UMWELTFORSCHUNGSPLAN DES
BUNDESMINISTERIUMS FÜR UMWELT,
NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT

Forschungsbericht 299 24 287/02
UBA-FB 000507

Texte
16
04
ISSN
0722-186X

Fallstudien zu erheblich veränderten Gewässern in Deutschland -

Case Studies on Heavily Modified Waters in Germany

von

PD Dr. habil. Dietrich Borchardt[1)]
Dr. Ingrid Küllmar[2)]

unter Mitarbeit von

Dipl.-Volkswirt Ulrich Petschow[3)]
Dipl.-Ing. agr. Alexandra Dehnhardt[3)]

[1)] Institut für Gewässerforschung und Gewässerschutz,
Universität Kassel
[2)] Büro für angewandte Ökologie und Umwelttechnik, Rosenthal
[3)] Institut für ökologische Wirtschaftsforschung (IÖW) gGmbH, Berlin

Im Auftrag des Umweltbundesamtes

Diese TEXTE-Veröffentlichung kann bezogen werden bei
Vorauszahlung von 10,00 €
durch Post- bzw. Banküberweisung,
Verrechnungsscheck oder Zahlkarte auf das

Konto Nummer 432 765-104 bei der
Postbank Berlin (BLZ 10010010)
Fa. Werbung und Vertrieb,
Wolframstraße 95-96,
12105 Berlin

Parallel zur Überweisung richten Sie bitte
eine schriftliche Bestellung mit Nennung
der **Texte-Nummer** sowie des **Namens**
und der **Anschrift des Bestellers** an die
Firma Werbung und Vertrieb.

Der Herausgeber übernimmt keine Gewähr
für die Richtigkeit, die Genauigkeit und
Vollständigkeit der Angaben sowie für
die Beachtung privater Rechte Dritter.
Die in der Studie geäußerten Ansichten
und Meinungen müssen nicht mit denen des
Herausgebers übereinstimmen.

Als Anlage ist eine CD-Rom mit dem kompletten Inhalt des Berichtes enthalten.

Herausgeber: Umweltbundesamt
Postfach 33 00 22
14191 Berlin
Tel.: 030/8903-0
Telex: 183 756
Telefax: 030/8903 2285
Internet: http://www.umweltbundesamt.de

Redaktion: Fachgebiet II 2.4
Dr. Bettina Rechenberg

Berlin, März 2004

Berichts-Kennblatt

1. Berichtsnummer UBA-FB	2.	3. Wasserwirtschaft
4. Titel des Berichts Fallstudien zu erheblich veränderten Gewässern in Deutschland		
5. Autor(en), Name(n), Vorname(n) PD Dr. habil. Borchardt, Dietrich[1)] Dr. Küllmar, Ingrid[2)] Dipl.-Volkswirt Petschow, Ulrich[3)] Dipl.-Ing. agr. Dehnhardt, Alexandra[3)]		8. Abschlussdatum 30.04.2003
		9. Veröffentlichungsdatum
		10. UFOPLAN-Nr. 299 24 287/02
6. Durchführende Institution (Name, Anschrift) [1)] Institut für Gewässerforschung und Gewässerschutz Kurt-Wolters-Straße 3, D-34125 Kassel in Zusammenarbeit mit: [2)] Büro für angewandte Ökologie und Umwelttechnik Bendorfer Weg 1, 35119 Rosenthal [3)] Institut für ökologische Wirtschaftsforschung (iöw) gGmbH Potsdamer Str. 105, 10785 Berlin		11. Seitenzahl 38 und 438 Seiten Anhang
		12. Literaturangaben 18 und weitere im Anhang
		13. Tabellen und Diagramme 13 und weitere im Anhang
		14. Abbildungen 7 und weitere im Anhang
7. Fördernde Institution (Name, Anschrift) Umweltbundesamt, Postfach 33 00 22, 14191 Berlin		
15. Zusätzliche Angaben Die Fallbeispiele finden sich in den Anhängen 1-4 (sowie 5-6), die ökonomische Analyse in Anhang 7, die deutsche Übersetzung der CIS-Leitlinie „Ausweisung von künstlichen und erheblich veränderten Gewässern“ in Anhang 8		
16. Zusammenfassung In einem zweijährigen Forschungsvorhaben wurde die von der EG-Wasserrahmenrichtlinie (2000/60/EG) (WRRL) unter bestimmten Bedingungen vorgesehene Ausweisung von „erheblich veränderten Gewässern“ anhand exemplarischer Fallstudien in vier Flussgebieten Deutschlands (Elbe, Lahn, Seefelder Aach und Dhünn) erprobt und Beiträge zur Konkretisierung der Bestimmungen der WRRL erarbeitet. Diese Studien dienten dazu, die CIS-Arbeitsgruppe 2.2 „Erheblich veränderte Wasserkörper“ bei der Erstellung der EG-Leitlinie zur Identifizierung und Ausweisung von erheblich veränderten und künstlichen Wasserkörpern aktiv zu unterstützen, was unter anderem durch die Mitarbeit in den internationalen Unterarbeitsgruppen „Schifffahrt“ und „Wasserkraftnutzung“ sowie die Teilnahme an Workshops geschah. Schwerpunkte der Studie waren die Entwicklung und Erprobung von Kriterien für die Ermittlung signifikanter nutzungsbedingter Eingriffe in die Hydromorphologie, die Entwicklung von Maßnahmenszenarien zum Erreichen des guten ökologischen Zustandes und deren Bewertung in einer ökonomischen Analyse sowie die Ermittlung des Zielzustandes erheblich veränderter Wasserkörper unter Festlegung von Kriterien für deren ökologischen Zustand und deren ökologisches Potenzial. Weitere Ergebnisse beziehen sich auf die Wahl optimierter Betrachtungsmaßstäbe, die Erprobung von Kriterien und Verfahren für die Bewertung des ökologischen Zustandes bzw. Potenzials und die Verknüpfung der Leitlinien der CIS-Arbeitsgruppen IMPRESS und HMWB.		
17. Schlagwörter EG-Wasserrahmenrichtlinie, erheblich veränderte Gewässer, Ausweisungsprüfung, Signifikanzkriterien, Maßnahmenszenarien, ökonomische Analyse, höchstes und gutes ökologisches Potenzial		
18. Preis	19.	20.

Berichts-Kennblatt 06/2000

Report Cover Sheet

1. Report No. UBA-FB	2.	3. Water Resources Management

4. Report Title

Case Studies on Heavily Modified Water Bodies in Germany

5. Author(s), Family Name(s), First Name(s)

PD Dr. habil. Borchardt, Dietrich[1)]
Dr. Küllmar, Ingrid[2)]
Dipl.-Volkswirt Petschow, Ulrich[3)]
Dipl.-Ing. agr. Dehnhardt, Alexandra[3)]

6. Performing Organisation (Name, Address)

[1)] Institute of Water Resources Research and Management
Kurt-Wolters-Straße 3, D-34125 Kassel

In cooperation with:
[2)] Büro für angewandte Ökologie und Umwelttechnik
Bendorfer Weg 1, 35119 Rosenthal

[3)] Institute for Ecological Economy Research
Potsdamer Str. 105, 10785 Berlin

7. Funding Agency (Name, Address)

Federal Environmental Agency
POB 33 00 22, 14191 Berlin

8. Report Date
30.04.03

9. Publication Date

10. UFOPLAN-Ref. No.
299 24 287/02

11. No. of Pages
38, appendix 438 pages

12. No. of Reference
18 and additional in appendix

13. No. of Tables, Diagrams
13 and additional in appendix

14. No. of Figures
7 and additional in appendix

15. Supplementary Notes

Case studies can be find in appendix 1-4 (and 5-6), economic study in appendix 7 and German translation of CIS-Guideline on “Designation of artificial and heavily modified water bodies” in appendix 8

16. Abstract

In a 2-year research project the designation of heavily modified water bodies according to the European Water Framework Directive (WFD) has been examined on the basis of four case studies, namely the river basin districts of the Elbe, Lahn, Seefelder Aach and Dhünn, in order to concretise the WFD requirements in Germany.
In particular, the purpose of these case studies was to actively support the CIS working group 2.2 “Heavily Modified Water Bodies” during the development of the European guidance document for the identification and designation of heavily and artificial water bodies. The support was given by cooperating together with the international subgroups “Navigation” and “Hydro Power Generation” and by participating at European workshops on that topic. The study focuses on the development and testing of criteria to identify significant physical alterations, scenario development of measures to reach the good ecological status and their evaluation within an economic analysis. Furthermore, the identification of the conditions to achieve by establishing criteria for heavily modified water bodies with special emphasis on maximum and good ecological potential has been elaborated. Additional results refer to the scales that should be applied for the identification of water bodies, testing of criteria, evaluating ecological status and ecological potential and linking the IMPRESS and HMWB guidance documents produced by the CIS working groups.

17. Keywords

EC-Water Framework Directive, heavily modified water bodies, designation test, criteria for identifying significant pressures, scenarios of measures, economic assessment, maximum and good ecological potential

18. Price	19.	20.

Vorwort

Die Ende 2000 in Kraft getretene EG-Wasserrahmenrichtlinie hat das Ziel, in allen EU-Mitgliedsstaaten bis 2015 einen guten ökologischen und chemischen Zustand der Oberflächengewässer zu erreichen und eine Verschlechterung der Gewässerqualität zu verhindern. Artikel 4 der Richtlinie lässt jedoch auch eine Reihe von Ausnahmen zu, die sowohl zeitlicher wie materieller Natur sein können. Die Ausweisung als „künstliches“ oder „erheblich verändertes“ Oberflächengewässer ist eine solche Ausnahme- oder Sonderregelung.

Zur Präzisierung der Kriterien für die Ausweisung künstlicher und erheblich veränderter Gewässer wurde Ende 1999 die EU-Arbeitsgruppe HMWB (heavily modified water bodies) eingerichtet. Sie hat im November 2002 eine Leitlinie für die “Identifizierung und Ausweisung künstlicher und erheblich veränderter Gewässer” vorgelegt, die von den europäischen Wasserdirektoren am 21. November 2002 in Kopenhagen verabschiedet wurde. Die deutsche Übersetzung der Leitlinie ist diesem Bericht beigefügt.

Wesentlicher Bestandteil der Arbeiten zur Leitlinie waren 34 Fallstudien an Fließgewässern, Seen, Ästuaren und Küstengewässern in 11 verschiedenen europäischen Ländern. Die Ergebnisse der Fallstudien sowie eine zusammenfassende “Synthese” bildeten die Grundlage für die Erstellung der Leitlinie.

Die 6 deutschen Fallstudien sind in diesem Band zusammengestellt, darunter auch die zwei im Rahmen eines vom BMBF geförderten Forschungsvorhabens erstellten Fallstudien Ruhr und Zwickauer Mulde. Dem BMBF sei an dieser Stelle für die Genehmigung des Abdrucks der Fallstudien in der Reihe UBA-Berichte gedankt.

Die Fallstudien beinhalten praktische Hinweise, wie die Ausweisung erheblich veränderter Gewässer erfolgen kann. Die untersuchten Gewässer stellen Beispiele dar, die das Vorgehen methodisch veranschaulichen sollen; die Entscheidung, ob diese Gewässer als Ganzes oder in Teilen als erheblich verändert ausgewiesen werden, bleibt dem wasserwirtschaftlichen Vollzug vorbehalten

Dr. Bettina Rechenberg

Umweltbundesamt

Inhalt

Seite

Summary **I**

1 Einleitung **1**

2 Untersuchungsgebiete **5**

3 Vorgehensweise **8**

4 Ergebnisse **19**

5 Schlussfolgerungen und Ausblick **34**

6 Literatur **38**

ANHÄNGE

A1 Fallstudie Lahn

A2 Fallstudie Elbe

A3 Fallstudie Seefelder Aach

A4 Fallstudie Dhünn

A5 Fallstudie Ruhr

A6 Fallstudie Zwickauer Mulde

A7 Ökonomische Analyse im Hinblick auf erheblich veränderte Wasserkörper

A8 Deutsche Übersetzung der Leitlinie zur Identifizierung und Ausweisung von erheblich veränderten und künstlichen Wasserkörpern

Tabellen

		Seite
Tab. 1:	Kenndaten der untersuchten Flussgebiete	6
Tab. 2:	Ermittlung und Abgrenzung der Wasserkörper an Elbe, Lahn, Seefelder Aach und Dhünn	7
Tab. 3:	Relevante Nutzungen/Belastungen in den untersuchten Flussgebieten	11
Tab. 4:	Argumente für die vorläufige Identifizierung der unteren Lahn als erheblich veränderter Wasserkörper	12
Tab. 5:	In den Fallstudien verwendete Kriterien für die Bewertung der biologischen Qualitätskomponenten	16
Tab. 6:	Vorgehensweise bei der Ermittlung des höchsten ökologischen Potenzials (MEP) und des guten ökologischen Potenzials (GEP) für den als erheblich verändert ausgewiesenen Wasserkörper 4 der Lahn	18
Tab. 7:	Ergebnis der Ausweisungsprüfung für die in den Fallstudien genauer untersuchten Wasserkörper, Übersicht	20
Tab. 8:	Vorgeschlagene Verbesserungsmaßnahmen für das mittlere und untere Potamal (Wasserkörper 3 und 4) der Lahn und Einschätzung ihrer Wirkung zur Verbesserung des gegenwärtigen ökologischen Zustandes	22
Tab. 9:	Kriterien für die Spezifizierung von Nutzungen in Zusammenhang mit erheblich veränderten Wasserkörpern	24
Tab. 10:	Kriterien für die Ermittlung signifikanter nutzungsbedingter Belastungen, Vorschlag aufgrund der Fallstudien	26
Tab. 11:	Zuordnung der Filtrierer-Index-Werte in das Bewertungssystem der ökologischen Zustandsklassen	29
Tab. 12:	Zuordnung der Rheotypen-Index-Werte in das Bewertungssystem der ökologischen Zustandsklassen	29
Tab. 13:	Abschätzung des ökologischen Zustandes am Beispiel der Lahn (5 blau: sehr gut, 4 grün: gut, 3 gelb: mäßig, 2 orange: unbefriedigend, 1 rot: schlecht)	30

Abbildungen

		Seite
Abb. 1:	Prozess der Konkretisierung und Verifizierung der Bestimmungen der EG-WRRL hinsichtlich der Identifikation und Ausweisung sowie der Qualitätsanforderungen für erheblich veränderte und künstliche Wasserkörper	4
Abb. 2:	Geografische Lage der vier als Fallbeispiele aufgenommenen deutschen Flüsse	5
Abb. 3:	Vorgehensweise zur vorläufigen Identifizierung erheblich veränderter Wasserkörper in den Fallbeispielen	9
Abb. 4:	Vorgehensweise zur endgültigen Ausweisung erheblich veränderter Wasserkörper in den Fallbeispielen	10
Abb. 5:	Prüfschritte zur Ermittlung und Ausweisung von erheblich veränderten und künstlichen Wasserkörpern (Europäische Kommission 2003a)	15
Abb. 6:	Höchstes ökologisches Potenzial und gutes ökologisches Potenzial und ihre Abhängigkeit von der Nutzung und den individuellen Eigenschaften des Wasserkörpers	27
Abb. 7:	Verknüpfung der Leitlinien der CIS-Arbeitsgruppen IMPRESS und HMWB	37

Summary

The implementation of the Water Framework Directive (WFD) requires for all surface waters the achievement of "good ecological and chemical status" by 2015. Some water bodies may not achieve these objectives according to irreversible alterations of hydromorphological characteristics. Under certain conditions the WFD permits Member States to identify and designate artificial water bodies (AWB) and heavily modified water bodies (HMWB) according to Article 4(3). Methodology and criteria for the identification as HMWB were defined in the process of developing the Common Implementation Strategy (CIS) and a phased procedure separating eleven steps was recommended (Fig. 1).

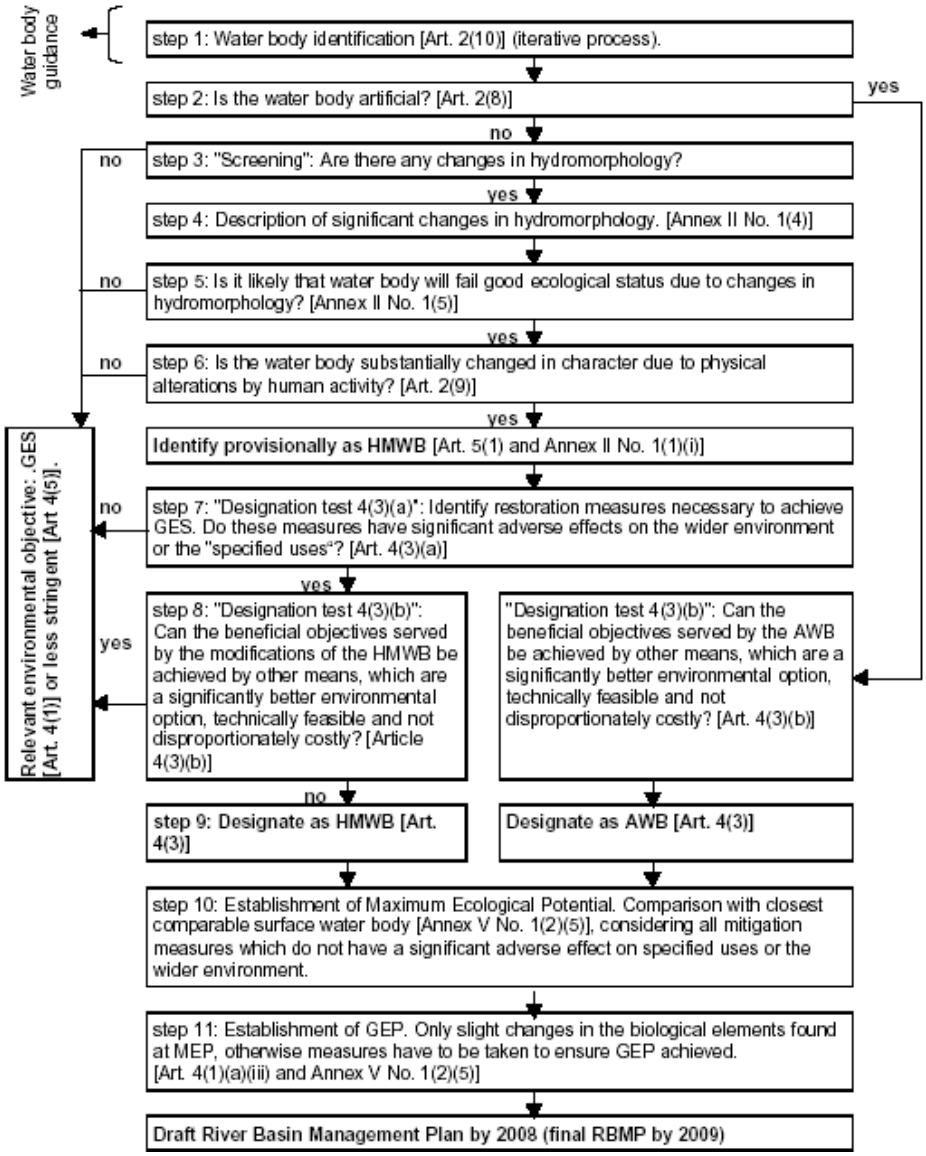
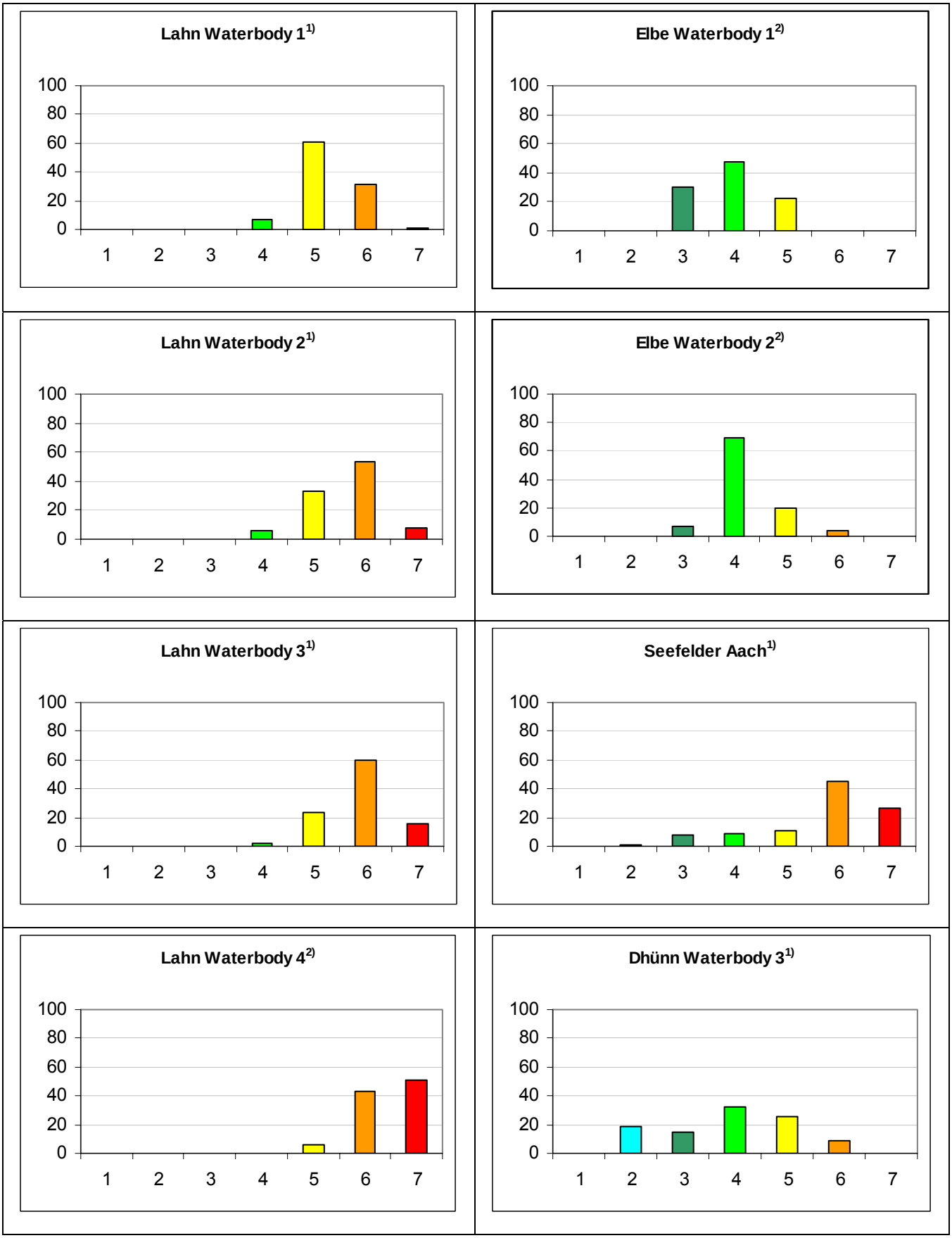


Fig. 1: CIS- strategy and steps of the HMWB and AWB designation

A purpose of this study was to actively support the CIS working group “Heavily Modified Water Bodies” in the preparation of the European guidance document concerning the identification and designation of heavily and artificial water bodies. A further topic has been the cooperation in the international subgroups “Navigation” and “Hydro Power Generation” and the participation at a series of workshops. Efforts focused on the development and testing of criteria used for the identification of significant physical alterations, the development of scenarios of measures to reach the good ecological status and their evaluation within an economic analysis. Furthermore, the identification of target states by establishing specific criteria for heavily modified water bodies with special emphasis on maximum and good ecological potential has been elaborated. Additional results refer to the selection of meaningful scales, testing of criteria and processes to evaluate ecological status or potential and linking the guidance documents produced by the CIS working groups IMPRESS and HMWB.

This designation procedure has been examined for exemplary case studies in selected river basin districts across Germany. These were the Rivers Elbe, Lahn, Seefelder Aach and Dhünn elaborated in a 2-years project funded by the Federal Environmental Agency (Umweltbundesamt) and the Rivers Mulde and Ruhr from a research project funded by the Federal Ministry of Education and Research (Bundesministerium für Bildung und Forschung). These case studies reflect a wide range of catchment sizes, river and stream types and different gradients of anthropogenic pressures and impacts. In particular, the hydromorphological status varied significantly between water bodies within and between case studies (Fig. 2). In general, it can be seen that the hydromorphological status of all case studies is characterized by a wide variety of quality classes given the hydromorphological mapping on small scales (100m – 1km in length). River sections with good hydromorphological quality were almost missing, while poor and bad conditions were dominating. Therefore, the significant change of hydromorphological properties had to be determined for all case studies. From the variety conditions and their biological relevance it could be concluded that potentially HMWB may not be designated on the scale of single hydromorphological units rather than for larger scales and significant water bodies. In particular, these were chosen on scales between 8 km for the smallest water body and 485 km for the largest, according to the typology and significant pressures and impacts upon hydromorphology.

The risk assessment for failing the “good status” was related to existing biological data and encompassed the macroinvertebrates and fish communities as relevant indicators. In particular, functional properties indicated for feeding types, rheotypes, reproduction and migration were included in the analyses. In general, the biological data did not



[1)] detailed method (for little and medium sized waters), [2)] overview method

Fig. 2: Hydromorphological quality for selected HMWB case studies. Bars show the percentage frequency distribution of river sections across seven quality classes and related to water bodies.

reflect the morphological degradation in a linear way and showed comparable high levels of ecological functionality even under degraded hydromorphological conditions.

Therefore, the biological relevance of morphological degradations has to be evaluated carefully. The ecological relevance of particular pressures has been studied in further detail. These were the impact of inland navigation, hydropower generation and the impact of impoundments and reservoirs on downstream river sections.

The ecological impact of inland navigation and hydropower generation on rivers has been investigated for two case studies (Rivers Elbe and Lahn). Both rivers have been subject to long term changes of hydromorphological properties in order to ensure a wide range of anthropogenic uses including inland navigation and hydropower generation. However, the current situation of both rivers appears to be significantly different. The River Elbe lost the majority of riparian ecosystems, but impoundments are restricted to upstream sections and one downstream barrier separating the river from a transition zone with tidal flow variations and the estuary with salinity gradients. Channel corrections and in-stream maintenance for navigation have been only moderate when compared to the other rivers under consideration. Currently, the River Elbe is recovering from excessive pollution prevailing over the last decades. In contrast, the River Lahn can be characterised as being a gradient from free flowing sections upstream towards a sequence of impoundments with significant hydro-morphological changes and large scale flow regulations downstream. These include channelisation and impoundment with intense in-stream measures aiming for depth enhancement and channel maintenance. However, with the exception of the downstream water body of the River Lahn there was no evidence for the designation of heavily modified bodies for these two rivers.

In contrast, the River Ruhr has been identified as HMWB according to numerous and large scale impoundments. The closest natural type for characterising the ecological potential was identified to be a eutrophic lowland lake while for the River Lahn there was no shift of water body categories.

The relevance of reservoirs on ecological conditions of downstream rivers has been studied for the River Dhünn which is separated by a large reservoir in its middle section. There has been a surprisingly low impact of this reservoir on downstream ecological conditions both hydromorphologically and biologically with no evidence of designation as HMWB.

Given these results, the designation of HMWB appears to be dependent on individual

catchment characteristics including their historical dimension. There have been no general cut-off criteria for the designation procedure rather than individual positive and negative lists concerning pressures and impacts which have to be interpreted in an objective way according to the provisions of the WFD and the CIS- guidance documents.

Finally, the River Elbe has been subject of an economical analysis investigating the relationships between navigation, alternative uses and their ecological implications within the framework of WFD and the HMWB designation process. This analysis provided relevant information and a methodological approach for the assessment of costs, alternative options and cost benefit analyses considering positive and negative environmental effects.

1 Einleitung

Der vorliegende Bericht dokumentiert die Arbeiten aus dem F+E-Vorhaben „Fallstudien zu erheblich veränderten Gewässern in Deutschland“ vom 01.05.2000 bis 31.03.2003. Aufgabe war, die von der EG-Wasserrahmenrichtlinie unter bestimmten Bedingungen vorgesehene Ausweisung von künstlichen und erheblich veränderten Gewässern anhand von Fallbeispielen zu erproben und Beiträge zur Konkretisierung der Vorgaben der WRRL zu erarbeiten.

Ziel der EG-Wasserrahmenrichtlinie ist es, auf EU-Ebene bis 2015 einen guten ökologischen und chemischen Zustand der Oberflächengewässer zu erreichen und eine Verschlechterung zu verhindern. Artikel 4 der EG-WRRL lässt jedoch auch eine Reihe von Ausnahmen zu (Artikel 4(4): spätere Zielerreichung, maximal bis 2027; Artikel 4(5): mindere Ziele). Die Ausweisung eines Gewässers als „künstlich“ oder „erheblich verändert“ ist eine weitere Ausnahme- oder Sonderregelung. Umweltziel für künstliche und erheblich veränderte Oberflächengewässer ist der „gute chemische Zustand“ und das „gute ökologische Potenzial“ (Artikel 4(1)(a)).

Während künstliche und natürliche Gewässer relativ einfach zu unterscheiden sind, fällt es im Einzelfall schwer, aus der Gruppe der natürlichen Gewässer die zu identifizieren, die als „erheblich verändert“ ausgewiesen werden können. Die in der Wasserrahmenrichtlinie formulierten Vorgaben für die erheblich veränderten Gewässer sind sehr allgemein gehalten. Da an künstliche und erheblich verändert Gewässer im Vergleich zu den (verbleibenden) natürlichen Gewässern meist geringere Anforderungen an die hydromorphologische Gewässerbeschaffenheit gestellt werden, könnte eine uneinheitliche Auslegung der Wasserrahmenrichtlinie dazu führen, dass in Europa unterschiedliche ökologische Schutzniveaus formuliert werden. Ende 1999 wurde daher die EU-Arbeitsgruppe HMWB (heavily modified water bodies) (CIS-AG 2.2) mit dem Ziel eingerichtet, Kriterien für die Ausweisung künstlicher und erheblich veränderter Gewässer und die Ermittlung des ökologischen Potenzials zu formulieren. Als Ergebnis dieser Arbeiten wurde die Leitlinie für die „Identifizierung und Ausweisung künstlicher und erheblich veränderter Gewässer“ von den europäischen Wasserdirektoren am 21. November 2002 in Kopenhagen verabschiedet (Europäische Kommission 2003a). Eine wesentliche Grundlage der Arbeiten zur Leitlinie waren 34 Fallstudien an Fließgewässern, Seen, Ästuaren und Küstengewässern in 11 verschiedenen europäischen Ländern, darunter die vier in dem vorliegenden Bericht beschriebenen Fallstudien. Die Entwicklung und Erprobung eines allgemeingültigen Verfahrens für die Ermittlung und Ausweisung erheblich veränderter Wasserkörper sowie die Festlegung von Umweltqualitätszielen für diese Wasserkörper standen dabei im Mittelpunkt der Arbeiten. Damit verbunden waren

- die Ermittlung von Kriterien und konkreten Handlungsanweisungen für die Identifikation und Ausweisung erheblich veränderter Wasserkörper,
- die Definition geeigneter Referenzzustände für erheblich veränderte Wasserkörper unter Festlegung der Qualitätskriterien sowie die Bestimmung des Zielzustandes,
- die Entwicklung von geeigneten Maßnahmen unter Berücksichtigung regionalspezifischer Gegebenheiten und sozioökonomischer Bedingungen, die zu einer signifikanten Verbesserung des ökologischen Zustandes bzw. zum Erreichen

kanten Verbesserung des ökologischen Zustandes bzw. zum Erreichen des Zielzustandes führen.

Diese Themenpunkte wurden anhand exemplarischer Fallstudien in vier Flussgebieten Deutschlands – Elbe, Lahn, Seefelder Aach und Dhünn – bearbeitet. Die Durchführung der Fallstudien wurde durch die von der EU-Arbeitsgruppe HMWB erarbeiteten 12 „Grundlagenpapiere“, die alle wichtigen Aspekte der vorläufigen Identifizierung und Ausweisung von erheblich veränderten Wasserkörpern behandeln, erleichtert, während die Fallstudien wiederum zur Überarbeitung der Grundlagenpapiere gedient haben, die schließlich die Basis für die Leitlinie für die „Identifizierung und Ausweisung künstlicher und erheblich veränderter Gewässer“ bildeten. Eine weitere hilfreiche Orientierung bei der Durchführung der Fallstudien war die EU-Leitlinie zur „Identifizierung von Wasserkörpern“, die den Begriff des Wasserkörpers definiert und Empfehlungen für die Ermittlung von Wasserkörpern im Sinne der EG-WRRL gibt (Europäische Kommission 2003b).

Entsprechend der gemeinsam erarbeiteten Vorgehensweise zur Identifizierung und Ausweisung von erheblich veränderten und künstlichen Wasserkörpern beziehen sich die anhand der Fallbeispiele erarbeiteten und verifizierten Kriterien und Handlungsanweisungen auf

- die Identifizierung und Abgrenzung von Oberflächenwasserkörpern,
- die Identifizierung von künstlichen Wasserkörpern,
- die Ermittlung der hydromorphologischen Veränderungen in Wasserkörpern,
- die Beschreibung der nutzungsbezogenen Belastungen und die Beurteilung der Auswirkungen auf die aquatischen Lebensgemeinschaften,
- die Abschätzung, ob die betrachteten Wasserkörper den guten ökologischen Zustand erreichen können,
- die Entwicklung von Maßnahmenszenarien, mit denen der gute ökologische Zustand erreicht werden kann,
- die Prüfung der Verhältnismäßigkeit von nutzbringenden Zielen, Umweltwirkungen und Kosten,
- die Bestimmung des höchsten ökologischen Potenzials als Referenzzustand für erheblich veränderte und künstliche Wasserkörper,
- die Bestimmung des guten ökologischen Potenzials als Zielzustand für erheblich veränderte und künstliche Wasserkörper,
- die Entwicklung von Maßnahmen, die zum Erreichen des Zielzustandes (gutes ökologisches Potenzial) erforderlich sind,
- die Einschätzung des aktuellen biologischen Zustandes der Wasserkörper anhand ausgewählter Indikatoren.

Die Ergebnisse und Erfahrungen aus den Fallstudien wurden aktiv in die Arbeiten der CIS-Arbeitsgruppe 2.2 „Erheblich veränderte Wasserkörper“ und andere internationale Arbeitsgruppen eingebracht, u.a. durch die Mitarbeit in den internationalen Unterar-

beitsgruppen „Schifffahrt“ und „Wasserkraftnutzung“ sowie die Teilnahme an dem Workshop der CIS-Arbeitsgruppe 2.2 am 30./31. Mai 2002 in Berlin und die Teilnahme am IKSR Workshop „Vorläufige Ausweisung von Kandidaten für erheblich veränderte oder künstliche Gewässer“ am 3. April 2003 in Bonn.

Die Ergebnisse der Fallstudien aus Deutschland, den anderen EU-Mitgliedstaaten und Norwegen sowie die Ausarbeitung der Grundlagenpapiere bildeten die Grundlage für die Erstellung der Leitlinie zur Identifizierung und Ausweisung von erheblich veränderten und künstlichen Wasserkörpern durch die CIS-Arbeitsgruppe 2.2 (Europäische Kommission 2003a, deutsche Übersetzung der Leitlinie siehe Anhang). Die Anwendbarkeit der Leitlinie, die im November 2002 von den europäischen Wasserdirektoren verabschiedet wurde, wird durch in der Beispielsammlung (Tool-Box) zusammengestellte praktische Beispiele erleichtert (Europäische Kommission 2003c). Die wichtigsten Punkte der Leitlinie wurden für die Wasserdirektoren in der Policy Summary zusammengefasst (Europäische Kommission 2003d).

Die Ergebnisse der deutschen Fallstudien bildeten die Grundlage für die Erstellung einer Arbeitshilfe, die die Umsetzung der EG-WRRL hinsichtlich der Ermittlung und Ausweisung erheblich veränderter und künstlicher Wasserkörper sowie hinsichtlich der Festlegung der Referenzbedingungen und Zielzustände für diese Wasserkörper in Deutschland erleichtern soll (Borchardt und Küllmar 2003). Wesentliche Inhalte wurden in die LAWA-Arbeitshilfe zur Ermittlung und Ausweisung erheblich veränderter und künstlicher Wasserkörper übernommen (LAWA 2003c).

Den Prozess der Erprobung, Konkretisierung und Verifizierung der Bestimmungen der EG-WRRL hinsichtlich der Ermittlung und Ausweisung erheblich veränderter und künstlicher Wasserkörper sowie hinsichtlich der Qualitätsanforderungen für diese Wasserkörper veranschaulicht Abb. 1.

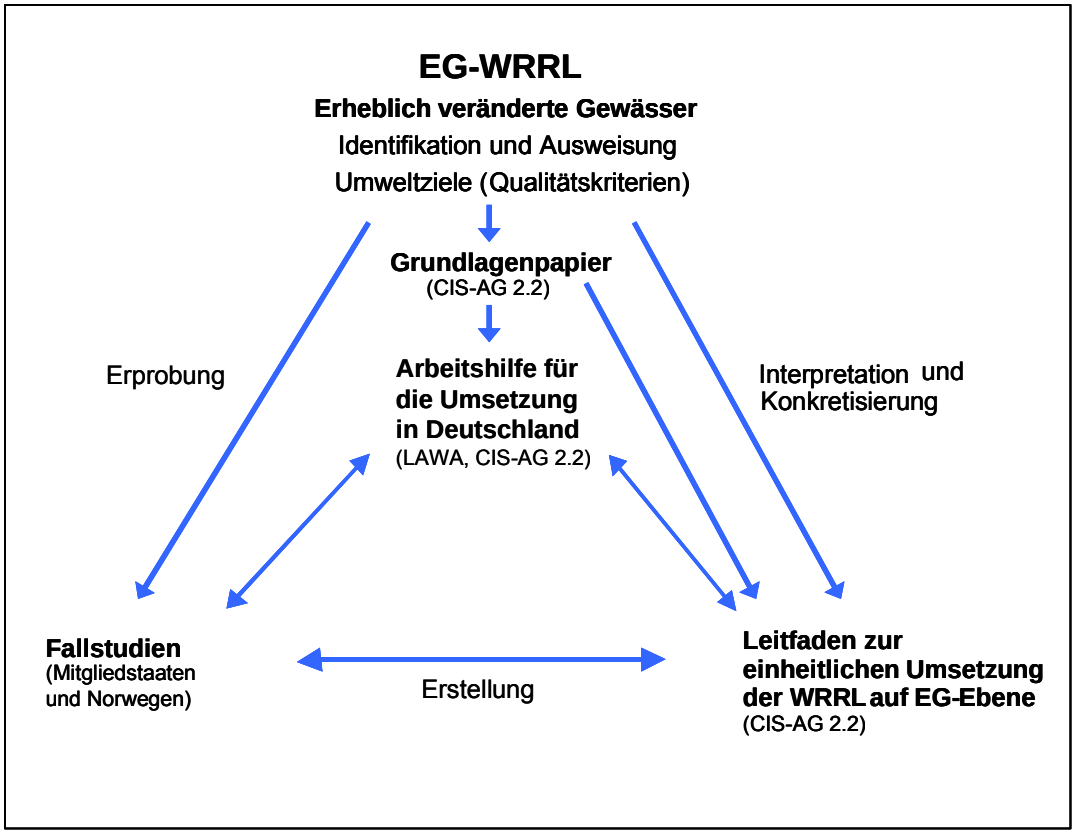


Abb. 1: Prozess der Konkretisierung und Verifizierung der Bestimmungen der EG-WRRL hinsichtlich der Identifikation und Ausweisung sowie der Qualitätsanforderungen für erheblich veränderte und künstliche Wasserkörper

2 Untersuchungsgebiete

Für die Studien wurden exemplarisch die vier Flussgebiete Elbe, Lahn, Seefelder Aach und Dhünn ausgewählt. Auswahlkriterien für die Testgebiete waren neben der Größe und geographischen Lage (Ökoregion) die unterschiedliche Belastungssituation und nicht zuletzt die Verfügbarkeit der für die Bearbeitung erforderlichen Daten (Abb. 2).

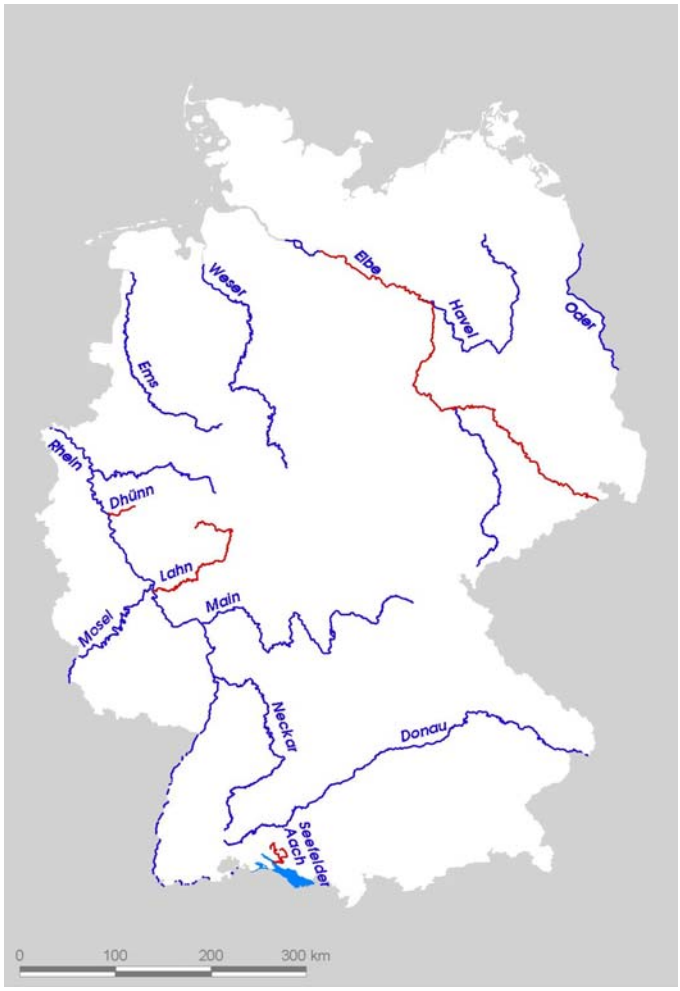


Abb. 2: Geografische Lage der vier als Fallbeispiele aufgenommenen deutschen Flüsse

Im Hinblick auf die Größe, die geographische Lage (Ökoregion) und die Nutzungen/Belastungen können die ausgewählten Testgebiete als repräsentativ für ein breites Spektrum von Flussgebieten bezeichnet werden: Seefelder Aach und Dhünn repräsentieren Gewässer mit einem mittelgroßen Einzugsgebiet, die Lahn weist ein großes, die Elbe ein sehr großes Einzugsgebiet auf (s. Tab. 1). Weiterhin wurden die Flussgebiete als spezielle Beispiele für spezifische Nutzungen ausgewählt: Die Elbe für Schifffahrt und Hochwasserschutz, die Lahn für Wasserkraftnutzung und Hochwasserschutz, die Seefelder Aach für Wasserkraftnutzung und Landwirtschaft (s. Tab. 3). Das Fallbeispiel Dhünn wurde ausgewählt, um zu prüfen, ob Wasserkörper unterhalb eines Stausees (hier: Talsperre) per se als erheblich verändert auszuweisen sind. Die Fallstudie Lahn nimmt insofern eine Sonderstellung ein, als die im Rahmen

der CIS-Arbeitsgruppe angefertigte Fallstudie in der zweiten Hälfte der Projektlaufzeit grundlegend überarbeitet wurde. Da für die Lahn sehr umfangreiches und aktuelles Datenmaterial zur Verfügung stand, wurden die Untersuchungen auf die Bereiche der Lahn zwischen der nordrhein-westfälischen Landesgrenze und der Mündung in den Rhein (gesamte hessische und rheinland-pfälzische Lahn) ausgedehnt. Diese überarbeitete Fallstudie Lahn orientiert sich in den Bearbeitungsschritten an der Endfassung der Leitlinie für künstliche und erheblich veränderte Wasserkörper, die im November 2002 von den Wasserdirektoren verabschiedet wurde (Europäische Kommission 2003a).

Tab. 1: Kenndaten der untersuchten Flussgebiete

	Elbe	**Lahn**	**Seefelder Aach**	**Dhünn**
Fläche [km^2]	ca. 80.000	ca. 6.000	ca. 280	204
Größe[1)]	sehr groß	groß	mittelgroß	mittelgroß
Fließlänge [km]	ca. 700	250	54	40
Höhenlage[1)]	tief, mittel	mittel, hoch	mittel	Mittel
Geologie[1)]	kalkig	silikatisch, kalkig	kalkig	überwiegend silikatisch
Pegel (Name)	Neu-Darchau	Kalkofen	Uhldingen-Mühlhofen	Hummelsheim
Mittlerer Abfluss MQ [m^3/s]	660	47	3,15	3,86[2)]
Siedlungsflächen [%]	7	5	5	22
Landwirtschaftliche Nutzfläche [%]	61	39	58	39
Waldfläche [%]	29	46	32	37
Gewässerfläche [%]	1,5	0,8	0,7	2
Einwohnerdichte [E/km^2]	182	197	125	369,5[3)]
Anschlussgrad an kommunale Kläranlagen [%]	74	93	93	86[4)]

[1)] gemäß WRRL, Anhang II

[2)] (MQ 2001) oberhalb KA Odenthal, berechnet aus Pegel Hummelsheim

[3)] Gemeinde Odenthal

[4)] Kläranlage Odenthal

Die Gewässer wurden nach hydrologischen, ökologischen und belastungsbezogenen Kriterien in Wasserkörper unterteilt (s. Tab. 2). In den Fallstudien wurden insgesamt acht Wasserkörper detaillierter untersucht (Tab. 2). Die Obere und die Mittlere Elbe (Wasserkörper 4 und 5) wurden anhand repräsentativer Teilstrecken charakterisiert, da eine Untersuchung des gesamten Abschnittes (insgesamt 583 km) aufgrund der Datenlage und in Anbetracht des Untersuchungszeitraumes nicht möglich war. Der Fallstudie Lahn liegen die Wasserkörper 1 bis 4, die die Obere Lahn bis zur Mündung in den Rhein umfassen (insgesamt 235 km), zugrunde. Das relativ kleine Gewässer

Seefelder Aach (97 km) stellt einen einzigen Wasserkörper dar und wurde von der Quelle bis zur Mündung in den Bodensee vollständig untersucht. In der Fallstudie Dhünn wurde der Abschnitt unterhalb des Staudammes bis zur Mündung des Ophover Mühlenbachs (Wasserkörper 3, 16 km) detailliert untersucht, um die Wirkung des Staudammes auf die Hydromorphologie und biologische Besiedlung in der unterhalb gelegenen Fließstrecke zu beurteilen.

Tab. 2: Ermittlung und Abgrenzung der Wasserkörper an Elbe, Lahn, Seefelder Aach und Dhünn

Test-gebiet	Wasser-körper	Abgrenzung	Länge (km)	Ökologische Zonierung
Elbe	WK 1	Quelle im Riesengebirge bis Chraletice	113,57	Krenal bis Hypo-Rhitral
	WK 2	Chraletice (km 102,19) bis Melnic (km 0,0)	102,19	Hypo-Rhitral bis Epi-Potamal
	WK 3	Melnic (km 105,84) bis Landesgrenze (km 0,0)	105,84	Epi-Potamal
	WK 4[1)]	Landesgrenze (km 0,0) bis Schloss Hirschstein (km 98,0)	98,00	Epi-Potamal bis Meta-Potamal
	WK 5[1)]	Schloss Hirschstein (km 98,0) bis Wehr Geesthacht (km 583,3)	485,30	Hypo-Potamal
	WK 6	Wehr Geesthacht (km 583,3) bis Salinitätsgrenze bei Glückstadt (km 660,0)	76,70	Hypo-Potamal
	WK 7	Salinitätsgrenze bei Glückstadt (km 660,0) bis Kugelbake Cuxhaven (km 769,4)	109,40	Aestuar
Lahn	WK 0[2)]	Quelle (Lahn-km -108) bis Hessische Landesgrenze (Lahn-km -98)	10	Krenal bis Epi-Rhitral
	WK 1	Hessische Landesgrenze (Lahn-km -98) bis Ohmmündung (Lahn-km –53)	45	Hypo-Rhitral
	WK 2	Ohmmündung (Lahn-km –53) bis Badenburg bei Gießen (Lahn-km -11,1)	42	Epi-Potamal
	WK 3	Badenburg bei Gießen (Lahn-km -11,1) bis Steeden (Lahn-km 70,0)	81	Epi-Potamal
	WK 4	Steeden (Lahn-km 70,0) bis zur Mündung (Lahn-km 137,3)	67	Epi-Potamal
Dhünn	WK 1	Quelle bis Trinkwasserreservoir	7,82	Krenal bis Epi-Rhitral
	WK 2	Trinkwasserreservoir	7,89	Meta-Rhitral
	WK 3	Staudamm bis Mündung Ophover Mühlenbach	16,29	Meta- bis Hypo-Rhitral
	WK 4	Ophover Mühlenbach bis Mündung Wupper	8,06	Hypo-Rhitral bis Epi-Potamal
Seefelder Aach	WK 1	Quelle bis Mündung in den Bodensee	97	Rhitral

[1)] An der Oberen Elbe wurde der Abschnitt von km 0,0 bis km 34, an der Mittleren Elbe der Abschnitt von km 326,5 bis km 585,9 genauer untersucht.

[2)] Die Quellregion der Lahn in Nordrhein-Westfalen wurde vorläufig als eigener Wasserkörper abgegrenzt, da für diesen Bereich praktisch keine Daten zur Verfügung standen.

3 Vorgehensweise

Im ersten Arbeitsschritt wurden umfangreiche vorhandene Daten zu den Einzugsgebietseigenschaften der Flüsse Elbe, Lahn, Seefelder Aach und Dhünn gesichtet, fragestellungsbezogen aufbereitet und aktualisiert. Durch Literatur- und Internet-Recherche sowie den Informationsaustausch mit den zuständigen Dienststellen und Behörden konnte aus vorangegangenen Forschungsvorhaben und zahlreichen Untersuchungen in den Testgebieten umfangreiches Datenmaterial zur Verfügung gestellt werden. Diese Datenbestandsaufnahme erwies sich als sehr zeitaufwendig, da die Datendichte für die einzelnen Testgebiete sowie innerhalb eines Testgebietes sehr inhomogen waren und die Daten oftmals nicht in digitaler Form vorlagen.

Die Vorgehensweise in den Fallstudien folgte dem mehrstufigen Prüfverfahren, das im Rahmen der internationalen Unterarbeitsgruppe „Schifffahrt“ entwickelt wurde (Abb. 3, Abb. 4). Mit den Schritten (1) bis (3) wurde geprüft, ob der betreffende Wasserkörper vorläufig als erheblich verändert zu identifizieren ist (Abb. 3). Die Prüfschritte (4) bis (6) führten zur tatsächlichen Ausweisung als erheblich veränderter Wasserkörper oder, wenn die Prüfkriterien nicht erfüllt waren, zur Einstufung als natürlicher Wasserkörper (Abb. 4).

Vorläufige Identifizierung als erheblich veränderter Wasserkörper

(Arbeitsschritt 1) Im Arbeitsschritt „Hydromorphologische Beeinträchtigungen“ wurden die jeweils vorhandenen Nutzungen wie Schifffahrt, Hochwasserschutz, Wasserkraftnutzung, Landnutzung, Wasserversorgung und Urbanisierung erfasst und ihre Auswirkungen auf die Flussläufe bzw. ausgewählte Flussabschnitte spezifiziert (Tab. 3). Als nicht unproblematisch erwies sich die Bewertung der ermittelten Belastungen anhand geeigneter Kriterien. Hierfür wurde auf die von der LAWA für die Bewertung signifikanter Belastungen entwickelten Kriterien zurückgegriffen, die an die Gegebenheiten in den Testgebieten angepasst wurden.

(Arbeitsschritt 2) Der Arbeitsschritt „ökologische Beeinträchtigungen“ erforderte eine Bewertung des biologischen Zustandes der Flüsse. Als aussagekräftige Indikatorgruppen wurden das Makrozoobenthos und die Fischfauna untersucht. Dabei wurden insbesondere die in Anhang V, Tab. 1.2.1 genannten Kriterien (wie Artenzusammensetzung, Abundanz, Verhältnis störungsempfindlicher zu robusten Taxa, Diversität im Vergleich zum potenziell natürlichen bzw. typspezifischen Zustand) berücksichtigt. So wurde in allen genannten Fallstudien das Vorkommen der Wanderfische im Vergleich zum potenziell natürlichen Vorkommen bewertet und für die Bewertung der ökologischen Durchgängigkeit des Wasserkörpers/Gewässers, die eine Voraussetzung für das Erreichen des guten ökologischen Zustandes ist, herangezogen. Für das Makrozoobenthos wurden die Saprobie, die Potamon-Typie, multimeterische Verfahren (nach AQEM) und weitere funktionale Kriterien herangezogen. Eine Übersicht gibt Tabelle 5.

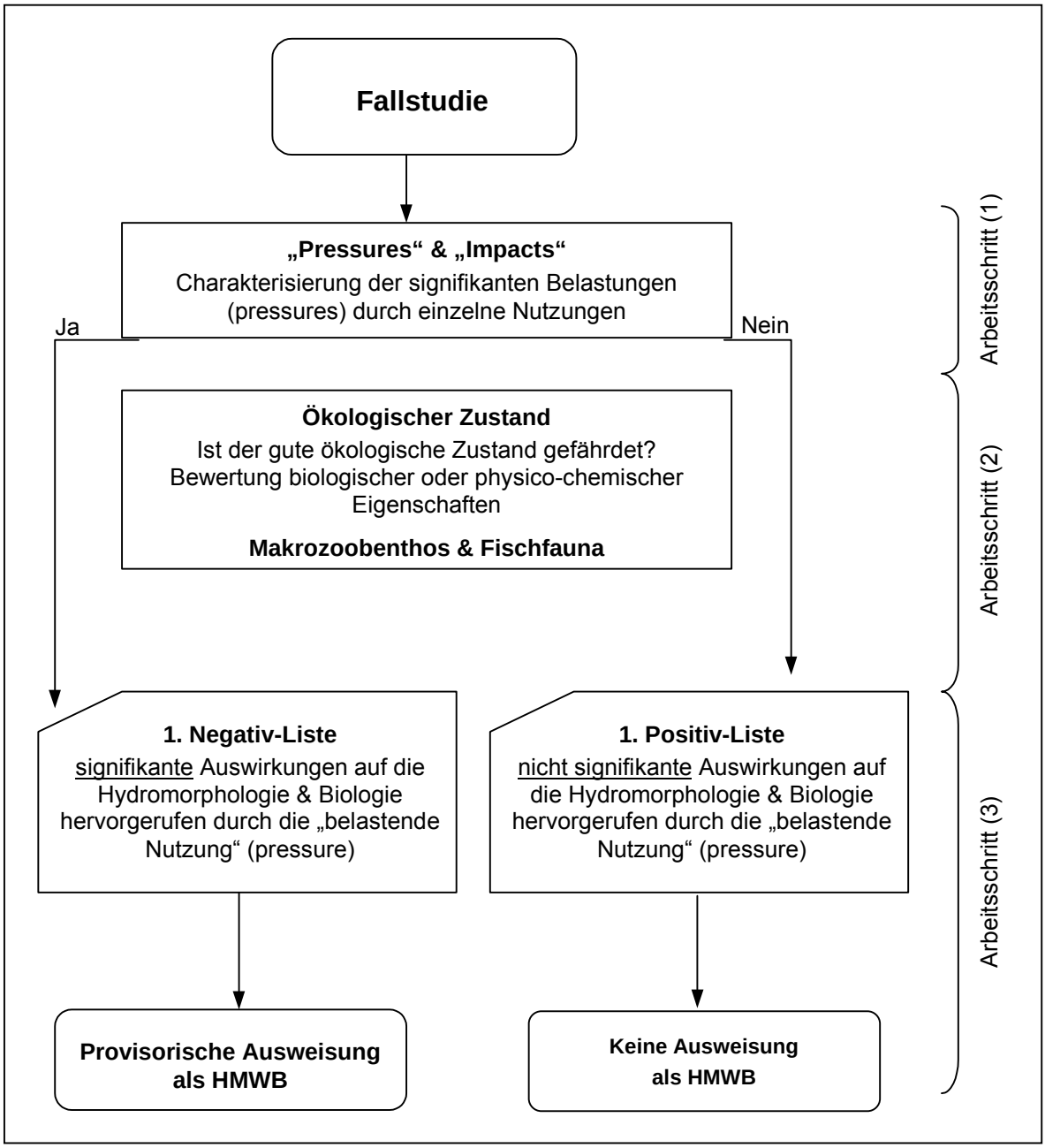


Abb. 3: Vorgehensweise zur vorläufigen Identifizierung erheblich veränderter Wasserkörper in den Fallbeispielen

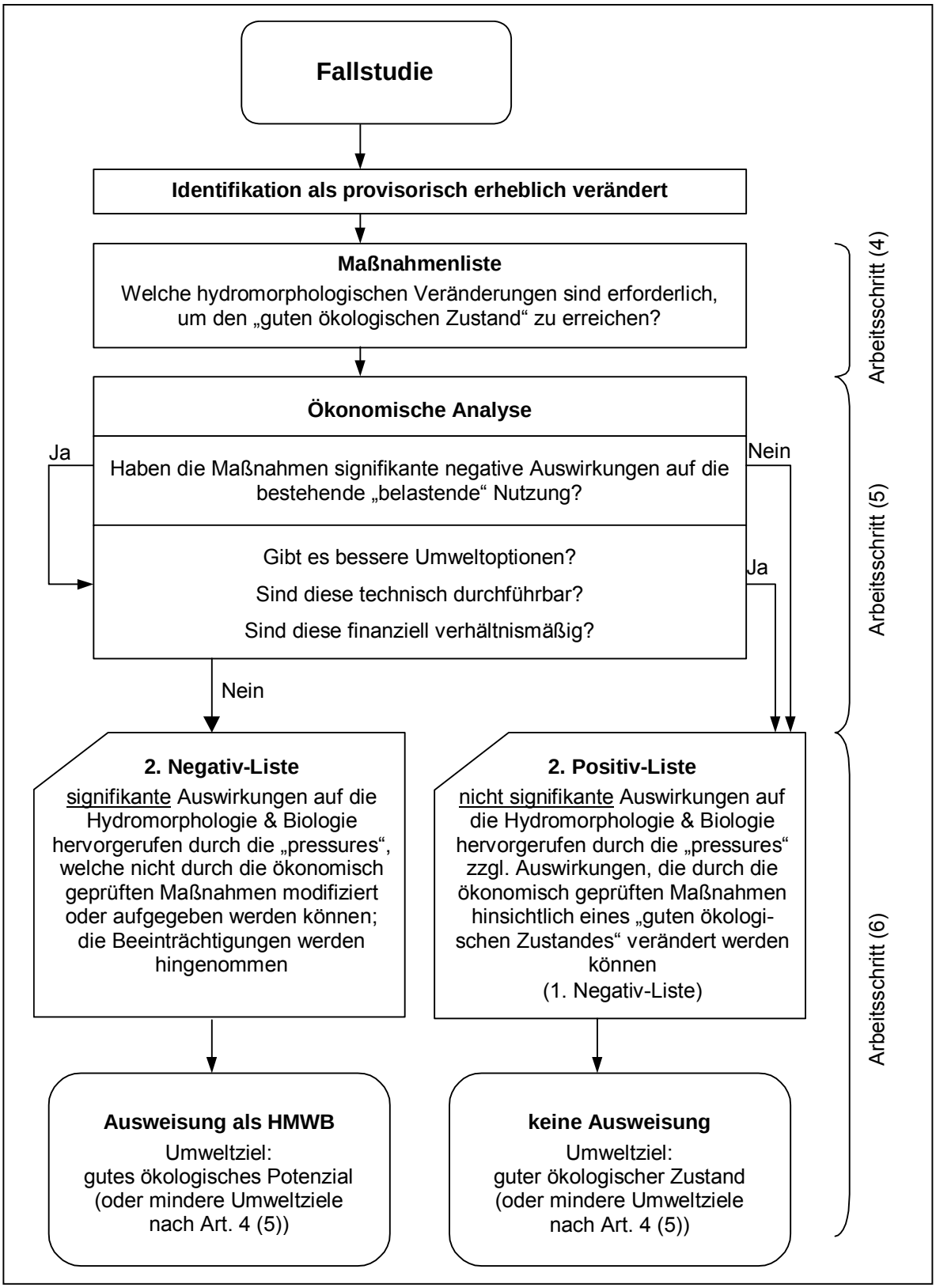


Abb. 4: Vorgehensweise zur endgültigen Ausweisung erheblich veränderter Wasserkörper in den Fallbeispielen

Der Status „erheblich verändertes Gewässer“ ist alle 6 Jahre zu prüfen, so dass auch eine „endgültige“ Einstufung bzw. Ausweisung im Grunde genommen nur vorübergehenden Charakter hat.

Tab. 3: Relevante Nutzungen/Belastungen in den untersuchten Flussgebieten

Wasserkörper / Nutzung	Elbe		Lahn				Seefelder Aach	Dhünn
	Obere Elbe (WK 4)	**Mittlere Elbe** (WK 5)	**Obere Lahn** Hess. Lahn bis Ohmmündung (WK 1)	**Oberes Potamal** Ohmmündung bis Gießen (WK 2)	**Mittleres Potamal** Hessen BWS (WK 3)	**Unteres Potamal** Rheinland-Pfalz BWS (WK 4)	Quelle bis Mündung Bodensee-	Staudamm bis Mündung Ophover Mühlenbach (WK 3)
Schifffahrt	■				■	■		
Hochwasserschutz		■		■				
Wasserkraft			■	■	■	■	■	
Landwirtschaft							■	
Wasserversorgung								■
Urbanisierung					■			

■ : signifikant

(Arbeitschritt 3) Im Anschluss an die Bestandsaufnahme folgte gemäß der Arbeitsschritte 1 und 2 eine Auflistung der Argumente für bzw. gegen die vorläufige Identifizierung des betrachteten Wasserkörpers als erheblich verändert. Diese Liste enthält Spezifikationen zu den Auswirkungen (impacts) der im Arbeitsschritt 1 als signifikant identifizierten Belastungen (pressures) auf die hydromorphologischen und biologischen Eigenschaften der Fließgewässer/-abschnitte. Die nutzungsbedingten Auswirkungen auf die Hydromorphologie und Biologie der Testgebiete wurden anhand entsprechender Kriterien als signifikant oder nicht signifikant eingestuft (s. Tab. 10).

Nicht signifikante Einwirkungen wurden als Argumente gegen die vorläufige Identifizierung des Wasserkörper als erheblich verändert geführt. Wasserkörper, für die keine Argumente für eine vorläufige Identifizierung vorlagen, wurden als natürliche Wasserkörper eingestuft und hier nicht weiter betrachtet. Zielzustände für diese Wasserkörper sind der „gute ökologische Zustand“ oder „weniger strenge Umweltziele“.

Signifikante Einwirkungen auf die Hydromorphologie und Biologie (Tab. 4) wurden als Argumente für die vorläufige Identifizierung des betrachteten Wasserkörpers als erheblich verändert verwendet (vgl. Abb. 3). Für die endgültige Ausweisung wurden die betreffenden Wasserkörper den Prüfschritten (4) bis (6) unterzogen (Abb. 4).

Tab. 4: Argumente für die vorläufige Identifizierung der unteren Lahn als erheblich veränderter Wasserkörper

	Pro	Contra
Mittleres Potamal	Nicht passierbare künstliche Querbauwerke mit einer Fallhöhe > 30 cm Uferbefestigung > 30 % der Gesamtlänge	< 40 % rückstaubeeinflusste Flusslänge bei MNQ Gewässer im Längsprofil zu < 70 % begradigt
Unteres Potamal	> 40 % rückstaubeeinflusste Flusslänge bei MNQ Nicht passierbare künstliche Querbauwerke mit einer Fallhöhe > 30 cm Uferbefestigung > 30 % der Gesamtlänge	Gewässer im Längsprofil zu < 70 % begradigt

Ausweisung als erheblich veränderter Wasserkörper

(Arbeitschritt 4) Auf der Basis der Argumente für eine vorläufige Identifizierung des Wasserkörpers als erheblich verändert wurden Maßnahmen zur Minderung der nutzungsbedingten Auswirkungen abgeleitet mit dem Ziel den guten ökologischen Zustand zu erreichen. Für die Ausweisung eines Wasserkörpers als erheblich verändert

ist die Entwicklung geeigneter Verbesserungsmaßnahmen von zentraler Bedeutung. Finden sich Maßnahmen, die die relevanten Nutzungen nicht signifikant negativ beeinträchtigen bzw. bessere Umweltoptionen, die die Prüfkriterien „technische Machbarkeit“ und „finanzielle Verhältnismäßigkeit“ erfüllen, wird der betreffende Wasserkörper als natürlicher Wasserkörper eingestuft, sofern der gute ökologische Zustand gemäß WRRL innerhalb der vorgegebenen Frist erreicht werden kann. Insbesondere in der Fallstudie Lahn wurde besonderes Augenmerk auf die Entwicklung solcher Maßnahmen verwendet.

(5) Die vorgeschlagenen Maßnahmen wurden einer wirtschaftlichen Betrachtung unterzogen. Für diese ökonomische Analyse wurden die Maßnahmenlisten dem Institut für ökologische Wirtschaftsforschung (IÖW) in Berlin vorgelegt. Zunächst wurde geprüft, ob durch die Umsetzung der Maßnahmen die bestehenden Nutzungen signifikant negativ beeinträchtigt werden. Im Falle einer signifikanten Auswirkung wurden „bessere Umweltoptionen“ auf ihre technische Machbarkeit und finanzielle Verhältnismäßigkeit hin überprüft.

(6) Die Ergebnisse der ökonomischen Analyse führten zu den Argumenten für bzw. gegen eine endgültige Einstufung der Wasserkörpers als erheblich verändert.

Als Argumente gegen eine Ausweisung als HMWB verbleiben die nutzungsbedingten, nicht signifikanten Beeinträchtigungen von der ersten Liste („Positiv-Liste“); hinzu kommen Auswirkungen, die zunächst als signifikant eingestuft wurden (vgl. Argumente für eine vorläufige Identifizierung) und nun mithilfe von ökonomisch geprüften Maßnahmen in Richtung guter ökologischer Zustand vermindert oder sogar aufgehoben werden können. Wasserkörper, für die ausschließlich Contra-Argumente vorliegen, sind als natürliche Wasserkörper einzustufen. Es gilt das Umweltziel „guter ökologischer Zustand“ oder „weniger strenge Umweltziele“.

Auf der zweiten Liste („Negativ-Liste“) mit Argumenten für eine Ausweisung verbleiben alle signifikanten Auswirkungen, die durch Nutzungen hervorgerufen werden, welche nicht durch Maßnahmen in ihren Auswirkungen modifiziert oder aufgegeben oder durch bessere Umweltoptionen ersetzt werden können. Die nutzungsbedingten Beeinträchtigungen der hydromorphologischen und biologischen Eigenschaften des Wasserkörpers müssen in diesem Fall hingenommen werden. Lagen nach der ökonomischen Analyse noch Argumente für eine Ausweisung vor, so wurde der betreffende Wasserkörper als erheblich verändert ausgewiesen. Für diese Wasserkörper wurde als Umweltziel das „gute ökologische Potenzial“ und als Referenzzustand das „höchste ökologische Potenzial“ ermittelt.

Im Rahmen der Erstellung des EU-Leitfadens zur Identifizierung und Ausweisung von erheblich veränderten und künstlichen Wasserkörpern durch die CIS-AG 2.2 wurde das 6-stufige Prüfschema erweitert und dabei auch die Identifikation und Ausweisung künstlicher Wasserkörper einbezogen. Dem eigentlichen Ausweisungsprozess vorangestellt wurden zwei Prüfschritte, die 1. die Abgrenzung eigenständiger Wasserkörper und 2. die Prüfung, ob diese künstlich sind, umfassen (vgl. Abb. 5).
Die Schritte 3-5 beziehen sich auf die breiter gefasste Beurteilung der Belastungen

und deren Auswirkungen gemäß WRRL Anhang II (1.4 + 1.5), die im Leitfaden der CIS-Arbeitsgruppe 2.1 IMPRESS beschrieben ist (Europäische Kommission 2002). Das eigentliche Ausweisungsverfahren entspricht inhaltlich dem ursprünglichen, von der Unterarbeitsgruppe „Schifffahrt“ entwickelten Verfahren, das für die Fallstudien zugrunde gelegt wurde. Darüber hinaus wurden zusätzlich die Vorgehensweise zur Ermittlung des höchsten ökologischen Potenzials und des guten ökologischen Potenzials für die als künstlich oder erheblich verändert ausgewiesenen Wasserkörper integriert (Schritte 10 und 11).

Dieses 11-stufige Prüfschema wurde im Rahmen der Fallstudie Lahn angewendet und verifiziert (Küllmar et al. 2003). Soweit die Datengrundlage es zuließ, wurde das erweiterte Prüfschema aus dem HMWB-Leitfaden auch auf die drei anderen Fallbeispiele (Elbe, Seefelder Aach und Dhünn) angewendet.

In den Flussgebieten von Elbe, Lahn, Seefelder Aach und Dhünn wurden anhand von hydromorphologischen, ökologischen und belastungsbezogenen Kriterien eigenständige Wasserkörper abgegrenzt und geprüft, ob sich künstliche Wasserkörper darunter befinden. Exemplarisch für die Lahn wurde gezeigt, wie mit Gewässerabschnitten bzw. baulichen Elementen, wie Schleusenkanälen, Hafenanlagen, Docks, Bewässerungskanälen, Schiffstunneln und Umschlagplätzen, die aufgrund ihrer Dimensionen und Bedeutung keine eigenständigen Wasserkörper im Sinne der EU-Leitlinie zur „Identifizierung von Wasserkörpern“ darstellen, verfahren werden kann.

Der hydromorphologische Zustand bzw. das Ausmaß der nutzungsbezogenen hydromorphologischen Veränderungen der Wasserkörper wurde anhand der Daten aus der Gewässerstrukturkartierung (LAWA 2002) erfasst und für das Screening die Gesamtnote der Strukturgüte und das von der LAWA (2003a) vorgeschlagene Prüfkriterium verwendet. Danach wurden Wasserkörper, die auf über 70 % ihrer Strecke die Strukturgüte-Gesamtnote 6 und 7 aufweisen, als „gefährdet“ eingestuft. Wasserkörper, die auf weniger als 30 % ihrer Strecke die Strukturgüte-Gesamtnote 6 und 7 aufweisen, wurden als „nicht gefährdet“ beurteilt. Als „möglicherweise gefährdet“ galten Wasserkörper mit Strukturgüte-Gesamtnote 6 und 7 auf 30 % bis 70 % ihrer Strecke. Die Auswirkungen der nutzungsbezogenen hydromorphologischen Veränderungen auf den biologischen Zustand wurden auch hier anhand der Qualitätskomponenten „Fischfauna“ und „Benthische Makroinvertebratenfauna“ ermittelt und eine Abschätzung des Entwicklungspotenzials vorgenommen.

Für die Risikoabschätzung, ob ein Wasserkörper vorläufig als erheblich verändert einzustufen ist oder nicht, müssen als bedeutendem Arbeitschritt für die Abschätzung des biologischen Zustandes des Wasserkörpers geeignete Bewertungsverfahren für die verschiedenen biologischen Qualitätskomponenten festgelegt werden, damit die Bewertung einheitlich und nachvollziehbar erfolgt. Da für die Bewertung des biologischen Zustandes derzeit unterschiedliche Verfahren verwendet werden und nationale Bewertungsverfahren, die den Vorgaben der EG-WRRL entsprechen, noch in der Entwicklung sind, wurde ein breites Spektrum potenziell geeigneter Bewertungskriterien erprobt und neu kombiniert.

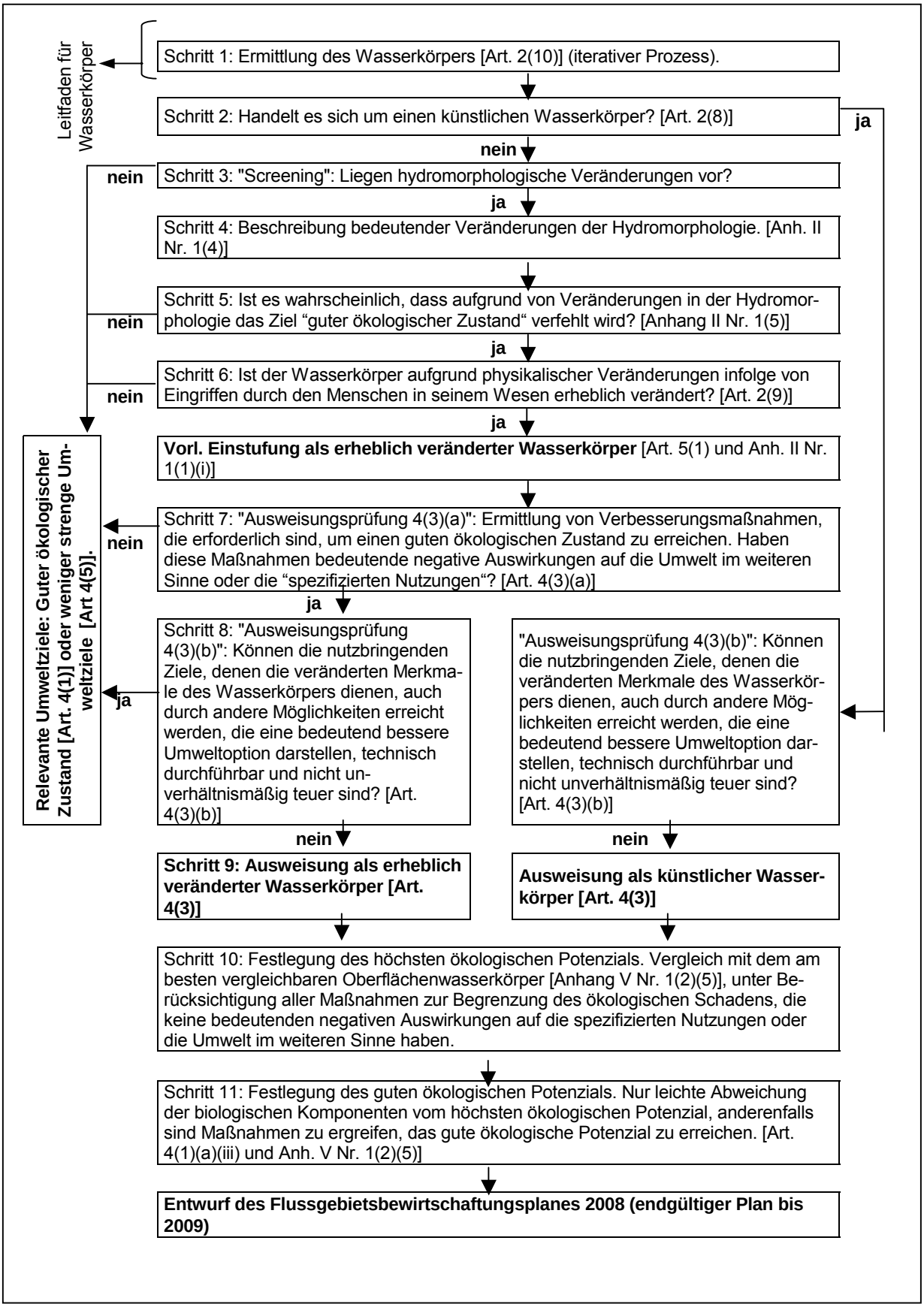


Abb. 5: Prüfschritte zur Ermittlung und Ausweisung von erheblich veränderten und künstlichen Wasserkörpern (Europäische Kommission 2003a)

Tab. 5: In den Fallstudien verwendete Kriterien für die Bewertung der biologischen Qualitätskomponenten

Bewertung der Qualitätskomponente „Fischfauna“	
nach einem Verfahren der ARGE Elbe (GAUMERT 2000):	
Arteninventar	historisch bekannte Arten, Leitfisch- und Begleitfischarten, Langdistanzwanderfische
Abundanz	Leitfischart, Begleitfischarten, Relativer Anteil der Leitfisch- und Begleitfischarten
Altersstruktur	Leitfischart, Begleitfischarten
nach einem Verfahren des Institutes für Gewässerforschung und Gewässerschutz der Universität Kassel:	
Anteil allochthoner Arten	Anteil nicht historisch bekannter Arten
Anteil autochthoner Arten	Anteil historisch bekannter Arten
Relativer Anteil der aktuell vorhandenen und potenziell natürlichen Arten	Prozentuale Anteile der jeweiligen Arteninventare
Fischzonen	nach Huet (1949)
Altersstruktur und Reproduktion der Leitfischart und der Begleitfischarten[1)]	nach Literaturangaben
Wanderfische	Verhältnis der Lang-, Mittel- und Kurzdistanzwanderfische, Relativer Anteil der aktuell vorhandenen und potenziell natürlichen Wanderfische
Strömungstypen	Schiemer und Waidbacher (1992)
Laichtypen	Balon (1975)
Bewertung der Qualitätskomponente „Benthische Makroinvertebratenfauna“	
Multimetrische Indices aus dem AQEM-Verfahren	www.aquem.de
Potamon-Typie-Index	Schöll und Haybach (2001)
Saprobien-Index	Transformation nach Rechenberg (2000)
Filtrierer-Index	Verhältnis von aktiven zu passiven Filtrierern
Rheotypen-Index	Verhältnis der stagnotypischen zu rheotypischen Taxa

[1)] Dieses Kriterium konnte aufgrund mangelnder Daten nur teilweise berücksichtigt werden.

Auf der Grundlage der Beurteilung der hydromorphologischen Veränderungen und des biologischen Zustandes der Wasserkörper wurde abgeschätzt, ob das Erreichen des guten ökologischen Zustandes für den betrachteten Wasserkörper gefährdet ist. Wasserkörper, die in Gefahr sind, den guten ökologischen Zustand zu verfehlen, wurden vorläufig als erheblich veränderte Wasserkörper identifiziert und weiter untersucht. Die Ausweisungsprüfungen 4(3)(a) und 4(3)(b) entsprechen inhaltlich den Schritten (4) bis (6) des ursprünglich verwendeten Verfahrens, so dass die Ergebnisse übernommen werden konnten.

In den Fallstudien wurde den Themenpunkten

- Ermittlung/Beschreibung der signifikanten Belastungen anhand geeigneter Kriterien,
- Entwicklung geeigneter Maßnahmen zur Minderung der nutzungsbedingten Belastungen im Hinblick auf das Erreichen des „guten ökologischen Zustands“ und
- Prüfung der finanziellen Verhältnismäßigkeit von Maßnahmenszenarien (ökonomische Analyse)

besondere Beachtung geschenkt, da diese für den Ausweisungsprozess von entscheidender Bedeutung sind. Entsprechender Aufwand wurde für die Entwicklung von Kriterien für die Bewertung der signifikanten Auswirkungen der nutzungsbezogenen hydromorphologischen Veränderungen betrieben. So konnten die ursprünglich in Anlehnung an die „Signifikanzkriterien“ des LAWA-Arbeitskreises „Signifikante Belastungen“ (LAWA 2003b) erarbeiteten Kriterien spezifiziert werden.

In der zweiten Hälfte der Projektlaufzeit lag ein Schwerpunkt der Arbeiten in der Festlegung des höchsten ökologischen Potenzials und des guten ökologischen Potenzials für erheblich veränderte Wasserkörper. Exemplarisch für das untere Potamal (Wasserkörper 4) der Lahn, das in der Fallstudie Lahn als erheblich verändert ausgewiesen wurde, wurde zunächst das höchste ökologische Potenzial als Referenzzustand bestimmt und anschließend das gute ökologische Potenzial abgeleitet. Den daraus abgeleiteten Vorschlag für eine allgemeine Vorgehensweise zeigt Tab. 6.

Tab. 6: Vorgehensweise bei der Ermittlung des höchsten ökologischen Potenzials (MEP) und des guten ökologischen Potenzials (GEP) für den als erheblich verändert ausgewiesenen Wasserkörper 4 der Lahn

Ermittlung des höchsten ökologischen Potenzials (MEP)
1. Bestimmung der Kategorie des Gewässers (Fluss)
2. Auswahl geeigneter Qualitätskomponenten (Makrozoobenthos, Fischfauna)
3. Darstellung aller geeigneten Verbesserungsmaßnahmen (Grundlage: Tabellen der Unterarbeitsgruppen „Wasserkraft“ und „Schifffahrt“)
4. Genaue Analyse des Wasserkörpers „unteres Potamal der Lahn“ mit der Identifikation von Bereichen, in denen ein großer Teil der Verbesserungsmaßnahmen bereits umgesetzt ist. Resultat: Dies ist nicht der Fall.
5. Feststellung des „am besten vergleichbaren Wasserkörpers“. Resultat: In diesem Falle das „mittlere Potamal der Lahn“
6. Genaue Analyse des Wasserkörpers „mittleres Potamal der Lahn“, mit der Identifikation von Bereichen, in denen Bedingungen herrschen, wie sie nach Umsetzung der Verbesserungsmaßnahmen zu erwarten sind. Resultat: - Die Stauhaltung Fürfurt kann aus hydromorphologischer Sicht als Beispiel für das MEP gelten (Schritt 10.2). - Für die ebenfalls geforderte Betrachtung der chemisch-physikalischen Bedingungen für das MEP stehen keine Daten zur Verfügung (Schritt 10.3). - Die biologischen Bedingungen für das MEP wurden anhand des Benthos und der Fischfauna im Vergleich mit den in Teil II der Fallstudie untersuchten Bereichen Wissmar und unteres Potamal der Lahn dargestellt (Schritt 10.4).
Damit ist das MEP definiert.
Ermittlung des guten ökologischen Potenzials (GEP)
7. Zunächst wurden Bereiche im mittleren potamalen Abschnitt der Lahn identifiziert, die weniger optimale hydromorphologische Bedingungen als Fürfurt (MEP) aufweisen. Resultat: - Die Stauhaltungen Dorlar und Oberbiel wurden näher betrachtet.
8. Die Stauhaltung Oberbiel, die die besseren ökologischen Bedingungen aufweist, zeigte eine geringfügige Abweichung vom MEP und wurde daher als GEP interpretiert.
9. Für dieses GEP wurden nun die hydromorphologischen, chemisch-physikalischen und ökologischen Bedingungen beschrieben und damit das GEP definiert.

4 Ergebnisse

Nachfolgend werden die Ergebnisse aus den Fallstudien entsprechend den Arbeitsschritten in den Abb. 3 und 4 bzw. 5 zusammenfassend dargestellt und erläutert. Die vollständigen Fallstudien sind in Anhang 1 - 4 dokumentiert. Die Ergebnisse der ökonomischen Analyse sind detailliert im Bericht des Instituts für ökologische Wirtschaftsforschung (iöw), Berlin dargestellt (Anhang 5).

Für die Elbe wurden insgesamt sieben, für die Lahn vier bzw. fünf und für die Dhünn vier Wasserkörper vorläufig ermittelt (Tab. 2). Für das relativ kleine Gewässer Seefelder Aach war eine weitere Unterteilung nicht sinnvoll, dieser Fluss stellt einen einzigen Wasserkörper dar. Keiner dieser Wasserkörper ist künstlich, auch nicht der als Trinkwasserreservoir genutzte Dhünnstausee.

Die Bewertung der signifikanten hydromorphologischen Veränderungen ergab für den Wasserkörper 4 der Elbe und die Wasserkörper 1 bis 4 der Lahn streckenweise erhebliche hydromorphologische Defizite. Die Seefelder Aach weist neben naturnahen und gering veränderten Abschnitten über weite Strecken (sehr) starke hydromorphologische Veränderungen auf. Die Dhünn ist dagegen nur in den ersten 600 m unterhalb der Staumauer durch ein nachgeschaltetes befestigtes Becken morphologisch stark geschädigt, weist jedoch unterhalb in WK 3 auf weiten Strecken naturnahe Strukturen auf. Nach Umsetzung der vorgeschlagenen Maßnahmen ist für alle untersuchten Wasserkörper, mit Ausnahme des Wasserkörpers 4 der Lahn, für den dies nur eingeschränkt gilt, eine zum Teil deutliche Verbesserung des hydromorphologischen Zustandes zu erwarten (Tab. 7).

Der biologische Zustand der untersuchten Wasserkörper wurde überwiegend als gut (WK 1 und 2 der Lahn, Seefelder Aach und Dhünn), mäßig bis gut (WK 4 der Elbe) oder mäßig (WK 5 der Elbe, WK 4 und 5 der Lahn) eingestuft[1)]. Der biologische Zustand zeigt deutliche Beziehungen zum hydromorphologischen Zustand und bei Gewässern wie der Lahn eine deutliche Verschlechterung mit zunehmender Entfernung von der Quelle zur Mündung. In der Dhünn ist das Makrozoobenthos durch die oberhalb liegende Talsperre in seiner Zusammensetzung praktisch nicht beeinflusst und zeigt einen sehr guten ökologischen Zustand an. Anhand der Fischfauna sind geringfügige Abweichungen von dem Referenzzustand abzulesen, die vor allem auf das gestörte Temperaturregime durch die kalte hypolimnische Tiefenableitung zurückzuführen sind.

Mit Ausnahme des Wasserkörpers unterhalb der Dhünn-Talsperre, der einen weitgehend naturnahen hydromorphologischen und biologischen Zustand aufweist, und der Wasserkörper 1 und 2 der Lahn wurden alle hier untersuchten Wasserkörper vorläufig als erheblich verändert identifiziert, da das Erreichen des guten ökologischen Zustandes gefährdet ist (vgl. Tab. 7).

---

1) Es gilt die jeweils schlechteste Bewertung der Qualitätskomponenten „Fischfauna“ und „Benthische Makroinvertebratenfauna.“

Tab. 7: Ergebnis der Ausweisungsprüfung für die in den Fallstudien genauer untersuchten Wasserkörper, Übersicht

	Elbe		**Lahn**				**Seefelder Aach**	**Dhünn**
	„Obere Elbe“[1)]	„Mittlere Elbe“[1)]	Obere Lahn	Oberes Potamal	Mittleres Potamal	Unteres Potamal	Quelle bis Mündung Bodensee	Staudamm bis Mündung Ophover Mühlenbach
	(WK 4)	(WK 5)	(WK 1)	(WK 2)	(WK 3)	(WK 4)	(1 WK)	(WK 3)
Künstlicher WK?	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein	nein
Morphologie								
Ist-Zustand[2)]	unbefriedigend bis schlecht	mäßig (bis unbefriedigend)	unbefriedigend	unbefriedigend bis schlecht	schlecht (bis unbefriedigend)	schlecht	(sehr) gut bis schlecht	sehr gut bis gut
Entwicklungspotenzial	deutlich zu verbessern	zu verbessern	zu verbessern	zu verbessern	zu verbessern	teilweise zu verbessern	deutlich zu verbessern	zu verbessern
Biologie								
Makrobenthos	„mäßig bis gut“	„mäßig“	„gut“	„gut“	„mäßig“	„mäßig“	„gut“	„sehr gut“
Fischfauna	„fast gut“	„fast gut“	„gut“	„gut“	„mäßig“	„mäßig“	„mäßig“	„gut“
Guter ökologischer Zustand?	**gefährdet**	**gefährdet**	**erreichbar**	**erreichbar**	**gefährdet**	**gefährdet**	**gefährdet**	**vorhanden**
Vorläufige Identifzierung als HMWB	**ja**	**ja**	⇩	⇩	**ja**	**ja**	**ja**	⇩
Ausweisung als HMWB	**nein**	**nein**			**nein**	**ja**	**nein**	
Status WK	**natürlich**	**natürlich**	**natürlich**	**natürlich**	**natürlich**	**erheblich verändert**	**natürlich**	**natürlich**

WK = Wasserkörper
[1)] anhand repräsentativer Teilstrecken charakterisiert
[2)] vorherrschende ökologische Zustandsklasse aufgrund Strukturgüte Gesamtnote (LAWA 2002)

Auf der Grundlage der Argumente für eine vorläufige Identifizierung des Wasserkörpers als erheblich verändert wurden Maßnahmenszenarien zur Minderung der nutzungsbedingten Belastungen entwickelt. Ziel war, den guten ökologischen Zustand in den vorläufig als erheblich verändert ermittelten Wasserkörpern zu erreichen (vgl. Tab. 8). Die wirtschaftliche Betrachtung der Maßnahmenszenarien ergab für alle daraufhin untersuchten Wasserkörper, dass die hier relevanten Nutzungen Schifffahrt, Wasserkraft bzw. Landwirtschaft nicht signifikant negativ beeinträchtigt werden bzw. durch bessere Umweltoptionen ersetzt werden können. Lediglich der Wasserkörper 4 der Lahn erfüllte die Prüfkriterien nach Artikel 4(3) der WRRL[2)] und wurde als erheblich veränderter Wasserkörper ausgewiesen. Damit wurde im Ergebnis der Ausweisungsprüfung lediglich einer der vorläufig als erheblich verändert identifizierten Wasserkörper, das untere Potamal der Lahn, auch tatsächlich als erheblich verändert ausgewiesen (Tab. 7).

Die Fallbeispiele zeigen, dass selbst Wasserkörper mit signifikanten hydromorphologischen Veränderungen nicht zwangsläufig als erheblich verändert auszuweisen sind. Insbesondere sind Wasserkörper unterhalb von Talsperren nicht per se als erheblich verändert zu bewerten, wie das Fallbeispiel Dhünn zeigt.

Um unnötigen Aufwand zu vermeiden und Zeit zu sparen, wurde in dem von der CIS-AG 2.2. in der Leitlinie zur „Vorläufigen Identifizierung und Ausweisung künstlicher und erheblich veränderter Wasserkörper“ vorgeschlagenen Prüfverfahren den eigentlichen Prüfschritten ein „Screening“ vorgeschaltet. In der Fallstudie Lahn wurde diese Vorprüfung auf der Grundlage der Gesamtnote der Gewässerstrukturgüte unter Verwendung des von der LAWA (2003a) für die Ermittlung signifikanter Belastungen vorgeschlagenen Kriteriums[3)] durchgeführt. Die Prüfung ergab für einen der vier untersuchten Wasserkörper der Lahn eine Gefährdung;[4)] zwei weitere sind nach diesem Kriterium möglicherweise gefährdet. Die im Screening als nicht gefährdet identifizierten Wasserkörper wurden auch nach dem ursprünglich verwendeten Ausweisungsverfahren nicht als erheblich verändert eingestuft. Mit diesem Screening lassen sich „gefährdete“ Wasserkörper also relativ sicher und mit vergleichsweise geringem Aufwand ermitteln. Es scheint daher als Vorprüfung gut geeignet.

---

2) In der Fallstudie Lahn konnte aus Zeitgründen keine detaillierte ökonomische Analyse durchgeführt werden. Die Prüfung nach Artikel 4(3) erfolgte durch Expertenentscheid.

3) Erhebliche hydromorphologische Veränderungen des Wasserkörpers liegen dann vor, wenn die Gesamtnote der Gewässerstruktur in ≥ 30 % der Gewässerstrecke die Klassen 6 und 7 aufweist.

4) Dieser wurde auch tatsächlich als erheblich verändert eingestuft.

Tab. 8: Vorgeschlagene Verbesserungsmaßnahmen für das mittlere und untere Potamal (Wasserkörper 3 und 4) der Lahn und Einschätzung ihrer Wirkung zur Verbesserung des gegenwärtigen ökologischen Zustandes

Verbesserungsmaßnahmen	Wirkung	
	Mittleres Potamal	Unteres Potamal
Maßnahmen zur Veränderung der Hydromorphologie		
Beseitigung der Wehre	mittel	hoch
Durchgängigkeit aller Querbauwerke (Wehre mit Schleusen etc.) für die Fischfauna und soweit möglich die benthische Fauna	hoch	hoch
Absenkung des Wasserspiegels in den verbleibenden Stauhaltungen um etwa 40 cm bei niedrigen Abflüssen. (Bei höheren Abflüssen können die Wasserspiegel gehalten, teilweise sogar erhöht werden)	mittel	hoch
Erhöhung der Fließgeschwindigkeiten auf mindestens 40 cm/sec (bei MNQ) wie für eine flusstypische Fauna notwendig	mittel	hoch
Schaffung von frei fließenden Abschnitten unterhalb der verbleibenden Wehre mit einer Länge von mindestens 1,5 km und relativ hoher Fließgeschwindigkeit	mittel	hoch
Verbindlicher Mindestwasserabfluß parallel zu den Wasserkraftwerken > 1/3 MNQ	hoch	hoch
Ersatz von Ufersicherungen (Steinsatz und Schüttung) durch natürliche Sicherungen oder deren gänzliche Entfernung soweit möglich	hoch	hoch
Anhebung stark eingetiefter Flussabschnitte z.B. begradigte oder mittelwasserregulierte Abschnitte	hoch	hoch
Wiederanbindung der Überschwemmungsgebiete; weitgehende Integration aquatischer, semi-aquatischer und terrestrischer Lebensräume	hoch	hoch
Anbindung von Altarmen	gering	gering
Initialisierung von Mäanderbildung	gering	gering
Maßnahmen zur Verbesserung des physico-chemischen Zustandes		
Verminderung der Nährstoffbelastungen insbesondere an Phosphor	hoch	hoch
Maßnahmen zur Verbesserung des biologischen Zustandes		
Wiederansiedlung von Langdistanz-Wanderfischarten (Lachs, Meerneunauge etc.) nach Wiederherstellung der Durchgängigkeit	mittel	mittel
Wiederansiedlung des Bibers	hoch	gering
Entwicklung und Revitalisierung von Makrophytenbeständen zur Wiederansiedlung einer flusstypischen Flora	mittel	mittel

Im Prüfverfahren zur Ermittlung und Ausweisung erheblich veränderter und künstlicher Wasserkörper nehmen die „Signifikanzkriterien“, anhand derer die nutzungsbezogenen Belastungen bzw. deren Auswirkungen auf die Hydromorphologie und Biologie als Argumente für die Einstufung des betrachteten Wasserkörpers als „erheblich verändert“ verwendet werden, eine zentrale Rolle ein. Dies gilt ebenso für die Maßnahmen zur Minderung der nutzungsbedingten Belastungen und deren Beurteilung nach Artikel 4(3)(a) sowie die wirtschaftliche Betrachtung alternativer Umweltoptionen nach Artikel 4(3)(b) der WRRL. Beides ist in hohem Maße abhängig vom Betrachtungsmaßstab, was die Frage nach einer geeigneten Skalierung aufwirft. Aufgrund der Erfahrungen in den Fallstudien ist eine kleinräumige Betrachtung aus verschiedenen Gründen, insbesondere wegen der Konsequenzen für die späteren Bewirtschaftungserfordernisse, nicht sinnvoll. Die in den Fallstudien praktizierte Abgrenzung der Wasserkörper auf der Grundlage der biozönotischen Zonierung in Ober-, Mittel- und Unterlauf, die auch die Auswirkungen signifikanter hydromorphologischer Veränderungen widerspiegelt, ist als Orientierung für die Abgrenzung von Wasserkörpern geeignet und bei größeren Fließgewässern gegebenenfalls weiter zu differenzieren. Bei der Ermittlung und Ausweisung von erheblich veränderten und künstlichen Wasserkörpern sollten folgende Punkte im Hinblick auf die Skalierung berücksichtigt werden:

- Die Skalierung sollte variabel hinsichtlich der Beurteilung der Auswirkungen von Belastungen sein, d.h. einige Belastungen haben weitreichendere Auswirkungen als andere. Es lassen sich daher keine allgemein gültigen Mindestgrößen festlegen, ab denen ein Eingriff in die Gewässerstruktur signifikant ist. So ist ein nicht durchgängiges Wehr, dass mit seinem direkten Standort ja zunächst nur einen sehr kleinen Bereich eines Flusses einnimmt, von seinen biologischen Auswirkungen her wesentlich gravierender als eine mehrere hundert Meter lange Steinschüttung an einem Flussufer.
- Die Skalierung kann je nach Typ und Empfindlichkeit des Ökosystems für verschiedene Wasserkörper unterschiedlich ausfallen. Die räumliche und zeitliche Skala (Auflösungstiefe der Beurteilung der Auswirkungen) sollte für solche Wasserkörpertypen und speziellen Ökosysteme, die empfindlicher auf Belastungen reagieren, genauer sein.

Hier wird bereits die Notwendigkeit einer individuellen Betrachtung der Wasserkörper deutlich.

Zur nachvollziehbaren Ermittlung der signifikanten Belastungen wurden in Anlehnung an das LAWA-Arbeitspapier „Signifikante Belastungen“ (LAWA 2003b) und aufgrund eigener Erfahrungen „Kriterien“, spezifiziert für die relevanten Nutzungen (Schifffahrt, Wasserkraft usw.), erstellt und in den Fallstudien angewendet. Zur Verdeutlichung wurden den Kriterien für „signifikante Belastungen“ die korrespondierenden „nicht signifikanten“ Kriterien gegenübergestellt (Tab. 9). Im Laufe des Projektes wurden diese, soweit möglich, verifiziert und verallgemeinert. Die in Tab. 10 aufgeführten Kriterien wurden in das LAWA-Arbeitspapier zur Identifizierung und Ausweisung künstlicher und erheblich veränderter Gewässer (LAWA 2003c) aufgenommen.

Tab. 9: Kriterien für die Spezifizierung von Nutzungen in Zusammenhang mit erheblich veränderten Wasserkörpern

Nutzungen	signifikant	nicht signifikant
Schifffahrt	1. > 40 % rückstaubeeinflusste Gewässerlänge bei MNQ 2. nicht passierbare künstliche Querbauwerke mit Fallhöhe > 30 cm 3. Anteil der Strecken mit Abflussbeschleunigung deren - Ufer (eine oder beide Seiten) auf ≥ 10 % der Gesamtlänge Uferverbau aufweisen und - Längsprofil ≥ 70 % gestreckt oder begradigt ist.	1. ≤ 40 % rückstaubeeinflusste Gewässerlänge bei MNQ 2. künstliche Querbauwerke mit Fallhöhe ≤ 30 cm bzw. passierbare künstliche Querbauwerke mit Fallhöhe > 30 cm 3. Anteil der Strecken mit Abflussbeschleunigung deren - Ufer (eine oder beide Seiten) auf < 10 % der Gesamtlänge Uferverbau aufweisen und - Längsprofil < 70 % gestreckt oder begradigt
Hochwasserschutz	1. HW-Schutzbauwerke (Dämme, Deiche) befinden sich innerhalb eines Streifens von bis zu 100 m innerhalb des potenziellen Überschwemmungsraumes entlang des Gewässers und grenzen unmittelbar an das Gewässer an oder befinden sich innerhalb eines Streifens von 40 % des angrenzenden potenziell überschwemmbaren Gewässervorlandes und > 50 % der freifließenden Gewässerstrecke mit Deichverbau	1. HW-Schutzbauwerke (Dämme, Deiche) befinden sich innerhalb eines Streifens von bis zu 100 m innerhalb des potenziellen Überschwemmungsraumes entlang des Gewässers, der mindestens ausserhalb von 40 % des angrenzenden potenziell überschwemmbaren Gewässervorlandes liegt und ≤ 50 % der freifließenden Gewässerstrecke mit Deichverbau
Wasserkraftnutzung	1. > 40 % rückstaubeeinflusste Gewässerlänge bei MNQ 2. nicht passierbare künstliche Querbauwerke mit Fallhöhe > 30 cm 3. Anteil Strecken mit Abflussbeschleunigung deren - Ufer (eine oder beide Seiten) ≥ 10 % Gesamtlänge Uferverbau aufweisen	1. ≤ 40 % rückstaubeeinflusste Gewässerlänge bei MNQ 2. passierbare künstliche Querbauwerke in einer Höhe > 30 cm 3. Anteil Strecken mit Abflussbeschleunigung deren - Ufer (eine oder beide Seiten) < 10 % Gesamtlänge Uferverbau aufweisen

Fortsetzung Tab. 9:

Nutzungen	signifikant	nicht signifikant
Landwirtschaft/Forst	1. Angrenzende landwirtschaftliche Fläche > 50 % der Flusslänge 2. nicht passierbare künstliche Querbauwerke mit Fallhöhe > 30 cm 3. > 50 % der gesamten Gewässerlänge in der freien Landschaft sind im Gewässerumfeld ackerbaulich genutzt	1. Angrenzende landwirtschaftliche Fläche ≤ 50 % der Flusslänge 2. künstliche Querbauwerke mit Fallhöhe ≤ 30 cm bzw. passierbare künstliche Querbauwerke mit Fallhöhe > 30 cm 3. ≤ 50 % der gesamten Gewässerlänge in der freien Landschaft sind im Gewässerumfeld ackerbaulich genutzt
Wasserversorgung	1. Entnahme > 10 % von MNQ 2. Abflussschwankung = 10 % von MQ 3. keine Mindestwasserführung (nach jeweiligen Länderregelungen) im Gewässer 4. Ohne Rückführung > 0,1 MNQ pro Einzelanlage und > 0,5 MNQ insgesamt 5. mit Rückführung > 0,3 MNQ pro Einzelanlage	1. Entnahme ≤ 10 % von MNQ 2. Abflussschwankung < 10 % von MQ 3. Mindestwasserführung (nach jeweiligen Länderregelungen) im Gewässer 4. ohne Rückführung ≤ 0,1 MNQ pro Einzelanlage und ≤ 0,5 MNQ insgesamt 5. mit Rückführung ≤ 0,3 MNQ pro Einzelanlage
Verstädterung	1. städtische Gebiete > 20 % der Flusslänge 2. > 50 % der gesamten Flusslänge sind urbanisiert mit Uferbefestigungen	1. städtische Gebiete ≤ 20 % der Flusslänge 2. ≤ 50 % der gesamten Flusslänge sind urbanisiert mit Uferbefestigungen

Tab. 10: Kriterien für die Ermittlung signifikanter nutzungsbedingter Belastungen, Vorschlag aufgrund der Fallstudien

Unterbrechung der Durchgängigkeit, verursacht durch Dämme und Wehre:
Nicht passierbare Wehre mit einer Fallhöhe von > 30 cm Länge des rückgestauten Gewässeranteils (bei MNQ) > 40 % der Gesamtlänge (Vor-Ort-Kartierung) oder rückstaubehaftetes Gewässer > 1 km (d.h. mindestens in zwei aufeinanderfolgenden Abschnitten der Struktur-Übersichtskartierung Rückstau ausgewiesen) (Übersichtskartierung)
Veränderungen des Flussquerschnittes durch Kanalisierung etc.:
Verhältnis Profiltiefe zu Profilbreite > 1 : 4 (Rhitral) Struktur und Laufentwicklung: - Laufentwicklung ≥ 5 (Vor-Ort-Kartierung) - Strukturbildungsvermögen ≥ 3 (Übersichtskartierung)
Abtrennung von Flussschlingen und Feuchtgebieten durch Kanalisierung etc.:
Gewässer im Längsprofil zu > 70 % begradigt Länge der Uferbefestigung > 30 % der Gesamtlänge
Künstliches Abflussregime bei Ausleitungswasserkraftanlagen:
Restwasserabfluss ≥ 1/3 MNQ

Eine besondere Herausforderung stellte die Ermittlung von Umweltzielen für erheblich veränderte Wasserkörper dar, die am Beispiel des unteren Potamals der Lahn (Wasserkörper 4) demonstriert wurde.[5)] Dabei zeigte sich deutlich, dass das höchste und das gute ökologische Potenzial in entscheidendem Maße durch die bestehende(n) Nutzung(en) und die Individualität des Gewässers geprägt werden (Abb. 6). Dies bedeutet, dass beide Potenziale gewässerspezifische, individuelle Größen darstellen, deren Ermittlung einer Einzelfallprüfung bedarf.

Eine Besonderheit des WK 4 der Lahn besteht darin, dass das höchste ökologische Potenzial nur geringfügig vom guten ökologischen Zustand abweicht, d.h. hier liegen der gute ökologische Zustand, das höchste ökologische Potenzial und das gute ökologische Potenzial dicht beieinander. Dies trifft für viele andere Gewässer nicht zu und läßt sich damit erklären, dass der ökologische Zustand bzw. das Entwicklungspotenzial der Lahn unter den gegebenen Nutzungen als vergleichsweise hoch einzustufen ist.

5) Die Ergebnisse sind in der Fallstudie Lahn dargestellt und erläutert.

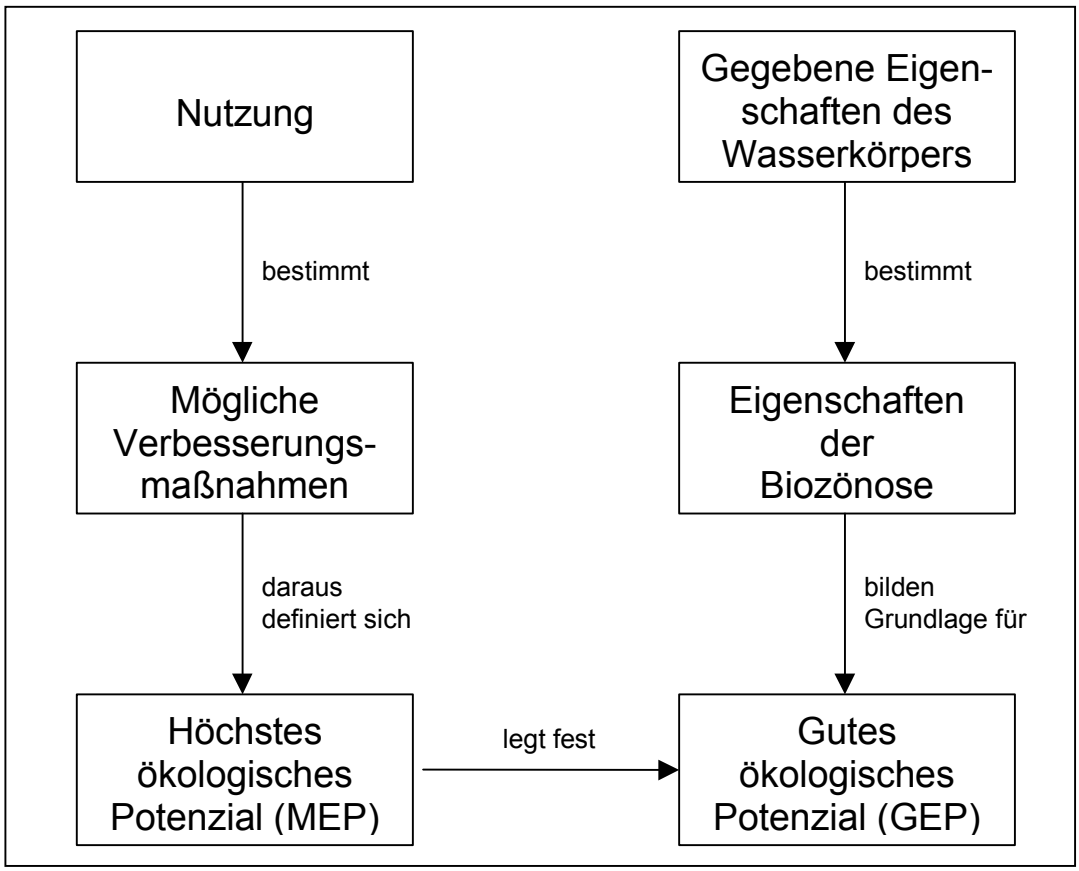


Abb. 6: Höchstes ökologisches Potenzial und gutes ökologisches Potenzial und ihre Abhängigkeit von der Nutzung und den individuellen Eigenschaften des Wasserkörpers

Nicht zuletzt erforderte die Bearbeitung der Fallbeispiele eine fragestellungsbezogene Auseinandersetzung mit dem Thema „ökologische Bewertungsverfahren". Offen bleibt die Frage, welches Verfahren für die Bewertung des biologischen Zustandes bzw. des biologischen Potenzials von künstlichen und erheblich veränderten Wasserkörpern am besten geeignet ist. Bei der Bewertung des biologischen Zustandes/Potenzials steht die ökologische Funktionalität des Wasserkörpers im Mittelpunkt. Dementsprechend sind die Kriterien zu wählen. Für die biologische Qualitätskomponente „Fischfauna" beispielsweise sind gemäß den Anforderungen der EG-WRRL vor allem drei Aspekte/Kriterien relevant, die das Habitattypenspektrum, die Wanderungsbewegungen und die Reproduktivität betreffen. Nach den Bestimmungen der EG-WRRL sind Altersstruktur und Reproduktion wichtige Kriterien für die Bewertung der biologischen Qualitätskomponente „Fischfauna". Praktisch ergibt sich jedoch die Schwierigkeit, dass hierfür nur in Ausnahmefällen verwendbare Daten zur Verfügung stehen, da der Aufwand der Datenerhebung nicht unerheblich ist (z.B. regelmäßige Reusenfänge, Elektro-Befischungen im Frühjahr und Herbst mit Auswertung der Längen-/Häufigkeitsverteilungen sowie Informationen über die Besatzpraxis am Gewässer). Der Aufwand der Datenerhebung ist auch für das Monitoring relevant.

In der Fallstudie Lahn wurde für die Bewertung der Fischfauna ein Verfahren ange-

wendet, das eine gesamtheitliche Betrachtung entsprechend der Anforderungen der EG-WRRL erlaubt[6)] und in wichtigen Punkten über das von der ARGE Elbe (2000) entwickelte Verfahren hinausgeht. Die Bewertungsparameter der ARGE Elbe beziehen sich auf die Erfassung des Arteninventars, die Abundanz der Leit- und Begleitfischarten, die Altersstruktur und Reproduktion. Das in der Fallstudie Lahn angewendete Bewertungsverfahren geht insofern darüber hinaus als die Bewertung der Wanderfischarten sich nicht nur auf die Langdistanzwanderarten bezieht, sondern zudem Mittel- und Kurzdistanzwanderarten berücksichtigt. Unter Einbeziehung der beiden, neu bearbeiteten funktionalen Kriterien der Strömungspräferenz und der Laichtypen kann eine detaillierte Aussage über die Auswirkung der anthropogenen hydromorphologischen Veränderungen auf die rezente Fischfauna und deren Lebensräume getroffen werden. Die Begleitfischfauna der verschiedenen Fischregionen wurde in der Fallstudie Lahn nicht nur anhand der wenigen typischen Arten charakterisiert, sondern umfasst auch Fischarten, die in den entsprechenden Regionen typspezifisch anzutreffen sind. Die Anzahl der Begleitfischarten hat sich dadurch deutlich erhöht, und es kann eine genauere Aussage über den Zustand der Artenzusammensetzung bezüglich der Leit- und Begleitfischfauna getroffen werden.

Hinsichtlich der „Altersstruktur“ bleibt jedoch in der Praxis die Schwierigkeit, dass dieses für die Beschreibung des sehr guten, guten und mäßigen biologischen Zustands von Flüssen in der EG-WRRL (Anhang V, Tab. 1.2.5) für die Qualitätskomponente Fischfauna vorgegebene Bewertungskriterium aufgrund mangelnder Daten häufig nicht oder nur teilweise berücksichtigt werden kann.

Für die Bewertung des Makrozoobenthos wurden in der Fallstudie Lahn neben den derzeit diskutierten Bewertungsverfahren Potamon-Typie-Index (SCHÖLL und HAYBACH 2001) und multimetrischen Indices nach dem Programm AQEM weitere Bewertungskriterien (Filtrierer-Index[7)] und Rheotypen-Index[8)]) erprobt. Beide erwiesen sich sowohl bei der Fallstudie Lahn als auch den anderen Fallstudien als aussagekräftige und praktikable Indices für die Ermittlung typspezifischer (hier: fliessgewässertypischer) Lebensgemeinschaften.

Der PTI (SCHÖLL und HAYBACH 2001) ist nach diesen Erfahrungen geeignet, um „bessere“ Gewässerabschnitte von ökologisch „schlechteren“ zu differenzieren. Ob dieser Index auch für die Darstellung des guten ökologischen Zustandes geeignet ist, bleibt fraglich. Der erweiterte PTI (noch unveröffentlicht), der die Abundanzen der Arten berücksichtigt, scheint nach ersten Einschätzungen besser geeignet, um den tatsächlichen ökologischen Zustand fundiert und vergleichbar zu bewerten.

Die Auswertungen mit dem Programm AQEM (multimetrische Indices) haben für alle

---

6) Dieses Verfahren wurde auch im Pilotprojekt Main erfolgreich angewendet (BORCHARDT und WILLECKE 2003).

7) Verhältnis von aktiven zu passiven Filtrierern. Ein Verhältnis kleiner 1:2 indiziert eine flusstypische Biozönose hinsichtlich der Filtrierer.

8) Verhältnis von stagnotypischen zu rheotypischen Taxa. Ein Verhältnis kleiner 1:3 indiziert eine flusstypische Biozönose hinsichtlich der Rheotypen.

untersuchten im Potamal gelegenen Wasserkörper (unter Verwendung des Filters „Midsized streams in low montaneous areas“) keine Differenzierung gebracht (vgl. Tab. 13). Nach unserer Einschätzung ist das AQEM-Verfahren in der derzeitigen Version nur auf rhitrale Wasserkörper anwendbar – und sollte für diese auch zur Abschätzung des biologischen Zustands verwendet werden. Für den Potamalbereich sind die multimetrischen Indices nach AQEM aufgrund des bislang fehlenden Datenfilters für epi-, meta- und hypopotamale Flussabschnitte jedoch nicht geeignet.

In engem Zusammenhang mit der Entwicklung eines geeigneten Bewertungsverfahrens steht die Zuordnung der für die biologischen Qualitätskomponenten ermittelten Werte in das 5-stufige Bewertungssystem für die ökologischen Zustandsklassen „sehr gut – gut – mäßig – unbefriedigend – schlecht.“ Diesbezüglich liegen nur für ausgewählte Qualitätskomponenten und Kriterien Zuordnungen vor, beispielsweise für den Saprobienindex (RECHENBERG 2000) und für den PTI (SCHÖLL und HAYBACH 2001, HAYBACH mündliche Mitteilung 2003). Für die in der Fallstudie erprobten Kriterien Filtrierer-Index und Rheotypen-Index werden die in Tab. 11 und Tab. 12 aufgeführten Zuordnungen verwendet.

Tab. 11: Zuordnung der Filtrierer-Index-Werte in das Bewertungssystem der ökologischen Zustandsklassen

Klasse	Status	Verhältnis: aktive zu passiven Filtrierern	Wertebereiche
Klasse 1	Sehr guter Zustand	1 / > 2	< 0,5
Klasse 2	Guter Zustand	1 / 2	0,5 - 1
Klasse 3	Mäßiger Zustand	1 / 1	1 - 2
Klasse 4	Ungenügender Zustand	2 / 1	2 - 3
Klasse 5	Schlechter Zustand	> 3 / 1	> 3

Tab. 12: Zuordnung der Rheotypen-Index-Werte in das Bewertungssystem der ökologischen Zustandsklassen

Klasse	Status	Verhältnis: stagnotypische zu rheotypischen Taxa	Wertebereiche
Klasse 1	Sehr guter Zustand	1 / > 6	< 0,15
Klasse 2	Guter Zustand	1 / 4	0,15 - 0,30
Klasse 3	Mäßiger Zustand	1 / 3	0,30 - 0,45
Klasse 4	Ungenügender Zustand	1 / 2	0,45 - 0,60
Klasse 5	Schlechter Zustand	1 / < 2	> 0,60

Tab. 13: Abschätzung des ökologischen Zustandes am Beispiel der Lahn (5 blau: sehr gut, 4 grün: gut, 3 gelb: mäßig, 2 orange: unbefriedigend, 1 rot: schlecht)

Fischfauna

Wasserkörper	Kriterien: Anteil allochthoner Arten	Artenzahl	Leit- und Begleitfisch	Wanderfische	Strömungstypen	Laichtypen	Mittelwert
Obere Lahn							3,7
Oberes Potamal							3,7
Mittleres Potamal							3,5
Unteres Potamal							2,7

Benthische wirbellose Fauna

Wasserkörper	Methodik: AQEM	PTI	Saprobien-Index	Filtrierer-Index	Rheotypen-Index	Mittelwert
Obere Lahn						4
Oberes Potamal						4,4
Mittleres Potamal						3,2
Unteres Potamal						2,8

Zusammenfassung

Wasserkörper	Kriterien: Fischfauna	Benthische wirbellose Fauna	Ergebnis
Obere Lahn	3,7	4	„gut“
Oberes Potamal	3,7	4,4	„gut“
Mittleres Potamal	3,5	3,2	„mäßig“
Unteres Potamal	2,7	2,8	„mäßig“

Die Ergebnisse und Erfahrungen aus den Fallstudien lieferten die Grundlage für die Erstellung einer Arbeitshilfe, die die Umsetzung der EG-WRRL hinsichtlich der Identifizierung und Ausweisung erheblich veränderter und künstlicher Wasserkörper sowie hinsichtlich der Festlegung der Referenzbedingungen und Zielzustände für diese Wasserkörper in Deutschland erleichtern soll (BORCHARDT und KÜLLMAR 2003, LAWA 2003c).

Methodik der ökonomischen Analyse und ihre Anwendbarkeit auf die Fallstudien

Ökonomische Bewertungsansätze tragen als Entscheidungshilfe bei. Im Hinblick auf die Bewertung, ob ein Gewässer als natürliches Gewässer oder als HMWB zu betrachten ist, kommt der ökonomischen Analyse eine wichtige begleitende Rolle zu, indem die Fragestellungen der EG-WRRL bezüglich des Ausweisungsprozesses als HMWB

auch ökonomische Fragestellungen beinhaltet. Führen die Maßnahmen, die erforderlich sind, um in einem Wasserkörper den guten ökologischen Zustand zu erreichen, zu signifikanten negativen Auswirkungen auf die spezifische Nutzung, existieren keine Alternativen zur Erreichung derselben nutzbringenden Ziele, die die bessere Umweltoption darstellen, sind die Maßnahmen technisch undurchführbar oder sind diese unverhältnismäßigen teuer, kann der Wasserkörper als erheblich verändert ausgewiesen werden.

Hierbei wurde zunächst die **Auswirkung der Verbesserungsmaßnahmen auf die Nutzung und die weitere Umwelt** untersucht. Dabei galt es festzustellen, welche der vorhandenen Nutzungsformen als „pressure" definiert werden kann und grundlegend mit signifikanten Auswirkungen auf die Hydromorphologie verbunden ist. In den Fallstudien erfolgte entsprechend der Vorgabe eine Beschränkung auf lediglich eine Hauptnutzung (Seefelder Aach – Landwirtschaft, Lahn –Wasserkraft, Elbe – Binnenschifffahrt), jedoch kann bei mehreren gleichberechtigten Nutzungsformen bzw. bei mehreren Nutzen, denen die hydromorphologische Veränderung geschuldet ist (beispielsweise Staustufe für Wasserkraftnutzung und Schifffahrt) eine Betrachtung mehrerer Nutzungen notwendig sein. Zunächst wurden die für das Erreichen des „guten ökologischen Zustands" erforderlichen Verbesserungsmaßnahmen und deren Auswirkungen auf die Nutzung und die weitere Umwelt dargestellt. Bei einer Untersuchung in Bezug auf die Identifikation von HMWB zählen hierzu in erster Linie Maßnahmen, die auf hydromorphologische Veränderungen fokussieren, während im Hinblick auf die allgemeine Ermittlung der Belastungen und Bewertung der Auswirkungen nach Anhang II der EG-WRRL auch Anforderungen an die Gewässerqualität zu untersuchen wären (vgl. Fall der Seefelder Aach). Dementsprechend richteten sich auch die folgenden Kostenbetrachtungen bezüglich der Effekte auf die Nutzungen vornehmlich auf die Maßnahmen zur Veränderung der Hydromorphologie. Die Auswirkungen für die weitere Umwelt können nur teilweise verallgemeinert dargestellt werden, in Einzelfällen sind hingegen genauere Untersuchungen notwendig. Während Renaturierungsmaßnahmen am Flusslauf und im Bereich der natürlichen Auen allgemein zu positiven Effekten auf das Ökosystem Fließgewässer führen, können sich in einzelnen Betrachtungsabschnitten Nischenbiotope herausgebildet haben, welche durch die angestrebten Maßnahmen gefährdet sein können (vgl. Fallstudie Elbe). Wie am Beispiel der Lahn zu sehen ist, sind in Einzelfällen gesonderte rechtliche Situationen zu beachten, aufgrund derer die Umsetzung von ökologischen Maßnahmen nicht durchsetzbar sein kann.

Die Bewertung der **Signifikanz der Effekte** wurde im Rahmen der Fallstudien auf regionaler oder nationaler Ebene durchgeführt (Seefelder Aach – Bodenmarkt, Lahn – Energiemarkt, Elbe – Transportaufkommen). Diese Ebenen wurden gewählt, da im Grundsatz davon auszugehen ist, dass eine gesamtwirtschaftliche Betrachtung bzw. soweit abgrenzbar eine Betrachtung auf kleineren räumlichen Skalen erfolgen sollte und nicht auf der einzelbetrieblichen Ebene. In jedem der Fallbeispiele erwiesen sich die Effekte der Verbesserungsmaßnahmen auf die Nutzungen als nicht signifikant. Allerdings ist in bestimmten Fällen eine zusätzliche einzelbetriebliche Betrachtung insofern erforderlich, da mit entsprechenden ökologischen Verbesserungsmaßnahmen, selbst wenn sie volkswirtschaftlich hoch effizient sind, die Einkommenspositionen beispielsweise von Landwirten erheblich betroffen sein können. Entsprechende Maßnah-

men können mit Eingriffen in die Eigentumsrechte verbunden sein und erfordern, wenn die Maßnahmen realisiert werden sollen, entsprechende Kompensationszahlungen.

In einem zweiten Bewertungsschritt wurden die **Abwägung der technisch machbaren Alternativen** zur aktuellen Nutzung durchgeführt. Hierzu war es notwendig, die nutzbringenden Haupt- und Nebenziele zu definieren und mögliche Alternativen mit den gleichen Zielen darzustellen. Diese sind die Einkommens- und Beschäftigungseffekte versus Tourismus, Landschaftspflege und Direktvermarktung landwirtschaftlicher Produkte an der Seefelder Aach, die Energieerzeugung durch Wasserkraft versus Anschluss an das öffentliche Stromnetz an der Lahn und die Erbringung von Transportleistungen durch Binnenschiffe versus Erbringung der Transportleistung durch Bahn und Lkw an der Elbe. Weiterhin wurden die Kosten der Maßnahmenumsetzung untersucht. In diesen Bereich gehören die direkten Investitionskosten für Bau- und Unterhaltungsmaßnahmen in den betrachteten Abschnitten sowie die Opportunitäts- oder Verdrängungskosten durch den Verzicht auf eine alternative Nutzung. Die Analyse der Kosteneffekte der Maßnahmen erfolgte im Hinblick auf die flächenbezogenen Kosten (insbesondere bei Betrachtung der landwirtschaftlichen Nutzung an der Seefelder Aach) bzw. auf die Gesamtkosten einzelner Renaturierungsmaßnahmen. Letztere sind, unter den gemachten Annahmen, für die einzelwirtschaftliche Betrachtung nicht relevant (Verhältnismäßigkeit der Kosten), da diese letztlich vom Entscheidungsträger zu tragen sind. Da die Maßnahmen in ihrem quantitativen Umfang zum Teil nicht eindeutig definiert waren, mussten eine Reihe von Annahmen getroffen werden, um eine zusammenhängende Darstellung zu gewährleisten. Zudem sind die vorliegenden Kostendaten von Renaturierungsmaßnahmen heterogen und werden von den konkreten örtlichen Standortbedingungen beeinflusst, so dass eine bestimmte Bandbreite an Kosten abgebildet wurde. Auch war nicht eindeutig zu definieren, ob alle Maßnahmen eines Szenarios auf der vollen Länge des Wasserkörpers zur Erreichung des guten ökologischen Zustandes notwendig sind oder ob eine Umsetzung einzelner Maßnahmen auf bestimmten Fließkilometern ausreichend ist. Zur Einschätzung der Kosteneffektivität von Maßnahmen sind daher Angaben darüber notwendig, welche Einzelmaßnahmen bzw. welches Maßnahmenbündel das Erreichen eines guten ökologischen Zustandes sicherstellt. Eine eindeutige Unterscheidung der Wirksamkeit der einzelnen Szenarien war in den Fallstudien Seefelder Aach und Elbe nur begrenzt möglich, dementsprechend sind die Aussagen bezüglich der Kosteneffektivität der einzelnen Szenarien ebenfalls nur begrenzt belastbar.

Daran anschließend wurde ein **Vergleich der Umweltwirkungen der alternativen Optionen** vorgenommen. Generell wurden für die drei durchgeführten Fallstudien positive Umwelteffekte durch die alternativen Optionen festgestellt, eine quantitative Bewertung ist bei Eindeutigkeit der Effekte nicht notwendig. Lediglich für die Elbe kann aufgrund der vorhandenen natürlichen Sohlenerosion eine abschnittsweise Einzelfallbetrachtung erforderlich sein.

Abschließend wurde eine **Einschätzung der Unverhältnismäßigkeit der Kosten** durchgeführt. Dabei sollten die Kosten der Maßnahmenumsetzung in Relation zu den entsprechenden Nutzen bzw. positiven Effekten gesetzt werden. Dafür ist eine Quantifizierung und soweit möglich Monetarisierung der Nutzen und Umweltleistungen notwendig, die sich aus der Renaturierung des Fließgewässers ergeben würde. Über-

steigt der erfasste Wert des renaturierten Fließgewässers die Kosten der Renaturierung, sind diese als nicht unverhältnismäßig anzusehen und das Gewässer nicht als HMWB auszuweisen. Dieser Ansatz entspricht einer ökologisch erweiterten Kosten-Nutzen-Analyse und ist prinzipiell möglich. Jedoch ist dieser Ansatz, wie bereits beschrieben, mit methodischen Schwierigkeiten verbunden und entsprechende Bewertungsstudien sind zeit- und kostenintensiv. Entsprechende Studien dürften damit insbesondere in solchen Fällen zum Einsatz kommen, in denen die Situation unklar und umstritten ist. Gleichwohl erweist sich der Ansatz des „benefit transfer“ als ein Ansatz, der auch in weniger unklaren Situationen zum Einsatz kommen und damit die Richtungssicherheit von Maßnahmen verstärken kann. Die Bewertung der Unverhältnismäßigkeit der Kosten erfolgte auf volkswirtschaftlicher Ebene, d.h. es wurde der gesellschaftliche Nettonutzen ermittelt. Für alle drei durchgeführten Fallstudien ergab sich ein positiver Nettonutzen, die Kosten konnten dementsprechend nicht als unverhältnismäßig angesehen werden.

5 Schlussfolgerungen und Ausblick

Aufgrund der Erfahrungen in den Fallstudien wird ein möglichst großräumiger Betrachtungsmaßstab bei der Ermittlung und Ausweisung von erheblich veränderten und künstlichen Wasserkörpern empfohlen. In den Fallstudien hatte der kleinste Wasserkörper eine Länge von etwa 8 km, der größte eine Länge von 485 km. Im Hinblick auf die **Skalierung** sollten folgende Punkte berücksichtigt werden:

- Die Skalierung sollte variabel hinsichtlich der Beurteilung der Auswirkungen von Belastungen sein.
- Die Skalierung kann je nach Typ und Empfindlichkeit des Ökosystems für verschiedene Wasserkörper variabel ausfallen.

Die in den Fallbeispielen praktizierte **Abgrenzung** der Wasserkörper auf der Grundlage der biozönotischen Zonierung und hydrologischer und belastungsbezogener Faktoren ist als Orientierung für die Abgrenzung von Wasserkörpern geeignet. Sie ist bei größeren Fließgewässern gegebenenfalls weiter zu differenzieren.

Für die Abschätzung des Gefährdungspotenzials hat sich ein **Screening** auf der Grundlage der Gewässerstrukturdaten als sinnvoll erwiesen. Eindeutig gefährdete, möglicherweise gefährdete und nicht gefährdete Wasserkörper können so relativ schnell und mit wenig Aufwand identifiziert und die Schritte der sich daraus ergebenden differenzierten Risikoabschätzung umgehend in Angriff genommen werden. Die im LAWA Strategiepapier (LAWA 2003a) vorgeschlagenen Prüfkriterien zur Ermittlung eindeutig gefährdeter, möglicherweise gefährdeter und nicht gefährdeter Wasserkörper lieferten für die Fallbeispiele sinnvolle Ergebnisse, sollten aber anhand weiterer Fallbeispiele weiter verifiziert werden.

Für die Risikoabschätzung in Schritt 5 müssen für die Bewertung des biologischen Zustandes des Wasserkörpers geeignete einheitliche **Bewertungskriterien bzw. -verfahren** für die verschiedenen biologischen Qualitätskomponenten festgelegt werden. Auch fehlen für die Mehrzahl der Bewertungskriterien geeignete **Transformationen der biologischen Werte** in das 5-stufige Bewertungssystem der WRRL. Bei der Bewertung steht die ökologische Funktionalität des Wasserkörpers im Mittelpunkt. Dementsprechend sind die Kriterien zu wählen. Das Bewertungsverfahren muss belastbar, individuell anwendbar und für die zuständigen Bearbeiter einfach anzuwenden sein. Die Entwicklung eines solchen Bewertungsverfahrens erfordert eine Evaluierung der Kriterien und Methoden und somit der vorliegenden Daten.

Nach den Bestimmungen der EG-WRRL sind Altersstruktur und Reproduktion wichtige Kriterien für die Bewertung der biologischen Qualitätskomponente „Fischfauna“. Bei der Abschätzung beider Parameter ergibt sich jedoch die Schwierigkeit, dass hierfür nur in Ausnahmefällen verwendbare Daten zur Verfügung stehen. Es wäre zu überlegen, ob das Kriterium „Reproduktion“ auch mit weniger aufwändigen Verfahren erfasst werden kann.

Für die Entwicklung geeigneter Maßnahmen im Rahmen der Ausweisungsprüfung 4(3)(a), aber auch für den Entscheidungsprozess, ob ein Wasserkörper erheblich verändert ist, hat sich die Erstellung von Listen, in denen die Argumente für bzw. gegen

die Ausweisung gegenübergestellt sind, bewährt.

Die Ausweisung eines Wasserkörpers als erheblich verändert ist in hohem Maße abhängig von der Beurteilung der nutzungsbedingten Belastungen als signifikant bzw. nicht signifikant, d.h. letztendlich von der Festlegung der „**Signifikanzkriterien**“. Diese müssen konkret, eindeutig und nachvollziehbar sein. Die in Tab. 9 und 10 aufgeführten Kriterien können hier als Orientierung dienen.

Ökonomische Bewertungsansätze tragen als Entscheidungshilfe bei. Für die Schlussfolgerung, ob ein Gewässer als natürliches Gewässer oder als HMWB zu betrachten ist, kommt der ökonomischen Analyse eine wichtige Rolle zu, indem die EG-WRRL bezüglich des HMWB - Ausweisungsprozesses auch ökonomische Fragestellungen beinhaltet. Führen nämlich die Verbesserungsmaßnahmen, die erforderlich sind, um in einem Wasserkörper den guten ökologischen Zustand zu erreichen, zu signifikanten negativen Auswirkungen auf die spezifische Nutzung (welche die hydromorphologischen Eingriffe in das Gewässer bedingt hat) und existieren keine Alternativen zum Erreichen derselben nutzbringenden Ziele, die die bessere Umweltoption darstellen, und sind die Kosten unverhältnismäßig, kann ein Wasserkörper als erheblich verändert ausgewiesen werden.

Aus der EG-WRRL geht nicht eindeutig hervor, ob lediglich die **Nutzung**, die Verursacher einer Veränderung war oder ob auch weitere Nutzungen, die in der Folge auftraten in die Bewertung einbezogen werden sollen. Hierbei wird empfohlen, zunächst vorrangig diejenige Nutzung bzw. diejenigen Nutzungen für eine ökonomische Analyse zu Grunde zu legen, die die Begründung für die hydromorphologische Veränderung darstellte(n). Wurde die Veränderung des Wasserkörpers nicht alleine für eine Nutzung vorgenommen (beispielsweise Staustufe für Schifffahrt und Wasserkraftgewinnung), so ist diese zweifache Nutzung in die Bewertung einzubeziehen. Im dem Falle, dass beispielsweise die Binnenschifffahrt aufgegeben wurde, wäre dementsprechend allein die Wasserkraftnutzung mit einzubeziehen. Im gleichen Sinne ist mit der neuen Nutzung zu verfahren, beispielsweise mit der Freizeitschifffahrt. Nutzungsänderungen müssen ebenfalls bei der Bewertung berücksichtigt werden, obgleich die Veränderung des Wasserkörpers ursprünglich nicht mit diesem Ziel vorgenommen wurde.

Aufgrund des vergleichsweise geringeren Aufwandes wird des Weiteren einer qualitativen ökonomischen Einschätzung der Vorzug gegeben, eine quantitative Bewertung sollte lediglich im Zweifelsfall erfolgen, da vielfach die Datenbasis nicht vorliegt, sondern eigene Datenerhebungen erforderlich sind.

Die Frage, ob technisch machbare Alternativen eine **wesentlich bessere Umweltoption** darstellen, wird durch die WRRL nicht dahingehend genauer spezifiziert, auf welcher Betrachtungsebene diese Abwägung stattfinden soll (Einbeziehung ausschließlich lokaler Alternativen versus Berücksichtigung regionaler bzw. nationaler Alternativen). Im Grundsatz ist es sinnvoll, alle denkbaren existierenden Alternativen in die Abwägung mit einzubeziehen. Hierbei kann davon ausgegangen werden, dass eine rein qualitative Bewertung (wie sie von der EU-Leitlinie zur „Identifizierung und Ausweisung von künstlichen und erheblich veränderten Gewässern“ in eindeutigen Situationen vorgeschlagen wird) in vielen Fällen nicht zu eindeutigen Abwägungsprozessen führen

wird. Auf eine Quantifizierung kann daher nicht immer verzichtet werden. Es existieren zum Teil noch große methodische Schwierigkeiten beim Vergleich von Umwelteffekten verschiedener Nutzungen.

Ähnliches gilt bei der Überprüfung der **Unverhältnismäßigkeit von Kosten** für existierende Alternativen. Durch die EG-WRRL werden keine eindeutigen Hinweise dahingehend gegeben, welche Kostenfaktoren in der Bewertung berücksichtigt werden und welche Bewertungsansätze Anwendung finden sollen. Hier wird vorgeschlagen, sofern mit einer qualitativen Bewertung aufgrund von Praxiserfahrungen keine eindeutigen Ergebnisse erzielbar sind, den Ansatz der Kosten - Nutzen - Analyse unter Einbeziehung aller positiven und negativen Umwelteffekte zu verfolgen. Diese Methode gewährleistet die Wahl der Alternative, die mit dem höchsten Nettonutzen für die Gesellschaft verbunden ist. Gleichzeitig bedeutet das eine Fokussierung auf die volkswirtschaftliche (und nicht auf die einzelwirtschaftliche) Ebene, d.h. der Umweltnutzen müsste die Gesamtkosten der notwendigen Maßnahmen inklusive potenzieller Kompensationszahlungen übersteigen.

Die Umsetzbarkeit von ökologischen Verbesserungsmaßnahmen wie auch deren Wirksamkeit bzw. Effizienz sind von den jeweiligen Rahmenbedingungen abhängig und somit für verschiedene Wasserkörper unterschiedlich. Ohne fundierte Kenntnis der Randbedingungen können die Maßnahmen nicht hinreichend präzise begründet werden. Die Ausweisungsprüfung für erheblich veränderte Wasserkörper ist in diesem Punkt ein individueller Vorgang für den jeweiligen Wasserkörper.

Die Option der Ausweisung eines Wasserkörpers als erheblich verändert wurde für **Ausnahmefälle** geschaffen. Die hier untersuchten Fallbeispiele zeigen, dass selbst Wasserkörper mit signifikanten hydromorphologischen Veränderungen nicht zwangsläufig als erheblich verändert auszuweisen sind. Wasserkörper unterhalb von Talsperren können durchaus den guten ökologischen Zustand erreichen, wenn sie nicht bereits, wie im Falle des untersuchten Wasserkörpers unterhalb der Dhünn-Talsperre, den guten ökologischen Zustand aufweisen. Wasserkörper unterhalb von Talsperren sind somit nicht per se auszuweisen, sondern es sind die jeweiligen Prüfschritte im Ausweisungsprozess zu untersuchen („Liegen erhebliche nutzungsbedingte hydromorphologische Veränderungen vor? Kann der Wasserkörper den guten ökologischen Zustand aufgrund der hydromorphologischen Veränderungen nicht zu erreichen?“).

In mehreren Punkten, beispielsweise bei der Skalierung, der Beurteilung der Belastungen und deren Auswirkungen, der Entwicklung geeigneter Maßnahmen und der ökonomischen Analyse, wurde deutlich, dass die Identifizierung und Ausweisung von erheblich veränderten und künstlichen Wasserkörpern ein **individueller Prozess** ist.

Die Arbeiten zur Festlegung des **höchsten ökologischen Potenzials** und des **guten ökologischen Potenzials** haben gezeigt, dass beide in entscheidendem Maße durch die bestehende Nutzung und die Individualität des Gewässers geprägt werden. Dies bedeutet, dass beide Potenziale ebenfalls individuell für jeden Wasserkörper festgelegt werden müssen.

Um eine konsistente Vorgehensweise bei der Umsetzung der EG-WRRL zu erreichen, sind die Leitlinien der verschiedenen CIS-Arbeitsgruppen miteinander zu verknüpfen.

Die Schritte 3 bis 5 des Ausweisungsverfahrens zur Ermittlung und Ausweisung künstlicher und erheblich veränderter Wasserkörper entsprechen der Beurteilung der Belastungen und deren Auswirkungen gemäß Anhang II (1.4 + 1.5), die im Leitfaden der CIS-Arbeitsgruppe 2.1 IMPRESS (Europäische Kommission 2002) als Bestandsaufnahme beschrieben ist. Abb. 7 zeigt, wie die beiden Leitlinien IMPRESS und HMWB miteinander verknüpft werden können.

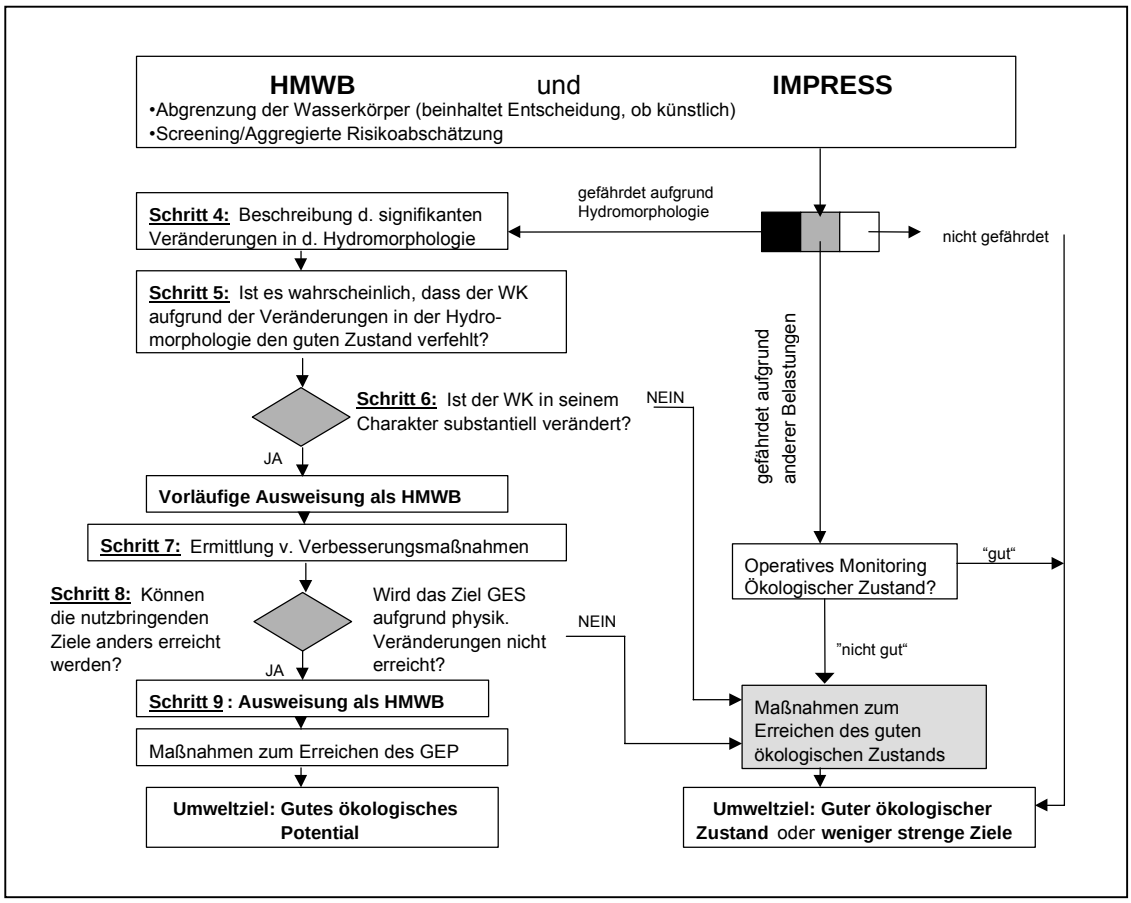


Abb. 7: Verknüpfung der Leitlinien der CIS-Arbeitsgruppen IMPRESS und HMWB

6 Literatur

Balon, E. K. (1975): Reproductive guilds of fishes: A proposal and definition. J. Fish. Res. Board Can. 32, S. 82 – 864.

Borchardt, D. und Küllmar, I. (2003): Methodische Hinweise zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie für erheblich veränderte und künstliche Wasserkörper in Deutschland. Institut für Gewässerforschung und Gewässerschutz, Universität Kassel.

Borchardt, D., Willeke, J., Ehmann, H., Völker, J. und Küllmar, I. (2003): Überprüfung des staugeregelten Mains als „erheblich verändertes Gewässer“ im Sinne der EG-Wasserrahmenrichtlinie. Abschlussbericht. Institut für Gewässerforschung und Gewässerschutz, Universität Kassel.

EG-WRRL (2000): Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik. Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften L 327 vom 22. Dezember 2000.

Europäische Kommission (2002): WFD CIS Guidance Document No. 3: Analysis of Pressures and Impacts. Published by the Directorate General Environment of the European Commission, Brussels, ISBN No. 92-894-5123-8, ISSN No. 1725-1087, Dezember 2002.

Europäische Kommission (2003a): WFD CIS Guidance Document No. 4: Identification and Designation of Artificial and Heavily Modified Waterbodies. Published by the Directorate General Environment of the European Commission, Brussels, ISBN No. 92-894-5124-6, ISSN No. 1725-1087, Januar 2003.

Europäische Kommission (2003b): WFD CIS Guidance Document No. 2: Identification of Water Bodies. Published by the Directorate General Environment of the European Commission, Brussels, ISBN No. 92-894-5122-X, ISSN No. 1725-1087, Dezember 2002.

Europäische Kommission (2003c): CIS Working Group 2.2 on Heavily Modified Water Bodies: Toolbox on Identification and Designation of Artificial and Heavily Modified Water Bodies, 15 Januar 2003 (http://www.umweltdaten.de/wasser/hmwbftb.pdf).

Europäische Kommission (2003d): CIS Working Group 2.2 on Heavily Modified Water Bodies: Policy Summary on Identification and Designation of Artificial and Heavily Modified Water Bodies, 14 Januar 2003 (http://www.umweltdaten.de/wasser/hmwbps.pdf).

Gaumert, D. (2000, mündliche Mitteilung): Hinweise zur Durchführung ichthyofaunistischen Bewertungen von Fließgewässern. Methodenhinweise der ARGE ELBE. Stand 12.01.2000.

Huet, M. (1949): Apercu des relations entre la pente et les populations piscioles des eaux courantes. Z.Hydrol. 11, p 332 – 351, Schweiz.

Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) (1999): Gewässerstrukturgütekartierung in der Bundesrepublik Deutschland. Übersichtsverfahren. Roth.

Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) (2000): Gewässerstrukturgütekartierung in der Bundesrepublik Deutschland. Verfahren für kleine und mittelgroße Fliessgewässer. Kulturbuch Verlag Berlin GmbH. Berlin.

Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) (2002): Gewässergüteatlas der Bundesrepublik Deutschland. Gewässerstruktur in der Bundesrepublik Deutschland 2001. Kulturbuch Verlag Berlin GmbH. Berlin.

Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) (2003a): Kriterien zur Erhebung von anthropogenen Belastungen und Beurteilung ihrer Auswirkungen zur termingerechten und aussagekräftigen Berichterstattung an die EU-Kommission. Ständiger Ausschuss „Oberirdische Gewässer und Küstengewässer." Stand 31.03.03.

Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) (2003b): Kriterien zur Erhebung von anthropogenen Belastungen und Beurteilung ihrer Auswirkungen zur termingerechten und aussagekräftigen Berichterstattung an die EU-Kommission. LAWA-ad-hoc-Arbeitsgruppe „Signifikanzkriterien". Stand 31.03.03.

Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) (2003b): LAWA Arbeitspapier 4: Identifizierung und Ausweisung künstlicher und erheblich veränderter Gewässer.

Rechenberg, B. (2000): Vorschlag für die Bewertung von erheblich veränderten Gewässern im Rahmen der Fallstudien für das EU-Projekt "Heavily modified waters" (unveröffentl.).

Schöll, F. und Haybach, A. (2001): Bewertung von großen Fließgewässern mittels Potamon-Typie-Index (PTI) - Verfahrensbeschreibung und Anwendungsbeispiele. BfG-Mitteilung 23: 28 pp. ISSN 1431-2409.

Schiemer, F., Waidbacher, H. (1992): Strategies for conservation of a Danubian fish fauna. River Conservation and Management. P. J. Boon, P. Calow and G. E. Petts (editor). Verlag John Wiley & Sons Ltd. S. 363 – 382.

Anhang A1

Fallstudie Lahn

Erheblich veränderte Gewässer in Europa

Fallstudie Lahn

PD Dr. habil. Dietrich Borchardt[1)], Dr. rer. nat. Ingrid Küllmar[1)] und Helge Ehmann[1)]

unter Mitarbeit von:

Alexandra Dehnhardt[2)]

Michaela Frey[1)]

Markus Funke[1)]

Kerstin Geffers[1)]

Dr. rer. nat. Ingrid Küllmar[1)]

Ulrich Petschow[2)]

[1)] Institut für Gewässerforschung und Gewässerschutz
Universität Kassel
Kurt-Wolters-Str. 3, 34125 Kassel
Tel: 0561-804 3244, Fax: 0561-804 3642
E-mail: dietrich.borchardt@uni-kassel.de

[2)] Institut für ökologische Wirtschaftsforschung (IÖW) gGmbH
Potsdamer Str. 105, 10785 Berlin
Tel: 030-884 594-23, Fax: 030-882 54 39
E-mail: Ulrich.Petschow@ioew.de

Inhaltsverzeichnis

Seite

1 Vorwort 1

2 Ergebnistabelle 3

3 Einleitung 6

3.1 Wahl des Untersuchungsgebietes 6
3.2 Geschichte 6

4 Beschreibung des Untersuchungsgebietes 9

4.1 Vorbemerkung 9
4.2 Geologie, Fließgewässertyp, Hydrographie, Höhe und Gefälle, Klima und Hydrologie im Einzugsgebiet der Lahn 10
4.3 Sozioökonomie, Geographie und menschliche Aktivitäten im Einzugsgebiet der Lahn 16

5 Praktische Vorgehensweise 21

5.1 Allgemeine Bemerkungen 21
5.2 Beschreibung der Wasserkörper 23
5.2.1 Schritt 1: Ermittlung des Wasserkörpers [Art. 2(10)] (iterativer Prozess). 23
5.2.2 Schritt 2: Handelt es sich um einen künstlichen Wasserkörper? [Art. 2(8)] 26
5.2.3 Schritt 3: „Screening“: Liegen hydromorphologische Veränderungen vor? 30
5.2.4 Schritt 4: Beschreibung bedeutender Veränderungen der Hydromorphologie. [Anhang II Nr. 1(4)] 32
5.2.5 Schritt 5: Ist es wahrscheinlich, dass aufgrund von Veränderungen in der Hydromorphologie das Ziel „guter ökologischer Zustand“ verfehlt wird? [Anhang II Nr. 1(5)] 40
5.2.6 Schritt 6: Ist der Wasserkörper aufgrund physikalischer Veränderungen infolge von Eingriffen durch den Menschen in seinem Wesen erheblich verändert? [Art. 2(9)] 59
5.2.7 Vorläufige Identifizierung als erheblich veränderter Wasserkörper [Art. 5(1) und Anhang II Nr. 1(1)(i)] 64

6 Schritte zur Ausweisung 66

6.1.1 Schritt 7.1: Festlegung der “Verbesserungsmaßnahmen” zur Erzielung eines guten ökologischen Zustandes 68
6.1.2 Steht die physikalische Veränderung mit einer bestehenden „aufgeführten

Nutzung“ in Verbindung? 71
6.1.3 Schritt 7.2: Hätten die „Verbesserungsmaßnahmen“ bedeutende negative Auswirkungen auf die “spezifizierte Nutzung"? 73
6.1.4 Schritt 7.3: Hätten die „Verbesserungsmaßnahmen“ bedeutende negativen Auswirkungen auf die Umwelt im weiteren Sinne? 75
6.1.5 Schritt 8.1: Lassen sich die durch die physikalischen Veränderungen bezweckten nutzbringenden Ziele auch mit „anderen Möglichkeiten” erreichen? 78
6.1.6 Schritt 8.2: Sind diese „anderen Möglichkeiten“ technisch durchführbar? 80
6.1.7 Schritt 8.3: Sind diese „anderen Möglichkeiten“ eine bessere Umweltoption? 83
6.1.8 Schritt 8.4: Sind diese „anderen Möglichkeiten“ unverhältnismäßig teuer? 85
6.1.9 Schritt 8.5: Wird mit den „anderen Möglichkeiten" ein guter ökologischer Zustand erreicht? 87
6.1.10 Wird das Ziel „guter ökologischer Zustand“ aufgrund physikalischer Veränderungen nicht erreicht? 87

7 Referenzbedingungen und Umweltziele für den als erheblich verändert eingestuften Wasserkörper 89

7.1.1 Schritt 10.1: Auswahl der Qualitätskomponenten 89
7.1.2 Schritt 10.2: Festlegung hydromorphologischer Bedingungen für das höchste ökologische Potenzial 90
7.1.3 Schritt 10.3: Festlegung der chemisch-physikalischen Bedingungen für das höchste ökologische Potenzial 95
7.1.4 Schritt 10.4: Festlegung der biologischen Bedingungen für das höchste ökologische Potenzial 96
7.2 Festlegung des guten ökologischen Potenzials 97
7.2.1 Schritt 11.1: Ermittlung der biologischen Bedingungen für das gute ökologische Potenzial 98
7.2.2 Schritt 11.2: Ermittlung der hydromorphologischen Bedingungen für das gute ökologische Potenzial 101
7.2.3 Schritt 11.3: Ermittlung der chemisch-physikalischen Bedingungen für das gute ökologische Potenzial 104
7.2.4 Schritt 11.4: Prüfung ob die Qualitätsziele für die spezifischen synthetischen und nicht synthetischen Schadstoffe eingehalten werden 108

8 Ausblick 110

9 Datenquellen 113

10 Literatur 114

Tabellenverzeichnis

Tab. 4.2.1:	Die wichtigsten Nebenflüsse der Lahn	13
Tab. 4.2.2:	Hydrologische Daten der Lahn (LIMNOLOGISCHES JAHRBUCH 1989, TICHY 1951)	15
Tab. 4.3.1:	Potenzielle Belastungen der Lahn und ihrer zwei größten Nebenflüsse Ohm und Dill	18
Tab. 4.3.2:	Industrieabwasservolumen	18
Tab. 4.3.3:	Am stärksten durch Industrieabwassereinleitungen belastete Lahnabschnitte	19
Tab. 4.3.4:	Hochwasserrückhaltebecken (HRB) und Talsperren von relevanter Bedeutung im Lahngebiet	19
Tab. 5.2.1:	Beispiele „Baulicher Elemente“ an der Lahn	29
Tab. 5.2.2:	Bewertung und Klassifizierung der Nutzungen der Wasserkörper der Lahn	32
Tab. 5.2.3:	Zur Diskussion stehende Kriterien für die Ermittlung signifikanter Belastungen auf Oberflächengewässer	33
Tab. 5.2.4:	Darstellung der „spezifizierten Nutzungen“ und resultierender bedeutender Belastungen (markierte Felder) neben anderen Nutzungen der Lahn	35
Tab. 5.2.5:	Wehre und ihre Nutzungen an der Lahn	37
Tab. 5.2.6:	Bewertung vergleichbarer Wasserkörper zur Ermittlung des ökologischen Zustands mit Hilfe der Saprobiewerte nach RECHENBERG 2002	43
Tab. 5.2.7:	Einstufung des Verhältnisses von aktiven zu passiven Filtrieren zur Einschätzung des ökologischen Zustands	44
Tab. 5.2.8:	Einstufung des Verhältnisses von stagnotypischen zu rheotypischen Taxa zur Einschätzung des ökologischen Zustands:	45
Tab. 5.2.9:	Zusammenfassende Einschätzung der benthischen wirbellosen Fauna in vergleichbaren Wasserkörpern zur Ermittlung des ökologischen Zustands	46
Tab. 5.2.10:	Allgemeine Einschätzung der Fischfauna in den betrachteten Wasserkörpern zur Ermittlung des ökologischen Zustands	58
Tab. 5.2.11:	Zusammenfassende Einschätzung der Fischfauna und der benthischen wirbellosen Fauna in den betrachteten Wasserkörpern zur Abschätzung des Erreichens des guten ökologischen Zustands:	59
Tab. 5.2.12:	Qualität der morphologischen Struktur der hess. Lahn – ausgewählte Parameter	60
Tab. 6.1:	Vorgeschlagene Verbesserungsmaßnahmen für das mittlere- und unteren Potamal der Lahn und die Einschätzung ihres Einflusses zur Verbesserung des gegenwärtigen ökologischen Zustandes	68
Tab. 6.2:	Gegenüberstellung der signifikanten Auswirkungen der	

Wasserkraftnutzung in den betrachteten Lahn Wasserkörpern 73

Tab. 6.3: Bedeutende negative Auswirkungen der vorgeschlagenen Verbesserungsmaßnahmen auf die spezifizierte Nutzung im unterer potamaler Abschnitt 74

Tab. 6.4: Bedeutende negative Auswirkungen der vorgeschlagenen Verbesserungsmaßnahmen auf die Umwelt im weiteren Sinne im unteren potamalen Abschnitt der Lahn 77

Tab. 6.5: Die durch die Nutzung der „anderen Möglichkeiten“ eintretenden Veränderungen und die daraus resultierenden besseren Umweltoptionen: 83

Tab. 6.6: Nutzen der alternativen Lösungen am Beispiel des Rückbaus des Lahnsteiner Wehres 86

Tab.7.1: Maßnahmen zur Begrenzung des ökologischen Schadens im Hinblick auf die Belastung „Wasserkraftnutzung“ (nach Vorschlägen der „AG Wasserkraft“), Relevanz und Beispiele für das erheblich veränderte untere Potamal der Lahn 91

Tab. 7.2: Maßnahmen zur Begrenzung des ökologischen Schadens im Hinblick auf die Belastung „Schifffahrt“ (nach Vorschlägen der AG zur Schifffahrt), Relevanz und Beispiele für das erheblich veränderte untere Potamal der Lahn 93

Tab. 7.3: Einschätzung des ökologischen Zustands im Lahnabschnitt bei Fürfurt im Vergleich zum unteren Potamal der Lahn 97

Tab. 7.4: Beschreibung des guten ökologischen Potenzials am Beispiel der Lahn 100

Tab. 7.5: Auswirkungen ausgewählter hydromorphologischer Parameter auf die Benthos- und Fischfauna 101

Abbildungsverzeichnis

Abb. 3.1.1: Runkel, Lahn-km 65 (www.runkel.de) 6

Abb. 3.2.2: Weilburger Schiffstunnel, Lahn-km 39,3 (www.weilburg-lahn.info.de 7

Abb. 3.2.3: Typisches Lahnschiff um 1960 bei Kalkofen (Lahn-km 106,9), stromabwärts fahrend 8

Abb. 4.1.1: Ländergrenzen und Kilometrierung entlang der Lahn 9

Abb. 4.2.1: Die Lahn in der deutschen Karte der Fließgewässerlandschaften (BRIEM 2002) 11

Abb. 4.2.2: Wichtigste Nebenflüsse der Lahn (www.weilburg-lahn.info/geolan.htm) 12

Abb. 4.2.3: Längsprofil der Lahn 14

Abb. 4.3.1: Landnutzung im Lahneinzugsgebiet (LANG & TÖNSMANN 2002) 17

Abb. 5.1.1: Einzelschritte des Verfahrens zur vorläufigen Einstufung und Ausweisung von erheblich veränderten und künstlichen Wasserkörpern (EUROPÄISCHE KOMMISSION 2003a: Leitfaden zur Identifizierung und Ausweisung von erheblich veränderten und künstlichen Wasserkörpern, CIS-Arbeitsgruppe 2.2) 22

Abb. 5.2.2: Schleusenkanal Oberbiel (Lahn-km 19,2 bis 21,0) 27

Abb. 5.2.3: Oberwasser Dausenau, Lahn-km 122,4, gestaut (16. Sept. 2000) 30

Abb. 5.2.4: Oberwasser Dausenau, Lahn-km 122,4, abgesenkt (18. Sept. 2000) 30

Abb. 5.2.5: Das Einzugsgebiet der Lahn in der hessischen Strukturgütekartierung (LANG & TÖNSMANN 2002) 31

Abb. 5.2.6: Die Verlegung des Deiches oberhalb von Wehrda (Lahn-km –46); die rote Linie zeigt den alten Damm, die blaue Linie die Grenze der reaktivierten Flussaue 39

Abb. 5.2.7 und 5.2.8 Flussufer bei Kalkofen (Lahn-km 105,4) im Oktober 2000 (links) und im November 2002 (rechts) 39

Abb. 5.2.9: Bewertung vergleichbarer Wasserkörper zur Ermittlung des ökologischen Zustands mittels AQEM 41

Abb. 5.2.10: Bewertung vergleichbarer potamaler Wasserkörper zur Ermittlung des ökologischen Zustands mittels PTI 42

Abb. 5.2.11: Einstufung vergleichbarer Wasserkörper zur Ermittlung des ökologischen Zustands mit Hilfe der Saprobiewerte nach RECHENBERG 2002 44

Abb. 5.2.12: Einschätzung des ökologischen Zustands mit Hilfe des Verhältnisses von aktiven zu passiven Filtrierern 45

Abb. 5.2.13: Einschätzung des ökologischen Zustands anhand des Verhältnisses von stagnotypischen zu rheotypischen Taxa 46

Abb. 5.2.14: Zusammenfassende Einschätzung vergleichbarer Wasserkörper zur Ermittlung des ökologischen Zustands 47

Abb. 5.2.15: Anzahl der autochthonen und allochthonen Fischarten aus Elektrobefischungen in den vier untersuchten Lahnabschnitten 48
Abb. 5.2.16: Anzahl der autochthonen und allochthonen Fischarten aus Elektrobefischungen und Reusenfängen im Verhältnis zur potenziell natürlichen Fischfauna am Beispiel des Mains 49
Abb. 5.2.17: Allochthoner Anteil der aktuellen Fischfauna 50
Abb. 5.2.18: Autochthoner Anteil der aktuellen Fischfauna 50
Abb. 5.2.19: Anteil der aktuellen Fischfauna im Vergleich zur potenziell natürlichen Fischfauna in Prozent 51
Abb. 5.2.20: Vergleich der aktuellen Fischfauna mit der potenziell natürlichen Fischfauna hinsichtlich der Fischzonen 52
Abb. 5.2.21: Die Artenzahl der aktuellen Fischfauna (Begleitfische) im Verhältnis zur potenziell natürlichen Fischfauna in Prozent 52
Abb. 5.2.22: Anteil der Wanderfische an der aktuellen Fischfauna im Vergleich zur potenziell natürlichen Fischfauna 53
Abb. 5.2.23: Prozentualer Anteil der wandernden Fischarten der aktuellen Fischfauna im Vergleich mit der potenziellen Fischfauna 54
Abb. 5.2.24: Die prozentualen Anteile der Strömungstypen der aktuellen Fischfauna im Verhältnis zur potenziell natürlichen Fischfauna 55
Abb. 5.2.25: Laichtypen der potenziell natürlichen Fischfauna im Vergleich zur aktuellen Fischfauna (obere Lahn und oberes Potamal der Lahn) in Prozent 56
Abb. 5.2.26: Laichtypen der potenziell natürlichen Fischfauna im Vergleich zur aktuellen Fischfauna (mittleres und unteres Potamal der Lahn) in Prozent 57
Abb. 5.2.27: Gewässerstruktur der hessischen Lahn, Ist- und Soll-Zustand (y-Achse: Strukturgüteklassen, 1: naturnah/unverändert, 7: vollständig verändert; x-Achse: prozentuale Anteile. Daten Ist-Zustand: HMULF (2000), Daten Soll-Zustand: ungefähre Angaben entsprechend dem Güteziel laut Entwicklungsplan Hessen) 61
Abb. 5.2.28: Artenanzahl und Saprobienindices im Vergleich zur Fließgeschwindigkeit im Oberwasser des Wehres Limburg (Lahn-km 70 markiert die Stauwurzel und die Grenze zwischen dem mittleren und unteren Potamal der Lahn) 62
Abb. 5.2.28: Einfluss der Wehre auf chemische Parameter in den Rückstaubereichen der unteren Lahn (der Pfeil markiert die Position des Wehrs) (MANG ET AL. 1998) 63
Abb. 6.1: Einzelschritte für die Ausweisung von erheblich veränderten Wasserkörpern (Schritte 7-9), aus: Leitfaden zur Identifizierung und Ausweisung von erheblich veränderten und künstlichen Wasserkörpern 67

Abb. 6.2: Mittlere potamale Lahn, Abschnitt Leuner Becken zwischen Altenberg (Lahn-km 16) und Löhnberg (Lahn-km 35). Schraffiert sind jene Bereiche in der Aue, die für eine Mäanderbildung geeignet sind. 71

Abb. 6.3: Maßnahmen zur Wiederherstellung der Durchgängigkeit im Bereich der Hessischen Lahn (FRICKE, Regierungspräsidium Gießen, mdl. Mitteilung, 2003) 72

Abb. 6.4: Wanderungsbarriere Wehr Lahnstein, Differenzen im Arteninventar der Fischfauna unterhalb und oberhalb der Staustufe Lahnstein (SCHWEVERS ET AL. 1998). 79

Abb. 6.5: Skizze von Variante 1 81

Abb. 6.6: Skizze von Variante 2 82

Abb. 7.1: Verfahren zur Definition des „höchsten ökologischen Potenzials“ für erheblich veränderte und künstliche Wasserkörper (Schritte 10.1 – 10.4) 89

Abb. 7.2: Lage der Probenahmeabschnitte Dorlar (Lahn-km 3,5), Oberbiel (Lahn-km 20,0) und Fürfurt (Lahn-km 50,8) 94

Abb. 7.3: Vorgehensweise zur Definition des „guten ökologischen Potenzials“ für erheblich veränderte und künstliche Wasserkörper (Schritte 11.1 – 11.4) 98

Abb. 7.4: Temperaturwerte aus dem Jahr 2001 an der Messstation Solms-Oberbiel 104

Abb. 7.5: Die Gesamtphosphorwerte aus dem Jahr 2001 an der Messstation Solms-Oberbiel 105

Abb. 7.6: Sauerstoffsättigungsganglinie (Sättigung in %) der Jahre 1993 bis 2001 an der Messstation Solms-Oberbiel 105

Abb. 7.7: Algenentwicklung in µg/l (CHl-a) in der Lahn im Ist-Zustand 1994 (Abwasserreinigung nach den aaRdT, weitgehend fehlender Gehölzsaum) und bei vollständig entwickeltem Gehölzsaum (Sanierungsziel). Randbed.: Sommerliches Schönwetter mit hoher Sonneneinstrahlung, Niedrigwasser (NQ_{20}) (Borchardt 1994). 106

Abb. 7.8: Auszug aus Tabelle 5.4,Sanierungskonzept Lahn: Definition der Belastungsgrade (Tabellarische Übersicht), REGIERUNGSPRÄSIDIUM GIEßEN, 1994 107

Abb. 8.1: Wichtige Fristen für die vorläufige Einstufung und Identifizierung von erheblich veränderten und künstlichen Wasserkörpern im ersten Planungszyklus (aus: Leitfaden zur Identifizierung und Ausweisung von erheblich veränderten und künstlichen Wasserkörpern) 110

1 Vorwort

Im Rahmen des europäischen Projektes „Identifikation und Ausweisung von erheblich veränderten Wasserkörpern gemäß der Wasserrahmenrichtlinie“ wurden 34 Fallstudien in zehn Mitgliedstaaten und Norwegen durchgeführt. Ziel war die Entwicklung von Bewertungskriterien für die Abgrenzung von erheblich veränderten Oberflächenwasserkörpern (Heavily Modified Water Bodies, HMWBs) und künstlichen Wasserkörpern (Artificial Water Bodies, AWBs) 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.

Da die normativen Bestimmungen von erheblich veränderten Gewässern in der Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) weiten Interpretationsspielraum lassen und die Qualitätsanforderungen für erheblich veränderte Gewässer niedriger sind als jene für natürliche Oberflächengewässer versucht die Studie einheitliche Qualitätsstandards für Europa festzulegen. Daher schließt der Ansatz die Beurteilung der ökologischen Situation und die Spezifikation von Qualitätszielen ein („guter ökologischer Zustand“ für natürliche Gewässer gegenüber „gutem ökologischem Potenzial“ für erheblich veränderte und künstliche Gewässer). Anhand der Flussgebiete von Elbe, Lahn, Seefelder Aach und Dhünn wurden Maßnahmenszenarien untersucht mit dem Ziel, die ökologische Situation zu verbessern und letztlich das gegebene Qualitätsziel zu erreichen.

Das Einzugsgebiet der Lahn wurde für eine Fallstudie in den **Untergruppen „Wasserkraftnutzung“** und **„Schifffahrt“** ausgewählt.

TEIL I

Der Fluss

2 Ergebnistabelle

	Position	Einheit	Information
1.	Land	Text	Bundesrepublik Deutschland
2.	Name der Fallstudie (Name des Gewässers)	Text	Lahn
3.	Mitglied(er) des für die Fallstudien verantwortlichen Lenkungsausschusses	Text	Dr. Ulrich Irmer, Dr. Bettina Rechenberg, Umweltbundesamt (UBA)
4.	Träger der Fallstudie	Text	Umweltbundesamt (UBA)
5.	Ausführendes Institut der Fallstudie	Text	Institut für Gewässerforschung und Gewässerschutz, Universität Kassel
6.	Beginn der Fallstudie	Datum	01.05.2000
7.	Darstellung der Belastungen und Beeinträchtigungen erwartet bis	Datum	30.10.2000
8.	Voraussichtlich fertig gestellt:	Datum	30.04.2002
9.	Gewässertyp (Fluss, See, Übergangs-, Küstengewässer)	Text	Fluss
10.	Einzugsgebiet	km^2	5.927
11.	Länge	km	245
12.	Mittlerer Abfluss	m^3/s	47,1 (an der Messstation Kalkofen mit einem Einzugsgebiet von 5.309 km^2)
13.	Einwohner im Einzugsgebiet	Anzahl	ca. 1.150.000
14.	Bevölkerungsdichte	E/km^2	ca. 200
15.	Änderungen: Physikalische Belastungen, landwirtschaftliche Einflüsse	Text	Wasserkraftnutzung, Schifffahrt, Hochwasserschutz, Nährstoffbelastung (diffuse Quellen, Punktquellen)

16.	Auswirkungen	Text	Der Nutzungen „Wasserkraft“ und „Schifffahrt“: Unterbrechung der Längsdurchgängigkeit und des Sedimenttransportes; künstlicher Wasserstand, Ausdehnung der Wasseroberfläche und Veränderung der Fließbedingungen oberhalb von Wehren. Modifikation von physikalisch-chemischen Parametern wie Temperatur, Sauerstoff- und Nährstoffgehalt
17.	Probleme	Text	Tendenz zur Eutrophierung, vor allem in Hinsicht auf die Rückstaubereiche. Veränderungen/Schäden an den aquatischen Lebensgemeinschaften (Fischfauna, Makroinvertebraten, etc.) aufgrund der Unterbrechung der Längsdurchgängigkeit, veränderten Fließbedingungen und physikalisch-chemische Belastungen
18.	Umweltbelastungen	Text	Erschließung von Land zur Bebauung in den Überschwemmungsgebieten (besonders im Bundesland Hessen), Freizeitnutzungen: vor allem Kanufahren, Fahrradwege direkt an den Ufern.
19.	Geplante Aktionen/Veränderungen	Text	Weitere Begrenzung von Mischwassereinleitungen. Bau von Fischtreppen, Einrichtung von Gewässerrandstreifen Umsetzung der Reduktion von Nährstoffbelastungen (Punktquellen, Landwirtschaft)
20.	Zusätzliche Informationen	Text	-

21.	Verfügbare Informationen/Daten	Text	Gewässerstrukturgütekartierung, veröffentlichte Messungen von physikalischen und chemischen Parametern durch die Bundesländer, Bestandsaufnahmen von aquatischer und terrestrischer Fauna und Vegetation, vor allem von Fischen und benthischer Invertebratenfauna
22.	Welche Art von Untergruppen wäre hilfreich?	Text	-
23.	Zusätzliche Kommentare	Text	-

3 Einleitung

3.1 Wahl des Untersuchungsgebietes

Die Lahn ist für eine von vier deutschen Fallstudien ausgewählt worden, die sich im Rahmen des europäischen Projektes mit erheblich veränderten Gewässern (Heavily Modified Waterbodies = HMWBs) beschäftigen. Die ausgewählten deutschen Gewässer unterscheiden sich sowohl in Hinblick auf die Größe ihres Einzugsgebietes (klein, mittel, groß [Lahn] und sehr groß), Geologie und Topographie, als auch in ihren Hauptnutzungen und den sonstigen Belastungen, denen sie ausgesetzt sind.

Es sind umfangreiche Daten zur Lahn aus früheren und laufenden Untersuchungen verfügbar. Die Daten wurden von Regierungspräsidien und Ministerien in Rheinland-Pfalz und Hessen, der Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz, der Universität Mainz, der Universität Gießen, der Universität Marburg, der Universität Kassel und privaten Büros zur Verfügung gestellt. Diese Daten beinhalten:

- Wasserbeschaffenheit: Physikalische und chemische Parameter, Nährstofffrachten im Hinblick auf die Einzugsgebiete, Modellierung der Wasserqualität,
- Hydromorphologie: Beurteilung von 26 Parametern im Rahmen der hessischen und rheinland-pfälzischen Gewässerstrukturgütekartierung (Lahn und Nebenflüsse),
- Biologie: Verschiedene Erhebungen der Fischfauna, der benthischen Invertebratenfauna und anderer aquatischer Organismen in Ergänzung zu Untersuchungen der Vegetation und Fauna der Flussufer und Überschwemmungsflächen,
- Hochwasserschutz: Hochwasserschutzkonzept des Flusssystems Lahn inklusive geplante Maßnahmen,
- Verzeichnis der Wehre (Wehrkataster): Auflistung der Wehre mit Bemerkungen und Informationen bezüglich Typ, Fallhöhe und der Existenz von Fischaufstiegshilfen.

3.2 Geschichte

Abb. 3.2.1: Runkel, Lahn-km 65 (www.runkel.de)

Die Lahn ist ein typisches Beispiel für ein Gewässer, dessen wirtschaftliche und kulturelle Bedeutung sich über Jahrhunderte hinweg in vielerlei Hinsicht verändert hat. Im Mittelalter war die Fischerei (Fische, Flusskrebse und sogar Muscheln) essentiell für eine ausreichende Nahrungsmittelversorgung der Anwohner. Die ausgedehnten Überschwemmungsflächen zwischen Marburg (Lahn-km 40) und Löhnberg (Lahn-km 35) sowie das weite Becken rund um Limburg (Lahn-km 75) wurden bereits zu dieser Zeit als Weide- und Ackerland genutzt. Seit Anfang des 17ten Jahrhunderts wurden niedrige Deiche errichtet, um die Ernte vor kleineren

Sommerhochwassern zu schützen, wobei im Winter die gesamte Flussaue weiterhin regelmäßig überflutet wurde (EHLERS 1989). Die Abschnitte, in denen das Tal schmal und tief in die Berge eingeschnitten ist, waren bewachsen mit unwirtlichen, menschenleeren Urwäldern. Kleine Dörfer, oft überragt von Burgen oder Klöstern, konnten nur dort errichtet werden, wo Furten oder Brücken die Überquerung des Flusses ermöglichten. An geeigneten Stellen wurden Wehre im Fluss errichtet, und die Wasserkraft wurde für Mühlen und Hammermühlen genutzt. Jahrhunderte später machte der zunehmende Bergbau (Eisen, Mangan, Silber und Blei) und die Gewinnung von Kalkstein und Marmor sowie die Verschiffung von Mineralwasser die Kanalisierung der Lahn erforderlich (SCHEID 1993, JOCKENHÖVEL 1996). Kleinstaaterei und der daraus folgende Interessenkonflikt verhinderten die Realisierung von weitreichenden Kanalprojekten und erlaubten nur regionale Maßnahmen zur Verbesserung der Schifffahrt. In der Mitte des 19ten Jahrhunderts war die Kanalisierung der Lahn im mittleren und unteren Abschnitt durch den Bau einiger neuer Wehre mit Schleusen und zusätzlichen Schleusen an bestehenden Wehren erfolgreich beendet. In diesem Zusammenhang sei auf den Weilburger Schifffahrtstunnel (Lahn-km 39,3), der von 1843 bis 1847 gegraben wurde, als besonderes technisches Denkmal hingewiesen (siehe Abb. 3.2.2).

Letztendlich waren die Verbesserungen eher gering und die Bedeutung der Schifffahrt an der mittleren Lahn sank wenige Jahre später aufgrund der Eröffnung der Bahnstrecke entlang des Flusses. Von 1925 bis 1968 wurden nach steigenden Frachtraten (1960: 571.400 t) neue Wehre und Stauhaltungen an der unteren Lahn errichtet. Dabei wurden nur in wenige Wehre Fischpässe integriert und dadurch der Wanderweg vieler Fischarten unterbrochen. Die so erbauten Wehre ebenso wie die der Mühlen und Hammermühlen im oberen Abschnitt der Lahn, deren Nutzung mittlerweile bedeutungslos geworden war, wurden bis zum Ende des 20ten Jahrhunderts nach und nach zur Erzeugung elektrischer Energie genutzt. Heute, nach dem Wegfall anderer Nutzungen, stellt diese Verwendung oft die einzig verbleibende ökonomische Basis für die Erhaltung der Dämme, Kanäle und Gräben dar.

Abb. 3.2.2: Weilburger Schiffstunnel, Lahn-km 39,3 (www.weilburg-lahn.info.de)

In der Mitte des 20sten Jahrhunderts lag der Schwerpunkt der Abwasserbelastung, in dessen Folge die Fischerei und die Trinkwassergewinnung stark eingeschränkt wurden und die Flussbiozönose verarmte. Innerhalb weniger Jahre verschwanden die submersen Makrophyten, die meisten der empfindlichen Fischarten (die über lange Strecken wandernde Fischarten, außer dem Aal, fehlten bereits) und eine ganze Reihe von charakteristischen benthischen Invertebraten. Infolge des flächendeckenden Neubaus und der Ertüchtigung bestehender Kläranlagen verbesserte sich die chemische und biologische Wasserqualität deutlich.

1981 verließ der letzte Frachtkahn die Lahn und mit ihm endete die Ära der kommerziellen Schifffahrt mit Ausnahme der Personenschifffahrt. Dennoch nimmt die Bedeutung des Flusses als „Schifffahrtsstraße“ seit dem Verschwinden der Lastschiffe zu. Eine große Zahl von Motorbooten zur Freizeitnutzung, Kanuten, Paddler, Angler und Radfahrer entdeckten den Fluss als eine ideale natürliche Umgebung zur Entspannung und Erholung. Heute ist der Tourismus nahezu überall entlang der Lahn die wichtigste direkte Nutzung des Flusses geworden.

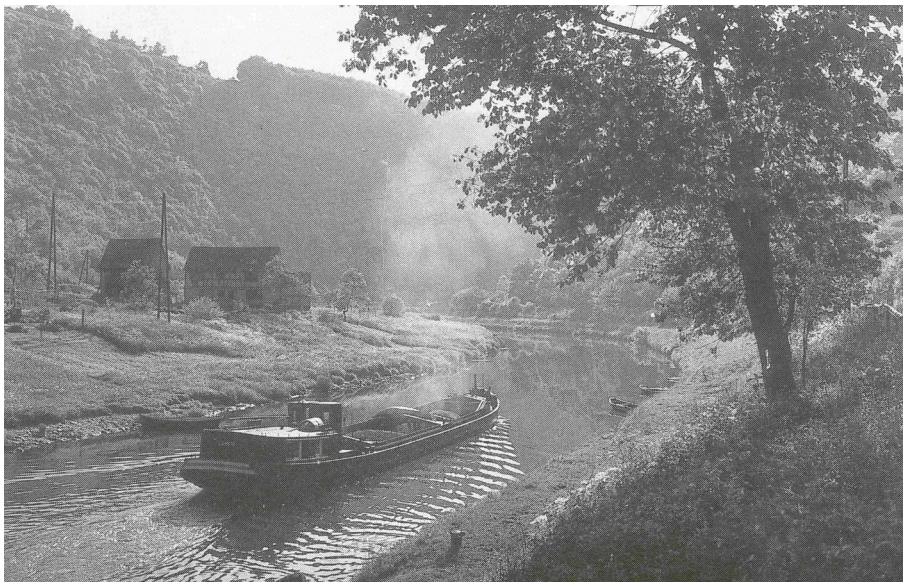


Abb. 3.2.3: Typisches Lahnschiff um 1960 bei Kalkofen (Lahn-km 106,9), stromabwärts fahrend

4 Beschreibung des Untersuchungsgebietes

4.1 Vorbemerkung

Auf den ersten Blick sind die drei verschiedenen Kilometrierungen der Lahn nicht leicht nachvollziehbar, deshalb eine kurze Erläuterung:

- Von der Quelle zur Mündung: km 0 bis 245,
- von der Mündung zur Quelle: km 0 bis 245,
- von der früheren Grenze zwischen Hessen und der Enklave der preußischen Rheinlande rund um Wetzlar in den Jahren nach 1815
  - zur Mündung: km 0 bis 137 (positive Kilometer),
  - zur Quelle: km 0 bis 108 (negative Kilometer).

Gebräuchlich ist überwiegend die dritte, sehr traditionelle Kilometrierung, die in Form von Kilometertafeln am Ufer zwischen Lahn-km 11 und 137 (Bundeswasserstraße Lahn) klar zu sehen ist. Diese Kilometrierung ist auch im Rahmen der vorliegenden Fallstudie verwendet worden.

Seit 1825 sind einige der Flussschleifen begradigt worden, aber die Kilometrierung ist erhalten geblieben. Daher finden sich „kurze Kilometer“ mit einer Länge von nur 700 oder 800 Metern.

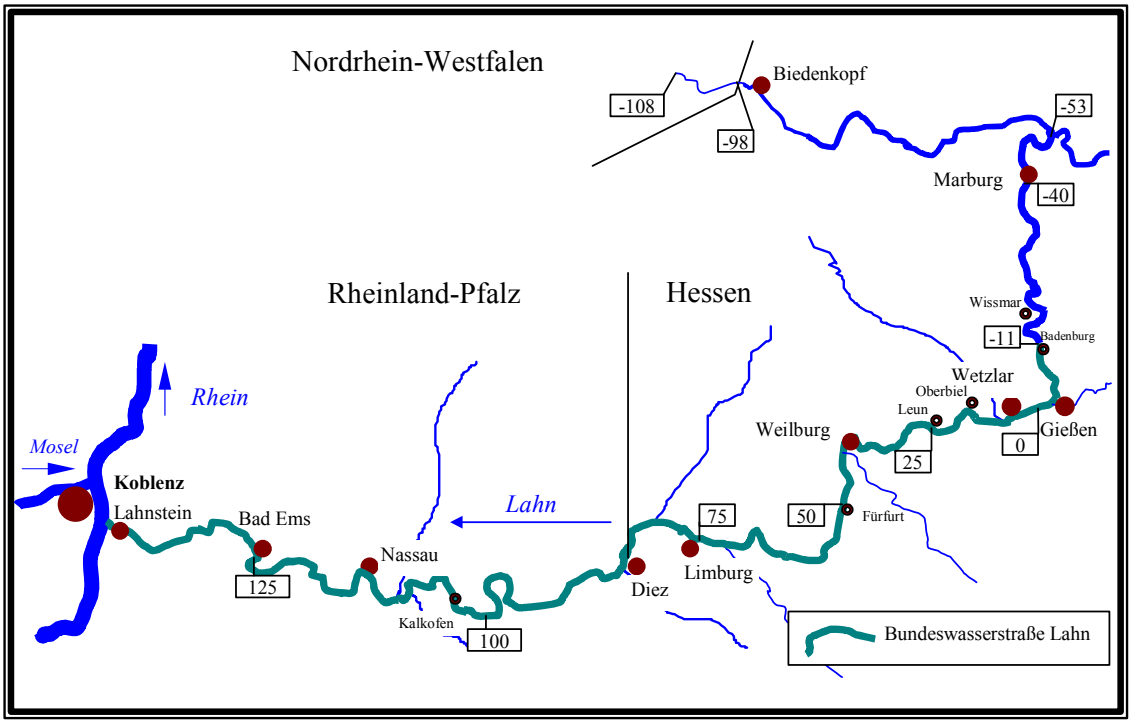


Abb. 4.1.1: Ländergrenzen und Kilometrierung entlang der Lahn

4.2 Geologie, Fließgewässertyp, Hydrographie, Höhe und Gefälle, Klima und Hydrologie im Einzugsgebiet der Lahn

- **Geologie**

Die Herkunft der auftretenden Gesteine im Untersuchungsgebiet dieser Fallstudie ist sehr unterschiedlich. Teile der Grauwacke und des Tonschiefers zusammen mit dem Kalkstein formen die ältesten Anteile. Sie stammen, ebenso wie die auftretenden Hämatitschichten, aus marinen Ablagerungen des Devons vor 370 bis 400 Millionen Jahren. Später entstand durch Vulkanismus Tuff, der typischerweise im Norden der Lahn zwischen Gießen (Lahn-km 5) und Weilburg (Lahn-km 40) angetroffen wird (WEYL 1967).

Vor 340 Millionen Jahren entstand durch weitere Marine Ablagerungen der größte Teil der Grauwacke, welche weite Gebiete des Lahntales von Gießen (Lahn-km 5) bis Selters (Lahn-km 35) und Löhnberg (Lahn-km 36) bedeckt.

Rund 40 Millionen Jahre später, im oberen Karbon, begann die Auffaltung des Rheinischen Schiefergebirges. Danach, im Trias, führte erneuter Vulkanismus zur Bildung von enormen Basaltgebirgen entlang tektonischer Verwerfungslinien; der Westerwald im Nordwesten und der Vogelsberg im Osten der Lahn entstanden.

Im Nordosten des Einzugsgebietes und in der näheren Umgebung von Marburg (Lahn-km 40) treten Schichten von rotem Sandstein basierend auf einer dünnen Zechstein-Lage auf (TICHY 1951).

Die ergiebigsten Grundwasserleiter des Lahntales sind Vorkommen des roten Sandsteins, der Basalt und die Kiesterrassen, welche während der Eiszeiten gebildet worden sind. Kalkstein tritt im Untersuchungsgebiet ebenfalls auf, ist aber durch seine geringfügige Ausdehnung kaum von Bedeutung.

- **Fließgewässertyp**

Das Flusssystem der Lahn liegt in der Mitte Deutschlands. Es gehört zum Einzugsgebiet des Rheins. Das Lahneinzugsgebiet umfasst 5.927 km² und repräsentiert nach europäischem Maßstab ein großes silikatisches Flusssystem der Mittelgebirge und des Tieflandes (Anhang II WRRL, System A) in der Ökoregion 9, zentrales Mittelgebirge (Anhang XI, WRRL).

Die deutsche Karte der Fließgewässerlandschaften (BRIEM 2002) zeigt die unterschiedlichen Typen der Flussabschnitte entlang der Lahn anhand der wichtigsten Substrateigenschaften und der geogenen Gewässerchemie.

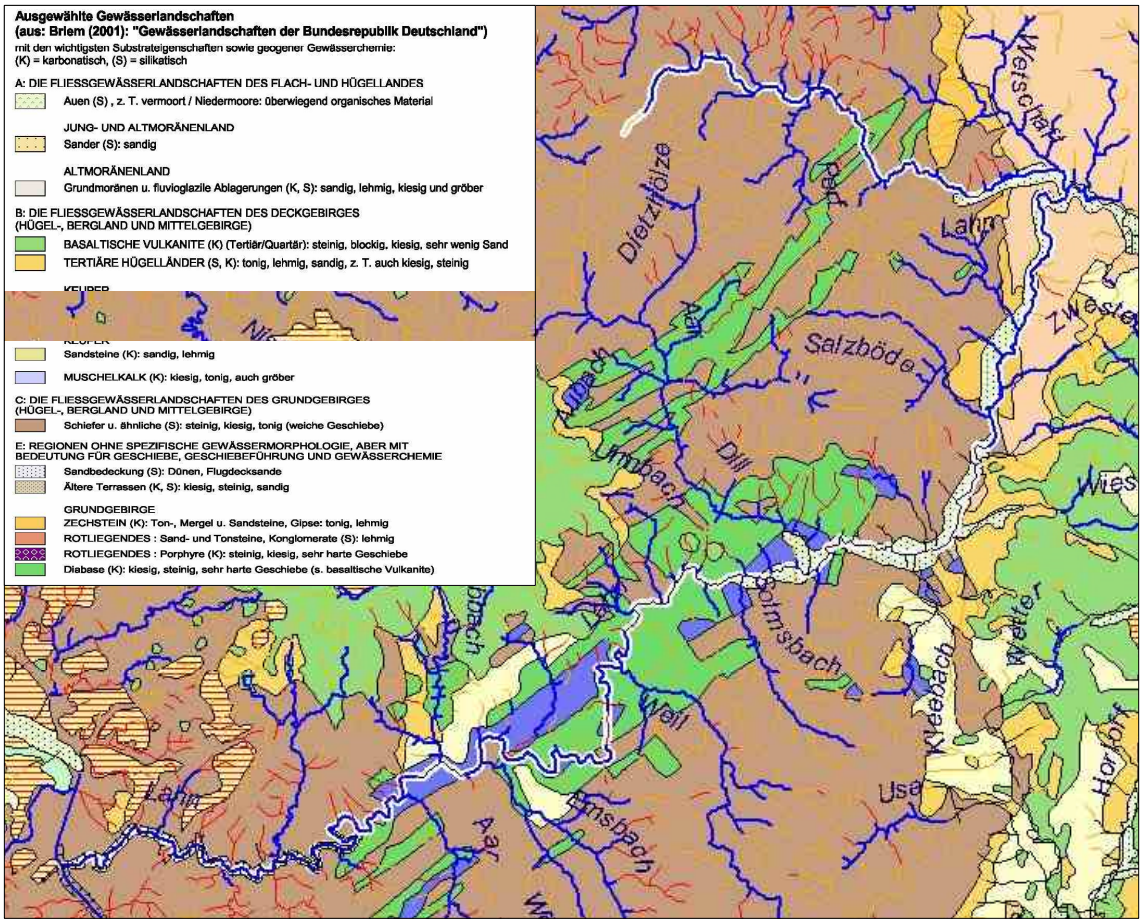


Abb. 4.2.1: Die Lahn in der deutschen Karte der Fließgewässerlandschaften (BRIEM 2002)

Bezüglich der „Liste der biozönotisch bedeutsamen Fließgewässertypen Deutschlands“, Stand 3.12.2002, (SCHMEDTJE ET AL. 2001) kann der obere Abschnitt der Lahn charakterisiert werden als:

- Typ 5: Stein- und kiesgeprägtes Fließgewässer der silikatischen Mittelgebirge (kleines Einzugsgebiet)

Unterhalb der Mündung der Ohm verändern sich Fließgewässergröße und –typ zu:

- Typ 9: Stein- und kiesgeprägtes Fließgewässer der silikatischen Mittelgebirge (mittleres und großes Einzugsgebiet)

Die meisten der Nebenflüsse sind der oberen Lahn sehr ähnlich und repräsentieren daher auch den Typ 5. Zusätzlich können zwei weitere Typen gefunden werden:

- Typ 5 (a): Stein- sand- und kiesgeprägtes Fließgewässer der Sandsteingebiete (kleines Einzugsgebiet)
- Typ 6: Löss- und kiesgeprägtes Fließgewässer der Löss- und Keupergebiete (kleines Einzugsgebiet)

- **Hydrographie:**

Die Lahn ist ein typischer Mittelgebirgsfluss. Sie entspringt aus verschiedenen Quellen am Ederkopf im südlichen Rothaar-Gebirge im Osten des Bundeslandes Nordrhein-Westfalen, erreicht nach wenigen Kilometern das Bundesland Hessen, fließt ostwärts bis zur Einmündung der Ohm nahe Marburg, wo sich der Abfluss verdoppelt und setzt ihren Lauf dann in südlicher Richtung nach Gießen fort. Danach wendet sich die Lahn nach Südwesten, passiert die Grenze zum Bundesland Rheinland-Pfalz zwischen Limburg und Diez, gräbt ihre eigene Schlucht in vielen Schleifen westwärts und mündet nach 244 Kilometern bei Lahnstein nahe Koblenz in den Rhein. Mit 177 Kilometern liegt der größte Teil des Flusseinzugsgebietes der Lahn im Bundesland Hessen, von der verbleibenden Länge gehören 56 km zu Rheinland-Pfalz und 11 km liegen in Nordrhein-Westfalen.

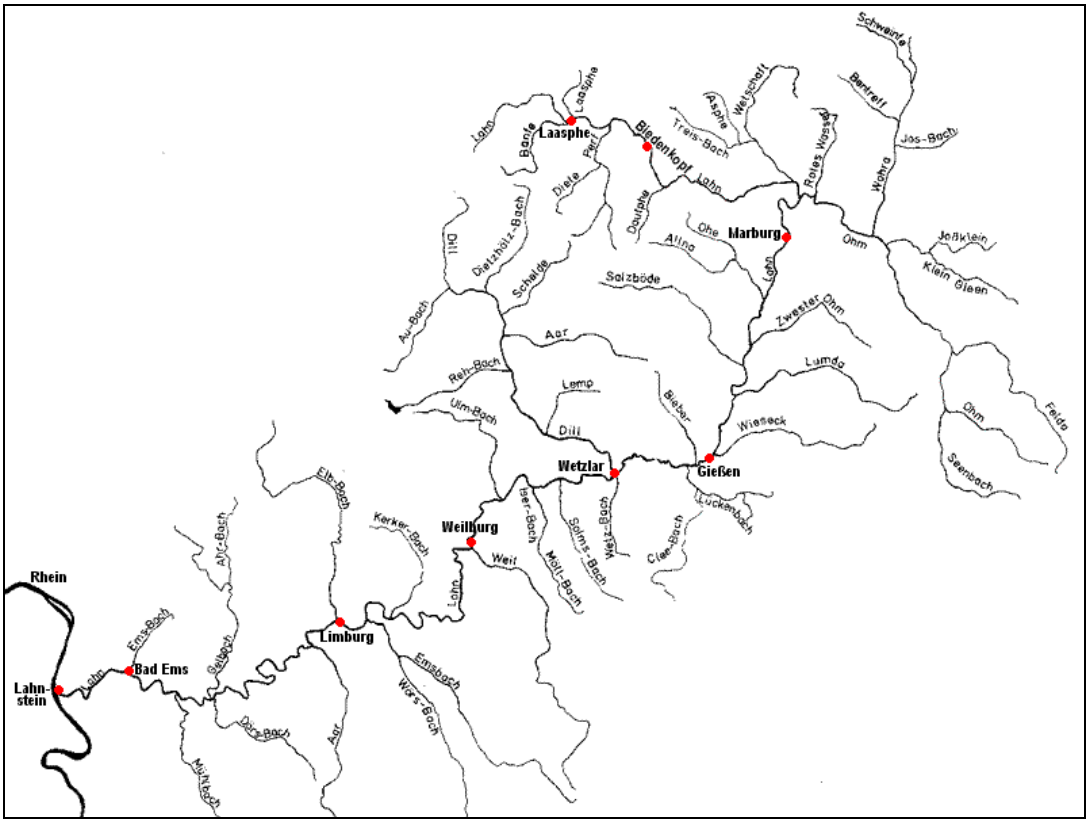


Abb. 4.2.2: Wichtigste Nebenflüsse der Lahn (www.weilburg-lahn.info/geolan.htm)

Das Lahneinzugsgebiet umfasst 5.927 km² wovon 331 km² auf das Bundesland Nordrhein-Westfalen, 971 km² auf das Bundesland Rheinland-Pfalz und 4.662km² auf das Bundesland Hessen entfallen.

Zahlreiche Nebenflüsse mit insgesamt nahezu 5.000 km Länge gehören zum Lahnsystem. Die Flüsse Ohm und Dill sind bei weitem die größten Nebenflüsse (s. Tab. 4.2.1).

Aufgrund ihres höheren Abflusses lässt sich die Ohm als eigentlicher Oberlauf der Lahn betrachten.

Tab. 4.2.1: Die wichtigsten Nebenflüsse der Lahn

Nebenfluss	Zufluss Links/Rechts	Flussgebiets-größe [km²]	Flusslänge [km]	Gefälle [%]
Ohm	L	982,5	58,0	6,62
Dill	R	717,3	53,8	7,49
Elbbach	R	323,7	39,0	9,56
Emsbach	L	320,3	38,5	14,81
Aar	L	311,7	47,7	6,81
Weil	L	248,2	45,5	13,54
Wetschaft	L	196,2	28,0	5,93
Kleebach	L	163,5	26,6	9,29
Salzböde	R	138,1	26,5	10,04
Lumda	L	131,5	28,4	5,63
Wieseck	L	119,6	24,0	5,67
Perf	R	113,1	19,5	10,92
Solmsbach	L	111,9	24,3	11,32
Allna	R	92,0	18,8	9,57
Ulmbach	R	62,5	22,6	17,57
Dautphe	R	41,8	8,8	27,39
Banfe	R	39,1	15,7	16,37

- **Höhenlage und Gefälle:**

Die Lahn entspringt in 628 m Höhe und mündet 63 m über NN in den Rhein. Ihr Längsprofil ist typisch für das Gefälle eines Mittelgebirgsflusses. Unterhalb der Quelle zeigt die obere Lahn ein Gefälle von 22 ‰, welches bis zur Einmündung der Ohm auf 3 ‰ zurückgeht, während unterhalb der Stadt Marburg das Gefälle einen gleichbleibend niedrigen Wert zwischen 0,5 und 1 ‰ aufweist. Mit 1,2 ‰ zeigen die letzten 20 Kilometer das typische höhere Gefälle der Rheinnebenflüsse im Schiefergebirge vor der Flussmündung (GURLITT 1949). Das Gesamtgefälle beträgt bei 567 m Höhendifferenz durchschnittlich 2,3 ‰.

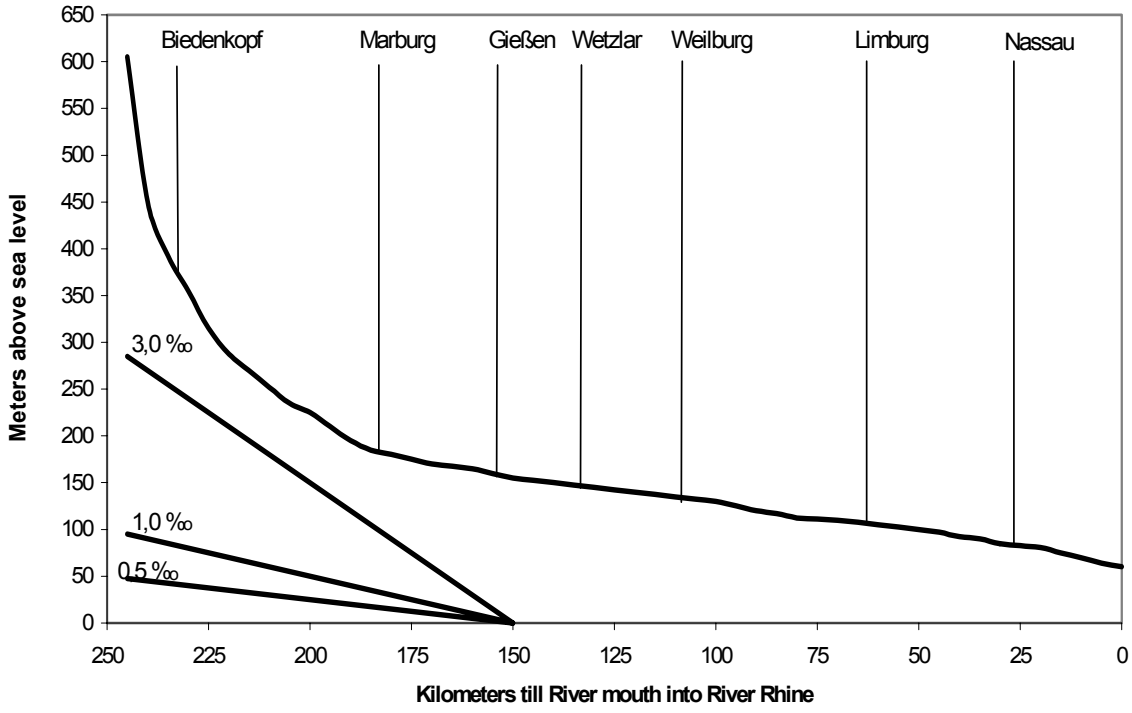


Abb. 4.2.3: Längsprofil der Lahn

- **Klima und Hydrologie**

Geschützt durch die umgebenden Berge des Westerwalds, Rothaargebirges und Vogelsbergs bildet das Lahntal eine eigene Klimazone mit höheren Temperaturen, niedrigeren Windgeschwindigkeiten und höherer Sonneneinstrahlung. Bezüglich der Niederschlagsmenge im Einzugsgebiet ist es wichtig zwischen der Wetterseite im Westen der Gebirge mit 750 bis 1.000 mm pro Jahr und der Leeseite im Osten mit nur 600 bis 750 mm pro Jahr zu unterscheiden (WALTER 1979).

Wegen der Unterschiede in der Topographie sind einheitliche Aussagen über das Mikroklima nicht möglich. Im Allgemeinen sind südliche und südwestliche Lagen warm und trocken, dort können sogar submediterrane Eichenwälder auftreten, wenn sie optimal geneigt sind. Nördliche und östliche Lagen genauso wie die Senken der Lahn und ihrer

Nebenflüsse sind oft Kaltluftbecken und daher durch Spätfröste gefährdet. Typische, aber mittlerweile seltene Biotope dieser Senken sind Schluchtwälder.

Die hydrologische Situation des Lahnsystems kann durch Daten der hessischen Hauptpegel Marburg (Lahn-km 39) und Leun (Lahn-km 25), sowie des Pegels Kalkofen (Lahn-km 106,4) in Rheinland-Pfalz, welcher der wichtigste Schifffahrtspegel ist, beschrieben werden (s. Tab. 4.1.1). Zusätzlich wird der Abfluss bei Biedenkopf (Lahn-km 88), Marburg (Lahn-km 39), Weilburg (Lahn-km 39) und Laurenburg (Lahn-km 103) gemessen.

Tab. 4.2.2: Hydrologische Daten der Lahn (LIMNOLOGISCHES JAHRBUCH 1989, TICHY 1951)

Messstationen / Kriterien		Biedenkopf	Marburg	Leun	Kalkofen
Einzugsgebiet	A_{Eo} (km²)	303	1,666	3,571	5,309
Niedrigster Niedrigwasserabfluss	NNQ (m³/s)	0,08	1,5	2,33	3,0
Mittlerer jährlicher Abfluss	MQ (m³/s)	5,51	16,6	32,4	47,1
Mittlerer Niedrigwasserabfluss	MNQ (m³/s)	0,41	3,37	6,23	10,1
Höchstes Hochwasser	HHQ (m³/s)	210	327	746	840
Tag des höchsten Hochwassers		7. Feb. 1984	7. Feb. 1984	7. Feb. 1984	10. Feb. 1946

Das Abflussregime des Lahnsystems wird überwiegend durch Winterhochwasser und oft dauerhaft und über lange Zeit anhaltende Niedrigwasserstände im Sommer charakterisiert. Während dieser Niedrigwasserstände verursachen geringe Strömung, steigende Temperaturen und Konzentrationseffekte von chemischen Frachten, ebenso wie Algenblüten und sinkende Sauerstoffkonzentrationen in tieferen Schichten der Stauhaltungen Probleme.

Die Hochwässer an der unteren Lahn fließen normalerweise sehr schnell ab, können aber dann lange andauern, wenn sich Tiefdruckzonen und Niederschläge nach Osten bewegen und nachfolgende hohe Abflüsse im oberen Einzugsgebiet verursachen. Die Ursache für die höchsten Hochwässer sind oft große Schneemengen in den oberen Regionen der Mittelgebirge, die typischerweise in Regenperioden abschmelzen.

In den kalten Wintern der 1940er und 50er wurde Eis ein Problem, da es die Brücken, Wehre und Schleusen blockierte. Oberhalb dieser Blockaden verursachten unglaublich

hohe Wasserstände und die schabenden Eisschollen enorme Schäden. Nach einer langen Periode von normalen und sogar warmen Wintern in den letzten Jahrzehnten ist der Fluss letztmalig in den Wintern von 1986/87 und 1996/97 tief zugefroren, wobei in beiden Jahren der Frühling mit trockenem Klima folgte und die Hochwässer ausblieben.

4.3 Sozioökonomie, Geographie und menschliche Aktivitäten im Einzugsgebiet der Lahn

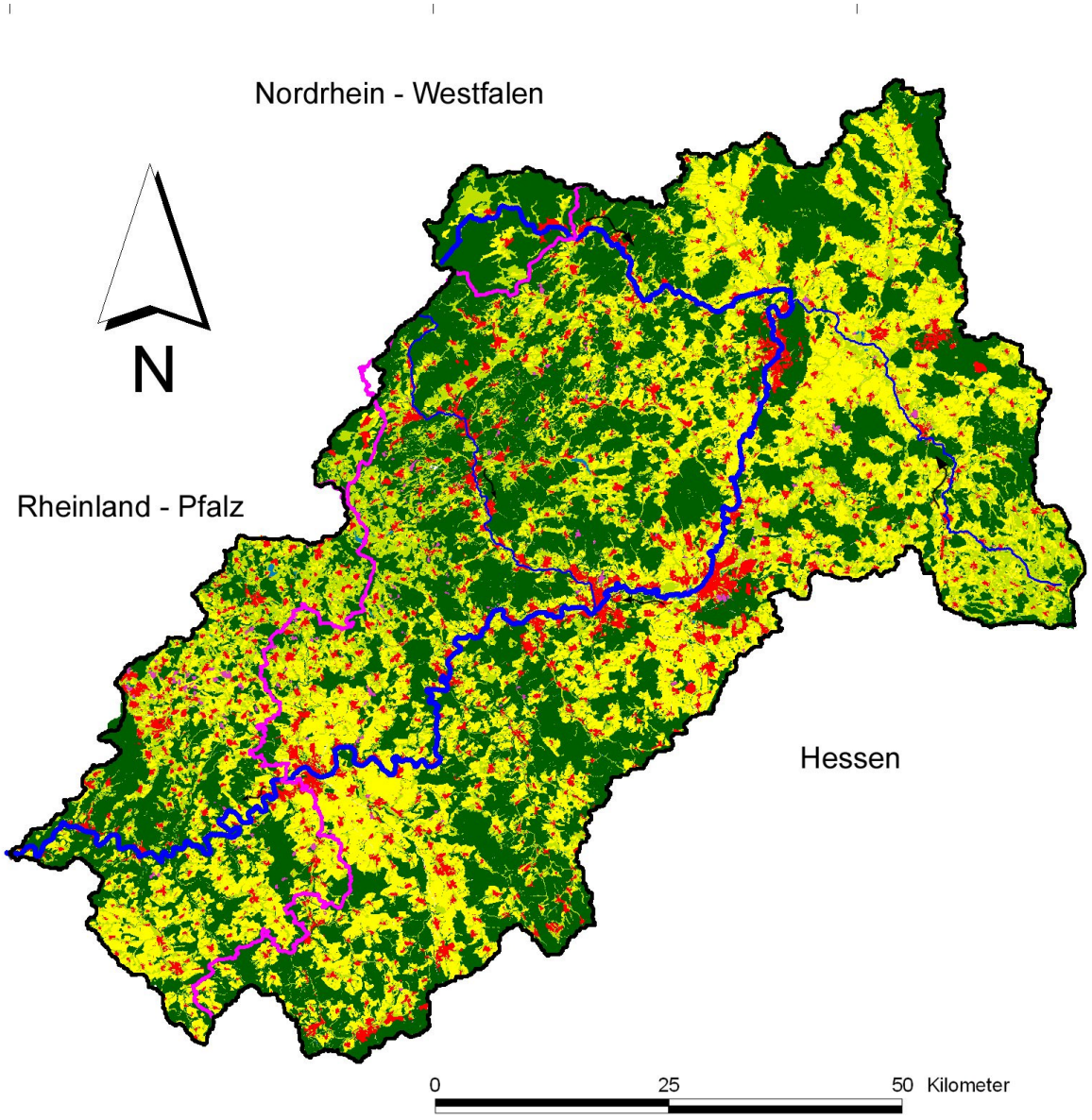
Das Lahneinzugsgebiet wurde schon sehr früh von Menschen besiedelt. Währen der Industrialisierung dehnten sich die Ansiedlungen parallel zu den Flüssen Lahn und Dill in den Talauen aus. Dennoch ist das Einzugsgebiet der Lahn verhältnismäßig dünn besiedelt. Die Gesamtbevölkerung im Flusseinzugsgebiet beläuft sich auf rund 1.150.000 Menschen, was einer Besiedlungsdichte von annähernd 200 Einwohnern pro Quadratkilometer entspricht. Die größten Städte sind Marburg, Gießen, Wetzlar und Limburg (alle im Bundesland Hessen).

Landwirtschaftlich genutzte Flächen bedecken 43,5 % des Flusseinzugsgebietes. Davon sind 61 % Acker- und 39 % Weideland. Wald bedeckt rund 41 %, Siedlungsflächen, Industrie, Handels- und Verkehrswege bedecken nahezu 13 % des Einzugsgebietes. Sonstige- und Wasserflächen summieren sich zu 2,5 %.

Die landwirtschaftliche Nutzung im Lahneinzugsgebiet ist, abgesehen vom Ohm-Becken, weitgehend extensiv. Der Stickstoffeintrag aus diffusen Quellen ist im Einzugsgebiet der Lahn verglichen mit anderen Einzugsgebieten gering, und erreicht keine 8 kg Stickstoff pro Hektar und Jahr. Für die Frachten von gelöstem Phosphor verhält es sich entsprechend. Der Stickstoffaustrag ist überwiegend entlang der Ohm und der oberen Lahn relevant.

Trotz der ausgedehnten landwirtschaftlichen Nutzung sind die Pestizidkonzentrationen in der Lahn und ihren Nebenflüssen mäßig. Dennoch erreichen die Pestizide während der Frühlings- und Sommermonate Konzentrationen oberhalb der Grenzwerte der Trinkwasserverordnung. Entsprechend dem heutigen Wissensstand werden die Belastungsspitzen überwiegend von Direkteinleitern durch unsachgemäße Handhabung verursacht. Eine Grundwasserverschmutzung durch Pestizide kann im Lahneinzugsgebiet nicht festgestellt werden.

Die andere wichtige menschliche Aktivität neben der landwirtschaftlichen Nutzung ist im Lahneinzugsgebiet die industrielle Produktion (siehe Tab. 4.3.1). Die durchschnittliche Unternehmensdichte im Einzugsgebiet der Lahn beträgt 16,6 pro 100 km² verglichen mit 6,5 und 27,1 Unternehmen pro 100 km² in den Einzugsgebieten von Ohm und Dill. Bezeichnend für die wirtschaftliche Struktur ist die Dominanz kleiner und mittelgroßer Firmen, gemessen an der Zahl der Beschäftigten. Durchschnittliche Größe sind 16 Beschäftigte pro Betrieb. Große Unternehmen (ansässig in Marburg, Stadt Allendorf (Ohmeinzugsgebiet) und Wetzlar), bestimmen die Zusammensetzung der Industrieabwässer in den zugehörigen Gemeinden.



ZEICHENERKLÄRUNG

Einzugsgebietsgrenze

Landnutzung
- Acker
- Siedlung
- Grünland
- Wald
- Sonderfläche
- Wasser

Landesgrenzen

Planvorlage:
Institut für Landeskultur,
Justus - Liebig - Universität Gießen

ATKIS - Daten des Landes Hessen,
Hessisches Landesvermessungsamt und
CORINE Land Cover Daten der BRD,
Statistisches Bundesamt

Wasserbau Kassel

Universität Kassel
Wasserbau und Wasserwirtschaft
Leiter: Prof. Dr.-Ing. F. Tönsmann

Vorbeugender Hochwasserschutz im
Einzugsgebiet der Hessischen Lahn
- Handbuch -

Flächennutzung

Maßstab:	Datum:	Anlage-Nr.:
o.M.	Juni 2002	B1 - 4

Abb. 4.3.1: Landnutzung im Lahneinzugsgebiet (LANG & TÖNSMANN 2002)

Tab. 4.3.1: Potenzielle Belastungen der Lahn und ihrer zwei größten Nebenflüsse Ohm und Dill

Hauptvorfluter	Abflusspegel	Durchschnittlicher Niedrigwasserabfluss MNQ [m^3/s]	Industrie-abwasser [m^3/s]	Äquivalenter Anteil vom durchschnittlichen Niedrigwasserabfluss [%]
Lahn	Sarnau	0,599	0,061	10,7
Ohm	Hainmühle	2,160	0,076	3,6
Dill	Asslar	1,090	0,140	13,0
Lahn	Leun	6,230	0,476	8,0

Tab. 4.3.2: Industrieabwasservolumen

Industriezweig	Abwasservolumen [m^3/a]	Abwasservolumen [%]
Abbau von Stein und Ton	2.044.140	29,8
Maschinenbau, Metallverarbeitung	1.428.300	20,8
Gießerei	771.750	11,3
Chemie	938.736	13,7
Kunststoffverarbeitung	57.100	0,8
Lebensmittelindustrie	1.187.445	17,3
Druckerei	4.340	0,1
Glas, Keramik	90.675	1,3
Holz, Papier	46.480	0,7
Textil	290.070	4,2

Entlang der Lahn wird das höchste Abwasservolumen von der chemischen und der Steine und Ton verarbeitenden Industrie eingeleitet (s. Tab. 4.3.3.)

Tab. 4.3.3: Am stärksten durch Industrieabwassereinleitungen belastete Lahnabschnitte

Lahnabschnitt	Industrieabwasservolumen [Tsd. m^3/a]	Hauptverantwortliche Industrie
Lahn-km 53 bis 40	119	Chemie
Lahn-km 40 bis 33	523	Chemie
Lahn-km 13 bis 3	267	Steine und Ton
Lahn-km 3 bis 13	712	Steine und Ton

In den 30er und 40er Jahren des 20sten Jahrhunderts fiel aufgrund einer Anzahl von starken Hochwässern die Entscheidung, im gesamten Lahneinzugsgebiet ein System von Rückhaltebecken und Talsperren zu errichten (TICHY 1951). Mittlerweile sind die meisten dieser Pläne umgesetzt worden, und heute ist die Reaktivierung der Überschwemmungsflächen entlang der Lahn und ihrer Nebenflüsse wichtigste weitere Hochwasserschutzmaßnahme im Lahneinzugsgebiet (LANG & TÖNSMANN 2002) (s. Tab. 4.3.4).

Tab. 4.3.4: Hochwasserrückhaltebecken (HRB) und Talsperren von relevanter Bedeutung im Lahngebiet

Name, Typ	Gewässer	Standort (Stadt)	Volumen [m^3 x 10^6]
HRB Wohra	Wohra	Wohra	1,61
HRB Kirchhain	Ohm	Kirchhain	14,90
Krombachtalsperre	Rehbach	Rehe	4,20
Driedorfer Talsperre	Rehbach	Driedorf	1,10
HRB Beilstein	Ulmbach	Beilstein	0,77
HRB Breidenstein/Perf	Perf	Breidenstein	2,52
Aartalsperre	Aar	Bischoffen	3,18
		Total	**28,28**

TEIL IIa

Vorläufige Ermittlung erheblich veränderter Wasserkörper

5 Praktische Vorgehensweise

Neben Teil IIa, der Beschreibung der Wasserkörper und die sich anschließende vorläufige Einstufung als erheblich verändertes Gewässer (HMWB), kann die Fallstudie in drei weitere Abschnitte mit folgenden Zielsetzungen gegliedert werden:

- Teil IIb: Ausweisungsprüfung und anschließende Ausweisung als HMWB oder AWB
- Teil IIIa: Bestimmung des „Höchsten ökologischen Potenzials“ (MEP) und des „Guten ökologischen Potenzials“ (GEP)
- Teil IIIb: Ausblick auf die Entwicklung eines Entwurfs für einen Flussgebietsbewirtschaftungsplan

5.1 Allgemeine Bemerkungen

Artikel 4 der Wasserrahmenrichtlinie enthält die grundlegenden Vorgaben für die Ausweisung künstlicher oder erheblich veränderter Oberflächengewässer:

> WRRL, Artikel 4, Umweltziele:
>
> 3. Die Mitgliedsstaaten können einen Oberflächenwasserkörper als künstlich oder erheblich verändert einstufen, wenn
>
> (a) die zum Erreichen eines guten ökologischen Zustands erforderlichen Änderungen der hydromorphologischen Merkmale dieses Körpers signifikante negative Auswirkungen hätten auf:
>
> (i) die Umwelt im weiteren Sinne;
>
> (ii) die Schifffahrt, einschließlich Hafenanlagen, oder die Freizeitnutzung;
>
> (iii) die Tätigkeiten, zu deren Zweck das Wasser gespeichert wird, wie Trinkwasserversorgung, Stromerzeugung oder Bewässerung;
>
> (iv) die Wasserregulierung, den Schutz vor Überflutungen, die Landentwässerung, oder
>
> (v) andere ebenso wichtige nachhaltige Entwicklungstätigkeiten des Menschen;
>
> (b) die nutzbringenden Ziele, denen die künstlichen oder veränderten Merkmale des Wasserkörpers dienen, aus Gründen der technischen Durchführbarkeit oder aufgrund unverhältnismäßiger Kosten nicht in sinnvoller Weise durch andere Mittel erreicht werden können, die eine wesentlich bessere Umweltoption darstellen.

Im CIS-Leitfaden zur Identifizierung und Ausweisung erheblich veränderter und künstlicher Wasserkörper (EUROPÄISCHE KOMMISSION 2003a) wird eine praktikable Vorgehensweise zur Ermittlung potenziell veränderter Wasserkörper dargelegt (siehe Fließdiagramm in Abb. 5.1.1). Sechs Schritte führen zur Entscheidung, ob ein Wasserkörper vorläufig als künstlich oder vorläufig als erheblich verändert oder als natürlich im Sinne der WRRL eingestuft wird. In zwei weiteren Schritten wird der Ausweisungstest durchgeführt, nach welchem die Entscheidung getroffen wird, ob der Wasserkörper als künstlich oder erheblich verändert ausgewiesen wird oder nicht (Schritt 9). Die letzten beiden Schritte resultieren in der Entwicklung eines Entwurfs für den Bewirtschaftungsplan.

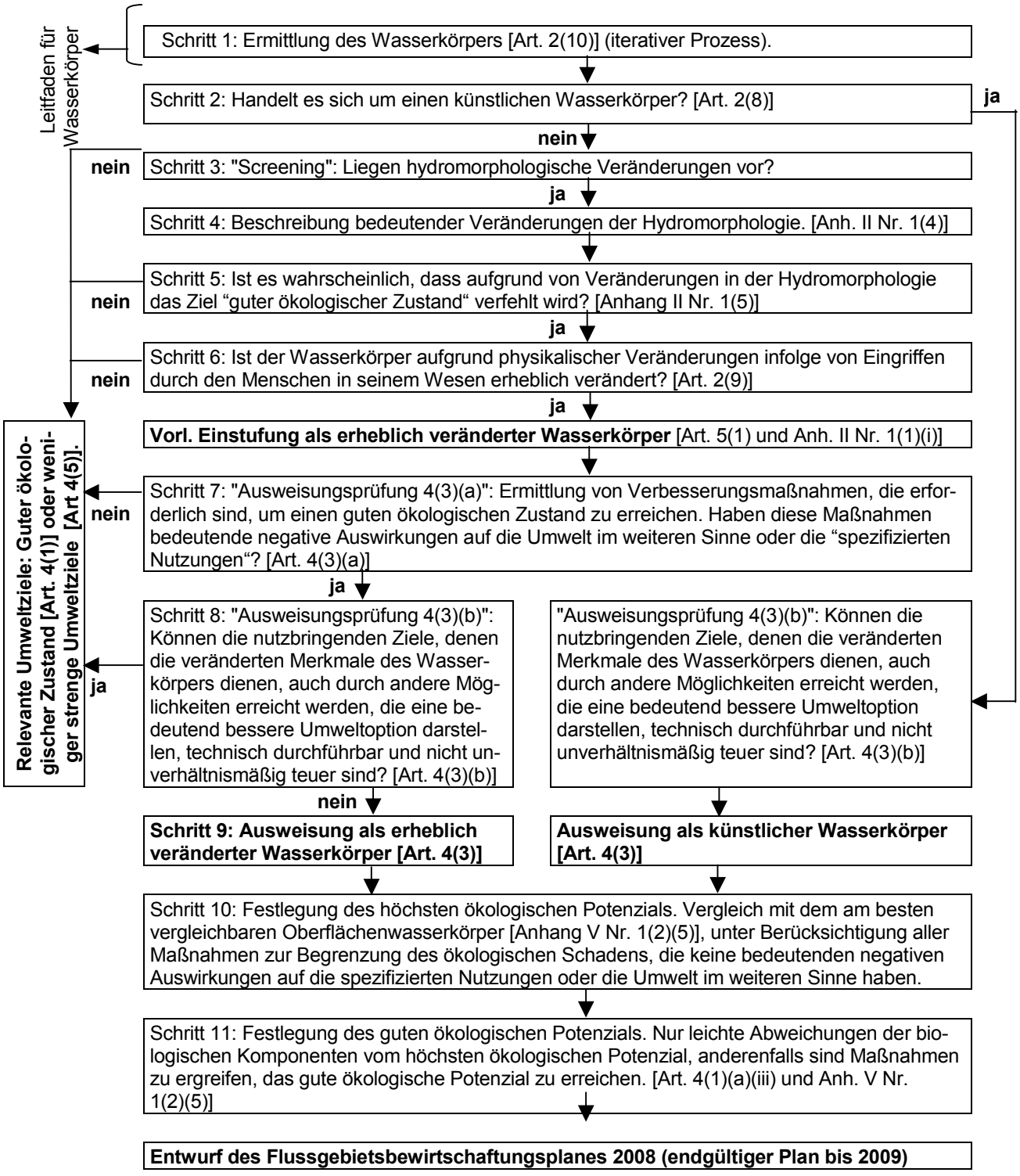


Abb. 5.1.1: Einzelschritte des Verfahrens zur vorläufigen Einstufung und Ausweisung von erheblich veränderten und künstlichen Wasserkörpern (EUROPÄISCHE KOMMISSION 2003a: Leitfaden zur Identifizierung und Ausweisung von erheblich veränderten und künstlichen Wasserkörpern, CIS-Arbeitsgruppe 2.2)

5.2 Beschreibung der Wasserkörper

5.2.1 Schritt 1: Ermittlung des Wasserkörpers [Art. 2(10)] (iterativer Prozess).

Der erste und grundlegende Schritt, die Ermittlung der Wasserkörper, sollte als Schlüsselfrage im Verfahren zur vorläufigen Einstufung und Ausweisung stark veränderter Wasserkörper betrachtet werden. Hier ist es notwendig, Flussabschnitte geeigneter Länge mit einheitlichen Belastungen heraus zu arbeiten. Nach Horizontal Guidance (EUROPÄISCHE KOMMISSION, 2003b: Horizontal Guidance on Water Bodies, Version 10.0, Stand 15.01.2003) ist es wegen des daraus entstehenden administrativen Aufwandes zu vermeiden, kurze Gewässerstrecken als eigenständige Wasserkörper zu identifizieren. Wichtige Kriterien für die Ermittlung der Wasserkörper sind:

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

In der Fallstudie Lahn führte der Ermittlungsprozess zur Festlegung von fünf Wasserkörpern:

- **Quellregion der Lahn** (vom Ursprung in Nordrhein-Westfalen, Lahn bei km: -108 bis zur hessischen Grenze, Lahn-km 98, ca. 10 km). Im Rahmen dieser Fallstudie wird dieser Abschnitt **nicht weiter betrachtet**.
- **Obere Lahn** (von der hessischen Grenze, Lahn-km –98 bis zur Mündung der Ohm, Lahn-km 53, ca. 45 km)
- **Oberer potamaler Abschnitt** (zwischen der Mündung des Flusses Ohm, Lahn-km -53 und der Badenburg bei Gießen, Lahn-km: 11,0, ca. 42 km)
- **Mittlerer potamaler**, nur teilweise regulierter **Abschnitt** der Bundeswasserstraße Lahn (von der Badenburg bei Gießen, Lahn-km 11,0 bis Steeden in der Nähe von Limburg, Lahn-km: 70,0, ca. 81 km)
- **Unterer potamaler**, nahezu komplett rückgestauter **Abschnitt** der Bundeswasserstraße Lahn (von Steeden in der Nähe von Limburg, Lahn-km 70,0 bis zur Mündung in den Rhein bei Lahnstein, Lahn-km 137,3, ca. 67 km).

5.2.1.1 Kurze Beschreibung der betrachteten Wasserkörper

- Obere Lahn (Lahn-km 98,0 bis Lahn-km 53,2, ca. 45 km)

Breite bis zu 15 m; Hyporithral; Leitfisch Äsche; submerse Makrophyten fehlen weitestgehend aus natürlichen Gründen. Entlang der oberen Lahn befanden sich 30 Wehre (1,5 Wehre pro km) zur Wasserkraftnutzung. Mittlerweile sind nur noch 5 Wasserkraftwerke in Betrieb. Die Wiederherstellung der unterbrochenen Durchgängigkeit des Flussverlaufs und damit der Wandermöglichkeiten der aquatischen Fauna ist zur Zeit eines der Hauptziele. Trotz dieser Maßnahmen beeinflusst die Wasserkraftnutzung die Hydromorphologie, die Wasserbeschaffenheit und infolgedessen eine ganze Reihe ökologischer Prozesse.

- Oberes Potamal (Lahn bei km 53,2 bis Lahn-km 11.1, ca. 42 km):

Breite von 10 bis 25 m; Epipotamal mit hyporithralen Abschnitten; Leitfisch Barbe, der ursprünglicher Wasserkörper war geprägt durch Abschnitte mit Mäandern und Furkationen; submerse Makrophyten sind weit verbreitet; regelmäßig Algenblüten. Zum Schutz vor Hochwasser wurden die Auen der Lahn und ihrer größeren Nebenflüsse zwischen Cölbe (Lahn-km 53) und Lollar (Lahn-km 17) mit Deichen gesichert. Dadurch wurden Teile der Überflutungsbereiche vom Fluss abgeschnitten, was deutliche Auswirkung auf die Grundwasserstände hat. Aufgrund der fehlenden Überflutungen und

des resultierenden niedrigeren Grundwasserspiegels sind Feuchtgebiete mit ihren charakteristischen Arten gefährdet oder bereits verschwunden.

