

**Christian Wolter, Dirk Bernotat, Jörn Gessner,
Anika Brüning, Jan Lackemann und Johannes Radinger**

Fachplanerische Bewertung der Mortalität von Fischen an Wasserkraftanlagen



Fachplanerische Bewertung der Mortalität von Fischen an Wasserkraftanlagen

**Ergebnisse aus dem F+E-Vorhaben
(FKZ 3515 82 3200)**

**Christian Wolter
Dirk Bernotat
Jörn Gessner
Anika Brüning
Jan Lackemann
Johannes Radinger**

Titelbild: Wasserkraftanlage Las Rives am Ariège (Frankreich) (C. Wolter)

Adressen der Autorin und der Autoren:

Dr. Christian Wolter
Dr. Jörn Gessner
Dr. Anika Brüning
Jan Lackemann
Dr. Johannes Radinger
Dirk Bernotat

Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei
Müggelseedamm 310, 12587 Berlin
E-Mail: wolter@igb-berlin.de

Bundesamt für Naturschutz, Außenstelle Leipzig
Fachgebiet II 4.2 „Eingriffsregelung, Verkehrswegeplanung“
Karl-Liebknecht-Str. 143, 04277 Leipzig
E-Mail: Dirk.Bernotat@bfn.de

Fachbetreuung im BfN:

Dirk Bernotat s.o.
Friedhelm Igel Fachgebiet II 4.3 „Naturschutz und erneuerbare Energien“

Gefördert durch das Bundesamt für Naturschutz (BfN) mit Mitteln des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit (BMU) (FKZ: 3515 82 3200).

Zitiervorschlag:

Wolter, C., Bernotat, D., Gessner, J., Brüning, A., Lackemann, J., Radinger, J. (2020): Fachplanerische Bewertung der Mortalität von Fischen an Wasserkraftanlagen. Bonn (Bundesamt für Naturschutz). BfN-Skripten 561, 213 S.

Diese Veröffentlichung wird aufgenommen in die Literaturdatenbank „DNL-online“ (www.dnl-online.de).
BfN-Skripten sind nicht im Buchhandel erhältlich. Eine pdf-Version dieser Ausgabe kann unter <http://www.bfn.de/skripten.html> heruntergeladen werden.

Institutioneller Herausgeber: Bundesamt für Naturschutz
Konstantinstr. 110
53179 Bonn
URL: www.bfn.de

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



Diese Schriftenreihe wird unter den Bedingungen der Creative Commons Lizenz Namensnennung – keine Bearbeitung 4.0 International (CC BY - ND 4.0) zur Verfügung gestellt (<https://creativecommons.org/licenses/by-nd/4.0/deed.de>).

Druck: Druckerei des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit (BMU).

Gedruckt auf 100% Altpapier

ISBN 978-3-89624-299-0

DOI 10.19217/skr561

Bonn - Bad Godesberg 2020

Inhaltsverzeichnis

Tabellenverzeichnis	6
Abbildungsverzeichnis	9
Abkürzungsverzeichnis	10
Vorwort	11
1 Vorbemerkung	12
2 Einleitung	14
3 Anwendungsbereich und Rechtsnormen	15
3.1 Wasserhaushaltsgesetz und Wasserrahmenrichtlinie (Verschlechterungsverbot und Verbesserungsgebot).....	15
3.2 FFH-Richtlinie (FFH-Verträglichkeitsprüfung und Verschlechterungsverbot).....	20
3.3 Artenschutzrechtliches Tötungsverbot nach § 44 Abs. 1 Nr. 1 BNatSchG.....	24
3.4 Umwelthaftung nach § 19 BNatSchG.....	25
3.5 Weitere Prüfnormen des Natur- und Umweltschutzes	28
3.6 EU-Aalschutzverordnung	28
3.7 Fischereigesetzgebung	29
3.8 Tierschutzgesetz.....	32
4 Methodik zur Bestimmung der artspezifischen Bedeutung anthropogener Mortalität	33
5 Populationsbiologische Sensitivität von Arten hinsichtlich anthropogener Mortalität	34
5.1 Populationsbiologisch relevante Kriterien und Parameter	34
5.1.1 Parameter A: Alttiermortalität.....	35
5.1.2 Parameter B: Lebensalter	37
5.1.3 Parameter C: Alter bei Eintritt in die Reproduktion	37
5.1.4 Parameter D: Reproduktionspotenzial	38
5.1.5 Parameter E: Reproduktionsrate	38
5.1.6 Parameter F: Bestand in Deutschland	39
5.1.7 Parameter G: Bestandstrend in Deutschland.....	41
5.2 Aggregation der Parameter zu einem Populationsbiologischen Sensitivitäts-Index ...	42
6 Naturschutzfachliche Bedeutung von Arten hinsichtlich anthropogener Mortalität	47
6.1 Naturschutzfachlich relevante Kriterien und Parameter	47
6.1.1 Parameter H: Gefährdung der Art in Deutschland nach Roter Liste	47
6.1.2 Parameter I: Häufigkeit bzw. Seltenheit der Art.....	48
6.1.3 Parameter J: Erhaltungszustand der Art in Deutschland	48
6.1.4 Parameter K: Nationale Verantwortlichkeit für den Erhalt einer Art	49
6.2 Aggregation der Parameter zum Naturschutzfachlichen Wert-Index	50

7	Mortalitäts-Gefährdungs-Index (MGI) zur Beurteilung der Relevanz anthropogener Mortalität.....	53
7.1	Aggregation der beiden Indices (PSI und NWI).....	53
7.2	Ergebnisse.....	54
7.3	Diskussion	55
8	Vorhabentypspezifische Mortalitätsgefährdung von Arten	56
8.1	Hintergrund und methodisches Vorgehen	56
8.2	Deutsche und europäische Mortalitätsstudien.....	59
8.3	Ableitung des turbinenbedingten Tötungsrisikos von Fischen an Wasserkraftanlagen	62
8.3.1	Parameter Median der empirischen Rate letal geschädigter Individuen an Turbinen (MO_{50}).....	63
8.3.2	Parameter 75 %-Perzentil der empirischen Rate letal geschädigter Individuen an Turbinen (MO_{75}).....	63
8.3.3	Parameter Längenbedingte Turbinenmortalität (MO_L).....	66
8.3.4	Parameter Score „artspezifische Turbinenmortalität“ (MO)	68
8.3.5	Parameter Begegnungswahrscheinlichkeit (BE)	69
8.3.6	Aggregation der Parameter zum turbinenbedingten Tötungsrisiko.....	70
8.4	Turbinenbedingtes Tötungsrisiko von Fischen an Wasserkraftanlagen	70
8.4.1	Ergebnis/Diskussion	70
8.4.2	Rechenmortalität	73
8.5	Vorhabentypspezifische Mortalitätsgefährdung (vMGI) von Fischen an Wasserkraftanlagen	74
8.6	Ergebnis und Diskussion.....	77
9	Nationales Bewertungsverfahren zur Bewertung des fischökologischen Zustands nach WRRL	79
9.1	Besonders bewertungsrelevante Arten nach WRRL	82
10	Methodischer Ansatz zur planerischen Bewertung der Mortalitätsgefährdung von WKA.....	85
10.1	Bewertungsansatz aus vorhabentypspezifischer Mortalitätsgefährdung der Art und konstellationsspezifischem Risiko des Vorhabens	85
10.2	Raumbezogene Parameter zur Betroffenheit von Gebieten und Arten	86
10.3	Projektbezogene Parameter zur Konfliktintensität des Vorhabens	87
10.4	Parameter zur Lage und Entfernung des Vorhabens	95
10.5	Maßnahmen zur Vermeidung bzw. Schadensbegrenzung	95
10.6	Bestimmung des konstellationsspezifischen Risikos von Wasserkraftanlagen hinsichtlich der Mortalität von Fischen.....	102
10.7	Methodisches Vorgehen zur Einstufung des konstellationsspezifischen Risikos sowie zur Anwendung des Bewertungsansatzes.....	108
10.7.1	Bewertung im Rahmen eines artspezifischen Ansatzes (FFH-VP, SAP).....	109
10.7.1.1	Bewertung im Rahmen der FFH-Verträglichkeitsprüfung (FFH-VP)	109
10.7.1.2	Bewertung im Rahmen der speziellen artenschutzrechtlichen Prüfung (SAP)	109

10.7.2	Bewertung im Rahmen eines zönosenspezifischen Ansatzes.....	111
10.7.2.1	Bewertung im Rahmen des wasserrechtlichen Verschlechterungsverbots bzw. Verbesserungsgebots.....	111
10.7.2.2	Bewertung der Beeinträchtigung charakteristischer Arten eines Gewässer-LRT im Rahmen der FFH-VP	112
10.8	Beispiele zur Anwendung der Bewertungsansätze.....	114
10.8.1	Beispiel 1.....	115
10.8.1.1	Bewertung des Vorhabens i. R. der FFH-Verträglichkeitsprüfung (FFH-VP).....	116
10.8.1.2	Bewertung des Vorhabens i. R. der Wasserrahmenrichtlinie (WRRL).....	117
10.8.1.3	Maßnahmen zur Vermeidung bzw. Schadensbegrenzung	118
10.8.2	Beispiel 2.....	120
10.8.2.1	Bewertung des Vorhabens i. R. der FFH-Verträglichkeitsprüfung (FFH-VP).....	120
10.8.2.2	Bewertung des Vorhabens i. R. der Wasserrahmenrichtlinie (WRRL).....	121
10.8.2.3	Maßnahmen zur Vermeidung bzw. Schadensbegrenzung	123
10.8.3	Beispiel 3.....	124
10.8.3.1	Bewertung des Vorhabens i. R. der FFH-Verträglichkeitsprüfung (FFH-VP).....	125
10.8.3.2	Bewertung des Vorhabens i. R. der Wasserrahmenrichtlinie (WRRL).....	125
10.8.3.3	Maßnahmen zur Vermeidung bzw. Schadensbegrenzung	127
10.8.4	Beispiel 4.....	128
10.8.4.1	Bewertung des Vorhabens i. R. der speziellen artenschutzrechtlichen Prüfung..	129
10.8.4.2	Bewertung des Vorhabens i. R. der Wasserrahmenrichtlinie (WRRL).....	129
10.8.4.3	Maßnahmen zur Vermeidung bzw. Schadensbegrenzung	131
10.8.5	Beispiel 5.....	132
10.8.5.1	Bewertung des Vorhabens i. R. der FFH-Verträglichkeitsprüfung (FFH-VP).....	132
10.8.5.2	Bewertung des Vorhabens i. R. der Wasserrahmenrichtlinie (WRRL).....	133
10.8.5.3	Maßnahmen zur Vermeidung bzw. Schadensbegrenzung	135
11	Zusammenfassung	136
12	Quellenverzeichnis	138
13	Anhänge	145
13.1	Daten zum Populationsbiologischen Sensitivitäts-Index (PSI) und zum Naturschutzfachlichen Wert-Index (NWI) heimischer Fischarten und Neunaugen...	146
13.2	Einstufung des PSI und NWI sowie deren Aggregation zum Mortalitäts-Gefährdungs-Index (MGI) für alle deutschen Fischarten u. Neunaugen.....	175
13.3	Quellenverzeichnis PSI und NWI	179
13.4	Daten turbinenbedingter Schädigungen von Fischen an Wasserkraftanlagen.....	186
13.5	Beschreibung der Untersuchungsstandorte, Untersuchungsmethoden und Turbinenparameter von Mortalitätsuntersuchungen an Wasserkraftanlagen	192
13.6	Quellenverzeichnis deutscher und europäischer Schadensuntersuchungen von Fischen bei der Turbinenpassage von Wasserkraftanlagen.....	199
13.7	Daten und Ergebnisse des turbinenbedingten Tötungsrisikos von Fischen an Wasserkraftanlagen.....	202
13.8	Einstufung des turbinenbedingten Tötungsrisikos von Fischen an Wasserkraftanlagen.....	210

Tabellenverzeichnis

Tab. 1: Definitionen des sehr guten, guten und mäßigen ökologischen Zustands von Flüssen anhand der biologischen Qualitätskomponente: Fischfauna.....	17
Tab. 2: Gesetzlich geforderte Schutzmaßnahmen an Wasserkraftanlagen bzw. Triebwerken gegen das Eindringen von Fischen in den einzelnen Bundesländern.	30
Tab. 3: Klassifizierung der jährlichen Alttiermortalität.....	36
Tab. 4: Klassifizierung des maximalen Lebensalters.....	37
Tab. 5: Klassifizierung des Alters beim Eintritt in die Reproduktion.....	38
Tab. 6: Klassifizierung des Reproduktionspotenzials.	38
Tab. 7: Klassifizierung der Reproduktionsrate.....	39
Tab. 8: Klassifizierung des Bestandes in Deutschland.....	40
Tab. 9: Zuordnung der siebenstufigen Häufigkeitsskala der Roten Liste auf die neunstufige Bestandsskala des PSI.....	41
Tab. 10: Zu- oder Abschläge für den Bestandstrend in Deutschland.	41
Tab. 11: Beispiele zur Aggregation der Parameter zum Populationsbiologischen Sensitivitäts-Index (PSI).....	43
Tab. 12: Populationsbiologischer Sensitivitäts-Index (PSI) der in Deutschland vorkommenden Fischarten und Neunaugen in aufsteigender Reihenfolge sortiert	45
Tab. 13: Vergleich der Artengruppe Fische mit anderen Artengruppen im Hinblick auf deren populationsbiologische Sensitivität gegenüber der anthropogenen Mortalität eines Individuums.	46
Tab. 14: Klassifizierung der Gefährdung nach Roter Liste Deutschland.....	48
Tab. 15: Klassifizierung der Seltenheit bzw. Häufigkeit.....	48
Tab. 16: Klassifizierung des Erhaltungszustands.....	49
Tab. 17: Beispiel der Aggregation zum NWI für ausgewählte Fischarten.	51
Tab. 18: Naturschutzfachlicher Wert-Index (NWI) einheimischer Fischarten und Neunaugen.....	52
Tab. 19: Aggregation von Populationsökologischem Sensitivitäts-Index und Naturschutzfachlichem Wert-Index zum Mortalitäts-Gefährdungs-Index (MGI) für die Bedeutung anthropogener Mortalität	53
Tab. 20: Zuordnung der Fischarten in der Aggregation von PSI und NWI zum Mortalitäts-Gefährdungs-Index (MGI).	54
Tab. 21: Muster-Matrix zur Ableitung der vorhabentypspezifischen Mortalitätsgefährdung.	58
Tab. 22: Klassifizierung der letalen Schäden anhand der Schadenskategorien der Studien.	60
Tab. 23: Spanne der Mortalitätsraten der analysierten Untersuchungen bei Francis- und Kaplan-turbinen, archimedischen Schnecken und Wasserrädern.	62
Tab. 24: Parameterübersicht zur Einstufung des vorhabentypspezifischen Risikos von Fischarten an Wasserkraftanlagen.	62
Tab. 25: Bewertungsstufen der Mediane der artspezifischen Mortalitätsraten (MO_{50}).	63
Tab. 26: Bewertungsstufen der 75 %-Perzentile der artspezifischen Mortalitätsraten (MO_{75}).	64

Tab. 27: Bewertungsstufen der längenabhängigen artspezifischen Mortalitätsraten (MO _L).	68
Tab. 28: Bewertungsstufen der Begegnungswahrscheinlichkeit von Fischen mit Wasserkraftanlagen (BE).....	69
Tab. 29: Beispiele unterschiedlicher Bewertungsergebnisse des turbinenbedingten Tötungsrisikos einzelner ausgewählter Fischarten an Wasserkraftanlagen basierend auf empirischen Mortalitätsraten, langenbedingten Mortalitätsraten sowie der Begegnungswahrscheinlichkeit.....	72
Tab. 30: Bewertung des turbinenbedingten Tötungsrisikos von Fischen an Wasserkraftanlagen.....	73
Tab. 31: Matrix zur Ableitung der vorhabentypspezifischen Mortalitätsgefährdung (vMGI) von Fischen an Wasserkraftanlagen.....	75
Tab. 32: Vorhabentypspezifische Mortalitätsgefährdung (vMGI) von Fischen an Wasserkraftanlagen (nach Gefährdungsklassen).....	76
Tab. 33: Vorhabentypspezifische Mortalitätsgefährdung (vMGI) von Fischen an Wasserkraftanlagen (sortiert nach taxonomischer Familie).....	77
Tab. 34: Übersicht der im Hinblick auf Mortalität an WKA besonders bewertungsrelevanten Fischarten gemäß WRRL bzw. hinsichtlich des fiBS-Bewertungsverfahrens.....	84
Tab. 35: Bewertungsansatz unter Berücksichtigung von vorhabentypspezifischer Mortalitätsgefährdung und konstellationsspezifischem Risiko.....	86
Tab. 36: Zusammenfassung möglicher projektbezogene Bewertungsparameter zur Einschätzung der Konfliktintensität eines Vorhabens.....	95
Tab. 37: Beispiele zur Einstufung der Minderungswirkung möglicher Maßnahmen zur Vermeidung und Schadensbegrenzung hinsichtlich des Tötungsrisikos von Fischen an Wasserkraftanlagen.....	101
Tab. 38: Beispiele für mögliche Parameter zur Einstufung des konstellationsspezifischen Risikos von Wasserkraftanlagen hinsichtlich ihrer Fischmortalität.....	103
Tab. 39: Beispiele zur Einstufung des konstellationsspezifischen Risikos von Fischen an Wasserkraftanlagen im Rahmen einer FFH-VP nach § 34 BNatSchG.....	105
Tab. 40: Beispiele zur Einstufung des konstellationsspezifischen Risikos von Fischen an Wasserkraftanlagen im Rahmen einer artenschutzrechtlichen Prüfung nach § 44 BNatSchG.....	106
Tab. 41: Beispiele zur Einstufung des konstellationsspezifischen Risikos der Mortalität von Fischen an Wasserkraftanlagen im Rahmen einer Prüfung hinsichtlich des wasserrechtlichen Verschlechterungsverbots bzw. Verbesserungsgebots nach Art. 4 Abs. 1 WRRL.....	107
Tab. 42: Vorhabentypspezifische Mortalitätsgefährdung von Fischen durch Wasserkraftturbinen und Stufen der Überschreitung bei verschiedenen konstellationsspezifischen Risiken (KSR).....	110
Tab. 43: Beispiel 1: Technische, standörtliche und fischökologische Spezifikationen einer Wasserkraftanlage mit einer Kaplan turbine.....	115
Tab. 44: Vorhabentypspezifische Mortalitätsgefährdung von besonders bewertungsrelevanten, typspezifischen Fischarten am Wasserkraftstandort Beispiel 1.....	118
Tab. 45: Beispiel 2: Technische, standörtliche und fischökologische Spezifikationen einer Wasserkraftanlage mit einem Wasserrad.....	120

Tab. 46: Vorhabentypspezifische Mortalitätsgefährdung von besonders bewertungsrelevanten, typspezifischen Fischarten am Wasserkraftstandort Beispiel 2.....	123
Tab. 47: Beispiel 3: Technische, standörtliche und fischökologische Spezifikationen einer Wasserkraftanlage mit zwei Francisturbinen.....	124
Tab. 48: Vorhabentypspezifische Mortalitätsgefährdung von besonders bewertungsrelevanten, typspezifischen Fischarten am Wasserkraftstandort Beispiel 3.....	127
Tab. 49: Beispiel 4: Technische, standörtliche und fischökologische Spezifikationen einer Wasserkraftanlage mit fünf Kaplansturbinen.....	128
Tab. 50: Vorhabentypspezifische Mortalitätsgefährdung von besonders bewertungsrelevanten, typspezifischen Fischarten am Wasserkraftstandort Beispiel 4.....	131
Tab. 51: Beispiel 5: Technische, standörtliche und fischökologische Spezifikationen einer umgerüsteten Wasserkraftanlage mit einer Kaplansturbinen.....	132
Tab. 52: Vorhabentypspezifische Mortalitätsgefährdung von besonders bewertungsrelevanten, typspezifischen Fischarten am Wasserkraftstandort Beispiel 5.....	135
Tab. 53: Bestimmung des artenbezogenen PSI und NWI der heimischen Fischarten und Neunaugen.....	146
Tab. 54: Bewertungsergebnisse der heimischen Fischarten und Neunaugen zu PSI, NWI und MGI.....	175
Tab. 55: Ergebnisse von Mortalitätsuntersuchungen an Wasserkraftanlagen Teil 1: Arten mit Anfangsbuchstaben A bis H.....	186
Tab. 56: Ergebnisse von Mortalitätsuntersuchungen an Wasserkraftanlagen Teil 2: Arten mit Anfangsbuchstaben K bis Z.....	189
Tab. 57: Deskriptive Beschreibung der Untersuchungsstandorte, Untersuchungsmethoden und Turbinenparameter von Mortalitätsuntersuchungen an Wasserkraftanlagen.....	192
Tab. 58: Daten zum turbinenbedingten Tötungsrisiko von Fischen an Wasserkraftanlagen.....	202
Tab. 59: Einstufung des turbinenbedingten Tötungsrisikos von Fischen an Wasserkraftanlagen.....	210

Abbildungsverzeichnis

Abb. 1: Aggregation der Parameter zu einem Populationsbiologischen Sensitivitäts-Index.....	34
Abb. 2: Aggregation der Parameter zu einem Populationsbiologischen Sensitivitäts-Index.....	42
Abb. 3: Aggregation der Parameter zu einem Naturschutzfachlichem Wert-Index.	47
Abb. 4: Aggregation der Parameter zum Naturschutzfachlichen Wert-Index.	50
Abb. 5: Klassen der Mortalitätsgefährdung nach MGI.	53
Abb. 6: Schema zur Ableitung der vorhabentypspezifischen Mortalitätsgefährdung (vMGI).	58
Abb. 7: Klassen der vorhabentypspezifischen Mortalitätsgefährdung (vMGI).	58
Abb. 8: Beobachtete artspezifische turbinenbedingte Mortalitätsraten von Fischen an Wasserkraftanlagen.	65
Abb. 9: Wahrscheinlichkeit, bei der Turbinenpassage letal verletzt oder getötet zu werden, in Abhängigkeit von der Fischlänge.	67
Abb. 10: Schematische Darstellung der mit fiBS durchgeführten fischbasierten Bewertung von Fließgewässerabschnitten mit einer Referenz-Fischzönose von > 10 Arten.	81
Abb. 11: Beobachtete artspezifische Mortalitätsraten von Fischen an verschiedenen Typen von Wasserkraftanlagen: Francis- und Kaplan turbinen, archimedischen Wasserschnecken, Wasserrädern und anderen Turbinentypen.	88
Abb. 12: Zusammenhang zwischen beobachteter Mortalitätsrate von Fischen und Drehzahl an Francis- und Kaplan turbinen.	90
Abb. 13: Zusammenhang zwischen beobachteter Mortalitätsrate von Fischen und äußerer Umlaufgeschwindigkeit an Francis- und Kaplan turbinen.	91
Abb. 14: Zusammenhang zwischen beobachteter Mortalitätsrate von Fischen und Schaufelabstand am äußeren Laufraddurchmesser an Francis- und Kaplan turbinen.	92
Abb. 15: Zusammenhang zwischen beobachteter Mortalitätsrate von Fischen und Fallhöhe an Francis- und Kaplan turbinen.	93
Abb. 16: Schematische Darstellung von mechanischen Barrieren (d. h. Rechenanlagen) nach der Exposition zur Strömung.	98

Abkürzungsverzeichnis

Aal-VO	EU-Aalschutzverordnung, EG Nr. 1100/2007
BArtSchV	Bundesartenschutzverordnung
BiFischO	Binnenfischereiordeung
BNatSchG	Bundesnaturschutzgesetz
BVerfG	Bundesverfassungsgericht
BVerwG	Bundesverwaltungsgericht
CIS	Common Implementation Strategy
CITES	Convention on International Trade in Endangered Species of Wild Fauna and Flora
EEG	Gesetz für den Ausbau erneuerbarer Energien, Erneuerbare-Energien-Gesetz
EuGH	Europäischer Gerichtshof
FFH-RL	Fauna-Flora-Habitat Richtlinie, 92/43/EWG
FFH-VP	FFH-Verträglichkeitsprüfung
FGSV	Forschungsgesellschaft für Straßen- und Verkehrswesen e. V.
fiBS	fischbasiertes Bewertungssystem für Fließgewässer zur Umsetzung der WRRL in Deutschland
FischG	Fischereigesetz
KSR	konstellationsspezifisches Risiko
LAI	Leitartenindex
LAWA	Länderarbeitsgemeinschaft Wasser
LRT	Lebensraumtyp
M	natürliche Mortalität
MGI	Mortalitäts-Gefährdungs-Index
MO	artspezifische Turbinenmortalität
MQ	Mittlerer Durchfluss
NWI	Naturschutzfachlicher Wert-Index
OGewV	Oberflächengewässerverordnung
OVG	Oberverwaltungsgericht
PSI	Populationsbiologischer Sensitivitäts-Index
SAP	Spezielle Artenschutzrechtliche Prüfung
TierSchG	Tierschutzgesetz
UH-RL	Umwelthaftungsrichtlinie, 2004/35/EG
UVP	Umweltverträglichkeitsprüfung
UVPG	Gesetz über die Umweltverträglichkeitsprüfung
VGH	Verwaltungsgerichtshof
vMGI	vorhabentypspezifischer Mortalitäts-Gefährdungs-Index
WHG	Wasserhaushaltsgesetz
WKA	Wasserkraftanlage
WRRL	Wasserrahmenrichtlinie, 2000/60/EG

Vorwort

Regelmäßig geführte Diskussionen in Politik und Gesellschaft zeigen, wie bedeutsam das Ziel ist, den Ausbau der Erneuerbaren Energien so zu gestalten, dass die Auswirkungen auf den Naturhaushalt, das Landschaftsbild und die biologische Vielfalt so gering wie möglich sind.

Wasserkraftanlagen als Bestandteil der erneuerbaren Energiegewinnung haben verschiedene anlage-, bau- und betriebsbedingte Umweltauswirkungen zur Folge, wobei neben hydromorphologischen Veränderungen und Habitatverlusten in den Gewässerökosystemen insbesondere die hohe turbinenbedingte Mortalität von Fischen ein spezielles und besonders hervortretendes Konfliktfeld darstellt.

Grundsätzlich steht ein differenziertes Instrumentarium an Prüfinstrumenten aus den Bereichen des Arten- und Gebietsschutzes, aber auch des Wasserrechts als rechtlicher Rahmen zur Verfügung, um effektive Lösungen für Konflikte zwischen den Zielen des Natur- und Gewässerschutzes und der Wasserkraftnutzung zu ermöglichen.

Dennoch ist speziell die Bewertung der Mortalität von Fischen an Wasserkraftanlagen in Planungs- und Genehmigungsverfahren immer wieder Gegenstand kontroverser Diskussionen, zumal es dafür bislang keine allgemein akzeptierten ausreichend differenzierenden Ansätze gab. Die praktische Erfahrung zeigt jedoch, dass methodischen Standards und Fachkonventionen eine zentrale Bedeutung für die einheitliche und praktikable Anwendung der Rechtsvorschriften zukommt.

Mit dem vorliegenden Forschungsvorhaben wurden konkrete Hinweise erarbeitet, wie Individuenverluste bei Fischen vorhabenspezifisch zu bewerten sind und wie die konstellationsspezifischen Risiken im Einzelfall unter Berücksichtigung der rechtlichen und fachlichen Spezifika der verschiedenen Rechtsnormen und Prüfinstrumente beurteilt werden können.

Sowohl im Hinblick auf den europäischen Arten- und Gebietsschutz als auch im Hinblick auf das Verschlechterungsverbot und das Verbesserungsgebot der europäischen Wasserrahmenrichtlinie wurden somit bewertungsmethodische Lücken für die Artengruppe der Fische und den Vorhabentyp Wasserkraftanlage geschlossen.

Die entwickelten methodischen Hinweise beruhen auf wissenschaftlichen Erkenntnissen. Sie können helfen, Bewertungen von Mortalitätsrisiken von Fischen bei Wasserkraftanlagen stärker zu objektivieren und zu vereinheitlichen. Damit wird auch ein Beitrag zu der von gerichtlicher Seite in der letzten Zeit immer wieder geforderten Entwicklung von wissenschaftlich anerkannten Standards und Fachkonventionen geleistet. Im Ergebnis soll dies die Praxis in konkreten Planungen und Prüfungen unterstützen, die Planungs- und Rechtssicherheit von Verfahren erhöhen und zur Entwicklung fachwissenschaftlich basierter Bewertungsstandards sowie einer untergesetzlichen Maßstababildung beitragen.

Prof. Dr. Beate Jessel

Präsidentin des Bundesamtes für Naturschutz

1 Vorbemerkung

Die Bedeutung anthropogen induzierter Mortalität von Fischen ist im Rahmen von Planungs- und Genehmigungsverfahren immer wieder Gegenstand kontrovers diskutierter Bewertungsansätze. Neben der fachlichen Herausforderung, die Mortalität von z. B. Wasserkraftanlagen zu prognostizieren, gibt es bislang keinen allgemein akzeptierten Ansatz zur artspezifischen Bewertung dieser zusätzlichen Mortalität.

Vor ähnlichen Schwierigkeiten stand man bei der Bewertung von Individuenverlusten bei Vögeln und Fledermäusen, z. B. im Zusammenhang mit dem Ausbau der Windkraft, der Leitungsnetze oder von Straßen. Hier wurde mit dem Mortalitäts-Gefährdungs-Index (MGI) des Bundesamtes für Naturschutz von Bernotat & Dierschke (2016) im Rahmen eines mehrjährigen Erarbeitungs- und Abstimmungsprozesses eine Arbeitshilfe zu „Übergeordneten Kriterien zur Bewertung der Mortalität wildlebender Tiere im Rahmen von Projekten und Eingriffen“ erarbeitet. Der Ansatz umfasst bislang die Einschätzung der artspezifischen Bedeutung anthropogener Mortalität für Brut- und Gastvögel, Fledermäuse, sonstige Säugetiere, Amphibien, Reptilien und ausgewählte Wirbellose. Dabei werden u. a. naturschutzfachlich relevante Mortalitätsrisiken von weniger bedeutsamen bzw. planerisch vernachlässigbaren Individuenverlusten unterschieden. Der Methodenansatz wird bereits in zahlreichen Veröffentlichungen und Leitfäden zitiert und empfohlen und in der Praxis bei unterschiedlichen Vorhabentypen und in verschiedenen fachlichen und rechtlichen Kontexten erfolgreich angewandt. Inzwischen wurde die BfN-Methodik nach Bernotat & Dierschke (2016) auch von der Rechtsprechung des BVerwG aufgegriffen. So zieht das BVerwG im Beschluss vom 08.03.2018 zur B 474n OU Datteln die MGI-Methodik im Hinblick auf die Operationalisierung des artenschutzrechtlichen Signifikanzansatzes in seinen Ausführungen mit heran und erkennt auch den bereits in der Begründung zur Novelle des BNatSchG zu § 44 Abs. 5 S. 2 Nr. 1 hergestellten Bezug des Gesetzgebers zur Methodik an.

Ein wesentliches Ziel des hier gegenständlichen Forschungs- und Entwicklungsvorhabens mit dem Titel „Fachplanerische Bewertung der Auswirkungen von Wasserkraftanlagen auf Fische“ war es daher, den Mortalitäts-Gefährdungs-Index (MGI) in analoger Weise auch für die Gruppe der Fische und Neunaugen zu erarbeiten und darauf aufbauend einen vergleichbaren Bewertungsansatz für die Mortalität an Wasserkraftanlagen (WKA) zu entwickeln.

Darüber hinaus wurden konkrete Hinweise erarbeitet, wie Individuenverluste bzw. Tötungsrisiken vorhabentypspezifisch zu bewerten sind und wie im Einzelfall die konstellationsspezifischen Risiken zu beurteilen sind, z. B. im Hinblick auf die Prüfinstrumente der Fauna-Flora-Habitat Richtlinie (FFH-RL, 92/43/EWG, Gebiets- und Artenschutz) und das Verschlechterungsverbot bzw. die Umweltziele (Herstellung eines mindestens „guten ökologischen Zustands“ bzw. des „guten ökologischen Potenzials“) nach Wasserrahmenrichtlinie (WRRL, 2000/60/EG).

Da nicht zuletzt von gerichtlicher Seite immer wieder das Fehlen anerkannter Standardmethoden und Fachkonventionen bzw. fachwissenschaftlicher Standards u. a. für die Auswirkungsprognose bei der Vorhabenzulassung beklagt werden (z. B. OVG Rheinland-Pfalz, Urteil vom 08.11.2017, Az. 1 A 11653/16, Rn. 55 zum wasserrechtlichen Verschlechterungsverbot, BVerwG, Urteil vom 12.03.2008, Az. 9 A 3.06, Rn. 125 zur FFH-Verträglichkeitsprüfung oder BVerfG, Beschluss vom 23.10.2018, Az. 1 BvR 2523/13, Rn. 24 insbesondere zum europäischen Artenschutz), soll mit dieser Arbeit hier ein Beitrag zur Beseitigung dieser Defizite und zur Entwicklung fachwissenschaftlicher Bewertungsstandards geleistet werden.

Um die Praxis zu unterstützen und die Rechts- und Verfahrenssicherheit für alle Beteiligten zu erhöhen, wurden möglichst konkrete Hinweise erarbeitet, um die Anwendung der Rechtsnormen planerisch zu operationalisieren. Aus den dargelegten Zielen wurden folgende Arbeitspakete abgeleitet:

- Arbeitspaket 1: Erarbeitung des Mortalitäts-Gefährdungs-Index für alle im Süßwasser vorkommenden, heimischen Fisch- und Neunaugenarten nach der Methodik von Bernotat & Dierschke (2016).
- Arbeitspaket 2: Einschätzung des artspezifischen Tötungsrisikos aller im Süßwasser vorkommenden, heimischen Fisch- und Neunaugenarten an Wasserkraftanlagen.
- Arbeitspaket 3: Darlegung der verschiedenen projekt- und raumbezogenen Parameter zur Bestimmung des konstellationsspezifischen Tötungsrisikos eines Vorhabens im konkreten Einzelfall.
- Arbeitspaket 4: Zusammenstellung und Bewertung der verschiedenen Technologien und Maßnahmen zur Vermeidung und Minderung von Mortalität und Barrierewirkungen einschließlich entsprechender Best-Practice-Beispiele.
- Arbeitspaket 5: Entwicklung konkreter methodischer Hinweise zur Bewertung von Mortalität und Barrierewirkungen an Wasserkraftanlagen im Zusammenhang mit Natura 2000-Gebieten (FFH-VP und Verschlechterungsverbot), artenschutzrechtlichen Prüfungen (insbesondere hinsichtlich eines signifikant erhöhten Tötungsrisikos) und den rechtlichen Anforderungen des Wasserhaushaltsgesetzes bzw. der Wasserrahmenrichtlinie.
- Arbeitspaket 6: Beispielhafte Anwendung und Konkretisierung der entwickelten methodischen Ansätze an Fallbeispielen mit unterschiedlichen Konstellationen.

Diese Erarbeitungen dieses Projektes wurden fortlaufend im Rahmen von Expertenworkshops sowie -konsultationen vorgestellt, diskutiert und abgestimmt.

Dazu zählen neben den vier regulären Abstimmungsterminen mit der interdisziplinär zusammengesetzten projektbegleitenden Arbeitsgruppe u. a. auch die Vorstellung des Bewertungsansatzes und erster Zwischenergebnisse bei Fachveranstaltungen des vom Umweltbundesamt begleiteten „Forum Fischschutz und Fischabstieg“ am 20./21.09.2016 in Darmstadt und am 16./17.05.2017 in Dessau. Vor der finalen Fertigstellung des Endberichts wurden im Hinblick auf die rechtlichen und fachlichen Entwicklungen zentrale Urteile des EuGH und des BVerwG zum wasserrechtlichen Verschlechterungsverbot und zur FFH-Verträglichkeitsprüfung, der Leitfaden der EU-Kommission zu Anforderungen an Wasserkraftwerke im Rahmen der EU-Naturschutzrichtlinien sowie die Veröffentlichung der Datengrundlagen des FFH-Berichts 2019 zum Erhaltungszustand der FFH-Arten abgewartet und berücksichtigt.

Für die konstruktiv-kritische Durchsicht des Kapitels 3 zu den rechtlichen Grundlagen möchten wir uns bei Christine Schönhofer bedanken. Für zahlreiche konstruktive Anregungen und Diskussion im Zuge der Datenrecherche, Plausibilitätsprüfung und Berichtserstellung bedanken wir uns bei den Mitwirkenden der projektbegleitenden Arbeitsgruppe sowie der Projektbegleitung seitens des Auftraggebers:

Bernotat, Dirk (BfN)

Kötting, Jonas (BfN)

Prof. Dr. Brunken, Heiko (HS Bremen)

Lecour, Christine (LAVES)

Edler, Christian (Bez.-Reg. Münster)

Naumann, Stephan (UBA)

Görlach, Jens (TLUG)

Rogahn, Sebastian (BfN)

Hintersatz, Stefan (BfN)

Schmalz, Wolfgang (FLUSS)

Dr. Hübner, Dirk (BFS Marburg)

Schnell, Johannes (LFV Bayern)

Igel, Friedhelm (BfN)

Zahn, Steffen (IFB Potsdam)

Prof. Dr. Kaiser, Thomas (ALW)

2 Einleitung

In unbeeinflussten Ökosystemen unterliegen Tiere einer natürlichen Mortalität. Für die Artengruppe Fische kommt eine fischereiliche Mortalität dort hinzu, wo Bestände gezielt für die menschliche Ernährung genutzt werden. Durch andere Eingriffe des Menschen können weitere Mortalitätsursachen hinzukommen. Die anlage-, betriebs- und baubedingten Ursachen anthropogener Mortalität von Tieren bei Eingriffen, Projekten und Vorhaben sind vielfältig (vgl. z. B. Bernotat & Dierschke 2016). Der Betrieb von Wasserkraftanlagen führt zu Schädigungen von Fischen, z. B. bei der Turbinenpassage, an Rechenanlagen und im Staubereich. Auch die Europäische Kommission weist in ihrem Leitfaden zur Wasserkraft auf die Bedeutung dieses Wirkfaktors hin und sie führt an, dass die Sterblichkeitsrate bei einem einzigen Wasserkraftwerk zwischen 0 und 100 % liegen kann, wobei viel von der Art der vorkommenden Fische und des Wasserkraftwerks sowie der vorgesehenen Minderungsmaßnahmen abhängt (Europäische Kommission 2018: 19). Eine baubedingte Mortalität ist nur temporär, während der Bauphase relevant, was aber nicht zwangsläufig bedeutet, dass sie unerheblich ist.

Betrachtungen auf Artniveau erlangen zunehmende Bedeutung, insbesondere aufgrund von gestiegenen Anforderungen aus dem europäischen Arten- und Gebietsschutz. *„Der Verlust einiger Individuen mag für einige Arten unerheblich sein, aber für andere wiederum kann er schwerwiegende Konsequenzen nach sich ziehen. Die Populationsgröße, Verbreitung, das Verbreitungsgebiet, die Fortpflanzungsstrategie und Lebensdauer haben Einfluss auf die Erheblichkeit der Auswirkungen“* (Europäische Kommission 2018: 21).

Bernotat & Dierschke (2016) legen hier richtigerweise Wert auf die Trennung zweier Arbeitsschritte: die Prognose der Mortalität und deren Bewertung. Bei Planungsverfahren von Wasserkraftanlagen ist z. B. eine Prognose der vorhabenbedingten Mortalität je nach Art der Schutzvorrichtungen und -instrumente, des Anlagentyps und der Betriebsweise erforderlich. Besonders betroffen von Wasserkraftanlagen sind grundsätzlich die obligat wandernden Arten, da sie den Kontakt mit dem Standort und den Versuch der Auf- oder Abwärtspassage nicht vermeiden können. Aufgrund der Häufigkeit von Wanderhindernissen und Wasserkraftanlagen in den meisten deutschen Flüssen ist hier ggf. die Betrachtung der kumulativen Mortalität erforderlich.

Für die Bewertung der Mortalität aus biologischer und naturschutzfachlicher Sicht ist es unwesentlich, wodurch die Individuen getötet werden. Hier steht die Frage im Vordergrund, bei welchen Arten eine vorhabenbezogene, zusätzliche Mortalität besonders bedeutend ist. Für diese Bewertung kann eine Reihe an populationsbiologischen und naturschutzfachlichen Kriterien herangezogen werden (Bernotat & Dierschke 2016). Arten mit hohen Reproduktionsraten können Individuenverluste i. d. R. gut ausgleichen. Langlebige Arten mit spätem Eintritt in die Geschlechtsreife sind hingegen durch den „Ausfall“ eines geschlechtsreifen Tiers oft stärker betroffen. Zudem spielt auch der aktuelle Erhaltungszustand einer Art eine wichtige Rolle. Dieser ist für viele Wanderfischarten, wie z. B. Lachs, Aal oder Stör mindestens ungünstig. Ihre Bestände werden fast ausschließlich durch Stützungsbesatz erhalten oder wieder aufgebaut.

Die im Forschungsvorhaben entwickelten methodischen Vorschläge dienen insbesondere der Bewertung der Mortalitätsgefährdung von Fischen an Wasserkraftanlagen im Rahmen von Genehmigungsverfahren. Unabhängig davon soll jedoch auch explizit darauf hingewiesen werden, dass Wasserkraftanlagen über zahlreiche weitere Wirkfaktoren zu Beeinträchtigungen von Fließgewässern führen. Zentrale Beeinträchtigungen der Fließgewässer-Wasserkörper, die der Zielerreichung gemäß WRRL entgegenstehen, sind auch hydromorphologische Veränderungen und Habitatverluste (EEA 2018), wie sie beispielsweise durch den Rückstau im Oberwasser von Wehren und veränderte Durchflüsse im Unterwasser verursacht werden. Beide Einflüsse beeinträchtigen Flussfischgemeinschaften durch Beeinträchtigungen der Habitatqualität und -verfügbarkeit, wirken sich aber i. d. R. nicht direkt auf die Mortalität aus. Allerdings wurde bei obligat in Richtung Meer abwandernden Lachssmolts gezeigt, dass deren Mortalität in Stauhaltungen erhöht ist (Havn et al. 2018).

3 Anwendungsbereich und Rechtsnormen

Die Verlängerung einer Betriebsgenehmigung, größere Umbauten und Modernisierungen sowie Neubauten von Wasserkraftanlagen (WKA) und ein daraus ggf. folgender Anspruch auf Vergütung nach dem Gesetz zur Förderung der erneuerbaren Energien (EEG) erfordern ein Genehmigungsverfahren. Im Rahmen dessen sind – je nach Betroffenheit – auch verschiedene umwelt- und naturschutzrechtliche Belange zu prüfen und eigenständig zu bewerten (vgl. auch Europäische Kommission 2018: 6 ff.).

Die rechtlichen Rahmenbedingungen werden nachfolgend kurz angerissen. Die vorliegende Veröffentlichung bietet für verschiedene Anforderungen einen Bewertungsleitfaden und -beispiele zur Operationalisierung.

Prüf- und Bewertungserfordernisse können sich im Einzelfall insbesondere aus nachfolgenden Rechtsgrundlagen ergeben: Wasserhaushaltsgesetz (WHG), EG-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL, 2000/60/EG), Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie (FFH-RL, 92/43/EWG), Bundesnaturschutzgesetz (BNatSchG), Bundesartenschutzverordnung (BArtSchV), EU-Aalschutzverordnung (EG Nr. 1100/2007), Fischereigesetze und Fischereiverordnungen der Länder sowie nach Tierschutzgesetz (TierSchG). Im Folgenden werden die Bezüge kurz erläutert.

3.1 Wasserhaushaltsgesetz und Wasserrahmenrichtlinie (Verschlechterungsverbot und Verbesserungsgebot)

Die Benutzung eines Gewässers, demnach auch der Neubau einer WKA, erfordert grundsätzlich eine wasserrechtliche Erlaubnis oder Bewilligung nach § 8 WHG. Das Wasserrecht statuiert hiermit ein repressives Verbot mit Befreiungsvorbehalt. Üblicherweise erfüllt die Nutzung der Wasserkraft mehrere wasserrechtliche Benutzungstatbestände, die im Zulassungsverfahren geprüft werden.

Darüber hinaus bestehen anlagenbezogene Spezialregelungen. Für die Errichtung, die wesentliche Änderung oder den Betrieb von Stauanlagen schreibt § 34 WHG allgemein und nicht nur für Fische die Gewährleistung der Erhaltung oder Wiederherstellung der Durchgängigkeit von Gewässern vor. Die Nutzung von Wasserkraft betreffend normiert § 35 WHG ausdrücklich: *„Die Nutzung von Wasserkraft darf nur zugelassen werden, wenn auch geeignete Maßnahmen zum Schutz der Fischpopulation ergriffen werden“*.

Diese Vorschrift ist weder auf bestimmte Arten, noch auf bestimmte Gewässertypen beschränkt, so dass in allen von Fischen besiedelten Gewässern eine Prüfung und Bewertung nach § 35 WHG umzusetzen ist. Folglich müssen Betreiber nachweisen, dass durch den Betrieb der Wasserkraftanlage keine Beeinträchtigungen der Population zu erwarten sind bzw. ausreichend und umfängliche Maßnahmen zum Schutz und Erhalt der Population umgesetzt werden.

„Eine Maßnahme ist dann geeignet, wenn sie sicherstellt, dass die Reproduzierbarkeit der Arten durch die Wasserkraftnutzung gewährleistet bleibt (Populationsschutz). Mithin ist kein individualbezogener Schutzzweck der Norm gegeben, sondern nur ein artenbezogener, der die Reproduktionsfähigkeit der einzelnen Arten, insbesondere der Zielarten nach den Bewirtschaftungsergebnissen, zum Inhalt hat“ (Berendes et al. 2017 zu § 35 WHG, Rn. 8).

„Zwar ist kein absoluter Schutz vor jeglichen Fischschäden gefordert, doch bedingt die nicht selten große Zahl der Sperrbauwerke an einem Fließgewässer, dass in jedem Einzelfall die Zahl der das Bauwerk passierenden Fische nicht wesentlich unter 100 Prozent liegen darf, um in der Gesamtheit der Strecke, stromauf- und stromabwärts, eine Erreichbarkeitsrate zu erzielen, die dem Ziel des Populationserhaltes noch gerecht wird (Kumulierungseffekt). Es soll

somit sichergestellt werden, dass Fische bei ihrer Wanderung grundsätzlich unbeschadet an der Wasserkraftanlage vorbeikommen“ (Berendes et al. 2017 zu § 35 WHG, Rn. 9).

„Für das Verständnis des normativen Begriffs Fischpopulation ist die ‚Biologische Qualitätskomponente zur Einstufung des ökologischen Zustands von Oberflächengewässern‘ gemäß Ziff. 1.2.1. des Anhangs V der Richtlinie für die Fischfauna von Bedeutung. Zwar beinhaltet die Regelung in Abs. 1 nicht, wie etwa § 34 Abs. 1 WHG, hinsichtlich der (biologischen) Qualitätskomponente einen ausdrücklichen Verweis auf das Erreichen der Bewirtschaftungsziele, dennoch richtet sich auch der Schutz der Fischpopulation nach den Kriterien, die für ein Erreichen eines guten ökologischen Zustands für das Qualitätskriterium ‚Fischfauna‘ gelten. Ein guter Zustand ist dann erreicht, wenn ‚die Arten in Zusammensetzung und Abundanz geringfügig von den typspezifischen Gemeinschaften abweichen. Die Altersstrukturen der Fischgemeinschaften zeigen Anzeichen für Störungen aufgrund anthropogener Einflüsse auf die physikalisch-chemischen oder hydromorphologischen Qualitätskomponenten und deuten in wenigen Fällen auf Störungen bei der Fortpflanzung oder Entwicklung einer bestimmten Art hin, so dass einige Altersstufen fehlen können.‘ Der Schutz der Fischpopulation hat sich, soweit das oberirdische Gewässer nicht nach § 28 WHG als künstlich oder erheblich verändert eingestuft ist, nach diesen Zielkriterien zu richten“ (Berendes et al. 2017 zu § 35 WHG, Rn. 10).

Auch Czychowski & Reinhardt (2019: 560 f.) kommen zu dem Schluss, dass § 35 WHG nicht ausdrücklich regelt, wo im Einzelfall die Grenze zwischen noch hinnehmbaren Bestandseinbußen und einer nicht zulässigen Beeinträchtigung der Fischpopulation zu ziehen ist, dass die teleologische Auslegung jedoch dazu führt, dass das Maß zulässiger Schädigungen des Fischbestands nicht anhand von Wirtschaftlichkeitsberechnungen der Wasserkraftanlage vorgenommen werden kann, sondern ausgehend von der nach den §§ 27-31 WHG vorgeschriebenen Erreichung der Bewirtschaftungsziele zu erfolgen habe.

Mit Inkrafttreten der WRRL wurde erstmals das Erreichen eines mindestens guten ökologischen und chemischen Zustands bzw. eines mindestens guten ökologischen Potenzials sämtlicher Oberflächengewässer im Unionsgebiet bis 2015, mit Verlängerungen bis 2027, als verbindliches Entwicklungsziel für alle Länder der EU festgelegt. Durch Umsetzung in das WHG trägt der nationale Gesetzgeber diesem Ziel Rechnung. An dieser Stelle soll insbesondere auf die Vorschrift des § 83 WHG hingewiesen werden, der in Umsetzung der Art. 4 Abs. 1 und 13 WRRL das Gebot enthält, für jede Flussgebietseinheit einen Bewirtschaftungsplan aufzustellen.

Die Bewertung des ökologischen Zustands von Oberflächengewässern nach WRRL erfolgt nicht nur über hydromorphologische, physikalisch-chemische und chemische Qualitätskomponenten, sondern auch mittels der vier biologischen Qualitätskomponenten: Phytoplankton und Phytobenthos, aquatische Makrophyten, Makrozoobenthos und Fische (vgl. Anlage 3 zur Oberflächengewässerverordnung, OGewV). Folgende fünf Zustandsklassen werden unterschieden: sehr guter, guter, mäßiger, unbefriedigender und schlechter Zustand. Mit Inkrafttreten der WRRL wurde erstmals auch die Fischgemeinschaft als obligate biologische Qualitätskomponente festgelegt, in einer Gewässertypspezifischen Artenzusammensetzung, Abundanz und Altersstruktur (siehe Kap. 9). Zur WRRL-Bewertung der biologischen Qualitätskomponente Fischfauna ist das fischbasierte Bewertungssystem für Fließgewässer zur Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie in Deutschland „fiBS“ anzuwenden (vgl. Anlage 5 zu OGewV). Die grundsätzliche Bewertungsmethodik des fischökologischen Zustands nach fiBS sowie dessen Zusammenhang mit dem vorliegenden Vorhaben ist in Kapitel 9 näher erläutert. Die Definitionen des sehr guten, guten und mäßigen Zustands von Flüssen anhand der biologischen Qualitätskomponente Fischfauna nach OGewV Anlage 4 ist in Tab. 1 zusammengefasst.

Tab. 1: Definitionen des sehr guten, guten und mäßigen ökologischen Zustands von Flüssen anhand der biologischen Qualitätskomponente: Fischfauna (OGewV, Anlage 4, Tab. 2).

Sehr guter Zustand	Guter Zustand	Mäßiger Zustand
Zusammensetzung und Abundanz der Arten entsprechen vollständig oder nahezu vollständig den Referenzbedingungen. Alle typspezifischen störungsempfindlichen Arten sind vorhanden. Die Altersstrukturen der Fischgemeinschaften zeigen kaum Anzeichen anthropogener Störungen und deuten nicht auf Störungen bei der Fortpflanzung oder Entwicklung irgendeiner besonderen Art hin.	Auf Grund anthropogener Einflüsse auf die physikalisch-chemischen und hydromorphologischen Qualitätskomponenten weichen die Arten in Zusammensetzung und Abundanz geringfügig von den typspezifischen Gemeinschaften ab. Die Altersstrukturen der Fischgemeinschaften zeigen Anzeichen für Störungen auf Grund anthropogener Einflüsse auf die physikalisch-chemischen oder hydromorphologischen Qualitätskomponenten und deuten in wenigen Fällen auf Störungen bei der Fortpflanzung oder Entwicklung einer bestimmten Art hin, sodass einige Altersstufen fehlen können.	Auf Grund anthropogener Einflüsse auf die physikalisch-chemischen oder hydromorphologischen Qualitätskomponenten weichen die Arten in Zusammensetzung und Abundanz mäßig von den typspezifischen Gemeinschaften ab. Die Altersstrukturen der Fischgemeinschaften zeigen größere Anzeichen anthropogener Störungen, sodass ein mäßiger Teil der typspezifischen Arten fehlt oder sehr selten ist.

Nach WRRL und WHG bestehen grundsätzlich sowohl ein Verbesserungsgebot als auch ein Verschlechterungsverbot. Beide, Verbesserungsgebot und Verschlechterungsverbot sind unabhängig voneinander zu prüfen (Faßbender 2016: 195 ff.). Für Oberflächengewässer sind diese Grundsätze in Art. 4 Abs. 1 lit. a Ziff. i) bis iii) WRRL sowie in § 27 Abs. 1 Nr. 1 und 2 WHG normiert.

Nach der EuGH-Entscheidung vom 01.07.2015 („Weser Urteil“, Az. C 461/13,) sind die Vorgaben des Verschlechterungsverbots bei jeder behördlichen Zulassung im Einzelfall zu prüfen (vgl. nachfolgend die beiden entscheidenden Leitsätze des Urteils).

„1. Art. 4 Abs. 1 Buchst. a Ziff. i bis iii der Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik ist dahin auszulegen, dass die Mitgliedstaaten vorbehaltlich der Gewährung einer Ausnahme verpflichtet sind, die Genehmigung für ein konkretes Vorhaben zu versagen, wenn es eine Verschlechterung des Zustands eines Oberflächenwasserkörpers verursachen kann oder wenn es die Erreichung eines guten Zustands eines Oberflächengewässers bzw. eines guten ökologischen Potenzials und eines guten chemischen Zustands eines Oberflächengewässers zu dem nach der Richtlinie maßgeblichen Zeitpunkt gefährdet.[...]

3. Der Begriff der Verschlechterung des Zustands eines Oberflächenwasserkörpers in Art. 4 Abs. 1 Buchst. a Ziff. i der Richtlinie 2000/60 ist dahin auszulegen, dass eine Verschlechterung vorliegt, sobald sich der Zustand mindestens einer Qualitätskomponente im Sinne des Anhangs V der Richtlinie um eine Klasse verschlechtert, auch wenn diese Verschlechterung nicht zu einer Verschlechterung der Einstufung des Oberflächenwasserkörpers insgesamt führt. Ist jedoch die betreffende Qualitätskomponente im Sinne von Anhang V bereits in der niedrigsten Klasse eingeordnet, stellt jede Verschlechterung dieser Komponente eine ‚Verschlechterung des Zustands‘ eines Oberflächenwasserkörpers im Sinne von Art. 4 Abs. 1 Buchst. a Ziff. i dar. [...]“

Der Entscheidung des EuGH ist die Kernaussage zu entnehmen, dass das Verschlechterungsverbot im Sinne der WRRL eine doppel funktionale Norm darstellt. Demnach ist dieser Grundsatz nicht nur bei einer langfristigen wasserrechtlichen Bewirtschaftungsplanung zu beachten, sondern ist auch unmittelbar (als Verbot bzw. Genehmigungsvoraussetzung) im Rahmen der Zulassungsentscheidungen anwendbar (Rehbinder 2015: 1507).

Dies wurde in der Folge auch in der Rechtsprechung des BVerwG z. B. im Urteil vom 11.08.2016 zur Weservertiefung (Az. 7 A 1.15), im Urteil vom 28.04.2016 zur Nordwest-Umfahrung Hamburg/Elbunterquerung A 20 (Az. 9 A 9.15) oder im Urteil vom 09.02.2017 zur Elbvertiefung (Az. 7 A 2.15) aufgegriffen.

Im CIS Guidance Document No. 36 (EU Wasserdirektoren 2017: 25) wird auch grafisch verdeutlicht, dass bereits die Verschlechterung der biologischen Qualitätskomponente „Fische“ bei ansonsten gleichbleibendem ökologischem Gesamtzustand dennoch als Verschlechterung des Zustands zu werten ist, die eine Ausnahmeprüfung nach Art. 4 Abs. 7 WRRL erforderlich machen würde.

In der Handlungsempfehlung der LAWA zum Verschlechterungsverbot (LAWA-AR 2017) wird dies weiter konkretisiert und insbesondere festgestellt, dass im Einzelfall auch eine kumulative Betrachtung zur Bewertung einer etwaigen Verschlechterung erforderlich ist: *„Das Verschlechterungsverbot nach § 27, § 44 und § 47 WHG sowie die Ausnahmegvorschrift des § 31 Abs. 2 (auch i. V. m. § 47 Abs. 3 und § 44) WHG gelten auch bei Zulassungen in anderen als wasserrechtlichen Verfahren“* (LAWA-AR 2017: 6). *„Die behördliche Überprüfung einer möglichen Verschlechterung darf sich nicht auf die Wirkungen eines einzelnen Vorhabens beschränken, sondern muss die Summationswirkungen im Zusammenhang mit Vorhaben einbeziehen, die bereits zugelassen sind (aber noch nicht realisiert wurden) oder für die bereits ein Zulassungsverfahren eingeleitet worden ist“* (LAWA-AR 2017: 15). Die Betrachtung von Summationseffekten soll verhindern, dass bei der Prüfung eines einzelnen Vorhabens eine nicht erhebliche negative Veränderung innerhalb der Klassengrenzen prognostiziert wird, während sich tatsächlich durch Summationswirkungen eine oder mehrere Qualitätskomponenten um mindestens eine Klasse verschlechtern. Eine solche reale Verschlechterung durch die Auswirkungen mehrerer Vorhaben ist zu verhindern. Die Frage, ob unter Berücksichtigung von Summationswirkungen eine Verschlechterung des chemischen oder ökologischen Zustands eintreten wird oder nicht, muss abschließend stets im Einzelfall überprüft werden.

Insbesondere in den Fällen, in denen eine Qualitätskomponente bereits in der niedrigsten Klasse eingeordnet ist und somit jede Verschlechterung dieser Komponente nach Aussage des EuGH eine „Verschlechterung des Zustands“ eines Oberflächenwasserkörpers darstellt, wird vom BVerwG im o. g. Urteil zur Weservertiefung (Az. 7 A 1.15) eine Art Bagatellgrenze in der Form gefunden, dass auf „Messbarkeitsgrenzen“ bzw. „Nachweisgrenzen“ abgestellt wird (z. B. Dallhammer & Fritzsch 2016: 345, Schönberger 2017: 545 oder Faßbender 2017: 159). Nur die im Rahmen der behördlichen Prognoseentscheidung als messbar oder sonst feststellbar postulierte künftige Auswirkungen des geplanten Vorhabens seien für das Verschlechterungsverbot relevant (LAWA-AR 2017: 13).

Aufgrund des vielfach schlechten ökologischen Zustandes der Oberflächengewässer wird sich nach Füßer & Lau (2015) das aus dem EuGH Urteil zur Weservertiefung ausgeführte Verschlechterungsverbot als *„effektiveres Planungshindernis erweisen“*, da der EuGH solche Gewässer betreffend wenig Spielräume gewährt. Demnach wird die Ausnahme nach § 31 Abs. 2 BNatSchG zunehmend an Bedeutung gewinnen. Die Bedeutung des Urteils wird auch in der Zusammenfassung der Diskussion von Linnartz (2016) zur *„Mutter aller Wasserrechtsfälle“* deutlich. Auch Durner (2019) verdeutlicht sehr differenziert die ausgesprochen weitreichenden Konsequenzen, die das Verschlechterungsverbot und das Verbesserungsgebot damit für die Genehmigungspraxis erhalten haben.

In seinen Vollzugshinweisen zur Auslegung und Anwendung des wasserrechtlichen Verschlechterungsverbots vom 04.05.2017 (Az. 103-92 250-000/2015-1 MUEEF) stellt das Ministerium für Umwelt, Energie, Ernährung und Forsten Rheinland-Pfalz (MUEEF 2017) grundsätzlich fest, dass das Verschlechterungsverbot i) grundsätzlich bei allen wasserrechtlichen Zulassungen anzuwenden ist, ii) zusätzlich zu den anderen bundes- und landesrechtlichen

Zulassungsvoraussetzungen einen eigenständigen Prüfungsaspekt bei der wasserrechtlichen Zulassung darstellt und insbesondere nicht Teil des wasserwirtschaftlichen Bewirtschaftungsermessens nach § 12 Abs. 2 WHG ist, und iii) auch bei Zulassungen in anderen als wasserrechtlichen Verfahren gilt. Das Verschlechterungsverbot gilt auch bei Einwirkungen auf „*nicht WRRL-berichtspflichtige*“ Gewässer, sofern sie im Bewirtschaftungsplan einem Wasserkörper zugeordnet sind.

Demzufolge ist unabhängig vom jeweiligen Standort im Rahmen eines Genehmigungsverfahrens zu prüfen und zu bewerten, ob die zu erwartenden Beeinträchtigungen und Fischverluste zu einer Verschlechterung des ökologischen Zustands des jeweiligen Oberflächenwasserkörpers führen können bzw. der Erreichung der Umweltziele nach WRRL entgegenstehen. Für die Zulassung eines Vorhabens ist entscheidend, ob der relevante Bezugspunkt für das Vorliegen einer Verschlechterung der konkrete Ort und dessen nähere Umgebung ist, an dem das Vorhaben durchgeführt wird, oder ob sich dieser auf den gesamten Wasserkörper bezieht. Bezugspunkt für das Verschlechterungsverbot ist entsprechend Art. 4 Abs. 1 lit. a Ziff. i WRRL, der Oberflächenwasserkörper. Dies entspricht auch § 3 Nr. 8 WHG, der den Gewässerzustand als „*die auf den Wasserkörper bezogenen Gewässereigenschaften (...)*“ definiert. Es kommt also auf den Wasserkörper insgesamt an und nicht auf einzelne Gewässerstrecken oder die Einleitstelle. Entscheidend ist damit die Beurteilung an der repräsentativen Messstelle für den Oberflächenwasserkörper.

Bewertungsrelevant sind hier die in der Referenzfischfauna definierten Leitfischarten und die typspezifischen Fischarten. Diese sind auch dann bewertungsrelevant, wenn sie aktuell im Wasserkörper noch fehlen oder unterrepräsentiert sind. Leit- und typspezifische Arten der Referenzfischfauna sind zu fördern, um die Umweltziele der WRRL zu erreichen. Verluste dieser Arten stehen der Zielerreichung entgegen. Je nach Gewässertyp sind hier zwei bis zehn Fischarten zu bewerten. Mortalitätsverluste dieser Arten können zum Versagen der Genehmigung bzw. zu Festsetzungen von Fischschutz-Auflagen führen, um die Reproduktionsfähigkeit der betreffenden Art zu gewährleisten (artenbezogener Schutzzweck).

Krause & de Witt (2016: 90 ff.) verdeutlichen, dass für die Ermittlung einer Verschlechterung vom Vorhabenträger auch entsprechende Untersuchungen gefordert sind, die z. B. im Hinblick auf die biologische Qualitätskomponente der Fische nicht nur die einschlägigen Bewertungsverfahren und Arbeitshilfen berücksichtigen, sondern auch die Empfindlichkeit der Arten gegenüber den vorhabenbedingten Auswirkungen.

Das wasserrechtliche Verschlechterungsverbot ist auf allen Ebenen der Planung nach WHG zu beachten.

Wird bei einem oberirdischen Gewässer der gute ökologische Zustand nicht erreicht oder sein Zustand verschlechtert, kann dieser Verstoß gegen die Bewirtschaftungsziele der §§ 27 und 30 WHG, die in einem vorgelagerten Planungsschritt in sog. Maßnahme- und Bewirtschaftungspläne aufzunehmen sind, im Rahmen einer Prüfung von Ausnahmen nur bei Vorliegen der kumulativ zu erfüllenden Voraussetzungen des § 31 Abs. 2 WHG gerechtfertigt sein.

„Innerhalb einer zweistufigen Prüfung hat die jeweils zuständige Behörde das Vorliegen einer Verschlechterung und die Gründe für eine Ausnahme nach § 31 Abs. 2 WHG festzustellen. Dies erfolgt zum einen im Rahmen der Aufstellung der Bewirtschaftungspläne und Maßnahmenprogramme auf der Planungsebene. Die grundlegenden planerischen Entscheidungen müssen bereits auf der Ebene der Bewirtschaftungs- und Maßnahmenplanung verbindlich für den Vollzug vorgenommen werden. Bereits im Planungsprozess muss im Rahmen einer Prognose und der Orientierung anhand verschiedener Projekttypen (zum Beispiel Wasserkraftanlagen, Hochwasserschutz, Schiffbarmachung) geprüft werden, ob es aus wasserfachlicher Sicht zu einer Verschlechterung oder Nichterreichung des guten ökologischen Zustands

kommt und somit die Voraussetzungen des § 31 Abs. 2 WHG zu prüfen sind. Die Entscheidung hinsichtlich der Anwendung des § 31 Abs. 2 WHG unterliegt dem Bewirtschaftungsermessen der Behörde“ (Borchardt et al. 2014: 12).

Bei mehreren Vorhaben hat die Behörde für jedes einzelne Vorhaben eine wasserrechtliche Ausnahmeprüfung vorzunehmen. Eine sich daran anschließende kumulative Prüfung kann diese nicht ersetzen.

Eine ausführliche Betrachtung der Ausnahmeregelung des § 32 Abs. 2 WHG erfolgt in der UBA-Studie 25/2014 (Borchardt et al. 2014) oder dem CIS Guidance Document No. 36 (EU Wasserdirektoren 2017). Ein nicht unumstrittenes Urteil zur Ausnahmeregelung des Art. 4 Abs. 7 WRRL hat der EuGH zur Wasserkraftanlage an der Schwarzen Sulm gefällt. Danach geht der EuGH davon aus, dass ein Vorhaben, das auf die Förderung erneuerbaren Energien durch Wasserkraft abziele, im übergeordneten Interesse liegen kann und (unter Beachtung weiterer Voraussetzungen) eine Ausnahme rechtfertigen kann (EuGH, Urteil v. 04.05.2016 – Wasserkraftwerk Schwarze Sulm, C-346/14 - DVBl 2016, 909). Der Auslegung des EuGH ist der VGH München (VGH München, Beschluss vom 06.09.2016, Az. 8 CS 15.2510) nicht vollumfänglich gefolgt, indem er ein übergeordnetes öffentliches Interesse am Bau und Betrieb einer neuen Wasserkraftanlage im Sinne der Rechtsprechung des Europäischen Gerichtshofs verneint, wenn hierdurch in ökologische Grundsätze der Gewässerbewirtschaftung oder naturschutzrechtliche Schutztatbestände von Gewicht eingegriffen wird.

Auch das Zielerreichungs- bzw. Verbesserungsgebot (vgl. § 27 Abs. 2 Nr. 2 WHG) wird vom EuGH als zwingend und eigenständig zu beachtende Anforderung gesehen (Ginzky 2015: 626, Schieferdecker 2018: 440, Durner 2019: 5), so dass ein konkretes Vorhaben – vorbehaltlich der Gewährung einer Ausnahme – unzulässig ist, wenn dadurch die Ziele, die insbesondere durch die Bewirtschaftungsinstrumente der §§ 82, 83 WHG nähere Ausformung erhalten, gefährdet sind (vgl. z. B. auch BVerwG, Urteil vom 02.11.2017, Az. 7 C 25.15, Rn. 58 ff.).

3.2 FFH-Richtlinie (FFH-Verträglichkeitsprüfung und Verschlechterungsverbot)

Projekte sind nach § 34 Abs. 1 BNatSchG vor ihrer Zulassung oder Durchführung auf ihre Verträglichkeit mit den Erhaltungszielen eines Natura 2000-Gebiets zu überprüfen, wenn sie einzeln oder im Zusammenwirken mit anderen Projekten oder Plänen geeignet sind, das Gebiet „*erheblich*“ zu beeinträchtigen. Ergibt die Prüfung der Verträglichkeit, dass das Projekt zu erheblichen Beeinträchtigungen des Gebiets in „*seinen für die Erhaltungsziele oder den Schutzzweck maßgeblichen Bestandteilen*“ führen kann, ist es unzulässig, § 34 Abs. 2 BNatSchG. Hiermit wird Art. 6 Abs. 3 FFH-RL in nationales Recht umgesetzt.

Bei der Prüfung der Verträglichkeit sind der Rechtsprechung des EuGH entsprechend die „*besten einschlägigen wissenschaftlichen Erkenntnisse*“ heranzuzuziehen, es ist ein strenger „*Vorsorgegrundsatz*“ zu berücksichtigen und ein Projekt kann nur dann genehmigt werden, wenn die zuständigen Behörden „*Gewissheit darüber erlangt haben*“ und „*aus wissenschaftlicher Sicht kein vernünftiger Zweifel daran besteht*“, dass sich das Projekt nicht nachteilig auf das Natura 2000-Gebiet auswirkt (vgl. z. B. Urteil des EuGH zur Herzmuschelfischerei vom 07.09.2004 C-127/02, Rn. 56-61).

Nach § 34 Abs. 6 BNatSchG gilt, dass „*ein Projekt im Sinne des § 34 Abs. 1 Satz 1 BNatSchG, welches nach anderen Rechtsvorschriften keiner behördlichen Entscheidung oder Anzeige an eine Behörde bedarf, der für Naturschutz und Landschaftspflege zuständigen Behörde anzuzeigen ist. Diese kann die Durchführung des Projekts zeitlich befristen oder anderweitig beschränken, um die Einhaltung der Voraussetzungen der Absätze 1 bis 5 sicherzustellen.*“

Der Begriff „Projekt“ ist weit auszulegen und kann alle Maßnahmen umfassen, die grundsätzlich zu erheblichen Beeinträchtigungen von Natura 2000-Gebieten führen könnten. Dies umfasst somit auch Projekte zur Sanierung, Aufrüstung, Wartung oder Modernisierung vorhandener Wasserkraftwerke (vgl. auch Europäische Kommission 2018: 47).

Fische können als maßgebliche Bestandteile von FFH-Gebieten einerseits als Arten des Anhangs II der FFH-RL und andererseits als charakteristische Arten von Gewässer-Lebensraumtypen des Anhangs I der FFH-RL bewertungsrelevant sein. Nach Art 1 Buchst. e FFH-RL wird der Erhaltungszustand eines natürlichen Lebensraumes dann als günstig erachtet, wenn u. a. *„der Erhaltungszustand der für ihn charakteristischen Arten im Sinne des Buchstabens i) günstig ist“*. Weitere Hinweise zu den charakteristischen Arten finden sich z. B. bei Bernotat (2006), Bernotat et al. (2007) oder Wulfert et al. (2016) sowie in der Rechtsprechung des BVerwG (z. B. Urteil vom 12.03.2008, Az. 9 A 3.06, Rn. 79; Urteil vom 06.11.2012, Az. 9 A 17.11, Rn. 51 ff. oder Urteil vom 06.11.2013, Az. 9 A 14.12, Rn. 53ff.). Inzwischen liegen einige Veröffentlichungen vor, die es Fachleuten ermöglichen, den Lebensraumtypen charakteristische Arten zuzuordnen. So enthält das „Interpretation Manual of European Union Habitats“ (European Commission 2013) hierzu ebenso Hinweise wie das BfN-Handbuch zum europäischen Schutzgebietssystem Natura 2000 (Ssymank et al. 1998). Wulfert et al. (2016) haben für Nordrhein-Westfalen einen Leitfaden zur Berücksichtigung charakteristischer Arten in der FFH-VP erarbeitet. Es bietet sich an, bei der Bestimmung der charakteristischen Fischarten eines LRT auch zu berücksichtigen, welche Arten als Leitarten in der Referenzfischfauna eines Fließgewässer-Wasserkörpers ausgewiesen sind.

Im Rahmen einer FFH-VP ist im Hinblick auf die Erheblichkeit nachzuweisen, dass das Vorhaben nicht den Erhaltungszielen zuwiderläuft bzw. es nicht zu einer Abnahme des Bestands einer nach den Erhaltungszielen geschützten Art im jeweiligen Gebiet kommt. Das BVerwG (z. B. Urteil vom 12.03.2008, Az. 9 A 3.06, Rn. 132) fordert die *„Beständigkeit der Arten“* bzw. eine *„Stabilität der Bestände“* bzw. einen *„dauerhaften Bestand in bisheriger Qualität und Quantität“*.

Eine FFH-VP ist auch dann durchzuführen, wenn sich das geplante Projekt selbst außerhalb eines Natura 2000-Gebietes befindet, erhebliche Beeinträchtigungen auf ein umliegendes Schutzgebiet jedoch nicht auszuschließen sind. Dies betrifft im Zusammenhang mit der Wasserkraftnutzung u. a. etwaige Barrieren oder Individuenverluste bei Wanderfischen zwischen Natura 2000-Gebieten oder auf dem Weg zum oder vom Natura 2000-Gebiet, in dem sie in den Erhaltungszielen verankert sind (vgl. z. B. Bernotat 2006: 15). Das BVerwG führt in seinem Urteil zur Uckermark-Freileitung vom 21.01.2016 (Az. 4 A 5.14, juris, Rn. 132) zur Berücksichtigung von Beeinträchtigungen außerhalb von FFH-Gebieten aus: *„Dabei ist in der Rechtsprechung geklärt, dass im Einzelfall auch ökologische Beziehungsgefüge zwischen den Rand- und Pufferzonen des Gebiets und den an das Gebiet angrenzenden Flächen oder dort anzutreffenden Pflanzen- und Tierarten für den günstigen Erhaltungszustand des Gebiets maßgeblich sein können (BVerwG, Urteil vom 17. Januar 2007 - 9 A 20.05 - BVerwGE 128, 1 Rn. 77). Erst recht spielen Beeinträchtigungen charakteristischer Arten eine Rolle, auch wenn sie diesen außerhalb des FFH-Gebiets widerfahren. Die Planfeststellungsbehörde konnte sich deshalb nicht darauf zurückziehen, dass den charakteristischen Arten Beeinträchtigungen lediglich außerhalb des FFH-Gebiets drohen.“* Die erforderliche Betrachtung räumlich-funktionaler Beziehungen von Arten in der FFH-VP – mit besonderer Betonung auch jener großräumiger Fischwanderungen – wird im Urteil des Europäischen Gerichtshofs zum Kohlekraftwerk Hamburg-Moorburg vom 26.04.2017 (Rs. C-142/16) bzw. im darauf Bezug nehmenden Urteil des BVerwG vom 29.05.2018 (Az. 7 C 18/17, Rn. 37) differenziert dargelegt. *„(...) Es liegt auf der Hand, dass Fischarten, die darauf angewiesen sind, regelmäßig zwischen Meer und Süßwasser hin und her zu ziehen (diadrome Fischarten), durch Vorhaben, die die Durchgängigkeit eines Flusses zum Meer bzw. den flussaufwärts gelegenen notwendigen Lebensräumen*

beeinträchtigen, mangels Ausweichmöglichkeiten in stärkerer Weise betroffen sind als etwa Vögel oder Fledermäuse durch in aller Regel punktuelle Hindernisse auf ihren Flugrouten. Da der Fluss zudem die einzige Wanderstrecke darstellt, liegt es ebenso auf der Hand, dass alle FFH-Gebiete, die flussaufwärts liegen und dem Schutz dieser Fischarten dienen, in die Betrachtung einzubeziehen sind, auch wenn sie sich unter Umständen in mehreren hundert Kilometern Entfernung befinden. Inwiefern in dieser Situation von einer erheblichen Beeinträchtigung der Erhaltungsziele ausgegangen werden kann und in welcher Weise tatsächlichen Unsicherheiten Rechnung zu tragen ist, ist vorrangig eine naturschutzfachliche Frage.“

Erhaltungsziele können und sollten nach § 7 Abs. 1 Nr. 9 BNatSchG nicht nur die Erhaltung, sondern auch die Wiederherstellung eines günstigen Erhaltungszustands umfassen. Demzufolge dürfen auch die Entwicklungsmöglichkeiten eines Gebiets in Richtung eines günstigen Erhaltungszustandes nicht erheblich beeinträchtigt bzw. verhindert werden (so z. B. auch Baumann et al. 1999: 469, Gellermann 2001: 82, Bernotat 2006: 15 f., Europäische Kommission 2018: 51). Im Hinblick auf die Wasserkraftnutzung ist dies zum Beispiel hinsichtlich der Wiederherstellung der Durchgängigkeit von Gewässern relevant. Aber es sind auch ggf. bereits jene Arten prüfgegenständlich, die sich natürlich oder aber im Zuge von bundes- oder landesweiten Wiederansiedlungsprogrammen im Gewässer wiederansiedeln sollen (vgl. hierzu z. B. die Wiederansiedlungsprogramme von Lachs oder Stör).

In bestimmten Fällen können einzelne Fischarten auch eine besondere Bedeutung für andere nach den Erhaltungszielen geschützte Arten aufweisen. So ist z. B. die Flussperlmuschel in vielen Gewässern von gesunden Bachforellenbeständen als Wirtsfische abhängig.

Besondere Beachtung verdient auch die Verpflichtung zur Berücksichtigung kumulativer Beeinträchtigungen – dem in § 34 Abs. 1 BNatSchG genannten Zusammenwirken mit anderen Projekten oder Plänen (vgl. auch Europäische Kommission 2018: 19 ff. oder Bernotat 2017). Nach aktueller Rechtsprechung (OVG Münster, Urteil vom 01.12.2011, Az. 8 D 58/08.AK, 825 ff. oder Urteil vom 16.06.2016 (Az. 8 D 99/13.AK)) sind für die Kumulation rückblickend alle Projekte prüfgegenständlich, die nach der Aufnahme des Gebiets in die Gemeinschaftsliste der EU-Kommission genehmigt wurden und parallel schauend jene, die vor der Einreichung der vollständigen prüffähigen Antragsunterlagen ebenfalls bereits vollständige, prüffähige Unterlagen eingereicht hatten, so dass deren Auswirkungen hinreichend konkret absehbar waren. Das BVerwG stellt bei letzterem dagegen auf den Zeitpunkt der Genehmigung ab (BVerwG, Urteil vom 09.12.2011, Az. 9 B 44.11).

Darüber hinaus kann auch eine hohe Vorbelastung zu einer niedrigeren Erheblichkeitsschwelle führen, was z. B. auch für die häufig in einem Gewässer aufeinander folgenden Wasserkraftanlagen eine Rolle spielen kann. Dies zeichnet sich nicht zuletzt auch im Urteil des EuGH zum Kohlekraftwerk Hamburg-Moorburg (Rs. C-142/16) ab. Dort wurde beanstandet, dass kumulative Auswirkungen des bereits 1958 genehmigten und seither in Betrieb befindlichen Pumpspeicherkraftwerks Geesthacht nicht mit in die Prüfung eingestellt worden waren, da dies wegen seiner Genehmigung weit vor Inkrafttreten der FFH-RL als „Altfall“ betrachtet worden war. Für die Frage, welche Pläne und Projekte im Rahmen der FFH-Verträglichkeitsprüfungen zu berücksichtigen sind, kommt es nach Aussage des EuGH jedoch nicht primär darauf an, wann ein Vorhaben genehmigt wurde, sondern ob es aktuell noch Auswirkungen auf ein Gebiet hat. *„Nach Art. 6 Abs. 3 der Habitat-Richtlinie müssen die nationalen Behörden aber im Rahmen der Untersuchung der kumulativen Auswirkungen alle Projekte berücksichtigen, die zusammen mit dem Projekt, dessen Genehmigung beantragt wird, die mit der Richtlinie verfolgten Ziele erheblich beeinträchtigen können, auch wenn sie bereits vor der Umsetzung der Richtlinie bestanden“* (Rn. 61). *„Projekte, die wie das Pumpspeicherkraftwerk Geesthacht aufgrund ihres Zusammenwirkens mit dem Projekt, das Gegenstand der Verträglichkeitsprüfung ist, möglicherweise zu einer Verschlechterung oder zu Störungen, die sich auf*

die im Fluss vorkommenden Wanderfische auswirken, und folglich in Anbetracht der mit der Habitat-Richtlinie verfolgten Ziele zur Verschlechterung des betreffenden Gebiets führen können, dürfen bei der auf Art. 6 Abs. 3 der Habitat-Richtlinie gestützten Verträglichkeitsprüfung nicht außer Acht bleiben“ (Rn. 62).

Insofern sind auch weiter fortwirkende Vorbelastungen – wie z. B. die Mortalität durch verschiedene Vorhaben in der Wanderstrecke von Fischen – kumulativ in eine FFH-VP einzustellen. Die Notwendigkeit der kumulativen Berücksichtigung von bereits am Fluss existierenden Anlagen bei der Bewertung der Erheblichkeit von Beeinträchtigungen durch neue Vorhaben wurde auch im Leitfaden der EU-Kommission klargestellt (Europäische Kommission 2018: 20).

In welcher Form diese „Kumulation im weiteren Sinne“ zu erfolgen hat, hängt nicht zuletzt von den jeweiligen Wirkfaktoren und Wirkprozessen sowie den für sie jeweils etablierten fachlichen Bewertungsmaßstäben ab (vgl. z. B. unterschiedliche Prüfschritte bei der Bewertung von Stickstoffeinträgen nach dem Bewertungsansatz des FGSV-Leitfadens von 2019). Auch im Rahmen der Kumulation sind Beeinträchtigungen zu berücksichtigen, die zwar außerhalb der Natura 2000-Gebiete stattfinden, sich aber auf die Bestände in den Gebieten auswirken (so auch Europäische Kommission 2018: 20).

Ergibt die Prüfung der Verträglichkeit, dass das Projekt zu erheblichen Beeinträchtigungen des Gebiets führen kann, kann es nur zugelassen oder durchgeführt werden, wenn es alle Ausnahmeanforderungen nach § 34 Abs. 3-5 BNatSchG erfüllt. Dies umfasst insbesondere, dass für das Vorhaben zwingende Gründe des öffentlichen Interesses einschließlich solcher sozialer oder wirtschaftlicher Art vorliegen und diese die Belange des europäischen Gebietsschutzes überwiegen, dass es keine zumutbaren Alternativen (z. B. hinsichtlich Standort oder Ausführung) gibt und dass die erheblichen Beeinträchtigungen durch Maßnahmen zur Kohärenzsicherung vollumfänglich kompensiert werden. Insbesondere vor dem Hintergrund, dass bei kleinen Wasserkraftanlagen mit einer Kapazität von bis zu 100 kW die wirtschaftlichen Kosten und schädliche Auswirkungen im Vergleich zum Nutzen der Gewinnung erneuerbarer Energie sehr hoch ausfallen (Umweltbundesamt 2003: 70), ist bei diesen Wasserkraftanlagen schwer vorstellbar, dass sie im Rahmen einer Ausnahme zwingende Gründe eines überwiegenden öffentlichen Interesses erfolgreich geltend machen können.

Ergänzend zu den Regelungen des Art. 6 Abs. 3 und 4 FFH-RL ist auch auf das Verschlechterungsverbot nach Art. 6 Abs. 2 FFH-RL bzw. § 33 BNatSchG hinzuweisen. Der Leitfaden der Europäischen Kommission führt hierzu aus: *„Vorhandene Wasserkraftanlagen, die sich in oder in der Nähe von Natura-2000-Gebieten befinden oder negative Auswirkungen auf diese haben, müssen stets den Bestimmungen des Artikels 6.2 der Habitat-Richtlinie entsprechen. Konkret wird in Artikel 6.2 eine Verpflichtung auferlegt, um sicherzustellen, dass sich der Zustand des Gebiets, verglichen mit dem Zustand, in dem es sich befand, als es das erste Mal als Natura-2000-Gebiet ausgewiesen wurde, nicht verschlechtert. Daher sollten die Mitgliedstaaten alle zumutbaren geeigneten Maßnahmen ergreifen, um eine Verschlechterung der Lebensräume und/oder eine erhebliche Störung der Arten zu verhindern. Das bedeutet, dass die Mitgliedstaaten gesetzlich dazu verpflichtet sind*

- *die von Wasserkraftanlagen verursachten Bedrohungen und Belastungen für die Tierarten und Lebensraumtypen für die das Gebiet ausgewiesen wurde, zu untersuchen und*
- *die nötigen Sanierungsmaßnahmen zu ergreifen, wenn die bestehenden Belastungen einen Rückgang oder eine Verschlechterung der vorhandenen Arten und Lebensräume zur Folge haben“ (Europäische Kommission 2018: 24).*

3.3 Artenschutzrechtliches Tötungsverbot nach § 44 Abs. 1 Nr. 1 BNatSchG

Das BNatSchG verbietet – in Umsetzung der artenschutzrechtlichen Anforderungen der FFH-Richtlinie und der Vogelschutzrichtlinie – u. a. nach § 44 Abs. 1 Nr. 1 BNatSchG: *„wild lebenden Tieren der besonders geschützten Arten nachzustellen, sie zu fangen, zu verletzen oder zu töten oder ihre Entwicklungsformen aus der Natur zu entnehmen, zu beschädigen oder zu zerstören“*.

Im Zusammenhang mit der Genehmigung von Wasserkraftanlagen sind insbesondere die Privilegierungen des § 44 Abs. 5 BNatSchG von Relevanz.

„Für nach § 15 Absatz 1 unvermeidbare Beeinträchtigungen durch Eingriffe in Natur und Landschaft, die nach § 17 Absatz 1 oder Absatz 3 zugelassen oder von einer Behörde durchgeführt werden, sowie für Vorhaben im Sinne des § 18 Absatz 2 Satz 1 gelten die Zugriffs-, Besitz- und Vermarktungsverbote nach Maßgabe der Sätze 2 bis 5. Sind in Anhang IV Buchstabe a der Richtlinie 92/43/EWG aufgeführte Tierarten, europäische Vogelarten oder solche Arten betroffen, die in einer Rechtsverordnung nach § 54 Absatz 1 Nummer 2 aufgeführt sind, liegt ein Verstoß gegen

1. das Tötungs- und Verletzungsverbot nach Absatz 1 Nummer 1 nicht vor, wenn die Beeinträchtigung durch den Eingriff oder das Vorhaben das Tötungs- und Verletzungsrisiko für Exemplare der betroffenen Arten nicht signifikant erhöht und diese Beeinträchtigung bei Anwendung der gebotenen, fachlich anerkannten Schutzmaßnahmen nicht vermieden werden kann

2. das Verbot des Nachstellens und Fangens wild lebender Tiere und der Entnahme, Beschädigung oder Zerstörung ihrer Entwicklungsformen nach Absatz 1 Nummer 1 nicht vor, wenn die Tiere oder ihre Entwicklungsformen im Rahmen einer erforderlichen Maßnahme, die auf den Schutz der Tiere vor Tötung oder Verletzung oder ihrer Entwicklungsformen vor Entnahme, Beschädigung oder Zerstörung und die Erhaltung der ökologischen Funktion der Fortpflanzungs- oder Ruhestätten im räumlichen Zusammenhang gerichtet ist, beeinträchtigt werden und diese Beeinträchtigungen unvermeidbar sind,

3. das Verbot nach Absatz 1 Nummer 3 nicht vor, wenn die ökologische Funktion der von dem Eingriff oder Vorhaben betroffenen Fortpflanzungs- und Ruhestätten im räumlichen Zusammenhang weiterhin erfüllt wird.

Soweit erforderlich, können auch vorgezogene Ausgleichsmaßnahmen festgelegt werden. Für Standorte wild lebender Pflanzen der in Anhang IV Buchstabe b der Richtlinie 92/43/EWG aufgeführten Arten gelten die Sätze 2 und 3 entsprechend. Sind andere besonders geschützte Arten betroffen, liegt bei Handlungen zur Durchführung eines Eingriffs oder Vorhabens kein Verstoß gegen die Zugriffs-, Besitz- und Vermarktungsverbote vor.“

Das individuenbezogene Tötungsverbot des Artenschutzes umfasst seit dem *Caretta caretta*-Urteil des EuGH vom 30.01.2002 (C-103/00) und dem darin neu interpretierten „Absichtsbegriff“ – der nun bereits das „billigend in Kauf nehmen“ einschließt – auch zu genehmigende Infrastrukturvorhaben.

Mit seiner ständigen Rechtsprechung zum sogenannten „Signifikanz-Ansatz“ hat in der Folge erst das BVerwG und in Umsetzung dieser Rechtsprechung der Gesetzgeber mit seiner Novelle des BNatSchG vom 22.06.2017 das artenschutzrechtliche Tötungsverbot für die mit Eingriffen verbundenen unvermeidbaren Individuenverluste auf zielführende Art und Weise präzisiert. Das BVerwG stellt klar, dass das Vermeidungsgebot gilt, nach dem vermeidbare Verluste durch entsprechende Maßnahmen auch zu vermeiden sind. Für die verbleibenden unvermeidbaren Verluste ist zu prüfen, ob diese als signifikant erhöht zu betrachten sind. Das

BVerwG führt diese Auslegung u. a. in seinem Urteil vom 09.07.2008 (9 A 14.07, Rn. 91) differenziert aus. In der gängigen Praxis und Rechtsprechung werden daher nun im Hinblick auf die Frage, ob in einem konkreten Fall signifikant erhöhte Tötungsrisiken vorliegen, verschiedene art-, raum- und vorhabenbezogene Kriterien abgeprüft. Diese werden auch im BfN-Bewertungsansatz von Bernotat & Dierschke (2016) berücksichtigt und nach einem einheitlichen methodischen Vorgehen operationalisiert (ebd.: 65 ff. oder 148 ff.).

Die in Deutschland vorkommenden und für den strengen Artenschutz maßgeblichen Fischarten des Anhangs IV der FFH-Richtlinie sind entsprechend des letzten nationalen FFH-Berichts und der dort ebenfalls veröffentlichten Verbreitungskarten zu den Arten:

- Baltischer Stör (*Acipenser oxyrinchus*): im Oder-System und in der Ostsee
- Europäischer Stör (*Acipenser sturio*): im Elbe-System (zukünftig auch in der Nordsee)
- Nordseeschnäpel (*Coregonus oxyrhynchus*): im Elbe-System (bislang bis etwa Grenzgebiet NI, MV, BB) und im Eider-System
- Donau-Kaulbarsch (*Gymnocephalus baloni*): im Donau-System

Unter dem Gewässer-System werden auch die jeweiligen Gewässereinzugsgebiete, d. h. die Nebenflüsse des genannten Flusses subsumiert, soweit sie für die Arten als Habitat geeignet und erreichbar sind. Zu den taxonomisch-definitiven Besonderheiten der Arten der FFH-Richtlinie wird auf die Hintergrundinformationen zum nationalen FFH-Bericht verwiesen.

Die artenschutzrechtlichen Zugriffsverbote für diese Arten des Anhangs IV der FFH-RL gelten überall dort, wo die Arten vorkommen, also auch außerhalb von Schutzgebieten (individuen- und nicht gebietsbezogen).

Auch wenn die beiden Störarten in der Roten Liste noch als ausgestorben eingetragen sind, werden seit 2006 Besatz- und Wiederansiedlungsprojekte durchgeführt. Sie sind deshalb in den aktuell in der Wiederbesiedlung begriffenen Vorranggewässern, wie den Einzugsgebieten von Oder und Elbe, prüfungs- und bewertungsrelevant.

Ergibt die artenschutzrechtliche Prüfung, dass ein Projekt zu signifikant erhöhten Tötungsrisiken führt greift o. g. Privilegierung nicht und es kann nur zugelassen oder durchgeführt werden, wenn es alle Anforderungen einer Ausnahme nach § 45 Abs. 7 S. 1 Nr. 1 bis 5 BNatSchG erfüllt. Dies erfordert bei WKA insbesondere, dass für das Vorhaben zwingende Gründe des öffentlichen Interesses einschließlich solcher sozialer oder wirtschaftlicher Art vorliegen und diese die Belange des europäischen Artenschutzes überwiegen. Weitere Voraussetzungen sind, dass es keine zumutbaren Alternativen (z. B. hinsichtlich Standort oder Ausführung) gibt und dass sich der Erhaltungszustand der Populationen einer Art nicht verschlechtert.

3.4 Umwelthaftung nach § 19 BNatSchG

Die Regelungen der europäischen Umwelthaftungs-Richtlinie (RL 2004/35/EG - UH-RL) sind in Deutschland über das Umweltschadensgesetz (USchadG) und § 19 BNatSchG umgesetzt. § 19 BNatSchG besagt:

„(1) Eine Schädigung von Arten und natürlichen Lebensräumen im Sinne des Umweltschadensgesetzes ist jeder Schaden, der erhebliche nachteilige Auswirkungen auf die Erreichung oder Beibehaltung des günstigen Erhaltungszustands dieser Lebensräume oder Arten hat. Abweichend von Satz 1 liegt keine Schädigung vor bei zuvor ermittelten nachteiligen Auswirkungen von Tätigkeiten einer verantwortlichen Person, die von der zuständigen Behörde nach den §§ 34, 35, 45 Absatz 7 oder § 67 Absatz 2 oder, wenn eine solche Prüfung nicht erforderlich ist, nach § 15 oder auf Grund der Aufstellung eines Bebauungsplans nach § 30 oder § 33 des Baugesetzbuches genehmigt wurden oder zulässig sind.

(2) Arten im Sinne des Absatzes 1 sind die Arten, die in

1. Artikel 4 Absatz 2 oder Anhang I der Richtlinie 2009/147/EG oder

2. den Anhängen II und IV der Richtlinie 92/43/EWG aufgeführt sind.

(3) Natürliche Lebensräume im Sinne des Absatzes 1 sind die

1. Lebensräume der Arten, die in Artikel 4 Absatz 2 oder Anhang I der Richtlinie 2009/147/EG oder in Anhang II der Richtlinie 92/43/EWG aufgeführt sind,

2. natürlichen Lebensraumtypen von gemeinschaftlichem Interesse sowie

3. Fortpflanzungs- und Ruhestätten der in Anhang IV der Richtlinie 92/43/EWG aufgeführten Arten.

(4) Hat eine verantwortliche Person nach dem Umweltschadengesetz eine Schädigung geschützter Arten oder natürlicher Lebensräume verursacht, so trifft sie die erforderlichen Sanierungsmaßnahmen gemäß Anhang II Nummer 1 der Richtlinie 2004/35/EG.

(5) Ob Auswirkungen nach Absatz 1 erheblich sind, ist mit Bezug auf den Ausgangszustand unter Berücksichtigung der Kriterien des Anhangs I der Richtlinie 2004/35/EG zu ermitteln. Eine erhebliche Schädigung liegt dabei in der Regel nicht vor bei

1. nachteiligen Abweichungen, die geringer sind als die natürlichen Fluktuationen, die für den betreffenden Lebensraum oder die betreffende Art als normal gelten,

2. nachteiligen Abweichungen, die auf natürliche Ursachen zurückzuführen sind oder aber auf eine äußere Einwirkung im Zusammenhang mit der Bewirtschaftung der betreffenden Gebiete, die den Aufzeichnungen über den Lebensraum oder den Dokumenten über die Erhaltungsziele zufolge als normal anzusehen ist oder der früheren Bewirtschaftungsweise der jeweiligen Eigentümer oder Betreiber entspricht,

3. einer Schädigung von Arten oder Lebensräumen, die sich nachweislich ohne äußere Einwirkung in kurzer Zeit so weit regenerieren werden, dass entweder der Ausgangszustand erreicht wird oder aber allein auf Grund der Dynamik der betreffenden Art oder des Lebensraums ein Zustand erreicht wird, der im Vergleich zum Ausgangszustand als gleichwertig oder besser zu bewerten ist.“

Eine besondere Bedeutung der Regelungen zur Umwelthaftung besteht darin, dass sie den Schutz nicht nur der europäischen Arten des Anhangs IV, sondern auch des Anhangs II der FFH-RL auch außerhalb der Natura 2000-Gebiete und somit flächendeckend umfasst. Freigestellt sind allerdings u. a. jene zuvor ermittelten nachteiligen Auswirkungen, die zuvor im Rahmen einer gebietsschutzrechtlichen Prüfung nach §§ 34, 35 BNatSchG oder einer artenschutzrechtlichen Prüfung nach § 44 BNatSchG oder der Eingriffsregelung, z. B. nach § 15 BNatSchG, genehmigt wurden und zulässig sind. Beeinträchtigungen, die dort nicht adäquat erkannt oder bewältigt wurden, können dagegen nachträglich umwelthaftungsrelevant werden. Ähnlich verhält es sich auch in den Fällen, in denen bestimmte Maßnahmen zur Vermeidung oder Schadensbegrenzung als notwendig festgesetzt wurden, um erhebliche Beeinträchtigungen bzw. signifikante Tötungsrisiken auszuschließen und diese Maßnahmen dann nicht umgesetzt wurden (vgl. auch Peters et al. 2015).

Die Relevanz des Umwelthaftungsrechts belegt u. a. das aktuelle Urteil des EuGH zu einem Gewässerschaden durch eine Wasserkraftanlage an der Mürz in der Steiermark (Urteil vom 01.06.2017, Az. C-529/15).

Die dort verfahrensgegenständliche Wasserkraftanlage wurde bereits 1998 bewilligt und 2002 – und somit noch vor Inkrafttreten der UH-RL – in Betrieb genommen. Die UH-RL gilt gemäß Art. 17 zwar nicht für Schäden, die vor dem in Art. 19 Abs. 1 UH-RL genannten Datum – dem

30.04.2007 – eingetreten sind. Art. 17 ist nach dem Urteil des EuGH jedoch dahingehend auszulegen, dass sie zeitlich auf Umweltschäden Anwendung findet, die nach dem 30.04.2007 aufgetreten sind, auch wenn sie aus dem Betrieb einer vor diesem Datum wasserrechtlich bewilligten und in Betrieb genommenen Altanlage herrühren und auch schon vor diesem Stichtag auftraten.

Die UH-RL ist nach Aussage des EuGH dahin auszulegen, „dass sie einer nationalen Rechtsvorschrift entgegensteht, nach der ein Schaden, der erhebliche nachteilige Auswirkungen auf den ökologischen, chemischen oder mengenmäßigen Zustand oder das ökologische Potenzial der betreffenden Gewässer hat, allein deshalb generell und ohne Weiteres vom Begriff des ‚Umweltschadens‘ ausgenommen ist, weil er durch eine Bewilligung in Anwendung des nationalen Rechts gedeckt ist“ (Rn. 26).

„Die Mitgliedstaaten sind verpflichtet, die Bewilligung von Vorhaben zu versagen, die zu einer Verschlechterung des Zustands von Wasserkörpern führen können, es sei denn, diese Vorhaben fallen unter eine der in Art. 4 Abs. 7 der Richtlinie 2000/60 (zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik) vorgesehenen Ausnahmen (vgl. in diesem Sinne Urteil vom 1. Juli 2015, Bund für Umwelt und Naturschutz Deutschland, C 461/13, EU:C:2015:433, Rn. 50)“ (Rn. 31).

„Um festzustellen, ob bei der Bewilligung eines Vorhabens die Richtlinie 2000/60 eingehalten wurde, kann ein Gericht überprüfen, ob die Behörde, die die Bewilligung erteilt hat, die in Art. 4 Abs. 7 Buchst. a bis d dieser Richtlinie vorgesehenen Bedingungen beachtet hat, indem es prüft, ob erstens alle praktikablen Vorkehrungen getroffen wurden, um die negativen Auswirkungen der entsprechenden Tätigkeiten auf den Zustand des betroffenen Wasserkörpers zu mindern, ob zweitens die Gründe für diese Tätigkeiten im Einzelnen dargelegt wurden, ob drittens diese Tätigkeiten von übergeordnetem öffentlichem Interesse sind und/oder der Nutzen, den die Verwirklichung der in Art. 4 Abs. 1 dieser Richtlinie genannten Ziele für die Umwelt und die Gesellschaft hat, durch den Nutzen der Umsetzung dieser Tätigkeiten für die menschliche Gesundheit, die Erhaltung der Sicherheit der Menschen oder die nachhaltige Entwicklung übertroffen wird, und ob viertens die nutzbringenden Ziele, denen das Vorhaben dienen soll, aus Gründen der technischen Durchführbarkeit oder aufgrund unverhältnismäßiger Kosten nicht durch Mittel, die eine wesentlich bessere Umweltoption darstellen, erreicht werden können (vgl. in diesem Sinne Urteil vom 11. September 2012, Nomarchiaki Aftodioikisi Aitolokarnanias u. a., C 43/10, EU:C:2012:560, Rn. 67)“ (Rn. 37).

„Wenn die zuständige nationale Behörde jedoch wie im Ausgangsverfahren die Bewilligung erteilt hat, ohne die Einhaltung der Bedingungen des Art. 4 Abs. 7 Buchst. a bis d der Richtlinie 2000/60 zu prüfen, muss das nationale Gericht nicht selbst prüfen, ob die Bedingungen dieser Bestimmung erfüllt sind, und kann sich auf die Feststellung der Rechtswidrigkeit des angefochtenen Rechtsakts beschränken“ (Rn. 38).

„Eine Auslegung des nationalen Rechts, nach der es im Fall eines Umweltschadens, der sich in einer erhöhten Sterblichkeit der Fische niederschlägt, sämtlichen Fischereiberechtigten verwehrt wäre, ein Prüfungsverfahren durchführen zu lassen, obwohl sie von diesem Schaden unmittelbar betroffen sind, missachtet den Anwendungsbereich der Art. 12 und 13 der Richtlinie 2004/35 und ist daher mit dieser unvereinbar“ (Rn. 49).

Weitere fachliche Ausführungen zu dieser Regelung finden sich z. B. bei Peters et al. (2008), Kieß & Bernotat (2008) oder Peters et al. (2015). In der letztgenannten Veröffentlichung werden auch Vorschläge gemacht, wie die Erheblichkeit von Auswirkungen beim Wirkfaktor Mortalität bewertet werden kann, wobei auch bereits der Mortalitäts-Gefährdungs-Index in einer Vorläuferfassung berücksichtigt wird.

3.5 Weitere Prüfnormen des Natur- und Umweltschutzes

Als weitere ggf. im Rahmen von Genehmigungsverfahren relevante naturschutzrechtliche Normen, die jedoch nicht Gegenstand des F+E-Vorhabens sind, wird auf die naturschutzrechtliche **Eingriffsregelung** nach den §§ 13 ff. BNatSchG, auf **Schutzgebietsverordnungen** von Gebieten nach den §§ 22 ff. BNatSchG und auf die **gesetzlich geschützten Biotop**e nach § 30 BNatSchG hingewiesen.

Auch die **Umweltverträglichkeitsprüfung** von Projekten nach der UVP-RL bzw. dem UVPG kann bei der Genehmigung von WKA eine wichtige Rolle spielen. Die aktuelle Rechtsprechung hat die Bedeutung der UVP gestärkt. Die für die erforderliche Durchführung einer UVP maßgeblichen erheblichen nachteiligen Auswirkungen, liegen bereits dann vor, wenn sie im Hinblick auf eine wirksame Umweltvorsorge nach § 12 UVPG zu berücksichtigen sind. Die Notwendigkeit einer UVP ist hierbei weitreichend definiert. Deren Durchführung bedarf es nur dann nicht, wenn bereits zum Zeitpunkt der Vorprüfung feststeht, dass ein abwägungserheblicher Umweltbelang keinen Einfluss auf das Ergebnis der behördlichen Entscheidung haben kann (vgl. z. B. BVerwG vom 17.12.2013, Az.: 4 A 1.13).

3.6 EU-Aalschutzverordnung

Die EU-Aalschutzverordnung (Verordnung (EG) Nr. 1100/2007 des Rates vom 18. September 2007 mit Maßnahmen zur Wiederauffüllung des Bestands des Europäischen Aals) wurde speziell zum Schutz dieser global gefährdeten Fischart erlassen. Ziel der Verordnung ist es, einen nachhaltigen Laicherbestand zu sichern. Dafür legt sie verbindlich fest, dass die Mitgliedsstaaten die natürlichen Lebensräume des Aals ermitteln und sog. Aaleinzugsgebiete ausweisen, für die spezifische Aalbewirtschaftungspläne zu erarbeiten und von der Europäischen Kommission zu genehmigen sind. Diese Aalbewirtschaftungspläne zielen nach Artikel 2 Abs. 4 darauf ab, „...die anthropogene Mortalität zu verringern und so mit hoher Wahrscheinlichkeit die Abwanderung von mindestens 40 % derjenigen Biomasse an Blankaalen ins Meer zu gewährleisten, die gemäß der bestmöglichen Schätzung ohne Beeinflussung des Bestands durch anthropogene Einflüsse ins Meer abgewandert wäre“. Nach Artikel 2 Abs. 10 „... ergreifen die Mitgliedstaaten schnellstmöglich geeignete Maßnahmen zur Reduzierung der Mortalitätsraten, die durch außerfischereiliche Faktoren wie z. B. Wasserkraftwerksturbinen, Pumpen oder Raubtiere bedingt sind, sofern dies im Hinblick auf das Ziel des Plans erforderlich ist“. Über die Umsetzung der Aalbewirtschaftungspläne haben die Mitgliedsstaaten regelmäßig – zunächst im Abstand von drei Jahren – Bericht zu erstatten. Der aktuelle deutsche Aalbericht bilanziert die zu erzielende Blankaalabwanderung aus den deutschen Aaleinzugsgebieten (= 40 % der anthropogen unbeeinflussten Biomasse) mit insgesamt 2.181 t (Fladung et al. 2012). Dem gegenüber sank der Gesamtfang der Erwerbs- und Angelfischerei von 708 t im Jahr 2008 auf 647 t im Jahr 2010 (Fladung et al. 2012). Die geschätzte Blankaalsterblichkeit durch Wasserkraftanlagen und Kühlwasserentnahmen in den deutschen Aaleinzugsgebieten lag im Jahr 2010 insgesamt bei 283 t, was 43,7 % aller fischereilichen Entnahmen entspricht (Fladung et al. 2012). Aufgrund dieser hohen Verluste sind Aalverluste an jedem Wasserkraftstandort grundsätzlich bewertungs- und ggf. verbotsrelevant.

Einhergehend mit der EU-Aalschutzverordnung wurde der Europäische Aal (*Anguilla anguilla*) im Juni 2007 im Anhang II des CITES Abkommens (Convention on International Trade in Endangered Species of Wild Fauna and Flora) gelistet und mit Verordnung EG 318/2008 vom 31.03.2008 in den Anhang B der Verordnung (EG) 338/97 aufgenommen. Damit ist der Aal eine besonders geschützte Art nach § 7 Abs. 2 Nr. 13 Buchst. a BNatSchG und unterfällt dem besonderen Artenschutz der §§ 44 ff. BNatSchG.

Die Thematik des Aals im Rahmen der EU-Aalschutzverordnung wird im F+E-Vorhaben in Kapitel 10 bewertungsmethodisch nicht weiter vertieft behandelt, da es hierfür bereits

entsprechende Vorgehensweisen im Zusammenhang mit den jeweiligen Aalbewirtschaftungsplänen gibt. Davon unbenommen sollte für den Aalbestand das Schutzniveau an Wasserkraftanlagen in der Praxis kontinuierlich an den Stand von Wissenschaft und Technik angepasst werden.

3.7 Fischereigesetzgebung

Die Binnenfischereigesetzgebung liegt in Deutschland in der Kompetenz der Länder. Die 16 Fischereigesetze und Landesfischereiornungen regeln den Fischschutz, die Fischableitung und die Gewährleistung einer ungehinderten Fischdurchgängigkeit recht unterschiedlich (Tab. 2), von keinem Regelungsbedarf in Hamburg bis hin zu relativ umfangreichen Festlegungen in Brandenburg oder Nordrhein-Westfalen. Demzufolge ist in allen Ländern bis auf Hamburg auch die ungehinderte Fischdurchgängigkeit prüfungs- und bewertungsrelevant, was vor dem Hintergrund der Fischereigesetzgebung auch impliziert, dass die zu erwartenden Fischverluste den fischereirechtlichen Anforderungen entsprechen müssen.

Einige Landesfischereiverordnungen regeln Mindestanforderungen an Schutzmaßnahmen gegen das Eindringen von Fischen (Tab. 2). So sieht beispielsweise § 13 der nordrheinwestfälischen Landesfischereiverordnung vor, dass in Gewässern in denen Lachs bzw. Aal zu den Zielarten nach WRRL gehören, der lichte Stababstand von Rechenanlagen ≤ 10 mm bzw. ≤ 15 mm betragen muss. In allen anderen Gewässern ist ein maximaler Abstand von 20 mm vorgeschrieben. Im gleichen Paragraphen wird zudem eine Anströmgeschwindigkeit am Rechen von $\leq 0,5$ m/s vorgegeben. Dagegen wird in der niedersächsischen Binnenfischereiverordnung lediglich ein lichter Stababstand von ≤ 20 mm und die Einhaltung des Stands der Technik vorgegeben (§ 8 BiFischO). Einige Fischereiornungen verwenden hier auch den flexibleren Term „nach dem (jeweiligen, neuesten) Stand der Technik“.

Besonders interessant sind die Vorgaben des § 39 Abs. 1 FischG Baden-Württemberg (Tab. 2): *„Wer Anlagen zur Wasserentnahme oder Triebwerke errichtet, hat auf seine Kosten geeignete Vorrichtungen, die das Eindringen von Fischen verhindern, anzubringen und zu unterhalten“*. Dies findet sich sinngemäß auch in Fischereigesetzen von Bremen, Hessen, Rheinland-Pfalz und im Saarland. Im Gegensatz zu anderen Bundesländern wird hier die strenge Auslegung der Verhinderung des Eindringens von Fischen (= aller Fische und Altersklassen) nicht durch Zusätze wie „Stand der Technik“ oder dementsprechende Vorgaben zum Fischschutz in den Landesfischereiornungen abgemildert.

Entsprechend den Vorgaben der Landesfischereigesetze müssen Betreiber von Wasserkraftanlagen unter Anwendung aller gegebenen, technischen Möglichkeiten das Eindringen und die Schädigung von Fischen an den Anlagen verhindern. Ansonsten wäre die (Neu-) Genehmigung von Wasserkraftanlagen nur im Rahmen von behördlichen Einzelfallentscheidungen zulässig.

Tab. 2: Gesetzlich geforderte Schutzmaßnahmen an Wasserkraftanlagen bzw. Triebwerken gegen das Eindringen von Fischen in den einzelnen Bundesländern.

Bundesland	Erforderliche Schutzmaßnahmen an Wasserkraftanlagen/Triebwerken
Baden-Württemberg	§ 39 FischG: <i>(1) Wer Anlagen zur Wasserentnahme oder Triebwerke errichtet, hat auf seine Kosten geeignete Vorrichtungen, die das Eindringen von Fischen verhindern, anzubringen und zu unterhalten.</i>
Bayern	Art. 67 FiG: <i>(1) Zum Schutz der Fische gegen Beschädigungen durch Triebwerke kann dem Eigentümer der Anlage durch die Verwaltungsbehörde jederzeit die Herstellung und Unterhaltung von Vorrichtungen auferlegt werden, die das Eindringen der Fische in die Triebwerke verhindern.</i>
Berlin	§ 25 LFischG: <i>(1) Wer Anlagen zur Wasserentnahme oder Triebwerke errichtet oder betreibt, hat durch den jeweiligen Stand der Technik entsprechende Vorrichtungen das Eindringen von Fischen zu verhindern. Wer andere Anlagen in oder an Gewässern errichtet oder betreibt, welche die Ausübung der Fischerei behindern, ihre Ertragsfähigkeit schmälern, die Artenvielfalt oder einzelne Arten in den Gewässern beeinträchtigen können, hat auf seine Kosten schadensverhütende Maßnahmen zu treffen. Dies gilt nicht für Anlagen, die auf Anordnung der Strom- und Schifffahrtspolizeibehörde errichtet worden sind.</i> § 31 LFischO: <i>(1) Die Einläufe von Wasserkraftanlagen, Schöpfwerken und anderen Anlagen zur Wasserentnahme in oder an Gewässern sind nach dem jeweiligen Stand der Technik gegen das Eindringen von Fischen zu sichern. Die mechanischen Einrichtungen zur Wasserentnahme müssen in der kleinsten Reinigungsstufe eine lichte Stabweite oder lichte Maschenweite von maximal 15 mm haben und sind mit den Einrichtungen zur sicheren Ableitung der Fische auszurüsten [...].</i>
Brandenburg	§ 27 BbgFischG: <i>(1) Wer Anlagen in oder an Gewässern errichtet oder betreibt, welche die Ausübung der Fischerei behindern, ihre Ertragsfähigkeit schmälern, die Artenvielfalt in den Gewässern oder die Wanderung der Fische, die Fischfauna insgesamt oder einzelne Arten beeinträchtigen können, hat auf seine Kosten schadensverhütende Maßnahmen zu treffen.</i> § 24 BbgFischO: <i>(1) Die Einläufe von Wasserkraftanlagen, Schöpfwerken und anderen Anlagen zur Wasserentnahme sowie Auslaufbauwerke in oder an Gewässern sind nach den allgemein anerkannten Regeln der Technik gegen das Eindringen von Fischen zu sichern. Bei Rechenanlagen und ähnlichen Vorrichtungen darf die lichte Stabweite 15 Millimeter nicht überschreiten und es sind geeignete Einrichtungen zur sicheren Ableitung der Fische zu errichten. Die Fischereibehörde kann den Anlagenbetreiber unter Fristsetzung verpflichten, dem Stand der Technik entsprechende Fischschutzanlagen mit Stabweiten von kleiner als 15 Millimeter sowie Fischabstiegsanlagen zu errichten und zu betreiben, wenn dies zum Schutz gefährdeter Fischarten erforderlich ist.</i>
Bremen	§ 26 BremFiG: <i>Wird eine Anlage zur Wasserentnahme oder zur Energiegewinnung oder ein Schöpfwerk errichtet oder betrieben, so ist der Betreiber verpflichtet, durch geeignete Vorrichtungen das Eindringen von Fischen in den Ein- und Auslauf zu verhindern. In dem für die Errichtung einer Anlage zur Wasserentnahme oder zur Energiegewinnung oder eines Schöpfwerkes vorgesehenen Genehmigungsverfahren ist die Fischereibehörde zu hören.</i>
Hamburg	keine
Hessen	§ 35 HFischG: <i>(1) Wer Anlagen zur Wasserentnahme oder Triebwerke errichtet oder betreibt, hat auf seine Kosten durch geeignete Vorrichtungen das Eindringen von Fischen zu verhindern, sofern das Eindringen zu Schäden an den Fischen führen kann.</i>
Mecklenburg-Vorpommern	§ 19 LFischG: <i>Wer Anlagen zur Wasserentnahme, Wasserregulierung oder Wasserkraftnutzung errichtet oder betreibt, hat auf seine Kosten das Eindringen von Fischen durch geeignete Vorrichtungen nach dem neuesten Stand der Technik zu verhindern [...].</i>

Bundesland	Erforderliche Schutzmaßnahmen an Wasserkraftanlagen/Triebwerken
Niedersachsen	<p>§ 8 NiFischO: <i>Bei mechanischen Vorrichtungen, die das Eindringen von Fischen in Anlagen oder Gewässer verhindern sollen, darf der Stababstand, der Lochdurchmesser oder die lichte Weite nicht mehr als 2 cm betragen. Der Fischereiberechtigte kann verlangen, dass eine engere Sperrvorrichtung oder eine Elektroscheuchanlage nach dem Stande der Technik angebracht wird, wenn das nach den Umständen für eine ausreichende Absperrung erforderlich ist.</i></p>
Nordrhein-Westfalen	<p>§ 40 (Fn12) LFischG: <i>(1) Wer Anlagen zur Wasserentnahme oder Triebwerke errichtet, hat durch geeignete Vorrichtungen das Eindringen von Fischen zu verhindern und einen sicheren Fischwechsel zu gewährleisten [...].</i></p> <p>§ 13 (Fn3) LFischVO: <i>(3) Geeignete Vorrichtungen im Sinne des § 40 Absatz 1 des Landesfischereigesetzes sind insbesondere Absperrgitter und Rechen. Diese müssen einen lichten Stababstand von höchstens 20 mm haben. In Gewässern, in denen der Lachs (<i>Salmo salar</i>) zu den Zielarten im Sinne der Bewirtschaftungsentscheidung zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie in Nordrhein-Westfalen gehört, sind Stababstände von 10 mm erforderlich und in Gewässern, in denen der Aal (<i>Anguilla anguilla</i>) zu den Zielarten gehört, sind Stababstände von 15 mm erforderlich. Die maximale Anströmgeschwindigkeit am Gitter darf 0,5 m/s nicht übersteigen. An Anlagen ist der sichere Fischwechsel zu gewährleisten.</i></p> <p><i>(4) Soweit ein Fischschutz nach Absatz 3 nicht möglich ist, sind die Fische über ein Turbinenmanagement oder andere geeignete Maßnahmen zu schützen.</i></p>
Rheinland-Pfalz	<p>§ 44 LFischG: <i>(1) Wer Anlagen zur Wasserentnahme oder Triebwerke errichtet oder betreibt, hat durch geeignete Vorrichtungen das Eindringen von Fischen zu verhindern [...].</i></p>
Saarland	<p>§ 37 SFischG: <i>(1) Wer Anlagen zum Entnehmen und Ableiten von Wasser aus oberirdischen Gewässern oder Triebwerke errichtet oder betreibt, hat durch geeignete Vorrichtungen das Eindringen von Fischen zu verhindern [...].</i></p>
Sachsen	<p>§ 26 SächsFischG: <i>(1) Wer Anlagen zur Wasserentnahme oder Triebwerke errichtet oder betreibt, hat durch geeignete Vorrichtungen das Eindringen von Fischen zu verhindern.</i></p> <p>§ 15 SächsFischVO: <i>(1) Die lichte Stabweite bei Rechenanlagen und anderen Vorrichtungen gegen das Eindringen von Fischen an Anlagen zur Wasserentnahme oder an Triebwerken darf 20 mm, bei neu zu errichtenden Anlagen in Lachsgewässern 10 mm nicht überschreiten. Die Rechenanlagen und Vorrichtungen sind bei neu zu errichtenden Anlagen nach dem Stand der Technik zu errichten [...].</i></p> <p><i>(2) In Lachsgewässern darf ab dem 1. Januar 2021 die lichte Stabweite bei bestehenden Rechenanlagen und anderen bestehenden Vorrichtungen gegen das Eindringen von Fischen an Anlagen zur Wasserentnahme oder an bestehenden Triebwerken 10 mm nicht überschreiten [...].</i></p>
Sachsen-Anhalt	<p>§ 38 FischG: <i>Wer Anlagen zur Wasserentnahme oder Triebwerke errichtet oder betreibt, hat auf seine Kosten durch geeignete Vorrichtungen das Eindringen von Fischen zu verhindern und für die schadlose Ableitung der Fische in das Unterwasser zu sorgen [...]. Die obere Fischereibehörde kann bei neu zu errichtenden Anlagen im Einzelfall die Mindestanforderungen an die Schutzvorrichtung und die Ableitung, insbesondere an die lichte Durchlassweite, die Anströmgeschwindigkeit, den Winkel zur Hauptströmung und die für die Ableitung notwendige Wassermenge, festsetzen. Dies gilt auf Antrag des Betreibers auch für bestehende Anlagen [...].</i></p>
Schleswig-Holstein	<p>§ 32 LFischG: <i>(1) Wer Anlagen zur Wasserentnahme, Wasserregulierung oder Turbinen errichtet oder betreibt, hat auf eigene Kosten geeignete, dem jeweiligen Stand der Technik entsprechende wirksame Vorrichtungen, die das Eindringen von Fischen verhindern, anzubringen, anzuwenden und zu unterhalten.</i></p>
Thüringen	<p>§ 36 LFischG: <i>(1) Wer Anlagen zur Wasserentnahme oder Triebwerke errichtet oder betreibt, hat auf seine Kosten durch geeignete Vorrichtungen das Eindringen von Fischen zu verhindern und für einen sicheren Fischwechsel zu sorgen.</i></p>

Bundesland	Erforderliche Schutzmaßnahmen an Wasserkraftanlagen/Triebwerken
	<p>§16 ThürFischVO: <i>(3) Bei Absperrungen vor Triebwerken, Turbinen und Anlagen der Wasserentnahme dürfen Gitterstäbe einen lichten Abstand von höchstens 20 mm haben, soweit nicht gleichwertige Verfahren, die das Eindringen von Fischen verhindern, verwendet werden. Das gilt nicht für Entlastungs- und Entnahmeanlagen von Talsperren, Hochwasserrückhaltebecken sowie die Ein- und Ausläufe von Pumpspeicherwerken [...].</i></p>

3.8 Tierschutzgesetz

Letztlich sei noch das Tierschutzgesetz (TSchG) genannt, dessen Zweck es ist, Leben und Wohlbefinden von Tieren aus der Verantwortung des Menschen heraus zu schützen und keinem Tier ohne vernünftigen Grund Schmerzen, Leiden oder Schäden zuzufügen. Als vernünftiger Grund sind u. a. die Gewinnung von Nahrungs- und Futtermitteln akzeptiert. Inwieweit das Töten von Fischen als Kollateralschaden bei der Wasserkraftnutzung einen vernünftigen Grund darstellt ist noch zu klären und unbedingt im Zusammenhang mit dem Ertrag an erneuerbarer Energie aus der jeweiligen Wasserkraftanlage zu bewerten. In seiner Grundlagentext zur Wasserwirtschaft in Deutschland trifft das Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit die Aussage, dass nur die 406 Wasserkraftanlagen mit einer Ausbauleistung ≥ 1 MW für den Beitrag der Wasserkraftnutzung zum Erreichen des Ausbauziels für die erneuerbaren Energien maßgeblich sind (Jekel et al. 2014: 122). Dem entsprechend ist zu prüfen, in wie weit die rund 7.300 kleineren Wasserkraftanlagen in Deutschland einen signifikanten Beitrag zur CO₂-Einsparung und zur Energiewende für sich geltend machen können. Bei einem fehlenden übergeordneten gesellschaftlichen Interesse, wäre auch die Basis für das Töten von Fischen an Wasserkraftanlagen < 1 MW in Frage zu stellen. Bei strikter Anwendung des TSchG wären daher kleine WKA ohne nachgewiesene funktionsfähige Fischschutzanlagen ggf. zu verbieten.

4 Methodik zur Bestimmung der artspezifischen Bedeutung anthropogener Mortalität

Da nur für sehr wenige Fischarten aus einzelnen Gewässern belastbare Populationsmodelle vorliegen, werden für die wissenschaftliche Einschätzung der Bedeutung zusätzlicher Mortalität verschiedene populationsbiologische und naturschutzfachliche Parameter und Kriterien herangezogen (siehe Kap. 5 und 6). Diese Methodik ermöglicht es, trotz räumlicher Unterschiede oder ungenügender Datengrundlage, eine realistische Einschätzung zu erhalten.

„Die Parameter, welche die populationsbiologische Empfindlichkeit einer Art gegenüber zusätzlicher Mortalität widerspiegeln, wurden über neun Klassen so skaliert, dass sie das gesamte Spektrum der verschiedenen Tierarten grundsätzlich abbilden können. Sie wurden dann zu einem ‚Populationsbiologischen Sensitivitäts-Index‘ (PSI) aggregiert. [...] die Parameter, welche die naturschutzfachliche Bedeutung einer Art abbilden, wurden über Klassen skaliert (fünfstufig) und zu einem ‚Naturschutzfachlichen Wert-Index‘ (NWI) zusammengeführt [...]. Um letztlich ein aus beiden Blickwinkeln zusammengesetztes Bild über die Bedeutung additiver Mortalität für die jeweiligen Arten zu gewinnen, wurden beide Indices über eine Matrix miteinander verschnitten und daraus ein ‚Mortalitäts-Gefährdungs-Index‘ (MGI) gebildet“ (Bernotat & Dierschke 2016: 19).

Nachdem die Bearbeitung für die Artengruppen Brut- und Gastvögel, Fledermäuse, sonstige Säugetiere, Amphibien, Reptilien und eine Auswahl an Wirbellosen inzwischen weitestgehend abgeschlossen ist, erfolgt hiermit als letzte große Wirbeltiergruppe die Bearbeitung der Fische und Rundmäuler (in diesem Bericht sind Fische und Rundmäuler auch dort gemeint, wo aus Gründen der besseren Lesbarkeit nur das kürzere „Fische“ verwendet wird).

Die Liste der zu bearbeitenden Arten wurde auf Grundlage einer Liste aller in Deutschland vorkommenden Süßwasserfisch- und Neunaugenarten erstellt (Freyhof 2009). Sie umfasst insgesamt 91 Arten.

Bei den ersten Arbeitsschritten, d. h. bei der Kalibrierung des Mortalitäts-Gefährdungs-Index (PSI, NWI und MGI, Kap. 5-7), werden noch keine Ökotypen (z. B. bei der Forelle: Bachforelle, Meerforelle und Seeforelle) und keine Wanderformen (z. B. anadrome Populationen bei Stichling und Stint) unterschieden.

Darüber hinaus schließt die Artenliste auch in Deutschland ausgestorbene Arten ein, wenn eine Wiederbesiedlung denkbar oder geplant ist (z. B. Europäischer Stör) und Archaeozoa, d. h. Arten, deren Einwanderung nach Mitteleuropa schon vor dem Jahr 1492 vollzogen war (Karpfen, Bitterling) und die deshalb wie einheimische Arten behandelt werden sowie aus der Roten Liste der Meeresorganismen den Aal, da dieser eine sehr lange Wachstumsphase in Binnengewässern vollzieht. Nicht einheimische Arten wurden dagegen nicht bearbeitet.

Im Folgenden werden die Kriterien für die populationsbiologische Sensitivität und die naturschutzfachliche Bedeutung der Arten näher erläutert.

5 Populationsbiologische Sensitivität von Arten hinsichtlich anthropogener Mortalität

5.1 Populationsbiologisch relevante Kriterien und Parameter

Die Kriterien und Parameter des Populationsbiologischen Sensitivitäts-Index (PSI) wurden von Bernotat & Dierschke (2016) vorgegeben und aus Gründen der Vergleichbarkeit mit anderen Taxa beibehalten. Diese Auswahl und die methodischen Festlegungen bildeten den Rahmen für die Bearbeitung der Artengruppe Fische. Es werden zunächst die Parameter vorgestellt, bevor die Operationalisierung für die Artengruppe Fische dargestellt wird.

Die betreffenden Parameter/Kriterien sollen in erster Linie abbilden, inwieweit sich der Verlust eines einzelnen Individuums negativ auf die Population auswirkt bzw. wie schnell ein solcher Verlust wieder ausgeglichen werden kann. Man unterscheidet hier grob zwischen tendenziellen K-Strategen (hohes Maximalalter, geringe Reproduktionsrate) und r-Strategen (geringes Maximalalter, hohe Reproduktionsrate), wobei regelmäßig auch intermediäre Formen und Sonderfälle vorkommen. Insgesamt wurden sieben Parameter verwendet (Abb. 1). Dies ermöglicht eine feine Abstimmung, um eventuelle Informationslücken bei einzelnen Arten abzufedern (Bernotat & Dierschke 2016).

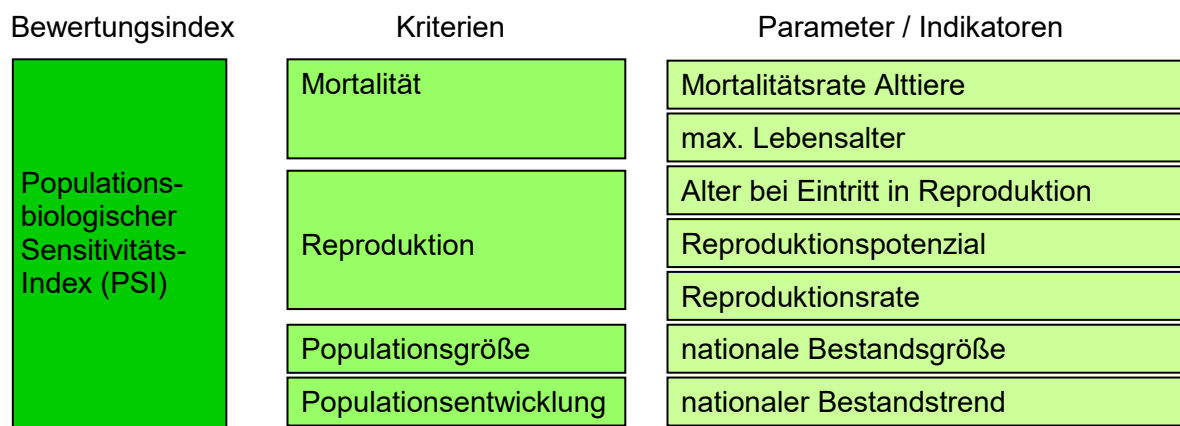


Abb. 1: Aggregation der Parameter zu einem Populationsbiologischen Sensitivitäts-Index.

Für die Bewertung der Parameter wurden zuerst nationale Daten herangezogen und aus aggregierten Darstellungen, Kompendien, Handbüchern und Einzelpublikationen ermittelt. Bei abweichenden Informationen zu einzelnen Parametern innerhalb einer Art wurden diese in der Regel gemittelt, bevor sie einer Klasse zugeordnet wurden. Dort, wo aus Deutschland keine entsprechenden Untersuchungsergebnisse vorliegen, wurden ersatzweise Daten aus anderen Ländern und Regionen herangezogen. Nicht anderweitig ermittelbare Daten wurden geschätzt, sofern dies fachlich möglich und plausibel erschien (Experteneinschätzung und Analogieschlüsse zu anderen nah verwandten Arten). Diese Schätzungen werden in den Tabellen durch hellblaue Hinterlegung und Kursivsetzung kenntlich gemacht. Wenn einzelne Parameter tendenziell zwischen zwei Klassen liegen, wurden Zwischenklassen bzw. -werte (z. B. 2,5) bei den Einstufungen vergeben (Bernotat & Dierschke 2016: 21).

Die Parameter für die Artengruppe Fische unterliegen dabei im Kern zwei **Zielen der Operationalisierung**:

- Höchstmögliche Analogie der Operationalisierung der Parameter im Verhältnis zu den anderen Artengruppen, um eine größtmögliche Vergleichbarkeit zwischen den Artengruppen zu gewährleisten und
- Sicherstellung einer sinnvollen Operationalisierung innerhalb der Artengruppe Fische, um die Variabilität der Arteigenschaften mit dem Index schlüssig abzubilden.

Nachfolgend werden die jeweiligen Parameter und ihre Skalierung erläutert. Die Parameter sind so gewählt, dass kleine Klassenwerte eine hohe Sensitivität gegenüber zusätzlicher Mortalität abbilden und große Klassenwerte eine geringe Sensitivität.

5.1.1 Parameter A: Alttiermortalität

Die Mortalitätsrate unterliegt bei Fischen einer großen Variabilität. Generell kann von hohen Mortalitätsraten im Ei-, Larven- und Jungfischstadium ausgegangen werden. Mit zunehmender Körperlänge nimmt die Mortalitätsrate ab, so dass für Adulte von einer Stabilisierung der natürlichen Mortalitätsrate auf geringerem Niveau auszugehen ist. Eine wichtige Ausnahme davon bilden semelpare, d. h. nur einmal ablaichende Arten mit ihrer hohen reproduktionsbedingten Alttiermortalität.

Bei Fischen in ihrer natürlichen Umgebung bestimmen extrinsische (äußere) Ursachen die Höhe der Mortalitätsrate. Dabei ist Prädation die häufigste Ursache, neben weiteren biotischen Faktoren wie Mangelernährung, Infektionen oder Parasitenbefall. Als abiotische Effekte kommen hinzu: Tod durch Hitze bzw. Kälte, Sauerstoffmangel, Gasübersättigung, Salzgehalt oder Turbulenz (insbesondere Jungfische). Intrinsische Faktoren spielen demgegenüber bei Jungfischen und kleinwüchsigen Arten eine vernachlässigbare Rolle, wiederum mit der Ausnahme der semelparen Arten (Wootton 1998).

Für die Ermittlung der artspezifischen Alttiermortalität bzw. natürlichen Mortalität stehen insbesondere deduktive Ansätze aus Populationsmodellen zur Verfügung, da sich eine Mortalitätsrate kaum direkt mit empirischen Ansätzen ermitteln lässt. Auch indirekte Methoden wurden nur selten angewendet. Hierzu zählt z. B. die Totalerfassung von Fischbeständen durch Vergiftung und Ablassen von Seen (Barthelmes 1981). Weniger invasive Methoden sind in ihrer Aussagekraft häufig durch die Selektivität der Fangmethoden, der hohen interannuellen Variabilität der Bestände oder auch aufgrund von Schwierigkeiten bei der Altersbestimmung eingeschränkt.

Aufgrund dieser Schwierigkeiten bei der empirischen Bestimmung von Mortalitätsraten, lässt sich die Sterblichkeit häufig nur über Populationsmodelle verschiedener Altersstadien und über die Verwendung von Abundanzschätzungen unterschiedlicher Komplexität bestimmen. Viele Populationsmodelle verwenden dabei jedoch pauschale Mortalitätsraten als Eingangsgrößen. Für die Bestimmung der Rate der Mortalität wurde deshalb auf unterschiedliche Ansätze zurückgegriffen:

- Direkte Erfassung der Sterblichkeit aus Veröffentlichungen (z. B. über Populationsmodelle). Wenn mehrere Angaben für eine Art vorlagen, wurde für jede Mortalitätsangabe der Score ermittelt und für die Klassifizierung deren Median verwendet.
- Bei semelparen Arten (z. B. Aal (*Anguilla anguilla*) bzw. Arten mit hohem Anteil von Semelparität (z. B. Lachs (*Salmo salar*), Stechlin-Maräne (*Coregonus fontanae*)) wird bei der Ermittlung der Mortalitätsrate die subadulte Phase mit berücksichtigt. Bezöge man die Mortalitätsrate nur auf die adulten – also geschlechtsreifen – Tiere, würden sich jeweils sehr

hohe Mortalitätsraten von nahe 100 % ergeben. Das Ziel dieses Parameters, eine natürliche Mortalitätsrate als Arteigenschaft abzubilden würde dadurch verfehlt.

- Bei fehlenden Literaturangaben erfolgte die Schätzung der natürlichen Mortalität mit dem Life-History-Tool von www.fishbase.com.
 - Hier bezieht sich die natürliche Mortalität (M) auf späte Juvenilstadien und adulte Tiere einer Population. M wird nach der empirischen Gleichung von Pauly (1980) berechnet, basierend auf Parametern der von-Bertalanffy-Wachstumsfunktion (z. B. Fischlänge) und der durchschnittlichen jährlichen Wassertemperatur. Um die Vergleichbarkeit von M zu gewährleisten, wurde jeweils eine durchschnittliche Wassertemperatur von 10 °C gewählt. Als Fischlänge wurde die Maximallänge der jeweiligen Fischart (s. Tabelle in Anhang 13.7) verwendet. Diese basiert auf Kottelat & Freyhof (2007) modifiziert durch Experteneinschätzungen und entspricht den am häufigsten beobachteten Maximallängen.
- Schätzungen wurden überwiegend über Analogieschlüsse zwischen ähnlichen Arten vorgenommen, z. B. für Bodensee-Kilch (*Coregonus gutturosus*), Donau-Gründling (*Gobio obtusirostris*) oder Königssee-Saibling (*Salvelinus monostichus*).

Die Einteilung der Mortalitätsraten in Klassen zeigt Tab. 3. Die Mortalitätsraten sind dabei als dezimale Faktoren angegeben (0,80 entspricht 80 % Mortalität/Jahr). Allerdings wird in der Fachliteratur die natürliche Mortalität relativ selten als Prozentwert bzw. Dezimalfaktor angegeben. In Studien zur Populationsdynamik oder Life-history von Fischen erfolgt die Angabe viel häufiger als natürliche Mortalität (M) nach Pauly (1980). Der Parameter M entstammt ursprünglich aus der Fischereiwissenschaft und wird in diesem Zusammenhang mit der Modellierung von Populationsdynamiken von fischereilich genutzten Fischbeständen verwendet und ist aus methodischen Gründen logarithmisch skaliert (nach beiden Seiten offene Skala). Der Parameter M steht in einem logarithmischen Zusammenhang mit der dezimalen (relativen natürlichen) Mortalität und lässt sich mit der Formel:

$$\text{„Alttiermortalität“} = 1 - \exp(-M)$$

in relative natürliche Mortalitätsraten (Werte 0-1 bzw. 0-100 %) überführen. Aus praktischen Gründen wurde neben der prozentualen eine weitere Skala berechnet und für die Bewertung der Alttiermortalität verwendet (Tab. 3, Mortalität (M)). Sofern prozentuale Angaben in der Literatur verfügbar waren, wurden sie in der Datentabelle (s. Anhang 13.1) als Wert angegeben (z.B. 40 %), M dagegen durchgehend als Faktorwert, z. B. M= 0,51.

Tab. 3: Klassifizierung der jährlichen Alttiermortalität (modifiziert nach Bernotat & Dierschke 2016: 22) und Mortalität (M) nach Pauly (1980).

Klasse	Alttiermortalität	Mortalität (M)	Erläuterung
1	≤ 0,10	≤ 0,11	geringe natürliche Alttiermortalität
2	0,11-0,20	0,12-0,22	
3	0,21-0,30	0,23-0,36	
4	0,31-0,40	0,37-0,51	
5	0,41-0,50	0,52-0,69	
6	0,51-0,60	0,70-0,92	
7	0,61-0,70	0,93-1,20	
8	0,71-0,80	1,21-1,61	
9	> 0,80	> 1,61	hohe natürliche Alttiermortalität

5.1.2 Parameter B: Lebensalter

Das maximale in Freiheit erzielte Lebensalter von Fischarten lässt sich beispielsweise anhand von Knochenstrukturen bestimmen. Für das Vorhaben wurden diese Angaben aus der Literatur recherchiert. Die zugrunde liegenden Veröffentlichungen sind im Anhang 13.1 aufgeführt. Von einigen Arten ist bekannt, dass in Gefangenschaft deutlich ältere Tiere nachgewiesen wurden als im Freiland beobachtet. Auch in Freiheit zeichnen sich Fische durch eine große biometrische Variabilität aus, was gemäß der Gesetze der Thermodynamik bei wechselwarmen Organismen durch die Abhängigkeit physiologischer Prozesse von der Temperatur bedingt wird. Während der Lachsnachwuchs in kalten, skandinavischen Gewässern teilweise erst im siebten Lebensjahr das Smoltstadium erreicht, geschieht dies unter mitteleuropäischen Bedingungen in der Regel bereits im zweiten oder dritten Lebensjahr. Geringe Temperatur und Nahrungsverfügbarkeit sind Faktoren, die Energieumsatz, Wachstum und Alter bei Eintritt in die Geschlechtsreife beeinflussen und sich damit auf das mittlere Lebensalter maßgeblich auswirken. Angaben zum maximalen Lebensalter wurden deshalb in der Regel nur verwendet, wenn sie mitteleuropäischen Bedingungen entsprechen. Es werden zwar unterschiedliche Literaturangaben angeführt, jedoch – wie bei anderen Artengruppen auch – nur der höchste Wert für die Klassifizierung verwendet. Die Grenzwerte zur Klassifizierung des maximalen Lebensalters sind in Tab. 4 zusammengestellt.

Tab. 4: Klassifizierung des maximalen Lebensalters (aus Bernotat & Dierschke 2016: 24).

Klasse	Maximales Lebensalter	Erläuterung
1	> 30 J.	sehr langlebig
2	21-30 J.	
3	16-20 J.	
4	11-15 J.	
5	6-10 J.	
6	4-5 J.	
7	3 J.	
8	2 J.	
9	1 J.	sehr kurzlebig

5.1.3 Parameter C: Alter bei Eintritt in die Reproduktion

Das Alter beim Eintritt in die Reproduktion ist für die meisten Fischarten gut untersucht. Wie auch beim Lebensalter ist der Eintritt in die Reproduktion bei den meisten Arten abhängig von Faktoren wie der Wassertemperatur und dem Ernährungszustand der Individuen.

Für gut untersuchte Arten wurden Angaben aus Literaturquellen zusammengestellt. Die Literatursuche wurde durch die Verwendung der Webplattform Fishbase (www.fishbase.com) unterstützt. Dort ist das Eintrittsalter in die Reproduktion aus einer Vielzahl von Quellen tabellarisch zusammengestellt, so dass mehr Angaben gesichtet wurden, als in der Datentabelle (s. Anhang 13.1) dargestellt. Ausgewählt wurden möglichst repräsentative Werte aus biogeografisch gleichen bzw. ähnlichen Regionen, wobei die Güte der Literaturquelle als Qualitätskriterium diente. Wenn mehrere Altersangaben für eine Art vorlagen, wurde für jede Angabe der dementsprechende Score ermittelt und für die Klassifizierung der Median aller Score-Werte verwendet. Die Klassifizierungsregeln des Alters bei Eintritt in die Reproduktion sind in Tab. 5 zusammengestellt.

Tab. 5: Klassifizierung des Alters beim Eintritt in die Reproduktion (aus Bernotat & Dierschke 2016: 25).

Klasse	Alter bei Eintritt in die Reproduktion	Erläuterung
1	> 5 J.	sehr späte Geschlechtsreife
2	4-5 J.	
3	3 J.	
4	2 J.	
5	1 J.	
6	7-12 Monate	
7	3-6 Monate	
8	1-2 Monate	
9	< 1 Monat	sehr frühe Geschlechtsreife

5.1.4 Parameter D: Reproduktionspotenzial

Das Reproduktionspotenzial von Fischarten entspricht der durchschnittlichen Eizahl pro Rogner und Jahr (vgl. Tab. 6). Befruchtungsrate und Eisterblichkeit sind im Reproduktionspotenzial nicht berücksichtigt. Zur Anzahl der Eier sind für fast alle Fischarten Beobachtungen veröffentlicht. Die Anzahl der Eier ist direkt proportional zur Körpergröße der Weibchen, weshalb die Angaben nicht nur zwischen Arten, sondern auch innerhalb derselben variabel sind. Lagen mehrere Angaben für eine Art vor, wurde für jede Eizahl (bei Spannen auch von Minimal- und Maximalwert) der Score ermittelt und für die Klassifizierung der Median dieser Score-Werte verwendet.

Tab. 6: Klassifizierung des Reproduktionspotenzials (aus Bernotat & Dierschke 2016: 26).

Klasse	Reproduktionspotenzial	Erläuterung
1	≤ 1,0 Ei bzw. juv./Jahr	sehr wenige mögliche Nachkommen
2	1,1-2,0 Eier bzw. juv./Jahr	
3	2,1-3,0 Eier bzw. juv./Jahr	
4	3,1-5,0 Eier bzw. juv./Jahr	
5	5,1-10,0 Eier bzw. juv./Jahr	
6	11-100 Eier bzw. juv./Jahr	
7	101-1.000 Eier bzw. juv./Jahr	
8	1.001-10.000 Eier bzw. juv./Jahr	
9	> 10.000 Eier bzw. juv./Jahr	sehr viele mögliche Nachkommen

5.1.5 Parameter E: Reproduktionsrate

Die Reproduktionsrate berücksichtigt im Gegensatz zum Reproduktionspotenzial die hohen Verluste der frühen Reproduktionsstadien. Bei Fischen treten natürlicherweise sehr hohe Ei- und Larvensterblichkeiten von z. T. über 99 % auf. Häufige Mortalitätsursachen sind embryonale Fehlentwicklungen, Deformation und Fehler beim Übergang zur Schwimm- und Fressfähigkeit der Larven, Prädation, Sauerstoffmangel, Befall mit Pathogenen, Austrocknung und Verdriftung. In der natürlichen Umgebung ist die Überlebensrate bis zum Ende der Vegetationsperiode sehr variabel.

Sofern keine artspezifischen Angaben ermittelt werden konnten, wird analog zum Vorgehen bei Schmetterlingen und Libellen (vgl. Bernotat & Dierschke 2016) eine durchschnittliche Mortalitätsrate vom Ei bis zum Jungfisch nach der ersten Überwinterung angenommen. Bei Fischen liegt diese Überlebensrate bei durchschnittlich 1 % (Experteneinschätzung). Die wenigen gefunden Literaturangaben legen allerdings eine gewisse Plastizität nahe, z. B. Blei/Brassen (*Abramis brama*) 0,01 %, Europäischer Stör (*Acipenser sturio*) 0,2 % oder Ukelei (*Alburnus*

alburnus) 0,8-3,7 %. Aus diesem Grund wurde für die Berechnung der Reproduktionsraten eine Spanne von 0,1-2 % gewählt.

Einige Fischarten folgen einer Reproduktionsstrategie, welche die Mortalitätsrate der frühen Stadien reduziert. Hierzu zählen u. a. Arten, die Brutpflege betreiben (z. B. Stichlinge, *Gasterosteidae*). Für diese Arten wurde eine engere Spanne der Überlebensrate von 1-2 % gewählt, um der leicht erhöhten Überlebenswahrscheinlichkeit Rechnung zu tragen.

Lagen keine empirischen Daten vor, wurde die Reproduktionsrate aus der genannten Spannweite der Überlebensrate (0,1 bzw. 1 % und 2 %) und der mittleren Eizahl (Mittelwert aller vorhandenen Eizahldaten) berechnet. Für die beiden daraus resultierenden Reproduktionsraten wurden die jeweiligen Scores ermittelt und deren Mittelwert für die Klassifizierung benutzt.

Sofern für eine Art empirische Daten vorlagen und Eizahl und Reproduktionsrate aus gleicher Literaturquelle stammten, wurden für die Berechnung ausschließlich die Eizahldaten aus dieser Quelle verwendet.

Die Klassifizierungsregeln der Reproduktionsrate sind in Tab. 7 zusammengefasst.

Tab. 7: Klassifizierung der Reproduktionsrate (aus Bernotat & Dierschke 2016: 27).

Klasse	Reproduktionsrate	Erläuterung
1	≤ 1,0 juv./Jahr	sehr geringe jährliche Reproduktion
2	1,1-2,0 juv./Jahr	
3	2,1-3,0 juv./Jahr	
4	3,1-5,0 juv./Jahr	
5	5,1-10,0 juv./Jahr	
6	11-50 juv./Jahr	
7	51-100 juv./Jahr	
8	101-500 juv./Jahr	
9	> 500 juv./Jahr	sehr hohe jährliche Reproduktion

5.1.6 Parameter F: Bestand in Deutschland

Absolute Bestandszahlen für Fischarten in Deutschland sind nur sehr selten zu finden. Das weitgehende Fehlen von Bestandszahlen bei Fischen begründet sich insbesondere aus der Unmöglichkeit, mit den zugelassenen Fangmethoden die exakte Anzahl aller an einer Probe-stelle befindlichen Fische zu ermitteln. Qualifizierte Bestandsschätzungen erfordern Fang-Wiederfang oder vergleichbare experimentelle Ansätze, die in großen Gewässern Stichprobenumfänge von mehreren zehntausend Fischen erfordern. Da für die meisten Bewertungen mit Bezug zur Fischfauna relative Häufigkeiten oder standardisierte Fischdichten basierend auf Einheitsfängen völlig ausreichend sind, werden absolute Bestandsschätzungen kaum durchgeführt. Schon Bestandserfassungen von 100-m-Fließgewässerabschnitten sind mit großen methodischen Unsicherheiten behaftet und variieren in der Fanggeräte-Effizienz, je nach Struktur, Tiefenlinie, Sohlsubstrat u. a. m. Liegen für einen längeren Gewässerabschnitt mehrere Ergebnisse von Streckenbefischungen vor, steht man vor dem Problem der Hochrechnung, für die neben den Gewässerflächen auch die Anteile und Vergleichbarkeit der Habitate zu berücksichtigen sind. Schon für einzelne Gewässerabschnitte summieren sich die Unsicherheiten schnell zu einem Faktor größer zehn. Die Durchführung von Bestandsschätzungen anhand von Daten aus Bestandserfassungen wurde aus diesen Gründen verworfen. Sie sind in der Praxis auch für Teileinzugsgebiete nicht etabliert.

Allerdings wurden 2013 im Zusammenhang mit der FFH-Berichtspflicht nach Art. 17 FFH-RL zu den FFH-Arten absolute Zahlen oder Schätzungen zum Gesamtbestand veröffentlicht.

Insofern wurden im Zuge des nationalen Berichts 2013 für einige Fischarten die deutschen Bestände in absoluten Zahlen eingeschätzt (https://www.bfn.de/0316_nat-bericht_2013-komplett.html). Bei ausreichender Datenlage für die entsprechenden Arten wurden diese Angaben für die Klassifizierung nach Tab. 8 verwendet und in der Datentabelle (s. Anhang 13.1) als solche gekennzeichnet („FFH-Berichtsdaten 2013“). Der aktuelle nationale Bericht 2019 hat auf die Ermittlung absoluter Bestandszahlen verzichtet, weshalb hier die Zahlen des Jahres 2013 beibehalten wurden.

Für einige (wenige) Arten, für die keine FFH-Berichtsdaten zur Verfügung stehen, liegen allerdings Literaturangaben bzw. Experteneinschätzungen vor. In diesem Fall wurden diese für die Klassifizierung genutzt und Experteneinschätzungen in bekannter Weise blau hinterlegt und kursiv gedruckt. Für den Aal (*Anguilla anguilla*) liegen beispielsweise Hochrechnungen der Anzahl von Blankaalen vor, die für die Umsetzungsberichte der EU-Aalschutzverordnung erarbeitet wurden.

Für alle verbleibenden Arten werden die in der Roten Liste (Freyhof 2009) veröffentlichten Daten zur Bestandssituation verwendet. Die Fischarten wurden dabei in sieben Kategorien eingeteilt: Bestand erloschen, extrem selten, sehr selten, selten, mittelhäufig, häufig und sehr häufig. Diese Einteilung in eine Ordinalskala wurde in die von der Methodik des PSI vorgegebene Intervallskala umgewandelt (vgl. Tab. 9), in der die absolute Anzahl der Fischarten in Zehnerpotenzschritten von „< 100“ bis zu „> 1 Milliarde“ eingestuft ist (9-stufig).

Für Arten, für die mehrere Bestandsdaten aus unterschiedlichen Quellen vorlagen, wurden diese wie folgt priorisiert verwendet: FFH-Berichtsdaten > Experteneinschätzungen/Literatur > Rote Liste Einstufungen.

Tab. 8: Klassifizierung des Bestandes in Deutschland (aus Bernotat & Dierschke 2016: 28).

Klasse	Bestand in Deutschland	Erläuterung
1	< 100 Ind.	sehr kleiner Bestand
2	100-1.000 Ind.	
3	1.001-10.000 Ind.	
4	10.001-100.000 Ind.	
5	100.001-1 Mio. Ind.	
6	1 Mio.-10 Mio. Ind.	
7	10 Mio.-100 Mio. Ind.	
8	100 Mio.-1 Mrd. Ind.	
9	> 1 Mrd. Ind.	sehr großer Bestand

Tab. 9: Zuordnung der siebenstufigen Häufigkeitsskala der Roten Liste auf die neunstufige Bestandskala des PSI.

Aktuelle Bestandssituation Rote Liste		Klassifizierung der Bestandszahl des PSI	
ex	erloschen	1	< 100 Ind.
		2	100-1.000 Ind.
es	extrem selten	3	1.001-10.000 Ind.
ss	sehr selten	4	10.001-100.000 Ind.
s	selten	5	100.001-1 Mio. Ind.
mh	mittelhäufig	6	1 Mio.-10 Mio. Ind.
h	häufig	7	10 Mio.-100 Mio. Ind.
sh	sehr häufig	8	100 Mio.-1 Mrd. Ind.

Die Kategorie 9 der Klassifizierung der Bestandszahl des PSI bleibt bei den Fischen unbesetzt. Eine Überschlagsrechnung zeigt, dass für die in der Roten Liste als sehr häufig geführten Arten Rotaugen/Plötze (*R. rutilus*) und Flussbarsch (*P. fluviatilis*) bei einer Binnengewässerfläche in Deutschland von ca. 8.600 km² (860.000 ha) eine flächendeckende Bestandsdichte von > 1.100 Individuen/Hektar erforderlich wäre, um einen Bestand von > 1 Milliarde Individuen zu erreichen. Realistische mittlere Bestandsdichten liegen knapp eine Zehnerpotenz darunter, so dass hier die Kategorie 8 (100 Mio.-1 Mrd.) zugeordnet wurde.

Die Kategorie 2 (101-1.000 Ind.) bleibt bislang frei, weil die Bestände der in der Roten Liste als extrem selten eingeschätzten Arten nach eigener Einschätzung in die Kategorie 3 (1.001-10.000 Ind.) fallen.

5.1.7 Parameter G: Bestandstrend in Deutschland

Bestandstrends der deutschen Fischarten sind in der Roten Liste der Süßwasserfische und Neunaugen veröffentlicht (Freyhof 2009). Die Rote Liste weist den Bestandstrend in den Zeithorizonten langfristig und kurzfristig aus. Berücksichtigung für den populationsbiologischen Sensitivitäts-Index findet der kurzfristige Bestandstrend (der letzten 10 bis 25 Jahre). Für den Aal (*A. anguilla*) und die Finte (*A. fallax*) wurde der Bestandstrend aus der Roten Liste der Meeresorganismen (Becker et al. 2013) verwendet. Die Klassifizierungsregeln bzw. die in der Folge verwendeten Zu- oder Abschläge hinsichtlich des Bestandstrends einer Fischart (vgl. Kap. 5.2) sind in Tab. 10 zusammengefasst.

Tab. 10: Zu- oder Abschläge für den Bestandstrend in Deutschland (aus Bernotat & Dierschke 2016: 29).

Daten	Erläuterung	Zu-/Abschlag
↓↓↓	sehr starke Abnahme	-0,5
↓↓	starke Abnahme	-0,3
(↓)	Abnahme mäßig oder im Ausmaß unbekannt	-0,2
=	gleichbleibend	kein
↑	deutliche Zunahme	+0,3

5.2 Aggregation der Parameter zu einem Populationsbiologischen Sensitivitäts-Index

Die Ergebnisse der Einzelparameter werden nach der Methode von Bernotat & Dierschke (2016) zum Populationsbiologischen Sensitivitäts-Index (PSI) aggregiert. Die Berechnung des PSI erfolgt durch Mittelwertbildung der Parameter A bis F. Der Parameter G wird – wie oben bereits ausgeführt (vgl. Kap. 5.1.7) – über Zu- und Abschlagsfaktoren eigenständig berücksichtigt. Der Index wird für eine Art zudem generell nur dann berechnet, wenn mindestens fünf der Parameter A bis F eingestuft werden konnten.

Populationsbiologischer Sensitivitäts-Index (9-stufig)

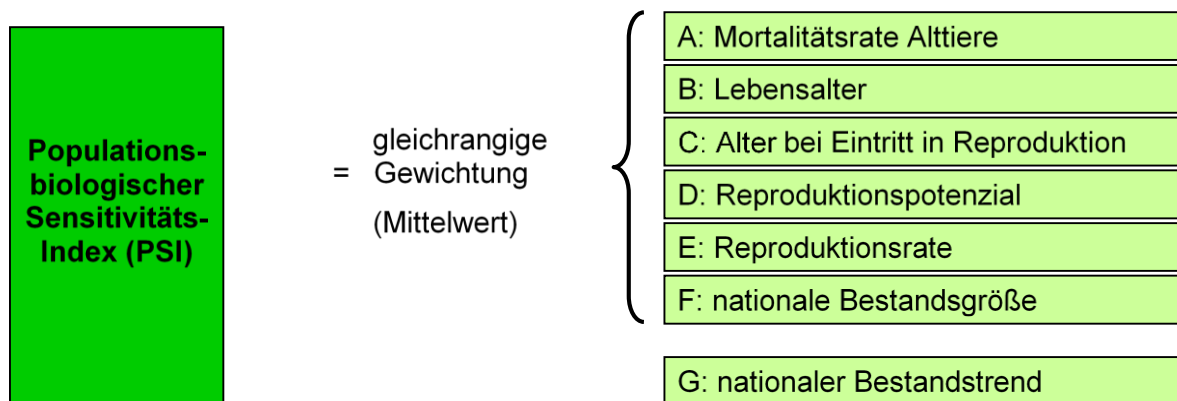


Abb. 2: Aggregation der Parameter zu einem Populationsbiologischen Sensitivitäts-Index (modifiziert nach Bernotat & Dierschke 2016: 30).

Tab. 11 verdeutlicht an ausgewählten Arten, wie aus den Daten der einzelnen Parameter (Tab. 3 bis Tab. 10) entsprechend den oben dargestellten Einstufungsregeln die Aggregation zum Populationsbiologischen Sensitivitäts-Index (Abb. 2) erfolgt. Darüber hinaus sind die Daten und Fachquellen zu allen behandelten Arten in Anhang 13.1 dokumentiert. Der PSI wird zur Erkennbarkeit von artspezifischen Unterschieden einerseits mit einer Nachkommastelle dargestellt, andererseits für die späteren Einstufungen in den Matrizen für die Klassen und Unterklassen des Mortalitäts-Gefährdungs-Index (s. Kapitel 7) auf eine volle Zahl gerundet. Bei den Tabellendarstellungen mit einer Nachkommastelle kann es aufgrund der offiziellen Rundungsregeln (vgl. z. B. DIN 1333) sein, dass Werte mit einer 5 hinter dem Komma in der ganzzahligen Darstellung in einem Fall auf- und im anderen Fall abgerundet wurden. Der Wert 1,47 wird z. B. in der Darstellung mit einer Kommastelle zu 1,5 und in der ganzzahligen Darstellung zu 1 (vgl. Bernotat & Dierschke 2016). Unter anderem beim Parameter „Alter bei Eintritt in die Reproduktion“ sind in Tab. 11 beispielhaft lediglich Minimal- und Maximalwert aus der Datentabelle (s. Anhang 13.1) dargestellt. Da oft mehr Daten vorlagen, können hier aufgrund der Medianbildung gleiche Spannen mit unterschiedlichen Scores versehen sein (z. B. Moderlieschen (*Leucaspius delineatus*) und Zwergstichling (*Pungitius pungitius*)).

Tab. 11: Beispiele zur Aggregation der Parameter zum Populationsbiologischen Sensitivitäts-Index (PSI).

Daten und zugeordnete Klassen (zugeordnete Klassen fett, übertragene bzw. geschätzte Werte = blau hinterlegt). Detaillierte Ausführungen hierzu finden sich im Anhang 13.1.

	Altiertiermortalität/Mortalität (pro Jahr)	Maximales Lebensalter (Jahre)	Alter bei Eintritt in Reproduktion (Jahre)	Reproduktionspotenzial (Eizahl)	Reproduktionsrate (Juv./Jahr)	Bestand in Deutschland (Individuen)	Bestandstrend in Deutsch- land	PSI berechnet	PSI gerundet
Europäischer Stör	2 % M = 0,02	> 100	7-20	0,2-5 Mio.	4.200	ex	-		
	1	1	1	9	9	1	0	3,7	4
Sterlet	9,5 % M = 0,1	26	3-8	7.800-140.000	67-1.341	es	=		
	1	2	2	9	8	3	0	4,2	4
Huchen	12 % M = 0,13	30	3-5	2.000-27.000	14-270	1.100-5.500	=		
	2	2	2	8	7	3	0	4,0	4
Aal	1,2-20 % M = 0,01-0,22	85	4-18	0,7-3 Mio.	2.075-41.500	2,3 Mio.	↓↓		
	2	1	1	9	9	6	-0,3	4,4	4
Forelle	27-61 % M = 0,31-0,94	38	2-4	1.000-5.158	7-33	mh	=		
	5	1	3	8	5,5	6	0	4,8	5
Meerneunauge		11	5-9	34.000-304.000	190-3.798	100-5.000	↑		
	2	4	1,5	9	8,5	2,5	0,3	4,9	5
Lachs	32 % M = 0,39	13	2-7	1.700-22.000	63-125	es	=		
	4	4	1,5	9	8	3	0	4,9	5
Stechlin-Maräne	53 % M = 0,76	4	2	650-3.600	2-39	150.000	=		
	6	6	4	7,5	4	5	0	5,4	5
Elritze	67 % M = 1,10	11	1-3	200-3.000	1-26	mh	=		
	7	4	4	7	4,5	6	0	5,4	5
Nase	21-36 % M = 0,24-0,44	15	2-5	10.000-40.000	27-548	s	↑		
	3,5	4	2	9	7,5	5	0,3	5,5	5
Rotauge	26-41 % M = 0,30-0,52	12-14	3-4	5.000-200.000	92-1.845	sh	(↓)		
	4	4	3	9	8	8	-0,2	5,8	6
Zwergstichling	67 % M = 1,10	5	1-2	95-1.000	4-8	mh	=		
	7	6	5	7	4,5	6	0	5,9	6
Moderlieschen	73 % M = 1,31	5	1-2	100-3.500	16-32	s	=		
	8	6	4,5	7,5	6	5	0	6,2	6
Kaulbarsch	45 % M = 0,59	10	1-2	50.000-150.000	100-2.000	mh	=		
	5	5	5	9	8	6	0	6,3	6

Tab. 11 enthält beispielhaft mit dem Europäischen Stör (*A. sturio*) und dem Kaulbarsch (*G. cernua*) zwei Arten, die die gesamte Spannweite des PSI abbilden. Mit einem PSI= 4 wird die Sensitivität des Europäische Störs (*A. sturio*) als „relativ hoch“ eingeschätzt, die des Kaulbarschs dagegen mit einem PSI= 6 als „relativ gering“.

Die Ergebnisse des PSI sind im Detail in Tab. 12 dargelegt und zeigen, dass Fische im Allgemeinen durch eine eher geringe bis durchschnittliche intrinsische Empfindlichkeit gegenüber Mortalität gekennzeichnet sind. Fischpopulationen haben verschiedene Mechanismen evolviert, auch unter natürlichen Bedingungen auftretende, hohe Mortalitätsraten abzapuffern. Diese relativ große Resilienz von Fischarten gegenüber hohen Mortalitätsraten ist in der sehr hohen Fertilität der meisten Fischarten begründet. Die erfolgreiche Reproduktion einiger weniger Individuen reicht in der Regel aus, um auch in schlechten Jahren den neuen Jahrgang in ausreichender Anzahl zu produzieren. Dieses Ergebnis steht im Einklang mit der starken fischereilichen Nutzung vieler Arten, die trotz anthropogen deutlich erhöhter Mortalität in Binnengewässern in der Regel zu keiner Gefährdung von Populationen führt.

Eine Ausnahme von dieser Empfindlichkeitsbetrachtung stellen die obligat wandernden Arten dar. Ihre schlechte Bestandsituation wird i. d. R. ursächlich auf kumulative Mortalität an Wanderhindernissen und Wasserkraftanlagen, bis hin zum Nicht-Erreichen der Laichgebiete und vollständige Unterbindung der natürlichen Reproduktion zurückgeführt. Sie ist aber offensichtlich nicht darauf zurückzuführen, dass diese Arten aufgrund ihrer Populationsbiologie deutlich sensibler sind. Dies zeigen die Ergebnisse des PSI. Lachs (*S. salar*) und Maifisch (*A. alosa*) sind hier mit Klasse 5 nicht anders bewertet als die standorttreuen Arten Karpfen (*C. carpio*), Forelle (*S. trutta*) und Hecht (*E. lucius*) (vgl. Tab. 12).

Einen Vergleich des PSI der Artengruppe Fische mit den anderen Artengruppen zeigt Abb. 3.

Tab. 12: Populationsbiologischer Sensitivitäts-Index (PSI) der in Deutschland vorkommenden Fischarten und Neunaugen in aufsteigender Reihenfolge sortiert

Populationsbiologischer-Sensitivitäts-Index (PSI) für Fischarten und Neunaugen								
4	Waxdick	3,6	5	Frauennerfling	4,9	6	Nase	5,5
	Baltischer Stör	3,7		Lachs	4,9		Quappe	5,5
	Europäischer Stör	3,7		Luzin-Tiefenmaräne	4,9		Rapfen	5,5
	Hausen	3,7		Meerneunauge	4,9		Bitterling	5,6
	Sternhausen	3,8		Seelaube	4,9		Donau-Gründling	5,6
	Huchen	4,0		Äsche	5,0		Donau-Steinbeißer	5,6
	Sterlet	4,2		Schaalsee-Maräne	5,0		Finte	5,6
	Buntflossengruppe	4,3		Aland	5,1		Karusche	5,6
	Rhein-Schnäpel	4,3		Ammersee-Kilch	5,1		Rhein-Groppe	5,6
	Aal	4,4		Chiemsee-Renke	5,1		Sandfelchen	5,6
	Bachneunauge	4,4		Wels	5,1		Schneider	5,6
	Buckelmaräne	4,4		Zobel	5,1		Starnberger Renke	5,6
5	Bodensee-Tiefseesaibling	4,5	5	Donau-Stromgründling	5,2	Westlicher Stichling	5,6	
	Zingel	4,6		Flussneunauge	5,2	Baltischer Goldsteinbeißer	5,7	
	Ammersee-Tiefseesaibling	4,7		Hecht	5,2	Donau-Kaulbarsch	5,7	
	Barbe	4,7		Maifisch	5,3	Stint	5,7	
	Brassen	4,7		Rotfeder	5,3	Bachschmerle	5,8	
	Karpfen	4,7		Schleie	5,3	Rotauge	5,8	
	(Rheinkarpfen)	4,7		Strömer	5,3	Schlammpeitzger	5,8	
	Königssee-Saibling	4,7		Stromgründling	5,3	Ukelei	5,8	
	Perlfisch	4,7		Zander	5,3	Zährte	5,8	
	Seesaibling	4,7		Blaufelchen	5,4	Zwergstichling	5,9	
	Steingressling	4,7		Elritze	5,4	Gründling	6,0	
	Streber	4,7		Flussbarsch	5,4	Östlicher Stichling	6,0	
	Zope	4,8		Gangfisch	5,4	Steinbeißer	6,0	
	Baltische Groppe	4,8		Güster	5,4	Giebel	6,1	
	Bodensee-Kilch	4,8		Kleine Maräne	5,4	Groppe	6,2	
	Forelle	4,8		Schnäpel	5,4	Moderlieschen	6,2	
	Schrätzer	4,8		Stechlin-Maräne	5,4	Kaulbarsch	6,3	
	Ziege	4,9		Döbel	5,5	Stachelgroppe	6,3	
	Donau-Neunauge	4,9		Hasel	5,5			

Tab. 13: Vergleich der Artengruppe Fische mit anderen Artengruppen im Hinblick auf deren populationsbiologische Sensitivität gegenüber der anthropogenen Mortalität eines Individuums (nach Bernotat & Dierschke 2016: 33, ergänzt).

9	8	7	6	5	4	3	2	1
extrem gering	sehr gering	gering	eher gering	durchschnittlich	eher hoch	hoch	sehr hoch	extrem hoch
					Großvögel			
					Mittelgroße Vögel			
					Kleinvögel			
					Großsäuger			
					Mittelgroße Säuger			
					Mäuse / sonst. Kleinsäuger			
					Fledermäuse			
					Reptilien			
					Amphibien			
					Fische			
					? Käfer ?			
					? Libellen ?			
					? Schmetterlinge ?			
					? Fliegen ?			

Der Vergleich in Tab. 13 zeigt, dass die Empfindlichkeit von Fischen gegenüber anthropogener Mortalität im Mittel etwas geringer ist als die von Amphibien, Reptilien und den meisten höheren Wirbeltieren, aber doch höher als die von Kleinsäufern oder vergleichbar bearbeiteten Insektengruppen.

Die Einstufung des Europäischen Störs (*A. sturio*) als eine der sensitivsten Arten unter den Fischen als „eher hoch“ (PSI = 4) rückt ihn auf eine Stufe mit Arten wie Schwarzspecht (*Dryocopus martius*), Birkhuhn (*Tetrao tetrix*) oder Wildkatze (*Felis silvestris*) (vgl. Bernotat & Dierschke 2016: 31 ff.).

6 Naturschutzfachliche Bedeutung von Arten hinsichtlich anthropogener Mortalität

6.1 Naturschutzfachlich relevante Kriterien und Parameter

„Anthropogene Individuenverluste müssen – wie auch andere Beeinträchtigungsformen – auch im Hinblick auf Kriterien betrachtet werden, die auf naturschutzfachlichen Einordnungen mit normativen Elementen beruhen. So macht es auch bei identischer populationsbiologischer Einstufung einen großen Unterschied, ob eine Art weit verbreitet und nicht gefährdet ist und sich ihre Bestände in einem günstigen Erhaltungszustand befinden, oder ob sie aufgrund nur noch kleinster Vorkommen vom Aussterben bedroht und ihr Bestand in einem schlechten Erhaltungszustand ist.“ (Bernotat & Dierschke 2016: 35)

Anthropogene Verluste können demnach bei Arten, die nur ein sehr kleines Verbreitungsgebiet haben, wie z. B. einige *Coregonen*-Arten, besonders problematisch sein, auch dann, wenn die populationsbiologische Sensitivität dieser Arten möglicherweise eher gering ist. Die Einschätzung der Naturschutzfachlichen Bedeutung basiert vollständig auf bekannten und veröffentlichten Daten. Die für die anderen Artgruppen erarbeitete Methodik des Naturschutzfachlichen Wert-Index (NWI) wurde analog für die Fische übernommen und wird nachfolgend kurz erläutert.

Bei den in Abb. 3 dargestellten Kriterien und Parametern handelt es sich um die wichtigsten und am weitesten etablierten Bewertungskriterien für die Bewertung der naturschutzfachlichen Bedeutung von Arten bzw. für die planerische Einstufung ihrer allgemeinen Gefährdung und Empfindlichkeit.

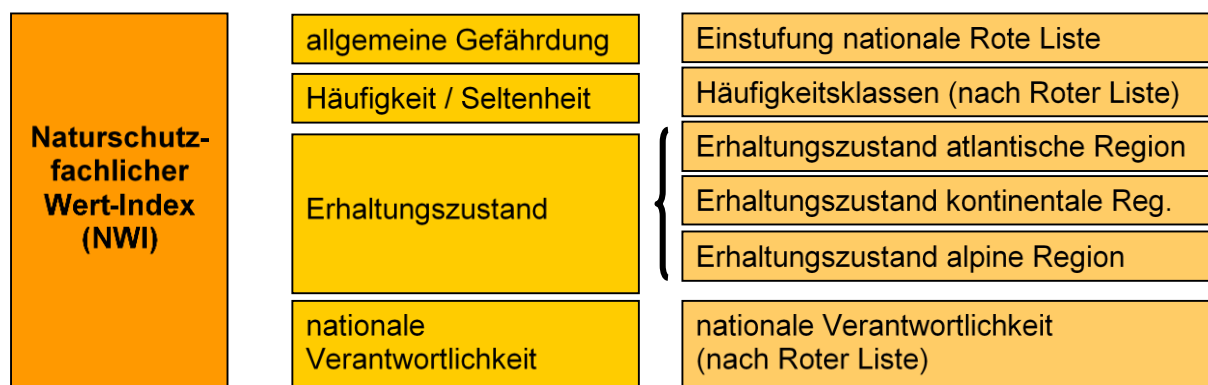


Abb. 3: Aggregation der Parameter zu einem Naturschutzfachlichem Wert-Index (modifiziert nach Bernotat & Dierschke (2016)).

Die Kriterien „allgemeine Gefährdung“, „Häufigkeit/Seltenheit“ und „Erhaltungszustand“ werden nach Bernotat & Dierschke (2016) in fünf Klassen skaliert, während das Kriterium „nationale Verantwortlichkeit“ über Abschlagswerte in den NWI einfließt.

6.1.1 Parameter H: Gefährdung der Art in Deutschland nach Roter Liste

Für die Bewertung der allgemeinen Gefährdung einer Art ist die Gefährdungseinstufung nach Roter Liste von besonderer Bedeutung, da sie den Erhaltungszustand einer Art im Bezugsraum widerspiegelt. Prinzipiell sind gefährdete Arten aus Gründen der Biodiversitätssicherung besonders schützenswert (Bernotat & Dierschke 2016).

Tab. 14: Klassifizierung der Gefährdung nach Roter Liste Deutschland (nach Bernotat & Dierschke 2016: 37).

Klasse	Gefährdung nach Roter Liste Deutschland
1	<ul style="list-style-type: none"> • 0 = Ausgestorben oder verschollen (nach Roter Liste, nun aber wieder vorkommend) • 1 = Vom Aussterben bedroht
2	<ul style="list-style-type: none"> • 2 = Stark gefährdet • R = Extrem selten (extrem seltene bzw. sehr lokal vorkommende Arten, deren Bestände in der Summe zwar nicht abgenommen haben, die aber gegenüber selbst kleineren Beeinträchtigungen besonders anfällig sind)
3	<ul style="list-style-type: none"> • 3 = Gefährdet • G = Gefährdung unbekanntes Ausmaßes (Arten, die gefährdet sind, bei denen die Informationen aber nicht für eine exakte Einstufung ausreichen)
4	<ul style="list-style-type: none"> • V = Vorwarnliste (Arten, die merklich zurückgegangen, aber aktuell noch nicht gefährdet sind)
5	<ul style="list-style-type: none"> • * = Ungefährdet

6.1.2 Parameter I: Häufigkeit bzw. Seltenheit der Art

Die Häufigkeit bzw. Seltenheit einer Art ist ein zusätzliches Maß dafür, wie schutzbedürftig eine Art ist, bzw. wie schnell sich Gefährdungsfaktoren auf den Bestand auswirken können. Dieser Parameter ist schon im PSI als „Bestandsgröße“ angeführt, wird aber hier unterschiedlich verwendet und bewertet. Während für den PSI hauptsächlich absolute Bestandszahlen von Bedeutung sind, ist es beim NWI eher die relative Häufigkeit bzw. Seltenheit einer Art (Bernotat & Dierschke 2016: 37 f.). Ist beispielsweise das Vorkommen einer Art auf ein einziges Gewässer beschränkt, so besteht selbst bei gegenwärtig gutem Erhaltungszustand der Population, eine relativ höhere Gefahr des Auslöschens der Art. Sollte es in diesem Gewässer zu einer unvorhergesehenen Beeinträchtigung kommen, wäre sofort das einzige Vorkommen und damit die Art im Gebiet bestandsbedroht.

Tab. 15: Klassifizierung der Seltenheit bzw. Häufigkeit (nach Bernotat & Dierschke 2016: 38).

Klasse	Seltenheit/Häufigkeit
1	<ul style="list-style-type: none"> • es = extrem selten (geographische Restriktion) • ss = sehr selten
2	<ul style="list-style-type: none"> • s = selten
3	<ul style="list-style-type: none"> • mh = mäßig häufig
4	<ul style="list-style-type: none"> • h = häufig
5	<ul style="list-style-type: none"> • sh = sehr häufig

6.1.3 Parameter J: Erhaltungszustand der Art in Deutschland

Im Rahmen der Umsetzung der FFH-Richtlinie wurden für alle Arten der Anhänge II und IV (FFH-Arten) Einstufungen des Erhaltungszustands nach europaweit vorgegebenen Kriterien erarbeitet. Im nationalen Bericht 2019 wurden die Daten aus dem Berichtszeitraum 2013-2018 ausgewertet. Die Bewertungen des Erhaltungszustands der FFH-Arten in der deutschen alpinen, atlantischen und kontinentalen Region sind auf der Internetseite des BfN unter „Berichte / Monitoring“ einzusehen. Dort wird der Erhaltungszustand einer Art in drei Stufen bewertet: rot = „ungünstig-schlecht“ (U2); gelb = „ungünstig-unzureichend“ (U1) und grün = „günstig“ (FV). Bei fehlender Bewertung aufgrund schlechter Datenlage wurde der Erhaltungszustand dieser Arten bzw. in der jeweiligen biogeographischen Region als „unbekannt“ (grau/XX) eingestuft. Um eine Aussage auf Bundesebene zu treffen, wurden diese Daten wie folgt aggregiert:

„Dabei wurde nach dem Aggregationsschema vorgegangen, das das European To-Pic Centre on Biological Diversity (2008) im Auftrag der EU-Kommission neben anderen Kriterien verwendet hat, um die aus verschiedenen Mitgliedsstaaten übermittelten Erhaltungszustandsbewertungen innerhalb einer biogeographischen Region zusammenzufassen. [...] Für diese Aggregationsregeln wurden dort folgende Grenzen festgelegt:

- Wenn in $\geq 25\%$ des Areals (Range) der Erhaltungszustand ‚ungünstig-schlecht‘ ist, dann wird der Erhaltungszustand überall so eingestuft.
- Wenn in $\geq 75\%$ des Areals der Erhaltungszustand ‚günstig‘ ist, dann wird der Erhaltungszustand überall so eingestuft.
- Wenn in $\geq 25\%$ des Areals der Erhaltungszustand ‚unbekannt‘ ist, dann wird der Erhaltungszustand überall so eingestuft.

Alle anderen Kombinationen führen dazu, dass der Erhaltungszustand als ‚ungünstig-unzureichend‘ eingestuft wird.“ (Bernotat & Dierschke 2016: 38 f.)

Da das Kriterium Erhaltungszustand im NWI 5-stufig skaliert ist, wurden die oben genannten drei Erhaltungszustandsbewertungen gemäß Tab. 16 zugeordnet bzw. in den Fällen, in denen der Erhaltungszustand „unbekannt“ ist, wurde auf die Einstufung verzichtet.

Tab. 16: Klassifizierung des Erhaltungszustands (nach Bernotat & Dierschke 2016: 39).

Klasse	Erhaltungszustand (aggregiert)
1	• ungünstig-schlecht (rot, U2)
2	
3	• ungünstig-unzureichend (gelb, U1)
4	
5	• günstig (grün, FV)

6.1.4 Parameter K: Nationale Verantwortlichkeit für den Erhalt einer Art

Das Konzept der Nationalen Verantwortlichkeit hilft bei der Bewertung von Arten aus naturschutzfachlicher Sicht, weil es die überregionale Bedeutung von Arten und damit auch deren besondere Schutzwürdigkeit hervorhebt. Länder im Hauptverbreitungsgebiet einer Art haben eine besondere Bedeutung für deren europaweiten und globalen Erhalt. Daraus ergibt sich eine besondere Verantwortung für den Schutz dieser Arten, auch wenn gegenwärtig keine Gefährdung absehbar ist. Das standardisierte Konzept der Ermittlung der nationalen Verantwortlichkeit (Gruttke et al. 2004) unterscheidet drei Kategorien:

!! in besonders hohem Maße verantwortlich:

In diese Kategorie fallen Arten, deren Aussterben im Bezugsraum gravierende Konsequenzen für den Gesamtbestand dieser Art hätte oder ein weltweites Aussterben zur Folge hätte.

! in hohem Maße verantwortlich:

In diese Kategorie fallen Arten, deren Aussterben im Bezugsraum gravierende Konsequenzen für den Gesamtbestand dieser Art hätte oder einen Anstieg der weltweiten Gefährdung nach sich ziehen würde.

(!) in besonderem Maße für hochgradig isolierte Vorposten verantwortlich:

Arten, die keines der Kriterien der genannten Hauptkategorien ! oder !! erfüllen, fallen in diese Kategorie, wenn sich im Bezugsraum mindestens eine in bestimmter Weise isolierte Population des betreffenden Taxons befindet (Gruttke et al. 2004: 278 f.).

Diese letzte Kategorie wurde hier nicht berücksichtigt, da der NWI nur Arten und keine räumlich begrenzten (Teil-)Populationen betrachtet.

Für Fisch- und Neunaugenarten wurde die nationale Verantwortlichkeit durch Freyhof & Brunken (2004) bewertet. Methodisch fließt das Kriterium der nationalen Verantwortlichkeit über einen Abschlag von 0,5 Punkten für die Kategorie !! bzw. 0,3 Punkten für die Kategorie ! in den NWI ein.

6.2 Aggregation der Parameter zum Naturschutzfachlichen Wert-Index

Die Zusammenfassung dieser Kriterien zum Naturschutzfachlichen Wert-Index (NWI) erfolgte ähnlich der Bildung des Populationsbiologischen Sensitivitäts-Index durch gleichrangige Gewichtung der Parameter H, I und J und einen Abschlag für die Arten mit einer besonderen nationalen Verantwortlichkeit (Bernotat & Dierschke 2016). Die Berechnung des NWI für eine Art erfolgte nur, wenn mindestens zwei der vier Parameter eingestuft wurden.

Naturschutzfachlicher Wert-Index (5-stufig)

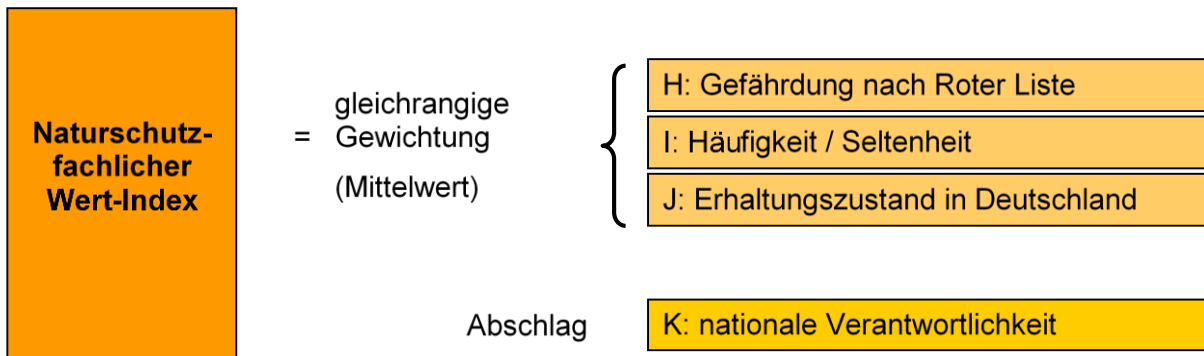


Abb. 4: Aggregation der Parameter zum Naturschutzfachlichen Wert-Index (modifiziert nach Bernotat & Dierschke 2016).

Tab. 17 zeigt an ausgewählten Fischarten die Aggregationen zum Naturschutzfachlichen Wert-Index. Der Gesamtscore des NWI aller bearbeiteten Fisch- und Neunaugenarten ist in Tab. 18 aufgelistet. Detaillierte Ausführungen hierzu finden sich zudem in Anhang 13.1.

Tab. 17: Beispiel der Aggregation zum NWI für ausgewählte Fischarten.

	H: Gefährdung der Art in Deutschland (Rote Liste)	I: Häufigkeit/Seltenheit	Alter bei Eintritt in Reproduktion (Jahre) J: Erhaltungszu- stand der Art aggregiert für Deutschland	K: Nationale Verantwortlichkeit	NWI berechnet	NWI gerundet
Ammersee-Kilch	1	es		!!		
	1	1		-0,5	0,5	1
Huchen	2	ss	U2	!!		
	2	1	1	-0,5	0,8	1
Europäischer Stör	0	ex	U2			
	1	1	1		1,0	1
Perlfisch	1	es	U1			
	1	1	3		1,7	2
Äsche	2	s	U1			
	2	2	3		2,3	2
Strömer	3	ss	U2			
	3	1	1		1,7	2
Karpfen	-	ss				
	5	1			3,0	3
Quappe	V	s				
	4	2			3,0	3
Stromgründling	-	ss	FV	!		
	5	1	5	-0,3	3,4	3
Donau- Stromgründling	-	ss	FV			
	5	1	5		3,7	4
Barbe	-	mh	FV	!		
	5	3	5	-0,3	4,0	4
Döbel	-	h				
	5	4			4,5	5
Rotauge	-	sh				
	5	5			5,0	5

Tab. 18: Naturschutzfachlicher Wert-Index (NWI) einheimischer Fischarten und Neunaugen

Naturschutzfachlicher Wert-Index (NWI)				
1 (sehr hoch)	2 (hoch)	3 (mittel)	4 (gering)	5 (sehr gering)
Ammersee-Kilch	Aal	Donau-Kaulbarsch	Aland	Bachschmerle
Ammersee-Tiefen-saibling	Äsche	Donau-Steinbeißer	Bachneunauge	Brassen
Baltischer Goldsteinbeißer	Baltische Groppe	Karpfen (Rheinkarpfen)	Barbe	Döbel
Baltischer Stör	Donau-Bachneunauge	Kleine Maräne	Bitterling	Flussbarsch
Blaufelchen	Finte	Königssee-Saibling	Donau-Stromgründling	Hasel
Bodensee-Kilch	Flussneunauge	Moderlieschen	Elritze	Hecht
Bodensee-Tiefsee-saibling	Frauennerfling	Nase	Forelle	Rotauge
Buckelmaräne	Karausche	Quappe	Giebel	Ukelei
Buntflossengroppe	Meerneunauge	Schneider	Groppe	
Chiemsee-Renke	Perlfisch	Seelaube	Gründling	
Europäischer Stör	Schlammpeitzger	Seesaibling	Güster	
Gangfisch	Schnäpel	Steinbeißer	Kaulbarsch	
Hausen	Stechlin-Maräne	Stint	Östlicher Stichling	
Huchen	Streber	Stromgründling	Rapfen	
Lachs	Strömer	Zobel	Rhein-Groppe	
Luzin-Tiefenmaräne	Zährte	Zope	Rotfeder	
Maifisch			Schleie	
Rhein-Schnäpel			Stachelgroppe	
Sandfelchen			Wels	
Schaalsee-Maräne			Westlicher Stichling	
Schrätzer			Zander	
Steingressling			Zwergstichling	
Sterlet				
Sternhausen				
Waxdick				
Ziege				
Zingel				

7 Mortalitäts-Gefährdungs-Index (MGI) zur Beurteilung der Relevanz anthropogener Mortalität

7.1 Aggregation der beiden Indices (PSI und NWI)

Der Mortalitäts-Gefährdungs-Index (MGI) wurde von Bernotat & Dierschke (2016) als Bewertungsinstrument für die Gesamteinschätzung anthropogener Mortalität eingeführt. Er stellt das Aggregationsergebnis aus dem Populationsbiologischen Sensitivitäts-Index und dem Naturschutzfachlichen Wert-Index dar. Die Aggregationsregeln sind in Tab. 19 dargestellt. Aufgrund der 9-stufigen Skalierung des PSI und der 5-stufigen Skalierung des NWI ergibt sich in der Matrix eine 13-stufige Gesamtskalierung (arabische Zahlen der Diagonalen).

Tab. 19: Aggregation von Populationsökologischem Sensitivitäts-Index und Naturschutzfachlichem Wert-Index zum Mortalitäts-Gefährdungs-Index (MGI) für die Bedeutung anthropogener Mortalität (aus Bernotat & Dierschke 2016: 48).

Populationsbiologischer Sensitivitäts-Index (9-stufig)	Naturschutzfachlicher Wert-Index (5-stufig)				
	1 sehr hoch	2 hoch	3 mittel	4 gering	5 sehr gering
1 (extrem hoch)	I.1	I.2	I.3	II.4	II.5
2 (sehr hoch)	I.2	I.3	II.4	II.5	III.6
3 (hoch)	I.3	II.4	II.5	III.6	III.7
4 (relativ hoch)	II.4	II.5	III.6	III.7	IV.8
5 (mittel)	II.5	III.6	III.7	IV.8	IV.9
6 (relativ gering)	III.6	III.7	IV.8	IV.9	V.10
7 (gering)	III.7	IV.8	IV.9	V.10	V.11
8 (sehr gering)	IV.8	IV.9	V.10	V.11	VI.12
9 (extrem gering)	IV.9	V.10	V.11	VI.12	VI.13

Für eine etwas verallgemeinerte Skalierung wurden, den Farben entsprechend, sechs MGI-Klassen gebildet (I-VI). Die sechs farbigen unterschiedlichen Klassen der Mortalitätsgefährdung skalieren die Bedeutung der Mortalität von Individuenverlusten, wobei bei Arten der Klasse I die Bedeutung von Individuenverlusten als „sehr hoch“ eingeschätzt wird, während bei Arten der Klasse VI die Bedeutung von Individuenverlusten als „sehr gering“ eingestuft wird (Abb. 5).

Klasse	I			II		III		IV		V		VI	
Unterklasse	I.1	I.2	I.3	II.4	II.5	III.6	III.7	IV.8	IV.9	V.10	V.11	VI.12	VI.13

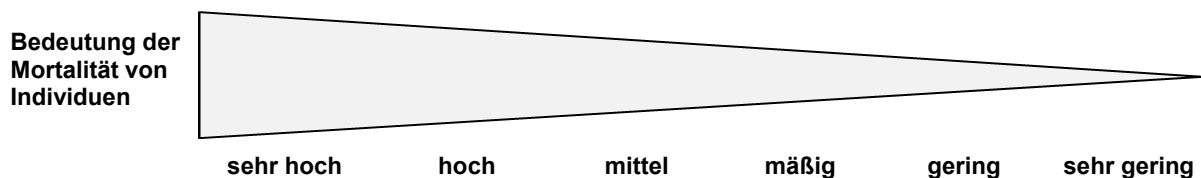


Abb. 5: Klassen der Mortalitätsgefährdung nach MGI (aus Bernotat & Dierschke 2016: 48).

7.2 Ergebnisse

Die Einstufung der Arten im PSI-NWI-Raum reflektiert deren Sensitivität gegenüber anthropogen verursachter Mortalität (vgl. Tab. 20).

Tab. 20: Zuordnung der Fischarten in der Aggregation von PSI und NWI zum Mortalitäts-Gefährdungs-Index (MGI).

		Naturschutzfachlicher Wert-Index (5-stufig)				
		1	2	3	4	5
Populationsbiologischer Sensitivitäts-Index (9-stufig)	1					
	2					
	3					
	4	Baltischer Stör, Buckelmaräne, Buntflossengroppe, Huchen, Europäischer Stör, Rhein-Schnäpel, Hausen, Sterlet, Sternhausen, Waxdick	Aal		Bachneunauge	
	5	Ammersee-Kilch, Ammersee-Tiefensaibling, Bodensee-Tiefseesaibling, Bodensee-Kilch, Blaufelchen, Chiemsee-Renke, Gangfisch, Lachs, Luzintiefenmaräne, Maifisch, Schaalsee-Maräne, Schrätzer, Steingressling, Ziege, Zingel	Äsche, Baltische Groppe, Flussneunauge, Frauennerfling, Meerneunauge, Perlfisch, Schnäpel, Stechlin-Maräne, Streber, Strömer	Karpfen (Rheinkarpfen), Kleine Maräne, Königssee-Saibling, Nase, Quappe, Seesaibling, Seelaube, Stromgründling, Zobel, Zope	Aland, Barbe, Donau-Stromgründling, Elritze, Forelle, Güster, Rapfen, Rotfeder, Schleie, Wels, Zander	Brassen, Flussbarsch, Hecht
	6	Baltischer Goldsteinbeißer, Sandfelchen	Donau-Bachneunauge, Finte, Karausche, Schlammpeitzger, Zährte	Donau-Kaulbarsch, Donau-Steinbeißer, Moderlieschen, Schneider, Steinbeißer, Stint	Bitterling, Giebel, Groppe, Gründling, Kaulbarsch, Östlicher Stichling, Rhein-Groppe, Stachelgroppe, Westlicher Stichling, Zwergstichling	Bachschmerle, Döbel, Hasel, Rotauge, Ukelei
	7					
	8					
	9					

Es zeigt sich, dass die violett hinterlegte MGI-Klasse I (sehr hohe Mortalitätsgefährdung) in der Artengruppe der Fische unbesetzt bleibt. In die rote MGI-Klasse II (hohe Mortalitätsgefährdung) fallen alle betrachteten Störarten (*Acipenser sp.*) sowie weitere Wanderfischarten, wie Lachs (*S. salar*), Huchen (*H. hucho*), Rhein-Schnäpel (*C. oxyrinchus*) und Maifisch (*A. alosa*) sowie die verschiedenen Saiblings- und Maränenarten der Voralpenseen. Außerdem ist auch der in seinem Bestand gefährdete Europäische Aal (*A. anguilla*) in dieser Klasse vertreten.

Die orangene MGI-Klasse III (mittlere Mortalitätsgefährdung) enthält ein breiteres Artenspektrum. Mit Meer- (*P. marinus*) und Flussneunauge (*L. fluviatilis*) sind hier zwei Rundmäuler vertreten. Daneben finden sich hier ebenfalls seltene Arten wie Stechlin-Maräne (*C. fontanae*), Schnäpel (*C. maraena*), Zährte (*V. vimba*) und Schlammpeitzger (*M. fossilis*).

Die gelbe MGI-Klasse IV (mäßige Mortalitätsgefährdung) umfasst zum einen einige Karpfenartige wie Aland (*L. idus*), Blei/Brassen (*A. brama*), Rotfeder (*S. erythrophthalmus*) und Schneider (*A. bipunctatus*). Außerdem enthält die Klasse IV mit Groppe (*C. gobio*), Steinbeißer (*C. taenia*), Moderlieschen (*L. delineatus*) und Elritze (*P. phoxinus*) auch die meisten Kleinfischarten. Ferner sind hier häufige Räuber wie Forelle (*S. trutta*), Wels (*S. glanis*), Flussbarsch (*P. fluviatilis*) und Zander (*S. lucioperca*) anzutreffen.

Die MGI-Klasse V (geringe Mortalitätsgefährdung) ist mit nur fünf Arten besetzt: Bachschmerle (*B. barbatula*), Döbel (*S. cephalus*), Hasel (*L. leuciscus*), Plötze/Rotauge (*R. rutilus*) und Ukelei (*A. alburnus*). MGI-Klasse VI (sehr geringe Mortalitätsgefährdung) tritt bei den Fischen nicht auf.

7.3 Diskussion

Innerhalb der Artengruppe Fische befindet sich die Familie der Störe (*Acipenseridae*) im PSI-NWI-Raum ganz links oben und hat mit MGI-Klasse II.4 den höchsten MGI. Diese Position begründet sich aus der relativ langen Lebensdauer der Störe, dem späten Eintritt in die Reproduktion, einer geringen Alttiermortalität und der Tatsache, dass die meisten Störarten in Deutschland ausgestorben oder extrem selten sind.

Das andere Ende des PSI-NWI-Raums wird von den häufigsten Fischarten Deutschlands gebildet. So ist die Plötze/Rotauge (*R. rutilus*) neben dem Barsch (*P. fluviatilis*) die einzige Fischart, die in der Roten Liste als „sehr häufig“ geführt wird (Freyhof 2009). Sie fällt zusammen mit Döbel (*S. cephalus*) und Ukelei (*A. alburnus*) in die MGI-Klasse V.10. Diese Bewertung legt nahe, dass zusätzliche Individuenverluste dieser Arten als am wenigsten bedeutsam angesehen werden müssen. Alle Arten in Klasse V sind als eher standorttreu und strukturell wenig anspruchsvoll bekannt, was ihrer Verbreitung sicher zuträglich ist. Zudem besitzt der Großteil dieser Arten ein hohes Reproduktionspotenzial.

Zwischen der Klasse II.4 und der Klasse V.10 liegen alle anderen Fischarten. Hierbei fällt auf, dass der größte Teil der Arten in die PSI-Klassen 5 oder 6 fällt. Der PSI führt bei Fischen und Neunaugen somit nur zu einer relativ geringen Auffächerung des Artenspektrums. Das lässt sich damit begründen, dass die Skalierung der Kriterien des PSI nach Bernotat & Dierschke (2016) sehr breit gefächert ist, um auch anderen Tiergruppen gerecht zu werden. Innerhalb der Fische führt es allerdings dazu, dass die vergebenen Score-Werte, beispielsweise für Reproduktionspotenzial oder Alter bei Eintritt in die Reproduktion, bis auf wenige Ausnahmen nur eine geringe Spannbreite haben.

Im Vergleich zu anderen Artgruppen zeigt sich, dass der Mortalität von Fischen bei vielen Arten eine „mäßige“ bis „mittlere“ Bedeutung zukommt. Dies spiegelt sich kulturhistorisch in der starken Nutzung von Fischbeständen durch die Fischerei und für die menschliche Ernährung wider. Für den Erhalt eines Bestandes ist es in der Regel ausreichend, wenn relativ wenige Individuen erfolgreich ablaichen, da die meisten Arten pro Individuum mehrere tausend bis hunderttausend Nachkommen haben können.

Diese Aussage steht nur scheinbar im Widerspruch zu der Tatsache, dass der Mensch das Aussterben einiger Arten bewirkt hat und viele Arten an den unteren Rand der sich selbsterhaltenden Populationsgröße gebracht hat. Wenn aufgrund starker morphologischer Veränderungen in den Gewässern geeignete Laichplätze und Brutaufwuchsareale fehlen, können Fische das arteigene Reproduktionsvermögen nicht entfalten. Gleiches gilt auch für den Fang vor der ersten Geschlechtsreife. Zahlreiche Arten gingen mit der anthropogenen Umgestaltung der Lebensräume, insbesondere auch der Fragmentierung, Aufstauung und Regulierung der Gewässer zurück. Besonders betroffen sind Arten, die in ihrem Lebenszyklus lange Wanderungen durchführen und auf verschiedene intakte Lebensräume angewiesen sind. Sie finden sich im NWI-PSI Raum tendenziell links oben wieder. Darunter fallen auch die o. g. Arten der MGI-Klasse II mit einer „hohen“ Mortalitätsgefährdung, wie z. B. alle Störarten (*Acipenser sp.*), Aal (*A. anguilla*), Lachs (*S. salar*) und Maifisch (*A. alosa*).

8 Vorhabentypspezifische Mortalitätsgefährdung von Arten

8.1 Hintergrund und methodisches Vorgehen

Zusätzlich zur allgemeinen Mortalitätsgefährdung der Arten, welche in den vorangegangenen Kapiteln eingehend behandelt wurde (siehe Kap. 7), ist in der Planungs- und Genehmigungspraxis auch das **vorhabentypspezifische Tötungsrisiko**, d. h. im Rahmen dieses Vorhabens das Tötungsrisiko von Fischen an Wasserkraftanlagen und hier vor allem das turbinenbedingte Tötungsrisiko relevant. Grundsätzlich kann davon ausgegangen werden, dass Wasserkraftanlagen für alle Fischarten ein, wenn nicht sogar das größte Tötungsrisiko darstellen. Es gibt keine Fischart, die aufgrund ihrer Physiologie vor Verletzungen oder gar Tötung bei der Passage einer beliebigen Wasserkraftanlage geschützt ist. Allerdings gibt es große Unterschiede zwischen den einzelnen Arten, inwieweit sie aufgrund ihrer Verbreitungsgebiete, ihrer Mobilität und ihres (Wander-)Verhaltens überhaupt mit Wasserkraftanlagen in Kontakt kommen und inwiefern sie aufgrund ihrer Morphologie, d. h. Körperform gefährdet sind, bei der Passage von Wasserkraftanlagen verletzt bzw. sogar getötet zu werden. Somit ist das artspezifische Tötungsrisiko von Fischen an Wasserkraftanlagen grundsätzlich durch zwei Hauptaspekte determiniert: (1) die artspezifische Mortalitätsrate aufgrund morphologisch-ökologischer Charakteristiken einer Art und (2) die artspezifische Begegnungswahrscheinlichkeit aufgrund der Mobilität und Verbreitung einer Art.

Während bei Arten der Stillgewässer/Seen oder solchen mit ausgeprägter Standorttreue keine oder nur geringe Begegnungswahrscheinlichkeiten vorliegen, sind obligate Wanderfischarten in besonderem Maße durch Wasserkraftanlagen gefährdet. Grundsätzlich lassen sich folgende Wanderungsformen unterscheiden, die u. a. die Begegnungswahrscheinlichkeit mit einer Wasserkraftanlage erhöhen: (i) Laichwanderungen, (ii) Larven- und Juvenil drift, (iii) Jungfischwanderungen, (iv) Hochwasserwanderungen, (v) saisonale Wanderungen, (vi) nahrungsbedingte Wanderungen sowie (vii) Ausbreitungswanderungen (Jungwirth et al. 2003: 260). In diesem Zusammenhang zeigen neueste Untersuchungen, dass grundsätzlich bei allen Fischarten davon auszugehen ist, dass ein Teil der Population überaus mobil ist und über z. T. sehr große Distanzen wandert, während ein anderer Teil sich eher stationär verhält und geringere Ausbreitungsdistanzen aufweist (vgl. Radinger & Wolter 2014, Rodríguez 2002, Skalski & Gilliam 2000). Die Wanderungs- bzw. Ausbreitungsdistanz von Fischen variiert dabei zwischen wenigen Metern und hunderten Kilometern (Jungwirth et al. 2003: 260 f.) und ist stark mit der Länge einer Fischart korreliert (Radinger & Wolter 2014). Größere Fische legen nicht nur größere Distanzen zurück, sie sind auch gefährdeter, bei der Turbinenpassage z. B. durch Schaufelkollisionen verletzt bzw. getötet zu werden (siehe Kap. 8.3).

Unabhängig von der Ausbreitungsdistanz einer Art kann bei Wanderfischen hinsichtlich ontogenetischer Habitatwechsel je nach Richtung/Lebensraum zwischen folgenden Wandertypen unterschieden werden: anadrom (Wechsel vom Meer in den Fluss zum Laichen, z. B. Lachs (*S. salar*)), katadrom (Wechsel vom Fluss in das Meer zum Laichen, z. B. Aal (*A. anguilla*)) und potamodrom (ausgedehnte Laichwanderungen innerhalb des Süßwassers, z. B. Nase (*C. nasus*)). Einige der heimischen Fischarten treten als unterschiedliche ökologische Varianten mit unterschiedlichen Lebensweisen und Wanderverhalten und daher unterschiedlicher Begegnungswahrscheinlichkeit mit Wasserkraftanlagen auf. Zum Beispiel kann die Forelle (*Salmo trutta*) in die Ökotypen Bachforelle (*Salmo trutta*, fakultativ wandernd), Seeforelle (*Salmo trutta*, potamodrom, in die Zuflüsse wandernd) oder Meerforelle (*Salmo trutta*, anadrom, obligat wandernd) unterschieden werden. Auch bei den Arten Stint (*O. eperlanus*) und Westlicher Stichling (*G. aculeatus*) wird zwischen einer Nichtwander- und einer Wanderform unterschieden. Darüber hinaus werden beim Aal (*A. anguilla*) Gelb- und Blankaal-Stadium sowie bei Lachs (*S. salar*), Meerforelle (*S. trutta*) und Seeforelle (*S. trutta*) Adult- und Smolt-Stadium mit unterschiedlicher Körpergröße und unterschiedlichem Wanderverhalten

unterschieden. Die Ableitung des Tötungsrisikos an Wasserkraftanlagen und die Ermittlung der vorhabentypspezifischen Mortalitätsgefährdung an Wasserkraftanlagen umfasst daher insgesamt 99 Arten und Ökotypen einheimischer Fische und Neunaugen (vgl. Anhang 13.7).

Bei der Einschätzung des artspezifischen Tötungsrisikos von Fischarten zeigte sich, dass bei vielen Arten erst die Berücksichtigung und Auswertung einer großen Zahl empirischer Untersuchungen der Turbinenschädigung zu einem umfassenden Bild führt. Insbesondere erwiesen sich Gutachten und wissenschaftliche Studien zur Fischmortalität an Turbinenstandorten als nützlich, welche die Anzahl toter bzw. letal verletzter Fische der Anzahl von unversehrten Fischen gegenüberstellten. Diese ermöglichten die Berechnung einer relativen Mortalitätsrate, die implizit auch bereits die Häufigkeit einer Art mitberücksichtigt. So wird vermieden, dass das Tötungsrisiko seltenerer Arten aufgrund geringerer absoluter Tötungszahlen als zu gering eingeschätzt wird im Vergleich zu häufigeren Arten. Bei sehr seltenen Fischarten (d. h. Arten mit geringen bis keinen empirischen Untersuchungen zur Turbinenmortalität) erschien es sinnvoll, die Einschätzung des Tötungsrisikos an Wasserkraftanlagen anhand von Arten vergleichbarer Morphologie vorzunehmen (siehe Kap. 8.3). In die Tabellen zum Tötungsrisiko von Fischen an Wasserkraftanlagen wurden alle Arten aufgenommen, für die die ausgewerteten Quellen entweder valide Mortalitätsraten auswiesen oder artspezifische Einschätzungen vorgenommen wurden.

Entsprechend dem methodischen Vorgehen bei Bernotat & Dierschke (2016: 65 ff.) wurde in einem zweiten Schritt das **vorhabentypspezifische Tötungsrisiko** mit der **allgemeinen Mortalitätsgefährdung (MGI)** zur **vorhabentypspezifische Mortalitätsgefährdung der Art (vMGI)** aggregiert (Abb. 6). Dies ist erforderlich, weil aus einem Tötungsrisiko nicht zwingend eine planerisch relevante Mortalitätsgefährdung resultiert (Bernotat & Dierschke 2016: 67). Beispielsweise gehören Flussbarsch (*P. fluviatilis*), Ukelei (*A. alburnus*), Rotaugen (*R. rutilus*) und Döbel (*S. cephalus*) aufgrund ihrer beobachteten empirischen Mortalität an Turbinenanlagen und ihrer Mobilität zu den Arten mit hohem Tötungsrisiko an Wasserkraftanlagen. Die Berücksichtigung der populationsbiologischen und naturschutzfachlichen Kriterien des MGI ergibt für diese Arten dennoch, dass die resultierende vorhabentypspezifische Mortalitätsgefährdung der Arten eine untergeordnete Planungsrelevanz aufweist. Aus autökologischer Sicht ist es sogenannten r-Strategen aufgrund ihrer hohen Bestände, Reproduktionsraten und ihres geringen Lebensalters besser möglich hohe (natürliche) Mortalitäten zu kompensieren. Somit können bei diesen Arten die anthropogen induzierten Tötungsrisiken (z. B. durch Wasserkraftturbinen) weniger relevant oder signifikant sein als dies bei K-Strategen, also Arten mit entsprechend geringer natürlicher Mortalität und Reproduktion und hohem natürlichem Lebensalter der Fall ist (Bernotat & Dierschke 2016: 67 f.). Aus diesem Grund ist es notwendig, das vorhabentypspezifische Tötungsrisiko (d. h. das Tötungsrisiko von Fischarten an Wasserkraftanlagen) in Zusammenschau mit der allgemeinen Mortalitätsgefährdung einer Art (MGI) zu operationalisieren und die Empfindlichkeit bzw. Gefährdung von Arten im Sinne der vorhabentypspezifischen Mortalitätsgefährdung der Arten (vMGI) möglichst weitgehend zu differenzieren. Daher wurde analog zu anderen Artengruppen (z. B. Brutvögel, Gastvögel, Fledermäuse; vgl. Bernotat & Dierschke 2016) die vorhabentypspezifische Mortalitätsgefährdung der Arten über eine Matrixdarstellung in fünf (Haupt-)Klassen (A-E) operationalisiert (vgl. Tab. 19). Analog zum MGI (vgl. Kapitel 7) gilt auch für den vMGI, je höher die vorhabentypspezifische Mortalitätsgefährdung einer Art, desto anfälliger ist sie gegenüber projektbedingter Mortalität und umso geringer muss das konstellationsspezifische Risiko im konkreten Einzelfall sein, um im rechtlichen Sinne z. B. als „nicht signifikant erhöht“ zu gelten (Bernotat & Dierschke 2016: 70, Abb. 6).



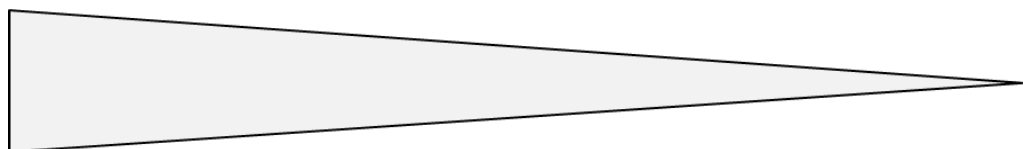
Abb. 6: Schema zur Ableitung der vorhabentypspezifischen Mortalitätsgefährdung (vMGI) nach Bernotat & Dierschke (2016: 69).

Tab. 21: Muster-Matrix zur Ableitung der vorhabentypspezifischen Mortalitätsgefährdung (Bernotat & Dierschke 2016: 70).

		Einstufung des vorhabentypspezifischen Tötungsrisikos der Arten				
		1 sehr hoch	2 hoch	3 mittel	4 gering	5 sehr gering
Mortalitäts-Gefährdungs-Index (MGI) der Arten	I.1	A.1	A.2	A.3	A.4	B.5
	I.2	A.2	A.3	A.4	B.5	B.6
	I.3	A.3	A.4	B.5	B.6	C.7
	II.4	A.4	B.5	B.6	C.7	C.8
	II.5	B.5	B.6	C.7	C.8	C.9
	III.6	B.6	C.7	C.8	C.9	D.10
	III.7	C.7	C.8	C.9	D.10	D.11
	IV.8	C.8	C.9	D.10	D.11	D.12
	IV.9	C.9	D.10	D.11	D.12	E.13
	V.10	D.10	D.11	D.12	E.13	E.14
	V.11	D.11	D.12	E.13	E.14	E.15
	VI.12	D.12	E.13	E.14	E.15	E.16
	VI.13	E.13	E.14	E.15	E.16	E.17

Klasse	A (sehr hoch)			B (hoch)		C (mittel)			D (gering)			E (sehr gering)		
Unterkategorie	A.1	-	A.4	B.5	B.6	C.7	C.8	C.9	D.10	D.11	D.12	E.13	-	E.17

Bedeutung der Mortalität von Individuen



sehr hoch hoch mittel gering sehr gering

Abb. 7: Klassen der vorhabentypspezifischen Mortalitätsgefährdung (vMGI) nach Bernotat & Dierschke (2016: 70).

8.2 Deutsche und europäische Mortalitätsstudien

Aufgrund der Abhängigkeit der Mortalitätsrate von den physikalisch-technischen Bedingungen wurden und werden in Deutschland und anderen Ländern immer wieder Untersuchungen an einzelnen Wasserkraftstandorten durchgeführt (Liste aller berücksichtigter Studien und Schadenszahlen in Anhang 13.4 bis 13.6). Diese Studien dienen zum einen der Ermittlung einer standortspezifischen Mortalitätsrate und zeigen zum anderen das Ausmaß der Betroffenheit auf (Anzahl letal geschädigter Individuen im Untersuchungszeitraum).

Als eine der Hauptbewertungsgrundlagen für die Abschätzung des vorhabentypspezifischen Tötungsrisikos von Fischen an Wasserkraftanlagen (neben der Einschätzung der Begegnungswahrscheinlichkeit) wurde eine umfangreiche Datenrecherche deutscher sowie europäischer Quellen (wissenschaftlich-einschlägige „peer-reviewed“ Veröffentlichungen sowie „graue Literatur“ wie z. B. Gutachtenberichte) zu Turbinenschädigungen und -mortalitäten durchgeführt.

Für die Datenauswertung standen zunächst folgende Fragen im Fokus:

- Welche nachgewiesenen Schäden durch Wasserkraftanlagen gibt es in Deutschland bzw. Europa?
- Welche Aussagen über die (artspezifische) Schädigungsgefährdung von Fischen an Wasserkraftanlagen lassen sich aus der Gesamtheit der Untersuchungen ableiten?

Darauf aufbauend wurde das Tötungsrisiko von Fischen an Wasserkraftanlagen basierend auf einer 5-stufigen Skala (1: sehr hoch; 5: sehr gering) bewertet (vgl. Kap. 8.3). Diese Einschätzung basiert auf Kenntnissen zur Biologie und zum Verhalten einer Art, empirisch beobachteten Schadenszahlen bei der Turbinenpassage an Wasserkraftanlagen, dem daraus abgeleiteten Zusammenhang zwischen Körperlänge und turbinenbedingtem Tötungsrisiko und der aus dem ökologischen Verhalten einer Art abgeleiteten Begegnungswahrscheinlichkeit. Sie ist in Kapitel 8.3 im Detail erläutert.

Für die Auswertung des turbinenbedingten Tötungsrisikos wurden nur Studien ausgewählt, die geeignet waren, den möglichen Tod oder die Verletzung von Fischen durch die Turbinenpassage auch eindeutig nachzuweisen. Dieser Nachweis ist beispielsweise durch den Fang der Fische mit Hamen im Turbinenauslauf zu erbringen (z. B. Holzner 2000, Schomaker & Wolter 2016). Berücksichtigt wurden darüber hinaus auch Nachweise durch andere Methoden, z. B. Schokkerfang (z. B. Rathcke 1997) sowie Elektrofischungen in abgesperrten Bereichen im Unterwasser von Wasserkraftanlagen (z. B. Pinter & Unfer 2009), auch wenn hier die größere Distanz zum Turbinenauslauf methodische Unsicherheiten erzeugt. Nicht berücksichtigt wurden dagegen Telemetrie-Untersuchungen, die u. U. nicht mit letzter Gewissheit auf den Tod und die Todesursache schließen lassen (Havn et al. 2017). Für eine valide Einschätzung und Bewertung des turbinenbedingten Tötungsrisikos an Wasserkraftanlagen wurde eine möglichst große Anzahl Einzeluntersuchungen pro Art angestrebt. Dazu wurden neben Untersuchungen zur Schädigung natürlich abwandernder Fische auch sogenannte Injektionsuntersuchungen i. w. S. berücksichtigt, d. h. Untersuchungen, bei denen Einzelindividuen einer Art gezielt hinter einem vorhandenen Rechen einer Wasserkraftanlage eingebracht wurden, um die Schädigungswirkung einer Turbinenpassage (ohne Längenselektivität durch Rechenanlagen) zu ermitteln. Ausgeschlossen wurden jedoch Untersuchungen, bei denen Fische z. B. mittels Rohr direkt und unmittelbar in die Turbinen eingebracht wurden (d. h. Injektionsuntersuchungen i. e. S.), da diese einen Teil der möglichen Schädigungen nicht erfassen. In diesem Zusammenhang ist anzumerken, dass der größere Teil der im Zuge der Literaturrecherchen angefragten Studien von den Autoren nicht zur Verfügung gestellt wurde. Es ist davon auszugehen, dass es sich dabei um Untersuchungen mit hohen bis sehr hohen turbinenbedingten

Schädigungen handelt, weshalb die nachfolgenden Auswertungen im Umkehrschluss eher konservative Einschätzungen darstellen.

Die in der Literaturrecherche erfassten Studien wurden in eine Datenbank übertragen, wobei die verschiedenen Klassifizierungen von Fischschäden der einzelnen Studien zusammengeführt wurden. Während einige, insbesondere neuere Studien eine fünfstufige Schadenseinteilung verwendeten, wie z. B. Holzner (2000), nutzten andere Autoren eigene Schadensklassen oder zählen nur die verletzten und die toten Individuen auf (Tab. 22). Einige wenige Studien vermerkten nur tödliche Schäden, gaben aber keine verwertbare Information über Verletzungen, die mit Verzögerung letal enden. Die für die weitere Analyse verwendete Mortalitätsrate soll die Anzahl turbinenbedingt toter und letal geschädigter Individuen einer Art an einem Standort wiedergeben und wurde grundsätzlich aus der Summe der toten Individuen (nach der Turbinenpassage) und der Individuen der schweren Verletzungsklasse nach Holzner (2000) ermittelt. Von Vorschädigungen betroffene Individuen, z. B. durch alte Verletzungen, Infektionen oder Krankheiten blieben dabei unberücksichtigt (Schmalz 2010). Wenn eine solche Gesamtmortalität (Rate toter + letal geschädigter Fische Klasse 3-5) bereits in den Studien vermerkt ist, wurde diese für die weitere Auswertung verwendet (z. B. Holzner 2000). In einigen Studien wurden die tot, aber ohne äußere Verletzungen, aufgefundenen Individuen bereits zur höchsten Schädigungsklasse 5 gezählt (z. B. Schomaker & Wolter 2016). Andere Studien hielten die Fische nach der Turbinenpassage mehrere Tage nach, so dass neben der unmittelbaren auch eine zeitverzögerte turbinenbedingte Mortalität ermittelt wurde. Es ist davon auszugehen, dass die zeitverzögert verendeten Individuen vor allem jene waren, die zuvor den schweren Verletzungsklassen zugeordnet wurden. Für solche Studien mit ausgedehnter Nachhälterung ermittelt sich die artspezifische Gesamtmortalität aus der Gesamtsumme verendeter Individuen inklusive der Nachhälterung (mit und ohne sichtbare Schäden, z. B. Edler et al. 2011).

Tab. 22: Klassifizierung der letalen Schäden anhand der Schadenskategorien der Studien.

Unverletzt oder subletal verletzt		Letal geschädigt		
1	2	3	4	5
Schadensklassen Holzner (2000):				
augenscheinlich äußerlich unverletzt	Schuppenverluste, Schürfungen, Blutungen	Knicke, äußerlich erkennbare Wirbelsäulenverletzungen, Fleischwunden	Teildurchtrennungen, noch zusammengehalten	Totaldurchtrennungen, Amputationen
Schadensklassen Schneider et al. (2012):				
vital	gering beschädigt, Prognose: Fisch überlebt	mittel geschädigt, Prognose: wahrscheinlich verspätete Mortalität	kritisch geschädigt, Prognose: Tot innerhalb kurzer Zeit	tot
Dreistufige Schadensklassen, z. B. Wagner (2013a, b, c):				
äußerlich unverletzt		verletzt (Annahme verzögerte Mortalität)		tot

Die bei der Passage von Wasserkraftanlagen auftretenden Verletzungstypen zeigen Muster, die zum Teil auf die Schadensursache schließen lassen. Am häufigsten kommen Schlagschäden vor, die auf den Kontakt mit den beweglichen Triebwerksteilen (Laufräder, Flügel) zurückzuführen sind. Typische Schadensbilder durch Schlagschäden sind Totaldurchtrennungen, Teildurchtrennungen, Fleischwunden, Wirbelbrüche und schwere Hämatome. Schlagschäden sind die deutlichsten Auswirkungen der Turbinenpassage. Ältere Untersuchungen aus den frühen und mittleren Dekaden des 20. Jahrhunderts konzentrieren sich auf diese Schadensursache, wie z. B. bei von Raben (1955, 1957a, 1957b). Neben Schlagschäden treten Schäden

durch den Druckwechsel (Barotrauma) während der Turbinenpassage auf. Als Folge des schnellen Druckabfalls treten innere Blutungen, Kapillarrupturen, Darminversionen und Schwimmblasenschädigungen auf. Eine weitere Schadensursache sind Scherkräfte, Turbulenzen und Kollisionen mit festen Bauteilen wie Leitschaufeln, Innenwandungen oder Rechenstäben. Sie führen unter anderem zu Blutungen, Quetschungen und großflächiger Entschuppung bis zur Ruptur von Gewebe (Ebel 2013).

Die aufgeführten Verletzungstypen konnten alle an den in Deutschland untersuchten Wasserkraftstandorten nachgewiesen werden, wobei nicht an jedem Standort sämtliche Verletzungstypen vorkommen. Vielmehr hängt es von den Eigenschaften der Anlage und des eingesetzten Triebwerkes ab, welche Schäden am konkreten Standort auftreten. Die vorliegenden Untersuchungen beurteilen die Verletzungen i. d. R. im Hinblick darauf, ob diese unmittelbar letal sind, zu verzögerter Mortalität führen (in einigen Fällen durch Nachhälterung) oder ob diese als so geringfügig eingeschätzt werden, dass mit einem Abheilen der Verletzung und dem Überleben des Fisches zu rechnen ist. Durch spezifische Sektionsuntersuchungen wurden auch unerkannte innere Verletzungen aufgezeigt, die eine verspätete Mortalität verursachen können (z. B. Schmalz 2010).

Für eine einheitliche Bewertung der Studien hinsichtlich der letal geschädigten Individuen wurden die Schädigungsklassen 3 bis 5 als letale Schäden zusammengefasst, während die Schadenklasse 2 als „ohne letale Schäden“ geführt wird. Zusätzlich zu den letalen Verletzungsklassen wurden auch, durch die Turbinenpassage getötete Individuen zur Klasse „letal Schäden“ gezählt. Die Zuordnung anderer Klassifikationen sind Tab. 22 zu entnehmen.

Insgesamt wurden 101 standortspezifische Untersuchungen aus 37 empirischen Studien und Gutachten aus acht europäischen Ländern (davon 28 Studien aus Deutschland) in einer Datenbank erfasst. Sie bilden die Datengrundlage für die weitere Auswertung des Tötungsrisikos an Wasserkraftanlagen (s. Datentabellen in Anhang 13.4 und 13.5). Während sich deutsche Untersuchungen i. d. R. auf einen Standort konzentrieren, wurden v. a. in Schweden und Frankreich Untersuchungsreihen an mehreren Standorten durchgeführt. Die erfassten empirischen Studien untersuchten insgesamt 42 verschiedene Fischarten und Neunaugen (ca. 124.500 Individuen) aus 11 Familien hinsichtlich ihrer turbinenbedingten Schädigung an Wasserkraftanlagen. In Summe lieferten die Studien und Gutachten 643 artspezifische Datensätze (Studie*Art) für die nähere Auswertung des Tötungsrisikos an WKA, z. B. in Bezug zur Körperlänge.

Die Untersuchungen gliederten sich hinsichtlich ihrer Fangmethode in 601 Hamen-Fangnachweise und 42 Nachweise mittels anderer Fangmethoden (v. a. Schokker Untersuchungen). Es wurde dabei in 516 Fällen die natürliche Abwanderung von Fischen untersucht und in 127 Fällen erfolgten Injektionsversuche. Die am häufigsten untersuchten Arten hinsichtlich Turbinenschädigung waren Aal (*Anguilla anguilla*, n: 73 Untersuchungen), Forelle (*Salmo trutta*, n: 58) und Plötze/Rotaugen (*Rutilus rutilus*, n: 36). Für 54 einheimische Fischarten (aus insgesamt 99 bewertungsrelevanten Arten, vgl. Anhang 13.4) wurden keine empirischen Daten zum Tötungsrisiko an Wasserkraftanlagen gefunden.

Die Studien gliederten sich bezüglich der Triebwerkstypen (in absteigender Reihenfolge) in Untersuchungen an Kaplan- und Francis-Turbinen (n: 194 artspezifische Untersuchungen), Francis-Turbinen (n: 187), archimedischen Schnecken (n: 107), Wasserrädern (n: 119) sowie sonstigen Turbinentypen (z. B. Ossbergerturbine, Propellerturbine; n: 36).

Die absoluten Zahlen nachgewiesener Individuen der untersuchten Fischarten sowie die jeweiligen Mortalitätsraten aller bei den Studien nachgewiesenen letalen Schäden sind in Anhang 13.4 dargestellt. Die bei Schadensuntersuchungen festgestellten Gesamtmortalitätsraten weisen insgesamt eine große Spannweite auf. Tab. 23 stellt für die vorliegenden und für

diesen Bericht analysierten Untersuchungen die jeweils kleinste und größte nachgewiesene Mortalitätsrate der wichtigsten 4 Triebwerkstypen dar (Mittelwert über alle Arten pro Standort, ohne Injektionsversuche):

Tab. 23: Spanne der Mortalitätsraten der analysierten Untersuchungen (Mittelwert über alle untersuchten Arten und Fischlängen pro Standort) bei Francis- und Kaplan-turbinen, archimedischen Schnecken und Wasserrädern.

Nachgewiesene Mortalitätsraten an deutschen WKA		
Triebwerkstyp	Kleinste (%-Untersuchung)	Größte (%-Untersuchung)
Francisturbine	1,1 % (Schmalz 2016; Reurieth)	50 % (Ache et al. 2011; Vilshofen)
Kaplan-turbine	0,9 % (Haddingh & Bakker 1998; Linne)	47 % (Schneider et al. 2012; Kostheim)
Archimedische Schnecke	0,02 % (Bracken & Lucas 2013; Derwent)	35 % (Tombek & Holzner 2008; Gugelmühle)
Wasserrad	0 % (Schomaker & Wolter 2016; z. B. Lohmühle Nägelstedt)	23 % (Tombek & Holzner 2008; Rödermühle)

8.3 Ableitung des turbinenbedingten Tötungsrisikos von Fischen an Wasserkraftanlagen

Für die Einschätzung des artspezifischen Tötungsrisikos von Fischen an Wasserkraftanlagen wurden die Ergebnisse der ausgewerteten Schadensuntersuchungen (turbinenbedingte Mortalität, s. Kap. 8.2) herangezogen. Außerdem wurden Einflussgrößen, die die Häufigkeit des Kontaktes von Fischarten mit Wasserkraftanlagen bestimmen (Begegnungswahrscheinlichkeit) mitberücksichtigt. In Summe wurden vier Parameter (drei Parameter zur artspezifischen Mortalität hinsichtlich Turbinenpassage und ein Parameter zur Begegnungswahrscheinlichkeit) für die Einschätzung des artspezifischen Tötungsrisikos verwendet (vgl. Tab. 24). Diese werden im Folgenden näher beschrieben.

Tab. 24: Parameterübersicht zur Einstufung des vorhabentypspezifischen Risikos von Fischarten an Wasserkraftanlagen.

Tötungsrisiko	Turbinenmortalität			Begegnungswahrscheinlichkeit	
	Empirische Rate letal geschädigter Individuen an Turbinen (Median)	Empirische Rate letal geschädigter Individuen an Turbinen (75% Perzentile)	Längenabhängige Turbinenmortalität		
	MO_{50}	MO_{75}	MO_L	BE	
sehr hoch	1	≥ 8 %	≥ 16 %	≥ 46,5 cm (≥ 8 % Mort.)	obligat wandernd
hoch	2	≥ 4 %	≥ 8 %	≥ 31,4 cm (≥ 4 % Mort.)	fakultativ wandernd ($L_{max} > 55$ cm)
mittel	3	≥ 2 %	≥ 4 %	≥ 16,7 cm (≥ 2 % Mort.)	fakultativ wandernd ($L_{max} = 20-55$ cm)
gering	4	≥ 1 %	≥ 2 %	≥ 2,2 cm (≥ 1 % Mort.)	fakultativ wandernd ($L_{max} < 20$ cm)
sehr gering	5	< 1 %	< 2 %	< 2,2 cm (< 1 % Mort.)	Seenart

Die Parameter wurden jeweils artbezogen ermittelt und zur Einstufung des Tötungsrisikos aggregiert. Bei Arten mit spezifischen Wanderformen wurde die Einstufung für die verschiedenen

Lebensstadien vorgenommen, da diese für die fachliche Einschätzung der Mortalität an Wasserkraftanlagen relevant sind (Blankaal/Gelbaal (*A. anguilla*), Lachs/Lachssmolt (*S. salar*), Meerforelle/Meerforellensmolt (*S. trutta*), Seeforelle/Seeforellensmolt (*S. trutta*), Binnenstint/Wanderform (*Osmerus eperlanus*), Dreistacheliger Stichling/Wanderform (*Gasterosteus aculeatus*)).

8.3.1 Parameter Median der empirischen Rate letal geschädigter Individuen an Turbinen (MO_{50})

Das turbinenbedingte Tötungsrisiko von Fischen an Wasserkraftanlagen wird als höher erachtet, wenn Arten aufgrund ihrer körperlichen Voraussetzungen eine erhöhte Mortalitätsrate aufweisen. Deshalb wurden anhand der vorliegenden Schadensuntersuchungen (vgl. Kap. 8.2) artspezifische Mortalitätsraten an Wasserkraftanlagen ermittelt und mediane Mortalitätsraten pro Art berechnet. Der Median (oder auch Zentralwert) ist ein Lageparameter der deskriptiven Statistik und gibt den mittleren Wert der Verteilung der Mortalitätsraten wieder. Das bedeutet, dass jeweils 50 % der Untersuchungen pro Art eine Mortalitätsrate größer bzw. kleiner des Medianwertes aufwiesen. Im Gegensatz zum arithmetischen Mittel gilt der Median als robust gegen Ausreißer, d. h. gegen einzelne, beobachtete extrem abweichende Mortalitätsraten.

Der artspezifische Median der Mortalitätsraten wurde in weiterer Folge für die Bewertung in 5 Klassen unterteilt, wobei Mortalitätsraten mit > 8 % als sehr hohes Tötungsrisiko, Mortalitätsraten < 1 % als sehr geringes Risiko eingestuft werden. Die Klassengrenzen (von Klasse 1-5) wurden basierend auf einer 2ⁿ-Reihe (Matthews 1998: 74) eingestuft (vgl. Tab. 25). Um die Validität der Bewertung zu gewährleisten, wurde die mediane Turbinenmortalität nur für Arten bewertet, für die mehr als 5 Untersuchungen mit jeweils mehr als 10 Individuen für die jeweilige Art vorlagen. Die ausgewerteten empirischen Mortalitätsraten sind artspezifisch in Abb. 9 dargestellt, wobei der Median jeweils der Bewertungsstufe (sehr gering-sehr hoch) entsprechend eingefärbt ist. Für alle Arten mit zu geringen Stichproben, die nicht über die empirisch ermittelte Turbinenmortalität valide bewertet werden konnten, wurde das turbinenbedingte Tötungsrisiko über einen längenabhängigen Parameter (siehe Parameter Längenabhängige Mortalität MO_L , Kap. 8.3.3) eingestuft.

Tab. 25: Bewertungsstufen der Mediane der artspezifischen Mortalitätsraten (MO_{50}).

(1) Sehr hoch	Median empirische Mortalitätsrate ≥ 8 %
(2) Hoch	4 % \leq Median empirische Mortalitätsrate < 8 %
(3) Mittel	2 % \leq Median empirische Mortalitätsrate < 4 %
(4) Gering	1 % \leq Median empirische Mortalitätsrate < 2 %
(5) Sehr gering	Median empirische Mortalitätsrate < 1 %

8.3.2 Parameter 75 %-Perzentil der empirischen Rate letal geschädigter Individuen an Turbinen (MO_{75})

Wie der Median, stellt auch das 75 %-Perzentil ein robustes Maß zur Beschreibung der Verteilung der empirischen Turbinenmortalitäten dar. Grundsätzlich gibt das 75 %-Perzentil jene Mortalitätsrate wieder, die in 75 % der Untersuchungen unterschritten bzw. in 25 % der Untersuchungen überschritten wurde. Analog zum Median der empirischen Mortalitätsraten wurde auch für das 75 %-Perzentil eine fünfstufige Klassifizierung gewählt, wobei die Klassengrenzen jeweils dem doppelten Grenzwert der Medianklassifizierung entsprechen (vgl. Tab. 25, Tab. 26).

Die Differenz zwischen MO_{50} und MO_{75} stellt eine wertvolle Information dar und ist bei Arten mit einer großen Abweichung von MO_{50} und MO_{75} als Indikator für eine hohe Variabilität/Varianz der empirischen beobachteten Turbinenmortalitäten dieser Art zu interpretieren. Um

dieser Variabilität beobachteter artspezifischer Mortalität Rechnung zu tragen, ist es daher besonders wichtig, dass neben dem Median (MO_{50}) auch der Perzentilwert (MO_{75}) als Indikator für ein Potenzial nach oben (75 % der Untersuchungen zeigten eine geringere Mortalität als MO_{75}) betrachtet wird.

Tab. 26: Bewertungsstufen der 75 %-Perzentile der artspezifischen Mortalitätsraten (MO_{75}).

(1) Sehr hoch	75 %-Perzentil empirische Mortalitätsrate ≥ 16 %
(2) Hoch	$8\% \leq$ 75 %-Perzentil empirische Mortalitätsrate < 16 %
(3) Mittel	$4\% \leq$ 75 %-Perzentil empirische Mortalitätsrate < 8 %
(4) Gering	$2\% \leq$ 75 %-Perzentil empirische Mortalitätsrate < 4 %
(5) Sehr gering	75 %-Perzentil empirische Mortalitätsrate < 2 %

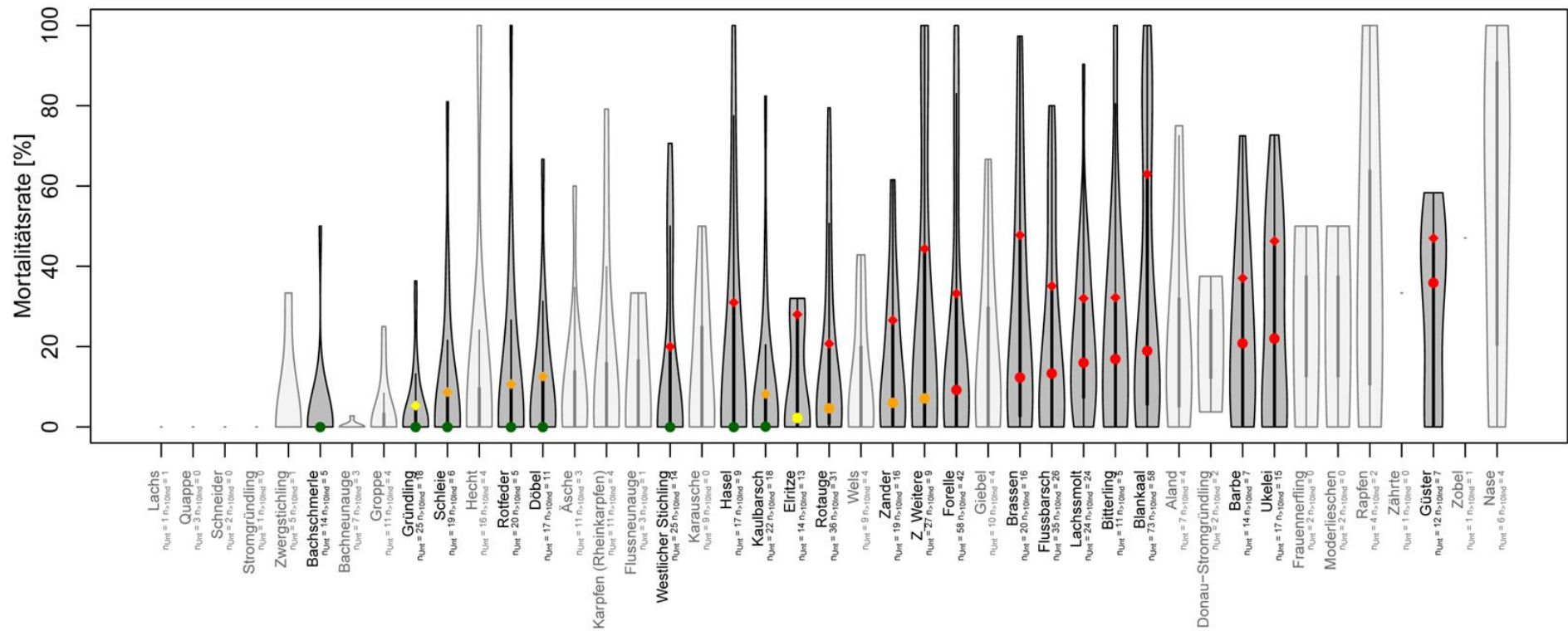


Abb. 8: Beobachtete artspezifische turbinenbedingte Mortalitätsraten von Fischen an Wasserkraftanlagen.

Graue Flächen = relative Häufigkeitsverteilung der Mortalitätsraten, Dünne Linien = 10-90 %-Perzentil, Dicke Balken = Interquartilsabstand (25-75 %-Perzentil), Kreise = Median, Rauten = 75 %-Perzentil. Mediane und Perzentile sind analog zur Klassifizierung der Mortalitätsraten in Tab. 25 und Tab. 26 eingefärbt. Für ausgegraute Arten sind die empirischen Daten für eine Bewertung der Mortalitätsraten unzureichend (weniger als fünf Studien mit mindestens zehn Fischen der Art).

8.3.3 Parameter Längenbedingte Turbinenmortalität (MO_L)

Neben der Beschreibung und Klassifizierung der artspezifischen Verteilung (MO_{50} und MO_{75}) der empirischen Turbinenmortalitäten wurde das Tötungsrisiko von Fischen zusätzlich, anhand ihrer Körperlänge abgeschätzt. Dieser letztere Bewertungsansatz ist vor allem auch für jene Arten notwendig, für die aufgrund ihrer Seltenheit oder aufgrund ihrer Verbreitung außerhalb des unmittelbaren Einzugsgebietes von Wasserkraftanlagen (z. B. Seenarten) kaum empirische bzw. valide Nachweise über turbinenbedingte Mortalitätsraten vorliegen. Empirische Mortalitätsraten liegen nur für solche Arten vor, die in Schadensuntersuchungen nachgewiesen wurden. Für Arten ohne Nachweis ist jedoch nicht zu schlussfolgern, dass diese prinzipiell nicht mit Wasserkraftanlagen in Kontakt kommen. Als Hauptgrund für den nicht erfolgten Nachweis ist in der Regel die Seltenheit der Art anzusehen. Für Arten, die ausschließlich im Donausystem vorkommen, fehlen Untersuchungen in deren Hauptverbreitungsgebiet. Bei Seenarten liegt der Nichtnachweis daran, dass im Lebensraum dieser Arten kaum Wasserkraftanlagen liegen bzw. keine Schadensuntersuchungen an Talsperren durchgeführt wurden.

Bereits vorangegangene Studien haben eindrücklich gezeigt, dass die Mortalität von Fischen an Wasserkraftturbinen neben den technischen Parametern der Turbine hauptsächlich durch die Körperlänge des Fisches bedingt ist (von Raben 1955, Montén & Hill 1985, Ebel 2013). So sind größere Fische grundsätzlich gefährdeter, bei der Turbinenpassage von einer rotierenden Schaufel getroffen und dadurch potenziell letal verletzt zu werden (positive Korrelation Fischlänge – Turbinenmortalität). Analog dazu findet sich in sämtlichen von Ebel (2013) gelisteten empirischen und physikalisch begründeten Modellen zur turbinenbedingten Fischmortalität die Körperlänge als Hauptprädiktor wieder (vgl. Ebel 2013: 89 ff.). Auch die in der vorliegenden Studie (Kap. 8.2) gesammelten empirischen Daten zu Turbinenschädigungen bestätigen diesen grundsätzlichen Zusammenhang von Fischlänge und Mortalitätsrisiko bei der Turbinenpassage (vgl. Abb. 9). So zeigte eine erste analytische Auswertung, dass die Wahrscheinlichkeit der letalen Schädigung von abwandernden Fischen, mit der Körpergröße der betrachteten Art zunimmt. Bereits bei mittleren Fischlängen von 10 cm liegt die Wahrscheinlichkeit, dass ein Fisch letal verletzt wird, bei ca. 35-40 %. Ab einer mittleren Fischlänge von ca. 20 cm ist die Wahrscheinlichkeit, letal verletzt zu werden, höher als die Wahrscheinlichkeit, die Turbine unverletzt zu passieren (vgl. Abb. 9).

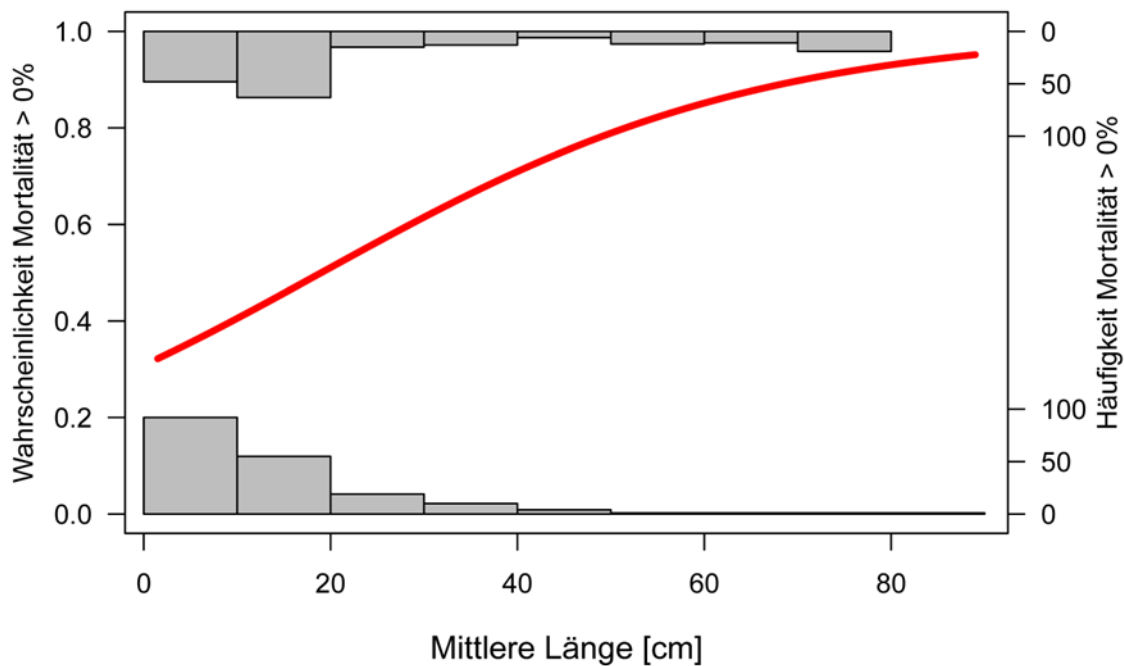


Abb. 9: Wahrscheinlichkeit, bei der Turbinenpassage letal verletzt oder getötet zu werden, in Abhängigkeit von der Fischlänge.

Graue Balken sind Zählzahlen für letal verletzte/getötete Individuen (oben) bzw. unbeschädigte Individuen (unten). Rote Linie = logistische Regression: Wahrscheinlichkeit Mortalität > 0 % in Abhängigkeit der Fischlänge.

Zur Ermittlung des Zusammenhanges zwischen der Körperlänge und einer turbinenbedingten Mortalität wurde basierend auf der Datengrundlage der hier verwendeten empirischen Turbinenuntersuchungen (Kap. 8.2) ein sogenanntes gemischtes Modell berechnet. Für die hier beschriebene Berechnung wurde die Körperlänge als Hauptprädiktor der Turbinenmortalität betrachtet und ging als sogenannter „fixer Effekt“ in das Modell ein. Die Berücksichtigung von „Zufallseffekten“ beinhaltet sämtliche Begleiteffekte eines Versuchsaufbaus (überproportional häufige/seltene Untersuchungen an bestimmten Turbinentypen oder Fischarten, Subjektivität von Schadensbeurteilungen etc.). Um die Skalierung der Turbinenmortalität (%-Werte bzw. Verhältnis überlebender zu letal geschädigten Individuen) methodisch korrekt zu behandeln, wurde im Speziellen ein sog. ‚generalisiertes lineares‘ Mischmodell (generalized linear mixed model, GLMM, Bolker et al. 2009) mit einem festen Faktor (Länge) und fünf Randbedingungen basierend auf einem Stichprobenumfang von n: 371 artspezifischen Untersuchungen berechnet:

$$\text{logit}(M_i) = \alpha + \beta_L \times L_i + \{b_{TT} + b_{U \times S} + b_A + b_{UT} + b_{FM} + \epsilon_i\}$$

logit(M _i)	Logarithmus des Quotenverhältnisses der Mortalitätsrate (Wahrscheinlichkeit für letale Turbinenpassage durch Gegenwahrscheinlichkeit) der i-ten Untersuchung
α	Achsenabschnitt (Intercept)
β _L	längenabhängiger Modellparameter
L	mittlere artspezifische Fischlänge der Untersuchung i
b _{TT}	Randbedingung („random effect“) Turbinentyp (Kaplan, Francis, Wasserrad, Schnecke, Andere)
b _{U×S}	Randbedingung Fischart je Untersuchung
b _A	Randbedingung Autor der Studie
b _{UT}	Randbedingung Untersuchungstyp (Fang natürlicher Abwanderung, Injektionsversuch)

logit(M _i)	Logarithmus des Quotenverhältnisses der Mortalitätsrate (Wahrscheinlichkeit für letale Turbinenpassage durch Gegenwahrscheinlichkeit) der i-ten Untersuchung
b _{FM}	Randbedingung Fangmethode (Hamen, Schokker, Andere)
ε _i	Fehlerterm, Residuen

Die Ergebnisse zeigen einen von Zufallseffekten unabhängigen Zusammenhang von Fischlänge und Turbinenmortalität von $\beta_L = 0,0478$

$$\text{logit}(M) = -4,65 + 0,0478 \times L + \{b_{TT} + b_{U \times S} + b_A + b_{UT} + b_{FM} + \varepsilon_i\}$$

Die turbinenbedingte Mortalitätswahrscheinlichkeit steht in einem logarithmischen (logit) Zusammenhang mit der Körperlänge. Somit nimmt bei einer Turbinenpassage das Quotenverhältnis, letal geschädigt zu werden, gegenüber der Möglichkeit zu überleben (logit (M), mit einer Zunahme der Körpergröße L um eine Einheit (cm) um 0,0478 zu.

Das so berechnete statistische Modell des Zusammenhanges zwischen Körperlänge und turbinenbedingten Tötungsrisiko wird in Folge genutzt, um abzuschätzen, welche Körperlänge L mit einer bestimmten Schädigungsrate M (im Mittel) assoziiert ist:

$$LM = \frac{(\text{logit}(M) + 4,65)}{0,0478}$$

Somit kann die Körperlänge berechnet werden, die mit einer Mortalität von 1, 2, 4 und 8 % korrespondiert. Folgende fünf auf Körperlängen basierende Klassen (Tab. 27) wurden nun dazu verwendet, um die artspezifische Mortalitätsrate jeder Fischart aufgrund ihrer artspezifischen maximalen Länge einzustufen:

Tab. 27: Bewertungsstufen der längenabhängigen artspezifischen Mortalitätsraten (MO_L).

(1) Sehr hoch	Fischlänge > 46,5 cm (≈ Mortalitätsrate > 8 %)
(2) Hoch	31,4 cm < Fischlänge < 46,5 cm (≈ 4 % < Mortalitätsrate < 8 %)
(3) Mittel	16,7 cm < Fischlänge < 31,4 cm (≈ 2 % < Mortalitätsrate < 4 %)
(4) Gering	2,2 cm < Fischlänge < 16,7 cm (≈ 1 % < Mortalitätsrate < 2 %)
(5) Sehr gering	Fischlänge < 2,2 cm (≈ Mortalitätsrate < 1 %)

8.3.4 Parameter Score „artspezifische Turbinenmortalität“ (MO)

Die drei Einzelparameter der turbinenbedingten Mortalität (MO₅₀, MO₇₅ und MO_L) werden für die weitere Berechnung des vorhabentypspezifischen Tötungsrisikos von Fischen an Wasserkraftanlagen zu einem einzigen Score „artspezifische Turbinenmortalität“ aggregiert. Der Score „artspezifische Turbinenmortalität“ berechnet sich für Arten mit mehr als 5 Untersuchungen mit jeweils 10 Individuen ($n_{\text{Unt} > 10 \text{ Ind}} \geq 5$) als der Mittelwert über den Median der Mortalitätsrate der empirischen Studien (MO₅₀), das 75 %-Perzentil (MO₇₅) und das Maximallängenabhängige Tötungsrisiko (MO_L). Für Arten mit nur wenigen Untersuchungen bzw. Untersuchungen mit wenigen Individuen ($n_{\text{Unt} > 10 \text{ Ind}} < 5$) wird nur das längenabhängige Tötungsrisiko MO_L herangezogen:

$$MO = MO_{50} + MO_{75} + MO_L \text{ wenn } n_{\text{Unt} > 10 \text{ Ind}} \geq 5$$

$$MO = MO_L \text{ wenn } n_{\text{Unt} > 10 \text{ Ind}} < 5$$

Die Berücksichtigung und Verschneidung mehrerer gleichwertiger Betrachtungsweisen/Parameter und die Mittelwertbildung aus MO₅₀, MO₇₅ und MO_L führt im Sinne einer multimetrischen Indexentwicklung zu zuverlässigen artspezifischen Einstufungen des turbinenbedingten Mortalitätsrisikos an Wasserkraftanlagen.

8.3.5 Parameter Begegnungswahrscheinlichkeit (BE)

Zu hohen Tötungsrisiken kommt es, wenn Arten aufgrund ihres Verhaltens und ihres Reproduktionszyklus lange Wanderdistanzen zurücklegen. Somit weisen obligat wandernde Arten grundsätzlich eine hohe Kontaktwahrscheinlichkeit mit Wasserkraftanlagen auf. Aufgrund der Positionierung von Wasserkraftanlagen als Querbauwerke im Hauptgewässer kommt es bei der Abwärtswanderung zwingend zu einer Abwärtspassage des Standortes. Daher sind katadrome Wanderer (z. B. Aal (*Anguilla anguilla*)) sowie anadrom-iteropare Wanderer (z. B. Meerforelle (*Salmo trutta*)) besonders gefährdet. Bei anadrom-semelparen Wanderern besteht ein Risiko vorrangig für die abwandernden Juvenilstadien. Ihre Gefährdung ist sehr hoch, da sie in der Regel nicht durch Rechen vor der Turbinenpassage geschützt werden. Potamodrome Wanderer (z. B. Nase (*Chondrostoma nasus*)) führen z. T. ausgedehnte Wanderungen innerhalb eines Gewässersystems durch und sind somit auch besonders gefährdet, im Zuge ihrer Wanderung Wasserkraftstandorte passieren zu müssen.

Eine, im Vergleich zu obligaten Wanderfischarten, relativ geringere Begegnungswahrscheinlichkeit mit Wasserkraftanlagen weisen fakultativ wandernde Arten auf. Jedoch ist grundsätzlich auch bei fakultativ wandernden Fischarten von einer Mobilität innerhalb des Gewässerkorridors auszugehen. In diesem Zusammenhang zeigten Radinger & Wolter (2014) anhand einer umfassenden Metaanalyse (62 Flussfischarten), dass Mobilität (Aktionsradius) und typische Ausbreitungsdistanzen von Flussfischen vor allem durch die Körperlänge einer Art bestimmt sind, wobei innerhalb einer Population zwischen mobileren und eher stationären Individuen zu unterscheiden ist. Die mobile Fraktion umfasst im Mittel ca. 1/3 der Individuen (Radinger & Wolter 2014). Hinsichtlich der Kontaktwahrscheinlichkeit von Flussfischen mit Wasserkraftstandorten ist besonders die mobile Komponente einer Fischpopulation relevant, da sie die größten Ausbreitungsdistanzen aufweist. Der Aktionsradius bzw. die Ausbreitungsdistanz der mobilen Komponente ist dabei signifikant positiv mit der Körperlänge korreliert ($\log(\text{Ausbreitungsdistanz [m]}) = -5,12 + 2,27 \times \log(\text{Fischlänge [mm]})$). Dieses, in Radinger & Wolter (2014) beschriebene Regressionsverhältnis wurde herangezogen, um die fakultativ wandernden Fischarten basierend auf ihrer Körperlänge zu unterteilen (vgl. Tab. 28). Die Unterteilung erfolgt in Arten mit einer Ausbreitungsdistanz der mobilen Komponente von < 1 km, 1 km-10 km und > 10 km. Diese Grenzen entsprechen einer artspezifischen Körperlänge von < 20 cm, 20-55 cm und > 55 cm. Da grundsätzlich die größten Adulttiere einer Population die mit der größten Mobilität bzw. dem größten Aktionsradius sind (Gatz & Adams 1994, Minns 1995), wurden die fakultativen Wanderarten basierend auf häufig beobachteten artspezifischen Maximallängen in diese drei Unterklassen aufgeteilt.

Bei Seenarten, im Vergleich zu typischen Flussfischarten, kann grundsätzlich von der niedrigsten Begegnungswahrscheinlichkeit mit Wasserkraftanlagen ausgegangen werden. Die Begegnungswahrscheinlichkeit für Seenarten wurde als sehr gering eingestuft, jedoch ist eine Begegnung einzelner Seenarten mit Wasserkraftanlagen v. a. im Bereich von Seeausläufen bzw. Speicherkraftwerken nicht vollkommen auszuschließen.

Tab. 28: Bewertungsstufen der Begegnungswahrscheinlichkeit von Fischen mit Wasserkraftanlagen (BE).

(1) Sehr hoch	obligat wandernd
(2) Hoch	fakultativ wandernd ($L_{\max} > 55 \text{ cm}$)
(3) Mittel	fakultativ wandernd ($L_{\max} = 20\text{-}55 \text{ cm}$)
(4) Gering	fakultativ wandernd ($L_{\max} < 20 \text{ cm}$)
(5) Sehr gering	Seenart

8.3.6 Aggregation der Parameter zum turbinenbedingten Tötungsrisiko

Die Aggregation der Parameter „Score Turbinenmortalität“ und „Begegnungswahrscheinlichkeit“ zur Gesamtbewertung des turbinenbedingten Tötungsrisikos von Fischen an Wasserkraftanlagen erfolgt durch Mittelwertbildung:

$$\text{Tötungsrisiko} = \frac{(2 \times MO + BE)}{3}$$

MO = artspezifische Turbinenmortalität

BE = Begegnungswahrscheinlichkeit

Die Gewichtung des Scores Turbinenmortalität erfolgte doppelt, da – wie oben ausgeführt – das Tötungsrisiko am stärksten von der längenabhängigen Turbinenmortalität beeinflusst wird. Diese aggregierte Bewertung, die neben der artspezifischen Turbinenmortalität *MO* auch eine artspezifische Begegnungswahrscheinlichkeit mit Wasserkraftanlagen berücksichtigt, wurde nachfolgend auf ganze Werte gerundet und bildet somit einen 5-stufigen Bewertungsscore für das Tötungsrisiko von Fischen an Wasserkraftanlagen.

8.4 Turbinenbedingtes Tötungsrisiko von Fischen an Wasserkraftanlagen

8.4.1 Ergebnis/Diskussion

Im Folgenden wird näher auf die einzelnen Stufen des Tötungsrisikos und die Einstufung einzelner Fischarten basierend auf der Bewertungsmethodik aus Kapitel 8.3 eingegangen. Grundsätzlich wurde das Tötungsrisiko aller betrachteten Fischarten und spezifischen Lebensformen (Lachs- (*Salmo salar*), Seeforellen- (*Salmo trutta lacustris*) und Meerforellensmolts (*Salmo trutta trutta*) sowie Wanderformen von Stint (*Osmerus eperlanus*) und Stichling (*Gasterosteus aculeatus*) zwischen sehr gering (Stufe 5) bis sehr hoch (Stufe 1) bewertet (vgl. Tab. 29 und Tab. 30 sowie Gesamtbewertungstabelle in Anhang 13.8).

Ein **sehr hohes Tötungsrisiko (Stufe 1)** wurde für insgesamt 32 Fischarten bzw. Wanderformen ermittelt und besteht u. a. für die Wanderfischarten Aal (*A. anguilla*), Lachs (*S. salar*), Meerforelle (*S. trutta*) sowie sämtliche Störarten (*Acipenser sp.*). Für Aale und Lachssmolts liegen vergleichsweise umfangreiche Erfahrungen zu Mortalitätsraten an Wasserkraftanlagen vor. Für Aale (*A. anguilla*) wurde z. B. eine mediane empirische Mortalitätsrate von 19 % festgestellt, bei Lachssmolts eine Rate von 16 %. Grundsätzlich sind die typischen Wanderarten Lachs (*S. salar*) und Aal (*A. anguilla*) gezwungen, sämtliche entlang ihrer Wanderroute befindlichen WKA-Standorte zu passieren. Die Begegnungswahrscheinlichkeit ist deshalb ebenfalls als sehr hoch einzuschätzen. Darüber hinaus besteht auch für die Gruppe der Störe (*Acipenser sp.*) aufgrund ihrer Körpergröße und ihres ausgeprägten Wanderverhalten ein sehr hohes Tötungsrisiko. Ein sehr hohes Tötungsrisiko ist auch für weitere v. a. großwüchsige potamodrome Wanderarten wie z. B. Rapfen (*A. aspius*), Quappe (*L. lota*), Huchen (*H. hucho*), Barbe (*B. barbatus*) und Nase (*C. nasus*) gegeben, bei denen eine sehr hohe (u. a. längenbedingte) Turbinenmortalität mit einer sehr hohen Begegnungswahrscheinlichkeit mit Wasserkraftanlagen einhergeht.

Ein **hohes Tötungsrisiko (Stufe 2)** wurde für 22 Fischarten ermittelt. Darunter sowohl potamodrome als auch großwüchsige, fakultativ wandernde Karpfenartige (z. B. Döbel (*S. cephalus*), Zope (*A. ballerus*)) sowie Forellenartige (*Salmo sp.*, *Salvelinus sp.*) und Äsche (*T. thymallus*). Ein hohes Tötungsrisiko wurde aber auch für mittel- bis kleinwüchsige fakultativ wandernde Arten ermittelt, wenn diese sehr hohe (empirische) turbinenbedingte Mortalitäten aufweisen (z. B. Ukelei (*A. alburnus*), Güster (*B. bjoerkna*), Giebel (*C. gibelio*)).

Ein **mittleres Tötungsrisiko (Stufe 3)** wurde für 15 Fischarten ermittelt. Darunter befinden sich Arten, bei denen eine hohe (empirische) Mortalitätsrate einer geringen Begegnungswahrscheinlichkeit gegenübersteht, wie z. B. Bitterling (*R. amarus*), aber auch Arten mit geringer empirischer Mortalitätsrate bei hoher Begegnungswahrscheinlichkeit wie z. B. die Wanderform des Westlichen Stichlings (*G. aculeatus*).

Die 30 Arten mit **geringem Tötungsrisiko (Stufe 4)** weisen in der Regel sowohl geringe Mortalitätsraten als auch eine geringe Begegnungswahrscheinlichkeit auf. In diese Klasse fallen insbesondere Kleinfischarten, wie z. B. Bachschmerle (*B. barbatula*), Gründling (*G. gobio*), Stichling (*Gasterosteus sp.*), aber auch die meisten Seenarten.

Ein **sehr geringes Tötungsrisiko (Stufe 5)** wurde für keine der betrachteten Fischarten ermittelt. Auch für Seenarten besteht trotz einer sehr geringen Begegnungswahrscheinlichkeit mit Wasserkraftanlagen mindestens ein geringes Tötungsrisiko, da davon ausgegangen wird, dass bei einem potentiellen Kontakt mit einer WKA diese Arten aufgrund ihrer Körpergröße mindestens gering bis mittel gefährdet sind, bei einer Turbinenpassage getötet zu werden.

Tab. 29: Beispiele unterschiedlicher Bewertungsergebnisse des turbinenbedingten Tötungsrisikos einzelner ausgewählter Fischarten an Wasserkraftanlagen basierend auf empirischen Mortalitätsraten, längenbedingten Mortalitätsraten sowie der Begegnungswahrscheinlichkeit.
 Anmerkung zum Tötungsrisiko: rot = sehr hoch, orange = hoch, gelb = mittel, hellgrün = gering, dunkelgrün = sehr gering. Eine tabellarische Bewertung aller betrachteten Fischarten/Ökotypen findet sich in Anhang 13.8.

	Turbinenmortalität				Score Begegnungswahrscheinlichkeit	Gesamtbewertung
	Empirische Rate letal geschädigter Individuen an Turbinen (median)	Empirische Rate letal geschädigter Individuen an Turbinen (75% Perzentile)	Längenabhängige Turbinenmortalität	Score artspezifische Turbinenmortalität		
Artbezeichnung	MO ₅₀	MO ₇₅	MO _L	MO	BE	
Europäischer Stör <i>Acipenser sturio</i>			1	1.00	1	1 (sh)
Blankaal <i>Anguilla anguilla</i>	1	1	1	1.00	1	1 (sh)
Rapfen <i>Aspius aspius</i>			1	1.00	1	1 (sh)
Barbe <i>Barbus barbus</i>	1	1	1	1.00	1	1 (sh)
Lachsmolt <i>Salmo salar</i>	1	1	3	1.67	1	1 (sh)
Flussbarsch <i>Perca fluviatilis</i>	1	1	1	1.00	3	2 (h)
Äsche <i>Thymallus thymallus</i>			1	1.00	3	2 (h)
Güster <i>Blicca bjoerkna</i>	1	1	2	1.33	3	2 (h)
Ukelei <i>Alburnus alburnus</i>	1	1	3	1.67	4	2 (h)
Dreistachliger Stichling (W) <i>Gasterosteus aculeatus</i>	5	1	4	3.33	1	3 (m)
Hasel <i>Leuciscus leuciscus</i>	5	1	3	3.00	3	3 (m)
Schlammpeitzger <i>Misgurnus fossilis</i>			3	3.00	3	3 (m)
Rotfeder <i>Scardinius erythrophthalmus</i>	5	2	2	3.00	3	3 (m)
Gründling <i>Gobio gobio</i>	5	3	4	4.00	4	4 (g)
Stechlin-Maräne <i>Coregonus fontanae</i>			4	4.00	5	4 (g)
Moderlieschen <i>Leucaspis delineatus</i>			4	4.00	5	4 (g)
Bachschmerle <i>Barbatula barbatula</i>	5	5	4	4.67	4	4 (g)

Tab. 30: Bewertung des turbinenbedingten Tötungsrisikos von Fischen an Wasserkraftanlagen.

1 (sehr hoch)	2 (hoch)	3 (mittel)	4 (gering)	5 (sg)
Aland	Äsche	Ammersee-Tiefensaibling	Ammersee-Kilch	
Bachforelle	Buckelmaräne	Bachneunauge	Bachschmerle	
Baltischer Stör	Döbel	Bitterling	Baltische Groppe	
Barbe	Flussbarsch	Blaufelchen	Baltischer Goldsteinbeißer	
Blankaal	Flussneunauge	Chiemsee-Renke	Bodensee-Kilch	
Brassen	Frauennerfling	Donau-Bachneunauge	Bodensee-Tiefseesaibling	
Europäischer Stör	Giebel	Elritze	Buntflossengroppe	
Finte	Güster	Hasel	Donau-Gründling	
Gelbaal	Karausche	Rotfeder	Donau-Kaulbarsch	
Hausen	Königssee-Saibling	Schlammpeitzger	Donau-Steinbeißer	
Hecht	Perlfisch	Schrätzer	Donau-Stromgründling	
Huchen	Rotauge	Seelaube	Gangfisch	
Karpfen (Rheinkarpfen)	Sandfelchen	Stint	Groppe	
Lachs	Schaalsee-Maräne	Strömer	Gründling	
Lachsmolt	Schleie	Westlicher Stichling (W)	Kaulbarsch	
Maifisch	Seesaibling		Kleine Maräne	
Meerforelle	Stint (W)		Luzin-Tiefenmaräne	
Meerforellensmolt	Ukelei		Moderlieschen	
Meerneunauge	Zander		Östlicher Stichling	
Nase	Zingel		Rhein-Groppe	
Quappe	Zobel		Schneider	
Rapfen	Zope		Stachelgroppe	
Rhein-Schnäpel			Starnberger Renke	
Schnäpel			Stechlin-Maräne	
Seeforelle			Steinbeißer	
Seeforellensmolt			Steingressling	
Sterlet			Streber	
Sternhausen			Stromgründling	
Waxdick			Westlicher Stichling	
Wels			Zwergstichling	
Zährte				
Ziege				

8.4.2 Rechenmortalität

Die vorliegenden Auswertungen zum Tötungsrisiko von Fischen an Wasserkraftanlagen berücksichtigen Schädigungen durch Turbinen und andere Wasserkraftwandler, nicht jedoch die Fisch-Mortalität an Rechenanlagen (z. B. Schneider et al. 2012, Calles et al. 2013) oder im Staubereich (Økland et al. 2016). Mehrere empirische Untersuchungen haben gezeigt, dass Rechen und mechanische Barrieren z. T. massive Schädigungen bis hin zur Tötung von Fischen insbesondere durch Rechenreinigungsanlagen verursachen können (vgl. Übersichtskapitel zu Schäden an mechanischen Barrieren in Ebel 2013, Calles et al. 2013). Der Schadensumfang hängt dabei stark von Fischart und -größe sowie von der Rechenanlage selbst ab (Stababstand, Art der Rechenreiniger, Anströmgeschwindigkeit, Vorhandensein von Bypässen). Ob und wie stark Fische gefährdet sind, Schaden zu nehmen, hängt (i) von der Schwimmleistung und den Körperproportionen (v. a. Körperbreite) sowie (ii) den Stababständen und Anströmbedingungen am Rechen ab. **Die für dieses Projekt zur Verfügung gestellten Ergebnisse von Untersuchungen zur Schädigung von Fischen im Bereich von Wasserkraftanlagen erlauben keine systematische Analyse und Einschätzung der art- und größenspezifischen Rechenmortalität**, da nur wenige Studien rechenbedingte Totfunde separat erfassten (z. B. Schneider et al. 2012) und diese nicht der Gesamtabundanz einer Fischart am Standort gegenübergestellt werden können.

Da weder Rechenmortalität noch indirekt erhöhte Mortalität, z. B. im Stauraum, berücksichtigt werden konnten, ist die in dieser Studie vorgenommene Einschätzung der Mortalität an einem Wasserkraftstandort als eher konservative Schätzung zu betrachten, da sie nur die turbinenbedingte Schädigung betrachtet.

Aus bisherigen Untersuchungen der Rechenmortalität (vgl. Calles et al. 2013, Ebel 2013) lässt sich ableiten, dass der Schadensumfang v. a. mit dem Turbinendurchfluss und den dadurch erhöhten Anströmgeschwindigkeiten am Rechen korreliert. Damit ein Feinrechen eine wirksame Fischschutzmaßnahme darstellt und nicht die Mortalität an der Wasserkraftanlage erhöht, ist es notwendig, dass neben geeigneten Stababständen auch die Anströmgeschwindigkeit, der horizontale Anströmwinkel des Rechens sowie die Bypasseigenschaften so gestaltet sind, dass Fische effektiv und schonend abgeleitet werden. Auch die beobachtete erhöhte Mortalität von Lachssmolts (*S. salar*) im Stauraum (Økland et al. 2016), die die Autoren auf erhöhte Prädation zurückführen, wird durch Verzögerungen am Rechen und unzureichende Bypass-Effizienz verstärkt. Hinsichtlich der physikalischen Barrierewirkung von Rechen auf Fische bemessen sich die lichten Stabweiten an der Geometrie der Rechenanlage und artspezifischen Körperdimensionen (Fischbreite bzw. -höhe), weshalb der Schutz kleinerer Fischarten und Lebensstadien geringere Stabweiten erfordert (s. Ebel 2013: 195 ff. zu Körperproportionen heimischer Fischarten). Die Wirksamkeit von Rechenanlagen hinsichtlich ihrer Schadensvermeidung bzw. -begrenzung ist in Kapitel 10.5 näher ausgeführt.

8.5 Vorhabentypspezifische Mortalitätsgefährdung (vMGI) von Fischen an Wasserkraftanlagen

Um die vorhabentypspezifische Mortalitätsgefährdung (vMGI) von Fischen an Wasserkraftanlagen zu ermitteln, wurde, der Methodik Bernotat & Dierschke (2016) folgend (vgl. Kap. 8.1), für jede Art die allgemeine Mortalitätsgefährdung MGI (vgl. Kap. 7 und Tab. 20) mit dem artspezifischen, turbinenbedingten Tötungsrisiko (vgl. Kap. 8.4 und Anhang 13.8) aggregiert (vgl. Tab. 31).

Tab. 31: Matrix zur Ableitung der vorhabentypspezifischen Mortalitätsgefährdung (vMGI) von Fischen an Wasserkraftanlagen.

		Artspezifische Einstufung des turbinenbedingten Tötungsrisikos von Fischarten durch Wasserkraftturbinen				
		1 sehr hoch	2 hoch	3 mittel	4 gering	5 sehr gering
Mortalitäts-Gefährdungs-Index (MGI) der Arten	I.1					
	I.2					
	I.3					
	II.4	Baltischer Stör, Europäischer Stör, Hausen, Huchen, Rhein-Schnäpel, Sterlet, Sternhausen, Waxdick	Buckelmaräne		Buntflossengruppe	
	II.5	Blankaal, Gelbaal, Lachs, Lachssmolt, Maifisch, Ziege	Schaalsee- Maräne, Zingel	Ammersee-Tiefen- saibling, Blaufelchen, Chiemsee-Renke, Schrätzer	Ammersee-Kilch, Bodensee-Kilch, Bodensee-Tiefsee- saibling, Gangfisch, Luzin- Tiefenmaräne, Steingressling	
	III.6	Meerneunaue, Schnäpel	Äsche, Flussneunaue, Frauennerfling, Perlfisch, Sandfelchen	Strömer	Baltische Groppe, Baltischer Gold- steinbeißer, Stechlin-Maräne, Streber	
	III.7	Finte, Karpfen (Rhein- karpfen), Nase, Quappe, Zährte	Karusche, Königssee-Saib- ling, Seesaibling, Zobel, Zope	Bachneunaue, Donau-Bachneun- auge, Schlampeitzger, Seelaube	Kleine Maräne, Stromgründling	
	IV.8	Aland, Bachforelle, Barbe, Meerforelle, Meerforellensmolt, Rapfen, Seeforelle, Seeforellensmolt, Wels	Güster, Schleie, Stint (Wander- form), Zander	Elritze, Rotfeder, Stint	Donau-Kaulbarsch, Donau-Steinbeißer, Donau-Strom- gründling, Moderlieschen, Schneider, Steinbeißer	
	IV.9	Brassen, Hecht	Giebel, Flussbarsch	Bitterling, Westlicher Stichling (Wanderform)	Groppe, Gründling, Kaulbarsch, Östlicher Stichling, Rhein-Groppe, Stachelgroppe, Westlicher Stich- ling, Zwergstichling	
	V.10		Döbel, Rotauge, Ukelei	Hasel	Bachschmerle	
	V.11					
	VI.12					
	VI.13					

Die nachfolgenden Tabellen (Tab. 32 und Tab. 33) stellen in übersichtlicher Weise die Ergebnisse des vMGI und die daraus resultierenden Einstufungen aller betrachteten Fischarten hinsichtlich ihrer Mortalitätsgefährdungsklasse an Wasserkraftanlagen dar. Analog dazu wurden in früheren Arbeiten bereits der vMGI von Vögeln an Freileitungen durch Anflug bzw. Stromtod (Bernotat & Dierschke 2016: 77 ff. und ebd.: 123 ff.), Kollision an Straßen (ebd.: 94 ff.) oder an Windenergieanlagen (ebd.: 111 ff.) sowie der vMGI von Fledermäusen durch Kollision an Straßen (ebd.: 133) und Windenergieanlagen (ebd.: 141) erarbeitet. Grundsätzlich gilt: Je höher die vorhabentypspezifische Mortalitätsgefährdung einer Art, desto niedriger liegt die Schwelle des konstellationsspezifischen Risikos eines Vorhabens für das Eintreten von Verbotstatbeständen im jeweiligen Einzelfall (Bernotat & Dierschke 2016: 146, vgl. Kap. 10).

Da die Mortalität von Fischen an Wasserkraftanlagen im Hinblick auf absolute Individuenzahlen und relative Anteile in deutlich höheren Dimensionen stattfindet (vgl. Kap. 8.2) als z. B. die Mortalität von Vögeln an Windenergieanlagen oder Freileitungen, wird bei dieser Thematik auch eine regelmäßige planerischer (Mit-)Berücksichtigung der Arten der vMGI-Klassen D (gering) und E (sehr gering) als erforderlich erachtet.

Tab. 32: Vorhabentypspezifische Mortalitätsgefährdung (vMGI) von Fischen an Wasserkraftanlagen (nach Gefährdungsklassen).

Vorhabentypspezifische Mortalitätsgefährdung (vMGI) von Fischen durch Wasserkraftturbinen		
	Klasse	Arten
sehr hohe	A.1	
	A.2	
	A.3	
	A.4	Baltischer Stör, Europäischer Stör, Hausen, Huchen, Rhein-Schnäpel, Sterlet, Sternhausen, Waxdick
hohe	B.5	Blankaal, Buckelmaräne, Gelbaal, Lachs, Lachssmolt, Maifisch, Ziege
	B.6	Meerneunaug, Schaalsee-Maräne, Schnäpel, Zingel
mittlere	C.7	Ammersee-Tiefensaibling, Äsche, Blaufelchen, Buntflossengruppe, Chiemsee-Renke, Finte, Flussneunaug, Frauenerfling, Karpfen (Rheinkarpfen), Nase, Perlfisch, Quappe, Sandfelchen, Schrätzer, Zährte
	C.8	Aland, Ammersee-Kilch, Bachforelle, Barbe, Bodensee-Kilch, Bodensee-Tiefseesaibling, Gangfisch, Karausche, Königssee-Saibling, Luzin-Tiefenmaräne, Meerforelle, Meerforellensmolt, Rapfen, Seeforelle, Seeforellensmolt, Seesaibling, Steingressling, Strömer, Wels, Zobel, Zope
	C.9	Bachneunaug, Baltische Groppe, Baltischer Goldsteinbeißer, Brassens, Donau-Bachneunaug, Güster, Hecht, Schlammpeitzger, Schleie, Seelaube, Stechlin-Maräne, Stint (Wanderform), Streber, Zander
geringe	D.10	Elritze, Flussbarsch, Giebel, Kleine Maräne, Rotfeder, Stint, Stromgründling
	D.11	Bitterling, Döbel, Donau-Kaulbarsch, Donau-Steinbeißer, Donau-Stromgründling, Moderlieschen, Rotaug, Schneider, Steinbeißer, Ukelei, Westlicher Stichling (Wanderform)
	D.12	Groppe, Gründling, Hasel, Kaulbarsch, Östlicher Stichling, Rhein-Groppe, Stachelgroppe, Westlicher Stichling, Zwergstichling
sehr geringe	E.13	Bachschmerle
	E.14	
	E.15	
	E.16	
	E.17	

Tab. 33: Vorhabentypspezifische Mortalitätsgefährdung (vMGI) von Fischen an Wasserkraftanlagen (sortiert nach taxonomischer Familie).

	A: Sehr hohe Gefährdung => I.d.R. / schon bei geringem konstellations-spez. Risiko planungs- u. verbotsrelevant	B: Hohe Gefährdung => I.d.R. / schon bei mittlerem konstellations-spez. Risiko planungs- u. verbotsrelevant	C: Mittlere Gefährdung => Im Einzelfall / bei mind. hohem konstellations-spez. Risiko planungs- u. verbotsrelevant	D: Geringe Gefährdung => I.d.R. nicht / nur bei sehr hohem konstellations-spez. Risiko planungs- u. verbotsrelevant	E: Sehr geringe Gefährdung => I.d.R. nicht / nur bei extrem hohem konstellations-spez. Risiko planungs- u. verbotsrelevant
Acipenseridae	Baltischer Stör, Europäischer Stör, Hausen Sterlet, Sternhausen, Waxdick				
Anguillidae		Blankaal, Gelbaal			
Cobitidae			Baltischer Goldsteinbeißer, Schlammpeitzger	Donau-Steinbeißer, Steinbeißer	
Cottidae			Baltische Groppe, Buntflossengroppe	Groppe, Rhein-Groppe, Stachelgroppe	
Clupeidae		Maifisch	Finte		
Cyprinidae		Ziege	Aland, Barbe, Brassen, Frauennerfling, Güster, Karausche, Karpfen (Rheinkarpfen), Nase, Perlfisch, Rapfen, Schleie, Seelaube, Steingressling, Strömer, Zährte, Zobel, Zope	Bitterling, Döbel, Donau-Stromgründling, Elritze, Giebel, Gründling Hasel, Moderlieschen, Rotauge, Rotfeder, Schneider, Stromgründling, Ukelei	
Esocidae			Hecht		
Gasterosteidae				Östlicher Stichling, Westlicher Stichling, Westlicher Stichling (W), Zwergstichling	
Lotidae			Quappe		
Nemacheilidae					Bachschmerle
Osmeridae			Stint (W)	Stint	
Percidae		Zingel	Schrätzer, Streber, Zander	Donau-Kaulbarsch, Flussbarsch, Kaulbarsch	
Petromyzontidae		Meerneunauge	Bachneunauge, Donau-Bachneunauge, Flussneunauge		
Salmonidae	Huchen, Rhein-Schnäpel	Buckelmaräne, Lachs, Lachssmolt, Schaalsee-Maräne, Schnäpel	Ammersee-Kilch, Ammersee-Tiefensaibling, Äsche, Bachforelle, Blaufelchen, Bodensee-Kilch, Bodensee-Tiefseesaibling, Chiemsee-Renke, Gangfisch, Königsee-Saibling, Luzin-Tiefenmaräne, Meerforelle, Meerforellensmolt, Sandfelchen, Seeforelle, Seeforellensmolt, Seesaibling, Stechlin-Maräne		
Siluridae			Wels		

8.6 Ergebnis und Diskussion

In **Klasse A** mit einer sehr hohen vorhabentypspezifischen Mortalitätsgefährdung durch Wasserkraftanlagen werden alle heimischen Störarten sowie Rhein-Schnäpel (*C. oxyrinchus*) und Huchen (*H. hucho*) eingestuft. Dies liegt vor allem daran, dass diese Arten einerseits aufgrund

ihrer Ökologie und Körpergröße sehr stark durch Wasserkraftanlagen gefährdet sind (hohes Tötungsrisiko und hohe Begegnungswahrscheinlichkeit) und andererseits als K-Strategen einer relativ hohen allgemeinen Mortalitätsgefährdung unterliegen.

In **Klasse B** mit einer hohen vorhabentypspezifischen Mortalitätsgefährdung durch Wasserkraftanlagen, finden sich ana-, kata- und potamodrome Wanderfischarten wie Lachs (Lachsmolt) (*S. salar*), Aal (*A. anguilla*), Meerneunauge (*P. marinus*), Schnäpel (*C. maraena*), Maifisch (*A. alosa*) und Ziege (*P. cultratus*) sowie die fakultativ wandernde, großwüchsige Buckelmaräne (*Coregonus widegreni*). Bei diesen Arten fällt ein grundsätzlich sehr hohes (u. a. längen- und wanderungsbedingtes) Tötungsrisiko an Wasserkraftanlagen mit einer hohen natürlichen Mortalitätsgefährdung zusammen. Darüber hinaus findet sich in dieser Klasse auch die Schaalsee-Maräne (*C. holsatus*) wieder, eine Seenart, bei der ein größenbedingtes erhöhtes Tötungsrisiko an Wasserkraftanlagen mit einer sehr hohen natürlichen Mortalitätsgefährdung (K-Strategie, sehr hohe allgemeine Gefährdung) kombiniert ist.

Bei Arten mit einer hohen bzw. sehr hohen Mortalitätsgefährdung an Wasserkraftanlagen müssen im konkreten Fall nur geringe bis mittlere konstellationsspezifische Risiken vorhanden sein, um ein hohes Konfliktrisiko entstehen zu lassen (vgl. Kap. 10, Bernotat & Dierschke 2016: 134). Davon kann grundsätzlich ausgegangen werden, wenn z. B. Wanderrouten der genannten Arten betroffen sind oder die Planung der WKA in räumlicher Nähe zu artspezifisch geeigneten Habitaten (Sommer- und Winterhabitate, Laichplätze etc.) realisiert würde.

In **Klasse C** mit einer mittleren vorhabentypspezifischen Mortalitätsgefährdung durch Wasserkraftanlagen werden insgesamt die meisten Fischarten/-formen ($n = 49$, 11 Familien) eingestuft. Darunter fallen fast sämtliche Salmonidenarten (z. B. Äsche (*T. thymallus*), Forelle (*S. trutta*)) sowie die großwüchsigen und z. T. potamodrom wandernden Cyprinidenarten (z. B. Rapfen (*A. aspius*), Nase (*C. nasus*), Barbe (*B. barbus*)). Die Klasse umfasst einerseits Arten mit einem sehr hohen turbinenbedingten Tötungsrisiko und einer mittleren allgemeinen Mortalitätsgefährdung, wie z. B. Barbe (*B. barbus*), Meerforelle (*S. trutta*), aber auch Arten mit geringem Tötungsrisiko an Wasserkraftanlagen bei hoher allgemeiner Mortalitätsgefährdung, wie z. B. Buntflossengruppe (*C. poecilopus*). Die Betroffenheit dieser Arten ist für naturschutzfachliche Prüfungen dann relevant, wenn mindestens ein erhöhtes (hohes) konstellationsspezifisches Risiko vorliegt (vgl. Kap. 10, Bernotat & Dierschke 2016: 134). Dies kann dann der Fall sein, wenn z. B. regelmäßige Wanderrouten (z. B. bei Nase (*C. nasus*), Barbe (*B. barbus*), Meerforelle (*S. trutta*)) oder Schlüsselhabitate (Laichplätze, Wintereinstände) etc. betroffen sind.

In **Klasse D** mit einer geringen vorhabentypspezifischen Mortalitätsgefährdung werden insgesamt 28 Fischarten/-formen eingestuft, vor allem relativ kleinwüchsige Cyprinidenarten sowie andere Kleinfischarten. Hier finden sich grundsätzlich Arten, bei denen ein geringes bis mittleres turbinenbedingtes Tötungsrisiko mit einer mittleren allgemeinen Mortalitätsgefährdung kombiniert ist, wie z. B. Schneider (*A. bipunctatus*), Stichling (*Gasterosteus sp.*), Moderlieschen (*L. delineatus*), Gründling (*G. gobio*). Darüber hinaus wurden in diese Klasse auch Arten eingestuft mit einem hohen Tötungsrisiko an Wasserkraftanlagen bei gleichzeitiger geringer allgemeiner Mortalitätsgefährdung (z. B. Ukelei (*A. alburnus*), Döbel (*S. cephalus*), Hasel (*L. leuciscus*)).

In **Klasse E** mit einer sehr geringen vorhabentypspezifischen Mortalitätsgefährdung findet sich nur eine Fischart, die Bachschmerle (*B. barbatula*), bei der ein nur geringes Tötungsrisiko an Wasserkraftanlagen mit einer geringen allgemeinen Mortalitätsgefährdung einhergeht. Dass Fische, bis auf die Bachschmerle (*B. barbatula*), mindestens eine geringe Mortalitätsgefährdung aufweisen, liegt vor allem darin begründet, dass bei Fischen (aufgrund ihrer obligaten Bindung an Gewässer) grundsätzlich von einem mindestens geringen Tötungsrisiko an Wasserkraftanlagen auszugehen ist, und selbst die am geringsten gefährdeten Arten noch eine geringe allgemeine Mortalitätsgefährdung aufweisen (Tab. 31).

9 Nationales Bewertungsverfahren zur Bewertung des fischökologischen Zustands nach WRRL

Eine der obligaten biologischen Qualitätskomponenten für die Bestimmung des ökologischen Zustands nach WRRL ist die Fischfauna, in gewässertypischer Artenzusammensetzung, Dominanz- und Altersstruktur (vgl. Kap. 3.1). Im Rahmen des nationalen Forschungsprojektes „Erforderliche Probenahmen und Entwicklung eines Bewertungsschemas zur ökologischen Klassifizierung von Fischbeständen gemäß EG-WRRL“ (BMBF FKZ 0330042-4) wurde die erste Version des fischbasierten Bewertungsverfahrens für Fließgewässer entwickelt (fiBS, Dußling et al. 2004). Zur Bewertung der biologischen Qualitätskomponente Fischfauna nach WRRL ist das Bewertungsverfahren fiBS (fischbasiertes Bewertungssystem für Fließgewässer zur Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie in Deutschland) anzuwenden (vgl. Anlage 5 zu OGewV).

Dieses Bewertungsverfahren wurde speziell für die Einschätzung des ökologischen Zustands größerer Flussabschnitte/Wasserkörper entwickelt und nicht auf die Bewertung der Auswirkungen konkreter Vorhaben ausgerichtet. Es setzt zum einen die Typisierung des Fließgewässers/Wasserkörpers voraus und zum anderen die Ableitung/Entwicklung einer typspezifischen fischfaunistischen Referenzbesiedlung ohne nennenswerte anthropogene Beeinträchtigungen. Diese sogenannte Referenz-Fischfauna wurde gewässerspezifisch aus historischen Daten und/oder Probestellen im Referenzzustand abgeleitet und spiegelt die anthropogen unbeeinflusste relative Artenzusammensetzung (Individuenanteile) der Fischgemeinschaft wider. Die Referenz-Fischfauna ist sowohl die lokale Anpassung des Bewertungsverfahrens an die jeweiligen lokalen biogeographischen Gegebenheiten, als auch der Bemessungsmaßstab für die Bewertung der aktuellen Befischungsergebnisse. Die Referenz-Fischzönose hat somit Leitbildcharakter und beschreibt einen idealisierten Sollzustand des betreffenden Fließgewässerabschnitts.

Die eigentliche Bewertung der Fischfauna erfolgt über den Vergleich mehrerer fischökologisch relevanter Bewertungsparameter (Metrics) der aktuellen Befischungsergebnisse mit der Referenz-Fischfauna in Form eines multimetrischen Index¹. Bei diesem wurden die Vorgaben der WRRL in sechs Metric-Gruppen (Arten- und Gildeninventar, Arten- und Gildenabundanz, Altersstruktur, Migration, Fischregion, dominante Arten) mit insgesamt bis zu 18 Einzelparametern umgesetzt. Die Einzelparameter werden über die Metric-Gruppen und anschließend zur Gesamtbewertung einer Probestelle gemittelt (Abb. 11).

Abhängig vom Ausmaß der Abweichungen zwischen Probenahmeergebnis und Referenz-Fischzönose wird für jede Metric ein Scoring von 5 (sehr gut), 3 (gut) oder 1 (mäßig oder schlecht) Punkten vergeben. Diese Werte werden in weiter Folge zu einem gewichteten Gesamtmittel (Wert zwischen 1,00 und 5,00) verrechnet. Abhängig von der Anzahl der Arten der jeweiligen Referenz-Fischzönose (< 10 Referenz-Arten bzw. > 10 Referenz-Arten) werden dabei teilweise unterschiedliche Metrics zum Gesamtmittel verrechnet (Handbuch fiBS, vgl. Dußling 2009).

Den verschiedenen ökologischen Zustandsklassen hinsichtlich der Fischfauna nach WRRL sind folgenden Klassengrenzen zugeordnet (vgl. Anlage 5 zu OGewV):

- > 3,75: Sehr guter ökologischer Zustand;
- > 2,50-3,75: Guter ökologischer Zustand;
- > 2,00-2,50: Mäßiger ökologischer Zustand;
- > 1,50-2,00: Unbefriedigender ökologischer Zustand;
- ≤ 1,50: Schlechter ökologischer Zustand.

Auch wenn die Bewertung probestellenbezogen erfolgt, müssen diese repräsentativ für den Wasserkörper sein und repräsentativ beprobt werden. Letzteres schließt die Befischung einer ausreichend großen Gewässerstrecke unter Einbeziehung aller vorhandenen Habitatstrukturen und den Fang einer ausreichenden Anzahl von Fischen ein. Das Poolen mehrerer Befischungen zu einem aussagekräftigen Gesamtergebnis ist ausdrücklich vorgesehen.

Das nationale fisch-basierte Bewertungsverfahren fiBS trägt weiterhin der Tatsache Rechnung, dass es mit vertretbarem Aufwand unmöglich ist, die absolute Anzahl der Fische in einem Gewässer zu erfassen. Deshalb beruhen sämtliche Parameter auf dem Vorhandensein bzw. Fehlen von Arten oder ökologischen Gilden sowie auf deren relativen Anteilen sowohl in der Referenz-Fischfauna als auch im aktuellen Fang.

Damit ist das fiBS Verfahren prinzipiell nicht geeignet (und auch nicht dafür konzipiert), Verluste von Fischen an Wasserkraftanlagen oder den Wasserkraftstandort an sich zu bewerten. Wenn beispielsweise alle Arten gleichermaßen von der Anlagen-induzierten Mortalität betroffen sind, ist es theoretisch möglich, dass der Verlust von z. B. 90 % aller Individuen an einer Wasserkraftanlage zu keiner Veränderung der relativen Artenzusammensetzung und damit der fiBS-Bewertung führt. Das Verfahren ist ein Mess- bzw. Analyseinstrument primär für eine großräumige Gewässerbeurteilung aber kein Prognoseinstrument für die Bewertung zukünftiger Entwicklungen im Zusammenhang mit Beeinträchtigungen durch konkrete Vorhaben.

Zur Einschätzung der potentiellen Leistung des fiBS wurde bereits im Urteil des OVG Hamburg (Urteil vom 18.01.2013, Az. 5 E11/08, Rn. 234) juristisch festgestellt, dass es sich bei dem fiBS um ein „träges“ System handle, das erst auf massivere Änderungen des Fischbestandes reagiere und *„dass die Ergebnisse dieses Systems, das für die Einstufung von Gewässern geschaffen worden ist, nicht ohne weiteres für die Beurteilung von Verschlechterungswirkungen in Bezug auf die Fischfauna herangezogen werden dürfen, sondern einer Plausibilitätskontrolle unterzogen und ggfs. auch modifiziert werden müssen“*.

Ungeachtet o. g. Einschränkungen bietet auch das fiBS-Verfahren Ansatzpunkte für die Bewertung der Mortalitätsgefährdung von Fischen an Wasserkraftanlagen. Hier ist insbesondere die Referenz-Fischfauna zu nennen. Sie bildet nicht nur den Vergleichsmaßstab für die aktuellen Fänge, sondern stellt gleichzeitig auch das Entwicklungsziel und Leitbild für den jeweiligen Wasserkörper/Flusslauf dar. Damit sind Fischarten der Referenz-Fischfauna auch dann bewertungsrelevant, wenn sie aktuell im Gewässer noch nicht vorkommen. Dies gilt auch für Fischarten, die aufgrund ihrer geringen Individuenanteile in der Referenz-Fischfauna zu keinem Umschlag der fischbasierten Bewertung führen werden. Bei diesen ist zu berücksichtigen, dass für die Erstellung der Referenz-Fischfauna zwei klar dokumentierte Konventionen vereinbart wurden (Dußling et al. 2004):

1. Typische Fischarten der Flussauen gehen nur mit Präsenz aber unbedeutenden Individuenanteilen in die Referenz ein, weil in Deutschland die Aue nicht als Teil des Wasserkörpers mit bewertet wird.
2. Anadrome Wanderfische, wie Lachs und insbesondere Stör gehen nur mit Präsenz aber unbedeutenden Individuenanteilen in die Referenz ein, weil ihre Wiederansiedlung und Etablierung im engen Zeitrahmen der WRRL unrealistisch ist und damit ein unerreichbares Entwicklungsziel definiert würde.

Neben einem Überblick über das metric-basierte Bewertungsverfahren nach fiBS gibt Abbildung 10 eine Übersicht, welche Einzelparameter durch Individuenverluste an Wasserkraftanlagen besonders beeinflusst werden könnten. Während das völlige Auslöschen von Arten oder sogar Gilden eher unwahrscheinlich erscheint, könnten signifikante Verluste die relativen Anteile wertgebender Arten und Gilden, hier insbesondere der Wanderfische, verringern.

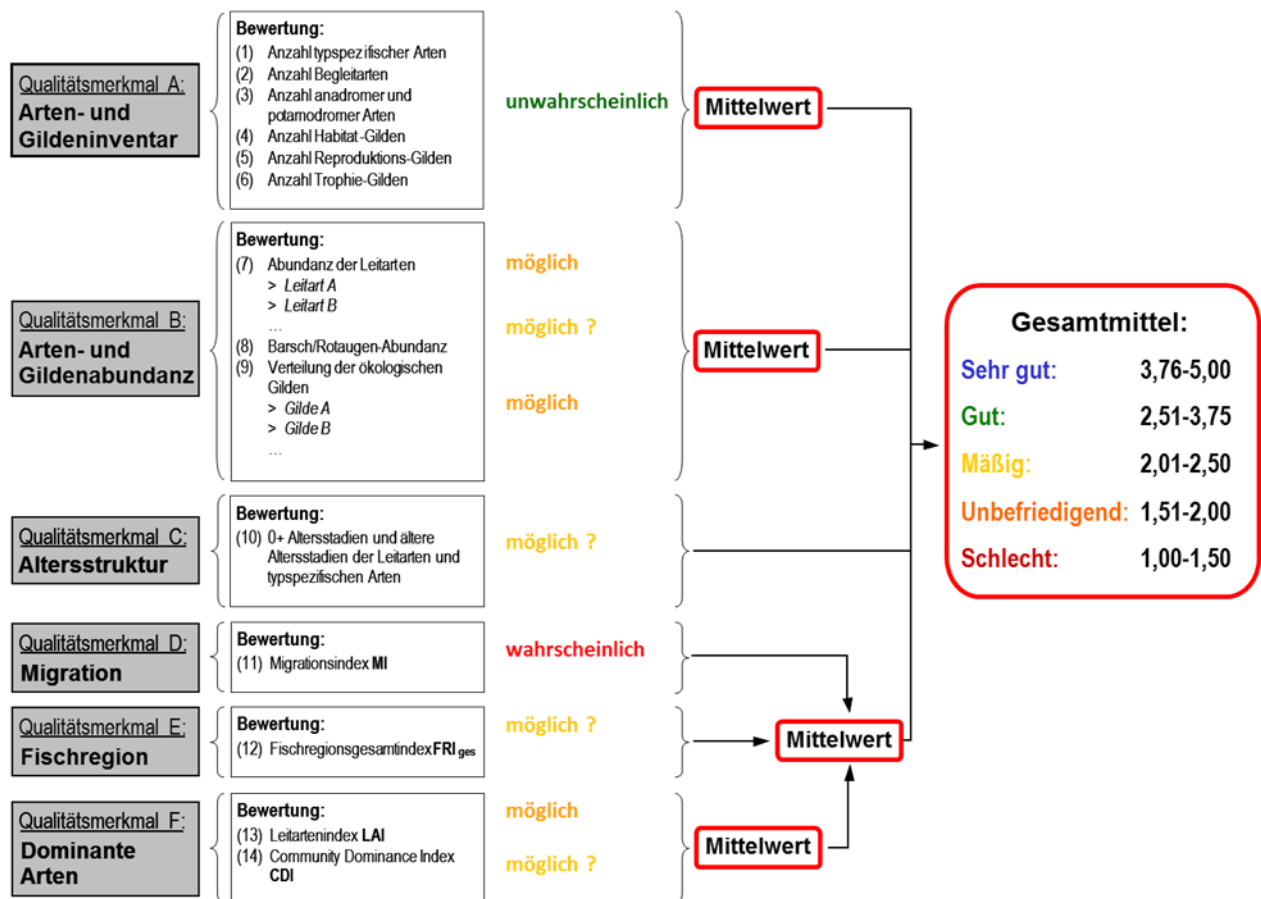


Abb. 10: Schematische Darstellung der mit fiBS durchgeführten fischbasierten Bewertung von Fließgewässerabschnitten mit einer Referenz-Fischzönose von > 10 Arten (überarbeitet nach Handbuch fiBS, Dußling 2009) sowie Einschätzung der Betroffenheit eines fiBS-Parameters durch turbinenbedingte Mortalität an Wasserkraftanlagen (farblich in der Mitte).

Von allen fiBS-Metrics sind es einige ausgewählte, bei denen eine Veränderung (d. h. Verschlechterung) durch turbinenbedingte Mortalität an Wasserkraftanlagen grundsätzlich möglich bzw. sogar wahrscheinlich ist (vgl. Abb. 10). So ist es grundsätzlich möglich, dass die Turbinenmortalität von Wasserkraftanlagen die relative Abundanz der Leitarten verändert, wenn sich die Mortalität unterschiedlich auf verschiedene Fischarten (verstärkt auf Leitfischarten) auswirkt (vgl. vMGI einzelner Fischarten in Kap. 8.5). Möglich ist auch, dass einzelne Reproduktions-, Habitat- bzw. Trophiegilden verstärkt bzw. selektiv einer Mortalität an Wasserkraftanlagen ausgesetzt sind, was in Veränderungen (Verschlechterungen) der Metrics bzgl. relativer Gildenverteilungen resultieren kann. Vor allem wird aber davon ausgegangen, dass das Mortalitätsrisiko an Wasserkraftanlagen verstärkt Wanderfischarten betrifft (vgl. Kap. 8.3.5) und somit sind Veränderungen (d. h. Abwertungen) des Metrics „Migrationsindex“ wahrscheinlich. Zusätzlich kann es zu einer Abwertung des Metrics „Leitartenindex“ kommen, wenn die turbinenbedingte Mortalität an Wasserkraftanlagen einen Rückgang von ausgewiesenen Leitfischarten auf relative Abundanzen von unter 5 % verursacht. Darüber hinaus ist es – in Abhängigkeit der bestehenden Fischartenzusammensetzung und relativen Abundanzen an einem Standort – möglich, dass die turbinenbedingte Mortalität an Wasserkraftanlagen bzw. die Selektivität hinsichtlich einzelner Arten (vgl. vMGI, Kap. 8.5) weitere Metrics wie z. B. die Anzahl anadromer und diadromer Arten, die relative Barsch-/Rotaugenabundanz, die Altersstruktur (Anteil der Altersklasse 0+), den Fischregionsindex oder den Community Dominance Index beeinflusst; was sich je nach Ausprägung der tatsächlichen Veränderungen (verglichen mit der Referenz-Fischfauna) auf die Gesamtbewertung auswirken kann. Im

Gegensatz dazu würde es zu einer Abwertung z. B. des Metrics „typspezifische Arten“ nur dann kommen, wenn die Turbinenmortalität von Wasserkraftanlagen für das vollständige Fehlen bzw. Verschwinden einer typspezifischen Art (bezogen auf den gesamten Wasserkörper) verantwortlich ist, was in extremen Einzelfällen hinsichtlich der Konfliktintensität einer Wasserkraftanlage und v. a. unter Berücksichtigung von anderen einflussgebenden Faktoren (z. B. Habitatbeeinträchtigungen) z. T. möglich, aber grundsätzlich eher unwahrscheinlich ist.

Der Ansatz dieses Forschungs- und Entwicklungsvorhabens ist es daher, basierend auf wesentlichen ökologischen Grundlagen, Parametern und Bewertungsschritten sowie ausgewählten Metrics des fiBS zur biologischen Qualitätskomponente Fische eine Bewertungsmethodik zu entwickeln, die es ermöglicht, prognostische Bewertungen im Hinblick auf Verschlechterungsverbot und Verbesserungsgebot nach WRRL für die Mortalität an WKA nach einem einheitlichen und transparenten Ansatz vorzunehmen.

9.1 Besonders bewertungsrelevante Arten nach WRRL

Nicht nur fiBS, sondern auch alle übrigen fischbasierten Bewertungsverfahren der Mitgliedsstaaten bewerten die Fischfauna insbesondere als Indikator für strukturelle, d. h. hydromorphologische und Habitat-bezogene Beeinträchtigungen der Gewässer (Jepsen & Pont 2007). Hier reagieren die typischen Flussfische besonders sensitiv, weshalb ihre Vorkommen und ihre Häufigkeit besonders bewertungsrelevant sind. Alle europäischen fischbasierten Bewertungsverfahren werten typische Flussfischarten positiv und detektieren ihr Fehlen bzw. Defizite dieser Arten als Ursachen der fehlenden Erreichung der WRRL-Ziele (Jepsen & Pont 2007). Daraus ist unbedingt zu schlussfolgern, dass Verluste an diesen sensitiven Flussfischarten das Bewertungsergebnis nach WRRL negativ beeinflussen und zu einer Verschlechterung führen können. Dies bedeutet, dass insbesondere dann, wenn die WRRL-Ziele, d. h. die Referenzkonformen Individuenanteile dieser Arten noch nicht erreicht sind, zusätzliche Tötungen von Individuen an Wasserkraftanlagen grundsätzlich einer Zielerreichung entgegenstehen.

Besonders positiv auf die Bewertung wirken sich rheophile (Strömung bevorzugende), lithophile (auf Kies laichende) obligate Wanderfische auf das Bewertungsergebnis aus, weil sie im fiBS gleich in mehreren Kategorien positiven Einfluss haben. Bewirtschaftungsziel für Fließgewässer ist es, u. a. das Vorkommen dieser Flussfischarten zu fördern, weshalb im Umkehrschluss zu folgern ist, dass Verluste dieser Positiv-Indikatoren besonders schwerwiegend sind.

Ein WRRL-orientierter Ansatz zur Bewertung der Mortalität von Fischen im Hinblick auf eine mögliche Verschlechterung des ökologischen Zustands sollte sich deshalb auch an der Sensitivität bzw. Bewertungsrelevanz der Fischarten orientieren. Deshalb wurden die Arten entsprechend ihrer Bewertungsrelevanz nach dem derzeit gebräuchlichen Verfahren fiBS klassifiziert (Tab. 34). Tabelle 34 gibt Aufschluss darüber, welche Arten bei einer Verringerung der (relativen) Abundanz durch Mortalität an Wasserkraft besonders zu einer Abwertung nach fiBS führen. **Somit werden die in Tab. 34 als „besonders bewertungsrelevant“ gekennzeichneten Arten für das weitere Vorgehen zur Bewertung von turbinenbedingter Mortalität hinsichtlich des Verschlechterungsverbotes und Verbesserungsgebotes nach WRRL (vgl. Kap. 3.1) als maßgebend erachtet.**

In diesem Zusammenhang ist anzumerken, dass grundsätzlich jede Veränderung der relativen Abundanz bzw. das vollkommene Verschwinden einer Fischart an einem Standort (aufgrund von Mortalität an Wasserkraftanlagen) Auswirkungen auf die Bewertung nach WRRL (in Deutschland mit dem nationalen Bewertungsverfahren fiBS) haben kann. Das heißt, Mortalität an Wasserkraftanlagen kann auch für Arten mit geringerer WRRL-Bewertungsrelevanz (nicht lithophil bzw. rheophil oder keine Wanderfischart) zu Veränderungen der Bewertung des ökologischen Zustands (Verschlechterung) der Qualitätskomponente „Fischfauna“ führen.

Allerdings sind i. d. R. nur die besonders bewertungsrelevanten Arten gewichtig genug, um substantielle Wirkungen auf das Bewertungsergebnis zu erzielen. Sie stehen deshalb im Fokus der Betrachtung und Bewertung. Indizieren diese Arten keinen Wechsel der ökologischen Zustandsklasse, wird angenommen, dass dies bei den weniger bewertungsrelevanten Arten erst recht nicht der Fall ist.

Die in Tab. 34 zusammengefassten und als besonders bewertungsrelevant nach WRRL eingestuftten Arten sollten daher im Zusammenhang mit der Einschätzung einer potentiellen Verschlechterung der Fischfauna durch wasserkraftbedingte bzw. turbinenbedingte Mortalität als grundsätzlicher Orientierungsrahmen genutzt werden, um besonders sensitive Arten zu identifizieren und für die Bewertung nutzen zu können.

Ergänzend zur Bewertungsrelevanz einer Art im Zusammenhang mit der WRRL allgemein, ist die Auswirkung der Mortalität an Wasserkraftanlagen immer speziell in Abhängigkeit von bzw. basierend auf der Referenz-Fischzönose und der tatsächlichen Artenzusammensetzung und Artenhäufigkeit an einem Standort zu betrachten und bezogen auf den bewertungsrelevanten Wasserkörper zu beurteilen. Dabei ist die Auswirkung nicht nur auf die Einzelarten, sondern auf die für die Bewertung besonders relevante Fischzönose zu bewerten (vgl. methodische Vorgehensweise hierzu in Kap. 10.7).

Zusätzlich sind für eine umfassende Beurteilung eines Wasserkraftvorhabens neben der direkten Turbinenmortalität auch weitere Effekte der Wasserkraftnutzung zu berücksichtigen, um die Auswirkungen auf den ökologischen Zustand nach WRRL gesamthaft abschätzen zu können. Hierzu zählen z. B. die Rechenmortalität, die eingeschränkte Durchgängigkeit sowie Auswirkungen auf flussauf- und abwärts liegende Habitate (Staubereiche, Restwasser- und Ausleitungsstrecken, Schwallbetrieb etc.).

Tab. 34: Übersicht der im Hinblick auf Mortalität an WKA besonders bewertungsrelevanten Fischarten gemäß WRRL bzw. hinsichtlich des fiBS-Bewertungsverfahrens.

WRRL-Bewertungsrelevanz							
			Besonders bewertungsrelevant nach WRRL				
			lithophil und rheophil und Wanderfischart	(lithophil und rheophil) oder (lithophil und Wanderfischart) oder (rheophil und Wanderfischart)	rheophil oder Wanderfischart	keine Wanderfischart, nicht lithophil, nicht rheophil	nicht eingestufte/bewertete Arten nach fiBS
VMGI	Sehr hohe	A.1					
		A.2					
		A.3					
		A.4	Europäischer Stör Huchen Rhein-Schnäpel				Baltischer Stör Hausen Sternhausen Sterlet Waxdick
	hohe	B.5	Maifisch Lachs Lachssmolt		Blankaal Gelbaal Ziege		Buckelmaräne
		B.6	Schnäpel Meerneunauge	Zingel			Schaalsee-Maräne
	mittlere	C.7	Flussneunauge Nase Perlfisch Quappe	Äsche Finte Frauennerfling Schrätzer Zährte		Karpfen (Rheinkarpfen)	Ammersee-Tiefensaibling Blaufelchen Buntflossengruppe Chiemsee-Renke Sandfelchen
		C.8	Barbe Meerforelle Meerforellensmolt Rapfen Seeforelle Seeforellensmolt	Bachforelle Steingressling Strömer Zobel	Aland Zope	Karausche Wels	Ammersee-Kilch Bodensee-Kilch Bodensee-Tiefseesaibling Gangfisch Königssee-Saibling Luzin-Tiefenmaräne Seesaibling
		C.9	Stint (W)	Bachneunauge Donau-Bachneunauge Streber	Baltischer Goldsteinbeißer	Brassen Güste Hecht Schlammpeitzger Schleie Zander	Baltische Groppe Seelaube Stechlin-Maräne
	geringe	D.10		Elritze	Stint Stromgründling	Flussbarsch Giebel Rotfeder	Kleine Maräne
		D.11		Döbel Schneider	Donau-Steinbeißer Steinbeißer Westlicher Stichling (W)	Bitterling Moderlieschen Rotaue Ukelei	Donau-Kaulbarsch Donau-Stromgründling
		D.12		Hasel	Groppe Gründling	Kaulbarsch Westlicher Stichling Zwergstichling	Östlicher Stichling Rhein-Groppe Stachelgroppe
	sehr geringe	E.13			Bachscherle		
		E.14					
		E.15					
		E.16					
		E.17					

10 Methodischer Ansatz zur planerischen Bewertung der Mortalitätsgefährdung von WKA

10.1 Bewertungsansatz aus vorhabentypspezifischer Mortalitätsgefährdung der Art und konstellationsspezifischem Risiko des Vorhabens

Für die Bewertung bzw. Einschätzung des Einzelfalls eines mit Mortalität verbundenen Vorhabens sind immer zumindest folgende Grundkriterien relevant (Bernotat & Dierschke 2016: 145 ff.):

1. **Allgemeine Mortalitätsgefährdung** der Arten (MGI) unter Berücksichtigung von
 - Populationsbiologischer Sensitivität (PSI) und
 - Naturschutzfachlicher Bedeutung (NWI) der Arten
2. **Vorhabentypspezifisches Tötungsrisiko** der Arten an Wasserkraftanlagen basierend auf artspezifischen
 - Schädigungsraten bei der Turbinenpassage
 - Begegnungswahrscheinlichkeiten mit Wasserkraftanlagen (Autökologie und Verhalten)
3. **Konstellationspezifisches Risiko** des Vorhabens unter Berücksichtigung z. B. von
 - Individuenzahlen bzw. Habitatnutzung der Arten im Gefahrenbereich
 - konkreter Konflikttintensität des jeweiligen Vorhabens
 - räumlicher Lage/Entfernung des Vorhabens
 - Maßnahmen zur Vermeidung/Schadensbegrenzung

Das konstellationsspezifische Risiko eines Vorhabens nach Bernotat & Dierschke (2016: 148 ff.), welches hier näher beschrieben wird, berücksichtigt die raumbezogenen Parameter zur Betroffenheit von Gebieten und Arten (vgl. Kap. 10.2), die konkrete Konfliktrichtigkeit einer WKA (vgl. Kap. 10.3), ihre räumliche Lage (vgl. Kap. 10.4) sowie die getroffenen Maßnahmen zur Vermeidung/Schadensbegrenzung (vgl. Kap. 10.5). Die Methodik stellt einen Vorschlag zur Berücksichtigung der verschiedenen art-, raum- und projektbezogenen Parameter und deren Operationalisierung in einem einheitlichen methodischen Ansatz dar. Mit dem Bewertungsansatz kann und soll die Prognose und Bewertung der Mortalität im jeweiligen Einzelfall objektiviert und nach einheitlicheren Rahmenbedingungen möglich und so die Planungspraxis unterstützt werden (vgl. Bernotat & Dierschke 2016).

Methodisch werden für die Bewertung die allgemeine Mortalitätsgefährdung (MGI) einer Art mit ihrem vorhabentypspezifischen Tötungsrisiko zur vorhabentypspezifischen Mortalitätsgefährdung (vMGI) einer spezifischen Art verschnitten. Dieser vorhabentypspezifischen Mortalitätsgefährdung einer Art werden dann Schwellen für das konstellationsspezifische Risiko des Vorhabens zugeordnet. *„Je höher die vorhabentypspezifische Mortalitätsgefährdung einer Art, desto niedriger liegt die Schwelle des konstellationsspezifischen Risikos eines Vorhabens für die Verwirklichung gebiets- oder artenschutzrechtlicher Verbotstatbestände im jeweiligen Einzelfall“* (Bernotat & Dierschke 2016: 146, vgl. Tab. 35). Da im Rahmen der Bewertung je nach Rechtsnorm zwischen einer primär artspezifischen Betrachtungsweise (FFH-VP und SAP) und einer primär zönosenspezifischen Betrachtungsweise (Verschlechterungsverbot und Verbesserungsgebot nach WRRL, charakteristische Arten eines LRT im Rahmen der FFH-VP) zu unterscheiden ist, sind zwei unterschiedliche Bewertungsansätze erforderlich, welche in Kapitel 10.7 näher beschrieben werden.

Tab. 35: Bewertungsansatz unter Berücksichtigung von vorhabentypspezifischer Mortalitätsgefährdung und konstellationsspezifischem Risiko.

Vorhabentypspezifische Mortalitätsgefährdung der Art (vMGI-Klassen)				
A: Sehr hohe Gefährdung =>	B: Hohe Gefährdung =>	C: Mittlere Gefährdung =>	D: Geringe Gefährdung =>	E: Sehr geringe Gefährdung =>
I.d.R. / schon bei geringem konstellations-spezifischen Risiko planungs- u. verbots-relevant	I.d.R. / schon bei mittlerem konstellations-spezifischen Risiko planungs- u. verbots-relevant	Im Einzelfall / bei mind. hohem konstellations-spezifischen Risiko planungs- u. verbots-relevant	I.d.R. nicht / nur bei sehr hohem konstellations-spezifischen Risiko planungs- u. verbots-relevant	I.d.R. nicht / nur bei extrem hohem konstellations-spezifischen Risiko planungs- u. verbots-relevant

Die planerisch relevanten Aspekte des konstellationsspezifischen Risikos umfassen grundsätzlich vier Gruppen von Parametern (Bernotat & Dierschke 2016: 148 ff.):

A Raumbezogene Parameter zur Betroffenheit von Gebieten und Arten

B Projektbezogene Parameter zur Konfliktintensität des Vorhabens

C Parameter zur Lage und Entfernung des Vorhabens und

D Maßnahmen zur Vermeidung bzw. Schadensbegrenzung.

Dem Farbschema nach Bernotat & Dierschke (2016) folgend, sind im Folgenden zu den planerisch relevanten Aspekten des konstellationsspezifischen Risikos raumbezogene Parameter zur Betroffenheit von Gebieten und Arten **grün**, projektbezogene Parameter zur Konfliktträchtigkeit des Vorhabens **rot**, seine Entfernung **blau** und Maßnahmen zur Vermeidung bzw. Schadensbegrenzung **violett** dargestellt.

10.2 Raumbezogene Parameter zur Betroffenheit von Gebieten und Arten

Zu den raumbezogenen Parametern zählen insbesondere jene, die für das Vorkommen von Tieren verantwortlich sind, da bei einer Abschätzung von Mortalitätsrisiken in gewissem Umfang aus dem Vorkommen von Tieren auf potenzielle Verluste geschlossen werden kann (Bernotat & Dierschke 2016: 148). Daraus kann abgeleitet werden, dass Gewässerabschnitte mit hohem Vorkommen bzw. hoher Dichte einer bestimmten Fischart – und somit hoher potenzieller Betroffenheit gegenüber projektbedingter Mortalität – als problematischer einzustufen sind, als Bereiche mit geringen Beständen. Bei Fischen, und hier insbesondere bei kata-, ana- und potamodromen Wanderfischarten sowie bei Arten mit ausgeprägtem Aktionsradius („home range“), kann eine hohe Frequentierung des Gewässerkorridors (z. B. im Zuge von Laichwanderungen, ontogentischen oder periodischen Habitatwechseln) das Tötungsrisiko an Wasserkraftanlagen stark erhöhen.

Mögliche „räumliche“ Parameter für die Einschätzung der Betroffenheit einer Art hinsichtlich ihres Vorkommens im Einzelfall wurden bereits für andere Artengruppen (u. a. Vögel, Fledermäuse) durch Bernotat & Dierschke (2016: 149) erarbeitet und können – adaptiert für Fische – folgende Aspekte umfassen:

- Vorkommen der Individuen einer Art im betroffenen Raum (Verbreitung, Individuenzahlen, Dichte, Frequenz),
- Häufigkeit bzw. Frequenz von Tieren im Gefahrenbereich des Vorhabens,
- Habitatqualität und -funktion des Raumes als z. B. Laichhabitat, Wintereinstand, Nahrungshabitat etc.,
- naturschutzfachliche Bedeutung des Raumes, z. B. als Schwerpunkt- oder Vorranggebiet,

- Bedeutung der räumlich-funktionalen Beziehungen im Wirkraum, z. B. der Wanderkorridore von diadromen Arten,
- etwaige Attraktionswirkungen im Gefahrenbereich (Falleneffekte).

Je nach Rechtsnorm und Prüfinstrument kommt bestimmten Arten mit einem dementsprechenden Schutzstatus oder einer bestimmten Typisierung eine besondere Bedeutung für die Genehmigungsfähigkeit von Wasserkraftanlagen zu (vgl. Kap. 3 und Kap. 10.6).

Wie für andere Artengruppen, z. B. Vögel und Fledermäuse beschrieben, kommt zudem Natura 2000-Gebieten naturschutzfachlich und -rechtlich eine besondere Bedeutung bzgl. Arten und Lebensgemeinschaften zu. Solche europäischen Schutzgebiete, in denen durch Mortalität gefährdete Arten nach den Erhaltungszielen geschützt sind, weisen somit i. d. R. eine besondere Bedeutung auf (Bernotat & Dierschke 2016: 149).

10.3 Projektbezogene Parameter zur Konfliktintensität des Vorhabens

Das jeweilige Vorhaben ist zudem hinsichtlich seiner anlage- und standortspezifischen Konfliktintensität zu beurteilen (Bernotat & Dierschke 2016: 149). Bei Wasserkraftanlagen ist die wasserkraftbedingte Mortalität von flussabwärts wandernden Fischen, und somit die anlage- und standortspezifische Konfliktintensität, vor allem durch die Passage von Turbinen bedingt (Ebel 2013: 75 ff.).

Die beiden häufigsten Anlagentypen in Deutschland und weltweit sind Francis- und Kaplan-turbinen. Typische artspezifische Mortalitätsraten von Francisturbinen liegen bei 20-30 % und von Kaplan-turbinen bei 5-15 % (Pracheil et al. 2016). Die Mortalitätsraten einzelner Anlagen können aber auch geringer bzw. sehr viel höher ausfallen und hängen im Wesentlichen von der Geometrie von Leitapparat und Laufrädern ab sowie von der äußeren Umlaufgeschwindigkeit der Schaufeln (Odeh 1999). Weitere Einflussgrößen sind Größe und Geschwindigkeit des Druckabfalls sowie Turbulenzen im Wasserkörper bei der Turbinenpassage. Neben den verschiedenen Turbinen können jedoch auch andere Triebwerkstypen (z. B. Wasserkraftschnecken oder Wasserräder) letale Auswirkungen auf Fische verursachen (Ebel 2013: 75 ff.).

Um den Einfluss des Triebwerkstyps auf die Mortalitätsrate auf Grundlage der empirischen Daten zu untersuchen, wurden die Gesamt-Mortalitätsraten deutscher und europäischer Untersuchungen (s. Kap. 8.2) der Triebwerkstypen Francisturbine, Kaplan-turbine, Wasserkraftschnecke (archimedische Schnecke) und Wasserrad in sogenannten Violingrafiken dargestellt (vgl. Abb. 11). Bei den hier zugänglichen und ausgewerteten Studien wiesen Kaplan- und Francisturbinen in der Regel deutlich höhere Gesamtmortalitätsraten als Wasserkraftschnecken auf sowie weitaus höhere als Wasserräder. In diesen Studien lagen die durchschnittlichen Mortalitätsraten bei Francis- und Kaplan-turbinen bei ca. 26 %, bei archimedischen Schnecken bei ca. 13 % und bei Wasserrädern bei ca. 1 %, wobei darauf hinzuweisen ist, dass im Einzelfall bei allen Anlagentypen z. T. sehr hohe Mortalitäten beobachtet wurden. Mit Ausnahme der Wasserräder wurden bei allen Anlagentypen art- und standortabhängig Mortalitätsraten bis zu 100 % nachgewiesen. Die maximalen artspezifischen Mortalitätsraten lagen aber auch bei Wasserrädern im Einzelfall über 60 % (Abb. 11).

Auf Grundlage dieser Zahlen bestätigt sich im Fall des Triebwerkstyps die Einschätzung aus Ebel (2013: 75), dass Mortalität an Wasserkraftanlagen vor allem durch Turbinen verursacht wird und hier vor allem Kaplan- und Francisturbinen die höchsten Schädigungen aufweisen.

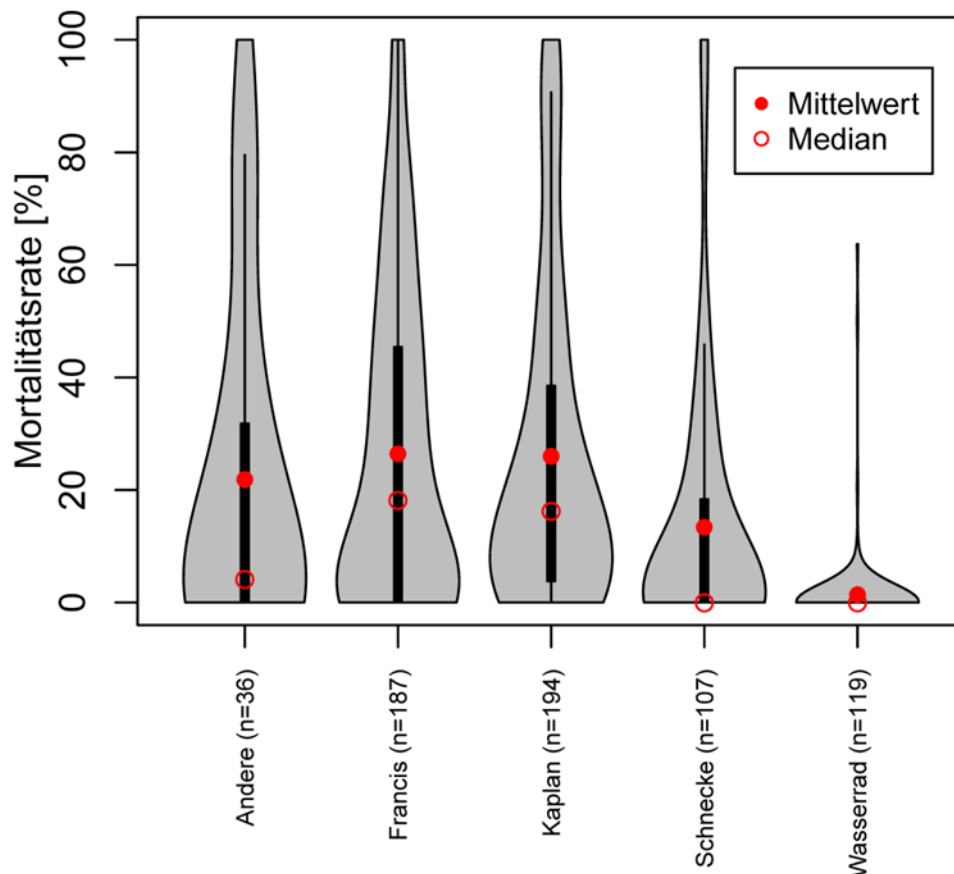


Abb. 11: Beobachtete artspezifische Mortalitätsraten von Fischen an verschiedenen Typen von Wasserkraftanlagen: Francis- und Kaplan-turbinen, archimedischen Wasserschnecken, Wasserrädern und anderen Turbinentypen (z. B. Ossberger Turbine).

Graue Flächen: relative Häufigkeitsverteilung der Mortalitätsraten, Dünne Linien = 10-90 %-Perzentil, Dicke Balken = Interquartilerange (25-75 %-Perzentil), Rote Kreise = Median, rote Punkte = Mittelwert.

Der konkrete Einfluss einzelner Turbinenparameter auf die Mortalitätsrate ist seit vielen Jahrzehnten Gegenstand zahlreicher Untersuchungen. Bereits von Raben (1957a, 1957b) veröffentlichte erste mathematische Modelle zur Abschätzung der Schädlichkeit bzw. des Mortalitätsrisikos von Turbinen für Fische hinsichtlich technischer Turbinenparameter. Seitdem wurden von verschiedenen Autoren mehrere empirische bzw. physikalisch abgeleitete Modelle zur Prognose turbinenbedingter Mortalität an Kaplan- und Francisturbinen erarbeitet (vgl. Ebel 2013: 110). Dadurch sind bei Kaplan- und Francisturbinen die Einflussfaktoren auf die Mortalitätsrate vergleichsweise gut bekannt. Prognosemodelle sind in der Lage, einen großen Teil der Varianz der Schadensraten durch die standörtlichen Unterschiede der Turbinen zu erklären und haben damit das Verständnis für die Schadensentstehung in der Turbine verbessert. Grundsätzlich sind dabei alle, sowohl physikalische als auch empirische Modelle, körperlängenabhängig, wobei stets positive Korrelationen zwischen Mortalitätsrate und der Körperlänge der Fische bestehen. Obwohl bei der Turbinenpassage auch Druckwechsel, Scherkräfte und Turbulenzen Schadensursachen sein können, zielen die meisten physikalischen Prognosemodelle von Turbinenschädigungen auf die Quantifizierung der Wahrscheinlichkeit einer Kollision zwischen Fisch und Laufradschaufel (Ebel 2013). Von den Autoren werden stets die Turbinenparameter mit dem höchsten Erklärungsgehalt in den Gleichungen berücksichtigt.

Folgende technische Turbinenparameter sind neben der Körperlänge i. d. R. mit den Mortalitätsraten von Fischen an Wasserkraftanlagen korreliert und sollten für die projektspezifische Konfliktintensität im Einzelfall geprüft werden:

- Fallhöhe (positive Korrelation)
- Drehzahl der Turbine bzw. Umlaufgeschwindigkeit am äußeren bzw. mittleren Laufraddurchmesser (positive Korrelation)
- Anzahl der Laufradschaufeln (positive Korrelation)
- Schaufelabstand (negative Korrelation)
- Spaltmaß Laufrad zu Laufradgehäuse/Narbe
- Betriebsweise der Turbine/n (z. B. Halblast oder Vollast) (positive Korrelation)
- Lage der Wasserkraftanlage im Bezug zu anderen Wasserkraftanlagen bzw. Häufigkeit von Wasserkraftanlagen im Gewässerabschnitt (positive Korrelation)

Bezüglich der in weiterer Folge dargestellten und ausgewerteten Zusammenhänge von Mortalität und einzelnen Turbinenparametern ist anzumerken, dass die hier beobachteten Mortalitätsraten der jeweiligen Ausprägung eines einzelnen Turbinenparameters (z. B. Umlaufgeschwindigkeit) gegenübergestellt wurden. Die beobachteten Mortalitätsraten sind aber nicht allein von einem einzelnen Turbinenparameter abhängig. Im Gegenteil, grundsätzlich bestimmt die gesamte technische Ausgestaltung der Turbinen (d. h. das Zusammenspiel mehrerer Turbinenparameter) sowie die Fischlänge die Mortalität bei der Turbinenpassage. Darüber hinaus wurden in den nachfolgenden Abbildungen sowie weiteren Analysen der Turbinenparameter Wasserkraftschnecken und Wasserräder nicht näher behandelt, da diese grundsätzlich geringere Mortalitätsraten aufweisen (vgl. Abb. 11), mit geringen Drehzahlen/Umlaufgeschwindigkeiten arbeiten und aufgrund ihrer technischen Wirkweise kaum mit Turbinentypen vergleichbar sind.

Die **Drehzahl** stellt einen Hauptprädiktor in Prognosemodellen zu turbinenbedingten Schädigungen sowohl von Salmoniden (vgl. Larinier & Dartiguelongue 1989) als auch von Aalen (*A. anguilla*) und anderen Arten (vgl. von Raben 1957a, 1957b) dar. Die Drehzahl ist dabei grundsätzlich positiv mit der Mortalitätsrate korreliert, d. h. höhere Drehzahlen bedingen eine höhere Mortalität bei der Turbinenpassage. Die vorliegenden Untersuchungen bestätigen diesen positiven Zusammenhang zwischen der Drehzahl und der Mortalitätsrate, wobei jedoch schon geringe Drehzahlen < 100 U/min zu Mortalitäten > 10 % führen können. Sehr hohe Mortalitätsraten > 80 % wurden an Kaplan-turbinen bereits bei Drehzahlen von 150 U/min beobachtet (vgl. Abb. 12).

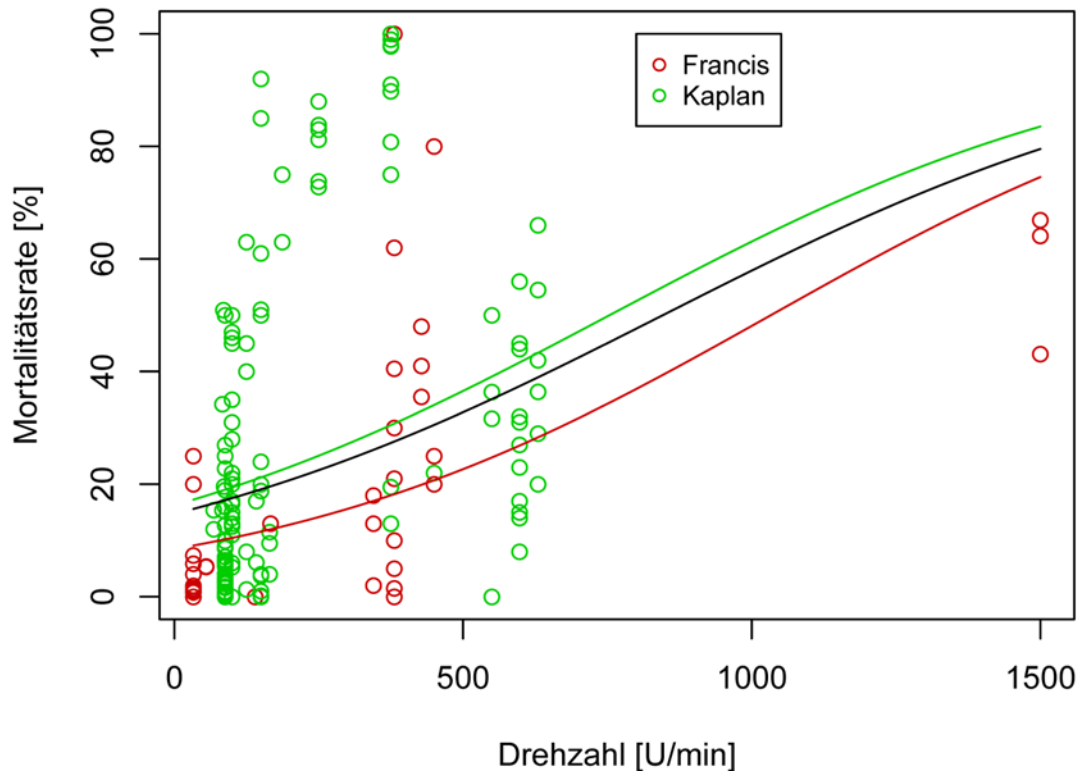


Abb. 12: Zusammenhang zwischen beobachteter Mortalitätsrate von Fischen und Drehzahl an Francis- und Kaplan turbinen.

Die **äußere Umfangsgeschwindigkeit** ist das Produkt aus der Turbinendrehzahl, dem Turbindurchmesser und dem Kreisfaktor $\pi/60$. Sie stellt, neben anderen, einen Hauptparameter in mehreren empirischen Modellen dar (z. B. Mortalität von Aalen (*A. anguilla*) an Kaplan turbinen nach Ebel 2013, Turnpenny 1998, von Raben 1957a, 1957b) und ist grundsätzlich positiv mit der Mortalitätsrate von Fischen an Wasserkraftanlagen korreliert.

Auch die für diese Arbeit vorliegenden Untersuchungen (vgl. Kap. 8.2) zeigen einen signifikant positiven Zusammenhang von äußerer Umlaufgeschwindigkeit einer Turbine und der Mortalitätsrate (vgl. Abb. 13). Für die äußere Umlaufgeschwindigkeit konnte ein positiver Zusammenhang (logistisch) mit der Mortalitätsrate sowohl für Kaplan- als auch Francis turbinen festgestellt werden (Signifikanzniveau $P < 0.1$). Sowohl für Francis- als auch für Kaplan turbinen zeigt sich, dass äußere Umlaufgeschwindigkeiten von ca. > 10 m/s bzw. > 15 m/s zu stark erhöhten Mortalitätsraten (> 80 %) führen.

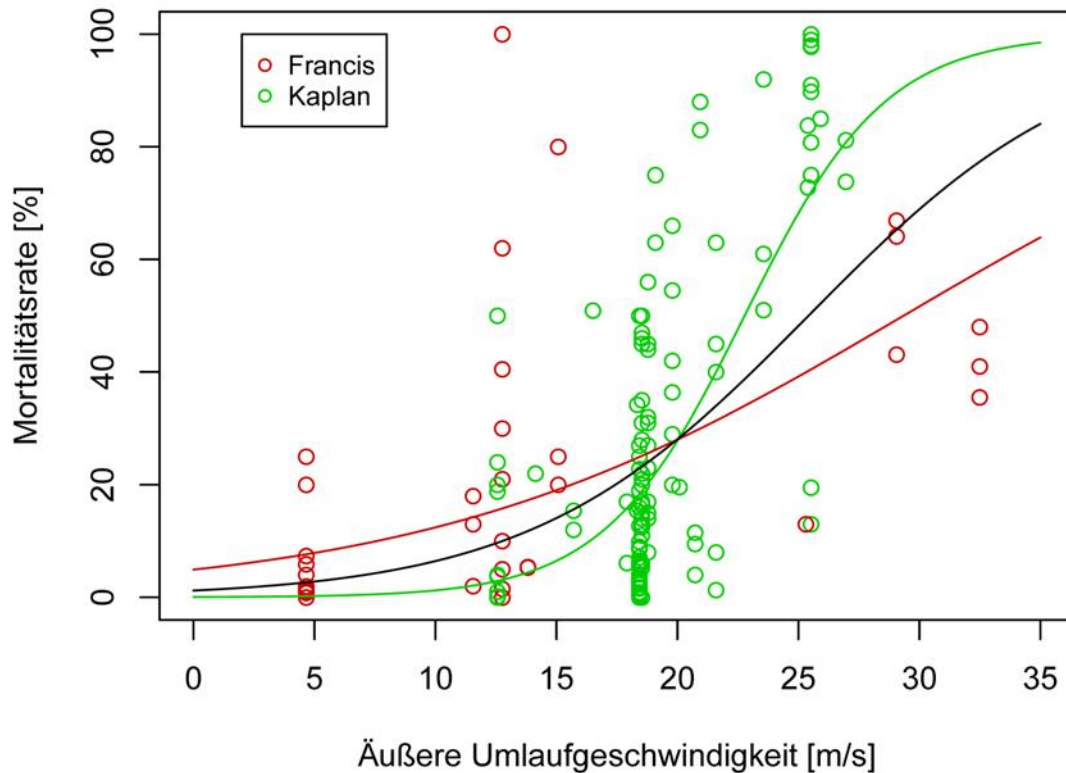


Abb. 13: Zusammenhang zwischen beobachteter Mortalitätsrate von Fischen und äußerer Umlaufgeschwindigkeit an Francis- und Kaplan turbinen.

Der **maximale Schaufelabstand** ist der absolute Schaufelabstand am äußeren bzw. mittleren Laufraddurchmesser. Er nimmt bei gleichem Turbinendurchmesser mit zunehmender Schaufelzahl ab. Dieser Parameter ist in bisherigen Prognosemodellen negativ mit der Mortalitätsrate korreliert, d. h. geringere Schaufelabstände bedingen eine höhere Mortalitätsrate von Fischen bei der Turbinenpassage (vgl. Ebel 2013, Montén & Hill 1985, Larinier & Dartiguelongue 1989). Auch die hier bearbeiteten Untersuchungen zeigen diesen negativen Zusammenhang zwischen dem maximalen Schaufelabstand (vereinfachend berechnet aus Turbinenumfang geteilt durch Schaufelanzahl) und der Mortalitätsrate (vgl. Abb. 14), dieser Trend war jedoch weder für Kaplan- noch für Francisturbinen signifikant ($P > 0,1$). Dies liegt u. a. auch daran, dass bei Kaplan turbinen durch deren anpassbare Schaufelneigung kein fixer Schaufelabstand für die Analyse angenommen werden kann. Zusätzlich ist die auf den Schaufelabstand zurückzuführende Mortalität in besonderem Maße von der Fischlänge abhängig. Diese Wechselbeziehung von Fischlänge und Schaufelabstand wurde in physikalischen Prognosemodellen (vgl. Ebel 2013) beschrieben. Grundsätzlich zeigt sich jedoch, dass besonders bei Francisturbinen die – aufgrund der vielen Laufradschaufeln – sehr geringen Schaufelabstände ($< 0,5$ m) zu einem stark erhöhten Mortalitätsrisiko führen.

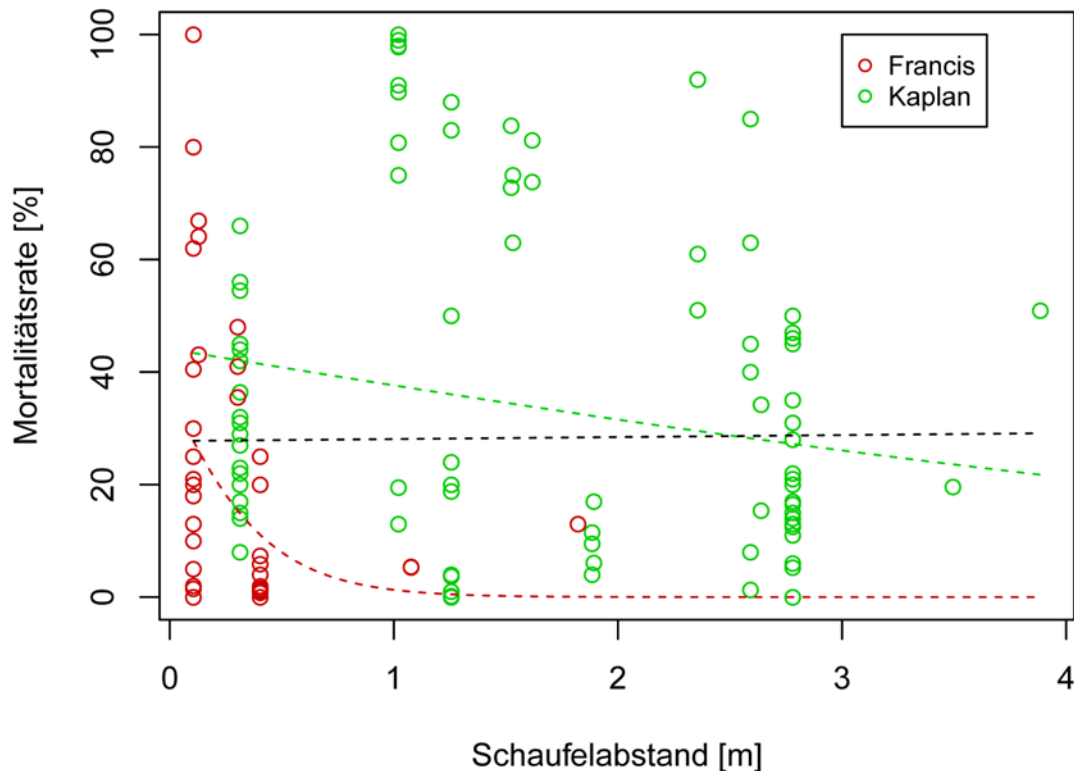


Abb. 14: Zusammenhang zwischen beobachteter Mortalitätsrate von Fischen und Schaufelabstand am äußeren Laufraddurchmesser an Francis- und Kaplan-turbinen.

Die **Fallhöhe** wird in einigen Modellen als weiterer Hauptprädiktor für die Turbinenmortalität verwendet, z. B. bei von Raben (1957) für Aale (*A. anguilla*) und artunspezifisch sowie bei Larinier & Dartiguelongue (1989) für Salmoniden. Dabei ist die Fallhöhe positiv mit der Mortalitätsrate korreliert, d. h. bei Standorten mit größeren Fallhöhen kann grundsätzlich von einer höheren Turbinenmortalität ausgegangen werden. Die vorliegenden Untersuchungen bestätigen einen signifikant positiven Zusammenhang von Fallhöhe und Mortalität bei der Turbinenpassage sowohl für die Kaplan- als auch für die Francis-turbine ($P < 0,1$, vgl. Abb. 15). Die Ergebnisse zeigten, dass bei Fallhöhen < 3 m die relativ geringsten Mortalitäten beobachtet wurden. Jedoch können schon bei diesen geringen Fallhöhen von wenigen Metern Mortalitätsraten von über 30 % auftreten (Abb. 15). Bei Fallhöhen zwischen 3 m und 10 m steigen diese Mortalitäten stark an (vor allem bei der Kaplan-turbine) und erreichen ab 10 m Fallhöhe Werte bis über 90 % (vgl. Abb. 15). Inwiefern der Einfluss der Fallhöhe auf die beobachtete Mortalität durch fallhöhenbedingt höhere Geschwindigkeiten, Scherkräfte und Drehzahlen bzw. spezielle, für größere Fallhöhen ausgelegte, Anlagentypen bedingt wird oder durch Druckunterschiede, ist aus dieser Analyse nicht abzuleiten.

Die Fallhöhe ist neben Durchfluss und Einbautiefe der Turbine ein Faktor, der den rasanten Druckabfall in der Turbine und damit ein mögliches Barotrauma-Risiko bei Fischen bewirkt (Trumbo et al. 2014). Die rapide Dekompression führt zur Ausdehnung von Gasen im Körper der Fische, was insbesondere zu Schwimmblasenschäden und Embolien, aber auch zu Darmausstülpungen und Blutungen führt. Die unmittelbare Mortalität infolge Druckabfalls ist deshalb auch von der Einschwimmtiefe des Fisches und der damit einhergehenden Druckanpassung an seine Umgebung abhängig (Stephenson et al. 2010). Physoclisten sind besonders betroffen, da bei ihnen die Schwimmblase geschlossen ist, was einem schnellen Gasaustausch entgegensteht. Im Versuch führte ein Druckabfall auf 20 % des Umgebungsdruckes zur Schwimmblasen-Deflation und zu 50 % bzw. bis zu 100 % Mortalität bei 25 Tage alten Australischen Goldbarschen (*Macquaria ambigua*) bzw. Bidyan (*Bidyanus bidyanus*) (Boys et al.

2016). Dagegen unterliegen Arten ohne Schwimmblase, wie z.B. Neunaugen, keinem Barotrauma-Risiko (Colotelo et al. 2012).

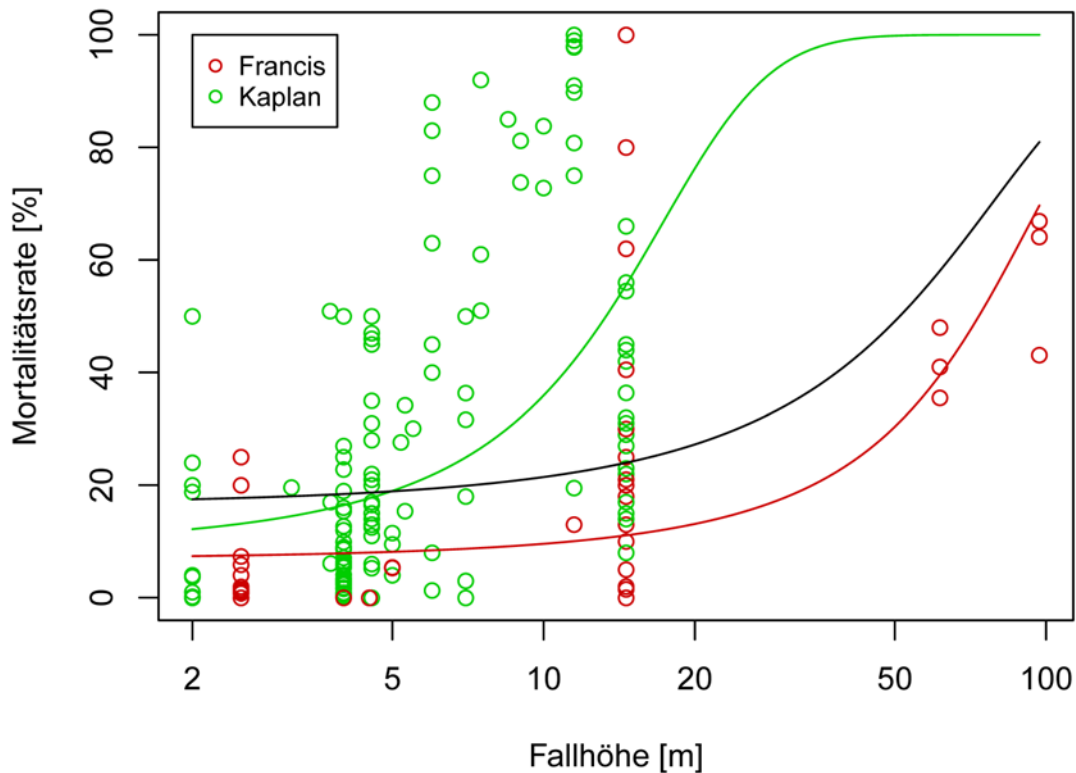


Abb. 15: Zusammenhang zwischen beobachteter Mortalitätsrate von Fischen und Fallhöhe an Francis- und Kaplanturbinen.

Die Auswertungen der Zusammenhänge von empirischen Mortalitätsraten der vorliegenden Untersuchungen und den zugänglichen Turbinenparametern bestätigten in der Regel die von den Prognosemodellen postulierte Zusammenhänge (positiv/negativ). Grundsätzlich sind empirisch oder physikalisch abgeleitete Modelle zur Prognose turbinenbedingter Mortalität an Kaplan- und Francisturbinen (vgl. Ebel 2013: 110) in der Lage, eine erste grobe Abschätzung zu erwartender Mortalitätsraten v. a. auch in Hinblick auf die Interaktion mehrerer relevanter technischer Turbinenparameter abzubilden. In der Praxis hat sich jedoch auch gezeigt, dass diese Modelle häufig auf die Arten Aal (*A. anguilla*) und Lachs (*S. salar*) beschränkt sind und je nach Modell und den jeweiligen Eingangsparametern unterschiedliche Modellergebnisse liefern und daher mit z. T. großen Unsicherheiten behaftet sind. Es wird aber darauf hingewiesen, dass diese etablierten Modelle zur Turbinenmortalität überhaupt nicht im Widerspruch zu dem hier dargelegten Bewertungsansatz stehen, sondern die Bewertung der Konfliktintensität einer Wasserkraftturbine unterstützen.

Neben den bereits dargestellten und beschriebenen Turbinenparametern stellt das **Spaltmaß**, d. h. der Abstand zwischen den Turbinenschaufeln und dem Gehäuse der Turbine bzw. des Wasserrades einen weiteren relevanten Bewertungsparameter dar, der das Tötungsrisiko und somit die Konfliktintensität einer Wasserkraftanlage erhöhen kann. Hierbei ist zu beachten, dass insbesondere Kaplanturbinen ein Problem darstellen, bei denen auch noch der Stellwinkel der Laufradschaufeln je nach Anströmung verstellbar ist. Durch die veränderten Stellwinkel ändert sich das Spaltmaß sowohl zum Gehäuse, als auch zur Nabe. Hinsichtlich einer Schädigung von Fischen ist hier v. a. das effektive Spaltmaß in der gesamten Betriebszeit als besonders relevant zu bewerten. Hinsichtlich des Spaltmaßes wird davon ausgegangen, dass bei Kaplan- und Francisturbinen sowie bei Archimedischen Schnecken höhere Spaltmaße

höhere Mortalitätsrisiken verursachen (Odeh 1999). Um eine geringe Konfliktintensität dieser Turbinentypen hinsichtlich ihres Spaltmaßes zu gewährleisten, sind Abstände von < 2 mm einzuhalten (Odeh 1999). Im Gegensatz dazu nennt Ebel (2013: 111) für Wasserräder explizit den Spalt zwischen Schaufelkante und Gerinnesohle als Ort der Schadensentstehung. Daher sind bei Wasserrädern zur Verringerung der Konfliktintensität – anders als bei den übrigen Energiewandler-Typen – grundsätzlich größere Spaltmaße anzustreben, damit Fische gefahrlos zwischen Wasserradschaufeln und Gerinnesohle passieren können.

Ein weiterer bewertungsrelevanter Parameter, der die Konfliktintensität eines Vorhabens mitbestimmt, ist das **Verhältnis der Gesamtausbauwassermenge eines Standortes zum Mittelwasserdurchfluss** (MQ). Dieses Verhältnis gibt an, wieviel des verfügbaren Durchflusses zur Energiegewinnung nutzbar ist und durch die Turbinen verarbeitet werden kann, bzw. umgekehrt, wie viel Wasser für alternative Abwanderwege an einem Wasserkraftstandort (Wehr, Bypass etc.) verfügbar ist. Bei Standorten mit einer Ausbauwassermenge > 1 MQ ist davon auszugehen, dass an mehr als 180 Tagen das gesamte verfügbare Wasser die Turbine passiert und zu diesen Zeiten kein bzw. kaum Restwasserabfluss über alternative Abwanderwege (Wehr, Bypass etc.) verfügbar ist. Die geringste Konfliktintensität eines Vorhabens wird hier (im Rahmen des operationalisierten Verfahrens) bei einer dreistufigen Skala zur Bewertung der Konfliktintensität für Gesamtausbauwassermengen $< 0,5$ MQ festgelegt.

Zusätzlich sind bei der Bewertung der Konfliktintensität eines spezifischen Wasserkraftvorhabens ggf. auch **kumulative Wirkungen mehrerer Wasserkraftstandorte** im Teileinzugsbiet zu berücksichtigen. Hier muss jedoch grundsätzlich zwischen zwei gegenläufigen Bewertungslogiken unterschieden werden: So können die Vorbelastungen von Fischschädigungen und -mortalitäten, die durch andere z. B. flussauf gelegene Wasserkraftanlagen verursacht werden, einerseits als empfindlichkeitserhöhend gewertet werden, da mit der neuen Anlage das Begegnungs- und das Tötungsrisiko insgesamt zunimmt, andererseits kann diese Vorbelastung auch als wertmindernd betrachtet werden, da der Eingriff an einem ohnehin degradierten und vorbelasteten Gewässer erfolgt. Aus diesem Grund kann eine Vorbelastung bzw. Kumulation des Tötungsrisikos von Fischen als Folge von räumlich aufeinander folgenden Wasserkraftanlagen nur im Einzelfall (d. h. abhängig davon, ob andere Wasserkraftanlagen im Einzugsgebiet vorkommen und in Bezug auf den jeweiligen rechtlichen Rahmen einer konkreten Prüfnorm) eingeordnet werden (vgl. Kap. 3).

Zusammenfassend sind in Tab. 36 die möglichen projektbezogenen Bewertungsparameter zur Einschätzung der Konfliktintensität des Vorhabens angeführt. Die in Tab. 36 zusammengefassten Bewertungsparameter haben keinen Anspruch auf Vollständigkeit, sollten aber als grundsätzlicher Orientierungsrahmen genutzt werden. Die Gesamteinschätzung der Konfliktintensität einer Wasserkraftanlage könnte z. B. über eine Modalwertbildung (häufigste Einschätzung über alle in Tab. 36 aufgeführten Einzelparameter) oder über typische multikriterielle Konstellationsbeispiele erfolgen. Hier sollten neben besonders maßgeblichen Faktoren wie Triebwerkstyp, Fallhöhe und Ausbauwassermenge einer Wasserkraftanlage auch weitere für eine Fischschädigung relevante technische Parameter einer Turbinenanlage (inkl. möglicher über Tab. 36 hinausgehende Parameter) berücksichtigt werden. Eine Einschätzung der projektbezogenen Konfliktintensität einer Wasserkraftanlage in die drei Klassen „hoch“, „mittel“ und „gering“ kann letztendlich nur über geeignete Fachgutachten unter Berücksichtigung aller maßgeblichen Faktoren und in Hinblick auf den hier dargelegten Orientierungsrahmen erfolgen.

Tab. 36: Zusammenfassung möglicher projektbezogene Bewertungsparameter zur Einschätzung der Konfliktintensität eines Vorhabens.

Hinweis: Eine Gesamteinschätzung der Konfliktintensität einer Wasserkraftanlage könnte z. B. über eine Modalwertbildung oder über typische multikriterielle Konstellationsbeispiele erfolgen (vgl. textliche Ausführungen Kap. 10.6 und Beispiele in Kap. 10.8).

Bewertungsparameter	3 – hoch	2 – mittel	1 – gering
Triebwerkstyp	Pelton-, Francis-, Ossberger-, Kaplan-turbine	Archimedische Schnecke	Wasserrad
Fallhöhe	hoch (z. B. > 10 m)	mittel (z. B. 3-10 m)	gering (z. B. < 3 m)
Maximaler Schaufelabstand	gering (z. B. < 1 m)	mittel (z. B. 1-3 m)	hoch (z. B. > 3 m)
Umlaufgeschwindigkeit	hoch (z. B. > 20 m/s)	mittel (z. B. 10-20 m/s)	gering (z. B. < 10 m/s)
Drehzahl	hoch	mittel	gering
Effektives Spaltmaß im Betrieb (sowohl zum Lauf- radmantel als auch zwischen Laufschaufel und Nabe)	bei Kaplan-, Francisturbinen und Archimedischen Schnecken		
	hoch	mittel	gering (< 2 mm)
	bei Wasserrädern		
	gering	mittel	hoch
Ausbauwassermenge (QA) zu Mittelwasserabfluss	hoch (≥ 1 MQ)	mittel (0,5 MQ < QA < 1 MQ)	gering (≤ 0,5 MQ)
Andere WKA im Einzugsgebiet (Kumulation und Vorbelastung)	Muss im Einzelfall bewertet werden (s. o.).		

10.4 Parameter zur Lage und Entfernung des Vorhabens

Die Konfliktintensität eines Vorhabens ergibt sich immer auch aus der Entfernung/Lage zu den betroffenen Arten und ihren Lebensräumen (Bernotat & Dierschke 2016: 149). Da Wasserkraftanlagen in der Regel immer „inmitten oder unmittelbar angrenzend“ zu den Habitaten der Fischarten liegen, ist die Ausprägung dieses Parameters i. d. R. als „hoch“ vorgezeichnet und nicht weiter zu differenzieren.

10.5 Maßnahmen zur Vermeidung bzw. Schadensbegrenzung

Wie bereits für Vögel, Fledermäuse und andere Artengruppen durch Bernotat & Dierschke (2016: 156) beschrieben, gibt es sowohl beim artenschutzrechtlichen Tötungsverbot als auch bei der Eingriffsregelung das „Erfordernis geeignete Vermeidungsmaßnahmen durchzuführen. Beim artenschutzrechtlichen Tötungsverbot ergibt sich dies aus dem Konstrukt der ‚signifikan-ten Erhöhung des Tötungsrisikos‘, das nur für ‚unvermeidbare‘ betriebsbedingte Verluste als Maßstab eingeführt wurde [...]. Vermeidbare Tötungen sind daher generell zu vermeiden. Dennoch stellt sich auch hier i. d. R. die Frage der Verhältnismäßigkeit, was eine Prüfung bei potenzieller Verwirklichung eines Verbotstatbestandes erforderlich macht. Beim FFH-Gebietschutz kommen die Maßnahmen zur Schadensbegrenzung insbesondere im Falle möglicher erheblicher Beeinträchtigungen zum Tragen. Durch geeignete Maßnahmen zur Vermeidung bzw. Schadensbegrenzung kann das konstellationsspezifische Risiko ggf. um das erforderliche Maß gesenkt werden, so dass die Schwelle einer signifikanten Erhöhung des Kollisionsrisikos bzw. einer erheblichen Beeinträchtigung ggf. nicht mehr überschritten wird.“ (Bernotat & Dierschke 2016: 156)

Darüber hinaus ist in § 35 Abs. 1 WHG festgeschrieben, dass die Nutzung von Wasserkraft nur zugelassen werden darf, wenn auch geeignete Maßnahmen zum Schutz der Fischpopulation ergriffen werden. Solche Maßnahmen zum Fischschutz und Fischabstieg haben das Potenzial, die Anzahl letal geschädigter Individuen deutlich zu reduzieren. Trotz ihrer Wirksamkeit zeigen die vorliegenden und für diesen Bericht analysierten Untersuchungen von

Fischschädigungen, dass hohe Schadenszahlen an Wasserkraftanlagen mit den dort umgesetzten Vermeidungsmaßnahmen nicht unbedingt vermieden wurden. Generell bestehen für Maßnahmen zur Vermeidung bzw. Schadensbegrenzung hohe Anforderungen an deren art-spezifische Wirksamkeit allgemein sowie an deren Eignung zur Schadensvermeidung im konkreten Einzelfall (Bernotat & Dierschke 2016: 156).

Für die Bemessung und Ausgestaltung von geeigneten Maßnahmen zum Schutz und Abstieg von Fischen an Wasserkraftanlagen gibt es keinen allgemein gültigen Standard, jedoch bereits erste technische Anleitungen und Leitfäden (z. B. DWA 2005). So gibt Ebel (2013) einen systematischen Überblick über Grundlagen, hydraulische Zielgrößen und Bemessungen von Rechen- und Bypass-Systemen sowie über deren Positionierung und Auslegung an Wasserkraftstandorten hinsichtlich des Schutzes abwandernder Fische. Grundsätzlich ist davon auszugehen, dass die Anforderungen an ein wirksames Fischschutzkonzept von der betrachteten Fischart, dem konkreten Standort und dem damit verbunden Anlagenkonzept abhängen (Reckendorfer et al. 2017). So weisen, wie bereits in vorangegangenen Kapiteln (vgl. Kap. 8.3) dargelegt, v. a. diadrome, potamodrome und großwüchsige fakultativ wandernde Arten das höchste Tötungsrisiko und die höchste Begegnungswahrscheinlichkeit mit Wasserkraftanlagen auf und daraus resultierend ein hohes Schutzerfordernis.

Des Weiteren kann abgeleitet werden, dass eine effiziente Gestaltung von Schutzmaßnahmen an Wasserkraftstandorten immer in Bezug auf das vorhandene Arteninventar (Zielarten und deren Autökologie wie z. B. Wanderzeiträume) bzw. auf eine gewässertypspezifische Fischfauna konzipiert werden muss. Letzteres ist vor allem im Rahmen der WRRL auch deshalb geboten, um eine potentielle Wiederbesiedlung von bisher noch nicht (wieder) etablierten Zielarten durch Wasserkraftanlagen nicht zu gefährden. Somit kann die Planung einer effizienten Maßnahme bzw. eines Maßnahmenbündels zur Vermeidung bzw. Schadensbegrenzung an Wasserkraftanlagen nur im Einzelfall unter Berücksichtigung sämtlicher standörtlicher Gegebenheiten und des Anlagentyps sowie hinsichtlich der Zielfischart/-fauna erfolgen. Die nachfolgenden Maßnahmen zur Vermeidung oder Schadensbegrenzung für Fische an Wasserkraftanlagen wurden im Rahmen des F+E-Vorhabens weitergehend systematisiert und operationalisiert.

Allgemein lassen sich die grundsätzlichen direkten Möglichkeiten des Fischschutzes an Wasserkraftanlagen in technische Maßnahmen und betriebliche Maßnahmen unterscheiden. In der Praxis handelt es sich bei technischen Maßnahmen häufig um physische Schutzanlagen (z. B. Rechenanlagen, Verhaltensbarrieren) und Scheuchanlagen (z. B. Lichtscheuchanlagen), die aufgrund ihrer hydraulischen oder sperrenden bzw. akustischen, optischen oder elektrischen Wirkung Fische davon abhalten (sollen), in die Turbinen einer Wasserkraftanlage einzuschwimmen (Ebel 2013: 131 ff.). Die wohl häufigste physische Barriere sind Rechenanlagen, die sich je nach lichter Rechenstabweite hinsichtlich ihrer Barrierewirkung unterscheiden. Im Gegensatz zu optischen, akustischen oder elektrischen Scheuchmaßnahmen, die oft größen- bzw. artselektiv wirken (Ebel 2013: 132), besitzen Rechenanlagen, abhängig von ihrer lichten Stabweite und Anordnung, das größte Potenzial, Fische von der Turbinenpassage abzuhalten und somit turbinenbedingte Schäden zu vermeiden. Allerdings sind hier Grob- und Feinrechen zu differenzieren. Grobrechenanlagen dienen primär dazu, das Eintreten von Laub, Totholz und anderen großen im Wasser mitgeführten Festkörpern in die Turbinen zu verhindern und somit Schäden am Turbinenapparat zu vermeiden (Ebel 2013: 139 ff.). Feinrechen mit lichten Stababständen < 20 mm dienen primär dem Fischschutz, wobei die Wirksamkeit von Rechenanlagen hinsichtlich ihrer Schutzwirkung für Fische nicht unumstritten ist. So gelten Rechen für kleinere bzw. schwimmschwächere Fischarten und Lebensstadien als eher gefährlich, wenn die lichte Rechenstabweite geringer als die Fischbreite ist und die Anströmgeschwindigkeit über der Sprintgeschwindigkeit der jeweiligen Arten liegt, da diese dann an die Rechenstäbe gepresst werden. Dadurch können hohe Mortalitäten (sogenannte Rechenmortalität)

verursacht werden (vgl. Übersicht zu Rechenmortalitäten in Ebel 2013: 116 ff.). Um bei einer Rechanlage von einer wirksamen biologischen Schutzmaßnahme zu sprechen und nicht die Mortalität zu erhöhen, müssen Bypässe und Ableiteinrichtungen ins Unterwasser angeboten und Anströmgeschwindigkeit und horizontaler Anströmwinkel des Rechens so gestaltet werden, dass Fische effektiv und schonend abgelenkt werden.

Feinrechen

Um die Barrierewirkung von Rechanlagen im Sinne des Fischschutzes zu erhöhen, werden in jüngster Zeit lichte Stabweiten gewählt, die geringer sind als technisch für den Turbinenschutz gefordert (Ebel 2013: 143 ff.). Die geforderten Rechenabstände sind in Deutschland länderspezifisch unterschiedlich, liegen aber i. d. R. unter 20 mm (vgl. Füllner 1997). Hinsichtlich der physikalischen Barrierewirkung von Rechen auf Fische bemessen sich die lichten Stabweiten an der Geometrie der Rechanlage sowie an artspezifischen Körperdimensionen (Fischbreite bzw. -höhe), so dass der Schutz kleinerer Fischarten und Lebensstadien geringere Stabweiten erfordert (s. Ebel 2013: 195 ff. zu Abschätzung der Körperproportionen heimischer Fischarten). So ist eine wirksame Barrierewirkung für die meisten Juvenilstadien großwüchsigerer Fischarten (z. B. Brassen (*A. brama*), Forellen (*S. trutta*), Äsche (*T. thymallus*)) mit einer Totallänge von 10 cm erst bei einer lichten Stabweite von maximal 10 mm gegeben. Für Juvenilstadien von Aalen (*A. anguilla*) und Neunaugen (*Petromyzontidae*) können die zulässigen Stababstände noch geringer sein aufgrund ihres langgestreckten, schlanken Körperbaus (vgl. Tab. 38 in Ebel 2013: 283). Als groben Orientierungswert für die lichte Stabweite eines mechanischen Rechens gibt Ebel (2013) 15 mm an. Dieser Wert ist aber im Einzelfall an die jeweilige Zielfischart und das Lebensstadium sowie an den Turbinentyp und die Anströmbedingungen anzupassen. Grundsätzlich ist auch ein Bypass in das Unterwasser anzubieten, um potenzielle Rechenverluste zu minimieren.

Anströmgeschwindigkeit

Für einen effektiven Fischschutz muss parallel zur Bemessung des Stababstandes die Anströmgeschwindigkeit des Rechens an die Schwimmleistungen der Zielfischart(en) angepasst sein, um ein Anpressen von Fischen an den Rechen und eine damit verbundene Schädigung und Mortalität zu vermeiden. Hierbei ist die Dauerschwimmgeschwindigkeit (s. Ebel 2013: 165 ff. zur Abschätzung der Schwimmleistung heimischer Fischarten) als Bezugsgröße relevant. Die maximal zulässige Anströmgeschwindigkeit ist neben der betrachteten Fischart vom horizontalen Anströmwinkel des Rechens abhängig (vgl. Abb. 16), wobei schräger angeströmte Rechen größere Anströmgeschwindigkeiten erlauben. Grundsätzlich sind schräg angeströmte Rechen mit horizontalen Anströmwinkeln $< 45^\circ$ besser geeignet, Fische von der Turbinenpassage abzuhalten und über einen vorhandenen Bypass abzuleiten (Ebel 2013: 307 f.). Bei einem Rechen ohne horizontale Schräganströmung liegen maximal zulässige Anströmgeschwindigkeiten bei 0,5 m/s; für viele kleinere Arten und Juvenilstadien (< 10 cm) unter 0,3 m/s (vgl. Tab. 40 in Ebel 2013: 288).

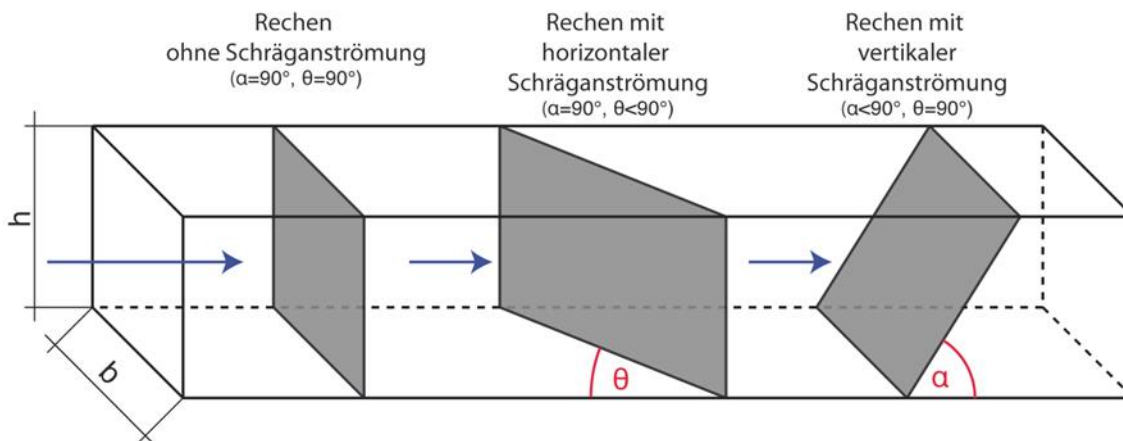


Abb. 16: Schematische Darstellung von mechanischen Barrieren (d. h. Rechenanlagen) nach der Exposition zur Strömung.

Bei Rechen mit vertikaler Schräganströmung ist der die Schräganströmung beschreibende Winkel (α) vertikal ausgerichtet. Bei Rechen mit horizontaler Schräganströmung ist der die Schräganströmung beschreibende Winkel (θ) horizontal ausgerichtet. b = Gewässerbreite, h = Höhe der Wassersäule bzw. Wassertiefe (modifiziert nach Ebel 2013).

Bypass-Systeme

Neben dem Stababstand, der Anströmgeschwindigkeit und dem Anströmwinkel eines Rechens ist es darüber hinaus erforderlich, dass ein hinsichtlich Dimensionierung und Auffindbarkeit geeigneter Bypass für die abzuleitenden Fische vorhanden ist. Hier liefert Ebel (2013) eine Übersicht zur hydraulischen und geometrischen Bemessung sowie zur Positionierung von wirksamen Bypasssystemen zur Abwanderung von Fischen an Wasserkraftanlagen. Als grober Richtwert für die Bemessung gelten lichte Profilbreiten von 0,4-0,6 m und Profilhöhen von 0,6-0,9 m (Ebel 2013: 307). Darüber hinaus ist es erforderlich, dass ein Rechen-Bypasssystem über einen ausreichenden Durchfluss verfügt. Als grober Richtwert gilt hier einen relativer Bypassdurchfluss von 2-10 % der Ausbauwassermenge eines Wasserkraftstandortes (Ebel 2013: 307).

Als besonders vielversprechend für die Ableitung von Fischen an Wasserkraftanlagen gelten mechanische Verhaltensbarrieren in Form von Louvern oder Bar Racks. Sie ermöglichen eine maximale Ableitrate für Fische bei minimalen hydraulischen Verlusten für den Betreiber einer Wasserkraftanlage und wurden sowohl im Freiland als auch in ethohydraulischen Versuchen (z. B. Shepherd et al. 2011, Bates & Vinsonhaler 2011, Boes et al. 2015, Kriewitz-Byun 2015, Kriewitz et al. 2015) positiv evaluiert. Allerdings fanden Adam & Lehmann (2011: 260) diesen positiven Ableitungseffekt von Louvern nur bei Lachsen (*S. salar*), nicht jedoch bei Aalen (*A. anguilla*).

Inwieweit eine technische Maßnahme zur Schadensvermeidung bzw. -begrenzung wirksam ist, hängt neben der betrachteten Zielfischart grundlegend von der Kombination aus technischer Gestaltung (hydraulisch und geometrisch) eines Rechens sowie der Dimensionierung und Positionierung eines Bypasssystems ab. Die Einhaltung einzelner Richtwerte in Isolation von anderen Parametern kann i. d. S. nicht zu einer umfassenden Schutzwirkung führen und vermindert somit das konstellationsspezifische Risiko einer Wasserkraftanlage nicht.

Scheueinrichtungen

Neben mechanischen Barrieren werden auch immer wieder akustische, optische oder elektrische Scheueinrichtungen installiert. Die Wirksamkeit dieser im Bau oft günstigeren Anlagen ist noch nicht abschließend untersucht, v. a. dahingehend, wie diese bei verschiedenen Fischarten

hinsichtlich ihrer Größe und des Lebensstadiums wirken. Allerdings sind die vorliegenden Ergebnisse eher negativ und die Schutzwirkung fraglich. Positive Effekte als Schadensminderungs- oder Vermeidungsmaßnahme waren anhand der vorliegenden Informationen nicht abschließend zu bewerten. Besonders für Scheuchanlagen gilt, eine schutzwirksame Ableitung von Fischen durch diese alternativen Verhaltensbarrieren kann nur in Kombination mit einem funktionierenden Bypasssystem in angepasster Dimensionierung und Positionierung erfolgen.

Turbinenmanagement

Neben den technischen Maßnahmen stellen betriebliche Maßnahmen eine weitere Möglichkeit dar, das Tötungsrisiko an Wasserkraftanlagen zu vermindern. Hierzu zählen vor allem sogenannte abflusssdynamische und fischschonende Betriebsweisen, die im Prinzip dafür sorgen sollen, Anströmgeschwindigkeiten am Rechen zu verringern und gleichzeitig die Wasserführung über das Wehrfeld oder den Bypass zu erhöhen, um damit die Auffindbarkeit der alternativen Wanderrouten zu verbessern. Das kann durch eine Reduzierung der Nutzwassermenge (d. h. Turbinendurchfluss) erreicht werden (in Abhängigkeit des jeweiligen Abflusses), so dass grundsätzlich weniger Wasser durch die Wasserkraftanlage läuft als über die übrigen Wanderwege (Ebel 2013).

Auch ein gezieltes, auf die Abwanderzeiten der jeweiligen Zielarten ausgerichtetes Anlagenmanagement kann das Tötungsrisiko an Wasserkraftanlagen vermindern, indem zu den Hauptwanderzeiten die Turbinen abgeschaltet oder deren Durchflüsse deutlich reduziert werden. In der Praxis wird der fischschonende Anlagenbetrieb bisher allerdings nur für die Zielarten Aal (*A. anguilla*) und Lachs (*S. salar*) betrieben (z. B. für den Aal an Mainkraftwerken, vgl. Reckendorfer et al. 2017). Trotzdem besteht natürlich die Forderung nach dem Schutz aller Arten. Da sich die Hauptabwanderzeiten jedoch artspezifisch unterscheiden (z. B. Barbe (*B. barbus*): Mai (Ovidio et al. 2007), Döbel (*S. cephalus*): Mai-Juni (Fredrich 2003), Quappe (*L. lota*): Januar-April bzw. Juni-Juli (Rothla et al. 2014), Aal (*A. anguilla*): Oktober-November (Klein-Breteler et al. 2007)) und somit nahezu ganzjährig Fischwanderungen stattfinden, ist es praktisch unmöglich, allein mit einem fischschonenden Anlagenmanagement einen umfassenden Fischschutz zu erreichen. Selbst für die wenigen ausgewählten Zielarten des Anlagenmanagements müssen zuverlässige Frühwarnsysteme entwickelt werden, um Fischabwanderungen zu erkennen. Eine Prognose, wann und in welcher Menge Fische abwandern, kann durch abiotische Umweltparameter (Änderungen in Abfluss, Temperatur etc.) oder durch die Beobachtung prä migratorischer Unruhe (z. B. mittels Migromat©) approximiert werden (vgl. Reckendorfer et al. 2017, Ebel 2013: 135 f.). Für eine wirklich exakte Prognose gibt es allerdings bisher keine ausgereiften verlässlichen Systeme.

Eine weitere Möglichkeit des Fischschutzes wäre es, die fischschonende Passage von Jungfischen aller Arten z. B. durch einen geeigneten Anlagenbetrieb zu gewährleisten. Die Larven der meisten potamodromen Fischarten driften unmittelbar nach dem Schlupf flussabwärts und auch als Jungfische wandern sie oft mit kleineren Abflusspeaks stromab. Ein Anlagenmanagement, welches insbesondere nach Niedrigwasserphasen ansteigende Abflussspitzen für einige Tage ungenutzt lässt, könnte zum besseren Schutz der Nachkommen und der Fischpopulationen beitragen. Jedoch sind hier empirische Studien nötig, um die Wirksamkeit zu prüfen und Abwanderungen verlässlich zu prognostizieren, um diese Maßnahme gezielt einsetzen zu können.

Zusammenfassend findet sich in Tab. 37 eine Übersicht von Maßnahmen bzw. Maßnahmenbündeln, die für eine Einschätzung von Fischschutzmaßnahmen hinsichtlich ihrer Vermeidungs- bzw. Schadensbegrenzungswirkung herangezogen werden können. Es ist jedoch im Einzelfall zu beurteilen, ob und in welchem Maße eine konkrete Schutzmaßnahme bzw. eine Kombination von Schutzmaßnahmen das konstellationsspezifische Risiko einer

Wasserkraftanlage vermindern. Die Bewertung einer Fischschutzmaßnahme hat dabei grundsätzlich hinsichtlich der Wirksamkeit auf die betrachtete Zielfischart und ihrer jeweiligen Lebensstadien (bei artbezogenen Bewertungsansätzen, z. B. nach FFH-RL, EU-Aalschutzverordnung) bzw. hinsichtlich der Wirksamkeit auf die Gesamtfischzönose und der bestandsrelevanten Lebensstadien (z. B. bei Bewertung nach WRRL) zu erfolgen. Daher stellen die in Tab. 37 angeführten Maßnahmen eine Mindestanforderung für die jeweilige Minderungswirkung im Hinblick auf das konstellationsspezifische Risiko dar. Wie im Kapitel zum methodischen Vorgehen (Kap. 10.7) bzw. in den exemplarischen Anwendungsbeispielen (Kap. 10.8) näher beschrieben, ist zunächst zu prüfen, ob durch eine Fischschutzanlage (z. B. Rechen in Kombination mit ausreichend dimensioniertem Bypass), besonders durch Turbinenmortalität gefährdete Fischarten geschützt werden bzw. eine so weitreichende stufenweise Reduktion der Konfliktrichtigkeit des Vorhabens bzw. des konstellationsspezifischen Risikos erreicht wird, dass für diese Arten nicht mehr von einem Eintreten von Verbotstatbeständen auszugehen ist. Hierbei wird die Anwendung von Fischechanlagen als weitestgehend unwirksam eingestuft. Die Kombination eines Fischschutzsystems mit einer Abstiegseinrichtung wird derzeit als die wirksamste Maßnahme zum Schutz von Wanderfischen angesehen.

Als Fischschutzmaßnahme nicht berücksichtigt sind sogenannte fish-friendly turbines (der Begriff selbst ist sehr umstritten, da eine Turbine per se nicht fischfreundlich ist) sowie sohlbündige Rechen, weil für diese Art von Anlagen noch keine vom Hersteller unabhängigen, empirischen Daten zur tatsächlichen Wirksamkeit vorliegen. Ihre potenziellen Effekte als Schadensminderungs- oder Vermeidungsmaßnahme waren daher nicht bewertbar.

Tab. 37: Beispiele zur Einstufung der Minderungswirkung möglicher Maßnahmen zur Vermeidung und Schadensbegrenzung hinsichtlich des Tötungsrisikos von Fischen an Wasserkraftanlagen, nach MUNLV (2005) und Ebel (2013) (Q_A = Ausbaudurchfluss, Q_{by} = Bypass-Durchfluss).

	Maßnahme	keine stufenrelevante Minderung	geringe Minderung (1 Stufe) ¹	Minderung (2 Stufen) ¹	Minderung (3 Stufen) ^{1,2}
Technische Maßnahmen	Rechen- und Bypass	<ul style="list-style-type: none"> • Rechen ohne horizontale Schräganströmung³ (90°) • mit lichtem Stababstand > 15 mm oder • Anströmgeschwindigkeit > 0,5 m/s oder • fehlender Bypass 	<ul style="list-style-type: none"> • Horizontal schräg (< 90-45°) angeströmter Rechen³ • mit Stababstand ≤ 15 mm und • Anströmgeschwindigkeit ≤ 0,5 m/s UND • vorhandenem Rechenbypass (s. u) 	<ul style="list-style-type: none"> • Horizontal schräg (< 45°) angeströmter Rechen³ • mit Stababstand ≤ 10 mm und • Anströmgeschwindigkeit ≤ 0,3 m/s UND • vorhandenem Rechenbypass (s. u) 	<ul style="list-style-type: none"> • Horizontal schräg (< 45°) angeströmter Rechen³ • mit Stababstand ≤ 10 mm und • Anströmgeschwindigkeit ≤ 0,3 m/s und • vorhandenem Rechenbypass UND • Fischschonender Anlagenbetrieb bei Jungfischabwanderung (s. u.)
	Lage und Dotierung Bypass	<ul style="list-style-type: none"> • < 2 % Q_A bzw. • fehlender Bypass oder • grob abweichende Positionierung / Dimensionierung des Bypasses lt. Ebel (2013) 	<ul style="list-style-type: none"> • $Q_{by} = 2-4,5 \% Q_A$, • max. geringe Abweichungen der Mindestdimensionierung lt. Ebel (2013), • Positionierung des Bypasses oberflächen- und -sohlnah 	<ul style="list-style-type: none"> • $Q_{by} \geq 4,5 \% Q_A$, • vollständige Erfüllung der Mindestdimensionierung lt. Ebel (2013), • Positionierung des Bypasses unmittelbar neben dem Rechen auf ganzer Höhe der Wassersäule 	<ul style="list-style-type: none"> • $Q_{by} \geq 4,5 \% Q_A$, • vollständige Erfüllung der Mindestdimensionierung lt. Ebel (2013), • Positionierung des Bypasses unmittelbar neben dem Rechen auf ganzer Höhe der Wassersäule UND • Fischschonender Anlagenbetrieb bei Jungfischabwanderung (s. u.)
Betriebliche Maßnahmen	fischschonender Anlagenbetrieb	keine	Ist artspezifisch und für den Einzelfall zu bewerten (z. B. Aalschonender Betrieb); nur in Kombination mit Rechen und Bypass wirksam; Maßnahme muss nachweisbar erfolgreich sein		Rechen und Bypass (s. o.) UND fischschonender / abflusssdynamischer Anlagenbetrieb bei Jungfischabwanderung (ist artspezifisch zu bewerten), z. B. Abflussverhältnis Turbine / Wehr 10/90 %

¹ Die Wirkung einer jeweiligen Maßnahme ist je nach Rechtsnorm artspezifisch (z. B. in einer FFH-VP für Arten des Anhangs II) bzw. bezogen auf die Fischzönose inkl. aller relevanter Arten (z. B. beim Verschlechterungsverbot nach WRRL) zu bewerten. Die in der Tabelle angeführten Anforderungen für eine jeweilige Minderungswirkung stellen dabei Mindestmaßnahmen dar.

² Für die Bewertung der maximal 3-stufigen Minderungswirkung ist auch für Kleinfische und Jungfische kleinster Größenklassen der maximale Schutz nachweislich zu gewährleisten (d. h. Rechen, Bypass UND Anlagenbetrieb sind dimensioniert hinsichtlich des Schutzes von Jungfischen aller relevanten Arten). D. h. für z. B. juvenile Neunaugen, juvenile Aale (*A. anguilla*) oder kleine Groppen sind die Rechenabstände artspezifisch zu bewerten (vgl. Ebel 2013: 283, Tab. 38) und liegen ggf. ≤ 10 mm.

³ Vgl. systematische Darstellung von Rechen nach der Exposition zur Strömung in Abb. 16.

Kompensation

Die vorliegende Methodik dient insbesondere der Bewertung der Mortalitätsgefährdung von Fischen an einem Wasserkraftstandort im Rahmen von Genehmigungsverfahren entsprechend der gesetzlichen Rahmenbedingungen.

Im Rahmen der dazu gehörigen Prüfungen ist klar zwischen Vermeidungs- bzw. Minderungsmaßnahmen einerseits und kompensatorischen Maßnahmen zu unterscheiden.

Kompensationsmaßnahmen können i. d. R. nur im Rahmen von Ausnahmeregelungen berücksichtigt werden. Da es sich dabei um Einzelfallregelungen handelt, können hierzu keine weiteren methodischen Operationalisierungen vorgeschlagen werden.

Grundsätzlich soll jedoch darauf hingewiesen werden, dass der Rückbau von Wehren, die Wiederherstellung frei fließender dynamischer Flussabschnitte und die Revitalisierung hydro-morphologischer Prozesse für das Erreichen eines guten ökologischen Zustands/Potenzials als ausgesprochen wirkungsvoll einzustufen sind (vgl. auch Kap. 2).

Insofern sollten – auch in Verfahren zur Genehmigung von WKA – alle Potenziale genutzt werden, bestehende Barrieren, wie z. B. mehrere kleinere bzw. andere Wehre zurückzubauen, um insgesamt mehr frei fließende Flussstrecken zu revitalisieren.

10.6 Bestimmung des konstellationsspezifischen Risikos von Wasserkraftanlagen hinsichtlich der Mortalität von Fischen

Für die Bewertung der Mortalität von Fischen an Wasserkraftanlagen gibt es bislang keinen eigenständigen Leitfaden oder eine abgestimmte Methodik. Die nachfolgenden Parameter zur Ermittlung des konstellationsspezifischen Risikos finden sich jedoch überwiegend auch in verschiedenen Fachveröffentlichungen zur Thematik (vgl. z. B. Odeh 1999, MUNLV 2005, Dumont et al. 2005, Dumont et al. 2012, Ebel 2013). Sie wurden im Rahmen des F+E-Vorhabens weitergehend systematisiert und für die Anwendung bei Fischen an Wasserkraftanlagen operationalisiert. Analog zum bisherigen methodischen Vorgehen bei anderen Artengruppen (z. B. Vögel, Fledermäuse etc., vgl. Bernotat & Dierschke 2016) sieht auch der hier gewählte Ansatz eine dreistufige Bewertung der Parameter des konstellationsspezifischen Risikos in den Klassen „hoch“, „mittel“ und „gering“ und dann eine daran anschließende 7-stufige Bewertung des konstellationsspezifischen Risikos selbst vor. Die nachfolgende Tab. 38 operationalisiert die Einstufung der Parameter des konstellationsspezifischen Risikos von Wasserkraftanlagen gegenüber der Mortalität von Fischen. Dabei sind die raumbezogenen Parameter je nach Rechtsnorm bzw. Prüfinstrument zu differenzieren (vgl. Kap. 3 und Kap. 10.2). Auch die Parameter der Konfliktintensität des Vorhabens können sich im Hinblick auf die erforderliche Berücksichtigung von Vorbelastung und Kumulation unterscheiden.

Tab. 38: Beispiele für mögliche Parameter zur Einstufung des konstellationspezifischen Risikos von Wasserkraftanlagen hinsichtlich ihrer Fischmortalität (Details, s. Kap. 10.2 bis 10.5).

abnehmende Konfliktintensität			
	3 hoch	2 mittel	1 gering
Konfliktintensität der WKA	Hohe Konfliktintensität (z. B. Pelton-, Francis-, Ossberger- oder Kaplan-turbine mit Fallhöhe >10 m, Ausbauwassermenge, Schaufelabstand, Drehzahl, Umlaufgeschwindigkeit und Spaltmaß in konfliktreicher oder mittlerer Ausprägung; rechtsnormenabhängige Berücksichtigung von Kumulation und Vorbelastung)	Mittlere Konfliktintensität (z. B. Archimedische Schnecke, Francis- und Kaplan-turbine mit Fallhöhe 3-10 m, Ausbauwassermenge, Schaufelabstand, Drehzahl, Umlaufgeschwindigkeit und Spaltmaß in mittlerer Ausprägung; rechtsnormenabhängige Berücksichtigung von Kumulation und Vorbelastung)	Geringe Konfliktintensität (z. B. Wasserrad, anderer Typ mit Fallhöhe < 3 m, Ausbauwassermenge, Schaufelabstand, Drehzahl, Umlaufgeschwindigkeit und Spaltmaß in konfliktarmer Ausprägung; rechtsnormenabhängige Berücksichtigung von Kumulation und Vorbelastung)
Raumbezogene Parameter im Rahmen einer FFH-VP nach § 34 BNatSchG			
Betroffene Individuenzahl (FFH-VP)	FFH-Gebiet mit großem Bestand einer Art des Anhangs II FFH-RL	FFH-Gebiet mit mittlerem Bestand oder expliziten Entwicklungs-/Wiederherstellungszielen zu einer Art des Anhangs II FFH-RL	FFH-Gebiet mit geringem Bestand einer Art des Anhangs II FFH-RL
Frequenz von Wanderwegen / Bedeutung räumlich-funktionaler Beziehungen (FFH-VP)	Gewässer mit hoher Bedeutung für die Fischwanderung einer Art des Anhangs II FFH-RL	Gewässer mit mittlerer Bedeutung für die Fischwanderung einer Art des Anhangs II FFH-RL	Gewässer mit mindestens geringer / lokaler Bedeutung für die Fischwanderung einer Art des Anhangs II FFH-RL
Raumbezogene Parameter im Rahmen einer artenschutzrechtlichen Prüfung nach § 44 BNatSchG			
Betroffene Individuenzahl (SAP)	Vorkommensgebiet einer Art des Anhangs IV FFH-RL (ggf. von landesweiter bis nationaler Bedeutung)	Gebiet mit Habitat-/Entwicklungspotenzial für eine Art des Anhangs IV FFH-RL (ggf. von lokaler bis regionaler Bedeutung), Gewässer mit Wiederansiedlungsprogramm	
Frequenz von Wanderwegen / Bedeutung räumlich-funktionaler Beziehungen (SAP)	Gewässer mit hoher Bedeutung für die Fischwanderung einer Art des Anhangs IV FFH-RL	Gewässer mit mittlerer Bedeutung für die Fischwanderung einer Art des Anhangs IV FFH-RL	Gewässer mit mindestens geringer / lokaler Bedeutung für die Fischwanderung einer Art des Anhangs IV FFH-RL
Raumbezogene Parameter im Rahmen einer Prüfung hinsichtlich des wasserrechtlichen Verschlechterungsverbots und Verbesserungsgebots nach § 27 Abs. 1 WHG bzw. Art. 4 Abs. 1 WRRL			
Betroffenheit der Fischzönose (Verschlechterungsverbot und Sicherung des guten ökologischen Zustands, WRRL)	Gewässer mit hoher Anzahl und Abundanz besonders bewertungsrelevanter, typspezifischer Arten nach WRRL (vgl. Tab. 33) (ggf. von landesweiter bis nationaler Bedeutung)	Gewässer mit mittlerer Anzahl und Abundanz besonders bewertungsrelevanter, typspezifischer Arten nach WRRL (ggf. von lokaler bis regionaler Bedeutung)	Gewässer mit geringer Anzahl und Abundanz besonders bewertungsrelevanter, typspezifischer Arten nach WRRL
Betroffenheit der Fischzönose (Verbesserungsgebot, WRRL)	Gewässer mit hohem Habitat-/Entwicklungspotenzial hinsichtlich der Erreichung eines guten ökologischen Zustands/ Potentials bezüglich der besonders bewertungsrelevanten typspezifischen Arten nach WRRL (vgl. Tab. 34)	Gewässer mit mittlerem Habitat-/Entwicklungspotenzial hinsichtlich der Erreichung eines guten ökologischen Zustands/ Potentials bezüglich der besonders bewertungsrelevanten typspezifischen Arten nach WRRL (vgl. Tab. 34)	Gewässer mit geringem Habitat-/Entwicklungspotenzial hinsichtlich der Erreichung eines guten ökologischen Zustands/ Potentials bezüglich der besonders bewertungsrelevanten typspezifischen Arten nach WRRL (vgl. Tab. 34)

	3 hoch	2 mittel	1 gering
Frequentierung von Wanderwegen / Bedeutung räumlich-funktionaler Beziehungen (WRRL)	Gewässer mit überregionaler Bedeutung für die Fischwanderung	Gewässer mit regionaler Bedeutung für die Fischwanderung	Gewässer mit lokaler Bedeutung für die Fischwanderung
Entfernung des Vorhabens *	Inmitten oder unmittelbar angrenzend	Im zentralen Aktionsraum*	Im weiteren Aktionsraum*
Maßnahmen zur Minderung / Schadensbegrenzung (vgl. auch Tab. 37)	Geringe bis mäßige Minderungswirkung (z. B. geringe bis mäßige artspezifische Wirksamkeit der Schutz- und Ableitungseinrichtungen, z. T. nicht für alle Größenklassen bzw. geringe bis mäßige Wirksamkeit der Schutz- und Ableitungseinrichtungen hinsichtlich der bestandsrelevanten Größenklasse der Zielfischarten)	Mittlere bis hohe Minderungswirkung (z. B. mittlere bis hohe artspezifische Wirksamkeit der Schutz- und Ableitungseinrichtungen, grundsätzlich für alle Größenklassen bzw. mittlere bis hohe Wirksamkeit der Schutz- und Ableitungseinrichtungen hinsichtlich der bestandsrelevanten Größenklasse der Zielfischarten)	Sehr hohe Minderungswirkung (z. B. sehr hohe artspezifische Wirksamkeit der Schutz- und Ableitungseinrichtungen für alle Größenklassen v. a. für die bestandsrelevante Größenklasse der Zielfischarten)

* Da sich Wasserkraftanlagen in der Regel immer inmitten der Lebensräume der Fische befinden, ist bei diesem Vorhabentyp im Hinblick auf die Entfernung i. d. R. die konfliktträchtigste Kategorie „inmitten / unmittelbar angrenzend“ (3) zu wählen.

Bei der Beurteilung der raumbezogenen Parameter ist die Bedeutung des Gewässerkörpers bzw. -abschnitts i. d. R. nicht nur für den dort betroffenen Bestand, sondern auch die Bedeutung für die Fischwanderung zu beurteilen. Im Zweifel ist nach Berücksichtigung der Minderungsmaßnahmen die konfliktträchtigere Konstellation für das Bewertungsergebnis maßgeblich, da es sich hier um unterschiedliche Funktionen des Gewässers für unterschiedliche Lebensphasen der Art handelt.

Wenn einzelne Kriterien nicht sicher bzw. eindeutig einstuftbar sind, sollte jedenfalls im Zusammenhang mit den europarechtlichen Prüfnormen des Gebiets- und Artenschutzes eine vorsorgliche Einstufung vorgenommen werden.

Die nachfolgenden Tabellen differenzieren in Analogie zum Vorgehen bei Bernotat & Dierschke (2016) das konstellationsspezifische Risiko detaillierter aus, wobei ein einheitlicher übergreifender Bewertungsrahmen zu Grunde gelegt wird. Dabei werden die Kriterien bei jeder abnehmenden Risikostufe um eine „Stellgröße“ verringert. So kann das konstellationsspezifische Risiko 7-stufig von „extrem hoch“ bis „sehr gering“ bzw. „kein“ beschrieben und operationalisiert werden. Hiermit kann die jeweilige Konstellation der Parameter in der Tabelle ermittelt und das konstellationsspezifische Risiko abgelesen werden. Die Ziffern hinter den jeweiligen Parametern verdeutlichen die jeweilige Ausprägungsstufe des Parameters innerhalb seiner Skalierung und sollen eine bessere Nachvollziehbarkeit des Bewertungsrahmens ermöglichen.

In den nachfolgenden Tabellen (Tab. 39, Tab. 40, Tab. 41), sind je nach Rechtsnorm (FFH-VP, SAP bzw. Verschlechterungsverbot nach WRRL, vgl. Kap. 3) Beispiele für mögliche Kombinationen aus raumbezogenen und projektbezogenen Parametern und ihre Aggregation zum konstellationsspezifischen Risiko von Wasserkraftanlagen gegenüber der Mortalität von Fischen dargestellt. Die Einstufungen haben keinen Anspruch auf Vollständigkeit und ersetzen – wie oben dargelegt – nicht die gutachterlichen Erläuterungen und Begründungen der Parameterausprägung. Sie können und sollten aber als grundsätzlicher Orientierungsrahmen für eine an einheitlichen Maßstäben ausgerichtete Bewertung des Einzelfalls genutzt werden.

Tab. 39: Beispiele zur Einstufung des konstellationsspezifischen Risikos von Fischen an Wasserkraftanlagen im Rahmen einer FFH-VP nach § 34 BNatSchG.

	Konstellationsspezifisches Risiko des Vorhabens (Bsp. FFH-VP)
6 (extrem hoch) 3, 3 (6)	<ul style="list-style-type: none"> • <u>Wasserkraftanlage mit hoher Konfliktintensität</u> (3) im Bereich eines <u>Gewässers mit hoher Bedeutung für die Fischwanderung</u> einer Art des Anhangs II FFH-RL (3)
3, 3, 3 (9) 3, 3, 2 (8) 2, 3, 3 (8)	<ul style="list-style-type: none"> • <u>Wasserkraftanlage mit hoher Konfliktintensität</u> (3) <u>inmitten</u> oder unmittelbar angrenzend (3) an ein FFH-Gebiet mit <u>großem</u> Bestand einer Art des Anhangs II FFH-RL (3) • <u>Wasserkraftanlage mit hoher Konfliktintensität</u> (3) <u>inmitten</u> oder unmittelbar angrenzend (3) an ein FFH-Gebiet mit <u>mittlerem</u> Bestand oder expliziten Entwicklungs-/Wiederherstellungszielen zu einer Art des Anhangs II FFH-RL (2) • <u>Wasserkraftanlage mit mittlerer Konfliktintensität</u> (2) <u>inmitten</u> oder unmittelbar angrenzend (3) an ein FFH-Gebiet mit <u>großem</u> Bestand einer Art des Anhangs II FFH-RL (3)
5 (sehr hoch) 3, 2 (5) 2, 3 (5)	<ul style="list-style-type: none"> • <u>Wasserkraftanlage mit hoher Konfliktintensität</u> (3) im Bereich eines <u>Gewässers mit mittlerer Bedeutung für die Fischwanderung</u> einer Art des Anhangs II FFH-RL (2) • <u>Wasserkraftanlage mit mittlerer Konfliktintensität</u> (2) im Bereich eines <u>Gewässers mit hoher Bedeutung für die Fischwanderung</u> einer Art des Anhangs II FFH-RL (3)
3, 3, 1 (7) 2, 3, 2 (7) 1, 3, 3 (7)	<ul style="list-style-type: none"> • <u>Wasserkraftanlage mit hoher Konfliktintensität</u> (3) <u>inmitten</u> oder unmittelbar angrenzend (3) an ein FFH-Gebiet mit <u>geringem</u> Bestand einer Art des Anhangs II FFH-RL (1) • <u>Wasserkraftanlage mit mittlerer Konfliktintensität</u> (2) <u>inmitten</u> oder unmittelbar angrenzend (3) an ein FFH-Gebiet mit <u>mittlerem</u> Bestand oder expliziten Entwicklungs-/Wiederherstellungszielen zu einer Art des Anhangs II FFH-RL (2) • <u>Wasserkraftanlage mit geringer Konfliktintensität</u> (1) <u>inmitten</u> oder unmittelbar angrenzend (3) an ein FFH-Gebiet mit <u>großem</u> Bestand einer Art des Anhangs II FFH-RL (3)
4 (hoch) 2, 2 (4) 3, 1 (4) 1, 3 (4)	<ul style="list-style-type: none"> • <u>Wasserkraftanlage mit mittlerer Konfliktintensität</u> (2) im Bereich eines <u>Gewässers mit mittlerer Bedeutung für die Fischwanderung</u> einer Art des Anhangs II FFH-RL (2) • <u>Wasserkraftanlage mit hoher Konfliktintensität</u> (3) im Bereich eines <u>Gewässers mit mind. geringer Bedeutung für die Fischwanderung</u> einer Art des Anhangs II FFH-RL (1) • <u>Wasserkraftanlage mit geringer Konfliktintensität</u> (1) im Bereich eines <u>Gewässers mit hoher Bedeutung für die Fischwanderung</u> einer Art des Anhangs II FFH-RL (3)
2, 3, 1 (6) 1, 3, 2 (6)	<ul style="list-style-type: none"> • <u>Wasserkraftanlage mit mittlerer Konfliktintensität</u> (2) <u>inmitten</u> oder unmittelbar angrenzend (3) an ein FFH-Gebiet mit <u>geringem</u> Bestand einer Art des Anhangs II FFH-RL (1) • <u>Wasserkraftanlage mit geringer Konfliktintensität</u> (1) <u>inmitten</u> oder unmittelbar angrenzend (3) an ein FFH-Gebiet mit <u>mittlerem</u> Bestand oder expliziten Entwicklungs-/Wiederherstellungszielen zu einer Art des Anhangs II FFH-RL (2)
3 (mittel) 2, 1 (3) 1, 2 (3)	<ul style="list-style-type: none"> • <u>Wasserkraftanlage mit mittlerer Konfliktintensität</u> (2) im Bereich eines <u>Gewässers mit mind. geringer Bedeutung für die Fischwanderung</u> einer Art des Anhangs II FFH-RL (1) • <u>Wasserkraftanlage mit geringer Konfliktintensität</u> (1) im Bereich eines <u>Gewässers mit mittlerer Bedeutung für die Fischwanderung</u> einer Art des Anhangs II FFH-RL (2)
1, 3, 1 (5)	<ul style="list-style-type: none"> • <u>Wasserkraftanlage mit geringer Konfliktintensität</u> (1) <u>inmitten</u> oder unmittelbar angrenzend (3) an ein FFH-Gebiet mit <u>geringem</u> Bestand einer Art des Anhangs II FFH-RL (1)
2 (gering) 1, 1 (2)	<ul style="list-style-type: none"> • <u>Wasserkraftanlage mit geringer Konfliktintensität</u> (1) im Bereich eines <u>Gewässers mit mind. geringer Bedeutung für die Fischwanderung</u> einer Art des Anhangs II FFH-RL (1)
1 (sehr gering)	
0 (kein)	<ul style="list-style-type: none"> • Wasserkraftanlage vollständig außerhalb des Aktionsraums relevanter Fischvorkommen

Tab. 40: Beispiele zur Einstufung des konstellationsspezifischen Risikos von Fischen an Wasserkraftanlagen im Rahmen einer artenschutzrechtlichen Prüfung nach § 44 BNatSchG.

	Konstellationsspezifisches Risiko des Vorhabens (Bsp. SAP)
6 (extrem hoch) 3, 3 (6)	<ul style="list-style-type: none"> • <u>Wasserkraftanlage mit hoher Konfliktintensität</u> (3) im Bereich eines <u>Gewässers mit hoher Bedeutung für die Fischwanderung</u> einer Art des Anhangs IV FFH-RL (3)
3, 3, 3 (9) 3, 3, 2 (8) 2, 3, 3 (8)	<ul style="list-style-type: none"> • <u>Wasserkraftanlage mit hoher Konfliktintensität</u> (3) <u>inmitten</u> oder unmittelbar angrenzend (3) an ein Vorkommensgebiet einer der Arten des Anhangs IV FFH-RL (3) • <u>Wasserkraftanlage mit hoher Konfliktintensität</u> (3) <u>inmitten</u> oder unmittelbar angrenzend (3) an ein Gebiet mit <u>Habitat-/ Entwicklungspotenzial</u> bzw. ein Gewässer mit Wiederansiedlungsprogramm einer Art des Anhangs IV FFH-RL (2) • <u>Wasserkraftanlage mit mittlerer Konfliktintensität</u> (2) <u>inmitten</u> oder unmittelbar angrenzend (3) an ein Vorkommensgebiet einer der Arten des Anhangs IV FFH-RL (3)
5 (sehr hoch) 3, 2 (5) 2, 3 (5) 2, 3, 2 (7) 1, 3, 3 (7)	<ul style="list-style-type: none"> • <u>Wasserkraftanlage mit hoher Konfliktintensität</u> (3) im <u>Bereich eines Gewässers mit mittlerer Bedeutung für die Fischwanderung</u> einer Art des Anhangs IV FFH-RL (2) • <u>Wasserkraftanlage mit mittlerer Konfliktintensität</u> (2) im Bereich eines <u>Gewässers mit hoher Bedeutung für die Fischwanderung</u> einer Art des Anhangs IV FFH-RL (3) • <u>Wasserkraftanlage mit mittlerer Konfliktintensität</u> (2) <u>inmitten</u> oder unmittelbar angrenzend (3) an ein Gebiet mit <u>Habitat-/ Entwicklungspotenzial</u> bzw. ein Gewässer mit Wiederansiedlungsprogramm einer Art des Anhangs IV FFH-RL (2) • <u>Wasserkraftanlage mit geringer Konfliktintensität</u> (1) <u>inmitten</u> oder unmittelbar angrenzend (3) an ein Vorkommensgebiet einer der Arten des Anhangs IV FFH-RL (3)
4 (hoch) 2, 2 (4) 3, 1 (4) 1, 3 (4) 1, 3, 2 (6)	<ul style="list-style-type: none"> • <u>Wasserkraftanlage mit mittlerer Konfliktintensität</u> (2) im Bereich eines <u>Gewässers mit mittlerer Bedeutung für die Fischwanderung</u> einer Art des Anhangs IV FFH-RL (2) • <u>Wasserkraftanlage mit hoher Konfliktintensität</u> (3) im Bereich eines <u>Gewässers mit mind. geringer Bedeutung für die Fischwanderung</u> einer Art des Anhangs IV FFH-RL (1) • <u>Wasserkraftanlage mit geringer Konfliktintensität</u> (1) im Bereich eines <u>Gewässers mit hoher Bedeutung für die Fischwanderung</u> einer Art des Anhangs IV FFH-RL (3) • <u>Wasserkraftanlage mit geringer Konfliktintensität</u> (1) <u>inmitten</u> oder unmittelbar angrenzend (3) an ein Gebiet mit <u>Habitat-/ Entwicklungspotenzial</u> bzw. ein Gewässer mit Wiederansiedlungsprogramm einer Art des Anhangs IV FFH-RL (2)
3 (mittel) 2, 1 (3) 1, 2 (3)	<ul style="list-style-type: none"> • <u>Wasserkraftanlage mit mittlerer Konfliktintensität</u> (2) im Bereich eines <u>Gewässers mit mind. geringer Bedeutung für die Fischwanderung</u> einer Art des Anhangs IV FFH-RL (1) • <u>Wasserkraftanlage mit geringer Konfliktintensität</u> (1) im Bereich eines <u>Gewässers mit mittlerer Bedeutung für die Fischwanderung</u> einer Art des Anhangs IV FFH-RL (2)
2 (gering) 1, 1 (2)	<ul style="list-style-type: none"> • <u>Wasserkraftanlage mit geringer Konfliktintensität</u> (1) im Bereich eines <u>Gewässers mit mind. geringer Bedeutung für die Fischwanderung</u> einer Art des Anhangs IV FFH-RL (1)
1 (sehr gering)	
0 (kein)	<ul style="list-style-type: none"> • Wasserkraftanlage vollständig außerhalb des Aktionsraums relevanter Fischvorkommen

Tab. 41: Beispiele zur Einstufung des konstellationsspezifischen Risikos der Mortalität von Fischen an Wasserkraftanlagen im Rahmen einer Prüfung hinsichtlich des wasserrechtlichen Verschlechterungsverbots bzw. Verbesserungsgebots nach Art. 4 Abs. 1 WRRL.

	Konstellationspezifisches Risiko des Vorhabens (Bsp. Verschlechterungsverbot und Verbesserungsgebot der WRRL)
<p>6 (extrem hoch) 3, 3 (6)</p> <p>3, 3, 3 (9) 3, 3, 2 (8) 2, 3, 3 (8)</p>	<ul style="list-style-type: none"> • <u>Wasserkraftanlage mit hoher Konfliktintensität (3) im Bereich eines Gewässers mit überregionaler Bedeutung für die Fischwanderung (3)</u> • <u>Wasserkraftanlage mit hoher Konfliktintensität (3) inmitten oder unmittelbar angrenzend (3) an ein Gewässer mit hoher Anzahl und Abundanz</u> besonders bewertungsrelevanter Arten nach WRRL bzw. an ein Gewässer mit <u>hohem Habitat-/Entwicklungspotenzial</u> hinsichtlich der Erreichung des guten ökologischen Zustands/ Potentials (3) • <u>Wasserkraftanlage mit hoher Konfliktintensität (3) inmitten oder unmittelbar angrenzend (3) an ein Gewässer mit mittlerer Anzahl und Abundanz</u> besonders bewertungsrelevanter Arten nach WRRL bzw. an ein Gewässer mit <u>mittlerem Habitat-/Entwicklungspotenzial</u> hinsichtlich der Erreichung eines guten ökologischen Zustands/Potentials (2) • <u>Wasserkraftanlage mit mittlerer Konfliktintensität (2) inmitten oder unmittelbar angrenzend (3) an ein Gewässer mit sehr hoher bis hoher Anzahl und Abundanz</u> besonders bewertungsrelevanter Arten nach WRRL bzw. an ein Gewässer mit <u>hohem Habitat-/Entwicklungspotenzial</u> hinsichtlich der Erreichung des guten ökologischen Zustands/ Potentials (3)
<p>5 (sehr hoch) 3, 2 (5) 2, 3 (5)</p> <p>3, 3, 1 (7) 2, 3, 2 (7) 1, 3, 3 (7)</p>	<ul style="list-style-type: none"> • <u>Wasserkraftanlage mit hoher Konfliktintensität (3) im Bereich eines Gewässers mit regionaler Bedeutung für die Fischwanderung (2)</u> • <u>Wasserkraftanlage mit mittlerer Konfliktintensität (2) im Bereich eines Gewässers mit überregionaler Bedeutung für die Fischwanderung (3)</u> • <u>Wasserkraftanlage mit hoher Konfliktintensität (3) inmitten oder unmittelbar angrenzend (3) an ein Gewässer mit geringer Anzahl und Abundanz</u> besonders bewertungsrelevanter Arten nach WRRL bzw. an ein Gewässer mit <u>geringem Habitat-/Entwicklungspotenzial</u> hinsichtlich der Erreichung des guten ökologischen Zustands/ Potentials (1) • <u>Wasserkraftanlage mit mittlerer Konfliktintensität (2) inmitten oder unmittelbar angrenzend (3) an ein Gewässer mit mittlerer Anzahl und Abundanz</u> besonders bewertungsrelevanter Arten nach WRRL bzw. an ein Gewässer mit <u>mittlerem Habitat-/Entwicklungspotenzial</u> hinsichtlich der Erreichung eines guten ökologischen Zustands/Potentials (2) • <u>Wasserkraftanlage mit geringer Konfliktintensität (1) inmitten oder unmittelbar angrenzend (3) an ein Gewässer mit sehr hoher bis hoher Anzahl und Abundanz</u> besonders bewertungsrelevanter Arten nach WRRL bzw. an ein Gewässer mit <u>hohem Habitat-/Entwicklungspotenzial</u> hinsichtlich der Erreichung des guten ökologischen Zustands/ Potentials (3)
<p>4 (hoch) 2, 2 (4) 3, 1 (4) 1, 3 (4)</p> <p>2, 3, 1 (6) 1, 3, 2 (6)</p>	<ul style="list-style-type: none"> • <u>Wasserkraftanlage mit mittlerer Konfliktintensität (2) im Bereich eines Gewässers mit regionaler Bedeutung für die Fischwanderung (2)</u> • <u>Wasserkraftanlage mit hoher Konfliktintensität (3) im Bereich eines Gewässers mit lokaler Bedeutung für die Fischwanderung (1)</u> • <u>Wasserkraftanlage mit geringer Konfliktintensität (1) im Bereich eines Gewässers mit überregionaler Bedeutung für die Fischwanderung (3)</u> • <u>Wasserkraftanlage mit mittlerer Konfliktintensität (2) inmitten oder unmittelbar angrenzend (3) an ein Gewässer mit geringer Anzahl und Abundanz</u> besonders bewertungsrelevanter Arten nach WRRL bzw. an ein Gewässer mit <u>geringem Habitat-/Entwicklungspotenzial</u> hinsichtlich der Erreichung eines guten ökologischen Zustands/Potentials (1) • <u>Wasserkraftanlage mit geringer Konfliktintensität (1) inmitten oder unmittelbar angrenzend (3) an ein Gewässer mit mittlerer Anzahl und Abundanz</u> besonders bewertungsrelevanter Arten nach WRRL bzw. an ein Gewässer mit <u>mittlerem Habitat-/Entwicklungspotenzial</u> hinsichtlich der Erreichung des guten ökologischen Zustands/ Potentials (2)
<p>3 (mittel) 2, 1 (3) 1, 2 (3)</p> <p>1, 3, 1 (5)</p>	<ul style="list-style-type: none"> • <u>Wasserkraftanlage mit mittlerer Konfliktintensität (2) im Bereich eines Gewässers mit lokaler Bedeutung für die Fischwanderung (1)</u> • <u>Wasserkraftanlage mit geringer Konfliktintensität (1) im Bereich eines Gewässers mit regionaler Bedeutung für die Fischwanderung (2)</u> • <u>Wasserkraftanlage mit geringer Konfliktintensität (1) inmitten oder unmittelbar angrenzend (3) an ein Gewässer mit geringer Anzahl und Abundanz</u> besonders bewertungsrelevanter Arten nach WRRL bzw. an ein Gewässer mit <u>geringem Habitat-/Entwicklungspotenzial</u> hinsichtlich der Erreichung des guten ökologischen Zustands/ Potentials (1)
<p>2 (gering) 1, 1 (2)</p>	<ul style="list-style-type: none"> • <u>Wasserkraftanlage mit geringer Konfliktintensität (1) im Bereich eines Gewässers mit lokaler Bedeutung für die Fischwanderung (1)</u>
<p>1 (sehr gering)</p>	
<p>0 (kein)</p>	<ul style="list-style-type: none"> • Wasserkraftanlage vollständig außerhalb des Aktionsraums relevanter Fischvorkommen

10.7 Methodisches Vorgehen zur Einstufung des konstellationsspezifischen Risikos sowie zur Anwendung des Bewertungsansatzes

Die Einschätzung des konstellationsspezifischen Risikos (KSR) ist immer im jeweiligen Einzelfall vorzunehmen und transparent und nachvollziehbar zu begründen. Die vorgeschlagene Vorgehensweise besteht aus vier Arbeitsschritten (vgl. Bernotat & Dierschke 2016: 152 ff.).

1. Arbeitsschritt: Einstufung der Parameter der Kriterien

Zum einen ist die Konfliktintensität des Vorhabens basierend auf den projektbezogenen Parametern zur Ermittlung der Konfliktintensität (**rot**) einzustufen.

Zum anderen sind die raumbezogenen Parameter zur Betroffenheit von Gebieten und Arten (**grün**) in Bezug auf die jeweiligen Rechtsnormen einzustufen.

In der Regel wird die Entfernung der WKA zu den betroffenen Fischbeständen (**blau**) immer als „inmitten / unmittelbar angrenzend“ (Stufe 3) ausgeprägt sein, da sich die WKA im Gewässerlebensraum der jeweiligen Art befindet.

Wenn einzelne Kriterien gutachterlich nicht eindeutig einzustufen sind, sollte jedenfalls im Zusammenhang mit den europarechtlichen Prüfnormen des Gebiets- und Artenschutzes eine vorsorgliche Einstufung vorgenommen werden.

2. Arbeitsschritt: Ermittlung der jeweiligen Kriterienkonstellation im konkreten Fall

Unter Berücksichtigung der Hilfstabellen (Tab. 39, Tab. 40, Tab. 41) kann, je nach Rechtsnorm und dazugehörigem Prüfinstrument (vgl. Kap. 3), durch die jeweiligen Kombinationen der raumbezogenen und projektbezogenen Parameter das konstellationsspezifische Risiko der Wasserkraftanlage hinsichtlich der Mortalität von Fischen abgeleitet werden. Dabei sind in Analogie zu Bernotat & Dierschke (2016) in der Regel drei und nur bei der Betrachtung der Fischwanderung lediglich zwei Parameter maßgeblich.

3. Arbeitsschritt: Überprüfung, welche Konsequenzen das ermittelte konstellationsspezifische Risiko bei der jeweiligen Art bzw. Zönose hinsichtlich der jeweiligen Rechtsnorm hat

Die Überprüfung der Konsequenzen eines ermittelten konstellationsspezifischen Risikos erfolgt je nach Rechtsnorm primär artspezifisch (z. B. FFH-VP und SAP, vgl. Kap. 10.7.1) oder zönosenspezifisch (z. B. WRRL, vgl. Kap. 10.7.2).

4. Arbeitsschritt: Maßnahmen zur Vermeidung bzw. Schadensbegrenzung

Durch geeignete Maßnahmen zur Vermeidung bzw. Schadensbegrenzung kann das konstellationsspezifische Risiko ggf. um das erforderliche Maß gesenkt werden, so dass die Schwelle der jeweiligen Rechtsnorm ggf. nicht mehr überschritten wird.

An diese Maßnahmen bestehen i. d. R. hohe Anforderungen hinsichtlich der nachgewiesenen artspezifischen Wirksamkeit allgemein sowie der Eignung im konkreten Einzelfall (vgl. Kap. 10.5) als auch aufgrund der geforderten Lage der Maßnahme im Wanderkorridor/Lebensraum der betroffenen Arten.

10.7.1 Bewertung im Rahmen eines artspezifischen Ansatzes (FFH-VP, SAP)

Bei der Bewertung des konstellationsspezifischen Risikos mit einem artspezifischen Ansatz ist zwischen der Bewertung im Rahmen der FFH-Verträglichkeitsprüfung (Kap. 10.7.1.1) und der Bewertung im Rahmen der artenschutzrechtlichen Prüfung (Kap. 10.7.1.2) zu unterscheiden.

10.7.1.1 Bewertung im Rahmen der FFH-Verträglichkeitsprüfung (FFH-VP)

Der artspezifische Ansatz ist geeignet, um in einer FFH-VP nach § 34 BNatSchG die Beeinträchtigung auf der Basis von gebietsspezifischen Erhaltungszielen geschützten Anhang II-Arten durch Wasserkraftanlagen im Hinblick auf ihre Erheblichkeit zu beurteilen. Hierzu ist in den entsprechenden Ergebnistabellen des Kapitels 8 bzw. der Tab. 42 nachzulesen, in welcher Klasse der vorhabentypspezifischen Mortalitätsgefährdung (vMGI-Klasse) sich die Art befindet, und ob durch das ermittelte konstellationsspezifische Risiko die für die Art definierte Schwelle gerissen wird. Wenn die dort genannte Schwelle des konstellationsspezifischen Risikos erreicht oder überschritten wird, ist dies als Indiz für das Eintreten einer erheblichen Beeinträchtigung der FFH-Art des Gebiets zu werten. In Tab. 42 ist darüber hinaus ausgeführt, um wie viele Stufen ein jeweils ermitteltes konstellationsspezifisches Risiko (siehe Arbeitsschritt 2) die in Tab. 35 definierte Schwelle einer Art überschreitet.

10.7.1.2 Bewertung im Rahmen der speziellen artenschutzrechtlichen Prüfung (SAP)

Der artspezifische Ansatz ist auch geeignet, um in einer speziellen artenschutzrechtlichen Prüfung (SAP) nach § 44 BNatSchG das Tötungsrisiko von Anhang IV-Arten da-hingehend zu bewerten, ob es als signifikant erhöhtes Tötungsrisiko im rechtlichen Sinne zu beurteilen ist. Hierzu ist in den entsprechenden Ergebnistabellen des Kapitels 8 bzw. der Tab. 42 nachzulesen, in welcher Klasse der vorhabentypspezifischen Mortalitätsgefährdung (vMGI-Klasse) sich die Art befindet, und ob durch das ermittelte konstellationsspezifische Risiko die für die Art definierte Schwelle gerissen wird. Wenn die dort genannte Schwelle des konstellationsspezifischen Risikos erreicht oder überschritten wird, ist dies als Indiz für das Eintreten eines signifikant erhöhten Tötungsrisikos im artenschutzrechtlichen Sinne zu werten. In Tab. 42 ist darüber hinaus ausgeführt, um wie viele Stufen ein jeweils ermitteltes konstellationsspezifisches Risiko (siehe Arbeitsschritt 2) die in Tab. 35 definierte Schwelle einer Art überschreitet.

Tab. 42: Vorhabentypspezifische Mortalitätsgefährdung von Fischen durch Wasserkraftturbinen und Stufen der Überschreitung bei verschiedenen konstellationspezifischen Risiken (KSR).

Vorhabentypspezifische Mortalitätsgefährdung (vMGI) von Fischen durch Wasserkraftturbinen		Stufen der Überschreitung der artspezifischen Schwelle bei jeweils ermitteltem KSR						
Klasse	Arten		bei ermitteltem geringem konstellationsspez. Risiko	bei ermitteltem mittlerem konstellationsspez. Risiko	bei ermitteltem hohem konstellationsspez. Risiko	bei ermitteltem sehr hohem konstellationsspez. Risiko	bei ermitteltem extrem hohem konstellationsspez. Risiko	
sehr hohe	A.1	I.d.R. / schon bei geringem konstellationsspez. Risiko planungs- u. verbotsrelevant	1	2	3	4	5	
	A.2							
	A.3							
	A.4							Baltischer Stör, Europäischer Stör, Hausen, Huchen, Rhein-Schnäpel, Sternhausen, Sterlet, Waxdick
hohe	B.5	I.d.R. / schon bei mittlerem konstellationsspez. Risiko planungs- u. verbotsrelevant		1	2	3	4	
	B.6							Meerneunauge, Schaalsee-Maräne, Schnäpel, Zingel
mittlere	C.7	Im Einzelfall / bei mindestens hohem konstellationsspez. Risiko planungs- u. verbotsrelevant			1	2	3	
	C.8							Aland, Ammersee-Kilch, Bachforelle, Barbe, Bodensee-Kilch, Bodensee-Tiefseesaibling, Gangfisch, Karausche, Königssee-Saibling, Luzin-Tiefenmaräne, Meerforelle, Meerforellensmolt, Rapfen, Seeforelle, Seeforellensmolt, Seesaibling, Steingressling, Strömer, Wels, Zobel, Zope
	C.9							Bachneunauge, Baltische Groppe, Baltischer Goldsteinbeißer, Brassen, Donau-Bachneunauge, Güster, Hecht, Schlammpeitzger, Schleie, Seelaube, Stechlin-Maräne, Stint (W), Streber, Zander
geringe	D.10	I.d.R. nicht / nur bei sehr hohem konstellationsspez. Risiko planungs- u. verbotsrelevant				1	2	
	D.11							Bitterling, Döbel, Donau-Kaulbarsch, Donau-Steinbeißer, Donau-Stromgründling, Moderslieschen, Rotauge, Schneider, Steinbeißer, Ukelei, Westlicher Stichling (W)
	D.12							Groppe, Gründling, Hasel, Kaulbarsch, Östlicher Stichling, Rhein-Groppe, Stachelgroppe, Westlicher Stichling, Zwergstichling
sehr geringe	E.13	I.d.R. nicht / nur bei extrem hohem konstellationsspez. Risiko planungs- u. verbotsrelevant					1	
	E.14							Bachschmerle
	E.15							
	E.16							
	E.17							

10.7.2 Bewertung im Rahmen eines zönosenspezifischen Ansatzes

Die Bewertung des konstellationsspezifischen Risikos mit Hilfe des zönosenspezifischen Ansatzes ist zunächst für die Bewertung im Rahmen des wasserrechtlichen Verschlechterungsverbots bzw. Verbesserungsgebots nach WRRL relevant (vgl. Kap. 10.7.2.1).

§ 35 WHG stellt dagegen zwar dem Wortlaut nach auf den Begriff der „Fischpopulation“ ab, der grundsätzlich artbezogen definiert ist. Da die Regelung jedoch nicht auf ausgewählte Fischarten z. B. eines bestimmten Anhangs der Rechtsnorm fokussiert, ist dies dahingehend zu interpretieren, dass mit dem „Schutz der Fischpopulation“ grundsätzlich alle Fischpopulationen aller Arten eines Gewässers adressiert werden. Damit entspricht der Inhalt des Begriffs „Fischpopulation“ hier weitgehend dem der biologischen Qualitätskomponente der „Fischfauna“ im Rahmen der WRRL. Daher kann der zönosenspezifische Ansatz in Analogie auch für die Prüfung nach § 35 WHG herangezogen werden. Alternativ könnte der artspezifische Ansatz für alle Arten durchgeprüft werden, wobei allerdings die Schwelle für die Arten um eine Stufe höher gesetzt werden müsste, da der Bewertungsmaßstab des Populationsschutzes etwas weniger streng ausgestaltet ist, als derjenige des individuenbezogenen artenschutzrechtlichen Tötungsverbots oder des ausgesprochen vorsorglich bzw. streng ausgestalteten Maßstabs des europäischen Gebietsschutzes.

Um Redundanzen zu vermeiden, wird der zönosenspezifische Ansatz nachfolgend im Bericht und in den Beispielen lediglich anhand des wasserrechtlichen Verschlechterungsverbots und Verbesserungsverbots ausgeführt.

Ein weiteres Einsatzgebiet, in dem der zönosenspezifische Ansatz – jedoch in leicht modifizierter Form – angewandt werden kann, ist die Bewertung der Beeinträchtigung der charakteristischen Arten eines Gewässer-LRT im Rahmen der FFH-VP (vgl. Kap. 10.7.2.2).

10.7.2.1 Bewertung im Rahmen des wasserrechtlichen Verschlechterungsverbots bzw. Verbesserungsgebots

Der hier vorgestellte zönosenspezifische Bewertungsansatz dient als Bewertungsrahmen im Hinblick auf das Verschlechterungsverbot und das Verbesserungsgebot nach WRRL. Dazu sind zunächst die in Kapitel 9 (vgl. Tab. 34) beschriebenen besonders bewertungsrelevanten Fischarten heranzuziehen. Hierzu ist in einem ersten Arbeitsschritt in Tab. 34 nachzulesen, welche der für einen Standort typspezifischen Arten (Arten mit einem relativen Anteil > 1 % an der ausgewiesenen Referenzzönose) als besonders bewertungsrelevant gelten. In einem zweiten Arbeitsschritt wird das konstellationsspezifische Risiko des Vorhabens nach den jeweiligen Kriterien ermittelt und eine Überschreitung der artspezifischen Schwellen geprüft. In einem dritten Schritt wird schließlich der Anteil der typspezifischen besonders bewertungsrelevanten Arten ermittelt, bei denen das konstellationsspezifische Risiko über dem jeweiligen artspezifischen Schwellenwert liegt.

Je höher die vorhabentypspezifische Mortalitätsgefährdung der typspezifischen besonders bewertungsrelevanten Arten ist, desto größer die Anzahl der Arten bei denen das konstellationsspezifische Risiko eines Vorhabens die artspezifische Gefährdungsschwelle überschreitet. Hohe Anteile typspezifischer besonders bewertungsrelevanter Arten, bei denen das ermittelte konstellationsspezifische Risiko über dem Schwellenwert liegt, sind als Verschlechterung bzw. Gefährdung der Zielerreichung im Sinne der WRRL zu werten.

Im fiBS ist der Leitartenindex (LAI) ein Maß für die Übereinstimmung der Leitarten (≥ 5 % relative Häufigkeit) in der Referenzzönose mit dem aktuell ermittelten Artenspektrum. Sinkt der LAI unter 70 %, d.h. wurden mehr als 30 % der Leitarten aktuell nicht nachgewiesen, ist für diesen Parameter bereits die schlechteste Bewertung erreicht (Dußling 2009). Damit

einhergehen bewertungsrelevante Defizite in der Abundanzstruktur und Gildenverteilung, die zu einer Abwertung des ökologischen Zustands führen (Dußling 2009).

In Anlehnung an den LAI, ist als Indiz für das Eintreten eines Verschlechterungsverbotstatbestands (im Sinne eines möglichen Klassensprunges) zu werten, wenn **mehr als 30 %** der typspezifischen besonders bewertungsrelevanten Arten eine Überschreitung des artspezifischen Schwellenwerts durch das konstellationsspezifische Risiko zu konstatieren ist. Bei Anteilen von **10-30 %** typspezifischer besonders bewertungsrelevanter Arten, bei denen der artspezifische Schwellenwert überschritten ist, ist eine Einzelfallprüfung erforderlich. Für eine Priorisierung einzelner, genauer zu prüfender Arten, die besonders durch Wasserkraftturbinen gefährdet sind, können die Ausführungen in Kapitel 9.1 und Tab. 34 als Orientierungsrahmen dienen. Dabei sollte insbesondere berücksichtigt werden, ob eine Fischart mit besonders hoher vorhabenbedingter Mortalität (vMGI-Klasse A oder B) oder Leitfischarten durch die Stufenüberschreitung betroffen sind. Ist der Anteil von typspezifischen besonders bewertungsrelevanten Arten, bei denen das konstellationsspezifische Risiko über dem jeweiligen Schwellenwert liegt, **geringer als 10 %**, ist dies als Indiz für keine Verschlechterung des fischökologischen Zustandes (im Sinne eines Klassensprunges) zu werten.

Die rechtlichen Grundlagen erfordern im Zusammenhang mit der WRRL sowohl die Prüfung im Hinblick auf das Verschlechterungsverbot als auch auf Beeinträchtigungen des Verbesserungsgebots im Sinne einer Gefährdung der Zielerreichung. Deshalb wurden hier zwei eigenständige leicht modifizierte methodische Prüfansätze konzipiert, die jedoch beide Bezug auf die fiBS-Bewertung nehmen (vgl. Kap. 9).

Im Hinblick auf das Verschlechterungsverbot ist die Beurteilung der raumbezogenen Parameter des Gewässerkörpers bzw. -abschnitts basierend auf dem betroffenen Fischbestand (Anzahl und Abundanz besonders bewertungsrelevanter Arten) vorzunehmen.

Im Hinblick auf die Beeinträchtigung des Verbesserungsgebots ist das Vorhaben hinsichtlich der Erreichung eines guten ökologischen Zustands/Potenzials zu prüfen. Während beim am Bestand orientierten Verschlechterungsverbot auf die konkret im Wasserkörper vorkommenden besonders bewertungsrelevanten Arten abgestellt wird, sind im Hinblick auf das Verbesserungsgebot alle besonders bewertungsrelevanten Arten der Referenzfischzönose – als perspektivisch anzustrebende Artvorkommen – in den Blick zu nehmen (vgl. Beispiele in Kap. 10.8).

Zudem ist immer auch die Bedeutung des Gewässers für die Fischwanderung zu beurteilen und die Betroffenheit der Wanderfische in Abhängigkeit von ihrer Mortalitätsgefährdung zu prüfen. Dabei sollte über Maßnahmen zur Minderung/Schadensbegrenzung für alle Wanderfischarten eine verträgliche Konstellation entwickelt werden.

Im Zweifel ist nach Berücksichtigung der Minderungsmaßnahmen die konfliktrichtigere Konstellation für das Bewertungsergebnis maßgeblich, da es sich sowohl um unterschiedliche Funktionen des Gewässers für unterschiedliche Lebensphasen und Zusammensetzungen der Arten als auch um unterschiedliche Prüfinhalte und Prüfnormen handelt, die in ihrer Gesamtheit betrachtet werden müssen.

10.7.2.2 Bewertung der Beeinträchtigung charakteristischer Arten eines Gewässers-LRT im Rahmen der FFH-VP

Für die FFH-VP ist in einem ersten Schritt zu bestimmen, welche Arten als charakteristische Arten eines LRT im konkreten Einzelfall zu bewerten sind. In einem ersten Ansatz nennen Wulfert et al. (2016) in ihrem Leitfaden „Berücksichtigung charakteristischer Arten der FFH-Lebensraumtypen in der FFH-Verträglichkeitsprüfung“ zu drei LRT (3150: Natürliche eutrophe Seen und Altarme; 3260: Fließgewässer mit Unterwasservegetation; 3270: Flüsse mit

Schlamm­bän­ken mit Vegetation des *Chenopodium rubri p.p.* und des *Bidention p.p.*) expli­zit aus­ge­wähl­te cha­rak­teris­ti­sche Fischarten. Bei allen drei LRT han­delt es sich um ste­hen­de bis lang­sam flie­ßen­de Ge­wäs­ser, die von einer Viel­zahl von Fischarten, dar­un­ter ins­be­son­dere auch ubi­qui­tären Arten be­sie­delt wer­den könn­en. Es ist zwar durch­aus mög­lich, Fischarten und Le­bens­stadien zu iden­ti­fi­zieren, wel­che die Ha­bi­tat­struk­tu­ren die­ser LRT nut­zen könn­en oder prä­ferieren, was aber im Um­kehr­schluss nicht be­deutet, dass aus dem Vor­han­den­sein und der po­ten­zi­el­len Eignung eines LRT auf das Vor­kom­men einer be­stimm­ten Fischart zu schlie­ßen ist. Hier bie­tet sich die Ver­knüp­fung mit der fisch­faunis­ti­schen Re­ferenz­zö­nose an. Die kon­kre­te Fisch­re­ferenz be­rück­sich­tigt nicht nur das Vor­han­den­sein be­stimm­ter Ha­bi­tat­struk­tu­ren und FFH-LRT son­dern auch den lo­ka­len Arten-Pool, bio­geo­gra­fische und an­dere natü­rliche Ein­flüsse.

Damit ü­ber­ein­stim­mend se­hen auch die Emp­feh­lun­gen der Ex­per­ten­grup­pen der Län­der und des Bun­des für die FFH-Bewer­tungs­sche­mata der Flie­ß­ge­wäs­ser-Le­bens­raum­typen vor, die Erfas­sung und Be­wer­tung der Flie­ß­ge­wäs­ser-Le­bens­raum­typen mög­lichst eng an die Be­wer­tungs­vor­schri­ften der Was­ser­rah­men­rich­tu­nie an­zu­leh­nen, um Syner­gie­effekte nut­zen und ver­gleich­bare Er­geb­nis­se zu er­zi­eln. Da für die Beur­tei­lung des Pa­ra­meters „Voll­stän­dig­keit des le­bens­raum­typi­schen Arten­in­ven­tars“ ein Quer­be­zug zum Re­ferenz­zu­stand des Flie­ß­ge­wäs­ser­typs her­ge­stellt wird, soll­te dies auch bei der Aus­wahl und Be­wer­tung der cha­rak­teris­ti­schen Arten eines Ge­wäs­ser-LRT be­rück­sich­tigt wer­den.

Methodisch könn­en für die Be­wer­tung der cha­rak­teris­ti­schen Arten somit im kon­kre­ten Ge­biet jene Fischarten aus­ge­wählt wer­den, die für den je­weiligen LRT als cha­rak­teris­ti­sche Arten gel­ten und sich zu­gleich auch in der je­weiligen Re­ferenz­fisch­zö­nose nach WRRL als typ­spe­zifische Arten wie­der­fin­den. Auch für die Be­wer­tung der Beein­träch­ti­gun­gen von cha­rak­teris­ti­schen Arten eines Ge­wäs­ser-LRT im Zu­sam­men­hang mit einer FFH-VP von Was­ser­kraft­an­la­gen ist i. d. R. ein zö­no­sen­spe­zifischer An­satz vor­zu­se­hen. Hier könn­en eben­falls zu­nächst die je­weiligen cha­rak­teris­ti­schen Fischarten auf Artnive­au ent­spr­echend ihres vMGI und mit Hil­fe des zu­vor dar­ge­stell­ten Be­wer­tungs­an­satzes dahin­ge­hend be­wert­et wer­den, ob sie selbst signi­fikan­t bzw. er­heblich durch Mor­talität be­trof­fen sein wer­den.

Ent­spr­echend der Rechts­pre­chung des BVerwG vom 28.03.2013 (Az. 9 A 22.11, Rn. 83) ist für die Beur­tei­lung der er­heblichen Beein­träch­ti­gung eines Le­bens­raum­typs zu prü­fen, ob der Er­hal­tungs­zu­stand der cha­rak­teris­ti­schen Arten in dem LRT, für den sie cha­rak­teris­ti­sche sind, gün­stig bleibt (vgl. auch Art. 1, Buchst. e) der FFH-RL).

Nach Bernotat (2006), Bernotat et al. (2007), Lambrecht & Trautner (2007: 186), Wulfert et al. (2016) oder OVG Lüneburg (Urteil vom 22.04.2016, Az. 7 KS 27/15, Rn. 54) stellen die cha­rak­teris­ti­schen Arten je­doch keine er­wei­ter­te Liste der An­hang II-Arten dar, son­dern sind mit­tel­bar als Be­stand­teil der FFH-Le­bens­raum­typen ge­schützt, denen sie zuge­or­d­net sind. Daher ist auch hier ein bio­zö­no­ti­scher An­satz an­zu­wen­den.

Nach Bernotat (2006) wird ein Le­bens­raum „dann er­heblich beein­träch­ti­gt, wenn z. B.:

- *wesentliche Anteile des cha­rak­teris­ti­schen Arten­spek­trums (z. B. be­stimmte Arten­grup­pen),*
- *bestimmte Arten mit zen­tra­len Funk­tionen im Le­bens­raum (z. B. Schlüs­sel­ar­ten wie Schwarzspecht oder Biber),*
- *bestimmte für den Le­bens­raum be­son­ders wert­ge­ben­de cha­rak­teris­ti­sche Arten (z. B. ge­fähr­dete Arten) oder*
- *den Le­bens­raum­typ prä­gen­de Arten (z. B. dominante Arten)*

durch das Vor­haben maß­geblich beein­träch­ti­gt wer­den und es somit zu einer er­heblichen Ver­schlech­terung der je­weiligen Ha­bi­tat-Funk­tionen des Le­bens­raumes kommt.“

Hier ist im Hinblick auf die Mortalität von Fischen an Wasserkraftanlagen davon auszugehen, dass den charakteristischen Fischarten eine große Bedeutung innerhalb des Artenspektrums der charakteristischen Arten von Gewässer-Lebensraumtypen zukommt. Dies bedeutet, dass z. B. ein signifikant erhöhtes Tötungsrisiko für wesentliche Anteile des charakteristischen Fischartenspektrums eines LRT in einer FFH-VP i. d. R. als erhebliche Beeinträchtigung des LRT zu werten sein dürfte, da dies als Indiz dafür zu werten ist, dass sich der Erhaltungszustand der charakteristischen Arten in dem LRT verschlechtert bzw. eine Verschlechterung und somit eine erhebliche Beeinträchtigung des LRT nicht mehr mit der gebotenen Gewissheit auszuschließen ist.

Bislang lagen keine konkretisierten bzw. abgestimmten Vorschläge zur Bewertung der Mortalität von Fischen als charakteristische Arten vor.

Es wird daher vorgeschlagen, dem obigen Vorgehen zur Bewertung im Rahmen des Verschlechterungsverbots nach WRRL zu folgen und ebenfalls davon auszugehen, dass keine erhebliche Beeinträchtigung eines LRT vorliegt, wenn das konstellationsspezifische Risiko bei weniger als 10 % der charakteristischen Fischarten über der jeweiligen Schwelle liegt und andererseits davon auszugehen, dass eine erhebliche Beeinträchtigung eines LRT dann vorliegt, wenn bei mehr als 30 % der charakteristischen Fischarten die Schwelle überschritten ist. Wenn die Überschreitung in der Spanne zwischen 10 % und 30 % liegt, ist eine Einzelfallprüfung erforderlich.

U. a. im Rahmen einer solchen Einzelfallprüfung können neben der vorhabentypspezifischen Mortalitätsgefährdung der Arten und der Stufenüberschreitung durch das konstellationsspezifische Risiko (in Summe) auch die oben genannten Kriterien (besondere Bedeutung, Funktionen, allgemeine Gefährdung) der charakteristischen Arten berücksichtigt werden. Im Hinblick auf zentrale Funktionen von charakteristischen Fischarten kann dies z. B. ihre Bedeutung für die Entwicklung anderer Arten sein, wie dies z. B. bei bestimmten Wirtsfischen für Muschelarten der Fall ist.

10.8 Beispiele zur Anwendung der Bewertungsansätze

Abschließend wird anhand einiger Beispiele erläutert, wie die Bewertungsansätze in konkreten Fällen im Hinblick auf verschiedene Rechtsnormen angewandt werden können. In den Fallkonstellationen werden sowohl die Konfliktintensität des Vorhabens als auch die betroffenen Arten breit variiert, um das Anwendungsspektrum der Methodik zu verdeutlichen. Zur Erhöhung der Nachvollziehbarkeit sind die Ausprägungen der jeweiligen Parameter des konstellationsspezifischen Risikos durch Ziffern in Klammern verdeutlicht. Da die Maßnahmen zur Schadensbegrenzung für die verschiedenen Rechtsnormen gleichermaßen konzipiert und wirksam werden müssen, werden sie innerhalb der Beispiele immer erst am Ende übergreifend bewertet.

10.8.1 Beispiel 1

Bei einem Vorhaben handelt es sich um einen Neubau einer Wasserkraftanlage mit folgenden technischen, standörtlichen und fischökologischen Spezifikationen (Tab. 43):

Tab. 43: Beispiel 1: Technische, standörtliche und fischökologische Spezifikationen einer Wasserkraftanlage mit einer Kaplanmaschine.

Angaben zur Wasserkraftanlage	
Triebwerk	Kaplanmaschine <ul style="list-style-type: none"> Fallhöhe: 3,76 m Drehzahl: 85 U/min Umlaufgeschwindigkeit: 16,5 m/s Schaufelabstand: 3,9 m Ausbauwassermenge: 160 m³/s MQ: 210 m³/s
Fischschutzeinrichtung	Rechen <ul style="list-style-type: none"> Stababstand: 10 mm Anströmgeschwindigkeit: <0,3 m/s Anströmwinkel: <45°
Fischableitung/Bypass	Salmonidenabstieg <ul style="list-style-type: none"> Einstiegsöffnung: 0,3 m x 0,2 m Rohrdurchmesser: 0,4 m, mit 45° Winkel im Verlauf Einstieg oberflächennah Dotation: 1,2 m³/s Betrieb ist bei Abflüssen bis 160 m³/s an Reinigungsintervalle angelehnt Aal-Bypass <ul style="list-style-type: none"> Einstiegsöffnung: 2 m x 0,8 m Rohrdurchmesser: 0,8 m Einstieg in der Mitte der Wassersäule Dotation: 2,1 m³/s
Fischaufstiegsanlage	Schlitzpass <ul style="list-style-type: none"> Lage und Dimensionierung entspricht DWA Merkblatt M 509 Dotation: 4,3 m³/s
Angaben zur Fischfauna / zum ökologischen Zustand	
EZG	ca. 27.000 km²
Fließgewässertyp	10 (kiesgeprägte Ströme)
Parameter für die FFH-VP	Lage in einem FFH-Gebiet mit nach den Erhaltungszielen geschützten Vorkommen von: <ul style="list-style-type: none"> FFH Anhang II-Arten Rapfen und Flussneunauge in großen landesweit bedeutenden Beständen FFH Anhang II-Art Lachs LRT 3260 (Flüsse der planaren bis montanen Stufen mit Vegetation des <i>Ranuncion fluitantis</i> und des <i>Callitriche-Batrachion</i>) mit Vorkommen der charakteristischen Arten Barbe und Flussneunauge
ökologischer Zustand WRRL	unbefriedigend
Fischregion	Barbenregion
Referenzfischfauna (typspezifische Arten inkl. Leitfischarten, kursiv: FFH-Arten (Anhang II), Unterstrichen: besonders bewertungsrelevant nach WRRL)	Aal, Aland, Barbe , Bitterling, Brassen, <u>Döbel</u> , Flussbarsch , <i>Flussneunauge</i> , Gründling, <u>Hasel</u> , Nase , <u>Rapfen</u> , Rotaugen , Ukelei , Westlicher Stichling
tatsächliche Fischfauna am Standort (kursiv: FFH-Arten, hier Anhang II)	Aland, Barbe , Brasse, <u>Döbel</u> , Flussbarsch , <i>Flussneunauge</i> , <i>Lachs</i> , Kesslergrundel, <u>Nase</u> , <u>Rapfen</u> , Regenbogenforelle, Rotaugen , Schwarzmundgrundel, Ukelei , Zander, <u>Zobel</u>

Entsprechend der Skalierungen in Tab. 36 und Tab. 38 wird die Konfliktintensität der Wasserkraftanlage als „mittel“ (2) eingestuft. Die Wasserkraftanlage ist inmitten oder unmittelbar angrenzend zu den Habitaten der Fischarten geplant; daher ist die Ausprägung des Parameters zur Lage und Entfernung des Vorhabens als „hoch“ (3) zu bewerten (vgl. Kap. 10.4).

Nach folgenden Rechtsnormen soll beispielhaft bewertet werden:

10.8.1.1 Bewertung des Vorhabens i. R. der FFH-Verträglichkeitsprüfung (FFH-VP)

Das Wasserkraftvorhaben ist in einem FFH-Gebiet geplant mit:

- „großem“ Bestand (3) der Arten des Anhangs II FFH-RL Rapfen und Flussneunauge sowie
- einem „geringen“ Bestand (1) der FFH-Art Lachs, die sich jedoch auch in den Erhaltungszielen des FFH-Gebiets wiederfindet.

Darüber hinaus befindet sich der Standort der geplanten Wasserkraftanlage in einem Gewässer mit „überregionaler“ Bedeutung (3) für die Fischwanderung der FFH-Anhang II-Arten Lachs und Flussneunauge.

Zudem ist für den Standort ein großer Bestand der für den LRT 3260 als charakteristische Arten geltenden Barbe und Flussneunauge ausgewiesen, Arten die sich jeweils auch in der Referenzfischfauna als typspezifische Arten finden. Auch für diese Arten weist das Gewässer zusätzlich eine „hohe“ Bedeutung hinsichtlich der Fischwanderung auf.

Das konstellationsspezifische Risiko wird für Rapfen und Flussneunauge entsprechend Tab. 39 als „extrem hoch“ (2-3-3) beurteilt.

Das konstellationsspezifische Risiko wird für den Lachs hinsichtlich des unmittelbar betroffenen Bestands als „hoch“ (2-3-1), für Lachs und Flussneunauge hinsichtlich der Betroffenheit im Rahmen der Fischwanderung entsprechend Tab. 39 als „sehr hoch“ (2-3) beurteilt.

Unter den durch Turbinenmortalität gefährdeten FFH-Arten befindet sich mit dem Lachs eine Art der vMGI-Klasse B, bei der nach Tab. 33 bereits ein „mittleres“ konstellationsspezifisches Risiko zur Einstufung einer „erheblichen Beeinträchtigung“ im gebietsschutzrechtlichen Sinne führen würde. Daher wäre die Erheblichkeitsschwelle für den Lachs in dieser Konstellation (sehr hohes KSR) zunächst ohne Berücksichtigung von Maßnahmen zur Schadensbegrenzung (s. u.) um 3 Stufen überschritten (vgl. Tab. 42).

Für Rapfen und Flussneunauge als Arten der vMGI-Klasse C, reicht nach Tab. 33 bereits ein „hohes“ konstellationsspezifisches Risiko zur Einstufung einer „erheblichen Beeinträchtigung“ im gebietsschutzrechtlichen Sinne aus. Daher wäre die Erheblichkeitsschwelle für beide Arten in dieser Konstellation („extrem hohes“ KSR) um 3 Stufen überschritten (vgl. Tab. 42).

Aufgrund der Betroffenheit großer Bestände der für den LRT 3260 charakteristischen Arten Barbe und Flussneunauge am Wasserkraftstandort und der hohen Bedeutung des Gewässers für die Fischwanderung dieser Arten wird der raumbezogene Parameter zur Betroffenheit von Arten und Gebieten auch für die charakteristischen Arten des LRT als „hoch“ (3) eingestuft. Daraus ergibt sich im Hinblick auf die charakteristischen Arten ein „extrem hohes“ (2-3-3) KSR. Für diese beiden Arten der vMGI-Klasse C würde die Schwelle somit ebenfalls um 3 Stufen überschritten und da es sich dabei um mehr als 30 % der charakteristischen Fischarten handelt, kann dies gutachterlich als Indiz für eine erhebliche Beeinträchtigung des LRT gewertet werden.

10.8.1.2 Bewertung des Vorhabens i. R. der Wasserrahmenrichtlinie (WRRL)

Das Wasserkraftvorhaben liegt in einem Wasserkörper (Barbenregion) mit einem Vorkommen von fünf besonders bewertungsrelevanten, typspezifischen Arten in z. T. hohen Abundanzen (Rapfen, Nase, Flussneunauge, Barbe, Döbel. Der Hasel als sechste besonders bewertungsrelevante, typspezifische Art fehlt derzeit (noch) in der tatsächlich vorhandenen Fischfauna.

Darüber hinaus befindet sich der Standort der geplanten Wasserkraftanlage in einem Gewässer mit „überregionaler“ Bedeutung für die Fischwanderung (3) von diadromen (Lachs, Aal, Flussneunauge) und potamodromen Arten (z. B. Barbe, Nase).

Prüfung hinsichtlich des Verschlechterungsverbots

Das Vorhaben darf zu keiner Verschlechterung des fischökologischen Zustands führen (in diesem Fall im Sinne eines Klassensprunges auf „schlecht“, vgl. Kap. 3.1). Das Gewässer weist eine „hohe“ Anzahl und Abundanz besonders bewertungsrelevanter Arten auf. Der raumbezogene Parameter zur Betroffenheit von Arten und Gebieten hinsichtlich WRRL wird daher als „hoch“ (3) eingestuft. Das konstellationsspezifische Risiko wird entsprechend Tab. 41 als „extrem hoch“ (2-3-3) beurteilt.

Im vorliegenden Beispiel werden bei allen besonders bewertungsrelevanten, typspezifischen Arten (= 100 %) die jeweiligen artspezifischen Schwellenwerte durch das konstellationsspezifische Risiko („extrem hoch“, vgl. Kap. 10.7 und Tab. 44) überschritten. Im Speziellen finden sich als besonders bewertungsrelevante, typspezifische Arten der vMGI-Klasse C Rapfen, Nase, Flussneunauge und Barbe (davon Leitfischarten: Nase, Barbe, vgl. Tab. 44). Für diese vier Arten wäre die Schwelle in dieser Konstellation um 3 Stufen überschritten. Als besonders bewertungsrelevante, typspezifische Arten der vMGI-Klasse D findet sich der Döbel. Für diese Art wäre die Schwelle in dieser Konstellation um 2 Stufen überschritten (vgl. Tab. 44). Da alle besonders bewertungsrelevanten, typspezifischen Arten über dem Schwellenwert liegen, wäre dies als klares Indiz für das Eintreten eines Verschlechterungsverbotstatbestandes zu werten (vgl. Kap. 10.7).

Nur im Falle eines „mittleren“ (oder geringeren) konstellationsspezifischen Risikos würden weniger als 10 % der besonders bewertungsrelevanten, typspezifischen Arten über dem Schwellenwert liegen. Erst diese Konstellation würde kein Eintreten des Verschlechterungsverbotes des fischökologischen Zustands im Sinne eines Klassensprunges mehr indizieren (vgl. Kap. 10.7).

Aus der aktuell „überregionalen“ Bedeutung für die Fischwanderung (3) resultiert Tab. 41 entsprechend ein „sehr hohes“ (2-3) konstellationsspezifisches Risiko.

Bei Arten der vMGI-Klasse B (Lachs und Aal), für die bereits ein „mittleres“ konstellationsspezifisches Risiko relevant ist, ergibt sich eine Schwellenüberschreitung um 3 Stufen. Bei Arten der vMGI-Klasse C (Flussneunauge, Barbe, Nase), für die ein „hohes“ konstellationsspezifisches Risiko relevant ist, ergibt sich eine Schwellenüberschreitung um 2 Stufen.

Prüfung hinsichtlich des Verbesserungs-/Zielerreichungsgebots

Das Gewässer weist einen unbefriedigenden fischökologischen Zustand nach WRRL auf. Es besteht das Verbesserungsgebot zur Erreichung des guten ökologischen Zustands. Der Wasserkraftstandort befindet sich in einem Gewässer mit „hohem“ Habitat-/Entwicklungspotenzial (3) hinsichtlich der Erreichung eines guten ökologischen Zustands bezüglich der Referenzfischfauna.

Im vorliegenden Beispiel werden bei allen besonders bewertungsrelevanten, typspezifischen Arten (= 100 %) der Referenzfischfauna die jeweiligen artspezifischen Schwellenwerte durch das konstellationsspezifische Risiko („extrem hoch“, vgl. Kap. 10.7 und Tab. 44) überschritten. Im Speziellen, finden sich als besonders bewertungsrelevante, typspezifische Arten der vMGI-

Klasse C Rapfen, Nase, Flussneunauge und Barbe (davon Leitfischarten: Nase, Barbe, vgl. Tab. 44). Für diese vier Arten wäre die Schwelle in dieser Konstellation um 3 Stufen überschritten. Als besonders bewertungsrelevante, typspezifische Arten der vMGI-Klasse D finden sich Döbel und Hasel; letzterer als Art der Referenzzönose, der wieder etabliert werden soll. Für diese Arten wäre die Schwelle in dieser Konstellation um 2 Stufen überschritten (vgl. Tab. 44). Da alle besonders bewertungsrelevanten, typspezifischen Arten der Referenzfischfauna über dem Schwellenwert liegen, ist dies als klares Indiz für das Eintreten eines Verschlechterungsverbotstatbestandes zu werten (vgl. Kap. 10.7).

Nur im Falle eines „mittleren“ (oder geringeren) konstellationsspezifischen Risikos würden weniger als 10 % der besonders bewertungsrelevanten, typspezifischen Arten über dem Schwellenwert liegen. Erst diese Konstellation würde keine Verletzung des Verbesserungsgebots mehr indizieren (vgl. Kap. 10.7).

Tab. 44: Vorhabentypspezifische Mortalitätsgefährdung von besonders bewertungsrelevanten, typspezifischen Fischarten am Wasserkraftstandort Beispiel 1.

Referenzfischfauna (typspezifische Arten inkl. **fett: Leitfischarten**, *kursiv: FFH-Arten (Anhang II)*, unterstrichen: besonders bewertungsrelevant nach WRRL, (in Klammern: Art fehlt aktuell).

Vorhabentypspezifische Mortalitätsgefährdung (vMGI) von besonders bewertungsrelevanten, typspezifischen Fischarten am Wasserkraftstandort Beispiel 1			vMGI-abhängige KSR-Schwelle
	vMGI-Klasse	Arten (fett: Leitfischarten)	(rot: aktuelles KSR)
sehr hohe	A.1		konstellationsspez. Risiko: gering
	A.2		
	A.3		
	A.4		
hohe	B.5		konstellationsspez. Risiko: mittel
	B.6		
mittlere	C.7	<u>Flussneunauge</u> , <u>Nase</u>	konstellationsspez. Risiko: hoch
	C.8	Barbe , <i>Rapfen</i>	
	C.9		
geringe	D.10		konstellationsspez. Risiko: sehr hoch
	D.11	<u>Döbel</u>	
	D.12	(<u>Hasel</u>)	
sehr geringe	E.13		konstellationsspez. Risiko: extrem hoch
	E.14		
	E.15		
	E.16		
	E.17		

10.8.1.3 Maßnahmen zur Vermeidung bzw. Schadensbegrenzung

Maßnahmen zur Vermeidung bzw. Schadensbegrenzung sind – wo sinnvoll und möglich z. B. aufgrund des Vermeidungsgebots der Eingriffsregelung – grundsätzlich immer vorzusehen (vgl. Kap. 10.5). In Bereichen bzw. Fallkonstellationen, in denen das Eintreten von Verbotstatbeständen zu konstatieren ist, sind aber darüber hinaus gehende Maßnahmen erforderlich. So wäre zunächst zu prüfen, ob durch eine Fischschutzanlage (z. B. Rechen in Kombination mit ausreichend dimensioniertem Bypass, vgl. Kap. 10.5 und z. B. Ebel 2013), besonders durch Turbinenmortalität gefährdete Fischarten geschützt werden können bzw. sich eine so weit reichende Reduktion der Konfliktrichtigkeit des Vorhabens bzw. des konstellationsspezifischen

Risikos erreichen lässt, dass für die Arten nicht mehr von einem Eintreten von Verbotstatbeständen auszugehen ist.

Die im Beispiel vorgesehenen Vermeidungsmaßnahmen (vgl. Tab. 43) mit einem $< 45^\circ$ horizontal angeströmten ($\leq 0,3$ m/s) Rechen mit 10 mm lichtem Rechenstababstand würden Schutz der Arten Rapfen, Barbe, Döbel und Nase ab dem Juvenilstadium (1+) sowie von geschlechtsreifen Flussneunaugen und Haseln gewährleisten. Laut Tab. 37 ergibt sich aufgrund der technischen Maßnahmen eine Minderung des Risikos um 2 Stufen. Die Summe der Bypass-Dotation entspricht 2,1 % des Ausbaudurchflusses ($160 \text{ m}^3/\text{s}$). Trotz einer mittelmäßig auffindbaren Bypasseinrichtung (sohnaher Einstieg fehlt) würde hier eine zweistufige Minderung der Auswirkungen zum Ansatz kommen

Für die FFH-Art Lachs (vMGI-Klasse B) würde dies weiterhin eine Überschreitung der artspezifischen Schwelle des konstellationsspezifischen Risikos um 2 Stufen, für Rapfen und Flussneunauge, beide vMGI-Klasse C, weiterhin um 1 Stufe bedeuten.

Auch im Hinblick auf die WRRL würde eine Senkung des konstellationsspezifischen Risikos auf „hoch“ zwar für Döbel und Hasel, nicht aber für die besonders bewertungsrelevanten, typspezifischen Arten Rapfen, Nase, Flussneunauge und Barbe ausreichen. Nur im Falle eines „mittleren“ (oder geringeren) konstellationsspezifischen Risikos würden weniger als 10 % der besonders bewertungsrelevanten, typspezifischen Arten über dem Schwellwert liegen und erst dann wäre keine Verschlechterung des fischökologischen Zustands im Sinne eines Klassensprunges zu erwarten (vgl. Kap. 10.7).

Im Ergebnis wäre daher in diesem Fall eine Genehmigung nach beiden Rechtsbereichen trotz der konzipierten Maßnahmen zu versagen.

10.8.2 Beispiel 2

Bei einem Vorhaben handelt es sich um einen Neubau einer Wasserkraftanlage mit folgenden (Tab. 45) technischen, standörtlichen und fischökologischen Spezifikationen:

Tab. 45: Beispiel 2: Technische, standörtliche und fischökologische Spezifikationen einer Wasserkraftanlage mit einem Wasserrad.

Angaben zur Wasserkraftanlage	
Triebwerk	Wasserrad <ul style="list-style-type: none"> • Fallhöhe: 1,6 m • Umlaufgeschwindigkeit: 1,6 m/s • Schaufelabstand: 0,5 m • Ausbauwassermenge: 2 m³/s • MQ: 4 m³/s
Fischschutzeinrichtung	Grobrechen <ul style="list-style-type: none"> • Stababstand: 20 mm • Strömungsbedingungen: max. 0,5 m/s • Anströmwinkel: 75°
Fischableitung/Bypass	<ul style="list-style-type: none"> • Kein Bypass
Fischaufstiegsanlage	Schlitzpass <ul style="list-style-type: none"> • Lage und Dimensionierung entspricht DWA Merkblatt M 509 • Dotation: 0,25 m³/s
Angaben zur Fischfauna / zum ökologischen Zustand	
EZG	ca. 300 km²
Fließgewässertyp	5 (Grobmaterialreiche, silikatische Mittelgebirgsbäche)
Parameter für die FFH-VP	Lage in einem FFH-Gebiet mit Bestand der FFH II-Art Groppe (Erhaltungszustand: gut). Zudem handelt es sich bei dem Gewässer im FFH-Gebiet um den LRT 3260 mit Vorkommen der charakteristischen Arten Barbe, Groppe, Schneider und Elritze
ökologischer Zustand WRRL	Mäßig
Fischregion	Äschenregion
Referenzfischfauna (typspezifische Arten inkl. Leitfischarten , <i>kursiv</i> : FFH-Arten Anhang II), <u>Unterstrichen</u> : besonders bewertungsrelevant nach WRRL)	Äsche , Bachforelle, Bachschmerle , <u>Barbe</u> , <u>Döbel</u> , Elritze , <i>Groppe</i> , Gründling, Hasel , Nase , Schneider
tatsächliche Fischfauna am Standort (<i>kursiv</i> : FFH-Arten, hier Anhang II)	Aal, Äsche , Bachschmerle , <u>Barbe</u> , Barsch, Blaubandbärbling, Blei, <u>Döbel</u> , Dreistachliger Stichling, Elritze , <i>Groppe</i> , Gründling, Karpfen, Plötze, Regenbogenforelle, Rotfeder, Schneider

Entsprechend der Skalierungen in Tab. 36 und Tab. 38 wird die Konfliktintensität der Wasserkraftanlage als „gering“ (1) eingestuft. Der Parameter zur Lage und Entfernung der Wasserkraftanlage ist mit „inmitten oder unmittelbar angrenzend“ (3) zu den Habitaten der Fischarten zu bewerten (vgl. Kap. 10.4).

Nach folgenden Rechtsnormen soll beispielhaft bewertet werden:

10.8.2.1 Bewertung des Vorhabens i. R. der FFH-Verträglichkeitsprüfung (FFH-VP)

Das Wasserkraftvorhaben ist in einem Wasserkörper in einem ausgewiesenen FFH-Gebiet mit gutem Bestand der Groppe als Art des Anhangs II FFH-RL geplant. Aufgrund des guten Bestandes der ausgewiesenen FFH-Art Groppe wird der raumbezogene Parameter zur

Betroffenheit von Arten und Gebieten als „hoch“ (3) eingestuft. Das konstellationsspezifische Risiko wird entsprechend Tab. 39 als „sehr hoch“ (1-3-3) beurteilt.

Bei der Groppe als Art der vMGI-Klasse D würde nach Tab. 33 ein „sehr hohes“ konstellationsspezifisches Risiko zu einer Schwellenüberschreitung und somit zur Einstufung als „erhebliche Beeinträchtigung“ im gebietsschutzrechtlichen Sinne führen. Daher wäre für die Groppe die Schwelle in dieser Konstellation um 1 Stufe überschritten (vgl. Tab. 42).

Die Betroffenheit der für den LRT 3260 charakteristischen Fischarten ist gutachterlich im Rahmen der FFH-VP vorzunehmen (vgl. methodische Vorschläge in Kap. 10.7.2).

10.8.2.2 Bewertung des Vorhabens i. R. der Wasserrahmenrichtlinie (WRRL)

Das Wasserkraftvorhaben ist in einem Wasserkörper (Äschenregion) mit elf besonders bewertungsrelevanten, typspezifischen Arten der Referenzfischfauna, von denen acht vorkommen (Äsche, Bachschmerle, Barbe, Döbel, Elritze, Groppe, Gründling, Schneider), jedoch Bachforelle, Nase und Hasel in der tatsächlichen Fischfauna (noch) fehlen.

Prüfung hinsichtlich des Verschlechterungsverbots

Das Gewässer ist in einer mäßigen fischökologischen Zustandsklasse nach WRRL und eine Veränderung der Fischfauna darf zu keiner Verschlechterung des fischökologischen Zustands führen (in diesem Fall im Sinne eines Klassensprunges auf „unbefriedigend“, vgl. Kap. 3.1).

Das Gewässer weist somit eine „hohe“ Anzahl und Abundanz besonders bewertungsrelevanter Arten auf (3). Das konstellationsspezifische Risiko wird Tab. 41 entsprechend als „sehr hoch“ (1-3-3) eingestuft.

Im vorliegenden Beispiel liegt das aus der hohen Anzahl und Abundanz besonders bewertungsrelevanter Arten ermittelte sehr hohe konstellationsspezifische Risiko (vgl. Kap. 10.7 und Tab. 46) bei zwei der fünf (40 %) besonders bewertungsrelevanten, typspezifischen Arten über den artspezifischen Schwellenwerten.

Konkret betroffen sind als besonders bewertungsrelevante, typspezifische Arten der vMGI-Klasse C Äsche und Barbe (davon Leitfischarten: Äsche, vgl. Tab. 46). Für diese zwei Arten wäre die Schwelle in dieser Konstellation um 1 Stufe überschritten.

Als besonders bewertungsrelevante, typspezifische Arten der vMGI-Klasse D finden sich Elritze, Döbel und Schneider. Für diese Arten wäre die Schwelle in dieser Konstellation nicht überschritten (vgl. Tab. 46). Da aber 40 % und damit mehr als 30 % der bewertungsrelevanten, typspezifischen Arten über dem jeweiligen Schwellenwert liegen, wäre dies als Indiz für das Eintreten eines Verschlechterungsverbotstatbestandes zu werten (vgl. Kap. 10.7).

Nur im Falle eines „mittleren“ (oder geringeren) konstellationsspezifischen Risikos würden weniger als 10 % der besonders bewertungsrelevanten, typspezifischen Arten über dem Schwellenwert liegen. Erst diese Konstellation würde kein Eintreten des Verschlechterungsverbotstatbestandes des fischökologischen Zustands mehr indizieren (vgl. Kap. 10.7).

Darüber hinaus befindet sich der Standort der geplanten Wasserkraftanlage in einem Gewässer mit „regionaler“ Bedeutung für die Fischwanderung (2) von diadromen (Aal) und potamodromen Arten (z. B. Barbe). Das konstellationsspezifische Risiko wird entsprechend Tab. 41 als „mittel“ (1-2) eingestuft.

Bei Arten der vMGI-Klasse B (Aal), für die bereits ein „mittleres“ konstellationsspezifisches Risiko relevant ist, ergibt sich eine Schwellenüberschreitung um 1 Stufe. Bei Arten der vMGI-Klasse C (Barbe), für die ein „hohes“ konstellationsspezifisches Risiko relevant ist, ergibt sich keine Schwellenüberschreitung.

Prüfung hinsichtlich des Verbesserungs- / Zielerreichungsgebots

Das Gewässer ist in einer mäßigen fischökologischen Zustandsklasse nach WRRL, d. h. es besteht das Verbesserungsgebot zur Erreichung des guten ökologischen Zustands.

Das Gewässer weist ein „mittleres“ Habitat-/Entwicklungspotenzial (2) hinsichtlich der Erreichung eines guten ökologischen Zustands (noch fehlen Bachforelle, Nase und Hasel). Der raumbezogene Parameter zur Betroffenheit von Arten und Gebieten hinsichtlich WRRL wird daher als „mittel“ (2) eingestuft.

Das konstellationsspezifische Risiko wird daher Tab. 41 entsprechend als „hoch“ (1-3-2) eingestuft.

Konkret betroffen sind als besonders bewertungsrelevante, typspezifische Arten der vMGI-Klasse C Nase, Äsche, Barbe und Bachforelle (davon Leitfischarten: Nase, Äsche, vgl. Tab. 46). Für diese vier Arten wäre die Schwelle in dieser Konstellation um 1 Stufe überschritten.

Als besonders bewertungsrelevante, typspezifische Arten der vMGI-Klasse D finden sich Elritze, Döbel, Schneider und Hasel. Für diese Arten wäre die Schwelle in dieser Konstellation nicht überschritten (vgl. Tab. 46). Da aber 50 % und damit mehr als 30 % der bewertungsrelevanten, typspezifischen Arten über dem jeweiligen Schwellenwert liegen, wäre dies als Indiz für die Gefährdung des Verbesserungsgebots zu werten (vgl. Kap. 10.7).

Nur im Falle eines „mittleren“ (oder geringeren) konstellationsspezifischen Risikos würden weniger als 10 % der besonders bewertungsrelevanten, typspezifischen Arten über dem Schwellenwert liegen. Erst diese Konstellation würde Gefährdung des Verbesserungsgebots mehr indizieren.

Darüber hinaus befindet sich der Standort der geplanten Wasserkraftanlage in einem Gewässer mit auch perspektivisch „regionaler“ Bedeutung für die Fischwanderung (2) von diadromen (Aal) und potamodromen Arten (z. B. Nase, perspektivisch aber auch für Barbe). Das konstellationsspezifische Risiko wird Tab. 41 entsprechend als „mittel“ (1-2) eingestuft.


Bei Arten der vMGI-Klasse B (Aal), für die bereits ein „mittleres“ konstellationsspezifisches Risiko relevant ist, ergibt sich eine Schwellenüberschreitung um 1 Stufe. Bei Arten der vMGI-Klasse C (Barbe) und Nase), für die ein „hohes“ konstellationsspezifisches Risiko relevant ist, ergibt sich keine Schwellenüberschreitung.

Tab. 46: Vorhabentypspezifische Mortalitätsgefährdung von besonders bewertungsrelevanten, typspezifischen Fischarten am Wasserkraftstandort Beispiel 2.

Referenzfischfauna (typspezifische Arten inkl. **fett: Leitfischarten**, *kursiv: FFH-Arten (Anhang II)*), unterstrichen: besonders bewertungsrelevant nach WRRL, (in Klammern: Art fehlt aktuell).

Vorhabentypspezifische Mortalitätsgefährdung (vMGI) von besonders bewertungsrelevanten, typspezifischen Fischarten am Wasserkraftstandort Beispiel 2			vMGI-abhängige KSR-Schwelle
	vMGI-Klasse	Arten (fett: Leitfischarten)	(rot: aktuelles KSR)
sehr hohe	A.1		konstellationsspez. Risiko: gering
	A.2		
	A.3		
	A.4		
hohe	B.5		konstellationsspez. Risiko: mittel
	B.6		
mittlere	C.7	<u>(Nase), Äsche</u>	konstellationsspez. Risiko: hoch
	C.8	<u>Barbe, (Bachforelle)</u>	
	C.9		
geringe	D.10	<u>Elritze</u>	konstellationsspez. Risiko: sehr hoch
	D.11	<u>Döbel, Schneider</u>	
	D.12	<u>(Hasel)</u>	
sehr geringe	E.13		konstellationsspez. Risiko: extrem hoch
	E.14		
	E.15		
	E.16		
	E.17		

1 Stufe Überschreitung



10.8.2.3 Maßnahmen zur Vermeidung bzw. Schadensbegrenzung

Die im Beispiel vorgesehenen Vermeidungsmaßnahmen (vgl. Tab. 45) mit einem horizontal angeströmten Rechen (75°, 20 mm Stababstand) sowie einem fehlenden Bypass würden zu keiner Minderung des konstellationsspezifischen Risikos (vgl. Kap. 10.5 und Tab. 37) führen.

Durch den Einbau einer verbesserten Fischschutzanlage (z. B. Feinrechen ≤ 15 mm in Kombination mit einem Bypass mit Dimensionierungen nach Stand der Technik, vgl. Kap. 10.5) könnte das konstellationsspezifische Risiko um 1 Stufe gesenkt werden.

Damit könnte das konstellationsspezifische Risiko sowohl im Hinblick auf die FFH-VP als auch im Hinblick auf die Prüfungen im Zusammenhang mit der WRRL unter die jeweiligen Schwellenwerte gesenkt werden.

10.8.3 Beispiel 3

Bei einem Vorhaben handelt es sich um einen Neubau einer Wasserkraftanlage mit folgenden (Tab. 47) technischen, standörtlichen und fischökologischen Spezifikationen:

Tab. 47: Beispiel 3: Technische, standörtliche und fischökologische Spezifikationen einer Wasserkraftanlage mit zwei Francisturbinen.

Angaben zur Wasserkraftanlage	
Triebwerk	2 Francisturbinen <ul style="list-style-type: none"> • Fallhöhe: 2,5 m • Drehzahl: 33 U/min • Umlaufgeschwindigkeit: 4,7 m/s • Schaufelabstand: 0,4 m • Ausbauwassermenge: 20 m³/s • MQ: 31,4 m³/s
Fischschutzeinrichtung	Rechen <ul style="list-style-type: none"> • Stababstand: 15 mm • Strömungsbedingungen: max. < 0,5 m/s • Anströmwinkel: 45°
Fischableitung/Bypass	Bypass <ul style="list-style-type: none"> • Boden- und oberflächennahe Einstiegsöffnung • Rohrdurchmesser: 300 mm • Dotation: 0,5 m³/s
Fischaufstiegsanlage	<ul style="list-style-type: none"> • Raugerinne Beckenpass • Lage und Dimensionierung entspricht DWA Merkblatt M 509 • Dotation: 1,8 m³/s
Angaben zur Fischfauna / zum ökologischen Zustand	
EZG	ca. 4.000 km ²
Fließgewässertyp	9.2 (Großer Mittelgebirgsfluss)
Parameter für die FFH-VP	Beeinträchtigungen eines FFH-Gebiets mit Gewissheit auszuschließen
ökologischer Zustand WRRL	unbefriedigend
Fischregion	Barbenregion
Referenzfischfauna (typspezifische Arten inkl. Leitfischarten , <i>kursiv</i> : FFH-Arten, <u>Unterstrichen</u> : besonders bewertungsrelevant nach WRRL)	Aal, Aland, <u>Äsche</u> , <u>Bachforelle</u> , Bachschmerle , Barbe , Brassen, Döbel , <u>Elritze</u> , Flussbarsch, <i>Groppe</i> , Gründling , Hasel , <u>Nase</u> , Rotauge , Ukelei , Westlicher Stichling
tatsächliche Fischfauna am Standort (<i>kursiv</i> : FFH-Arten, hier Anhang II)	<u>Bachforelle</u> , Bachschmerle , Barbe , Blaubandbärbling, Döbel , Flussbarsch, Giebel, Gründling , Hasel , Hecht, Karpfen, Rotauge , Schleie, Westlicher Stichling, Zander

Entsprechend der Skalierungen in Tab. 36 und Tab. 38 wird die Konfliktintensität der Wasserkraftanlage als „mitte“ (2) eingestuft. Die Wasserkraftanlage ist „inmitten oder unmittelbar angrenzend“ zu den Habitaten der Fischarten geplant; daher ist die Ausprägung des Parameters zur Lage und Entfernung des Vorhabens als „hoch“ (3) zu bewerten (vgl. Kap. 10.4).

Nach folgenden Rechtsnormen soll beispielhaft bewertet werden:

10.8.3.1 Bewertung des Vorhabens i. R. der FFH-Verträglichkeitsprüfung (FFH-VP)

Da die Betroffenheit eines FFH-Gebietes mit Sicherheit ausgeschlossen werden kann, ist keine FFH-VP notwendig.

10.8.3.2 Bewertung des Vorhabens i. R. der Wasserrahmenrichtlinie (WRRL)

Das Wasserkraftvorhaben befindet sich in einem Wasserkörper (Barbenregion) für den sieben besonders bewertungsrelevanten, typspezifischen Arten der Referenzfischfauna (Nase, Äsche, Barbe, Bachforelle, Elritze, Döbel, Hasel) genannt werden. Davon kommen jedoch die Arten Nase, Äsche und Elritze derzeit (noch) nicht in der tatsächlichen Fischfauna vor.

Prüfung hinsichtlich des Verschlechterungsverbots

Das Gewässer weist einen unbefriedigenden fischökologischen Zustand nach WRRL auf, d. h. eine Veränderung der Fischfauna darf zu keiner Verschlechterung des fisch-ökologischen Zustands führen (in diesem Fall im Sinne eines Klassensprunges auf „schlecht“, vgl. Kap. 3.1).

Das Gewässer weist eine „mittlere“ Anzahl und Abundanz besonders bewertungsrelevanter Arten“ auf (2). Das konstellationsspezifische Risiko wird Tab. 41 entsprechend als „sehr hoch“ (2-3-2) eingestuft.

Im vorliegenden Beispiel befindet sich das konstellationsspezifische Risiko („sehr hoch“, vgl. Kap. 10.7 und Tab. 48) bei allen besonders bewertungsrelevanten, typspezifischen Arten (= 100 %) über den artspezifischen Schwellenwerten. Im Speziellen finden sich als besonders bewertungsrelevante, typspezifische Arten der vMGI-Klasse C Barbe und Bachforelle (davon Leitfischart: Barbe, vgl. Tab. 48). Für diese Arten wäre die Schwelle in dieser Konstellation um 2 Stufen überschritten. Als besonders bewertungsrelevante, typspezifische Arten der vMGI-Klasse D finden sich Döbel und Hasel. Für diese Arten wäre die Schwelle in dieser Konstellation um 1 Stufe überschritten (vgl. Tab. 48). Da alle besonders bewertungsrelevanten, typspezifischen Arten über dem jeweiligen Schwellenwert liegen, wäre dies als Indiz für das Eintreten eines Verschlechterungsverbotstatbestandes zu werten (vgl. Kap. 10.7).

Nur im Falle eines „mittleren“ (oder geringeren) konstellationsspezifischen Risikos würden weniger als 10 % der besonders bewertungsrelevanten, typspezifischen Arten über dem Schwellenwert liegen. Erst diese Konstellation würde kein Eintreten des Verschlechterungsverbotes des fischökologischen Zustands im Sinne eines Klassensprunges mehr indizieren (vgl. Kap. 10.7).

Darüber hinaus befindet sich der Standort der geplanten Wasserkraftanlage in einem Gewässer mit aktuell „regionaler“ Bedeutung für die Fischwanderung (2) von diadromen (Aal) und potamodromen Arten (Barbe). Das konstellationsspezifische Risiko wird Tab. 41 entsprechend als „hoch“ (2-2) eingestuft.

Bei Arten der vMGI-Klasse B (Aal), für die bereits ein „mittleres“ konstellationsspezifisches Risiko relevant ist, ergibt sich eine Schwellenüberschreitung um 1 Stufe. Bei Arten der vMGI-Klasse C (Barbe), für die ein „hohes“ konstellationsspezifisches Risiko relevant ist, ergibt sich keine Schwellenüberschreitung.

Prüfung hinsichtlich des Verbesserungs- / Zielerreichungsgebots

Das Gewässer weist einen unbefriedigenden fischökologischen Zustand nach WRRL auf, d. h. es besteht das Gebot zur Erreichung des guten ökologischen Zustands.

Das Gewässer hat ein „mittleres“ Habitat-/Entwicklungspotenzial (2) hinsichtlich der Erreichung eines guten ökologischen Zustands/Potenzials bzw. der Erreichung der Referenzfischfauna (auch für Nase, Äsche und Elritze).

Der raumbezogene Parameter zur Betroffenheit von Arten und Gebieten hinsichtlich WRRL wird daher als „mittel“ (2) eingestuft.

Das konstellationsspezifische Risiko wird Tab. 41 entsprechend als „sehr hoch“ (2-3-2) eingestuft.

Im vorliegenden Beispiel befindet sich das konstellationsspezifische Risiko („sehr hoch“, vgl. Kap. 10.7 und Tab. 48) bei allen besonders bewertungsrelevanten, typspezifischen Arten (= 100 %) über den artspezifischen Schwellenwerten. Im Speziellen, finden sich als besonders bewertungsrelevante, typspezifische Arten der vMGI-Klasse C Nase, Äsche, Barbe und Bachforelle (davon Leitfischart: Barbe, vgl. Tab. 48). Für diese Arten wäre die Schwelle in dieser Konstellation um 2 Stufen überschritten. Als besonders bewertungsrelevante, typspezifische Arten der vMGI-Klasse D finden sich Elritze, Döbel und Hasel. Für diese Arten wäre die Schwelle in dieser Konstellation um 1 Stufe überschritten (vgl. Tab. 48). Da alle besonders bewertungsrelevanten, typspezifischen Arten über dem jeweiligen Schwellenwert liegen, wäre dies als Indiz für die Gefährdung des Verbesserungsgebots zu werten (vgl. Kap. 10.7).

Nur im Falle eines „mittleren“ (oder geringeren) konstellationsspezifischen Risikos würden weniger als 10 % der besonders bewertungsrelevanten, typspezifischen Arten über dem Schwellenwert liegen. Erst diese Konstellation würde keine Gefährdung des Verbesserungsgebots mehr indizieren (vgl. Kap. 10.7).

Auch perspektivisch hat das Gewässer eine „regionale“ Bedeutung für die Fischwanderung (2) von diadromen (Aal) und potamodromen Arten (Barbe), aber z. B. auch für Nase. Das konstellationsspezifische Risiko wird Tab. 41 entsprechend als „hoch“ (2-2) eingestuft. Bei Arten der vMGI-Klasse B (Aal), für die bereits ein „mittleres“ konstellationsspezifisches Risiko relevant ist, ergibt sich eine Schwellenüberschreitung um 1 Stufe. Bei Arten der vMGI-Klasse C (Barbe, Nase), für die ein „hohes“ konstellationsspezifisches Risiko relevant ist, ergibt sich keine Schwellenüberschreitung.

Tab. 48: Vorhabentypspezifische Mortalitätsgefährdung von besonders bewertungsrelevanten, typspezifischen Fischarten am Wasserkraftstandort Beispiel 3.

Referenzfischfauna (typspezifische Arten inkl. **fett: Leitfischarten**, *kursiv: FFH-Arten (Anhang II)*), unterstrichen: besonders bewertungsrelevant nach WRRL, (in Klammern: Art fehlt aktuell).

Vorhabentypspezifische Mortalitätsgefährdung (vMGI) von besonders bewertungsrelevanten, typspezifischen Fischarten am Wasserkraftstandort Beispiel 3			vMGI-abhängige KSR-Schwelle
	vMGI-Klasse	Arten (fett: Leitfischarten)	(rot: aktuelles KSR)
sehr hohe	A.1		konstellationsspez. Risiko: gering
	A.2		
	A.3		
	A.4		
hohe	B.5		konstellationsspez. Risiko: mittel
	B.6		
mittlere	C.7	(Nase), (Äsche)	konstellationsspez. Risiko: hoch
	C.8	<u>Barbe</u> , <u>Bachforelle</u>	
	C.9		
geringe	D.10	(Elritze)	konstellationsspez. Risiko: sehr hoch
	D.11	<u>Döbel</u>	
	D.12	<u>Hasel</u>	
sehr geringe	E.13		konstellationsspez. Risiko: extrem hoch
	E.14		
	E.15		
	E.16		
	E.17		

10.8.3.3 Maßnahmen zur Vermeidung bzw. Schadensbegrenzung

Die im Beispiel angewendeten Vermeidungsmaßnahmen (vgl. Tab. 47) mit einem schräg angeströmten Rechen (45 °, 15 mm Stababstand, < 0,5 m/s Anströmung am Rechen) sowie einem Bypass mit boden- und oberflächennaher Öffnung und einer Dotation von 2,5 % der Ausbauwassermenge führt zu einer Minderung des konstellationsspezifischen Risikos um 1 Stufe. Das würde nicht ausreichen, um das konstellationsspezifische Risiko in Bezug auf die bewertungsrelevanten Arten gemäß WRRL so weit zu senken, dass eine Verschlechterung des fischökologischen Zustands auszuschließen ist.

Dagegen würden eine weitere Verringerung der lichten Rechenstabweite auf ≤ 10 mm und der Anströmgeschwindigkeit am Rechen auf ≤ 0,3 m/s in Kombination mit der vorhandenen Bypass-Dotation zu einer Senkung des konstellationsspezifischen Risikos um 2 Stufen und damit in den genehmigungsfähigen Bereich der Bewertung nach WRRL führen.

10.8.4 Beispiel 4

Neukonzessionierung einer Wasserkraftanlage mit folgenden (Tab. 49) technischen, standörtlichen und fischökologischen Spezifikationen:

Tab. 49: Beispiel 4: Technische, standörtliche und fischökologische Spezifikationen einer Wasserkraftanlage mit fünf Kaplan turbinen.

Angaben zur Wasserkraftanlage	
Triebwerk	5 Kaplan turbinen <ul style="list-style-type: none"> • Fallhöhe: 9 m • Drehzahl: 150 U/min • Umlaufgeschwindigkeit: 25 m/s • Schaufelabstand: 3 m • Ausbauwassermenge: 2000 m³/s • MQ: 1500 m³/s
Fischschutzeinrichtung	Rechen <ul style="list-style-type: none"> • Stababstand: 20 mm • Strömungsbedingungen: 0,8 m/s • Anströmwinkel: 90°
Fischableitung/Bypass	Bypass <ul style="list-style-type: none"> • Oberflächennahe Einstiegsöffnung
Fischaufstiegsanlage	Umgehungsgerinne <ul style="list-style-type: none"> • Lage und Dimensionierung entspricht DWA Merkblatt M 509 • Dotation: 6 m³/s
Angaben zur Fischfauna / zum ökologischen Zustand	
EZG	ca. 45.000 km²
Fließgewässertyp	10 (kiesgeprägte Ströme)
Parameter für die FFH-VP	Beeinträchtigungen eines FFH-Gebiets mit Gewissheit auszuschließen
ökologischer Zustand WRRL	mäßig
Fischregion	Barbenregion
Referenzfischfauna (typspezifische Arten inkl. Leitfischarten , <i>kursiv</i> : FFH-Arten (Anhang II), <u>Unterstrichen</u> : besonders bewertungsrelevant nach WRRL)	Aland, Barbe , Brasse, Döbel , Flussbarsch, Gründling , Hasel , Hecht, Nase , Quappe , Rotaugen , Ukelei, Zander
tatsächliche Fischfauna am Standort (<i>kursiv</i> : FFH-Arten, hier Anhang II)	Aland, Bachforelle, Barbe , Brasse, Döbel , Donaukaulbarsch, Flussbarsch, Gründling , Hasel , Hecht, Nase , Rotaugen , Schwarzmundgrundel, Zander, <i>Zingel</i>

Entsprechend der Skalierungen in Tab. 36 und Tab. 49 wird die Konfliktintensität der Wasserkraftanlage als „hoch“ (3) eingestuft. Das Vorhaben führt daher zu hohen Betroffenheiten verschiedener Fischvorkommen. Die Wasserkraftanlage ist inmitten oder unmittelbar angrenzend zu den Habitaten der Fischarten geplant; daher ist die Ausprägung des Parameters zur Lage und Entfernung des Vorhabens als „hoch“ (3) zu bewerten (vgl. Kap. 10.4).

Nach folgenden Rechtsnormen soll beispielhaft bewertet werden:

10.8.4.1 Bewertung des Vorhabens i. R. der speziellen artenschutzrechtlichen Prüfung

Das Wasserkraftvorhaben ist inmitten eines der wenigen Vorkommensgebiete einer Art des Anhangs IV der FFH-RL (Donau-Kaulbarsch) in Deutschland (3) geplant. Das konstellations-spezifische Risiko wird entsprechend Tab. 40 als „extrem hoch“ (3-3-3) beurteilt.

Der Donau-Kaulbarsch befindet sich in der vMGI-Klasse D, bei der nach Tab. 33 ein „sehr hohes“ konstellationsspezifisches Risiko zur Einstufung einer „erheblichen Beeinträchtigung“ führen würde. Daher wäre für den Donau-Kaulbarsch die Schwelle in dieser Konstellation um 2 Stufen überschritten (vgl. Tab. 42).

10.8.4.2 Bewertung des Vorhabens i. R. der Wasserrahmenrichtlinie (WRRL)

Das Wasserkraftvorhaben ist in einem Wasserkörper (Barbenregion) mit einem Vorkommen von vier besonders bewertungsrelevanten, typspezifischen Arten in der Referenzfauna (Nase, Barbe, Döbel, Hasel) geplant. Die Quappe als fünfte bewertungsrelevante, typspezifische Art fehlt derzeit (noch) in der tatsächlichen Fischfauna.

Prüfung hinsichtlich des Verschlechterungsverbots

Das Gewässer weist einen mäßigen fischökologischen Zustand nach WRRL auf d. h. eine Veränderung der Fischfauna darf zu keiner Verschlechterung des fischökologischen Zustands führen (in diesem Fall im Sinne eines Klassensprunges auf „unbefriedigend“, vgl. Kap. 3.1).

Der Wasserkraftstandort befindet sich in einem Gewässer mit einer „mittleren“ Anzahl und Abundanz besonders bewertungsrelevanter Arten (2).

Das konstellationsspezifische Risiko wird Tab. 41 entsprechend als „extrem hoch“ (3-3-2) beurteilt.

Im vorliegenden Beispiel befindet sich das konstellationsspezifische Risiko („extrem hoch“, vgl. Kap. 10.7 und Tab. 50) bei allen besonders bewertungsrelevanten, typspezifischen Arten (= 100 %) über den artspezifischen Schwellenwerten. Im Speziellen finden sich als besonders bewertungsrelevante, typspezifische Arten der vMGI-Klasse C Nase und Barbe (beides Leitfischarten, vgl. Tab. 50). Für diese Arten wäre die Schwelle in dieser Konstellation um 3 Stufen überschritten. Als besonders bewertungsrelevante, typspezifische Arten der vMGI-Klasse D finden sich Döbel und Hasel. Für diese Arten wäre die Schwelle in dieser Konstellation um 2 Stufen überschritten (vgl. Tab. 50).

Da alle besonders bewertungsrelevanten, typspezifischen Arten über dem jeweiligen Schwellenwert liegen, ist dies als Indiz für das Eintreten eines Verschlechterungsverbotstatbestandes zu werten (vgl. Kap. 10.7).

Nur im Falle eines „mittleren“ (oder geringeren) konstellationsspezifischen Risikos würden weniger als 10 % der besonders bewertungsrelevanten, typspezifischen Arten über dem Schwellenwert liegen. Erst diese Konstellation würde kein Eintreten des Verschlechterungsverbotstatbestandes des fischökologischen Zustands im Sinne eines Klassensprunges mehr indizieren (vgl. Kap. 10.7).

Darüber hinaus befindet sich der Standort der geplanten Wasserkraftanlage in einem Gewässer mit aktuell „regionaler“ Bedeutung (2) für die Fischwanderung von potamodromen Arten (z. B. Nase und Barbe). Das konstellationsspezifische Risiko wird entsprechend Tab. 41 als „sehr hoch“ (3-2) eingestuft. Bei Arten der vMGI-Klasse C (Nase und Barbe), für die ein „hohes“ konstellationsspezifisches Risiko relevant ist, ergibt sich eine Schwellenüberschreitung um 2 Stufen.

Prüfung hinsichtlich des Verbesserungs- / Zielerreichungsgebots

Das Gewässer weist einen mäßigen fischökologischen Zustand nach WRRL auf, d. h. es besteht das Gebot zur Verbesserung, d. h. zur Erreichung des guten ökologischen Zustands.

Für das Gewässer besteht ein „mittleres“ Habitat-/Entwicklungspotenzial (2) hinsichtlich der Erreichung eines guten ökologischen Zustands/Potenzials.

Das konstellationsspezifische Risiko wird Tab. 41 entsprechend als „extrem hoch“ (3-3-2) beurteilt.

Im vorliegenden Beispiel befindet sich das konstellationsspezifische Risiko („extrem hoch“, vgl. Kap. 10.7 und Tab. 50) bei allen besonders bewertungsrelevanten, typspezifischen Arten (= 100 %) über den artspezifischen Schwellenwerten. Als besonders bewertungsrelevante, typspezifische Arten der vMGI-Klasse C sind dies Nase, Barbe und Quappe (davon Leitfischarten: Nase, Barbe, vgl. Tab. 49). Für diese Arten wäre die Schwelle in dieser Konstellation um 3 Stufen überschritten. Als besonders bewertungsrelevante, typspezifische Arten der vMGI-Klasse D zählen dazu Döbel und Hasel. Für diese Arten wäre die Schwelle in dieser Konstellation um 2 Stufen überschritten (vgl. Tab. 50).

Da alle besonders bewertungsrelevanten, typspezifischen Arten über dem jeweiligen Schwellenwert liegen, wäre dies als Indiz für die Gefährdung des Verbesserungsgebots zu werten (vgl. Kap. 10.7).

Nur im Falle eines „mittleren“ (oder geringeren) konstellationsspezifischen Risikos würden weniger als 10 % der besonders bewertungsrelevanten, typspezifischen Arten über dem Schwellenwert liegen. Erst diese Konstellation würde keine Gefährdung des Verbesserungsgebots mehr indizieren (vgl. Kap. 10.7).

Darüber hinaus befindet sich der Standort der geplanten Wasserkraftanlage in einem Gewässer mit perspektivisch „überregionaler“ Bedeutung (3) für die Fischwanderung von potamodromen Arten (z. B. Nase, Barbe und Quappe). Das konstellationsspezifische Risiko wird entsprechend Tab. 41 als „extrem hoch“ (3-3) eingestuft. Bei Arten der vMGI-Klasse C (Nase Barbe und Quappe), für die ein „hohes“ konstellationsspezifisches Risiko relevant ist, ergibt sich eine Schwellenüberschreitung um 3 Stufen.

Tab. 50: Vorhabentypspezifische Mortalitätsgefährdung von besonders bewertungsrelevanten, typspezifischen Fischarten am Wasserkraftstandort Beispiel 4.

Referenzfischfauna (typspezifische Arten inkl. **fett: Leitfischarten**, *kursiv: FFH-Arten (Anhang II)*), unterstrichen: besonders bewertungsrelevant nach WRRL, (in Klammern: Art fehlt aktuell).

Vorhabentypspezifische Mortalitätsgefährdung (vMGI) von besonders bewertungsrelevanten, typspezifischen Fischarten am Wasserkraftstandort Beispiel 4		vMGI-abhängige KSR-Schwelle
	vMGI-Klasse	Arten (fett: Leitfischarten)
sehr hohe	A.1	
	A.2	
	A.3	
	A.4	
hohe	B.5	
	B.6	
mittlere	C.7	<u>Nase</u> , (Quappe)
	C.8	<u>Barbe</u>
	C.9	
geringe	D.10	
	D.11	<u>Döbel</u>
	D.12	<u>Hasel</u>
sehr geringe	E.13	
	E.14	
	E.15	
	E.16	
	E.17	

10.8.4.3 Maßnahmen zur Vermeidung bzw. Schadensbegrenzung

Die vorhandenen Vermeidungsmaßnahmen (vgl. Tab. 49) mit einem horizontal angeströmten Rechen (90°), mit lichtigem Rechenstababstand von 20 mm und einer zu den Empfehlungen lt. Ebel (2013) z. T. abweichenden Bypass-Dimensionierung führen im vorliegenden Fallbeispiel zu keiner Minderung des konstellationsspezifischen Risikos (vgl. Tab. 37). Demzufolge muss im Rahmen der Neugenehmigung mit Auflagen gearbeitet werden.

Eine hier erforderliche Minderung um drei Stufen ist nur dann zu erzielen, wenn horizontal schräg (< 45°) angeströmte Rechen mit ≤ 10 mm lichtigem Stababstand und ≤ 0,3 m/s Anströmgeschwindigkeit inklusive Bypass über die gesamte Wassersäule mit einer Mindestdotations von 90 m³/s (4,5 % der Ausbauwassermenge) nachgerüstet werden (Tab. 37). Darüber hinaus ist ein fischschonender Anlagenbetrieb bei Jungfischabwanderung zu gewährleisten (Tab. 37). Diese Auflagen wären aus Sicht des Fischartenschutzes umzusetzen und zu kontrollieren, bevor eine neue Konzession genehmigt wird.

10.8.5 Beispiel 5

Bei einem Vorhaben handelt es sich um den Umbau einer Wasserkraftanlage, bei der ein vorhandenes Wasserrad durch eine Kaplan turbine ersetzt werden soll. Die WKA hat folgende (Tab. 51) technische, standörtliche und fischökologische Spezifikationen:

Tab. 51: Beispiel 5: Technische, standörtliche und fischökologische Spezifikationen einer umgerüsteten Wasserkraftanlage mit einer Kaplan turbine.

Angaben zur Wasserkraftanlage	
Triebwerk	Kaplan turbine <ul style="list-style-type: none"> • Fallhöhe: 2,2 m • Umlaufgeschwindigkeit: 18 m/s • Schaufelabstand: 0,7 m • Ausbauwassermenge: 2,8 m³/s • MQ: 3,5 m³/s
Fischschutzeinrichtung	Rechen <ul style="list-style-type: none"> • Stababstand: ≤10 mm • Strömungsbedingungen: max. 0,3 m/s • Anströmwinkel: < 45°
Fischableitung/Bypass	Bypass <ul style="list-style-type: none"> • Boden- und oberflächennahe Einstiegsöffnung • Dotation: 0,5 m³/s
Fischaufstiegsanlage	Schlitzpass <ul style="list-style-type: none"> • Lage und Dimensionierung entspricht DWA Merkblatt M 509 • Dotation: 0,8 m³/s
Angaben zur Fischfauna / zum ökologischen Zustand	
EZG	ca. 250 km²
Fließgewässertyp	5 (Grobmaterialreiche, silikatische Mittelgebirgsbäche)
Parameter für die FFH-VP	Lage in einem FFH-Gebiet mit Bestand der FFH II-Art Groppe (Erhaltungszustand: gut)
ökologischer Zustand WRRL	mäßig
Fischregion	Untere Forellenregion
Referenzfischfauna (typspezifische Arten inkl. Leitfischarten , <i>kursiv</i> : FFH-Arten, <u>Unterstrichen</u> : besonders bewertungsrelevant nach WRRL)	Äsche, Bachforelle , <i>Bachneunauge</i> , Bachscherle , <u>Döbel</u> , <u>Elritze</u> , Groppe , <u>Hasel</u> ,
tatsächliche Fischfauna am Standort (<i>kursiv</i> : FFH-Arten, hier Anhang II)	Bachscherle, <u>Döbel</u> , <u>Elritze</u> , Bachforelle, Groppe , Regenbogenforelle

Entsprechend der Skalierungen in Tab. 36 und Tab. 38 wird die Konfliktintensität der Wasserkraftanlage als „mittel“ (2) eingestuft. Die Wasserkraftanlage ist inmitten oder unmittelbar angrenzend zu den Habitaten der Fischarten geplant; daher ist die Ausprägung des Parameters zur Lage und Entfernung des Vorhabens als „hoch“ (3) zu bewerten (vgl. Kap. 10.4).

Nach folgenden Rechtsnormen soll beispielhaft bewertet werden:

10.8.5.1 Bewertung des Vorhabens i. R. der FFH-Verträglichkeitsprüfung (FFH-VP)

Das Wasserkraftvorhaben befindet sich in einem FFH-Gebiet mit einem „mittleren“ Bestand (2) der Groppe als Art des Anhangs II FFH-RL.

Das konstellationsspezifische Risiko wird Tab. 39 entsprechend als „sehr hoch“ (2-3-2) beurteilt.

Bei der Groppe als Art der vMGI-Klasse D führt nach Tab. 33 ein „sehr hohes“ konstellationsspezifisches Risiko zur Überschreitung der artspezifischen Schwelle um 1 Stufe (vgl. Tab. 42). Dies wäre als „erhebliche Beeinträchtigung“ im gebietsschutzrechtlichen Sinne zu werten.

10.8.5.2 Bewertung des Vorhabens i. R. der Wasserrahmenrichtlinie (WRRL)

Das Wasserkraftvorhaben ist in einem Wasserkörper (Untere Forellenregion) mit Vorkommen von drei besonders bewertungsrelevanten, typspezifischen Arten der Referenzfischfauna (Bachforelle, Elritze, Döbel). Die Arten Äsche, Hasel und Bachneunauge fehlen derzeit (noch) in der tatsächlichen Fischfauna.

Prüfung hinsichtlich des Verschlechterungsverbots

Das Gewässer weist einen mäßigen fischökologischen Zustand nach WRRL auf, d. h. es darf zu keiner Verschlechterung des fischökologischen Zustands führen (in diesem Fall im Sinne eines Klassensprunges auf „unbefriedigend“, vgl. Kap. 3.1).

Der Wasserkraftstandort befindet sich in einem Gewässer, mit einer „mittleren“ Anzahl und Abundanz besonders bewertungsrelevanter Arten (2).

Das konstellationsspezifische Risiko wird Tab. 41 entsprechend als „sehr hoch“ (2-3-2) eingestuft.

Im vorliegenden Beispiel befindet sich das konstellationsspezifische Risiko („hoch“, vgl. Kap. 10.7 und Tab. 52) bei allen drei (100 %) besonders bewertungsrelevanten, typspezifischen Arten über den artspezifischen Schwellenwerten. Im Speziellen findet sich als besonders bewertungsrelevante, typspezifische Arten der vMGI-Klasse C die Bachforelle. Für diese Art wäre die Schwelle in dieser Konstellation um 2 Stufen überschritten. Als besonders bewertungsrelevante, typspezifische Arten der vMGI-Klasse D finden sich Elritze und Döbel. Für diese Arten wäre die Schwelle in dieser Konstellation um 1 Stufe überschritten (vgl. Tab. 52).

Da alle besonders bewertungsrelevanten, typspezifischen Arten über dem jeweiligen Schwellenwert liegen, ist dies als Indiz für das Eintreten eines Verschlechterungsverbotstatbestandes zu werten (vgl. Kap. 10.7).

Nur im Falle eines „mittleren“ (oder geringeren) konstellationsspezifischen Risikos würden weniger als 10 % der besonders bewertungsrelevanten, typspezifischen Arten über dem Schwellenwert liegen. Erst diese Konstellation würde kein Eintreten des Verschlechterungsverbotstatbestandes des fischökologischen Zustands im Sinne eines Klassensprunges mehr indizieren (vgl. Kap. 10.7).

Darüber hinaus befindet sich der Standort der geplanten Wasserkraftanlage in einem Gewässer mit aktuell „regionaler“ Bedeutung (2) für die Fischwanderung. Das konstellationsspezifische Risiko wird entsprechend Tab. 41 als „hoch“ (2-2) eingestuft. Bei Arten der vMGI-Klasse C (Bachforelle), für die ein „hohes“ konstellationsspezifisches Risiko relevant ist, ergibt sich eine Schwellenüberschreitung um 1 Stufe.

Prüfung hinsichtlich des Verbesserungs- / Zielerreichungsgebots

Der Wasserkraftstandort befindet sich in einem Gewässer, mit einem „mittleren“ Habitat-/Entwicklungspotenzial (2) hinsichtlich der Erreichung eines guten ökologischen Zustands/Potenzials.

Das konstellationsspezifische Risiko wird Tab. 41 entsprechend als „sehr hoch“ (2-3-2) eingestuft.

Darüber hinaus befindet sich der Standort der geplanten Wasserkraftanlage in einem Gewässer mit „regionaler“ Bedeutung (2) für die Fischwanderung (Bachneunauge).

Das Gewässer weist einen mäßigen fischökologischen Zustand nach WRRL auf, d. h. es besteht das Gebot zur Verbesserung, d. h. zur Erreichung des guten ökologischen Zustands und eine Veränderung der Fischfauna darf zu keiner Verschlechterung des fisch-ökologischen Zustands führen (in diesem Fall im Sinne eines Klassensprunges auf „unbefriedigend“, vgl. Kap. 3.1).

Im vorliegenden Beispiel befindet sich das konstellationsspezifische Risiko („hoch“, vgl. Kap. 10.7 und Tab. 52) bei allen sechs (100 %) besonders bewertungsrelevanten, typspezifischen Arten über den artspezifischen Schwellenwerten. Im Speziellen finden sich als besonders bewertungsrelevante, typspezifische Arten der vMGI-Klasse C Äsche, Bachforelle und Bachneunauge (davon Leitfischart: Bachforelle, vgl. Tab. 52). Für diese Arten wäre die Schwelle in dieser Konstellation um 2 Stufen überschritten. Als besonders bewertungsrelevante, typspezifische Arten der vMGI-Klasse D finden sich Elritze, Döbel und Hasel. Für diese Arten wäre die Schwelle in dieser Konstellation um 1 Stufe überschritten (vgl. Tab. 52). Da alle besonders bewertungsrelevanten, typspezifischen Arten über dem jeweiligen Schwellenwert liegen, wäre dies als Indiz für die Gefährdung des Verbesserungsgebots zu werten (vgl. Kap. 10.7).

Nur im Falle eines „mittleren“ (oder geringeren) konstellationsspezifischen Risikos würden weniger als 10 % der besonders bewertungsrelevanten, typspezifischen Arten über dem Schwellenwert liegen. Erst diese Konstellation würde kein Eintreten des Verschlechterungsverbotes des fischökologischen Zustands im Sinne eines Klassensprunges mehr indizieren (vgl. Kap. 10.7).

Darüber hinaus befindet sich der Standort der geplanten Wasserkraftanlage in einem Gewässer mit perspektivisch „regionaler“ Bedeutung (2) für die Fischwanderung (Bachneunauge). Das konstellationsspezifische Risiko wird entsprechend Tabelle 41 als „hoch“ (2-2) eingestuft. Bei Arten der vMGI-Klasse C (Bachneunauge), für die ein „hohes“ konstellationsspezifisches Risiko relevant ist, ergibt sich eine Schwellenüberschreitung um 1 Stufe. Bei Arten der vMGI-Klasse D (Döbel), für die ein „sehr hohes“ konstellationsspezifisches Risiko relevant ist, ergibt sich keine Schwellenüberschreitung.

Tab. 52: Vorhabentypspezifische Mortalitätsgefährdung von besonders bewertungsrelevanten, typspezifischen Fischarten am Wasserkraftstandort Beispiel 5.

Referenzfischfauna (typspezifische Arten inkl. **fett: Leitfischarten**, *kursiv: FFH-Arten (Anhang II)*), unterstrichen: besonders bewertungsrelevant nach WRRL, (in Klammern: Art fehlt aktuell).

Vorhabentypspezifische Mortalitätsgefährdung (vMGI) von besonders bewertungsrelevanten, typspezifischen Fischarten am Wasserkraftstandort Beispiel 5			vMGI-abhängige KSR-Schwelle
	vMGI-Klasse	Arten (fett: Leitfischarten)	(rot: aktuelles KSR)
sehr hohe	A.1		konstellationsspez. Risiko: gering
	A.2		
	A.3		
	A.4		
hohe	B.5		konstellationsspez. Risiko: mittel
	B.6		
mittlere	C.7	(Äsche)	konstellationsspez. Risiko: hoch
	C.8	<u>Bachforelle</u>	
	C.9	(<i>Bachneunauge</i>)	
geringe	D.10	<u>Elritze</u>	konstellationsspez. Risiko: sehr hoch
	D.11	<u>Döbel</u>	
	D.12	(<u>Hasel</u>)	
sehr geringe	E.13		konstellationsspez. Risiko: extrem hoch
	E.14		
	E.15		
	E.16		
	E.17		

10.8.5.3 Maßnahmen zur Vermeidung bzw. Schadensbegrenzung

Die im Zusammenhang mit der Ertüchtigung der WKA umgesetzten Vermeidungsmaßnahmen (vgl. Tab. 51) mit einem schräg angeströmten Rechen ($< 45^\circ$, ≤ 10 mm Stababstand und maximal $0,3$ m/s Anströmung) sowie einem voll funktionsfähigen und ausreichend dimensionierten Bypass mit einer Dotation von $0,5$ m³/s ($> 4,5$ % QA) führen zu einer Minderung des konstellationsspezifischen Risikos um 2 Stufen. Damit würden die geplanten Schadensvermeidungsmaßnahmen ausreichen, um das konstellationsspezifische Risiko sowohl im Hinblick auf die FFH-VP als auch im Hinblick auf die WRRL unter die jeweiligen Schwellenwerte zu senken, womit der Umbau genehmigungsfähig wäre.

11 Zusammenfassung

Die Bewertung anthropogen induzierter Mortalität von Fischen ist in Planungs- und Genehmigungsverfahren immer wieder Gegenstand kontroverser Diskussionen. Neben der fachlichen Herausforderung, die Mortalität von Fischen an Wasserkraftanlagen zu prognostizieren, gibt es bislang keinen allgemein akzeptierten Ansatz zur artspezifischen Bewertung dieser zusätzlichen Mortalität.

Für die artspezifische Bewertung der Individuenverluste von Tieren (z. B. von Vogel- oder Fledermausarten) bei bestimmten Vorhabentypen (z. B. Straßen, Windkraftanlagen oder Freileitungen) wurde mit dem Mortalitäts-Gefährdungs-Index (MGI) des Bundesamtes für Naturschutz eine Arbeitshilfe zu „Übergeordneten Kriterien zur Bewertung der Mortalität wildlebender Tiere im Rahmen von Projekten und Eingriffen“ erarbeitet und in die Praxis eingeführt.

In der vorliegenden Arbeit wurden in Analogie dazu die allgemeine Empfindlichkeit von Fischen gegenüber anthropogener Mortalität (MGI) und ihre vorhabenbedingte Mortalitätsgefährdung an Wasserkraftanlagen (vMGI) abgeleitet. Hierfür wurden in einem ersten Modul die maßgeblichen populationsbiologischen und naturschutzfachlichen Parameter über zwei Teil-Indices, den Populationsbiologischen Sensitivitäts-Index (PSI) und den Naturschutzfachlichen Wert-Index (NWI) artbezogen skaliert. Im PSI wurden die relevanten Parameter wie die Altmortalität, das maximale Lebensalter, das Alter bei Eintritt in die Reproduktion, das Reproduktionspotenzial, die Reproduktionsrate, der Bestand einer Art in Deutschland sowie deren Bestandstrend zu einem Populationsbiologischen Sensitivitäts-Index (PSI) aggregiert. Im NWI wurden die in planerischen Bewertungskontexten etablierten Parameter Gefährdung nach Roter Liste, Häufigkeit/Seltenheit, Erhaltungszustand der Art in Deutschland und nationale Verantwortlichkeit Deutschlands für eine Art nach transparenten Regeln in fünf Stufen zu einem Index zusammengeführt, der die allgemeine Gefährdung bzw. Empfindlichkeit einer Art abbildet. Beide Indices wurden über eine Aggregationsmatrix zum Mortalitäts-Gefährdungs-Index (MGI) zusammengeführt, der die Empfindlichkeit einer Art gegenüber anthropogener Mortalität widerspiegelt.

In einem zweiten Modul wurde zunächst das vorhabentypspezifische Tötungsrisiko von Fischarten an Wasserkraftanlagen 5-stufig bewertet. Hier wurden insbesondere auf Fallstudien basierende Daten zum turbinenbedingtem Tötungsrisiko von Fischen an Wasserkraftanlagen, deren Schädigung an Turbinen sowie zum Einfluss von Körperlänge und Begegnungswahrscheinlichkeit auf das Mortalitätsrisiko betrachtet. In einem nächsten Schritt wurde das vorhabentypspezifische Tötungsrisiko nach den etablierten Regeln der MGI-Methodik mit der allgemeinen Mortalitätsgefährdung (MGI) der Art zu einer vorhabentypspezifischen Mortalitätsgefährdung (vMGI) der Art an Wasserkraftanlagen aggregiert.

In einem dritten Modul wurden schließlich methodische Ansätze zu planerischen Bewertungen der Mortalitätsgefährdung von WKA basierend auf vorhabentypspezifischer Mortalitätsgefährdung der Arten und konstellationsspezifischem Risiko des Vorhabens im Hinblick auf verschiedene Rechtsnormen entwickelt.

Zur Bestimmung des konstellationsspezifischen Risikos von Wasserkraftanlagen hinsichtlich der Mortalität von Fischen werden standortspezifische Parameter der jeweiligen WKA, wie Turbinentyp und Betriebsparameter, Stauhöhe, Ausbauwassermenge, Betriebsweise, aber auch die Lage im Gewässersystem berücksichtigt. Das Vorhandensein von Fischwanderhilfen und Fischschutzeinrichtungen sowie deren Wirksamkeit für die betroffenen Artenspektren werden einbezogen.

Zudem werden raumbezogene Parameter zur Beurteilung der Betroffenheit von Gebieten und Arten herangezogen, die sich u. a. aus dem Vorkommen und der Dichte bestimmter Fischarten bzw. der Frequentierung von Gewässern zur Fischwanderung und somit ihrer potenziellen

Betroffenheit gegenüber projektbedingter Mortalität ergeben. Bei Fischen sind insbesondere obligate, d. h. kata-, ana- und potamodrome Wanderfischarten betroffen sowie großwüchsige Arten mit ausgeprägtem Aktionsradius („home range“), da hier eine hohe Frequentierung des Gewässerkorridors (z. B. im Zuge von Laichwanderungen, ontogenetischen oder periodischen Habitatwechseln) das Tötungsrisiko an Wasserkraftanlagen stark erhöht.

Mit Hilfe von Muster-Bewertungstabellen sowie anhand von Beispielen wird die Anwendung des Bewertungsverfahrens und das methodische Vorgehen zur Einstufung des konstellations-spezifischen Risikos einerseits mit Hilfe eines artspezifischen Ansatzes (im Rahmen der FFH-VP und der speziellen artenschutzrechtlichen Prüfung) sowie mit Hilfe eines zönosenspezifischen Ansatzes (im Hinblick auf das Verschlechterungsverbot sowie das Verbesserungsgebot nach WRRL) demonstriert. Hierbei werden sowohl die Konfliktintensität des Vorhabens als auch die betroffenen Arten breit variiert, um das Anwendungsspektrum der Methodik zu verdeutlichen. Da die Maßnahmen zur Schadensbegrenzung für die verschiedenen Rechtsnormen gleichermaßen konzipiert und wirksam werden müssen, werden sie in den Beispielen zum Schluss übergreifend bewertet.

Mit dem Vorhaben wurden konkrete Hinweise erarbeitet, wie Individuenverluste bei Fischen bzw. Tötungsrisiken vorhabentypspezifisch zu bewerten und wie im Einzelfall die konstellations-spezifischen Risiken zu beurteilen sind. Dabei werden auch die rechtlichen und fachlichen Spezifika der verschiedenen Rechtsnormen und Prüfinstrumente berücksichtigt.

Da von gerichtlicher Seite immer wieder das Fehlen anerkannter Standardmethoden und Fachkonventionen bzw. fachwissenschaftlicher Standards u. a. für die Auswirkungsprognose bei der Vorhabenzulassung beklagt wurde, wird mit dieser Arbeit nicht zuletzt auch ein zentraler Beitrag zur Entwicklung dementsprechender fachwissenschaftlicher Bewertungsstandards geleistet.

Die vorliegende Arbeitshilfe zur Bewertung der Konfliktintensität von Wasserkraftanlagen stellt eine differenzierte und handhabbare Methodik zur fachlichen und rechtlichen Bewertung von Wasserkraftanlagen dar. Damit kann und muss jede Anlage und jede Konstellation standortbezogen betrachtet werden, um die massiven Eingriffe dieses Vorhabentyps auf die Gewässermorphologie und die Fischzönosen ausreichend differenziert und valide bewerten zu können.

12 Quellenverzeichnis

- Ache, M. & Schnell, J. (2011): Untersuchungen zur Fischmigration am Vilkraftwerk der Stadtwerke Vilshofen. Büro für gewässerökologische Fragestellungen.
- Adam, B. & Lehmann, B. (2011): Ethohydraulik. Grundlagen, Methoden und Erkenntnisse. Springer Verlag.
- AG Fischschutz und Fischabstieg (2016): Handreichung Fischschutz und Fischabstieg an Wasserkraftanlagen. Fachliche Grundlagen. Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg (Hrsg.), Karlsruhe.
- Anderer, P., Dumont, U., Massmann, E. & Keuneke, R. (2012): Wasserkraftnutzung in Deutschland: Wasserrechtliche Aspekte, ökologisches Modernisierungspotenzial und Fördermöglichkeiten. Bericht Forschungskennzahl 3708 97 200, UBA-FB 001604, UBA Texte 22/2012.
- Barthelmes, D. (1981): Hydrobiologische Grundlagen der Binnenfischerei. Jena, VEB Gustav Fischer Verlag.
- Bates, D. W. & Vinsonhaler, R. (2011): Use of Louvers for Guiding Fish. Transactions of the American Fisheries Society 86(1): 38-57.
- Baumann, W., Biedermann, U., Breuer, W., Herbert, M., Kallmann, J., Rudolf, E., Wehrich, D., Weyrath, U. & Winkelbrandt, A. (1999): Naturschutzfachliche Anforderungen an die Prüfung von Projekten und Plänen nach § 19c und § 19d BNatSchG (Verträglichkeit, Unzulässigkeit und Ausnahmen). Natur und Landschaft 74(11): 463-472.
- Becker, N., Haupt, H., Hofbauer, N., Ludwig, G. & Nehring, S. (Red.) (2013): Rote Liste gefährdeter Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands Band 2: Meeresorganismen. Naturschutz und Biologische Vielfalt 70 (2) 236 S. ISBN 978-3-7843-5330-2.
- Berendes, K., Frenz, W. & Müggenborg, H.-J. (Hrsg.) (2017): Wasserhaushaltsgesetz. Kommentar. 2. Auflage. 1946 Seiten.
- Bernotat, D. & Dierschke, V. (2016): Übergeordnete Kriterien zur Bewertung der Mortalität wildlebender Tiere im Rahmen von Projekten und Eingriffen. 3. Fassung - Stand 20.09.2016.
- Bernotat, D. (2006): Fachliche Anforderungen an die Prüfungen nach § 34 und § 35 BNatSchG – Hinweise zur FFH-Verträglichkeitsprüfung in der Praxis. Bayrische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL). Laufener Spezialbeiträge 2(06): 7-24.
- Bernotat, D. (2017): Planerische Grundlagen zu Bestimmung der Erheblichkeit und zur Kumulation in der FFH-VP. In: Bernotat, D., Dierschke, V. & Grunewald, R. (Hrsg.): Bestimmung der Erheblichkeit und Beachtung von Kumulationswirkungen in der FFH-Verträglichkeitsprüfung. Schriftenreihe Naturschutz und Biologische Vielfalt 160: 35-60.
- Bernotat, D., Hendrichke, O. & Ssymank, A. (2007): Stellenwert der charakteristischen (Tier-)Arten der FFH-Lebensraumtypen in einer FFH-VP. Natur und Landschaft 82 (1): 20-22.
- Boes, R. M., Albayrak, I., Kriewitz, C. R. & Peter, A. (2015): Fischabstieg mittels Leitreechen – aktueller Forschungsstand. aqua viva 4/ 2015: 16-19.
- Bolker, B. M., Brooks, M. E., Clark, C. J., Geange, S. W., Poulsen, J. R., Stevens, M. H. H. & White, J.-S. S. (2009): Generalized linear mixed models: a practical guide for ecology and evolution. Trends in Ecology & Evolution 24(3): 127-135.

- Borchardt, D., Richter, S., Völker, J., Anschütz, M., Hentschel, A. & Roßnagel, A. (2014): Arbeitshilfe zur Prüfung von Ausnahmen von den Bewirtschaftungszielen der EG Wasserrahmenrichtlinie bei physischen Veränderungen von Wasserkörpern nach § 31 Absatz 2 WHG aus wasserfachlicher und rechtlicher Sicht. (Hrsg. Umweltbundesamt, Dessau). TEXTE 25/2014: 1-113.
- Boys, C. A., Robinson, W., Miller, B., Pflugrath, B., Baumgartner, L. J., Navarro, A., Brown, R. & Deng, Z. (2016): How low can they go when going with the flow? Tolerance of egg and larval fishes to rapid decompression. *Biology Open*. doi:10.1242/bio.017491.
- Bracken, F. S. A. & Lucas, M. C. (2013): Potential impacts of small-scale hydroelectric power generation on downstream moving lampreys. *River Research and Applications* 29 (9): 1073-1081.
- Calles, O., Karlsson, S., Vezza, P., Comoglio, C. & Tielman, J. (2013): Success of a low-sloping rack for improving downstream passage of silver eels at a hydroelectric plant. *Freshwater Biology*. 58 (10): 2168-2179.
- Colotelo, A. H., Pflugrath, B. D., Brown, R. S., Brauner, C. J., Mueller, R. P., Carlson, T. J., Deng, Z. D., Ahmann, M. L. & Trumbo, B. A. (2012): The effect of rapid and sustained decompression on barotrauma in juvenile brook lamprey and Pacific lamprey: Implications for passage at hydroelectric facilities. *Fisheries Research* 129-130: 17-20.
- Czychowski, M. & Reinhardt, M. (2019): Wasserhaushaltsgesetz unter Berücksichtigung der Landeswassergesetze, Kommentar. 12. Auflage. 1501 Seiten.
- Dallhammer, W.-D. & Fritsch, C. (2016) Verschlechterungsverbot – Aktuelle Herausforderungen an die Wasserwirtschaftsverwaltung. *ZUR* 6: 340-351.
- Dumont, U., Anderer, P. & Schwevers, U. (2005): Handbuch Querbauwerke. Hrsg. Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen, Düsseldorf. 369 Seiten.
- Dumont, U., Anderer, P. & Schwevers, U. (2012): Methoden zur Untersuchung von Fischwanderungen und der Schädigung von Fischen an Wasserkraftstandorten. Hrsg. Umweltbundesamt, UBA-Texte 21/2012. 195 Seiten.
- Durner, W. (2019): Das „Verschlechterungsverbot“ und das „Verbesserungsgebot“ im Wasserwirtschaftsrecht. *Natur und Recht* 41: 1-14.
- Dußling, U. (2009): Handbuch zu fiBS. Schriftenreihe des Verbandes Deutscher Fischereiverwaltungsbeamter und Fischereiwissenschaftler e.V., Heft 15.
- Dußling, U., Bischoff, A., Haberbosch, R., Hoffmann, A., Klinger, H., Wolter, C., Wysujack, K., & Berg, R. (2004): Erforderliche Probenahmen und Entwicklung eines Bewertungsschemas zur ökologischen Klassifizierung von Fließgewässern anhand der Fischfauna gemäß EG-WRRL. Abschlussbericht, Allgemeiner Teil: Grundlagen zur ökologischen Bewertung von Fließgewässern anhand der Fischfauna.
- DWA (2005): Fischschutz- und Fischabstiegsanlagen – Bemessung, Gestaltung, Funktionskontrolle. Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V., 2. Auflage. 256 Seiten.
- Ebel, G. (2013): Fischschutz und Fischabstieg an Wasserkraftanlagen – Handbuch Rechen- und Bypasssysteme. Ingenieurbiologische Grundlagen, Modellierung und Prognose, Bemessung und Gestaltung. Mitteilung aus dem Büro für Gewässerökologie und Fischereibiologie Dr. Ebel, Band 4.

- Edler, C., Diestelhorst, O. & Kock, M. (2011): Untersuchungen zur Abwanderung und Schädigung von Fischen an der Wasserkraftschnecke Rhede-Krechting (Bocholter Aa, Kreis Borken) im Sommer und Herbst 2010. Landesfischereiverband Westfalen und Lippe e.V.
- EEA (2018): European waters. Assessment of status and pressures 2018. European Environment Agency (EEA), EEA Report, 7/2018.
- Europäische Kommission (2017): Common implementation strategy for the water framework directive and the floods directive. – Guidance Document No. 36: Exemptions to the environmental objectives according to article 4 (7). EU Water Directors, Meeting in Tallinn on 4-5 December 2017.
- Europäische Kommission (2018): Leitfaden über die Anforderungen für Wasserkraftwerke im Rahmen der EU-Naturschutzrichtlinien. Amtsblatt der Europäischen Union vom 18.06.2018, C 213/1.
- European Commission (2013): Interpretation Manual of European Union Habitats – EUR 28.
- Fahrmeir, L., Kneib, T., Lang, S. & Marx, B. D. (2013): Regression: models, methods and applications. Springer-Verlag, Berlin; Heidelberg.
- Faßbender, K. (2016): Das Verschlechterungsverbot im Wasserrecht – aktuelle Rechtsentwicklungen. ZUR 4: 195-203.
- Faßbender, K. (2017): Aktuelle Rechtsprechung zum europäischen Wasserrecht. – EurUP 2: 152-166.
- Fladung, E. & Brämick, U. (2015): Umsetzungsbericht 2015 zu den Aalbewirtschaftungsplänen der deutschen Länder 2008. Institut für Binnenfischerei e.V. Potsdam-Sacrow.
- Fladung, E., Simon, J. & Brämick, U. (2012): Umsetzungsbericht 2012 zu den Aalbewirtschaftungsplänen der deutschen Länder 2008. Institut für Binnenfischerei e.V. Potsdam-Sacrow.
- Fredrich, F. (2003): Longterm investigations of migratory behaviour of asp (*Aspius aspius* L.) in the middle part of the River Elbe, Germany Journal of Applied Ichthyology 19: 294-302.
- Freyhof, J. & Brunken, H. (2004): Erste Einschätzung der Verantwortlichkeit Deutschlands für die Erhaltung von Fischarten und Neunaugen des Süßwassers. Naturschutz und Biologische Vielfalt 8: 133-147.
- Freyhof, J. (2009): Rote Liste der Süßwasserfische und -Neunaugen. Naturschutz und Biologische Vielfalt 70 (1): 291-316.
- Füllner, G. (1997): Notwendigkeit der Begrenzung der lichten Stabrechenweite vor Turbinen von Wasserkraftanlagen auf 20 mm. Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft, Referat Fischerei (Hrsg).
- Füßer, K. & Lau, M. (2015): Wasserrechtliches Verschlechterungsverbot und Verbesserungsgebot nach dem Urteil des EuGH zur Weservertiefung. Natur und Recht 37(9): 589-595.
- Gatz, A. J. & Adams, S. M. (1994): Patterns of movement of centrarchids in two warmwater streams in eastern Tennessee. Ecology of Freshwater Fish 3(1): 35-48.
- Gellermann, M. (2001): Natura 2000: Europäisches Habitatschutzrecht und seine Durchführung in der Bundesrepublik Deutschland. 2. neubearbeitete und erweiterte Aufl. Berlin; Wien u. a., Springer.
- Ginzky, H. (2015): Die Entscheidung des EuGH zum Verschlechterungsverbot – Alle Fragen geklärt? Natur und Recht 37(9): 624-628.

- Gruttke, H., Ludwig, G., Schnittler, M., Binot-Hafke, M., Fritzlar, F., Kuhn, J., Assmann, T., Brunken, H., Denz, O., Detzel, P., Henle, K., Kuhlmann, M., Laufer, H., Matern, A., Meinig, H., Müller-Motzfeld, G., Schütz, P., Voith, J. & Welk E. (2004): Memorandum: Verantwortlichkeit Deutschlands für die weltweite Erhaltung von Arten. In: Gruttke, H. (Bearb.) (2004): Ermittlung der Verantwortlichkeit für die Erhaltung mitteleuropäischer Arten. Referate und Ergebnisse des Symposiums. *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 8: 273-280.
- Haddingh, R. & Bakker, H. (1998): Fish mortality due to passage through hydroelectric power stations on the Meuse and Vecht rivers. In: Jungwirth, M., Schmutz, S. & Weiss, S. (Hrsg.): *Fish migration and fish bypasses*. Blackwell Science Ltd., Oxford.
- Havn, T. B., Økland, F., Teichert, M. A. K., Heermann, L., Borcharding, J., Sæther, S. A., Tambets, M., Diserud, O. H. & Thorstad, E. B. (2017): Movements of dead fish in rivers. *Animal Biotelemetry* 5 (7): 1-9.
- Havn, T. B., Thorstad, E. B., Teichert, M. A. K., Sæther, S. A., Heermann, L., Hedger, R. D., Tambets, M., Diserud, O. H., Borcharding, J. & Økland, F. (2018): Hydropower-related mortality and behaviour of Atlantic salmon smolts in the River Sieg, a German tributary to the Rhine. *Hydrobiologia* 805 (1): 273-290.
- Holzner, M. (2000): Untersuchungen über die Schädigung von Fischen bei der Passage des Mainkraftwerks Dettelbach. Doktorarbeit, Technische Universität München.
- Jekel, H., Arle, J., Bartel, H., Baumgarten, C., Blondzik, K., Claussen, U., Damian, H. P., Döschner, K., Dubbert, W., Eggert, H.-H., Fricke, K., Fuß, F., Galander, C., Gast, M., Ginzky, H., Grimm, S., Heidemeier, J., Hilliges, F., Hirsch, S., Hoffmann, A., Hülsmann, W., Jäger, S., Jaschinski, J., Jung, M., Kabbe, C., Kirschbaum, B., Koppe, K., Krakau, M., Lenz, K., Leujak, W., Mohaupt, V., Naumann, S., Pickl, C., Rechenberg, B., Rechenberg, J., Reichel, J., Richter, S., Ringeltaube, P., Schlosser, U., Schmoll, O., Schulz, D., Schwirn, K., Six, E., Stark, C., Suhr, M., Szewzyk, R., Ullrich, A., Völker, D., Walter, A., Werner, S., Wolter, R. & Wunderlich, D. (2014): *Wasserwirtschaft in Deutschland: Teil 1 - Grundlagen*. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit.
- Jepsen, N. & Pont, D. (2007): Intercalibration of fish-based methods to evaluate river ecological quality. JRC Scientific and Technical Reports. European Commission.
- Jungwirth, M., Haidvogel, G., Moog, O., Muhar, S. & Schmutz, S. (2003): *Angewandte Fischökologie an Fließgewässern*. Wien, Facultas Universitätsverlag.
- Kampa, E. & Stein, U. (2014): Forum „Fischschutz und Fischabstieg“. Empfehlungen und Ergebnisse des Forums. *Texte* (Hrsg. Umweltbundesamt, Dessau) 97/2015: 1-52.
- Kieß, C. & Bernotat, D. (2008): Operationalisierung des Umweltschadengesetzes bei Biodiversitätsschäden. In: Knopp, L. & Wiegand, G. (Hrsg.): *Biodiversitätsschäden und Umweltschadengesetz – rechtliche und ökologische Haftungsdimension: Tagungsband zu dem interdisziplinären Symposium am 9. Oktober 2008 in Leipzig*. Verlag Versicherungswirtschaft, Karlsruhe: 9-21.
- Klein-Breteler, J., Vriese, T., Borcharding, J., Breukelaar, A., Jorgensen, L., Staas, S., de Laa, K. G. & Ingendahl, D. (2007): Assessment of population size and migration routes of silver eel in the river Rhine based on a 2-year combined mark-recapture and telemetry study. *Ices Journal of Marine Science* 64: 1450-1456.
- Kottelat, M. & Freyhof, J. R. (2007): *Handbook of European freshwater fishes*. Publications Kottelat. Cornol, Switzerland and Berlin, Germany.
- Krause, H. & de Witt, S. (2016): *Wasserrahmenrichtlinie – Leitfaden für die Vorhabenzulassung*. Verwaltungsrecht für die Praxis 5, Alert-Verlag, Berlin, 223 S.

- Kriewitz, C. R., Albayrak, I., Flügel, D., Börs, T., Peter, A. & Boes, R. M. (2015): Maßnahmen zur Gewährleistung eines schonenden Fischabstiegs an größeren mitteleuropäischen Flusskraftwerken. *Wasser Energie Luft* 107: 17-28.
- Kriewitz-Byun, C. R. (2015): Leitrechen an Fischabstiegsanlagen: Hydraulik und fischbiologische Effizienz. Dissertation, ETH Zürich, DISS ETH Nr. 22397: 350 pp.
- Lambrecht, H. & Trautner, J. (2007): Die Berücksichtigung von Auswirkungen auf charakteristische Arten der Lebensräume nach Anhang I der FFH-Richtlinie in der FFH-Verträglichkeitsprüfung: Anmerkungen zum Urteil des Bundesverwaltungsgerichts vom 16. März 2006 - 4 A 1075.04 (Großflughafen Berlin-Brandenburg). *Natur und Recht* 29 (3): 181-186.
- Larinier, M. & Dartiguelongue, J. (1989): La circulation des poissons migrateurs: le transit à travers les turbines des installations hydroélectriques. *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture* 312-313: 1-87.
- LAWA-AR (Ständiger Ausschuss der LAWA Wasserrecht) (2017): Handlungsempfehlung Verschlechterungsverbot. Beschlossen auf der 153. LAWA-Vollversammlung, 16.-17.3.17 in Karlsruhe.
- Linnartz, B. (2016): Die Mutter aller Wasserrechtsfälle – Das Urteil des EuGH zur Weservertiefung und die Folgen. – *NuR* 38: 179-182.
- Matthews, W. J. (1998): *Patterns in Freshwater Fish Ecology*. Chapman & Hall, New York: 756 pp.
- Minns, C. K. (1995): Allometry of home range size in lake and river fishes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 52(7): 1499-1508.
- Montén, E. & Hill, H. (1985): *Fish and turbines: fish injuries during passage through power station turbines*. Vattenfall, Stockholm. 111 Seiten.
- MUEEF (2017): Vollzugshinweise zur Auslegung und Anwendung des wasserrechtlichen Verschlechterungsverbots und Zielerreichungsgebots nach den §§ 27 bzw. 47 WHG sowie zu den Ausnahmen nach den §§ 31 Abs. 2 bzw. 47 Abs. 3 Satz 1 WHG (Artikel 4 WRRL). Ministerium für Umwelt, Energie, Ernährung und Forsten. Vom 4.5.2017 (Az 103-92 250-000/2015-1 MUEEF (zuletzt aktualisiert am 10.5.2019)). <https://wasser.rlp-umwelt.de/servelet/is/1194/Vollzugshinweise%20Verschlechterungsverbot%202019-05.pdf?command=downloadContent&filename=Vollzugshinweise%20Verschlechterungsverbot%202019-05.pdf>.
- MUNLV (2005) *Handbuch Querbauwerke*. Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen (MUNLV), Düsseldorf: 212 pp.
- Odeh, M. (1999): *A summary of environmentally friendly turbine design concepts*. U.S. Department of Energy, Idaho Operations Office. Idaho Falls. 47 Seiten
- Ovidio, M., Parkinson, D., Philippart, J. C. & Baras, E. (2007): Multiyear homing and fidelity to residence areas by individual barbel (*Barbus barbus*). *Belgian Journal of Zoology* 137: 183-190.
- Økland, F., Teichert, M. A. K., Thorstad, E. B., Havn, T. B., Heermann, L., Sæther, S. A., Diserud, O. H., Tambets, M., Hedger, R. D., Borcharding, J. (2016): Downstream migration of Atlantic Salmon smolt at three German hydropower stations. In: *NINA Report* 1203: 1-47.

- Pauly, D. (1980): On the interrelationships between natural mortality, growth parameters, and mean environmental temperature in 175 fish stocks. *ICES Journal of Marine Science* 39(2): 175-192.
- Peters, W., Jahns-Lüttmann, U., Wulfert, K., Koukakis, G.-A., Lüttmann, J. & Götze, R. (2015): Bewertung erheblicher Biodiversitätsschäden im Rahmen der Umwelthaftung. BfN-Skripten 393.
- Peters, W., Bruns, E., Lambrecht, H., Trautner, J., Wolf, R., Klaphake, A., Hartje, V. & Köppel, J. (2008): Erfassung, Bewertung und Sanierung von Biodiversitätsschäden nach der EG-Umwelthaftungs-Richtlinie. Ergebnisse aus dem "Forschungs- und Entwicklungsvorhaben" F+E /Vorhaben 805 81 013 des Bundesamtes für Naturschutz 2008, 305 S. und Klappkarte.
- Pinter, K. & Unfer, G. (2009): Fischereibiologische Untersuchung zur flussabwärts gerichteten Passierbarkeit der Wasserkraftschnecke Lunz am See. K. Universität für Bodenkultur Wien & Institut für Hydrobiologie und Gewässermanagement.
- Pracheil, B. M., Derolph, C. R., Schramm, M. P. & Bevelhimer, M. S. (2016): A fish-eye view of riverine hydropower systems: the current understanding of the biological response to turbine passage. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 26(2): 153-167.
- Radinger, J. & Wolter, C. (2014): Patterns and predictors of fish dispersal in rivers. *Fish and Fisheries* 15(3): 456-473.
- Rathcke, P.-C. (1997): Untersuchung über Schädigungen von Aalen durch Kraftwerksturbinen am Standort Landesbergen (Weser). Fachlicher Auszug aus dem Gutachten: Untersuchung zur Beifangproblematik von Aalhamenfängen (1997).
- Reckendorfer, W., Loy, G., Ulrich, J., Heiserer, T., Carmignola, G., Kraus, C., Zemanek, F. & Schletterer, M. (2017): Maßnahmen zum Schutz der Fischpopulation – die Sicht der Betreiber großer Wasserkraftanlagen. *Wasserwirtschaft* 2-3/ 2017.
- Rehbinder, E. (2015): Der EuGH und das wasserrechtliche Verschlechterungsverbot. – Neue Zeitschrift für Verwaltungsrecht: 1506-1508.
- Rodríguez, M. A. (2002): Restricted Movement in Stream Fish: The Paradigm Is Incomplete, Not Lost. *Ecology* 83(1): 1-13.
- Rohtla, M., Vetemaa, M., Taal, I., Svirgsden, R., Urtson, K., Saks, L., Verliin, A., Kesler, M. & Saat, T. (2014): Life history of anadromous burbot (*Lota lota*, Linnaeus) in the brackish Baltic Sea inferred from otolith microchemistry. *Ecology of Freshwater Fish* 23: 141-148.
- Runge, H., Simon, M. & Widdig, T. (2010): Rahmenbedingungen für die Wirksamkeit von Maßnahmen des Artenschutzes bei Infrastrukturvorhaben. F+E-Vorhaben im Rahmen des Umweltforschungsplanes des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit im Auftrag des Bundesamtes für Naturschutz – FKZ 3507 82 080.
- Schieferdecker, B. (2018): Anforderungen der Wasserrahmenrichtlinie in der Planung. *Umwelt- und Planungsrecht* 38, Sonderheft: 436-441.
- Schmalz, W. (2010): Untersuchungen zum Fischabstieg und Kontrolle möglicher Fischschäden durch die Wasserkraftschnecke an der Wasserkraftanlage Walkmühle an der Werra in Meiningen. FLUSS – Fischökologische und Limnologische Untersuchungsstelle Südthüringen.
- Schmalz, W. (2016). Untersuchungen zu Fischschäden beim Fischabstieg über ein Wasserrad an der Schlossmühle in Reurieth. FLUSS – Fischökologische und Limnologische Untersuchungsstelle Südthüringen.

- Schneider, J., Hübner, D. & Korte, E. (2012): Funktionskontrolle der Fischaufstiegs- und Fischabstiegshilfen sowie Erfassung der Mortalität bei Turbinendurchgang an der Wasserkraftanlage Kostheim am Main. Bürogemeinschaft für Fisch- & Gewässerökologische Studien.
- Schomaker, C. & Wolter, C. (2016): Entwicklung eines ökologisch verträglichen Systems zur Nutzung sehr niedriger Fallhöhen an Fließgewässern – Teilprojekt Ökologische Durchgängigkeit. Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei (IGB).
- Schönberger, A. (2017): Die Entscheidung zur Fahrinnenanpassung der Unter- und Außenelbe aus wasserrechtlicher Sicht. – *Natur und Recht* 39: 544-546.
- Shepherd, D., Katopodis, C. & Rajaratnam, N. (2011): An experimental study of louvers for fish diversion. *Canadian Journal of Civil Engineering* 34(6): 770-776.
- Skalski, G. T. & Gilliam, J. F. (2000): Modeling diffusive spread in a heterogeneous population: a movement study with stream fish. *Ecology* 81(6): 1685-1700.
- Ssymank, A., Hauke, U., Rückriem, C., Schröder, E. & Messer, D. (1998): Das europäische Schutzgebietssystem Natura 2000. BfN-Handbuch zur Umsetzung der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie (92/43/EWG) und der Vogelschutzrichtlinie (79/409/EWG). Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz 53, 560 pp.
- Stephenson, J. R., Gingerich, A. J., Brown, R. S., Pflugrath, B. D., Deng, Z., Carlson, T. J., Langeslay, M. J., Ahmann, M. L., Johnson, R. L. & Seaburg, A. G. (2010): Assessing barotrauma in neutrally and negatively buoyant juvenile salmonids exposed to simulated hydroturbine passage using a mobile aquatic barotrauma laboratory. *Fisheries Research* 106: 271-278.
- Tombek, B. & Holzner, M. (2008): Untersuchungen zur Effektivität alternativer Triebwerkstechniken und Schutzkonzepte für abwandernde Fische beim Betrieb von Kleinwasserkraftanlagen. Büro für Gewässerökologie und Fischbiologie.
- Trumbo, B. A., Ahmann, M. L., Renholds, J. F., Brown, R. S., Colotelo, A. H. & Deng, Z. D. (2014): Improving hydroturbine pressures to enhance salmon passage survival and recovery. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 24: 955-965.
- Turnpenny, A. W. (1998): Mechanisms of Fish Damage in Low Head Turbines: An Experimental Appraisal. In: Jungwirth, M., Schmutz, S. & Weiss, S. (Hrsg.): *Fish migration and fish bypasses*. Blackwell Science Ltd., Oxford.
- Umweltbundesamt (2003): *Hydroelectric Power Plants as a Source of Renewable Energy*. Texte 73/03.
- von Raben, K. (1955): Kaplanturbinen und Fische. *Wasserwirtschaft* 45: 196-200.
- von Raben, K. (1957a): Über Turbinen und ihre schädliche Wirkung auf Fische. *Zeitschrift für Fischerei N.F.* 6: 171-182.
- von Raben, K. (1957b): Zur Frage der Beschädigung von Fischen durch Turbinen. *Wasserwirtschaft* 47: 97-100.
- Wootton, R. (1998): *Ecology of teleost fishes*. Fish & Fisheries Series 1, Chapman and Hall Ltd., London.
- Wulfert, K., Lüttmann, J., Vaut, L. & Klußmann, M. (2016): Berücksichtigung charakteristischer Arten der FFH-Lebensraumtypen in der FFH-Verträglichkeitsprüfung. Leitfaden für die Umsetzung der FFH-Verträglichkeitsprüfung nach § 34 BNatSchG in Nordrhein-Westfalen. Schlussbericht vom 19.12.2016. Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz (Auftraggeber).

13 Anhänge

- 13.1. Daten zum Populationsbiologischen Sensitivitäts-Index (PSI) und zum Naturschutzfachlichen Wert-Index (NWI) heimischer Fischarten und Neunaugen
- 13.2. Einstufung des PSI und NWI sowie deren Aggregation zum Mortalitäts-Gefährdungs-Index (MGI) für alle deutschen Fischarten u. Neunaugen
- 13.3. Quellenverzeichnis PSI und NWI
- 13.4. Daten turbinenbedingter Schädigungen von Fischen an Wasserkraftanlagen
- 13.5. Beschreibung der Untersuchungsstandorte, Untersuchungsmethoden und Turbinenparameter von Mortalitätsuntersuchungen an Wasserkraftanlagen
- 13.6. Quellenverzeichnis deutscher und europäischer Schadensuntersuchungen von Fischen bei der Turbinenpassage von Wasserkraftanlagen
- 13.7. Daten und Ergebnisse des turbinenbedingten Tötungsrisikos von Fischen an Wasserkraftanlagen
- 13.8. Einstufung des turbinenbedingten Tötungsrisikos von Fischen an Wasserkraftanlagen

	Daten PSI										Daten NWI															
	A: Mortalitätsrate (Alttiere)	B: Maximalalter (alle Stadien)	C: Alter bei Eintritt in Reproduktion	D: Reproduktionspotenzial (Eizahl)	E: Reproduktionsrate (juv./Jahr)	F: Bestand Deutschland (Ind.)	G: Bestandstrend Deutschland	H: Rote Liste D	I: Häufigkeit/Seltenheit	J: Erhaltungszustand D (agg.)	Erhaltungszustand atl. Reg.	Erhaltungszustand kont. Reg.	Erhaltungszustand alp. Reg.	K: Nat. Verantwortlichkeit												
Acipenser gueldenstaedtii Waxdick	M = 0,05 (Life history tool Fishbase, T = 10°C, L _{max} = 300 cm)	1	46 Jahre (Fischlexikon.eu) 46-48 (Originalquelle in russischer Sprache: Petrov (1927) in Holčík 1989:313)	1	Männ.: 11-13, Weib.: 12-16 (Birstein 1993; Holčík 1989:323) 10-15 (Maitland 1977:78)	1	29.500-406.800 (Holčík 1989:325).	9	0,1-2 % = 436-8.726	8,5	Häufigkeit/ Seltenheit nach Roter Liste: ex	1	vor 190 0	0	1	ex	1									
Acipenser oxyrinchus Baltischer Stör	Acipenser oxyrinchus, 8-12 J., Florida: 46 % (Smith 1985)	5	100 (Muus & Dahlström 1968)	1	Männ.: 11-20, Weib.: 20-30 (Jones et al. 1978)	1	1.030.000-3.755.000 (Sokolov & Berdicheski 1989)	9	0,1-2 % = 2.392,5-47850	9	Häufigkeit/ Seltenheit nach Roter Liste: ex	1	um 194 0	0	1	ex	1	U2	n.v.	U2	n.v.	1				
Acipenser ruthenus Sterlet	M = 0,10 (Life history tool Fishbase, T = 10°C, L _{max} = 125 cm)	1	22-26 (Holčík 1989:244) 20 (Muus et al. 1976:46)	2	Männ.: 3-5, Weib.: 5-8 (Kottelat & Freyhof 2007:55) Männ.: 3-5, Weib.: 4-7 (Donau, Holčík 1989:250) 4-5 (Maitland 1977:76)	2	11.000-140.000 (Bristow 1992) > 100.000 (Holčík 1989:250) 7.800-76.400 (Maitland 1977:76)	9	0,1-2 % = 67,0-1.340,8	8	Häufigkeit/ Seltenheit nach Roter Liste: es	3	=	0	1	1	es	1								

	Daten PSI							Daten NWI									
	A: Mortalitätsrate (Alttiere)	B: Maximalalter (alle Stadien)	C: Alter bei Eintritt in Reproduktion	D: Reproduktionspotenzial (Eizahl)	E: Reproduktionsrate (juv./Jahr)	F: Bestand Deutschland (Ind.)	G: Bestandstrend Deutschland	H: Rote Liste D	I: Häufigkeit/Seltenheit	J: Erhaltungszustand D (agg.)	Erhaltungszustand atl. Reg.	Erhaltungszustand kont. Reg.	Erhaltungszustand alp. Reg.	K: Nat. Verantwortlichkeit			
Alburnus alburnus Ukelei	M = 0,5 (Life history tool Fishbase, T = 10°C, L _{max} = 18 cm)	4 7 (Kleanthidis & Stergiou 2006) 5-6 (Lelek 1987:146) 6 (Kugel 1942)	5 2-3 (Spratte & Hartmann, 1998:58; Muus et al. 1976:118; Kugel 1942)	3,5 5.000-6.000 (Maitland & Campbell, 1992) 1.400-8.000 (Kugel 1942) 1.400 (Demoll & Maier 1962:163) 1.110-2.543 (Martinoli et al. 2003)	8 0,8-3,7 % = 28,0-129,4 (Lake Como; Martinoli et al. 2003)	7 Häufigkeit/Seltenheit nach Roter Liste: h	7 =	0	* 5	h	4						
Alburnus mento Seelaube	M = 0,28 (Life history tool Fishbase, T = 10°C, L _{max} = 40 cm)	3 9 (Lelek 1987:177)	5 4-5 (Kottelat & Freyhof 2007:171) 3 (Riehl et al. 1993)	2 2.265-16.540 (<i>Alburnus chalcoides</i> , Ünver & Yildirim 2011)	8,5 0,1-2 % = 18,8-376,1	7 FFH-Berichtsdaten 2013: 50.000-100.000	4 =	0	* 5	ss	1	FV	n.v.	FV	n.v.	5 !	-0,3
Alosa alosa Maifisch	M= 0,4 (Life history tool Fishbase, T = 10°C, L _{max} = 70 cm)	4 10 (Hoestlandt 1991:106) 9 (Fischlexikon.eu)	5 Männ.: 2-5, Weib.: 3-6 (Rochard & Elie 1994) 3-9 (Hoestlandt 1991:113) 3-4 (Maitland 1977:82)	2,5 50.000-600.000 (Quignard & Doucheument 1991) 50.000 (Hoestlandt 1991:115)	9 0,1-2 % = 233,3-4.666,7	8,5 Häufigkeit/Seltenheit nach Roter Liste: es	3 =	0	1 1	es	1	U2	U2	U2	n.v.	1	
Alosa fallax Finte	Männ.: M = 0,58, Weib.: M = 0,49, Männ. + Weib.:	5 20-25 (Muus et al. 1976:48) 5-11 (Hoestlandt 1991:238)	2 3-4 (Maitland 1977:82) Männ.: 2-3, Weib.: 3-4 (Hoestlandt	3 100.000-200.000 (Spratte, S & U. Hartmann, 1998) 75.000-200.000 (Maitland 1977:82)	9 0,1-2 % = 137,5-2.750	8,5 Häufigkeit/Seltenheit nach Roter Liste (Meeresliste): mh	6 =	0	3 3	mh	3	U2	U2	U2	n.v.	1	

	Daten PSI							Daten NWI																	
	A: Mortalitätsrate (Alttiere)	B: Maximalalter (alle Stadien)	C: Alter bei Eintritt in Reproduktion	D: Reproduktionspotenzial (Eizahl)	E: Reproduktionsrate (juv./Jahr)	F: Bestand Deutschland (Ind.)	G: Bestandstrend Deutschland	H: Rote Liste D	I: Häufigkeit/Seltenheit	J: Erhaltungszustand D (agg.)	Erhaltungszustand atl. Reg.	Erhaltungszustand kont. Reg.	Erhaltungszustand alp. Reg.	K: Nat. Verantwortlichkeit											
	M = 0,53 (Aprahamian 1988)		1991:245) 2-3 (Spratte & Hartmann, 1998:30) Männ.: 3-4, Weib.: 4-7 (Billard 1997)	50.000-200.000 (Hoestlandt 1991:247)																					
Anguilla anguilla Aal	13,8 % (Thiel & Magath 2011); 20 % (Laves et al. 2008 in: Thiel et al. 2011:56); 17-18 % (Fladung et al. 2012); 1,16 ± 0,82 % (Bevacqua et al. 2011)	2	25-50 (Muus et al. 1976:150) 55 (Hoestlandt 1991:411) > 30; 85 (Giles 1994:170)	1	Männ: 9-13, Weib.: 15-18 (Spratte & Hartmann 1998:94); 15 (Giles 1994:170); 10 (Dekker 2000:941); Männ.: 4 - 9, Weib.: 6 - 13 (Tesch 1983 zitiert in Hoestlandt 1991:418)	1	700.000-2.600.000 (Hoestlandt 1991:419) 2.000.000-3.000.000 (Narberhaus et al. 2012)	9	0,1-2 % = 2.075-41.500	9	Fladung et al. (2012): Blankaalabwanderung in D im Durchschnitt der Jahre 2008-2010: 2045 t a 900 g mittlere Stückmasse ≈2,3 Mio. Stück	6	↓ ↓	-0,3	2	2	s	2						!!	-0,5
Aspius aspius Rapfen	M = 0,32 (Life history tool Fishbase, T = 10°C, L _{max} = 80 cm)	3	12 (Zauner 2010:30) 11 (Biro & Furesz, 1976) 11 (Petz & Petz-Glechner, 2006)	4	3-4 (Spratte & Hartmann 1998:60) 4-5 (Lelek 1987:152; Muus et al. 1976:102)	2	80.000-100.000 (Spratte & Hartmann 1998:60; Demoll & Maier 1962:158)	9	0,1-2 % = 90-1.800	8	Häufigkeit/Seltenheit nach Roter Liste: s	5	↑	0,3	*	5	s	2	FV	FV	FV	n.v.	5		

	Daten PSI							Daten NWI											
	A: Mortalitätsrate (Alttiere)	B: Maximalalter (alle Stadien)	C: Alter bei Eintritt in Reproduktion	D: Reproduktionspotenzial (Eizahl)	E: Reproduktionsrate (juv./Jahr)	F: Bestand Deutschland (Ind.)	G: Bestandstrend Deutschland	H: Rote Liste D	I: Häufigkeit/Seltenheit	J: Erhaltungszustand D (agg.)	Erhaltungszustand atl. Reg.	Erhaltungszustand kont. Reg.	Erhaltungszustand alp. Reg.	K: Nat. Verantwortlichkeit					
<i>Ballerus ballerus</i> Zope	M = 0,11-0,16 (Babii et al. 2001)	1,5 16-19 (Russland, Babii et al. 2001) 15 (Kompowski & Blaszczyk 1997)	3 3-4 (Lelek 1987:136) Männ.: 3-4, Weib.: 4-5 (Spratte & Hartmann 1998:54) 4-6 (Babii et al. 2001) 4-5 (Muus et al. 1976:120) 3-4 (Kompowski 1991) 4 (Kompowski & Blaszczyk 1997)	2 4.000-25.000 (Muus et al. 1976:120) 5.000-24.000 (Spratte & Hartmann 1998:54) 7.000 (Babii et al. 2001) 10.500-107.000 (Karabanowicz & Kompowski 1994) 7.700 - 113.000 (Kompowski & Blaszczyk 1997)	9 0,1-2 % = 13-160	7 Häufigkeit/Seltenheit nach Roter Liste: ss	4 ↑	0,3	V	4	ss	1							
<i>Ballerus sapa</i> Zobel	M = 0,33 (Life history tool Fishbase, T = 10°C, L _{max} = 30 cm)	3 23 (<i>Abramis brama</i> , Beverton & Holt 1959) 20-23 (<i>Abramis brama</i> , Giles 1994:142) 10-20 (<i>Abramis brama</i> , Kottelat & Freyhof 2007:155).	2 3-4 (Kottelat & Freyhof 2007:179; Weidinger et al. 2005:203).	2,5 100.000 (Weidinger et al. 2005; Gerstmeier & Romig 1998) Dnjepr-Zobel: 8.000, Aral-Zobel: 11.000-42.000, Donau-Zobel: 100.000 (Muus et al. 1976:126)	9 0,1-2 % = 52,2-1.044	8 Häufigkeit/Seltenheit nach Roter Liste: ss	4 ↑	0,3	*	5	ss	1							

	Daten PSI										Daten NWI															
	A: Mortalitätsrate (Alttiere)		B: Maximalalter (alle Stadien)		C: Alter bei Eintritt in Reproduktion		D: Reproduktionspotenzial (Eizahl)		E: Reproduktionsrate (juv./Jahr)		F: Bestand Deutschland (Ind.)		G: Bestandstrend Deutschland		H: Rote Liste D	I: Häufigkeit/Seltenheit	J: Erhaltungszustand D (agg.)	Erhaltungszustand atl. Reg.	Erhaltungszustand kont. Reg.	Erhaltungszustand alp. Reg.	K: Nat. Verantwortlichkeit					
Barbatula barbatula Bachschmerle	M = 0,77 (Life history tool Fishbase, T = 10°C, L _{max} = 16 cm)	6	7 (Wheeler 1992)	5	2 (Lelek 1987:258) 2-3 (Spratte & Hartmann, 1998:90)	4	2.000-3.000 Eier (Demoll & Maier 1962:230) 400-3.000 (Spratte & Hartmann, 1998:90)	8	0,1-2 % = 2,1-42	4,5	Häufigkeit/ Seltenheit nach Roter Liste: h	7	=	0	*	5	h	4								
Barbus barbus Barbe	M = 0,08 (Life history tool Fishbase, T = 10°C, L _{max} = 100 cm)	1	14-20 (Kraiem 1982 in Bănărescu & Bogutskaya 2003:75); 20 (Giles 1994:146); 17 (Prokes et al. 2006)	3	3 (Demoll & Maier 1962:88) 3-4 (Muus et al. 1976:114) Männ.: 3-4, Weib.: 4-5 (Bănărescu 2003:81)	2	8.025 (Smolian 1920:262) 3.200 (Demoll & Maier 1962:88) 3.000-9.000 (Muus et al. 1976:114) 3.000-30.000 (Maitland & Campbell 1992)	8	0,1-2 % = 9,4-187,4	6,5	Häufigkeit/ Seltenheit nach Roter Liste: mh	6	↑	0,3	*	5	mh	3	FV	FV	FV	U1	5	!	-0,3	
Blicca bjoerkna Güster	M = 0,21 (Life history tool Fishbase, T = 10°C, L _{max} = 45 cm)	2	10 (Kottelat & Freyhof 2007:180)	5	Männ.: 2, Weib.: 3 (Kottelat & Freyhof 2007:180) 3-5 (Muus et al. 1976:120) Männ.: 3-4, Weib.: 4-5 (Demoll & Maier 1962)	2,5	17.000-100.000 (Spratte & Hartmann 1998:62) 17.000-109.000 (Wolgadelta; Muus et al. 1976:120) 100.000 (Demoll & Maier 1962:152)	9	0,1-2 % = 68,6-1.372,0	8	Häufigkeit/ Seltenheit nach Roter Liste: mh	6	=	0	*	5	mh	3								

	Daten PSI							Daten NWI							
	A: Mortalitätsrate (Alttiere)	B: Maximalalter (alle Stadien)	C: Alter bei Eintritt in Reproduktion	D: Reproduktionspotenzial (Eizahl)	E: Reproduktionsrate (juv./Jahr)	F: Bestand Deutschland (Ind.)	G: Bestandstrend Deutschland	H: Rote Liste D	I: Häufigkeit/Seltenheit	J: Erhaltungszustand D (agg.)	Erhaltungszustand atl. Reg.	Erhaltungszustand kont. Reg.	Erhaltungszustand alp. Reg.	K: Nat. Verantwortlichkeit	
Chondrostoma nasus Nase	M = 0,24-0,44 (Canada, Treble&Tallmann 1997)	3,5 15 (Billard 1997) 12 (Kottelat & Freyhof 2007:186)	4 4-5 (Kottelat & Freyhof 2007:186) 2-4 (Muus et al. 1976:108) 3 (Demoll & Maier 1962:102)	2 10.000-40.000 (Keith & Allardi 2001) 32.250 (Mittelwert; Smolian 1920:262)	9 0,1-2 % = 27,4-548,3	7,5 Häufigkeit/Seltenheit nach Roter Liste: s	5 ↑ 0,3	V 4 s 2						!	-0,3
Cobitis elongatoides Donau-Steinbeißer	M = 0,96 (Life history tool Fishbase, T = 12°C, L _{max} = 10 cm)	7 Männ.: 3 Weib.: 5 (Kottelat & Freyhof 2007:308).	6 2 (Erös 2003)	4 159-815, 444-1107, 1285-2015 (je nach Eidurchmesser; Erös 2003)	7,5 0,1-2 % = 1,0-19,4	3,5 Häufigkeit/Seltenheit nach Roter Liste: ss	4 ↑ 0,3	* 5 ss 1							
Cobitis taenia Steinbeißer	M = 1,09 (Life history tool Fishbase, T = 9°C, L _{max} = 7,8 cm)	7 3-5 (Kottelat & Freyhof 2007:315).	6 Männ.: 1-2, Weib.: 2-3 (Kottelat & Freyhof 2007:315) Männ.: 1, Weib.: 2 (Spratte & Hartmann 1998:86)	4 1.000-1.500 (Spratte & Hartmann 1998:86)	8 0,1-2 % = 1,25-25	4 Häufigkeit/Seltenheit nach Roter Liste: s	5 ↑ 0,3	* 5 s 2 U1 U1 FV n.v. 3							

	Daten PSI							Daten NWI																	
	A: Mortalitätsrate (Alttiere)	B: Maximalalter (alle Stadien)	C: Alter bei Eintritt in Reproduktion	D: Reproduktionspotenzial (Eizahl)	E: Reproduktionsrate (juv./Jahr)	F: Bestand Deutschland (Ind.)	G: Bestandstrend Deutschland	H: Rote Liste D	I: Häufigkeit/Seltenheit	J: Erhaltungszustand D (agg.)	Erhaltungszustand atl. Reg.	Erhaltungszustand kont. Reg.	Erhaltungszustand alp. Reg.	K: Nat. Verantwortlichkeit											
Coregonus albula Kleine Maräne	M = 0,3 (Salonen 1999) M = 0,2 (Auvinen & Jurvelius 1994) M = 0,97 (mean, Marjomäki 1988)	3	11 (Hochleithner 2001:48) 5 (Lelek 1987:75) 10 (Maitland 1977:102) 5 (Muus et al. 1976:74)	4	2-5 (Kottelat & Freyhof 2007:387) Männ.: 2-3; Weib.: 3-4 (Hochleithner 2001:47) 2-3 (Maitland 1977:102) 2-3 (Muus et al. 1976:74)	3	1.700-4.800 (Spratte & Hartmann 1998:40) 5.000-20.000 (Hochleithner 2001:47) 1.700-4.800 (Maitland 1977:102)	8	0,1-2 % = 6,3-127,7	6,5	FFH-Berichtsdaten 2013: 1.000.000-10.000.000	6	↑	0,3	*	5	s	2	U1	n.v.	U1	n.v.	3		
Coregonus arenicolus Sandfelsen	M = 0,25 (Life history tool Fishbase, T = 10°C, L _{max} = 55 cm)	3	> 5 (Coregonus wartmanni , Thomas & Eckmann 2007)	6	2-3 (Coregonus wartmanni , Kottelat & Freyhof 2007:364).	3,5	14.597 (Coregonus wartmanni , MW; Smolian 1920:262) 18.500-24.500 (Coregonus wartmanni , Hartmann & Quoss 1993)	9	0,1-2 % = 19,2-384,0	7	Häufigkeit/Seltenheit nach Roter Liste: es	3	↑	0,3	R	2	es	1	XX					!!	-0,5
Coregonus bavaricus Ammersee-Kilch	M = 0,56 (Life history tool Fishbase, T = 10°C, L _{max} = 20 cm)	5	7 (Coregonus renke , Kottelat & Freyhof 2007:368)	5	3 (Coregonus renke , Kottelat & Freyhof 2007:368).	3	14.597 (Coregonus wartmanni , MW; Smolian 1920:262) 18.500-24.500 (Coregonus wartmanni , Hartmann & Quoss 1993)	9	0,1-2 % = 19,2-384,0	7	FFH-Berichtsdaten 2013: 1.000-5.000	3	(↓)	-0,2	1	1	es	1	XX	n.v.	XX	n.v.	!!	-0,5	

	Daten PSI							Daten NWI																		
	A: Mortalitätsrate (Alttiere)	B: Maximalalter (alle Stadien)	C: Alter bei Eintritt in Reproduktion	D: Reproduktionspotenzial (Eizahl)	E: Reproduktionsrate (juv./Jahr)	F: Bestand Deutschland (Ind.)	G: Bestandstrend Deutschland	H: Rote Liste D	I: Häufigkeit/Seltenheit	J: Erhaltungszustand D (agg.)	Erhaltungszustand atl. Reg.	Erhaltungszustand kont. Reg.	Erhaltungszustand alp. Reg.	K: Nat. Verantwortlichkeit												
Coregonus fontanae Stechlin-Maräne	M = 0,76 (Life history tool Fishbase, T = 10°C, L _{max} = 13,4 cm)	6	3-4 (mündliche Auskunft Thomas Mehner)	6	2 (Kottelat & Freyhof 2007:388)	4	650-2.480 (Anwand 1998) 1.000-3.600 (Schulz & Freyhof 2003)	7,5	0,1-2 % = 1,9-38,7	4	Kommt nur im Stechlinsee vor. 400 ha x 6.000 Ind./ha x 0,2 Artanteil C. fontanae = 480.000 (davon Adult > 30 %) (mündliche Auskunft Thomas Mehner)	5	=	0	R	2	es	1	U1	n.v.	U1	n.v.	3	!!	-0,5	
Coregonus gutturosus Bodensee-Kilch	M = 0,45 (Life history tool Fishbase, T = 10°C, L _{max} = 29 cm)	4	7 (Coregonus renke , Kottelat & Freyhof 2007:368).	5	3 (Coregonus renke , Kottelat & Freyhof 2007:368)	3	14.597 (Coregonus wartmanni , MW; Smolian 1920:262) 18.500-24.500 (Coregonus wartmanni , Hartmann & Quoss 1993)	9	0,1-2 % = 19,2-384,0	7	Häufigkeit/Seltenheit nach Roter Liste: ex	1	um 1970	0	0	1	ex	1							!!	-0,5
Coregonus hoferi Chiemsee-Renke	M = 0,65 (Life history tool Fishbase, T = 10°C, L _{max} = 35 cm)	5	6 (Kottelat & Freyhof 2007)	5	3 (Coregonus renke , Kottelat & Freyhof 2007:368)	3	14.597 (Coregonus wartmanni , MW; Smolian 1920:262) 18.500-24.500 (Coregonus wartmanni , Hartmann & Quoss 1993)	9	0,1-2 % = 19,2-384,0	7	Häufigkeit/Seltenheit nach Roter Liste: es	3	(↓)	-0,2	1	1	es	1	XX					!!	-0,5	

	Daten PSI										Daten NWI														
	A: Mortalitätsrate (Alttiere)	B: Maximalalter (alle Stadien)	C: Alter bei Eintritt in Reproduktion	D: Reproduktionspotenzial (Eizahl)	E: Reproduktionsrate (juv./Jahr)	F: Bestand Deutschland (Ind.)	G: Bestandstrend Deutschland	H: Rote Liste D	I: Häufigkeit/Seltenheit	J: Erhaltungszustand D (agg.)	Erhaltungszustand atl. Reg.	Erhaltungszustand kont. Reg.	Erhaltungszustand alp. Reg.	K: Nat. Verantwortlichkeit											
Coregonus holsatus Schaalsee-Maräne	M = 0,33 (<i>Coregonus maraena</i> , Life history tool Fishbase, T = 10°C, L _{max} = 60 cm)	3	20 (<i>Coregonus maraena</i> , Morozova 1956)	3	2-3 (<i>Coregonus maraena</i> , Spratte & Hartmann 1998)	3,5	10.000-50.000 (<i>Coregonus maraena</i> , Spratte & Hartmann 1998)	8,5	0,1-2 % = 30,0-600,0	7,5	FFH-Berichtsdaten 2013: 10.000-500.000	4,5	=	0	2	2	es	1	U2	n.v.	U2	n.v.	1	!!	-0,5
Coregonus lucinensis Luzin-Tiefenmaräne	M = 0,7 (Life history tool Fishbase, T = 10°C, L _{max} = 16,9 cm)	6	6 (Kottelat & Freyhof 2007:390)	5	3 (Kottelat & Freyhof 2007:390)	3	650-2.480 (<i>Coregonus fontanae</i> , Anwand 1998) 1.000-3.600 (<i>Coregonus fontanae</i> , Schulz & Freyhof 2003)	7,5	0,1-2 % = 1,9-38,7	4	FFH-Berichtsdaten 2013: 10.000-50.000	4	=	0	2	2	es	1	U2	n.v.	U2	n.v.	1	!!	-0,5
Coregonus macrophthalmus Gangfisch	M = 0,76 (Life history tool Fishbase, T = 10°C, L _{max} = 30 cm)	6	10,6 (Life history tool Fishbase, Estimated from Linf., K and to)	4	2-3 (<i>Coregonus wartmanni</i> , Kottelat & Freyhof 2007:364)	3,5	14.597 (<i>Coregonus wartmanni</i> , MW; Smolian 1920:262) 18.500-24.500 (<i>Coregonus wartmanni</i> , Hartmann & Quoss 1993)	9	0,1-2 % = 19,2-384,0	7	Häufigkeit/Seltenheit nach Roter Liste: es	3	=	0	R	2	es	1	XX					!!	-0,5
Coregonus maraena Schnäpel	M = 0,33 (Life history tool Fishbase, T = 10°C, L _{max} = 60 cm)	3	20 (Morozova 1956)	3	2-3 (Spratte & Hartmann 1998)	3,5	10.000-50.000 (Spratte & Hartmann 1998)	8,5	0,1-2 % = 30,0-600,0	7,5	FFH-Berichtsdaten 2013: 100.000-1.000.000	5	↑	0,3	3	3	ss	1	XX						
Coregonus oxyrinchus Rhein-Schnäpel	M = 0,2 (Life history tool Fishbase, T = 10°C, L _{max} = 65cm)	2	20 (Ableitung aus Wachstumsparametern; Morozova 1956)	3	Männ.: 2-3; Weib.: 3 (Spratte & Hartmann 1998:46)	3	30.000-50.000 (Spratte & Hartmann 1998:46)	9	0,1-2 % = 40,0-800,0	7,5	Häufigkeit/Seltenheit nach Roter Liste: ex	1	194	0	0	1	ex	1	U2	U2	n.v.	n.v.	1		

	Daten PSI										Daten NWI													
	A: Mortalitätsrate (Alttiere)		B: Maximalalter (alle Stadien)		C: Alter bei Eintritt in Reproduktion		D: Reproduktionspotenzial (Eizahl)		E: Reproduktionsrate (juv./Jahr)		F: Bestand Deutschland (Ind.)		G: Bestandstrend Deutschland		H: Rote Liste D	I: Häufigkeit/Seltenheit	J: Erhaltungszustand D (agg.)	Erhaltungszustand atl. Reg.	Erhaltungszustand kont. Reg.	Erhaltungszustand alp. Reg.	K: Nat. Verantwortlichkeit			
Coregonus renke Starnberger Renke	M=0,42 (Life history tool Fishbase, T = 10°C, L _{max} = 29 cm)	4	7 (Kottelat & Freyhof 2007:368).	5	3 (Kottelat & Freyhof 2007:368)	3	14.597 (Coregonus wartmanni , MW; Smolian 1920:262) 18.500-24.500 (Coregonus wartmanni , Hartmann & Quoss 1993)	9	0,1-2 % = 19,2-384,0	7	Häufigkeit/Seltenheit nach Roter Liste: ?	?	0	D	?	XX					!!	-0,5		
Coregonus wartmanni Blaufelchen	M = 0,62 (Life history tool Fishbase, T = 10°C, L _{max} = 45 cm)	5	8 (Elster 1934)	5	2-3 (Kottelat & Freyhof 2007:364)	3,5	14.597 (MW; Smolian 1920:262) 18.500-24.500 (Hartmann & Quoss 1993)	9	0,1-2 % = 19,2-384,0	7	Häufigkeit/Seltenheit nach Roter Liste: es	3	=	0	R	2	es	1	XX				!!	-0,5
Coregonus widegreni Buckelmaräne	M = 0,17 (Life history tool Fishbase, T = 10°C, L _{max} = 55 cm)	2	20 (Kottelat & Freyhof 2007:382)	3	4-6 (Kottelat & Freyhof 2007:382)	1,5	10.000-50.000 (Coregonus maraena , Spratte & Hartmann 1998)	8,5	0,1-2 % = 30,0-600,0	8	Häufigkeit/Seltenheit nach Roter Liste: ss	4	?	0	D	ss	1	XX						
Cottus gobio Groppe	6,5-7,3 cm: M = 0,8-1,1; MW: M = 0,98 (Pauly 1980)	7	10 (Seppäläet al. 2007)	5	2-3 (Muus et al. 1976:172) 2 (Ladiges & Vogt 1979:175) 1-3 (Spratte & Hartmann 1998:108) 2-4 (Kottelat & Freyhof 2007)	4	100-500 (Billard 1997) 100-200 (Muus et al. 1976:172) 50-1.000 (Spratte & Hartmann 1998:108)	7	0,9 % = 17,6 (combined larval & juvenile survival; Chaumot et al. 2006)	6	FFH-Berichtsdaten 2013: 500.000-1.000.000	6,5	↑	0,3	*	5	mh	3	FV	FV	FV	FV	5	

	Daten PSI							Daten NWI										
	A: Mortalitätsrate (Alttiere)	B: Maximalalter (alle Stadien)	C: Alter bei Eintritt in Reproduktion	D: Reproduktionspotenzial (Eizahl)	E: Reproduktionsrate (juv./Jahr)	F: Bestand Deutschland (Ind.)	G: Bestandstrend Deutschland	H: Rote Liste D	I: Häufigkeit/Seltenheit	J: Erhaltungszustand D (agg.)	Erhaltungszustand atl. Reg.	Erhaltungszustand kont. Reg.	Erhaltungszustand alp. Reg.	K: Nat. Verantwortlichkeit				
Cottus microstomus Baltische Gruppe	M = 0,63 (Life history tool Fishbase, T = 10°C, L _{max} = 10 cm)	5 8 (<i>Cottus poecilopus</i> , Fedorov 1986); 6 (<i>Cottus poecilopus</i> , Kottelat & Freyhof 2007:516)	5 2-4 (Kottelat & Freyhof 2007:513).	3 100-500 (<i>Cottus gobio</i> , Billard 1997) 100-200 (<i>Cottus gobio</i> , Muus et al. 1976:172) 50-1.000 (<i>Cottus gobio</i> , Spratte & Hartmann 1998:108)	7 1-2 % = 19,5-39	6 Häufigkeit/ Seltenheit nach Roter Liste: es	3 =	0	R	2	es	1						
Cottus perifretum Stachelgruppe	M = 1,26 (Life history tool Fishbase, T = 10°C, L _{max} = 8 cm)	8 6 (Kottelat & Freyhof 2007:514)	5 1 (Kottelat & Freyhof 2007:514)	5 100-500 (<i>Cottus gobio</i> , Billard 1997) 100-200 (<i>Cottus gobio</i> , Muus et al. 1976:172) 50-1.000 (<i>Cottus gobio</i> , Spratte & Hartmann 1998:108)	7 1-2 % = 19,5-39	6 Häufigkeit/ Seltenheit nach Roter Liste: s	5 ↑	0,3	*	5	s	2						
Cottus poecilopus Buntflossengruppe	M = 0,59 (Life history tool Fishbase, T = 10°C, L _{max} = 12 cm)	5 8 (Fedorov 1986) 6 (Kottelat & Freyhof 2007:516)	5 2-4 (Kottelat & Freyhof 2007:516)	3 108-750 (Mittelwert, Jurajda 1992)	7 1-2 % = 4,9-8,6	4,5 Häufigkeit/ Seltenheit nach Roter Liste: ex	1 197 8	0	0	1	ex	1						(!)
Cottus rhenanus Rhein-Gruppe	M = 0,63 (Life history tool Fishbase, T = 10°C, L _{max} = 10 cm)	5 8 (<i>Cottus poecilopus</i> , Fedorov 1986); 6 (<i>Cottus poecilopus</i> , Kottelat & Freyhof 2007:516)	5 2-4 (Kottelat & Freyhof 2007:516).	3 100-500 (<i>Cottus gobio</i> , Billard 1997) 100-200 (<i>Cottus gobio</i> , Muus et al. 1976:172) 50-1.000 (<i>Cottus gobio</i> , Spratte & Hartmann 1998:108)	7 1-2 % = 19,5-39	6 Häufigkeit/ Seltenheit nach Roter Liste: mh	6 ↑	0,3	*	5	mh	3					!!	-0,5

	Daten PSI										Daten NWI													
	A: Mortalitätsrate (Alttiere)		B: Maximalalter (alle Stadien)		C: Alter bei Eintritt in Reproduktion		D: Reproduktionspotenzial (Eizahl)		E: Reproduktionsrate (juv./Jahr)		F: Bestand Deutschland (Ind.)		G: Bestandstrend Deutschland		H: Rote Liste D	I: Häufigkeit/Seltenheit	J: Erhaltungszustand D (agg.)	Erhaltungszustand atl. Reg.	Erhaltungszustand kont. Reg.	Erhaltungszustand alp. Reg.	K: Nat. Verantwortlichkeit			
Cyprinus carpio Karpfen (Rheinkarpfen)	M = 0,32 (Türkei, Karatas et al. 2007)	3	50 (Kottelat & Freyhof 2007:148) 40 (Muus et al. 1976:136) 47 (Brown 1957 in Bănărescu & Paepke 2001:134)	1	Männ.: 3-5, Weib.: 4-6 (Kottelat & Freyhof 2007:148) Männ.: 3, Weib.: 3-4 (Muus et al. 1976:136) Männ.: 4, Weib.: 5 (Demoll & Maier 1962:56)	2	500.000 (Demoll & Maier 1962:57) 1.200.000-2.000.000 (Heintz (1917) in Demoll & Maier 1962:57)	9	0,1-2 % = 1.233,3-24.666,7	9	Häufigkeit/ Seltenheit nach Roter Liste: ss	4	=	0	* 5	ss	1							
Esox lucius Hecht	75-100 cm; M = 0,25 (Pauly 1980)	3	> 30 (Muus et al. 1976:78) > 20 (Giles 1994:115)	1	Männ.: 2-3, Weib.: 3-4 (Giles 1994:118) Männ.: 2-3, Weib.: 3-5 (Spratte & Hartmann 1998; Muus et al. 1976:78)	3	136.000 (Schindler (1934) in Demoll & Maier 1962:7) 10.000-90.000 (Seligo (1926) in Demoll & Maier 1962:7) 7.931-97.273 (US; Carbine (1943) in: Demoll & Maier 1962:7)	9	0,1-2 % = 78,7-1.573,3	8	Häufigkeit/ Seltenheit nach Roter Liste: h	7	=	0	* 5	h	4							
Eudontomyzon vladykovi Donau-Bachneunauge	M = 0.78 (Life history tool Fishbase, T = 10°C, L _{max} = 22 cm)	6	7,2 (Holčík & Renaud 1986)	5	3,5-4,5 (Kottelat & Freyhof 2007)	2	1.950-7.106 (Renaud, C.B., 2011.)	8	0,1-2 % = 4,5-90,7	5,5	FFH-Berichtsdaten 2013: 5.000-10.000	3	=	0	1 1	es	1	U1	n.v.	U1	n.v.	3		

	Daten PSI										Daten NWI																	
	A: Mortalitätsrate (Alttiere)	B: Maximalalter (alle Stadien)	C: Alter bei Eintritt in Reproduktion	D: Reproduktionspotenzial (Eizahl)	E: Reproduktionsrate (juv./Jahr)	F: Bestand Deutschland (Ind.)	G: Bestandstrend Deutschland	H: Rote Liste D	I: Häufigkeit/Seltenheit	J: Erhaltungszustand D (agg.)	Erhaltungszustand atl. Reg.	Erhaltungszustand kont. Reg.	Erhaltungszustand alp. Reg.	K: Nat. Verantwortlichkeit														
Gobio obtusirostris Donau-Gründling	M = 0,84 (Life history tool Fishbase, T = 10°C, L _{max} = 13 cm)	6	8 (<i>Gobio gobio</i> , Maitland & Campbell 1992) 7 (<i>Gobio gobio</i> , Hartley 1947 in Bănărescu 1999:118)	5	Männ.: 2, Weib.: 2-3 (<i>Gobio gobio</i> , Spratte & Hartmann 1998:66) Weib.: 2-4 (<i>Gobio gobio</i> , Bănărescu 1999:12)	4	1.000-3.000 (<i>Gobio gobio</i> , Demoll & Maier 1962:84) 1.000-3.000 (<i>Gobio gobio</i> , Muus et al. 1976:112) 1.487-6.781 (<i>Gobio gobio</i> , Bănărescu 1999:123)	8	0,1-2 % = 2,7-54,2	5	Häufigkeit/ Seltenheit nach Roter Liste: ?	?	?	0	D	?												
Gymnocephalus baloni Donau-Kaulbarsch	M = 0,71 (Life history tool Fishbase, T = 10°C, L _{max} = 12 cm)	6	10 (<i>Gymnocephalus cernua</i> , Kottelat & Freyhof 2007)	5	Männ.: 1-2, Weib.: 2-3 (Kottelat & Freyhof 2007:528)	4	100.000-150.000 (<i>Gymnocephalus cernua</i> , Keith & Allardi 2001) 50.000-100.000 (<i>Gymnocephalus cernua</i> , Muus et al. 1976:161)	9	0,1-2 % = 100-2.000	8	FFH-Berichtsdaten 2013: 500-1.000	2	=	0	*	5	ss	1	U1	n.v.	U1	n.v.	3					
Gymnocephalus cernua Kaulbarsch	M = 0,59 (Life history tool Fishbase, T = 10°C, L _{max} = 20 cm)	5	10 (Kottelat & Freyhof 2007) 11 (Neja 1988) 9 (Neja 1989)	5	1-2 (Spratte & Hartmann 1998:102) 2 (Neja 1988)	5	100.000-150.000 (Keith & Allardi 2001) 50.000-100.000 (Muus et al. 1976:161) 13.000-82.000 (Neja 1988)	9	0,1-2 % = 100-2.000	8	Häufigkeit/ Seltenheit nach Roter Liste: mh	6	=	0	*	5	mh	3										
Gymnocephalus schraetser Schrätzer	M = 0,51 (Life history tool Fishbase, T = 10°C, L _{max} = 25 cm)	4	15 (Kottelat & Freyhof 2007:529; Zauner 1996:38).	4	2-3 (Kottelat & Freyhof 2007:529).	3,5	8.000 (Zauner 1996:7)	8	0,1-2 % = 8-160	6,5	FFH-Berichtsdaten 2013: 5.000-10.000	3	=	0	2	2	ss	1	U2	n.v.	U2	n.v.	1					

	Daten PSI										Daten NWI													
	A: Mortalitätsrate (Alttiere)	B: Maximalalter (alle Stadien)	C: Alter bei Eintritt in Reproduktion	D: Reproduktionspotenzial (Eizahl)	E: Reproduktionsrate (juv./Jahr)	F: Bestand Deutschland (Ind.)	G: Bestandstrend Deutschland	H: Rote Liste D	I: Häufigkeit/Seltenheit	J: Erhaltungszustand D (agg.)	Erhaltungszustand atl. Reg.	Erhaltungszustand kont. Reg.	Erhaltungszustand alp. Reg.	K: Nat. Verantwortlichkeit										
Hucho hucho Huchen	M = 0.13 (Life history tool Fishbase, T = 10°C, L _{max} = 160 cm)	2	> 20 (Kottelat & Freyhof 2007:396) 30 (Hochleithner 2001:80) > 15 (Maitland 1977:98) 15 (Muus et al. 1976:62)	2	Männ.: 3-4; Weib.: 4-5 (Kottelat & Freyhof 2007:396) 4-5 (Maitland 1977:98) 3-4 (Muus et al. 1976:62)	8	2.000-25.000 (ca. 1.000/kg; Muus et al. 1976:62) 5.000 (5 kg; Maitland 1977:98) 8.500-27.000 (Muus & Dahlström 1967)	7	0,1-2 % = 13,5-270	3	FFH-Berichtsdaten 2013: 1.100-5.500	=	0	2	2	ss	1	U2	U2	U2	U2	1	!!	-0,5
Huso huso Hausen	M = 0,02 (Life history tool Fishbase, T = 10°C, L _{max} = 800 cm)	1	> 100 (Holčík 1989:172) 118 (Beverton 1987)	1	Männ.: 10-16, Weib.: 14-20 (Kottelat & Freyhof 2007:58) Männ.: 14-16, Weib.: 16-22 (Holčík 1989:182) 15-20 (Maitland, 1977:76)	9	360.000-7.700.000 (Bristow 1992) 228.400-964.800 (Holčík 1989:183)	9	0,1-2 % = 2.313,3-46.266,0	1	Häufigkeit/Seltenheit nach Roter Liste: ex	vor 1900	0	0	1	ex	1							

	Daten PSI							Daten NWI																
	A: Mortalitätsrate (Alttiere)	B: Maximalalter (alle Stadien)	C: Alter bei Eintritt in Reproduktion	D: Reproduktionspotenzial (Eizahl)	E: Reproduktionsrate (juv./Jahr)	F: Bestand Deutschland (Ind.)	G: Bestandstrend Deutschland	H: Rote Liste D	I: Häufigkeit/Seltenheit	J: Erhaltungszustand D (agg.)	Erhaltungszustand atl. Reg.	Erhaltungszustand kont. Reg.	Erhaltungszustand alp. Reg.	K: Nat. Verantwortlichkeit										
Lampetra fluviatilis Flussneunauge	M = 0.22 (Life history tool Fishbase, T = 10°C, L _{max} = 45 cm)	2	10 (Billard 1997) 7 (Holčík & Renaud 1986:266)	5	4-5 (Spratte & Hartmann 1998:24)	2	40.000 (Spratte & Hartmann 1998:24) 4.000-40.000 (Muus et al. 1976:40) 34.000 (Median, Thiel & Magath 2011) 19.000-20.000 (Maitland 1977: 72) 25.000-30.000 (Demoll & Maier 1962:268)	9	0,1-2 % = 26,2-523,3	7,5	Häufigkeit/ Seltenheit nach Roter Liste: ss	4	↑	0,3	3	3	ss	1	U2	U1	U2	n.v.	1	
Lampetra planeri Bachneunauge	M = 0,41 (Hardisty 1961)	4	7 (Hardisty 1986.; Holčík & Renaud 1986:293) 18 (Krappe 2004)	3	3-5 (Muus et al. 1976:40; Maitland 1977:72) 6,5 (Holčík & Renaud 1986:293) 6,25 (Potter 1980) 14-18 (Krappe 2004)	1	520-1.140 (Spratte & Hartmann 1998:26) 854-1.400 (Maitland 1977: 72) 873-2.175 (Holčík & Renaud 1986:296) 600-1.500 (Demoll & Maier 1962:270)	7,5	0,1-2 % = 1,1-22,6	4	FFH-Berichtsdaten 2013: 1.000.000-50.000.000	7	=	0	*	5	mh	3	FV	FV	FV	n.v.	5	

	Daten PSI							Daten NWI																			
	A: Mortalitätsrate (Alttiere)	B: Maximalalter (alle Stadien)	C: Alter bei Eintritt in Reproduktion	D: Reproduktionspotenzial (Eizahl)	E: Reproduktionsrate (juv./Jahr)	F: Bestand Deutschland (Ind.)	G: Bestandstrend Deutschland	H: Rote Liste D	I: Häufigkeit/Seltenheit	J: Erhaltungszustand D (agg.)	Erhaltungszustand atl. Reg.	Erhaltungszustand kont. Reg.	Erhaltungszustand alp. Reg.	K: Nat. Verantwortlichkeit													
Leucaspius delineatus Moderlieschen	M = 1,31 (Life history tool Fishbase, T = 10°C, L _{max} = 9 cm)	8	5 (Maitland 1977:126) 2 (Muus & Dahlström 1968)	6	1 (Spratte & Hartmann 1998:68) 2 (Maitland 1977:126) 1-2 (Muus et al. 1976:92)	4,5	500-3500 (Arnold & Längert, 1995) 100-2.300 (Spratte & Hartmann 1998:68)	7,5	1-2 % = 16-32	6	Häufigkeit/ Seltenheit nach Roter Liste: s	5	=	0	V	4	s	2									
Leuciscus idus Aland	M = 0,16 (Life history tool Fishbase, T = 10°C, L _{max} = 70 cm)	2	18 (Wüstemann & Kammerad, 1995) 15 (Kottelat & Freyhof 2007:206) 29 (Finnland, Rötthla et al. 2015)	2	Männ.: 5, Weib.: 5-6 (Spratte & Hartmann 1998:72) 5-6 (Kottelat & Freyhof 2007:207) Weib.: 4 (Polen, Targońska et al. 2012)	2	40.000-115.000 (Muus et al. 1976:96) 39.000-114.000 (Maitland & Campbell 1992) 22.000-110.000 (Polen, Targońska et al. 2012)	9	0,1-2 % = 73,3-1.466,7	8	Häufigkeit/ Seltenheit nach Roter Liste: mh	6	↑	0,3	*	5	mh	3									

	Daten PSI							Daten NWI									
	A: Mortalitätsrate (Alttiere)	B: Maximalalter (alle Stadien)	C: Alter bei Eintritt in Reproduktion	D: Reproduktionspotenzial (Eizahl)	E: Reproduktionsrate (juv./Jahr)	F: Bestand Deutschland (Ind.)	G: Bestandstrend Deutschland	H: Rote Liste D	I: Häufigkeit/Seltenheit	J: Erhaltungszustand D (agg.)	Erhaltungszustand atl. Reg.	Erhaltungszustand kont. Reg.	Erhaltungszustand alp. Reg.	K: Nat. Verantwortlichkeit			
Leuciscus leuciscus Hasel	Z = M = 0,594 (UK, mittl. Temp. 7-8°C; Mann 1974) Z = M = 0,759 (MW, UK, Williams 1967)	5,5 10 (Kottelat & Freyhof 2007) 16 (Wüstemann & Kammerad 1995) 10 (UK; Muus et al. 1976:92) 10-11 (Giles 1994:163)	3 Männ.: 2-3, Weib.: 3 (Spratte & Hartmann 1998:74) 3-4 (Maitland 1977:128) 2-3 (Muus et al. 1976:92)	3 3.000-6.000 (Spratte & Hartmann 1998:74) 2.500-27.500 (Maitland 1977:128)	8 0,1-2 % = 9,9-198	6,5 Häufigkeit/Seltenheit nach Roter Liste: h	7 =	0	* 5	h	4						
Lota lota Quappe	M = 0,2 (Life history tool Fishbase, T = 10°C, L _{max} = 85 cm)	2 > 20 (Giles 1994:63) 15-20 (Muus et al. 1976:155) 20 (Muus & Dahlström, 1967)	3 Männ.: 2, Weib.: 3 (Kottelat & Freyhof 2007:462) Männ.: 3, Weib.: 4 (Spratte & Hartmann 1998:96) 2-4 (Giles 1994:63)	3 5.000.000 (Giles 1994:63). 5.000.000 (Vostradovsky 1973) 1.000.000 (Smolian 1920:262)	9 0,1-2 % = 3.666,7-73.333,3	9 Häufigkeit/Seltenheit nach Roter Liste: s	5 ↑	0,3	V	4	s	2					

	Daten PSI										Daten NWI						
	A: Mortalitätsrate (Alttiere)	B: Maximalalter (alle Stadien)	C: Alter bei Eintritt in Reproduktion	D: Reproduktionspotenzial (Eizahl)	E: Reproduktionsrate (juv./Jahr)	F: Bestand Deutschland (Ind.)	G: Bestandstrend Deutschland	H: Rote Liste D	I: Häufigkeit/Seltenheit	J: Erhaltungszustand D (agg.)	Erhaltungszustand atl. Reg.	Erhaltungszustand kont. Reg.	Erhaltungszustand alp. Reg.	K: Nat. Verantwortlichkeit			
Misgurnus fossilis Schlammpeitzger	M = 0,59 (Life history tool Fishbase, T = 10°C, L _{max} = 27 cm)	5 12 (Møller et al. 2012 in: Sigsgaard et al. 2015)	4 2 (Spratte & Hartmann 1998:88)	4 12.600-170.000 (Sterba (1958), Knaack (1961), Fusko (1987), Blohm et al. (1994) in: Steinmann & Bless 2004a:291) 70.000-150.000 (Muus et al. 1976:142) 100.000-150.000 (Demoll & Maier 1962:222)	9 0,1-2 % = 108,8-2.175,3	8,5 FFH-Berichtsdaten 2013: 10.000-500.000	4 =	0	2 2	ss 1	U1	U1	U1	n.v.	3		
Osmerus eperlanus Stint	M = 0,5 (Life history tool Fishbase, T = 10°C, L _{max} = 27 cm)	4 10 (Muus et al. 1976:74) 10 (Muus & Dahlström, 1967)	5 2 (Spratte & Hartmann 1998:48) 2 (Wanderart: 3-4) (Muus et al. 1976:74)	3,5 6.500-50.000 (Spratte & Hartmann 1998:48) 9.000-40.000 (Muus et al. 1976:74) 28.000-36.000 (Smolian 1920:262).	9 0,1-2 % = 28,5-565	7,5 Häufigkeit/Seltenheit nach Roter Liste: s	5 =	0	V 4	s 2							
Pelecus cultratus Ziege	M = 0,34 (Life history tool Fishbase, T = 10°C, L _{max} = 50 cm)	3 9 (Kottelat & Freyhof 2007:219).	5 3-5 (Kottelat & Freyhof 2007:219)	2,5 30.000-100.000 (Zauner 2010:32) 30.000 (Muus et al. 1976:128).	9 0,1-2 % = 53,3-1.066,7	8 FFH-Berichtsdaten 2013: 1-600	1,5 =	0	1 1	es 1	U2	n.v.	U2	n.v.	1		
Perca fluviatilis Flussbarsch	30 cm; M = 0,29; 34 cm, M = 0,16 (Pauly 1980);	2,5 22 (Beverton & Holt, 1959)	2 Männ.: 2, Weib.: 3 (Spratte & Hartmann 1998) Männ.: 2, Weib.: 3-4 (Muus et al. 1976:158)	3 26.800-127.200 (Smolian 1920:262) 4.000-300.000 (depending on body weight; Giles 1994:122) 17.360, 36.000, 38.190, 84.240 (Lang 1987)	9 1 % = 439,5 (surv. Egg → 2 years, Lang 1987)	8 Häufigkeit/Seltenheit nach Roter Liste: sh	8 =	0	* 5	sh 5							

	Daten PSI							Daten NWI																		
	A: Mortalitätsrate (Alttiere)	B: Maximalalter (alle Stadien)	C: Alter bei Eintritt in Reproduktion	D: Reproduktionspotenzial (Eizahl)	E: Reproduktionsrate (juv./Jahr)	F: Bestand Deutschland (Ind.)	G: Bestandstrend Deutschland	H: Rote Liste D	I: Häufigkeit/Seltenheit	J: Erhaltungszustand D (agg.)	Erhaltungszustand atl. Reg.	Erhaltungszustand kont. Reg.	Erhaltungszustand alp. Reg.	K: Nat. Verantwortlichkeit												
Petromyzon marinus Meerneunauge	M = 0,14 (Life history tool Fishbase, T = 10°C, L _{max} = 110 cm)	2	11 (Hardisty (1986) in: Thiel & Magath 2011) 9-11 (Holčík & Renaud 1986:106)	4	5-9 (Spratte & Hartmann 1997:28)	1,5	159.120 (MW; Thiel & Magath 2011) 152.000-304.000 (Beamish (1980) in: Holčík & Renaud 1986:110) 34.000-240.000 (Maitland 1977:68) 200.000-240.000 (Muus et al. 1976:42)	9	0,1-2 % = 189,9-3.797,5	8,5	FFH-Berichtsdaten 2013: 100-5.000	2,5	↑	0,3	V	4	ss	1	U2	U1	U2	n.v.	1			
Phoxinus phoxinus Elritze	M = 1,10 (Pauly 1980)	7	11 (Kottelat & Freyhof 2007:228)	4	Männ.: 2, Weib.: 3 (Demoll & Maier 1962:96) 1-2 (Spratte & Hartmann 1998:76) 2 (Muus et al. 1976:98)	4	1.000 (Demoll & Maier 1962:96); 200-1.000 (Spratte & Hartmann 1998:76); 200-3.000 (Keith & Allardi 2001)	7	0,1-2 % = 1,3-26	4,5	Häufigkeit/Seltenheit nach Roter Liste: mh	6	=	0	*	5	mh	3								
Pungitius pungitius Zwergstichling	M = 1,10 (Pauly 1980)	7	3,5 (Bănărescu et al. 2001:287) 5 (Morrow 1980)	6	1 (Cameron et al. (1973) In: Bănărescu et al. 2001:288) 1-2 (Spratte & Hartmann 1998:100)	5	95-156 (Bănărescu et al. 2001:288) 350-1.000 (Spratte & Hartmann 1998:100)	7	1-2 % = 4,0-8,0	4,5	Häufigkeit/Seltenheit nach Roter Liste: mh	6	=	0	*	5	mh	3								

	Daten PSI										Daten NWI						
	A: Mortalitätsrate (Alttiere)	B: Maximalalter (alle Stadien)	C: Alter bei Eintritt in Reproduktion	D: Reproduktionspotenzial (Eizahl)	E: Reproduktionsrate (juv./Jahr)	F: Bestand Deutschland (Ind.)	G: Bestandstrend Deutschland	H: Rote Liste D	I: Häufigkeit/Seltenheit	J: Erhaltungszustand D (agg.)	Erhaltungszustand atl. Reg.	Erhaltungszustand kont. Reg.	Erhaltungszustand alp. Reg.	K: Nat. Verantwortlichkeit			
Rhodeus amarus Bitterling	M = 0,60 (Griechenland, Koutrakis et al. 2003) M = 0,94 (Rumänien, Battes&Stoica 2005, nachgerechnet mit 8,2°C)	6 5 (Vostradovsky, J., 1973; Kottelat & Freyhof 2007:82)	6 2-3 (Spratte & Hartmann 1998:78) 2 (Zauner 2010:36) 1 (Kottelat & Freyhof 2007:82)	4 40-100 (Muus et al. 1976:130; Maitland & Campbell 1992; Spratte & Hartmann 1998:78) 2 56-285 (Greece, Koutrakis et al. 2003)	6 1-2 % = 1,2-2,4	3,5 FFH-Berichtsdaten 2013: 5.000.000-50.000.000	6,5 ↑	0,3	* 5	s 2	FV	FV	FV	XX	5		
Romanogobio belingi Stromgründling	M = 0,77 (Life history tool Fishbase, T = 10°C, L _{max} = 12,2 cm)	6 5 (Kottelat & Freyhof 2007:102)	6 2 (Kottelat & Freyhof 2007:102)	4 500-1.500 (Romanogobio vladykovi , Zauner 2010:17)	7,5 0,1-2 % = 1,0-20	4 FFH-Berichtsdaten 2013: 100.000-1.000.000	5 =	0	* 5	ss 1	FV	XX	FV	n.v.	5	! -0,3	
Romanogobio uranoscopus Steingressling	M = 1,04 (Life history tool Fishbase, T = 10°C, L _{max} = 10 cm)	7 6 (Romanogobio vladykovi , Zauner 2010:17) 4 (Romanogobio vladykovi , Kottelat & Freyhof 2007:108)	5 2 (Romanogobio vladykovi , Kottelat & Freyhof 2007:108; Zauner 2010:17)	4 500-1.500 (Romanogobio vladykovi , Zauner 2010:17)	7,5 0,1-2 % = 1,0-20,0	4 Häufigkeit/Seltenheit nach Roter Liste: ex	1 vor 1900	0	0 1	ex 1	U2	n.v.	U2	n.v.	1		
Romanogobio vladykovi Donau-Stromgründling	M = 0,85 (Life history tool Fishbase, T = 10°C, L _{max} = 10 cm)	6 6 (Zauner 2010:17) 4 (Kottelat & Freyhof 2007:108)	5 2 (Kottelat & Freyhof 2007:108; Zauner 2010:17)	4 500-500 (Zauner 2010:17)	7,5 0,1-2 % = 1,0-20,0	3,5 FFH-Berichtsdaten 2013: 100.000-500.000	5 =	0	* 5	ss 1	FV	n.v.	FV	n.v.	5		

	Daten PSI										Daten NWI														
	A: Mortalitätsrate (Alttiere)	B: Maximalalter (alle Stadien)	C: Alter bei Eintritt in Reproduktion	D: Reproduktionspotenzial (Eizahl)	E: Reproduktionsrate (juv./Jahr)	F: Bestand Deutschland (Ind.)	G: Bestandstrend Deutschland	H: Rote Liste D	I: Häufigkeit/Seltenheit	J: Erhaltungszustand D (agg.)	Erhaltungszustand atl. Reg.	Erhaltungszustand kont. Reg.	Erhaltungszustand alp. Reg.	K: Nat. Verantwortlichkeit											
Rutilus meidingeri Perlfisch	M = 0,2 (Life history tool Fishbase, T = 10°C, L _{max} = 60 cm)	2	15 (Zauner 2010:33).	4	3-5 (Zauner 2010:33)	2,5	34.000-56.000 (Kainz & Gollmann 1997)	9	0,1-2 % = 45,0-900,0	7,5	FFH-Berichtsdaten 2013: 1.000-5000	3	=	0	1	1	es	1	U1	n.v.	U1	n.v.	3		
Rutilus rutilus Rotaugen	Männ.: M = 0,30; Weib.: M = 0.52 (Vøllestad & Lund 1987)	4	13 (Kottelat & Freyhof 2007:246) 14 (Wüstemann & Kammerad 1995) 12 (Muus et al. 1976:86)	4	3-4 (Spratte & Hartmann 1998:80) 3 (Muus et al 1976:86) 3-4 (Demoll & Maier 1962:117)	3	5.000-200.000 (Maitlan & Campbell 1992) 90.000-100.000 (Demoll & Maier 1962:117) 66.250 (Mittelwert; Smolian 1920:263)	9	0,1-2 % = 92,3-1.845,0	8	Häufigkeit/ Seltenheit nach Roter Liste: sh	8	(↓)	-0,2	*	5	sh	5							
Rutilus virgo Frauennerfling	M = 0.28 (Life history tool Fishbase, T = 10°C, L _{max} = 40 cm)	3	20 (Zauner 2010)	3	4 (Talabishka et al. 2015)	2	25.000-30.000 (Povž & Ocvirk 1990) 6.775-51.535 (Talabishka et al. 2015)	9	0,1-2 % = 28,3-566,6	7,5	FFH-Berichtsdaten 2013: 5.000-10.000	3	↑	0,3	3	3	ss	1	U1	n.v.	U1	n.v.	3		
Sabanejewia baltica Baltischer Goldsteinbeißer	M = 1,0 (Life history tool Fishbase, T = 10°C, L _{max} = 9 cm)	7	5 (als Sabanejewia aurata, Polen, nur Abstract, Lampart-Kaluzniacka et al. 2013)	6	2 (Sabanejewia larvata, Kottelat & Freyhof 2007)	4	1.507-7.220, 273-1.439 (Poland, Juchno & Boron 2012)	8	0,1-2 % = 2,6-52,2	5	Häufigkeit/ Seltenheit nach Roter Liste: ss	4	?	0	D		ss	1	XX	n.v.	XX	n.v.			

	Daten PSI										Daten NWI													
	A: Mortalitätsrate (Alttiere)		B: Maximalalter (alle Stadien)		C: Alter bei Eintritt in Reproduktion		D: Reproduktionspotenzial (Eizahl)		E: Reproduktionsrate (juv./Jahr)		F: Bestand Deutschland (Ind.)		G: Bestandstrend Deutschland		H: Rote Liste D	I: Häufigkeit/Seltenheit	J: Erhaltungszustand D (agg.)	Erhaltungszustand atl. Reg.	Erhaltungszustand kont. Reg.	Erhaltungszustand alp. Reg.	K: Nat. Verantwortlichkeit			
Salmo salar Lachs	M = 0,39 (Life history tool Fishbase, T = 10°C, L _{max} = 130 cm)	4	13 (Hochleithner 2001:137) 10 (Muus et al. 1976:52) 13 (Flower 1935)	4	Männ.: 3-7, Weib.: 4-7 (Spratte & Hartmann 1998:32) 2-6 (Maitland 1977:92)	1,5	5.030-10.530 (MW; Thiel & Magath 2011) 1.700-14.500 (Thorpe et al. 1984.) 22.000 (Maitland 1977:92)	9	Überleben Ei → Smolt: 0,81-1,60 % = 63-124,5 (Thiel & Magath 2011)	8	Häufigkeit/Seltenheit nach Roter Liste: es	3	=	0	1	1	es	1	U2	U2	U2	n.v.	1	
Salmo trutta Forelle	37 cm, M = 0,31; 30 cm, M = 0,94 (Pauly 1980)	5	38 (Svalastog 1991) 20 (Maitland 1977:94) > 20 (Giles 1994:91)	1	2-3; Meerforelle: Männ.: 2-3, Weib.: 3-4 (Spratte & Hartmann 1998:36ff)	3	1.408-5.158 (Thiel & Magath 2011) 1.000-1.500 (Vostradovsky 1973) 1.105 (MW, Smolian 1920:263)	8	Überleben Ei → Smolt: 0,20-1,0 % = 6,6-32,8 (Thiel & Magath 2011)	5,5	Häufigkeit/Seltenheit nach Roter Liste: mh	6	=	0	*	5	mh	3						
Salvelinus evasus Ammersee-Tiefensaibling	M = 0,4 (Life history tool Fishbase, T = 10°C, L _{max} = 40 cm)	4	11 (Salvelinus umbla , Lelek 1987:124)	4	2-3 (Salvelinus umbla , Kottelat & Freyhof 2007:455)	3,5	2.173-7.223 (Salvelinus alpinus , Grainger 1953)	8	0,1-2 % = 4,7-94,0	6	Häufigkeit/Seltenheit nach Roter Liste: es	3	=	0	R	2	es	1					!!	-0,5
Salvelinus monostichus Königssee-Saibling	M = 0,36 (Salvelinus umbla , Life history tool Fishbase, T = 10°C, L _{max} = 70 cm)	3	11 (Salvelinus umbla , Lelek 1987:124)	4	2-3 (Salvelinus umbla , Kottelat & Freyhof 2007:455)	3,5	2.173-7.223 (Salvelinus alpinus , Grainger 1953)	8	0,1-2 % = 4,7-94,0	6	Häufigkeit/Seltenheit nach Roter Liste: ss	4	=	0	*	5	ss	1					!!	-0,5
Salvelinus profundus Bodensee-Tiefsee-saibling	M = 0,54 (Life history tool Fishbase, T = 10°C, L _{max} = 24 cm)	5	11 (Salvelinus umbla , Lelek 1987:124)	4	2-3 (Salvelinus umbla , Kottelat & Freyhof 2007:455)	3,5	2.173- 7.223 (Salvelinus apinus , Grainger 1953)	8	0,1-2 % = 4,7-94,0	6	Häufigkeit/Seltenheit nach Roter Liste: ex	1	um 197 0	0	0	1	ex	1					!!	-0,5

	Daten PSI							Daten NWI																		
	A: Mortalitätsrate (Alttiere)	B: Maximalalter (alle Stadien)	C: Alter bei Eintritt in Reproduktion	D: Reproduktionspotenzial (Eizahl)	E: Reproduktionsrate (juv./Jahr)	F: Bestand Deutschland (Ind.)	G: Bestandstrend Deutschland	H: Rote Liste D	I: Häufigkeit/Seltenheit	J: Erhaltungszustand D (agg.)	Erhaltungszustand atl. Reg.	Erhaltungszustand kont. Reg.	Erhaltungszustand alp. Reg.	K: Nat. Verantwortlichkeit												
Salvelinus umbra Seesaibling	M = 0,36 (Life history tool Fishbase, T = 10°C, L _{max} = 70 cm)	3	11 (Lelek 1987:124).	4	2-3 (Kottelat & Freyhof 2007:455)	3,5	2.173-7.223 (Salvelinus alpinus, Grainger 1953)	8	0,1-2 % = 4,7-94,0	6	Häufigkeit/ Seltenheit nach Roter Liste: ss	4	=	0	*	5	ss	1								
Sander lucioperca Zander	M = 0,15 (Lappalainen et al. 2005) M = 0,2 (Lind 1977)	2	17 (Kottelat & Freyhof 2007:534) 20 (Giles 1994:176)	3	Männ.: 2-4, Weib.: 3-5 (Giles 1994:175; Muus et al. 1976:160) 2-4 (Spratte & Hartmann 1998:106)	2,5	150.000-300.000 (Spratte & Hartmann 1998:106) 31.000-1.090.000 (Lehtonen et al. 1996) 200.000 (Smolian 1920:262)	9	1-2 % = 3.542,0-7.084,0	9	Häufigkeit/ Seltenheit nach Roter Liste: mh	6	=	0	*	5	mh	3								
Scardinius erythrophthalmus Rotfeder	M = 0,18 (Life history tool Fishbase, T = 10°C, L _{max} = 45 cm)	2	17 (Kottelat & Freyhof 2007:252) > 10 (Lelek 1987:238) 10 (Muus et al. 1976:100)	3	3-4 (Kottelat & Freyhof 2007:252) 2-3 (Muus et al. 1976:100) Männ.: 3, Weib.: 4 (Demoll & Maier 1962:127)	3	100.000-200.000 (Spratte & Hartmann 1998:82; Muus et al. 1976:100) 100.000 (Demoll & Maier 1962:127)	9	0,1-2 % = 133,3-2.666,7	8,5	Häufigkeit/ Seltenheit nach Roter Liste: mh	6	=	0	*	5	mh	3								
Silurus glanis Wels	M = 0,11 (Life history tool Fishbase, T = 10°C, L _{max} = 240 cm)	1	80 (Kottelat & Freyhof 2007:340).	1	Männ.: 2-3, Weib.: 3-4 (Spratte & Hartmann 1998:92; Muus et al. 1976:145) 4-5 (Giles 1994:167)	2,5	500.000 (Giles 1994:167) 34.700-788.000 (Wisniewolski 1988)	9	1-2 % = 5.423,3-10.846,7	9	Häufigkeit/ Seltenheit nach Roter Liste: mh	6	↑	0,3	*	5	mh	3								

	Daten PSI										Daten NWI													
	A: Mortalitätsrate (Alttiere)		B: Maximalalter (alle Stadien)		C: Alter bei Eintritt in Reproduktion		D: Reproduktionspotenzial (Eizahl)		E: Reproduktionsrate (juv./Jahr)		F: Bestand Deutschland (Ind.)		G: Bestandstrend Deutschland		H: Rote Liste D	I: Häufigkeit/Seltenheit	J: Erhaltungszustand D (agg.)	Erhaltungszustand atl. Reg.	Erhaltungszustand kont. Reg.	Erhaltungszustand alp. Reg.	K: Nat. Verantwortlichkeit			
Squalius cephalus Döbel	M = 0,69 (Alter 5-6, Griechenland, Neophitou 1988) M = 0,4 (Türkei, Karatas & Can 2005)	4,5	22 (Giles 1994:152; Wüstemann & Kammerad 1995)	2	Männ.: 2-3, Weib.: 3-4 (Demoll & Maier 1962:111) Männ.: 3, Weib.: 4 (Spratte & Hartmann 1998:70) Männ.: 3-5, Weib.: 5-7 (Giles 1994:153)	2,5	68.000 (Smolian 1920:262); 27.000-65.000 (Giles 1994:153).	9	0,1-2 % = 53,3-1.066,7	8	Häufigkeit/ Seltenheit nach Roter Liste: h	7	=	0	*	5	h	4						
Telestes souffia Strömer	M = 0,49 (Life history tool Fishbase, T = 10°C, L _{max} = 20 cm)	4	8 (Zanella et al. 2004)	5	3 (Kottelat & Freyhof 2007:288).	3	4.000-6.000 (Demoll & Maier 1962:100)	8	0,1-2 % = 5-100	6	Häufigkeit/ Seltenheit nach Roter Liste: ss	4	↑	0,3	3	3	ss	1	U2	n.v.	U2	n.v.	1	
Thymallus thymallus Äsche	M = 0,78 = 44 % (Linthkanal, Hertig 2006)	5,5	7-14 (Muus et al. 1976:76) 5-6 (central Europe) 10 (Northern Europe, Lelek 1987:95) 14 (Hochleithner 2001:192)	4	Männ.: 2-3, Weib.: 4 (Muus et al. 1976:76) 3-4 (Giles 1994:112) Männ.: 2-4, Weib.: 3-6 (Hochleithner 2001:193).	3	3.000-6.000 (Muus et al. 1976:76) 600-10.000 (Maitland & Campbell 1992) 10.000 (Giles 1994:112)	8	0,1-2 % = 5,9-118,4	6,5	Häufigkeit/ Seltenheit nach Roter Liste: s	5	↓	-0,3	2	2	s	2	U1	U2	U1	U2	3	

	Daten PSI							Daten NWI									
	A: Mortalitätsrate (Alttiere)	B: Maximalalter (alle Stadien)	C: Alter bei Eintritt in Reproduktion	D: Reproduktionspotenzial (Eizahl)	E: Reproduktionsrate (juv./Jahr)	F: Bestand Deutschland (Ind.)	G: Bestandstrend Deutschland	H: Rote Liste D	I: Häufigkeit/Seltenheit	J: Erhaltungszustand D (agg.)	Erhaltungszustand atl. Reg.	Erhaltungszustand kont. Reg.	Erhaltungszustand alp. Reg.	K: Nat. Verantwortlichkeit			
Tinca tinca Schleie	M = 0,15 (Life history tool Fishbase, T = 10°C, L _{max} = 65 cm)	2 20 (Kottelat & Freyhof 2007:297) 15 (Giles 1994:136) 15-20 (Bănărescu 1999:255)	3 2-6 (Bănărescu 1999:263) 3-4 (Giles 1994:138; Muus et al. 1976:106) 15-20 (Bănărescu 1999:255) 3 (Demöll & Maier 1962:80)	3 100.000-300.000 (Spratte & Hartmann 1998:84) 30.000-900.000 (Maitland & Campbell 1992) 300.000-900.000 (Muus et al. 1976:106) 300.000 (Demöll & Maier 1962:80)	9 0,1-2 % = 404,3-8.085,7	8,5 Häufigkeit/ Seltenheit nach Roter Liste: mh	6 =	0	* 5	mh	3						
Vimba vimba Zährte	M = 0,58 (Chaichi et al. 2011)	5 15 (Kottelat & Freyhof 2007:292)	4 3-5 (Kottelat & Freyhof 2007:292) 4 (Demöll & Maier 1962:148)	2 25.000-120.000 (Billard, R., 1997) 80.000-300.000 (Muus et al 1976:128)	9 0,1-2 % = 131,25-2625,0	9 Häufigkeit/ Seltenheit nach Roter Liste: ss	4 ↑	0,3	3	3	ss	1					
Zingel streber Streber	M = 0,59 (Life history tool Fishbase, T = 10°C, L _{max} = 14 cm)	5 7 (Zauner 1996:60).	5 2 (mündliche Auskunft Piet Linde, LfU Bayern)	4 400 (Patzner et al. 1994:122)	7 0,1-2 % = 0,4-8	3 Häufigkeit/ Seltenheit nach Roter Liste: ss	4 =	0	2	2	ss	1	U1	n.v.	U1	n.v.	3
Zingel zingel Zingel	M = 0,23 (Life history tool Fishbase, T = 10°C, L _{max} = 45 cm)	3 15 (Zauner 1996:51).	4 Männ.: 2, Weib.: 3-4 (mündliche Auskunft Piet Linde, LfU Bayern)	3 6.000 (Zauner 1996:9). 5.000 (Muus et al. 1976:162)	8 0,1-2 % = 5,5-110	6,5 FFH-Berichtsdaten 2013: 5.000-10.000	3 =	0	2	2	ss	1	U2	n.v.	U2	n.v.	1

13.2 Einstufung des PSI und NWI sowie deren Aggregation zum Mortalitäts-Gefährdungs-Index (MGI) für alle deutschen Fischarten u. Neunaugen

Tab. 54: Bewertungsergebnisse der heimischen Fischarten und Neunaugen zu PSI, NWI und MGI. Die hier dargestellten Werte wurden aus Tab. 52 des Anhangs 13.1 übernommen und entsprechend der Aggregationsregeln aus Kapitel 7.1 zum MGI verschnitten. Weitere Hinweise zu den Parametern und ihrer Aggregation finden sich in den jeweiligen Kapiteln (PSI und NWI) im Text.

Blau hinterlegte Zellen stellen Schätzungen bzw. mündliche Mitteilungen dar.

Fischarten	A: Mortalitätsrate Alttiere	B: Lebensalter_max	C: Alter bei Eintritt in Reproduktion	D: Reproduktionspotenzial	E: Reproduktionsrate (juv./Jahr)	F: Bestand in Deutschland (Ind.)	G: Bestandstrend in Deutschland (Zu- / Abschlag)	Populationsbiologischer Sensitivitäts-Index (rechn.)	Populationsbiologischer Sensitivitäts-Index (PSI)	H: Rote Liste Deutschland	I: Häufigkeit/Seltenheit	J: Erhaltungszustand D (aggregiert)	K: Nationale Verantwortlichkeit	Naturschutzfachlicher Wert-Index (rechn.)	Naturschutzfachlicher Wert-Index (NWI)	Mortalitäts-Gefährdungs-Index (MGI)
Brassen <i>Abramis brama</i>	3	2	2	9	5	7	0	4,7	5	5	4			4,5	5	IV.9
Waxdick <i>Acipenser gueldenstaedtii</i>	1	1	1	9	8,5	1	0	3,6	4	1	1			1,0	1	II.4
Baltischer Stör <i>Acipenser oxyrinchus</i>	5	1	1	9	9	1	0	4,3	4	1	1	1		1,0	1	II.4
Sterlet <i>Acipenser ruthenus</i>	1	2	2	9	8	3	0	4,2	4	1	1			1,0	1	II.4
Sternhausen <i>Acipenser stellatus</i>	2	1	1	9	8,5	1	0	3,8	4	1	1			1,0	1	II.4
Europäischer Stör <i>Acipenser sturio</i>	1	1	1	9	9	1	0	3,7	4	1	1	1		1,0	1	II.4
Schneider <i>Alburnoides bipunctatus</i>	6	5	4	8	4	5	0,3	5,6	6	4	2			3,0	3	IV.8
Ukelei <i>Alburnus alburnus</i>	4	5	3,5	8	7	7	0	5,8	6	5	4			4,5	5	V.10
Seelaube <i>Alburnus mento</i>	3	5	2	8,5	7	4	0	4,9	5	5	1	5	-0,3	3,4	3	III.7
Maifisch <i>Alosa alosa</i>	4	5	2,5	9	8,5	3	0	5,3	5	1	1	1		1,0	1	II.5
Finte <i>Alosa fallax</i>	5	2	3	9	8,5	6	0	5,6	6	3	3	1		2,3	2	III.7
Aal <i>Anguilla anguilla</i>	2	1	1	9	9	6	-0,3	4,4	4	2	2		-0,5	1,5	2	II.5
Rapfen <i>Aspius aspius</i>	3	4	2	9	8	5	0,3	5,5	5	5	2	5		4,0	4	IV.8
Zope <i>Ballerus ballerus</i>	1,5	3	2	9	7	4	0,3	4,7	5	4	1			2,5	3	III.7
Zobel <i>Ballerus sapa</i>	3	2	2,5	9	8	4	0,3	5,1	5	5	1			3,0	3	III.7
Bachschmerle <i>Barbatula barbatula</i>	6	5	4	8	4,5	7	0	5,8	6	5	4			4,5	5	V.10
Barbe <i>Barbus barbus</i>	1	3	2	8	6,5	6	0,3	4,7	5	5	3	5	-0,3	4,0	4	IV.8
Güster <i>Blicca bjoerkna</i>	2	5	2,5	9	8	6	0	5,4	5	5	3			4,0	4	IV.8
Karusche <i>Carassius carassius</i>	4	5	3	9	8,5	5	-0,2	5,6	6	2	2			2,0	2	III.7
Giebel <i>Carassius gibelio</i>	4,5	5	3	9	8,5	5	0,3	6,1	6	5	2			3,5	4	IV.9
Nase <i>Chondrostoma nasus</i>	3,5	4	2	9	7,5	5	0,3	5,5	5	4	2		-0,3	2,7	3	III.7

Fischarten	A: Mortalitätsrate Alttiere	B: Lebensalter_max	C: Alter bei Eintritt in Reproduktion	D: Reproduktionspotenzial	E: Reproduktionsrate (juv./Jahr)	F: Bestand in Deutschland (Ind.)	G: Bestandstrend in Deutschland (Zu- / Abschlag)	Populationsbiologischer Sensitivitäts-Index (rechn.)	Populationsbiologischer Sensitivitäts-Index (PSI)	H: Rote Liste Deutschland	I: Häufigkeit/Seltenheit	J: Erhaltungszustand D (aggregiert)	K: Nationale Verantwortlichkeit	Naturschutzfachlicher Wert-Index (rechn.)	Naturschutzfachlicher Wert-Index (NWI)	Mortalitäts-Gefährdungs-Index (MGI)
Donau-Steinbeißer <i>Cobitis elongatoides</i>	7	6	4	7,5	3,5	4	0,3	5,6	6	5	1			3,0	3	IV.8
Steinbeißer <i>Cobitis taenia</i>	7	6	4	8	4	5	0,3	6,0	6	5	2	3		3,3	3	IV.8
Kleine Maräne <i>Coregonus albula</i>	3	4	3	8	6,5	6	0,3	5,4	5	5	2	3		3,3	3	III.7
Sandfelchen <i>Coregonus arenicolus</i>	3	6	3,5	9	7	3	0,3	5,6	6	2	1		-0,5	1,0	1	III.6
Ammersee-Kilch <i>Coregonus bavaricus</i>	5	5	3	9	7	3	-0,2	5,1	5	1	1		-0,5	0,5	1	II.5
Stechlin-Maräne <i>Coregonus fontanae</i>	6	6	4	7,5	4	5	0	5,4	5	2	1	3	-0,5	1,5	2	III.6
Bodensee-Kilch <i>Coregonus gutturosus</i>	4	5	3	9	7	1	0	4,8	5	1	1		-0,5	0,5	1	II.5
Chiemsee-Renke <i>Coregonus hoferi</i>	5	5	3	9	7	3	-0,2	5,1	5	1	1		-0,5	0,5	1	II.5
Schaalsee-Maräne <i>Coregonus holsatus</i>	3	3	3,5	8,5	7,5	4,5	0	5,0	5	2	1	1	-0,5	0,8	1	II.5
Luzin-Tiefenmaräne <i>Coregonus lucinensis</i>	6	5	3	7,5	4	4	0	4,9	5	2	1	1	-0,5	0,8	1	II.5
Gangfisch <i>Coregonus macrophthalmus</i>	6	4	3,5	9	7	3	0	5,4	5	2	1		-0,5	1,0	1	II.5
Schnäpel <i>Coregonus maraena</i>	3	3	3,5	8,5	7,5	5	0,3	5,4	5	3	1			2,0	2	III.6
Rhein-Schnäpel <i>Coregonus oxyrinchus</i>	2	3	3	9	7,5	1	0	4,3	4	1	1	1		1,0	1	II.4
Starnberger Renke <i>Coregonus renke</i>	4	5	3	9	7		0	5,6	6				-0,5			
Blaufelchen <i>Coregonus wartmanni</i>	5	5	3,5	9	7	3	0	5,4	5	2	1		-0,5	1,0	1	II.5
Buckelmaräne <i>Coregonus widegreni</i>	2	3	1,5	8,5	7,5	4	0	4,4	4		1			1,0	1	II.4
Groppe <i>Cottus gobio</i>	7	5	4	7	6	6,5	0,3	6,2	6	5	3	5		4,3	4	IV.9
Baltische Groppe <i>Cottus microstomus</i>	5	5	3	7	6	3	0	4,8	5	2	1			1,5	2	III.6
Stachelgroppe <i>Cottus perifretum</i>	8	5	5	7	6	5	0,3	6,3	6	5	2			3,5	4	IV.9
Buntflossengroppe <i>Cottus poecilopus</i>	5	5	3	7	4,5	1	0	4,3	4	1	1			1,0	1	II.4
Rhein-Groppe <i>Cottus rhenanus</i>	5	5	3	7	6	6	0,3	5,6	6	5	3		-0,5	3,5	4	IV.9
(Rhein-)Karpfen <i>Cyprinus carpio</i>	3	1	2	9	9	4	0	4,7	5	5	1			3,0	3	III.7
Hecht <i>Esox lucius</i>	3	1	3	9	8	7	0	5,2	5	5	4			4,5	5	IV.9
Donau-Bachneunauge <i>Eudontomyzon vladkovi</i>	6	6	2	8	5,5	8	0,3	6,2	6	1	1	3		1,7	2	III.7
Westlicher Stichling <i>Gasterosteus aculeatus</i>	6	5	4,5	6,5	5,5	6	0	5,6	6	5	3			4,0	4	IV.9
Östlicher Stichling <i>Gasterosteus gymnurus</i>	8	5	5	6,5	5,5	6	0	6,0	6	5	3			4,0	4	IV.9
Gründling <i>Gobio gobio</i>	7	5	4	8	5	7	0	6,0	6	5	4		-0,3	4,2	4	IV.9
Donau-Gründling <i>Gobio obtusirostris</i>	6	5	4	8	5		0	5,6	6							

Fischarten	A: Mortalitätsrate Alttiere	B: Lebensalter_max	C: Alter bei Eintritt in Reproduktion	D: Reproduktionspotenzial	E: Reproduktionsrate (juv./Jahr)	F: Bestand in Deutschland (Ind.)	G: Bestandstrend in Deutschland (Zu- / Abschlag)	Populationsbiologischer Sensitivitäts-Index (rechn.)	Populationsbiologischer Sensitivitäts-Index (PSI)	H: Rote Liste Deutschland	I: Häufigkeit/Seltenheit	J: Erhaltungszustand D (aggregiert)	K: Nationale Verantwortlichkeit	Naturschutzfachlicher Wert-Index (rechn.)	Naturschutzfachlicher Wert-Index (NWI)	Mortalitäts-Gefährdungs-Index (MGI)
Donau-Kaulbarsch <i>Gymnocephalus baloni</i>	6	5	4	9	8	2	0	5,7	6	5	1	3		3,0	3	IV.8
Kaulbarsch <i>Gymnocephalus cernua</i>	5	5	5	9	8	6	0	6,3	6	5	3			4,0	4	IV.9
Schrätzer <i>Gymnocephalus schraetser</i>	4	4	3,5	8	6,5	3	0	4,8	5	2	1	1		1,3	1	II.5
Huchen <i>Hucho hucho</i>	2	2	2	8	7	3	0	4,0	4	2	1	1	-0,5	0,8	1	II.4
Hausen <i>Huso huso</i>	1	1	1	9	9	1	0	3,7	4	1	1			1,0	1	II.4
Flussneunauge <i>Lampetra fluviatilis</i>	2	5	2	9	7,5	4	0,3	5,2	5	3	1	1		1,7	2	III.6
Bachneunauge <i>Lampetra planeri</i>	4	3	1	7,5	4	7	0	4,4	4	5	3	5		4,3	4	III.7
Moderlieschen <i>Leucaspis delineatus</i>	8	6	4,5	7,5	6	5	0	6,2	6	4	2			3,0	3	IV.8
Aland <i>Leuciscus idus</i>	2	2	2	9	8	6	0,3	5,1	5	5	3			4,0	4	IV.8
Hasel <i>Leuciscus leuciscus</i>	5,5	3	3	8	6,5	7	0	5,5	6	5	4			4,5	5	V.10
Quappe <i>Lota lota</i>	2	3	3	9	9	5	0,3	5,5	5	4	2			3,0	3	III.7
Schlammpeitzger <i>Misgurnus fossilis</i>	5	4	4	9	8,5	4	0	5,8	6	2	1	3		2,0	2	III.7
Stint <i>Osmerus eperlanus</i>	4	5	3,5	9	7,5	5	0	5,7	6	4	2			3,0	3	IV.8
Ziege <i>Pelecus cultratus</i>	3	5	2,5	9	8	1,5	0	4,8	5	1	1	1		1,0	1	II.5
Flussbarsch <i>Perca fluviatilis</i>	2,5	2	3	9	8	8	0	5,4	5	5	5			5,0	5	IV.9
Meerneunauge <i>Petromyzon marinus</i>	2	4	1,5	9	8,5	2,5	0,3	4,9	5	4	1	1		2,0	2	III.6
Elritze <i>Phoxinus phoxinus</i>	7	4	4	7	4,5	6	0	5,4	5	5	3			4,0	4	IV.8
Zwergstichling <i>Pungitius pungitius</i>	7	6	5	7	4,5	6	0	5,9	6	5	3			4,0	4	IV.9
Bitterling <i>Rhodeus amarus</i>	6	6	4	6	3,5	6,5	0,3	5,6	6	5	2	5		4,0	4	IV.9
Stromgründling <i>Romanogobio belingi</i>	6	6	4	7,5	3,5	5	0	5,3	5	5	1	5	-0,3	3,4	3	III.7
Steingressling <i>Romanogobio uranoscopus</i>	7	5	4	7,5	3,5	1	0	4,7	5	1	1	1		1,0	1	II.5
Donau-Stromgründling <i>Romanogobio vladykovi</i>	6	5	4	7,5	3,5	5	0	5,2	5	5	1	5		3,7	4	IV.8
Perlfisch <i>Rutilus meidingeri</i>	2	4	2,5	9	7,5	3	0	4,7	5	1	1	3		1,7	2	III.6
Rotaue <i>Rutilus rutilus</i>	4	4	3	9	8	8	-0,2	5,8	6	5	5			5,0	5	V.10
Frauennerfling <i>Rutilus virgo</i>	3	3	2	9	7,5	3	0,3	4,9	5	3	1	3		2,3	2	III.6
Baltischer Goldsteinbeißer <i>Sabanejewia baltica</i>	7	6	4	8	5	4	0	5,7	6		1			1,0	1	III.6
Lachs <i>Salmo salar</i>	4	4	1,5	9	8	3	0	4,9	5	1	1	1		1,0	1	II.5
Forelle <i>Salmo trutta</i>	5	1	3	8	5,5	6	0	4,8	5	5	3			4,0	4	IV.8

Fischarten	A: Mortalitätsrate Alttiere	B: Lebensalter_max	C: Alter bei Eintritt in Reproduktion	D: Reproduktionspotenzial	E: Reproduktionsrate (juv./Jahr)	F: Bestand in Deutschland (Ind.)	G: Bestandstrend in Deutschland (Zu- / Abschlag)	Populationsbiologischer Sensitivitäts-Index (rechn.)	Populationsbiologischer Sensitivitäts-Index (PSI)	H: Rote Liste Deutschland	I: Häufigkeit/Seltenheit	J: Erhaltungszustand D (aggregiert)	K: Nationale Verantwortlichkeit	Naturschutzfachlicher Wert-Index (rechn.)	Naturschutzfachlicher Wert-Index (NWI)	Mortalitäts-Gefährdungs-Index (MGI)
Ammersee-Tiefensaibling <i>Salvelinus evasus</i>	4	4	3,5	8	5,5	3	0	4,7	5	2	1		-0,5	1,0	1	II.5
Königssee-Saibling <i>Salvelinus monostichus</i>	3	4	3,5	8	5,5	4	0	4,7	5	5	1		-0,5	2,5	3	III.7
Bodensee-Tiefseesaibling <i>Salvelinus profundus</i>	5	4	3,5	8	5,5	1	0	4,5	5	1	1		-0,5	0,5	1	II.5
Seesaibling <i>Salvelinus umbla</i>	3	4	3,5	8	5,5	4	0	4,7	5	5	1			3,0	3	III.7
Zander <i>Sander lucioperca</i>	2	3	2,5	9	9	6	0	5,3	5	5	3			4,0	4	IV.8
Rotfeder <i>Scardinius erythrophthalmus</i>	2	3	3	9	8,5	6	0	5,3	5	5	3			4,0	4	IV.8
Wels <i>Silurus glanis</i>	1	1	2,5	9	9	6	0,3	5,1	5	5	3			4,0	4	IV.8
Döbel <i>Squalius cephalus</i>	4,5	2	2,5	9	8	7	0	5,5	6	5	4			4,5	5	V.10
Strömer <i>Telestes souffia</i>	4	5	3	8	6	4	0,3	5,3	5	3	1	1		1,7	2	III.6
Äsche <i>Thymallus thymallus</i>	5,5	4	3	8	6,5	5	-0,3	5,0	5	2	2	3		2,3	2	III.6
Schleie <i>Tinca tinca</i>	2	3	3	9	8,5	6	0	5,3	5	5	3			4,0	4	IV.8
Zährte <i>Vimba vimba</i>	5	4	2	9	9	4	0,3	5,8	6	3	1			2,0	2	III.7
Streber <i>Zingel streber</i>	5	5	4	7	3	4	0	4,7	5	2	1	3		2,0	2	III.6
Zingel <i>Zingel zingel</i>	3	4	3	8	6,5	3	0	4,6	5	2	1	1		1,3	1	II.5

13.3 Quellenverzeichnis PSI und NWI

- Anwand, K. (1998): Comparisons of annual gonad cycle and fecundity between nominate and deepwater forms of vendace (*Coregonus albula* L.) in Lake Stechlin (State of Brandenburg, Germany). *Journal of Applied Ichthyology* 14 (1-2): 97-100.
- Aprahamian, M. W. (1988): The biology of the twaite shad, *Alosa fallax fallax* (Lacépède), in the Severn Estuary. *Journal of Fish Biology* 33: 141-152.
- Arnold, A. & Längert, H. (1995): Das Moderlieschen. Magdeburg, Germany, Westarp Wissenschaften.
- Auvinen, H. & Jurvelius, J. (1994): Comparison of pelagic vendace (*Coregonus albula*) stock density estimation methods in a lake. *Fisheries Research* 19 (1-2): 31-50.
- Babii, A., Petrova, L. & Vedeneev, V. (2001): Bio-Production Characteristics of the Blue Bream *Abramis ballerus* from the Vodlozero Reservoir (Southern Karelia). *Journal of Ichthyology* 41 (7): 529-535.
- Balik, İ., Özkök, R., Çubuk, H. & Uysal, R. (2004): Investigation of some biological characteristics of the silver crucian carp, *Carassius gibelio* (Bloch 1782) population in Lake Eğirdir. *Turkish Journal of Zoology* 28 (1): 19-28.
- Bănărescu, M. (1999): The freshwater fishes of Europe. Volume 5/I, Cyprinidae 2, part I. Wiesbaden, AULA-Verlag.
- Bănărescu, M. & Paepke, H. (2001): The Freshwater Fishes of Europe, Volume 5/III, Cyprinidae 2, part III: Carassius to Cyprinus, Gasterosteidae. AULA-Verlag, Graz.
- Bănărescu, P., Bogutskaya, N. (2003): The Freshwater Fishes of Europe. Volume 5/II. Cyprinidae 2. part II: Barbus, AULA-Verlag.
- Battes, K. W. & Stoica, I. (2005): Bitterling Groth Biology (*Rhodeus amarus* L.) in the Bistrita River. *Analele Universității din Oradea - Fascicula Biologie TOM XII*: 21-29.
- Bevacqua, D., Melià, P., de Leo, G. A. & Gatto, M. (2011): Intraspecific scaling of natural mortality in fish: the paradigmatic case of the European eel. *Oecologia* 165 (2): 333-339.
- Beverton, R. J. (1987): Longevity in fish: some ecological and evolutionary considerations. *Evolution of longevity in animals*, Springer: 161-185.
- Beverton, R. J. & Holt, S. J. (1959): A Review of the Lifespans and Mortality Rates of Fish in Nature, and Their Relation to Growth and Other Physiological Characteristics. *Ciba Foundation Symposium - The Lifespan of Animals (Colloquia on Ageing)*, John Wiley & Sons, Ltd: 142-180.
- Billard, R. (1997) : Les poissons d'eau douce des rivières de France: identification, inventaire et répartition des 83 espèces. Lausanne, Delachaux et Niestlé.
- Biro P. & Furesz, G. (1976): The growth of asp (*Aspius aspius* L.) in Lake Balaton and the selective effects of commercial fisheries on population structure. *Ann. Inst. Biol. Acad. Sci. Hung. Tihany* 43: 47-67.
- Birstein, V. J. (1993): Sturgeons and Paddlefishes: Threatened Fishes in Need of Conservation. *Conservation Biology* 7(4): 773-787.
- Bristow, P. (1992): The illustrated encyclopedia of fishes. London, Chancellor Press.
- Chaichi, A., Vosoughi, G., Kaymaram, F., Jamili, S. & Fazli, H. (2011): Population dynamics of *Vimba vimba persa* in Iranian waters of the Caspian Sea. *Cybium* 35 (3): 237-243.

- Chaumot, A., Milioni, N., Abdoli, A., Pont, D. & Charles, S. (2006): First step of a modeling approach to evaluate spatial heterogeneity in a fish (*Cottus gobio*) population dynamics. *Ecological Modelling* 197 (3-4): 263-273.
- Dekker, W. (2000): A Procrustean assessment of the European eel stock. *ICES Journal of Marine Science* 57(4): 938-947.
- Demoll, R. & Maier, H. N. (1962): *Handbuch der Binnenfischerei Mitteleuropas*. Stuttgart.
- Elster, H.-J. (1934): Beiträge zur Biologie des Blaufelchens (*Coregonus wartmanni* Bloch). *Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie und Hydrographie* 30 (1-2): 201-246.
- Eros, T. (2003): The reproductive characteristics of a spined loach population (Osteichthyes, Cobitidae) based on gonad analysis. *BIOLOGIA-BRATISLAVA*- 58 (2): 245-252.
- Fedorov, V. V. (1986): Cottidae. Fishes of the north-eastern Atlantic and the Mediterranean. P. J. P. Whitehead, M.-L. Bauchot, J.-C. Hureau, J. Nielsen and E. Tortonese, United Nations Educational Scientific and Cultural Organization. 3.
- Fladung, E., Simon, J. & Brämick, U. (2012): Umsetzungsbericht 2012 zu den Aalbewirtschaftungsplänen der deutschen Länder 2008.
- Flower, S. S. (1935): Further Notes on the Duration of Life in Animals. - I. Fishes: as determined by Otolith and Scale-readings and Direct Observations on Living Individuals. *Proceedings of the Zoological Society of London* 105 (2): 265-304.
- Giles, N. (1994): *Freshwater fish of the British Isles*, Swan Hill Press.
- Grainger, E. H. (1953): On the Age, Growth, Migration, Reproductive Potential and Feeding Habits of the Arctic Char (*Salvelinus alpinus*) of Frobisher Bay, Baffin Island. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* 10 (6): 326-370.
- Hardisty, M. W. (1961): The Growth of Larval Lampreys. *Journal of Animal Ecology* 30 (2): 357-371.
- Hardisty, M. W. (1986): *Lampetra fluviatilis* (Linnaeus, 1758). The Freshwater fishes of Europe. Vol.1, Part I, Petromyzontiformes. J. Holcik and C. B. Renaud. Wiesbaden AULA-Verlag.
- Hartmann, J. & Quoss, H. (1993): Fecundity of whitefish (*Coregonus lavaretus*) during the eutrophication of Lake Constance. *Journal of Fish Biology* 43 (1): 81-87.
- Hertig, A. (2006): Populationsdynamik der Äschen (*Thymallus thymallus*) im Linthkanal mit besonderer Berücksichtigung der Habitatnutzung der Äschenlarven Dissertation, Universität Zürich.
- Hochleithner, M. (2001): *Lachsfische (Salmoniformes): Biologie und Aquakultur*. Kitzbühel, Aqua-Tech-Publications.
- Hoestlandt, H. (1991): *Clupeidae, Anguillidae*. Wiesbaden, AULA-Verlag.
- Holcik, J. (1989): *The freshwater fishes of Europe*. Wiesbaden, AULA-Verlag.
- Holcik, J. & Renaud, C. B. (1986): *The Freshwater fishes of Europe*. Vol.1, Part I, Petromyzontiformes. Wiesbaden AULA-Verlag.
- Jarić, I. & Gessner, J. (2013): A life-stage population model of the European sturgeon (*Acipenser sturio*) in the Elbe River. Part I: general model outline and potential applications. *Journal of Applied Ichthyology* 29 (3): 483-493.
- Jones, W. P., Martin, D. F. & Hardy, J. D. (1978): Vol. 1. Acipenseridae through Ictaluridae. Development of fishes of the Mid-Atlantic Bight. An atlas of egg, larval and juvenile stages. U.S., Fish and wildlife service. 1.

- Juchno, D. & Boroń A. (2012): Reproduction and fecundity of the golden loach, *Sabanejewia baltica* Witkowski, 1994 from Bug River in Poland. *Reproductive Biology* 12 (1): 73-79.
- Jurajda, P. (1992): Fecundity of the Siberian sculpin (*Cottus poecilopus*). *Folia Zoologica* 41 (1): 63-68.
- Kainz, E. & Gollmann, H. (1997): Beiträge zur Biologie und Aufzucht des Perlfisches *Rutilus frisii meidingeri* (Nordmann). *Österreichs Fischerei* 50: 91-97.
- Karabanowicz, J. & Kompowski, A. (1994): On biology of reproduction of blue bream, *Abramis ballerus* [L., 1758], in the lower part of River Odra, Lake Dabie and Szczecin Lagoon *Acta Ichthyologica et Piscatoria* 24 (2).
- Karataş, M. & Can, M. F. (2005): Growth, mortality and yield of chub (*Leuciscus cephalus* L., 1758) population in Almus Dam Lake, Turkey.
- Karataş, M., Çiçek, E., Başusta, A. & Başusta, N. (2007): Age, growth and mortality of common carp (*Cyprinus carpio* Linnaeus, 1758) population in Almus Dam Lake (Tokat-Turkey). *Journal of Applied Biological Sciences* 1 (3): 81-85.
- Keith, P. & Allardi, J. (2001): Atlas des poissons d'eau douce de France. Paris, Muséum national d'Histoire naturelle.
- Kleanthidis, P. K. & Stergiou, K. I. (2006): Growth parameters and length-length relationships of Greek freshwater fishes. Fisheries Centre, University of British Columbia.
- Kompowski, A. (1988): Growth rate of bream, *Abramis brama* (L., 1758), in lake Dabie and the Szczecin lagoon. *Acta Ichthyologica et Piscatoria* 18 (1).
- Kompowski, A. (1991): Catches and growth rate of *Abramis ballerus* (L., 1758) from lake Dabie and the Firth of Szczecin. *Acta Ichthyologica et Piscatoria*.
- Kompowski, A. & Blaszczyk, P. (1997): Reproduction and fecundity of blue bream *Abramis ballerus* L., 1758 in Miedzyodrze. *Acta Ichthyologica et Piscatoria* 27 (2): 57-77.
- Kopiejewska, W., Jankun, M. & Mrowinska, I. (1993): Fecundity and reserve of the oocytes of protoplasmatic growth in the ovaries of bream, *Abramis brama* [L.], females in two Konin Lakes. *Acta Ichthyologica et Piscatoria* 2 (23): 33-54.
- Kottelat, M. & Freyhof, J. (2007): Handbook of European freshwater fishes, Publications Kottelat.
- Koutrakis, E. T., Kokkinakis, A., Tsikliras, A. C. & Eleftheriadis, E. A. (2003): Characteristics of the European Bitterling *Rhodeus amarus* (Cyprinidae) in the Rihios River, Greece. *Journal of Freshwater Ecology* 18 (4): 615-624.
- Krappe, M. (2004): Quantitative Analysen populationsbiologischer Phänomene im Lebenszyklus des Bachneunauges *Lampetra planeri* (Bloch 1784), Universität Rostock.
- Kugel, G. (1942): Untersuchungen über den Ukelei. *Zeitschrift für Fischerei* 40.
- Ladiges, W. & Vogt, D. (1979): Die Süßwasserfische Europas bis zum Ural und Kaspischen Meer; ein Bestimmungsbuch fuer Sport-und Berufsfischer, Biologen und Naturfreunde. Hamburg, Berlin, Paul Parey Verlag.
- Lammens, E. H. R. R. (1982): Growth, condition and gonad development of bream (*Abramis brama* L.) in relation to its feeding conditions in Tjeukemeer. *Hydrobiologia* 95 (1): 311-320.

- Lampart-Kaluzniacka, M., Pietraszewski, D., Marszal, L., Heese, T. & Przybylski M. (2013): Age Validation of Spined Loach (*Cobitis taenia*) and Golden Loach (*Sabanejewia aurata*) Using Some Calcinated Structures. *Rocznik Ochrona Srodowiska* 15: 1041-1052.
- Lang, C. (1987): Mortality of perch, *Perca fluviatilis* L., estimated from the size and abundance of egg strands. *Journal OF Fish Biology* 31 (5): 715-720.
- Lappalainen, J., Malinen, T., Rahikainen, M., Vinni, M., Nyberg, K., Ruuhijärvi, J. & Salminen, M. (2005): Temperature dependent growth and yield of pikeperch, *Sander lucioperca*, in Finnish lakes. *Fisheries Management and Ecology* 12 (1): 27-35.
- Lehtonen, H., Hansson, S. & Winkler, H. (1996): Biology and exploitation of pikeperch, *Stizostedion lucioperca* (L.), in the Baltic Sea area. *Annales Zoologici Fennici* 33 (3/4): 525-535.
- Lelek, A. (1987): Threatened fishes of Europe. The freshwater fishes of Europe. Wiesbaden, AULA-Verlag. 9.
- Lepage, M. & Rochard, E. (1995): Threatened fishes of the world: *Acipenser sturio* Linnaeus, 1758 (Acipenseridae). *Environmental Biology of Fishes* 43 (1): 28-28.
- Lind, E. A. (1977): A Review of Pikeperch (*Stizostedion lucioperca*), Eurasian Perch (*Perca fluviatilis*), and Ruff (*Gymnocephalus cernua*) in Finland. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* 34 (10): 1684-1695.
- Machacek, H. (2006): "World Records Freshwater Fishing." www.fishing-worldrecords.com 2016.
- Maitland, P. S. (1977): *Der Kosmos-Fischführer: die Süßwasserfische Europas in Farbe*. Kosmos-Gesellschaft der Naturfreunde Franckh'sche Verlagshandlung.
- Maitland, P. S. & Campbell, R. N. (1992): *Freshwater fishes of the British Isles*. London, HarperCollins.
- Mann, R. H. K. (1974): Observations on the age, growth, reproduction and food of the dace, *Leuciscus leuciscus* (L.), in two rivers in southern England. *Journal of Fish Biology* 6 (3): 237-253.
- Marjomäki, T. (1988): Management of a weakly exploited population of vendace (*Coregonus albula* L.) in Lake Puulavesi (central Finland). *Management of freshwater fisheries, PU-DOC*: 90-100.
- Martinoli, A., Gagliardi, A., Preatoni, D. G., di Martino, S. Wauters, L. A. & Tosi, G. (2003): The Extent of Great Crested Grebe Predation on Bleak in Lake Como, Italy. *Waterbirds* 26 (2): 201-208.
- Mooij, W. M., van Densen, W. L. T. & Lammens, E. H. R. R. (1996): Formation of year-class strength in the bream population in the shallow eutrophic Lake Tjeukemeer. *Journal of Fish Biology* 48 (1): 30-39.
- Morozova, P. N. (1956): Fisheries and biological characteristics of whitefishes of Ladoga Lake. *Izvestiya VNIORH* 38.
- Morrow, J. E. (1980): *The freshwater fishes of Alaska*, Alaska Northwest Publishing Company.
- Muus, B. & Dahlström, P. (1967) : *Guide des poissons d'eau douce et pêche*. Neufchâtel, Suisse, Delachaux and Niestlé SA.
- Muus, B. & Dahlström, P. (1976) : *Süßwasserfische*. BLV-Bestimmungsbuch. München, BLV Verlagsgesellschaft.

- Narberhaus, I., Krause, J. & Bernitt, U. (2012): Threatened biodiversity in the German North and Baltic seas. Naturschutz und Biologische Vielfalt. Bonn, Germany, Federal Agency for Nature Conservatio. Heft 117.
- Neja, Z. (1988): On some problems of reproduction of ruff, *Gymnocephalus cernuus* (L., 1758) in the Lake Dabie. Acta Ichthyologica et Piscatoria 2 (18).
- Neja, Z. (1989): The growth rate of ruffe, *Gymnocephalus cernuus* (L., 1758) in the Szczecin Lagoon, the Odra mouth and Lake Dąbie. Acta Ichthyologica et Piscatoria 1 (19).
- Neophitou, C. (1988): Autecology of chub, *Leudscus cephalus* (L.), in a Greek stream, and the use of the pharyngeal bone in fish predator-prey studies. Aquaculture Research 19 (2): 179-190.
- Patzner, R., Glechner, R. & Riehl, R. (1994): Die Eier heimischer Fische: 9. Streber, Zingel Streber Siebold, 1863 (Percidae). Österreichs Fischerei 47: 122-125.
- Pauly, D. (1980): On the interrelationships between natural mortality, growth parameters, and mean environmental temperature in 175 fish stocks. ICES Journal of Marine Science 39 (2): 175-192.
- Petz, W. & Petz-Glechner, R. (2006): Neues zum Vorkommen des Schieds (*Aspius aspius*) in der Salzach. Österreichs Fischerei 59: 239-241.
- Potter, I. C. (1980): Ecology of Larval and Metamorphosing Lampreys. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 37 (11): 1641-1657.
- Povž, M. & Ocvirk, A. (1990): Breeding and restocking of Danubian roach, *Rutilus pigus virgo* (Heckel). Journal of Fish Biology 37: 245-246.
- Prokes, M., Sovčík, P., Penáz, M. & Barus, V. (2006): Growth of barbel, *Barbus barbus*, in the River Jihlava following major habitat alteration and estimated by two methods. Folia Zoologica 55 (1): 86.
- Quignard, J.-P. & Douchement, C. (1991): *Alosa alosa* (Linnaeus 1758). The freshwater fishes of Europe. Vol. 2. Clupeidae, Anguillidae. J. Holcik. Wiesbaden, AULA-Verlag. Vol. 1 (part II): 150-153.
- Reimchen, T. (1992): Extended longevity in a large-bodied stickleback, *Gasterosteus*, population. Canadian field-naturalist 106 (1): 122-125.
- Renaud, C. B. (2011): Lampreys of the world. An annotated and illustrated catalogue of lamprey species known to date. FAO Species Catalogue for Fishery Purposes. F. a. A. O. o. t. U. Nations. Rome, Food and Agriculture Organization of the United Nations. No. 5.
- Reshetnikov, Y. U. S., Bogutskaya, N., Vasil'eva, E., Dorofeeva, E., Naseka, A., Popova, O., Savvaitova, K., Sideleva, V. & Sokolov, L. (1997): An annotated check-list of the freshwater fishes of Russia. Journal of Ichthyology 37 (9): 687-736.
- Riehl, R., Patzner, R. & Glechner, R. (1993): Die Eier heimischer Fische: 2. Seelaube–*Chalcalburnus chalcoides mento* (Agassiz, 1832). Österreichs Fischerei 46: 138-140.
- Rochard, E. & Elie, P. (1994): Le macrofaune aquatique de l'estuaire de la Gironde. Contribution au livre blanc de l'Agence de l'Eau Adour Garonne. État des connaissances sur l'estuaire de la Gironde. Bordeaux, France: Agence de l'Eau Adour-Garonne. Éditions Bergeret: 115.
- Rohtla, M., Taal, I., Svirgsden, R. & Vetemaa, M. (2015): Old timers from the Baltic Sea: Revisiting the population structure and maximum recorded age of ide *Leuciscus idus*. Fisheries Research 165: 74-78.

- Salonen, E. (1999): The vendace stock and fisheries in Lake Inari. *Boreal environment research* 3 (4): 307-319.
- Sari, H. M., Balik, S., Ustaoglu, M. R. & İlhan, A. (2008): Population structure, growth and mortality of *Carassius gibelio* (Bloch, 1782) in Buldan Dam Lake. *Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 8 (1): 25-29.
- