

Die Entfernung von Wehranlagen

zur Schaffung der ökologischen Durchgängigkeit

an Fließgewässern

- Biotopwertverfahren -

bearbeitet von:

öKon GmbH

Dorotheenstr. 26a
48145 Münster
Tel.: 0251 / 608 60 96
Fax: 0251 / 608 60 20
miosga@oekon.de

Dezember 2002



Inhaltsverzeichnis

1	Zielsetzung	4
2	Allgemeines	5
2.1	Ökologische Durchgängigkeit	6
2.2	Methodische Grundlagen der landschaftsökologischen Bewertung	8
3	BEEINTRÄCHTIGUNGSZONE	11
3.1	Verbaute Grundfläche des Querbauwerks	11
3.2	Oberstromige Veränderung des Fließgewässers (Rückstau)	12
3.3	Unterstromige Veränderung des Fließgewässers	13
4	Wirkfaktoren	14
4.1	Absturzhöhe	14
4.2	Lage im Einzugsbereich	15
5	Gesamtbilanz	16
6	Auf- und Abstiegsanlagen	17
7	Fallbeispiele	17
7.1	Fallbeispiel 1: Sohlabsturz „System Pfeifenbrink“	18
7.2	Fallbeispiel 2: Sohlabsturz mit einer Absturzhöhe von 1 m	19
7.3	Fallbeispiel 3: Schützwehr mit einer Absturzhöhe von 1,2 m	20
7.4	Fallbeispiel 4: Querbauwerk mit einer Absturzhöhe von 1,5 m, Kolkbildung	21
8	Ausblick	21
9	Literatur	22

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Beurteilungskriterien von Querbauwerken	8
Table 1: Weir assesment criteria	8
Tabelle 2: Biotop- bzw. Gewässertypen	10
Table 2: Habitat / watercourse types	10
Tabelle 3: Fließgewässertypen	12
Table 3: Stream types	12
Tabelle 4: Berechnung der Rückstauwirkung	13
Table 4: Calculation of backwater effects	13
Tabelle 5: Absturzhöhe	14
Table 5: Height of drop	14
Tabelle 6: Lage der Querbauwerke im Einzugsgebiet	16
Table 6: Position of weirs in the catchment area	16
Tabelle 7: Alternativberechnung des Wertfaktors über die Einzugsgebietsgröße	16
Table 7: Alternative calculation of the value factor based on size of the catchment area	16
Tabelle 8: Berechnung der Beeinträchtigungszone	17
Table 8: Calculation of the impact area	17
Tabelle 9: Sohlabsturz „System Pfeifenbrink“ (Bild 1)	18
Table 9: Weir according to the „Pfeifenbrink System“ (Fig. 1)	18
Tabelle 10: Sohlabsturz mit einer Absturzhöhe von 0,8 m (Bild 2)	19
Table 10: Weir with a drop of 0,8 m (Fig. 2)	19
Tabelle 11: Schützwehr mit einer Absturzhöhe von 1,2 m (Bild 3)	20
Table 11: Weir with a drop of 1,2 m (Fig. 3)	20
Tabelle 12: Querbauwerk mit einer Absturzhöhe von 1,5 m, Kolkbildung (Bild 4)	21
Table 12: Weir with a drop of 1,5 m, scouring (Fig. 4)	21

Vorspann: Querbauwerke in Fließgewässern sind punktuelle bauliche Einrichtungen, deren geringe Flächenversiegelung nicht das Maß ihrer z.T. gravierenden ökologisch-limnologischen Wirkungen widerspiegelt. Die Entfernung solcher Anlagen stellt eine anerkannte ökologische Aufwertung eines Fließgewässers dar, deren Biotoppotential jedoch aufgrund fehlender landschaftsplanerischer Bewertungsverfahren bislang nicht ermittelt werden konnte.

Um diese Lücke zu schließen, wurde ein Biotopwertverfahren entwickelt, das den Veränderungsgrad der aquatischen Biotope in einer BEEINTRÄCHTIGUNGSZONE erfasst. Die „Entfernung von Wehranlagen“ kann als externer Kompensationspool konzipiert und kostenneutral über die Bauleitplanung finanziert werden.

Removal of weirs for the creation of ecological continuity in rivers. Biotope assessment method.

Abstract: Weirs in rivers are isolated structures whose impervious area is relatively small and does not reflect the ecological and limnologic impact of these structures, which can be quite serious. It is known that the removal of such weirs results in ecological upgrading of the area, although it has so far not been possible to determine the habitat potential due to the lack of suitable landscape planning assessment methods.

In order to close this gap, a habitat assessment method has been developed which registers the degree of change of aquatic habitats in an impact area. The removal of weirs can be conceived as an external compensation pool and be financed through the general development plan procedures without causing extra costs.

1 Zielsetzung

In der Landschaft sind Wehr- und Stauanlagen punktuelle bauliche Einrichtungen geringer Flächenversiegelung. Der geringe Grad ihrer Flächenversiegelung spiegelt jedoch nicht das wesentlich weitreichendere Maß ihrer raumgreifenden landschaftsökologischen bzw. limnologischen Wirkung wieder.

Für reophile (strömungsliebende) Fisch- oder Makrozoobenthosarten kann die Herabsetzung der Fließgeschwindigkeit des Wassers durch einen Aufstau einem vollständigen flächigen Habitatverlust (Totalverlust) gleichgesetzt werden; sowohl die Passierbarkeit als auch die Besiedlungsmöglichkeit des oberstromigen Bereichs kann durch ein Querbauwerk im Gewässer stark oder völlig in Frage gestellt. Grundsätzlich wirkt eine Stauhaltung umso schädlicher, je stärker sie die natürliche Fließgeschwindigkeit des Gewässers reduziert (LUA 1998).

Landschaftsplanerisch sind Querbauwerke Eingriffe in den Naturhaushalt, deren Neuerrichtung landschaftsökologisch zu kompensieren ist. Umgekehrt stellt die Entfernung einer Wehranlage eine ökologische Aufwertung des betroffenen Fließgewässers dar, deren in Wertpunkten ausgedrücktes Biotoppotential jedoch aufgrund fehlender Bilanzierungsverfahren bislang nicht ermittelt werden konnte.

Alle gängigen landschaftsökologischen Bewertungsverfahren arbeiten flächenbezogen, wobei im Rahmen der Eingriffsregelung nach § 8 BNatSchG oder § 4 LG NW i.d.R. der Grad der Veränderung der Biotopfunktion (z.B. durch Flächenversiegelung) das Maß für die landschaftsökologische Kompensation¹ bestimmt. Die Flächenversiegelung durch ein Wehr ist gering, dessen Aufhebung (Entsiegelung) entsprach in den derzeit verfügbaren landschaftsplanerischen Bewertungsverfahren nicht der erzielbaren ökologischen Wertsteigerung an einem Fließgewässer.

