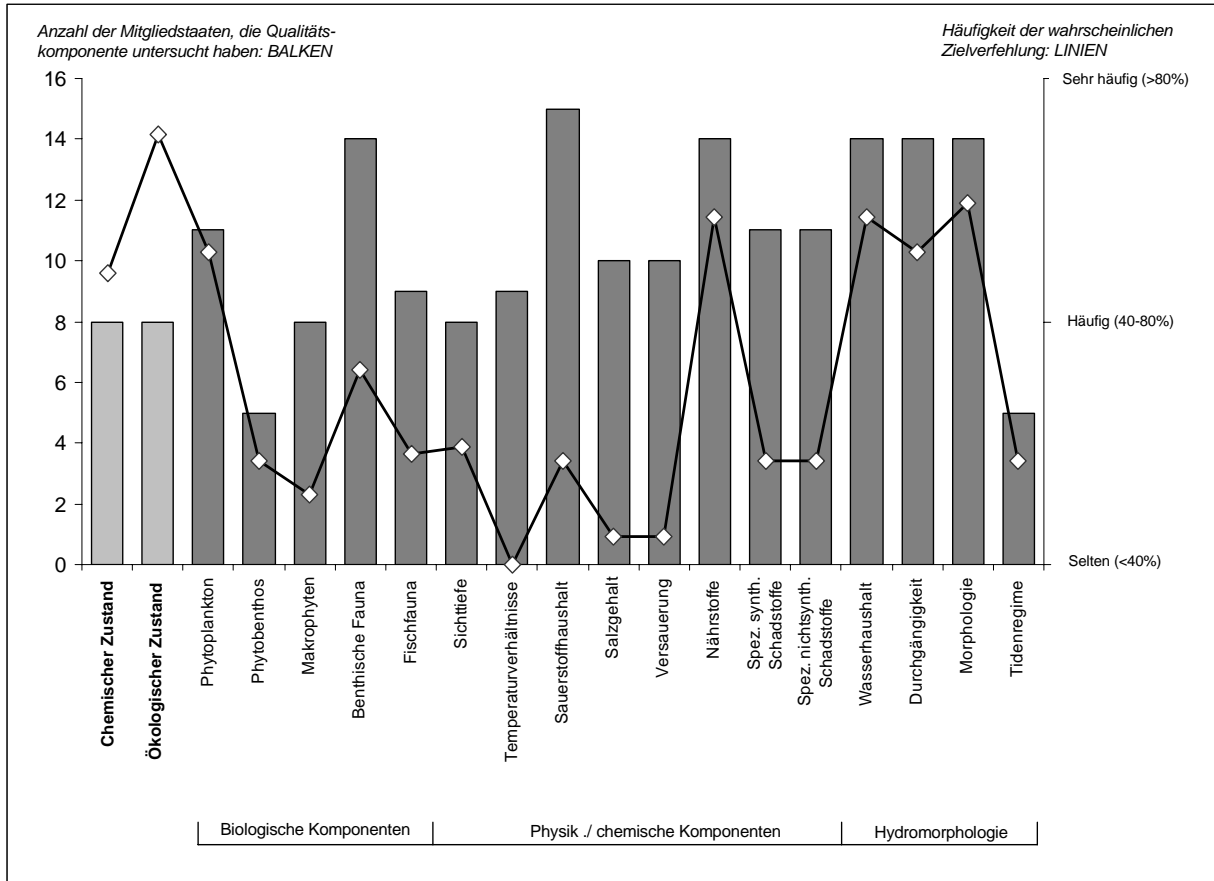


Abbildung 2-7: Oberflächengewässer – untersuchte Qualitätskomponenten (Balken); Wahrscheinlichkeit, die Umweltziele nicht zu erreichen (Linien) in 15 europäischen Mitgliedstaaten (IFOK 2004)

Zum Zeitpunkt des Workshops konnten erst wenige Staaten genauere Angaben über die Einstufung ihrer Gewässer hinsichtlich des Erreichens der Umweltziele beisteuern. Insgesamt sind in diesen Staaten im Schnitt knapp 60% aller Oberflächengewässer gefährdet, den guten Zustand nach EG-WRRL zu verfehlen. Staaten, die eine miteinander vergleichbare Situation aufweisen, sind Deutschland und Österreich. Norwegen besitzt den größten Anteil an Gewässern, die den „guten Zustand“ wahrscheinlich erreichen, die Niederlande den geringsten (vgl. Abbildung 2-8). In Schottland wurden vier Kategorien gebildet, „not at risk“, „probably not at risk“, „probably at risk“ und „at risk“. Die beiden mittleren Kategorien wurden für die Darstellung zusammengefasst, um eine Vergleichbarkeit zu ermöglichen.

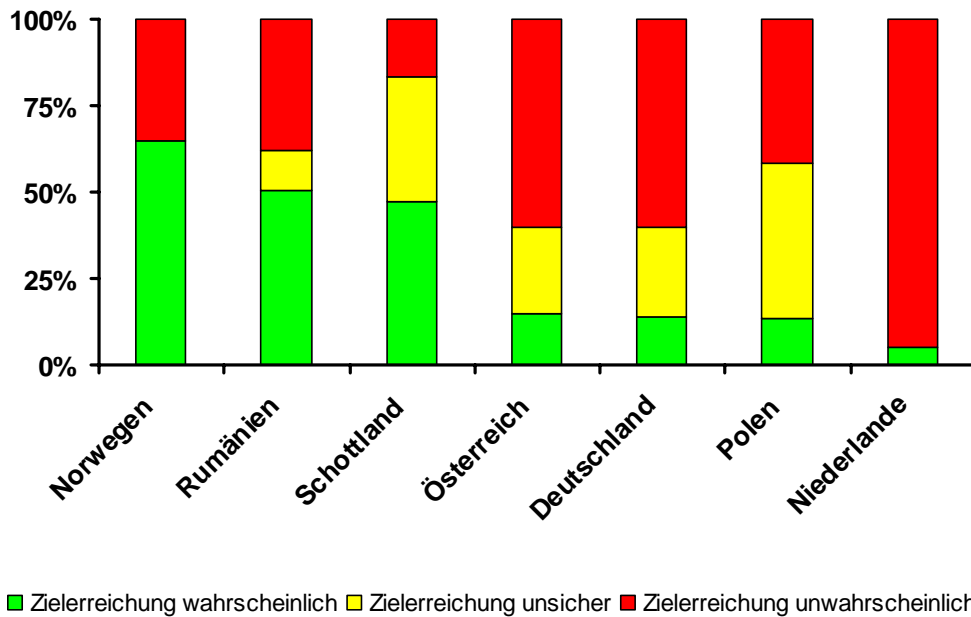


Abbildung 2-8: Ergebnisse der Risikobewertung beispielhaft für sieben europäische Mitgliedstaaten (Quelle: IFOK 2004)

Bei der Analyse der Belastungen und der Auswirkungen auf die Gewässer wurden folgende Faktoren als besonders erschwerend empfunden:

- ein Mangel an Daten und Informationen im Allgemeinen; im Besonderen an Informationen auf der nationalen Ebene, an Informationen zur Beurteilung der verschiedenen Belastungen und insbesondere auch zur Beurteilung synergistischer Effekte von Mehrfachbelastungen.
- das Herstellen einer direkten Verbindung zwischen Belastungen und Auswirkungen, das Fehlen einer genauen Definition von Umweltzielen, hinsichtlich derer die Bewertung vorgenommen werden soll, sowie das Fehlen von Methoden, Kriterien und Grenzwerten zur Beurteilung der Auswirkungen anhand von Qualitätsparametern sowie „vorläufigen“ Bewertungskomponenten.

Zusammenfassend lässt sich aus den dargestellten Ergebnissen das Fazit ziehen, dass viele Oberflächengewässer in Europa durch eine Veränderung der hydromorphologischen Bedingungen sowie durch Einträge aus diffusen Quellen belastet sind; außerdem, dass ein Mangel an Informationen besteht, um diese ausreichend zu bewerten und direkt mit den Auswirkungen auf das Gewässerökosystem in Verbindung zu bringen.

2.4 Beispielhafte Darstellung von Methoden zur Ermittlung und Beurteilung von Gewässerbelastungen in Europa

In dem IMPRESS-Leitfaden (vgl. Kapitel 2.2) zur Analyse von Belastungen und Auswirkungen sind unter anderem Angaben zu den verschiedenen Instrumenten zur Durchführung der Risikoanalyse aus den EU-Mitgliedstaaten aufgenommen worden. Da der IMPRESS-Leitfaden sich mit der Beurteilung von Belastungen und Auswirkungen befasst, wurden Instrumente bzw. Modelle für zwei Zwecke ermittelt: entweder, um Belastungen zu quantifizieren, von denen angenommen wird, dass sie zu einer Auswirkung führen, oder um direkt den Gewässerzustand zu bewerten. Die Ermittlung der Instrumente und Modelle wurde für die Hauptgewässerkategorien nach EG-WRRL durchgeführt, also für Flüsse, Seen, Küsten- und Übergangsgewässer sowie für das Grundwasser. Einige der ermittelten Instrumente können auch für mehrere Gewässerkategorien angewendet werden. Nachfolgend wird jedoch nur auf die Ergebnisse hinsichtlich der Beurteilung von Fließgewässern eingegangen. Nur 10% aller betrachteten Aufgabengruppen konnten zum Zeitpunkt einer Umfrage im Rahmen eines Workshops im April 2004 (IFOK 2004) durch bereits umgesetzte Instrumente bearbeitet werden.

Instrumente für die Quantifizierung von Belastungen und Auswirkungen sind in Europa nur für eine begrenzte Anzahl von Belastungstypen erhältlich und meistens auf organische Verschmutzungen oder Nährstofffrachten ausgerichtet (Europäische Kommission 2002B). Für andere Bereiche besteht noch Bedarf hinsichtlich der wissenschaftlichen Weiterentwicklung von Instrumenten - insbesondere für mit der Gewässermorphologie verbundene Bewertungen. Idealerweise findet die Quantifizierung von Belastungen durch die Nutzung von Überwachungsdaten statt. Diese Daten sind jedoch in vielen Staaten nicht ausreichend vorhanden. Folglich müssen alternative Informationen genutzt werden. Für die Quantifizierung landwirtschaftlicher Belastungen z.B. werden Informationen über Bodenart, landwirtschaftliche Aktivitäten und Bewirtschaftungsmethoden ermittelt.

In den letzten Jahren wurden innerhalb Europas zahlreiche Instrumente zur Modellierung von Auswirkungen in Flüssen entwickelt und interkalibriert. Diese Modelle wurden jedoch meistens für die Simulation physikalisch-chemischer Mechanismen entwickelt und reichen somit nicht aus, um den durch die EG-WRRL eingeführten neuen Anforderungen entsprechen zu können. Zum Zeitpunkt der Erarbeitung des IMPRESS-Leitfadens konnte kein bereits in die Praxis umgesetztes Instrument oder Modell ermittelt werden, anhand welchem die Auswirkungen von Veränderungen in hydrologischen Systemen oder der Morphologie beurteilt werden können. In der Vergangenheit gemachte Erfahrungen mit den gängigen Daten (Angaben zu Abflüssen, Wasserstandserhöhungen) konnten jedoch genutzt werden, um so genannte „ad hoc-Indikatoren“ abzuleiten. So können z.B. Fischlaichbedingungen, die Wirksamkeit einer Fischtreppe oder die Auswirkung eines Aufstaus anhand von statistischen Daten, die sich über einfache Abflussbeziehungen ergeben, beurteilt werden.

Die Hauptlücke war zum Zeitpunkt der IMPRESS-Erhebungen das Fehlen von Referenzdaten, die auf jeden betrachteten Wasserkörper anwendbar sind. Oftmals gut dokumentierte Instrumente zur Bewertung des Zustands, die auf Überwachungsdaten basieren, sind jedoch erhältlich. Von ihnen können wahrscheinliche Auswirkungen abgeleitet werden. Die meisten

Länder haben eigene Klassifizierungssysteme entwickelt, die einige konzeptionelle Unterschiede aufweisen.

Nachfolgend werden in einer Übersichtstabelle (Tabelle 2-1) einige Beispiele zur Klassifizierung des Gewässerzustands zum Zeitpunkt der Bestandsaufnahme nach EG-WRRL kurz vorgestellt. Die Angaben zu den europäischen Mitgliedstaaten Frankreich und Luxemburg und der belgischen Region Wallonien stammen aus den Arbeiten zur ersten Bestandsaufnahme des Gewässerzustandes nach Artikel 5 EG-WRRL (Stand Dezember 2004; IKSMS 2005). Die Informationen zu den Staaten Finnland und Großbritannien wurden im Rahmen der Erarbeitung des IMPRESS-Leitfadens (Europäische Kommission 2002B) zusammengestellt. Angaben zur Klassifizierung der Gewässer in Österreich wurden im Internet recherchiert (<http://wasser.lebensministerium.at/article/archive/5659>).

In der „Eutrophierungsleitlinie“ der Europäischen Kommission (Europäische Kommission 2005) ist eine Übersicht über die Werte und Kriterien zur Bewertung der Gewässereutrophierung enthalten, die derzeit in den Mitgliedstaaten diskutiert werden. Diese sind in Tabelle 2-2 dargestellt.

Aus beiden Tabellen wird ersichtlich, dass zum Zeitpunkt der Bestandsaufnahme eine Vielzahl unterschiedlicher Methoden zur Bewertung des Gewässerzustands existierte.

Tabelle 2-1: Übersicht über das Vorgehen in ausgewählten europäischen Mitgliedstaaten bei der Beurteilung des Gewässerzustands in der ersten Umsetzungsphase der EG-WRRL (- = wird nicht berücksichtigt; ? = keine Angaben vorhanden; x = wird berücksichtigt, aber Werte lagen nicht vor)

	Belgien (Wallonien)	Deutschland ¹	Finnland	Frankreich	England und Wales	Luxemburg	Österreich
Qualitätskomponente nach Anhang V, EG-WRRL							
Biologische Komponenten							
Phytoplankton	Keine signifikanten Datenbestände vorhanden, daher keine Bewertung	kein abgestimmtes Verfahren	?	?	?	?	?
Makrophyten und Phytobenthos	Makrophyten: Keine signifikanten Datenbestände vorhanden, daher keine Bewertung Phytobenthos: Index zur spezifischen Schadstoffempfindlichkeit IPS (Cemagref, 1982)	kein abgestimmtes Verfahren	?	Biologischer Kieselalgenindex IBD (Afnor, 2000); Biologischer Flussmakrophyten-Index IBMR (Schneider, 2000); Indikator für Trophiezustand, entspricht nicht Anforderungen der EG-WRRL	?	?	?
Benthische wirbellose Fauna	Biologischer Gesamtindex IBG (Afnor, 1985) und Standardisierter Biologischer Gesamtindex IBGN (Afnor, 1992)	Saprobienindex	?	Standardisierter Biologischer Gesamtindex IBGN (Afnor, 1992)	?	Standardisierter Biologischer Gesamtindex IBGN (Afnor, 1992)	Saprobienindex
Fischfauna	Biologischer Index zur Fischintegrität IBIP (Kestemont et al., 2000)	kein abgestimmtes Verfahren	?	Fisch-Index (Struktur gefangener Bestand/ zu erwartenden Bestandes)	?	?	?

¹ In Deutschland wurde bei der Bewertung des Gewässerzustands innerhalb der Bestandsaufnahme nicht einheitlich vorgegangen, sondern jeweils bundesländerspezifisch unterschiedliche Methoden angewandt (vgl. Kap. 3.4).

Fortsetzung von Tabelle 2-1

	Belgien (Wallonien)	Deutschland	Finnland	Frankreich	England und Wales	Luxemburg	Österreich
Qualitätskomponente nach Anhang V, EG-WRRL							
Hydromorphologische Komponenten		Gewässerkartierung nach LAWA; Vor-Ort-Verfahren: 100m-Abschnitte, Erfassung von 26 Einzelparametern, zusammengefasst zu 6 Hauptgruppen oder Übersichtsverfahren: in 1000m-Abschnitten, Erfassung von 6 Einzelparametern, 2 Hauptgruppen	?	Bewertung anhand von „Eingriffsgruppen“; 22 Einzelbelastungen zusammengefasst zu sechs Hauptgruppen, 3-stufiges Bewertungssystem	„River Habitat Survey“ der Umweltagentur/ SEPA: Strecken von 500m Länge, stichprobenartige Erfassung physikalischer Parameter und Gewässerflora, die Einfluss auf aquatische Fauna ausüben alle 50m	Gewässerkartierung nach LAWA; Vor-Ort-Verfahren: 100m - Abschnitte, Erfassung von 26 Einzelparametern, zusammengefasst zu 6 Hauptgruppen; für Gewässer ohne Kartierung Auswertung von Luftbildern, Karten, Aufzeichnungen etc.	
Wasserhaushalt	?	Rückstau, Auedynamik	?	Verändertes Abflussregime	x	Rückstau, Auedynamik	Restwasserdotierung, Sunk: Schwall-Verhältnis, Aufstau
Durchgängigkeit	Anzahl der großen oder unüberwindbaren Hindernisse	Unpassierbare Querbauwerke, Rückstau	?	Unpassierbare Querbauwerke, Verrohrungen, Veränderung des Wasserstands	Unpassierbare Wehre	Unpassierbare Querbauwerke, Rückstau	1 Wanderungshindernis bei Seehöhe > 1.200 m
Morphologie	Anteil (in %) des Wasserkörpers in bebauten Gebieten Anteil (in %) der künstlich veränderten Ufer	Verschiedene Strukturparameter	?	Umgestaltung Gewässerbett, Uferbefestigung, Sediment	Physikalische Ausprägung	Verschiedene Strukturparameter	Verschiedene Strukturparameter

Fortsetzung von Tabelle 2-1

Qualitätskomponente nach Anhang V, EG-WRRL	Belgien (Wallonien)	Deutschland	Finnland	Frankreich	England und Wales	Luxemburg	Österreich
Phys. chem. Komponenten	Index der organischen Verunreinigung IPO (Leclercq L. et Maquet B., 1987); Systeme zur Bewertung der Qualität SEQ (AGENCES DE L'EAU, 1999)	Chemische Güteklassifizierung nach LAWA	Finnisches nationales Klassifizierungssystem	Raster zur Einschätzung der „allgemeinen Qualität des Wassers“; Systeme zur Bewertung der Qualität SEQ (AGENCES DE L'EAU, 1999)	Fluss-Ökosystem-Klassifizierungsschema	Index der biochemischen Qualität; Index der organischen Verunreinigung IPO (Leclercq L. et Maquet B., 1987)	Allgemeine Immissionsverordnung (BMLF 1995)
Allgemeine Parameter							
T (°C)	-	Vorgaben der RL 78/659/EWG	-	x	-	-	x
O ₂	70 %	81-90 o. 111-120 %	80-100 %	≥ 70 %	70 %	71-90 u. 111-120 %	x
Salzgehalt	-	≤ 100 mg/l Chlorid	-	x	-	-	x
pH	-	5,5 – 8,0	-	x	6,0 – 9,0	-	x
N	≤ 2 mg/l N _{ges.} ; ≤ 1,5 mg/l NH ₄ -N (SEQ) oder ≤ 0,9 mg/l NH ₄ -N (IPO); ≤ 0,01 mg/l NO ₂ -N	≤ 3 mg/l N _{ges.} ; ≤ 0,3 mg/l NH ₄ -N	-	≤ 1,5 mg/l NH ₄ ; ≤ 2 mg/l N _{ges.}	≤ 0,6 mg/l NH ₄ -N	≤ 0,9 mg/l NH ₄ -N (IPO) oder ≤ 1,0 mg/l NH ₄ -N (Index der biochem. Qualität); ≤ 0,01 mg/l NO ₂ -N	≤ 0,3 mg/l NH ₄ -N Berglandgewässer, ≤ 0,5 mg/l NH ₄ -N Flachlandgewässer; ≤ 0,5 mg/l NO ₃ -N
P	≤ 0,075 mg/l o-PO ₄ -P	≤ 0,15 mg/l P _{ges.} ; ≤ 0,1 mg/l o-PO ₄ -P	≤ 0,03 mg/l P _{ges.}	-	o-PO ₄ -P < 0,02 mg/l (Gewässer mit geringer Produktivität = organisch, silikatisch) < 0,06 mg/l (Gewässer mit mittlerer/ hoher Produktivität = kalkhaltig) (UKTAG 2003)	≤ 0,075 mg/l o-PO ₄ -P	≤ 0,07 mg/l o-PO ₄ -P Berglandgewässer; ≤ 0,15 mg/l o-PO ₄ -P Flachlandgewässer
Spez. Schadstoffe	x (SEQ, außerdem 76/464-RL und Anhang X EG-WRRL)	x (76/464-RL; LAWA 2002C)	x	x (SEQ)	x	x (Europäische Kommission und UQN versch. intern. Kommissionen)	x

Tabelle 2-2: Entwicklung eines neuen, mit der EG-WRRL konformen Systems zur Bewertung der Eutrophierung von Fließgewässern – vorläufige Kriterien und Werte; Stand September 2005 (Europäische Kommission 2005) („-“ = keine Angabe)

Mitgliedstaat	Gewässertyp	Zustand nach EG-WRRL			Bemerkung
		Sehr gut	Gut	Mäßig	
Gesamtphosphor (mg/l)					
Deutschland	alle	< 0,05	< 0,1	-	90-Perzentil
Österreich	alle	0,02 – 0,1 (0,2)	-	0,05 – 0,25	95-Perzentil in (..)
Bulgarien	-	0,1	-	0,2	Jahresmittelwert
Italien	-	0,1	-	-	Jahresmittelwert
Portugal	-	0,4	-	-	Jahresmittelwert
Orthophosphat (mg/l)					
Deutschland	alle	< 0,02	< 0,07	-	90-Perzentil
Österreich	alle	0,01 – 0,07 (0,1)	-	0,04 – 0,15 (0,2)	95-Perzentil in (..)
Irland	-	-	-	0,03	Jahresmittelwert
Belgien	GbK, Gb	< 0,05	-	-	
(Flandern)*	Kr, Gr, ZGR	< 0,1	-	-	
Gesamtstickstoff (mg/l)					
	GbK	< 0,6	-	-	
Belgien	Gb, Kr	< 1	-	-	
(Flandern)*	Gr	< 1,1	-	-	
	ZGR	< 0,8	-	-	
Italien	-	1,27	-	-	
Nitrat (mg/l)					
Deutschland	alle	< 1	< 2,5	-	90-Perzentil
Österreich	alle	0,5 – 3 (4)	-	1,5 – 4,5 (5,5)	95-Perzentil in (..)
Bulgarien	-	0,8	-	1	Jahresmittelwert
Spanien	-	< 2	-	-	

* Abkürzungen Gewässertypen Belgien (Flandern): GbK = Große Bäche (in) Kempen; Gb = Große Bäche; Kr = Kleine Flüsse; Gr = Große Flüsse; ZGR = Sehr große Flüsse

3 NATIONALES FLUSSGEBIETSMANAGEMENT – GEWÄSSERBELASTUNGEN UND GEWÄSSERBEWIRTSCHAFTUNG IN DEUTSCHLAND

3.1 Zustand der Fließgewässer in Deutschland

3.1.1 Ergebnisse der Bestandsaufnahme nach EG-Wasserrahmenrichtlinie

Im März 2005 wurden die Ergebnisse der Bestandsaufnahme nach Artikel 5 EG-WRRL veröffentlicht. Bei der Bestandsaufnahme galt es in erster Linie, einzuschätzen, wie wahrscheinlich oder unwahrscheinlich es ist, dass die Gewässer den guten Zustand nach Artikel 4 erreichen (vgl. auch Kapitel 3.4). Das Ergebnis dieser Einschätzung stellt sich für Deutschland dermaßen dar, dass derzeit für nur knapp 12% der Fließgewässer die Wahrscheinlichkeit besteht, dass der „gute Zustand“ erreicht wird. Für etwa 88% ist die Zielerreichung unwahrscheinlich oder zumindest unsicher (BMU 2005) (vgl. Abbildung 3-1).

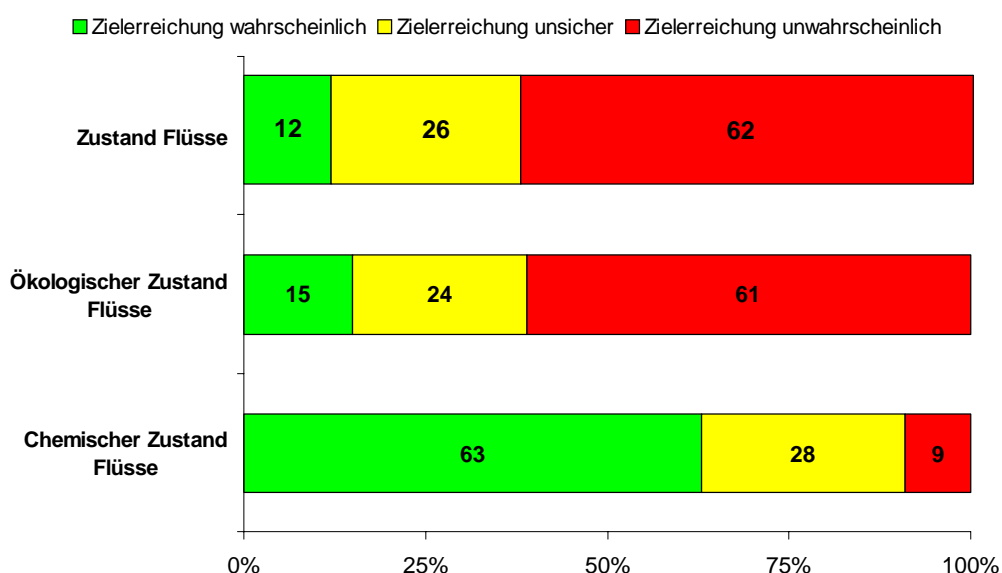


Abbildung 3-1: Ergebnis der Bestandsaufnahme nach Artikel 5 EG-WRRL für Fließgewässer in Deutschland (BMU 2005)

In Abbildung 3-2 ist dargestellt, welche Belastungen am häufigsten dazu führen, dass die Oberflächengewässer den „guten ökologischen Zustand“ nach EG-WRRL derzeit nicht erreichen. Die veränderte Gewässermorphologie einschließlich der verhinderten Durchgängigkeit wurde in allen Flussgebietseinheiten in Deutschland als eine Hauptursache genannt, gefolgt von Nährstoffeinträgen aus diffusen Quellen und der Einstufung der chemischen Gewässergüte sowie von prioritären Schadstoffen.

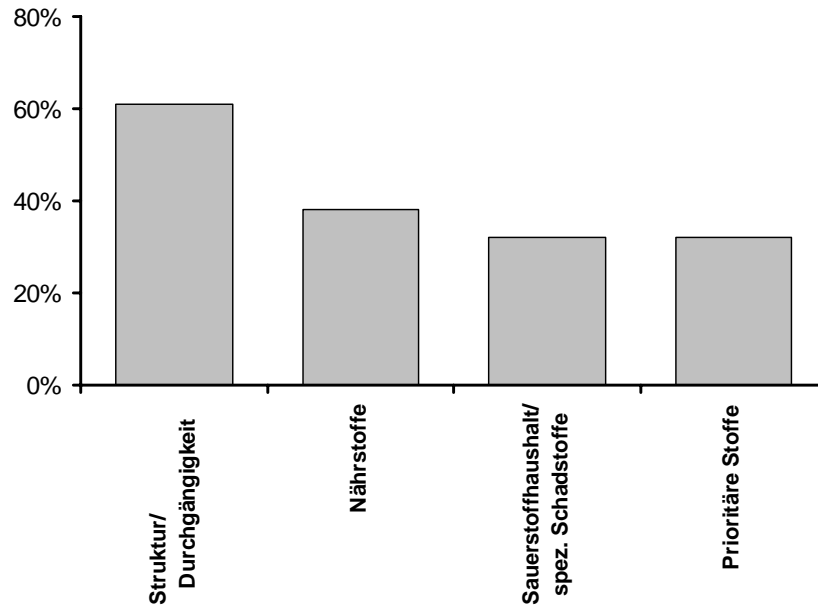


Abbildung 3-2: In den 10 deutschen Flussgebietseinheiten am häufigsten genannte Ursachen für die Zielverfehlung von Oberflächengewässern (bezogen auf den Anteil aller Wasserkörper) (Borchardt, Richter, Willecke 2005)

Punktquellen und eine schlechte Gewässergüte (beurteilt durch den Saprobienindex) wurden wesentlich seltener als Ursache genannt. Zusammenfassend ist aus den Ergebnissen der Bestandsaufnahme festzustellen, dass die bundesdeutschen Fließgewässer durch mehrere Belastungsbereiche beeinträchtigt sind, in der Regel durch eine Kombination mehrerer Belastungen. Als Resultat von Nährstoffeinträgen und Querbauwerken, die zur Abflussregelung angelegt wurden, weisen viele Flüsse hohe Trophiegrade auf. Zu dieser sehr häufig anzutreffenden Situation tragen fallweise noch signifikante Belastungen aus punktuellen Quellen bei.

3.1.2 Beeinträchtigungen der Gewässermorphologie

Um auch im Bereich der Gewässermorphologie eine gezielte Zustandsverbesserung zu erwirken, wurden von der LAWA in Anlehnung an die „biologische Gewässergütekartierung“ zwei Verfahren zur Erfassung der Gewässerstrukturgüte entwickelt, das „Vor-Ort-Verfahren“ (LAWA 2000) sowie das „Übersichtsverfahren“ (LAWA 1999). Der Maßstab, an dem der Gewässerzustand gemessen wird, ist der „potenziell natürliche Zustand“, also der Zustand, der sich einstellen würde, wenn alle Nutzungen eingestellt würden und das Gewässer sich wieder frei entwickeln könnte. Nach diesen Verfahren wurde die Gewässerstrukturgüte an bisher 33.000 Flusskilometern in Deutschland erfasst und bewertet. Das Ergebnis ist, dass nur etwa 20 % der kartierten Fließgewässer sich in einem „naturnahen“ bis maximal „mäßig verändertem“ Zustand befinden (vgl. Abbildung 3-3). Der nur geringe Anteil von „unveränderten“ bis „mäßig veränderten“ Gewässerstrecken erklärt sich aus den wasserbaulichen Maßnahmen der letzten Jahrzehnte bzw. Jahrhunderte. An vielen Fließgewässern wurden die Lauflänge verkürzt, Ufer verbaut, Stauanlagen errichtet, Wasser in Kanäle ausgeleitet und Hochwasserschutzbauwerke angelegt. Zugunsten der Landwirtschaft und der Siedlungsentwicklung wurden häufig umfangreiche Entwässerungsmaßnahmen durchgeführt.

Gewässerstruktur 2001

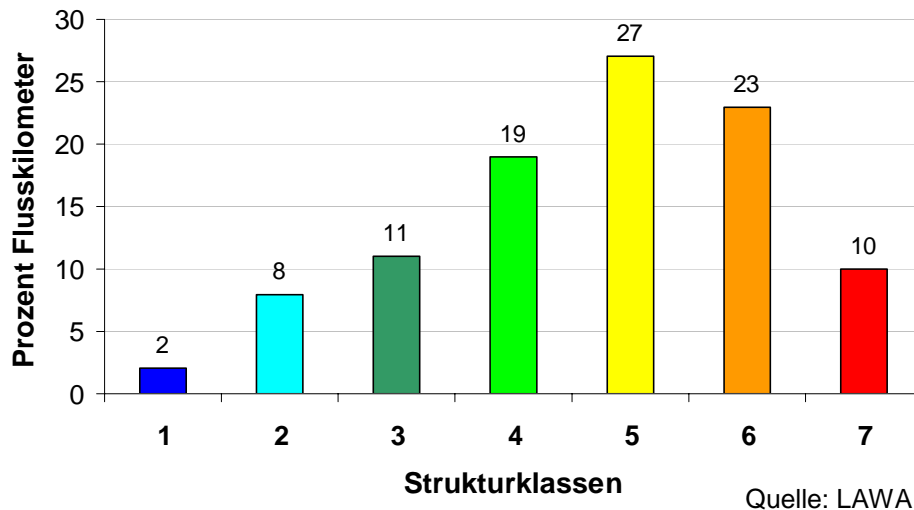


Abbildung 3-3: Verteilung der Gewässerstrukturgüteklassen in Deutschland (<http://www.umweltbundesamt.de>)

Bei der Mehrzahl der Flüsse und Bäche haben die Folgen des Ausbaus und der Unterhaltungsarbeiten zu einer erheblichen Veränderung der Strukturen geführt. Dies zeigt sich besonders an den großen Flüssen, die i.d.R. zugunsten der Schifffahrt und der Wasserkraftnutzung mit Wehranlagen und Schleusen ausgebaut worden sind. Aber auch kleinere und mittlere Fließgewässer sind für die Wasserkraft, zum Schutz von Siedlungsgebieten oder zur landwirtschaftlichen Nutzung (z.B. Melioration) verändert worden. „Unveränderte“ bis „mäßig veränderte“ Bach- und Flussabschnitte finden sich nur in wenigen Gebieten in Deutschland, z.B. im Alpen- und Voralpengebiet, in den Granit- und Gneislandschaften des Bayerischen Waldes, in den Oberlaufabschnitten der Mittelgebirge, in den Heidelandschaften der norddeutschen Tiefebene und den eiszeitgeprägten Landschaften in Mecklenburg-Vorpommern. In diesen Landschaftsräumen sind die naturräumlichen Voraussetzungen wie Boden und Klima oder auch das Relief zum Teil so beschaffen, dass der Gewässerausbau und die Melioration der gewässerbegleitenden Flächen weitgehend unterblieben sind (UBA 2004A).

Eine naturferne Gewässerstruktur stellt somit in Deutschland nicht zuletzt in Bezug auf die Ziele der EG-WRRL ein relevantes Problem dar. Der Ausbau und die Unterhaltung von Fließgewässern haben Auswirkungen auf den biologischen Zustand der Gewässer und somit auf das Erreichen der geforderten Umweltziele.

3.1.3 Nährstoffeinträge in Oberflächengewässer

Die Grundlage für die nachfolgenden Erläuterungen zu den Nährstoffeinträgen sind im Wesentlichen aktuelle Angaben des Umweltbundesamtes zu dieser Thematik (Umweltdaten Deutschland Online: <http://www.env-it.de/umweltdaten>).

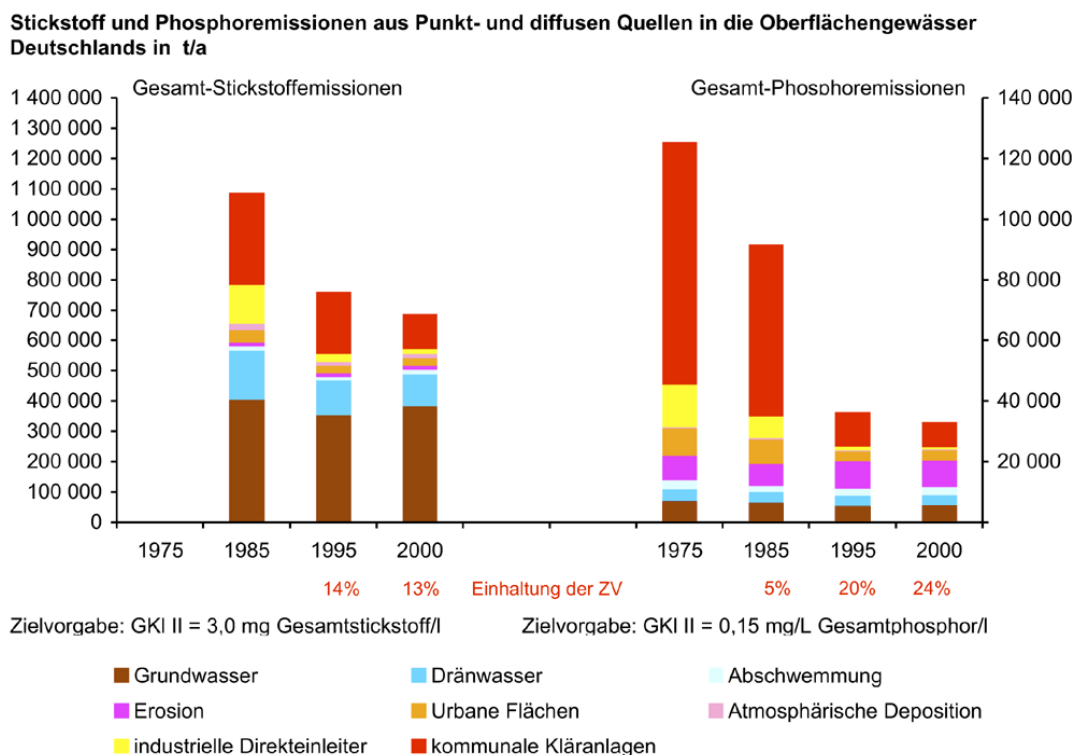
Die Herkunftspfade der stofflichen Belastungen der Fließgewässer haben sich aufgrund der Kläranlagenertüchtigungen der letzten Jahre und Jahrzehnte von den Punktquellen hin zu den diffusen Quellen verlagert. Die Qualität der punktuellen Einleitungen lässt sich daher in

besiedelten Bereichen zumeist nur noch optimieren, aber kaum noch deutlich verbessern. Ein Belastungsproblem in der Kategorie der Punktquellen sind allerdings die Mischwasserentlastungen in städtischen Gebieten sowie die Einleitungen in Fließgewässer aufgrund fehlender Kläranlagenanschlüsse in meist ländlichen Gebieten, die immer noch zu Problemen in den Gewässern führen. Insgesamt haben sich die Nährstoffeinträge in die Oberflächengewässer Deutschlands in den letzten 20 bis 25 Jahren deutlich verringert (vgl. Abbildung 3-4).

Die Gesamtstickstoffemissionen verringerten sich seit 1983 um etwa 400kt/a auf knapp 700kt/a im Jahr 2000, d.h. um etwa 37% (UBA 2003A). Dieser Rückgang wurde größtenteils durch den Neu- und Ausbau der Kläranlagen in den letzten Jahren und somit eine Abnahme des Eintrages durch Punktquellen um etwa 70 % (vgl. Kapitel 3.1.3) erzielt. Der Eintrag aus diffusen Quellen hingegen ging nur um etwa 15 % zurück. Einträge über das Grundwasser stellten im Zeitraum 1998 bis 2000 den dominanten Pfad dar, aus Punktquellen gelangten nur etwa 19 % der Stickstoffemissionen in die Gewässer. Die Hauptursache für die Nitratbelastung der Gewässer sind die intensive landwirtschaftliche Nutzung in Deutschland und daraus resultierende Stickstoffüberschüsse. Mit der Verminderung der Einträge um knapp 40 % konnte die international vereinbarte Zielstellung einer Halbierung der Stickstoffemissionen in die Meere zwischen 1985 und 2000 nicht erreicht werden.

Die Gesamtphosphoremissionen in die Oberflächengewässer betragen im Zeitraum von 1998 bis 2000 ca. 33 kt/a. Diese wurden seit 1983 um 64 % reduziert, womit die Zielstellung der Verminderung der Phosphoremissionen in die Meere um 50 % in allen deutschen Flussgebieten erfüllt wurde. Die Reduzierung der Phosphoremissionen ist neben dem Ausbau von Kläranlagen zusätzlich auf das 1987 in Kraft getretene Wasch- und Reinigungsmittelgesetz und damit den Einsatz phosphatfreier Waschmittel zurückzuführen. Die Einträge aus Punktquellen wurden in dem genannten Zeitraum um 86 % reduziert, die Einträge aus diffusen Quellen lediglich um 13 %. Dennoch stellen neben den Einträgen aus den diffusen Quellen Punktquellen mit 27 % noch einen wichtigen Eintragspfad von Phosphor in die Gewässer dar (vgl. Abbildung 3-4).

Trotz der Verringerung der Nährstoffemissionen in die Oberflächengewässer in den letzten Jahren wurden die Güteziele nach der Gewässergüteklassifikation nach LAWA (1998) an zahlreichen LAWA-Messstellen nicht erreicht. Aktuell wird der bisher geltende Zielwert (Güteklasse II) von 0,15 mg/l für Gesamtphosphor an sehr vielen Gewässern in Deutschland überschritten. In 2002 wurde an 23 % der 139 Messstellen das Güteziel erreicht. Einhaltung der Güteklasse II konzentrieren sich bei Gesamtphosphor auf den süddeutschen Raum, wo hohe Abflüsse die Phosphoreinträge verdünnen, den Rhein bis Mainz, die Bodenseezuflüsse, das Bergbauggebiet in der Lausitz, wo eisenhaltige Grubenwässer den Phosphor ausfällen und sedimentieren lassen, sowie auf einige wenige gering belastete Gebiete (Referenzmessstellen). Bei Gesamtstickstoff und Nitratstickstoff sind sehr geringe bis mäßige Konzentrationen wiederum nur im Alpenvorland bei hohen Abflussspenden, am Rhein bis Mannheim, an der Havel und an den Referenzmessstellen anzutreffen (BMU 2001B).



Quelle: Umweltbundesamt 2003 – Umweltbundesamt, Daten aus UBA-Texte 82/03

Abbildung 3-4: Stickstoff- und Phosphoremissionen aus Punkt- und diffusen Quellen in die Oberflächengewässer Deutschlands in t/a (UBA 2003A)

3.2 Struktur der Gewässerbewirtschaftung in Deutschland

Der vorsorgende Schutz der Gewässer und die Sicherstellung der öffentlichen Wasserversorgung in Deutschland sind zentrale Aufgaben der Umweltpolitik von Bund, Ländern und Gemeinden (BMU 2001A). Der Bundesstaat Deutschland ist föderativ aufgebaut, d.h. die staatlichen Aufgaben sind auf den Bund und die Länder aufgeteilt. Die Kommunen (Landkreise, Städte, Gemeinden) sind dabei Teil der Länderebene, jedoch haben die Gemeinden bei örtlichen Angelegenheiten einen verfassungsrechtlich geschützten Gestaltungsspielraum. Der Bund hat das Recht, auf dem Gebiet des Wasserhaushaltes Rahmenvorschriften zu erlassen (Rahmenkompetenz). Dieser rechtliche Regelungsrahmen wird von den Ländern durch eigenes Landesrecht ausgefüllt und eventuell ergänzt. Auch die Umsetzung des europäischen Rechts muss in diese Kompetenzordnung eingepasst werden.

Der Vollzug der wasserrechtlichen Vorschriften einschließlich der Bundesgesetze und damit die Ausübung der exekutiven Befugnisse in der Wasserwirtschaft ist Sache der Länder, mit Ausnahme der Bundeswasserstraßen, die alleine vom Bund verwaltet werden. Weitere wichtige Aufgaben des Bundes sind die Bereiche Forschung und Datensammlung. Ein sachbezogenes Zusammenwirken von Bund und Ländern ist somit eine wichtige Grundlage für den Gewässerschutz in Deutschland (BMU 2001A). In Deutschland wurde 1956 die Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) als Zusammenschluss der für die Wasserwirtschaft und das Wasserrecht zuständigen Ministerien der Bundesländer der Bundesrepublik Deutschland gebildet. Ziel der Arbeitsgemeinschaft ist es, gemeinschaftliche wasserwirtschaftliche sowie

wasserrechtliche Fragestellungen länderübergreifend zu erörtern, gemeinsame Lösungen zu erarbeiten und Empfehlungen zur Umsetzung zu initiieren, wobei auch aktuelle Fragestellungen im nationalen wie internationalen Bereich berücksichtigt werden. Seit 2005 ist der Bund, vertreten durch das Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, ständiges Mitglied der LAWA. Zur Erfüllung ihrer Ziele hat die LAWA ständige Ausschüsse und themenspezifische ad-hoc-Ausschüsse eingerichtet, welche die Themenfelder Wasserrecht, Gewässerkunde, Gewässer- und Meeresschutz, Ökologie, Hochwasserschutz, Küstenschutz, Grundwasser, Wasserversorgung, Kommunal- und Industrieabwasser und den Umgang mit wassergefährdenden Stoffen bearbeiten. Die Ergebnisse aus dieser Arbeit sind die Grundlage für den wasserwirtschaftlichen Vollzug in den Bundesländern (<http://www.lawa.de/LAWA/index.html>).

Die Zusammenarbeit im Umweltbereich zwischen Bund und Ländern vollzieht sich auf verschiedenen Ebenen. Oberstes Entscheidungsgremium für alle Umweltbereiche ist die Umweltministerkonferenz (UMK), welche dem politischen Austausch der in Bund und Ländern zuständigen Ressortleitungen dient und einen möglichst einheitlichen Vollzug von umweltrelevanten Regelungen in den Ländern fördern soll. Die UMK hat verschiedene Arbeitsgremien, unter anderem die Bund-/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser, in denen sich regelmäßig Vertreter der Fachverwaltungen von Bund und Ländern treffen. Die grundsätzliche Organisation der Wasserwirtschaft innerhalb der Bundesregierung ist in Abbildung 3-5 zusammengefasst dargestellt.

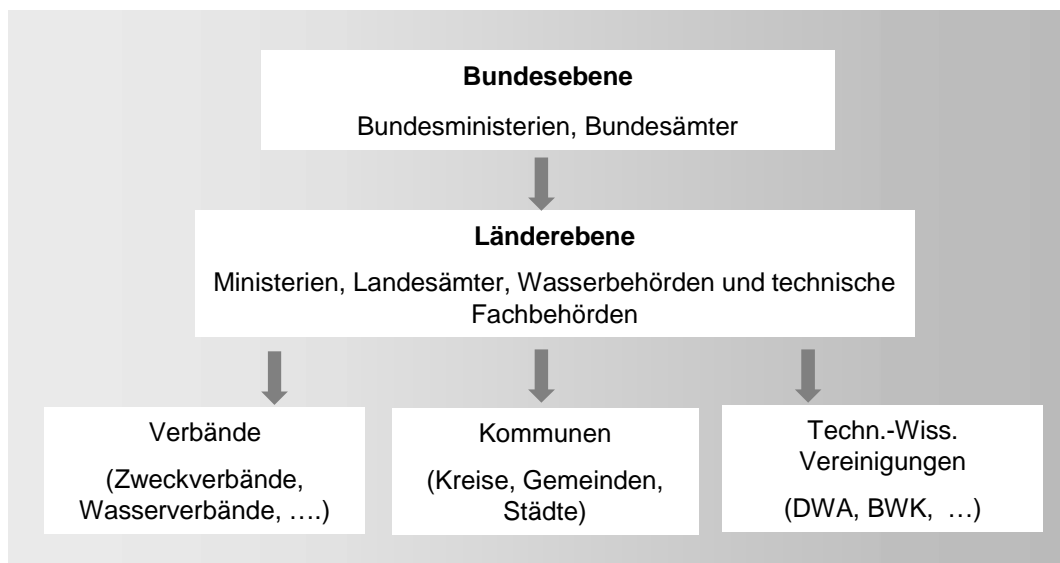


Abbildung 3-5: Organisation der Wasserwirtschaft innerhalb der Bundesregierung Deutschland

Die wichtigsten Bundesgesetze im Bereich der Wasserwirtschaft sind das Wasserhaushaltsgesetz und das Abwasserabgabengesetz (WHG und AbwAG). Da beide nur Rahmengesetze darstellen, enthalten die wasserrechtlichen Regelungen der Länder bedeutsame Vorschriften zur Konkretisierung oder Ergänzung der Bundesregelungen. Die Länder regeln z.B. das Eigentum an Gewässern, die Gewässeraufsicht und -unterhaltung, Zulassungsverfahren für Gewässerbenutzungen sowie Indirekteinleitungen. Die bisherige Struktur der Wasserwirtschaft führt dazu, dass Regelungen, die auf europäischer Ebene beschlossen werden, mehrere Ebenen passieren müssen, ehe eine direkte Umsetzung geschieht.

Im Juni und Juli 2006 wurde von Bundestag und Bundesrat mit der Föderalismusreform eine umfangreiche Änderung des Grundgesetzes der Bundesrepublik Deutschland beschlossen. Sie ist am 1. September 2006 in Kraft getreten und regelt insbesondere die Beziehungen zwischen Bund und Ländern in Bezug auf die Gesetzgebung neu. Das Gesetzgebungsverfahren soll insgesamt beschleunigt und transparenter werden. Die Neuregelungen im Bereich Umweltrecht ermöglichen die Schaffung eines Umweltgesetzbuchs (UGB). Dieses soll das gesamte, derzeit über eine Vielzahl von Regelungen verstreute, deutsche Umweltrecht zusammenfassen und dadurch vereinfachen. Das Ziel der Bundesregierung ist es, das UGB bis 2009 fertigzustellen. Durch das UGB kann dem übergreifenden europäischen Ansatz des Umweltrechts besser Rechnung getragen werden. Deshalb wird es mit einem UGB leichter sein, neue europäische Richtlinien in deutsches Recht umzusetzen (Gabriel 2006).

Insgesamt muss sich durch die EG-WRRL ein Institutionenwandel auf der subnationalen und der regionalen Ebene ergeben, denn für eine erfolgreiche Umsetzung sind sowohl Fragen der institutionellen Kompatibilität und zum anderen der Handlungsspielräume sowie der Lernfähigkeit regionaler Akteure in hohem Maße handlungsrelevant (Fichter & Moss 2003). Die derzeit praktizierte Form der Gewässerbewirtschaftung führt dazu, dass bei der Umsetzung einer Richtlinie wie der EG-WRRL sehr heterogene Methoden für die einzelnen Umsetzungsschritte angewandt werden. Ein wesentliches, neues Instrument zum Erreichen der flächendeckenden Gewässerbewirtschaftung sind die Flussgebietsbewirtschaftungspläne. Der Bewirtschaftungsgedanke und das Instrument „Bewirtschaftungsplan“ sind dem deutschen Recht zwar nicht fremd (§ 1a WHG). Jedoch waren sie – soweit überhaupt genutzt – räumlich an Verwaltungsgrenzen und inhaltlich sektoral und nicht flächendeckend ausgerichtet (Köck & Unnerstall 2006). Die Nichtübereinstimmung ökosystemarer und politisch-administrativer Raumeinheiten – von Flusseinzugsgebieten einerseits und Gebietskörperschaften andererseits – verursacht erhebliche Schwierigkeiten für den integrierten Gewässerschutz (Mitchell, 1990; Downs et al. 1991; Newson, 1997). Die fehlende Abstimmung über Gemeinde-, Landes- oder Nationalgrenzen hinweg hat die Durchsetzung einer ökosystemaren Betrachtung von Wasserressourcen immer erschwert (Fichter & Moss 2003).

3.3 Instrumente und Daten für die Gewässerbewertung in Deutschland

In Deutschland werden derzeit für die Bewertung der Gewässer Instrumente eingesetzt, welche Zielvorgaben bzw. Qualitätsziele für gefährliche Stoffe sowie Klassifikationsschemata für die Beurteilung der Hydromorphologie, der Biologie und der Chemie beinhalten. Nachfolgend werden die konzeptionellen Ansätze zur Ableitung von Qualitätsanforderungen und die wesentlichen Inhalte der Klassifikationsschemata der für diese Arbeit relevanten Bereiche im Überblick dargestellt, die jeweils auf einem 7-stufigen System basieren. Zielvorgabe ist in der Regel die dritte Stufe (Gewässergüteklasse II oder Strukturgüteklasse 3), die einen nachhaltigen Schutz der Oberflächengewässer gewährleisten soll. Derzeit arbeiten Bund und Länder intensiv an der fachlichen Anpassung dieser Zielvorgaben an die Erfordernisse der EG-WRRL. Die Grundlage für die Angaben in diesem Kapitel stellt der Bericht „Wasserwirtschaft in Deutschland – Gewässergüte oberirdischer Binnengewässer“ (BMU 2001B) dar.

In Deutschland wird die Gewässerstruktur kleiner und mittelgroßer Fließgewässer in der Regel über die nachfolgend kurz beschriebenen Verfahren („Vor-Ort-Verfahren“ (LAWA 2000) und

„Übersichtsverfahren“ (LAWA 1999)) bewertet. Beide Verfahren enthalten keine Gewichtung der einzelnen Bewertungsparameter in Hinsicht auf die biologische Funktionsfähigkeit des Gewässers. Der Hauptparameter „Gewässerumfeld“ geht beispielsweise ebenso in die Gesamtbewertung mit ein wie der Hauptparameter „Sohlenstruktur“ (jeweils „Vor-Ort-Verfahren“), welcher einen deutlich stärkeren Einfluss auf die aquatischen Lebensgemeinschaften hat. Zudem enthalten beide Verfahren so genannte „Wertstrukturen“ (z.B. „Querbänke“ und „Substratdiversität“) und „Schadstrukturen“ (z.B. „Uferverbau“ oder „Querbauwerke“). Durch die Bildung des Gesamtwertes der Strukturgüteklasse werden möglicherweise wertvolle Strukturen in der Gesamtbewertung herabgesetzt.

Das „Übersichtsverfahren“ der LAWA verzichtet auf detaillierte Erhebungen am Gewässer und beschränkt sich auf die wesentlichen Parameter zur Beurteilung der Gewässerstruktur. Die Ergebnisse sollen als Entscheidungshilfe auf Landes- und Regionalebene dienen. Bewertet werden 1.000 m-Abschnitte. Unterteilt ist das Verfahren in zwei „Hauptgruppen“, in die Bewertung der Teilwerte „Gewässerbett-dynamik“ und „Auedynamik“, sowie in insgesamt neun einzelne Erfassungsparameter (vgl. Tabelle 3-1).

Tabelle 3-1: Parameter der Gewässerstrukturkartierung („Übersichtsverfahren“) nach LAWA (1999) („Schadstrukturen“ sind kursiv gedruckt)

Gesamtwert	Teilwert	Zwischenbewertung	Erfassungsparameter
Gewässerstruktur	Gewässerbett-dynamik (Sohle und Ufer)	Strukturbildungsvermögen	Linienführung <i>Uferverbau</i> <i>Querbauwerke</i> <i>Abflussregelung</i> Uferbewuchs
	Auedynamik	Retention Entwicklungspotenzial	<i>Hochwasserschutzbauwerke</i> Ausuferungsvermögen Auennutzung Uferstreifen

Das „Vor-Ort-Verfahren“ beinhaltet in Tabelle 3-2 dargestellte Haupt- und Einzelparameter. Innerhalb des „Vor-Ort-Verfahrens“ werden detaillierte Erhebungen am Gewässer durchgeführt, da die Ergebnisse auch als Grundlage für Gewässerpflegepläne oder Gewässerentwicklungskonzepte dienen sollten. Es werden jeweils 100 m-Abschnitte eines Gewässers betrachtet und anhand von 27 Einzelparametern bewertet, die dann zu sechs Hauptparametern zusammengefasst werden. Die Bewertung orientiert sich dabei am natürlichen Entwicklungspotenzial des Fließgewässers – bewertet wird die Ausprägung der „Naturnähe“ bzw. „Naturferne“ der Merkmale in den Gewässerstrecken. Durch Aggregation der Einzelparameter wird die Strukturgüteklasse ermittelt und der Grad der Beeinträchtigung im Verhältnis zum potenziell natürlichen Zustand (Leitbild) beschrieben.

Tabelle 3-2: Parameter der Gewässerstrukturgütekartierung („Vor-Ort-Verfahren“) nach LAWA (2000) („Schadstrukturen“ sind kursiv gedruckt)

	Bereich	Hauptparameter	Funktionale Einheit	Einzelparameter
Gesamt- bewertung	Sohle	Laufentwicklung	Krümmung	Laufkrümmung Längsbänke Besondere Laufstrukturen Krümmungserosion
			Beweglichkeit	Profiltiefe <i>Uferverbau</i> Querbänke
		Längsprofil	Natürliche Längsprofilelemente	Strömungsdiversität Tiefenvarianz <i>Querbauwerke</i> <i>Verrohrungen</i> <i>Durchlässe</i> <i>Rückstau</i>
			<i>Anthropogene Wanderbarrieren</i>	Substrattyp Substratdiversität Besondere Sohlstrukturen <i>Sohlverbau</i>
Ufer	Querprofil	Profiltiefe	Profiltiefe	
		Breitenentwicklung	Breitenerosion Breitenvarianz	
Uferstruktur	Uferstruktur	Profilform	Profilform	
		Naturraumtypische Ausprägung	Besondere Uferstrukturen	
Land	Gewässerumfeld	Naturraumtyp. Bewuchs	Uferbewuchs <i>Uferverbau</i>	
		Gewässerrandstreifen	Gewässerrandstreifen	
		Vorland	Flächennutzung Sonstige Umfeldstrukturen	

3.3.1 Chemische Gewässergüteklassifizierung

Um aufzuzeigen, ob neben den rechtlichen Bestimmungen zur Emissionsbegrenzung weitere Anstrengungen zum Gewässerschutz erforderlich sind, wurden Qualitätsanforderungen in Form von Zielvorgaben definiert, welche allerdings nicht rechtlich verbindlich sind, sondern als Orientierungswerte angesehen werden. Daher bleibt es den jeweiligen Vollzugsbehörden überlassen, welche Schutzgüter sie anwenden und welche Ziele festgelegt werden. Die Zielvorgaben haben eine integrierende Funktion, da sie schutzgutbezogene Anforderungen an die Gewässerqualität definieren, unabhängig von der Verursacherquelle (BMU 2001B).

Die Konzeption des LAWA-Messstellennetzes ist insbesondere durch die Berichtspflichten an die EU vorstrukturiert. So müssen etwa im Rahmen der Umsetzung der Richtlinie 76/464/EWG in Deutschland 99 gefährliche Stoffe regelmäßig überwacht werden. Ebenfalls an dieses Messstellennetz gekoppelt ist das LAWA-Zielvorgaben-Konzept für gefährliche Stoffe (BLAK 1994, LAWA 1998), welches für verschiedene Stoffgruppen (u.a. Nährstoffe) für definierte Schutzgüter Qualitätsziele ableitet und in einem Klassifizierungsschema bewertet. Aufbauend auf diesem Zielvorgabenansatz wurde von der LAWA ein Klassifikationsschema für Wasserinhaltsstoffe entsprechend der biologischen Gewässergüteklassifikation entwickelt (LAWA 1998) (vgl. Tabelle 3-3). Innerhalb dieses Schemas charakterisieren die Stoffkonzentrationen, die in Güteklasse I einzuordnen sind, einen Zustand ohne anthropogene Beeinträchtigungen. Güteklasse II resultiert aus bisherigen bundesländerspezifischen Bewertungsansätzen, die nachfolgenden Klassen bis Klasse III-IV ergeben sich aus der Multiplikation des Zielvorgabe, also Klasse II, mit dem Faktor 2. Güteklasse I-II weist in der Regel den halben Wert der Zielvorgabe auf, Güteklasse IV einen größer achtfachen Wert (BMU 2001B).