- Mittleres Potamal (Lahn-km 11,1 bis Lahn-km 70,0, ca. 81 km):

Breite von 15 bis 50 m, Epipotamal; Leitfisch Barbe; in den weiten Flussauen kleine Überreste von ursprünglichen Abschnitten mit Mäandern und Furkationen; zunehmende Makrophyten-Vorkommen; regelmäßige Algenblüten. Im mittleren Potamal wurde die Lahn im 19. Jahrhundert massiv verändert. Diese Veränderungen umfassen Befestigungen von Uferböschungen, kleinere Laufkorrekturen und Staustufen (Wehre und Schleusen). Unterhalb der Badenburg wurde die Lahn aufgrund ihrer Nutzung für die Schifffahrt in der Vergangenheit als Bundeswasserstraße ausgewiesen. Der Gütertransport wurde in den 20er Jahren eingestellt. Für Freizeitzwecke ist die Nutzung der Wasserstraße jedoch heute noch bedeutend (zumeist Kanus) und die Belastungen aufgrund der Nutzung als Erholungs- und Freizeitgebiet stellen ein andauerndes und zunehmendes Problem dar.

- Unteres Potamal (Lahn-km 70,0 bis Lahn-km 137,3, ca. 67 km):

Breite von 25 bis 80 m; Epipotamal; Leitfisch Barbe; im Bereich des Durchbruchstales vorherrschend einheitlicher Wasserverlauf; ursprüngliche Abschnitte mit Furkationen

sind selten; zunehmendes Vorkommen von submersen Makrophyten; regelmäßige Algenblüten. In diesem Abschnitt wurde die Lahn für Frachtschiffe mit einer Ladekapazität von 280 t schiffbar gemacht, wofür zusätzlich zu den früheren Veränderungen weitere Befestigungen der Uferböschungen, Kanalisierung und höhere Wehre mit größeren Rückstaubereichen notwendig wurden. Auch in diesem Abschnitt ist die Lahn als Bundeswasserstraße ausgewiesen. Der Gütertransport wurde 1981 eingestellt. Wie im mittleren Potamal hat die Schifffahrt für Freizeitzwecke heute noch erhebliche Bedeutung (Motorboote und Kanus).

5.2.2 Schritt 2: Handelt es sich um einen künstlichen Wasserkörper? [Art. 2(8)]

In Erläuterung zu Artikel 4(3) (siehe Kapitel 5.1) benennt die WRRL nur ein Kriterium für die Ermittlung künstlicher Wasserkörper:

> WRRL, Artikel 2, Definitionen:
>
> „künstlicher Wasserkörper“: ein von Menschenhand geschaffener Oberflächenwasserkörper!

Der Leitfaden zur Identifizierung und Ausweisung erheblich veränderter und künstlicher Wasserkörper nennt ausführlichere Beispiele

> Leitfaden zur Identifizierung und Ausweisung von erheblich veränderten und künstlichen Wasserkörpern (EUROPÄISCHE KOMMISSION 2003a):
>
> - Schifffahrtskanäle
> - Bewässerungskanäle
> - Häfen und Kaianlagen
> - Wasserkörper, die bereits vor langer Zeit von Menschenhand geschaffen wurden

Folgt man diesen Definitionen und Beispielen, kann keiner der ermittelten Wasserkörper der Lahn als künstlich betrachtet werden. Aber wie behandelt man zugehörige Oberflächengewässer wie Häfen, Schifffahrtskanäle, kurze Kanäle ober- und unterhalb der Schleusen, die Schleusen selbst, den Schifffahrtstunnel und die alten Bewässerungskanäle an der oberen Lahn? Es ist wieder eine Frage der Ziele und der Größenordnungen!

Abb. 5.2.1: Histor. Bewässerungsanlage bei Sarnau (Lahn-km 60 bis 65)

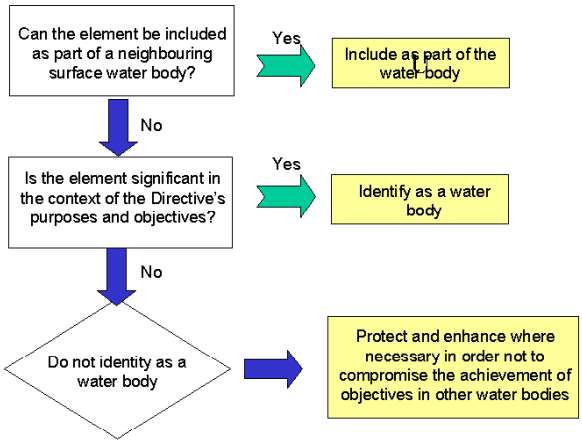
Abb. 5.2.2: Schleusenkanal Oberbiel (Lahn-km 19,2 bis 21,0)

Der übergreifende Leitfaden (EUROPÄISCHE KOMMISSION, 2003b: Horizontal Guidance on Water Bodies, Version 10.0, Stand 15.01.2003) liefert wieder einige zu beachtende Hinweise:

Horizontal Guidance on Water Bodies (EUROPÄISCHE KOMMISSION, 2003b):

Vorgehensweise, die zur Sicherung eines geeigneten Schutzes kleinster

Oberflächengewässer vorgeschlagen wird:



Folgt man diesem Diagramm, sollten die „Baulichen Elemente“ nicht in die ermittelten Wasserkörpern einbezogen werden, da sie sich zu sehr vom Hauptgewässer unterscheiden. Um als eigenständige künstliche oder erheblich veränderte Wasserkörper betrachtet zu werden, sind diese räumlich eng begrenzten Oberflächengewässer zu unbedeutend. Nach WRRL, ist es möglich, diese Elemente zusammenzufassen:

Leitfaden zur Identifizierung und Ausweisung von erheblich veränderten und künstlichen Wasserkörpern (EUROPÄISCHE KOMMISSION 2003a:

„Für die Bewertung kann es unter Umständen möglich und ratsam sein, Wasserkörper zu gruppieren und diese gemeinsam zu bewerten.“

Im Fall der Lahn jedoch rechtfertigt der Umfang dieser „Baulichen Elemente“, gemessen an ihrer Anzahl und ihrer Unterschiedlichkeit, auch zusammengefasst ihre Ermittlung als eigenständige Wasserkörper nicht.

Um sicherzugehen, dass die Erreichung der Umweltziele für andere Wasserkörper nicht beeinträchtigt wird, aber auch, um diese zusätzlichen Wasserkörper in die Bewirtschaftungsplänen mit aufzunehmen, sollten diese Elemente aufgelistet werden.

Tabelle 5.2.1 enthält einige Beispiele:

Tab. 5.2.1: Beispiele „Baulicher Elemente“ an der Lahn

Gewässer	Lage	Relevanter Wasser-körper	Besonderheiten
Bewässerungskanal	Goßfelden, Sarnau, zwischen Nebenfluss Wetschaft und Lahn Lahn-km 60/65	Obere Lahn	Historisches Bewässerungssystem, noch genutzt, ökologisch von Bedeutung
Bewässerungskanal	Heuchelheim, Atzbach zwischen Nebenfluss Biber und Lahn Lahn-km 1,3/3,1	Mittleres Potamal der Lahn	Historisches Bewässerungssystem, zur Zeit nicht genutzt, ökologisch von Bedeutung
Schleusenkanal	Dorlar Lahn-km 4,3 bis 4,8	Mittleres Potamal der Lahn	Historische Schleuse, noch im Gebrauch, fast keine Motorboote, viele Kanus, ökologisch von Bedeutung
Schleusenkanal	Oberbiel, Niederbiel, Solms Lahn-km 19,2 bis 21,0	Mittleres Potamal der Lahn	Historische Schleuse, noch im Gebrauch, fast keine Motorboote, viele Kanus, entwicklungsfähig
Schleusenkanal	Nievern Lahn-km 128,5 bis 129,7	Unteres Potamal der Lahn	Schleuse ist in Gebrauch, viele Motorboote, weniger Kanus, geringes EntwicklungsPotenzial
Schifffahrtstunnel	Weilburg Lahn-km 39,3	Mittleres Potamal der Lahn	Historischer Schifffahrtstunnel, noch im Gebrauch, fast keine Motorboote, viele Kanus, kein Entwicklungspotenzial
Hafen	Diez Lahn-km 83,6	Unteres Potamal der Lahn	Hafen des Wasser- und Schifffahrtsamts Koblenz, “Außenbezirk Diez”, kein Entwicklungspotenzial
Hafen	Bad Ems Lahn-km 126,3	Unteres Potamal der Lahn	Privater Jachthafen, kein Entwicklungspotenzial

5.2.3 Schritt 3: „Screening“: Liegen hydromorphologische Veränderungen vor?

Den besten Überblick über Veränderungen der Hydromorphologie der Lahn bietet die hessische Gewässerstrukturgütekartierung (Abbildung 5.2.5) und ihr Äquivalent in Rheinland-Pfalz. Diese Erhebung in den Bundesländern Hessen und Rheinland-Pfalz zeigt die Ergebnisse einer operativen detaillierten Bewertung, die auf Grundlage von Vor-Ort-Kenntnissen mit einer 100m-Skalierung durchgeführt wurde. Die Ergebnisse werden in Form von Karten dargestellt, in denen die durchschnittliche hydromorphologische Bewertung der Lahn und ihrer Nebenflüsse dargestellt ist.

Das „Screening“ zeigt, dass die Frage: „Gibt es Veränderungen in der Hydromorphologie?“ für die vier ermittelten und betrachteten Wasserkörper der Lahn eindeutig mit ja beantwortet werden kann. Abb. 5.2.3 und 5.2.4 vermitteln einen Eindruck über die hydromorphologische Situation im unteren Potamal der Lahn.

Abb. 5.2.3: Oberwasser Dausenau, Lahn-km 122,4, gestaut (16. Sept. 2000)

Abb. 5.2.4: Oberwasser Dausenau, Lahn-km 122,4, abgesenkt (18. Sept. 2000)

Abb. 5.2.5: Das Einzugsgebiet der Lahn in der hessischen Strukturgütekartierung (LANG & TÖNSMANN 2002)

ZEICHENERKLÄRUNG

Einzugsgebiet der Lahn
Landesgrenzen

Strukturgüteklassen

1 unverändert
2 gering verändert
3 mäßig verändert
4 deutlich verändert
5 stark verändert
6 sehr stark verändert
7 völlig verändert

Planvorlage:

Hessische Landesanstalt für Umwelt (1999)

Wasserbau Kassel

Universität Kassel
Wasserbau und Wasserwirtschaft
Leiter: Prof. Dr.-Ing. F. Tönsmann

Vorbeugender Hochwasserschutz im Einzugsgebiet der Hessischen Lahn
- Handbuch -
Gewässerstrukturgüte

Maßstab:	Datum:	Anlage-Nr.:
o.M.	Juni 2002	B1 - 7

5.2.4 Schritt 4: Beschreibung bedeutender Veränderungen der Hydromorphologie. [Anhang II Nr. 1(4)]

5.2.4.1 Physikalische Veränderungen, Belastungen und Nutzungen

Das Flusssystem der Lahn ist durch verschiedene der in Artikel 4.3 der WRRL aufgeführten Nutzungen und den daraus resultierenden Belastungen betroffen. Tabelle 5.2.2 führt Nutzungen auf, die in den ermittelten Wasserkörpern der Lahn zu finden sind.

Tab. 5.2.2: Bewertung und Klassifizierung der Nutzungen der Wasserkörper der Lahn

Wasserkörper / Nutzung	B	C	D	E
	Obere Lahn	Oberes Potamal	Mittleres Potamal	Unteres Potamal
Schifffahrt				
Hochwasserschutz				
Wasserkraftnutzung				
Landwirtschaft / Forst				
Wasserversorgung				
Urbanisierung				

	Signifikant		nicht signifikant

Die prägenden Nutzungen wurden durch ihre signifikanten Belastungen auf den Wasserkörper der Lahn im Bewertungsprozess anhand der in Tabelle 5.2.3 aufgeführten Kriterien ermittelt. Die gravierendsten Auswirkungen werden durch Wasserkraftnutzung, Schifffahrt, Hochwasserschutz und Urbanisierung verursacht (Tabelle 5.2.2). Diese Nutzungen haben die morphologischen Erscheinungen der Wasserkörper im Laufe der Jahrhunderte geprägt.

Tab. 5.2.3: Zur Diskussion stehende Kriterien für die Ermittlung signifikanter Belastungen auf Oberflächengewässer

Nutzung	signifikant	nicht signifikant
Schifffahrt	1. > 40% rückstaubeeinflusste Gewässerlänge bei MNQ 2. nicht passierbare künstliche Querbauwerke mit Fallhöhe > 30 cm 3. Anteil der Strecken deren - Ufer (eine oder beide Seiten) ≥ 30% Gesamtlänge Uferverbau aufweisen und deren - Längsprofil ≥ 70% gestreckt oder begradigt ist.	1. ≤ 40% rückstaubeeinflusste Gewässerlänge bei MNQ 2. künstliche Querbauwerke mit Fallhöhe ≤ 30 cm bzw. passierbare künstliche Querbauwerke mit Fallhöhe > 30 cm 3. Anteil der Strecken deren - Ufer (eine oder beide Seiten) < 30% Gesamtlänge Uferverbau aufweisen und deren - Längsprofil < 70% gestreckt oder begradigt ist
Hochwasserschutz	HW-Schutzbauwerke (Dämme, Deiche) befinden sich innerhalb eines Streifens von bis zu 100 m innerhalb des potenziellen Überschwemmungsraumes entlang des Gewässers und grenzen unmittelbar an das Gewässer an oder befinden sich innerhalb eines Streifens von 40 % des angrenzenden potenziell überschwemmbaren Gewässervorlandes und- > 50 % der freifließenden Fließlänge Deichverbau	1. HW-Schutzbauwerke (Dämme, Deiche) befinden sich innerhalb eines Streifens von bis zu 100 m innerhalb des potenziellen Überschwemmungsraumes entlang des Gewässers, der mindestens außerhalb von 40 % des angrenzenden potenziell überschwemmbaren Gewässervorlandes liegt und- ≤ 50% der freifließenden Fließlänge Deichverbau
Wasserkraftnutzung	1. > 40% rückstaubeeinflusste Gewässerlänge bei MNQ 2. nicht passierbare künstliche Querbauwerke mit Fallhöhe > 30 cm 3. Anteil der Strecken deren Ufer (eine oder beide Seiten) ≥ 30% Gesamtlänge Uferverbau aufweisen und deren Längsprofil ≥ 70% gestreckt oder begradigt ist.	1. ≤ 40% rückstaubeeinflusste Gewässerlänge bei MNQ 2. künstliche Querbauwerke mit Fallhöhe ≤ 30 cm bzw. passierbare künstliche Querbauwerke mit Fallhöhe > 30 cm 3. Anteil der Strecken deren Ufer (eine oder beide Seiten) < 30% Gesamtlänge Uferverbau aufweisen und deren Längsprofil < 70% gestreckt oder begradigt ist

Tab. 5.2.3: Zur Diskussion stehende Kriterien zur Ermittlung signifikanter Belastungen auf Oberflächengewässer (Fortsetzung)

Nutzung	signifikant	nicht signifikant
Landwirtschaft/Forst	1. Angrenzende landwirtschaftliche Fläche > 50 % der Gewässerlänge 2. nicht passierbare künstliche Querbauwerke mit Fallhöhe > 30 cm 3. > 50 % der gesamten Gewässerlänge in der freien Landschaft sind im Gewässerumfeld ackerbaulich benutzt	1. Angrenzende landwirtschaftliche Fläche ≤ 50% der Gewässerlänge 2. künstliche Querbauwerke mit Fallhöhe ≤ 30 cm bzw. passierbare künstliche Querbauwerke mit Fallhöhe > 30 cm 3. ≤ 50 % der gesamten Gewässerlänge in der freien Landschaft sind im Gewässerumfeld ackerbaulich genutzt
Wasserversorgung	1. Entnahme > 10 % von MNQ 2. Abflussschwankung >/= 10 % von MQ 3. keine Mindestwasserführung (nach jeweiligen Länderregelungen) im Gewässer 4. Ohne Rückführung > 0,1 MNQ pro Einzelanlage und > 0,5 MNQ insgesamt 5. mit Rückführung > 0,3 MNQ pro Einzelanlage	1. Entnahme ≤ 10 % von MNQ 2. Abflussschwankung < 10 % von MQ 3. Mindestwasserführung (nach jeweiligen Länderregelungen) im Gewässer 4. ohne Rückführung ≤ 0,1 MNQ pro Einzelanlage und ≤ 0,5 MNQ insgesamt 5. mit Rückführung ≤ 0,3 MNQ pro Einzelanlage
Urbanisierung	1. Angrenzende Siedlungen > 20% der Flusslänge 2. > 50% der gesamten Gewässerlänge urban geprägt mit hartem Uferverbau	1. Angrenzende Siedlungen ≤ 20% der Flusslänge 2. ≤ 50 % der gesamten Gewässerlänge urban geprägt mit hartem Uferverbau

Tab. 5.2.4: Darstellung der „spezifizierten Nutzungen“ und resultierender bedeutender Belastungen (markierte Felder) neben anderen Nutzungen der Lahn

Nutzungen	Wasserkörper der Lahn (von der Landesgrenze Hessen/NRW bis zur Mündung in den Rhein)			
	Obere Lahn	**Oberes Potamal**	**Mittleres Potamal**	**Unteres Potamal**
Schifffahrt	Nur Wassersport	Nur Wassersport	Bundeswasserstraße, Gütertransport wurde in den 1920er Jahren eingestellt, heute wird der Fluss für Freizeitzwecke genutzt: Motorboote, Ruderboote und Kanus	Bundeswasserstraße, Gütertransport wurde 1981 offiziell eingestellt, heute wird der Fluss für die Passagierschifffahrt und für Freizeitzwecke genutzt: Motor- und Ruderboote, Kanus (ca. 90.000 pro Jahr)
Hochwasserschutz	kaum vorhanden	auf 60 % der Gewässerlänge (im Rückbau)	kaum vorhanden	kaum vorhanden
Wasserkraftnutzung	unpassierbare Querbauwerke mit einer Höhe von mehr als 30 cm vorhanden	unpassierbare Querbauwerke mit einer Höhe von mehr als 30 cm vorhanden	unpassierbare Querbauwerke mit einer Höhe von mehr als 30 cm vorhanden	unpassierbare Querbauwerke mit einer Höhe von mehr als 30 cm vorhanden
Landwirtschaft/ Forst	angrenzende Ackerbau- und Weidelandflächen: ca. 41 % der Gewässerlänge	angrenzende Ackerbau- und Weidelandflächen: ca. 44,4 % der Gewässerlänge	angrenzende Ackerbau- und Weidelandflächen: ca. 42,2 % der Gewässerlänge	angrenzende Ackerbau- und Weidelandflächen: ca. 30 % der Gewässerlänge
Wasserversorgung	An der Lahn wurden keine bedeutenden Wasserentnahmen ermittelt; es wurden jedoch Wasserentnahmen an den Nebenflüssen festgestellt			
Urbanisierung	Bodennutzungsstrukturen: Urbane Prägung: Siedlungsflächen grenzen an ca. 18 % der Gewässerlänge	Bodennutzungsstrukturen: Urbane Prägung: Siedlungsflächen grenzen an ca. 44,5 % der Gewässerlänge	Bodennutzungsstrukturen: Urbane Prägung: Siedlungsflächen grenzen an ca. 54 % der Gewässerlänge	Bodennutzungsstrukturen: Urbane Prägung: Siedlungsflächen grenzen an ca. 43 % der Gewässerlänge

5.2.4.2 Bedeutende anthropogene Belastungen und sich hieraus ergebende Veränderungen in der Hydromorphologie

Die **Wasserkraftnutzung** wurde als Hauptnutzung für das gesamte Flusssystem der Lahn ermittelt. Die darauf zurückzuführenden bedeutenden anthropogenen Belastungen beeinflussen das Gewässer durch physikalische Veränderungen in eindeutiger Weise. Staustufen (Wehre, Schleusen) haben direkte und indirekte Auswirkungen auf die Hydromorphologie (Fließgeschwindigkeiten, Sedimentation, Substratdiversität usw.), auf das Temperatur-, Nährstoff- und Sauerstoffgleichgewicht und die aquatischen Lebensgemeinschaften (siehe Kapitel 5.2.5).

Insgesamt befinden sich 68 Wehre in den vier betrachteten Abschnitten der Lahn. Dieses entspricht einem Durchschnittswert von 0,29 Wehren pro Kilometer. 34 Wehre werden für die Erzeugung von elektrischer Energie genutzt (Tabelle 5.2.5). Manche der Wehre, die früher für die Wasserkraftnutzung erbaut wurden, werden heute anderweitig genutzt, so zum Beispiel für die Stabilisierung des Flussbettes oder als Löschteiche. Eine ganze Reihe wird zur Zeit überhaupt nicht mehr genutzt und für einige wenige ist die derzeitige Nutzung unklar. Die Wehre, die sich entlang der Bundeswasserstraßen befinden, sind typischerweise mit Schleusen kombiniert und werden sowohl für die Wasserkraftnutzung als auch für die Schifffahrt genutzt.

Die Wasserkraftanlagen an der Lahn sind als Laufwasserkraftwerke konstruiert; es gibt keine Pumpspeicherkraftwerke. Die meisten Wehre, die sich entlang der hessischen Lahn befinden, sind Streichwehre. Ungefähr ein Drittel des Abflusses geht über die Wehre (wenn es keine Aufsätze auf der Wehrkrone gibt), so dass die Auswirkungen des Rückstaus und die daraus resultierenden weiteren negativen Auswirkungen sich relativieren. Die Unterwasser der Streichwehre und die Kraftwerksausläufe weisen typische Bedingungen von Fließgewässern auf. Dementsprechend beinhalten die Makroinvertebraten-Gemeinschaften eine Reihe von rheobionten Arten, die für die ungestaute Lahn typisch sind. Die Unterwasser und Ausläufe dienen bei niedrigeren Abflüssen als Reservoire für fließgewässertypische Arten. Im Winterhalbjahr, wenn sich der Abfluss erhöht, nutzen diese Arten die Gelegenheit zur Wiederbesiedlung der flussabwärts liegenden Flussabschnitte.

Kraftwerksausläufe haben jedoch auch negative Wirkungen auf die Hydromorphologie und die aquatischen Lebensgemeinschaften. Der Wasserstand ändert sich in Abhängigkeit vom Abfluss der Kraftwerke, der, zumindest an der unteren Lahn, an den im Tagesverlauf wechselnden Strombedarf angepasst ist. Diese künstlichen Abflussbedingungen wirken sich negativ auf die aquatischen Lebensgemeinschaften aus.

Die **Schifffahrt** verursacht eine signifikante Belastung auf die Wasserkörper mittleres- und unteres Potamal der Lahn flussabwärts der Badenburg bei Gießen (Lahn-km 11.1). In diesen Wasserkörpern wurde die Lahn in mehreren Ausbauschritten als Wasserstraße schiffbar gemacht. Hieraus ergaben sich tief greifende Veränderungen der Gewässermorphologie z. B. durch die Begradigung, die Vertiefung des Flussbetts und die Befestigung der Uferböschungen, die Unterbrechung der Durchgängigkeit (Wehre und Schleusen), und die Veränderung des Abfluss-Regimes.

Tab. 5.2.5: Wehre und ihre Nutzungen an der Lahn

	Obere Lahn	Oberes Potamal	Mittleres Potamal	Unteres Potamal
Länge [km]	45	42	81	67
Anzahl der Wehre	29	8	18	11
Anzahl der Wehre pro Kilometer	1.5	0.19	0.22	0.16
Anzahl der Wehre nur für Wasserkraftnutzung	5	6	4	0
Anzahl der Wehre nur für Schifffahrtszwecke	0	0	2	2
Anzahl der Wehre mit kombinierter Nutzung	0	0	12	9

Der Gütertransport im mittleren Potamal der Lahn hat seine Bedeutung sofort nach dem Bau der Bahnlinien in der 60er Jahren des 19. Jahrhunderts verloren und wurde schließlich in den 20er Jahren dieses Jahrhunderts komplett eingestellt (siehe 3.2 Geschichte). Im unteren Potamal sind die Gütertransporte seit 1971 deutlich zurückgegangen (Schließung der Steinbrüche in Rheinland-Pfalz), und wurden 1981 offiziell eingestellt. Drei Flussabschnitte werden nach wie vor für die Passagierschifffahrt genutzt:

- Löhnberg – Weilburg (Lahn-km 35 bis 40)
- Limburg – Balduinstein (Lahn-km 75 bis 91)
- Obernhof – Mündung der Lahn (Lahn-km 110 bis 137)

Die Passagierschifffahrt in den drei benannten Abschnitten ist hinsichtlich der Anzahl der beförderten Passagiere nicht wirklich bedeutend, aber dennoch von großer Wichtigkeit für regionale Tourismus-Konzepte.

Heutzutage finden sich in zunehmender Zahl Motorboote und Sportboote (Ruderboote, Kanus) im unteren Potamal der Lahn. Die Anzahl der Fahrzeuge, die an den Schleusen zwischen Limburg und Lahnstein registriert werden, hat sich linear von 25.500 im Jahr 1971 auf ca. 87.300 im Jahr 1992 erhöht. Der Trend hat sich zu einem heute konstanten Wert von ca. 90.000 fortgesetzt (Registrierung der Daten durch das Wasser- und Schifffahrtsamt Koblenz von 1980 bis 1992). Der Anteil der Sportboote beläuft sich auf ca. 30 %, wobei sich der prozentuale Anteil mit der Entfernung vom Rhein von 19 % in der Nähe Lahnsteins auf 51 % in der Nähe von Limburg erhöht (Registrierung 1989). Der Anteil der Motorboote liegt bei ca. 50 % (steigend), der Anteil an Passagierschiffen ist gering (ca. 3 %). Der Bedarf an Anlegestellen führt zu einer zusätzlichen Befestigung der Ufer, ist aber heutzutage auf bestimmte Bereiche wie Ortslagen begrenzt.

Im oberen und mittleren Potamal unterhalb Marburgs entwickelt sich der Kanusport zu einem immer größer werdenden Problem. Bei bis zu 3.000 gezählten Kanus an Sonntagen im Mai und Juni an jeder der Schleusen zwischen Weilburg (Lahn bei km 40) und Runkel (Lahn bei km 65) sind die Belastungen deutlich sichtbar. Die Auswirkungen können in Form niedergetretener Uferböschungen an den Stellen, an denen Kanuten regelmäßig den Fluss verlassen, und zerstörtem Fischlaich und losgetretener Makrophyten auf flachen Kiesbänken deutlich beobachtet werden. Auch bei Vögeln ist zu beobachten, dass diese mit Flucht reagieren; Brutstätten von Eisvögeln und Flussuferläufern sind am Lahnufer immer seltener zu finden.

Der Status „Bundeswasserstraße“ besteht unverändert. Die Unterhaltungsmaßnahmen durch das Wasser- und Schifffahrtsamt Koblenz, Außenstellen Wetzlar und Diez haben sich in den letzten Jahren zugunsten umweltverträglicher Lösungen geändert. Die Bundesanstalt für Gewässerkunde in Koblenz koordiniert die Umsetzung und hat ein Konzept erarbeitet, das ökologische Anforderungen berücksichtigt.

Der **Schutz vor Hochwasser** wurde als signifikante Belastung der Lahn im oberen Potamal zwischen der Mündung der Ohm in der Nähe von Cölbe (Lahn-km 53) und Lollar (Lahn-km 17) ermittelt. Aufgrund des geringen Sohlgefälles und der großen Breite der Flussauen in diesem Abschnitt ist die natürliche Überflutungshäufigkeit groß, weshalb Hochwasserschutzmaßnahmen für eine optimierte landwirtschaftliche Nutzung notwendig geworden sind. Demzufolge wurden 60 % der Gewässerlänge außerhalb der Siedlungen durch Hochwasserschutzdämme gesichert. Seit Anfang der 90er Jahre und den Jahrhunderthochwassern am Rhein ist der Hochwasserschutz nicht länger nur ein lokales Ziel. Um die unterstromigen Gebiete zu schützen, ist die Retention der Wassermassen in den oberen Abschnitten der Nebenflüsse notwendig. Für den Fall des oberen Potamals der Lahn bedeutet dies, dass Deiche und Dämme nach Möglichkeit rückgebaut werden. Abbildung 5.2.6 vermittelt einen Eindruck über die Rückverlegung des Deiches zwischen Cölbe (Lahn-km 53 und Wehrda (Lahn-km 46). Durch die dargelegten Maßnahmen in den nächsten Jahren ist damit zu rechnen, dass der Hochwasserschutz im oberen Potamal der Lahn die in Tabelle 5.2.3 aufgeführten Signifikanzkriterien in absehbarer Zeit nicht mehr erfüllt. Daher wurde diese Nutzung im Rahmen der in dieser Fallstudie untersuchten signifikanten Belastungen nicht mehr weiter betrachtet.

Zwar erfüllt auch die Nutzung **Urbanisierung** im mittleren Potamal der Lahn knapp das Signifikanzkriterium: „> 50 % der gesamten Gewässerlänge urban geprägt“ und wurde daher in Tabelle 5.2.4 als bedeutende Belastung aufgeführt, das zweite Teilkriterium: „Mit hartem Uferverbau“ wird jedoch nicht erfüllt. Mit zunehmender Umsetzung des Gewässerpflegebegleitplans ist daher davon auszugehen, dass die Nutzung Urbanisierung ihre Signifikanz verliert. In dieser Fallstudie wird diese Belastung aus diesem Grunde nicht mehr weiter betrachtet.

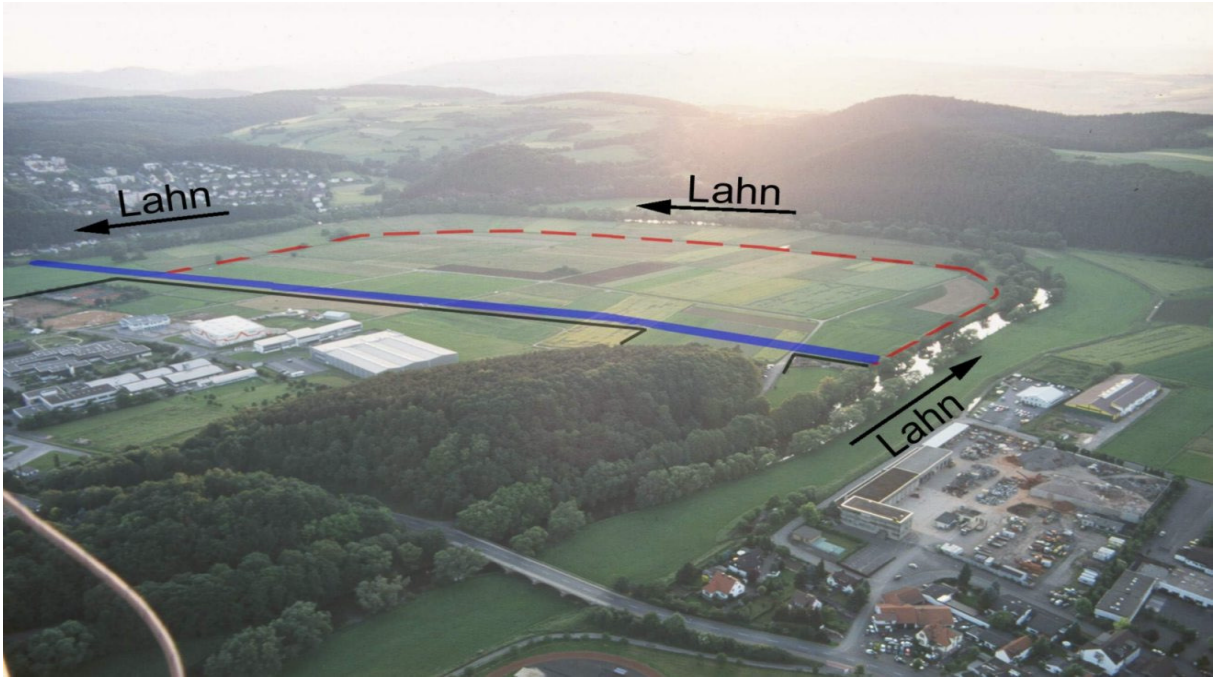


Abb. 5.2.6: Die Verlegung des Deiches oberhalb von Wehrda (Lahn-km –46); die rote Linie zeigt den alten Damm, die blaue Linie die Grenze der reaktivierten Flussaue

Zusätzlich haben **andere Nutzungen**, insbesondere Verkehr, Industrie, Kiesabbau und Landwirtschaft das ursprüngliche Bild des Einzugsgebiets der Lahn verändert, diese wurden jedoch nicht als bedeutende Belastungen nach den Kriterien der Tabelle 5.2.3 bewertet. Auch erscheint die Nutzung für die Wasserversorgung in diesem Zusammenhang nicht relevant. Dies bedeutet nicht, dass Synergieeffekte der erwähnten, nicht bedeutenden Belastungen nicht zu regionalen, deutlich signifikanten morphologischen Veränderungen führen können. In den letzten Jahren führte der steigende **Tourismus** entlang der gesamten Lahn zu zusätzlichen, letztendlich bedeutenden Belastungen auf den hydromorphologischen Zustand der Lahn und ihrer Umwelt. Abbildungen 5.2.7 und 5.2.8 zeigen ein Beispiel (neuer Fahrradweg bei Kalkofen, Lahn-km 105,4).

Abb. 5.2.7 und 5.2.8 Flussufer bei Kalkofen (Lahn-km 105,4) im Oktober 2000 (links) und im November 2002 (rechts)

5.2.5 Schritt 5: Ist es wahrscheinlich, dass aufgrund von Veränderungen in der Hydromorphologie das Ziel „guter ökologischer Zustand“ verfehlt wird? [Anhang II Nr. 1(5)]

Zur Beantwortung dieser Frage ist es notwendig, den guten ökologischen Zustand zu definieren und die ökologischen Auswirkungen physikalischer Veränderungen auf die in Frage kommenden Wasserkörper zu diskutieren. Der ökologische Zustand sollte mit den folgenden biologischen Komponenten als Indikatoren für die benannten physikalischen Veränderungen bewertet werden:

> Leitfaden zur Identifizierung und Ausweisung von erheblich veränderten und künstlichen Wasserkörpern (EUROPÄISCHE KOMMISSION 2003a), 4.6 erforderliche Daten:
>
> - Die benthische wirbellose Fauna und die Fische sind die wichtigsten Gruppen für die Bewertung der Auswirkung von Wasserkraftwerken auf Süßwassersysteme.
> - Langdistanzwanderfische können als Kriterium für die Beurteilung der Unterbrechung der Durchgängigkeit des Fließgewässers herangezogen werden.

Im CIS-Leitfaden wird auch erwähnt, dass das Ausmaß des ökologischen Schadens in der von der WRRL geforderten Weise nicht vor der Implementierung des für 2006 geplanten gemeinsamen Überwachungssystems möglich sein wird.

> Leitfaden zur Identifizierung und Ausweisung von erheblich veränderten und künstlichen Wasserkörpern (EUROPÄISCHE KOMMISSION 2003a), 4.6 erforderliche Daten:
>
> Da Schritt 5 des Verfahrens zur vorläufigen Einstufung und Ausweisung von erheblich veränderten Wasserkörpern bis 2004 abgeschlossen sein sollte (rechtzeitig für die erste Charakterisierung gemäß Art. 5), kann auf der Grundlage der im Rahmen existierender Überwachungsprogramme verfügbaren biologischen Daten und existierender ökologischer Bewertungssysteme eine grobe Beurteilung erfolgen.

Um die Wahrscheinlichkeit zu bewerten, dass der gute ökologische Zustand (GES) nicht erreicht wird, waren umfangreiche Untersuchungen der beiden genannten Faunengebiete durchzuführen.

5.2.5.1 Einstufung der benthischen wirbellosen Fauna:

Für Makrozoobenthos wurden für die die Lahn hauptsächlich vier Datenquellen genutzt:

- Universität Marburg, Hessisches Lahnprojekt 1993 (BOHLE 1994)
- Universität Gießen (EHMANN 1995)
- Universität Mainz (KUGELSTADT 1998)
- Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz (SCHLEUTER ET AL 2000)

Für das erste Ziel, die Einstufung des guten ökologischen Zustands, wurden zusätzliche Daten von vergleichbaren, jedoch potenziell besser bewerteten Flussabschnitten gesucht. Verfügbar und vergleichbar waren folgende Untersuchungen von Wasserkörpern der gleichen Ökoregion und des gleichen Flusstyps:

- Mosel (MAUCH, 1961 bevor der Fluss für Schifffahrtszwecke ausgebaut wurde)
- Sieg (Gellert, 1987)
- Diemel (BORCHARDT, 2002)

Die Einstufung erfolgte mit unterschiedlichen Bewertungssystemen, die im Folgenden erläutert werden:

- **Einstufung mit AQEM**

Der im Rahmen eines EG-Projektes zur Umsetzung der WRRL entwickelte multimetrische Index AQEM zeigte sich an der Lahn bezüglich des Stressors „Organic Pollution“ nur sehr eingeschränkt zur Bewertung potamaler Gewässer geeignet, auch wenn der Filter „Midsized streams in lower mountanous areas“ benutzt wird - im Gegensatz zur Charakterisierung von rhithralen Biozönosen für die AQEM in unserer Arbeitsgruppe mit guten Erfolgen verwendet wurde. Alle Taxa-Listen, sogar die aus den Aufsammlungen von der Mosel 1961, wurden als „mäßig“ eingestuft. Einzig die im Übergangsbereich von Hyporhithral zu Epipotamal einzuordnende Diemel und die rhithrale obere Lahn erhielten die Bewertung „gut“.

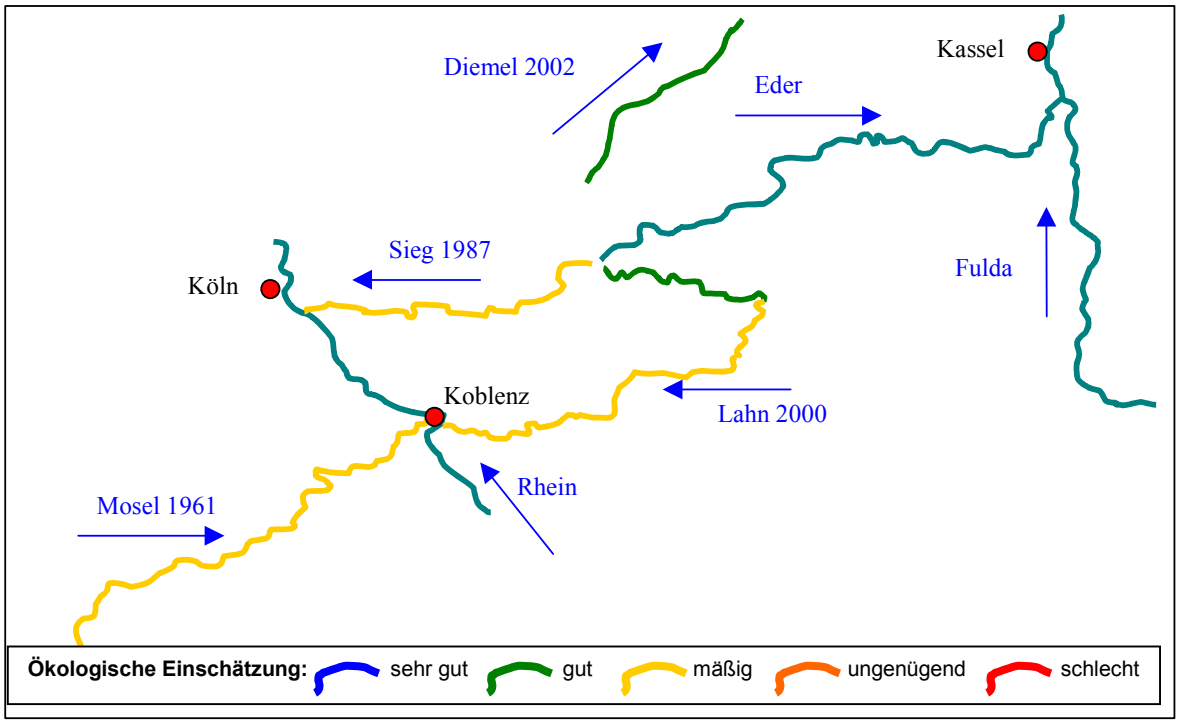


Abb. 5.2.9: Bewertung vergleichbarer Wasserkörper zur Ermittlung des ökologischen Zustands mittels AQEM

- **Bewertung mit PTI**

Deutlich differenzierter bewertet der nur auf potamale Gewässerabschnitte anwendbare Potamo-Typie-Index (SCHÖLL & HAYBACH, 2001) die untersuchten Biozönosen. Die Ergebnisse weisen eine allgemein bessere Bewertung als bei AQEM auf. Sie ermöglichen durch die stärkere Differenzierung einen detaillierteren Blick auf den Fluss. Daher lassen sich mit diesem Index Belastungsschwerpunkte meist sehr gut darstellen.

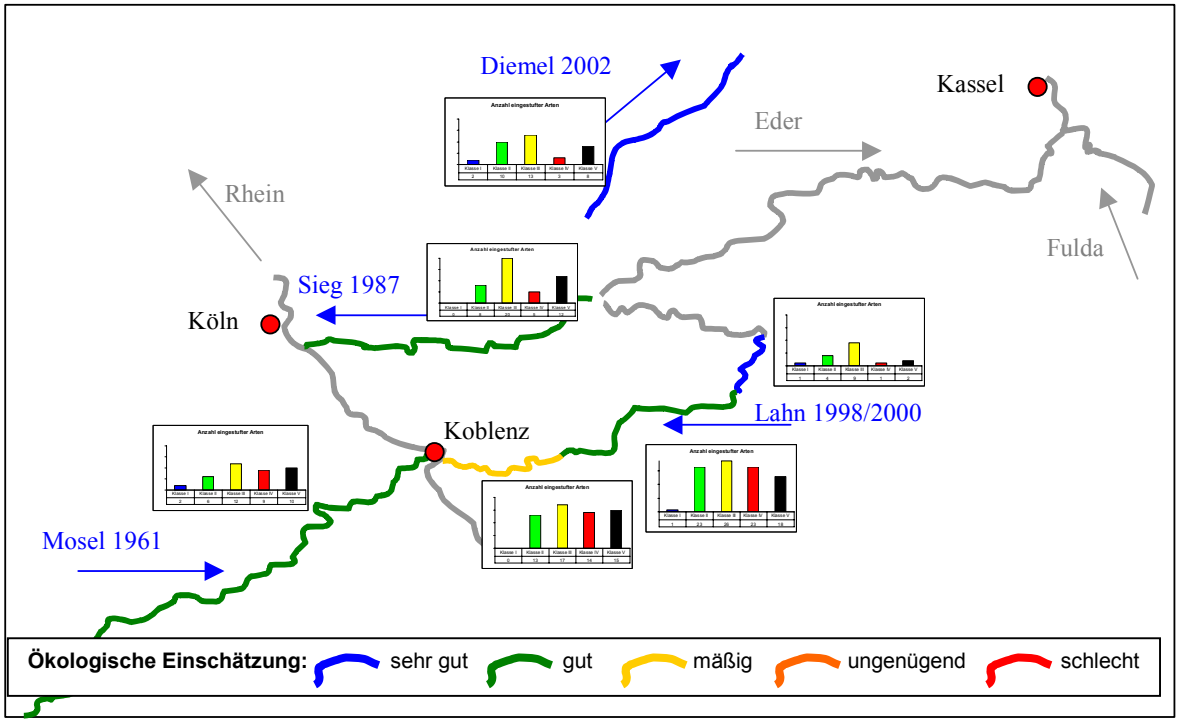


Abb. 5.2.10: Bewertung vergleichbarer potamaler Wasserkörper zur Ermittlung des ökologischen Zustands mittels PTI

- **Einstufung der Saprobiewerte**

Um die Saprobie nach dem 5-Stufen Schema der EG-WRRL zu bewerten, wurde ein Vorschlag von RECHENBERG 2002 aufgegriffen:

Tab. 5.2.6: Bewertung vergleichbarer Wasserkörper zur Ermittlung des ökologischen Zustands mit Hilfe der Saprobiewerte nach RECHENBERG 2002

Gewässer der Alpen und der Mittelgebirge			
Klasse 1	Sehr guter Zustand	<1,5	Güteklasse I
Klasse 2	Guter Zustand	<1,8	Güteklasse I-II
Klasse 3	Mäßiger Zustand	<2,3	Güteklasse II
Tiefland Gewässer			
Klasse 1	Sehr guter Zustand	<1,8	Güteklasse I-II
Klasse 2	Guter Zustand	<2,3	Güteklasse II
Klasse 3	Mäßiger Zustand	<2,7	Güteklasse II-III

Die Bewertung als „Gewässer der Mittelgebirge“ führte zu einer einheitlichen Einstufung in den mäßigen Zustand. Geht man jedoch davon aus, dass potamale Gewässer eher dem Typ „Tiefland Gewässer“ zuzuordnen sind, ergibt sich wiederum einheitlich eine Einstufung in den „guten ökologischen Zustand“. Ähnlich wie bei der Bewertung mit AQEM führt auch dies nicht zur Darstellung besonders belasteter oder ökologisch wertvoller Flussabschnitte.

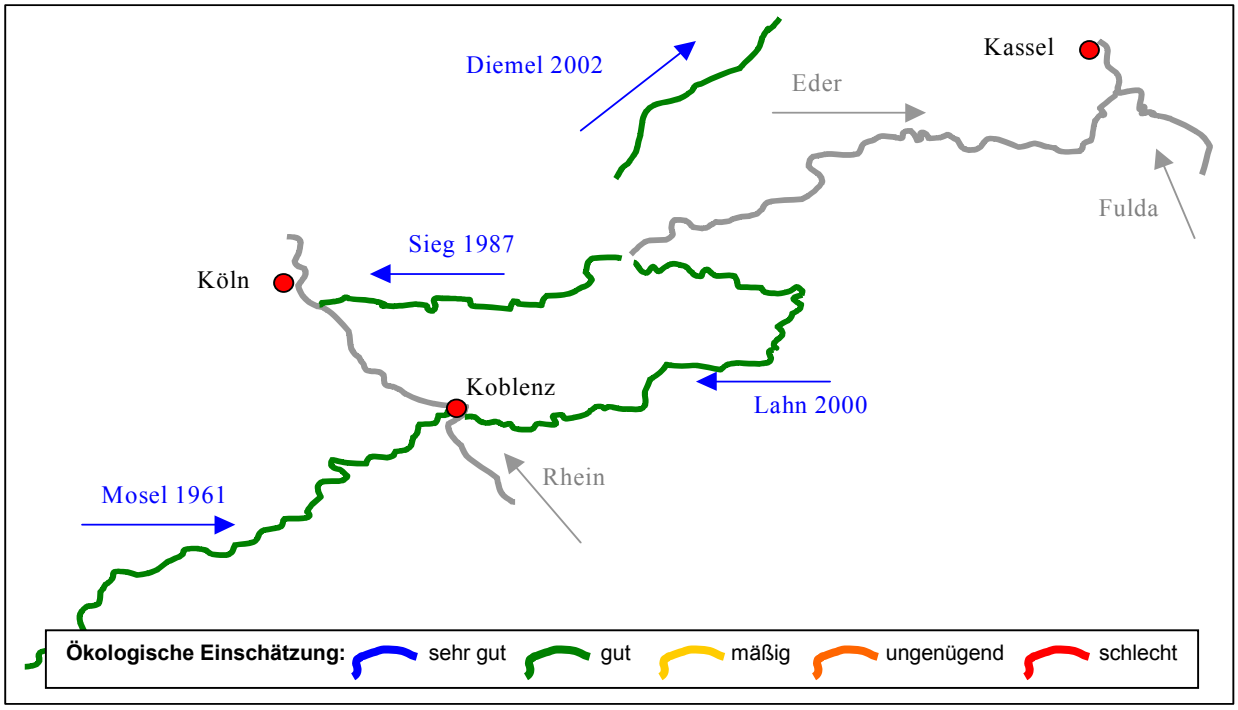


Abb. 5.2.11: Einstufung vergleichbarer Wasserkörper zur Ermittlung des ökologischen Zustands mit Hilfe der Saprobiewerte nach RECHENBERG 2002

- **Einstufung der Ernährungstypen**

Das Verhältnis zwischen den Artenzahlen von aktiven und passiven Filtrierern gibt Hinweise auf Veränderungen in der gesamten Lebensgemeinschaft. Aktive Filtrierer sind in frei fließenden, oligo- bis ß-mesosaproben Abschnitten verhältnismäßig selten. Ihre Zahl nimmt in größeren Staustrecken zu. Die Bewertung folgt der in Tabelle 5.2.7 dargestellten Einstufung.

Tab. 5.2.7: Einstufung des Verhältnisses von aktiven zu passiven Filtrieren zur Einschätzung des ökologischen Zustands

Klasse	Zustand	Verhältnis aktiver zu passiven Filtrierern	Wertebereiche
Klasse 1	Sehr guter Zustand	1/>2	<0,5
Klasse 2	Guter Zustand	1/2	0,5-1
Klasse 3	Mäßiger Zustand	1/1	1-2
Klasse 4	Ungenügender Zustand	2/1	2-3
Klasse 5	Schlechter Zustand	>3/1	>3

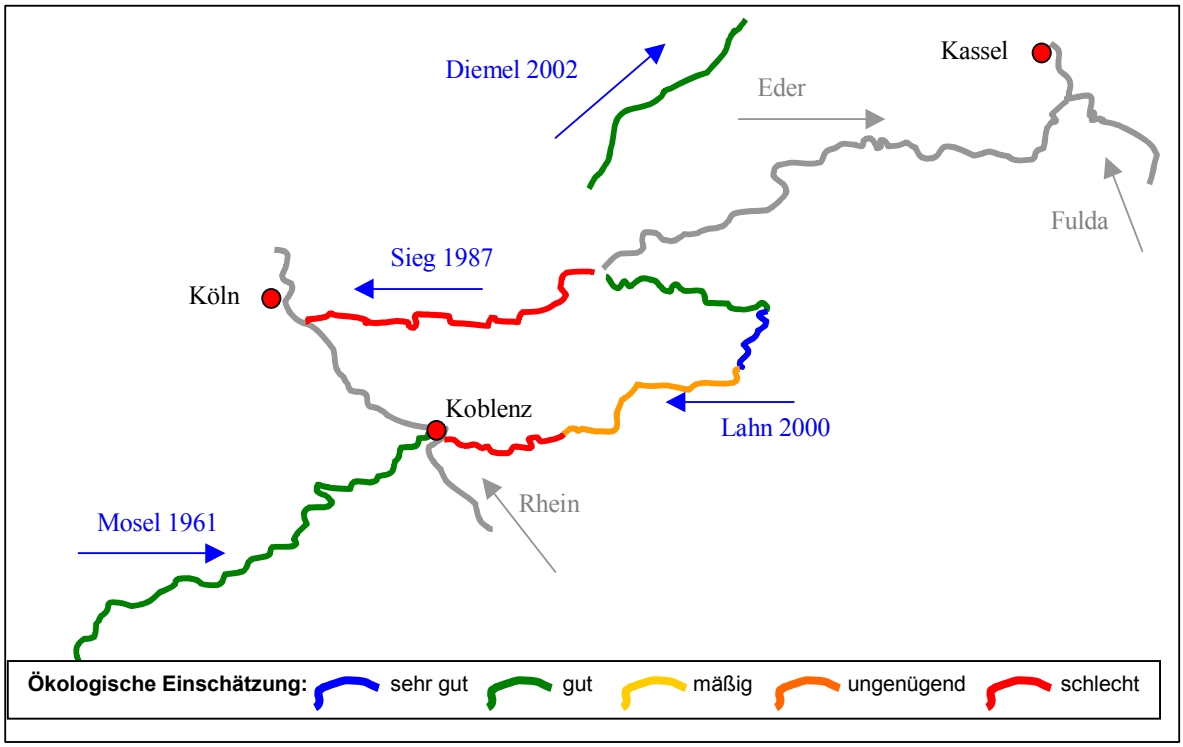


Abb. 5.2.12: Einschätzung des ökologischen Zustands mit Hilfe des Verhältnisses von aktiven zu passiven Filtrierern

- **Einstufung der Rheotypen**

Der zweite, ebenfalls belastbare „Feldparameter", der im Rahmen der Einschätzung der Wahrscheinlichkeit bis 2015 den „guten ökologischen Zustand" nicht zu erreichen Verwendung fand, ist das Verhältnis zwischen allen stagnotypischen Taxa (stagnophil und stagnobiont einschließlich der indifferenten Arten) und allen rheotypischen Taxa (rheobiont, rheophil, rheo-limnophil, und limno-rheophil).

Tab. 5.2.8: Einstufung des Verhältnisses von stagnotypischen zu rheotypischen Taxa zur Einschätzung des ökologischen Zustands:

Klasse	Zustand	Verhältnis: stagnotypische/ rheotypische Taxa	Wertebereiche
Klasse 1	Sehr guter Zustand	1/>6	<0,15
Klasse 2	Guter Zustand	1/4	0,15-0,3
Klasse 3	Mäßiger Zustand	1/3	0,3-0,45
Klasse 4	Ungenügender Zustand	1/2	0,45-0,60
Klasse 5	Schlechter Zustand	1/<2	>0,60

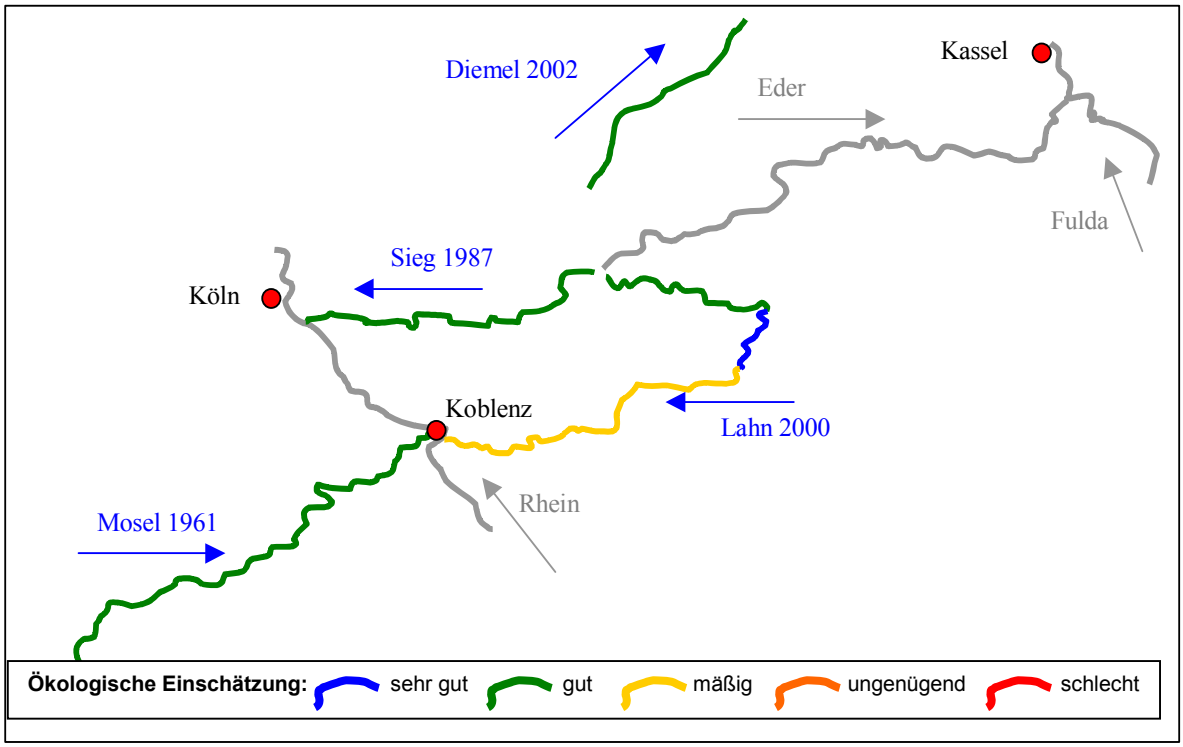


Abb. 5.2.13: Einschätzung des ökologischen Zustands anhand des Verhältnisses von stagnotypischen zu rheotypischen Taxa

Allgemeine Bewertung der benthischen wirbellosen Fauna

In der nachstehenden Tabelle 5.2.9 sind die Gesamtergebnisse der Bewertung an Mosel, Sieg, Diemel und Lahn zusammengefasst, entsprechend der Farbgebung (Bsp.: blau = sehr gut =5) wurden die Noten zwischen 5 (sehr gut) und 1 (schlecht) vergeben und aus diesen das arithmetische Mittel als zusammenfassende Einschätzung errechnet.

Tab. 5.2.9: Zusammenfassende Einschätzung der benthischen wirbellosen Fauna in vergleichbaren Wasserkörpern zur Ermittlung des ökologischen Zustands

Methodik- Gewässer	AQEM	PTI	Saprobien- index	Filtrierer - Index	Rheotypen- Index	**Gesamt- Einschätzung**
Mosel 1961	3	7,69	2,18	0,77	0,26	**3,8**
Sieg 1987	3	7,56	1,94	3,52	0,20	**3,2**
Diemel 2002	4	9,64	1,82	0,64	0,29	**4,2**
Lahn						
Obere Lahn	4		1,98	0,79	0,30	**4,0**
Oberes Potamal	3	10,35	1,88	0,18	0,01	**4,4**
Mittleres Potamal	3	8,10	2,09	2,25	0,31	**3,2**
Unteres Potamal	3	7,32	2,16	3,71	0,38	**2,8**

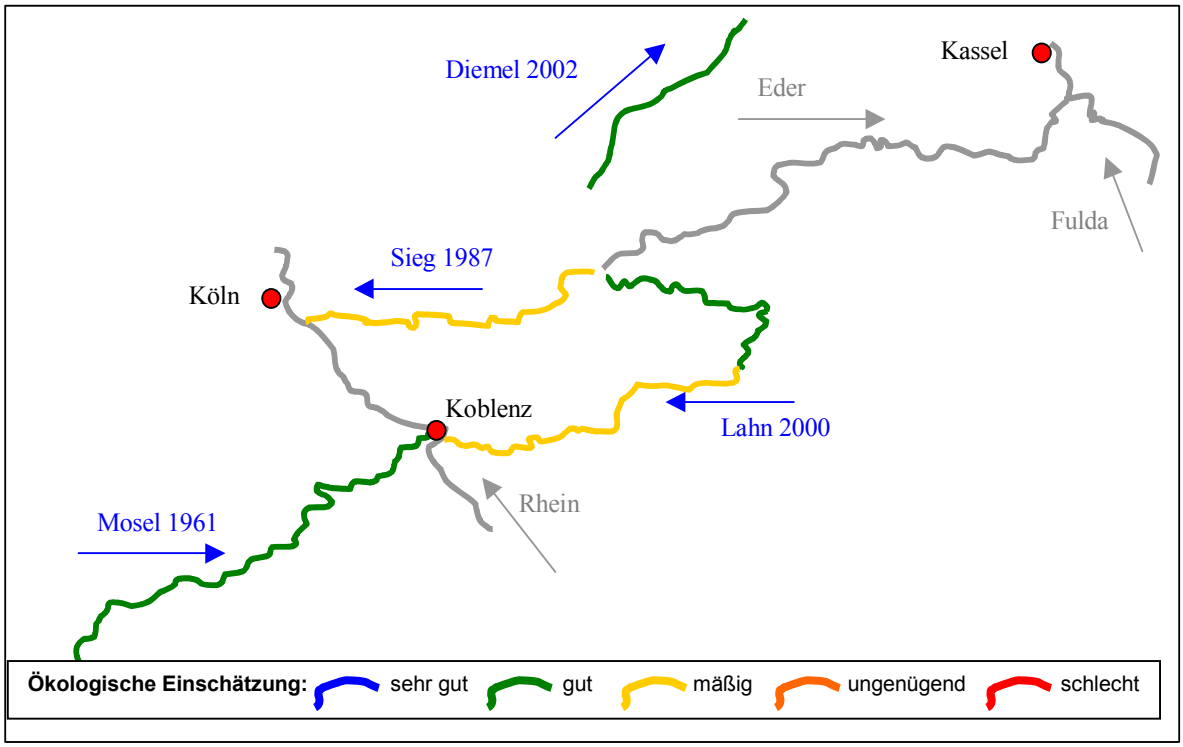


Abb. 5.2.14: Zusammenfassende Einschätzung vergleichbarer Wasserkörper zur Ermittlung des ökologischen Zustands

Aus der Einschätzung der benthischen wirbellosen Fauna lassen sich folgende Ergebnisse ableiten:

Ergebnisse der Einschätzung:

- Die obere Lahn und das obere Potamal der Lahn erreichen für das Qualitätselement Makrozoobenthos den guten ökologischen Zustand.
- Für das mittlere und untere Potamal der Lahn besteht nach den Ergebnissen der Makrozoobenthosbewertung das Risiko, diesen Zustand nicht zu erreichen.
- Keiner der untersuchten Datensätze repräsentiert einen Fluss mit sehr gutem ökologischem Zustand, der zur Erarbeitung einer Referenz dienen könnte.
- Es kann daher kein sehr guter ökologischer Zustand für den betreffenden Gewässertyp in der entsprechenden Ökoregion definiert werden.
- Die Lebensgemeinschaft der benthischen Makrozooen des Wasserkörpers oberes Potamal zeigt (mit vorwiegend guten und sehr guten Bewertungen) das beste Ergebnis aller in diesem Rahmen untersuchten Flüsse und Flussabschnitte.

⇒ Dieser Lahnabschnitt repräsentiert den guten ökologischen Zustand bezogen auf diesen Gewässertyp auch ohne Kenntnis des sehr guten ökologischen Zustands.

5.2.5.2 Bewertung der Fischfauna

Die Bewertungsgrundlage aller verwendeten Parameter ist deren relative Abweichung vom potenziell natürlichen Zustand des Gewässers. Diese potenziell natürlichen Fischbestände der Lahn wurden durch historische Taxalisten auf Basis der Recherche des Institutes für angewandte Ökologie, Kirtorf (SCHWEVERS & ADAM 1991, 1992, 1996) für die vier untersuchten Wasserkörper der Lahn in Abhängigkeit der morphologischen und biologischen Gegebenheiten übernommen und modifiziert.

Die Einstufung erfolgte mit den folgenden Bewertungsansätzen:

- **Artenzusammensetzung und Arteninventar**

Die Erfassung des Arteninventars soll darüber Aufschluss geben, inwieweit das Artenspektrum auch unter Berücksichtigung der typspezifischen störungsempfindlichen Arten (z.B. Langdistanzwanderarten) den Bedingungen bei Abwesenheit störender Einflüsse entspricht.

Im Sinne der EG-Wasserrahmenrichtlinie kann dies für den Fall des sehr guten Zustands für die Qualitätskomponente „Fischfauna“ folgendermaßen interpretiert werden:

- alle oder fast alle historisch bekannten Arten sind auch aktuell nachweisbar,
- der flussregionspezifische Leitfisch und die typischerweise vorkommenden Begleitfischarten sind vollständig vorhanden und
- alle typischen Langdistanzwanderarten sind vertreten.

Für die Auswertung der Lahn wurden die fischfaunistischen Daten der in den einzelnen Gewässerabschnitten vorliegenden Probestellen zusammengefasst und aufsummiert. Daraus ergibt sich für die vier Lahnabschnitte folgendes Ergebnis:

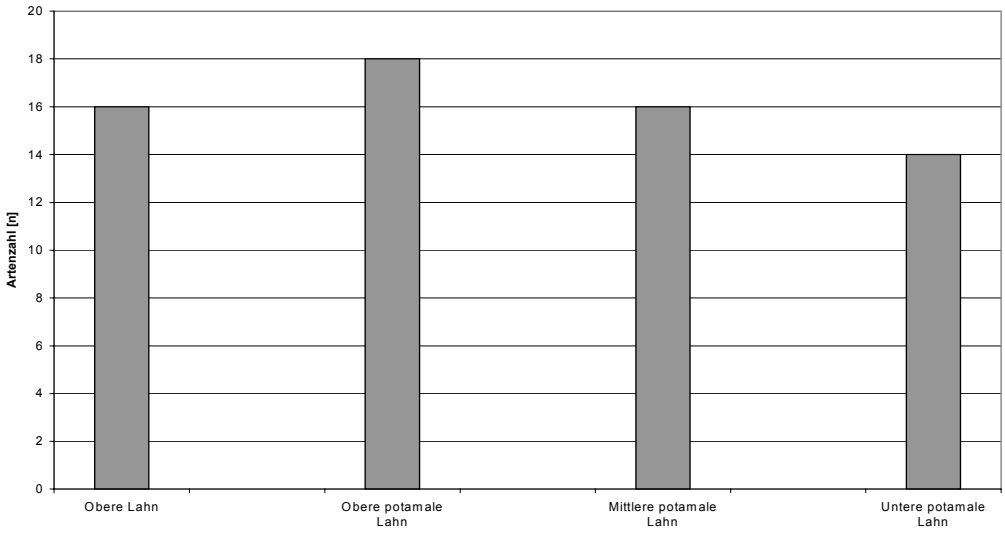


Abb. 5.2.15: Anzahl der autochthonen und allochthonen Fischarten aus Elektrobefischungen in den vier untersuchten Lahnabschnitten

Für das bessere Verständnis der Darstellungen ist es notwendig, die Methode, die zum Nachweis der Fischvorkommen genutzt wird, genauer zu betrachten. Die Fische wurden hauptsächlich durch Elektrobefischungen aufgenommen (ADAM & SCHWEVERS 1991, 1992, 1996). Dies stellt eine selektive Methode des Fischfangs dar und ist nur bedingt geeignet, eine vollständige Artenliste zu ermitteln. Die nachfolgende Graphik zeigt den Vergleich zwischen Elektrobefischung und Reusenfängen am Beispiel des Mains.

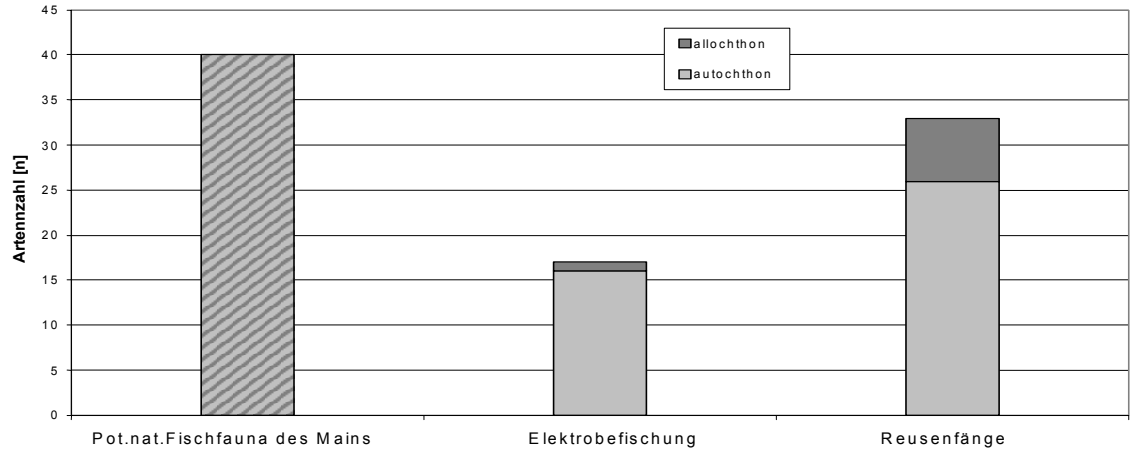


Abb. 5.2.16: Anzahl der autochthonen und allochthonen Fischarten aus Elektrobefischungen und Reusenfängen im Verhältnis zur potenziell natürlichen Fischfauna am Beispiel des Mains

Hinsichtlich der Bewertung der Fischlisten müssen wir daher berücksichtigen, dass die Anzahl der bekannten Arten gedanklich mit dem **Faktor 1,5** multipliziert werden muss, um einen Eindruck über die tatsächlich vorhandene Fischfauna zu erhalten.

Die anschließende Analyse der vier betrachteten Flussabschnitte der Lahn ergibt die folgenden Ergebnisse:

- **Betrachtung des Anteils der Neozoen in der Fischfauna**

Die Anzahl der allochthonen Arten variiert in den betrachteten Wasserkörpern zwischen null und drei. Unter Berücksichtigung der Tatsache, dass insgesamt nur 27 Fische der fünf nicht einheimischen Arten gezählt werden konnten, sind die Fisch-Neozoen im Flusssystem der Lahn nicht signifikant. Die einzig mögliche Einschätzung bezüglich dieses Aspekts ergibt daher einen guten ökologischen Zustand für die vier untersuchten Wasserkörper.

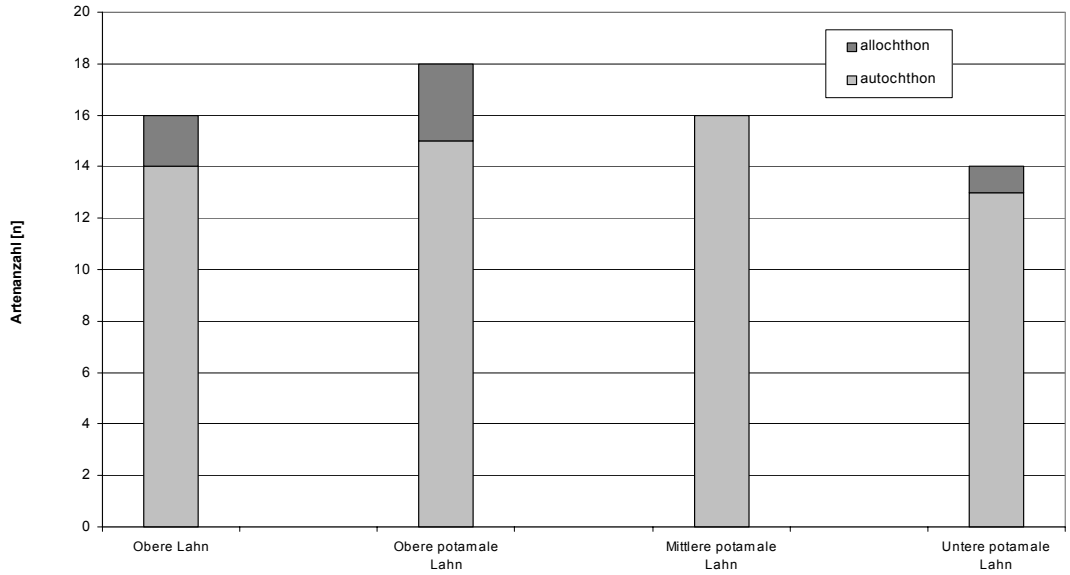


Abb. 5.2.17: Allochthoner Anteil der aktuellen Fischfauna

- **Betrachtung der Anzahl der autochthonen Arten**

Das folgende Diagramm zeigt die aktuelle Anzahl der autochthonen Arten in Bezug auf die entsprechende Liste potenziell natürlicher Arten für die vier Wasserkörper: Die sich ergebenden Artenfehlbeträge liefern bedeutende Hinweise für den Nachweis von Auswirkungen.

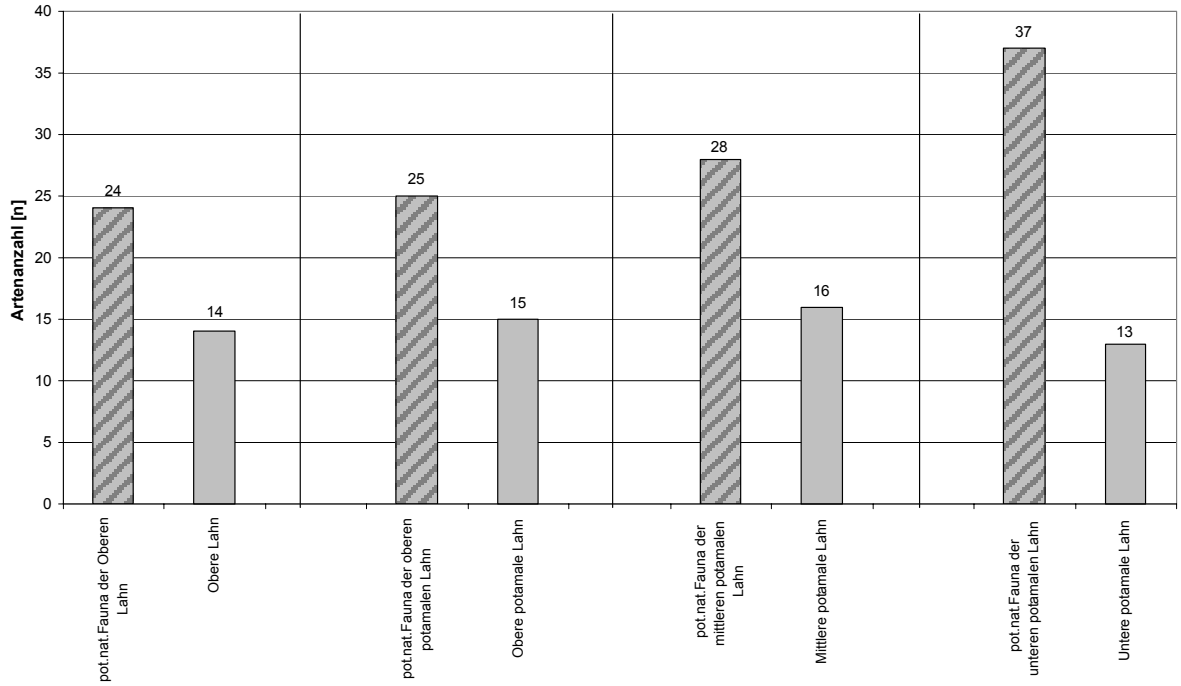


Abb. 5.2.18: Autochthoner Anteil der aktuellen Fischfauna

Weiterhin zeigt Abbildung 5.2.19 den Prozentsatz der aktuellen Fauna im Vergleich zur potenziell natürlichen Taxaliste.

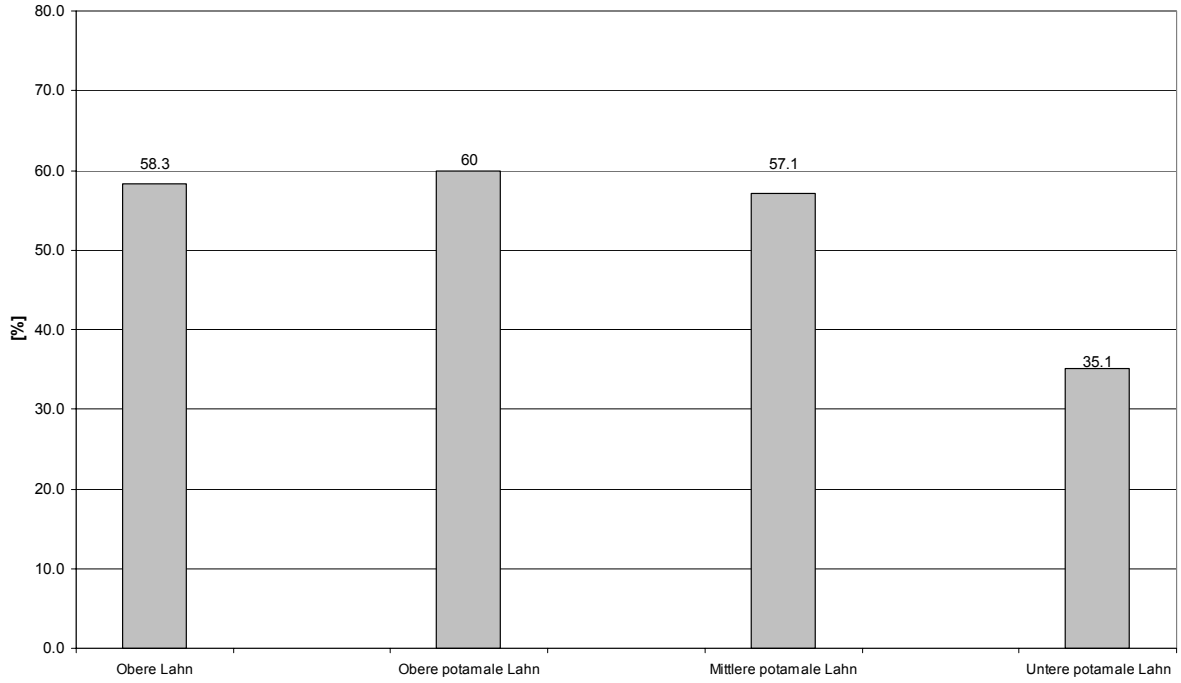


Abb. 5.2.19: Anteil der aktuellen Fischfauna im Vergleich zur potenziell natürlichen Fischfauna in Prozent

Drei Abschnitte (obere Lahn, oberes und mittleres Potamal der Lahn) zeigen Defizite zwischen 40 und 42,9 %. In der ökologischen Einschätzung (bitte beachten Sie den Faktor 1,5!) bedeutet dies eine reichhaltige Biozönose und demzufolge den guten ökologischen Zustand für die obere Lahn sowie für das obere und mittlere Potamal. Dagegen weist das untere Potamal der Lahn eine deutlich signifikante Abweichung und damit alle Anzeichen eines mäßigen ökologischen Zustands auf.

- **Unterscheidung der Fischzonen**

Die vorgegebenen biotischen und abiotischen Habitatbedingungen formen die Artenzusammensetzung der Fischfauna im Längsprofil des Fließgewässers. Nach HUET (1946) sind die unterschiedlichen Regionen gemäß ihrer hydrologischen und morphologischen Gegebenheiten darstellbar.

Die Berechnungen zeigen, dass die obere Lahn Teil der Äschenregion ist, die an der Mündung der Ohm (Lahn-km 53) endet. Die folgenden drei Abschnitte, also das obere, mittlere und untere Potamal bis zur Mündung der Lahn können als Barbenregion bezeichnet werden.

Um die An- oder Abwesenheit von Leitfischarten und das Verhältnis der typischen Begleitfischarten genauer zu betrachten, wurden Listen über die Fischfauna erstellt. Die folgende

Abbildung zeigt in diesem Zusammenhang das Verhältnis des potenziell natürlichen Fischbestands zum aktuellen Fischbestand:

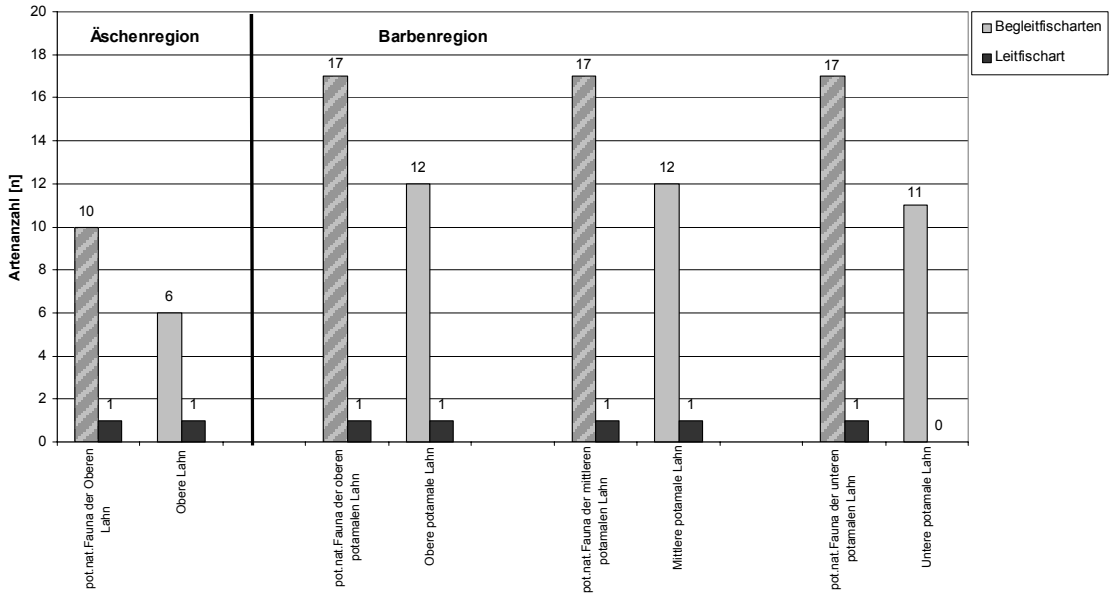


Abb. 5.2.20: Vergleich der aktuellen Fischfauna mit der potenziell natürlichen Fischfauna hinsichtlich der Fischzonen

Auffallend ist das Fehlen der Leitfischart im unteren Potamal der Lahn. Den prozentualen Anteil der auftretenden Begleitfischarten zeigt Abb. 5.2.21:

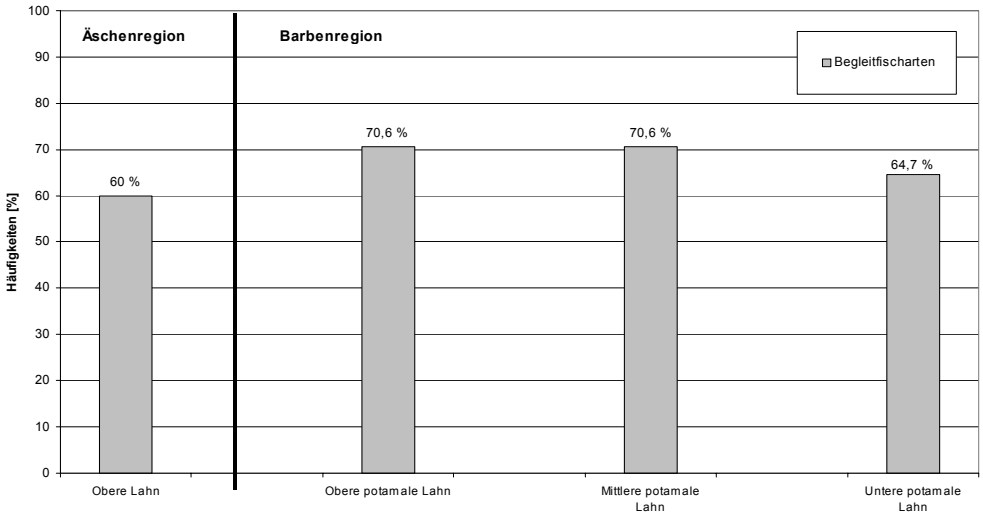


Abb. 5.2.21: Die Artenzahl der aktuellen Fischfauna (Begleitfische) im Verhältnis zur potenziell natürlichen Fischfauna in Prozent

Diese Kriterien zeigen, dass die Bestände an Begleitfischarten in der oberen Lahn und im unteren Potamal der Lahn geringer sind als im oberen und mittleren Potamal. Die obere Lahn wurde dahingehend eingeschätzt, dass sie einen mäßigen ökologischen Zustand darstellt, während die beiden nachfolgenden Abschnitte den guten ökologischen Zustand im Hinblick auf diesen einzelnen Aspekt aufweisen. In Verbindung mit dem Fehlen von Leitfischarten repräsentiert das untere Potamal den schlechten ökologischen Zustand.

- **Altersstruktur und Reproduktion**

Die Kriterien Altersstruktur und Reproduktion werden in Anhang V genannt und sind daher äußerst wichtig im Sinne der WRRL. Im Fall der Lahn ist es jedoch aufgrund jährlicher Besatzmaßnahmen entlang des gesamten Flusses nicht möglich, diesen Parameter als verlässliches Kriterium zu nutzen. Zur Zeit besteht keine Möglichkeit, die Menge des besetzten Fisches zu ermitteln, diese wird aber in der Größenordnung von mehreren Tonnen geschätzt. Für die nächsten Jahre wäre es für die Einschätzung der Altersstruktur und Fortpflanzung sehr hilfreich, wenn alle Besatzmaßnahmen nachvollziehbar dokumentiert würden.

- **Wandernde Arten**

Die Analyse der Wanderfische ist das wichtigste Kriterium zur Bewertung der Durchgängigkeit der Wasserkörper. Die Abwesenheit der Lang- und Mitteldistanzwanderfische zeigt eine Unterbrechung der Durchgängigkeit an oder verdeutlicht, dass vorhandene Fischpässe optimiert werden müssen.

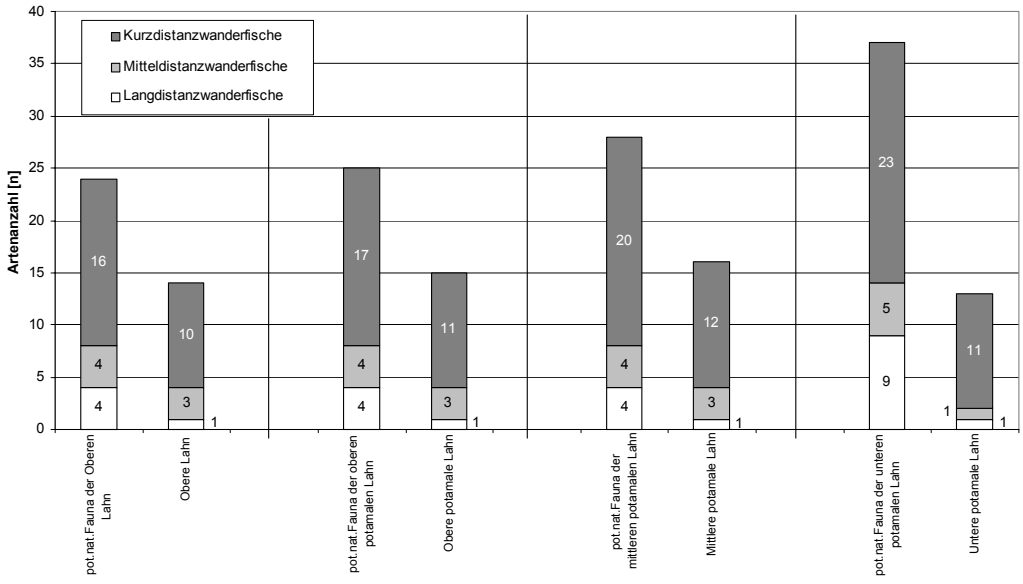


Abb. 5.2.22: Anteil der Wanderfische an der aktuellen Fischfauna im Vergleich zur potenziell natürlichen Fischfauna

Relevante Kriterien bei der Betrachtung dieser Parameter waren die An- oder besser Abwesenheit der Langdistanzwanderarten und das Verhältnis zwischen den drei verschiedenen

wandernden Artengruppen (Lang- Mittel und Kurzdistanzwanderer) im Vergleich zur potenziell natürlichen Fischfauna des betrachteten Wasserkörpers.

Der dabei gewonnene Eindruck bestätigt sich, wenn man den prozentualen Anteil der wandernden Arten im Verhältnis zur natürlichen Fischfauna betrachtet.

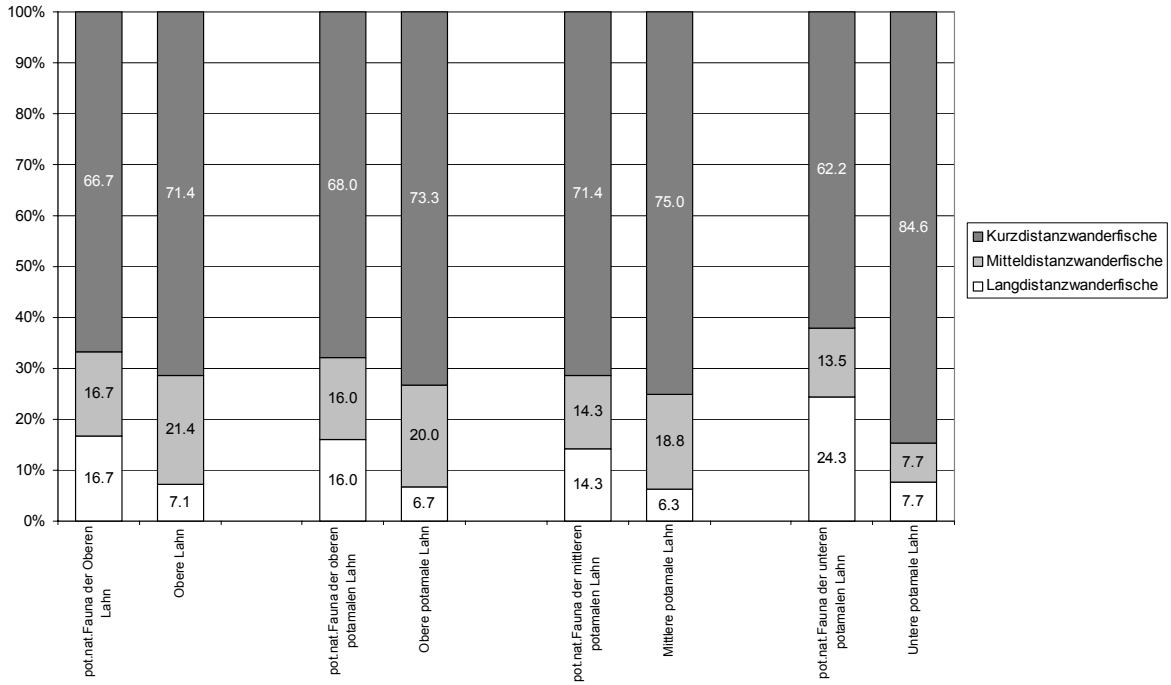


Abb. 5.2.23: Prozentualer Anteil der wandernden Fischarten der aktuellen Fischfauna im Vergleich mit der potenziellen Fischfauna

Der letzte verbreitete Langdistanzwanderfisch in der gesamten Lahn ist der Aal (aufgrund von Besatzmaßnahmen). Alle anderen Arten fehlen. In den drei oberen Abschnitten reicht der prozentuale Anteil der Mittel- und Kurzdistanzwanderarten fast an die natürliche Verteilung heran. Aufgrund dessen wurde die Biozönose in diesem Kriterium als „mäßig“ eingestuft. Das untere Potamal zeigt um einiges deutlicher, dass es von den natürlichen Bedingungen weit entfernt ist, und wurde demzufolge dem schlechten ökologischen Zustand zugeordnet.

- **Rheophilie**

Die Bevorzugung einer bestimmten Strömung (SCHIEMER 1988, SCHIEMER & WAIDBACHER 1992) liefert sinnvolle Hinweise hinsichtlich der Bindung unterschiedlicher Arten an verschiedene Gewässerregionen in einem Flusssystem.

Bei der Betrachtung dieses Aspekts wurde besonders auf dem relativen Anteil der vier Strömungstypen (rheophil a, rheophil b, stagnophil und eurytop) der aktuellen Fauna im Vergleich mit der potenziell natürlichen Fischfauna geachtet.

Dieses Verhältnis ändert sich im Fluss von einer Region zur nächsten. So verringert sich die Anzahl der typischen Flussfischarten (rheophil a) vom Hauptstrom zum Altwasser. Der Anteil

der hinsichtlich der Strömung nicht anspruchsvollen eurytopen Fische steigt mit der Zunahme der negativen Auswirkungen und kann so als Indikator zur Bewertung dieser funktionalen Gruppen genutzt werden.

Abb. 5.2.24 illustriert den prozentualen Anteil der vier benannten Strömungstypen in Bezug auf die potenzielle Fischfauna des betroffenen Wasserkörpers.

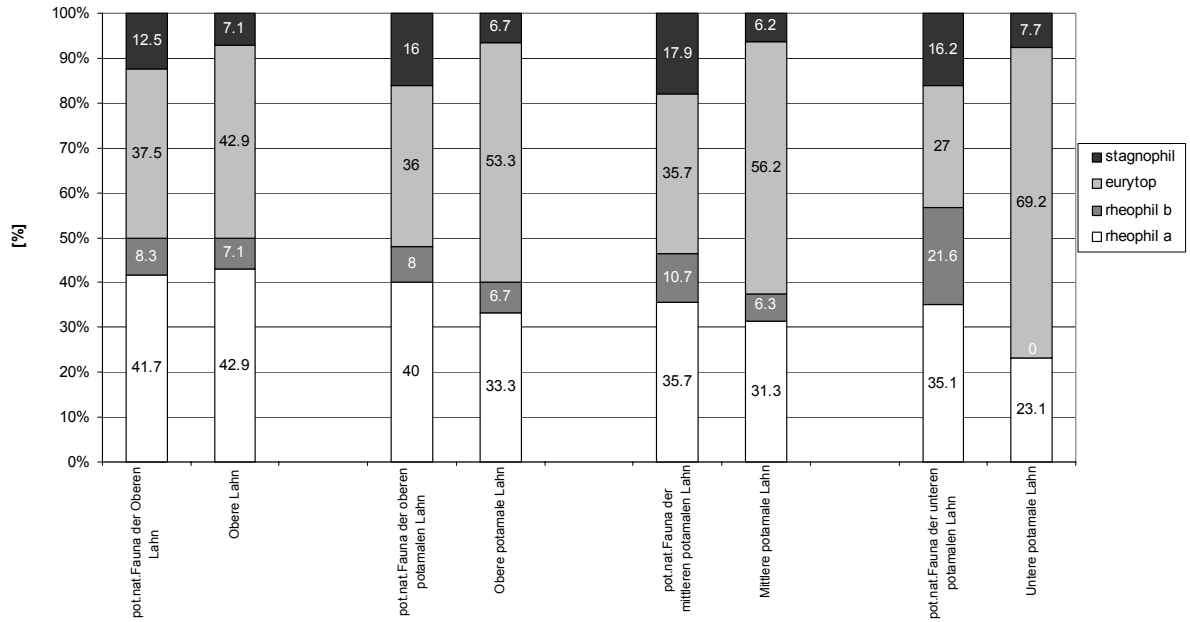


Abb. 5.2.24: Die prozentualen Anteile der Strömungstypen der aktuellen Fischfauna im Verhältnis zur potenziell natürlichen Fischfauna

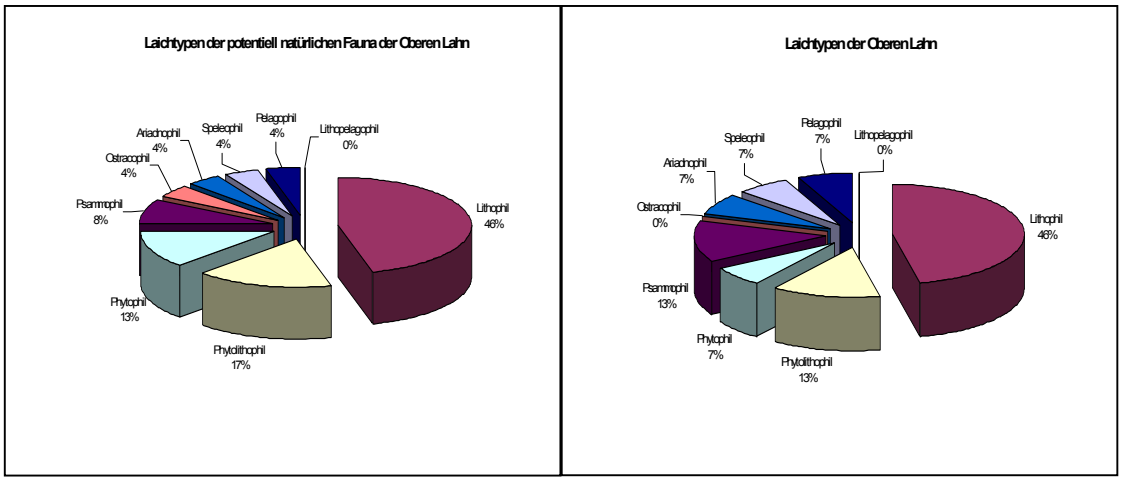
In der oberen Lahn sind nur geringe Abweichungen der Strömungstypen erkennbar, womit der gute ökologische Zustand aufgezeigt wird. Das obere und mittlere Potamal weisen deutliche Unterschiede zu den natürlichen Bedingungen und daher den mäßigen ökologischen Zustand auf. Das untere Potamal wird von eurytopen Taxa beherrscht, während rheophil b-Arten vollständig fehlen. Das Ergebnis ist der schlechte ökologische Zustand.

- **Laichtypen**

Die Klassifizierung des Laichverhaltens einer Art wurde gemäß BALON (1975) („reproductive guilds“) eingeschätzt. Wie die Strömungstypen liefert die prozentuale Verteilung der unterschiedlichen Laichtypen Hinweise auf biotische und abiotische Faktoren für die Analyse, wie häufig Laichhabitate und wie unterschiedlich die Fortpflanzungsbedingungen in den betrachteten Flussabschnitten sind.

Die folgenden Abbildungen zeigen die prozentuale Verteilung der verschiedenen Laichtypen in Bezug auf die potenziell natürliche Fischfauna in den vier betrachteten Wasserkörpern.

Obere Lahn:



Oberes Potamal:

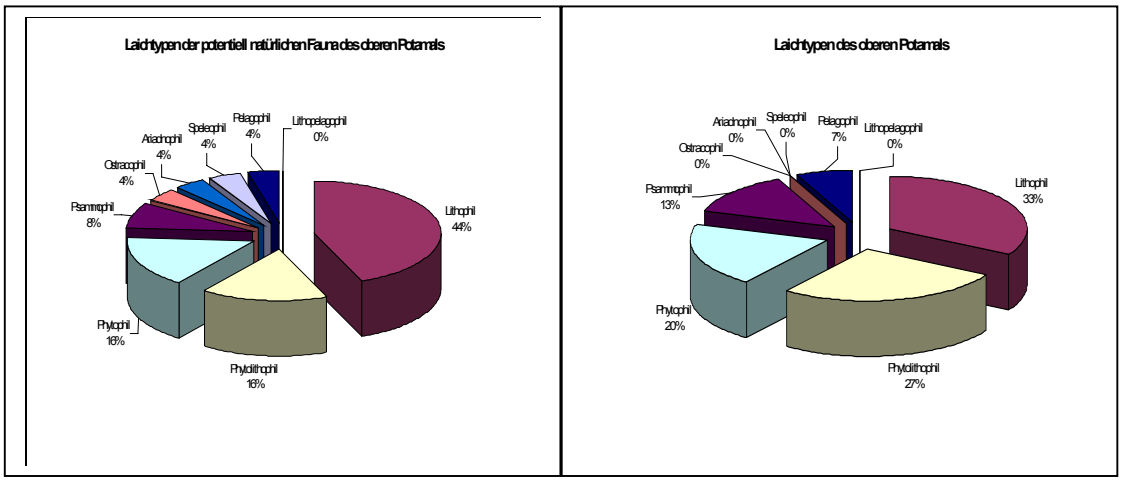
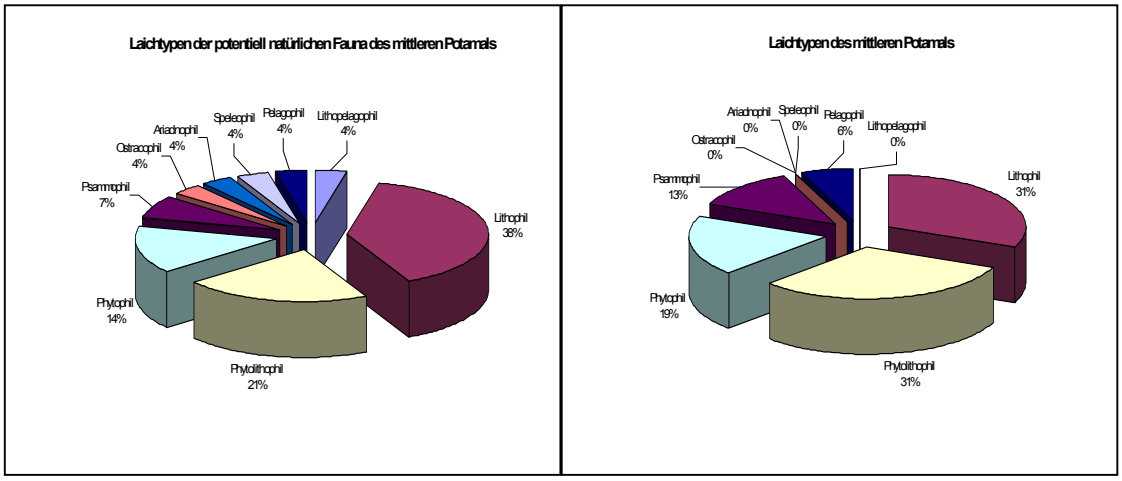


Abb. 5.2.25: Laichtypen der potenziell natürlichen Fischfauna im Vergleich zur aktuellen Fischfauna (obere Lahn und oberes Potamal der Lahn) in Prozent

Mittleres Potamal:



Unteres Potamal:

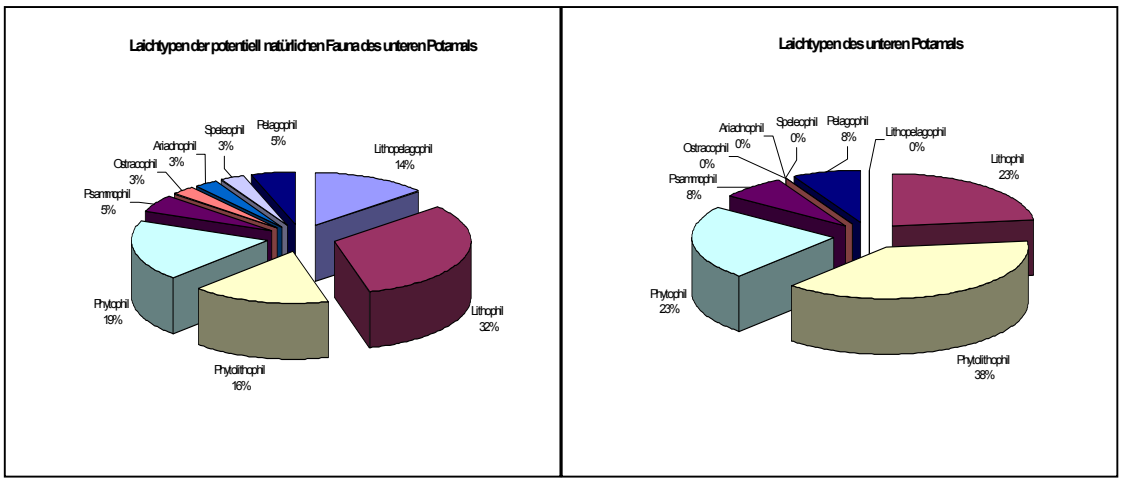


Abb. 5.2.26: Laichtypen der potenziell natürlichen Fischfauna im Vergleich zur aktuellen Fischfauna (mittleres und unteres Potamal der Lahn) in Prozent

Zur Einschätzung der Parameter ist es notwendig zu wissen, dass einige der Laichtypen in den untersuchten Lebensräumen nur durch eine einzige Art vertreten werden (z. B. Bitterling, *Rhodeus sericeus amarus*, die einzige ostracophile Art in Deutschland). Diese Arten leben oft in Seitengewässern ohne Verbindung zum Hauptstrom des Flusses und fehlen daher in den Faunen-Listen.

Erneut zeigt sich auch in dieser Einzelbetrachtung, dass die Artengemeinschaft der oberen Lahn nahe an die potenziell natürliche Fischfauna heranreicht und das obere Potamal der Lahn sich an der Grenze vom guten zum mäßigen Zustand befindet. Unter Berücksichtigung des Faktors 1,5 (siehe oben) wurde die Entscheidung zugunsten des guten Zustands getroffen. Das mittlere und untere Potamal stellen, was die Anwesenheit der zu erwartenden Laichtypen betrifft, den mäßigen ökologischen Zustand dar.

Zusammenfassende Einschätzung der Fischfauna

Abschließend wurden die sechs diskutierten Kriterien in Tabelle 5.2.10 aufgeführt und eine Einschätzung des ökologischen Zustandes anhand eines einfachen arithmetischen Mittelwerts berechnet:

Tab. 5.2.10: Allgemeine Einschätzung der Fischfauna in den betrachteten Wasserkörpern zur Ermittlung des ökologischen Zustands

Kriterien Wasserkörper	Anteil allochthone Arten	Arten-anzahl	Leitfisch/ Begleit-fische	Wander-fische	Strömungs-typen	Laich-typen	**Gesamt-bewertung**
Lahn							
Obere Lahn	4	4	3	3	4	4	**3,7**
Oberes Potamal	4	4	4	3	3	4	**3,7**
Mittleres Potamal	4	4	4	3	3	3	**3,5**
Unteres Potamal	4	3	2	2	2	3	**2,7**

Es ist offensichtlich, dass das Fehlen der Wanderfische das Hauptproblem für die Fischbiozönose im gesamten Flusssystem der Lahn darstellt. Weiterhin ist das Missverhältnis von Strömungs- und Laichtypen sowie die verarmte Artengemeinschaft im unteren Potamal der Lahn von Bedeutung. Für das untere Potamal der Lahn besteht nach den Ergebnissen der Fischbewertung das Risiko, den guten ökologischen Zustand nicht zu erreichen.

Die Ergebnisse der Tabelle 5.2.10 (Fischfauna) und 5.2.9 (benthische wirbellose Fauna) wurden in Tabelle 5.2.11 zusammengetragen, die eine zusammenfassende Bewertung der benthischen Makorinvertebraten und der Fischfauna vornimmt.

Tab. 5.2.11: Zusammenfassende Einschätzung der Fischfauna und der benthischen wirbellosen Fauna in den betrachteten Wasserkörpern zur Abschätzung des Erreichens des guten ökologischen Zustands:

Kriterien / Wasserkörper	Gesamtbewertung Fischfauna	Gesamtbewertung benthische wirbellose Fauna	**Zusammenfassende Einschätzung**
Lahn			
Obere Lahn	3.7	4.0	**3.85 nicht gefährdet**
Oberes Potamal	3.7	4.4	**4.05 nicht gefährdet**
Mittleres Potamal	3.5	3.2	**3.35 gefährdet!**
Unteres Potamal	2.7	2.8	**2.75 gefährdet!**

Die Ergebnisse der zusammenfassenden Einschätzung zeigen deutlich die Unterschiede zwischen den ökologischen Zuständen der betrachteten Wasserkörper. Während die obere Lahn und das obere Potamal der Lahn deutlich nicht gefährdet sind das Ziel des „guten ökologischen Zustands“ bis 2015 zu erreichen, ist das untere Potamal offensichtlich gefährdet. Das mittlere Potamal befindet sich nahe an der Grenze zum guten ökologischen Zustand, und mathematisch gesehen könnte ein einziges Kriterium, wie z.B. die Anwesenheit von Langdistanzwanderarten (Fische) das Ergebnis zugunsten des besseren Zustands ausfallen lassen. Gegenwärtig ist jedoch nicht vorherzusehen, in welcher Weise und wie schnell die Biozönose bis 2015 reagiert. Daher müssen beide Wasserkörper, mittleres- und unteres Potamal der Lahn, als gefährdet gelten.

5.2.6 Schritt 6: Ist der Wasserkörper aufgrund physikalischer Veränderungen infolge von Eingriffen durch den Menschen in seinem Wesen erheblich verändert? [Art. 2(9)]

Die zwei Wasserkörper, bei denen das Erreichen des guten ökologischen Zustands nicht gefährdet ist, werden als natürliche Wasserkörper betrachtet. Das relevante Umweltziel ist der gute ökologische Zustand (GES). Demzufolge **konzentrieren sich die folgenden Schritte auf die beiden gefährdeten Wasserkörper**, also auf das mittlere und untere Potamal der Lahn.

Die physikalischen Veränderungen, die durch die genannten Nutzungen „Wasserkraft“ und „Schifffahrt“ verursacht wurden, sind in der hydromorphologischen Struktur der Lahn deutlich sichtbar. Das Ausmaß der Veränderungen wurde gemäß der standardisierten Vorgehensweise für Gewässerstrukturerhebungen in Deutschland (Hessisches Ministerium für Umwelt, Landwirtschaft und Forsten 2000) bewertet. Die Bewertung der relevanten Parameter für jeden der betrachteten Abschnitte der Lahn, sowie die Gesamteinschätzung (Mittelwert) wei-

sen deutliche Mängel hinsichtlich der Flussmorphologie auf (Tabelle 5.2.1). Die Parameter „Flusskontinuum“, „Längsprofil“ und auch die Ergebnisse der Gesamtbewertung zeigen eine wahrnehmbare Verschlechterung des morphologischen Zustandes von der oberen Lahn bis zur Mündung in den Rhein. Die Morphologie der Lahn in Rheinland-Pfalz (unteres Potamal, in Tabelle 5.2.12 nicht enthalten) ist davon noch stärker betroffen als der untere Abschnitt der Lahn in Hessen (mittleres Potamal).

Tab. 5.2.12: Qualität der morphologischen Struktur der hess. Lahn – ausgewählte Parameter

	Obere Lahn	**Oberes Potamal**	**Mittleres Potamal**
Länge [km]	45	42	81
Gewässerstrukturgütekartierung [Klassen von 1 „fast natürlich“ bis 7 „vollständig verändert”]			
Flusskontinuum	5	6	7
Längsprofil	3	5	7
Querprofil	6	6	6
Flussbett	7	7	7
Flussufer	5	4	4
Uferbereich/ Flutungsebene	6	6	6
Gesamteinschätzung (Mittelwert)	5	6	6
Unterparameter			
Längskrümmung	5	5	5
Profilart	4	4	5
Profiltiefe	4	5	4
Befestigung der Flussufer	3	3	3

Der Vergleich zwischen der derzeitigen Situation und dem angestrebten Zustand gemäß des Entwicklungsplans des Bundesland Hessen ist in Abbildung 5.2.27 gezeigt.

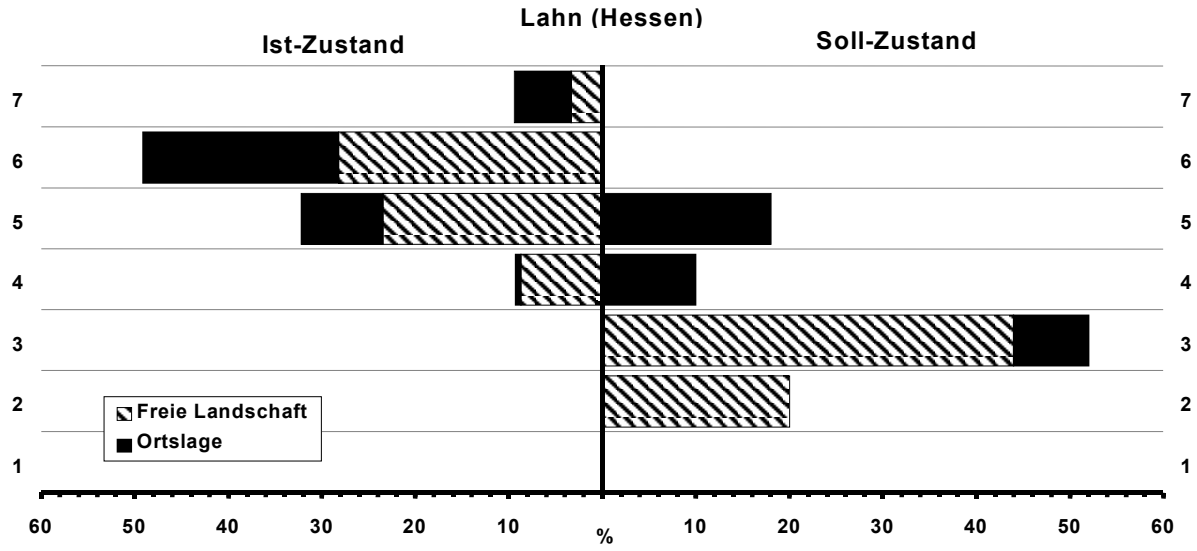


Abb. 5.2.27: Gewässerstruktur der hessischen Lahn, Ist- und Soll-Zustand (y-Achse: Strukturgüteklassen, 1: naturnah/unverändert, 7: vollständig verändert; x-Achse: prozentuale Anteile. Daten Ist-Zustand: HMULF (2000), Daten Soll-Zustand: ungefähre Angaben entsprechend dem Güteziel laut Entwicklungsplan Hessen)

Die derzeitige morphologische Situation der Lahn unterscheidet sich erheblich von der angestrebten Situation. Es gibt keine Stromabschnitte, die an den natürlichen Zustand heranreichen und auch keine Abschnitte, die nur mäßig verändert sind.

Die **Wasserkraftnutzung** ist die Hauptnutzung, die signifikante Belastungen auf den Wasserkörper der Lahn und indirekt negative Wirkungen auf die Hydromorphologie und lineare Stetigkeit des Flusssystems verursacht. Die Wasserkraftnutzung kann in negativer Weise mit Auswirkungen, die den Abfluss (Wasserspiegel, Fließgeschwindigkeit), die morphologische Struktur des Flussbetts, Habitatmerkmale, Temperatur-, Sauerstoff- und Nährstoffgleichgewichte sowie die Wanderungsmöglichkeiten aquatischer Organismen verändern, in Verbindung gebracht werden.

Die durch Wasserkraftnutzung verursachten physikalischen Veränderungen werden nachstehend beschrieben und anhand des Beispiels der hessischen Lahn veranschaulicht:

Der Rückstau eines Wehres hat eine geringere Strömungsgeschwindigkeit, teilweise im Oberwasser der Wehre sogar überhaupt keine verbleibende Strömung zur Folge. Dies beeinflusst die Artenvielfalt und die Wasserqualität.

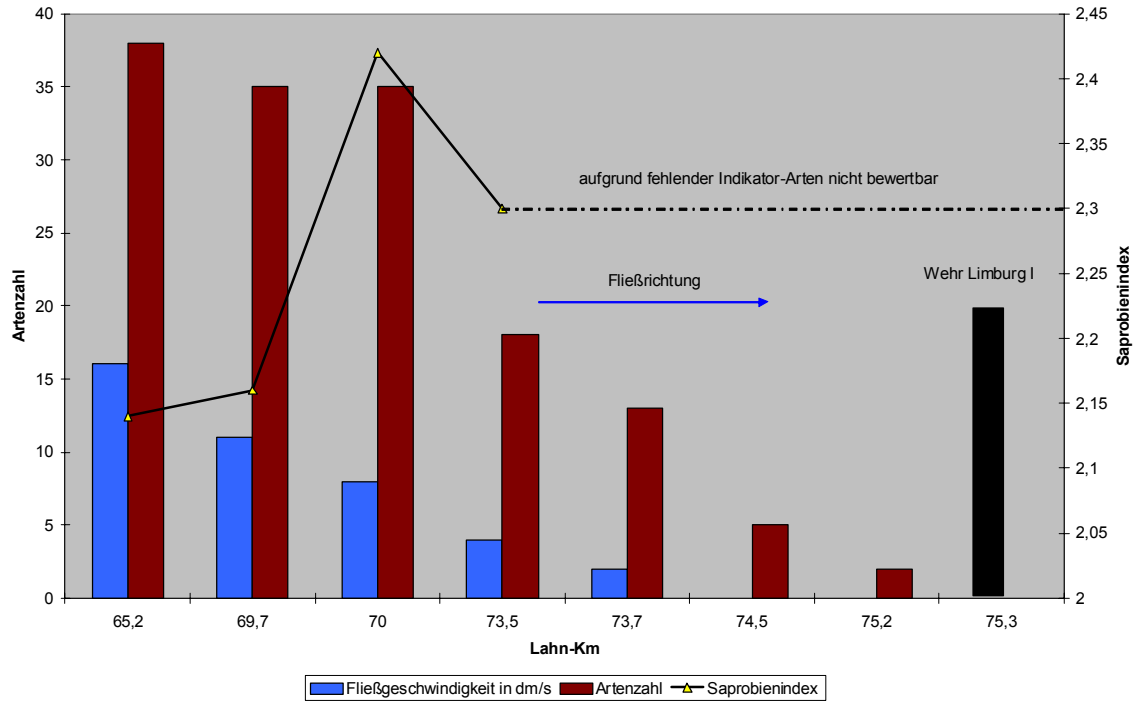


Abb. 5.2.28: Artenanzahl und Saprobienindices im Vergleich zur Fließgeschwindigkeit im Oberwasser des Wehres Limburg (Lahn-km 70 markiert die Stauwurzel und die Grenze zwischen dem mittleren und unteren Potamal der Lahn)

Im Sommer können solche Rückstaubereiche als Seen mit Neigung zur Eutrophierung 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. Dies führt zu einem erhöhten trophischen Zustand (BORCHARDT 1994). Nach Perioden der Algenblüte tritt eine große Menge an organischer Masse im Fluss auf, sinkt zu Boden und in Zeiten, in denen die lebenden Algen auch Sauerstoff verbrauchen (Heterotrophie während der Nacht), geht die Zersetzung der abgestorbenen Algenbiomasse mit einem Sauerstoffmangel einher.

Der Rückstau eines Wehres fördert die Eutrophierung durch Vergrößerung des Wasserspiegels und die Ausweitung der nicht beschatteten Wasseroberfläche.

Die ausgeweiteten Stauhaltungen an der unteren Lahn haben auch Einfluss auf chemische Parameter. Bezüglich des chemischen Sauerstoffbedarfs (CSB), der oft mit dem Schwebstoffverhältnis korreliert, kann gezeigt werden, dass mit beginnender Sedimentation im Staubereich die CSB-Werte abnehmen. (Abb. 5.2.28a). Trotzdem zeigen die Parameter Ammonium, Nitrat und Gesamt-Phosphor (Abbildung 5.2.28 b, c, d) steigende Konzentrationen in Richtung des Wehrs. Diese Wirkung hängt von den Abwassereinleitungen und dem nachlassenden Abbau eingetragener organischer Substanzen im stehenden und oftmals geschichteten Rückstaubereich ab.

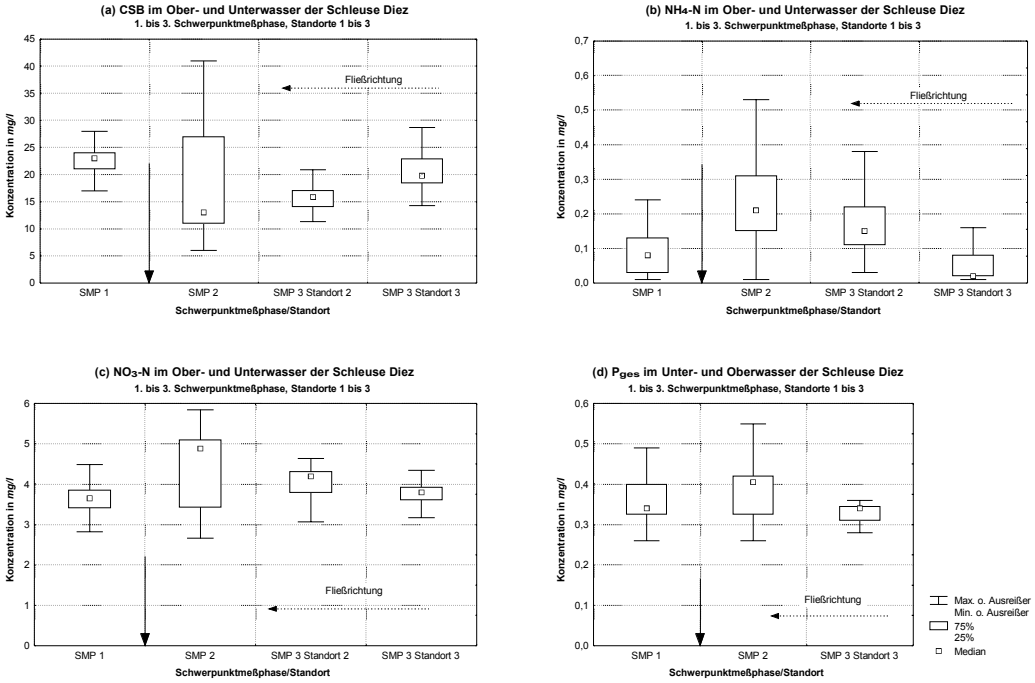


Abb. 5.2.28: Einfluss der Wehre auf chemische Parameter in den Rückstaubereichen der unteren Lahn (der Pfeil markiert die Position des Wehrs) (MANG ET AL. 1998)

In der Art der Konstruktion und der Funktionsweise der Wehre sind die Ursachen für die Verschlechterung der Auf- und Abstiegsmöglichkeiten der aquatischen Organismen, insbesondere der Fischfauna, begründet. Darüber hinaus schädigen die einzelnen Einrichtungen der Anlagen (Turbinen, Rechen) die Fischfauna. Ein plötzlicher Druckabfall beim Durchgang der Tiere durch die Turbinen kann nicht nur Schäden bei den Fischen hervorrufen, sondern auch Zerstörungen der wirbellosen Fauna verursachen.

Eine weitere negative Auswirkung insbesondere der unbeweglichen Wehre ist die Kollmation im Rückstaubereich. Dies hat zur Folge, dass das Kieslückensystem (Interstitial) blockiert wird und seine Wirksamkeit verliert. Zudem wird der natürliche Sedimenttransport unterbrochen und die Diversität der Flussbett- und Uferstrukturen eingeschränkt.

Kraftwerkseinläufe und -ausläufe zeigen meist künstliche Bedingungen hinsichtlich der Geometrie des Querschnitts und beeinflussen sowohl stromaufwärts als auch stromabwärts gelegene Bereiche. Insbesondere die Habitat-Diversität der Uferzonen ist eingeschränkt. Teilweise stellen die Kraftwerkseinläufe und -ausläufe Sackgassen für strömungsorientierte Organismen bei deren Auf- und Abwärtswanderungen dar, wenn Fischaufstiegs- oder Abstiegshilfen fehlen oder nicht funktionieren.

5.2.6.1 Veränderungen der hydromorphologischen Merkmale der Wasserkörper und Bewertung der entstehenden Auswirkungen

Hydromorphologische Veränderungen, die durch Wasserkraftnutzung verursacht wurden, sind:

- Veränderungen des Abfluss-Regimes und der Fließgeschwindigkeiten: Niedrige Wasserstände unterhalb der Wehre, (unnatürlich) hohe Wasserspiegel oberhalb der Wehre, ausgeweitete schattenlose Wasseroberflächen, verringerte oder stagnierende Fließgeschwindigkeit oberhalb der Wehre, die mit Temperaturänderungen und veränderten Sauerstoff- und Nährstoffgleichgewichten korrelieren.
- Die veränderte Hydromorphologie hat negative Folgen für Temperatur, Nährstoffgleichgewichte und insbesondere für den Sauerstoffgehalt → Eutrophierung
- Erhöhung der Sedimentation anorganischer Schwebstoffe aufgrund der geringen Strömung → Anzahl der Filtrierer sinkt
- Gestörtes Gleichgewicht zwischen Erosion und Sedimentation, unterbrochener Sedimenttransport, erhöhte Sedimentation oberhalb der Wehre, eingeschränkte Substratvielfalt des Flussbetts
- Beeinträchtigung des Kieslückensystems (Interstitial) und Begrenzung ihrer Wirksamkeit (Stoffumsätze, Habitate)
- Negative Auswirkungen auf die Qualität der Habitatstruktur der aquatischen und der amphibischen Fauna und Flora
- Einleitungen in die Kraftwerkseinläufe und -ausläufe

Die dargestellten Ergebnisse zeigen deutlich, dass die beiden gefährdeten Wasserkörper, also das mittlere und das untere Potamal der Lahn, aufgrund von physikalischen Veränderungen infolge von Eingriffen durch den Menschen in ihrem Wesen erheblich verändert sind. Der Veränderungsgrad hängt von der Anzahl und Abfolge der Wehre sowie anderen morphologische Belastungen wie Befestigung der Flussufer, Begradigung und Eintiefung ab.

5.2.7 Vorläufige Identifizierung als erheblich veränderter Wasserkörper [Art. 5(1) und Anhang II Nr. 1(1)(i)]

Aufgrund der Ergebnisse der vorangegangenen Prüfschritte wurden die beiden Wasserkörper

- mittleres Potamal der Lahn
- unteres Potamal der Lahn

vorläufig als erheblich veränderte Wasserkörper identifiziert.

Teil IIb

Ausweisungsprüfung

6 Schritte zur Ausweisung

Die zwei Wasserkörper (mittlerer und unterer potamaler Abschnitt der Lahn), die vorläufig als erheblich verändert identifiziert wurden, werden nun hinsichtlich ihrer endgültigen Ausweisung noch einmal eingehend betrachtet. Dieser Ausweisungsprozess sollte so früh wie möglich nach der vorläufigen Identifizierung vorgenommen werden. Die Ausweisung eines stark veränderten Wasserkörpers ist optional. Die Mitgliedstaaten können jederzeit entscheiden einen Wasserkörper nicht als stark verändert auszuweisen, wobei hierzu der Ausweisungsprozess an jedem Schritt des Ausweisungsverfahrens unterbrochen werden kann. In diesem Falle wird der Wasserkörper, wie jeder natürliche Wasserkörper, mit dem Qualitätsziel guter ökologischer Zustand behandelt. Der im folgenden betrachtete Ausweisungsprozess beinhaltet im Wesentlichen die Schritte 7-9 des HMWB & AWB Identifizierungs- und Ausweisungsprozesses (siehe Abb. 1.2.34). Diese Schritte werden in einem Fließdiagramm des Leitfadens zur Identifizierung und Ausweisung von erheblich veränderten und künstlichen Wasserkörpern näher betrachtet. (siehe Abb. 6.1.1).

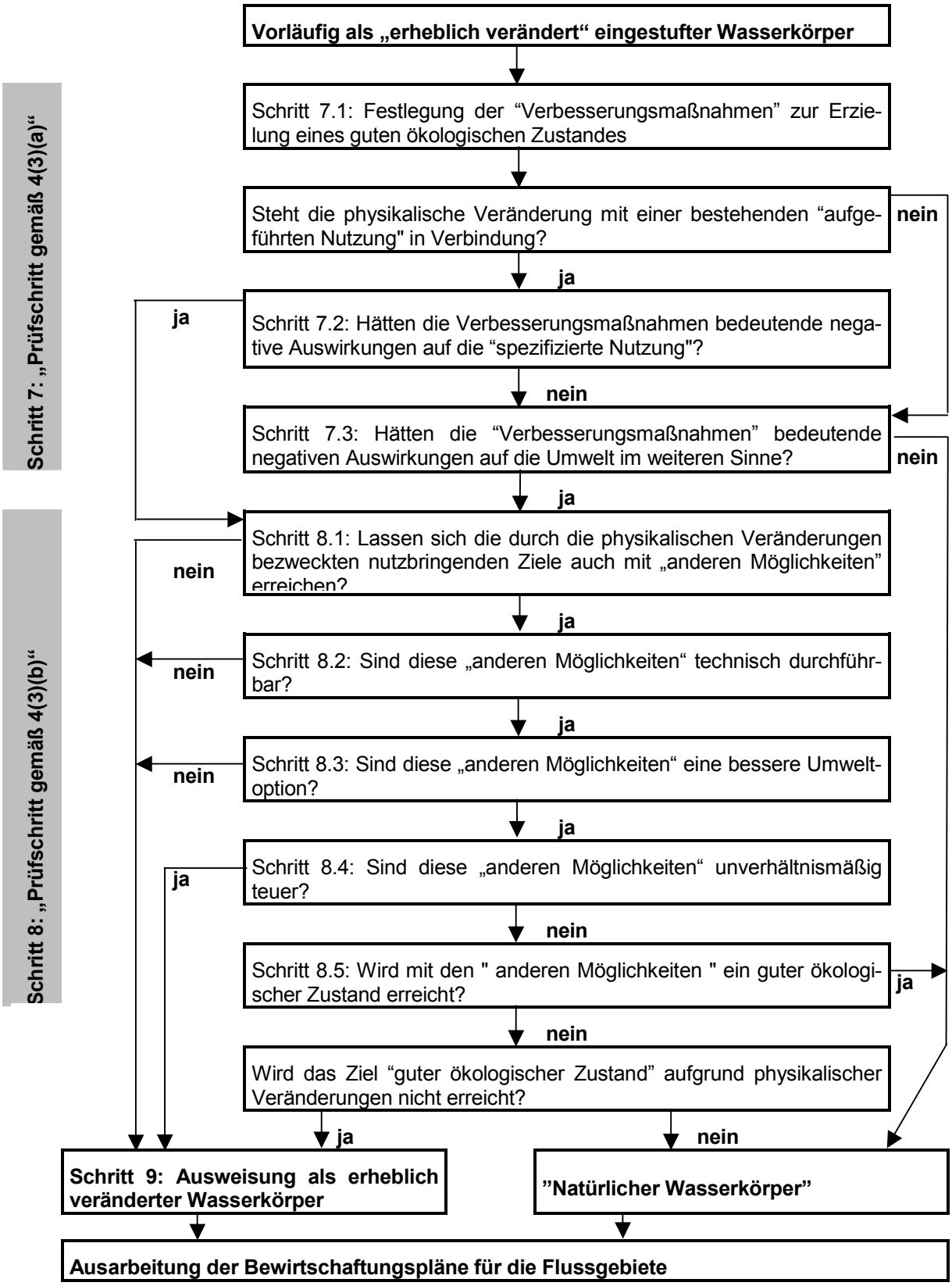


Abb. 6.1: Einzelschritte für die Ausweisung von erheblich veränderten Wasserkörpern (Schritte 7-9), aus: Leitfaden zur Identifizierung und Ausweisung von erheblich veränderten und künstlichen Wasserkörpern

6.1.1 Schritt 7.1: Festlegung der "Verbesserungsmaßnahmen" zur Erzielung eines guten ökologischen Zustandes

Um die am besten anwendbaren und umsetzbaren Verbesserungsmaßnahmen zu erkennen, wurden alle zur Zeit für die Lahn diskutierten Maßnahmen tabellarisch erfasst. Zudem schien es sinnvoll, deren zu erwartenden Einfluss auf den gegenwärtigen, nicht einheitlichen ökologischen Zustand der beiden betrachteten Lahnabschnitte einzuschätzen. Um den guten ökologischen Zustand zu erreichen sind die notwendigen hydromorphologischen Veränderungen, direkte biologische Maßnahmen, sowie Aspekte zur Verbesserung des chemischen und physikalischen Zustandes der beiden Lahn Wasserkörper von der Badenburg (Lahn-km 11,1) bis zur Lahnmündung bei Lahnstein (Lahn-km 137,3) nachstehend aufgeführt (Tabelle 6.1).

Tab. 6.1: Vorgeschlagene Verbesserungsmaßnahmen für das mittlere- und unteren Potamal der Lahn und die Einschätzung ihres Einflusses zur Verbesserung des gegenwärtigen ökologischen Zustandes

Verbesserungsmaßnahmen	Mittlerer potamaler Abschnitt	Unterer potamaler Abschnitt
Maßnahmen zur Veränderung der Hydromorphologie		
Beseitigung der Wehre	Mittlerer Einfluss	Starker Einfluss
Durchgängigkeit aller Querbauwerke (Wehre mit Schleusen etc.) für die Fischfauna und, soweit möglich, die benthische Fauna	Starker Einfluss	Starker Einfluss
Absenkung des Wasserspiegels in den verbleibenden Stauhaltungen um etwa 40 cm bei niedrigen Abflüssen (bei höheren Abflüssen können die Wasserspiegel gehalten, teilweise sogar erhöht werden)	Mittlerer Einfluss	Starker Einfluss
Erhöhung der Fließgeschwindigkeiten auf mindestens 40 cm/sec (bei MNQ), wie für eine flusstypische Fauna notwendig	Mittlerer Einfluss	Starker Einfluss

Fortsetzung

Verbesserungsmaßnahmen	Mittlerer potamaler Abschnitt	Unterer potamaler Abschnitt
Maßnahmen zur Veränderung der Hydromorphologie, Fortsetzung		
Schaffung von frei fließenden Abschnitten unterhalb der verbleibenden Wehre mit einer Länge von mindestens 1.5 km und relativ hoher Fließgeschwindigkeit	Mittlerer Einfluss	Starker Einfluss
Verbindlicher Mindestwasserabfluss parallel zu den Wasserkraftwerken > 1/3 MNQ	Starker Einfluss	Starker Einfluss
Ersatz von Ufersicherungen (Steinsatz- und Schüttung durch natürliche Sicherungen oder, soweit möglich, deren gänzliche Entfernung)	Starker Einfluss	Starker Einfluss
Anhebung stark eingetiefter Flussabschnitte (z.B. begradigte oder mittelwasserregulierte Abschnitte)	Starker Einfluss	Starker Einfluss
Wiederanbindung der Überschwemmungsgebiete; weitgehende Integration aquatischer, semiaquatischer und terrestrischer Lebensräume	Starker Einfluss	Starker Einfluss
Anbindung von Altarmen	Geringer Einfluss	Geringer Einfluss
Initialisierung zur Mäanderbildung	Starker Einfluss	Geringer Einfluss

Fortsetzung

Maßnahmen zur Verbesserung des physikalisch-chemischen Zustandes		
Einführung nachhaltiger Bewirtschaftungsmaßnahmen in der Landwirtschaft einschließlich einer Reduzierung der Einträge	Starker Einfluss	Starker Einfluss
Besseres Management von Mischwassereinleitungen	Starker Einfluss	Starker Einfluss
Verbesserungsmaßnahmen	Mittlerer potamaler Abschnitt	Unterer potamaler Abschnitt
Maßnahmen zur Verbesserung des biologischen Zustandes		
Wiederansiedlung von Langdistanz-Wanderfischarten (Lachs, Meerneunauge etc.) nach Wiederherstellung der Durchgängigkeit	Mittlerer Einfluss	Mittlerer Einfluss
Wiederansiedlung des Bibers	Starker Einfluss	Geringer Einfluss
Revitalisierung und Entwicklung von Makrophytenbeständen gemäß der flusstypischen Flora	Mittlerer Einfluss	Mittlerer Einfluss

Zu erwartende Auswirkungen

Nach möglicher Umsetzung aller Verbesserungsmaßnahmen (Tabelle 6.1.1) ist ein Erreichen der Qualitätsziele zu erwarten. Das heißt, dass sich der gegenwärtig mäßige ökologische Zustand um eine Qualitätsklasse verbessert und damit Klasse 2, den guten ökologischen Zustand, erreicht.

Es ist aus heutiger Sicht nicht vorhersagbar, ob alle Verbesserungsmaßnahmen bis zum Jahr 2015 abgeschlossen sein werden. Die Anhebung stark eingetiefter Flussabschnitte kann der Anstoß zur Bildung neuer Mäander sein, die wiederum zu einer Reihe neuer Flutmulden, Flussschleifen und Altarme führen. Dies hat nicht nur eine zunehmende Habitatdiversität, sondern auch ein wesentlich natürlicheres Abfluss-Regime mit deutlichem Rückhalt des Wassers in der Aue zur Folge. Das Einzige, was neben der Anhebung vorbereitend für die natürliche und ökologisch sinnvolle Bildung neuer Mäander im Rahmen des Flussgebietsbewirtschaftungsplans getan werden kann, ist für die Verfügbarkeit ausreichender Flä-

chen im Überschwemmungsbereich zu sorgen. Ob die Lahn bis zum Jahr 2015 diese Freiräume nutzen wird, bleibt letztendlich eine Frage wiederkehrender und lang anhaltender Hochwässer, und ist daher nicht vorhersagbar.

Die beiden betrachteten Wasserkörper unterscheiden sich in ihrem Potenzial zur Bildung neuer Mäander gewaltig. Während die mittlere potamale Lahn durch große, weitgehend unbebaute landwirtschaftlich meist extensiv genutzte Beckenlandschaften fließt, die die Bildung neuer Mäander durchaus begünstigen, lässt der oft schluchtartig eingetiefte Verlauf der unteren potamalen Lahn eine deutliche Verlegung des Flusses natürlicherweise gar nicht zu. Daher ist es nicht verwunderlich, dass der Einfluss solcher Mäander auf die Verbesserung des gegenwärtigen ökologischen Zustandes deutlich differenziert im mittleren und unteren Teil der Lahn zu beurteilen ist. Von einer zu starken Vorgabe neuer Verläufe durch massive Eingriffe, wie die künstliche Erstellung neuer Flussschleifen, ist in diesem Zusammenhang in aller Deutlichkeit abzuraten. Nicht ein anderer vorgegebener Verlauf des Flusses ist Ziel der Maßnahmen zur Umsetzung der WRRL, sondern eine funktionierende, sich ständig aus sich selbst heraus neu generierende ökologisch intakte Flusslandschaft. Nur hier findet in ständig bewegten morphologischen Strukturen die dringend benötigte Dynamisierung der Lebensräume und eine ausreichende Grundwasserneubildung statt.

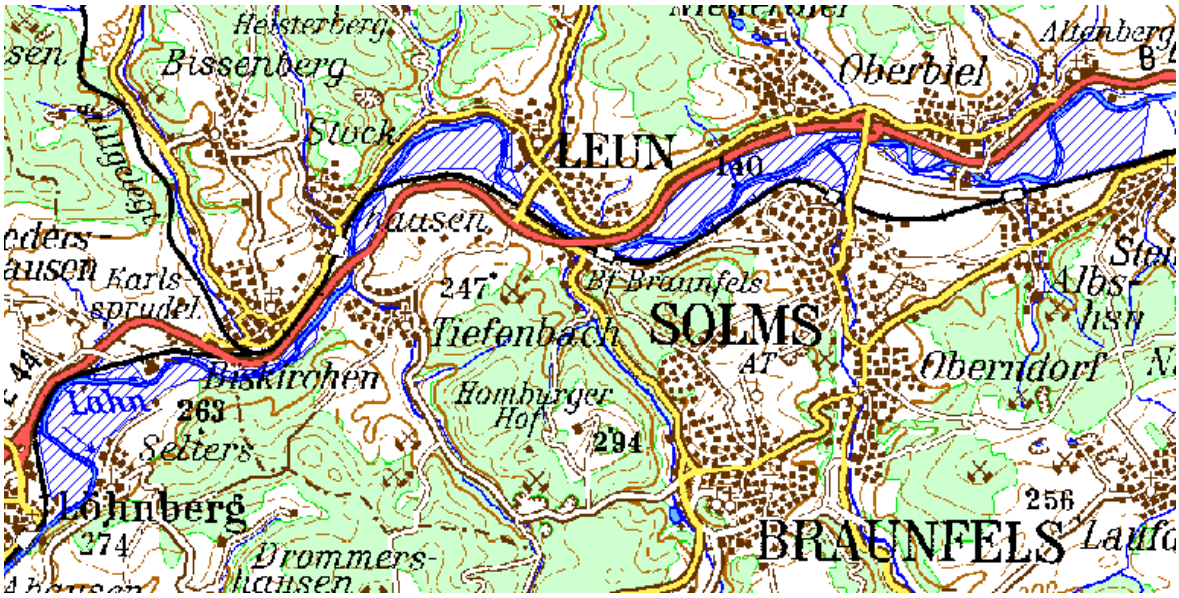


Abb. 6.2: **Mittlere potamale Lahn, Abschnitt Leuner Becken zwischen Altenberg (Lahn-km 16) und Löhnberg (Lahn-km 35). Schraffiert sind jene Bereiche in der Aue, die für eine Mäanderbildung geeignet sind.**

6.1.2 Steht die physikalische Veränderung mit einer bestehenden „aufgeführten Nutzung“ in Verbindung?

Die physikalischen Veränderungen an der Lahn resultieren wie bereits beschrieben vor allem aus den Nutzungen Wasserkraft und Schifffahrt. Die beiden Nutzungen und die daraus resultierenden Belastungen, die zu den hydromorphologischen Veränderungen in den betrachteten Wasserkörpern geführt haben, sind in Ihren Auswirkungen hier zunächst noch einmal näher zu betrachten.

Für die Nutzung „Wasserkraft“ sind an der Lahn vor allem zwei Auswirkungen charakteristisch: Aufstau und fehlende ökologische Durchgängigkeit. Für die Nutzung „Schifffahrt“ kommen zudem Ufersicherung, Vertiefung und direkte Belastungen durch Schiffe und Boote hinzu.

Während die Wiederherstellung der ökologischen Durchgängigkeit an der unteren potamalen Lahn seit Jahren nicht voran kommt, ist für die mittlere potamale Lahn noch im Laufe des Jahres 2004 mit einer zumindest akzeptablen Durchgängigkeit zu rechnen.

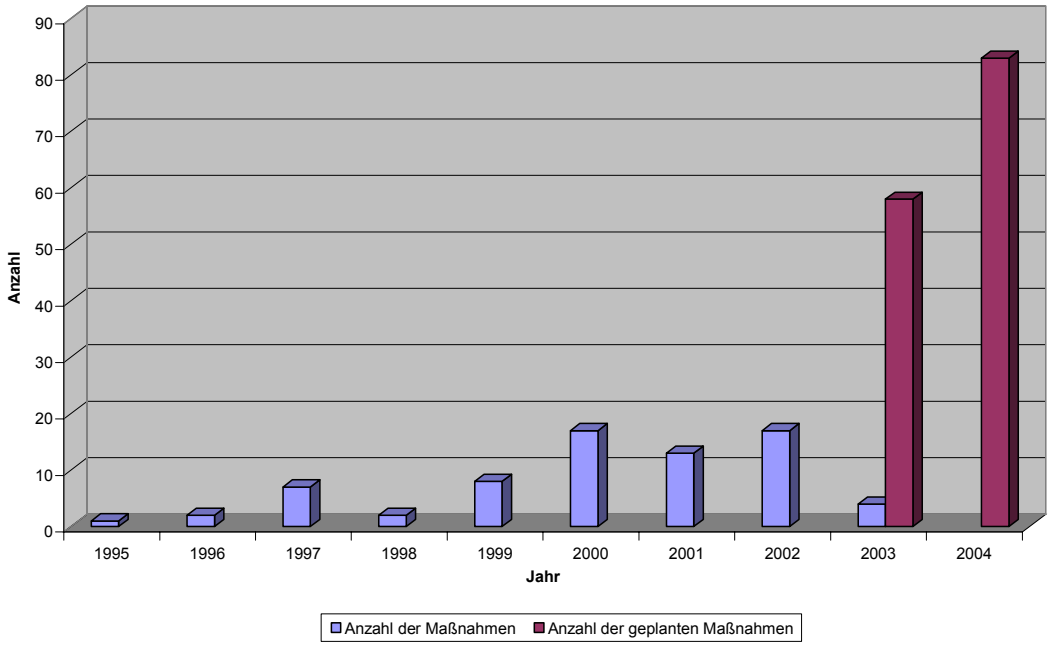


Abb. 6.3: Maßnahmen zur Wiederherstellung der Durchgängigkeit im Bereich der Hessischen Lahn (FRICKE, Regierungspräsidium Gießen, mdl. Mitteilung, 2003)

Diese umfangreichen Maßnahmen mit zu erwartendem Gesamtvolumen von mehr als 4.000.000 € alleine für das Jahr 2003 (FRICKE, Regierungspräsidium Gießen, mdl. Mitteilung, 2003) haben zur Folge, dass die Auswirkungen der Wasserkraftnutzung für den mittleren potamalen Abschnitt nicht mehr signifikant sind.

Im unteren Potamal ist für die nächsten Jahre der Einbau von Fischaufstiegshilfen an den Wehren Nassau (Lahn-km 117,6) und Dausenau (Lahn-km 122,4) geplant (KLEIN, Interessengemeinschaft Lahn, mdl. Mitteilung, 2003). Damit alleine ist jedoch noch keine Durchgängigkeit für diesen Wasserkörper zu erreichen.

Tab. 6.2: Gegenüberstellung der signifikanten Auswirkungen der Wasserkraftnutzung in den betrachteten Lahn Wasserkörpern

Wasserkörper	Mittlere potamale Lahn	Untere potamale Lahn
Durchgängigkeit	Vorhanden in 2004	Bis 2015 fraglich
Rückstau	Ca 27 % der Fließstrecke bei NMQ	Ca 86 % der Fließstrecke bei NMQ
Einrichten von Mindestwasserdotierungen an Wehren	An 62 % der Wehre	An 43 % der Wehre
Nutzung	**Nicht mehr signifikant**	**signifikant**

Tabelle 6.2 zeigt eine vergleichende Bewertung der beiden vorläufig als erheblich verändert eingestuften potamalen Lahnabschnitte. Dies macht deutlich, dass aufgrund der erheblichen Anstrengungen zur Wiederherstellung der ökologischen Durchgängigkeit im Bereich der Hessischen Lahn und des wesentlich geringeren Anteils bei NMQ rückgestauter Abschnitte oberhalb Lahn-km 70, die Wasserkraftnutzung im mittleren potamalen Abschnitt nicht mehr als signifikante Nutzung einzustufen ist.

Da im Bereich der mittleren potamalen Lahn auch keine nennenswerte Schifffahrt mehr stattfindet und der bestehende Kanu-Tourismus von den Maßnahmen zur Erzielung des guten ökologischen Zustandes eher noch profitiert, ist für diesen Wasserkörper die Frage nach einer bestehenden aufgeführten Nutzung (im Sinne des Leitfadens) abschlägig zu beantworten.

Anders stellt sich die Lage für das untere Potamal dar. Hier bleibt die Nutzung der Wasserkraft bezogen auf den ganzen Wasserkörper signifikant.

Auch die Nutzung „Schifffahrt“ besteht an der unteren Lahn nach wie vor. Mit einer Einstellung ist im Zeitraum bis 2015, nicht zu rechnen.

6.1.3 Schritt 7.2: Hätten die „Verbesserungsmaßnahmen“ bedeutende negative Auswirkungen auf die “spezifizierte Nutzung"?

Da im vorausgegangenen Zwischenschritt festgestellt wurde, dass für die mittlere potamale Lahn keine signifikanten spezifizierten Nutzungen mehr bestehen, wird in diesem Schritt vorwiegend die untere potamale Lahn betrachtet. Weil sich weder die Maßnahmen zur Verbesserung des biologischen Zustandes, noch die Maßnahmen zur direkten Verbesserung des physikalisch-chemischen Zustandes bedeutend negativ auf die Nutzungen Schifffahrt und Wasserkraft auswirken, beschränkt sich die Betrachtung in diesem Punkt auf die vorgeschlagenen Maßnahmen zur Veränderung der Hydromorphologie.

Neben der Wiederherstellung der Durchgängigkeit, ist im unteren potamalen Abschnitt der Lahn auch eine dynamischere Bewirtschaftung der Stauhaltungen notwendig, um die ökologischen Auswirkungen der Nutzung zu minimieren. Als erste Maßnahme ist hierzu eine Absenkung der Wasserspiegellagen in den Stauhaltungen bei Abflüssen unter MNQ unabdingbar.

Ein Teil der in Tabelle 6.3 genannten Verbesserungsmaßnahmen hätte eindeutig bedeutende negative Auswirkungen auf die „spezifizierten Nutzungen". Diese Prüfung erfolgte auf der Grundlage von Experteneinschätzungen (s. auch Anhang 5 „Ökonomische Analyse"). Dabei wurden Beeinträchtigungen der relevanten Nutzungen von bis zu 20 % als nicht signifikant eingestuft. Für alle Maßnahmen, die nur geringe negative Auswirkungen auf die „spezifizierten Nutzungen" haben, ist in Schritt 7.3 zu prüfen, ob diese Verbesserungsmaßnahmen bedeutende negative Auswirkungen auf die Umwelt im weiteren Sinne haben.

Tab. 6.3: Bedeutende negative Auswirkungen der vorgeschlagenen Verbesserungsmaßnahmen auf die spezifizierte Nutzung im unterer potamaler Abschnitt

<table>
<tr><td>Verbesserungsmaßnahmen</td><td colspan="2">Auswirkungen auf</td></tr>
<tr><td></td><td>Schifffahrt</td><td>Wasserkraft</td></tr>
<tr><td>Beseitigung der Wehre</td><td>Eindeutig negative Auswirkungen</td><td>Eindeutig negative Auswirkungen</td></tr>
<tr><td>Durchgängigkeit aller Querbauwerke (Wehre mit Schleusen etc.) für die Fisch Fauna und soweit möglich die benthische Fauna</td><td></td><td>Geringe negative Auswirkungen
Wasserabgaben über Fischtreppen, Umgehungsgerinne</td></tr>
<tr><td>Absenkung des Wasserspiegels in den verbleibenden Stauhaltungen um etwa 40 cm bei Abflüssen unter NMQ. (bei höheren Abflüssen können die Wasserspiegel gehalten, teilweise sogar erhöht werden)</td><td rowspan="3">Eindeutig negative Auswirkungen
Schiffbarkeit nach Pegelständen, um etwa 40 cm niedrigere Tauchtiefen bei Abflüssen unter NMQ</td><td rowspan="3">Eindeutig negative Auswirkungen
Verbleibende Aufstauhöhe um etwa 40 cm niedriger bei Abflüssen unter NMQ,
geringere Energieausbeute</td></tr>
<tr><td>Erhöhung der Fließgeschwindigkeiten auf mindestens 40 cm/sec (bei MNQ) wie für eine flusstypische Fauna notwendig</td></tr>
<tr><td>Schaffung von frei fließenden Abschnitten unterhalb der verbleibenden Wehre mit einer Länge von mindestens 1.5 km und relativ hoher Fließgeschwindigkeit</td></tr>
</table>

Fortsetzung

Verbindlicher Mindestwasserabfluss parallel zu den Wasserkraftwerken > 1/3 NMQ		Eindeutig negative Auswirkungen geringere Energieausbeute
Ersatz von Ufersicherungen (Steinsatz- und Schüttung) durch natürliche Sicherungen oder deren gänzliche Entfernung soweit möglich	Geringe negative Auswirkungen, Schmalere Schifffahrtsrinne, Geschwindigkeitsbeschränkungen zum Schutz der Ufer	
Obwohl die folgenden Maßnahmen weitgehend auf die mittlere potamale Lahn beschränkt bleiben haben sie auch Auswirkungen auf die untere potamale Lahn		
Anhebung stark eingetiefter Flussabschnitte (z.B. begradigte oder mittelwasserregulierte Abschnitte)	Geringe negative Auswirkungen Erhöhter (natürlicher) Geschiebeeintrag, Ablagerungen an den Gleithängen, schmalere Schifffahrtsrinne, Zunahme der Totholzmengen an den Wehren und Schleusen	Geringe negative Auswirkungen Zunahme der Totholzmengen in den Kraftwerksrechen
Wiederanbindung der Überschwemmungsgebiete; weitgehende Integration aquatischer, semiaquatischer und terrestrischerl Lebensräume		
Anbindung von Altarmen		
Anstoß zur Bildung neuer Mäander		

6.1.4 Schritt 7.3: Hätten die „Verbesserungsmaßnahmen“ bedeutende negativen Auswirkungen auf die Umwelt im weiteren Sinne?

Die Umwelt im weiteren Sinne setzt sich nach dem Leitfaden zur Identifizierung und Ausweisung von erheblich veränderten und künstlichen Wasserkörpern aus folgenden Komponenten zusammen:

- Natürliche Umwelt
- Vom Menschen geschaffene Umwelt einschließlich:
  - Archäologie
  - Kulturelles Erbe
  - Landschaftsbild
  - Geomorphologie

In Tabelle 6.4 sind die nach Schritt 7.2 ermittelten Maßnahmen mit geringen Auswirkungen auf die „spezifizierten Nutzungen“ hinsichtlich ihrer negativen Auswirkungen auf die Umwelt im weiteren Sinne dargestellt.

Mit Ausnahme der Maßnahmen zur Wiederherstellung der Durchgängigkeit bergen alle aufgeführten Verbesserungsmaßnahmen negative Auswirkungen auf die Umwelt im weiteren Sinne. Ob, und in welchem Umfang diese negativen Auswirkungen wirklich „bedeutend“ sind, ist zum gegenwärtigen Zeitpunkt nur vorsichtig zu bewerten. Mit großer Sicherheit sind zutreffende Einschätzungen erst mit der voranschreitenden Entwicklung der Bewirtschaftungspläne für die Flussgebiete zu erwarten.

Tab. 6.4: Bedeutende negative Auswirkungen der vorgeschlagenen Verbesserungsmaßnahmen auf die Umwelt im weiteren Sinne im unteren potamalen Abschnitt der Lahn

Unbedeutende negative Auswirkungen

Bedeutende negative Auswirkungen

Verbesserungsmaßnahmen	Natürliche Umwelt	Vom Menschen geschaffene Umwelt			
		Archäologie	Kulturelles Erbe	Landschaftsbild	Geomorphologie
Durchgängigkeit aller Querbauwerke (Wehre mit Schleusen etc.) für die Fischfauna und, soweit möglich, die benthische Fauna					
Ersatz von Ufersicherungen (Steinsatz- und Schüttung) durch natürliche Sicherungen oder, soweit möglich, deren gänzliche Entfernung	Ufersicherungen dienen teilweise als Winterquartiere (Bsp.Würfelnatter)		Historischer Steinsatz („Nassauer Pflaster") müsste entfernt werden		
Anhebung stark eingetiefter Flussabschnitte (z.B. begradigte oder mittelwasserregulierte Abschnitte)					
Wiederanbindung der Überschwemmungsgebiete; weitgehende Integration aquatischer, semi-aquatischer und terrestrischer Lebensräume					
Anbindung von Altarmen	Beeinträchtigung von Reliktvorkommen seltener Arten (Bsp. Bitterling)				
Anstoß zur Bildung neuer Mäander					

Es gehen alle in Tabelle 6.1 aufgeführten Maßnahmen zur Veränderung der Hydromorphologie mit negativen Auswirkungen entweder auf die „spezifizierten Nutzungen“ oder die „Umwelt im weiteren Sinne“ einher.

> Leitfaden zur Identifizierung und Ausweisung von erheblich veränderten und künstlichen Wasserkörpern (EUROPÄISCHE KOMMISSION 2003a):
>
> **Werden hingegen bedeutende negative Auswirkungen auf die spezifizierte Nutzung oder die Umwelt im weiteren Sinne festgestellt, dann sollte mit der Ausweisungsprüfung gemäß 4(3)(b) fortgefahren werden.**

6.1.5 Schritt 8.1: Lassen sich die durch die physikalischen Veränderungen bezweckten nutzbringenden Ziele auch mit „anderen Möglichkeiten” erreichen?

Da die physikalischen Veränderungen an der unteren potamalen Lahn direkt auf die beiden spezifizierten Nutzungen Wasserkraft und Schifffahrt zurückgehen wird an dieser Stelle die Frage nach anderen Möglichkeiten zur Erzielung derselben „Vorteile“ gestellt. Eine Verlagerung der Nutzung auf einen anderen Wasserkörper ist, wie im Leitfaden vorgeschlagen, im Falle der Lahn nicht möglich.

> Leitfaden zur Identifizierung und Ausweisung von erheblich veränderten und künstlichen Wasserkörpern (EUROPÄISCHE KOMMISSION 2003a),:
>
> **Es könnte auch eine bestehende Nutzung durch eine alternative Nutzung ersetzt werden, um die nutzbringenden Ziele zu erreichen. So könnte beispielsweise ein Wasserkraftwerk durch andere Energiequellen ersetzt werden, oder Schiffstransporte könnten mit niedrigeren Kosten für die Umwelt auf die Schiene oder Straße verlagert werden...**

- Ersatz der Wasserkraftwerke

Im gesamten Wasserkörper „unterer potamaler Abschnitt der Lahn“ wird das Wasser der Lahn zur Energiegewinnung in 10 Wasserkraftwerken und einer historischen Mühle genutzt. Die jährliche Stromproduktion ist beträchtlich. Allein die Süwag Energie betreibt an der unteren Lahn acht Laufwasserkraftwerke mit einer Leistung von rund 13 Megawatt (MW). Deren mittlere Jahresstromerzeugung beläuft sich auf rund 65 Millionen Kilowattstunden (www.suewag.de).

Ein Ersatz dieser Laufwasserkraftwerke durch andere Energiequellen ist zur Zeit nicht ohne erhebliche Umweltbelastungen an anderer Stelle möglich, und stellt daher keine Option im Sinne der WRRL dar.

- Verlagerung der Schiffstransporte

Mit etwa 90.000 Schiffen und Booten an den Schleusen zwischen Limburg und Lahnstein, von denen etwa 60% Motorboote sind besteht nach wie vor eine starke Nutzung der Lahn als Wasserstraße. Hintergrund der bestehenden Nutzung sind ausschließlich Freizeitgestaltung und Erholung. Dies umso mehr, da durch Sperrungen anderer Flüsse die Zahl der Erholungssuchenden auf der Lahn spürbar zunimmt.

Der Leitfaden gibt jedoch noch „andere Möglichkeiten“ zur Erreichung der nutzbringenden Ziele:

> Leitfaden zur Identifizierung und Ausweisung von erheblich veränderten und künstlichen Wasserkörpern (EUROPÄISCHE KOMMISSION 2003a):
>
> ...es könnten alternative Hochwasserschutzstrategien wie beispielsweise die Renaturierung flussaufwärts gelegener Talauen verfolgt werden, so dass naturferne technische Lösungen im Hinblick auf den Hochwasserschutz in flussabwärts gelegenen Gebieten entfallen könnten, d.h. **es könnte naturnahen technischen Lösungen Vorrang vor naturfernen technischen Lösungen gegeben werden.**

Wendet man den im Leitfaden formulierten Grundsatz, dass naturnahen technischen Lösungen Vorrang vor naturfernen technischen Lösungen einzuräumen ist, exemplarisch für das untere Potamal der Lahn auf die bestehende Staustufe Lahnstein an, so ergeben sich durchaus Perspektiven, diese Hauptbarriere für die Durchgängigkeit der Lahn langfristig, ohne bedeutende Auswirkungen auf die bestehenden Nutzungen, durch „andere Möglichkeiten“ zu ersetzen. In Abb. 6.4 sind die Differenzen im Arteninventar der Fischfauna unterhalb und oberhalb der Staustufe Lahnstein dargestellt (SCHWEVERS ET AL. 1998):

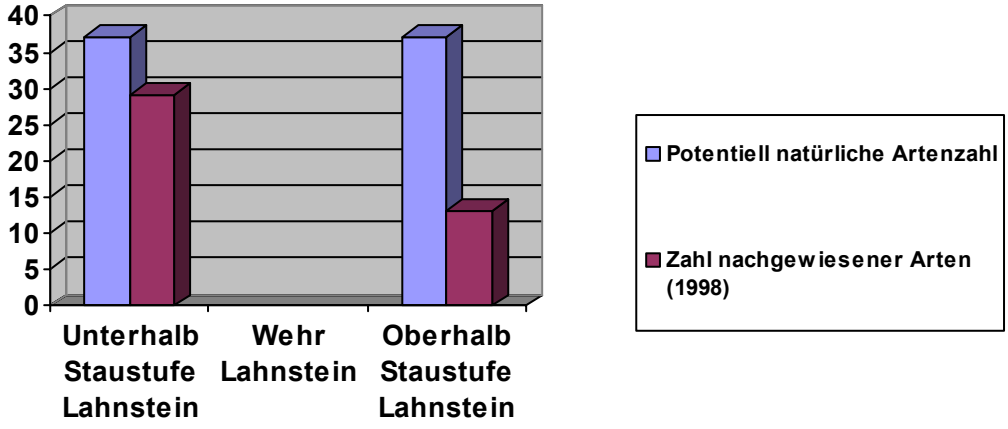


Abb. 6.4: Wanderungsbarriere Wehr Lahnstein, Differenzen im Arteninventar der Fischfauna unterhalb und oberhalb der Staustufe Lahnstein (SCHWEVERS ET AL. 1998).

6.1.6 Schritt 8.2: Sind diese „anderen Möglichkeiten“ technisch durchführbar?

Im Folgenden werden zwei Varianten zum Ersatz des bestehenden Wehres in Lahnstein durch naturnahe technische Lösungen vorgestellt. Beide Varianten basieren auf der Einbeziehung bereits vorhandener baulicher Strukturen, und sehen den kompletten Rückbau des jetzigen Lahnsteiner Wehres und Kraftwerks vor:

- Variante 1:

Der Hauptaspekt dieser kleineren Variante beruht auf der Erhöhung des noch vorhandenen alten Lahnsteiner Wehres zur Haltung der jetzigen Wasserspiegellage. Der noch vorhandene alte Lahnsteiner Schleusenkanal wird bis zum Oberkanal der neuen Schleuse Lahnstein verlängert. Es besteht damit die Möglichkeit, ähnlich wie in Limburg, den Schleusenkanal auch als Kraftwerkskanal zu nutzen, und auf der neuen Lahnsteiner Schleuseninsel ein neues Laufwasserkraftwerk mit integrierter Fischaufstiegshilfe zu errichten. Das zur Zeit überstaute, noch vorhandene alte Lahnsteiner Wehr ist bei der Erhöhung so zu verändern, dass eine sinnvolle Ableitung der Mindestwasserdotierung über eine Fischtreppe, oder ein raues Rampenelement mit gleicher Funktion erfolgt. Die im neuen Kraftwerk integrierte Fischaufstiegshilfe sollte mit einem Beobachtungsraum verbunden werden, der die Betrachtung der auf- oder absteigenden Fische ermöglicht (Variante 1 siehe Skizze Abb. 6.5).

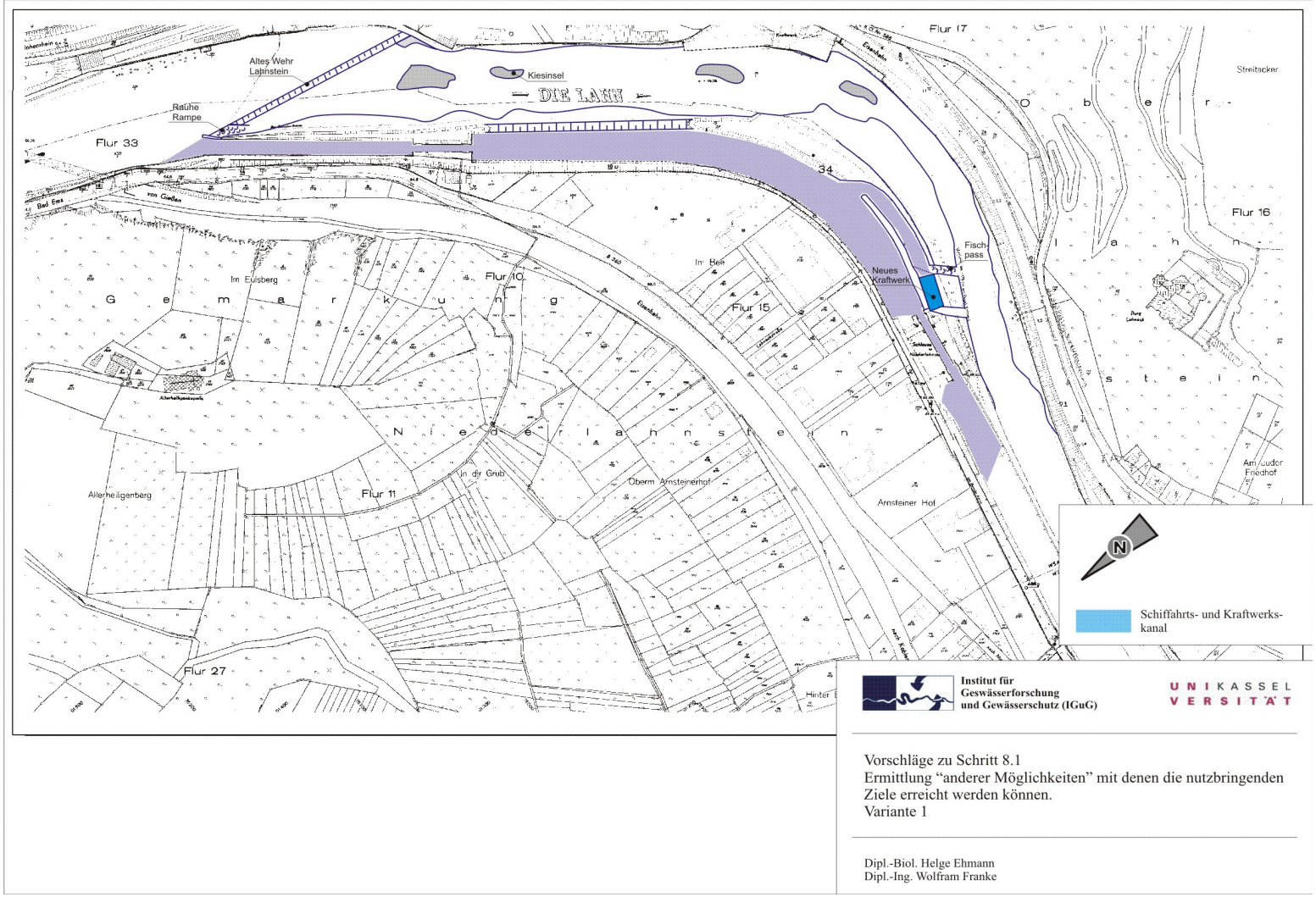


Abb. 6.5: Skizze von Variante 1

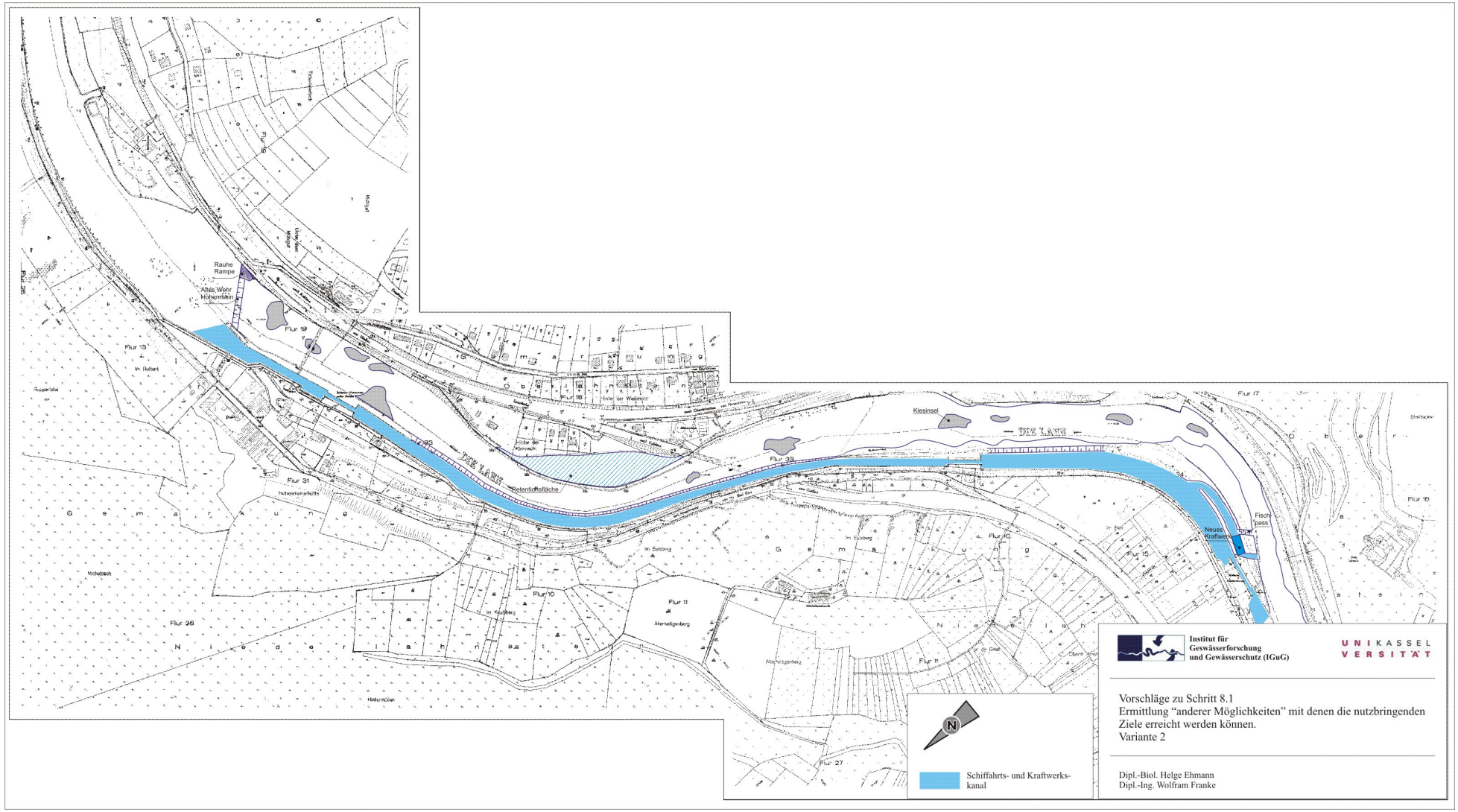


Abb. 6.6: Skizze von Variante 2

- Variante 2:

Etwa 550 m oberhalb des Kanals der alten Schleuse Lahnstein befindet sich der Kanal der alten Schleuse Hohenrhein. Dieser Kanal kann ebenfalls mit dem Kanal der alten Schleuse Lahnstein verbunden werden, wodurch ein etwa 2.000 m langer Schleusen- und Kraftwerkskanal entsteht. Wie in Variante 1 wird auf der neuen Lahnsteiner Schleuseninsel ein neues Laufwasserkraftwerk mit integrierter Fischaufstiegshilfe errichtet. Zur Haltung der Wasserspiegellage muss im Bereich des alten Wehres Hohenrhein, ein neues Streichwehr erstellt werden. Auch dieses Wehr ist bei der Errichtung so zu gestalten, dass eine sinnvolle Ableitung der Mindestwasserdotierung über eine Fischtreppe, oder ein raues Rampenelement mit gleicher Funktion erfolgt. Das alte Wehr Lahnstein soll zumindest teilweise rückgebaut werden. Zur Zeit dient der alte Schleusenkanal Hohenrhein als Bootsliegeplatz. Da diese Nutzung durch die Wiederinbetriebnahme des Kanals nicht mehr möglich ist, sollte im Bereich der dort vorhandenen, nur noch teilweise genutzten Industriegelände der Bau einer neuen, an den Kanal angebundenen Marina vorgesehen werden (siehe Skizze Abb. 6.6).

Beide Varianten sind technisch durchführbar.

6.1.7 Schritt 8.3: Sind diese „anderen Möglichkeiten“ eine bessere Umweltoption?

Tab. 6.5: Die durch die Nutzung der „anderen Möglichkeiten“ eintretenden Veränderungen und die daraus resultierenden besseren Umweltoptionen:

Eintretende Veränderungen	Bessere Umweltoptionen
• Variante 1	
Entfernung der Wanderbarriere	• Durchgängigkeit für Wanderfische und benthische Invertebraten
Längerer frei fließender Abschnitt	• Zunahme der Habitat-Vielfalt • Zugewinn an Lebensraum für rheotypische Arten • Verstärkter biologischer Abbau eingetragener Stoffe
Geringeres Stauvolumen	• Geringere Erwärmung • Geringere Verweildauer des Wassers • Sinkende Trophie
Geringere Wassertiefen	• Bessere Wachstumsmöglichkeiten für submerse Makrophyten

Fortsetzung

• **Variante 2**	
Entfernung der Wanderbarriere	• Durchgängigkeit für Wanderfische und benthische Invertebraten
Sehr langer frei fließender Abschnitt	• Zunahme der Habitat-Vielfalt • Zugewinn an Lebensraum für rheotypische Arten • Neue Laichhabitate für kieslaichende Fischarten • Neues Potenzial zur Wiederansiedlung stark gefährdeter Arten (Würfelnatter, Flussuferläufer) • Verstärkter biologischer Abbau eingetragener Stoffe
Sehr geringes Stauvolumen	• Geringere Erwärmung • Kurze Verweildauer des Wassers • Sinkende Trophie
Geringere Wassertiefen	• Bessere Wachstumsmöglichkeiten für submerse Makrophyten

Aus Tabelle 6.5 ist ersichtlich, dass beide Varianten wesentlich bessere Umweltoptionen bieten, als dies unter den jetzigen Gegebenheiten der Fall ist. Nicht betrachtet wurden in diesem Rahmen Synergieeffekte, wie sie durch die Aneinanderreihung von Trittsteinbiotopen auftreten. Im vorliegenden Fall kann durch die derzeit stattfindende Renaturierung des ehemaligen Pionierübungsplatzes im Ahler Bogen (Lahn-km 131-132) mit den oben genannten Maßnahmen ein Biotopverbund mit dem Naturschutzgebiet „Nieverner Wehr“ (Lahn-km 128-129) entstehen, das derzeit einen der Schwerpunktbereiche zur Wiederansiedlung der Würfelnatter (*Natrix tessulata*) an der unteren Lahn darstellt.

6.1.8 Schritt 8.4: Sind diese „anderen Möglichkeiten“ unverhältnismäßig teuer?

Eine fundierte Analyse der entstehenden Kosten liegt zur Zeit nicht vor. In ihr sollten die entstehenden Kosten aus finanziellen, wirtschaftlichen, aber auch sozioökonomischen Aspekten dargestellt werden.

Die Frage, ob die genannten „anderen Möglichkeiten“ unverhältnismäßig teuer sind, ist mit einem klaren „ja“ zu beantworten, wenn man annimmt, dass für die derzeit bestehenden Baulichkeiten nur grundlegende Unterhaltungskosten anfallen. Geht man jedoch davon aus, dass im Laufe der nächsten Jahrzehnte ganze Baugruppen an Wehr und Kraftwerk Lahnstein erneuert werden müssen und zudem in jedem Falle die Mittel zur Wiederherstellung der Durchgängigkeit bereitzustellen sind, relativiert sich diese Einschätzung.

> Leitfaden zur Identifizierung und Ausweisung von erheblich veränderten und künstlichen Wasserkörpern (EUROPÄISCHE KOMMISSION 2003a):
>
> **Bei dieser Beurteilung sollten unbedingt alle bis 2027 wahrscheinlichen oder geplanten Kapitalinvestitionen im Hinblick auf die spezifizierte Nutzung berücksichtigt werden. Dies ist insbesondere angezeigt (und wichtig) in den Fällen, in denen für die spezifizierte Nutzung groß angelegte technische Bauten und Einrichtungen existieren, die regelmäßig gewartet, erneuert oder modernisiert werden müssen.**

Im Vergleich mit alternativen Kosten liegt der ökonomische Hauptvorteil der beiden vorgeschlagenen Varianten im Ersatz des wartungsintensiven jetzigen Lahnsteiner Wehres durch ein wartungsarmes Streichwehr mit deutlich geringerer Höhe. Die Nutzungsdauer des neuen Wehres wird zudem ein Vielfaches des bestehenden Wehres betragen. Zusätzliche Kosten entstehen vor allem durch Bau, Betrieb und Unterhaltung des zu verlängernden Schifffahrtskanals.

Ein abschließende Kosten-Nutzen-Analyse und damit die Feststellung etwaiger unverhältnismäßig hoher Kosten, sind erst nach einer konkreten Planung der Verbesserungsmaßnahmen möglich.

Im Falle eines Neubaus des Wehres Lahnstein liegen die zu erwartenden Zugewinne vor allem in folgenden Bereichen:

Tab. 6.6: Nutzen der alternativen Lösungen am Beispiel des Rückbaus des Lahnsteiner Wehres

Hauptaspekt	Teilaspekt
Trinkwassergewinnung	➢ Deutlich bessere Wasserqualität durch besseren Abbau eingetragener Substanzen ➢ Sinkende Keimzahlen durch geringere Wassertemperaturen und kürzere Verweilzeit des Wassers in der Stauhaltung ➢ Bessere Verbindung von Fluss und Aquifer
Tourismus	➢ Wiedereinbürgerung der Wanderfische im gesamten Flusssystem – Zunahme des Angel- und Umwelttourismus ➢ Angeln im Bereich des Kanals ➢ Fischbeobachtungsstation am neuen Kraftwerk Lahnstein ➢ Fliegenfischen im Bereich des Wehrarmes
Fischerei	➢ Durchgängigkeit für Wanderfische, Zunahme des Fischertrages im gesamten Flusssystem ➢ Zugewinn von Laichhabitaten – geringere Besatzkosten ➢ Abnahme der Freiwasserflächen und damit der Fischverluste durch Kormorane
Erhaltung genetischer Ressourcen	➢ Beitrag zum Erhalt der endemisch vorkommenden Würfelnatter

Erst nachdem die Kosten und Nutzen der bestehenden Nutzung und der anderen Möglichkeiten ermittelt und beurteilt wurden, kann darüber entschieden werden, ob die Kosten unverhältnismäßig hoch sind.

Leitfaden zur Identifizierung und Ausweisung von erheblich veränderten und künstlichen Wasserkörpern (EUROPÄISCHE KOMMISSION 2003a):

Bei dieser Prüfung reicht es nicht aus nachzuweisen, dass die Kosten den Nutzen überschreiten. Die kosten müssen in einem unangemessen hohen Verhältnis zum Nutzen stehen.

Im Rahmen dieser Fallstudie wird vorläufig davon ausgegangen, dass die „anderen Maßnahmen“ nicht unverhältnismäßig teuer sind und mit Schritt 8.5 fortgefahren.

6.1.9 Schritt 8.5: Wird mit den „ anderen Möglichkeiten „ ein guter ökologischer Zustand erreicht?

Die dieser Abschätzung im Bereich Lahnstein zugrunde liegenden Erhebungen von Makrozoobenthos und Fischfauna stammen größtenteils aus den Jahren 1993/94 (Benthos) und 1996 (Fisch). Einzelne neuere Untersuchungen sind aus den Jahren 1998 (Fisch) und 2000 Im Rahmen dieser Fallstudien wurde auf vorhandene Daten und existierende biologische Bewertungsansätze zurückgegriffen. Um bei den Ausweisungsprüfungen im Rahmen der tatsächlichen Umsetzung der WRRL eine genaue Prognose über die Auswirkungen der Verbesserungsmaßnahmen erstellen zu können, **sind dringend neuere, genauere und vor allem den Maßstäben zur Entwicklung der Bewertungsverfahren nach WRRL angepasste Beprobungen und Auswertungen einzusetzen**. Erst anhand dieser genaueren Analysen des gegenwärtigen Zustandes ist eine einigermaßen verlässliche Einschätzung der Entwicklung des ökologischen Zustandes nach Umsetzung der „anderen Möglichkeiten“ durchführbar.

In der vorliegenden Fallstudie ist ein Erreichen des guten ökologischen Zustandes aufgrund der einzelnen vorgestellten Maßnahme (Wehr Lahnstein) nicht zu erwarten.

6.1.10 Wird das Ziel „guter ökologischer Zustand“ aufgrund physikalischer Veränderungen nicht erreicht?

An dieser Stelle sei auf die im Falle der vorliegenden Fallstudie deckungsgleiche Beantwortung der Frage aus Teil IIa, Kapitel 5.2.6, Schritt 6 verwiesen. Dort wurde gezeigt, dass der Wasserkörper aufgrund physikalischer Veränderungen infolge von Eingriffen durch den Menschen in seinem Wesen erheblich verändert ist. Es wurde ebenfalls dargestellt, dass die physikalischen Veränderungen für den gegenwärtig nur mäßigen ökologischen Zustand verantwortlich sind. Diese sind in dieser Fallstudie auch nach Durchführung der anderen Möglichkeiten ursächlich für das Nichterreichen des guten ökologischen Zustandes. Stoffliche Belastungen spielen in dieser Fallstudie für das Verfehlen des guten ökologischen Zustandes keine Rolle.

Wichtig an dieser Stelle ist es darauf hinzuweisen, dass nach WRRL der gute ökologische Zustand bis 2015 zu erreichen ist. Es sind jedoch Ausweitungen dieses Zeitraumes bis 2021 und 2027 möglich, wenn im Rahmen des Flussgebietbewirtschaftungsplans plausibel dargelegt werden kann, dass bis dahin der gute ökologische Zustand erreichbar ist.

Teil IIIa

Festlegung des

ökologischen Potenzials

7 Referenzbedingungen und Umweltziele für den als erheblich verändert eingestuften Wasserkörper

Nach der vorläufigen Identifizierung und der Ausweisung von erheblich veränderten Wasserkörpern müssen geeignete Referenzbedingungen und Umweltziele für die erheblich veränderten Wasserkörper festgelegt werden. Die Festlegung des höchsten ökologischen Potenzials für diesen Wasserkörper folgte den Teilschritten 10.1 bis 10.4 (7.1), die im Leitfaden zur Identifizierung und Ausweisung von erheblich veränderten und künstlichen Wasserkörpern genauer beschrieben sind (Europäische Kommission 2003a).

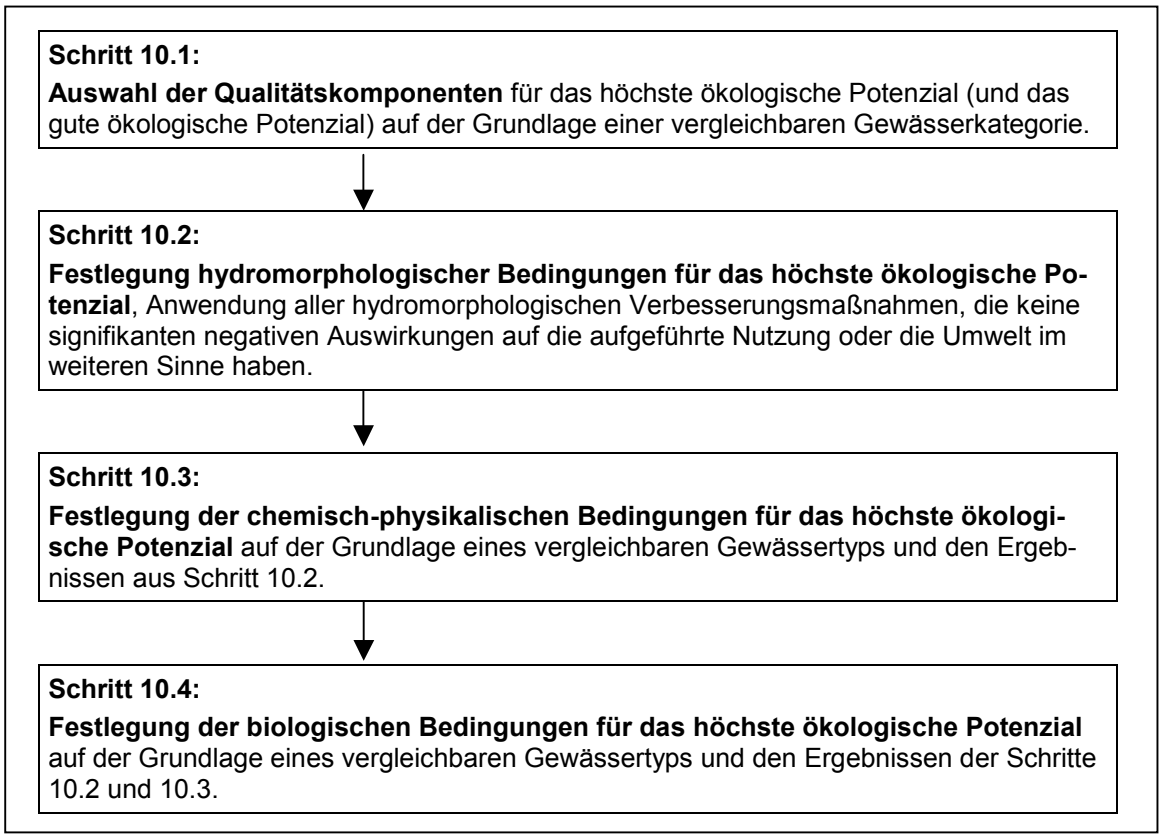


Abb. 7.1: Verfahren zur Definition des „höchsten ökologischen Potenzials“ für erheblich veränderte und künstliche Wasserkörper (Schritte 10.1 – 10.4)

7.1.1 Schritt 10.1: Auswahl der Qualitätskomponenten

Für das höchste ökologische Potenzial (und das gute ökologische Potenzial) müssen auf der Grundlage einer vergleichbaren Gewässerkategorie Qualitätskomponenten ausgewählt werden.

Um geeignete Qualitätskomponenten für das höchste ökologische Potenzial auszuwählen war es zunächst notwendig, die nächste vergleichbare Kategorie natürlicher Oberflächengewässer zu ermitteln. Im Falle des unteren potamalen Abschnittes der Lahn standen hierfür die Kategorien „Fluss“ und „See“ zur Diskussion. Betrachtet man die untere Lahn während

der trockenen Sommermonate, so wird die Entscheidung eher zur Kategorie „See“ tendieren, da die Lahn während dieser Zeit einer Aneinanderreihung von Stauseen gleicht. Die meiste Zeit des Jahres, zumindest von Oktober bis Mai, trifft jedoch die Kategorie „Fluss“ zu, da die Staustrecken nicht ausgedehnt genug sind und die Stauhaltungen nicht so voluminös, um den Charakter dieses Fließgewässers durchgreifend in Richtung „See“ zu verändern. Dem vorherrschenden Charakter des Wasserkörpers entsprechend wurde deshalb als nächste vergleichbare Kategorie natürlicher Oberflächengewässer die Kategorie „Fluss" ermittelt.

WRRL, Artikel 2, Definitionen(Art. 2.4 und 2.5)

„Fluss”: ein Binnengewässer, das größtenteils an der Erdoberfläche fließt, teilweise aber auch unterirdisch fließen kann;

„See“: ein stehendes Binnenoberflächengewässer

Als geeignete Qualitätskomponenten für die Festlegung des höchsten ökologischen Potenzial für die Kategorie staugeregelter Fluss wurden die Fischfauna und die benthische Makroinvertebratenfauna gewählt, da diese die durch die vorherrschenden Nutzungen „Schifffahrt“ und „Wasserkraftnutzung“ bedingten Belastungen am besten indizieren (vgl. Schritt 5, Kapitel 5.2.5) und für diese Qualitätskomponenten in der Fallstudie hinreichend Daten zur Verfügung standen.

7.1.2 Schritt 10.2: Festlegung hydromorphologischer Bedingungen für das höchste ökologische Potenzial

In diesem Arbeitsschritt gilt es die Anwendung aller hydromorphologischer Verbesserungsmaßnahmen, die keine signifikanten negativen Auswirkungen auf die aufgeführte Nutzung oder die Umwelt im weiteren Sinne haben, zu prüfen.

7.1.2.1 Maßnahmen zur Begrenzung des ökologischen Schadens für das untere Potamal der Lahn

Für den als erheblich veränderten Wasserkörper ausgewiesenen unteren potamalen Abschnitt der Lahn wurden Verbesserungsmaßnahmen (restoration measures) entwickelt, die darauf abzielen, die zum Erreichung des guten ökologischen Zustands erforderlichen hydromorphologischen Bedingungen zu schaffen (s. Tab. 6.3). Hiervon wurden nun diese ausgewählt und weiter ausdifferenziert, die die relevanten Nutzungen (Schifffahrt und Wasserkraftnutzung) und die weitere Umwelt nicht signifikant negativ beeinträchtigen. (Diese Prüfung erfolgte auf der Grundlage von Experteneinschätzungen. Dabei wurden Beeinträchtigungen der relevanten Nutzungen von bis zu 20 % als nicht signifikant eingestuft - siehe auch Kap. 6.1.3). Diese so selektierten Maßnahmen stellen die Maßnahmen zur ökologischen Schadensbegrenzung (mitigation measures) dar. Als Grundlage dafür dienten die in der Beispielsammlung für die Nutzungen „Schifffahrt“ und „Wasserkraftnutzung“ aufgelisteten Verbesserungsmaßnahmen (EUROPÄISCHE KOMMISSION 2003c: Tab. 1 und 2, Kap. 4.1.2). Diese Vorschläge wurden an die Bedingungen der Lahn angepasst, d.h. im Hinblick auf ihre Relevanz für die Lahn geprüft und marginal ergänzt. Zusätzlich wurden konkrete Beispiele für ihre Umsetzung im unteren Potamal der Lahn gegeben (Tab. 7.1 und 7.2). Es handelt sich dabei fast

ausschließlich um Maßnahmen, die sich direkt auf die physikalische Veränderung (Modifikation oder Beseitigung) beziehen, wobei Maßnahmen, die darauf abzielen, die Umweltauswirkungen physikalischer Veränderung zu verringern, überwiegen und Maßnahmen, die zur vollständigen Beseitigung der physikalischen Veränderung führen (z.B. Entfernen des Wehres bei Lahnstein, siehe: 6.1.5 Schritt 8.1: „Andere Möglichkeiten“) die Ausnahme darstellen.

Die Umsetzung der Maßnahmen im Rahmen eines dynamischen, abflussabhängigen Managements der Stauhaltungen führen beispielsweise zu einer Absenkung der schiffbaren Wassertiefe auf 1,30 m. Dieses wurde als Maßnahme mit nicht signifikanten Auswirkungen auf die Schifffahrt bewertet, da 80 % der Boote/Schiffe bei dieser Wassertiefe noch fahren können. Auf der Grundlage der verbleibenden Maßnahmen zur Begrenzung des ökologischen Schadens wurden die hydromorphologischen Bedingungen für das höchste ökologische Potenzial des betrachteten Wasserkörpers (unteres Potamal der Lahn) abgeleitet.

Tab.7.1: Maßnahmen zur Begrenzung des ökologischen Schadens im Hinblick auf die Belastung „Wasserkraftnutzung“ (nach Vorschlägen der „AG Wasserkraft“), Relevanz und Beispiele für das erheblich veränderte untere Potamal der Lahn

Wasserkraft Vorschläge der „Subgroup Hydropower“	**Relevanz**	**Beispiele**
Dynamisches, abflussabhängiges Management der Stauhaltungen		
Zulassen von Frühjahrshochwässern	nicht relevant	
Jahreszeitlich typisches Absinken des Abflusses vom Winter zum Sommer	relevant	Dynamisches Abflussmanagement
Vermeidung von Sturzfluten unterhalb von Wehren	nicht relevant	
Einrichten von Mindestwasserdotierungen an Wehren	relevant	Mindestwasser unterhalb der Wehre [ökologische Durchgängigkeit]
Habitatverbesserungen		
Anbindung mündender Nebengewässer (Arten-Reservoire)	nicht relevant	
Verminderung der Erosion in Uferzonen	nicht relevant	
Einbau von Felsblöcken in das Gerinne (Wiederherstellung von Stromschnellen)	nicht relevant	

Wasserkraft (Fortsetzung) *Habitatverbesserungen*		
Wiederansiedlung von Arten	relevant	Wiederansiedlung der Würfelnatter in weiteren Flussabschnitten
Erhöhung des Totholzanteils	relevant	gesamte Lahn unter Berücksichtigung der Sicherheitsmaßnahmen
Unterbrochene Durchgängigkeit		
Einrichtung von Fischpässen	relevant	Wehr Nassau, Dausenau
Verbesserung vorhandener Fischpässe	relevant	Wehr Kalkofen
Koordination des Abflussregimes der Wehre	relevant	
Abbau von Wehren		Wehr Lahnstein
Nährstoffeinträge		
Reduzierung der Nährstoffeinträge	relevant	Aus diffusen und punktuellen Quellen

Eine der grundlegendsten Maßnahmen für die Begrenzung des durch die Wasserkraft hervorgerufenen ökologischen Schadens ist das dynamische, abflussabhängige Management der Stauhaltungen, welches zur Verbesserung des hydrodynamischen Zustands des gesamten Wasserkörpers absolut notwendig ist. Ohne eine verantwortungsvolle und überlegte Nutzung dieser Maßnahme werden die meisten anderen Maßnahmen nutzlos sein.

Die in Tab. 7.1 genannten Maßnahmen sind auch im Hinblick auf die Schifffahrt relevant. Darüber hinaus wurden für die Schifffahrt die in Tab. 7.2 aufgeführten Maßnahmen zur Begrenzung des ökologischen Schadens als relevant ermittelt.

Tab. 7.2: Maßnahmen zur Begrenzung des ökologischen Schadens im Hinblick auf die Belastung „Schifffahrt“ (nach Vorschlägen der AG zur Schifffahrt), Relevanz und Beispiele für das erheblich veränderte untere Potamal der Lahn

Schifffahrt Vorschläge der „Subgroup Navigation“	**Relevanz**	**Beispiele**
Dämme und Wehre		
Einrichtung von Fischpässen	relevant	Wehr Scheidt
Verbesserung vorhandener Fischpässe	relevant	Wehr Limburg 1
Unterhaltungsmaßnahmen		
Verringerung der Unterhaltungs-Baggerungen (mit Ausnahme der Bereiche, in denen aus Hochwasserschutzgründen ein größerer Abflussquerschnitt vorgehalten werden muss)	relevant	gesamter Flussabschnitt
Kanalbau/Begradigung		
Anbindung vorhandener Mäander	nicht relevant	
Maßnahmen zur Bildung neuer Mäander	nicht relevant	
Uferverbau		
Zunahme naturnaher Uferabschnitte	relevant	gesamter Flussabschnitt
Abtrennung von Altwässern und Auen		
Querverbindung des Flusses durch Vertiefung des Altwassers	nicht relevant	
Einrichtung natürlicher Überschwemmungsgebiete	relevant	gesamter Flussabschnitt

Zentrale Verbesserungsmaßnahmen im Hinblick auf beide Nutzungen sind die Einrichtung sowie die Verbesserung bereits vorhandener Fischaufstiegshilfen. Die Umsetzung dieser Maßnahme wird zu einer natürlicheren Fisch-Biozönose in dem gegenwärtig isolierten Staugewässer führen und es den Arten ermöglichen, ihre Laichplätze aufzusuchen.

7.1.2.2 Festlegung der hydromorphologischen Bedingungen für das höchste ökologische Potenzial am Beispiel des unteren Potamals der Lahn

In diesem Schritt erfolgte die Ableitung der hydromorphologischen Bedingungen für das höchste ökologische Potenzial für den betrachteten Wasserkörper (unteres Potamal der

Lahn) auf der Grundlage der nach Umsetzung der hydromorphologischen Verbesserungsmaßnahmen zu erwartenden Bedingungen. Der nach Umsetzung aller genannten Maßnahmen (Tab 7.1 und Tab 7.2) im unteren Potamal der Lahn zu erwartende hydromorphologische, physikalisch-chemische und biologische Zustand stellt das höchste ökologische Potenzial für diesen Wasserkörper dar.

Vergleichbare Bedingungen wie sie für den betrachteten Wasserkörper der Lahn nach Umsetzung der genannten Maßnahmen zu erwarten sind, herrschen aktuell im flussaufwärts angrenzenden, nicht als erheblich verändert Abschnitt ausgewiesenen mittleren Potamal der Lahn, insbesondere im Lahnabschnitt bei Fürfurt (Lahn-km 47 bis 53 vgl. Abb. 7.2). Dieser Lahnabschnitt, für den ebenfalls Schifffahrt und Wasserkraftnutzung als die relevanten Nutzungen ermittelt wurden, ist nicht so stark überformt wie das flussabwärts anschließende untere Potamal der Lahn. Die Stauhaltung ist hier deutlich schwächer ausgeprägt, die Verweildauer des Wassers ist kürzer, die Beschattung größer, die Trophie demzufolge geringer. Die Ufer sind nur einseitig durch Wasserbausteine gesichert, das Flussbett ist nicht mehr von Ausbaggerungen betroffen. Die Wehre im Bereich um Fürfurt sind durchgängig, so dass Wanderungsbewegungen für Kurz- und Mitteldistanzwanderfische möglich sind.

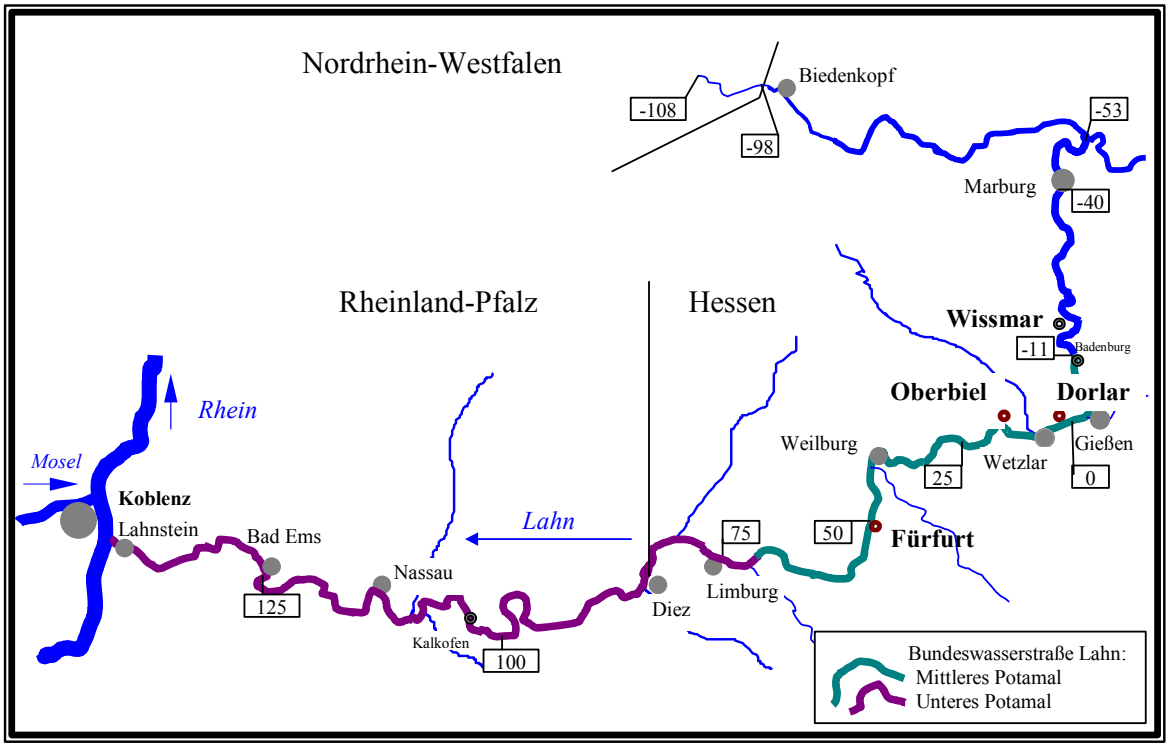


Abb. 7.2: Lage der Probenahmeabschnitte Dorlar (Lahn-km 3,5), Oberbiel (Lahn-km 20,0) und Fürfurt (Lahn-km 50,8)

Der Bereich Fürfurt repräsentiert mit Wehr, Schleuse, Schleusenkanälen, Wasserkraftwerk, Ausleitungsstrecke (Unterwasser), und Staustrecke (Oberwasser) eine typische Stauhaltung an der Lahn, jedoch mit sehr guten ökologischen Randbedingungen, wie sie nach Umsetzung der Maßnahmen zur Begrenzung des ökologischen Schadens auch im unteren Potamal der Lahn zu erwarten wären und kann deshalb für die Ableitung des höchsten ökologischen Potenzials herangezogen werden. Nachstehend sind nochmals kurz die hydromorphologischen Gegebenheiten aufgeführt, die diesen Bereich charakterisieren:

1. Oberwasser
    - Rückstaustrecke des Wehres bei Mittelwasser ca. 2 km
    - Wassertiefe max. 4 m
    - Reiches Makrophytenvorkommen
    - Ufer nur auf der linken Seite befestigt, auf der rechten Seite ist die Uferlinie aufgelöst
    - Ufernah Flachwasserbereiche vorhanden
2. Schleusenbauwerk
    - Reiche Makrophytenvorkommen im Ober- und Unterkanal
    - Oberkanal der Schleuse hat Altwasserfunktion (strömungsberuhigt auch bei Hochwässern)
    - Schleuseninsel nicht mehr bewirtschaftet, hohes EntwicklungsPotenzial
3. Querbauwerk
    - Wehr im Oberwasser abgeflacht (Geschiebetransport möglich)
    - Steilwehr (bei größeren Umbauten eventuell zu verändern)
    - Funktionierender Fischpass an geeigneter Stelle
4. Kraftwerk
    - An den Abfluss angepasst
    - Im Seitenschluss
    - Große Restwassermenge im Jahresmittel
5. Unterwasser
    - Stromschnellen
    - Reich strukturiertes Ufer rechts (Kiesbänke)
    - Makrophytenvorkommen
    - Langer nicht rückgestauter Abschnitt

Für diesen Lahnabschnitt bei Fürfurt wurden relevante physikalisch-chemische Parameter und die biologischen Qualitätskomponenten „Fischfauna“ und „Benthische Makroinvertebratenfauna“ genauer betrachtet, um eine Vorstellung davon zu erhalten, in welcher Größenordnung diese Werte in einem Wasserkörper, dessen Zustand dem höchsten ökologischen Potenzial vergleichbar ist, liegen.

7.1.3 Schritt 10.3: Festlegung der chemisch-physikalischen Bedingungen für das höchste ökologische Potenzial

Auf der Grundlage eines vergleichbaren Gewässertyps und den Ergebnissen des Schritts10.2 werden nun chemisch-physikalische Bedingungen für das höchste ökologische Potenzial festgelegt.

Zur Festlegung der physikalisch-chemischen Bedingungen des betrachteten Wasserkörpers (unteres Potamal der Lahn) sollten die aktuellen Bedingungen im mittleren potamalen Abschnitt der Lahn bei Fürfurt herangezogen werden. Dieser Lahnabschnitt repräsentiert Bedingungen, wie sie für den flussabwärts angrenzenden Wasserkörper nach Umsetzung aller die Hydromorphologie betreffenden Verbesserungsmaßnahmen (Tab 7.1, Tab. 7.2) zu erwarten sind bzw. prognostiziert werden und stellt den mit dem unteren potamalen Lahnabschnitt am besten vergleichbaren Wasserkörpertyp dar. Für den Lahnabschnitt bei Fürfurt lagen für die Fallstudie jedoch keine Messungen aus Messprogrammen vor.

Auf der Grundlage der hydromorphologischen Bedingungen, die für das höchste ökologische Potenzial des betrachteten Wasserkörpers (unteres Potamal der Lahn) abgeleitet wurden, lassen sich die physikalisch-chemischen Bedingungen für das höchste ökologische Potenzial nur sehr vage und grob abschätzen.

7.1.4 Schritt 10.4: Festlegung der biologischen Bedingungen für das höchste ökologische Potenzial

Auf der Grundlage eines vergleichbaren Gewässertyps und den Ergebnissen der Schritte 10.2 und 10.3 werden die biologischen Bedingungen für das höchste ökologische Potenzial festgelegt.

Zur Festlegung dieser Bedingungen für das untere Potamal der Lahn wurden die Werte für die biologischen Qualitätskomponenten „Fischfauna“ und „Benthische Makroinvertebratenfauna“ im mittleren Potamal der Lahn, insbesondere im Bereich um Fürfurt herangezogen. Dabei wurden die gleichen Bewertungskriterien wie für die Bewertung des ökologischen Zustandes (Schritt 5) verwendet (vgl. Teil IIa, Schritt 5). Die Abweichungen in den Werten für die biologischen Qualitätskomponenten „Fischfauna“ und „Benthische Makroinvertebratenfauna“ im Lahnabschnitt bei Fürfurt im Vergleich zu denen im unteren Potamal der Lahn sind deutlich und belegen das vergleichsweise hohe EntwicklungsPotenzial des unteren Potamals der Lahn (Tab. 7.3). Zum Vergleich sind die entsprechenden Werte für den guten ökologischen Zustand, der durch die Lahn bei Wissmar repräsentiert wird, dargestellt (vgl. Teil IIa, Schritt 5). Diese weisen lediglich geringfügige Abweichungen zu den entsprechenden Werten für das höchste ökologische Potenzial auf (blau: sehr guter, grün: guter, gelb: mäßiger, orange: unbefriedigender, rot: schlechter ökologischer Zustand).

Tab. 7.3: Einschätzung des ökologischen Zustands im Lahnabschnitt bei Fürfurt im Vergleich zum unteren Potamal der Lahn

Fischfauna

Bereiche	Kriterien: Anteil allochtoner Arten	Arten-zahl	Leit- und Begleitfisch	Wanderfische	Strömungstypen	Laichtypen	Mittelwert
Lahn Wissmar (GES)	4	4	4	3	3	4	3.7
Lahn Fürfurt (MEP)	4	3	4	3	3	4	3.5
Unteres Potamal	4	3	2	2	2	3	2.7

Benthische wirbellose Fauna

Bereiche	Methodik: AQEM	PTI	Saprobien-Index	Filtrierer-Index	Rheotypen-Index	Mittelwert
Lahn Wissmar (GES)	3	5	4	5	5	4.4
Lahn Fürfurt (MEP)	3	4	4	5	5	4.2
Unteres Potamal	3	3	4	1	3	2.8

Zusammenfassung

Bereiche	Kriterien: Fischfauna	Benthische wirbellose Fauna	Ergebnis
Lahn Wissmar (GES)	3.7	4.4	
Lahn Fürfurt (MEP)	3.5	4.2	
Unteres Potamal	2.7	2.8	

7.2 Festlegung des guten ökologischen Potenzials

In dieser Fallstudie wurde das gute ökologische Potenzial für das unteren Potamal anhand der im Leitfaden für die Ermittlung und Ausweisung erheblich veränderter und künstlicher Wasserkörper beschriebenen Teilschritte (Schritte 11.1 bis 11.4) ermittelt (vgl. Europäische Kommission 2003a).

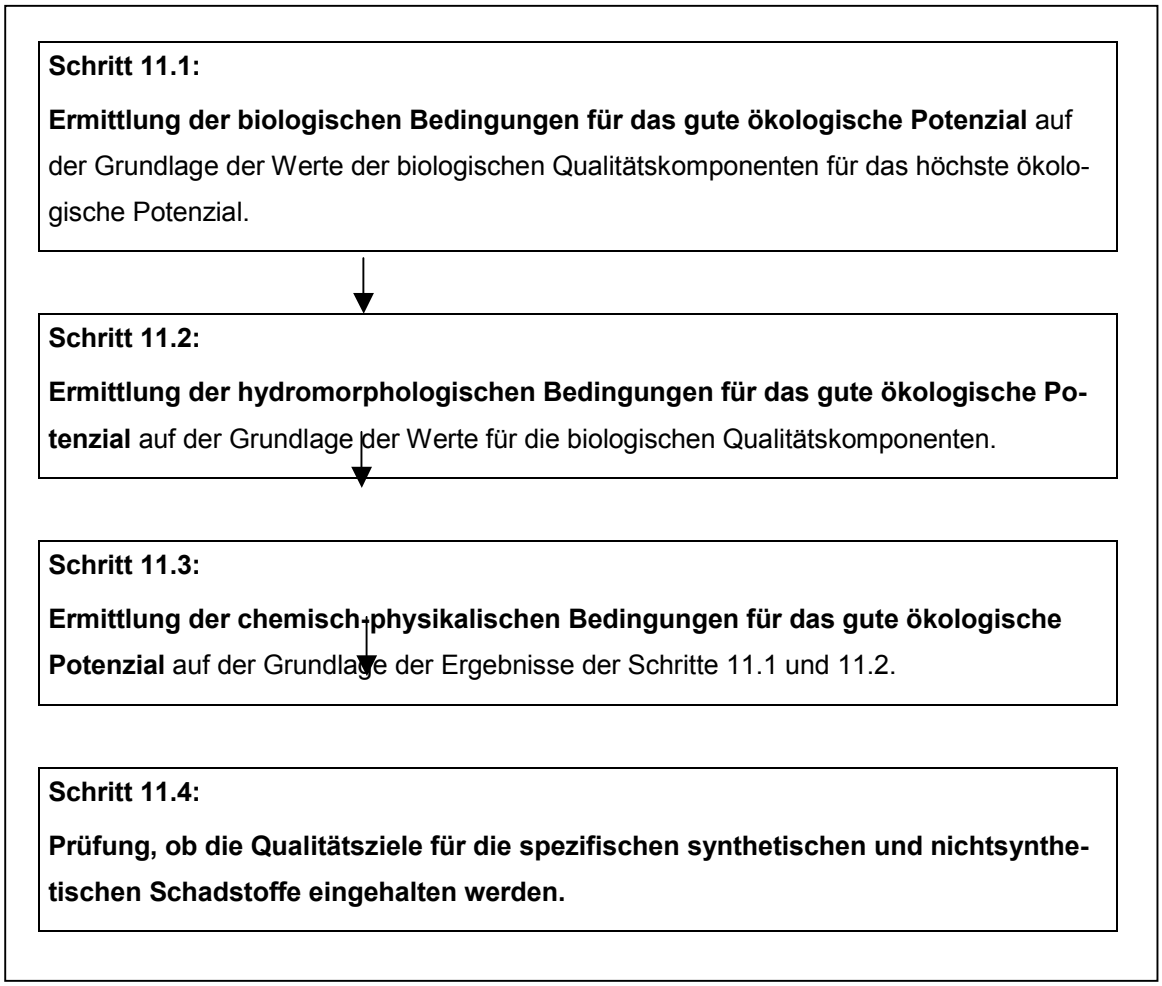


Abb. 7.3: Vorgehensweise zur Definition des „guten ökologischen Potenzials“ für erheblich veränderte und künstliche Wasserkörper (Schritte 11.1 – 11.4)

7.2.1 Schritt 11.1: Ermittlung der biologischen Bedingungen für das gute ökologische Potenzial

...auf der Grundlage der Werte der biologischen Qualitätskomponenten für das höchste ökologische Potenzial.

In einer Expertenentscheidung wurden, ausgehend von den Werten für die biologischen Qualitätskomponenten „Fischfauna“ und „Benthische Makroinvertebratenfauna“ im Lahnabschnitt bei Fürfurt, der das höchste ökologische Potenzial repräsentiert, und der Kenntnis der biologischen (und hydromorphologischen) Bewertungen anderer repräsentativer Lahnabschnitte Abweichungen von bis zu 10 % (maximal bis 15 %) als geringfügig eingeschätzt.[1] Damit ergeben sich für die Werte der biologischen Qualitätskomponenten „Fischfauna“ und

[1] Die Auslegung des Begriffs „geringfügige Abweichungen” wird in den von der CIS AG REFCOND und der CIS AG „Interkalibrierung“ erarbeiteten Leitlinien näher erläutert.

„Benthische Makroinvertebratenfauna“ für das gute ökologische Potenzial Werte, die um 0,5 (bis maximal 1) unter denen für das höchste ökologische Potenzial liegen.

In einer weiteren Expertenentscheidung wurde der ökologische Zustand der Lahn bei Oberbiel (und bei Dorlar) als geringfügig abweichend vom ökologischen Zustand im Lahnabschnitt bei Fürfurt, der das höchste ökologische Potenzial repräsentiert, eingeschätzt. Als potenzielle Kandidaten für die Beschreibung der biologischen Bedingungen für das gute ökologische Potenzial wurden der Lahnabschnitt bei Oberbiel und bei Dorlar (Abb. 7.1) genauer untersucht und die Werte für die Qualitätskomponenten „Fischfauna“ und „Benthische Makroinvertebratenfauna“ mit den für den Lahnabschnitt bei Fürfurt ermittelten Werten verglichen (Tab.7.4). Zur Orientierung sind in diesen Tabellen auch die biologischen Werte für das gute ökologische Potenzial (Lahn bei Wissmar) und das als erheblich veränderte Wasserkörper ausgewiesene untere Potamal der Lahn dargestellt. Hier ergeben sich ebenfalls Abweichungen in der o.g. Größenordnung.

Diese auf zwei Wegen ermittelte Abweichung vom höchsten ökologischen Potenzial wurde daher als Wert für die biologischen Qualitätselemente im guten ökologischen Potenzial festgelegt.

Tab. 7.4: Beschreibung des guten ökologischen Potenzials am Beispiel der Lahn

Fischfauna

Bereiche	Kriterien: Anteil allochtoner Arten	Arten-zahl	Leit- und Begleitfisch	Wanderfische	Strömungstypen	Laichtypen	Mittelwert
Lahn Wissmar (GES)	4	4	4	3	3	4	3.7
Lahn Fürfurt (MEP)	4	3	4	3	3	4	3.5
Lahn Dorlar	4	3	3	3	3	3	3.2
Lahn Oberbiel	4	3	4	3	3	3	3.3
Unteres Potamal	4	3	2	2	2	3	2.7

Benthische wirbellose Fauna

Bereiche	Methodik: AQEM	PTI	Saprobien-Index	Filtrierer-Index	Rheotypen-Index	Mittelwert
Lahn Wissmar (GES)	3	5	4	5	5	4,4
Lahn Fürfurt (MEP)	3	4	4	5	5	4,2
Lahn Dorlar(pot. GEP)	3	4	4	2	3	3,2
Lahn Oberbiel (pot. GEP)	3	4	4	2	4	3,4
Unteres Potamal	3	3	4	1	3	2,8

Zusammenfassung

Bereiche	Kriterien: Fischfauna	Benthische wirbellose Fauna	Ergebnis
Lahn Wissmar (GES)	3,7	4,4	
Lahn Fürfurt (MEP)	3,5	4,2	
Lahn Dorlar	3,2	3,2	
Lahn Oberbiel	3,3	3,4	
Unteres Potamal	2,7	2,8	

7.2.2 Schritt 11.2: Ermittlung der hydromorphologischen Bedingungen für das gute ökologische Potenzial

Die Ermittlung der hydromorphologischen Bedingungen für das gute ökologische Potenzial erfolgt auf der Grundlage der Werte für die biologischen Qualitätskomponenten.

In diesem Arbeitsschritt wurden die Taxalisten für den Lahnabschnitt bei Oberbiel mit denen für den Lahnabschnitt bei Fürfurt verglichen und markante Unterschiede, die zur Abweichung in der biologischen Bewertung führen, genauer betrachtet. Die enge Bindung ausgewählter Taxa an spezifische Lebensraumeigenschaften, hier hydromorphologische Merkmale, ermöglicht die Ableitung (spezifischer) hydromorphologischer Eigenschaften, die für die Existenz dieser Taxa notwendig sind. Auf dieser Grundlage wurden exemplarisch für die Lahn bei Oberbiel die hydromorphologischen Bedingungen ermittelt, die für das Erreichen der für das gute ökologische Potenzial ermittelten biologischen Bedingungen (genauer: der Werte der biologischen Qualitätskomponenten) erforderlich sind.

Tab. 7.5: Auswirkungen ausgewählter hydromorphologischer Parameter auf die Benthos- und Fischfauna

Hydromorphologische Parameter	Fürfurt		Oberbiel	
	MEP	Biologie	GEP	Biologie
Rückstaustrecke	kurz	rheotypische Arten überwiegen	kurz	rheotypische Arten überwiegen
Makrophytenvorkommen	reich	typische Trichopterenarten und Krautlaicher vorhanden	gering	typische Trichopterenarten und einige Krautlaicher fehlen
Ufer	flach	reiche Käferbiozönose[1]	steil	Uferkäferarten[1] teilweise fehlend
Kanäle	mit Altwasserfunktion	altwassertypische Fischarten vorhanden	eingeschränkte Altwasserfunktion	altwassertypische Fischarten fehlen
Geschiebetransport	möglich	kiestypische Lebensgemeinschaft im Unterwasser	eingeschränkt	einige kiestypische Arten fehlen
Aspekt Durchgängigkeit hier: Fischtreppe	funktionsfähig und gut platziert	Mitteldistanzwanderer vorhanden	funktionsfähig, schlecht platziert	einige Mitteldistanzwanderer fehlen

[1] Keine Indikatoren nach Anhang V, WRRL

7.2.2.1 Hydromorphologische Bedingungen für das gute ökologische Potenzial am Beispiel der Lahn bei Oberbiel

Der Bereich Oberbiel stellt nach der Bewertung der ökologischen Komponenten Makrozoobenthos und Fisch einen Lahnabschnitt mit gutem ökologischem Potenzial dar. Hier sind kurz die hydromorphologischen Gegebenheiten aufgeführt, die diesen Bereich charakterisieren:

1. Oberwasser
    - Rückstaustrecke des Wehres bei Mittelwasser ca. 2,5 km
    - Wassertiefe max. 5,5m
    - Kaum Makrophytenvorkommen
    - Ufer momentan noch steil abfallend (Unterhaltungsmaßnahmen eingeschränkt)
    - Noch wenige ufernahe Flachwasserbereiche vorhanden (seit 1984 keine Unterhaltungs-Baggerungen mehr)
2. Schleusenbauwerk
    - Reiche Makrophytenvorkommen im Unterkanal
    - Ober- und Unterkanal der Schleuse haben teilweise Altwasserfunktion (strömungsberuhigt auch bei Hochwässern)
    - Schleuseninsel extensiv bewirtschaftet, hohes EntwicklungsPotenzial
3. Querbauwerk
    - Wehr im Oberwasser wenig abgeflacht (Geschiebetransport erschwert möglich)
    - Steilwehr (bei größeren Umbauten eventuell zu verändern)
    - Schlecht funktionierender Fischpass an ungeeigneter Stelle
4. Kraftwerk
    - Für den Abfluss groß dimensioniert
    - Im Hauptschluss
    - Geringe Restwassermenge im Jahresmittel
    - Funktionierende Fischtreppe an geeigneter Stelle
5. Unterwasser
    - Erst unterhalb des Kraftwerksauslaufes Stromschnellen
    - Reich strukturierte Ufer, Inseln und Kiesbänke
    - Makrophytenvorkommen
    - Langer nicht rückgestauter Abschnitt

Es lassen sich daraus folgende Anforderungen für die hydromorphologischen Gegebenheiten zur Etablierung einer Fauna des guten ökologischen Potenzials ableiten:

1. Oberwasser
    - Die Rückstaustrecke der Wehre an der Lahn sollte bei Mittelwasser ca. 2,5 km nicht überschreiten
    - Die maximale Wassertiefe sollte 5 m nicht wesentlich überschreiten
    - Es sollten Makrophytenvorkommen vorhanden sein
    - Die Uferlinie sollte zumindest auf 50 % ihrer Länge aufgelöst sein (Unterhaltungsmaßnahmen einschränken)
    - Ufernahe Flachwasserbereiche sollten vorhanden sein (keine generelle Unterhaltungs-Baggerungen mehr)
2. Schleusenbauwerk
    - Makrophytenvorkommen im Ober- oder Unterkanal wichtig (wo notwendig flache Buchten anlegen)
    - Altwasserfunktion der Ober- und Unterkanäle der Schleusen stärken (strömungsberuhigt auch bei Hochwässern)
    - Ökologisches Potenzial der Schleuseninseln durch extensive Bewirtschaftung, oder Weiterentwicklung stärken
3. Querbauwerk
    - Geschiebetransport sollte zumindest eingeschränkt möglich sein
    - Steilwehr sollten bei größeren Umbauten soweit möglich ersetzt werden
    - Schlecht funktionierende Fischpässe an ungeeigneter Stelle durch funktionierende an geeigneter Stelle ersetzen (siehe auch Kraftwerk)
4. Kraftwerk
    - Dem Abfluss entsprechend dimensionieren
    - Möglichst im Nebenschluss betreiben
    - Zumindest eine geringe Restwassermenge im Jahresmittel sollte gewährleistet sein
    - Funktionierende Fischtreppe an geeigneter Stelle (siehe auch Querbauwerk)
5. Unterwasser
    - Einbau von Stromschnellen
    - Es sollten Makrophytenvorkommen vorhanden sein
    - Die Uferlinie sollte zumindest auf 50 % ihrer Länge aufgelöst sein (Unterhaltungsmaßnahmen eingeschränken)
    - Ufernahe Flachwasserbereiche, Kiesbänke etc. sollten vorhanden sein (keine generelleUnterhaltungsbaggerungen mehr)
    - Langer nicht rückgestauter Abschnitt sollte folgen

7.2.3 Schritt 11.3: Ermittlung der chemisch-physikalischen Bedingungen für das gute ökologische Potenzial

...auf der Grundlage der Ergebnisse der Schritte 11.1 und 11.2.

In diesem Teilschritt waren die Werte für die allgemeinen chemisch-physikalischen Qualitätskomponenten[1] für das gute ökologische Potenzial im unteren Potamal der Lahn festzulegen. Diese müssen so beschaffen sein, dass die für das gute ökologische Potenzial abgeleiteten biologischen Werte erreicht werden können. Ebenso müssen diese Werte die Funktionalität des Ökosystems gewährleisten [WRRL; Anhang V Nr. 1.2.5].

Obwohl für diese Fallstudie vergleichsweise umfangreiches Datenmaterial zur Verfügung stand, erwies sich die Ableitung der chemisch-physikalischen Bedingungen wie im CIS-Leitfaden vorgesehen für das gute ökologische Potenzial auf der Grundlage der biologischen und hydromorphologischen Bedingungen als schwierig, da genaue Kenntnisse über die Zusammenhänge zwischen chemisch-physikalischen Parametern und der Zusammensetzung der Fischfauna und der benthischen Makroinvertebratenfauna fehlen, bzw. komplex gesteuerte Zusammenhänge sind. Anhand ausgewählter Taxa (Indikatoren) sind jedoch Aussagen zu einzelnen chemisch-physikalischen Parametern möglich. So weist die Besiedlung mit der Teichmuschel (*Anodonta cygnea*) darauf hin, dass an den Probestellen während des gesamten Jahres ein Sauerstoffgehalt von 5 mg/l nicht unterschritten wird. Das Vorhandensein der Sumpfdeckelschnecke (*Viviparus viviparus*) gibt Hinweise darauf, dass an den entsprechenden Probestellen keine übermäßigen Nitrat- und Nitritbelastungen vorhanden sind.

Die tatsächlichen chemisch-physikalischen Bedingungen im Lahnabschnitt bei Oberbiel sind durch die regelmäßigen Messungen an der Dauermessstelle Solms-Oberbiel gut belegt.

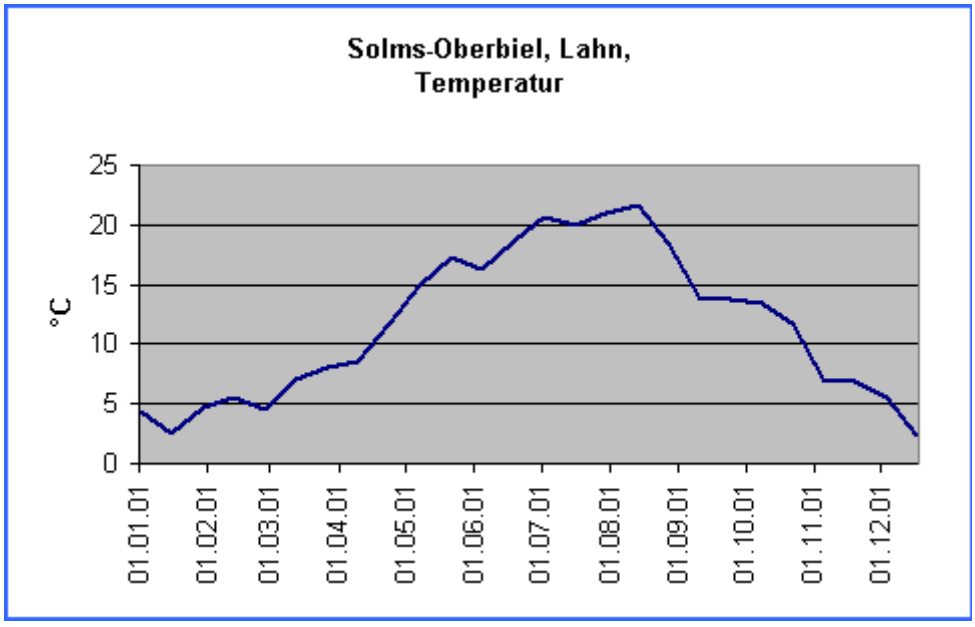


Abb. 7.4: Temperaturwerte aus dem Jahr 2001 an der Messstation Solms-Oberbiel

---

[1] EUROPÄISCHE KOMMISSION (2003a): Die Rolle der chemisch-physikalischen Komponenten bei der Klassifizierung der Wasserkörper ist in den von der CIS AG 2.3 (REFCOND) und der CIS AG 2.4 (COAST) erarbeiteten Leitlinien definiert.