Im Jahr 2001 hat die öKon GmbH für den Wasserverband Obere Lippe ein themenspezifisches Biotopwertverfahren entwickelt, das genau diesen Veränderungsgrad der Biotopfunktion des Fließgewässers bei der Entfernung einer Wehranlage bilanziert. Als Flächengrundlage für die landschaftsökologische Bilanz wird eine aquatische **BEEINTRÄCHTIGUNGSZONE** ermittelt. Sie ergibt sich aus der Addition von:

- **verbauter Grundfläche des Wehrs**
- **oberstromiger Veränderung des Fließgewässers**
- **unterstromiger Veränderung des Fließgewässers**

und wird in der Eingriffs-Ausgleichs-Bilanzierung mit den nachstehenden Faktoren multipliziert:

- **Absturzhöhe**
- **Lage im Einzugsgebiet**

2 Allgemeines

Nach OTTO (1992) wurden seit Mitte des 19. Jahrhunderts Gewässerregulierungen im großen Rahmen durchgeführt, wobei drei Zielsetzungen verfolgt wurden:

- a) Weitreichende Absenkung der Grundwasserspiegellagen durch ein tiefes und gefällereiches Gewässerbett, so dass eine intensive künstliche Entwässerung des gesamten Auelandes möglich und zu allen Jahreszeiten eine landwirtschaftlich schädliche Oberbodenvernässung ausgeschlossen war.
- b) Vergrößerung der Hochwasserabflusskapazität des Gewässerbettes durch möglichst tiefe, kompakte, hydraulisch glatte Profile und einen möglichst geraden, gleichförmigen und gefälle-

¹ Landschaftsästhetische Faktoren spielen nur eine untergeordnete Rolle bzw. sind nur bei Talsperren u.ä. Bauwerken zu erwarten.

reichen Lauf, so dass es nur noch selten zur Gewässerausuferung und Vorlandüberschwemmung kommen konnte.

- c) Minimierung der Flächeninanspruchnahme des Gewässers durch schmale Profile und steile Uferböschungen; Bodennutzung bis unmittelbar an das Gewässer; sicherer Schutz des Anliegerbesitzes vor Ufererosion durch stabilen Uferverbau und regelmäßige Unterhaltung.

Durch die Umsetzung dieser Ziele wurde ein Großteil der Gewässer in strukturarme Vorfluter umgewandelt, die durch ihren rein technischen Ausbau zu einer ökologischen Verarmung und zunehmend auch zu erhöhten Hochwasserspitzen insbesondere in den Gewässerunterläufen führte. Diese Probleme wurden erkannt und führten zu einem Umdenken in der Wasserwirtschaft; so dass nunmehr ökologische Aspekte bei einer Gewässerentwicklung im Vordergrund stehen; nach OTTO (1992) sind dies folgende langfristige Leitziele:

- a) Wiederherstellung der natürlichen Durchgängigkeit
- b) Wiederherstellung des natürlichen Wasserrückhaltevermögens (Retention)
- c) Wiederherstellung und Schutz der vollen ökologischen Funktionsfähigkeit
- d) Verbesserung der natürlichen morphologischen Entwicklungsfähigkeit (Stichwort: "Entfesselung")
- e) die systematische Förderung der natürlichen Entstehung gewässertypischer Kleinlebensräume (Biotopstrukturen wie Kolke, Still- und Flachwasserzonen, Schnellen, spezielle Laichbiotope usw.)

Der Wiederherstellung der ökologischen Durchgängigkeit für alle wanderungsbedürftigen und wassergebundenen Organismen ist ein zentraler Stellenwert einzuräumen, zumal solche Maßnahmen selbst in Ortslagen verwirklicht werden können, wo Sachzwänge andere naturnahe Gestaltungsmaßnahmen nahezu ausschließen.

Die Erreichbarkeit der Lebensräume hat einen zentralen Stellenwert bei Maßnahmen zur Verbesserung der Fließgewässerökologie (vgl. z.B. Wanderfischprogramm NRW; MUNLV 2001). Die Rücknahme intensiver Ausbau- und Unterhaltungsmaßnahmen führt zu einer Wiederbelebung und Regeneration des Lebensraums Fließgewässer und zieht eine Artenzunahme auch von seltenen und anspruchsvollen Organismen nach sich.

2.1 Ökologische Durchgängigkeit

Während in der Vergangenheit für die festgestellte teilweise drastische Artenverarmung vorwiegend die übermäßige Verschmutzung der Fließgewässer verantwortlich war, ist heute - nach den

Verbesserungen der Gewässergüte - dieser Faktor für eine Regeneration z.B. der Fischbestände nicht mehr entscheidend. Dass diese Regeneration nicht im gleichen Maße erfolgte, wie die Verbesserung der Gewässergüte, ist auch auf den durch Wanderungshindernissen verursachten Arealverlust zurückzuführen.

1995 wurde z.B. an der Lahn einen Arealverlust für Plötze, Hasel, Döbel und Gründling von 36 bis 55 % belegt (BINE 1995); d.h. bis über die Hälfte der untersuchten Gewässerbereiche können aufgrund der besiedlungshemmenden Wirkung vorhandener Wanderungshindernisse nicht von diesen Fischarten besiedelt werden!² Die ökologischen Wirkungen häufig unüberwindbarer Querbauwerke für wassergebundene Tiere sind:

- die Behinderung von (u.a.) Fischwanderungen zum Laichen und zum Nahrungserwerb
- die Behinderung des Wechsels zwischen Teillebensräumen (Sommer- und Winterquartiere, Aufwuchs- und Laichhabitats)
- die Verhinderung der Wiederbesiedlung ökologisch verarmter oder nach Störfällen verödeter Fließgewässerabschnitte durch Fische und Wirbellose
- die nur eingeschränkte Möglichkeit des Ausweichens bei ungünstigen Umweltbedingungen sowie
- die Behinderung des genetischen Austausches zwischen Teilpopulationen (Vereinheitlichung des Erbgutes)
- die Artenverarmung eines Fließgewässers aufgrund fehlender Zuwanderungsmöglichkeiten
- die Verschiebung des Artenspektrums durch veränderte Fließgeschwindigkeiten (Verlust reophiler Arten)
- die dadurch erfolgende Verschiebung des Artenspektrums (i.d.R. eine Artenreduzierung) mit einem Entwicklungsvorteil für anpassungsfähige Tiere (oft Massenentwicklungen)

² Prinzipiell ist die gesamte Fläche, die sich als Arealverlust darstellt, in seiner ökologischen Funktion nachhaltig gestört und könnte als beeinträchtigt in ein flächenbezogenes Werteverfahren integriert werden. Die flächenbezogene ökologische Schädigung eines Wehrs kann rein hypothetisch mehrere hundert Kilometer Fließgewässer umfassen.