Tabelle 3-3: Güteklassifikation für Nährstoffe, Salze und Summenkenngößen (LAWA 1998)

Stoffname	Einheit	Stoffbezogene chemische Gewässergüteklasse						
		I	I-II	II	II-III	III	III-IV	IV
Gesamtstickstoff	mg/l	≤ 1	≤ 1,5	≤ 3	≤ 6	≤ 12	≤ 24	> 24
Nitrat-N	mg/l	≤ 1	≤ 1,5	≤ 2,5	≤ 5	≤ 10	≤ 20	> 20
Nitrit-N	mg/l	≤ 0,01	≤ 0,05	≤ 0,1	≤ 0,2	≤ 0,4	≤ 0,8	> 0,8
Ammonium-N	mg/l	≤ 0,04	≤ 0,1	≤ 0,3	≤ 0,6	≤ 1,2	≤ 2,4	> 2,4
Gesamtphosphor	mg/l	≤ 0,05	≤ 0,08	≤ 0,15	≤ 0,3	≤ 0,6	≤ 1,2	> 1,2
Ortho-Phosphat-P	mg/l	≤ 0,02	≤ 0,04	≤ 0,1	≤ 0,2	≤ 0,4	≤ 0,8	> 0,8
Sauerstoffgehalt*	mg/l	> 8	> 8	> 6	> 5	> 4	> 2	≤ 2
Chlorid	mg/l	≤ 25	≤ 50	≤ 100	≤ 200	≤ 400	≤ 800	> 800
Sulfat	mg/l	≤ 25	≤ 50	≤ 100	≤ 200	≤ 400	≤ 800	> 800
TOC	mg/l	≤ 2	≤ 3	≤ 5	≤ 10	≤ 20	≤ 40	> 40
AOX	µg/l	„0“	≤ 10	≤ 25	≤ 50	≤ 100	≤ 200	> 200

* Überwachungswert: 10-Perzentil ersatzweise Minimum

3.4 Vorgehen bei der Gewässerbewertung im Kontext der EG-Wasserrahmenrichtlinie

Die Praxis der Flussgebietsbewirtschaftung in Deutschland wird durch die Umsetzung der EG-WRRL neu strukturiert. In der föderalistischen Bundesrepublik Deutschland mit 16 Bundesländern, drei davon Stadtstaaten, wurde die Gewässerbewirtschaftung bisher innerhalb der Ländergrenzen koordiniert. Eine der ersten Aufgaben, die zur Umsetzung der Vorgaben der EG-WRRL zu bearbeiten sind, ist die Zuordnung aller Gewässer zu einer Flussgebietseinheit. In Deutschland wurden insgesamt 10 Flussgebietseinheiten festgelegt, innerhalb derer die Bewirtschaftung der Gewässer koordiniert werden soll. Diese wurden aufgrund einer besseren Überschaubarkeit zum Teil nochmals in kleinere Bearbeitungsgebiete aufgeteilt, in die so genannten Koordinierungsräume. Die Einteilung der Flussgebietseinheiten in Deutschland wurde so gewählt, dass jedes Einzugsgebiet ins Meer entwässert. In die Ostsee münden Oder, Schlei/Trave sowie Warnow/Peene, in die Nordsee fließen Eider, Elbe, Ems sowie Maas, Rhein und Weser. Die Donau mündet ins Schwarze Meer (BMU 2005). Ein erster Schritt bei der Erstellung eines Flussgebietsbewirtschaftungsplanes ist die Abgrenzung von Bearbeitungsgebieten innerhalb der Koordinierungsräume, welche in der Regel das

Einzugsgebiet eines größeren Fließgewässers umfassen. Innerhalb dieser Bearbeitungsgebiete wird die Typologie aller Gewässer bestimmt (vgl. Kapitel 2.1). Als allgemeine Verständigungsgrundlage für die Festlegung der Gewässertypen wurden jeweils Steckbriefe erstellt, die eine Beschreibung der wichtigsten Eigenschaften der verschiedenen Typen enthalten (Pottgießer & Sommerhäuser 2004). In einem weiteren Schritt werden so genannte Wasserkörper abgegrenzt, welche die Bewertungseinheit der EG-WRRL darstellen. Die empfohlene Vorgehensweise zur Festlegung der Wasserkörper ist in einem Leitfaden, der innerhalb der europäischen Umsetzungsstrategie (CIS) erarbeitet wurde, beschrieben (Europäische Kommission 2002A). Wesentliche Kriterien dabei sind ein Wechsel der Gewässerkategorie und des Gewässertyps, gefolgt von wesentlichen Änderungen geographischer und hydromorphologischer Eigenschaften oder wesentlichen Belastungen (z.B. starker Gewässerausbau oder hohe stoffliche Belastung). In Deutschland wurden ca. 9.000 Flusswasserkörper mit einem Einzugsgebiet > 10 km² ermittelt, für die nach EG-WRRL eine ausführliche Analyse durchzuführen ist. Bei der Abgrenzung der Wasserkörper wurde in den Bundesländern mit wenigen Ausnahmen einheitlich vorgegangen. Ein Unterschied lag darin, dass Wasserkörper zum Teil linienhaft, zum Teil aber auch flächenhaft abgegrenzt wurden, also (Teil-) Einzugsgebiete darstellen. Der Median der Größe der Wasserkörper liegt bei 10 km, der Mittelwert bei ca. 20 km Fließlänge. Zum Teil wurden die Wasserkörper jedoch auch wesentlich größer abgegrenzt, so z.B. im Bundesland Baden-Württemberg, wo Teileinzugsgebiete als Wasserkörper bestimmt wurden, die im Mittel 80 km Fließgewässerstrecke beinhalten (vgl. Abbildung 3-6).

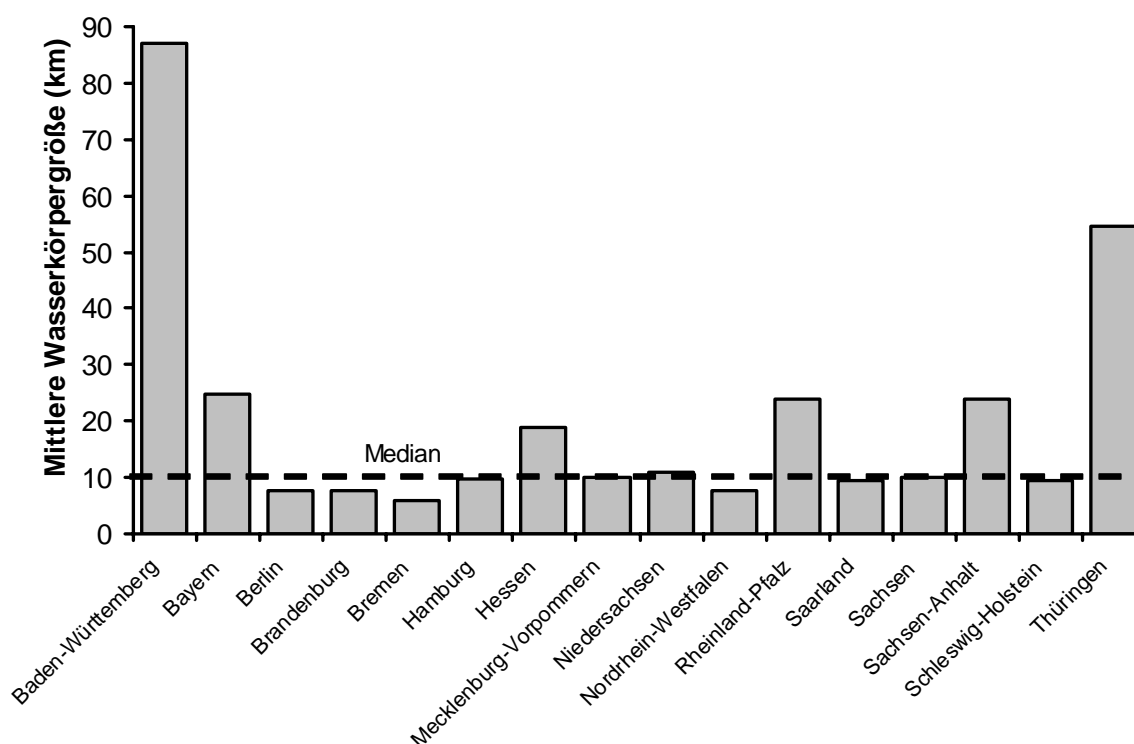


Abbildung 3-6: Mittlere Wasserkörpergröße in den Bundesländern Deutschlands (BMU 2005, verändert)

Auf die Festlegung der Bewirtschaftungsräume und der Wasserkörper folgt die Ermittlung von signifikanten anthropogenen Gewässerbelastungen und deren Auswirkungen, die Risikoanalyse. Um den Umsetzungsprozess der EG-WRRL innerhalb Deutschlands zu unterstützen, wurde der LAWA-Ausschuss für Oberflächengewässer beauftragt, ein fallweise fortzuschreibendes Kriterienpapier (LAWA 2003B) zur Festlegung von Signifikanzkriterien zu erarbeiten. Die in diesem Rahmen erarbeiteten Signifikanzkriterien sind in den Leitfaden zur Analyse der Belastungen und ihrer Auswirkungen der CIS Arbeitsgruppe 2.1 (Europäische Kommission 2002B) aufgenommen worden. Die Bestandsaufnahme orientierte sich in Deutschland vorrangig an diesem Kriterienpapier. Die Unterteilung der Bereiche, für die signifikante Belastungen zu ermitteln sind, ist an Anhang II der EG-WRRL ausgerichtet. Dabei werden im Kriterienpapier nicht alle Belastungsbereiche mit dem gleichen Detaillierungsgrad betrachtet. So sind Punktquellen getrennt nach Kläranlagen und Mischwassereinleitungen zu ermitteln, während beispielsweise für Wasserentnahmen keine weitere Differenzierung vorgegeben ist. In der Bestandsaufnahme muss jedoch für alle Belastungsbereiche der jeweilige Verursacher einer Belastung ermittelt werden (Anhang II EG-WRRL). Für die ermittelten Belastungen müssen im Weiteren zur genaueren Beschreibung Monitoringprogramme aufgestellt und darauf aufbauend gegebenenfalls Maßnahmen zur Verbesserung des Gewässerzustands umgesetzt werden. Anhand der von der LAWA vorgegebenen Kriterien sollte beurteilt werden, ob Belastungen vorliegen, die dafür verantwortlich sein können, dass ein Gewässer die Umweltziele nach EG-WRRL wahrscheinlich nicht erreicht. Die angegebenen Schwellenwerte zeigen an, wann davon auszugehen ist, dass unter Berücksichtigung der ökologischen Empfindlichkeit des Fließgewässers Besorgnis bezüglich der Auswirkung auf die Gewässerqualität besteht. Zum Abschluss der Bestandsaufnahme war zu beurteilen, wie sich die Belastungen auf den Zustand eines Wasserkörpers auswirken, d.h. ob der Wasserkörper aufgrund der Belastungen den „guten Zustand“ nach EG-WRRL voraussichtlich nicht erreichen wird. Abgeleitet aus den relevanten CIS-Dokumenten (IMPRESS-Leitlinie, Europäische Kommission 2002B; Zusammenfassung der IMPRESS-Leitlinie, Europäische Kommission 2002C) wurde eine dreistufige Abschätzung vorgeschlagen, d.h. es werden Wasserkörper ausgewiesen, für die ein Zielerreichen „wahrscheinlich“, „unsicher“ oder „unwahrscheinlich“ ist (vgl. auch Kapitel 3.1.1). Als „unsicher“ hinsichtlich der Zielerreichung wurden insbesondere die Wasserkörper eingestuft, für die eine erste Einschätzung bis zum März 2005 aufgrund fehlender Daten oder großer Unsicherheit bei der Bewertung fachlich nicht vertretbar war. Abbildung 3-7 stellt das von der LAWA vorgeschlagene Vorgehen für die Abschätzung der Wahrscheinlichkeit der Zielerreichung dar. Die Wasserkörper wurden beurteilt, um im März 2005 an die Europäische Kommission zu melden, welche Wasserkörper den „guten ökologischen Zustand“ möglicherweise nicht erreichen. Nach 2004 folgt eine weitergehende Beschreibung für diese Wasserkörper. Die Einteilung in drei Stufen lässt die Interpretation zu, dass insbesondere für Wasserkörper, bei denen Unsicherheit hinsichtlich der Zielerreichung besteht, das operative Monitoring von Bedeutung ist, um beurteilen zu können, ob der Wasserkörper den „guten Zustand“ bereits aufweist oder ob Maßnahmen umgesetzt werden müssen, um diesen zu erreichen. Bei Wasserkörpern, die als „unwahrscheinlich“ hinsichtlich der Zielerreichung ausgewiesen werden, kann bei ausreichender Datengrundlage direkt mit der Maßnahmenplanung begonnen werden. Zusammengefasst erbringt die Risikoanalyse nach Anhang II das Ergebnis, welchen „Wahrscheinlichkeitsgrad“ hinsichtlich des Erreichens der Umweltziele die Wasserkörper aufweisen, um darauf aufbauend die erforderlichen weiteren Schritte einleiten zu können.

In Anhang B1 und B2 sind Kriterien zur Ermittlung der signifikanten Belastungen sowie zur Beurteilung der Auswirkungen für Fließgewässer zusammengefasst, die im LAWA-Kriterienpapier vorgeschlagen werden. Für die Aggregation der Ergebnisse wurde von der LAWA die so genannte „30/70%-Regel“ (vgl. Tabelle 3-4) eingeführt. Diese besagt, dass bei einem Streckenanteil < 30% mit signifikanter Beeinträchtigung von einer wahrscheinlichen Zielerreichung des Wasserkörpers auszugehen ist, bei 30% bis 70% Beeinträchtigung besteht Unsicherheit, sind mehr als 70% eines Wasserkörpers signifikant beeinträchtigt, ist davon auszugehen, dass die Umweltziele nicht mehr erreicht werden.

Tabelle 3-4: Regeln für die Bewertung eines Wasserkörpers

Abschätzung des Abschnittes	Längenanteil am Wasserkörper	resultierende Wahrscheinlichkeit der Zielerreichung des Wasserkörpers
positiv	> 70 %	wahrscheinlich
positiv	30 – 70 %	unsicher
positiv	< 30 %	unwahrscheinlich

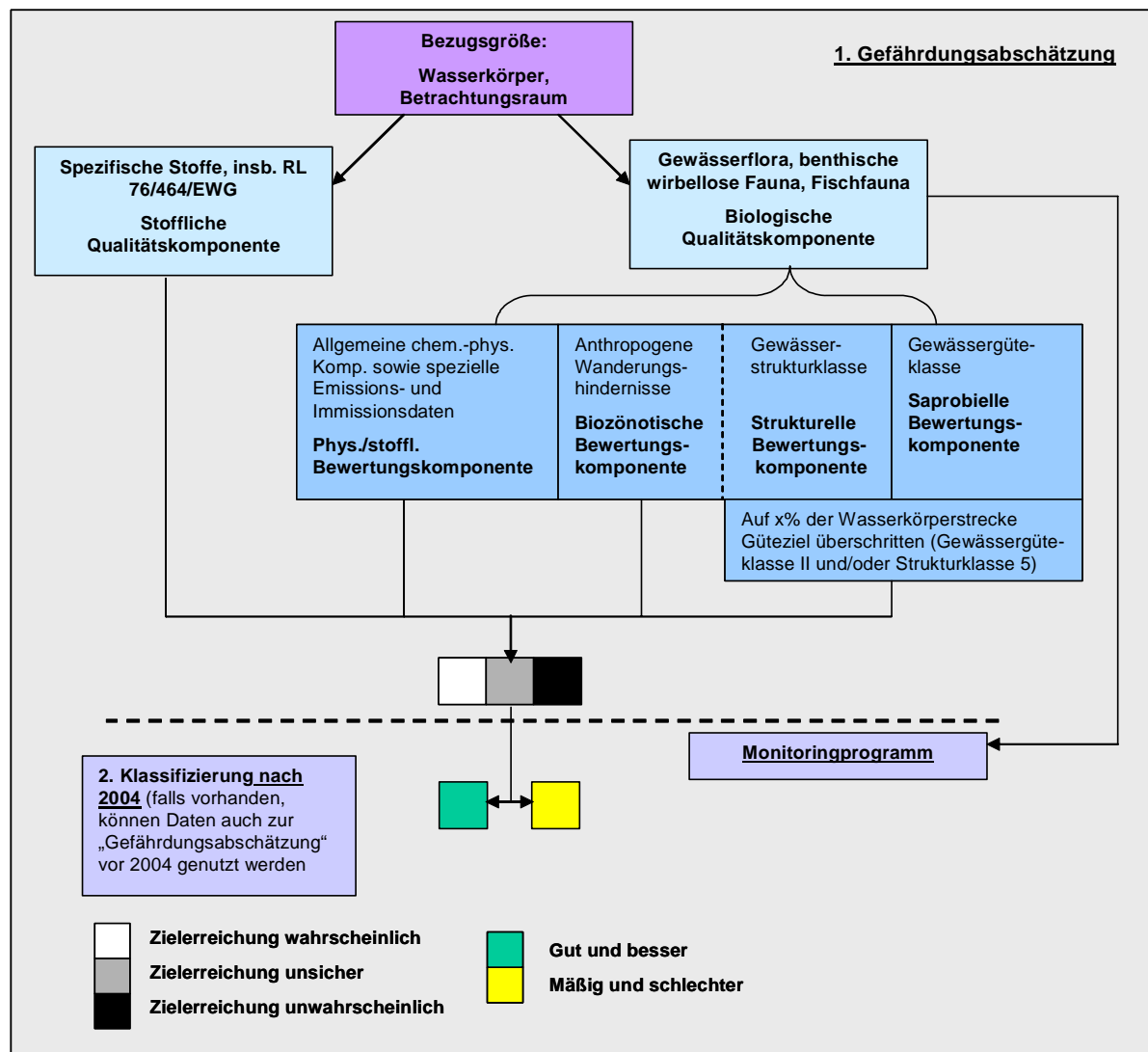


Abbildung 3-7: Vorgehensweise bei der Gefährdungsabschätzung (LAWA 2003B)

Bei der Aggregation der Ergebnisse der einzelnen Bewertungskomponenten (z.B. Strukturgüte und Gewässergüte) ist eine räumliche Überlagerung der einzelnen Belastungen vorzunehmen. Ist ein Wasserkörper bspw. auf 20% seiner Strecke morphologisch beeinträchtigt und erreicht in einem anderen Bereich auf etwa 15% der Strecke nicht die Güteklasse II, weist er insgesamt auf 35% der Gesamtstrecke Defizite auf und ist deshalb der Einschätzung „unsicher“ hinsichtlich der Zielerreichung nach WRRL zuzuordnen (vgl. Abbildung 3-8).

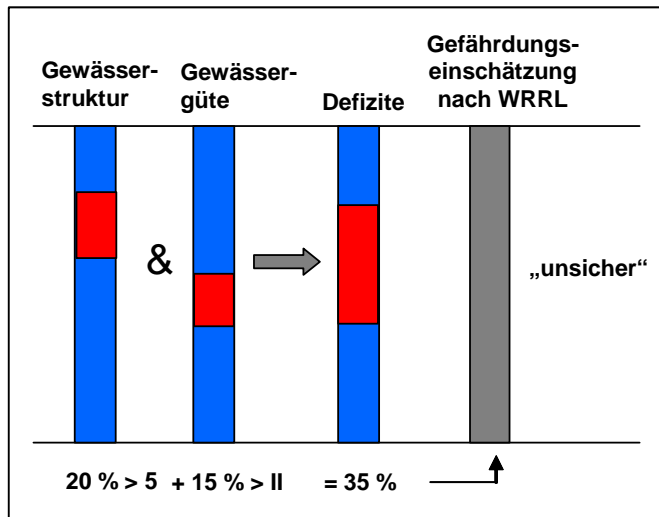


Abbildung 3-8: Aggregation einzelner Gewässerbelastungen auf den Wasserkörper nach LAWA-Kriterienpapier (LAWA 2003B)

Da für die Beurteilung der biologischen Qualitätsmerkmale Phytoplankton, Makrophyten und Makrozoobenthos, benthische wirbellose Fauna und Fische zum Zeitpunkt der Bestandsaufnahme noch kein bundes- und europaweit abgestimmtes Bewertungssystem vorlag und außerdem keine ausreichende biologische Datengrundlage für die Bewertung vorhanden ist, musste in den Bundesländern Deutschlands für eine erste Einschätzung des Gewässerzustands auf bereits bestehende Klassifikationssysteme zurückgegriffen werden. In der Regel wurde der Gewässerzustand beurteilt anhand

- des Saprobienindex
- der Gewässerstrukturklasse
- der Durchgängigkeit eines Gewässers für aquatische Organismen
- allgemeiner Parameter wie Sauerstoffhaushalt, Temperaturverhältnisse, Nährstoffkonzentrationen, Versauerungszustand und Salzgehalt
- sowie der flussgebietsspezifischen Schadstoffe.

Dennoch gibt es deutliche Unterschiede bei der Vorgehensweise, da die Länder zumeist zwar die gleichen Parameter zur Beurteilung der Belastungen und Auswirkungen verwendet haben, die formulierten Schwellenwerte und auch die zur Überprüfung herangezogene Vorgehensweise der Datenauswertungen wurden hingegen vielfältig modifiziert. Nur in Einzelschritten sind die Bundesländer dem Kriterienpapier genau gefolgt (Borchardt, Richter, Willecke 2005). Tabelle 3-5 gibt eine Übersicht darüber, in welchen Punkten sich die Bundesländer an die Vorgaben gehalten haben bzw. in welchem Maße sie davon abgewichen sind. In Anhang B-3 ist eine detaillierte

Erläuterung der Tabelle. In dem Bericht „Erarbeitung einer Gesamtdarstellung der Ergebnisse der Bestandsaufnahme nach Artikel 5 der Wasserrahmenrichtlinie in den zehn deutschen Flussgebieten“ (Borchardt, Richter, Willecke 2005) ist eine ausführliche Übersicht über die unterschiedlichen Methoden der einzelnen Bundesländer bei der Beurteilung morphologischer Belastungen sowie der chemischen und chemisch-physikalischen Parameter dargestellt.

Tabelle 3-5: Befolgung der LAWA-Kriterien in den Bundesländern (Borchardt, Richter, Willecke 2005)

Bereiche nach WRRL, Anhang II	BW	BY	BE	BB	HB	HH	HE	MV	NI	NW	RP	SL	SN	ST	SH	TH
Komm. KA	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Industr. KA	1	1	2	1	1	1	1	1	1	3	1	3	1	1	1	1
Regen- und Mischwasser	1	1	3	1	1	1	1	1	1	1	1	3	3	1	1	1
Diffuse Quellen	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Wasserentnahmen	1	3	2	1	1	1	1	1	1	1	1	3	1	1	1	1
Abflussregulierung	1	1	1	1	1	1	1	3	1	1	1	1	1	1	3	3
Morpholog. Veränderungen	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	3	1
Saprobie	1	1	1	1	1	2	1	1	3	3	1	1	1	1	3	3
Strukturgüte	3	1	3	1	1	1	1	3	1	1	1	3	1	1	3	1
Durchgängigkeit	3	3	1	3	3	3	3	1	3	1	1	1	1	3	1	1
Phosphorkonz.	1	1	3	1	1	1	1	3	1	1	1	1	1	1	1	1
Stickstoffkonz.	1	1	3	1	1	1	3	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Versalzung	1	1	1	1	1	1	1	3	1	1	1	1	3	1	1	1
Versauerung	1	1	3	3	3	3	1	3	3	1	1	1	1	1	1	3
Aufwärmung	1	1	1	3	1	1	1	3	1	1	1	1	3	1	1	3
Spez. Schadstoffe	1	3	1	1	3	1	1	1	3	1	1	1	1	1	1	1
	1	keine Abweichung			1	geringe Abweichung			3	deutliche Abweichung			3	starke Abweichung		

3.5 „Zwischenfazit“

Nach Abschluss des ersten Teils der Arbeit werden nachfolgend die wichtigsten Aussagen aus den vorangegangenen Kapiteln kurz zusammengefasst.

- Hinsichtlich der Gewässerbewirtschaftung fand sowohl in Deutschland als auch in Europa eine Änderung der Anforderungen statt, die eine stärkere ökologische Ausrichtung hat. Dies

begann u.a. durch die Einführung des Wasserhaushaltsgesetzes in Deutschland und findet seine Fortführung nun in der Umsetzung der EG-WRRL mit ihrem integrierten Ansatz bei der gewässertypspezifischen Beurteilung des Gewässerzustands und der verstärkten Ausrichtung auf biologische Komponenten.

- Neben der ökologischen Ausrichtung der Gewässerziele ist eine weitere wichtige Neuerung der EG-WRRL, dass bewusst von politischen oder staatlichen Einheiten als Grenzen für die Gewässerbewirtschaftung abgewichen wird. Vielmehr sollen die Ziele durch eine länder- und staatenübergreifende Bewirtschaftung von Flussgebietseinheiten erreicht werden. Die Struktur der Wasserwirtschaft in Deutschland führt dazu, dass Regelungen, die auf europäischer Ebene beschlossen werden, mehrere Ebenen passieren müssen, ehe eine direkte Umsetzung erfolgt, was wiederum zur Folge hat, dass zum Teil sehr heterogene Methoden für die einzelnen Umsetzungsschritte angewandt werden können.
- Die EG-WRRL bildet lediglich einen Rahmen für die künftige Gewässerbewirtschaftung, enthält jedoch keine genauen Vorgaben für die Umsetzung. Dafür wurden sowohl auf europäischer als auch auf deutscher Ebene Leitfäden erarbeitet, in denen detailliertere Angaben zu einer möglichen Vorgehensweise bei der Umsetzung der Richtlinie gemacht werden. Diese Leitfäden lassen jedoch unterschiedliche Interpretationen zu und sind zudem rechtlich nicht bindend.
- Der „gute Zustand“ nach EG-WRRL ist noch nicht abschließend definiert, die Bewertungsverfahren befinden sich noch in der Erprobung und Diskussion. Daneben liegt noch keine ausreichende Datengrundlage für die Einschätzung des biologischen Gewässerzustands vor. Deshalb wird derzeit auf bestehende Klassifikationen und Methoden zurückgegriffen, die den Ansprüchen der EG-WRRL nicht vollständig entsprechen. Es bestehen noch Unsicherheiten über die Zusammenhänge zwischen den abiotischen Parametern, die häufig für die Bewertung herangezogen werden, und den biologischen Qualitätskomponenten zur Bestimmung des biologischen Zustands.
- Aus den genannten Gründen besteht bei der Bewertung von Gewässerbelastungen und ihren Auswirkungen derzeit noch große Unsicherheit. Daraus resultieren zahlreiche unterschiedliche Vorgehensweisen, Methoden und Kriterien bei der Umsetzung der EG-WRRL innerhalb Europas, aber auch speziell in Deutschland.
- Im Schnitt erreichen nach derzeitiger Einschätzung 60% aller betrachteten Gewässer in Deutschland keinen „guten Zustand“, bei etwa 25% besteht Unsicherheit. Relevante Belastungen sind Veränderungen der Gewässermorphologie sowie Nährstoffeinträge aus diffusen Quellen, welche z.B. die Eutrophierung von Fließgewässern zur Folge haben können.

Aus der Einstufung eines Gewässers in die Kategorie „Zielerreichung unwahrscheinlich“ oder „unsicher“ resultieren eine operative Gewässerüberwachung und unter Umständen aufwändige Maßnahmenprogramme zum Erreichen des „guten Zustands“. Aus diesem Grund ist es wichtig, Gewässerbelastungen zielführend zu beurteilen und bei der Gewässerüberwachung die geeigneten Parameter sowie Überwachungszeiträume zu berücksichtigen. In den folgenden Kapiteln soll diese Problemstellung veranschaulicht werden.

4 VERGLEICHENDE ANALYSE SIGNIFIKANTER BELASTUNGEN

Die empirischen Grundlagen zur Beurteilung des Vorgehens bei der Flussgebietsbewirtschaftung in Deutschland sowie im europäischen Ausland entstammen im Wesentlichen der zum Teil aktiven Teilnahme am Umsetzungsprozess auf der nationalen sowie europäischen Ebene im Rahmen verschiedener Projekte zur Umsetzung der EG-WRRL, die im Auftrag des Umweltbundesamtes bearbeitet bzw. begleitet wurden. Zum Teil wurden der Umsetzungsprozess sowie im Rahmen desselben stattfindende Veranstaltungen aus einer eher „beobachtenden Position“ heraus begleitet (passive Teilnahme). Die auf diese Art gesammelten Erfahrungen und Ergebnisse stellten eine wichtige Grundlage für die weitere Bearbeitung der besprochenen Thematik dar.

Abbildung 4-1 zeigt das methodische Vorgehen bei der vergleichenden Anwendung von Methoden und Kriterien der Risikoanalyse an drei Fallbeispielen.

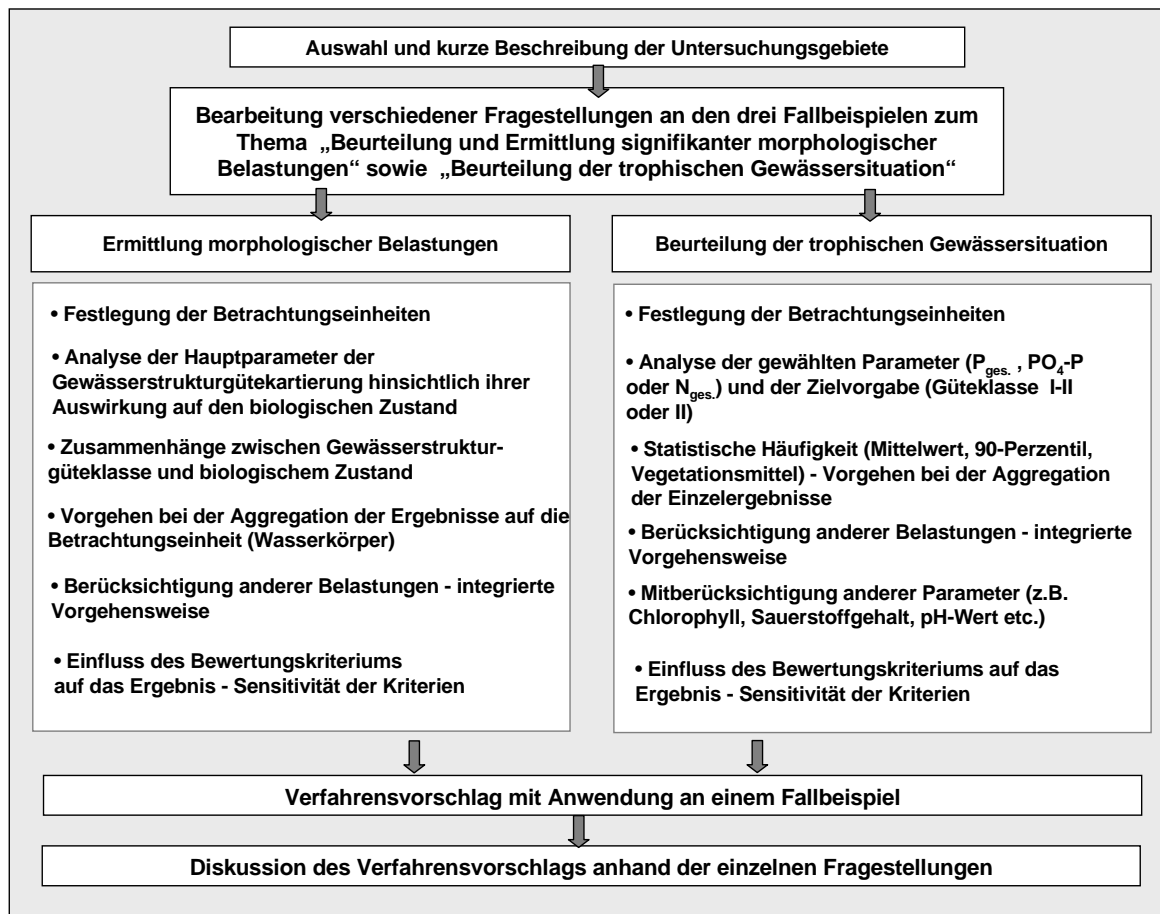


Abbildung 4-1: Übersicht über das Vorgehen bei der Ableitung eines Verfahrensvorschlags zur Ermittlung und Beurteilung signifikanter morphologischer Gewässerbelastungen sowie der Gewässereutrophierung

Die Ergebnisse der Einstufung verschiedener Wasserkörper anhand der in der Risikoanalyse verwendeten Kriterien wurden dem biologischen Zustand gegenübergestellt. Für die Fallbeispiele lagen Informationen über die biologischen Indikatoren Makrozoobenthos und Fischfauna vor, die mit Methoden bewertet wurden, welche den Ansprüchen der Wasserrahmenrichtlinie bereits nahe

kommen¹. Über die nach Anhang V EG-WRRL ebenfalls relevanten biologischen Komponenten Phytoplankton, Makrophyten und Phytobenthos lagen für die Beispiele noch keine Untersuchungsergebnisse vor. In der „Common Implementation Strategy“ (Europäische Kommission 2003B) wurde jedoch übereinstimmend festgehalten, dass das Makrozoobenthos und die Fischfauna geeignete Indikatoren sind, um eine Aussage über die Auswirkungen morphologischer Veränderungen zu treffen. Die Korrelationsanalysen im Bereich „Morphologische Belastungen“ wurden deshalb für diese beiden biologischen Indikatoren durchgeführt. Alle in Kapitel 6.1 „Gewässermorphologie“ dargestellten Analysen wurden als verteilungsunabhängige Korrelationsanalysen nach Spearman-Rho (zweiseitig) berechnet, da die klassifizierten Strukturgütedaten keiner Normalverteilung unterliegen.

Der Schwerpunkt bei der Beurteilung der Gewässereutrophierung ist auf die Komponenten Makrophyten, Phytobenthos und Phytoplankton zu legen. Dafür lagen jedoch keine Untersuchungsergebnisse für die Gewässer vor, so dass die Einschätzung des Zustands auf Trophieindikatoren wie Chlorophyll a-Konzentrationen, pH-Wert, Sauerstoffsättigung sowie Vor-Ort-Kenntnissen beruht.

Durch die Anwendung der verschiedenen Methoden und Kriterien auf die Fallbeispiele soll geprüft werden, welche Kriterien für eine belastungsspezifische Analyse am ehesten geeignet sind. Aus den Ergebnissen wird ein verfeinerter Verfahrensvorschlag für die Risikoanalyse beider Themenbereiche abgeleitet und jeweils durch die Anwendung an einem Fallbeispiel veranschaulicht. Dieser Verfahrensvorschlag soll nicht als eine „starre“ Vorgabe betrachtet werden, sondern eher als eine Arbeitshypothese, die je nach Problemstellung und bestehender Ausgangssituation sowie weiterem Erkenntnisgewinn flexibel zu handhaben und eventuell zu modifizieren ist.

Die Vorgehensweise bei der „Festlegung der Betrachtungseinheiten“ betrifft beide Problembereiche gleichermaßen, da die Abgrenzung der Einheiten nicht problemspezifisch vorgenommen wird. Die Festlegung der Betrachtungseinheiten wird in der vorliegenden Arbeit deshalb nur einmal (innerhalb des Themenblocks „Morphologische Belastungen“) ausführlich besprochen. Grundsätzlich ist jedoch eine Zusammenlegung von Wasserkörpern je nach betrachteter Problemstellung in so genannte Bewirtschaftungseinheiten oder Wasserkörpergruppen möglich (vgl. Kap. 7.1.1).

Der Verfahrensvorschlag führt zu unterschiedlichen Entscheidungen. Für „positiv“ eingeschätzte Wasserkörper wird eine Überblicksüberwachung vorgesehen, besteht jedoch Unsicherheit hinsichtlich der Auswirkungen auf den biologischen Zustand, ist ein operatives Monitoring notwendig (vgl. Kapitel 2.1). Ergibt die Analyse, dass der „gute Zustand“ unter den gegebenen Bedingungen mit großer Wahrscheinlichkeit nicht erreicht wird, wird direkt das Ermitteln geeigneter Verbesserungsmaßnahmen vorgeschlagen. Dabei ist zu berücksichtigen, dass die Entscheidung, welche Art von Gewässerüberwachung gewählt wird bzw. ob es notwendig ist, Maßnahmen zu ergreifen, jeweils auf die spezielle Problemstellung bezogen ist. Auch wenn für

¹ Die Bewertungsverfahren für den biologischen Zustand werden derzeit noch diskutiert, die vorgenommenen Bewertungen stellen folglich einen ersten Ansatz dar, die Anforderungen der EG-WRRL zu erfüllen. Die Bewertung aus dem ab 2006 stattfindenden Gewässermonitoring kann jedoch möglicherweise zu anderen Ergebnissen führen.

einen Wasserkörper keine Eutrophierungsgefährdung besteht, ist es möglich, dass aufgrund anderer Belastungsarten Maßnahmen notwendig sind. Die beiden Verfahrensvorschläge unterscheiden sich in der Hinsicht, dass die Beurteilung einer Beeinträchtigung der Gewässermorphologie und einer Gewässereutrophierung unterschiedliche Ansatzpunkte haben. Eutrophierung entsteht aufgrund der vorhandenen stofflichen **und** morphologischen Gegebenheiten. Beide Problemstellungen können insbesondere im Zusammenwirken mit anderen Belastungen zu Auswirkungen auf alle Komponenten des biologischen Zustands nach EG-WRRL führen (vgl. Abbildung 4-2).

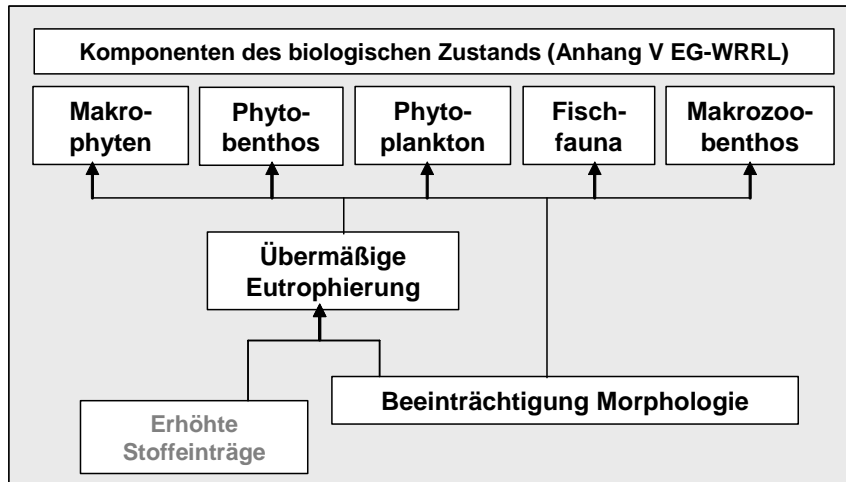


Abbildung 4-2: Einordnung der betrachteten Gewässerbelastungen in Bezug auf die Komponenten des biologischen Zustands nach Anhang V EG-WRRL

Die Verknüpfung der beiden Problemstellungen führt zu dem Rückschluss, dass innerhalb des Verfahrensvorschlags zur Beurteilung morphologischer Belastungen hinsichtlich der Einzelbewertung der Strukturkomponenten die gleichen Kriterien angesetzt werden müssen wie für die Beurteilung der trophischen Situation eines Gewässers, weil im Hinblick auf die Risikoeinschätzung dieselbe Schlussfolgerung zu treffen ist. Dennoch können aufgrund der unterschiedlichen Problemstellungen und der für die Beurteilung herangezogenen Qualitätskomponenten unterschiedliche z.B. Strukturgüteparameter in der Analyse berücksichtigt werden. So sind zur Beurteilung der Beeinträchtigung der Gewässermorphologie das Makrozoobenthos und die Fischfauna heranzuziehen (s.o.), für welche beispielsweise das Vorhandensein von Ufergehölz weniger relevant ist als für die trophische Situation eines Gewässers.

5 UNTERSUCHUNGSGBIETE

Die Fallstudien wurden zunächst aufgrund ihrer Repräsentativität für die Belastungssituation deutscher Fließgewässer ausgewählt, insbesondere jedoch vor dem Hintergrund, dass sie bereits als Pilotstudien für verschiedene Umsetzungsaspekte der Wasserrahmenrichtlinie (Erstellung von Flussgebietsbewirtschaftungsplänen und somit Ermittlung von Belastungen und ihren Auswirkungen bzw. Ausweisung von „erheblich veränderten“ Wasserkörpern) dienten. Für alle drei Untersuchungsgebiete existieren daher detaillierte Untersuchungen zu den biologischen Qualitätskomponenten Fischfauna und Makrozoobenthos.

Die Fallstudie Mittelrhein behandelt die Fließgewässer im Einzugsgebiet des Mittelrheins. Ein wichtiges Flusssystem darin ist die Lahn, welche ebenfalls als separate Fallstudie betrachtet wird. Die Betrachtung der Fließgewässer Lahn und Main in dieser Arbeit gilt in erster Linie den jeweiligen Flussabschnitten, ohne Berücksichtigung der Nebengewässer.

Die Betrachtungseinheiten, auf die sich die jeweils durchgeführten Analysen beziehen, wurden in den Pilotprojekten unterschiedlich zur Bestandsaufnahme nach EG-WRRRL abgegrenzt, was darin begründet ist, dass die Projekte zu einem früheren Zeitpunkt stattfanden und daher die Kriterien zur Abgrenzung der Wasserkörper noch nicht abschließend definiert waren. Infolgedessen gibt es für jedes Untersuchungsgebiet voneinander abweichende Methoden und Ergebnisse für die Festlegung der Betrachtungseinheiten. Diese sind für die Fallbeispiele Lahn und Main im Rahmen der vorliegenden Arbeit als unerheblich anzusehen, am Beispiel Mittelrhein werden diese, wo notwendig, erläutert.

5.1 Bearbeitungsgebiet Mittelrhein

5.1.1 Kurzbeschreibung des Bearbeitungsgebietes Mittelrhein

Das Bearbeitungsgebiet Mittelrhein ist ein Koordinierungsraum der Flussgebietseinheit Rhein. Es erstreckt sich von der Nahemündung bei Bingen, welche die südliche Grenze zum Teileinzugsgebiet Oberrhein darstellt, bis oberhalb der Einmündung der Sieg bei Bonn. Das größte Nebengewässer des Mittelrheins ist die Mosel. Sie bildet mit der Saar ein eigenständiges Bearbeitungsgebiet. Die wichtigsten Flusssysteme sind die Lahn mit den Teileinzugsgebieten von Ohm und Dill sowie auf rheinland-pfälzischem Gebiet die Nahe und die Ahr nebst kleineren Gewässersystemen.

In Tabelle 5-1 sind einige wichtige Eigenschaften des Untersuchungsgebiets zusammengefasst.

Tabelle 5-1: Kurzbeschreibung der Charakteristik des Untersuchungsgebietes Mittelrhein

Position	Einheit	Information
Name des Untersuchungsgebietes	Text	Mittelrhein
Bundesländer	Text	Hessen, Nordrhein-Westfalen, Rheinland-Pfalz, Saarland
Fallstudie zur Umsetzung der EG-WRRL	Text	Beispielhafte Erarbeitung eines Flussgebietsbewirtschaftungsplanes
Fließgewässertyp Hauptgewässer	Text	10 (Kiesgeprägte Ströme)
Gewässertypen im Einzugsgebiet	Text	5, (Grobmaterialreiche, silikatische Mittelgebirgsbäche), 5.1 (Feinmaterialreiche, silikatische Mittelgebirgsbäche), 9 (Silikatische, fein- bis grobmaterialreiche Mittelgebirgsflüsse), 9.2 (Großer Fluss des Mittelgebirges)
Einzugsgebiet	km ²	13.548
Fließlänge	km	etwa 1.880
Anzahl Betrachtungseinheiten (Wasserkörper oder Betrachtungsräume)	(-)	198 Wasserkörper (Bestandsaufnahme; 122 Wasserkörper in Rheinland-Pfalz, 76 Wasserkörper in Hessen) 19 Betrachtungsräume (Pilotprojekt „Bewirtschaftungsplan Mittelrhein“)
Bevölkerungsdichte	EW/km ²	199
Landnutzung	%	
Wald		43,1
Landwirtschaft		48,1
Acker		34,6
Grünland		13,5
Sonderkulturen		1,4
Siedlungen		6,4
Wasserflächen etc.		1
Wichtigste Probleme des Bearbeitungsgebietes	Text	Wasserkraftnutzung, Schifffahrt (Ausbau des Mittelrheins und Teile der Lahn zur Bundeswasserstraße), Gewässerstrukturdefizite und zahlreiche Querbauwerke, auch an kleineren Gewässern im Einzugsgebiet. Diffuse Belastungen. Historischer Bergbau/Metall, verarbeitende Industrie. Zum Teil geprägt durch Siedlungen.

5.1.2 Datengrundlagen für das Bearbeitungsgebiet Mittelrhein

- Pilotprojekt „Bewirtschaftungsplan Mittelrhein“, Gemeinschaftsprojekt der Länder Rheinland-Pfalz und Hessen

Der Bestandsaufnahme nach Artikel 5 der EG-WRRL vorausgehend wurde gemeinsam von den Wasserwirtschaftsverwaltungen in Hessen und Rheinland-Pfalz, welche die größten Flächenanteile am Bearbeitungsgebiet Mittelrhein besitzen (Rheinland-Pfalz 8.056 km², Hessen

4.974 km², Nordrhein-Westfalen und Saarland zusammen 545 km²) das Pilotprojekt „Bewirtschaftungsplan Mittelrhein“ durchgeführt. In diesem sollte die Zusammenarbeit für den zukünftig zu erstellenden Bewirtschaftungsplan praktisch erprobt werden. Die Ergebnisse dieses Projektes mündeten in zwei Statusberichte (RP Gießen 2002). Wichtige Ergebnisse wurden außerdem in der Zeitschrift WasserWirtschaft veröffentlicht (WasserWirtschaft 2003). Innerhalb des Projektes wurden auf der Grundlage des LAWA-Kriterienpapiers mit damaligem Stand (LAWA 2002B) die einzelnen Schritte der Bestandsaufnahme bearbeitet und dokumentiert. Zudem wurden im Einzugsgebiet Mittelrhein Abschnitte von Fließgewässern ausgewählt, an denen eine vorläufige Bewertung des ökologischen Zustands erfolgte. An jeweils 39 Probestellen wurden sowohl für das Makrozoobenthos als auch für die Fischfauna Erhebungen durchgeführt. Die ausgewählten Gewässerbereiche decken dabei ein breites Belastungsspektrum ab (vgl. Anhang C-3). Die genaue Methodik der Probenahmen und der Bewertung ist in den genannten Berichten nachzulesen.

- Ergebnisse der Bestandsaufnahme nach Artikel 5 EG-WRRL, der Länder Rheinland-Pfalz, Hessen, Nordrhein-Westfalen und Saarland

Beteiligt an der Analyse zur Bestandsaufnahme waren die Länder Rheinland-Pfalz, Hessen, Nordrhein-Westfalen und Saarland. In den nachfolgenden Auswertungen werden lediglich die Einzugsgebietsanteile, die in Rheinland-Pfalz und Hessen liegen, berücksichtigt, um eine bessere Vergleichbarkeit mit den Ergebnissen aus dem Pilotprojekt „Bewirtschaftungsplan Mittelrhein“ zu erzielen. Die Länder Rheinland-Pfalz und Saarland besitzen zudem mit etwa 4% an der Gesamtfläche einen vernachlässigbar kleinen Anteil. Die Ergebnisse der Bestandsaufnahme können im Internet eingesehen werden (Hessen: <http://interweb1.hmulv.hessen.de/umwelt/wasser/wrrl>); Rheinland-Pfalz: <http://www.EG-WRRL.rlp.de/>). Für die vorliegende Arbeit waren insbesondere die Ergebnisse bezüglich der Bewertung der Gewässermorphologie und der Trophie bzw. der Nährstoffeinträge in der Bestandsaufnahme relevant. Die Ergebnisse der Bestandsaufnahme sind außerdem in dem Bericht für die internationale Flussgebietseinheit Rhein, Teil B (Bearbeitungsgebiet Mittelrhein) zusammengefasst (RP Gießen 2005).

- Gewässerstrukturgüte-Informationssystem (GESIS) des Hessischen Ministeriums für Umwelt, ländlichen Raum und Verbraucherschutz (HMULF 1999)

Um Auswertungen über den Zusammenhang zwischen Gewässerstrukturgüte und Gewässerbiozönose durchführen zu können, wurden neben den Informationen, die aus der Bestandsaufnahme und dem Pilotprojekt Mittelrhein zur Verfügung standen, Daten zur Strukturgüte der hessischen Fließgewässer im Mittelheineinzugsgebiet verwendet. Um die umfangreichen Daten der hessischen Gewässerstrukturgüte für alle Interessierten leicht verfügbar zu machen, wurde im Auftrag des Hessischen Ministeriums für Umwelt und Verbraucherschutz das Gewässerstrukturgüte-Informationssystem (GESIS) entwickelt (HMULF 1999). Mit GESIS können die wesentlichen Ergebnisse der Gewässerstrukturgütekartierung für die hessischen Gewässer abgerufen werden. GESIS erlaubt u.a. das individuelle Abfragen und Visualisieren der Erfassungs-, Bewertungs- und Bilddaten. Das Programm kann im Internet unter der Seite http://interweb1.hmulv.hessen.de/umwelt/wasser/gewaesser_hochwasser/gesis/ genutzt werden.

5.2 Bearbeitungsgebiet Lahn

5.2.1 Kurzbeschreibung des Bearbeitungsgebietes Lahn

Das Bearbeitungsgebiet „Lahn“ ist Bestandteil des Koordinierungsraumes „Mittelrhein“. Die Nebengewässer der Lahn wurden in der vorliegenden Arbeit nicht in die Analyse mit einbezogen. Die Lahn ist ein typischer Mittelgebirgsfluss mit rund 244 km Fließlänge. Sie entspringt im südlichen Rothaar-Gebirge, durchfließt drei Bundesländer (Nordrhein-Westfalen, Hessen und Rheinland-Pfalz) und mündet bei Lahnstein nahe Koblenz in den Rhein. Zahlreiche Nebenflüsse mit rund 5.000 km Länge gehören zum Einzugsgebiet, welches insgesamt 5.927 km² umfasst.

Tabelle 5-2 fasst die wichtigsten Eigenschaften des Lahneinzugsgebiets zusammen.

Tabelle 5-2: Kurzbeschreibung der Charakteristik des Untersuchungsgebiets Lahn

Position	Einheit	Information
Name des Untersuchungsgebietes	Text	Lahn
Bundesländer	Text	Hessen, Nordrhein-Westfalen, Rheinland-Pfalz
Fallstudie zur Umsetzung der EG-WRRL	Text	Pilotprojekt zur Ausweisung als erheblich verändertes Gewässer
Fließgewässertyp	Text	Oberlauf: Typ 9.1 (Karbonatische, fein- bis grobmaterialreiche Mittelgebirgsflüsse) Unterlauf: Typ 9.2 (Großer Fluss des Mittelgebirges)
Einzugsgebiet	km ²	5.927
Fließlänge	km	245
Anzahl Betrachtungseinheiten	(-)	7 Wasserkörper (Bestandsaufnahme) 4 Wasserkörper („Fallstudie Lahn“)
Bevölkerungsdichte	EW/km ²	200
Landnutzung	%	
Wald		41,0
Landwirtschaft		43,5
Acker		26,5
Grünland		17
Sonderkulturen		
Siedlungen		13
Wasserflächen etc.		2,5
Wichtigste Probleme des Bearbeitungsgebietes	Text	Wasserkraftnutzung (Aufstau), Schifffahrt, Gewässerstrukturdefizite und zahlreiche Querbauwerke, Nutzung der Lahn zu Freizeitwecken, Hochwasserschutz, Nährstoffbelastungen (diffuse Quellen und Punktquellen), zum Teil geprägt durch Siedlungsnähe.

5.2.2 Datengrundlagen für das Bearbeitungsgebiet Lahn

- *Erheblich veränderte Gewässer in Europa - Fallstudie Lahn*

Im Rahmen des Projektes „Erheblich veränderte Gewässer in Europa - Fallstudie Lahn“ (UBA 2004B) der Universität Kassel wurden vertiefte Untersuchungen an der Lahn durchgeführt. Innerhalb des Projekts wurde die Lahn in vier Wasserkörper eingeteilt, die in Abbildung 5-1 dargestellt sind und auf die sich die Auswertungen innerhalb dieser Arbeit im Wesentlichen beziehen.

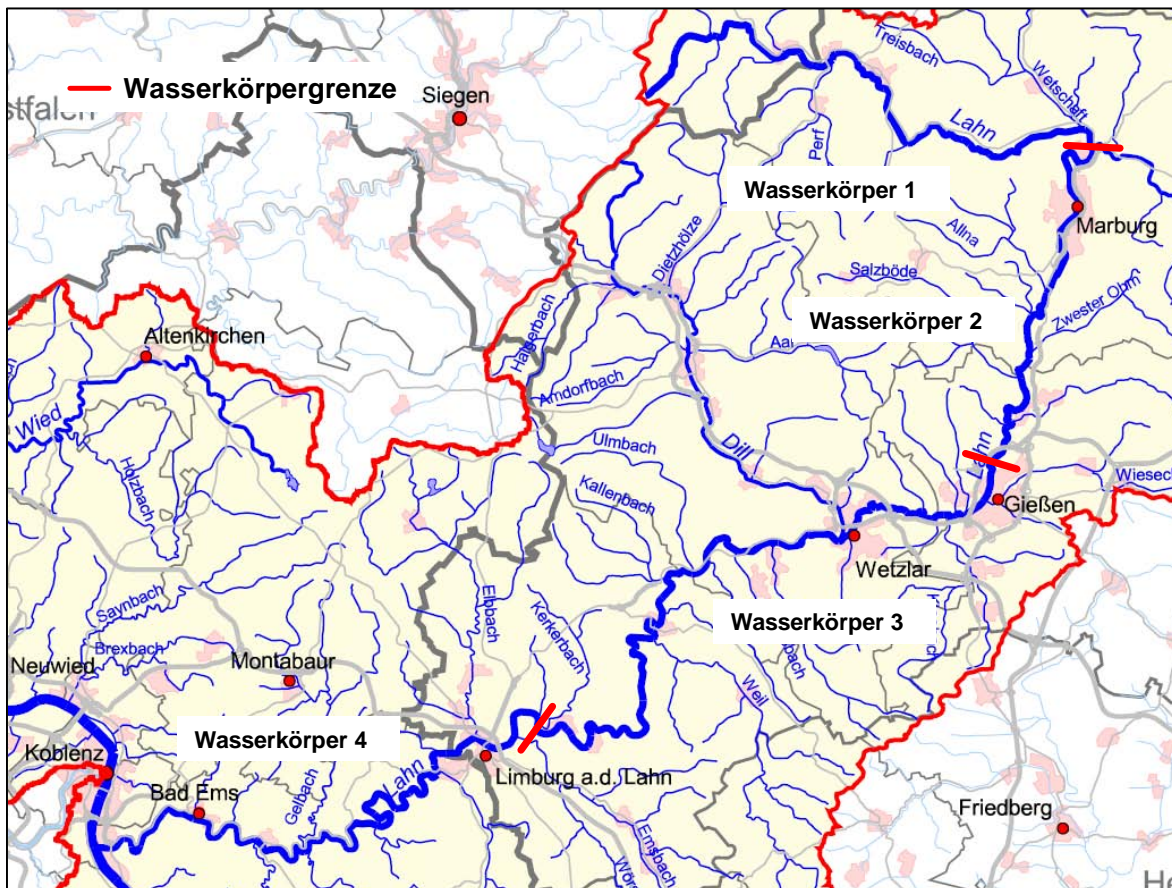


Abbildung 5-1: Untersuchungsgebiet Lahn (aus: RP Gießen 2005, verändert)

Ziel des Projekts war die Entwicklung von Bewertungskriterien für die Abgrenzung von erheblich veränderten Oberflächenwasserkörpern und künstlichen Wasserkörpern gegenüber natürlichen Wasserkörpern und die Erprobung der von der CIS-Arbeitsgruppe 2.2 erarbeiteten Vorgehensweise zur „Identifikation und Ausweisung von erheblich veränderten und künstlichen Wasserkörpern“ (Europäische Kommission 2002C). Im Rahmen dieses Pilotprojektes wurden umfangreiche Auswertungen des Makrozoobenthos und der Fischfauna durchgeführt.

- *Ergebnisse der Bestandsaufnahme nach Artikel 5 EG-WRRL der Länder Hessen und Rheinland-Pfalz*

Beteiligt an der Analyse zur Bestandsaufnahme waren die Länder Rheinland-Pfalz, Hessen und Nordrhein-Westfalen. In den nachfolgenden Auswertungen werden lediglich die Teile, die in Rheinland-Pfalz und Hessen liegen, berücksichtigt (insgesamt etwa 235 Kilometer), der knapp 20

Kilometer lange Abschnitt in Nordrhein-Westfalen wird vernachlässigt. Die Ergebnisse der Bestandsaufnahme sind im Internet abzurufen unter (Hessen: <http://interweb1.hmulv.hessen.de/umwelt/wasser/wrrl>; Rheinland-Pfalz: <http://www.EG-WRRL.rlp.de/>). Für die vorliegende Arbeit waren insbesondere die Ergebnisse bezüglich der Bewertung der Gewässermorphologie und der Trophie bzw. der Nährstoffeinträge in die Gewässer innerhalb der Bestandsaufnahme relevant.

- Interstitialuntersuchungen an der Lahn

Im Rahmen des Forschungsprojektes „Ökosystemare Zusammenhänge im Hyporhithral anthropogen belasteter Fließgewässer“ (Bohle et al. 2000) wurde die Entwicklung des Algenaufwuchses an der oberen Lahn (bei Sarnau/Goßfelden) detailliert untersucht. Sich daraus ergebende Fragestellungen wurden innerhalb der Dissertation „Biogene Steuerung ökologischer Systemeigenschaften des hyporheischen Interstitials der Lahn (Hessen)“ aufgegriffen und veröffentlicht (Ibisch 2004).

- Pilotprojekt „Bewirtschaftungsplan Mittelrhein“, Gemeinschaftsprojekt der Länder Rheinland-Pfalz und Hessen

Der Bestandsaufnahme nach Artikel 5 vorausgehend wurde gemeinsam von den Wasserwirtschaftsverwaltungen in Hessen und Rheinland-Pfalz das „Pilotprojekt Bewirtschaftungsplan Mittelrhein“ (RP Gießen 2002) durchgeführt (vgl. Kapitel 5.1.2). In diesem Projekt wurden auch an der Lahn als größtem Fluss innerhalb des Einzugsgebietes detaillierte Analysen durchgeführt. Für die vorliegende Arbeit waren insbesondere die Ergebnisse der Einstufung der Lahn hinsichtlich der trophischen Situation relevant, aber auch die Vorgehensweise bei der Abgrenzung der Bearbeitungsgebiete.

- Messwerte des Hessischen Landesamtes für Umwelt und Geologie

Das Hessische Landesamt für Umwelt und Geologie (HLUG) stellt im Internet aktuelle Messwerte zur Gewässergüte an verschiedenen Messstellen in Hessen zum Download zur Verfügung (<http://www.hlug.de/medien/wasser/messwerte.htm>).

5.3 Bearbeitungsgebiet Main

5.3.1 Kurzbeschreibung des Bearbeitungsgebietes Main

Der Main mit einer Gesamtlänge von 527 km ist der größte rechtsseitige Nebenfluss des Rheins. Mit der Eröffnung des Main-Donau-Kanals 1992 ist er Teil einer wichtigen transeuropäischen Wasserstraße geworden. Das Bearbeitungsgebiet umfasst den Flussgebietsanteil des staugeregelten Mains vom Zusammenfluss des Mains und der Regnitz unterhalb Bamberg bis zur Mündung in den Rhein. Dieser staugeregelte Mainabschnitt beinhaltet auf einer Länge von 384 km insgesamt 34 Stauhaltungen.

Tabelle 5-3 fasst einige wichtige Eigenschaften des Einzugsgebietes des staugeregelten Mains zusammen.