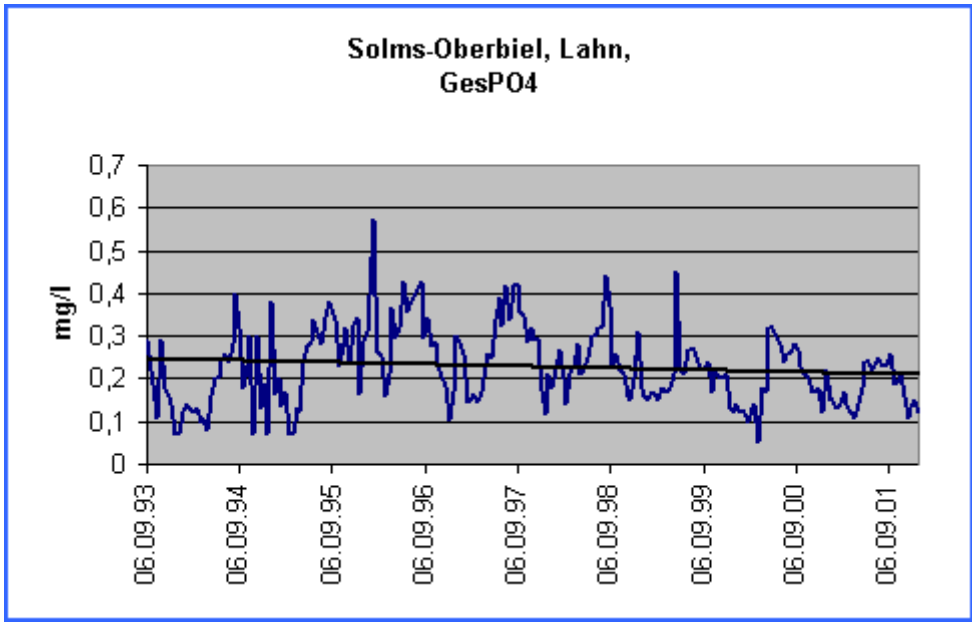


Abb. 7.5: **Die Gesamtphosphorwerte aus dem Jahr 2001 an der Messstation Solms-Oberbiel**

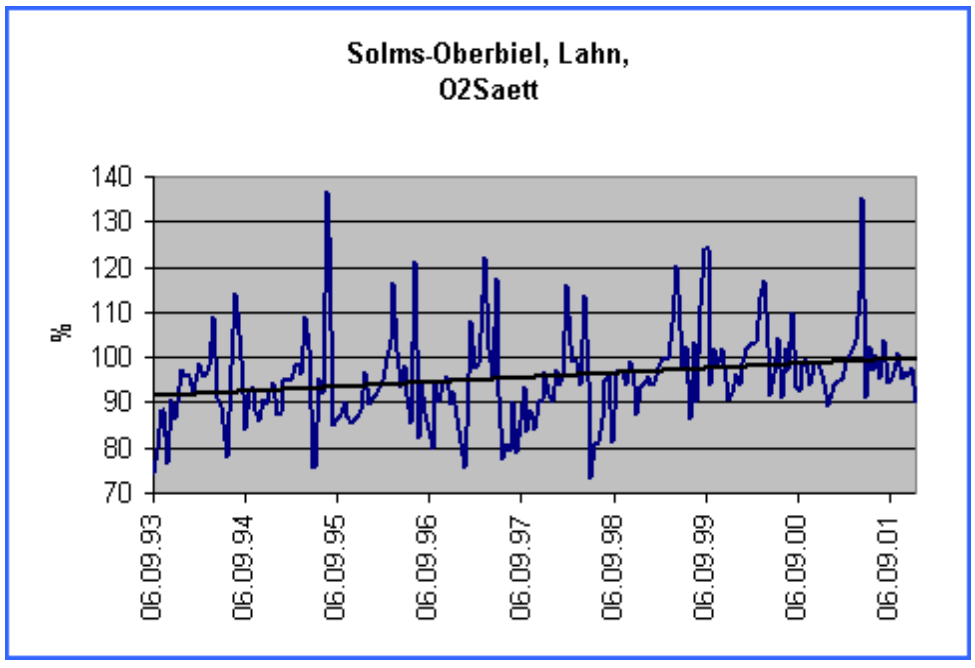


Abb. 7.6: **Sauerstoffsättigungsganglinie (Sättigung in %) der Jahre 1993 bis 2001 an der Messstation Solms-Oberbiel**

Als Basis zur Ermittlung der chemisch-physikalischen Bedingungen für das gute ökologische Potenzial können die Gegebenheiten dort jedoch nur teilweise übernommen werden. Während die gemessenen Temperaturen (Abb. 7.4) eine allenfalls geringe Erwärmung im mittleren Potamal der Lahn zeigen und somit den zu fordernden Werten für das gute ökologische Potenzial entsprechen, weisen andere Parameter deutliche Defizite auf. So belegen die gemessenen Phosphatkonzentrationen eine mäßige Nährstoffbelastung aus diffusen und punk-

tuellen Quellen (Abb. 7.5). Die Sauerstoffsättigungsganglinien (Abb. 7.6) weisen mit hohen Sättigungswerten während der Sommermonate zudem auf die starke Eutrophierung der Lahn im mittleren (und unteren) Potamal hin.

Deutlich wird anhand der Sauerstoffsättigungsganglinien (Abb. 7.6) jedoch auch, dass es ebenfalls während der Sommermonate zur Ausbildung von deutlichen Sauerstoffdefiziten kommt. Ursächlich für die Belastungen des Sauerstoffhaushaltes ist der Einfluss von Mischwassereinleitungen nach Starkregenereignissen. Diese führen in flachen, vorwiegend freifließenden Gewässerabschnitten (hier: Unterwasser Oberbiel) vor allem zu hohen Ammoniumbelastungen (BORCHARDT 1994). In den stauregulierten Abschnitten der Lahn (hier: Oberwasser Oberbiel) kommt es aufgrund der geringen Fließgeschwindigkeiten und des geringeren physikalischen Gasaustausches bei starker Sauerstoffzehrung durch den Abbau der eingetragenen Stoffe zu deutlichen Belastungen des Sauerstoffhaushaltes.

Mit einer weitergehenden Abwasserreinigung mit Nährstoffelimination in den Kläranlagen kann die heutige Situation mit jährlich mehrfach auftretenden Algenblüten nur vergleichsweise wenig beeinflusst werden. Da die Eutrophierung und deren ökologisch negative Folgen komplexe Ursachen haben, kommen zur Lösung dieses Problems nur integrierte Maßnahmen der Abwassertechnik und flankierend dazu im Gewässer in Frage (BORCHARDT 1994). So gibt Abb. 7.7 beispielhaft die zu erwartende Reduzierung der Belastung durch eine vollständig entwickelte Ufervegetation nach Umsetzung der Verbesserungsmaßnahmen im mittleren Potamal der Lahn wieder.

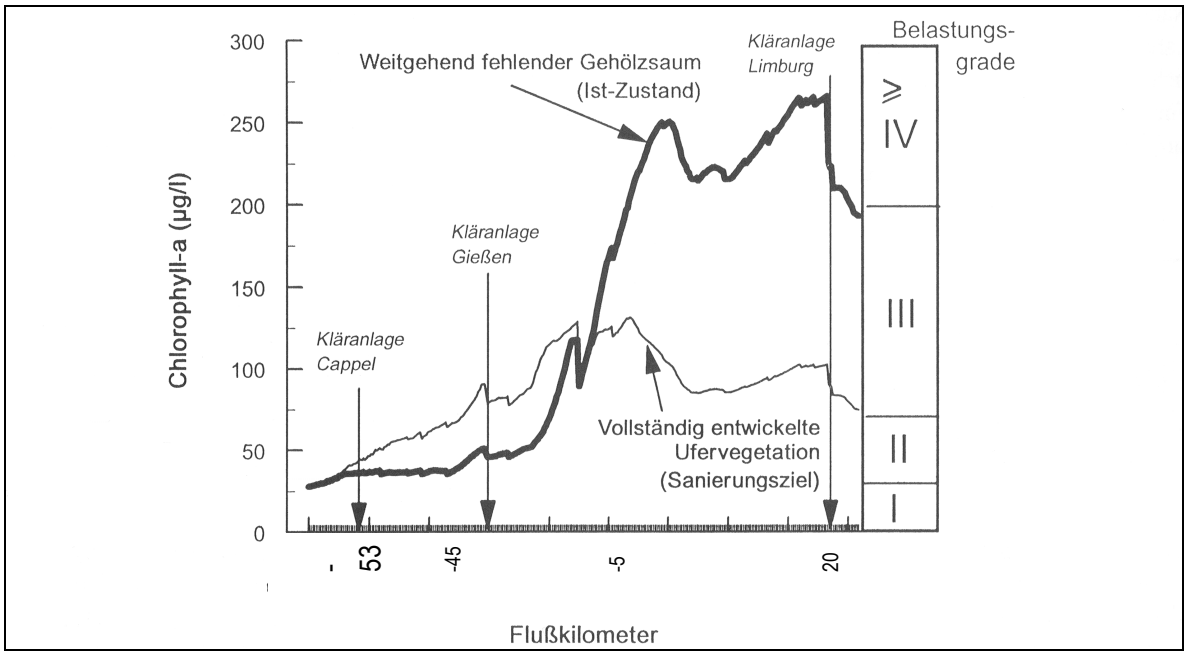


Abb. 7.7: Algenentwicklung in µg/l (CHl-a) in der Lahn im Ist-Zustand 1994 (Abwasserreinigung nach den aaRdT, weitgehend fehlender Gehölzsaum) und bei vollständig entwickeltem Gehölzsaum (Sanierungsziel). Randbed.: Sommerliches Schönwetter mit hoher Sonneneinstrahlung, Niedrigwasser (NQ_{20}) (Borchardt 1994).

Durch eine Umsetzung der dargestellten Kombination von Maßnahmen (Abwasserreinigung, Entwicklung Ufervegetation) ist ein mesotrophes Niveau im Bereich der Belastungsgrade II und III erreichbar. Damit nehmen auch die direkten und indirekten Effekte der Trophie auf die Indikatoren nach Anhang V der WRRL ab.

Die beiden Aspekte der Sauerstoffsättigungsganglinie zeigen, dass Maßnahmen zur weiteren Verbesserung des chemisch-physikalischen Zustandes nicht punktuell, sondern einzugsgebietsbezogen zu ergreifen sind.

Es wird aus den Darlegungen auch klar, dass die Ermittlung der chemisch-physikalischen Bedingungen für das gute ökologische Potenzial durch eine direkte Übernahme der Daten der Dauermessstelle Solms-Oberbiel nicht möglich ist. Einzelne Parameter sind ableitbar, andere sind eingehender zu betrachten und in ihrer ökologischen Bedeutung vor dem Hintergrund der komplexen Ursachen und Auswirkungen zu bewerten. Es ist daher ratsam, auf bereits wissenschaftlich diskutierte Belastungsgrade zurückzugreifen, wie sie beispielsweise im Sanierungskonzept Lahn (REGIERUNGSPRÄSIDIUM GIEßEN, 1994) erarbeitet wurden. Werte, die die Belastungsgrade 1 und 2 nicht überschreiten, können zur Ermittlung der physikalisch-chemischen Bedingungen für das gute ökologische Potenzial herangezogen werden.

Einflußgrößen	Skala der Belastungsgrade				
	1 nicht-gering belastet	2 mäßig belastet	3 kritisch belastet	4 stark belastet	5 sehr stark belastet
pH-Wert	7,4 ± 0,2	7,4 ± 0,4	7,4 ± 0,6	< 6,5 > 8; ± >1	
Sauerstoff-sättigung [%]	> 80 u. < 120	> 70 u. < 130	< 70 u. > 130	< 40 u. > 200	
NH_4-N bei MNQ [mg/l]	< 0.05	< 0,2	> 0,2	> 1	
NH_3-N bei MNQ [mg/l] und Unterschreitungs-häufigkeit [a]	< 0.001 und 0,15	< 0,1 und 0,15	< 0,2 und 0,15	> 0,2 und 0,15	
NO_2-N bei MNQ [mg/l]	< 0,05	< 0,15	> 0,15	> 0,4	
NO_3-N bei MNQ [mg/l]	< 2	2 - 4	> 4	> 8	
P_{ges} bei MNQ [mg/l]	< 0,05	< 0.15	> 0.2	> 0.5	
N-Fracht [kg/ha*a]	< 5,3	> 5,3 - 11,4	> 11,4 - 22,8	> 22,8 - 54	> 54
P-Fracht [kg/ha*a]	< 0,07	> 0,07 - 0,37	> 0,37 - 0,81	> 0,81 - 2,0	> 2,0

Abb. 7.8: Auszug aus Tabelle 5.4,Sanierungskonzept Lahn: Definition der Belastungsgrade (Tabellarische Übersicht), REGIERUNGSPRÄSIDIUM GIEßEN, 1994

7.2.4 Schritt 11.4: Prüfung ob die Qualitätsziele für die spezifischen synthetischen und nicht synthetischen Schadstoffe eingehalten werden

Dieser Schritt, der die Ableitung der Qualitätsziele für die spezifischen synthetischen und nichtsynthetischen Schadstoffe mittels des in Anhang V Nr. 1.2.6 vorgegebenen Verfahrens und die Prüfung, ob diese Ziele eingehalten werden, umfasst, konnte innerhalb der Fallstudie nicht durchgeführt werden.

Teil IIIb

Entwicklung

eines Entwurfs

für einen

Flussgebietsbewirtschaftungsplan

8 Ausblick

Im Anschluss an die Abgrenzung natürlicher und die Ausweisung erheblich veränderter Wasserkörper folgt im Ablaufschema die Ausarbeitung von Bewirtschaftungsplänen für die Flussgebiete. Es ist im Rahmen dieser Fallstudie nicht möglich und nicht beabsichtigt, der Entwicklung eines Bewirtschaftungsplans vorzugreifen. Daher soll hier nur grundsätzlich dargestellt werden, wie die wichtigsten weiteren Schritte der Umsetzung der WRRL ablaufen:

Bis zum Jahr 2004 soll die in dieser Fallstudie für den Bereich Hydromorphologie beschriebene Charakterisierung der Flussgebietseinheit abgeschlossen werden. Der erste Entwurf der Bewirtschaftungspläne soll bis Dezember 2008 der Öffentlichkeit vorgelegt werden [Art. 14 (1)(c)], und die endgültige Version ein Jahr später im Dezember 2009.

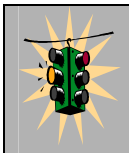
Bis wann?	**Welche wichtige Aufgabe?**	**Was muss für die erheblich veränderten und künstlichen Wasserkörper unternommen werden?**
2004	Charakterisierung der Flussgebietseinheit [Art. 5]	Schritte 1-6: Ermittlung von Wasserkörpern (Schritt 1); Ermittlung von künstlichen Wasserkörpern (Schritt 2); Beschreibung der hydromorphologischen Veränderungen (Schritt 3); Beschreibung der bedeutenden Veränderungen der Hydromorphologie (Schritt 4); Abschätzung des guten ökologischen Zustands (nicht für künstliche Wasserkörper); Wahrscheinlichkeit, dass der gute ökologische Zustand verfehlt wird (Schritt 5; nicht für künstliche Wasserkörper); Abschätzung des guten ökologischen Potenzials (künstliche Wasserkörper); Wahrscheinlichkeit, dass das Ziel “gutes ökologisches Potenzial” (künstlicher Wasserkörper) verfehlt wird; vorläufige Einstufung als erheblich veränderte Wasserkörper (Schritt 6).
2008/9	Bewirtschaftungsplan für das Flusseinzugsgebiet und Beteiligung der Öffentlichkeit [Art. 13 + 14]	Schritte 7-11: Ausweisungsprüfungen (Schritte 7 und 8), Ausweisung (Schritt 9), Ermittlung der Referenzbedingungen (Schritt 10) und der Umweltqualitätsziele (Schritt 11) für die erheblich veränderten und künstlichen Wasserkörper.

Abb. 8.1: Wichtige Fristen für die vorläufige Einstufung und Identifizierung von erheblich veränderten und künstlichen Wasserkörpern im ersten Planungszyklus (aus: Leitfaden zur Identifizierung und Ausweisung von erheblich veränderten und künstlichen Wasserkörpern)

Einige der in der Fallstudie gewonnenen Erkenntnisse gehen über die hydromorphische Charakterisierung hinaus und sind auch für die Erstellung der Bewirtschaftungspläne von

Bedeutung. Die Lahn bietet mit ihrer modellhaften Abfolge wenig bis stark belasteter Gewässerabschnitte eine ideale Basis zur Abschätzung der Verbesserung des ökologischen Zustandes/Potenzials durch die im Rahmen des Bewirtschaftungsplans für die Flussgebiete anstehenden Maßnahmen. Dies ermöglicht eine gute Planung der Kosten-Nutzen-Relation einzelner Projekte und macht mögliche Veränderungen auch für die Bevölkerung transparent darstellbar. Im Rahmen der von der WRRL geforderten Einbeziehung der Öffentlichkeit [Art. 14] ist dies für die Umsetzung des Bewirtschaftungsplans von großer Bedeutung.

Die heutigen Veränderungen an der Lahn sind Ergebnis einer jahrhundertelangen, direkten und indirekten Einflussnahme des Menschen auf den Fluss. Es wird nicht in allen Bereichen bis 2015 möglich sein, diese Nutzungen soweit zu entflechten und zu verändern, dass eine ökologisch optimierte Minderung ihrer Auswirkungen eintritt. Das Ziel, langfristig den guten ökologischen Zustand zu erreichen, sollte dennoch, auch im Falle der in dieser Fallstudie als stark verändert ausgewiesenen unteren potamalen Lahn, nicht aufgegeben werden.



Leitfaden zur Identifizierung und Ausweisung von erheblich veränderten und künstlichen Wasserkörpern (EUROPÄISCHE KOMMISSION 2003a):

Achtung! Der Ausblick auf zukünftige Planungszyklen hat Bedeutung für das erste Ausweisungsverfahren

Es ist wichtig, die vorläufige Einstufung und Ausweisung von erheblich veränderten und künstlichen Wasserkörpern nicht als einmaligen Prozess zu verstehen. Die Wasserrahmenrichtlinie erlaubt nachträgliche Anpassungen, um so ökologische, soziale und wirtschaftliche Veränderungen berücksichtigen zu können.

Welche Entwicklung die Lahn im Rahmen der Umsetzung der WRRL nehmen wird ist zum jetzigen Zeitpunkt nicht sicher vorauszusehen. Die sich bietenden Möglichkeiten zur Verbesserung des gegenwärtigen Zustandes und zur ökologischen Optimierung der Nutzungen sind, gerade an der Lahn, jedoch vielfältig. Es bleibt an dieser Stelle zu wünschen, dass bestehende Chancen erkannt, aufgegriffen und genutzt werden, um die Lahn im Sinne der Wasserrahmenrichtlinie ökologisch weiterzuentwickeln.

Anhang zu A1

9 Datenquellen

Personen und Institutionen deren Daten und Informationen für die Bearbeitung der Fallstudie Lahn Verwendung fanden:

- Dr. U Schwevers, Dr. B. Adam, Institut für angewandte Ökologie, Kirtorf
- Dr. M. Schleuter, Referat Tierökologie, Bundesanstalt für Gewässerkunde Koblenz
- Prof. Dr. H. W. Bohle, Fachbereich Biologie, Fachgebiet Tierökologie, Universität Marburg
- Prof. Dr. R. Rupprecht, Fachbereich Biologie, Johannes Gutenberg Universität Mainz
- Dipl. –Biol. C. Kugelstadt, Fachbereich Biologie, Johannes Gutenberg Universität Mainz
- Prof. Dr. B. Werding, Institut für Allgemeine und Spezielle Zoologie, Justus Liebig Universität Gießen
- Prof. Dr. F. Tönsmann, Fachgebiet Wasserbau, Universität Kassel
- Dr. K. Wendling, Landesamt für Wasserwirtschaft Rheinland-Pfalz, Mainz
- Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie, Wiesbaden
- Regierungspräsidium Gießen
- Interessengemeinschaft Lahn
- Wasser- und Schifffahrtsamt Koblenz

Für die Überlassung der Daten und die Weitergabe von Informationen sei an dieser Stelle herzlich gedankt.

Wir danken Frau Eva Kürzinger, Print on Demand, Obernhof, für die freundliche Genehmigung zum Abdruck des Titelbildes „Wetzlar“ von Otto Ubbelohde und verweisen auf das Otto-Ubbelohde-Haus in Lahntal-Goßfelden.

10 Literatur

AQEM (2001): The Development and Testing of an Integrated Assessment System for the Ecological Quality of Streams and Rivers throughout Europe using Benthic Macroinvertebrates, www.aqem.de.

Balon, E. K. (1975): Reproductive guilds of fishes: A proposal and definition. J. Fish. Res. Board Can. 32, S. 82 – 864.

Behrendt, H et. al. (1999): Nährstoffeinträge und -rückhalte in den Flussgebieten Deutschlands.

Bohle, H.-W. (1992): Artenlisten. In: Hessisches Lahnprojekt, Universität Gesamthochschule Kassel, Hrsg. :Modellhafte Erarbeitung eines Sanierungskonzeptes für kleine Fließgewässer am Beispiel der Lahn, 2. Zwischenbericht, Kassel (unveröffentlicht).

Borchardt, D. (1994): Integrierte Bewertungen mit einem Gewässergütemodell. In: Regierungspräsidium Gießen (Hrsg.) (1994): Die Lahn, ein Fließgewässerökosystem. Modellhafte Erarbeitung eines ökologisch begründeten Sanierungskonzeptes für kleine Fließgewässer am Beispiel der Lahn. Abschlussbericht, 218 S. Eigenverlag, Gießen.

Borchardt, D., Ehmann, H., Falkenhof, N. & Ingendahl, D. (2002): Wissenschaftliche Begleituntersuchungen zur Wiederansiedlung des Lachses (Salmo salar L.)in der Diemel, Endbericht im Auftrag des Regierungspräsidiums Kassel.

Briem, E. (2002): Formen und Strukturen der Fließgewässer – Ein Handbuch der morphologischen Fließgewässerkunde, ATV-DVWK-Arbeitsbericht GB-1.

Ehlers, M. (1989): Landwirtschaft in der Lahnaue, in: Thum, W. (Hrsg.): So grün war mein Tal, die Lahnaue zwischen Heuchelheim, Dutenhofen und Atzbach.

Ehmann, H. (1995): Faunistische Erhebungen an der Lahn, Makrozoobenthos, Diplomarbeit am Fachbereich Biologie der Justus-Liebig-Universität Gießen, (unveröffentlicht).

EG-WRRL (2000): Richtlinie 2000/60/EG des europäischen Parlaments und des Rates zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik. Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaft L 327 vom 22. Dezember 2000.

Europäische Kommission (2003a): CIS Working Group 2.2 on Heavily Modified Water Bodies: Policy Summary on Identification and Designation of Artificial and Heavily Modified Water Bodies. 14. Jan. 2003. http://www.umweltdaten.de/wasser/hmwbps.pdf

Europäische Kommission (2003b): WFD CIS Guidance Document No. 2: Identification of Water Bodies. Published by the Directorate General Environment of the European Commission. Brussels. ISBN: 92-894-5122-X.

Europäische Kommission (2003c): Toolbox on Identification and Designation of Artificial and Heavily Modified Water Bodies, Final, CIS Working Group 2.2 on Heavily Modified Water Bodies, 15 January 2003.

Gellert, G. (1987): Limnologische Untersuchung der Sieg zwischen Auer Mühle und Mündung (Fluss-km 76-146) unter besonderer Berücksichtigung der Gewässergüte. - Decheniana 140: 148-163, Bonn.

Gurlitt, D. (1949): Das Mittelrheintal, Formen und Gestalt. Forsch. z. Dt. Ld. u. Vkde. Bd. 46. (S. 57).

Hessische Landesanstalt für Umwelt - HLfU (1998): Hessische Landesanstalt für Umwelt: Hessischer Gewässergütebericht 1997 auf CD-ROM, 1. Auflage 7/1998.

Hessisches Ministerium für Umwelt, Landwirtschaft und Forsten (Hrsg.) (2000): Erläuterungsbericht Gewässerstrukturgüte in Hessen 1999. Wiesbaden. 25 S. und Anhang sowie Daten auf CD-ROM.

Hessisches Ministerium für Umwelt, Landwirtschaft und Forsten (Hrsg.) (2000): Erläuterungsbericht Gewässerstrukturgüte in Hessen 1999. Wiesbaden. 25 S. und Anhang.

Huet, M. (1949): Apercu des relations entre la pente et les populations piscicoles des eaux courantes. Section d`Hydrobiologie, Station de Recherches des Eaux et Fôrets, Groenendaal (Belgique), 11, p 332 – 351.

Jockenhövel, A. (Hrsg.), Bergbau, Verhüttung und Waldnutzung im Mittelalter. Auswirkungen auf Mensch und Umwelt (VSWG Beiheft 121), Stuttgart 1996, S. 12.

Kugelstadt, C. (1998): Limnologische Untersuchung der Lahn bei Gießen, Praktikumsbericht (F II) für die Johannes-Gutenberg Universität, Mainz.

Lang, T. & F. Tönsmann, (2002): Vorbeugender Hochwasserschutz im Einzugsgebiet der hessischen Lahn – Handbuch; Kasseler Wasserbau Forschungsberichte und – Materialien, Band 17/2002, Herkules Verlag Kassel.

LAWA (2001): Ermittlungen signifikanter Belastungen und Beurteilung der Auswirkungen auf Oberflächengewässer gemäß Anhang II der Wasserrahmenrichtlinie (WRRL). LAWA-Ausschuss "Oberirdische Gewässer und Küstengewässer". Entwurf, unveröffentlicht.

LAWA (1998): Beurteilung der Wasserbeschaffenheit von Fließgewässern in der Bundesrepublik Deutschland – Chemische Gewässergüteklassifikation. LAWA-Arbeitskreis „Zielvorgaben“ in Zusammenarbeit mit LAWA-Arbeitskreis „Qualitative Hydrologie der Fließgewässer“, August 1998.

Mang, J., Geffers, K. und D. Borchardt (1998). Auswirkungen von Mischwassereinleitungen auf den Stoffhaushalt und die Biozönose von Fließgewässern: Fallbeispiel Lahn bei Limburg. gwf Wasser Abwasser 139 (6), S. 408 - 417.

Mauch, E. (1963): Untersuchungen über das Benthos der deutschen Mosel unter besonderer Berücksichtigung der Wassergüte. Mitt. Zool. Mus. Berlin 39: S. 3-172.

Rechenberg, B. (2000): Vorschlag für die Bewertung von erheblich veränderten Gewässern im Rahmen der Fallstudien für das EG-Projekt "Heavily Modified Waterbodies" (unveröffentlicht).

Regierungspräsidium Gießen (Hrsg.) (1994): Die Lahn, ein Fließgewässerökosystem. Modellhafte Erarbeitung eines ökologisch begründeten Sanierungskonzeptes für kleine Fließgewässer am Beispiel der Lahn. Abschlussbericht, 218 S. Eigenverlag, Gießen.

Regierungspräsidium Gießen und Gesamthochschule Kassel (Hrsg.) (1991): Modellhafte Erarbeitung eines ökologisch begründeten Sanierungskonzeptes für kleine Fließgewässer am Beispiel der Lahn.1. Zwischenbericht, 385 S. Gießen.

Scheid, R. (1994) Bergbau im Rhein-Lahn-Kreis, in: Heimatjahrbuch des Rhein-Lahn-Kreises, (Hrsg.: Kreisverwaltung Rhein-Lahn), Bad Ems, 1994. - 96 S.

Schiemer, F. (1988): Gefährdete Cypriniden – Indikatoren für die ökologische Intaktheit von Flusssystemen. Natur und Landschaft 63 (9): S. 370-373.

Schiemer, F., Waidbacher, H. (1992): Strategies for conservation of a Danubian fish fauna. River Conservation and Management. P. J. Boon, P. Calow and G. E. Petts (editor). Verlag John Wiley & Sons Ltd. S. 363 – 382.

Schleuter, M., Haybach, A. & Ehmann, H. (2000): Ökologische Untersuchungen an der Lahn (km 136 bis km -11,075), Im Zuge der Dokumentation der Auswirkungen von Unterhaltungsmaßnahmen auf die Fauna (Makrozoobenthos), Sommeraspekt 2000, Bericht für die Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz, (unveröffentlicht).

Schmedtje, U., Sommerhäuser, M., Brauckmann, U., Briem, E., Haase, P. & Hering, D. (2001): “top down – bottom up”-Konzept einer biozönotisch begründeten Fließgewässertypologie Deutschlands. Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)-Tagungsbericht 2000.

Schöll, F. & Haybach A. (2001): Bewertung von großen Fließgewässern mittels Potamon-Typie-Index (PTI) - Verfahrensbeschreibung und Anwendungsbeispiele BfG-Mitteilung 23: 28 pp. ISSN 1431-2409.

Schwevers, U. & Adam, B. (1991): Ökomorphologische und Fischereibiologische Untersuchungen im Gewässersystem der Lahn, Fischereibiologische Zustandsanalyse. Im Auftrag des Rheinland-Pfälzischen Ministeriums für Landwirtschaft, Weinbau und Forsten -Oberste Fischereibehörde-. Mücke-Ruppertenrod.

Schwevers, U. & Adam, B. (1992): Ichtyologische Untersuchungen im Gewässersystem der Lahn – Der hessische Bundeswasserstraßenbereich - Band I-IV, im Auftrag des Hessischen Ministeriums für Landesentwicklung, Wohnen, Landwirtschaft, Forsten und Naturschutz – Oberste Fischereibehörde-. Mücke-Ruppertenrod.

Schwevers, U. & Adam, B. (1996): Ichtyologische Untersuchungen im Gewässersystem der Lahn – Der Hessische Oberlauf - Band II-III, im Auftrag des Hessischen Ministeriums des Inneren und für Landwirtschaft, Forsten und Naturschutz -Oberste Fischereibehörde-. Mücke-Ruppertenrod.

Schwevers, U., Gumpinger C. & Adam, B. (1998): Zum Fischaufstieg durch Schiffsschleusen, Upstream migration of fish through locks. Wasser & Boden, 50/5, S. 26-30.

Tichy, F. (1951): Die Lahn, geographische Grundlagen einer Wasserwirtschaft, in: Marburger geographische Schriften, Hrsg: H. Schmitthenner, Band 2, Marburg.

Walter, H. (1979): Vegetation und Klimazonen, Stuttgart.

Weyl, R. (1967): Geologischer Führer durch die Umgebung von Gießen, Gießen.

Anhang A2

Fallstudie Elbe

Erheblich veränderte Gewässer in Europa

Fallstudie Elbe

PD Dr. habil. Dietrich Borchardt[1)] und Michaela Frey[1)]

unter Mitarbeit von:

Alexandra Dehnhardt[2)]

Helge Ehmann[1)]

Markus Funke[1)]

Kerstin Geffers[1)]

Dr. rer. nat. Ingrid Küllmar[1)]

Ulrich Petschow[2)]

[1)] Institut für Gewässerforschung und Gewässerschutz
Universität Kassel
Kurt-Wolters-Str. 3, 34125 Kassel
Tel: 0561-804 3949, Fax: 0561-804 3642
E-mail: dietrich.borchardt@uni-kassel.de

[2)] Institut für ökologische Wirtschaftsforschung (IÖW) gGmbH
Potsdamer Str. 105, 10785 Berlin
Tel: 030-884 594-23, Fax: 030-882 54 39
E-mail: Ulrich.Petschow@ioew.de

Inhaltsverzeichnis

Seite

TEIL I **1**

1 Vorwort **2**

2 Ergebnistabelle **3**

3 Einleitung **5**

3.1 Wahl der Fallstudie 5

3.2 Allgemeine Bemerkungen 5

4 Beschreibung des Untersuchungsgebietes **7**

4.1 Geologie, Topographie und Hydrologie 7

4.2 Sozioökonomische Gegebenheiten und menschliche Aktivitäten im Einzugsgebiet 10

4.3 Identifikation von Wasserkörpern 13

TEIL II **14**

5 Physikalische Veränderungen **15**

5.1 Belastungen und Nutzungen 15

5.2 Physikalische Veränderungen 20

5.3 Veränderungen der hydromorphologischen Merkmale der Wasserkörper und Bewertung der Auswirkungen 23

5.4 Diskussion und Schlussfolgerungen 24

6 Ökologischer Zustand **26**

6.1 Biologische Qualitätskomponenten 26

6.2 Physikalisch-chemische Komponenten 27

6.3 Erfassung des derzeitigen ökologischen Zustandes 29

6.4 Diskussion und Schlussfolgerungen 32

7 Identifikation und Ausweisung von Wasserkörpern als erheblich verändert **34**

7.1 Vorläufige Identifizierung von erheblich veränderten Wasserkörpern 34

7.2 Erforderliche hydromorphologische Veränderungen zur Erzielung des guten ökologischen Zustandes 37

7.2.1 Erforderliche hydromorphologische Veränderungen und erforderliche Maßnahmen, um den guten ökologischen Zustand zu erreichen 39

7.2.2 Auswirkungen auf die Nutzung und signifikante negative Wirkungen 41

7.2.3 Auswirkungen auf die weitere Umwelt 42
7.3 Bewertung anderer Umweltoptionen 42
7.3.1 Ermittlung und Definition der nutzbringenden Ziele, denen die veränderten Merkmale des Wasserkörpers dienen 42
7.3.2 Alternativen zur derzeitigen Nutzung 42
7.4 Ausweisung erheblich veränderter Wasserkörper 43
7.5 Diskussion und Schlussfolgerungen 44

TEIL III **45**

10 Schlussfolgerungen und Empfehlungen **46**
10.1 Schlussfolgerungen 46
10.1.1 Ermittlung von Wasserkörpern, Skalierung 46
10.1.2 Referenzbedingungen 46
10.1.3 Signifikante Belastungen / signifikante Kriterien 46
10.1.4 Qualitätskomponenten 47
10.1.5 Ausweisung als erheblich veränderter Wasserkörper oder mindere Ziele 47
10.1.6 Einstufung als erheblich veränderter oder natürliche Wasserkörper 48
10.2 Optionen und Empfehlungen 48

11 Literaturverzeichnis **49**

Abbildungsverzeichnis

Seite

Abb. 3.2.1: Topographische Karte des Einzugsgebietes der Elbe (verschiedene Quellen) 6

Abb. 4.1.1: Einzugsgebiete der sechs wichtigsten Nebenflüsse der Elbe (verschiedene Quellen) 8

Abb. 4.2.1: Bundesländer im Einzugsgebiet der Elbe (verschiedene Quellen) 12

Abb. 5.2.1: Gewässerstrukturgüteklassen einiger Abschnitte des Ober- und Mittellaufbereiches der Elbe (verschiedene Quellen) 22

Abb. 6.3.1: Datenbasis für die Beurteilung der Fischfauna an der Elbe (GAUMERT 2000) 29

Abb. 6.3.2: Ergebnisse der Bewertung der Fischfauna 30

Abb. 6.3.3: Bewertung der Makroinvertebraten nach SCHÖLL und HAYBACH (2001) 32

Abb. 7.1.1: Verfahren zur vorläufigen Identifzierung von „erheblich veränderten Wasserkörpern“ gemäß der Unterarbeitsgruppe „Schifffahrt“ 35

Abb. 7.2.1: Vorgehensweise zur „Identifzierung erheblich veränderter Wasserkörper“ gemäß der Unterarbeitsgruppe „Schifffahrt" 38

Tabellenverzeichnis

Seite

Tab. 4.1.1: Klassifikation der geologischen Zonen (IKSE 1994) 9

Tab. 4.3.1: Beschreibung der Elbwasserkörper 1 und 2 entsprechend dem System A, WRRL, Anhang II, 1.2 „Ökoregionen und Arten von Oberflächenwasserkörpertypen“ 13

Tab. 5.1.1: Kriterien für die Ermittlung von signifikanten Nutzungen auf Oberflächengewässer (LAWA 2001, modifiziert und ergänzt) 16

Tab. 5.1.2: Relevante Nutzungen in den ausgewählten Elbabschnitten 19

Tab. 5.1.3: Spezifikation der relevanten Nutzungen in den ausgewählten Abschnitte in der Fallstudie „Elbe“ (verschiedene Quellen) 19

Tab. 5.2.1: Gegenüberstellung von Gewässerstrukturen 1776 und 1992 für Elb-km 475 bis 583 (aus ROMMEL 2000) 21

Tab. 6.2.1: Entwicklung des Wasserzustandes an der Messstation Schnackenburg (Elbe-km 474,5), berechnet aus Wochenmischproben (IKSE 1995) 28

Tab. 6.3.1: Kriterien für eine Bewertung der Fischfauna nach dem Verfahren der ARGE-Elbe (GAUMERT 2000) 29

Tab. 7.1.1: Auswirkungen der Schifffahrt auf die Gewässerstruktur (LAWA 2001, ergänzt und verändert) 36

Tab. 7.2.1.1: Maßnahmenszenarien für die Fallstudie "Elbe" (Abschnitt: Obere Elbe (km 0 – 34)) 40

Tab.7.3.2.1: Gütertransport entlang der Elbe 43

TEIL I

1 Vorwort

Im Rahmen des europäischen Projektes „Identifikation und Ausweisung von erheblich veränderten Wasserkörpern gemäß der Wasserrahmenrichtlinie“ wurden 34 Fallstudien in zehn Mitgliedstaaten und Norwegen durchgeführt. Ziel war die Entwicklung von Bewertungskriterien für die Abgrenzung von erheblich veränderten Oberflächenwasserkörpern 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.

Da die normativen Bestimmungen von erheblich veränderten Gewässern in der Wasserrahmenrichtlinie weiten Interpretationsspielraum lassen und die Qualitätsanforderungen für erheblich veränderte Gewässer niedriger sind als jene für natürliche Oberflächengewässer, versucht die Studie einheitliche Qualitätsstandards für Europa festzulegen. Daher schließt der Ansatz die Beurteilung der ökologischen Situation und die Spezifikation von Qualitätszielen ein („guter ökologischer Zustand“ für natürliche Gewässer bzw. „gutes ökologisches Potenzial“ für erheblich veränderte Gewässer). Anhand der Flussgebiete von Elbe, Lahn, Seefelder Aach und Dhünn wurden Maßnahmenszenarien untersucht, mit dem Ziel, die ökologische Situation zu verbessern und letztlich das gegebene Qualitätsziel zu erreichen.

Die Fallstudie Elbe war Bestandteil der Arbeiten der Unterarbeitsgruppe „Schifffahrt“.

2 Ergebnistabelle

Im Folgenden sind die Ergebnisse der Fallstudie Elbe tabellarisch dargestellt.

	Position	**Einheit**	**Information**
1.	Land	Text	Bundesrepublik Deutschland
2.	Name der Fallstudie (Name des Gewässers)	Text	Elbe
3.	Mitglied(er) des für die Fallstudien verantwortlichen Lenkungsausschusses	Text	Dr. Ulrich Irmer, Dr. Bettina Rechenberg, Umweltbundesamt (UBA)
4.	Träger der Fallstudie	Text	Umweltbundesamt (UBA)
5.	Ausführendes Institut der Fallstudie	Text	Institut für Gewässerforschung und Gewässerschutz (IAG), Universität Kassel
6.	Beginn der Fallstudie	Datum	01.05.2000
7.	Darstellung der Belastungen und Beeinträchtigungen erwartet bis:	Datum	30.10.2000
8.	Voraussichtlich fertiggestellt bis:	Datum	30.04.2002
9.	Gewässertyp (Fluss, See, Übergangsgewässer, Küstengewässer)	Text	Fluss
10.	Einzugsgebiet	km^2	80.000 (in Deutschland, Messstation Zollenspieker)
11.	Länge	km	1091,47
12.	Mittlerer Abfluss	m^3/s	720 (Messstation Neu-Darchau)
13.	Einwohner im Einzugsgebiet	Anzahl	15.000.000
14.	Bevölkerungsdichte	E/km^2	182
15.	Veränderungen: Physikalische Belastungen/landwirtschaftliche Einflüsse	Text	Schifffahrt, Hochwasserschutz
16.	Auswirkungen der nutzungsbedingten Belastungen?	Text	"Schifffahrt": Uferbefestigung auf über 10 % der Länge "Hochwasserschutz": Hochwasserschutzbauwerke entlang des gesamten Flusses
17.	Probleme?	Text	Industrielle Abwassereinleitungen (lokal begrenzt); Häusliche Abwassereinleitungen; Schifffahrt; Gewässerlauf in ausgebauten Bereichen ist nur gemäßigt reguliert
18.	Umweltbelastungen?	Text	Tourismus
19.	Welche Maßnahmen/Veränderungen sind geplant?	Text	Minderung der schiffbaren Tiefe um bis zu 10-30 cm Durchbrüche des Uferbefestigung und Durchstiche an den Hafenbecken Instandhaltung von Gebäuden und Instandhaltungsmaßnahmen am Fluss
20.	Zusätzliche Informationen	Text	-

	Position	Einheit	Information
21.	Welche Informationen/Daten sind verfügbar?	Text	Deutsche Gewässerstrukturkartierung, Untersuchungen von Fischen und benthischer wirbellosen Fauna
22.	Welche Art von Unterarbeitsgruppen wäre hilfreich?	Text	-
23.	Zusätzliche Kommentare	Text	-

3 Einleitung

3.1 Wahl der Fallstudie

Die Fallstudie „Elbe“ ist eine von vier deutschen ausgewählten Fallstudien, an denen die Ausweisung als „erheblich veränderter Wasserkörper“ erprobt wurde. Diese ausgewählten vier Flusssysteme unterscheiden sich in Hinblick auf ihre Größe (mittel, groß und sehr groß [Elbe]), Geographie/Topographie, relevante Nutzungen und damit verbundene nutzungsbedingte Auswirkungen.

Aus zahlreichen Studien und Datenbeständen der Bundesländer und der Internationalen Kommission für den Schutz der Elbe und die „Arbeitsgemeinschaft zur Reinhaltung der Elbe“ war eine umfangreiche Datensammlung zur Elbe verfügbar, die folgende Komponenten umfasst:

- Wasserqualität: physikalische und chemische Parameter, Nährstoffbelastung in Bezug auf die Einzugsgebiete, Modellierung der Wasserqualität,
- Hydromorphologie: Beurteilung spezifischer Parameter im Rahmen einer Gewässerstrukturgütekartierung (Übersichtskartierung),
- Biologie: verschiedene Erhebungen der Fischfauna, der benthischen Makroinvertebratenfauna und anderer aquatischer Organismen/Lebensgemeinschaften sowie Untersuchungen der Flora, Vegetation und Fauna der Flussufer und Überflutungsgebiete,
- Hochwasserschutz: Bestandsaufnahme des Hochwasserschutzniveaus im Einzugsgebiet der Elbe, Hochwasserschutzkonzept für die Elbe,
- Bestandsaufnahme der Wehre.

3.2 Allgemeine Bemerkungen

Die Elbe gehört zu den größten Strömen Mitteleuropas und bestimmt die Landschaftsstruktur im nordöstlichen Teil von Deutschland. Die Elbe entspringt im Riesengebirge in einer Höhe von 1.384 m über NN. Mit dem Eintritt der Elbe in das Bundesland Sachsen beginnt die in Deutschland gültige Kilometrierung mit dem Strom-km 0. Die wasserwirtschaftliche Kilometrierung erstreckt sich dagegen von der tschechischen Grenze stromaufwärts bis zur Quelle. Unterhalb des Elbsandsteingebirges passiert die Elbe die Stadt Wittenberg in nordwestlicher Richtung. Hier verlässt sie das Mittelgebirge, durchquert das vorgelagerte Hügelland, durchströmt die norddeutsche Tiefebene und zuletzt das Breslau-Bremer Urstromtal. Nachdem sich die Elbe nördlich von Magdeburg nach Nord-Nordost gewendet hat, erreicht sie in Cuxhaven-Kugelbake/Friedrichskoog-Spitze bei km 727,7 die Nordsee (siehe Abb. 3.2.1) (IKSE 1994).

Die Elbe ist (nach Donau, Rhein und Weichsel) der viertgrößte Fluss Mittel- und Westeuropas. Über 65 % (96.932 km²) des Einzugsgebietes befindet sich in Deutschland, 33 % (50.176 km²) in der Tschechischen Republik, 0,62 % (920 km²) in Österreich und 0,16 % (240 km²) in Polen (siehe Abb. 3.2.1) (IKSE 2001).

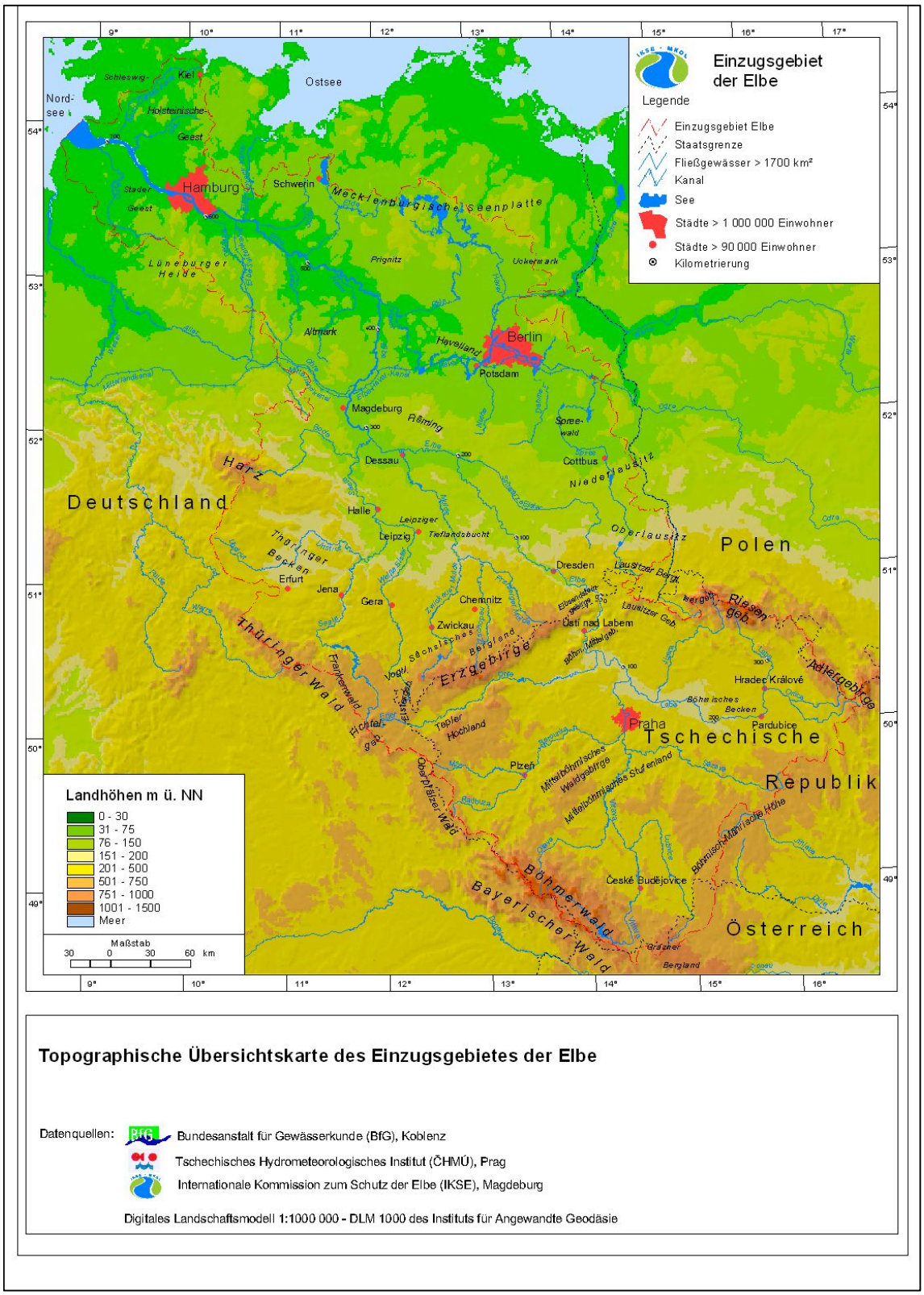


Abb. 3.2.1: Topographische Karte des Einzugsgebietes der Elbe (verschiedene Quellen)

4 Beschreibung des Untersuchungsgebietes

4.1 Geologie, Topographie und Hydrologie

Von der Quelle der Elbe im Riesengebirge bis zum Grenzbereich Deutschland/Tschechische Republik beträgt die Fließlänge 367,95 km während das Einzugsgebiet eine Fläche von 51.394 km² umschließt (IKSE 1994).

Den natürlichen örtlichen Gegebenheiten entsprechend kann die Elbe in drei Bereiche unterteilt werden: Ober-, Mittel- und Unterlauf. Der obere Elbbereich reicht von der Quelle im Riesengebirge (1.384 m über NN) bis zur Mittelgebirgsquerung zwischen Meißen und Riesa bei Schloss Hirschstein (Elbe-km 96 unterhalb der tschechisch-deutschen Grenze). Dieser Bereich hat eine Länge von rund 460 km. Bis zur Einmündung der Moldau (Vltava) bei Mělnik wächst das Einzugsgebiet der Elbe auf 13.714 km². Wichtige Nebenflüsse sind der Orlic (2.037 km²) aus dem Adlergebirge und die Jizera (2.193 km²) aus dem Isergebirge (siehe Abb. 3.2.1). Die Moldau ist der größte Nebenfluss der Elbe mit einem Einzugsgebiet von ca. 28.090 km². Dies entspricht der doppelten Größe des benachbarten Elbeeinzugsgebietes an der Einmündungsstelle. Die Eger (Ohře) (5.614 km²) hat ihre Quelle im Fichtelgebirge und verläuft überwiegend südlich des Erzgebirges. Nach Biela (Bilina) (1.073 km²) und Ploučnice (1.193 km²) münden noch zwölf weitere Flüsse mit Haupteinzugsgebieten zwischen 150 und 400 km² Größe in die obere Elbe.

Der mittlere Elbbereich erstreckt sich von Schloss Hirschstein bis zum Wehr Geesthacht (Elbe-km 585,9) und ist rund 490 km lang. Wichtige Nebenflüsse sind die Schwarze Elster (5.541 km²) und die Mulde (7.400 km²). Die Mulde und ihre Quellflüsse entwässern den größten Teil des Erzgebirges. Rund 389 km² ihres Einzugsgebietes befinden sich in der Tschechischen Republik. Die Saale (24.079 km²) entspringt im Fichtelgebirge und vereinigt sich mit der Unstrut (6.343 km²), der Weißen Elster (5.154 km²) und der Bode (3.298 km²). Nahezu 100 km² des Saaleeinzugsgebietes befinden sich in der Tschechischen Republik. Unterhalb von Magdeburg münden die folgenden Nebenflüsse in den mittleren Elbbereich: Ohre (1.747 km²), Havel (24.096 km²), Aland (1.864 km²), Elde (2.990 km²), Jeetzel (1.928 km²) und Sude (2.253 km²). Dabei liegen rund 69,5 km² des Haveleinzugsgebietes in der Tschechischen Republik.

Der mittlere und obere Elbbereich wird aus den Einzugsgebieten der sechs größten Nebenflüsse – Moldau, Eger, Schwarze Elster, Mulde, Saale und Havel – gebildet (siehe Abb. 4.1.1) (IKSE 2001).

Der Unterlauf der Elbe vom Geesthachter Wehr bis zur Mündung in die Nordsee bei Cuxhaven-Kugelbake (Elbe-km 727,7) ist rund 142 km lang (IKSE 2001). Das Einzugsgebiet dieses Bereichs umfasst rund 13.255 km². Wichtige Nebenflüsse sind Ilmenau (2.852 km²), Stör (1.780 km²) und Oste (1.712 km²). Auch der Nord-Ostsee-Kanal gehört zum Einzugsgebiet der Elbe (siehe Abb. 4.1.1).

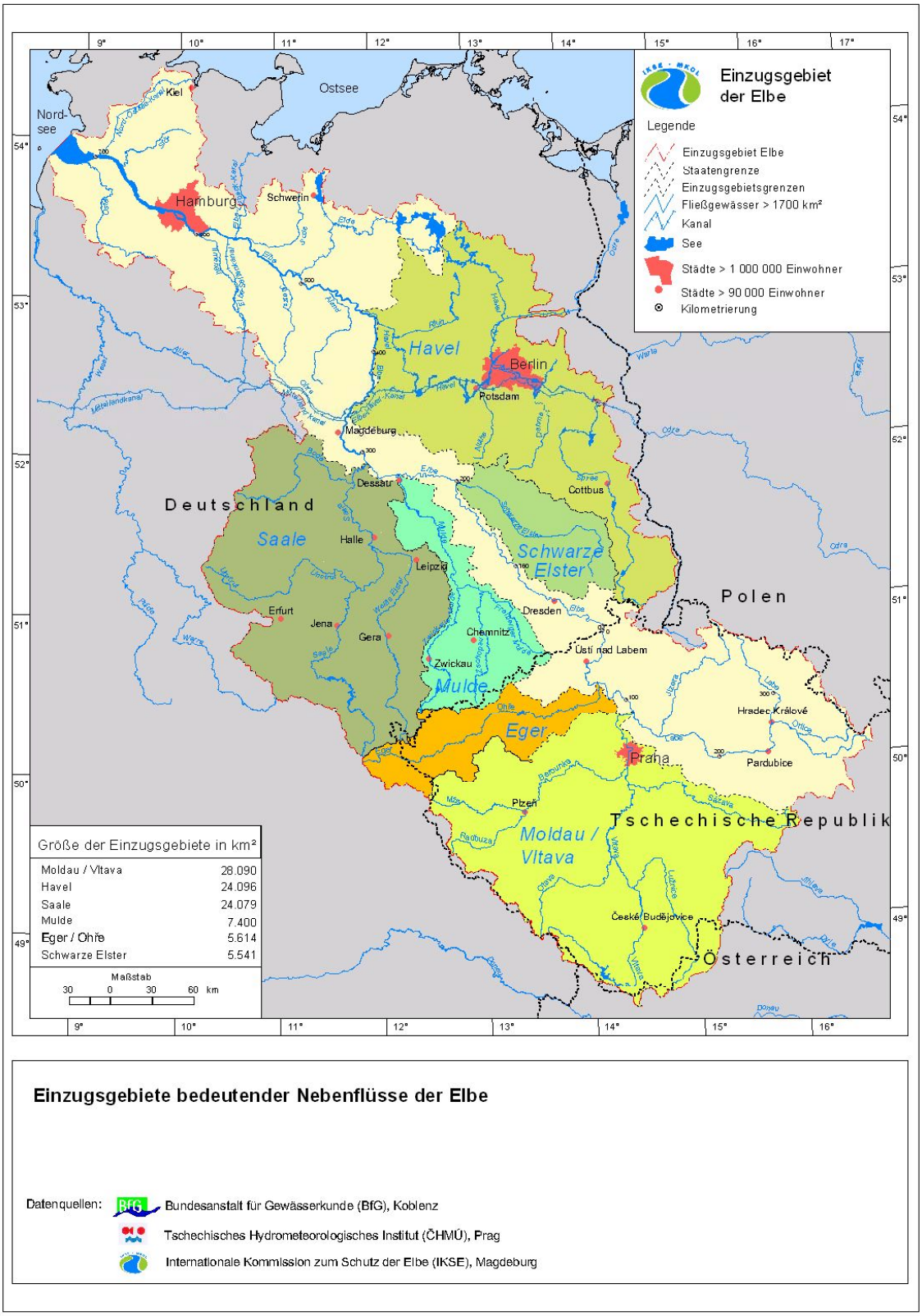


Abb. 4.1.1: Einzugsgebiete der sechs wichtigsten Nebenflüsse der Elbe (verschiedene Quellen)

Das Einzugsgebiet der Elbe und ihres bedeutendsten Nebenflusses, der Moldau, entwässert überwiegend in das böhmische Hochland. Das Gebiet ist von einem hohen Anteil an Bergen und Hügeln geprägt. Das derzeitige Flusssystem ist das Ergebnis von Erosions- und Akkumulationsvorgängen der Flüsse in Abhängigkeit von der Intensität der geotektonischen Bewegungen der Erdkruste und vom Charakter des geologischen Untergrundes (IKSE 1994).

Das Einzugsgebiet der Elbe lässt sich aufgrund der geologischen Gliederung in der tschechischen Republik in fünf unterschiedliche Zonen und in Deutschland durch weitere Zonen unterteilen, die in Tabelle 4.1.1 beschrieben sind (IKSE 1994).

Tab. 4.1.1: Klassifikation der geologischen Zonen (IKSE 1994)

Nummer der Zone	Name der Abschnittsgrenzen	Charakteristik
I	Quelle - Vrchlabi[1] (348,86)	Kristallinikum des Riesengebirges
II	Vrchlabi[1] - Vestřev[1] (348,86-326,05)	Permbecken unterhalb des Riesengebirges
III	Vestřev[1] - Malé Žernoseky[1] (326,05-56,07)	Böhmisches Kreidebecken
IV	Malé Žernoseky[1] - Děčin[1] (56,07-12,50)	Böhmisches Mittelgebirge, Neovulkanite mit einem Kreidebecken im Untergrund
V	Děčin[1] – Staatsgrenze der tschechischen Republik (12,50-0,00)	Elbsandstein des böhmischen Kreidebeckens mit Dioriten and Metamorphiten im Untergrund
VI	Zone Schmilka² - Dresden² - Meißen² - Riesa²	Im Westen Festgesteine des östlichen Erzgebirges, im Süden und Osten Elbsandsteingebirge, im Osten Lausitzer Granodioritgebirge
VII	Zone Riesa² - Torgau² - Wittenberg² - Aken²	Festgestein und pleistozäne Bedeckung (Randpleistozän) und tertiäre Gesteine im Süden und Süd-Westen, Endmoränen des Fläming und pleistozäne Hochflächen im Norden und Nord-Osten
VIII	Unterhalb von Aken²	pleistozäne Hochflächen

[1] = Städte in der Tschechischen Republik; ² = Städte in Deutschland

In den Zonen I und II (siehe Abb. 4.1.1) im oberen Elbgebiet wird die geomorphologische Entwicklung überwiegend durch Erosionsprozesse und durch die eingespeiste Geschiebezufuhr bestimmt. Die Zone III ist vor allem charakterisiert durch die lokalen Erosionsgeschehnisse und den Ablagerungen des Geschiebes. In der Zone IV und Zone V haben sich durch die dort vorherrschenden Erosionen tiefe Antezedenztäler mit einer charakteristischen langsamen Tiefenerosion und Geschiebetransport ausgebildet (IKSE 1994). Mit dem Elbdurchbruch im Elbsandsteingebirge erodiert der Fluss die

gesamte Gesteinsabfolge der Oberkreidestufe. Zwischen Pillnitz (km 43,0) und Coswig (km 73,0) bildet die Lausitzer Überschiebung den östlichen steilen Elbhang. Im Nordosten schließt der karbonische Syenodiorit- und Granitpluton von Meißen an, die letzte Hürde für die Elbe bevor sie in die norddeutsche Tiefebene eintritt. Unterhalb von Meißen (km 83,0) fließt die Elbe durch die von der Eiszeit geprägte Moränenlandschaft und erreicht bei Hirschstein (km 96,0) und Diesbar (südlich von Riesa) das norddeutsche Tiefland. Mit dem permischen karbonischen Gestein bei Magdeburg (km 326,0) berührt die Elbe erneut Felsgestein.

Nahe Magdeburg fließt die Elbe am Fuß der Eisausläufer des Plankener- und Warthestadiums und setzt ihren Weg durch die Saale-Moräne über den Havelberg (km 423,0) entlang der östlichen Moräne des Brandenburger Stadiums aus der Weichsel-Vereisung fort. Das Urstromtal der Mittel- und Unterelbe wurde durch den Schmelzwasserstrom der letzten beiden zwischeneiszeitlichen Phasen (Eem und Holozän) geschaffen (KEMPE 1992). Gemäß diesen geologischen Bedingungen besteht das Flussbett der Elbe auf deutschem Gebiet lediglich im oberen Lauf aus Gestein und Geröll. Flussabwärts nimmt der Korndurchmesser des bettformenden Materials von Grobkies über Kies bis zu Sand und Feinsand konstant ab. Nur die Nebenflüsse aus den Gebirgen liefern geröllige Feststoffe an den Hauptfluss und bilden an ihren Mündungen Schotterkegel aus. Die Geschiebefracht beträgt aus Messungen in den dreißiger Jahren zufolge in Dresden 36.000 m³ pro Jahr, bei Magdeburg 300.000 m³ pro Jahr und in Boizenburg 541.000 m³ pro Jahr. Weiter flussabwärts kreuzt die Elbe ein nacheiszeitliches Urstromtal, welches mit Klei, d. h. Schluff aus feinem Sand gefüllt ist. Bohrungen zeigen in tieferen Zonen zusätzlich Torf, Sand, Grobkies und Geschiebemergel. Mit zunehmender Tiefe wird das Material grobkörniger (von Schluff bis Feinsand). Die Strömung im unteren Bereich der Elbe verursacht eine im Wesentlichen aus Sanden bestehende Sohle (IKSE 1994).

Die Elbe ist aufgrund ihrer Durchflussparameter und ihrer Regimekennziffern dem mitteleuropäischen Regen-Schnee-Typ zuzuordnen. Typische Hochwasser ereignen sich im Frühling bei Tauwetter in den Mittelgebirgen. Hochwasserereignisse im Sommer bei entsprechendem Niederschlag sind seltener. Der mittlere Abfluss im Längsprofil an der deutsch-tschechischen Grenze beträgt 315 m³/s und im Mündungsbereich in die Nordsee 877 m³/s. Am Zusammenfluss von Elbe und Moldau beträgt der mittlere Abfluss 105,877 m³/s (IKSE 1994).

Der höchste mittlere Niederschlag im Oberlauf der Elbe beläuft sich auf tschechischem Gebiet (Pegel: Jaroměř) auf ungefähr 894 mm/a. Der mittlere Niederschlag des Elboberlaufes auf deutschem Gebiet liegt bei 667 mm/a (Pegel: Dresden). Im mittleren Bereich der Elbe beträgt der höchste gemessene mittlere Niederschlag rund 711 mm/a (Pegel: Neu-Darchau) (IKSE 2001).

4.2 Sozioökonomische Gegebenheiten und menschliche Aktivitäten im Einzugsgebiet

Im Einzugsgebiet der Elbe leben rund 24,5 Millionen Menschen. Im tschechischen Teil des Elbgebiets, welches rund zwei Drittel der Fläche der Tschechischen Republik umfasst, gibt es rund 6 Millionen Einwohner. Das entspricht annähernd zwei Dritteln der

gesamten tschechischen Bevölkerung (IKSE 2001). Im deutschen Teil des Elbeeinzugsgebietes leben rund 18,5 Millionen Menschen, mit ungefähr 182 Einwohnern pro Quadratkilometer. Das entspricht annähernd 23 % der gesamten deutschen Bevölkerung. Zehn Bundesländer liegen ganz oder teilweise im Einzugsgebiet der Elbe. Dadurch ist jeweils die folgende Anzahl von Einwohnern an die Elbe angeschlossen: Sachsen 4,3 Millionen, Brandenburg 2,1 Millionen, Berlin 3,4 Millionen, Sachsen-Anhalt 2,7 Millionen, Niedersachsen 0,9 Millionen, Mecklenburg-Vorpommern 0,3 Millionen, Hamburg 1,7 Millionen, Schleswig-Holstein 1,1 Millionen, Thüringen 1,7 Millionen und Bayern 0,3 Millionen Einwohner (siehe Abb. 4.2.1).

Die Gebiete mit der dichtesten Besiedelung im Elbeinzugsgebiet sind Berlin mit 3,47 Millionen, Hamburg mit 1,71 Millionen, Prag (Praha) mit 1,21 Millionen, Leipzig mit 0,488 Millionen, Dresden mit 0,477 Millionen, Halle mit 0,290 Millionen, Chemnitz mit 0,278 Millionen und Magdeburg mit 0,265 Millionen Einwohnern (Stand 1994) (IKSE 1995).

Das Einzugsgebiet der Elbe setzt sich zusammen aus 29 % Wald, 7 % Siedlungsgebieten, 61 % landwirtschaftliche Flächen und 1,5 % Oberflächengewässer (BEHRENDT et. al. 1999).

Abb. 4.2.1: Bundesländer im Einzugsgebiet der Elbe (verschiedene Quellen)

Die Elbe und ihre Nebenflüsse werden für die Entnahme von Wasser zur Trinkwasseraufbereitung (Uferfiltration), zur Bereitstellung von Prozesswasser für die Industrie und zur Wasserbereitstellung für landwirtschaftliche Bewässerung genutzt (IKSE 1995). 1992 wurden in den neuen Bundesländern (ohne Ostberlin) rund 41 % (486 Millionen m³) des Trinkwasserbedarfs aus Oberflächengewässern einschließlich Uferfiltrat und angereichertem Grundwasser gedeckt. Dennoch spielt die Trinkwasserversorgung aus Uferfiltrat, künstlichem Infiltrat oder mittels direkter Entnahme aus dem Wasserlauf für die Bundesländer Niedersachsen, Schleswig-Holstein und Hamburg im Elbeinzugsgebiet keine Rolle (IKSE 1995).

4.3 Identifikation von Wasserkörpern

Gemäß den naturraumtypischen Gegebenheiten wurde die Elbe in drei Wasserkörper unterteilt: oberer, mittlerer und unterer Wasserlauf:

Der **obere** Elbbereich reicht von der Quelle im Riesengebirge (1.382 m über NN) bis zur Querung der norddeutschen Tiefebene bei Schloss Hirschstein (Elbe-km 96 unterhalb der tschechisch-deutschen Grenze).

Der **mittlere** Elbbereich reicht von Schloss Hirschstein bis zum Geesthachter Wehr (Elbe-km 585,9).

Der **untere** Elbbereich beginnt am Geesthachter Wehr und reicht bis zur Mündung in die Nordsee nahe Cuxhaven-Kugelbake (Elbe-km 727,7).

Die in der Fallstudie untersuchten Wasserkörper 1 und 2 sind entsprechend dem Anhang II der Wasserrahmenrichtlinie (1.2 System A) in Tabelle 4.3.1 beschrieben worden. Die Elbe kann der Ökoregion Nr. 14 „zentrales Flachland“ und Nr. 9 „zentrales Mittelgebirge“ (WRRL, Anhang XI) zugeordnet werden. Die Höhenlage ist mit einer „höheren Lage“ bis “Tiefland” charakterisierbar. Die Größe ist als „sehr groß“ definierbar. Die Geologie wird als kalkig klassifiziert.

Tab. 4.3.1: Beschreibung der Elbwasserkörper 1 und 2 entsprechend dem System A, WRRL, Anhang II, 1.2 „Ökoregionen und Arten von Oberflächenwasserkörpertypen“

Deskriptoren	Beschreibung
Ökoregion	Zentrales Flachland und zentrales Mittelgebirge (Anhang XI WRRL)
Höhenlage	Obere Gebirgshöhenlage bis Tiefland
Größe	sehr hoch
Geologie	Kalkig

TEIL II

5 Physikalische Veränderungen

5.1 Belastungen und Nutzungen

Die Entwicklung des Gewässerumfeldes und der Talaue der Elbe wurde seit der ersten Besiedelung durch menschliches Handeln beeinflusst. Die umfangreichsten Veränderungen an der Elbe waren insbesondere durch die Schiffbarmachung der Elbe (Kanalisierung des Flusses), durch den Hochwasserschutz (Flussregulierung - Veränderung der Trasse und des Flussbettes) und durch die Erweiterung der wasserwirtschaftlichen Nutzung des Flusses (Errichtung von Wehren und Talsperren) bedingt. Bauliche Maßnahmen wie die Errichtung von Deichen an der Elbe lassen sich bereits im zwölften Jahrhundert nachweisen (Meyerhoff u. Petschow 1996). Die konsequenten Deichbauarbeiten verursachten ein Abschneiden von den ursprünglichen großen Überschwemmungsflächen. In den folgenden Jahrhunderten folgte zunächst zur Verbesserung des Hochwasserschutzes und des Eisabganges im Zusammenhang mit der fortschreitenden Besiedelung die Begradigung der Elbe. Im zwanzigsten Jahrhundert folgten weitere Eindeichungen, Mündungsverlegungen von Nebenflüssen und der Bau von Absperrbauwerken in den Mündungsbereichen der Nebenflüsse, die bei Hochwasser der Elbe geschlossen werden können (IKSE 2001).

Kennzeichnend für die Nutzung der Elbe und ihrer größeren Nebenflüsse ist im sechsten Jahrhundert und später im zehnten und elften Jahrhundert der Floß- und Schiffsverkehr (IKSE 1994, GABRIEL 1996). Seit Anfang des neunzehnten Jahrhunderts erfuhren Schifffahrt und Flößerei ein stetiges Wachstum. Seit der Jahrhundertwende verkehren Schiffe mit über 1000 t Transportkapazität auf der Elbe.

Heute ist die gesamte deutsche Elbe eine Bundeswasserstraße - von Hamburg aus stromaufwärts stellt der Fluss eine Binnenschifffahrtsstraße dar, stromabwärts steht der Seeverkehr im Vordergrund. Die heute verfügbare Strecke ist zugelassen für Einzelfahrzeuge bis zu 110 m Länge und rund 11 m Breite, für Zugverbände bis zu 137 m auf der oberen Elbe und bis zu 170 m Länge auf der mittleren Elbe (FAIST 1994).

Eine Beurteilung der Nutzungen auf der Elbe ist auf der Grundlage von geeigneten Kriterien (siehe Tab. 5.1.1) und unter Berücksichtigung von festgelegten Zielen vorgenommen worden. Als signifikante Nutzungen wurden somit „Schifffahrt“ und „Hochwasserschutz“ identifiziert (siehe markierte Felder in Tab. 5.1.2). Begründet auf den verfügbaren Informations- bzw. Datenstand sind exemplarisch zwei Abschnitte aus dem Mittel- und Oberlauf der Elbe ausgewählt worden, die repräsentativ für die identifizierten signifikanten Nutzungen stehen. Der erste betrachtete Abschnitt gehört zum oberen Elbbereich und erstreckt sich von der deutschen Staatsgrenze (km 0) bis zur Stadt Pirna (km 34). In diesem Abschnitt wurde die Schifffahrt als signifikante Nutzung ermittelt. Der zweite betrachtete Abschnitt im mittleren Elbbereich mit den ermittelten signifikanten Nutzungen „Hochwasserschutz“ und „Schifffahrt“ erstreckt sich von Magdeburg (km 326,5) bis zum Geesthachter Wehr (km 585,9).

Tabelle 5.1.3 gibt einen Überblick über die an den betrachteten Elbabschnitten ermittelten signifikanten Nutzungen sowie sonstigen relevanten Nutzungen.

Tab. 5.1.1: Kriterien für die Ermittlung von signifikanten Nutzungen auf Oberflächengewässer (LAWA 2001, modifiziert und ergänzt)

Nutzungsbedingte Belastungen / Nutzungen	Signifikant	nicht signifikant
Schifffahrt	1. > 10 % rückstaubeeinflusste Gewässerlänge bei MNQ 2. Fahrgastschifffahrt, Güterverkehr, Ausbau zur Schifffahrtsstrasse 3. Nicht passierbare künstliche Querbauwerke mit Fallhöhe > 30 cm 4. Anteil Strecken m. Abflussbeschleunigung durch Erfassen aller Gewässerstrecken, deren - Verhältnis von Profiltiefe zu Profilbreite ≥ 1:4, - Ufer (bei einem oder beiden) ≥ 10 % der Streckenlängen Uferverbau aufweisen **und** - Lauf zu ≥ 70 % gestreckt oder geradlinig ist	1. ≤ 10 % rückstaubeeinflusste Gewässerlänge bei MNQ 2. Freizeitnutzung, Ruder- und Kanuvereine, Motorbootvereine 3. künstliche Querbauwerke mit Fallhöhe ≤ 30 cm bzw. passierbare künstliche Querbauwerke mit Fallhöhe > 30 cm 4. Anteil Strecken m. Abflussbeschleunigung durch Erfassen aller Gewässerstrecken, deren - Verhältnis von Profiltiefe zu Profilbreite < 1:4; - Ufer (bei einem oder beiden) < 10 % der Streckenlängen Uferverbau aufweisen **und** - Lauf zu < 70 % gestreckt oder geradlinig ist
Hochwasserschutz	1. HW-Schutzbauwerke (Dämme, Deiche) befinden sich innerhalb eines Streifens von bis zu 100 m innerhalb des potentiellen Überschwemmungsraumes entlang des Gewässers und grenzen unmittelbar an das Gewässer an oder befinden sich innerhalb eines Streifens von 40 % des angrenzenden potentiell überschwemmbaren Gewässervorlandes **und** - > 50 % der freifließenden Fließlänge Deichverbau	1. HW-Schutzbauwerke (Dämme, Deiche) befinden sich innerhalb eines Streifens von bis zu 100 m innerhalb des potentiellen Überschwemmungsraumes entlang des Gewässers, der min. außerhalb von 40 % des angrenzenden potentiell überschwemmbaren Gewässervorlandes liegt **und** - ≤ 50 % der freifließenden Fließlänge Deichverbau

Tab. 5.1.1: Kriterien für die Ermittlung signifikanter Belastungen auf Oberflächengewässer (Fortsetzung I) (LAWA 2001, modifiziert und ergänzt)

Nutzungsbedingte Belastungen / Nutzungen	signifikant	nicht signifikant
Wasserkraftnutzung	1. > 10 % rückstaubeeinflusste Gewässerlänge bei MNQ	1. ≤ 10 % rückstaubeeinflusste Gewässerlänge bei MNQ
	2. nicht passierbare künstliche Querbauwerke mit Fallhöhe > 30 cm	2. künstliche Querbauwerke mit Fallhöhe ≤ 30 cm bzw. passierbare künstliche Querbauwerke mit Fallhöhe > 30 cm
	3. Anteil Strecken m. Abflussbeschleunigung durch Erfassen aller Gewässerstrecken, deren - Verhältnis von Profiltiefe zu Profilbreite ≥ 1:4, - Ufer (bei einem oder beiden) ≥10 % der Streckenlängen Uferverbau aufweisen **und** - Lauf zu ≥ 70 % gestreckt oder geradlinig ist	3. Anteil Strecken m. Abflussbeschleunigung durch Erfassen aller Gewässerstrecken, deren - Verhältnis von Profiltiefe zu Profilbreite < 1:4; - Ufer (bei einem oder beiden) < 10 % der Streckenlängen Uferverbau aufweisen **und** - Lauf zu < 70 % gestreckt oder geradlinig ist
	4. Schwallbetrieb	4. homogener Betrieb
Land-/Forstwirtschaft	1. angrenzende Ackerfläche und Grünlandfläche > 50 % der Fliessstrecke	1. angrenzende Ackerfläche und Grünlandfläche ≤ 50 % der Fliessstrecke
	2. nicht passierbare künstliche Querbauwerke mit Fallhöhe > 30 cm	2. künstliche Querbauwerke mit Fallhöhe ≤ 30 cm bzw. passierbare künstliche Querbauwerke mit Fallhöhe > 30 cm
	3. > 50 % der gesamten Gewässerlänge in der freien Landschaft sind im Gewässerumfeld beeinträchtigt	3. ≤ 50 % der gesamten Gewässerlänge in der freien Landschaft sind im Gewässerumfeld ackerbaulich beeinträchtigt

Tab. 5.1.1: Kriterien zur Ermittlung von signifikanten Belastungen auf Oberflächengewässer (Fortsetzung II) (LAWA 2001, modifiziert und ergänzt)

Nutzungsbedingte Belastungen / Nutzungen	signifikant	nicht signifikant
Wasserversorgung	1. Entnahme > 10 % von MNQ 2. Abflussschwankung ≥ 10 % von MQ 3. Keine Mindestwasserführung (nach jeweiligen Länderregelungen) im Gewässer 4. ohne Rückführung > 0,1 MNQ pro Einzelanlage und > 0,5 MNQ insgesamt 5. mit Rückführung > 0,3 MNQ pro Einzelanlage	1. Entnahme ≤ 10 % von MNQ 2. Abflussschwankung < 10 % von MQ 3. Mindestwasserführung (nach jeweiligen Länderregelungen) im Gewässer 4. ohne Rückführung ≤ 0,1 MNQ pro Einzelanlage und ≤ 0,5 MNQ insgesamt 5. mit Rückführung ≤ 0,3 MNQ pro Einzelanlage
Besiedelung	1. > 50 % der gesamten Gewässerlänge urban geprägte Fliesstrecke mit hartem Uferverbau	1. ≤ 50 % der gesamten Gewässerlänge angrenzende urban geprägte Flächen mit hartem Uferverbau

Tab. 5.1.2: Relevante Nutzungen in den ausgewählten Elbabschnitten

Belastungen & Nutzungen	Ausgewählte Abschnitte der Elbe	
	Oberlauf * **(km 0 - km 34)**	**Mittellauf *** **(km 326,5 - km 585,9)**
Schifffahrt		
Hochwasserschutz		
Wasserkraftnutzung		
Land-/Forstwirtschaft		
Wasserversorgung		
Besiedelung		

* : die Daten sind nicht auf das Einzugsgebiet bezogen, sondern nur auf den Fluss und seine angrenzenden Flächen

: signifikant

: nicht signifikant

Tab. 5.1.3: Spezifikation der relevanten Nutzungen in den ausgewählten Abschnitte in der Fallstudie „Elbe“ (verschiedene Quellen)

Belastungen & Nutzungen	Ausgewählte Abschnitte der Elbe	
	Oberlauf * **(km 0 - km 34)**	**Mittellauf *** **(km 326,5 - km 585,9)**
Schifffahrt	Bundeswasserstraße, Güterverkehr, Fahrgastschifffahrt und Freizeitnutzung: Motorboote	Bundeswasserstraße, Nutzungen geringen Umfangs: Freizeitnutzung und Fahrgastschifffahrt passierbares Wehr bei Geesthacht mit einer Fallhöhe > 30 cm
Hochwasserschutz	nicht vorhanden	Deichverbau entlang der gesamten Fließlänge
Wasserkraftnutzung	nicht vorhanden	nicht vorhanden
Land-/ Forstwirtschaft	Acker- und Grünland ≤ 50% der Flusslänge	Acker- und Grünland ≤ 50% der Flusslänge
Wasserversorgung	nicht signifikant	nicht signifikant
Besiedelung	≤ 50 % der gesamten Flusslänge sind urban geprägt mit hartem Uferverbau	≤ 50 % der gesamten Flusslänge sind urban geprägt mit hartem Uferverbau
Quellen	KOLBE (2001), IKSE (1999), IKSE (2001), BfG (2001), IKSE (1995), SCHWELER (2001), LÖFFLER (2001), LfW (2001), GRUNDMANN (2001)	

*: die Daten sind nicht auf das Einzugsgebiet bezogen, sondern nur auf den Fluss und seine angrenzenden Flächen

Darüber hinaus wird die Elbe zur Freizeit und Erholung, Touristik sowie für die Fischerei genutzt. Die Auswirkungen dieser Nutzungen auf die Morphologie und Biologie sind örtlich begrenzt.

5.2 Physikalische Veränderungen

Die Gewährleistung eines regulären Schiffsverkehrs auf der Elbe führte nach und nach zur Kanalisierung bzw. Regulierung des Flussbettes im oberen Elbbereich. Durch die konsequente Kanalisierung und den Bau zahlreicher Staustufen wurde die natürliche Dynamik des Flusslaufes und seiner Auen im Bereich der tschechischen Republik eingeschränkt (IKSE 1994). Die Kanalisierung des Wasserlaufes führte in Teilabschnitten der oberen Elbe zu Durchstichen der Mäander und zum Abtrennen von Flussbögen. Weitere Folgen sind die Veränderung des aquatischen Ökosystems von einem Fließgewässer hin zu einem langsam fließenden Gewässer sowie eine Veränderungen der Grundwasserstände, insbesondere im Bereich der Staustufen.

Von der ursprünglichen Länge von 422,91 km wurde die tschechische Elbe durch die Regulierung der Trasse um 54,96 km auf die gegenwärtige Länge von 367,95 km - d.h. um ca. 13 % der ursprünglichen Länge - verkürzt (IKSE 1994). Um ein gleichmäßigeres und in Teilbereichen ein tieferes Fahrwasser zu erzeugen wurden zum Teil Hindernisse wie z. B. Mittelinseln und Flussteilungen beseitigt und die Ufer mit Quer- und Längsbauwerken verbaut (ROMMEL 2000). Die Flussregulierungen der oberen Elbe hatten auf dem Gebiet der tschechischen Republik starken Einfluss auf den Wasserlauf. Der Fluss mäandrierte hier stark, wurde von zahlreichen Flüssen, Bächen und Altwassern begleitet. Die Auenwälder wurden regelmäßig überschwemmt.

Die Vergrößerungen des Flussbettes der Elbe hatte im Abschnitt bei Jaroměř eine Verringerung des Überflutungsvolumens bei Hochwässern zur Folge. Dabei senkte sich die ursprüngliche durchschnittliche Wassertiefe der Überflutung von maximal 1,5 m auf die gegenwärtige Tiefe von 0,8 m ab. Dieser beschleunigte Wasserabfluss aus dem Einzugsgebiet bedeutete eine Verringerung des Retentionsvolumens bei Hochwässern von ursprünglich etwa 362 Millionen m³ auf heute etwa 102 Millionen m³.

Einen Einschnitt stellt der Verkehrswasserbau der letzten 150 Jahre auch auf dem deutschen Gebiet der oberen Elbe dar. Der fortschreitende Ausbau der Elbe im Rahmen des Verkehrswasserbaus führte aufgrund der Niedrigwasserbündelung verursacht durch den Buhnenbau zu einem Verschwinden typischer Inseln und Stromteilungen. Als Folge sind Verlandungen kleinerer Gewässer im Deichvorland festzustellen. Weiterhin unterbinden Flussregulierungen und die Befestigung des Flussbettes die Entstehung neuer Altarme (IKSE 1994, ROMMEL 2000).

Die Auswirkungen der Ausbaumaßnahmen für den Bereich der oberen und mittleren Elbe bezüglich des Verkehrswasserbaus sind eindeutiger als die Auswirkungen der Hochwasserschutzmaßnahmen (vergleiche JÄHRLING 1992). Deichbauwerke schränkten die eigentliche Auendynamik des Elbstromes nur regional ein. Danach kam es im heutigen Regierungsbezirk Magdeburg zu einer Reduzierung der ehemaligen aktiven Überflutungsaue auf ca. 16 % (IKSE 1994). Durch den Verlust an Retentionsflächen hat sich speziell in den Talabschnitten mit engem Flussschlauch die Hochwassersituation verschärft, wodurch es immer wieder zu Deichbrüchen kam. Hierbei ent-

standen Erosionsmulden landseitig der Bruchstellen (sogenannte Bracks). Das anschließende Vorland wurde übersandet. Die Deiche, die gegen den Erosionsangriff der Elbe dauerhaft gehalten wurden, bildeten zugleich eine Entwicklungsgrenze für die Laufmigration und –expansion des Flusses. Andererseits sind an manchen Stellen die Deichlinien an eine veränderte Laufgeometrie angepasst worden. Durch Rückverlegung wurden in den Jahren 1881 und 1890 Engstellen bei Storkau beseitigt, während große Altmäander zwischen 1843 und 1881 bei Elb-km 515 bis 520 durch Vorverlegung ausgedeicht worden sind. Die Tabelle 5.2.1 zeigt die Entwicklung einiger Wasserstrukturen der Elbe anhand der Jahre 1776 und 1992.

Tab. 5.2.1: Gegenüberstellung von Gewässerstrukturen 1776 und 1992 für Elb-km 475 bis 583 (aus ROMMEL 2000)

Strukturmerkmal	**1776**	**1992**
Länge des Abschnitts	Etwa 106 km	108 km
Breite der Elbe (inkl. der Breite der Inseln, sofern innerhalb des Profils befindlich) 1992 von Ufer zu Ufer	max. 850 m im Mittel 420m min. 130 m	max. 550 m im Mittel 340m min. 230 m
Breite der Elbe (ohne Inseln) 1992 zwischen den Buhnenköpfen	max. 750 m im Mittel 380 m min. 130 m	max. 430 m im Mittel 220 m min. 150 m
Breitenvariation (mit/ohne Inseln)	6,5/5,8	2,4/2,9
Inseln und Bänke (mit / ohne Vegetation)	55 (30/25)	21 (2/19)
Länge des Elblaufes (mit Inseln)	32 km	7,65 km
Inselfläche (mit/ohne Vegetation)	ca. 6 km² (4,1 km²/1,70 km²)	ca. 1 km² (0,7 km²/0,4 km²)
Länge der amphibischen Zone um die Inseln	ca. 70 km	ca. 20,4 km
Regelungsbauwerke	27 Buhnen	ca. 1.680 Buhnen
Seitengewässer ohne Anschluss an die Elbe	62	112
Seitengewässer mit Anschluss an die Elbe (Gesamtlänge/Durchschnitt)	40 (52,9 km/1,3 km)	28 (23,7 km/0,8 km)

Zur Beurteilung der physikalischen Veränderungen eines Wasserkörpers können Verfahren zur Gewässerstrukturgütekartierung herangezogen werden. Hier wird zur Erfassung des vorhandenen Gütezustandes, zur Formulierung von Gütezielen und zur Kontrolle der erzielten Güteverbesserungen die „Gewässerstrukturgüte“ in ähnlicher Weise wie die „biologische Gewässergüte“ kartiert. Die Strukturgüte wird dabei als allgemein verbindliche Beurteilungsgrundlage bei der Gewässerrenaturierung, bei Gewässerentwicklungsplanungen, bei der Bewertung von Gewässerentwicklungsmaßnahmen, ebenso bei der Bewertung von gewässerschädlichen Eingriffen verwendet. Das Verfah-

ren ist sowohl in der freien Landschaft als auch in besiedelten Gebieten anwendbar. Die Ergebnisse sind im Rahmen von Programmen, Fachplänen und Entwicklungskonzepten der Bundesländer oder auf regionaler Ebene verwendbar (LAWA 2000).

Unter dem Begriff „Gewässerstruktur“ werden hier alle räumlichen und materiellen Differenzierungen des Gewässerbettes und seines Umfeldes verstanden, so weit sie hydraulisch, morphologisch und biologisch wirksam und für die ökologischen Funktionen des Gewässers und der Aue relevant sind. Den Beurteilungsmaßstab bildet der heutige „potentiell natürliche Zustand“ eines Gewässers. Gemeint ist der Zustand, der sich nach dem Wegfall aller vorhandenen Nutzungen des Gewässers und seiner Auen und nach der Entfernung aller Bauwerke einstellen würde. Die beste Bewertung (Güteklasse 1) orientiert sich an diesem Leitbild. Weil dieser Zustand abhängig von Naturraum und der Gewässergröße unterschiedlich sein kann, werden verschiedene Beurteilungsreferenzen, die naturraumspezifischen Leitbilder, auf die Gewässertypen angewendet.

Die Bewertung der Gewässerstrukturgüte ist ein Beurteilungsprozess. Er basiert auf einer objektiven und reproduzierbaren Bestandsaufnahme der Strukturelemente des Gewässers und seines Umfeldes mittels eines vordefinierten Parametersystems. Insgesamt werden 25 Einzelparameter abgedeckt. Diese sind vor allem beurteilungsrelevante Indikatoren der ökologischen Funktionalität des Längsprofils (zum Beispiel „Laufkrümmung“, „Breitenvarianz“). Die Beurteilung der Gewässerstrukturgüte erfolgt anhand eines siebenstufigen Systems. Die Beurteilungsergebnisse werden in Gewässerstrukturgütekarten erfasst (LAWA 2000). Neben der „Vor-Ort-Kartierung“ wird eine spezielle Methode für die „Übersichtskartierung“ verwendet. Dieses Verfahren basiert auf der Analyse von verfügbaren Karten, Luftbildern und anderer Daten ohne direkte Datenerhebung vor Ort. Die Abbildung 5.2.1 zeigt die Ergebnisse einer „Übersichtskartierung“ einiger Abschnitte im Ober- und Mittellauf der Elbe. Derzeit wird eine Beurteilung der Elbe mittels Vor-Ort-Kartierung durchgeführt.

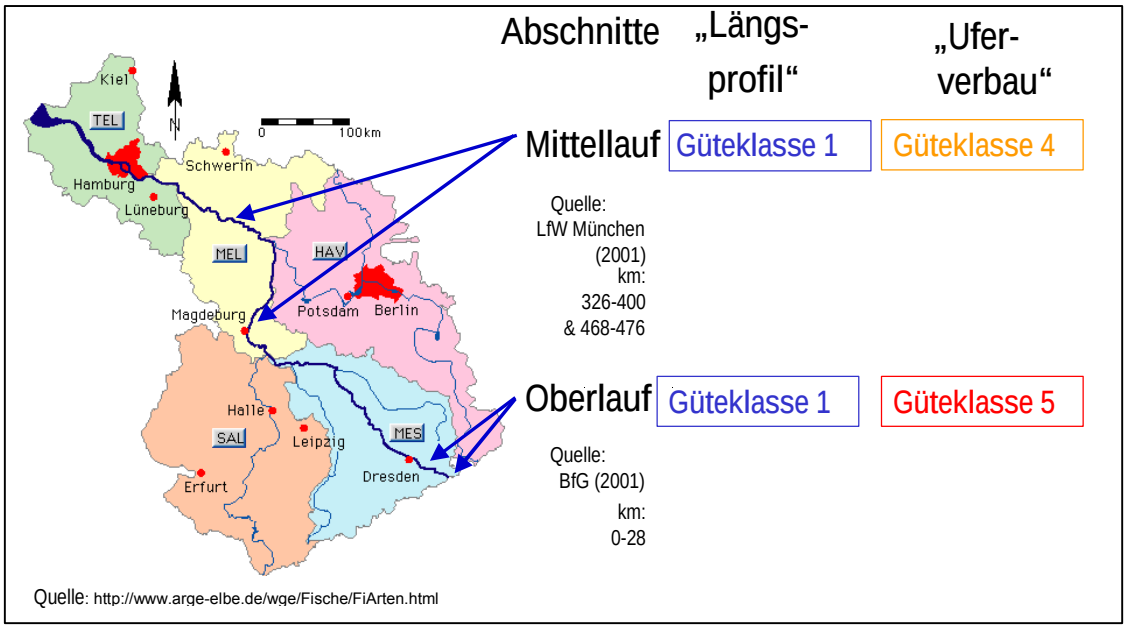


Abb. 5.2.1: Gewässerstrukturgüteklassen einiger Abschnitte des Ober- und Mittellaufbereiches der Elbe (verschiedene Quellen)

Die Güteklassen in Abbildung 5.2.1 sind an die Klassen des Anhang V der WRRL angepasst.

5.3 Veränderungen der hydromorphologischen Merkmale der Wasserkörper und Bewertung der Auswirkungen

Seit dem 17. Jahrhundert wurde das natürliche Überschwemmungsgebiet der mittleren Elbe erheblich verringert. Die Folgen dieser Entwicklung zeichnen sich vor allem im Verlust von über 2,3 Milliarden m³ Retentionsvolumen bei einem 100-jährlichen Hochwasser, in der Beschleunigung der Hochwasserwellen und Scheitelerhöhungen ab, die im Raum Lutherstadt-Wittenberg etwa 10 cm und im Raum Wittenberg ca. 50 cm betragen (IKSE 2001).

Im Bereich der oberen Elbe sind auf tschechischem Gebiet im Rahmen des Verkehrswasserbaus zahlreiche Stauhaltungen errichtet worden. Zwischen Ùsti nad Labem, Strèkov und Chvaletice (km 40,4 bis 212,3) wurde aus einem Fliessgewässer eine Kette „durchflossener Staubecken“. Die Folge war der Anstieg des Grundwasserspiegels oberhalb und dessen Absinken unterhalb der Wehre. Entsprechend der Veränderung kommt es zum Verlust der ursprünglichen Flora und Fauna in Richtung einer Stillwasserbiozönose. Auf deutschem Gebiet sind zur Verbesserung der Fahrrinnenverhältnisse der Elbe gemäß dem Bundesverkehrswegeplan 1992 bis zum Jahre 2012 keine Staustufen, sondern Strombaumaßnahmen (Buhnen, Deck- und Leitwerke sowie Sohlschwellen mit partieller Ergänzung) vorgesehen (IKSE 1994). An den Nebengewässern sind dagegen zahlreiche Staustufen vorhanden, die jedoch im Rahmen dieser Fallstudie nicht berücksichtigt werden (GAUMERT 2000).

Durchstiche von Flussschleifen und die Einengung des Flussstromes durch Leitwerke, Deckwerke und Buhnen bedingen eine erhöhte Fließgeschwindigkeit und damit eine größere Schleppkraft des Stromes. Folge ist die Eintiefung des Flussbettes bedingt durch Sohlenerosion bis zur Einstellung des neuen Gleichgewichtszustandes (BRETTSCHNEIDER 1982). Dieser Gleichgewichtszustand wurde jedoch insbesondere im oberen Abschnitt der mittleren Elbe an vielen Stellen nicht erreicht, die Flusssohle hat sich im Verlauf von 100 Jahren um bis zu 2 m abgesenkt. Dieser Prozess ist in den letzten 30 Jahren nicht zum Stillstand gekommen (DOMS et al. 1990). Die entstandene enorme Tiefenerosion stellt heute eine Hauptbelastung der Elbe dar (IKSE 1994).

Der Elbausbau hat u. a. durch die Verkürzung des Laufes zu einer Verringerung der Selbstreinigungsstrecke geführt. Bedeutend ist der Verlust an ökologisch wertvollen Flachwasserbereichen, an Sand- und Kiesbänken, strömungsberuhigten Zonen und Kolken. Auch durch Staustufen, wie z. B. oberhalb des Wehres Geesthacht, gehen diese Flachwasserbereiche streckenweise verloren bzw. werden in ihrer Funktion beeinträchtigt. Die Stauhaltung Geesthacht wirkt sich bis Lauenburg aus. Der Rückstau verursacht besondere hydrologische Verhältnisse. Bei niedrigen Oberwasserabflüssen nehmen die Strömungsgeschwindigkeiten ab. Eine erhöhte Sedimentation ist die Folge (IKSE 1994). Insgesamt ist ein Verlust an biologisch erwünschter morphologischer Vielfalt im Quer- und Längsprofil zu verzeichnen. Als Teilersatz für den Verlust an strömungsberuhigten Flachwasserbereichen sind heute die beim Stromausbau ent-

standenen Buhnen- und Leitwerksfelder von besonderem Wert für das Ökosystem der Elbe (SPOTT 1994, IKSE 1994).

Die zunehmende Regulierung des Flusses im 19. Jahrhundert hat sich im großen Umfang auf die Auen ausgewirkt. Die ursprünglichen Tier- und Pflanzengemeinschaften wurden weitgehend vernichtet und von weniger spezifischen, artenärmeren Sekundärgesellschaften abgelöst (km 286,75 bis 56,07 auf tschechischem Gebiet). Die Primärwälder sind nur noch vereinzelt vorhanden und werden von folgenden Faktoren bedroht (IKSE 1994):

- Veränderung des Grundwasserspiegels und die Beseitigung der lebenswichtigen periodischen Überflutungen
- Baumaßnahmen am Wasserlauf und seiner Umgebung
- Umwandlung von Auenwäldern in weniger produktive Wälder

Trotz aller anthropogenen Eingriffe (Eindeichung, Flussregulierung, Grundwasserabsenkung) befinden sich auf deutschem Gebiet der oberen Elbe landseitig der Deiche und im Gebiet der mittleren Elbe oft noch ökologisch bedeutende Flächen und Gewässerabschnitte mit intakter auentypischer Flora und Fauna.

5.4 Diskussion und Schlussfolgerungen

Von besonderer Wichtigkeit ist es, zur Bewertung der relevanten Nutzungen geeignete Kriterien heranzuziehen. Die sogenannten „Signifikanzkriterien“ werden derzeit im Rahmen des LAWA-Ausschusses „Oberirdische Gewässer und Küstengewässer“ sowie eines vom Umweltbundesamt geförderten Forschungsvorhabens „Signifikante Belastung von Oberflächengewässern“ in Anlehnung an die WRRL, Anhang II, erarbeitet. Die momentan im Entwurf vorliegenden Signifikanzkriterien sind in geänderter und ergänzter Form in der Fallstudie „Elbe“ untersucht worden. Dabei ist nicht das gesamte Einzugsgebiet, sondern der Gewässerlauf selbst exemplarisch reduziert auf ausgewählte Abschnitte betrachtet worden.

Die Analyse hat ergeben, dass an der mittleren Elbe im geringen Umfang Fahrgast- und Freizeitschifffahrt vertreten ist. Staustufen sind am Gewässerlauf der Elbe bis zur Staustufe Geesthacht (Abschnitt: Mittellauf, km 326,5) nicht errichtet worden. Die Linienführung der mittleren Elbe ist durch die Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG), Koblenz, mit „sehr gut“ bewertet worden, wodurch das vierte Signifikanzkriterium für die Nutzung „Schifffahrt“ nach der Tabelle 5.1.1 ausscheidet. Die mittlere Elbe ist jedoch zur Bundeswasserstrasse ausgebaut worden (siehe Tab. 5.1.3). Somit wurde die Nutzung „Schifffahrt“ in diesem Abschnitt aufgrund des Signifikanzkriteriums „Ausbau zur Bundeswasserstrasse“ als signifikant bewertet. Bei einer Gesamteinzugsgebietsbezogenen Analyse sind darüber hinaus die unter anderem für die Schifffahrt errichteten Staustufen mit einer Fallhöhe > 30 cm in den Nebengewässern der Elbe zu berücksichtigen (ARGE ELBE 2002). Die Einstufung der Nutzung „Schifffahrt“ als signifikant wäre somit im Bereich der mittleren Elbe eindeutiger. Für die mittlere Elbe wurde ebenfalls die Nutzung „Hochwasserschutz“ als signifikant eingestuft (s. Tab. 5.1.2). Für die obere Elbe wurde anhand der Signifikanzkriterien die Nutzung „Schifffahrt“ als signifikant identifiziert (s. Tab. 5.1.2).

Unter diesen Aspekten zeigt sich deutlich die Bedeutung des gewählten Betrachtungsmaßstabes des Einzugsgebietes. Weitere modellsensitive Parameter stellen die Signifikanzkriterien dar. Das gesamte Ergebnis einer abschließenden Analyse bis hin zur Ausweisung des Gewässers als „erheblich verändert“ hängt wesentlich von diesen Kriterien ab.

6 Ökologischer Zustand

6.1 Biologische Qualitätskomponenten

Die geomorphologische und hydrologische Situation hat zu den ökologischen Merkmalen eines Wasserlaufes eine enge Beziehung. Als Ursache für die Veränderung im Artenspektrum der aquatischen Lebensgemeinschaften und der Lebensgemeinschaften in den Ufer- und Auenbereichen sind mehrere anthropogene Einflüsse anzusprechen, insbesondere die Regulierungsarbeiten am Strom und in den Nebengewässern zur Verbesserung der Schifffahrtsverhältnisse und die Wasserverschmutzung (IKSE 1994, ARGE-ELBE 1995). Als weitere Einflüsse sind Überfischung und Einschleppung allochthoner Arten zu nennen (ARGE-ELBE 1995).

Für eine ichthyologische Klassifikation des Profiles der Elbe sind abiotische und biotische Faktoren der zu beurteilenden Abschnitte notwendig. Die wichtigsten abiotischen Faktoren sind das durchschnittliche Gefälle, die Strömungsgeschwindigkeit, die Breite des Flussbettes, die Ufergestaltung, der Charakter und die Zusammensetzung der Sohle sowie die physikalische und chemische Beschaffenheit des Wassers. Wichtige biotische Faktoren sind die qualitative und quantitative Zusammensetzung der Makroinvertebraten, Flora und die Fischfauna.

Wichtige abiotische Faktoren, die in dieser Fallstudie betrachtet werden, sind die Profiltiefe und die Uferstruktur. Als bedeutende biotische Faktoren werden die qualitative und quantitative Zusammensetzung der Makroinvertebraten und die Fischfauna untersucht. Die Bewertung der Elbe erfolgte auf Grundlage von verfügbaren Daten über Makroinvertebraten und der Fischfauna. Die Bewertung der Makroinvertebraten wurde gemäß der Anforderung der Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG), Koblenz, mittels des „Potamon-Typie-Index“ (PTI) durchgeführt (vergleiche SCHÖLL und HAYBACH 2001). Die Bewertung der Fischfauna erfolgte gemäß dem von der ARGE Elbe Hamburg entwickelten ichthyofaunistischen Verfahrens (GAUMERT 2000). Zusätzlich wurde der ökologische Zustand anhand des Saprobienindexes und weiteren ausgewählten Parametern der Fischfauna bewertet.

Die obere Elbe in der Tschechischen Republik ist weitgehend kanalisiert. Die Wasserstände werden durch eine Vielzahl von Stauhaltungen geregelt. Die Wehre zerschneiden das Fließgewässer und da Fischtreppen teilweise fehlen, ist das Spektrum der euryhalinen Arten in diesem Gebiet entsprechend klein.

Die Auswirkungen der Ausbaumaßnahmen auf die verschiedenen Lebensgemeinschaften der Elbe auf deutschem Gebiet lassen sich schwer abschätzen, da umfassende bestandskundliche Untersuchungen in den einzelnen Stromrevieren aus alter Zeit kaum vorliegen. Festzustellen ist jedoch, dass im Gebiet der mittleren Elbe trotz Eindeichung, Flussregulierung und Grundwasserabsenkung wertvolle Lebensgemeinschaften erhalten geblieben ist. So auch im Bereich der oberen Elbe auf tschechischem Gebiet (IKSE 1994). In der oberen Elbe Deutschlands fehlen dennoch abschnittsweise euryhaline Fischarten. Im Bereich der mittleren Elbe hingegen sind einige dieser Fischarten nachgewiesen worden, die aus der Elbe aufwärts gewandert sein müssen. Das Wehr „Geesthacht“ stellt hierbei seit 1998 kein Hindernis mehr dar (siehe Kap. 6.3). Daher wird das Fehlen euryhaliner Fischraten in

Kap. 6.3). Daher wird das Fehlen euryhaliner Fischraten in der oberen Elbe auf deutschem Gebiet auf noch nicht erfolgte Wiederbesiedlung und auf Mangel an geeigneten Laichsubstraten zurückgeführt. Zum anderen können die Fische jedoch u.a. wegen vieler Querbauwerke in den Nebenflüssen der oberen Elbe und der Mittelelbe potenzielle Laichplätze und Aufenthaltsgebiete nicht aufsuchen. Die Forderung nach einer besseren Durchgängigkeit sollte sich somit auch auf die Bereiche der Nebenflüsse des Einzugsgebietes erstrecken.

Im Mittelbereich der Elbe dominieren nach Rodung der früheren Auwälder beidseitig Grünland- und Ackerflächen. Die landwirtschaftlich genutzten Auwaldstandorte werden von Stromtalgrünländern mit entsprechend der Nutzungsintensität und dem Wasserregime unterschiedlichen Gesellschaften geprägt.

Der Mittelbereich der Elbe bietet stromtaltypische Lebensräume für ein breites Spektrum von Lebensgemeinschaften. Das Wehr „Geesthacht“ wirkt sich auf den Wasserkörper bis zum Gebiet der Stadt Lauenburg aus, so dass der Fluss hier die biologischen Verhältnisse eines rückgestauten Gewässers annimmt. Das Ökosystem reagiert auf die Wasserqualität und die meteorologischen Einflüsse, z. B. durch eine steigende Bioaktivität (autotrophe Komponenten). Gleiches gilt auch für den durch Stauhaltungen geprägten Elbabschnitt der Tschechischen Republik (siehe oben).

Es wird erwartet, dass sich der bisherige und weiter verbesserte Zustand der Uferrandregionen nach Rückgang der Abwasserbelastung der Elbe in kurzer Zeit wieder hin zu einer vielgestaltigen aquatischen Lebensgemeinschaft entwickelt (IKSE 1994).

6.2 Physikalisch-chemische Komponenten

Die Elbe gehörte lange Zeit zu den am stärksten belasteten Flüssen Europas. Ihre Wasserbeschaffenheit entsprach 1989 etwa der des Rheins in den Zeiten maximaler Belastungen Anfang der 70er Jahre (IKSE 1995). Ab dem Jahr 1990 hat sich die Wasserbeschaffenheit der Elbe deutlich verbessert. Vor allem in den neuen Bundesländern und der Tschechischen Republik ist diese Verbesserung hauptsächlich auf den Neubau und Ausbau kommunaler und industrieller Kläranlagen bzw. den Anschluss vieler Industriebetriebe zurückzuführen (ARGE-ELBE 2001). Weiterhin kam es durch Betriebsstilllegungen bzw. Verminderung der industriellen Produktion zu einer weiteren Senkung der Belastungen (IKSE 1995).

In Tabelle 6.2.1 ist die Entwicklung der Wasserbeschaffenheit an der Messstation Schnackenburg (Elbe-km 474,5) dargestellt. Die Reduzierung der Abwasserlast wurde auf die Jahre 1993 und 1989 bezogen, da ähnliche Abflussverhältnisse bestanden (IKSE 1995).

In früheren Jahren haben Sauerstoffkonzentrationen von zeitweise unter 1 mg/l die Existenz vieler Wasserorganismen limitiert und die Selbstreinigungskraft der Elbe eingeschränkt (SPOTT 1994). Heutzutage fällt die Sauerstoffkonzentration nicht mehr unter 3 mg/l, gemessen am Fischbestand. Nach IKSE (1995) stieg die Konzentration des gelösten Sauerstoffs etwa um 54 % an (siehe Abb. 6.2.1). Weiterhin zeigt sich bei der Entwicklung der Frachten an der Messstation „Schnackenburg“ eine Reduzierung der organischen Belastung um etwa 40 %, bei Stickstoff und Phosphor um jeweils 30

%. Bei den Schwermetallen ist eine Reduktion von 84 % (Hg) bis 22 % (Cd) sowie bei den Kohlenwasserstoffverbindungen um 93 % (Trichlormethan) bis 10 % (γ-HCH) eingetreten (IKSE 1995).

Tab. 6.2.1: Entwicklung des Wasserzustandes an der Messstation Schnackenburg (Elbe-km 474,5), berechnet aus Wochenmischproben (IKSE 1995)

Parameter	Symbol	Maß-einheit	1989	1993	Veränderung 1993 / 1989 [%]
Abfluss	MQ	m³/s	520	510	
Gelöster Sauerstoff	O_2	mg/l	6,3	12,5	198,4
Biochemischer Sauerstoffbedarf	BSB_5	mg/l	10,0*	5,5*	55*
Chemischer Sauerstoffbedarf	CSB	mg/l	56	30	53,6
Gesamtstickstoff	$N_{ges.}$	mg/l	8,5	6,1	71,8
Ammonium-Stickstoff	NH_4-N	mg/l	2,4	0,08	3,3
Nitrat-Stickstoff	NO_3-N	mg/l	3,9	4,4	112,8
Gesamtphosphor	$P_{ges.}$	mg/l	0,66	0,34	51,5
pH-Wert	pH	-	7,5	7,9	105,3
Adsorbierbare organische Halogenverbindungen	AOX	µg/l	100	40	40
Chloride	CL	mg/l	295	151	51,2

*: Abschätzung des BSB_5 aus dem BSB_7

Die Verringerung der Schadstoffkonzentrationen und Frachten in der Elbe hat dazu beigetragen, dass sich die natürlichen Selbstreinigungsvorgänge im Gewässer verstärkt haben. In den Abwässern einzelner Betriebe der chemischen Industrie am tschechischen Elbabschnitt und im Bereich mancher Nebenflüsse (Bilina, Schwarze Elster, Mulde, Saale und Havel) sind auch weiterhin erhöhte Schadstoffkonzentrationen vorhanden. Aktuell sind im Bereich der oberen und mittleren Elbe noch Belastungen mit z. B. Arsen, den Schwermetallen Kupfer, Zink und Eisen vorzufinden (ARGE-ELBE 2001). Eine besondere Stellung haben in diesem Zusammenhang Zink und Quecksilber, da die Frachten durch die hydrologischen Verhältnisse beeinflusst werden können (SPOTT 1994, IKSE 1995). So wurde im Jahr 1994 beobachtet, dass es durch mehrere Hochwasserwellen zur Remobilisierung von Schwermetallen aus den Sedimenten der Buhnenfelder gekommen ist. Dies konnte bei Zink und Quecksilber eindeutig gezeigt werden (IKSE 1995, FURRER 1996). Trotz der zuvor genannten Verbesserungen der Belastungssituation ist die Elbe immer noch einer der am stärksten belasteten Flüsse in Europa (IKSE 1995).

6.3 Erfassung des derzeitigen ökologischen Zustandes

Die Beurteilung des derzeitigen ökologischen Zustands der Elbe basiert in diesem Zusammenhang auf zwei Indikatorgruppen: Fischfauna und Makroinvertebraten.

Die Beurteilung der Fischfauna der Elbe ist gemäß dem ichthyofaunistischen Bewertungsvorschlag der ARGE-Elbe durchgeführt worden (GAUMERT 2000). Betrachtete Bereiche waren Abschnitte der oberen und mittleren Elbe. Die verfügbare Datenbasis wird in Abbildung 6.3.1 dargestellt.

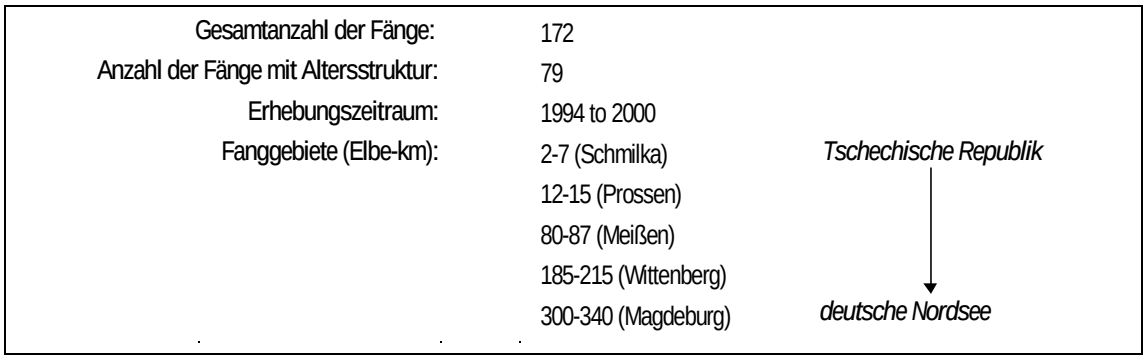


Abb. 6.3.1: Datenbasis für die Beurteilung der Fischfauna an der Elbe (GAUMERT 2000)

Tab. 6.3.1: Kriterien für eine Bewertung der Fischfauna nach dem Verfahren der ARGE-Elbe (GAUMERT 2000)

Bewertungsbereich	Einzelkriterium	Gütestufe 2: „guter Zustand“
Arteninventar	historisch bekannte Arten	überwiegend vorhanden (> 50%)
	Leitfisch & Begleitfischarten	vollständig vorhanden
	Langdistanzwanderfische	die meisten vertreten
Abundanz	Leitfischart	eu- bis subdominant (> 10% bis > 2%)
	Begleitfischarten	überwiegend eu- bis subdominant
	Rel. Anteil d. Leit-/Begleitfischarten	um 50%
Altersstruktur	Leitfischart	3 Altersgruppen im ausgewogenen Maß vorhanden
	Begleitfischarten	2 der 3 Altersgruppen vorhanden

Nach dem Verfahren der ARGE-Elbe ist eine Bewertung aufgrund der Betrachtung des Arteninventars, der Abundanz und der Altersstruktur der derzeitigen Fischfauna durchgeführt worden. In Tabelle 6.3.1 sind die Einzelkriterien der zu betrachtenden Bewertungsbereiche zusammengefasst. Die Ergebnisse zeigt Abbildung 6.3.2.

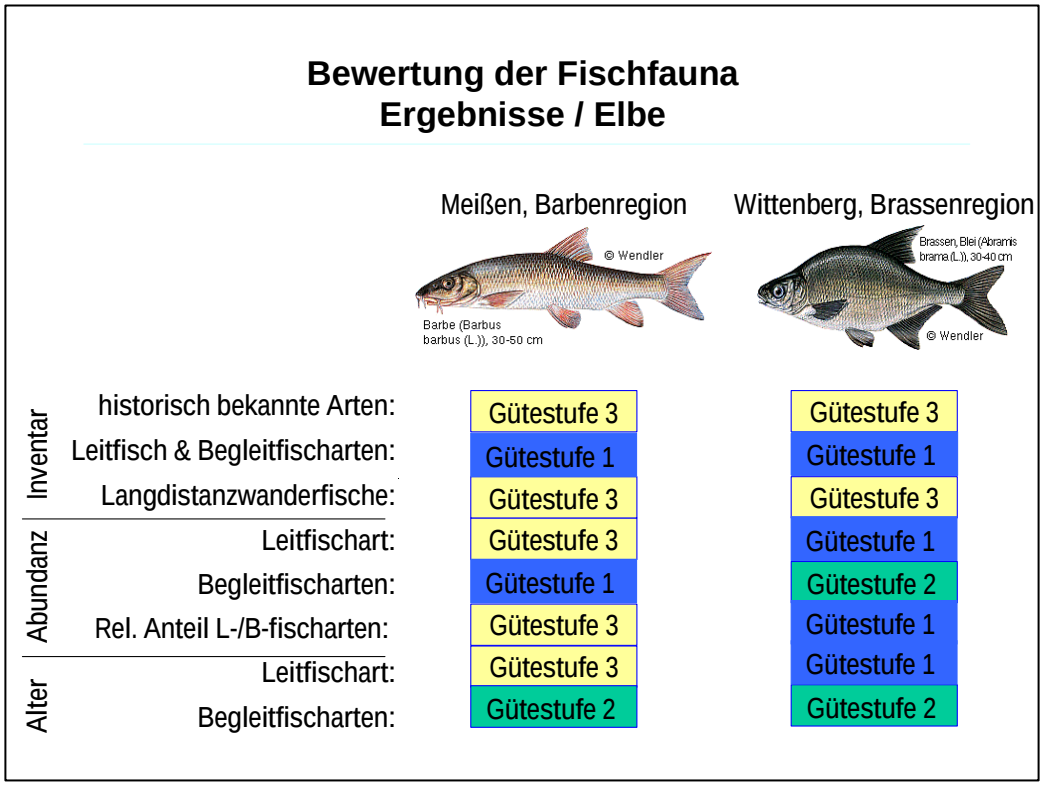


Abb. 6.3.2: Ergebnisse der Bewertung der Fischfauna

Ursprünglich setzte sich die Fischfauna (ohne die Nase (*Chondrostroma nasus*)) in der oberen Elbe aus etwa 44 und im mittleren Abschnitt der Elbe aus etwa 40 Arten zusammen. Heutzutage haben sich die Fischarten der Elbe kaum verändert. Nur vergleichsweise wenige Arten verschwanden. Nach KNÖSCHE (1) (1998) können folgende Arten nicht mehr nachgewiesen werden: *Acipenser sturio l.*, *Coregonus oxyrhynchus l.*, *Alburnoides bipunctatus* und *Pelecus cultratus*. Die in den Jahren 1991 bis 1993 nicht mehr nachweisbaren Lachse (ARGE-ELBE 1995) kommen heute nach Aussagen von KNÖSCHE (1) (1998) wieder regelmäßig vor. Auch der *Salmo trutta trutta* siedelte sich wieder an.

Die Veränderung der Populationen von der ursprünglichen Fischfauna zeigte sich weniger qualitativer als vielmehr quantitativer Art. Nach alten Beschreibungen schien die Elbe durch Wanderfische wie *Salmo salar*, *Acipenser sturio l.*, *Salmo trutta trutta*, *Petromyzon marinus* und *Lampreta fluviatilis*, *Alosa alosa l.*, *Platichthys flesus* und *Lota lota L.* sowie durch rheophile Arten wie *Barbus barbus*, *Aspius aspius* u. a. aber auch durch den euryöken Aal (*Anguilla anguilla*) geprägt worden zu sein. Heute ist die Fauna vor allem durch anpassungsfähige Arten wie *Leuciscus rutilus, Abramis brama, Perca fluviatilis*, *Leuciscus idus* und *Blicca björkna* charakterisiert (KNÖSCHE (2) 1998). Eine deutliche Zunahme des Hechtes (*Esox lucius*) war ebenfalls zu verzeichnen.

Für den größten Teil der Elbe nimmt das Wehr Geesthacht eine Schlüsselrolle ein. Seit 1998 gestattet das Wehr den Wanderfischen den Übertritt aus der Tideelbe in die mittlere und obere Elbe. Die weiterhin stattfindende Regeneration weist auch auf ehemals

hochgradig belastete Nebenflüsse der Elbe hin. In der 1990 verödeten „Schwarzen Elster“ konnten 1997 wieder 26 Fischarten nachgewiesen werden (IKSE 1999). Dennoch sind im deutschen Teil der oberen Elbe die meisten Wanderfische nach wie vor überwiegend verschwunden (ARGE-ELBE 1995).

Die Bewertung der Makroinvertebraten wurde mittels des „Potamon-Typie-Index (PTI)“ und Saprobienindex durchgeführt.

In den Jahren 1992 und 1994 wurden von der Bundesanstalt für Gewässerkunde an 13 Untersuchungsstellen die Makroinvertebraten der Elbe erfasst. Untersucht wurde der Abschnitt Schmilka (km 0 auf deutschem Gebiet) bis Cuxhaven (km729 auf deutschem Gebiet). Im gesamten Abschnitt wurden insgesamt 218 Arten nachgewiesen, davon entfallen 46 auf die O*ligochaeta* und 45 auf die *Chironomidae*. Die Individuendichte ist je nach betrachtetem Elbabschnitt, Position im Querprofil und Jahreszeit starken Schwankungen unterworfen. Die BfG gibt Werte zwischen nahe 0 und mehreren 10.000 Individuen/m² an (BfG 1995).

Im Längsprofil ist eine natürliche Gliederung der Biozönose nicht erkennbar. Die lokalen Unterschiede sind im Allgemeinen auf die Gewässerbelastungen oder auf den Einfluss der Zuflüsse zurückzuführen. Der höchste Wert des Potamon-Typie-Index wurde im Elbsandsteingebirge, der niedrigste unterhalb von Hamburg in der Zone ständig wechselnder Salzkonzentrationen festgestellt (siehe Abb. 6.3.3). Besonders auffällig ist die strukturelle Verschiebung der Lebensgemeinschaften in dem Abschnitt unterhalb von Magdeburg. Die Ursachen sind jedoch ungeklärt (BfG 1995). In diesem Abschnitt nehmen Artenanzahl und Individuendichte mancher Tiergruppen (*Hirudinea*, *Mollusca*, *Insecta*) stark ab.

Im Querprofil ist die Lebensgemeinschaft im Wesentlichen an den großen verlagerungsstabilen Schüttsteinen der Ufer vorzufinden. Die Artenzahl und Individuendichte der sessilen und halbsessilen Makroinvertebraten ist hier am größten, da sie geeignete Besiedelungssubstrate vorfinden. Die Sohle wird dagegen nur von wenigen Arten besiedelt. Die Lebensbedingungen sind für die Mehrzahl der Lebensgemeinschaften auf Grund des erhöhten Geschiebetriebs extrem ungünstig. Im Bereich der Sohlenmitte haben sich geschieberesistente Taxen angesiedelt, insbesondere Vertreter der *Oligochaeta* und *Chironomidae*. Diese Arten sind in der Lage tiefere Schichten der Sohle zu besiedeln, wo sich das Substrat nicht in fortlaufender Bewegung befindet (BfG 1995). Ähnliche Ergebnisse zeigten SCHÖLL und HAYBACH (2001) in ihren Untersuchungen in den Jahren 1992 und 1998. Die Abbildung 6.3.3 zeigt einen relativ gleich bleibenden Saprobienindex von etwa 2,3. Dagegen wurde der PTI über den gesamten Längsverlauf der oberen Elbe zwischen 5 und 6 eingestuft (Stand 1992). Im Jahr 1998 bewegte sich der PTI-Wert bis etwa bei Magdeburg in der Gütestufe 2 (definiert als „guter Zustand“). Ab Magdeburg verändert sich der Wert jedoch stark. Im unteren Abschnitt der mittleren Elbe und in der unteren Elbe ist der PTI-Wert gleich bleibend. Hier ist die beobachtete Verbesserung des PTI nicht so offensichtlich wie in den Abschnitten davor.

Ursprüngliche elbtypische Arten sind z. B. Lebensgemeinschaften der Gruppen *Mollusca*, *Plecoptera*, *Ephemeroptera*, *Trichoptera* and *Odonata* (BfG 1995). Auf der Grundlage dieser Lebensgemeinschaften kann die Regeneration der Elbe zu ihrem ursprünglichen Zustand bewertet werden.

An der zeitlichen Entwicklung ist eine deutliche Erholung der Lebensgemeinschaften der Elbe zu erkennen. Das enorme Auftreten einiger Köcherfliegenarten (z. B. *Hydropsyche contubernalis*) und die lokalen Nachweise von Großmuscheln (z. B. *Unio pictorum*, *Anodonta anatina*) zeigen, dass sich die Elbe am Anfang ihrer Regeneration befindet. Diese Phase ist mit der Situation zu Beginn der Rheinsanierung vergleichbar.

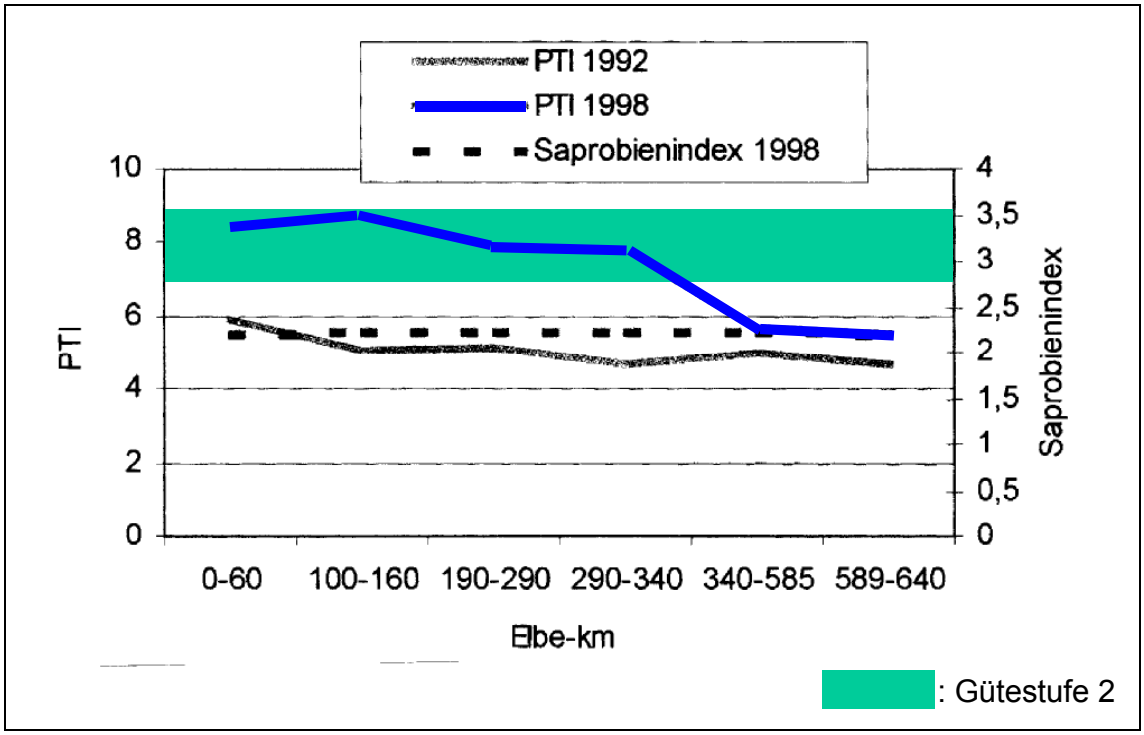


Abb. 6.3.3: Bewertung der Makroinvertebraten nach SCHÖLL und HAYBACH (2001)

6.4 Diskussion und Schlussfolgerungen

Die Beurteilung des ökologischen Zustandes anhand des Saprobienindex und des PTI wie auch die Struktur der Lebensgemeinschaft, Abundanz, Verhältnis von empfindlichen zu robusten Arten stellt noch keine vollständige Bewertung im Sinne des Anhang V der WRRL dar.

Über den PTI-Wert konnte der ökologische Zustand der Makroinvertebraten des oberen Abschnitts der Elbe nach funktionalen Kriterien bewertet werden. Grundlage bildeten die Studien von SCHÖLL und HAYBACH (2001).

Dieser erweist sich im Sinne einer Risikoabschätzung für die Frage nach der Ausweisung stark veränderter Gewässer vom Typ der Elbe (großer Fluss, Strom) als aussagekräftig. Gleiches gilt für die funktionalen Kriterien der Fischfauna. Hinsichtlich beider Indikatoren ergeben sich keine zwingenden Gründe die signifikanten morphologischen Defizite in ihre Bedeutung für den biologischen Zustand als so schwerwiegend zu werten, dass die vorläufige Identifizierung als „stark verändertes Gewässer“ in Frage käme.

Im weiteren Verlauf der Fallstudie wurden die Schritte der „vorläufigen Identifizierung“ dennoch weiter verfolgt, um entsprechende methodische Erfahrungen zu sammeln.

7 Identifikation und Ausweisung von Wasserkörpern als erheblich verändert

7.1 Vorläufige Identifizierung von erheblich veränderten Wasserkörpern

Der Prozess der „vorläufigen Identifizierung von erheblich veränderten Wasserkörpern“ für die Fallstudie Elbe lässt sich mit den drei folgenden Arbeitsschritten beschreiben.

Arbeitsschritt (1): Im Arbeitsschritt „Hydromorphologische Auswirkungen“ wurden die relevanten Nutzungen wie Schifffahrt, Hochwasserschutz, Wasserkraftnutzung, Landwirtschaft, Wasserversorgung und Besiedelung untersucht. Die Auswirkungen der einzelnen Nutzungen auf exemplarisch ausgewählte Abschnitte der Elbe wurden spezifiziert. Auf der Grundlage geeigneter Kriterien erfolgte eine Bewertung der nutzungsbedingten Belastungen auf die ausgewählten Abschnitte (siehe Tab. 5.1.1 bis 5.1.3).

Arbeitsschritt (2): Der nächste Arbeitsschritt „Ökologischer Zustand“ erfordert eine Abschätzung des biologischen Zustands ausgewählter Abschnitte der Elbe. Eine erste Einschätzung für die betrachteten Abschnitte wurde anhand verfügbarer Daten von Makroinvertebraten und der Fischfauna vorgenommen. Die Beurteilung der Makroinvertebraten erfolgte mittels Potamon-Typie-Index (PTI) (Bundesanstalt für Gewässerkunde Koblenz) und Saprobienindex. Die Bewertung der Fischfauna wurde anhand des ichthyofaunistischen Verfahrens der ARGE Elbe (GAUMERT 2000) durchgeführt.

Arbeitsschritt (3): Die Vorgehensweise zur „vorläufigen Identifizierung erheblich veränderter Wasserkörper“, die zusammen mit der internationalen Unterarbeitsgruppe „Schifffahrt“ entwickelt wurde, ist in Abbildung 7.1.1 dargestellt. Danach folgt auf die Bestandsaufnahme gemäß den Arbeitsschritten (1) und (2) die Entwicklung einer „vorläufigen Negativ-/Positivliste“. Diese Liste beinhaltet Spezifikationen zur Auswirkung der Belastungen auf die hydromorphologischen und biologischen Eigenschaften von Oberflächengewässern. Anhand von geeigneten Kriterien erfolgte so eine Ermittlung von „signifikanten“ und „nicht signifikanten“ Nutzungen. Tabelle 7.1.1 zeigt eine allgemeine Negativ-/Positivliste zur Nutzung „Schifffahrt“. Signifikante Auswirkungen auf die Hydromorphologie der Elbe werden vorläufig auf der 1. Negativliste geführt, nicht signifikante Auswirkungen sind Bestandteil der 1. Positivliste.

Für die weiteren Darstellungen und Einschätzungen wurde exemplarisch die obere Elbe betrachtet. Abbildung 7.1.1 zeigt die spezifische Negativ-/Positivliste des betrachteten Flussabschnitts der Elbe. In Anlehnung an LAWA (2001) wird das Kriterium „…Ufer (ein- oder beidseitig) ≥ 10 % der Streckenlängen Uferverbau“ (siehe Tab. 7.1.1) untersucht. Um die Bedeutung der Kriterien aus der Negativliste für den Ermittlungsprozess eines Gewässers als „erheblich verändert“ zu analysieren, wurde in dieser Fallstudie eine Verschärfung vorgenommen. So ist in der Fallstudie Elbe das zuvor genannte Kriterium unabhängig von den beiden anderen berücksichtigt worden.

Basierend auf der vorläufigen Negativliste erfolgte eine vorläufige Identifizierung der oberen Elbe als erheblich verändert.

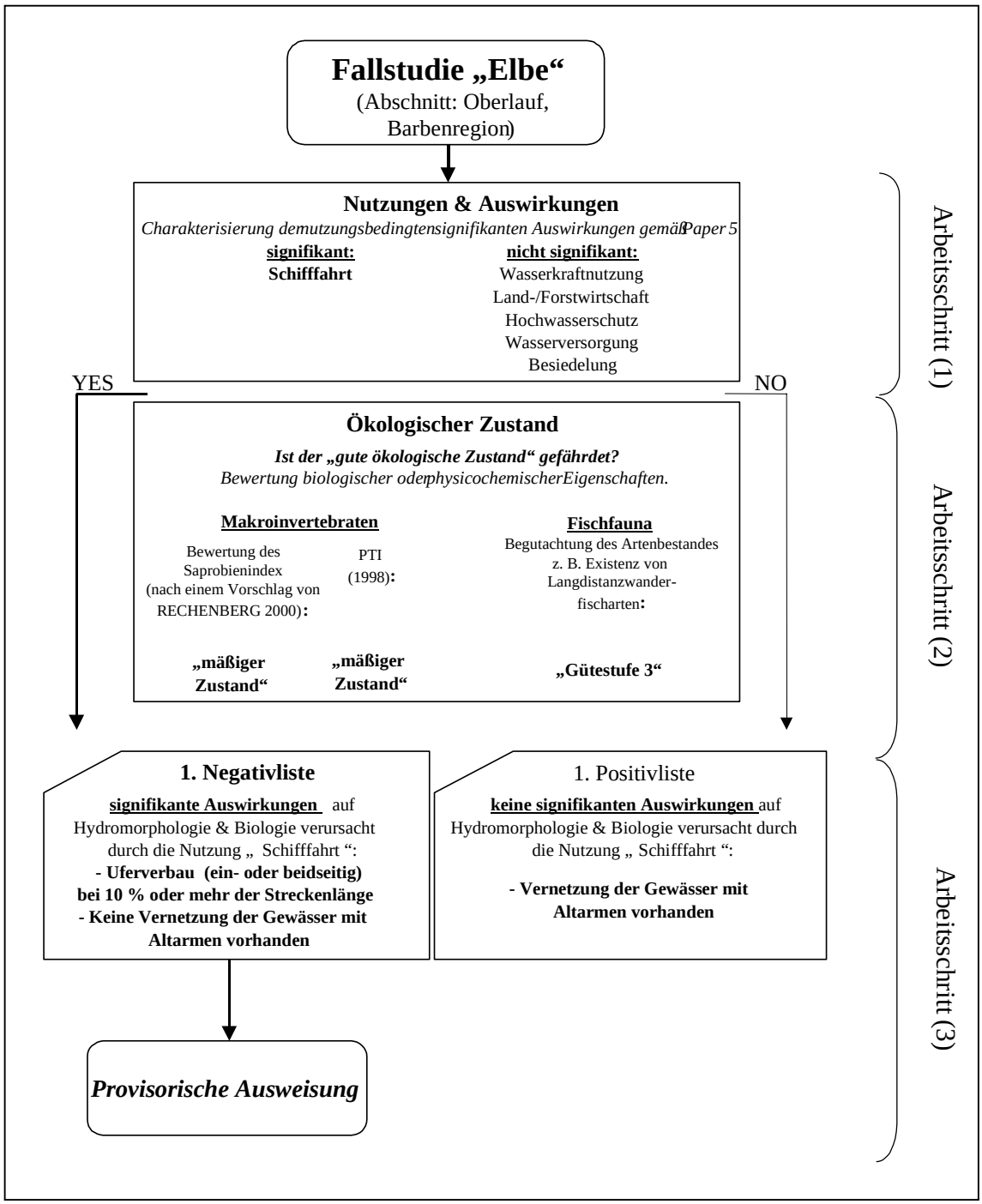


Abb. 7.1.1: Verfahren zur vorläufigen Identifizierung von „erheblich veränderten Wasserkörpern“ gemäß der Unterarbeitsgruppe „Schifffahrt“

Tab. 7.1.1: Auswirkungen der Schifffahrt auf die Gewässerstruktur (LAWA 2001, ergänzt und verändert)

Negativliste *d.h. durch die Belastung „Schifffahrt“ hervorgerufene **signifikante** Auswirkungen auf Hydromorphologie und Biologie* *> vorläufige Identifizierung des Gewässers als erheblich verändert*	**Positivliste** *d. h. durch die Belastung „Schifffahrt“ hervorgerufene **nicht signifikante** Auswirkungen auf Hydromorphologie und Biologie* *> „guter ökologischer Zustand“ erreichbar*
➢ > 10 % Anteil der rückstaubeeinflussten Gewässerlänge bei MNQ	➢ ≤ 10 % Anteil der rückstaubeeinflussten Gewässerlänge bei MNQ
➢ Anteil Strecken mit Abflussbeschleunigung durch Erfassen aller Gewässerstrecken, deren - Verhältnis von Profiltiefe zu Profilbreite ≥ 1:4 **und** - Ufer (bei einem oder beiden) ≥ 10 % der Streckenlängen Uferverbau aufweisen **und** - Lauf zu ≥ 70 % gestreckt oder geradlinig ist **oder** - Vernetzung der Gewässer mit Altarmen nicht vorhanden ist.	➢ Anteil Strecken mit Abflussbeschleunigung durch Erfassen aller Gewässerstrecken, deren - Verhältnis von Profiltiefe zu Profilbreite < 1:4 **und** - Ufer (bei einem oder beiden) < 10 % der Streckenlängen Uferverbau aufweisen **und** - Lauf zu < 70 % gestreckt oder geradlinig **oder** - Vernetzung der Gewässer mit Altarmen vorhanden ist.
➢ Nicht passierbare künstliche Querbauwerke mit einer Fallhöhe > 30 cm	➢ Künstliche Querbauwerke mit einer Fallhöhe ≤ 30 cm, bzw. passierbare künstliche Querbauwerke mit einer Fallhöhe > 30 cm

7.2 Erforderliche hydromorphologische Veränderungen zur Erzielung des guten ökologischen Zustandes

Für die endgültige Ausweisung des Wasserkörpers als „erheblich verändert“ sind zusätzliche Analysen erforderlich (siehe Abb. 7.2.1). Auf der Grundlage der vorläufigen 1. Negativliste werden Maßnahmen zur Verringerung der nutzungsbedingten Auswirkungen entwickelt. Im Rahmen einer ökonomischen Analyse werden die Maßnahmen im Hinblick auf ihre möglichen negativen Auswirkungen auf die Nutzungen untersucht. Im Falle einer durch die Maßnahmen negativen Beeinflussung der relevanten vorhandenen Nutzungen, werden „bessere Umweltoptionen“ einer wirtschaftlichen Überprüfung unterzogen. Die Maßnahmen werden daher auf ihre technische Durchführbarkeit und auf ihre finanzielle Angemessenheit untersucht. Die Ergebnisse dieser wirtschaftlichen Analyse führen dann zu einer sogenannten „2. Negativ-/Positivliste“. Die 2. Positivliste enthält die nicht signifikanten Auswirkungen der vorläufigen 1. Positivliste. Hinzu kommen Auswirkungen, die zuerst als signifikant eingestuft wurden (vgl. 1. Negativliste) und die nun - mit Hilfe wirtschaftlich geprüfter Maßnahmen - auf einen guten ökologischen Zustand hinauslaufend herabgestuft oder sogar komplett beseitigt wurden. Spezifizierte Auswirkungen auf der 2. Positivliste führen nicht zu einer Ausweisung der Wasserkörper als erheblich verändert. Das Umweltziel „guter Zustand“ kommt zum Tragen.

Alle signifikanten Auswirkungen, die durch Nutzungen verursacht werden und die nicht durch wirtschaftlich bewährte Maßnahmen verändert oder beseitigt werden können, bleiben auf der 2. Negativliste. Gibt es auf der 2. Negativliste nach der wirtschaftlichen Analyse noch Spezifizierungen, müssen der Wasserkörper oder Abschnitte des Wasserkörpers als „erheblich verändert“ ausgewiesen werden. Hier ist als Umweltziel das „gute ökologische Potenzial“ anzustreben.

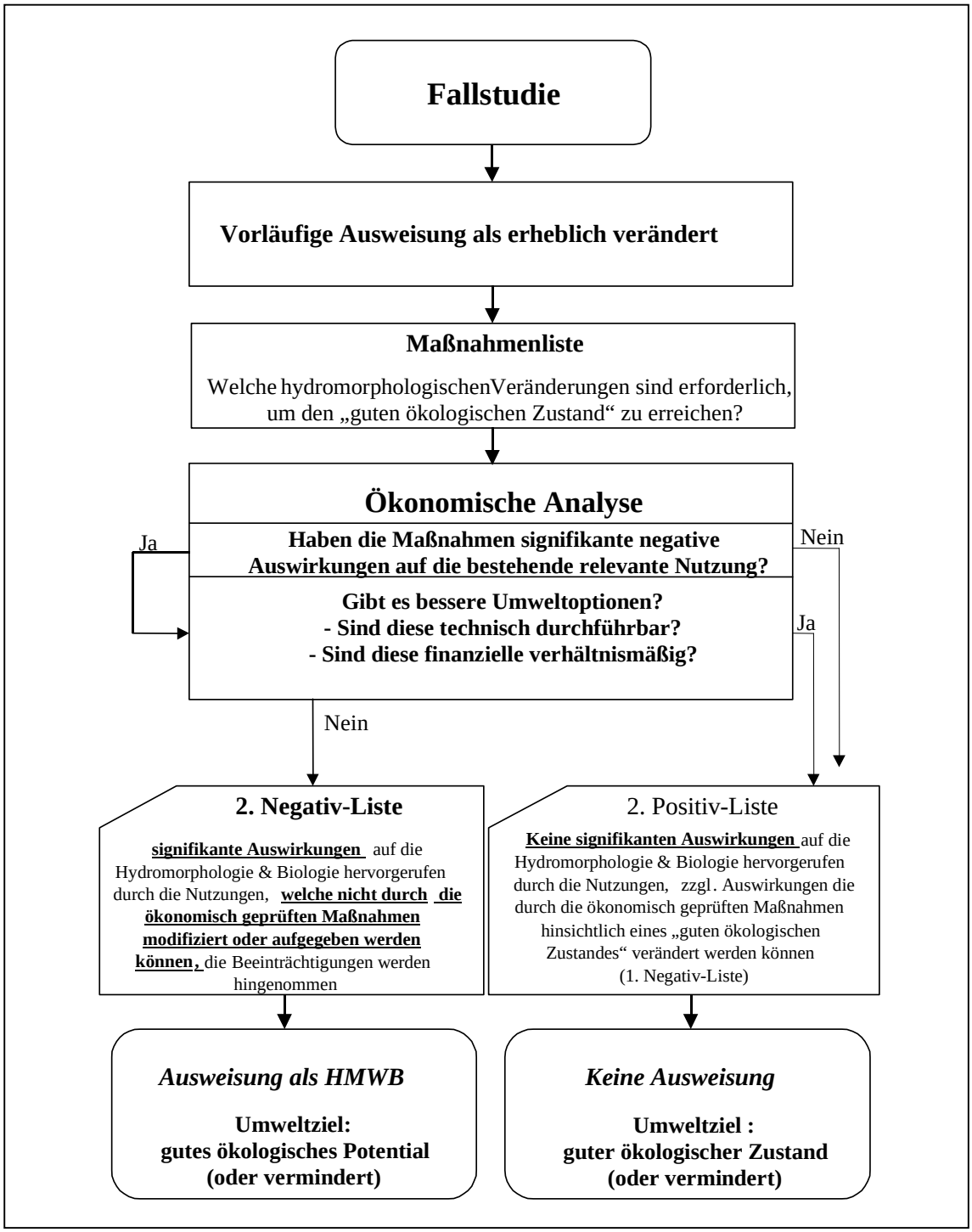


Abb. 7.2.1: Vorgehensweise zur Identifizierung „erheblich veränderter Wasserkörper“ gemäß der Unterarbeitsgruppe „Schifffahrt

Für die weiteren Darstellungen und Einschätzungen wurde exemplarisch ein Abschnitt im Oberlauf der Elbe betrachtet. Dieser Abschnitt erstreckt sich von der deutschen Staatsgrenze (km 0) bis zur Stadt Pirna (km 34). Die durch die Nutzung Schifffahrt bedingten Auswirkungen wurden in diesem Abschnitt des Elbgebietes als signifikant ermittelt (siehe markierte Felder in Tab. 5.1.2).

7.2.1 Erforderliche hydromorphologische Veränderungen und erforderliche Maßnahmen, um den guten ökologischen Zustand zu erreichen

Um einen guten ökologischen Zustand des betrachteten, stromaufwärts gelegenen Abschnitts der Elbe zu erreichen, werden zwei Szenarien untersucht: eine Veränderung der Belastung (ein weniger extremes Szenario B) sowie eine Einstellung der Passagier-Schifffahrt und des Gütertransports (als extremstes Szenario C) (siehe Tab. 7.2.1.1).

Im Ergebnis ist eine Einstellung der Nutzung der Elbe als Bundeswasserstraße nicht erforderlich, um einen guten ökologischen Zustand zu erreichen (siehe Kapitel 6). Infolgedessen werden nur Nutzungsänderungen in Betracht gezogen.

Tab. 7.2.1.1: Maßnahmenszenarien für die Fallstudie „Elbe" (Abschnitt: Obere Elbe (km 0 – 34))

Handlungsbereiche	Nutzung: Schifffahrt		
	Szenario A **Beibehalten der Schifffahrt** *d. h. Fortschreiben d. uneingeschränkten Nutzung Schifffahrt*	**Szenario B** **Modifikation der Schifffahrt** *d.h. mögliche Einschränkung der Nutzung Fahrgast- und Frachtschifffahrt wird in Kauf genommen*	**Szenario C** **Aufgabe der Schifffahrt** *d. h. Wegfall der Nutzung Fahrgast- u. Frachtschifffahrt einschl. der für die Nutzung errichteten Bau- und Betriebsfaktoren*
Durchgängigkeit	-	-	-
Hydromorphologie	• Beibehaltung der extensiven Bau- und Unterhaltungsmaßnahmen • Durchbrüche der Uferbefestigungen an etwa 1-2 % des betrachteten Abschnittes zur Erweiterung der Habitatvielfalt	• Anstreben einer Fahrwassertiefe von max. 1,40 m bei MNW • Durchbrüche der Uferbefestigungen an etwa 1-2 % des betrachteten Abschnittes zur Erweiterung der Habitatvielfalt • Beibehaltung der extensiven Bau- und Unterhaltungsmaßnahmen	• Wegfall der Fahrgast - und Frachtschifffahrt • Wegfall aller Hafenbecken. • freie Laufentwicklung u. –verlagerung, • Aufweiten des Gewässers, • Entfernen von Ufer-/Sohlsicherungen/naturnahe Gestaltung
Gewässereinzugsgebiet	• Etablierung auentypischer Vegetationseinheiten (passiv, aktiv) • Gewässervernetzung durch Vertiefung von Altarmen Linksseitig der Elbe: a) oberhalb v. Königstein (Biberlöcher) b) 2 km unterhalb v. Königstein (Lache) Rechtsseitig der Elbe: c) oberhalb Bad Schandau (Lachenrest)	• Etablierung auentypischer Vegetationseinheiten (passiv, aktiv) • Durchstiche an folgenden Hafenbecken: b) Königstein – Halbestadt c) Prossen d) Pirna – Copitz • Gewässervernetzung Durch Vertiefung von Altarmen Linksseitig der Elbe: a) oberhalb v. Königstein (Biberlöcher) b) 2 km unterhalb v. Königsstein (Lache) Rechtsseitig der Elbe: c) oberhalb Bad Schandau (Lachenrest)	• Etablierung auentypischer Vegetationseinheiten (passiv, aktiv) • Gewässervernetzung - Anbindung abgetrennter Altarme - Vertiefung von Altarmen - Schaffung und Gestaltung von Kleingewässern

7.2.2 Auswirkungen auf die Nutzung und signifikante negative Wirkungen

Aufgrund der vorgeschlagenen Maßnahmen wird erwartet, dass die befahrbaren Tiefen um 10 – 30 cm zurückgehen. Verminderungen dieses Ausmaßes werden sich nur auf die Güterschifffahrt auswirken. Auswirkungen auf die Schifffahrtswege für Passagier- oder Freizeitzwecke werden nicht erwartet. Die Einschätzung der Wirkungen ist daher nur auf den Gütertransport ausgerichtet.

Szenario B zielt auf eine Veränderung der Nutzung „Schifffahrt“ und andere, Schifffahrtszwecke betreffende morphologische Veränderungen, ab. Aufgrund dieser Maßnahmen kann auf lange Sicht eine Entwicklung natürlicher Hydromorphologie erwartet werden. In diesem Fall ist die Wiederinstandsetzung nicht an Investitionen gebunden, es werden z. B. keine Kapitalkosten verursacht. Auf lange Sicht können jedoch Kosten gespart werden. Szenario C verursacht Kosten für Instandsetzungsmaßnahmen, die durch Beseitigung oder Umbau von Veränderungen entstehen. Diese Kosten sind jedoch nicht mit der Belastung Schifffahrt selbst verbunden. Die Einnahmenverluste aufgrund der eingeschränkten Möglichkeiten für die Schifffahrt müssen für beide Szenarien bewertet werden. Die Verringerung der befahrbaren Tiefen führt zu einer steigenden Zahl von Tagen, an denen die maximale Auslastung durch Schiffe nicht möglich sein wird. Die Einnahmen verringern sich entsprechend der sinkenden Anzahl transportierter Güter.

Eine Einschätzung der Bedeutung der Wirkungen kann auf die wirtschaftliche Situation der betreffenden Unternehmen oder auf regionaler Ebene ausgerichtet sein. Was die wirtschaftliche Situation betrifft, müssen die Wirkungen (hier: verringerte Einnahmen) für jedes einzelne Unternehmen quantifiziert werden. Allgemein kann gesagt werden, dass die Transportunternehmen nicht auf die Elbe angewiesen sind und infolgedessen auch andere Wasserwege nutzen können. Die Elbe weist im Vergleich zu anderen Wasserstraßen einige Besonderheiten auf: eine durchschnittliche befahrbare Tiefe von 2 m wird nur an 40 % bis 50 % der Tage des Jahres erreicht; sie ist gekennzeichnet durch ausgedehnte Zeiträume, in denen die Wasserstände niedrig sind.

Die geschätzte Auswirkung der Verringerung um 10 cm bis 30 cm der befahrbaren Tiefe ist, dass an 30 % bis 50 % des Jahres eine durchschnittliche (nicht maximale) Nutzungsauslastung durch Schiffe nicht möglich ist. Unter gegenwärtigen Bedingungen wird erwartet, dass in diesen Zeiten die Einnahmen um 5 % bis 22 % zurückgehen. Dabei ist zu bedenken, dass auf der Elbe die durchschnittliche Auslastung der Bundeswasserstraßenschifffahrt ca. 36 % beträgt. Dieser Nutzungsgrad hängt nicht notwendigerweise von der befahrbaren Tiefe ab, sondern, verglichen zur Auslastungsmöglichkeit, mit der geringen Nachfrage.

Regional gesehen beträgt der Anteil der Güter, die mit Schiffen transportiert werden, im Elbegebiet ca. 1 %, was u.a. deutlich unter dem deutschen Durchschnitt von 12 % liegt. Die Inlands-Schifffahrt auf der Elbe ist daher - im Vergleich zur Nachfrage auf regionaler Ebene - von untergeordneter Bedeutung.

Zusammengefasst kann gesagt werden, dass weder aus einer ökonomisch- unternehmerischen Sicht noch aus einer regional-ökonomischen Sicht die Verbesserungsmaßnahmen zu einer signifikanten Auswirkung auf die Nutzung „Schifffahrt“ führen werden,

da die Einnahmenverluste niedriger als 10 % sind und der Inlands-Schifffahrt nur geringe Bedeutung zugemessen werden kann. Die vorgeschlagenen Instandsetzungsmaßnahmen wie „Durchbrüche der Uferbefestigung“ haben keine Wirkung auf die „Nutzung“ selbst, müssen demzufolge nicht im Rahmen der Bewertung der Auswirkungen auf die Nutzungen und Unverhältnismäßigkeit der Kosten berücksichtigt werden (siehe auch Anhang 7).

7.2.3 Auswirkungen auf die weitere Umwelt

Die Beseitigung von Gewässerbettbefestigungen könnte aufgrund der steigenden Fließgeschwindigkeit zu einer Erosion führen. Auswirkungen auf das Ökosystem (insbesondere auf die Flutungsebenen) sind als Folge einer herbeigeführten Senkung des Grundwasserspiegels möglich (siehe auch Anhang 7).

7.3 Bewertung anderer Umweltoptionen

7.3.1 Ermittlung und Definition der nutzbringenden Ziele, denen die veränderten Merkmale des Wasserkörpers dienen

Das hauptsächliche nutzbringende Ziel, welches durch die hydromorphologischen Änderungen des Gewässers erreicht wird, ist der Transport. Zusätzlich zur Transportfunktion bedeutet dieses für die Schifffahrt Einnahme- und Beschäftigungsmöglichkeiten. Innerhalb des Ausweisungsprozesses liegt der Schwerpunkt jedoch auf dem Transport.

7.3.2 Alternativen zur derzeitigen Nutzung

Alternativen zur Erreichung des gleichen nutzbringenden Ziels ist die Veränderung der Schifffahrt (lokale Sicht) und, aus regionaler Sicht, der Ersatz dieser Funktion durch Straßen- oder Bahntransporte. Eine Einstellung der Schifffahrt wird zur Erreichung eines guten ökologischen Zustands als nicht notwendig angesehen. Infolgedessen wird dieses nicht als Alternative diskutiert.

Es wird nur ein Ersatz durch vorhandene Transportmöglichkeiten geprüft. Deshalb wird die gegenwärtige Nutzung mit der Veränderung als vorgeschlagene Alternative verglichen und im Hinblick auf technische Durchführbarkeit, Umweltauswirkungen und Kosten diskutiert. Die technische Durchführbarkeit der Instandsetzungsmaßnahmen ist gegeben.

Auf regionaler Ebene wird der Ersatz der Schifffahrt durch Straßen- oder Bahntransporte in Betracht gezogen. Entlang der Elbe befindet sich ein Schienennetz.

Die diversen Kostenarten können unterteilt werden: auf der einen Seite gibt es die Investitionskosten für die Instandsetzungsmaßnahmen des Flusses (z. B Durchstich von Hafenbecken, Durchbrüche von Uferbefestigungen). Diese Arten von Instandsetzungsmaßnahmen verursachen keine Kosten für die Nutzung „Schifffahrt“ oder das nutzbringende Ziel „Transport“.

Auf der anderen Seite gibt es Kosten, die sich auf die gegenwärtige Nutzung beziehen: Kosten für den vorausgegangenen ökonomischen Nutzen aufgrund ökologischer An-

forderungen. Im Fall der Elbe kann innerhalb dieser Untersuchung eine Bewertung der Kosten im Hinblick auf den vorausgegangenen Nutzen nicht getroffen werden. Dieses würde eine exakte Analyse der operativen Kosten, der Frachtkosten und der Güterschifftypen erfordern.

Umweltauswirkungen

Die negativen Auswirkungen der Änderungen des Flussprofils und der Flussmorphologie zur Ermöglichung von Schifffahrt in ausreichender Wassertiefe sind bekannt: Erhöhung der Fließgeschwindigkeit, Beeinträchtigung des Flussbettes, Veränderung des hydraulischen Systems, Verluste der Biodiversität und der Habitate (vor allem der Flutungsebenen) usw.. Eine Wiederinstandsetzung hat dementsprechend positive Umweltauswirkungen.

Die verschiedenen Transportmittel führen zu unterschiedlichen Umweltauswirkungen (positive und negative). Die ökologischen Auswirkungen der Transportmittel beziehen sich auf die Schadstoffemission, auf die Lärmbelästigung und auf den Flächenbedarf. In diesem Vergleich haben Bahntransporte, was die Emissionen angeht, gegenüber der Inlands-Schifffahrt eine geringere Umweltauswirkung (bezogen auf den Energieverbrauch pro Transporteinheit). Es muss jedoch die Menge der transportierten Güter berücksichtigt werden. Die folgende Tabelle zeigt die Menge der transportierten Güter im Einzugsgebiet der Elbe.

Tab. 7.3.2.1: Gütertransport entlang der Elbe

in 1.000 t	Bahn	Anteil	Schiff	Anteil	Straße	Anteil	Gesamt
Sachsen	19.053	4,53%	386	0,09%	400.852	95,37%	420.291
Sachsen-Anhalt	30.368	9,29%	7.239	2,21%	289.382	88,50%	326.989

Diese Ergebnisse zeigen, dass, gemessen an der Gesamtemission, die Inlands-Schifffahrt für die Umwelt weniger schädlich ist.

Die Inlands-Schifffahrt verursacht im Vergleich zu Bahntransporten eine höhere Lärmbelästigung. Die Untersuchung zur Bewertung der externen Effekte verschiedener Transportmittel wurde in Gebieten mit einer hohen Bevölkerungsdichte durchgeführt. Es gibt keine spezifischen Ergebnisse für das Einzugsgebiet der Elbe. Infolgedessen konnte die Situation entlang der Elbe nicht genau beurteilt werden.

7.4 Ausweisung erheblich veränderter Wasserkörper

Auf Grundlage der oben beschriebenen Überlegungen und Informationen ergibt sich keine Veranlassung die Elbe als „erheblich verändert“ auszuweisen.

Die Auswirkungen der Verbesserungsmaßnahmen werden nicht als signifikant bewertet. Weiterhin wird, wenn man die Umweltauswirkungen im Fall der Elbe betrachtet, der Ersatz der Schifffahrt durch Bahntransporte als die bessere Umweltoption angesehen. Folglich ist die Wiederinstandsetzung mit einem Nutzen verbunden und die Kosten werden nicht als unverhältnismäßig bewertet. Weitere Argumente sind die negativen Auswirkungen des Kanalbaus für Schifffahrtszwecke auf das Ökosystem, die niedrigen Kosten (Einnahmenverluste) und die geringe Rentabilität der Inlandsschifffahrt.

7.5 Diskussion und Schlussfolgerungen

Mit genauer Beachtung der spezifizierten signifikanten Auswirkungen der allgemeinen Negativliste (siehe Tab. 7.1.1) bleiben nach Umsetzung der untersuchten Maßnahmen in der Fallstudie Elbe keine Wirkungen auf der Negativliste bestehen (vgl. Kapitel 7.1). So würde die Elbe nicht als „vorläufig erheblich verändert“ identifiziert werden. Dies bedeutet, dass der „gute ökologische Zustand“ ohne Umsetzung der betrachteten Maßnahmen erreicht worden wäre. Exemplarisch wurden für diese Fallstudie die Kriterien verstärkt, um eine differenziertere Analyse vornehmen und die weiteren Schritte des Ausweisungsprozesses durchführen zu können, um methodische Erfahrungen zu sammeln. Damit ist, unter Berücksichtigung der herrschenden Grenzbedingungen (bilaterale Verträge zwischen Deutschland und der tschechischen Republik, Bundeswasserstraßengesetz), die Liste der Verbesserungsmaßnahmen, die untersucht werden können, kleiner geworden. Trotzdem kann der auf die Biologie bezogene „gute Zustand“ nach Umsetzung von Szenario B erreicht werden (vgl. Kapitel 6).

Für den Fall Schifffahrt müssen die folgenden Punkte innerhalb des Ausweisungsprozesses berücksichtigt werden.

Es müssen die derzeitigen Rahmenbedingungen für die Nutzungen berücksichtigt werden. Für die Elbe wurde gezeigt, dass die Nutzungsauslastung hinsichtlich der Transportzwecke gering ist. Aufgrund der ausgedehnten Niedrigwasserperioden ist die Elbe nicht immer für den Gütertransport geeignet. Daher ist nicht sicher, ob die Instandsetzungsmaßnahmen überhaupt negative Auswirkungen haben werden. Möglicherweise wird sich lediglich die Anzahl der Tage verringern, an denen das Fahrwasser für die Schifffahrt ausreichend ist. Regional gesehen hat die Elbe als Transportweg nur eine geringe Bedeutung und ist nicht profitabel. Für die Elbe wird der Ersatz der Schifffahrt durch Bahntransporte als die bessere Umweltoption angesehen.

TEIL III

10 Schlussfolgerungen und Empfehlungen

10.1 Schlussfolgerungen

10.1.1 Ermittlung von Wasserkörpern, Skalierung

Die sehr unterschiedlichen Merkmale innerhalb eines Flusses, insbesondere hinsichtlich der morphologischen Strukturen und Belastungen, erfordern eine Unterteilung in homogene Bereiche (Wasserkörper). Diese Unterteilung sollte sich neben typologischen Gesichtspunkten auch an den aufgeführten relevanten Belastungen orientieren. Eine Unterteilung in mehrere Gewässerabschnitte mit gleicher Größe sowie eine Unterteilung nach Verwaltungseinheiten ist weder praktikabel noch zweckdienlich. Auch dürfen die Wasserkörper nicht zu klein sein, da sonst der Ausweisungsprozess nicht umsetzbar ist und die anschließenden Maßnahmen, wie z. B. die operative Überwachung erheblich veränderter Wasserkörper, einen unverhältnismäßig hohen Aufwand erfordern würde.

Insbesondere bei großen Gewässern sind unterschiedliche Belastungsmuster im Längsverlauf erkennbar (siehe Fallstudien Lahn und Elbe). In vielen Fällen repräsentieren die Oberläufe weitgehend natürliche Wasserkörper, während aufgrund von Vielfachnutzungen die Unterläufe mehr oder minder stark verändert sind. So erklärt es sich, dass die Abgrenzung der Wasserkörper sich in vielen Fällen mit der Differenzierung in Ober-, Mittel- und Unterlauf deckt. Wenn nötig, kann die Abgrenzung der Wasserkörper später korrigiert werden. Kleinere Gewässer mit einer relativ homogenen Nutzung/Belastung, wie die Seefelder Aach, erfordern keine weitere Unterteilung und können als ein Wasserkörper behandelt werden. (s. Anhang 3).

10.1.2 Referenzbedingungen

Die Definition der Referenzbedingungen, auf denen die Zustandsklassifizierung der „erheblich veränderten Gewässer“ beruht, ist eine schwierige Aufgabe, die im Rahmen der Fallstudien nicht endgültig gelöst werden konnte. In den untersuchten Fallstudien sind einzig und allein natürliche Gewässer als Referenzen genutzt worden, was sich als hinlänglich erwiesen hat. Es war nicht nötig, den Gewässertyp oder sogar die Gewässerkategorie zu ändern. Sogar die obere Lahn, die aufgrund zahlreicher Wasserstauungen (Wehre, Schleusen) verändert ist, konnte eindeutig als Fließgewässer eingestuft werden. (s. Anhang 1).

10.1.3 Signifikante Belastungen / signifikante Kriterien

Die Einstufung der Wasserkörper als „erheblich verändert“ hängt im Wesentlichen von der Festlegung der Kriterien für nutzungsbedingte signifikante Auswirkungen ab. Von der LAWA - Arbeitsgruppe, „Oberflächengewässer und Küstengewässer“ sind Signifikanzkriterien gemäß WRRL Anhang II zusammengestellt worden. Sie wurden in veränderter und ergänzter Form in den Fallstudien angewendet. Die Festlegung der Signifikanzkriterien spielt für die Einstufung eines Wasserkörpers als erheblich verändert eine entscheidende Rolle und ist im Zusammenhang mit dem Betrachtungsmaßstab und der Abgrenzung des jeweiligen Wasserkörpers zu sehen. Für die betrachteten

Abschnitte der Elbe beispielsweise spielen Wehre eine untergeordnete Rolle, zudem wurde das Längsprofil mit „sehr gut“ bewertet, wodurch das vierte Signifikanzkriterium für die Nutzung Schifffahrt nach der Tabelle 5.1.1 ausscheidet. Als Argument für eine vorläufige Einstufung des betrachteten Abschnitts der Elbe bleibt das Kriterium „Ausbau zur Bundeswasserstraße“. Somit wurden für diesen Abschnitt die durch die „Schifffahrt“ bedingten Auswirkungen als signifikant eingeschätzt. Bei einer vollständigen Analyse des Einzugsgebiets einschließlich der Nebenflüsse müssen zahlreiche Wehre mit einer Höhe von mehr als 30 cm berücksichtigt werden, die u.a. für Schifffahrtszwecke eingerichtet wurden. Unter Zugrundelegung der hier verwendeten Kriterien (s. Tab. 5.1.1) würden die durch die Nutzung „Schifffahrt“ bedingten Auswirkungen in diesem Fall eindeutiger als signifikant eingestuft werden.

Ein weiterer Fall der zu diskutieren ist, ist der, dass ein Fluss nicht zu einer Bundeswasserstraße ausgebaut wurde, aber unter den gleichen Bedingungen bewirtschaftet wird. Gemäß LAWA (2001) werden dann drei miteinander verknüpfte Signifikanzkriterien untersucht. Wenn ein Kriterium erfüllt und zwei Kriterien nicht erfüllt werden, würde der betreffende Wasserkörper nicht als „vorläufig erheblich verändert“ identifiziert werden.

Diese Aspekte machen die Bedeutung sinnvoller Skalierungen in einem Einzugsgebiet deutlich.

10.1.4 Qualitätskomponenten

Für erheblich veränderte Wasserkörper sind dieselben Qualitätskomponenten relevant wie für natürliche Gewässer.

Die Fallstudie hat deutlich gezeigt, dass trotz gegebener nutzungsbedingter signifikanter Belastungen und deren Auswirkungen die Analyse des biologischen Zustands nicht unvermeidlich zur Ausweisung als „erheblich verändertes Gewässer“ führt. Daher sollte die endgültige Ausweisung von Wasserkörpern als „erheblich verändert“ nicht allein auf Grundlage der Flussmorphologie erfolgen. Der biologische Zustand und die Auswirkungen der potenziellen Verbesserungsmaßnahmen auf die Nutzung sind die entscheidenden Faktoren für die Ausweisung von Wasserkörpern als „erheblich verändert“.

10.1.5 Ausweisung als erheblich veränderter Wasserkörper oder mindere Ziele

Die Frage, wie mit Gewässern/Wasserkörpern, die eine gestörte Flussdurchgängigkeit und Verluste an wandernden Fischarten aufweisen, umzugehen ist, ist noch nicht geklärt. Zahlreiche Flüsse, z. B. die obere Lahn und Dhünn, mögen sich entsprechend der Mehrzahl der biologischen Qualitätselemente in einem „guten Zustand“ befinden, durch Barrieren in den stromabwärts gelegenen Abschnitten fehlen jedoch Bestände der über längere Strecken wandernden anadromen Fischarten, wie z. B. Lachs, Meerforelle und Bachneunauge. Diese Wasserkörper dürfen nicht als „erheblich verändert“ ausgewiesen werden (siehe Referenzbegriffe), es gelten jedoch „niedrigere Ziele“.

10.1.6 Einstufung als erheblich veränderter oder natürliche Wasserkörper

Für den Entscheidungsprozess „Ist der Wasserkörper natürlich oder erheblich verändert?“ hat sich die Negativ-/ Positivliste spezifizierter Belastungen als nützlich erwiesen.

10.2 Optionen und Empfehlungen

1. Die Ermittlung der Wasserkörper sollte auf Grundlage nutzungsbedingter signifikanter Auswirkungen erfolgen, welche durch Positiv- / Negativlisten mit spezifizierten Merkmalen unterstützt werden sollten.
2. Die betrachtete Skala (meso scaling) ist ausreichend und geeignet.
3. Referenzbedingungen für erheblich veränderte Wasserkörper sollten von natürlichen Gewässern abgeleitet werden. Wenn nötig, kann die Wasserkörperkategorie oder der –typ geändert werden.
4. Die Analyse und endgültige Ausweisung von Wasserkörpern als „erheblich verändert“ hängt im Wesentlichen von den Signifikanzkriterien für nutzungsbedingte Belastungskategorien ab. Diese müssen umsichtig und für jede Kategorie spezifisch angewendet werden.
5. Der biologische Zustand und die Auswirkungen der potentiellen Verbesserungsmaßnahmen auf die Nutzung sind die entscheidenden Faktoren für die Ausweisung eines Wasserkörpers als „erheblich verändert“. Der chemische Zustand ist ein wichtiges, aber unabhängiges Merkmal und eine Randbedingung, die ohne Einfluss auf das Ausweisungsergebnis ist.
6. Die Fallstudie Elbe hat gezeigt, dass im Einzelfall Alternativen zur bestehenden Nutzung existieren können, die technisch machbar und nicht unverhältnismäßig teuer sind sowie die bessere Umweltoption darstellen. Dies zeigt, dass dieser Schritt ein notwendiger und genau zu prüfender Ausweisungsschritt ist.

11 Literaturverzeichnis

ARGE-ELBE (1995): Spektrum und Verbreitung der Rundmäuler und Fische in der Elbe von der Quelle bis zur Mündung - Aktuelle Befunde im Vergleich zu alten Daten. Arbeitsgemeinschaft zur Reinhaltung der Elbe, http//www.arge-elbe.de

ARGE-ELBE (2001): Stoffkonzentrationen in mittels Hubschrauber entnommenen Elbewasserproben (1979 bis 1998). Bericht, Zusammenfassung, http://www.arge-elbe.de

ARGE-ELBE (2002): Querbauwerke und Fischaufstiegshilfen in Gewässern 1. Ordnung des deutschen Elbeinzugsgebietes - Passierbarkeit und Funktionsfähigkeit -. Ausschuss O und Wassergütestelle Elbe der Arbeitsgemeinschaft zur Reinhaltung der Elbe

BEHRENDT, H et. al. (1999): Nährstoffeinträge und -rückhalte in den Flussgebieten Deutschlands. http://141.16.236.25/npbilanz/default.htm

BfG (1995): Faunistische Bestandsaufnahme an der Elbsohle zur ökologischen Zustandsbeschreibung der Elbe und Konzeption von Sanierungsmaßnahmen. Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG), BfG - 0880, Koblenz

BfG (2001): Gewässerstrukturgütedaten zur Elbe. Mitteilung der Bundesanstalt für Gewässerkunde, Mitteilungen unveröffentlicht

BRETTSCHNEIDER, H. (1982): Gewässerausbau. In: Brettschneider, H.; Lecher, K.; Schmidt, M.: Taschenbuch der Wasserwirtschaft. Hamburg und Berlin, Paul Parey-Verlag, S. 510

DOMS, A.; FRÖHLICH, J.; FAIST, H. (1990): Hydrologische und flussmorphologische Veränderungen der Elbe in den vergangenen drei Jahrzehnten. Deutsche Gewässerkundliche Mitteilungen 34, 4, S. 106 – 110

FAIST, H. (1994): Die Elbe als Wasserstraße - Zustand und Ausbau. In: IÖR: Zukunft Elbe. Flusslandschaft und Siedlungsraum. Institut für ökologische Raumentwicklung e. V., 1. IÖR-Symposium, Dresden, 14./15. Oktober 1993

FURRER, R. (1996): Bewertung der Sedimentbelastung der Elbe anhand ausgewählter Schadstoffe. In: Prange, A.; Wilken, R.-D.; Tümpling, U. von; Spoustová, J.; Punčochář, P; Lencová, E.: Ökosytem Elbe - Zustand, Entwicklung und Nutzung. 7. Magdeburger Gewässerschutzseminar. Statusseminar des BMBF "Ergebnisse der Elbeforschung", Budweis, Tschechische Republik, 22. - 25. Oktober 1996

GABRIEL, P. (1996): Perspektiven der Schifffahrtsnutzung der Elbe. In: Prange, A.; Wilken, R.-D.; Tümpling, U. von; Spoustová, J.; Punčochář, P; Lencová, E.: Ökosystem El-

be - Zustand, Entwicklung und Nutzung. 7. Magdeburger Gewässerschutzseminar. Statusseminar des BMBF "Ergebnisse der Elbeforschung", Budweis, Tschechische Republik, 22. - 25. Oktober 1996

GAUMERT, D. (2000): Persönliche Mitteilung

GRUNDMANN (2001): Persönliche Mitteilung am 27.09.2001. Wasser- und Schifffahrtsamt Dresden.

IKSE (1994): Ökologische Studie zum Schutz und zur Gestaltung der Gewässerstrukturen und der Uferrandregionen der Elbe. Internationale Kommission zum Schutz der Elbe (IKSE) (Hrsg.), Magdeburg.

IKSE (1995): Die Elbe und ihr Einzugsgebiet. Internationale Kommission zum Schutz der Elbe (IKSE) (Hrsg.), Magdeburg.

IKSE (1999): Die Elbe. Erhaltenswertes Kleinod in Europa. Internationale Schutzkommission zum Schutz der Elbe (Hrsg.), Magdeburg.

IKSE (2001): Bestandsaufnahme des vorhandenen Hochwasserschutzniveaus im Einzugsgebiet der Elbe. Internationale Schutzkommission zum Schutz der Elbe (Hrsg.), Magdeburg.

JÄHRLING, K.-H. (1992): Auswirkungen wasserbaulicher Maßnahmen auf die Struktur der Elbeauen - prognostisch mögliche Verbesserungen. 4. Magdeburger Gewässerschutzseminar, Špinlerův Mlýn, S. 211 – 224

KEMPE, S. (1991): Die Elbe: Der geologische Blick. Ausstellungskatalog "Die Elbe - ein Lebenslauf". Berlin (Nicolai), S. 25 - 33 aus IKSE (1994)

KNÖSCHE, R. (1) (1998): Zustand und Entwicklung der Fischfauna in der Mittelelbe unter Berücksichtigung von Artenschutzaspekten (Teil 1). Institut für Binnenschifferei e.V., Potsdam-Sacrow, Fischer & Teichwirt 10/1998

KNÖSCHE, R. (2) (1998): Zustand und Entwicklung der Fischfauna in der Mittelelbe unter Berücksichtigung von Artenschutzaspekten (Teil 2). Institut für Binnenschifferei e.V., Potsdam-Sacrow, Fischer & Teichwirt 11/1998

KOLBE (2001): Persönliche Mitteilung am 03.08.2001. Staatliches Umweltfachamt Radebeul.

LAWA (2000): Gewässerstrukturgütekartierung in der Bundesrepublik Deutschland. Verfahren für kleine und mittelgroße Gewässer. Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) (Hrsg.), Empfehlungen

LAWA (2001): Ermittlungen signifikanter Belastungen und Beurteilung der Auswirkungen auf Oberflächengewässer gemäß Anhang II der Wasserrahmenrichtlinie (WRRL). LAWA-Ausschuss "Oberirdische Gewässer und Küstengewässer". Mitteilungen, unveröffentlicht.

LfW (2001): Strukturgütedaten verschiedener Abschnitte der Elbe. Landesanstalt für Wasserwirtschaft, Mitteilungen unveröffentlicht, München

LÖFFLER, J (2001): Ausbauzustand Elbe - Hubschrauberbefliegung. Wasser- und Schifffahrtsdirektion Ost, Magdeburg, 1992, persönliche Mitteilung von Herrn Löffler am 05.12.2001, Wassergütestelle der ARGE-Elbe.

MEYERHOFF, J, und PETSCHOW, U. (1996): Sozio-ökonomische Nutzungskonflikte in der Elbe-Flusslandschaft - aufgezeigt am Beispiel der Elbauen. In: Prange, A.; Wilken, R.-D.; Tümpling, U. von; Spoustová, J.; Punčochář, P; Lencová, E.: Ökosystem Elbe - Zustand, Entwicklung und Nutzung. 7. Magdeburger Gewässerschutzseminar. Statusseminar des BMBF "Ergebnisse der Elbeforschung", Budweis, Tschechische Republik, 22. - 25. Oktober 1996

ROMMEL, J. (2000): Laufentwicklung der deutschen Elbe bis Geesthacht seit ca. 1600. Bundesanstalt für Gewässerkunde, Studie unveröffentlicht, Koblenz, Berlin.

RECHENBERG, B. (2000): Vorschlag für die Bewertung von erheblich veränderten Gewässern im Rahmen der Fallstudien für das EG-Projekt "heavily modified waters" (unveröffentl.)

SCHÖLL und HAYBACH (2001): Bewertung von großen Fließgewässern mittels Potamon-Typie-Index (PTI). BfG-Mitteilung 23

SCHWELER (2001): Persönliche Mitteilung am 28.09.2001. Wasser- und Schifffahrtsamt Dresden.

SPOTT, D. (1994): Zum Einfluss wasserbaulicher Maßnahmen auf den Naturhaushalt der Elbe und ihrer Aue. In: IÖR: Zukunft Elbe. Flusslandschaft und Siedlungsraum. Institut für ökologische Raumentwicklung e. V., 1. IÖR-Symposium, Dresden, 14./15. Oktober 1993

Anhang A3

Fallstudie Seefelder Aach

Erheblich veränderte Gewässer in Europa
Fallstudie Seefelder Aach

PD Dr. habil. Dietrich Borchardt[1)] und Markus Funke[1)]

unter Mitarbeit von:

Alexandra Dehnhardt[2)]

Helge Ehmann[1)]

Michaela Frey[1)]

Kerstin Geffers[1)]

Dr. rer. nat. Ingrid Küllmar[1)]

Ulrich Petschow[2)]

[1)] Institut für Gewässerforschung und Gewässerschutz
Universität Kassel
Kurt-Wolters-Str. 3, 34125 Kassel
Tel: 0561-804 3912, Fax: 0561-804 3642
E-mail: markus.funke@uni-kassel.de

[2)] Institut für ökologische Wirtschaftsforschung (IÖW) gGmbH
Potsdamer Str. 105, 10785 Berlin
Tel: 030-884 594-23, Fax: 030-882 54 39
E-mail: Ulrich.Petschow@ioew.de

Inhaltsverzeichnis **Seite**

TEIL I

1 Vorwort 2

2 Ergebnistabelle 3

3 Einleitung 5

3.1 Wahl der Fallstudie 5

3.2 Allgemeine Bemerkungen 5

4 Beschreibung des Untersuchungsgebietes 7

4.1 Geologie, Topographie und Hydrologie 7

4.3 Identifikation von Wasserkörpern 9

Teil II 10

5 Physikalische Veränderungen 11

5.1 Belastungen und Nutzungen 11

5.2 Physikalische Veränderungen 17

5.3 Veränderungen der hydromophologischen Merkmale des Wasserkörpers und Bewertung der Auswirkungen 21

5.4 Diskussion und Schlussfolgerung 21

6 Ökologischer Zustand 22

6.1 Biologische Qualitätskomponenten 22

6.2 Physikalisch-chemische Komponenten 27

6.3 Erfassung des derzeitigen Zustandes 29

6.4 Diskussion und Schlussfolgerung 31

7 Identifikation und Ausweisung von Wasserkörpern als erheblich verändert 33

7.1 Vorläufige Identifizierung von erheblich veränderten Wasserkörpern 33

7.2 Erforderliche hydromorphologische Veränderungen zur Erzielung des guten ökologischen Zustandes 35

7.2.1 Hydromorphologische Veränderungen und erforderliche Maßnahmen, um den guten ökologischen Zustand zu erreichen 37

7.2.2 Auswirkungen auf die Nutzung und signifikante negative Wirkungen 39

7.2.3 Auswirkungen auf die weitere Umwelt 40

7.3 Bewertung anderer Umweltoptionen 41

7.3.1 Ermittlung und Definition der nutzbringenden Ziele, denen die veränderten Merkmale des Wasserkörpers dienen 41

7.3.2 Alternativen zur derzeitigen Nutzung 41

7.4 Ausweisung erheblich beeinträchtigter Wasserkörper 42

7.5 Diskussion und Zusammenfassung 43

Teil III 44

10 Schlussfolgerungen und Empfehlungen 45

10.1 Schlussfolgerungen 45

10.1.1 Ermittlung von Wasserkörpern, Skalierung 45

10.1.2 Referenzbedingungen 45

10.1.3 Signifikante Belastungen / signifikante Kriterien 45

10.1.4 Qualitätskomponenten 46

10.1.5 Ausweisung als erheblich veränderter Wasserkörper oder mindere Ziele 46

10.1.6 Einstufung als erheblich veränderter oder natürliche Wasserkörper 46

10.2 Optionen und Empfehlungen 47
11 Literaturverzeichnis 48

Abbildungsverzeichnis

Abb. 3.1: Lage des Einzugsgebiets der Seefelder Aach 6
Abb. 4.1: Topographie im Einzugsgebiet der Seefelder Aach 7
Abb. 4.2: Gewässernetz der Seefelder, Salemer und Deggenhauser Aach 8
Abb. 5.1: Gesamtnote für die Strukturgüte der Seefelder Aach 17
Abb. 5.2: Morphologische Struktur (in der offenen Landschaft) 18
Abb. 5.3: Bewertung des Hauptparameters Längsprofil 18
Abb. 5.4: Wehre mit einer Höhe $\geq$ 30 cm im Einzugsgebiet der Seefelder Aach 19
Abb. 5.5: Landnutzung im Einzugsgebiet 20
Abb. 5.6: Verteilung der Landnutzung im Einzugsgebiet 20
Abb. 6.1: Lage der Probestellen 22
Abb. 6.2: Rheo-Index im Verlauf der Seefelder Aach (Stand: 1996) 23
Abb. 6.3: Zusammensetzung des Makrozoobenthos hinsichtlich der Artenzugehörigkeit zu ökologischen Zonen der Fließgewässer 24
Abb. 6.4: Saprobienindex 1996 25
Abb. 6.5: Nährstoff-Jahresfrachten am Gebietsauslass der Seefelder Aach 1998 (Bilanz am Pegel Uhldingen-Mühlhofen, A_{Eo}=272 km²) 28
Abb. 6.6: Anzahl der Makroinvertebraten-Taxa in der Seefelder Aach (Stand 1994) 31
Abb. 7.1: Prozess zur „vorläufigen Identifizierung als stark verändertes Gewässer" 34
Abb. 7.2: Prozess zur „endgültigen Ausweisung als stark verändertes Gewässer" 36

Tabellenverzeichnis

Tabelle 4.1: Beschreibung des Wasserkörpers der Seefelder Aach entsprechend dem System A, WRRL, Anhang II, 1.2 „Ökoregionen und Arten von Oberflächenwasserkörpertypen" 9
Tabelle 5.1: Relevante Nutzungen an der Seefelder Aach 12
Tabelle 5.2: Kriterien für die Identifikation von signifikanten Belastungen der Oberflächengewässer (LAWA 2001, modifiziert und ergänzt) 13
Tabelle 5.3 Spezifikation der relevanten Nutzungen in der Fallstudie „Seefelder Aach" 16
Tabelle 6.1: Fischpopulation in drei Teileinzugsgebieten der Seefelder Aach 26
Tabelle 6.2: Frachten am Pegel Uhldingen 1997 und 1998 27
Tabelle 6.3: Transformation der Güteklassen nach LAWA in die Zustandsklassen gemäß der WRRL 30
Tabelle 6.4: Einschätzung der physikalisch-chemische Qualitätskomponenten am Pegel Uhldingen 30
Tabelle 7.1: Auswirkungen auf die Morphologie hervorgerufen durch die Belastung „Landwirtschaft/Forstwirtschaft" (LAWA 2001, verändert und ergänzt) 35
Tabelle 7.2: Maßnahmenszenarien für die Fallstudie "Seefelder Aach" 38
Tabelle 7.3: Kosten der Alternativen [in €] 42

TEIL I

1 Vorwort

Im Rahmen des europäischen Projektes „Identifikation und Ausweisung von erheblich veränderten Wasserkörpern gemäß der Wasserrahmenrichtlinie“ wurden 34 Fallstudien in zehn Mitgliedstaaten und Norwegen durchgeführt. Ziel war die Entwicklung von Bewertungskriterien für die Abgrenzung von erheblich veränderten Oberflächenwasserkörpern 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.

Da die normativen Bestimmungen von erheblich veränderten Gewässern in der Wasserrahmenrichtlinie weiten Interpretationsspielraum lassen und die Qualitätsanforderungen für erheblich veränderte Gewässer niedriger sind als jene für natürliche Oberflächengewässer, versucht die Studie einheitliche Qualitätsstandards für Europa festzulegen. Daher schließt der Ansatz die Beurteilung der ökologischen Situation und die Spezifikation von Qualitätszielen ein („guter ökologischer Zustand“ für natürliche Gewässer bzw. „gutes ökologisches Potenzial“ für erheblich veränderte Gewässer). Anhand der Flussgebiete von Elbe, Lahn, Seefelder Aach und Dhünn wurden Maßnahmenszenarien untersucht, mit dem Ziel, die ökologische Situation zu verbessern und letztlich das gegebene Qualitätsziel zu erreichen.

Die Fallstudie Seefelder Aach war Bestandteil der Arbeiten der Unterarbeitsgruppe „Wasserkraft“.

2 Ergebnistabelle

Im Folgenden sind die Ergebnisse der Fallstudie Seefelder Aach tabellarisch dargestellt.

	Position	**Einheit**	**Information**
1.	Land	Text	Bundesrepublik Deutschland
2.	Name der Fallstudie (Name des Gewässers)	Text	Seefelder Aach (Bodensee)
3.	Mitglied(er) des für die Fallstudien verantwortlichen Lenkungsausschusses	Text	Dr. Ulrich Irmer, Dr. Bettina Rechenberg, Umweltbundesamt (UBA)
4.	Träger der Fallstudie	Text	Umweltbundesamt (UBA)
5.	Ausführendes Institut der Fallstudie	Text	Institut für Gewässerforschung und Gewässerschutz (IAG), Universität Kassel
6.	Beginn der Fallstudie	Datum	01.05.2000
7.	Darstellung der Belastungen und Beeinträchtigungen erwartet bis:	Datum	30.10.2000
8.	Voraussichtlich fertiggestellt bis:	Datum	30.04.2002
9.	Gewässertyp (Fluss, See, Übergangsgewässer, Küstengewässer)	Text	Fluss
10.	Einzugsgebiet	km^2	272 (Pegel Uhldingen-Mühlhofen; Gesamt: 280)
11.	Länge	km	79
12.	Mittlerer Abflusss	m^3/s	3,15
13.	Einwohner im Einzugsgebiet	Anzahl	35.000
14.	Bevölkerungsdichte	E/km^2	125
15.	Veränderungen: Physikalische Belastungen/landwirtschaftliche Einflüsse	Text	Wasserkraftnutzung, landwirtschaftliche Nutzflächen in Verbindung mit erheblichen Veränderungen der Umweltbedingungen eingeschlossen Flächendrainage und Abflussregulierung. Diffuser Stoffeintrag aus landwirtschaftlicher Fläche.

Fortsetzung Ergebnistabelle

16.	Auswirkungen der nutzungsbedingten Belastungen?	Text	„Wasserkraft”: Unterbrechung der Flusskontinuums und des Sedimenttransports (Wehre). „Landwirtschaft”: Flächendrainage (Kanalisierung/Begradigung, Veränderung des Flussprofils, Abflussregulierung), Bodenerosion.
17.	Probleme?	Text	Diffuse Stoffeinträge aus der landwirtschaftlichen Nutzfläche: Emission von Nährstoffen (Auswirkungen: Stickstoff im Grundwasser/ Trinkwasser; Eutrophierung mit Focus auf den Bodensee). Überschreitung der Grenzwerte der EG-Badegewässerrichtlinie an der Mündung in den Bodensee.
18.	Umweltbelastungen?	Text	Tourismus (Bodensee)
19.	Welche Maßnahmen/Veränderungen sind geplant?	Text	Anschluss der Streusiedlungen an die kommunalen Kläranlagen; Mischwasserbehandlung. Errichtung von Fischtreppen. Einrichtung von Gewässerrandstreifen. Durchführung der guten landwirtschaftlichen Praxis im gesamten Einzugsgebiet, insbesondere hinsichtlich der Reduktion von Nährstoffüberschüssen und Minimierung der Einträge von Pflanzenschutzmitteln.
20.	Zusätzliche Informationen	Text	-
21.	Welche Informationen/Daten sind verfügbar?	Text	Deutsche Gewässerstrukturkartierung, Untersuchungen von Fischen und benthischer wirbelloser Fauna
22.	Welche Art von Unterarbeitsgruppen wäre hilfreich?	Text	-
23.	Zusätzliche Kommentare	Text	-

3 Einleitung

3.1 Wahl der Fallstudie

Die Fallstudie „Seefelder Aach“ ist eine von vier deutschen ausgewählten Fallstudien, die sich mit „erheblich veränderten Wasserkörpern“ auseinandersetzen. Diese ausgewählten vier Flusssysteme unterscheiden sich in Hinblick auf ihre Größe (die Seefelder Aach hat nur ein mittelgroßes EZG), Geographie/Topographie, relevante Nutzungen und damit verbundene nutzungsbedingte Auswirkungen.

Eine umfangreiche Datensammlung zur Seefelder Aach umfasst folgende Komponenten:

- Wasserqualität: physikalische und chemische Parameter, verursacherbezogene Nährstoffbilanzen in Bezug auf die Einzugsgebiete,
- Hydromorphologie: Beurteilung spezifischer Parameter im Rahmen einer Gewässerstrukturgütekartierung,
- Biologie: Fischfauna, benthische Makroinvertebraten,
- Bestandsaufnahme der Wehre.

3.2 Allgemeine Bemerkungen

Das mittelgroße Flusseinzugsgebiet der Seefelder Aach liegt im Süd-Westen der Bundesrepublik Deutschland und nordwestlich des Bodensees. Sie mündet in Uhldingen in den Bodensee, der im Süden und Südosten an die Schweiz bzw. Österreich angrenzt. Das Flusssystem gehört zum Einzugsgebiet des Rheins.

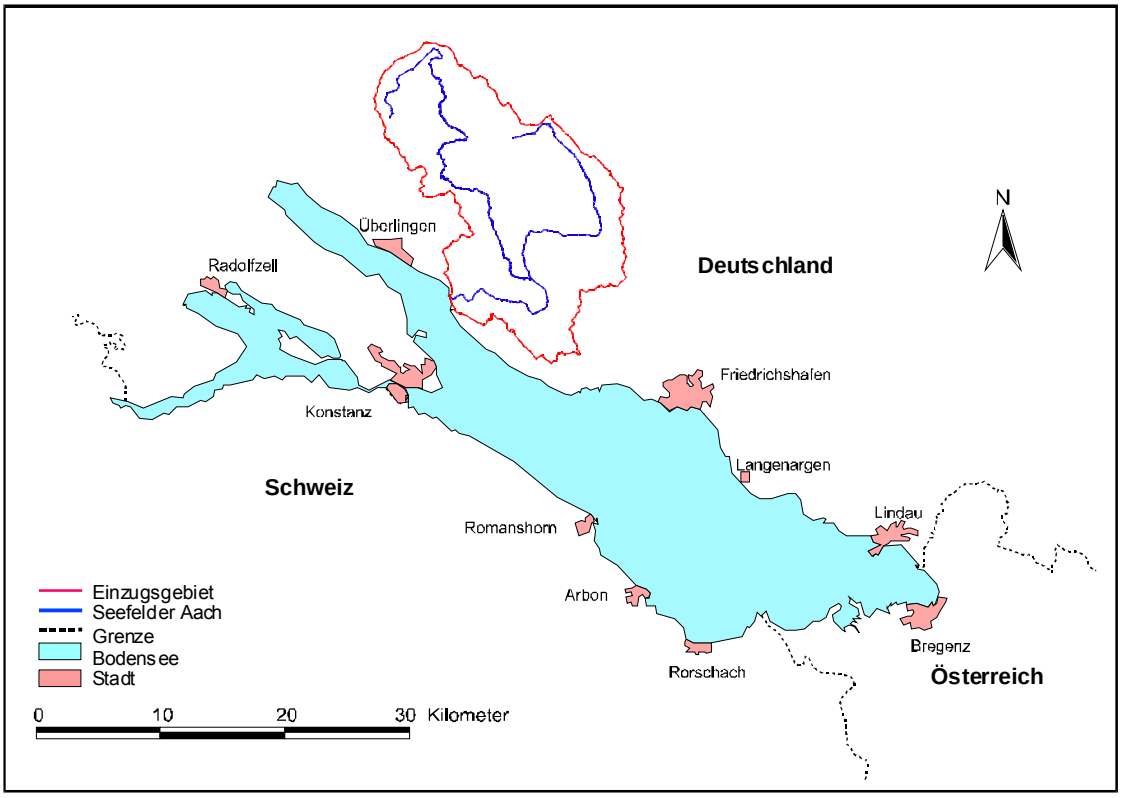


Abb. 3.1: Lage des Einzugsgebiets der Seefelder Aach

Der Bearbeitungsraum kann in drei Teileinzugsgebiete aufgeteilt werden. Die Salemer Aach und die Deggenhauser Aach bilden zunächst zwei eigene Fließgewässerabschnitte und nach ihrem Zusammenfluss südlich der Ortschaft Frickingen die Seefelder Aach. Die Flächen der oberirdischen Einzugsgebiete betragen 130 km², 80 km² bzw. 70 km². Zusammen bilden sie das oberirdische Einzugsgebiet der Seefelder Aach.

Das Einzugsgebiet der Seefelder Aach wurde als Fallstudie aufgrund des Bezugs zur Untergruppe „Wasserkraft" gewählt. Im Flusslauf existieren zwölf Wasserkraftanlagen, die sich alle in Privatbesitz befinden und eine Erlaubnis für die Nutzung einer Wassermenge von 150 l/s bis 2000 l/s besitzen. Zusammen mit fünf zusätzlichen Wehren behindern die Wasserkraftanlagen die Durchgängigkeit des Gewässers und die Wanderung der aquatischen Fauna, besonders der Seeforelle (*Salmo trutta l.*).

4 Beschreibung des Untersuchungsgebietes

4.1 Geologie, Topographie und Hydrologie

Das Einzugsgebiet der Seefelder Aach befindet sich im nördlichen Alpenvorland. Der Untergrund besteht aus mächtigen Sedimenten der „Molasse". Sie sind Ablagerungen aus der Zeit des Tertiärs, in dem ehemalige Flüsse aus den angrenzenden Bergen das abgeschliffene Material wie Steinblöcke, Sand, Ton und Mergel in das voralpine Gebiet (Meer) transportierten (Borchert 1983).

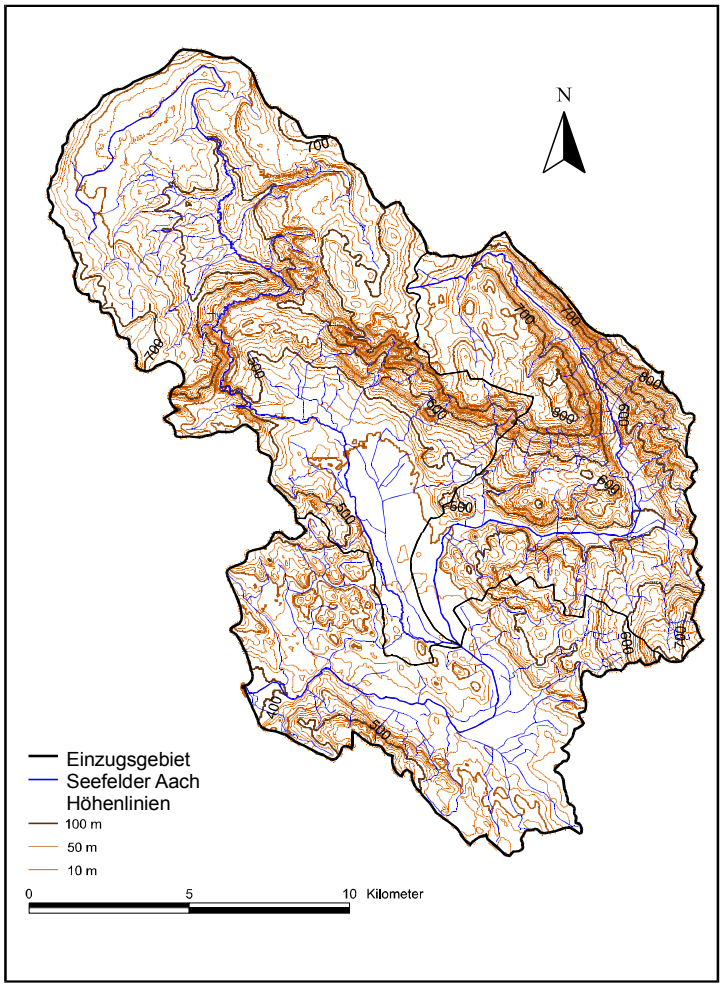


Abb. 4.1: Topographie im Einzugsgebiet der Seefelder Aach

Die Geomorphologie ist geprägt durch die jüngste Eiszeit. Die hügelige Oberfläche besteht aus Formen und Materialien, die durch die fließenden Gletscher oder während des Abschmelzens (z. B. Moränen) entstanden sind. Auf diesem Geschiebemergel und glaziofluvialen Sedimenten überwiegt sandiges Material mit unterschiedlichem Anteil an Lehm. Aufgrund des teilweise undurchlässigen Untergrundes entstanden Sumpfgebiete in den Flussauen (Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg 1995).

Das hügelige Relief des Betrachtungsraumes erstreckt sich von 450 m bis 840 m über

den Wasserspiegel des Bodensees. Das Einzugsgebiet kann in drei Teileinzugsgebiete unterteilt werden: die Salemer Aach (ca. 42 km Fliesslänge) im westlichen Teil des Betrachtungsraumes, die Deggenhauser Aach (ca. 24 km Fliesslänge) im östlichen Gebiet, und ab dem Zusammenfluss wird das Gewässer Seefelder Aach genannt. Nach 13 km Fliesslänge mündet diese in den Bodensee. Das Gesamteinzugsgebiet umfasst ca. 280 km². Der mittlere jährliche Abfluss beträgt ca. 3 m³/s, gemessen am Pegel Uhldingen-Mühlhofen zwischen 1939 und 1994. Bis zum Pegel hat die Seefelder Aach ein Einzugsgebiet von 272 km². Der mittlere jährliche Niederschlag beträgt ca. 1045 mm (Scheuer 1999).

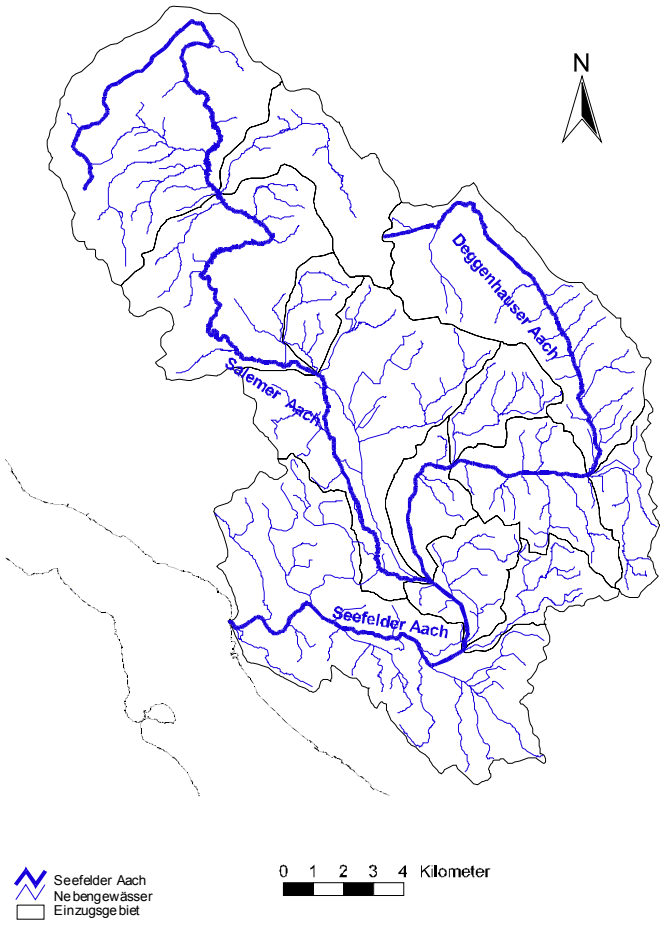


Abb. 4.2: Gewässernetz der Seefelder, Salemer und Deggenhauser Aach

4.2 Sozioökonomische Gegebenheiten und menschliche Aktivitäten im Einzugsgebiet

Die gesamte Einwohnerzahl im Einzugsgebiet beträgt 35.000 Einwohner, dies entspricht einer Einwohnerdichte von 125 Einwohnern pro Quadratkilometer. Die größte Gemeinde ist Uhldingen-Mühlhofen an der Mündung der Seefelder Aach in den Bodensee mit ca. 7.500 Einwohnern. Bedeutende menschliche Aktivitäten sind Tourismus und Landwirtschaft. Die landwirtschaftliche Nutzung im Einzugsgebiet bedeutet

eine hohe Veränderung der natürlichen Bedingungen, eingeschlossen Flächendrainagen und Abflussregulierungen. Die landwirtschaftliche Nutzfläche beträgt ca. 60% des gesamten Einzugsgebietes, mit einer Fläche von ca. 36% mit ackerbaulicher Nutzung, insbesondere zum Anbau von Getreide, Mais und Raps. Charakteristisch im Gebiet sind Obst- und Weinanbaugebiete. Grass- und Weideland umfassen eine Fläche von 24% des gesamten Einzugsgebietes.

Große Bedeutung für den Arbeitsmarkt hat die Industrie, insbesondere sind hier mechanische und elektrische Fertigungen, Feinmechanik und Optik hervorzuheben (ca. 45% der Beschäftigten). Der Anteil im Bereich Handel und Dienstleistung beläuft sich auf ca. 30% der Beschäftigten. In der Land- und Forstwirtschaft ist lediglich 1 % der Beschäftigten tätig.

Infolge der Wasserkraftnutzung an der Seefelder Aach wird durch 17 Wehre die Durchgängigkeit des Gewässers behindert. Aufgrund ihrer Höhe stellen sie unüberwindbare Hindernisse für die Wanderung der aquatische Fauna dar. Die Wasserkraftanlagen sind in Privatbesitz, die genutzte Abflussmenge liegt unter 2000 l/s.

4.3 Identifikation von Wasserkörpern

Die Seefelder Aach wurde nicht in unterschiedliche Wasserkörper aufgeteilt. Das Einzugsgebiet wurde gemäß WRRL Anhang II, 1.2 System A (Tabelle 4.3.1) beschrieben. Es ist Teil der Ökoregion Nr. 4 „Alpen" (WRRL Anhang XI), die Höhenlage ist mit „mittelhoch" charakterisierbar. Die Größe ist als „mittelgroß" einzustufen. Die vorhandene Geologie wird als „kalkhaltig", zusammengesetzt aus glazialen und glaziofluvialen Sedimenten, klassifiziert. Eine vergleichbare Einstufung würde sich auch aus dem gewässertypbezogenen System B ergeben. Dieses lag für das Bundesgebiet zur Bearbeitungszeit noch nicht abschließend vor.

Tabelle 4.1: Beschreibung des Wasserkörpers der Seefelder Aach entsprechend dem System A, WRRL, Anhang II, 1.2 „Ökoregionen und Arten von Oberflächenwasserkörpertypen"

Deskriptoren	Beschreibung
Ökoregion	Alpen (Anhang XI WRRL)
Höhe	mittelhoch
Größe	mittel
Geologie	kalkhaltig

Als wesentliche Belastungen im Einzugsgebiet der Seefelder Aach wurden die Wasserkraftnutzung und die Landwirtschaft identifiziert. Die damit zusammenhängenden physikalischen Veränderungen, wie Urbanisierung, beeinflussen den gesamten Wasserkörper in gleicher Weise. Daher ist eine Unterteilung in kleinere Wasserkörper in dieser Phase des Ausweisungsprozesses nicht sinnvoll.

Teil II

5 Physikalische Veränderungen

5.1 Belastungen und Nutzungen

Die Struktur der Seefelder Aach wurde schon im Mittelalter in größerem Umfang zur Nutzung des Flusses, der Uferbereiche und der Talauen verändert. Zu nennen sind die Errichtung von Mühlen mit Dämmen und Ausleitungskanälen. Gewässerabschnitte mit hohem Energiegefälle wurden für die Erzeugung von Wasserkraft genutzt. Zu Beginn der 1920-er Jahre waren ca. 80 Anlagen in Betrieb: 36 Getreidemühlen, 20 Sägewerke, 5 Wasserkraftanlagen, 3 Öhlmühlen, 4 Mühlen zur Bewässerung landwirtschaftlicher Flächen, 11 Mühlen für den gewerblichen Betrieb. Derzeit werden zwölf Wasserkraftanlagen an der Seefelder Aach betrieben, sie befinden sich alle in privatem Besitz. Die genutzte Abflussmenge liegt zwischen 150 l/s und 2000 l/s.

Die Landwirtschaft ist ein weiterer bedeutender ökonomischer Faktor im Einzugsgebiet. In der Mitte des 19. Jahrhunderts waren viele Flussabschnitte begradigt und die Gewässersohle wurde abgesenkt, um eine Drainage der Flussaue zu gewährleisten und auf diese Weise landwirtschaftliche Nutzflächen zu sichern bzw. zu gewinnen.

Derzeit werden ca. 60% der Fläche des Einzugsgebietes landwirtschaftlich genutzt, hiervon werden 36% der Fläche ackerbaulich bestellt, insbesondere mit Getreide, Mais und Raps. Charakteristisch für die Gegend sind Obst- und Weinanbau. Gras- und Weideland umfassen ca. 24% der Fläche. Große Teile der landwirtschaftlichen Nutzfläche befinden sich gewässernah in den Talauen.

Weitere Einflüsse, die das Gewässer beeinträchtigen sind:

Hochwasserschutz – Aufgrund der geografischen Lage und der geologischen Gegebenheiten entstanden immer wieder Überschwemmungen der anliegenden landwirtschaftlichen Nutzflächen und Siedlungsgebiete. 1970 wurde deshalb ein Hochwasserrückhaltebecken mit 1 Mio. m³ Volumen und einem Drosselabfluss von 5.0 m³/s an der Salemer Aach geschaffen, um die unterhalb liegenden Ländereien und Siedlungsgebiete zu schützen.

Zwischen Mühlhofen und Wehhausen wurde die Seefelder Aach baulich so verändert, dass ein HQ_{100} in diesem Gebiet schadlos abgeführt werden kann.

Industrie – Bezüglich weiterer ökonomischer Einflussfaktoren im Bereich des Bodensees zeigt die Beschäftigungsstruktur die Bedeutung der Industrie, wie z. B. mechanische und elektrische Gewerbe, Feinmechanik und Optik (ca. 45% der Beschäftigten). Im Bereich Handel und Dienstleistung sind ca. 30% der Beschäftigten tätig. In der Land- und Forstwirtschaft arbeitet ca. 1 % der Beschäftigten.

Die Einflüsse von Erholung, Tourismus und Fischerei sind lokal begrenzt.

Wie in Tabelle 5.1 dargestellt, erfolgen die maßgebenden Belastungen der Seefelder Aach durch die Wasserkraftnutzung und die Landwirtschaft. Sie wurden in den Bewertungsschritten (Tabelle 5.2) anhand der Kriterien, die in der LAWA Arbeitsgruppe „Signifikante Belastungen" erarbeitet wurden, als signifikante Belastungen der Seefelder Aach identifiziert (Tabelle 5.3).

Tabelle 5.1: Relevante Nutzungen an der Seefelder Aach

Belastungen & Nutzungen	Seefelder Aach
Schifffahrt	
Hochwasserschutz	
Wasserkraftnutzung	
Land-/Forstwirtschaft	
Wasserversorgung	
Besiedlung	

	signifikant
	nicht signifikant

Tabelle 5.2: Kriterien für die Identifikation von signifikanten Belastungen der Oberflächengewässer (LAWA 2001, modifiziert und ergänzt)

Nutzungsbedingte Belastungen/ Nutzungen	signifikant	nicht signifikant
Schifffahrt	1. > 10 % rückstaubeeinflusste Gewässerlänge bei MNQ 2. Fahrgastschifffahrt, Güterverkehr, Ausbau zur Schifffahrtsstrasse 3. nicht passierbare künstliche Querbauwerke mit Fallhöhe > 30 cm 4. Anteil Strecken m. Abflussbeschleunigung durch Erfassen aller Gewässerstrecken, deren - Verhältnis von Profiltiefe zu Profilbreite ≥ 1:4, - Ufer (bei einem oder beiden) ≥ 10 % der Streckenlängen Uferverbau aufweisen und - Lauf zu ≥ 70 % gestreckt oder geradlinig ist	1. ≤ 10 % rückstaubeeinflusste Gewässerlänge bei MNQ 2. Freizeitnutzung, Ruder- und Kanuvereine, Motorbootvereine 3. künstliche Querbauwerke mit Fallhöhe ≤ 30 cm bzw. passierbare künstliche Querbauwerke mit Fallhöhe > 30 cm 4. Anteil Strecken m. Abflussbeschleunigung durch Erfassen aller Gewässerstrecken, deren - Verhältnis von Profiltiefe zu Profilbreite < 1:4; - Ufer (bei einem oder beiden) < 10 % der Streckenlängen Uferverbau aufweisen und - Lauf zu < 70 % gestreckt oder geradlinig ist
Hochwasserschutz	1. HW-Schutzbauwerke (Dämme, Deiche) befinden sich innerhalb eines Streifens von bis zu 100 m innerhalb des potenziellen Überschwemmungsraumes entlang des Gewässers und grenzen unmittelbar an das Gewässer an oder befinden sich innerhalb eines Streifens von 40 % des angrenzenden potenziell überschwemmbaren Gewässervorlandes und - > 50 % der freifließenden Fließlänge Deichverbau	1. HW-Schutzbauwerke (Dämme, Deiche) befinden sich innerhalb eines Streifens von bis zu 100 m innerhalb des potenziellen Überschwemmungsraumes entlang des Gewässers, der min. außerhalb von 40 % des angrenzenden potenziell überschwemmbaren Gewässervorlandes liegt und - ≤ 50 % der freifließenden Fließlänge Deichverbau

Tabelle 5.2: Kriterien für die Ermittlung signifikanter Belastungen auf Oberflächengewässer (Fortsetzung I)

(LAWA 2001, modifiziert und ergänzt)

Nutzungsbedingte Belastungen / Nutzungen	signifikant	nicht signifikant
Wasserkraftnutzung	1. > 10 % rückstaubeeinflusste Gewässerlänge bei MNQ 2. nicht passierbare künstliche Querbauwerke mit Fallhöhe > 30 cm 3. Anteil Strecken m. Abflussbeschleunigung durch Erfassen aller Gewässerstrecken, deren - Verhältnis von Profiltiefe zu Profilbreite ≥ 1:4, - Ufer (bei einem oder beiden) ≥10 % der Streckenlängen Uferverbau aufweisen **und** - Lauf zu ≥ 70 % gestreckt oder geradlinig ist 4. Schwallbetrieb	1. ≤ 10 % rückstaubeeinflusste Gewässerlänge bei MNQ 2. künstliche Querbauwerke mit Fallhöhe ≤ 30 cm bzw. passierbare künstliche Querbauwerke mit Fallhöhe > 30 cm 3. Anteil Strecken m. Abflussbeschleunigung durch Erfassen aller Gewässerstrecken, deren - Verhältnis von Profiltiefe zu Profilbreite < 1:4; - Ufer (bei einem oder beiden) < 10 % der Streckenlängen Uferverbau aufweisen **und** - Lauf zu < 70 % gestreckt oder geradlinig ist 4. homogener Betrieb
Land-/Forstwirtschaft	1. angrenzende Ackerfläche und Grünlandfläche > 50 % der Fliessstrecke 2. nicht passierbare künstliche Querbauwerke mit Fallhöhe > 30 cm 3. > 50 % der gesamten Gewässerlänge in der freien Landschaft sind im Gewässerumfeld beeinträchtigt	1. angrenzende Ackerfläche und Grünlandfläche ≤ 50 % der Fliessstrecke 2. künstliche Querbauwerke mit Fallhöhe ≤ 30 cm bzw. passierbare künstliche Querbauwerke mit Fallhöhe > 30 cm 3. ≤ 50 % der gesamten Gewässerlänge in der freien Landschaft sind im Gewässerumfeld ackerbaulich beeinträchtigt

Tabelle 5.2: Kriterien zur Ermittlung von signifikanten Belastungen auf Oberflächengewässer (Fortsetzung II)

(LAWA 2001, modifiziert und ergänzt)

Nutzungsbedingte Belastungen / Nutzungen	signifikant	nicht signifikant
Wasserversorgung	1. Entnahme > 10 % von MNQ 2. Abflussschwankung >/= 10 % von MQ 3. Keine Mindestwasserführung (nach jeweiligen Länderregelungen) im Gewässer 4. ohne Rückführung > 0,1 MNQ pro Einzelanlage und > 0,5 MNQ insgesamt 5. mit Rückführung > 0,3 MNQ pro Einzelanlage	1. Entnahme ≤ 10 % von MNQ 2. Abflussschwankung < 10 % von MQ 3. Mindestwasserführung (nach jeweiligen Länderregelungen) im Gewässer 4. ohne Rückführung ≤ 0,1 MNQ pro Einzelanlage und ≤ 0,5 MNQ insgesamt 5. mit Rückführung ≤ 0,3 MNQ pro Einzelanlage
Besiedelung	1. > 50 % der gesamten Gewässerlänge urban geprägte Fliesstrecke mit hartem Uferverbau	1. ≤ 50 % der gesamten Gewässerlänge angrenzende urban geprägte Flächen mit hartem Uferverbau

Tabelle 5.3 Spezifikation der relevanten Nutzungen in der Fallstudie „Seefelder Aach“

Belastungen & Nutzungen	Seefelder Aach
Schifffahrt	Nutzung in geringem Ausmaß: vorwiegend Erholung und Freizeit
Hochwasserschutz	Nach Parameter „Längsprofil“ (Gewässerstrukturgütekartierung): Oberlauf: stark verändert; Aach-Linz bis Frickingen: gut bis mäßig; Frickingen bis zur Mündung: schlecht
Wasserkraftnutzung	17 Wehre mit einer Höhe ≥30 cm
Land- /Forstwirtschaft	Ca. 75 % der Flächen entlang des Gewässers werden landwirtschaftlich genutzt
Wasserversorgung	An der Seefelder Aach gibt es keine signifikanten Wasserentnahmen
Urbanisierung	Siedlungsstruktur: Siedlungsgebiete ca. 12% des Einzugsgebietes

5.2 Physikalische Veränderungen

Die Bewertung der morphologischen Strukturen der Seefelder Aach zeigt die physikalischen Veränderungen, die durch Wasserkraftnutzung und Landwirtschaft hervorgerufen werden. Die morphologischen Strukturen wurden nach standardisierten Vorgaben der Gewässerstrukturgütekartierung in der Bundesrepublik Deutschland (2000) beurteilt.

Die Bewertung der Gesamtnote der Struktur zeigt Defizite im Bereich der Gewässermorphologie. Die Gesamtnote der Struktur der Seefelder Aach von der Quelle bis zur Mündung zeigt Abb. 5.1.

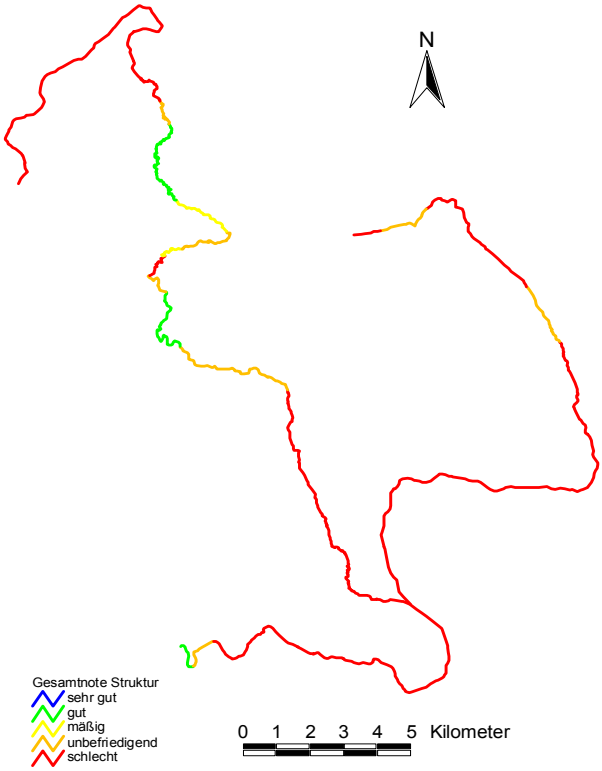


Abb. 5.1: Gesamtnote für die Strukturgüte der Seefelder Aach

Mit Ausnahme des Bereiches zwischen Aach-Linz und Frickingen im Oberlauf der Salemer Aach, wird die morphologische Struktur mit „unbefriedigend“ bis „schlecht“ bewertet.

Insgesamt durchläuft das Gewässer auf 71 Kilometer Länge die offene Landschaft, davon befinden sich ca. 70 % in einem „schlechten Zustand“ (Abb. 5.2).

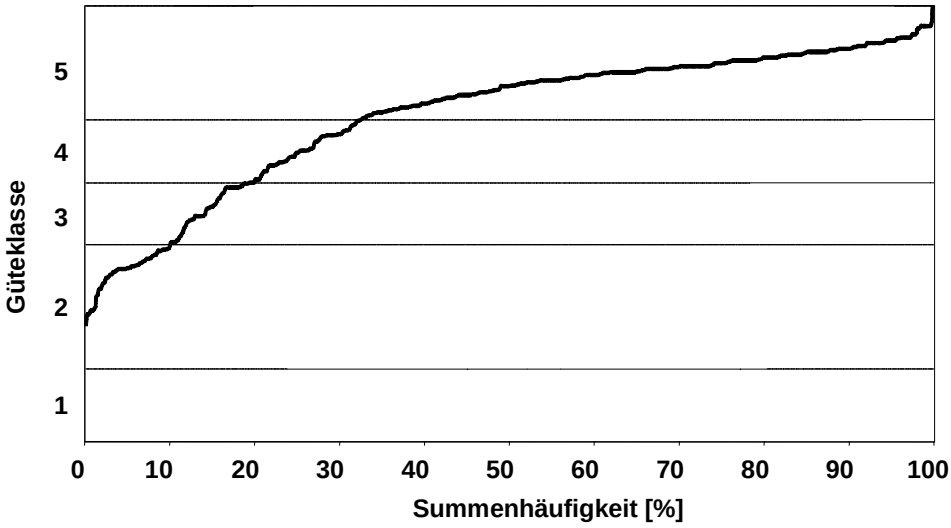


Abb. 5.2: Morphologische Struktur (in der offenen Landschaft)

In Abb. 5.3 sind die Auswirkungen der oben genannten Belastungen am Hauptparameter „Längsprofil“ zu erkennen. Der größte Teil des Gewässers befindet sich in einem „unbefriedigenden“ bis „schlechten Zustand“.

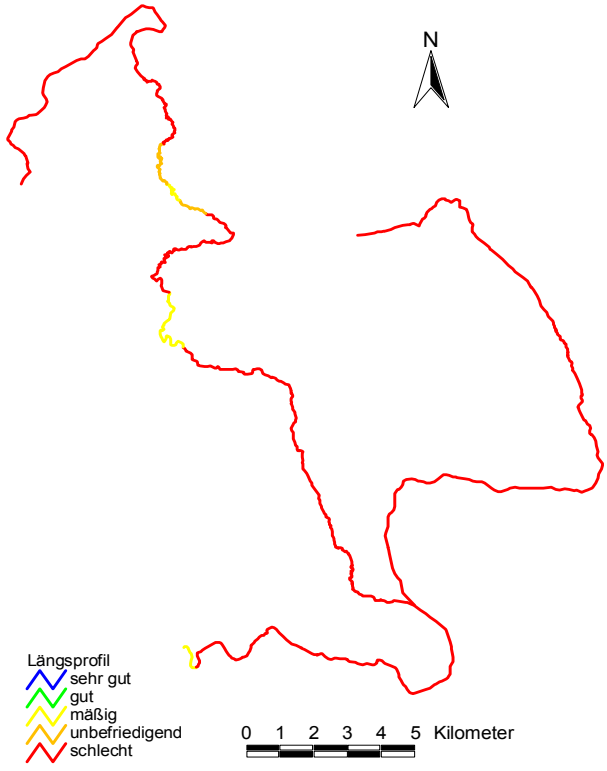


Abb. 5.3: Bewertung des Hauptparameters Längsprofil

Die Durchgängigkeit des Gewässers wird durch zwölf Wasserkraftanlagen sowie zusätzlich durch fünf weitere Wehranlagen verhindert. Aufgrund ihrer vorhandenen Höhe bilden sie unüberwindbare Hindernisse für die Wanderung der aquatischen Fauna.

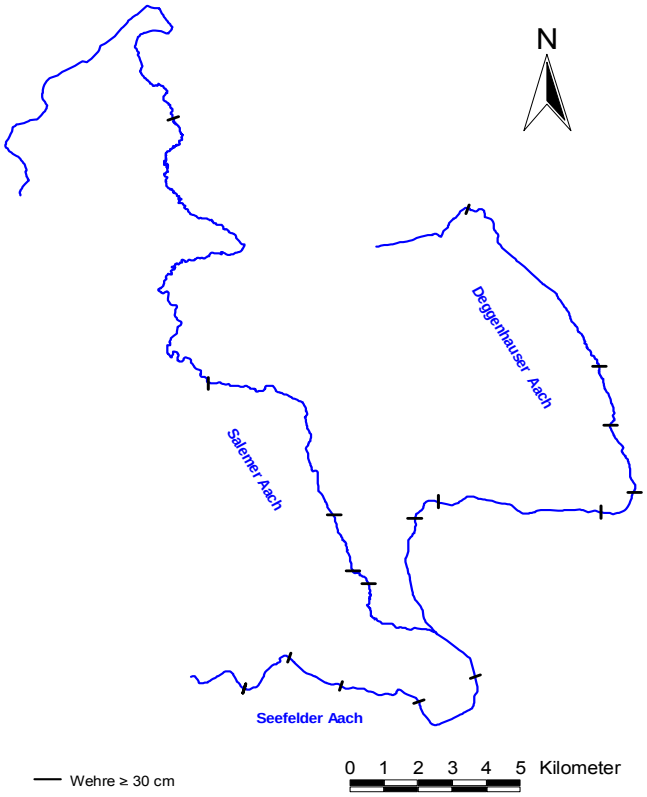


Abb. 5.4: Wehre mit einer Höhe ≥ 30 cm im Einzugsgebiet der Seefelder Aach

Die Wehre unterbrechen die lineare Durchgängigkeit des Gewässersystems, in deren Folge der Transport von Sedimenten und die Wanderbewegungen aquatischer Organismen verhindert werden.
Abb. 5.5 und Abb. 5.6 zeigt deutlich den großen Anteil der landwirtschaftlich genutzten Fläche im Einzugsgebiet. Bedeutsam ist vor allem die Nutzung in den Talauen in Gewässernähe.

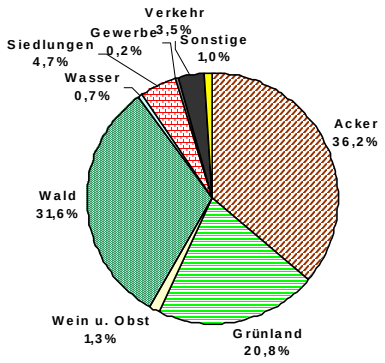


Abb. 5.5: Landnutzung im Einzugsgebiet

Entlang der gesamten Fliesslänge werden ca. 75 % der Flussaue landwirtschaftlich genutzt. Teilweise erstreckt sich die bewirtschaftete Fläche bis an das Flussufer.

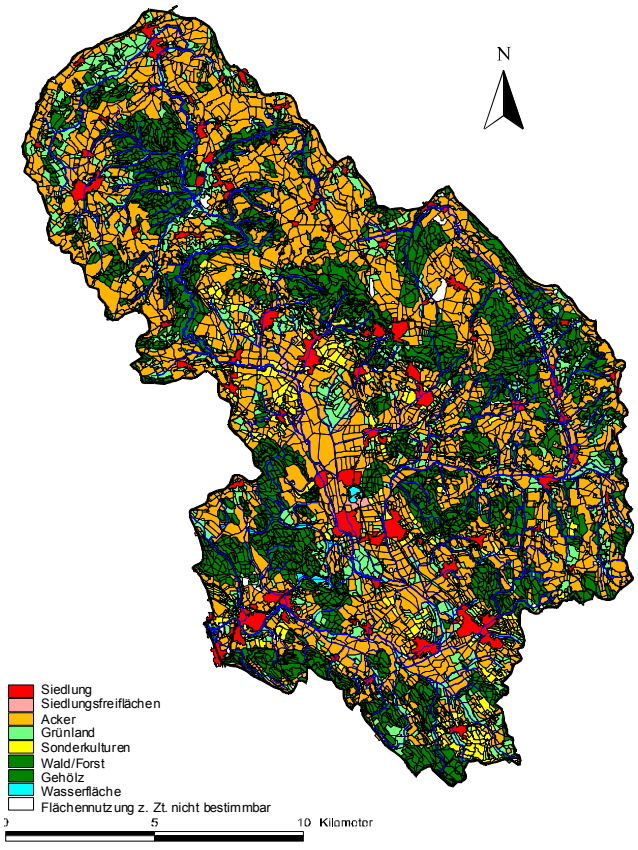


Abb. 5.6: Verteilung der Landnutzung im Einzugsgebiet

5.3 Veränderungen der hydromophologischen Merkmale des Wasserkörpers und Bewertung der Auswirkungen

Verschiedene hydromorphologische Veränderungen resultieren aus den physikalischen Veränderungen, die durch Wasserkraftnutzung und Landwirtschaft hervorgerufen werden.

Wasserkraftnutzung und Landwirtschaft

- Hindernisse bei der Wanderung von Fischen und aquatischen Invertebraten
- verminderter Transport von Sedimenten und Geschiebe
- Begrenzte Variabilität des Sohlsubstrats
- Abgesenkte Gewässersohle unterhalb der Wehre
- Verminderung des Abflusses im natürlichen Gewässerbett
- Geringer Austausch zwischen Gewässerbett und Uferzone
- Seltene Überschwemmung der Auenbereiche

5.4 Diskussion und Schlussfolgerung

Von besonderer Wichtigkeit bei der Bewertung der relevanten Nutzungen sind geeignete Kriterien für die Risikobewertung der anthropogenen Einflüsse. Diese so genannten „Signifikanzkriterien“ wurden im Rahmen des LAWA-Ausschusses „Oberirdische Gewässer und Küstengewässer“ sowie in einem vom Umweltbundesamt geförderten Forschungsvorhaben „Signifikante Belastung von Oberflächengewässern“ in Anlehnung an die WRRL, Anhang II, erarbeitet. Die momentan im Entwurf vorliegenden Signifikanzkriterien wurden in mehreren Versionen in der Fallstudie „Seefelder Aach“ angewendet.

Die physikalischen Veränderungen, die durch Wasserkraftnutzung und Landwirtschaft hervorgerufen werden, haben die ursprünglich mäandrierende Seefelder Aach in ein Fliessgewässer mit gestrecktem Verlauf und eingetiefter Sohle verändert. Die Durchgängigkeit des Gewässersystems und die Vernetzung zwischen Gewässer und Aue sind weitgehend verloren gegangen.

Einige Wehre werden entgegen ihrem ursprünglichen Verwendungszweck genutzt, wie z.B. für die Bewässerung landwirtschaftlicher Flächen. Somit ist eine Bewertung ihrer derzeitigen Notwendigkeit einschließlich alternativer Optionen für die Bewässerung schwierig.

6 Ökologischer Zustand

6.1 Biologische Qualitätskomponenten

Der Eingriff der Wasserkraftnutzung auf die aquatische Fauna kann anhand der Fischfauna und der Makroinvertebraten beschrieben werden.

Die Erhebung des Makrozoobenthos wurde 1994 und 1996 vom Landesamt für Umweltschutz Baden-Württemberg durchgeführt. Abb. 6.1 zeigt die Lage der Probestellen in der Salemer, Seefelder and Deggenhauser Aach. Zusätzlich wurde 1990 eine Bestandserfassung der Fischpopulation in drei Gewässerabschnitten vorgenommen.

Abb. 6.1: Lage der Probestellen

Der Rheo-Index charakterisiert die Populationszusammensetzung des Makrozoobenthos hinsichtlich der hydraulischen Verhältnisse. In der Seefelder Aach liegt der Rheo Index zwischen 0,74 und 1,00. Er liegt damit in einem Bereich, der Fließgewässerlebensgemeinschaften kennzeichnet. Ein signifikanter, biologisch wirksamer Einfluss der Wehre auf die Wirbellosenzönose ist demnach nicht nachzuweisen.

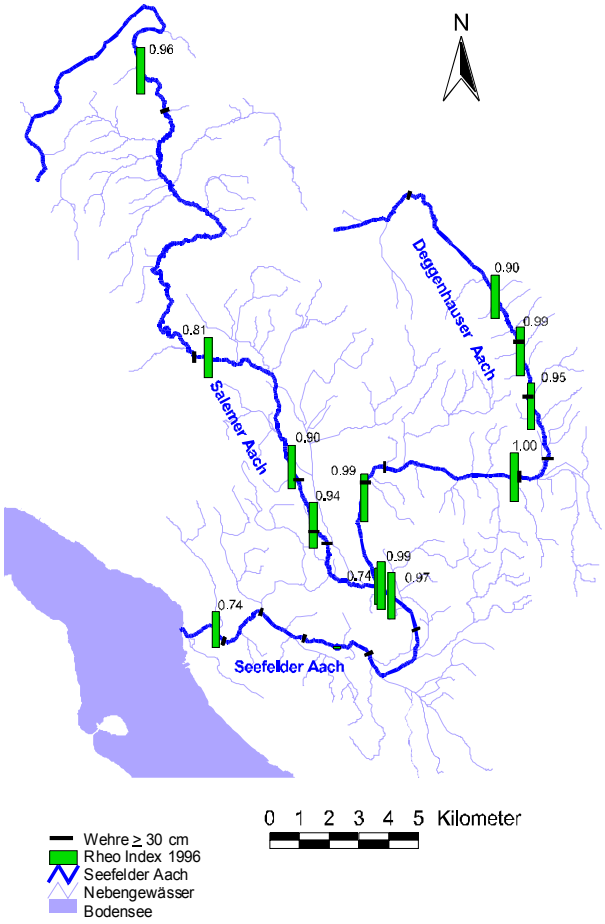


Abb. 6.2: Rheo-Index im Verlauf der Seefelder Aach (Stand: 1996)

Abb. 6.3 zeigt die Artenzusammensetzung des Makrozoobenthos an den Probestellen differenziert nach ihrer Zugehörigkeit zu unterschiedlichen Fließgewässerregionen. Dargestellt sind die Anteile der Lebensgemeinschaften, die typischerweise dem Quellbereich, dem Rhitral (Bachabschnitte) und dem Potamal (Flussabschnitte) zuzuordnen sind. Mit Ausnahme einer Probestelle an der Salemer Aach ist das Makrozoobenthos durch rhitraltypische Arten dominiert und weist nur eine geringe Differenzierung in der Regionenspezifizierung auf. Dabei ist festzustellen, dass in der Seefelder Aach die Artendiversität insgesamt auffällig gering ist.

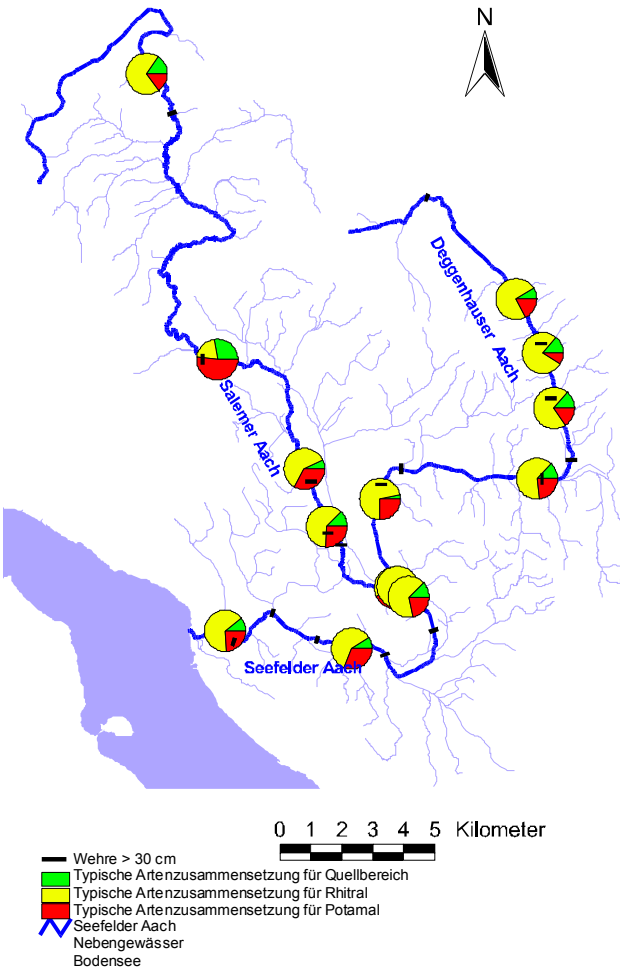


Abb. 6.3: Zusammensetzung des Makrozoobenthos hinsichtlich der Artenzugehörigkeit zu ökologischen Zonen der Fließgewässer

Der Saprobienindex schwankt zwischen 1,77 an der Deggenhauser Aach und 2,15 an der Salemer Aach. An allen Probestellen repräsentiert der Saprobienindex einen Zustand mäßiger organischer Belastungen. Ein signifikanter sekundärer Einfluss der vorhandenen Wehre oder der landwirtschaftlichen Nutzung im Einzugsgebiet auf die biologisch wirksame organische Belastung ist nicht zu erkennen.

Abb. 6.4: Saprobienindex 1996

In Tabelle 6.1 sind die Fischpopulationen in den drei Gewässerabschnitten dargestellt. Die ungleiche Verteilung an den Probestellen zeigt deutlich die biologischen Auswirkungen der vorhandenen Wehre. Sie verhindern offensichtlich die Wanderung der Fischfauna signifikant, da aufgrund der abiotischen Bedingungen eine deutlich gleichmäßigere Verteilung zu erwarten wäre. Dies gilt insbesondere für die Leitfischart Äsche (Thymallus thymallus) und Seeforelle (Salmo trutta lacustris).

Tabelle 6.1: Fischpopulation in drei Teileinzugsgebieten der Seefelder Aach

	Salemer Aach	Deggenhauser Aach	Seefelder Aach
Salmonidae			
Oncorhynchus mykiss	■	■	■
Salmo trutta f.	■	■	■
Salmo trutta l.			
Salvelinus fontinalis	■	■	
Thymallidae			
Thymallus thymallus	■		■
Esocidae			
Esox lucius			■
Cyprinidae			
Abramis brama			■
Cyprinus carpio			■
Gobio gobio		■	
Leuciscus cephalus	■		■
Leuciscus leuciscus			■
Leuciscus souffia agassizi			■
Phoxinus phoxinus	■	■	
Tinca tinca			■
Anguillidae			
Anguilla anguilla			■
Percidae			
Stizostedion lucioperca			■
Cottidae			
Cottus gobio	■	■	
Cobitidae			
Neomacheilus barbatulus	■		

■ vorhanden

Für die direkte Beurteilung der Belastungen aus der landwirtschaftlichen Nutzung auf den ökologischen Zustand kommen an der Seefelder Aach wegen fehlender Daten

keine der in Anhang V der WRRL aufgeführten biologischen Indikatoren (benthische Algen, Makrophyten) in Frage.

Für die Seefelder Aach liegen aus dem Jahr 1988 kontinuierliche Messungen zur Sauerstoffkonzentration vor. Das vom Institut für Seenforschung (ISF) in Langenargen durchgeführte Messprogramm an der Gütemessstelle Uhldingen-Mühlhofen ergab Tag-/Nachtschwankungen von bis zu 5 mg O2/l. Nach Mauch (1998) ist dies ein Indiz für einen eutrophen bis polytrophen Zustand, der als „ökologisch kritische Belastung" anzusehen ist. Die Bewertung der Messungen zum Sauerstoffhaushalt weicht demnach deutlich von der Bewertung der Stichprobenwerte für die Nährstoffbelastung ab. Die Seefelder Aach weist demnach trotz der niedrigen Phosphorgehalte deutliche Eutrophierungserscheinungen auf bzw. es besteht eine deutliche Diskrepanz zwischen der physikalisch-chemischen Güteklassifikation und der tatsächlichen Trophie des Gewässers.

6.2 Physikalisch-chemische Komponenten

Die durch die Wasserkraftnutzung und Landwirtschaft verursachten physikalischen Veränderungen haben Auswirkungen auf die physikalisch-chemischen Qualitätskomponenten des Gewässers.

In den Jahren 1997 und 1998 wurden vom Institut für Seenforschung in Langenargen Wasserproben am Pegel Uhldingen, 2,8 Kilometer vor der Mündung in den Bodensee, entnommen und analysiert. Demnach gelangten 1998 10,5 t Gesamt-Phosphor und 349 t Gesamt-Stickstoff über die Seefelder Aach in den Bodensee. 1997 ermittelte das Institut für Seenforschung eine Phosphorfracht von 7,6 t/a und eine Stickstofffracht von 335 t/a. Somit erhöhte sich die Phosphorfracht von 1997 bis 1998 um 30%; der Anstieg der Stickstofffracht mit 4% ist vergleichsweise gering. Der Unterschied der Phosphorfrachten liegt in der unterschiedlichen Höhe der partikulären Fracht während der betrachteten Jahre begründet.

Tabelle 6.2: Frachten am Pegel Uhldingen 1997 und 1998

Fracht [t/a]	**1997**		**1998**	
	P_{ges}	**N_{ges}**	**P_{ges}**	**N_{ges}**
Pegel (Filtrat)	2,7 [1)]	311 [1)]	2,7	310,8
Pegel (Sediment)	4,8 [1)]	24 [1)]	7,7 [2)]	37,6 [2)]
Summe	***7,6***	***335***	***10,4***	***348,4***

1) Immissionsschätzung des ISF im Rahmen der IGKB für das hydrologische Jahr 1997
2) Immissionsschätzung des ISF im Rahmen der IGKB für das hydrologische Jahr 1998

Unterschiedliche hydrologische Gegebenheiten während der betrachteten Jahre können die Varianz der Phosphorfrachten erklären. Der Eintrag von partikulärem Phosphor erfolgt über Erosion und Oberflächenabfluss. Aufgrund der hydrologischen Bedingungen 1998 wurde mehr Sediment mit partikulärem Phosphor in das Gewässer

eingetragen als 1997. Der Eintrag der Stickstoff-Fracht in das Gewässer ist abhängig von der Menge und der Beschaffenheit des infiltrierten Grundwassers.

Die Einschätzung der Verschmutzung durch Punktquellen erfolgt durch die Aufstellung einer Nährstoffbilanz für das Jahr 1998. Hierfür wird die jeweils aus Punktquellen eingetragene mittlere Stofffracht ermittelt (Emissionen) und der berechneten mittleren Fracht am Gebietsauslass gegenübergestellt (Immissionen am Pegel Uhldingen-Mühlhofen). Die Betrachtung unterschiedlicher Eintragspfade erlaubt eine Bestimmung der jeweiligen Verursacheranteile.

Die in Abb. 6.5 dargestellten Einträge aus diffusen Quellen ergeben sich durch die Differenz zwischen der Gewässerfracht und der ermittelten Fracht aus Punktquellen. Anteilig ist der natürliche Hintergrundwert aufgetragen, der sich ohne menschlichen Einfluss durch Stoffausträge unter Wald ergeben würde.

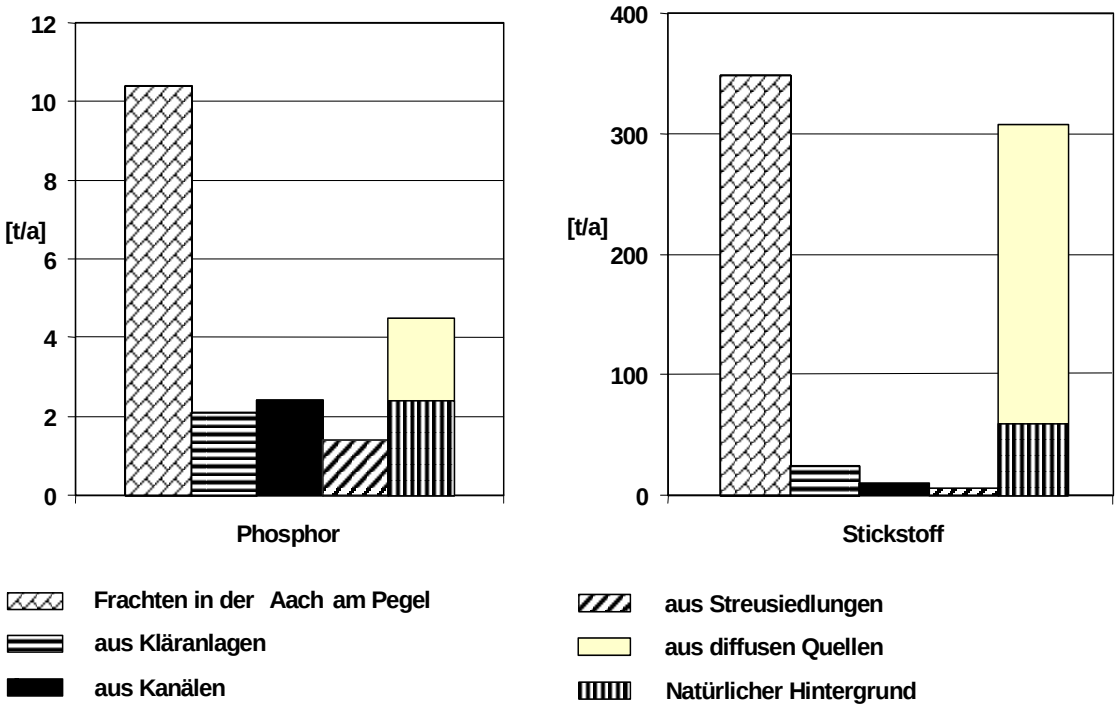


Abb. 6.5: Nährstoff-Jahresfrachten am Gebietsauslass der Seefelder Aach 1998 (Bilanz am Pegel Uhldingen-Mühlhofen, A_{Eo}=272 km²)

Abb. 6.5 zeigt die Belastungssituation der Seefelder Aach an Phosphor und Stickstoff im Bilanzjahr 1998. Danach wurden für den Gebietsauslass Jahresfrachten von rd. 348 Tonnen Stickstoff und rd. 10,4 Tonnen Phosphor ermittelt. Der Anteil der berechneten punktuellen Einträge aus der Siedlungsentwässerung beträgt bei Phosphor rd. 60% (rd. 6,4 t/a). Bei Stickstoff können lediglich rd. 12% der festgestellten Gewässerfracht durch punktuelle Einträge aus der Siedlungsentwässerung erklärt werden (rd. 42 t/a). Somit sind die Stickstofffrachten aus diffusen Quellen mit nahezu 90% der Gewässerfracht vergleichsweise bedeutend. Gemäß Umweltbundesamt (UBA 1998) verteilen sich die Stickstoff-Einträge bezogen auf die gesamte Bundesrepublik zu 60% auf diffuse Quellen und zu 40% auf punktförmige Quellen. Von diesen „mittleren“ Verhältnissen weicht das Einzugsgebiet der Seefelder Aach mit überproportional hohen diffusen

Stickstoffeinträgen deutlich ab.

Die Einträge an Phosphor in Fließgewässer sind nach UBA (1998) ungefähr im Verhältnis 1:1 verteilt. Danach liegen die für das Einzugsgebiet der Aach ermittelten Frachtanteile aus Punktquellen mit ca. 60% über dem Bundesdurchschnitt. Davon sind rd. 22% (1,4 t/a) auf Einträge aus Streusiedlungen zurückzuführen. Berücksichtigt sind 1.661 Einwohner, die ihr Abwasser über die Abläufe von Mehrkammerausfaulgruben in die Aach leiten.

Der Frachtanteil aus Kanälen liegt etwa in der gleichen Höhe wie der aus Kläranlagen (rd. 39% der punktuellen Einträge und rd. 24% der Gewässerfracht). Dies ist durch Einträge aus dem Entwässerungssystem Uhldingen zu begründen, die nur teilweise in der Bilanz Berücksichtigung finden. So leitet die Kläranlage mit ca. 37.000 angeschlossenen Einwohnerwerten das gereinigte Abwasser direkt in den Bodensee und bleibt damit in der Flussgebietsbilanz unberücksichtigt. Einträge aus Entlastungsanlagen der Kanalisation werden dagegen erfasst, soweit sie oberhalb des Referenzpegels Uhldingen rd. 2,8 km vor der Mündung liegen.

Der Anschlussgrad der Wohnbevölkerung an die Kläranlagen im Einzugsgebiet liegt mit 93% unter dem Landesdurchschnitt. Der Ausbaugrad der Mischwasserbehandlung variiert zwischen 36% und 100%. Industrielle Direkteinleiter sind nicht vorhanden. Die Mindestanforderungen der Abwasserverordnung (AbwV 1997) werden im Untersuchungsjahr 1998 von allen Kläranlagen eingehalten und aufgrund der erhöhten Anforderungen zum Schutz des Bodensees sogar deutlich unterschritten.

Aufgrund der vergleichsweise hohen Reinigungsleistungen steht der Eintrag von Nährstoffen aus Kläranlagen in die Seefelder Aach daher nicht mehr im Vordergrund. Vielmehr stellen die Entlastungen aus der Kanalisation ein vergleichsweise größeres Problem in Bezug auf Nährstoffbelastung, hohe Keimzahlen und hydraulische Belastungen dar.

6.3 Erfassung des derzeitigen Zustandes

Die Eigenschaften der Aach an der Gütemessstation Uhldingen-Mühlhofen sind in Tabelle 6.4 dargestellt. Anhand von physikalischen und chemischen Parametern erfolgt eine Beschreibung und Bewertung der Wasserbeschaffenheit im Ist-Zustand. Datengrundlage bilden die Konzentrationsmesswerte der LfU aus dem Jahr 1998.

Die Bewertung der Konzentrationswerte basiert auf dem Vorschlag zur chemischen Güteklassifizierung der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA 1998). Danach werden das 90-Perzentil (Nährstoffe und Salze) bzw. das 10-Perzentil (Sauerstoff) in sieben Güteklassen eingeteilt. Da die WRRL (Anhang V 1.4.2) demgegenüber eine fünfstufige Bewertungsskala vorgibt, wird ein Verfahren zur Übertragung der sieben Güteklassen nach LAWA in fünf Gütestufen gemäß WRRL angewandt (Tabelle 6.3). Dieses Verfahren dient einer vorläufigen Einschätzung, solange die Anforderungen in Anhang V zur Einstufung des ökologischen Zustands lediglich normativ ausgeführt sind (Anhang V 1.2.1 der WRRL).

Tabelle 6.3: Transformation der Güteklassen nach LAWA in die Zustandsklassen gemäß der WRRL

Gewässergüteklassen nach LAWA 1998	Zustand im Sinne der EG-WRRL
I (anthropogen unbelastet)	1 (sehr gut)
I-II (sehr geringe Belastung)	
II (mäßige Belastung)	2 (gut)
II-III (deutliche Belastung)	3 (mäßig)
III (erhöhte Belastung)	4 (unbefriedigend)
III-IV (hohe Belastung)	5 (schlecht)
IV (sehr hohe Belastung)	

Tabelle 6.4 zeigt für die Parameter Phosphor, Chlorid, Sulfat und Sauerstoff eine Bewertung mit der Gütestufe 2 oder besser. Das entspricht gemäß Tabelle 6.3 einem „guten“ bzw. „sehr guten Zustand“. Die Stickstoffgehalte in der Seefelder Aach dagegen sind mit „mäßig“ zu beurteilen.

Tabelle 6.4: Einschätzung der physikalisch-chemische Qualitätskomponenten am Pegel Uhldingen

Parameter	Einheit	Statistik	Ergebnis	Zustand im Sinne der WRRL
Gesamtphosphor	[mg/l]	90-Percentil	0.049	1
Gesamtstickstoff	[mg/l]	90-Percentil	4.47	3
Sulfat	[mg/l]	90-Percentil	36	1
Chlorid	[mg/l]	90-Percentil	25	1
Sauerstoff	[mg/l]	10-Percentil	8.6	1

Abb. 6.6 zeigt Ergebnisse der Untersuchungen in der Seefelder Aach, die auf die Bestimmung des Saprobienindex ausgerichtet waren. Abschnittsweise treten sehr geringe Taxazahlen auf.

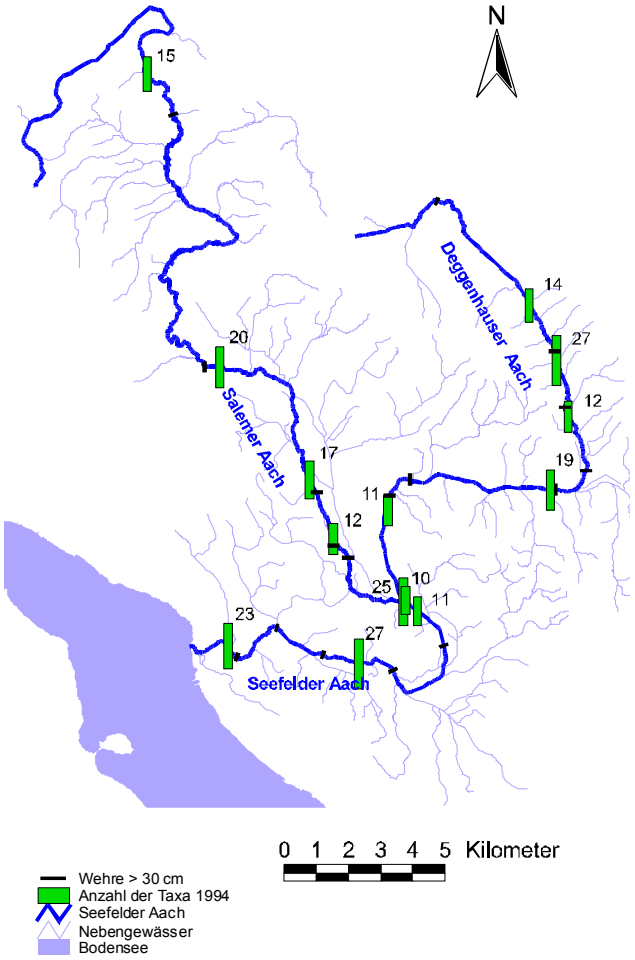


Abb. 6.6: Anzahl der Makroinvertebraten-Taxa in der Seefelder Aach (Stand 1994)

6.4 Diskussion und Schlussfolgerung

Hinsichtlich der Risikoeinschätzung als „stark verändertes Gewässer“ sind vorrangig die ökologischen Auswirkungen der hydromorphologischen Veränderungen zu beurteilen.

Die gegenwärtig sehr ungleiche Verteilung der Fischpopulationen kann als signifikanter Einfluss der Wasserkraftnutzung und als ursächlich durch die nicht passierbaren Wehre hervorgerufen gewertet werden. Dies ist besonders deutlich anhand von aus dem Bodensee natürlicherweise aufwandernder Arten und besonders gravierend für die Seeforelle, die auf Gewässer wie der Seefelder Aach als Laichgebiet angewiesen ist. Diese Aussage gilt aber auch für die Äsche als Leitfischart. Die Aussagen zum ökologischen Zustand hinsichtlich der Fischfauna dürften sich zukünftig bei einer entsprechend verfeinerten Datenlage noch deutlicher zeigen und sich in einer ökologischen Bewertung entsprechend niederschlagen.

Die Bewertung der Makroinvertebraten lässt anhand der vorhandenen Daten keinen signifikanten Einfluss der Wasserkraftnutzung erkennen. Allerdings weisen die auf die

Bestimmung des Saprobienindex ausgerichteten Untersuchungen der Seefelder Aach abschnittsweise sehr geringe Taxazahlen auf (Abb. 6.6). Eine die morphologischen Defizite differenzierende Analyse des Makrozoobenthos wäre deshalb zukünftig erforderlich.

Handlungsbedarf hinsichtlich der physikalisch-chemischen Qualitätskomponenten ergibt sich für die Seefelder Aach bei der Stickstoffreduzierung aus diffusen Quellen. Auf die Diskrepanz zwischen der Einschätzung der Trophie aufgrund der Konzentrationsmessungen des Phosphors und direkter Trophieindikatoren (Sauerstoffhaushalt) wird verwiesen.

Die Belastungen durch Einträge von Pflanzenschutzmitteln sowie zur hygienischen Situation sind aus anderen Gesichtspunkten zu beurteilen (Borchardt et al, 2001).

7 Identifikation und Ausweisung von Wasserkörpern als erheblich verändert

7.1 Vorläufige Identifizierung von erheblich veränderten Wasserkörpern

Der Prozess der „vorläufigen Identifizierung von erheblich veränderten Wasserkörpern“ für die Fallstudie Seefelder Aach lässt sich mit den drei folgenden Arbeitsschritten beschreiben.

Arbeitsschritt (1): Im Arbeitsschritt „Hydromorphologische Auswirkungen“ wurden die relevanten Nutzungen wie Schifffahrt, Hochwasserschutz, Wasserkraftnutzung, Landwirtschaft, Wasserversorgung und Besiedelung untersucht. Die Auswirkungen der einzelnen Nutzungen auf die Seefelder Aach wurden spezifiziert. Auf der Grundlage geeigneter Kriterien erfolgte eine Bewertung der nutzungsbedingten Belastungen auf die ausgewählten Abschnitte (siehe Tabelle 5.1 und Tabelle 5.2).

Arbeitsschritt (2): Der nächste Arbeitsschritt „Ökologischer Zustand“ erfordert eine Abschätzung des biologischen und physiko-chemischen Zustands der Seefelder Aach. Eine erste Einschätzung des biologischen Zustands wurde anhand verfügbarer Daten von Makroinvertebraten und der Fischfauna vorgenommen. Aufgrund der Datenlage wurde für die Probestellen der Seefelder Aach zusätzlich der Saprobienindex ermittelt.

Arbeitsschritt (3): Die Vorgehensweise zur „vorläufigen Ausweisung erheblich veränderter Wasserkörper“, die zusammen mit der internationalen Unterarbeitsgruppe „Schifffahrt“ entwickelt wurde, ist in Abb. 7.1 dargestellt. Danach folgt auf die Bestandsaufnahme gemäß den Arbeitsschritten (1) und (2) die Entwicklung einer „vorläufigen Negativ-/Positivliste“. Diese Liste beinhaltet Spezifikationen zur Auswirkung der Belastungen auf die hydromorphologischen und biologischen Eigenschaften von Oberflächengewässern. Anhand von geeigneten Kriterien erfolgte so eine Ermittlung von „signifikanten“ und „nicht signifikanten“ Nutzungen. Tabelle 7.1 zeigt eine allgemeine Negativ-/Positivliste. Signifikante Auswirkungen auf die Hydromorphologie der Seefelder Aach werden auf der 1. Negativliste geführt, nicht signifikante Auswirkungen sind Bestandteil der 1. Positivliste.

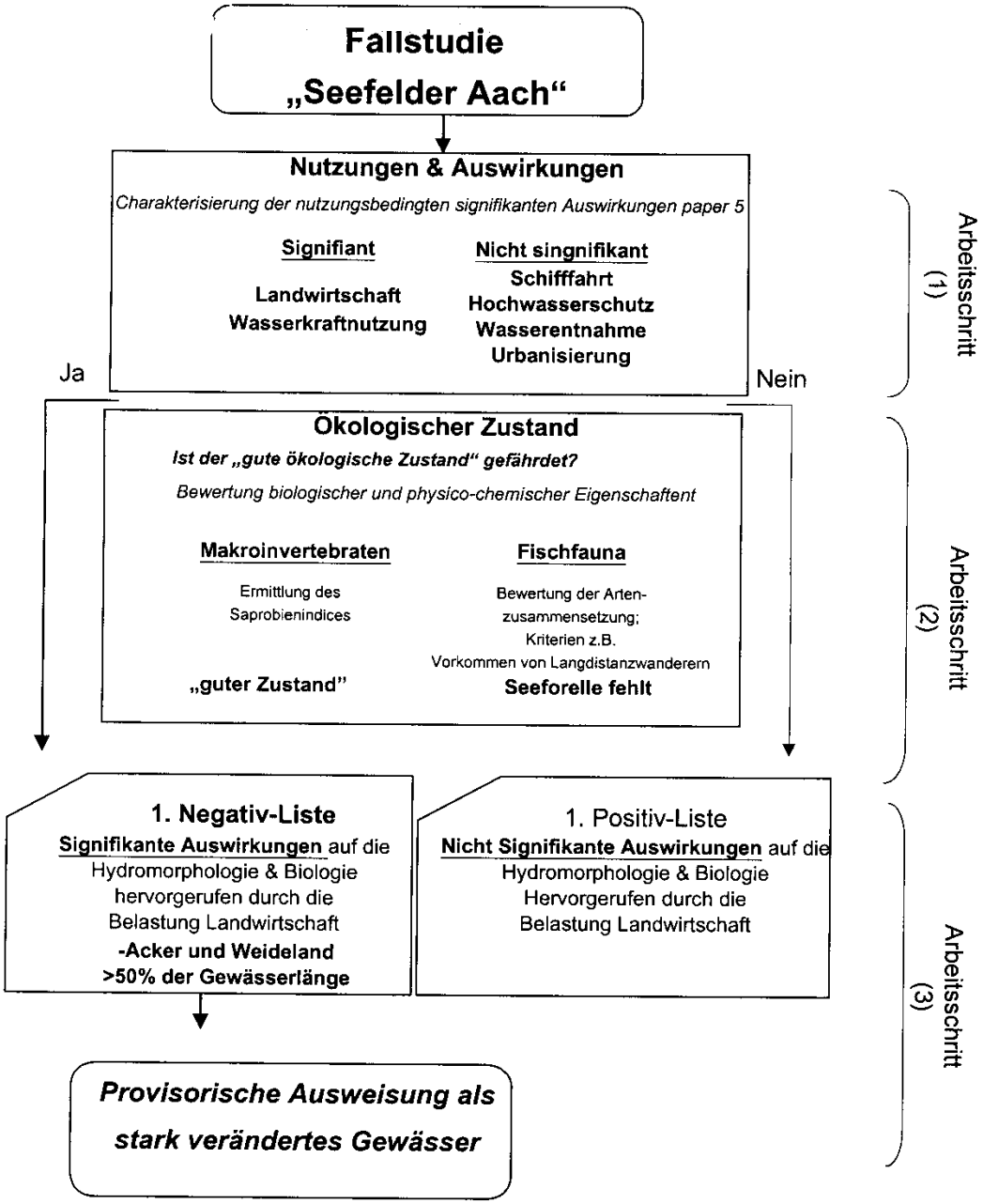


Abb. 7.1: Prozess zur „vorläufigen Identifizierung als erheblich verändertes Gewässer”

Tabelle 7.1: **Auswirkungen auf die Morphologie hervorgerufen durch die Belastung „Landwirtschaft/Forstwirtschaft" (LAWA 2001, verändert und ergänzt)**

Negativ-Liste ***Signifikante Veränderungen*** *der Hydromorphologie & Biologie hervorgerufen durch die Belastung „Landwirtschaft/Forstwirtschaft"* *> vorläufige Identifizierung des Wasserkörpers als erheblich verändert*	**Positiv-Liste** ***Signifikante Veränderungen*** *der Hydromorphologie & Biologie hervorgerufen durch die Belastung „Landwirtschaft/Forstwirtschaft"* *> „guter ökologischer Zustand" vorhanden*
➢ Acker und Weideland > 50 % der Gewässerlänge ➢ Nicht passierbare künstliche Hindernisse mit einer Höhe > 30 cm ➢ Auf > 50% der gesamten Gewässerlänge in der offenen Landschaft wird durch die landwirtschaftliche Nutzung die Wasserwechselzone beeinträchtigt	➢ Acker und Weideland ≤ 50% der Gewässerlänge ➢ Künstliche Hindernisse mit einer Höhe ≤ 30 cm, passierbare künstliche Hindernisse mit einer Höhe > 30 cm ➢ Auf weniger als 50% der gesamten Gewässerlänge in der offenen Landschaft wird durch die landwirtschaftliche Nutzung die Wasserwechselzone beeinträchtigt

7.2 Erforderliche hydromorphologische Veränderungen zur Erzielung des guten ökologischen Zustandes

Für die endgültige Ausweisung des Wasserkörpers als „erheblich verändert" sind zusätzliche Analysen erforderlich (siehe Abb. 7.2). Auf der Grundlage der vorläufigen 1. Negativliste werden Maßnahmen zur Verringerung der nutzungsbedingten Auswirkungen entwickelt. Das Umweltziel ist es, einen guten ökologischen Zustand zu erreichen. Im Rahmen einer ökonomischen Analyse werden die Maßnahmen im Hinblick auf ihre möglichen negativen Auswirkungen auf die Nutzungen untersucht. Im Falle einer durch die Maßnahmen negativen Beeinflussung der relevanten vorhandenen Nutzungen, werden „bessere Umweltoptionen" einer wirtschaftlichen Überprüfung unterzogen. Die in Frage kommenden Maßnahmen werden dabei auf ihre technische Durchführbarkeit und auf ihre finanzielle Angemessenheit untersucht. Die Ergebnisse dieser wirtschaftlichen Analyse führen dann zu einer so genannten „2. Negativ-/Positivliste". Die 2. Positivliste enthält die nicht signifikanten Auswirkungen der vorläufigen 1. Positivliste. Hinzu kommen Auswirkungen, die zuerst als signifikant eingestuft wurden (vgl. 1. Negativliste) und die nun - mit Hilfe wirtschaftlich geprüfter Maßnahmen - auf einen guten ökologischen Zustand hinauslaufend herabgestuft oder sogar komplett beseitigt wurden. Spezifizierte Auswirkungen auf der 2. Positivliste führen nicht zu einer Ausweisung der Wasserkörper als erheblich verändert. Das Umweltziel „guter Zustand" kommt zum Tragen.

Alle signifikanten Auswirkungen, die durch Nutzungen verursacht werden und die nicht durch wirtschaftlich bewährte Maßnahmen verändert oder beseitigt werden können,

bleiben auf der 2. Negativliste. Gibt es auf der 2. Negativliste nach der wirtschaftlichen Analyse noch Spezifizierungen, müssen der Wasserkörper oder Abschnitte des Wasserkörpers als „erheblich verändert“ ausgewiesen werden. Hier ist als Umweltziel das „gute ökologische Potenzial“ anzustreben.

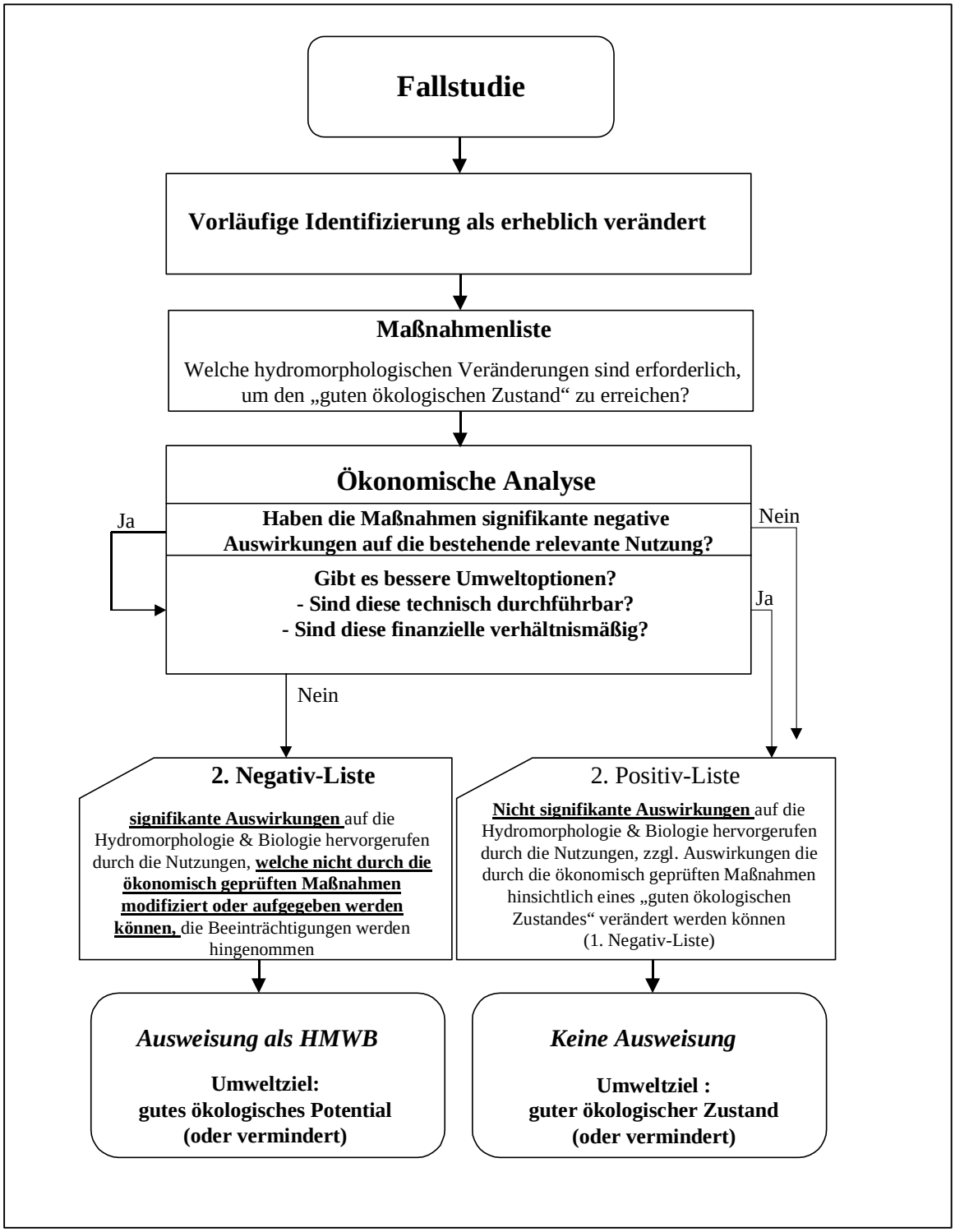


Abb. 7.2: Prozess zur „endgültigen Ausweisung als stark verändertes Gewässer”

An der Seefelder Aach wurden als Hauptbelastungsquellen die landwirtschaftliche Nutzung im Einzugsgebiet und die Wasserkraftnutzung identifiziert (siehe Tabelle 5.1).

7.2.1 Hydromorphologische Veränderungen und erforderliche Maßnahmen, um den guten ökologischen Zustand zu erreichen

Die Seefelder Aach wird über verschiedene Belastungen und Nutzungen beeinträchtigt, die signifikante Veränderungen der Hydromorphologie hervorrufen (siehe Kapitel 5). Im Rahmen dieser Fallstudie wird der Bereich Landwirtschaft exemplarisch betrachtet.

Die ökologischen Effekte von unterschiedlichen Maßnahmen und deren ökologische Auswirkungen können nur innerhalb bestimmter Grenzen vorausgesagt werden. Daher werden als allgemeine Vorgehensweise in den deutschen Fallstudien drei Szenarien definiert:

- Szenario A: Beibehalten der Nutzung in unveränderter Form
- Szenario B: Änderung bzw. Modifizierung der derzeitigen Nutzung unter besonderer Berücksichtigung von Gewässerschutzbelangen
- Szenario C: Aufgabe der derzeitigen Nutzung

Die Konkretisierung der Szenarien für die Seefelder Aach zeigt Tabelle 7.2.

Tabelle 7.2: Maßnahmenszenarien für die Fallstudie "Seefelder Aach"

	Nutzung: Landwirtschaft		
	Szenario A	**Szenario B**	**Szenario C**
	Beibehalten der Landwirtschaft	**Modifikation der Landwirtschaft**	**Aufgabe der Landwirtschaft**
Handlungsbereiche	*d. h. Fortschreiben d. uneingeschränkten Nutzung der Landwirtschaft*	*d.h. mögliche Einschränkung der Nutzung Landwirtschaft wird in Kauf genommen*	*d. h. Wegfall der Nutzung Landwirtschaft einschl. der für die Nutzung errichteten Bau- und Betriebsfaktoren*
Durchgängigkeit	-	-	-
Hydromorphologie	• Beibehalten von Gewässerrandstreifen	weiterhin, wo möglich: • Optimierung der Bewirtschaftungsform (im Sinne einer ordnungsgemäßen Landwirtschaft), • Fernhalten von Vieh aus dem Uferbereich (z. B. durch Zäune), • Anordnung von Gewässerrandstreifen • freie Laufentwicklung u. -verlagerung (z.B. Anlage von Gewässerrandstreifen), • Aufweiten des Gewässers, • Aufbrechen von Ufer-/Sohlsicherungen / morphologische Umgestaltung	weiterhin: • Rückführung von Ackerland zu Grünland • freie Laufentwicklung u. –verlagerung ggf. Beseitigung von Wällen und Deichen), • Aufweiten des Gewässers, • Entfernen von Ufer-/Sohlsicherungen, • morphologische Umgestaltung
Gewässereinzugsgebiet	-	weiterhin, wo möglich: • Extensive Bewirtschaftung der Grünlandflächen in den Vorländern und schrittweise Rückführung von Ackerland zu Grünland mit ökologisch vertretbarem Viehbestand, • Schutz und Vernetzung wertvoller Kleinbiotope wie Auegewässer, Gehölzgruppen u.s.w. vor weidendem Vieh (z. B. durch Zäune) • Gewässervernetzung: Mindestwasserführung Anbindung von Altarmen und Vorlandgewässern	weiterhin: • Unterbindung des Grünlandumbruchs und –bewirtschaftung in den Vorländern und schrittweise Rückführung von Ackerland zu Grünland, • Renaturierung von Agrarflächen in der Aue, • Gewässervernetzung: Anbindung von Altarmen und Vorlandgewässern

Um den guten ökologischen Zustand der Seefelder Aach zukünftig zu erreichen, sind Maßnahmen notwendig, welche die Hydromorphologie verändern:

- Änderungen der Hydromorphologie
- Änderungen im Einzugsgebiet

Die hydromorphologischen Änderungen sowie die erforderlichen Maßnahmen beziehen sich in erster Linie auf die landwirtschaftliche Nutzung als hauptsächliche Ursache für Defizite in der Hydromorphologie.

Szenario B (Modifizierung)

Die Hydromorphologie des Gewässers betreffend werden nachfolgende Maßnahmen betrachtet:

- Anordnung von Gewässerrandstreifen (incl. freie Laufentwicklung u. -verlagerung)
- Aufbrechen von Ufer-/Sohlsicherungen
- Optimierung der Bewirtschaftungsformen unter Gesichtspunkten des Gewässerschutzes

Das Einzugsgebiet des Gewässers betreffend werden nachfolgende Maßnahmen betrachtet:

- Umwandlung von Ackerland zu Grünland
- Extensive Bewirtschaftung
- Anbindung von Altarmen und Vorlandgewässern

Szenario C (Aufgabe)

Die Hydromorphologie des Gewässers betreffend werden nachfolgende Maßnahmen betrachtet:

- Unterbindung des Grünlandumbruchs und -bewirtschaftung in den Vorländern
- Aufbrechen von Ufer-/Sohlsicherungen

Das Einzugsgebiet des Gewässers betreffend werden nachfolgende Maßnahmen vorgeschlagen:

- Anbindung von Altarmen und Vorlandgewässern

7.2.2 Auswirkungen auf die Nutzung und signifikante negative Wirkungen

Die Sanierungsmaßnahmen haben Einfluss auf die Landwirtschaft bezüglich des Flächenbedarfs einerseits und der Extensivierung der Bewirtschaftung andererseits.

Die Sanierung der Hydromorphologie bedeutet einen Eingriff in die landwirtschaftliche Nutzung der gewässernahen Flächen. Die betrachteten Maßnahmen führen zu einer Verringerung der landwirtschaftlichen Flächen im Uferbereich des Gewässers (Szena-

rio B) oder im gesamten Bereich der Gewässeraue (Szenario C). Diese Maßnahmen umfassen so genannte Aktiv-Maßnahmen, die den Ankauf von Flächen oder die Renaturierung von Gewässerstrukturen und deren Kosten beinhalten, und Passiv-Maßnahmen, die zu einer Eigenentwicklung des Gewässers führen. Die letzt genannten erzeugen keine zusätzlichen Kosten. In diesem Fall entsteht ein Konflikt zwischen der Sanierung/Renaturierung mit den Landeigentümern und ihren rechtmäßigen Interessen. Diese Maßnahmen stehen in Verbindung mit Kosten für Gemeindeverbände, aber nicht für negative Effekte der eigentlichen Nutzung, da man vermuten kann, dass durch den Ankauf von Flächen die Verluste der Landwirte ausgeglichen werden.

Die Maßnahmen im Einzugsgebiet bedingen negative Effekte auf die Nutzung. So führt die Veränderung der Landnutzung zu zusätzlichen Kosten aufgrund von Ertragseinbußen (Verminderte Düngung in der Landwirtschaft). Es muss jedoch überprüft werden, ob diese Maßnahmen nötig werden, um eine gute Wasserqualität entsprechend der WRRL zu erreichen. Die Kennzeichnung als erheblich beeinträchtigter Wasserkörper bezieht sich in erster Linie auf die Morphologie des Gewässers, somit erscheint die Wasserqualität in diesem Fall nicht als entscheidendes Kriterium.

Um zu beurteilen, ob die Auswirkungen als signifikant oder nicht signifikant eingeteilt werden, kann der Betrachtungsraum lokal oder regional bewertet werden. Die Beurteilung auf lokaler Ebene bedeutet eine Betrachtung der Wirtschaftlichkeit eines einzelnen Betriebes und erfordert detaillierte Informationen über den Anteil der betroffenen Flächen bezogen auf die Gesamtgröße des Betriebes, Informationen über die Betriebsstruktur, Gesamtumsatz des Betriebes, um die Auswirkungen der Ertragseinbußen abschätzen zu können etc. Entsprechend der Verfügbarkeit der Informationen und des Aufwandes, der mit der Erhebung aussagekräftiger Daten verbunden ist, wird nicht empfohlen, den Betrachtungsraum innerhalb des Ausweisungsprozesses im Fall der landwirtschaftlichen Nutzfläche auf lokaler Ebene zu wählen. Somit sollte die Beurteilung der signifikanten Auswirkungen auf regionaler Ebene erfolgen. Der Verlust landwirtschaftlich genutzter Fläche durch Maßnahmen beläuft sich auf einen Flächenanteil von 0,6% des Gesamteinzugsgebietes der Seefelder Aach für Szenario B und 1,6% für Szenario C. Weiterhin besteht die Möglichkeit, Ersatzflächen für die landwirtschaftliche Nutzung bereit zu stellen.

Ein Verlust von landwirtschaftlicher Fläche bis 10% wird in diesem Zusammenhang als nicht signifikante Auswirkung aufgefasst.

7.2.3 Auswirkungen auf die weitere Umwelt

Renaturierungen am Gewässer oder im Auenbereich führen generell zu positiven Auswirkungen auf das Ökosystem. Signifikante Änderungen des Grundwasserspiegels sowie Arten- oder Habitatverlust durch die Veränderungen werden nicht erwartet. Somit werden keine gegenläufigen Auswirkungen auf die Umwelt eintreten.

7.3 Bewertung anderer Umweltoptionen

7.3.1 Ermittlung und Definition der nutzbringenden Ziele, denen die veränderten Merkmale des Wasserkörpers dienen

Die Veränderungen der Gewässerstruktur und somit auch Änderungen im Einzugsgebiet wurden durchgeführt, um Flächen für die Landwirtschaft leichter und ertragbringender nutzbar zu machen. Die Landwirtschaft erfüllt verschiedene Funktionen: Einkommen, Beschäftigung und Lebensmittelproduktion. Die Hauptaufgabe in ländlichen Gebieten stellt die Einkommens- und Beschäftigungsmöglichkeit dar, die als Vorteil der Veränderungen im Einzugsgebiet angesehen werden können.

7.3.2 Alternativen zur derzeitigen Nutzung

Zwei generelle Alternativen der bestehenden Gewässerbenutzung sind möglich: technische Maßnahmen und Verkauf von landwirtschaftlich genutzter Fläche.

Kosten

Verschiedene Kostenarten sind zu unterscheiden:

- Kosten für Landerwerb und Renaturierungsmaßnahmen: Investitionskosten
- Betriebs- und and Instandhaltungskosten
- Zusatzkosten. Diese Kosten entstehen durch finanzielle Verluste der Landwirte durch geringeren Ertrag (Düngerreduzierung) oder Umwandlung von anbaufähigem Land in Wiesen. Diese Kostenart kann auf der Basis von (hypothetischen) Ausgleichszahlungen abgeschätzt werden. Die Summe dieser Kosten kann als (ökonomische) Auswirkung auf die landwirtschaftliche Nutzung betrachtet werden. Die Kosten der Maßnahmen für die Szenarien B und C sind in der nachfolgenden Tabelle aufgeführt.

Tabelle 7.3: Kosten der Alternativen [in €]

Kostenteil	*Szenario B*	*Szenario C*
MASSNAHMEN ZUR HYDROMORPHOLOGIE		
Fächenankauf	2.000.000	5.200.000
Renaturierung	1.147.000	1.147.000
Summe	**3.147.000**	**6.347.000**
Instandhaltung (annual)		30.600
aktueller Wert (Zinssatz 3%, 50 Jahre)		*787.400*
Summe (50 Jahre)	**3.147.000**	**7.134.400**
Kosten pro km	39.338	89.180
Jahreskosten	**122.324**	**277.308**
Kosten pro km	1.529	3.466
extensives Grünland	23.800	--
aktueller Wert (Zinssatz 3%, 50 Jahre)	*610.723*	--
Umwandlung von Ackerland	58.000	--
Aktueller Wert (Zinssatz 3%, 50 Jahre)	*1.492.246*	--
Summe Zusatzkosten	**81.800**	**--**
aktueller Wert (Zinssatz 3%, 50 Jahre)	*2.102.969*	--
Summe (50 Jahre)	**5.249.969**	**7.134.400**
Summe Jahreskosten	**204.124**	**277.308**
Kosten pro km	2.552	3.466

Umweltauswirkungen

So wie durch intensive landwirtschaftliche Nutzung in Gewässernähe negative Auswirkungen zu erwarten sind (diffuse Stoffeinträge), so werden durch Veränderungen der Landnutzung und Aufgabe der Bewirtschaftung im Auenbereich des Gewässers generell positive Auswirkungen erwartet. Renaturierungen der Ufer- und Auenbereiche haben Auswirkungen auf die Arten- und Habitatvielfalt, die Fischfauna, die Reduzierung von Nährstoffeinträgen durch Randstreifen etc. Somit stellt die Reduzierung der intensiven landwirtschaftlichen Nutzung und die Renaturierung des Gewässers eine bessere Umweltoption im Gegensatz zur derzeitigen Situation dar.

Unverhältnismäßige Kosten

Zur Beurteilung der Verhältnismäßigkeit der aufzuwendenden Kosten werden sie mit dem Nutzen der renaturierten Gewässer und dem Erreichen des guten ökologischen Zustands verglichen. Können diese Nutzen monetär bewertet werden, ist eine Kosten-Nutzen-Analyse sinnvoll. Es gibt verschiedene Möglichkeiten der ökonomischen Analyse, derzeit ist es aber nicht möglich den entstehenden Nutzen monetär zu bewerten. Daher erfolgt zunächst eine Bewertung anhand nicht monetärer Nutzen.

7.4 Ausweisung erheblich beeinträchtigter Wasserkörper

Auf der Basis der oben genannten Informationen wird die Seefelder Aach nicht als erheblich beeinträchtigter Wasserkörper ausgewiesen.

- Die Maßnahmen stellen durch den geringen Anteil der betroffenen landwirtschaftlichen Flächen im Einzugsgebiet keine signifikanten Auswirkungen auf die Nutzung dar.

- Die Kosten der Renaturierung werden durch den Nutzen zur Erreichung des guten ökologischen Zustands kompensiert, so dass die Kosten nicht unverhältnismäßig sind.

7.5 Diskussion und Zusammenfassung

Bezüglich der landwirtschaftlichen Nutzung wurden nur die Zusatzkosten betrachtet. Die Kosten der Renaturierung beeinflussen nicht die Nutzung und werden daher bei der Bewertung der Verhältnismäßigkeit der Kosten nicht berücksichtigt. Des Weiteren muss unterschieden werden, auf welcher Ebene eine Bewertung stattfindet, z.B. regional oder lokal.

Für die Beurteilung der Verhältnismäßigkeit der Kosten können unterschiedliche Bewertungen angewandt werden. Aus Sicht der Ökonomie ist eine Kosten-Nutzen-Analyse sinnvoll, um die Anforderungen im Ausweisungsprozess zu erfüllen. Eine Kosten-Nutzen-Analyse gewährleistet, dass eine Alternative gewählt wird, die einen Vorteil für die Gesellschaft erwarten lässt, trotzdem es schwierig ist, Vorteile, die sich für die Umwelt ergeben, monetär zu bewerten. Eine mögliche und kosteneffektive Annäherung stellt die Methode des 'Nutzen-Transfers' dar. Diese Methode nutzt die in einem repräsentativen Beispiel ermittelte monetäre Bewertung und überträgt sie auf ein ähnliches Gebiet. Derzeit erscheint es sinnvoll, die ermittelten Kosten der Alternativen mit der Zahlungsbereitschaft zu vergleichen.

Teil III

10 Schlussfolgerungen und Empfehlungen

10.1 Schlussfolgerungen

10.1.1 Ermittlung von Wasserkörpern, Skalierung

Die sehr unterschiedlichen Merkmale innerhalb eines Flusses, die morphologischen Strukturen und Belastungen betreffend, erfordern eine Unterteilung in homogene Bereiche (Wasserkörper). Diese Unterteilung sollte sich neben typologischen Gesichtspunkten insbesondere auch an relevanten Belastungen orientieren. Eine Unterteilung in mehrere Gewässerabschnitte mit gleicher Größe sowie eine Unterteilung nach Verwaltungseinheiten ist weder praktikabel noch zweckdienlich. Auch dürfen die Wasserkörper nicht zu klein sein, da sonst der Ausweisungsprozess nicht umsetzbar ist und die anschließenden Maßnahmen, wie z.B. die operative Überwachung erheblich veränderter Wasserkörper, einen unverhältnismäßig hohen Aufwand erfordern.

Insbesondere bei großen Gewässern sind unterschiedliche Belastungsmuster im Längsverlauf erkennbar (siehe Fallstudien Lahn und Elbe), an der Seefelder Aach sind diese eher homogen verteilt. Kleinere Gewässer mit einer relativ homogenen Nutzung/Belastung, wie die Seefelder Aach, erfordern keine weitere Unterteilung und können als ein Wasserkörper behandelt werden.

10.1.2 Referenzbedingungen

Die Definition der Referenzbedingungen, auf denen die Zustandsklassifizierung der „erheblich veränderten Gewässer“ beruht, ist eine schwierige Aufgabe, die im Rahmen der Fallstudien nicht endgültig gelöst werden konnte. Auch an der Seefelder Aach wurden natürliche Gewässer als Referenz genutzt, was sich als hinlänglich erwiesen hat. Es war nicht nötig, den Gewässertyp oder sogar die Gewässerkategorie zu ändern.

10.1.3 Signifikante Belastungen / signifikante Kriterien

Die Einstufung der Wasserkörper als „erheblich verändert“ hängt im Wesentlichen von der Festlegung der Kriterien für nutzungsbedingte signifikante Auswirkungen ab. Von der LAWA - Arbeitsgruppe „Oberflächengewässer und Küstengewässer“ sind Signifikanzkriterien gemäß WRRL Anhang II zusammengestellt worden. Sie wurden in veränderter und ergänzter Form an der Seefelder Aach angewendet. Die Festlegung der Signifikanzkriterien spielt für die Einstufung eines Wasserkörpers als erheblich verändert eine entscheidende Rolle und ist im Zusammenhang mit dem Betrachtungsmaßstab und der Abgrenzung des jeweiligen Wasserkörpers zu sehen.

Gemäß LAWA (2001) werden drei miteinander verknüpfte Kriterien untersucht. Wenn ein Kriterium erfüllt und zwei Kriterien nicht erfüllt werden, würde der betreffende Wasserkörper nicht als „vorläufig erheblich verändert“ eingestuft werden. Die Seefelder Aach wäre auf dieser Grundlage als „gefährdet“ bzw. „vorläufig stark verändert“ zu identifizieren.

Grundlage für diese Entscheidung ist darüber hinaus die Wahl sinnvoller Skalierungen im Einzugsgebiet und für die Wasserkörper.

10.1.4 Qualitätskomponenten

Für erheblich veränderte Wasserkörper sind dieselben Qualitätskomponenten relevant wie für natürliche Gewässer.

Die Fallstudie Seefelder Aach hat gezeigt, dass trotz gegebener nutzungsbedingter signifikanter Belastungen und deren Auswirkungen die Analyse des biologischen Zustands nicht unvermeidlich zur direkten Ausweisung als „erheblich verändertes Gewässer“ führt. Daher sollte die endgültige Ausweisung von Wasserkörpern als „erheblich verändert“ nicht allein auf Grundlage der Hydromorphologie bzw. Strukturgüteklassifizierung erfolgen. Der biologische Zustand ist der entscheidende Faktor für die Ausweisung von Wasserkörpern als „erheblich verändert“ und entsprechend sorgfältig zu betrachten. Dafür reichen die vorhandenen Informationen zu den relevanten biologischen Qualitätskomponenten häufig nicht aus. Sie wären zukünftig entsprechend zu ergänzen bzw. zu verifizieren.

10.1.5 Ausweisung als erheblich veränderter Wasserkörper oder mindere Ziele

Die Frage, wie mit Gewässern/Wasserkörpern, die eine gestörte Durchgängigkeit und Verluste an wandernden Fischarten aufweisen, umzugehen ist, ist noch nicht geklärt. Zahlreiche Flüsse, z. B. die obere Lahn und Dhünn, mögen sich entsprechend der Mehrzahl der biologischen Qualitätselemente in einem „guten Zustand“ befinden, durch Barrieren in den stromabwärts gelegenen Abschnitten fehlen jedoch Bestände der über längere Strecken wandernden anadromen Fischarten, wie z. B. Lachs, Meerforelle und Bachneunauge. Für diese Wasserkörper sollte nicht eine Ausweisung als „erheblich beeinträchtigt“ nach Art. 4(3) WRRL, sondern die Inanspruchnahme von „minderen Zielen“ nach Art. 4(5) in Erwägung gezogen werden.

Eine Rechtfertigung der Definition von „minderen Zielen“ an der Seefelder Aach ist im Kontext der Fallstudie nicht abzuleiten.

10.1.6 Einstufung als erheblich veränderter oder natürliche Wasserkörper

Signifikante physikalische Veränderungen führen nicht automatisch zu einer vorläufigen Identifizierung als „erheblich veränderte Gewässer“. Für den Entscheidungsprozess „Ist der Wasserkörper natürlich oder erheblich verändert“? hat sich die Negativ-/Positivliste spezifizierter Belastungen als nützlich erwiesen.

Für das Fallbeispiel Seefelder Aach, in dem die Relevanz landwirtschaftlicher Nutzungen des Einzugsgebietes für die Ausweisung als „stark verändertes Gewässer“ exemplarisch untersucht wurde, konnten Verbesserungsmaßnahmen identifiziert werden, die ohne signifikante negative Auswirkungen auf die Nutzung zum Erreichen des guten ökologischen Zustandes beitragen. Für die Seefelder Aach ergibt sich eine Einstufung als „natürlicher Wasserkörper“.

10.2 Optionen und Empfehlungen

1. Die Ermittlung der Wasserkörper sollte neben typologischen Gesichtspunkten auf Grundlage nutzungsbedingter signifikanter Auswirkungen erfolgen, welche durch Positiv-/Negativlisten mit spezifizierten Merkmalen unterstützt werden sollten.

2. Die betrachtete Skala mit Definition eines Wasserkörpers im Einzugsgebiet von 280 km^2 erwies sich als ausreichend und geeignet.

3. Referenzbedingungen für erheblich veränderte Wasserkörper sollten von natürlichen Gewässern abgeleitet werden. Wenn nötig, kann die Wasserkörperkategorie oder –typ geändert werden.

4. Die Analyse und endgültige Ausweisung von Wasserkörpern als „erheblich verändert“ hängt im Wesentlichen von den Signifikanzkriterien für nutzungsbedingte Belastungskategorien ab. Diese müssen umsichtig und für jede Kategorie spezifisch angewendet werden.

5. Der biologische Zustand (nicht die Hydromorphologie) ist der entscheidende Faktor für die Ausweisung eines Wasserkörpers als „erheblich verändert“. Der chemische Zustand ist ein wichtiges, aber unabhängiges Merkmal und eine Grenzbedingung, die ohne Einfluss auf das Ausweisungsergebnis ist.

6. Für Gewässer/Wasserkörper mit aufgrund von Wehren unterbrochener Flussdurchgängigkeit und fehlenden anadromen Fischarten sollte keine Ausweisung als „erheblich beeinträchtigt“ nach Art. 4(3) WRRL, sondern die Inanspruchnahme von „minderen Zielen“ nach Art. 4(5) in Erwägung gezogen werden.

7. Nutzungsbedingte signifikante physikalische Veränderungen führen nicht unvermeidlich zu einer Ausweisung des Gewässers/Wasserkörpers als „erheblich verändert“. Der entscheidende Faktor sind die Auswirkungen der potenziellen Verbesserungsmaßnahmen auf die Nutzung.

8. Für Deutschland (und potenzielle andere Länder mit vergleichbarer Bevölkerungsdichte und Infrastruktur) würde unter Maßgabe der Kriterien und Vorgehensweise die Anzahl der Gewässer/Wasserkörper, die direkt als „erheblich verändert“ ausgewiesen werden müssen, eher die Ausnahme als die Regel darstellen.

11 Literaturverzeichnis

AbwV (1997): Verordnung über Anforderungen an das Einleiten von Abwasser in Gewässer - Abwasserverordnung vom 21. März 1997.

Behrendt, H. and D. Opitz (1999): Retention of nutrients in river systems: Dependence on specific runoff and hydraulic load. Hydrobiologica 410, 121-134.

Borchardt, D., Geffers K. und M. Funke (2001): Modellprojekt Gewässerbewirtschaftung im Einzugsgebiet der Seefelder Aach. Grundlagen für die Aufstellung eines Maßnahmenplans. Endbericht im Auftrag des Ministeriums für Umwelt und Verkehr, Stuttgart, 66 S.

Borchert, C. (1983): Geographische Landeskunde von Baden-Württemberg. In: Landeszentrale für politische Bildung (Hrsg.): Schriften zur politischen Landeskunde Baden-Württembergs Bd. 8. Berlin, Stuttgart, Köln.

Hessisches Ministerium für Umwelt, Landwirtschaft und Forsten (Hrsg.) (2000): Erläuterungsbericht Gewässerstrukturgüte in Hessen 1999. Wiesbaden. 25 S. und Anhang sowie Daten auf CD-ROM.

Hessisches Ministerium für Umwelt, Landwirtschaft und Forsten (Hrsg.) (2000): Erläuterungsbericht Gewässerstrukturgüte in Hessen 1999. Wiesbaden. 25 S. und Anhang.

LAWA (2001): Ermittlungen signifikanter Belastungen und Beurteilung der Auswirkungen auf Oberflächengewässer gemäß Anhang II der Wasserrahmenrichtlinie (WRRL). LAWA-Ausschuss "Oberirdische Gewässer und Küstengewässer". Entwurf, unveröffentlicht.

LAWA (2000): Gewässerstrukturgütekartierung in der Bundesrepublik Deutschland. Verfahren für kleine und mittelgroße Gewässer. Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) (Hrsg.), Empfehlungen

LAWA (1998): Beurteilung der Wasserbeschaffenheit von Fließgewässern in der Bundesrepublik Deutschland – Chemische Gewässergüteklassifikation. LAWA-Arbeitskreis „Zielvorgaben“ in Zusammenarbeit mit LAWA-Arbeitskreis „Qualitative Hydrologie der Fließgewässer“, August 1998.

Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (Hrsg.) (1995): Morphologischer Zustand der Fließgewässer in Baden-Württemberg. Handbuch Wasser 2. Karlsruhe.

Mauch, E. (1998): Kartierung der Trophie von Fließgewässern in Bayern. In: Integrierte ökologischeGewässerbewertung - Inhalte und Möglichkeiten. Münchener Beiträge zur Abwasser-, Fischerei- und Flussbiologie 51.

Rechenberg, B. (2000): Vorschlag für die Bewertung von erheblich veränderten Gewässern im Rahmen der Fallstudien für das EG-Projekt "Heavily modiefied Water Bodies" (unveröffentl.)

Scheuer, S. (1999): LARSIM-Modell: Ein Instrument der Flussgebietsplanung eingesetzt am Beispiel der Seefelder Aach. Diplomarbeit am Institut für Hydrologie der Albert-Ludwigs-Universität Freiburg im Breisgau.

Umweltbundesamt (Hrsg.) (1998): Umweltdaten Deutschland 1998. KOMAG Berlin Brandenburg.

Anhang A4

Fallstudie Dhünn

Erheblich veränderte Gewässer in Europa Fallstudie „Dhünn“[*)]

PD Dr. habil. Dietrich Borchardt[1)] und Dr. Petra Podraza[2)]

unter Mitarbeit von:

Dirk Glacer[3)]

Martin Halle[4)]

Dr. Thomas Zumbroich[5)]

Dr. Andreas Müller[5)]

[*)] Der „Wupperverband“ stellte freundlicherweise Daten zur Verfügung und gab die Erlaubnis, diese in die Auswertung der Fallstudie einzubeziehen

[1)]PD Dr. habil. Dietrich Borchardt
Institut für Gewässerforschung und Gewässerschutz
Universität Kassel
Kurt-Wolters-Str. 3 - D-34125 Kassel
Tel: +49-(0)561-8043912, Fax: +49-(0)561-8043642
E-Mail: Dietrich.Borchardt@uni-kassel.de

[2)]Dr. Petra Podraza
Institut für Ökologie, Fachgebiet Hydrobiologie
Universität Duisburg – Essen, Standort Essen
D-45117 Essen
Tel: +49-(0)201-183-3868, Fax: +49-(0)201-183-4583
E-Mail: petra.podraza@uni-essen.de

[3)]Dirk Glacer
Ingenieurbüro Glacer
Horster Str. 25e
45279 Essen
Tel.: +49-(0)201-276062; Fax: +49-(0)201-5367105
E-mail: dirk.glacer@gmx.de

[4)] Martin Halle
umweltbüro essen,
Rellinghauser Str. 334 f
45136 Essen
Tel.: +49-(0)201-8606112; Fax: +49-(0)201-8606129
E-mail: martin.halle@umweltbuero-essen.de

[5)]Dr. Thomas Zumbroich, Dr. Andreas Müller
Büro für Umweltanalytik Bonn/ Essen
Breite Str. 21
53111 Bonn
Tel.: +49-(0)228-9738390; Fax: +49-(0)228-9738391
E-mail: thomas.zumbroich@bfua.de, andreas.mueller@bfua.de

Inhaltsverzeichnis

TEIL I **1**

1 Vorwort **2**

2 Ergebnistabelle **3**

3 Einleitung **5**

3.1 Wahl der Fallstudie 5

3.2 Allgemeine Bemerkungen 5

4 Beschreibung des Untersuchungsgebietes **8**

4.1 Geologie, Topographie und Hydrologie 8

4.2 Sozioökonomische Geographie und menschliche Aktivitäten 10

4.3 Identifikation von Wasserkörpern 11

TEIL II **13**

5 Physikalische Veränderungen **14**

5.1 Belastungen und Nutzungen 14

5.2 Physikalische Veränderungen 14

5.3 Veränderungen der hydromorphologischen Merkmale der Wasserkörper und Beurteilung der daraus resultierenden Belastungen 15

5.4 Diskussion und Schlussfolgerungen 19

6 Ökologischer Zustand **20**

6.1 Biologische Qualitätselemente 20

6.2 Physikalisch-chemische Elemente 21

6.3 Bestimmung des aktuellen ökologischen Zustands 22

6.4 Diskussion und Schlussfolgerungen 24

7 Ermittlung und Ausweisung von Wasserkörpern als „erheblich verändert“ 26

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 3.2.1:	Fließgewässerlandschaften im Einzugsbereich der Wupper einschließlich der Dhünn als Hauptnebenfluss	5
Abbildung 3.2.3:	Ausweisung als HMWB aufgrund der physikalischen Veränderung	7
Abbildung 3.2.4:	Ausweisung als HMWB aufgrund von Veränderungen der hydro-morphologischen Merkmale	7
Abbildung 4.1.1:	Lage der Dhünn	8
Abbildung 4.1.2:	Typologie der Dhünn und ihrer Nebenflüsse	9
Abbildung 4.1.3:	Einzugsgebiet der Dhünn mit Lage der „Großen Dhünn-Talsperre“ und dem wichtigsten Nebengewässer Eifgenbach	10
Abbildung 4.3.1:	Einteilung der Dhünn und des Eifgenbach in Wasserkörper (Water Bodies (WB))	12
Abbildung 5.3.2:	Morphologischer Status der Dhünn zwischen Altenberg und Odenthal (km 13 bis 18).	17
Abbildung 5.3.3:	Morphologischer Status der Dhünn, km 7 bis 13	18
Abbildung 5.3.4:	Morphologischer Status der Dhünn, km 7 bis zum Rhein (km 0)	18
Abbildung 6.2.1:	Wassertemperatur der Dhünn und des Referenzgewässers Eifgenbach	21
Abbildung 6.3.1:	Referenzbedingungen im Fließgewässertyp „Großer Talauebach im Grundgebirge“ und Verteilung der funktionellen Gruppen in der Dhünn unterhalb der Talsperre	23

Tabellenverzeichnis

Tabelle 2.1:	Ergebnistabelle	3
Tabelle 4.3.1:	Übersicht über die Wasserkörper von Dhünn und Eifgenbach	11
Tabelle 4.3.2:	Beschreibung des Wasserkörpers 3 im Dhünn-Einzugsgebietes gemäß System A, WRRL-Anhang II, 1.2. „Ökoregionen und Typen von Oberflächenwasserkörpern“	12
Tabelle. 5.1.1:	Beschreibung der signifikanten Belastungen in der Fallstudie „Dhünn“	14
Tabelle 6.2.1:	Temperaturregime der Dhünn und des Eifgenbachs 2001	22

TEIL I

1 Vorwort

Im Rahmen des europäischen Projektes „Ermittlung und Ausweisung von erheblich veränderten Wasserkörpern gemäß der Wasserrahmenrichtlinie“ wurden 34 Fallstudien in zehn Mitgliedstaaten und Norwegen durchgeführt. Das Ziel ist die vergleichende Erprobung und Entwicklung von Bewertungskriterien für die Abgrenzung von erheblich veränderten Wasserkörpern zu natürlichen Oberflächengewässern.
Da die normativen Bestimmungen von erheblich veränderten Gewässern in der Wasserrahmenrichtlinie weiten Interpretationsspielraum lassen und die Qualitätsanforderungen für erheblich veränderte Gewässer niedriger sind als jene für natürliche Oberflächengewässer, versucht das Projekt einheitliche Qualitätsstandards für Europa festzulegen. Daher umfasst der Ansatz die Beurteilung der ökologischen Situation und die Spezifikation von Qualitätszielen („guter Zustand“ für natürliche Gewässer bzw. „gutes ökologisches Potenzial“ für erheblich veränderte Gewässer). Anhand der Flussgebiete von Elbe, Lahn, Seefelder Aach und Dhünn wurden Maßnahmenszenarien untersucht, mit dem Ziel, die ökologische Situation zu verbessern und letztlich das gegebene Qualitätsziel zu erreichen.

2 Ergebnistabelle

Tabelle 2.1: Ergebnistabelle

	Position	Einheit t	Information
1.	Land	Text	Bundesrepublik Deutschland
2.	Name der Fallstudie (Name des Gewässers)	Text	Dhünn (Einzugsgebiet von Wupper und Rhein)
3.	Mitglied(er) des für die Fallstudien verantwortlichen Lenkungsausschusses	Text	Dr. Ulrich Irmer, Dr. Bettina Rechenberg, Umweltbundesamt (UBA)
4.	Träger der Fallstudie	Text	Umweltbundesamt (UBA)
5.	Ausführendes Institut der Fallstudie	Text	Institut für Gewässerforschung und Gewässerschutz, Universität Kassel; BMBF-Forschungsvorhaben MAKEF: Koordination Universität Essen
6.	Beginn der Fallstudie	Datum	01.05.2000
7.	Darstellung der Belastungen und Beeinträchtigungen erwartet bis	Datum	30.10.2000
8.	Voraussichtlich fertig gestellt bis	Datum	30.04.2002
9.	Gewässertyp (Fluss, See, Übergangsgewässer, Küstengewässer)	Text	Fluss
10.	Einzugsgebiet	km²	204
11.	Länge	km	39,6
12.	Mittlerer Abfluss (Pegel Manford, 1988 - 2002) (Hydrolog. Jahrbuch)	m³/s	2.53 m³/s
13.	Einwohner im Einzugsgebiet	Anzahl	929.000 (Einzugsgebiet der Wupper)
14.	Bevölkerungsdichte	E/km²	1.124 (Einzugsgebiet der Wupper)
15.	Änderungen: Physikalische Belastungen/landwirtschaftliche Einflüsse	Text	Großes Trinkwasserreservoir im oberen Einzugsgebiet
16.	Auswirkungen der nutzungsbedingten Belastungen?	Text	„Wasserversorgung“: Unterbrechung der Längsdurchgängigkeit, und des Sedimenttransportes. Nivellierung der Abflussdynamik Kontinuierlicher Abfluss von kaltem hypolimnischem Wasser
17.	Probleme?	Text	Anadrome Fischarten beschränkt auf die unteren Flussabschnitte Besetzte o+-Lachse (parrs) haben geringe Überlebensraten Gestörtes Temperaturregime

Fortsetzung Tabelle 2.1

18.	Umweltbelastungen?	Text	Landwirtschaft im oberen Einzugsbereich, Besiedelung entlang der unteren Flussabschnitte
19.	Welche Maßnah-men/Veränderungen sind geplant?	Text	Änderung der künstlichen Abflussbedingungen Wiederherstellung bzw. Verbesserung gewässertypischer Habitate Verbesserte Abwasserbehandlung Bau von Fischpässen Einrichtung von Pufferzonen
20.	Zusätzliche Informationen	Text	-
21.	Welche Informationen/Daten sind verfügbar?	Text	Landnutzungskartierung (GIS) Gewässerstrukturgütekartierung (German River Habitat Survey) Bestandsaufnahmen von Fischen und benthischer Invertebratenfauna
22.	Welche Art von Untergruppen wäre hilfreich?	Text	-
23.	Zusätzliche Kommentare	Text	-

3 Einleitung

3.1 Wahl der Fallstudie

- Fallstudien in Deutschland: Dhünn/Wupper = mittelgroße Flüsse
- Für die im Zusammenhang mit den zur Umsetzung der EG-WRRL durchgeführten Studien sind folgende Informationen/Daten verfügbar: landesübliche, GIS-basierende Landnutzungskartierung, Gewässerstrukturgütekartierung (German River Habitat Survey), Bestandsaufnahmen der Fischpopulation und der benthischen wirbellosen Fauna.

3.2 Allgemeine Bemerkungen

- Die mittelgroßen Flusseinzugsgebiete der Dhünn und der Wupper liegen im westlichen Teil Deutschlands. Die Dhünn ist der größte Nebenfluss der Wupper. Wenige Kilometer unterhalb ihres Zusammenflusses münden sie in den Rhein.

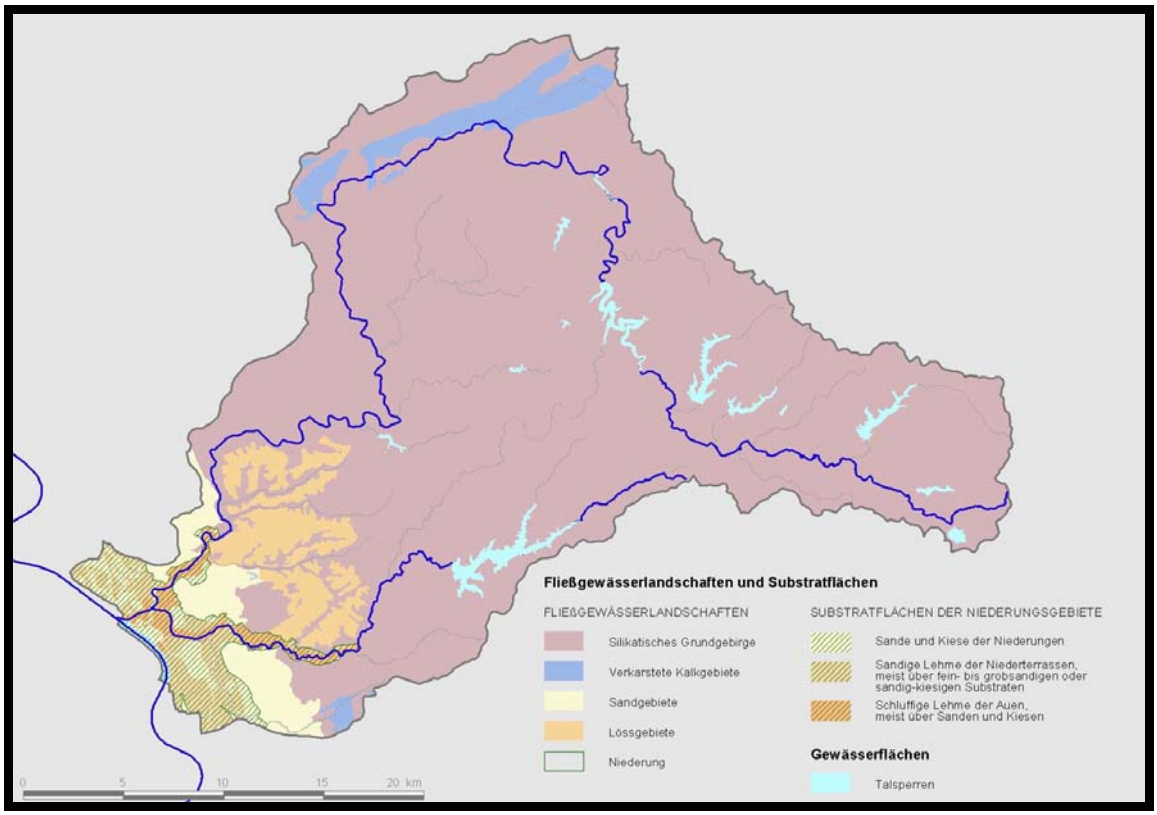


Abbildung 3.2.1: Fließgewässerlandschaften im Einzugsbereich der Wupper einschließlich der Dhünn als Hauptnebenfluss

Das Einzugsgebiet der Wupper hat eine Größe von 813 km². Mit einer Einzugsgebietsgröße von 204 km² ist die Dhünn der größte Nebenfluss. Das oberhalb der „Großen Dhünn-Talsperre“ liegende Einzugsgebiet beträgt 60 km².

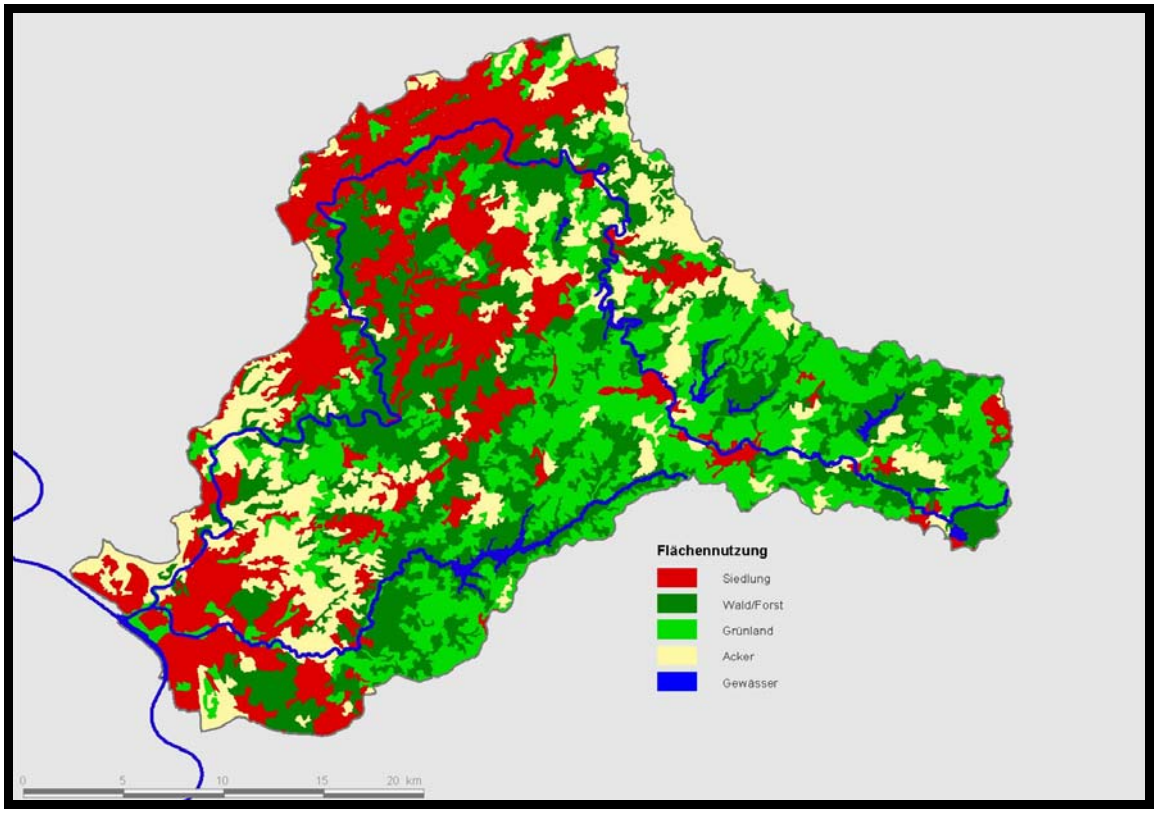
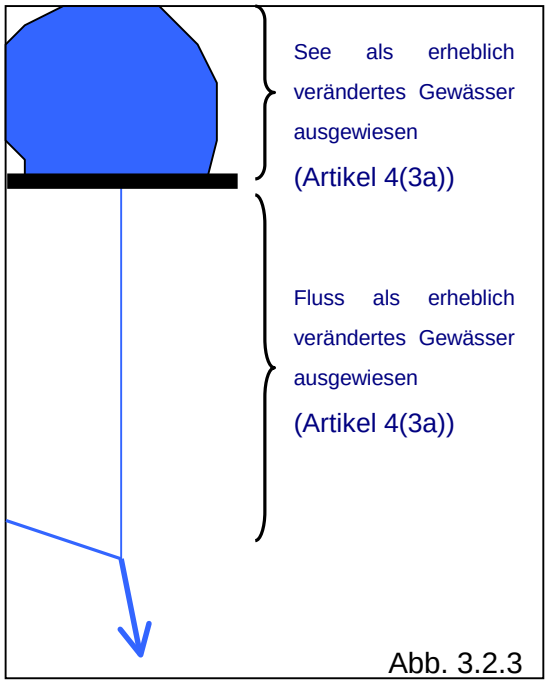


Abbildung 3.2.2: Landnutzung im Wupper- und Dhünn-Einzugsgebiet

- Die Dhünn wurde als Fallstudie ausgewählt, um den Einfluss von Stauseen auf das unterhalb gelegene Fließgewässer zu untersuchen. Die „Große Dhünn-Talsperre" ist eines der wichtigsten Trinkwasserreservoire in Nordrhein Westfalen und versorgt mit ihrem Wasser vor allem die Industriegebiete im angrenzenden Rheintal (Städte Leverkusen und Solingen). Das Einzugsgebiet der Wupper weist eine Bevölkerungsdichte von 1.124 E/km² auf (Durchschnitt in Deutschland: 230 E/km^2).
- Im Hinblick auf das von der CIS AG 2.2 erarbeitete Grundlagenpapier 7ver 2 (Abb. 3.2.3 und 3.2.4) ist dieses Beispiel gewählt worden, um zu prüfen, ob ein Fließgewässer unterhalb einer Talsperre a priori als erheblich verändert auszuweisen ist oder die Ausweisung auf die Sperrmauer und den physikalisch veränderten Kanal beschränkt werden sollte.



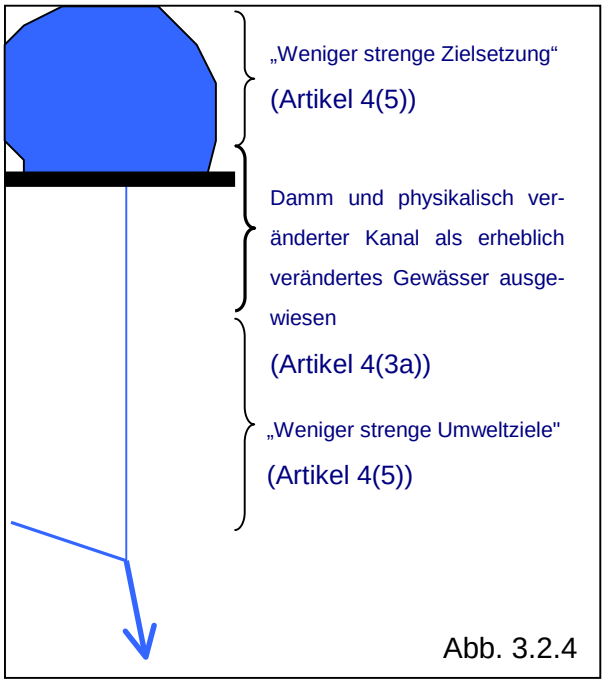


Abbildung 3.2.3: Ausweisung als HMWB aufgrund der physikalischen Veränderung

Abbildung 3.2.4: Ausweisung als HMWB aufgrund von Veränderungen der hydromorphologischen Merkmale

- Die Talsperre liegt in einer Region mit relativ hohem Niederschlag (1.000 bis 1.200 mm a^{-1}). Das Volumen beträgt rund 81 * 10^6 m^3 mit einer Oberfläche von 440 ha bei Höchstwasserstand. Die Stauhöhe beträgt annähernd 53 m.

4 Beschreibung des Untersuchungsgebietes

4.1 Geologie, Topographie und Hydrologie

- Die Dhünn ist ein mittelgroßer Fluss (Einzugsgebiet: 204 km², Flusslänge 39,6 km, Länge der Dhünn inkl. Nebenflüsse: 225,4 km) im Nordwesten Deutschlands im Bundesland Nordrhein-Westfalens gelegen. Sie mündete ursprünglich direkt, jedoch nach einer frühen Laufkorrektur nun über die Wupper in den Rhein (Abb. 4.1.1).

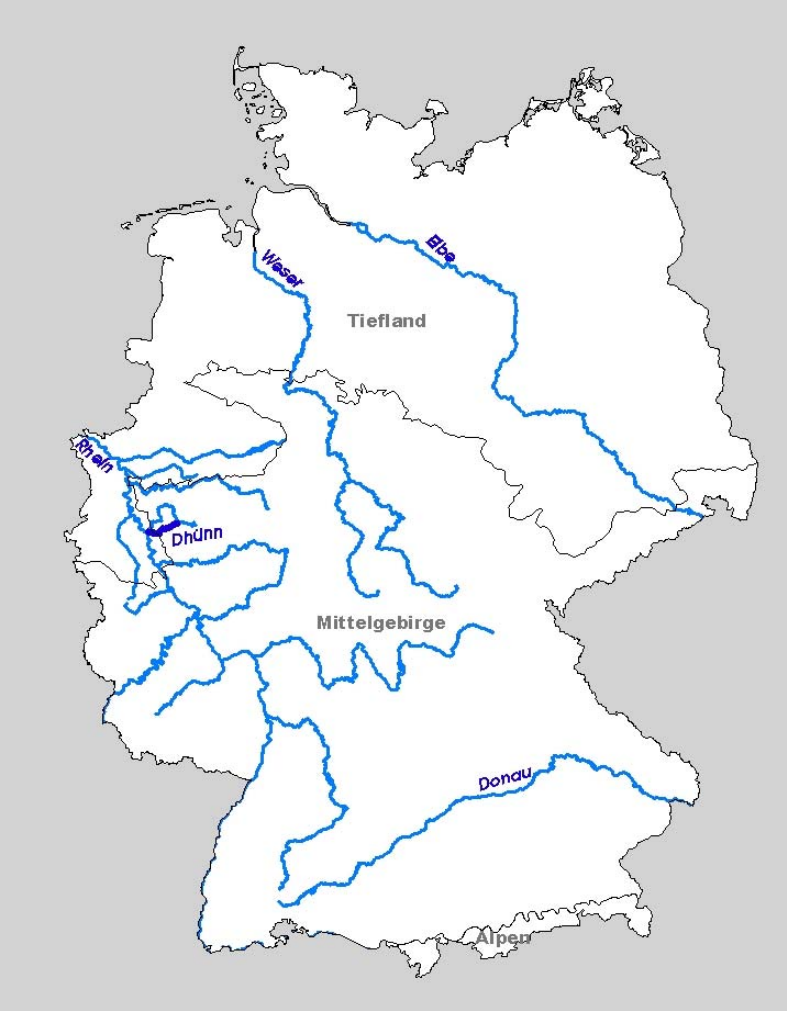


Abbildung 4.1.1: Lage der Dhünn

- Der Fluss liegt in seinem Ober- und Mittellauf in der Ökoregion 9 (zentrales Hochland) mit hauptsächlich silikatischer Geologie. Der Unterlauf bis zur Mündung in die Wupper gehört dem Tiefland an und ist damit der Ökoregion 14 zuzuordnen. Nordrhein-Westfalen ist in zehn Fließgewässerlandschaften mit 23 Bach- und Flusstypen unterteilt. Das Einzugsgebiet der Dhünn ist Teil von fünf Fließgewässerlandschaften mit zehn verschiedenen Bach- und Flusstypen (Abb. 4.1.2).

- Das Einzugsgebiet von Ober- und Mittellauf (Wasserkörper 1 bis 3) wird von metamorphem Kristallin (Schiefer) und Vulkangestein geprägt. Der Unterlauf des Flusses (Wasserkörper 4) tritt in die Rheinebene mit sandigem und kiesigem Böden ein.
- Die Quelle der Dhünn liegt bei 330 m über NN. Im Längsverlauf des Flusses treten dabei Bereiche mit Gefällen > 0,6 % bis zu flachen Bereichen mit weniger als 0,1 % Gefälle in Wasserkörper 4 auf.

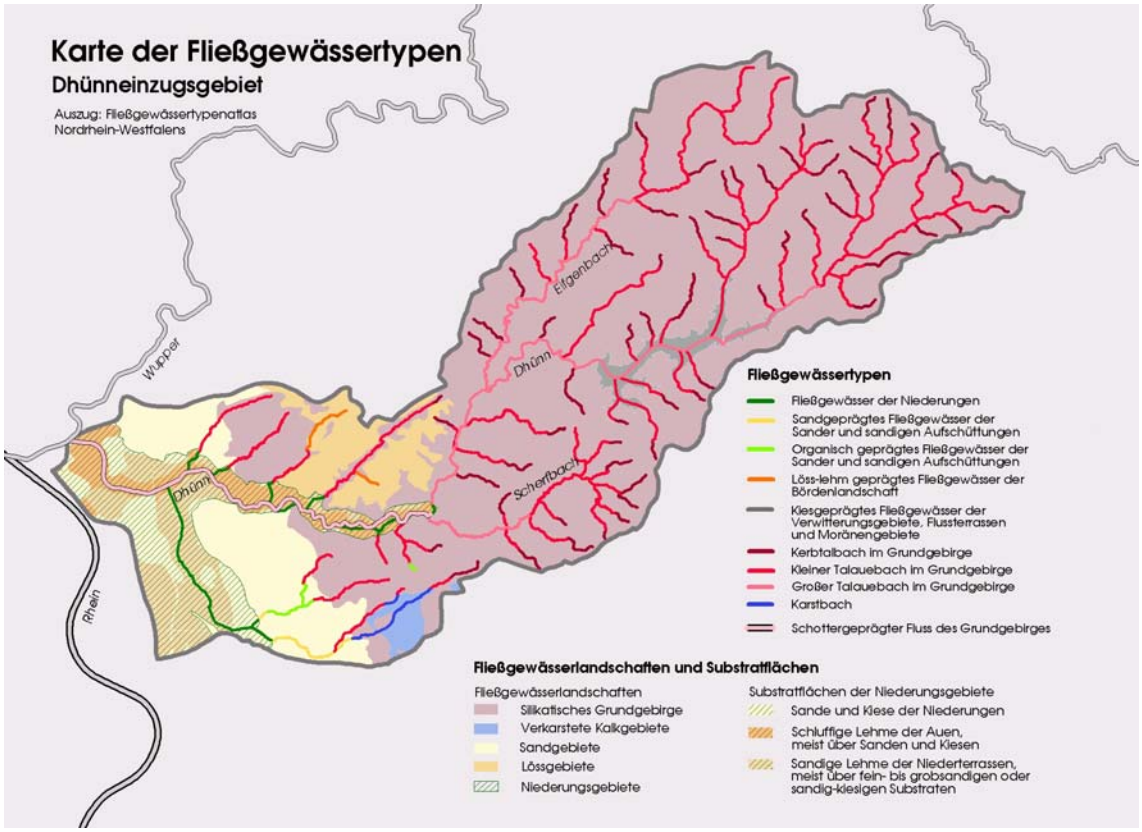


Abbildung 4.1.2: Typologie der Dhünn und ihrer Nebenflüsse

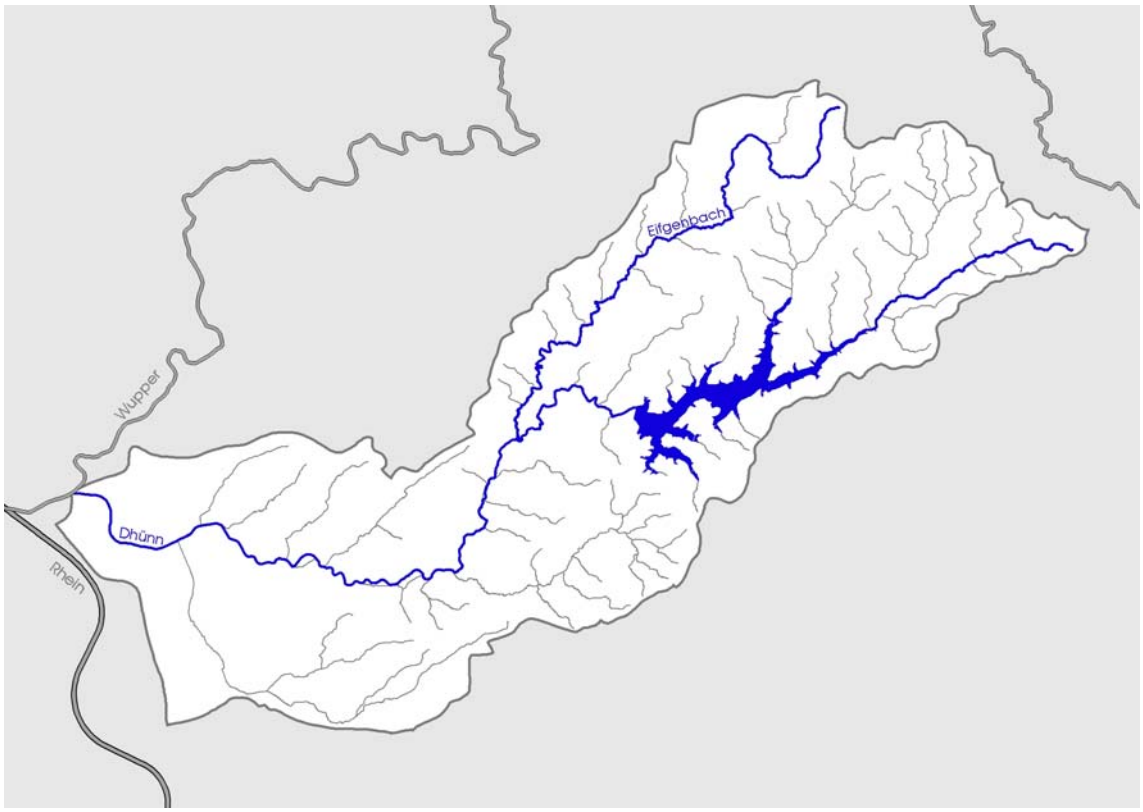


Abbildung 4.1.3: Einzugsgebiet der Dhünn mit Lage der „Großen Dhünn-Talsperre“ und dem wichtigsten Nebengewässer Eifgenbach

4.2 Sozioökonomische Geographie und menschliche Aktivitäten im Einzugsgebiet

- Die Gesamtbevölkerung im Wupper-Einzugsgebiet beläuft sich auf rund 929.000 Menschen, was einer Bevölkerungsdichte von 1.124 Einwohner pro Quadratkilometer entspricht (Durchschnitt in Deutschland: 230 E*km^{-2}). Besiedelte Flächen bedecken 12 % des Wupper-Einzugsgebietes, weitere 45 % werden von Wald eingenommen. Die landwirtschaftliche Nutzung wird von Kleinbetrieben mit Weide- und Ackerwirtschaft bestimmt. Landwirtschaftlich genutzte Böden bedecken nahezu 37 % der Gesamtfläche des Wupper-Einzugsgebietes. Die Einwohnerdichte im Dhünn-Einzugsgebiet ist im Vergleich zur Wupper niedrig (z. B. 369,5 E/km² im Gebiet der Gemeinde Odenthal). Die Flächennutzung des Dhünn-Einzugsgebietes liegt jedoch mit

Siedlungsflächen	22,20 %
Landwirtschaftliche Nutzfläche	39,30 %
Waldfläche	36,60 %
Gewässerfläche [%]	1,90 %

in Bereichen, die für das gesamte Wupper-Einzugsgebiet charakteristisch sind.

- Bezüglich anderer ökonomischer Aktivitäten zeigt die Beschäftigungsstruktur vorrangig industrielle Unternehmen, zum Beispiel aus den Bereichen Pharmazeutische und Chemische Industrie, Verfahrens- und Elektrotechnik sowie Maschinenbau. Handel und Dienstleistung sind weitere wichtige Bereiche, da Land- und Forstwirtschaft nur geringe wirtschaftliche Bedeutung haben.

4.3 Identifikation von Wasserkörpern

Die Dhünn kann in vier Wasserkörper (WB) unterteilt werden. Ihr Hauptzufluss Eifgenbach stellt einen weiteren Wasserkörper dar. Weitere Zuflüsse mit einem Einzugsgebiet > 10 km² wurden im Folgenden nicht berücksichtigt.

Tabelle 4.3.1: Übersicht über die Wasserkörper von Dhünn und Eifgenbach

Wasserkörper	Abgrenzung	Länge (km)	Biozönotische Zonierung	Kategorie
WB 1	Quelle bis Talsperre	7,82	Krenal bis Epi-Rhithral	Fließgewässer
WB 2	Talsperre	7,89	potenziell Meta–Rhithral	See
WB 3	Staudamm bis Mündung Ophover Mühlenbach	16,29	Meta- bis Hypo-Rhithral	Fließgewässer
WB 4	Ophover Mühlenbach bis Mündung Wupper	8,06	Hypo-Rhithral bis Epi-Potamal	Fließgewässer
WB 5	Eifgenbach	20,44	Krenal bis Meta-Rhithral	Fließgewässer

- Wasserkörper 1 stellt mit der „großen Dhünn“ den Hauptzufluss zur Talsperre dar.
- Durch Anlage der „Großen Dhünn-Talsperre“ (Wasserkörper 2) wechselt die Dhünn in diesem Bereich die Kategorie vom „Fließgewässer“ zum „See“. Sie muss hier als eigenständiger Wasserkörper betrachtet werden, da die Fläche der Talsperre deutlich größer ist als die in der EG-WRRL genannte Mindestgröße von 0,5 km² für zu betrachtende Standgewässer.
- Wasserkörper 3 erstreckt sich unterhalb der Talsperre bis zur Mündung des Ophover Mühlenbaches. In diesem Bereich gehört die Dhünn der Mittelgebirgsregion an. Auf eine weitere Unterteilung auf der Basis des Zusammenflusses mit dem Eifgenbach wurde verzichtet, da in diesem Fall ein sehr kurzer Wasserkörper, gelegen zwischen Talsperren-Damm und Zusammenfluss, entstanden wäre.
- Wasserkörper 4 umfasst den Tieflandbereich der Dhünn und ist durch einen hohen Urbanisierungsgrad im Umfeld (Stadt Leverkusen) gekennzeichnet.

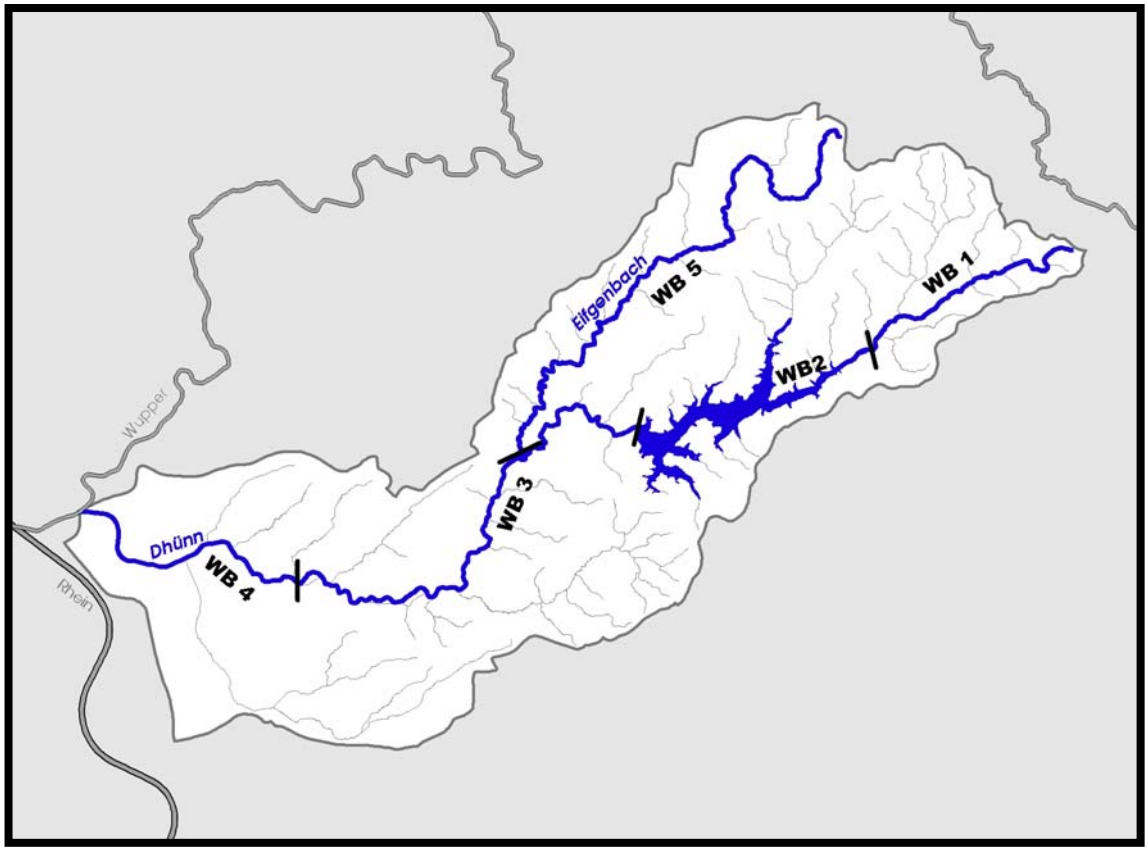


Abbildung 4.3.1: Einteilung der Dhünn und des Eifgenbach in Wasserkörper (Water Bodies (WB))

Für die in Kap. 3.2 dargestellte spezielle Fragestellung der Fallstudie Dhünn wird nachfolgend vor allem der Wasserkörper 3 betrachtet. Dieser Wasserkörper wurde gemäß WRRL, Anhang II, 1.2 System A beschrieben (siehe Tabelle 4.3.1) und ist somit Teil der Ökoregion Nr. 9 "zentrales Hochland" (WRRL-Anhang XI) mit „mittlerer Höhe“ und „mittlerer Größe“. Die Geologie wird als „überwiegend silikatisch“ eingestuft.

Tabelle 4.3.2: Beschreibung des Wasserkörpers 3 im Dhünn-Einzugsgebietes gemäß System A, WRRL-Anhang II, 1.2. „Ökoregionen und Typen von Oberflächenwasserkörpern“

Deskriptoren	Beschreibung
Ökoregion	Zentrales Hochland (Anhang XI)
Höhenlage	Mittlere Höhe bis Tiefland
Größe	Mittel
Geologie	Überwiegend silikatisch

TEIL II

5 Physikalische Veränderungen

5.1 Belastungen und Nutzungen

Tabelle. 5.1.1: Beschreibung der signifikanten Belastungen in der Fallstudie „Dhünn“

Belastungen	**Dhünn**
Schifffahrt	-
Hochwasserschutz	Trinkwassertalsperre, untergeordnete Nutzung Hochwasserschutz
Wasserkraft	6 Wehre mit einer Höhe $\geq$ 30 cm
Land-/Forstwirtschaft	Nicht signifikant
Wasserversorgung	Trinkwassertalsperre mit einem Volumen von 81 * 10^6 m^3 und einer Oberfläche von 440 ha bei höchstem Füllstand. Die Stauhöhe beträgt annähernd 53 m.
Besiedelung	Landnutzung: Siedlungsfläche und Infrastruktur bedecken rund 22 % der Fläche

5.2 Physikalische Veränderungen

Die Bewertung der morphologischen Struktur der Dhünn spiegelt die physikalischen Veränderungen durch die Talsperre wider. Die morphologische Erhebung benutzt das standardisierte Verfahren der Gewässerstrukturgütekartierung (stream habitat surveys) in Deutschland. Die Ergebnisse werden in Abbildung 5.2.1 bis 5.2.4 dargestellt. Der morphologische Status wird in sieben Klassen von „naturnah“ (dunkelblaue Farbe) bis „übermäßig geschädigt“ (rote Farbe) eingestuft.

Die Karten zeigen ausgewählte Kriterien der Gewässerstrukturgütekartierung. Das rechte Feld zeigt die Gesamtbewertung, während das mittlere und das linke Feld jeweils die Bewertung des Flussbettes und der Ufer zeigen.

5.3 Veränderungen der hydromorphologischen Merkmale der Wasserkörper und Beurteilung der daraus resultierenden Belastungen

Das Abflussregime der Dhünn ist erheblich gestört. Hauptaspekte sind:

- Im Vergleich zum natürlichen Regime antizyklisches Abflussregime mit Perioden niedrigen Abflusses im Winter und hohen Abflusses im Sommer.
- Ein fast vollständiger Verlust von bettbildenden Hochwässern und infolgedessen Verlust der Flussdynamik und potenzielle Kolmatierung der Sedimente.
- Künstlich erweiterte Niedrigwasserperiode im Winter, die potenziell die Wanderung der Meerforelle (*Salmo trutta trutta*), der Lachse (*Salmo salar*) und anderer anadromer Arten stromaufwärts begrenzen.
- Ausgedehnte Perioden mit hohem Abfluss im Sommer verursachen möglicherweise den Verlust von Habitaten für 0+Meerforellen und -Lachse.
- Hohe Abflüsse im Sommer erhöhen den thermischen Effekt des abgelassenen, kalten hypolimnischen Wassers.

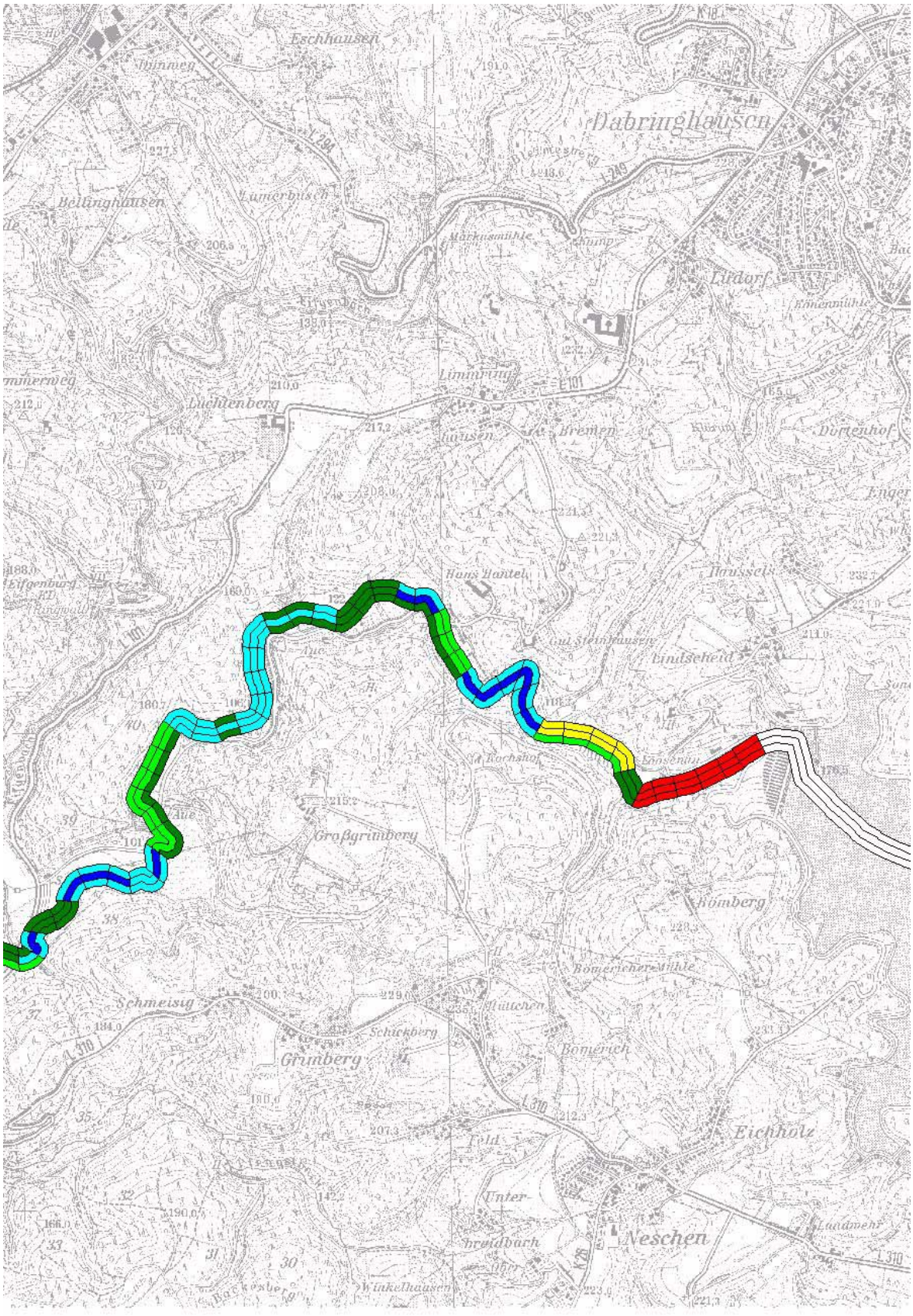


Abbildung 5.3.1: Morphologischer Status der Dhünn unterhalb der Talsperre (km 18 bis 23). Rote Bereiche markieren das Auslassbecken der Talsperre.

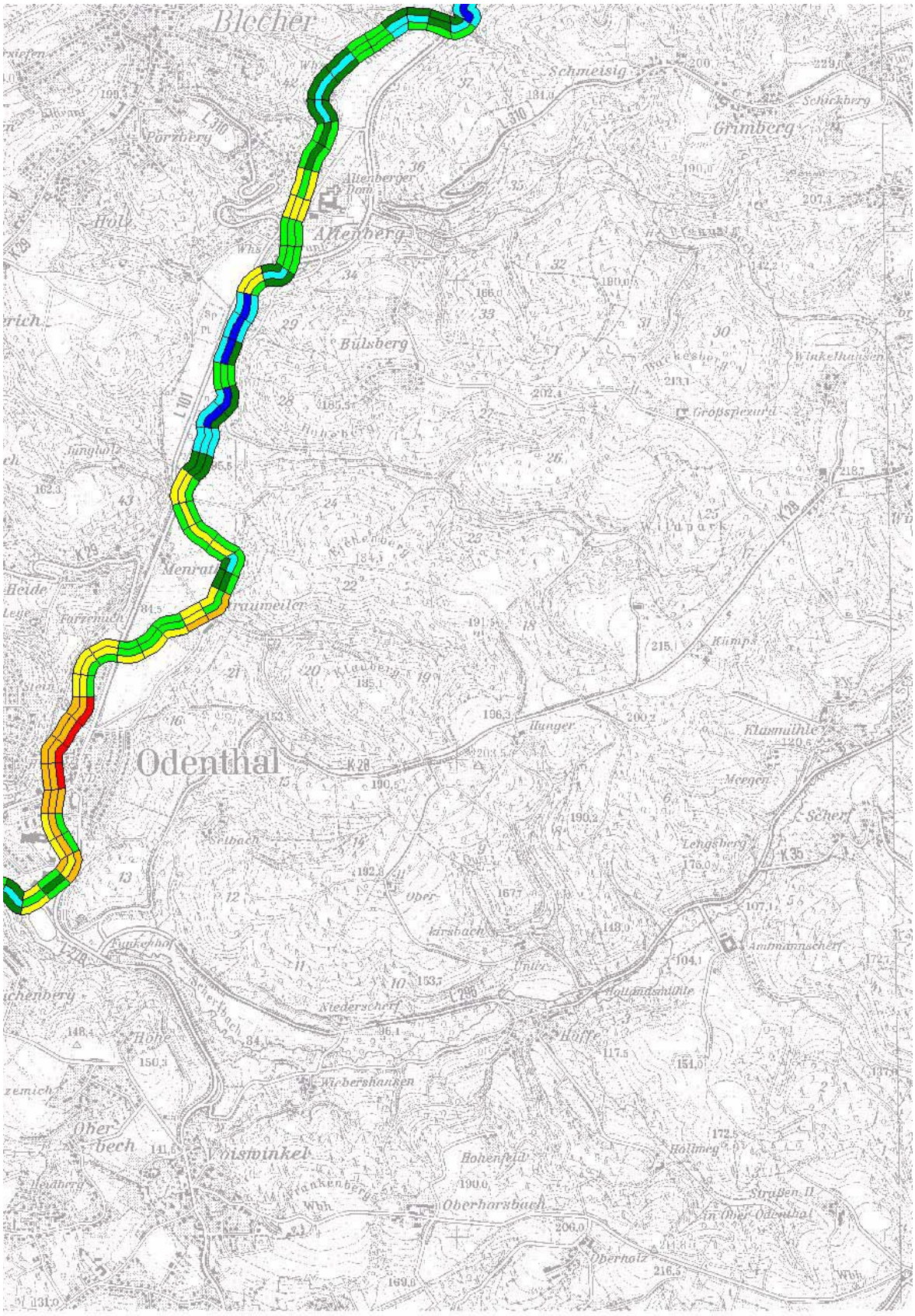


Abbildung 5.3.2: Morphologischer Status der Dhünn zwischen Altenberg und Odenthal (km 13 bis 18).

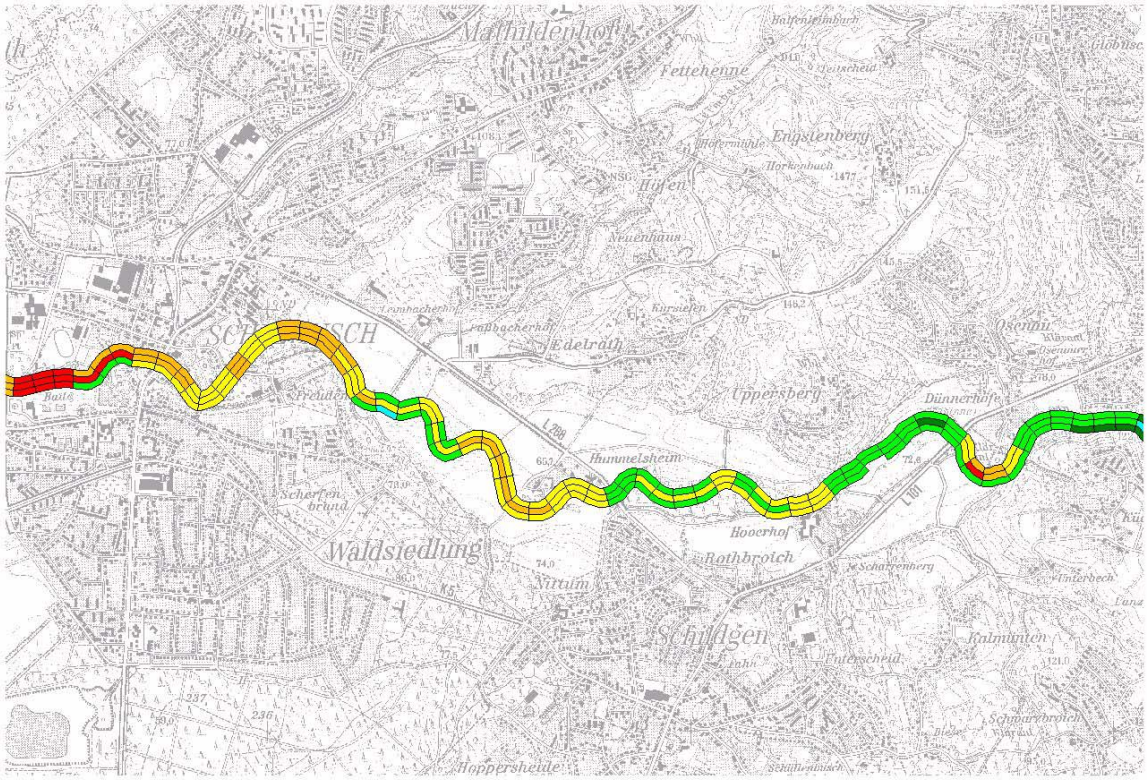


Abbildung 5.3.3: Morphologischer Status der Dhünn, km 7 bis 13

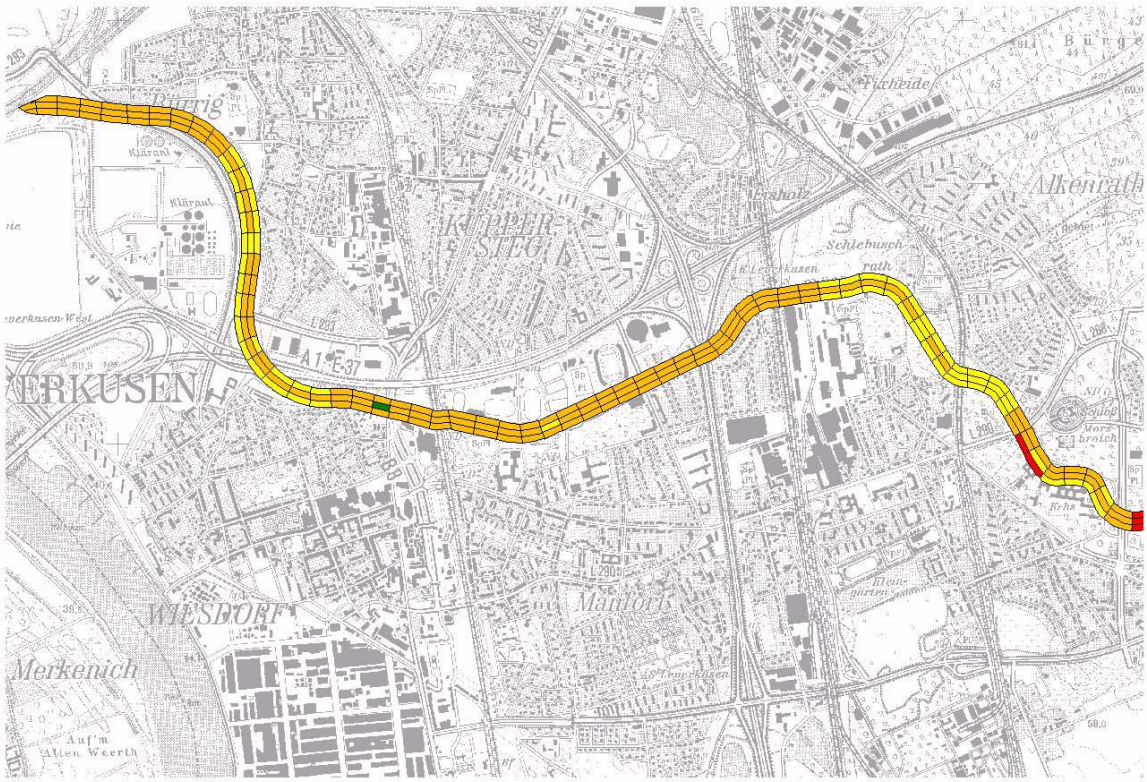


Abbildung 5.3.4: Morphologischer Status der Dhünn, km 7 bis zum Rhein (km 0)

5.4 Diskussion und Schlussfolgerungen

Die durch die Talsperre und die Besiedelung verursachten physikalischen Veränderungen differenzieren die Dhünn in verschiedene Bereiche. Die lineare Durchgängigkeit des Flusssystems und die Land-Wasser-Vernetzung gingen durch den Bau der Talsperre verloren, jedoch ist die Lebensraumqualität in dem unterhalb der Talsperre gelegenen Wasserkörper 3 als „gut“ bis „sehr gut“ zu bewerten, sogar unterhalb des Auslassbeckens. Typische Veränderungen wie z.B. eine Eintiefung des Bachbettes auf Grund des Sedimentrückhaltes in der Talsperre sind hier nicht gegeben.

Der größte Schaden an den hydromorphologischen Qualitätselementen wurde in Wasserkörper 4 beobachtet. Dieser wird durch die dichten urbanen Besiedelungsstrukturen im Bereich der Stadt Leverkusen verursacht und ist nicht auf Schäden durch die oberhalb gelegene Talsperre zurückzuführen.

6 Ökologischer Zustand

Der ökologische Zustand der Dhünn in Wasserkörper 3 wird in erster Linie durch den Damm beeinflusst, der zur Trinkwasserversorgung, Wasserkraftnutzung und zum Hochwasserschutz für die Stadt Leverkusen gebaut wurde. Andere Belastungen hängen von der land- und forstwirtschaftlichen Nutzung im Einzugsgebiet ab. Da die Dhünn und ihre Nebenflüsse in den industriellen Zentren des Bergischen Landes und dem dicht besiedelten Rheintal liegen, werden sie genauso wie das Gebiet um den Damm intensiv zur Erholung genutzt. Die Talsperre und ihr direktes Umfeld sind jedoch zum Schutz der Wasserqualität vor öffentlichem Zutritt gesperrt.

6.1 Biologische Qualitätselemente

Für die Bewertung des ökologischen Zustands des Wasserkörpers 3 wurden die biologischen Qualitätselemente „benthische wirbellose Fauna“ und „Fischfauna“ benutzt. Phytoplankton, Makrophyten und Phytobenthos wurden vernachlässigt, weil sie für kleinere Flüsse in Gebirgslagen von geringer Bedeutung sind.

- Benthische wirbellosen Fauna

Vor kurzem wurde an der Dhünn unterhalb des Dammes unter Beteiligung der Ko-Autoren ein Forschungsprojekt durchgeführt, welches die Bedeutung von Mischwassereinleitungen auf die Makroinvertebraten-Gemeinschaften betrachtet. In diesem Projekt wurden 40 halbquantitative Proben aus der Dhünn und ihren Nebenflüssen entnommen, um den gegenwärtigen Stand im Flusssystem zu beschreiben. Hierbei wurden in einem Abstand von 20 bis 50 Metern jeweils 15 Minuten lang Invertebraten gesammelt. Zusätzlich wurden an vier Probestellen ein Jahr lang monatlich quantitative Makrozoobenthosproben durch Aufsammlung mit einem surber sampler genommen. Die Ergebnisse zeigen, dass die Makroinvertebraten-Gemeinschaften im Vergleich zu den Referenzbedingungen für diesen Gewässertyp nicht erheblich durch die Mischwassereinleitung beeinflusst wurden. (In Nordrhein-Westfalen werden Fließgewässer in 23 verschiedene Gewässer-Typen unterteilt. Für jeden Fließgewässertyp sind detaillierte Informationen über Morphologie, Wasserchemie, Makroinvertebraten, Fische und Vegetation in und entlang des Gewässers unter natürlichen Bedingungen verfügbar). Um die Ähnlichkeit des aktuellen Standes mit den Referenzbedingungen zu beurteilen werden verschiedene Kriterien/Indizes benutzt:

- Artenzusammensetzung (zum Beispiel Anzahl der Taxa, Anzahl der Schlüsselarten/Indikatoren des Fließgewässertyps)
- Funktionale Zusammensetzung der Gruppen (zum Beispiel Zusammensetzung der Ernährungstypen, Zusammensetzung der Habitattypen)
- Saprobienindex
- Diversität (Shannon Weaver-Index).

Darüber hinaus wurden die Ergebnisse des EG-Projektes “Entwicklung und Erprobung eines integrierten Beurteilungssystems für die ökologische Qualität von Bächen und

Flüssen in Europa unter Benutzung der benthischen Makroinvertebraten (Akronym: AQEM)" für die Bewertung des ökologischen Zustandes herangezogen. Dieses Verfahren basiert auf einem multimetrischen Index-System und ist für etliche Fließgewässertypen kalibriert (Beschreibung der Methode: http://www.AQEM.de)

- Fischfauna

Der ökologische Zustand der Fischfauna wurde unter Nutzung eines vorläufigen Bewertungsvorschlages nach dem System von Gaumert (unveröffentlicht) und aktueller Daten aus Elektrobefischungen beurteilt. Diese Methode benutzt verschiedene Metrices für die Bewertung der Fischfauna. Die aktuelle Fischfauna wird mit der hypothetischen Fischartenzusammensetzung in der entsprechenden Fischregion und Gewässerordnung verglichen.

6.2 Physikalisch-chemische Elemente

Der Abfluss aus der Talsperre verändert das Wassertemperaturregime des Flusses hauptsächlich im Sommer (siehe Abb. 6.2.1).

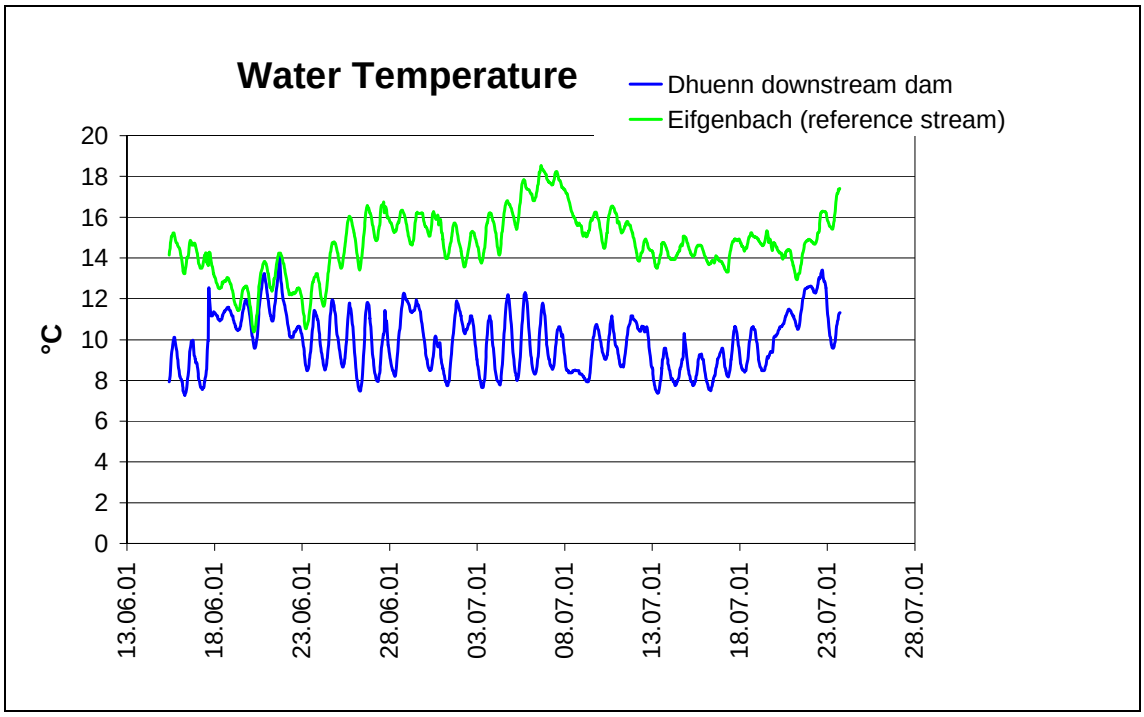


Abbildung 6.2.1: Wassertemperatur der Dhünn und des Referenzgewässers Eifgenbach

Die Wassertemperatur der Dhünn (Wasserkörper 3) differiert im Vergleich zu den Bedingungen des nahe gelegenen Referenzbaches (Eifgenbach = Wasserkörper 5), im Zeitraum von Oktober bis Mai weniger als 1°C. Im Sommer jedoch liegen die Wasser-

temperaturen unterhalb des Dammes viel niedriger als im Referenzbach (siehe Tabelle 6.2.1).

Tabelle 6.2.1: Temperaturregime der Dhünn und des Eifgenbachs im Juni und Juli 2001

	Ø Wasser-temperatur	**max. Wasser-temperatur**	**min. Wasser-temperatur**	**Ø tägliche Amplitude**
Dhünn	9,9 °C	14,1 °C	7,3 °C	2,7 °C
Eifgenbach	14,7 °C	18,5 °C	10,4 °C	1,7 °C

Andere Belastungen wie Landwirtschaft und Erholung haben keinen signifikanten Einfluss auf die physiko-chemischen Elemente. Der Einfluss der Kläranlage und der Mischwassereinleitungen beeinträchtigt den biologischen Zustand der Dhünn nur geringfügig und lokal (zum Beispiel: keine Veränderungen des Saprobienindex, keine Verringerung der Taxazahl und der Anzahl von Leitarten/Indikatoren des Fließgewässertyps, geringfügige Veränderungen der Zusammensetzung funktionaler Gruppen).

6.3 Bestimmung des aktuellen ökologischen Zustands

- Benthische wirbellose Fauna

Referenzbedingungen im Fließgewässertyp „Großer Talauebach im Grundgebirge"	**Verteilung funktionaler Gruppen in der Dhünn unterhalb der Talsperre**

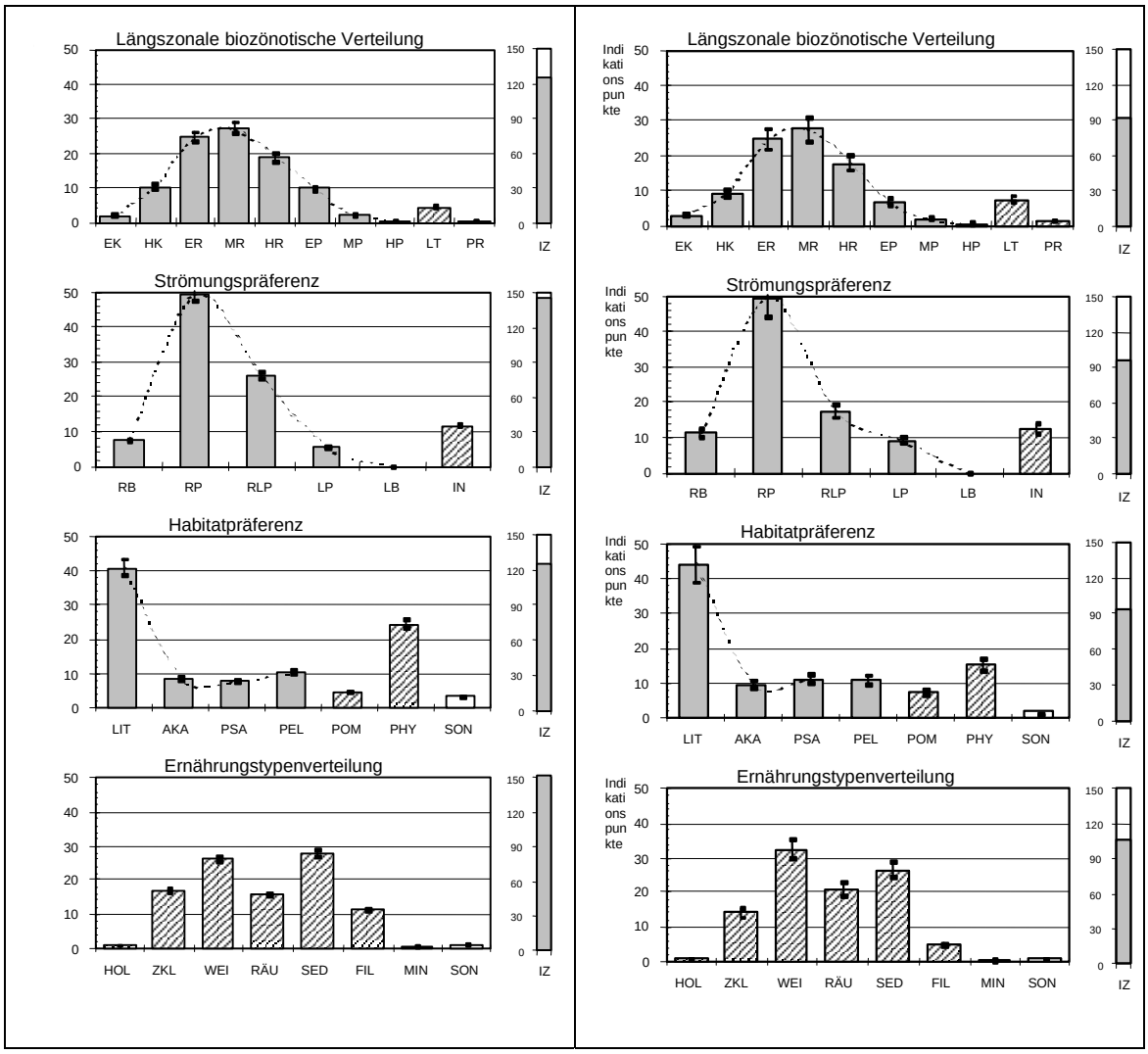


Abbildung 6.3.1: Referenzbedingungen im Fließgewässertyp „Großer Talauebach im Grundgebirge“ und Verteilung der funktionellen Gruppen in der Dhünn unterhalb der Talsperre

In der Dhünn wurden unterhalb des Dammes 118 verschiedene Taxa nachgewiesen. Die Diversität erreicht Werte zwischen 2,11 und 2,65. Die Verteilung der funktionalen Gruppen entspricht nahezu der in den Referenzbächen dieses Fließgewässertyps (siehe Abb. 6.3.1).

Mit Hilfe des Programms AQEM wurde sowohl das Modul „Organische Belastung“ als auch das Modul „Defizite in der Gewässermorphologie“ für eine Probestelle unterhalb der Talsperre aber oberhalb der Stadt Odenthal berechnet.

Modul: Organische Belastung

	Saprobienindex (revidierte Version)	**Gewässergüteklasse**	**Streuungsmaß**	**Abundanz**
Dhünn unterhalb der Talsperre (Altenberger Dom)	1,58	5	0,096	58

Modul: Defizite in der Gewässermorphologie

Metrics Vorklassifikaton

	Deutscher Fauna-Index	Mikrohabi-tatpräferenz	Ernäh-rungstypen	Diversität (Shannon-Wiener-Index)	Taxono-mische Gruppe
Dhünn unterhalb der Talsperre (Al-tenberger Dom)	5	4	4	3	3

Einstufung in die ökologischen Zustandsklassen (nach WRRL)

	Organische Belastung	Defizite in der Ge-wässermorphologie	Ökologischer Zustand
Dhünn unterhalb der Talsperre (Al-tenberger Dom)	**Sehr gut**	**Sehr gut**	**Sehr gut**

Die Einstufung in die ökologischen Zustandsklassen gemäß der EG WRRL zeigt für beide Module Bewertungen, die mit den Referenzbedingungen für diesen speziellen Flusstyp vergleichbar sind. Mittels der überarbeiteten Version des Bewertungsprogramm AQEM (AAP 2.0) wurde der ökologische Zustand des untersuchten Flussabschnittes als „sehr gut“ eingestuft, obwohl die Probestelle unmittelbar unterhalb der Talsperre liegt.

- Fischfauna

Die Dhünn konnte unterhalb der Talsperre im Wasserkörper 3 als Übergang zwischen Metarhithral und Hyporhithral charakterisiert werden und ist der unteren Forellenregion und der Äschenregion zuzuordnen.

Ergebnisse:

- 50 % der hypothetischen Fischfauna von 12 Arten sind vorhanden
  => Klassifikation: mäßig
- Leitarten der Fischregionen (Bachforelle (*Salmo trutta*) und Äsche (*Thymallus thymallus*)) sind vorhanden, ebenso wie Begleitarten (wie Mühlkoppe, Groppe (*Cottus gobio*), Bachschmerle (*Noemacheilus barbatulus*), und Döbel (*Leuciscus cephalus*)).

  => Klassifikation: gut
- Anadrome und katadrome Fischarten: Artenzusammensetzung reduziert

  => Klassifikation: mäßig
- Bachforelle: prozentualer Anteil > 10 % (= eudominant), Äsche: prozentualer Anteil < 2 % bis > 1 % (= rezedent)

  => Klassifikation: gut

- Begleitarten: prozentualer Anteil 1 % bis > 10 % (= eudominant, dominant oder rezedent).

  => Klassifikation: sehr gut

- Anteil von Leit- und Begleitarten > 90 %

  ⇨ Klassifikation: sehr gut

6.4 Diskussion und Schlussfolgerungen

In zwei Metrics erreicht die Fischfauna einen sehr guten, in zwei Metrics einen guten und in zwei weiteren Metrics einen mäßigen ökologischen Zustand. Der ökologische Zustand wurde in zwei Fällen als mäßig beurteilt, weil unterhalb der Talsperre Wehre die Längsdurchgängigkeit des Flusses unterbrechen und Maßnahmen zur Verbesserung der Fischwanderung noch nicht abgeschlossen sind. Die Beeinträchtigung der Fischwanderungen unterhalb der Dhünntalsperre wird nicht durch die Talsperre verursacht und wahrscheinlich nach Vollendung der Maßnahmen zur Wiederherstellung der ökologischen Durchgängigkeit entschärft.

Die vergleichsweise niedrigen Wassertemperaturen haben wahrscheinlich einen Einfluss auf die Fortpflanzung von Lachs und Äsche. Obwohl die Laichsaison beider Arten im Winter bzw. Frühjahr liegt (wenn keine signifikanten Veränderungen der Wassertemperatur vorliegen), wird das Wachstum der Jungfische im Verlauf des Jahres reduziert und erhöhte Sterblichkeitsraten treten auf (Fraßdruck, reduzierte Fitness). Die Abundanz der Äsche ist daher jetzt geringer als vor der Errichtung der Talsperre.

Obwohl es im Vergleich zu den Referenzbedingungen leichte Veränderungen in der Artenzusammensetzung der benthischen wirbellosen Fauna und der Fisch-Lebensgemeinschaft gibt, weisen letztlich beide biologischen Qualitätselemente den guten ökologischen Zustand für den betrachteten Wasserkörper 3 der Dhünn aus.

7 Ermittlung und Ausweisung von Wasserkörpern als „erheblich verändert“

Die Ergebnisse der Fallstudie Dhünn zeigen deutlich, dass es möglich ist einen guten ökologischen Zustand unterhalb eines Stausees bzw. Talsperre und sogar in der nahen Umgebung unterhalb der Talsperre zu erreichen. Damit ist eine Ausweisung als „erheblich verändertes Gewässer“ für diese Bereiche nicht erforderlich. Maßnahmen zur Minderung der Belastungen wie dynamische Abflussregulierung und/oder Vermischen von Wasser aus der Talsperre sollte im Fall der Dhünn das Temperaturregime verbessern und es zu natürlicheren Bedingungen hinführen. Mit diesen Nutzungsänderungen könnte das Problem der verringerten Fortpflanzung der Äschen und das schwache Abwachsen von Junglachsen gelöst werden.

Die Ausweisung als „erheblich veränderter Wasserkörper“ sollte also nicht automatisch aufgrund Lage des Flussbereichs unterhalb einer Talsperre erfolgen. Eine genauere Analyse der lokalen Bedingungen ist notwendig und wird empfohlen.

Anhang A5

Fallstudie Ruhr

Erheblich veränderte Gewässer in Europa
Fallstudie „Ruhr“

BMBF-Verbundprojekt MAKEF:

Dr. Petra Podraza

Dirk Glacer

Martin Halle

Dr. Andreas Müller

Dr. Thomas Zumbroich

Dr. Petra Podraza
Institut für Ökologie, Fachgebiet Hydrobiologie
Universität Duisburg-Essen, Standort Essen
D-45117 Essen
Tel: +49-(0)201-183-3868, Fax: +49-(0)201-183-4583
E-Mail: petra.podraza@uni-essen.de

Dirk Glacer
Ingenieurbüro Glacer
Horster Str. 25e
45279 Essen
Tel.: +49-(0)201-276062; Fax: +49-(0)201-5367105
E-mail: dirk.glacer@gmx.de

Martin Halle
umweltbüro essen,
Rellinghauser Str. 334 f
45136 Essen
Tel.: +49-(0)201-8606112; Fax: +49-(0)201-8606129
E-mail: martin.halle@umweltbuero-essen.de

Dr. Thomas Zumbroich, Dr. Andreas Müller
Büro für Umweltanalytik Bonn/ Essen
Breite Str. 21
53111 Bonn
Tel.: +49-(0)228-9738390; Fax: +49-(0)228-9738391
E-mail: thomas.zumbroich@bfua.de, andreas.mueller@bfua.de

1. Vorwort **1**
2. Ergebnistabelle **2**
3. Einleitung **4**
3.1 Wahl der Fallstudie 4
3.2 Allgemeine Bemerkungen 4
4. Beschreibung des Gebietes der Fallstudie **7**
4.1 Geologie, Topographie und Hydrologie 7
4.2 Sozioökonomie, Geographie und anthropogene Nutzungen im Einzugsgebiet 11
4.3 Identifizierung von Wasserkörpern 16
4.3.1 Ausweisungskriterien für Wasserkörper 18
4.3.2 Beschreibung der vorläufig ausgewiesenen Wasserkörper 19
4.4 Diskussion und Schlussfolgerungen 25
TEIL II **28**
5. Physikalische Veränderungen **29**
5.1 Belastungen und Nutzungen 29
5.2 Physikalische Veränderungen 30
5.3 Veränderungen der Hydrologie der Wasserkörper und die Bewertung der daraus resultierenden Belastungen 35
5.4 Diskussion und Schlussfolgerungen 36
6. Ökologischer Zustand **37**
6.1 Biologische Qualitätselemente 37
6.2 Physikalisch-chemische Elemente 38
6.3 Bestimmung des aktuellen ökologischen Zustands 39
6.4 Diskussion und Schlussfolgerungen 47
7. Vorläufige Identifikation von erheblich veränderten Wasserkörpern **49**
7.1 Vorläufige Ausweisung erheblich veränderter Wasserkörper anhand signifikanter morphologischer Veränderungen 49
7.2 Notwendige hydromorphologische Veränderungen zur Erreichung des guten ökologischen Zustandes 49
7.2.1 Erforderliche hydromorphologische Veränderungen zur Erreichung des guten ökologischen Zustandes 49
7.2.2 Erforderliche Maßnahmen zur Erreichung des guten Zustandes 53
7.2.3 Auswirkungen der Maßnahmen auf bestehende Nutzungen und signifikante Beeinträchtigungen der menschlichen Tätigkeiten 56
7.2.4 Auswirkungen auf die Umwelt im weiteren Sinne 60
7.3 Bewertung von anderen Umweltoptionen 60
7.3.1 Identifikation und Definition der nutzbringenden Ziele der bestehenden Nutzungen bzw. menschlichen Tätigkeiten 61
7.3.2 Beschreibung von Alternativen zur Erreichung der nutzbringenden Ziele 61
7.4 Zusammenfassende Darstellung des Festsetzungsprozesses 62
7.4.1 Identifikation der Wohlfahrtswirkungen 66
7.4.2 Kostenermittlung zur Erreichung des guten ökologischen Zustandes und Beurteilung ihrer Verhältnismäßigkeit 71

7.4.3 Vergleich mit den Kosten zur Erreichung des guten ökologischen Potenzials 77
7.4.4 Festsetzung der Wasserkörper und Umweltziele 78
7.4 Diskussion und Schlussfolgerungen 79
8. Definition des maximalen ökologischen Potenzials 81
8.1. Festlegung des maximalen ökologischen Potenzials und der Vergleich mit ähnlichen natürlichen Wasserkörpern 81
9. Definition des guten ökologischen Potenzials 84
9.1 Festsetzung des guten ökologischen Potenzials 84
9.2 Identifizierung von Maßnahmen zum Schutz und zur Verbesserung der ökologischen Qualität 86
PART III 87
10. Schlussfolgerungen, Alternativen und Empfehlungen 88
11. Literatur 89

1. Vorwort

Unter dem Förderkennzeichen: 0330034 wird von den Autoren im Auftrag des BMBF das Verbund-Vorhaben "Entwicklung von Verfahren und Methoden zur Ausweisung erheblich veränderter Fließgewässer und Herleitung des guten ökologischen Potenzials gemäß EU-WRRL (Acronym: MAKEF)" bearbeitet. An Hand der Analyse zweier Flussgebiete (Ruhr und Mulde) soll ein allgemeingültiges, automatisiertes Verfahren zur Ausweisung "künstlicher" und "erheblich veränderten Fließgewässer" erarbeitet werden. Ziel ist es einen digitalen Kriterienkatalog und ein darauf aufbauendes klassifizierendes Bewertungsverfahren zu erstellen, so dass Gewässer, die einen "guten ökologischen Zustand" erreichen sollen, auf effiziente Weise von solchen Gewässern unterschieden werden können, die der Kategorie "künstliche" und "erheblich veränderte Wasserkörper" zuzurechnen sind.

Im Rahmen dieses Forschungsvorhabens wurden Abschnitte von Ruhr und Mulde sowie die Dhünn als Fallstudien für das europäische Projekt „Ermittlung und Ausweisung von erheblich veränderten Wasserkörpern gemäß der Wasserrahmenrichtlinie“ bearbeitet. Hierbei sollte die von der CIS-Arbeitsgruppe 2.2 vorgeschlagene Vorgehensweise in ihrer Anwendung getestet werden und in dem Projekt gewonnene Erkenntnisse in den Leitfaden zur Identifizierung und Ausweisung von erheblich veränderten und künstlichen Wasserkörpern mit einfließen.

2. Ergebnistabelle

Tab. 2.1: Ergebnistabelle

Nr.	Position	Einheit	Information
1.	Land	Text	Bundesrepublik Deutschland
2.	Name der Fallstudie (Name des Gewässers	Text	Ruhr (Einzugsgebiet des Rheins)
3.	Mitglied(er) des für die Fallstudien verantwortlichen Lenkungsausschusses	Text	Dr. Ulrich Irmer, Dr. Bettina Rechenberg, Umweltbundesamt (UBA)
4.	Träger der Fallstudie	Text	Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF)
5.	Ausführendes Institut der Fallstudie	Text	BMBF-Forschungsvorhaben MAKEF: Universität Essen Universität Bonn, umweltbüro essen, Büro für Umweltanalytik, Büro Glacer
6.	Beginn der Fallstudie	Datum	01.09.2001
7.	Darstellung der Belastungen und Beeinträchtigungen erwartet bis	Datum	-
8.	Voraussichtlich fertig gestellt bis	Datum	31.03.2002
9.	Gewässertyp (Fluss, See, Übergangsgewässer, Küstengewässer)	Text	Fluss
10.	Einzugsgebiet	km²	4.488 km²
11.	Länge	km	219.2 km (Ruhr); 5.021 km (Summe Fließgewässer des Ruhreinzugsgebietes) => Gewässernetzdichte im Ruhreinzugsgebiet: 0.98 km/km²
12.	Mittlerer Abfluss	m³/s	Mittlerer Abfluss nahe Mündung 1991-2000: 75.1 m³/s; mittlerer Abfluss im Winter 2000: 132.1 m³/s; mittlerer Abfluss im Sommer 2000: 32.9 m³/s
13.	Einwohner im Einzugsgebiet	Anzahl	2.2 Mio.
14.	Bevölkerungsdichte	E/km²	490 E/km²
15.	Änderungen: Physikalische Belastungen/landwirtschaftliche Einflüsse	Text	Trinkwasserentnahme, Entnahme von Kühl- und Brauchwasser
16.	Auswirkungen der nutzungsbedingten Belastungen?	Text	14 Talsperre (Volumen: 473,6 Mio m³), 5 Flussstauseen (Volumen: 19,1 Mio m³), 17 Wasserkraftanlagen (162 Mio kWh/a), 89 Kläranlagen, 489 Entlastungsbauwerke des Mischsystems, 49 Wehre
17.	Probleme?	Text	Eutrophierung (Algenblüten) ihm Ruhr-Unterlauf, lokal Sauerstoff-Defizite im Sommer, lokal kritische Ammoniak-Konzentrationen (NH_3) im Frühjahr, Gewässerbett-Sedimente lokal Schwermetall-belastet, Unterbrechung des Gewässerkontinuums und des Sedimenttransportes. Vergleichmäßigung der Abflussdynamik
18.	Umweltbelastungen?	Text	Urbanisierung entlang des Mittel- und Unterlaufs der Ruhr (Ruhrgebiet: eines der größten Industriegebiete Deutschlands), Land- und Forstwirtschaft im Einzugsgebiet des Ober- und Mittellaufs der Ruhr, Naherholung (z. B. Aus-

Nr.	Position	Einheit	Information
			flugsschifffahrt, Angelsport)
19.	Welche Maßnahmen/Veränderungen sind geplant?	Text	- Renaturierungsmaßnahmen, Maßnahmen zur ökologischen Umgestaltung - Ausbau der Abwasserreinigung - Bau von Fischaufstiegsanlagen - Errichtung von Pufferstreifen entlang des Gewässers
20.	Zusätzliche Informationen	Text	-
21.	Welche Informationen/Daten sind verfügbar?	Text	- Flächennutzungskartierung (GIS) - Gewässerstrukturgütekartierung - Gewässergütekarte - Daten zum Gewässerchemismus und Abfluss - Daten zum Stand der Abwasserbeseitigung - Bestandsaufnahmen von Fischen und benthischen Invertebraten
22.	Welche Art von Untergruppen wäre hilfreich?	Text	-
23.	Zusätzliche Kommentare	Text	-

3. Einleitung

3.1 Wahl der Fallstudie

Die Ruhr wurde aus mehreren Gründen als Fallstudie ausgewählt:

- Nordrhein-Westfalen, das Bundesland in dem die Ruhr gelegen ist, besitzt eine detailliert ausgearbeitete Gewässertypologie, die die Referenzbedingungen für die Morphologie, den Gewässerchemismus, die Hydrologie sowie die Besiedlung durch Makroinvertebraten, Fische und Pflanzen für die einzelnen Gewässertypen beschreibt. Somit ist für dieses Gewässer der natürliche Maßstab, an dem Bewertungen zu eichen sind, bereits verfügbar.
- Das Ruhreinzugsgebiet umfasst mehrere Fließgewässerlandschaften mit unterschiedlichen Gewässertypen (= verschiedene Referenzbedingungen für die Bewertung)
- Die Ruhr stellt einen typischen Vertreter der Fließgewässer im hoch industrialisierten Raum dar. Durch die Vielzahl von Nutzungsansprüchen und die damit einhergehenden Eingriffe in das Gewässersystem ist eine hohe Wahrscheinlichkeit gegeben, Wasserkörper, die als "erheblich verändert" eingestuft werden müssen, nachzuweisen.
- Durch die regelmäßigen Überwachungen von Wasserqualität und Abfluss durch den “Ruhrverband” liegen langjährige Messreihen vor, die freundlicherweise für die Auswertungen der Fallstudie Ruhr zur Verfügung gestellt wurden.
- Die Abteilung Hydrobiologie der Universität Duisburg-Essen; Standort Essen (Dr. Daniel Hering) koordinierte ein EU-Projekt zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie "The Development and Testing of an Integrated Assessment System for the Ecological Quality of Streams and Rivers throughout Europe using Benthic Macroinvertebrates (Acronym: AQEM)". Ziel dieses Projekt ist es, ein Bewertungsverfahren für die Fließgewässer Europas auf der Basis der Besiedlung durch Makroinvertebraten zu entwickeln. Daher wurde in dieser Fallstudie ebenfalls ein Fließgewässer ausgewählt, um hier das AQEM-Verfahren zur Bewertung des "ökologischen Zustandes" anwenden zu können.
- Die Fallstudie wurde im Rahmen des durch das Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF) finanzierte, dreijährige Forschungsvorhaben "Entwicklung von Verfahren und Methoden zur Ausweisung erheblich veränderter Fließgewässer und Herleitung des guten ökologischen Potenzials gemäß EU-WRRL (Acronym: MAKEF)" durchgeführt. In diesem BMBF-Projekt werden jedoch die Gesamteinzugsgebiete von Ruhr und Mulde betrachtet.

3.2 Allgemeine Bemerkungen

Die Ruhr ist als östlicher Zufluss des Rheins in der Mitte von Westdeutschland gelegen und weist eine Gesamtfließstrecke von 219,2 km auf. Der größte Teil des Ruhreinzugsgebietes gehört der Ökoregion 9 (zentrales Mittelgebirge) an. Nur der Mündungsbereich der Ruhr und ihre nordwestlich gelegenen Zuflüsse werden der Ökoregion 14 (Zentrales Tiefland) zugeordnet (siehe Abb. 3.2-1 Lage der Ökoregionen). Das "Ruhrgebiet", im Westen des Ruhreinzugsgebietes gelegen, ist eines der größten und am dichtest besiedelten industriellen Ballungszentren Europas. In der Folge des Bergbaus und der Stahlproduktion entstanden im

lungszentren Europas. In der Folge des Bergbaus und der Stahlproduktion entstanden im 18. und 19 Jahrhundert entlang des Unterlaufs der Ruhr Großstädte wie Bochum, Essen, Mülheim und Duisburg. Mit ca. 2,2 Mio. Einwohnern im gesamten Ruhreinzugsgebiet wird jedoch das Wasser der Ruhr zu Trink- und Brauchwassernutzung von 5,2 Mio. Menschen benötigt, die zum größten Teil außerhalb des Einzugsgebietes z. B. im Einzugsgebiet von Emscher, Lippe, Wupper und Ems leben. Hieraus resultiert ein jährlicher Wasserverlust aus der Ruhr an andere Einzugsgebiete von ca. 300 Mio. m³.

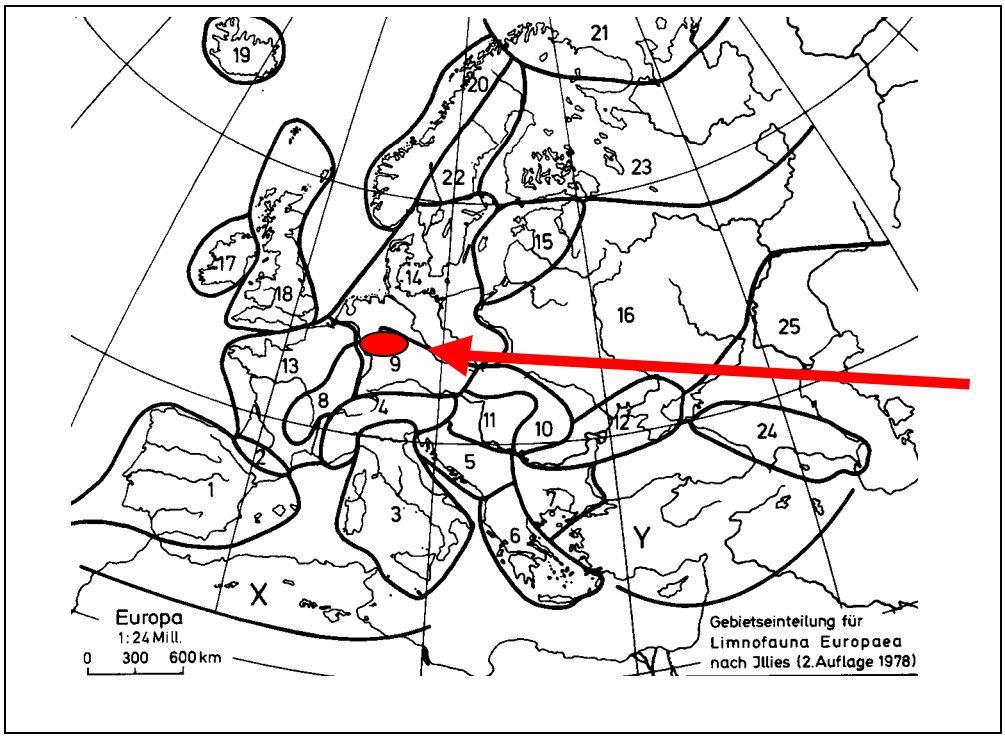


Abb. 3.2-1: Lage des Ruhreinzugsgebietes im System der Ökoregionen

Im östlichen Teil des Ruhr-Einzugsgebietes dominieren in der Flächennutzung Land- und Forstwirtschaft. Hier wurden 14 Talsperren mit einem Gesamtvolumen von 473,6 Mio. m³ errichtet mit der Aufgabe der Abflussregulierung und Sicherstellung einer ausreichenden Wasserführung zur Trinkwassergewinnung auch in Niedrigwassersituationen.

Im Rahmen der Bearbeitung der Fallstudie "untere Ruhr" für die CIS-Arbeitsgruppe 2.2 wurde in einem ersten Schritt der Gewässerabschnitt dem dominierenden Einflussfaktor (driving force) zugeordnet: Trink- und Brauchwasserversorgung für 5,2 Mio. Menschen und die Industrie des Ruhrgebietes. Aus diesem Grund wurde diese Fallstudie dem Belastungsschwerpunkt: "Wasserversorgung" (impact group "water supply") zugerechnet, mit den Charakteristika:

- Staudämme
- Unterbrechung der längszonalen Durchgängigkeit
- Verändertes Abflussregime

Da die Dämme und Wehre an der Ruhr ebenfalls der Wasserkraftnutzung dienen (jährliche Stromerzeugung 162 Mio. kW) wurde die Fallstudie zusammen mit dem Belastungsschwerpunkt "Wasserkraftnutzung" damit Bestandteil der Unterarbeitsgruppe Nr. 1 der EU CIS-Arbeitsgruppe 2.2.

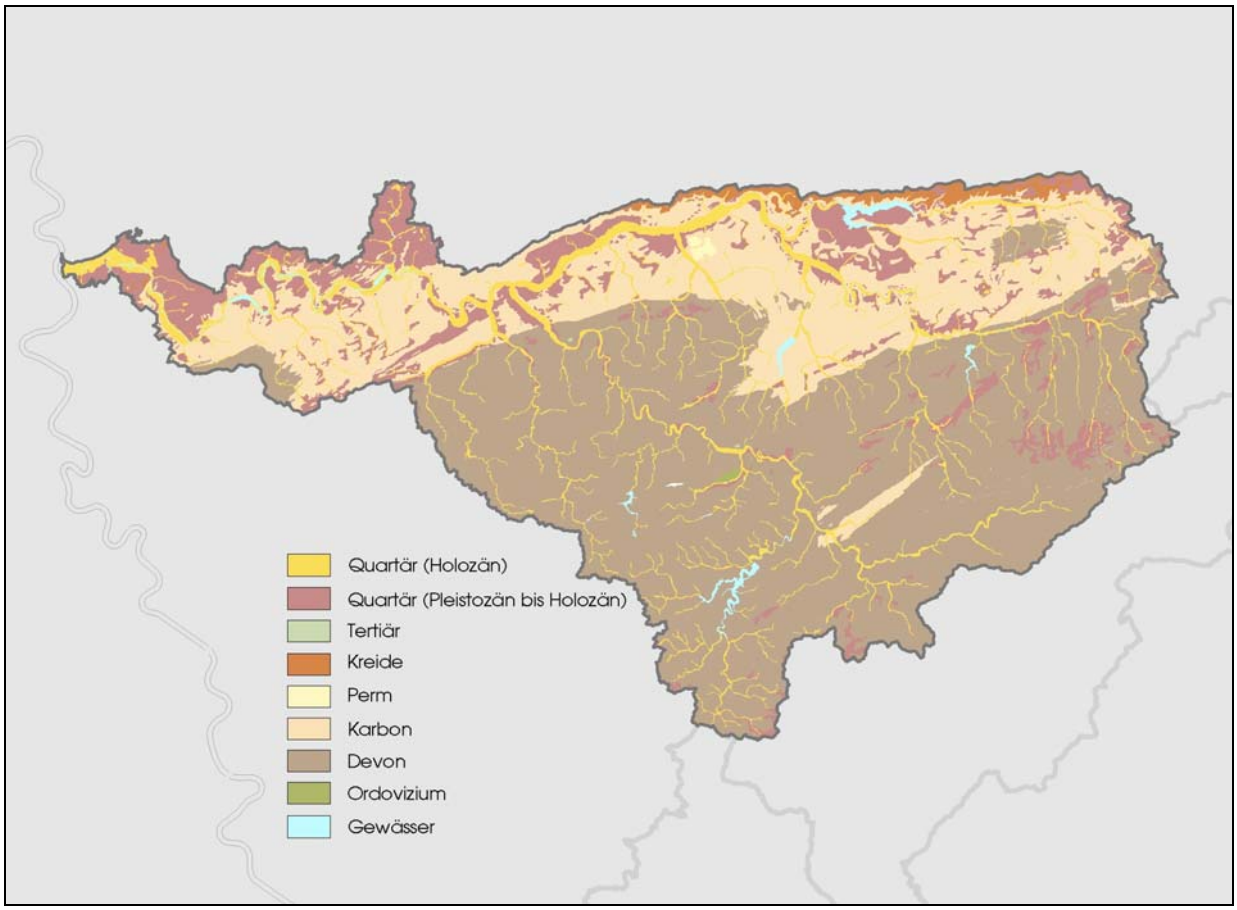
Die EU Unterarbeitsgruppe Nr. 2 umfasst die Belastungsschwerpunkte Schifffahrt, Hochwasserschutz und Landwirtschaft. Die dort diskutierten Belastungen mit ihren Auswirkungen sind jedoch ebenfalls für die Fallstudie Ruhr von Bedeutung, da die Talsperren ebenfalls dem Hochwasserschutz der unterhalb liegenden Gebiete dienen und zudem 76 km der Ruhr als Schifffahrtsweg eingestuft sind. Hierdurch zeigte sich schon früh, dass eine eindeutige Zuordnung zu einem Belastungsschwerpunkt am Beispiel der Ruhr nur wenig sinnvoll ist.

4. Beschreibung des Gebietes der Fallstudie

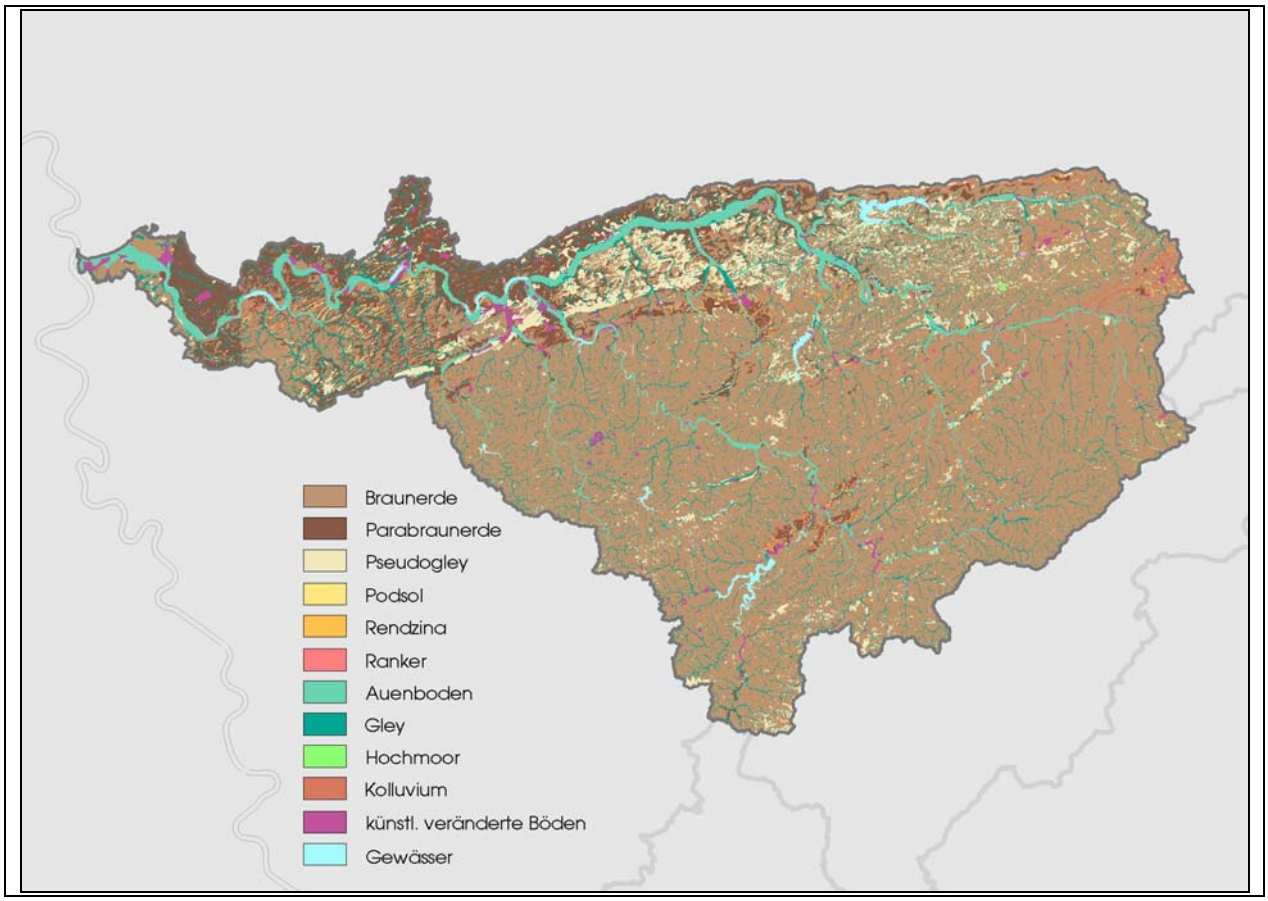
4.1 Geologie, Topographie und Hydrologie

Nordrhein-Westfalen als Bestandteil der Ökoregionen 14 und 9 wird in 19 Fließgewässerlandschaften mit 23 Gewässertypen für Bäche und Flüsse unterteilt (LUA 1999 + 2000). Das Einzugsgebiet der Ruhr (4.488 km²) durchfließt dabei 5 verschiedene Fließgewässerlandschaften mit 8 Bach- und Flusstypen. (Karte + Abb. 4.1.-3). Der größte Teil des Einzugsgebietes ist silikatisch geprägt (Karte 4.1. -1) mit klastischen Sedimenten und Schiefergesteinen (Fließgewässerlandschaft des silikatischen Grundgebirges; Geologie v. a. Devon und Karbon). Aus diesen Gesteinen bildeten sich silikatische Böden wie Braunerden und Parabraunerden aus, die pedologisch das Einzugsgebiet dominieren. In den Auen sind die Böden relativ fruchtbar mit Bodentypen wie Pseudogley, Gley und Aueböden (Karte 4.1.-2). Eingebettet in die Fließgewässerlandschaft des silikatischen Grundgebirges finden sich verkarstete Kalkgebiete des Mittel-Devon, die als fossile Korallenriffe heute Massenkalkinseln in dem umgebenden Schiefergestein darstellen.

In der Mittelgebirgsregion erreicht die Ruhr ein mittleres Gefälle von ≈ 40 ‰. Der Mittel- und Unterlauf der Ruhr ist durch ein breites Flusstal gekennzeichnet, dass von der Ruhr selbst durch Erosion gebildet wurde und dann mit sandigem und schottrigem Geschiebe verfüllt wurde. Das mittlere Gefälle der nordwestlichen Zuflüsse in der Tieflandregion ist mit im Mittel ca. 6 ‰ relativ gering, so dass v. a. Löss und Lehme das Substrat des Gewässerbettes bilden können. Nahe der Mündung durchfließt die Ruhr auf ihren letzten Kilometern Fließstrecke die Rhein-Niederung mit ihren kiesigen Ablagerungen und oberflächennahen Grundwasserständen. Zuflüsse zur Ruhr können in diesem Bereich daher unter potenziell natürlichen Bedingungen zur Niedermoorbildung neigen.

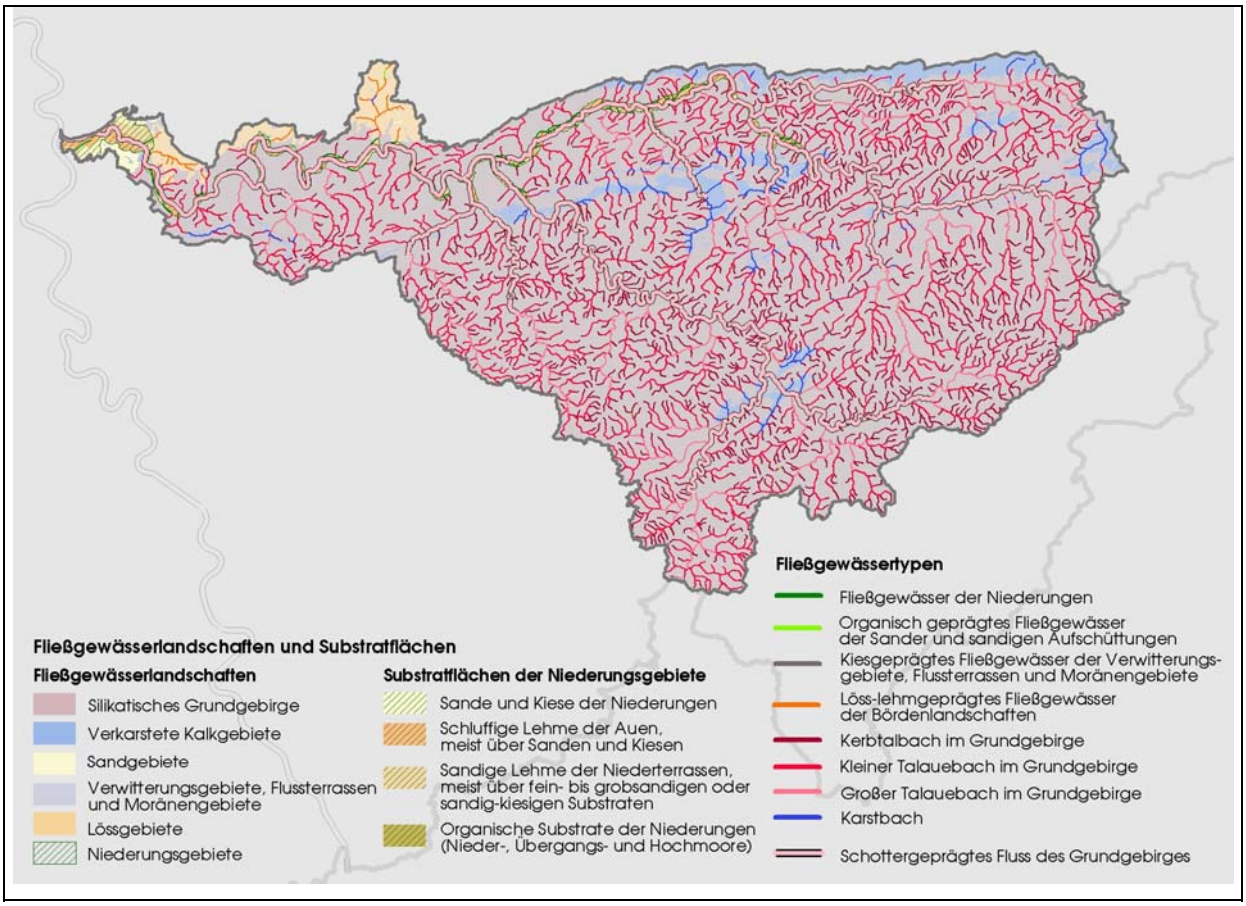


Karte 4.1.-1: Geologie im Ruhr-Einzugsgebiet



Karte 4.1.-2: Pedologie im Ruhr-Einzugsgebiet

Die Quelle der Ruhr liegt ungefähr 670 mm ü. NN, die Mündung in den Rhein bei 19 m ü. NN. Die Fließlänge der Ruhr selbst beträgt 219,2 km mit insgesamt 5.021 km Fließstrecken aller Bäche und Flüsse im Einzugsgebiet. Der mittlere Abfluss der Ruhr nahe der Mündung beträgt 75,1 m³/s (1991-2000) wobei der mittlere Winterabfluss 132,1 m³/s und der mittlere Sommerabfluss 32, m³/s im Jahr 2000 betragen haben.



Karte 4.1.-3: Gewässertypenkarte der Ruhr und ihrer Zuflüsse

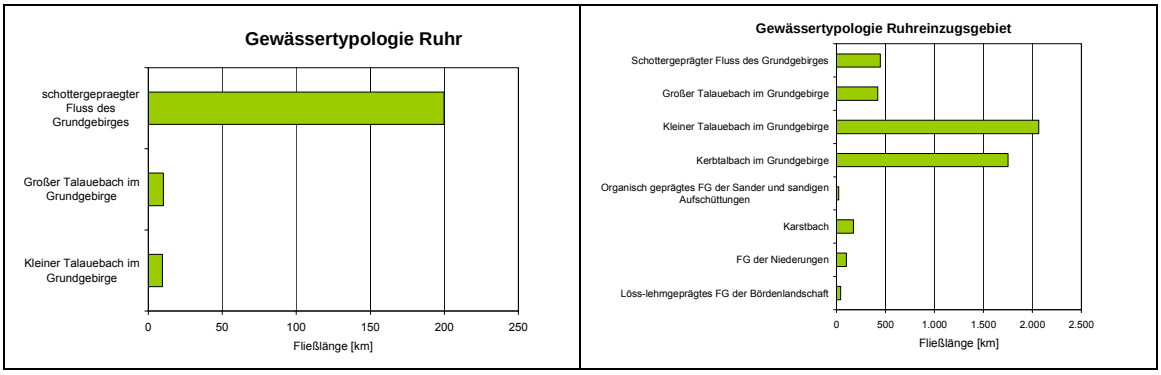
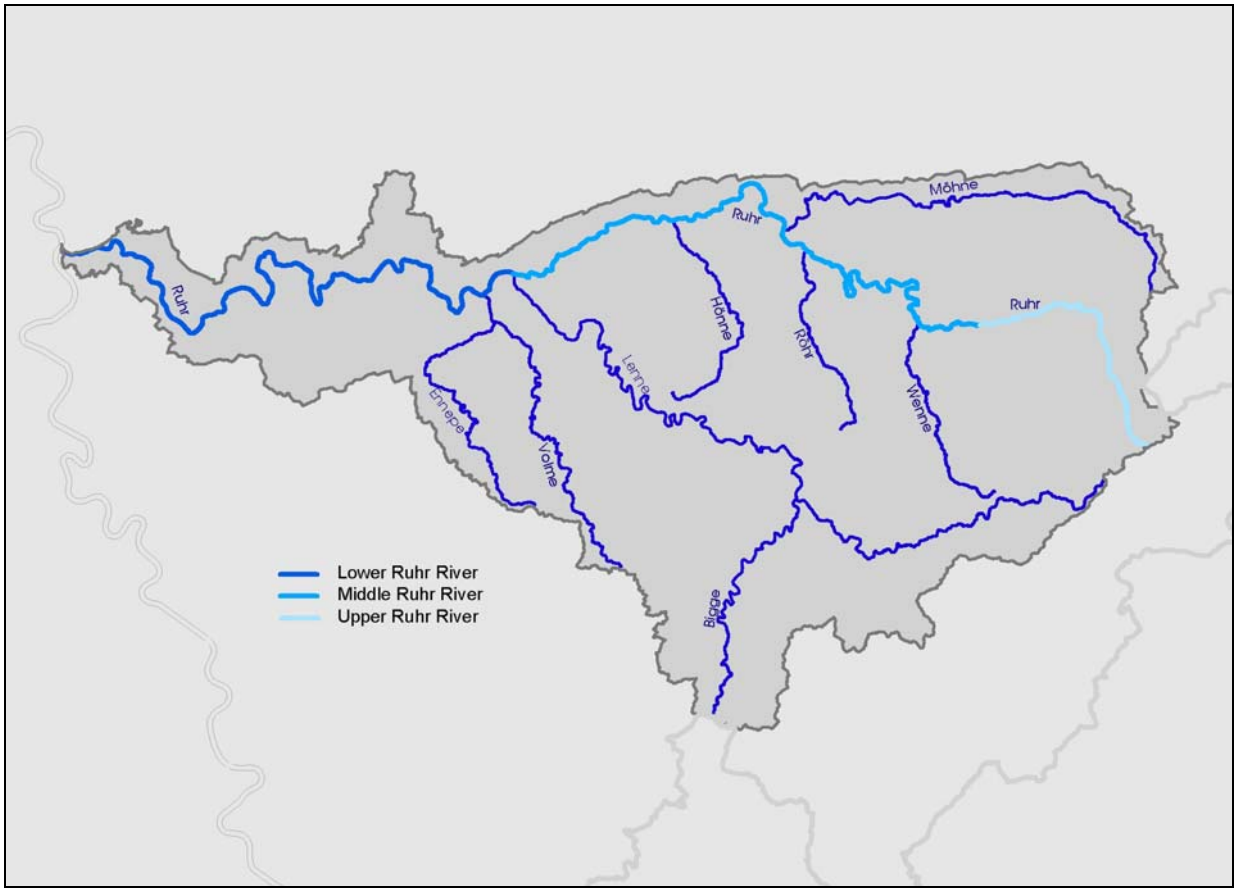


Abb. 4.1.-1: Verteilung der Gewässertypen der Ruhr und in der Summe der Fließgewässer im Einzugsgebiet

Die jährliche Niederschlagshöhe ist im Ruhr-Einzugsgebiet auf Grund der Mittelgebirgslage mit 1051 mm (Mittelwert 1927-1999) relativ hoch. Auf Grund der hohen Niederschlagsintensität und der nur geringen Wasserspeicherkapazität von Geologie und Böden weist das Einzugsgebiet mit 0,98 km/km² eine relativ hohe Flussnetzdichte auf.

4.2 Sozioökonomie, Geographie und anthropogene Nutzungen im Einzugsgebiet

Basierend auf unterschiedlichen Intensitäten der Abflussregulierung der Ruhr können im Hinblick auf diese Fallstudie drei unterschiedliche Planungsabschnitte unterschieden werden.



Karte 4.2.-1: Die Betrachtungsräume Ruhr-Oberlauf, Ruhr-Mittellauf und Ruhr-Unterlauf mit den wichtigsten Zuflüssen im Einzugsgebiet

Im Oberlauf der Ruhr (182,3 km - km 219,2) ist der Abfluss nicht durch Stauhaltungen beeinflusst. Die jährliche Abflussdynamik ist mehr oder weniger natürlich und nur durch die anthropogene Nutzung des Umlands verändert. Der Abfluss im Mittellauf der Ruhr (km 92,7 - km 182,3) ist durch 14 Talsperren beeinflusst, was zu einer Vereinheitlichung der Abflussdynamik durch Rückhaltung bei Hochwassersituationen und eine Aufhöhung bei Niedrigwassersituationen durch Zugabe von Wasser aus den Stauhaltungen führt (siehe 5.2). Im Ruhr-Unterlauf (km 0 (Mündung) - km 92,7) gibt es 5 Ruhr-Stauseen, welche die Aufenthaltsdauer des Flusses erhöhen. Ursprünglich sollten diese Seen der Selbstreinigung des Flusses (so genannte „Flusskläranlagen“) dienen; heute werden sie vor allem zur Trinkwassergewinnung und zur Freizeitgestaltung genutzt. Durch die Stausseen verliert die Ruhr ihren fließenden Charakter fast vollständig, was zu einer Begünstigung von Algenblüten führt. In der Mündungsregion liegt mit dem Duisburger Hafen der größte Binnenhafen der Welt mit insgesamt 1,39 km^2 Hafenbecken, die als ‚künstliche Wasserkörper’ einzustufen sind. Die Ruhr passiert den Hafenbereich im Süden (4,15 km) und hat auch eine Verbindung zu den Hafenbecken; die Haupteinfahrten in den Hafen liegen jedoch am rechten Rhein-Ufer.

Insgesamt leben 2,2 Millionen Einwohner im Ruhr-Einzugsgebiet. Sie konzentrieren sich hauptsächlich auf den Ballungsraum Ruhrgebiet im Unterlauf der Ruhr und hier besonders auf die Städte Bochum, Essen, Mülheim und Duisburg. Das Wasser der Ruhr dient 5,2 Millionen Einwohnern als Trinkwasser, was mit einem Wassertransfer in die Einzugsgebiete anderer Flüsse (Emscher, Lippe, Wupper, Ems) verbunden ist. Die jährliche Wasserentnahme zur Trinkwassergewinnung beträgt ca. 600 Millionen m³/a, wobei 300 Millionen m³/a in andere Einzugsgebiete transferiert werden. Zur Abwasserbehandlung wurden 101 Kläranlagen und 377 Abwasserbehandlungs- und -entlastungsbauwerke (z. B. Regenüberläufe der Mischwasserkanalisation – RÜ/RÜB) im Einzugsgebiet gebaut (Abb. 4.2.-1).

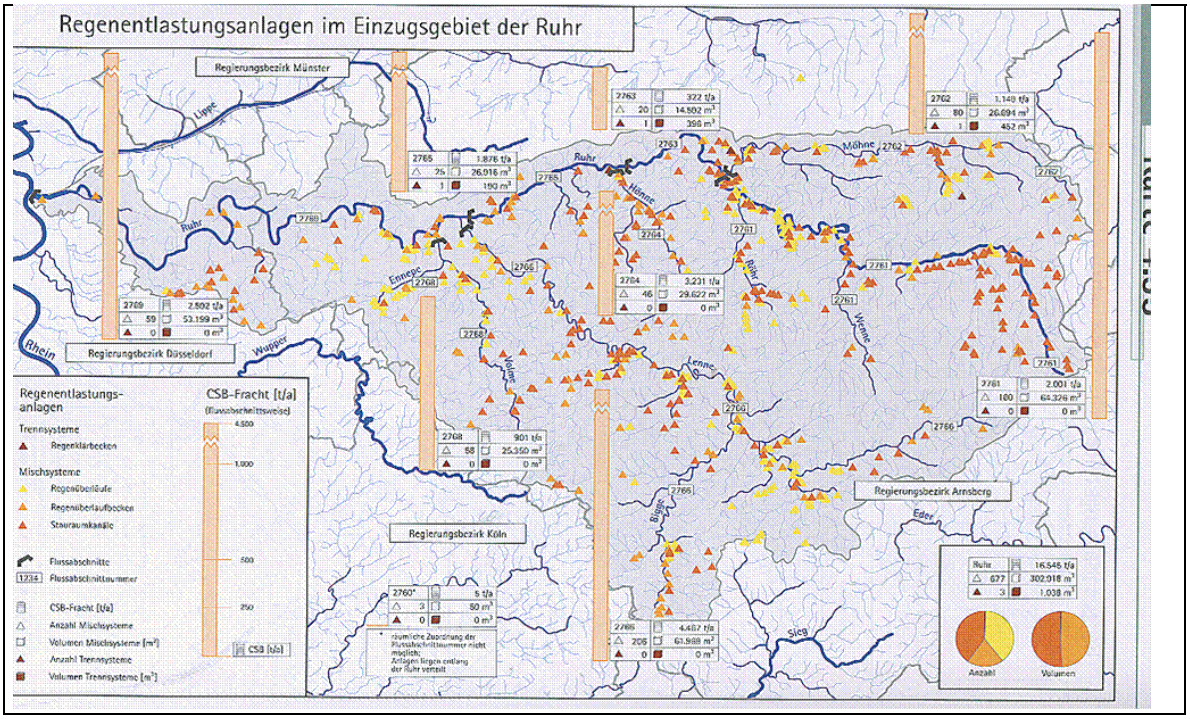


Abb. 4.2-1: Lage der Kläranlagen und Misch- und Trennsystemeinleitungen im Ruhr-Einzugsgebiet (aus: Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz NRW [Hrsg.] (1999))

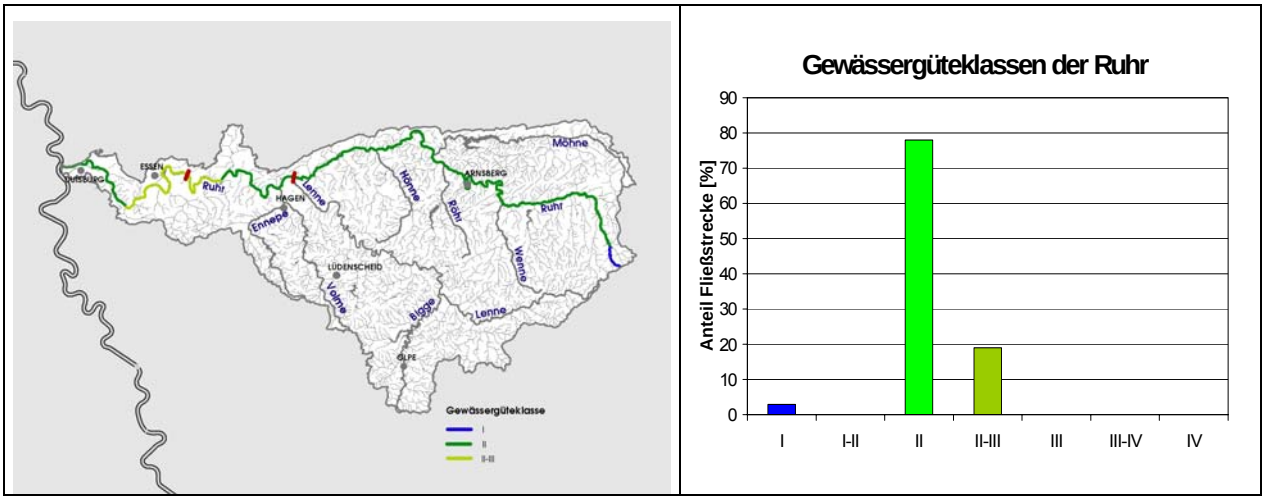


Abb. 4.2-2: Verteilung der Gewässergüteklassen in der Ruhr im Jahr 1999.

Trotz einer Vielzahl von Punktquellen (z. B. Kläranlagen, Regenüberläufe der Mischwasserkanalisation; Abb. 4.2.-1) entlang der Ruhr und ihrer Zuflüsse (durchschnittliche CSB-Fracht im Ruhr-Einzugsgebiet: 15,313 t CSB/ p. a.), die organische Belastung verursachen, zeigt die Wasserqualität der Ruhr keine erheblichen saprobiellen Belastungen (Abb. 4.2.-2). Nur im Unterlauf der Ruhr ist die Wasserqualität etwas schlechter als Gewässergüteklasse II, was auf die sekundären Effekte der Algenblüten in den Ruhr-Stausseen zurückzuführen ist.

Tab. 4.2.-1: Wasserqualitätsparameter der Ruhr (+ Mündungsbereiche der Nebenflüsse). Vergleich der Jahre 1966 - 2000

lfd. Nr.	Station	pH		Leitfähigkeit [µS/cm]		NO_3-N [mg/l]		NO_2-N [mg/l]		NH_4-N [mg/l]		o-PO_4-P [mg/l]		SO_4 [mg/l]		max. Chloro-phyll-a µg/l
		1966	2000	1966	2000	1966	2000	1966	2000	1966	2000	1966	2000	1966	2000	2000
1	oberh. Wildshsn.	7.7	7.90	230	307	2.03	3.00	0.05	0.060	0.21	< 0.01	0.16	0.01	33.0	33.0	
2	Br.-B7 Oeventrop	8.1	7.80	280	343	2.03	3.00	0.07	0.070	0.26	< 0.01	0.13	0.02	44.0	39.0	
3	Wolfsschl.Arnsb.	7.9	7.80	290	340	1.81	2.90	0.07	0.080	0.26	< 0.01	0.12	0.02	40.0	39.0	
4	oberh. Klg. Hüsten	7.9	8.00	270	349	2.03	2.90	0.10	0.060	0.40	0.02	0.24	0.01	44.0	42.0	
5	Röhr Mündung	7.8	8.00	220	394	1.81	3.70	0.07	0.160	0.29	0.43	0.05	0.01	39.0	45.0	
6	oberh. Zul. Möhne	7.6	8.00	270	358	1.81	3.10	0.09	0.060	0.44	0.01	0.16	0.01	46.0	43.0	
7	Möhne Mündung	7.9	8.40	260	338	1.13	2.50	0.01	0.030	0.02	0.02	0.02	< 0.01	31.0	30.0	
8	Echthausen-OW	7.7	8.00	280	374	1.35	3.30	0.05	0.070	0.24	0.07	0.11	0.01	41.0	42.0	7.1
9	WW Hamm-Warmen	7.6	8.00	270	377	1.58	3.20	0.09	0.070	0.30	0.21	0.13	0.01	40.0	43.0	9.8
10	Hönne Mündung	7.7	8.20	460	669	2.48	5.30	0.13	0.100	1.16	0.01	0.18	0.02	61.0	60.0	
11	Halingen AWWR	7.6	7.60	330	450	1.58	3.70	0.13	0.100	0.73	0.36	0.14	0.02	53.0	49.0	6.6
12	Baarbach Mündung	7.7	7.80	570	1330	1.35	3.10	0.23	0.400	6.58	19.00	1.21	0.10	110.0	160.0	
13	Wellenbad Geise-cke	7.6	7.80	310	472	1.81	3.70	0.13	0.130	0.66	1.10	0.13	0.02	51.0	52.0	
14	Kraftw.Westhofen	7.6	7.80	300	469	1.58	4.00	0.16	0.150	0.58	0.51	0.19	0.02	53.0	53.0	14.1
15	Lennebr. Mündung	7.3	8.00	260	411	1.81	2.80	0.08	0.040	0.63	0.95	0.06	0.01	81.0	48.0	
16	Ausl. Hengsteysee	7.5	7.90	280	446	1.35	3.00	0.12	0.110	0.76	0.56	0.12	0.01	69.0	54.0	24.3
17	Volme Mündung	7.8	8.30	300	376	3.16	3.80	0.25	0.060	0.65	0.05	0.52	0.03	69.0	52.0	
18	Pegel Wetter	7.3	8.10	310	451	1.81	3.60	0.16	0.110	1.07	0.32	0.27	0.01	74.0	56.0	
19	WW Witten Gels.	7.4	8.10	300	451	1.81	3.60	0.14	0.100	0.75	0.08	0.18	0.01	59.0	56.0	142.7
20	Einl. Kemnader See	7.2	8.00	330	492	2.71	4.20	0.15	0.130	0.61	0.06	0.30	< 0.01	63.0	66.0	
21	Ölbach	7.7	7.40	5000	2780	0.90	2.60	0.51	0.180	14.78	0.10	3.59	0.20	317.0	150.0	
22	PW. Steele-Horst	7.3	8.00	510	542	2.94	3.50	0.17	0.080	0.40	0.09	0.27	< 0.01	95.0	68.0	
23	Essen-Rellinghsn.	7.4	7.90	520	553	3.16	3.60	0.17	0.080	0.44	0.11	0.36	< 0.01	95.0	69.0	166.0
24	Einl. Baldeneysee	7.2	7.90	730	583	2.94	5.10	0.22	0.080	0.61	0.15	0.46	< 0.01	101.0	73.0	
25	Ausl. Baldeneysee	7.4	7.90	550	620	2.71	3.20	0.19	0.080	0.93	0.25	0.21	< 0.01	97.0	75.0	
26	Ausl. Kettwig.See	7.2	7.90	550	585	2.48	4.00	0.21	0.100	1.01	0.40	0.13	0.01	103.0	73.0	13.4
27	WW. Styrum-Ost	7.4	7.70	560	570	2.94	3.30	0.22	0.100	1.16	0.43	0.22	< 0.01	108.0	72.0	21.0
28	Duisb. Ackerfähre	7.3	7.80	590	571	2.71	3.30	0.23	0.100	0.98	0.32	0.22	< 0.01	108.0	73.0	

Tab.4.2.-1 (Fortsetzung): Wasserqualitätsparameter der Ruhr (+ Mündungsbereiche der Nebenflüsse). Vergleich der Jahre 1966 - 2000

lfd. Nr.	Probestelle	Cl [mg/l]		Fe [mg/l]		Mn [µg/l]		Pb [µg/l]		Cu [µg/l]		Ni [µg/l]		Zn [µg/l]		Cr [µg/l]	
		1966	2000	1966	2000	1966	2000	1966	2000	1966	2000	1966	2000	1966	2000	1966	2000
1	oberh. Wildshsn.	17.0	17.0	0.51	0.03	40.0	13.0	< 10.0	0.35	< 10.0	1.10	< 10.0	1.1	80.0	49.0	10.0	< 1.0
2	Br.-B7 Oeventrop	22.0	19.0	0.78	0.04	100.0	21.0	310.0	0.54	10.0	1.70	< 10.0	1.3	110.0	48.0	40.0	< 1.0
3	Wolfsschl.Arnsb.	24.0	19.0	0.78	0.04	110.0	21.0	230.0	0.49	< 10.0	1.70	< 10.0	1.3	110.0	54.0	20.0	< 1.0
4	oberh. Klg. Hüsten	23.0	20.0	0.82	0.05	20.0	19.0	170.0	0.64	10.0	2.20	< 10.0	1.6	90.0	46.0	20.0	< 1.0
5	Röhr Mündung	13.0	19.0	0.51	0.13	30.0	29.0	30.0	0.86	40.0	3.00	20.0	8.9	100.0	8.7	20.0	2.3
6	oberh. Zul. Möhne	21.0	20.0	0.51	0.06	410.0	19.0	80.0	0.75	< 10.0	2.40	< 10.0	2.6	100.0	39.0	20.0	< 1.0
7	Möhne Mündung	33.0	31.0	0.78	0.06	40.0	21.0	< 10.0	0.22	10.0	2.00	10.0	2.8	100.0	2.8	20.0	< 1.0
8	Echthausen-OW	25.0	25.0	0.19	0.05	20.0	31.0	20.0	0.80	10.0	2.30	10.0	2.9	30.0	26.0	20.0	< 1.0
9	WW Hamm-Warmen	23.0	26.0	0.23	0.10	110.0	27.0	30.0	0.83	< 10.0	2.80	10.0	3.5	20.0	26.0	20.0	< 1.0
10	Hönne Mündung	45.0	69.0	0.70	0.02	190.0	19.0	< 10.0	0.27	150.0	3.20	90.0	4.4	460.0	10.0	40.0	1.4
11	Halingen AWWR	29.0	37.0	0.39	0.07	110.0	26.0	20.0	0.30	50.0	2.50	30.0	3.6	110.0	21.0	40.0	1.1
12	Baarbach Mündung	39.0	160.0	3.74	0.77	170.0	150.0	< 10.0	3.30	270.0	16.00	210.0	28.0	400.0	56.0	30.0	6.6
13	Wellenbad Geise-cke	26.0	39.0	0.35	0.15	110.0	61.0	< 10.0	1.50	60.0	3.90	30.0	4.9	90.0	25.0	10.0	1.2
14	Kraftw.Westhofen	27.0	38.0	0.51	0.09	40.0	42.0	10.0	0.76	50.0	3.00	60.0	4.2	70.0	20.0	30.0	< 1.0
15	Lennebr. Mündung	20.0	39.0	1.56	0.80	220.0	29.0	10.0	1.40	90.0	5.30	70.0	4.2	810.0	30.0	20.0	1.9
16	Ausl. Hengsteysee	21.0	39.0	1.13	0.19	50.0	120.0	10.0	1.60	30.0	5.70	20.0	5.7	260.0	30.0	60.0	1.4
17	Volme Mündung	27.0	30.0	1.01	0.18	40.0	33.0	< 10.0	2.70	50.0	6.40	80.0	5.1	190.0	19.0	30.0	1.3
18	Pegel Wetter	25.0	40.0	0.97	0.14	190.0	77.0	< 10.0	1.50	20.0	6.40	40.0	6.1	230.0	30.0	20.0	1.5
19	WW Witten Gels.	24.0	39.0	0.66	0.15	90.0	77.0	< 10.0	1.60	10.0	7.10	30.0	6.2	190.0	23.0	20.0	1.6
20	Einl. Kemnader See	26.0	45.0	0.51	0.20	30.0	71.0	< 10.0	0.67	10.0	6.80	40.0	7.7	230.0	28.0	20.0	1.3
21	Ölbach	1560.0	600.0	0.93	0.46	10.0	180.0	30.0	0.27	10.0	7.60	100.0	5.7	150.0	8.3	20.0	2.4
22	PW. Steele-Horst	59.0	55.0	0.70	0.14	90.0	63.0	< 10.0	1.10	60.0	6.70	30.0	6.1	110.0	27.0	30.0	1.1
23	Essen-Rellinghsn.	62.0	57.0	0.58	0.17	140.0	62.0	< 10.0	1.00	10.0	6.60	30.0	6.2	80.0	24.0	10.0	1.0
24	Einl. Baldeneysee	129.0	59.0	0.39	0.18	160.0	100.0	< 10.0	0.61	10.0	6.60	30.0	6.3	90.0	23.0	10.0	< 1.0
25	Ausl. Baldeneysee	74.0	70.0	0.35	0.23	170.0	81.0	10.0	1.60	20.0	5.50	40.0	6.4	60.0	17.0	20.0	< 1.0
26	Ausl. Kettwig.See	72.0	63.0	0.31	0.18	200.0	85.0	< 10.0	1.40	10.0	5.40	40.0	6.6	80.0	18.0	10.0	< 1.0
27	WW. Styrum-Ost	74.0	59.0	0.19	0.11	30.0	64.0	10.0	0.90	20.0	5.30	40.0	6.3	50.0	16.0	10.0	< 1.0
28	Duisb. Ackerfähre	80.0	59.0	0.19	0.15	180.0	72.0	10.0	1.50	10.0	6.00	40.0	6.6	70.0	20.0	10.0	< 1.0

Tabelle 4.2.-1 zeigt die Reduzierung der Nährstoffkonzentration (z. B. NH_4-N und gelöstes PO_4-P) im Vergleich zur Situation von 1966 zu 2000. Trotz dieser Reduktion kommen weiterhin Algenblüten – gemessen anhand hoher Chlorophyll-a-Konzentrationen – in den Ruhr-Stauseen und auch unterhalb vor (eine Folge des flussabwärts gerichteten Transports von Phytoplankton). Die hohen Konzentrationen an Schwermetallen wurden ebenfalls reduziert, jedoch stiegen Leitfähigkeit und die Konzentrationen von SO_4^{2-} und Cl^- als Folge der Einleitungen von Grubenwässern aus der stillgelegten Bergbau-Industrie an.

4.3 Identifizierung von Wasserkörpern

Die Ruhr zählt innerhalb der Oberflächengewässer zur Kategorie ‘Flüsse’. Anhand verschiedener Intensitätsstufen folgender Parameter konnte sie in drei effektive Planungsabschnitten (siehe 4.2) unterteilt werden:

- Veränderungen im jährlichen Abflussverhalten der Ruhr
- Wasserentnahme zur Trinkwassergewinnung
- Volumen an gestautem Wasser

Jeder Planungsabschnitt ist unterteilt in Wasserkörper, welche ihrerseits mehrere Teilwasserkörper (subbodies) enthalten, die nach dem in 4.4 beschriebenen Schema definiert wurden.

Tab. 4.3.-1: Beschreibung der Ruhr nach System A, WFD Anhang II,1.2. „Ökoregionen und Oberflächengewässertypen“, erweitert durch optionale Faktoren nach System B (verändert)

Typologie	**Beschreibende Faktoren**
Ökoregion	Zentrales Mittelgebirge, Zentrales Tiefland (Anhang XI)
Typ	*Höhentyp*: Mittelgebirge bis Tiefland *Größentyp* basierend auf der Einzugsgebietsgröße groß > 1.000 bis 10.000 km^2 (4.488 km²) *Geologie* hauptsächlich silikatisch mit kleineren kalkreichen Regionen und organischen Bereichen nahe der Mündung
Optionale Faktoren	*Flusslänge Ruhr*: 219,2 km **Bewirtschaftungseinheit "Oberlauf Ruhr"** *Gewässertyp*: Kleiner Talauebach im Grundgebirge (Sohlsubstrat: Steine) 9,6 km) Großer Talauebach im Grundgebirge (Sohlsubstrat: Steine) (10,2 km) Schottergeprägter Fluss im Grundgebirge (Sohlsubstrat: Steine) (17,1 km) *Länge*: 36,9 km *Gewässerbreite*: 5 - 10 m *Gewässertiefe*: < 0.10 - 1.00 m *durchschnittliches* Gefälle: 11.3 ‰ *Gestaltung des Hauptflussbetts*:

Typologie	Beschreibende Faktoren
	geschwungener bis mäandrierender Verlauf mit Schnellen und Tiefen, zeitweise verzweigt *Abfluss*: Trockenwetterabfluss: ≈ 400 l/s *Talform*: Muldental *Gesamthärte*: 0,5 - 0,9 mmol/l: *durchschnittliche Substratzusammensetzung*: Mikro- bis Mesolithal: 2 - 20 cm, + Totholz *Cl⁻-Konzentration*: 9 - 15 mg/l **Bewirtschaftungseinheit "Mittellauf Ruhr "** *Länge*: 89,6 km *Gewässertyp*: Schottergeprägter Fluss im Grundgebirge (Sohlsubstrat: Steine) *Gewässerbreite*: 20 - 40 m *Gewässertiefe*: 0.50 - 1 m *durchschnittliches Gefälle*: 2.6 ‰ *Gestaltung des Hauptflussbetts*: leicht geschwungen und verzweigt *Abfluss*: 36,2 m³/s (Durchschnitt 1999, Pegel Villigst) *Talform*: flache Aue mit steilen Seitenhängen *Säurekapazität*: 0,5 - 0,83 mmol/l *Gesamthärte*: 1,3 mmol/l *durchschnittliche Substratzusammensetzung*: Mikro- bis Mesolithal: 2 - 10 cm + Totholz *Cl⁻-Konzentration*: 12 - 21 mg/l *Wassertemperaturspanne*: 7,1 - 17,5 °C **Bewirtschaftungseinheit "Unterlauf Ruhr "** *Länge*: 92,7 km *Gewässertyp*: Schottergeprägter Fluss im Grundgebirge (Sohlsubstrat: Steine) *Gewässerbreite*: 30 - 60 m *Gewässertiefe*: 1 - 3 m *durchschnittliches Gefälle*: 2,3 ‰ *Gestaltung des Hauptflussbetts*: leicht geschwungen und verzweigt *Abfluss*: 92,7 m³/s (Durchschnitt 1999, Pegel Mülheim) *Talform*: flache Aue mit steilen Seitenhängen, Mäandertal *Säurekapazität*: 0,91 mmol/l *Gesamthärte*: 1.3 - 1.4 mmol/l *durchschnittliche Substratzusammensetzung*: Mikrolithal: 1-2 cm + Totholz *Cl⁻-Konzentration*: 27 - 60 mg/l *Wassertemperaturspanne*: 5,8 - 22,5 °C

4.3.1 Ausweisungskriterien für Wasserkörper

Für die vorläufige Ausweisung werden insbesondere solche morphologischen Veränderungen herangezogen, die Einfluss auf die Fisch- und Makrozoobenthoszönose haben. Diese beiden biologischen Komponenten sind die wichtigsten biologischen Bewertungsparameter in Mittelgebirgsflüssen. Die anderen biologischen Beurteilungskomponenten der WRRL sind vernachlässigbar.

Für die Ermittlung der morphologischen Veränderungen wird die an der Ruhr vorliegende Gewässerstrukturgütekartierung ausgewertet. Die darin enthaltenen Einzelparameter (EPs) und Zustandsmerkmale (ZM) sind zur vorläufigen Ausweisung von erheblich veränderten Wasserkörpern herangezogen worden. Es sind vor allem solche EPs, die einen direkten, gezielten anthropogenen Eingriff indizieren. Sekundär beeinflusste EPs (Tiefenvarianz, Strömungsdiversität, etc.) sind nicht erfasst, deren Zustand ist in der Regel eine Folge der Beeinflussung durch die ausgewählten „direkten“ EPs und deshalb redundant.

Für die vorläufige Identifizierung von hmwbs könnte prinzipiell auch auf ausgewählte Strukturgüteklassen (z. B. Strukturgüteklasse 5 und schlechter bezogen auf die Gesamtgewässerstrukturklasse oder einzelne Hauptparameter) zurückgegriffen werden. Die bloße Klassifikation enthält jedoch keinerlei Hinweis auf Art der Beeinträchtigung und der daraus ableitbaren verursachenden Nutzung. Unter Berücksichtigung der weiteren, im gesamten Festsetzungsprozess erforderlichen Arbeitsschritte, insbesondere

- Ermittlung der notwendigen hydromorphologischen Änderungen zum Erreichen des guten ökologischen Zustandes und
- Beurteilung der Auswirkungen der ökologisch orientierten Maßnahmen im Hinblick auf dadurch verursachte Nutzungsbeeinträchtigungen,

ist der in dieser Fallstudie gewählte Ansatz, EPs und ZM auszuwählen, zielführender. Die in der unterstehenden Tabelle aufgeführten EPs und ZM gelten nur für den hier betroffenen Gewässertyp und sind nicht ohne weiteres auf andere Gewässertypen übertragbar. Hierbei sind speziell am Beispiel der Ruhr zwei Parametergruppen zu unterscheiden:

1. Makroskalige Parameter, die einen vorläufigen Ausweisungs-Status über das gesamte Untersuchungsgebiet indizieren. Hierzu gehören vor allem die Laufform, der Uferverbau und der Profiltyp.
2. Mesoskalige Parameter, die eine Differenzierung in unterschiedliche Veränderungs-Typen zulassen. Hierzu gehören die übrigen in der untenstehenden Tabelle aufgeführten Parameter und ihre Zustandsmerkmale.

Tab. 4.3.1-2: Vorläufige Ausweisungskriterien Ruhr-Unterlauf

Parameter	Zustandsmerkmal
Gewässernutzung	Schifffahrt Wasserkraft Hochwasserschutz Siedlung
Gewässerlage	Ortslage Sonderfall: überbaut

1.1 Laufform	geradlinig
	gestreckt
2.1 Querbauwerke	Querbauwerk ohne Wanderhilfe/mit Fischaufzug 0,2 - 1 m Querbauwerk ohne Wanderhilfe/mit Fischaufzug >1 m Querbauwerk mit techn. Pass >1 m Alle Querbauwerke, die bei der Vor-Ort-Bewertung den Malus 2 oder schlechter erhalten haben Talsperre Wasserkraftwerk
2.2 Überbauung	>20%
2.3 Rückstau	>50%
2.6 Ausleitung	>50%
3.2 Sohlenverbau	>50%: Massivsohle
3.5 Besondere Belastungen	>50%: Fahrrinne Rückstau
4.1 Profiltyp	Regelprofilierte Ufer Regelprofil, Vollausbau
4.2 Eintiefung	Staureguliert Hochlage
5.2 Uferverbau	Beidseitig >50%: alle Formen
5.4 Besondere Belastungen	Beidseitig >50%: alle Formen

4.3.2 Beschreibung der vorläufig ausgewiesenen Wasserkörper

Die typologischen Bedingungen sind im gesamten Untersuchungsraum einheitlich. Die Unterscheidungsmerkmale für die jeweiligen Wasserkörper sind deshalb ausschließlich hervorgerufen durch das Vorhandensein, die Art und den Umfang der physikalischen Veränderungen. Erkennbar ist, dass (nahezu) die gesamte Gewässerstrecke erheblichen morphologischen Veränderungen unterliegt.

Es lassen sich aufgrund unterschiedlicher morphologischer Veränderungen (der mesoskaligen Parameter) folgende Wasserkörper unterscheiden:

1. Ein überwiegend frei fließender Wasserkörper vom Oberwasser des Wehres Dahlhausen bis zum Unterwasser des Wehres Kemnader See.
2. Ein überwiegend eingestauter Wasserkörper vom Oberwasser des Wehres Kemnader See bis zur Lennemündung oberhalb des Hengsteysees

Innerhalb dieser beiden Wasserkörper lassen sich unterschiedlich morphologisch veränderte Gewässerstrecken unterscheiden, so dass insgesamt drei verschiedene Sub-Typen innerhalb des Untersuchungsgebietes identifiziert werden können:

1. eingestaute Seenbereiche
2. Fließgewässerabschnitte mit freiem Fließgefälle unterhalb von Wehren, ohne Nebengerinne, mit Uferverbau
3. Fließgewässerabschnitte (Einbettgerinne) als Rückstaubereiche von Wehren mit Uferverbau.

In der nachfolgenden Tabelle sind die beiden Wasserkörper mit ihren unterschiedlichen Gewässerstrecken detailliert beschrieben:

Tab. 4.3.2-1: Gewässerteilstrecken und Wehrcharakteristik

Teilstrecke	Name	Länge	Fließ-verhalten	Wehre; Wehrhöhe	WKN; Leistung (Gigawattstd./Jahr)	Schleusen	Fischaufstieg
		(m)					
	Wehr Dahlhausen			Flusswehr; 96 cm	-	in Betrieb	nein
1a	Rückstau Dahlhausen	1485	st				
1b	Winzer-Bogen	5626	ff				
	Wehr Hattingen			Flusswehr; 154 cm	in Beantragung	außer Betrieb	im Bau
1c	Rückstaubereich Hattingen	1837	st				
1d	Fließstrecke Hattingen	3255	ff				
	Wehr Blankenstein			Flusswehr; 360 cm	24,2	außer Betrieb	
1e	Rückstaubereich Blankenstein	2032	st				
	Wehr Kemnade			Seewehr; 430 cm	-	nein	Beckenpass (unzureichend)
2a	Kemnader Stausee	4452	st				
	Wehr Herbede			Flusswehr; 325 cm	4,4	in Betrieb	Beckenpass (unzureichend)
2b	Rückstaubereich Herbede	2579	st				
2c	Fließstrecke Herbede	2287	ff				
	Wehr Hohenstein			Flusswehr; 420 cm	7,27	nein	Beckenpass (unzureichend)
2d	Rückstaubereich Hohenstein	1800	st				
2e	Fließstrecke Hohenstein	5602	ff				
	Wehr Harkort (3 Bauwerke)			Seewehr; 350 cm	19,5	nein	nein
2f	Harkortsee	5598	st				
	Wehr Stiftsmühle			Flusswehr; 220 cm	6	nein	Beckenpass (unzureichend)
2g	Rückstaubereich Stiftsmühle	1266	st				
	Wehr Hengstey			Seewehr; 450 cm	11,1	nein	nein
2h	Hengsteysee	4023	st				

Tab. 4.3.2-2: Flächenrestriktionen/Potenziale

Teilstrecke	Schifffahrt	Flächenrestriktion		Flächenpotentiale	
		Umland links	Umland rechts	Umland links	Umland rechts
1a	Gewässerunterhaltung	○	●	●	○
1b	nein (eingeschränkt Gewässerunterhaltung)	●	⊙	⊙	⊙
1c	nein (eingeschränkt Gewässerunterhaltung)	●	○	⊙	●
1d	nein (eingeschränkt Gewässerunterhaltung)	●	●	●	○
1e	nein (eingeschränkt Gewässerunterhaltung)	●	●	●	●
2a	Erholung (Fahrgast/Freizeit)	●	⊙	⊙	⊙
2b	Erholung (Fahrgast)	●	●	○	○
2c	Erholung (Fahrgast)	●	●	○	⊙
2d	nein (eingeschränkt Gewässerunterhaltung)	⊙	●	●	○
2e	nein (eingeschränkt Gewässerunterhaltung)	⊙	●	●	○
2f	Erholung (Fahrgast/Freizeit)	⊙	●	⊙	○
2g	nein (eingeschränkt Gewässerunterhaltung)	●	●	○	○
2h	Erholung (Fahrgast/Freizeit)	●	●	⊙	○

● **erheblich**
⊙ **gering/partiell**
○ **nahezu keine**

Tab. 4.3.2-3: Kurzcharakteristik des Umfeldes

Teilstrecke	Steckbrief		mögliche Nutzungsbeeinträchtig.
	links	**rechts**	
			-
1a	ausgedehnte LN	WGA	Unterhaltungsschifffahrt
1b	Gewerbe; z.T. LN	z.T. WGA; NSG geplant?	-
			-
1c	ausgedehnte Industrie	ausgedehnte LN	-
1d	schmaler Streifen LN entlang der Ruhr	ausgedehnte WGA	-
	in Ufernähe WGA; im 'Hinterland' NSG	LN Nutzfläche; z.T. WGA	Wasserkraft
1e			-
			-
2a	Stausee; Umfeld parkartig gestaltet	Stausee; Umfeld parkartig gestaltet	Fahrgast-/Freizeitschifffahrt
			Wasserkraft
2b	WGA; Straße;Prallhang	WGA; partiell LN	Fahrgastschifffahrt
2c	WGA	WGA; schmaler Streifen LN entlang der Ruhr	Fahrgastschifffahrt
			Wasserkraft
2d	WGA; NSG	kaum Flächen verfügbar (Straße; Bahnlinie)	-
2e	LN, z.T. nur als schmaler Streifen entlang der Ruhr	kaum Flächen verfügbar (Straße; Bahnlinie); WGA	-
			Wasserkraft
2f	heterogene Struktur (LN; WGA; Park)	kaum Flächen verfügbar (Straße; Bebauung)	Fahrgast-/Freizeitschifffahrt
			Wasserkraft
2g	BAB; WGA	kaum Flächen verfügbar	-
			Wasserkraft
2h	eingeschränkte Flächenverfügbarkeit; z.T. schmaler Streifen LN entlang der Ruhr	kaum Flächen verfügbar	Fahrgast-/Freizeitschifffahrt

WGA - Wassergewinnungsanlage

LN - landwirtschaftliche Nutzfläche

Zusammenfassend lassen sich die beiden Wasserkörper wie folgt charakterisieren:

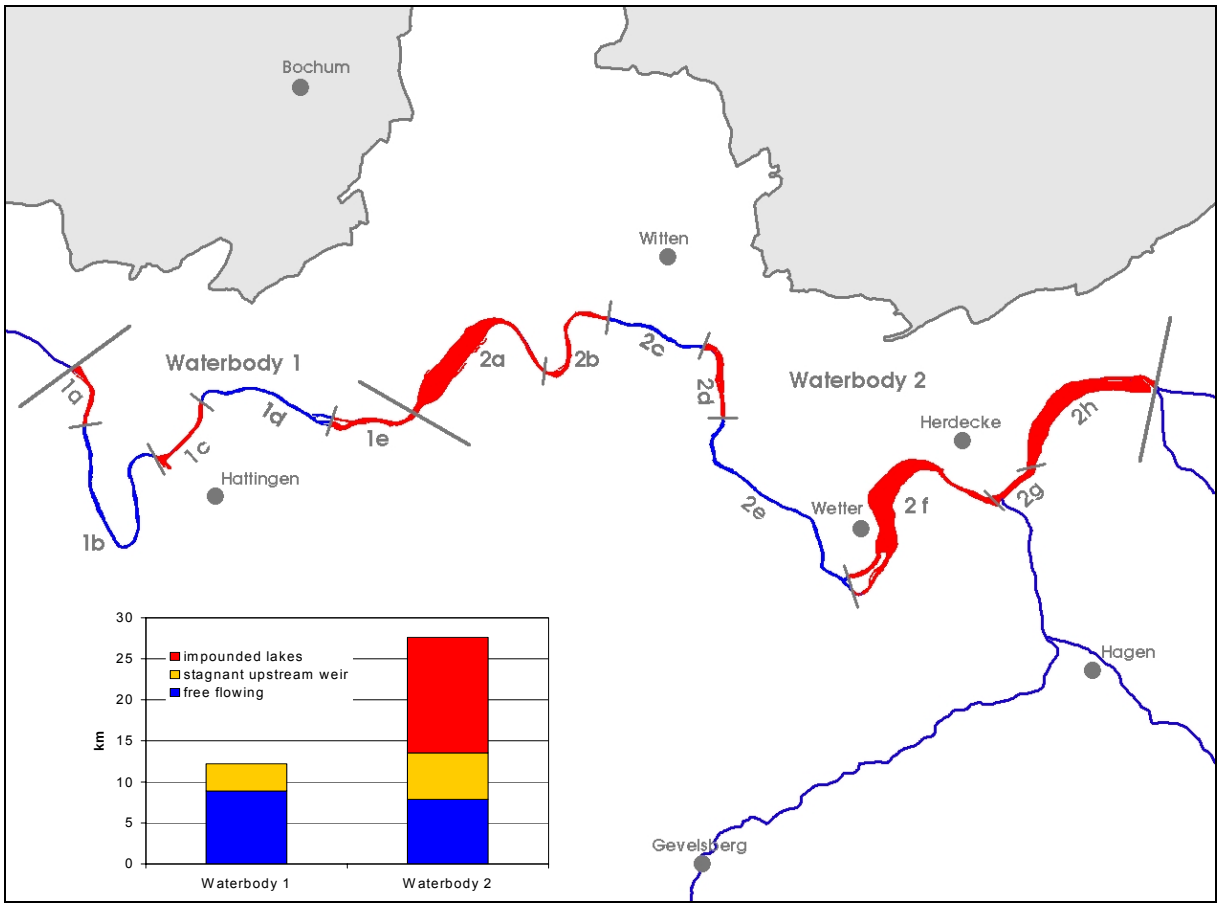
Freifließender Wasserkörper Dahlhausen bis zum Kemnader See (Wasserkörper 1)

Dieser ca. 14,2 km lange Abschnitt ist ein durch einzelne Stauwehre unterbrochener Fließgewässerabschnitt mit insgesamt vergleichsweise geringem Nutzungsdruck. Es befindet sich nur eine einzige Wasserkraftanlage in diesem Bereich in Betrieb, eine weitere Anlage ist beantragt. Eine Fahrgastschifffahrt findet nicht statt, die Unterhaltungsschifffahrt ist aufgrund zweier nicht in Betrieb befindlicher Schleusen (Hattingen und Blankenstein) erheblich eingeschränkt. Freifließende Abschnitte überwiegen mit insgesamt ca. 63 %. Für die Gewässerentwicklung stehen in den Auenbereichen erhebliche Flächenpotenziale zur Verfügung.

Überwiegend eingestauter Wasserkörper vom Kemnader See bis zur Lennemündung (Wasserkörper 2)

Dieser ca. 27,6 km lange Abschnitt ist gekennzeichnet durch drei Flussstauseen (Kemnader See, Harkort See, Hengstey See) sowie weitere Rückstaubereiche an Wehren. Mit Ausnahme des Stausees Kemnade ist an jedes Wehr eine Wasserkraftnutzung gekoppelt. Auf allen drei Stauseen und auch auf Teilen der Ruhr findet eine Fahrgastschifffahrt statt. Auch hier stehen entlang einzelner Abschnitte Flächenpotenziale für die Gewässerentwicklung zur Verfügung.

Die Kernregion der Fallstudie an der Ruhr (Unterlauf km 51,1 - km 92,9) kann somit in zwei verschiedene Wasserkörper unterteilt werden: Wasserkörper 1 = weitgehend frei fließend und Wasserkörper 2 = weitgehend gestaut (Karte 4.3-1).

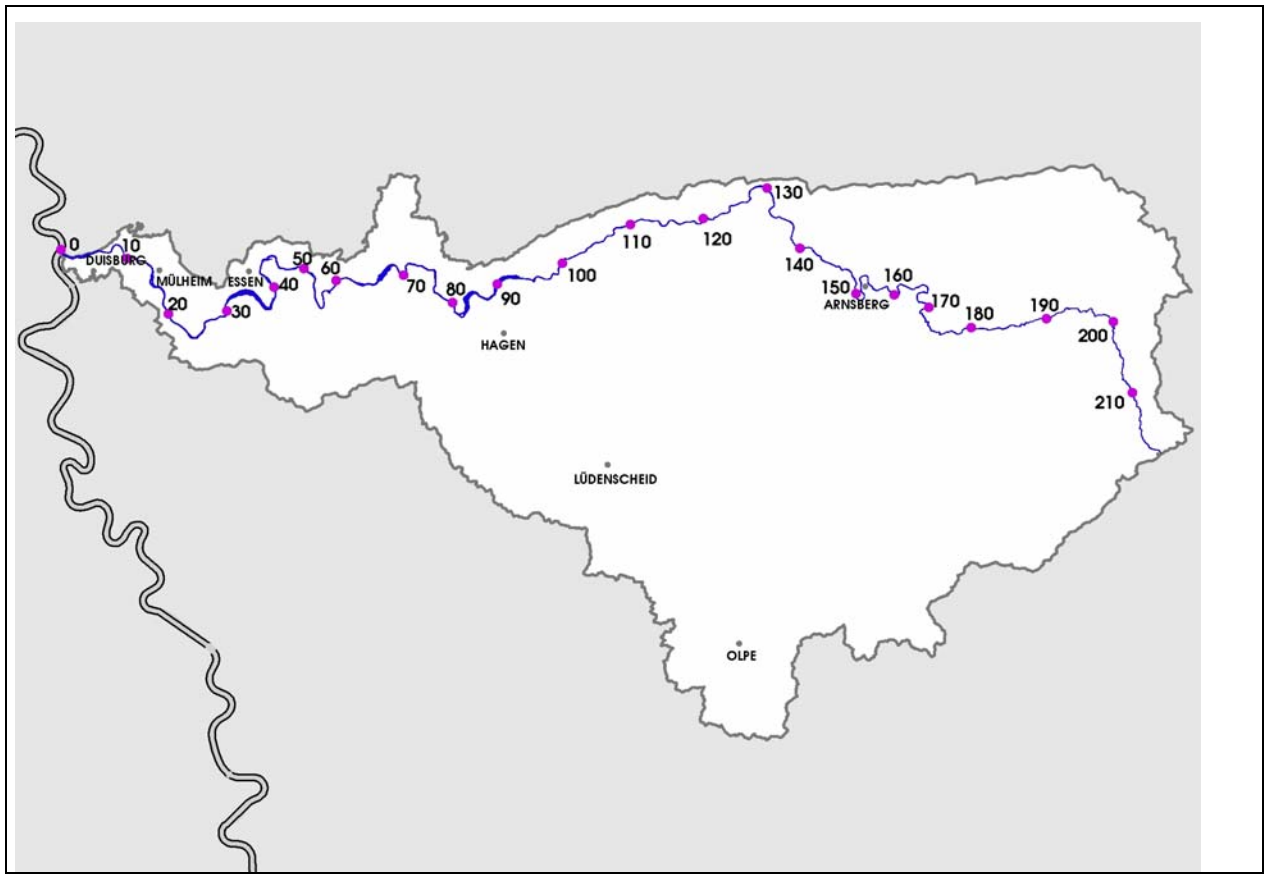


Karte 4.3.2-1: Definition von Wasserkörpern und untergeordneten Wasserkörpern (subbodies) im Kernbereich der Fallstudie Ruhr (Unterlauf der Ruhr) und die Verteilung verschiedener hydrologischer Bedingungen

Wasserkörper 1 ist unterteilt in fünf untergeordnete Wasserkörper (subbodies) mit insgesamt 8,9 km frei fließendem Flusslauf und 3,3 km rückgestautem Wasser oberhalb von Wehren. Wasserkörper 2 besteht aus acht untergeordneten Wasserkörpern (subbodies), 7,9 km der Strecke sind frei fließend, auf 5,6 km steht das Wasser oberhalb von Wehren und 14,1 km entfallen auf die Ruhr-Stauseen.

4.4 Diskussion und Schlussfolgerungen

Benutzt man die vorgeschlagenen festen Einheiten des HMW paper 5 ver 3 (Unterteilung in Flussabschnitten von 10 km Länge hinsichtlich des Einflusses anthropogener Nutzungen, wenn das Einzugsgebiet größer als 1000 km^2 ist, siehe Karte 4.4-1) im Unterlauf der Ruhr, so würden gestaute und frei fließende Bereiche zu einem Wasserkörper zusammengefasst (z. B. zwischen km 60 - 70, km 90 - 100).



Karte 4.4.-1: 10 km Abschnitte als Definitionsgrenzen für Wasserkörper entlang der Ruhr

Falls diese Stausee-Abschnitte als erheblich veränderte Wasserkörper ausgewiesen werden, dann müsste der gesamte Wasserkörper mit gestauten und frei fließenden Bereichen im Vergleich zum am nächsten verwandten natürlichen Wasserkörper, was ein natürlicher See sein würde, beurteilt werden (hmw paper der CIS-Arbeitsgruppe 12 ver 3.3). Dies hätte für die tatsächlich frei fließenden Bereiche des Wasserkörpers die Konsequenz, dass ihr gutes ökologisches Potenzial durch die Stillwasserbiozönose eines flachen Sees beschrieben würde. Um dieses Problem zu lösen, wird hier vorgeschlagen, die Ausmaße eines Wasserkörpers anhand der Länge des dominanten Einflussfaktors zu definieren, wobei gleiche Abschnitte (= unterordnete Wasserkörper) zusammengefasst werden sollten, wie es in Karte 4.3.-1 dargestellt ist. Sind die Zustände entlang eines Wasserkörpers nicht homogen, so sollte dieser Wasserkörper in untergeordnete Wasserkörper (subbodies) unterteilt werden, die durch eine Gleichartigkeit der Einflüsse gekennzeichnet sind. Die Beurteilung des Wasserkörpers sollte anhand eines für den dominanten anthropogenen Einfluss repräsentativen Abschnitts durchgeführt werden (z. B. sollte bei Wasserkörper 1 die frei fließende Strecke beurteilt werden, bei Wasserkörper 2 dagegen die gestaute Strecke). Im Gegensatz dazu sind die untergeordneten Wasserkörper durch eine mehr oder weniger große Homogenität der anthropogenen Nutzungen charakterisiert und zeigen daher auch eine Gleichartigkeit der möglichen Maßnahmen zur Erreichung des guten ökologischen Zustands. Maßnahmen zur Verbesserung des ökologischen Zustands oder des ökologischen Potenzials müssen sich daher auf die entscheidenden untergeordneten Wasserkörper (subbodies) konzentrieren, da diese in der Lage sind, den ökologischen Zustand, bzw. das ökologische Potenzial

des gesamten Wasserkörpers zu vermindern. So sollten, obwohl die Beurteilung des Wasserkörpers 1 anhand der untergeordneten Wasserkörper 1b oder 1d durchgeführt wurde, sich die Maßnahmen zur Erreichung eines guten ökologischen Zustands auf die untergeordneten Wasserkörper 1a, 1c und 1e konzentrieren.