Tabelle 1: Beurteilungskriterien von Querbauwerken
 Table 1: Weir assesment criteria

Beurteilungskriterien von Querbauwerken			
Gewässerökologische Aspekte		Technische Kriterien	
lineare Durchgängigkeit	Aufwanderung	Passierbarkeit eines Querbauwerks	<ul style="list-style-type: none"> Bauart, Höhe, baulicher Zustand, auftretende Fließgeschwindigkeiten, Höhe der Gefällesprünge, Sohlbeschaffenheit Auffindbarkeit von Aufstiegsanlagen
	Abwanderung	Schadigungsgrad durch einen Wehrüberfall	<ul style="list-style-type: none"> Fallhöhe, Beschaffenheit des Unterwassers Effizienz vorhandener (Fisch-) Abstiegsanlagen
		Ausmaß der Ausleitung / Entnahme	<ul style="list-style-type: none"> gewährleistete Passierbarkeit, Verhältnis Entnahmewasser / Gesamtabfluss
Lebensraumverlust	Aufstau	Ausmaß des Lebensraumverlustes durch Aufstau	<ul style="list-style-type: none"> Länge der beeinträchtigten Gewässerstrecke
	Abfluss (Ausleitung)	Grad der Schädigung durch veränderten Abfluss (Ausleitung)	<ul style="list-style-type: none"> struktureller Zustand des Mutterbetts, Mindestabfluss
		Ausmaß des Lebensraumverlustes durch veränderten Abfluss (Ausleitung)	<ul style="list-style-type: none"> Länge der beeinträchtigten Gewässerstrecke

(INSTITUT FÜR ANGEWANDTE ÖKOLOGIE 2000, verändert)

Mittlerweile ist die Schaffung der ökologischen Durchgängigkeit an Fließgewässern ein allgemein anerkanntes Ziel. Hierbei gilt, dass einer Beseitigung eines Wanderhindernisses grundsätzlich Vorrang zu gewähren ist. Lediglich eine Passierbarkeit (durch z.B. eine Fischaufstiegsanlage) zu schaffen, stellt stets nur die zweite Wahl dar; sie ist dann umzusetzen, wenn Sachzwänge der Entfernung eines Wanderhindernisses entgegen stehen (DVWK 1996).

2.2 Methodische Grundlagen der landschaftsökologischen Bewertung

Die betroffenen Biotoptypen eines gestauten Fließgewässers werden auf Grundlage der „Methode zur ökologischen Bewertung der Biotopfunktion von Biotoptypen“ nach LUDWIG (1991) bewertet. Funktionen wie Boden, Wasser, Klima, Landschaftsbild, Freiraum und Erholung werden bei dieser Methode nicht berücksichtigt.

Themenspezifisch wurde die Kurzbeschreibung der Biotoptypen nach LUDWIG (1991) ergänzt und erweitert; in Relation zur Wehrthematik werden Gewässer hier als gestaut (ausgebaut, begradigt) oder nicht gestaut (nicht ausgebaut, nicht begradigt) differenziert.

Bei der Methode Ludwig (1991) werden sieben Kriterien herangezogen, die in ihrer Gesamtheit eine Einstufung der Biotoptypen bezüglich ihrer Bedeutung aus Sicht des Naturschutzes ermöglichen. Die Auswahl der Kriterien orientiert sich an den Begründungen für die Schutzwürdigkeit geplanter und vorhandener Naturschutzgebiete. Jedem Einzelkriterium wird eine Bewertungsstufe zwischen 0 und 5 (künstlich bis natürlich/naturnah) zugeordnet. Die Wertzahlen aller Kriterien wer-

den additiv verknüpft und ergeben so den Biotopwert. Die vorhandenen Biotope werden aufgrund ihrer Bedeutung für die Biotopfunktion Bewertungsklassen von 0 (unbedeutend) bis V (außerordentlich hoch) zugeordnet.

I. Natürlichkeit

„Ein wesentliches Maß, um die Dauer und die Intensität anthropogener Veränderungen zu ermitteln, stellt der **Natürlichkeitsgrad** bezogen auf die unberührte Natur dar.“ Naturnahe Ökosysteme sind aufgrund ihrer langen Entwicklungsgeschichte gegenüber natürlichen Umwelteinflüssen relativ stabil und wenig stör anfällig.

Die Biotoptypen werden in die Kategorien natur- und kulturbetont eingeordnet, wobei unberührte/ natürliche, naturnahe, bedingt naturnahe Biotope zu den naturbetonten Elementen zählen und bedingt naturferne, naturferne, naturfremde sowie künstliche Biotope der kulturbetonten Kategorie zugerechnet werden.

II. Wiederherstellbarkeit

Die **Wiederherstellbarkeit** eines Ökosystems wird durch die zeitliche (Entwicklungsdauer) und räumliche Wiederherstellbarkeit (abiotische Standortfaktoren und Vorkommen stenöker Arten) bestimmt.

Bei der **Entwicklungsdauer** der Biotoptypen (**zeitliche Wiederherstellbarkeit**) werden folgende Zeitstufen unterschieden: > 150 Jahre, 80-150 Jahre, 31-80 Jahre, 6-30 Jahre, 1-5 Jahre und 0-1 Jahr. Bei der Einstufung der zeitlichen Wiederherstellbarkeit wird vom heutigen Zustand ausgegangen. Biotoptypen, deren Entwicklungsdauer bei über 30 Jahren liegt, gelten als nicht ausgleichbar.

Für die **räumliche Wiederherstellbarkeit (Standortfaktorenpotential)** wird die Häufigkeit zugrunde gelegt, mit der die biotoptypbestimmenden Standortfaktoren in einem Naturraum vorkommen. D.h. Biotoptypen mit speziellen Standortansprüchen sind schlechter zu ersetzen und demnach höherwertig einzustufen. Bezüglich der räumlichen Wiederherstellbarkeit werden sehr seltene, seltene, mäßig häufige, häufige, sehr häufige und technische Biotoptypen differenziert. Das Standortfaktorenpotential wird auch unter Berücksichtigung der Konkurrenzkraft und der Ansiedlungsmöglichkeiten charakteristischer Arten beurteilt.

III. Gefährdungsgrad

Der allgemeine **Gefährdungsgrad** eines Ökosystems wird ermittelt durch die Verknüpfung der Einstufung nach der Roten Liste NRW für die gefährdeten Biotoptypen und dem Anteil der verschollenen und gefährdeten Farn- und Blütenpflanzenarten in den verschiedenen Pflanzenformationen am jeweiligen Gesamtartenbestand.

IV. Maturität (Reifegrad)

Die **Maturität** gibt den Reifegrad eines Ökosystems in Sukzessionsabläufen an. Biotoptypen mit hohem Maturitätsgrad sind im allgemeinen nur schlecht zu ersetzen und ihre Stabilität gegenüber natürlichen Umwelteinflüssen ist hoch. Für den Reifegrad gelten folgende Wertstufen: Klimax- und Schlußgesellschaften, Dauergesellschaften, natürliche Folgegesellschaften und langlebige Ersatzgesellschaften, natürliche Pioniergesellschaften und kurzlebige Ersatzgesellschaften, offene Böden mit Initialstadien von Pioniergesellschaften oder von kurzlebigen Ersatzgesellschaften sowie technische Biotoptypen wie urbane Stillgewässer mit verbauten Ufern, Siedlungsflächen o.ä.



V. Struktur- und Artenvielfalt

Eine vielfältige Lebensraumausstattung spiegelt sich in der Arten- und Strukturvielfalt eines Ökosystems wider. Bei hoher Diversität ist in vielen Fällen der Biotoptyp gegenüber Umwelteinflüssen stabil. Allerdings darf dieses Kriterium nicht allein zur ökologischen Bewertung herangezogen werden, da artenarme, aber stabile Biotoptypen nicht erfaßt werden. Hier sind die Kriterien Maturität und Natürlichkeit hinzuzuziehen. Das Teilkriterium **Strukturvielfalt** gibt an, wie viele verschiedene Lebensräume und Lebensformen innerhalb eines Biotoptyps auftreten können; die **Artenvielfalt** wird als relative Größe auf die durchschnittliche Artenzahl der häufigsten Biotoptypen eines Naturraums bezogen.

VI. Häufigkeit

Die **Häufigkeit** eines Biotoptyps wird bezogen auf eine Naturraumgruppe bewertet. Derzeit wird sie aufgrund von Erfahrungswerten abgeschätzt, da die Auswertung der LÖBF-Biotopkartierung noch nicht vorliegt. Als Kriterium zur Beurteilung kann die Seltenheit der an den Biotoptyp gebundenen Pflanzen- oder Tiergesellschaften bzw. die Seltenheit ihrer charakteristischen Arten herangezogen werden.

VII. Vollkommenheit

Die **Vollkommenheit** wird am konkret erfaßten Biotop bewertet, dessen Ausstattung mit der optimal möglichen Ausprägung verglichen wird. Die Vollkommenheit wird aber nur bei gefährdeten oder naturnahen Biotoptypen zur ökologischen Bewertung herangezogen, da auch technisch bestimmte Biotoptypen ein hohes Maß an eigener Vollkommenheit erreichen können, diese aber nicht naturschutzrelevant ist. Dabei wird die **Vollkommenheit** des Artenbestandes mit dem Artenbestand der typischen Pflanzengesellschaften eines Biotoptyps verglichen oder zur Ausbildung von Strukturen, Zonationen und Komplexen in Beziehung gesetzt.

Tabelle 2: Biotop- bzw. Gewässertypen
 Table 2: Habitat / watercourse types

Nr.	Biotoptyp	Beschreibung	Code	Biotopwert	Ausgl. / 20c-Biotop
1.	(Mittel-) Gebirgsbach, sommerkalter Niederungsbach, Rhitralgewässer	oligotroph, nicht gestaut (nicht ausgebaut)	FR21	29	N X
2.	Gebirgsbach, sommerkalter Niederungsbach, Rhitralgewässer	oligotroph, gestaut (stark ausgebaut)	FR23	20	N
3.	Gebirgsbach, sommerkalter Niederungsbach, Rhitralgewässer	eutroph, nicht gestaut (nicht ausgebaut)	FR31	26	N X
4.	Gebirgsbach, sommerkalter Niederungsbach, Rhitralgewässer	eutroph, gestaut (stark ausgebaut)	FR33	17	N
5.	Gebirgsbach, sommerkalter Niederungsbach, Rhitralgewässer	polytroph, nicht gestaut (nicht ausgebaut)	FR41	21	N X
6.	Gebirgsbach, sommerkalter Niederungsbach, Rhitralgewässer	polytroph, gestaut (stark ausgebaut)	FR43	12	N
7.	Niederungsbach, sommerwarm	dystroph, nicht gestaut (nicht ausgebaut)	FS11	29	N X
8.	Niederungsbach, sommerwarm	dystroph, gestaut (stark ausgebaut)	FS13	23	N



9.	Niederungsbach, sommerwarm	oligotroph , nicht gestaut (nicht ausgebaut)	FS21	30	N X
10.	Niederungsbach, sommerwarm	oligotroph, gestaut (stark ausgebaut)	FS23	20	N
11.	Niederungsbach, sommerwarm	eutroph , nicht gestaut (nicht ausgebaut)	FS31	29	N X
12.	Niederungsbach, sommerwarm	eutroph, gestaut (stark ausgebaut)	FS33	16	N
13.	Niederungsbach, sommerwarm	polytroph , nicht gestaut (nicht ausgebaut)	FS41	21	N X
14.	Niederungsbach, sommerwarm	polytroph, gestaut (stark ausgebaut)	FS43	11	
15.	Flüsse & Ströme	oligotroph , nicht gestaut (mit unbegradigtem Flusslauf)	FT21	30	N X
16.	Flüsse & Ströme	oligotroph, gestaut (mit stark begradigtem Flusslauf)	FT23	23	N
17.	Flüsse & Ströme	eutroph , nicht gestaut (mit stark unbegradigtem Flusslauf)	FT31	30	N X
18.	Flüsse & Ströme	eutroph, gestaut (mit begradigtem Flusslauf)	FT33	18	N
19.	Flüsse & Ströme	polytroph , nicht gestaut (mit unbegradigtem Flusslauf)	FT41	26	N X
20.	Flüsse & Ströme	polytroph, gestaut (mit stark begradigtem Flusslauf)	FT43	13	N

Die Biotoptypenliste ergibt sich aus der Zusammenfassung der Bewertungstabellen 1 und 4 nach LUDWIG (1991).

Ausgl.* (N) = die mit N gekennzeichneten Biotope sind nach LUDWIG nicht wieder herstellbar.

Bewertungsklassen: 0 (unbedeutend), I (niedrig), II (mittel), III (hoch), IV (sehr hoch), V (außerordentlich hoch)

Ausgebaute, begradigte, durch eine Wehranlage aufgestaute oder durch ein Querbauwerk³ geschädigte Gewässer sind als stark anthropogen beeinträchtigte (künstliche) Biotope zu werten; der Grad ihrer (technischen) Vollkommenheit ist mit der Wertzahl 0 anzunehmen.

Das Kriterium „Vollkommenheit“ ist nur bei tatsächlich vorhandenen Biotopen bestimmbar, der nach einer durchgeführten Ausgleichsmaßnahme erreichte Entwicklungszustand in 30 Jahren ist nur zu schätzen bzw. mit der Wertzahl 1 anzunehmen.

3 BEEINTRÄCHTIGUNGSZONE

3.1 Verbaute Grundfläche des Querbauwerks

Die flächige Größe der zu entfernenden Stau- oder Wehranlage ist samt der Nebeneinrichtungen (z.B. Zuwegungen und wegen Bauwerkssicherung häufig unterhaltene Gewässerböschungen) zu ermitteln und als Flächenwert (in m²) darzustellen.

³ Nicht alle Querbauwerke stauen. Sohlabstürze oder –schwelle zeigen nur dann eine Stauwirkung, wenn bauliche Elemente in das Profil ragen. Dennoch segmentieren solche Querbauwerke ein Gewässer und können mit einem Lebensraumverlust verbunden sein.

Sohlschwelle, die nicht in das Profil reichen und somit nur eine Geschiebeerrosion-stabilisierende Funktion haben, werden hier nicht näher betrachtet, da ihre Passierbarkeit gewährleistet ist.



3.2 Oberstromige Veränderung des Fließgewässers (Rückstau)

Zusätzlich zur verbauten und versiegelten Grundfläche des Wehrs ist auch die flächige Größe der ober- und unterstromigen Veränderungen am Fließgewässer zu ermitteln.