Tabelle 5-3: Kurzbeschreibung der Charakteristik des Untersuchungsgebiets Main

Position	Einheit	Information
Name des Untersuchungsgebietes	Text	Main
Bundesländer	Text	Bayern, Baden-Württemberg, Hessen, Thüringen
Fallstudie zur Umsetzung der EG-WRRL	Text	Pilotprojekt zur Ausweisung als erheblich verändertes Gewässer
Fließgewässertyp	Text	Staugeregelter Main: Typ 10 (Kiesgeprägte Ströme)
Einzugsgebiet	km ²	27.200 / 15.280 (gesamt / staugeregelter Main)
Fließlänge	km	527 / 384
Anzahl Betrachtungseinheiten im staugeregelten Main	(-)	8 Wasserkörper (Bestandsaufnahme; 1 Wasserkörper in Hessen, 7 Wasserkörper in Bayern) 4 Wasserkörper („Fallstudie Main“)
Bevölkerungsdichte	EW/km ²	237
Landnutzung	%	
Wald		39,0
Landwirtschaft		55,0
Siedlungen		6,0
Wasserflächen etc.		0,3
Wichtigste Probleme des Bearbeitungsgebietes	Text	Wasserkraftnutzung (Aufstau), Schifffahrt (Ausbau zur Bundeswasserstraße), punktuell Hochwasserschutz, Nährstoffbelastungen durch intensive landwirtschaftliche Nutzung, Industrie, Nutzung zu Freizeit- und Erholungszwecken, zum Teil geprägt durch Siedlungen.

5.3.2 Datengrundlagen für das Untersuchungsgebiet Main

- Bericht „Überprüfung der Ausweisung des staugeregelten Mains als erheblich verändertes Gewässer im Sinne der EU-Wasserrahmenrichtlinie im Hinblick auf die Berichterstattung im Jahre 2004“ (Fallstudie Main)

Ziel des Projektes „Überprüfung der Ausweisung des staugeregelten Mains als erheblich verändertes Gewässer im Sinne der EG-WRRL im Hinblick auf die Berichterstattung im Jahre 2004“ (HLUG 2003) war es, zu beurteilen, ob der Main oder Abschnitte des Mains als „vorläufig erheblich verändert“ im Sinne der EG-WRRL auszuweisen ist / sind. Im Rahmen dieses Pilotprojektes wurden analog zur „Fallstudie Lahn“ umfangreiche Auswertungen des Makrozoobenthos und der Fischfauna durchgeführt. In Abbildung 5-2 ist der staugeregelte Main sowie seine Unterteilung in Wasserkörper, die innerhalb des Pilotprojektes abgegrenzt wurden und auf die sich die durchgeführten Untersuchungen beziehen, dargestellt.

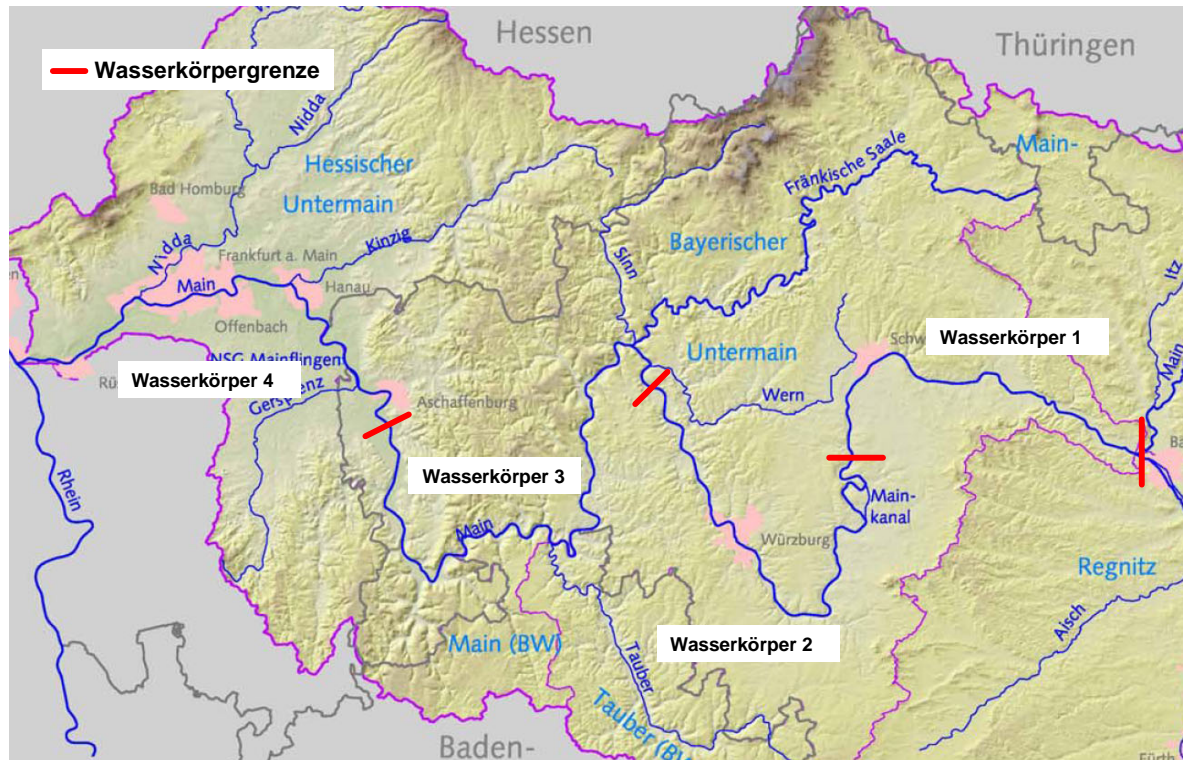


Abbildung 5-2: Untersuchungsgebiet Main (aus: Bericht zur Bestandsaufnahme nach EG-WRRL, BMU 2006B, verändert)

- *Ergebnisse der Bestandsaufnahme nach Artikel 5 EG-WRRL, der Länder Bayern und Hessen*

Beteiligt an der Analyse zur Bestandsaufnahme waren die Länder Baden-Württemberg, Bayern, Hessen und Thüringen. In den nachfolgenden Auswertungen wird nur der in Bayern und Hessen liegende staugeregelte Main betrachtet. Die Ergebnisse der Bestandsaufnahme sind im Internet abzurufen unter (Bayern: <http://www.wasserrahmenrichtlinie.bayern.de/EG-WRRL>; Hessen: <http://interweb1.hmulv.hessen.de/umwelt/wasser/wrri>)

- *Messwerte des Hessischen Landesamtes für Umwelt und Geologie*

Das Hessische Landesamt für Umwelt und Geologie (HLUG) stellt im Internet Messwerte zur Gewässergüte an verschiedenen Messstellen in Hessen zum Download zur Verfügung (<http://www.hlug.de/medien/wasser/messwerte.htm>).

- *Messwerte des Bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft*

Das Bayerische Landesamt für Wasserwirtschaft (LfW) stellt im Internet Messwerte zur Gewässergüte an verschiedenen Messstellen in Bayern zum Download zur Verfügung (http://www.bayern.de/lfw/daten/mengen_qualitaet/welcome.htm). Unter anderem wurde durch Messungen mit dem Mess- und Laborschiff „MS Burgund“ ein Gütelängsschnitt des Mains erstellt.

6 SENSITIVITÄT UND SKALENABHÄNGIGKEIT DER METHODEN ZUR RISIKOANALYSE

In diesem Kapitel wird anhand der drei beschriebenen Fallbeispiele die Thematik Sensitivität, Skalenabhängigkeit sowie weitere Unsicherheiten bei der Bewertung von Gewässerbelastungen untersucht. Aufgrund der heterogenen Datenlage wurden in den jeweiligen Untersuchungsgebieten jeweils spezifische Problemstellungen analysiert.

6.1 Gewässermorphologie

Um den bestehenden Unsicherheiten bei der Beurteilung einer Beeinträchtigung der Gewässermorphologie in ihrer Auswirkung auf den biologischen Zustand nachgehen zu können, wurden folgende Fragestellungen bearbeitet.

- **Anhand welcher Kriterien kann die Betrachtungseinheit zielführend abgegrenzt werden und welchen Einfluss hat dies auf das Ergebnis der Analyse?**
- **Welche Parameter bzw. Parameterkombinationen aus der Gewässerstrukturkartierung nach LAWA sind für eine Risikoanalyse am besten geeignet?**
- **Wie sensitiv ist die Gewässerstrukturgüte in Hinsicht auf den biologischen Zustand und welche Strukturgüteklasse kann als Risikokriterium herangezogen werden?**
- **Wie können die Ergebnisse aggregiert werden und ab welchem Anteil beeinträchtigter Gewässerstrecke ist von einer signifikanten Auswirkung auszugehen?**
- **Welche anderen Belastungen haben eine relevante Auswirkung auf die Biozönose und wie zielführend ist eine integrierte Betrachtung der Belastungen?**

6.1.1 Festlegung der Betrachtungseinheiten

Bei der Bestandsaufnahme nach EG-WRRL wurden in den Bundesländern für die Wasserkörper unterschiedlich große Betrachtungseinheiten für die Analysen gewählt (vgl. Kapitel 3.1.1). In Fachkreisen wurden Kriterien für die Festlegung von Wasserkörpern lange und kontrovers diskutiert (z.B. Podraza 2000; Kern 2002). Aufgrund der Erfahrungen in den bereits vorliegenden Fallstudien wird für eine großräumige Skalierung bzw. Dimensionierung plädiert. Daher soll hier dargestellt werden, welchen Einfluss die Größe der betrachteten Einheit auf das Gesamtergebnis und auf den zu erzielenden Informationsgehalt haben kann.

Innerhalb des Pilotprojekts „Bewirtschaftungsplan Mittelrhein“ (RP Gießen 2002; WasserWirtschaft 2003) wurden etwa um den Faktor 10 größere Betrachtungseinheiten abgegrenzt als zu einem späteren Zeitpunkt innerhalb der Bestandsaufnahme in Hessen und Rheinland-Pfalz. In Tabelle 6-1 ist dargestellt, wie sich die Einschätzung der Zielerreichung der Betrachtungseinheiten nach EG-WRRL unter Berücksichtigung der unterschiedlichen Aggregationsmethoden darstellt. Es wird ersichtlich, dass nur geringe Unterschiede hinsichtlich des Anteils der Betrachtungseinheiten mit Indexdotierung 6 und 7 (innerhalb der Bestandsaufnahme nach EG-WRRL als signifikant angesehene morphologische Beeinträchtigung; vgl. Kapitel 3.4) bei den unterschiedlich großen Betrachtungsräumen auftreten.

Die Wahrscheinlichkeit einer Zielerreichung wurde innerhalb des Pilotprojektes „Bewirtschaftungsplan Mittelrhein“ und der Bestandsaufnahme in Rheinland-Pfalz derart beurteilt, dass Strecken mit Anteilen > 30 % Gewässerstrukturgüteklasse 6 und 7 als kritisch angesehen wurden. Innerhalb der Bestandsaufnahme in Hessen wurde jedoch erst ab > 70 % beeinträchtigtem Streckenanteil von einer wahrscheinlichen Verfehlung der Ziele ausgegangen (Borchardt, Richter, Willecke 2005). Um einen Vergleich zu ermöglichen, wurden die Wasserkörper, die in Hessen als unsicher hinsichtlich der Zielerreichung gelten (30 – 70 % Streckenanteil mit Indexdotierung 6 und 7), mit in die Kategorie „Zielerreichung unwahrscheinlich“ eingeordnet. Die Betrachtung der kleineren Betrachtungseinheiten führt dazu, dass etwa 55 % der Wasserkörper entsprechend eingestuft werden. Die größeren Einheiten erreichen zu etwa 47 % die Ziele nicht. Somit ergibt sich trotz der um den Faktor 10 unterschiedlich großen Betrachtungsräume ein vergleichbares Ergebnis.

Tabelle 6-1: Einstufung der Wahrscheinlichkeit, die Ziele nach EG-WRRL zu erreichen, für verschiedene Betrachtungseinheiten (morphologische Belastungen)

	Betrachtungseinheit	Anzahl der Betrachtungseinheiten mit Einstufung „Zielerreichung unwahrscheinlich“	Anteil der Betrachtungseinheiten mit Einstufung „Zielerreichung unwahrscheinlich“
Bestandsaufnahme Hessen und Rheinland-Pfalz	Wasserkörper (im Mittel: 66 km ²)	110	55,5 %
Pilotprojekt „Bewirtschaftungsplan Mittelrhein“	Betrachtungsraum (im Mittel: 659 km ²)	9	47,4 %

Anders stellt sich das Ergebnis bei der Beurteilung der Gewässerdurchgängigkeit für aquatische Organismen dar. Im Einzugsgebiet Mittelrhein befindet sich eine hohe Anzahl an Querbauwerken, welche die Passierbarkeit der Gewässer für die aquatische Fauna unterbrechen und dementsprechend innerhalb der Gewässerstrukturgütekartierung mit einem Index schlechter als 5 bewertet wurden. Im Pilotprojekt „Bewirtschaftungsplan Mittelrhein“ zeigte sich, dass das Kriterium der Durchgängigkeit in keinem einzigen Betrachtungsraum eingehalten werden kann (s. Tabelle 6-2). Für das Betrachtungsraumkonzept zur Trennung kritisch und weniger kritisch belasteter Räume ist dies somit ein „ultimatives“ Kriterium. In Hessen wurden aus diesem Grund in der Bestandsaufnahme die Querbauwerke zwar erfasst, aber nicht in die Bewertung miteinbezogen, um den Differenzierungsgrad hinsichtlich der anderen Belastungen nicht herabzusetzen. Alleine im hessischen Teil des Einzugsgebietes befinden sich knapp 700 anhand der vorgegebenen Kriterien als unpassierbar eingeschätzte Wanderhindernisse, lediglich etwa 12 von 76 Wasserkörpern sind demzufolge durchgängig (<http://interweb1.hmulv.hessen.de/umwelt/wasser/wrrl>).

Tabelle 6-2: Durchgängigkeit der Betrachtungseinheiten im Einzugsgebiet Mittelrhein

	Anzahl Betrachtungseinheiten	Anzahl Betrachtungseinheiten mit nicht passierbaren Querbauwerken	Anteil Betrachtungseinheiten mit nicht passierbaren Querbauwerken
Pilotprojekt „Bewirtschaftungsplan Mittelrhein“	19	19	100 %
Bestandsaufnahme der Länder Hessen und Rheinland-Pfalz	198	135	68 %
<i>Rheinland-Pfalz</i>	122	71	58 %
<i>Hessen</i>	76	64	84 %

Auch für die Lahn wurde überprüft, ob die Aggregation der Ergebnisse auf unterschiedlich große Betrachtungseinheiten einen Unterschied hinsichtlich der Einstufung der Wahrscheinlichkeit einer Zielerreichung bewirkt. In Tabelle 6-3 ist für verschiedene Einheiten dargestellt, wie sie aufgrund der vorliegenden morphologischen Belastungen anhand der LAWA-Kriterien beurteilt würden².

Tabelle 6-3: Einstufung der unterschiedlichen Betrachtungseinheiten aufgrund der morphologischen Belastungen in dem Bewertungsschema der Bestandsaufnahme nach EG-WRRL (jeweils 1. Spalte = Betrachtung der Lahn als einen Wasserkörper, 2. Spalte = Einteilung aus Lahn-Studie (UBA 2004B), 3. Spalte = Einteilung aus Bestandsaufnahme nach EG-WRRL)

Betrachtungseinheit			Länge (km)*			Anteil mit Strukturklasse 6 oder 7 (%)			Einstufung nach EG-WRRL*		
Lahn HE/ RP	WK 1	Lahn/ Caldern	235	45	43	69	29	26	us	w	w
	WK 2	Lahn/ Marburg		42	36		60	55		us	us
	WK 3	Lahn/ Gießen		81	26		75	76		uw	uw
		Lahn/ Weilburg			57			76			uw
	WK 4	Lahn/ Limburg		67	11,5		95	86		uw	uw
		Obere Lahn			10			100			uw
		Untere Lahn			52			ca. 98			uw

w = Zielerreichung wahrscheinlich, us = Zielerreichung unsicher, uw = Zielerreichung unwahrscheinlich
HE =Hessen; RP = Rheinland-Pfalz

*die zum Teil gering voneinander abweichenden Längenangaben entstehen dadurch, dass die Wasserkörpergrenzen in den verschiedenen Studien einander nicht absolut genau entsprechen.

Es wird deutlich, dass die unterschiedliche Unterteilung innerhalb der Lahn-Studie (UBA 2004B) und der Bestandsaufnahme keine Auswirkung auf das Gesamtergebnis hat. Würde die Lahn jedoch komplett als ein Wasserkörper betrachtet, würde durch den hohen Aggregierungsgrad der Informationsgehalt deutlich herabgesetzt.

² Anteil Strukturgütekategorie 6/7 auf 30 – 70 % bedeutet „Zielerreichung unsicher“, auf mehr als 70 % „unwahrscheinlich“, vgl. Kapitel 3.4.

6.1.2 Analyse der Hauptparameter der Strukturgüte

Um zu überprüfen, ob sich bei einem der sechs Hauptparameter aus dem Vor-Ort-Verfahren zur Strukturgütee Erfassung (LAWA 2000) ein stärkerer Zusammenhang mit den biologischen Parametern erkennen lässt, wurde eine Rangkorrelation zwischen der Bewertung der Hauptparameter (Klasse 1 bis 7) und der im „Pilotprojekt Mittelrhein“ vorgenommenen Einstufung des Makrozoobenthos sowie der Fischfauna für insgesamt 15 Probestellen an Gewässern im Einzugsgebiet des Mittelrheins durchgeführt (vgl. Abbildung 6-1). Dafür wurde nicht die Gewässerstrukturgüte für den jeweiligen 100m-Abschnitt der Probestelle ermittelt, sondern für den gesamten betrachteten Gewässerabschnitt. Es sollte untersucht werden, ob eventuell die Betrachtung eines anderen Strukturgüteparameters als des Gesamtwertes innerhalb eines Wasserkörpers hinsichtlich der Einstufung des biologischen Zustands als zielführender anzusehen ist. Für das Makrozoobenthos beträgt der Korrelationskoeffizient r maximal 0,79 ($p < 0,01$) bei der Korrelation mit dem Hauptparameter „Querprofil“, gefolgt von $r = 0,49$ (nicht signifikant) für den Hauptparameter „Uferstruktur“ (vgl. Anhang C-5). Für die Fischfauna wurde ein maximales r von 0,70 für die Korrelation mit dem Hauptparameter „Längsprofil“ ($p < 0,01$) ermittelt, gefolgt von den Hauptparametern „Laufentwicklung“ ($r = 0,53$; $p < 0,05$) und „Sohlstruktur“ ($r = 0,52$; $p < 0,05$) (vgl. Anhang C-5). Diesen Auswertungen zufolge sind die wichtigsten Hauptparameter für eine intakte Makrozoobenthosfauna das „Querprofil“ und die „Uferstruktur“, gefolgt von dem „Gewässerumfeld“. Der üblicherweise als relevant angesehene Parameter „Sohlstruktur“ folgt erst an letzter Stelle. Der ökologische Zustand der Fischfauna korreliert am stärksten mit den Hauptparametern „Längsprofil“, „Laufentwicklung“ und „Sohlstruktur“. Der Hauptparameter „Längsprofil“ beinhaltet die Einzelparameter „Querbauwerke“ und „Rückstau“ und spricht somit auch die Längsdurchgängigkeit eines Gewässers an.

Die dargestellten Ergebnisse zeigen somit, dass die Gewässerbiozönose eine deutlichere Abhängigkeit unterschiedlichen Hauptparametern gegenüber erkennen lässt. Insbesondere die Ergebnisse der Fischfauna bestätigen die Erwartung, dass die Beschaffung der Gewässersohle von signifikanter Bedeutung für eine intakte Biozönose ist. Der Hauptparameter „Gewässerumfeld“ hingegen scheint diesen Ergebnissen zu Folge kaum Einfluss auf die Fischfauna zu haben. Neben der Korrelation der Hauptparameter mit den biologischen Indikatoren wurden ebenfalls Korrelationen für verschiedene Parameterkombinationen (z.B. Sohlstruktur zusammen mit Laufentwicklung und Längsprofil mit der Fischfauna) durchgeführt. Diese ergaben jedoch keine signifikanteren Zusammenhänge als die dargestellten Auswertungen.

Des Weiteren könnten die Ergebnisse dahingehend interpretiert werden, dass das Makrozoobenthos andere Ansprüche an seinen Lebensraum stellt als die Fischfauna und somit auch mit anderen Parametern der Gewässerstrukturgütekartierung stärker korreliert. Es ist jedoch zu berücksichtigen, dass das Makrozoobenthos im Gegensatz zur Fischfauna vergleichsweise geringe Distanzen zurücklegt und daher einen kleineren Lebensraum abdeckt, strukturelle Einflüsse werden somit eher lokal wirksam.

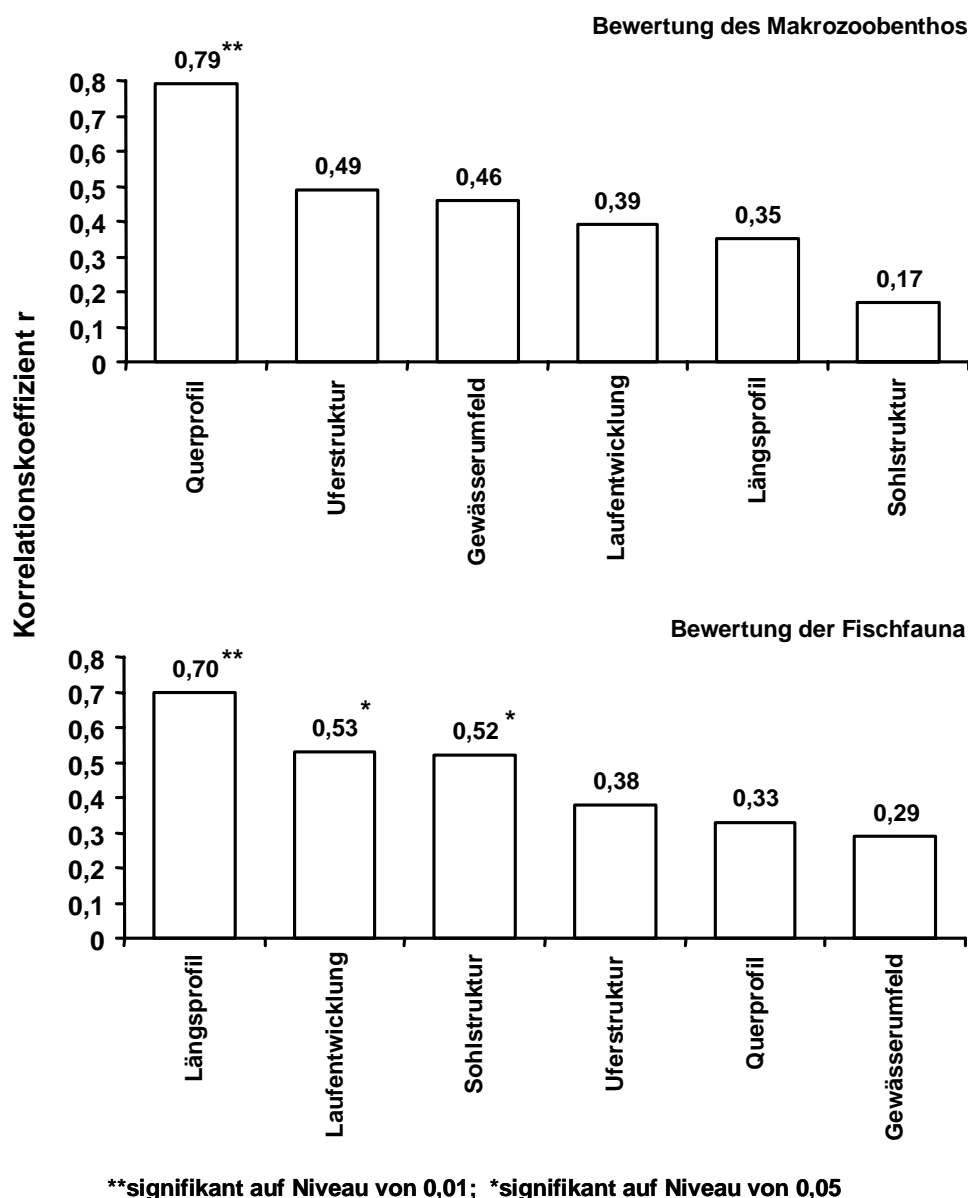


Abbildung 6-1: Graphische Darstellung der Korrelationsanalyse der Hauptparameter der Strukturgütekartierung (LAWA 2000) mit dem biologischen Zustand (Indikatoren Makrozoobenthos und Fischfauna) im Einzugsgebiet Mittelrhein

Aus diesem Grund ist es vorzuziehen, für eine Analyse des Zusammenhangs zwischen der Gewässerstrukturgüte und dem Makrozoobenthos kleinere Gewässerabschnitte auszuwerten, die den Bereich, in der die Probenahme erfolgte, repräsentativ abdecken. Etwas anders stellt sich das Ergebnis hinsichtlich der Fischfauna dar. Fische haben einen größeren Aktionsradius als das Makrozoobenthos, somit werden strukturelle Einflüsse auf die Fischfauna weniger lokal als vielmehr großräumig wirksam. Aus diesem Grund bietet sich für die Analyse der Auswirkung einer beeinträchtigten Morphologie auf die Fischfauna möglicherweise der gesamte Wasserkörper als Untersuchungsgebiet an. Eine abschließende Interpretation der Ergebnisse erfolgt unter Berücksichtigung weiterer Erkenntnisse zu dieser Thematik im Diskussionsteil.

6.1.3 Zusammenhänge zwischen Gewässerstrukturgüte und biologischem Zustand

Für die Gewässer im Einzugsgebiet Mittelrhein wurde im Rahmen dieser Arbeit der Mittelwert der Gewässerstrukturgütekartierung (Vor-Ort-Verfahren; LAWA 1999) ermittelt und den Ergebnissen der biologischen Untersuchungen an verschiedenen Probestellen gegenübergestellt. Zu berücksichtigen ist dabei, dass die untersuchten Gewässer im Wesentlichen mittlere Wertebereiche der Gewässerstrukturgüte (Index 4, 5 und 6) repräsentieren (vgl. Abbildung 6-1). Die Strukturgüteklassen 1, 2, 3 und 7 wurden seltener vorgefunden.

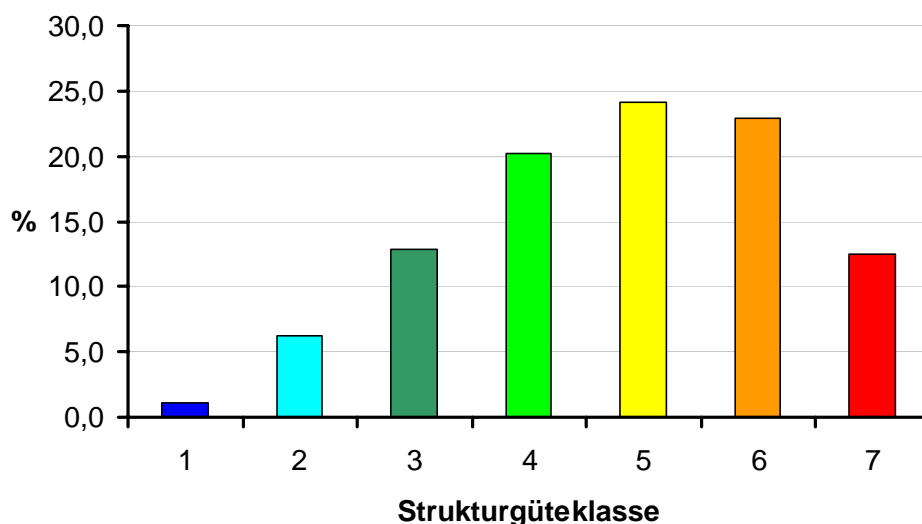


Abbildung 6-2: Verteilung der Gewässerstrukturgüteklassen (Gesamtbewertung) im Einzugsgebiet Mittelrhein (RP Gießen 2002)

Um eine Aussage über den Zusammenhang zwischen der Gewässerstrukturgüteklasse und dem biologischen Zustand treffen zu können, wurde eine Rangkorrelation durchgeführt. In Abbildung 6-3 sind die Beziehungen zwischen den biologischen Indikatoren Makrozoobenthos und Fischfauna und dem Mittelwert der Gewässerstrukturgüteklasse dargestellt. Die Korrelation zwischen dem Makrozoobenthos und dem mittleren Wert der Strukturgüteklasse ist geringfügig höher als die Korrelation zwischen der Fischfauna und der Strukturgüteklasse. Beide Komponenten korrelieren jedoch signifikant mit der Strukturgüteklasse (vgl. auch Anhang C-6). Es zeigt sich für die betrachteten Parameter jeweils die Tendenz einer Verschlechterung mit der Gewässerstrukturklasse, weiterhin liegt der Median der Probestellen mit einem „guten“ biologischen Zustand im Bereich der Gewässerstrukturgüteklasse 4 bis 5.

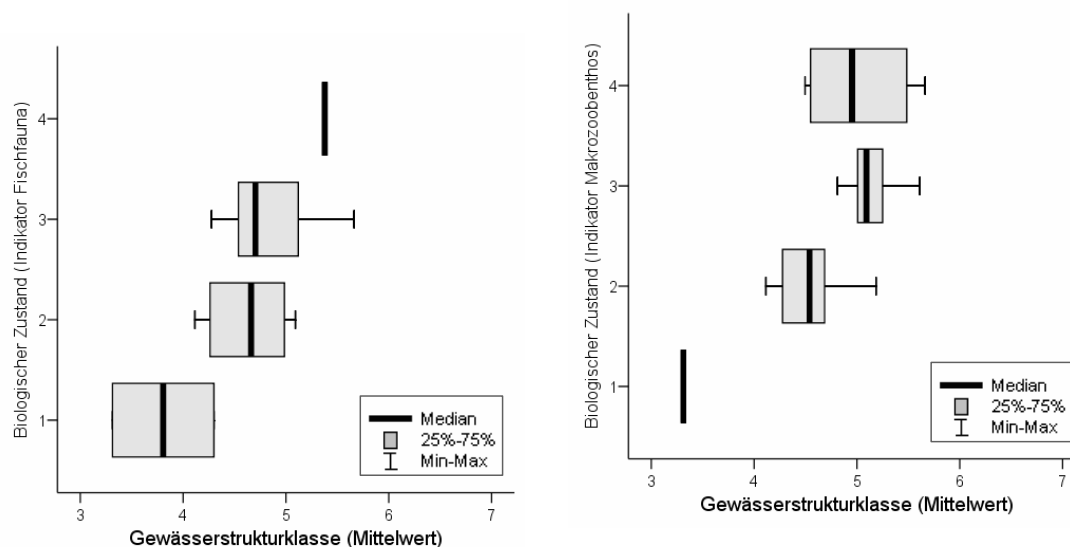


Abbildung 6-3: Box-Plot-Diagramme der Klassifizierung der biologischen Indikatoren Makrozoobenthos und Fischfauna (links Fischfauna: $r = 0,457$, $n = 25$, $p < 0,05$; Makrozoobenthos: $r = 0,549$, $n = 25$, $p < 0,01$) in Abhängigkeit von der Gewässerstrukturgüte (Gesamtnote; Mittelwert) an den untersuchten Gewässern im Einzugsgebiet des Mittelrheins

Auch an den Fallstudien Lahn und Main wurde der biologische Zustand (Indikatoren Makrozoobenthos und Fischfauna) den Gewässerstrukturgüteklassen gegenübergestellt. Beide Gewässer weisen in den betrachteten Abschnitten deutliche morphologische Beeinträchtigungen auf. In allen Wasserkörpern liegt der Mittelwert der Gewässerstrukturgüteklasse über der Klasse 5. An beiden Gewässern wurde jeweils in Wasserkörper 1 und 2 der bessere biologische Zustand vorgefunden, an der Lahn ein nach damaligen Bewertungsmethoden „guter“, am Main „mäßiger Zustand“. Die Gegenüberstellung der biologischen Befunde mit den Gewässerstrukturgüteklassen (Mittelwert) ergibt in Abbildung 6-4 dargestelltes Bild. Die biologischen Befunde verschlechtern sich in diesen Wasserkörpern nicht dem Grad der hydromorphologischen Beeinträchtigung entsprechend.

Anhand der Ergebnisse lässt sich ableiten, dass die Gewässerstrukturgüte Einfluss auf den Zustand der Qualitätskomponenten Makrozoobenthos und Fischfauna hat, auch wenn dieser eher gering ausgeprägt ist – niedrige Korrelationskoeffizienten, zum Teil nicht signifikant. Die Auswertung der Untersuchungen an den Fließgewässern im Einzugsgebiet Mittelrhein führte zu dem Ergebnis, dass die Gewässerstrukturgüteklasse an dem jeweiligen Gewässerabschnitt (im Mittelwert) signifikant mit dem Zustand des Makrozoobenthos ($r = 0,549$, $p < 0,01$) und der Fischfauna ($r = 0,446$, $p < 0,05$) korreliert (vgl. auch Anhang C-5). Ein „guter biologischer Zustand“ wurde an den Gewässern noch bis zu einer Gewässerstrukturgüteklasse 5 im Mittelwert erreicht.

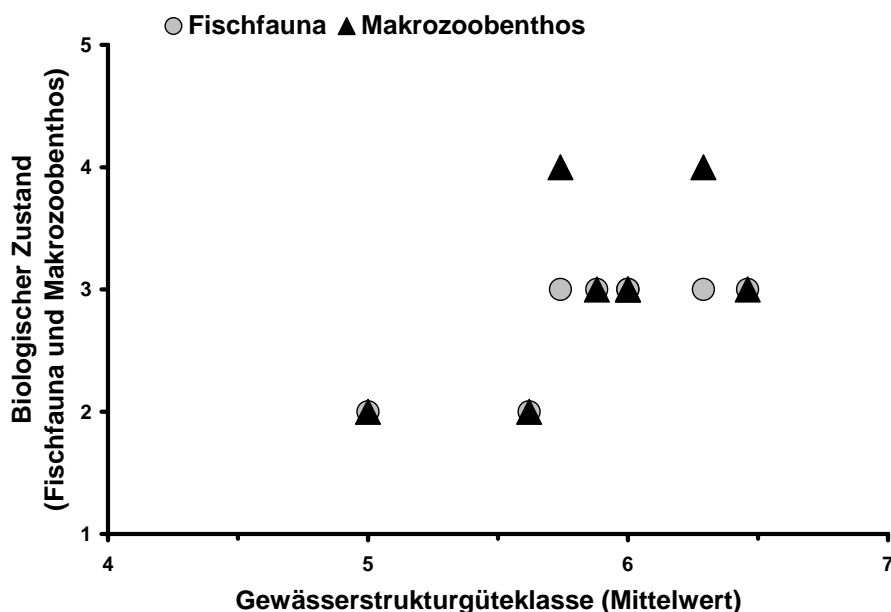


Abbildung 6-4: Zusammenhang zwischen den biologischen Indikatoren Makrozoobenthos- und Fischfauna und dem Mittelwert der Gewässerstrukturgüteklasse (Gesamtwert) an den jeweils vier Wasserkörpern der Lahn und des Mains (Fischfauna $r = 0,577$, $n = 8$, nicht signifikant; Makrozoobenthos $r = 0,674$, $n = 8$, nicht signifikant)

Auch an der Lahn und am Main, die jeweils in nur vier Wasserkörper unterteilt wurden, zeigte sich ein Zusammenhang zwischen der Gewässerstrukturgüte und dem biologischen Zustand (vgl. auch Anhang D-2), der jedoch unter Berücksichtigung der geringen Anzahl an Probestellen zu betrachten ist. Ein „guter Zustand“ des Makrozoobenthos und der Fischfauna wurde an der Lahn noch bei Strukturgüteklasse 6 (als Mittelwert) erreicht. Der Main weist an keinem der vier Wasserkörper einen „guten Zustand“ auf, dennoch erreichten zwei Wasserkörper einen „mäßigen Zustand“. Einer dieser beiden Wasserkörper weist im Mittelwert die Strukturgüteklasse 6 bis 7 auf. Die in Abbildung 1-2 dargestellte Transformation der Strukturgüteklassen in die Bewertungsstufen nach EG-WRRL kann somit nicht in dieser Form auf die Fallbeispiele übertragen werden.

6.1.4 Aggregation der Ergebnisse auf die Betrachtungseinheit

Innerhalb der Bestandsaufnahme nach EG-WRRL wurden meist die Gewässerstrukturgüteklassen 6 und 7 als nicht mehr ausreichend angesehen, um einen „guten ökologischen Zustand“ zu erreichen. Neben der Wahl der Strukturgüteklasse besteht die Frage, ab welchem Streckenanteil mit diesen Klassifizierungen ein Wasserkörper die Umweltziele wahrscheinlich nicht mehr erreicht. Für die Betrachtungsräume aus dem Pilotprojekt „Bewirtschaftungsplan Mittelrhein“ (WasserWirtschaft 2003) wurde der Anteil an der Gewässerstrecke, der mit Strukturklasse 6 und/oder 7 (Gesamtbewertung) bewertet wurde, ebenfalls mit der Bewertung des Makrozoobenthos und der Fischfauna korreliert und graphisch dargestellt (vgl. Abbildung 6-5). Ein Zusammenhang zwischen dem Anteil der signifikant beeinträchtigten Gewässerstrecke und dem biologischen Zustand ist jeweils zu erkennen, wobei die Korrelation mit dem Makrozoobenthos höher ist als mit der Fischfauna (keine signifikante Korrelation) (vgl. auch

Anhang C-7 und C-8). Es zeigt sich, dass bei einem Anteil von etwa 45% bis 50% mit der Gewässerstrukturgüteklasse Klasse 6 und 7 bewerteten Streckenanteilen noch ein als gut bewerteter biologischer Zustand erreicht werden kann. Dabei muss berücksichtigt werden, dass die Betrachtungsräume im Mittelrheineinzugsgebiet maximal auf einem Streckenanteil von etwa 50% „sehr stark“ oder „vollständig morphologisch beeinträchtigt“ sind. Der Median für Klasse 2 (biologischer Zustand) liegt jeweils bei etwa 30 % beeinträchtigtem Streckenanteil.

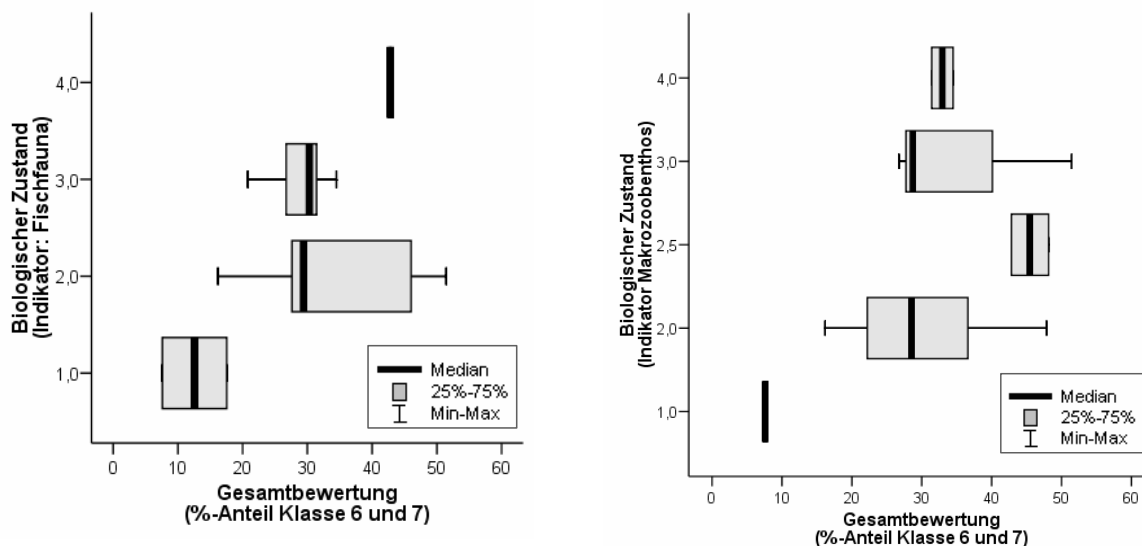


Abbildung 6-5: Box-Plot-Diagramme der Klassifizierung der biologischen Indikatoren Makrozoobenthos und Fischfauna (links Fischfauna, $r = 0,245$, $n = 19$, nicht signifikant; rechts Makrozoobenthos, $r = 0,459$, $n = 19$, $p < 0,05$) in Abhängigkeit des Anteils der Gewässerstrecke mit Strukturgüteklasse (Gesamtbewertung) Klasse 6 und 7 an den Betrachtungsräumen im Einzugsgebiet des Mittelrheins

Die gleiche Auswertung wurde für die hessischen Wasserkörper im Mittelrheineinzugsgebiet durchgeführt (vgl. Abbildung 6-6). Diese ergab ein ähnliches Bild. Der Median des „guten biologischen Zustands“ lag bei knapp 40% (Fischfauna) und etwa 30% (Makrozoobenthos), bis zu einem Streckenanteil mit Strukturgüteklassen 6 und 7 von knapp über 60% wurde noch ein „guter Zustand“ erreicht. Auch bei dieser Auswertung korrelierte das Makrozoobenthos deutlicher mit dem Anteil der beeinträchtigten Gewässerstrecke als die Fischfauna.

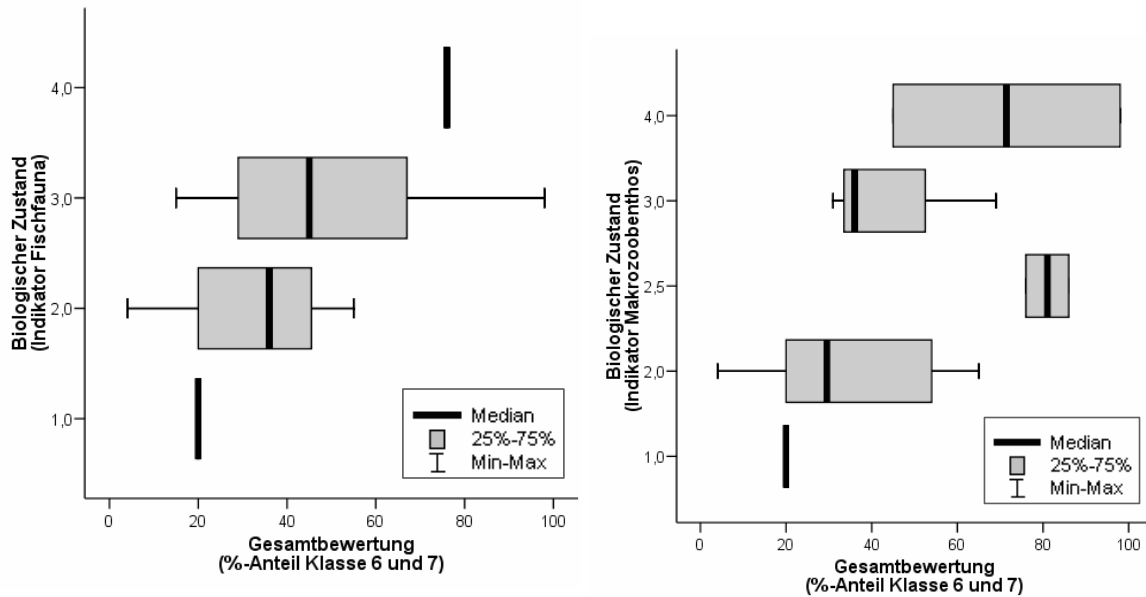


Abbildung 6-6: Box-Plot-Diagramme der Klassifizierung der biologischen Indikatoren Makrozoobenthos und Fischfauna (links Fischfauna, $r = 0,435$, $n = 16$, nicht signifikant; rechts Makrozoobenthos, $r = 0,556$, $n = 16$, $p < 0,05$) in Abhängigkeit des Anteils der Gewässerstrecke mit Strukturgüteklasse (Gesamtbewertung) Klasse 6 und 7 an den hessischen Wasserkörpern im Einzugsgebiet des Mittelrheins

Auch an Lahn und Main wurde der Anteil der Gewässerstrecke, der mit Klasse 6 und 7 beurteilt wurde, dem vorgefundenen biologischen Zustand gegenübergestellt. Die Rangkorrelation nach Spearman-Rho ergibt einen Korrelationskoeffizienten von $r = 0,756$ ($n = 8$, $p < 0,05$) für die Fischfauna, ein $r = 0,54$ ($n = 8$, nicht signifikant) für das Makrozoobenthos (vgl. Anhang D-3). Ein nach damaliger Bewertung guter biologischer Zustand wurde an der Lahn bis zu einem Streckenanteil von etwa 60%, am Main ein mäßiger Zustand bei 100 % Streckenanteil mit Strukturgüteklasse 6 und 7 erreicht (vgl. Abbildung 6-7).

Mit einem größeren Anteil einer morphologisch beeinträchtigten Gewässerstrecke an einem Gewässer erfolgt in den betrachteten Fallbeispielen häufig eine Verschlechterung des Zustands der Gewässerfauna (Indikatoren Makrozoobenthos und Fischfauna). Der Median des „guten biologischen Zustands“ befindet sich bei maximal etwa 30 % Streckenanteil mit signifikanter morphologischer Beeinträchtigung. Auch bei $> 50\%$ wird vereinzelt noch ein „guter Zustand“ vorgefunden. Unabhängig ist dieses Ergebnis auch von der Größe der betrachteten Einheiten (Betrachtungsraum oder Wasserkörper). Aus den Ergebnissen wird abgeleitet, dass bei einer morphologischen Beeinträchtigung auf maximal 30% der Gewässerstrecke davon auszugehen ist, dass ein „guter Zustand“ grundsätzlich möglich ist, was natürlich auch von der stofflichen Situation abhängt. Grundsätzlich kann nicht ausgeschlossen werden, dass auch bei einem höheren Anteil morphologischer Degradation ein „guter Zustand“ erreicht werden kann.

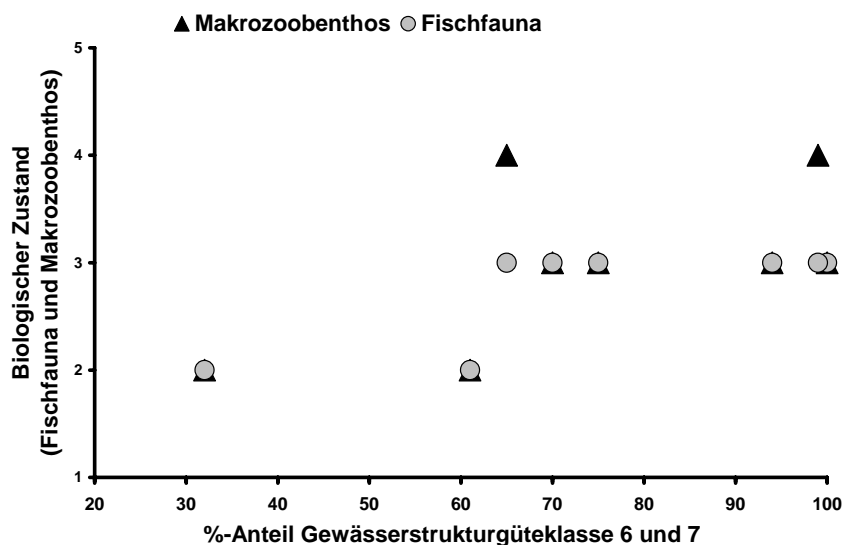


Abbildung 6-7: Zusammenhang zwischen den biologischen Indikatoren Makrozoobenthos und Fischfauna in Abhängigkeit des Anteils der Gewässerstrecke mit Strukturgüteklasse (Gesamtwert) 6 und 7 an den Wasserkörpern der Lahn und des Mains (Fischfauna $r = 0,54$, $n = 8$, nicht signifikant; Makrozoobenthos $r = 0,756$, $n = 8$, $p < 0,05$)

6.1.5 Integrierte Analyse der Gewässersituation

Ein wichtiger Schritt bei der Beurteilung der Zielerreichung nach EG-WRRL ist eine integrierte Betrachtung der Gewässersituation, also die Berücksichtigung weiterer Belastungen sowie möglicherweise vorhandener Immissionsdaten sowie biologischer Untersuchungsergebnisse. Einfluss auf den Zustand der Biozönose haben neben der Gewässermorphologie mögliche stoffliche Belastungen sowie die vorherrschenden Abflussverhältnisse. Nach Anhang V EG-WRRL ist zudem die Längsdurchgängigkeit eines Gewässers getrennt von der Gewässermorphologie zu beurteilen. Im Rahmen des Pilotprojektes Mittelrhein wurden Untersuchungen, die zu den biologischen Parametern „Makrozoobenthos“ und „Fischfauna“ an insgesamt 39 Gewässern/Gewässerabschnitten im Einzugsgebiet des Mittelrheins durchgeführt wurden, unterschiedlichen Belastungen gegenübergestellt (WasserWirtschaft 2003; Anhang C-3). Anhand der Vorgaben des LAWA-Kriterienpapieres (Entwurf, LAWA 2002B) wurde eine Einstufung der drei Belastungsarten „Beeinträchtigung der Gewässerstruktur“, „Saprobie (organische Belastung)“ und „Diffuse Belastung“ in „gut“, „mittel“ und „schlecht“ vorgenommen. Die Zuordnung bezog sich dabei jeweils auf den Wirkungsbereich der Basiseinzugsgebiete $> 10 \text{ km}^2$, in der die Probestelle lag. Nicht berücksichtigt wurde bei der Einstufung der Belastung „Gewässerstruktur“ in die drei Kategorien die Durchgängigkeit für Langdistanzwanderfische, da diese sehr selten gegeben ist und somit den Informationsgehalt erheblich herabsetzen würde. Es zeigte sich, dass die Belastungsgradienten insgesamt gut abgebildet werden und, insbesondere bei Vorliegen einer geringen Belastung, auch relativ gleich gewichtet zwischen der Fischfauna und dem Makrozoobenthos ausfallen (WasserWirtschaft 2003). Einzelbelastungen lagen an den Probestellen selten vor. Im Rahmen der vorliegenden Arbeit wurden für die betrachteten 39 Probestellen vereinfachend die beiden Komponenten Fischfauna und Makrozoobenthos zusammengefasst, indem für jede Probestelle der Mittelwert aus beiden Bewertungen gebildet wurde. Diese Ergebnisse wurden der Einstufung der Belastung „Gewässerstruktur“ (vgl.

Abbildung 6-8) sowie einer integrierten Betrachtung aller Belastungen („Gewässerstruktur“, „Organische Belastung“ und „Diffuse Belastung“) gegenübergestellt (vgl. Abbildung 6-9). Die Berücksichtigung aller vorliegenden Belastungen führt zu einer deutlich höheren Korrelation als eine reine Analyse der strukturellen Belastung der Gewässerabschnitte.

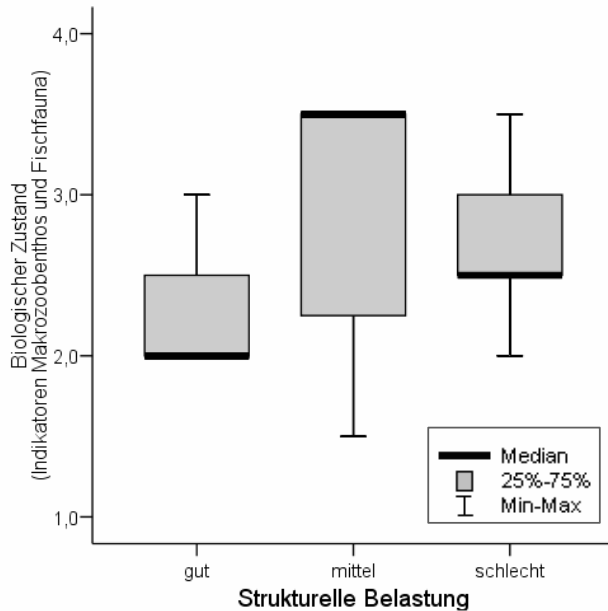


Abbildung 6-8: Box-Plot-Diagramm der Klassifizierung der biologischen Indikatoren Makrozoobenthos und Fischfauna ($r = 0,406$, $n = 39$, $p < 0,05$) in Abhängigkeit struktureller Belastungen im Einzugsgebiet Mittelrhein

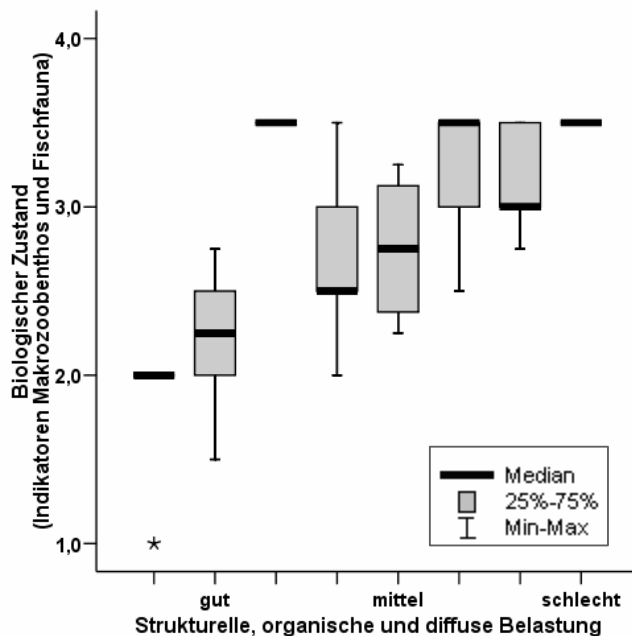


Abbildung 6-9: Box-Plot-Diagramm der Klassifizierung der biologischen Indikatoren Makrozoobenthos und Fischfauna ($r = 0,718$, $n = 39$, $p < 0,01$) in Abhängigkeit struktureller, organischer und diffuser Belastungen im Einzugsgebiet Mittelrhein

Die Ernährungstypenzusammensetzung, Verteilung auf die Längszonierung, Habitatpräferenz und Strömungspräferenz von Makroinvertebraten dient insbesondere bei Abweichungen von einer definierten Sollzusammensetzung (Vannote et al. 1980) zur Identifikation von Störungen in einem Gewässer (Darschnik & Schuhmacher 1987, Moog 1995, Schmedtje & Colling 1996). Zusammengefasst bezeichnet man diese Auswertung der Makroinvertebraten-Zönose als Analyse der „funktionalen Gruppen“ (Lautenschläger 2004). In den Fallstudien Lahn und Main wurde eine Analyse der „funktionalen Gruppen“ für die jeweils vier Wasserkörper durchgeführt (vgl. Tabelle 6-4 und Tabelle 6-5). Sowohl an der Lahn als auch am Main führen insbesondere die Bewertung des Rheotypen- und des Filtriererindex zu einer negativen Einstufung des Makrozoobenthos, was auf die beeinträchtigten Abflussbedingungen (hoher Anteil mit rückstaubeeinflusster Fließstrecke) rückschließen lässt.

Die Fischfauna zeigt an der Lahn ebenfalls die Einflüsse des Rückstaus, was sich in der schlechten Bewertung der Strömungstypen in Wasserkörper 2, 3 und 4 niederschlägt. Am Main hingegen zeigt sich für die Fischfauna hinsichtlich der Strömungstypen keine signifikante Veränderung im Vergleich zur potenziell natürlichen Fauna. Die Auswirkung der Rückstaubereiche spiegelt sich am Main somit lediglich in der Bewertung des Makrozoobenthos wider, im Gegensatz zur Lahn. Dies ist einerseits darauf zurück zu führen, dass die Anzahl der Querbauwerke und somit der Rückstau an der Lahn wesentlich höher ist (im Schnitt ein Bauwerk alle drei Kilometer an der Lahn, ein Bauwerk alle neun Kilometer am Main).

Die Fischfauna ist örtlich nicht gleichermaßen gebunden wie das Makrozoobenthos, womit sie die Auswirkungen der langen, aber nicht so häufigen Rückstaurecken besser kompensieren kann. Daneben kann auch die Untersuchungsmethodik der Fischfauna oder des Makrozoobenthos zu einem unterschiedlichen Ergebnis führen (die Fischfauna des Mains wurde im Vergleich zur Lahn ausführlicher untersucht und dokumentiert, wodurch zusätzlich Abweichungen im Ergebnis entstehen können. In Wasserkörper 2 der Lahn besteht keine Übereinstimmung hinsichtlich der strömungsrelevanten Parameter für die Fischfauna und das Makrozoobenthos.

Die Makrozoobenthosuntersuchung führt zu einer „sehr guten“ Einstufung des Verhältnisses der aktiven zu den passiven Filtrierern und des Rheotypenindex, woraus sich eine positive Aussage über die Strömungsbedingungen ableiten lässt. Die „Strömungstypen“ der Fischfauna hingegen wurden nur „mäßig“ bewertet. Diese unterschiedliche Beurteilung ist möglicherweise ebenfalls auf die Untersuchungsmethoden zurückzuführen. Die Einstufung der Wanderfischarten an beiden Gewässern gibt einen Hinweis auf die nicht vorhandene lineare Durchgängigkeit. Die Beurteilung der Durchgängigkeit ist eine komplexe Fragestellung, die in Kapitel 7.1.5 diskutiert wird.

Tabelle 6-4: Zusammenfassende Einstufung der benthischen Wirbellosenfauna zur Bewertung des ökologischen Zustands nach EG-WRRL an den Wasserkörpern der Lahn und des Mains (n.b. = nicht bewertet) (UBA 2004B und HLUg 2003, verändert)

Wasserkörper	Methodik						
	AQEM	PTI	PTIneu	Saprobienindex	Filteriererindex	Rheotypenindex	Gesamtbewertung
Lahn WK 1	gut	n.b.	n.b.	gut	gut	gut	gut
Lahn WK 2	mäßig	sehr gut	n.b.	gut	sehr gut	sehr gut	gut
Lahn WK 3	mäßig	gut	n.b.	gut	schlecht	mäßig	mäßig
Lahn WK 4	mäßig	mäßig	n.b.	gut	schlecht	mäßig	mäßig
Main WK 1	n.b.	gut	unbefriedigend	gut	schlecht	mäßig	mäßig
Main WK 2	n.b.	gut	unbefriedigend	gut	schlecht	unbefriedigend	unbefriedigend
Main WK 3	n.b.	gut	unbefriedigend	gut	schlecht	mäßig	mäßig
Main WK 4	n.b.	gut	schlecht	gut	schlecht	unbefriedigend	unbefriedigend

Biologischer Zustand n. EG-WRRL	sehr gut	gut	mäßig	unbefriedigend	schlecht
---------------------------------	----------	-----	-------	----------------	----------

Tabelle 6-5: Zusammenfassende Einstufung der Fischfauna zur Bewertung des ökologischen Zustands nach EG-WRRL an den Wasserkörpern der Lahn und des Mains (UBA 2004B und HLUg 2003, verändert)

Wasserkörper	Methodik				Gesamtbewertung
	Leit- und Begleitfische	Wanderfische	Strömungstypen	Laichtypen	
Lahn WK 1	mäßig	mäßig	gut	gut	gut
Lahn WK 2	gut	mäßig	mäßig	mäßig	gut
Lahn WK 3	gut	mäßig	mäßig	mäßig	mäßig
Lahn WK 4	unbefriedigend	unbefriedigend	unbefriedigend	mäßig	mäßig
Main WK 1	mäßig	mäßig	gut	mäßig	mäßig
Main WK 2	mäßig	mäßig	gut	mäßig	mäßig
Main WK 3	mäßig	mäßig	gut	mäßig	mäßig
Main WK 4	gut	mäßig	gut	mäßig	mäßig

Biologischer Zustand n. EG-WRRL	sehr gut	gut	mäßig	unbefriedigend	schlecht
---------------------------------	----------	-----	-------	----------------	----------

6.1.6 Sensitivität der Kriterien in Hinsicht auf das Ergebnis der Risikoanalyse

Vor dem Hintergrund der zahlreichen unterschiedlichen Methoden bei der Risikoanalyse (Borchardt, Richter, Willecke 2005) wurde untersucht, welchen Einfluss auf die Einschätzung der Zielerreichung nach EG-WRRL die Wahl des Bewertungskriteriums und des gesetzten „Schwellenwertes“ haben kann. Dafür wurden verschiedene Kriterien, die innerhalb des

Pilotprojektes Mittelrhein oder in der Bestandsaufnahme von den einzelnen Bundesländern angewendet wurden, exemplarisch auf das Einzugsgebiet des Mittelrheins angewendet, um einen Vergleich der Einschätzung einer wahrscheinlichen Zielerreichung vornehmen zu können (vgl. Tabelle 6-6).