Zur Feststellung gleichartiger untergeordneter Wasserkörper (subbodies) wird daher folgendes Vorgehen vorgeschlagen:

- Ist das Einzugsgebiet < 1000 km^2 und der morphologisch veränderte Gewässerabschnitt länger als 0,1 km, dann sollte der Wasserkörper (= morphologisch veränderter Gewässerabschnitt) als ein einziger untergeordneter Wasserkörper (max. Länge = 1 km) ausgewiesen werden; der Wasserkörper beginnt an der oberen Grenze der morphologischen Veränderung (Einheitlichkeit der Einflussfaktoren innerhalb des untergeordneten Wasserkörpers).
- Ist das Einzugsgebiet < 1000 km^2 und der morphologisch veränderte Gewässerabschnitt (z. B. kleiner Stausee, Kanalisierung) kürzer als 0,1 km, dann ist ein Abschnitt des Wasserkörpers mit der Länge von 1 km als natürlicher Wasserkörper auszuweisen (heterogene Verteilung der Einflüsse innerhalb des untergeordneten Wasserkörpers basierend auf Mittelwertbetrachtung).
- Ist das Einzugsgebiet ≥ 1000 km^2 und der morphologisch veränderte Gewässerabschnitt länger als 0,1 km, dann sollte der Wasserkörper (= morphologisch veränderter Flussabschnitt) als ein einziger untergeordneter Wasserkörper (max. Länge = 1 km) ausgewiesen werden; der Wasserkörper beginnt an der oberen Grenze der morphologischen Veränderung (Homogenität der Einflussfaktoren innerhalb des untergeordneten Wasserkörpers
- Ist das Einzugsgebiet ≥ 1000 km^2 und der morphologisch veränderte Gewässerabschnitt kürzer als 0,1 km, dann sollte ein Teil der Strecke des Wasserkörpers (max. 10 km) als untergeordneter Wasserkörper ausgewiesen werden (heterogene Verteilung der Einflüsse innerhalb des untergeordneten Wasserkörpers basierend auf Mittelwertbetrachtung).

Tab. 4.4.-1: Vorgeschlagene Methode zur Ausweisung von untergeordneten Wasserkörpern in der Fallstudie an der Ruhr

Größe des Einzugsgebiets	**Länge des morphologisch veränderten Gewässerbereichs**	**Länge des als einzelner untergeordneter Wasserkörper ausgewiesenen Gewässer-abschnitts**
< 1,000 km²	≥ 0.1 km	Länge des morphologisch veränderten Gewässerabschnitts, max. Länge = 1 km
< 1,000 km²	< 0.1 km	1 km
≥ 1,000 km²	≥ 1 km	Länge des morphologisch veränderten Gewässerabschnitts, max. Länge = 1 km
≥ 1,000 km²	< 1 km	10 km

Diese Art der Einteilung von untergeordneten Wasserkörpern ist in der Fallstudie an der Ruhr angewandt worden.

TEIL II

5. Physikalische Veränderungen

5.1 Belastungen und Nutzungen

Seit dem Mittelalter ist die Ruhr als Fluss durch eine Vielzahl menschlicher Eingriffe beeinflusst worden. Mühlen mit Wehren wurden entlang der Ruhr und ihrer Nebenflüsse errichtet. Die Wälder innerhalb des Einzugsgebiets wurden gerodet, was eine verstärkte Erosion und eine damit verbundene Verschlammung der Auen zur Folge hatte. Der Fluss wurde begradigt, Altarme wurden abgeschnitten, um die Talflächen für die Landwirtschaft zu nutzen (=> fruchtbare Böden). Die Begradigung führte zu einer Erhöhung der Fließgeschwindigkeit, welche eine Eintiefung des Flussbetts zur Folge hatte. Der Gewässertyp eines flachen, verzweigten, von Schotter dominierten Flusses veränderte sich hin zu einem schmaleren, tieferen Fluss, der auch für die Schifffahrt nutzbar war. Die ersten Schleusen wurden 1780 im Untersuchungsgebiet gebaut; Ende des 18. Jahrhunderts waren bereits 16 Schleusen in Gebrauch, von denen zwei noch heute aktiv sind. Am Anfang des 19. Jahrhunderts war die Ruhr der meist befahrene Fluss in ganz Europa. Im Jahr 1874 kam die kommerzielle Schifffahrt (Transport von Kohle und Stahl) zu einem plötzlichen Ende, als die Ruhrtal Eisenbahn vollendet wurde. Mit dem Zuwachs in der Kohleförderung im Ruhrgebiet stieg im 19. Jahrhundert auch der Abwasseranfall an. Um die Abwasserprobleme zu lösen, wurde 1929 der erste Ruhrstausee (Hengsteysee) gebaut. Die Selbstreinigungskraft des Wassers sollte hier durch eine erhöhte Aufenthaltsdauer des Wassers gesteigert werden. Zwischen 1931 und 1950 wurden drei weitere Ruhrstauseen, welche als natürliche Kläranlagen fungieren sollten, gebaut. Der letzte Ruhrstausee (Kemnader Stausee) wurde 1979 jedoch ausschließlich zur Erholungsnutzung angelegt. Der Einfluss, den die Wasserversorgung von 5,2 Millionen Einwohnern hat, wurde bereits in Kapitel 4.2 erörtert. Die durchschnittliche jährliche Wasserentnahme von 16,72 m³/s ist mehr als doppelt so groß wie der durchschnittliche Niedrigwasserabfluss von 7,05 m³/s (Pegel Mülheim, nahe der Mündung). Tab. 5.1.-1 und 5.1.-2 zeigen die physikalischen Veränderungen und Nutzungsdrücke in den drei Planungsabschnitte der Ruhr gruppiert nach Intensität und Bedeutung des Einflusses.

Tab. 5.1.-1: Übersicht über die bedeutenden physikalischen Einflüsse auf Wasserkörper (Tabelle ist modifiziert und vervollständigt) (-: keine Bedeutung, ○: geringe Bedeutung, ◘: mäßige Bedeutung, ●: hohe Bedeutung)

	Oberlauf Ruhr	**Mittellauf Ruhr**	**Unterlauf Ruhr**
Physikalische Veränderungen			
Veränderungen des Gewässerprofils	◘	◘	●
Unterbrechungen im Fließkontinuum und im Sedimenttransport	-	◘	●
Gewässerunterhaltung/Entkrautung/Gewässerbetträumung	○	○	◘

Kanalisierung/Begradigung	⊙	⊙	⊙
Uferbefestigung/Fixierung/ Eindeichungen	⊙	⊙	⊙
Abtrennung von Altarmen und Feuchtgebieten	○	⊙	⊙
Beschränkung der Überflutungsbereiche	⊙	⊙	⊙
Andere Einflüsse			
Reduzierter Abfluss	-	**⊙ (lokal)**	**⊙ (lokal)**
Anthropogen verursachte Spitzenabflüsse	-	-	-
Reduzierte Fließgeschwindigkeit/Stillwasser	-	**⊙ (lokal)**	●
Direkte Beschädigung von Flora und Fauna	-	-	-
Künstliches Abflussregime	-	●	●
Entwässerung	○	-	-
Bodenerosion/Verschlammung	-	○	⊙

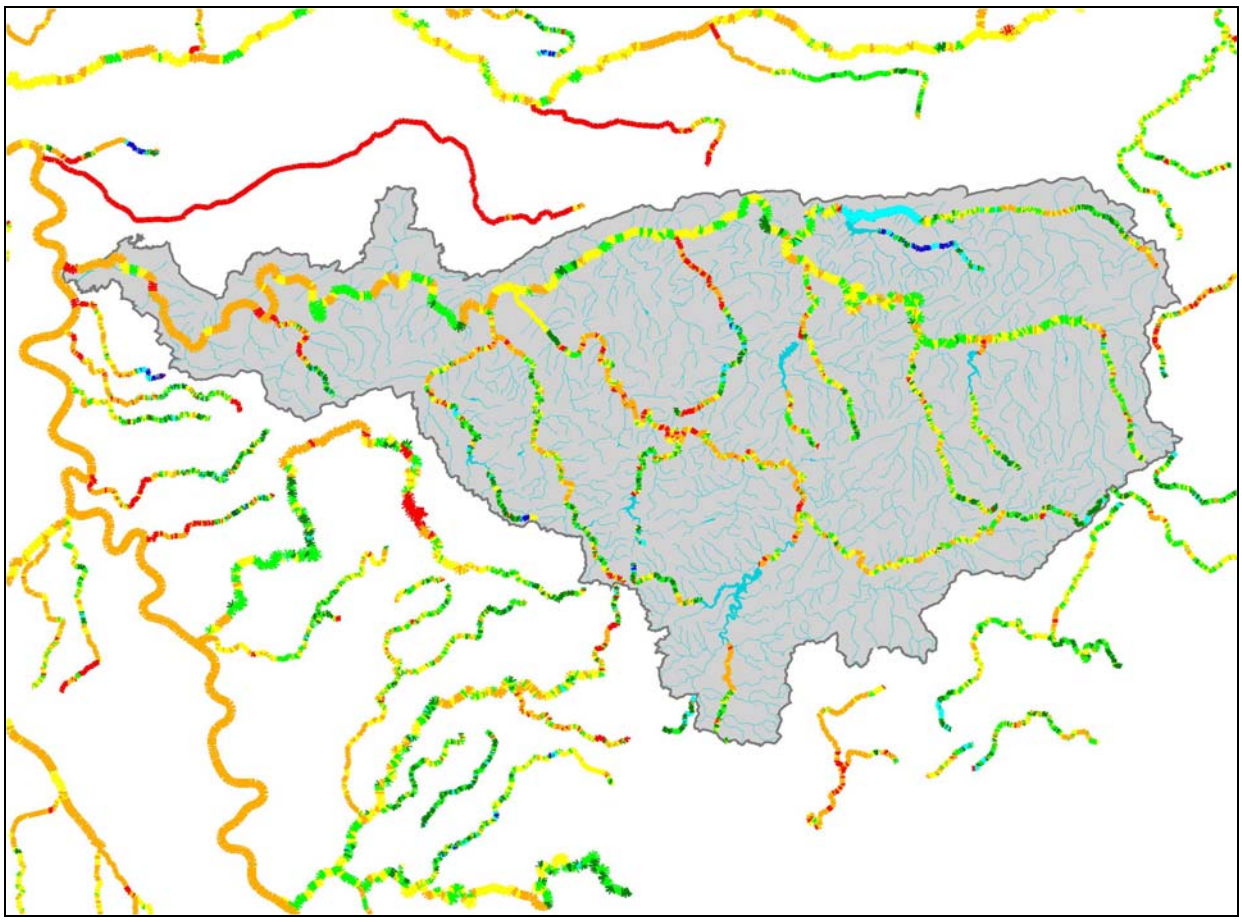
Tab. 5.1.-2: ***Übersicht über die bedeutenden Belastungen der Ruhr (-: keine Bedeutung,○: geringe Bedeutung, ⊙: mäßige Bedeutung, ●: hohe Bedeutung)***

Nutzungsdruck	**Oberlauf**	**Mittellauf**	**Unterlauf**
Schifffahrt	-	-	○ (76 km)
Hochwasserschutz	○	⊙	⊙
Wasserkraftnutzung		⊙	⊙
Land- und Forstwirtschaft	○	○	○
Wasserversorgung	-	⊙ (6.02 m^3/s)	● (10.7 m³/s)
Verstädterung/ Freizeitnutzung	**○ (lokal)**	**⊙ (lokal)**	●

5.2 Physikalische Veränderungen

Die Bewertung der Strukturgüte der Ruhr und ihrer Hauptnebenflüsse belegt die physikalischen/morphologischen Veränderungen, welche durch die in Tab. 5.1.-2 aufgeführten Nutzungen hervorgerufen werden. Die Strukturgüte wurde anhand einer für Flussgebietskartierungen in Deutschland standardisierten Methode ermittelt. (Der morphologische Zustand wird anhand von sieben Klassen zwischen „sehr gut, ursprünglich“ (blaue Farbe) und „schlecht, sehr stark verändert“ (rote Farbe) dargestellt. Ein guter morphologischer Zustand wird durch eine hellgrüne Farbe gekennzeichnet.) Die Ergebnisse können einerseits aggregiert und als integrierte Gesamtbewertung dargestellt werden, sie können aber auch getrennt betrachtet und hinsichtlich einiger morphologischer Subindices (z. B. Laufform, Ufersicherung, Sohlenstruktur) ausgewertet werden.

Karte 5.2.-1 zeigt die mehr oder minder starken morphologischen Defizite innerhalb des Ruhreinzugsgebiets anhand der Gesamtbewertung.



Karte 5.2.-1: Gesamtbewertung des morphologischen Zustands im Ruhreinzugsgebiet (grauer Bereich)

Die Einzelverteilung der morphologischen Zustandsklassen hinsichtlich der Subindices “Laufform” und “Sohlstruktur” sind in Abb. 5.2.-1 dargestellt.

Es kann festgestellt werden, dass beide Parameter gut korrelieren – zusammengehörige Diagramme zeigen klare Gemeinsamkeiten in allen Flussabschnitten.

Die Häufigkeitsverteilung scheint „normal“ zu sein, wobei im Oberlauf eine breitere Verteilung, im Mittellauf eine Verschiebung zum schlechteren morphologischen Zustand und im Unterlauf nur noch drei verschiedene Klassen (4 bis 6) festgestellt werden konnten.

Im Oberlauf der Ruhr ist der morphologische Zustand von Laufform und Sohlstruktur mit guten und schlechten Abschnitten sehr heterogen. Flussabwärts wird die Strukturgüte immer weiter durch menschliche Nutzungen beeinflusst, was eine Verschiebung in Richtung eines mäßigen bis schlechten Zustands verursacht. Im Unterlauf der Ruhr werden Laufform und Sohlstruktur als deutlich beeinträchtigt (Klasse 4) bis stark geschädigt (Klasse 6) eingeschätzt. Die Mündungsregion, welche durch den Hafenbereich stark beeinflusst ist, wird in der Gesamtbewertung aufgrund der Dominanz von Uferbefestigungen (lokal Spundwände), Liegeplätzen entlang der rechts und links verlaufenden Deiche und Ladevorrichtungen der Petrochemie als übermäßig geschädigt (Klasse 7, Gesamtbewertung) beurteilt.

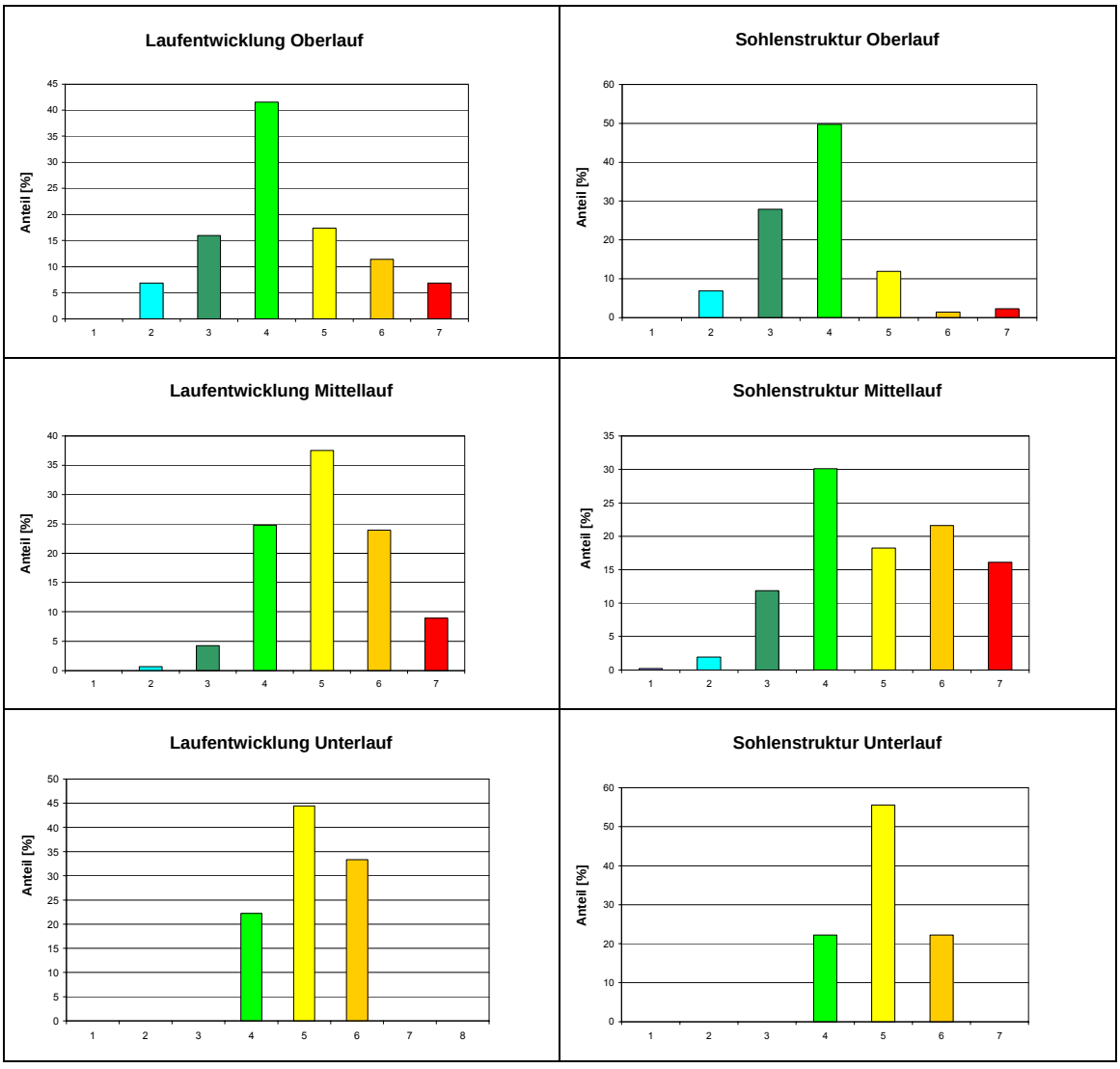


Abb. 5.2.-1: Anteile der morphologischen Status-Klassen (Strukturgütekartierung) an der Ruhr

Tabelle 5.2.-1 zeigt die Dimensionen der fünf Ruhrstauseen. In diesen Seen ist die Strömungsgeschwindigkeit gering bis nicht vorhanden; die durchschnittliche Verweildauer des Wassers beträgt z. B. im „Baldeneysee“ 27 Stunden (90 Stunden in Niedrigwasserzeiten).

Tab. 5.2.-1: Größenparameter der fünf Ruhrstauseen

Ruhrstausee	Volumen	Oberfläche	Länge	Ø Breite	Ø Tiefe
Hengsteysee	3.3 Mio. m³	1.36 km²	4.2 km	296 m	1.94 m
Harkortsee	3.1 Mio. m³	1.37 km	3.2 km	335 m	2.21 m
Kemnader See	3.0 Mio. m³	1.25 km²	3.0 km	420 m	2.40 m
Baldeneysee	8.3 Mio. m³	2.64 km²	7.8 km	355 m	3.14 m
Kettwiger See	1.4 Mio. m³	0.55 km²	5.2 km	130 m	2.54 m

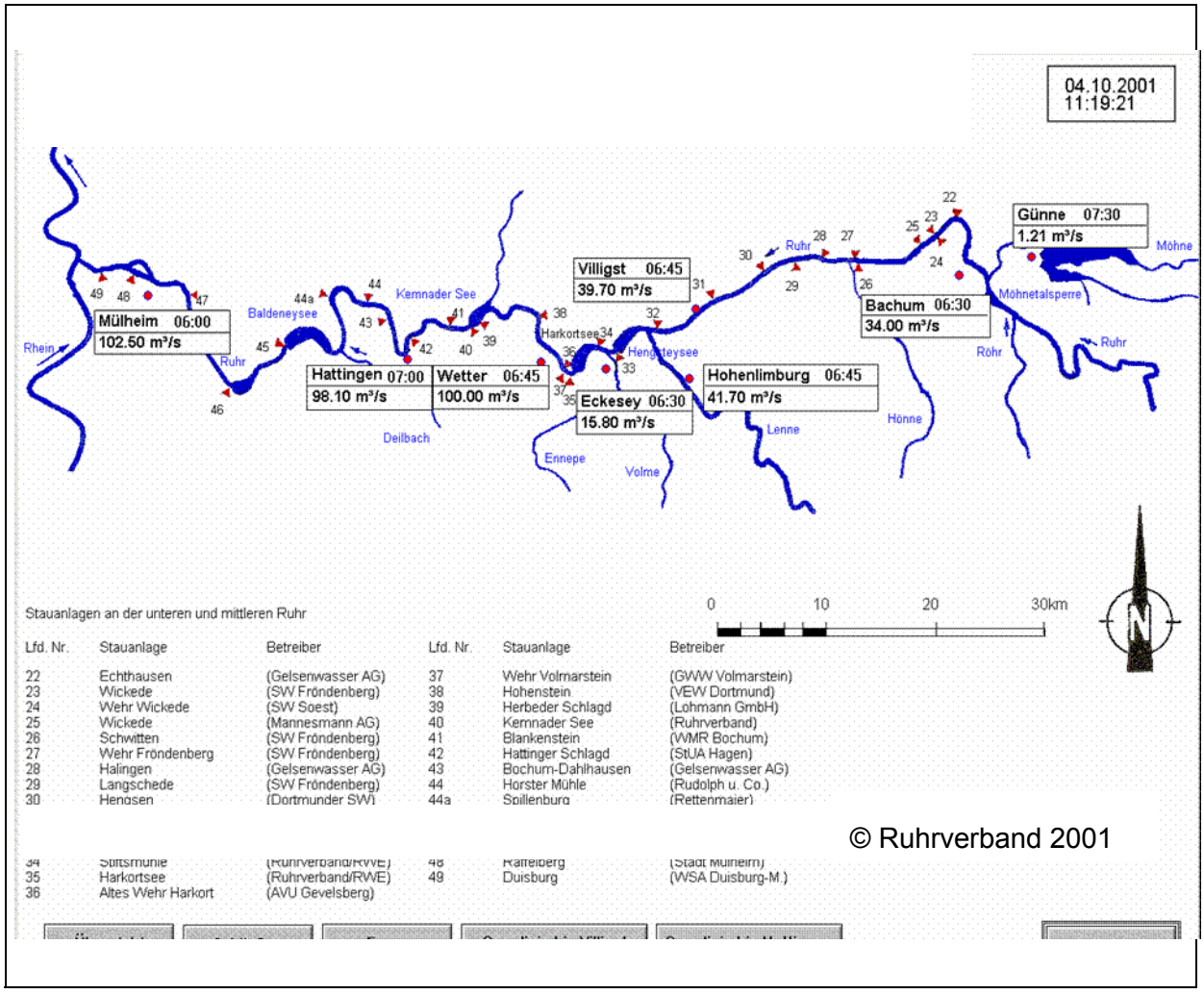


Abb. 5.2.-3: Standort von Wehren und der Abfluss an den 8 Pegel-Stationen am Mittel- und Unterlauf der Ruhr

Entlang der Ruhr wurden 49 Wehre zur Wasserkraftnutzung, Schifffahrt und Abflussregulierung gebaut. Nicht alle Wehre sind für Wanderfische passierbar. Obwohl die meisten (47 Wehre) mit Fischpässen ausgestattet sind – entweder existieren sie bereits oder sind für die nahe Zukunft geplant – funktionieren zumindest einige der bereits vorhandenen Fischtrep-

pen nicht ordnungsgemäß. Die Höhe der Wehre liegt zwischen weniger als 1 m und 8,65 m (Abb. 5.2.-4). Diese Unterschiede im Wasserspiegel können von den meisten Wanderfischen nicht ohne Fischpass oder Fischtreppe überwunden werden.

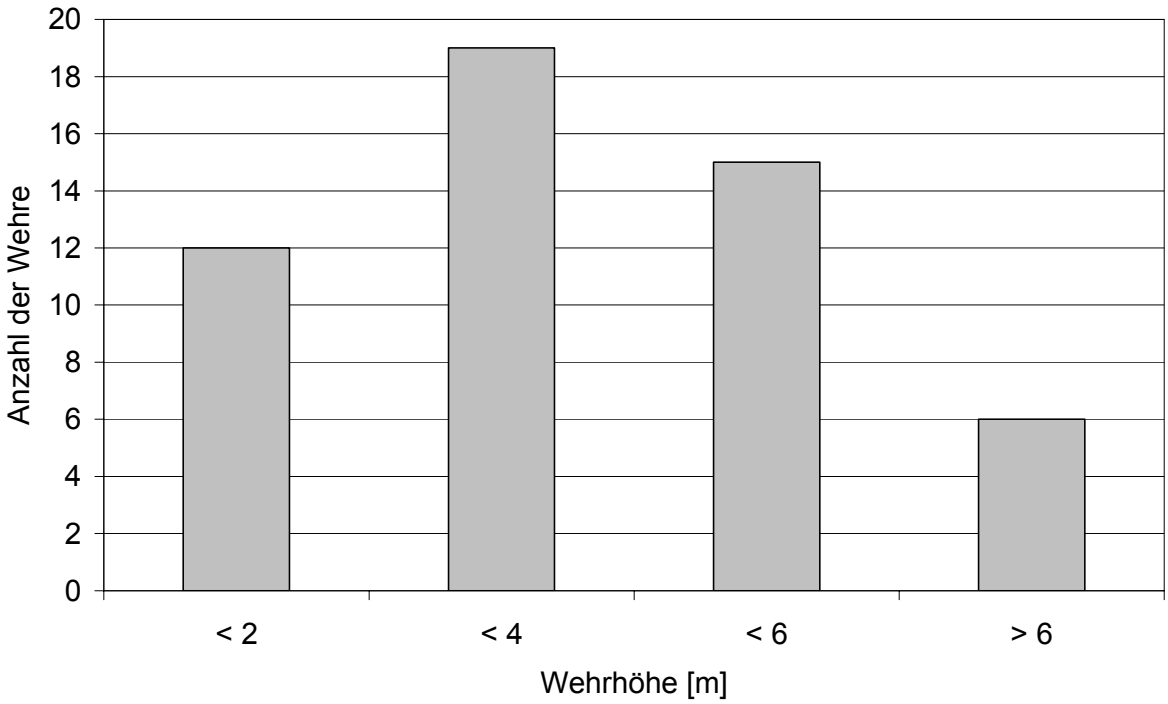


Abb. 5.2.-4: Verteilung der Stauhöhe an 49 Wehren entlang der Ruhr

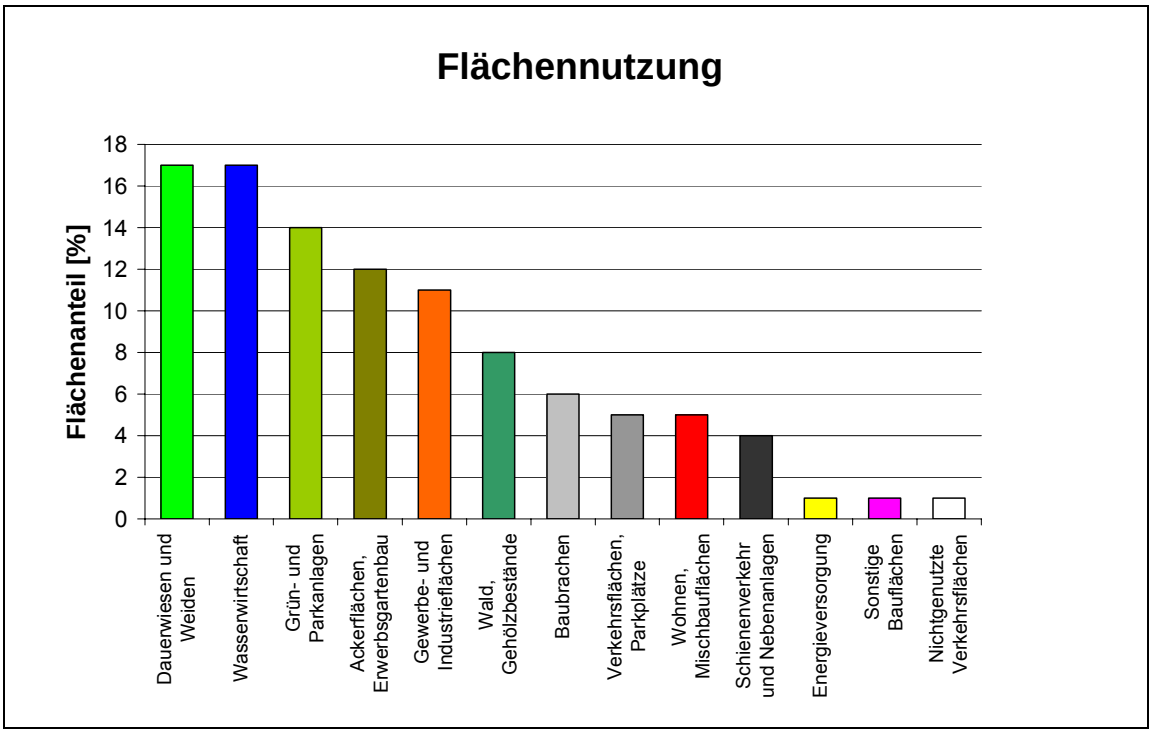


Abb. 5.2.-5: Landnutzung im Ruhrtal entlang des Unterlaufs

Betrachtet man den Unterlauf der Ruhr, so sind die Wasserkörper hauptsächlich durch die Ruhrstauseen, welche heute als Reservoir für Trinkwasserentnahme und als Erholungsgebiet genutzt werden, beeinflusst. Hauptfunktion dieser Seen ist jedoch die Erholungsnutzung (Segeln, Windsurfen, Rudern, Kanu Fahren, Erholungsschifffahrt und intensive Nutzung der Uferbereiche zum Wandern, Radfahren und Inline Skaten). Regelmäßig finden dort regionale und nationale Sportwettbewerbe statt. Ober- und unterhalb der Ruhrstauseen werden die Überflutungsflächen zur Versickerung des Grundwassers genutzt, welches dann zur Trinkwassergewinnung gefördert wird (Sandfilterbecken). Die Verteilung der verschiedenen Landnutzungsformen in den Auen des Unterlaufs der Ruhr zeigt Abb. 5.2.-5.

5.3 Veränderungen der Hydrologie der Wasserkörper und die Bewertung der daraus resultierenden Belastungen

Abb. 5.3.-1 und 5.3.-2 stellen die Abflusssituation an Pegel-Stationen am Mittel- und Unterlauf der Ruhr dar und vergleichen das natürliche Abflussregime (blaue Linie) mit dem tatsächlich gemessenem Regime (grüne Linie), wobei Trinkwasserentnahme und zusätzlicher Abfluss aus den Reservoirs mit erfasst werden.

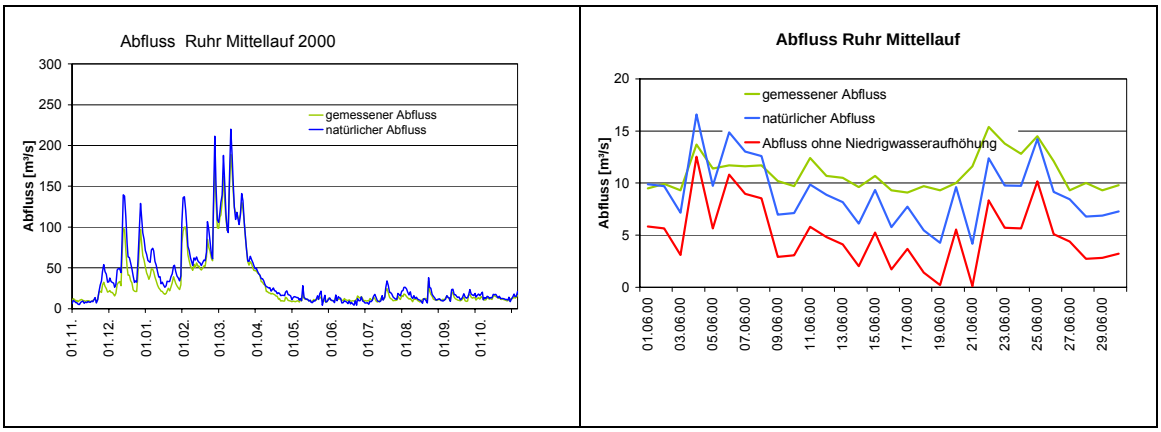


Abb. 5.3.-1 Abfluss der Ruhr an der Pegel-Station Villigst (Mittellauf der Ruhr)

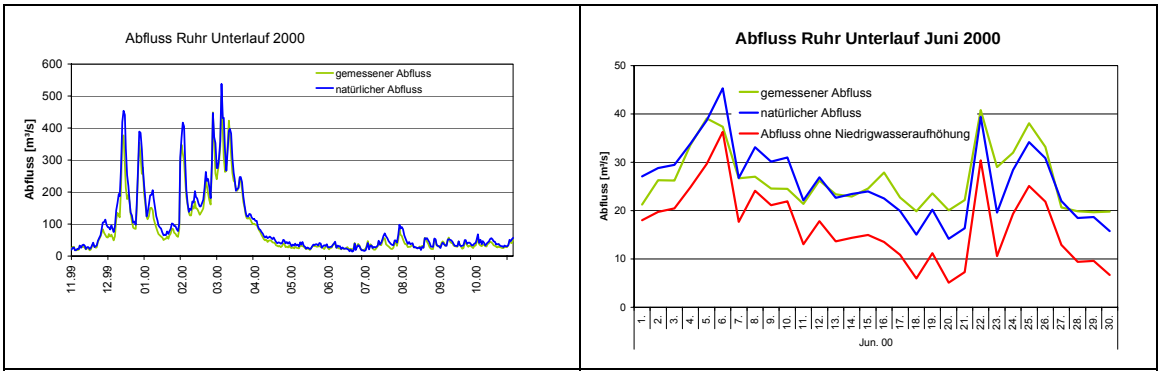


Abb. 5.3.-2 Abfluss der Ruhr an der Pegel-Station Mülheim (Unterlauf der Ruhr)

Anhand dieser Grafiken wird deutlich, dass das veränderte Abflussregime den natürlichen Bedingungen sehr ähnlich ist. Die Betrachtung einer Niedrigwassersituation (z. B. Juni 2000) zeigt den Einfluss der Niedrigwasseraufhöhung aus den Talsperren deutlich: Ohne das zusätzliche Wasser aus den Talsperren würde die Trinkwasserentnahme eine kritische Nied-

rigwassersituation hervorrufen, in der die Ruhr Gefahr liefe auszutrocknen (z. B. Abb. 5.3.-2, rechte Graphik, rote Linie).

5.4 Diskussion und Schlussfolgerungen

Hinsichtlich der hydrologischen Situation an der Ruhr kann festgehalten werden, dass die Trinkwasserentnahme einen gravierenden, signifikanten Einfluss auf das natürliche Abflussregime darstellt. Im Durchschnitt wird mehr als das doppelte des Niedrigwasserabflusses für die menschliche Nutzung entnommen. (Die Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) (Deutschland) bezeichnet eine Wasserentnahme größer als 10 Prozent des Niedrigwasserabflusses als signifikanten Einfluss (LAWA 2001)). Ohne die Regulation der Wasserführung würden einige Wasserkörper der Ruhr lokal austrocknen. Durch den Zufluss von Wasser aus den Talsperren konnte ein annähernd natürliches Abflussregime erreicht werden. Der Einfluss, den diese Abflussregulierung auf das hydrologische Regime und den ökologischen Status der Nebenflüsse, in denen die Talsperren liegen, hat, wird hier nicht diskutiert, sollte aber in hinsichtlich einer zukünftigen Gesamtbewertung und dem Erstellen eines Managementplans für das gesamte Einzugsgebiet nicht unberücksichtigt bleiben.

Obwohl der Einfluss der Wasserentnahme durch die Talsperren kompensiert wird, so dass das Abflussvolumen keinen signifikanten Schaden bezüglich biologischer Parameter anrichtet, zeigt der morphologische Status jedes Flussabschnitts Defizite ohne deutliche Unterschiede zwischen den einzelnen Planungsabschnitten. Den größten ökologischen Einflussfaktor innerhalb dieser Fallstudie stellen die fünf Ruhrstauseen und die hohe Dichte an Wehren entlang des Flusses dar, welche eine Unterbrechung des Fließkontinuums mit schweren Folgen für das Temperatur- und Nährstoffregime darstellen.

6. Ökologischer Zustand

Obwohl in Kapitel 3 bis 5 das gesamte Flusssystem der Ruhr beschrieben worden ist, konzentriert sich diese Fallstudie auf die Kernregion des Unterlaufs (siehe Karte 4.3.-1), welche hauptsächlich durch drei Ruhrstauseen beeinflusst ist. So werden sich die folgenden Ergebnisse ausschließlich auf diesen 41,8 km langen Flussbereich beziehen. Nur wenn die ober- oder unterhalb gelegenen Einflussfaktoren für die Diskussion relevant sind, werden diese Abschnitte ebenfalls diskutiert.

6.1 Biologische Qualitätselemente

Zur Beurteilung des ökologischen Zustands wurden biologische Qualitätskomponenten wie die Makroinvertebraten und die Fischfauna herangezogen. Phytoplankton, Makrophyten und Phytobenthos wurden vernachlässigt, da sie in Flüssen der Mittelgebirgslandschaft von unterordneter Bedeutung sind. Obwohl in den Ruhrstauseen des Unterlaufs Algenblüten regelmäßig vorkommen, wurde das Phytoplankton nicht berücksichtigt, weil die Algenblüten unter Referenzbedingungen nicht auftreten würden. Dies bedeutet, dass das Phytoplankton zwar für die Definition des ökologischen Potenzials bedeutsam sein mag (für die Ruhrstauseen im Falle einer Ausweisung als ‚erheblich veränderte Wasserkörper'), dies jedoch nicht für die Bewertung des ökologischen Zustands gilt.

Makroinvertebraten

In Nordrhein-Westfalen werden bei den Fliessgewässern 23 verschiedene Typen unterschieden. Für jeden Fliessgewässertyp liegen detaillierte Informationen über Morphologie, Wasserchemie, Makroinvertebraten, Fischfauna und Vegetation in und am Gewässer unter natürlichen, ursprünglichen Bedingungen vor. Um den aktuellen Status mit den Referenzbedingungen zu vergleichen wurden verschiedene Metrices benutzt, z. B.:

- Zusammensetzung der Taxa (z. B. Anzahl der Taxa, Anzahl der Leitarten des Fließgewässertyps, German Fauna Index (AQEM))
- Zusammensetzung der funktionalen Gruppen (z. B. Ernährungstypen, Habitatpräferenzen)
- Saprobienindex und andere Metrices zur Beurteilung des Einflusses organischer Belastungen
- Diversität (z. B. Shannon-Weaver-Index)

Diese Metrices zur Beurteilung der Fließgewässerqualität basieren auf der Methode des EU-Projektes „The development and testing of an integrated assessment system for the ecological quality of streams and rivers throughout Europe using benthic macroinvertebrates (Acronym: AQEM)". Um die Ergebnisse mit den Untersuchungen anderer deutscher Fallstudien vergleichen zu können, wurde ebenfalls der Potamon Typie Index (SCHÖLL & HAYBACH 2001) für den Mittel- und Unterlauf der Ruhr berechnet. Im Oberlauf konnte diese Methode nicht angewandt werden, da dieser Abschnitt einen rhithralen Charakter aufweist.

Fischfauna

Um die Fischfauna der unteren Ruhr (zentraler Abschnitt der Fallstudie) zu bewerten, wurden Daten hinsichtlich der Artzusammensetzung, der Dichte und der Körperlänge berücksichtigt. Einige seltene Spezies, welche in diesen Fangstatistiken fehlten, wurden mit Hilfe der aktuellen Verbreitungslisten für Fische in Nordrhein-Westfalen und aktueller Untersuchungen zur Fischwanderung ergänzt. Die Referenzbedingungen für die Ruhr wurden durch Zusammenstellen von Informationen über ursprüngliche Fischgemeinschaften mit einer Liste über historische Fischverbreitungen in Nordrhein-Westfalen (FRENZ 2000) und einer Beschreibung der natürlichen Fischfauna dieses Fließgewässertyps erstellt. Um die tatsächliche Fischsituation mit den Referenzbedingungen zu vergleichen wurde ein vorläufiges Bewertungssystem von GAUMERT (1999, nicht veröffentlicht) benutzt (wichtig: Bemerkungen in 10.1). Die Fischfauna des Ober- und Mittellaufs der Ruhr wurde bewertet, in dem die aktuellen Fischverbreitungslisten von Nordrhein-Westfalen mit historischen Verbreitungslisten und Beschreibungen der natürlichen Fischfauna des Fließgewässertyps verglichen wurden. Die Metrices „Ähnlichkeit der Artzusammensetzung“ (Jaccard Index) (MÜHLENBERG 1993) und „Artenfehlbetrag“ wurden angewandt.

6.2 Physikalisch-chemische Elemente

Der Gesamteinfluss menschlicher Aktivitäten auf die Wasserqualität der Ruhr (Physikalische und chemische Parameter) wurde bereits in Kapitel 4.2 beschrieben. Folgende Einflüsse sind bekannt:

- Organische Belastung durch Kläranlagen, Regenüberläufe der Mischwasserkanalisation und diffuse Quellen
- Nährstoffeintrag durch punktuelle und diffuse Quellen
- Erhöhte Cl^-- und SO_4^{2-}-Konzentrationen durch Grubenwassereinleitungen
- Schwermetallbelastung (vorwiegend im Sediment) durch metallverarbeitende Industrien in einigen Tälern der Nebenflüsse und durch erhöhte geogene Hintergrundbelastung einiger Nebenflüssen aufgrund natürlicher Metallvorkommen (z. B. Sauerland, Velbert)
- Verändertes Temperaturregime aufgrund von
  - Kühlwasser von Industrie und Kraftwerken
  - Abfluss aus den Talsperren
  - verlängerte Fließzeiten aufgrund der Stauseen
  - geothermisch erwärmtes Grubenwasser

Die größten Auswirkungen auf den ökologischen Zustand des Unterlaufs der Ruhr haben die Schwankungen in der Sauerstoffkonzentration. Diese Schwankungen sind sowohl diurnal als auch saisonal und werden durch die Photosyntheseaktivität des Phytoplanktons in den Ruhrstauseen und die Zersetzung der Algenblüten im Herbst verursacht. Das Sauerstoffregime im Unterlauf der Ruhr ist in Fig. 6.2.-1 abgebildet; dargestellt ist der durchschnittliche Sauerstoffgehalt pro Monat zwischen 1999 und 2000 von km 40 bis zur Mündung (km 0). Schwerwiegende Sauerstoffdefizite ($O_2 \approx 3$ mg/) traten in den Sommermonaten von Juni bis August und wieder im Oktober auf, letzteres kennzeichnete die Sterbeperiode der planktischen Algen. Bei genauerer Betrachtung konnte festgestellt werden, dass kurzzeitig auch Sauerstoffkonzentrationen unter 1 mg/l gemessen werden konnten.

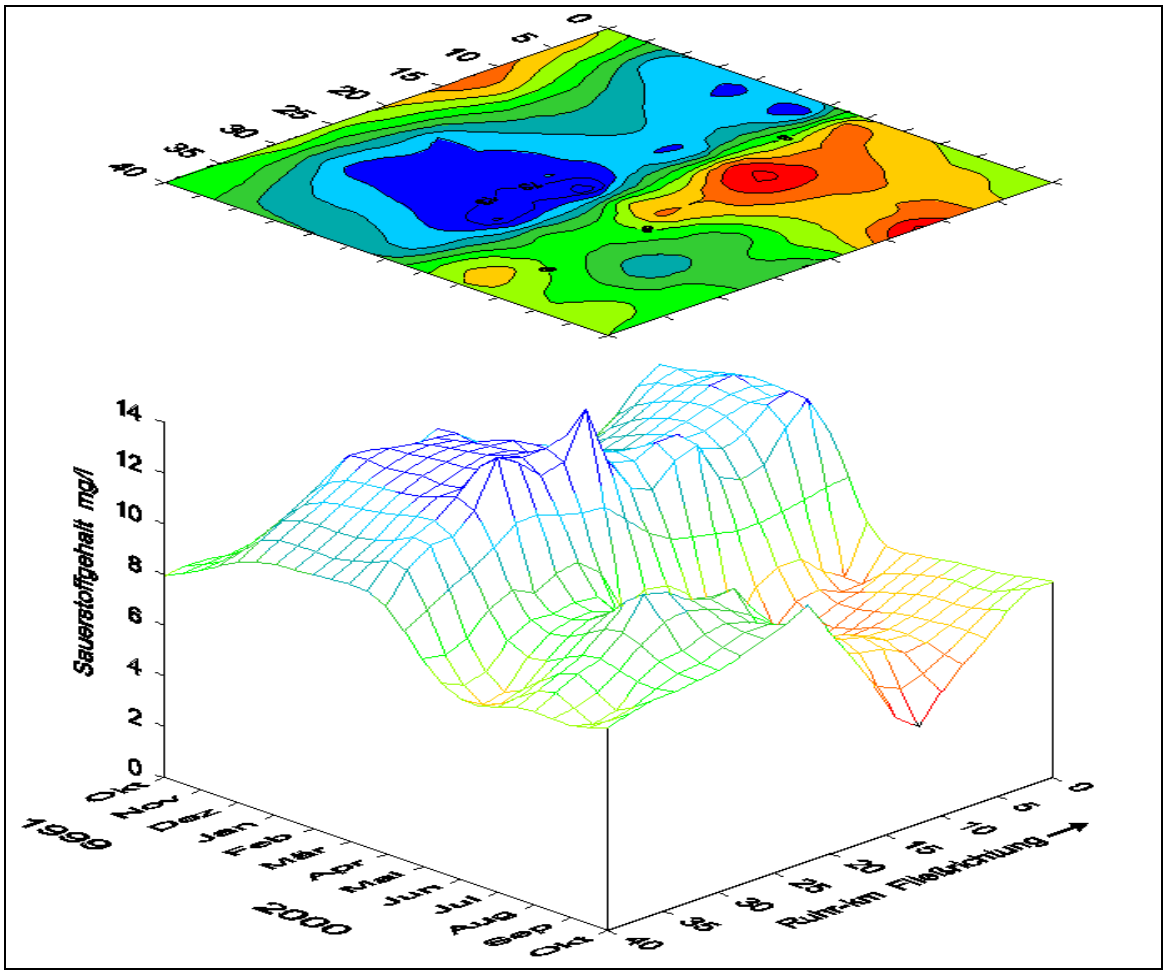


Abb. 6.2.-1: monatliche Durchschnitts-Sauerstoffkonzentration von Okt. 1999 bis Okt. 2000 von Ruhr-Fließkilometer 40 bis zur Mündung (km 0) (aus: RUHRVERBAND 2001a)

Diese niedrigen Sauerstoffkonzentrationen, welche speziell im letzten Ruhrstausee (Kettwiger See) und weiter unterhalb auftraten, sind letal für die meisten Fischarten.

6.3 Bestimmung des aktuellen ökologischen Zustands

Der ökologische Zustand der drei Abschnitte der Ruhr wurde mit Hilfe der Zusammensetzung der Fischarten und der Makroinvertebratengemeinschaft ermittelt.

Fischfauna

Zur Bewertung der Fischfauna in Ober-, Mittel- und Unterlauf der Ruhr wurden aktuelle Verbreitungslisten von Nordrhein-Westfalen mit historischen Verbreitungslisten von Nordrhein-Westfalen und der Beschreibung der natürlichen Fischfauna des Fließgewässertyps verglichen. Außerdem wurden die Metrices „Artidentität“ (Jaccard Index) und „Artenfehlbetrag“ (KOTHE 1962) benutzt (Tab. 6.3.-1, Abb. 6.3.-1).

Tab. 6.3.-1: Historische und aktuelle Fischpopulationen in der Ruhr

	Historische Situation (1500 - 1950)			Aktuelle Situation		
	Oberlauf Ruhr	**Mittellauf Ruhr**	**Unterlauf Ruhr**	**Oberlauf Ruhr**	**Mittellauf Ruhr**	**Unterlauf Ruhr**
Petromyzontidae						
Petromycon marinus						
Lampetra fluviatilis (L.)						
Lampetra planeri						
Anguillidae						
Anguilla anguilla (L.)						
Clupeidae						
Alosa alosa (L.)						
Cyprinidae						
Abramis bjoerkna (L.)						
Abramis brama (L.)						
Alburnoides bipunctatus (BLOCH)						
Alburnus alburnus (L.)						
Aspius aspius (L.)						
Barbus barbus (L.)						
Carassius carassius (L.)						
Chondrostoma nasus (L.)						
Cyprinus carpio L.						
Gobio gobio (L.)						
Leucaspius delineatus (HECKEL)						
Leuciscus cephalus (L.)						
Leuciscus idus (L.)						
Leuciscus leuciscus (L.)						
Phoxinus phoxinus (L.)						
Rutilus rutilus (L.)						
Scardinius erythrophthal-mus (L.)						
Tinca tinca (L.)						
Cobitidae						
Barbatula barbatula (L.)						
Cobitis taenia L.						
Siluridae						
Siluris glanis L.						
Thymllidae						
Thymallus thymallus (L.)						
Salmonidae						

	Historische Situation (1500 - 1950)			Aktuelle Situation		
	Oberlauf Ruhr	**Mittellauf Ruhr**	**Unterlauf Ruhr**	**Oberlauf Ruhr**	**Mittellauf Ruhr**	**Unterlauf Ruhr**
Salmo trutta L.						
Salmo salar L.						
Oncorhynchus mykiss WALBAUM						
Esocidae						
Esox lucius L.						
Gadidae						
Lota lota (L.)						
Gasterosteidae						
Gasterosteus aculeatus L.						
Cottidae						
Cottus gobio L.						
Percidae						
Gymnocephalus cernuus (L.)						
Perca fluviatilis L.						
Sander lucioperca (L.)						

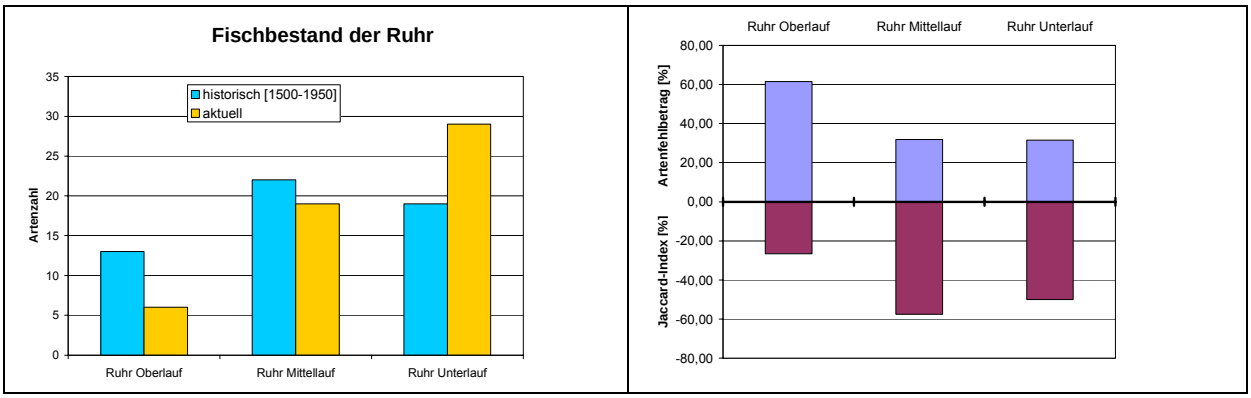


Abb. 6.3.-1: Bewertung der Fischpopulation in der Ruhr.
a: Vergleich der historischen und aktuellen Situation
b: Berechnung der Artidentität (Jaccard Index) und des Artenfehlbetrags beim Vergleich historischer und aktueller Gemeinschaften

Mit den detaillierteren Fisch-Daten für den Unterlauf der Ruhr konnte der ökologische Zustand mit dem (noch nicht veröffentlichten) Verfahren von GAUMERT beurteilt werden. Bei dieser Methode werden verschiedene Metrices zur Qualität der Fischfauna angewandt. Die aktuelle Fischfauna wird mit einer hypothetischen Fischgemeinschaft der entsprechenden Fischregion und Gewässerordnung und veröffentlichten historischen Daten verglichen (wichtig: Bemerkungen in 10.1). Der Oberlauf der Ruhr kann als Äschenregion bezeichnet werden. Unter natürlichen Bedingungen wären der Mittel- und Unterlauf der Ruhr der Bar-

benregion zuzurechnen. Auf Grund der Ruhrstauseen im Unterlauf gibt es jedoch eine Verschiebung hinsichtlich der Fischregion dieses Abschnitts; die Artzusammensetzung ist hier charakteristisch für die Brassenregion. Um den ökologischen Zustand der Fischfauna im Unterlauf der Ruhr zu bewerten, wurde die hypothetische Fischregion unter natürlichen Bedingungen und ohne Stauseen (Barbenregion) als Referenzbedingung verwandt.

Ergebnisse:

- 76 % der historischen und hypothetischen Fischfauna kommen vor
  ⇒ Bewertung: **gut**
- Leitarten der Fischregion kommen ebenso vor wie Begleitarten
  ⇒ Bewertung: **sehr gut**
- Anadrome und katadrome Fische sind selten
  ⇒ Bewertung: **unbefriedigend**
- Leitart: Barbe (*Barbus barbus*): Anteil < 1%
  ⇒ Bewertung: **unbefriedigend**
- Begleitarten: Anteil 1 - > 10 % (=eudominant, dominant oder rezedent, einige subrezedent)
  ⇒ Bewertung: **gut**
- Anteil der Leit- und Begleitarten = 32,6 %
  ⇒ Bewertung: **mäßig**

Schlussfolgerungen

Der Vergleich der historischen Fischfauna mit der aktuellen Situation zeigt das Problem der Inhomogenität von Datensätzen. Die aktuelle Fischfauna im Oberlauf der Ruhr scheint deutlich kleiner zu sein als zu früheren Zeiten. In Wirklichkeit wurde zur Beschreibung der rezenten Fischfauna nur die Liste der Fische in Nordrhein-Westfalen herangezogen, welche eine niedrige Fangdichte in den Oberläufen aufweist. So könnte möglicherweise die Artendiversität unterschätzt worden sein. Im Unterlauf der Ruhr sind aktuell mehr Spezies vorhanden als zu früheren Zeiten. Dies ist auf das Einwandern von Neozoen und die Forschungsaktivität innerhalb eines Monitoring Programms, welches die Fischwanderungen an einem Wehr kontrolliert, zurückzuführen. Bei Verwendung des Metrik „Artidentität“ werden diese Effekte deutlich. Bei diesem Metrik werden nur die An- oder Abwesenheit einer Art bewertet, die Dichte wird nicht berücksichtigt. Wendet man diese Methode auf den Mittellauf der Ruhr an, so zeigt sich, dass der ökologische Zustand der Fischfauna nahe dem historischen, ursprünglichen Zustand ist und somit als ‚gut’ bezeichnet werden kann. Im Unterlauf der Ruhr zeigt die Artidentität < 50 % eine Verschlechterung des ökologischen Zustands an. Der Oberlauf kann aufgrund der Unterschiede in der Qualität der Daten nicht nach dieser Methode bewertet werden.
Wendet man die Methode nach Gaumert an, so wird die Bewertung differenzierter, da Anwesenheit und Abundanz in die Beurteilung eingehen. Eine Methode zur Aufsummierung der sechs einzelnen Metrices zu einer ökologischen Zustandsklasse ist aber nicht beschrieben. Im Unterlauf der Ruhr sind die für diesen Fließgewässertyp charakteristischen Arten vorhanden, so dass ein guter ökologischer Zustand theoretisch erreicht werden kann. Defizite sind durch folgende Einflüsse verursacht:

- Unterbrechung des Fließkontinuums (verminderte oder keine Wanderung von anadromen und katadromen Fischen aufgrund der Wehre)

- Verschlammung des Substrates und das Fehlen von Kiesbänken aufgrund der Stauseen, so dass die Barbe keine geeigneten Laichgründe findet (verminderte/fehlende Reproduktion)
- kritische Sauerstoffkonzentrationen (Kap. 6.2) und erhöhte Ammonium-Konzentrationen vor allem im Frühjahr (zeitweise toxische bis sublethale Bedingungen)

Makroinvertebraten

Um den ökologischen Zustand der Ruhr zu beurteilen wurden drei verschiedene Methoden angewandt.

A: Der aktuelle Zustand der Makroinvertebratengemeinschaft wurde mit dem eines naturnahen Flusses des Fließgewässertyps „Schotterfluss im silikatischen Grundgebirge“, der frei von menschlichem Einfluss ist, verglichen. Diese Referenzbedingungen sind in LUA 2001c beschrieben. Für den Fließgewässertyp „Schotterfluss im silikatischen Grundgebirge“ sind unter Referenzbedingungen

- 11 Leitarten (L)
- 43 Begleitarten (B)
- 27 Grundarten der Flüsse in Mittelgebirgen (G)

der Makroinvertebraten beschrieben. Tab. 6.3.-2 zeigt eine Liste dieser Arten, die in den Abschnitten im Mittel- und Unterlauf der Ruhr gefunden wurden. Diese Methode wurde nicht für den Oberlauf angewandt, weil dieser Abschnitt nicht mit einem Flussabschnitt vergleichbar ist (=unterschiedliche Fließgewässertypen mit unterschiedlichen Referenzbedingungen).

Tab. 6.3.-2: Liste der Leit-, Begleit- und Grundarten, welche in den Abschnitten im Mittel- und Unterlauf der Ruhr gefunden wurden

	Mittellauf der Ruhr (Schotterbank Neheim)	**Unterlauf der Ruhr (Schotterbank Mülheim)**
Leitarten:		
Baetis lutheri	**X**	
Begleitarten:		
Caenis rivulorum	**X**	
Ephemera danica	**X**	
Allogamus auricollis	**X**	
Sericostoma flavicorne	**X**	
Hydropsyche contubernalis		**X**
Atherix ibis	**X**	
Grundarten:		
Dugesia gonocephala	**X**	
Ancylus fluviatilis	**X**	**X**
Gammarus pulex	**X**	**X**
Baetis fuscatus	**X**	
Leuctra geniculata	**X**	
Polycentropus flavomaculatus	**X**	
Rhyacophila nubila	**X**	
Psychomyia pusilla		**X**
Lepidostoma hirtum	**X**	
∑	**L: 1; B: 5; G: 8**	**L: 0; B: 1; G: 3**

Ergebnisse

Im Mittellauf der Ruhr wurden nur wenige Arten gefunden, die charakteristisch für diesen Flusstyp sind, obwohl eine natürliche morphologische Struktur (Schotterbank) für die Untersuchung ausgewählt worden ist. Diese Struktur ist nicht repräsentativ für den Mittellauf der Ruhr; alle anderen Abschnitte mit stärker überprägten Gewässerbettstrukturen weisen noch schlechtere, weniger natürliche Makroinvertebratengemeinschaften auf, welche durch Ubiquisten dominiert werden. Im Unterlauf der Ruhr wurde ebenfalls eine Schotterbank untersucht; die Ergebnisse bezüglich der Makroinvertebratenfauna waren jedoch schlechter als oberhalb in der Mittellaufregion.

B: Als zweite Methode wurde die AQEM Methode angewandt, welche eine multimetrische Methode zur Erfassung des ökologischen Zustands von Makroinvertebratengemeinschaften darstellt, bei der die Einflüsse von Gewässermorphologie, Zustand der Saprobie und andere auf Belastungen basierende Metrices zusammengefasst werden. Die Ergebnisse für den Ober-, Mittel- und Unterlauf der Ruhr sind in den Tabellen 6.3.-3 bis 6.3.-11 dargestellt. Bei der AQEM Methode werden die verschiedene Gewässertypen mit ihren unterschiedlichen Referenzbedingungen berücksichtigt.

Oberlauf der Ruhr

AQEM Methode (nicht veröffentlicht, Informationen sind unter www.aqem.de erhältlich)

Tab. 6.3.-3: Metrices

	FauInd	BMWP	ShanWien	HR*	HK*	akal*	phyt*
Ruhr 1	0.77	171	3.33	19.0		13.8	13.4
Ruhr 2	0.08	128	2.04		7.7	2.5	9.1

Tab. 6.3.-4: Vorläufige Bewertung

	FauInd	BMWP	ShanWien	HR *	HK *	HR+HK	akal*	phyt*
Ruhr 1	3	4	5	3		3	4	4
Ruhr 2	2	2	1		4	4	1	5

Tab. 6.3.-5: Bewertung

		Ecological status
Ruhr 1	**3.5**	**moderate**
Ruhr 2	**2.2**	**poor**

Mittellauf der Ruhr

AQEM Methode (nicht veröffentlicht, Informationen sind unter www.aqem.de erhältlich)

Tab. 6.3.-6: Metrices

	FauIndex	EPTCOB-Taxa	ShanWien	Xyl+shred+af+pf	Ak+Li+Psa*
Summer	-0.38	21	2.09	5.41	43.12
Winter	0.00	27	2.82	10.5	33.41

Tab. 6.3.-7: Vorläufige Bewertung

	FauIndex	EPTCOB-Taxa	ShanWien	Xyl+shred+af+pf	Ak+Li+Psa*
Summer	2	2	2	1	2
Winter	3	2	3	2	1

Tab. 6.3.-8: Bewertung

		Ecological status
Summer	**1.875**	**poor**
Winter	**2.5**	**moderate**

Unterlauf der Ruhr:

AQEM Methode (nicht veröffentlicht, Informationen sind unter www.aqem.de erhältlich)

Tab. 6.3.-9: Metrices

	FauIndex	EPTCOB-Taxa	ShanWien	Xyl+shred+af+pf	Ak+Li+Psa*
Summer	-1.17	22.808	2.45	8.103	38.8033
Winter	-1.19	27.835	2.53	10.531	45.7452

Tab. 6.3.-10: Vorläufige Bewertung

	FauIndex	EPTCOB-Taxa	ShanWien	Xyl+shred+af+pf	Ak+Li+Psa*
Summer	1	2	2	2	1
Winter	1	2	2	2	2

Tab. 6.3.-11: Bewertung

		Ecological status
Summer	**2.0**	**poor**
Winter	**2.2**	**poor**

Ergebnisse

Die Untersuchungen der Makroinvertebratengemeinschaft an Ober-, Mittel- und Unterlauf der Ruhr zeigen einen mäßigen bis unbefriedigenden ökologischen Zustand an. Die Datengrundlage ist dieselbe wie sie bei Methode A benutzt worden ist; zwei Schotterbänke dienten als Untersuchungsstellen.

C: Der Potamon Typie Index nutzt eine Liste von Arten, die charakteristisch für Flussgemeinschaften sind. Diese Liste unterscheidet nicht zwischen verschiedenen Flusstypen. Während bei der AQEM Methode sowohl die Anwesenheit von Arten als auch deren Abundanz berücksichtigt wird, bezieht sich der Potamon Typie Index ausschließlich auf das Vorkommen von Arten. Zur Bewertung können alle Stadien des Lebenszyklus oder nur die im Wasser lebenden Stadien verwandt werden. Die von den betrachteten Entwicklungsstadien abhängigen unterschiedlichen Ergebnisse zeigt Abb. 6.3.-2.

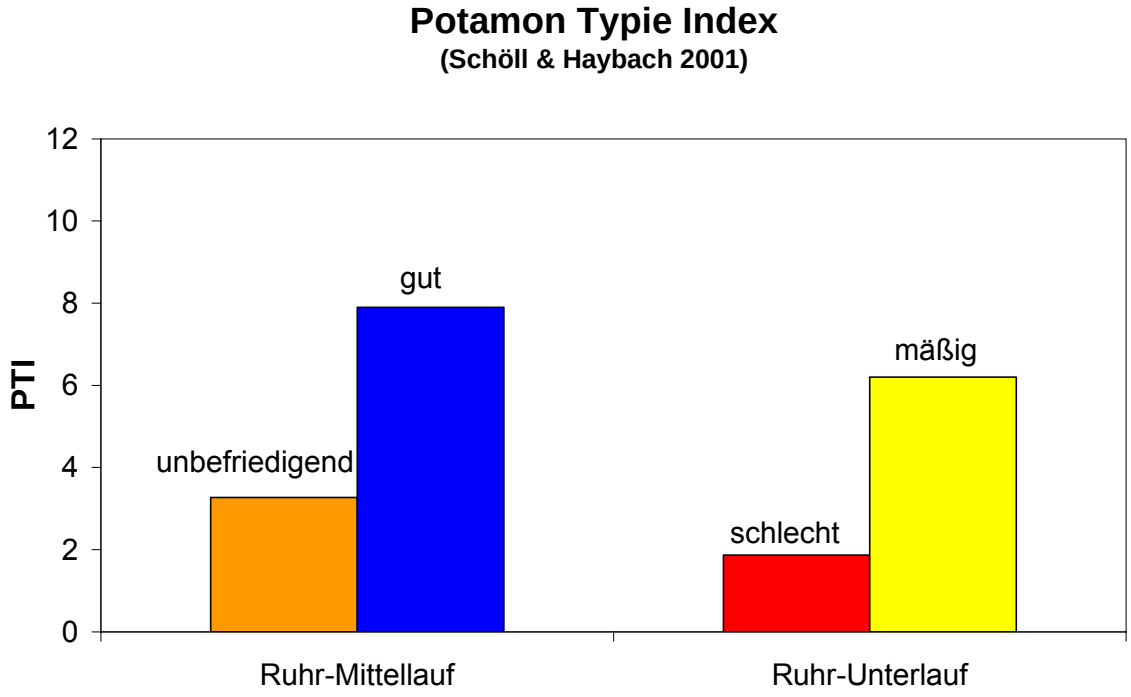


Abb. 6.3.-2 Potamon Typie Index für den Mittel- und Unterlauf der Ruhr. Die Säulen auf der linken Seite zeigen den ökologischen Status bei der ausschließlichen Betrachtung der aquatischen Lebensstadien, bei den rechten Säulen wurden alle Stadien der Makroinvertebraten berücksichtigt.

Ergebnisse

Der Potamon Typie Index der Makroinvertebratengemeinschaft zeigt für den Mittel- und Unterlauf der Ruhr nur einen unbefriedigenden bis schlechten Zustand an, wenn ausschließlich aquatische Lebensstadien betrachtet werden. Wenn zusätzlich die Imagines mit berücksichtigt werden (was in einer regulären Betrachtung der Gewässerqualität aufgrund der biologischen Untersuchungsarbeit nicht gemacht würde) erreicht der ökologische Zustand die Klassen „gut“ bis „mäßig“. Die Datengrundlage ist dieselbe wie sie bei Methode A benutzt

worden ist; zwei Schotterbänke dienten als Untersuchungsstellen. Der Potamon Typie Index kann nicht auf den Oberlauf der Ruhr angewendet werden, da dieser Abschnitt keine potamale sondern eine rhithrale Gemeinschaft aufweist.

Schlussfolgerungen

Die auf dem biologischen Parameter 'Makroinvertebraten' basierenden Ergebnisse dieser Untersuchung zeigen die Probleme faunistischer Daten, z. B. bei der Wahl der Untersuchungsmethode und der Auswahl von Probestellen:

- Problem 1: Die AQEM Methode erfordert quantitative Daten, welche mit Hilfe einer speziellen Probenahmemethode ermittelt werden müssen. Bereits vorhandene Datensätze können nicht benutzt werden.
- Problem 2: Viele verfügbare Daten über Makroinvertebraten enthalten keine kompletten Artenlisten, sondern nur jene Spezies, welche bei der Berechnung des Saprobienindex von Bedeutung sind. Mit derartigen Listen können auch die Methoden A und C nicht angewandt werden.
- Problem 3: Im Oberlauf der Ruhr wurde ein Abschnitt beprobt, der charakteristisch für eine geringe organische aber eine hohe morphologische Belastung war. Eine solche Probestelle inmitten einer Stadt mit dem signifikanten Einfluss von Urbanisation wurde ausgewählt. Diese Probestelle war jedoch nicht repräsentativ für den ausgewählten Abschnitt „Oberlauf der Ruhr". Möglicherweise ist der ökologische Zustand außerhalb der Stadt deutlich besser.

Im Unterlauf der Ruhr sind die Defizite vorwiegend auf folgende Parameter zurückzuführen:

- Verminderte Strömungsgeschwindigkeit mit lokal stehenden Abschnitten
- Verschlammung des Substrates und das Fehlen von Schotterbänken aufgrund der Stauseen und Uferbefestigungen
- Fehlen von Totholz aufgrund von Gewässerunterhaltung und Gewässerräumung
- kritische Sauerstoffkonzentrationen (Kap. 6.2) und erhöhte Konzentrationen von Ammoniak meist im Frühjahr (zeitweise toxische oder sublethale Bedingungen)
- Erhöhte Wassertemperatur im Sommer aufgrund der Stauseen
- Veränderungen des natürlichen Nahrungsangebots, Dominanz von planktischen Algen, welche von Filtrierern bevorzugt werden

6.4 Diskussion und Schlussfolgerungen

Die physiko-chemischen Veränderungen werden anhand der biologischen Parameter widergespiegelt. In dieser Fallstudie wird deutlich, dass die morphologischen und physiko-chemischen Veränderungen leicht zu beschreiben und zu bewerten sind und Daten in einer ausreichenden Qualität vorhanden sind. Die Situation hinsichtlich biologischer Studien liegt anders: Die Ergebnisse verschiedener Methoden sind nicht vergleichbar. Dies kann anhand von Untersuchungen zur Fischfauna und zu den Makroinvertebraten gezeigt werden. In Zukunft wird biologisches Datenmaterial in einer guten Qualität nötig sein, um den biologischen

Zustand oder das ökologische Potenzial zu bewerten und die Effektivität von Maßnahmen zu überprüfen.

7. Vorläufige Identifikation von erheblich veränderten Wasserkörpern

7.1 Vorläufige Ausweisung erheblich veränderter Wasserkörper anhand signifikanter morphologischer Veränderungen

Beide oben genannten und detailliert beschriebenen Wasserkörper werden auf Grund signifikanter morphologischer Veränderungen und auf Grund der aus morphologischen Veränderungen resultierenden physiko-chemischen Belastungen provisorisch als erheblich verändert ausgewiesen (vgl. Kap. 7.2.1).

Auch der Gewässerabschnitt unterhalb von Wasserkörper 1 bis zur Rheinmündung, der im Unterlauf den Duisburger Hafen passiert, ist morphologisch stark geschädigt. Er ist charakterisiert durch Uferbefestigungen mit Spundwänden, chemische Belastungen und Schifffahrtsverkehr. Auch dieser Bereich sollte als "erheblich veränderter Wasserkörper" eingestuft werden. Die Situation in diesem unteren Abschnitt ist eine "clear cut-Situation", wie sie in dem hmwb paper 8 ver 6-24 beschrieben wird. Um hier einen guten ökologischen Zustand zu erreichen müsste entweder das gesamte Hafengebiet aufgegeben werden, oder aber die Umschlagaktivitäten müssten auf die künstlichen Hafenbecken beschränkt werden, bei gleichzeitiger Verlegung des Ruhrmündungsgebietes nach Süden. Da der Duisburger Hafen jedoch der weltgrößte Binnenhafen ist mit einem Umschlagvolumen von mehr als 2 Mio t pro Jahr, kann auf eine detaillierte quantitative, sozioökonomische Analyse dieser Maßnahmen verzichtet werden. Zudem erscheint eine Verlegung der unteren Ruhr nach Süden nicht umsetzbar auf Grund von hieraus entstehenden Flächennutzungskonflikten mit zwei stark befahrenen Autobahnen und dem Stadtteil Duisburg-Neuenkamp.

7.2 Notwendige hydromorphologische Veränderungen zur Erreichung des guten ökologischen Zustandes

7.2.1 Erforderliche hydromorphologische Veränderungen zur Erreichung des guten ökologischen Zustandes

Identifikation und Beschreibung der wesentlichen Beeinträchtigungen, die den aktuellen Gewässerzustand verursachen

Ein wesentlicher Arbeitsschritt zur Ermittlung zielorientiert entwickelter Maßnahmen ist die Ermittlung der maßgeblichen Beeinträchtigungen des Gewässers. Sie müssen nicht identisch mit den morphologischen Veränderungen (= Belastungen) sein. Sie sind aber in der Regel durch diese morphologischen Veränderungen zumindest mit verursacht. Hieraus resultiert ein komplexes System aus Verursachern und Effekten, die sich in der Gewässermorphologie (M), dem Gewässerchemismus (C) und der Gewässerökologie (Ö) widerspiegeln:

Wasserkörper 2 (weitgehend Stillwassercharakter)

<u>Reduktion der Fließgeschwindigkeit:</u>
Resultierende Effekte sind:

- Verringerte Wiederbelüftungsraten => Sauerstoffdefizite können durch O_2-Aufnahme bei turbulentem Fließen nicht ausgeglichen werden. (C)
- Sedimentation und Verschlammung des Gewässerbettes
  => Anreicherung schwermetallbelasteter Sedimente
  => anaerobe Bedingungen im Sediment
  => Kolmatierung der kiesigen Gewässersohle mit Feinmaterial = Verlust an Laichhabitaten (Ö: Fische + Makroinvertebraten)
  => organische Sedimente als standort-untypische Nahrungsquelle (Ö: Makroinvertebraten + Fische)
  => Verschütten sessiler Organismen mit Feinsedimenten (Ö: Makroinvertebraten, Phytobenthos, Makrophyten, Fischlaich)
- Fehlen des dynamischen Sedimenttransportes und Kolmatierung der Sedimentoberflächen (M)
- Änderungen in Strömungspräferenz bzw. -toleranz (Ö: Fische, Makroinvertebraten, Phytobenthos, Makrophyten)

<u>Veränderung des Gewässerprofils von Fluss zu (Fluss-)See</u>

Die Wassertiefe der Flussseen beträgt bis zu 8 m bei einer Durchschnittstiefe > 2 m. Unter natürlichen Bedingungen wäre die durchschnittliche Tiefe geringen als 0,5 m (LUA 2001) (M)

Resultierende Effekte sind:

- Verlust von flachen Riffel-Strecken
  => Verlust von Laichhabitaten (Ö: Fische, Makroinvertebraten)
  => Verlust von Lebensraum (Ö: Fische, Makroinvertebraten, Phytobenthos)
- Anstieg der Wassertemperatur auf Grund der vergrößerten Oberfläche
  => verringerte Löslichkeit von Gasen (C)
  => Beschleunigung chemischer Prozesse/"Turn-over Raten"
  => Veränderungen in Temperaturpräferenz /-toleranz (Ö: Fische, Makroinvertebraten, Phytobenthos, Makrophyten)
- Trübungseffekte: das Gewässerbett wird aphotisch d. h. eine benthische Primärproduktion findet nicht mehr statt (Ö: Phytobenthos, Makrophyten)
- in der neuen Uferlinie entstehen geeignete Standorte für Stillwasser-bevorzugende Wasserpflanzen.

<u>Verlängerung der Verweildauer</u>

Durch die Anlage der Flussstauseen verlängert sich die Fließzeit in Wasserkörper 2 von ca. 2 h unter natürlichen Bedingungen auf heute durchschnittlich 7,25 Tage.

Resultierende Effekte sind:

- Entwicklung von Phyto- und Zooplankton (Ö)
  => durch das Phytoplankton verursachte Sauerstoffschwankungen (C)
  => durch das Phytoplankton verursachte pH-Wert-Schwankungen (C)
  => erhöhte pH-Werte wandeln Ammonium in fischtoxisches Ammoniak um (C)
  => Algenblüten auf Grund der Eutrophierung (C, Ö)
  => sekundäre organische Belastung im Herbst bei Absterben des Planktons (C, Ö)
- Anstieg der Wassertemperatur auf Grund längerer Verweilzeit
  => verringerte Löslichkeit von Gasen (C)

=> Beschleunigung chemischer Prozesse/"Turn-over Raten"
=> Veränderungen in Temperaturpräferenz /-toleranz (Ö: Fische, Makroinvertebraten, Phytobenthos, Makrophyten)

Unterbrechung des Fließkontinuum durch Wehre und Fluss-Stauseen (M)

Resultierende Effekte sind:

- Langdistanz-Wanderfische können nicht in ihre Laichgebiete aufsteigen (Ö)
- Makroinvertebraten- und Fischpopulationen sind genetisch isoliert (Ö)

Wasserkörper 1 (weitgehend freifließend)

In Wasserkörper 1, in dem ein Wechsel zwischen frei fließenden Strecken und kurzen Rückstaustrecken oberhalb von Wehren (Wasserkraftnutzung, Wasserstandsregulierung) charakteristisch ist, treten die für Wasserkörper 2 aufgeführten Effekte ebenfalls auf mit Ausnahme der direkten Wirkung der Seen:

Reduktion der Fließgeschwindigkeit:

Resultierende Effekte sind:

- Verringerte Wiederbelüftungsraten => Sauerstoffdefizite können durch O_2-Aufnahme bei turbulentem Fließen nicht ausgeglichen werden. (C)
- Sedimentation und Verschlammung des Gewässerbettes
  => Anreicherung schwermetallbelasteter Sedimente
  => anaerobe Bedingungen im Sediment
  => Kolmatierung der kiesigen Gewässersohle mit Feinmaterial = Verlust an Laichhabitaten (Ö: Fische + Makroinvertebraten)
  => organische Sedimente als standort-untypische Nahrungsquelle (Ö: Makroinvertebraten + Fische)
  => Verschütten sessiler Organismen mit Feinsedimenten (Ö: Makroinvertebraten, Phytobenthos, Makrophyten, Fischlaich)
- Fehlen des dynamischen Sedimenttransportes und Kolmatierung der Sedimentoberflächen (M)
- Änderungen in Strömungspräferenz bzw. -toleranz (Ö: Fische, Makroinvertebraten, Phytobenthos, Makrophyten)

Veränderung des Gewässerprofils durch Begradigung und Eintiefung

Resultierende Effekte sind:

- Verlust von flachen Riffel-Strecken
  => Verlust von Laichhabitaten (Ö: Fische, Makroinvertebraten)
  => Verlust von Lebensraum (Ö: Fische, Makroinvertebraten, Phytobenthos)
- Anstieg der Wassertemperatur auf Grund der vergrößerten Oberfläche
  => verringerte Löslichkeit von Gasen (C)
  => Beschleunigung chemischer Prozesse/"Turn-over Raten"
  => Veränderungen in Temperaturpräferenz /-toleranz (Ö: Fische, Makroinvertebraten, Phytobenthos, Makrophyten)

Unterbrechung des Fließkontinuum durch Wehre (M)

Resultierende Effekte sind:

- Langdistanz-Wanderfische können nicht in ihre Laichgebiete aufsteigen (Ö)
- Makroinvertebraten- und Fischpopulationen sind genetisch isoliert (Ö)

Ermittlung von Teilzielen zur Erreichung des guten ökologischen Zustandes

Zur Erreichung des guten Zustandes werden zunächst Teilziele entwickelt. Diese Teilziele sind spezifisch für das untersuchte Gewässer bzw. dessen einzelne Wasserkörper ermittelt. Diesen Teilzielen werden vorerst noch keine konkreten Maßnahmen zugeordnet. Es ist vielmehr davon auszugehen, dass sich diese Teilziele mit unterschiedlichen Maßnahmen(kombinationen) erreichen lassen. Durch diesen Arbeitsschritt der „Teilziel-Definition“ ist die Ermittlung unterschiedlicher Lösungsvarianten zur Erreichung des guten ökologischen Zustandes bzw. seiner Teilziele möglich. Der Planungs- und Entscheidungsspielraum wird dadurch wesentlich erhöht.

Für das Erreichen des guten ökologischen Zustandes in den Wasserkörpern 1 und 2 können als Teilziele und hierfür notwendige Maßnahmen formuliert werden:

<u>Teilziel: Reduzierung der Eutrophierung und resultierenden Algenblüten:</u>
=> Maßnahmen:

- Reduktion der Verweildauer
- Reduktion der Nährstoffkonzentration, v. a. Phosphor
- stärkere Beschattung des Gewässers (Ufergehölze, Wald)
- Hochwasserwellen, die das Gewässerbett umlagern (Geschiebetrieb) und hierdurch das Aufkommen von benthischen Algen und Makrophyten reduzieren

<u>Teilziel: Wiederherstellung der Durchgängigkeit</u>
=> Maßnahmen:

- Schleifen der Wehre
- Fischaufstiegsanlagen (Fischtreppen, Umgehungsgerinne)
- Anlage der Fluss-Stauseen im Nebenschluss

<u>Teilziel: Wiederherstellung der Durchgängigkeit</u>
=> Maßnahmen:

- Initialisierung eigendynamischer Entwicklungsprozesse wie Erosion und Sedimentation durch Rückbau der Uferbefestigungen
- Entnahme der teilweise mit Schwermetallen hoch belasteten Schlämme
- Wiederherstellung des natürlichen Ökosystem-Komplexes aus Fluss, Altarm und Altgewässer
- Extensivierung der Gewässerunterhaltung
- Erhöhung des Anteils von Totholz und Sturzbäumen

Identifikation der maßgeblichen verursachenden Nutzungen

Wie bereits beschrieben, diente insbesondere die Anlage der Flussstauseen zur Reinigung des Ruhrwassers (Flusskläranlage). Diese Funktion wird mittlerweile von den Kläranlagen ausreichend übernommen, so dass dieses nutzbringende Ziel keine nennenswerte Bedeutung mehr hat.

Auch die ursprünglich mehr oder weniger durchgängige Schiffbarkeit der Ruhr für den indus-

triellen Gütertransport ist heute nicht mehr vorhanden.

Zum heutigen Zeitpunkt werden die damals herbeigeführten morphologischen Veränderungen und die damit verbundenen Bauwerke hauptsächlich durch Wasserkraftanlagen und die Fahrgastschifffahrt genutzt. Wie bereits in den obigen Tabellen zur Beschreibung der Wasserkörper dargestellt, findet eine Nutzung dieser Bauwerke hauptsächlich im Wasserkörper 2 von Kemnader See bis zur Lennemündung statt. Im Wasserkörper 1 von Dahlhausen bis Kemnader See haben die vorhandenen Bauwerke und die damit einhergehenden morphologischen Veränderungen zu einem großen Teil keinen unmittelbaren Nutzungsbezug mehr.

7.2.2 Erforderliche Maßnahmen zur Erreichung des guten Zustandes

Ermittlung von Lösungsvarianten/Rahmenbedingungen

Die Darstellung unterschiedlicher Lösungsvarianten ist ein wesentlicher Arbeitsschritt im Abwägungs- und Entscheidungsprozess, ob und wie der gute ökologische Zustand erreichbar ist. Die Entwicklung der Varianten geschieht, wie oben beschrieben, unter der Hypothese, dass es möglich ist, den guten ökologischen Zustand auf mehreren Wegen zu erreichen. Dabei sind die Varianten an realistischen Gesichtspunkten orientiert. Sie sind so ausgewählt, dass die vorhandenen Wassergewinnungsanlagen und zusammenhängenden Siedlungsstrukturen in der Aue nicht in Frage gestellt werden. Angesichts der verbleibenden Flächenpotenziale in der Aue für die Gewässerentwicklung ist abzusehen, dass auch unter Beibehaltung dieser Nutzung ein guter Zustand erreichbar ist (vgl. obige Tabellen zur Nutzung des Gewässerumfeldes in den Wasserkörpern 1 und 2). Ihre langfristige Sicherung wird als unabdingbar vorausgesetzt. Das heißt im Einzelnen:

- Es erfolgt keine Flächeninanspruchnahme der Wassergewinnungsanlagen und auch die Ufersicherungen in diesen Bereichen werden erhalten.
- Siedlungsflächen einschließlich ihrer Hochwasserschutzbauwerke werden ebenfalls nicht in Anspruch genommen.
- Es darf zu keiner Verringerung der bereitzustellenden Wassermengen kommen. Daher müssen zur Aufrechterhaltung eines konstanten Abflusses die Talsperren im Oberlauf der Ruhr und ihrer Zuflüsse als abflusssteuernde Elemente beibehalten werden.

Die nachfolgend dargestellten Maßnahmen(-kombinationen) sind sämtlich unter der Maßgabe „Erreichung des guten ökologischen Zustandes“ ermittelt. Die Varianten unterscheiden sich jedoch hinsichtlich der Art und Intensität der von den Maßnahmen betroffenen Nutzungen.

Variante A bezieht sich auf beide Wasserkörper und orientiert sich am maximal erreichbaren Gewässerzustand unter Beachtung der oben genannten Rahmenbedingungen.

Variante B setzt für die beiden Wasserkörper differenzierte Ziele und Maßnahmen an:

1. Wasserkörper Dahlhausen bis Kemnader See: Verbesserung der Durchgängigkeit
2. Wasserkörper Kemnader See bis Lennemündung: Verbesserung der Durchgängigkeit und Verminderung der physiko-chemischen Belastungen, die durch die morphologischen Veränderungen hervorgerufen sind.

Beschreibung der Variante A:

Das dem natürlichen Zustand unter Beachtung der o. g. Rahmenbedingungen am nächsten kommende Planungsziel beinhaltet zunächst die Wiederherstellung einer durchgängigen Fließgewässerstrecke ohne eingestaute Bereiche. Dies bedeutet die Aufgabe der vorhandenen Seen sowie den Abriss aller Wehre und ihren Umbau in raue Rampen bzw. Steilstrecken. Ergänzend dazu werden partiell Ufersicherungen zurückgebaut. Im untersuchten Abschnitt befinden sich fast durchgehend an jeweils einer Uferseite der Ruhr Wassergewinnungsanlagen. Da diese Flächen sowie die Siedlungsbereiche weiterhin gesichert bleiben, erfolgt der Rückbau der Ufersicherungen dort nur einseitig am jeweils gegenüberliegenden Ufer (Potenzialflächen). Dadurch wird auf Teilstrecken eine eigendynamische Entwicklung des Gewässers ermöglicht und morphologische Voraussetzungen für die Erreichung des guten ökologischen Zustandes hergestellt. Ufergehölzpflanzungen stellen zusätzliche Strukturmerkmale dar, außerdem ist der Eintrag von organischem Material wie Falllaub und Totholz ein wichtiger Faktor für die Entwicklung der aquatischen Biozönose. Die Entwicklung von Altarmen dient der Schaffung von Stillwasserbereichen z. B. als Laichbiotope. Gegebenenfalls ist im Bereich der ehemaligen Seeflächen die Entnahme von belasteten Sedimenten notwendig.

Beschreibung der Variante B:

Eine alternative Lösungsmöglichkeit ist die gezielte Beseitigung der Faktoren, die dem guten ökologischen Zustand entgegenstehen. Dabei erfolgt eine prinzipielle Beibehaltung der vorhandenen Wasserkraft- sowie Freizeit- und Erholungsnutzung, insbesondere der Fahrgastschifffahrt. Die betroffenen Nutzungen werden nur graduell eingeschränkt, soweit dies zur Erreichung des guten ökologischen Zustandes notwendig ist.

1. Wasserkörper 1 (Dahlhausen bis Kemnader See)

Die vorhandenen Wehre erhalten neue, funktionsfähige Wanderhilfen. Die Potenzialflächen werden vergleichbar zur Variante A genutzt.

2. Wasserkörper 2 (Kemnader See bis Lennemündung)

Eine übermäßige Algenproduktion kann vermieden werden, wenn die Verweildauer des Wassers im untersuchten Abschnitt auf unter fünf Tage verringert wird (UHLMANN 1988, KLAPPER 1992). In dieser kurzen Aufenthaltszeit übersteigt die Verlustrate ausgewaschener Zellen die natürliche Wachstums- und Reproduktionsrate. WALZ & WELKER (1998) berichten von einem durchströmten See, in dem die Entwicklung des Zooplanktons bei Standzeiten kleiner 8 Tage zusammenbricht. Für die Flussstauseen der Ruhr wird daher mit einem Zielzustand von 4 Tagen Aufenthaltsdauer gerechnet. Unter diesen Bedingungen sind zwar Planktonentwicklungen möglich, Algenmassenentwicklungen, d. h. Algenblüten mit den hiermit verbundenen sekundären negativen Effekten auf die Wasserqualität werden vermieden.

Um dies zu erreichen, müssen die Volumina der Staubereiche, insbesondere der Seen, durch eine Absenkung des Stauziels verkleinert werden. Im Rahmen dieser Fallstudie kann nur mit Faustzahlen gearbeitet werden, da für die betroffenen Stauseen weder die tatsächlichen Verweilzeiten des Wassers im See noch die anzustrebenden Verweildauern aufgrund des Bearbeitungszeitraumes und -umfanges modelltechnisch ermittelt werden können. Hierbei werden folgende Annahmen zugrunde gelegt:

- Gesamtstauvolumina der betroffenen drei Seen: 9,4 Mio. m³
- Mindestabfluss der Ruhr: 15 m³/s
- Derzeitige ungefähre Austauschzeit bei Mindestabflüssen (gerechnet): 9.400.000 m³/(15 m³/s *24*60*60 s/d) = 7,25 Tage

Dieser Rechenansatz deckt sich mit dem bei KOPPE et al. (1983a, 1983b, 1985) angegebenen Werten. Im Gegensatz zu KOPPE et al. werden für die Ermittlung der zulässigen Stauvolumina jedoch die Mindestwasserabflüsse zugrunde gelegt, weil diese mit den Zeiten höchster Sauerstoffzehrung zusammen treffen und die physiko-chemischen Belastungen in der Ruhr hervorrufen.

Als maximal zulässiges Volumen zur Erreichung des GES errechnet sich ein Wert von

4 d x (24 x 60 x 60)s/d x 15 m³/s = 5,2 Mio m³

für alle drei Seen insgesamt, wenn angenommen wird, dass das Wasser 1 Tag Aufenthaltszeit in den Fließstrecken hat und somit maximal vier Tage in den Seen verbleiben darf.

Auch innerhalb der Variante B werden einige weitere Rahmenbedingungen zugrunde gelegt bzw. für Datenunsicherheiten Annahmen getroffen:

- Eine Absenkung des Hengstey Sees wird nicht in Betracht gezogen, da der See die Funktion eines „Unterbeckens“ für das Spitzenlast-Speicherkraftwerk Koepchenwerk übernimmt.
- Für eine Absenkung des Stauzieles eignet sich der Kemnader See insofern besonders gut, als hier keine Wasserkraftnutzung, sondern „nur“ die Fahrgastschifffahrt betroffen ist.
- Die Seewehre sind bewegliche Wehre, so dass für die Verringerung des Stauzieles keine Umbaukosten unterstellt werden.
- Es wird unterstellt, dass sich das verminderte Stauziel (reduzierte Stauhöhe) proportional zum verringerten Stauvolumen verhält. Informationen über die Querprofilgestaltung der Seen, die eine differenzierte Ermittlung der zu erzielenden Stauhöhen zulassen würden, liegen nicht vor.

Unter diesen Rahmenbedingungen werden folgende Maßnahmen durchgeführt:

- Absenkung des Wehres Harkort See um 2,10 m auf 1,40 m (Volumenverringerung von 3,1 auf 1,2 Mio. m³);
- Absenkung des Wehres Kemnader See um 3,30 m auf 1,00 m (Volumenverringerung von 3,0 auf 0,7 Mio. m³);
- Sicherung der Fahrgastschifffahrt auf den Seen durch markierte und unterhaltene Fahrrinnen;
- Anlage von naturnahen Umgehungsgerinnen jeweils auf der gesamten Länge der beiden Seen (Harkort See und Kemnader See) zur Herstellung eines naturraumtypischen Fließgewässerkontinuums (Mindestabfluss im Gerinne ca. 1,5 bis 2 m³/s); Flächenbereitstellung für neue Umgehungsstrecke teilweise durch reduzierte Seefläche;
- Bau eines Umgehungsgerinnes am Wehr Herbede (Potenzialflächen vorhanden);
- Bau von drei Wanderhilfen im Bereich Hohenstein, Hengstey See und Stiftsmühle (kein Bau von Umgehungsgerinnen möglich wegen angrenzender Restriktionsflächen).

Ergänzend dazu werden partiell Maßnahmen innerhalb der Potenzialflächen vergleichbar zur Variante A durchgeführt (Rückbau von Ufersicherungen für eine eigendynamische Entwicklung, Ufergehölzpflanzungen).

7.2.3 Auswirkungen der Maßnahmen auf bestehende Nutzungen und signifikante Beeinträchtigungen der menschlichen Tätigkeiten

Gemäß Art. 4(3)a EU-WRRL ist bei der Ausweisung von erheblich veränderten Wasserkörpern unter anderem zu prüfen, ob die zum Erreichen des guten ökologischen Zustandes erforderlichen Änderungen der hydromorphologischen Merkmale dieses Wasserkörpers signifikante negative Auswirkungen hätten auf:

- die Schifffahrt, einschließlich Hafenanlagen;
- die Freizeitnutzung;
- die Tätigkeiten, zu deren Zweck das Wasser gespeichert wird, wie Trinkwasserversorgung, Stromerzeugung oder Bewässerung;
- die Wasserregulierung, den Schutz vor Überflutungen, die Landentwässerung oder
- andere ebenso wichtige nachhaltige Entwicklungstätigkeiten des Menschen.

Im Folgenden werden die Auswirkungen auf die im untersuchten Abschnitt vorkommenden der o. g. Nutzungen für die einzelnen Varianten dargestellt. Wichtig ist, bereits hier Klarheit über das nutzbringende Ziel einer menschlichen Tätigkeit herbeizuführen, damit der gemäß Art. 4(3)b EU-WRRL durchzuführende Test kohärent auf den nach Art. 4(3)a EU-WRRL durchzuführenden Test aufbauen kann (vgl. Kap. 7.3). Signifikanzkriterien und -schwellen zur Ermittlung signifikanter negativer Auswirkungen auf menschliche Tätigkeiten sind also auf das jeweilige nutzbringende Ziel (vgl. Art. 4(3)b EU-WRRL) abzustimmen. Die nachfolgende Darstellung gliedert sich in:

a) Allgemeine Definition von Signifikanzkriterien und Festsetzung von Signifikanzschwellen;
b) Qualitative Beschreibung der negativen Auswirkungen auf die Nutzungen;
c) Identifikation der signifikant beeinträchtigten Nutzungen anhand der vorher festgesetzten Signifikanzschwellen.

Signifikanzkriterien und -schwellen für Nutzungsbeeinträchtigungen

Es ist zu beachten, dass für den Abwägungs- und Entscheidungsprozess über erheblich veränderte Wasserkörper sowohl die sozioökonomisch relevante sektorale Betrachtung als auch die im Hinblick auf Projekt- und Verdrängungskosten relevante einzelwirtschaftliche Betrachtung erforderlich sind.

Wasserkraftnutzung:
Signifikanzkriterium ist die verminderte Jahresarbeit der Wasserkraftanlagen. Eine durch den Nutzer bzw. Wirtschaftssektor hinnehmbare Beeinträchtigung (Signifikanzschwelle) wird bis zu einer Einbuße von 2 % der erzeugten Jahresenergie gesehen. Für die sektorale Betrachtung ist die Bezugsgröße die im Land Nordrhein-Westfalen erzeugte Jahresenergie durch Wasserkraft.

- Gesamt NRW: 516 GWh/a
- Gesamtruhr: 235,38 GWh/a (=46 % von NRW)

- Untersuchungsabschnitt: 72,48 GWh/a (=31 % der Gesamtruhr bzw. 14 % von NRW)

Für die Bearbeitung innerhalb dieser Fallstudie wird davon ausgegangen, dass auch an anderen Wasserkraftstandorten die verminderte Energieerzeugung in gleicher Weise in Erwägung gezogen wird. Deshalb werden als sektorale Signifikanzschwelle 2 % der im untersuchten Abschnitt erzeugten Energie aus Wasserkraft, d. h. 72,48 x 0,02 = **1,45 GWh/a** angesehen.

Fahrgastschifffahrt:
Signifikanzkriterien sind die Verringerung der Erholungseignung des Ruhrtales sowie die räumliche und zeitliche Einschränkung der Fahrgastschifffahrt. Sektoral wird die Fahrgastschifffahrt als Allgemeingut in ihrer Funktion für die Erholung betrachtet, einzelfallbezogen als betriebswirtschaftlich arbeitendes Unternehmen. Angesichts der Tatsache, dass die Ruhr im Untersuchungsabschnitt nicht schiffbares Gewässer ist und somit voraussichtlich kein Rechtsanspruch auf Beschiffung mit Motorschiffen besteht, wird im Rahmen dieser Fallstudie keine einzelwirtschaftliche Betrachtung der Fahrgastschifffahrt vorgenommen.

Unterhaltungsschifffahrt:
Signifikanzkriterien sind die räumliche und zeitliche Einschränkung der Unterhaltungsschifffahrt. Prinzipiell wird die Signifikanzschwelle aus gutachterlicher Sicht dort gesehen, wo die vorhandenen Kapazitäten des Unterhaltungsträgers nicht mehr ausreichen, den Mehraufwand bei Erreichen des guten ökologischen Zustandes abzudecken. Im zur Verfügung stehenden Bearbeitungszeitraum war es nicht möglich, die erforderlichen Daten durch den Unterhaltungsträger zur Bestimmung von Signifikanzschwellen zu erhalten. Es wird unterstellt, dass erhebliche Beeinträchtigungen der Unterhaltungsschifffahrt auftreten werden, da bereits jetzt einzelne Streckenabschnitte nur unter erschwerten Bedingungen unterhalten werden können und die erforderlichen Maßnahmen (Profildifferenzierungen mit geringeren Wassertiefen) prinzipiell konfliktverschärfend wirken.

Wassergewinnung:
Das Signifikanzkriterium sollte aus gutachterlicher Sicht der finanzielle Mehraufwand für die Trinkwasseraufbereitung bei Erreichen des guten ökologischen Zustandes sein. Der Mehraufwand kann durch erhöhte Schwebstofffrachten im Gewässer hervorgerufen werden, die einen zusätzlichen Reinigungsaufwand erfordern. Diese Beeinträchtigung betrifft nur die Wasserwerke, die die Trinkwassergewinnung über künstlich angereichertes Uferfiltrat/Grundwasseranreicherungsbecken betreiben. Diejenigen Wassergewinnungsanlagen, die ausschließlich Grundwasser fördern, werden nicht beeinträchtigt. Insgesamt wird die Menge des für die Trinkwasserversorgung der Bevölkerung zur Verfügung stehenden Wassers nicht reduziert. Im zur Verfügung stehenden Bearbeitungszeitraum war es nicht möglich, dieses Signifikanzkriterium mit den Betreibern der Wassergewinnungsanlagen abzustimmen und monetäre Signifikanzschwellen festzusetzen. Für die weitere Bearbeitung dieser Fallstudie wird unterstellt, dass mögliche Beeinträchtigungen der Wassergewinnung allenfalls von untergeordneter Bedeutung sind. Die grundsätzliche Funktionalität der vorhandenen Wassergewinnungsanlagen im Ruhrtal wird als weiterhin gegeben angenommen, da auch derzeit Situationen mit erheblichen Schwebstofffrachten im Gewässer (Hochwassersituationen) auftreten und nicht zu einer dauerhaften Beeinträchtigung führen.

Landwirtschaft:
Als Signifikanzkriterium wird der Flächenverlust landwirtschaftlicher Nutzfläche herangezo-

gen. Dieses Kriterium wird vor allem in einer einzelwirtschaftlichen Betrachtungsweise gesehen. Demgegenüber erscheint es sozioökonomisch vertretbar, der sektoralen Betrachtung im Entscheidungsprozess eine weniger bedeutende Rolle zuzuordnen, da die Verfügbarkeit von Nahrungsmitteln ausreichend gewährleistet ist. Eine einzelbetriebliche Signifikanzschwelle wird bei 2 % gesetzt.

Die einzelbetriebliche Analyse würde für den Entscheidungsprozess eine parzellenscharfe Analyse voraussetzen. Sie ist jedoch im Rahmen dieser Fallstudie nicht leistbar, da Informationen über Besitzverhältnisse nicht verfügbar sind.

Als Hilfsgröße wird stattdessen unterstellt, dass eine Gesamtflächenbeeinträchtigung in der Größenordnung von 2 % vergleichbare einzelbetriebliche Beeinträchtigungen mit sich bringt.

Bezugsraum ist prinzipiell das gesamte Ruhreinzugsgebiet. Da davon auszugehen ist, dass auch an anderen Gewässerstrecken Flächenbedarf für Gewässerentwicklungen besteht, ist für den Untersuchungsabschnitt der Bezugsraum proportional zu verkleinern.

- Gesamtgewässerlänge des Einzugsgebietes: 5.021 km
- Gesamte landwirtschaftliche Nutzfläche (LN) im Einzugsgebiet: 1.400 km²
- Gewässerlänge des Untersuchungsabschnittes: 42 km (ca. 1 % des Gesamtnetzes)
- Anteilig dem Untersuchungsabschnitt zugeordnete LN: 14 km² (=1 % der LN des Bezugsraumes)

=> Signifikanzschwelle für den Untersuchungsabschnitt: 2 % von 14 km² = 0,28 km²

Variante A

Qualitative Beschreibung der Auswirkungen und Identifikation der signifikant beeinträchtigten Nutzungen

Die Variante A hat insbesondere Auswirkungen auf die Energieerzeugung aus Wasserkraft. Maßgeblicher Faktor für die Leistung der vorhandenen Kraftwerke ist die Fallhöhe des Wassers. Bei dem Abriss der Wehre ist somit eine Stromerzeugung mit herkömmlicher Technik nicht mehr möglich.

Sektorale Betrachtung: In Nordrhein-Westfalen werden ca. 516 GWh/a aus Wasserkraft erzeugt. Die Gesamtjahresarbeit im untersuchten Abschnitt nimmt mit 72,48 GWh/a, d. h. ca. 14 % der nordrhein-westfälischen Energieerzeugung aus Wasserkraft, einen erheblichen Anteil ein. Die zu erwartenden Beeinträchtigungen werden als erheblich eingestuft und rechtfertigen die Ausweisung eines erheblich veränderten Wasserkörpers sowohl unter sektoralen als auch einzelwirtschaftlichen Gesichtspunkten.

Auch die Fahrgastschifffahrt kann nicht in der bisherigen Form beibehalten werden. Der Verlust der Seen als „Erlebnisraum“ vermindert die Attraktivität für die Fahrgastschifffahrt in diesem Bereich. Durch die Verringerung der Wasserfläche und -tiefe bei Aufgabe der Seen ergeben sich zudem sowohl erhebliche räumliche Einschränkungen als auch zeitliche Einschränkungen während des Zeitraumes von Niedrigwasserständen. U. U. verkürzen sich die mit den vorhandenen Schiffen befahrbaren Strecken und Zeiträume so stark, dass eine völlige Aufgabe der Fahrgastschifffahrt wegen fehlender Rentabilität zu erwarten ist.

Für die Unterhaltungsschifffahrt wird die Befahrbarkeit des Gewässers durch die geringere Wassertiefe und ein differenzierteres Gewässerbett (Sandbänke etc.) ebenfalls erschwert

oder ist u. U. gar nicht mehr möglich.

Die Dynamisierung des Gewässers durch Rückbau der Ufersicherungen kann bei Uferabbrüchen und Laufverlagerungen zu Flächenverlusten für die Landwirtschaft führen. Es ist davon auszugehen, dass auf rund 13 km Strecke landwirtschaftliche Flächen zur Verfügung stehen. Unterstellt man einen seitlichen Flächenbedarf von 50 m für die Gewässerentwicklung, ergibt sich hieraus eine Flächeninanspruchnahme von rund 0,65 km². Da hierdurch die als unerheblich eingestufte Flächeninanspruchnahme von rund 0,28 km² um mehr als das Doppelte überschritten wird, ist von einer erheblichen Beeinträchtigung der landwirtschaftlichen Betriebe auszugehen.

Zusammenfassend ergeben sich die folgenden signifikanten Nutzungsbeeinträchtigungen:

- Aufgabe der Wasserkraftnutzung;
- voraussichtliche Aufgabe der Fahrgastschifffahrt;
- Einschränkung der Unterhaltungsschifffahrt;
- Flächenverlust landwirtschaftlicher Nutzfläche.

Bezogen auf die beiden vorläufig ausgewiesenen Wasserkörper ergeben sich folgende Unterschiede:

- Die Aufgabe der Fahrgastschifffahrt betrifft ausschließlich den Wasserkörper 2 Kemnader See bis Lennemündung.
- Auch hinsichtlich der Wasserkraftnutzung ist dieser Wasserkörper erheblich stärker beeinträchtigt (rund 48 GWh/Jahr gegenüber rund 24 GWh/Jahr beim Wasserkörper Dahlhausen bis Kemnader See).
- Hinsichtlich Unterhaltungsschifffahrt und landwirtschaftlicher Nutzung sind die Auswirkungen in beiden Wasserkörpern vergleichbar.

Variante B

Bei Variante B kann die *Energieerzeugung* aus Wasserkraft beibehalten werden, jedoch wird sie durch die Absenkung der Stauziele beeinträchtigt, da wie oben erläutert die Fallhöhe des Wassers maßgeblich für die Leistung ist. Die erzeugbare Energiemenge wird proportional mit der Verringerung der Fallhöhe vermindert. Der Verlust beträgt rund 12 GWh/Jahr und ist sowohl sektoral als auch einzelwirtschaftlich signifikant. Dieser Wert überschreitet die Unerheblichkeitsschwelle etwa um den Faktor 10. Da es sich bei dem betroffenen Kraftwerk Harkort jedoch um eine relativ große Anlage handelt, wird die Wirtschaftlichkeit der Wasserkraftnutzung an diesem Standort insgesamt auch bei einer Verringerung der Jahresleistung nicht in Frage gestellt.

Die *Fahrgastschifffahrt* kann bei der Variante B ebenfalls weiter betrieben werden und auch die vorhandenen Schiffe sind mit ihren Tiefgängen weiterhin einsatzfähig (BfU 2000). Gegebenenfalls ist die Vorhaltung einer Fahrrinne nötig. Der See als „Erlebnisraum“ bleibt erhalten, wird allerdings in seiner Länge und Fläche verkleinert. Eine Beeinträchtigung der Fahrgastschifffahrt besteht somit in der Verkürzung der Fahrstrecken, dem eventuellen, erhöhten Unterhaltungsaufwand für die Fahrrinne sowie dem erforderlichen Umbau der Anlegestellen aufgrund der Verschiebung der Uferlinie.

Mögliche Beeinträchtigungen der *Unterhaltungsschifffahrt* ergeben sich aus der erschwerten Befahrbarkeit sowie aus dem zusätzlichen Aufwand zur Unterhaltung der neu gebauten Um-

gehungsgerinne.

Die Auswirkungen des Rückbaus der Ufersicherungen auf die Landwirtschaft entsprechen den Darstellungen bei Variante A, zusätzlich erhöht durch die mögliche Flächeninanspruchnahmen für Umgehungsgerinne.

Zusammenfassend ergeben sich die folgenden signifikanten Nutzungsbeeinträchtigungen:

- Einschränkung der Wasserkraftnutzung;
- Einschränkung der Fahrgastschifffahrt;
- Einschränkung der Unterhaltungsschifffahrt;
- Flächenverlust landwirtschaftlicher Nutzfläche.

Bezogen auf die beiden vorläufig ausgewiesenen Wasserkörper ergeben sich folgende Unterschiede:

- Die Einschränkung der Fahrgastschifffahrt betrifft ausschließlich den Wasserkörper 2 Kemnader See bis Lennemündung.
- Auch hinsichtlich der Wasserkraftnutzung ist ausschließlich dieser Wasserkörper beeinträchtigt.
- Hinsichtlich Unterhaltungsschifffahrt und landwirtschaftlicher Nutzung sind die Auswirkungen in beiden Wasserkörpern vergleichbar.

7.2.4 Auswirkungen auf die Umwelt im weiteren Sinne

Variante A

Eine Aufgabe der Seen führt auf diesen Strecken zu einer Absenkung des Wasserspiegels in der Ruhr und dadurch auch des Grundwasserspiegels in den angrenzenden Bereichen. Es besteht die Gefahr des Verlustes von grundwasserabhängigen Biotopen in der Aue.

Bei einer Entnahme von Sedimenten aus den ehemaligen Seen ist die Anlage einer Schlammdeponie in der Aue nicht auszuschließen. Auf der Fläche der Deponie kommt es zu Überschüttung und Verlust von Biotopen sowie zur Überformung des Reliefs und eventuell Schadstoffeintrag aufgrund der Belastung der deponierten Sedimente.

Variante B

Der bei der Anlage von Umgehungsgerinnen anfallende Bodenaushub muss deponiert werden. Auf der Fläche der Deponie kommt es zu Überschüttung und Verlust von Biotopen sowie zur Überformung des Reliefs.

Bei einer Entnahme von Sedimenten aus den ehemaligen Seen ist die Anlage einer Schlammdeponie in der Aue nicht auszuschließen. Die Auswirkungen entsprechen denjenigen bei Variante A.

7.3 Bewertung von anderen Umweltoptionen

Bei beiden Varianten A und B und jeweils beiden Wasserkörpern ist aufgrund der signifikanten Beeinträchtigungen der Nutzungen die Ausweisung als erheblich veränderter Wasserkörper gerechtfertigt, auch wenn bei Variante B die Nutzungen entlang des Wasserkörpers Dahlhausen bis Kemnader See deutlich geringer beeinträchtigt sind. Für eine abschließende

Entscheidung sind gemäß Art. 4 (3) b WFD die nachfolgend aufgeführten Prüfschritte durchzuführen.

7.3.1 Identifikation und Definition der nutzbringenden Ziele der bestehenden Nutzungen bzw. menschlichen Tätigkeiten

Nachfolgend sind die nutzbringenden Ziele der jeweiligen Nutzungen aufgeführt:

- *Wasserkraftnutzung*: Energieerzeugung aus regenerativen Energiequellen
- *Fahrgastschifffahrt*: Sicherung des Ruhrtales als Erholungsraum
- *Unterhaltungsschifffahrt*: Instandhaltung des Gewässers für die Fahrgastschifffahrt, Sicherung der Trinkwassergewinnungsstandorte und landwirtschaftlichen Nutzflächen
- *Landwirtschaftliche Nutzung*: Als maßgebliches nutzbringendes Ziel wird der Existenzerhalt der landwirtschaftlichen Betriebe betrachtet.

7.3.2 Beschreibung von Alternativen zur Erreichung der nutzbringenden Ziele

Die Beschreibung von Alternativen (im Sinne von anderen Mitteln des Art 4(3)b) berücksichtigt zwei Gesichtspunkte:

- technische Durchführbarkeit,
- Beurteilung im Hinblick auf eine bessere Umweltoption.

Wasserkraft

Neben der Wasserkraftnutzung existiert eine Vielzahl von Verfahren zur Energiegewinnung. Unter der Vorgabe, dass eine Alternative ebenfalls regenerative Energiequellen ohne CO_2-Emissionen nutzen soll, kommen beispielsweise Wind- oder Solarenergie in Frage. Beide Verfahren sind technisch weit entwickelt, die Windenergie besitzt jedoch höhere Wirkungsgrade als die Solarenergie. Daher wird als Alternative im Folgenden die Windkraft betrachtet.

Die Wirkungen auf die Umwelt im weiteren Sinne sind bei Wasserkraft und Windkraft sehr unterschiedlicher Art und sind im Falle der Windkraft auch noch nicht umfassend erforscht. Sie lassen sich daher nur schwer gegeneinander abwägen. Bezogen auf den Klimaschutz sind beide Energiequellen als gut anzusehen. Kritisch zu beurteilen sind die Auswirkungen der Windkraft auf den Biotop- und Artenschutz (Beeinträchtigung der Avifauna). Prinzipiell wäre eine einzelfallbezogene Untersuchung jedes möglichen Windkraftstandortes erforderlich, um beurteilen zu können, ob es sich um eine wesentlich bessere Umweltoption im Sinne des Art. 4(3)b gegenüber der Wasserkraft handelt. Dies kann im Rahmen dieser Fallstudie nicht geleistet werden. Es wird deshalb unterstellt, dass mögliche Windkraftanlagen verträglich mit Belangen des Biotop- und Artenschutzes eingerichtet werden können. Die Windkraft wird als zumindest vergleichbar gute Umweltoption betrachtet.

Fahrgastschifffahrt

Als Alternativen zur Fahrgastschifffahrt werden sämtliche Freizeit- und Erholungstätigkeiten gesehen, die sich infolge der natürlicheren Entwicklung der Ruhr und ihrer Aue ausdehnen bzw. neu etablieren. Hierzu gehören beispielsweise eine bessere Angelnutzung des Gewässers und Möglichkeiten eines verstärkten Naturerlebnisses. Diese anderen Formen des Frei-

zeit- und Erholungsverhaltens werden als vergleichbar gute Umweltoption betrachtet.

Unterhaltungsschifffahrt

Es wird unterstellt, dass Alternativen zur Gewässerunterhaltung grundsätzlich nur bei Variante A erforderlich sind. Da mit Variante A voraussichtlich die Aufgabe der Fahrgastschifffahrt verbunden ist, beschränkt sich die zukünftige Gewässerunterhaltung dieser Variante auf die Sicherung der Trinkwasserstandorte. Diese Sicherung kann alternativ vom Ufer aus durchgeführt werden. Die vorliegende Datenlage lässt keine eindeutige Entscheidung darüber zu, ob es sich hierbei um eine bessere Umweltoption handelt.

Landwirtschaftliche Nutzung

Grundsätzliche Alternative wäre die landwirtschaftliche Reaktivierung brachgefallener Flächen. Hierfür werden keine nennenswerten Flächenpotenziale gesehen. Eine Reaktivierungsmöglichkeit besteht aber bei Verkleinerung der Seeflächen auf den trockengefallenen Standorten, unter der Voraussetzung einer mit den Zielen der Wasserrahmenrichtlinie konformen Landnutzung.

7.4 Zusammenfassende Darstellung des Festsetzungsprozesses

Allgemeines zum Entscheidungs- und Festsetzungsprozess

Der Entscheidungs- und Festsetzungsprozess gemäß Art. 4(3) EU-WRRL ist ein wichtiger Schritt in der Entscheidungsfindung über das anzustrebende Umweltziel des jeweiligen Wasserkörpers. Hier werden die Grundlagen darüber gelegt, ob guter ökologischer Zustand oder gutes ökologisches Potential das „Standardziel“ für einen Wasserkörper sein sollen. Gemäß Art. 4(3) EU-WRRL sind in diesen Entscheidungsprozess folgende Gesichtspunkte einzubringen:

- Feststellung der signifikanten negativen Auswirkungen auf menschliche Tätigkeiten durch die erforderlichen hydromorphologischen Änderungen zum Erreichen des guten Zustandes (Art. 4(3)a-Test).
- Ersetzbarkeit der menschlichen Tätigkeiten durch andere Mittel, die eine wesentlich bessere Umweltoption darstellen. Das Erreichen des nutzbringenden Zieles durch andere Mittel muss technisch sinnvoll durchführbar sein und darf nicht zu unverhältnismäßigen Kosten führen (’Art. 4(3)b-Test’).

In der Systematik der EU-WRRL ist der Entscheidungsprozess über das anzustrebende Umweltziel mit dem ’Art. 4(3)-Test’ zwar eingeleitet, aber noch nicht abgeschlossen. Vielmehr ermöglicht der ’Art. 4(5) ’ EU-WRRL, für beide Gewässerkategorien – sowohl für „natürliche“ als auch für „erheblich veränderte“ Gewässer – weniger strenge Umweltziele festzusetzen, wenn das Erreichen der ’Art. 4(1)-Ziele’ (guter ökologischer Zustand bzw. gutes ökologisches Potential) praktisch nicht möglich oder unverhältnismäßig teuer wäre.

Diese Trennung der Entscheidungsprozesse gemäß ’Art. 4(3)’ und ’Art. 4(5)’ EU-WRRL hat zwei wesentliche Gesichtspunkte zur Folge:

1. Für einen hydromorphologisch veränderten Wasserkörper sind je nach Entscheidungs- und Festsetzungsprozess prinzipiell vier unterschiedliche Umweltziele möglich, und zwar

1. natürlicher Wasserkörper mit ’Art. 4(1)-Umweltziel’: guter ökologischer Zustand,
2. natürlicher Wasserkörper mit (weniger strengem) ’Art. 4(5)-Umweltziel’: bestmöglicher ökologischer Zustand,
3. erheblich veränderter Wasserkörper mit ’Art. 4(1)-Umweltziel’: gutes ökologisches Potential,
4. erheblich veränderter Wasserkörper mit (weniger strengem) ’Art. 4(5)-Umweltziel’: bestmögliches ökologisches Potential

2. Die sozioökonomisch relevanten Beurteilungs- und Entscheidungskriterien für das Erreichen eines anzustrebenden Umweltzieles und damit letztendlich auch die Entscheidung über die mit der Zielerreichung verbundenen Gesamtkosten sind auf zwei Entscheidungs- und Festsetzungsprozesse verteilt, nämlich ’Art. 4(3)-Test’ und ’Art. 4(5)-Test’.

Letzteres hat Konsequenzen hinsichtlich der Frage, bei welchem Arbeitsschritt bzw. Zeitpunkt welche Kosten berücksichtigt werden können.

- Der ’Art. 4(3)b-Test’ ermöglicht es augenscheinlich ausschließlich, diejenigen Kosten zu berücksichtigen, die zur Erreichung des nutzbringenden Zieles der menschlichen Tätigkeit mit anderen Mitteln erforderlich sind.
- Weder ’Art. 4(3)a’ noch ’Art. 4(3)b’ EU-WRRL erwähnen die Berücksichtigung der Kosten zur Erreichung des Umweltzieles, insbesondere der Projektkosten. Aufwendungen für Projektkosten sind augenscheinlich erst Gegenstand des zeitlich nachgeschalteten ’Art. 4(5)-Testes’.

Die o. g. Entscheidungsstruktur birgt einige Probleme, die nachfolgend anhand zweier Beispiele diskutiert und erläutert werden sollen. Hierbei sollte immer bedacht werden, dass der ’Art. 4(3)’ EU-WRRL maßgeblich dazu geschaffen ist, dem Regelziel „guter ökologischer Zustand“ bei unabdingbar hydromorphologisch veränderten Gewässern mit anderen Referenzbedingungen das anhand strenger Kriterien definierte Umweltziel „gutes ökologisches Potential“ zur Seite zu stellen

1. Ein ’Art. 4(3)b-Testergebnis’, das zur Ausweisung eines natürlichen Gewässers führt, kann grundsätzlich erhebliche (wenn auch nicht unverhältnismäßige) Kosten zur Etablierung eines anderen Mittels (z. B Etablierung von Wind- anstelle von Wasserkraftenergieerzeugung) hervorrufen. Es erscheint fraglich, ob die Investition in dieses andere Mittel gerechtfertigt ist, wenn zu diesem Entscheidungszeitpunkt noch nicht gesichert ist, dass sich diese erhebliche Investition auch lohnt. Als „Lohn“ dieser Investition ist das anzustrebende Umweltziel eines natürlichen Gewässers in Form des guten ökologischen Zustandes anzusehen. Das Erreichen dieses Zieles ist aber, wie oben geschildert, erst unter Berücksichtigung der Projektkosten, also nach Durchführung des ’Art. 4(5)-Testes’, definitiv beurteilbar. Es besteht hier also die Gefahr einer erheblichen Fehlinvestition auf Basis des ’Art. 4(3)b-Testes’ in Alternativen, die unter Umständen nicht zu den anvisierten Erfolgen führen, weil die Entscheidung des ’Art. 4(3)-Testes’ losgelöst vom Ergebnis des ’Art. 4(5)-Testes’ erfolgte. Letzterer kann ja durchaus noch zum Ergebnis haben, dass aufgrund unverhältnismäßig hoher Projektkosten das Umweltziel guter ökologischer Zustand für einen Wasserkörper nicht erreichbar ist. Die Investition in Alternativen gem. ’Art 4(3)b’ EU-WRRL wird dadurch rückwirkend in Frage gestellt.
2. Der ’Art. 4(3)b-Test’ beinhaltet die Prüfung der Alternative darauf, ob sie eine wesentlich bessere Umweltoption darstellt. Zu diesen Umweltoptionen gehören unter anderem die

bio-ökologischen Auswirkungen/Qualitäten. Im Rahmen dieses Testes sind also unter anderem die bio-ökologischen Qualitäten/Auswirkungen der Alternative mit derjenigen des betreffenden Wasserkörpers zu vergleichen und gegenüberzustellen. Im Regelfall bedeutet dies, die zu erwartenden bio-ökologisch negativen Auswirkungen der Alternative den zu erwartenden bio-ökologisch positiven Auswirkungen am betreffenden Wasserkörper (nach Realisierung der Alternative) gegenüberzustellen. Als Beispiel mögen hierfür die negativen Auswirkungen einer als Alternative in Erwägung gezogenen Windkraftanlage auf die Avifauna dienen, die der verbesserten Gewässerbiozönose bei Beendigung der Wasserkraftnutzung gegenüberzustellen und gegeneinander abzuwägen sind. Die zukünftige bio-ökologische Qualität des Wasserkörpers nach Realisierung der Alternative lässt sich hierbei aber nur prognostizieren, wenn die Realisierung eines guten ökologischen Zustandes gewährleistet ist und nicht noch weiterhin eine Option auf „mindere Umweltziele“ im Sinne des ’Art 4(5)’ besteht. Letztere lassen keine gesicherte Prognose der bio-ökologischen Qualitäten am Wasserkörper zu. Auch aus diesem Grund erscheint es also notwendig, in den Entscheidungsprozess über erheblich veränderte Gewässer die Projektkosten miteinfließen zu lassen. Andernfalls erscheint es fraglich, ob der ’Art. 4(3)b-Test’ sachgerecht durchgeführt werden kann.

Eine (Vor-)Entscheidung über das anzuvisierende Umweltziel (guter ökologischer Zustand oder gutes ökologisches Potenzial) sollte also die Verhältnismäßigkeit der Kosten möglichst in ihrer Gesamtheit erfassen. ’Art 4(3)-Entscheidungen’ und ’Art. 4(5)-Entscheidungen’ sollten deshalb nicht losgelöst voneinander erfolgen. Vielmehr darf bereits im Entscheidungsprozess über „erheblich veränderte“ oder „natürliche“ Gewässer nach ’Art. 4(3)’ EU-WRRL nicht außer Acht gelassen werden, ob denn die hiermit verbundenen Investitionen auch später den gewünschten Erfolg in Form des anvisierten Umweltzieles ermöglichen. Die nachfolgende Abbildung soll diesen Entscheidungsprozess verdeutlichen. Die Abbildung verallgemeinert einige Details des Entscheidungsprozesses, um auf den Zusammenhang zwischen ’Art. 4(3)’ und ’Art. 4(5)’ zu fokussieren. Deutlich werden soll die Option darauf, den Entscheidungsprozess zu Gunsten eines „natürlichen“ Wasserkörpers unter bestimmten Bedingungen zu einem „erheblich veränderten“ Wasserkörper revidieren zu können, wenn absehbar ist, dass der gute ökologische Zustand trotz positiven ’Art 4(3)b-Testes’ nicht realisierbar erscheint. Dieser an den Ausweisungsprozess angekoppelte Arbeitschritt wird hier als „Verifizierung“ bezeichnet. Er erfolgt unter Abschätzung der Realisierbarkeit der Umweltziele gemäß den Kriterien des ’Art.4(5)’ EU-WRRL, insbesondere unter Berücksichtigung möglicher Projektkosten.

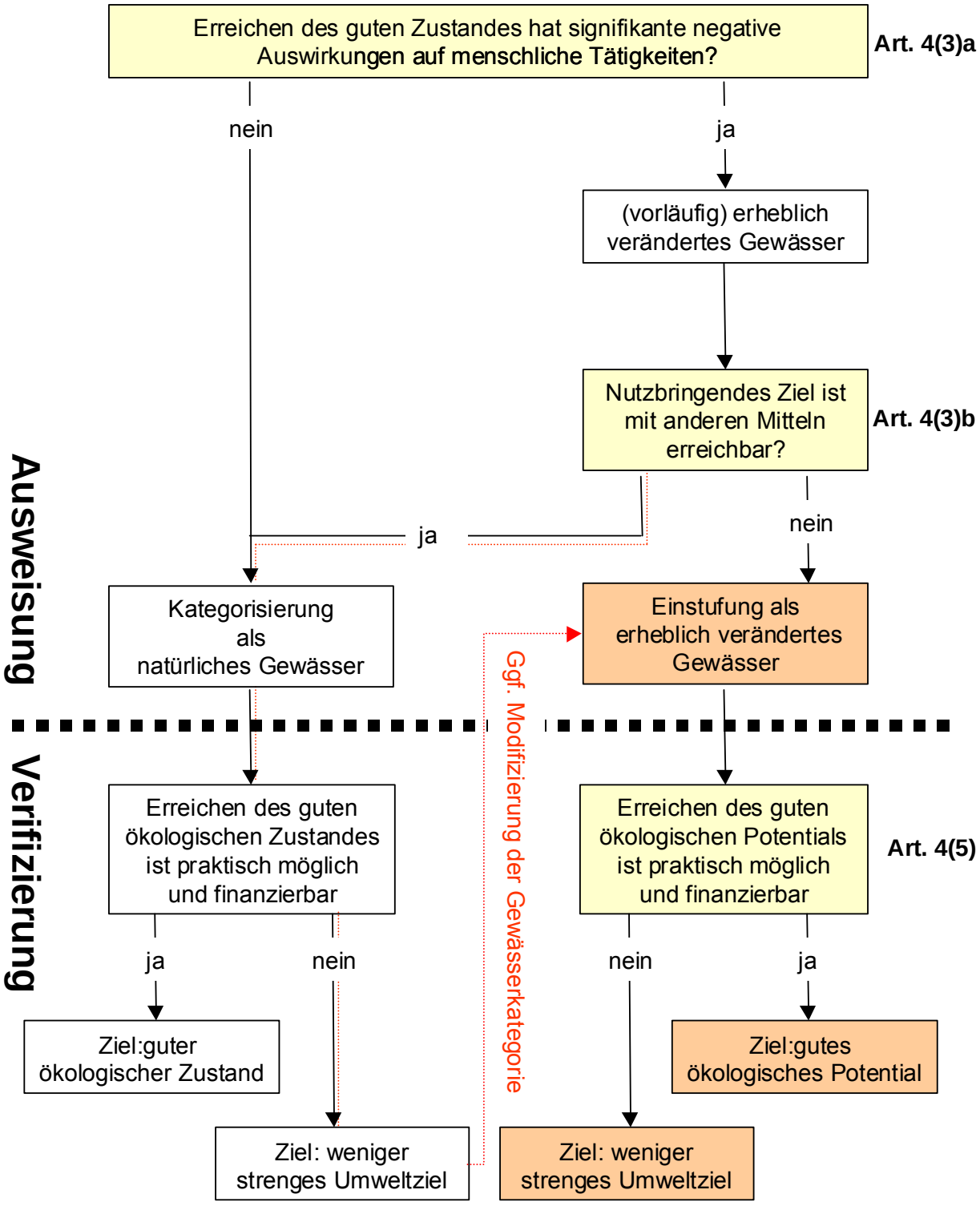


Abb. 7.4-1: Gewässerkategorie und Umweltziele

Es darf ferner nicht außer Acht gelassen werden, dass auch das Erreichen des guten ökologischen Potenzials ein anspruchsvolles Ziel ist und erheblichen finanziellen Aufwand bedeuten kann. Eine abschließende Festsetzung des anzustrebenden Umweltzieles sollte deshalb auf Basis eines Kostenvergleiches zur Erreichung beider Umweltziele basieren. Dies erscheint insbesondere deshalb erforderlich, weil sich durch das veränderte Umweltziel und die dadurch veränderte Gewässerkategorie eine erhebliche Verschiebung der Maßnahmen- und Kostenschwerpunkte ergeben kann. Dies wird am Beispiel der Variante A im Vergleich zur Erreichung des guten ökologischen Potenzials deutlich: während bei Variante A für die Erreichung des guten ökologischen Zustandes die verbleibenden chemische Belastungen aus diffusen Quellen eine untergeordnete Rolle spielen, ist zur Erreichung des guten ökologischen Potenzials ein erheblicher Aufwand zur Verminderung der P-Belastung erforderlich (vgl. Kap. 8).

Die EU-WRRL lässt außerdem außer Acht, dass mit der Erreichung des guten ökologischen Zustandes auch Wohlfahrtswirkungen für bestimmte Nutzungen einhergehen können. Eine abschließende Festsetzung des anzustrebenden Umweltzieles sollte deshalb unter Berücksichtigung möglicher Wohlfahrtswirkungen durchgeführt werden. Da sich diese Leistungen zumindest teilweise monetarisieren lassen, sollte die Identifikation der Wohlfahrtswirkungen im Entscheidungsprozess vor der Kostenanalyse erfolgen. Hierdurch besteht die Möglichkeit, diese Wohlfahrtswirkungen in einer abschließenden Analyse der Kostenverhältnismäßigkeit zu berücksichtigen.

Für den Entscheidungs- und Verifizierungsprozess über natürliche oder erheblich veränderte Wasserkörper sind deshalb drei Arbeitsschritte erforderlich:

- Identifikation der Wohlfahrtswirkungen bei Erreichen des guten ökologischen Zustandes
- Gesamt-Kostenermittlung zur Erreichung des guten ökologischen Zustandes und Beurteilung ihrer Verhältnismäßigkeit
- Vergleich mit den Kosten zur Erreichung des guten ökologischen Potenzials

7.4.1 Identifikation der Wohlfahrtswirkungen

Variante A

Bei Realisierung der Variante A ist davon auszugehen, dass sich der Naturcharakter des Ruhrtales verbessert. Infolge dessen ist ein erhöhtes Naturerlebnis (Naturbeobachtung/Angeln) zu erwarten.

Die Beseitigung der Stauseen setzt Flächen frei, die u. U. auch für die (umweltverträgliche) landwirtschaftliche Nutzung geeignet sein könnten.

Durch die Beseitigung der Stauseen entsteht in der Ruhraue ein zusätzliches Retentionsvolumen von nahezu 9 Mio. m³, das für den Hochwasserschutz genutzt werden kann.

Darüber hinaus ist davon auszugehen, dass zukünftig keine Kosten mehr für die periodische Entschlammung der Seen aufzuwenden sind.

Variante B

Auch bei Variante B sind positive Auswirkungen auf die Freizeit- und Erholungsnutzung zu erwarten. Die Anlage der Umgehungsgewässerstrecken sowie flankierende Maßnahmen an

den Ruhrufern erhöhen die Attraktivität des Landschaftsbildes und verbessern die Voraussetzungen für die Angelnutzung.

Auch hinsichtlich des Hochwasserschutzes sind erhebliche Verbesserungen denkbar. Das „Freibord“ der beweglichen Wehre kann zur gezielten, zeitlich begrenzten Erhöhung des Stauvolumens in der Größenordnung von 4 Mio. m³ genutzt werden.

Im Gegensatz zur Variante A werden positive Auswirkungen auf die Landwirtschaft und die Abwasserreinigung als unerheblich beurteilt, da die Seen erhalten bleiben.

Tab. 7.4.1-1: Auswirkungen der Variante A

	Negative Auswirkungen auf Nutzungen						Positive Auswirkungen auf Nutzungen				Alternativen zur bestehenden Nutzung (bessere Umweltoptionen)					Auswirkungen auf die Umwelt im weiteren Sinne
	Energieerzeugung	Fahrgastschifffahrt	Unterhaltungs-schifffahrt	Landwirtschaft	Hochwasserschutz	Trinkwasser-gewinnung	Freizeit- und Erholungsnutzung	Landwirtschaft	Kläkosten Punktquellen	Hochwasserschutz	Energieerzeugung	Fahrgastschifffahrt	Unterhaltungs-schifffahrt	Landwirtschaft	Hochwasserschutz	
Wehrabriss/ Ersatz raue Rampe	λ^1	ω / λ^2	ω / λ^2	μ	μ	μ	++	(+)	(+)	++						Trockenlegung Feuchtbiotope
Rückbau Ufersicherung (partiell)	μ	μ	ω / λ^3	ω^4	μ	μ / ω^5	+				+	+	μ	x	x	
Ufergehölzpflanzung	μ	μ	μ	μ	μ	μ	+				μ	μ	-			
Altarme entwickeln	μ	μ	μ	μ	μ	μ	+			(+)						
ggfs. Sedimententnahme	μ	μ	μ	μ	μ	μ										Schlammdeponie in der Aue

Tab. 7.4.1-2: Auswirkungen der Variante B Wasserkörper Dahlhausen bis Kemnader See

	Negative Auswirkungen auf Nutzungen						Positive Auswirkungen auf Nutzungen				Alternativen zur bestehenden Nutzung (bessere Umweltoptionen)					Auswirkungen auf die Umwelt im weiteren Sinne
	Energieerzeugung	Fahrgastschifffahrt	Unterhaltungsschifffahrt	Landwirtschaft	Hochwasserschutz	Trinkwassergewinnung	Freizeit- und Erholungsnutzung	Landwirtschaft	Kläkosten Punktquellen	Hochwasserschutz	Energieerzeugung	Fahrgastschifffahrt	Unterhaltungsschifffahrt	Landwirtschaft	Hochwasserschutz	
Anlage Umgehungsgewässerstrecke Stiepel	ω^6	µ	ω^7	µ	µ	µ	++			(+)						Bodendeponie in der Aue
Rückbau Ufersicherung (partiell)	µ	µ	ω^3	ω^4	µ	µ / ω^5	+				+/µ / x	+ / µ	µ / -	x	x	
Ufergehölzpflanzung	µ	µ	µ	µ	µ	µ	+									

Tab. 7.4.1-3: Auswirkungen der Variante B Wasserkörper Kemnader See bis Lennemündung

	Negative Auswirkungen auf Nutzungen						Positive Auswirkungen auf Nutzungen				Alternativen zur bestehenden Nutzung (bessere Umweltoptionen)					Auswirkungen auf die Umwelt im weiteren Sinne
	Energieerzeugung	Fahrgastschifffahrt	Unterhaltungs-schifffahrt	Landwirtschaft	Hochwasserschutz	Trinkwasser-gewinnung	Freizeit- und Erholungsnutzung	Landwirtschaft	Kläkosten Punktquellen	Hochwasserschutz	Energieerzeugung	Fahrgastschifffahrt	Unterhaltungs-schifffahrt	Landwirtschaft	Hochwasserschutz	
Absenkung der Stauziele	ω^8	μ / ω^9	μ / ω^9	μ	μ	μ				(+)						
Anlage Aufstiegshilfen/ Umgehungsgewässer-strecken	μ^6	μ	ω^7	ω^{15}	μ	μ	++			(+)						Bodendeponie in der Aue
Rückbau Ufersicherung (partiell)	μ	μ	ω^3	ω^4	μ	μ / ω^5	+				+/μ / x	+ / μ	μ	x	x	
Ufergehölzpflanzung	μ	μ	μ	μ	μ	μ	+									
ggfs. Sedimententnahme	μ	μ	μ	μ	μ	μ										Schlammdeponie in der Aue

Legende:

Negative Auswirkungen

λ	Nutzungsaufgabe
ω	Nutzungsmodifikation (erhebliche Einschränkung)
μ	Beibehaltung der Nutzung (geringfügige Einschränkung)

Positive Auswirkungen

++	sehr hoch
+	deutlich
(+)	möglich

andere Umweltoptionen

+	bessere Option vorhanden
μ	vergleichbar gute andere Option vorhanden
-	schlechtere Option vorhanden
x	ohne Belang

Negative Wirkungen:

1. Keine Energienutzung mehr möglich
2. erhebliche räumliche und zeitliche Einschränkung, ggfs. Aufgabe
3. differenziertes Flussbett erschwert Befahrbarkeit (Sandbänke etc.)
4. Flächenverlust
5. evtl. AFS-Mengenproblematik
6. geringerer Durchfluss vermindert in vernachlässigbarem Umfang die erzeugbaren Energiemengen
7. Umgehungsgerinne ist zusätzlich zu unterhalten (wahrscheinlich ohne Schiff)
8. geringere Fallhöhen vermindern die erzeugbaren Energiemengen
9. ggfs. räumliche Einschränkung

Positive Auswirkungen:

Hochwasserschutz: Vergrößerung des Retentionsraumes

Landwirtschaft: Flächengewinn (ehemalige Seefläche)

Klärkosten: bessere Wiederbelüftung (O_2) kann leichteres Einhalten der Immissionswerte (AGA/EU-Fischgewässer-RL) ermöglichen, wertvolles Wasser der Talsperren nicht weiter zur Verdünnung kritischer chemischer Werte (Winter-NH_4) notwendig

Freizeit- und Erholungsnutzung:

- besseres Landschaftsbild
- bessere Angelfischerei

7.4.2 Kostenermittlung zur Erreichung des guten ökologischen Zustandes und Beurteilung ihrer Verhältnismäßigkeit

Allgemeine Methodik

Bei der Kostenermittlung werden diejenigen Aufwendungen bilanziert, die zur Errei-

chung des guten ökologischen Zustandes erforderlich sind. Hierzu gehören:

- Verdrängungskosten für die vorhandenen Nutzungen (K_V)
- Kosten für die Erreichung der nutzbringenden Ziele durch Alternativen (K_A).
- unmittelbare Projektkosten (z. B. Beseitigung des Uferverbaus, Anlage von Umgehungsgewässerstrecken) (K_P)

Die Verhältnismäßigkeit der Kosten wird ermittelt, indem die Zahlungsbereitschaft der Bevölkerung für Naturschutzmaßnahmen (Z_N) einschließlich monetarisierbarer nutzungsabhängiger Wohlfahrtswirkungen („use values") (W) den geschätzten Kosten zur Erreichung des GES gegenübergestellt werden. Obige Zahlungsbereitschaft der Bevölkerung kann als „non use value" betrachtet werden.

Die Kosten werden prinzipiell dann als verhältnismäßig beurteilt, wenn folgende Ungleichung gilt (Nutzen-Kosten-Quotient):

$$\frac{Z_N + W}{K_V + K_A + K_P} \geq 1$$

Die Zahlungsbereitschaft wird gemäß HAMPICKE (zitiert in MEYERHOFF 1998, S. 68) für alle Varianten mit ca. 500 € pro Hektar und Jahr (für ökologische Vorranggebiete) angenommen. Als wirksamer Bezugsraum für die Maßnahmen wird die Fläche der Aue im Untersuchungsgebiet angenommen. Aufgrund der Gesamtfläche der Ruhraue von 29,2 km² im untersuchten Abschnitt ergibt sich eine jährliche Zahlungsbereitschaft von 1.460.000 €. Da für die Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie 15 Jahre zur Verfügung stehen, wird die insgesamt zur Verfügung stehende Summe in diesem Zeitraum mit 21.900.000 € angesetzt.

Um den Bearbeitungsaufwand praktikabel zu gestalten, erfolgt die Kostenermittlung sukzessive gestaffelt, beginnend mit der am stärksten beeinträchtigten Nutzung.

Variante A

Variante A stellt eine rigorose Lösung dar, die die Ausstattung des Ruhrtales substanziell verändert. Aus diesem Grunde wird auf eine Unterscheidung in Teilwasserkörper bei der nachfolgenden Bilanzierung verzichtet.

Die am stärksten beeinträchtigte Nutzung ist die Wasserkraftnutzung. Für die weitere Berechnung wird folgendes unterstellt:

- Die Betreiber der Wasserkraftanlagen besitzen Rechte, die über den gesamten Realisierungszeitraum von 15 Jahren Gültigkeit haben. Verdrängungskosten sind deshalb über einen 15-jährigen Zeitraum zu berechnen.
- Es bestehen keine Möglichkeiten, Kosten für ökologische Maßnahmen den Betreibern direkt aufzuerlegen, wie es beispielsweise bei Beantragung neuer Rechte oder Verlängerung bestehender Rechte der Fall wäre.

Im untersuchten Abschnitt existieren sechs Wasserkraftanlagen mit einer gesamten installierten Leistung von 15.220 kW und einer Stromerzeugung von 72,48 GWh/Jahr. Bei einer vollständigen Aufgabe der Wasserkraftnutzung haben die Betreiber aufgrund bestehender Wasserrechte Anspruch auf Entschädigung für den entgangenen Ge-

winn. Zur Ermittlung des Gewinns werden Investitionskosten von 5.000 DM (2.556,46 €) pro kW installierter Leistung zugrunde gelegt (FLOECKSMÜHLE 2001). Weiterhin wird gemäß EEG von einer Vergütung von 0,13 DM (0,0665 €) pro kWh für die Einspeisung ins öffentliche Netz ausgegangen. Dieser Wert stellt eine Näherung dar, da der Strom z. T. für den Eigenbedarf erzeugt wird.

Tab. 7.4.2-1: Ermittlung der Verdrängungskosten (=entgangener Gewinn) pro Jahr

Gesamtinvestitionskosten	**15.220 kW x 2.556,46 €**	**38.909.321,20 €**
Gesamtvergütung pro Jahr	**72.480.000 kWh/a x 0,0665 €**	**4.819.920,00 €**
Gesamtkosten pro Jahr, davon		**3.209.744,09 €**
- Betriebskosten	2 % der jährlichen Vergütung	96.398,40 €
- Kapitalkosten	6 % der Investitionskosten	2.334.559,27 €
- Kosten für Erhalt der Anlage	2 % der Investitionskosten	778.186,42 €
Gesamtgewinn pro Jahr (vor Steuern)	**Vergütung abzüglich Kosten**	**1.610.175,91 €**

Eine erhebliche Unsicherheit in obiger Rechnung bildet die Ermittlung der Kapitalkosten. Da die Anlagen zumeist über 50 Jahre alt sind, ist davon auszugehen, dass keine Kapitalkosten in der Größenordnung der obigen standardisierten Berechnung anfallen. D. h. dass die Verdrängungskosten erheblich höher sein können als die ausgewiesenen 1,6 Mio. €. Andererseits ist zu berücksichtigen, dass nur der entgangene Gewinn nach Abzug der Steuern entschädigt werden muss.

Zusätzlich zu den ermittelten Verdrängungskosten muss eine Entschädigung für das Speicherkraftwerk Koepchenwerk am Hengsteysee berücksichtigt werden. Diese Kosten können im Rahmen dieser Untersuchung jedoch nicht quantifiziert werden, da über die Gewinnspannen dieses Spitzenlastwerkes keine Informationen vorliegen.

Es ist bereits hier absehbar, dass allein die Verdrängungskosten die Zahlungsbereitschaft für Naturschutzmaßnahmen deutlich überschreiten. Außerdem ist innerhalb des Bearbeitungszeitraumes dieser Fallstudie die Monetarisierung der Wohlfahrtswirkungen nicht möglich. Es erscheint aber mehr als fraglich, ob sie die Größenordnung erreichen, die ein ausreichendes Äquivalent zu den Kosten für die übrigen beeinträchtigten Nutzungen, die alternative Energiegewinnung und die Projektkosten darstellen.

Variante A wird deshalb als nicht realisierbar angesehen und nicht weiter verfolgt.

<u>Variante B</u>

Bei Variante B werden die beiden vorläufig ausgewiesenen Wasserkörper getrennt bearbeitet, weil der unterschiedliche Charakter der jeweiligen Wasserkörper erhalten bleibt. Die Zahlungsbereitschaft in einem 15-jährigen Zeitraum von 21.900.000 € wird entsprechend der Anteile der beiden Wasserkörper im Verhältnis 1:2 (Dahlhausen bis Kemnader See : Kemnader See bis Lennemündung) aufgeteilt. Dies entspricht 7.300.000 € für den Wasserkörper Dahlhausen bis Kemnader See und 14.600.000 €

für den Wasserkörper Kemnader See bis Lennemündung.

Wasserkörper 1: Dahlhausen bis Kemnader See

Tab. 7.4.2-2: Zahlungsbereitschaft, monetarisierbare Wohlfahrtswirkungen und einzelne Kostengruppen für den 15-jährigen Umsetzungszeitraum

Zahlungsbereitschaft:	7.300.000 €
Wohlfahrtswirkungen („use values“):	keine
Verdrängungskosten: Inanspruchnahme landwirtschaftlicher Nutzfläche (255.000 m² x 5 €) 2 % Jahresenergieverlust durch Restwasserführung am Kraftwerk Stiepel (24,2 GWh/a x 2% x 0,0665 €/kWh x 15 a):	 1.275.000 € 482.790 €
Kosten für Alternative (Windkraft): Für die Ermittlung dieser Größe werden die Angaben gemäß www.wasserkraft.org herangezogen. Hiernach ist davon auszugehen, dass jede kWh erzeugter Windenergie mit rund 0,087 € subventioniert werden muss. 24,2 GWh/a x 2% x 0,087 €/kWh x 15 a	 631.620 €
Projektkosten (Umgehungsgewässerstrecken, Wanderhilfen, Beseitigung des Uferverbaus, Pflanzmaßnahmen):	3.500.000 €

Hieraus folgt ein Nutzen-Kosten-Quotient von:

$$\frac{7.300.000}{1.757.790 + 631.620 + 3.500.000} = 1,24$$

Da die Zahlungsbereitschaft über den kalkulierten Kosten liegt, ist für den ausgewiesenen Wasserkörper als Umweltziel der gute ökologische Zustand anzustreben.

Wasserkörper 2: Kemnader See bis Lennemündung

Bei dieser Variante ist lediglich das Wasserkraftwerk Harkort von einer Verringerung der Stromerzeugung betroffen, da am Kemnader See derzeit keine Wasserkraftnutzung stattfindet. Das Kraftwerk Harkort hat eine installierte Leistung von 6.100 kW und eine durchschnittliche Jahresarbeit von 19,5 GWh. Der momentane jährliche Gewinn wird in folgender Tabelle berechnet:

Tab. 7.4.2-3: Ermittlung des derzeitigen Jahresgewinns am Wasserkraftwerk Harkort

Gesamtinvestitionskosten	**6.100 kW x 2.556,46 €**	**15.594.406,00 €**
Gesamtvergütung pro Jahr	**19.500.000 kWh/a x 0,0665 €**	**1.296.750,00 €**
Gesamtkosten pro Jahr, davon		**1.273.487,48 €**
- Betriebskosten	2 % der jährlichen Vergütung	25.935,00 €
- Kapitalkosten	6 % der Investitionskosten	935.664,36 €
- Kosten für Erhalt der Anlage	2 % der Investitionskosten	311.888,12 €
Gesamtgewinn pro Jahr (vor Steuern)	**Vergütung abzüglich Kosten**	**23.262,52 €**

Diesem Wert ist der zukünftige jährliche Gewinn nach Absenkung des Stauziels, d. h. der Verringerung der Fallhöhe gegenüberzustellen. Die Verringerung der Fallhöhe von 3,5 m auf 1,40 m ist gleichbedeutend mit einer Minderung der Jahresarbeit auf ca. 39 % um 11,895 GWh. Die Differenz zwischen derzeitigem und zukünftigem Gewinn muss entschädigt werden.

Tab. 7.4.2-4: Ermittlung des zukünftigen Jahresgewinns (prognostiziert) am Wasserkraftwerk Harkort nach Absenkung des Stauziels

Gesamtinvestitionskosten	**6.100 x 2.556,46 €**	**15.594.406,00 €**
Gesamtvergütung pro Jahr	**7.605.000x 0,0665 €**	**505.732,50 €**
Gesamtkosten pro Jahr		**1.257.667,13 €**
- Betriebskosten	2 % der jährlichen Vergütung	10.114,65 €
- Kapitalkosten	6 % der Investitionskosten	935.664,36 €
- Kosten für Erhalt der Anlage	2 % der Investitionskosten	311.888,12 €
Gesamtgewinn pro Jahr (vor Steuern)	**Vergütung abzüglich Kosten**	**-751.934,63 €**

In beiden Tabellen ist davon auszugehen, dass die Kapitalkosten deutlich geringer sind. Unabhängig davon beträgt die Differenz zwischen beiden Tabellen rund 775.000 €, die zu entschädigen sind.

Soll das nutzbringende Ziel „regenerative Stromerzeugung aus Wasserkraft“ durch die andere Umweltoption „Windkraft“ ersetzt werden, muss der zukünftige Betreiber mit 0,087 €/kWh subventioniert werden, die ebenfalls von der öffentlichen Hand zu tragen sind.

Tab. 7.4.2-5: Ermittlung der Kosten für Energieerzeugung mit Windkraft pro Jahr

Vergütung für Einspeisung pro kWh	0,077 €
Gestehungskosten pro kWh	0,164 €
Bilanz pro kWh	-0,087 €
Gesamtkosten für Erzeugg. von 11,895 GWh durch Wind	1.034.865 €

Zu den nutzungsabhängigen Werten (Wohlfahrtswirkungen) sind insbesondere vergrößerte Retentionsvolumina in einer Größenordnung von rund 4 Mio. m³ zu zählen. Für die Ruhr selbst ist dieses erhöhte Retentionsvolumen unbedeutend, weil die Risiken für Hochwasserschäden sehr gering sind. Entlastungswirkungen sind aber für den Unteren Niederrhein denkbar. Für einen Kostenvergleich könnte deshalb die Rückgewinnung von Retentionsräumen am Unteren Niederrhein herangezogen werden. Innerhalb der Bearbeitungszeit konnten hierfür aber keine konkreten monetären Werte ermittelt werden. Es wird daher als Faustzahl eine Größenordnung von 2 Mio. € angesetzt.

Tab. 7.4.2-6: Zahlungsbereitschaft, monetarisierbare Wohlfahrtswirkungen und einzelne Kostengruppen für den 15-jährigen Umsetzungszeitraum

Zahlungsbereitschaft:	14.600.000 €
Wohlfahrtswirkungen („use values“):	2.000.000 €
Verdrängungskosten:	
Inanspruchnahme landwirtschaftlicher Nutzfläche (400.000 m² x 5 €)	2.000.000 €
Energieverlust am Kraftwerk Harkort	11.627.957 €
2 % Jahresenergieverlust durch Wasserführung in der Umgehungsstrecke am Wehr Herbede (4,4 GWh/a x 2% x 0,0665 €/kWh x 15 a):	87.780 €
Kosten für Alternative (Windkraft):	
Für die Ermittlung dieser Größe werden die Angaben gemäß www.wasserkraft.org herangezogen. Hiernach ist davon auszugehen, dass jede kWh erzeugter Windenergie mit rund 0,087 € subventioniert werden muss.	
11,895 GWh/a x 0,087 €/kWh x 15 a	15.522.975 €
Projektkosten (Umgehungsgewässerstrecken, Wanderhilfen, Beseitigung des Uferverbaus, Pflanzmaßnahmen, Unterhaltung der Fahrrinne):	8.500.000 €

Hieraus folgt ein Nutzen-Kosten-Quotient von:

$$\frac{14.600.000 + 2.000.000}{13.715.737 + 15.522.975 + 8.500.000} = 0,44$$

Es ist ersichtlich, dass Wohlfahrtswirkungen und Zahlungsbereitschaften erheblich unter den Kosten zur Erreichung des guten ökologischen Zustandes liegen. Variante B erscheint für den Wasserkörper 2 Kemnader See bis Lennemündung nicht realisierbar. Negativ wirken sich insbesondere die Verdrängungskosten für die Wasserkraftnutzung sowie die Kosten für die Etablierung der Windkraftnutzung als andere Umweltoption aus.

Es ist daher nahe liegend, zur Erreichung des guten Zustandes eine Variante C zu untersuchen, die die Wasserkraftgewinnung am Harkort See so weit wie möglich schont und die Verringerung der Seevolumina vor allem am Kemnader See und damit zu Lasten der Fahrgastschifffahrt betreibt. Nach einer überschlägigen Berechnung einer solchen Variante C müsste das Stauvolumen am Harkort See aber immer noch auf rund 1,9 Mio. m³ verringert werden. Infolge dessen würden auf der Kostenseite (alle drei Kostengruppen) immer noch Größenordnungen von 25 bis 27 Mio. € anfallen. Auch eine solche Variante C scheint nicht durchsetzbar, da der Nutzen-Kosten-Quotient unter 1 liegt.

7.4.3 Vergleich mit den Kosten zur Erreichung des guten ökologischen Potenzials

Die im Folgenden ermittelten Kosten zur Erreichung des guten ökologischen Potenzials beziehen sich auf den Wasserkörper 2 Kemnader See bis Lennemündung, da für den Wasserkörper 1 Dahlhausen bis Kemnader See die Erreichung des guten ökologischen Zustandes als realisierbar erachtet wird.

Wie in Kap. 8 ausführlich erläutert wird, sind zum Erreichen des guten ökologischen Potenzials insbesondere drei Maßnahmenpakete erforderlich:

- Senkung der P-Belastung
- Verbesserung der Durchgängigkeit
- Flankierende Maßnahmen an den Ufern

Die Senkung der P-Belastung wird durch Anlage von Uferstreifen entlang aller Gewässer im Einzugsgebiet erreicht, die inmitten landwirtschaftlicher Nutzfläche liegen. Für die betroffenen 1.720 Gewässer-km wird beidseitig ein Uferstreifen von jeweils 5 m angenommen. Von dieser beanspruchten Fläche werden 70% als indisponibler Anteil betrachtet, der ohnehin für die Erreichung des guten ökologischen Zustandes an den betroffenen kleinen Fließgewässern benötigt wird. Nur 30% der Kosten werden für die Verbesserung der Ruhr angesetzt.

Die Verbesserung der Durchgängigkeit wird durch 6 Aufstiegshilfen an den Wehrstandorten erreicht. Verdrängungskosten für verminderte Stromerzeugung werden als geringfügig erachtet und nicht monetarisiert.

Flankierende Maßnahmen an den Ufern beinhalten die Anlage von Schilfflächen an den Seeufern, sowie die einseitige Uferentfesselung entlang der Flussstrecken.

Tab. 7.4.3-1: Kosten

Verdrängungskosten:	
Inanspruchnahme landwirtschaftl. Nutzfläche in der Ruhraue (flankierende Maßnahmen) (400.000 m² x 5 €)	2.000.000 €
Inanspruchnahme landwirtschaftl. Nutzfläche zur Senkung der diffusen P-Belastung (Randstreifen an kleinen Gewässern im EZG) (17.200.000 m² x 3 € x 30%)	15.480.000 €
Projektkosten (6 Wanderhilfen, flankierende Maßnahmen an den Ufern):	9.500.000 €

Hieraus folgt ein Nutzen-Kosten-Quotient von:

$$\frac{14.600.000}{17.480.000 + 9.500.000} = 0,54$$

Dieser Nutzen-Kosten-Quotient ist nur unwesentlich besser als derjenige der Variante B mit 0,44. Dies bedeutet, dass die unterstellten Zahlungsbereitschaften als Maß für die zur Verfügung stehenden Mittel auch nicht ausreichen, das gute ökologische Potenzial als Zielzustand festzusetzen.

7.4.4 Festsetzung der Wasserkörper und Umweltziele

Unter Berücksichtigung der Kosten erscheinen für den Wasserkörper 2 Kemnader See bis Lennemündung sowohl das Erreichen des guten ökologischen Zustandes als auch des guten ökologischen Potenzials in einem 15-jährigen Umsetzungszeitraum nur schwer realisierbar. Für diese Strecke sind daher zumindest vorübergehend mindere Umweltziele in Erwägung zu ziehen. Unter Berücksichtigung einer möglichen Verlängerung des Realisierungszeitraumes um 12 Jahre erscheint insbesondere das Erreichen des guten ökologischen Potenzials machbar. Mit dem guten ökologischen Potential ist im Gegensatz zum Erreichen des guten ökologischen Zustandes ein hoher Anteil einmaliger Kosten verbunden.

Für eine endgültige Zielfestsetzung ist ferner zu beachten, dass die Teilstrecken mit kostenextensiveren Maßnahmen im unmittelbaren Anschluss an den Wasserkörper 1 Dahlhausen bis Kemnader See (mit dem Ziel guter ökologischer Zustand) angrenzen. Es erscheint daher durchaus realistisch, die vorläufige Abgrenzung dieser beiden Wasserkörper aufzuheben und neu abzugrenzen. Für eine Neuordnung können die ausgewiesenen Teilwasserkörper herangezogen werden. Folgende endgültige Ausweisung ist denkbar:

Ausweisung als „natürlicher“ Wasserkörper, Ziel guter ökologischer Zustand: Wasserkörper Dahlhausen bis Unterwasser Harkort See

Ausweisung als erheblich veränderter Wasserkörper, vorübergehend minderes Um-

weltziel, nach 27 Jahren Ziel Gutes ökologisches Potenzial: Wasserkörper Harkort See bis Lennemündung

7.4 Diskussion und Schlussfolgerungen

Im Zuge der Bearbeitung hat sich herausgestellt, dass die vorgegebene Gliederung in ihren Grundzügen gut anwendbar war und nur z. T. noch weiter differenziert werden musste.

Als besonders wichtige Arbeitsschritte sind zu beachten:

Die provisorische Identifikation der Wasserkörper sollte neben der typologischen Unterteilung eine Unterteilung nach unterschiedlichen morphologischen Veränderungen ausweisen (unterschiedliche Typen von erheblich veränderten Gewässern). Im Hinblick auf zu erwartende unterschiedliche Nutzungsbeeinträchtigungen empfiehlt sich außerdem die Untergliederung der provisorisch ausgewiesenen Wasserkörper in Teilwasserkörper (minimale Länge 1,5 bis 2 km). Dieser Arbeitsschritt kann erhebliche Bedeutung für die endgültige Abgrenzung der Wasserkörper haben.

Eine Ursachenanalyse der bestehenden Beeinträchtigungen ist unerlässlich, um notwendige Veränderungen zu ermitteln. Diese Ursachenanalyse muss sowohl gewässerökologische als auch nutzungsbezogene Aspekte berücksichtigen. So können u. U. Beeinträchtigungen identifiziert werden, die durch Nutzungen hervorgerufen wurden, die nicht mehr existieren.

Die ermittelten Defizite lassen sich in der Regel durch unterschiedliche Maßnahmen beseitigen. Für einen transparenten Entscheidungsprozess ist es deshalb empfehlenswert, unterschiedliche Lösungsvarianten zu entwickeln. Alle Lösungsvarianten einschließlich ihrer Maßnahmen sollten sich zunächst an der Erreichung des guten ökologischen Zustandes orientieren, da dies der angestrebte Regelzustand der EU-WRRL ist. Keinesfalls sollten die Varianten so entwickelt werden, dass der überwiegende Teil der Nutzungen als indisponibel betrachtet wird. Nutzungsvorgaben sollten allenfalls für „Clear-cut-Situationen“ geschaffen werden (beispielsweise Trinkwassergewinnung).

Um mögliche Nutzungsbeeinträchtigungen bei Erreichen des guten ökologischen Zustandes prognostizieren zu können, ist die Festsetzung von Signifikanz-/Beurteilungskriterien und Signifikanzschwellen erforderlich. Erfasst werden sollten mindestens diejenigen Nutzungen, die in ’Art. 4(3) ’ EU-WRRL explizit aufgeführt sind. Unter den in ’Art. 4(3) v)’ genannten „ebenso wichtigen nachhaltigen Entwicklungstätigkeiten des Menschen“ sollten zumindest diejenigen Nutzungen miterfasst werden, die einen Rechtsanspruch an den derzeitigen Gewässerzustand haben und/oder durch raum- und regionalplanerische Zielvorgaben angestrebt sind. Zur Ermittlung der Beeinträchtigungen muss insbesondere Klarheit über das maßgebliche nutzbringende Ziel einer menschlichen Tätigkeit/Nutzung geschaffen werden.

Die nutzbringenden Ziele sollten sowohl sektoral als auch einzelwirtschaftlich definiert werden. Nutzbringendes Ziel, Signifikanzkriterien und Signifikanzschwellen können bei ein und derselben Nutzung sektoral und einzelwirtschaftlich durchaus unterschiedlich

sein.

Die Ermittlung anderer Umweltoptionen sollte zunächst unabhängig davon erfolgen, ob sie bereits vorab als bessere Umweltoption beurteilt werden können. Dies sollte erst im abschließenden Festsetzungprozess endgültig diskutiert werden.

Die Gliederung des Entscheidungsprozesses in einen qualitativen und einen quantitativen Teil sollte in jedem Fall beibehalten werden, um ein hohes Maß an Transparenz und Nachvollziehbarkeit zu gewährleisten. Dies erscheint insbesondere auch deshalb wichtig, weil in zukünftigen Entscheidungsprozessen voraussichtlich mit einer Reihe von Unsicherheiten und Annahmen gearbeitet werden muss. Diese betreffen insbesondere einzelwirtschaftliche Analysen und sollten deutlich gemacht werden.

Für den ökonomischen Teil des Entscheidungsprozesses hat sich die Gegenüberstellung von Kosten mit zu erwartenden Wohlfahrtswirkungen und Zahlungsbereitschaften bewährt. Der verwendete Nutzen-Kosten-Quotient markiert beim Schwellenwert 1 aus ökonomischer Sicht die Grenze zwischen den zu realisierenden Umweltzielen. Die Größe des Quotienten kann außerdem für eine Klassifizierung eines effizienten Mitteleinsatzes herangezogen werden. Je größer der Quotient ist, desto effizienter wird der gute ökologische Zustand erreicht.

Um Fehlinvestitionen vorzubeugen, sollten in den Festsetzungsprozess des Art. 4(3) EU-WRRL zumindest Abschätzungen über die Kostenverhältnismäßigkeit gemäß Art. 4(5) EU-WRRL als Verifizierung einfließen. Bei einer sozioökonomischen Analyse sollten mindestens folgende Gesichtspunkte berücksichtigt werden:

- Zahlungsbereitschaften im Sinne von „non use values“ bzw. zur Verfügung stehende Projektmittel
- Monetarisierbare Wohlfahrtswirkungen im Sinne von „use values“
- Verdrängungskosten
- Kosten für die Etablierung der Alternativen im Sinne der besseren Umweltoptionen gemäß Art. 4(3)b EU-WRRL
- Projektkosten

Für eine abschließende Festsetzung des Umweltzieles sollten die Aufwendungen zur Erreichung des guten ökologischen Zustands und des guten ökologischen Potenzials miteinander verglichen werden. Dies sollte u. a. aus zwei Gründen geschehen:

- Wenn der Aufwand zur Erreichung des guten ökologischen Zustands relativ nah am Aufwand zur Erreichung des guten ökologischen Potenzials liegt, sollte das höhere Umweltziel angestrebt werden.
- Wenn sowohl das Erreichen des guten ökologischen Zustands als auch das Erreichen des guten ökologischen Potenzials zu unverhältnismäßigen Kosten führt, müssen mindere Umweltziele oder Fristverlängerungen in Erwägung gezogen werden.

8. Definition des maximalen ökologischen Potenzials

Zur Bewertung erheblich veränderter Wasserkörper müssen zwei verschiedene Fälle berücksichtigt werden.

Fall A

Durch signifikante anthropogene Einflüsse hat der Wasserkörper die Oberflächengewässerkategorie geändert (z. B. Talsperre: Referenz unter natürlichen Bedingungen: Fluss, Referenz als erheblich veränderter Wasserkörper: See (= am besten vergleichbarer Wasserkörper). Oder die Oberflächengewässerkategorie bleibt bestehen, aber der Wasserkörper ändert den Gewässertyp (z. B. Fluss unterhalb einer Talsperre: Referenz unter natürlichen Bedingungen: mittelgroßer Fluss, Referenz als erheblich veränderter Wasserkörper (so die Ausweisung sinnvoll ist): kleiner Fluss (basierend auf dem Effekt der Rhithralisierung). In diesen Fällen ist das Vorgehen der Bewertung dasselbe wie bei natürlichen Wasserkörpern, nur die Referenzbedingungen haben sich geändert.

Fall B

In Fall B haben die Veränderungen, welche durch den menschlichen Einfluss entstanden sind, keine vergleichbare natürliche Situation (z. B. Urbanisation). Bei der Bewertung dieser erheblich veränderten Wasserkörper wird als generelle Referenzbedingung der ökologische Zustand dieses Wasserkörpers unter natürlichen Bedingungen angesehen. Aber um eine Beurteilung im Sinne von ‚erheblich veränderten Wasserkörpern durchzuführen, muss der Maßstab verändert und an die speziellen Nutzungseinflüsse, die zur Ausweisung geführt haben, angepasst werden.

Grundsätzlich wird eine Bewertung von erheblich veränderten Wasserkörpern durch einen Vergleich mit anderen erheblich veränderten Wasserkörpern, welche durch dieselbe Nutzung beeinflusst sind, als ungeeignet angesehen. Dies hätte zur Folge, dass für jede Oberflächengewässerkategorie und jeden Wasserkörpertyp ein maximales Potenzial als Referenz für die Bewertung definiert werden müsste, welches vom Nutzungstyp abhängig wäre (z. B. mittelgroßer Fluss in Ökoregion 9, verändert durch Wasserkraftnutzung oder großer Fluss in Ökoregion 14, verändert durch Schifffahrt). Es müssten außerdem Degradationsstufen für jede spezielle Konstellation in der Matrix von Fließgewässertypen und Nutzungen definiert werden. Diese Art der Maßstabsbildung für die Bewertung wird kaum durchführbar sein und sollte daher als Vorgehensweise verworfen werden.

8.1. Festlegung des maximalen ökologischen Potenzials und der Vergleich mit ähnlichen natürlichen Wasserkörpern

Wasserkörper 2 ist durch eine 19,7 km lange Stillwasserstrecke und 7,9 km freie Fließstrecke charakterisiert. Der bedeutende Aspekt dieses Wasserkörpers ist also der Stillwasserbereich aufgrund von Aufstauung. Dieser Abschnitt wird am ehesten von natürlich durchflossenen Seen widergespiegelt. Unter natürlichen Bedingungen kommt

diese Situation wechselnder Wasserkörperkategorien nur in der angrenzenden Tieflandregion (Ökoregion 14), aber nicht im Mittelgebirgsbereich (Ökoregion 9) vor. So kann der karbonatische Flachsee aus Ökoregion 14, der von einem Fluss durchflossen wird und eine Austauschrate zwischen 3 und 30 Tagen hat, nicht direkt als neue Referenz genutzt werden. Um das ökologische Potenzial abzuschätzen, wird Wasserkörper 2 mit diesem speziellen Seentyp im Tiefland verglichen, jedoch werden die Artengemeinschaften nicht verglichen, da sich diese aufgrund der geographischen Unterschiede von Höhe und Klima unterscheiden würden. Daher wird hier vorgeschlagen, stattdessen höhere taxonomische Gruppen, z. B. Familien oder Gattungen, oder Sammelparameter wie z. B. die Chlorophyll-a-Konzentration zu nutzen. Auf dieser Ebene wird der Wasserkörper 2 dann vergleichbar mit dem flachen Tieflandsee, dessen Austauschrate 3 bis 30 Tage beträgt.

Als biologische Parameter bei einer Beurteilung als natürlicher Wasserkörper wurden Fisch- und Makroinvertebratengemeinschaften genutzt. Nun, als erheblich veränderter Wasserkörper, der zur Wasserkörperkategorie ‚See' gezählt wird, werden die biologischen Parameter Makrophyten, Phytoplankton und Fischfauna verwandt. Die Makroinvertebratengemeinschaft eines Sees ist von untergeordneter Bedeutung, da sie in der Regel keinen klaren Unterschied zwischen verschiedenen Degradationsstufen zeigt.

Wendet man diese Methode auf den Wasserkörper 2 an, so kann folgendes ökologisches Potenzial definiert werden:

- Fischgemeinschaft
  - Fließkontinuum, Ermöglichung von Fischwanderungen
  - Referenzbedingungen:
    unter natürlichen Bedingungen: Barben Region
    als erheblich veränderter Wasserkörper: Brassen Region, ergänzt durch für den „Aal-Schleie-See" (MÜLLER 1983) typischen Arten. Artzusammensetzung, Abundanz und Altersstruktur entsprechen vollständig oder annähernd den unbeeinflussten Bedingungen.

- Phytoplankton

  Unter natürlichen Bedingungen würde die Ruhr (als Beispiel für den Fließgewässertyp: mittelgroßer Schotterfluss im Grundgebirge) Phosphatgehalte (Gesamtphosphat) von weniger als 33 µg/l PO_4-P aufweisen (LUA 2001c). Diese Konzentrationen stellen den regulären Eintrag in den See dar. Unter diesen Bedingungen würde ein eutropher See (KLAPPER 1992) oder eine meso- bis eutropher See (SCHWOERBEL 1993) entstehen.

  Eutrophe Seen sind durch eine Chlorophyll-a-Konzentration ≤ 10 µg/l und eine Dichte an Algenzellen ≤ 10.000 Zellen/ml gekennzeichnet.

- Makrophyten

  Makrophyten-Gemeinschaften vom *Ranunculus*-Typ sind typisch für große Flüsse in Mittelgebirgsregionen und stellen somit das maximale ökologische Potenzial dar; der assoziiert mit dem Vegetationstyp des *Myriophyllo-Nupharetum* mit

submersen, für eutrophe Seen typischen Pflanzen auftreten sollte (LUA 2001a, 2001b).

9. Definition des guten ökologischen Potenzials

9.1 Festsetzung des guten ökologischen Potenzials

In Übereinstimmung mit der Definition des höchsten ökologischen Potenzials kann das gute ökologische Potenzial des Wasserkörpers 2 ebenfalls über die Fischgemeinschaft, das Phytoplankton und die Makrophyten definiert werden.

- Fischgemeinschaft
  - Fliesskontinuum, Ermöglichung der Fischwanderung für die meisten Fischarten, zumindest in der Hauptwanderungszeit
  - Referenzbedingungen: Fischgemeinschaft der Brassen Region, ergänzt durch typische Arten des „Aal-Hecht-Schleie-Sees“. Die Unterschiede zwischen hohem und gutem ökologischen Zustand in diesem speziellen Seen-Typ sollten dieselben sein wie zwischen maximalem und gutem ökologischem Potenzial.

  Zur Beurteilung des ökologischen Potenzials werden dieselben Methoden angewandt wie zur Beurteilung des ökologischen Zustands. Da das Bewertungssystem für Fischgemeinschaften des Europäischen Untersuchungsprojektes „FAME“ noch nicht erhältlich ist, wird die auf einer Untersuchung von GAUMERT basierende Methode in dieser Fallstudie angewandt, obwohl sie ausschließlich in fließendem Wasser verwandt werden sollte (wichtig: Bemerkungen in 10.1).

  Ergebnisse:
  - Im Unterlauf der Ruhr kommen alle Leitarten des Seentyps “Aal-Hecht-Schleie-See” ebenso wie die Begleitarten reichlich vor
    ⇒ Bewertung: sehr gut
    (Bei der Betrachtung der Fischfauna im Kemnader See konnten 2001 nur 57 % dieser Arten festgestellt werden.
    ⇒ Bewertung: mäßig)
  - anadrome und katadrome Fische: selten
    ⇒ Bewertung: unbefriedigend
  - Leitarten Aal (*Anguilla anguilla*), Hecht (*Esox lucius*) und Schleie (*Tinca tinca*): Anteil im Kemnader Stausee = 7,25 %
    ⇒ Bewertung: gut
  - Begleitarten: Anteil 1 - > 10 % (= eudominant, dominant oder rezedent, einige subrezedent)
    ⇒ Bewertung: gut
  - Anteil der Leit- und Begleitarten = 92,75 %
    ⇒ Bewertung: sehr gut

  Schlussfolgerung:
  Die angewandte Methode zeigt, dass das ökologische Potenzial der Fischfauna als gut eingeschätzt werden kann, dass aber Maßnahmen zur Wiederherstellung der Durchgängigkeit von größter Bedeutung sind. (Allerdings ist diese Methode

nicht für stehende Gewässer geeignet, eine andere Methode ist aber bis jetzt nicht verfügbar. Die Altersstruktur der Fischfauna wurde in diese Bewertung nicht miteinbezogen.)

- Phytoplankton

  Das Einzugsgebiet der Ruhr ist zum Teil dicht besiedelt; die Flächen außerhalb von Städten werden hauptsächlich landwirtschaftlich genutzt. Aufgrund dieser Nutzungsverteilung ist die Phosphor-Fracht des Flusses erhöht. Die tatsächliche Konzentration an Gesamtphosphat oberhalb der Seen beträgt 150 µg/l (90-Perzentil). In Wasserkörper 2, der als erheblich verändert eingestuft worden ist, treten Orthophosphat-Konzentrationen bis zu 380 µg/l auf. Konzentrationen größer als 100 µg/l werden für Seen als kritisch angesehen, da sie den Wasserkörper in Richtung hypertropher Bedingungen entwickeln und dieser damit in Gefahr gerät umzukippen (OECD 1982, KLAPPER 1992). Ziel sind also Konzentrationen unter 100 µg/l Gesamtphosphat, um eine gutes ökologisches Potenzial zu garantieren. Unter diesen Bedingungen wird sich ein eutropher bis polytropher See ausbilden. Dieser Grenzwert wird auch im Bundesland Brandenburg (Deutschland) bei natürlichen, schnell durchflossenen Seen, die im Kontinuum von Flüssen liegen, angewandt. In Schleswig-Holstein (Deutschland) liegt der Grenzwert von Gesamtphosphat bei 300 µg/l; in den Bundesländern Saarland und Baden-Württemberg ist die Grenze bei 150 µg/l (in Baden-Württemberg nur in Stauseen) (LAWA 1998). Der Ruhrverband strebt eine Gesamtphosphatkonzentration in der Ruhr von weniger als 200 µg/l innerhalb der Vegetationsperiode an (NUSCH 1982).

  Eutrophe bis polytrophe Seen sind durch eine Chlorophyll-a-Konzentration ≤ 30 µg/l charakterisiert (KLAPPER 1992). Im Bundesland Mecklenburg-Vorpommern (Deutschland) liegt der Grenzwert der Chlorophyll-a-Konzentration bei 50 µg/l; in Brandenburg (Deutschland) ist diese Grenze bei 80 µg/l (LAWA 1998). Der Ruhrverband bemüht sich die Chlorophyll-a-Konzentration über 95 % des Jahres unter 60 µg/l zu halten (NUSCH 1982). So liegt die tatsächliche maximale Konzentration im Wasserkörper 2 bei 24,3 µg/l; über 90 % des Jahres liegt die Konzentration unter 11,8 µg/l (RUHRVERBAND 2001a).

  Schlussfolgerung:
  Bei der Betrachtung der Nährstoffkonzentration und der sich daraus ergebenden Phytoplanktongemeinschaft in Wasserkörper 2 kann festgestellt werden, dass die Phosphatkonzentration den Grenzwert von 100 µg/l zwar übersteigt, dass aber die entstehende Phytoplanktondichte kleiner als 30 µg/l bleibt und damit ein gutes ökologische Potenzial erreicht. Dies beruht darauf, dass von den fünf Flussstauseen in der vorliegenden Fallstudie nur 3 Stauseen in Wasserkörper 2 betrachtet werden. Erst unterhalb von Wasserkörper 1 sind die beiden weiteren Stauseen angeordnet. Diese wirken jedoch wie ein Stillwassersystem mit synergetischen Effekten zusammen (NUSCH 1992). Addiert man die Stauzeiten dieser Seen, so überschreiten die Effekte der durch die erhöhte Phosphatkonzentration verursachten Algenblüten den Grenzwert der Chlorophyll-a-Konzentration um ein

Vielfaches. Die hypertrophen Bedingungen kommen aber nur in den Seen unterhalb des Wasserkörpers 1 (Kettwiger Stausee, Baldeneysee) vor. Diese Seen, welche hier nicht im Detail besprochen werden, da sie außerhalb der Kernregion dieser Fallstudie liegen, müssten wahrscheinlich ebenso wie Wasserkörper 2 als erheblich verändert ausgewiesen werden. Im Unterschied zu Wasserkörper 2 wird jedoch im Kettwiger Stausee und im Baldeneysee aufgrund der hypertrophen Bedingungen und der Algenblüten im Sommer kein gutes ökologisches Potenzial erreicht.

- Makrophyten

  Unter natürlichen Bedingungen ist eine Unterscheidung zwischen sehr gutem und gutem ökologischen Zustand anhand der Makrophytengemeinschaften nicht möglich (LUA 2001a). Folglich wird bei erheblich veränderten Wasserkörpern kein Unterschied zwischen einem höchsten und einem guten ökologischen Potenzial festzustellen sein. Dementsprechend sollte im Wasserkörper 2 zur Erreichung eines guten ökologischen Potenzials eine Makrophytengemeinschaft des *Ranunculus*-Typs, welche typisch für große Flüsse der Mittelgebirgsregion ist, zusammen mit dem für eutrophe Seen typischen *Myriophyllum-Nupharetum* inklusive submerser Pflanzen entwickelt sein.

9.2 Identifizierung von Maßnahmen zum Schutz und zur Verbesserung der ökologischen Qualität

Die Maßnahmen und Kosten wurden bereits in Kapitel 7.4.3 diskutiert.

TEIL III

10. Schlussfolgerungen, Alternativen und Empfehlungen

Insgesamt funktioniert die im CIS-Dokument zu den erheblich veränderten Wasserkörpern beschriebene Methode zur Identifizierung und Kennzeichnung von erheblich veränderten Wasserkörpern gut. Wir empfehlen jedoch die Reihenfolge der Unterkapitel in Kapitel 4 zu ändern: Beginnend mit der Identifikation von Wasserkörpern (4.3) sollten darauf die Beschreibungen der Geologie, Topographie und Hydrologie (4.1) und dann die sozioökonomischen, geographischen und menschlichen Aktivitäten innerhalb des Einzugsgebiets des Wasserkörpers (4.2) folgen, da diese Charakteristika in jedem Wasserkörper unterschiedlich sind.

Da diese Fallstudie nicht vor September 2001 beginnen konnte, war es nicht möglich alle notwendigen Daten zur Bestimmung des ökologischen Zustands und zur sozioökonomischen Analyse zu erhalten. Aus diesem Grund wurde nur ein beschränkter Datensatz zur Beurteilung des ökologischen Status/Potenzials verwandt; außerdem mussten einige grobe Abschätzungen vorgenommen werden. In Zukunft muss dies genauer durchgeführt werden, was einen höheren Zeitaufwand erfordert. Möglicherweise sind zusätzliche Untersuchungen hinsichtlich biologischer Qualitätsparameter ebenso wie detailliertere Informationen bezüglich der Charakteristika des Einzugsgebiets und der Intensität anthropogener Nutzungen nötig.

Das größte Problem im Prozess der Identifizierung und Kennzeichnung von erheblich veränderten Wasserkörpern war, dass Bewertungsmethoden im Sinne der Wasserrahmenrichtlinie hinsichtlich der meisten biologischen Qualitätsparameter fehlen. Um den ökologischen Zustand natürlicher Wasserkörper zu beurteilen, konnte auf die neue Europäische Bewertungsmethode AQEM, welche auf die Makroinvertebratenfauna angewandt wird, zurückgegriffen werden. Wenn man die Definitionen der Referenzbedingungen ändert, dann kann diese Methode ebenfalls zur Ermittlung des ökologischen Potenzials von erheblich veränderten Wasserkörpern verwandt werden. Diese Methode scheint folglich ein sehr nützliches Werkzeug zu sein.
Bei der Betrachtung der Fischfauna wurde die vorläufige Bewertungsmethode von GAUMERT benutzt. Diese sollte in dieser Form in Zukunft nicht weiter verwendet werden, weil bei dieser Methode der Fließgewässertyp nicht berücksichtigt wird und weil bis jetzt die Methode nicht auf andere Fließgewässerordnungen und regionale Fließgewässertypen kalibriert worden ist. Jedoch ist die Methode von GAUMERT auch eine multimetrische Methode wie die Methoden des Europäischen Forschungsprojekt FAME (in Vorbereitung) und die Deutschen Bewertungsmethode des ökologischen Zustands anhand der Fischfauna (in Vorbereitung). Daher wurde hier die Methode von GAUMERT als Zwischenlösung angewandt bis die anderen erwähnten Methoden verfügbar sind. Auf diese Weise konnte gezeigt werden, wie der Bewertungsprozess in Zukunft aussehen soll, unter Berücksichtigung der Tatsache, dass die Ergebnisse der Methode nach GAUMERT von den Bewertungsergebnissen der Methode nach FAME oder der Deutschen Methode abweichen könnten.

11. Literatur

BUNDESVERBAND DEUTSCHER WASSERKRAFTWERKE: www.wasserkraft.org, Stand März 2002.

BÜRO FÜR UMWELTANALYTIK (BfU) (2000): Weitergehende Schifffahrtsnutzung der Mittleren Ruhr; Gutachten unveröffentlicht, Bonn, Essen.

DEHNHARDT, A. & PETSCHOW, U. (2000): Ökonomische Analysemöglichkeiten (-notwendigkeiten) im Hinblick auf HMB's; Berlin.

EU (2000): Richtlinie 200/60/EG des europäischen Parlaments und des Rates zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik.

FLOECKSMÜHLE (2001): Nachhaltige Wasserkraftnutzung in NRW; Gutachten unveröffentlicht, Aachen.

FRENZ, F. (2000): Leitbilder der Fischfauna der Fließgewässer in NRW – Quellenrecherche. – Endbericht eines Forschungsvorhabens im Auftrag des Landesumweltamtes NRW, 53 S.

GAUMERT, T. (1999): Entwurf eines Bewertungsschemas für die fischökologische Klassifizierung. – Mitteilung der Arbeitsgemeinschaft für die Reinhaltung der Elbe, unveröffentlicht, 5 S.

KLAPPER, H. (1992): Eutrophierung und Gewässerschutz. – Gustav Fischer Verlag, Jena, Stuttgart, 277 S.

KOPPE, P.; KORNATZKI, K.-H.; NUSCH, E. (1983a): Untersuchungen über den Einfluß der Stauhaltung eines Flusses auf die Wasserbeschaffenheit. Band 1 – Forschungsbericht für das Bundesministerium für Forschung und Technologie, Essen, 322 S.

KOPPE, P.; KORNATZKI, K.-H. & NUSCH, E. (1983b): Untersuchungen über den Einfluß der Stauhaltung eines Flusses auf die Wasserbeschaffenheit. Band 2 – Forschungsbericht für das Bundesministerium für Forschung und Technologie, Essen.

KOPPE, P.; NUSCH, E. A. & KORNATZKI, K. H. (1985): Einfluß der Stauhaltung eines Flusses auf seine Wasserbeschaffenheit – Beispiel Baldeneysee; in: gwf-wasser/abwasser 126 H. 8, S. 412-422.

KOTHÉ, P. (1962): Der "Artenfehlbetrag", ein einfaches Gütekriterium und seine Anwendung bei biologischen Vorfluteruntersuchungen. - Dt. Gewässerkundl. Mitt. 6, 60-65.

LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT WASSER (LAWA) [Hrsg.] (1998a): Zielvorgaben zum Schutz oberirdischer Binnengewässer – Band II. – Kulturbuchverlag Berlin GmbH, Berlin, 23 S.

LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT WASSER (LAWA) [Hrsg.] (1998b): Beurteilung der Was-

serbeschaffenheit von Fließgewässern in der Bundesrepublik Deutschland – Chemische Gewässergüteklassifikation. – Kulturbuchverlag Berlin GmbH, Berlin, 35 S.

LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT WASSER (LAWA) (2000): Grundlagen für die Erarbeitung der wichtigsten biozönotisch relevanten Fleißgewässertypen im Sinne der Wasserrahmenrichtlinie, Entwurf.

LANDESUMWELTAMT NORDRHEIN-WESTFALEN (LUA) (2001): Gewässerstrukturgüte in Nordrhein-Westfalen, Anleitung für die Kartierung mittelgroßer bis großer Fließgewässer, LUA-Merkblätter Nr. 26; Essen.

LANDESUMWELTAMT NORDRHEIN-WESTFALEN (LUA) [Hrsg.] (2001a): Klassifikation der aquatischen Makrophyten der Fließgewässer von Nordrhein-Westfalen gemäß den Vorgaben der EU- Wasser-Rahmen-Richtlinie. – LUA Merkblätter Nr. 30, Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen, Essen., 108 S.

LANDESUMWELTAMT NORDRHEIN-WESTFALEN (LUA) [Hrsg.] (2001b): Vegetationskundliche Leitbilder und Referenzgewässer für die Ufer- und Auenvegetation der Fließgewässer von Nordrhein-Westfalen. – LUA Merkblätter Nr. 32, Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen, Essen, 88 S.

LANDESUMWELTAMT NORDRHEIN-WESTFALEN (LUA) [Hrsg.] (2001c): Leitbilder für die mittelgroßen bis großen Fließgewässer in Nordrhein-Westfalen – Flusstypen. – LUA Merkblätter Nr. 34, Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen, Essen, 130 S.

MEYERHOFF, J. (1998): Ökonomische Bewertung ökologischer Leistungen, Schriftenreihe des IÖW 136/98; Berlin.

MEYERHOFF, J. & PETSCHOW, U. (1997): Umweltverträglichkeit kleiner Wasserkraftwerke – Zielkonflikte zwischen Klima- und Gewässerschutz, Schriftenreihe des IÖW 124/97; Berlin.

MINISTERIUM FÜR UMWELT UND NATURSCHUTZ, LANDWIRTSCHAFT UND VERBRAUCHERSCHUTZ NRW [Hrsg.] (1999): Entwicklung und Stand der Abwasserbeseitigung in Nordrhein-Westfalen. 8. Aufl. - Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz NRW, Düsseldorf, 213 S.

MÜHLENBERG, M. (1993): Freilandökologie. - 3. Aufl., UTB, Quelle & Meyer Heidelberg, Wiesbaden, 512 pp.

MÜLLER, H. (1983): Fische Europas. – Enke Verlag, Stuttgart.

NUSCH, E.A. (1982): Zur Frage kritischer Nährstoffbelastung gestauter Fließgewässer. – Z. Wasser Abwasser Forsch. 15, Nr. 3, S. 103 – 112.

OECD (ed.) (1982): Eutrophication of waters. Monitoring, assessment and control.- Organisation for Economic Cooperation and Development (OECD), Paris.

PROTT, S. (2002): Zusammenstellung der Jahresleistung von Wasserkraftwerken an der Ruhr (unveröffentlicht); Bad Sassendorf.

PROTT, S. (Hrsg.: Geographische Kommission für Westfalen Landschaftsverband

Westfalen-Lippe) (2000): Potentiale regenerativer Energien: Wind und Wasser; Münster.

RUHRVERBAND (2000a): Ruhrwassergüte 1999. - Ruhrverband, AWWR Arbeitsgemeinschaft der Wasserwerke an der Ruhr; Essen, 171 S.

RUHRVERBAND (2000b): Ruhrwassermenge 1999. - Ruhrverband, AWWR Arbeitsgemeinschaft der Wasserwerke an der Ruhr; Essen, 172 S.

RUHRVERBAND (2001a): Ruhrwassergüte 2000. - Ruhrverband, AWWR Arbeitsgemeinschaft der Wasserwerke an der Ruhr; Essen.

RUHRVERBAND (2001b): Ruhrwassermenge 2000. - Ruhrverband, Essen, 79 S.

SCHÖLL, F. & HAYBACH, A. (2001): Bewertung von großen Fließgewässern mittels Potamon-Typie-Index (PTI). – BfG Mitteilung Nr. 23, Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz, Berlin, 28 S.

SCHWOERBEL, J. (1993): Einführung in die Limnologie. 7.Aufl. – Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, Jena, 387 S.

UHLMANN, D. (1988): Hydrobiologie. – Ein Grundriss für Ingenieure und Naturwissenschaftler – 3. Auflage Gustav Fischer Verlag, Jena, 298 pp.

UNIVERSITÄT ESSEN (Hrsg.) (2002): Case Study on the River “Zwickauer Mulde”; Essen.

WALZ, N. & WELKER, M (1998): Plankton development in a rapidly flushed lake in the River Spree system (Neuendorfer See, Northeast Germany) – Journal of Plankton Research 20 (11): 2071-2087.

Rechtsquellen und Richtlinien:

Richtlinie 200/60/EG des europäischen Parlaments und des Rates zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik

Annex zu Anhang 5

Fish fauna of the lower Ruhr River, free flowing sections (25 sampling stations)

	□ N	Standard-abweichung
Aal	38,4	36,3
Äsche	0	
Bachforelle	0,04	0,2
Barbe	0,04	0,2
Barsch	26,5	31,4
Brasse	6,6	8,9
Döbel	23,1	22,6
Elritze	0	
Gründling	66,8	236,9
Güster	0,5	1,3
Hasel	1,1	2,3
Hecht	0,8	2,2
Karausche	0,04	0,2
Karpfen	0,9	3,2
Kaulbarsch	3,7	7,6
Rotauge	57,0	114,1
Schleie	2,3	5,8
Schmerle	0,1	0,3
Ukelei	12,8	55,9
Zander	1,4	2,4

Fish fauna of the impounded lake Kemnader Stausee (April 2001)

Art	N
Aal	17
Barsch	3
Brasse	145
Döbel	10
Güster	1
Aland Hybride	2
Hecht	2
Karausche	0
Karpfen	3
Rotauge	79
Rotfeder	0
Schleie	0

Species composition and abundance (ind/m²) at gravel banks in the middle Ruhr River (NH = Neheim) and the lower Ruhr River (MH = Mülheim) in 2000/2001

ARTNAME	MH Sommer	MH Winter	NH Sommer	NH Winter
Dugesia lugubris (SCHMIDT)	39	6		
Dendrocoelum lacteum (MÜLLER)	21			
Valvata piscinalis MÜLLER	87	18		
Valvata cristata	3	231		
Potamopyrgus jenkinsi SMITH	15	18	3	
Bithynia tentaculata L.	6	36		
Physa acuta DRAPARNAUD	9			
Radix spec.	12	27	12	27
Anisus sp.		3		9
Gyraulus albus MÜLLER	42	87		
Ancylus fluviatilis MÜLLER	9	153	108	351
Acroloxus lacustris L.		6		
Dreissena polymorpha	39	51		
Pisidium spec.	132	363	3	54
Sphaerium corneum L.		3		6
Lumbriculus variegatus (MÜLL.)	159	69	543	810
Stylodrilus heringianus CLAP.			207	192
Lumbriculidae non det.			174	
Tubificidae non det.	12	3	456	246
Naididae non det.				489
Oligochaeta non det.	12	81	204	348
Glossiphonia complanata (L.)	6		3	
Glossiphonia heteroclita (L.)	3	18		3
Glossiphonia spec.			3	
Helobdella stagnalis (L.)	369	81		
Hemiclepsis marginata	15	6		
Erpobdella octoculata (L.)	24	12	57	54
Erpobdella nigricollis	24			
Erpobdellidae non det.	9	21	36	45
Ostracoda non det.	72	45	96	18
Asellus aquaticus L.	1320	262	6	
Echinogammarus berilloni (CATTA)			1251	1575
Gammarus pulex L.			3	33
Dikerogammarus villosus	426	9		
Gammaridae non det.	273	3	300	141
Baetis fuscatus (L.)			30	
Baetis rhodani PICT.			3	27
Baetis spec.			12	
Baetidae non det.	3		60	9
Ecdyonurus spec.			3	
Ephemerella ignita PODA			3	
Torleya major (KLAP.)				3
Caenis horaria L.	333	162	6	
Caenis luctuosa BURM.	1302	624	30	105
Caenis macrura				126
Caenis spec.	669	300	1380	1041
Habroleptoides confusa SARTORI & JACOB				6
Ephemera danica MÜLL.				6

Species composition and abundance (ind/m²) at gravel banks in the middle Ruhr River (NH = Neheim) and the lower Ruhr River (MH = Mülheim) in 2000/2001

ARTNAME	MH Sommer	MH Winter	NH Sommer	NH Winter
Ephemeroptera non det.	36			
Orectochilus villosus MÜLLER				9
Platambus maculatus (L.)			24	
Elmis spec.			39	207
Limnius spec.			222	177
Coleoptera non det.	12			
Sialis spec.			6	
Rhyacophila nubila (ZETT.)				15
Agapetus spec.				3
Agraylea multipunctata	3			
Hydroptila spec.			12	
Hydropsyche incognita				69
Hydropsyche siltalai DÖHLER				132
Hydropsyche spec.				15
Polycentropus flavomaculatus PICTET			21	147
Polycentropodidae non det.			6	
Psychomyia pusilla (FABRICIUS)				33
Tinodes waeneri L.		3		
Tinodes spec.		3		
Ecnomus tenellus		9		
Allogamus auricollis				3
Limnephilidae non det.				6
Lepidostoma hirtum FBR.				693
Athripsodes spec.		9	63	435
Mystacides azurea (L.)		27	3	9
Mystacides spec.		9		
Oecetis ochracea CURTIS		9		
Oecetis spec.	6	21		
Leptoceridae non det.			3	
Sericostoma flavicorne/personatum			12	69
Trichoptera non det.	15		36	9
Antocha spec.	6		12	207
Dicranota spec.		1		36
Psychodidae non det.		6		
Simulium ornatum (MG.)				15
Simulium spec.				21
Simuliidae non det.			1	
Tanypodinae non det.	60	18	54	201
Orthocladiinae non det.	1071	456	768	2358
Tanytarsini non det.	384	249	879	2370
Chironomini non det.	3057	1962	6921	2874
Chironomidae non det.	1086	186	441	375
Bezzia spec.		48	42	411
Empididae non det.		3		6
Atherix ibis F.				6
Diptera non det.		6	12	

Results of the AQEM-assessment at gravel banks in the middle Ruhr River (NH = Neheim) and the lower Ruhr River (MH = Mülheim) in 2000/2001

Metrics	MH Sommer	MH Winter	NH Sommer	NH Winter
Abundance [Ind./m²]	11181	5723	14569	16635
number of taxa	41	46	48	54
Saprobic Index (Zelinka & Marvan)	2,47	2,36	2,32	2,03
Saprobic Valence (Zelinka & Marvan; percentage of community)				
xeno [%]	0,05	0,42	0,22	0,33
oligo [%]	1,25	3,03	0,96	3,45
beta-meso [%]	18,70	16,40	2,94	8,20
alpha-meso [%]	15,75	12,40	2,58	4,54
poly [%]	1,76	0,85	0,50	0,58
no data available	62,49	66,91	92,79	82,90
German Saprobic Index (DIN 38 410)	2,37	2,33	2,33	2,05
Measure of dispersion ('Streuungsmaß')	0,08	0,08	0,12	0,09
Measure of abundance ('Abundanzziffer')	51,00	45,00	33,00	59,00
Number of indicator taxa	14,00	13,00	11,00	16,00
Water quality class	II-III	II-III	II-III	II
Dutch Saprobic Index	0,98	0,77	0,17	0,35
BMWP (Biological Monitoring Working Party)	82,00	80,00	116,00	157,00
ASPT (Average Score per Taxon)	4,10	4,44	5,29	6,04
BMWP (Spain)	76,00	74,00	109,00	165,00
DSFI (Danish Stream Fauna Index)	3,00	3,00	5,00	7,00
Diversity Groups	1,00	-4,00	5,00	10,00
BBI (Belgian Biotic Index)	9,00	8,00	9,00	9,00
IBE	10,00	9,00	9,60	12,00
Quality Class	1,00	2,00	1,30	1,00
Systematic Units	28,00	24,00	26,00	33,00
IBE AQEM	10,00	9,00	9,60	12,00
Quality Class	1,00	2,00	1,30	1,00
MAS	2,00	2,00	2,33	2,60
Integrity class	5,00	5,00	3,00	3,00
Operational Units	2,00	2,00	6,00	5,00
MTS	4,00	4,00	14,00	13,00
MAS (large river)	2,00	2,00	2,33	2,60
Integrity class	5,00	5,00	3,00	3,00
Operational Units	2,00	2,00	6,00	5,00
MTS	4,00	4,00	14,00	13,00

Metrics	MH Sommer	MH Winter	NH Sommer	NH Winter
diversity (Simpson-Index)	0,87	0,85	0,75	0,91
diversity (Shannon-Wiener-Index)	2,45	2,54	2,10	2,82
evenness	0,66	0,66	0,54	0,71
Acid class (according to Braukmann)	acid class 2	acid class 1	acid class 1	acid class 1
Share acid class 1 (no acidification)	9,43	32,60	34,31	39,18
Share acid class 2 (periodical slight acidification)	90,57	67,23	8,03	35,42
Share acid class 2 (periodical serious acidification)	0,00	0,00	5,84	0,00
Share acid class 1 (permanent acidification)	0,00	0,17	51,82	25,39
Zonation (percentage of community preferring a certain zone)				
crenal (spring) [%]	0,17	0,14	0,41	0,52
hypocrenal (spring-brook) [%]	0,25	0,59	0,74	1,13
epirhithral (upper-trout region) [%]	2,41	1,64	1,14	1,73
metarhithral (lower-trout region) [%]	3,95	2,90	2,25	5,87
hyporhithral (greyling region) [%]	5,67	4,47	2,48	6,02
epipotamal (barbel region) [%]	9,76	7,37	3,28	4,50
metapotamal (brass region) [%]	7,20	4,83	2,65	3,20
hypopotamal (brackish water) [%]	4,47	2,71	2,54	2,90
Litoral [%]	12,37	11,72	3,84	4,00
Profundal [%]	2,18	0,89	0,92	0,62
no data available [%]	51,57	62,75	79,76	69,50
Current preference (percentage of community preferring a certain current)				
Type LB (limnobiont, occurring only in standing waters) [%]	0,00	0,00	0,00	0,00
Type LP (limnophil, preferably occurring in standing waters; avoids current; rarely found in slowly flowing streams) [%]	4,43	4,14	3,77	4,87
Type LR (limno- to rheophil, preferably occurring in standing waters but regularly occurring in slowly flowing streams) [%]	2,52	8,60	0,99	2,76
Type RL (rheo- to limnophil, usually found in streams; prefers slowly flowing streams and lentic zones; also found in standing waters) [%]	0,03	0,07	10,89	16,16
Type RP (rheophil, occurring in streams; prefers zones with moderate to high current) [%]	0,00	0,00	2,17	4,00
Metrics	**MH Som-**	**MH Winter**	**NH Som-**	**NH Winter**

	mer		mer	
Type RB (rheobiont, occurring in streams; bound to zones with high current) [%]	0,08	2,67	0,74	2,92
Type IN (indifferent, no preference for a certain current velocity) [%]	29,03	25,60	0,70	1,30
no data available [%]	63,91	58,92	80,74	67,99
Microhabitat preference (percentage of community preferring a certain microhabitat)				
Type Pel (Pelal: mud; grain size < 0.063 mm) [%]	16,58	15,57	15,44	8,56
Type Arg (Argyllal: silt, loam, clay; grain size < 0.063 mm) [%]	2,63	2,48	0,05	0,29
Type Psa (Psammal: sand; grain size 0.063-2 mm) [%]	24,10	30,68	36,21	15,56
Type Aka (Akal: fine to medium-sized gravel; grain size 0.2-2 cm) [%]	2,46	2,57	1,24	1,60
Type Lit (Lithal: coarse gravel, stones, boulders; grain size > 2 cm) [%]	12,25	12,50	5,67	16,25
Type Phy (Phytal: algae, mosses and macrophytes including living parts of terrestrial plants) [%]	16,37	13,66	13,00	21,16
Type POM (particulate organic matter, such as woody debris, CPOM, FPOM) [%]	5,82	4,98	6,20	7,10
Type Oth (other habitats) [%]	2,06	1,11	0,65	0,50
no data available [%]	17,74	16,46	21,54	28,98
Feeding types (percentage of community)				
Grazer and scrapers [%]	8,28	12,11	4,67	11,92
Miners [%]	0,97	0,33	0,34	0,23
Xylophagous taxa [%]	0,01	0,00	0,00	1,25
Shredders [%]	4,59	2,25	4,76	7,47
Gatherers/Collectors [%]	67,45	67,06	78,93	55,90
Active filter feeders [%]	3,50	8,25	0,63	0,84
Passive filter feeders [%]	0,00	0,03	0,03	0,98
Predators [%]	6,84	4,59	1,90	6,03
Parasites [%]	1,11	0,43	0,30	0,23
Other Feeding Types [%]	0,92	0,44	0,01	0,01
no data available [%]	6,33	4,51	8,44	15,15
RETI (Rhithron Feeding Type Index)	0,15	0,16	0,11	0,26

Metrics	MH Sommer	MH Winter	NH Sommer	NH Winter
Locomotion type (percentage of community)				
Swiming/skating [%]	0,03	0,09	0,00	0,01
Swimming/diving [%]	7,22	3,09	1,46	2,03
Burrowing/boring [%]	0,82	1,91	4,11	3,24
Sprawling/walking [%]	16,58	20,27	8,02	11,13
(Semi)sessil [%]	4,96	5,51	1,23	1,25
Others (e.g. climbing) [%]	21,50	17,66	6,19	4,66
no data available [%]	48,89	51,48	78,99	77,67
Chironomidae [%]	50,60	50,17	62,21	49,16
Order (percentage of community)				
Porifera [%]	0,00	0,00	0,00	0,00
Coelenterata [%]	0,00	0,00	0,00	0,00
Cestoda [%]	0,00	0,00	0,00	0,00
Trematoda [%]	0,00	0,00	0,00	0,00
Turbellaria [%]	0,54	0,10	0,00	0,00
Nematoda [%]	0,00	0,00	0,00	0,00
Nematomorpha [%]	0,00	0,00	0,00	0,00
Gastropoda [%]	1,64	10,12	0,84	2,33
Bivalvia [%]	1,53	7,29	0,02	0,36
Polychaeta [%]	0,00	0,00	0,00	0,00
Oligochaeta [%]	1,64	2,67	10,87	12,53
Hirudinea [%]	4,02	2,41	0,68	0,61
Crustacea [%]	18,70	5,57	11,37	10,62
Araneae [%]	0,00	0,00	0,00	0,00
Ephemeroptera [%]	20,96	18,98	10,48	7,95
Odonata [%]	0,00	0,00	0,00	0,00
Plecoptera [%]	0,00	0,00	0,00	0,00
Heteroptera [%]	0,00	0,00	0,00	0,00
Planipennia [%]	0,00	0,00	0,00	0,00
Megaloptera [%]	0,00	0,00	0,04	0,00
Trichoptera [%]	0,21	1,57	1,07	9,85
Lepidoptera [%]	0,00	0,00	0,00	0,00
Coleoptera [%]	0,11	0,00	1,96	2,36
Diptera [%]	50,66	51,28	62,67	53,38
Bryozoa [%]	0,00	0,00	0,00	0,00
Hydracarina [%]	0,00	0,00	0,00	0,00
EPT-Taxa [%]	21,17	20,55	11,55	17,80
Order (number of taxa)				
Porifera	0,00	0,00	0,00	0,00
Coelenterata	0,00	0,00	0,00	0,00
Cestoda	0,00	0,00	0,00	0,00
Trematoda	0,00	0,00	0,00	0,00
Turbellaria	2,00	1,00	0,00	0,00
Nematoda	0,00	0,00	0,00	0,00

Nematomorpha	0,00	0,00	0,00	0,00
Metrics	**MH Sommer**	**MH Winter**	**NH Sommer**	**NH Winter**
Gastropoda	8,00	9,00	3,00	3,00
Bivalvia	2,00	3,00	1,00	2,00
Polychaeta	0,00	0,00	0,00	0,00
Oligochaeta	3,00	3,00	5,00	5,00
Hirudinea	7,00	5,00	4,00	3,00
Crustacea	4,00	4,00	5,00	4,00
Araneae	0,00	0,00	0,00	0,00
Ephemeroptera	5,00	3,00	9,00	8,00
Odonata	0,00	0,00	0,00	0,00
Plecoptera	0,00	0,00	0,00	0,00
Heteroptera	0,00	0,00	0,00	0,00
Planipennia	0,00	0,00	0,00	0,00
Megaloptera	0,00	0,00	1,00	0,00
Trichoptera	3,00	8,00	8,00	14,00
Lepidoptera	0,00	0,00	0,00	0,00
Coleoptera	1,00	0,00	3,00	3,00
Diptera	6,00	10,00	9,00	12,00
Bryozoa	0,00	0,00	0,00	0,00
Hydracarina	0,00	0,00	0,00	0,00
EPT-Taxa	8,00	11,00	17,00	22,00

Anhang A6

Fallstudie Zwickauer Mulde

Erheblich veränderte Gewässer in Europa
Fallstudie “Zwickauer Mulde”[1]

Dr. Andreas Müller

Dr. Thomas Zumbroich

Dr. Petra Podraza

Martin Halle

Dirk Glacer

[1] Das Sächsische Ministerium für Umwelt und Landwirtschaft erteilte freundlicherweise die Erlaubnis zur Verwendung von Daten im Rahmen dieser Fallstudie. Die Daten wurden vom Sächsischen Landesamt für Umwelt und Geologie sowie von der Sächsischen Landesanstalt für Landwirtschaft zur Verfügung gestellt.

Dr. Thomas Zumbroich, Dr. Andreas Müller
Büro für Umweltanalytik Bonn/ Essen
Breite Str. 21
53111 Bonn
Tel.: +49-(0)228-9738390; Fax: +49-(0)228-9738391
E-mail: info@bfua.de

Dr. Petra Podraza
Institut für Ökologie, Fachgebiet Hydrobiologie
Universität Duisburg – Essen, Standort Essen
D-45117 Essen
Tel: +49-(0)201-183-3868, Fax: +49-(0)201-183-4583
E-Mail: petra.podraza@uni-essen.de

Martin Halle
umweltbüro essen,
Rellinghauser Str. 334 f
45136 Essen
Tel.: +49-(0)201-8606112; Fax: +49-(0)201-8606129
E-mail: martin.halle@umweltbuero-essen.de

Dirk Glacer
Ingenieurbüro Glacer
Horster Str. 25e
45279 Essen
Tel.: +49-(0)201-276062; Fax: +49-(0)201-5367105
E-mail: dirk.glacer@gmx.de

Inhalt

	Seite
Teil I	**1**
1 Vorwort	**2**
2 Ergebnistabelle	**3**
3 Einleitung	**5**
3.1 Auswahl der Fallstudie	5
3.2 Allgemeine Anmerkungen	5
4 Beschreibung des Untersuchungsgebietes	**6**
4.1 Geologie, Topographie und Hydrologie	6
4.2 Sozio-Ökonomische Geographie und menschliche Aktivitäten	8
4.3 Abgrenzung von Wasserkörpern	10
TEIL II	**15**
5 Physikalische Veränderungen	**16**
5.1 Belastungen und Nutzungen	16
5.2 Physikalische Veränderungen	25
5.3 Veränderungen der hydromorphologischen Merkmale der Wasserkörper und Beurteilung der daraus resultierenden Belastungen	28
6 Ökologischer Zustand	**29**
6.1 Biologische Qualitätselemente	29
6.1.1 Makroinvertebraten	29
6.1.2 Fischfauna	32
6.2 Physikalisch-chemische Elemente	35
6.3 Beschreibung des aktuellen ökologischen Zustands	37
6.4 Diskussion und Schlussfolgerungen	40
7 Ermittlung und Ausweisung von Wasserkörpern als „erheblich verändert“	**41**
7.1 Vorläufige Ermittlung	41
7.2 Notwendige hydromorphologische Veränderungen zur Erreichung eines guten ökologischen Zustands	41
7.3 Erwägung anderer Umweltoptionen	44
7.4 Ausweisung erheblich veränderter Wasserkörper	45
8 Definition des maximalen ökologischen Potenzials	**46**
9 Definition des guten ökologischen Potenzials	**47**
10 Bibliographie	**48**

Abbildungen:

	Seite
Abb. 1: Gewässernetz und bedeutende Siedlungen im Untersuchungsgebiet	6
Abb. 2: Gewässerlandschaften im Untersuchungsgebiet	7
Abb. 3: Relief des Untersuchungsgebietes	8
Abb. 4: Bevölkerungsdichte in den Kreisen des Einzugsgebiets der Zwickauer Mulde	10
Abb. 5: Wasserkörper im Untersuchungsgebiet	12
Abb. 6: Landnutzungsverteilung im Untersuchungsgebiet	19
Abb. 7: Gewässerstrukturgüte und künstliche Barrieren von km 63 bis km 97.	26
Abb. 8: Gewässerstrukturgüte und künstliche Barrieren von km 97 bis km 122	27
Abb. 9: Fließgewässerzonierung der Zwickauer Mulde	32
Abb. 10: Ökologischer Zustand – Beurteilung der Fischfauna	38
Abb. 11: Ökologischer Zustand – Beurteilung der Makroinvertebratenfauna	39
Abb. 12: Ökologischer Zustand – Gesamtbewertung	40

Tabellen:

Tab. 2.1: Ergebnistabelle	3
Tab. 2: Bevölkerung in den Kreisen des Untersuchungsgebietes	9
Tab. 3: Verteilung der Landnutzung	9
Tab. 4: Abgrenzung von Wasserkörpern	11
Tab. 5: Wasserkörper im Untersuchungsgebiet	11
Tab. 6: Beschreibung der Wasserkörper im Untersuchungsgebiet	13
Tab. 7: Belastungen und Nutzungen im Untersuchungsgebiet	16
Tab. 8: Hochwasserschutzdämme im Untersuchungsgebiet	17
Tab. 9: Identifikation signifikant beeinträchtigter Wasserkörper - Zwickauer Mulde	23
Tab. 10: Verteilung der Gewässergüteklassen auf die Flussabschnitte	29
Tab. 11: Verbesserung der Wasserqualität an der Zwickauer Mulde	30
Tab. 12: Metrices (Sommer 2000)	30
Tab. 13: Metrices (Herbst 2000)	31
Tab. 14: Vorklassifizierung (Sommer 2000)	31
Tab. 15: Vorklassifizierung (Herbst 2000)	31
Tab. 16: Klassifizierung (Sommer 2000)	31
Tab. 17: Klassifizierung (Herbst 2000)	32
Tab. 18: Vergleich der historischen und der aktuellen Fischlebens-gemeinschaften	33
Tab. 19: Wasserbeschaffenheit an den Pegeln Niederschlema und Sermuth (1995)	36
Tab. 20: Physikalisch-chemische Wasserbeschaffenheit am Wasserwerk Wiesenburg (1997)	37
Tab. 21: Beschreibung des ökologischen Zustands anhand faunistischer Daten	38
Tab. 22: Vorläufige Identifizierung erheblich veränderter Wasserkörper	41
Tab. 23: Übersicht der erforderlichen Maßnahmen	44

Teil I

1 Vorwort

Im Rahmen des EU-Projektes „Ermittlung und Ausweisung von erheblich veränderten Wasserkörpern gemäß der Wasserrahmenrichtlinie“ wurden 34 Fallstudien in zwölf Mitgliedstaaten und Norwegen durchgeführt. Das Ziel ist die Entwicklung von Kriterien zur Abgrenzung von erheblich veränderten Wasserkörpern gegenüber natürlichen Oberflächengewässern.

Gemäß der EU-Wasserrahmenrichtlinie unterscheiden sich die Qualitätsanforderungen für erheblich veränderte Wasserkörper von denen, die für „natürliche“ Oberflächengewässer gelten. Die normativen Bestimmungen der Richtline zu erheblich veränderten Wasserkörpern bieten weiten Interpretationsspielraum. Das Projekt soll dazu beitragen, diesbezüglich einheitliche Qualitätsstandards für Europa festlegen zu können.

2 Ergebnistabelle

Tab. 2.1: Ergebnistabelle

	Thema	Einheit	Information
1.	Land	Text	Deutschland
2.	Name der Fallstudie (Name des Gewässers)	Text	Zwickauer Mulde (Elbe Einzugsgebiet)
3.	Mitglied(er) des für die Fallstudien verantwortlichen Lenkungsausschusses	Text	Dr. Ulrich Irmer, Dr. Bettina Rechenberg, Umweltbundesamt (UBA)
4.	Träger der Fallstudie	Text	Bundesministerium für Bildung und Forschung
5.	Ausführendes Institut der Fallstudie	Text	Universität Duisburg-Essen, Universität Bonn, umweltbüro essen, Büro für Umweltanalytik Bonn/Essen, Büro Glacer Essen
6.	Beginn der Fallstudie	Date	01.09.2001
7.	Darstellung der Belastungen und Beeinträchtigungen erwartet bis	Date	
8.	Voraussichtlich fertig gestellt bis	Date	31.03.2002
9.	Gewässerkategorie (Fluss, See, Übergangsgewässer, Küstengewässer	Text	Fluss
10.	Einzugsgebiet	km2	964 km² (Untersuchungsgebiet), 2107 km² (Zwickauer Mulde)
11.	Länge	Km	65 km (Untersuchungsgebiet), 167 km (Zwickauer Mulde)
12.	Mittlerer Abfluss (Pegel Manford, 1988 – 2002) (Hydrolog. Jahrbuch)	m3/s	28,9 (Pegel Wechselburg 1)
13.	Einwohner im Einzugsgebiet	Number	794.500
14.	Bevölkerungsdichte	E/km²	381 E/km² Durchschnitt (min: 153 E/km², max. 1005 E/km²)
15.	Änderungen: Physikalische Belastungen/landwirtschaftliche Einflüsse	Text	Wasserkraftnutzung, Wasserversorgung, Hochwasserschutz, Landwirtschaft, historischer Erzbergbau
16.	Auswirkungen der nutzungsbedingten Belastungen?	Text	Unterbrechung der Durchgängigkeit für aquatische Organismen durch Dämme und Wehre
17.	Probleme?	Text	Schwermetallbelastung, Abflussregulierung
18.	Umweltbelastungen?	Text	Urbanisierung, Land- und Forstwirtschaft
19.	Welche Maßnahmen/Veränderungen sind geplant?	Text	– Renaturierungsmaßnahmen – Verbesserte Schmutzwasserbehandlung

			– Bau von Fischwanderhilfen – Bereitstellung von Gewässerrandstreifen
20.	Zusätzliche Informationen	Text	
21.	Welche Informationen/Daten sind verfügbar?	Text	– Landnutzungskarten – Daten über Gewässerchemie und Abflussverhalten – Gewässergüteuntersuchungen – Gewässerstrukturgüteuntersuchungen
22.	Welche Art von Untergruppen wäre hilfreich?	Text	
23.	Zusätzliche Kommentare	Text	

3 Einleitung

3.1 Auswahl der Fallstudie

Aus folgenden Gründen wurde das Untersuchungsgebiet für diese Fallstudie gewählt:

- Das Einzugsgebiet der Zwickauer Mulde umfasst verschiedene Gewässertypen und unterschiedliche Fließgewässerlandschaften (unterschiedliche Referenzbedingungen).
- Die Zwickauer Mulde ist ein Gewässer, das seit Jahrhunderten durch menschliche Nutzungen geprägt ist. Die Vielfalt der Eingriffe und ihre Auswirkungen erhöhen die Wahrscheinlichkeit, dass hier Wasserkörper als “erheblich verändert” ausgewiesen werden können.
- Aufgrund verschiedener bestehender Forschungsvorhaben zur Wasserqualität, dem morphologischen Zustand und der chemischen Belastung sind ausreichend Daten verfügbar.

3.2 Allgemeine Anmerkungen

Die Zwickauer Mulde und die Freiberger Mulde bilden durch ihren Zusammenfluss die Vereinigte Mulde, einen bedeutenden Zufluss der Elbe. Die relevanten Nutzungen im Einzugsgebiet sind:

- **Trinkwassergewinnung**
  Es existieren verschiedene Wasserspeicher. Zuletzt wurde die Talsperre Eibenstock an der oberen Grenze des Untersuchungsgebietes im Jahr 1983 in Betrieb genommen.
- **Urbanisierung**
  Die Zwickauer Mulde fließt im Untersuchungsgebiet in einem breiten Tal, welches zu großen Teilen landwirtschaftlich genutzt wird. Die Stadt Zwickau ist ein wichtiges urbanes Zentrum an der Zwickauer Mulde.
- **Wasserkraftnutzung**
  Im Untersuchungsgebiet werden mehrere Wasserkraftanlagen betrieben. Die dazugehörigen Wehre unterbrechen das Flusskontinuum.

4 Beschreibung des Untersuchungsgebietes

4.1 Geologie, Topographie und Hydrologie

Die Zwickauer Mulde entspringt im Westerzgebirge in einer Höhe von 762 m über NN nordöstlich von Klingenthal. Nach 166 km Fließstrecke vereinigt sie sich bei 132 m ü. NN mit der Freiberger Mulde zur Vereinigten Mulde.

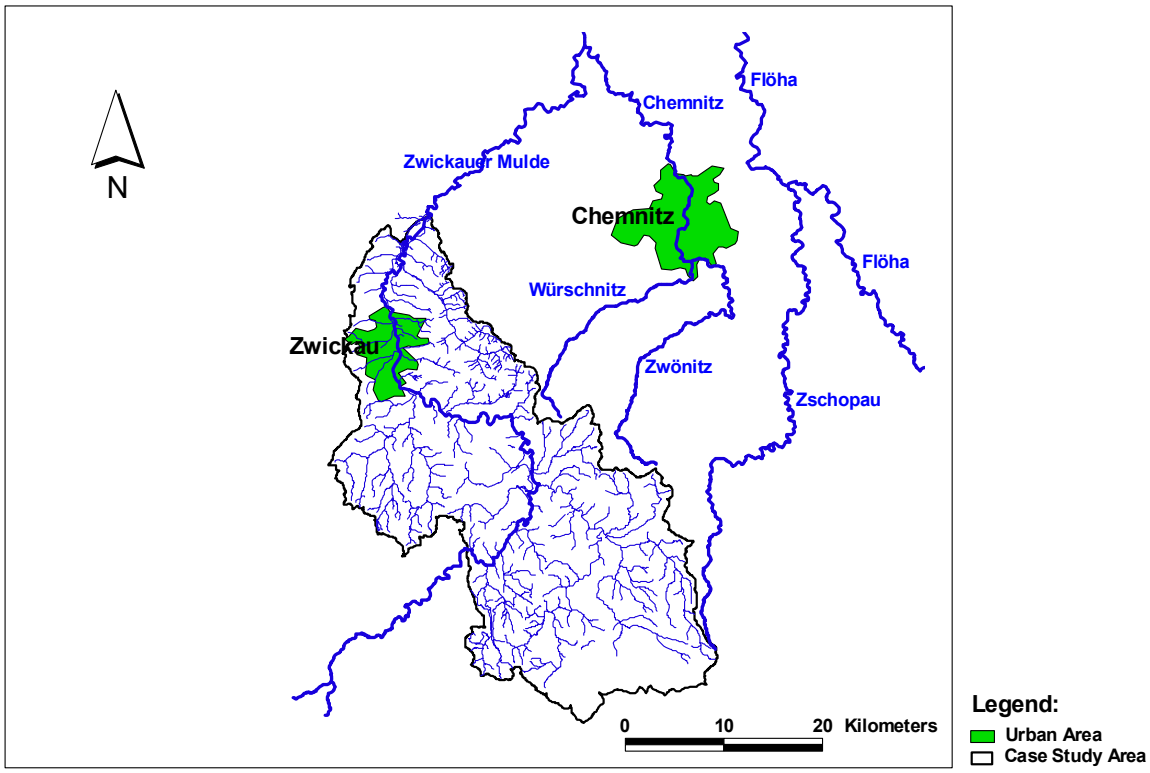


Abb. 1: Gewässernetz und bedeutende Siedlungen im Untersuchungsgebiet

Als typischer Mittelgebirgsfluss führt die Zwickauer Mulde in der Regel im Frühling und im Herbst Hochwasser. Sommerhochwässer entstehen gelegentlich bei entsprechenden Niederschlägen.

Der mittlere Abfluss liegt bei 12,5 m³/s am Pegel Niederschlema und bei 25.9 m³/s an der Mündung (Pegel Wechselburg). Spitzenabflüsse treten im März und April auf, Minima werden im Sommer gemessen. Die Schwarzwasser, der bedeutendste Zulauf der Zwickauer Mulde mit einem mittleren Abfluss von 6,3 m³/s, mündet in der Nähe von Aue.

Die Wasserführung der Zwickauer Mulde wird durch die Talsperre Eibenstock (Volumen: 74,7 Mio. m³, Höhe der Staumauer: 54 m, Fläche: 3.7 km²) geregelt. Dieser Speicher zur Wasserversorgung wurde errichtet, da weiter unterhalb die Wasserqualität eine Trinkwassergewinnung nicht zuließ.

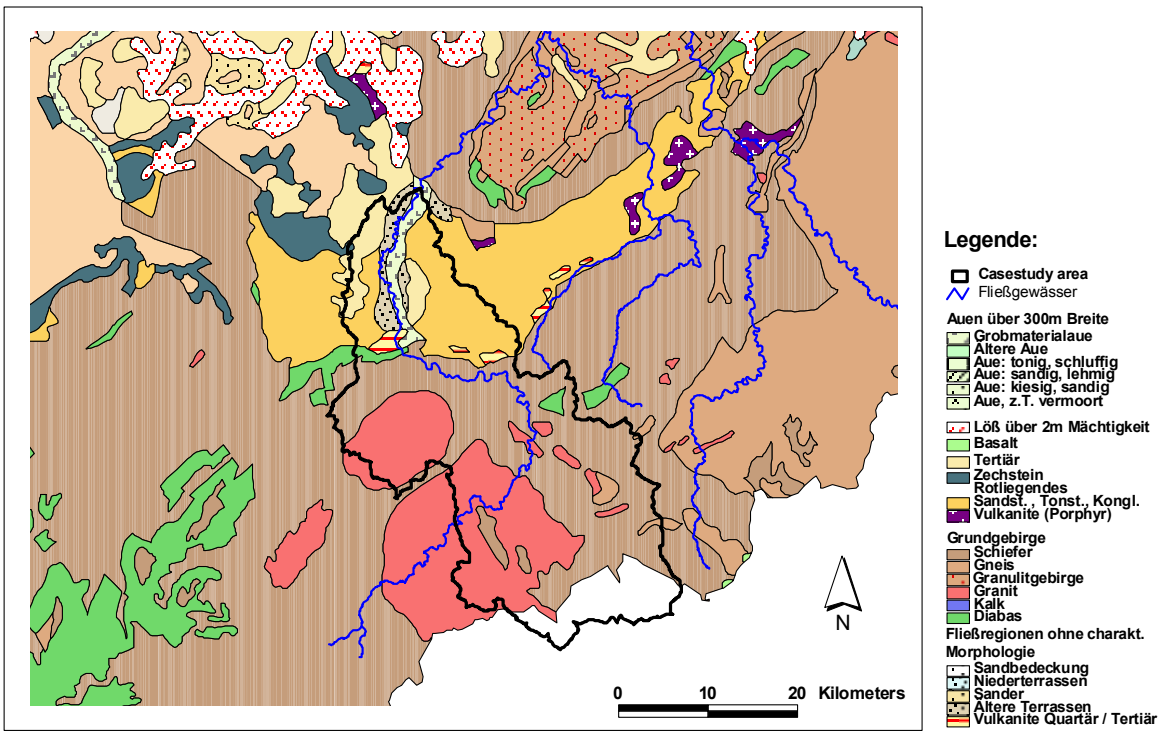


Abb. 2: Gewässerlandschaften im Untersuchungsgebiet

In ihrem Oberlauf verläuft die Zwickauer Mulde in einem Muldental. Dem Verlauf nach Norden folgend erweitert sich das Tal zunächst, verengt sich jedoch mit Erreichen des Grundgebirges zu einem Kerbtal. Während in den weiten Talauen eine dynamische morphologische Entwicklung sichtbar wird, ist diese in den Kerbtälern aufgrund der stabilen Gesteinsschichten des Grundgebirges nicht so augenfällig.

Im Erzgebirgsbecken, der Übergangszone zum zentralen Tiefland, ist das Tal asymmetrisch geformt. Es weist breite Auen und deutliche alluviale Terrassen auf. In Abhängigkeit vom Talgefälle ist die Laufform mäandrierend bis schwach gekrümmt.

Vergleichbare Laufformen ergeben sich auch im kollinen Mulde-Lösshügelland, in dessen nördlichem Teil die Zwickauer Mulde mit der Freiberger Mulde die Vereinigte Mulde bildet. Die Täler sind hier stark eingeschnitten, lokal bis zu 120 m tief (Richter 1995, Gewässerstrukturbericht Sachsen, 2001).

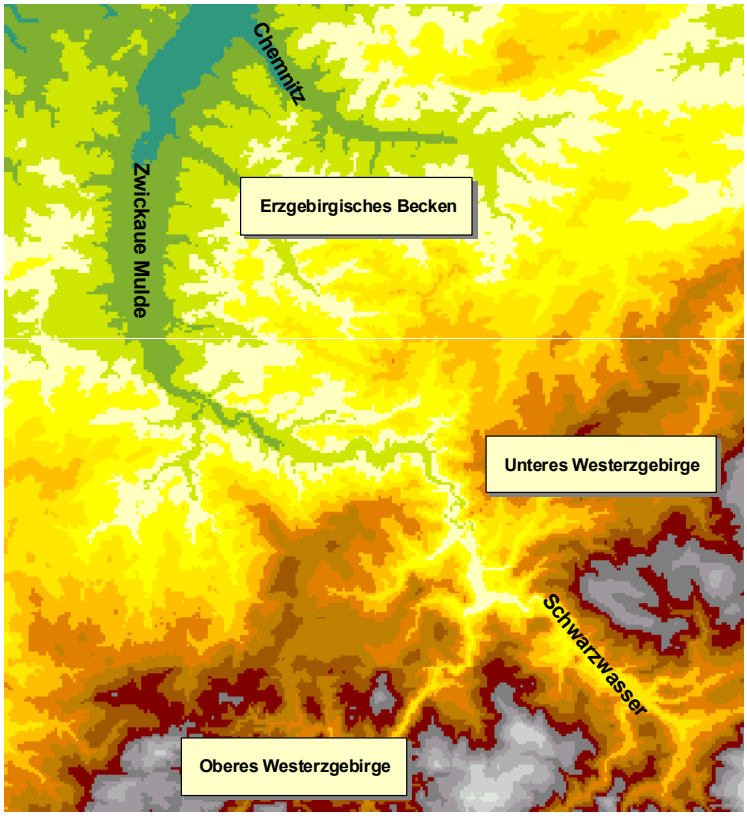


Abb. 3: Relief des Untersuchungsgebietes

Die Zwickauer Mulde verläuft in ihrem Oberlauf von Südwesten nach Nordosten. Sie schneidet im Gebiet von Wilkau-Haslau im Westerzgebirge Granite und metamorphe Felsen aus Glimmern, Schiefern und Phylliten an. Nach Verlassen des Berglandes erreicht der Fluss das Erzgebirgsbecken, was mit erodiertem Material aus dem Erzgebirge gefüllt ist. Während der letzten Eiszeit war das Gebiet von Gletschern bedeckt, welche Geschiebemergel hinterließen. An einigen Stellen sind die eiszeitlichen Sedimente mit Lösspaketen von bis zu 10 m Mächtigkeit bedeckt.

4.2 Sozio-Ökonomische Geographie und menschliche Aktivitäten

Die Zwickauer Mulde durchquert (in Fließrichtung) die Kreise Aue-Schwarzenberg, Zwickauer Land, Zwickau Stadt, Chemnitzer Land und Mittelweida. Sie vereinigt sich mit der Freiberger Mulde im Kreis Muldental. In diesem Gebiet leben 794.571 Einwohner, die mittlere Bevölkerungsdichte beträgt 252 Ew./km². Sie liegt damit geringfügig über dem bundesdeutschen Durchschnitt (230 Ew./km², Stand 31.12.2000). Zu berücksichtigen ist, dass die Kreisgrenze nicht exakt mit der Einzugsgebietsgrenze der Zwickauer Mulde zusammenfällt.

Tab. 2: Bevölkerung in den Kreisen des Untersuchungsgebietes

Kreis	*Bevölkerung*	*Einwohner/km²*
Aue-Schwarzenberg	140483	266
Zwickauer Land	135126	264
Zwickau Stadt	103008	1005
Chemnitzer Land	141271	421
Mittelweida	138138	179
Muldental	136545	153

Tab. 3: Verteilung der Landnutzung

Landnutzung	***Anteil***
Landwirtschaft	62 %
Forstwirtschaft	23 %
Siedlungsfläche	12 %
Oberflächengewässer	3 %

Die wichtigsten Siedlungsgebiete entlang der Zwickauer Mulde sind Zwickau mit etwa 100.000, Glauchau mit 27.000 und Aue mit 19.500 Einwohnern. Zwickau und Aue liegen innerhalb des Untersuchungsgebietes, Glauchau unmittelbar an seiner nördlichen Grenze.

Bedeutende industrielle Ballungsräume finden sich entlang der Zwickauer Mulde und der Schwarzwasser. Sie tragen wesentlich zur Einleitung von Schmutzwasser in die Zwickauer Mulde bei, wichtige Kontaminanten sind synthetische Komplexbildner (NTA, EDTA, DTPA), aliphatische Amine und verschiedene pharmazeutische Chemikalien.

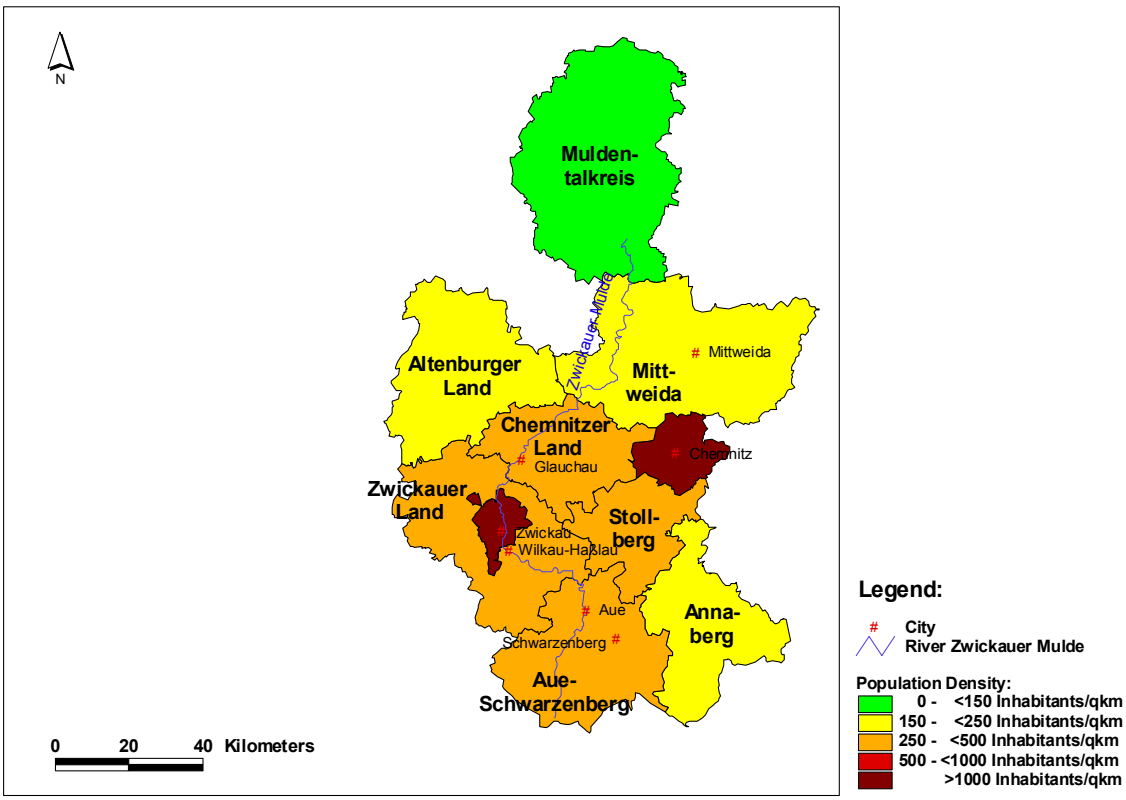


Abb. 4: Bevölkerungsdichte in den Kreisen des Einzugsgebietes der Zwickauer Mulde

Der Ammoniumgehalt liegt lokal über dem Empfehlungswert für Gewässer zur Trinkwassergewinnung.

Der ehemalige Uranbergbau in der Region Aue–Schlema verursacht erhöhte Gehalte von Arsen und Radionukliden. Diese Belastungen sind von besonderer Bedeutung für das Wasserwerk Wiesenburg, wo Uferfiltrat zur Trinkwassergewinnung genutzt wird.

Einige Kilometer nördlich von Aue berührt das Gewässer zwei Naturschutzgebiete (“Hartensteiner Wald” und “Muldenauwald bei Stein”).

Landschaftsschutzgebiete finden sich an der Talsperre Eibenstock sowie nahe den Städten Wildenfels, Wilkau-Hasslau und Glauchau.

4.3 Abgrenzung von Wasserkörpern

Gemäß Anhang XI, Karte A “Ökoregionen”, der EU-WRRL zählt die Zwickauer Mulde zu den Ökoregionen 9 (Ober- und Mittellauf) und 14 (Unterlauf). Das Untersuchungsgebiet dieser Fallstudie fällt in die Ökoregion 9.

Gemäß Anhang II, 1.2. (System A) der EU-WRRL ist die Zwickauer Mulde ein mittelgroßer Fluss (Einzugsgebietsgröße 100-1000 km²) der mittleren Höhenstufe (200-800 m) mit dominierender silikatischer Geologie.

Tab. 4: Abgrenzung von Wasserkörpern

Kriterien	*Beschreibung*
Ökoregion (Anhang XI)	Zentrales Hochland (Ober- und Mittellauf) und zentrales Tiefland (Unterlauf)
Höhenstufe	Mittlere Höhenstufe bis Tiefland
Größe	Mittelgroß
Geologie	Überwiegend silikatisch

Gefälle, Geomorphologie und Abflussdynamik bilden die Grundlage für eine weitere Untergliederung der Wasserkörper. Zusätzlich sind Land- und Gewässernutzung zu berücksichtigen, sofern sie für die Einheitlichkeit des Wasserkörpers im Sinne von Artikel 2, 10. EU-WRRL von Bedeutung sind.

Mit Hilfe dieser Kriterien können im Untersuchungsgebiet sieben Wasserkörper abgegrenzt werden.

Tab. 5: Wasserkörper im Untersuchungsgebiet

Wasserkörper		*km*
1.	Fluss in breiter Aue	57 – 72
2.	Stadtgebiet von Zwickau	72 – 81
3.	Übergangszone des zentralen Tieflandes (Erzgebirgisches Becken)	81 – 94
4.	Übergangszone des zentralen Hochlandes (Unteres Westerzgebirge)	94 – 101
5.	Stadtgebiete von Aue und Schlema	101 – 109
6.	Fluss des zentralen Hochlandes (Unteres Westerzgebirge)	109 – 118
7.	Staugeregelter Fluss unterhalb eines Dammes	118 – 122

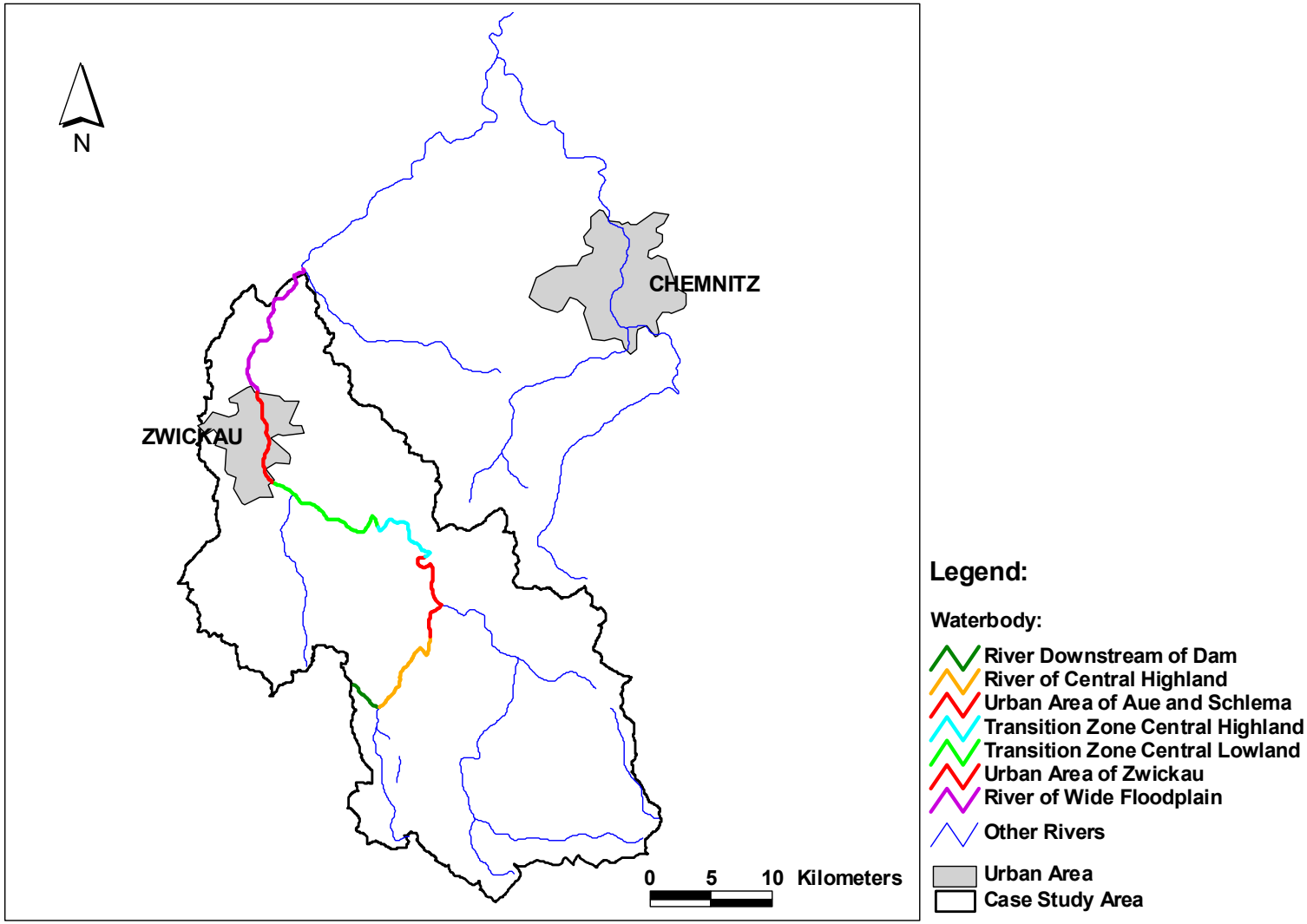


Abb. 5: Wasserkörper im Untersuchungsgebiet

Tab. 6: Beschreibung der Wasserkörper im Untersuchungsgebiet

Bezeichnung des Wasserkörpers	*Fluss-kilometer*	*Beschreibung*	*Bedeutende physikalische Veränderungen*
Fluss in breiter Aue	57 – 72 (15 km)	Der Wasserkörper unterhalb von Zwickau wird durch intensive Hochwasserschutzmaßnahmen charakterisiert. Rechtsseitig sind 9 km und linksseitig sind 7,6 km Fließstrecke eingedeicht. Diese Deiche folgen zwar den historischen Flussschlingen, verhindern jedoch jede laterale Dynamik. Das Umfeld wird überwiegend landwirtschaftlich genutzt. Obwohl keine Wasserkraftnutzung stattfindet, wird der Wasserkörper von mehreren Wehren unterbrochen.	• Hochwasser-schutz • Landwirtschaft
Stadtgebiet von Zwickau	72 – 81 (9 km)	Die Ufer der Zwickauer Mulde sind beidseitig massiv verbaut. Am Nordrand der Stadt ist der Fluss auf 1,6 km eingestaut (Wehr “Crossen” bei km 72, Fallhöhe 3 m, kein Fischpass). Der Wasserlauf wurde technisch begradigt. Er ist für Wanderorganismen nicht durchgängig.	• Hochwasser-schutz • Siedlung
Übergangszone des zentralen Tieflandes	81 – 94 (13 km)	Aufgrund des geringen Gefälles findet Wasserkraftnutzung nur eingeschränkt statt. Am Wasserwerk Wiesenburg (km 88) wird aus Uferfiltrat Trinkwasser gewonnen. Die Entnahme verringert die Abflussdynamik, die auch nicht durch den Rödelbach, der der Zwickauer Mulde unterhalb von Wiesenburg zufließt, signifikant verbessert werden kann. Ackerbau, Weideland und Forst dominieren die Flächennutzung. Etwa 3,5 km (27 %) der 13 km werden durch insgesamt vier Wehre eingestaut. Für den Hochwasserschutz wurde der Fluss auf einer Länge von 6,6 km (links) und 4,25 km (rechts) eingedeicht. Der Wasserkörper ist für Wanderorganismen nicht durchgängig.	• Wasserkraft • Forstwirtschaft • Landwirtschaft • Wasserver-sorgung
Übergangszone des zentralen Hochlandes	94 – 101 (7 km)	Die Linienführung des Wasserkörpers entspricht den Schwingungen seines engen Mäandertales. 2,24 km (32 %) des Flussabschnittes sind durch drei Wehre eingestaut, eines dieser Wehre dient der Wasserkraftnutzung. Forste dominieren die Landnutzung. Der Wasserkörper ist für Wanderorganismen nicht durchgängig.	• Wasserkraft • Forstwirtschaft

Tab. 6 (Forts.)

Stadtgebiete von Aue und Schlema	101 – 109 (8 km)	Der Wasserkörper liegt innerhalb der Städte Aue und Schlema. Die Ufer sind verbaut. Siedlungsflächen dominieren die Landnutzung. In Aue fließt die Schwarzwasser der Zwickauer Mulde (km 106) zu. Dieser Zulauf verstärkt die Abflussdynamik deutlich. Von insgesamt 9 Wehren in diesem 8 km langen Abschnitt werden drei zur Stromerzeugung genutzt. 3,28 km (41 %) Fließstrecke sind aufgestaut. Der Wasserkörper ist für Wanderorganismen nicht durchgängig.	• Siedlung • Hochwasser-schutz • Wasserkraft-werke
Fluss des zentralen Hochlandes	109 – 118 (9 km)	Dieser Abschnitt ist überwiegend forstwirtschaftlich geprägt. Von den sieben Querbauwerken dieses Wasserkörpers sind drei im Verfall begriffen. Der geringe Abfluss, verursacht durch den Speicher Eibenstock, lässt keine Wasserkraftnutzung zu. Etwa 5,1 % des Wasserkörpers sind eingestaut (460 m). Das Gewässer ist nur an den verfallenden Querbauwerken durchgängig. Der Zufluss der Großen Bockau verstärkt die Abflussdynamik.	• Forstwirtschaft
Staugeregelter Fluss unterhalb des Dammes Eibenstock	118 – 122 (4 km)	Der Abfluss im Wasserkörper unterhalb des Speichers Eibenstock ist reguliert. In Trockenzeiten kann der Abfluss sehr gering sein. 1995 wurde ein NQ von 13 l/s gemessen. Die fünf Wehre in diesem Abschnitt sind als eingeschränkt passierbar einzustufen. 300 m dieses 4 km langen Wasserkörpers sind als eingestaut zu betrachten (7,5 %). Die Talsperre Eibenstock ist von großer Bedeutung für die regionale Wasserversorgung. Sie wird außerdem zur Stromerzeugung genutzt. Die Landnutzung ist forstwirtschaftlich dominiert.	• Abfluss-regulierung • Hochwasser-schutz • Wasserkraft-werke • Wasserver-sorgung • Forstwirtschaft

TEIL II

5 Physikalische Veränderungen

5.1 Belastungen und Nutzungen

Die Zwickauer Mulde unterlag in Folge menschlicher Siedlungsaktivitäten über einen langen Zeitraum deutlichen Veränderungen. Durch wasserbauliche Maßnahmen wurde die Hydrologie erheblich verändert.

Vor 1990 war die Zwickauer Mulde als Folge des Erzbergbaus im Erzgebirge massiv mit Schwermetallen (Blei, Cadmium, Uran, Cobalt) und anderen Schadstoffen belastet. Nach 1990 wurde der Erzbergbau aufgegeben. Gruben und Minen emittierten teilweise extrem saure Abwässer, Abraumhalden verursachten Schwermetallbelastungen im Wasser und Sedimenten. Diese Belastung wurde verstärkt durch das Abwasser aus zahlreichen metallverarbeitenden Betrieben sowie der Textil- und Papierindustrie.

Mit den ökonomischen Veränderungen in den neuen Bundesländern ging in den letzten Jahren eine Minderung dieser Schadstoffbelastungen einher.

Die Errichtung von Dämmen, Wehren und Wasserkraftanlagen stellt einen weiteren bedeutenden Eingriff dar. Nur wenige dieser Hindernisse sind für Wanderfische oder Makroinvertebraten passierbar. Nebeneffekte sind Veränderungen der Fließgeschwindigkeit, des Sedimenttransports, der Fauna und Flora, der Wassertemperatur, des Gewässerchemismus, der Selbstreinigungsfähigkeit und der Gewässermorphologie.

Tab. 7: Belastungen und Nutzungen im Untersuchungsgebiet

Belastungen	*Untersuchungsgebiet "Zwickauer Mulde"*
Schifffahrt	• Die Zwickauer Mulde ist nicht schiffbar.
Hochwasserschutz	• 38 Deiche mit einer Gesamtlänge von ca. 38 km. (links: 20 Deiche mit 22.55 km Länge; rechts: 18 Deiche mit 15.37 km Länge) • Verlust von ca. 970 ha Flussauen als Retentionsflächen (links:695 ha, rechts:275 ha) • Talsperre Eibenstock, Primärfunktion: Wasserversorgung, Sekundärnutzungen: Wasserkraft, Hochwasserschutz, Abflussregulierung.
Wasserkraftanlagen	• 71 Wasserkraftanlagen entlang der Zwickauer Mulde, 40 Wehre mit Höhen zwischen 1 und 5 m im Untersuchungsgebiet (Ausnahme: Damm der Talsperre Eibenstock mit 15 m Höhe an der oberen Grenze des Untersuchungsgebietes). 23 Wehre sind nicht passierbar, 10 Wehre sind eingeschränkt passierbar, 7 Wehre sind passierbar.

Tab. 7 (Forts.)

Landwirtschaft / Forstwirtschaft	• Schwerpunkte bilden Mais- und Grünfutterproduktion sowie Rinderzucht. • Lokal erhöhte Nitrat- und Ammoniumkozentrationen • Die Größe der drainierten Flächen ist nicht dokumentiert.
Wasserversorgung	• Talsperre Eibenstock, Volumen: ca. 75 Mio. m³ unmittelbar oberhalb des Untersuchungsgebietes • Wasserwerk Wiesenburg
Siedlungsfläche	• Ca. 12 % des Untersuchungsgebietes

Schifffahrt

Die Zwickauer Mulde ist nicht schiffbar.

Hochwasserschutz

Die Fließstrecke der Zwickauer Mulde im Untersuchungsgebiet beträgt rund 68 km. Auf dieser Strecke befinden sich 38 Deiche (Länge: 38 km) mit 20 Bauwerken auf der linken (22,55 km) und 18 Bauwerken auf der rechten Gewässerseite (15.37 km). Dadurch sind 970 Hektar Aue nicht länger für den Fluss erreichbar.

Die Talsperre Eibenstock am südlichen Rand des Untersuchungsgebietes reguliert den Abfluss mit dem Ziel des Hochwasserschutzes und zur Gewährleistung eines Mindestabflusses.

In Glauchau am nördlichen Rand des Untersuchungsgebietes wurde ein 3 Kilometer langer Umflutkanal errichtet.

Tab. 8: Hochwasserschutzdämme im Untersuchungsgebiet

Bezeichnung des Wasserkörpers	*Km*	*Linkes Ufer*	*Rechtes Ufer*
Fluss in breiter Aue	57 – 72 (15 km)	km 57,06 – 57,60: 480 m km 60,22 – 62,44: 2180 m km 62,86 – 66,50: 4940 m 7600 m	km 59,70 – 60,18: 480 m km 60,30 – 60,41: 110 m km 61,94 – 62,08: 3140 m km 62,38 – 63,21: 830 m km 63,78 – 66,38: 2600 m km 70,20 – 72,04: 1840 m 9000 m

Tab. 8 (Forts.)

Stadtgebiet Zwickau	72 – 81 (9 km)	km 72,20 – 77,50: 5300 m km 77.75 – 78,30: 550 m km 78,45 – 81,00: 2550 m 8400 m	km 72,20 – 73,04: 1200 m km 73,35 – 74,54: 1190 m km 75,04 – 75,55: 510 m km 76,20 – 79,75: 3550 m 6450 m
Übergangs-zone des zentralen Tieflandes	81 – 94 (13 km)	km 81,00 – 87,60: 6600 m 6600 m	km 82,15 – 86,00: 3850 m km 89,10 – 89,50: 400 m 4250 m

Wasserkraftanlagen

Entlang der Zwickauer Mulde werden 71 Wasserkraftanlagen betrieben, von denen 40 eine Fallhöhe zwischen 1 und 5 m aufweisen (Eine Ausnahme bildet der Damm der Talsperre Eibenstock mit einer Höhe von 15 m, der das Untersuchungsgebiet nach Süden begrenzt). 23 Wehre sind für Fische nicht, zehn nur eingeschränkt, passierbar. Nur sieben Bauwerke können von Wanderfischen überwunden werden. Diese Bauwerke stören den freien Abfluss des Gewässers. Insgesamt sind rund 12,5 km der Flussstrecke (19.2 %) durch Aufstau beeinträchtigt.

Land- und Forstwirtschaft

Insbesondere in Zeiten niedriger Abflüsse verursacht die landwirtschaftliche Nutzung einen Anstieg der Nitrat- und Ammoniumkonzentrationen. Abb. 6 zeigt die räumliche Verteilung von Land- und Forstwirtschaft. Ackerbau und Grünlandnutzungen sind in der Übergangszone des zentralen Tieflandes (Erzgebirgisches Becken) konzentriert, das Untere Westerzgebirge wird überwiegend forstwirtschaftlich genutzt.

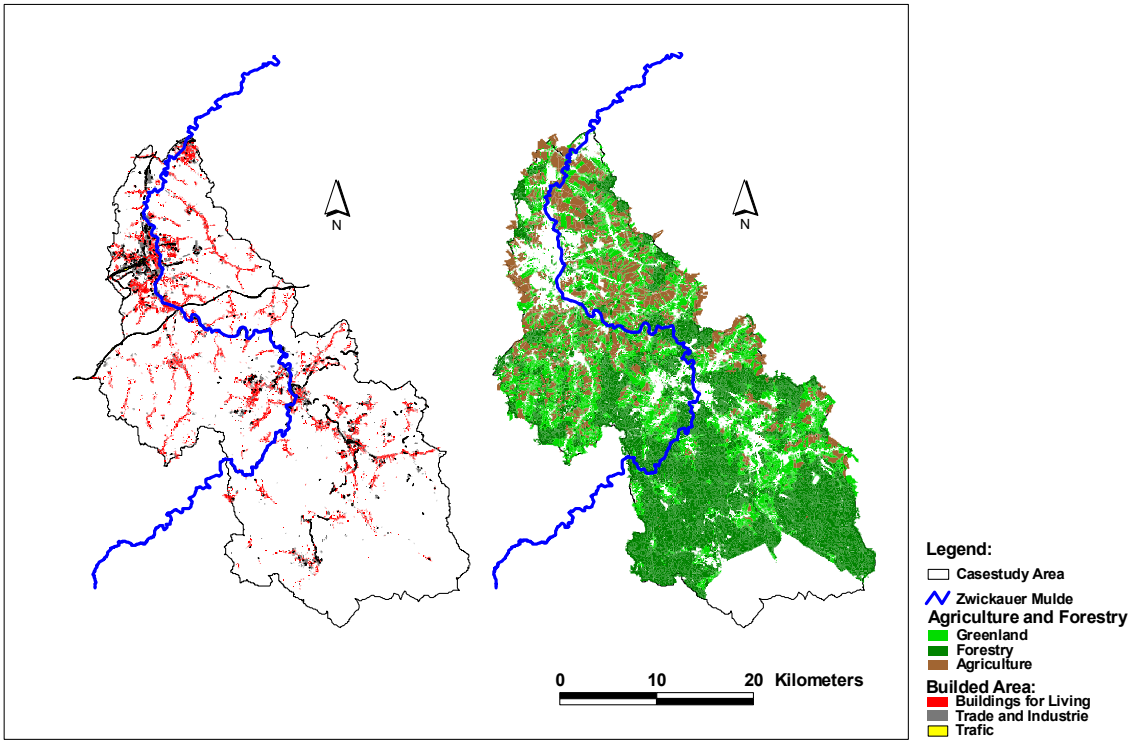


Abb. 6: Landnutzungsverteilung im Untersuchungsgebiet

Wasserversorgung

Eine Nutzung von Uferfiltrat der Zwickauer Mulde zur Wasserversorgung erfolgt im Wasserwerk Wiesenburg. Auch hier ist die Talsperre Eibenstock zu erwähnen (Volumen: 75 mio m³, Stauhöhe: 54 m, Staufläche: 370 Hectar).

Urbanisierung

Siedlungs- und Verkehrsflächen machen etwa 12 % des Untersuchungsgebietes aus. Einen Schwerpunkt bildet dabei die Stadt Zwickau. Eine weitere wichtige Agglomeration befindet sich bei Aue und Schlema. Straßen und Eisenbahnlinien, die in der Aue errichtet wurden, stellen einen weiteren zu beachtenden Eingriff in das Gewässerökosystem dar.

Table 5.1.2: Kriterien zur Identifikation signifikanter Belastungen von Oberflächengewässern (LAWA 2001, verändert)

Belastungen / Nutzungen	signifikant	nicht signifikant
Schifffahrt	1. Rückstau auf mehr als 10 % der Flusslänge bei mittlerem Niedrigwasser 2. Personenschifffahrt, Güterschifffahrt, Bundeswasserstraße 3. Undurchgängige Querbauwerke, höher als 30 cm 4. Gewässerabschnitte mit beschleunigtem Abfluss durch - Verhältnis von Profiltiefe zu –breite ≥ 1:4, - Uferverbau (einseitig oder beidseitig) auf ≥ 10 % der Gesamtlänge - Längsprofil auf ≥ 70 % gestreckt oder begradigt	1. Rückstau auf weniger als 10 % der Flusslänge bei mittlerem Niedrigwasser 2. Erholungsfunktion, Motorboote, Ruderboote und Kanus 3. Querbauwerke mit Höhen bis 30 cm, 4. Passierbare Querbauwerke, höher als 30 cm, 5. Gewässerabschnitte mit beschleunigtem Abfluss durch - Verhältnis von Profiltiefe zu –breite < 1:4; - Uferverbau (einseitg oder beidseitig) auf weniger als 10 % der Gesamtlänge - Längsprofil auf weniger als 70 % gestreckt oder begradigt
Hochwasserschutz	Hochwasserschutzmaßnahmen (Dämme, Deiche) 1. innerhalb der potentiellen Überschwemmungsfläche in einem 100 m breiten Streifen entlang des Gewässers, 2. direkt gewässerbegleitend in der potentiellen Überschwemmungsfläche 3. innerhalb eines Streifens entlang des Gewässers, der 40 % der potentiell überfluteten amphibischen Zone einnimmt und, 4. Deichanlagen an mehr als 50 % der frei fließenden Gewässerstrecke	Hochwasserschutzmaßnahmen (Dämme, Deiche) 1. Außerhalb der potentiellen Überschwemmungsfläche in einem 100 m breiten Streifen entlang des Gewässers, 2. Außerhalb eines Streifens entlang des Gewässers, der 40 % der potentiell überfluteten amphibischen Zone einnimmt und 3. Deichanlagen an weniger als 50 % der frei fließenden Gewässerstrecke

Table 5.1.2: Kriterien zur Identifikation signifikanter Belastungen von Oberflächengewässern (Fortsetzung)

Belastungen / Nutzungen	signifikant	nicht signifikant
Wasserkraftnutzung	1. Rückstau auf mehr als 10 % der Flusslänge bei mittlerem Niedrigwasser 2. Undurchgängige Querbauwerke, höher als 30 cm 3. Gewässerabschnitte mit beschleunigtem Abfluss durch - Verhältnis von Profiltiefe zu –breite ≥ 1:4, - Uferverbau (einseitig oder beidseitig) auf ≥ 10 % der Gesamtlänge - Längsprofil auf ≥ 70 % gestreckt oder begradigt 4. Vollständige Aufstauung mit Ausleitungsgraben	1. Rückstau auf weniger als 10 % der Flusslänge bei mittlerem Niedrigwasser 2. Querbauwerke mit Höhen bis 30 cm, Durchgängige Querbauwerke, höher als 30 cm, 3. Gewässerabschnitte mit beschleunigtem Abfluss durch - Verhältnis von Profiltiefe zu –breite < 1:4; - Uferverbau (einseitig oder beidseitig) auf < 10 % der Gesamtlänge - Längsprofil auf weniger als 70 % gestreckt oder begradigt 4. Querbauwerk ohne bedeutenden Rückstau
Landwirtschaft / Forstwirtschaft	1. Ackerbau und Grünlandwirtschaft an mehr als 50 % der Flussstrecke 2. Sonderkulturen an mehr als 25 % der Flussstrecke 3. Undurchgängige Querbauwerke, höher als 30 cm 4. An mehr als 50% der Fließstrecke im ländlichen Raum grenzt die landwirtschaftliche Nutzung direkt an die Böschungsoberkante des Gewässers.	1. Ackerbau und Grünlandwirtschaft an bis zu 50 % der Flussstrecke 2. Sonderkulturen an bis zu 25 % an der Flussstrecke 3. Undurchgängige Querbauwerke, nicht höher als 30 cm Durchgängige Querbauwerke, höher als 30 cm, 4. An weniger als 50% der Fließstrecke im ländlichen Raum grenzt die landwirtschaftliche Nutzung direkt an die Böschungsoberkante des Gewässers.

Table 5.1.2: Kriterien zur Identifikation signifikanter Belastungen von Oberflächengewässern (Fortsetzung)

Belastungen / Nutzungen	signifikant	nicht signifikant
Trinkwasserversorgung	1. Die Entnahme übersteigt 10 % des mittleren Niedrigwasserabflusses 2. Abflussregulation in einer Größenordnung von 10 % des mittleren Abflusses 3. Kein Mindestabfluss festgelegt 4. ohne Wiedereinleitung: Wasserentnahme > 0,1 % MNQ pro Entnahmebauwerk und > 0,5 % MQ 5. Bei Wiedereinleitung: Wasserentnahme > 0,3 % MNQ pro Entnahmebauwerk	1. Die Entnahme übersteigt 10 % des mittleren Niedrigwasserabflusses nicht 2. Abflussregulation in einer Größenordnung von unter 10 % des mittleren Abflusses 3. Mindestabfluss festgelegt 4. ohne Wiedereinleitung: Wasserentnahme ≤ 0,1 % MNQ pro Entnahmebauwerk und ≤ 0,5 % MQ 5. Bei Wiedereinleitung: Wasserentnahme ≤ 0,3 % MNQ pro Entnahmebauwerk
Siedlung	1. Siedlungsflächen an mehr als 50 % der Fließstrecke 2. Mehr als 50% der gesamten Fließstrecke sind urban geprägt mit befestigten Ufern.	1. Siedlungsflächen an bis zu 50 % der Fließstrecke 2. Bis zu ≤ 50 % der gesamten Fließstrecke sind urban geprägt mit befestigten Ufern.

Tab. 9: Identifikation signifikant beeinträchtigter Wasserkörper - Zwickauer Mulde

Belastungen / Nutzungen	Abgegrenzte Wasserkörper der Zwickauer Mulde						
	Fluss in breiter Aue (km 57-km 72)	Stadtgebiet von Zwickau (km 72-km 81)	Übergangszone (zentrales Tiefland) (km 81-km 94)	Übergangszone (zentrales Hochland) (km 94-km 101)	Stadtgebiet von Aue und Schlema (km 101-km 109)	Fluss des zentralen Hochlandes (km 109-km 118)	Fluss unterhalb von Dam (km 118-km 122)
Schifffahrt	k.a.						
Hochwasser-schutz	55 % Deichanlagen	82,5 % Deichanlagen	41,7 % Deichanlagen	k.a.	k.a.	k.a.	k.a.
Wasserkraft-nutzung	16.7 % Rückstau 3 Querbauwerke > 30 cm, undurchgängig	31.7 % Rückstau 2 Querbauwerke > 30 cm, undurchgängig	18.4 % Rückstau 3 Querbauwerke > 30 cm, undurchgängig	32.4 % Rückstau 2 Querbauwerke > 30 cm, undurchgängig	29.75 % Rückstau 6 Querbauwerke > 30 cm, undurchgängig	5.1 % Rückstau 2 Querbauwerke > 30 cm, undurchgängig	7,5 % Rückstau 1 Querbauwerke > 30 cm, undurchgängig
Landwirtschaft / Forstwirtschaft	ca. 80 % der Fließstrecke mit Ackerbau und Grünlandwirt-schaft	< 5 % der Fließstrecke mit Ackerbau und Grünlandwirt-schaft	60 % der Fließstrecke mit Ackerbau und Grünlandwirt-schaft	< 10 % der Fließstrecke mit Ackerbau und Grünlandwirt-schaft	< 5 % der Fließstrecke mit Ackerbau und Grünlandwirt-schaft	ca. 20 % der Fließstrecke mit Ackerbau und Grünlandwirt-schaft	ca. 20 % der Fließstrecke mit Ackerbau und Grünlandwirt-schaft
Trinkwasser-versorgung	Keine Wasserver-sorgung	Keine Wasserver-sorgung	Entnahme > 10 % des mittleren Niedrigwasser-abflusses (Wasserwerk Wiesenburg)	Keine Wasserver-sorgung	Keine Wasserver-sorgung	Keine Wasserver-sorgung	Keine Wasserver-sorgung
Siedlung	Keine Siedlung	> 50 % urban geprägt, Ufer befestigt	Keine Siedlung	Keine Siedlung	> 50 % urban geprägt, Ufer befestigt	Keine Siedlung	Keine Siedlung

5.2 Physikalische Veränderungen

Die folgenden Abbildungen zeigen das Ergebnis der Gewässerstrukturgütekartierung gem. LAWA (2001) in einer dreibändrigen Darstellung:

- Rechtes Band: “Auedynamik”, aggregiert aus Parametern wie Landnutzung oder Häufigkeit der Auenüberflutung
- Mittleres Band: “Gewässerbettdynamik”, aggregiert aus Parametern wie Uferverbau, Querbauwerke oder Ufervegetation
- Linkes Band: “Gesamtbewertung”, aggregiert aus der Aue- und der Gewässerbettdynamik

Die Bewertung erfolgt auf einer siebenstufigen Skala, wobei blaue Farbtöne naturnahe und rote Farbtöne technisch veränderte Abschnitte indizieren.

Abb. 7 zeigt den Unterlauf des Untersuchungsgebietes. Im Stadtgebiet von Zwickau sind deutliche Veränderungen der Flussmorphologie erkennbar.

Abb. 8 betrachtet den Oberlauf des Untersuchungsgebietes. Deutlich erkennbar sind die gelben und roten Farbtöne in der Region um die Stadt Aue.

Ebenfalls dargestellt sind die zahlreichen Querbauwerke, die gleichfalls einen starken Einfluss auf die Gewässermorphologie ausüben.

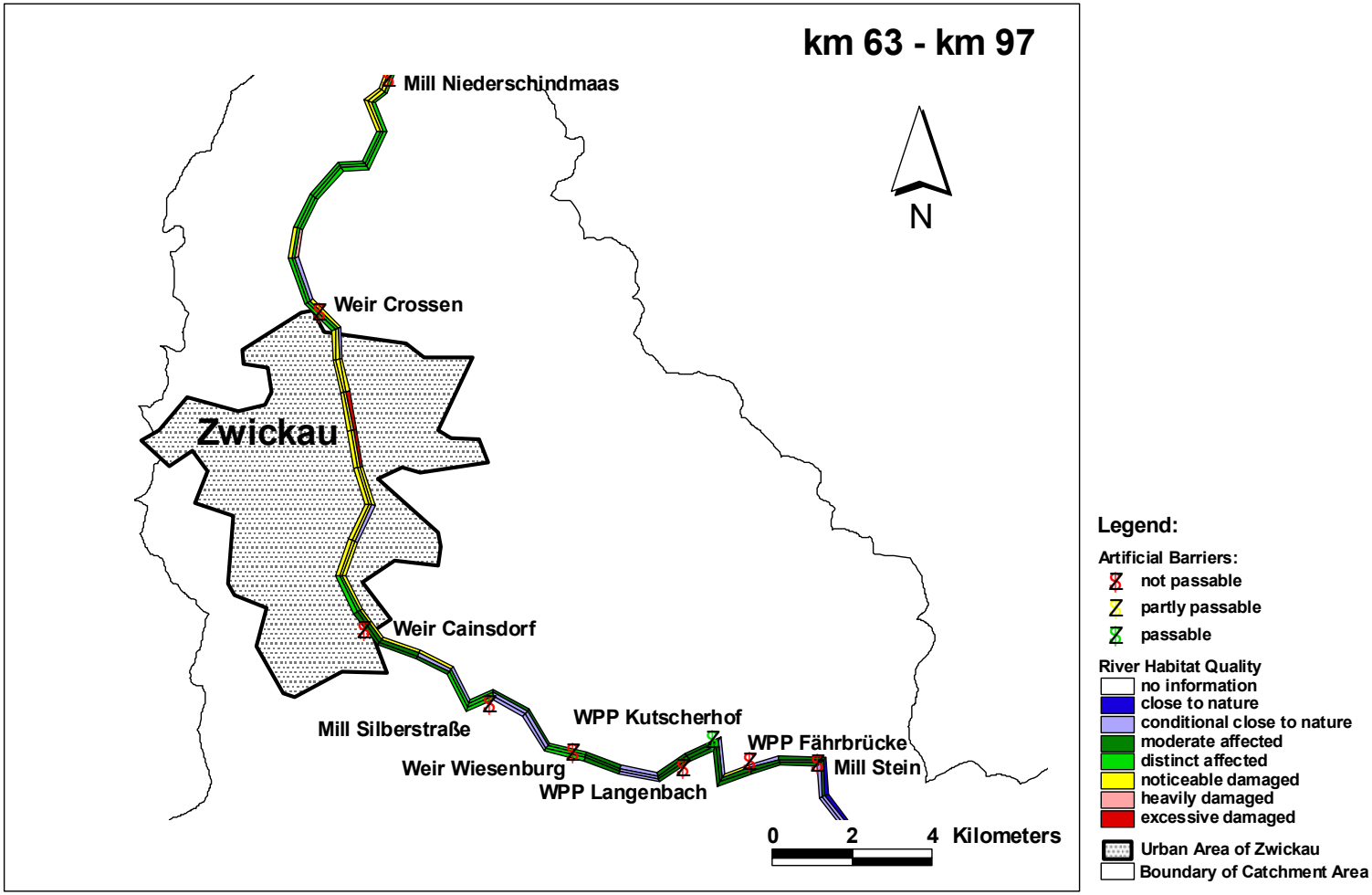


Abb. 7: Gewässerstrukturgüte und künstliche Barrieren von km 63 bis km 97.

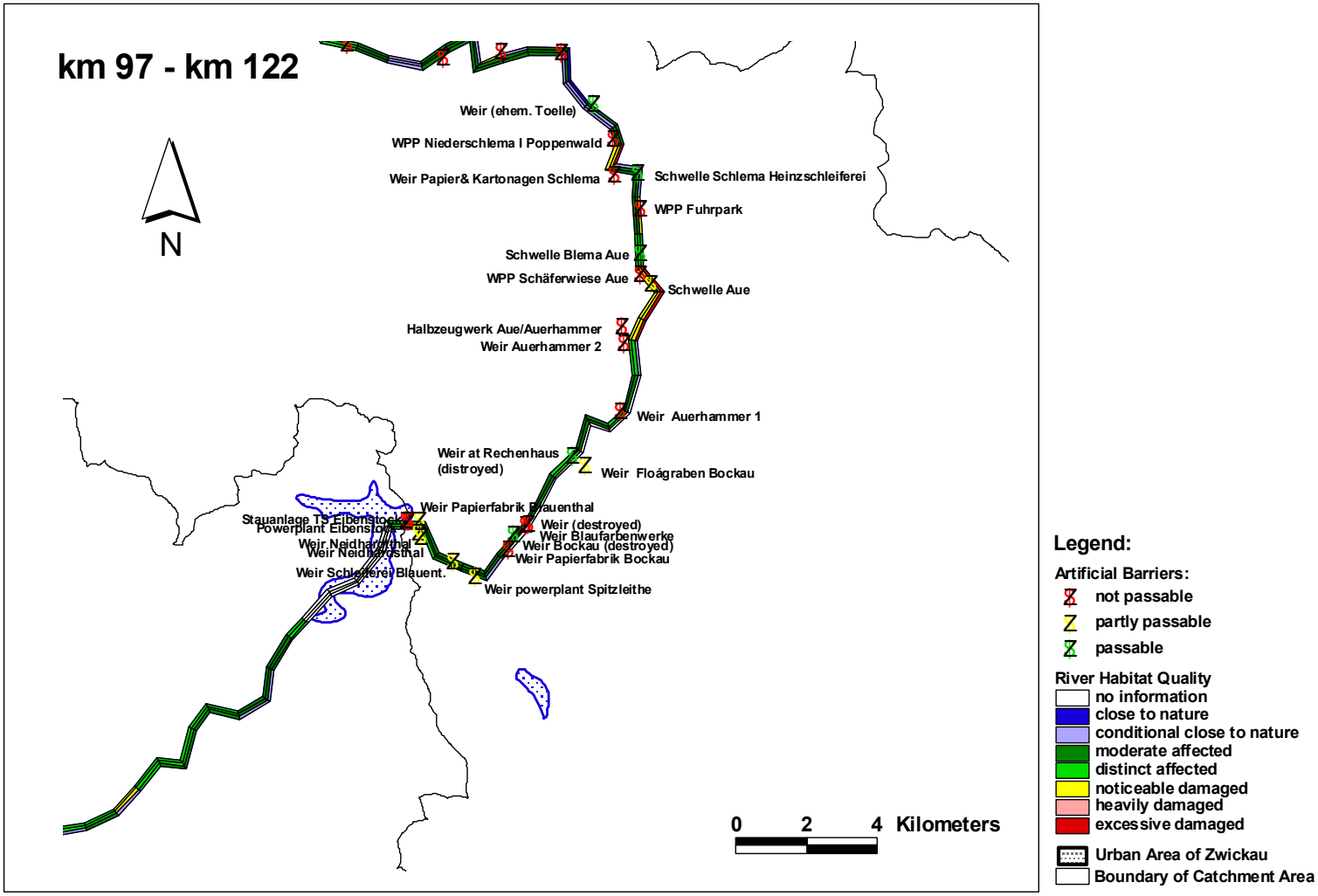


Abb. 8: Gewässerstrukturgüte und künstliche Barrieren von km 97 bis km 122

5.3 Veränderungen der hydromorphologischen Merkmale der Wasserkörper und Beurteilung der daraus resultierenden Belastungen

- Der Verlust von 970 ha Überflutungsflächen kann zur Intensivierung von Abflussspitzen führen.
- 40 Querbauwerke stellen einen deutlichen Eingriff in die Hydromorphologie des Flusses dar.
    - Die Unterbrechung des Fließgewässerkontinuums beeinträchtigt die Qualität der Zwickauer Mulde als Lebensraum für wandernde Fischarten.
    - Die verringerte Fließgeschwindigkeit und Feststoff-Transportkapazität vergrößern die Sedimentation in den Stauen. Dies verursacht steigende Grundwasserpegel.
    - Eintiefungen des Gewässerbettes durch erhöhte Sohlenerosion, verstärkt durch eine fehlende Geschiebenachlieferung führen zu einer Grundwasserabsenkung mit negativen Folgen für Auwälder.
    - Schließlich wird die Substratdiversität vermindert, was wiederum die Qualität der aquatischen Choriotope beeinträchtigt.

6 Ökologischer Zustand

6.1 Biologische Qualitätselemente

Zur Bestimmung des ökologischen Zustands der Zwickauer Mulde wurden benthische Invertebraten und die Fischfauna herangezogen. Phytoplankton, Makrophyten und Phytobenthos wurden nicht betrachtet, da diese Artengruppen in Mittelgebirgsflüssen von geringerer Bedeutung sind.

Es ist nicht auszuschließen, dass die Artenzusammensetzung der Zwickauer Mulde im Untersuchungsgebiet aufgrund von organischen Belastungen primär durch die physikalisch-chemischen Bedingungen bestimmt wird. Der morphologische Zustand könnte von untergeordneter Bedeutung zu sein.

6.1.1 Makroinvertebraten

Beschreibung der Entwicklung der Wasserbeschaffenheit von 1997 und 2000 auf Grundlage von Gewässergütedaten

Unterhalb der Talsperre Eibenstock weist der Fluss die Gewässergüteklasse II auf (β-mesosaprob). Aufgrund des künstlich veränderten Abflussregimes kann sich vermutlich eine stabile Biozönose hier nicht entwickeln.

Flussabwärts bis zum Stadtgebiet von Aue verbessert sich die Wasserqualität und erreicht eine Gewässergüteklasse von I – II (oligo- bis β-mesosaprob).

Die Schwarzwasser, welche der Zwickauer Mulde in Aue zufließt, ist einer der am stärksten belasteten Nebenläufe. Sie weist in ihrem Unterlauf Aufwuchs von polysaprobischen Mikroorganismen auf. Die Gewässergüte muss als “kritisch” eingestuft werden (Güteklasse II – III = α- bis β-mesosaprob).

Somit muss der verbleibende Flussabschnitt bis zur Vereinigung mit der Freiberger Mulde bei Sermuth ebenfalls als kritisch (Klasse II – III) eingestuft werden. Lokal findet sich eine Güteklase von III.

Tab. 10: Verteilung der Gewässergüteklassen auf die Flussabschnitte

Flusssystem	*Gesamtlänge der klassifizierten Flussabschnitte (km)*	*Verteilung der Gewässergüteklassen (km)*						
		I	I – II	II	II - III	III	III - IV	IV
Zwickauer Mulde	691	47,0	40,5	154,5	403,0	62,5	20,5	3,0

Unterhalb von Eibenstock hat sich die Wasserqualität bis zum Jahr 2000 verbessert (Klasse II → Klasse I - II in Blauenthal, km 130). Mit dieser Entwicklung geht allerdings auch eine verstärkte Versauerung im folgenden Abschnitt bis Auerhammer einher

(km 117,5).

Von Aue bis zum Pegel bei Schlunzig (km 72) wurde in Folge von technischen Verbesserungen an Kläranlagen ebenfalls eine Verbesserung erreicht (Klasse II-III → Klasse II).

Tab. 11: Verbesserung der Wasserqualität an der Zwickauer Mulde

		1997		*2000*		
Name	km	S*	Klasse	S*	Klasse	Wasserkörper
Blauenthal	130	2,1	II	1,73	I-II	7
Auerhammer	117,5	1,78	I-II	2,33	II	6
Niederschlema	108	2,39	II-III	2,20	II	5
Wiesenburg	96	2,13	II-III	2,12	II	4
Cainsdorf	89	2,4	II-III	2,26	II	3
Schlunzig	72	2,61	II-III	2,16	II	1

S*: Saprobienindex

Ermittlung des Ökologischen Zustandes mit der AQEM-Methode

Die AQEM-Methode verwendet einen multimetrischen Ansatz, um den ökologischen Zustand der Makroinvertebraten-Biozönose zu ermitteln. Dabei werden Eingriffe in die Flussmorphologie, der saprobielle Zustand und andere stressorbasierte Metrices zusammengeführt. Ebenso werden die Charakteristika verschiedener Gewässertypen berücksichtigt. Die Ergebnisse für die Zwickauer Mulde sind in den Tabellen 13 bis 18 dargestellt.

Tab. 12: Metrices (Sommer 2000)

	FauInd	ShanWien	EPTCOB-Taxa	Xyl + shred + af + pf	Aka + Lit + PSA
WK7	1	2.032	9	30.714	56.786
WK6	1	2.132	8	10.435	50
WK5	-2	2.28	7	15.5	56.25
WK4	1	2.032	5	21.429	74.643
WK3	-0.5	1.927	6	8.667	55.333
WK1	1	2.298	10	22	49.167

Tab. 13: Metrices (Herbst 2000)

	FauInd	ShanWien	EPTCOB-Taxa	Xyl + shred + af + pf	Aka + Lit + PSA
WK1	1	2.319	8	8.889	62.593
WK2	0	2.327	9	8.286	56.286
WK4	-1.75	1.894	2	10	35.6
WK7	n.c.	1.894	5	13.673	61.224

Tab. 14: Vorklassifizierung (Sommer 2000)

	FauInd	ShanWien	EPTCOB-Taxa	Xyl + shred + af + pf	Aka + Lit + PSA
WK1	5	0	1	4	3
WK2	5	0	1	2	2
WK4	1	0	1	3	3
WK5	5	0	1	3	5
WK6	2	0	1	2	3
WK7	5	0	1	4	2

Tab. 15: Vorklassifizierung (Herbst 2000)

	FauInd	ShanWien	EPTCOB-Taxa	Xyl + shred + af + pf	Aka + Lit + PSA
WB1	5	0	1	2	4
WB2	3	0	1	2	3
WB4	1	0	1	2	1
WB7	2	0	1	3	4

Tab. 16: Klassifizierung (Sommer 2000)

		Ökologischer Zustand
WK1	4	gut
WK2	3	mäßig
WK4	1	schlecht
WK5	4	gut
WK6	1	schlecht
WK7	3	mäßig

Tab. 17: Klassifizierung (Herbst 2000)

		Ökologischer Zustand
WK1	3	mäßig
WK2	2	unbefriedigend
WK4	1	schlecht
WK7	2	unbefriedigend

6.1.2 Fischfauna

Die folgende Abbildung zeigt die Fließgewässerzonierung in Fischregionen nach Huet. Im Untersuchungsgebiet finden sich:

- Forellenregion (südlich von Aue)
- Äschenregion (von Aue bis Zwickau)
- Barbenregion (nördlich von Zwickau)

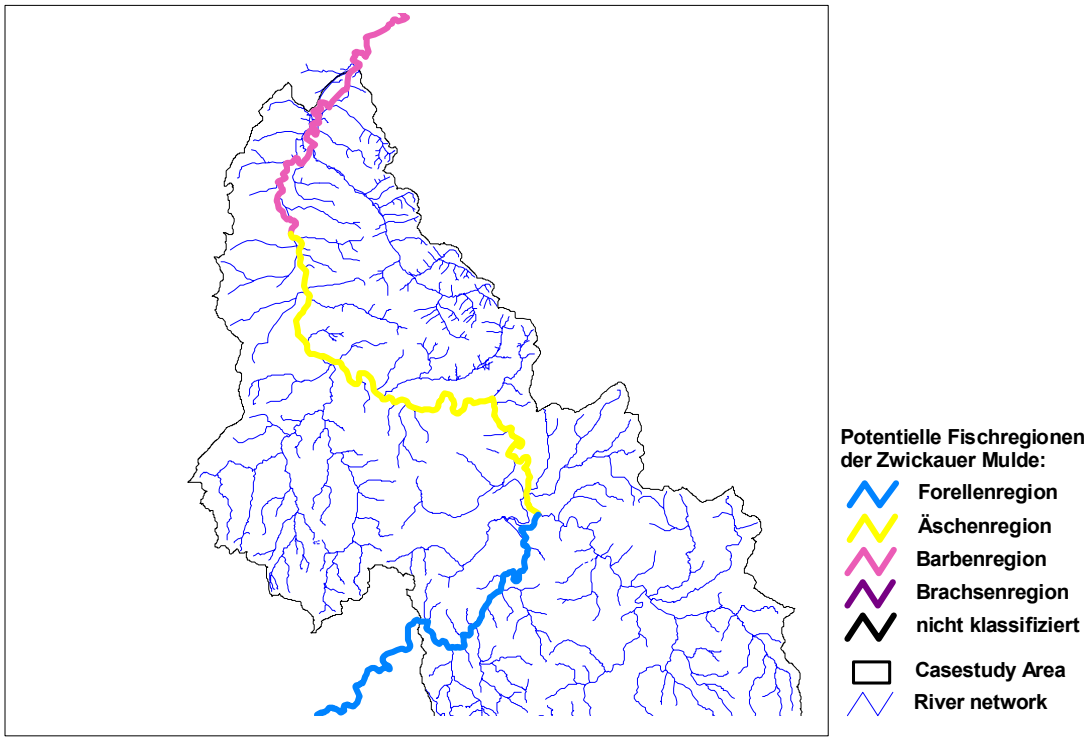


Abb. 9: Fließgewässerzonierung der Zwickauer Mulde

Die Erhebung der Fischfauna in der Zwickauer Mulde berücksichtigt Daten zur Artenzusamensetzung, Individuendichte und Körpergröße, zu Fangzahlen einzelner Arten und ihre Prozentanteile an der Gesamtfangzahl.

Daten zur aktuellen Fischfauna wurden mit der potenziell natürlichen Situation verglichen und mit historischen Informationen in Beziehung gesetzt. Daten zur potenziell natürlichen Situation wurden aus der Literatur (BICK 1999) entnommen und mit Daten aus GAUMERT's Erhebungssystem (1999, unveröff.) über die historische Artenverteilung in der Barbenregion der Elbe kombiniert. Diese Datensätze werden als Referenz für die Fischfauna der Zwickauer Mulde verwendet.

Tab. 18: Vergleich der historischen und der aktuellen Fischlebens-gemeinschaften

Art	Historisch Referenzzustand	Aktuell	Leitart, Begleitart, sonstige Art
Kreis Zwickau Stadt, Äschenregion			
Thymallus thymallus	**ja**	**nein**	**Leitart**
Leuciscus cephalus	**ja**	**nein**	**Begleitart**
Chondrostoma nasus	**ja**	**nein**	**Begleitart**
Lampetra planeri	**ja**	**nein**	**Begleitart**
Salmo salar	**ja**	**nein**	**Begleitart**
Leuciscus leuciscus	**ja**	**nein**	**Begleitart**
Gasterosteus aculeatus	**nein**	**ja**	**sonstige**
Gobio gobio	**nein**	**ja**	**sonstige**
Noemacheilus barbatulus	**nein**	**ja**	**Sonstige**
Kreis Zwickau Land, Äschen- und Barbenregion			
Thymallus thymallus	**ja**	**nein**	**Leitart**
Barbus barbus	**ja**	**nein**	**Leitart**
Leuciscus cephalus	**ja**	**nein**	**Begleitart**
Chondrostoma nasus	**ja**	**nein**	**Begleitart**
Salmo salar	**ja**	**nein**	**Begleitart**
Leuciscus leuciscus	**ja**	**nein**	**Begleitart**
Leuciscus idus	**ja**	**nein**	**Begleitart**
Rutilus rutilus	**ja**	**nein**	**Begleitart**
Esox lucius	***ja***	***ja***	***Begleitart***
(Perca fluviatilis)	**ja**	**nein**	**Begleitart**
Salmo trutta fario**	***ja***	***ja***	***Begleitart***
Phoxinus phoxinus**	***ja***	***ja***	***Begleitart***
Tinca tinca**	***ja***	***ja***	***Begleitart***
Gobio gobio**	***ja***	***ja***	***Begleitart***
Cyprinus carpio**	***ja***	***ja***	***Begleitart***
Salvelinus fontinalis	**nein**	**ja**	**sonstige**
Gasterosteus aculeatus	**nein**	**ja**	**sonstige**
Salmo gairdneri	**nein**	**ja**	**sonstige**
Noemacheilus barbatulus	**nein**	**ja**	**sonstige**

Tab. 18 (Fortsetzung)

Art	Historisch Referenzzustand	Aktuell	Leitart, Begleitart, sonstige Art
Kreis Aue-Schwarzenberg; Forellen- und Äschenregion			
Salmo trutta fario	***ja***	***ja***	***Leitart***
Thymallus thymallus	**ja**	**nein**	**Leitart**
Cottus gobio	**ja**	**nein**	**Begleitart**
Noemacheilus barbatulus	**ja**	**nein**	**Begleitart**
Phoxinus phoxinus	**ja**	**nein**	**Begleitart**
Lampetra planeri	**ja**	**nein**	**Begleitart**
Leuciscus cephalus	**ja**	**nein**	**Begleitart**
Chondrostoma nasus	**ja**	**nein**	**Begleitart**
Salvelinus fontinalis	**nein**	**ja**	**sonstige**
Gobi gobio	**nein**	**ja**	**Sonstige**
Rutilus rutilus	**nein**	**ja**	**sonstige**
Salmo gairdneri	***nein***	***ja***	***Begleitart***

Der ökologische Zustand der Fischfauna wurde nach der Methode von GAUMERT ermittelt. Diese Methode vergleicht die aktuelle Fischfauna mit historischen Daten und der abgeleiteten hypothetischen potenziellen Fischfauna unter natürlichen Bedingungen der jeweiligen Fischregion und Gewässerordnung.

Die Daten stammen aus verschiedenen Fanggebieten in unterschiedlichen Fischregionen. Die Fanggebiete im Kreis Zwickau-Stadt liegen in der Äschenregion, diejenigen im Kreis Zwickau-Land zählen zur Übergangszone zwischen Äschen- und Barbenregion. Die Fanggebiete im Kreis Aue-Schwarzenberg sind der Forellen- und der Äschenregion zuzuordnen.

Im Kreis Zwickau-Stadt wurden drei Arten vorgefunden, die weder als Leitart noch als Begleitart einzustufen sind. Daher muss der ökologische Zustand als “schlecht“ eingestuft werden.

Im Kreis Zwickau-Land scheinen die Bedingungen etwas besser zu sein. Sechs der zehn aktuell vorgefundenen Arten sind Begleitarten, wobei vier Arten subrezedent und zwei eudominant sind. Die verbleibenden vier Arten sind als “sonstige” einzustufen, darunter die Regenbogenforelle, ein etablierter Neozoe. Es fehlen sieben von dreizehn Begleitarten und sämtliche Leitarten. Somit ergibt sich eine Einstufung der Begleitarten von “mäßig” bis “unbefriedigend”, für die Leitarten von “schlecht”. Als Gesamtbewertung ergibt sich “ unbefriedigend”.

Im Kreis Aue-Schwarzenberg wurde eine Leitart (eudominant) und eine Begleitart (subdominant) vorgefunden.

Den Rest des Fangs bilden “sonstige Arten”, die aus der Barbenregion stammen. Vermutlich werden sie in der Forellen- und Äschenregion als Folge der Einstauungen gefunden. Aufgrund der eudominanten Abundanz der Leitart, erscheint eine Einstufung als “gut” akzeptabel, doch das starke Defizit an Begleitarten führt insgesamt zu einem mäßigen ökologischen Zustand.

Schlussfolgerungen:

- Die rezente Fischfauna der Zwickauer Mulde erscheint deutlich degradiert gegenüber der hypothetischen potenziellen Fauna.
- Im Kreis Aue-Schwarzenberg ist eine Verschiebung der Fischregionen zu erkennen. Die potenziell natürliche Forellen-/Äschenregion wird in Folge von Aufstauungen von Vertretern der Barbenregion besiedelt.
- Die ökologischen Zustände der drei untersuchten Fließstrecken sind als “schlecht”, “ unbefriedigend” und “mäßig” einzustufen.

Schließlich muss die gewählte Bewertungsmethode einer kritischen Betrachtung unterzogen werden:

- Die Fangbedingungen sind nicht dokumentiert und entsprechen möglicherweise nicht den Anforderungen der Methode von GAUMERT.
- Es ist möglich, dass die Artenvielfalt aufgrund der Fangbedingungen unterschätzt wird.
- In einigen Fällen könnte die Individuenzahl einzelner Arten für die Bewertungsmethode zu gering sein.
- Grundsätzlich sollte zudem die Übertragbarkeit eines für große Flüsse des Tieflandes entwickelten Verfahrens auf die Verhältnisse der Mittelgebirgsregion hinterfragt werden. Hier ist das Artenspektrum der Leit- und Begleitarten eingeschränkt und führt damit zu veränderten Dominanzverhältnissen im Vergleich zur Tieflandsituation.

=> Deutlich wird hier das Fehlen eines allgemeingültigen Bewertungsverfahrens für die Fischfauna mit einer Standardisierung der Erhebungsmethoden.

6.2 Physikalisch-chemische Elemente

Eine Bewertung der physikalisch-chemischen Aspekte erfordert auch Betrachtungen außerhalb des eigentlichen Untersuchungsgebietes, um die ökologischen Konsequenzen adäquat beurteilen zu können.

Folgende Aspekte sind zu betrachten

- Organische Belastung,
- Versauerung und
- Schwermetallbelastung.

Organische Belastung und Versauerung

Die Oberläufe der Zwickauer Mulde und ihrer Zuflüsse weisen eine Tendenz zur Langzeit-Versauerung auf. Die Kombination von geogenen (silikatisches Grundgestein

mit geringer Pufferkapazität) mit anthropogenen Einflüssen (Saurer Regen) senkt die pH-Werte zeitweise unter 5,0 bis 6,0. Bei diesen Bedingungen steigt die Löslichkeit toxischer Aluminium- und anderer Metallverbindungen, was zu extremen Gehalten dieser Stoffgruppen führen kann.

Gewässerabschnitte mit naturnahen morphologischen Strukturen haben Durchschnittsgehalte von 90 % Sauerstoffsättigung. Eingestaute Abschnitte mit erhöhter Sauerstoffzehrung weisen eine deutlich geringere Sauerstoffsättigung von etwa 80 % auf.

Tabelle 10 zeigt Daten über die Wasserbeschaffenheit an zwei Pegeln, wobei der Pegel Niederschlema (km 99) innerhalb des Untersuchungsgebietes liegt (unterhalb von Aue); der Pegel Sermuth liegt außerhalb des Untersuchungsgebietes unmittelbar oberhalb des Zusammenflusses von Zwickauer und Freiberger Mulde.

Das Sächsische Landesamt für Umwelt und Geologie (1997) weist den Oberlauf der Zwickauer Mulde und ihre Zuflüsse als “langzeit-versauert” aus. Unterhalb der Talsperre Eibenstock (also innerhalb des Untersuchungsgebietes) sind die pH-Werte stabil zwischen 6,6 und 7,5.

Der hohe Gehalt an Stickstoff-Verbindungen indiziert deutlich eine anthropogene Belastung. Der Vergleich zu Schwellenwerten zeigt eine erhebliche oder chronische fischtoxische Wirkung (zumindest für einige Arten).

Die Phosphorfracht (P Gesamt) ist im Oberlauf relativ gering, weist aber im weiteren Verlauf eine steigende Tendenz auf.

Die Parameter DOC (gelöster organischer Kohlenstoff) und CSB (chemischer Sauerstoffbedarf) belegen die starke Abwasserbelastung der Zwickauer Mulde.

Tab. 19: Wasserbeschaffenheit an den Pegeln Niederschlema und Sermuth (1995)

Parameter		***Untersuchungsgebiet*** **Niederschlema** *(km 99)*			***Referenzpegel*** **Sehrmuth** *(km 3)*		
		∅	min.	max.	∅	min.	max.
Abfluss	m³ / s	17.7	5.19	56.7	43.9	15.5	126
Temperatur.	°C	8.8	3.4	14.0	10.1	0.6	20.8
O_2	mg / l	10.3	7.5	12.5	9.8	5.8	13.4
PH		-	6.6	7.5	-	7.0	7.8
Leitfähigkeit*	µS/cm	264	152	405	478	327	649
NH_4^-N	mg / l	0.55	0.18	1.4	0.96	0.2	3.3
NO_3^-N	mg / l	2.8	2.1	3.5	6.1	4.6	7.7
NO_2^-N	mg / l	0.037	0.003	0.100	0.162	0.06	0.36
P (total)	mg / l	0.095	0.054	0.16	0.27	0.14	0.43
Cl^-	mg / l	18	8	42	36	17	52
CSB unfiltr.	mg / l	14	5.8	24	26	12	90
BSB5	mg / l	4.2	3.4	4.9	5.7	4.5	7.2

* bei 25° C

Schwermetallbelastung

Das Einzugsgebiet der Zwickauer Mulde weist hohe Schwermetallkonzentrationen auf. Sie sind eine Folge geogener Grundbelastungen in Verbindung mit historischem und rezentem Erz- und Uranbergbau. Hauptemittenten stellen Abraumhalden dar.

Das Zentrum dieses Effektes findet sich in der Umgebung der Städte Schlema und Aue. Es zeigt sich in hohen Konzentrationen gelöster Metallverbindungen (Arsen, Cadmium, Kupfer, Nickel und Zink).

Trotz auftretender Verdünnungseffekte kann diese Belastung auch noch am Zusammenfluss von Zwickauer und Freiberger Mulde gemessen werden. Schwermetallbelastung ist somit ein konstantes Problem unterhalb von Aue/Schlema.

Zur Minderung dieses Problems wurden in der Vergangenheit künstliche Seen als Absetzteiche angelegt (z.B. bei Glauchau).

Zum Beispiel kommt Arsen im Oberlauf bis Aue in Konzentrationen von 1-2 µg/l vor. Nach dem Zufluss der Schwarzwasser (km 106) steigen die Gehalte bis auf 10 µg/l. In der Nähe der ehemaligen Uranminen bei Aue-Schlema (km 101) können sogar Werte von 20 µg/l gemessen werden.

Daten zur physikalisch-chemischen Wasserbeschaffenheit sind in Tabelle 21 dargestellt. Die Sauerstoffsättigung liegt zwischen 47 und 98 % (1997), mit starken Schwankungen im Sommer, die durch sauerstoffzehrende Prozesse (Aufbau von Biomassen und Oxidation) verursacht sind.

Tab. 20: Physikalisch-chemische Wasserbeschaffenheit am Wasserwerk Wiesenburg (1997)

	Temperatur [°C]	Leitfähigkeit [µS/cm]	pH	Sauerstoffsättigung[%]
Minimum	0,1	226*	7,20*	47,0
∅	9,1	363*	7,65*	69,4
50-Perzentil	8,2			68,5
Maximum	18,4	548*	8,10*	98,0

6.3 Beschreibung des aktuellen ökologischen Zustands

Der ökologische Zustand des Untersuchungsgebietes wird im Wesentlichen durch physikalisch-chemische Einflüsse bestimmt. Der chemische Zustand der Zwickauer Mulde muss als problematisch eingestuft werden. Das Erreichen eines guten Zustandes für die biologischen Qualitätskomponenten erfordert daher zunächst die

Lösung der Probleme des Nährstoffeintrags, der Versauerung und der Schwermetallbelastung.

Die Beurteilung der Makroinvertebraten- und der Fischfauna führt zur folgenden Klassifizierung der Wasserkörper:

Tab. 21: Beschreibung des ökologischen Zustands anhand faunistischer Daten

	Ökologischer Zustand Makroinvertebratenfauna	Ökologischer Zustand Fischfauna	Ökologischer Zustand Gesamt
WK1	Gut	Schlecht	Schlecht
WK2	Mäßig	Schlecht	Schlecht
WK3	Keine Daten	Unbefriedigend	Unbefriedigend
WK4	Schlecht	Unbefriedigend	Schlecht
WK5	Gut	Mäßig	Mäßig
WK6	Schlecht	Mäßig	Schlecht
WK7	Mäßig	Mäßig	Mäßig

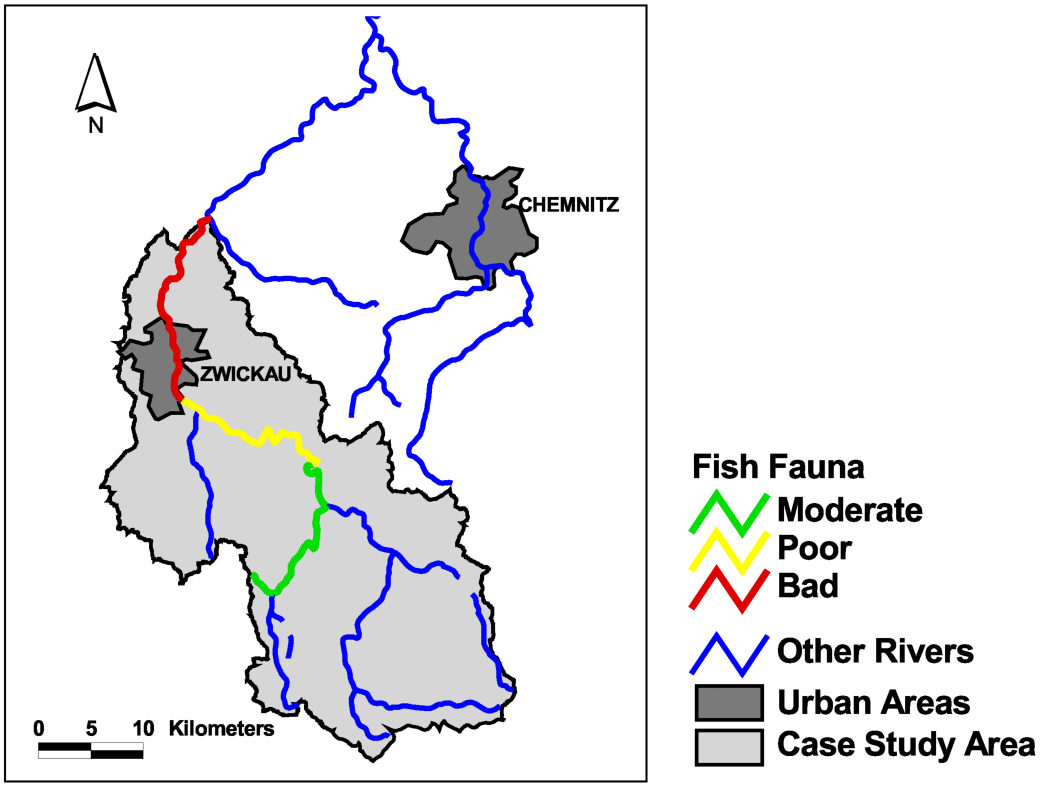


Abb. 10: Ökologischer Zustand – Beurteilung der Fischfauna

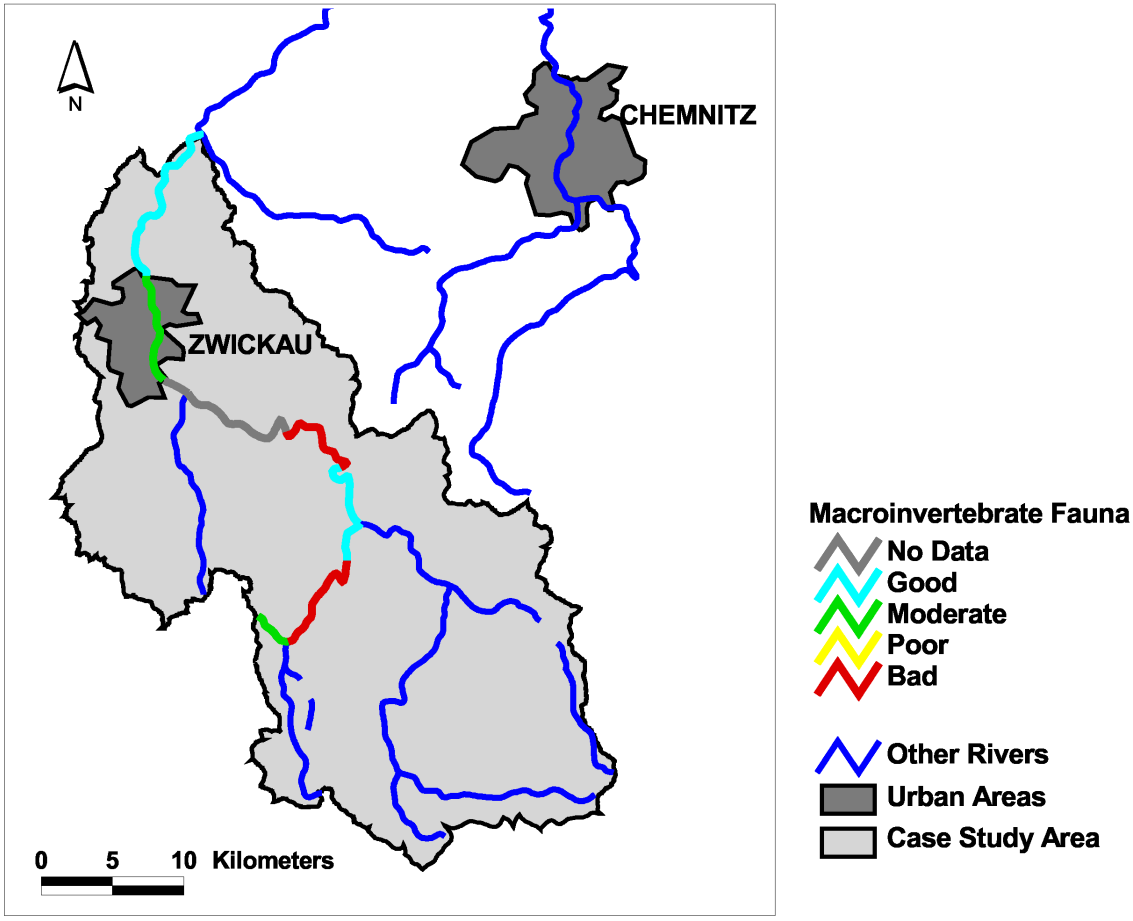


Abb. 11: Ökologischer Zustand – Beurteilung der Makroinvertebratenfauna

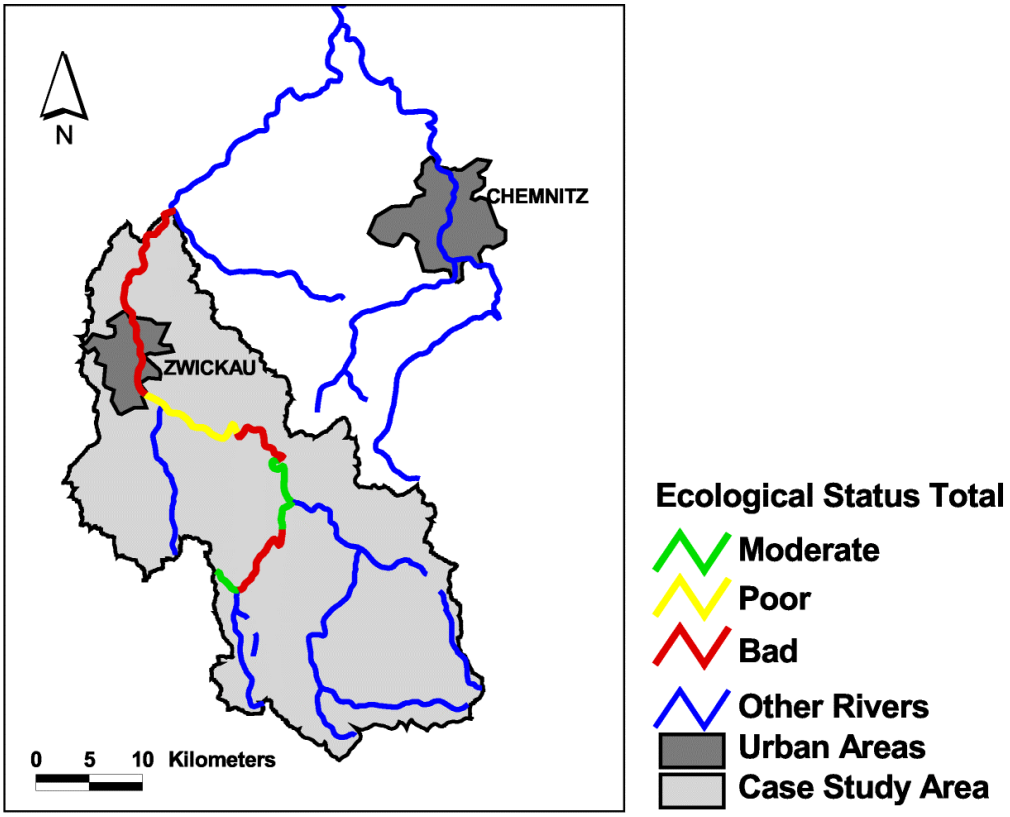


Abb. 12: Ökologischer Zustand – Gesamtbewertung

6.4 Diskussion und Schlussfolgerungen

Der ökologische Zustand des Untersuchungsgebietes wird wesentlich durch die physikalisch-chemischen Randbedingungen determiniert. Der chemische Zustand der Zwickauer Mulde muss als problematisch eingestuft werden. Um einen guten ökologischen Zustand zu erreichen, sind zunächst die Probleme des Nährstoffeintrags, der Versauerung und der Schwermetallbelastung zu lösen.

Trotz dieser Situation werden in den folgenden Kapiteln die für einen guten Zustand nowendigen Maßnahmen diskutiert. Es bestehen auch gravierende morphologische Eingriffe, die das Erreichen eines guten Zustandes für die biologischen Qualitätskomponenten fraglich machen. Eine Beseitigung der morphologisch bedingten Auswirkungen kann der Aufwertung des Gewässers dienlich sein.

7 Ermittlung und Ausweisung von Wasserkörpern als „erheblich verändert“

7.1 Vorläufige Ermittlung

Wie bereits in Kapitel 6 beschrieben dominiert die chemische Situation den ökologischen Zustand der Zwickauer Mulde im Untersuchungsgebiet.

Vernachlässigt man zunächst diesen Umstand, so kann auf Basis der Analyse der physischen Veränderungen (Kap. 5) sowie des ermittelten ökologischen Zustands (Kap. 6) eine vorläufige Identifizierung erheblich veränderter Wasserkörper vorgenommen werden.

Tab. 22: Vorläufige Identifizierung erheblich veränderter Wasserkörper

Bezeichnung	*Fluss-km*	*Erheblich verändert?*
Fluss in breiter Aue	57 – 72	-
Stadtgebiet von Zwickau	72 – 81	+
Übergangszone des zentralen Tieflandes	81 – 94	+
Übergangszone des zentralen Hochlandes	94 – 101	-
Stadtgebiete von Aue und Schlema	101 – 109	+
Fluss des zentralen Hochlandes	109 – 118	-
Staugeregelter Fluss unterhalb eines Dammes	118 – 122	-

7.2 Notwendige hydromorphologische Veränderungen zur Erreichung eines guten ökologischen Zustands

Zunächst muss erneut darauf hingewiesen werden, dass das Erreichen des guten ökologischen Zustands zu allererst vom Einstellen eines guten chemischen Zustandes abhängt. Maßnahmen müssen dabei insbesondere auf die Eindämmung der Schwermetallbelastung der Zwickauer Mulde und ihrer Zuläufe (insbesondere der “Schwarzwasser”) abzielen. Eine Verbesserung des ökologischen Zustandes kann nur erreicht werden, wenn Schwermetalleintrag und -remobilisierung unterbunden werden. Eine Verbesserung des chemischen Zustandes lässt eine deutliche Verbesserung der biologischen Parameter erwarten, z.B. in Bezug auf die Artenvielfalt.

Die weiteren Maßnahmen müssen sowohl in Richtung einer verbesserten Hydromorphologie als auch einer Optimierung der angrenzenden Landbereiche zielen.

Fluss in breiter Aue (km 57 to km 72)

Es ist anzunehmen, dass die Eindeichungen unterhalb der Stadt Zwickau keinen maßgeblichen Faktor zur Begrenzung der ökologischen Qualität darstellen. Da der Fluss in seiner natürlichen Mäanderstruktur festgelegt wurde, sind essentielle morphologische Strukturen zumindest teilweise erhalten geblieben.

Lokal könnten Deichverlegungen frühere Retentionsflächen reaktivieren.

Da der Hauptgrund für den schlechten ökologischen Zustand in der defizienten Fischfauna zu sehen ist, ist die wichtigste Maßnahme die Wiederherstellung der natürlichen Durchgängigkeit.

Da innerhalb dieses Wasserkörpers keine aktiven Wasserkraftanlagen bestehen, müssen drei Wehre auf ihre Notwendigkeit überprüft werden und wenn möglich entfernt bzw. umgestaltet werden.

Zur Verminderung des Nährstoffeintrags und somit einer verminderten Eutrophierung ist es erforderlich, die landwirtschaftliche Nutzung in unmittelbarer Gewässernähe zu extensivieren.

Stadtgebiet von Zwickau (km 72 - km 81)

Innerhalb des dicht besiedelten Stadtgebiets von Zwickau können keine effektiven hydromorphologischen Maßnahmen mit vertretbarem Aufwand durchgeführt werden. Dieser Wasserkörper ist daher vorläufig als erheblich verändert auszuweisen.

Übergangszone des zentralen Tieflandes (km 81 - km 94)

Dieser Wasserkörper weist Eigenschaften auf, die mit dem unterhalb von Zwickau vergleichbar sind. Die landwirtschaftlich bedingte Nährstofffracht ist ein wichtiger Faktor, der durch ähnliche Maßnahmen wie bereits oben angegeben optimiert werden könnte.

Im Gegensatz zum Abschnitt unterhalb von Zwickau stellen die Hochwasserschutzbauwerke und der durch sie bedingte Verlust an gut strukturierten Habitaten ein größeres Problem für den ökologischen Zustand dar, da der hier betrachtete Abschnitt ein potenzielles Laichgebiet für Lachse ist. Eine teilweise Entfernung oder Verlegung von Deichen und die daraus resultierende verbesserte strukturelle Differenzierung könnte die Situation verbessern.

Der wichtigste Eingriff besteht in der gestörten Längsdurchgängigkeit. In diesem Wasserkörper werden mehrere Wasserkraftanlagen betrieben. Daher könnte es schwierig sein, Wehre zu entfernen oder umzugestalten, insbesondere falls langfristige Wasserrechte bestehen.

Die Wasserentnahme am Wasserwerk Wiesenburg bildet einen weiteren bedeutsamen Eingriff, welcher möglicherweise ebenfalls als irreversibel einzustufen ist, da das Wasserwerk die Stadt Zwickau mit Trinkwasser versorgt.

Übergangszone des zentralen Hochlandes (km 94- km 101)

Mit wenigen Ausnahmen scheint sich dieser Abschnitt in einem morphologisch guten Zustand zu befinden. Einzelne Wehre und andere Barrieren wären zu entfernen oder umzugestalten, um einen guten ökologischen Zustand zu erreichen.

Aufgrund der überwiegend forstwirtschaftlichen Nutzung ist der Nährstoffeintrag vermutlich geringer als in anderen Bereichen.

Stadtgebiete von Aue und Schlema (km 101 – km 109)

Trotz geringer Bebauuungsdichte im Vergleich zum Stadtgebiet von Zwickau führte die Urbanisierung im Gebiet Aue/Schlema zu einer vorläufigen Ausweisung als erheblich veränderter Wasserkörper. Sanierungsmaßnahmen sind nur mit erheblichem Aufwand umzusetzen. Mehrere Wehre müssten zur Wiederherstellung der ökologischen Durchgängigkeit geschleift oder mit Wanderhilfen versehen werden.

Da die defizitäre Fischfauna den Hauptgrund für den schlechten ökologischen Zustand darstellt, ist davon auszugehen, dass ein guter ökologischer Zustand erreicht werden kann.

Fluss des zentralen Hochlandes (km 109 - km 118)

Dieser Abschnitt ist morphologisch annähernd intakt. Zwar wird die Abflussdynamik durch die Talsperre Eibenstock vermindert, einige Zuflüsse wie z.B. die “Große Bockau” kompensieren diesen Effekt jedoch weitgehend. Sieben Wehre müssten geschleift oder umgestaltet werden, um eine natürliche Längsdurchgängigkeit wiederherzustellen.

Staugeregelter Fluss unterhalb eines Dammes (km 118 - km 122)

Aufgrund der Ergebnisse einer anderen Fallstudie (“Dhünn”) sowie des aktuell bestehenden mäßigen ökologischen Zustandes kann angenommen werden, dass eine Modifizierung der bestehenden Wehre in Verbindung mit einer ökologischen Optimierung des Talsperrenmanagements das Erreichen des guten ökologischen Zustands ermöglicht.

Tab. 23: Übersicht der erforderlichen Maßnahmen

Maßnahmen	Fluss in breiter Aue (km 57-km 72)	Stadtgebiet von Zwickau (km 72-km 81)	Übergangszone des zentralen Tieflands (km 81-km 94)	Übergangszone des zentralen Hochlandes (km 94-km 101)	Stadtgebiet von Aue and Schlema (km 101-km 109)	Fluss des zentralen Hochlands (km 109-km 118)	Staugeregelter Fluss (km 118-km 122)
Verbessern des chemischen Zustands							
Durchgängigkeit herstellen							
Maßnahmen an Deichen							
Extensivierung der Landwirtschaft							
Wiederherstellung der Abflussdynamik							

7.3 Erwägung anderer Umweltoptionen

Da die notwendigen Maßnahmen zum Erreichen eines guten ökologischen Zustands im Vergleich zu denjenigen zur Erreichung eines guten chemischen Zustandes nur von untergeordneter Bedeutung sind, ist es nicht erforderlich, andere Umweltoptionen in Betracht zu ziehen.

Für die Situationen in den Stadtgebieten Zwickau und Aue/Schlema stehen andere Umweltoptionen nicht zur Verfügung.

Die hydromorphologischen Maßnahmen und Veränderungen, die in den übrigen Wasserkörpern ergriffen werden müssten, verursachen nur geringfügige Eingriffe in die bestehenden Land- und Gewässernutzungen.

7.4 Ausweisung erheblich veränderter Wasserkörper

Aufgrund

- des starken Einflusses der chemischen Belastungsfaktoren im gesamten Untersuchungsgebiet,
- der eindeutigen Zuordnung in den urbanen Gebieten und,
- der geringen Einflüsse notwendiger Sanierungsmaßnahmen auf die Nutzung des Gewässers und der angrenzenden Landbereiche in den übrigen Gebieten

werden nur die Wasserkörper “Stadtgebiet von Zwickau” und “Stadtgebiet von Aue/Schlema” als erheblich verändert ausgewiesen.

Diese Ausweisung müsste geändert werden, falls bestehende Wasserrechte die notwendigen Optimierungen an Dämmen und Wehren in den übrigen Wasserkörpern verhindern, so dass sie nicht während der ersten Phase der Wasserrahmenrichtlinie umgesetzt werden können.

8 Definition des maximalen ökologischen Potenzials

Der ökologische Zustand der Zwickauer Mulde wird im Untersuchungsgebiet durch den chemischen Zustand determiniert, der wiederum maßgeblichen Einfluss auf die biologischen Qualitätskomponenten hat. Aus diesem Grunde erscheint die Definition höchster ökologischer Potenziale losgelöst von einer Bewältigung der chemischen Problematik nicht praktikabel.

9 Definition des guten ökologischen Potenzials

Der ökologische Zustand der Zwickauer Mulde wird im Untersuchungsgebiet durch den chemischen Zustand determiniert, der wiederum maßgeblichen Einfluss auf die biologischen Qualitätskomponenten hat. Aus diesem Grunde erscheint die Definition höchster ökologischer Potenziale losgelöst von einer Bewältigung der chemischen Problematik nicht praktikabel.

10 Bibliographie

Bick, Hartmut : Grundzüge der Ökologie . - Heidelberg [u.a.] : Spektrum, Akad. Verl. , 1999 ISBN: 3-8274-0800-8

DVGW (1998): Bericht über die 1997 durchgeführten Untersuchungen zur Kontrolle der Flußqualität der Zwickauer Mulde und deren Einfluß auf die Trinkwasserqualität in den Wasserwerken Wiesenburg/Wilkau-Haßlau. Dresden.

GAUMERT, T. (1999): Entwurf eines Bewertungsschemas für die fischökologische Klassifizierung. – Mitteilung der Arbeitsgemeinschaft für die Reinhaltung der Elbe, unveröffentlicht, 5 S.

Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) (2001): Gewässerstrukturgütekartierung in der BRD, Verfahren für kleine und mittelgroße Fließgewässer. Berlin 2001.

Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt (1997): Naturschutz im Land Sachsen-Anhalt.

Landesamt für Umwelt und Geologie des Landes Sachsen (2001): Gewässerstrukturbericht 2001.

Landesamt für Umwelt und Geologie des Landes Sachsen (1997): Gewässergütebericht 1997.

Landesamt für Umwelt und Geologie des Landes Sachsen (2000): Gewässergütebericht 2000.

Mansfeld, K. u. H. Richter (1995): Naturräume in Sachsen. In: Forschungen zur Deutschen Landeskunde Bd. 238. Selbstverlag, Trier.

Otto, G. u. A. Mleinek (1997): Lebensraum Fluß – Hydrologie und Biologie der Mulde. In: Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt: Naturschutz im Land Sachsen-Anhalt. S. 25-32

Reichhoff, L. u. K. Refior (1997): Der Naturraum der unteren Mulde und seine Nutzungen. In: Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt: Naturschutz im Land Sachsen-Anhalt. S. 3-11.

Regionalplan Südwestsachsen –Oktober 2000

Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie (2001): Tabelle zu den Hauptwerten der Durchflüssen an hydrologischen Pegeln des Untersuchungsgebietes (unveröff.).

Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie (1998): Die Fischfauna der sächsischen Mulden - Ergebnisse fischereibiologischer Untersuchungen.

Staatliches Umweltfachamt Plauen (1998): Bewirtschaftungsplan Zwickauer Mulde - Talsperre Eibenstock bis Wiesenburg. (Entwurf Juni 1998, unveröff.)

Wismut AG (1995): Wismut-Umweltatlas. Umgebungsüberwachung – natürliche Radioaktivität in der vom Uranerzbergbau beeinflußten Umgebung.

Anhang A7

Ökonomische Analyse

Institut für ökologische Wirtschaftsforschung gGmbH

ÖKONOMISCHE ANALYSE IM HINBLICK AUF ‚HEAVILY MODIFIED WATER BODIES' (HMWB)

Projektbearbeitung

Alexandra Dehnhardt
Ulrich Petschow (Projektleitung)

unter Mitarbeit von:
Daniel Weiner
Lennart Mohr

Institut für ökologische Wirtschaftsforschung (IÖW) gGmbH
Potsdamer Str. 105
10785 Berlin
Tel: +49 (30) 884 59 40

Berlin, 04. Februar 2001

Inhaltsverzeichnis

1 EINLEITUNG 1

2 ÖKONOMISCHE ANALYSE IM ZUSAMMENHANG MIT DER EG - WASSERRAHMENRICHTLINIE (WRRL) 2

2.1 ZIELE DER WRRL 2
2.1.1 Instrumente zur Erreichung der Ziele der WRRL 2
2.1.1.1 Kostendeckende Wasserpreise 2
2.1.1.2 Andere Instrumente 4
2.1.1.3 Beurteilung aus ökonomischer Sicht 4
2.2 WIRTSCHAFTLICHE ANALYSE 5
2.3 AUSNAHMETATBESTÄNDE 6
2.3.1 Abwägungsprozesse zur Ausweisung von HMWB 8
2.3.1.1 Fragestellungen und Interpretationsnotwendigkeiten 9
2.3.1.2 Kostenträgerschaft 10
2.3.2 Ökonomische Abwägung in der Gesetzgebung 10
2.3.2.1 Abfallrecht in Deutschland 10
2.3.2.2 Air Framework Directive 11
2.3.2.3 IVU Richtlinie 12
2.3.3 Interpretationsmöglichkeiten des Begriffs nutzbringende Ziele 14
2.3.3.1 Einzelwirtschaftliche Interpretation 14
2.3.3.2 Regionalwirtschaftliche Interpretation 15
2.3.3.3 Fazit 16
2.3.4 Abwägung der Maßnahmen zur Erreichung des guten ökologischen Potenzials 16

3 ÖKONOMISCHER BEWERTUNGSANSATZ BEI DER AUSWEISUNG VON HEAVILY MODIFIED WATER BODIES 17

3.1 ÖKONOMISCHE BEWERTUNGSANSÄTZE 17
3.2 BEWERTUNGSPROZESS: PRÜFSCHRITTE IM ÜBERBLICK 18
3.2.1 Significant adverse effects on specified uses 19
3.2.2 Alternatives to achieve beneficial objectives 21

4 FALLSTUDIEN 24

4.1 SEEFELDER AACH 24
4.1.1 Auswirkungen auf die Nutzungen und die weitere Umwelt 24
4.1.2 Abwägung von Alternativen 27
4.2 LAHN 34
4.2.1 Auswirkungen auf die Nutzungen und die weitere Umwelt 34
4.2.2 Abwägung von Alternativen 42
4.3 ELBE 48
4.3.1 Auswirkungen auf die Nutzung und die weitere Umwelt 48
4.3.2 Abwägung von Alternativen 54

5 LITERATUR 59

Tabellenverzeichnis

TABELLE 1: AUSWEISUNGSSCHRITT: SIGNIFIKANTE NEGATIVE EFFEKTE AUF NUTZUNGEN UND DIE WEITERE UMWELT 25
TABELLE 2: KOSTEN DER MAßNAHMENUMSETZUNG FÜR SZENARIO B UND C [IN €] 29
TABELLE 3: BERECHNUNGSGRUNDLAGEN FÜR DIE MAßNAHMEKOSTEN FÜR DIE SEEFELDER AACH 33
TABELLE 4: AUSWEISUNGSSCHRITT: SIGNIFIKANTE NEGATIVE EFFEKTE AUF NUTZUNGEN UND DIE WEITERE UMWELT 35
TABELLE 5: KLEINE WASSERKRAFTANLAGEN AN DER OBEREN LAHN 35
TABELLE 6: AUSWIRKUNGEN ÖKOLOGISCHER UMBAUMAßNAHMEN AUF DIE STROMGESTEHUNGSKOSTEN BEI KWK 39
TABELLE 7: EINFLÜSSE VON RENATURIERUNGSMAßNAHMEN AUF DIE WIRTSCHAFTLICHKEIT 40
TABELLE 8: KOSTEN FÜR MAßNAHMEN AN (NICHT GENUTZTEN) WEHREN ZUR HERSTELLUNG DER DURCHGÄNGIGKEIT 42
TABELLE 9: GESCHÄTZTE GESAMTKOSTEN BEI MODIFIKATION DER WASSERKRAFTNUTZUNG [IN €] 43
TABELLE 10: BERECHNUNGSGRUNDLAGEN FÜR DREI KLEINE WASSERKRAFTANLAGEN NACH BEE 46
TABELLE 11: BERECHNUNGSGRUNDLAGEN FÜR FÜNF KLEINE WASSERKRAFTANLAGEN AN DER LAHN .. 47
TABELLE 12: AUSWEISUNGSSCHRITT: SIGNIFIKANTE NEGATIVE EFFEKTE AUF NUTZUNGEN UND DIE WEITERE UMWELT 48
TABELLE 13: TRANSPORTEINNAHMEN FÜR GETREIDETRANSPORT AUF ELBERELATIONEN 51
TABELLE 14: AUSLASTUNG SCHIFFSTYPEN STADTSTRECKE MAGDEBURG 52
TABELLE 15: TRANSPORTIERTE GÜTERMENGEN IN SACHSEN UND SACHSEN ANHALT FÜR HAUPTVERKEHRSTRÄGER 56
TABELLE 16: ENERGIEVERBRAUCH DER GÜTERVERKEHRSTRÄGER 1996 (BAHN 1997) 56

Abbildungsverzeichnis

ABBILDUNG 1: WASSERNUTZUNGEN UND WASSERDIENSTLEISTUNGEN IM SINNE DER WRRL 3
ABBILDUNG 2: BEWERTUNGS- UND ENTSCHEIDUNGSVERFAHREN 17
ABBILDUNG 3: VERGLEICH TRAGFÄHIGKEIT - LADUNG STADTSTRECKE MAGDEBURG 52

1 Einleitung

Mit Umsetzung der EG - Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) werden im Grundsatz ökonomische Elemente in der Bewirtschaftungsplanung von Flusseinzugsgebieten gestärkt. Insbesondere im Zuge des Ausweisungsprozesses von sog. *heavily modified water bodies* sind in der WRRL ökonomische Bewertungsschritte explizit vorgesehen, allerdings werden kaum Angaben darüber gemacht, welche Ansätze und Methoden ökonomischer Bewertung Anwendung finden sollen, welche Kosten- und Nutzenbestandteile in die Bewertung einbezogen werden sollen oder aber auf welcher Ebene diese stattfinden soll. Insofern bietet die Richtlinie weite Interpretationsmöglichkeiten im Hinblick auf die ökonomische Analyse und Bewertung.

Im Rahmen der vorliegenden Studie werden auf dieser Grundlage zunächst grundsätzliche und allgemeinere Erwägungen hinsichtlich der Eignung ökonomischer Bewertungsansätze angestellt, sowie anhand der Fallbeispiele Seefelder Aach, Lahn und Elbe exemplarisch Ansatz, Vorgehensweise, Praktikabilität und Ergebnisse der Bewertung diskutiert.

Zunächst wird auf die Umweltziele der WRRL eingegangen. Im Anschluss daran werden die Instrumente der Umsetzung der WRRL unter besonderer Berücksichtigung der ökonomischen Anreizmechanismen betrachtet. Die „wirtschaftliche Analyse“ und ihr Bezug zum Thema werden in der Folge analysiert. Im Rahmen der Ausnahmebestimmungen der WRRL wird auf den Ausweisungsgrund von *heavily modified water bodies (HMWB)* fokussiert und in einem ersten Schritt überprüft, welche Analyseschritte vor einer Ausweisung erforderlich sind (u.a. einzelwirtschaftliche vs. regionalwirtschaftliche Abwägung). Im Weiteren werden entsprechende Ansätze im Rahmen bestehender Gesetzgebung betrachtet. Zum Schluss erfolgt eine detaillierte Darstellung der konkreten Prüfschritte im Rahmen des Ausweisungsprozesses und exemplarische Erprobung anhand der Fallbeispiele.

2 Ökonomische Analyse im Zusammenhang mit der EG - Wasserrahmenrichtlinie (WRRL)

2.1 Ziele der WRRL

Im Folgenden wird zunächst auf die Ziele und Instrumente der WRRL, deren Interpretation aus ökonomischer Sicht und deren Relevanz für die ökonomische Bewertung eingegangen.

Die Umweltziele der WRRL bestehen in der Erreichung

- eines guten Zustandes der Oberflächengewässer
- eines guten Zustandes des Grundwassers

Ein guter Zustand des Oberflächengewässers setzt sich zusammen aus (Artikel 2 Abs. 18):

- einem guten ökologischen Zustand
- einem guten chemischen Zustand

Der ökologische Zustand wird definiert als (Artikel 2 Abs. 18) die Qualität von Struktur und Funktionsfähigkeit aquatischer, in Verbindung mit Oberflächengewässern stehender Ökosysteme gemäß der Einstufung nach Anhang V. Damit werden, von den Ausnahmebestimmungen zunächst abgesehen, zu erreichende Umweltziele vorgegeben.

Ökonomische Ansätze haben das Ziel einer optimalen Allokation knapper Ressourcen, in dem hier vorliegenden Fall bezogen auf das Oberflächengewässer und das Grundwasser. Im Grundsatz sollten die Ressourcen denjenigen Verwendungen zugeführt werden, die den höchsten Nutzen stiften.

Der im Rahmen der WRRL gewählte Ansatz würde im Grundsatz dann dem *Standard Preis - Ansatz* der Umweltökonomie entsprechen: die Umweltziele werden vorgegeben und über Preismechanismen den Wassernutzern die ökologischen Knappheiten vermittelt. Eine Kostenanlastung, d.h. wenn die Wassernutzer die Kosten für Wassernutzung (inkl. der Umwelt- und Ressourcenkosten) zu tragen hätten, würde bei den Wassernutzern zu entsprechenden Anpassungsreaktionen führen und letztlich zur Erreichung der Ziele der WRRL beitragen.

Zusammenfassend sollten aus ökonomischer Sicht bei einer Vorgabe von Umweltzielen Preissignale dafür sorgen, dass es zu Anpassungsreaktionen der Wassernutzer (im weiten Sinne) im Sinne der WRRL kommt. Im Rahmen der WRRL ist ein solches Vorgehen allerdings nur begrenzt festzustellen.

2.1.1 Instrumente zur Erreichung der Ziele der WRRL

Zur Umsetzung der Ziele der WRRL werden verschiedene Wege verfolgt: einerseits sollen über den Grundsatz kostendeckender Preise - als ökonomisches Steuerungsinstrument - Anreizstrukturen geschaffen werden (hier ist hinsichtlich Umfang, Ausgestaltung, Anreizwirkung etc. zu differenzieren). Andererseits sollen Maßnahmenprogramme - als planerisches Instrument - zur Erreichung des guten Zustands der Oberflächengewässer entwickelt werden, die (lediglich) hinsichtlich ihrer Kosteneffizienz von ökonomischer Seite her zu bewerten sind. Die dazu notwendigen Informationsgrundlagen sollen im Rahmen der wirtschaftlichen Analyse bereitgestellt werden.

2.1.1.1 Kostendeckende Wasserpreise

In den Erwägungsgründen (Nr. 38) wird ökonomischen Anreizmechanismen ein wesentlicher Stellenwert eingeräumt. So sollen die Mitgliedsstaaten auch den Einsatz wirtschaftlicher Instrumente vorsehen: *„Der Grundsatz der Deckung der Kosten der Wassernutzung [englische Fassung: water services, d.V.]*

einschließlich umwelt- und ressourcenbezogener Kosten im Zusammenhang mit Beeinträchtigungen oder Schädigungen der aquatischen Umwelt sollte insbesondere entsprechend dem Verursacherprinzip berücksichtigt werden".

Zu den Begrifflichkeiten[1]:

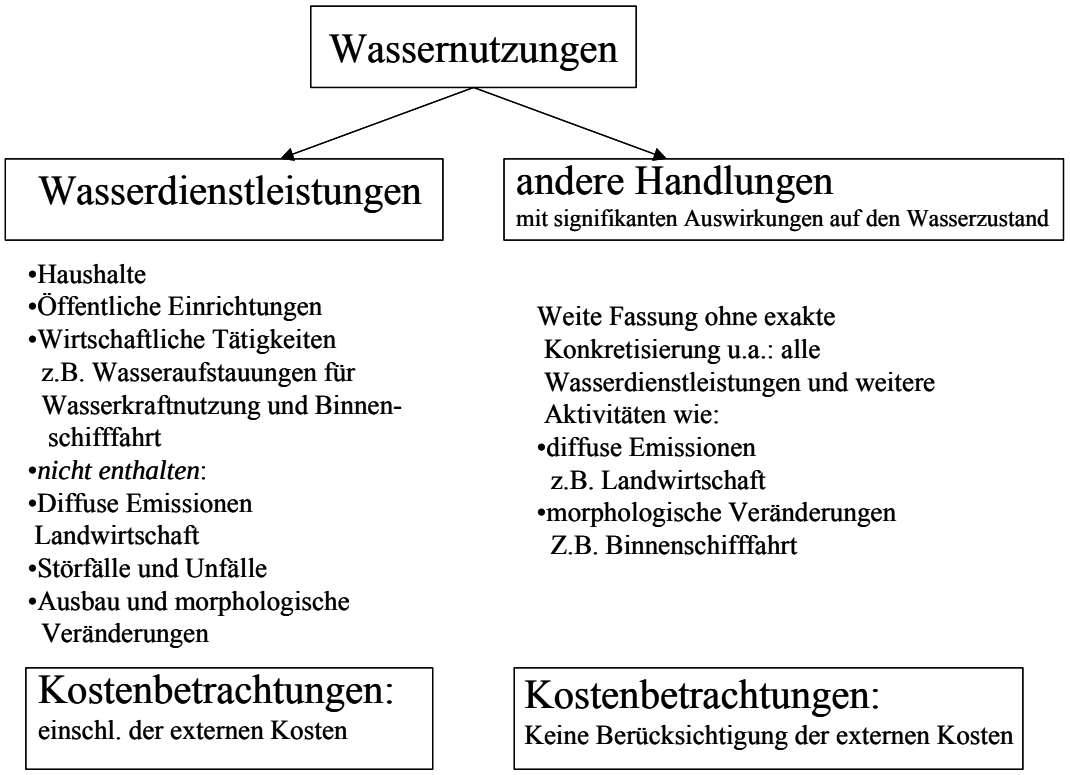
Wasserdienstleistungen werden in Artikel 2 Abs. 38 definiert als *„alle Dienstleistungen, die für Haushalte, öffentliche Einrichtungen oder wirtschaftliche Tätigkeiten folgendes zur Verfügung stellen:*

a. Entnahme, Aufstauung, Speicherung, Behandlung und Verteilung von Oberflächen- oder Grundwasser

b. Anlagen für die Sammlung und Behandlung von Abwasser, die anschließend in Oberflächengewässer einleiten."

Nach Artikel 9 Abs. 1 soll für diese **Wasserdienstleistungen** *„unter Zugrundelegung des Verursacherprinzips (der) Grundsatz der Deckung der Kosten der Wasserdienstleistungen einschließlich umwelt- und ressourcenbezogener Kosten"* berücksichtigt werden.

Wassernutzungen werden nach Artikel 2 Abs. 38 wie folgt definiert: *„die Wasserdienstleistungen sowie jede andere Handlung entsprechend Artikel 5 und Anhang II mit signifikanten Auswirkungen auf den Wasserzustand."*



Quelle: eigene Zusammenstellung nach BRACKEMANN

Abbildung 1: Wassernutzungen und Wasserdienstleistungen im Sinne der WRRL

[1] Die in der deutschen Version genutzten Begrifflichkeiten tragen ganz erheblich zu den Unklarheiten der WRRL bei. So werden die Begriffe Wassernutzung, Wasserdienstleistung, Wassergebrauch verwendet. Wassergebrauch kommt in der englischen Version nicht vor, in den Erwägungsgründen wird in der deutschen Version der Begriff Wassernutzungen gebraucht und in der englischen Version der Begriff „water services". Die deutsche Version erweist sich vor diesem Hintergrund als irreführend.

Nicht eindeutig geklärt ist, was der Begriff Wasserdienstleistungen beinhaltet: Bei der Definition von Wasserdienstleistungen werden Aufstauungen ausdrücklich erwähnt. Demnach sind Aufstauungen zum Zwecke der Binnenschifffahrt, der Wasserkraftnutzung oder auch den Hochwasserschutzes mit einbezogen. Unstrittig ist hingegen, dass die diffusen Belastungen durch die Landwirtschaft in dieser Definition von Wasserdienstleistungen nicht erfasst sind[2].

Festzuhalten ist, dass Wasserdienstleistungen nach dieser Definition Aufstauungen z.B. zu Zwecken der Wasserkraftnutzung, der Binnenschifffahrt und des Hochwasserschutz enthalten.

Das Problem der Kostenträgerschaft und der Anreizstrukturen

In Artikel 9 (Deckung der Kosten der Wasserdienstleistungen) wird die Bedeutung der Wassergebührenpolitik hervorgehoben (die entsprechende Anreize setzen soll), und darauf verwiesen, dass die verschiedenen **Wassernutzunge**n (zumindest differenziert nach den Sektoren Industrie, Haushalte und Landwirtschaft) aufzugliedern sind, und diese unter Berücksichtigung des Verursacherprinzips die Kosten der **Wasserdienstleistungen** decken sollen[3].

Demnach sollen die Wassernutzungen allein die Kosten der Wasserdienstleistungen (in der engen Definition – inkl. der Umwelt- und Ressourcenkosten) tragen, für Wassernutzungen jenseits der Wasserdienstleistungen gilt dies nicht. So müssen die (externen) Kosten z.B. von diffusen Einträgen der Landwirtschaft nicht getragen werden[4].

Wasserdienstleistungen wären dann solche Dienstleistungen, die einerseits mit der Wassermengenproblematik (also der Übernutzung von Wasserressourcen) und andererseits mit Aufstauungen verbunden sind und punktförmige Emissionen (insbes. Kläranlagen).

2.1.1.2 Andere Instrumente

Die WRRL geht nicht davon aus, dass preisliche Elemente die einzigen Steuerungselemente zur Erreichung der Umweltziele darstellen sollen. Die WRRL macht allerdings im Hinblick auf zu ergreifende Maßnahmen keine eindeutigen Angaben. Nach Anhang VI Teil B werden eine Vielzahl von Maßnahmen benannt, von Rechtsinstrumenten bis Verhaltenskodizes, die zur Erreichung der Ziele der WRRL eingesetzt werden können. Die in Anhang VI Teil B benannten wirtschaftlichen und steuerlichen Instrumente weisen dem Preismechanismus zwar einen besonderen, aber keineswegs zentralen Stellenwert zu.

2.1.1.3 Beurteilung aus ökonomischer Sicht

Aus ökonomischer Sicht ist die unterschiedliche Behandlung z.T. ähnlicher Tatbestände als problematisch zu bezeichnen. Um es an einem Beispiel zu verdeutlichen: Die Wasserdienstleistungen sollen ihre Kosten (inkl. der Umwelt- und Ressourcenkosten) tragen. Dies gilt z.B. für Kläranlagen (Wasserdienstleistungen), die ihre Emissionen punktförmig in das Gewässer einleiten. Diese punktförmigen Belastungen stellen allerdings lediglich ein Teilelement der Gewässerbelastungen (Gewässergüte) dar. Diffuse Belastungen z.B. durch die Landwirtschaft müssen diese Kosten hingegen nicht tragen (da dies als Wassernutzung kategorisiert wird). In der Folge müssen diese diffusen Belastungen im Rahmen der Maßnahmeprogramme allein dahingehend beurteilt werden, inwieweit eine

[2] In einem Begleitpapier der Kommission wird hingegen explizit auf die diffusen Emissionen und notwendigen Einbeziehung der Umwelt- und Ressourcenkosten verwiesen.
[3] Allerdings ist darauf hinzuweisen, dass eine vollständige Kostendeckung nicht zwangsläufig sofort erfolgen muss.
[4] Zumindest nicht über den Preismechanismus, sondern ggf. über Auflagen bzw. durch das Maßnahmeprogramm.

kosteneffiziente Umsetzung zur Reduzierung der Belastungen möglich ist (auch im Vergleich zu anderen Maßnahmen).

Der zentrale Unterschied besteht darin, dass im einen Fall die Internalisierung der Kosten (insbes. auch der Umwelt- und Ressourcenkosten) bereits zu Anpassungsreaktionen führen kann, im anderen Falle allein überprüft wird, welche Maßnahmen sich als kosteneffizient erweisen und damit zumindest in Teilbereichen die Nutzenbetrachtungen einer Erreichung der Ziele der WRRL außen vor bleiben.

2.2 Wirtschaftliche Analyse

Im Grundsatz wird in Artikel 5 (Merkmale der Flussgebietseinheit, Überprüfung der Umweltauswirkungen menschlicher Tätigkeiten und wirtschaftliche Analyse der Wassernutzung) auf folgende Dinge eingegangen:

1. Der Referenzzustand für die Oberflächenwasserkörper soll festgelegt werden
2. In der Folge soll *„eine Überprüfung der Auswirkungen menschlicher Tätigkeiten auf den Zustand der Oberflächengewässer und des Grundwassers“* vorgenommen werden. Ziel dürfte es dabei sein, dass ein Vergleich der Referenzbedingungen mit dem aktuellen Zustand des Oberflächengewässers erfolgt, wobei die Abweichungen des aktuellen Zustandes von den Referenzbedingungen auf die menschlichen Tätigkeiten zurückgeführt werden sollen. Diese Analyse muss demzufolge die Ursachen für die Abweichungen vom guten Zustand des Oberflächengewässers (unter Berücksichtigung des Zieles der WRRL) feststellen und damit zugleich die Informationsbasis für die Maßnahmeprogramme bereitstellen (im Grundsatz ähnelt dies dem aus der Indikatorendebatte bekannten Ansatz des *PSR – pressure, state, response*).

Im Hinblick auf die Überprüfung der Auswirkungen menschlicher Tätigkeiten sollen gemäß Anhang II Ziffer 1.4 :

- Die signifikanten Verschmutzungen der Punktquellen ermittelt werden (im Grundsatz aus allen Anlagen)
- Die signifikanten Verschmutzungen durch diffuse Quellen identifiziert werden
- Signifikante Wasserentnahmen ermittelt und eingeschätzt werden
- Die Auswirkungen signifikanter Abflussregulierungen festgestellt werden
- Signifikante morphologische Veränderungen von Wasserkörpern eingeschätzt und ermittelt werden
- Sowie andere signifikante anthropogene Auswirkungen auf den Zustand des Wassers eingeschätzt werden
- Schließlich sollen die Bodennutzungsstrukturen eingeschätzt werden.

Mit dieser Analyse wird gefordert, dass die Ursachen der Abweichungen vom Ziel des Gewässerzustandes gemäß der WRRL identifiziert, d.h. die Informationen über die Verursacher der Abweichung bereitgestellt, bzw. auch mögliche Gefährdungen des guten Zustandes identifiziert werden.

3. Die wirtschaftliche Analyse soll im Grundsatz die Auswirkungen der menschlichen Tätigkeiten wirtschaftlich analysieren. Das vorrangige Ziel ist es dabei allerdings zunächst, dass damit die Informationsgrundlagen zur Verfügung gestellt werden sollen, die einerseits die Berechnung der Kostenanlastung für Wasserdienstleistungen ermöglichen, andererseits im Hinblick auf Wassernutzungen die kosteneffiziente Umsetzung von Maßnahmeprogrammen.

Demnach sind die Ziele der wirtschaftlichen Analyse nach Anhang III folgende:

- Zum einen sollen *„einschlägigen Berechnungen durchgeführt werden können, die erforderlich sind, um dem Grundsatz der Deckung der Kosten der Wasserdienstleistungen .....Rechnung zu tragen“*

- Zum anderen sollen *„die in Bezug auf die Wassernutzung kosteneffizientesten Kombinationen der in das Maßnahmenprogramm nach Artikel 11 aufzunehmenden Maßnahmen .....beurteilt werden können“*.

Im Hinblick auf die Wasserdienstleistungen stehen somit zwei Dinge im Vordergrund:

- Zum einen wird darauf abgezielt, dass eine Subventionierung des Wasserpreises vermieden werden sollte und damit die Kosten von denjenigen, die Wasserdienstleistungen in Anspruch nehmen, getragen werden (wo dies nicht der Fall ist, kommt es zu einer Verzerrung des Preissystems).
- Zum anderen sind vor dem Hintergrund der Ziele der WRRL die Umwelt- und Ressourcenkosten durch die Inanspruchnahme für Wasserdienstleistungen zu identifizieren[5].

Im Hinblick auf alle anderen Wassernutzungen geht es demzufolge nicht um eine Internalisierung der Kosten (inkl. der externen Kosten) als vielmehr um die Abschätzung der Kosteneffizienz von Maßnahmen zur Erreichung der Ziele der WRRL. Die Kosteneffizienz von Maßnahmen ist ggf. auch hinsichtlich der Beeinträchtigungen durch Wasserdienstleistungen zu betrachten.

Die Maßnahmeprogramme (Artikel 11) basieren auf den Analysen des Artikels 5:

“...für jedes Flusseinzugsgebiet (soll) .. unter Berücksichtigung der Ergebnisse der Analysen gemäß Artikel 5 ein Maßnahmeprogramm festgelegt (werden).... um die Ziele gemäß Artikel 4 zu verwirklichen.“

Dabei sollen u.a. nach Ziffer 3 Buchstabe b *„Maßnahmen (getroffen werden), die als geeignet für die Ziele des Artikels 9 (Deckung der Kosten der Wasserdienstleistungen) angesehen werden.*“

In Artikel 11 Ziffer 4 wird zudem auf die Maßnahmen in Anhang VI Teil B verwiesen, die als ergänzende Maßnahmen als Teil des Maßnahmenprogramms verabschiedet werden können. U.a. unter iii) wirtschaftliche und steuerliche Instrumente. Insgesamt wird damit auch deutlich, dass den marktwirtschaftlichen Instrumenten keine Priorität eingeräumt wird.

Gleichwohl werden mit der wirtschaftlichen Analyse wesentliche Informationsgrundlagen geschaffen, die für die Entwicklung der Flusseinzugsgebiete eine zentrale Voraussetzung darstellen. Allerdings bleibt der Eindruck zurück, dass es in der Tat zunächst um die Bereitstellung der Informationsgrundlagen geht, da die Umsetzungsschritte von einer Vielzahl von Abwägungsprozessen abhängig gemacht werden und dabei auch die Kostenanlastung (einschl. umwelt- und ressourcenbezogener Kosten) in die Abwägungsschritte mit einbezogen werden.

2.3 Ausnahmetatbestände

Die WRRL sieht eine Reihe von Ausnahmetatbeständen im Hinblick auf die Erreichung der Ziele der WRRL vor. Bevor auf die Ausnahmetatbestände in unterschiedlicher Intensität eingegangen wird, zunächst einige Vorbemerkungen aus ökonomischer Sicht.

Die Direktive gibt Umweltziele vor, von denen angenommen wird, dass sie den Präferenzen der Bürger entsprechen. Im Grundsatz ist daher davon auszugehen, dass mit den Umweltzielen WRRL Nutzen verbunden sind, die die Kosten, die mit der Erreichung der Ziele der WRRL verbunden sind, übertreffen. Da zum einen die Umweltbedingungen und zum anderen die Umweltpräferenzen in der Europäischen Union zweifelsohne divers sind, sind Abweichungen von den Zielen der WRRL zu erwarten, unabhängig von den Kosten, die ggf. mit der Zielerreichung verbunden sind. Wenn davon ausgegangen wird, dass die Nutzen einer Umweltregulierung die Kosten übersteigen sollen, dann wären für die jeweiligen Umweltregulierungen entsprechend Nutzen- Kosten- Analysen aufzustellen.

[5] Es ist an dieser Stelle schwierig die Umwelt- und Ressourcenkosten jenseits der Ziele der WRRL festzustellen, da diese Kosten nur dann Kosten darstellen, wenn damit andere Nutzungen verhindert werden. Da die WRRL im Grundsatz durch die Vorgabe von Zielen den Referenzzustand vorgibt erscheint dies naheliegend.

Die WRRL sieht dies allerdings nur indirekt vor. Auf der einen Seite werden die zu erreichenden Ziele der WRRL benannt, wenn es allerdings in Frage steht, ob die ökologischen Ziele erreicht werden können, wird auf der anderen Seite ein Abwägungsprozess (im Hinblick auf die ökologischen Ziele) erforderlich, der einerseits die Kosten (signifikante negative Auswirkungen sowie unverhältnismäßige Kosten) und andererseits die Nutzen (wesentlich bessere Umweltoption) entsprechender Regulierungen, im spezifischen Kontext, identifizieren soll.

Im Grundsatz wird hier also davon ausgegangen, dass entsprechende Analysen bei der Erwägung möglicher Abweichungen von den Zielen der WRRL erforderlich sind[6]. Da in der aktuellen Diskussion Nutzen- Kosten- Analysen die Einbeziehung des Faktors Umwelt durchaus gängig ist, wäre im Sinne des ‚state of the art' davon auszugehen, dass es sich um ökologisch erweiterte Nutzen- Kosten- Analysen handeln sollte[7]. Gestützt wird diese Annahme durch den Fakt, dass ein Abwägungsprozess zur Ausweisung von HMB stattfindet. Sind die Maßnahmen zur Erreichung der ökologischen Umweltziele der WRRL nämlich mit „signifikanten negativen Auswirkungen" auf eine Reihe von Aktivitäten bzw. „nutzbringenden Zielen" verbunden, wird ein Abwägungsprozess erforderlich. Dieser bezieht sich auf die Maßnahmen zur Erreichung der ökologischen Ziele der WRRL und den damit verbundenen Einschränkungen von im weitesten Sinne ökonomischen Aktivitäten und den damit verbundenen „nutzbringenden Zielen", in Relation zu den Kosten, die mit den Maßnahmen zur Erreichung der Ziele der WRRL erforderlich sind.

In der WRRL werden zumindest drei Fälle benannt, bei denen das Ziel eines guten ökologischen Zustandes nicht erreicht werden muss:

1. die Ausweisung als HMB und damit abgeschwächter Ziele in Bezug auf die Gewässerstrukturgüte
2. die Verlängerung der Fristen
3. die Möglichkeiten geringere Ziele als in den Zielen der WRRL formuliert anzustreben.

Hier soll zunächst allein auf die angeführten Punkte 2 und 3 eingegangen werden, bevor vertieft auf den ersten Punkt eingegangen wird, der hier im Zentrum des Interesses steht.

Die Möglichkeit der Verlängerung der Fristen zur Erreichung der Ziele der WRRL stellt die Ziele nicht grundsätzlich in Frage, sondern relativiert allein die Frage des Zeitraums zur Erreichung der Ziele. Dies kommt zum Tragen bei Verbesserungen, die aus *„Gründen der technischen Durchführbarkeit nur in Schritten erreicht werden [können], die den vorgegebenen Zeitrahmen überschreiten"* und wenn *„die Verwirklichung der Verbesserungen innerhalb des vorgegebenen Zeitrahmens [...] unverhältnismäßig hohe Kosten verursachen [würde]"*.

Weniger strenge Umweltziele für bestimmte Wasserkörper können dann fixiert werden, wenn das „Erreichen dieser Ziele in der Praxis nicht möglich oder unverhältnismäßig teuer wäre" und weitere Bedingungen erfüllt sind: *„Die ökologischen und sozioökonomischen Erfordernisse, denen solche menschlichen Tätigkeiten dienen, können nicht durch andere Mittel erreicht werden, die eine wesentlich bessere und nicht mit unverhältnismäßig hohen Kosten verbundene Umweltoption darstellen."*

[6] Abweichungen nach Art. 4 (3), (4), (5). (6)

[7] Dies gilt z.B. auch für die NKA, die im Rahmen der Bundesverkehrswegeplanung durchgeführt werden. Gleichwohl ist in den gegenwärtig geltenden Verfahren eine Monetarisierung von Natur und Landschaft zwar vorgesehen, wird aber gegenwärtig nicht gefüllt.

2.3.1 Abwägungsprozesse zur Ausweisung von HMWB

Erfolgt eine Ausweisung eines Gewässers gemäß der Kriterien nach Artikel 4 Abs. 3 als HMWB, sind die folgenden Ziele zu erreichen (Artikel 4 Abs. 1, Buchstabe a iii):

- Ein gutes ökologisches Potenzial
- Ein guter chemischer Zustand der Oberflächengewässer

Im Ausweisungsprozess sind zwei Abwägungsprozesse erforderlich:

- zum einen inwieweit ein Gewässer als HMB ausgewiesen werden kann und
- zum zweiten welche Maßnahmen, auch im Falle der Ausweisung als HMWB zur Erreichung eines guten ökologischen Potentials, durchgeführt werden sollen

In Artikel 4 Abs. 3 werden die Gründe dargelegt, unter welchen Bedingungen ein Gewässer als HMB ausgewiesen werden kann. Dabei werden zum einen bestimmte Aktivitäten benannt, die im Grundsatz eine Ausweisung als HMB rechtfertigen können, zum anderen werden Kriterien entwickelt, unter welchen Bedingungen diese Aktivitäten eine Ausweisung als HMB rechtfertigen.

„Die Mitgliedsstaaten können einen Oberflächenwasserkörper als künstlich oder erheblich verändert einstufen, wenn

a) die zum Erreichen eines guten ökologischen Zustands erforderlichen Änderungen der hydromorphologischen Merkmale [d.h. auf die Gewässerstrukturgüte, d.V.] dieses Körpers signifikante negative Auswirkungen hätten auf:

(i) die Umwelt im weiteren Sinne,

(ii) die Schifffahrt, einschließlich Hafenanlagen, oder die Freizeitnutzung,

(iii) die Tätigkeiten, zu deren Zweck das Wasser gespeichert wird, wie Trinkwasserversorgung, Stromerzeugung oder Bewässerung

(iv) die Wasserregulierung, den Schutz vor Überflutungen, die Landentwässerung; oder

(v) andere ebenso wichtige nachhaltige Entwicklungstätigkeiten des Menschen.

b) die nutzbringenden Ziele, denen die künstlichen oder veränderten Merkmale des Wasserkörpers dienen, aus Gründen der technischen Durchführbarkeit oder aufgrund unverhältnismäßiger Kosten nicht in sinnvoller Weise durch andere Mittel erreicht werden können, die eine wesentlich bessere Umweltoption darstellen."

Wird in Teil a darauf verwiesen, dass „signifikante negative Auswirkungen" auf eine Reihe von Aktivitäten grundsätzlich eine Ausweisung als HMWB ermöglichen (diese Aktivitäten werden damit in Verbindung mit „nutzbringenden Zielen" gebracht), so zielt Teil b darauf ab, dass eine Abwägung und damit eine Bewertung stattfinden soll. Ausgangspunkt dieser Bewertung sind die „nutzbringenden Ziele", denen die Aktivitäten dienen, die die Veränderungen des Wasserkörpers hervorgerufen haben, die *„aus Gründen der technischen Durchführbarkeit oder aufgrund unverhältnismäßiger Kosten nicht in sinnvoller Weise durch andere Mittel erreicht werden können, die eine wesentlich bessere Umweltoption darstellen."*

Beide Elemente des Art. 4 (3) a und b müssen zusammen betrachtet werden.

Damit wird die Ausweisung als HMWB zugelassen, wenn die Erreichung der „nutzbringenden Ziele" durch andere Mittel, die

a. aus Gründen der technischen Durchführbarkeit nicht in sinnvoller Weise

b. aufgrund unverhältnismäßiger Kosten nicht in sinnvoller Weise erreicht werden können und

c. die Maßnahmen zudem die wesentlich bessere Umweltoption darstellen müssen.

Dies bedeutet, dass selbst wenn die nutzbringenden Ziele im Grundsatz durch andere Optionen technisch durchführbar wären und auch keine unverhältnismäßigen Kosten entstehen würden, die anderen Mittel die wesentlich bessere Umweltoption darstellen müssten.

Im Grundsatz sind demnach folgenden Interpretationen erforderlich:

- **signifikant negative Auswirkungen**
- **nutzbringende Ziele**
- **technische Durchführbarkeit**
- **unverhältnismäßige Kosten**
- **wesentlich bessere Umweltoption**

2.3.1.1 Fragestellungen und Interpretationsnotwendigkeiten

Haben die Maßnahmen zum Erreichen eines guten ökologischen Zustandes **signifikante negative Auswirkungen**, so kann ein Gewässer als HMB ausgewiesen werden. Entscheidend ist dann die Bestimmung des Signifikanzniveaus ab dem dies möglich ist.

Es ist nicht eindeutig geklärt, wie die **nutzbringenden Ziele** zu definieren sind. Zwar werden einige Aktivitäten benannt, bei denen „signifikante negative Auswirkungen“ zu einer Ausweisung berechtigen und es wird in der Folge darauf abgehoben, dass die „nutzbringenden Ziele, denen die „veränderten Merkmale des Wasserkörpers“ dienen unter den genannten Bedingungen aufrechterhalten bleiben sollen. Gleichwohl wird damit auf nutzbringende Ziele, also der Ergebnisse der angeführten Aktivitäten, verwiesen und nicht auf einen Bestandsschutz spezifischer Aktivitäten. Bspw. können Ziele der Aktivitäten in der Sicherung von Arbeitsplätzen bestehen oder aber in der Bereitstellung von Verkehrsinfrastrukturen (und damit Transportmöglichkeiten). Die Erreichung des guten ökologischen Zustandes könnte dann dazu führen, dass diese nutzbringenden Ziele ggf. nicht mehr erbracht werden könnten, insbesondere dann, wenn die benannten Aktivitäten aufgegeben werden müssten.

Vor dem Hintergrund dieser Interpretation wird mit der Analyse der **signifikanten negativen Auswirkungen** auf verschiedene Aktivitäten eine einzelwirtschaftliche Betrachtung unterstellt, die **nutzbringenden Ziele** wären hingegen einer regionalwirtschaftlichen (bzw. gesamtwirtschaftliche) Betrachtung unterzogen.

Die nutzbringenden Ziele werden als gegeben angesehen und im Grundsatz nicht hinterfragt[8]. Die nutzbringenden Ziele sind in der Formulierung in dem Sinne fixiert, dass es bei den Abwägungen erforderlich ist, dass diese nutzbringenden Ziele auch weiterhin erbracht werden können. Deshalb ist eine Abwägung überhaupt erst erforderlich. Nutzbringende Ziele sind demnach zunächst die Nutzen, die sich aus den bestehenden Aktivitäten ergeben, eine Abwägung mit externen Kosten und damit einer gesamtwirtschaftlichen Bewertung erfolgt an dieser Stelle nicht. Demzufolge wird vom Status quo ausgegangen.

Die **unverhältnismäßigen Kosten** machen eine Abwägung erforderlich: Inwieweit sind die zu erwartenden (Umwelt-) Verbesserungen durch Maßnahmen zum Erreichen des guten ökologischen

[8] Wie in der Folge noch dargestellt wird, besteht die Möglichkeit, dass die nutzbringenden Ziele nur deshalb verfolgt werden, weil die Umwelt- und Ressourcenkosten in den Preisen für die Wasserdienstleistungen nicht einbezogen sind. Wären diese Kosten einbezogen, dann bestünde zumindest die Möglichkeit, dass die einzelwirtschaftliche Rentabilität in Frage gestellt würde und in der Folge bestimmte Aktivitäten nicht mehr durchgeführt würden. Die Folge wäre demnach, dass die nutzbringenden Ziele letztlich nicht mehr verfolgt werden könnten und sich damit Konfliktpunkte auflösen könnten.

Zustands im Verhältnis zu den Kosten zu sehen, um damit die nutzbringenden Ziele aufrechtzuerhalten. Dabei muss der Maßstab gefunden werden, was in diesem Sinne (un-) verhältnismäßig ist.

Zudem müssen die anderen Mittel, mit denen die nutzbringenden Ziele erbracht werden können, die eine **wesentlich bessere Umweltoption** darstellen. D.h. selbst wenn die Kosten als nicht unverhältnismäßig zu beurteilen wären, würde die Ausweisung als HMWB dennoch erfolgen können, wenn nicht der Nachweis erbracht wird, dass die anderen Mittel tatsächlich die wesentlich bessere Umweltoption darstellen[9].

Die Bewertung der wesentlich besseren Umweltoption ist über alle Umweltmedien hinweg durchzuführen, d.h. es müsste z.B. im Falle der Binnenschifffahrt geprüft werden, ob bei einer Verlagerung des Transportaufkommens auf andere Verkehrsträger die Verbesserungen des ökologischen Zustandes des Gewässers mit der Veränderung der Luftemissionen aufgewogen werden können.

2.3.1.2 Kostenträgerschaft

Wie aus den obigen Ausführungen deutlich geworden ist, sind Maßnahmen denkbar, die die bestehenden Nutzungen nicht in Frage stellen, gleichwohl mit Kosten verbunden sind. So kann der Bau einer Fischtreppe die ökologische Situation im Gewässer verbessern und die bisherigen Nutzungen weiterhin ermöglichen, d.h. die nutzbringenden Ziele können auch weiterhin erbracht werden, gleichwohl fallen Kosten für den Bau und die Unterhaltung der Fischtreppe an. Hier stellt sich dann die Frage, wer diese Kosten tragen muss und, wenn diese Kosten durch die „Verursacher" getragen werden müssen, inwieweit dies zu Problemen der Kostentragung führen kann.

2.3.2 Ökonomische Abwägung in der Gesetzgebung

2.3.2.1 Abfallrecht in Deutschland

Das Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz (KrW-/AbfG) von 1994 räumt in § 5 Abs. 2 der stofflichen oder energetischen Verwertung von Abfall Vorrang vor dessen Beseitigung ein, soweit diese, wie in § 5 Abs. 4 näher spezifiziert, „technisch möglich und wirtschaftlich zumutbar ist, insbesondere für einen gewonnenen Stoff oder eine gewonnene Energie ein Markt vorhanden ist oder geschaffen werden kann."

Der Begriff „wirtschaftliche Zumutbarkeit" zielt darauf ab, dass dem Abfallproduzenten eine Verwertung von Abfällen auch dann zumutbar ist, wenn die Kosten der Verwertung über denen der Beseitigung liegen. Gleichwohl wird der Begriff „wirtschaftliche Zumutbarkeit" keineswegs einheitlich interpretiert.

Zumindest zwei Interpretationen sind geläufig:

a. Die wirtschaftliche Zumutbarkeit wird auf die wirtschaftliche Situation des Einzelbetriebes bezogen. Zusätzliche Kosten, die sich aufgrund der Verwertung ergeben, müssen auf die einzelbetriebliche Situation Rücksicht nehmen. In der Summe darf der Betrieb in seiner wirtschaftlichen Existenz nicht in Frage gestellt werden. Zum Teil existieren engere Interpretationen, die letztlich darauf abzielen, dass auch einzelne Teilaktivitäten des Unternehmens nicht in Frage gestellt werden dürfen, d.h. die Grenze der Zumutbarkeit bestimmt sich damit nicht aus der Leistungsfähigkeit des Betriebes insgesamt sondern aus der einzelnen Aktivität.
b. Eine zweite weitergehende Interpretation geht davon aus, dass sich die Bewertung auf die wirtschaftliche Situation eines Durchschnittsbetriebes eines Sektors bezieht und damit auch die Existenzgefährdung von Grenzanbietern als möglich ansieht.

[9] Im deutschen Recht kann die Größe „unverhältnismäßig" im Grundsatz interpretiert werden. Zentrales Moment wäre, dass enteignungsmäßige Formen der Umsetzung von Recht ohne Kompensation nicht denkbar sind. Was dies im Einzelfall bedeutet müsste letztlich durch Gerichte geklärt werden.

Vereinfacht sieht die Vorgehensweise[10] dann wie folgt aus:

0. Stufe: Ermittlung der „betriebswirtschaftlichen Zusatzlast“

1. Stufe: Verhältnismäßigkeitsprüfung der Zusatzlast
(externe Rechtfertigung durch ökol. Zusatznutzen?)

2. Stufe: Tragbarkeitstest
(gerechtfertigte Zusatzlast auch tragbar?)

In der Stufe zwei kann dann nach sektoralem Ansatz oder nach einzelbetrieblicher Herangehensweise überprüft werden. Die grundsätzlichen Schritte bleiben gleich.

2.3.2.2 Air Framework Directive

Die Air Framework Directive der EG aus dem Jahre 1984, auch bekannt als BATNEEC (Best Available Technology Not Entailing Excessive Cost) Direktive, sei, so wird vielfach erwähnt, ein Mix aus deutscher Herangehensweise (Stand der Technik) und der englischen, vielfach flexibleren Herangehensweise, in der Rahmenkonzepte entwickelt werden, die dann einzelfallorientiert umgesetzt werden.

Differenzierung von Stand der Technik und BATNEEC

Das deutsche Vorgehen durch die Vorgabe des Standes der Technik und dem damit implizit enthaltenen Minimierungsgebot wird mit BATNEEC nicht angezielt, vielmehr geht es nicht allein um die Emissionsminderung nach Maßgabe technischer Machbarkeit (MEINKEN 1999: 3), sondern es werden unterschiedlichen Ziele und Zielkombinationen möglich in Abhängigkeit von den jeweiligen Substanzen, die jeweils ein unterschiedliches Gewicht haben. Ohne dies hier im Zusammenhang mit der WRRL weiterführen zu wollen, sei hier auf verbindliche Werte, die in Großbritannien in der Regel als „unpracticable“ angesehen werden, verwiesen[11]. „Practicable“ wird verstanden als *„reasonable practicable, having regard, amongst other things, to local conditions, to the financial implications and to the current state of technology.”* [12]

Von Bedeutung an dieser Stelle ist die Interpretation des Begriffs „excessive costs“. Hier werden ähnliche Interpretationen geliefert wie im deutschen Fallbeispiel der Abfallwirtschaft:

In diesem Zusammenhang werden drei Ansätze der Bedeutung von „excessive costs“ dargelegt[13]:

a. was für ein einzelnes Unternehmen tragbar ist („can afford“)
b. eine sektororientierte Betrachtung, was kann ein durchschnittliches Unternehmen eines Sektors tragen („afford“)
c. eine Betrachtung im Hinblick auf die relativen Gewinne durch die erreichte Umweltqualität in Relation zu den Kosten – d.h. environmental cost/benefit approach.

Der Prozess, um eine Abschätzung der „excessive costs“ zu ermöglichen, besteht dabei in zwei Ansätzen:

a. auf der Basis von ökonomischen Informationen und formalen Analysetechniken
b. in der Expertenbeurteilung und den Verhandlungen mit den jeweiligen Anlagenbetreibern.

---

[10] Vgl. dazu GAWEL, E. (2001)
[11] MEINKEN verweist darauf, dass dies traditionell so sei und dass EG Richtlinien, die Standards vorgeben, in diesem Zusammenhang „nur zögerlich und nur mit Widerwillen umgesetzt“ wurden.
[12] Health and Safety Executive: Notes on Best Practicable Means. BPM 1/84: Best Practicable Means: General Principles and Practice, in: Dies: Industrial Air Pollution Control 1993, London 1985
[13] SORRELL, S. (2000). SORRELL analysiert in diesem Zusammenhang die unterschiedlichen Konzepte auch jenseits der Ölraffinerien. SORRELL, S. (2001)

Die Richtlinien der DoE zur Interpretation des BATNEEC Ansatzes sehen im Grundsatz vor, dass BATNEEC zwei Analyseschritte erfordern:

a. einen umweltorientierten Kosten– Nutzen Test um zu überprüfen, inwieweit die Umweltnutzen bei dem Einsatz von BAT die Kosten übersteigen

b. einen sektoralen „affordability" Test, also eine Bewertung, inwieweit die Kosten der Nutzung von BAT getragen (afforded) werden kann, ohne einen ernsthaften Schaden für die Wettbewerbssituation eines Sektors[14].

Zentral ist es dabei, dass diese beiden Analyseschritte keineswegs einheitlich ausfallen müssen: die Nutzen- Kosten- Analyse kann ergeben, dass der Einsatz der BAT sinnhaft ist, gleichwohl kann der sektorale Test ergeben, dass dies für den jeweiligen Sektor nicht tragbar ist[15].

2.3.2.3 IVU Richtlinie

In der IVU Richtlinie wird der Begriff „beste verfügbare Techniken" (BVT, engl. BAT) [16] in dem Sinne genutzt, dass eine Bewertung der Nutzen und Kosten bereits stattgefunden hat, dabei enthält die Definition der BVT die BATNEEC als auch die BPEO Ansätze. Dabei wird die Technik als *verfügba*r angesehen, die *„in einem Maßstab entwickelt sind, der unter Berücksichtigung des Kosten/Nutzen-Verhältnisses[17] die Anwendung unter in dem betreffenden industriellen Sektor wirtschaftlich und technisch vertretbaren Verhältnissen ermöglicht[18].“* Die Techniken werden als *beste* bezeichnet, wenn sie die am wirksamsten zur Erreichung eines allgemein hohen Schutzniveaus für die Umwelt generell darstellen. Gleichwohl werden auch hier Abwägungsprozesse erforderlich, die u.a. die lokalen standortspezifischen Faktoren aber auch die örtlichen Umweltbedingungen berücksichtigt.

Best Practicable Environmental Option

Die IVU Richtlinie fordert eine „gesamthafte" Bewertung der Umweltauswirkungen, gleichwohl erweist es sich als problematisch, die unterschiedlichen Umweltwirkungen zum einen zu bewerten und zum anderen kommensurabel zu machen. Im Rahmen der Wasserrahmenrichtlinie wird im Grundsatz mit dem Begriff „wesentlich bessere Umweltoption" ähnliches gefordert.

Zentrale Probleme bestehen letztlich darin, dass zum einen die Frage geklärt werden muss:

a. welcher Maßstab geeignet ist, unterschiedliche Umweltauswirkungen miteinander zu verrechnen

b. welche Ebene des Staates letztlich darüber entscheidet, insbesondere wenn keine geeigneten verallgemeinerbaren Bewertungsmaßstäbe existieren und damit der subjektiven Entscheidung eine zentrale Rolle zukommt. Hier stellt sich dann (ähnlich wie im Falle der WFD) das Problem, inwieweit z.B. die Genehmigungsbehörde Einzelfallentscheidungen treffen kann oder ob bereits bei der „Festlegung abstrakt-genereller Standards medienübergreifende Aspekte zu berücksichtigen (sind), so

[14] PEARCE bezeichnet den sectoral affordability approach als ‚corporate burden' den Nutzen Kosten Ansatz als ‚national economic burden'. PEARCE, D.; BRISSON, I. (1995)

[15] PEARCE/BRISSON (1995) präferieren den Ansatz der Kosten-Nutzen-Analyse, u.a. da dies ursprünglich der Denkansatz in der Direktive war, die Regulierungsbehörden mit dem „affordability" - Test überfordert sind und zudem die ökonomische Effizienz mit diesem Ansatz verfolgt werden könnte. Gleichwohl gibt SORELL (2001) zu bedenken, dass die monetären Bewertungen nicht unumstritten sind.

[16] Vgl. dazu u.a. die Richtlinie und die Diskussion zu den BREF's u.a. unter www.eipoch.irc.es/pages/BATintro.htm

[17] Darunter kann eine gesamtwirtschaftliche NKA verstanden werden, in der Nutzen und Kosten der Ziele abgewogen werden.

[18] Dies wäre dann die einzelwirtschaftliche Betrachtungsweise zu interpretieren.

dass die Genehmigungsbehörde von den Vollzugslasten einzelfallbezogener Abwägungen verschont bleibt“ (MEINKEN 1999: 2) [19].

Die Identifikation der BPEO ist ein mehrstufiges Entscheidungsverfahren[20]:

1. Das Ziel des Produktionsprozesses muss definiert werden
2. Welche technischen Optionen stehen zur Erreichung des Produktionsziels zur Verfügung (Berücksichtigung BATNEEC)
3. Erfassung und Bewertung der Gesamtumweltauswirkungen (Frage der Indikatoren)
4. Erstellung einer Rangliste nach den Umweltauswirkungen, Identifikation der best environmental option (Probleme der Kommensurabilität und der jeweiligen Indices)
5. Identifikation der BPEO: wenn nicht die unter vier identifizierte Lösung genutzt wird, dann muss nachgewiesen werden, dass diese nicht „practicable“ ist, also unverhältnismäßige Kosten verursacht werden
6. Überprüfung des Verfahrens durch den Antragsteller

Generelle Probleme

Beide Ansätze, sowohl der deutsche als auch der englische (hier am Beispiel der AFD) und der Ansatz der IVU Richtlinie, machen grundlegende Probleme deutlich.

Es ist z.T. nicht geklärt, welche Bewertungsansätze zu verfolgen sind. Die Interpretation, dass Nutzen-Kosten Analysen durchgeführt werden sollten existiert zwar, stellt sich aktuell allerdings nicht als gängige Praxis dar.

Die Differenzierung zwischen einzelbetrieblichen und sektoralem Vorgehen orientiert zwar grundsätzlich in den genannten Fällen auf die jeweiligen wirtschaftlichen Sektoren, gleichwohl wird zum einen aufgrund der Datenverfügbarkeit aber auch der Berücksichtigung u.a. der lokalen Bedingungen (IVU) vielfach einzelbetrieblich orientiert.

Damit wird zwar zum einen ausgegangen, dass ein Ausscheiden der Grenzbetriebe möglich sein könnte, in der Praxis ist dies allerdings real kaum realistisch, da dies ein erhebliches politisches Standing erfordern würde. Zum zweiten besteht ein weiteres Problem darin, dass es sich vielfach als schwierig erweist, einen durchschnittlichen Betrieb zu definieren und damit in der Regel die spezifische Situation des einzelnen Betriebs in den Vordergrund gerät.

Für die WRRL kann dies bedeuten, dass im Hinblick auf den Abwägungsprozess sich demnach *signifikante negative Auswirkungen* zumindest anhand einer sektoralen Betrachtung (soweit verfügbar) festmachen lassen, die *unverhältnismäßigen Kosten* anhand der Überlegungen zum Umweltnutzen der Maßnahme in Relation zu den Kosten, die Bewertung der *wesentlich besseren Umweltoption* im Rahmen eines Abwägungsprozesses (wie z.B. der BPEO) identifizieren. In der Praxis erweist es sich allerdings regelmäßig als schwierig die benannten Größen (signifikante negative Auswirkungen, unverhältnismäßige Kosten etc.) zu fixieren, da es sich vielfach um Einzelfallentscheidungen handelt, die aus wirtschaftlicher Sicht nicht offengelegt werden[21].

[19] MEINKEN, L. (1999)
[20] MEINKEN, Lutz (1999: 6)
[21] Derartige Fragestellungen werden anhand der Fallbeispiele zu diskutieren sein.

2.3.3 Interpretationsmöglichkeiten des Begriffs nutzbringende Ziele

Aus den Formulierungen der WRRL geht nicht hervor, worauf sich die „nutzbringenden Ziele“ konkret beziehen. Aus den zuvor gemachten Ausführungen lassen sich zumindest drei Interpretationen ableiten:

a. eine einzelwirtschaftliche Interpretation: welche Auswirkungen hätte die Erreichung der Ziele für die wirtschaftliche Position des Unternehmens
b. eine sektorale Betrachtung: welche Auswirkungen hätte die Erreichung der Ziele der WRRL für „den“ Durchschnittsbetrieb eines Sektors
c. eine gesamtwirtschaftliche (regionalwirtschaftliche) Betrachtung: welche Nutzen ergeben sich aus der Verbesserung der Umweltqualität in Relation zu den aufzuwendenden Kosten? (Nutzen- Kosten- Analyse)

2.3.3.1 Einzelwirtschaftliche Interpretation[22]

Die nutzbringenden Ziele beziehen sich konkret auf einzelwirtschaftliche Aktivitäten. Dann wäre z.B. in Bezug auf die Verschlechterung der Bedingungen der Binnenschifffahrt zu prüfen, wie sich diese auf die Transportkosten für einen Betrieb bzw. ein Unternehmen auswirken. Werden damit unverhältnismäßige Kosten für den einzelnen Betrieb verursacht? Und in welcher Relation stehen die Umweltverbesserungen zu den Kosten, die dem Betrieb angelastet werden? In diesem Zusammenhang ist zudem zu klären, inwieweit es auf die konkrete Situation des einzelnen Unternehmens ankommt, demzufolge wäre die Fragestellung zu beantworten: wie wirken sich die Ziele zur Erreichung der WRRL auf die einzelwirtschaftlichen Aktivitäten (bzw. auch Teilaktivitäten) des Unternehmens aus?

Dabei kommt es zweifelsohne auch darauf an, den Betroffenheitsgrad zum einen im Hinblick auf die Signifikanz der negativen Auswirkungen auf die in Artikel 4 Ziffer 3 Buchstabe a ii – v benannten Aktivitäten und zum anderen auf die nutzbringenden Ziele festzustellen.

Im deutschen Recht wird diese Abwägung in der Regel unter dem Begriff *wirtschaftliche Zumutb*arkeit gefasst, wobei die Abwägung getroffen wird zwischen ökologischer Vorteilhaftigkeit und den zusätzlichen Kostenbelastungen, die ein wirtschaftlicher Akteur zu akzeptieren hat. Dabei existieren unterschiedliche Interpretationen, zum einen wird auf den individuellen Betrieb abgehoben zum anderen wird auf den Branchendurchschnitt abgehoben (s.o.)[23]. In der Verwaltungspraxis wird z.T. davon ausgegangen, dass die Maßnahmen dann eingefordert werden können, wenn sie z.B. eine Zusatzbelastung von 10-20% gegenüber dem vorherigen Zustand nicht übersteigen[24]. Folgt man dieser Auffassung, dann könnten Maßnahmen durchsetzbar sein, die die angeführten Aktivitäten nicht gefährden und die die nutzbringenden Ziele nur begrenzt beeinflussen.

---

[22] Des weiteren wäre zu klären was als nutzbringendes Ziel gefasst werden kann: wird z.B. die Schifffahrt an sich als nutzbringendes Ziel betrachtet oder die Transportleistungen, die für Dritte erbracht werden. Dies ist nicht eindeutig, da die Schifffahrt selbst eine ökonomische Aktivität darstellt, die zugleich nutzbringende Ziele verfolgt, bzw. zumindest von Maßnahmen die eine Verschlechterung der Fahrmöglichkeiten der Schiffe nach sich ziehen würde, zumindest einzelwirtschaftlich betroffen wäre. Dann würde sich wiederum die Frage der wirtschaftlichen Zumutbarkeit stellen.

[23] Weitere Hilfsindikatoren z.B. im BImSchG sind z.B. Branchenüblichkeit, also werden von anderen Unternehmen entsprechende Maßnahmen durchgeführt bzw. getragen? In diesem Falle wird die Zumutbarkeit nicht mehr aus der einzelwirtschaftlichen Betrachtungsweise gewonnen sondern im Hinblick auf den Durchschnitt der Branche.

[24] Diese griffige Zahl wird z.B. im Vollzug des deutschen Abfallrechts als zumutbar angesehen, wenn es z.B. um die wirtschaftliche Zumutbarkeit von Maßnahmen der Verwertung gegenüber Maßnahmen der Beseitigung geht. Dabei wird allerdings davon ausgegangen, dass die Verwertung einen ökologischen Nutzen nach sich zieht. Auch hier wird von einer einzelwirtschaftlichen Betrachtungsweise ausgegangen.

2.3.3.2 Regionalwirtschaftliche Interpretation

Die nutzbringenden Ziele beziehen sich auf die Region und die wirtschaftlichen Entwicklungspotentiale insgesamt, unabhängig von der Position eines einzelnen wirtschaftlichen Akteurs. Dann wäre zu fragen, welche Kosten die Einschränkung der nutzbringenden Ziele verursacht und zugleich wäre ein Nutzenvergleich zwischen der bestehenden Nutzung, die potenziell die Ausweisung als HMWB notwendig macht, und Nutzen die sich aus den Zielen der WRRL ergeben, erforderlich. Hier wäre dementsprechend eine Nutzen- Kosten- Analyse durchzuführen, die ggf. die Nicht-Ausweisung zur Folge haben könnte, um die regionalen Effekte zu identifizieren.

Es wären dann sowohl die (Opportunitäts-) Kosten einzubringen, die durch die Verdrängung bestehender Nutzungen entstehen als auch die Kosten, die für die Durchführung der Maßnahmen entstehen (also z.B. Rückbaukosten), diese wären dann den Nutzen gegenüberzustellen, die sich der Rückbaumaßnahme für die Umwelt etc. ergeben.

Der zweite Ansatz hätte den (ökonomischen) Charme, dass zwar grundsätzlich die Ziele der WRRL gelten, dass aber davon abgewichen werden kann, wenn die Nutzen aus der Zielerreichung durch die Kosten, die damit verursacht werden, überkompensiert werden und damit regionale Abwägungsprozesse möglich werden.

Beispiel Binnenschifffahrt

Vor dem Hintergrund der oben angeführten Differenzierung sind ebenfalls zumindest zwei Ansätze denkbar:

Welche Folgen für die *einzelwirtschaftlichen* nutzbringenden Ziele hätten Verschlechterungen der Transportmöglichkeiten per Binnenschiff für einen (bzw. mehrere) Betrieb in der jeweiligen Region? [25] Werden damit dem Betrieb unverhältnismäßigen Kosten auferlegt? Hier ist dann zu fragen, welche Belastungen der Betrieb mit entsprechenden Maßnahmen zu tragen hätte, also z.B. der Verlagerung des Transports auf die Straße. Ist dies dem Einzelbetrieb zumutbar (welche Konsequenzen hätte dies für das Unternehmen bzw. auch die Teilaktivität)? Bei einer branchenorientierten Betrachtung (die also nicht auf den einzelnen Betrieb orientiert) müsste dann geprüft werden, ob die zusätzlichen Belastungen von einem Durchschnittsbetrieb zu tragen sind, erst dann wäre von unverhältnismäßigen Kosten zu sprechen.

Parallel müssten dann die Umwelteffekte gegeneinander aufgewogen werden, die sich aus den veränderten Transportweisen und der Verbesserung der Gewässerstrukturgüte ergeben.

Bei einer *regionalen* Betrachtungsweise wäre hingegen auf die regionalen Effekte der nutzbringenden Ziele, d.h. Transport, insgesamt abzuheben, also eine Nutzen- Kosten- Analyse durchzuführen: Welche Konsequenzen hätte die Zielerreichung der WRRL zum einen für die nutzbringenden Ziele und zum anderen, welche nutzbringenden Ziele wären dann zu realisieren und mit welchen Kosten ist dies verbunden. So wäre denkbar, dass zwar die einzuschränkenden nutzbringenden Ziele durch die ermöglichten nutzbringenden Ziele überkompensiert werden, dass aber die Investitionskosten zur Verbesserung der Gewässergütestruktur die NKA im Sinne des status quo verschieben würde.

[25] Ggf. könnte auch die Binnenschifffahrt als Ansatzpunkt der Betrachtung genommen werden. Dies wird hier deshalb nicht verfolgt, weil die Binnenschifffahrt in der Regel nicht auf einzelne Flüsse angewiesen ist, sondern, in Abhängigkeit vom jeweils betrachteten Fall, andere Streckenabschnitte bedienen kann, sodass der Binnenschifffahrt damit nicht zwangsläufig ein wirtschaftliches Problem entstehen muss. Bspw. ist aus natürlichen Gründen eine Schifffahrt auf der Elbe vielfach nicht oder nur mit geringen Tauchtiefen möglich. Die Binnenschifffahrt kann dann andere Relationen bedienen.

2.3.3.3 Fazit

Die beiden Ansätze unterscheiden sich vor allem darin, dass

- Der einzelwirtschaftliche Ansatz auf die wirtschaftliche Situation des einzelnen Unternehmens (Betriebes) fokussiert. Veränderungen der Gewässergütestruktur, die die wirtschaftliche Position des Unternehmens in Frage stellen können dann nicht umgesetzt werden, es sei denn es erfolgt eine Kompensation. Die gesamtwirtschaftlichen Nutzenkomponenten bleiben in diesem Falle unberücksichtigt.
- Der gesamtwirtschaftliche (regionalwirtschaftliche) Ansatz versucht die Nutzen und Kosten auf der gesamtwirtschaftlichen Ebene zu identifizieren und ggf. die Maßnahmen entsprechend umzusetzen. Im Grundsatz wird das Ausscheiden von Grenzanbietern, also solchen Unternehmen, die deren wirtschaftliche Leistungsfähigkeit gering ist, in Kauf genommen, wenn die Nutzenkomponente größer sind als die Kosten, die ggf. durch das Ausscheiden des Grenzanbieters verursacht werden.

Für die Umsetzung der Ziele der WRRL erscheint von daher der letztgenannte Ansatz zielführender, da damit die gesamtwirtschaftlichen Nutzen und Kosten der Umsetzung der WRRL aufgezeigt werden[26].

2.3.4 Abwägung der Maßnahmen zur Erreichung des guten ökologischen Potenzials

Haben die oben angeführten Abwägungsprozesse zu dem Ergebnis geführt, dass ein guter Zustand der Oberflächengewässer, aufgrund der Nutzen/Kosten Relationen nicht zu erreichen ist und das Oberflächengewässer dementsprechend als HMB auszuweisen ist, so stellt sich die Frage, welche Maßnahmen zu ergreifen sind, um das gute ökologische Potenzial zu erreichen.

Im Maßnahmeprogramm sind die Maßnahmen zu identifizieren, die zur Zielerreichung der Umweltziele der WRRL beitragen können.

Ausgehend von der Kosteneffizienz der Maßnahmen können solche Maßnahmen identifiziert werden, die zur Verbesserung der Gewässerstrukturgüte wichtig werden. Diese Maßnahmen müssten dann gelistet werden und die kosteneffizienten Maßnahmen identifiziert und durchgesetzt werden. Dabei ist zudem zu überprüfen, ob mit diesen Maßnahmen nutzbringende Ziele in Frage gestellt werden (und in welchem Ausmaß), oder ob die Maßnahmen letztlich keine Rückwirkungen auf nutzbringende Ziele hätte und allein im Hinblick auf die Kosteneffizienz zu überprüfen sind[27].

Im Prinzip wäre hier zu beurteilen, inwieweit Maßnahmen zur Erreichung des guten ökologischen Potentials den nutzbringenden Zielen widersprechen würden.

Für Probleme der Gewässerstrukturgüte ist gefordert, dass die kosteneffizienten Maßnahmen umgesetzt werden sollen. Aber auch in diesem Fall ist ein Abwägungsprozess dahingehend erforderlich, inwieweit nicht allein das gute ökologische Potenzial zu erreichen ist sondern ggf. das höchste ökologische Potenzial[28]. Dabei könnte die Herangehensweise ähnlich wie im oben dargestellten Fall der Signifikanz der Auswirkungen die in Artikel 4 Ziffer 3 Buchstabe a benannt sind.

---

[26] Es ist darauf hinzuweisen, dass auch dann, wenn die gesamtwirtschaftliche Nutzen die Kosten deutlich überschreiten sich die Frage nach der rechtlichen Position der von den Maßnahmen betroffenen Unternehmen darstellt. Des weiteren findet sich die Problematik der genannten Differenzierung in dem Herangehen des Vereinigten Königreichs im Hinblick auf den BATNEEC Ansatz (vgl. S. 16f.).

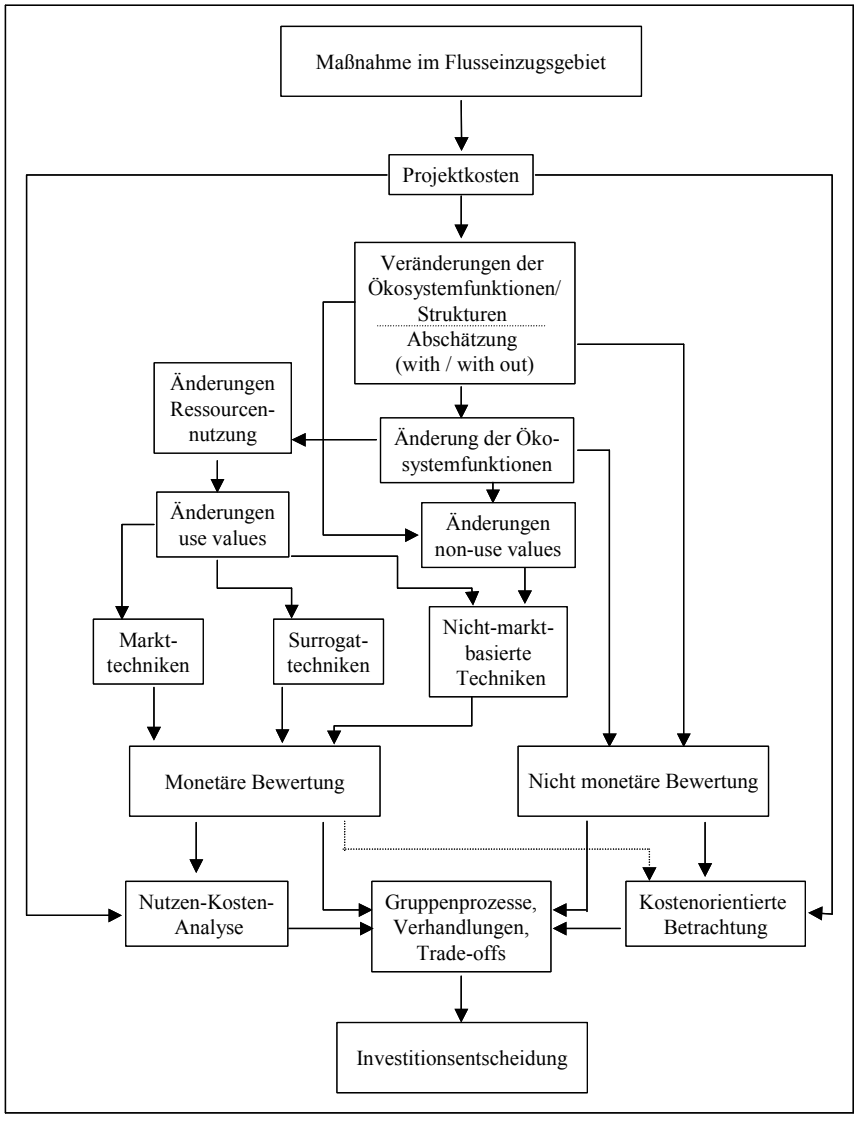
[27] Zu Berücksichtigen ist dabei, dass die Maßnahmen nach Anhang 5 (1.2.5) ggf. keine Auswirkungen auf die nutzbringenden Ziele hätte sondern sich ggf. allein die Frage stellt, wer die Kosten zu tragen hätte.

[28] Anhang V 1.2.5 (S. 50) Höchstes ökologisches Potential (Hydromorphologische Komponenten): Die hydromorphologischen Bedingungen sind so beschaffen, dass sich die Einwirkungen auf den Oberflächenwasserkörper auf die Einwirkungen beschränken, die von den künstlichen oder erheblich veränderten

3 Ökonomischer Bewertungsansatz bei der Ausweisung von heavily modified water bodies

3.1 Ökonomische Bewertungsansätze

Oberflächengewässer sind grundsätzlich durch eine Vielzahl von Nutzen und (sich z.T. gegenseitig ausschließenden) Nutzungsansprüchen gekennzeichnet, so dass sich im Rahmen des Managements von Flusseinzugsgebieten hieraus zu lösende Nutzungskonflikte ergeben. Die Rolle einer ökonomischen Bewertung liegt ganz generell in der Bereitstellung von Entscheidungsgrundlagen, um diese Konflikte einer Lösung zuzuführen, so auch bei Investitionsentscheidungen wie sie sich z.B. bei der Umsetzung von Maßnahmenprogrammen im Zuge der WRRL darstellen. Es existieren dabei grundsätzlich verschiedene Ansätze der Bewertung und Entscheidungsfindung im Hinblick auf Maßnahmenalternativen im Rahmen der Flussgebietsplanung.



Quelle: Feather et al. (1997)

Abbildung Fehler! Nur Hauptdokument**: Bewertungs- und Entscheidungsverfahren**

Die Abbildung 1 gibt einen Überblick über zwei grundsätzlich verschiedene Ansätze der ökonomischen Bewertung und Entscheidungsfindung. Grundsätzlich basieren beide Verfahren auf der Bewertung von Veränderungen ökosystemarer Funktionen und entsprechend der bereitgestellten ökologischen Leistungen, die mit der Umsetzung einer Investitionsentscheidung verbunden sind. Die Bewertung der Effekte alternativer Pläne fokussiert dementsprechend auf der Abschätzung der with / with out - Bedingungen in Bezug auf diese Pläne. Lediglich kostenorientierte Betrachtungen (rechte Seite der Graphik) finden typischerweise Anwendung bei der Einschätzung der Kosteneffektivität verschiedener Maßnahmen bezogen auf ein definiertes Umweltziel (im vorliegenden Fall das Erreichen des guten ökologischen Zustands gemäß WRRL). Der Nutzen ist mit Erreichen der umweltpolitischen Ziele verbunden, eine monetäre Bewertung findet nicht statt. Nutzen- Kosten- Analysen hingegen basieren auf einer Monetarisierung aller mit Investitionsentscheidungen verbundenen Veränderungen der sog. *use* und *non-use values* unter Nutzung unterschiedlicher Bewertungstechniken, auf die hier nicht näher eingegangen werden kann. Durch die Bewertung jeweils der Kosten als auch der Nutzen in monetären Einheiten ist eine Vergleichbarkeit gegeben. Übersteigen die mit einer Alternative verbundenen Nutzen die Kosten einer Projektrealisierung, ist sichergestellt, dass die Option gewählt wird, die mit einem Nettonutzen für die Gesellschaft verbunden ist. Der wesentliche Unterschied beider Herangehensweisen besteht demnach darin, dass bei NKA wesentliche Nutzenelemente (z.B. Wert eines renaturierten Fliessgewässers) monetär und damit auch vergleichbar mit anderen Nutzungen (z.B. Wasserkraft) mit einbezogen werden. Die Wahl des ökonomischen Bewertungsansatzes macht allerdings letztlich noch keine Aussagen über den Prozess der Entscheidung, da die Ergebnisse entweder von einem zentralen Entscheidungsträger oder in stärker prozessorientierten (Beteiligungs-)verfahren genutzt werden können. Die unterschiedlichen Ansätze können mithin im Rahmen der Entscheidungsfindung miteinander verbunden werden.

Zusammenfassend besteht die Rolle der ökonomischen Bewertung bei der Entscheidung über eine Maßnahmenplanung zum Erreichen eines guten ökologischen Zustands von Fliessgewässern darin, geeignete und ausreichende Informationen zur Verfügung zu stellen, um die Alternative mit dem größten gesellschaftlichen Nettonutzen zu realisieren. Bei der Entwicklung einer gemeinsamen Vorgehensweise im Rahmen der Umsetzung der WRRL innerhalb der Mitgliedstaaten entsteht Interpretations- und Abstimmungsbedarf insbesondere hinsichtlich folgender Fragestellungen: Welche Nutzenbestandteile sollten und können in die Bewertung einbezogen werden, wie sollen diese gemessen werden (monetär oder nicht-monetär) und auf welcher Ebene soll die Bewertung stattfinden (lokal, regional, national). Im Grundsatz ist der Ansatz einer (ökologisch erweiterten) Nutzen- Kosten- Analyse geeignet, den Anforderungen an die Bewertung im Rahmen des Ausweisungsprozesses von HMWB Rechnung zu tragen und sollte daher im Ansatz verfolgt werden. Grenzen und Probleme in der Bewertung (Berücksichtigung lokaler Charakteristika, Informations- und Datenverfügbarkeit, Eigentumsfragen und methodische Schwierigkeiten) können anhand der Fallbeispiele diskutiert werden.

3.2 Bewertungsprozess: Prüfschritte im Überblick

Ausgangspunkt der ökonomischen Bewertung im Ausweisungsprozess von HMWB ist die Liste notwendiger Maßnahmen (*mitigation measures*), die zur Erreichung eines guten ökologischen Zustands der Oberflächengewässer notwendig sind. Mit Umsetzung dieser Maßnahmen sollte sichergestellt werden können, dass die Gewässer auch tatsächlich einen guten ökologischen Zustand erreichen können, d.h. nicht als HMWB ausgewiesen werden.

Die Maßnahmenlisten basieren im Wesentlichen auf zwei Analyse- und Bewertungsschritten:

(a) der Identifikation der signifikanten Belastungen im Hinblick auf die Hydromorphologie der jeweiligen Gewässer, d.h. einer Einschätzung, ob das Erreichen eines guten ökologischen Zustands gefährdet ist oder

nicht. Diese Einschätzung führt letztlich zu einer provisorischen Identifizierung als HMWB (wenn die Beeinträchtigungen aus naturwissenschaftlicher Sicht als signifikant bewertet werden) oder eben nicht.

(b) der Festlegung der notwendigen hydromorphologischen Veränderungen (d.h. der Maßnahmen), um einen guten ökologischen Zustand (nach provisorischer Identifizierung als HMWB) zu erreichen.

Bis zu diesem Bewertungsschritt ist entsprechend der WRRL keine ökonomische Bewertung vorgesehen, die Festlegung von Signifikanzkriterien und Definition von Maßnahmen erfolgt allein auf Grundlage naturwissenschaftlicher Erwägungen. Die WRRL legt für den weiteren Ausweisungsprozess in Art. 4 (3) zwei grundlegende Bewertungsschritte fest, bei denen ökonomische Ansätze zur Anwendung kommen:

- der Einschätzung, ob die notwendigen Maßnahmen zu signifikanten negativen Auswirkungen (*significant adverse effects*) auf die spezifischen Nutzungen (die zur provisorischen Identifizierung als HMWB geführt haben) führen, und
- der Bewertung, ob (wenn die Nutzungen signifikant beeinträchtigt werden) Alternativen zur Erreichung derselben nutzbringenden Ziele existieren, die die bessere Umweltoption (*better environmental option*) darstellen und zudem technisch machbar (*technical feasible*) sind und nicht zu unverhältnismäßigen Kosten (*disproportionate costs*) führen.

Der Bewertungsprozess stellt hohe Anforderungen an die Definition von Maßnahmen, da diese auf der einen Seite stark spezifiziert sein müssen, um ein Mengengerüst als Grundlage einer quantitativen Bewertung (in physischen oder monetären Größen) erstellen zu können, auf der anderen Seite muss eine Umsetzung der Maßnahmen die Erreichung des guten ökologischen Zustands gewährleisten, d.h. die Wirksamkeit der Maßnahmen muss gegeben sein.

Führen die notwendigen Maßnahmen zu signifikant negativen Auswirkungen und gibt es keine anderen Optionen, die die letztgenannten Kriterien erfüllen, kann das Gewässer als HMWB ausgewiesen werden.

Im Folgenden werden die einzelnen Schritte im Hinblick auf mögliche und geeignete ökonomische Bewertungsansätze, unterschiedliche Betrachtungsebenen, Anforderungen an die Datengrundlagen und Bewertungsprobleme diskutiert. Um Grundlagen für eine möglichst einheitliche Vorgehensweise und Nutzung des methodischen Instrumentariums innerhalb der EG zu schaffen, lehnt sich der Ablauf an die Rahmenvorschläge der entsprechenden EG - Arbeitsgruppe an (vgl. HMW 8 appraisal paper).

3.2.1 Significant adverse effects on specified uses

Die Bewertung, ob die notwendigen Maßnahmen signifikant negative Auswirkungen haben, erfordert zunächst eine Spezifizierung der Nutzungen, die die hydromorphologischen Veränderungen bedingen. Diese Nutzungen dienen in der Regel einem oder mehreren nutzbringenden Zielen (*beneficial objectives*), die erst im nächsten Bewertungsschritt (Art. 4(3) b) Kern der Betrachtung sind.

Zum Beispiel:

- hydromorphologischer Eingriff → Wehre
- Nutzungen → Wasserkraft und Landwirtschaft
- nutzbringende Ziele → Energieerzeugung und Regulierung des Wasserhaushaltes

Die WRRL macht keine genaueren Vorgaben (Bewertungsansatz, Kriterien oder Grenzwerte) für die Einschätzung, welche Einschränkungen von Nutzungen als signifikant zu betrachten sind. Darüber hinaus geht aus der WRRL nicht hervor, ob lediglich die primäre Nutzung einer Veränderung, d.h. welches Ziel mit dem Eingriff ins Gewässer ursprünglich intendiert war, oder auch sekundäre Zusatznutzen in der Bewertung berücksichtigt werden sollen. Einerseits wird bei multifunktionalen Nutzungen die Bewertung aufgrund der Komplexität erschwert und auch die Ausweisung als HMWB

wahrscheinlicher, da davon ausgegangen werden kann, dass bei diversen Nutzungen und entsprechend einer Vielzahl nutzbringender Ziele die existierenden Alternativen zur Erreichung aller Einzelziele schon allein aufgrund der damit verbundenen Kosten nicht umgesetzt werden können. In diesem Fall ist es letztlich sinnvoll diejenige Nutzung heranzuziehen, die den Bau bzw. die hydromorphologische Veränderung veranlasst hat. Andererseits existieren Eingriffe in Gewässer, die bereits multifunktional angelegt sind, hier wäre eine differenzierte Herangehensweise notwendig, die im Einzelfall zu diskutieren ist.

Den Mitgliedsländern ist mithin überlassen, welche Nutzungen im einzelnen betrachtet und welche Bewertungsmethoden zugrundegelegt werden. Entsprechend dem Vorschlag des ‚appraisal paper (HMW8)' soll die Entscheidung darüber in Abhängigkeit der jeweiligen Rahmenbedingungen und des ‚Umfangs' der Nutzung erfolgen. Bei eindeutigen Situationen (*clear cut*), d.h. entweder im Verhältnis zu Nutzung sehr kleinen oder sehr großen Effekten genügt danach eine lediglich qualitative Einschätzung, bei unklaren Situationen sind zur Bewertung der Signifikanz quantitative Maßstäbe anzusetzen, und zwar entweder hinsichtlich der funktionalen Einschränkung oder der ökonomischen Effekte für die Nutzungen vor und nach Umsetzung der Maßnahmen (with und with-out). Eine Aussage, ab wann Einschränkungen tatsächlich signifikant sind, kann damit noch nicht getroffen werden.

Es bleibt unklar, in welchen Fällen eine ‚clear cut' - Situation gegeben ist und v.a. wer darüber entscheidet. Einzelne Akteure werden differierende Einschätzungen über den Umfang und die Signifikanz der Effekte haben, so dass hier auch entscheidend sein wird, wer an dem Prozess beteiligt wird. Die Einschätzung ‚clear cut' wird es meist nur aus Sichtweise bestimmter Interessengruppen geben und nur in Abhängigkeit von der Betrachtungsebene (einzelwirtschaftlich - gesamtwirtschaftlich). Diese Fragen werden im Zuge der Bewertung anhand der Fallbeispiele zur diskutieren sein.

Aufgrund des vergleichsweise geringeren Aufwandes wird einer qualitativen Einschätzung der Vorzug gegeben, eine quantitative Bewertung sollte erst im Zweifelsfall erfolgen. In der Regel wird das Ausmaß der Effekte auf die bestehenden Nutzungen so offensichtlich sein, dass eine Einschätzung, ob dieses signifikant ist oder nicht aufgrund von Praxiserfahrungen und Expertenwissen gegeben werden kann.

Gleichzeitig werden die Auswirkungen der Maßnahmen auf die weitere Umwelt bewertet. Entsprechend der WRRL sind hier zunächst lediglich die negativen (*adverse*) Umwelteffekte, die ggf. von den Maßnahmen induziert werden, zu berücksichtigen, d.h. ob beispielsweise durch die Renaturierung eines Flussabschnittes bestimmte Arten oder Biotope, die sich an die bisherigen Bedingungen angepasst haben, gefährdet wären. Positive Umwelteffekte, die sich durch eine Renaturierung ergeben, werden damit nicht in die Abwägung mit einbezogen, eine explizite Bewertung des Nutzens der Maßnahmen findet (zumindest nicht in diesem Bewertungsschritt) nicht statt. Die Abwägung fokussiert damit an dieser Stelle auf die bestehende Nutzung, eine Berücksichtigung möglicher positiver Effekte außerhalb des Erreichens des guten ökologischen Zustands findet nicht statt. Entsprechend dieser engen Interpretation ist eine KNA mit Einbeziehung aller positiven und negativen externen Effekte somit ggf. erst bei dem folgenden Bewertungsschritt nötig, wenn die bestehende Nutzung (signifikant) in Frage gestellt wird.

Für die Fallstudien sind demnach folgende Informationen notwendig:

- Identifizierung der von den Maßnahmen betroffenen Nutzungen:
    - in welchem Bereich ist mit Einschränkungen zu rechnen?
    - welche Bedeutung hat die Nutzung?
    - in welcher Größenordnung (qualitativ) werden die Effekte liegen?
- Umfang der Nutzungen: Produktionsmengen, Einkommen, Beschäftigungswirkung, Rechte

- Welcher Maßstab kann zur Einschätzung der Signifikanz der Beeinträchtigung herangezogen werden: qualitative Bewertung, Bewertung der Tragfähigkeit eines Sektors, ...

Insbesondere für den letztgenannten Punkt muss eine Differenzierung dahingehend erfolgen, auf welcher Ebene die Auswirkungen betrachtet werden, d.h. für wen (einzelner Nutzer oder Region) die Effekte signifikant sind. Anhand der Fallbeispiele können diesbezüglich differierende Resultate aufgezeigt werden.

3.2.2 Alternatives to achieve beneficial objectives

Zunächst ist zu identifizieren, mit welchen nutzbringenden Zielen die Nutzungen, die zur (provisorischen) Ausweisung als HMWB geführt haben, verbunden sind und im nächsten Schritt Alternativen zu beschreiben, mit denen diese Ziele ebenfalls zu erreichen sind. Existieren infolge der Modifikation mehrere nutzbringende Ziele, sollte i.d.R. eine Beschränkung auf das (oder ggf. die) Hauptziel(e) gemacht werden, das mit den Alternativen zu erreichen sein muss, andere Ziele sollten dann ggf. als Zusatznutzen betrachtet werden.

Im ersten Schritt wird die technische Machbarkeit der Alternativen geprüft. Aufgrund technischer Erwägungen nicht durchführbare Alternativen werden keiner weiteren Bewertung unterzogen, das Gewässer kann als HMWB ausgewiesen werden.

Die machbaren Alternativen werden dahingehend geprüft, ob sie eine wesentlich bessere Umweltoption darstellen. Die WRRL macht keine Angaben darüber, auf welcher Betrachtungsebene diese Abwägung stattfinden soll, daher sind zwei Interpretationen möglich: Einbeziehung ausschließlich lokaler Alternativen oder bei weitergehender Interpretation die Berücksichtigung auch regionaler bzw. nationaler Alternativen, die dieselben nutzbringenden Ziele bereitzustellen in der Lage sind. Für den Bereich der Schifffahrt (Nutzung) würde dies z.B. bedeuten, alternative Transportmöglichkeiten (nutzbringendes Ziel) per Bahn oder Straße in Betracht zu ziehen und hier positive und negative Umwelteffekte (und zwar nicht nur bezüglich Wasser, sondern auch hinsichtlich der Auswirkungen auf Luft, Boden, Biodiversität, etc.) einander gegenüber zu stellen. Hier werden demnach auch Abwägungen zwischen verschiedenen Umweltwirkungen notwendig, d.h. ob beispielsweise Luftverschmutzungen höher bewertet werden als Auswirkungen auf die Gewässermorphologie. Diese verschiedenen Ansätze werden voraussichtlich zu sehr unterschiedlichen Einschätzungen führen: am Beispiel der Schifffahrt wird eine Abwägung der externen Effekte verschiedener Transportmittel (zur Bereitstellung derselben Transportleistung) auf nationaler Ebene, d.h. Einbeziehung auch der negativen Wirkungen der Schifffahrt auf die Flussmorphologie, die Umweltverträglichkeit der Schifffahrt in Frage stellen. Im Grundsatz ist es daher sinnvoll, alle denkbaren existierenden Alternativen in die Abwägung mit einzubeziehen.

Die entsprechende EG-Arbeitsgruppe schlägt vor, zunächst eine qualitative Einschätzung der Auswirkungen der bestehenden Nutzung auf verschiedene Umweltmedien im Vergleich zu den vorgeschlagenen Alternativen vorzunehmen und nur in Fällen, in denen die Situation unklar ist, die physischen Auswirkungen zu quantifizieren und falls notwendig soweit wie möglich in monetäre Werte zu transformieren. Diese Herangehensweise ist dem hohen Informations- und Datenaufwand und auch den z.T. noch existierenden großen methodischen Schwierigkeiten beim Vergleich von Umwelteffekten verschiedener Nutzungen (z.B. über bestimmte Verrechnungsfaktoren), v.a. aber auch bei der Monetarisierung entsprechender Effekte geschuldet. Es kann jedoch davon ausgegangen werden, dass eine qualitative Bewertung in vielen Fällen nicht zu eindeutigen Abwägungsergebnissen führen wird, auf eine Quantifizierung daher mittelfristig nicht verzichtet werden kann.

Existieren Alternativen, die eine wesentlich bessere Umweltoption darstellen (ansonsten kann das Gewässer als HMWB ausgewiesen werden), müssen im letzten Prüfschritt dahingehend bewertet werden,

ob sie zu unverhältnismäßigen Kosten führen. Auch hier werden keinerlei Hinweise gegeben, welche Kostenfaktoren in der Bewertung berücksichtigt werden und welche Bewertungsansätze Anwendung finden. Folgende Herangehensweisen werden diskutiert:

- Kostenvergleich, d.h. einen Vergleich der Kosten der existierenden Nutzung, die das nutzbringende Ziel bereitstellt (Betriebskosten, Ersatzkosten), mit den entsprechenden Kosten alternativer Optionen (Investitionskosten, Betriebskosten, Opportunitätskosten)
- Kosten-Nutzen-Vergleich, d.h. Vergleich aller mit der existierenden Nutzung sowie den Alternativen verbundenen Kosten und Nutzen, die auch die externen Effekte umfassen. Eine Quantifizierung, v.a. aber auch eine Monetarisierung von Umweltgütern bzw. eine ökonomische Bewertung auch der Nutzen von Maßnahmen zur Renaturierung gewinnt bei der Einschätzung der Verhältnismäßigkeit von Kosten an Bedeutung.

Führen die alternativen Optionen nicht zu unverhältnismäßig hohen Kosten, wird das Gewässer als *natural water body* ausgewiesen, d.h. muss einen guten ökologischen Zustand erreichen, im anderen Fall kann das Gewässer als *heaviliy modified* ausgewiesen werden mit den entsprechend geringeren Anforderungen an die ökologische Qualität.

Aus ökonomischer Sicht ist eine Kosten-Nutzen-Analyse (KNA) zu favorisieren, da sie gewährleistet, dass die Alternative gewählt wird, die mit dem höchsten Netto - Nutzen für die Gesellschaft verbunden ist. Die Kosten werden direkt in Relation zu den Umweltwirkungen gestellt. Darüber hinaus umfasst eine (ökologisch erweiterte) KNA durch die Berücksichtigung der Umwelteffekte sowohl die Abwägung der besseren Umweltoption als auch die Bewertung der Kosten.

Trotz bestehender Schwierigkeiten, dass (noch) nicht alle Faktoren und Wirkungen einer ökonomischen Bewertung zugänglich sind, wird für den Abwägungsprozess der HMWB vorgeschlagen, im Grundsatz den Ansatz der KNA mit Einbeziehung aller positiven und negativen Umwelteffekte zu verfolgen, da er geeignet ist, allen Anforderungen an die ökonomische Bewertung im Ausweisungsprozess zu genügen, d.h. die mit den Maßnahmen zur Erreichung eines guten ökologischen Zustands verbundenen Kosten und Nutzen für die Gesellschaft gegeneinander abzuwägen. Das bedeutet gleichzeitig eine Fokussierung auf die volkswirtschaftliche Ebene, d.h. die Gesamtkosten der notwendigen Maßnahmen (incl. potentieller Kompensationszahlungen) müssten durch den ökologischen Nutzen überkompensiert werden. Eine Maßnahme kann bei einzelwirtschaftlicher Betrachtung zu unverhältnismäßigen Kosten führen (z.B. die Rentabilität einer Nutzung ‚erheblich' einschränken), bei regionaler oder nationaler Betrachtung aber mit einem Nettonutzen verbunden sein.

Entsprechende Informationen über den Wert des Erreichens des guten ökologischen Zustands bzw. den Nutzen einer Renaturierung stehen allerdings i.d.R. gegenwärtig nicht zur Verfügung, sollten bei Umsetzung der WRRL allerdings in das Entscheidungskalkül der Planungsbehörden einfließen bzw. es sind in der Perspektive entsprechende Instrumente zur Nutzenbewertung (weiter) zu entwickeln.

Die Gesamtkosten können - stehen derartige Informationen nicht zur Verfügung - aber auch in Bezug auf die Zahlungsfähigkeit des Entscheidungsträgers bewertet werden. Zum Beispiel wären dann die Budgetmöglichkeiten der betroffenen Gemeinden (Frage der Kostenträgerschaft) als Grundlage heranzuziehen.

Allerdings sollte dabei der Praktikabilität der Ausweisung im Zuge der Umsetzung der WRRL Rechnung getragen werden, und eine qualitative Bewertung aufgrund von Praxiserfahrungen bis zu dem Punkt favorisiert werden, wo eindeutige Ergebnisse erzielbar sind. Anhand der Fallbeispiele werden gegenwärtig existierende Grenzen und Schwierigkeiten in der Bewertung und in der Festlegung geeigneter Parameter deutlich. Dies bezieht sich insbesondere auf folgende Faktoren:

- Die Notwendigkeit der Berücksichtigung lokaler Spezifika und gesetzlicher Rahmenbedingungen: z.B. Wasserrechte, Betriebsgenehmigungen und Eigentumsrechte, die ggf. Veränderungen des gegenwärtigen Status quo verhindern.
- Im Einzelfall wird eine Abwägung zwischen privaten Nutzungsinteressen und öffentlichen Interessen notwendig.
- Schwierigkeiten in der Datenverfügbarkeit bezüglich bestehender und alternativer Nutzungen: es ist keine Primärdatenerhebung vorgesehen, sondern lediglich ein Rückgriff auf vorhandene Informationen und bestehendes Datenmaterial.
- Grenzen der Bewertung öffentlicher (Umwelt)Güter: z.T. sind die Instrumente methodisch noch nicht ausreichend entwickelt, z.T. ist der Bewertungsaufwand ausgesprochen hoch. Im Grundsatz kann hier das Instrument des ‚benefit transfer' Anwendung finden, mit dessen Hilfe Informationen über den (ökonomischen) Wert eines Umweltgutes gewonnen werden können. Hierbei werden entsprechende Bewertungsergebnisse, die aus anderen Studien gewonnen wurden, nach bestimmten Kriterien auf den Anwendungsfall übertragen. Entsprechende Datenbanken sind gegenwärtig in der Entwicklung, so dass auf mittel- und langfristige Sicht dieses Instrument auch für den Ausweisungsprozess der HMWB genutzt werden kann.

4 Fallstudien

Die ökonomische Bewertung der Fallstudien Seefelder Aach, Lahn und Elbe basiert auf den Listen der Maßnahmen, die für die Erreichung des guten ökologischen Zustands notwendig wären. Aus Gründen der Vereinfachung wurde für jedes Fallbeispiel auf eine Nutzung fokussiert bzw. derjenige Abschnitt des jeweiligen Gewässers gewählt, in dem lediglich eine Nutzung signifikante Auswirkungen auf die Hydromorphologie hat und dieser Gewässerabschnitt aufgrund dieser Nutzung provisorisch als HMWB identifiziert worden ist. Für die Maßnahmenlisten sind jeweils drei Szenarien definiert: ein Referenzszenario (Szenario A) mit nur geringfügiger Modifikation der bestehenden Nutzung, ein Maximalszenario (Szenario C) mit vollständiger Aufgabe der bestehenden Nutzung und Szenario B mit Weiterbestehen, aber z.T. starker Modifikation der bestehenden Nutzung. Wie oben bereits ausgeführt, stellt die ökonomische Bewertung hohe Anforderungen an die Definition von Maßnahmen: einerseits muss sichergestellt sein, dass mit Umsetzung der Maßnahmen tatsächlich auch der gute ökologische Zustand gemäß WRRL erreicht werden kann (die bezieht sich auf das Problem der Wirkungsabschätzung von Maßnahmen), andererseits müssen die Maßnahmen ausreichend präzise definiert und v.a. quantifiziert sein, um sie einer ökonomischen Bewertung zugänglich zu machen.

4.1 Seefelder Aach

Die Seefelder Aach weist erhebliche Defizite in der Gewässermorphologie auf, v.a. hinsichtlich der Struktur und Nutzung des Gewässerrandbereiches und der Auen, aber auch hinsichtlich der longitudinalen Durchgängigkeit. Die morphologischen Veränderungen gehen in erster Linie auf Ziele zur Verbesserung der Nutzbarkeit von Fluss, Auen und Talraum im Laufe der Zeit zurück, auf der einen Seite für die Wasserkraft (Eingriffe in den Gewässerlauf durch den Bau von Mühlen und Ausleitungswehren), auf der anderen Seite für die Nutzbarmachung der Gewässerrandbereiche für die Landwirtschaft (Begradigung, Verfüllen von Altarmen, etc.). Die Beeinträchtigungen werden demnach im Wesentlichen durch die Landwirtschaft und Wasserkraft (*pressures*) entlang des Flusslaufes und im Einzugsgebiet hervorgerufen. Da eine exemplarische Beschränkung auf nur eine Nutzung vorgenommen werden soll, wird die landwirtschaftliche Nutzung als Nutzung mit signifikanten Auswirkungen auf die Hydromorphologie betrachtet, die Seefelder Aach auf dieser Grundlage als provisorisches HMWB identifiziert. Die Maßnahmen beziehen sich demnach auf die Modifikation bzw. Aufgabe der Landwirtschaft.

4.1.1 Auswirkungen auf die Nutzungen und die weitere Umwelt

Zunächst werden die Maßnahmen und deren Auswirkungen auf die Nutzung ‚Landwirtschaft' und die weitere Umwelt dargestellt. Die folgende Tabelle 1 gibt einen Überblick über die Einzelmaßnahmen (Szenario B und C) und entsprechenden Effekte für die landwirtschaftliche Nutzung.

Die Maßnahmen lassen sich grob in solche unterteilen, die zu einem Verlust an landwirtschaftlicher Nutzfläche im Ufer- bzw. z.T. auch im gesamten Auenbereich führen und solche, bei denen eine Modifikation der landwirtschaftlichen Nutzungsintensität bzw. eine Umwandlung von Acker- in Grünlandnutzung vorgesehen ist. Verluste an landwirtschaftlicher Nutzfläche werden durch den Flächenbedarf der Renaturierungsmaßnahmen am Fliessgewässer hervorgerufen bzw. für Szenario C durch die Nutzungsaufgabe im Bereich der gesamten natürlichen Aue. Dazu zählen alle Maßnahmen, die für den Handlungsbereich Hydromorphologie aufgelistet sind. Bei der Betrachtung der Einzelmaßnahmen kann man grundsätzlich solche unterscheiden, bei denen eine aktive Gestaltung des entsprechenden Gewässerabschnittes vorgeschlagen wird und solchen, bei denen eine eigendynamische Entwicklung z.B. durch die Bereitstellung von Gewässerrandstreifen zugelassen werden soll (in diesem Sinne passive

Maßnahmen, die keine zusätzlichen Kosten verursachen). Umgestaltungsmaßnahmen, d.h. ein aktiver Eingriff in die Gewässerstruktur, sind v.a. dort notwendig, wo keine Eigenentwicklung zu erwarten ist. Die Konflikte der Renaturierung bestehen hier v.a. mit den Gewässeranliegern und deren Eigentumsrechten. Bei Verkaufswillen wird der bisherige Eigentümer durch den Eigentümer des Gewässers (Land/Kommune) durch den Flächenkauf (und ggf. zusätzliche Entschädigungszahlungen) entschädigt, d.h. eine negative Auswirkung auf die Nutzung im eigentlichen Sinne ist nicht gegeben, da die Kosten der Renaturierung dem Land oder der Kommune anfallen. Bei überbetrieblicher Betrachtung kann die Nutzung Landwirtschaft allerdings durch den quantitativen (dauerhaften) Verlust ihrer Produktionsgrundlage beeinträchtigt werden.

Tabelle 1: Ausweisungsschritt: Signifikante negative Effekte auf Nutzungen und die weitere Umwelt

Handlungsbereich	*Maßnahmen*	*Auswirkungen auf ... Nutzungen*	*... die Umwelt*
Beeinträchtigungen der Hydromorphologie: Nutzung Landwirtschaft [>75% der Fliessstrecke angrenzende Acker- und Grünlandflächen]			
Hydromorphologie	Renaturierungsmaßnahmen am Flusslauf und im Uferbereich: • Gewässerrandstreifen (nur Sz. B) [44 km] • Aufweiten des Gewässers[1] • Aufbrechen Ufer- und Sohlsicherung [13,2 km] • freie Laufentwicklung[2] • Zaunbau (nur Sz. B)[3] • Optimierung der Bewirtschaftungsformen (nur Sz. B)[4] • Nutzungsaufgabe angrenzender Agrarflächen (nur Sz. C)[4]	Entzug landwirtschaftlicher Nutzfläche in unterschiedlichem Umfang: ökonomische Einbußen für Landnutzer werden durch Kauf und Entschädigung ausgeglichen, daher im engen Sinne keine Auswirkungen auf die Nutzungen (Kosten entstehen Land/Kommune); Konflikte durch Eingriff in die Eigentumsrechte	keine negativen Effekte einer Renaturierung auf Arten und Biotope potentieller Verlust an Kulturlandschaft
Einzugsgebiet	Modifikation der Nutzung im Ufer- und Auenbereich: • Gewässervernetzung[5] • Extensivierung der Grünlandnutzung (nur Sz. B)[4] • Umwandlung von Ackerflächen[4]	Nutzungsumwandlung bzw. Verringerung der Nutzungsintensität landwirtschaftlicher Flächen: abnehmende Wirtschaftlichkeit durch Einkommensverluste für landwirtschaftliche Betriebe; ggf. keine Verwertungsmöglichkeiten für Extensivgrünland (eigentliche Effekte für Nutzungen); Investitionskosten	keine negativen Effekte einer Renaturierung auf Arten und Biotope potenzielle Beeinträchtigung der Kulturlandschaft

Annahmen zum Umfang der Maßnahmen:

[1] Aufweitung an verschiedenen geeigneten Stellen innerhalb der Anlage von Gewässerrandstreifen

[2] freie Laufentwicklung als ‚passive' Maßnahme innerhalb der Gewässerrandstreifen

[3] Zaunbau auf 12 km (Annahme: Hälfte des angrenzenden Grünlands in Weidenutzung)

[4] Fläche der gesamten natürlichen Aue 368 ha (80 km Fliessstrecke, 23 m Breite), davon 147 ha Ackerfläche, 110 ha Grünland, 110 ha sonstige Nutzung (Annahme)

[5] Reaktivierung von Altarmen in unterschiedlichem Umfang (Annahme: 3, 5, 7 Einzelmaßnahmen)

Durch die Maßnahmen im Handlungsbereich Gewässereinzugsgebiet werden die eigentlichen Effekte auf die Nutzung hervorgerufen, da mit der Modifikation der Landnutzung Opportunitätskosten verbunden sind. Diese entstehen durch Ertragsverluste und damit verbundene Einkommenseinbußen. Allerdings ist bei der Bewertung der Effekte durch Extensivierungsmaßnahmen zu diskutieren, ob die Umsetzung derartiger Maßnahmen nicht auch im Hinblick auf die Anforderungen an die Gewässerqualität gemäß

WRRL notwendig wäre. Die Frage der HMWB bezieht sich ja in erster Linie auf morphologische Veränderungen, Ansprüche an die Gewässergüte sind davon nicht berührt. In diesem Falle wären die Kosten der Extensivierung und die Frage der Signifikanz dieser Kosten nicht Tatbestand der potentiellen Ausweisung als HMWB.Daneben sind die Effekte für die weitere Umwelt aufgeführt. Renaturierungsmaßnahmen am Flusslauf bzw. im Bereich der natürlichen Auen führen generell zu positiven Effekten für das Ökosystem Fliessgewässer, negative Effekte für die weitere Umwelt sind daher kaum zu erwarten. Entsprechend dem Gewässerentwicklungskonzept für die Seefelder Aach[29] sind keine Anhaltspunkte dafür gegeben, dass sich wertvolle Biotope unter den gegenwärtigen Bedingungen entwickelt haben, die infolge von Entwicklungs- und Gestaltungsmaßnahmen gefährdet werden. Unter Umständen können sich - werden die Flächen nicht offen gehalten - negative Effekte für das Ziel Erhaltung der Kulturlandschaft ergeben.

Bewertung der Signifikanz der Effekte

Für die Einschätzung der Signifikanz der Effekte für die landwirtschaftliche Nutzung kann die Betrachtung auf den einzelnen Betrieb fokussieren. Die Bewertung, ob die Effekte für die landwirtschaftlichen Betriebe als signifikant anzusehen sind oder nicht, würde Angaben darüber erforderlich machen, welchen Anteil die betroffene Fläche für den Einzelbetrieb an der gesamten Betriebsfläche einnimmt und dementsprechend um wie viel Prozent das Betriebseinkommen abnimmt. Einzelbetriebliche Betrachtungen sind im Rahmen des Ausweisungsprozesses für HMWB aufgrund der Datenverfügbarkeit, dem Berechnungsaufwand und der Erhebungsgenauigkeit jedoch nicht möglich, d.h. Angaben über prozentuale Einkommensverluste sind nicht zu treffen. Darüber hinaus stellt sich die Frage, ob es überhaupt sinnvoll ist, den einzelnen Landwirt für den Ausweisungsprozess als Bezugsrahmen zu sehen. Bei Maßnahmen, die zu einem Rückgang landwirtschaftlicher Fläche führen, ist auf den Bodenmarkt zu fokussieren. Zumindest auf europäischer Ebene herrscht keine Flächenknappheit, d.h. im Grundsatz besteht die Möglichkeit, andere Flächen zur Verfügung zu stellen. Auch wenn die Situation auf regionaler Ebene stark differieren kann, kann zunächst davon ausgegangen werden, dass durch den Flächenverlust keine Effekte für den landwirtschaftlichen Betrieb eintreten müssen, da diese durch Ersatzflächen an anderer Stelle kompensiert werden können. Möglicherweise kann es allerdings durch die dadurch induzierte Verknappung von Flächen zu Erhöhungen der Pachtpreise kommen. Eine Extensivierung der Flächen führt unabhängig von diesen Überlegungen jedoch zu Kosten.

Da eine einzelbetriebliche Betrachtung aufgrund der genannten Faktoren nicht angezeigt ist, sollte die Beeinträchtigung der Nutzung auf der regionalen Ebene gesehen werden. Als räumliche Abgrenzung bietet sich hier das Einzugsgebiet der Seefelder Aach an. Das gesamte Einzugsgebiet hat eine Größe von 280 km^2, mit einem Anteil von 58% beträgt damit die landwirtschaftliche Nutzfläche (LF) ca. 16.000 ha. Bei einem unterstellten Acker- zu Grünlandverhältnis von 60%:40 % betragen die Verluste an LF durch die vorgeschlagenen Maßnahmen jeweils ca. 0,6% des Acker- bzw. des Grünlands für Szenario B. Für Szenario C lägen die entsprechenden Verluste bei ca. 1,6% der gesamten Ackerfläche bzw. 1,8% der gesamten Grünlandfläche (in Bezug auf die gesamte LF liegen die Verluste entsprechend bei 1,6%). In dieser Größenordnung bewegen sich entsprechend auch die Auswirkungen auf die Nutzung durch Restriktionen in der Bewirtschaftungsintensität in Szenario B. In Bezug auf das gesamte Einzugsgebiet wären die Einschränkungen im Hinblick auf die Nutzfläche demnach marginal. Auch wenn hier lediglich die Fläche und nicht die dadurch induzierten regionalen monetären Verluste betrachtet werden kann die Beeinträchtigung der Landwirtschaft als nicht signifikant eingestuft werden, das Gewässer kann auf dieser Grundlage folglich nicht als HMWB ausgewiesen werden. Bei engerem Betrachtungshorizont und

[29] GEWÄSSERDIREKTION DONAU / BODENSEE BEREICH RAVENSBURG

auch für den einzelnen Betrieb kann sich jedoch je nach Lage der Betriebsflächen eine vollkommen andere Situation ergeben, höhere Flächen- und auch Einkommensverluste könnten nicht ausgeschlossen werden. Dies kann jedoch nur eine Einzelfallprüfung ergeben.

Bei der landwirtschaftlichen Nutzung sollte zur Bewertung der Signifikanz der Auswirkungen zunächst eine regionale Betrachtung zugrundegelegt werden, da davon ausgegangen werden kann, dass die Verluste an landwirtschaftlicher Nutzfläche infolge von Renaturierungsmaßnahmen durch die Verfügbarkeit von Flächen an anderer Stelle kompensiert werden kann. Die langfristige Entwicklung zeigt grundsätzlich den Trend, dass infolge von Betriebsaufgaben immer mehr Flächen aus der Nutzung fallen, die durch Flächentausch und Raumordnungsverfahren als Ersatz für die Flächenverluste am Fliessgewässer bereitgestellt werden können. Für Baden-Württemberg insgesamt ist beispielsweise die landwirtschaftlich genutzte Fläche von 1999 zu 1998 um 1,6% zurückgegangen bei gleichzeitigem Anstieg der Gründüngungs- und Bracheflächen um 23%[30]. Kompensationsmöglichkeiten durch ein regionales Flächenmanagement sind auf Ebene der Einzugsgebiete allerdings nur bei verhältnismäßig kleinen Gewässern möglich, bei größeren Gewässern müsste für einzelne Abschnitte aufgrund der relativen Immobilität landwirtschaftlicher Produktionsfaktoren auf kommunale Ebene fokussiert werden.

Es wird vorgeschlagen, dass bei einem Flächenbedarf der Renaturierung (bei langfristigem Planungshorizont entsprechend der Bewirtschaftungsplanung gemäß WRRL) an landwirtschaftlicher Nutzfläche bis 10% bezogen auf das Einzugsgebiet (bzw. eine entsprechend geeignete Raumebene) die Auswirkungen auf die Nutzung ‚Landwirtschaft' als nicht signifikant anzusehen sind. Erst bei Nachweis einer mangelnden Verfügbarkeit an Kompensationsflächen (in Quantität und Qualität) oder aber hoher einzelbetrieblicher Belastung ist die Signifikanz der Auswirkungen auf die Nutzung einer genaueren Prüfung zu unterziehen.

Zusammenfassend ist bei regionalem Bezugsrahmen mit keiner signifikanten Einschränkung der Landwirtschaft zu rechnen. Als Kriterium zur Einschätzung der Signifikanz ist der prozentuale Verlust an landwirtschaftlicher Nutzfläche geeignet. Auf dieser Grundlage wäre das Gewässer somit als *natural water body* auszuweisen. Um die weiteren Prüfschritte exemplarisch nachzuzeichnen, soll im Folgenden trotzdem eine Einschätzung der Kosten bzw. eine Abwägung der Kosten und Nutzen vorgenommen werden.

4.1.2 Abwägung von Alternativen

Identifikation der nutzbringenden Ziele

Auf Grundlage des in Kapitel 3.2 dargestellten Bewertungsprozesses müssen die folgenden Abwägungen in Bezug auf die nutzbringenden Ziele erfolgen. Entsprechend der Vorgaben sollen alternative Optionen zum Erreichen der nutzbringenden Ziele miteinander verglichen werden. Insofern müssen zunächst die nutzbringenden Ziele definiert werden. Die Nutzung ‚Landwirtschaft' erfüllt mehrere Funktionen: die Bereitstellung von Beschäftigungs- und Einkommensmöglichkeiten, die Produktion von Nahrungsmitteln und durch ‚Offenhalten' den Erhalt der Kulturlandschaft. Diese Funktionen sind demnach als die nutzbringenden Ziele anzusehen. Als Hauptziel kann unter den gegebenen Rahmenbedingungen der Einkommenserwerb bzw. damit verbunden die Beschäftigungswirkung angenommen werden, die anderen Ziele werden als Zusatznutzen betrachtet. Der Focus liegt demnach in der regionalökonomischen Bedeutung der Landwirtschaft, mögliche Alternativen beziehen sich entsprechend auf die Identifizierung anderer regionaler Einkommensquellen, die dann mit entsprechend geringeren Auswirkungen auf die Gewässerstruktur verbunden sein müssen. Die Erschließung landwirtschaftlicher Einkommenspotentiale

[30] Statistisches Landesamt Baden-Württemberg: Statistischer Bericht C I1, 2000

setzt einerseits in der alternativen Nutzung bisher betrieblich genutzter Produktionsfaktoren an: z.B. Landschaftspflegeleistungen, Direktvermarktung landwirtschaftlicher Produkte, Bereitstellung von Übernachtungsmöglichkeiten oder anderer touristischer Aktivitäten. Derartige Strategien rücken die entgeltliche Dienstleistungsfunktion der Landwirtschaft durch Bereitstellung gesellschaftlich gewünschter Leistungen in den Vordergrund. Andererseits kann auf überbetrieblicher Ebene auch auf regionale Entwicklungsperspektiven fokussiert werden, die sich aber neben einer verstärkten Förderung eines (umweltverträglichen) Tourismus v.a. auch die Multifunktionalität der Landwirtschaft zunutze machen. Als Alternativen müssen entsprechend diese alternativen Landnutzungsformen zugrundegelegt werden.

Als Referenz für die Bewertung von Alternativen zur Erreichung derselben nutzbringenden Ziele im Hinblick auf die Umweltwirkungen, technische Machbarkeit und die Unverhältnismäßigkeit müssen die Kosten der Aufgabe bzw. Modifikation der Landnutzung herangezogen werden, die im folgenden ermittelt werden.

Kosten der Maßnahmenumsetzung

Bei der Ermittlung der Kosten von Maßnahmenprogrammen im Sinne einer KNA sind grundsätzlich verschiedene Kosten zu berücksichtigen: finanzielle Kosten (Investitionskosten, Implementierungskosten, Administrations-, Pflege- und Entwicklungskosten) und Opportunitäts- oder Verdrängungskosten (Kosten, die durch Verzicht auf eine alternative Nutzung entstehen). Für den Bereich der landwirtschaftlichen Nutzung entstehen Opportunitätskosten in Höhe der Einkommensausfälle infolge der Umsetzung von Maßnahmen. Die Einkommensbeeinträchtigungen je ha landwirtschaftlicher Nutzfläche können entweder auf Grundlage der bisher realisierten Erträge und Deckungsbeiträge auf den Flächen in Abhängigkeit von der jeweiligen Nutzungsform und -intensität berechnet werden, indem die tatsächliche Mindererzeugung aufgrund der Restriktionen quantifiziert wird. Diese Herangehensweise ist mit einem hohen Erhebungsaufwand verbunden. Alternativ können im Bereich der Landwirtschaft und Landschaftspflege Zahlungen im Rahmen vertraglicher Vereinbarungen zur Kompensation der aus bestimmten Maßnahmen resultierenden Einkommensverluste als Maßstab für die Verdrängungskosten herangezogen werden. Der Vorteil liegt in einem vergleichsweise geringen Datenaufwand und v.a. in einer Übertragbarkeit des methodischen Ansatzes im Rahmen des Ausweisungsprozesses. Die Analyse der Kosteneffekte der Maßnahmen erfolgt daher im Hinblick auf die flächenbezogenen Kosten (d.h. Kosten der Extensivierung je ha landwirtschaftlicher Nutzfläche) bzw. auf die Gesamtkosten einzelner Renaturierungsmaßnahmen.

Zur Quantifizierung der Maßnahmekosten und Abwägung der Effekte für die Seefelder Aach müssen für die verschiedenen Kostenfaktoren folgende Informationen vorhanden sein:

1. Kosten für den Grunderwerb: Investitionskosten für Flächenkauf und Entschädigung
2. Kosten für wasserbauliche Maßnahmen (Implementierungskosten)
3. Pflege- und Entwicklungskosten
4. Kosten für Maßnahmen der landwirtschaftlichen Nutzung (Verdrängungskosten)

Wie oben bereits erwähnt, fallen für die einzelnen Handlungsbereiche unterschiedliche Kosten an, die sich v.a. im Hinblick auf die Kostenträgerschaft voneinander unterscheiden.

- Kosten für die eigentlichen Renaturierungsmaßnahmen: Investitionskosten für den Grunderwerb und wasserbauliche Maßnahmen. Diese sind im engeren Sinne nicht Bestandteil der Abwägung der Verhältnismäßigkeit von Kosten, da sie nicht der Nutzung anfallen, sondern dem Entscheidungsträger

- Verdrängungskosten: diese fallen infolge der Extensivierung der landwirtschaftlichen Nutzung an. Die Höhe entspricht wie dargestellt der Höhe der (theoretisch) anfallenden Kompensationszahlungen für negative Auswirkungen (Einkommenseinbußen, Ertragsverluste)

Tabelle 2: Kosten der Maßnahmenumsetzung für Szenario B und C [in €]

Kostenart	*Szenario B*			*Szenario C*		
	min	*med*	*max*	*min*	*med*	*max*
Maßnahmen im Bereich HYDROMORPHOLOGIE						
Grunderwerb (incl. Ausgleich)[31]	1.500.000	2.000.000	3.300.000	3.800.000	5.200.000	8.800.000
Baukosten für Renaturierung	675.000	1.147.000	2.015.000	675.000	1.147.000	2.015.000
Investitionskosten gesamt	**2.175.000**	**3.147.000**	**5.315.000**	**4.475.000**	**6.347.000**	**10.815.000**
Pflegekosten				30.600	30.600	30.600
Barwert der Pflegekosten (3%, 50J)				*787.400*	*787.400*	*787.400*
Gesamtkosten (50J)	**2.175.000**	**3.147.000**	**5.315.000**	**5.262.400**	**7.134.400**	**11.602.400**
je km nicht ausgewiesenes Gewässer	27.188	39.338	66.438	65.780	89.180	145.030
Jahreskosten	**84.542**	**122.324**	**206.594**	**204.543**	**277.308**	**450.979**
je km nicht ausgewiesenes Gewässer	1.057	1.529	2.582	2.557	3.466	5.637
Maßnahmen im Bereich EINZUGSGEBIET						
Extensivierung Grünland	14.400	23.800	28.500	--	--	--
Barwert (3%, 50J)	*369.274*	*610.723*	*732.867*	--	--	--
Umwandlung Ackerland	43.300	58.000	60.200	--	--	--
Barwert (3%, 50J)	*1.113.503*	*1.492.246*	*1.549.057*	--	--	--
Verdrängungskosten gesamt	**57.700**	**81.800**	**88.700**	**--**	**--**	**--**
Barwert (3%, 50J)	*1.482.777*	*2.102.969*	*2.281.925*	--	--	--
Gesamtkosten incl. Komp. (50J)	**3.657.777**	**5.249.969**	**7.596.925**	**5.262.400**	**7.134.400**	**11.602.400**
Jahreskosten incl. Kompensation	**142.242**	**204.124**	**295.294**	**204.543**	**277.308**	**450.979**
je km nicht ausgewiesenes Gewässer	1.778	2.552	3.691	2.557	3.466	5.637

Quelle: Eigene Berechnungen

In Tabelle 2 sind die Kosten für die einzelnen Maßnahmen für Szenario B und C zusammengestellt. Da die Maßnahmen z.T. in ihrem quantitativen Umfang nicht eindeutig definiert waren, mussten eine Reihe von Annahmen getroffen werden. Die vorliegenden Daten zu Renaturierungsmaßnahmen sind darüber hinaus ausgesprochen heterogen und werden stark von den spezifischen Standortbedingungen beeinflusst. Um die Schwankungsbreite entstehender Kosten abzubilden wurde daher jeweils ein Minimal-, ein Mittel- und ein Maximalwert aufgrund der verfügbaren Daten angegeben.

Die Gewässerrandstreifen sollten auf einer Länge von 44 km angelegt werden, bei einer angenommenen Breite von 10 m beträgt demnach der Gesamtumfang 88 ha. Die Kosten des Flächenentzuges setzen sich einerseits aus den Kosten für den Grunderwerb, andererseits aus Entschädigungen für Erwerbsverluste für eine Restpachtdauer von 10 Jahren zusammen[32]. Die Kosten für den Grunderwerb lassen sich aus den Daten des Statistischen Landesamtes Baden-Württemberg ermitteln, die Flächennutzungsstruktur im Gewässerbereich wurde aus entsprechenden Angaben für die betroffenen Landkreise abgeleitet. Die Berechnung des Ausgleichsbetrages für die Entschädigung basiert auf einem ermittelten Standarddeckungsbeitrag und entsprechend der jährlichen Einkommensbeeinträchtigung. Annahmegemäß werden die Maßnahmen ‚Gewässeraufweitung', ‚Aufbrechen der Ufer- und Sohlsicherung' sowie ‚freie Laufentwicklung' im Bereich der angelegten Gewässerrandstreifen durchgeführt, d.h. es fallen keine

[31] Bei der Berechnung der Kosten des Flächenentzuges fallen entsprechend dem in der landwirtschaftlichen Praxis üblichen Vorgehen zuzüglich zu den Grunderwerbskosten noch Ausgleichszahlungen für die Einkommensbeeinträchtigung infolge des Flächenentzuges für eine Laufzeit von 10 Jahren an. Im dargestellten Fall entsprechen diese im Mittel 15% der gesamten Grunderwerbskosten. Im Falle der Ersatzflächenbereitstellung durch raumordnerische Verfahren ist keine Einkommensbeeinträchtigung zu erwarten, relevant wären dann nur die Grunderwerbskosten.

[32] Annahmen und Berechnungsgrundlagen sind im einzelnen im Tabelle 3 aufgeführt.

zusätzlichen Kosten für Grunderwerb an. Die ‚freie Laufentwicklung' verursacht als passive Renaturierung keine weiteren Kosten, für die anderen Maßnahmen wurden entsprechende wasserbauliche Kosten angegeben. Die Optimierung der landwirtschaftlichen Bewirtschaftungsformen verursacht keine weiteren Kosten, da davon ausgegangen wird, dass es sich um die Umsetzung der ‚guten fachlichen Praxis' und daher um keine zu kompensierende Beeinträchtigung handelt. Die Verdrängungskosten aufgrund der Extensivierung und Nutzungsumwandlung von landwirtschaftlichen Flächen wurden mit Hilfe der Kompensationszahlungen im Rahmen der Landschaftspflegerichtlinie für Baden-Württemberg ermittelt sowie der Barwert über einen Betrachtungszeitraum von 50 Jahren ermittelt. Die Ermittlung des Gegenwartswertes zukünftig anfallender Zahlungsströme ist notwendig, um laufende Kosten und einmalige Investitions- bzw. Implementierungskosten auf einen gemeinsamen Bezugszeitpunkt beziehen zu können. Die größte Kostenposition in Szenario C ist mit der Renaturierung von Agrarflächen im Umfang der gesamten natürlichen Aue verbunden. Es wurden nicht nur die Kosten des Flächenentzuges berechnet, sondern zusätzlich notwendige Pflegekosten für einen Teil der Flächen kalkuliert.

Die Tabelle zeigt auch die geschätzten Gesamtkosten für den gesamten Planungszeitraum je Szenario. Zusätzlich sind die entstehenden Kosten je km Fliessgewässer - bezogen auf die gesamte Fliessstrecke - angegeben. Auf der anderen Seite sind die Jahreskosten (d.h. Abbildung der Investitions- und laufenden Kosten in einer gleichförmigen Kostenreihe) über den Planungszeitraum von 50 Jahren dargestellt.

Nicht eindeutig zu definieren ist, ob alle Maßnahmen je Szenario notwendig sind, um einen guten ökologischen Zustand der gesamten Seefelder Aach zu erreichen, oder ob z.T. einzelne Maßnahmen auf einzelnen Fließkilometern umgesetzt werden können, um dort einen guten ökologischen Zustand zu erreichen. Die Frage der Kosteneffektivität von Einzelmaßnahmen (je km guter ökologischer Zustand) könnte auf diese Weise eingeschätzt werden. Zur Einschätzung der Kostenwirksamkeit von Maßnahmen sind daher Angaben darüber notwendig, welche Einzelmaßnahmen bzw. welches Maßnahmenbündel ein Erreichen des guten ökologischen Zustands sicherstellt. Eine Unterscheidung der Wirksamkeit der Umsetzung von Szenario B oder C ist nicht gegeben, aus ökonomischer Sicht kann daher auch keine Aussage im Hinblick auf die Kosteneffektivität der Szenarien gemacht werden.

Vergleich der Umweltwirkungen alternativer Optionen

Die negativen Umweltwirkungen einer intensiven landwirtschaftlichen Nutzung auf die verschiedenen Umweltmedien sind hinlänglich bekannt. Im Einzugsgebiet und insbesondere im Uferbereich von Gewässern wirken sich hier v.a. die Nährstoff- und Pflanzenschutzmitteleinträge als diffuse Belastungen negativ auf die Gewässerqualität aus, eine landwirtschaftliche Nutzung am Gewässerrand hat zudem Beeinträchtigungen der Strukturqualität zufolge. Eine Renaturierung durch die Bereitstellung von Gewässerrandstreifen incl. weiterer wasserbaulicher Maßnahmen in diesem Bereich hat generell positive Umwelteffekte zufolge:

- Erhöhung der Arten- und Biotopvielfalt im Uferbereich
- positive Wirkungen für Fischpopulationen durch Erhöhung der Strukturvielfalt
- Herabsetzung der Fliessgeschwindigkeit mit positiven Effekten für die Nährstoffretention
- Verringerung der Nährstoffeinträge ins Gewässer durch Pufferzonen
- landschaftsästhetische Nutzen

Eine Modifikation der Nutzung durch Ackerumwandlung bzw. Grünlandextensivierung führt daneben zu:

- Verringerung der diffusen Nährstoffbelastung
- Erhöhung der Artenvielfalt auf Extensivgrünland
- landschaftsästhetischen Nutzen

Werden alternative Optionen genutzt, die in erster Linie auf der Honorierung ökologischer Leistungen beruhen, sind keine negativen Umwelteffekte zu erwarten.

Die Einschränkung und Modifikation der landwirtschaftlichen Nutzung bei gleichzeitiger Nutzung alternativer landwirtschaftlicher Einkommensquellen ist demnach bei qualitativer Einschätzung als die wesentlich bessere Umweltoption zu betrachten. Es ist davon auszugehen, dass es sich um eine eindeutige Situation handelt, eine quantitative Bewertung ist in diesem Fall nicht notwendig.

Einschätzung der Unverhältnismäßigkeit der Kosten

Die Abwägung der Verhältnismäßigkeit der Kosten kann wie oben dargelegt über verschiedene Ansätze erfolgen. Zum einen können die dargestellten Kosten der Maßnahmenumsetzung in Relation zu den entsprechenden Nutzen (d.h. positiven Effekten) gesetzt werden. Dafür ist eine Quantifizierung und soweit wie möglich Monetarisierung der Nutzen notwendig, die sich aus der Renaturierung des Fliessgewässers ergeben würden. Dieser Ansatz würde dem einer KNA entsprechen.

Grundsätzlich stehen verschiedene methodische Ansätze zur Monetarisierung des Wertes einer Renaturierung bzw. einzelner Leistungen zur Verfügung. In Kapitel 3.1 sind verschiedene ökonomische Bewertungsansätze für Natur und Landschaft dargestellt worden. In diesem Sinne stellen renaturierte Flussauen bzw. Gewässerrandbereiche durch die ihre Funktionen (Habitat, Nährstoffsenke und Schadstofffilter) verschiedene ökologische Leistungen zur Verfügung, die über sog. indirekte Ansätze einer Bewertung zugänglich gemacht werden können. Landschaftsästhetische Nutzen lassen sich entweder durch Ableitung der Wertschätzung aus beobachtetem Verhalten von Individuen bewerten (z.B. Reisekostenmethode) oder durch direkte Befragung von Individuen im Rahmen einer *Contingent Valuation* - Studie. Eine monetäre Bewertung des Nutzens ist mithin prinzipiell möglich.

Übersteigt der so erfasste Wert des renaturierten Fliessgewässers die Kosten der Renaturierung, sind diese als nicht unverhältnismäßig anzusehen, das Gewässer könnte somit nicht als *heavily modified* ausgewiesen werden. Das Problem ist, dass derartige Bewertungsstudien sehr zeit- und kostenintensiv und daher für den Ausweisungsprozess einzelner Gewässer nicht praktikabel sind. Für die Abschätzung von Größenordnungen im Rahmen von KNA bietet sich daher das Instrument des *benefit transfer* an, mit dem es möglich ist, die Ergebnisse durchgeführter Studien zur monetären Bewertung von Umweltgütern auf andere Anwendungsfälle zu übertragen. Dieses Instrument ist bereits in einigen Studien angewandt worden, entsprechende Datenbasen für den europäischen Raum befinden sich derzeit noch in der Entwicklung. Aufgrund des für die Planungspraxis vergleichsweise einfachen und kosteneffektiven Ansatzes sollte für Bewertungen im Rahmen der WRRL und des Ausweisungsprozesses für HMWB das Instrument und entsprechende Datenbasen weiterentwickelt werden.

Abschließende Bewertung und Diskussion

Zusammenfassend müssen bei der Bewertung im Zuge des Ausweisungsprozesses verschiedene Faktoren berücksichtigt werden.

Es ist auf der einen Seite bei der Einschätzung der Signifikanz der Auswirkungen ebenso wie der Verhältnismäßigkeit der Kosten zu beachten, welche Kosten und Auswirkungen sich für die eigentliche Nutzung ergeben, die die hydromorphologischen Veränderungen verursacht hat. Bezogen auf die landwirtschaftliche Nutzung sind in diesem engeren Sinne eigentlich nur die Verdrängungskosten zu bewerten. Hier ist wiederum zu unterscheiden, ob diese Kosten tatsächlich der Nutzung, d.h. dem landwirtschaftlichen Betrieb, etwa als nicht auszugleichende Auflage angelastet werden. Dann müsste auf einzelbetrieblicher Ebene die prozentualen Verluste im Betriebseinkommen infolge der Auflagen bewertet werden. Bei Kompensation der Einkommensverluste (z.B. im Zuge der

Landschaftspflegerichtlinie oder des Vertragsnaturschutzes) ist, da die Höhe der Ausgleichszahlungen per Definition die Verluste kompensieren soll, mit keinen negativen Auswirkungen auf die Nutzung zu rechnen, die Kosten wären damit (einzelbetrieblich) auch nicht unverhältnismäßig (wären allerdings bei regionalem Kalkül zu berücksichtigen). Auf der anderen Seite ist jeweils zu unterscheiden, auf welcher Betrachtungsebene eine Bewertung stattfindet, d.h. regional (im Falle der Landwirtschaft) oder einzelbetrieblich. Eine einzelbetriebliche Betrachtungsweise wird nur bei Härtefällen empfohlen, nicht für erste die Bewertung der Signifikanz von Effekten.

Wie in Kapitel 3.2.2 dargelegt kann die Einschätzung der Unverhältnismäßigkeit von Kosten dabei auf unterschiedliche Weise erfolgen:

Bei einer Interpretation der Kostenbewertung im weiteren Sinne, sind die Gesamtkosten (d.h. auch die Kosten, die nicht der Nutzung im engeren Sinne anfallen) zugrunde zu legen und einerseits den Nutzen im Sinne einer Kosten-Nutzen-Analyse als Entscheidungsunterstützung gegenüberzustellen. Eine Nutzenbewertung kann an dieser Stelle jedoch nicht vorgenommen werden, auch liegen gegenwärtig keine Informationen über mögliche Budgetrestriktionen der Gemeinden vor, die derartige Kosten zu tragen hätten.

Gegenwärtig muss die Unverhältnismäßigkeit der Kosten in Bezug auf die Tragfähigkeit für die betroffene Nutzung (Landwirtschaft) eingeschätzt werden. Auf regionaler Ebene kann davon ausgegangen werden, dass aufgrund der vergleichsweise geringen Beeinträchtigung die notwendigen Kompensationen für die Landwirtschaft durch den Nutzen eines renaturierten Fliessgewässers überkompensiert werden. Werden einzelne Landwirte in ihrer Existenz bedroht, ist eine Einzelfallprüfung notwendig. Ebenso muss im Hinblick auf Eigentumsrechte bzw. den Verkaufswillen der Flächeneigentümer die Möglichkeit der Bereitstellung von Gewässerrandstreifen in Zusammenwirken mit der Landwirtschaft und den Gemeinden erfolgen. Trotz dieser Einschränkungen und einer bislang nicht vollständigen ökonomischen Bewertung des Nutzens gibt es auf Grundlage der Einschätzung der technischen Machbarkeit, der notwendigen Kosten und der erzielbaren Nutzen keine Hinweise darauf, die Seefelder Aach aufgrund der landwirtschaftlichen Nutzung als HMWB auszuweisen.

Tabelle 3: Berechnungsgrundlagen für die Maßnahmekosten für die Seefelder Aach

Maßnahme	*Dimension*	*min*	*med*	*max*	*Anmerkungen, Quelle*
Grunderwerb Ackerland	€/m2	1,5	1,8	3,6	ermittelt aus Kaufpreisangaben für Gemeinden im Einzugsgebiet
Grunderwerb Grünland	€/m2	1,3	2,2	3,0	Statistisches Bundesamt Baden-Württemberg 2001
Ausgleichszahlung für Flächenentzug					für 10 Jahre, 4%
Standarddeckungsbeitrag	€/ha		593		ermittelt aus Kalkulationsdaten für Marktfrüchte (LEL Schwäbisch Gmünd 2001) und durchschnittlicher Anbaustruktur Baden-Württemberg (MLR Baden-Württemberg 2000)
Gemeinkosten und Pachtzins	€/ha		143		Pachtpreis 133 €/ha (MLR Baden-Württemberg 2000), 70 % Pachtfläche, Gemeinkosten pauschal 50 €/ha
Resultierende Einkommensbeeinträchtigung	€/ha		450		
Baukosten: Aufbrechen Ufer- und Sohlsicherung	€/m	50	85	150	Zusammenstellung aus verschiedenen Fallbeispielen (Gewässerdirektion Donau / Bodensee 2001, Gewässerdirektion Südlicher Oberrhein 1995-2002)
Gesamtkosten für Gewässervernetzung	€ je Maßn.		5.000		Gewässerdirektion Donau / Bodensee: Gewässerentwicklung Seefelder Aach
Gesamtkosten für Gewässeraufweitung	€ je Maßn.		30.000		Gewässerdirektion Donau / Bodensee: Gewässerentwicklung Seefelder Aach
Verdrängungskosten: Extensivierung der Landnutzung					
Umwandlung Acker- in Extensivgrünland	€/ha	294	394	409	Landschaftspflegerichtlinie (A1) (Maßnahmen- und Entwicklungsplan Ländlicher Raum des Landes Baden-Württemberg)
Extensivierung der Grünlandnutzung	€/ha	130	215	258	Landschaftspflegerichtlinie (A1) (Maßnahmen- und Entwicklungsplan Ländlicher Raum des Landes Baden-Württemberg)
Kosten für Landschaftspflege	€/ha		180		Erhaltung geschützter Lebensräume (Maßnahmen- und Entwicklungsplan Ländlicher Raum des Landes Baden-Württemberg)

4.2 Lahn

Die Lahn weist über ihren gesamten Verlauf erhebliche morphologische Beeinträchtigungen auf. Als dominierende Nutzungen (*pressures*) mit negativen Auswirkungen auf die Fliessgewässermorphologie wurden der Überflutungsschutz, die Schifffahrt sowie die Wasserkraftnutzung identifiziert. Die Signifikanz der Beeinträchtigungen infolge der genannten Nutzungen ist allerdings in verschiedenen Abschnitten der Lahn unterschiedlich zu bewerten. So ist beispielsweise die Wasserkraftnutzung über die gesamte Fliessstrecke als signifikante Belastung anzusehen, die Schifffahrt hingegen lediglich in dem Teil, der als Bundeswasserstraße ausgewiesen ist. Entsprechend der projektinternen Vorgaben fokussiert die Betrachtung im Rahmen dieser Fallstudie auf den Abschnitt der Lahn, dessen einzige Nutzung mit signifikanten Auswirkungen auf die Hydromorphologie die Wasserkraft ist und die zur provisorischen Identifizierung als HMWB geführt hat (Abschnitt ‚Obere Lahn': hessische Lahn bis Wetschaftmündung). Die Maßnahmen im Rahmen der verschiedenen Szenarien beziehen sich daher ausschließlich auf die Modifikation bzw. Aufgabe der Wasserkraftnutzung.

4.2.1 Auswirkungen auf die Nutzungen und die weitere Umwelt

Dominierende negative Auswirkung der Wasserkraftnutzung bzw. der damit in Zusammenhang stehenden Wehre ist die Verhinderung der longitudinalen Durchgängigkeit der Fliessgewässer für die Fischfauna. Dementsprechend beziehen sich die Maßnahmen an den an der Oberen Lahn befindlichen Querbauwerken in erster Linie auf die Herstellung des Fliessgewässerkontinuums durch Fischaufstiegshilfen oder den Bau von Umgehungsgerinnen. Derartige Maßnahmen sind in erster Linie mit Investitionskosten infolge der baulichen Maßnahmen verbunden und senken damit die Rentabilität einer Anlage. Die Modifikation der Wasserkraftnutzung durch Sicherstellung eines ausreichenden Mindestwasserabfluss bzw. den Bau von Turbinenrechen hat ebenfalls Auswirkungen auf die Wirtschaftlichkeit der kleinen Wasserkraftanlagen durch eine verminderte Stromerzeugung und damit verminderte Erlöse.

Wie in Tabelle 4 dargestellt beziehen sich die für die Obere Lahn vorgeschlagenen Maßnahmen zum Erreichen eines guten ökologischen Zustands in erster Linie auf den Handlungsbereich ‚Durchgängigkeit' und zielen v.a. auf ökologische Verbesserungsmaßnahmen an den Wanderungshindernissen (Wehren) ab. Dabei ist zu unterscheiden zwischen Wehren, die sich in keiner Nutzung mehr befinden und solchen, die gegenwärtig noch durch kleine Wasserkraftanlagen genutzt werden. Bei Wehren, die sich in keiner Nutzung mehr befinden, verursachen die baulichen Maßnahmen (Fischrampen) zwar Kosten für Land oder Kommune, sind aber nicht mit negativen Effekten für die Nutzung verbunden. Hier sind allerdings ggf. die rechtlichen Rahmenbedingungen (alte Wasserrechte) zu beachten. Vergleichbares gilt für den Handlungsbereich ‚Hydromorphologie', bei dem für beide Szenarien aktive Renaturierungsmaßnahmen für das Aufbrechen von Ufer- und Sohlsicherungen sowie passive Maßnahmen (freie Laufentwicklung) vorgesehen sind. Es wird davon ausgegangen, dass hiermit keine landwirtschaftlichen Flächen betroffen werden, so dass auch diese Maßnahmen lediglich mit Kosten, aber mit keinen negativen Auswirkungen auf Nutzungen verbunden sind.

Tabelle 4: Ausweisungsschritt: Signifikante negative Effekte auf Nutzungen und die weitere Umwelt

Handlungsbereich	*Maßnahmen*	*Auswirkungen auf …Nutzungen*	*… die Umwelt*
Beeinträchtigungen der Hydromorphologie: Nutzung Wasserkraft [nicht passierbare Querbauwerke mit einer Fallhöhe von > 30 cm]			
Durchgängigkeit	Szenario B • Wegfall nicht mehr im Betrieb befindlicher Wehre • Herstellung der Durchgängigkeit durch bauliche Maßnahmen (ohne WK-nutzung) • Herstellung der Durchgängigkeit durch bauliche Maßnahmen (mit WK-nutzung) • Modifikation der Wasserkraftnutzung	• Bei Wegfall nicht mehr im Betrieb befindlicher Anlagen keine Effekte, ggf. alte Wasserrechte • Kosten baulicher Maßnahmen, aber keine Effekte auf Nutzungen bei nicht mehr im Betrieb befindlichen Wehren • abnehmende Rentabilität der Anlagen durch Investitionskosten (Durchgängigkeit) und verminderte Erlöse (Stromerzeugungsverluste)	keine negativen Effekte für Arten, Biotope, Landschaft ggf. Gefahr der Tiefenerosion bei Wegfall
	Szenario C • Aufgabe der Wasserkraftnutzung	• keine Stromerzeugung • Einkommensausfall für Anlagenbetreiber • Probleme mit alten Wasserrechten	keine negativen Effekte für Arten, Biotope, Landschaft ggf. Gefahr der Tiefenerosion bei Wegfall
Hydromorphologie	• Entfernen von Ufer- und Sohlsicherungen • naturnahe Gestaltung • freie Laufentwicklung	• Kosten für Renaturierungsmaßnahmen (entstehen Land / Kommune, daher keine Auswirkungen auf Nutzung)	keine negativen Effekte auf Arten und Biotope

Aus der Tabelle ist ersichtlich, dass mit der Umsetzung der Maßnahmen keine negativen Auswirkungen auf die weitere Umwelt verbunden sind. Möglicherweise kann es bei einem Abbau der Wehre zu einer Tiefenerosion kommen.

Der erste Bewertungsschritt im Ausweisungsprozess für HMWB fokussiert demnach ausschließlich auf die Hindernisse, die gegenwärtig noch dem Zweck Wasserkraftnutzung dienen. Anhand dieser Wasserkraftanlagen ist mithin die Signifikanz der Effekte der vorgeschlagenen Maßnahmen zur Herstellung der Durchgängigkeit einzuschätzen. Auswirkungen auf die Nutzung ergeben sich im Falle der kleinen Wasserkraftwerke (KWK) einerseits durch die Investitionskosten für Fischaufstiegshilfen, andererseits durch Stromerzeugungsverluste durch Mindestwasserregelungen.

Tabelle 5: Kleine Wasserkraftanlagen an der Oberen Lahn

Hindernis Nr.	*Ausbauleistung [kW]*	*Fallhöhe [m]*	*Bestehen*	*Konzession*	*Maßnahmen*
H – 52	60	3,5	Neubau 1987	k.A.	Fischrampe, Mindestwasser
H – 39	10	2	Modernisierung 1994	k.A.	Fischrampe
H – 37	6	1,75	Neubau 1923	unbefristet	Fischrampe, Mindestwasser
H – 36	80	4	Reaktivierung 1987	unbefristet	Fischrampe, Mindestwasser
H – 28	60	8	Reaktivierung ca. 1940	bis 2058	Fischrampe

Quelle: Eigene Erhebungen

In Tabelle 5 sind die wesentlichen Merkmale aller noch in Nutzung befindlichen KWK im relevanten Abschnitt der Lahn zusammengefasst. In allen Fällen handelt es sich um Anlagen sehr geringer Ausbauleistung, d.h. < 100 kW. Bei dem Hindernis H-37 handelt es sich um ein KWK im Inselbetrieb, das ausschließlich für die Eigenversorgung Strom erzeugt, da kein Anschluss ans öffentliche Netz vorhanden ist. Derartige individuelle Bedingungen sind im konkreten Einzelfall zu berücksichtigen, sollten aber bei der Diskussion um die Signifikanz von Beeinträchtigungen und der Ableitung potentieller Bewertungskriterien aufgrund des exemplarischen Charakters von Fallstudien und dem Anspruch an Verallgemeinerbarkeit der Vorgehensweise zunächst zurückstehen.

Wasserrechtsproblematik

Bei Maßnahmenvorschlägen zur Umgestaltung von KWK ist die rechtliche Situation wesentlich. Bestehende Altrechte sind i.d.R. unbefristet und ohne weitergehende Auflagen im Hinblick auf die Gewässerökologie erteilt worden. Eine rechtliche Handhabe zur Durchsetzung von Auflagen (etwa den Bau einer Fischpassanlage) besteht in diesen Fällen nicht. Gegen die Zahlung einer Entschädigung könnten diese Rechte zwar theoretisch widerrufen werden, wenn es dem ‚Wohl der Allgemeinheit' entspricht, allerdings greift diese Regelung aufgrund von Haushaltsbeschränkungen praktisch nicht[33]. Es kann davon ausgegangen werden, dass für die an der Lahn befindlichen Anlagen alte Wasserrechte bestehen. Bei einer Modernisierung, die nicht mit baulichen Veränderungen, sondern lediglich mit einem Austausch von Einzelteilen verbunden ist, gilt diese Regelung entsprechend.

Neuanlagen sind nach §31 WHG planfeststellungs- und damit UVP- pflichtig, d.h. in diesem Fall kann die Genehmigung von Auflagen im Hinblick auf die Durchgängigkeit abhängig gemacht werden, ohne dass der Anlagenbetreiber eine Handhabe dagegen hat. Dieser Fall ist jedoch äußerst selten, an der Lahn befindet sich keine Anlage noch in der Genehmigungsphase. Bei Reaktivierungen von außer Betrieb genommenen Altanlagen ist entscheidend, ob sich dadurch die Art der Gewässernutzung in der Weise ändert, dass damit ein Gewässerausbau verbunden ist, oder ob die Wiederinbetriebnahme mit sonstigen baulichen Änderungen verbunden ist (z.B. bei Umstellung einer früheren Mühle auf Stromerzeugung). Auch wenn in diesem Fall die Genehmigungspflicht von den jeweiligen Landeswassergesetzen abhängig ist, kann im Grundsatz davon ausgegangen werden, dass hier eine Genehmigungspflicht vorliegt, d.h. Auflagen zum ‚Wohle der Allgemeinheit' gemacht werden können. [34]

Aufgrund bestehender Wasserechte ist die Umsetzung von ökologischen Maßnahmen im Falle der KWK an der Oberen Lahn rechtlich vermutlich nicht durchzusetzen, da diese einen Eingriff in die Eigentumsrechte bedeuten würden. Es ist durchaus möglich, dass aufgrund bestehender Altrechte auch Maßnahmen nicht durchgesetzt werden können, die ökologisch sinnvoll wie auch aus ökonomischen Erwägungen heraus möglich wären. Es sollen hier jedoch unabhängig von der Altrechtsproblematik die Kriterien für die Ausweisung diskutiert werden.

Bewertung der Signifikanz der Effekte

Entsprechend der in Kapitel 3.2 dargestellten Vorgehensweise wird in einem ersten Schritt versucht, die Signifikanz der Effekte auf die Nutzungen qualitativ einzuschätzen. Auch hier ist wieder eine Unterscheidung zwischen einzelwirtschaftlicher und gesamtwirtschaftlicher Betrachtung zu machen.

---

[33] UBA 1998: 112

[34] Nach dem Niedersächsischen Wassergesetz sind z.B. beim Kauf einer alten funktionstüchtigen Wehranlage mit noch bestehendem Wasserrecht nachträgliche Anforderungen zulässig (siehe §§33&35 Abs. 2 NWG). Danach kann die zuständige Wasserbehörde zum Ausgleich der durch alte Stauwehre bedingten nachteiligen Beeinflussung des Gewässers einen Fischpass (entschädigungslos) nachträglich anordnen, in die Rechtsposition wird hierbei nicht eingegriffen (DAWE, H., 1987)

Bezogen auf die Zahl der kleinen Wasserkraftanlagen in Deutschland (ca. 4.300 (1996), UBA 1998) mit einem Anteil von gut 8% an der gesamten Stromerzeugung aus Wasserkraft (und einem Anteil von 0,33%, der bezogen auf den gesamten Strombedarf aus KWK gedeckt wird), sind die Auswirkungen bezogen auf die Nutzung ‚Wasserkraft' auf gesamtwirtschaftlicher Ebene, selbst bei vollständiger Aufgabe der fünf betroffenen Anlagen an der Oberen Lahn, nicht signifikant. Kriterium zur Einschätzung der Signifikanz ist in diesem Fall die *gesamtwirtschaftliche* Bedeutung der durch die Maßnahmen beeinträchtigten Nutzung, d.h. Anzahl der Anlagen und jährliche Stromerzeugung.

Auf *betriebswirtschaftlicher* Ebene kann auch ohne quantitative Bewertung davon ausgegangen werden, dass die Anforderungen an die kleinen Wasserkraftwerke (KWKW) durch die dargestellten Maßnahmen aufgrund der Rentabilitätsverluste zu Beeinträchtigungen der Nutzung führen werden. Diese Annahme kann getroffen werden, da mit kleinen Wasserkraftanlagen schon unter den gegenwärtigen Rahmenbedingungen kaum wirtschaftlich Strom zu erzeugen ist, zusätzliche Investitionen die Wirtschaftlichkeit stark beeinträchtigen werden, da wesentlicher Bestimmungsfaktor für die Wirtschaftlichkeit kleiner Wasserkraftanlagen (neben den Investitions- und Betriebskosten) v.a. die Kosten sind, die aufgrund der Auflagen zur Erfüllung der Anforderungen des Gewässerschutzes entstehen. Hierzu zählen beispielsweise die Aufwendungen für Fischaufstiegsanlagen aber auch die Erzeugungsverluste durch Restwasserauflagen (vgl. UBA 1998). Ob diese Beeinträchtigungen allerdings als signifikant einzuschätzen sind oder nicht, bedarf einer tieferen und quantitativen Betrachtung, da pauschale Aussagen ohne Kenntnis anlagenspezifischer Rahmenbedingungen so nicht zu treffen sind.

Bei Aufgabe der Wasserkraftnutzung (Szenario C) ist die Signifikanz offensichtlich und bedarf keiner detaillierteren Bewertung.

Im folgenden sollen potentielle Bewertungsansätze zur Einschätzung der Signifikanz der Beeinträchtigungen bei Modifikationen der Nutzung infolge ökologischer Maßnahmen betrachtet werden.

Ein möglicher Bewertungsmaßstab sind die betriebswirtschaftlichen Effekte der Anforderungen (darstellt in Rentabilitätsverlusten). Diese werden im Falle der betroffenen kleinen Wasserkraftanlagen in Abhängigkeit von der Ausbauleistung, den Investitionskosten und der Art der Anforderungen allerdings erheblich voneinander abweichen. Die folgenden Berechnungen basieren zunächst auf typisierenden Modellbetrachtungen für kleine Wasserkraftanlagen unterschiedlicher Ausbauleistung.

Die Tabelle 6 zeigt die Ergebnisse der Kalkulationen im Hinblick auf die Stromgestehungskosten in [€/kWh] sowie deren prozentuale Erhöhung bei Umsetzung ökologischer Anforderungen. Die Berechnungen wurde für drei verschiedene Ausbauleistungen, die in etwa den Verhältnissen an der Lahn entsprechen (siehe Tabelle 5), und für die drei unterschiedlichen Investitionsformen durchgeführt. Da verallgemeinerbare Aussagen über die Höhe der Investitionskosten nicht zu treffen sind, wurden entsprechend drei verschiedene Annahmen über die Höhe der Kosten [35]unterstellt (in eckigen Klammern).

Betrachtet man die Stromgestehungskosten zunächst ohne ökologische Umbaumaßnahmen, lässt sich feststellen, dass im Vergleich zu der Vergütung in den meisten Fällen nicht wirtschaftlich Strom zu erzeugen ist, da die Kosten über dem Vergütungssatz nach Stromeinspeisungsgesetz liegen. Dies gilt insbesondere für die Formen Neubau und Reaktivierung, bei denen mit hohen Investitionskosten zu rechnen ist. Lediglich mit einer Modernisierung bei mittleren und niedrigen Investitionskosten lässt sich knapp der Kostendeckungspunkt erreichen. Die Berechnungen beruhen hierbei auf Regelsätzen für Investitionskosten und die Gesamterzeugung in [kWh]. Werden die Angaben zur Gesamterzeugung der Anlagenbetreiber an der Lahn zugrundegelegt (die insgesamt deutlich unter den Regelannahmen lagen), verschiebt sich das Bild: es ist praktisch unter keiner Annahme wirtschaftlich Strom zu erzeugen. Es kann

[35] Die den Kalkulationen zugrundegelegten Werte basieren auf Modellbetrachtungen sowie Regelkostenangaben des BEE (Bundesverband für erneuerbare Energien) sowie Zusammenstellungen verschiedener Daten in UBA 1998: 46

daher davon ausgegangen werden, dass eine wirtschaftliche Stromerzeugung nicht das Kalkül für Investition und Betreibung einer Wasserkraftanlage ist. Interne Rentabilitätskalküls können nicht nachvollzogen werden, haben aber keine Relevanz für die Nutzung im eigentlichen Sinne (d.h. Wasserkraftnutzung zur rentablen Stromerzeugung). Wie oben bereits erwähnt, ist eine Anlage ein Inselbetrieb. Würden hier die Kosten für den Anschluss ans öffentliche Netz einbezogen werden, ist vermutlich die Wasserkraftanlage die vergleichsweise günstigere Alternative. Das kann jedoch nur eine Einzelfallbetrachtung ergeben.

Tabelle 6: Auswirkungen ökologischer Umbaumaßnahmen auf die Stromgestehungskosten bei KWK

Typ der kleinen Wasserkraftanlage			*Stromgestehungskosten in [EUR/kWh]*					
			ohne ökol. Umbaumaßnahmen		*inklusive Kosten von ökol. Umbaumaßnahmen (günstige Lage)*			
Ausbauleistung	*Investitionsart*	*Höhe der Investitionskosten [EUR/kW]*	*günstige Lage*	*Beispiele Lahn*	*durchschnittlich*	*(prozentuale Veränderung)*	*niedrig*	*(prozentuale Veränderung)*
10 kW bei 2m Fallhöhe	Neubau	hoch [17.895]	0,39	*0,44*	0,52	33%	0,48	23%
		mittel [12.782]	0,28	*0,31*	0,41	46%	0,37	32%
		niedrig [8.692]	0,19	*0,21*	0,32	68%	0,28	48%
	Reaktivierung	hoch [13.293]	0,29	*0,32*	0,42	45%	0,38	31%
		mittel [9.715]	0,21	*0,24*	0,34	61%	0,30	43%
		niedrig [6.647]	0,14	*0,16*	0,27	89%	0,23	62%
	Modernisierung	hoch [5.113]	0,11	*0,12*	0,23	107%	0,20	81%
		mittel [3.579]	0,08	*0,09*	0,21	166%	0,17	115%
		niedrig [2.556]	0,06	*0,06*	0,19	232%	0,15	161%
60 kW bei 3,5m Fallhöhe	Neubau	hoch [17.895]	0,39	*0,60*	0,44	13%	0,42	7%
		mittel [12.782]	0,28	*0,43*	0,33	19%	0,30	9%
		niedrig [8.692]	0,19	*0,29*	0,24	28%	0,22	14%
	Reaktivierung	hoch [13.293]	0,29	*0,45*	0,34	18%	0,32	9%
		mittel [9.715]	0,21	*0,33*	0,26	25%	0,24	12%
		niedrig [6.647]	0,14	*0,22*	0,20	36%	0,17	18%
	Modernisierung	hoch [5.113]	0,11	*0,17*	0,16	47%	0,14	24%
		mittel [3.579]	0,08	*0,12*	0,13	67%	0,10	34%
		niedrig [2.556]	0,06	*0,09*	0,11	94%	0,08	48%
100 kW bei 4m Fallhöhe	Neubau	hoch [17.895]	0,39	*0,62*	0,42	9%	0,41	5%
		mittel [12.782]	0,28	*0,44*	0,31	12%	0,30	6%
		niedrig [8.692]	0,19	*0,30*	0,22	18%	0,21	10%
	Reaktivierung	hoch [13.293]	0,29	*0,46*	0,32	12%	0,31	6%
		mittel [9.715]	0,21	*0,34*	0,25	16%	0,23	9%
		niedrig [6.647]	0,14	*0,23*	0,18	24%	0,16	12%
	Modernisierung	hoch [5.113]	0,11	*0,18*	0,15	31%	0,13	16%
		mittel [3.579]	0,08	*0,12*	0,11	44%	0,10	23%
		niedrig [2.556]	0,06	*0,09*	0,09	62%	0,07	32%

Quelle: Eigene Berechnungen

Vergütung nach EEG: 0,0767 € / kW

Auf der rechten Seite der Übersicht sind die Stromgestehungskosten mit Berücksichtigung ökologischer Umbaumaßnahmen dargestellt sowie deren prozentuale Veränderung infolge der Maßnahmen. Es wurden dabei sowohl die Kosten für Fischpassanlagen wie auch Erlösminderungen durch Mindestwasserauflagen einbezogen. Da sich die Kosten für Fischaufstiegshilfen in Abhängigkeit von Bauart, Anlagentyp, Gewässerstruktur, etc. zum Teil erheblich voneinander unterscheiden, wurden einerseits durchschnittliche Kosten (die aus verschiedenen Fallstudien berechnet wurden) zugrundegelegt und andererseits etwas niedrigere Kosten (Neuentwicklung). Die grau unterlegten Felder markieren die Fälle, in denen die Erhöhung der Stromgestehungskosten unter 20% liegt. Die Ergebnisse zeigen, dass bei relativ größeren Anlagen und Annahme günstiger Investitionskosten für Fischpässe die Effekte auf die Wirtschaftlichkeit in den meisten Fällen vergleichsweise gering sind, allerdings bei dem kleinsten Anlagentyp in allen Fällen Kostensteigerungen von über 20% verursachen.

In der folgenden Tabelle 7 sind zwei weitere Betrachtungen angeführt. Unterstellt sind wiederum drei Anlagentypen sowie die verschiedenen Investitionsformen. Auf der einen Seite wurden die Kosteneffekte berechnet, die sich ausschließlich auf die Mindestwasserregelungen zurückführen lassen. Unterstellt wurde, dass die Investitionskosten für die Fischtreppen beispielsweise von Seiten Dritter getragen wird (z.B. aus Förderprogrammen), d.h. diese Kosten nicht der Nutzung anfallen würden, und lediglich die Kosten in Form von Stromerzeugungsverlusten von den Anlagenbetreibern (d.h. den Nutzungen im Sinne der WRRL) zu tragen wären. Die Ergebnisse zeigen, dass in fast allen Fällen, die Erhöhung der Stromgestehungskosten unter 10% liegt, lediglich ein Fall übersteigt 20%. Auf der anderen Seite sind die Investitionskosten für Fischaufstiegsanlagen ins Verhältnis zu den Gesamtinvestitionskosten gesetzt. Hier fallen die notwendigen Investitionen für Fischanlagen wiederum bei den kleineren Anlagen deutlicher ins Gewicht, als bei größeren. Da die Gesamtkosten für den Neubau insgesamt höher sind, ist der Anteil der ökologischen Investitionen entsprechend geringer.

Tabelle 7: Einflüsse von Renaturierungsmaßnahmen auf die Wirtschaftlichkeit

Ausbauleistung	*Investitionsart*	*Erhöhung der Stromgestehungskosten aufgrund Mindestwasser*	*Anteil der Fischpasskosten an Gesamtinvestition*
10 kW	Neubau	6,0%	30,6%
	Reaktivierung	7,9%	40,3%
	Modernisierung	21,6%	109,3%
60 kW	Neubau	4,0%	14,2%
	Reaktivierung	5,3%	18,7%
	Modernisierung	14,4%	50,7%
100 kW	Neubau	2,8%	9,1%
	Reaktivierung	3,6%	12,0%
	Modernisierung	9,9%	32,6%

Quelle: Eigene Berechnungen

In diesem ersten Bewertungsschritt soll die Frage beantwortet werden, ob die Auswirkungen auf die Nutzungen als signifikant anzusehen sind und darüber hinaus, welches Kriterium für die Einschätzung der Signifikanz von Beeinträchtigungen verallgemeinerbar herangezogen werden kann. Vor diesem Hintergrund sind verschiedene Faktoren von Relevanz.

Im Grundsatz sind Einschätzungen in Bezug auf prozentuale Effekte auf die Rentabilität von KWK (im Sinne von Stromgestehungskosten) ein geeigneter Bewertungsmaßstab, da auf der einen Seite die Kosten ein gutes Wirtschaftlichkeitskriterium der Stromerzeugung darstellen, auf der anderen Seite prozentuale Effekte im Hinblick auf Transparenz und Vergleichbarkeit besser geeignet sind als absolute Werte. Bei der Interpretation sind allerdings verschiedene Fragestellungen zu beachten:

- Die Berechnungen basieren aus methodischen Gründen auf den unterstellten Investitionskosten für Neubau, Reaktivierung bzw. Modernisierung. Dementsprechend sind die Stromgestehungskosten für die Modernisierungsvarianten jeweils geringer, die Effekte der ökologischen Umbaumaßnahmen wirken sich dagegen umso stärker aus, das diese ökologischen Investitionen dann natürlich im Verhältnis ‚teurer' werden. Das stimmt mit der Realität natürlich nur bedingt überein, da davon ausgegangen werden kann, dass sehr alte Anlagen bereits abgeschrieben sind (das trifft zumindest für zwei betroffene Anlagen an der Lahn zu), dem Betreiber mithin **nur Betriebskosten und keine Kapitalkosten mehr anfallen, die Stromgestehungskosten damit sehr viel geringer ausfallen** würden. Bleibt der Anteil der ökologischen Investitionen an den notwendigen Modernisierungsinvestitionen zwar gleich, kann jedoch eine deutlich höhere Wirtschaftlichkeit der laufenden Anlage unterstellt werden, dementsprechend wären höhere Investitionen für ökologische Umbaumaßnahmen ‚zumutbar'.
- Betrachtet man die errechneten Kosten für die konkreten Beispiele an der Lahn, kann den Betreibern (wie oben erwähnt) ein anderes Kalkül jenseits einer rentablen Stromerzeugung unterstellt werden (Insellage, Altersvorsorge, etc.). Den Ergebnissen zufolge produziert dort kein KWK kostendeckend Strom, insofern wäre die Frage zu stellen, ob Auswirkungen auf die Wirtschaftlichkeit in diesem Fall einen geeigneten Indikator zur Einschätzung der Signifikanz darstellen. Vermutlich sind auch aufgrund der bestehenden Wasserrechte Handlungsmöglichkeiten eingeschränkt. Derartige Fragen kann allerdings nur eine Einzelfallprüfung ergeben, für den Ausweisungsprozess für HMWB kann zur Vereinheitlichung der Vorgehensweise der Branchendurchschnitt zugrundegelegt[36] und von den rechtlichen Restriktionen (bestehende Wasserrechte) abstrahiert werden.

Es lässt sich sagen, dass im Hinblick auf die Signifikanz der Effekte aufgrund der Berechnungen keine eindeutige Aussage getroffen werden kann, da die Ergebnisse in Abhängigkeit von den unterstellten Rahmenbedingungen und der Anlagengröße sehr stark schwanken. Die Maßnahmen können jedoch auch nicht pauschal als signifikante Auswirkung angesehen werden. Die prozentualen Effekte in bezug auf die Stromgestehungskosten sind als Indikator zur Einschätzung der Rentabilität im Grundsatz jedoch geeignet und entsprechen in den dargestellten Auswirkungen im Wesentlichen der Realität: für Kleinstanlagen führen ökologische Auflagen zu starken Verlusten der Wirtschaftlichkeit (die ohnehin schon nicht gegeben ist). Die betriebswirtschaftliche Zusatzlast als Rentabilitätskriterium findet auch im Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz im Zusammenhang mit der wirtschaftlichen Zumutbarkeit Anwendung[37]. Dort wird allerdings zusätzlich die Frage diskutiert, ob ein Ausscheiden von Grenzanbietern zulässig ist, d.h. für den Fall der KWK würde dies für die Kleinstanlagen zutreffen.

Wird als Grenze für die Rentabilitätsverluste infolge ökologischer Maßnahmen ein Maximalwert von 20% unterstellt, können - wie die Berechnungen zeigen - die Auswirkungen im ersten Prüfschritt nicht unbedingt als signifikant angesehen werden. Die eigentliche Nutzung (d.h. Stromproduktion) wird durch Auflagen zum Bau von Fischtreppen überhaupt nicht eingeschränkt (da diese ‚lediglich' Kosten verursachen), als Beeinträchtigung der Nutzung kann daher im engen Sinne eigentlich nur die Erlösminderung infolge Mindestwasserauflagen gelten, die in sieben von neun Szenarien nicht einmal 10% Erhöhung der Kosten bedeuten würde.

Für die Einschätzung der Verhältnismäßigkeit der Kosten sind daher auf der einen Seite ggf. Einzelfallprüfungen sowie auf der anderen Seite im Folgenden die Einbeziehung der Nutzen erforderlich.

---

[36] Vgl. auch Ausführungen zum KrW-/AbfG3 in Kap. 2.3.2

[37] In diesem Zusammenhang ist die Zumutbarkeit allerdings zusätzlich mit Blick auf den ökologischen Zusatznutzen zu bewerten. Beim Ausweisungsprozess für HMWB erfolgt eine Einbeziehung der Umwelteffekte erst im nächsten Schritt.

4.2.2 Abwägung von Alternativen

Identifikation der nutzbringenden Ziele

Die Nutzung Wasserkraft erfolgt grundsätzlich im Hinblick auf das nutzbringende Ziel ‚Erzeugung von Energie'. Haben die Maßnahmen signifikante Auswirkungen auf die Nutzung, müssen demnach im nächsten Schritt Alternativen identifiziert werden, die dasselbe nutzbringende Ziel erfüllen. Wie sich am Beispiel der KWK an der Oberen Lahn zeigen lässt, ist die Stromerzeugung jedoch nicht das einzige Investitionskalkül für die Betreiber. Dies kann jedoch nicht grundsätzlich unterstellt werden und würde an dieser Stelle auch eine Einzelfallprüfung erfordern, die hier nicht möglich ist. Als einziges nutzbringendes Ziel der Wasserkraft wird daher die Stromerzeugung betrachtet. Im nächsten Schritt folgt entsprechend die Identifizierung der grundsätzlich in Frage kommenden Alternativen zur Erfüllung desselben nutzbringenden Zieles. Es stellt sich mithin die Frage, welche Alternative die Funktion der aktuellen - und zu bewertenden - Nutzung Wasserkraft übernehmen würde, wenn diese zur Disposition gestellt würde. Es geht also darum, einen Vergleich mit bestehenden Alternativen anzustreben, eine grundsätzliche Betrachtung der Kosten oder Wirtschaftlichkeit verschiedener Energieträger kann im Rahmen des Ausweisungsprozesses nicht geleistet werden. Zudem müssten dann Neuinvestitionen bspw. in andere regenerative Energieträger in ihren Kosten und Umweltwirkungen in die Betrachtung einbezogen werden.

Als Referenzmaßstab wird bei Aufgabe oder Modifikation der Wasserkraftnutzung dementsprechend die Übernahme der Stromversorgung durch das öffentliche Netz genutzt.

Kosten der Maßnahmenumsetzung

Im Folgenden wird zunächst ein Überblick über die Gesamtkosten einer Maßnahmenumsetzung gegeben. Wie in Kapitel 4.2.1 bereits ausgeführt, müssen verschiedene Arten von Kosten betrachtet werden, die sich v.a. hinsichtlich der Kostenträgerschaft voneinander unterscheiden. Die Kosten zur Herstellung der Durchgängigkeit an Wehren, die keiner Nutzung mehr unterliegen, fallen für den Entscheidungsträger an und sind keiner Nutzung direkt anzulasten. In Tabelle 8 sind die Kosten für einzelne Maßnahmen zusammengestellt. Die Schätzungen beruhen auf einer Vielzahl von Daten aus verschiedenen Fallstudien. Die Höhe der Kosten hängt stark von der Struktur des Gewässers, dem Untergrund, der Beschaffenheit und Fallhöhe der Wehre sowie der Art und Bauweise der Fischaufstiegshilfen abhängig sind. Für die Berechnung der Gesamtkosten wurde jeweils der mittlere Wert zugrundegelegt.

Tabelle 8: Kosten für Maßnahmen an (nicht genutzten) Wehren zur Herstellung der Durchgängigkeit

		Kosten [€] für Einzelmaßnahmen		
Maßnahme	*Stauhöhe [m]*	*min*	*med*	*max*
Wegfall des Wehres	0,50	5.000	10.000	15.000
Bau eines Umgehungsgerinnes	1,20	50.000	95.000	140.000
Bau von Fischrampen	1-2	20.000	35.000	50.000
	2-3	30.000	65.000	100.000
	>3	50.000	150.000	250.000

Quelle: Eigene Zusammenstellung

Die Kosten an Wehren mit Wasserkraftnutzung bestehen aus den Investitionskosten für Fischaufstiegsanlagen und jährlichen Kosten aufgrund von Stromerzeugungsverlusten. Diese Kosten wären bei Neuanlage der Nutzung, d.h. dem Betreiber der Wasserkraftanlage anzulasten.

Tabelle 9 gibt einen Überblick über die dargestellten Kosten im Einzelnen sowie die daraus resultierenden Gesamtkosten - unabhängig von der Frage der Kostenträgerschaft. Im Rahmen einer KNA wären diese Gesamtkosten (hier über den gesamten Planungszeitraum von 50 Jahren dargestellt) den (monetären) Nutzen einer Maßnahmenumsetzung gegenüberzustellen.

Tabelle 9: Geschätzte Gesamtkosten bei Modifikation der Wasserkraftnutzung [in €]

Maßnahme	*Hindernis-Nr.*	*Mittlere Kosten*
Sanierungskosten für nicht genutzte Wehre		
Wegfall eines Wehres	45	10.000
Bau eines Umgehungsgerinnes	38	95.000
Bau von Fischrampen [1-2m]	56, 42	70.000
Bau von Fischrampen [2-3m]	51, 48	130.000
Entfernung Ufer- und Sohlsicherung [100m]	45	8.500
Investitionskosten ohne KWK		**313.500**
Sanierungskosten für Anlagen		
Fischpass [10 kW]	37, 39	78.210
Fischpass [60 kW]	28, 52	217.876
Fischpass [100 kW]	36	116.800
Investitionskosten für KWK		**412.886**
Erlösminderung durch Mindestwasser [10 kW]	37, 39	5.738
Erlösminderung durch Mindestwasser [60 kW]	28, 52	10.044
Erlösminderung durch Mindestwasser [100 kW]	36	5.739
Erzeugungsverluste gesamt		**21.521**
Barwert der Erzeugungsverluste (3%, 50J)		*553.731*
Gesamtkosten (50J)		**1.280.117**
je km nicht ausgewiesenes Gewässer		38.327
Jahreskosten		**49.4756**

Quelle: Eigene Berechnungen

Vergleich der Umweltwirkungen alternativer Optionen

Da im Rahmen der Abwägung der Unverhältnismäßigkeit die ökologischen Vorteile zu berücksichtigen sind, wird im Folgenden auf die Umweltwirkungen der Alternativen eingegangen. Da wie oben dargestellt als Alternative ein Ausgleich der geringeren Stromproduktion durch das öffentliche Netz (d.h. ein Erbringen der nutzbringenden Ziele durch bestehende Infrastruktur) angenommen wird, muss eine Abwägung im Hinblick auf die positiven und negativen Umwelteffekte einer Aufgabe bzw. Modifikation der Wasserkraftnutzung erfolgen.

Positive externe Effekte regenerativer Energien (so auch der Wasserkraft) liegen in der Vermeidung von CO_2-Emissionen und werden daher auch als dominierendes Argument aus Sicht der Betreiber herangezogen. Die Bewertung dieser externen Effekte basiert in der Regel auf der Quantifizierung der Vermeidungskosten (des anthropogenen Treibhauseffektes) als methodischem Ansatz. Bezogen auf die Gesamtmenge an CO_2-Emissionen in der Bundesrepublik Deutschland kann durch alle existierenden Wasserkraftanlagen ca. 0,1% der Emissionen vermieden werden (vgl. UBA 1998), d.h. nur bezogen auf die kleinen Wasserkraftanlagen ist dieser Anteil entsprechend noch deutlich geringer. Am Beispiel eines KWK konnte in dieser Studie gezeigt werden, dass auf der einen Seite trotz Anrechnung der positiven Effekte (in Form der Vermeidungskosten) die Stromerzeugung nicht im Bereich der Wirtschaftlichkeit liegt, d.h. der Betrieb dieser Anlagen auch bei Berücksichtigung der positiven Effekte defizitär ist. Auf der anderen Seite steigen die CO_2-Vermeidungskosten mit zunehmende ökologischen Anforderungen an, d.h. die CO_2-Vermeidung durch die KWK wird entsprechend kostenintensiver.

Den positiven Effekten stehen negative Effekte durch die Beeinträchtigung des Ökosystems Fliessgewässer gegenüber (z.B. Störungen der Wandermöglichkeiten, Beeinträchtigungen des Wasserhaushaltes, Fischverluste, Beeinträchtigung der Fliessgeschwindigkeit, etc.). Die Bewertung dieses Schadens kann wiederum über den monetären Wert eines renaturierten Fliessgewässers erfolgen. Potentielle Nutzen wurden bereits am Beispiel der Seefelder Aach aufgeführt.

Bei einer Abwägung müssten entsprechend die externen Nutzen einer Stromerzeugung ohne CO_2-Emissionen den ökologischen Kosten (respektive Nutzen der Renaturierung) gegenübergestellt werden,

um so einzuschätzen, ob die negativen Auswirkungen von den positiven überkompensiert werden oder nicht. Die Frage ist nicht pauschal zu beantworten, da dies eine Quantifizierung der positiven und negativen Effekte erfordern würde. Aber auch bei qualitativer Einschätzung ist ein ökologischer (Netto-) Nutzen der Wasserkraft zumindest stark zu hinterfragen. Allein die Höhe der Stromgestehungskosten zeigt deutlich, dass es sich bei der Stromerzeugung mit KWK um extrem teure Maßnahmen der CO_2-Vermeidung handelt, bezogen auf die erzielbaren positiven externen Effekte eine Investition in KWK damit unsinnig ist.

Es wird an dieser Stelle davon ausgegangen, dass die positiven Effekte der KWK (im Sinne von Vermeidungskosten) die negativen Effekte (im Sinne des monetären Wertes einer Renaturierung) nicht übersteigen, mithin das Gewässer auf Grundlage eines Vergleiches der Umweltwirkungen nicht als HMWB ausgewiesen werden kann.

Einschätzung der Unverhältnismäßigkeit der Kosten

Die Verhältnismäßigkeit der Kosten muss im Hinblick auf den erreichbaren ökologischen Zusatznutzen gesehen werden. Dies hängt letztlich allerdings auch von der ökologischen ‚Wertigkeit' des Gewässers ab. Im Grunde genommen wäre hier genauso wie am Beispiel der Seefelder Aach dargestellt eine Monetarisierung des mit Erreichen eines guten ökologischen Zustands verbundenen Wertes notwendig, um eine Nutzen- Kosten- Analyse durchführen und (auf gesamtwirtschaftlicher Ebene) den Netto-Nutzen für die Gesellschaft ermitteln zu können. Dies stößt auf die bereits dort dargestellten methodischen Schwierigkeiten. Aus Sicht der CO_2-Vermeidungskosten sich KWK jedoch zu ‚teuer' und zudem aus gewässerökologischer Sicht nachteilig, daher ist aus gesamtwirtschaftlicher Sicht von einem Netto-Nutzen bei Aufgabe der KWK auszugehen.

Wird eine betriebswirtschaftliche Betrachtung zugrundegelegt, kann die Verhältnismäßigkeit über die in Kapitel 4.2.1 dargestellten Kriterien zur Einschätzung der Signifikanz ermittelt werden, wobei an dieser Stelle der ökologische Zusatznutzen zu berücksichtigen wäre. Da wie oben ausgeführt die Auswirkungen auf die Nutzungen nur bedingt und unter bestimmten Voraussetzungen als signifikant anzusehen sind, würde die Einbeziehung des ökologischen Nutzens aller Voraussicht zu der Einschätzung führen, dass die Kosten grundsätzlich als nicht unverhältnismäßig anzusehen sind, die Umsetzbarkeit aller Maßnahmen bei Rücksichtnahme auf die individuelle Belastbarkeit für einen Erhalt der Rentabilität der Anlagen allerdings in Frage gestellt wäre.

Wird davon ausgegangen, dass die Investitionskosten für die Fischtreppen von Seiten Dritter getragen werden (da diese bei bestehenden Wasserrechten ohnehin nicht den Betreibern angelastet werden können, mithin die Mittel aus anderen Quellen bereitgestellt werden) und damit lediglich die zusätzlichen Kosten in Form der entgangenen jährlichen Einkommensverluste (durch Mindestwasserauflagen) bei der Abwägung von Signifikanz und Unverhältnismäßigkeit von Kosten herangezogen werden, sind diese als nicht unverhältnismäßig zu bewerten, da sie in (fast) allen Fällen unter 10% Kostenerhöhung liegen[38].

Abschließende Bewertung und Diskussion

Zusammenfassend sollen einige abschließende Bemerkungen im Hinblick auf den Ausweisungsprozess bei kleinen Wasserkraftanlagen als Hauptnutzung des Gewässers vorgenommen werden.

Anders als bei der Nutzung Landwirtschaft lassen sich im Falle der KWK die Auswirkungen auf die Nutzungen vergleichsweise einfach identifizieren, da die Beeinträchtigung der Durchgängigkeit und die

[38] Dieser Ansatz würde in etwa dem bei der Seefelder Aach entsprechen, wo im Grunde genommen bezogen auf die Auswirkungen auf die **Nutzung** die Kostenabwägung auch nur auf die Opportunitätskosten fokussiert.

entsprechend erforderlichen ökologische Maßnahmen klar zu lokalisieren und damit der einzelnen Anlage zuzuordnen ist. Eine Bewertung der Signifikanz wird daher auf die betriebswirtschaftliche Ebene fokussieren. Im konkreten Falle der an der Lahn befindlichen Wasserkraftanlagen kann gesagt werden, dass die Maßnahmen aller Wahrscheinlichkeit nach zu Verlusten in der Wirtschaftlichkeit der Stromerzeugung führen werden, die Nutzung damit möglicherweise signifikant beeinträchtigt wäre. Bei Einschätzung der Signifikanz und Unverhältnismäßigkeit ist allerdings einerseits zu beachten, welche Kosten den Stromgestehungskosten auferlegt werden (dies wirft wiederum die Frage der Kostenträgerschaft auf, vgl. auch Kapitel 2.3.1.2.). Andererseits wurde festgestellt, dass eine rentable Stromerzeugung als Entscheidungskalkül für das Betreiben der Anlagen nicht grundsätzlich angenommen werden kann. Besteht die Nutzung aber nicht darin, wirtschaftlich Energie zu erzeugen (davon kann man ausgehen, wenn man die Energieerzeugungskosten als Maß für die Rentabilität zugrundelegt), wird diese Nutzung also auch nicht beeinträchtigt. Die Kosten in Bezug auf das nutzbringende Ziel (das basierend auf der getroffenen Annahme in der wirtschaftliche Erzeugung von Strom besteht) sind damit auch nicht unverhältnismäßig.

Ausnahme ist beispielsweise der Inselbetrieb, für den die Wasserkraftanlage im Hinblick auf den fehlenden Anschluss vermutlich die wirtschaftlichste Lösung ist.

Beschränkungen in der Umsetzbarkeit ergeben sich allerdings auf Grundlage bestehender Wasserrechte, aufgrund derer zur Durchsetzung ökologischer Auflagen keine rechtliche Handhabe besteht. Bei abstrahierender Betrachtung ist die Signifikanz der Beeinträchtigung infolge ökologischer Maßnahmen nur bedingt und unter ganz bestimmten Annahmen gegeben.

Mit Focus auf die gesamtwirtschaftliche Ebene und das nutzbringende Ziel ‚Erzeugung von Energie' kann davon ausgegangen werden, das die positiven Effekte der betroffenen KWK an der Lahn im Hinblick auf den Treibhauseffekt aufgrund des doch insgesamt sehr geringen gesamten CO_2-Minderungspotentials von den ökologischen Nutzen überkompensiert werden.

maximale Leistung [kW]	10	10	10	60	60	60	100	100
Art der Investition	Neubau	Reaktivierung	Modernisierung	Neubau	Reaktivierung	Modernisierung	Neubau	Reaktivierung
Wasserrecht i.d.R. (auch wegen Lebensdauer der Maschinen projektiert)	60 Jahre	60 Jahre	60 Jahre	60 Jahre	60 Jahre	60 Jahre	60 Jahre	60 Jahre
Investitionskosten [EUR] (Schätzung nach BEE)	s. Stromgeste-hungstabelle	s. Stromgeste-hungstabelle	s. Stromgeste-hungstabelle	s. Stromgeste-hungstabelle	s. Stromgeste-hungstabelle	s. Stromgeste-hungstabelle	s. Stromgeste-hungstabelle	s. Stromgeste-hungstabelle
Gesamterzeugung [kWh] (Schätzung nach BEE)	65.000	65.000	65.000	390.000	390.000	390.000	650.000	650.000
Stillstandstage (Schätzung)	4	4	4	4	4	4	4	4
Kosten zugrundegelgeter Fischwege [EUR]	39.105	39.105	39.105	108.938	108.938	108.938	116.800	116.800
Erlösminderung durch Mindestwasserabfluss [EUR]	2.869	2.869	2.869	5.022	5.022	5.022	5.739	5.739
zugrundegelegte Fischwege (Borstenfischpass = Bfp.)	Neiße, Düte, Neetze, Renche, Bfp.	Neiße, Düte, Neetze, Renche, Bfp.	Neiße, Düte, Neetze, Renche, Bfp.	Nethe, Luhe, Neetze, Bfp.	Nethe, Luhe, Neetze, Bfp.	Nethe, Luhe, Neetze, Bfp.	Nethe, Luhe, Neetze, Mulde, Bfp.	Nethe, Luhe, Neetze, Mulde, Bfp.
Fallhöhe [m]	2	2	2	3,5	3,5	3,5	4	4
Mindestwasserabfluss [cm/s] (Schätzung)	0,33	0,33	0,33	0,33	0,33	0,33	0,33	0,33
Unterschreitungstage: Abfluss < Ausbaudurchfluss + geforderter Mindestabfluss	315	315	315	315	315	315	315	315

Tabelle 10: Berechnungsgrundlagen für drei kleine Wasserkraftanlagen nach BEE

	H-28	H-36	H-37	H-39	H-52
maximale Leistung [kW]	60	80	6	10	60
Art der Investition	Reaktivierung	Reaktivierung	Neubau	Modernisierung	Neubau
getätigt im Jahr	40er Jahre	1987	1923	1994	1987
Wasserrecht alle unbefristet, wegen Maschinenlebensdauer projektiert auf	60 Jahre	60 Jahre	60 Jahre	60 Jahre	60 Jahre
Investitionskosten [EUR] (nach Auskunft)	?	500.000	?	?	2.000.000
ggf. Schätzung nach BEE [EUR] (Regelkosten)	582.900		76.692	35.790	
Gesamterzeugung [kWh] (Schätzung) (berechnet nach Auskünften: (8760 Std.p.a. - Stillstand) * durchschnittliche Leistung)	109.200 = (8760-24*90), davon 4320*20 und 2280*10	330.000 = (8760-24*90) *50	33.000 (nach Auskunft)	59.000 = (8760-24*35), davon 5040*10 und 2880*3	198.000 = (8760-24*90) *30
Einspeisung ins öffentl. Netz [kWh] (nach Auskunft)	67.000	73.000	Inselbetrieb	22.500	48.000
Stillstandstage (nach Auskunft bzw. Schätzung)	90	90	15	35	90
Kosten zugrundegelgeter Fischwege [EUR]	169.333	116.800	43.557	43.932	108.938
Erlösminderung durch Mindestabfluss [EUR]	10.020	5.010	797	1.093	4.384
zugrundegelegte Fischwege (Borstenfischpass = Bfp.)	Birs, Nagold, Bfp.	Nethe, Luhe, Neetze, Mulde, Bfp.	Neiße, Düte, Neetze, 2*Eder, Renche, Bfp.	Neiße, Düte, Neetze, 2*Eder, Renche, Bfp.	Nethe, Luhe, Neetze, Bfp.
Fallhöhe [m]	8	4	1,75	2	3,5
Mindestwasserabfluss [cm/s] (Schätzung)	0,33	0,33	0,33	0,33	0,33
Unterschreitungstage: Abfluss < Ausbaudurchfluss + geforderter Mindestabfluss	275	275	100	120	275

Tabelle 11: Berechnungsgrundlagen für fünf kleine Wasserkraftanlagen an der Lahn

4.3 Elbe

Die Elbe ist gekennzeichnet durch deutliche negative morphologische Veränderungen. Diese resultierten insbesondere aus Maßnahmen des Hochwasserschutzes und der Schiffbarmachung, also des Verkehrswasserbaus. Ein weiterer beabsichtigter Effekt war die Nutzbarmachung des Gewässerrandes für landwirtschaftliche und städtebauliche Zwecke. Um eine exemplarische Signifikanz der Effekte von Renaturierungsmaßnahmen und der damit verbundenen Nutzungsbeeinträchtigungen darstellen zu können, wurde für diese Fallstudie der Abschnitt der Oberen Elbe (Grenzübergang Schmilka bis Dresden) näher betrachtet.

Die Beeinträchtigungen der Gewässerstruktur der Elbe gehen wesentlich auf die Errichtung von Quer- und Längsbauwerken, also z.B. Deichen und Buhnen sowie die Einbringung von Sohlschwellen und Deckbauwerken entlang des Gewässerverlaufes zurück. Um die exemplarisch eine Beschränkung auf nur eine Nutzung zu machen, wird im Fall der Elbe die Nutzung als Verkehrsweg mit signifikanten Auswirkungen auf die Hydromorphologie betrachtet und auf dieser Grundlage die Elbe als provisorisches HMWB identifiziert. Die untersuchten Maßnahmen beziehen sich damit auf die Einschränkung, Veränderung oder Aufgabe der Schifffahrt, insbesondere der Güterschifffahrt.

4.3.1 Auswirkungen auf die Nutzung und die weitere Umwelt

In diesem Abschnitt werden, ähnlich den anderen Fallbeispielen, die Maßnahmen und deren Auswirkungen auf die Nutzungsform des „Transportweges“ Elbe und die weitere Umwelt dargestellt. Die folgende Tabelle gibt einen Überblick über die möglichen Einzelmaßnahmen und die entsprechende Nutzung als Binnenwasserstrasse und Transportweg.

Tabelle 12: Ausweisungsschritt: Signifikante negative Effekte auf Nutzungen und die weitere Umwelt

Handlungsbereich	*Maßnahmen*	*Auswirkungen auf ...Nutzung*	*...Umwelt*
Beeinträchtigung der Hydromorphologie: Nutzung Schifffahrt			
Hydromorphologie	Szenario B • Einstellung der Unterhaltungsmaß-nahmen für Uferbefestigungen und Verkehrsbauten	• Verringerung der Maximaltauchtiefe für Güterschiffe • Mittel- bis langfristig Reduktion der Strömungsgeschwindigkeit und -homogenität	Keine negativen Effekte passiver Maßnahmen für Arten und Biotope
	Szenario C • Aktiver Rückbau von Uferbefestigungs- und Verkehrsbauten	• Verringerung der Maximaltauchtiefe • Mittel- bis langfristig Reduktion der Strömungsgeschwindigkeit und -homogenität • Bildung von Untiefen	Eventuell begrenzte negative Effekte auf neu entstandene Biotope und Artenvielfalt in Buhnenfeldern

Die Maßnahmen lassen sich grob in zwei Gruppen unterteilen, die in unterschiedlichem Maße zur Einschränkung der Schifffahrt in einzelnen Abschnitten oder auch im gesamten Bereich des Flusses führen können. Dabei erfolgt eine Beschränkung auf Auswirkungen für die Schifffahrt in Form des Gütertransportes, da bei keiner der Maßnahmen mit einer Einschränkung bzw. Aufgabe der Schifffahrt insgesamt, also inklusive der Fähr-, Passagier- und Freizeitschifffahrt zu rechnen ist. Es wird davon ausgegangen, dass die dargestellten Maßnahmen (bei allen Problemen hinsichtlich der Abschätzung der Wirksamkeit von Maßnahmen) kurz- bis mittelfristig zu einer Verringerung der Tauchtiefe führen und daher Auswirkungen auf die Nutzung Schifffahrt haben (können). Die folgenden Betrachtungen basieren

auf der Annahme einer Verringerung der durchschnittlichen Tauchtiefe um ca. 10 bis 30 cm im Jahresmittelmaß. Die Nutzungsmöglichkeiten werden dadurch weder in ihrer Existenz gefährdet noch müssen komplett eingestellt werden.[39]

Im Rahmen der vorliegenden Fallstudie wird von den im Folgenden beschriebenen Maßnahmen ausgegangen. Die Einteilung der möglichen Einzelmaßnahmen kann je nach Szenario in zwei Kategorien erfolgen,:

- Szenario B: vorrangig „passive Maßnahmen". Diese Maßnahmengruppe beinhaltet die Einstellung der Unterhaltungs- und Instandsetzungsbemühungen für die bereits vorhandenen Verkehrsbauten, insbesondere die eingebrachten Buhnen; sowie ein Stopp des Baus weiterer Buhnenfelder oder die Erweiterung bereits bestehender. Die Beendigung der Reinvestitionen in die bereits vorhandene Infrastruktur führt mittel- und langfristig zu einer eigendynamischen Entwicklung und Renaturierung der Hydromorphologie. Diese Maßnahmen sind ausschließlich passiver Natur, da keine Investitionen getätigt werden und somit keine Kosten entstehen. Im Gegenteil, es können mit der Einstellung der Instandhaltungsmaßnahmen an den Buhnen und Leitwerken Kosten eingespart werden.[40]

- Szenario C: vorrangig „aktive Maßnahmen". Diese Maßnahmengruppe beinhaltet zusätzlich zu der zuvor betrachteten passiven Gruppe aktive Baumaßnahmen, die insbesondere an den Stellen anzuwenden sind, wo sich keine ausreichende oder genügend schnelle Eigendynamik entwickelt. Als Einzelmaßnahmen wären hier konkrete Rückbaumaßnahmen der Uferbefestigung zu nennen, sowohl was die Buhnen, Deck- als auch Leitwerke betrifft. Bedeutende Hafenbauten befinden sich in dem betrachteten Bereich nicht. Damit verbunden könnte eine Freigabe von Auenflächen zur natürlichen Retention sein. Diese Maßnahmen würden sowohl Kosten verursachen (aktiver Rückbau), als auch (wie in Szenario B beschrieben) gleichzeitig zu Kosteneinsparungen führen.

Die Konflikte der Maßnahmen zur Wiederherstellung des guten ökologischen Zustandes bestehen insbesondere mit den aktiven Transportunternehmen (vorrangig Partikuliere und Frachtführer der tschechischen Reederei ČSPL). Die Effekte bestehen in der bereits beschriebenen durchschnittlichen Tauchtiefenverringerung und damit einer Ausweitung der Zeiten, in denen nicht mit der maximal möglichen Transportkapazität je Transportvorgang gefahren werden kann. Eine tauchtiefenbedingte Minderbeladung wiederum verringert die mit dem Transport verbundenen Einnahmen je Transportvorgang für die Frachtführer (bzw. erhöht bei regionaler Betrachtung die Transportkosten). Da die Transportunternehmen nicht grundsätzlich lokal gebunden sind und auf andere Transportrelationen ausweichen können, ist nicht mit einem Verlust ihrer Produktionsgrundlage zu rechnen.

Weiterhin bestehen Konflikte mit potentiellen Verladern aus der Industrie. Bei einer zusätzlichen Einbeziehung der Auengebiete als wiederhergestellte Retentionsflächen kämen die Nutzer dieser Gebiete hinzu. Renaturierungsmaßnahmen im Bereich des Flusslaufes bzw. im Bereich der Auen führen generell zu positiven Effekten für das Ökosystem Fließgewässer, jedoch sind in diesem speziellen Fall zwei Einschränkungen zu machen, was die Rückbaumaßnahmen betrifft. Die erste Einschränkung bezieht sich auf den Rückbau vorhandener Sohlschwellen. Bereits vor menschlicher Einflussnahme hat in der Elbe (bedingt durch die Beschaffenheit der Sohle) eine regionale Eintiefung der Gewässersohle stattgefunden.

[39] Für die Nutzung von Sportbooten gibt es keine relevanten Mindesttauchtiefen, während für die Fahrgastschifffahrt selbst Tauchtiefen von 0,95 m ausreichend sind. Die Fahrgastschifffahrt ist dabei ein beachtlicher Wirtschaftsfaktor mit guten Zuwachszahlen, besonders auf dem sächsischen Teil der Elbe. (Vgl. hierzu PETSCHOW, WEINER (2001): S. 118 ff.)

[40] Die Instandsetzung einer Buhne kostet rund 100.000 bis 150.000 DM und die Nutzungsdauer beträgt ca. 25 Jahre. Allein im Zuständigkeitsbereich des WSA Magdeburg werden im Jahr etwa 20 bis 30 Buhnen instand gesetzt, summiert entstanden Kosten von rund 3,5 Mio. DM/a. (Vgl. hierzu PETSCHOW, WEINER (2001): S. 78)

Diese wurde dann durch die unter menschlicher Einflussnahme erfolgte Erhöhung der Fließgeschwindigkeit (durch Verringerung der Mäandrierung und die Homogenisierung der Morphologie des Flusses; insbesondere im Zuge von erfolgten Durchstichen und Uferverbauungen) noch verstärkt. Diese originär natürliche und durch Baumaßnahmen beschleunigte Sohleintiefung gefährdet das Ökosystem des Flusses und der umliegenden Gebiete, insbesondere der Auen, so dass jeweils nach regionalen Gesichtspunkten eine Einzelfallentscheidung über den Rückbau der Sohlschwellen und das Einstellen von derzeit erfolgender Geschiebezugabe stattfinden muss. Als zweiter Punkt ist anzumerken, dass sich im Bereich der bereits langjährig bestehenden Buhnenfelder und der darin existierenden hydrologischen Bedingungen eigene Mikroökosysteme herausgebildet haben, deren Habitat durch einen aktiven Rückbau gefährdet werden könnte. Eine Einschätzung des Wertes dieser (vergleichsweise) neu entstandenen Biotope ist im Rahmen dieser Studie allerdings nicht möglich, jedoch ist in diesem Zusammenhang auf die allgemeine Bedeutung von Nischenbiotopen und die damit verbundene Biodiversität zu verweisen.

Bewertung der Signifikanz der Effekte

Für eine Einschätzung der Signifikanz der Effekte für die Nutzung Schifffahrt kann sowohl einzelwirtschaftlich (insbesondere auf die einzelnen Partikuliere) als auch regional fokussiert werden. Bei einzelwirtschaftlicher Betrachtung wäre zu überprüfen, ob ein Absenken der Maximaltauchtiefen auf der Elbe grundlegende Effekte für die einzelnen Transportunternehmer besitzt, und wenn dem so ist, in welchem Maße diese Effekte entstehen. Allgemein ist zu sagen, dass die betroffenen Transportunternehmer nicht regional an eine Tätigkeit auf der Elbe gebunden sind und auch auf andere Wasserwege ausweichen können[41]. Die Veränderung der Bedingungen für die Schifffahrt auf der Elbe stellt also kein grundsätzlich existenzgefährdendes Kriterium dar. Unter der Annahme einer konstanten Transportnachfrage auf nationaler Ebene wäre eine solche Ausweichmöglichkeit nicht gegeben, dem widersprechen jedoch zwei grundlegende Tendenzen: Die Nachfrage nach Transportvorgängen steigt in ihrer Gesamtheit und die Anzahl der Transportunternehmen auf nationaler Ebene sinkt.

Um die mit den angestrebten Maßnahmen verbundenen einzelwirtschaftlichen Effekte auf die Nutzung als Transportweg darzustellen, ist auf dieser Ebene eine Betrachtung der Kosten und Einnahmen für den Binnenschifftransport in Abhängigkeit von der gegebenen Tauchtiefe aufzustellen. In diesem Zusammenhang ist vorab auf eine Besonderheit der Elbeschifffahrt im Vergleich zur Binnenschifffahrt auf anderen Wasserstrassen hinzuweisen. Der Wasserstand der Elbe schwankt im Jahresverlauf und es gibt immer wieder Niedrigwasserperioden. Nach Auskunft des Bundesverbandes der Deutschen Binnenschifffahrt e.V. betrug 1994 im Verkehr mit der Tschechischen Republik die zulässige Abladetiefe an 147 Tagen unter 140 cm. Im langjährigen Durchschnitt wird derzeit eine Tauchtiefe von 2 m und mehr nur an 40-50% der Tage erreicht, die restliche Zeit des Jahres ist sie geringer. Weiterhin lagen die Abflussmengen in der Elbe (aufgrund klimatischer Veränderungen und anhaltender Tagebauflutungen) in den Neunziger Jahren um 7-14% unter den langjährigen Mitteln, und die Niedrigwasserperioden wurden dadurch immer länger.[42]

Folgende Einnahmenstruktur besteht für die auf der Elbe verkehrenden Schiffstypen:

---

[41] Dies ist ein zentrales Argument der Binnenschiffer, mit dem sie begründen, weshalb Schiffe, die an einen bestimmten Fluss angepasst sind (im Falle der Elbe ein flachgehendes Binnenschiff) für das betriebswirtschaftliche Kalkül der Binnenschiffer nicht möglich sind, da diese sich an den Frachten orientieren müssen und damit nicht an die Flüsse gebunden sein können. Dies betrifft auch den folgenden Satz: es ist richtig, dass die Zahl der Binnenschiffer abnimmt gleichzeitig aber gleich viel oder mehr transportiert wird, aber es ist darauf zu verweisen, dass damit die erste Argumentation richtig ist und zugleich aber auch, dass gerade die Elbeschiffer eben diese Ausweichmöglichkeit nicht haben, da ihre Schiffe zu klein sind (und diese damit doch der Elbe angepasst sind).

[42] Vgl. PETSCHOW, WEINER (2001): S. 77

Tabelle 13: Transporteinnahmen für Getreidetransport auf Elberelationen[43]

	Gustav Koenigs	**Johann Welker**
Abmessungen	67,00 x 8,20 m	80,00 x 9,50 m
Maximale Tragfähigkeit (TT)	1.000	1.280
Tragfähigkeit bei unterschiedlichen Tauchtiefen (t)		
T= 2,50 m	1.000	1.280
T= 2,00 m	670	940
T= 1,40 m	400	530
Transporteinnahmen bei größtmöglicher Auslastung (DM); Relation Dresden-Magdeburg		
T= 2,50 m	6.700	8.576
T= 2,00 m	4.489	6.298
T= 1,40 m	2.680	3.551
Transporteinnahmen bei größtmöglicher Auslastung (DM); Relation Dresden-Hamburg		
T= 2,50 m	10.200	13.056
T= 2,00 m	6.834	9.588
T= 1,40 m	4.080	5.406

Ein generelles Schema für die Transporteinnahmen kann nicht erstellt werden, da die Erlöse in Abhängigkeit von der gezahlten Fracht/$t_{Warengruppe}$ und der Transportentfernung stehen. Weiterhin dienen die angegebenen Tauchtiefen lediglich als Orientierung und sind nicht als Absolutwerte zu verstehen, da, wie bereits beschrieben, Schwankungen im Jahresverlauf auftreten. Aus der obigen Tabelle ist jedoch erkennbar, dass sich bei einer Verringerung der Tauchtiefe um 10 bis 30 cm die Einnahmen bei maximal möglicher Auslastung um 16 bis 22% (bei 30 cm) verringern würden. Entscheidend ist allerdings, dass mit der Verringerung der Tauchtiefen lediglich eine Erhöhung der Tage mit ohnehin geringen Tauchtiefen (und dementsprechend nicht der Möglichkeit, mit maximaler Auslastung zu fahren) verbunden ist, und nur diese Zeiten in die Berechnung einbezogen werden dürfen. Die dargestellten Einnahmeverluste sind also ein rein hypothetischer Wert, der auf der Annahme einer ganzjährigen maximalen Auslastung beruht.

Unter Beachtung der vorhandenen Schiffsstruktur würde eine Verringerung der Tauchtiefen um 10-30 cm dazu führen, dass zu 30-50% des Jahres nicht die derzeit durchschnittlichen Auslastungen gefahren werden können. Während dieser 30-50% des Jahres würden also die Einnahmen um 5 bis 22% geringer sein. Diese Einschätzung basiert auf den folgenden Daten und Informationen.

Eine maximale Auslastung ist keineswegs gegeben (s. folgende Tabelle), daher ist eine Ausweitung der Tage mit geringer Tauchtiefe und den durch die Maßnahmen induzierten Anteil mit deutlich geringeren Einnahmeeffekten verbunden.

[43] Vgl.PETSCHOW, WEINER (2001): S. 101 ff.

Bei genauerer spezifischer Betrachtung der realen Transportvorgänge der vergangenen Jahre sind daher Einschränkungen zu machen, welche wie dargestellt das Ausmaß der Effekte stark vermindert. Anhand der Statistiken der vergangenen Jahre ist zu erkennen, dass die bereits vorhandenen Tauchtiefen oftmals nicht ausgenutzt werden, d.h., dass die Güterschiffe im Durchschnitt nicht mit maximal möglicher Auslastung fahren.

Tabelle 14: Auslastung Schiffstypen Stadtstrecke Magdeburg

	1997	1998	1999	2000
Tragfähigkeits-tonnen	**4.312.980**	**4.606.267**	**4.760.188**	**3.424.450**
Durchschnitt pro Schiff	800	782	801	831
zu Berg	2.145.829	2.305.962	2.345.848	1.714.083
zu Tal	2.167.151	2.300.305	2.414.340	1.710.367
Ladungstonnen	**1.549.640**	**1.733.508**	**1.701.205**	**1.131.289**
Durchschnitt pro Schiff	288	294	286	275
zu Berg	608.532	632.028	620.003	419.211
zu Tal	941.108	1.101.480	1.081.202	712.078
Auslastung	**36%**	**38%**	**36%**	**33%**
zu Berg	28%	27%	26%	24%
zu Tal	43%	48%	45%	42%

Quelle: WSA Magdeburg, eigene Bearbeitung

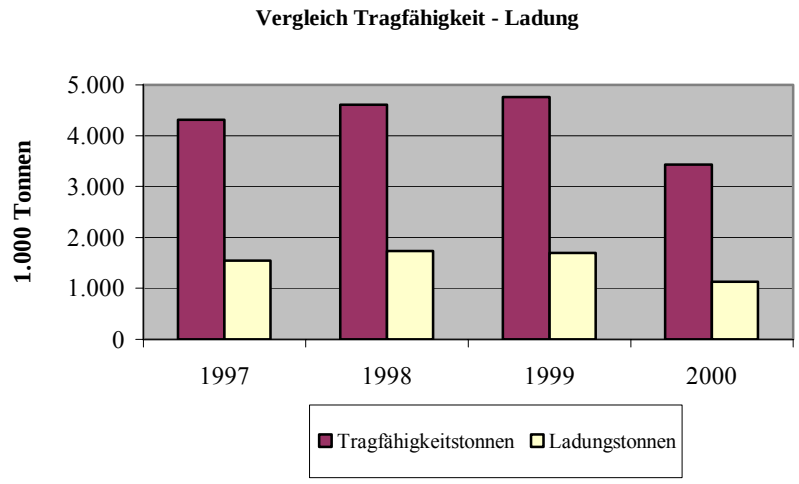


Abbildung 2: Vergleich Tragfähigkeit - Ladung Stadtstrecke Magdeburg

Sowohl aus der Tabelle als auch aus der vereinfachenden Grafik werden mehrere wichtige Punkte ersichtlich. Die durchschnittlich gefahrenen Kapazitäten beliefen sich auf rd. 800 t. Die durchschnittlich

gefahrene Ladung hingegen betrug rd. 286 t. Dementsprechend fuhren die Binnenschiffe mit einer durchschnittlichen Auslastung von 36%. Dabei bestehen Unterschiede hinsichtlich der Berg- und Talfahrten. Die Fahrten zu Berg waren mit durchschnittlich 213 t pro registriertem Schiff (27% Auslastung) deutlich geringer als bei der Fahrt zu Tal mit einer durchschnittlichen Ladung von 358 t/Schiff (44% Auslastung).

Diese geringen Auslastungsgrade lassen sich nur sehr bedingt auf die Tauchtiefenverhältnisse zurückführen, da bereits Schiffsgrößen mit einer Maximalkapazität von 560 t (53,00 x 6,29 m) bei einer gegebenen Tauchtiefe von 150 cm diesen Durchschnittswert der Ladekapazität von 285 t erreichen. Die nach Angaben der DBR eingesetzten Schiffe mit einer Größe von 67 x 8,20 m können bei einer Tauchtiefe von 140 cm bereits rd. 370 t befördern. Unter Einbeziehung der tschechischen Flottenstruktur, die sich teilweise von der Struktur der deutschen Binnenflotte unterscheidet, wird diese Diskrepanz noch deutlicher. Die nach Angaben der ČSPL eingesetzten Schiffe überschreiten den Wert von 285 t Tragfähigkeit bereits bei einer vorhandenen Tauchtiefe von 110 bis 120 cm. Diese Zahlen bedeuten, dass die verkehrenden Schiffe bei bereits bestehenden Tauchtiefen nicht mit größtmöglicher Auslastung fahren. Dieser Aspekt und der Anteil der Leerfahrten lassen darauf schließen, dass die Nachfrage nach Transporten mit dem Binnenschiff nicht in dem Maße vorhanden ist, wie die verfügbaren Kapazitäten. Dementsprechend verringerten sich auch bei durchschnittlich geringeren Tauchtiefen die Transportmengen unterproportional, ebenso wie die Einnahmen je Transportvorgang.

Angestrebt wird weiterhin eine Bewertung der Signifikanz auf **regionaler Ebene**, spezifiziert also des Gütertransportes in Sachsen und Sachsen-Anhalt sowie, da es eine internationale Nutzung durch tschechische Unternehmen gibt, auch des Transportes in Tschechien. Es ergibt sich folgendes Bild: In Sachsen wurden 1999 durch das Binnenschiff 0,386 Mio. t Güter transportiert, das entspricht einem Anteil am Modal Split (Verteilung der Transportmengen auf die Hauptverkehrsträger Lkw, Bahn und Binnenschiff) in Höhe von 0,09%. In Sachsen-Anhalt betrug die Menge der durch die Binnenschifffahrt auf der Elbe transportierten Güter 2,19 Mio. t und hatte damit ebenfalls einen Anteil <1%. Dieser Anteil des Binnenschiffes am Modal Split liegt weit unter dem Bundesdurchschnitt von etwa 12%.[44] In der ČR betrug der Anteil der Binnenschiffstransporte an der Gesamtleistung 1998 1,7% mit sinkender Tendenz. Die Binnenschifffahrt besitzt für das Transportwesen in diesen Regionen also eine deutlich untergeordnete Bedeutung im Gegensatz zu den konkurrierenden Verkehrsträgern Bahn und Lkw. In dieser Größenordnung bewegten sich maximal die Auswirkungen der betrachteten Maßnahmen in ihrer Gesamtheit für den Hauptnutzen und auf regionaler Ebene.

Die Ergebnisse dieser Untersuchung weisen darauf hin, dass selbst bei einer Tauchtiefenverringerung die derzeit betriebenen Transportvorgänge im Durchschnitt nicht zwingend reduziert oder verändert werden müssen. In Einzelfällen, z.B. bei periodischer Maximalauslastung (Transport landwirtschaftlicher Erzeugnisse ist stark auf eine kurze Periode –Erntezeitraum– konzentriert), können sich jedoch die zuvor beschriebenen Effekte durch die Tauchtiefenverringerung ergeben.

Als Zusammenfassung ist weder bei regionalem noch bei einzelwirtschaftlichem Bezug mit einer signifikanten Beeinträchtigung zu rechnen. Die Betrachtung der regionalen Ebene mach deutlich, dass die Region nicht von der Nutzung der Elbe als Schifffahrtsweg abhängig ist, da weniger als 1% der Transportmenge auf das Binnenschiff fällt.

Als Kriterium zur Einschätzung der Signifikanz ist der prozentuale Verlust an Transportmengen (auf regionaler Ebene) bzw. entsprechend die prozentualen Einkommenseffekte (auf einzelwirtschaftlicher Ebene) geeignet. Als Signifikanzkriterium wird im Falle der einzelwirtschaftlichen Betrachtung der Schifffahrt zugrundegelegt, dass die Auswirkungen 10% Einkommensverluste nicht überschreiten sollten.

[44] Vgl. PETSCHOW, WEINER (2001): S. 91 f.

Auf dieser Grundlage ist die Elbe in diesen Abschnitten als *natural water body* auszuweisen. Eine weitere Abwägung zur exemplarischen Darstellung der Prüfschritte im Falle der Nutzung Schifffahrt wird trotzdem vorgenommen.

4.3.2 Abwägung von Alternativen

Identifikation der nutzbringenden Ziele

Zunächst erfolgt eine Definition der nutzbringenden Ziele für einen Vergleich der alternativen Optionen. Die Nutzung Schifffahrt erfüllt folgende Funktionen: die Bereitstellung von Beschäftigungs- und Einkommensmöglichkeiten und die Erbringung von Transportvorgängen für vorwiegend industrielle und landwirtschaftliche Massenprodukte. Als Hauptziel wird unter den gegebenen Bedingungen das Erbringen von Transportleistungen angenommen, die anderen Ziele sind Zusatznutzen. Der Schwerpunkt liegt dementsprechend auf der regionalökonomischen Bedeutung der Binnenschifffahrt im Transportsektor, mögliche Alternativen beziehen sich entsprechend auf die Identifizierung anderer regional verfügbarer Verkehrsträger und Infrastrukturen.

Kosten der Maßnahmenumsetzung

Für die Ermittlung der Kosten von Maßnahmeprogrammen sind zwei Kostenblöcke zu betrachten: die finanziellen Kosten für die einzelnen Renaturierungsmaßnahmen (insbesondere Rückbau vorhandener Uferbefestigungen in Szenario C) sowie die Opportunitätskosten, welche durch den teilweisen Verzicht auf die Nutzung als Wasserstrasse entstehen. Dies wären die zur Kompensation der Verdrängung der Schifffahrt notwendigen Kosten im regional-gesamtwirtschaftlichen Rahmen. Da der zweite Block wiederum eine sehr spezifische einzelwirtschaftliche Betrachtung voraussetzen würde (besonders in Bezug auf einzelne Verlader), wäre hierfür eine ausführliche Datenerhebung notwendig, die im Rahmen dieser Arbeit nicht möglich ist. Deshalb erfolgt eine Beschränkung auf die Darstellung der Kosten für wasserbauliche Maßnahmen (Implementierungskosten). Diese sind jedoch nicht Bestandteil der Abwägung der Verhältnismäßigkeit der Kosten im engeren Sinne, da sie nicht der Nutzung anfallen, sondern dem Entscheidungsträger.

Es ist nicht eindeutig zu identifizieren, in welchem Umfang die Maßnahmen in Szenario C notwendig sind, um einen guten ökologischen Zustand zu erreichen oder inwieweit sie dem angestrebten Ziel sogar hinderlich werden können (siehe Sohlerosion). Es ist genauer zu untersuchen, ob teilweise die Umsetzung einzelner Maßnahmen auf einzelnen Fließkilometern ausreichend ist, um dort einen guten ökologischen Zustand zu erreichen. Die Frage der Kosteneffektivität der Einzelmaßnahmen könnte auf diese Weise eingeschätzt werden. Hierzu sind jedoch eine genaue Zieldefinition und spezifizierte Angaben zu Maßnahmenbündeln und –umfang notwendig. Eine Unterscheidung der Wirksamkeit der Umsetzung von Szenario B und C ist nicht gegeben, weshalb - wie auch in den anderen Fallbeispielen - aus ökonomischer Sicht auch keine Aussage im Hinblick auf die Kosteneffektivität der Szenarien gemacht werden kann.

Pauschal können lediglich Vergleichswerte für die aktiv durchzuführenden Rückbau- und Renaturierungsmaßnahmen (Szenario C) ermittelt werden. Für die Entfernung der Ufer- und Sohlsicherung sind je Meter des Uferstreifens Kosten in Höhe zwischen 50 und 150 € zu kalkulieren[45]. Gleichzeitig entstünden jedoch (wie bereits erwähnt) Kosteneinsparungen, ebenso wie für die passiven Maßnahmen in Szenario B, durch die Einstellung der für die Elbe als Wasserstrasse durchgeführten Instandhaltungsmaßnahmen.

[45] Zu den angesetzten Kosten vergleiche Tabelle „Berechnungsgrundlagen für die Maßnahmekosten für die Seefelder Aach“

Vergleich der Umweltwirkung alternativer Optionen

Die negativen Auswirkungen der verkehrsbaulichen (Unterhaltungs-)Maßnahmen sind weitreichend diskutiert worden. Eine besondere Beeinflussung und nachhaltige Beeinträchtigung besteht für die Abschnitte der Elbe, welche zusätzlich zum (originär angestrebten) Hochwasserschutz mit Buhnen bebaut wurden. Vereinfacht ergibt sich eine Reihe damit verbundener Reaktionen. Der Buhnenbau bewirkt z.B. eine Einschnürung des Abflussquerschnittes, kombiniert mit einer Konzentration des Abflusses in der Gerinnemitte (Buhneneffekt). Es stellt sich ein Anstieg der Schubspannung in der Strömung ein. Durch die erhöhte Abführgeschwindigkeit des Gewässers tritt eine Veränderung der Sohle auf. Die Schleppkraft auf die Sohle verstärkt sich und es entsteht ein erhöhtes Erosionspotential. In Abhängigkeit vom Material der Sohle tieft sich die Flusssohle ein und es wird eine erhöhte Menge Geschiebe transportiert. Da ein direkter Zusammenhang zwischen der Flusstiefe und dem Grundwasser besteht, sinkt auch dieses. Über einen Zeitraum von mehreren Jahren betrachtet verstärkt sich dieser Effekt. Das Absinken des Grundwasserspiegels wirkt sich u.a. auf die bestehende Auenlandschaft aus. Alte Bäume haben nicht die Möglichkeit, sich diesen veränderten Wasserverhältnissen anzupassen und können absterben. Es folgt eine nachhaltige Veränderung der Auenvegetation und damit verbunden langfristig der Auenfauna. Ein Rückgang der Auen wiederum verringert deren Wirksamkeit als Schadstofffilter und Nährstoffsenke. Damit einhergehen kann eine Verschlechterung der Wasserqualität, eine Verschlechterung der land- und forstwirtschaftlichen Bedingungen oder auch der touristischen Attraktivität (Fremdenverkehr).

Eine Renaturierung (auch eigendynamisch) durch die Einstellung der Unterhaltungsmaßnahmen sowie teilweise aktiven Rückbau hat generell positive Umwelteffekte zur Folge: eine Erhöhung der Strukturvielfalt (z.B. Flachwasserzonen, Inselbildung, Inhomogenität der Strömungsverhältnisse) und damit verbunden positive Wirkungen für die Fischpopulation, ein Herabsetzen der Fließgeschwindigkeit und damit der Sohlenerosion, bei Auenreaktivierung positive Effekte für Nährstoffretention und Schadstofffiltration und in der Gesamtheit eine erhöhte Diversifikation der Biotop- und Artenvielfalt. Durch die bereits erwähnte Problematik der natürlich vorhandenen und durch Baumaßnahmen verstärkten Sohlenerosion ist, den Rückbau der Sohlsicherung betreffend, jedoch eine lokale Einzelfallbetrachtung durchzuführen.

Als Alternativen zum Gütertransport per Binnenschiff bieten sich zwei Möglichkeiten an – der Transport per Lkw oder per Bahn. Mit beiden Alternativen sind keine Neuerstellungen der Infrastruktur verbunden, da diese bereits vorhanden ist. Die Bahn betreibt z.B. ein Gleis, welches über weite Strecken parallel zur Elbe verläuft. Beide Transportformen sind bereits im Einsatz und erbringen eine deutlich höhere Leistung als die Binnenschifffahrt in der betrachteten Region. Das Verhältnis der einzelnen Verkehrsträger an der Transportleistung ist in der folgenden Tabelle wiedergegeben. Die transportierten Mengen sind aufgrund der Verfügbarkeit der Daten für 1999 (Binnenschiff und Bahn) bzw. 1998 (Lkw) dargestellt, wodurch geringfügige Abweichungen möglich sind.

Tabelle 15: Transportierte Gütermengen in Sachsen und Sachsen Anhalt für Hauptverkehrsträger

in 1.000 t	Eisenbahn	Anteil	BiSchi	Anteil	Lkw	Anteil	Summe
Sachsen	19.053	4,53%	386	0,09%	400.852	95,37%	420.291
Sachsen-Anhalt	30.368	9,29%	7.239[46]	2,21%	289.382	88,50%	326.989

Quelle: Statistisches Bundesamt; Bundesamt für Güterverkehr

Wie zu erkennen ist, erbringen sowohl Bahn als auch Lkw deutlich höhere Transportleistungen als das Binnenschiff. Die ökologischen Folgekosten des Verkehrs lassen sich grob in drei Gruppen unterteilen. Dies sind zum einen die Emission von Schadstoffen und damit verbunden die Luftverschmutzung (Auslöser für Gesundheitsbelastungen, Tier-, Pflanzen- und Materialschäden) sowie die Boden- und Wasserbelastung (nur in Form von Aufwendungen für Abwasserauffang- und -reinigungsanlagen an Straßen erfasst). Die zweite Gruppe sind Schäden durch Lärmbelastung, die dritte bezieht sich auf den Flächenverbrauch (Trenn- und Versiegelungseffekte) für neu erstellte Infrastruktur. Die letztere Gruppe kann nicht mehr in den Vergleich der Verkehrsträger einbezogen werden, da für die Erbringung der (zusätzlichen) Transportleistungen durch die alternativen Optionen die bereits vorhandene Infrastruktur genutzt werden kann und kein Neubau erforderlich ist.

Die Umweltwirkungen der einzelnen Verkehrsträger sind unterschiedlich und sollten für den Vergleich der zwei Alternativen mit der Schifffahrt herangezogen werden. Zunächst werden die Emissionen an Schadstoffen näher betrachtet.

Tabelle 16: Energieverbrauch der Güterverkehrsträger 1996 (Bahn 1997)

	Straßengüter-verkehr	Eisenbahnverkehr (ohne Nichtbundeseigene Eisenbahnen)	Binnenschiffs-verkehr
Spezifischer Endenergieverbrauch (kJ / tkm)	1362	210	351

Quelle: nach DIW, Wochenbericht 10/99

Es ist zu erkennen, dass sowohl Bahn als auch Binnenschiff deutlich bessere Verbrauchsbilanzen bezogen auf die Verkehrsleistung im Vergleich zum Lkw aufweisen. In direktem Zusammenhang damit stehen die Emissionswerte (vorrangig CO_2 und NO_X), die umso höher sind, desto höher der Energieverbrauch je Transporteinheit (Tonne je Kilometer) ist. Besonders hervorzuheben ist, dass die Bahn erkennbar bessere Verbrauchswerte als das Binnenschiff aufweist. Der angegebene Wert für den spezifischen Energieverbrauch des Binnenschiffes dürfte dabei noch deutlich niedriger liegen als der reale spezifische Verbrauch, da in diese Berechnung lediglich der Verbrauch des in Deutschland erworbenen Kraftstoffes einfließt. Durch den hohen Anteil grenzüberschreitenden Verkehrs mit dem Binnenschiff finden aber umfangreiche Bunkerungen und Betankungen im Ausland statt.[47] Damit ist die Bahn im Hinblick auf die Schadstoffemissionen (unter Beachtung der realen Auslastungsgrade) der umweltfreundlichste Verkehrsträger im Vergleich zu Lkw und Binnenschiff.

[46] Der hier angegebene Wert weicht von dem vorgenannten Wert von 2,19 Mio. t ab, weil in diese Statistik u. a. der Binnenschiffstransport in den Kanalgebieten mit einbezogen wurde.
[47] Vgl. hierzu PETSCHOW, WEINER (2001): S. 55 f.

Nachteilige Wirkungen aus dem Bahntransport ergeben sich hingegen durch die Lärmbelastung. In einer Studie zu externen Kosten des Güterverkehrs Mitte der 80er Jahre wurde für den Gütertransport per Bahn im Vergleich zum Binnenschiff ein zusätzlicher externer Kostenanteil von 0,68 DPf/tkm errechnet. Dieser Wert berücksichtigt nicht die technologische Weiterentwicklung der Bahn, dennoch ist die Lärmbelastung durch Züge höher, als durch Binnenschiffe.

Allerdings muss im Hinblick auf die Lärmbelastung differenziert werden. Die zitierte Studie bezog sich auf Untersuchungen in den alten Bundesländern, die eine deutlich höhere Siedlungsdichte aufweisen als die neuen Bundesländer. Weite Teile der Gebiete, durch die die Elbe fließt, sind ausgesprochen dünn besiedelt. Zwangsläufig müssen die externen Kosten des Verkehrs im Hinblick auf die Lärmbelästigung bei einer höheren Besiedlungsdichte auch höher sein. Entsprechende Werte für die Untersuchungsregion liegen nicht vor, so dass die gemachte pauschale Aussage zumindest hinterfragt werden muss.

Die Bahn verfügt über ausreichend Kapazitäten, um die durch die Binnenschifffahrt transportierten Mengen zu befördern. Nach eigenen Angaben der DB AG wurden 1998 über 9,3 Mio. t Güter zwischen Deutschland und der Tschechischen Republik auf der Schiene befördert, was der siebenfachen Menge des Binnenschiffstransportes entspricht.

Wird also der Bahntransport als alternative Option eingesetzt, so sind keine negativen Umwelteffekte zu erwarten, die Bahn ist demnach bei qualitativer Einschätzung als die bessere Umweltoption im Vergleich zum Binnenschiff zu betrachten.

Der Transport per Lkw ist hingegen unter den hier genannten ökologischen Gesichtspunkten als inferior zu betrachten und damit nicht zu empfehlen.

Abschließende Bewertung und Diskussion

Im Zuge dieses Ausweisungsprozesses muss eine Reihe von Faktoren berücksichtigt werden. Einerseits ist bei der Einschätzung die Signifikanz der Effekte ebenso wie die Verhältnismäßigkeit der Kosten zu beachten, welche Kosten und Auswirkungen sich für die hauptsächliche Nutzung ergeben, welche die hydromorphologischen Veränderungen verursacht hat. In Bezug auf die Transportfunktion sind sowohl die einzelwirtschaftlichen Kosten (bzw. Einnahmeneinbußen) als auch die regionalen Auswirkungen zu betrachten. Im Hinblick auf die einzelwirtschaftlichen Kosten ist erneut zu betonen, dass die Verringerung der Einnahmen keine grundlegende existenzielle Bedrohung darstellen, weil sich Ausweichmöglichkeiten auf andere Regionen ergeben. Weiterhin sind die Effekte auf die durchschnittlichen Transportvorgänge ausgesprochen gering und daher nicht als signifikant zu bewerten. Bei Betrachtung der regionalen Effekte ist insbesondere auf die sehr geringe Bedeutung der Binnenschifffahrt für den Transportsektor zu verweisen. Die Nutzenausfälle, welche durch eine Verringerung der Tauchtiefe im Zuge etwaiger Maßnahmen, verbunden mit der Einschränkung der maximal möglichen Transportmengen, verbunden wären, können durch die verstärkte Nutzung alternativer, bereits vorhandener Infrastrukturen kompensiert werden. Zusammenfassend würde die Umsetzung der Maßnahmen (und damit eine verringerte Tauchtiefe) nicht zwingend zu einer geringeren Beschiffbarkeit der Elbe führen, d.h. unter Umständen wären sogar überhaupt keine Effekte zu erwarten, wenn man die spezifischen ohnehin bestehenden Rahmenbedingungen an der Elbe betrachtet. Eine Ausnahme würden hier allenfalls Zeiten hoher Belastung sein (z.B. Erntezeit).

Unter Einbeziehung der alternativen Optionen wird weiterhin erkennbar, dass sowohl die Kapazitäten für den Transport der bestehenden Gütermengen vorhanden sind, als auch, dass ein Transport durch die Bahn mit vergleichsweise geringeren ökologischen Belastungen verbunden wäre. Die Beeinträchtigungen durch eine Einschränkung der Binnenschifffahrt auf der Elbe könnten durch den Nutzen einer renaturierten Elbelandschaft überkompensiert werden.

Eine Einzelfallprüfung ist jedoch im Hinblick auf Rückbaumaßnahmen die Sohlverfestigung betreffend notwendig, um die negativen Effekte einer anhaltenden Sohlvertiefung und –abtragung nicht zu verstärken bzw. zu verlangsamen. Nach bisher vorliegenden Informationen und der ökonomischen Bewertung des erzielbaren Nutzens (besonders unter Einbeziehung der Kosteneinsparungen für die Gewässerunterhaltungsmaßnahmen) gibt es jedoch keinen Hinweis darauf, diesen Elbeabschnitt aufgrund der Nutzung als Schifffahrtsweg als HMWB auszuweisen.

5 Literatur

ANSELM, R. (1991): Kosten zur naturnahen Gewässergestaltung und -pflege. In: Bund der Ingenieure für Wasserwirtschaft, Abfallwirtschaft und Kulturbau (BWK) e.V.: Naturnahe Gewässergestaltung und Gewässerunterhaltung

BAYRISCHES LANDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ (1998): Kostendatei für Maßnahmen des Naturschutzes und der Landschaftspflege. Merkblätter zur Landschaftspflege und zum Naturschutz Nr. 5

BORN, O. (1995): Untersuchungen zur Wirksamkeit von Fischaufstiegshilfen am unterfränkischen Main, Dissertation an der Fakultät für Landwirtschaft und Gartenbau der Technischen Universität München, 1995

DAWE, H. (1987): Wasserrechtliche Verfahren bei der Reaktivierung und Optimierung kleiner Wasserkraftanlagen. In: Niedersächsischer Städte- und Gemeindebund (Hrsg.): Die Kleine Wasserkraft

DEGENHARDT, S. et al. (1998): Zahlungsbereitschaft für Naturschutzprogramme. Angewandte Landschaftsökologie Heft 25

DEUTSCHER VERBAND FÜR WASSERBAU UND KULTURTECHNIK (DVWK) (1996): Fluss und Landschaft - Ökologischer Entwicklungskonzepte. DVWK-Merkblätter 240/1996

ENNEKING, U. (1999): Ökonomische Verfahren im Naturschutz - Der Einsatz der Kontingenten Bewertung im Entscheidungsprozess. Europäische Hochschulschriften, Reihe 5: Volks- und Betriebswirtschaft

GAWEL, E. (2001): Ökonomische Interpretation des Begriffs „wirtschaftliche Zumutbarkeit“ im KrWG. Thesenpapier zu einem IFEU/IÖW Workshop im Rahmen eines DBU Projektes „Umweltverträglichkeit von Verwertungssystemen biogener Abfälle“.

GEWÄSSERDIREKTION DONAU / BODENSEE: Gewässerentwicklungskonzept Seefelder Aach - Entwurf, unveröffentlicht

GEWÄSSERDIREKTION SÜDLICHER OBERRHEIN (1995): Fischaufstieg an der Kinzig, unveröffentlicht

GEWÄSSERDIREKTION SÜDLICHER OBERRHEIN (1996): Naturnahe Umgestaltung Plaulbach, unveröffentlicht

GEWÄSSERDIREKTION SÜDLICHER OBERRHEIN (1998): Umgestaltung des Wagshurster Wehrs, unveröffentlicht

GEWÄSSERDIREKTION SÜDLICHER OBERRHEIN (1999): Ökologische Verbesserungsmaßnahmen Durbach, unveröffentlicht

GEWÄSSERDIREKTION SÜDLICHER OBERRHEIN (2002): Gewässerentwicklung AREKO Süd, unveröffentlicht

GEWÄSSERDIREKTION SÜDLICHER OBERRHEIN (2002): Umgestaltung Kinzig-Schutter-Mündungsbereich, unveröffentlicht

GIESECKE, J. und MOSONYI, E. (1997): Wasserkraftanlagen – Planung, Bau und Betrieb, Springer-Verlag Berlin Heidelberg, 1997

HACKL, F. (1997): Contingent Valuation als Instrument zur ökonomischen Bewertung der Landschaft. Europäische Hochschulschriften, Reihe 5: Volks- und Betriebswirtschaft

HEIMERL, S. und HEFELE, C. (2000): Betrieb einer kleinen Wasserkraftanlage – Probleme, Schwierigkeiten, Lösungsansätze, In: Wasserwirtschaft – Zeitschrift für Wasser und Umwelt, Heft 4, 90 (2000)

HORN, M., DIW (Deutsches Institut für Wirtschaftsforschung) (1994): Kleine Wasserkraftanlagen in Deutschland: Kosten, gegenwärtige Nutzung und Potentiale, Forschungszentrum Jülich GmbH Programmgruppe Technikfolgenforschung, 1994

JUNG, M. (1995). Präferenzen und Zahlungsbereitschaft für eine verbesserte Umweltqualität im Agrarbereich. Europäische Hochschulschriften, Reihe 5: Volks- und Betriebswirtschaft

KESSELRING, P. und HAURY, G. (2000): Grüner Strom – regenerative Energieerzeugung aus Wasserkraft im Spannungsfeld zwischen Ökologie und Markt, In: Wasserwirtschaft – Zeitschrift für Wasser und Umwelt, Heft 7-8, 90 (2000)

LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT WASSER (LAWA) (1994): Leitlinien zur Durchführung von Kostenvergleichsrechnungen.

LEL Baden-Württemberg (2001): Kalkulationsdaten Marktfrüchte

MEINKEN, L. (1999): Best practicable Environmental Option. Die Umsetzung des integrierten Umweltschutzkonzepts in England und Wales. Zentrum für interdisziplinäre Forschung der Universität Bielefeld. Nr. 5/99

MINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG UND LÄNDLICHEN RAUM BADEN-WÜRTTEMBERG (2001): Maßnahmen- und Entwicklungsplan Ländlicher Raum des Landes Baden-Württemberg.

MINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG UND LÄNDLICHER RAUM BADEN-WÜRTTEMBERG (2000): Landwirtschaftliche Betriebsverhältnisse und Buchführungsergebnisse Baden-Württemberg. Wirtschaftsjahr 1999/2000, Heft 49

OTTI ENERGIE KOLLEG (1998): Erstes Anwenderforum Kleinwasserkraftwerke, 05. und 06. Oktober 1998 in Kassel, Tagungsband

OTTI ENERGIE KOLLEG (1999): Zweites Anwenderforum Kleinwasserkraftwerke, 28./29. Oktober 1999 in Passau, Tagungsband

OTTI ENERGIE KOLLEG (2000): Drittes Anwenderforum Kleinwasserkraftwerke, 05. und 06. Oktober 2000 in Passau, Tagungsband

OTTI ENERGIE KOLLEG (2001): Viertes Anwenderforum Kleinwasserkraftwerke, 08. und 09. November 2001 im Kloster Banz, BOXER Buchhandlung (Dr. Peter Wichmann), Tagungsband

PALFFY, S. et al. (1994): Wasserkraftanlagen – Klein- und Kleinstkraftwerke, 2.erw.Auflage, Expert Verlag, Renningen-Malmsheim, 1994

PEARCE, D.; BRISSON, I. (1995) : BATNEEC : the economics of technology based environmental standards, with a UK case illustration. Oxford Review of Economic Policy 9 (4):24-40

PETSCHOW, U. UND D. WEINER (2001): Ökonomisch-ökologische Bewertung der Strombaumaßnahmen an der Elbe. Studie im Auftrag des Bundes für Umwelt und Naturschutz Deutschland (BUND), unveröffentlicht

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. Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften L 327

SORRELL, S. (2000): The Implementation of the Air Framework Directive in UK Oil Refineries. SPRU. S 48.

SORRELL, S. (2001): The Meaning of BATNEEC: Interpreting excessive costs in UK industrial pollution regulation. SPRU Electronic Working Paper Series Nr. 61

STATISTISCHES LANDESAMT BADEN-WÜRTTEMBERG (2001)

UMWELTBUNDESAMT (1998): Umweltverträglichkeit kleiner Wasserkraftwerke – Zielkonflikte zwischen Klima- und Gewässerschutz, UBA-Texte 13/98, 1998

UMWELTBUNDESAMT (2001): Wasserkraftanlagen als erneuerbare Energiequelle – rechtliche und ökologische Aspekte, UBA-Texte 01/01, 2001

VERBAND DT. FISCHEREIVERWALTUNGSBEAMTER UND FISCHEREIWISSENSCHAFTLER (1995): Kleinwasserkraftanlagen und Gewässerökologie – Probleme und Lösungsansätze aus fischereilicher Sicht, Schriftenreihe des Verbandes, Heft 9, 1995

WINKLER, E. (2000): Planung und Bau von kleinen Wasserkraftanlagen, In: Wasserwirtschaft – Zeitschrift für Wasser und Umwelt, Heft 4, 90 (2000)

Anhang A8
Deutsche Übersetzung
der Leitlinie

LEITFADEN

ZUR IDENTIFIZIERUNG UND AUSWEISUNG VON ERHEBLICH VERÄNDERTEN UND KÜNSTLICHEN WASSERKÖRPERN

CIS-Arbeitsgruppe 2.2

Dieser Leitfaden wurde auf dem Treffen der Wasserdirektoren am 21./22. November 2002 in Kopenhagen verabschiedet (Übersetzung der englischen Originalfassung).

Die Erstellung des Leitfadens “Erheblich veränderte und künstliche Wasserkörper” wurde von den folgenden Institutionen gefördert:

- Umweltbundesamt (UBA);
- Scotland and Northern Ireland Forum for Environmental Research (SNIFFER);
- Environment Agency of England and Wales; und
- DG Umwelt der Europäischen Kommission.

Übersetzung: Dieter Lukhaup,
Daniela Tings, Wenke Hansen (ecologic)

redaktionelle Bearbeitung: Dr. Bettina Rechenberg, Dr. Ulrich Irmer (Umweltbundesamt)

VORWORT

Die EU-Mitgliedstaaten, Norwegen und die EU-Kommission haben eine „Gemeinsame Umsetzungsstrategie“ für die Richtlinie 2000/60/EG erarbeitet, die „einen Ordnungsrahmen für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik vorgibt“ (die Wasserrahmenrichtlinie). Diese Strategie zielt vorwiegend darauf ab, eine kohärente und harmonische Umsetzung der Richtlinie zu ermöglichen. Im Mittelpunkt dieser Strategie stehen methodische Fragestellungen bezüglich eines gemeinsamen Verständnisses der technischen und wissenschaftlichen Anforderungen der Wasserrahmenrichtlinie.

Eines der wichtigsten kurzfristigen Ziele der Strategie liegt in der Erarbeitung von nicht rechtsverbindlichen und praktisch anwendbaren Leitfäden zu verschiedenen technischen Fragen der Richtlinie. Diese Leitfäden sind für die Fachleute gedacht, die die Wasserrahmenrichtlinie direkt oder indirekt in den jeweiligen Flussgebieten umsetzen. Die Struktur, die Darstellung sowie die Terminologie sind daher an die Bedürfnisse dieser Fachleute angepasst. Auf die Verwendung einer formalen Rechtssprache wurde so weit wie möglich verzichtet.

Vor dem Hintergrund dieser Strategie wurde im April 2000 eine informelle Arbeitsgruppe eingesetzt, die sich im Zusammenhang mit der Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie mit der Identifizierung und Ausweisung von erheblich veränderten und künstlichen Wasserkörpern beschäftigen sollte und als “AG 2.2 Erheblich veränderte Wasserkörper” bezeichnet wurde. Das Vereinigte Königreich und Deutschland (gemeinsamer Vorsitz) waren zuständig für das Sekretariat und die Koordinierung der Arbeitsgruppe, die sich aus Vertretern von 12 Mitgliedstaaten und Norwegen sowie aus interessierten Kreisen und einer begrenzten Anzahl von Vertretern der Beitrittskandidatenstaaten zusammen setzte.

Der vorliegende Leitfaden gibt die Ergebnisse dieser Arbeitsgruppe wieder. In diesem Leitfaden finden sich die Ergebnisse der seit April 2000 im Rahmen der Arbeitsgruppe durchgeführten Aktivitäten und Diskussionen. Die hier vorgelegten Ergebnisse basieren auf 34 Fallstudien sowie Beiträgen zahlreicher Fachleute und interessierter Personen, die im Rahmen von Arbeitstreffen, Workshops, Konferenzen oder über elektronische Telekommunikationsmedien in die Ausarbeitung dieses Leitfadens eingebunden waren. Der Leitfaden muss nicht mit den Ansichten und Meinungen dieser Experten übereinstimmen.

Wir, die Wasserdirektoren der Europäischen Union, Norwegens, der Schweiz und der EU-Kandidatenstaaten haben diesen Leitfaden im Verlauf unseres informellen Treffens unter der dänischen Ratspräsidentschaft in Kopenhagen (21./22. November 2002) geprüft und verabschiedet. Wir möchten den Teilnehmern der Arbeitsgruppe und besonders den Arbeitsgruppenleitern Martin Marsden (Scottish Environment Protection Agency, UK), Dr. David Forrow (Environment Agency of England and Wales, UK), Dr. Ulrich Irmer und Dr. Bettina Rechenberg (Umweltbundesamt, D) für ihre Arbeit an diesem hochwertigen Leitfaden danken.

Wir sind der festen Überzeugung, dass der vorliegende und die weiteren im Rahmen der Gemeinsamen Umsetzungsstrategie entwickelten Leitfäden eine Schlüsselrolle bei der Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie spielen werden.

Bei dem vorliegenden Leitfaden handelt es sich um ein *lebendes Dokument*, das mit wachsender Erfahrung und Anwendung in und außerhalb der EU-Mitgliedstaaten von regelmäßigem Input und ständigen Verbesserungen lebt. Wir möchten dieses Dokument jedoch in seiner derzeitigen Form öffentlich zugänglich machen und es als Grundlage für die Weiterführung der begonnenen Umsetzungsarbeiten vorstellen.

Zudem begrüßen wir es, dass zahlreiche Freiwillige sich bereit erklärt haben, dieses und andere Dokumente in den Jahren 2003 und 2004 am Beispiel ausgewählter Pilot-Einzugsgebiete zu testen und zu beurteilen, um die praktische Anwendbarkeit des Leitfadens sicher zu stellen.

Auf der Grundlage dieser Beurteilung und der ersten Erfahrungen bei der Umsetzung werden wir eine Entscheidung hinsichtlich der Notwendigkeit einer Überarbeitung dieses Dokumentes treffen.

Die Wasserdirektoren

INHALTSVERZEICHNIS

Seite

0 AUFBAU DES LEITFADENS 12

1 UMSETZUNG DER RICHTLINIE: DERZEITIGER STAND 14

1.1 Dezember 2000: Ein Meilenstein für die Wasserpolitik 14

1.2 Die Wasserrahmenrichtlinie: Neue Herausforderungen für die Wasserpolitk innerhalb der EU 14

1.3 Was wurde bisher getan, um die Umsetzung zu unterstützen? 18

1.3.1 Mai 2001 – Schweden: Die Mitgliedstaaten, Norwegen und die Europäische Kommission einigen sich auf eine Gemeinsame Umsetzungsstrategie 18

1.3.2 Die Arbeitsgruppe „Erheblich veränderte Wasserkörper“ 18

1.4 EINLEITUNG – EIN LEITFADEN, WOZU? 22

2 ERHEBLICH VERÄNDERTE UND KÜNSTLICHE WASSERKÖRPER IN DER WASSERRAHMENRICHTLINIE 25

2.1 Bedeutung der künstlichen und erheblich veränderten Wasserkörper bei der Umsetzung der WRRL 25

2.2 Verbindungen zu anderen mit der Gemeinsamen Umsetzungsstrategie befassten Arbeitsgruppen 31

3 STUFENWEISER ANSATZ ZUR AUSWEISUNG VON ERHEBLICH VERÄNDERTEN UND KÜNSTLICHEN WASSERKÖRPERN 34

4 EINZELSCHRITTE ZUR VORLÄUFIGEN EINSTUFUNG ERHEBLICH VERÄNDERTER WASSERKÖRPER 40

4.1 Einleitung 40

4.2 Ermittlung von Wasserkörpern (Schritt 1) 41

4.3 Handelt es sich um einen künstlichen Wasserkörper (Schritt 2)? 41

4.4 Screening (Schritt 3) 42

4.5 Bedeutende Veränderungen der Hydromorphologie (Schritt 4) 42

4.6 Ist es wahrscheinlich, dass der gute ökologische Zustand nicht erreicht wird? (Schritt 5) 44

4.7 Ist der Wasserkörper durch physikalische Veränderungen infolge von Eingriffen durch den Menschen in seinem Wesen erheblich verändert? (Schritt 6) Vorläufige Einstufung als erheblich veränderter Wasserkörper 47

5 PRÜFSCHRITTE FÜR DIE AUSWEISUNG VON ERHEBLICH VERÄNDERTEN WASSERKÖRPERN (Schritte 7-9) 52

5.1 Zeitplan für die Ausweisungprüfungen 52

5.2 Die Ausweisung ist fakultativ und iterativ 52

5.3 Die Ausweisungsprüfungen 53

5.4 Prüfschritt gemäß Artikel 4(3)(a) (Schritt 7) 55

5.4.1 Ermittlung von “Verbesserungsmaßnahmen” zur Erreichung eines guten ökologischen Zustands (Schritt 7.1) 55

5.4.2 Signifikante negative Auswirkungen auf die spezifizierten Nutzungen (Schritt 7.2) 56

5.4.3 Signifikante negative Auswirkungen auf die Umwelt im weiteren Sinne (Schritt 7.3) 58

5.4.4 Signifikante negative Auswirkungen und zeitliche Planung 60

5.5 Prüfschritt gemäß Artikel 4(3)(b) (Schritt 8) 60

5.5.1 Ermittlung “anderer Möglichkeiten”, mit denen die nutzbringenden Ziele erreicht werden können (Schritt 8.1) 61

5.5.2 Beurteilung der "technischen Durchführbarkeit " der "anderen Möglichkeiten" (Schritt 8.2) 61

5.5.3 Beurteilung, ob “andere Möglichkeiten” bessere Umweltoptionen sind (Schritt 8.3) 62

5.5.4 Beurteilung, ob die “anderen Möglichkeiten” unverhältnismäßig teuer sind (Schritt 8.4) 63

5.5.5 Wird durch die "anderen Möglichkeiten" ein guter ökologischer Zustand erreicht? (Schritt 8.5) 64

5.5.6 “Andere Möglichkeiten” und zeitliche Planung 65

5.6 Ausweisung von erheblich veränderten Wasserkörpern im Jahr 2008 (Schritt 9) 65

5.7 Durchführung der Prüfschritte gemäß Artikel 4(3)(a) + (b) (für die Schritte 7 und 8) 66

5.7.1 Methoden zur Ermittlung signifikanter negativer Auswirkungen (zu Schritt 7) 67

5.7.2 Methoden für die Bewertung der “anderen Möglichkeiten” (Schritt 8) 68

5.7.3 Konsultative Mechanismen 69

5.8 Ausweisung künstlicher Wasserkörper (Schritt 9) 70
5.8.1 Müssen alle künstlichen Wasserkörper ausgewiesen werden? 70
5.8.2 Anwendung des Prüfschrittes gemäß Artikel 4(3)(a) 70
5.8.3 Anwendung des Prüfschrittes gemäß Artikel 4(3)(b) 71
6 REFERENZBEDINGUNGEN UND UMWELTZIELE FÜR ERHEBLICH VERÄNDERTE UND KÜNSTLICHE WASSERKÖRPER (SCHRITTE 10 + 11) 72
6.1 Einleitung 72
6.2 Ermittlung des höchsten ökologischen Potenzials (Schritt 10) 72
6.2.1 Auswahl der geeigneten Qualitätskomponenten für das höchste ökologische Potenzial (Schritt 10.1) 75
6.2.2 Festlegung der hydromorphologischen Bedingungen für das höchste ökologische Potenzial (Schritt 10.2) 76
6.2.3 Festlegung der chemisch-physikalischen Bedingungen für das höchste ökologische Potenzial (Schritt 10.3) 77
6.2.4 Festlegung der biologischen Parameter für das höchste ökologische Potenzial (Schritt 10.4) 79
6.3 Festlegung des guten ökologischen Potenzials (Schritt 11) 81
6.4 Ausarbeitung von Berichten und Karten für die erheblich veränderten und künstlichen Wasserkörper 82
7 QUERVERBINDUNGEN UND AUSBLICK 85
7.1 Überblick über Maßnahmen und deren Kosten im Rahmen des Ausweisungsverfahrens für die erheblich veränderten und künstlichen Wasserkörper 85
7.2 Zeitliche Planung im ersten Planungszyklus der Bewirtschaftungspläne für die Flussgebiete 87
7.3 Erheblich veränderte und künstliche Wasserkörper in zukünftigen Planungszyklen der Bewirtschaftungspläne für die Flussgebiete 89
7.4 Schlussfolgerung und Ausblick 92
8 ANNEX 94
8.1 Glossar 94
8.2 Erheblich veränderte Wasserkörper und Bewirtschaftungspläne für die Flusseinzugsgebiete (erste Planungsphase) 97
8.3 Erheblich veränderte Wasserkörper in der WRRL (Originaltext) 99

8.4 Begriffsbestimmungen 99

8.5 Quellenverzeichnis 113

8.6 Liste der Mitglieder der Arbeitsgruppen 114

8.7 Liste der Fallstudien 122

TABELLENVERZEICHNIS

Tabelle 1: Überblick über die wichtigsten vorgegebenen Nutzungen, physikalischen Veränderungen und Auswirkungen 49

Tabelle 2: Empfehlungen für die Auswahl der Verfahren für die Prüfung gemäß Art. 4(3)(a)..... 68

Tabelle 3: Empfehlungen für die Auswahl der Verfahren für die Prüfung gemäß Art. 4(3)(b)..... 69

Tabelle 4: Überblick über Maßnahmen und Kostenbetrachtungen im Rahmen des Einstufungs- und Ausweisungsverfahrens für erheblich veränderte und künstliche Wasserkörper 86

ABBILDUNGSVERZEICHNIS

Abbildung 1: Einzelschritte des Verfahrens zur vorläufigen Einstufung und Ausweisung von erheblich veränderten und künstlichen Wasserkörpern..... 36

Abbildung 2: Einzelschritte, die zur vorläufigen Einstufung erheblich veränderter Wasserkörper führen 40

Abbildung 3: Beispiel 1, keine Unterteilung des Wasserkörpers 50

Abbildung 4: Beispiel 2, Unterteilung des Wasserkörpers 51

Abbildung 5: Beispiel 3, keine Unterteilung des Wasserkörpers 51

Abbildung 6: Einzelschritte für die Ausweisung von erheblich veränderten Wasserkörpern (Schritte 7-9) 54

Abbildung 7: Verfahren zur Definition des “höchsten ökologischen Potenzials” (Schritte 10.1 – 10.4) 73

Abbildung 8: Beispiel eines zu einem Süßwassersee veränderten Ästuars 74

Abbildung 9: Beispiel für die Auswahl der Qualitätskomponenten für das höchste ökologische Potenzial (siehe 10.1)..... 75

Abbildung 10: System der Berichterstattung..... 83

Abbildung 11: Wichtige Fristen für die vorläufige Einstufung und Ausweisung von erheblich veränderten und künstlichen Wasserkörpern im ersten Planungszyklus..... 89

Abbildung 12: Betrachtung von erheblich veränderten Wasserkörpern im zweiten Bewirtschaftungsplan für die Flussgebiete 92

ABKÜRZUNGEN

AG	Arbeitsgruppe
Ausweisungs-prüfung 4(3)(a) / (b)	Ausweisungsprüfschritte gemäß Artikel 4(3)(a) / (b) der Wasserrahmenrichtlinie
AWB	Artificial Water Bodies = Künstliche Wasserkörper
CIS	Common Implementation Strategy = Gemeinsame Umsetzungsstrategie
COAST	CIS AG 2.4 Typologie und Einstufung von Übergangs- und Küstengewässern
EU	Europäische Union
EUREAU	European Union of National Associations of Water Suppliers and Waste Water Services
EURELECTRIC	Union of the Electricity Industry
GEP	Good Ecological Potential = Gutes Ökologisches Potenzial
GES	Good Ecological Status = Guter ökologischer Zustand
HMWB	Heavily Modified Water Bodies = Erheblich veränderte Wasserkörper
IMPRESS	CIS AG 2.1 Analyse von Belastungen und Auswirkungen
km	Kilometer
km²	Quadratkilometer
MEP	Maximum Ecological Potential = Höchstes Ökologisches Potenzial
REFCOND	CIS AG 2.3 Referenzbedingungen für oberirdische Binnengewässer
UK	United Kingdom = Großbritannien + Nordirland
WATECO	CIS AG 2.6 Wirtschaftliche Analyse
WRRL	Wasserrahmenrichtlinie
WWF	World Wildlife Fund for Nature

0 AUFBAU DES LEITFADENS

Kapitel 1 gibt einen einleitenden Überblick über den Zweck und die wichtigsten Zielsetzungen der Wasserrahmenrichtlinie und beschreibt, was bisher getan wurde, um die Umsetzung der Richtlinie zu unterstützen. Hierzu werden die Erarbeitung der Gemeinsamen Umsetzungsstrategie sowie die Einsetzung der Arbeitsgruppe CIS-2.2 HMWB („erheblich veränderte und künstliche Wasserkörper"), die Aktivitäten und Ergebnisse dieser Arbeitsgruppe sowie der Zweck dieses Leitfadens dargelegt.

Kapitel 2 erklärt die Bedeutung und die Auswirkungen der Ausweisung von künstlichen und erheblich veränderten Wasserkörpern für die Umsetzung der WRRL und zeigt die Verknüpfungen zwischen der für die erheblich veränderten und künstlichen Wasserkörper zuständigen Arbeitsgruppe und den anderen für die Gemeinsame Umsetzungsstrategie zuständigen Arbeitsgruppen auf.

Kapitel 3 beschreibt das Verfahren zur Ausweisung von erheblich veränderten und künstlichen Wasserkörpern mit seinen einzelnen Schritten. Dieses Kapitel beschreibt die Funktion der vorläufigen Einstufung in der ersten Phase der Bewirtschaftung eines Flussgebietes sowie einige wichtige Punkte des Ausweisungsverfahrens.

Kapitel 4 enthält Details der 6 Schritte, die zur vorläufigen Einstufung erheblich veränderter Wasserkörpern führen, nämlich von der Ermittlung des Wasserkörpers (Schritt 1) bis hin zu der Frage, ob die charakteristischen Eigenschaften des Wasserkörpers wesentlich verändert wurden, und ob dies durch physikalische Veränderungen infolge von Eingriffen des Menschen bedingt ist (Schritt 6).

Kapitel 5 beschreibt die Schritte 7-9, mit denen erheblich veränderte Wasserkörper ausgewiesen werden.

Kapitel 6 beschreibt die Notwendigkeit der Vorgabe von Referenzbedingungen (Leitbild) und Umweltzielen, anhand derer der Zustand eingestuft werden kann. Es werden die Schritte beschrieben, anhand derer geeignete Werte für die Qualitätskomponenten für das „höchste ökologische Potenzial" und das „gute ökologische Potenzial" festgelegt werden. In diesem Kapitel wird außerdem der Zeitablauf für die Ermittlung des höchsten und des guten ökologischen Potenzials beschrieben.

Kapitel 7 fasst einige wichtige Punkte im Hinblick auf die zu treffenden Maßnahmen sowie die damit verbundenen Kosten zusammen. In diesem Kapitel wird das Verfahren zur vorläufigen Einstufung und Ausweisung von erheblich veränderten und künstlichen Wasserkörpern innerhalb eines zeitlichen Rahmens und vor dem Hintergrund der Bewirtschaftung des betreffenden Flussgebietes betrachtet, und es wird ein Ausblick auf die Einbindung dieses Verfahrens in zukünftige Planungszyklen der Bewirtschaftungspläne für Flussgebiete gegeben.

Die Anhänge beinhalten ein Glossar wichtiger Termini, die in diesem Leitfaden verwendet werden, einen Abschnitt mit Informationen zum Bewirtschaftungsplan für das Flussgebiet, eine

Liste von Auszügen aus der WRRL, die für die vorläufige Einstufung und die Ausweisung von erheblich veränderten und künstlichen Wasserkörpern von Bedeutung sind, eine Liste von Veröffentlichungen, die bei der Ausarbeitung des Leitfadens verwendet wurden, eine Liste der Mitglieder der Arbeitsgruppe mit Kontaktadressen etc. sowie eine Liste der Fallstudien, die im Rahmen der Arbeitsgruppe „Erheblich veränderte Wasserkörper“ durchgeführt wurden.

1 UMSETZUNG DER RICHTLINIE: DERZEITIGER STAND

Dieser Abschnitt gibt einen einleitenden Überblick über die Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie und informiert über die Initiativen, die zur Ausarbeitung dieses Leitfadens geführt haben.

1.1 Dezember 2000: Ein Meilenstein für die Wasserpolitik

Ein langer Verhandlungsweg

Der 22. Dezember 2000 ist zu einem Meilenstein in der Geschichte der Wasserpolitik in Europa geworden: An diesem Tag wurde die Wasserrahmenrichtlinie (oder die 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) im Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaft veröffentlicht und trat damit in Kraft!

Diese Richtlinie ist das Ergebnis von Diskussionen und Verhandlungen, die innerhalb eines breiten Spektrums von Sachverständigen, interessierten Kreisen und politischen Entscheidungsträgern geführt wurden. Im Rahmen dieser Diskussionen und Verhandlungen wurde eine sehr breite Übereinstimmung über die wichtigsten Prinzipien moderner Wasserwirtschaft erzielt, die heute die Grundlagen der Wasserrahmenrichtlinie bilden.

1.2 Die Wasserrahmenrichtlinie: Neue Herausforderungen für die Wasserpolitik innerhalb der EU

Worauf zielt die Richtlinie ab?

Die Richtlinie schafft einen Ordnungsrahmen für den Schutz aller Gewässer (einschließlich oberirdischer Binnengewässer, Übergangsgewässer, Küstengewässer und Grundwasser), mit dem:

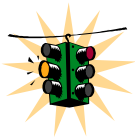
- eine weitere Verschlechterung des Zustandes der Wasserressourcen vermieden wird und diese geschützt sowie im Zustand verbessert werden,
- eine nachhaltige Wassernutzung auf der Grundlage eines langfristigen Schutzes der vorhandenen Ressourcen gefördert wird,
- ein stärkerer Schutz und eine Verbesserung des Zustandes der aquatischen Umwelt angestrebt wird, unter anderem durch spezifische Maßnahmen zur schrittweisen Reduzierung von Einleitungen, Emissionen und Verlusten von prioritären Stoffen sowie durch die Beendigung oder schrittweise Einstellung von Einleitungen, Emissionen und Verlusten von prioritären gefährlichen Stoffen,
- eine schrittweise Reduzierung der Verschmutzung des Grundwassers und Vermeidung seiner weiteren Verschmutzung sicher gestellt wird, und
- zur Minderung der Auswirkungen von Hochwassern und Dürren beigetragen wird.

…und welches ist das wichtigste Ziel?

Insgesamt zielt die Richtlinie darauf ab, bis 2015 für alle Gewässer einen *guten Zustand* zu erreichen.

Welches sind die wichtigsten Maßnahmen, die von den Mitgliedstaaten umgesetzt werden müssen?

- Bis 2003 müssen die einzelnen Einzugsgebiete innerhalb ihres jeweiligen Hoheitsgebietes bestimmt werden, diese jeweils einer Flussgebietseinheit zugeordnet und die zuständigen Behörden benannt werden [Art. 3, Art. 24].
- Bis 2004 müssen Flussgebietseinheiten im Hinblick auf Belastungen, deren Auswirkungen sowie wirtschaftliche Belange unterschiedlicher Wassernutzungen beschrieben werden, einschließlich der Erstellung eines Verzeichnisses der Schutzgebiete innerhalb der jeweiligen Flussgebietseinheit [Art. 5, Art. 6, Anhang II, Anhang III].
- Bis 2006 müssen gemeinsam mit der Kommission die Systeme zur Einstufung des ökologischen Zustandes interkalibriert werden [Art. 2(22), Anhang V].
- Bis 2006 müssen Messnetze zur operativen Überwachung erarbeitet werden [Art. 8].
- Bis 2009 müssen auf der Grundlage einer soliden Überwachung und der Analyse der charakteristischen Merkmale der Flussgebiete Maßnahmenprogramme festgelegt werden, mit denen die in der Wasserrahmenrichtlinie aufgeführten Umweltziele kosteneffektiv umgesetzt werden können [Art. 11, Anhang III].
- Bis 2009 sind für jede Flussgebietseinheit Bewirtschaftungspläne zu erarbeiten und zu veröffentlichen, die auch die Ausweisung erheblich veränderter Wasserkörper beinhalten [Art. 13, Art. 4(3)].
- Bis 2010 müssen die Preise und Gebühren für die Wassernutzung so gestaltet werden, dass eine nachhaltigere Nutzung der Wasserressourcen erreicht wird [Art. 9].
- Bis 2012 müssen alle Maßnahmen der Programme in die Praxis umgesetzt werden [Art. 11].
- Bis 2015 müssen die Maßnahmenprogramme umgesetzt und die Umweltziele erreicht werden [Art. 4].



Achtung!

Aus Gründen der technischen Durchführbarkeit, unverhältnismäßiger Kosten oder der natürlichen Gegebenheiten können die einzelnen Mitgliedstaaten bis zum Jahr 2015 möglicherweise nicht für alle Wasserkörper einer Flussgebietseinheit einen guten Zustand erreichen. Unter solchen Bedingungen, die gesondert in den Bewirtschaftungsplänen für die Flussgebiete erklärt werden müssen, bietet die Wasserrahmenrichtlinie den Staaten die Möglichkeit, im Rahmen zweier weiterer Sechs-Jahres-Zyklen die erforderlichen Maßnahmen zu planen und umzusetzen.

Neue Planungsprozesse – Information, Anhörung und Beteiligung

Gemäß Artikel 14 der Richtlinie sind alle Mitgliedstaaten angehalten, die aktive Beteiligung aller interessierten Stellen an der Umsetzung der Richtlinie sowie an der Ausarbeitung der Bewirtschaftungspläne für die Flussgebiete zu fördern. Außerdem sollen die Mitgliedstaaten die Öffentlichkeit, einschließlich der Nutzer, insbesondere im Hinblick auf folgende Punkte informieren und anhören:

- Zeitplan und Arbeitsprogramm für die Aufstellung der Bewirtschaftungspläne für die Flussgebiete und die Anhörungen bis spätestens 2006,
- Überblick über die für das Einzugsgebiet festgestellten bedeutenden Wasserbewirtschaftungsfragen bis spätestens 2007,
- Entwurf des Bewirtschaftungsplans für das Einzugsgebiet bis spätestens 2008.

Integration: ein Schlüsselbegriff der Wasserrahmenrichtlinie

Der eigentliche Schlüsselbegriff der Wasserrahmenrichtlinie ist die *Integration*, ohne die Gewässerschutz im Rahmen einer Flussgebietseinheit nicht möglich ist:

Integration von Umweltzielen durch eine Kombination von qualitativen und quantitativen ökologischen Zielen zum Schutz hochwertiger aquatischer Ökosysteme und zur Sicherung eines allgemein guten Zustandes aller anderen Gewässer;

Integration aller Wasserressourcen durch eine zusammenfassende Betrachtung aller oberirdischen Binnengewässer und aller Grundwasserkörper, Feuchtgebiete und Küstengewässer **auf der Ebene der jeweiligen Flussgebiete**;

Integration aller Wassernutzungen, -funktionen und -werte innerhalb eines gemeinsamen Ordnungsrahmens für die Wasserpolitik, d.h. Betrachtung der Bedeutung des Wassers für die Umwelt, für den Gesundheitsbereich und als Trinkwasser, für die Wirtschaft, das Transportwesen sowie Freizeit und Erholung sowie Betrachtung des Wassers als soziales Gut;

Integration von verschiedenen Fachbereichen, Analysemethoden und Fachleuten, wie beispielsweise Hydrologie, Hydraulik, Ökologie, Chemie, Bodenkunde, Ingenieurswesen und Wirtschaftswissenschaften, um derzeitige Belastungen und Auswirkungen auf die Wasserressourcen zu bewerten und Maßnahmen festzulegen, mit denen die in der Richtlinie aufgeführten Umweltziele möglichst kosteneffizient erreicht werden können;

Integration der Wasserschutzvorschriften innerhalb eines gemeinsamen und kohärenten Ordnungsrahmens. Die Bestimmungen einiger älterer Gewässerschutzrichtlinien (z.B. der Fischereigewässerrichtlinie) wurden in der Wasserrahmenrichtlinie umformuliert und an modernes ökologisches Denken angepasst. Nach einer Übergangsfrist werden diese alten Richtlinien außer Kraft gesetzt. Andere Vorschriften (z.B. die Nitrat-Richtlinie und die Richtlinie über die Behandlung von kommunalem Abwasser) müssen als Grundlage der Maßnahmenprogramme im Rahmen der Bewirtschaftungspläne für die Flussgebiete koordiniert werden;

Integration aller bedeutenden Bewirtschaftungs- und ökologischen Aspekte, die für eine nachhaltige Flussgebietsplanung bedeutend sind einschließlich jener Aspekte, die über den Geltungsbereich der Wasserrahmenrichtlinie hinausgehen, wie beispielsweise der Hochwasserschutz;

Integration einer breiten Palette von Maßnahmen, wie beispielsweise die Gestaltung der Wasserpreise sowie wirtschaftliche und finanzielle Instrumente in einem gemeinsamen Bewirtschaftungskonzept, um die in der Richtlinie aufgeführten Umweltziele zu erreichen. Maßnahmenprogramme sind in den Bewirtschaftungsplänen für die Flussgebiete festgelegt, die für jede Flussgebietseinheit ausgearbeitet werden;

Integration der interessierten Kreise und der Öffentlichkeit im Rahmen der Entscheidungsfindung durch mehr Transparenz und eine bessere Information der Öffentlichkeit und durch Einbindung der interessierten Kreise in die Ausarbeitung der Bewirtschaftungspläne;

Integration der verschiedenen Entscheidungsträger, die die Wasserressourcen sowie den Zustand der Gewässer beeinflussen, und zwar auf lokaler, regionaler oder nationaler Ebene, um alle Gewässer effektiv bewirtschaften zu können;

Integration der Wasserwirtschaft verschiedener Mitgliedstaaten für Flussgebiete mit mehreren Anliegerstaaten, die bereits Mitglied der Europäischen Union sind oder dies in Zukunft sein werden.

1.3 Was wurde bisher getan, um die Umsetzung zu unterstützen?

Sowohl die Mitgliedstaaten als auch die Beitrittskandidatenstaaten der Europäischen Union bemühen sich derzeit darum, die Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie zu fördern. Hierzu wird beispielsweise die Öffentlichkeit angehört, es werden auf nationaler Ebene Handlungsanleitungen erarbeitet, im Rahmen von Pilotprojekten werden spezifische Elemente der Richtlinie oder das Planungsverfahren insgesamt überprüft, es wird der institutionelle Rahmen erörtert oder Forschungsprogramme im Hinblick auf die Wasserrahmenrichtlinie aufgelegt.

1.3.1 Mai 2001 – Schweden: Die Mitgliedstaaten, Norwegen und die Europäische Kommission einigen sich auf eine Gemeinsame Umsetzungsstrategie

Diese Strategie zielt vor allem darauf ab, die Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie zu unterstützen, indem für Schlüsselbereiche der Richtlinie ein kohärenter und für alle Beteiligten gleichermaßen verständlicher Leitfaden erarbeitet wird. 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 innerhalb der Gemeinschaft.

Im Rahmen dieser Gemeinsamen Umsetzungsstrategie wurden zahlreiche Arbeitsgruppen eingesetzt und gemeinsame Projekte gestartet, um einen nicht rechtsverbindlichen Leitfaden zu erarbeiten und zu überprüfen. Eine strategische Koordinierungsgruppe stimmt die Arbeit dieser Gruppen untereinander ab und berichtet direkt den Wasserdirektoren der Europäischen Union und der Kommission, die die Rolle eines übergeordneten Entscheidungsträgers für diese Gemeinsame Umsetzungsstrategie übernehmen.

1.3.2 Die Arbeitsgruppe „Erheblich veränderte Wasserkörper“

Gemäß Artikel 4(3) der Wasserrahmenrichtlinie dürfen Mitgliedstaaten Oberflächenwasserkörper, die durch menschliche Tätigkeiten physikalisch verändert wurden, unter bestimmten Umständen als „erheblich verändert“ ausweisen. Wenn durch die zur Erzielung eines guten ökologischen Zustandes erforderlichen Verbesserungsmaßnahmen die in der WRRL spezifizierten Nutzungen solcher Wasserkörper (z.B. Schifffahrt, Wasserkraft, Wasserversorgung oder Hochwasserschutz) oder die „Umwelt im weiteren Sinne“ bedeutend beeinträchtigt wären oder wenn keine besseren, technisch durchführbaren und kosteneffizienten, umweltverträglichen Alternativen zur Verfügung stehen, dann können diese Wasserkörper als „erheblich verändert“ ausgewiesen werden. Für diese erheblich veränderten Wasserkörper ist dann wie für die künstlichen Wasserkörper das „gute ökologische Potenzial“ das relevante Umweltziel.

Im Rahmen der Gemeinsamen Strategie zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie der EU wurde eine Arbeitsgruppe eingerichtet, um einen Leitfaden für die Ausweisung von erheblich veränderten und künstlichen Wasserkörpern auszuarbeiten. Diese Arbeitsgruppe 2.2 „Erheblich veränderte Wasserkörper“ wurde gemeinsam vom Vereinigten Königreich und Deutschland geleitet. Sie

umfasste Vertreter aus 12 Mitgliedstaaten,[1] Norwegen, einige Beitrittskandidatenstaaten[2] sowie zahlreiche interessierte Kreise[3]. Folgende Arbeiten wurden von der Arbeitsgruppe durchgeführt:

- Erarbeitung von 12 „Grundlagenpapieren“ durch den gemeinsamen Vorsitz der Arbeitsgruppe „Erheblich veränderte Wasserkörper“, die bei zahlreichen Treffen der Arbeitsgruppe erörtert wurden;
- 34 Fallstudien in den Mitgliedstaaten und Norwegen, anhand derer die Vorgaben der „Grundlagenpapiere" überprüft wurden;
- eine Zusammenfassung der Berichte dieser Fallstudien;
- die Ausarbeitung dieses Leitfadens für die erheblich veränderten und künstlichen Wasserkörper;
- die Ausarbeitung einer Zusammenfassung der zu treffenden Maßnahmen (policy summary);
- die Ausarbeitung einer Beispielsammlung (Tool-Box) zur praktischen Anwendung des Leitfadens.

Zur näheren Untersuchung der wichtigsten in den Fallstudien spezifizierten Nutzungen wurden zwei Unterarbeitsgruppen eingesetzt, wobei sich die eine vorwiegend auf die „Schifffahrt“ konzentrierte, während sich die andere vorwiegend mit der „Wasserkraft“ befasste (Anhang 8.6). Die für diese Fallstudien zuständigen Mitglieder der Arbeitsgruppe und/oder die beauftragten Stellen tauschten im Rahmen speziell anberaumter Treffen oder in e-mail-Diskussionsforen ihre Erfahrungen aus.

Ausarbeitung von 12 Grundlagenpapieren

Unter dem gemeinsamen Vorsitz erarbeitete die Arbeitsgruppe „Erheblich veränderte und künstliche Wasserkörper“ 12 Grundlagenpapiere, in denen alle wichtigen Aspekte der vorläufigen Einstufung und Ausweisung von erheblich veränderten Wasserkörpern abgedeckt sind. Im Rahmen von vier anberaumten Treffen haben die Mitglieder der Arbeitsgruppe und Vertreter der Europäischen Kommission ihre Erfahrungen ausgetauscht und den Inhalt der Grundlagenpapiere erörtert. Anschließend verständigten sie sich auf einen gemeinsamen Text. Diese Treffen fanden am 12. April, am 10. Oktober 2000 sowie am 4. September 2001 und am 18-19. Juni 2002 in Brüssel statt. Die Grundlagenpapiere sollten die Durchführung von Fallstudien erleichtern, während die Fallstudien wiederum zur Überarbeitung dieser Grundlagenpapiere gedient haben. Die Grundlagenpapiere bildeten die Basis für diesen Leitfaden.

---

1 Österreich, Belgien, Dänemark, Spanien, Frankreich, Deutschland, Griechenland, Niederlande, Portugal, Schweden, Finnland, Vereinigtes Königreich.

2 Ungarn, Polen und Slowenien. Die anderen sieben Beitrittskandidaten waren ebenfalls Mitglieder dieser Gruppe, sie haben jedoch an keinem Treffen der Arbeitsgruppe und an keinem Workshop teilgenommen.

3 EEB, EUREAU, Eurelectric und WWF.

Fallstudien

Im Rahmen von vierunddreißig in verschiedenen Mitgliedstaaten und Norwegen durchgeführten Fallstudien wurde ein Entwurf für das Verfahren zur vorläufigen Einstufung und Ausweisung von erheblich veränderten Wasserkörpern getestet. Grundlage waren die von der Arbeitsgruppe "Erheblich veränderte Wasserkörper" unter dem gemeinsamen Vorsitz erarbeiteten Grundlagenpapiere. Ferner wurden in diesen Fallstudien, soweit dies möglich war, ökologische Referenzbedingungen (höchstes ökologisches Potenzial) und Umweltziele (gutes ökologisches Potenzial) festgelegt. Die Fallstudien betrachteten die wichtigsten in der WRRL aufgeführten Wassernutzungen (Schifffahrt, Hochwasser-/Küstenschutz, Wasserkraft, Landwirtschaft, Forstwirtschaft, Urbanisierung, Freizeit und Erholung sowie Wasserversorgung), die in den Mitgliedstaaten zu physikalischen Veränderungen führen. In den Fallstudien wurden vorwiegend Flüsse betrachtet, lediglich einige wenige Fallstudien hatten Küstengewässer (1), Ästuare (2) und Seen (3) zum Inhalt. Mit den Arbeiten für diese Fallstudien wurde im Oktober 2000 begonnen und die Projekte wurden im Juni 2002 abgeschlossen. Eine Liste der Fallstudien findet sich in Anhang 8.6.

Das Europäische Synthese-Projekt

Im Rahmen der zusammenfassenden Synthese wurden die Fallstudien analysiert und die in den einzelnen Fallstudien erarbeiteten Ansätze kombiniert, um so Gemeinsamkeiten und Unterschiede heraus zu arbeiten. Diese Analyse begann im Februar 2002 und ein erster Entwurf wurde Ende April 2002 (Hansen et al. 2002) verteilt. Der erste Entwurf des Synthese-Berichts bildete die Grundlage für die Ausarbeitung dieses Leitfadens und für die Beispielsammlung (Tool-Box). Es werden unterschiedliche Möglichkeiten aufgezeigt, wie erheblich veränderte und künstliche Wasserkörper ausgewiesen werden können. Der Synthesebericht wird Mitte 2003 veröffentlicht werden.

Erstellung des Leitfadens

Auf der Grundlage des vorläufigen Synthese-Berichts und der unter dem gemeinsamen Vorsitz (UK und D) erarbeiteten und bei den ersten drei Treffen der Arbeitsgruppe erörterten zwölf Grundlagenpapiere wurde ein erster Entwurf des Leitfadens über die Ausweisung erheblich veränderter und künstlicher Wasserkörper am 27. Mai 2002 vorgestellt[4]. Zwecks Erörterung zahlreicher noch offener Fragen zum Entwurf des Leitfadens wurde am 30./31. Mai 2002 ein Workshop durchgeführt, an dem die Mitglieder der Arbeitsgruppe, die für die Fallstudien verantwortlichen Mitarbeiter und die Mitglieder anderer CIS-Arbeitsgruppen (CIS = Common Implementation Strategy = Gemeinsame Umsetzungsstrategie) teilnahmen. Die Diskussionen während dieses Workshops dienten als Grundlage für die Überarbeitung des Entwurfes des Leitfadens. Ein zweiter Entwurf[5] wurde dann beim letzten Treffen der Arbeitsgruppe im Juni 2002

[4] Leitfaden für die vorläufige Einstufung und Ausweisung von erheblich veränderten Wasserkörpern, erster Entwurf, CIS-Arbeitsgruppe 2.2 Erheblich veränderte Wasserkörper, 27. Mai 2002.

[5] Leitfaden für die vorläufige Einstufung und Ausweisung von [künstlichen und] erheblich veränderten Wasserkörpern, zweiter Entwurf, CIS-Arbeitsgruppe 2.2 Erheblich veränderte Wasserkörper, 15. Juni 2002. Direkt nach dem Treffen der Arbeitsgruppe im Juni wurde ein zweiter Entwurf A mit Datum vom 20. Juni an die Arbeitsgruppe versandt, mit einer geänderten Version des Kapitels 6.

diskutiert. Ein dritter Entwurf[6] wurde im August 2002 erarbeitet und der Arbeitsgruppe zur Kommentierung weitergeleitet. Eine endgültige Version des Leitfadens[7] wurde am 30. September 2002 der Strategischen Koordinierungsgruppe vorgestellt und nach ihrer Überarbeitung der Koordinierungsgruppe am 7./8. November 2002 erneut vorgelegt. Die vorliegende letzte Version wurde im Rahmen des Treffens der Wasserdirektoren am 21./22. November 2002 verabschiedet.

Erstellung der Zusammenfassung der zu treffenden Maßnahmen (Policy Summary)

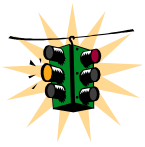
Die Zusammenfassung der zu treffenden Maßnahmen gibt einen Überblick über die Inhalte des Leitfadens für die künstlichen und erheblich veränderten Wasserkörper, der für die Wasserdirektoren erstellt wurde. Dieser Überblick fasst die wichtigsten Punkte des im Leitfaden erklärten Verfahrens zur Ausweisung erheblich veränderter und künstlicher Wasserkörper zusammen. Er wurde zusammen mit dem Leitfaden im Rahmen des Treffens der Wasserdirektoren im November 2002 vorgestellt und verabschiedet.

Ausarbeitung der Beispielsammlung

Um den Leitfaden anhand praktischer Beispiele zu erläutern, die die verschiedenen Schritte bei der Ausweisung von erheblich veränderten und künstlichen Wasserkörpern veranschaulichen, wurde eine Sammlung von Beispielfällen aus den Fallstudien zusammengestellt. Die Mitglieder der Arbeitsgruppe wurden angehalten, zusätzliche Beispiele vorzulegen, mit denen einzelne Schritte des Leitfadens weiter veranschaulicht werden können. Ein erster vorläufiger Entwurf wurde für das Treffen der Arbeitsgruppe im Juni 2002 ausgearbeitet. Weitere Beispiele wurden bis Oktober 2002 gesammelt und ausgewertet. Ein zweiter Entwurf wurde im Oktober 2002 mit der Bitte um Kommentierung versandt und die endgültige Version der Beispielsammlung (Tool-Box) wurde im Januar 2003 fertiggestellt. Die Anwendbarkeit der Beispielsammlung hängt von den ausgewählten Beispielen ab und wird zwischen den einzelnen Mitgliedstaaten unterschiedlich sein. Die Beispielsammlung ist nicht Teil des Leitfadens und musste daher nicht von der Arbeitsgruppe “Erheblich veränderte Wasserkörper” bestätigt werden.

[6] Leitfaden für die vorläufige Einstufung und Ausweisung von künstlichen und erheblich veränderten Wasserkörpern, dritter Entwurf, CIS-Arbeitsgruppe 2.2 Erheblich veränderte Wasserkörper, 2. August 2002.

[7] Leitfaden für die vorläufige Einstufung und Ausweisung von künstlichen und erheblich veränderten Wasserkörpern, endgültiger Entwurf, CIS-Arbeitsgruppe 2.2 Erheblich veränderte Wasserkörper, 13. September 2002.



Achtung! Sie können die an der Erstellung des Leitfadens beteiligten Fachleute direkt ansprechen.

Die Liste der Mitglieder der Arbeitsgruppe "Erheblich veränderte Wasserkörper" mit Kontaktadressen findet sich in Anhang 8.5. Falls Sie nähere Informationen zu diesem Leitfaden benötigen, so wenden Sie sich bitte an ein Mitglied der Arbeitsgruppe in Ihrem Land. Sollten Sie sich für bestimmte Fallstudien interessieren, können Sie sich auch direkt mit den für diese Fallstudien verantwortlichen Personen in Verbindung setzen (Kontaktadressen siehe Anhang 8.6, Tabelle 5). Sie finden die Fallstudien unter folgender Internetadresse: http://www.sepa.org.uk/hmwbworkinggroup**.**

1.4 EINLEITUNG – EIN LEITFADEN, WOZU?

Dieser Leitfaden soll Fachleute und interessierte Personen bei der Umsetzung der Richtlinie 2000/60/EG, mit der ein gemeinsamer Rahmen für EU-Maßnahmen im Bereich der Wasserpolitik vorgegeben wird (die Wasserrahmenrichtlinie – "die Richtlinie"), anleiten. Im Mittelpunkt dieses Leitfadens stehen die vorläufige Einstufung und Ausweisung künstlicher und erheblich veränderter Wasserkörper vor dem breiteren Hintergrund der Erarbeitung integrierter Bewirtschaftungspläne für die Flusseinzugsgebiete, wie dies in der Richtlinie gefordert ist.

Dieser Leitfaden soll einen einleitenden Überblick über die Bestimmungen der Wasserrahmenrichtlinie im Hinblick auf die vorläufige Einstufung und Ausweisung erheblich veränderter und künstlicher Wasserkörper geben und als praktische Umsetzungshilfe für diejenigen verstanden werden, die aktiv an der Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie einschließlich der vorläufigen Einstufung und Ausweisung erheblich veränderter und künstlicher Wasserkörper beteiligt sind. Da die Wasserrahmenrichtlinie nicht immer die zu verwendenden Termini und Ansätze definiert und beschreibt, und da einige Teile unterschiedlich ausgelegt werden können, versucht dieser Leitfaden ein gemeinsames Verständnis und eine gemeinsame Interpretationsgrundlage für das Verfahren zur Ausweisung der erheblich veränderten und künstlichen Wasserkörper gemäß der Wasserrahmenrichtlinie zu erarbeiten. Dabei beschreibt er teilweise pragmatische Ansätze, auf deren Grundlage die Bestimmungen der Wasserrahmenrichtlinie eingehalten werden können.

An wen wendet sich dieser Leitfaden?

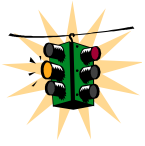
Dieser Leitfaden wendet sich an

- Verwaltungsbehörden, die für die Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie zuständig sind,
- Verwaltungsbehörden, deren Arbeit die Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie beeinflusst,
- Planungsbüros und andere technische Fachleute,
- die interessierte Öffentlichkeit, und

- sonstige von der Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie betroffene Personengruppen, insbesondere im Hinblick auf die Ausweisung erheblich veränderter Wasserkörper (Nichtregierungsorganisationen, Wasserversorger, Wasserkraft, Schifffahrt, Industrie, ...).

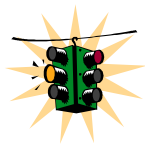
Was können Sie in diesem Leitfaden finden?

1. Einführende Erläuterungen über die Ausweisung erheblich veränderter und künstlicher Wasserkörper gemäß der Wasserrahmenrichtlinie:
    - Welches sind die wichtigsten Bestimmungen der Wasserrahmenrichtlinie im Hinblick auf die vorläufige Einstufung und Ausweisung erheblich veränderter und künstlicher Wasserkörper (siehe Anhang 8.2)? Welche Referenzbedingungen und Umweltziele gelten für diese Wasserkörper?
    - Hinweise auf Querverbindungen zu anderen CIS-Arbeitsgruppen (siehe Kapitel 2.2).
2. Praktische Leitlinien für die schrittweise vorläufige Einstufung und Ausweisung erheblich veränderter und künstlicher Wasserkörper und für die Ausarbeitung von Referenzbedingungen und Umweltqualitätszielen:
    - Ein schrittweiser Gesamtansatz zur vorläufigen Einstufung und Ausweisung erheblich veränderter und künstlicher Wasserkörper (siehe Kapitel 3).
    - Leitlinien für die Umsetzung der verschiedenen Schritte:
        - Vorläufige Einstufung erheblich veränderter Wasserkörper (siehe Kapitel 4);
        - Ausweisung erheblich veränderter und künstlicher Wasserkörper (siehe Kapitel 5);
        - Ermittlung von Referenzbedingungen (höchstes ökologisches Potenzial) und Umweltqualitätszielen (gutes ökologisches Potenzial) für erheblich veränderte und künstliche Wasserkörper (siehe Kapitel 6).
3. Querverbindungen und Ausblick (siehe Kapitel 7).



Achtung! Die Ansätze und Methoden dieses Leitfadens müssen an regionale und nationale Rahmenbedingungen angepasst werden.

Der Leitfaden schlägt einen schrittweisen Gesamtansatz vor. Aufgrund der sehr unterschiedlichen Rahmenbedingungen innerhalb der Europäischen Union kann die spezifische Anwendung auf verschiedene Wasserkörper in ganz Europa unterschiedlich ausfallen. Der hier vorgeschlagene Ansatz muss daher an die jeweiligen Rahmenbedingungen angepasst werden.



Achtung! Was findet man nicht in diesem Leitfaden:

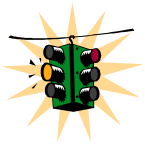
Dieser Leitfaden befasst sich mit der Ausweisung von aufgrund bestehender physikalischer Veränderungen erheblich veränderten und künstlichen Wasserkörpern. Auswirkungen von geplanten, neuen Veränderungen [Art. 4(7)] werden hier nicht berücksichtigt. Der Leitfaden betrachtet vor allem den ersten Planungszyklus der Bewirtschaftungspläne für Flussgebiete (2008/9). Dieser Leitfaden behandelt nicht die physikalisch veränderten oder künstlichen Wasserkörper, die von den Mitgliedstaaten nicht für eine Ausweisung ausgewählt wurden. Der Leitfaden betrifft lediglich Wasserkörper, in denen hydromorphologische Veränderungen direkt oder indirekt aus physikalischen Veränderungen resultieren, die aufgrund einer in der WRRL aufgeführten Nutzung oder aufgrund von Umweltinteressen im weiteren Sinne entstanden sind. Die Ansätze und Methoden dieses Leitfadens müssen an regionale und nationale Rahmenbedingungen angepasst werden.

2 ERHEBLICH VERÄNDERTE UND KÜNSTLICHE WASSERKÖRPER IN DER WASSERRAHMENRICHTLINIE

2.1 Bedeutung der künstlichen und erheblich veränderten Wasserkörper bei der Umsetzung der WRRL

Im Hinblick auf die Oberflächengewässer zielt die Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) vor allem darauf ab, dass die Mitgliedstaaten bis 2015 in allen Oberflächengewässerkörpern einen “guten ökologischen und chemischen Zustand” erreichen. Für einige Wasserkörper wird sich dieses Ziel aus unterschiedlichen Gründen nicht realisieren lassen. Unter bestimmten Umständen erlaubt die WRRL den Mitgliedstaaten, künstliche und erheblich veränderte Wasserkörper gemäß Artikel 4(3) zu identifizieren und auszuweisen. Unter anderen besonderen Bedingungen können auch weniger strenge Ziele für die Wasserkörper angesetzt und der Zeitplan für die Erreichung dieser Ziele verlängert werden. Diese Ausnahmen sind in den Artikeln 4(4) und 4(5) der WRRL festgelegt.

Erheblich veränderte Wasserkörper sind Gewässer, die infolge physikalischer Veränderungen durch Eingriffe des Menschen in ihrem Wesen erheblich verändert sind und daher keinen “guten ökologischen Zustand” aufweisen können. Künstliche Wasserkörper sind vom Menschen geschaffene Gewässer. Anstelle des in der WRRL allgemein geforderten “guten ökologischen Zustandes” gilt für die erheblich veränderten und künstlichen Wasserkörper als Umweltziel das “gute ökologische Potenzial”, das bis 2015 erreicht werden muss.



Achtung! Zweck des Artikels 4(3) und seine Verknüpfungen mit den Artikeln 4(4) und 4(5)

Artikel 4(3) soll bei größeren Infrastrukturprojekten Anwendung finden, die mit den spezifizierten Nutzungen in Verbindung stehen. Die betroffenen Wasserkörper müssen aufgrund hydromorphologischer Veränderungen in ihrem Wesen erheblich verändert sein. Unter diesen Umständen können nach den in Artikel 4(3) festgelegten Prüfungen andere Umweltziele (gutes ökologisches Potenzial) für diese Gewässer zulässig sein, da ein guter ökologischer Zustand nicht erreicht werden kann.

Artikel 4(5) enthält Ausnahmeregelungen für alle Gewässer, auch für Gewässer mit hydromorphologischen Veränderungen. Unter bestimmten Umständen können demnach weniger strenge Umweltziele festgelegt werden. Artikel 4(4) erlaubt unter bestimmten Bedingungen eine Verlängerung der Frist, bis zu der das Umweltziel erreicht werden muss.

Falls ein hydromorphologisch veränderter Wasserkörper nicht als erheblich veränderter Wasserkörper ausgewiesen werden kann, können unter bestimmten Bedingungen die Ausnahmen gemäß den Artikeln 4(4) oder 4(5) Anwendung finden. Wird ein Wasserkörper als erheblich verändert oder künstlich ausgewiesen, dann können die Bestimmungen von Artikel 4(5) und/oder 4(4) greifen, sofern ein gutes ökologisches Potenzial nicht erreicht werden kann.

Es ist den Mitgliedstaaten freigestellt, ob sie veränderte Wasserkörper als erheblich veränderte oder künstliche Wasserkörper ausweisen oder nicht.[8] Durch die Ausweisung ergibt sich nicht die Möglichkeit, die Bestimmungen im Hinblick auf die Erreichung der ökologischen und chemischen Ziele zu umgehen, da das gute ökologische Potenzial selbst häufig ein anspruchsvolles ökologisches Ziel darstellt.

In einzelnen Fällen kann durch die Ausweisung der Schutz der Umwelt im weiteren Sinne verbessert werden, z.B. wenn die Renaturierung zur Zerstörung wertvollen Kultur- und Naturerbes führen würde.[9]

Was ist ein erheblich veränderter Wasserkörper?

Der Begriff "erheblich veränderter Wasserkörper" wurde in die WRRL aufgenommen, weil zahlreiche Wasserkörper in Europa in der Vergangenheit in großem Umfang physikalisch verändert wurden, um so verschiedenste Wassernutzungen zu ermöglichen. In Artikel 4(3)(a) sind folgende Eingriffe durch den Menschen aufgeführt, aufgrund derer ein Wasserkörper unter bestimmten Bedingungen als erheblich verändert ausgewiesen werden kann:

- Schifffahrt, einschließlich Hafenanlagen, oder Freizeit und Erholung,
- Eingriffe zur Speicherung des Wassers, z.B. für die Trinkwasserversorgung, Stromerzeugung oder Bewässerung,
- Wasserregulierung, Hochwasserschutz, Landentwässerung,
- sonstige gleichermaßen bedeutende nachhaltige Eingriffe durch den Menschen.

Für diese spezifizierten Nutzungen müssen die Wasserkörper oftmals umfangreichen hydromorphologischen Veränderungen unterworfen werden, so dass eine Renaturierung bis hin zum guten ökologischen Zustand selbst langfristig nicht erreichbar ist, ohne dass dabei die spezifizierten Nutzungen signifikant beeinträchtigt würden. Das Konzept "erheblich veränderter Wasserkörper" wurde eingeführt, um so diese aus sozialer und wirtschaftlicher Sicht wertvollen Nutzungsformen weiterhin zu ermöglichen und gleichzeitig durch Maßnahmen zur ökologischen Schadensbegrenzung die Gewässergüte zu verbessern.

Die Ausweisungsprüfung kann dann Anwendung finden, wenn

- eine spezifizierte Nutzung zu einer Veränderung eines Wasserkörpers führt und diese Nutzung durch die Verbesserungsmaßnahme signifikant beeinträchtigt würde,
- eine nicht spezifizierte Nutzung zur Veränderung eines Wasserkörpers führt, durch die Verbesserungsmaßnahme jedoch eine spezifizierte Nutzung signifikant beeinträchtigt würde,

[8] Werden veränderte oder künstliche Gewässer nicht ausgewiesen, so wird als Ziel ein guter ökologischer Zustand festgelegt.

[9] Durch den Rückbau eines Wehrs oder Dammes könnten beispielsweise wichtige ökologische (z.B. Biodiversität) oder historische (alte Mühlen) Komponenten beeinträchtigt werden. Wenn der Wasserkörper als erheblich verändert ausgewiesen wird, ist es wahrscheinlich nicht erforderlich, das Wehr oder den Damm abzubrechen.

- eine nicht aufgeführte oder eine spezifizierte Nutzung zur Veränderung eines Wasserkörpers führt, durch die Verbesserungsmaßnahme jedoch die Umwelt im weiteren Sinne beeinträchtigt würde.

Artikel 2(9)

"Ein erheblich veränderter Wasserkörper ist ein Oberflächenwasserkörper, der durch physikalische Veränderungen durch den Menschen in seinem Wesen erheblich verändert wurde, entsprechend der Ausweisung durch den Mitgliedstaat gemäß Anhang II".

Gemäß Artikel 2(9) wird ein erheblich veränderter Wasserkörper durch drei Aspekte definiert. Um als erheblich veränderter Wasserkörper bezeichnet zu werden, muss ein Wasserkörper:

- durch Eingriffe durch den Menschen physikalisch verändert,
- in seinem Wesen erheblich verändert,
- und gemäß Anhang II (Art. 4(3))[10] ausgewiesen sein.

Die Definition eines erheblich veränderten Wasserkörpers gemäß Artikel 2(9) unterstreicht, dass erheblich veränderte Wasserkörper solche Wasserkörper sind, die infolge von Eingriffen durch den Menschen physikalisch verändert wurden. Artikel 4(3)(a) zeigt auf, dass sich durch die physikalischen Veränderungen entsprechende hydromorphologische Veränderungen eingestellt haben, die zur Erreichung eines guten ökologischen Zustandes korrigiert werden müssen. Dieser Leitfaden geht daher davon aus, dass die für eine Ausweisung maßgeblichen hydromorphologischen Veränderungen durch die physikalischen Veränderungen des Wasserkörpers bedingt sind.

Hier sollte unbedingt darauf verwiesen werden, dass die hydromorphologischen Veränderungen nicht nur bedeutend sein müssen, sondern zudem auch zu einer erheblichen Veränderung im Wesen des Wasserkörpers führen müssen, was in der Regel der Fall ist, wenn ein Flusslauf grundlegend für die Schifffahrt verändert worden ist, wenn ein See als Wasserspeicher genutzt wird oder ein Übergangsgewässer im Rahmen des Küstenschutzes größtenteils verändert wurde. Solche Wasserkörper können als erheblich verändert bezeichnet werden. Diese erheblichen Veränderungen sind weder nur temporär noch nur periodisch auftretend.

Aus den in Artikel 4(3)(a) spezifizierten Nutzungen lässt sich schließen, das eine "erhebliche" Veränderung der Hydromorphologie definiert ist als

- umfassend/weit verbreitet oder tiefgreifend, oder
- sehr offensichtlich im Sinne einer deutlichen Abweichung von den ursprünglichen hydromorphologischen Merkmalen vor Eintreten der Veränderungen.

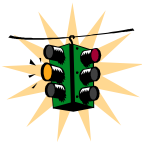
[10] Der Verweis auf Anhang II ist im Text der WRRL hier falsch. Die frühere Version der WRRL enthielt in Anhang II diese Ausweisungsprüfung. Dieser Querverweis wurde nicht angepasst, als durch Änderungen des Europäischen Parlaments die Ausweisung nach Artikel 4(3) verschoben wurde.

Unzweifelhaft kann ein Wasserkörper als in seinem Wesen erheblich verändert bezeichnet werden, wenn sowohl seine Morphologie als auch seine Hydrologie erheblich verändert wurden. Weniger eindeutig kann ein Wasserkörper als in seinem Wesen erheblich verändert bezeichnet werden, wenn nur seine Morphologie oder nur seine Hydrologie erheblich verändert wurden.

Ist die Morphologie eines Wasserkörpers in ihrem Wesen erheblich verändert, so sind diese Veränderungen in der Regel lang anhaltend. Solche Änderungen der Morphologie führen in der Regel sehr wahrscheinlich zu Veränderungen der Hydrologie, wobei die hydrologischen Parameter nicht unbedingt erheblich verändert sein müssen. Sinnvollerweise sollten solche Wasserkörper als in ihrem Wesen erheblich verändert betrachtet werden und für eine Ausweisung in Betracht gezogen werden können.

Schwieriger ist es, wenn Wasserkörper in ihrer Hydrologie erheblich verändert sind, da solche Veränderungen nur zeitweilig oder nur kurz anhaltend sein können. Der Wasserkörper kann zu einem Zeitpunkt erheblich verändert wirken, zu einem anderen Zeitpunkt jedoch unverändert aussehen. Bei temporären oder periodisch auftretenden erheblichen hydrologischen Veränderungen kann der Wasserkörper nicht als in seinem Wesen erheblich verändert betrachtet werden. Unter bestimmten eingeschränkten Bedingungen können hydrologische Veränderungen allerdings zu lang anhaltenden oder dauerhaften Veränderungen mit zusätzlichen erheblichen morphologischen Veränderungen führen. In solchen speziellen Fällen kann die Anwendung der Ausweisungsprüfung für derartig erheblich veränderte Wasserkörper gerechtfertigt sein. Unabhängig davon sollte die Entscheidung für eine Ausweisung der künstlichen oder erheblich veränderten Wasserkörper in jedem Fall begründet werden.

Ungeachtet des beschriebenen Verfahrens kann ein geringfügig anderer Ansatz für begrenzte Flussabschnitte, beispielsweise flussabwärts von Dämmen, gewählt werden. Unter diesen Umständen würden erhebliche hydrologische Veränderungen, die nicht unerhebliche morphologische Veränderungen verursachen, ausreichen, um eine vorläufige Einstufung als erheblich veränderter Wasserkörper in Betracht ziehen zu können.



Achtung! Ein erheblich veränderter Wasserkörper ist aufgrund physikalischer Veränderungen in seinem Wesen erheblich verändert

Bei der Ausweisung von erheblich veränderten Wasserkörpern gelten als physikalische Veränderungen alle bedeutenden Veränderungen, aufgrund derer die Hydromorphologie eines Wasserkörpers so erheblich verändert wurde, dass dieser in seinem Wesen erheblich verändert wurde. In der Regel sind diese hydromorphologischen Merkmale langfristig sowohl morphologisch und als auch hydrologisch verändert.

Was ist ein künstlicher Wasserkörper?

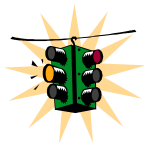
Die WRRL legt für erheblich veränderte und künstliche Wasserkörper ein vergleichbares Vorgehen fest. Die künstlichen Wasserkörper müssen durch Eingriffe des Menschen für die in Artikel 4(3)(a) spezifizierten Nutzungen entstanden sein.

Artikel 2(8)

"Ein künstlicher Wasserkörper ist ein von Menschenhand geschaffener Oberflächenwasserkörper".

Eine Schlüsselfrage im Hinblick auf die Unterscheidung zwischen künstlichen und erheblich veränderten Wasserkörpern hängt mit der Bedeutung des Wortes “geschaffen” zusammen, wie sie in Artikel 2(8) verwendet wird. Bei näherer Betrachtung stellt sich hier die Frage, ob “geschaffen” bedeutet, dass ein neuer Wasserkörper auf zuvor trockenem Land geschaffen wurde (z.B. ein Kanal), oder ob damit auch eine Veränderung der Gewässerkategorie gemeint sein kann (z.B. bei der Umwandlung eines Flusses in einen See durch einen Staudamm oder bei der Umwandlung eines Küstengewässers in einen Süßwassersee durch Abtrennung vom Meer).

Dieser Leitfaden versteht unter einem künstlichen Wasserkörper “einen Oberflächenwasserkörper, der an einer Stelle geschaffen wurde, an der zuvor kein Wasserkörper vorhanden war, und der nicht durch die direkte physikalische Veränderung oder Verlegung oder Begradigung eines bestehenden Wasserkörpers geschaffen wurde”. Es sollte allerdings darauf hingewiesen werden, dass dies nicht unbedingt mit trockenem Land gleichzusetzen ist. Es können an solchen Orten durchaus auch kleinere Teiche, Nebenflüsse oder Bäche vorhanden gewesen sein, die keinen einheitlichen und bedeutenden Abschnitt eines Oberflächengewässers und damit keinen Oberflächenwasserkörper darstellen. Falls ein bestehender Wasserkörper verändert oder verlegt wird (d.h. an eine Stelle, die zuvor trockenes Land war), sollte dieser als erheblich veränderter Wasserkörper und nicht als künstlicher Wasserkörper betrachtet werden. Das gleiche gilt für Wasserkörper, die infolge physikalischer Veränderungen in eine andere Gewässerkategorie eingeordnet wurden. Solche Wasserkörper (z.B. ein Stausee, der durch einen Staudamm aus einem Fluss entstanden ist) sind als erheblich veränderte Wasserkörper und nicht als künstliche Wasserkörper zu betrachten.



Achtung! Ein künstlicher Wasserkörper wurde von Menschenhand geschaffen

Ein künstlicher Wasserkörper ist ein Oberflächenwasserkörper, der an einer Stelle geschaffen wurde, an der zuvor kein Wasserkörper vorhanden war, und der nicht durch die direkte physikalische Veränderung oder Verlegung oder Begradigung eines bestehenden Wasserkörpers entstanden ist.

Umweltziele und die Ausweisung erheblich veränderter und künstlicher Wasserkörper

Wenn ein Wasserkörper infolge von physikalischen Veränderungen durch Eingriffe des Menschen in seinem Wesen erheblich verändert wurde, erlaubt die WRRL den Mitgliedsstaaten diesen als erheblich veränderten Wasserkörper auszuweisen. Wurde ein Wasserkörper von Menschenhand geschaffen, so kann dieser als künstlicher Wasserkörper ausgewiesen werden. Um einen Wasserkörper ausweisen zu können, muss er die in Artikel 4(3) beschriebenen Prüfkriterien erfüllen. Im Rahmen dieser Prüfungen muss untersucht werden, ob die zur Erreichung eines „guten ökologischen Zustandes“ erforderlichen Verbesserungsmaßnahmen bedeutende negative Auswirkungen auf die bestehende Nutzung oder die Umwelt im weiteren Sinne haben und ob keine anderen Möglichkeiten zur Verfügung stehen, um diese Nutzung aufrecht zu erhalten.

Die als „erheblich verändert“ oder „künstlich“ ausgewiesenen Wasserkörper müssen die Umweltziele “gutes ökologisches Potenzial” und „guter chemischer Zustand“ bis 2015 erreichen.

Das “gute ökologische Potenzial” ist ein weniger strenges Kriterium als der “gute ökologische Zustand”. Beim „guten ökologischen Potenzial“ werden negative ökologische Auswirkungen zugelassen, die sich aus den physikalischen Veränderungen ergeben, die (i) für die spezifizierten Nutzungen erforderlich sind oder (ii) zur Vermeidung negativer Auswirkungen auf die Umwelt im weiteren Sinne aufrechterhalten werden müssen. Das bedeutet, dass geeignete Ziele festgelegt werden können, um andere, einschließlich physikalischer, Belastungen zu minimieren, die nicht aus den spezifizierten Nutzungen resultieren, während gleichzeitig sichergestellt ist, dass negative ökologische Auswirkungen der physikalischen Veränderung ohne Beeinträchtigung der Nutzungen reduziert werden.

Das Verfahren zur Festlegung der Ziele für die erheblich veränderten und künstlichen Wasserkörper sollte den gleichen Prinzipien folgen, die auch für natürliche Wasserkörper gelten.

Die Umweltziele für natürliche, künstliche und erheblich veränderte Wasserkörper werden anhand von Referenzbedingungen festgelegt. Für erheblich veränderte und künstliche Wasserkörper gilt das „höchste ökologische Potenzial“ als Referenzbedingung.[11] Das höchste ökologische Potenzial stellt den Zustand dar, bei dem der biologische Zustand so weit wie möglich die Bedingungen des am ehesten vergleichbaren Oberflächenwasserkörpers widerspiegelt, wobei die veränderten Merkmale des Wasserkörpers berücksichtigt werden. Im Hinblick auf den biologischen Zustand lässt das gute ökologische Potenzial “geringfügige Abweichungen” von dem höchsten ökologischen Potenzial zu.

Die Ausweisung erheblich veränderter und künstlicher Wasserkörper, die Definition des höchsten ökologischen Potenzials, die Ermittlung des guten ökologischen Potenzials sowie die Maßnahmenprogramme, mit denen die festgelegten Umweltziele erreicht werden sollen, werden in die Bewirtschaftungspläne für die Flussgebiete aufgenommen, die bis 2008 als erste Entwürfe und 2009 als endgültige Pläne veröffentlicht werden müssen. Diese Pläne müssen alle sechs Jahre überarbeitet werden.

[11] Für natürliche Wasserkörper gilt als Referenzbedingung der „sehr gute ökologische Zustand".

2.2 Verbindungen zu anderen mit der Gemeinsamen Umsetzungsstrategie befassten Arbeitsgruppen

Der Leitfaden für die erheblich veränderten und künstlichen Wasserkörper muss im Zusammenhang mit den Leitlinien betrachtet werden, die von den weiteren Arbeitsgruppen im Rahmen der Gemeinsamen Umsetzungsstrategie erarbeitet wurden. Dieser Abschnitt beschreibt die wichtigsten Verbindungen zwischen der Arbeitsgruppe „Erheblich veränderte Wasserkörper“ und anderen im Rahmen der Gemeinsamen Umsetzungsstrategie tätigen Arbeitsgruppen. Er beschreibt ferner die Bereiche, für die ein gemeinsames Verständnis erarbeitet wurde.

Arbeitsgruppe “Belastungen und Auswirkungen” (IMPRESS)

Die vorläufige Einstufung erheblich veränderter Wasserkörper findet im Rahmen des Charakterisierungsverfahrens statt, das in Artikel 5 und Anhang II beschrieben ist. Die Arbeitsgruppe 2.1 IMPRESS hat einen Leitfaden für die Beschreibung der Belastungen und Auswirkungen sowie für die Ermittlung der Wasserkörper, die ihre Umweltziele verfehlen könnten (“Risikobewertung“), erarbeitet.

Es wurde vereinbart, dass die Arbeitsgruppe “Erheblich veränderte Wasserkörper” in ihrer Leitlinie den Aspekt des Charakterisierungsverfahrens ausarbeitet, der mit den physikalischen Veränderungen der Wasserkörper und deren möglicher Einstufung als erheblich veränderter Wasserkörper im Zusammenhang steht. Diese Ausarbeitungen können dann in Verbindung mit den aus den Fallstudien gewonnenen Informationen über die erheblich veränderten Wasserkörper von der IMPRESS-Arbeitsgruppe verwendet werden, einen integrierten Ansatz für das gesamte Charakterisierungsverfahren zu erstellen. Im Rahmen der Gesamtrisikobewertung durch die IMPRESS-Arbeitsgruppe stellt die Arbeitsgruppe “Erheblich veränderte Wasserkörper” ihre Ausarbeitungen zur Identifizierung und Beschreibung der in der WRRL spezifizierten Nutzungen und der damit verbundenen physikalischen Veränderungen (Belastungen) sowie deren Auswirkungen auf die Hydromorphologie und die Biologie zur Verfügung.

Möglicherweise müssen die von den Arbeitsgruppen “Erheblich veränderte Wasserkörper” und IMPRESS erarbeiteten Verfahren noch besser integriert werden. Dies sollte mit der Arbeitsgruppe 2.9 “Beste Praxis bei der Flusseinzugsgebietsplanung” koordiniert werden.

Arbeitsgruppe 2.3 “Referenzbedingungen für Süßwasser“ (REFCOND) und Arbeitsgruppe 2.4 “Typologie, Referenzbedingungen und Klassifizierung von Küstengewässern“ (COAST)

Die in der WRRL aufgeführten Ziele und Einstufungskriterien für den “Zustand” und das “Potenzial” beruhen auf ähnlichen Prinzipien. Es werden Referenzbedingungen festgelegt und darauf aufbauend werden ähnliche normative Definitionen (Anhang V) verwendet, die Abweichungen von den Referenzbedingungen für jede Klassenstufe zu definieren. Hierbei muss in jedem Fall sichergestellt werden, dass diese Abweichung für die erheblich veränderten und künstlichen Wasserkörper etwa die gleiche Größenordnung aufweist wie bei den “natürlichen Gewässern”.

Arbeitsgruppe 2.5 “Interkalibrierung”

Die Arbeitsgruppe “Interkalibrierung” stellt sicher, dass die Interpretation der normativen Definitionen der WRRL für die Zustände „sehr gut“, „gut“ und „mäßig“ (Anhang V) zu vergleichbaren Abweichungen von den Referenzbedingungen führt. Die Arbeitsgruppe 2.5 soll insbesondere sicher stellen, dass die Abgrenzung zwischen den verschiedenen Einstufungen „sehr gut/gut“ und „gut/mäßig“ in ganz Europa vergleichbar ist. Die Referenzbedingungen für die erheblich veränderten und künstlichen Wasserkörper werden durch das am besten mit dem veränderten Wasserkörper vergleichbare natürliche Gewässer bestimmt. Dies bedeutet, dass die Referenzbedingungen für erheblich veränderte und künstliche Wasserkörper je nach Grad und Art der Veränderung variieren können. Die Arbeitsgruppe “Erheblich veränderte Wasserkörper” und die Arbeitsgruppe “Interkalibrierung” haben sich nach Erörterung der Sachlage dahingehend verständigt, dass in den meisten Fällen eine Interkalibrierung der Grenzen für das ökologische Potenzial nicht erforderlich ist. Eine Interkalibrierung könnte für erheblich veränderte und künstliche Wasserkörper allerdings dann sinnvoll sein, wenn dies die dominierenden Gewässerarten sind.

Arbeitsgruppe 2.6 “Wirtschaftliche Analyse” (WATECO)

Ein anderer Teil des Charakterisierungsverfahrens gemäß Artikel 5 beinhaltet die wirtschaftliche Analyse der Wassernutzungen. Dies ist die Grundlage für Artikel 9, der sich mit der Deckung der Kosten für die Wasserdienstleistungen, die Prüfungen im Hinblick auf die Ausweisung von erheblich veränderten Wasserkörpern gemäß Artikel 4(3) und die Ausnahmen gemäß den Artikeln 4(4), (5) und (7) beschäftigt. Die Arbeitsgruppen “Erheblich veränderte Wasserkörper” und “WATECO” haben eng zusammengearbeitet und in dem Leitfaden über die Ausweisung erheblich veränderter und künstlicher Wasserkörper ein gemeinsames Verständnis entwickelt, welches gewährleistet, dass eine konsistente Anwendung ökonomischer Begriffe für alle Bestimmungen der WRRL in gleicher Weise Anwendung findet.

Arbeitsgruppe 2.7 “Überwachung”

Die Überwachung dient als Grundlage für die Ermittlung des Zustandes gemäß WRRL. Der von der Arbeitsgruppe “Überwachung” erarbeitete Leitfaden soll daher den Mitgliedstaaten helfen, die erforderlichen Überwachungsmaßnahmen für die Ermittlung potenziell erheblich veränderter Wasserkörper zu entwickeln. In der ersten Planungsphase werden Überwachungs-/Einstufungs-methoden, die den Bestimmungen der WRRL entsprechen, noch nicht verfügbar sein, so dass Leitlinien im Hinblick auf die beste Praxis erforderlich sind, um sicher zu stellen, dass die verfügbaren Daten/Methoden optimal genutzt werden. Die Arbeitsgruppe “Überwachung” könnte auch bei der Festlegung eines geeigneten Überwachungsverfahrens für die erheblich veränderten und künstlichen Wasserkörper hilfreich sein. Der Leitfaden für die erheblich veränderten und künstlichen Wasserkörper gibt Empfehlungen im Hinblick auf die Anwendung der empfindlichsten biologischen Komponenten im Zusammenhang mit physikalischen Veränderungen.

Arbeitsgruppe 2.9 “Beste Praxis bei der Flussgebietsplanung“

Das Ausweisungsverfahren für die erheblich veränderten und künstlichen Wasserkörper ist lediglich ein Aspekt der Flussgebietsbewirtschaftung und muss vollständig mit den

Schlüsselkomponenten des Plans kombiniert werden. So müssen z.B. Umweltziele und die kosteneffizientesten Maßnahmenprogramme festgelegt werden. Der Leitfaden für die erheblich veränderten und künstlichen Wasserkörper gibt auf der Grundlage der Bestimmungen der Richtlinie einen Zeitplan vor. Allerdings wird dieser Zeitplan noch wesentlich abgeändert werden müssen, um sicher zu stellen, dass die in den Bewirtschaftungsplänen für die Flussgebiete vorgegebenen Maßnahmen auch in der vorgegebenen Reihenfolge getroffen werden können. Dieser überarbeitete Zeitplan wird im Leitfaden über die beste Praxis vorgelegt werden.

Arbeitsgruppe 3 "Geografisches Informationssystem (GIS)"

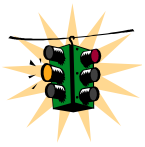
Die Querverbindungen zur GIS-Arbeitsgruppe sind relativ einfacher Natur und beziehen sich auf die Anforderung, die Verteilung der vorläufig eingestuften erheblich veränderten und künstlichen Wasserkörper (bis 2004) und der ausgewiesenen Wasserkörper (in den Jahren 2008/09) zu kartieren. Außerdem könnte es auch sinnvoll sein, die Verteilung der jeweiligen Belastungen zu kartieren, die für die Ausweisung erheblich veränderter und künstlicher Wasserkörper verantwortlich sind.

3 STUFENWEISER ANSATZ ZUR AUSWEISUNG VON ERHEBLICH VERÄNDERTEN UND KÜNSTLICHEN WASSERKÖRPERN

Zahlreiche Wasserkörper werden im Zeitraum bis 2008/2009 hinsichtlich einer möglichen Ausweisung als künstliche oder erheblich veränderte Wasserkörper bewertet werden müssen (Veröffentlichung des ersten/endgültigen Entwurfs der Bewirtschaftungspläne für die Flussgebiete - der Zeitplan und die Bewirtschaftungspläne für die Flussgebiete sind in den Kapiteln 7.2, 7.3 und in Anhang 8.2 beschrieben). Es muss deshalb unbedingt sicher gestellt sein, dass die im Rahmen des Ausweisungsverfahrens vorgesehenen Ansätze und Methoden praktikabel sind und in allen Mitgliedstaaten zu vergleichbaren Ergebnissen führen. Außerdem müssen geeignete Optionen entwickelt werden, um die Komplexität des Bewertungsverfahrens an die jeweiligen Umstände anpassen zu können. Im Rahmen des ersten Planungszyklus treten bei der Ausweisung der erheblich veränderten Wasserkörper, der Festlegung des höchsten ökologischen Potenzials und des guten ökologischen Potenzials erhebliche praktische Schwierigkeiten auf. Dies gilt ebenso hinsichtlich der gemäß Artikel 5 (und Anhang II) für das Jahr 2004 geforderten Beurteilung der Wahrscheinlichkeit, dass die Umweltziele nicht erreicht werden können. Die Arbeitsgruppen IMPRESS und "Erheblich veränderte Wasserkörper" haben deshalb empfohlen, die Beurteilung zur vorläufigen Einstufung der erheblich veränderten Wasserkörper im Jahre 2004 im Vergleich mit dem „guten ökologischen Zustand" durchzuführen. Hierdurch lassen sich die praktischen Schwierigkeiten bei der Festlegung des höchsten ökologischen Potenzials und des guten ökologischen Potenzials für die erheblich veränderten Wasserkörper in diesem frühen Stadium vermeiden. Für die Bewertungsaufgaben wäre es unter gewissen Umständen möglich und ratsam, einzelne Wasserkörper zusammen zu fassen und gemeinsam zu bewerten.

Abbildung 1 veranschaulicht den gesamten stufenweisen Ansatz für die vorläufige Einstufung und Ausweisung von erheblich veränderten und künstlichen Wasserkörpern gemäß den Ergebnissen der Arbeitsgruppe 2.2 " Erheblich veränderte Wasserkörper". In diesem Kapitel werden die einzelnen Schritte des Ansatzes zusammenfassend dargelegt (Schritte 1-11), während die darauf folgenden Kapitel 4-6 die einzelnen Schritte mit einigen vorgeschlagenen Methoden und Erklärungen detaillierter beschreiben. Es sei angemerkt, dass die Schritte 1 und 3-5 weiter gefasst sind und über das Verfahren zur vorläufigen Einstufung und Ausweisung der erheblich veränderten und künstlichen Wasserkörper selbst hinausgehen. Schritt 1 lässt sich auf alle Wasserkörper anwenden und betrifft die Anwendung des übergeordneten Leitfadens für die Identifizierung von Wasserkörpern.[12] Die Schritte 3-5 beziehen sich auf die umfassendere Beurteilung der Belastungen und Auswirkungen gemäß Anhang II (1.4 + 1.5), die im IMPRESS-Leitfaden beschrieben ist. **Außer den von der Arbeitsgruppe IMPRESS geforderten Maßnahmen sind für diese Schritte keine zusätzlichen Maßnahmen erforderlich.**

[12] Übergreifender Leitfaden "Identifizierung von Wasserkörpern", erarbeitet von der Europäischen Kommission und Experten aus den Mitgliedsstaaten (Version 10.0, 15.01.2003).



Achtung! Die Verfahren müssen koordiniert werden, um die Konsistenz sicher zu stellen und um Doppelarbeit zu vermeiden.

Das in diesem Leitfaden beschriebene Ausweisungsverfahren für die erheblich veränderten und künstlichen Wasserkörper sollte bei der Umsetzung durch die Mitgliedstaaten mit anderen Leitfäden koordiniert werden (z.B. mit dem IMPRESS-Leitfaden), um die Konsistenz sicher zu stellen und um zu vermeiden, dass Arbeiten doppelt durchgeführt werden.

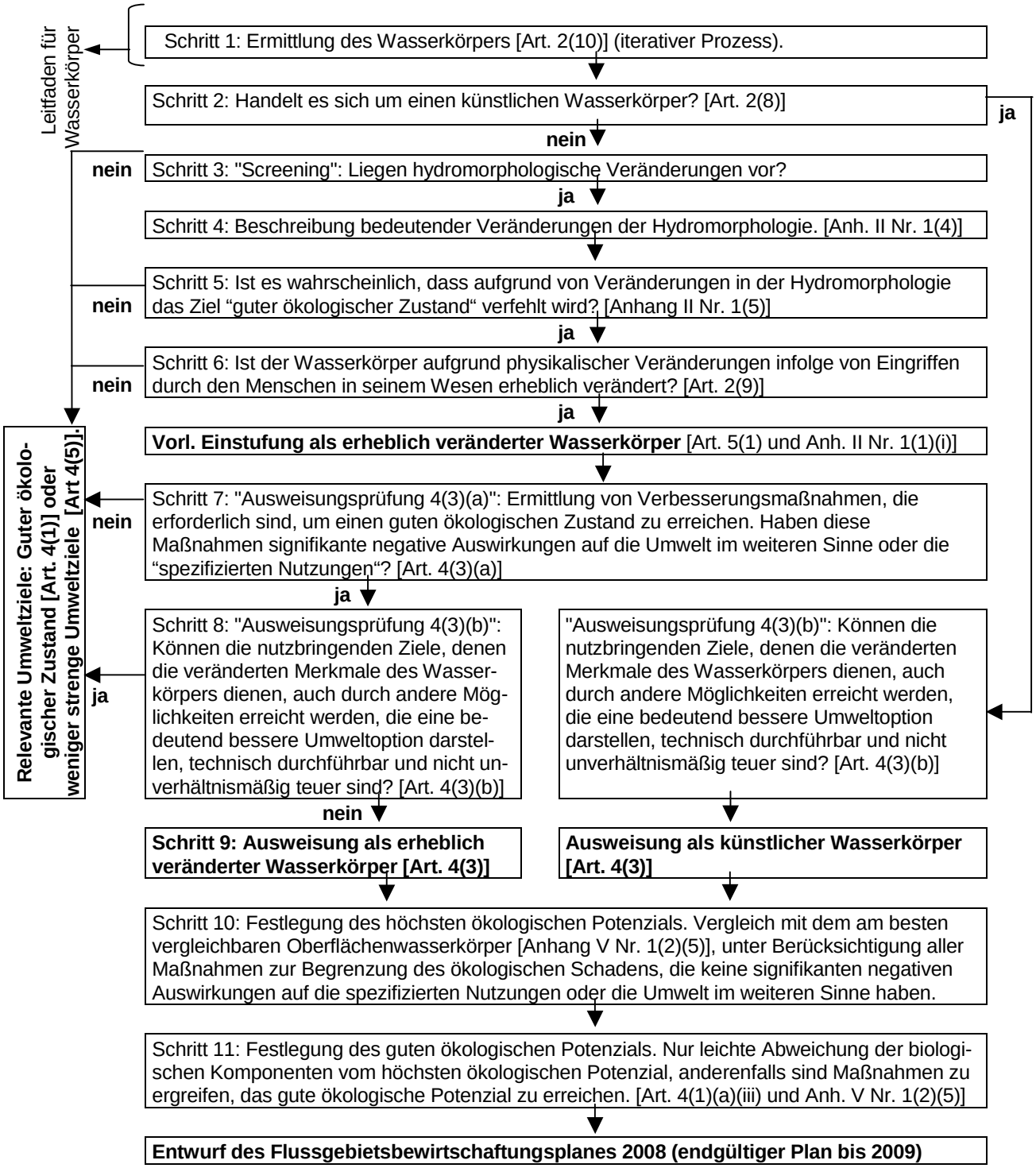


Abbildung 1: Einzelschritte des Verfahrens zur vorläufigen Einstufung und Ausweisung von erheblich veränderten und künstlichen Wasserkörpern

- **Schritt 1:** Entsprechend dem übergreifenden Leitfaden der EG für die Identifizierung von Wasserkörpern müssen die einzelnen Wasserkörper ermittelt und beschrieben werden.[13] Die Wasserkörper werden nach einem iterativen Verfahren ermittelt, wobei in späteren Stadien des Ausweisungsverfahrens (insbesondere nach Schritt 6, bei dem die erheblich veränderten Wasserkörper erst vorläufig eingestuft werden) Anpassungen möglich sind. Bei dieser Ermittlung der Wasserkörper müssen alle Oberflächengewässer berücksichtigt werden (natürliche, erheblich veränderte und künstliche Gewässer). Dies ist ein bedeutender Schritt, da die Wasserkörper die Einheiten sind, deren Zustand bewertet wird, für die Umweltziele festgelegt und das Erreichen der in der WRRL festgelegten Ziele überprüft werden.

- **Schritt 2:** Die WRRL enthält klare Begriffsbestimmungen für "künstliche Wasserkörper" und "erheblich veränderte Wasserkörper" [Art. 2(8) bzw. Art. 2(9)]. In diesem zweiten Schritt soll festgestellt werden, ob der betreffende Wasserkörper "von Menschenhand geschaffen" wurde. Falls dies der Fall ist, steht es den Mitgliedstaaten frei, diesen als künstlichen Wasserkörper zu bezeichnen und als solchen auszuweisen, oder aber ihn unter bestimmten Umständen als natürlichen Wasserkörper zu betrachten. Wenn er als künstlicher Wasserkörper ausgewiesen werden soll, entfällt die erste Ausweisungsprüfung (Schritt 7) und es folgt direkt die zweite Ausweisungsprüfung (Schritt 8).

- **Schritt 3:** Um unnötigen Aufwand zu vermeiden und Zeit zu sparen, sollten durch ein Screeningverfahren die Wasserkörper ermittelt werden, die nicht für die Prüfungen im Zusammenhang mit der Ausweisung von erheblich veränderten Wasserkörpern in Betracht gezogen werden. Hierzu gehören neben den Wasserkörpern mit offensichtlich gutem Zustand auch die Wasserkörper, die aller Voraussicht nach das Ziel "guter ökologischer Zustand" verfehlen werden, die jedoch keine hydromorphologischen Veränderungen aufweisen. Dieser Schritt ist in Anhang II (1.4) "Beurteilung von Belastungen und Auswirkungen" aufgeführt.

- **Schritt 4:** Für die Wasserkörper, die in Schritt 3 nicht "ausgeschlossen" wurden, sollten bedeutende Veränderungen der Hydromorphologie und die daraus resultierenden Belastungen weiter untersucht und beschrieben werden. Hierzu gehört nicht nur die Beschreibung der hydromorphologischen Veränderungen sondern auch die Bewertung der sich daraus ergebenden Auswirkungen. Dieser Schritt ist in Anhang II (1.4 + 1.5) "Beurteilung von Belastungen und Auswirkungen" enthalten.

- **Schritt 5:** Auf der Grundlage der in Schritt 4 gewonnenen Informationen und einer Beurteilung des ökologischen Zustandes des Wasserkörpers soll beurteilt werden, wie hoch die Wahrscheinlichkeit ist, dass die Vorgabe "guter ökologischer Zustand" (oder ein nach dem derzeitigen Kenntnisstand geschätzter guter ökologischer Zustand) verfehlt wird. Im Rahmen dieses Schrittes muss beurteilt werden, ob ein guter ökologischer Zustand aufgrund hydromorphologischer Veränderungen nicht erreicht werden kann oder ob hierfür andere Belastungen wie beispielsweise giftige Substanzen oder andere Gewässergüteprobleme verantwortlich sind. Dieser Schritt ist in Anhang II (1.5) "Beurteilung von Auswirkungen" enthalten, und diese Beurteilung muss bis zum 22. Dezember 2004 abgeschlossen sein.

Der von der Arbeitsgruppe IMPRESS[14] erarbeitete Leitfaden enthält weiterführende Aussagen für die Schritte 3-5, insbesondere im Hinblick auf die "Risikobewertung". Die Arbeitsgruppe "Überwachung" untersucht die Überwachungsmaßnahmen für die "gefährdeten" Wasserkörper und für alle anderen Wasserkörper.

---

[13] Übergreifender Leitfaden "Identifizierung von Wasserkörpern", erarbeitet von der Europäischen Kommission und Experten aus den Mitgliedsstaaten (Version 10.0, 15.01.2003).

[14] CIS-Arbeitsgruppe IMPRESS (2002), siehe Kapitel 8.2

- **Schritt 6:** Mit diesem Schritt sollen die Wasserkörper ermittelt werden, bei denen Änderungen der Hydromorphologie dazu geführt haben, dass sie in ihrem Wesen erheblich verändert wurden. Solche Wasserkörper können vorläufig als erheblich veränderte Wasserkörper eingestuft werden. Alle anderen Wasserkörper, für die sich aller Voraussicht nach kein guter ökologischer Zustand erreichen lässt, die jedoch nicht erheblich in ihrem Wesen verändert sind, werden dann als natürliche Wasserkörper eingestuft. Für solche Wasserkörper gelten als Umweltziel der gute ökologische Zustand oder andere weniger strenge Umweltziele.

Man muss bei den Schritten 1, 3, 4 und 5 lediglich ausreichend Informationen sammeln, um zu veranschaulichen, dass ein guter Zustand aufgrund der Belastungen und Auswirkungen nicht erreicht werden kann (wie im IMPRESS-Leitfaden beschrieben), sowie bei Schritt 6 (erster Schritt bei der vorläufigen Einstufung und Ausweisung der erheblich veränderten Wasserkörper), um zu zeigen, dass der Wasserkörper in seinem Wesen erheblich verändert ist. Diese Anforderungen können durch eine einfache Beschreibung in eindeutigen Fällen erfüllt werden. Ist ein Wasserkörper beispielsweise irreversibel und definitiv von einer Gewässerkategorie in eine andere gewechselt, dann lässt sich einfach veranschaulichen, dass ein guter ökologischer Zustand (im Vergleich mit der ursprünglichen Gewässerkategorie) aufgrund der Belastungen und Auswirkungen nicht erreicht werden kann und dass der Wasserkörper in seinem Wesen erheblich verändert wurde.

- **Schritte 7-8-9**: Wenn Mitgliedstaaten einen Wasserkörper als erheblich verändert ausweisen möchten, müssen sie diesen anhand der in den Artikel 4(3)(a) & Artikel 4(3)(b) beschriebenen Ausweisungsprüfschritte untersuchen. Auf künstliche Wasserkörper findet lediglich die in Artikel 4(3)(b) beschriebene Prüfung Anwendung. Beim ersten Ausweisungsprüfschritt (**Schritt 7**) sollten die zum Erreichen eines guten ökologischen Zustandes erforderlichen hydromorphologischen Veränderungen (Verbesserungsmaßnahmen) ermittelt werden. Bei der ersten Prüfung muss beurteilt werden, ob diese "Maßnahmen" signifikante negative Auswirkungen entweder auf die "spezifizierte Nutzung" oder auf die "Umwelt im weiteren Sinne" nach sich ziehen. Falls dies der Fall ist, muss der zweite Ausweisungsprüfschritt (**Schritt 8**) durchgeführt werden.

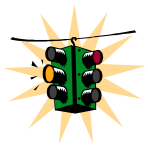
  Der zweite Prüfschritt ist unterteilt in mehrere Einzelprüfungen. Zunächst müssen "andere Möglichkeiten" berücksichtigt werden, mit denen die nutzbringenden Ziele erreicht werden können (z.B. Trinkwasserversorgung aus dem Grundwasser anstelle aus dem Oberflächengewässer). Dann muss beurteilt werden, ob die "anderen Möglichkeiten" a) technisch durchführbar, b) eine aus umweltpolitischer Sicht bessere Option und c) nicht unverhältnismäßig teuer sind. Kommt eine der Einzelprüfungen a), b) oder c) zu einem negativen Ergebnis, dann können die Wasserkörper als erheblich verändert ausgewiesen werden (**Schritt 9**). Wenn entweder die Verbesserungsmaßnahmen keine negativen Auswirkungen zeigen (siehe Schritt 7) oder wenn "anderen Möglichkeiten" gefunden werden können, die die Kriterien gemäß a), b) oder c) (siehe Schritt 8) erfüllen, dann dürfen die Wasserkörper nicht als erheblich verändert ausgewiesen werden und das Umweltziel "guter ökologischer Zustand " oder ein weniger strenges Ziel finden Anwendung.

- **Schritte 10-11:** Diese Schritte gehören nicht zum eigentlichen Ausweisungsverfahren. Da sie jedoch nur für die künstlichen und erheblich veränderten Wasserkörper relevant sind, werden sie in diesem Leitfaden aufgeführt. Diese Schritte betreffen die Bestimmung der Referenzbedingungen und die Festlegung der Umweltqualitätsziele für erheblich veränderte und künstliche Wasserkörper. In **Schritt 10** wird die Referenz für erheblich veränderte und künstliche Wasserkörper - das höchste ökologische Potenzial - bestimmt. Auf der Grundlage des höchsten ökologischen Potenzials wird das Umweltqualitätsziel - das gute ökologische Potenzial - festgestellt (**Schritt 11**).

Die im Rahmen der verschiedenen oben zusammengefassten Schritte (1-11) gesammelten Informationen werden bei der Ausarbeitung der Bewirtschaftungspläne für die Flussgebiete berücksichtigt. Die Bewirtschaftungspläne für die Flussgebiete enthalten Maßnahmenprogramme [Art. 11], anhand derer sichergestellt werden soll, dass die Umweltziele für natürliche, erheblich veränderte und künstliche Wasserkörper erreicht werden.

Dem vorliegenden Ablaufdiagramm (Abbildung 1) folgend sollten unnötige und überflüssige administrative Handlungen unterbleiben. So wird es beispielsweise nicht immer erforderlich sein, jeden Wasserkörper einzeln zu beurteilen. In zahlreichen Fällen können mehrere Wasserkörper mit ähnlichen Umweltparametern und Nutzungen als eine zusammengefasste Einheit effizienter überprüft werden. Beispielsweise ist es bei einem für die Schifffahrt veränderten Fluss wenig sinnvoll sein, das Verfahren auf jeden einzelnen Wasserkörper anzuwenden. Eine großräumigere Bewertung kann ein effektiveres und umfassenderes Ergebnis liefern.

Ähnliches gilt für größere Hochwasserschutzprojekte im Bereich von Ästuaren, wo eine gemeinsame Beurteilung mehrerer Wasserkörper effizienter sein kann als eine Einzelbeurteilung.



Achtung! Informationen über die Maßnahmen und die anfallenden Kosten sowie den Zeitplan und die zukünftigen Planungszyklen der Bewirtschaftungspläne für die Flusseinzugsgebiete finden sich in Kapitel 7!

Im Verlauf des gesamten Verfahrens werden verschiedene Maßnahmen in unterschiedlichen Schritten untersucht. Für diese verschiedenen Maßnahmen werden unterschiedliche Kostenarten berücksichtigt; eine Übersicht hierzu findet sich in Kapitel 7.1. Im Hinblick auf die Problematik der erheblich veränderten und künstlichen Wasserkörper spielen der richtige zeitliche Ablauf sowie Änderungen im Ablauf in den zukünftigen Bewirtschaftungsplänen für die Flusseinzugsgebiete eine wichtige Rolle. Dies wird in den Kapiteln 7.2 und 7.3 ausgeführt.

4 EINZELSCHRITTE ZUR VORLÄUFIGEN EINSTUFUNG ERHEBLICH VERÄNDERTER WASSERKÖRPER

4.1 Einleitung

In diesem Kapitel werden die Schritte 1 bis 6 betrachtet, die die vorläufige Einstufung der erheblich veränderten Wasserkörper beschreiben, detaillierter erläutert.

Diese Schritte sind Bestandteil der im Anhang II der WRRL geforderten Charakterisierung der Flussgebietseinheiten. Die einzelnen Schritte sind also eng mit der Arbeit der IMPRESS-Arbeitsgruppe verknüpft. Ein zusammenfassender Überblick über das Verfahren ist in Abbildung 2 dargestellt.

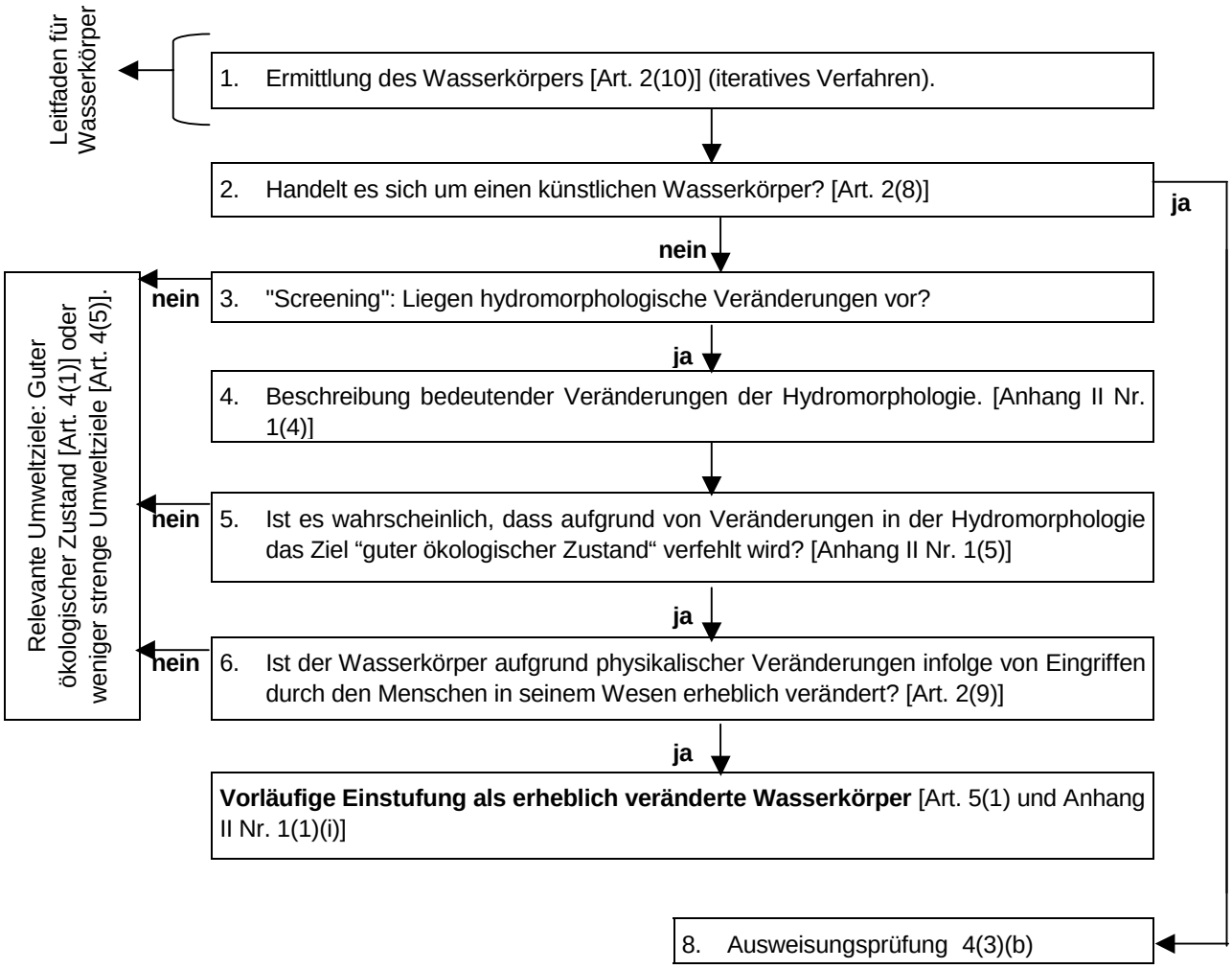
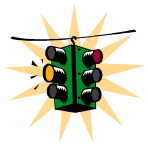


Abbildung 2: Einzelschritte, die zur vorläufigen Einstufung erheblich veränderter Wasserkörper führen

4.2 Ermittlung von Wasserkörpern (Schritt 1)

Wasserkörper müssen für alle Oberflächengewässer ermittelt werden (natürliche, erheblich veränderte and künstliche Gewässer). Dieser Schritt ist für die Umsetzung der WRRL von größter Bedeutung, da die Wasserkörper die Einheiten sind, auf deren Grundlage Berichte erstellt werden und die Erreichung der wichtigsten Umweltziele der Richtlinie beurteilt wird. Allgemeine Empfehlungen darüber, wie einzelne Wasserkörper zu ermitteln sind, enthält der übergreifende Leitfaden „Identifizierung von Wasserkörpern“.[15] Der vorliegende Leitfaden für die erheblich veränderten und künstlichen Wasserkörper erörtert spezielle Fragen im Hinblick auf die Ermittlung von Wasserkörpern im Falle von “physikalisch veränderten” Gewässern, sofern diese nicht durch den übergreifenden Leitfaden der EG abgedeckt sind (siehe Beispielsammlung).



Achtung! Möglichkeit zur zusammenfassenden Beurteilung mehrerer Wasserkörper

In Einzelfällen können mehrere Wasserkörper für die vorläufige Einstufung und/oder Ausweisung als künstliche oder erheblich veränderte Gewässer zusammengefasst werden. Dadurch kann der Gesamtaufwand möglicherweise reduziert werden. Der übergreifende EG-Leitfaden „Identifizierung von Wasserkörpern“ zeigt auf, unter welchen Umständen Wasserkörper zusammengefasst beurteilt werden können.

4.3 Handelt es sich um einen künstlichen Wasserkörper (Schritt 2)?

In der WRRL sind die künstlichen Wasserkörper und die erheblich veränderten Wasserkörper gesondert definiert [Art. 2(8) bzw. Art. 2(9)] (siehe Kapitel 2.1). In diesem zweiten Schritt sollte ermittelt werden, ob es sich bei dem betreffenden Wasserkörper um einen künstlichen Wasserkörper handelt, d.h. ob er “von Menschenhand geschaffen” wurde.

Der vorliegende Leitfaden definiert einen künstlichen Wasserkörper als einen Oberflächenwasserkörper, der an einer Stelle geschaffen wurde, an der zuvor kein bedeutendes Oberflächengewässer vorhanden war, und der nicht durch die direkte physikalische Veränderung oder Verlegung oder Begradigung eines bestehenden Wasserkörpers geschaffen wurde. Es ist zu beachten, dass an derartigen Orten zuvor durchaus auch kleinere Teiche, Nebenflüsse oder Bäche vorhanden sein konnten, die nicht als separate und bedeutende Oberflächengewässer betrachtet und daher auch nicht als Wasserkörper ermittelt wurden.

Erfüllt ein Wasserkörper die oben genannten Bedingungen, können die Mitgliedstaaten diesen als künstlichen Wasserkörper bezeichnen und als solchen ausweisen, oder aber, unter bestimmten Umständen, ihn auch als natürlichen Wasserkörper betrachten. Ist ein Mitgliedsstaat der Ansicht, dass in einem künstlichen Wasserkörper ein guter ökologischer Zustand erreicht werden kann,

[15] Übergreifender Leitfaden "Identifizierung von Wasserkörpern", erarbeitet von einer Arbeitsgruppe der Europäischen Kommission und Experten aus den Mitgliedsstaaten (Version 10.0, 15.01.2003).

dann kann dieser Mitgliedsstaat den künstlichen Wasserkörper als natürlichen Wasserkörper betrachten. In solch einem Fall würde für diesen Wasserkörper anstelle des guten ökologischen Potenzials der gute ökologische Zustand das Umweltziel darstellen (siehe Beispielsammlung).

Beispiele

Künstliche Wasserkörper: Zu den künstlichen Wasserkörpern gehören beispielsweise Schifffahrtskanäle, Bewässerungskanäle, künstlich angelegt Teiche und Abgrabungsseen, Häfen und Kaianlagen, Baggerseen, Kiesgruben, Tagebauseen, Speicherseen für die Wasserkrafterzeugung in Spitzenzeiten oder Gewässer, die durch Überleitung in Stauseen geleitet werden, sowie Wasserkörper, die bereits vor langer Zeit von Menschenhand geschaffen wurden.

Keine künstlichen Wasserkörper: Ein Wasserkörper, der infolge physikalischer Veränderungen in eine andere Kategorie eingestuft wurde, ist kein künstlicher Wasserkörper sondern ein erheblich veränderter Wasserkörper (z.B. Schaffung eines Stausees durch Anstauung eines Flusses). Wasserkörper, die verlegt oder begradigt wurden, sind keine künstlichen Wasserkörper. Dies gilt beispielsweise für einen begradigten Fluss, der mit seinem neuen Flussbett durch zuvor trockenes Land verläuft. Solche Begradigungen sind nur durch die Veränderung eines bestehenden Wasserkörpers möglich, und folglich kann der neue Kanal als erheblich veränderter Wasserkörper betrachtet werden.

Wenn ein Wasserkörper als „künstlich“ ausgewiesen werden soll, entfällt der erste Ausweisungsprüfschritt (Schritt 7) und es folgt direkt der zweite Ausweisungsprüfschritt (Schritt 8).

4.4 Screening (Schritt 3)

Um Wasserkörper aus der weiteren Betrachtung auszuschließen, die nicht als erheblich veränderte Gewässer in Frage kommen, wird ein Screening-Verfahren (Schritt 3) vorgeschlagen, das unnötigen Aufwand zu vermeiden hilft und Zeit spart. Zu diesen auszuschließenden Gewässern gehören neben den Wasserkörpern mit offensichtlich gutem Zustand auch die Wasserkörper, die aller Voraussicht nach das Ziel “guter ökologischer Zustand” verfehlen werden, die jedoch keine hydromorphologischen Veränderungen aufweisen (siehe Beispielsammlung).

4.5 Bedeutende Veränderungen der Hydromorphologie (Schritt 4)

Für die Wasserkörper, die in Schritt 3 nicht “ausgeschlossen” wurden, sollten bedeutende anthropogene Belastungen und deren Auswirkungen weiter untersucht und beschrieben werden [Anhang II Nr. 1.4]. Dieser Schritt 4 gehört zur Charakterisierung der Oberflächengewässer, die gemäß Art. 5(1) bis Dezember 2004 abgeschlossen sein muss.

Bei dieser Charakterisierung muss folgendes ermittelt und beschrieben werden:

1. die wichtigsten in der WRRL “spezifizierten Nutzungen”, denen der Wasserkörper unterliegt;
2. bedeutende anthropogene Belastungen [Anhang II Nr. 1.4], und

3. bedeutende Auswirkungen dieser Belastungen auf die Hydromorphologie [Anhang II Nr. 1.5].

1. Ermittlung und Beschreibung **der wichtigsten "spezifizierten Nutzungen" des Wasserkörpers:**

   - Schifffahrt, einschließlich Hafenanlagen, sowie Freizeit und Erholung,
   - Eingriffe zur Speicherung des Wassers, z.B. für die Trinkwasserversorgung, Stromerzeugung oder Bewässerung,
   - Wasserregulierung, Hochwasserschutz, Landentwässerung
   - sonstige gleichermaßen bedeutende nachhaltige Eingriffe durch den Menschen.

2. Ermittlung und Beschreibung von **bedeutenden anthropogenen Belastungen** [Anhang II Nr. 1.4]

   Die in der WRRL spezifizierten Nutzungen der Wasserkörper führen in der Regel zu Belastungen, die Auswirkungen auf den Zustand der Wasserkörper haben können. Im Zusammenhang mit dem Verfahren zur vorläufigen Einstufung und Ausweisung von erheblich veränderten und künstlichen Wasserkörpern sind hier Veränderungen der Hydromorphologie infolge "physikalischer Veränderungen" relevant [Art. 2(9)].

   Zu den physikalischen Veränderungen gehören Veränderungen der Morphologie und der Hydrologie des Gewässers (siehe Glossar und Schritt 6). Zu den häufigsten physikalischen Veränderungen gehören beispielsweise Dämme und Wehre, die die Durchgängigkeit des Fließgewässers unterbrechen und Veränderungen der hydrologischen und hydraulischen Parameter verursachen. Physikalische Veränderungen dienen in der Regel einer in der WRRL spezifizierten Nutzung, wie beispielsweise die Begradigung eines Flusses für die Schifffahrt. Bei der Charakterisierung sollten allerdings auch physikalische Veränderungen, die mittlerweile für keine der spezifizierten Nutzungen mehr dienlich sind, ebenfalls im Rahmen der Charakterisierung ermittelt und beschrieben werden (z.B. Wehre, mit denen der Wasserspiegel für Mühlen gehalten wird, die nicht mehr genutzt werden).

   Bei der Charakterisierung muss ermittelt werden, welche Belastungen "bedeutend" sind, da nur bedeutende Belastungen (oder physikalische Veränderungen) zu berücksichtigen sind. Die Mitgliedstaaten können qualitative oder quantitative Verfahren zur Beschreibung der Signifikanz der physikalischen Veränderungen verwenden (siehe Beispielsammlung).

3. Ermittlung und Beschreibung von **bedeutenden Auswirkungen auf die Hydromorphologie** [Anhang II Nr. 1.5]

   Die bedeutenden Auswirkungen auf die Hydromorphologie sind näher zu untersuchen. Zur Beurteilung der Auswirkungen der physikalischen Veränderungen auf die Hydromorphologie können sowohl qualitative als auch quantitative Ansätze verwendet werden (siehe Beispielsammlung). Dabei sollten die Komponenten untersucht werden, die in der WRRL

aufgeführt sind [Anhang V Nr. 1.1: Durchgängigkeit des Flusses, hydrologisches Regime, morphologische Bedingungen, Tideregime], soweit diese Daten verfügbar sind.

Besonders aufmerksam sollten kumulative Auswirkungen hydromorphologischer Veränderungen erfasst werden. Kleinskalige hydromorphologische Veränderungen haben an sich meist keine größeren Auswirkungen; bedeutende Auswirkungen können jedoch dann auftreten, wenn mehrere dieser kleinskaligen hydromorphologischen Veränderungen zusammen wirken. Zur Beurteilung der bedeutenden Auswirkungen auf die Hydromorphologie sollte eine geeignete Skalierung gewählt werden (siehe auch den Leitfaden der AG 2.1[16]). Bei der Beurteilung der Auswirkungen und der Vorläufigen Einstufung und Ausweisung von erheblich veränderten und künstlichen Wasserkörpern sollten folgende Punkte im Hinblick auf die Skalierung berücksichtigt werden:

- Eine Skalierung auf der Grundlage einer Beurteilung der Auswirkungen ändert sich gemäß der Art und der Charakteristika der Belastungen und Auswirkungen, d.h. einige Belastungen haben weitreichendere Auswirkungen als andere.
- Die Skalierung kann je nach Typ und Empfindlichkeit des Ökosystems für verschiedene Wasserkörper unterschiedlich ausfallen. Die räumliche und zeitliche Maßskala (Auflösung der Beurteilung der Auswirkungen) sollte für solche Wasserkörpertypen und speziellen Ökosysteme genauer sein, die empfindlicher auf Belastungen reagieren.

4.6 Ist es wahrscheinlich, dass der gute ökologische Zustand nicht erreicht wird? (Schritt 5)

Auf der Grundlage der in Schritt 4 gewonnenen Informationen und einer Bewertung des ökologischen Zustandes sollte beurteilt werden, wie hoch die Wahrscheinlichkeit ist, dass das Ziel “guter ökologischer Zustand” (oder ein nach dem derzeitigen Kenntnisstand geschätzter guter ökologischer Zustand) verfehlt wird [Anhang II Nr. 1.5]. Im Rahmen dieses Schrittes sollte beurteilt werden, ob ein guter ökologischer Zustand aufgrund hydromorphologischer Veränderungen nicht erreicht werden kann oder ob hierfür andere Belastungen wie beispielsweise toxische Substanzen oder andere Gewässergüteprobleme verantwortlich sind. Schritt 5 ist Teil des “Risikobewertungs”[17]-Verfahrens, das bis zum 22. Dezember 2004 abgeschlossen sein muss.

Um beurteilen zu können, wie hoch die Wahrscheinlichkeit ist, dass das Ziel “guter ökologischer Zustand” verfehlt wird, müssen die ökologischen Auswirkungen der physikalischen Veränderungen abgeschätzt werden (siehe Beispielsammlung). Der Aufwand für die Bewertung sollte angemessen sein (d.h. es sollte stufenweise vorgegangen werden). Im Falle von Wasserkörpern, für die ein guter ökologischer Zustand voraussichtlich nicht erreicht werden kann, z.B. Wasserkörper, die

[16] "Analyse der Belastungen und Auswirkungen im Rahmen der Wasserrahmenrichtlinie – Gemeinsame Vorgehensweise“, erarbeitet durch die CIS-AG 2.1 (Entwurf, der im April 2002 an die Strategische Koordinierungsgruppe und zu deren Treffen im Juni 2002 an die Wasserdirektoren gesandt wurde).

[17] Die „Risikobewertung“ wird im Rahmen der Charakterisierung gemäß Artikel 5 durchgeführt. Hierbei wird ermittelt wie hoch die Wahrscheinlichkeit ist, dass die Wasserkörper die in Artikel 4 festgelegten Umweltqualitätsziele verfehlen.

aufgrund physikalischer Veränderungen die Gewässerkategorie gewechselt haben, sollte der Aufwand für die Abschätzung des guten ökologischen Zustandes beschränkt werden und das Verfehlen des gesetzten Zieles schnell festgestellt werden. In diesen Fällen kann ein größerer Aufwand zur frühzeitigen Ermittlung des guten ökologischen Potenzials sowie zur Abschätzung des Risikos einer Zielverfehlung betrieben werden. In gleicher Weise sollten durch ein Risiko-Screening schon früh und mit möglichst geringem Aufwand die Wasserkörper von der vorläufigen Einstufung und Ausweisung der erheblich veränderten und künstlichen Wasserkörper ausgeschlossen werden, bei denen klar ist, dass ein guter ökologischer Zustand erreicht wird.

Erforderliche Daten

Zur Umsetzung der WRRL werden umfangreiche Daten benötigt. Die Qualitätskomponenten für Wasserkörper sind in Anhang II Nr. 1 aufgeführt und umfassen hydromorphologische, chemische sowie biologische Daten. Die Qualitätskomponenten sind für die einzelnen Gewässerkategorien unterschiedlich. Für das Verfahren zur vorläufigen Einstufung und Ausweisung von erheblich veränderten Wasserkörpern werden Daten nicht nur in Schritt 5 benötigt, sondern auch für die Ausweisungsprüfungen (Schritte 7 und 8) sowie die Festlegung des höchsten ökologischen Potenzials (Schritt 10) und des guten ökologischen Potenzials (Schritt 11).

Die im Rahmen der “Risikobewertung” erforderliche Bewertung des ökologischen Zustandes kann direkt auf der Grundlage biologischer Parameter erfolgen. Alternativ können aussagekräftige Daten (hydromorphologische und chemisch-physikalische Komponenten) in den Fällen verwendet werden, wo nur diese Daten verfügbar sind. (siehe Abschnitt 2.6 der Beispielsammlung zur vorläufigen Einstufung von regulierten Seen in Finnland). Gemäß WRRL muss der biologische Zustand eines Oberflächengewässers auf der Grundlage geeigneter Komponenten für die unterschiedlichen Gewässerkategorien bewertet werden [Anhang V Nr. 1.1]. Die vorläufige Bewertung des ökologischen Zustandes, die bis 2004 abgeschlossen sein muss, sollte die im Hinblick auf bestehende physikalische Veränderungen empfindlichsten Qualitätskomponenten berücksichtigen. Hier sei angemerkt, dass bei diesem Verfahren die Auswirkungen physikalischer Veränderungen auf einige empfindliche Komponenten des aquatischen Ökosystems im Mittelpunkt stehen sollten.

Die aussagekräftigen Parameter, anhand derer die Gründe für ein mögliches Verfehlen der Umweltziele (d.h. eines guten Zustandes oder Potenzials) ausgemacht werden können, sind von Fall zu Fall recht unterschiedlich. Der Leitfaden für die erheblich veränderten und künstlichen Wasserkörper konzentriert sich insbesondere auf aussagekräftige Daten, mit denen hydromorphologische Veränderungen nachgewiesen werden können. Folgen anderer Auswirkungen (z.B. toxische Auswirkungen auf Makroinvertebraten, Eutrophierung mit Auswirkungen auf Makrophyten) sollten so weit wie möglich gesondert betrachtet werden. Im Folgenden finden sich einige Vorschläge für biologische Komponenten als Indikatoren für physikalische Veränderungen:

- Die benthische wirbellose Fauna und die Fische sind die wichtigsten Gruppen für die Bewertung der Auswirkung von Wasserkraftwerken auf Süßwassersysteme.

- Langdistanzwanderfische können als Kriterium für die Beurteilung der Unterbrechung der Durchgängigkeit des Fließgewässers herangezogen werden.
- Makrophyten sind gute Indikatoren für die Feststellung von Veränderungen im Abflussverhalten unterhalb von Stauseen und für die Beurteilung von regulierten Seen, da sie auf Wasserspiegelschwankungen empfindlich reagieren.
- Für Veränderungen der Linienführung, beispielsweise bei Küstenschutzmaßnahmen, könnten benthische Invertebraten und Großalgen die am besten geeigneten Indikatoren sein.

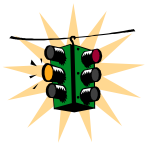
Das Ausmaß des ökologischen Schadens kann in der von der WRRL geforderten Weise erst ab 2006 genau ermittelt werden, wenn das gemeinsame Überwachungssystem implementiert ist. Da Schritt 5 des Verfahrens zur vorläufigen Einstufung und Ausweisung von erheblich veränderten Wasserkörpern bis 2004 abgeschlossen sein sollte (rechtzeitig für die erste Charakterisierung gemäß Art. 5), kann auf der Grundlage der im Rahmen existierender Überwachungsprogramme verfügbaren biologischen Daten und existierender ökologischer Bewertungssysteme eine grobe Beurteilung erfolgen.

Feuchtgebiete

Feuchtgebiete sind in ökologischer und funktioneller Hinsicht Teil der Gewässerumgebung und können eine wichtige Rolle beim Erreichen einer nachhaltigen Bewirtschaftung des Einzugsgebietes spielen. Die Wasserrahmenrichtlinie beinhaltet keine Umweltziele für Feuchtgebiete. Feuchtgebiete jedoch, die von Grundwasserkörpern abhängen, die zu einem Oberflächengewässer gehören oder die Schutzgebiete sind, werden von den Bestimmungen der WRRL zum Schutz und zur Verbesserung des Gewässerzustandes begünstigt. Die entsprechenden Definitionen werden im Rahmen des übergeordneten Leitfadens zu "Wasserkörpern" gegeben und in einem Leitfaden zu Feuchtgebieten weiter entwickelt.

Die Belastungen von Feuchtgebieten (beispielsweise physikalische Veränderungen oder Verschmutzungen) können Auswirkungen auf den ökologischen Zustand von Wasserkörpern haben. Maßnahmen zur Begrenzung dieser ökologischen Schäden sollten daher im Rahmen der Bewirtschaftungspläne für das Einzugsgebiet berücksichtigt werden, sofern sie notwendig für die Erreichung der Umweltziele der WRRL sind.

Die Schaffung und Verbesserung von Feuchtgebieten kann unter günstigen Bedingungen nachhaltige, kosteneffektive und sozial annehmbare Mechanismen zum Erreichen der in der WRRL formulierten Umweltziele mit sich bringen. Insbesondere können Feuchtgebiete dazu beitragen, die Folgen von Verschmutzungen zu begrenzen, die Auswirkungen von Dürre- und Hochwasserperioden zu mildern, eine nachhaltige Küstenbewirtschaftung voranzutreiben und die Grundwasseranreicherung zu fördern. Die Bedeutung von Feuchtgebieten im Rahmen von Maßnahmenprogrammen wird weiterführend in einem gesonderten Leitfaden über Feuchtgebiete dargestellt werden.



Achtung! Verbindungen zu anderen CIS-Arbeitsgruppen

Ein Leitfaden für die Festlegung der Referenzbedingungen, auf deren Grundlage der ökologische Zustand der Oberflächenwasserkörper zu beurteilen ist, wurde von den CIS-Arbeitsgruppen 2.3 (REFCOND) und 2.4 (COAST) ausgearbeitet. Der von der AG 2.1 IMPRESS[18] erarbeitete Leitfaden liefert detailliertere Kriterien für die "Charakterisierung" und die "Risikobewertung". Die AG 2.7 "Überwachung" legt die Anforderungen an die Überwachungsprogramme für die "gefährdeten" Wasserkörper und für alle anderen Wasserkörper fest.

4.7 Ist der Wasserkörper durch physikalische Veränderungen infolge von Eingriffen durch den Menschen in seinem Wesen erheblich verändert? (Schritt 6) Vorläufige Einstufung als erheblich veränderter Wasserkörper

Wenn ein Wasserkörper aller Voraussicht nach aufgrund hydromorphologischer Veränderungen den guten ökologischen Zustand verfehlt, so stehen für die Festlegung der Umweltziele bestimmte Möglichkeiten offen. In bestimmten Fällen können Verbesserungsmaßnahmen bis 2015 durchgeführt werden, wodurch für den Wasserkörper ein guter ökologischer Zustand erreicht wird. In anderen Fällen kann durch eine Fristverlängerung gemäß Artikel 4(4) ein guter ökologischer Zustand später erreicht werden.[19] Natürlich können gemäß Artikel 4(5) auch weniger strenge Umweltziele festgelegt werden, wenn dies notwendig erscheint. All diese Ansätze sind dann sinnvoll, wenn bei einem Wasserkörper bedeutende Veränderungen der Hydromorphologie festgestellt werden, er jedoch in seinem Wesen nicht erheblich verändert ist.

Soll ein Wasserkörper vorläufig als erheblich verändert eingestuft werden (siehe Beispielsammlung), so gelten hierfür folgende Kriterien:

1. Ein guter Zustand wird aufgrund **physikalischer Veränderungen** der hydromorphologischen Merkmale des Wasserkörper nicht erreicht. Andere Gründe und Auswirkungen dürfen nicht entscheidend sein, beispielsweise chemisch-physikalische Belastungen (Verschmutzung).

2. Der Wasserkörper muss **in seinem Wesen erheblich verändert sein**. Dies ist der Fall, wenn der Wasserkörper in seinem Aussehen wesentlich verändert ist. Selbstverständlich ist eine Entscheidung darüber, ob ein Wasserkörper (a) in seinem Wesen nur bedeutend (z.B. Wasserentnahme ohne morphologische Veränderungen) oder (b) erheblich verändert ist, teilweise recht subjektiv, und damit auch die Entscheidung, ob eine vorläufige Einstufung als erheblich veränderter Wasserkörper angebracht ist (z.B. andauernde hydromorphologische Veränderungen durch ein Wehr). In beiden Fällen kann ein guter ökologischer Zustand wahrscheinlich nicht erreicht werden. Folgendes sollte jedoch berücksichtigt werden:

[18] CIS-Arbeitsgruppe IMPRESS (2002), siehe Kapitel 8.2.