Die oberstromige Veränderung eines Fließgewässers durch ein Wehr ergibt sich durch dessen Rückstauwirkung. Z.B. wird nach LUA (1998) Rückstau wie folgt definiert:

- **starker Rückstau:** Es sind Querbauwerke vorhanden, an denen im eingestauten Oberwasser bei Mittelwasser fast keine Strömung mehr herrscht. Der erkennbare Rückstau umfasst wenigstens 20 m, kann sich aber auch über dessen gesamte Länge erstrecken. In Niederungsgebieten können mehrere 100 m geschädigt sein.
- **mäßiger Rückstau:** Es sind Querbauwerke vorhanden, an denen die Fließgeschwindigkeit im Oberwasser des Querbauwerks um mehr als 50 % gegenüber der Fließgeschwindigkeit in der freien Strecke unterhalb des Querbauwerks reduziert ist, das Gewässer jedoch noch deutlich erkennbar strömt. Der erkennbare Rückstau umfasst wenigstens 20 m, kann sich aber auch über dessen gesamte Länge erstrecken. In Niederungsgebieten können mehrere 100 m geschädigt sein.
- **geringer Rückstau:** Es sind Querbauwerke vorhanden, an denen die Fließgeschwindigkeit im Oberwasser des Querbauwerks um weniger als 50 % gegenüber der Fließgeschwindigkeit in der freien Strecke unterhalb des Querbauwerks reduziert ist. Der erkennbare Rückstau umfasst wenigstens 20 m, kann sich aber auch über dessen gesamte Länge erstrecken.

Maßgeblich für die Ermittlung der Stärke bzw. Länge einer Rückstauwirkung ist die Veränderung der natürlichen Fließgeschwindigkeit⁴, also die Abweichung vom Leitbildzustand; keinesfalls ist ein anthropogen überformter ober- oder unterstromiger Bereich als Referenz heranzuziehen.

Tabelle 3: Fließgewässertypen
Table 3: Stream types

Fließgewässertyp	Fließgeschwindigkeit
Gewässer des Tieflands	
• Kiesbach	0,2 bis 0,4 m/s
• Sandbach	0,2 bis 0,4 m/s
• Löß-/ Lehm bach	0,2 bis 0,4 m/s
• Niederungsbach	0,1 bis 0,2 m/s
• Organischer Bach	< 0,1 bis 0,2 m/s

⁴ Fließgeschwindigkeiten lassen sich leicht abschätzen, wenn man in den Gewässerkörper nasses Laub wirft. Dieses schwimmt nicht auf sondern im Gewässerkörper mit; durch zeitlich definiertes Begleiten des Laubs und Beobachten und Abschreiten einer Verlaufsstrecke lässt sich die Fließgeschwindigkeit des Gewässers bzw. ein sich veränderndes Fließverhalten leicht erfassen.



Gewässer der Mittelgebirges	
• Bäche im Kerbtal	0,4 bis 0,8 m/s
• Bäche im Muldental	0,3 bis 0,5 m/s
• Bäche im Sohlental	0,3 bis 0,5 m/s

Die erkennbare Rückstauwirkung eines Wehrs kann vor Ort ermittelt werden. Maßgeblich für die Länge der Stauwurzel ist die Veränderung der natürlichen Fließgeschwindigkeit⁵. Als Orientierungshilfen zur Ermittlung natürlicher Fließgeschwindigkeiten dienen die Leitbildzustände nach LUA (1999); sie ermöglichen zudem eine naturräumliche und morphologische Zuordnung der Gewässer.

Die Rückstauwirkung eines Wehrs ist bei Mittelwasser zu ermitteln und mit der Breite des gestauten Fließgewässers zu multiplizieren. Bei starren Querbauwerken lässt sich als BEEINTRÄCHTIGUNGSZONE die maximal mögliche Rückstauwirkung erfassen, während bewegliche Kulturstau bei Hochwasserführung oftmals gelegt werden und dann kein Stau zu verzeichnen ist.

Tabelle 4: Berechnung der Rückstauwirkung
 Table 4: Calculation of backwater effects

Alternativ kann die Rückstauwirkung eines Wehrs rechnerisch aus der Absturzhöhe und dem natürlichen Sohlgefälle (I_{so}) ermittelt werden. Aus der Rechnung Absturzhöhe, dividiert durch das Sohlgefälle und multipliziert mit der Gewässerbreite ergibt sich die maximale oberstromige BEEINTRÄCHTIGUNGSZONE des Querbauwerks, die durch den Rückstau verursacht wird. Die unterstromigen Fließveränderungen sind noch nicht erfasst.			
Beispiel:			
Gewässerbreite	5,00 m		
Absturzhöhe	1,00 m		
natürliches Sohlgefälle	2 ‰		(entspricht 0,002 m / lfm Gewässer)
OBERSTROMIGE BEEINTRÄCHTIGUNGSZONE	1,00 m / 0,002 m x 5,00 m = 2.500 m ²		

3.3 Unterstromige Veränderung des Fließgewässers

Hinter einem Stauwehr ist ein Fließgewässer ebenfalls negativ beeinflusst. Bei großen Abstürzen entstehen Schnellen, Wirbel, Deckwalzen, Kolke und andere Aufweitungen; oftmals ist die lamina-re Leitströmung des Gewässers, die wesentlich zur Orientierung der aquatischen Organismen dient, beschleunigt (gewellter Abfluss)⁶, herabgesetzt⁷ oder vollständig unterbrochen – eine Normalisierung der Fließverhältnisse stellt sich erst nach einer gewissen Verlaufsstrecke wieder ein.

⁵ Fließgeschwindigkeiten lassen sich leicht abschätzen, wenn man in den Gewässerkörper nasses Laub wirft. Dieses schwimmt nicht auf sondern im Gewässerkörper mit; durch zeitlich definiertes Begleiten des Laubs und Beobachten und Abschreiten einer Verlaufsstrecke lässt sich die Fließgeschwindigkeit des Gewässers bzw. ein sich veränderndes Fließverhalten leicht erfassen.

⁶ Bei einer Fließgeschwindigkeit über Grund von >0,3 m/s wird Makrozoobenthos in Sandbächen verdriftet und kann die entsprechenden Bereiche weder besiedeln noch passieren. Bei einer erhöhten Fließgeschwindigkeit im Wasserkörper etwas höher über der Sohle von >0,8-1,0 m/s über eine längere Verlaufsstrecke ist auch für wanderstarke Fische eine Passierbarkeit nicht mehr gewährleistet.



Um diesen Veränderungen des Fließgewässers und der davon abhängigen Arten und Lebensgemeinschaften Rechnung zu tragen, ist die beeinträchtigte unterstromige Verlaufsstrecke vor Ort zu ermitteln und mit der Breite des Fließgewässers zu multiplizieren.

4 Wirkfaktoren

4.1 Absturzhöhe

Die negative Wirkung von Wehr- und Stauanlagen beschränkt sich nicht auf ihre Rückstauwirkung, sondern auch auf ihre Passierbarkeit bzw. Barrierewirkung!

Querbauwerke (Wehre, Rampen, Gleiten etc.) stellen i.d.R. Geschiebefallen und Wanderbarrieren für Organismen und somit eine Unterbrechung und Störung des Gewässerökosystems dar. Sie können einen strömungsverarmten Rückstau mit gewässeruntypischen Struktur- und Biotopverhältnissen verursachen (LUA 1998).

Abstürze, die einen Sprung des Mittelwassers von oder mehr als 0,1 m Fallhöhe bewirken, fließen als Faktor in die Bilanzierung der Wertpunkte mit ein – als Bemessungshöhe ist stets die maximal mögliche Absturzhöhe zu berücksichtigen.