Tabelle 6-6: Beurteilung der Zielerreichung nach EG-WRRL für die Gewässermorphologie im Einzugsgebiet Mittelrhein auf Grundlage verschiedener Parameter und Betrachtungseinheiten

Kriterium	Einstufung der Zielerreichung
a) Strukturgüteklasse gesamt, Index 6 und 7; signifikante Belastung bei Streckenanteil > 30% (4 von 19 Betrachtungsräumen; vgl. RP Gießen 2002)	<p>53% ZE w 47% ZE uw</p>
b) Summenparameter Gewässerbettdynamik, Index 6 und 7; signifikante Belastung bei Streckenanteil > 30% (9 von 19 Betrachtungsräumen; vgl. RP Gießen 2002)	<p>79% ZE w 21% ZE uw</p>
c) Strukturgüteklasse gesamt, Index 6 und 7; Index < 6 in Kombination mit ausgewählten Einzelparametern 6 und 7; „30/70-Regel“; „Vor-Ort-Verfahren“ (LAWA 2000) (Bezug auf 76 Wasserkörper; vgl. Borchardt, Richter, Willecke 2005)	<p>58% ZE us 22% ZE w 20% ZE uw</p>
d) Strukturgüteklasse gesamt, Index 6 und 7; Index < 6 in Kombination mit ausgewählten Einzelparametern 6 und 7; „30/70-Regel“; „Übersichtsverfahren“ (LAWA 1999) (Bezug auf 76 Wasserkörper; vgl. Borchardt, Richter, Willecke 2005)	<p>41% ZE uw 40% ZE us 19% ZE w</p>
e) Strukturgüteklasse gesamt, Index 6 und 7; ohne Berücksichtigung ausgewählter Einzelparameter; „30/70-Regel“, „Vor-Ort-Verfahren“ (LAWA 2000) (Bezug auf 76 Wasserkörper; vgl. Borchardt, Richter, Willecke 2005)	<p>38% ZE w 40% ZE uw 22% ZE us</p>

Auswertung a) und b) beziehen sich auf die 19 Betrachtungsräume innerhalb des Pilotprojektes Mittelrhein in Hessen und Rheinland-Pfalz, für die zum damaligen Zeitpunkt noch keine Einstufung in die Bewertungskategorie „Zielerreichung unsicher“ vorgenommen wurde. In den Auswertungen c) bis e) werden die 76 Wasserkörper betrachtet, die innerhalb der Bestandsaufnahme nach EG-WRRL im hessischen Teil des Mittelrheineinzugsgebietes abgegrenzt wurden. Es wurden verschiedene Vorgehensweisen der einzelnen Bundesländer innerhalb der Bestandsaufnahme untersucht (Borchardt, Richter, Willecke 2005).

Im Einzugsgebiet des Mittelrheins beträgt der Anteil der Betrachtungsräume, der auf mehr als 30 % der Strecke mit Klasse 6 und/oder 7 bewertet und innerhalb des Pilotprojektes demzufolge in die Bewertungskategorie „Zielerreichung unwahrscheinlich“ eingestuft wurde, bei Verwendung des Summenparameters „Gewässerbettynamik“ als Abschneidekriterium 21% (b)), bei Betrachtung der Gesamtbewertung der Gewässerstrukturgüteklasse 47 % (a)). Der Summenparameter führt somit zu einer deutlich besseren Einstufung der Situation als der Gesamtwert der Gewässerstrukturgüteklasse. In Hessen wurde innerhalb der Bestandsaufnahme eine Zielerreichung als „unwahrscheinlich“ angesehen, wenn mehr als 70 % der Gewässerstrecke entweder hinsichtlich der Gesamtbewertung oder relevanter Einzelparameter (Linienführung, Profil, Tiefenvarianz, Substratvielfalt, Ufer- und Sohlverbau, Verrohrungen, Rückstau) mit Strukturgüteklasse 6 oder 7 beurteilt wurde (c)). Daraus ergibt sich für 20 % der Wasserkörper eine „unwahrscheinliche Zielerreichung“, für knapp 60 % besteht „Unsicherheit“. Die Gewässerstrukturgüte wurde anhand des Vor-Ort-Verfahrens (LAWA 2000) erfasst. Wird die Gewässerstrukturgüte anhand des Übersichtsverfahrens (LAWA 1999) beurteilt (d)), verschiebt sich die Einstufung in Richtung „Zielerreichung unwahrscheinlich“. Wird die Zielerreichung als „unwahrscheinlich“ angesehen, wenn die Gesamtbewertung der Gewässerstrukturgüte (keine Berücksichtigung von Einzelparametern) mit Index 6 oder 7 bewertet wurde (e)), werden beinahe 40 % der Wasserkörper derart eingeschätzt. Je nach angewandter Methode resultiert somit eine deutlich unterschiedliche Einstufung der Betrachtungseinheiten.

6.2 Nährstoffeinträge - Gewässereutrophierung

Zur Beurteilung der Gewässereutrophierung wurden die folgenden Detailfragen beantwortet:

- **Anhand welcher Kriterien kann die Betrachtungseinheit zielführend abgegrenzt werden und welchen Einfluss hat dies auf das Ergebnis der Analyse? - vgl. „Morphologische Belastungen“**
- **Zu welcher Einstufung führt die Betrachtung der Parameter ($P_{\text{ges.}}$, $PO_4\text{-P}$ oder $NO_3\text{-N}$), Zielvorgabe (Güteklasse I-II oder II?) und der statistischen Häufigkeit (Mittelwert, 90-Perzentil, Vegetationsmittel) innerhalb der Analyse?**
- **Was bewirkt die Mitberücksichtigung anderer Parameter (z.B. Chlorophyll, Sauerstoffgehalt, pH-Wert etc.) oder Eigenschaften wie z.B. Gewässertyp?**
- **Wie können die Ergebnisse zielführend aggregiert werden?**
- **Welchen Einfluss haben andere Belastungen auf den trophischen Zustand eines Gewässers und wie zielführend ist eine integrierte Betrachtung des Gewässers?**

6.2.1 Parameter, statistische Häufigkeit und Wahl der Zielvorgaben bei der Beurteilung der Gewässereutrophierung

Die trophische Situation eines Gewässers wird häufig hauptsächlich über die Konzentration an Nährstoffen beurteilt. In der Regel werden dabei die Parameter Phosphor und Stickstoff herangezogen (vgl. auch Kapitel 3.3.2 und 3.4). Innerhalb der Bestandsaufnahme nach EG-WRRL wurden unterschiedliche Parameter (Gesamtphosphor ($P_{\text{ges.}}$), Orthophosphat ($o\text{-PO}_4\text{-P}$) oder Nitrat-N ($\text{NO}_3\text{-N}$)) berücksichtigt. Daneben wurden unterschiedliche statistische Werte zugrunde gelegt, häufig der Jahresmittelwert, das Vegetationsmittel, der 90-Perzentil sowie seltener der doppelte Mittelwert (vgl. Anhang B-1 bis B-3).

Zudem besteht Forschungsbedarf darüber, ab welcher Konzentration eine Limitierung des Pflanzenwachstums wahrscheinlich ist und welcher Grenzwert demzufolge festgelegt wird. Die Frage nach der Festlegung gewässertypenspezifischer Grenzwerte wurde innerhalb der Bestandsaufnahme nach EG-WRRL noch nicht weiter verfolgt. Um darzustellen, welchen Einfluss die unterschiedlichen Zielvorgaben für die Einstufung eines Gewässers nach EG-WRRL haben, wurden an Lahn und Main beispielhaft Messdaten für die Parameter $P_{\text{ges.}}$ und $o\text{-PO}_4\text{-P}$ sowie $\text{NO}_3\text{-N}$ für die Jahre 2005 und 2003 ausgewertet (vgl. Tabelle 6-7).

Je nach betrachtetem Parameter und statistischer Häufigkeit unterscheiden sich die Konzentrationen, folglich werden möglicherweise unterschiedliche Aussagen hinsichtlich der Zielerreichung nach EG-WRRL getroffen. An der Messstelle Solms/Oberbiel reicht die Einstufung anhand der 90-Perzentil-Werte von Güteklasse II-III zu III, in Bischofsheim am Main von Güteklasse II über II-III zu III, daraus folgend zu der Einstufung „Zielerreichung wahrscheinlich“ oder „unwahrscheinlich“. Die Schwellenwerte der LAWA (2003B) zur Beurteilung der Trophie werden an beiden Messstellen eingehalten.

Tabelle 6-7: Ausgewählte Messwerte an den Messstellen Solms/Oberbiel an der Lahn (2005) und Bischofsheim am Main (2003) (Quelle: HLUg)

	Mittelwert	Vegetationsmittel	90-Perzentil	Doppelter Mittelwert
LAHN (Messstelle Solms/Oberbiel, 2005; Quelle: HLUg)				
$P_{\text{ges.}}$ (mg/l)	0,107	0,11	0,16	0,22
$o\text{-PO}_4\text{-P}$ (mg/l)	0,18 (< 0,2)*	0,21	0,26	0,36
$\text{NO}_3\text{-N}$ (mg/l)	2,68 (<6)*	2,64	4,15	5,36
MAIN (Messstelle Bischofsheim, 2003; Quelle: HLUg)				
$P_{\text{ges.}}$ (mg/l)	0,117	0,13	0,15	0,23
$o\text{-PO}_4\text{-P}$ (mg/l)	0,09 (< 0,2)*	0,12	0,14	0,18
$\text{NO}_3\text{-N}$ (mg/l)	4,85 (< 6)*	4,26	5,76	9,69*

Güteklasse nach LAWA (1998)	II	II-III	III
-----------------------------	----	--------	-----

* LAWA-Schwellenwert für „Eutrophierungsgefährdung“ ($\text{PO}_4\text{-P} < 0,2 \text{ mg/l}$; $\text{NO}_3\text{-N} < 6 \text{ mg/l}$; jeweils Mittelwert; LAWA 2003B; vgl. auch Anhang B-2)

Die Extremwerte der eutrophierungsrelevanten Parameter wie Orthophosphat, pH-Wert, Sauerstoffkonzentration und -sättigung beispielhaft für die Monate Juni 2005 an der Messstelle an der Lahn (vgl. Abbildung 6-10) und Juni 2006 am Main (vgl. Abbildung 6-11) zeigen hingegen deutliche Hinweise auf eine Gewässereutrophierung (Sauerstoff-Tag/Nacht-Schwankungen, pH-Werte, Phosphorkonzentrationen; vgl. auch Abbildung 6-15) und führen somit unter Umständen zu einer anderen Einschätzung als die reine Betrachtung der Nährstoffkonzentrationen.

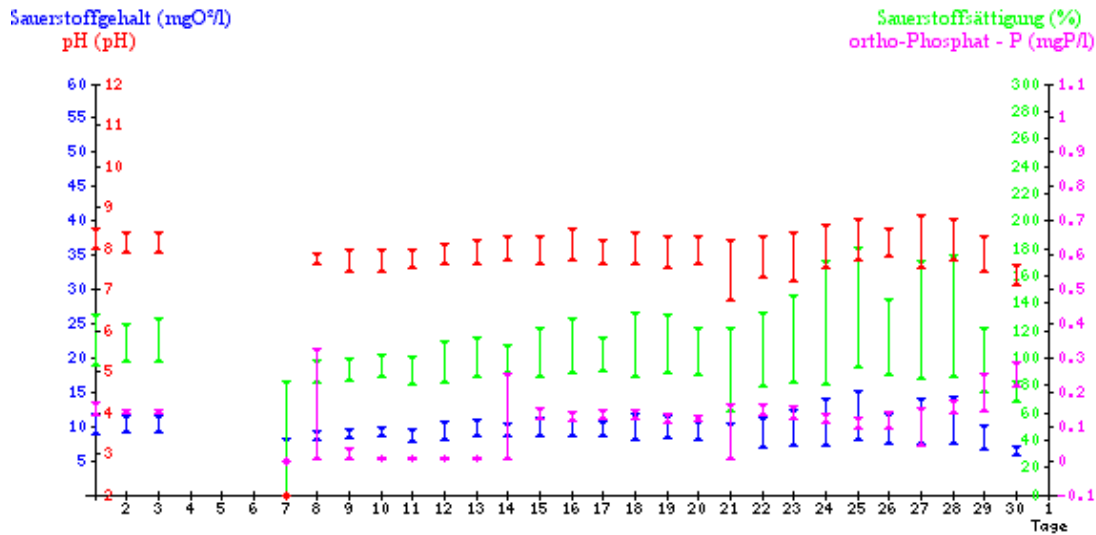


Abbildung 6-10: Extremwerte für Sauerstoffgehalt, -sättigung, pH-Wert und ortho-Phosphat im Juni 2005 an der Messstelle Solms/Oberbiel an der Lahn (<http://www.hlug.de/medien/wasser/messwerte/grafik/SolmsOberbielLahn.html>)

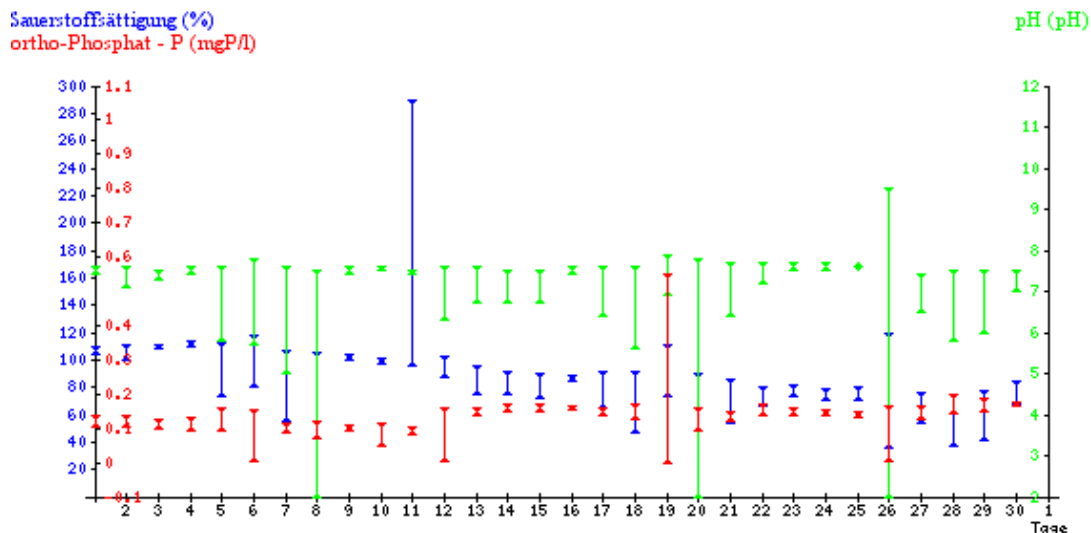


Abbildung 6-11: Extremwerte für Sauerstoffgehalt, -sättigung, pH-Wert und ortho-Phosphat im Juni 2006 an der Messstelle Bischofsheim am Main (<http://www.hlug.de/medien/wasser/messwerte/grafik/BischofsheimliMain.html>)

Die Überschreitung der Zielvorgaben trifft zudem meistens mit einem geringen Abfluss im Gewässer zusammen, wie die Konzentrations-Abfluss-Beziehung für die Lahn an der Messstelle Solms/Oberbiel für die Jahre 2000 bis 2003 verdeutlicht (vgl. Abbildung 6-12).

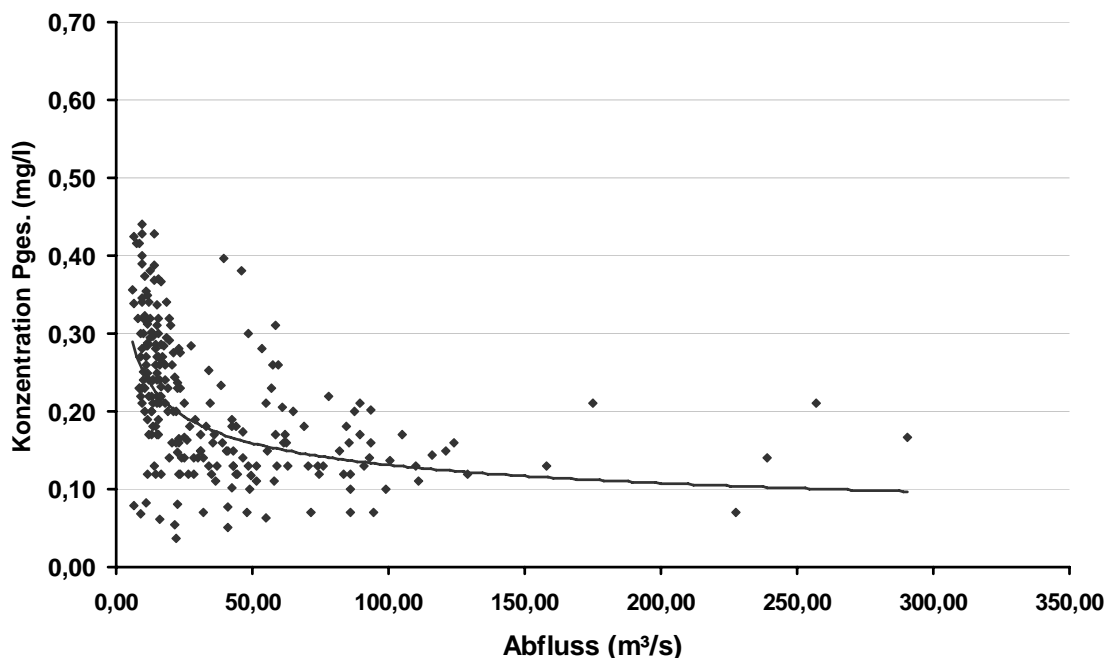


Abbildung 6-12: Konzentrations-Abfluss-Beziehung der Parameter Gesamtposphor und Gewässerabfluss an der Messstelle Solms/Oberbiel an der Lahn für die Jahre 1998 bis 2003 (Quelle: HLUg)

Eine Mittelwertbildung über das gesamte Jahr, wie im LAWA-Kriterienpapier vorgeschlagen, führt somit dazu, dass die Konzentrationsspitzen, die bei Bedingungen im Gewässer auftreten, die eine Eutrophierung begünstigen (niedriger Abfluss führt zu einer geringeren Abflussdynamik, höheren Temperaturen, geringeren Sauerstoffkonzentrationen etc.), nicht berücksichtigt werden.

In Hessen und Rheinland-Pfalz stellte das LAWA-Kriterienpapier (LAWA 2003B) eine Grundlage für das Vorgehen bei der Bewertung der Trophie innerhalb der Bestandsaufnahme nach EG-WRRL dar, jedoch wurden verschiedene Kriterien modifiziert. In Hessen beruht die Einschätzung der relevanten stofflichen Parameter zum Einen auf vorhandenen Messwerten aus dem hessischen Gewässergütemessnetz (HGM), zum Anderen wurde insbesondere zur Beurteilung der Phosphor-Belastung der Schmutzwasseranteil bezogen auf den MNQ an dem untersten Gewässerabschnitt des jeweiligen Wasserkörpers herangezogen. Die Zielerreichung eines Wasserkörpers wurde als unwahrscheinlich eingestuft, wenn Messwerte von 0,3 mg/l Gesamtposphor oder 0,2 mg/l Orthophosphat an für den Wasserkörper repräsentativen Messstellen überschritten wurden (<http://interweb1.hmulv.hessen.de/umwelt/wasser/wrrl/>). Dies entspricht nach der chemischen Güteklassifizierung (LAWA 1998) Güteklasse III. In Rheinland-Pfalz werden im Rahmen des LfW-Messprogramms „Gewässerüberwachung an Nahe und Lahn“ 13 Stellen im Einzugsgebiet der Lahn regelmäßig monatlich chemisch-physikalisch beprobt. Innerhalb der Bestandsaufnahme wurde nur eine Unterteilung in die beiden Stufen

„Zielerreichung wahrscheinlich“ oder „unwahrscheinlich“ vorgenommen. Eine positive Bewertung der allgemeinen chemisch-physikalischen Parameter erfolgte bei Einhalten der Güteklasse II nach LAWA (1998). Die für die Beurteilung herangezogenen Parameter und Grenzwerte in den beiden Bundesländern sind in Tabelle 6-8 aufgeführt (vgl. auch Anhang B4-1 bis B4-3). Eine gewässertypspezifische Beurteilung, wie sie zukünftig nach EG-WRRL durchzuführen sein wird und sich derzeit noch im Diskussionsprozess befindet, wurde hier nicht durchgeführt.

Tabelle 6-8: Innerhalb der Bestandsaufnahme nach EG-WRRL angewandte Kriterien zur Beurteilung der Nährstoffsituation in den Ländern Hessen und Rheinland-Pfalz (vgl. Anhang B4-1 – B4.3) (Borchardt, Richter, Willecke 2005)

Parameter	Zielerreichung wahrscheinlich		Zielerreichung unsicher		Zielerreichung unwahrscheinlich	
	Hessen	Rheinland-Pfalz	Hessen	Rheinland-Pfalz	Hessen	Rheinland-Pfalz
Stickstoff*		≤ LAWA-Klasse II (< 3 mg/l N _{ges.} bzw. 2,5 mg/l NO ₃ -N)			> 11,3 mg/l N _{ges.} 90-Perz.	> LAWA-Klasse II (> 3 mg/l N _{ges.} bzw. 2,5 mg/l NO ₃ -N)
Phosphor*	≤ LAWA-Klasse II (P _{ges.} ≤ 0,15 mg/l)	≤ LAWA-Klasse II (P _{ges.} ≤ 0,15 mg/l und o-PO ₄ -P ≤ 0,1 mg/l)	LAWA-Klasse II-III (P _{ges.} > 0,15 - < 0,3 mg/l)		> LAWA-Klasse II-III (P _{ges.} > 0,3 mg/l ; Ersatz: o-PO ₄ -P > 0,2 mg/l)	> LAWA-Klasse II (P _{ges.} > 0,15 mg/l und o-PO ₄ -P > 0,1 mg/l)

*immer Betrachtung des 90-Perzentils

In Tabelle 6-9 ist das Ergebnis der Einstufung der Lahnwasserkörper (Hessen und Rheinland-Pfalz) innerhalb der Bestandsaufnahme nach EG-WRRL für das Risiko einer Gewässereutrophierung dargestellt. Diesen Auswertungen zufolge erfüllen vier der Wasserkörper die Anforderungen und werden hinsichtlich der trophischen Situation nicht als „gefährdet“ hinsichtlich der Umweltziele angesehen, bei zwei Wasserkörpern besteht „Unsicherheit“, der Wasserkörper „Lahn/Limburg“ in Hessen überschreitet die Anforderungen und wird als „gefährdet“ eingeschätzt. Aus der Einschätzung der in Rheinland-Pfalz gelegenen Lahnabschnitte innerhalb der Bestandsaufnahme folgt, dass keine Eutrophierungsgefährdung besteht (<http://www.wrrl.rlp.de/>). Tatsächlich ist die Lahn jedoch das Fließgewässer in Rheinland-Pfalz, das die stärksten Eutrophierungserscheinungen aufweist (Ministerium für Umwelt und Forsten Rheinland-Pfalz 2000). Algenblüten sind im Frühjahr und Sommer häufig und treten bereits oberhalb der Landesgrenze auf. In der Lahn bei Lahnstein wurden in den letzten Jahren mehrfach maximale Konzentrationen von 200 bis 250 µg/l Chlorophyll a gemessen.

Die Einstufung anhand der LAWA-Kriterien (Orthophosphat ≥ 0,2 mg/l sowie Nitrat-N ≥ 6,0 mg/l (jeweils als Mittelwert) (vgl. Tabelle 6-7) weicht für den Wasserkörper Lahn/Limburg von der Einschätzung innerhalb der Bestandsaufnahme ab, da anhand dieser Kriterien (Nährstoffkonzentrationen) keine Eutrophierungsgefährdung in diesem Wasserkörper besteht (Mittelwert Orthophosphat 0,16 mg/l, Nitrat-N 3,29 mg/l; jeweils 2001 - 2003; Quelle: HLUG).

Tabelle 6-9: Ergebnis der Einschätzung Lahnwasserkörper innerhalb der Bestandsaufnahme nach EG-WRRL in den Ländern Hessen und Rheinland-Pfalz

Wasserkörperbezeichnung innerhalb der Bestandsaufnahme	Einstufung der Zielerreichung hinsichtlich Phosphor (Hessen) bzw. „Signifikanzgrenze Trophie“ (Rheinland-Pfalz) innerhalb der Bestandsaufnahme	Bundesland
Lahn/Limburg	unwahrscheinlich	Hessen
Lahn/Weilburg	wahrscheinlich	Hessen
Lahn/Gießen	unsicher	Hessen
Lahn/Marburg	unsicher	Hessen
Lahn/Caldern	wahrscheinlich	Hessen
Obere Lahn	wahrscheinlich	Rheinland-Pfalz
Untere Lahn	wahrscheinlich	Rheinland-Pfalz

In Bayern wurden bei der Bestandsaufnahme nach EG-WRRL zur Beurteilung der Eutrophierungssituation die LAWA-Kriterien angewendet. Kein Abschnitt des staugeregelten Mains erreicht die Trophieklasse II (<http://www.wasserrahmenrichtlinie.bayern.de/EG-WRRL>), somit wird der gesamte bayerische staugeregelte Mainabschnitt als eutrophierungsgefährdet angesehen. In Hessen wurde die Einschätzung wie in Tabelle 6-8 dargestellt durchgeführt. Demnach wurde der hessische Teil des Mains hinsichtlich der Zielerreichung für die Komponente „Pflanzennährstoffe“ als nicht gefährdet eingestuft (vgl. Abbildung 6-13).

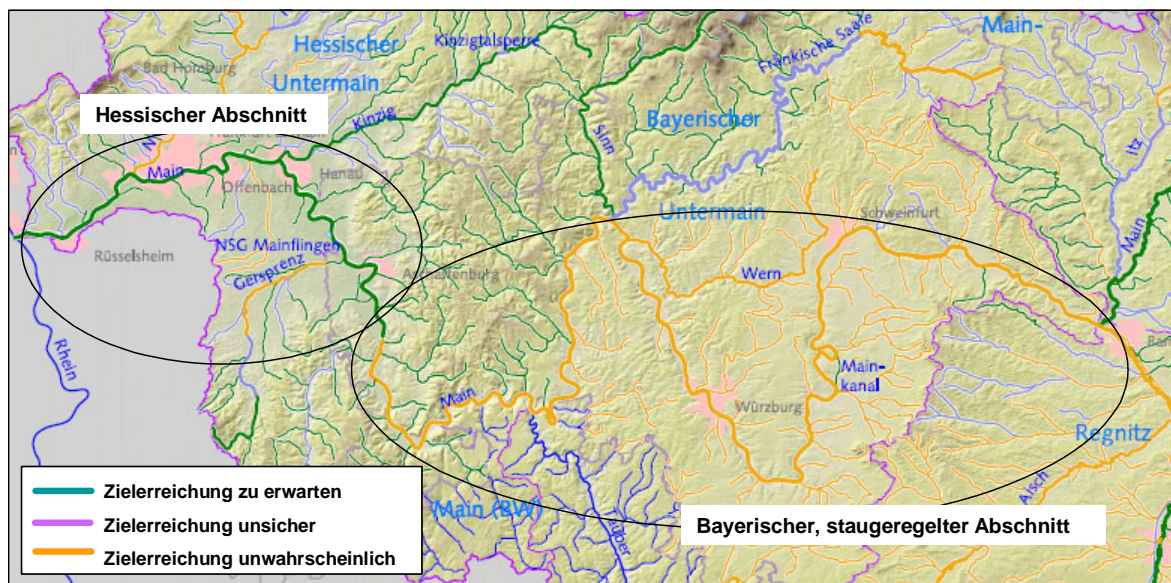


Abbildung 6-13: Einstufung der Zielerreichung „Pflanzennährstoffe“ innerhalb der Bestandsaufnahme am staugeregelten Main (Quelle: BMU 2006B, verändert)

Innerhalb der Main-Studie (HLUG 2003) wurde der Trophiezustand nach Mauch (1998) bestimmt (vgl. Tabelle 6-11), mit dem Ergebnis, dass der bayerische Wasserkörper von Staustufe Viereth (Beginn des staugeregelten Mains) bis Staustufe Wipfeld in die Klasse II einzustufen ist, die

übrigen drei Wasserkörper in die Klassen II-III oder III. Dieses Ergebnis stimmt folglich weder für den bayerischen noch für den hessischen Teil des staugeregelten Mains mit der hier dargestellten Einstufung innerhalb der Bestandsaufnahme überein. Insgesamt zeigt sich, dass sich die Einschätzung gleicher Gewässerabschnitte anhand unterschiedlicher Vorgaben bzw. betrachteter Parameter zum Teil deutlich unterscheidet.

6.2.2 Mitberücksichtigung unterschiedlicher Trophieindikatoren

Im Rahmen des Forschungsprojektes „Ökosystemare Zusammenhänge im Hyporhithral anthropogen belasteter Fließgewässer“ (Bohle et al. 2000) wurde die Entwicklung des Algenaufwuchses an der oberen Lahn (bei Sarnau/Goßfelden) detailliert untersucht. Die Untersuchungsstrecke befindet sich analog zur Messstelle Cölbe-Bernsdorf in dem hessischen Wasserkörper 1 (s. Abbildung 6-14). In Tabelle 6-10 sind für die Messstelle Cölbe/Bernsdorf die Gütemesswerte der Jahre 2000 bis 2003 zusammengefasst dargestellt.

Der untersuchte Fließgewässerabschnitt der Lahn ist nach der chemischen Gewässergüteklassifikation der LAWA (LAWA 1998) in den Jahren 2000 bis 2003 in die Güteklassen II bis II-III einzuordnen. Eine Betrachtung der Mittelwerte von Orthophosphat und Nitrat-N nach den Vorgaben des LAWA-Kriterienpapiers (LAWA 2003B) ergibt analog zu den Auswertungen im vorangegangenen Kapitel, dass hinsichtlich einer Eutrophierung keine Gefährdung für diesen Wasserkörper besteht.



Abbildung 6-14: Lage der Untersuchungsstrecke bei Sarnau/Goßfelden sowie der Messstelle Cölbe/Bernsdorf an der Lahn

Tabelle 6-10: Messwerte an der Lahn in Cölbe/Bernsdorf; 2000 bis 2003 (Quelle: HLOG), ergänzt um den Mittelwert für die jeweiligen Parameter

	Abfluss m ³ /s	Temp. °C	pH	O ₂ mg/l	Nges. mg/l	NO ₃ -N mg/l	NH ₄ -N mg/l	o-PO ₄ - P mg/l	ges. PO ₄ -P mg/l
Median und Extremwerte für 2000 - 2003									
Minimum	1,79	3,10	7,00	0,60	1,40	1,40	0,07	0,02	0,02
Mittelwert	6,69	10,53	7,58	9,88	3,46	2,85	0,11	0,10	0,15
Median	3,88	10,30	7,60	10,20	3,30	2,90	0,07	0,08	0,14
Maximum	57,30	18,50	7,90	13,10	5,70	4,30	0,61	0,28	0,40
10-Perzentil	2,03	4,70	7,30	7,71	2,30	2,00	0,07	0,05	0,08
90-Perzentil	10,33	17,10	7,80	11,70	4,88	3,60	0,23	0,17	0,24

Güteklasse II (LAWA 1998)
 Güteklasse II-III LAWA (1998)
 Zielvorgabe (LAWA 2003B) eingehalten

In dem Forschungsprojekt (Bohle et al. 2000) wurden Stoffhaushalts- und pH-Messungen durchgeführt, dabei traten Tag-Nacht-Schwankungen der Sauerstoffkonzentrationen bis 9,1 mg/l und gleichzeitig maximale pH-Werte von 9,7 auf (vgl. Abbildung 6-15), was nach Mauch (1998) typisch für die Trophieklasse III (polytrophes Gewässer) bzw. für die Trophieklasse IV (hypertrophes Gewässer) ist. Die Trophieklassenbewertung nach Mauch (1998) sieht die zusätzliche Erhebung so genannter Hilfskriterien (stoffliche Messgrößen) wie Sauerstoffsättigung, pH-Wert und Gesamtphosphor vor, um eine eindeutige Kennzeichnung der trophischen Situation darzustellen (Ibisch 2004).

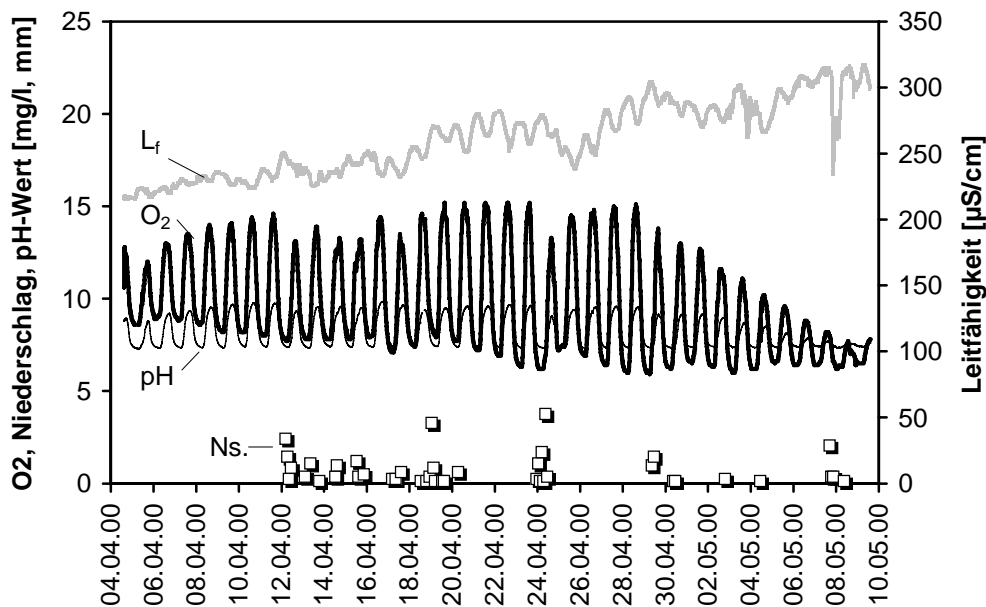


Abbildung 6-15: 5-Minuten-Werte der Leitfähigkeit (Lf), Sauerstoffkonzentrationen (O₂), pH-Werte (pH) und Niederschlag (Ns.) an der Untersuchungsstrecke an der Lahn im Bereich Cölbe/Bernsdorf für den Zeitraum vom 4. April bis 9. Mai 2000 (aus: Ibisch 2004)

Im Rahmen der Main-Studie (HLOG 2003) wurde eine Bewertung des trophischen Zustands im Abschnitt zwischen Viereth und der Mündung in den Rhein vorgenommen (vgl. auch Kapitel 6.2.1). Dafür wurden die Daten des bayerischen Messstellennetzes zur Erhebung

gewässerkundlicher Daten der Jahre 1999, 2000 und 2001 herangezogen. Als Hauptkriterium für die Beurteilung des biologischen Zustands planktondominierter Fließgewässer wurde die Menge an Chlorophyll a, welches mit der Biomasse der Primärproduzenten annähernd gleichzusetzen ist, herangezogen. Aus den Einzelmessungen mehrerer Beobachtungsjahre wurden repräsentative Kenngrößen abgeleitet. Mit Hilfe einer Rangkorrelation wurden dazu in einem festgelegten Zeitraum, in diesem Fall drei Beobachtungsjahre, die Maximalwerte der Vegetationsperiode der Größe nach sortiert und der dritthöchste Wert der einzelnen Parameter in die Auswertung eingebracht. Es wurden die Parameter Chlorophyll a, Gesamt-Phosphor, pH-Wert und Sauerstoffsättigung untersucht. Tabelle 6-11 zeigt die Maximalwerte der einzelnen Parameter in den Jahren 1999 bis 2001.

Tabelle 6-11: Trophiewerte der vier Wasserkörper des staugeregelten Mains für die Zustandsklassen der EG-WRRL (HLUG 2003)

Wasserkörper	Viereth bis Wipfeld			Wipfeld bis Harrbach		Harrbach - Wallstadt		Wallstadt - Mündung
	Viereth	Schweinfurt	Garstadt	Randersacker	Erlabrunn	Rothenfels	Heubach	Kahl
Stauhaltung								
pH	8,2	8,3	8,2	8,5	8,5	8,7	8,8	8,7
P-Gesamt [mg/l]	0,31	0,35	0,25	0,31	0,33	0,33	0,38	0,43
Chlorophyll a [$\mu\text{g/l}$]	37	57	58	89	90	73	97	126
O ₂ -Sättigung [%]	116	122	113	135	131	146	158	171
Trophieklasse	eutroph			eutroph - polytroph		eutroph - polytroph		polytroph
Trophieklasse	I	I-II	II	II-III	III	III-IV	IV	

Aus dieser Ergebnistabelle wird eine zunehmende Trophie des Mains entlang des 386 km langen Teilstücks ersichtlich, von eutroph bis polytroph. Während im Wasserkörper „Staustufe Viereth bis Staustufe Wipfeld“ meso- bis eutrophe Verhältnisse herrschen, finden sich nur noch im bayerischen Bereich des Wasserkörpers „Staustufe Wallstadt bis Mündung“ polytrophe Zustände. Innerhalb dieser Untersuchung wurde deutlich, dass Phosphor an keiner der Messstellen in wachstumslimitierenden Konzentrationen vorlag. Eventuell verhindern andere Faktoren eine übermäßige Algenentwicklung (z.B. Lichtlimitierung durch Trübstoffe, Zooplankton). Die alleinige Betrachtung der Nährstoffverhältnisse kann demzufolge zu Fehleinschätzungen der tatsächlichen trophischen Situation eines Gewässers führen.

In Abbildung 6-16 ist dargestellt, wie sich die Phosphat-Konzentration und der Gehalt an Chlorophyll a im Verlauf der Fließstrecke des staugeregelten Mains bis zur bayerisch/ hessischen Landesgrenze im Mai 1998 entwickelten (Messfahrt der MS Burgund; LfW 1998). Auch bei geringen Phosphorkonzentrationen, die nach LAWA (1998) in Güteklasse I-II und II einzustufen sind, wurden Chlorophyllgehalte festgestellt (Mittelwert 70 $\mu\text{g/l}$), die eine Einstufung in die Trophieklasse III (polytroph) nach Mauch (1998) rechtfertigen würden. Eine Einschätzung alleine anhand der Phosphorkonzentrationen würde somit auch in diesem Beispiel zu einer fehlerhaften Einschätzung der trophischen Situation führen.

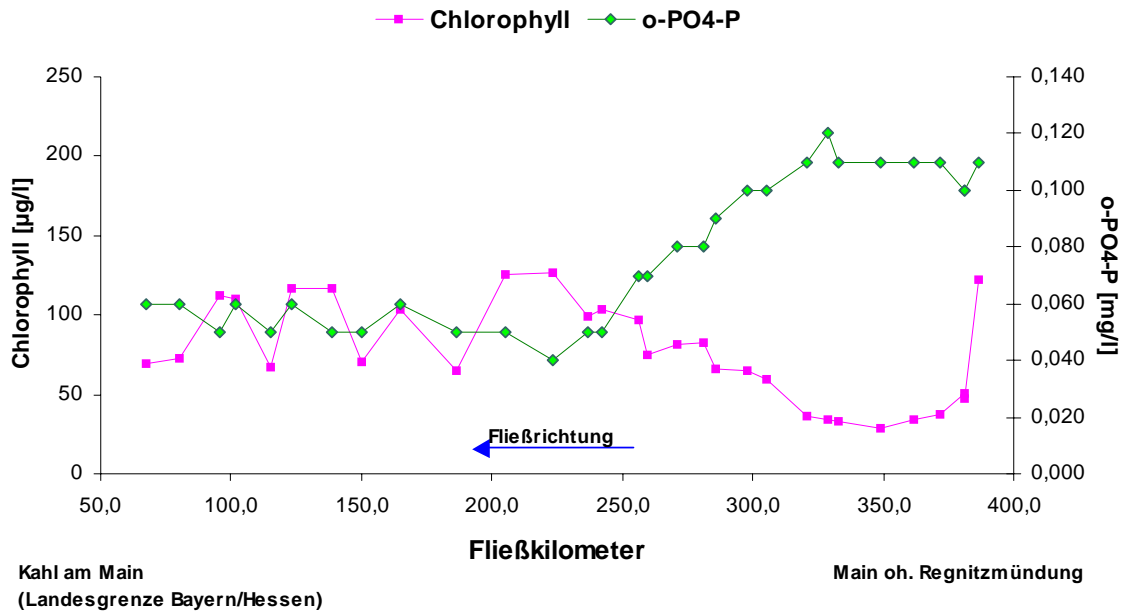


Abbildung 6-16: Entwicklung von Chlorophyll a und o-PO₄-P- Konzentration entlang des staugeregelten Mains bis zur hessisch/bayerischen Landesgrenze (Quelle: Messfahrt der MS Burgund 1998; Messprogramm Trophie; vgl. <http://www.bayern.de/lfw>; vgl. auch Anhang E-1)

6.2.3 Integrierte Vorgehensweise mit Berücksichtigung morphologischer Belastungen

Neben der stofflichen Situation (Nährstoffe) haben auch morphologische Bedingungen Einfluss auf die Gewässereutrophierung. Insbesondere eine verminderte oder vollständig fehlende Fließgeschwindigkeit sowie eine zu hohe Lichtexposition durch fehlende Uferbeschattung können zum Eutrophierungsgeschehen beitragen. Somit neigen Gewässer, die eine deutlich beeinträchtigte Gewässerstruktur aufweisen, eher zu Eutrophierungserscheinungen als morphologisch intakte Gewässer. Die Lahn ist ab Gießen staugeregelt und weist von da an nur noch vereinzelt freie Fließstrecken auf. An mehr als 75 % der vorhandenen Lahnwehre erfolgt Wasserkraftnutzung. Im Regelfall handelt es sich dabei um Flusskraftwerke, deren Rückstaubereiche bis zum oberhalb liegenden Querbauwerk reichen. Eine Folge dieser Stauregulierung sind ein fehlender Fließcharakter und eine Veränderung der natürlichen Abflusssdynamik. Dies trifft verstärkt auch auf den staugeregelten Mainabschnitt zu, dessen Durchgängigkeit durch insgesamt 34 Staustufen unterbrochen ist (HLUG 2003). In Tabelle 6-12 ist die morphologische Situation an Main und Lahn hinsichtlich der für eine Gewässereutrophierung als relevant angesehenen morphologischen Komponenten dargestellt. Ein weiterer wichtiger Parameter für die Eutrophierungssituation eines Gewässers ist die Fließgeschwindigkeit.

Die eutrophierungsrelevanten morphologischen Parameter sind überwiegend beeinträchtigt. In jedem Wasserkörper befinden sich zahlreiche Querbauwerke, die einen Rückstau zur Folge haben, die Gewässerabschnitte sind kaum beschattet, zudem ist die Abflusssdynamik, die sich in der Bewertung der „Gewässerbettdynamik“ bzw. „Sohlstruktur“ (Übersicht-/Vor-Ort-Verfahren) und dem „Strukturbildungsvermögen“ bzw. der „Laufentwicklung“ (Übersicht-/Vor-Ort-Verfahren)

widerspiegelt, überwiegend deutlich beeinträchtigt, insbesondere in den Wasserkörpern des Mains. An Gewässern vom Typ der mittleren Lahn und des staugeregelten Mains ist eine vollständige Beschattung aufgrund ihrer Größe bereits naturbedingt nicht mehr gegeben. Die hier dargestellten morphologischen Bedingungen an den beiden betrachteten Gewässerabschnitten tragen vermutlich dazu bei, dass trotz teilweise geringer bzw. nicht überhöhter Phosphorkonzentrationen deutliche Eutrophierungserscheinungen festgestellt wurden.

Tabelle 6-12: Ergebnis der Untersuchung zu hydromorphologischen Belastungen nach eutrophierungsrelevanten Beurteilungskriterien an Main und Lahn
(für Wasserkörper 1 bis 3 des Mains und Wasserkörper 4 der Lahn wurde aufgrund der Zugehörigkeit zu verschiedenen Bundesländern eine Bewertung anhand des Übersichtsverfahrens (LAWA 2000), für die übrigen anhand des Vor-Ort-Verfahrens (LAWA 1999) vorgenommen)

Wasserkörper	Strukturbildungsvermögen/Laufentwicklung (Anteil mit Index 6 und 7)	Rückstau (Anteil)	Fließgeschwindigkeit (m/s) (MNQ)	Anzahl Querbauwerke	Gewässerbett-dynamik/Sohlstruktur* (Anteil mit Index 6 und 7)	Uferzone/Uferstruktur (Anteil mit Index 6 und 7)
Main WK 1	99%	56%		7	71%	47%
Main WK 2	100%	55%	~ 0,3 m/s	10	65%	83%
Main WK 3	100%	56%		9	100%	87%
Main WK 4	100%	27%		8	100%	56%
Lahn WK 1	33%	< 10%	ca. 0,2 m/s	29	18%	14%
Lahn WK 2	65%	< 10%	ca. 0,25 m/s	8	5%	18%
Lahn WK 3	80%	50%	ca. 0,25 m/s	18	35%	13%
Lahn WK 4	85%	85%	ca. 0,15 m/s	11	75%	85%

*da der Hauptparameter „Sohlstruktur“ an der Lahn nicht korrekt kartiert wurde, wird hier ersatzweise analog zum Main der Summenparameter „Gewässerbett-dynamik“ aus dem Übersichtsverfahren angegeben

7 DISKUSSION

7.1 Entwicklung eines Verfahrensvorschlags zur Beurteilung von morphologischen Gewässerbeeinträchtigungen mit Anwendung an einem Fallbeispiel

An dieser Stelle wird ein Verfahrensvorschlag für die Beurteilung morphologischer Gewässerbeeinträchtigungen vorgestellt (vgl. Abbildung 7-1), welcher nachfolgend diskutiert und am Beispiel der Lahn exemplarisch angewandt wird.

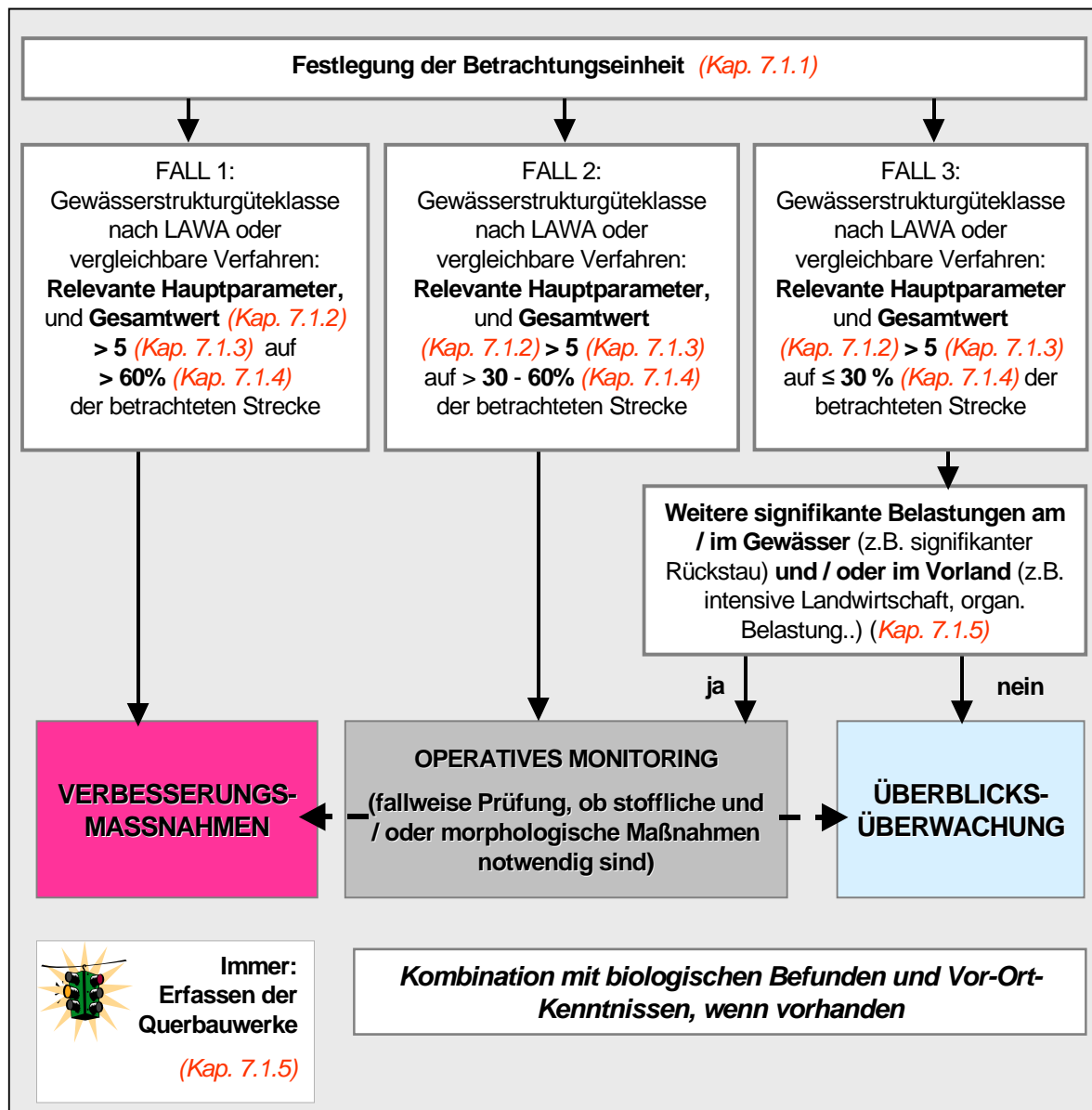


Abbildung 7-1: Verfahrensvorschlag zur Bewertung morphologischer Gewässerbelastungen

Anwendung des Verfahrensvorschlags zur Beurteilung von morphologischen Gewässerbeeinträchtigungen an der Lahn

Die Ergebnisse aus der Anwendung des Verfahrensvorschlags auf die Lahn sind in Tabelle 7-1 dargestellt. Aus Gründen der Überschaubarkeit wurden nur die Felder, die sich aus der Anwendung des Ablaufschemas für die einzelnen Wasserkörper als relevant ergeben, ausgefüllt. Grundsätzlich wird es jedoch als zweckmäßig angesehen, die Tabelle vollständig auszufüllen, da hierdurch Hinweise auf einen weiteren Handlungsbedarf abgeleitet werden können.

Tabelle 7-1: Anwendung des Verfahrensvorschlags zur Beurteilung morphologischer Gewässerbelastungen an der Lahn

Festlegung der Betrachtungseinheiten (s. Kap. 7.1.1)	Lahn WK 1 (45 km)	Lahn WK 2 (42 km)	Lahn WK 3 (81 km)	Lahn WK 4 (67 km)
Anteil Gewässerstrukturgüte mit Klasse 6 und 7 (s. Kap. 7.1.2, 7.1.3, 7.1.4)				
Hauptparameter				
Sohlstruktur			nicht kartiert	
Laufentwicklung	33 %	65 %	80 %	85 %
Längsprofil	20 %	75 %	91%	95 %
Gewässerstruktur gesamt	29 %	60 %	75 %	95 %
	(FALL 3)	(FALL 2 / 1)	(FALL 1)	(FALL 1)
Weitere Belastungen am Gewässer (s. Kap. 7.1.5)				
Signifikanter Rückstau	< 10%			
Unpass. Querbauwerke*	x		x	x
Weitere Belastungen im Gewässerumfeld (s. Kap. 7.1.5)				
Organische Belastung (Saprobieklasse)	II			
Anteil Siedlungsfläche (%)	7			
Landwirt. Fläche (%)	39			
Überschreitung N – Konz.	-			
Überschreitung P – Konz.	x			
Sonstige chem. Stoffe	unsicher			
Kenntnisse über biologische Qualitätskomponenten	Indikatoren Makrozoobenthos und Fischfauna: „gut“	Indikatoren Makrozoobenthos und Fischfauna: „gut“	Indikatoren Makrozoobenthos und Fischfauna: „mäßig“	Indikatoren Makrozoobenthos und Fischfauna: „mäßig“
Folgerung	Operatives Monitoring	Operatives Monitoring	Morpholog. Maßnahmen	Morpholog. Maßnahmen

*werden nur erfasst, nicht bewertet

Die Lahn wird analog zur Studie „Ausweisung erheblich veränderter Wasserkörper“ (UBA 2004B), in Anlehnung an den CIS-Leitfaden zur Abgrenzung von Wasserkörpern (Europäische Kommission 2002A), in vier Wasserkörper unterteilt. Bei diesem Vorgehen wurden die Kriterien

- Wasserkörpertyp
- Breite des Flussbetts / durchschnittlicher Abfluss im Flussabschnitt
- Hauptbelastungen im Flussabschnitt
- Beeinträchtigungsgrad der Hydromorphologie des Flussabschnitts
- Mindestgröße der entstehenden Wasserkörper

berücksichtigt. Diese Vorgehensweise ist darin begründet, dass sich daraus Abschnitte ergeben, die ein einheitliches Belastungsbild aufweisen und eine zielgerichtete Analyse ermöglichen, und daneben eine Größe aufweisen, die einen vertretbaren administrativen Aufwand erfordert (keine zu kleinräumige Abgrenzung).

Für die Beurteilung einer morphologischen Beeinträchtigung werden die Hauptparameter „Längsprofil“ und „Laufentwicklung“ herangezogen (vgl. Kapitel 7.1.2); der ebenfalls relevante Hauptparameter „Sohlstruktur“ wurde an der Lahn fehlerhaft kartiert und daher nicht berücksichtigt. Die Gesamtnote wird zusätzlich für die Analyse herangezogen. Grundsätzlich sollten alle betrachteten Hauptparameter die festgelegten Signifikanzgrenzen einhalten, um das Gewässer dem jeweiligen Fall zuzuordnen. In Situationen, in denen Grenzbereiche erreicht werden oder die einzelnen Parameter zu einer unterschiedlichen Aussage führen, sollte grundsätzlich ein operatives Monitoring vorgesehen werden, um solchen Unsicherheiten entgegen zu wirken.

In Wasserkörper 1 übersteigt der Parameter „Laufentwicklung“ mit Klasse 6 und 7 auf 33% der Gewässerstrecke knapp die in Kapitel 7.1.4 abgeleitete „30%-Grenze“. Da die Gesamtbewertung diese Grenze jedoch analog zum „Längsprofil“ unterschreitet und die Überschreitung nur geringfügig ist, wird die morphologische Beeinträchtigung in diesem Wasserkörper als nicht signifikant angesehen. Demzufolge ist eine Analyse der stofflichen Situation notwendig, um weitere Belastungen ausschließen zu können.

Die Beurteilung anhand der Gewässerstrukturgüte ergibt für Wasserkörper 2, dass dieser eine mittlere morphologische Beeinträchtigung aufweist. Somit ist eine Überprüfung auf weitere relevante Belastungen am Gewässer, im Fall der Lahn „signifikanter Rückstau“, vorzusehen (vgl. Kap. 7.1.5).

Für die unteren beiden Wasserkörper der Lahn (Wasserkörper 3 und 4) werden morphologische Verbesserungsmaßnahmen als notwendig erachtet. Die Bewertung des Makrozoobenthos und der Fischfauna (vgl. Kapitel 6.1.5) bestätigen diese Einschätzung.

In Wasserkörper 1 werden morphologische Verbesserungsmaßnahmen als nicht notwendig angesehen. Auch das Ausmaß der vorhandenen Rückstau in diesem Wasserkörper ist mit < 10% als nicht signifikant einzustufen. Eine Unterstützung dieser Einschätzung kann die Auswertung der funktionalen Gruppen der Makrozoobenthos- und der Fischfauna geben, die eine Aussage über die Strömungsbedingungen ermöglichen (Makrozoobenthos: Filtriererindex, Rheotypenindex; Fischfauna: Strömungstypen). Diese wurden in Lahn Wasserkörper 1 jeweils

gut eingestuft und geben somit ebenfalls keinen Hinweis auf eine signifikante Störung der Strömungsbedingungen (vgl. Kapitel 6.1.5)

Jedoch überschreiten die Phosphor-Konzentrationen die für diesen Gewässertyp vorgesehenen Grenzwerte zur Beurteilung einer Gewässereutrophierung (vgl. Kapitel 7.22). Hinsichtlich weiterer chemischer Stoffe liegen in diesem Wasserkörper ebenfalls möglicherweise Überschreitungen vor (vgl. <http://www.hmulv.hessen.de/umwelt/wasser/EG-WRRL/stadtlandfluss/hessen/>), die eine weitere Überprüfung erfordern. Daher ist für diesen Wasserkörper ein operatives Monitoring vorzusehen.

Wasserkörper 2 liegt bezüglich der morphologischen Beeinträchtigungen in einer Art Grenzbereich. Die beiden Hauptparameter überschreiten die gesetzte Grenze, während die Einstufung anhand des Gesamtwertes der Gewässerstrukturklasse gerade noch zu einem operativen Monitoring führen würde. Bezieht man hier die Kenntnisse über die biologischen Komponenten Makrozoobenthos und Fischfauna mit ein, ein nach damaligen Bewertungsmaßstäben „guter Zustand“ für den betrachteten Wasserkörper (vgl. Tabelle 6-4 und Tabelle 6-5), wird für diesen Wasserkörper trotz der deutlichen morphologischen Beeinträchtigungen anstelle der Umsetzung von Verbesserungsmaßnahmen zunächst die Durchführung einer operativen Gewässerüberwachung als zielführend angesehen.

In allen vier Wasserkörpern der Lahn befinden sich Querbauwerke, welche die Längsdurchgängigkeit des Gewässers unterbrechen. Diese sind als solche zu erfassen und hinsichtlich ihrer Passierbarkeit zu bewerten.

7.1.1 Festlegung der Betrachtungseinheit

Nach Artikel 4 EG-WRRL, sollen alle *Oberflächenwasserkörper* geschützt, verbessert und saniert werden, um bis spätestens 2015 einen „guten Zustand“ zu erreichen. Somit ist der Wasserkörper die Einheit, auf welche sich die Maßnahmen beziehen sollen, wenn er sich in einem „mäßigen“ oder „schlechter als mäßigen Zustand“ befindet. Entsprechend muss diese Betrachtungseinheit so ausgewählt werden, dass der Zustand möglichst repräsentativ beschrieben und mit den Umweltzielen der EG-WRRL verglichen werden kann. Allgemeine Empfehlungen darüber, wie einzelne Wasserkörper ermittelt werden sollten, sind in dem CIS-Leitfaden zur Abgrenzung von Wasserkörpern (Europäische Kommission 2002A) dargelegt. Die Festlegung von Oberflächenwasserkörpern ist als iterativer Prozess vorgesehen, d.h. im Zuge der Bearbeitung der Anforderungen der WRRL kann die Wasserkörperfestlegung wenn nötig dem jeweiligen Erkenntnisfortschritt der Arbeitsschritte angepasst werden. Grundsätzlich scheint es jedoch in Hinblick auf den Aufwand bei der Datenbearbeitung und auf die Transparenz bei der Erfolgskontrolle und Berichterstattung ratsam, bereits während der Bestandsaufnahme eine begründete Festlegung der Wasserkörpergrenzen zu treffen und diese nur im Einzelfall noch zu verschieben. Für die Ermittlung der Wasserkörper werden nach Europäische Kommission (2002A) folgende Kriterien herangezogen:

- Kategorie (Fließgewässer, See, Übergangsgewässer und Meer)
- Gewässertyp
- als weitere, fakultative Kriterien können geographische Einheiten und die Nutzung berücksichtigt werden.