[19] Gemäß Artikel 4(4) darf diese Frist bis maximal 2027 verlängert werden.

- Bei der Betrachtung eines in seinem Wesen erheblich veränderten Wasserkörpers sollte sehr offensichtlich erkennbar sein, dass die natürlichen Bedingungen erheblich verändert wurden.

- Die Veränderung im Wesen des Wasserkörpers muss umfassend/großräumig und tiefgreifend sein. In der Regel sollten sowohl die Hydrologie als auch die Morphologie des Wasserkörpers erheblich verändert sein.

- Die Veränderung darf nicht temporär sein oder nur periodisch auftreten, sondern muss dauerhaft sein.

- Viele Veränderungen der hydrologischen Merkmale von Wasserkörpern, z.B. durch Entnahmen und Einleitungen, bedingen keine morphologischen Veränderungen und können daher häufig reversibel oder nur vorübergehend sein. Derartige Veränderungen führen nicht zu einer erheblichen Veränderung der Wasserkörper und rechtfertigen daher keine Ausweisung als erheblich veränderte Wasserkörper.

- Die Veränderung muss in ihrem Umfang mit der Veränderung vergleichbar sein, die sich aufgrund der in Artikel 4(3)(a) spezifizierten Nutzungen ergibt: ein kanalisierter Fluss, ein Hafen, ein zum Zwecke des Hochwasserschutzes verbauter Fluss oder ein aufgestauter Fluss oder See.

3. Die erhebliche Wesensänderung muss durch die in Artikel 4(3) **spezifizierten Nutzungen** bedingt sein, oder aber durch andere Nutzungen, die gleichermaßen wichtige nachhaltige Entwicklungstätigkeiten des Menschen darstellen (entweder einzeln oder im Zusammenspiel).

Die folgende Tabelle 1 gibt einen Überblick über die wichtigsten spezifizierten Nutzungen und die damit verbundenen physikalischen Veränderungen und der Auswirkungen auf die Hydromorphologie sowie die Biologie. Eine umfassendere Auflistung physikalischer Veränderungen und Auswirkungen auf die Hydromorphologie und Biologie findet sich im Synthese-Bericht (Hansen et al., 2002).

Tabelle 1: Überblick über die wichtigsten vorgegebenen Nutzungen, physikalischen Veränderungen und Auswirkungen

Spezifizierte Nutzungen	**Schiff-fahrt**	**Hoch-wasser-schutz**	**Wasser-kraft-nutzung**	**Land- u. Forstwirtschaft/ Fischzucht**	**Wasserver-sorgung**	**Freizeit + Erholung**	**Urbanisie-rung[20]**
physikalische Veränderungen (Belastungen)							
Dämme und Wehre	X	X	X	X	X	X	
Gewässerunterhaltung/ Baggerung/ Entnahme von Festmaterial	X	X	X	X		X	
Schifffahrtskanäle	X						
Kanalisierung/Laufverkürzung	X	X	X	X	X		X
Uferverbau/Befestigung von Uferböschungen/Deiche	X	X	X		X		X
Landentwässerung				X			X
Landgewinnung				X			X
Abtrennung von Gewässer-abschnitten durch die Errichtung von Deichen	X					X	X
Auswirkungen auf Hydromorphologie und Biologie							
Unterbrechung der Durch-gängigkeit des Fließgewässers und des Sedimenttransportes	X	X	X	X	X	X	
Veränderung im Flussprofil	X	X	X	X			X
Abtrennung von Altarmen und Feuchtgebieten	X	X	X	X	X		X
Verringerung von natürlichen Überschwemmungsflächen/ Verlust von Talauen		X	X				X
Geringe/reduzierte Abflüsse			X	X	X		
Direkte mechanische Schädigung der Fauna/Flora	X		X			X	
Künstliches Abflussregime		X	X	X	X		
Veränderung des Grundwasserspiegels			X	X			X
Bodenerosion/Verschlammung	X		X	X			X

Wird ein Wasserkörper nicht ausgewiesen und stellt sich später heraus, dass dieser wahrscheinlich erheblich verändert ist, so kann er auch noch nach 2004 vorläufig als erheblich veränderter Wasserkörper eingestuft werden, so dass die Ausweisungsprüfungen durchgeführt werden können. In gleicher Weise muss ein Wasserkörper nicht zwangsläufig als erheblich verändert ausgewiesen werden, selbst wenn er vorläufig als erheblich veränderter Wasserkörper eingestuft wurde. Die Mitgliedstaaten können solche Wasserkörper jederzeit als nicht erheblich verändert betrachten, so dass entsprechende Ziele gemäß Artikel 4(1)(a)(ii), 4(4) oder 4(5) Anwendung finden.

[20] Die Urbanisierung ist in Artikel 4(3)(a) nicht aufgeführt, wurde jedoch in den Fallstudien zur erheblichen veränderten Wasserkörpern als wichtige Nutzung ermittelt. Es wird daher davon ausgegangen, dass die Urbanisierung eine wichtige nachhaltige Entwicklungstätigkeit des Menschen ist.

Größe der Wasserkörper bei der vorläufigen Einstufung

Bei der vorläufigen Einstufung der erheblich veränderten Wasserkörper sollte deren räumliche Ausdehnung berücksichtigt werden. Möglicherweise müssen die Grenzen der ursprünglich ermittelten Wasserkörper (Schritt 1) im Hinblick auf die erheblichen Veränderungen der Hydromorphologie angepasst werden. Dies bedeutet, dass bei uneinheitlichen hydromorphologischen Veränderungen innerhalb der Grenzen eines Oberflächenwasserkörpers dieser eventuell in mehrere Abschnitte unterteilt werden muss, um so erheblich veränderte Abschnitte von nicht betroffenen Bereichen zu trennen.

Die folgenden drei Beispiele können bei der Entscheidung, ob Wasserkörper unter bestimmten Umständen unterteilt werden sollten oder nicht, hilfreich sein (Abbildung 3 - Abbildung 5):

- In Abbildung 3 decken zwei physikalisch veränderte Gebiete die absolute Länge/Fläche des ursprünglichen Wasserkörper größtenteils ab (8 km von 10 km). Der Wasserkörper ist weitgehend vergleichbaren Belastungen ausgesetzt und es wird daher vorgeschlagen, den ursprünglichen Wasserkörper **nicht zu unterteilen,** sondern den ganzen Wasserkörper vorläufig als erheblich veränderten Wasserkörper einzustufen.

- In Abbildung 4 ist der ursprüngliche Wasserkörper nur in einem Gebiet von 6 km physikalisch verändert, welches einen Großteil der gesamten Länge/Fläche des ursprünglichen Wasserkörper abdeckt. In diesem Fall wäre zu empfehlen, den ursprünglichen Wasserkörper in zwei Wasserkörper **zu unterteilen** (1a + 1b). Der durch die physikalische Veränderung beeinträchtigte Wasserkörper 1b würde dann vorläufig als erheblich verändert eingestuft, während Wasserkörper 1a als natürlicher Wasserkörper eingestuft würde.

- In Abbildung 5 finden sich mehrere kleine, physikalisch veränderte Abschnitte mit einer Fläche von jeweils < 1 km in einem insgesamt kleinen Bereich des gesamten Wasserkörpers. Hier stellt sich die Frage, ob diese Abschnitte mit einer Länge unter 1 km als separate Wasserkörper eingestuft und vorläufig als erheblich veränderte Wasserkörper eingestuft werden sollten, oder ob die Beeinträchtigung insgesamt betrachtet gering ist und der gesamte Wasserkörper daher als natürlicher Wasserkörper betrachtet werden sollte. In diesem Fall wird empfohlen, den Wasserkörper **nicht zu unterteilen** und den gesamten Wasserkörper als natürlich zu betrachten.

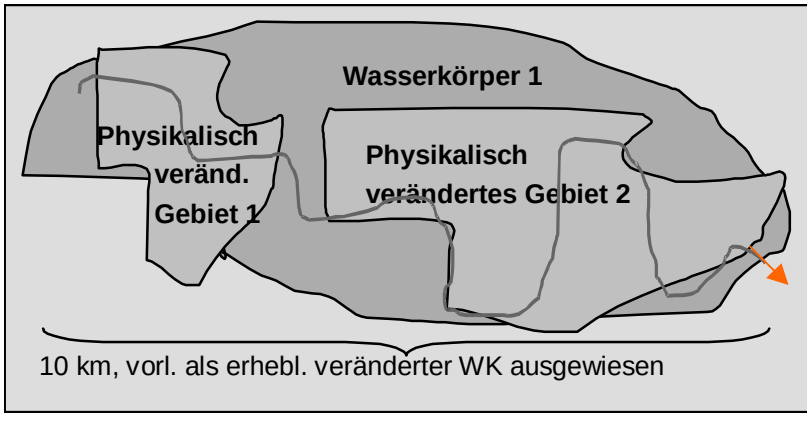


Abbildung 3: Beispiel 1, keine Unterteilung des Wasserkörpers

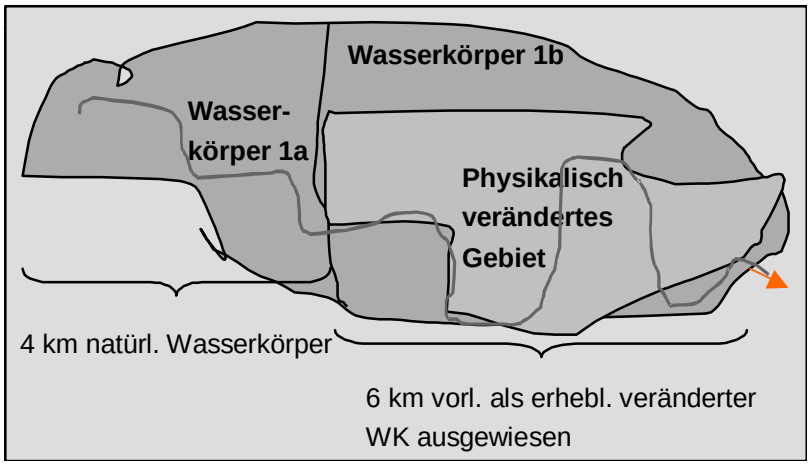


Abbildung 4: Beispiel 2, Unterteilung des Wasserkörpers

Abbildung 5: Beispiel 3, keine Unterteilung des Wasserkörpers

Anmerkung: Die vorläufige Einstufung von erheblich veränderten Wasserkörpern betrifft die Flussabschnitte und nicht die Einzugsgebiete oder Teile davon. In den drei Abbildungen sind die Einzugsgebiete eingezeichnet, da die eigentlich zu markierenden Flussabschnitte nur schwer erkennbar wären.

Ein weiterer wichtiger Aspekt ist die Tatsache, dass nur direkt in ihrem Wesen erheblich veränderte Wasserkörper (durch physikalische Veränderungen) vorläufig als erheblich veränderte Wasserkörper eingestuft werden dürfen. Sind aufgrund einer physikalischen Veränderung (z.B. durch einen Staudamm) die biologischen Qualitätskomponenten im Oberlauf eines Flusssystems verändert (z.B. Behinderung der Fischwanderung), so darf dieser Abschnitt im Oberlauf nicht vorläufig als erheblich veränderter Wasserkörper eingestuft werden. Kann in diesem oberhalb der physikalische Veränderung gelegenen Wasserkörper ein guter ökologischer Zustand nicht erzielt werden, dann können weniger strenge Umweltziele festgesetzt werden.

5 PRÜFSCHRITTE FÜR DIE AUSWEISUNG VON ERHEBLICH VERÄNDERTEN WASSERKÖRPERN (Schritte 7-9)

5.1 Zeitplan für die Ausweisungsprüfungen

Wasserkörper, die vorläufig als erheblich verändert eingestuft wurden (siehe Kapitel 4), können für eine Ausweisung als solche in Betracht gezogen werden.[21] Das Ausweisungsverfahren muss rechtzeitig vor den Beratungen über den Entwurf der Bewirtschaftungspläne für die Flusseinzugsgebiete im Jahr 2008 und der Veröffentlichung der endgültigen Pläne im Jahr 2009 abschlossen sein:

- Die Ausweisungsprüfung ist hilfreich bei der Ermittlung der "Verbesserungsmaßnahmen" oder der "anderen Möglichkeiten", mit denen die Umweltqualitätsziele erreicht werden können. Zusätzlich werden im Rahmen der Festlegung der Referenzbedingungen und der Ziele "Maßnahmen zur ökologischen Schadensbegrenzung" ermittelt (siehe Kapitel 6). Diese "Maßnahmen zur ökologischen Schadensbegrenzung" müssen rechtzeitig ermittelt werden, um bis zur Fertigstellung des Entwurfes der Bewirtschaftungspläne für die Flussgebiete im Jahr 2008 beurteilen zu können, welche Programme die kosteneffizienteste Lösung darstellen, und um sicher zu stellen, dass die Maßnahmenprogramme bis 2012 realisierbar sind [Art. 11(7)].

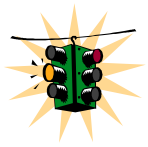
- Möglicherweise wäre es sinnvoll, das Ausweisungsverfahren parallel zur Festlegung der weniger strengen Umweltziele sowohl für natürliche als auch für erheblich veränderte Wasserkörper durchzuführen [Art. 4(5)], da hier ähnliche Prüfungen anzusetzen sind (z.B. die Berücksichtigung unverhältnismäßiger Kosten).

5.2 Die Ausweisung ist fakultativ und iterativ

Es wird besonderes darauf hingewiesen, dass es den Mitgliedstaaten **freisteht**, einen Wasserkörper als künstlich oder erheblich verändert auszuweisen.

Vorläufig als erheblich veränderte Wasserkörper eingestufte Wasserkörper müssen also nicht zwangsläufig den Ausweisungsprüfungen gemäß diesem Kapital 5 unterworfen werden. Die Mitgliedstaaten können in jedem Stadium das Ausweisungsverfahren abbrechen und den betreffenden Wasserkörper als natürlichen Wasserkörper betrachten, für den ein guter ökologischer Zustand erreicht werden muss. Diese Entscheidung kann durch zusätzliche Informationen beeinflusst sein, die erst nach Abschluss des Charakterisierungsverfahrens verfügbar waren.

[21] Auch Wasserkörper, die nicht vorläufig als erheblich veränderte Wasserkörper eingestuft wurden, können berücksichtigt werden, wenn es Hinweise darauf gibt, dass sie aufgrund physikalischer Veränderungen das Ziel „guter ökologischer Zustand" verfehlen (siehe Kapitel 5.2).



Achtung! Die Ausweisung ist fakultativ!

Die Ausweisung der erheblich veränderten und künstlichen Wasserkörper ist fakultativ. Es ist den Mitgliedstaaten freigestellt, einen Wasserkörper nicht als erheblich veränderten und künstlichen Wasserkörper auszuweisen. Die Ausweisungsprüfungen können jederzeit abgebrochen werden. Der betreffende Wasserkörper wird dann als natürlicher Wasserkörper behandelt und als Umweltziel gilt der “gute ökologische Zustand”.

Aus mehreren Gründen können Wasserkörper, die im ersten Planungszyklus als erheblich verändert ausgewiesen waren, in späteren Zyklen als natürliche Wasserkörper betrachtet werden und umgekehrt (Kapitel 7). Die Ausweisung ist also ein iteratives Verfahren. Es sollte außerdem darauf hingewiesen werden, dass Wasserkörper, die nicht vorläufig als erheblich verändert eingestuft wurden (in den Schritten 1-6), sich anhand neuer Daten und Informationen als durchaus erheblich verändert erweisen können und somit für eine Ausweisungsprüfung in Betracht gezogen werden sollten. In späteren Planungszyklen der Bewirtschaftungspläne für die Flussgebiete muss diese Ausweisung wieder überprüft werden (siehe Kapitel 7).

5.3 Die Ausweisungsprüfungen

Ein Wasserkörper kann als erheblich verändert ausgewiesen werden, wenn im Rahmen des Ausweisungsverfahrens die Ergebnisse der beiden Prüfschritte gemäß Artikel 4(3)(a) und (b) (Schritte 7 und 8) dies rechtfertigen. Unter bestimmten Umständen müssen beide Prüfungen nicht vollständig durchgeführt werden (siehe Abbildung 6).

Für künstliche Wasserkörper ist der in 4(3)(b) aufgeführte Prüfschritt ausreichend (siehe Kap. 5.8).

Die Ausweisungsprüfungen zielen darauf ab, dass erheblich veränderte Wasserkörper nur dann ausgewiesen werden, wenn keine begründeten Möglichkeiten bestehen, einen guten Zustand zu erreichen. Diese Prüfungen sind daher speziell auf die jeweiligen Wasserkörper zugeschnitten. Werden die Ausweisungsprüfungen allerdings auf regionaler oder nationaler Ebene durchgeführt, dann kann es sinnvoll sein, die Wasserkörper in Gruppen zusammenzufassen, um so den Gesamtaufwand für die Ausweisungsprüfungen zu reduzieren. War beispielsweise für den Hauptarm eines Flusses vorgesehen, diesen in Form mehrerer erheblich veränderter Wasserkörper auszuweisen, da er für die Schifffahrt genutzt wird, dann sollte es möglich sein, Gruppen von Wasserkörpern innerhalb des betroffenen Abschnittes zu prüfen. Wasserkörper dürfen nur dann zu Gruppen zusammengefasst werden, wenn sie einheitliche Merkmale aufweisen oder für die gleichen Zwecke genutzt werden, da anderenfalls das Ergebnis der Ausweisungsprüfungen verfälscht werden könnte. Die Zusammenfassung von Wasserkörpern zu Gruppen muss begründet werden.

Ein stufenweiser Ansatz für die vorläufige Einstufung und Ausweisung von erheblich veränderten und künstlichen Wasserkörpern mit den entsprechenden Ausweisungsprüfungen ist in Kapitel 3 beschrieben. Abbildung 6 wurde auf der Grundlage von Abbildung 1 erstellt, hier finden sich jedoch detailliertere Angaben über die "Ausweisungsprüfungen 4(3)(a)" (Schritt 7) und die "Ausweisungsprüfungen 4(3)(b)" (Schritt 8), die jeweils aus mehreren Einzelschritten bestehen.

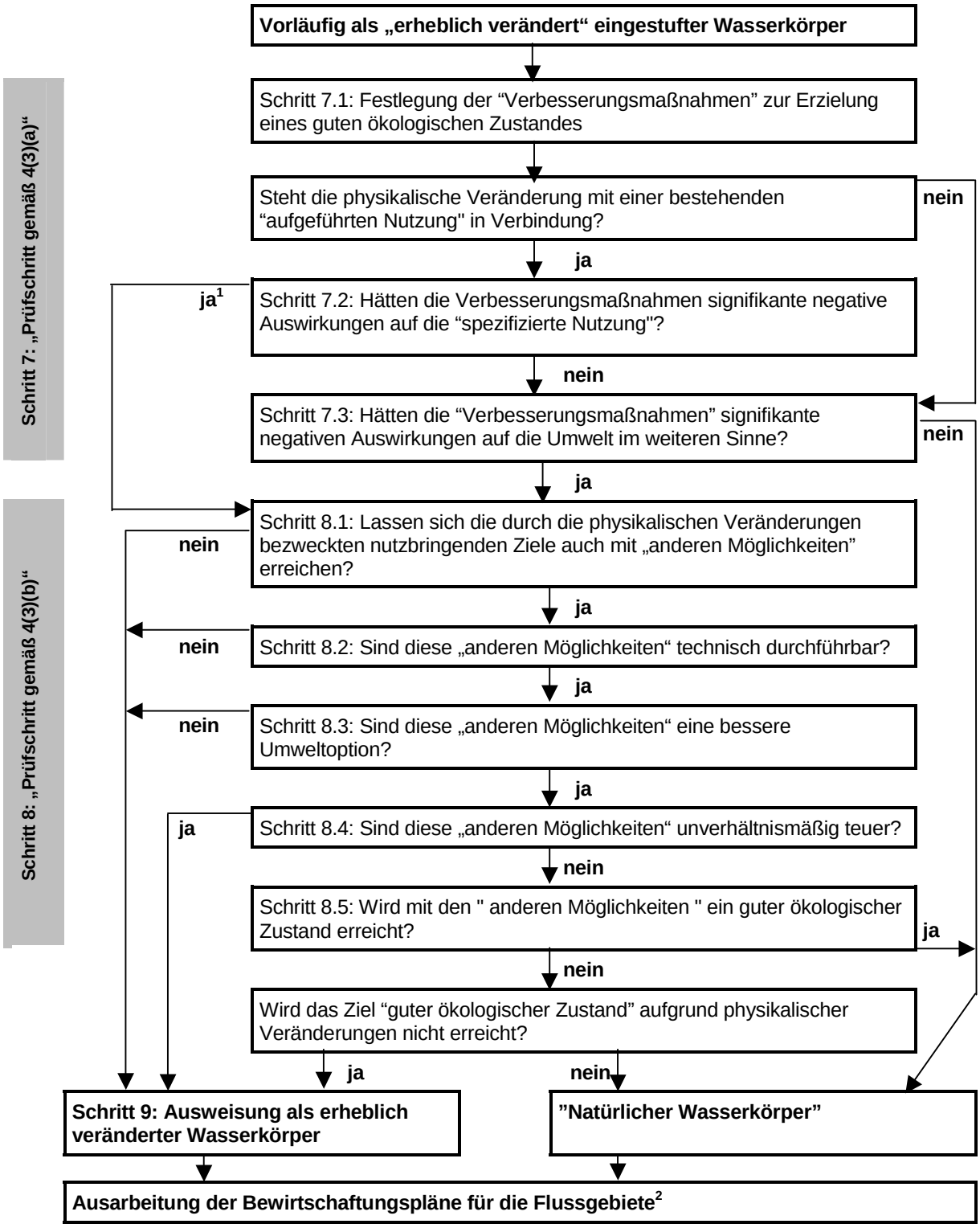


Abbildung 6: Einzelschritte für die Ausweisung von erheblich veränderten Wasserkörpern (Schritte 7-9)

Anmerkung 1: Schritt 7.2: Falls die Verbesserungsmaßnahmen signifikante negative Auswirkungen auf die “spezifizierten Nutzungen” haben, so kann man direkt mit Schritt 8.1 “Ausweisungprüfung 4(3)(b)" fortfahren. Um die Ausweisungsprüfung besser rechtfertigen zu können, könnte jedoch auch die Durchführung von Schritt 7.3 sinnvoll sein.

Anmerkung 2: Ausarbeitung der Bewirtschaftungspläne für die Flussgebiete einschließlich Festlegung der Ziele, der Maßnahmenprogramme, einer Kosten-Nutzen-Analyse, Inanspruchnahme der Ausnahmebestimmungen für eine Fristverlängerung und weniger strenge Ziele, Berücksichtigung von Artikel 4(8), um eine Verschlechterung anderer Wasserkörper auszuschließen.

5.4 Prüfschritt gemäß Artikel 4(3)(a) (Schritt 7)

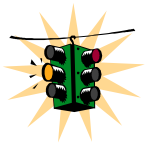
Der Prüfschritt gemäß Artikel 4(3)(a) besteht aus drei Komponenten und ist unterteilt in die Einzelschritte 7.1-7.3 (siehe Abbildung 6):

- Zuerst müssen die "Verbesserungsmaßnahmen" ermittelt werden, mit denen ein guter ökologischer Zustand erreicht werden kann (Schritt 7.1, siehe Kapitel 5.4.1).
- Dann müssen die negativen Auswirkungen dieser Verbesserungsmaßnahmen auf die spezifizierten Nutzungen bewertet werden (Schritt 7.2, siehe Kapitel 5.4.2). Sind die negativen Auswirkungen auf die spezifizierten Nutzungen **signifikant**, dann kann man direkt mit Schritt 8 (siehe Kapitel 5.5) oder auch mit Schritt 7.3 (siehe Anmerkung 1 zu Abbildung 6) fortfahren. Sind sie **nicht signifikant**, so fährt man fort mit:
- Schritt 7.3 und beurteilt, ob die Verbesserungsmaßnahmen zu signifikanten negativen Auswirkungen auf die Umwelt im weiteren Sinne führen (siehe Kapitel 5.4.3).

5.4.1 Ermittlung von "Verbesserungsmaßnahmen" zur Erreichung eines guten ökologischen Zustands (Schritt 7.1)

Mit dem ersten Einzelschritt im Rahmen der Ausweisungsprüfung 4(3)(a) werden die hydromorphologischen Veränderungen ermittelt, durch die ein guter ökologischer Zustand erreicht werden könnte. Dieses Verfahren wird dadurch erschwert, dass Wasserkörper häufig durch unterschiedliche Belastungen beeinträchtigt sind. Es wird daher erforderlich (wenn auch nicht immer möglich) sein, eine Unterscheidung zu machen zwischen:

- Maßnahmen zur Veränderung der Hydromorphologie,
- Maßnahmen zur Verbesserung des chemisch-physikalischen Zustandes und
- direkten Maßnahmen zur Verbesserung des biologischen Zustandes (z.B. Eingriffe in den Fischbestand oder Anpflanzung von Makrophyten).[22]



Achtung! Hydromorphologische Bedingungen!

Der Leitfaden für erheblich veränderte und künstliche Wasserkörper befasst sich mit hydromorphologischen Bedingungen, die sich durch physikalische Veränderungen ergeben haben, und mit Maßnahmen zur Verbesserung dieser hydromorphologischen Bedingungen. Die nicht die Hydromorphologie betreffenden Maßnahmen sind in diesem Leitfaden nicht berücksichtigt. Solche Maßnahmen werden in die Maßnahmenprogramme aufgenommen, die in den Bewirtschaftungsplänen für die Flussgebiete enthalten sind.

[22] Alle Maßnahmen (einschließlich der hydromorphologischen und chemisch-physikalischen Verbesserungen) zielen letztendlich darauf ab, den biologischen Zustand zu verbessern.

Die zur Erzielung eines guten ökologischen Zustands erforderlichen hydromorphologischen Veränderungen (hier als Verbesserungsmaßnahmen bezeichnet) können von Maßnahmen zur Reduzierung der ökologischen Auswirkungen der physikalischen Veränderung (z.B. Erhöhung des Mindestwasserabflusses oder Fischwanderhilfen) bis hin zu Maßnahmen reichen, mit denen die physikalische Veränderung vollständig aufgehoben wird. Die Maßnahmen können direkt die physikalische Veränderung betreffen (z.B. Korrektur der physikalischen Veränderung) oder die allgemeinen ökologischen Bedingungen verbessern (z.B. Schaffung von Habitaten). Bei diesem Einzelschritt müssen Prognosen darüber gemacht werden, wie weit der Schritt dazu beitragen kann, dass ein guter ökologischer Zustand erreicht wird. Es sollte auch beurteilt werden, ob sich ein guter ökologischer Zustand mit einem Gesamtpaket von Verbesserungsmaßnahmen erzielen lässt (siehe Beispielsammlung).

Die Maßnahmen sollten detailliert festgelegt werden (z.B. der genaue Prozentsatz des Mindestwasserabflusses) und es sollte außerdem beurteilt werden, ob ein guter ökologischer Zustand erreicht wird (vollständig oder teilweise) (siehe Beispielsammlung). Durch die Kombination von einzelnen “Teilmaßnahmen” könnte ein guter ökologischer Zustand erzielt werden. Geeignete Maßnahmen lassen sich möglicherweise nur schwer festlegen, da häufig nur unzureichende Informationen über das Verhältnis zwischen Ursache und Wirkung verfügbar sind.

Die Kosten für die Verbesserungsmaßnahmen werden hier nicht berücksichtigt (siehe Einzelschritt 7.2 und Kapitel 7.1).

Beispiele für Verbesserungsmaßnahmen im Hinblick auf die verschiedenen spezifizierten Nutzungen (“Schifffahrt” und “Wasserkraft”) sind in der Beispielsammlung ausgezählt. Diese Aufzählung kann als erste Checkliste verwendet werden.

5.4.2 Signifikante negative Auswirkungen auf die spezifizierten Nutzungen (Schritt 7.2)

Mit dem zweiten Einzelschritt 7.2 der Ausweisungsprüfung 4(3)(a) muss beurteilt werden, ob die zur Erreichung eines guten ökologischen Zustands erforderlichen “ Verbesserungsmaßnahmen ” signifikante negative Auswirkungen auf die spezifizierten Nutzungen haben (z.B. auf die Schifffahrt, Wasserkraft, auf Freizeit und Erholung oder andere spezifizierte Nutzungen).

Es sollte nachdrücklich darauf hingewiesen werden, dass im Rahmen der Prüfung die ganze Palette der möglichen Verbesserungsmaßnahmen berücksichtigt werden sollte. So könnte es beispielsweise bei einem Fluss, der durch künstliche, senkrechte Uferböschungen für die Schifffahrt verändert wurde, möglich sein, naturnähere Böschungen zu schaffen, so dass ein guter ökologischer Zustand erreicht wird, ohne dass dadurch signifikante negative Auswirkungen auf diese Nutzung entstehen.

Dieser Einzelschritt 7.2 lässt sich nur auf solche Wasserkörper anwenden, bei denen eine spezifizierte, nutzungsbedingte physikalische Veränderung vorliegt. Ist die physikalische Veränderung durch eine frühere Nutzung bedingt, die inzwischen aufgegeben wurde, dann kann man direkt mit Schritt 7.3 fortfahren (siehe Abbildung 6 und Kapitel 5.4.3). Natürlich kann die Nutzung sich im Laufe der Zeit ändern. So kann beispielsweise ein nicht mehr für die Trinkwasserversorgung genutzter Stausee inzwischen als neue wichtige Nutzung Erholungs- und

Freizeitzwecken dienen (z.B. Segeln). In diesem Fall sollten die potenziellen negativen Auswirkungen auf diese veränderte Nutzung in diesem Einzelschritt 7.2 beurteilt werden.

Welche Auswirkungen müssen berücksichtigt werden?

Negative Auswirkungen auf die spezifizierten Nutzungen sind beispielsweise eine Einschränkung wichtiger Leistungen (z.B. Hochwasserschutz, Freizeit/Erholung oder Schifffahrt) oder Produktionsverluste (z.B. Wasserkraft oder landwirtschaftliche Erzeugnisse) (siehe Beispielsammlung). Bei der Beurteilung "signifikanter negativer Auswirkungen" auf die spezifizierten Nutzungen spielen wirtschaftliche Faktoren eine wichtige Rolle, soziale Aspekte müssen allerdings ebenfalls berücksichtigt werden (so kann z.B. ein verminderter Hochwasserschutz dazu führen, dass die Bevölkerung abwandern muss).

Welche Aspekte sind bei diesem Einzelschritt nicht relevant?

Bei der Beurteilung, ob Verbesserungsmaßnahmen "signifikante negative Auswirkungen" auf die aufgeführten Nutzung haben, sind nicht alle Aspekte relevant. Wird beispielsweise ein für die Schifffahrt genutztes Ästuar beurteilt, so sollte hierbei das Hauptaugenmerk bei der Prüfung auf die Auswirkungen der Verbesserungsmaßnahmen auf die Bewegung der Schiffe gelegt werden. Die Zahlungsfähigkeit des Nutzers ist in diesem Stadium nicht relevant, da hierdurch möglicherweise effizient und profitabel arbeitende Unternehmen benachteiligt würden. In gleicher Weise können in diesem Stadium unverhältnismäßig hohe Kosten nicht zusätzlich zur Beurteilung signifikanter negativer Auswirkungen auf die spezifizierte Nutzung in Betracht gezogen werden (siehe Kap. 7.1).

Was ist signifikant?

Eine Standarddefinition für "signifikante" negative Auswirkungen wird sich kaum ableiten lassen. Die "Signifikanz" wird für verschiedene Sektoren unterschiedlich bewertet und ist durch die sozio-ökonomischen Prioritäten der einzelnen Mitgliedstaaten beeinflusst.

Anhaltspunkte für den Unterschied zwischen "signifikanten negativen Auswirkungen" und "negativen Auswirkungen" können gegeben werden. Eine signifikante negative Auswirkung auf die spezifizierte Nutzung sollte keine geringfügige und keine nicht spürbare Auswirkung sein, sondern sie sollte sich auf die Nutzung merklich auswirken. Normalerweise sollte z.B. eine Auswirkung nicht als signifikant bezeichnet werden, wenn die ausgeführte Nutzung weniger beeinträchtigt ist als durch normale kurzzeitige „Leistungsschwankungen" (z.B. Leistung in Kilowattstunden, Grad des Hochwasserschutzes, gelieferte Trinkwassermenge). Die Auswirkung wäre allerdings eindeutig signifikant, wenn die Nutzung an sich langfristig durch eine signifikant reduzierte Leistung beeinträchtigt wäre. Wichtig hierbei ist, dass die Beurteilung auf der richtigen Ebene stattfindet. Die Auswirkungen können auf der Ebene eines Wasserkörpers, einer Gruppe von Wasserkörpern, einer Region, einer Flussgebietseinheit oder auf nationaler Ebene ermittelt und beurteilt werden. Die Entscheidung darüber, welche Ebene die richtige ist, hängt ab von der jeweiligen Situation und der Art der aufgeführten Nutzung oder dem Sektor. Diese Entscheidung hängt ab von den wichtigsten räumlichen Merkmalen der negativen Auswirkungen. In bestimmten Fällen kann es angebracht sein, die Auswirkungen auf mehreren Ebenen zu betrachten, um eine optimale

Beurteilung sicher zu stellen. Zu Beginn werden in der Regel lokale Auswirkungen beurteilt (siehe Beispielsammlung).

Werden die negativen Auswirkungen als signifikant bewertet, dann sollte für den Wasserkörper die Prüfung gemäß Artikel 4(3)(b) (siehe Kapitel 5.5) vorgesehen werden. Werden keine signifikanten negativen Auswirkungen auf die spezifizierten Nutzungen festgestellt, dann ist zu prüfen, ob signifikante negative Auswirkungen auf die Umwelt im weiteren Sinne vorliegen (siehe das folgende Kapitel 5.4.3, Schritt 7.3).

Wenn keine spezifizierte Nutzung vorliegt

Selbst wenn der Wasserkörper nicht mehr für den Zweck genutzt wird, für den die physikalischen Veränderungen ursprünglich gedacht waren, dient in fast allen Fällen der in seinem Wesen veränderte Wasserkörper in irgend einer Form einer aufgeführten Nutzung (so kann z.B. ein ursprünglich zur Wasserversorgung aufgestauter Fluss heute für Freizeit und Erholung genutzt werden).

In den seltenen Fällen, in denen der veränderte Wasserkörper heute in keiner Weise mehr genutzt wird, findet Schritt 7.2 der Ausweisungsprüfung 4(3)(a) keine Anwendung, da keine spezifizierten Nutzungen mehr bestehen, auf die eine Verbesserungsmaßnahme eine signifikante negative Auswirkung haben kann.

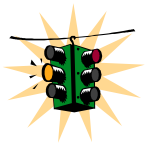
Im Rahmen von Schritt 7.3 muss die Möglichkeit signifikanter negativer Auswirkungen der Verbesserungsmaßnahme auf die Umwelt im weiteren Sinne beurteilt werden. Haben die Verbesserungsmaßnahmen eine signifikante negative Auswirkung auf die Umwelt, dann sollte für den Wasserkörper in der Regel die “Ausweisungsprüfung 4(3)(b)" angesetzt werden. Ohne eine spezifizierte Nutzung können jedoch “andere Möglichkeiten” zur Erreichung der nutzbringenden Ziele der aufgeführten Nutzung nicht definiert werden. Wenn unter diesen Umständen also die Umwelt im weiteren Sinne durch die Verbesserungsmaßnahmen signifikant beeinträchtigt ist, dann sind die Schritte 8.3-8.5 irrelevant und der Wasserkörper kann direkt als erheblich veränderter Wasserkörper ausgewiesen werden.

5.4.3 Signifikante negative Auswirkungen auf die Umwelt im weiteren Sinne (Schritt 7.3)

Dieser Einzelschritt 7.3 der Ausweisungsprüfung gemäß Artikel 4(3)(a) soll sicher stellen, dass die zur Erzielung eines guten ökologischen Zustandes erforderlichen Verbesserungsmaßnahmen nicht dazu führen, dass zwar der Zustand des Wasserkörpers verbessert wird, dass im Gegenzug jedoch Umweltprobleme an anderer Stelle entstehen (siehe Beispielsammlung).

Was ist die Umwelt im weiteren Sinne?

Artikel 4(3)(a) bezieht sich auf die Umwelt im weiteren Sinne. Eine eng begrenzte Definition der Umwelt ist hier also nicht sinnvoll, so dass der Begriff Umwelt verstanden wird als die natürliche Umwelt und die vom Menschen geschaffene Umwelt einschließlich Archäologie, kulturelles Erbe, Landschaftsbild und Geomorphologie.



Achtung!

Ganz allgemein betrachtet liegen signifikante negative Auswirkungen auf die Umwelt im weiteren Sinne dann vor, wenn der aufgrund der Verbesserungsmaßnahmen entstandene Schaden in der Umwelt im weiteren Sinne größer ist als die Vorteile im Hinblick auf die Verbesserung des Gewässerzustandes (z.B. signifikant erhöhte $C0_2$-Emissionen oder die Entstehung und notwendige Entsorgung großer Mengen an Schutt).

Beispiele für " Verbesserungsmaßnahmen " mit negativen Auswirkungen auf die Umwelt im weiteren Sinne

- Gewöhnlich wird durch die Renaturierung von Talauen die Biodiversität erhöht. Unter bestimmten Umständen können allerdings durch die Renaturierung von Talauen ein spezifisches Landschaftsbild und die sich im Laufe der Jahre infolge der Verhinderung von Überschwemmungen in den Uferbereichen und früheren Talauen entwickelte Biodiversität bedroht werden.
- Durch den Rückbau eines Dammes können Feuchtgebiete zerstört werden, die im Bereich des Stausees entstanden sind.
- Für den Bau eines Kanals, mit dem ein Hindernis umgangen und so die ökologische Durchgängigkeit verbessert wird (siehe Kapitel 6.2 Höchstes ökologisches Potenzial), so dass Fische wandern können, können möglicherweise beträchtliche Mengen an Energie verbraucht, archäologische Stätten geschädigt und Abfall produziert werden, so dass unter gewissen Umständen der Nutzen in keinem Vergleich zum Schaden steht.
- Ein in der Vergangenheit vorgenommener Eingriff in die Gewässerstruktur, z.B. eine Mühle oder ein Wehr, die derzeit nicht mehr genutzt werden, hat heute möglicherweise einen ästhetischen oder historischen Wert. Solche Objekte sollten daher nicht unbedingt entfernt werden und es könnte sich als sinnvoller erweisen, den betroffenen Wasserkörper als erheblich verändert auszuweisen.

Es muss also verhindert werden, dass solche negativen Auswirkungen auf die Umwelt im weiteren Sinne signifikant sind.

Diese Prüfung steht auch im Zusammenhang mit den Artikeln 4(8) und 4(9), nach denen Maßnahmen gemäß der WRRL mit den Bestimmungen bestehender Umweltauflagen der EU vereinbar sein müssen. Ist beispielsweise ein veränderter Wasserkörper oder seine Talaue gemäß einer anderen Richtlinie wie z.B. der Flora-Fauna-Habitat-Richtlinie (92/43/EWG) oder der Vogelschutzrichtlinie (79/409/EWG) ausgewiesen (oder ist dies geplant), so müssen diese Richtlinien ebenfalls berücksichtigt werden. "Verbesserungsmaßnahmen", die mit diesen Richtlinien kollidieren, sollten so bewertet werden, dass sie eine "signifikante Auswirkung auf die Umwelt" haben.

Hier muss hinterfragt werden, welche nachteiligen Auswirkungen auf die Umwelt im weiteren Sinne den durch die Verbesserungsmaßnahmen erzielten Vorteilen gegenüberstehen. So wäre es

beispielsweise nicht angebracht, ein umfangreiches Maßnahmenprogramm zur Verbesserung der Umwelt zu unterbinden, nur weil dies signifikante negative Auswirkungen auf eine kleine Komponente der Umwelt im weiteren Sinne hätte (z.B. bei einem Stausee, der zur Zeit nicht mehr genutzt wird, der jedoch ein wertvolles (lokales) Feuchtgebiet darstellt, so dass beim Rückbau des Dammes das Feuchtgebiet austrocknen würde, während allerdings im Gegenzug Fische über eine lange Distanz im Fluss wandern könnten (regional). Bei diesem Beispiel würden die umweltrelevanten Vorteile der Fischwanderung wahrscheinlich die Nachteile des Feuchtgebietverlustes überwiegen. Dies hängt allerdings stark von den jeweiligen spezifischen Umständen ab.

Werden keine signifikanten negativen Auswirkungen auf die spezifizierte Nutzung oder die Umwelt im weiteren Sinne festgestellt, dann sollte der vorläufig als „erheblich verändert“ eingestufte Wasserkörper als natürlicher Wasserkörper betrachtet und die erforderlichen Verbesserungsmaßnahmen eingeleitet werden, um einen guten ökologischen Zustand zu erreichen. In einigen Ausnahmen können die Ausnahmebestimmungen der Artikel 4(4) oder 4(5) Anwendung finden, die es erlauben, weniger strenge Umweltziele festzulegen.

Werden hingegen signifikante negative Auswirkungen auf die spezifizierte Nutzung oder die Umwelt im weiteren Sinne festgestellt, dann sollte mit der Ausweisungsprüfung gemäß 4(3)(b) fortgefahren werden.

5.4.4 Signifikante negative Auswirkungen und zeitliche Planung

Nach der WRRL müssen die Mitgliedstaaten bis 2015 einen guten Zustand erreichen. Die zeitliche Planung ist also im Rahmen der Prüfung gemäß Art. 4(3)(a) ein wichtiger Faktor. Die zu treffenden Maßnahmen sollten so gewählt werden, dass bis 2015 ein guter ökologischer Zustand erreicht wird. Falls die Ausnahmebestimmungen des Art. 4(4) Anwendung finden, wird diese Frist bis 2021 oder 2027 verlängert. Bei der Beurteilung sollte daher zuerst überprüft werden, ob bis 2015 eine signifikante negative Auswirkung auf die spezifizierte Nutzung oder die Umwelt vorliegt. Falls dies der Fall ist, sollte zuerst der Zeitraum bis 2021 und dann bis 2027 betrachtet werden.

5.5 Prüfschritt gemäß Artikel 4(3)(b) (Schritt 8)

Beim Prüfschritt gemäß Artikel 4(3)(b) wird untersucht, ob die durch die Veränderung des Wasserkörper entstandenen Vorteile auch angemessen durch “andere Möglichkeiten” (Schritt 8.1) erzielt werden können. Diese müssen folgende Kriterien erfüllen:

- technisch durchführbar sein (siehe Kapitel 5.5.2, Schritt 8.2);
- bedeutend bessere Umweltoptionen darstellen (siehe Kapitel 5.5.3, Schritt 8.3); und
- nicht unverhältnismäßig teuer (siehe Kapitel 5.5.4, Schritt 8.4) sein.

Wasserkörper, für die solche “anderen Möglichkeiten” gefunden werden können, die diese drei Kriterien erfüllen und mit denen die nutzbringenden Ziele der Veränderung ebenfalls erreicht werden können, dürfen nicht als erheblich veränderte Wasserkörper ausgewiesen werden. Die

bestehende spezifizierte Nutzung kann in einzelnen Fällen aufgehoben und physikalische Veränderungen rückgängig gemacht werden, so dass ein guter Zustand erreicht wird.

5.5.1 Ermittlung “anderer Möglichkeiten”, mit denen die nutzbringenden Ziele erreicht werden können (Schritt 8.1)

Im Hinblick auf die Prüfung gemäß Artikel 4(3)(b) muss unbedingt unterschieden werden zwischen:

- "Verbesserungsmaßnahmen" gemäß Ausweisungsprüfung 4(3)(a)" (Schritt 7), bei denen durch Nutzungsänderungen ein guter ökologischer Zustand erreicht wird, und
- “anderen Möglichkeiten”, durch die die nutzbringenden Ziele der Veränderung des Wasserkörpers erreicht werden und die eine Änderung oder Verlagerung der bestehenden Nutzung einschließen.

Bei der Prüfung gemäß Art. 4(3)(b) sollten lediglich die potenziellen “anderen Möglichkeiten” zum Erreichen der nutzbringenden Ziele der Veränderung des Wasserkörpers berücksichtigt werden, einschließlich aller Vorteile der spezifizierten Nutzungen und der Umwelt im weiteren Sinne. Für die “anderen Möglichkeiten” gibt es folgende Beispiele:

- Verlagerung der Nutzung auf einen anderen Wasserkörper. Beispielsweise Rückbau eines Wasserkraftwerkes und Errichtung einer neuen Anlage (in einem anderen Wasserkörper), wo diese einen geringeren Umweltschaden verursacht. Ein anderes Beispiel wäre die Einstellung der Schifffahrt auf einem Fluss, da durch einen Verbindungskanal alternative Verkehrswege erschlossen werden können (siehe Beispielsammlung).
- Es könnte auch eine bestehende Nutzung durch eine alternative Nutzung ersetzt werden, um die nutzbringenden Ziele zu erreichen. So könnte beispielsweise ein Wasserkraftwerk durch andere Energiequellen ersetzt werden, oder Schiffstransporte könnten mit niedrigeren Kosten für die Umwelt auf die Schiene oder Straße verlagert werden, oder es könnten alternative Hochwasserschutzstrategien wie beispielsweise die Renaturierung flussaufwärts gelegener Talauen verfolgt werden, so dass naturferne technische Lösungen im Hinblick auf den Hochwasserschutz in flussabwärts gelegenen Gebieten entfallen könnten, d.h. es könnte naturnahen technischen Lösungen Vorrang vor naturfernen technischen Lösungen gegeben werden (siehe Beispielsammlung).

Es sollte auch dann in Betracht gezogen werden, die nutzbringenden Ziele der aufgeführten Nutzung teilweise durch andere Optionen zu ersetzen oder zu verlagern, wenn dadurch nicht unbedingt ein guter ökologischer Zustand erreicht wird.

5.5.2 Beurteilung der "technischen Durchführbarkeit " der "anderen Möglichkeiten" (Schritt 8.2)

Es muss daraufhin beurteilt werden, ob diese “anderen Möglichkeiten” technisch durchführbar sind. Die technische Durchführbarkeit wird hier als erster Prüfschritt angeführt, da sich dies relativ einfach prüfen lässt und eine weitere Beurteilung der Umweltverträglichkeit „anderer Möglichkeiten“ eindeutig sinnlos ist, wenn diese nicht technisch durchführbar sind.

Im Rahmen der Durchführbarkeitsstudien werden die praktischen und technischen Aspekte der Umsetzung der “anderen Möglichkeiten” untersucht. Hierbei wird hinterfragt, ob “andere Möglichkeiten” zum Erreichen der nutzbringenden Ziele einer bestehenden aufgeführten Nutzung zur Verfügung stehen. Die Abwägung unverhältnismäßig hoher Kosten spielt hier keine Rolle, dieser Faktor wird später beurteilt (Schritt 8.4) (siehe Beispielsammlung).

Unter bestimmten Umständen könnte es sinnvoll sein, soziale Aspekte zu berücksichtigen, die die “anderen Möglichkeiten” einschränken. Eine Berücksichtigung solcher sozialen Zwänge sollte in den Bewirtschaftungsplänen für die Flussgebiete in vollem Umgang dargelegt werden.

5.5.3 Beurteilung, ob “andere Möglichkeiten” bessere Umweltoptionen sind (Schritt 8.3)

Mit diesem Einzelschritt 8.3 der Prüfung gemäß Artikel 4(3)(b) soll sicher gestellt werden, dass die vorgeschlagenen “anderen Möglichkeiten” eine bessere Umweltoption darstellen und dass nicht ein Umweltproblem durch ein anderes ersetzt wird. Diese Prüfung ist daher ähnlich aufgebaut wie die davor angeführte Prüfung gemäß Artikel 4/3)(a), bei der beurteilt wird, ob die potenziellen Maßnahmen eine “signifikante negative Auswirkung auf die Umwelt im weiteren Sinne” haben (Schritt 7.3).

Bei der Bewertung, ob die „anderen Möglichkeiten“ eine bessere Umweltoption darstellen, sollten folgende Aspekte berücksichtigt werden:

- Bedeutung von "Umwelt" für eine bessere Umweltoption: Um mit dem Prüfschritt gemäß Artikel 4(3)(a) einen schlüssigen Ansatz sicher zu stellen, sollte bei der Beurteilung – sofern dies angebracht erscheint - auch die “Umwelt im weiteren Sinne” einschließlich Archäologie, städtebaulicher Anlagen und anderer Landschaftsbilder beurteilt werden.

- Auf welcher Ebene wird beurteilt? Die “besseren Umweltoptionen“ können auf verschiedenen Ebenen beurteilt werden, nämlich auf lokaler oder regionaler Ebene, auf der Ebene der Flussgebietseinheit, auf nationaler oder internationaler Ebene. Natürlich kann es sinnvoll sein, nur die Vor- und Nachteile für die Gewässer oder für die Umwelt im weiteren Sinne (Wasser, Land, Luft) zu berücksichtigen. Im ersten Fall sollten bevorzugt lokale Optionen beurteilt werden. Erst dann sollten weitere Ebenen berücksichtigt werden, sofern dies sinnvoll erscheint.

- So könnten beispielsweise Schiffstransporte auf einem großen Fluss durch eine andere Transportmöglichkeit ersetzt werden. In diesem Fall kann es sinnvoll sein, diesen Aspekt auf regionaler, nationaler oder internationaler Ebene zu beurteilen, wobei zu berücksichtigen ist, dass dadurch das Verkehrsaufkommen auf der Straße oder Schiene und damit die $C0_2$-Emissionen erhöht würden.

- Selbstverständlich hängt die Entscheidung über die bei der Beurteilung der “besseren Umweltoption” sinnvollerweise zu berücksichtigenden Ebene von den jeweiligen “anderen Möglichkeiten” ab. Sofern hier keine klare Entscheidung getroffen werden kann, sollte auf verschiedenen Ebenen beurteilt werden (siehe Beispielsammlung).

5.5.4 Beurteilung, ob die “anderen Möglichkeiten” unverhältnismäßig teuer sind (Schritt 8.4)

Die "anderen Möglichkeiten", die als “technisch durchführbar” eingestuft werden und eine “bedeutend bessere Umweltoption” darstellen, sollten dahingehend beurteilt werden, ob sie “unverhältnismäßig teuer” sind.

Bei dieser Beurteilung werden die Kosten wahrscheinlich vor allem aus finanzieller/wirtschaftlicher Sicht betrachtet. Allerdings kann es unter gewissen Umständen durchaus angebracht sein, auch soziale Aspekte zu berücksichtigen.

Bei dieser Beurteilung sollten unbedingt alle bis 2027 wahrscheinlichen oder geplanten Kapitalinvestitionen im Hinblick auf die spezifizierte Nutzung berücksichtigt werden. Dies ist insbesondere angezeigt (und wichtig) in den Fällen, in denen für die spezifizierte Nutzung groß angelegte technische Bauten und Einrichtungen existieren, die regelmäßig gewartet, erneuert oder modernisiert werden müssen.

Dies ist eine wichtige Bezugsgröße, auf deren Grundlage die Grenzkosten und –nutzen der alternativen “anderen Möglichkeiten” analysiert und verglichen werden müssen.

Bei der Beurteilung, ob die Kosten unverhältnismäßig hoch sind, sollten die folgenden zwei Optionen berücksichtigt werden:

a) Vergleich mit alternativen Kosten

Ein Entscheidung darüber, ob die Kosten unverhältnismäßig hoch sind, kann durch einen Vergleich der Grenzkosten mit den durch die “anderen Möglichkeiten” verursachten Umweltbelastungen getroffen werden. Dabei wird davon ausgegangen, dass die bestehende aufgeführten Nutzung und die entsprechende Alternative den gleichen Nutzen aufweisen. Hier sind vor allem folgende Kostenfaktoren zu berücksichtigen:

- Für den Status quo: Betriebs- und Wartungskosten sowie Kapitalkosten für erforderliche Wiederbeschaffungen (einschließlich Investitionen und Zinsen)
- Für jede Option/Alternative ("andere Möglichkeiten"): Kapitalkosten (einschließlich Investitionen und Zinsen), Betriebs- und Wartungskosten, sowie Einnahmeverluste durch Änderungen der wirtschaftlichen Tätigkeit (z.B. Rückgang der landwirtschaftlichen Produktion aufgrund der Ausweitung von Rückstaugebieten als Alternative für Deiche im Zusammenhang mit dem Hochwasserschutz).

b) Vergleich zwischen Gesamtkosten und -nutzen

Unverhältnismäßig hohe Kosten können ermittelt werden, indem die Gesamtkosten für den bestehenden Eingriff und für die Alternative mit dem jeweils zu erwartenden Nutzen verglichen werden. Bei dieser Beurteilung werden alle bereinigten Vorteile des bestehenden Eingriffs für die Gesellschaft mit den Vorteilen der alternativen Lösung verglichen. Hierbei sind vor allem folgende Komponenten zu berücksichtigen:

- Die unter a) aufgeführten Kosten;
- Nutzen der aufgeführten Nutzung und
- Nutzen der alternativen Lösung, insbesondere Nutzen aufgrund eines verbesserten ökologischen Zustandes (z.B. Angeln, Freizeit und Erholung).

Um sicher zu stellen, dass die Umweltbelastungen der bestehenden aufgeführten Nutzung richtig mit den “anderen Möglichkeiten” verglichen werden, sollte folgendes berücksichtigt werden:

- die bestehende spezifizierte Nutzung und
- die “anderen Möglichkeiten”, die die für den jeweiligen Sektor beste verfügbare Umweltpraxis widerspiegeln.

In diesem Zusammenhang muss unbedingt sicher gestellt werden, dass bei der Beurteilung der “anderen Möglichkeiten” aus wirtschaftlicher und umweltspezifischer Sicht diese Möglichkeiten den für die Art des Eingriffs (z.B. Hochwasserschutz, Schifffahrt) gängigen besten Verfahren entsprechen, um zu gewährleisten, dass die dabei ermittelten “anderen Möglichkeiten” tatsächlich finanziert und umgesetzt werden können.

Nachdem dann die Kosten (und im Fall b) auch die Nutzen) der bestehenden Nutzung und der “anderen Möglichkeiten” beurteilt wurden, muss darüber entschieden werden, ob diese Kosten unverhältnismäßig hoch sind. Bei dieser Prüfung reicht es nicht aus nachzuweisen, dass die Kosten den Nutzen überschreiten. Die Kosten müssen in einem unangemessen hohen Verhältnis zum Nutzen stehen. Natürlich kann nicht genau festgelegt werden, in welchem Maße die Kosten den Nutzen überschreiten müssen, um als unverhältnismäßig hoch eingestuft werden zu können (siehe Beispielsammlung).

Im Hinblick auf die wirtschaftliche Beurteilung sollte der von der CIS-Arbeitsgruppe WATECO erarbeitete Leitfaden berücksichtigt werden.

Beispiele für die Einschätzung unverhältnismäßig hoher Kosten finden sich in der Beispiel-sammlung.

5.5.5 Wird durch die "anderen Möglichkeiten" ein guter ökologischer Zustand erreicht? (Schritt 8.5)

Unter bestimmten Umständen wird durch die "anderen Möglichkeiten" lediglich eine **teilweise** Änderung/Verlagerung der Nutzung erreicht. In diesen Fällen würden zwar die “anderen Möglichkeiten” alle relevanten Kriterien erfüllen (Schritte 8.2 - 8.4), aufgrund der physikalische Veränderungen würde dennoch ein guter ökologischer Zustand nicht erreicht werden. Dann sollte dennoch die “bessere Umweltoption” realisiert werden, obwohl ein guter ökologischer Zustand nicht erreicht werden kann. Im Folgenden sind hierfür einige Beispiele aufgeführt:

- Beispiel (a) Ein Wasserkörper ist durch zwei Nutzungen verändert und “andere Möglichkeiten” zum Erreichen der nutzbringenden Ziele einer dieser Nutzungen können gefunden werden. Für

die zweite Nutzung können immer noch physikalische Veränderungen erforderlich sein, aufgrund derer der Wasserkörper das Ziel “guter ökologischer Zustand“ verfehlt.

- Beispiel (b) Ein Wasserkörper ist durch eine einzige Nutzung verändert und “andere Möglichkeiten” zum teilweisen Erreichen der nutzbringenden Ziele der Nutzung können gefunden werden. Wenn z.B. “andere Möglichkeiten” zur Verfügung stehen, mit denen 50% des Trinkwassers zur Verfügung gestellt werden können (z.B. aus dem Grundwasser), dann können die Wasserspiegelschwankungen reduziert werden. Hierdurch kann immer noch nicht gewährleistet sein, dass für den Wasserkörper ein guter ökologischer Zustand erreicht wird, dies kann aber doch eine “bedeutend bessere Umweltoption” darstellen. Dies kann zu einer Verbesserung der Umweltqualität des Stausees und des unterhalb gelegenen Flussabschnittes führen, so dass neue Nutzungen des Stausees in Betracht gezogen werden können, z.B. für Erholung und Freizeit. Solche “anderen Möglichkeiten”, die “bessere Umweltoptionen” darstellen, mit denen jedoch kein guter ökologischer Zustand erreicht wird, sollten in das Maßnahmenprogramm aufgenommen werden.

Wird durch die “anderen Möglichkeiten” kein guter ökologischer Zustand erreicht, und liegt dies an den physikalische Veränderungen, dann kann der Wasserkörper als erheblich verändert ausgewiesen werden.

Wird durch die „anderen Möglichkeiten“ ein guter ökologischer Zustand erreicht, dann muss der Wasserkörper als natürlicher Wasserkörper eingestuft werden.

5.5.6 “Andere Möglichkeiten” und zeitliche Planung

Gemäß der WRRL müssen die Mitgliedstaaten bis 2015 einen guten Zustand erreichen. Die zeitliche Planung ist ein wichtiger Aspekt im Rahmen von Schritt 8 [Prüfung gemäß Art. 4(3)(b)]. Durch die Auswahl der “anderen Möglichkeiten” (d.h. alternative Optionen im Sinne von Ersatz- oder Verlagerungsmöglichkeiten der Nutzung) sollte eine Renaturierung bis 2015 möglich sein oder, wenn die Ausnahmebestimmungen gemäß Artikel 4(4) Anwendung finden, bis 2021 oder 2027. Die Entscheidung, ob die “anderen Möglichkeiten” technisch durchführbar oder mit unverhältnismäßig hohen Kosten verbunden sind, wie dies in Schritt 8 [Prüfung gemäß Art. 4(3)(b)] beschrieben ist, könnte durch diesen zeitlich bedingten Zugzwang beeinflusst sein.

Bei der Beurteilung sollte daher zuallererst ermittelt werden, ob die "anderen Möglichkeiten“ im Zeitraum bis 2015 technisch durchführbar und nicht mit unverhältnismäßig hohen Kosten verbunden sind. Falls dies nicht der Fall ist, sollte der Zeitraum bis 2021 bzw. 2027 in Betracht gezogen werden.

5.6 Ausweisung von erheblich veränderten Wasserkörpern im Jahr 2008 (Schritt 9)

Ein Wasserkörper kann als erheblich verändert ausgewiesen werden, wenn das Ausweisungs-verfahren mit beiden Prüfschritten (Schritte 7 + 8) erfolgreich abgeschlossen wurde.

Selbst nach Abschluss der Ausweisungsprüfungen können die Mitgliedstaaten sich dafür entscheiden, einen Wasserkörper nicht als erheblich verändert auszuweisen.

Werden weder signifikante negative Auswirkungen auf die ausgeführten Nutzungen noch auf die Umwelt im weiteren Sinne festgestellt oder sind “andere Möglichkeiten” zum Erreichen der nutzbringenden Ziele verfügbar, dann ist der Wasserkörper als natürlicher Wasserkörper einzustufen.

5.7 Durchführung der Prüfschritte gemäß Artikel 4(3)(a) + (b) (für die Schritte 7 und 8)

Bis 2008/9 wird voraussichtlich eine sehr große Anzahl von Wasserkörpern untersucht werden, ob sie als erheblich veränderte Wasserkörper ausgewiesen werden müssen. Die Methoden der Ausweisungsprüfungen müssen daher angemessen und praktikabel sein. In diesem Abschnitt sollen daher geeignete Methoden aufgezeigt werden, so dass die Komplexität der Beurteilungsmethoden den Umständen angemessen ist.

Um den Aufwand für die Ausweisungsprüfungen auf das erforderliche Maß zu reduzieren, können Wasserkörper für die Beurteilung zu Gruppen zusammengefasst werden (siehe Kapitel 5.3). Hierbei sollte beachtet werden, dass Wasserkörper nur dann zu Gruppen zusammengefasst werden dürfen, wenn sie auf der gleichen Ebene beurteilt werden können, wenn also beispielsweise rein deskriptive Methoden Anwendung finden, da der Wasserkörper offensichtlich in seinem Wesen erheblich verändert ist. Allerdings ist es nicht sinnvoll, verschiedene Wasserkörper, die offensichtlich in ihrem Wesen verändert sind, mit anderen Wasserkörper zu einer Gruppe zusammen zu fassen, für die eine detailliertere Beurteilung erforderlich ist, bevor sie als erheblich veränderte Wasserkörper ausgewiesen werden können.

Die erheblich veränderten Wasserkörper werden im Rahmen der Aufstellung der Bewirtschaftungspläne für die Flussgebiete ausgewiesen und die Ausweisung muss daher gemäß den Anforderungen an die Information und die Befragung der Öffentlichkeit gemäß Artikel 14 erfolgen. Im Rahmen des Beurteilungsverfahrens müssen ausreichend umfangreiche Erkenntnisse und Informationen gewonnen werden, um sicher zu stellen, dass der Entscheidungsfindungsprozess gemäß Artikel 4(3) hinreichend transparent ist, so dass die Öffentlichkeit auf der Grundlage der erforderlichen Informationen aktiv eingebunden werden kann. Außerdem muss aus diesen Informationen eindeutig ersichtlich sein, dass die entsprechenden Bestimmungen erfüllt sind.

Im Folgenden werden vier mögliche, sich ergänzende Beurteilungsverfahren vorgeschlagen:

1. **Beschreibende (qualitative) Methoden** – können dort Anwendung finden, wo eindeutige Verhältnisse vorliegen und eine detaillierte Analyse nicht erforderlich ist. Beschreibende Methoden können auch dann erforderlich sein, wenn die Umweltverträglichkeit oder die sozialen Auswirkungen nicht quantifiziert werden können.

2. **Einfache quantitative Maßnahmen zur Beurteilung der Vor- und Nachteile** – erfordern eine Beschreibung der relativen Veränderung, beispielsweise die prozentuale Reduzierung der Vorteile einer aufgeführten Nutzung. Diese kann in Relation zur der Leistung betrachtet werden (z.B. kWh für Wasserkraft oder Transportvolumen in Tonnen pro Jahr für die Schifffahrt). Die Leistung sollte jedoch möglichst als prozentuale Änderung in EURO beziffert werden, da hiermit ein Vergleich zwischen einzelnen Sektoren sowie ein zeitlicher Vergleich innerhalb

eines Sektors möglich sind. Im Idealfall sollte auch ein absoluter Wert für die Leistung vorgegeben werden, so dass die Veränderung insgesamt beziffert werden kann.

3. **Information über Eckdaten** – können in den Fällen gewonnen werden, in denen Kosten und/oder Nutzen für die einzelnen Sektoren oder Maßnahmen angegeben werden können. In bestimmten Fällen können die Eckdaten am besten im Hinblick auf die Maßnahme[23] bewertet werden, in anderen Fällen im Hinblick auf die Kosten-Nutzen-Relation (d.h. als Kosten pro erzielter Nutzeneinheit)[24].

4. **Tiefergehende Methoden zur Beurteilung aus wirtschaftlicher Sicht** – verwenden verschiedene Instrumente unterschiedlicher Komplexität. Diese können für Grenzfälle sowie in Situationen verwendet werden, in denen hohe Investitionen erforderlich sind.

Wie weit man in dieser Liste nach unten gehen muss wird davon abhängen, welche Kosten für die in Frage kommenden Optionen anfallen und inwieweit diese strittig sind. Die beiden ersten Verfahren werden voraussichtlich am häufigsten angewandt werden.

5.7.1 Methoden zur Ermittlung signifikanter negativer Auswirkungen (zu Schritt 7)

Tabelle 2 gibt Empfehlungen über die Art der in Frage kommenden Untersuchungen. Unter folgenden Bedingungen reichen einfache qualitative, beschreibende Verfahren aus:

- Die negativen Auswirkungen auf die Nutzung sind im Vergleich zur Nutzung relativ gering (eindeutig nicht signifikant), oder

- Die negativen Auswirkungen auf die spezifizierten Nutzungen sind sehr weitreichend und gefährden diese in ihrer Existenz (deutlich signifikant). Dies ist insbesondere dann relevant, wenn durch die erforderlichen “Maßnahmen” die spezifizierten Nutzungen, Funktionen und die damit verbundenen Tätigkeiten des Menschen unterbunden werden, wenn also beispielsweise durch den Rückbau von Hochwasserschutzeinrichtungen ein städtischer Bereich weitläufig überflutet würde.

In Fällen, die nicht so eindeutig sind, sollten die relativen Belastungen mittels einfacher, quantitativer Methoden beurteilt werden.

[23] z.B. die für einen Jahreszeitraum errechneten Kosten für Fischwanderhilfen in X Euro pro Jahr.

[24] Y Euro pro Fischwanderhilfe etc.

Tabelle 2: Empfehlungen für die Auswahl der Verfahren für die Prüfung gemäß Art. 4(3)(a).

ZUNEHMENDE KOMPLEXITÄT (erst in dieser Richtung fortfahren, wenn dies wirklich erforderlich ist, d.h. wenn mit den auf der linken Seite der Tabelle aufgeführten Methoden eine Entscheidung nicht getroffen werden kann)

Prüfung	Beschreibende (qualitative) Methoden	Einfache Quantifizierung	Information über Eckdaten	Ökonomische Analyse
Signifikante negative Auswirkung auf die spezifizierte Nutzung (Schritt 7.2)	Bei Einstellung oder sehr deutlicher Veränderung der aufgeführten Nutzung/Funktion/Aktivität oder Bei sehr geringfügigen Änderungen der aufgeführten Nutzung/Funktion/Aktivität	Bei einer teilweisen Veränderung der Nutzung/Funktion		Wenn der Umfang der Veränderung im Hinblick auf die spezifizierte Nutzung/ Funktion ungewiss ist.
Signifikante negative Auswirkung auf die Umwelt (Schritt 7.3)	Beschreibung des Umfangs der Auswirkungen in Relation zu den Nutzen der Verbesserungsmaßnahmen		Eckdaten auf nationaler/lokaler Ebene können nützlich sein	

Es ist sinnvoll, die negativen Auswirkungen auf lokaler Ebene zu betrachten, oder aber auf lokaler Ebene im Zusammenspiel mit regionalen oder nationalen Aspekten. Eine auf lokaler Ebene negative Auswirkung kann auf regionaler oder nationaler Ebene nicht signifikant sein[25]. Es kann allerdings auch gerade umgekehrt sein[26].

Die “Signifikanz” negativer Auswirkungen auf die Umwelt lässt sich nur schwer beurteilen, da keine Verfahren verfügbar sind, mit denen sich solche Auswirkungen quantifizieren und als Geldwert darstellen lassen. Die Vor- und Nachteile der Verbesserungsmaßnahmen für die Umwelt könnten eventuell vor dem Hintergrund einer subjektiven Schätzung des Ausmaßes betrachtet werden (z.B. weitgreifend, mäßig, gering) (siehe Abschnitt 3.1.3 der Beispielsammlung).

In der Beispielsammlung ist ein Formblatt, anhand dessen besser beurteilt werden kann, ob die Kosten unverhältnismäßig hoch sind. In diesem Formblatt sind alle Aspekte und Informationen aufgelistet, die berücksichtigt werden sollten.

5.7.2 Methoden für die Bewertung der “anderen Möglichkeiten” (Schritt 8)

Tabelle 3 zeigt auf, dass die technische Durchführbarkeit und die besseren Umweltoptionen normalerweise anhand beschreibender Methoden untersucht werden. Im Falle der “besseren Umweltoptionen” kann eine einfache Tabelle erstellt werden, in der die bestehende Nutzung mit den vorgeschlagenen Alternativen im Hinblick auf ihre Umweltbelastungen verglichen werden.

---

[25] Die Reduzierung der Stromproduktion in einem einzelnen Wasserkraftwerk könnte als bedeutend für dieses betrachtet werden, wohingegen sie auf regionaler Ebene vernachlässigbar ist.

[26] Wird die Stromproduktion eines Wasserkraftwerks nur mit einem geringen Prozentsatz reduziert, so könnte dies auf lokaler Ebene als nicht bedeutend betrachtet werden. Wird jedoch eine Region vorwiegend über Wasserkraftwerke mit Energie versorgt und wird die Produktion in jedem einzelnen Wasserkraftwerk reduziert, so könnte dies als bedeutend betrachtet werden.

In bestimmten Fällen können die physikalischen Auswirkungen der bestehenden Nutzung und der Alternativen quantifiziert werden.

Tabelle 3: Empfehlungen für die Auswahl der Verfahren für die Prüfung gemäß Art. 4(3)(b).

ZUNEHMENDE KOMPLEXITÄT (erst in dieser Richtung fortfahren, wenn dies wirklich erforderlich ist, d.h. wenn mit den auf der linken Seite der Tabelle aufgeführten Methoden eine Entscheidung nicht getroffen werden kann)

Prüfung	Beschreibende (qualitative) Methoden	Einfache Quantifizierung	Information über Eckdaten	Ökonomische Analyse
Technisch durchführbar (Schritt 8.2)	Beschreibung praktischer Schwierigkeiten			
Bessere Umweltoption (Schritt 8.3)	Qualitative Beurteilung der Auswirkung auf verschiedene Umweltmedien, wenn die Schlussfolgerung klar ist.	Wenn ungewiss ist, welches die beste Option ist	Eckdaten auf nationaler/lokaler Ebene können nützlich sein	
Unverhältnis-mäßig hohe Kosten (Schritt 8.4)	Beschreibung des Umfangs der Kosten sowie der Nutzen, wenn die Schlussfolgerung klar ist.	Nicht zutreffend.	Eckdaten auf nationaler/lokaler Ebene können ausreichend klare Angabe für ein begründetes Urteil liefern.	Wenn sich die lokale Situation signifikant von den Eckdaten unterscheidet oder andere Gründe vorliegen, die eine Entscheidung unsicher machen.

In vielen Fällen lässt sich relativ einfach ermitteln, ob unverhältnismäßig hohe Kosten anfallen, und die Entscheidung, ob die “anderen Möglichkeiten” unverhältnismäßig teuer sind oder nicht, kann anhand einer qualitativen Beschreibung der ausgeführten Nutzung sowie der Auswirkungen einer Nutzungseinstellung getroffen werden.

Ist dies nicht der Fall, dann sollte eine Kosten-Nutzen-Analyse erstellt werden (siehe Kap. 5.5.4).

Um sicher zu stellen, dass die kostenrelevanten Daten bestehender Eingriffe mit denen der “anderen Möglichkeiten” verglichen werden können, und weil die Lebensdauer verschiedener Anlagen und Einrichtungen wahrscheinlich unterschiedlich lang ist und die Kosten zeitlich unterschiedlich verteilt sind, sollten alle Kosten anhand einer standardisierten diskontierten Cashflow-Analyse mit geeigneten Diskontsätzen für einen Jahreszeitraum berechnet werden (siehe Beispielsammlung).

5.7.3 Konsultative Mechanismen

Für viele Ausweisungsprüfungen ist ein subjektives Verfahren mit einem beschreibenden Ansatz erforderlich. Um hier einen transparenten Ansatz sicher zu stellen und die Entscheidungsfindung zu verbessern, kann es im Rahmen der Entscheidungsfindung angebracht sein, formale konsultative Mechanismen einzusetzen.

- Beratende Foren – an denen Interessierte und Betroffene beteiligt werden, um festzulegen, ob die voraussichtlichen Auswirkungen auf die Nutzungen signifikant sind. Bei diesem Ansatz werden soziale Aspekte und kulturelle/lokale Vorstellungen berücksichtigt.[27] Diese Foren würden im Rahmen der für die Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie notwendigen Beteiligung der Öffentlichkeit und insbesondere im Rahmen der Aufstellung der Bewirtschaftungspläne operieren.
- Ausschüsse, in denen die Wasserwirtschaftsbehörden vertreten sind.
- Expertengruppen – fachliche Beurteilung der Optionen durch ein interdisziplinäres Expertenteam. Die Auswahl dieser "Expertengruppen" ist subjektiv, sie sollte jedoch gut begründet und transparent sein, und es sollten Vertreter der interessierten Kreise beteiligt sein.

5.8 Ausweisung künstlicher Wasserkörper (Schritt 9)

Es ist schwierig, das von der WRRL vorgegebene Ausweisungsverfahren auf künstliche Wasserkörper anzuwenden. Deshalb wurde dieser Abschnitt in den Leitfaden aufgenommen, um dieses Ausweisungsverfahren näher zu erläutern. Der hier beschriebene Ansatz betrifft die künstlichen Wasserkörper (vergleiche Abbildung 1). Er zielt darauf ab,

- den Arbeitsaufwand für die Ausweisung von künstlichen Wasserkörpern so gering wie möglich zu halten und
- sicher zu stellen, dass der Sinn und Zweck der WRRL im Hinblick auf den Schutz und die Verbesserung der aquatischen Umwelt erfüllt ist.

5.8.1 Müssen alle künstlichen Wasserkörper ausgewiesen werden?

Artikel 4(3) besagt, dass die Mitgliedstaaten einen Wasserkörper als künstlich ausweisen können. Das heißt, dass nicht alle von Menschenhand geschaffenen Gewässer als künstlich ausgewiesen werden müssen. Unter bestimmten Umständen lassen sich schon vor langer Zeit angelegte und kaum oder gar nicht belastete Wasserkörper nicht mehr von natürlichen Gewässern unterscheiden. Unter diesen Umständen kann es angebracht sein, deren derzeitigen biologischen Zustand als höchsten oder guten ökologische Zustand einzustufen.

5.8.2 Anwendung des Prüfschrittes gemäß Artikel 4(3)(a)

Aus dem Text der Richtlinie geht eindeutig hervor, dass die in Art. 4(3) beschriebenen Ausweisungsprüfungen auf künstliche und auf erheblich veränderte Wasserkörper anzuwenden sind. Die Auslegung des Art. 4(3)(a) im Hinblick auf künstliche Wasserkörper ist jedoch problematisch.

[27] Eine Einbindung aller interessierten Parteien entspricht durchaus den Bestimmungen des Artikels 14 der WRRL.

Artikel 4(3)(a)

Wenn die zum Erreichen eines guten ökologischen Zustands erforderlichen Änderungen der hydromorphologischen Merkmale dieses Körpers signifikante negative Auswirkungen hätten auf:….

Zur Durchführung der Ausweisungsprüfung Art. 4(3)(a) müssen die zum Erreichen eines guten ökologischen Zustandes erforderlichen Verbesserungsmaßnahmen ermittelt werden. Dies ist für die künstlichen Wasserkörper nicht möglich, da sie an einer Stelle geschaffen wurden, wo vorher kein bedeutendes Gewässer vorhanden war. Dort wäre also als höchster ökologischer Zustand ein natürlicher Zustand in Form von "trockenem Land" anzusetzen, so dass kein sinnvoller „guter ökologischer Zustand" abgeleitet werden könnte. Es sollte daher davon ausgegangen werden, dass die Prüfung gemäß 4.(3)(a) auf künstliche Wasserkörper keine Anwendung findet. Allerdings sollte die Idee, die Art. 4.(3)(a) zu Grunde liegt, auf das Ausweisungsverfahren für künstliche Wasserkörper angewandt werden. Es muss also gewährleistet sein, dass die im Rahmen des Ausweisungsverfahrens festgelegten Verbesserungsmaßnahmen keine signifikanten negativen Auswirkungen auf die spezifizierte Nutzung oder die Umwelt im weiteren Sinne haben.

5.8.3 Anwendung des Prüfschrittes gemäß Artikel 4(3)(b)

Bei der zweiten "Ausweisungsprüfung gemäß 4(3)(b)" treten im Hinblick auf die meisten künstlichen Wasserkörper keine Auslegungsschwierigkeiten auf und diese ist bei der Ausweisung anzuwenden werden. Bei der Ausweisung von künstlichen Wasserkörpern sollte daher geprüft werden, ob "andere Möglichkeiten" zur Verfügung stehen, mit denen die nutzbringenden Ziele, zugunsten derer der künstliche Wasserkörper angelegt wurde, erreicht werden können.

Hier sollte darauf hingewiesen werden, dass die "Ausweisungsprüfung gemäß 4(3)(b)" für künstliche Wasserkörper nicht darauf abzielt festzustellen, ob Wasserkörper künstlich oder natürlich sind (oder erheblich veränderte Wasserkörper). Die Ausweisungsprüfung dient dazu festzustellen, ob "andere Möglichkeiten" zur Erzielung einer bedeutend besseren Umweltoption zur Verfügung stehen, die beispielsweise zu einer Verbesserung des Zustandes des Wasserkörpers führen würden.

6 REFERENZBEDINGUNGEN UND UMWELTZIELE FÜR ERHEBLICH VERÄNDERTE UND KÜNSTLICHE WASSERKÖRPER (SCHRITTE 10 + 11)

6.1 Einleitung

Nach der vorläufigen Einstufung und Ausweisung von erheblich veränderten und künstlichen Wasserkörpern müssen geeignete Referenzbedingungen und Umweltziele für die künstlichen und erheblich veränderten Wasserkörper festgelegt werden (siehe Schritte 10 und 11 in Abbildung 1).

Die Referenz für erheblich veränderte und künstliche Wasserkörper, anhand derer diese Wasserkörper klassifiziert werden, ist das “höchste ökologische Potenzial”. Das höchste ökologische Potenzial stellt die höchste ökologische Gewässergüte dar, die für einen erheblich veränderten und künstlichen Wasserkörper erzielt werden kann, nachdem alle Maßnahmen zur ökologischen Schadensbegrenzung getroffen wurden, die keine signifikanten negativen Auswirkungen auf die entsprechende spezifizierte Nutzung oder die Umwelt im weiteren Sinne haben. Für die erheblich veränderten und künstlichen Wasserkörper müssen ein “gutes ökologisches Potenzial” und ein guter chemischer Oberflächengewässerzustand erreicht werden. Ein gutes ökologisches Potenzial ist gegeben, wenn die Werte der für das höchste ökologische Potenzial relevanten biologischen Qualitätskomponenten „geringfügig“ verändert sind. Die Mitgliedstaaten müssen verhindern, dass der Zustand sich von einer Klasse zu einer anderen verschlechtert, und sie müssen bemüht sein, bis zum 22. Dezember 2015 ein gutes ökologisches Potenzial zu erreichen, sofern keine Ausnahmebedingungen zur Rechtfertigung weniger strenger Ziele gemäß Artikel 4(5) oder zur Fristverlängerung gemäß Artikel 4(4) vorliegen. Der Zeitplan, nach dem das höchste ökologische Potenzial festgelegt und das gute ökologische Potenzial erreicht werden muss, ist in den Kapiteln 7.2 und 7.3 dargelegt.

6.2 Ermittlung des höchsten ökologischen Potenzials (Schritt 10)

Um geeignete Werte für die Qualitätskomponenten zur Beschreibung des höchsten ökologischen Potenzials festzulegen, sind zahlreiche Einzelschritte erforderlich (siehe Abbildung 7). Hierbei muss unterschieden werden zwischen “der am besten vergleichbaren Oberflächengewässer-kategorie” und dem “am besten vergleichbaren Oberflächenwasserkörpertyp”. Die am besten vergleichbare Gewässerkategorie bestimmt die Auswahl der geeigneten Qualitätskomponenten, während anhand der am besten vergleichbaren Wasserkörpertypen die Referenzwerte dieser Komponenten für die erheblich veränderten und künstlichen Wasserkörper bestimmt werden.

Schritt 10 - Einzelschritt 1 (siehe 10.1): Auswahl der geeigneten **Qualitätskomponenten** für das höchste ökologische Potenzial. Es wird die beste vergleichbare natürliche Oberflächengewässer**kategorie** bestimmt. Dies ist entweder ein “Fluss”, “See”, “Übergangsgewässer“ oder “Küstengewässer”. Die geeigneten Qualitätskomponenten sind dann die Komponenten dieser am besten vergleichbaren natürlichen Oberflächengewässerkategorie. Diese sind in Anhang V Nr. 1.1.1- 1.1.4. aufgeführt.

Schritt 10 - Einzelschritt 2 (siehe 10.2): Festlegung der zum Erreichen des höchsten ökologischen Potenzials erforderlichen **hydromorphologischen Bedingungen.** Die Werte der biologischen und chemisch-physikalischen Qualitätskomponenten für das höchste ökologische Potenzial hängen von den hydromorphologischen Bedingungen für das höchste ökologische Potenzial ab. In einem ersten Schritt müssen die hydromorphologischen Bedingungen für das „höchste ökologische Potenzial" festgelegt werden, da eben diese Bedingungen durch die physikalischen Veränderungen beeinflusst sind und diese physikalischen Veränderungen in erster Linie ausschlaggebend sind für das ökologische Potenzial eines erheblich veränderten und künstlichen Wasserkörpers.

Schritt 10 - Einzelschritt 3 (siehe 10.3): Festlegung der **chemisch-physikalischen Bedingungen** für das höchste ökologische Potenzial. Ermittlung des am besten vergleichbaren Wasserkörper**typs**. Die chemisch-physikalischen Bedingungen für das höchste ökologische Potenzial sollten auf der Grundlage der Bedingungen des am besten vergleichbaren Wasserkörpertyps unter Berücksichtigung der hydromorphologischen Bedingungen für das höchste ökologische Potenzial festgelegt werden. Die chemisch-physikalischen Bedingungen beeinflussen in hohem Maße die Werte für die biologischen Qualitätskomponenten des höchsten ökologischen Potenzials.

Schritt 10 - Einzelschritt 4 (siehe 10.4): Festlegung der **biologischen Bedingungen** für das höchste ökologische Potenzial, in denen sich so weit wie möglich die Gegebenheiten des am besten vergleichbaren Wasserkörpertyps widerspiegeln (siehe Schritt 10.3 oben). Die biologischen Bedingungen für das höchste ökologische Potenzial werden beeinflusst durch die hydromorphologischen und chemisch-physikalischen Bedingungen des höchsten ökologischen Potenzials.

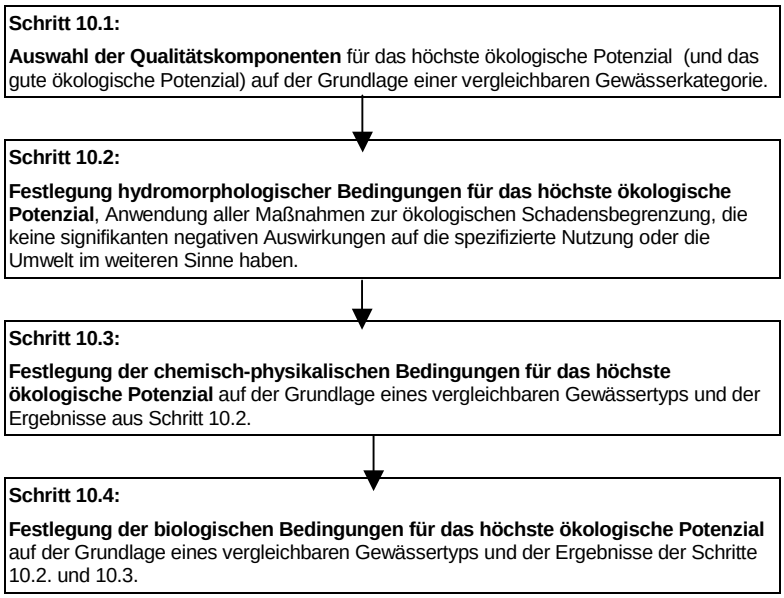


Abbildung 7: Verfahren zur Definition des "höchsten ökologischen Potenzials" (Schritte 10.1 – 10.4)

Im folgenden Beispiel ist aufgezeigt, wie das höchste ökologische Potenzial nach Abbildung 7 festgelegt werden kann.

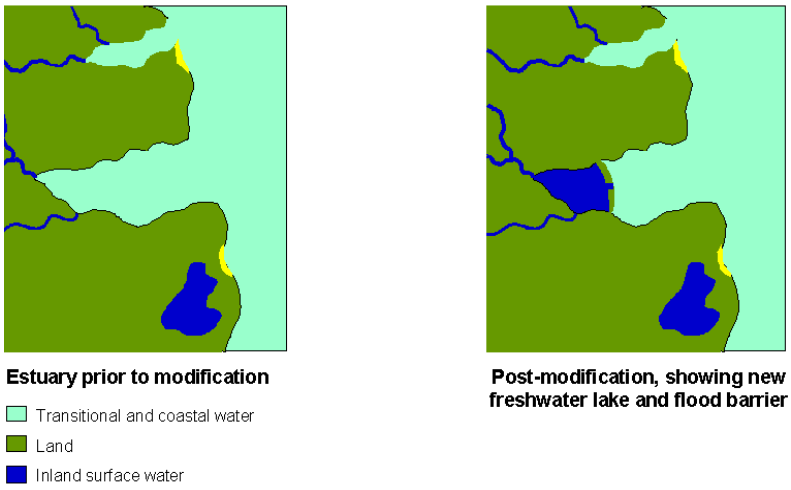


Abbildung 8: Beispiel eines zu einem Süßwassersee veränderten Ästuars

Das Ästuar wurde zum Schutz vor Hochwasser ausgebaut. Der Wasserkörper ist durch physikalische Veränderungen eindeutig in seinem Wesen verändert. Es handelt sich hier außerdem um eine der in Artikel 4(3) beschriebenen Nutzungen (Hochwasserschutz).

Einzelschritt 10.1: Zur Zeit ist die am besten vergleichbare natürliche Gewässerkategorie ein See. Die relevanten biologischen, hydromorphologischen und chemisch-physikalischen Komponenten für Seen sollten zur Ermittlung des höchsten ökologischen Potenzials herangezogen werden (siehe Kapitel 6.2.1)

Einzelschritt 10.2: Es ist offensichtlich, dass die hydromorphologischen Komponenten des höchsten ökologischen Potenzials **nicht der historischen Situation (Ästuar) entsprechen**. Sie sollten allerdings die theoretischen Verbesserungen aufgrund von Maßnahmen zur ökologischen Schadensbegrenzung widerspiegeln (die keine signifikanten negativen Auswirkungen auf die Nutzung (Hochwasserschutz) haben). Die Werte für die Komponenten werden anhand des am besten vergleichbaren Seentyps ermittelt (siehe Kapitel 6.2.2).

Einzelschritt 10.3: Die chemisch-physikalischen Bedingungen für das höchste ökologische Potenzial sind die unter den gegebenen Umständen in Schritt 10.2 ermittelten Werte, diese spiegeln jedoch im Allgemeinen die Bedingungen bei einem sehr guten ökologischen Zustand des am besten vergleichbaren Seenwasserkörpers wider (siehe Kapitel 6.2.3).

Einzelschritt 10.4: Die biologischen Bedingungen für das höchste ökologische Potenzial sind die in den Schritten 10.2 und 10.3 ermittelten Randbedingungen (siehe Kapitel 6.2.4).

6.2.1 Auswahl der geeigneten Qualitätskomponenten für das höchste ökologische Potenzial (Schritt 10.1)

Anhang V Nr. 1.1.5

"Als Qualitätskomponenten für künstliche und erheblich veränderte Oberflächenwasserkörper werden die Komponenten herangezogen, die für diejenige der vorgenannten vier Kategorien von natürlichen Oberflächengewässern gelten, die dem betreffenden erheblich veränderten oder künstlichen Wasserkörper am ähnlichsten ist".

Die relevanten hydromorphologischen, biologischen and chemisch-physikalischen Qualitätskomponenten entsprechen den Komponenten für die am besten vergleichbare Gewässerkategorie (Fluss, See, Übergangsgewässer oder Küstengewässer) [siehe Anhang V Nr. 1.1.1-1.1.4]. Wurde beispielsweise ein Fluss verändert (z.B. durch einen Staudamm), so dass er nun einem See sehr ähnlich ist, dann werden die relevanten Qualitätskomponenten der Vorgaben für Seen zu Grunde gelegt [Anhang V Nr. 1.1.2] und nicht die Qualitätskomponenten der Vorgaben für Flüsse [Anhang V Nr. 1.1.1] (siehe Kapitel 6.2.4).

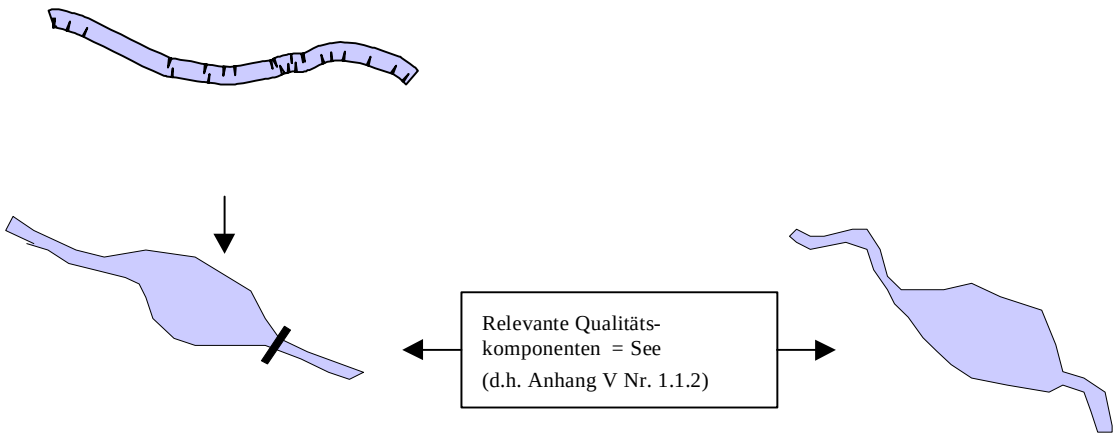


Abbildung 9: Beispiel für die Auswahl der Qualitätskomponenten für das höchste ökologische Potenzial (siehe 10.1)

6.2.2 Festlegung der hydromorphologischen Bedingungen für das höchste ökologische Potenzial (Schritt 10.2)

Anhang V Nr. 1.2.5

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

Die hydromorphologischen Bedingungen für das höchste ökologische Potenzial sind die Bedingungen, die vorliegen würden, wenn alle verfügbaren Maßnahmen zur ökologischen Schadensbegrenzung getroffen worden wären, die sicher stellen, dass eine optimale ökologische Durchgängigkeit erreicht wird. Die für die Festlegung des höchsten ökologischen Potenzials getroffenen Maßnahmen sollten

(a) keine signifikante negative Auswirkung auf die Nutzung (einschließlich Wartung und Betrieb) und auf die Umwelt im weiteren Sinne haben (siehe Kapitel 5.4.2 und 5.4.2). Hierbei werden mögliche wirtschaftliche Auswirkungen der Maßnahmen mit beurteilt, es wird jedoch nicht die Frage gestellt, ob diese Maßnahmen mit unverhältnismäßig hohen Kosten einhergehen. (siehe Kapitel 5.4.3); und

(b) eine optimale ökologische Durchgängigkeit sicher stellen, insbesondere im Hinblick auf die Wanderung von Tieren sowie geeignete Laich- und Brutplätze (siehe Beispielsammlung).

Im Sinne diese Leitfadens wird "eine optimale ökologische Durchgängigkeit, insbesondere im Hinblick auf die Wanderung von Tieren sowie geeignete Laich- und Brutplätze" so verstanden, dass folgende Anforderungen zu erfüllen sind:

(a) Ein von seiner Größe und seiner Qualität her hinreichend nutzbares Habitat, mit dem gewährleistet ist, dass Struktur und Funktion des Ökosystems räumlich und zeitlich erhalten bleiben können.

(b) Durchgängigkeit/Verbindung in Längs- und Querrichtung der Wasserkörper (z.B. Durchgängigkeit eines Flusses, aquatische, halbaquatische, terrestrische Habitatverbindungen), so dass die Organismen Zugang zu den Habitaten haben, die sie innerhalb ihres Lebenszyklus benötigen.

Bei der Beurteilung der optimalen ökologischen Durchgängigkeit sollten daher alle hydromorphologischen Maßnahmen zur ökologischen Schadensbegrenzung berücksichtigt werden, durch die Hindernisse jeglicher Art für die Wanderung von Arten reduziert und die Qualität, die Größe und die Vielfalt der durch die physikalische Veränderungen beeinträchtigen Habitate verbessert werden könnten. Hierbei könnten auch Verbindungen zum Grundwasser, zu Uferbereichen sowie zu Küsten- und Gezeitenzonen berücksichtigt werden. Besonderer Wert wird

in der WRRL allerdings auf die Wanderung gelegt. Der Rückbau von Hindernissen jeglicher Art, durch die die Längs- und Quermigration von Organismen bedeutend behindert werden, sollte an vorderster Stelle stehen.

Die technische Durchführbarkeit sowie die Kosten (d.h. Kapitalkosten), die mit der Umsetzung der Maßnahmen zur ökologischen Schadensbegrenzung verbunden sind, werden bei der Festlegung der Werte für die hydromorphologischen Qualitätskomponenten des höchsten ökologischen Potenzials nicht berücksichtigt. Solche Kostenüberlegungen sind dann relevant, wenn darüber zu entscheiden ist, ob für die erheblich veränderten und künstlichen Wasserkörper ein gutes ökologisches Potenzial oder ein weniger strenges Ziel gemäß Artikel 4(5) erreicht werden soll. Nach den Bestimmungen für die Ausweisungsprüfung gemäß 4(3)(a) sollten die Maßnahmen zur ökologischen Schadensbegrenzung allerdings keine signifikanten negativen Auswirkungen auf die spezifizierte Nutzung (einschließlich wirtschaftlicher Auswirkungen) oder die Umwelt im weiteren Sinne haben. Hierzu kann es erforderlich sein, die wirtschaftlichen Auswirkungen auf die spezifizierte Nutzung oder die Umwelt im weiteren Sinne zu beurteilen. Zwar sollten alle potenziellen Maßnahmen zur ökologischen Schadensbegrenzung ermittelt werden, doch erscheint es nicht hilfreich, offensichtlich praktisch nicht durchführbare Maßnahmen näher zu betrachten. Solche praktisch unmöglichen Maßnahmen sollten von der Beurteilung ausgeschlossen werden.

Da zum einen nur solche Maßnahmen berücksichtigt werden, die keine signifikanten negativen Auswirkungen auf die Nutzung oder Umwelt haben und andererseits eindeutig unzweckmäßige Maßnahmen ausgeschlossen werden, lassen sich so gut begründete Werte für das höchste ökologische Potenzial festlegen.

Bei der Ausweisung von erheblich veränderten und künstlichen Wasserkörpern und der Festlegung der zu erreichenden Ziele müssen die Mitgliedstaaten sicher stellen, dass die neuen Bestimmungen nicht mit der Umsetzung anderer EU-Bestimmungen kollidieren [siehe Art. 4(8)], z.B. mit der Flora-Fauna-Habitat-Richtlinie (92/43/EWG) und der Vogelschutzrichtlinie (79/409/EWG). Gleichzeitig müssen auch bei der Umsetzung dieser Richtlinien die Bestimmungen der WRRL berücksichtigt werden. Das höchste ökologische Potenzial muss so definiert sein, dass gewährleistet ist, dass die Zielsetzung “gutes ökologisches Potenzial” mit den Zielen der anderen Bestimmungen vereinbar ist. Im Falle der Flora-Fauna-Habitat-Richtlinie und der Vogelschutzrichtlinie müssen im Rahmen der zur Festlegung der hydromorphologischen Bedingungen für das höchste ökologische Potenzial untersuchten Maßnahmen zur ökologischen Schadensbegrenzung auch die Bedürfnisse der Flora, Fauna und Habitate berücksichtigt werden, für die in diesen Richtlinien die Ziele festgelegt wurden.

6.2.3 Festlegung der chemisch-physikalischen Bedingungen für das höchste ökologische Potenzial (Schritt 10.3)

Anhang V Nr. 1.2.5

“Die [allgemeinen] physikalisch-chemischen Komponenten entsprechen vollständig oder nahezu vollständig den Bedingungen, die bei Abwesenheit störender Einflüsse mit dem Oberflächengewässertyp einhergehen, der mit dem betreffenden künstlichen oder erheblich veränderten Wasserkörper am ehesten vergleichbar ist.”

"Die Konzentrationen [der spezifischen nichtsynthetischen Schadstoffe] bleiben in dem Bereich, der normalerweise bei Abwesenheit störender Einflüsse mit dem Oberflächengewässertyp einhergeht, der am ehesten mit dem betreffenden künstlichen oder erheblich veränderten Wasserkörper vergleichbar ist."

Die allgemeinen chemisch-physikalischen Bedingungen und die Werte für die spezifischen, nichtsynthetischen Schadstoffe sollten mit den Bedingungen und Werten der am besten vergleichbaren Wasserkörpertypen übereinstimmen, unter Berücksichtigung der hydromorphologischen Bedingungen für das höchste ökologische Potenzial (siehe oben) (siehe Beispielsammlung).

Für einige künstliche und erheblich veränderte Wasserkörper können unter den vorgegebenen hydromorphologischen Randbedingungen die Werte für bestimmte chemisch-physikalische Qualitätskomponenten bedeutend von den Werten in dem am besten vergleichbaren Wasserkörpertyp abweichen (siehe oben). Die folgenden Beispiele veranschaulichen, wie in den erheblich veränderten Wasserkörpern andere chemisch-physikalische Bedingungen als in dem am besten vergleichbaren natürlichen Wasserkörper vorliegen können:

- Durch die hydromorphologischen Merkmale eines zum Zwecke der Wasserkrafterzeugung und der Wasserversorgung geschaffenen Stausees können die Sauerstoff- und Temperaturverhältnisse im Stausee und den Flussabschnitten unterhalb des Stausees verändert sein. Diese können von den Verhältnissen in einem natürlichen Wasserkörper abweichen.

- Die hydromorphologischen Merkmale eines Süßwasserstausees, der durch einen Damm im Bereich eines Ästuars geschaffen wurde, können zu unterschiedlichen Schwebstoffgehalten führen. Die sich daraus ergebende Trübung kann sich von der Trübung eines natürlichen Wasserkörpers unterscheiden.

Bei der Definition des höchsten ökologischen Potenzials können diese Unterschiede berücksichtigt werden.

Da in diesen Fällen die Werte für diese chemisch-physikalischen Qualitätskomponenten im Hinblick auf einen sehr guten ökologischen Zustand nicht "vollständig und auch nicht nahezu vollständig den Werten des am besten vergleichbaren Wasserkörpertyps" entsprechen würden, könnte für solche künstlichen und erheblich veränderten Wasserkörper niemals das höchste ökologische Potenzial erreicht werden. In manchen Fällen würde selbst das Ziel "gutes ökologisches Potenzial" verfehlt, so dass die Ausnahmebedingungen Anwendung finden, nach denen weniger strenge Ziele gemäß Artikel 4(5) gesetzt werden. Sind diese chemisch-physikalischen Bedingungen direkt mit den physikalischen Veränderungen verknüpft, ohne die die Nutzung nicht aufrechterhalten werden kann, so sollten diese Abweichungen bei der Festlegung des höchsten ökologischen Potenzials berücksichtigt werden. Dies gilt jedoch nur für bestimmte chemisch-physikalische Komponenten wie z.B. Sauerstoffgehalt, Temperatur und Schwebstoffgehalt, also nicht für die allgemeinen chemischen Parameter, da deren Konzentrationen nicht mit den hydromorphologischen Veränderungen in Zusammenhang stehen.

Die Bestimmungen für spezielle synthetische Schadstoffe im Hinblick auf das höchste ökologische Potenzial entsprechen denen für nicht veränderte, nicht künstliche Wasserkörper mit "Konzentrationen nahe bei Null oder zumindest unterhalb der Nachweisgrenze der üblicherweise angewandten neuesten Analyseverfahren" [siehe Anhang V Nr. 1.2.5]. Dazu sind in den Leitlinien der CIS-AG 2.3 REFCOND und der CIS-AG 2.4 COAST weitere Ausführungen enthalten.

6.2.4 Festlegung der biologischen Parameter für das höchste ökologische Potenzial (Schritt 10.4)

Anhang V Nr. 1.2.5

[*Das höchste ökologische Potenzial ist definiert als der Zustand, in dem] "die Werte für die einschlägigen biologischen Qualitätskomponenten unter Berücksichtigung der physikalischen Bedingungen, die sich aus den künstlichen oder erheblich veränderten Eigenschaften des Wasserkörpers ergeben, soweit wie möglich den Werten für den Oberflächengewässertyp [entsprechen], der am ehesten mit dem betreffenden Wasserkörper vergleichbar ist."*

Mit dem höchsten ökologischen Potenzial soll die optimale Annäherung an ein natürliches aquatisches Ökosystem beschrieben werden, die unter den gegebenen hydromorphologischen Bedingungen erreicht werden kann, welche nicht ohne signifikante negative Auswirkungen auf die spezifizierte Nutzung oder die Umwelt im weiteren Sinne verändert werden können. Die für das höchste ökologische Potenzial festgelegten biologischen Bedingungen sollten also so weit wie möglich den Bedingungen in dem am besten vergleichbaren Wasserkörpertyp unter den gegebenen hydromorphologischen und daraus resultierenden chemisch-physikalischen Bedingungen bei einem sehr guten ökologischen Zustand entsprechen (siehe Schritte 10.2 und 10.3).

Die Werte der biologischen Qualitätskomponenten für das „höchste ökologische Potenzial" können gemäß der WRRL nach verschiedenen Methoden ermittelt werden. Diese Methoden sollten auch zur Festlegung der entsprechenden Werte für die chemisch-physikalischen Qualitätskomponenten und für die spezifischen nichtsynthetischen Schadstoffe verwendet werden (siehe oben). Dies sind die gleichen Methoden, die auch für die Festlegung der Werte für die Qualitätskomponenten des „sehr guten Zustandes" zulässig sind.

Hierzu gehören:

(i) räumliche Netzwerke von Untersuchungsstellen, die die Kriterien für das höchste ökologische Potenzial erfüllen (siehe Beispielsammlung);

(ii) Modellansätze (siehe Beispielsammlung);

(iii) eine Kombination von (i) und (ii); oder

(iv) ein Expertenurteil, wenn die o.a. Methoden nicht angewandt werden können (siehe Beispielsammlung).

Am besten vergleichbarer Wasserkörper

Ein “vergleichbarer Wasserkörper” ist/sind ein oder mehrere Wasserkörper, der/die u.a. im Hinblick auf die Gewässerkategorie, den Typ und andere Merkmale dem veränderten Wasserkörper am ähnlichsten ist/sind, und von dem/denen räumliche und zeitliche Daten abgeleitet werden können (d.h. durch Analogieschluss), auf deren Grundlage das höchste ökologische Potenzial festgelegt wird. Der “vergleichbare Wasserkörper” erleichtert

- die Auswahl der zu betrachtenden Qualitätskomponenten (die von der am besten vergleichbaren Wasserkörperkategorie abgeleitet werden), und
- die Festlegung der Werte für die zu betrachtenden chemisch-physikalischen und biologischen Qualitätskomponenten (die von dem am besten vergleichbaren Wasserkörpertyp abgeleitet werden).

Zuallererst muss dabei ein vergleichbarer natürlicher Wasserkörper herangezogen werden (oder einer modellhaften oder historischen Situation) (siehe Beispielsammlung).

In vielen Fällen werden sich die für einen sehr guten ökologischen Zustand festgelegten hydromorphologischen und manchmal auch die chemisch-physikalischen Bedingungen in dem am besten vergleichbaren Wasserkörper bedeutend von den jeweils für das höchste ökologische Potenzial festgelegten Bedingungen unterscheiden. Bei der Festlegung der biologischen Werte für das höchste ökologische Potenzial müssen daher die für den sehr guten ökologischen Zustand festgelegten biologischen Werte des am besten vergleichbaren Wasserkörpers an die speziellen Eigenschaften des erheblich veränderten oder künstlichen Wasserkörpers angepasst werden (siehe Beispielsammlung).

In einzelnen Fällen werden keine vergleichbaren natürlichen Wasserkörper zur Verfügung stehen. In diesen Fällen, die ausreichend begründet werden müssen, sollten im Hinblick auf das höchste ökologische Potenzial Daten von annähernd vergleichbaren erheblich veränderten und künstlichen Wasserkörpern verwendet werden (und daher vorzugsweise die best möglichen gegenüber den best verfügbaren), sofern solche Daten zur Verfügung stehen (siehe Beispielsammlung). Daten von den besten verfügbaren Standorten könnten dann verwendet werden, wenn an diesen die best möglichen Bedingungen anhand von Modellen oder Expertenurteilen extrapoliert werden können.

Das folgende Beispiel zeigt, wie die Werte für das höchste ökologische Potenzial anhand eines anderen erheblich veränderten Wasserkörpers festgelegt werden können.

Wurden in einer Gebirgsregion zahlreiche große Stauseen geschaffen, in der zuvor keine großen natürlichen Seen vorhanden waren, so kann in dieser Ökoregion möglicherweise kein vergleichbarer natürlicher Wasserkörper gefunden werden. Unter diesen Umständen kann als Referenz ein Stausee ausgewählt werden, der bereits nahe an das höchste ökologische Potenzial herankommt. Hierfür kommt ein Stausee in Frage, bei dem “alle Maßnahmen zur ökologischen Schadensbegrenzung” zur Verbesserung der hydromorphologischen Merkmale des Staussees bereits abgeschlossen sind. Sind noch nicht “alle Maßnahmen zur ökologischen Schadensbegrenzung ” abgeschlossen, dann können auch die infolge “aller Maßnahmen zur ökologischen Schadensbegrenzung ” erwarteten Auswirkungen modellhaft ermittelt und dann für die Definition des höchsten ökologischen Potenzials herangezogen werden.

6.3 Festlegung des guten ökologischen Potenzials (Schritt 11)

Anhang V Nr. 1.2.5

[Das gute ökologische Potenzial ist definiert als der Zustand, in dem] „die Werte für die einschlägigen biologischen Qualitätskomponenten geringfügig von den Werten ab[weichen], die für das höchste ökologische Potenzial gelten."

Das gute ökologische Potenzial ist das für die erheblich veränderten und künstlichen Wasserkörper zu erreichende Umweltqualitätsziel. Die Prüfung, ob das ökologische Ziel für die künstlichen und erheblich veränderten Wasserkörper erreicht oder verfehlt wird, wird in einem Vergleich mit dem guten ökologischen Potenzial durchgeführt (siehe Anhang II Nr. 1.4).

Die hydromorphologischen Bedingungen für das gute ökologische Potenzial müssen so ausgelegt sein, dass die hierfür festgelegten biologischen Werte erreicht werden können. Das Gleiche gilt für die Werte der allgemeinen chemisch-physikalischen Qualitätskomponenten. Es muss auch gewährleistet sein, dass die Werte der allgemeinen chemisch-physikalischen Qualitätskomponenten des guten ökologischen Potenzials die Funktionalität des Ökosystems gewährleisten. Die Rolle der chemisch-physikalischen Komponenten bei der Klassifizierung von Wasserkörpern ist in den durch die CIS AG 2.3 (REFCOND) und die CIS AG 2.4 (COAST) erarbeiteten Leitlinien dargelegt. Ein gutes ökologisches Potenzial ist nur dann gegeben, wenn gleichzeitig die Umweltqualitätsnormen erfüllt sind, die für die spezifischen synthetischen und nichtsynthetischen Schadstoffkomponenten mittels des im Anhang V Nr. 1.2.6 der WRRL angeführten Verfahrens festgelegt wurden.

Das gute ökologische Potenzial wird anhand der folgenden Einzelschritte (Schritte 11.1 – 11.4) ermittelt:

Schritt 11 - Einzelschritt 1 (Schritt 11.1): Die Bestimmung des guten ökologischen Potenzials für die erheblich veränderten und künstlichen Wasserkörper erfolgt in erster Linie auf der Grundlage der biologischen Qualitätskomponenten (abgeleitet von den Werten des höchsten ökologischen Potenzials). Beim guten ökologischen Potenzial sind "geringfügige Abweichungen" der Werte für die biologischen Komponenten von denen des höchsten ökologischen Potenzials zulässig (siehe Beispielsammlung). Die Auslegung des Begriffs "geringfügige Abweichungen" wird in den von der CIS AG REFCOND und der CIS AG "Interkalibrierung" erarbeiteten Leitlinien näher erläutert.

Schritt 11 - Einzelschritt 2 (Schritt 11.2): Die **hydromorphologischen Bedingungen** für das gute ökologische Potenzial müssen gewährleisten, dass die für das gute ökologische Potenzial relevanten biologischen Werte erreicht werden können (siehe Beispielsammlung). Hierzu müssen die hydromorphologischen Parameter ermittelt werden, die die für das gute ökologische Potenzial festgelegten Werte der biologischen Qualitätskomponenten beeinflussen, damit insbesondere die festgelegten Werte der Qualitätskomponenten erreicht werden können, die auf hydromorphologische Veränderungen empfindlich reagieren.

Schritt 11 - Einzelschritt 3 (Schritt 11.3): Die für das gute ökologische Potenzial festgelegten Werte für die **allgemeinen chemisch-physikalischen** Qualitätskomponenten müssen so

ausgelegt sein, dass die für das gute ökologische Potenzial abgeleiteten biologischen Werte erreicht werden können. Ebenso müssen diese Werte die Funktionalität des Ökosystems gewährleisten [Anhang V Nr. 1.2.5]. Die Rolle der chemisch-physikalischen Komponenten bei der Klassifizierung der Wasserkörper ist in den von der CIS AG 2.3 (REFCOND) und der CIS AG 2.4 (COAST) erarbeiteten Leitlinien definiert.

Schritt 11 - Einzelschritt 4 (Schritt 11.4): Für das Erreichen des „guten ökologischen Potenzials“ müssen auch die mittels des in Anhang V Nr. 1.2.6 vorgegebenen Verfahrens für die **spezifischen synthetischen und nichtsynthetischen Schadstoffe** abgeleiteten Qualitätsziele eingehalten werden (siehe Beispielsammlung).

6.4 Ausarbeitung von Berichten und Karten für die erheblich veränderten und künstlichen Wasserkörper

Um die erheblich veränderten und künstlichen Wasserkörper richtig klassifizieren zu können, müssen Überwachungssysteme entwickelt werden, mit denen sich die Werte der biologischen Qualitätskomponenten für die erheblich veränderten und künstlichen Wasserkörper richtig einschätzen lassen und mit denen diese Werte mit denen für das höchste ökologische Potenzial festgelegten Werten verglichen werden können. Das Verhältnis zwischen den gemessenen Werten der biologischen Parameter und den Parameterwerten für das höchste ökologische Potenzial [der “ökologische Qualitätsquotient”; siehe Anhang V Nr. 1.4] bestimmt die Einstufung in eine ökologische Zustandsklasse. Die Mitgliedstaaten müssen Werte für die Grenzen zwischen den einzelnen Zustandsklassen festlegen. Für die Festlegung der Grenzen zwischen den verschiedenen Klassen des ökologischen Potenzials kann auf Arbeiten der CIS-Arbeitsgruppen 2.3 (REFCOND) und 2.4 (COAST) zurückgegriffen werden.

Die Klassifizierung des ökologischen Potenzials der erheblich veränderten und künstlichen Wasserkörper hängt grundlegend vom Grad der anthropogenen Veränderungen der biologischen Qualitätskomponenten im Vergleich zum höchsten ökologischen Potenzial ab (siehe Kapitel 6.2.4). Bei der Berichterstattung und der kartographischen Darstellung werden das höchste ökologische Potenzial und das gute ökologische Potenzial zu einer Klasse zusammengefasst [Anhang V Nr. 1.4.2 (ii)], wie in der folgenden Abbildung 10 dargestellt.

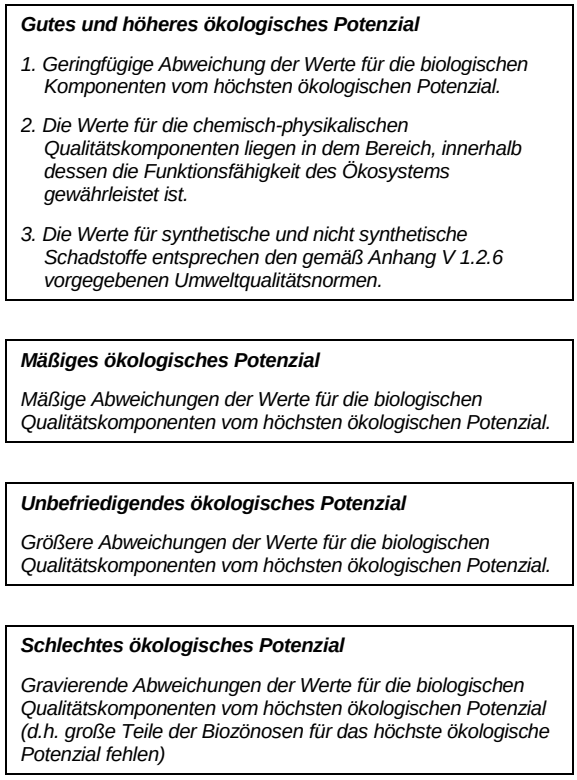


Abbildung 10: System der Berichterstattung

Maßnahmenprogramm

Die erheblich veränderten und künstlichen Wasserkörper müssen ein "gutes ökologisches Potenzial" und einen guten chemischen Oberflächengewässerzustand erreichen. Die Mitgliedstaaten müssen verhindern, das sich der Zustand von einer Klasse zu einer anderen verschlechtert, und sie müssen bemüht sein, bis zum 22. Dezember 2015 ein gutes ökologisches Potenzial zu erreichen, sofern keine Gründe für Ausnahmeregelungen vorliegen.

Weisen die Ergebnisse der Überwachungsprogramme darauf hin, dass für einen erheblich veränderten oder künstlichen Wasserkörper das Ziel "gutes ökologisches Potenzial" verfehlt wird, dann müssen die Mitgliedstaaten geeignete Maßnahmenprogramme auflegen, um das ökologische Potenzial eines Wasserkörpers zu verbessern und so bis 2015 ein gutes ökologisches Potenzial zu erreichen (siehe Beispielsammlung).

Hierzu müssen Erkenntnisse darüber vorliegen, wie einzelne Maßnahmen das ökologische Potenzial des Wasserkörpers verbessern. So erfordert beispielsweise die Ermittlung der für das gute ökologische Potenzial relevanten hydromorphologischen Bedingungen Kenntnisse über das Zusammenspiel der hydromorphologischen und der biologischen Komponenten. Das Wissen hierüber ist jedoch noch relativ begrenzt. Vorteilhaft wären auch Informationen über die Zeitdauer, die die Biologie in jedem Wasserkörper benötigt, um auf Maßnahmen zu reagieren.

Im Laufe der Jahre werden wahrscheinlich bessere Informationen und Daten gesammelt, auf deren Grundlage effektive und effiziente Maßnahmenprogramme erstellt werden können. Bis dahin müssen die Mitgliedstaaten diese Maßnahmenprogramme auf der Grundlage der jeweils neuesten Erkenntnisse und Einschätzungen erstellen.

Kann ein gutes ökologisches Potenzial bis 2015 nicht erreicht werden, weil die erforderlichen Maßnahmen technisch nicht durchführbar oder unverhältnismäßig teuer sind, dann können die Mitgliedstaaten die hier gesetzte Frist gemäß Artikel 4(4) verlängern oder weniger strenge Ziele für den Wasserkörper gemäß Artikel 4(5) festlegen. In diesem Zusammenhang sollte der von der CIS-Arbeitsgruppe WATECO erarbeitete Leitfaden für die Bewertung unverhältnismäßig hoher Kosten berücksichtigt werden.

7 QUERVERBINDUNGEN UND AUSBLICK

7.1 Überblick über Maßnahmen und deren Kosten im Rahmen des Ausweisungsverfahrens für die erheblich veränderten und künstlichen Wasserkörper

Im Rahmen des Ausweisungsverfahrens gibt es einige generelle Aspekte, die nicht allein einem einzigen Schritt des Einstufungs- und Ausweisungsverfahrens zugeordnet werden können. Diese sind im Folgenden zusammengefasst.

Bei verschiedenen Stufen (Schritten) des Verfahrens sind unterschiedliche **Maßnahmen** zu prüfen. Hierzu gehören Verbesserungsmaßnahmen im Rahmen der Ausweisungsprüfung 4(3)(a) sowie Maßnahmen zur ökologischen Schadensbegrenzung für die Festlegung des höchsten ökologischen Potenzials und des guten ökologischen Potenzials. Zur Verwirklichung der Umweltqualitätsziele muss für jede Flussgebietseinheit ein Maßnahmenprogramm erstellt werden. Dieses Programm ist nicht beschränkt auf Maßnahmen (zur ökologischen Schadensbegrenzung) für die künstlichen und erheblich veränderten Wasserkörper, sondern enthält auch Maßnahmen für natürliche Wasserkörper.

Bei der Festlegung von Maßnahmen (zur Verbesserung oder zur ökologischen Schadensbegrenzung) und der Beurteilung der Auswirkungen dieser Maßnahmen spielt der Umfang des betrachteten Gebietes eine wichtige Rolle. Flussaufwärts getroffene Maßnahmen könnten die Bedingungen flussabwärts beeinflussen und umgekehrt. Geeignete Maßnahmen lassen sich möglicherweise nur schwer zu identifizieren, da häufig nur unzureichende Informationen über die Ursache-Wirkungs-Beziehungen verfügbar sind. Im Hinblick auf die Auswahl (und teilweise auch die Realisierung) verschiedener Maßnahmen sind Betrachtungen zu den **Kosten** und Nutzen sowie zu der technischen Durchführbarkeit in verschiedenen Stufen des Ausweisungserfahrens in unterschiedlichem Umfang relevant, wie dies in Tabelle 4 aufgezeigt ist

Die folgende Tabelle 4 gibt einen Überblick über die unterschiedlichen Arten von Maßnahmen (zweite Spalte), die im Rahmen der verschiedenen Schritte (erste Spalte) der Ausweisung der erheblich veränderten und künstlichen Wasserkörper und der Festlegung der Umweltziele für diese Wasserkörper berücksichtigt werden müssen. Die dritte Spalte beinhaltet die anfallenden Kosten (und Nutzen) und gibt an, in welchen Fällen die technische Durchführbarkeit überprüft werden muss.

Tabelle 4: Überblick über Maßnahmen und Kostenbetrachtungen im Rahmen des Einstufungs- und Ausweisungsverfahrens für erheblich veränderte und künstliche Wasserkörper

Schritt	**Zu berücksichtigende Maßnahmen**	**Kosten (und Nutzen) in Relation zu den Maßnahmen/anderen Möglichkeiten**
1-6: vorläufige Einstufung	keine	Nicht berücksichtigt.
7: Ausweisungsprüfung 4(3)(a)	Erforderliche **Verbesserungsmaßnahmen** zum Erreichen eines guten ökologischen Zustandes	• Bei der Beurteilung der negativen Auswirkungen auf die spezifizierten Nutzungen und die Umwelt im weiteren Sinne müssen die **Kosten** berücksichtigt werden. • Der **Nutzen** durch das Erreichen des guten ökologischen Zustands muss berücksichtigt werden, andere Nutzen können berücksichtigt werden. • Die Kosten für Verbesserungsmaßnahmen (einschließlich der Abwägung unverhältnismäßig hoher Kosten) werden **NICHT** berücksichtigt.
8: Ausweisungsprüfung 4(3)(b)	Nicht "Maßnahmen", aber **"andere Möglichkeiten"** werden berücksichtigt.	• Vergleich zwischen dem derzeitigen Nutzen und dem Nutzen der **anderen Möglichkeiten**. • Die Abwägung der unverhältnismäßig hohen Kosten der anderen **Möglichkeiten** sollte erfolgen. • Die technische Durchführbarkeit der anderen **Möglichkeiten** sollte berücksichtigt werden.
9: Ausweisung	keine	Nicht berücksichtigt.
10: Ermittlung der Parameter für das höchste ökologische Potenzial	Alle **Maßnahmen zur ökologischen Schadensbegrenzung**[28] • die keine signifikanten negativen Auswirkungen auf die aufgeführten Nutzung und die Umwelt im weiteren Sinne haben und • die die beste Annäherung an die ökologische Durchgängigkeit gewährleisten.	• Bei der Beurteilung der negativen Auswirkungen auf die spezifizierten Nutzungen und die Umwelt im weiteren Sinne müssen die **Kosten** berücksichtigt werden. • Die Vorteile für den Wasserkörper bei Anwendung der Maßnahmen zur ökologischen Schadensbegrenzung sollten berücksichtigt werden. • Die Kosten für die Maßnahmen zur ökologischen Schadensbegrenzung (einschließlich der Abwägung unverhältnismäßig hohe Kosten) werden **NICHT** berücksichtigt. • Die technische Durchführbarkeit der Maßnahmen zur ökologischen Schadensbegrenzung wird **NICHT** berücksichtigt.
11: Festlegung der Parameter für das gute ökologische Potenzial	**Maßnahmen zur ökologischen Schadensbegrenzung,** die • keine signifikanten negativen Auswirkungen auf die spezifizierten Nutzungen oder die Umwelt im weiteren Sinne haben, und • den Wasserkörper bis hin zu leichten Abweichungen vom höchsten ökologischen Potenzial verbessern	• Bei der Beurteilung der negativen Auswirkungen auf die spezifizierten Nutzungen und die Umwelt im weiteren Sinne müssen die **Kosten** berücksichtigt werden. • Die Vorteile für den Wasserkörper bei Anwendung der Maßnahmen zur ökologischen Schadensbegrenzung sollten berücksichtigt werden. • Die Kosten für die Maßnahmen zur ökologischen Schadensbegrenzung (einschließlich der Abwägung unverhältnismäßig hoher Kosten) werden **NICHT** berücksichtigt. • Die technische Durchführbarkeit der Maßnahmen zur ökologischen Schadensbegrenzung wird **NICHT** berücksichtigt.
Für alle Wasserkörper (natürliche, künstliche und erheblich veränderte):		
Maßnahmenprogramm zum Erreichen der Umweltziele	Alle **Maßnahmen** gemäß Artikel 11 der WRRL (einschließlich anderer Möglichkeiten und Maßnahmen zur ökologischen Schadensbegrenzung, die im Rahmen des Ausweisungsverfahrens berücksichtigt wurden).	• Kosten für die Maßnahmen (einschließlich der Abwägung unverhältnismäßig hoher Kosten) sollten berücksichtigt werden • Auswahl der kosteneffektivsten Kombination von Maßnahmen zur Verwirklichung der Umweltqualitätsziele. • Die technische Durchführbarkeit der Maßnahmen sollte berücksichtigt werden.

[28] Gemäß Anhang V 1.2.5 der WRRL sollten alle hydromorphologischen Maßnahmen zur ökologischen Schadensbegrenzung theoretisch in Betracht gezogen werden, um so dass höchste ökologische Potenzial zu definieren. Die Berücksichtigung praktisch nicht durchführbarer Maßnahmen wäre allerdings nicht sinnvoll. Nähere Erklärungen finden sich in Abschnitt 6.2.2.

Im Rahmen der ersten Schritte bis hin zur Einstufung eines erheblich veränderten Wasserkörpers (Schritte 1-6) werden keine Maßnahmen oder Kosten- und Durchführbarkeitsfragen geprüft.

Bei der ersten Ausweisungsprüfung (Schritt 7) müssen alle zum Erreichen des guten ökologischen Zustands erforderlichen "Verbesserungsmaßnahmen" betrachtet werden, und zwar ungeachtet der Kosten oder technischen Durchführbarkeit. Bei dieser Prüfung muss beurteilt werden, ob diese Verbesserungsmaßnahmen eine signifikante negative Auswirkung auf die spezifizierte Nutzung oder die Umwelt im weiteren Sinne haben. Bei der Beurteilung der signifikant negativen Auswirkungen sind Kostenbetrachtungen durchaus relevant (z.B. Einnahmenverluste). Bei der zweiten Ausweisungsprüfung (Schritt 8) werden keine Maßnahmen, sondern "andere Möglichkeiten" in Betracht gezogen (z.B. die Verlagerung oder Änderung einer bestehenden aufgeführten Nutzung)[29], um die nutzbringenden Ziele weiterhin zu erreichen. Diese anderen Möglichkeiten müssen im Hinblick auf ihre technische Durchführbarkeit und die Verhältnismäßigkeit der Kosten überprüft werden.

Bei der Festlegung der Bedingungen für das höchste ökologische Potenzial (Schritt 10) und das gute ökologische Potenzial (Schritt 11) sind alle Maßnahmen zur ökologischen Schadensbegrenzung zu berücksichtigen, die keine signifikanten negativen Auswirkungen auf die spezifizierten Nutzungen und auf die Umwelt im weiteren Sinne haben. Die bei der Umsetzung der Maßnahmen zur ökologischen Schadensbegrenzung anfallenden Kapitalkosten oder die Verhältnismäßigkeit der Kosten sind in diesem Zusammenhang nicht von Bedeutung. Die Maßnahmen zur ökologischen Schadensbegrenzung legen nur die Referenzbedingungen für die Klassifizierung von erheblich veränderten und künstlichen Wasserkörpern fest. Die Festlegung dieser Referenzbedingungen bedeutet nicht, dass die dazu theoretisch erforderlichen Maßnahmen umgesetzt werden müssen. Auch hier sind die Kosten nur im Hinblick auf die Auswirkung auf die spezifizierten Nutzungen relevant. Die Durchführbarkeit und die Kosten spielen eine wichtige Rolle bei der Erstellung der Bewirtschaftungspläne für die Flussgebiete. Hierbei können dann auch die Ausnahmebestimmungen greifen.

7.2 Zeitliche Planung im ersten Planungszyklus der Bewirtschaftungspläne für die Flussgebiete

Der erste Entwurf der Bewirtschaftungspläne für die Flussgebiete sollte bis Dezember 2008 der Öffentlichkeit vorgelegt werden [Art.14(1)(c)], und die endgültige Version ein Jahr später im Dezember 2009 [Art.13(6)]. Die Bewirtschaftungspläne sind dann bis spätestens Dezember 2015 zu prüfen und zu aktualisieren, und sie werden danach weiterhin alle 6 Jahre aktualisiert [Art.13(7)].

Dieser Leitfaden enthält Hinweise zum Verfahren für die vorläufige Einstufung und Ausweisung von erheblich veränderten und künstlichen Wasserkörpern im ersten Zyklus der Bewirtschaftungsplanung. In Kapitel 3 findet sich ein Überblick über das stufenweise Verfahren für diesen ersten Planungszyklus. In diesem Abschnitt wird der Zeitplan beschrieben, nach dem die

[29] Beispielsweise Ersatz eines bestimmten Wasserkraftwerkes durch ein neues Wasserkraftwerk in einem anderen Wasserkörper, oder Ersatz eines Wasserkraftwerkes durch ein Windkraftwerk.

Einzelmaßnahmen im Rahmen des ersten Zyklus abgeschlossen sein müssen. Der zeitliche Ablauf dieser Maßnahmen muss unbedingt mit den von anderen CIS-Gruppen erarbeiteten Leitlinien abgeglichen werden. Abbildung 11 enthält die wichtigsten Fristen für die vorläufige Einstufung und Ausweisung von erheblich veränderten und künstlichen Wasserkörpern während des ersten Planungszyklus.

Wie in Abschnitt 4.7 dargelegt, muss die vorläufige Einstufung der erheblich veränderten und künstlichen Wasserkörper bis Dezember 2004 abgeschlossen sein. Für in ihrer Gewässerstruktur veränderte Wasserkörper muss die Prüfung, ob das Ziel "guter ökologischer Zustand" erreicht oder verfehlt wird, bis Dezember 2004 abgeschlossen sein, damit entschieden werden kann, ob ein Wasserkörper vorläufig als erheblich veränderter Wasserkörper (Schritt 6) eingestuft werden soll. Für die künstlichen Wasserkörper muss die Prüfung, ob das „gute ökologische Potenzial" erreicht werden kann, bis Dezember 2004 abgeschlossen sein. Bei der Ermittlung des "guten ökologischen Zustands" und des "guten ökologischen Potenzials" vor Dezember 2004 werden lediglich erste Abschätzungen im Hinblick auf diese Ziele auf der Grundlage der derzeitigen Erkenntnisse, Daten und Verfahren vorgenommen werden können. Es ist zu erwarten, dass diese Ziele später im Rahmen des Planungsverfahrens noch detaillierter festgelegt werden, wenn insbesondere infolge der weiteren Überwachung neue Verfahren und Daten zur Verfügung stehen.

Für vorläufig als erheblich verändert eingestufte Wasserkörper müssen die Ausweisung (oder Nicht-Ausweisung, Schritt 7-9), die Festlegung der Parameter für das gute ökologische Potenzial (Schritte 10-11) und die Prüfung, ob das Ziel "gutes ökologisches Potenzial" erreicht oder verfehlt wird, bis Dezember 2008 abgeschlossen sein. Für künstliche Wasserkörper ist davon auszugehen, dass im Zeitraum von 2004 bis 2008 die Ausweisung erfolgt, die für das gute ökologische Potenzial zunächst grob geschätzten Parameter genauer festgelegt werden und geprüft wird, ob die genauer festgelegten Parameter für das gute ökologische Potenzial erreicht oder verfehlt werden. Verfehlt ein ausgewiesener erheblich veränderter oder künstlicher Wasserkörper die für das gute ökologische Potenzial festgelegten Ziele, dann muss bis Dezember 2008 ein Maßnahmenprogramm erarbeitet bzw. die Inanspruchnahme von Ausnahmebestimmungen begründet werden. Dies gibt ein Jahr Zeit, um über den Entwurf der Bewirtschaftungspläne für die Flussgebiete zu beraten, bevor die endgültigen Pläne 2009 veröffentlicht werden.

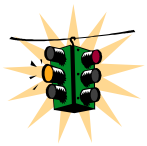
Bei einigen vorläufig als erheblich verändert eingestuften Wasserkörpern könnten die Mitgliedstaaten anstreben, die Ausweisungsschritte (Schritte 7-9), die ersten Schätzungen für die Parameter des guten ökologischen Potenzials sowie die Prüfung, ob das Ziel "gutes ökologisches Potenzial" erreicht oder verfehlt wird, früher abzuschließen. Dies könnte insbesondere für veränderte Wasserkörper sinnvoll sein, bei denen sich die Gewässerkategorie geändert hat (z.B. vom Fluss zum Stausee). Hier lässt sich die Prüfung, ob der gute ökologische Zustand erreicht werden kann, relativ einfach durchführen (beim Vergleich des Stausees mit dem Fluss), und es ist recht sicher, dass der Wasserkörper als vorläufig erheblich veränderter Wasserkörper eingestuft wird. Folglich sind bei den Schritten 5 und 6 keine vertieften Prüfungen notwendig, so dass daher früher mit den Schritten 7-11 begonnen werden kann.

Ganz allgemein sollten die Schritte 7-11 und die Prüfung, ob das gute ökologische Potenzial verfehlt wird, so früh wie möglich vor Dezember 2008 abgeschlossen sein.

Bis wann?	Welche wichtige Aufgabe?	Was muss für die erheblich veränderten und künstlichen Wasserkörper unternommen werden?
2004	Charakterisierung der Flussgebietseinheit [Art. 5]	Schritte 1-6: Ermittlung von Wasserkörpern (Schritt 1); Ermittlung von künstlichen Wasserkörpern (Schritt 2); Beschreibung der hydromorphologischen Veränderungen (Schritt 3); Beschreibung der bedeutenden Veränderungen der Hydromorphologie (Schritt 4); Abschätzung des guten ökologischen Zustands (nicht für künstliche Wasserkörper); Wahrscheinlichkeit, dass die Ziele für den guten ökologischen Zustand verfehlt werden (Schritt 5; nicht für künstliche Wasserkörper); Abschätzung des guten ökologischen Potenzials (künstliche Wasserkörper); Wahrscheinlichkeit, dass das Ziel "gutes ökologisches Potenzial" (künstliche Wasserkörper) verfehlt wird; vorläufige Einstufung als erheblich veränderte Wasserkörper (Schritt 6).
2008/9	Bewirtschaftungsplan für das Flusseinzugs-gebiet und Beteiligung der Öffentlichkeit [Art. 13 + 14]	Schritte 7-11: Ausweisungsprüfungen (Schritte 7 und 8), Ausweisung (Schritt 9), Ermittlung der Referenzbedingungen (Schritt 10) und der Umweltqualitätsziele (Schritt 11) für die erheblich veränderten und künstlichen Wasserkörper.

Abbildung 11: Wichtige Fristen für die vorläufige Einstufung und Ausweisung von erheblich veränderten und künstlichen Wasserkörpern im ersten Planungszyklus

7.3 Erheblich veränderte und künstliche Wasserkörper in zukünftigen Planungszyklen der Bewirtschaftungspläne für die Flussgebiete



Achtung! Der Ausblick auf zukünftige Planungszyklen hat Bedeutung für das erste Ausweisungsverfahren

Es ist wichtig, die vorläufige Einstufung und Ausweisung von erheblich veränderten und künstlichen Wasserkörpern nicht als einmaligen Prozess zu verstehen. Die Wasserrahmenrichtlinie erlaubt nachträgliche Anpassungen, um so ökologische, soziale und wirtschaftliche Veränderungen berücksichtigen zu können.

Das Ausweisungsverfahren im zweiten Planungszyklus wird sich in einigen Bereichen vom ersten Zyklus unterscheiden. Es ist nicht sinnvoll, das Ausweisungsverfahren für zukünftige Zyklen an dieser Stelle detailliert zu beschreiben, da infolge der im ersten Planungszyklus gewonnenen Erkenntnisse Veränderungen wahrscheinlich sind. Aber dennoch können die wichtigsten zu erwartenden Unterschiede hier angerissen werden.

Bestandsaufnahme im zweiten Zyklus

Die zweite Bestandsaufnahme der Flussgebietseinheit im zweiten Planungszyklus (erste Überprüfung der Bewirtschaftungspläne) muss bis 2013 abgeschlossen sein [Art. 5(2)]. Der Hauptunterschied zur ersten Bestandsaufnahme wird darin liegen, dass die Wasserkörper (natürliche, erheblich veränderte und künstliche) dann bereits ermittelt worden sind und ein funktionsfähiges Überwachungsprogramm bereits verfügbar sein sollte. Die Bestandsaufnahme wird wahrscheinlich mit einer Überprüfung der Überwachungsergebnisse und des ökologischen Zustandes der Wasserkörper beginnen. Auf der Grundlage dieser Informationen könnten sich die Abgrenzungen der Wasserkörper zumindest teilweise ändern, um sicher zu stellen, dass anhand der Wasserkörper der Zustand der Oberflächengewässer richtig beschrieben werden kann. Hat sich bei der Überwachung beispielsweise herausgestellt, dass sich der Zustand einer Hälfte eines Wasserkörpers verändert hat, dann könnte dieser in zwei Teile aufgeteilt werden, während im Gegenzug zwei nebeneinander liegende Wasserkörper mit nunmehr gleichem Zustand zu einem Wasserkörper zusammengefasst werden könnten.

Die im Rahmen des zweiten Planungszyklus vorgesehene Prüfung, ob das Umweltziel erreicht wird, wird dann auf der Grundlage einer fundierteren Festlegung des guten ökologischen Zustands und des guten ökologischen Potenzials erfolgen. Die Prüfung erfolgt für die natürlichen Wasserkörper, ob das Ziel “guter Zustand” erreicht wird und für die erheblich veränderten und künstlichen Wasserkörper, ob das Ziel “gutes ökologisches Potenzial” erreicht oder verfehlt wird.

Ausweisungsprüfungen im zweiten Planungszyklus

Im zweiten Planungszyklus der Bewirtschaftungspläne für die Flusseinzugsgebiete müssen die in Artikel 4(3) aufgeführten Ausweisungsprüfungen in drei Fällen durchgeführt werden (siehe (i) (ii) und (iii)):

(i) Für vermutlich erheblich veränderte und künstliche Wasserkörper, die eventuell fälschlicherweise im ersten Bewirtschaftungsplan nicht ausgewiesen wurden.
Dies betrifft z.B. Wasserkörper, die schon vor langer Zeit verändert wurden, die jedoch im vorherigen Planungszyklus fälschlicherweise nicht vorläufig eingestuft und ausgewiesen wurden (ihr Zustand hat sich nicht verschlechtert).

(ii) Für neu veränderte Wasserkörper.
Dies betrifft beispielsweise Wasserkörper, die infolge der Anwendung der Ausnahmebestimmungen gemäß Artikel 4(7) in ihrem Wesen erheblich verändert wurden.

Der Ausweisungsprozess für die unter (i) und (ii) beschriebenen Wasserkörper wird in der Regel in gleicher Weise verlaufen wie im ersten Planungszyklus, wobei allerdings die vorläufige Einstufung als erheblich veränderte Wasserkörper entfällt.

(iii) Als Bestandteil der Überprüfung ausgewiesener erheblich veränderter und künstlicher Wasserkörper. Die Ausweisung von erheblich veränderten und künstlichen Wasserkörpern muss alle 6 Jahre überprüft werden. Voraussichtlich erfolgen diese Prüfungen im Rahmen der Ausarbeitung der Bewirtschaftungspläne für die Flussgebiete, die 2015 abgeschlossen sein wird. Bei der Überprüfung der erheblich veränderten und künstlichen Wasserkörper müssen voraussichtlich auch die Ausweisungsprüfungen neu überdacht werden. Wahrscheinlich wird hier ein Screening-Verfahren Anwendung finden, mit dem beurteilt werden soll, ob seit der ursprünglichen Ausweisung Veränderungen eingetreten sind [Anhang VII (B)]. Nur wenn solche Veränderungen festgestellt werden, wird für den Wasserkörper im zweiten Zyklus eine erneute Ausweisungsprüfung durchgeführt. Eine Überprüfung kann erforderlich sein, wenn Veränderungen festgestellt wurden im Hinblick auf:

- technische Aspekte der Nutzung (einschließlich Betrieb und Wartung) oder wenn die Nutzung aufgegeben wurde,
- die Nutzung an sich,
- verfügbare Verbesserungsmaßnahmen, so dass keine signifikanten negativen Auswirkungen auf die Nutzung oder die Umwelt mehr vorliegen,
- die Verfügbarkeit “anderer Möglichkeiten”, mit denen die gleichen nutzbringenden Ziele der Nutzung erreicht werden können, so dass diese nicht mehr unverhältnismäßig teuer und/oder technisch nicht durchführbar sind.

In zukünftigen Planungszyklen können zum gegebenen Zeitpunkt als erheblich verändert und künstlich eingestufte Wasserkörper wieder aus der Ausweisung herausgenommen werden und neue Wasserkörper als erheblich verändert und künstlich ausgewiesen werden.

Überprüfung der Werte für das höchste ökologische Potenzial (und das gute ökologische Potenzial) im zweiten Zyklus

Die für das höchste ökologische Potenzial in Schritt 10 mit den Einzelschritten 10.1-10.4 festgelegten Werte müssen alle sechs Jahre überprüft werden (Anhang II Nr. 1.3(ii)). Folglich müssen die Werte für das gute ökologische Potenzial ebenfalls alle sechs Jahre überprüft werden, da es sich hierbei lediglich um eine “geringfügige Abweichung” vom höchsten ökologischen Potenzial handelt. Hier ist ein ähnliches Screening-Verfahren wie bei den Ausweisungsprüfungen einzusetzen.

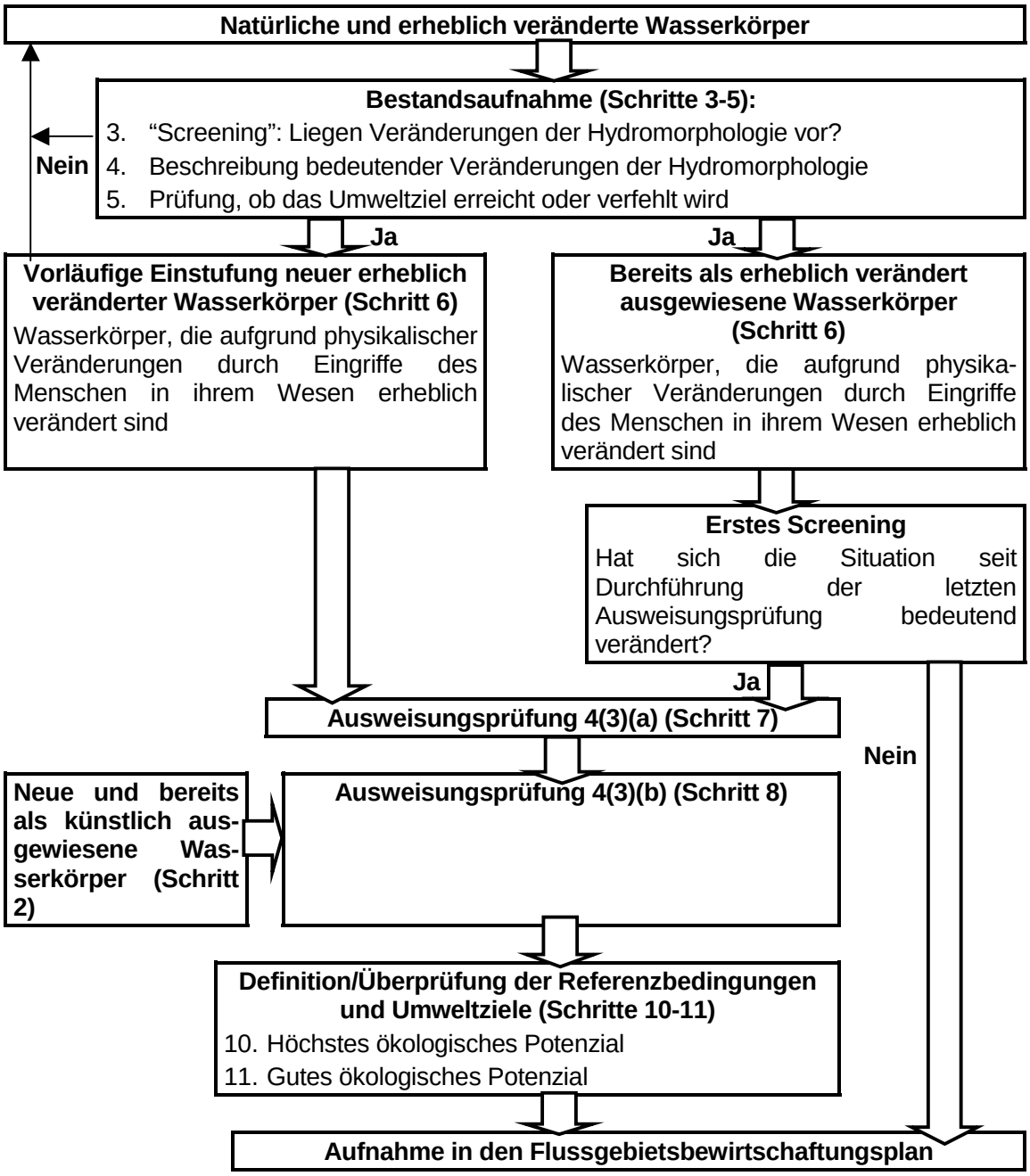


Abbildung 12: Betrachtung von erheblich veränderten Wasserkörpern im zweiten Bewirtschaftungsplan für die Flussgebiete

7.4 Schlussfolgerung und Ausblick

Dieser Leitfaden enthält Hinweise für die vorläufige Einstufung und Ausweisung von erheblich veränderten und künstlichen Wasserkörpern im Rahmen des ersten Planungszyklus der Bewirtschaftungspläne für die Flussgebiete (2008/2009). Im zweiten Zyklus und allen folgenden Zyklen wird sich das Ausweisungsverfahren hiervon in einigen Punkten unterscheiden. Hier muss unbedingt berücksichtigt werden, dass die vorläufige Einstufung und Ausweisung von erheblich

veränderten und künstlichen Wasserkörpern kein einmaliger Prozess ist und dass die WRRL die nachträgliche Anpassung erlaubt, um so Veränderungen ökologischer, sozialer und wirtschaftlicher Belange gerecht zu werden.

Dieser Leitfaden wurde auf der Grundlage von Erkenntnissen erstellt, die im Rahmen von vierunddreißig Fallstudien gewonnen wurden. Er sollte daher einen Großteil aller auftretenden Fälle abdecken. Weitere bei der Umsetzung der Bestimmungen für die erheblich veränderten und künstlichen Wasserkörper in den Mitgliedsstaaten gewonnenen Erfahrungen werden die Anwendung der einschlägigen Bestimmungen der WRRL und des im Leitfaden vorgeschlagenen Ansatzes sowie der entsprechenden Beispiele erleichtern. Im Rahmen der Pilotprojekte und der Umsetzung in anderen Flussgebieten in ganz Europa wird der Leitfaden in den kommenden Monaten und Jahren Anwendung finden. Dieser Leitfaden für die erheblich veränderten und künstlichen Wasserkörper muss zukünftig infolge neuer Erkenntnisse aktualisiert werden und er wird, wie alle anderen von den CIS-Arbeitsgruppen erarbeiteten Leitfäden, ein “lebendes Dokument” bleiben.

8 ANNEX

8.1 Glossar

Definition der im Leitfaden benutzten Begriffe

Begriff	Definition
Künstliche Wasserkörper	„künstlicher Wasserkörper": ein von Menschenhand geschaffener Oberflächenwasserkörper." [Artikel 2(8)] Ein künstlicher Wasserkörper ist ein Oberflächenwasserkörper, der an einer Stelle geschaffen wurde, an der zuvor kein Wasserkörper vorhanden war, und der nicht durch die direkte physikalische Veränderung oder Verlegung oder Begradigung eines bestehenden Wasserkörpers entstanden ist.
Nutzbringende Ziele	Die Vorteile, die aus den künstlichen oder erheblich veränderten Eigenschaften eines Wasserkörpers resultieren. Dazu können die Vorteile, die sich aus der spezifizierten Nutzung ergeben, und die Vorteile für die Umwelt zählen.
Auswirkung (gemäß der Leitlinie der CIS-Arbeitsgruppe IMPRESS)	Gemäß der 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.
Maßnahmen zur ökologischen Schadensbegrenzung	Maßnahmen zur Verbesserung des Zustandes des Wasserkörpers unter Beibehaltung der für die „spezifizierten Nutzungen" notwendigen hydromorphologischen Veränderungen (d.h. Schaffung von Diversität innerhalb eines Habitats im Rahmen der Einschränkungen durch Uferbefestigungen, Umgestaltung der Gewässerufer etc.). Die Maßnahmen zielen darauf ab, das höchste ökologische Potenzial festzulegen und das gute ökologische Potenzial zu erreichen.
Veränderung	Veränderung(en) des Wasserkörpers aufgrund menschlicher Tätigkeiten (die dazu führen können, dass der gute ökologische Zustand nicht erreicht wird). Jeder Veränderung liegt eine aktuelle oder historische „spezifizierte Nutzung" zu Grunde (wie beispielsweise eine Begradigung für die Schifffahrt oder Eindeichungen zum Hochwasserschutz).
Andere Möglichkeiten	Alternativen zu der aktuellen „spezifizierten Nutzung", die die gleichen nutzbringenden Ziele erfüllen wie die veränderten Eigenschaften des Wasserkörpers. Zu den „anderen Möglichkeiten" gehören die Verlagerung der aktuellen „spezifizierten Nutzung" auf einen anderen Wasserkörper (ganz oder teilweise) oder der Ersatz der aktuellen „spezifizierten Nutzung" durch eine Alternative (ganz oder

	teilweise). Ein Beispiel hierfür ist die Verlagerung eines Wasserkraftwerkes von einem Wasserkörper zu einem anderen oder der Ersatz von Oberflächenwasser für die Trinkwasserversorgung durch Grundwasser.
Physikalische Veränderungen	Anthropogene Veränderungen der Hydromorphologie eines Wasserkörpers.
Belastung (gemäß der Leitlinie der CIS-Arbeitsgruppe IMPRESS)	Folge einer menschlichen Tätigkeit (spezifizierte Nutzung),[30] die Auswirkungen auf einen Wasserkörper haben könnte. Anhang II der WRRL legt fest, dass 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 sind.
Verbesserungsmaßnahmen	Notwendige hydromorphologische Veränderungen zum Erreichen des guten ökologischen Zustands (z.B. Wiederherstellung des natürliche Flusslaufes bei einem begradigten Kanal und Wiederherstellung von naturnahen Gewässerbettstrukturen unter Berücksichtigung des historischen Zustands). Steht im Zusammenhang mit dem „Prüfschritt gemäß Artikel 4(3)(a)".
Spezifizierte Nutzung	Wassernutzungen gemäß Artikel 4(3)(a)(ii)-(v).
Wasserkörper	„Oberflächenwasserkörper" bezeichnet einen einheitlichen und bedeutenden Abschnitt eines Oberflächengewässers, z.B. einen See, ein Speicherbecken, einen Strom, Fluss oder Kanal, einen Teil eines Stroms, Flusses oder Kanals, ein Übergangsgewässer oder ein Küstengewässerstreifen." [Artikel 2(10)]. Eine Definition findet sich in der Leitlinie „Wasserkörper“ (D’Eugenio, Joachim et al. (2002)).
Wasserdienstleistungen (gemäß der Leitlinie der CIS-Arbeitsgruppe WATECO)	Alle Dienstleistungen, die für Haushalte, öffentliche Einrichtungen oder wirtschaftliche Tätigkeiten folgende Dienste bereitstellen: Entnahme, Aufstauung, Speicherung, Aufbereitung und Verteilung von Oberflächenwasser und Grundwasser; Abwassersammelsysteme und -aufbereitungsanlagen, die anschließend in Oberflächengewässer einleiten. (Siehe ebenfalls das Informationsblatt „Wassernutzung und Wasserdienstleistungen (Water Uses and Services)" in der Leitlinie der Arbeitsgruppe WATECO)

[30] Aufgrund des Wortlauts der WRRL und insbesondere Artikel 4(3), benutzt die Arbeitsgruppe „Erhebliche veränderte Wasserkörper” den Begriff „spezifizierte Nutzungen" („specified uses”) im Gegensatz zur Arbeitsgruppe IMPRESS, die den Begriff „umweltrelevante Aktivitäten” („driving forces”) benutzt.

Wassernutzungen (gemäß der Leitlinie der CIS-Arbeitsgruppe WATECO)	Wasserdienstleistungen im Kombination mit anderen in Artikel 5 und Anhang II aufgeführten Tätigkeiten, die bedeutende Auswirkungen auf den Wasserzustand haben. (Siehe ebenfalls das Informations-blatt „Wassernutzung und Wasserdienstleistungen (Water Uses and Services)" in der Leitlinie der Arbeitsgruppe WATECO).
Umwelt im weiteren Sinne	Die natürliche Umwelt und die menschliche Umwelt einschließlich Archäologie, Kulturerbe, Landschaftsbild und Geomorphologie.

8.2 Erheblich veränderte Wasserkörper und Bewirtschaftungspläne für die Flusseinzugsgebiete (erste Planungsphase)

Für jede Flussgebietseinheit muss ein Bewirtschaftungsplan für die Einzugsgebiete erstellt werden [Art. 13(1)], der die in Anhang VII genannten Informationen enthält [Art. 13(4)]. Die in Anhang VII genannten Informationen, die für erheblich veränderte und künstliche Wasserkörper in der ersten Phase relevant sind, betreffen mindesten die folgenden Punkte A1, A2, A4 und A7 aus Anhang VII:

A1 erfordert eine allgemeine Beschreibung der Flussgebietseinheit gemäß Artikel 5 und Anhang II [Art. 5 und Annex II Nr. 1.1/2/3], d.h. die Ermittlung der Grenzen der Wasserkörper, die Kartierung der Wasserkörpertypen und die Ermittlung von Bezugsbedingungen für die Oberflächenwasserkörper. Der vorliegende Leitfaden für die Identifikation und Ausweisung von erheblich veränderten und künstlichen Wasserkörpern soll Hilfestellung bei der Identifizierung von erheblich veränderten und künstlichen Wasserkörpern sowie des höchsten ökologischen Potenzials (MEP) geben. Dieser Prozess sollte in Übereinstimmung mit der allgemeinen Identifizierung von Wasserkörpern[31] und der Festlegung von Referenzbedingungen (Leitlinien der CIS-Arbeitsgruppen REFCOND und COAST) ablaufen.

A2 erfordert eine Zusammenfassung der bedeutenden Belastungen und Auswirkungen menschlicher Tätigkeiten [Art. 5 und Annex II Nr. 1.4/5], d.h. eine allgemeine Beschreibung der bedeutenden Belastungen, wie z.B. bedeutende hydromorphologische Veränderungen und eine Einschätzung, welche Oberflächengewässer in Gefahr sind, die Umweltziele zu verfehlen. Hilfestellung bei der allgemeinen Beschreibung bedeutender Belastungen und der Einschätzung der Auswirkungen gibt die Leitlinie der CIS-Arbeitsgruppe IMPRESS. Die Identifizierung der bedeutenden physikalischen Belastungen und deren Auswirkungen auf die Hydromorphologie und die Biologie sowie die ausgewiesenen erheblich veränderten und künstlichen Wasserkörper, die in Gefahr sind, das Umweltziel („gutes ökologisches Potenzial“) zu verfehlen, werden von dem Leitfaden für die Identifizierung und Ausweisung von erheblich veränderten und künstlichen Wasserkörpern abgedeckt. Der Prozess der Identifizierung und Ausweisung sollte in Übereinstimmung mit dem generellen Ansatz der CIS-Arbeitsgruppe IMPRESS stattfinden.

A4 erfordert eine Kartierung der Überwachungsnetze und eine Darstellung der Ergebnisse der Überwachungsprogramme in Form einer Karte [Art. 8 und Annex V]. Es wird davon ausgegangen, dass die CIS-Arbeitsgruppe „Überwachung“ eine Leitlinie zu den erforderlichen Überwachungsmaßnahmen für erheblich veränderte und künstliche Wasserkörper bereitstellen wird. Bei der Auswahl der empfindlichsten Indikatoren für die operationale Überwachung der erheblich veränderten und künstlichen Wasserkörper, die als gefährdet identifiziert wurden, gibt der vorliegende Leitfaden Hilfestellung.

[31] Übergreifender Leitfaden „Identifizierung von Wasserkörpern“, erarbeitet von der Europäischen Kommission und Experten aus den Mitgliedsstaaten (Version 10.0, 15.01.2003).

A7 erfordert eine Zusammenfassung der Maßnahmenprogramme [Art. 11], einschließlich Angaben dazu, wie die Ziele gemäß Artikel 4 dadurch zu erreichen sind. Der Leitfaden für die Ermittlung und Ausweisung der erheblich veränderten und künstlichen Wasserkörper und die Beispielsammlung (Tool-Box) sollen bei der Identifizierung der Maßnahmen helfen, die den Status der aufgrund physikalischer Einwirkungen erheblich veränderten und künstlichen Wasserkörper verbessern könnten. Es werden nicht nur die Maßnahmen im Rahmen der Prüfschritte gemäß Artikel 4(3) beschrieben, d.h. Beispiele für Verbesserungsmaßnahmen zum Erreichen des guten ökologischen Zustands gegeben, sondern auch Maßnahmen zur ökologischen Schadensbegrenzung - die keine negativen Auswirkungen auf die „spezifizierten Nutzungen“ oder die Umwelt im weiteren Sinne haben – zur Identifizierung des höchsten ökologischen Potenzials und zum Erreichen des guten ökologischen Zustands benannt. Die Maßnahmen berücksichtigen alle bedeutenden spezifizierten Nutzungen und zielen auf die Verbesserung der hydromorphologischen Bedingungen ab.

8.3 Erheblich veränderte Wasserkörper in der WRRL (Originaltext)

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

Artikel 2

8.4 Begriffsbestimmungen

4. „Fluss“: ein Binnengewässer, das größtenteils an der Erdoberfläche fließt, teilweise aber auch unterirdisch fließen kann;
8. „künstlicher Wasserkörper“: ein von Menschenhand geschaffener Oberflächenwasserkörper;
9. „erheblich veränderter Wasserkörper“: ein Oberflächenwasserkörper, der durch physikalische Veränderungen durch den Menschen in seinem Wesen erheblich verändert wurde, entsprechend der Ausweisung durch den Mitgliedstaat gemäß Anhang II;
10. „Oberflächenwasserkörper“: ein einheitlicher und bedeutender Abschnitt eines Oberflächengewässers, z. B. ein See, ein Speicherbecken, ein Strom, Fluss oder Kanal, ein Teil eines Stroms, Flusses oder Kanals, ein Übergangsgewässer oder ein Küstengewässerstreifen;
23. „gutes ökologisches Potential“: der Zustand eines erheblich veränderten oder künstlichen Wasserkörpers, der nach den einschlägigen Bestimmungen des Anhangs V entsprechend eingestuft wurde;

Artikel 4 Umweltziele

1. In Bezug auf die Umsetzung der in den Bewirtschaftungsplänen für die Einzugsgebiete festgelegten Maßnahmenprogramme gilt folgendes:
   (a) bei Oberflächengewässern:
      (i) die Mitgliedstaaten führen, vorbehaltlich der Anwendung der Absätze 6 und 7 und unbeschadet des Absatzes 8, die notwendigen Maßnahmen durch, um eine Verschlechterung des Zustands aller Oberflächenwasserkörper zu verhindern;

(ii) die Mitgliedstaaten schützen, verbessern und sanieren alle Oberflächenwasserkörper, vorbehaltlich der Anwendung der Ziffer iii betreffend künstliche und erheblich veränderte Wasserkörper, mit dem Ziel, spätestens 15 Jahre nach Inkrafttreten dieser Richtlinie gemäß den Bestimmungen des Anhangs V, vorbehaltlich etwaiger Verlängerungen gemäß Absatz 4 sowie der Anwendung der Absätze 5, 6 und 7 und unbeschadet des Absatzes 8 einen guten Zustand der Oberflächengewässer zu erreichen;

(iii) die Mitgliedstaaten schützen und verbessern alle künstlichen und erheblich veränderten Wasserkörper mit dem Ziel, spätestens 15 Jahre nach Inkrafttreten dieser Richtlinie gemäß den Bestimmungen des Anhang V, vorbehaltlich etwaiger Verlängerungen gemäß Absatz 4 sowie der Anwendung der Absätze 5, 6 und 7 und unbeschadet des Absatzes 8 ein gutes ökologisches Potential und einen guten chemischen Zustand der Oberflächengewässer zu erreichen;

(iv) die Mitgliedstaaten führen gemäß Artikel 16 Absätze 1 und 8 die notwendigen Maßnahmen durch mit dem Ziel, die Verschmutzung durch prioritäre Stoffe schrittweise zu reduzieren und die Einleitungen, Emissionen und Verluste prioritärer gefährlicher Stoffe zu beenden oder schrittweise einzustellen;

unbeschadet der in Artikel 1 genannten einschlägigen internationalen Übereinkommen im Hinblick auf die betroffenen Vertragsparteien;

3. Die Mitgliedstaaten können einen Oberflächenwasserkörper als künstlich oder erheblich verändert einstufen, wenn

(a) die zum Erreichen eines guten ökologischen Zustands erforderlichen Änderungen der hydromorphologischen Merkmale dieses Körpers signifikante negative Auswirkungen hätten auf:

(i) die Umwelt im weiteren Sinne,

(ii) die Schifffahrt, einschließlich Hafenanlagen, oder die Freizeitnutzung,

(iii) die Tätigkeiten, zu deren Zweck das Wasser gespeichert wird, wie Trinkwasserversorgung, Stromerzeugung oder Bewässerung,

(iv) die Wasserregulierung, den Schutz vor Überflutungen, die Landentwässerung, oder

(v) andere ebenso wichtige nachhaltige Entwicklungstätigkeiten des Menschen,

(b) die nutzbringenden Ziele, denen die künstlichen oder veränderten Merkmale des Wasserkörpers dienen, aus Gründen der technischen Durchführbarkeit oder aufgrund unverhältnismäßiger Kosten nicht in sinnvoller Weise durch andere Mittel erreicht werden können, die eine wesentlich bessere Umweltoption darstellen.

Diese Einstufung und deren Gründe sind in dem gemäß Artikel 13 erforderlichen Bewirtschaftungsplan für das Einzugsgebiet im einzelnen darzulegen und alle sechs Jahre zu überprüfen.

Artikel 4 Umweltziele

4. Die in Absatz 1 vorgesehenen Fristen können zum Zweck der stufenweisen Umsetzung der Ziele für Wasserkörper verlängert werden, sofern sich der Zustand des beeinträchtigten Wasserkörpers nicht weiter verschlechtert und die folgenden Bedingungen alle erfüllt sind:

   (a) Der betreffende Mitgliedstaat gelangt zu dem Schluss, dass sich vernünftiger Einschätzung nach nicht alle erforderlichen Verbesserungen des Zustands der Wasserkörper innerhalb der in Absatz 1 genannten Fristen erreichen lassen, und zwar aus wenigstens einem der folgenden Gründe:

      (i) der Umfang der erforderlichen Verbesserungen kann aus Gründen der technischen Durchführbarkeit nur in Schritten erreicht werden, die den vorgegebenen Zeitrahmen überschreiten;

      (ii) die Verwirklichung der Verbesserungen innerhalb des vorgegebenen Zeitrahmens würde unverhältnismäßig hohe Kosten verursachen;

      (iii) die natürlichen Gegebenheiten lassen keine rechtzeitige Verbesserung des Zustands des Wasserkörpers zu.

   (b) Die Verlängerung der Frist und die entsprechenden Gründe werden in dem in Artikel 13 genannten Bewirtschaftungsplan für das Einzugsgebiet im einzelnen dargelegt und erläutert.

   (c) Die Verlängerungen gehen nicht über den Zeitraum zweier weiterer Aktualisierungen des Bewirtschaftungsplans für das Einzugsgebiet hinaus, es sei denn, die Ziele lassen sich aufgrund der natürlichen Gegebenheiten nicht innerhalb dieses Zeitraums erreichen.

   (d) Der Bewirtschaftungsplan für das Einzugsgebiet enthält eine Zusammenfassung derjenigen Maßnahmen nach Artikel 11, die als erforderlich angesehen werden, um die Wasserkörper bis zum Ablauf der verlängerten Frist schrittweise in den geforderten Zustand zu überführen, die Gründe für jede signifikante Verzögerung bei der Umsetzung dieser Maßnahmen und den voraussichtlichen Zeitplan für die Durchführung dieser Maßnahmen. Die aktualisierten Fassungen des Bewirtschaftungsplans für das Einzugsgebiet enthalten eine Überprüfung der Durchführung dieser Maßnahmen und eine Zusammenfassung aller etwaigen zusätzlichen Maßnahmen.

5. Die Mitgliedstaaten können sich für bestimmte Wasserkörper die Verwirklichung weniger strenger Umweltziele als in Absatz 1 gefordert vornehmen, wenn sie durch menschliche Tätigkeiten, wie gemäß Artikel 5 Absatz 1 festgelegt, so beeinträchtigt sind oder ihre natürlichen Gegebenheiten so beschaffen sind, dass das Erreichen dieser Ziele in der Praxis nicht möglich oder unverhältnismäßig teuer wäre, und die folgenden Bedingungen alle erfüllt sind:

   (a) Die ökologischen und sozioökonomischen Erfordernisse, denen solche menschlichen Tätigkeiten dienen, können nicht durch andere Mittel erreicht werden, die eine wesentlich bessere und nicht mit unverhältnismäßig hohen Kosten verbundene Umweltoption darstellen.

Artikel 4 Umweltziele

(b) Die Mitgliedstaaten tragen Sorge dafür, dass

- im Hinblick auf Oberflächengewässer unter Berücksichtigung der Auswirkungen, die infolge der Art der menschlichen Tätigkeiten oder der Verschmutzung nach vernünftigem Ermessen nicht hätten vermieden werden können, der bestmögliche ökologische und chemische Zustand erreicht wird;

8. Ein Mitgliedstaat, der die Absätze 3, 4, 5, 6 und 7 zur Anwendung bringt, trägt dafür Sorge, dass dies die Verwirklichung der Ziele dieser Richtlinie in anderen Wasserkörpern innerhalb derselben Flussgebietseinheit nicht dauerhaft ausschließt oder gefährdet und mit den sonstigen gemeinschaftlichen Umweltschutzvorschriften vereinbar ist.

Artikel 5 Merkmale der Flussgebietseinheit, Überprüfung der Umweltauswirkungen menschlicher Tätigkeiten und wirtschaftliche Analyse der Wassernutzung

1. Jeder Mitgliedstaat sorgt dafür, dass für jede Flussgebietseinheit oder für den in sein Hoheitsgebiet fallenden Teil einer internationalen Flussgebietseinheit

- eine Analyse ihrer Merkmale,
- eine Überprüfung der Auswirkungen menschlicher Tätigkeiten auf den Zustand der Oberflächengewässer und des Grundwassers und
- eine wirtschaftliche Analyse der Wassernutzung

entsprechend den technischen Spezifikationen gemäß den Anhängen II und III durchgeführt und spätestens vier Jahre nach Inkrafttreten dieser Richtlinie abgeschlossen werden..

2. Die Analysen und Überprüfungen gemäß Absatz 1 werden spätestens 13 Jahre nach Inkrafttreten dieser Richtlinie und danach alle sechs Jahre überprüft und gegebenenfalls aktualisiert.

Artikel 8 Überwachung des Zustands des Oberflächengewässers, des Zustands des Grundwassers und der Schutzgebiete

1. Die Mitgliedstaaten sorgen dafür, dass Programme zur Überwachung des Zustands der Gewässer aufgestellt werden, damit ein zusammenhängender und umfassender Überblick über den Zustand der Gewässer in jeder Flussgebietseinheit gewonnen wird; dabei gilt folgendes:

   - bei Oberflächengewässern umfassen diese Programme:

   (i) die Menge und den Wasserstand oder die Durchflussgeschwindigkeit, soweit sie für den ökologischen und chemischen Zustand und das ökologische Potential von Bedeutung sind, sowie

   (ii) den ökologischen und chemischen Zustand und das ökologische Potential;

2. Diese Programme müssen spätestens sechs Jahre nach Inkrafttreten dieser Richtlinie anwendungsbereit sein, sofern in den betreffenden Rechtsvorschriften nicht etwas anderes vorgesehen ist. Die Überwachung erfolgt entsprechend den Anforderungen des Anhangs V.

Artikel 11 Maßnahmenprogramm

3. „Grundlegende Maßnahmen“ sind die zu erfüllenden Mindestanforderungen und beinhalten

   (i) bei allen anderen nach Artikel 5 und Anhang II ermittelten signifikanten nachteiligen Auswirkungen auf den Wasserzustand insbesondere Maßnahmen, die sicherstellen, dass die hydromorphologischen Bedingungen der Wasserkörper so beschaffen sind, dass der erforderliche ökologische Zustand oder das gute ökologische Potential bei Wasserkörpern, die als künstlich oder erheblich verändert eingestuft sind, erreicht werden kann. Die diesbezüglichen Begrenzungen können in Form einer Vorschrift erfolgen, wonach eine vorherige Genehmigung oder eine Registrierung nach allgemein verbindlichen Regeln erforderlich ist, sofern ein solches Erfordernis nicht anderweitig im Gemeinschaftsrecht vorgesehen ist. Die betreffenden Begrenzungen werden regelmäßig überprüft und gegebenenfalls aktualisiert;

7. Die Maßnahmenprogramme müssen spätestens neun Jahre nach Inkrafttreten dieser Richtlinie aufgestellt sein; alle Maßnahmen müssen spätestens zwölf Jahre nach Inkrafttreten dieser Richtlinie in die Praxis umgesetzt sein.

Artikel 13 Bewirtschaftungspläne für die Einzugsgebiete

4. Der Bewirtschaftungsplan für die Einzugsgebiete enthält die in Anhang VII genannten Informationen.

6. Die Bewirtschaftungspläne für die Einzugsgebiete werden spätestens neun Jahre nach Inkrafttreten dieser Richtlinie veröffentlicht.

7. Die Bewirtschaftungspläne für die Einzugsgebiete werden spätestens 15 Jahre nach Inkrafttreten dieser Richtlinie und danach alle sechs Jahre überprüft und aktualisiert.

Artikel 14 Information und Anhörung der Öffentlichkeit

1. Die Mitgliedstaaten fördern die aktive Beteiligung aller interessierten Stellen an der Umsetzung dieser Richtlinie, insbesondere an der Aufstellung, Überprüfung und Aktualisierung der Bewirtschaftungspläne für die Einzugsgebiete. Die Mitgliedstaaten sorgen dafür, dass sie für jede Flussgebietseinheit folgendes veröffentlichen und der Öffentlichkeit, einschließlich den Nutzern, zugänglich machen, damit diese Stellung nehmen kann:

   (c) Entwürfe des Bewirtschaftungsplans für die Einzugsgebiete, und zwar spätestens ein Jahr vor Beginn des Zeitraums, auf den sich der Bewirtschaftungsplan bezieht.

Anhang II

1. Oberflächengewässer

1.1. Beschreibung der Typen der Oberflächenwasserkörper

Die Mitgliedstaaten ermitteln die Lage und den Grenzverlauf der Oberflächenwasserkörper und nehmen nachdem folgenden Verfahren eine erstmalige Beschreibung all dieser Wasserkörper vor. Die Mitgliedstaaten können berflächenwasserkörper zum Zwecke dieser erstmaligen Beschreibung in Gruppen zusammenfassen.

(i) Die Oberflächenwasserkörper innerhalb der Flussgebietseinheit werden in eine der folgenden Kategorien von Oberflächengewässern - Flüsse, Seen, Übergangsgewässer und Küstengewässer - der künstliche Oberflächenwasserkörper oder erheblich veränderte Oberflächenwasserkörper eingeordnet.

(v) Bei künstlichen oder erheblich veränderten Oberflächenwasserkörpern ist die Unterscheidung anhand der Deskriptoren für diejenigen Oberflächengewässerkategorien vorzunehmen, die dem betreffenden erheblich veränderten oder künstlichen Wasserkörper am ähnlichsten sind.

1.3. Festlegung der typspezifischen Referenzbedingungen für Arten von Oberflächenwasserkörpern

(ii) Bei Anwendung der in diesem Abschnitt beschriebenen Verfahren auf erheblich veränderte oder künstliche Oberflächenwasserkörper sind Bezugnahmen auf den sehr guten ökologischen Zustand als Bezugnahmen auf das höchste ökologische Potenzial gemäß Anhang V Tabelle 1.2.5 zu verstehen. Die Werte für das höchste ökologische Potenzial eines Wasserkörpers sind alle sechs Jahre zu überprüfen.

1.4. Ermittlung der Belastungen

Die Mitgliedstaaten sorgen für die Erhebung und Aufbewahrung von Daten über die Art und das Ausmaß der signifikanten anthropogenen Belastungen, denen die Oberflächenwasserkörper in jeder Flussgebietseinheit unterliegen können; dies umfasst insbesondere die

Einschätzung und Ermittlung der von städtischen, industriellen, landwirtschaftlichen und anderen Anlagen und Tätigkeiten stammenden signifikanten Verschmutzung durch Punktquellen, insbesondere durch die in Anhang VIII aufgeführten Stoffe, unter anderem anhand von Informationen, die gesammelt wurden gemäß

(i) den Artikeln 15 und 17 der Richtlinie 91/271/EWG,

(ii) den Artikeln 9 bis 15 der Richtlinie 96/61/EG,

und im Hinblick auf den ersten Bewirtschaftungsplan für Einzugsgebiete gemäß

(iii) Artikel 11 der Richtlinie 76/464/EWG und

(iv) der Richtlinien 75/440/EWG, 76/160/EWG (2), 78/659/EWG und 79/923/EWG (3);

Einschätzung und Ermittlung der von städtischen, industriellen, landwirtschaftlichen und sonstigen Anlagen und Tätigkeiten stammenden signifikanten Verschmutzung durch diffuse Quellen, insbesondere durch die in Anhang VIII aufgeführten Stoffe, unter anderem anhand von Informationen, die gesammelt wurden gemäß

(i) den Artikeln 3, 5 und 6 der Richtlinie 96/676/EG,

(ii) den Artikeln 7 und 17 der Richtlinie 91/414/EWG,

(iii) der Richtlinie 98/8/EG

und im Hinblick auf den ersten Bewirtschaftungsplan für Einzugsgebiete gemäß

(iv) den Richtlinien 75/440/EWG, 76/160/EWG, 76/464/EWG, 78/659/EWG und 79/923/EWG;

Einschätzung und Ermittlung signifikanter Wasserentnahme für städtische, industrielle, landwirtschaftliche und andere Zwecke einschließlich der saisonalen Schwankungen und des jährlichen Gesamtbedarfs sowie der Wasserverluste in Versorgungssystemen;.

Einschätzung und Ermittlung der Auswirkungen signifikanter Abflussregulierung - einschließlich der Wasserüber- und -umleitung - auf die Fließeigenschaften und die Wasserbilanzen; Ermittlung signifikanter morphologischer Veränderungen von Wasserkörpern; Einschätzung und Ermittlung anderer signifikanter anthropogener Auswirkungen auf den Zustand des Wassers; Einschätzung der Bodennutzungsstrukturen, einschließlich Ermittlung der größten städtischen, industriellen und landwirtschaftlichen Gebiete und, wo relevant, auch von Fischereigebieten und Wäldern.

1.5. Beurteilung der Auswirkungen

Die Mitgliedstaaten beurteilen, wie empfindlich der Zustand von Oberflächenwasserkörpern auf die in Abschnitt 1.4 genannten Belastungen reagiert.

Die Mitgliedstaaten verwenden die gemäß Abschnitt 1.4 gesammelten Informationen sowie andere einschlägige Informationen einschließlich vorhandener Daten aus der Umweltüberwachung, um zu beurteilen, wie wahrscheinlich es ist, dass die Oberflächenwasserkörper innerhalb der Flussgebietseinheit die für diese Wasserkörper gemäß Artikel 4 aufgestellten Umweltqualitätsziele nicht erreichen. Die Mitgliedstaaten können Modellierungstechniken anwenden, um diese Beurteilung zu unterstützen.

Werden Wasserkörper ermittelt, bei denen das Risiko besteht, dass sie die Umweltqualitätsziele nicht erreichen, wird, soweit angezeigt, eine zusätzliche Beschreibung vorgenommen, um die Ausgestaltung sowohl der Überwachungsprogramme nach Artikel 8 als auch der Maßnahmenprogramme nach Artikel 11 zu optimieren.

Anhang V

1.1 Qualitätskomponenten für die Einstufung des ökologischen Zustands

1.1.5 Künstliche und stark veränderte Oberflächenwasserkörper

. Als Qualitätskomponenten für künstliche und erheblich veränderte Oberflächenwasserkörper werden die Komponenten herangezogen, die für diejenige der vorgenannten vier Kategorien von natürlichen Oberflächengewässern gelten, die dem betreffenden erheblich veränderten oder künstlichen Wasserkörper am ähnlichsten ist.

1.2 Normative Begriffsbestimmungen zur Einstufung des ökologischen Zustands

1.2.5 Begriffsbestimmungen für das höchste, das gute und das mäßige ökologische Potential von erheblich veränderten oder künstlichen Wasserkörpern

Komponente	**Höchstes ökologisches Potential**	**Gutes ökologisches Potential**	**Mäßiges ökologisches Potential**
Biologische Qualitäts-komponenten	Die Werte für die einschlägigen biologischen Qualitätskomponenten entsprechen unter Berücksichtigung der physikalischen Bedingungen, die sich aus den künstlichen oder erheblich veränderten Eigenschaften des Wasserkörpers ergeben, soweit wie möglich den Werten für den Oberflächengewässertyp, der am ehesten mit dem betreffenden Wasserkörper vergleichbar ist.	Die Werte für die einschlägigen biologischen Qualitätskomponenten weichen geringfügig von den Werten ab, die für das höchste ökologische Potential gelten.	Die Werte für die einschlägigen biologischen Qualitäts-komponenten weichen mäßig von den Werten ab, die für das höchste ökologische Potential gelten. Diese Werte sind in signifikanter Weise stärker gestört, als dies bei einem guten ökologischen Potential der Fall ist.
Hydromorpho-logische Komponenten	Die hydromorphologischen Bedingungen sind so beschaffen, dass sich die Einwirkungen auf den Oberflächenwasserkörper auf die Einwirkungen beschränken, die von den künstlichen oder erheblich veränderten Eigenschaften des Wasserkörpers herrühren, nachdem alle Gegenmaßnahmen getroffen worden sind, um die beste Annäherung an die ökologische Durchgängigkeit, insbesondere hinsichtlich der Wanderungsbewegungen der Fauna und	Bedingungen, unter denen die oben für die biologischen Qualitätskomponenten beschriebenen Werte erreicht werden können.	Bedingungen, unter denen die oben für die biologischen Qualitätskomponenten beschriebenen Werte erreicht werden können.

Komponente	Höchstes ökologisches Potential	Gutes ökologisches Potential	Mäßiges ökologisches Potential
	angemessener Laich- und Aufzuchtgründe, sicherzustellen.		
Physikalisch-chemische Komponenten			
Allgemeine Bedingungen	Die physikalisch-chemischen Komponenten entsprechen vollständig oder nahezu vollständig den Bedingungen, die bei Abwesenheit störender Einflüsse mit dem Oberflächengewässertyp einhergehen, der mit dem betreffenden künstlichen oder erheblich veränderten Wasserkörper am ehesten vergleichbar ist. Die Nährstoffkonzentrationen bleiben in dem Bereich, der normalerweise bei Abwesenheit störender Einflüsse festzustellen ist. Die Werte für die Temperatur und die Sauerstoffbilanz sowie der pH-Wert entsprechen den Werten, die bei Abwesenheit störender Einflüsse in den Oberflächengewässertypen vorzufinden sind, die dem betreffenden Wasserkörper am ehesten vergleichbar sind.	Die Werte für die physikalisch-chemischen Komponenten liegen in dem Bereich, innerhalb dessen die Funktionsfähigkeit des Ökosystems und die Einhaltung der oben beschriebenen Werte für die biologischen Qualitäts-komponenten gewährleistet sind. Die Werte für die Temperatur und der pH-Wert gehen nicht über den Bereich hinaus, innerhalb dessen die Funktionsfähigkeit des Ökosystems und die Einhaltung der oben beschriebenen Werte für die biologischen Qualitäts-komponenten gewährleistet sind. Die Nährstoffkonzentrationen gehen nicht über die Werte hinaus, bei denen die Funktionsfähigkeit des Ökosystems und die Einhaltung der oben beschriebenen Werte für die biologi-schen Qualitätskomponenten gewähr-leistet sind.	Bedingungen, unter denen die oben für die biologischen Qualitätskomponenten beschriebenen Werte erreicht werden können.
Spezifische synthetische Schadstoffe	Konzentrationen nahe Null oder zumindest unter der Nachweisgrenze der allgemein gebräuchlichen fortgeschrittensten Analysetechniken (Hintergrund-werte = bgl).	Konzentrationen nicht höher als die Umweltqualitätsnormen, die nach dem Verfahren gemäß Randnummer 1.2.6 festgelegt werden, unbeschadet der Richtlinie 91/414/ EWG und der	Bedingungen, unter denen die oben für die biologischen Qualitätskomponenten beschriebenen Werte erreicht werden können.

Komponente	Höchstes ökologisches Potential	Gutes ökologisches Potential	Mäßiges ökologisches Potential
		Richtlinie 98/8/EG (< eqs).	
Spezifische nichtsynthetische Schadstoffe	Die Konzentrationen bleiben in dem Bereich, der normalerweise bei Abwesenheit störender Einflüsse mit dem Oberflächengewässertyp einhergeht, der am ehesten mit dem betreffenden künstlichen oder erheblich veränderten Wasserkörper vergleichbar ist.	Konzentrationen nicht höher als die Umweltqualitätsnormen, die nach dem Verfahren gemäß Randnummer 1.2.6 festgelegt werden, unbeschadet der Richtlinie 91/414/EWG und der Richtlinie 98/8/EG (< eqs).	Bedingungen, unter denen die oben für die biologischen Qualitätskomponenten beschriebenen Werte erreicht werden können.

1.4. Einstufung und Darstellung des ökologischen Zustands

1.4.1. Vergleichbarkeit der Ergebnisse der biologischen Überwachung

(i) Die Mitgliedstaaten richten Überwachungssysteme ein, um die für jede Kategorie von Oberflächengewässern oder für erheblich veränderte und künstliche Oberflächenwasserkörper spezifizierten Werte der biologischen Qualitätskomponenten abzuschätzen. Bei der Anwendung des unten dargelegten Verfahrens auf erheblich veränderte oder künstliche Oberflächenwasserkörper sollten Bezugnahmen auf den ökologischen Zustand als Bezugnahmen auf das ökologische Potential erfolgen. Bei diesen Systemen kann auf besondere Arten oder Artengruppen, die für die Qualitätskomponente insgesamt repräsentativ sind, zurückgegriffen werden.

1.4.2. Darstellung der Überwachungsergebnisse und Einstufung des ökologischen Zustands und des ökologischen Potentials

(i) Für die Kategorien von Oberflächengewässern wird die Einstufung des ökologischen Zustands für den jeweiligen Wasserkörper durch die jeweils niedrigeren Werte für die Ergebnisse der biologischen und der physikalisch-chemischen Überwachung für die entsprechend der ersten Spalte der nachstehenden Tabelle eingestuften relevanten Qualitätskomponenten dargestellt. Die Mitgliedstaaten erstellen für jede Flussgebietseinheit eine Karte, auf der die Einstufung des ökologischen Zustands für jeden Wasserkörper gemäß der Farbkennung in der zweiten Spalte der nachstehenden Tabelle dargestellt wird, um die Einstufung des ökologischen Zustands des Wasserkörpers wiederzugeben:

Einstufung des ökologischen Zustands	Farbkennung
sehr gut	blau
gut	grün
mäßig	gelb
unbefriedigend	orange
schlecht	rot

(ii) Für erheblich veränderte und künstliche Wasserkörper wird die Einstufung des ökologischen Potentials für den jeweiligen Wasserkörper durch die jeweils niedrigeren Werte für die Ergebnisse der biologischen und der physikalisch-chemischen Überwachung für die entsprechend der ersten Spalte der nachstehenden Tabelle eingestuften relevanten Qualitätskomponenten dargestellt. Die Mitgliedstaaten erstellen für jede Flussgebietseinheit eine Karte, auf der die Einstufung des ökologischen Potentials für jeden Wasserkörper mit einer Farbkennung dargestellt wird, und zwar für künstliche Wasserkörper gemäß der zweiten Spalte der nachstehenden Tabelle und für erheblich veränderte Wasserkörper gemäß der dritten Spalte der nachstehenden Tabelle:

Einstufung des ökologischen Potentials	Farbkennung	
	Künstliche Wasserkörper	Erheblich veränderte Wasserkörper
gut und besser	gleich große grüne und hellgraue Streifen	gleich große grüne und dunkelgraue Streifen
mäßig	gleich große gelbe und hellgraue Streifen	gleich große gelbe und dunkelgraue Streifen
unbefriedigend	gleich große orangefarbene und hellgraue Streifen	gleich große orangefarbene und dunkelgraue Streifen
schlecht	gleich große rote und hellgraue Streifen	gleich große rote und dunkelgraue Streifen

(iii) Die Mitgliedstaaten zeigen ferner durch schwarze Punkte auf der Karte die Wasserkörper an, bei denen das Nichterreichen eines guten Zustands oder eines guten ökologischen Potentials darauf zurückzuführen ist, dass eine oder mehrere der für den betreffenden Wasserkörper festgelegten Umweltqualitätsnormen hinsichtlich der spezifischen synthetischen und nichtsynthetischen Schadstoffe (entsprechend der von dem betreffenden Mitgliedstaat festgelegten Regelung der Einhaltung) nicht eingehalten worden sind.

Anhang VII Bewirtschaftungspläne für die Einzugsgebiete

A. Die Bewirtschaftungspläne für die Einzugsgebiete enthalten folgende Angaben:

1. Allgemeine Beschreibung der Merkmale der Flussgebietseinheit gemäß Artikel 5 und Anhang II. Dies schließt Folgendes ein:

1.1. Oberflächengewässer:

- Kartierung der Lage und Grenzen der Wasserkörper;
- Kartierung der Ökoregionen und Oberflächenwasserkörpertypen im Einzugsgebiet;
- Ermittlung von Bezugsbedingungen für die Oberflächenwasserkörpertypen;

2. Zusammenfassung der signifikanten Belastungen und anthropogenen Einwirkungen auf den Zustand von Oberflächengewässer und Grundwasser, einschließlich

- Einschätzung der Verschmutzung durch Punktquellen;
- Einschätzung der Verschmutzung durch diffuse Quellen, einschließlich einer zusammenfassenden Darstellung der Landnutzung;
- Einschätzung der Belastung für den mengenmäßigen Zustand des Wassers, einschließlich Entnahmen;
- Analyse sonstiger anthropogener Einwirkungen auf den Zustand des Wassers;

4. Karte der Überwachungsnetze gemäß Artikel 8 und Anhang V und Darstellung der Ergebnisse der Überwachungsprogramme gemäß Artikel 8 und Anhang V in Form einer Karte für den Zustand;

4.1 der Oberflächengewässer (ökologisch und chemisch);

4.2 des Grundwassers (chemisch und mengenmäßig);

4.3 der Schutzgebiete;

7. Zusammenfassung des Maßnahmenprogramms oder der Maßnahmenprogramme gemäß Artikel 11, einschließlich Angaben dazu, wie die Ziele gemäß Artikel 4 dadurch zu erreichen sind;

8.5 Quellenverzeichnis

CIS Working Group IMPRESS (2002), Guidance for the Analysis of Pressures and Impacts in Accordance with the Water Framework Directive (draft), 7. Juni 2002.

CIS Working Group Developing Guidance on Monitoring (2002), Towards a Common Understanding of the Monitoring Requirements under the Water Framework Directive (draft), Version 5.0, 19. Juni 2002.

Hansen, Wenke, Eleftheria Kampa, Christine Laskov and R. Andreas Kraemer (2002), Synthesis Report on the Identification and Designation of Heavily Modified Water Bodies (draft), Ecologic (Institute for International and European Environmental Policy), Berlin, 29. April 2002.

CIS Working Group Intercalibration (2002), Guidance on a Protocol for Intercalibration of the Surface Water Ecological Quality Assessment Systems in EU (draft), 3. Juni 2002.

CIS Working Group REFCOND (2002), Guidance on establishing reference conditions and ecological status class boundaries for inland surface waters (draft), 5. Juli 2002.

CIS Working Group WATECO (2002), Economics and the Environment – The Implementation Challenge of the Water Framework Directive, A Guidance Document, August 2002.

D'Eugenio, Joachim et al. (2002), Horizontal Guidance on the Application of the term "Water Body" in the context of the Water Framework Directive (draft), Version 7.0, European Commission, 30. September 2002.

Owen, Roger, Willie Duncan and Peter Pollard (2002), Definition and Establishment of Reference Conditions, Scottish Environment Protection Agency, April 2002.

8.6 Liste der Mitglieder der Arbeitsgruppen

NAME	VORNAME	LAND	ORGANISATION	ADRESSE	RUFNUMMER	FAX	EMAIL
ALVARES	Teresa	PORTUGAL	Ministerio do Ambiente e do Ordamento do Territorio	Av. Almirante Gago Coutinho 30; PT-1049-066 Lisbon	[351] 21 8430347	[351] 218409218	teresaa@inag.pt
ANDREADAKIS	Andreas	GRIECHENLAND	National Technical University	5, Iroon Polytechniou Str.GR-15780 Athens	[30] 1-6528078	[30] 1-7722-899	andre1@central.ntua.gr
ASCHAUER	Arno	ÖSTERREICH	Umweltbundesamt Österreich	Spittelauer Lände 5 A-1090 Wien	[43] 1 31304 3581	[43] 1 31304 3700	Aschauer@ubavie.gv.at
AUBERT	Geraldine	FRANKREICH	Agence de l'Eau Artois-Picardie	200, rue Marcelline; F-59508 Douai Cedex	[33] 327 999000	[33] 327 999015	G.Aubert@eau-artois-picardie.fr
BALASHAZY		UNGARN					balashazy@mail.ktm.hu
BARKANS	Idrikis	LETTLAND					indrikis.barkans@daugava.lv
BARTH	Friedrich	Europäische Kommission	Europäische Kommission, GD Umwelt	Beaulieu 9; B-1160 Brussels	[32] 229-90331	[32] 229-68825	friedrich.Barth@cec.eu.int
BENDER	Michael		EEB/Grüne Liga				wasser@grueneliga.de
BOGIE	Andrew	IRLAND	Department of the Environment and Local Government	Custom House Dublin 1	[353] 1 8882317	[353] 1 8882994	andrew_bogie@environ.irlgov.ie
BOUMA	Jestke	NIEDERLANDE	Institute for Inland Water Management and Waste Water Treatment (RIZA)	PO Box 52 NL-3300 AB Dordrecht			j.bouma@riza.rws.minvenw.nl

NAME	VORNAME	LAND	ORGANISATION	ADRESSE	RUFNUMMER	FAX	EMAIL
BRESSER	Ton	NIEDERLANDE	National Institute of Public Health and Environmental Protection RIVM	P.O.Box 1 NL-3720 BA Bilthoven	[31] 30-2743756	[31] 30-2744433	ton.bresser@rivm.nl
CHOVANEC	Andreas	ÖSTERREICH	Umweltbundesamt Österreich	Spittelauer Lände 5 1090 WIEN	[43] 1 31304 3680	[43] 1 31304 3700	chovanec@ubavie.gv.at
CHRIST	Andreas	DEUTSCHLAND	Ministerium für Umwelt und Forsten	Kaiser Friedrich Str. 1 D-55116 Mainz	[49] 6131 16 2441	[49] 6131 16 4469	andreas.christ@wwv.rlp.de
COCH FLOTATS	Antonio	SPANIEN					acoch@chebro.es
CONSTANTIN	G.	RUMÄNIEN					gconstantin@mappm.ro
CORBELLI	David	VEREINIGTES KÖNIGREICH	Scottish Environment Protection Agency (SEPA) Perth Office	7 Whitefriars Crescent, UK-PH2 OPA Perth	[44] 1738 627 989	[44] 1738 630 997	david.corbelli@sepa.org.uk
CZERSKA	Bernadette	POLEN	Ministry of the Environment	52/54, Wawelska St. PL-00-922 Warsaw	[48] 22 5792342	[48] 22 57 92 294	bczerska@mos.gov.pl
DEMIR	Tuncay						tuncaydemir@hotmail.com
DIAZ LAZARO	Jose A.	SPANIEN	Ministerio del Medio Ambiente	Augustin de Bethencourt. 25 ES-28071 Madrid	[34] 91 53 50 500	[34] 91 55 49 300	joseantonio.diaz@chtajo.es
DONTCHEVVL		BULGARIEN					dontchevvl@moew.govern.bg
DUGGAN	Pat	IRLAND	Department of the Environment and Local Government	Custom House Dublin 1			pat_duggan@environ.irlgov.ie
FORROW	David	VEREINIGTES KÖNIGREICH	Environment Agency of England and Wales (EA)	Evenlode House, Howbery Park, Wallingford UK-OX1O 8BD Oxfordshire	[44] 1491 82 8552	[44] 1491 82 8427	david.forrow@environment-agency.gov.uk

NAME	VORNAME	LAND	ORGANISATION	ADRESSE	RUFNUMMER	FAX	EMAIL
GHINI	Maria	GRIECHENLAND	Ministry of Development of Greece/Directorate of Water and Natural Resources	Michalakopoulou Str. 80 GR-10192 Athens	[30] 1 77 08 410	[30] 1 77 71 589	GiniM@ypan.gr
GRCAR	Gabrijela						gabrijela.Grcar@gov.si
HANSEN	Wenke	DEUTSCHLAND	Ecologic - Institut für Internationale und Europäische Umweltpolitik	Pfalzburger Str. 43-44 D-10717 Berlin	030-86880-123	030-86880-100	hansen@ecologic.de
HEINONEN	Pertti	FINNLAND	Finnish Environment Institute	P.O.Box 140 FIN-00251Helsinki	[358] 9 4030 0661	[358] 9 4030 0690	pertti.heinonen@ymparisto.fi
HELLSTEN	Seppo	FINNLAND	Finnish Environment Institute/Hydrology and Water Management Division	P.O. Box 413 FIN-90101Oulu	[358] 9 4030 0961	[358] 8 547 2786	seppo.hellsten@ymparisto.fi
HBUR		POLEN					hbur@rzgw.gda.pl
IRMER	Ulrich	DEUTSCHLAND	Umweltbundesamt / FG Binnengewässer	Bismarckplatz 1 D-14193 Berlin	[49] 30-8903-2312	[49] 30-8903-2965	ulrich.irmer@uba.de
JANNING	Jörg	DEUTSCHLAND	Niedersächsiches Umweltministerium	PO 4107 D-30041 Hannover	[49] 511 120 3362	[49] 511 120 993362	joerg.janning@mu.niedersachsen.de
JARVI	Torbjorn	SCHWEDEN	National Board of Fisheries				torbjorn.jarvi@fiskeriverket.se
JOHANSSON	Caterina	SCHWEDEN	Swedish Environmental Protection Agency/Department of Environmental Assessment	Blekholmsterrasse n 36 SE-10648 Stockholm	[46] 8 698 1245	[46] 8 6981 584	catarina.johansson@environ.se
JOHANSSON	Daniel		EURELECTRIC		[32] 2 525 1042	[32] 2 515 1049	djohansson@eurelectric.org
KACZMAREK	Bernard	BELGIEN	Bureau des Agences de l'Eau à Bruxelles		[32] 2 545 11 64	[32] 2 545 11 65	agences.eau@euronet.be

NAME	VORNAME	LAND	ORGANISATION	ADRESSE	RUFNUMMER	FAX	EMAIL
KAMPA	Eleftheria	DEUTSCHLAND	Ecologic - Institut für Internationale und Europäische Umweltpolitik	Pfalzburger Str. 43-44 D-10717 Berlin	[49] 30-86880-0	[49] 30-86880-100	kampa@ecologic.de
KELLET	Michael	VEREINIGTES KÖNIGREICH	Scottish Executive Rural Affairs Department	Area 1H8, Victoria Quay UK-EH6 6QQ Edinburgh	[44] 131 244 0219	[44] 131 244 0245	michael.kellet@scotland.gsi.gov.uk
KINKOR	Jaroslav	TSCHECHISCHE REPUBLIK					jaroslav_kinkor@env.cz
KIPGEN	Robert	LUXEMBURG	Administration des Services Techniques de l'Agriculture	16, rte d´'Esch BP 1904 L-1019 Luxembourg	[352] 457172 326	[352] 457172 341	robert.kipgen@asta.etat.lu
KJELLERUP LARSEN	Lars	DÄNEMARK	Ministry of the Environment/Danish Forest and Nature Agency	Haraldsgade 53 DK-2100 Copenhagen O	[45] 39 472825	[45] 39 279899	LLA@SNS.DK
KOLLER-KREIMEL	Veronika	ÖSTERREICH	Federal Ministry of Agriculture, Forestry, Environment and Water management VII / 1	Marxergasse 2 A-1030 Wien	[43] 1 71100/7538	[43] 1 71100/7502	veronika.koller-kreimel@bmlf.gv.at
KONECNY	Robert	ÖSTERREICH	Umweltbundesamt Österreich	Spittelauer Lände 5 A-1090 Wien	[43] 1 31304 3581	[43] 1 31304 3700	konecny@ubavie.gv.at
KOUVOPOULOS	Yannis	GRIECHENLAND	Public Power Corporation/Hydro-Electric Projects Development Department	56-58 Agisilaou Str. GR-10436 Athens	[30] 1 5244554	[30] 1 5220826	TSMYS3@daye.gr
KRAEMER	Andreas	DEUTSCHLAND	Ecologic - Institut für Internationale und Europäische Umweltpolitik	Pfalzburger Str. 43-44 D-10717 Berlin	[49] 30-86880-0	[49] 30-86880-100	kraemer@ecologic.de
Kyrou	Kyriacos	ZYPERN	Ministry of Agriculture, Natural Resources and Environment Water Development Department	CY-1413 NICOSIA	[357] 22803183	[357] 22675019	roc2@cytanet.com.cy

NAME	VORNAME	LAND	ORGANISATION	ADRESSE	RUFNUMMER	FAX	EMAIL
LAMBOT	Francis	BELGIEN					F.Lambot@mrw.wallonie.be
LAZAROU	Anastasia	GRIECHENLAND	Ministry of Environment, Physical Planning and Public Works	147 Patission Str. GR-11251 Athens	[30] 1 8650106	[30] 1 8562968	alazarou@edpp.gr
LIGTVOET	Willem	NIEDERLANDE	National Institute of Public Health and Environmental Protection RIVM	P.O. Box 1, Antonic van Leeuweuhocklaan 9 NL-3720 BA Bilthoven	[31] 302 743 149		Willem.Ligtvoet@rivm.nl
MAKRIYORGOS	Charis	GRIECHENLAND	Public Power Corporation	56-58 Agisilaou Str. GR-10436 Athens	[30] 1 3355108	[30] 1 5220826	tsmys6@daye.gr
MARCUELLO	Conchita	SPANIEN					concepcion.marcuello@cedex.es
MARSDEN	Martin	VEREINIGTES KÖNIGREICH	Scotland and Northern Ireland Forum for Environmental Protection (SNIFFER) and Scottish Environment Protection Agency (SEPA)	Corporate Office, Erskine Court, The Castle Business Park UK-FK9 4TR Stirling	[44] 17 86 45 77 00	[44] 17 86 44 6885	martin.marsden@sepa.org.uk
MARTINET	Fabrice	FRANKREICH	Ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement		[33] 1 42 19 13 23	[33] 1 42 19 13 23	fabrice.martinet@environnement.gouv.fr
MARTTUNEN	Mika	FINNLAND	Finnish Environment Institute/Department for Expert Services	P.O. Box 140 FIN-00251 Helsinki	[358] 9 4030 05 16	[358] 9 4030 05 90	mika.marttunen@ymparisto.fi
MOREN-ABAT	Marta-Cristina	Europäische Kommission	DG Environment B1 Water, Marine and Soil	Beaulieu 9 B-1160 Brussels	[32] 2-2967285	[32] 2-2968825	Marta-Cristina.MOREN-ABAT@cec.eu.int
OMORPHOS	Charis	GRIECHENLAND					roc@cytanet.com.cy
ORTIZ-CASAS	Jose Luis	SPANIEN	Ministerio del Medio Ambiente	Plaza de San Juan de la Cruz ES-28071 Madrid	[34] 91 597 6174	[34] 91 597 6237	jose.ortiz@sgtcca.mma.es

NAME	VORNAME	LAND	ORGANISATION	ADRESSE	RUFNUMMER	FAX	EMAIL
PANNONHALMI	Miklos	UNGARN	North-Transdanubian District Water Authority				pannonhalmi.miklos@eduvizig.hu
PEDERSEN	Tor Simon	NORWEGEN	Norwegian Water Researches and Energy Dir/Hydrology Dept	Pb.5091 Majorstua N-0301 Oslo	[47] 22 959 205	[47] 22 959216	tsp@nve.no
PILKE	Ansa	FINNLAND	Finnish Environment Institute	P.O. Box 140 FIN-00251 Helsinki	[358] 9 4030 0697	[358] 9 4030 0690	ansa.pilke@ymparisto.fi
PUIG	Alejandra	SPANIEN	Ministerio del Medio Ambiente	Plaza de San Juan de la Cruz ES-28071 Madrid	[34] 91 597 5695	[34] 91 597 5947	apuig@sgtcca.mma.es
PIO	Simone	PORTUGAL	Ministerio do Ambiente e do Ordamento do Territorio	Av. Almirante Gago Coutinho 30; PT-1049-066 Lisbon	[351] 21 8430093	[351] 218473571	simonep@inag.pt
PUNCOCHAR	Pavel	TSCHECHISCHE REPUBLIK	Ministry of Agriculture/Department of Water Management Policy	Tes.Nov. 17 CZ-11705 Prague 1	[42] 02 2181 2362	[42] 02 2181 2983	puncochar@mze.cz
RAST	Georg	DEUTSCHLAND	WWF				rast@wwf.de
RECHENBERG	Bettina	DEUTSCHLAND	Umweltbundesamt	Bismarckplatz 1 D-14193 Berlin	[49] 30-8903 2785	[49] 30-8903 2965	bettina.rechenberg@uba.de
RILLAERTS	Francis	BELGIEN	European Union of National Associations of Water Suppliers and Waste Water Services	127 Rue Colonel Bourg B-1140 Brussels	[32] 2 706 4080	[32] 2 706 4081	eureau@skynet.be
RIVAUD	Jean-Paul	FRANKREICH	Ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement	20, Avenue de Ségur F-75302 Paris 07 SP	[33] 1- 4219 1210	[33] 1 42 19 13 34	jean-paul.rivaud@environnement.gouv.fr
ROELEN	Ute	VEREINIGTES KÖNIGREICH	WFD Economics WG				Ute.Roelen@defra.gsi.gov.uk

NAME	VORNAME	LAND	ORGANISATION	ADRESSE	RUFNUMMER	FAX	EMAIL
SCHEUER	Stefan		EEB				Stefan.scheuer@eeb.org
SERBAN	Petru	RUMÄNIEN			[40] 21 315 55 35,	[40] 21 312 21 74	serban@ape.rowater.ro
STEINER	Anton	DEUTSCHLAND					anton.steiner@stmlu.bayern.de
TAGG	Andrew	VEREINIGTES KÖNIGREICH	EUREAU (Thames Water)	Clearwater Court, Vasterm Road, Reading RG1 8DB	[44] 118 959 3471	[44] 118 959 3492	andrew.tagg@thameswater.co.uk
TUURMANN	Marko						marko.tuurmann@ekm.envir.ee
VAN OIRSCHOT	Miel	NIEDERLANDE	Institute for Inland Water Management and Waste Water Treatment (RIZA)	Zuiderwagenplein 2 P.O. Box 17 B-8200	[31] 32 02 98 665	[31] 32 249218	m.oirschot@riza.rws.minvenw.nl
VANQUAETHEM	Olivier	FRANKREICH	French Environment Ministry, Water Director	20, Avenue de Ségur F-75302 Paris 07 SP	[33] 142 191312	[33] 142 191333	olivier.vanquaethem@environment.gouv.fr
VAN RIESEN	Sigurd	DEUTSCHLAND					ewa@atv.de
VAN WIJNGAARDEN	Marjolein	NIEDERLANDE	Institute for Inland Water Management and Waste Water Treatment (RIZA)	PO Box 52 NL-3300 AB Dordrecht	[31] 78 6332736	[31] 78 6315003	m.vwijngaarden@riza.rws.minvenw.nl
VINCEVICIENCE	Violeta	LETTLAND					v.vincevicien@aplinkuma.lt
VON KEITZ	Stephan	DEUTSCHLAND	Hessisches Ministerium für Umwelt, Landwirtschaft und Forsten	Mainzer Straße 80 D-65189 Wiesbaden	[49] 611 815 - 1331	[49] 611 815 - 1941	stephan.vonkeitz@bmu.bund.de
WARMOES	Thierry	BELGIEN	Flemish Environment Agency	Bondgenotenlaan 140 B-3000 Leuven	[32] 1623 21 38	[32] 16-22 89 77	t.warmoes@vmm.be
WALCYKIEWICZ	Tomasz	POLEN	Ministry of Environment, Department of Water Resources	52/54 Wawelska St. PL-00-922 Warsaw	[48] 22 5792331	[48] 22 5792294	tomasz.walcykiewicz@mos.gov.pl

NAME	VORNAME	LAND	ORGANISATION	ADRESSE	RUFNUMMER	FAX	EMAIL
ZAVADSKY	Ivan	REPUBLIK SLOVENIEN					zavadsky.ivan@flora.lifeenv.gov.sk

8.7 Liste der Fallstudien

Die Fallstudien wurden als Grundlage für die Arbeit der Arbeitsgruppe „Erheblich veränderte Wasserkörper“ erarbeitet und können von der folgenden Quelle bezogen werden: http://www.sepa.org.uk/hmwbworkinggroup.

Tabelle 1: Kontaktadressen zu den Fallstudien

Land	Name der Fallstudie	Name	Institution	Email	Telefon
A	Fluss Bregenzerach	Konecny, Robert	Umweltbundesamt Österreich	Konecny@ubavie.gv.at	[43]131304 3581
	Fluss Donau	Konecny, Robert	Umweltbundesamt Österreich	Konecny@ubavie.gv.at	[43]131304 3581
	Wienfluss	Konecny, Robert	Umweltbundesamt Österreich	Konecny@ubavie.gv.at	[43]131304 3581
B	Fluss Dender	Vandaele, Karel	SORESMA	Karel.vandaele@soresma.be	[32] 3-2215540
D	Fluss Elbe	Frey, Michaela	Universität Kassel	m.frey@bauing.uni-kassel.de	[49] 561-804 3949
	Fluss Seefelder Aach	Funke, Markus	Universität Kassel	Funkem@hrz.uni-kassel.de	[49] 561-8043912
	Fluss Lahn	Kuellmar, Ingrid	Universität Kassel	Ingrid.kuellmar@uni-kassel.de	[49] 561-8043991
	Fluss Ruhr	Podraza, Petra	Universität Essen	Petra.podraza@uni-essen.de	[49] 201-1833868
	Fluss Mulde	Podraza, Petra	Universität Essen	Petra.podraza@uni-essen.de	[49] 201-1833868
	Fluss Dhünn	Borchardt, Dietrich	Universität Essen	Dietrich.Borchardt@uni-kassel.de	[49] 561-8043912
E	Fluss Lozoya	Diaz, Jose-Antonio	Ministerio del Medio Ambiente	Joseantonio.diaz@chtajo.es	[34] 91- 53 50 500
SF	See Kemijärvi	Marttunen, Mika	Finnish Environment Institute	Mika.marttunen@ymparisto.fi	[358] 9-403000
F	Fluss Authie	Aubert, Geraldine	Agence de l´Eau Artois-Picardie	G.Aubert@eau-artois-picardie.fr	
	Fluss Sarre	Demortier, Guillaume	Agence de l´Eau Rhin-Meuse	DEMORTIER.G@Eau-Rhin-Meuse.fr	[33] 3-87344841
	Fluss Rhone	Stroffek, Stéphane	Agence de l´Eau Rhone-Mediterranée-Corse	Stephane.STROFFEK@eaurmc.fr	
GR	Fluss Nestos	Kouvopoulos, Yannis	Public Power Corporation	Tsmys3@daye.gr	
NL	Haringvliet Ästuar	Backx, J.J.G.M.	RIZA	J.Backx@riza.rws.minvenw.nl	[31] 78-6332736
	Fluss Hagmolenbeek-Hegebeek	Lorenz, C.M.	Witteveen & Bos	c.lorenz@witbo.nl	[31] 570-697272
	See Loosdrecht	Lorenz, C.M.	Witteveen & Bos	c.lorenz@witbo.nl	[31] 570-697272

Land	Name der Fallstudie	Name	Institution	Email	Telefon
	Veluwerandmeren	Lorenz, C.M.	Witteveen & Bos	c.lorenz@witbo.nl	[31] 570-697272
NO	Fluss Suldalslagen	Pedersen, Tor Simon	Norwegian Water Researches and Energy Dir/Hydrology Dept	tsp@nve.no	[47] 22-959 205
	Fluss Beiarn	Bjørtuft, Sigurd K.,	Statkraft Grøner as	skb@statkraftgroner.no	
S	Fluss Eman	Weichelt, Ann-Karin	County Administrative Board Jönköping	Lansstyrelsen@f.lst.se	[46] 36-395000
	Fluss Daläven	Beier, Ulrike	National Board of Fisheries, Institute of Freshwater Research	Ulrika.Beier@fiskriverket.se	[46] 8-7590338
	Fluss Ume	Jansson, Roland	Swedish Environmental Protection Agency/Department of Environmental Assessment	Roland@eg.umu.se	[46] 90-7869573
	Archipel, Ostsee	Tullback, Klara	County Administrative Board	Klara.tullback@ab.lst.se	[46] 8-7854103
UK (E&W)	Fluss Kennet (Thames)	Dunbar, Michael	Centre for Ecology and Hydrology	Mdu@ceh.ac.uk	[44] 1491-838800
	Fluss Tame	Dunbar, Michael	Centre for Ecology and Hydrology	Mdu@ceh.ac.uk	[44] 1491-838800
	Sankey Brook	Dunbar, Michael	Centre for Ecology and Hydrology	Mdu@ceh.ac.uk	[44] 1491-838800
	Fluss Great Ouse	Dunbar, Michael	Centre for Ecology and Hydrology	Mdu@ceh.ac.uk	[44] 1491-838800
UK (Scot)	Forth Ästuar	Black, A. R.	Geography Department, University of Dundee	a.z.black@dundee.ac.uk	[44] 1382-344434
	Fluss Tummel	Black, A. R.	Geography Department, University of Dundee	a.z.black@dundee.ac.uk	[44] 1382-344434
	Fluss Dee	Black, A. R.	Geography Department, University of Dundee	a.z.black@dundee.ac.uk	[44] 1382-344434
UK (NI)	Fluss Lagan	Corbelli, David	SEPA	David.corbelli@sepa.org.uk	[44] 17-86457700

Tabelle 2: Die Untergruppen und Wasserkörperkategorien der Fallstudien

Land	Name der Fallstudie	Untergruppe „Schifffahrt“ (Leitung: D)	Untergruppe „Wasserkraft“ (Leitung: A)	Fluss	See	Übergangs-gewässer	Küsten-gewässer
A	Fluss Bregenzerach		+	+			
	Fluss Donau	+	+	+			
	Wienfluss			+			
B	Fluss Dender	+		+			
D	Fluss Elbe	+		+			
	Fluss Seefelder Aach		+	+			
	Fluss Lahn	+	+	+			
	Fluss Ruhr		+	+			
	Fluss Mulde			+			
	Fluss Dhünn			+			
E	Fluss Lozoya		+	+			
SF	See Kemijärvi		+		+		
F	Fluss Authie			+			
	Fluss Sarre			+			
	Fluss Rhone			+			
GR	Fluss Nestos		+	+			
NL	Haringvliet Ästuar	+				+	
	Fluss Hagmolenbeek-Hegebeek			+			
	See Loosdrecht				+		
	Veluwerandmeren				+		
NO	Fluss Suldalslagen		+	+			
	Fluss Beiarn		+	+			
S	Fluss Eman		+	+			
	Fluss Daläven		+	+			
	Fluss Ume		+	+			
	Archipel, Ostsee						+
UK (E&W)	Fluss Kennet (Thames)	+		+			
	Fluss Tame			+			
	Sankey Brook	+		+			
	Fluss Great Ouse	+		+			
UK (Scot)	Forth Ästuar					+	
	Fluss Tummel		+	+			
	Fluss Dee		+	+			
UK (NI)	Fluss Lagan	+		+			

Tabelle 3: Fallstudien und die spezifizierten Nutzungen

Land	Name der Fallstudie	Schifffahrt	Hochwasser-/Küsten-schutz	Wasser kraft	Wasser-versor-gung	Land- und Forst-wirtschaft	Urbanisation	Indus-trie	Freizeit und Erholung	Andere spezifizierte Nutzungen
	Anmerkungen: *** : Spezifizierte Nutzung hoher Intensität, ** : Spezifizierte Nutzung mittlerer Intensität, * : Spezifizierte Nutzung von geringer Intensität)									
A	Fluss Bregenzerach			***						
	Fluss Donau	**	***	***				**		
	Wienfluss		***				**			
B	Fluss Dender	***	*			*	*	**		
D	Fluss Elbe	***	***			**	*		*	Fischfang
	Fluss Seefelder Aach		**	***		***		*	*	
	Fluss Lahn	**	**	***		*	*	*		
	Fluss Ruhr	*	**	**	***	*	***	**	***	
	Fluss Mulde		**	***	**	**	**	**		
	Fluss Dhünn		**	**	***	*	***		**	
E	Fluss Lozoya			**	***	*	*		*	
SF	See Kemijärvi		**	***		*	*	*	*	Fischzucht
F	Fluss Authie		**	**		***	**	*	*	Fischzucht
	Fluss Rhone	***	***	***		*	**			
	Fluss Sarre	*	**			**	*			
GR	Fluss Nestos		**	***		**				
NL	Haringvliet Ästuar	***	***		**	*				
	Fluss Hagmolenbeek-Hegebeek	**	**			***				
	See Loosdrecht	**	**		*	**	*		**	Fischerei
	Veluwerandmeren	*	**		*	**	*	*	*	Fischerei
NO	Fluss Suldalslagen			***		*	*	*	*	
	Fluss Beiarn		*	***		*			*	

Land	Name der Fallstudie	Schifffahrt	Hochwasser-/Küsten-schutz	Wasser kraft	Wasser-versor-gung	Land- und Forst-wirtschaft	Urbanisation	Indus-trie	Freizeit und Erholung	Andere spezifizierte Nutzungen
	Anmerkungen: ******* : Spezifizierte Nutzung hoher Intensität, ****** : Spezifizierte Nutzung mittlerer Intensität, ***** : Spezifizierte Nutzung von geringer Intensität)									
S	Fluss Eman			***		*	*			Fischfang
	Fluss Dalalven			***		**				
	Fluss Ume		*	***		**	*	*	*	Fischfang
	Archipel, Küstengewässer der Ostsee	***	***			**	***	*	***	Fischzucht
UK (E&W)	Fluss Kennet (Thames)	***	**		*	**	**	**		
	Fluss Tame	**	***			*	***	**		
	Sankey Brook	*	**		**	**	***	**		
	Fluss Great Ouse	**	***		*	***	**	**		
UK (Scot)	Forth Ästuar	**	***			**	***	***	*	Landwirtschaftliche und industrielle Nutzung
	Fluss Tummel			***					*	
	Fluss Dee			***	*	*			*	Fischzucht
UK (NI)	Fluss Lagan		**			***	***	*	*	

FALLSTUDIENBERICHTE

ÖSTERREICH

Konecny, Robert, Arno Aschauer, Andreas Chovanec, Johann Waringer, Reinhard Wimmer and Stefan Schmutz (2002), Heavily Modified Waters in Europe - Fallstudie Fluss Donau, Umweltbundesamt, Wien.

Konecny, Robert, Arno Aschauer, Andreas Chovanec, Reinhard Wimmer, Stefan Schmutz (2002), Heavily Modified Waters in Europe - Fallstudie Fluss Bregenzerach, Umweltbundesamt, Wien.

Konecny, Robert, Arno Aschauer, Andreas Chovanec, Reinhard Wimmer and Hubert Keckeis (2002), Heavily Modified Waters in Europe - Fallstudie Wienfluss, Umweltbundesamt, Wien.

BELGIEN

Vandaele, Karel, Ingrid De Bruyne, Gert Pauwels, Isabelle Willems and Thierry Warmoes (2002), Heavily Modified Waters in Europe – Fallstudie zu den Flüssen Dender, Mark und Bellebeek in Flandern, Soresma environmental consultants and Flemish Environmental Agency, Leuven und Antwerpen.

FINNLAND

Marttunen, Mika and Seppo Hellsten (2002), Heavily Modified Waters in Europe – Fallstudie Fluss Kemijärvi, Finnland, Finnish Environment Institute, Helsinki.

FRANKREICH

Agence de l'Eau Artois-Picardie (2002), Heavily Modified Water Bodies – Fallstudie Fluss Authie, Frankreich.

Agence de l'Eau Rhin-Meuse (2002), Heavily Modified Water Bodies – Fallstudie Fluss Sarre, Frankreich.

Agence de l'Eau Rhone Mediterranée Corse (2002), Heavily Modified Water Bodies – Fallstudie Fluss Rhone, Frankreich.

DEUTSCHLAND

Borchardt, Dietrich and Petra Podraza (2002), Heavily Modified Waters in Europe – Fallstudie Fluss Dhünn, Institut für Gewässerforschung und Gewässerschutz der Universität Kassel, Kassel.

Funke, Markus, Dietrich Borchardt, Michaela Frey and Ingrid Schleiter (2002), Heavily Modified Waters in Europe – Fallstudie Fluss Seefelder Aach, Institut für Gewässerforschung und Gewässerschutz der Universität Kassel, Kassel.

Frey, Michaela, Dietrich Borchardt, Markus Funke and Ingrid Schleiter (2002a), Heavily Modified Waters in Europe - Fallstudie Fluss Elbe, Institut für Gewässerforschung und Gewässerschutz der Universität Kassel, Kassel.

Müller, Andreas, Dirk Glacer, Martin Halle, Petra Podraza and Thomas Zumbroich (2002), Heavily Modified Waters in Europe - Fallstudie Fluss Zwickauer Mulde, Büro für Umweltanalytik, Bonn, Essen.

Podraza, Petra, Dirk Glacer, Martin Halle, Andreas Müller and Thomas Zumbroich (2002), Heavily Modified Waters in Europe – Fallstudie Fluss Ruhr, Universität Essen, Institut für Ökologie, Abteilung Hydrobiologie, Essen.

Schleiter, Ingrid, Dietrich Borchardt, Markus Funke and Michaela Frey (2002), Heavily Modified Waters in Europe - Fallstudie Fluss Lahn, Institut für Gewässerforschung und Gewässerschutz der Universität Kassel, Kassel.

GRIECHENLAND

Paraskevopoulos, Alexis (2001), Heavily Modified Waters in Europe - Fallstudie Fluss Nestos, Paraskevopoulos-Georgiadis EPE.

NIEDERLANDE

Backx, J.J.G.M., G. v.d. Berg, N. Geilen, A. de Hoog, EJ. Houwing, M. Ohm, M. van Oirschot and M. van Wijngaarden (2002), Heavily Modified Waters in Europe - Fallstudie zum Haringvliet Ästuar, RIZA, Dordrecht.

Lorenz, C.M. in association with DWR and RIVM (2001), Heavily Modified Waters in Europe – Fallstudie zum See Loosdrecht, Witteveen+Bos (W+B), DWR and RIVM, Deventer.

Lorenz, C.M. in association with RDIJ and RIZA (2001a), Heavily Modified Waters in Europe – Fallstudie Veluwerandmeren, Witteveen+Bos (W+B), RDIJ and RIZA, Deventer.

Lorenz, C.M. (2001b), Heavily Modified Waters in Europe - Fallstudie Fluss Hagmolen-Hegebeek, Witteveen+Bos (W+B), Deventer.

NORWEGEN

Bjørtuft, Sigurd K., Jan-Petter Magnell and Jan Ivar Koksvik (2002), Heavily Modified Waters in Europe - Fallstudie zum Beiarelva Wasserlauf, Statkraft Grøner und Norwegische Universität für Wissenschaft und Technologie (NTNU), Lysaker und Trondheim.

Johansen, Stein W., Jan-Petter Magnell, Svein Jakob Saltveit and Nils Roar Saelthun (2002), Heavily Modified Waters in Europe - Fallstudie Fluss Suldalslågen, Statkraft-Grøner, NIVA and LFI, Lysaker.

SPANIEN

Diaz, Jose-Antonio and Montserrat Real (2001), Heavily Modified Waters in Europe - Fallstudie Fluss Lozoya (Tajo, Spanien), Confederación Hidrográfica del Tajo, Calidad de Aguas and Limnos, S.A., Barcelona, Madrid.

SCHWEDEN

Beier, Ulrike (2002), Heavily Modified Waters in Europe – Fallstudie Fluss Daläven, Schweden, National Board of Fisheries, Institute of Freshwater Research, Drottingholm.

Jansson, Roland (2002), Heavily Modified Waters in Europe: Fallstudie Fluss Ume, Nord-Schweden, Landscape Ecology Group, Department of Ecology and Environmental Science, Umeå Universität, Umeå.

Weichelt, Anna-Karin (2001), Heavily Modified Waters in Europe - Fallstudie Fluss Emån, Schweden, County Administrative Board Jönköping, Jönköping.

Tullback, Klara and Cecilia Lindblad (2001), Heavily Modified Waters in Europe - Fallstudie zum Stockholmer Archipel, Ostsee, County Administrative Board of Stockholm, Environment and Planning Department and Department of Botany Stockholm University, Stockholm.

VEREINIGTES KÖNIGREICH, NORDIRLAND

Hale, Peter, David Corbelli, Claire Vincent, Meg Postle, Teresa Venn and John Ash (2002), Heavily Modified Waters in Europe - Fallstudie zum Fluss Lagan, zum Übergangsgewässer im Tidebereich des Lagan und zum Küstengewässer im Bereich des Belfaster Hafens, Nordirland, Environment and Heritage Service and Risk & Policy Analysts, Lisburn, London.

VEREINIGTES KÖNIGREICH, ENGLAND UND WALES

Dunbar, Michael, Douglas Booker, Charlie Stratford, Peter Latimer, Helen Rogerson, Jonathan Bass, Hugh Dawson, Rodolphe Gozlan, Stewart Welton, John Ash, Teresa Fenn and Meg Postle (2002), Heavily Modified Waters in Europe – Fallstudie zum Einzugsgebiet des Flusses Great Ouse, Environment Agency of England & Wales und das Ministerium für Umwelt, Ernährung und ländliche Angelegenheiten des Vereinigten Königreiches, England und Wales.

Dunbar, Michael, Douglas Booker, Charlie Stratford, Peter Latimer, Helen Rogerson, Jonathan Bass, Hugh Dawson, Rodolphe Gozlan, Stewart Welton, John Ash, Teresa Fenn and Meg Postle (2002), Heavily Modified Waters in Europe – Fallstudie zum Einzugsgebiet des Flusses Tame, Environment Agency of England & Wales und das Ministerium für Umwelt, Ernährung und ländliche Angelegenheiten des Vereinigten Königreiches, England und Wales.

Dunbar, Michael, Douglas Booker, Charlie Stratford, Peter Latimer, Helen Rogerson, Jonathan Bass, Hugh Dawson, Rodolphe Gozlan, Stewart Welton, John Ash, Teresa Fenn and Meg Postle (2002), Heavily Modified Waters in Europe – Fallstudie zum Einzugsgebiet des Flusses Sankey, Environment Agency of England & Wales und das Ministerium für Umwelt, Ernährung und ländliche Angelegenheiten des Vereinigten Königreiches, England und Wales.

Dunbar, Michael, Douglas Booker, Charlie Stratford, Peter Latimer, Helen Rogerson, Jonathan Bass, Hugh Dawson, Rodolphe Gozlan, Stewart Welton, John Ash, Teresa Fenn and Meg Postle (2002), Heavily Modified Waters in Europe – Fallstudie England und Wales, Leitlinien für die Identifizierung, Einstufung and Ausweisung von Flüssen, Endgültiger Entwurf (Version 4), Environment Agency of England & Wales und das Ministerium für Umwelt, Ernährung und ländliche Angelegenheiten des Vereinigten Königreiches, England und Wales.

Dunbar, Michael, Douglas Booker, Charlie Stratford, Peter Latimer, Helen Rogerson, Jonathan Bass, Hugh Dawson, Rodolphe Gozlan, Stewart Welton, John Ash, Teresa Fenn and Meg Postle (2002), Heavily Modified Waters in Europe – Fallstudie Fluss Kennet, Environment Agency of England & Wales und das Ministerium für Umwelt, Ernährung und ländliche Angelegenheiten des Vereinigten Königreiches, England und Wales.

VEREINIGTES KÖNIGREICH, SCHOTTLAND

Black, A. R., O.M. Bragg, R.W. Duck, A.M. Findlay, N.D. Hanley, S.M. Morrocco, A.D. Reeves and J.S. Rowan (2002), Heavily Modified Waters in Europe - Fallstudie Fluss Tummel, Geography Department, University of Dundee, und Department of Economics, University of Glasgow, Dundee, Glasgow.

Black, A. R., O.M. Bragg, C.M. Caudwell, R.W. Duck, A.M. Findlay, N.D. Hanley, S.M. Morrocco, A.D. Reeves and J.S. Rowan (2002a), Heavily Modified Waters in Europe - Fallstudie zum Forth Ästuar, Geography Department and Biological Sciences Institute, University of Dundee, und Department of Economics, University of Glasgow, Dundee, Glasgow.

Black, A. R., O.M. Bragg, R.W. Duck, A.M. Findlay, N.D. Hanley, S.M. Morrocco, A.D. Reeves and J.S. Rowan (2002b), Heavily Modified Waters in Europe - Fallstudie Fluss Dee (Galloway, Schottland), Geography Department and Biological Sciences Institute, University of Dundee, und Department of Economics, University of Glasgow, Dundee, Glasgow.