Tabelle 5: Absturzhöhe
Table 5: Height of drop

Absturzhöhe	Faktor
Grundschwelle (lediglich Barrierewirkung für Geschiebe)	1
kleiner Absturz (Sturztiefe des Wassers von 0,1 - 0,3 m)	2
hoher Absturz (Sturztiefe des Wassers von 0,3 – 1,0 m)	4
sehr hoher Absturz (Sturztiefe des Wassers von >1,0 m)	8

Bei glatten Gleiten oder Rampen ist die potentielle Fallhöhe des Wasser analog zu ermitteln und als Faktor in die Bilanzierung einzufügen. Querbauwerke mit sohnahem Ablauf (unterströmte Wehre oder Schütztafeln) sind wie Abstürze zu behandeln; die potentielle Fallhöhe des Wasser ist gemäß den oben angegebenen Absturzhöhen zu ermitteln und als Faktor in die Bilanzierung einzufügen.

⁷ Aufwandernde Fische orientieren sich stark am vorhandenen Strömungsstrich eines Gewässers, wenn dieser unterbrochen oder nicht auffindbar ist, kommt es zu Fehlinformationen und Orientierungslosigkeit. Eine Aufwanderung kann effektiv unterbunden sein. Des weiteren spielt ein u.U. vollständig verändertes chemisch-physikalisches Verhalten (O₂-Gehalt, Temperatur, Schlammabildung und Sedimentation) des Fließgewässerabschnitts eine besiedlungshemmende Rolle, auch die Passierbarkeit wird beeinträchtigt.

Der derzeitige Zustand eines Querbauwerks geht nicht in die Bilanzierung mit ein. Wehre sind i.d.R. mit wasserrechtlichen Genehmigungen verknüpft (sogenannte Staurechte), die prinzipiell eine Wiederherstellung und Reparatur bei beginnendem Verfall ermöglichen. Somit ist von einer vollständigen Funktionsfähigkeit der Anlagen auszugehen.

4.2 Lage im Einzugsbereich

Sofern ein Maßnahmenträger über die Entfernung mehrerer Querbauwerke/Wehranlagen disponieren kann, ist die Erstellung einer PRIORITÄTENLISTE sinnvoll. Die Wiederherstellung eines maximal zusammenhängenden, passierbaren Lebensraums ist die Zielsetzung; diese Sichtweise orientiert sich an dem Aufwanderungsverhalten⁸ von aquatischen Organismen, die nahezu den gesamten Fließgewässerkörper durchwandern (z.B. Lachs, Aal).

Ein möglicher quellnaher Reproduktionsraum kann nicht erreicht werden und eine natürliche Fortpflanzung unterbunden sein, wenn die Aufwanderung von aquatischen Organismen verhindert wird. Künstliche Besatzmaßnahmen können zwar die natürlichen „Kinderstuben“ von z.B. Fischen nutzen, aber keine natürliche Wiederbesiedlung durch aufwandernde Tiere gewährleisten; eine Berücksichtigung solcher künstlicher Besatzmaßnahmen im Rahmen dieses Biotopwertverfahrens ist nicht zulässig.

Zur Verminderung des aquatischen Lebensraumverlusts ist grundsätzlich die Schaffung der ökologischen Durchgängigkeit von der Mündung zu der Quelle (Reproduktionsräumen) am sinnvollsten. D.h. die Entfernung der Wehranlage, die der Mündung am nächsten liegt, ist ökologisch hochrangiger zu gewichten, als die Entfernung eines Querbauwerks im oberstromigen Bereich.

Für die Schaffung einer PRIORITÄTENLISTE ist die konkrete Gewässersituation des jeweiligen Einzugsbereichs zu berücksichtigen. Bei einfachen linearen Einzugsgebieten ist die Entfernung der mündungsnahen Wehranlage die ökologisch wertvollste, gefolgt von dem nächsten Wehr. Bei verzweigten Systemen (bzw. auch bei begrenzten Zuständigkeitsbereichen) ist für die Rangfolge der maximal erreichbare, ökologisch zusammenhängende Lebensraum maßgeblich, und nicht etwa die Mündungsnähe eines Wehres.

Die voranstehenden ermittelten Flächengrößen der BEEINTRÄCHTIGUNGSZONE sind mit dem Faktor für die Lagebeziehung des Wehres zu multiplizieren; die Faktoren ergeben sich aus der nach-

⁸ Bekannt ist, dass manche leistungsstarke Arten in den Wintermonaten bei hohen Wasserständen Querbauwerken passieren können und erst die sommernahe Abwanderung von Jungtieren bei Mittel- oder Niedrigwasser durch z.B. Wasserkraftturbinen effektiv verhindert wird. Zugunsten einer Handhabbarkeit der hier vorgestellten Methode wird auf diesen Umstand nicht näher eingegangen.



stehenden Tabelle. Nachdem das mündungsnächste Wehr entfernt ist, geht dessen faktorielle Wertigkeit auf das nächstfolgende Wehr über.

Solitäre Querbauwerke mit großer Wirkung sind mit dem Faktor 8 zu multiplizieren.

Tabelle 6: Lage der Querbauwerke im Einzugsgebiet
 Table 6: Position of weirs in the catchment area

Lage des Querbauwerks im Einzugsbereich / Lebensraumgewinn	Faktor
• Querbauwerk im oberstromigen Bereich, am entferntesten zur Mündung	1
• Querbauwerk im mittelstromigen Bereich, zwischen Wehranlage im ober- und unterstromigen Bereich	2
• Querbauwerk im unterstromigen Bereich, am nächsten zur Mündung	4
• Solitärquerbauwerk im Einzugsgebiet	8

Eine Abweichung von dem vorgeschlagenen Modus ist im zu begündenden Einzelfall dann möglich, wenn durch die Entfernung eines Querbauwerks ein zusammenhängender Lebensraum für eine lokale, ökologisch bedeutsame, autochtone Tier- oder Pflanzenpopulation (z.B. Flusskreb) geschaffen werden kann. Der Faktor kann der nächst höheren Klasse zugeordnet werden.

Tabelle 7: Alternativberechnung des Wertfaktors über die Einzugsgebietsgröße
 Table 7: Alternative calculation of the value factor based on size of the catchment area

Alternativ lässt sich der Faktor „Lage im Einzugsbereich“ über Einzugsgebietsgrößen darstellen. Je größer der ökologisch durchgängige aquatische Lebensraum ist, der durch die Entfernung eines Wehres wieder hergestellt wird, umso hochrangiger ist die Maßnahme zu bewerten bzw. umso hochrangiger ist die Maßnahme zu bewerten.

Schaffung eines ökologisch durchgängigen Lebensraums (Einzugsbereichs)	Faktor
0 – 10 Km ²	1
10 – 50 Km ²	2
50 – 100 Km ²	4
100 – 1.000 Km ²	8
> 1.000 Km ²	16

5 Gesamtbilanz

Wie o.a. ergibt sich die Gesamtgröße der BEEINTRÄCHTIGUNGSZONE eines zu entfernenden Querbauwerks aus der Addition der verbauten Grundfläche des Wehrs und der ober- und unterstromigen Veränderung des Fließgewässers. In der Eingriffs-Ausgleichs-Bilanzierung ist diese Fläche mit den nachstehenden Faktoren Absturzhöhe und Lage im Einzugsgebiet zu multiplizieren.