Für die Unterteilung eines Gewässers in Wasserkörper bedeutet das, dass die Häufigkeit von Kategorie-, Typ- und Güteänderungen letztendlich die Anzahl und damit die Größe der Wasserkörper bestimmt. Je kleinräumiger die Wechsel identifiziert werden, umso größer ist zunächst die Anzahl der Wasserkörper. Oberflächengewässer müssen nach EG-WRRL ab einem Einzugsgebiet > 10 km² berücksichtigt werden. Für eine überblicksweise Überwachung werden Einzugsgebiete von 2.500 km² festgelegt. Eine mittlere Dimensionierung von Wasserkörpern kann sich also zwischen Einzugsgebietsflächen von 10 bis 2.500 km² bewegen und dementsprechend unterschiedlich ausfallen. Die Größe der Einheit ist so zu wählen, dass letztlich eine konsistente und effektive Zielerreichung möglich ist. Eine Zerstückelung des Flusseinzugsgebietes in sehr kleine Einheiten kann diesem Ziel sowie der Forderung der EG-WRRL, dass ein Wasserkörper ein signifikanter Teil einer Flussgebietseinheit sein soll, zuwiderlaufen (LAWA 2003B). Zudem legt die Datengrundlage in Deutschland nahe, keine zu kleinkleinräumige Unterteilung der Wasserkörper vorzunehmen. Von der LAWA wird daher vorgeschlagen, Gewässertypen für die Risikoanalyse zusammenzufassen.

Eine zu grobe Betrachtung birgt auf der anderen Seite die Gefahr einer Fehleinstufung und eines Informationsverlustes. Würden z.B. in einem Wasserkörper einzelne Abschnitte sowohl einen „guten“ als auch „mäßigen Zustand“ aufweisen und es erfolgte eine Gesamteinstufung in „gut“, würden für den „mäßigen“ Abschnitt keine Maßnahmen vorgesehen werden. Bei einer Gesamteinstufung in „mäßig“ würden unter Umständen Ressourcen für ein fehlgerichtetes Gewässermonitoring und/oder Maßnahmenprogramm verbraucht. In der vorliegenden Arbeit wurden an den Fallbeispielen Mittelrhein und Lahn Analysen vorgenommen, um eine Aussage darüber treffen zu können, wie die Einstufung hinsichtlich des Erreichens der Umweltziele nach EG-WRRL von der gewählten Betrachtungseinheit abhängt und welche Betrachtungsebene als zielführend angesehen wird. Die Ergebnisse sind heterogen. Bei einem Vergleich der Einstufung der Wasserkörper im Mittelrhein-Einzugsgebiet aufgrund der morphologischen Beeinträchtigungen wird bei einem höheren Auflösungsgrad (Faktor 10) ein vergleichbares Ergebnis erzielt, es wird ein nur geringfügig größerer Anteil der Betrachtungseinheiten (etwa 55% im Vergleich zu knapp 50%) „negativ“ hinsichtlich des Erreichens der Umweltziele eingeschätzt. Ein Vergleich mit der Einstufung, die aus der Untersuchung der Fischfauna und des Makrozoobenthos resultiert (28% aller Probestellen weisen einen „guten Zustand“ hinsichtlich beider Komponenten auf, 72% einen „mäßigen“ oder „schlechten“), zeigt, dass die tatsächliche Bewertung des Einzugsgebietes deutlich negativer ausfiel. Die Beurteilung der linearen Durchgängigkeit führte hingegen zu dem Ergebnis, dass eine Betrachtung großer Einheiten in diesem Fall als entscheidendes Kriterium angesehen werden kann, denn 100% der Betrachtungsräume im Mittelrhein-Pilotprojekt sind nicht durchgängig für die aquatische Fauna. Eine Betrachtung kleinerer Einheiten, wie in der Bestandsaufnahme durch die Bundesländer Hessen und Rheinland-Pfalz durchgeführt, ergibt, dass „nur“ 68% der Betrachtungseinheiten, hier Wasserkörper, in ihrer linearen Durchgängigkeit beeinträchtigt sind. In diesem Fall führt die gröbere Abgrenzung der Einheiten dazu, dass der Informationsgehalt herabgesetzt wird. Hier zeigt die biologische Bewertung der Gewässer, dass die Einstufung, die auf der kleineren Ebene erfolgt, besser mit dem biologischen Zustand korreliert, da an 44% der insgesamt 39 Probestellen im Mittelrhineinzugsgebiet ein nach damaligen Beurteilungskriterien „guter Zustand“ der Fischfauna festgestellt wurde. Um einen direkten Vergleich der Ergebnisse vornehmen zu

können, ist es notwendig, das verwendete Bewertungsverfahren für die Fischfauna zu kennen. Relevant für einen Abgleich mit der Beurteilung der Durchgängigkeit ist insbesondere die Mitberücksichtigung des Vorkommens der Wanderfischarten, welche innerhalb des Pilotprojekts auf unterschiedliche Weise vorgenommen wurde. So wurde eine Einstufung in die Kategorie „gut“ nur durchgeführt, wenn mindestens eine Fischart vorkommt, die als Langdistanzwanderer eingestuft ist. Insofern wird die Aussage, dass die lineare Durchgängigkeit im Einzugsgebiet zu 100% nicht gegeben ist, nicht zutreffen. Ähnliches gilt für die Beurteilung der morphologischen Beeinträchtigungen an der Lahn. Die leicht voneinander abweichende Festlegung der Wasserkörper innerhalb der Studie „Ausweisung erheblich veränderter Gewässer“ (UBA 2004B) und der Bestandsaufnahme in Hessen und Rheinland-Pfalz führt zu vergleichbaren Ergebnissen. Etwa 40 Kilometer des betrachteten oberen Lahnabschnittes erreichen die Umweltziele nach dieser Einschätzung und erfordern somit weder ein operatives Monitoring noch die Umsetzung von morphologischen Verbesserungsmaßnahmen. Für die folgenden wiederum etwa 40 Kilometer besteht Unsicherheit hinsichtlich einer Zielerreichung, die restlichen 150 Kilometer bis zur Mündung in den Rhein erreichen die Ziele derzeit nicht. Somit wäre nach dieser Einschätzung eine operative Gewässerüberwachung an etwa 190 Kilometern durchzuführen. Würde der betrachtete Lahnabschnitt insgesamt als nur ein Wasserkörper angesehen, müsste für den ganzen Bereich, also etwa 235 Kilometer, das operative Monitoring durchgeführt werden. Auch hier zeigt ein Blick auf die Ergebnisse der biologischen Untersuchungen, dass die gröbere Betrachtung eine vergleichsweise negative Beurteilung bedingt, da der obere Abschnitt der Lahn, der innerhalb der Lahn-Studie (UBA 2004B) und der Bestandsaufnahme positiv beurteilt wurde, auch anhand der biologischen Analysen einen „guten Zustand“ aufweist.

Aus den vorliegenden Untersuchungen lässt sich das Fazit ziehen, dass die Wahl der Betrachtungsebene deutlichen Einfluss auf das Gesamtergebnis und die sich daraus ableitenden Schritte wie Gewässerüberwachung und Maßnahmenprogramm haben kann. Die hier dargestellten Auswertungen führen zu dem Schluss, dass die gröbere Abgrenzung der Einheiten erstens zu einem Verlust evtl. relevanter Informationen, zweitens zu einer vergleichsweise negativen Bewertung der Gewässersituation führen kann. Dies wird in Deutschland sowie in anderen dicht besiedelten Staaten häufig der Fall sein, da aufgrund der bestehenden Strukturen kaum „große“ Flusseinzugsgebiete existieren, in denen keine Belastungen wie Beeinträchtigungen der Gewässerstruktur, landwirtschaftlich genutzte Flächen und somit Stoffeinträge etc. existieren, die zu einer negativen Einschätzung des Gewässerzustands führen. Grundsätzlich wird die Einstufung, die aus einer kleinräumigeren Betrachtung resultiert, die Zutreffendere sein. Eine Einheitsgröße für die Wasserkörper kann nicht festgelegt werden. Grundsätzlich scheint es hilfreich, je nach betrachteter Problemstellung unterschiedliche Wasserkörper abzugrenzen. So kann ein Wasserkörper, der vollständig einer stofflichen Belastung ausgesetzt ist (z.B. intensive landwirtschaftliche Nutzung), beispielsweise ab der Hälfte seiner Strecke eine signifikante morphologische Beeinträchtigung aufweisen, die sich in den nächsten Wasserkörper fortsetzt, so dass sich hier die Betrachtung unterschiedlicher Einheiten anbieten würde. Aufgrund der Vielzahl unterschiedlicher Belastungen, des folglich entstehenden administrativen Aufwandes und der kaum sicherzustellenden Transparenz ist eine solche Vorgehensweise nicht zielführend. Hinsichtlich der Maßnahmenplanung und Umsetzung scheint es jedoch geraten, Wasserkörper, die sich innerhalb eines Einzugsgebietes befinden, je nach

Problemstellung zu so genannten Bewirtschaftungseinheiten zusammenzulegen. Eine gemeinsame Betrachtung von Wasserkörpern ist darüber hinaus notwendig, um überregional bedeutsame Belastungsschwerpunkte zu erkennen, z.B. bei der Behandlung diffuser Belastungen oder der Gewässerdurchgängigkeit. Für diese Problemstellung wird es als zielführend angesehen, nur zusammenhängende Wasserkörper in einer Gruppe zusammenzufassen. Die Möglichkeit, Wasserkörper zusammenzufassen, hängt somit wesentlich von der Charakteristik des jeweiligen Einzugsgebietes und Art und Ausmaß der darauf einwirkenden Belastungen ab. Eine Forderung der EG-WRRL für die Überblicksüberwachung ist, dass diese mindestens so durchgeführt werden muss, dass Gebiete mit einem Einzugsgebiet von 2.500 km² belastbar bewertet werden können. Daraus kann man ableiten, Wasserkörper nach den hydrologischen Gegebenheiten so zu gruppieren, dass Einheiten in einer Größe bis zu 2.500 km² resultieren (LAWA 2003A).

!! Die dargestellten Ergebnisse zeigen, dass große Betrachtungsräume, wie z.B. im Pilotprojekt „Bewirtschaftungsplan Mittelrhein“ festgelegt, zwar als zusammenfassende Bewirtschaftungseinheiten gelten können, für die Beurteilung der Auswirkungen von Belastungen jedoch nicht zielführend sind. Für die Analyse sollten (Teil-)Einzugsgebiete als Wasserkörper abgegrenzt werden, die bezüglich ihrer Größe auf die jeweils bestehenden Verhältnisse angepasst werden können und eine differenzierte Bewertung der Situation ermöglichen. Daher sind geeignete, transparente Aggregationsregeln, etwa wesentliche Änderungen der hydromorphologischen Eigenschaften oder der Belastungen wie z.B. der Landnutzung (analog dem Vorschlag des CIS-Leitfadens zur Abgrenzung von Wasserkörpern (Europäische Kommission 2002A) für eine detaillierte Analyse der Gewässersituation zu verwenden. Daneben sollten die Wasserkörper nicht zu kleinräumig abgegrenzt werden, um einen unverhältnismäßig hohen administrativen Aufwand zu vermeiden. Für die Beurteilung überregionaler Gewässerbelastungen und die Ermittlung von Verbesserungsmaßnahmen sollten Wasserkörper in Bewirtschaftungseinheiten zusammengefasst werden.

7.1.2 Gesamtwert der Gewässerstrukturgüteklasse und ausgewählte Haupt- oder Einzelparameter

Für die Beurteilung des morphologischen Gewässerzustands wird in Deutschland häufig der Gesamtwert (als Mittelwert) aus der Gewässerstrukturgütekartierung nach LAWA (1999; 2000) verwendet. Die Gewässerstrukturgüteklasse bewertet jedoch die Morphologie eines Gewässers als solche, es wird dabei nicht berücksichtigt, welchen spezifischen Einfluss die einzelnen Bewertungsparameter auf den biologischen Zustand haben. Parameter, die eine deutlichere ökologische Ausrichtung haben, werden nicht stärker berücksichtigt als weniger ökologisch aussagekräftige. Dabei sind die Wechselwirkungen der einzelnen Komponenten der Fließgewässermorphologie mit der Biozönose zumindest theoretisch gut erklärt. Praktische Erfahrungen dazu liegen bisher nur wenige vor. Grundsätzlich ist es der Längsgradient von der Quelle bis zur Mündung, der die räumliche Zonierung bestimmt und wesentlich die biologische Struktur prägt (vgl. River-Continuum-Concept von Vannote et al. 1980). Daneben können die im Querprofil variierenden Bedingungen ebenfalls einen großen Einfluss auf die Besiedlung ausüben. So verändern sich Fließgeschwindigkeit und Sohlsubstrat vom Ufer zur Flussmitte oder zum anderen Ufer, so dass jeweils unterschiedliche Bewohner den benötigten Lebensraum vorfinden. Da die Besiedlung eines Fließgewässers fast immer auf den Untergrund orientiert ist,

existieren vertikal gesehen im Flussbett auf kleinstem Raum beträchtliche Unterschiede. Der Untergrund bietet den benthischen Organismen den besten Überlebensraum, so z.B. Schutz vor Abdrift durch Hochwässer. Die Mehrzahl lebt auf den Unterseiten von Steinen oder noch tiefer, im Sediment des Flussbettes, dem Hyporheal (griech. unter dem Fließenden) (Uhlmann & Horn 2001). Daraus lässt sich ableiten, dass die Hauptparameter „Sohlstruktur“, „Laufentwicklung“ und „Längsprofil“ aus dem Vor-Ort-Verfahren der Gewässerstruktur-gütekartierung (LAWA 2000) stärkeren Einfluss auf den biologischen Zustand haben als beispielsweise das Gewässerumfeld.

Für das Einzugsgebiet Mittelrhein wurde innerhalb dieser Arbeit der biologische Zustand (Indikatoren Makrozoobenthos und Fischfauna) an 15 Probestellen den sechs Hauptparametern des Vor-Ort-Verfahrens zur Strukturgütekartierung (LAWA 1999) gegenübergestellt. Dafür konnte innerhalb der vorliegenden Arbeit nicht die Gewässerstrukturgüte für den jeweiligen 100m-Abschnitt der Probestelle ermittelt werden, wie in verschiedenen, weiter unten zitierten Arbeiten zur Analyse des Zusammenhangs zwischen der Gewässerstrukturgüte und der Gewässerfauna, sondern für den gesamten betrachteten Gewässerabschnitt. Für das Makrozoobenthos wurden signifikante Korrelationen insbesondere für die Hauptparameter „Querprofil“ (Korrelationskoeffizient $r = 0,79$, $p < 0,01$), gefolgt von dem Parameter „Uferstruktur“ ($r = 0,49$, nicht signifikant) festgestellt, für die Fischfauna besonders die Hauptparameter „Längsprofil“ ($r = 0,70$, $p < 0,01$), gefolgt von den Hauptparameter „Laufentwicklung“ ($r = 0,53$) und „Sohlstruktur“ ($r = 0,52$, jeweils $p < 0,05$). Untersuchungen, die in der Studie des Landesamtes für Wasserwirtschaft Rheinland-Pfalz „Gewässerstruktur – Untersuchungen zur Analyse und Bewertung der ökomorphologischen Struktur von Fließgewässern“ (LfW 1999) durchgeführt wurden, ergaben vergleichbare Ergebnisse für die Fischfauna; die drei genannten Hauptparameter korrelierten am stärksten mit der ermittelten Artenanzahl. Die Fischfauna wurde innerhalb dieser Studie an 30 Probestellen mit jeweils einem Probetermin bestimmt. Die Probestellen waren jeweils 100 m lang und wiesen mindestens die Gewässergüteklasse II auf, um organische Belastungen weitmöglichst auszuklammern. Zudem wurden alle sieben Strukturgüteklassen repräsentativ abgedeckt. Maximal wurden Korrelationen (polynomische Regression 2. Ordnung) von $r = 0,64$ ermittelt (Korrelation der Fischfauna mit dem Hauptparameter „Sohlstruktur“). Die Ergebnisse der innerhalb der vorliegenden Arbeit durchgeführten Auswertungen hinsichtlich des Makrozoobenthos hingegen stimmen nicht mit den Ergebnissen aus der genannten Studie (LfW 1999) überein. Auch für die von Schattmann (1995) und Haybach (1995) im Rahmen der Studie durchgeführten Auswertungen zum Makrozoobenthos wurden jeweils 100 m-Abschnitte beprobt, die alle Strukturgüteklassen beinhalteten und eine maximale Güteklasse von II (Saprobie) aufwiesen. Schattmann (1995) bezog sich dabei nur auf die „Sohlstruktur“ als relevantem Hauptparameter. Dabei ergaben sich lineare Abhängigkeiten von $r = 0,836$, was bedeutet, dass in ca. 70 % der untersuchten Abschnitte die Zahl der Taxa mit der Sohlstruktur erklärt werden kann. Im Vergleich dazu betrug der Korrelationskoeffizient zwischen der Gesamtstrukturgütekategorie und dem Makrozoobenthos $r = 0,8$ (ebenfalls lineare Korrelation), was immer noch einen engen Zusammenhang bedeutet. Haybach (1995) hat benthosbiologische Untersuchungen an 30 Fließgewässern durchgeführt, um den Zusammenhang mit den sechs Hauptparametern der Strukturgütekartierung zu bewerten. Die Vorgaben waren die gleichen wie oben genannte (nach Schattmann 1995). Die Korrelationsberechnungen setzen sich sowohl aus linearen als auch polynomischen

Regressionen zusammen. Deutlichste Korrelationen ergaben sich für die Hauptparameter „Längsprofil“ ($r = 0,86$ bzw. $0,92$), „Sohlstruktur“ ($r = 0,85$ bzw. $0,88$) und „Laufentwicklung“ ($r = 0,83$ bzw. $0,90$), jedoch war auch jeweils die Gesamtbewertung der Gewässerstrukturgüte hoch angesiedelt ($r = 0,84$ bzw. $0,91$). Die dargestellten Ergebnisse führen zu dem Schluss, dass sich eine belastbare Aussage über den Zusammenhang zwischen dem Zustand des Makrozoobenthos und den morphologischen Bedingungen durch eine auf den ganzen Wasserkörper bezogene Strukturgütebewertung nur mit großen Einschränkungen treffen lässt. Da sich das Makrozoobenthos zwar innerhalb eines Gewässers fortbewegt, aber in der Regel keine großen Distanzen zurücklegt, ist es, um eine Aussage über den Zusammenhang zwischen einzelnen Strukturparametern und dem biologischen Zustand des Makrozoobenthos treffen zu können, notwendig, einen kleineren Abschnitt von etwa 100 m bis 300 m (vgl. auch BWK 2001) zu analysieren. Zudem konnten in der vorliegenden Arbeit bei der Auswertung der Ergebnisse die stofflichen Belastungen nicht ausgeklammert werden. Aus allen dargestellten Ergebnissen lässt sich ableiten, dass geeignete Hauptparameter, um das Makrozoobenthos zu beurteilen, in erster Linie das „Längsprofil“, die „Sohlstruktur“ und „Laufentwicklung“, daneben aber auch die „Gesamtbewertung“ sind. Fische hingegen haben einen größeren Aktionsradius, somit werden strukturelle Einflüsse auf die Fischfauna weniger lokal als vielmehr großräumig wirksam. Zudem kann bei Betrachtung einer Probestelle durch das Vorhandensein unpassierbarer Querbauwerke weiter unterhalb eine Artenarmut auftreten, die nicht durch die strukturellen Defizite im Bereich der Probestelle verursacht wird, sondern durch die fehlende Möglichkeit, dorthin zu gelangen. Die deutlichste Abhängigkeit der Fischfauna ergibt sich anhand der dargestellten Ergebnisse gegenüber dem Hauptparameter „Sohlstruktur“, gefolgt von den Parametern „Laufentwicklung“ und „Längsprofil“. Somit sind sowohl für eine intakte Makrozoobenthos- als auch Fischzönose diesen Auswertungen zufolge die gleichen Hauptparameter des Gewässerstrukturgüteverfahrens von höherer Relevanz. In den Hauptparameter „Sohlstruktur“ fließen Einzelparameter mit ein, welche die Qualität des aquatischen Lebensraumes maßgeblich beeinflussen (Substratzusammensetzung und -diversität). Auf bestimmte Einzelparameter der jeweiligen Hauptparameter soll in dieser Arbeit jedoch nicht weiter eingegangen werden, da der Wert der Aussagen aufgrund der eingeschränkten Methodik und Anzahl der Probestellen gering wäre. Derzeit gibt es daneben bereits Untersuchungen darüber, dass sich die für die Gewässerbiozönose als relevant angesehenen Einzelparameter je nach Gewässertyp und außerdem nach Fischart unterscheiden (Twelbeck 2005). Der Vorteil der Verwendung der Einzelparameter liegt u.a. darin, dass eine Trennung der so genannten „Wertstrukturen“ von den „Schadstrukturen“ möglich ist. Zukünftig müssen neue Erkenntnisse über den Zusammenhang zwischen den Einzelparametern des Strukturgüteverfahrens und einer intakten Gewässerbiozönose verstärkt berücksichtigt werden.

!! Die Hauptparameter „Sohlstruktur“, „Laufentwicklung“ und „Längsprofil“ der Gewässerstrukturgütekartierung nach LAWA (2000) korrelieren deutlicher mit dem Zustand der Fischfauna sowie des Makrozoobenthos und sollten deshalb zunächst für die Beurteilung eines Wasserkörpers herangezogen werden. Aktuelle Forschungsergebnisse über die Wechselbeziehungen zwischen Gewässermorphologie und Biozönose, insbesondere eine weitere Analyse der Einzelparameter, sollten zukünftig verstärkt mit berücksichtigt werden.

Liegen keine Kenntnisse über das Vorhandensein stofflicher Belastungen vor, sollte unter Umständen der Gesamtwert der Gewässerstrukturgüteklasse bei der Einschätzung des biologischen Gewässerzustands mit berücksichtigt werden. Der Gesamtwert aller sechs Hauptparameter bewertet zwar die ökologisch bedeutsameren Komponenten gleich gewichtet mit den ökologisch weniger bedeutsamen, aber durch die Berücksichtigung aller Parameter, wie z.B. Flächennutzung oder Vorhandensein von Gewässerrandstreifen, besteht die Möglichkeit, zumindest in geringem Maß auch das Vorhandensein einer stofflichen Belastung mit zu erfassen. Ein weiterer Vorteil der Betrachtung der Gesamtnote liegt darin, dass mögliche Fehler im Verfahren oder bei der Kartierung ausgeglichen werden können. So ist z.B. der Hauptparameter „Sohlstruktur“ an der Lahn im gesamten Bereich ab der hessischen Landesgrenze bis zur Mündung in den Rhein mit der Güteklasse 7 beurteilt worden. Dies trifft jedoch nicht auf den tatsächlichen Zustand der Gewässersohle zu. Gerade an großen Fließgewässern sind Parameter wie Sohlbeschaffenheit schwierig zu erheben. Daher stellt die Gesamtbewertung den morphologischen Zustand in solchen Fällen möglicherweise zutreffender dar.

!! Insbesondere für größere Fließgewässer und hinsichtlich der Korrelation mit dem Makrozoobenthos hat sich der Gesamtwert der Gewässerstrukturklasse ebenfalls als ein Parameter erwiesen, der in der Analyse mitberücksichtigt werden sollte, evtl. um einen Abgleich mit den ausgewählten Hauptparametern vorzunehmen. Aufgrund der Schwierigkeit, die Parameter, die wahrscheinlich den größten Einfluss auf die Gewässerbiozönose haben, also z.B. die Sohlstruktur, in großen Fließgewässern korrekt zu erheben, sollten neben der Gewässerstrukturgüte weitere Parameter in die Bewertung mit einbezogen werden (vgl. auch Kapitel 7.1.5).

7.1.3 Zusammenhang zwischen Strukturgüte und biologischem Gewässerzustand

Der Zusammenhang zwischen der Gewässerstruktur und der Gewässerbiozönose wurde bisher noch relativ selten statistisch analysiert. Dies wird auch dadurch erschwert, dass in Deutschland wie in vielen anderen europäischen Staaten kaum noch Gewässer existieren, die nicht zusätzlich durch stoffliche Belastungen und weitere Auswirkungen auf die biozönotischen Lebensgemeinschaften beeinträchtigt sind. Innerhalb der Bestandsaufnahme nach Artikel 5 der EG-WRRL galt es zu beurteilen, ob ein Gewässer die vorgegebenen Umweltziele, den „guten ökologischen Zustand“, voraussichtlich erreichen wird. Da der „gute ökologische Zustand“ und dessen Bewertungsverfahren noch nicht fest definiert sind, musste für die Bewertung auf die so genannten Hilfskomponenten (vgl. Kapitel 2.1 und Kapitel 3.4) zurückgegriffen werden. Die EG-WRRL bewertet in einer fünfstufigen Skala. Daher mussten die bisher üblicherweise angewandten Schemata mit ihrem siebenstufigen System an die Bewertung der EG-WRRL angepasst werden (vgl. Abbildung 1-2). Grundsätzlich wurde die übliche Klassifizierung nach LAWA so übertragen, dass die Klasse 3 den „guten Zustand“ nach der Wasserrahmenrichtlinie darstellt. Die Ergebnisse aus den Fallbeispielen zeigten, dass die Gewässerstrukturgüte mit dem Zustand der Qualitätskomponenten Makrozoobenthos und Fischfauna korreliert. Ein „guter biologischer Zustand“ wurde an den Gewässern des Mittelrheineinzugsgebietes noch bis zu einer Gewässerstrukturgüteklasse 5 im Mittelwert erreicht. Auch an Lahn und Main zeigte sich ein Zusammenhang zwischen der Gewässerstrukturgüte und dem biologischen Zustand, der jedoch unter Berücksichtigung der geringen Anzahl an Probestellen zu betrachten ist. Ein „guter Zustand“ des Makrozoobenthos und der Fischfauna wurde an der Lahn noch bei

Strukturgüteklasse 6 (als Mittelwert) erreicht. Der Main weist an keinem der vier Wasserkörper einen „guten Zustand“ auf, dennoch erreichten zwei Wasserkörper einen „mäßigen Zustand“, die ebenfalls morphologisch stark beeinträchtigt sind. In einer Studie über die „Bedeutung der Gewässerstrukturen für den Gewässerschutz“ (Schmidt 1997) wurde an insgesamt 104 Probestellen der biologische Zustand der benthischen Invertebraten (biologische Gewässergüte nach Saprobien-system) der Gewässerstrukturgüte gegenübergestellt. Die vergleichende Betrachtung dieser beiden Einflussfaktoren zeigte, dass nur dann eine weitgehend vollständige benthische Lebensgemeinschaft vorgefunden werden kann, wenn beide Faktoren sich nahe am Optimum befinden. Weitgehend naturnahe Gewässer, die auch stofflich nicht oder nur gering belastet sind, bieten einen geeigneten Lebensraum für solche intakten Leitbildbiozö-nosen. Die mittleren Güteklassen (sowohl stofflich als auch strukturell) wurden als Lebensraum einer ubiquistischen Standardlebensgemeinschaft charakterisiert, die unter Umständen zufallsbedingt auch anspruchsvollere Arten mit einschließt. Während eine biozönotisch deutlich nachvollziehbare Grenze für die Gewässergüte nach dem Saprobien-system bereits im Bereich II-III liegt, sind in strukturell merklich geschädigten Gewässern durchaus noch arten- und individuenreiche Standardlebensgemeinschaften zu finden. Die Grenze, ab der Gewässer als allein aufgrund der Struktur als faunistisch übermäßig geschädigt angesehen werden können, wurde nach dem damaligen Stand der Auswertungen bei der Struktur-güteklasse 6 gesehen (s. Abbildung 7-2).

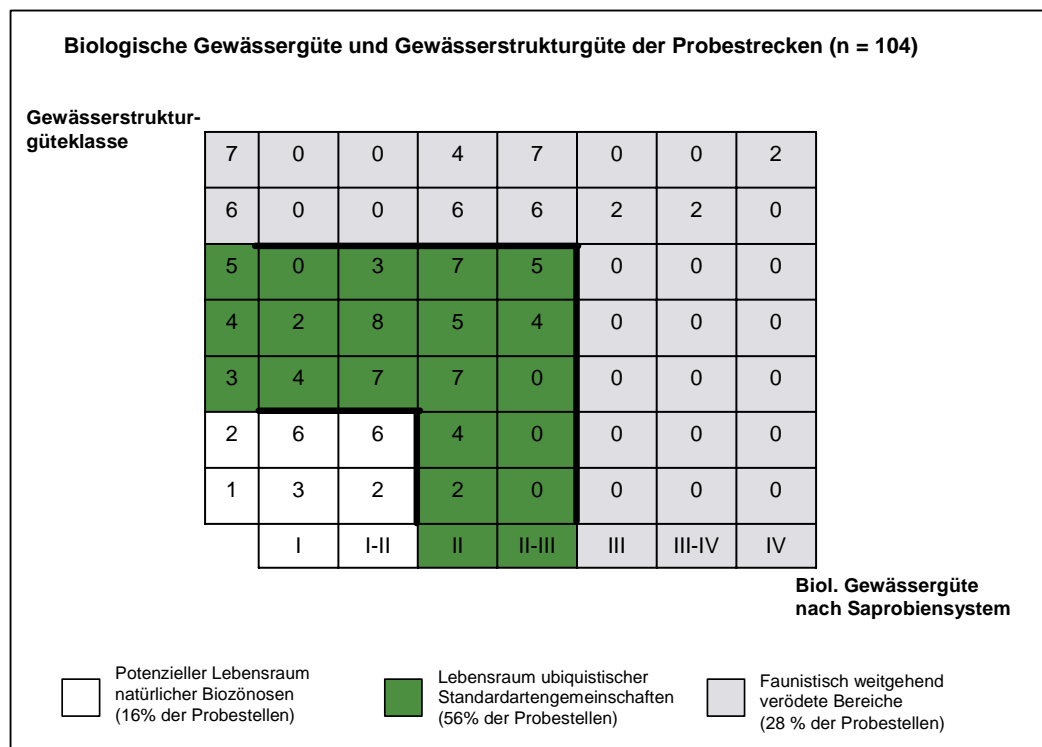


Abbildung 7-2: Verteilung von Lebensgemeinschaften benthischer Wirbelloser über Gradienten organischer Belastung und struktureller Defizite (aus: Schmidt 1997)

Im BWK-Merkblatt zur „Ableitung von Anforderungen an Misch- und Niederschlagswassereinleitungen“ (BWK 2001) werden in Anlehnung an in ATV (1997) genannte

Werte signifikante Einflüsse nach Grenzkriterien definiert. Danach werden folgende Signifikanzgrenzen festgelegt (s. Tabelle 7-2).

Tabelle 7-2: Hinweise für die Beurteilung signifikanter Unterschiede aus biologisch-ökologischen Untersuchungen (Makrozoobenthos) aufgrund von Vergleichen oberhalb und unterhalb der untersuchten Probestellen (BWK 2001)

Parameter	Signifikanzgrenze
Taxazahl, Artenfehlbetrag, Artenidentität	Unterschiede von mehr als 20% oder Nichtübereinstimmung in wenigstens drei Arten

Demnach stellen hinsichtlich der Taxazahlen Abweichungen von etwa 20 % eine Signifikanzgrenze dar. In dem bereits genannten Bericht „Gewässerstruktur – Untersuchungen zur Analyse und Bewertung der ökomorphologischen Struktur von Fließgewässern“ (LfW 1999) wurden ebenfalls Auswertungen zur Gewässerstrukturgüte veröffentlicht, in denen die Gewässerstrukturgüteklasse mit der Zahl der Tiertaxa des Makrozoobenthos und der Artenzahl der Fischfauna verglichen wird. Bei Strukturgüteklasse 5 (im Mittelwert) wurden hinsichtlich des Makrozoobenthos noch etwa 27 Taxa gefunden (vgl. Abbildung 7-4). Demzufolge liegt eine Abweichung von mehr als 20%, nämlich knapp 29%, von dem als Referenz angesehenen Wert von etwa 38 Taxa bei Gewässerstrukturgüteklasse 1 vor. Eine Abweichung von 20% entspräche einer Taxazahl von etwa 30, welche bei einem Wert der Gewässerstrukturgüteklasse von etwa 4,5 angesiedelt ist. Diesen Auswertungen zufolge wird für die Makrozoobenthosfauna bei Gewässerstrukturgüteklasse 5 eine Grenze erreicht.

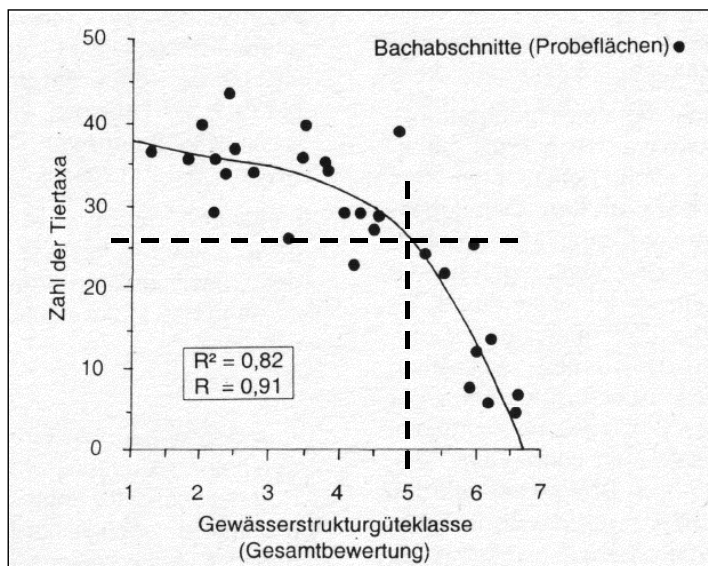


Abbildung 7-3: Korrelation der Taxazahl des Makrozoobenthos mit der Gewässerstrukturgüte (verändert nach Haybach 1995; aus: Hillenbrand & Liebert 2001)

Etwas abweichend stellt sich dieses Bild für die Fischfauna dar. Die Gesamtartenzahl liegt bei Gewässerstrukturgüteklasse 1 bei etwa 12 Arten, bei Gewässerstrukturgüteklasse 5 noch bei etwa 10 Arten bei (vgl. Abbildung 7-4).

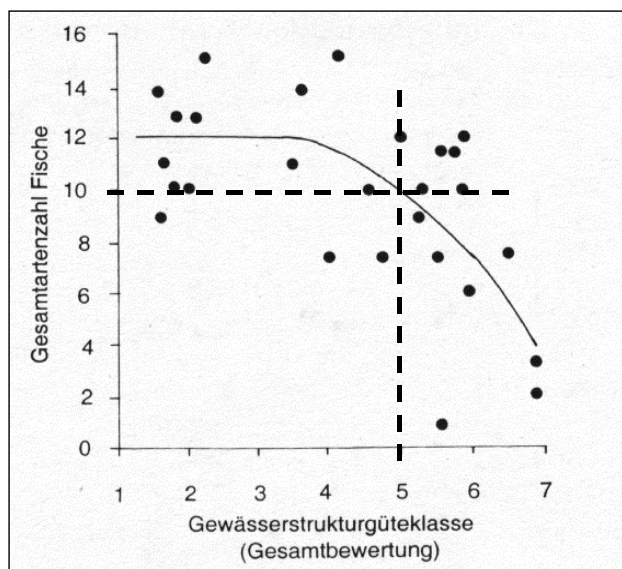


Abbildung 7-4: Korrelation von Artenzahl und Gewässerstrukturgüte (nach Schwevers & Adam 1997; aus: Hillenbrand & Liebert 2001)

Somit ist eine Abweichung um ca. 17% festzustellen, die sich unterhalb der genannten Signifikanzgrenze von 20% befindet. Eine biozönotisch feststellbare Grenze ist hier also erst ab Strukturgüteklasse 6 zu ziehen.

!! Die Auswertungen zeigen sowohl für das Makrozoobenthos als auch für die Fischfauna, dass mit der Gewässerstrukturgüteklasse 5 eine Art „Grenzbereich“ erreicht wird, oberhalb dessen die Vielfalt an Arten und Individuen abnimmt. Aus diesem Grund wird empfohlen, für die Risikoanalyse die Klassen 6 und 7 (bezogen auf die Gesamtbewertung oder relevante Hauptparameter³) als deutliche Grenze für das Erreichen des „guten Zustands“ anzusehen.

7.1.4 Aggregation von Gewässerbelastungen auf die Betrachtungseinheit

Bei der Bestandsaufnahme der Gewässer im Rahmen der Umsetzung der EG-WRRL wurde häufig die so genannte „30/70-Prozent-Regel“ angewendet (vgl. Kapitel 3.4), welche besagt, dass ein Gewässer oder Wasserkörper als „unsicher“ hinsichtlich des Erreichens eines „guten ökologischen Zustands“ einzustufen ist, sobald mehr als 30% der Gewässerstrecke mit Strukturgüteklasse 6 und 7 bewertet wurden, bei mehr als 70 % beeinträchtigter Gewässerstrecke wird eine Zielerreichung als „unwahrscheinlich“ erachtet.

Innerhalb dieser Arbeit wurde an den drei untersuchten Fallbeispielen die Bewertung des biologischen Zustands dem Anteil der morphologisch „sehr stark“ oder „vollständig

³ Diese Ergebnisse können ohne weitere Auswertungen nicht auf die Einzelparameter der Gewässerstrukturgütekartierung übertragen werden. Hauptparameter beinhalten häufig wertvolle morphologische Strukturen („Wertstrukturen“), die durch die gleichgewichtete Berücksichtigung der „Schadstrukturen“ in der

beeinträchtigt“ Gewässerstrecke (Bewertung mit Index 6 und 7) gegenübergestellt. Die Auswertung der Fallbeispiele Lahn und Main zeigte, dass auch in Gewässerabschnitten, die überwiegend „sehr stark“ oder „vollständig morphologisch beeinträchtigt“ sind, noch ein nach damaligen Bewertungsmaßstäben „guter“ oder zumindest „mäßiger ökologischer Zustand“ vorgefunden werden kann. Ein Wasserkörper der Lahn weist einen „guten Zustand“ (hinsichtlich Fischfauna und Makrozoobenthos) auf, obwohl er auf mehr als 60% Streckenanteil mit den Strukturklassen 6 und 7 bewertet wurde. Im Bereich von mehr als 70% mit Index 6 und 7 wurde nur noch ein „mäßiger Zustand“ erreicht.

Im Einzugsgebiet des Mittelrheins wurde ein „guter biologischer Zustand“ ebenfalls noch bei mehr als 50% Streckenanteil mit Strukturgüteklasse 6 und 7 ermittelt, der Median liegt jedoch sowohl für das Makrozoobenthos als auch die Fischfauna im Bereich von etwa 30% beeinträchtigter Gewässerstrecke. Zu berücksichtigen ist dabei, dass die Gewässer im Einzugsgebiet Mittelrhein maximal auf einem Streckenanteil von etwa 50% „sehr stark“ oder „vollständig morphologisch beeinträchtigt“ sind. Die deutlichsten Korrelationen mit dem Anteil der beeinträchtigten Gewässerstrecke wurden im Einzugsgebiet Mittelrhein für das Makrozoobenthos festgestellt ($r = 0,459$, $n = 27$, $p < 0,01$, Spearman-Rang-Korrelation), an der Lahn und dem Main für die Fischfauna ($r = 0,756$, $n = 8$, $p < 0,05$, Spearman-Rang-Korrelation). Das Vorhandensein weiterer Gewässerbelastungen konnte bei diesen Analysen jedoch nicht ausgegrenzt werden.

Die Bewertung einer Betrachtungseinheit anhand der aggregierten Ergebnisse wird zusätzlich dadurch erschwert, dass die einzelnen biologischen Qualitätskomponenten Fischfauna oder Makrozoobenthos sich beispielsweise hinsichtlich ihres Migrationsverhaltens unterscheiden, unterschiedliche Ansprüche an ihren Lebensraum stellen und daher nicht gleich auf die verschiedenen Belastungen bzw. Einflüsse reagieren. So haben beispielsweise Fische einen wesentlich größeren Aktionsradius als das Makrozoobenthos, weshalb sich lokale Belastungen in unterschiedlichem Maße auswirken. Die Ergebnisaggregation auf eine Betrachtungseinheit sollte zudem unter Berücksichtigung der Gesamtsituation stattfinden. So wurde z.B. im Pilotprojekt „Bewirtschaftungsplan Mittelrhein“ festgestellt, dass sich an kleineren Mittelgebirgsbächen ein naturnahes Einzugsgebiet oberhalb einer strukturell geschädigten Probestelle in einem Bereich von 3,6 Kilometern positiv auf das Makrozoobenthos auswirken kann (RP Gießen 2002). Unklar blieb dabei jedoch, wie groß der spezifische Wirkungsbereich struktureller Degradationen ist, der mit Hilfe des Makrozoobenthos noch sicher indiziert werden kann. Grundsätzlich spielt sicherlich auch die Verteilung der morphologisch beeinträchtigten Abschnitte innerhalb des Wasserkörpers eine wesentliche Rolle. So sind die negativen Auswirkungen auf die Gewässerbiozönose vermutlich geringer, wenn ein Wasserkörper an verschiedenen Stellen zu je 10 oder 15% der Strecke eine schlechte Gewässerstruktur aufweist, als bei einer morphologischen Degradation eines zusammenhängenden, längeren Abschnittes. Somit sollte auch bei der Maßnahmenplanung das Ziel angestrebt werden, immer wieder Abschnitte mit einer naturnäheren Ausprägung zu schaffen.

!! Ergebnis der vorliegenden Auswertungen ist, dass bei einer Erhöhung des Anteils der morphologisch beeinträchtigten Gewässerstrecke an einem Wasserkörper überwiegend ein

Bewertung verloren gehen. Einzelparameter hingegen sind „Wert-“ oder „Schadstrukturen“, demzufolge sind diese eher strenger zu bewerten.

schlechterer Zustand der Gewässerbiozönose (Indikatoren Makrozoobenthos und Fischfauna) festgestellt wurde. Der Median des „guten biologischen Zustands“ befindet sich in den ausgewerteten Fallbeispielen bei maximal etwa 30 % Streckenanteil mit signifikanter morphologischer Beeinträchtigung. Bei diesem Wert wird in der vorliegenden Arbeit somit eine Grenze (bei entsprechenden stofflichen Verhältnissen) für ein wahrscheinliches Auffinden einer intakten Gewässerbiozönose gezogen. Des Weiteren wird bei einem Anteil von 50 bis 60% morphologischer Beeinträchtigung eine deutliche Verschlechterung des biologischen Zustands festgestellt, auch wenn bei mehr als 60% Beeinträchtigung vereinzelt noch ein „guter biologischer Zustand“ erreicht wurde. Folglich wird dieser Wert als obere Grenze für die morphologische Degradation eines Wasserkörpers festgelegt. Der Bereich von 30 bis 60% bildet somit einen Korridor, innerhalb dessen das Vorhandensein weiterer Gewässerbelastungen abzu prüfen (vgl. Kapitel 7.1.5) oder durch ein operatives Monitoring zu belegen ist, ob der „gute Zustand“ noch erreicht wird.

7.1.5 Integrierte Vorgehensweise bei der gewässermorphologischen Zustandsanalyse

Um eine möglichst belastbare Beurteilung von Gewässerbelastungen durchzuführen, ist es grundsätzlich ratsam, alle vorhandenen Daten und Informationen über das Gewässersystem mit einzubeziehen. In der Regel kommen Einzelbelastungen eher selten vor, und stoffliche Belastungen aus der Landwirtschaft oder Siedlungen treten häufig zusammen mit einer Verschlechterung der Gewässerstruktur auf. Die Korrelationsanalysen zwischen den biologischen Indikatoren Makrozoobenthos sowie Fischfauna und der Gewässerstrukturgüte haben gezeigt, dass eine Verschlechterung des biologischen Zustands mit der Verschlechterung der Gewässerstruktur tendenziell zu erkennen ist. Insgesamt sind die einzelnen Korrelationen jedoch recht schwach und nur zum Teil signifikant. Bei Vorhandensein mehrerer signifikanter Gewässerbelastungen ist die Wahrscheinlichkeit größer, dass der biologische Zustand nicht den Anforderungen eines „guten Zustands“ nach EG-WRRL entspricht. Häufig ist die Gewässerbiozönose im Falle von Mehrfachbelastungen nicht einfach einer höheren Anzahl von Belastungen ausgesetzt, sondern eine Belastung kann unter Umständen zu einer Verstärkung der Auswirkung einer anderen Belastung führen (kumulative Wirkung).

Im Rahmen des Pilotprojektes Mittelrhein wurden Beprobungen, die zu den biologischen Qualitätskomponenten Makrozoobenthos und Fischfauna an insgesamt 39 Gewässern/Gewässerabschnitten im Einzugsgebiet des Mittelrheins durchgeführt wurden, unterschiedlichen Belastungen gegenübergestellt. In der vorliegenden Untersuchung wurde eine Rangkorrelation sowohl zwischen der biologischen Einstufung an den Probestellen und der morphologischen Beeinträchtigung der jeweiligen Gewässer/-abschnitte als auch einer kombinierten Betrachtung der Belastungen (morphologisch, organisch, diffuse Einträge) durchgeführt. Das Ergebnis war eine deutlich stärkere Korrelation der „Belastungskombination“ mit dem biologischen Zustand ($r = 0,718$, $n = 39$, $p < 0,01$) als bei einer reinen Betrachtung der morphologischen Belastungen ($r = 0,406$, $n = 39$, $p < 0,05$).

Neben den stofflichen Belastungen, die eine Auswirkung auf die Gewässerbiozönose ausüben, ist das Abflussgeschehen eines Gewässers ein wichtiger Einflussfaktor. Die dauerhafte Besiedlung eines Fließgewässers setzt voraus, dass die Organismen in der Lage sind, der ständig wirkenden, gerichteten Strömung, aber auch erhöhten Abflüssen und somit höheren

Fließgeschwindigkeiten, die z.B. durch Hochwässer, aber auch durch Einleitungen aus der Misch- und Regenwasserkanalisation entstehen, standzuhalten. So wird z.B. im BWK-Merkblatt zur „Ableitung von immissionsorientierten Anforderungen an Misch- und Niederschlagswassereinleitungen“ (BWK 2001) eine ökologisch verträgliche hydraulische Belastung abgeleitet, die sich u.a. an Abflüssen orientiert, die durch erhöhten hydraulischen Stress die gewässertypspezifische Lebensgemeinschaft dauerhaft schädigen (Katastrophendrift). Insbesondere in kleineren Fließgewässern können stoßartige Einleitungen aus der Siedlungsentwässerung neben der Beeinträchtigung der Gewässerstruktur eine Verarmung der Gewässerbiozönose verursachen. Daneben profitieren Organismen auch von der Strömung. Höhere Fließgeschwindigkeiten und damit dünnere Grenzschichten führen zu einer besseren Versorgung mit Nährstoffen oder Sauerstoff bzw. zu einer besseren „Entsorgung“ der Stoffwechselprodukte (Uhlmann, Horn 2001), also zu einer höheren Selbstreinigung des Gewässers. Insbesondere in größeren Fließgewässern besteht jedoch häufig Rückstau über längere Strecken mit infolgedessen herabgesetzter Fließgeschwindigkeit, verursacht durch Querbauwerke (durchschnittliche Querbauwerksdichte in Deutschland: ein Bauwerk > 0,3 m Fallhöhe je zwei km Fließstrecke; BMU 2006A). Solcherart beeinträchtigte Abschnitte können einen stärkeren, degradierenden Einfluss auf die Gewässerbiozönose haben als die morphologischen Parameter (vgl. auch Kapitel 6.1.5 und Kapitel 7.2). Die Bevorzugung einer bestimmten Strömung wird genutzt, um Aussagen über die Bindung unterschiedlicher Arten an verschiedene Gewässerregionen in einem Flusssystem treffen zu können. So ist beispielsweise das Vorkommen von stagnophilen Arten in staugeregelten Abschnitten häufiger als das rheophiler Arten, da sich durch die Staustufen oft längere, nicht frei fließende Rückstaubereiche bilden. Im Sommer können solche Rückstaubereiche als Seen mit Neigung zur Eutrophierung (vgl. Kapitel 7.2.1) betrachtet werden. Die auftretende Algenblüte kann hohe pH-Werte, einen labilen Sauerstoffhaushalt und eine radikale Veränderung der benthischen Lebensgemeinschaft (Wechsel von einer vielseitigen benthischen Gemeinschaft mit Weidegängern, Sammlern, Räubern und Zerkleinerern zu einer reduzierten Gemeinschaft von detritivoren und passiv filtrierenden Organismen) zur Folge haben (vgl. auch Kapitel 7.1.5). An den Fallbeispielen Lahn und Main wurde deutlich, dass neben z.B. den Laichtypen, die eine Aussage über die Gewässermorphologie zulassen, insbesondere das Verhältnis der rheophilen zu den stagnophilen Arten, das Verhältnis der aktiven zu den passiven Filtrierern sowie das Fehlen von Langdistanzwanderfischen zu einer mäßigen oder schlechten Einstufung der Wasserkörper führen, was sich in erster Linie auf das Vorhandensein von Querbauwerken und somit eine Beeinträchtigung der Strömungsverhältnisse sowie eine Unterbrechung der Längsdurchgängigkeit zurückführen lässt. Somit kann die Kenntnis über den Zustand der biologischen Parameter (neben ihrer Relevanz für die Zustandsbewertung) zielführend in die Risikoanalyse eingebracht werden.

Dennoch sollte nicht alleiniges Augenmerk auf die Biozönose gelegt werden, da das Ergebnis stark von der Untersuchungsmethodik und den Bewertungsverfahren abhängt. So ist es insbesondere in großen Fließgewässern schwer zu bewerkstelligen, bei der Untersuchung alle Habitate repräsentativ abzudecken bzw. sicherzustellen, dass alle relevanten Taxa erfasst wurden.

Die bereits mehrfach angesprochene Unterbrechung der Längsdurchgängigkeit ist in den in der vorliegenden Arbeit betrachteten Untersuchungsgebieten ein wesentlicher Grund für ein mögliches Verfehlen der Umweltziele. In der EG-WRRL wird die Durchgängigkeit von Flüssen explizit gleichrangig zur Gewässermorphologie angesprochen. Für das Erreichen des „guten Zustands“ dürfen nur „geringfügige anthropogene Störungen“ vorhanden sein. Ist die Gewässerdurchgängigkeit für die Fischfauna⁴ verhindert, ist dies nicht als eine „geringfügige Störung“ zu betrachten. Eine Bewertung der Durchgängigkeit ist jedoch nicht pauschal möglich, da zum Einen die unterschiedlichen Ansprüche der verschiedenen Fischarten zu berücksichtigen sind, darüber hinaus die Frage des Vernetzungsgrades. Stand der Diskussion des nationalen Bewertungsverfahrens für die Fischfauna („Fischbasiertes Bewertungsverfahren für Fließgewässer“; Fischerei-forschungsstelle Baden-Württemberg 2005) ist, dass nicht jedes Gewässer bis in den Oberlauf hinein für alle Fischarten erreichbar sein muss; unter Umständen befinden sich im Einzugsgebiet jedoch wertvolle Laichhabitate, die nicht durch Querbauwerke von den Unterläufen abgetrennt werden dürfen. Insofern ist die Beurteilung, ob ein Gewässer durchgängig ist und zu welchem Grad es durchgängig sein muss, auch hinsichtlich der Vernetzung mit anderen, morphologisch wertvollen Gewässern/-abschnitten, keine einfache „ja/nein“-Entscheidung und nicht alleine auf einen Wasserkörper zu beziehen. Derzeit wird in Hessen ein Pilotprojekt zur Beurteilung der linearen Gewässerdurchgängigkeit durchgeführt, welches sich ausführlich mit dieser Thematik beschäftigt (<http://interweb1.hmulv.hessen.de/umwelt/wasser/wrrl/umsetzung/ppfuldadiemel/>). Daher wird im Rahmen dieser Arbeit lediglich vorgeschlagen, das Vorhandensein von Querbauwerken zu erfassen, ohne jedoch eine Bewertung in Hinsicht auf die Zielerreichung vorzunehmen.

Die Beurteilung, ob eine stoffliche Belastung oder eine Veränderung der Abflussverhältnisse signifikant ist, kann z.B. anhand der Kriterien der LAWA (Kriterienpapier LAWA 2003B; Chemische Güteklassifikation, LAWA 1998), des BWK-Merkblattes M3 (BWK 2001) oder anderer vorhandener Bewertungssysteme / Richtlinien / Leitfäden (Europäische Kommission 2003A; Europäische Kommission 2003B; HLUG 2003; UBA 2004B) durchgeführt werden.

Rückstau z.B. kann über die Länge der rückgestauten Strecke oder über die vorhandene Fließgeschwindigkeit (jeweils bei Niedrigwasserabfluss) beurteilt werden. So wird z.B. in der „Toolbox“ des HMWB-Leitfadens (Europäische Kommission 2003B) als Grenzwert für die Beeinträchtigung der Abflussdynamik ein rückgestauter Anteil an der Gewässerstrecke von > 40% als signifikante Belastung angesehen. In Untersuchungen zu staugeregelten Flüssen in Deutschland in (Jungwirth, Moog, Schmutz 2006) wird als Voraussetzung für eine Zuordnung in eine gute ökologische Zustandsklasse gesehen, dass zumindest in 70% der Fließstrecke die hydraulische Charakteristik sowie Art und Zusammensetzung von Bettsedimenten den natürlich Bedingungen entsprechen sollen. Für die Beurteilung des Parameters Phosphor sollte, wenn möglich, bereits ein den Ansprüchen des Gewässers bzw. Gewässerabschnitts angepasster Wert angesetzt werden (vgl. Kapitel 7.2.1).

⁴ Für das Makrozoobenthos kann eine verhinderte Gewässerdurchgängigkeit ebenfalls eine signifikante Belastung darstellen; deren Bewertung jedoch eine sehr komplexe und bisher nicht ausreichend untersuchte Aufgabe darstellt. Aus diesem Grund wird hier nicht weiter auf diesen Sachverhalt eingegangen.

!! Die Zusammenhänge zwischen der Morphologie und dem biologischen Zustand (ausgedrückt durch die Indikatoren Fischfauna und Makrozoobenthos) der in dieser Arbeit betrachteten Beispielgewässer spiegeln sich in den Korrelationsanalysen zwar wider, jedoch sind die Korrelationen insgesamt eher gering. Alleine auf Kenntnissen der Gewässerstrukturgüte basierend sollte daher keine positive Einstufung des Gewässerzustandes vorgenommen werden. Ein Rückschluss auf notwendige morphologische Verbesserungsmaßnahmen hingegen kann durchaus alleine anhand der Gewässerstrukturgüte begründet werden. Insgesamt wird eine Bewertung der Gewässer am zielführendsten durchgeführt, wenn sie auf einer begründeten Kombination aller verfügbaren Informationen beruht. Daher wird im Verfahrensvorschlag empfohlen, weitere signifikante Belastungen am/im Gewässer (hydromorphologische Belastungen) und aus dem Gewässerumfeld (stoffliche Belastungen) in die Analyse zu integrieren. In dem Vorschlag wird vorgesehen, das Vorhandensein stofflicher Belastungen sowie weiterer Belastungen direkt am Gewässer, wie z.B. eine signifikante Beeinträchtigung der Abflussbedingungen, zu überprüfen, wenn sich aus der Strukturgütekartierung keine morphologische Beeinträchtigung ergibt, ehe beurteilt wird, ob ein operatives Monitoring oder lediglich eine Überblicksüberwachung stattfinden soll.

7.2 Entwicklung eines Verfahrensvorschlags zur Beurteilung des trophischen Gewässerzustands mit Anwendung an einem Fallbeispiel

Analog zu Kapitel 7.1 wird hier ein Verfahrensvorschlag für die Beurteilung des trophischen Gewässerzustands vorgestellt (vgl. Abbildung 7-5) und im Folgenden diskutiert.

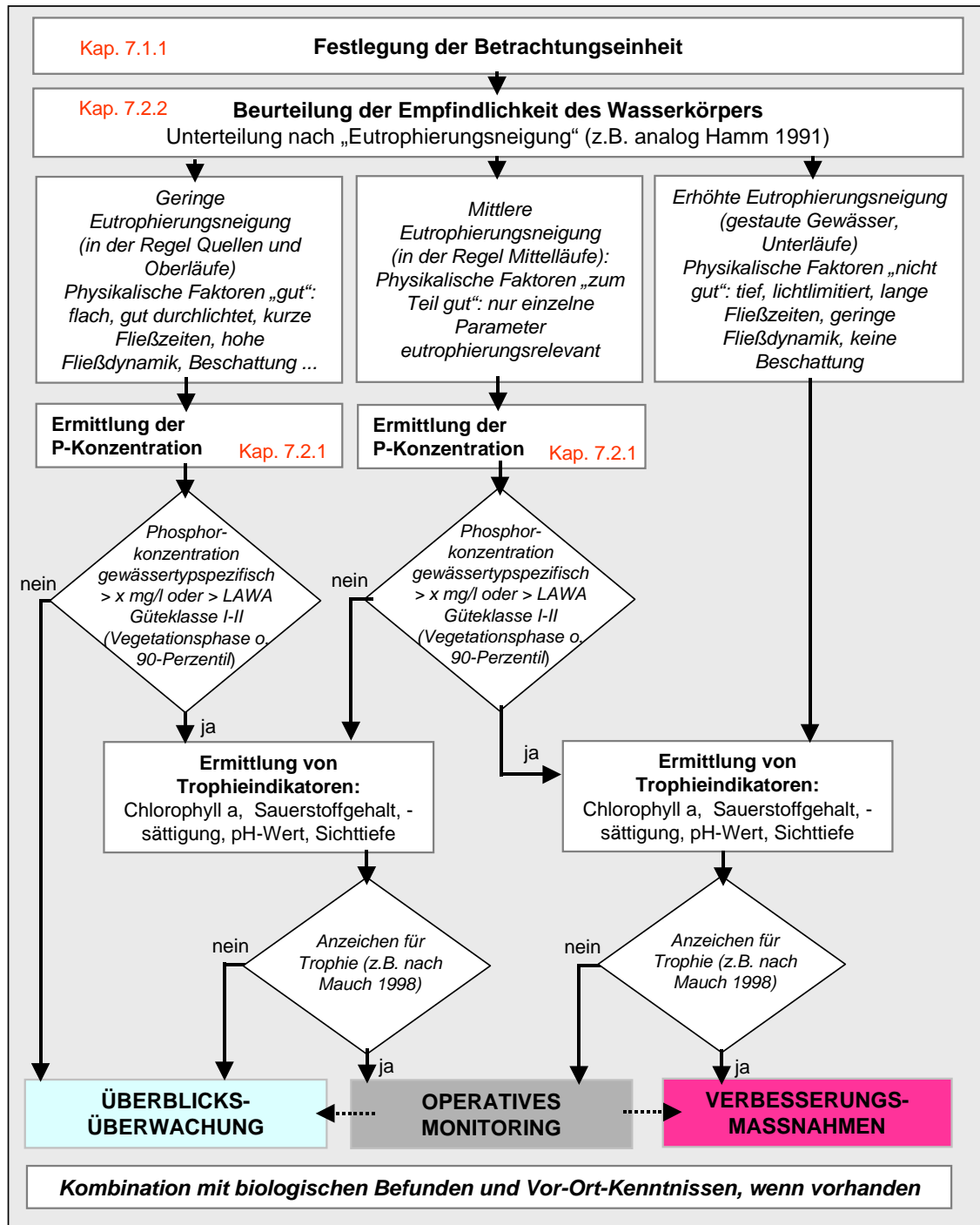


Abbildung 7-5: Verfahrensvorschlag zur Beurteilung der trophischen Situation eines Gewässers

Anwendung des Verfahrensvorschlags zur Beurteilung des trophischen Gewässerzustands an der Lahn

Die Ergebnisse für die Anwendung des Verfahrensvorschlags zur Beurteilung des trophischen Gewässerzustands auf alle vier Lahnwasserkörper sind in Tabelle 7-3 dargestellt.

Tabelle 7-3: Anwendung des Verfahrensvorschlags zur Beurteilung der trophischen Gewässersituation an der Lahn

Festlegung der Bearbeitungsgebiete (s. Kap. 7.1.1)	Lahn WK 1 (45 km)	Lahn WK 2 (42 km)	Lahn WK 3 (81 km)	Lahn WK 4 (67 km)
Gewässertyp, Längszonierung	Typ 9, Metarhithral	Typ 9.2, Epipotamal	Typ 9.2, Epipotamal	Typ 9.2, Epi-, <u>Meta-</u> , <u>Hypopotamal</u>
Physikalische Faktoren (s. Kap. 7.2.2)				
Einzelparameter „Uferstruktur“ (Anteil mit Index 6 und 7)	14 %	18 %	13 %	85 %
Gewässerbettdynamik (Anteil mit Index 6 und 7)	18 %	5 %	35 %	75 %
Laufentwicklung (Anteil mit Index 6 und 7)	33 %	65 %	80 %	85 %
Anteil Rückstau bei MNQ	< 10 %	< 10 %	50 %	85 %
Fließgeschwindigkeit bei MNQ (m/s)	0,2	0,25	0,25	0,15
Beurteilung der Eutrophierungsneigung	mittel	mittel	erhöht	erhöht
Phosphorkonzentration > Grenzwert (s. Kap. 7.2.1)	ja	?*	-	-
Trophieanzeiger vorhanden (s. Kap. 7.2.1)	ja	?*	ja	ja
Folgerung	Maßnahmen notwendig	Operatives Monitoring	Maßnahmen notwendig	Maßnahmen notwendig

* keine Messstelle in diesem Wasserkörper

Aufgrund der Längszonierung des betrachteten Lahnabschnittes ergibt sich für die oberen drei Wasserkörper eine mittlere, für den untersten Wasserkörper eine erhöhte Eutrophierungsneigung. Um eine unterstützende Beurteilung durch die hydromorphologischen Bedingungen zu erhalten, wurden die folgenden Parameter aus der Gewässerstrukturgütekartierung herangezogen:

- Uferstruktur → Aussage über Licht, Beschattung (an Gewässern von der Größe der Lahn von untergeordneter Bedeutung, da eine vollständige Beschattung bereits natürlicherweise nicht mehr möglich ist)
- Gewässerbettdynamik → Aussage über Geschiebedynamik, Sedimentumlagerung
- Laufentwicklung/Strukturbildungsvermögen → Aussage über Abflussbedingungen, Sedimentumlagerung
- Anteil Rückstau bei MNQ
- Fließgeschwindigkeit bei MNQ

Die Bewertung der hydromorphologischen Strukturen erfolgte im Wesentlichen anhand der in Kapitel 7.1.3 und 7.1.4 abgeleiteten Regeln. Der Rückstau in Wasserkörper 3 und 4 auf > 50% der Gewässerstrecke ist begründet als eine signifikante Beeinträchtigung anzusehen (vgl. Kapitel 7.1.5). Neben dem rückgestauten Anteil am Wasserkörper wurde die Fließgeschwindigkeit betrachtet. Nach Tabelle 7-10 weisen nicht rückgestaute Fließgewässer Fließgeschwindigkeiten > 0,2 m/s auf. Nach Nixdorf (2002) wirken sich Fließgeschwindigkeiten > 1 m/s hemmend auf das Algenwachstum aus. In den Wasserkörpern der Lahn betragen die Fließgeschwindigkeiten jeweils Werte in der Größenordnung von ca. 0,2 m/s und werden somit als kritisch hinsichtlich einer Gewässereutrophierung beurteilt. Grundsätzlich wird es als zielführend bei der Beurteilung insbesondere rückstaubeeinträchtigter Fließgewässer angesehen, wenn der Mittelwert der Fließgeschwindigkeit bei MNQ jeweils im Rückstaubereich betrachtet wird, anstelle den Mittelwert der Fließgeschwindigkeit über den gesamten Wasserkörper zu ermitteln und somit die kritischen Rückstaubereiche sozusagen aufzuwerten. Häufig ist dies jedoch nicht möglich, sondern es muss auf Werte zurückgegriffen werden, die am Pegel gemessen wurden und somit eher eine gröbere Aussage darüber zulassen, ob es sich eher um langsam oder schnell fließende Gewässer handelt. Die Beurteilung der betrachteten Parameter bestätigt für Wasserkörper 1 und 2 eine mittlere und für Wasserkörper 4 eine erhöhte Eutrophierungsneigung. In Wasserkörper 3 wird aufgrund des hohen Rückstauanteils und der morphologischen Beeinträchtigungen die Eutrophierungsneigung von der Einstufung „mittel“ zu „erhöht“ geändert.

Für Wasserkörper 1 und 2 ist aufgrund der mittleren Eutrophierungsneigung zu überprüfen, ob die vorhandenen Phosphorkonzentrationen den Grenzwert einhalten und ob weitere Trophieindikatoren eine Eutrophierung anzeigen. Für Wasserkörper 2 der Lahn lagen keine Messwerte zur Auswertung vor, aus diesem Grund wird für diesen Wasserkörper zunächst ein operatives Monitoring zur Verifizierung des Ist-Zustands vorgeschlagen. Dies sollte grundsätzlich, wenn keine ausreichenden Datengrundlagen zur Auswertung vorliegen, vorgesehen werden, um eine belastbarere Aussage über den Gewässerzustand treffen zu können, ehe mögliche Verbesserungsmaßnahmen erarbeitet werden.

Da derzeit die Diskussion um die gewässertypspezifischen Grenzwerte noch nicht abgeschlossen ist, wird für die Beurteilung der Phosphorkonzentrationen in Lahnwasserkörper 1 einerseits der Wert für das Erreichen der Güteklasse I-II nach LAWA (1998) ($\text{Ges.-P} \leq 0,08 \text{ mg/l}$ bzw. Orthophosphat-P $\leq 0,04 \text{ mg/l}$; jeweils 90-Perzentil) als auch der Vorschlag einer gewässertypspezifischen Bewertung nach Borchardt, Ibisch & Richter (2004) (Mittellauf

karbonatisch-dolomitische/silikatische Typen; Ges.-P = 0,05 – 0,1 mg/l; 90-Perzentil) als Zielvorgabe angesetzt. Daneben wurde der Mittelwert der Vegetationsphase mit dem gewässertypspezifischen Grenzwert abgeglichen. In dem Wasserkörper übersteigt die gemessene Phosphorkonzentration die jeweiligen Zielwerte. Folglich werden weitere Trophieindikatoren, z.B. nach Mauch (1998), überprüft. In Wasserkörper 1 wurden erhöhte pH-Werte, große Sauerstoff-Tag-Nacht-Schwankungen sowie erhöhte Sauerstoffsättigungskonzentrationen gemessen (vgl. Kapitel 6.2.2). Chlorophyllkonzentrationen lagen für die Auswertung nicht vor und werden somit hier nicht berücksichtigt. Die vorliegenden Ergebnisse führen dazu, dass auch für diesen Wasserkörper Verbesserungsmaßnahmen als notwendig angesehen werden. Aufgrund der erhöhten Eutrophierungsneigung wird für Wasserkörper 3 und 4 eine Überprüfung als notwendig angesehen, ob Trophieanzeiger wie erhöhte Chlorophyll a-Konzentrationen oder Tag-Nacht-Schwankungen des Sauerstoffhaushaltes eine Eutrophierung anzeigen. In Wasserkörper 3 wurden, wie in Kapitel 6 dargestellt, deutliche Tag-Nacht-Schwankungen des Sauerstoffgehaltes sowie hohe Sauerstoffsättigungen und pH-Werte gemessen (vgl. Abbildung 6-10). Auch in Wasserkörper 4 wurden in den letzten Jahren mehrfach maximale Konzentrationen von 200 bis 250 µg/l Chlorophyll a gemessen, dazu hohe pH-Werte (LfW 2000). In beiden Wasserkörpern liegen somit Anzeichen für eine Gewässereutrophierung vor, folglich sind geeignete Verbesserungsmaßnahmen zu ergreifen.

7.2.1 Diskussion der betrachteten Parameter und der Zielvorgaben

Der biologische Zustand nach Wasserrahmenrichtlinie umfasst als Kernvariablen die Artenzusammensetzung und Abundanz der Gewässerflora und -fauna (Anhang V EG-WRRL). Aus den Qualitätskomponenten Makrophyten, Phytobenthos und Phytoplankton kann unter anderem als Bewertungskriterium der trophische Status eines Gewässers abgeleitet werden, da sich die Komponenten als explizite Indikatoren erwiesen haben. Insbesondere das Phytoplankton ist als Belastungsanzeiger für eine Eutrophierung, die durch ein übermäßiges Nährstoffangebot gekennzeichnet ist, geeignet, da Belastungen durch strukturelle Verbauung von den biologischen Kenngrößen des Phytoplanktons nur indirekt und nicht graduell abgebildet werden (Mischke et al. 2005). Die Nährstoffkonzentrationen dürfen nach EG-WRRL für das Erreichen eines guten Zustands nicht über die Werte hinausgehen, bei denen die Funktionsfähigkeit für die oben genannten biologischen Qualitätskomponenten gewährleistet ist. Die Charakterisierung des Trophiezustandes von Fließgewässern ist grundsätzlich anhand folgender Methoden möglich (Hamm 1991) (Borchardt, Ibsch, Richter 2004):

- a) Bestimmung von Nährstoffkonzentrationen
- b) Erfassung der Biomasse (u.a. Chlorophyll a)
- c) Bestimmung der Bioaktivität über Hilfskriterien
- d) Bioindikation (Artenzusammensetzung und Abundanzen)

zu a): Als wichtigster Parameter zur Charakterisierung der Trophielage eines Gewässers wird in der Regel die Konzentration der Hauptnährstoffe herangezogen (Phosphor, Stickstoff, Silizium). Obwohl der Stickstoffbedarf von Algen und Makrophyten mindestens zehnmal so hoch wie der Phosphorbedarf ist, stellt ersterer aufgrund der gewöhnlich viel größeren Vorräte im Gewässer

zumeist nicht den die Primärproduktion begrenzenden Faktor dar (Hamm 1991, Schwörbel 1999). Es ist unzweifelhaft, dass unter den Nährstoffen der Phosphor eine Schlüsselstellung einnimmt (Vollenweider 1976). Um die Eutrophierung der Fließgewässer zu vermindern, mit dem Ziel eines ausgeglichenen Sauerstoffhaushaltes, wurden von Hamm (1991) Qualitätsziele für Phosphor formuliert: 160 – 200 µg/l Ges.-P als gerade noch tolerabel und 50 – 150 µg/l Ges.-P als weiterreichende Zielvorgabe. Die Festlegung dieser Qualitätsziele erfolgte primär für staugeregelte, planktondominierte Fließgewässer vom Typ Ruhr oder Main. Dabei sollte nur soviel Ges.-P im Fließgewässer toleriert werden, dass damit eine Chlorophyll a – Konzentration von 100 – 150 µg/l nicht oder nur selten überschritten würde. Später wurden die genannten Vorgaben von anderen Institutionen als generelles Ziel übernommen (Internationale Kommission zum Schutz des Rheins IKSR; Chemische Gewässergüteklassifikation der LAWA, 1998). Ein nach der Vielfalt der Gewässertypen differenziertes Gesamtsystem von Qualitätszielen fehlt gegenwärtig. Die Trophieeinstufung nur anhand der Nährstoffparameter kann jedoch zu Fehleinschätzungen des trophischen Zustandes führen. Die Festlegung der Qualitätsziele nach Hamm (1991) erscheint aus dem gegenwärtigen Kenntnisstand als diskussionswürdig (Borchardt, Ibsch, Richter 2004). In den letzten Jahren wurden verschiedene Qualitätsziele für Phosphor vorgeschlagen:

- Hamm (1991): 160 – 200 µg/l Ges.-P gelten als gerade noch tolerabel und **50 – 150 µg/l Ges.-P** können als weiterreichende Zielvorgabe angesehen werden, um die Eutrophierung von Fließgewässern einzugrenzen (s.o.)
- Hamm (1998): Der Konzentrationsbereich, bei dem ausgeprägte Phosphatlimitierungen wahrscheinlich werden, liegt bei **< 20 µg/l Ges.-P**
- Nusch (1999): Eine Wachstumslimitierung des Phytoplanktons ist erst ab Konzentrationen von **< 100 µg/l o-PO₄-P** anzunehmen
- Bothwell (1988): Die Sättigungskonzentration für das Wachstum benthischer Diatomeen liegt bei **0,3 – 0,6 µg/l PO₄-P**.
- Horner et al. 1983, Bothwell 1989: Die Sättigungskonzentration filamentöser Grünalgen beträgt etwa **25 – 50 µg/l PO₄-P**.

Die aufgeführten Qualitätsziele beziehen sich primär auf planktondominierte Fließgewässer. Es ist also eine Entwicklung von Qualitätszielen auch für nicht planktondominierte Gewässer notwendig⁵.

⁵ „Die typspezifischen physikalisch-chemischen Bedingungen lassen nicht in allen Fließgewässertypen Deutschlands eine für die Bewertung des ökologischen Zustands relevante Biomassenbildung des Phytoplanktons zu. Deshalb wird es aus logistischer und finanzieller Sicht als sinnvoll angesehen, anhand von vorliegenden Kenntnissen aus Überwachungsdaten vorab diejenigen Typen zu ermitteln, in denen eine ökologische Bewertung mittels Phytoplankton vorrangig notwendig ist. In den anderen Gewässertypen sollte die Bewertung vorrangig mittels der Florenelemente Phytobenthos und Makrophyten erfolgen. Um solche Gewässertypen zu ermitteln, kann zunächst die Sichttiefe zur Klassifizierung herangezogen werden“ (vgl. Mischke et al. 2006).

Aus den dargestellten Ergebnissen geht hervor, dass mit Einhaltung der Güteklasse II nach LAWA (Chemische Güteklassifikation, 1998) keine limitierenden Konzentrationen für das Algenwachstum erreicht werden.

In dem Thesenpapier zur „Bewertung der Trophie in Fließgewässern“ (Borchardt, Ibisch, Richter 2004) wurde ein Konzept zur Ableitung typspezifischer Qualitätsziele für Nährstoffe in Fließgewässern entwickelt und am Beispiel des Parameters Ges.-P erläutert. Wie bereits dargestellt wird das Eutrophierungsgeschehen durch verschiedene Einflussfaktoren bestimmt. Innerhalb des Thesenpapiers wurde zunächst eine längszonale Differenzierung von Qualitätszielen entlang der ökologischen Fließgewässerregionen Oberlauf, Mittellauf und Unterlauf vorgeschlagen. Grundsätzlich ist die Eutrophierung eines Gewässers im Längsverlauf ein natürlicher Vorgang, der keine negativen Folgen auf die Gewässerqualität hat. Das Eutrophierungspotenzial ergibt sich aus der abiotischen und biozönotischen Vertikalgliederung der Fließgewässer (vgl. River-Continuum-Concept, Vannote et al. 1980; vgl. auch Abbildung 7-6). Der Grundgedanke des River-Continuum-Konzeptes ist, dass die physikalischen Faktoren, wie Fließgeschwindigkeit, Turbulenz, Abfluss, Tiefe, Breite, Temperatur, und die chemischen Faktoren, wie Nährstoffe oder Detritus, in einem Fließgewässer von der Quelle bis zur Mündung Gradienten ausbilden. Die sich verändernden physikalischen und chemischen Faktoren prägen maßgeblich Strukturen und Funktionen der verschiedenen Biozöosen. Betrachtet man beispielsweise das Phytoplankton als charakteristische Biozönose, dann wird diese durch die Gradienten von Nährstoffen, Licht, Zeit, Grazing, Sedimentation u.a. limitiert. Für die substratgebundenen Komponenten Phytobenthos und Makrophyten kommt als wesentliche Steuerungskomponente die Geschiebeumlagerung hinzu (Borchardt, Ibisch, Richter 2004).

Daraus ergibt sich, dass ökologisch begründete Qualitätsziele für verschiedene Gewässerregionen zu unterscheiden sind. Dies ist ein erster Schritt in Richtung einer am potenziell natürlichen Zustand orientierten ökologischen Gewässerbewirtschaftung, die den ökologischen Besonderheiten und damit auch unterschiedlichen trophischen Niveaus verschiedener Gewässerzonen resp. Gewässertypen Rechnung trägt.

Eine weitere wichtige Komponente zur gewässertypspezifischen Differenzierung ist die natürliche, geogene Hintergrundkonzentration der Fließgewässerlandschaften. Die geogen bedingte Ges.-P-Konzentration wird in den verschiedenen Regionen Deutschlands durch den geomorphologischen Untergrund mitbestimmt.

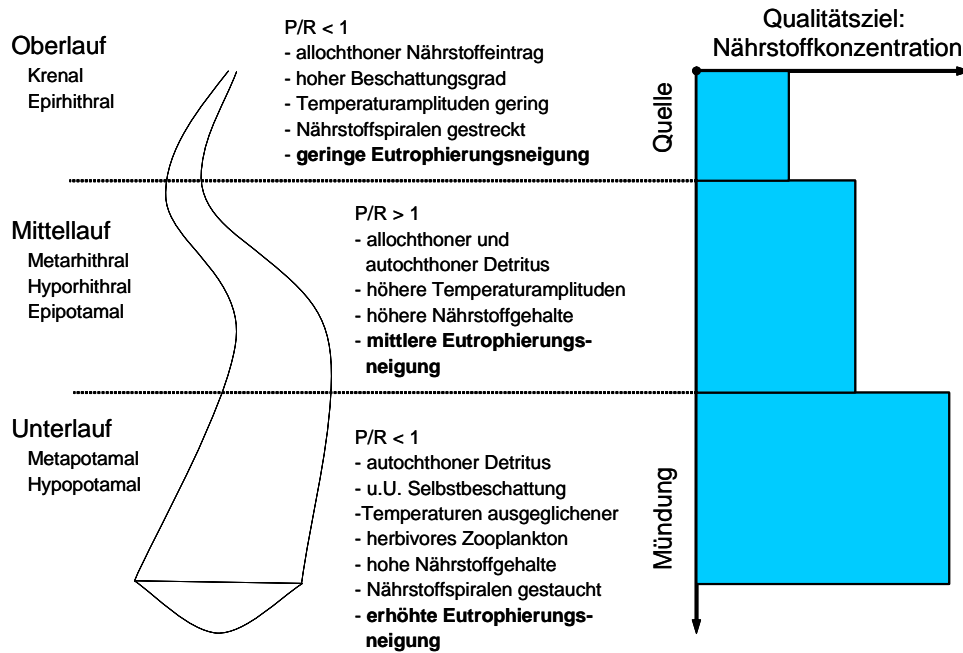


Abbildung 7-6: Ableitung einer längszonalen Differenzierung von Qualitätszielen aus dem River-Continuum-Concept (Vannote et al. 1980) und aus der Matrix zur Eutrophierungsneigung von Fließgewässern nach Hamm (1991) (Borchardt, Ibsch, Richter 2004)

Für die ökologische Bewertung nach EG-WRRL müssen zunächst jeweils Referenzzustände definiert werden, welche den anthropogen unbeeinflussten Zustand widerspiegeln. Die Darstellung von Referenzbedingungen für die Gewässerkennwerte Ges.-P und Orthophosphat-P ist derzeit nicht möglich (vgl. „Leitbildorientierte physikalisch-chemische Gewässerbewertung“, UBA 2003B). Die Ergebnisse in dem UBA-Projekt wiesen jedoch anhand der Auswertung von 3.500 Datensätzen deutliche Unterschiede in den physikalisch-chemischen Einzelkennwerten verschiedener Gewässerlandschaften aus. Im Rahmen des Projektes wurden die Gewässerlandschaften zu sechs Hauptgruppen zusammengefasst. In der vorliegenden Ableitung von Qualitätszielen für den Parameter Gesamt-Phosphor (Borchardt, Ibsch, Richter 2004) wurden im ersten Schritt diese sechs Hauptgruppen weiter aggregiert (vgl. Tabelle 7-4).

Tabelle 7-4: Vorschlag für gewässertypendifferenzierte Qualitätsziele in Fließgewässern (Kenngrößen als 90-Perzentile) (Borchardt, Ibsch, Richter 2004)

Gewässerzone	Parameter	Moore und Moorauen	karbonatisch-dolomitische / silikatische / metallogene Typen	sandig-tonige Gewässerlandschaften	Salzlandschaften
Oberlauf	Gesamt-P [mg/l]	?	0,03 – 0,05	0,01 – 0,05	?
Mittellauf	Gesamt-P [mg/l]	?	0,05 – 0,10	0,05 – 0,10	?
Unterlauf	Gesamt-P [mg/l]	?	0,05 – 0,15	0,05 – 0,15	?

Eine Möglichkeit, auf Grundlage der hier vorgestellten Differenzierung gewässertypspezifische Qualitätsziele abzuleiten, stellt beispielsweise die Zuordnung der biozönotisch bedeutsamen Fließgewässertypen zu den einzelnen Gewässerzonen dar.

Tabelle 7-5: Vorschlag für eine Zuordnung der biozönotischen Typen nach Schmedtje et al. (2001) in die ökologische Längszonierung von Fließgewässern. Der Vorschlag bedarf fallweiser Prüfung und weiterer wissenschaftlicher Bearbeitung (Borchardt, Ibisch, Richter 2004)

Gewässer- zone	nach Illies (1961)	Biozönotische Region	Gewässertypen (auf der Grundlage von Schmedtje et al. 2001)																
Oberlauf	Eukrenal Hypokrenal	Quellen, Quellenrinnale	(...)																
	Epirhithral	obere Forellenregion	1	2	3	5	5.1	7					?						
Mittellauf	Metarhithral	untere Forellenregion	1	2	3	4	5	5.1	6	7	9	14	?	16	17				
	Hyporhithral	Äschenregion	2	3	4				6	7	9	10	14	15	16	17	19		
	Epipotamal	Barbenregion						4					10	15				19	20
Unterlauf	Metapotamal	Blei- / Brachsenregion										10	15			?	20	22	
	Hypopotamal	Kaulbarsch / Flunderregion													20	22			

Gewässertyp 21 (seeausflussgeprägte FG`s): nicht zuzuordnen; Gewässertypen 11,12: ??

Zwischenzeitlich werden auch innerhalb der LAWA gewässertypenspezifische Werte für die einzelnen „allgemeinen Parameter“ nach Anhang V EG-WRRL diskutiert. Diese sollen noch im Laufe des Jahres 2006 abgestimmt werden.

zu b): Es werden Trocken- oder Frischgewicht, Zellzahl und Zellvolumen sowie Chlorophyll a bestimmt. Der Trophiegrad kann vor allem in planktondominierten Fließgewässern mit der Biomasse der Primärproduzenten gleichgesetzt werden. Chlorophyll a ist mit der Biomasse der Algen gut korreliert und trägt zu 0,5 bis 2% des Trockengewichts bei. In aufwuchs- und makrophytendominierten Fließgewässern wird die Biomasse der Primärproduzenten in der Regel geschätzt oder über den Deckungsgrad angegeben (Mauch 1998, Pipp & Rott 1993, Rott et al. 1999). In Abbildung 7-7 finden sich verschiedene Ansätze zur Klassifizierung der Trophie anhand des Chlorophyll a-Gehaltes.

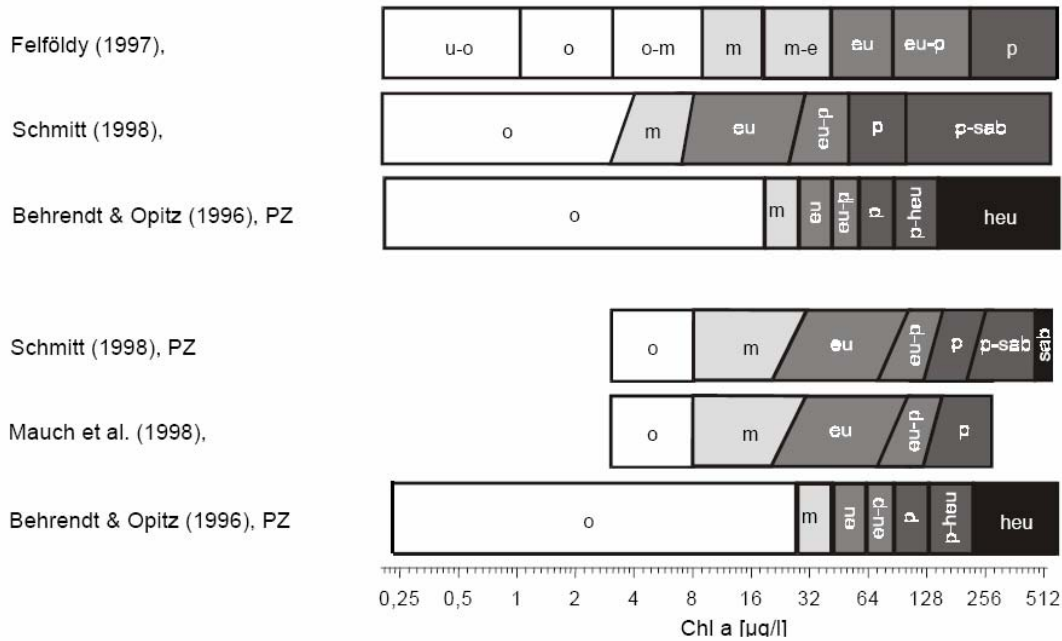


Abbildung 7-7: Vorschlag für eine Klassifikation von Flusseen bzw. eutrophierten Fließgewässern auf Basis des Trophiekriteriums Chlorophyll a. Die oberen drei Balken stellen Mittelwertsklassen dar, die unteren drei Balken stehen für die Klassen bei Verwendung der 90-Perzentile oder des Hochwertes (dritthöchster Wert). Abkürzungen: sap = saprotroph, p-sap = poly-saprotroph, heu = hypereutroph, p-heu = poly-hypereutroph, p = polyeutroph, eu-p = eu-polyeutroph, eu = eutroph, m-e = mesoeutroph, m = mesotroph, o-m = oligomesotroph, o = oligotroph, u-o = ultraoligotroph (aus: Nixdorf et al. 2002)

Innerhalb des Verfahrens der LAWA (2002A) zur Klassifizierung der Trophie in planktondominierten Fließgewässern werden in Tabelle 7-6 dargestellte Chlorophyll a-Konzentrationen im Mittelwert und als 90-Perzentil vorgegeben.

Tabelle 7-6: Klassifizierung der Trophie in Fließgewässern (LAWA 2002A)

Trophieklasse LAWA		Kartierfarbe LAWA 1996	Chlorophyll a Mittelwert (µg/l)	Chlorophyll a 90-Perzentil (µg/l)
I	oligotroph	dunkelblau	< 1 - 4	3 - 8
I-II	mesotroph	hellblau	3 - 8	8 – 30
II	eutroph	grün	7 - 30	20 - 100
II-III	eu- bis polytroph	gelbgrün	25 – 50	70 – 150
III	polytroph	gelb	50 – 100	120 – 250
III-IV	poly- bis hypertroph	orange	> 100	200 – 400
IV	hypertroph	rot		> 400

In Mischke et al. (2005) wird für eine Erstbewertung der Fließgewässer anhand des Phytoplankton als eine wesentliche Komponente der Saisonmittelwert des Chlorophyll a herangezogen. Die Gesamtphosphorkonzentrationen (TP) wurden mit Orientierungswerten aufgeführt und dienen zur Klassengrenzenherleitung der Chlorophyll a –Konzentration (vgl. Tabelle 7-7). Diese Werte sind bereits auf die unterschiedlichen Fließgewässertypen nach EG-

WRRL bezogen. Berücksichtigt wurden großräumig fließende, planktonführende Fließgewässertypen.

Tabelle 7-7: Typspezifische Klassengrenzen für den Metric „Prädegradation nach Trophie“ mittels der Chlorophyll a - Konzentration (als Parameter Gesamtbiomasse) im Bewertungsverfahren der Fließgewässer mittels Phytoplankton nach EU-WRRL sowie die typspezifischen Orientierungswerte für die Gesamtphosphor (TP)- Konzentration zur Klassengrenzenherleitung und teils der Referenzrekonstruktion für Chlorophyll a (Mischke et al. 2005)

Degradations- klasse	Typ 20.1		Typ 20.2		Typ 9.2		Typ 15.1	
	TP (µg/l)	CHL a (µg/l)	TP (µg/l)	CHL a (µg/l)	TP (µg/l)	CHL a (µg/l)	TP (µg/l)	CHL a (µg/l)
sehr gut	< 50	< 10	< 50	< 30	< 50	< 20	< 50	< 20
gut	50-150	10-20	50-100	30-60	50-100	20-30	50-150	20-30
moderat	150-200	20-30	100-150	60-90	100-150	30-60	150-200	30-60
unbefriedigend	200-300	30-50	150-250	90-150	150-250	60-90	200-300	60-90
schlecht	> 300	> 50	> 250	> 150	> 250	> 90	> 300	> 90

zu c): Erlauben die Hauptkriterien keine eindeutige Charakterisierung der trophischen Situation, können weitere Hilfskriterien verwendet werden, die mit der Primärproduktion in Verbindung stehen (Sauerstoffhaushalt, pH-Werte, Kohlenstoffassimilationsraten; vgl. Mauch 1998). Werden die Hilfskriterien angewandt, kommt man häufig zu einer realistischeren Einschätzung der Trophie eines Gewässers als nur über eine Betrachtung der Nährstoffparameter (Borchardt, Ibsch, Richter 2004).

Die Trophieklassenbewertung nach Mauch (1998) sieht die zusätzliche Erhebung so genannter Hilfskriterien (stoffliche Messgrößen) wie Sauerstoffsättigung, pH-Wert und Gesamtphosphor vor, um eine eindeutige Kennzeichnung der trophischen Situation darzustellen (vgl. Tabelle 7-8). Aus den Einzelmessungen mehrerer Beobachtungsjahre werden repräsentative Kenngrößen abgeleitet. Mit Hilfe einer Rangkorrelation werden dazu in einem festgelegten Zeitraum, in diesem Fall drei Beobachtungsjahre, die Maximalwerte der Vegetationsperiode der Größe nach sortiert, und der dritthöchste Wert der einzelnen Parameter in die Auswertung eingebracht.

Tabelle 7-8: Hilfsgrößen zur Bestimmung der Trophie in Fließgewässern (Mauch 1998)

Trophieklasse	I	I-II	II	II-III	III	III-IV	IV
Sauerstoffsättigung (%)	< 105	< 120	< 135	135-170	170-250	250-350	> 350
Sauerstoffgehalt, Tag-Nacht-Differenz (mg/l)	< 1	1-2	2-4	4-8	8-12	> 12	
pH-Wert (nur normal hartes Wasser)	-	< 8,3	< 8,4	8,5-8,7	8,8-9,0	9,1-9,5	> 9,5
Ges.-P (µg/l)	< 10	10-30	20-150	> 150	keine P-Limitierung		

zu d): Es existieren zahlreiche Ansätze, den Trophiegrad eines Gewässers über Bioindikation (Artenzusammensetzung und Abundanzen) zu charakterisieren. Beispielsweise bieten Rott et al. (1999) für Österreich für 842 Fließgewässer-Algen-Arten eine Trophieeinstufung. Für Deutschland liegen mit der Diatomeen-Differentialartenanalyse von Krammer & Lange-Bertalot (1986-91), dem Trophiebewertungssystem von Schiefele & Kohmann (1993) und Hofmann (1994) wertvolle praxistaugliche Verfahren vor. Auch Makrophyten lassen sich zur Beurteilung der trophischen Situation in Fließgewässern heranziehen (für England: Dawson et al. 1999, für Deutschland: Schneider 2000) (Borchardt, Ibisch, Richter 2004). Derzeit befinden sich erste Verfahren zur Bewertung von Makrophyten, Phytobenthos und Phytoplankton nach EG-WRRL in der Erprobung und Diskussion.

In Deutschland wurde bislang in der Regel die Güteklasse II nach LAWA (Chemische Gewässergüteklassifikation, 1998) als Zielvorgabe für die Beurteilung der Nährstoffkonzentrationen in Fließgewässern herangezogen. Innerhalb der Bestandsaufnahme nach EG-WRRL wurden überwiegend die Vorgaben aus dem LAWA-Kriterienpapier (LAWA 2003B) verfolgt, eine Orthophosphat-Konzentration von $\geq 0,2$ mg/l sowie eine Nitrat-N-Konzentration von $\geq 6,0$ mg/l (jeweils als Mittelwert) als Hinweis auf eine Eutrophierung in planktondominierten Fließgewässern anzusehen. In einigen Bundesländern Deutschlands wurden auch der doppelte Mittelwert oder das Vegetationsmittel für die Bewertung herangezogen. Für jeweils eine Messstelle am hessischen Abschnitt des staugeregelten Mains und an der hessischen Lahn wurden innerhalb dieser Arbeit die unterschiedlichen statistischen Häufigkeiten ((doppelter) Mittelwert, Vegetationsmittel, 90-Perzentil) für die Parameter Ges.-P, Orthophosphat und Nitrat-N beispielhaft für das Jahr 2003 ermittelt. Dabei zeigte sich, dass sich die Einstufungen anhand der unterschiedlichen Vorgaben zum Teil deutlich unterscheiden (von Güteklasse II bis Güteklasse III an einer Messstelle). Die Vorgabe aus LAWA (2003B) von $0,2$ mg/l $\text{o-PO}_4\text{-P}$ und $6,0$ mg/l $\text{NO}_3\text{-N}$ als Mittelwert wird an beiden Messstellen unterschritten, so dass die Einstufung anhand dieser Kriterien dazu führt, dass die bestehende Eutrophierungsproblematik nicht identifiziert wird. Eine gewässertypenspezifische Bewertung der einzelnen Komponenten wurde bisher in Deutschland noch nicht durchgeführt.

Auch weitere Auswertungen der Jahresmittelwerte und 90-Perzentile der Nährstoffe sowie anderer chemischer bzw. chemisch-physikalischer Parameter an Lahn und Main führen zu der Einschätzung, dass die untersuchten Wasserkörper im schlechtesten Fall in Güteklasse II-III der chemischen Güteklassifikation nach LAWA einzuordnen sind. In einem Forschungsprojekt an der Lahn (Bohle et al. 2000) bei Cölbe/Bernsdorf konnte dargestellt werden, dass die Wachstums- und Alterungsprozesse des Algenaufwuchses einen entscheidenden Einfluss auf den Stoffhaushalt der Lahn ausüben (Ibisch & Borchardt 2003). Die eutrophierungsbedingten Tag-Nacht-Schwankungen der Sauerstoffkonzentrationen sowie die maximalen pH-Werte sind nach Mauch (1998) typisch für die Trophieklasse III (polytrophes Gewässer) bzw. für die Trophieklasse IV (hypertrophes Gewässer) (vgl. Kapitel 6.2.2). Die biologische Bedeutung der Eutrophierung zeigt sich in der Lahn am Rückgang der selbstreproduzierenden Äschen- und Barbenpopulationen. Die ausgeprägten diurnalen pH-Wert-Schwankungen führten nach Stoffhaushaltsberechnungen zu einer Verschiebung des Dissoziationsgleichgewichtes von Ammonium und Ammoniak und dem Auftreten von toxischen Ammoniak-Konzentrationen. In

Versuchen über die Larval- und Jungfischentwicklung der Äsche (*Thymallus thymallus* L.) konnten signifikant geringere Überlebensraten von im Interstitial exponierten Äscheneiern unterhalb der Kläranlageneinleitung Sarnau-Goßfelden festgestellt werden (Hübner et al. submitted). Dies wurde auf die Ammoniakbelastung und das Auftreten von pH-Werten oberhalb einer kritischen Grenze von 9,0 zurückgeführt (Borchardt, Ibsch, Richter 2004).

Eine Schwierigkeit bei der Beurteilung des trophischen Zustandes auf Grundlage der Nährstoffkonzentrationen liegt auch darin, dass die Berechnung des Mittelwertes oder der 90-Perzentile keine belastbare Aussage hinsichtlich der Eutrophierungssituation zulassen, da z.B. hohe Konzentrationen, die innerhalb der Vegetationsphase auftreten, nicht speziell berücksichtigt werden. Über eine Frachtenermittlung kann eine unterstützende Einschätzung hinsichtlich der Nährstoffbelastung gewonnen werden, da die Gesamtmenge, die ins Gewässer gelangt, ermittelt wird. Andererseits liegen die höchsten Phosphorkonzentrationen im Gewässer bei Niedrigwasserabfluss vor, welche durch eine Ermittlung der Nährstofffrachten ebenfalls nicht berücksichtigt werden können. Die Phytoplanktonbildung in Fließgewässern ist in einem hohen Maße von unregelmäßig auftretenden Abflussereignissen geprägt, welche die Planktondichte kurzzeitig verdünnen und das Phytobenthos in das Plankton einbringen können. Aus diesem Grund wurden für das vorgeschlagene Bewertungsverfahren des Phytoplanktons nach Mischke et al. (2005) das Saison- oder Vegetationsmittel (April bis einschließlich Oktober) für alle Kenngrößen gebildet. Die Indikation anhand dieses Mittelwertes ist gegenüber abflussbedingten Ausreißerwerten robust (Mischke et al. 2006). Je nach Problemstellung und betrachtetem Parameter müssen angepasste Messintervalle und die entsprechenden statistischen Häufigkeiten gewählt werden. Am Main (Messstelle Bischofsheim) wurden die Extremwerte für die Parameter Sauerstoffgehalt und –sättigung, Orthophosphat sowie pH-Wert beispielhaft für den Monat Juni 2005 dargestellt, die durch deutliche Tag-Nacht-Schwankungen der Sauerstoffgehalte und Sauerstoffsättigungen bis auf über 200% deutliche Anzeichen für eine Eutrophierung des Gewässerabschnittes liefern. Vergleichbare Ergebnisse zeigten sich auch an der Messstelle Solms/Oberbiel an der Lahn. Beispielhaft wurde für zwei Jahre der Jahresmittelwert für den Parameter Orthophosphat ermittelt, der jeweils unter der LAWA-Vorgabe von 0,2 mg/l liegt und somit keinen Hinweis auf eine Eutrophierung gibt. Im Verlauf über das Jahr dargestellt überschreiten einzelne Konzentrationen häufig den Wert von 0,2 mg/l. Die Extremwerte an der Messstelle für den Monat Juni 2005 zeigen, ebenso wie bereits oben dargestellt, deutliche Tag-Nacht-Schwankungen der Sauerstoffgehalte, Sauerstoffsättigungen von bis zu 180% sowie hohe pH-Werte und weisen somit ebenfalls deutlich auf eine Gewässereutrophierung hin.

!! Aus den dargestellten Ergebnissen und Untersuchungen lässt sich die Aussage ableiten, dass eine gewässertypenbezogene Bewertung der Phosphorkonzentrationen eine solidere Grundlage für die Einschätzung einer Gewässereutrophierung bietet, da zumindest in Ansätzen die unterschiedliche Eutrophierungsneigung der verschiedenen Fließgewässerzonen (vgl. auch Kapitel 7.2.2) berücksichtigt wird. Neben der Tatsache, dass sich Nährstoffe alleine betrachtet als Bewertungsparameter nur bedingt eignen, sind die Zielvorgaben der chemischen Güteklassifikation (LAWA 1998), die zur Beurteilung der Konzentrationen herangezogen werden (Güteklasse II), zu hoch und berücksichtigen nicht die unterschiedlichen Ansprüche,

die aus der unterschiedlichen Beschaffenheit der verschiedenen Gewässertypen und der Beschaffenheit der Gewässermorphologie entstehen. Im Verfahrensvorschlag zur Beurteilung der Eutrophierung wird deshalb vorgesehen, eine gewässertypenspezifische Phosphorkonzentration (Vegetationsmittel) oder zumindest den Wert der LAWA-Güteklasse I-II für die Beurteilung heranzuziehen.

Sowohl an der Lahn als auch am staugeregelten Main konnte gezeigt werden, dass die Phosphorkonzentrationen in keinem direkten Zusammenhang mit der trophischen Situation der Gewässer stehen. Die Miteinbeziehung weiterer Trophieindikatoren (Chlorophyll a, pH-Wert, Sauerstoffsättigung und –konzentrationsschwankungen), die Betrachtung der aussagekräftigen Messwerte (Extremwerte, Tag-/Nacht-Schwankungen, Mittelwert Vegetationsphase) sowie die Einhaltung geeigneter Messintervalle ist für eine Beurteilung unerlässlich. Im Verfahrensvorschlag ist vorgesehen, neben der Phosphorkonzentration weitere Trophieindikatoren zu berücksichtigen, es sei denn, das Gewässer weist eine geringe Eutrophierungsneigung (vgl. Kapitel 7.2.2) und Phosphorkonzentrationen unterhalb der zu erzielenden Schwellenwerte auf.

7.2.2 Integrierte Vorgehensweise bei der Zustandsanalyse – Beurteilung der „Eutrophierungsneigung“

Jedes Fließgewässer ist zeitlich und räumlich eng mit seiner Umwelt (Atmosphäre, Klima, Einzugsgebiet mit Geologie, Vegetation, Besiedlung) verbunden. Dabei ist es manchmal nicht möglich, die anthropogenen Einflüsse von den natürlichen zu trennen. Beide sind eine Folge der spezifischen Struktur des Einzugsgebietes und betreffen dabei vor allem die gelösten Inhaltsstoffe (z.B. Nährstoffe, organische Stoffe), partikuläre Substanzen, den Gewässerabfluss (Hochwasser, Fremdwasser, Mindestwasser etc.) und die Temperatur (z.B. durch Aufstau) (Uhlmann & Horn 2001). Neben den rein stofflichen Kriterien haben auch andere Parameter (Licht, Zeit, Grazing, Fließgeschwindigkeit, Turbulenz, Abfluss, Sedimentumlagerung, Geschiebedynamik; vgl. Hamm 1991) Einfluss auf die Gewässereutrophierung.

Berücksichtigt man die Eutrophierungsfaktoren, so ist festzustellen, dass für die einzelnen Fließgewässertypen⁶ in Abhängigkeit von Abflusscharakter, Einzugsgebietscharakter und Lichtverhältnissen eine unterschiedliche Eutrophierungsneigung zu erkennen ist. Von Hamm (1991) wurde eine Matrix der Eutrophierungsneigung von Fließgewässern erstellt (vgl. Tabelle 7-9). Daraus lässt sich ableiten, dass die Primärproduktion in Flussober- und -mittelläufen im Wesentlichen von Makrophyten und Phytobenthos getragen wird. Maßnahmen zur Trophiesteuerung in diesen Gewässerabschnitten müssen also die wachstumslimitierenden Faktoren dieser Komponenten betreffen. In eutrophierten Flussoberläufen kann die Eutrophierung durch Beschattung oder Geschiebedynamisierung vermindert werden.

⁶ Mit dem Begriff „Fließgewässertypen“ sind hier noch nicht die Fließgewässertypen nach EG-WRRL gemeint. Die Zuordnung einer Eutrophierungsneigung zu einem Fließgewässertyp nach EG-WRRL ist zukünftigen Forschungsergebnissen anzupassen.

Tabelle 7-9: Eutrophierungsneigung von Fließgewässern in Abhängigkeit von Gewässertyp, Abflusscharakter und Beschattung (Hamm 1991)

Gewässertyp	Abflusscharakter	Beschattung	Eutrophierungsneigung
Quelle und Quellbach	frei fließend	vorhanden	nicht vorhanden
Quelle und Quellbach	frei fließend	fehlend	Förderung von Makrophyten oder Aufwuchs (inkl. Fadenalgen), aber wg. Nährstoffmangel i.d.R. gering
Oberlauf	frei fließend oder mit kleinem Stau	vollständig	kaum vorhanden
Oberlauf	gestaut (z.B. großer Teich)	fehlend	Förderung von Makrophyten oder Aufwuchs (inkl. Fadenalgen) und/oder Plankton, u.U. hohe Produktion möglich
Oberlauf	frei fließend	fehlend	insb. Makrophyten und/oder Aufwuchs, u.U. hohe Produktion möglich (nährstoff-, abfluss- und trübstoffabhängig)
natürliche Gebirgss-tausen	gestaut	fehlend	Förderung von Makrophyten oder Aufwuchs, wg. Nährstoffmangel und Trübstoffen i.d.R. gering
Seeabfluss	frei fließend	i.d.R. fehlend, u.U. hohe Transparenz des Wassers	Plankton aus dem See, Aufwuchs, Makrophyten, wg. rel. geringem Nährstoffgehalt auf zusätzlichen Nährstoffeintrag bes. empfindlich reagierend (bes. Aufwuchs)
Mittellauf	frei fließend	nicht mehr vollständig möglich	insb. Makrophyten und/oder Aufwuchs, u.U. hohe Produktion möglich (nährstoff-, abfluss- und trübstoffabhängig)
Mittellauf	gestaut	nicht mehr vollständig möglich	vorwiegend Plankton, u.U. hohe Produktion möglich in Abhängigkeit von Nährstoffangebot und Trübung, Lichtlimitierung durch Selbstbeschattung möglich
Unterlauf	frei fließend	nicht mehr möglich	Plankton, u.U. hohe Produktion, Lichtlimitierung durch Selbstbeschattung möglich
Altwässer	schwach fließend	oft nicht mehr möglich	Schwimmblattpflanzen, Wasserlinsen oder Plankton, u.U. hohe Produktion
Stauseen und Flusstau im Unterlauf	gestaut	nicht mehr möglich	sehr starke Förderung von Plankton, z.T. Wasserblütenbildung

In Flussabschnitten, wo keine Beschattung mehr möglich ist, helfen eine Verminderung der Nährstoffzufuhren (direkt und diffus) sowie eine Verbesserung der morphologischen Strukturen und der Abflussdynamik. Aus der Matrix lässt sich weiterhin ersehen, welche Gewässerabschnitte gegenüber einer Nährstoffzufuhr am empfindlichsten reagieren. Als am stärksten eutrophierungsgefährdet werden dabei die Stauseen und Flusstau der Flussunterläufe angegeben. Da hier die strömungsbedingten Turbulenzen nur noch gering sind und Nährstoffe natürlicherweise im Übermaß vorhanden sind, kann es zu einer Massenentwicklung des Phytoplanktons kommen (Borchardt, Ibsch, Richter 2004). In staugeregelten Flüssen wie der Lahn und dem Main führen Nährstoffbelastungen zu dem spezifischen Güteproblem der Sekundärverschmutzung (<http://www.hlug.de/>). Aufgrund der zumeist fehlenden Beschattung, den geringen Fließgeschwindigkeiten und somit einer höheren Aufenthaltsdauer entwickelt sich bei einer hohen Nährstoffverfügbarkeit in starkem Maße

Phytoplankton. Als eine Folge davon können während des Tages bei hoher Sonneneinstrahlung und entsprechend hoher Photosyntheseaktivität Sauerstoff-übersättigungen beobachtet werden, während der Sauerstoffgehalt im Verlauf der Nachtstunden deutlich absinkt. In Tabelle 7-10 ist beispielhaft dargestellt, wie sich Staustufen und daraus resultierender Rückstau auf die Wasserbeschaffenheit und die biologische Struktur von Flüssen auswirken kann.

Tabelle 7-10: Auswirkungen von Staustufen unterschiedlicher Größe auf die Wasserbeschaffenheit und die biologische Struktur von Flüssen. Schematisch (nach Kalweit et al. 1981)

Charakteristik der Flussstrecke	Nicht gestaut	Kleiner Stau, Einzelstau	Großer Stau, Kaskade
Fließgeschwindigkeit bei MNQ	> 20 cm/s	< 20 cm/s	< 20 cm/s
Aufenthaltszeit im Staubereich	-	< ½ d	> 1 d
Mittlere Wassertiefe	< 1,5 m	1,5 – 3,0 m	> 3m
Oxidation von Ammonium und Nitrit	+++	++	++
O ₂ -Zehrung des Schlammes	0	+	+++
Trübung durch Schwebstoffe	++	+	+
Trübung durch Phytoplankton, dadurch Sekundärverschmutzung	+	++	+++
Entwicklung höherer Wasserpflanzen	+	++	+
Artenvielfalt	+++	++	+

Nach Nixdorf et al. (2002) geht die Phytoplanktondichte bei Fließzeiten > 1m/s im Allgemeinen stark zurück. Eine Verallgemeinerung insbesondere für große Flüsse steht noch aus.

Auch bei der Beurteilung der trophischen Situation an den Fallbeispielen Lahn und Main zeigt sich, dass eine integrierte Betrachtung der Gewässersituation notwendig ist. Beide Gewässer sind durch eine hohe Anzahl an Querbauwerken gekennzeichnet, die zu einer Veränderung der Abflussbedingungen mit zum Teil langen Rückstaubereichen führen. Wie in Tabelle 7-9 und Tabelle 7-10 dargestellt, führt Rückstau zu Bedingungen, die zur Gewässereutrophierung beitragen. An der Lahn zeigte sich, dass neben der Abnahme des CSB in Richtung der Wehre durch Sedimentation die Konzentration an Phosphor zunahm. Diese Wirkung hängt von den Abwassereinleitungen und dem nachlassenden Abbau eingetragener organischer Substanzen im stehenden und oftmals geschichteten Rückstaubereich ab. Bereits die obere Lahn im Bereich Cölbe/Bernsdorf ist eutrophiert (Trophieklasse III bzw. IV), obwohl der untersuchte Gewässerabschnitt hinsichtlich der chemisch-physikalischen Güteklassifizierung nach LAWA (1998) maximal in die Güteklassen II und II-III einzustufen ist. Im Rahmen des Pilotprojektes „Überprüfung des staugeregelten Mains als erheblich verändertes Gewässer“ (HLUG 2003) wurde ebenfalls eine Bewertung des trophischen Zustandes nach Mauch (1998) im Mainabschnitt zwischen Viereth und der Mündung in den Rhein vorgenommen. Aus der Ergebnistabelle wird eine zunehmende Trophie des Mains entlang des 386 km langen Teilstücks ersichtlich, die von eutroph bis polytroph reicht. In der vorliegenden Untersuchung wird deutlich, dass Phosphor an keiner der Messstellen in wachstumslimitierenden Konzentrationen vorlag. Eventuell verhindern andere Faktoren eine übermäßige Algenentwicklung (z.B. Lichtlimitierung durch Trübstoffe, Zooplankton). Aus beiden Beispielen geht hervor, dass die alleinige

Betrachtung der Nährstoffverhältnisse zu Fehleinschätzungen der tatsächlichen trophischen Situation eines Gewässers führen kann. Die verminderte Nährstoffbelastung der Gewässer in den letzten Jahren (vgl. Kapitel 3.1.3) hat nicht in gleichem Umfang zu einer Verminderung der Eutrophierung geführt. In den langjährigen Mittelwerten von Chlorophyll a sind fallweise keine wesentlichen Verminderungen festgestellt worden. An der gestauten Ruhr z.B. gingen im Zeitraum von 1980 bis 1995 die Phosphorfrachten bei einem Abfluss von etwa 30 m³/s von knapp 30 g/s auf weniger als 5 g/s zurück (dies entspricht etwa einem Rückgang der Konzentration von 1 mg/l auf 0,16 mg/l). Die Chlorophyll a-Fracht sank im gleichen Zeitraum von etwa 1,5 g/s auf 1,3 g/s, entwickelte sich also nicht den Phosphorfrachten entsprechend (Nusch 1998) (vgl. Abbildung 7-8).

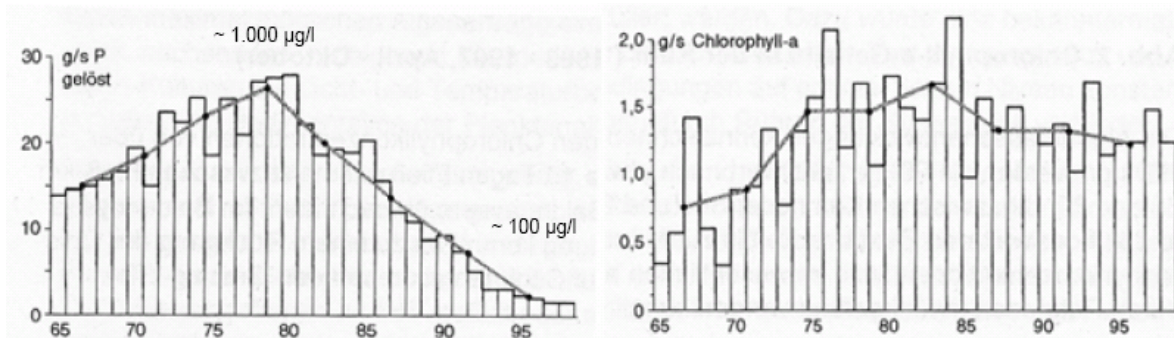


Abbildung 7-8: Phosphor- und Chlorophyll a-Frachten an der gestauten Ruhr (Abfluss ca. 30 m³/s) (aus: Nusch 1999)

Allerdings konnten mit dem Rückgang der Nährstoffbelastung Massenentwicklungen von Algen verhindert und die Häufigkeit des Auftretens von kritischen Sauerstoffdefiziten reduziert werden.

Auch nach Behrendt & Mischke (2002) bestimmt die Phosphorkonzentration zumindest die Obergrenze der potenziell gebildeten Phytoplanktonmasse, auch wenn in Fließgewässern zumeist keine signifikante Korrelation zwischen dem Auftreten von Algenbiomasse zum Ges.-P besteht. Aus dem Verhältnis der in einer großen Anzahl von Flussgebieten und Fließgewässerabschnitten gefundenen Ges.-P und Chlorophyll a-Konzentrationen lässt sich empirisch ableiten, dass sich planktondominierte Zustände (> 30 µg/l Chl a) bei Ges.-P-Konzentrationen über 40 µg/l in Fließgewässern und Flusseen entwickeln können. Die Ableitung bezieht sich auf die Obergrenze der potenziell bei einer gegebenen Ges.-P-Konzentration gebildeten Phytoplanktonbiomasse, die durch das Modell für Spree und Havel durch Behrendt & Optiz (1996) beschrieben wurde.

Daneben wurde festgestellt, dass in Flüssen die gleiche Nährstoffkonzentration eine sehr unterschiedliche Masse an Phytoplankton hervorbringen kann. Für diesen Umstand sind viele verschiedene Faktoren zuständig, insbesondere aber werden die Parameter „Aufenthaltszeit“, „Gewässertiefe“ und „allochthone Trübung“ als chemisch-physikalische Hauptsteuergrößen neben dem Gesamtphosphor betrachtet. Der Einfluss dieser Steuergrößen auf die Biomasse bei gleichem Nährstoffangebot ist durch die allgemeinen hydromorphologischen Bedingungen der einzelnen Gewässertypen unterschiedlich stark ausgeprägt. Hinsichtlich der Korrelation zwischen Chlorophyll a und Gesamtphosphor verursachen sie eine starke Streuung (Mischke et al. 2005).

In Abbildung 7-9 ist die Abhängigkeit für unterschiedliche Gewässerkategorien/-typen dargestellt. Demnach ist für ungeschichtete Seen und Flusseen eine Abhängigkeit zwischen den beiden genannten Größen zu erkennen, für Ströme und insbesondere große Flüsse ist sie nur gering ausgeprägt. In Wehr & Descy (1998) ist festgehalten, dass durch das Nährstoffüberangebot weit oberhalb des biozönotisch wirksamen Bereiches eine Nährstofflimitation in großen Flüssen kaum nachweisbar ist. Nach Nixdorf et al. (2002) kann man vielmehr davon ausgehen, dass in den mitteleuropäischen Flussunterläufen, die von Braune (1975) als „ernährungsphysiologisches Kompletmedium“ bezeichnet wurden, alle Nährstoffe in ausreichendem Maße zur Verfügung stehen. Das Wachstum des Phytoplanktons wird in diesen Fällen nur in geringem Maß von den potenziellen Trophiefaktoren Phosphor und Stickstoff gesteuert, sondern vor allem von den physikalischen Randbedingungen.

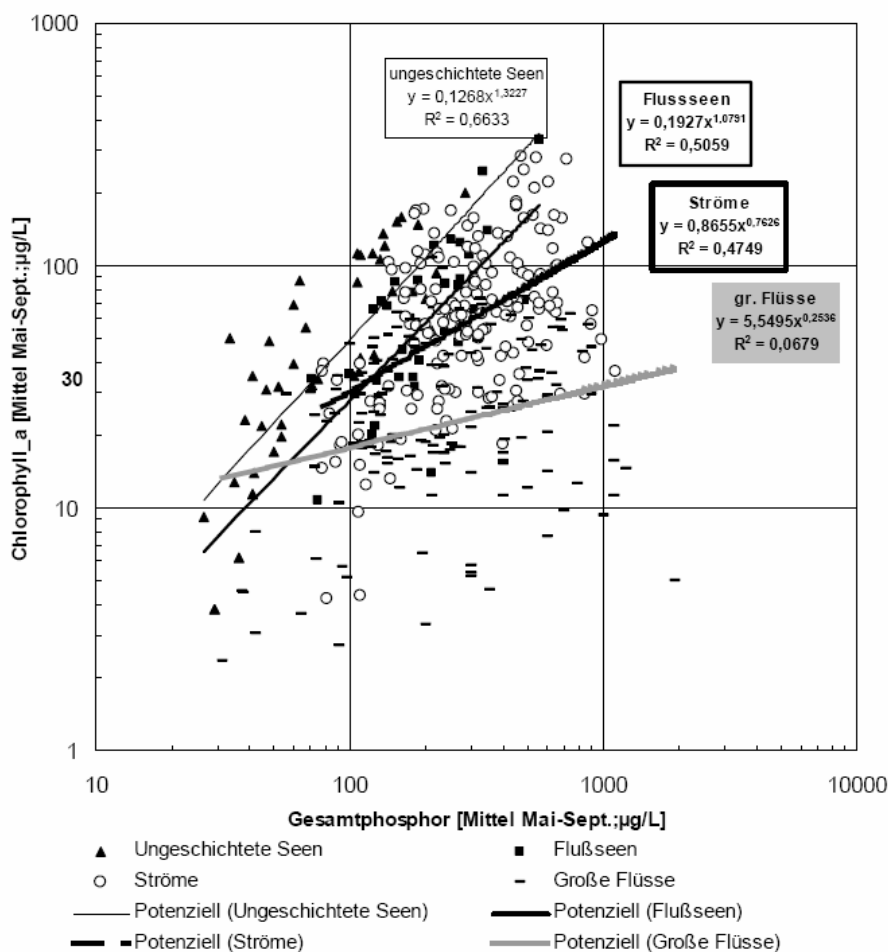


Abbildung 7-9: Abhängigkeit der Biomassebildung des Phytoplanktons (Hilfsgröße Chlorophyll a) in ausgewählten Oberflächengewässertypen vom Gesamtphosphorangebot (aus: Mischke et al. 2005).