Tabelle 8: Berechnung der Beeinträchtigungszone
 Table 8: Calculation of the impact area

Querbauwerk ¹⁾	+	oberstromige Fließveränderung ²⁾	+	unterstromige Fließveränderung ³⁾	x	Absturzhöhe	x	Lage im Einzugsgebiet ⁴⁾	=	BEEINTRÄCHTIGUNGSZONE, gesamt
(m ²)		(m ²)		(m ²)		(Faktor)		(Faktor)		(m ²)
						1		1		
						2		2		
						4		4		
						8		8		

- 1) Länge x Breite des Baukörpers samt Nebeneinrichtungen
- 2) Länge des Rückstaus x Breite des Fließgewässers (ggf. des Überschwemmungsbereichs), Erfassung vor Ort
- 3) Länge x Breite des veränderten Fließgewässers, Erfassung vor Ort
- 4) Erfassung anhand kartographischer Auswertung

6 Auf- und Abstiegsanlagen

Zur Schaffung der ökologischen Durchgängigkeit gilt grundsätzlich, dass der Beseitigung eines Wanderhindernisses gegenüber einer lediglichen Entschärfung der Vorrang einzuräumen ist. Umlaufgerinne, raue Gleiten oder Rampen, Fischtrepfen oder -pässe, Teilrampen etc. sind wasserbauliche Hilfsmittel an Stau- und Wehranlagen; sie entfallen, wenn eine Wehr entfernt wird und natürliche Fließgewässerverhältnisse wiederhergestellt sind.

Gleichwohl existieren Sachzwänge, die der restlosen Entfernung eines Wehrs entgegen stehen. Sofern in solchen Fällen eine ökologische Passierbarkeit nur durch technische Maßnahmen zu erreichen ist, kann auch dies als eingriffsmindernd mit dem Faktor 0,5 berücksichtigt werden.

Voraussetzung für die Anrechenbarkeit ist die nachweislich gute Funktion der Anlage, d.h. sie muss ganzjährig für wandernde Organismen passierbar sein und ihren ungefährdeten Auf- und Abstieg ermöglichen.

7 Fallbeispiele

Die Bewertung der Biotope bzw. ihrer Funktion und die Überprüfung des Mindestumfangs der Kompensationsmaßnahmen beruht auf dem Verfahren von LUDWIG (1991). Ziel ist die Überprüfung des Umfangs von Kompensationsmaßnahmen ausschließlich bezüglich der Biotopfunktion.

Bei der Bewertung des Eingriffs ergibt sich aus der Multiplikation der Gesamtfläche jedes Biotop-typs mit dem derzeitigen Ökologischen Wert (= Biotop-Wert) letztendlich eine Punktzahl für den Eingriff, die in Beziehung gesetzt wird zu verschiedenen vorgeschlagenen Kompensationsmaßnahmen sowie den dafür bereitgestellten Flächen. Bei der Beurteilung dieser Maßnahmen werden



die Werte der neu geschaffenen oder optimierten Biotope nach 30 Jahren zugrunde gelegt. In die Berechnung wird der Wertzuwachs und die Fläche jedes Biotops einbezogen.

7.1 Fallbeispiel 1: Sohlabsturz „System Pfeifenbrink“

Tabelle 9: Sohlabsturz „System Pfeifenbrink“ (Bild 1)
 Table 9: Weir according to the „Pfeifenbrink System“ (Fig. 1)

Kurzcharakteristik										
Kurzbeschreibung		verbreiteter Sohlabsturz, Fließenergiebrecher unterschiedlicher Breite und Höhe, unbeweglich, starr								
Oberstromige Gewässerbreite (m)		2 m								
Unterstromige Gewässerbreite (m)		2 m								
Kolk (künstlich entstanden)		---								
Verbaute Fläche (m ²)		19 Bauelemente à 1,0 x 1,0 m (1 m ²) = 19 m ²								
Rückstauwirkung (m)		keine								
Länge des veränderten Abflusses (m)		1 m								
Absturzhöhe (m)		1 m								
Lage im Einzugsgebiet		quellnah								
Ermittlung der BEEINTRÄCHTIGUNGSZONE										
Querbauwerk (m ²)	+	Rückstau (m ²)	+	unterstromige Fließveränderung (m ²)	x	Absturzhöhe (Faktor)	x	Lage im Einzugsgebiet (Faktor)	=	BEEINTRÄCHTIGUNGSZONE, gesamt (m ²)
19		---		2		4		1		84
Das Querbauwerk hat eine BEEINTRÄCHTIGUNGSZONE von 84 m ² .										
Anrechenbare Wertsteigerung										
heutiger Biototyp (Ökologischer Wert)	Biotopwert (heute)	Biototyp nach 25-30 Jahren			Biotopwert (zukünftig)	Wertzuwachs	Fläche (m ²)	Fläche x Wertzuwachs		
Niederungsbach, eutroph, stark ausgebaut (FS331)	16	Niederungsbach, eutroph, nicht ausgebaut (FS31)			29	13	84	1.092		
Für die Schaffung der ökologischen Durchgängigkeit wird rechnerisch eine <u>ökologische Wertsteigerung von 1.092 Wertpunkten</u> erreicht.										

7.2 Fallbeispiel 2: Sohlabsturz mit einer Absturzhöhe von 1 m

Tabelle 10: Sohlabsturz mit einer Absturzhöhe von 0,8 m (Bild 2)

Table 10: Weir with a drop of 0,8 m (Fig. 2)

Kurzcharakteristik										
Kurzbeschreibung		Sohlabsturz variabler Breite und Höhe, unbeweglich, starr								
Oberstromige Gewässerbreite		2 m								
Unterstromige Gewässerbreite		2 m								
Kolk (künstlich entstanden)		3 m Länge x 3 m Breite = 9 m ²								
Verbaute Fläche		5 m ²								
Rückstauwirkung		keine								
Länge des veränderten Abflusses		3 m								
Absturzhöhe		0,8 m								
Lage im Einzugsgebiet		zwischen anderen Querbauwerken								
Ermittlung der BEEINTRÄCHTIGUNGSZONE										
Querbauwerk (m ²)	+	Rückstau (m ²)	+	unterstromige Fließveränderung (m ²)	x	Absturzhöhe (Faktor)	x	Lage im Einzugsgebiet (Faktor)	=	BEEINTRÄCHTIGUNGSZONE, gesamt (m ²)
5		---		9		4		2		112
Das Querbauwerk hat eine BEEINTRÄCHTIGUNGSZONE von 112 m ² .										
Anrechenbare Wertsteigerung										
heutiger Biototyp (Ökologischer Wert)	Biotopwert (heute)	Biototyp nach 25-30 Jahren	Biotopwert (zukünftig)	Wertzuwachs	Fläche (m ²)	Fläche x Wertzuwachs				
Niederungsbach, eutroph, stark ausgebaut (FS331)	16	Niederungsbach, eutroph, nicht ausgebaut (FS31)	29	13	112	1.456				
Für die Schaffung der ökologischen Durchgängigkeit wird rechnerisch eine <u>ökologische Wertsteigerung von 1.456 Wertpunkten</u> erreicht.										