!! Aus den dargestellten Forschungsergebnissen lässt sich ableiten, dass eine alleinige Betrachtung der stofflichen Parameter der tatsächlichen trophischen Situation und den sich daraus ergebenden ökologischen Konsequenzen nicht gerecht wird. Nach Mischke et al. (2006)

wird das Wachstum des Phytoplanktons in den Fließgewässertypen heute nur in geringem Maß von den Trophiefaktoren Stickstoff und Phosphor gesteuert, sondern vor allem von den physikalischen Randbedingungen; es ist davon auszugehen, dass in (morphologisch) potenziell natürlichen Gewässern eine geringere Phytoplankton-entwicklung bei gleicher Ges.-P-Konzentration zu erwarten ist (im Vergleich zu morphologisch deutlich veränderten Gewässern). In dem Verfahrensvorschlag wird demzufolge dazu geraten, auf Grundlage der morphologischen Beschaffenheit als ersten Schritt eine Unterteilung der Gewässer nach Eutrophierungsneigung vorzunehmen. Für Gewässer mit einer hohen Eutrophierungsneigung wird eine weitere Berücksichtigung der Phosphorkonzentrationen als nicht notwendig angesehen. Es wird vorgeschlagen, direkt eine Überprüfung der Trophieindikatoren vorzunehmen und dann, je nach Ergebnis, direkt die Ermittlung von Verbesserungsmaßnahmen oder eine operative Gewässerüberwachung zu veranlassen. Als eutrophierungsrelevante hydromorphologische Parameter können abgeleitet werden:

- *Licht, Beschattung*
- *Sedimentumlagerung, Geschiebedynamik*
- *Abfluss, Rückstau*
- *Fließgeschwindigkeit, Aufenthaltszeit*

außerdem

- *Sichttiefe, Trübung*

Diese Parameter können zum Teil aus der Gewässerstrukturgütekartierung abgeleitet werden. Es sind geeignete Grenzwerte für die Beurteilung heranzuziehen.

7.3 Konsequenzen für das Flussgebietsmanagement

Die Beurteilung, ob eine Belastung für einen Wasserkörper signifikant ist, sollte auf der Kenntnis der Belastungen innerhalb des Einzugsgebietes basieren, zusammen mit einem konzeptionellen Verständnis der Funktionsweise des Wasserkörpers innerhalb des Gewässersystems sowie der Ziele, die es zu erreichen gilt (Europäische Kommission 2002B; vgl. Abbildung 7-10).

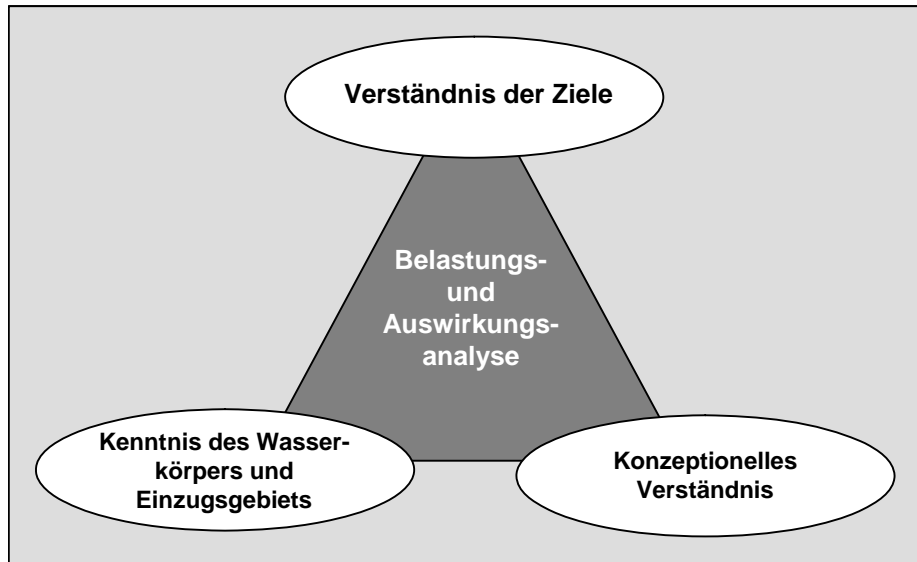


Abbildung 7-10: Die drei Voraussetzungen für eine angemessene und erfolgreiche Belastungs- und Auswirkungsanalyse (Europäische Kommission 2002B)

Selbst wenn ein solches konzeptionelles Verständnis der Funktionsweise eines Gewässers vorhanden ist, kann aufgrund der Vielzahl unterschiedlichster Einzugsgebiete, Gewässertypen und sich gegenseitig beeinflussender Belastungen häufig keine direkte Beurteilung möglicher Auswirkungen vorgenommen werden. Hinzu kommt, dass Auswirkungen selten überwacht oder direkt beurteilt werden können. Sie werden in der Regel darüber ermittelt, dass Veränderungen des Gewässerzustands beobachtet oder gemessen werden und eine Verbindung zu den bekannten Belastungen hergestellt wird. Aus diesem Grund ist es für eine belastbare Analyse des Gewässerzustands unerlässlich, eine integrierte Betrachtung der Situation mit allen für die angesprochene Fragestellung relevanten Parametern durchzuführen (Europäische Kommission 2002B).

Derzeit gibt es einen fortgesetzt hohen Erkenntnisgewinn, der durch die Umsetzung der EG-WRRL und die sich daraus ergebenden Anforderungen erlangt wird: die Bewertungsmethoden befinden sich in der Entwicklung, die Frage, wie zielgerichtet bei der Beurteilung von Gewässerbelastungen vorgegangen wird, ist nach wie vor nicht abschließend geklärt, Unsicherheiten werden auch in Zukunft bestehen bleiben. Dennoch sollte es ein Ziel sein, durch eine integrierende Betrachtung aller Komponenten eines Gewässersystems und zielgerichtet eingesetzte Überwachungsprogramme die Unsicherheiten im Lauf der nächsten Jahre einzugrenzen und zu vermindern (s. Abbildung 7-11).

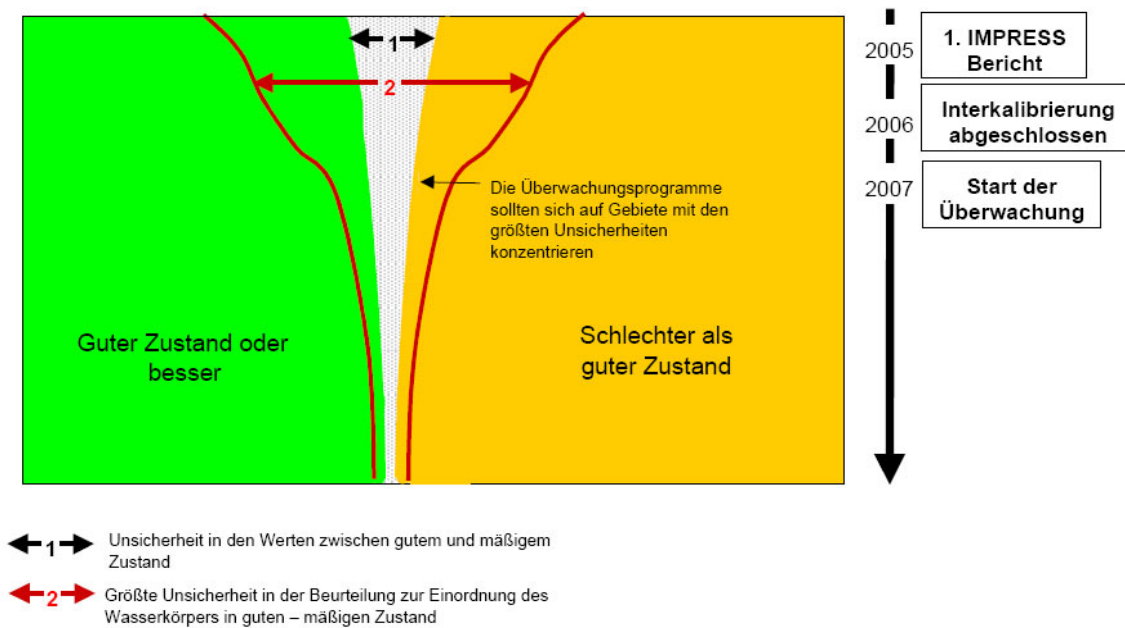


Abbildung 7-11: Unsicherheiten über die genauen, zur Erfüllung der (EG-WRRL-) Richtlinienziele erforderlichen Umweltbedingungen (z. B. die Grenzwerte guter - mäßiger ökologischer Zustand) und die geschätzten Effekte der Belastungen auf diese Bedingungen müssen genannt werden, indem Informationen aus den Überwachungsprogrammen genutzt werden (Europäische Kommission 2002C).

Innerhalb der Bestandsaufnahme, die nach Artikel 5 der EG-WRRL in Deutschland und den anderen europäischen Mitgliedstaaten durchzuführen war, wurden zahlreiche unterschiedliche Methoden zur Beurteilung der Gewässerbelastungen angewandt. In dem von der LAWA entwickelten Kriterienpapier (LAWA 2003B) wurden rechtlich nicht bindende Vorgaben zur Beurteilung von Gewässerbelastungen und ihren Auswirkungen erarbeitet (vgl. Kapitel 3.4). Diese Vorgaben wurden von den Bundesländern in Deutschland in unterschiedlichem Ausmaß abgewandelt. Im Rahmen dieser Arbeit wurden für das hessische Einzugsgebiet des Mittelrheins unterschiedliche Kriterien zur Beurteilung der morphologischen Belastungen einschließlich der Gewässerdurchgängigkeit dargestellt, darunter die LAWA-Kriterien. Daraus resultierten unterschiedliche Einstufungen, im schlechtesten Fall 81% der Betrachtungseinheiten, die mit einem operativen Monitoring zu belegen sind, im besten Fall lediglich 21% (vgl. Kapitel 6.1.6). Diese Ergebnisse unterstützen die Einschätzung, dass es in Zukunft zahlreiche Unsicherheiten zu überwinden und einheitliche Bewertungsmethoden zu entwickeln gilt.

In der Wasserrahmenrichtlinie werden die Umweltziele über die biologischen Qualitätskomponenten definiert, die hydromorphologischen und die allgemeinen chemischen Parameter werden unterstützend betrachtet. Eine Ausnahme bilden dabei die flussgebietsspezifischen Schadstoffe nach Anhang VIII sowie die prioritär gefährlichen Stoffe nach Anhang IX und X der EG-WRRL, welche Konzentrationen unterhalb festgelegter Qualitätsnormen aufweisen müssen. Grundsätzlich ist die Bewertung des Gewässerzustands anhand der biologischen Komponenten eine wichtige und wertvolle Neuerung für eine ökologisch ausgerichtete Gewässerbewirtschaftung. Dennoch sind auch die unterstützend herangezogenen

abiotischen Parameter und die Kenntnis der Zusammenhänge zwischen biotischen und abiotischen Komponenten (s. Abbildung 7-12) von grundlegender Bedeutung.

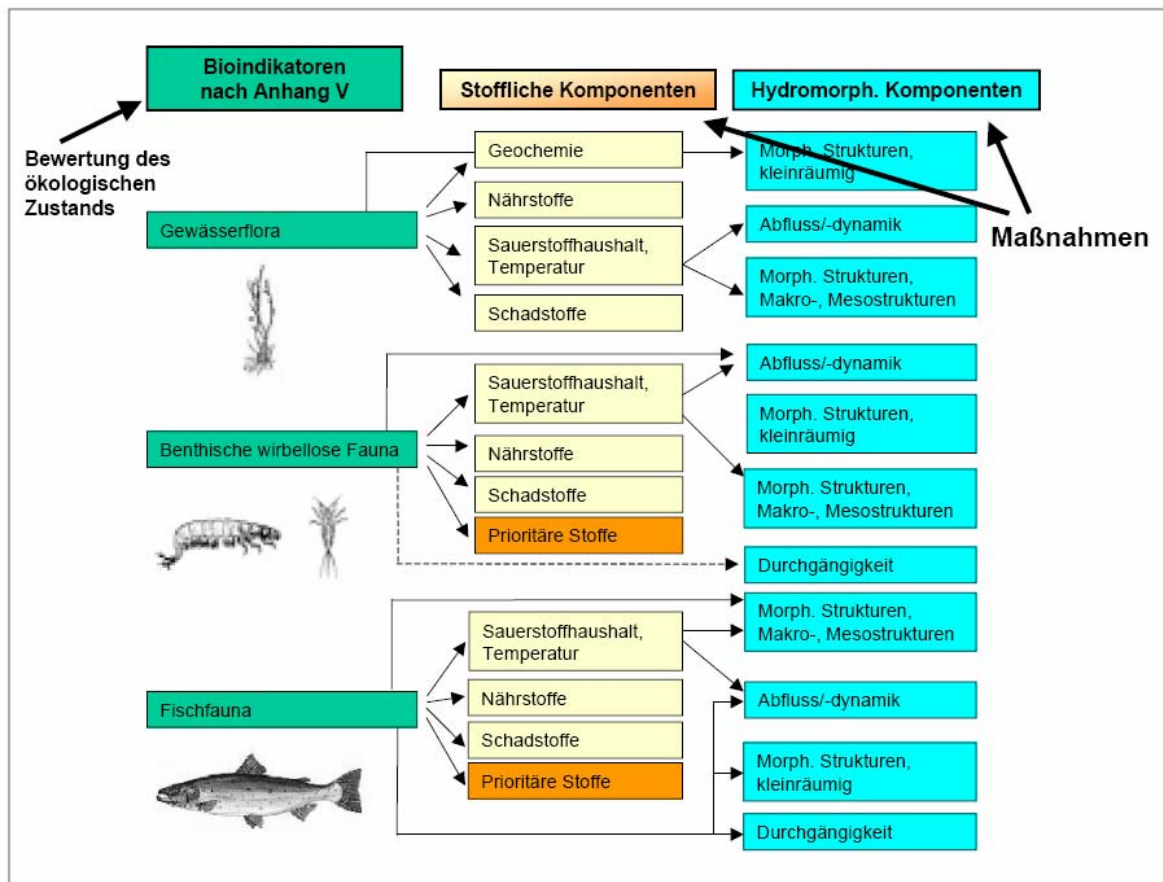


Abbildung 7-12: Beispiele für Indikationseigenschaften von Qualitätsparametern nach Anhang V EG-WRRL (UBA 2004A)

Einerseits sind es die abiotischen Komponenten, an denen die Maßnahmen, die notwendig sind, um einen „guten Zustand“ der Gewässer zu erreichen, im Wesentlichen ansetzen werden und die eine Aussage über die Prognose der Wirksamkeit von Maßnahmen erlauben. Darüber hinaus ist die Bewertung des biologischen Zustands äußerst komplex: die Untersuchungsmethoden und auch die Bewertungsverfahren sind mit vielen Unsicherheiten sowie Einschränkungen (sowohl in technischer als auch finanzieller Hinsicht) behaftet, so dass die Einstufung des biologischen Zustands letztendlich u.a. daraus resultiert, an welcher Probestelle und zu welchem Zeitpunkt die Untersuchung durchgeführt wurde und anhand welcher Methoden die Ergebnisse bewertet werden.

Dabei entstehen eine Reihe von Fragen, von denen hier nur einige genannt sind:

- Kann durch eine oder wenige Probenahmen der biologische Zustand eines Gewässers abgebildet werden?
- Wie werden die biologischen Untersuchungsergebnisse auf den Wasserkörper aggregiert? Ist ein „guter biologischer Zustand“ an jeder Stelle, alle 100m oder am untersten Punkt eines Wasserkörpers zu erzielen?

- Sollte das Vorhandensein einer nach Definition der EG-WRRL beispielsweise „guten“ Fischfauna dazu führen, dass ein unter Umständen auf $\frac{3}{4}$ seiner Fließstrecke morphologisch stark beeinträchtigtes Gewässer den „guten Zustand“ nach EG-WRRL repräsentiert?

Aufgrund der genannten Einschränkungen und Unsicherheiten, die im Zusammenhang mit der Bewertung der biologischen Komponenten gesehen werden, wird es als folgerichtig und zielführend angesehen, auch weiterhin die abiotischen Parameter in geeignetem Zusammenhang und Ausmaß in die Bewertung des Gewässerzustandes zu integrieren. Letztlich kann aufgrund des komplexen Wirkungsgefüges der gute Zustand auf lange Sicht nur erreicht und gesichert werden, wenn sich alle Komponenten eines Gewässerökosystems im Gleichgewicht miteinander befinden. Die Bedeutung der abiotischen (neben den biologischen Komponenten) wird also auch innerhalb der zukünftigen Gewässerbewirtschaftung ihren Stellenwert behalten. Umso wichtiger ist es, eine einheitliche Vorgehensweise für die Beurteilung der einzelnen Komponenten in Deutschland zu erreichen.

Eine Konsequenz aus der Ermittlung der Gewässerbelastungen nach EG-WRRL (vgl. Kapitel 3.4), wird sein, dass in Zukunft Maßnahmen insbesondere im Bereich der Gewässermorphologie umzusetzen sind. Neben der starken Beeinträchtigung der morphologischen Strukturen selber ist der Einfluss auf die chemischen und chemisch-physikalischen und somit auch die biologischen Bedingungen eines Fließgewässers ein Grund, die zukünftige Gewässerbewirtschaftung in diese Richtung zu lenken. Auch in Hinsicht auf einen kosteneffizienten Einsatz der finanziellen Ressourcen ist diese Vorgehensweise unverzichtbar. Die Nährstoffeinträge in die Gewässer sind in den letzten Jahren zurückgegangen, der Anteil der Stoffeinträge aus Punktquellen wurde durch den Ausbau der Kläranlagen deutlich verringert. Dennoch wurden die Güteziele für Nährstoffe nach der Gewässergüteklassifikation nach LAWA (1998) an zahlreichen LAWA-Messstellen bisher nicht erreicht (vgl. Kapitel 3.1.3). Daher ist eine gezielte Verbesserung relevanter Parameter der Gewässerstrukturgüte häufig eine kostengünstigere und effektive Methode zur Verminderung von Gewässerbelastungen wie bspw. der Gewässereutrophierung.

8 ZUSAMMENFASSUNG

In der vorliegenden Arbeit wurde die in Deutschland und im europäischen Ausland übliche Praxis bei der Gewässerbewirtschaftung, insbesondere vor dem Hintergrund der in Artikel 5 der EG-WRRL geforderten Bestandsaufnahme, analysiert. Grundlage dafür war eine Recherche zum Thema Flussgebietsmanagement in Europa in Zusammenhang mit der Umsetzung der EG-WRRL, wobei sowohl Ergebnisse einfließen, die innerhalb der allgemeinen Umsetzungsstrategie der Europäischen Kommission in den Mitgliedstaaten, durch Arbeiten der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser sowie durch eigene Analysen gewonnen wurden.

Die wesentlichen Ergebnisse aus der Analyse der Gewässerbewirtschaftung im europäischen Kontext und der beispielhaften Anwendung der Methoden und Kriterien zur Beurteilung der relevanten Gewässerbelastungen sind nachfolgend kurz zusammengefasst:

- Mit der Einführung des Wasserhaushaltsgesetzes setzte ein neues Verständnis der Anforderungen bei der Gewässerbewirtschaftung hin zu einer ökologischeren Ausrichtung ein. Das in Kraft tretende EG-WRRL am 22.12.2000 führte zum Beginn einer koordinierten und harmonisierten Bewirtschaftung der Gewässer über Staats- und Ländergrenzen hinweg innerhalb der großen Flusseinzugsgebiete in Europa. Dabei wird erstmals gefordert, dass auf der Grundlage eines kombinierten Ansatzes ein „guter ökologischer Zustand“ erreicht wird. Dieser Ansatz erfordert eine integrierte Betrachtung des gesamten Gewässerökosystems einschließlich der anthropogen verursachten Belastungen und stellt somit neue Anforderungen an die bisher stärker emissionsorientierte Vorgehensweise.
- Ein großer Teil der Gewässer in Deutschland und wahrscheinlich auch der anderen Mitgliedstaaten Europas wird nach ersten Einschätzungen den von der EG-WRRL bis 2015 geforderten „guten ökologischen Zustand“ ohne die Umsetzung entsprechender Verbesserungsmaßnahmen nicht erreichen. Nach dem europäischen Leitfaden zur Durchführung der Risikoanalyse nach EG-WRRL sind alle Gewässer in drei Kategorien zu unterteilen: Zielerreichung bis 2015 „wahrscheinlich“, „unsicher“ oder „unwahrscheinlich“. Neben Deutschland hatten zum Zeitpunkt der Recherche erst sechs Mitgliedstaaten verlässliche Angaben zu dieser Thematik gemacht. In diesen Staaten (Norwegen, Rumänien, Schottland, Österreich, Polen und Niederlande) erreichen im Schnitt etwa 60% der Gewässer die Umweltziele nach erster Einschätzung nicht, wobei der Anteil von etwa 30% in Norwegen bis 90% in den Niederlanden reicht. In Deutschland verfehlen 60% der Gewässer nach dieser Einschätzung die Umweltziele, für 25% besteht Unsicherheit, lediglich etwa 15% wurden positiv bewertet.
- 18 europäische Mitgliedstaaten trafen eine Aussage über die wesentlichen Belastungen ihrer Gewässer, wobei Stoffeinträge aus diffusen Quellen vorne rangierten, gefolgt von morphologischen Veränderungen. Dies führt zu der Folgerung, dass mehr Fließgewässer durch eine Eutrophierung beeinträchtigt sind, als bisher durch eine reine Überwachung der chemisch-physikalischen Parameter angenommen wurde. 15 Mitgliedstaaten konnten zudem Angaben darüber machen, welche Auswirkungen in den Gewässern in erster Linie dazu führen, dass die Umweltziele nach EG-WRRL wahrscheinlich nicht erreicht werden; in diesem

Fall steht an erster Stelle die beeinträchtigte Gewässermorphologie, gefolgt von zu hohen Nährstoffkonzentrationen.

- In den europäischen Mitgliedstaaten einschließlich Deutschlands bestehen zahlreiche Ungewissheiten bei der Bewertung der Gewässerbelastungen und bei der Beurteilung des Risikos, den nach EG-WRRL geforderten „guten ökologischen Zustand“ nicht zu erreichen. Auf europäischer sowie nationaler Ebene wurden Leitfäden erarbeitet, die eine Anleitung bei der Risikoanalyse geben, rechtlich jedoch nicht bindend sind. In diesen Leitfäden wird die Methodik bei der Analyse beschrieben, zudem werden Kriterien und Verfahren erläutert, anhand derer das Risiko einer Verfehlung der Umweltziele in einem ersten Schritt abgeschätzt werden kann. Diese Leitfäden bildeten eine, wenn auch häufig modifizierte Grundlage bei der ersten, nach Artikel 5 der EG-WRRL geforderten Flussgebietsanalyse. Die Gewässerbelastungen und deren Auswirkungen wurden im Wesentlichen über so genannte Hilfskomponenten, wie z.B. den Saprobienindex, die Gewässerstrukturgüte oder die lineare Durchgängigkeit, abgeschätzt, wobei zur Beurteilung dieser Komponenten im Wesentlichen bereits bestehende Klassifizierungssysteme genutzt wurden (in Deutschland die 7-stufigen Systeme der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA), in Finnland das 5-stufige finnische nationale Klassifizierungssystem, in Frankreich das ebenfalls 5-stufige System der allgemeinen Wasserqualität SEQ etc.). Diese Methoden wurden herangezogen, da die Ziele nach EG-WRRL und die Bewertungsverfahren zur Einstufung des ökologischen Zustands derzeit noch nicht abschließend definiert sind. Somit ist es notwendig, zunächst auf die Hilfskomponenten zurück zu greifen, mit dem Nachteil, den genauen Zusammenhang zwischen Hilfskomponente und biologischem Zustand nicht genau zu kennen. Zwischenzeitlich wurden für die Beurteilung der Eutrophierung in Fließgewässern neue stoffliche Qualitätsziele erarbeitet, die jedoch derzeit noch diskutiert werden. Die Zusammenstellung der verschiedenen Methoden in den einzelnen Mitgliedstaaten verdeutlicht die derzeitige Inhomogenität bei der Beurteilung von Gewässerbelastungen.

Im zweiten Teil der Arbeit wurden Methoden und Kriterien zur Beurteilung morphologischer Veränderungen und des trophischen Gewässerzustands beispielhaft auf ausgewählte Fallbeispiele angewandt. Am Beispiel der Fallstudien Mittelrhein, Lahn und Main wurden Fragestellungen zum Thema „Sensitivität, Skalenabhängigkeit und weitere Unsicherheiten bei der Beurteilung von Gewässerbelastungen“, die insbesondere die Zusammenhänge zwischen biologischen Indikatoren und abiotischen Hilfskomponenten betreffen, bearbeitet. Darauf aufbauend wurde ein methodischer Vorschlag für die Beurteilung von Gewässerbelastungen vor dem Hintergrund eines effektiven Einsatzes von Ressourcen bei der Erstellung der nach Wasserrahmenrichtlinie vorgesehenen Überwachungs- und Maßnahmenprogramme erarbeitet und diskutiert. Die wesentlichen Ergebnisse aus dieser Analyse stellen sich folgendermaßen dar:

- Für die Analyse von Gewässerbelastungen und ihren Auswirkungen auf den Gewässerzustand müssen Betrachtungseinheiten abgegrenzt werden, die eine differenzierte Bewertung der Situation ermöglichen. Anhand der bestehenden Datengrundlage sind geeignete Aggregationsregeln abzuleiten, die auf die bestehenden Verhältnisse und Bedingungen innerhalb des Einzugsgebietes abgestimmt sind. Eine zu grobe Abgrenzung der Betrachtungsräume führte in den in dieser Arbeit durchgeführten Auswertungen eher zu einer negativeren Beurteilung der Gesamtsituation. Die Folge daraus ist unter Umständen eine

nicht zielführende Gewässerüberwachung sowie ein fehlgerichteter Einsatz finanzieller Ressourcen bei der Maßnahmenumsetzung. Für die Beurteilung überregionaler Belastungen und die Ermittlung von Verbesserungsmaßnahmen kann die Gruppierung von Wasserkörpern zu Bewirtschaftungseinheiten zielführend und notwendig sein.

- Die bisherige Vorgehensweise bei der Transformation der Hilfskomponenten wie Gewässerstrukturgüte oder der chemisch-physikalischen Parameter in die fünf Bewertungsstufen der EG-WRRL bzw. die Übertragung auf den daraus resultierenden biologischen Zustand muss an neue Erkenntnisse angepasst werden. Die Beurteilung von Gewässerbelastungen und ihren Auswirkungen findet in der Regel anhand vorgegebener Kriterien statt, die auf langjährig bestehenden Klassifikationsschemata beruhen. Dabei wird in der Regel die dritte Kategorie (Klasse II für stoffliche Bewertungen, Klasse 3 der Gewässerstrukturgütekartierung) innerhalb des siebenstufigen Systems als Zielwert gesetzt. Der Einfluss der Gewässerstrukturgüteklasse auf den biologischen Zustand wird dabei häufig eher zu hoch eingestuft, während der Parameter Phosphor in Hinsicht auf eine Gewässereutrophierung erst in deutlich geringeren Konzentrationen wachstums-limitierend wirkt als bisher angenommen.
- Es bestehen unterschiedliche Abhängigkeiten der biologischen Parameter von den verschiedenen Haupt- und Einzelparametern der Gewässerstrukturgütekartierung. Daher sollten stärker mit den einzelnen biologischen Qualitätskomponenten korrelierende Parameter für eine Bewertung herangezogen werden. Es könnten Überlegungen dazu angestellt werden, die Verfahren zur Gewässerstruktur-gütekartierung anhand von Forschungsergebnissen, die in Zusammenhang mit der Umsetzung der EG-WRRL gewonnen werden, zukünftig zu vereinfachen und zielführender zu gestalten, indem verstärkt unter Berücksichtigung der angestrebten Umweltziele relevante Parameter abgefragt werden.
- Zwischen der Beschaffenheit der Gewässermorphologie und den Indikatoren für den biologischen Zustand konnte ein statistischer Zusammenhang festgestellt werden. Untersuchungen von Makrozoobenthos und Fischfauna lassen darauf schließen, dass Beeinträchtigungen auch in einem höheren Ausmaß als erwartet noch einen guten biologischen Zustand innerhalb des Wasserkörpers zulassen. Neben der Gewässermorphologie haben insbesondere bei größeren Fließgewässern auch andere Belastungen, wie z.B. eine Beeinträchtigung der Abflussverhältnisse, einen deutlichen Einfluss auf die Gewässerbiozönose. Eine integrierte Betrachtung der Gewässersituation unter Berücksichtigung morphologischer und stofflicher Belastungen führte zu einer höheren Korrelation mit den ausgewählten biologischen Indikatoren.
- Bisher wurde die Gewässerbewertung unabhängig von den verschiedenen Fließgewässertypen durchgeführt. Dies wird sich bei der zukünftigen Gewässerbewirtschaftung ändern, bereits begründet durch die Forderung der EG-WRRL, eine gewässertypspezifische Bewertung vorzunehmen. Insbesondere für die Beurteilung der Auswirkungen einer stofflichen Belastung ist eine solche Betrachtungsart sehr relevant, da unterschiedliche Gewässertypen in unterschiedlichem Maße z.B. empfindlich auf Nährstoffeinträge reagieren.

- Grundsätzlich ist eine integrierte Analyse von Gewässerbelastungen als zielführender anzusehen als eine getrennte Betrachtung der Einzelbelastungen. Insbesondere das Vorhandensein sowohl stofflicher als auch morphologischer Belastungen, was sehr häufig der Fall ist, kann zu einer kumulativen Verstärkung der Belastungen führen. Die Bewertung der trophischen Situation eines Gewässers alleine anhand von Nährstoffkonzentrationen wird den ökologischen Anforderungen nicht gerecht. Die Trophie von Fließgewässern wird fallweise unterschätzt und ist biologisch bedeutsamer, als es alleine aus routinemäßigen Gewässergüteuntersuchungen der physikalisch-chemischen Bedingungen abgeleitet werden kann. Die Bewertung der Nährstoffe (insbesondere Phosphor) ist für die Fließgewässer unter Berücksichtigung der Fließgewässertypen bzw. der Einzugsgebietsgröße, der Fließgewässerregionen (Rhithral – Potamal) sowie der hydromorphologischen Ausprägung vorzunehmen. Für die Entwicklung von effizienten Managementstrategien zur Eutrophierungs-verminderung ist eine Betrachtung der limitierenden Faktoren der Primärproduzentenentwicklung notwendig. Wie dargestellt werden konnte, wird die Entwicklung von Phytoplankton, Phytobenthos und Makrophyten durch die Einflussgrößen Nährstoffe, Licht, Zeit, Sedimentation und Geschiebedynamik determiniert. Weitgehend (ab einer gewissen Obergrenze) unabhängig von den gemessenen Nährstoffkonzentrationen ist in langsam fließenden, wenig oder gar nicht beschatteten Fließgewässern eine starke Algenentwicklung zu beobachten. Fallweise kann z.B. die Dynamisierung der Geschiebehäufigkeit eine effizientere und kostengünstigere Maßnahme sein, als die Reduzierung der Nährstoffe bis in wachstumslimitierende Konzentrationsbereiche.
- Der „gute ökologische Zustand“ nach EG-WRRL ebenso wie die Bewertungsverfahren für dessen Einschätzung sind noch nicht abschließend diskutiert und definiert. Aus diesem Grund sind Hilfsverfahren und Hilfsgrößen notwendig, um eine Aussage über den Zustand eines Gewässers und über den Verursacher möglicher Defizite treffen zu können. Die Festlegung von Schwellenwerten für abiotische Parameter, die einzuhalten sind, kann eine wissenschaftlich fundierte und effektive Möglichkeit bieten, den Gewässerzustand zu beurteilen, da diese Methode leicht anzuwenden ist und auf Kenntnissen basiert, die sich in den letzten Jahrzehnten bei der Gewässerbewirtschaftung entwickelt haben. Dennoch bestehen, wie in dieser Arbeit aufgezeigt, zahlreiche Unsicherheiten und Defizite bei dieser Form der Bewertung, so dass Sicherheiten in die Verfahren mit aufgenommen werden müssen, um Fehleinschätzungen weitestgehend auszuschließen. Aus diesem Grund ist es wichtig, aufbauend auf weiteren Erkenntnissen, aus einer geeigneten Kombination von Informationen über sowohl biotische als auch abiotische Komponenten zu einer zielführenden Einschätzung des Gewässerzustands zu gelangen. Hierfür können die im Rahmen dieser Arbeit entwickelten Verfahrensvorschläge als eine Arbeitshypothese dienen.

9 LITERATUR

- AFNOR (1985). Essais des eaux. Détermination de l'indice biologique (IBG). AFNOR T, 90-350.
- AFNOR (1992). Essai des eaux: détermination de l'indice biologique global normalisé (IBGN). Norme NF T 90-350.
- AFNOR (2000). Détermination de l'Indice Biologique Diatomées (IBD). Norme NF T 90-354.
- AGENCES DE L'EAU (1999). Système d'évaluation de la qualité de l'eau des cours d'eau; SEQ-Eau (version 1) Annexe A Grilles de seuils par alteration avec justification; Les Etudes des Agences de l'eau No 64.
- Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaft, Nr. L 129. Richtlinie des Rates 76/464/EWG vom 4. Mai 1976 betreffend die Verschmutzung infolge der Ableitung bestimmter gefährlicher Stoffe in die Gewässer der Gemeinschaft.
- Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaft, Nr. L 192. Entscheidung 2000/479/EG der Kommission vom 17. Juli 2000 über den Aufbau eines Europäischen Schadstoffemissionsregisters (EPER) gemäß Artikel 15 der Richtlinie 96/61/EG des Rates über die integrierte Vermeidung und Verminderung der Umweltverschmutzung (IPPC).
- AQEM (2001). The Development and Testing of an Integrated Assessment System for the Ecological Quality of Streams and Rivers throughout Europe using Benthic Macroinvertebrates. Internet: www.aqem.de
- Abwassertechnische Vereinigung (ATV) (1997). 2. Arbeitsbericht der ATV-Arbeitsgruppe 2.1.1 „Beeinflussung der Gewässergüte durch Mischwassereinleitungen“: Grundlagen und Vorprüfung (2. Teil) sowie Hinweise zur biologischen Beurteilung mischwasserbelasteter Gewässer. Korrespondenz Abwasser 44 (5), 922-927.
- BLfW - Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft. Die Europäische Wasserrahmenrichtlinie und ihre Bedeutung für Bayern. Bestandsaufnahme 2004 in Bayern. http://www.wasserrahmenrichtlinie.bayern.de/wrrl_live/navigation/show.php3?id=243&nodeid=243&p=
- BLfW - Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft. Gütelängsschnitt Main-Donau mit dem Mess- und Laborschiff MS Burgund. <http://www.bayern.de/lfw/daten/burgund/daten.htm>
- Behrendt, H. & Opitz, D. (1996). Güteklassenbezogene Zielvorgaben zur Nährstoffreduzierung im Berliner Gewässersystem. IGB-Mittl., Heft 1, 27-92.
- Behrendt, H. et al. (1999). Nährstoffbilanzierung der Flussgebiete Deutschlands. Forschungsbericht 296 24 515 des Forschungsvorhabens Wasser, Umweltbundesamt, Berlin.
- Behrendt, H., Mischke, U. (2002). Entwicklung und Erprobung eines Konzeptes für ein Bewertungssystem zum Merkmalskomplex Phytoplankton in Berliner und Brandenburger Fließgewässern. Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei, im Auftrag der Senatsverwaltung für Stadtentwicklung VIII E2. Berlin, Oktober 2002.
- Bohle, H. W., Borchardt, D., Nestmann, F., Schröder, W., Werner, D. & Zanke, U. (2000). Ökosystemare Zusammenhänge im Hyporhithral anthropogen belasteter Fließgewässer. - Universitäten Kassel, Darmstadt, Marburg, Karlsruhe, unveröffentlichter Arbeitsbericht für die Deutsche Forschungsgemeinschaft - Projektphase II.

- Borchardt et al. (2003). Ökologische Prioritäten zur Sanierung von Salmonidenlaichgewässern: ein Vergleich von Lahn, Diemel und Ulster. Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) – Tagungsbericht Köln, Werder 2003.
- Borchardt, D., Ibisch, R. & Richter, S. (2004). Bewertung der Trophie in Fließgewässern – Thesenpapier. Institut für Gewässerforschung und Gewässerschutz (IAG), Universität Kassel, 2004. Erarbeitet im Rahmen des Forschungs- und Entwicklungsvorhabens 204 24 212 „Erarbeitung einer Gesamtdarstellung der Ergebnisse der Bestandsaufnahme nach Artikel 5 der Wasserrahmenrichtlinie in den zehn deutschen Flussgebieten“ des Umweltbundesamtes.
- Borchardt, D. & Richter, S. (2003). Identification of significant pressures and impacts upon receiving waters. *Water Science & Technology* Vol. 48 No 10 pp 33-38 © IWA Publishing 2003.
- Borchardt, D. & Richter, S. (2004). Ermittlung von signifikanten anthropogenen Belastungen auf den Zustand von Oberflächengewässern: Potenzielle Gefährdung der guten Gewässerqualität. In: Dokumente zur EG-Wasserrahmenrichtlinie. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit. CD Auflage Februar 2006.
- Borchardt, D., Richter, S., Willecke, J. (2004). Die Europäische Wasserrahmenrichtlinie – eine Einführung. *Kasseler Wasserbau-Mitteilungen*, Heft 14, Herkules Verlag Kassel.
- Borchardt, D., Richter, S., Willecke, J. (2005). Vorgehen und Methoden bei der Bestandsaufnahme nach Artikel 5 der EG-WRRL in Deutschland. Veröffentlicht als UBA-Text 30/06. ISSN 1862–4804.
- Bothwell, M. L. (1988): Growth rate responses of lotic periphytic diatoms to experimental phosphorus enrichment: The influence of temperature and light. - *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 45: 261-270.
- Bothwell, M. L. (1989): Phosphorus-limited growth dynamics of lotic periphytic diatom communities: areal biomass and cellular growth rate responses. - *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 46: 1293-1301.
- Braune, W. (1975). Studien zur Algenbesiedlung der Saale im Raum Jena. Vergleich der jahreszeitlichen Besiedlungsdynamik ober- und unterhalb der Stadt. *Limnologica* 9: 443- 480.
- Bund der Ingenieure für Wasserwirtschaft, Abfallwirtschaft und Kulturbau (BWK) E.V. (2001). Ableitung von immissionsorientierten Anforderungen an Misch- und Niederschlagswassereinleitungen unter Berücksichtigung örtlicher Verhältnisse. Merkblatt. Düsseldorf, 2001.
- BLAK - Bund/Länder-Arbeitskreis „Gefährliche Stoffe – Qualitätsziele für oberirdische Gewässer“ (1994). Konzeption zur Ableitung von Zielvorgaben zum Schutz oberirdischer Binnengewässer vor gefährlichen Stoffen. 1994.
- Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft Wien (2005). Wassergüte in Österreich. Jahresbericht 2004. Wien, April 2005.
- BMU - Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (2001A). *Umweltpolitik. Wasserwirtschaft in Deutschland; Teil I: Grundlagen*. Klüsener-Druck, Wuppertal. Oktober 2001.
- BMU - Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (2001B). *Umweltpolitik. Wasserwirtschaft in Deutschland; Teil II: Gewässergüte oberirdischer Binnengewässer*. Klüsener-Druck, Wuppertal. Oktober 2001.

- BMU - Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (2004). Umweltpolitik. Die Wasserrahmenrichtlinie - Neues Fundament für den Gewässerschutz in Europa. Langfassung. Bonifatius, Paderborn. November 2004.
- BMU - Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (2005). Umweltpolitik. Die Wasserrahmenrichtlinie – Ergebnisse der Bestandsaufnahme 2004 in Deutschland. Bonifatius, Paderborn. Juli 2005.
- BMU - Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (2006A). Umweltpolitik. Wasserwirtschaft in Deutschland. Teil 2 – Gewässergüte. Bonifatius, Paderborn. Januar 2006.
- BMU - Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (2006B): EG-Wasserrahmenrichtlinie: Berichte zur Bestandsaufnahme in Deutschland. DVD Auflage Februar 2006.
- Cemagref (1982). Etude des méthodes biologiques d'appréciation quantitative de la qualité des eaux. Rapport Cemagref Q. E. Lyon - A. F. Bassin Rhône-Méditerranée-Corse, 218 p.
- Darschnik, S., Schuhmacher, H. (1987). Störungen des natürlichen Längsgradienten eines Bergbaches durch Forellenteichanlagen. Arch. Hydrobiol. 110, Seite 409-439.
- Dawson, F. H., Newman, J. R., Gravelle, M. J., Rouen, K. J. & Henville, P. (1999): Assessment of the trophic status of rivers using macrophytes - Evaluation of the mean trophic rank. - Environment Agency, R & D Technical report E 39.
- DIN 38410-2 (1991). Biologisch-ökologische Gewässeruntersuchung (Gruppe M). Bestimmung des Saprobienindex (M2). – Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung.
- Downs, P. W. ; Gregory, K. J. and A. Brookes (1991). How Integrated is River Basin Management? In: Environmental Management, Vol. 15, No. 3, pp. 299-309.
- Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung, Biologisch-ökologische Gewässeruntersuchung, Verfahren zur Bestimmung des Saprobienindex (M2), DIN 38410, Teil 2, 1989.
- Europäische Gemeinschaften (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. Nr. L 327/1, vom 22.12.2000.
- Europäische Kommission, Leitfaden Nr. 2 (2002A). Ermittlung von Wasserkörpern. Veröffentlicht bei der Generaldirektion Umwelt der Europäischen Kommission, Brüssel, ISBN Nr. 92-894-5122-X, ISSN Nr. 1725-1087.
- Europäische Kommission, CIS Leitfaden Nr. 3 (2002B). Analyse der Belastungen und ihrer Auswirkungen. Veröffentlicht bei der Generaldirektion Umwelt der Europäischen Kommission, Brüssel, ISBN Nr. 92-894-5123-8, ISSN Nr. 1725-1087.
- Europäische Kommission, CIS Leitfaden Nr. 3 (2002C). Analyse der Belastungen und Auswirkungen. Die Hauptanforderungen zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie. Zusammenfassung der Leitlinie.

- Europäische Kommission, CIS Leitfaden Nr. 4 (2003A). Identifizierung und Ausweisung erheblich veränderter und künstlicher Wasserkörper. Veröffentlicht bei der Generaldirektion Umwelt der Europäischen Kommission, Brüssel, ISBN Nr. 92-894-5124-6, ISSN Nr. 1725-1087.
- Europäische Kommission (2003B): Toolbox on Identification and Designation of Artificial and Heavily Modified Water Bodies, Final, CIS Working Group 2.2 on Heavily Modified Water Bodies, 14 January 2003
- Europäische Kommission (2005). Towards a Guidance Document on Eutrophication assessment in the context of European Water Policies. Interim document. September 2005.
- Fichter, H.; Moss, T. (2003). Regionaler Institutionenwandel durch die EU-Wasserrahmenrichtlinie. Ausgewählte Beispiele zum Umgang mit „Problems of fit“ – Ergebnisse aus der raumwissenschaftlichen Institutionenforschung des IRS. Ergebnisse eines Workshops am 26. und 27. Juni 2003 am Umweltforschungszentrum Leipzig/Halle GmbH, Leipzig. Juni 2003.
- Fischereiforschungsstelle Baden-Württemberg (2005): Handbuch zum fischbasierten Bewertungssystem für Fließgewässer. Gefördert durch: Länderarbeitsgemeinschaft Wasser: LAWA-Projekt O 1.04 Ministerium für Umwelt und Verkehr Baden-Württemberg. 2005.
- Gabriel, Sigmar (2006). Das neue Umweltgesetzbuch als Beitrag für mehr Modernität und Effizienz in der Umweltpolitik. Veröffentlicht in: Frankfurter Allgemeine Zeitung vom 21.11.2006, Nr. 271.
- Hamm, A., Hrsg. (1991): Studie über Wirkungen und Qualitätsziele von Nährstoffen in Fließgewässern, hrsg. vom Arbeitskreis Wirkungsstudie im Hauptausschuss Phosphate und Gewässer in der Fachgruppe Wasserchemie in der Gesellschaft Deutscher Chemiker. - Academia, Sankt Augustin.
- Hamm, A. (1998). Die Eutrophierungsverminderung – eine Erfolgsstory? Deutsche Gesellschaft für Limnologie, Tagungsbericht 1998 (Klagenfurt), Tutzing 1999.
- Haybach, A. (1995). Korrelation der Gewässerstrukturgüte mit dem Artenbestand des Makrozoobenthos. In: Aktion Blau – Gewässerentwicklung in Rheinland-Pfalz. Gewässerstruktur. Untersuchungen zur Analyse und Bewertung der ökomorphologischen Struktur von Fließgewässern. Landesamt für Wasserwirtschaft Rheinland-Pfalz (LfW). Mainz, 1999. ISBN 3-933123-09-7.
- HLUG - Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie (2003). Überprüfung der Ausweisung des staugeregelten Mains als erheblich verändertes Gewässer im Sinne der EU-Wasserrahmenrichtlinie im Hinblick auf die Berichterstattung im Jahre 2004. Wiesbaden, 2003.
- HLUG - Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie. Messwerte. Gewässergüte. <http://www.hlug.de/medien/wasser/messwerte.htm>
- HMULF - Hessisches Ministerium für Umwelt, Landwirtschaft und Forsten (1999): Gewässerstrukturgüte Informationssystem (GESIS) – landesweite Gewässerstrukturgütekartierung. Wiesbaden.
- HMULV - Hessisches Ministerium für Umwelt, ländlichen Raum und Verbraucherschutz. Gewässerstrukturgüte Informationssystem. Internetseite zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie in Hessen. <http://interweb1.hmulv.hessen.de/umwelt/wasser/wrrrl/>

- Hillenbrand, T., Liebert, J. (2001). Kosten-Wirksamkeitsanalyse für Gewässerstrukturmaßnahmen in Hessen. Endbericht. Fraunhofer-Institut für Systemtechnik und Innovationsforschung (ISI), Karlsruhe.
- Hofmann, G. (1994): Aufwuchs-Diatomeen in Seen und ihre Eignung als Indikatoren der Trophie. - *Bibliotheca Diatomologica*, 30: 1-241.
- Horner, R. R., Welch, E. B. & Veenstra, R. B. (1983): Development of nuisance periphytic algae in laboratory streams in relation to enrichment and velocity. - In: R. G. Wetzel (Hrsg.): *First International Workshop on Periphyton of Freshwater Ecosystems*. Dr. W. Junk Publishers, The Hague, Växjö, Schweden, S. 121-134.
- Hübner, D., Borchardt, D. & Fischer, J. (submitted). Cascading effects of eutrophication on intragravel life stages of European grayling (*Thymallus thymallus* L.). - *Archiv für Hydrobiologie (Suppl.)*.
- Ibisch, R. B. & Borchardt, D. (2003). Effects of periphyton biomass and suspended solids on river bed permeability and hyporheic oxygen balances. - *Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie*, 28(4): 1875-1879.
- Ibisch, R. (2004). Biogene Steuerung ökologischer Systemeigenschaften des hyporheischen Interstitials der Lahn (Hessen). Dissertation zur Erlangung des Doktorgrades der Fakultät für Forst-, Geo- und Hydrowissenschaften der Technischen Universität Dresden. Dresden 2004.
- Illies, J. (1961). Versuch einer allgemeinen biozönotischen Gliederung der Fließgewässer. - *Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie*, 46(2): 205-213.
- IFOK - Institut für Organisationskommunikation (2004). European workshop on WFD implementation – Status of IMPRESS and economic analysis. Questionnaire Analysis. Bensheim. April 2004.
- IKSMS - Internationale Kommissionen zum Schutze der Mosel und der Saar (2005). Richtlinie 2000/60/EG - Internationale Flussgebietseinheit RHEIN - Internationales Bearbeitungsgebiet „Mosel-Saar“ – Bestandsaufnahme. Stand 10.12.2004. Trier, 2005.
- Jungwirth, M.; Moog, O.; Schmutz, S. (2006): Auswirkung der Stauregelung großer Flüsse auf die aquatische Tierwelt (Fische und Makrozoobenthos). *Limnologie aktuell*, Bd. 12 – Müller/Schöl/Bergfeld/Strunck (Hrsg.). *Staugeregelte Flüsse in Deutschland*. Stuttgart, März 2006, S. 79 – 98.
- Kalweit, H., Kalweit, I., Mauch, E. (Hrsg.) (1981). Auswirkungen von Flussstauhaltungen auf die Gewässerbeschaffenheit. DVWK-Schriften 15, Beiträge zur Wasserbeschaffenheit. Paul Parey, Hamburg.
- Kern, K. (2002): Überarbeiteter Abschlussbericht – Vorläufige Einstufung der Oberflächengewässer nach der Wasserrahmenrichtlinie in Baden-Württemberg. November 2002.
- Kestemont P., Didier J., Depiereux E., Micha J-C. (2000). Selecting ichthyological metrics to assess river quality basin ecological quality, *Arch. Hydrobiol. Suppl.* 121 , 3 - 4, 321 – 348.
- Köck, H., Unnerstall, W. (2006). Rechtliche Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie in Bund und Ländern. In: M. Schmalholz und W. v. Keitz: *Handbuch der EU-Wasserrahmenrichtlinie. Inhalte, Neuerungen und Anregungen für die nationale Umsetzung*. Überarbeitete und erweiterte Auflage 2006. ISBN 3-503-09027-4

- Krammer, K. & Lange-Bertalot, H. (1986-91): Süßwasserflora von Mitteleuropa, Bacillariophyceae. 2/1 Naviculaceae, 876 S.; 2/2 Bacillariaceae, Epithemiaceae, Surirellaceae, 596 S.; 2/3 Centrales, Fragilariaceae, Eunotiaceae, 576 S.; 2/4 Achnantheaceae, 437 S. - Gustav Fischer, StuttgArtikel
- LAWA - Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (1998). Beurteilung der Wasserbeschaffenheit in der Bundesrepublik Deutschland - Chemische Gewässergüteklassifikation. Kulturbuch - Verlag GmbH, Berlin.
- LAWA - Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (1999). Gewässerstrukturgütekartierung in der Bundesrepublik Deutschland – Übersichtsverfahren.
- LAWA - Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (2000). Gewässerstrukturgütekartierung in der Bundesrepublik Deutschland – Verfahren für kleine und mittelgroße Fließgewässer. Kulturbuch – Verlag GmbH, Berlin.
- LAWA - Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (2002A). Unterarbeitskreis „Planktonführende Fließgewässer: „Methode zur Klassifikation der Trophie planktonführender Fließgewässer/Ergebnisse der Erprobungsphase“. Abschlussbericht, Januar 2002.
- LAWA - Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (2002B). Kriterien zur Erhebung von anthropogenen Belastungen und Beurteilung ihrer Auswirkungen zur termingerechten und aussagekräftigen Berichterstattung an die EU-Kommission. Strategiepapier. Entwurf, Stand September 2002.
- LAWA - Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (2002C). Musterverordnung zur Umsetzung der Anhänge II und V der 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. Stand 05.12.2002.
- LAWA - Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (2003A). Arbeitshilfe zur Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie. Arbeitspapier. 2003.
- LAWA - Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (2003B). Kriterien zur Erhebung von anthropogenen Belastungen und Beurteilung ihrer Auswirkungen zur termingerechten und aussagekräftigen Berichterstattung an die EU-Kommission. Strategiepapier. 2003.
- LfW - Landesamt für Wasserwirtschaft Rheinland-Pfalz (1999). Aktion Blau – Gewässerentwicklung in Rheinland-Pfalz. Gewässerstruktur. Untersuchungen zur Analyse und Bewertung der ökomorphologischen Struktur von Fließgewässern. Mainz, 1999. ISBN 3-933123-09-7.
- LfW - Landesamt für Wasserwirtschaft Rheinland-Pfalz (2000). Gütebericht 2000. Herausgegeben vom Ministerium für Umwelt und Forsten, Mainz 2000.
- Lautenschläger, M. (2004). Anpassungen der Lebensgemeinschaft von Mittelgebirgs-Fließgewässern an urbane Überprägungen unter besonderer Berücksichtigung der Kriebelmücken (Diptera; Simuliidae). Inaugural-Dissertation zur Erlangung des Doktorgrades. Essen, Dezember 2004.
- Leclercq L. et Maquet B. (1987). Deux nouveaux indices chimique et diatomique de qualité d'eau courante. Application au Samson et à ses affluents. Comparaison avec d'autres indices chimiques, biocénologiques et diatomiques. Institut Royal des Sciences Naturelles de Belgique, Document de travail n° 38, Bruxelles.

- Mauch, E. (1998). Kartierung der Trophie von Fließgewässern in Bayern: Integrierte ökologische Gewässerbewertung - Inhalte und Möglichkeiten. Münchner Beiträge zur Abwasser-, Fischerei- und Flussbiologie. R. Oldenbourg, München, S. 413-433.
- Ministerium für Umwelt, Forsten und Verbraucherschutz Rheinland-Pfalz (2000). Gütebericht 2000. ISBN: 3-933123-10-0.
- Ministerium für Umwelt, Forsten und Verbraucherschutz Rheinland-Pfalz. Umsetzung der Richtlinie 2000/60/EG vom 23.10.2000. <http://www.wrrl.rlp.de/servlet/is/1686/>
- Mischke, U., Behrendt, H., Köhler, J., Opitz, D. (2005). Endbericht zum LAWA-Vorhaben: Entwicklung eines Bewertungsverfahrens für Fließgewässer mittels Phytoplankton zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie. Im Auftrag der Länder Arbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA-Projekt O 6.03), Berlin, Friedrichshagen, S. 99.
- Mischke, U., Behrendt, H., Nixdorf, B. (2006). Die Bedeutung des Phytoplanktons für die Bewertung staugeregelter Flüsse nach EG-WRRL. In: Limnologie aktuell, Bd. 12. Staugeregelte Flüsse in Deutschland. Stuttgart, März 2006, S. 313 – 331.
- Mitchell, B. (1990). Integrated water management. In: ders. (Ed.): Integrated Water Management: International Experiences and Perspectives, London, New York, pp. 1- 21.
- Moog, O. (1995) HRSG. Fauna Aquatica Austriaca. Mai 1995. Wasserwirtschaftskataster, Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Wien.
- Newson, M. (1997). Land, Water and Development. Sustainable management of river basin systems, 2. edition., London. New York.
- Nixdorf, B., Mischke, U., Behrendt, H. (2002). Phytoplankton/Potamoplankton – wie geeignet ist dieser Merkmalskomplex für die ökologische Bewertung von Flüssen? In: Implementierung der EU-Wasserrahmenrichtlinie in Deutschland: Ausgewählte Bewertungsmethoden und Defizite. BTU Cottbus, Fakultät Umweltwissenschaften und Verfahrenstechnik. Eigenverlag. 2002.
- Nusch, Ernst A. (1998). Wann nehmen die Algen endlich unsere Eutrophierungsstudien zur Kenntnis? Deutsche Gesellschaft für Limnologie, Tagungsbericht 1998 (Klagenfurt), Tutzing 1999.
- Nusch, Ernst A. (1999): Chlorophyllbestimmung - photometrisch. - In: W. v. Tümping & G. Friedrich (Hrsg.): Methoden der Biologischen Wasseruntersuchung, Band 2, Biologische Gewässeruntersuchung. Gustav Fischer, Jena, S. 368-374.
- Pipp, E. & Rott, E. (1993): Bestimmung der ökologischen Wertigkeit von Fließgewässern in Österreich nach dem Algenaufwuchs. Blaue Reihe des Bundesministeriums für Umwelt, Jugend und Familie. - Bundesministerium für Umwelt, Jugend und Familie (Österreich), 147 S.
- Podraza, P. (2000): Heavily Modified Waters in Europe. Case Study on the River Ruhr, Essen.
- Pottgießer, T., Sommerhäuser, M. (2006). Biozönotisch bedeutsame Fließgewässer Deutschlands. Stand 2006. http://www.umweltbundesamt.de/wasser/themen/EG-WRRL_ftyp.htm.
- Regierungspräsidium Gießen, Abt. Staatliches Umweltamt Wetzlar (2002) (Hrsg.). Gemeinschaftsprojekt der Länder Hessen und Rheinland-Pfalz. Pilotprojekt "Bewirtschaftungsplan Mittelrhein", Wetzlar, 2002.

- Regierungspräsidium Gießen, Geschäftsstelle Bewirtschaftungsplan Mittelrhein (2005).
Bewirtschaftungsplan Mittelrhein. 1. Bestandsaufnahme 2004. Internationale
Flussgebietseinheit Rhein. Bearbeitungsgebiet Mittelrhein. Teil B. Wetzlar, 2005.
- Rott, E., Pipp, E., Pfister, P., van Dahm, H., Ortler, K., Binder, N. & Pall, K. (1999): Indikationslisten für
Aufwuchsalgen in österreichischen Fließgewässern, Teil 2: Trophieindikation sowie
geochemische Präferenz, taxonomische und toxikologische Anmerkungen. -
Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft (Österreich), Wien, 248 S.
- Schattmann, A. (1995). Korrelation der Gewässerstrukturgüte mit dem Artenbestand des
Makrozoobenthos an Nebenbächen der Ahr. In: Aktion Blau – Gewässerentwicklung in
Rheinland-Pfalz. Gewässerstruktur. Untersuchungen zur Analyse und Bewertung der
ökomorphologischen Struktur von Fließgewässern. Landesamt für Wasserwirtschaft
Rheinland-Pfalz (LfW). Mainz, 1999. ISBN 3-933123-09-7.
- Schiefele, S. & Kohmann, F. (1993). Bioindikation der Trophie in Fließgewässern. -
Umweltforschungsplan des Bundesministers für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit.
Im Auftrag des Umweltbundesamtes, Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft, Band-Nr.
102 01 504.
- Schmedtje, U.; Colling, M. (1996): Ökologische Typisierung der aquatischen Makrofauna. -
Informationsberichte des Bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft 4/96, Diskette;
München.
- Schmedtje, U., Sommerhäuser, M., Braukmann, U., Briem, E., Haase, P. & Hering, D. (2001): Top
down - bottom up-Konzept einer biozönotisch begründeten Fließgewässertypologie
Deutschlands. - Jahrestagung der Deutschen Gesellschaft für Limnologie. Eigenverlag der
DGL, Tutzing, S. 147-151.
- Schmidt, T. (1997). Die Bedeutung von Wasserqualität und Gewässerstrukturen für den
Gewässerschutz. In: Abwasserbehandlung, Gewässerschutz und Wasserwirtschaft an der
Schwelle zum 21. Jahrhundert. Wasser, Abwasser, Abfall. Schriftenreihe der Fachgebiete
Siedlungswasserwirtschaft und Abfallwirtschaft der Universität Gesamthochschule Kassel.
ISSN 0930-5459. S. 81 – 95.
- Schneider, S. (2000). Entwicklung eines Makrophytenindex zur Trophieindikation in Fließgewässern.
Dissertation. TU München: 182 pp.
- Schwevers, U. & Adam, B. (1997). Feststellung der Korrelation von Gewässerstrukturgüte und
Artenvielfalt der Fischfauna. In: Aktion Blau – Gewässerentwicklung in Rheinland-Pfalz.
Gewässerstruktur. Untersuchungen zur Analyse und Bewertung der ökomorphologischen
Struktur von Fließgewässern. Landesamt für Wasserwirtschaft Rheinland-Pfalz (LfW). Mainz,
1999. ISBN 3-933123-09-7.
- Schwörbel, J. (1999). Einführung in die Limnologie. 8. Auflage. Gustav Fischer Verlag. Stuttgart Artikel
- Twelbeck, R. (2005): Ökologische Aussagekraft der Gewässerstrukturgüte; Gewässerstruktur und
Fischzönosen in den Fließgewässern der Mittelgebirge von Rheinland-Pfalz. LUWG-
Publikation, Stand: Oktober 2005. Auftraggeber: Landesamt für Umwelt, Wasserwirtschaft und
Gewerbeaufsicht, Mainz.
- Uhlmann, D. & Horn, W. (2001). Hydrobiologie der Binnengewässer. UTB für Wissenschaft, Verlag
Eugen Ulmer, Stuttgart Artikel ISBN 3-8252-2206-3.

- UBA – Umweltbundesamt: Gewässerstruktur. Stand: 28.04.2006. http://www.umweltbundesamt.de/wasser/themen/ow_s4_1.htm
- UBA - Umweltbundesamt, Berlin (2003A). Internationale Harmonisierung der Quantifizierung von Nährstoffeinträgen aus diffusen und punktuellen Quellen in die Oberflächengewässer Deutschlands. UBA-Texte 82/03, ISSN 0722-186X.
- UBA - Umweltbundesamt (2003B). Leitbildorientierte physikalisch-chemische Gewässer-bewertung – Referenzbedingungen und Qualitätsziele. - Umweltforschungsplan des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Forschungsbericht 200 24 226, Berlin.
- UBA - Umweltbundesamt, Berlin (2004A). Grundlagen für die Auswahl der kosten-effizientesten Maßnahmenkombinationen zur Aufnahme in das Maßnahmenprogramm nach Artikel 11 der Wasserrahmenrichtlinie. UBA-Texte 02/04, ISSN 0722-186X.
- UBA - Umweltbundesamt, Berlin (2004B). Fallstudien zu erheblich veränderten Gewässern in Deutschland – Case Studies on Heavily Modified Waters in Germany. UBA-Texte 16/04, ISSN 0722-186X.
- UKTAG - United Kingdom Technical Advisory Group on the Water Framework Directive (2003). Work Programme Task7f. Guidance on pressures and impacts analysis for rivers (biological). Guidance on risk assessment criteria for rivers. Guidance on selection of risk assessment criteria in relation to biological classification schemes for rivers. Working Draft. September 2003.
- Umweltdaten Deutschland online: <http://www.env-it.de/umweltdaten/public/theme.do? nodelident=2395>
- UNESCO - United Nations Educational Scientific and Cultural Organisation (2005): UNESCO Water Portal Weekly Update No. 104: Water in Europe. Juli 2005. <http://www.unesco.org/water/news/newsletter/104.shtml>.
- Vannote, R. L., Minshall, W. G., Cummins, K. W., Sedell, J. R. & Cushing, C. E. (1980). The river continuum concept. - Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 37: 130-137.
- Vollenweider, R. A. (1976). Advances in defining critical loading levels for phosphorus in lake eutrophication. - Memorie dell' Istituto Italiano di Idrobiologia Dottore Marco de Marchi, 33: 55-83.
- WasserWirtschaft, Hydrologie-Wasserbau-Boden-Ökologie, Organ der deutschen Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall (2003). Pilotprojekt Bewirtschaftungsplan Mittelrhein, Sonderheft, 93. Jahrgang , ISSN 0043-0978, 7-8 2003.
- Wehr, J., Descy, J.-P. (1998): Use of phytoplankton in large river management. – J. of Phycol. 34(5): 741-749.

GLOSSAR

Auswirkung: Gemäß der EG-WRRL Anhang II 1.5 ist dies eine Veränderung der Werte der Qualitätskomponenten, die aus einer oder mehreren Belastungen resultiert und die potenziell dazu führt, dass die in Artikel 4 definierten Umweltziele nicht erreicht werden.

Baseline scenario: Eine Einschätzung der Auswirkungen bis 2015, basierend auf Trends oder sozial-ökonomischen Vorhersagen menschlicher Aktivitäten, der Umsetzung rechtlicher Vorgaben und natürlichen Veränderungen.

Belastung: Gemäß EG-WRRL Anhang II Nr. 1.4 sind für Oberflächengewässer Daten über Art und Ausmaß der signifikanten anthropogenen Belastungen zu erheben (siehe auch LAWA Arbeitshilfe Teil 3, II./1.1.4 (LAWA 2003A). Dabei sind insbesondere Schadstoffe aus Punktquellen und diffusen Quellen, Schwankungen des Wasserstandes (Wasserentnahme, Wasserflussregulation), sowie Veränderungen der Morphologie der Wasserkörper und andere menschliche Aktivitäten, die Auswirkungen haben könnten, zu berücksichtigen.

Bestandsaufnahme: Beinhaltet gemäß Artikel 5 EG-WRRL die Erfassung der Merkmale einer Flussgebietseinheit einschließlich der Überprüfung der Umweltauswirkungen menschlicher Tätigkeiten und einer wirtschaftlichen Analyse der Wassernutzung. Genauere Spezifikationen zur Bestandsaufnahme finden sich in den Anhängen II und III, in denen auch die Ermittlung der kosteneffizientesten Maßnahmenkombinationen beschrieben wird. Die Erstbeschreibung musste bis zum Dezember 2004 erfolgen.

Betrachtungseinheit: Um die Ergebnisse der Bestandsaufnahme auf Flussgebietsebene transparent und derart darzustellen, dass überregional bedeutsame Belastungsschwerpunkte erkannt werden können, ist es notwendig, Betrachtungseinheiten zu definieren. Die Betrachtungseinheit sollte, abhängig von lokalen Gegebenheiten, so festgelegt werden, dass sie eine geeignete Beurteilungseinheit ergibt. Nach EG-WRRL stellt der Wasserkörper (s. u.) diese Betrachtungseinheit dar.

CIS (Common Implementation Strategy): Die „Gemeinsame Umsetzungsstrategie“ zielt vor allem darauf ab, eine einheitliche Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie zu unterstützen. Zu den wichtigsten Grundlagen dieser Gemeinsamen Strategie gehören der Austausch von Informationen und Erfahrungen, die Erarbeitung gemeinsamer Methoden und Ansätze, die Einbindung von Fachleuten aus den Beitrittsländern sowie die Einbindung von interessierten Kreisen.

DPSIR-Methode: Die „umweltrelevante Aktivität“- (**D**river), „Belastung“- (**P**ressure), „Zustand“-(**S**tate), „Auswirkung“- (**I**mpact) und „Reaktion“- (**R**esponse)-Methodik. Von der Europäischen Umweltagentur EUA wurde das DPSIR-Modell entwickelt, welches für alle Umweltthemen eine analoge Darstellung der Zusammenhänge von Ursachen und Wirkungen erlaubt. Die Berücksichtigung aller wesentlichen DPSIR-Informationen zu einem bestimmten Thema ergibt eine vollständige Informationsbasis für umweltpolitische Diskussionen und Entscheidungen.

Flussgebietseinheit und Koordinierungsraum: Innerhalb Deutschlands wurden 10 Flussgebietseinheiten als Haupteinheiten für die Bewirtschaftung von Einzugsgebieten festgelegt. Diese sind in Anhang 1 zum WHG festgelegt und decken jeweils das Einzugsgebiet der großen Ströme mit den zugeordneten Grund- und Küstengewässern in Deutschland ab. Acht davon haben internationale Bezüge, lediglich zwei Flussgebietseinheiten werden allein national bewirtschaftet. Um die Aufstellung und Abstimmung des Bewirtschaftungsplans, der Maßnahmenprogramme und weiterer Arbeiten zu erleichtern, werden die Flussgebietseinheiten in weitere Abschnitte untergliedert. Diese Abschnitte werden als Koordinierungsräume bezeichnet.

IMPRESS (Impacts and Pressures): Arbeitsgruppe im Rahmen der Common Implementation Strategy (CIS), die sich mit der Ermittlung von Belastungen und ihren Auswirkungen nach Anhang II der EG-WRRL beschäftigt hat. Die Ergebnisse resultierten in dem Leitfaden zur „Analyse der Belastungen und Auswirkungen“, der IMPRESS-Analyse.

Maßnahmenprogramm: Artikel 11 der EG-WRRL fordert die Erstellung kosteneffizienter Maßnahmenprogramme auf Ebene der Flussgebietseinheiten, um die Ziele der EG-WRRL gemäß Artikel 4 zu erreichen. Die Maßnahmenprogramme müssen dabei bis 2009 aufgestellt sein, bis 2012 muss die Umsetzung der darin enthaltenen Maßnahmen erfolgen. Ab 2015 sind regelmäßige Überprüfungen der Maßnahmenprogramme in Abständen von sechs Jahren vorgesehen.

Monitoring: Bis Ende 2006 sind auf der Basis der Einschätzungen aus der Bestandsaufnahme Programme zur Überwachung des Gewässerzustands zu erstellen. Diese Messprogramme sind die Voraussetzung für eine zielgerichtete Planung von Maßnahmen zur Verbesserung des Zustands der Gewässer. Die Gewässerüberwachung nach EG-WRRL Artikel 8 unterscheidet in Anhang V in „Übersichtsüberwachung“, „operative“ sowie „Überwachung zu Ermittlungszwecken“.

Risikoanalyse: Die Risikoanalyse beschreibt die Wahrscheinlichkeit, ob ein Wasserkörper bis 2015 den „guten Zustand“ bzw. das „gute ökologische Potenzial“ erreicht. Es handelt sich um einen ersten Schritt im Rahmen der Umsetzung der EG-WRRL, der innerhalb der Bestandsaufnahme durchgeführt wurde und dessen Hauptzweck es ist, die folgenden Aufgaben der Überwachung und dann der Ermittlung der Maßnahmen auf das Notwendige zu konzentrieren und einschränken. In Deutschland wurden die Wasserkörper innerhalb der Risikoanalyse in die drei Kategorien „Zielerreichung wahrscheinlich“, „Zielerreichung unsicher“ oder „Zielerreichung unwahrscheinlich“ eingestuft.

Wasserkörper: ein Oberflächenwasserkörper im Sinne der EG-WRRL ist ein einheitlicher und bedeutender Abschnitt eines Oberflächengewässers, z.B. ein See, ein Speicherbecken, ein Fließgewässer, ein Strom, Fluss oder Kanal, ein Übergangsgewässer oder ein Küstengewässerstreifen. Nach Artikel 4 EG-WRRL sind alle Wasserkörper zu schützen, verbessern oder sanieren, um bis spätestens 2015 einen guten Zustand zu erreichen. Demzufolge ist der Wasserkörper die Einheit (vgl. Betrachtungseinheit), auf welche sich die Bewertung und mögliche Maßnahmen zum Erreichen des guten Zustands beziehen müssen.

ANHANG

Anhang A: Biozönotisch bedeutsame Fließgewässertypen Deutschlands Pottgiesser, T., Sommerhäuser, M. 2004)

Anhang B: Vorgehen in Deutschland bei der Bestandsaufnahme nach EG-WRRL

- B-1: Übersichtsdarstellung der Risikokriterien für Fließgewässer nach LAWA
- B-2: Übersichtsdarstellung der Indikatoren zur Beurteilung der Auswirkungen für Fließgewässer nach LAWA
- B-3: Grundlage für die Einstufung von Abweichungen der Bundesländer von den Vorgaben des LAWA-Kriterienpapiers innerhalb der Bestandsaufnahme
- B-4: Bewertung der allgemeinen chem./physikalischen Parameter nach Anhang V der EG-WRRL innerhalb der Bestandsaufnahme
 - B-4.1: Stickstoff*
 - B-4.2: Ammonium-N*
 - B-4.3: Phosphor*
- B-5: Bewertung der morphologischen Beeinträchtigungen innerhalb der Bestandsaufnahme

Anhang C: Ergebnisse Teil „Morphologie“ im Einzugsgebiet Mittelrhein

- C-1: Mittelwerte der Einzelparameter und der Gesamtbewertung
- C-2: Betrachtungsräume im Einzugsgebiet Mittelrhein, ökologische Bewertung und Anteil der Gewässerlängen mit Gewässerstrukturgüteklassen 6 und 7
- C-3: „Ökologischer Zustand“ und Belastungsspektrum
- C-4: Anteil der mit Strukturklasse 6 und 7 bewerteten Gewässerstrecken in den hessischen Wasserkörpern des Mittelrheineinzugsgebietes
- C-5: Korrelationen der Hauptparameter der Gewässerstrukturgütekartierung mit dem ökologischen Zustand
- C-6: Korrelationen der Bewertung nach Gewässerstrukturgütekartierung (Mittelwert Gesamtnote) mit dem ökologischen Zustand
- C-7: Korrelationen der Bewertung nach Gewässerstrukturgütekartierung (Anteil mit Gewässerstrukturgüteklassen 6 und 7 in den Betrachtungsräumen) mit dem ökologischen Zustand
- C-8: Korrelationen der Bewertung nach Gewässerstrukturgütekartierung (Anteil mit Gewässerstrukturgüteklassen 6 und 7 in den Wasserkörpern) mit dem ökologischen Zustand
- C-9: Korrelationen der Bewertung verschiedener Gewässerbelastungen mit dem ökologischen Zustand

Anhang D: Ergebnisse Teil „Morphologie“ an Lahn und Main

D-1: Wasserkörper der Lahn und des staugeregelten Mains, ökologische Bewertung und Einstufung der Gewässerstrukturgüte

D-2: Korrelationen der Bewertung nach Gewässerstrukturgütekartierung (Mittelwert Gesamtnote) mit dem ökologischen Zustand

D-3: Korrelationen der Bewertung nach Gewässerstrukturgütekartierung (Anteil mit Gewässerstrukturgüteklassen 6 und 7)

Anhang E: Daten - Teil „Eutrophierung“ an Lahn und Main

E-1: Ergebnisse der chemischen Untersuchungen der Messfahrt der MS Burgund (Main - Donau); 1998; Messprogramm Trophie

Anhang A: Biozönotisch bedeutsame Fließgewässertypen Deutschlands; Stand: 2006 (Pottgiesser, T., Sommerhäuser, M. 2006)

Typen der Alpen und des Alpenvorlands

- Typ 1 Fließgewässer der Alpen (a)
- Typ 2 Fließgewässer des Alpenvorlands (b)
- Typ 3 Fließgewässer der Jungmoräne des Alpenvorlands (c)
- Typ 4 Große Flüsse des Alpenvorlands

Typen des Mittelgebirges

- Typ 5 Grobmaterialreiche, silikatische Mittelgebirgsbäche
- Typ 5.1 Feinmaterialreiche, silikatische Mittelgebirgsbäche
- Typ 6 Feinmaterialreiche, karbonatische Mittelgebirgsbäche
- Typ 7 Grobmaterialreiche, karbonatische Mittelgebirgsbäche
- Typ 9 Silikatische, fein- bis grobmaterialreiche Mittelgebirgsflüsse
- Typ 9.1 Karbonatische, fein- bis grobmaterialreiche Mittelgebirgsflüsse
- Typ 9.2 Große Flüsse des Mittelgebirges
- Typ 10 Kiesgeprägte Ströme

Typen des Norddeutschen Tieflandes

- Typ 14 Sandgeprägte Tieflandbäche
- Typ 15 Sand- und lehmgeprägte Tieflandflüsse
- Typ 15_g Große sand- und lehmgeprägte Tieflandflüsse
- Typ 16 Kiesgeprägte Tieflandbäche
- Typ 17 Kiesgeprägte Tieflandflüsse
- Typ 18 Löss-Lehmgeprägte Tieflandbäche
- Typ 20 Sandgeprägte Ströme
- Typ 22 Marschengewässer (d)
- Typ 23 Rückstau- bzw. brackwasserbeeinflusste Ostseezuflüsse

Ökoregion unabhängige Typen

- Typ 11 Organisch geprägte Bäche
 - Typ 12 Organisch geprägte Flüsse
 - Typ 19 Kleine Niederungsließgewässer in Fluss- und Stromtälern
 - Typ 21 Seeausflussgeprägte Fließgewässer
-

Anhang B: Bestandsaufnahme nach EG-WRRL in Deutschland

B-1: Übersichtsdarstellung der Risikokriterien für Fließgewässer nach LAWA (2003B)

Belastungen	Kriterien
Punktquellen:	- > 2.000 EW
Abwasser-	- Jahresabwassermenge
einleitungen aus	- angeschlossene Einwohner und Einwohnergleichwerte,
kommunalen	- Jahresfrachten von CSB, Nges, Pges (nach Anhang 1 der AbwV des Bundes),
Kläranlagen	- Jahresfrachten der prioritären Stoffe, der Stoffe der Gewässerqualitätsverordnungen zur RL 76/464/EWG und der flussgebietsspezifischen Stoffe, soweit diese vorliegen bzw. wasserrechtlich geregelt sind
Punktquellen:	- Angaben über die Anlagen, die nach der IVU-Richtlinie berichtspflichtig sind mit Jahresfrachten von denjenigen Stoffen, die sich aus der Liste der wasserrelevanten 26 Stoffe ergeben (s. Anlage 1, LAWA-Kriterienpapier „Schwellenwerte – EPER“),
Industrielle	- Jahresfrachten der prioritären Stoffe, der Stoffe der Gewässerqualitätsverordnung zur RL 76/464/EWG und der flussgebietsspezifischen Stoffe, soweit diese vorliegen bzw. wasserrechtlich geregelt sind.
Direkteinleiter	- Nahrungsmittelbetriebe > 4.000 EW (Datenerhebung wie kommunale Kläranlagen)
Punktquellen:	- Erfassung durch Schätzverfahren.
Niederschlags-	- Befestigte Flächen > 10 km ² .
wasser-/	- Die Erfassung der Belastungen durch Niederschlagswasser-/Mischwassereinleitungen kann auch anhand länderspezifischer, in der Praxis erprobter Verfahren (z.B. ATV/DVWK (ATV 1997) und BWK-Merkblätter) erfolgen.
Mischwasser-	
einleitungen	
Diffuse Quellen	- Auf Ergebnisse „Grundwasserkörper“ zurückgreifen. Für Oberflächenwasserkörper, die durch stofflich belastete Grundwasserkörper beeinflusst werden, ist von einer potentiellen Gefährdung auszugehen. Ergänzend sind Einträge von nicht-wassergängigen Stoffen durch Erosion zu berücksichtigen.
	- Stoffeinträge aus diffusen Quellen sind vor allem für Nährstoffe und Pflanzenschutzmittel zu erwarten. Daneben kann auch ein diffuser Eintrag von Metallen und PAK vorliegen. Dies ist im Einzelfall zu prüfen.
Wasser-	- Wasserentnahmen ohne Mindest-Wasser-Regelung
entnahmen	- Wasserentnahme > 1/3 MNQ
Morphologische	- aufgenommene Belastungen aus der Gewässerstrukturkartierung nach LAWA-Klassifikation mit Indexdotierung 6 und 7 (z.B. Verrohrungen, naturferner Sohlen- und Uferverbau, Trapez- und Kastenprofile, schädliche Umfeldstrukturen) sowie
Veränderungen	- Gesamtbewertung und vergleichbare Erhebungen
Abfluss-	Aus der Strukturkartierung nach dem Verfahren für kleine u. mittlere Gewässer:
regulierung	- Parameter „Querbauwerke“ mit der Indexdotierung 6 und 7 (glatte Gleite, hoher und sehr hoher Absturz).
	- Parameter „Rückstau“ mit der Indexdotierung Gewässerstrukturklasse 7 (starker Rückstau).
	Aus der Strukturkartierung nach dem Übersichtsverfahren oder entsprechenden Verfahren:
	- die erfassten nichtdurchgängigen Abstürze und Rückstau
Wärme-	- Einleiten von Kühl- und Prozesswässern
einleitung	- Auflisten der Einleiter mit einer Wärmefracht > 10 MW
Salzeinleitung	- Bedeutende Salzeinleiter; Auflisten der Einleitungen > 1 kg/s Chlorid

B-2: Übersichtsdarstellung der Indikatoren zur Beurteilung der Auswirkungen für Fließgewässer nach LAWA (2003B)

Indikator	Kriterien												
Saprobie	Gewässerstrecken im betrachteten Oberflächenwasserkörper mit einer Gewässergüteklasse > II (nach LAWA - Klassifikation), soweit nicht naturräumlich bedingt												
Trophie	- Gewässerstrecken im betrachteten planktondominierten Oberflächenwasserkörper mit einer Trophieklasse > II (nach LAWA - Klassifikation), oder - Gewässerstrecken planktondominierter Oberflächenwasserkörper mit Konzentrationen von Orthophosphat-P $\geq 0,2$ mg/l sowie Nitrat-N $\geq 6,0$ mg/l (jeweils als Mittelwert)												
Chemische Stoffe (Anhang VIII)	Gewässerstrecken im betrachteten Oberflächenwasserkörper, in denen festgelegte Qualitätsziele, Qualitätsnormen bzw. Qualitätskriterien überschritten worden sind.												
Stickstoff- und Phosphorfrachten	Meeresschutz (Regelung für Übergangs- und Küstengewässer, im Kriterienpapier beschrieben)												
Biozönose	Soweit Untersuchungsdaten vorhanden, Beurteilung der durch stoffliche Belastungen bedingten Beeinträchtigung anhand von Vor-Ort-Kenntnissen												
Aufwärmung	Gewässerstrecken im betrachteten Oberflächenwasserkörper, in denen folgende Kriterien gemäß der Richtlinie 78/659/EWG (Fischgewässer-Richtlinie) überschritten werden: <table border="1" data-bbox="438 913 1369 1115"> <thead> <tr> <th>Kriterium</th> <th>Salmonidengewässer</th> <th>Cyprinidengewässer</th> </tr> </thead> <tbody> <tr> <td>Maximale Jahrestemperatur</td> <td>> 21,5°</td> <td>> 28°</td> </tr> <tr> <td>Maximale Wintertemperatur (nur soweit winterlaichende Arten vertreten)</td> <td>> 10°</td> <td>> 10°</td> </tr> <tr> <td>Maximale Aufwärmung (nach vollständiger Durchmischung)</td> <td>1,5 K</td> <td>3 K</td> </tr> </tbody> </table>	Kriterium	Salmonidengewässer	Cyprinidengewässer	Maximale Jahrestemperatur	> 21,5°	> 28°	Maximale Wintertemperatur (nur soweit winterlaichende Arten vertreten)	> 10°	> 10°	Maximale Aufwärmung (nach vollständiger Durchmischung)	1,5 K	3 K
Kriterium	Salmonidengewässer	Cyprinidengewässer											
Maximale Jahrestemperatur	> 21,5°	> 28°											
Maximale Wintertemperatur (nur soweit winterlaichende Arten vertreten)	> 10°	> 10°											
Maximale Aufwärmung (nach vollständiger Durchmischung)	1,5 K	3 K											
Versalzung	Gewässerstrecken im betrachteten Oberflächenwasserkörper, an denen im Jahresmittel die Konzentration von 200 mg/l Chlorid überschritten wird, bzw. wenn angewandt biologische Indikation über Phytobenthos und Makrozoobenthos.												
Versauerung	Gewässerstrecken, für welche die Werte der Säurezustands-Klassifikation nach LAWA nicht eingehalten werden.												
Wasserentnahmen	Gewässerstrecken im betrachteten Oberflächenwasserkörper, in denen bei Berücksichtigung aller Wasserentnahmen weniger als 2/3 des MNQ verbleiben bzw. die keiner Mindest-Restwasser-Regelung unterliegen und falls erhebliche Auswirkungen auf die Biozönose zu erwarten sind.												
Morphologische Veränderungen und Abflussregulierung	Gewässerstrecken im betrachteten Oberflächenwasserkörper <ul style="list-style-type: none"> - die mit der Gewässerstrukturklasse 6 und 7 (Gesamtbewertung) bewertet worden sind, oder die aufgrund bestimmter Strukturparameter in ihrer Biozönose erheblich beeinträchtigt sind - deren biologischen Durchgängigkeit für Wasserorganismen (Fische und Makrozoobenthos) durch Wanderungshindernisse unterbunden ist (auch durch stromab liegende Wanderungshindernisse) <p>Zur Beurteilung der morphologischen Veränderungen anhand der Strukturkartierung nach dem LAWA -Verfahren für kleine und mittlere Gewässer können die Ergebnisse der dort erfassten 100m-Abschnitte auf 1.000m-Abschnitte aggregiert werden.</p>												

B-3: Grundlage für die Einstufung von Abweichungen der Bundesländer von den Vorgaben des LAWA-Kriterienpapieres innerhalb der Bestandsaufnahme (vgl. Borchardt, D., Richter, S., Willecke, J. 2005)

Bereiche nach WRRL, Anhang II	Grundlage für Einstufung			
	keine Abweichung	geringe Abweichung (auch Anwendung des Alternativvorschlags)	deutliche Abweichung	starke Abweichung
Komm. KA	> 2000 EW	> 2000 EW und kleiner	-	-
Industr. KA	IVU-Richtlinie, prioritäre Stoffe, 76/464-RL, Nahrungsmittelbetriebe > 4000	eines der Kriterien fehlend oder ergänzt um z.B. Wärme, Chlorid, alle Anlagen > 50 EW ...	Beurteilung durch Expertenwissen; alle industriellen, gewerblichen, landwirtschaftlichen ARA berücksichtigt	-
Regen- und Mischwasser	befestigte Flächen > 10km ²	befestigte Flächen > 2km ² , Anwendung eigener Verfahren, modellhafte Bilanzierung	Miterfassung bei diffusen Quellen oder Kläranlagen	-
Diffuse Quellen	Verschiedene Möglichkeiten der Bilanzierung, Immissionsabschätzung	Beurteilung über Landnutzungsdaten (= Driving Forces)	-	-
Wasserentnahme	Entnahme > 1/3 MNQ Entnahmen ohne Mindestwasserregelung	Nutzung nur eines der Kriterien oder Alternativkriterien (z.B. 50 l/s)	zusätzliche Betrachtung der Einleitung oder von Ausleitungsstrecken	-
Abflussregulierung (Querbauwerke)	Erfassung Querbauwerke und Abstürze mit Index 6 und 7; erfasste Abstürze und Rückstau nach Übersichtsverfahren und entsprechender Verfahren	nur Abstürze, kein Rückstau, Verrohrung,	alle Querbauwerke, kein Rückstau	Beurteilung durch die Fischfauna
Morphologische Veränderung	LAWA Vor-Ort oder Übersicht, Index 6 und 7 für einzelne Strukturparameter oder Gesamtbewertung	LAWA Vor-Ort, Übersicht oder eigene Verfahren, Index 4 oder 5 für einzelne Strukturparameter oder Gesamtbewertung	-	keine flächendeckende Kartierung

Fortsetzung von Anhang B-3				
	keine Abweichung	geringe Abweichung (auch Anwendung des Alternativvorschlags)	deutliche Abweichung	starke Abweichung
Saprobie	Gewässerstrecken > LAWA-Güteklasse II, < 30% ZE w, 30 – 70% ZE us, > 70% ZE uw	Aggregation geringfügig verändert	-	-
Struktur-güte	Index 6 und 7 < 30% ZE w, 30 – 70% ZE us, > 70% ZE uw	Aggregation geringfügig verändert, Mitberücksichtigung Klasse 5	Aggregation verändert und andere Strukturklasse	keine Kartierung
Durch-gängigkeit	Wanderhindernisse, die Durchgängigkeit unterbinden, Berücksichtigung als gefährdend	Berücksichtigung der Wanderhindernisse – verschiedene Möglichkeiten (z.B. durch Beurteilung Fischfauna)	pauschale Einstufung aller WK in Kategorie unsicher, Berücksichtigung nur wenn Rückstauwirkung	keine Berücksichtigung in der Einstufung der Zielerreichung
P	< 0,2 mg/l Mittelwert oPO ₄ -P	geringe Abweichung vom Schwellenwert oder P _{ges.}	deutliche Abweichung vom Schwellenwert, an andere Komponenten geknüpft	-
N	< 6,0 mg/l Nitrat Mittelwert	geringe Abweichung vom Schwellenwert oder N _{ges.}	deutliche Abweichung vom Schwellenwert, an andere Komponenten geknüpft	sehr starke Abweichung vom Schwellenwert
Chlorid	< 200 mg/l	< 100 mg/l	deutliche Abweichung vom Schwellenwert	anderes Kriterium, keine Berücksichtigung
Ver-sauerung	Säurezustandsklassifikation LAWA Klasse II	geringe Abweichung	-	keine Berücksichtigung
Auf-wärmung	FischgewässerRiLi	geringe Abweichung	-	keine Berücksichtigung
Spez. Schad-stoffe (überall Mittelwert benutzt)	sehr breit gefasst Vorgabe, Einhaltung der QZ, QN, QK	-	Bewertung zusammen mit Stoffen d. chem. Zustands	

B-4: Bewertung der allgemeinen chem./physikalischen Parameter nach Anhang V der EG-WRRL innerhalb der Bestandsaufnahme (Borchardt, D., Richter, S., Willecke, J. 2005)
B-4.1: Stickstoff (N_{ges.} oder NO₃-N)

BUNDESLAND	Ziel- erreichung wahr- scheinlich	Ziel- erreichung unsicher	Ziel- erreichung unwahr- scheinlich	Berück- sichtigt bei Risikoanalyse	Anmerkungen
Baden- Württemberg	< 6 mg/l	≥ 6 mg/l	/	ja	NO ₃ -N, Mittelwert
Bayern	< 6 mg/l		> 6 mg/l	ja	NO ₃ -N, Mittelwert
Berlin	/	/	/	nein	NO ₂ -N wurde untersucht
Brandenburg	< 3 mg/l (2,5 mg/l)		> 3 mg/l (2,5 mg/l)	?	N _{ges} (NO ₃ -N)
Bremen	< 3 mg/l (2,5 mg/l)	> 3 mg/l (2,5 mg/l)	/	unterstützend	N _{ges} (NO ₃ -N), wenn möglich 90-Perzentil, sonst doppelter Mittelwert
Hamburg	< 3 mg/l (2,5 mg/l)		> 3 mg/l (2,5 mg/l)	ja	N _{ges} (NO ₃ -N), Mittelwert
Hessen			> 11,3 mg/l	unterstützend	N _{ges} , entspricht TW-GW 50 mg/l Nitrat 90-Perzentil
Meckl.- Vorpommern	< 5 mg/l (2,5 mg/l)		> 5 mg/l (2,5 mg/l)	ja	NO ₃ -N, wenn biolog. Qualitätskomponente bewertet schlechtestens LAWA II-III, sonst mind. LAWA II
Nieder- sachsen	< 3 mg/l (2,5 mg/l)	> 3 mg/l (2,5 mg/l)	/	unterstützend	N _{ges} (NO ₃ -N), 90-Perzentil
Nordrhein- Westfalen	< 3 mg/l	> 3 mg/l - < 6 mg/l	> 6 mg/l	ja	N _{ges} , wenn n > 10, 90-Perzentil, sonst doppelter Mittelwert (bzw. Maximum)
Rheinland- Pfalz	< 3 mg/l (2,5 mg/l)	/	> 3 mg/l (2,5 mg/l)	unterstützend	N _{ges} (NO ₃ -N), 90-Perzentil
Saarland	< 3 mg/l (2,5 mg/l)		> 3 mg/l (2,5 mg/l)	ja	N _{ges} (NO ₃ -N), 90-Perzentil
Sachsen					
Sachsen- Anhalt	< 3 mg/l (2,5 mg/l)		< 3 mg/l (2,5 mg/l)	ja	N _{ges} (NO ₃ -N), 90-Perzentil
Schleswig- Holstein	< 3 mg/l (2,5 mg/l)		< 3 mg/l (2,5 mg/l)	unterstützend	N _{ges} (NO ₃ -N), 90-Perzentil
Thüringen	< 6 mg/l		> 6 mg/l		NO ₃ -N, Mittelwert, Daten der letzten drei Jahre

B-4.2: Ammonium-N (NH₄-N)

BUNDESLAND	Ziel- erreichung wahr- scheinlich	Ziel- erreichung unsicher	Ziel- erreichung unwahr- scheinlich	Berück- sichtigt bei Risikoanalyse	Anmerkungen
Baden- Württemberg	≤ 0,3 mg/l (T _w < 10°C) ≤ 1 mg/l (T _w > 10°C)		> 0,3 mg/l (T _w < 10°C) > 1 mg/l (T _w > 10°C)	ja	90-Perzentil
Bayern					
Berlin	≤ 0,3 mg/l		> 0,3 mg/l	ja	90-Perzentil
Brandenburg	≤ 0,3 mg/l		> 0,3 mg/l	nicht bewertet	
Bremen	< 0,3 mg/l	≥ 0,3 mg/l	/	unterstützend	90-Perzentil, sonst doppelter Mittelwert
Hamburg	≤ 0,3 mg/l		> 0,3 mg/l	ja	90-Perzentil
Hessen			> 0,6 mg/l	unterstützend	90-Perzentil
Mecklenburg- Vorpommern	≤ 0,6 mg/l (,3 mg/l)		> 0,6 mg/l (,3 mg/l)	ja	wenn biologische Qualitätskomponente bewertet, schlechtestens LAWA II-III, sonst mind. LAWA II
Niedersachsen	< 0,3 mg/l	≥ 0,3 mg/l	/	unterstützend	90-Perzentil
Nordrhein- Westfalen	≤ 0,3 mg/l	0,3 mg/l – 0,6 mg/l	> 0,6 mg/l	ja	wenn n > 10, dann 90-Perzentil, sonst doppelter MW (bzw. Max)
Rheinland- Pfalz		/		unterstützend	
Saarland	≤ 0,3 mg/l		> 0,3 mg/l	ja	90-Perzentil
Sachsen					
Sachsen- Anhalt				nicht bewertet	
Schleswig- Holstein	≤ 0,3 mg/l		> 0,3 mg/l	unterstützend	90-Perzentil
Thüringen					Mittelwert

B-4.3: Phosphor (P_{ges.}, o-PO₄-P)

BUNDESLAND	Ziel- erreichung wahr- scheinlich	Ziel- erreichung unsicher	Ziel- erreichung unwahr- scheinlich	Berück- sichtigt bei Risiko- analyse	Anmerkungen
Baden-Württ.	≤ 0,2 mg/l	> 0,2 mg/l	/	ja	o-PO ₄ -P, Mittelwert
Bayern	≤ 0,2 mg/l		> 0,2 mg/l	ja	o-PO ₄ -P, Mittelwert
Berlin	< 0,09 mg/l		>0,09 mg/l	ja, für Fließ- gewässer- typen 15, 21	P _{ges.} , Vegetationsmittel
Brandenburg	≤ 0,15 mg/l (0,1 mg/l)		> 0,15 mg/l (0,1 mg/l)	?	P _{ges.} (o-PO ₄ -P)
Bremen	≤ 0,15 mg/l (0,1 mg/l)	> 0,15 mg/l (0,1 mg/l)	/	unter- stützend	P _{ges.} (o-PO ₄ -P) 90-Perzentil, sonst doppelter Mittelwert
Hamburg	≤ 0,15 mg/l (0,1 mg/l)		> 0,15 mg/l (0,1 mg/l)	ja	P _{ges.} (o-PO ₄ -P) 90-Perzentil)
Hessen	≤ 0,15 mg/l	< 0,3, wenn Messwerte / Höhe Schmutz- wasser- anteil Wert > 0,3 zu erwarten	> 0,3 mg/l (>0,2 mg/l)	unter- stützend	P _{ges.} (ersatzweise o-PO ₄ -P) 90-Perzentil
Mecklenburg- Vorpommern	≤ 0,2 mg/l (0,1 mg/l)		> 0,2 mg/l (0,1 mg/l)	ja	o-PO ₄ -P
Niedersachsen	≤ 0,15 mg/l (0,1 mg/l)	> 0,15 mg/l (0,1 mg/l)	/	unter- stützend	P _{ges.} (o-PO ₄ -P), 90-Perzentil
Nordrhein- Westfalen	≤ 0,15 mg/l (≤ 0,1 mg/l)	0,15– 0,3 mg/l (0,1-0,2 mg/l)	> 0,3 mg/l (>0,2 mg/l)	ja	P _{ges.} , wenn n > 10, dann 90-Perzentil, sonst doppelter Mittelwert (bzw. Max.) (ersatzweise o-PO ₄ -P)
Rheinland- Pfalz	≤ 0,15 mg/l (0,1 mg/l)	/	> 0,15 mg/l (0,1 mg/l)	unter- stützend	P _{ges.} (o-PO ₄ -P) 90-Perzentil
Saarland	≤ 0,15 mg/l (0,1 mg/l)		> 0,15 mg/l (0,1 mg/l)	ja	P _{ges.} (o-PO ₄ -P) 90-Perzentil
Sachsen					
Sachsen- Anhalt	≤ 0,15 mg/l (0,1 mg/l)		> 0,15 mg/l (0,1 mg/l)	nein	P _{ges.} (o-PO ₄ -P) 90-Perzentil
Schleswig- Holstein	≤ 0,2 mg/l		> 0,2 mg/l	unter- stützend	P _{ges.} (o-PO ₄ -P), 90-Perzentil Mittelwert, o-PO ₄ -P, auch zur Frachten- ermittlung
Thüringen	≤ 0,2 mg/l		> 0,2 mg/l		

B-5: Bewertung der morphologischen Beeinträchtigungen innerhalb der Bestandsaufnahme (Borchardt, D., Richter, S., Willecke, J. 2005)

Bundesland	ZE uw* ab Struktur- klasse	Anmerkungen, andere Methoden
Baden- Württemberg	5 bzw. 6	Gesamtbewertung Klasse 6, 7 und Klasse 5, wenn bestimmte Einzelparameter Klasse 6 und 7). Zusätzlich werden Strecken mitbewertet: Ausleitungsstrecken bei Mindestabfluss < 1/3 MNQ; Wasserentnahmen > 1/3 MNQ; Rückstau > 1 km (auch in Summe); 30/70-Regel
Bayern	5	Strukturgüte 1-4 = Zielerreichung zu erwarten Strukturgüte 5-7 = Zielerreichung unwahrscheinlich; 30/70 Regel
Berlin	6	Zusammenfassende Einstufung in natürlich/naturnah, beeinträchtigt und erheblich verändert mittels eigenem Verfahren (s. Landesbericht) Für natürliche Wasserkörper: Zielerreichung uw: wenn Struktur beeinträchtigt (entspricht ca. Strukturklasse 4-5) <u>oder</u> Wasserhaushalt schlecht (Rückstau, Abflusssdynamik) für HMWB und AWB: Zielerreichung us bei ökologisch gravierenden Strukturdefiziten; alle WK <u>Zielerreichung unsicher</u>
Brandenburg	6	Gesamtbewertung
Bremen	6	Gesamtbewertung; 30/70 Regel
Hamburg	6	Bewertung von Einzelparametern, Strukturgüte nicht flächendeckend vorhanden, daher zusätzl. Vor-Ort-Begehung und Auswertung Biotopkartierung
Hessen	6	Für Gesamtstruktur ab 6 oder einzelne Parameter ab 6 oder ab 7 Zielerreichung unwahrscheinlich, sektorale Abschätzung der gefährdeten Abschnitte, 30/70-Regel
Mecklenburg- Vorpommern	5 bzw. 6	Einzelparameter, ab Gewässerstrukturgüteklasse > 4 „Zielerreichung uw“ Generelle Prüfung, ob Belastung erhebliche nachteilige Auswirkungen auf den Wasserkörper haben kann
Niedersachsen	6	Gesamtstrukturklasse; 30/70-Regel
Nordrhein- Westfalen	6	Gesamtstrukturklasse verschnitten mit Saprobie; 30/70-Regel; Vor-Ort-Wissen
Rheinland-Pfalz	6	Haupt- und Einzelparameter; > 30% „Zielerreichung uw“; orientiert sich eng an LAWA
Saarland	5	Gewässerentwicklungsfähigkeit > 4 = Zielerreichung uw (Stand 2004). Führt nicht zwingend zu der Einstufung, muss im Kontext mit anderen WRRL-konformen Komponenten bewertet werden. Klassifizierung nach einem 5-stufigen EDV-gestützten Bewertungsverfahren.
Sachsen	6	Gesamtstrukturklasse; 30/70-Regel
Sachsen-Anhalt	6	Gesamtstrukturklasse
Schleswig- Holstein		Bewertung nach gesamter sektoraler Belastung
Thüringen	6	Gesamtstrukturklasse; ging in das Verfahren zur vorläufigen Identifizierung von HMWB ein

* Zielerreichung unwahrscheinlich

Anhang C: Ergebnisse Teil „Morphologie“ im Einzugsgebiet Mittelrhein

C-1: Mittelwerte der Einzelparameter und der Gesamtbewertung an Fließgewässern innerhalb des Mittelrheineinzugsgebietes (Quelle: GESIS, HMULF 1999)

Gewässer- name	Parameter (Mittelwert)						Gesamt
	HP 1	HP 2	HP 3	HP 4	HP 5	HP 6	
Dill	6	5	4	5	5	6	5
Diethölze	6	5	6	4	4	6	5
Wohra	5	5	5	5	5	6	5
Wisper	4	3	3	2	3	4	3
Wetschaft	4	5	5	5	4	5	5
Weil	4	4	5	3	4	5	4
Salzböde	4	5	4	4	4	5	4
Ohm	4	3	5	3	3	5	5
Lumda	5	5	6	5	5	6	5
Emsbach	5	4	5	4	4	5	4
Aar	6	5	6	5	5	6	5
Elbbach	6	5	5	4	4	4	5
Obere Lahn	5	4	6	7	4	6	5
Mittlere Lahn (Wetzlar)	6	7	6	7	4	6	6
Mittlere Lahn (Limburg)	7	7	5	7	4	6	6

C-2: Betrachtungsräume im Einzugsgebiet Mittelrhein, ökologische Bewertung und Anteil der Gewässerstrecken mit Gewässerstrukturgüteklassen 6 und 7 (aus: WasserWirtschaft 2003)

Betrachtungsraum	Gewässer	Ökolog. Zustand Benthos	Ökolog. Zustand Fische	Anteil 6 und 7 (%) Gesamtbewertung Strukturgüte
Ahr	Ahr	2	1	17,55
Alsenz-Wiesbach	Alsenz	2	2	47,86
	Appelbach	3	2	
	Wiesbach	3	3	
Dill	Diethölze	3	2	28,74
	Dill	2	3	
Glan	Glan (mündungsnah)	3	2	51,46
	Glan (Oberlauf)	3	3	
	Glan (Mittellauf)	2,5	2	
	Mohrbach	4	3	
	Lauter	3	3	
Mittlere Lahn Ost	Weil	2	2	23,59
Mittlere Lahn West	Emsbach	4	3	31,42
	Elbbach	2	3	
	Aar	3	3	
	Mittlere Lahn (Limburg)	2,5	3	
Nette	Nette	4	3	34,48
Obere Lahn	Salzböde	2	3	30,29
	Lumda	4	3	
Obere Nahe	Nahe (Oberlauf)	2	2	26,67
	Hahnenbach	2,5	2	
	Simmerbach	2	2	
Obere Ohm	Ohm (Oberlauf)	2	3	20,81
Oberer Mittelrhein	Mittelrhein	2,5	2	48,15
Quellgebiet Lahn	Obere Lahn	2	2	28,56
	Wetschaft	2	3	
Untere Lahn	Mühlbach	2	2	42,9
	Untere Lahn (Lahnstein)	3	4	
	Untere Lahn (Lahnstein)	4	3	
	Gelbach	2,5	3	
Untere Nahe	Nahe	2	2	29,44
Untere Ohm	Wohra	3	3	26,73
	Ohm (Unterlauf)	2	3	
Unterer Mittelrhein	Saynbach	2	2	44,17
Wetzlar Gießener-Becken	Mittlere Lahn (Wetzlar)	2,5	4	42,82
Wied	Holzbach	2	2	16,18
	Wied	3	4	
	Wied (Mittellauf)	4	3	
Wisper	Wisper	1	1	7,61

**C-3: „Ökologischer Zustand“ und Belastungsspektrum an Gewässern im EZG Mittelrhein
(aus: WasserWirtschaft 2003)**

Nr.	Gewässer	Ökol.	Ökol.	Hauptstressor	Einzelbelastungen			
		Zustand Benthos	Zustand Fische		strukturell	saprobiell	Diffus Landwirt.	Diffus Besiedl.
37	Wisper	1	1	Gering belastet	gut	gut	gut	gut
3	Nahe (Oberlauf)	2	2		gut	gut	gut	gut
5	Simmerbach	2	2		gut	gut	gut	gut
6	Alsenz (mündungsnah)	2	2		gut	gut	gut	gut
16	Holzbach	2	2		gut	gut	gut	gut
29	Weil	2	2		gut	gut	gut	gut
4	Hahnenbach	2,5	2		gut	mittel	gut	gut
35	Mühlbach	2	2		gut	gut	mittel	gut
21	Ohm (Oberlauf)	2	3		gut	gut	mittel	gut
26	Salzböde	2	3		gut	gut	mittel	gut
1	Ahr (mündungsnah)	2	1		mittel	gut	gut	gut
24	Obere Lahn	2	2		mittel	gut	gut	gut
19	Dietzhölze	3	2		mittel	gut	gut	gut
30	Emsbach	4	3	Diffuse Bel.	gut	gut	schlecht	mittel
31	Elbbach	2	3		gut	gut	schlecht	mittel
14	Glan (mündungsnah)	3	2		mittel	gut	schlecht	gut
25	Wetschaft	2	3		mittel	gut	schlecht	gut
20	Dill (mündungsnah)	2	3		mittel	gut	gut	schlecht
27	Lumda	4	3	Strukturdefizite	schlecht	gut	gut	gut
10	Glan (Oberlauf)	3	3		schlecht	mittel	mittel	gut
22	Wohra (mündungsnah)	3	3		schlecht	gut	mittel	gut
38	Mittelrhein (Boppard)	2,5	2		schlecht	gut	mittel	gut
9	Nahe (mündungsnah)	2	2		schlecht	gut	mittel	gut
12	Glan (Mittellauf)	2,5	2		schlecht	gut	mittel	mittel
28	Mittlere Lahn (Wetzlar)	2,5	4	Strukturdefizite	schlecht	gut	mittel	mittel
23	Ohm (Unterlauf)	2	3	+	schlecht	gut	schlecht	gut
7	Appelbach	3	2	Diffuse Bel.	schlecht	mittel	schlecht	gut
17	Wied	3	3		schlecht	mittel	mittel	schlecht
33	Aar	3	4		schlecht	mittel	schlecht	mittel
32	Mittlere Lahn (Limburg)	2,5	3		schlecht	gut	schlecht	schlecht
36a	Untere Lahn (Lahnstein)	3	4	Strukturdefizite	schlecht	Aufstau*	mittel	gut
36b	Untere Lahn (Lahnstein)	4	3	+	schlecht	Aufstau*	mittel	gut
11	Mohrbach	4	3	Abwasser	schlecht	schlecht	schlecht	gut
8	Wiesbach	3	3	+	schlecht	schlecht	schlecht	gut
2	Nette	4	3	Diffuse Bel.	schlecht	mittel	schlecht	schlecht
15	Wied (Mittellauf)	4	3	Abwasser	gut	schlecht	gut	gut
13	Lauter (mündungsnah)	3	3		mittel	mittel	mittel	gut
34	Gelbach	2,5	3	Tonabbau	gut	mittel	gut	gut
18	Saynbach	2	2	Tonabbau	mittel	gut	gut	gut

*komplexe stoffliche Belastung durch Aufstau

C-4: Anteil der mit Strukturklasse 6 und 7 bewerteten Gewässerstrecken in den hessischen Wasserkörpern des Mittelrheineinzugsgebietes (Quelle: HMULV) und Einstufung des ökologischen Zustands an verschiedenen Probestellen in den Wasserkörpern (aus: WasserWirtschaft 2003)

Wasserkörper	Anteil mit Strukturklasse 6 und 7 (%)	Ökologischer Zustand Makrozoobenthos	Ökologischer Zustand Fischfauna
Diethölze	36	3,0	2,0
Untere Dill	53	2,0	3,0
Untere Weil	4	2,0	2,0
Emsbach	45	4,0	3,0
Elbbach	15	2,0	3,0
Aar	69	3,0	3,0
Mittlere Lahn (Limburg)	86	2,5	3,0
Salzböde	25	2,0	3,0
Lumda	98	4,0	3,0
Ohm (Oberlauf)	27	2,0	3,0
Obere Lahn	55	2,0	2,0
Wetschaft	32	2,0	3,0
Wohra	31	3,0	3,0
Ohm (Unterlauf)	65	2,0	3,0
Mittlere Lahn (Wetzlar)	76	2,5	4,0
Wisper	20	1,0	1,0

C-5: Korrelationen der Hauptparameter der Gewässerstrukturgütekartierung mit dem ökologischen Zustand (Indikatoren Makrozoobenthos und Fischfauna) an Gewässern im Einzugsgebiet Mittelrhein

Hauptparameter Gewässer- strukturgüte			Ökologischer Zustand Makrozoobenthos	Ökologischer Zustand Fischfauna
Spearman- Rho	Laufentwicklung	Korrelationskoeffizient	,388	,525(*)
		Sig. (2-seitig)	,153	,045
		N	15	15
	Längsprofil	Korrelationskoeffizient	,345	,697(**)
		Sig. (2-seitig)	,208	,004
		N	15	15
	Querprofil	Korrelationskoeffizient	,788(**)	,326
		Sig. (2-seitig)	,000	,235
		N	15	15
	Sohlstruktur	Korrelationskoeffizient	,167	,518(*)
		Sig. (2-seitig)	,552	,048
		N	15	15
	Uferstruktur	Korrelationskoeffizient	,492	,381
		Sig. (2-seitig)	,062	,161
		N	15	15
	Gewässerumfeld	Korrelationskoeffizient	,464	,292
		Sig. (2-seitig)	,082	,291
		N	15	15

** Die Korrelation ist auf dem 0,01 Niveau signifikant (zweiseitig).

* Die Korrelation ist auf dem 0,05 Niveau signifikant (zweiseitig).

C-6: Korrelationen der Bewertung nach Gewässerstrukturgütekartierung (Mittelwert Gesamtnote) mit dem ökologischen Zustand (Indikatoren Makrozoobenthos und Fischfauna) im Einzugsgebiet Mittelrhein

			Ökologischer Zustand Makrozoobenthos	Ökologischer Zustand Fischfauna
Spearman-Rho	Mittelwert Gewässer- strukturklasse	Korrelations- koeffizient	,549(**)	,446(*)
		Sig. (2-seitig)	,003	,020
		N	15	15

** Die Korrelation ist auf dem 0,01 Niveau signifikant (zweiseitig).

* Die Korrelation ist auf dem 0,05 Niveau signifikant (zweiseitig).

C-7: Korrelationen der Bewertung nach Gewässerstrukturgütekartierung (Anteil mit Gewässerstrukturgüteklassen 6 und 7) der Betrachtungsräume mit dem ökologischen Zustand (Indikatoren Makrozoobenthos und Fischfauna) im Einzugsgebiet des Mittelrheins

			Ökologischer Zustand Makrozoobenthos	Ökologischer Zustand Fischfauna
Spearman-Rho	Bewertung Gewässer- strukturgüte	Korrelations- koeffizient	,459(*)	,245
		Sig. (2-seitig)	,048	,312
		N	19	19

* Die Korrelation ist auf dem 0,05 Niveau signifikant (zweiseitig).

C-8: Korrelationen der Bewertung nach Gewässerstrukturgütekartierung (Anteil mit Gewässerstrukturgüteklassen 6 und 7) mit dem ökologischen Zustand (Indikatoren Makrozoobenthos und Fischfauna) an den hessischen Wasserkörpern im Einzugsgebiet des Mittelrheins

			Ökologischer Zustand Makrozoobenthos	Ökologischer Zustand Fischfauna
Spearman-Rho	Bewertung Gewässer- strukturgüte	Korrelations- koeffizient	,556(*)	,435
		Sig. (2-seitig)	,025	,093
		N	16	16

* Die Korrelation ist auf dem 0,05 Niveau signifikant (zweiseitig).

C-9: Korrelationen der Bewertung verschiedener Gewässerbelastungen mit dem ökologischen Zustand (Indikatoren Makrozoobenthos und Fischfauna) an Gewässern im Einzugsgebiet des Mittelrheins

			Strukturelle, organische und diffuse Belastung	Strukturelle Belastung
Spearman-Rho	Ökologischer Zustand Makrozoo- benthos und Fischfauna	Korrelations- koeffizient	,718(**)	,406(*)
		Sig. (2-seitig)	,000	,010
		N	39	39

** Die Korrelation ist auf dem 0,01 Niveau signifikant (zweiseitig).

* Die Korrelation ist auf dem 0,05 Niveau signifikant (zweiseitig).

Anhang D: Ergebnisse Teil „Morphologie“ an Lahn und Main

D-1: Wasserkörper der Lahn und des staugeregelten Mains, ökologische Bewertung und Einstufung der Gewässerstrukturgüte (Quellen: UBA 2004B; HLUG 2003)

Bezeichnung der Wasserkörper in den Studien zur Ausweisung erheblich veränderter Gewässer	Bezeichnung in der vorliegenden Arbeit	Mittelwert Gewässerstruktur Gesamtbewertung	Anteil der Strecken mit Strukturklassen 6 und 7	Einstufung des biolog. Zustands - Benthos	Einstufung des biolog. Zustands - Fischfauna
Obere Lahn (von der hessischen Grenze bis zur Mündung der Ohm, ca. 45 km)	Lahn WK1	5	29	2	2
Oberer potamaler Abschnitt (zwischen der Mündung des Flusses Ohm und der Badenburger bei Gießen, ca. 42 km)	Lahn WK2	5,62	60	2	2
Mittlerer potamaler, Abschnitt der Bundeswasserstraße Lahn (von der Badenburger bei Gießen bis Steeden in der Nähe von Limburg, ca. 81 km)	Lahn WK3	5,88	75	3	3
Unterer potamaler Abschnitt der Bundeswasserstraße Lahn (von Steeden in der Nähe von Limburg bis zur Mündung in den Rhein bei Lahnstein, ca. 67 km).	Lahn WK4	6,46	95	3	3
Staustufe Viereth bis Staustufe Wipfeld (Main-km 384,0 bis 316,3)	Main WK1	6	70	3	3
Staustufe Harrbach bis Staustufe Wallstadt (Main-km 219,5 bis 101,4)	Main WK1	5,74	65	4	3
Staustufe Wipfeld bis Staustufe Harrbach (Main-km 316,3 bis 219,5)	Main WK1	6	100	3	3
Staustufe Wallstadt bis Mündung in den Rhein (Main-km 101,4 bis 0,0)	Main WK1	6,29	99	4	3

D-2: Korrelationen der Bewertung nach Gewässerstrukturgütekartierung (Mittelwert Gesamtnote) mit dem ökologischen Zustand (Indikatoren Makrozoobenthos und Fischfauna) an den Wasserkörpern der hessischen Lahn und des staugeregelten Mains

			Ökologischer Zustand Makrozoobenthos	Ökologischer Zustand Fischfauna
Spearman-Rho	Mittelwert	Korrelations-		
	Gewässer- strukturklasse	koefizient	,674	,577
		Sig. (2-seitig)	,067	,134
		N	8	8

D-3: Korrelationen der Bewertung nach Gewässerstrukturgütekartierung (Anteil mit Gewässerstrukturgüteklassen 6 und 7) mit dem ökologischen Zustand (Indikatoren Makrozoobenthos und Fischfauna) an den Wasserkörpern der hessischen Lahn und des staugeregelten Mains

			Ökologischer Zustand Makrozoobenthos	Ökologischer Zustand Fischfauna
Spearman-Rho	Bewertung	Korrelations-		
	Gewässer- strukturgüte	koefizient	,540	,756(*)
		Sig. (2-seitig)	,167	,030
		N	8	8

* Die Korrelation ist auf dem 0,05 Niveau signifikant (zweiseitig).

Anhang E: Datengrundlagen Teil „Eutrophierung“ an Lahn und Main

E-1: Ergebnisse der chemischen Untersuchungen der Messfahrt der MS Burgund (Main - Donau) für den Main; 1998; Messprogramm Trophie – (Quelle: Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft)

Probestelle	km	Datum	Chlorophyll (µg/l)	o-PO ₄ -P (mg/l)
HMS F 613 Kahl a. Main Messstation	67,2 L	12.05.1998	69	0,06
uh. PWA Stockstadt	80,0 M	12.05.1998	73	0,06
oh. Sulzbach	96,0 M	12.05.1998	112	0,05
uh. KA Bayer. Untermain GmbH	102,0 M	12.05.1998	110	0,06
Röllfeld	115,0 M	12.05.1998	67	0,05
HMS F 612 Kleinheubach KW-OW	123,0 L	12.05.1998	117	0,06
HMS F 612 Kleinheubach KW-OW	123,0 M	12.05.1998		0,05
Tremhof	139,0 M	13.05.1998	117	0,05
uh. KA Wertheim	150,0 M	13.05.1998	71	0,05
Bettingen	165,0 M	13.05.1998	103	0,06
HMS F 609 Rothenfels KW-OW	186,5 M	13.05.1998	65	0,05
Neuendorf	205,0 M	13.05.1998	126	0,05
uh. KA Karlstadt	223,0 M	13.05.1998	127	0,04
Zellingen	237,0 M	14.05.1998	99	0,05
HMS F 604 Erlabrunn KW-OW	242,0 M	14.05.1998	104	0,05
Heidingsfeld	256,0 M	14.05.1998	97	0,07
HMS F 603 Randersacker KW-OW	259,5 L	14.05.1998		0,07
HMS F 603 Randersacker KW-OW	259,5 M	14.05.1998	75	0,07
uh. KA Ochsenfurt	271,0 L	14.05.1998	82	0,08
uh. KA Kitzingen	281,0 M	14.05.1998	83	0,08
Kitzingen	286,0 M	14.05.1998	66	0,09
uh. KA Schwarzach	298,0 M	15.05.1998	65	0,10
Volkach	305,0 M	15.05.1998	59	0,10
uh. Unkenbach	321,0 M	15.05.1998	36	0,11
uh. KA Schweinfurt	329,0 M	15.05.1998	34	0,12
HMS F 601 Schweinfurt uh. Zoll	333,0 R	15.05.1998	33	0,11
Untertheres	349,0 M	16.05.1998	29	0,11
uh. Zuckerfabrik Zeil a. Main	362,0 M	16.05.1998	34	0,11
Eschenbach	372,0 M	16.05.1998	37	0,11
HMS F 415 Viereth KW-OW	381,5 L	16.05.1998		0,11
HMS F 415 Viereth KW-OW	381,5 M	16.05.1998	51	0,10
HMS F 415 Viereth KW-OW	381,5 M	17.05.1998	47	0,10
Main oh. Regnitzmündung (HMSF 409)	386,3 M	17.05.1998	122	0,11

Erklärung

Hiermit versichere ich, dass ich die vorliegende Dissertation selbständig und ohne unerlaubte Hilfe angefertigt und andere als die in der Dissertation angegebenen Hilfsmittel nicht benutzt habe. Alle Stellen, die wörtlich oder sinngemäß aus veröffentlichten oder unveröffentlichten Schriften entnommen sind, habe ich als solche kenntlich gemacht. Kein Teil dieser Arbeit ist in einem anderen Promotions- oder Habilitationsverfahren verwendet worden.

Sandra Rüdts

LEBENS LAUF

Name	Sandra Sofie Richter
Geburtsdatum/-ort	25.08.1972 in Kassel
Staatsangehörigkeit	deutsch
1978 – 1982	Grundschule Obervellmar
1982 – 1988	Gesamtschule Ahnatal
1988 – 1991	Goetheschule Kassel; Abschluss: Abitur
1992 – 2000	Studiengang Bauingenieurwesen an der Universität Kassel Schwerpunkt: Siedlungswasserwirtschaft Abschluss Diplom I (März 1998) Abschluss Diplom II (März 2000)
2000 – 2004	Wissenschaftliche Mitarbeiterin am Institut für Gewässerschutz und Gewässerforschung an der Universität Kassel
seit 2005	Wissenschaftliche Mitarbeiterin am Center for Environmental Systems Research (CESR) an der Universität Kassel