7.3 Fallbeispiel 3: Schützwehr mit einer Absturzhöhe von 1,2 m

Tabelle 11: Schützwehr mit einer Absturzhöhe von 1,2 m (Bild 3)

Table 11: Weir with a drop of 1,2 m (Fig. 3)

Kurzcharakteristik										
Kurzbeschreibung		Kulturstau, Schütz oder Klappenwehr unterschiedlicher Breite, beweglich, manuell oder motorisch regelbar								
Oberstromige Gewässerbreite		5 m								
Unterstromige Gewässerbreite		7 m								
Kolk (künstlich entstanden)		5 m Länge x 7 m Breite = 35 m ²								
Verbaute Fläche		6 m x 0,3 m = 1,8 m ² --> aufgerundet 2 m ²								
Rückstauwirkung		50 m								
Länge des veränderten Abflusses		5 m								
Absturzhöhe		1,2 m								
Lage im Einzugsgebiet		zwischen anderen Wehren								
Ermittlung der BEEINTRÄCHTIGUNGSZONE										
Querbauwerk (m ²)	+	Rückstau (m ²)	+	unterstromige Fließveränderung (m ²)	x	Absturzhöhe (Faktor)	x	Lage im Einzugsgebiet (Faktor)	=	BEEINTRÄCHTIGUNGSZONE, gesamt (m ²)
2		250		35		8		2		4.592
Das Querbauwerk hat eine BEEINTRÄCHTIGUNGSZONE von 4.592 m ² .										
Anrechenbare Wertsteigerung										
heutiger Biototyp (Ökologischer Wert)	Biotopwert (heute)	Biototyp nach 25-30 Jahren		Biotop-wert (zukünftig)	Wertzuwachs	Fläche (m ²)	Fläche x Wertzuwachs			
Niederungsbach, eutroph, stark ausgebaut (FS331)	16	Niederungsbach, eutroph, nicht ausgebaut (FS31)		29	13	4.592	59.696			
Für die Schaffung der ökologischen Durchgängigkeit wird rechnerisch eine <u>ökologische Wertsteigerung von 59.696 Wertpunkten</u> erreicht.										



7.4 Fallbeispiel 4: Querbauwerk mit einer Absturzhöhe von 1,5 m, Kolkbildung

Tabelle 12: Querbauwerk mit einer Absturzhöhe von 1,5 m, Kolkbildung (Bild 4)
 Table 12: Weir with a drop of 1,5 m, scouring (Fig. 4)

Kurzcharakteristik										
Kurzbeschreibung		Klappenwehr unterschiedlicher Breite, beweglich, manuell oder mechanisch regelbar								
Oberstromige Gewässerbreite		5 m								
Unterstromige Gewässerbreite		5 m								
Kolk (künstlich entstanden) / Tosbecken		6 m Länge x 6 m Breite = 36 m ²								
Verbaute Fläche		6 m x 0,5 m = 3 m ²								
Rückstauwirkung		30 m								
Länge des veränderten Abflusses		6 m								
Absturzhöhe		1,5 m								
Lage im Einzugsgebiet		mündungsnah								
Ermittlung der BEEINTRÄCHTIGUNGSZONE										
Querbauwerk (m ²)	+	Rückstau (m ²)	+	unterstromige Fließveränderung (m ²)	x	Absturzhöhe (Faktor)	x	Lage im Einzugsgebiet (Faktor)	=	BEEINTRÄCHTIGUNGSZONE, gesamt (m²)
3		150		36		8		4		6.048
Das Querbauwerk hat eine BEEINTRÄCHTIGUNGSZONE von 6.048 m ² .										
Anrechenbare Wertsteigerung										
heutiger Biototyp (Ökologischer Wert)		Biotopwert (heute)	Biototyp nach 25-30 Jahren		Biotop-wert (zukünftig)	Wertzuwachs	Fläche (m ²)	Fläche x Wertzuwachs		
Niederungsbach, eutroph, stark ausgebaut (FS331)		16	Niederungsbach, eutroph, nicht ausgebaut (FS31)		29	13	6.048	78.624		
Für die Schaffung der ökologischen Durchgängigkeit wird rechnerisch eine <u>ökologische Wertsteigerung von 78.624 Wertpunkten</u> erreicht.										

8 Ausblick

Seit der Novellierung des BauGB von 1998 besteht die Möglichkeit im Rahmen von Bauleitverfahren Eingriffe in Naturhaushalt und Landschaftsbild extern zu kompensieren. Hierfür wurden vielfach externe Kompensationsflächenpools – sogenannte „Öko-Pools“ – angelegt.

Die Entfernung von Wehranlagen lässt sich analog verstehen und ermöglicht die Führung eines Öko-Kontos. Die hier durch das Biotopwertverfahren ermittelten Wertpunkte können anderen Eingriffen als Ausgleich zugeordnet und zur Verfügung gestellt werden. Durch die damit verbundene Kostenzuordnung lässt sich – unabhängig von Landesmitteln (!) - die Entfernung von Wehranlagen kostenneutral finanzieren.

9 Literatur

- BINE** (1995): Ökologische Durchgängigkeit von Fließgewässern. BINE Informationsdienst des Fachinformationszentrums Karlsruhe.
- DVWK** (1996): Fischaufstiegsanlagen - Bemessung, Gestaltung, Funktionskontrolle. Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau e.V. Merkblatt Nr.232.
- INSTITUT FÜR ANGEWANDTE ÖKOLOGIE** (2000): Beurteilung von Querbauwerken und Wasserkraftstandorten. In: Nachhaltige Wasserkraftnutzung in NRW. MUNLV - Ministerium für Umwelt, Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen (in Vorbereitung).
- LUA** (1998): Gewässerstrukturgüte in Nordrhein-Westfalen. Katieranleitung. Merkblätter Nr. 14. Landesumweltamt Nordrhein- Westfalen. Essen.
- LUA** (1999): Leitbilder für kleine und mittelgroße Fließgewässer in Nordrhein-Westfalen. Gewässerlandschaften und Fließgewässertypen. Merkblätter Nr. 17. Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen. Essen.
- LUDWIG, D.** (1991): Methode zur ökologischen Bewertung der Biotopfunktion von Biotoptypen. Bochum.
- MUNLV** 2001: Wanderfischprogramm Nordrhein-Westfalen. Statusbericht zur ersten Programmphase 1998 bis 2002. Düsseldorf.
- OTTO, A.** (1992): Gewässerpflegeplanung in Rheinland-Pfalz. Zusammenfassungen des Symposiums: Angewandte Biologie in Landschaftsplanung und Wasserwirtschaft. Hrsg.: Verband Deutscher Biologen. Köln.

Dieses Biotopwertverfahren wurde in der WASSERWIRTSCHAFT (3/2002) veröffentlicht. Die hier vorliegende Textfassung wurde von dem Verfasser nur unwesentlich verändert.

Olaf Miosga

Öffentlich bestellter und vereidigter Sachverständiger
der Landwirtschaftskammer Westfalen-Lippe für
Naturschutz und Gewässerschutz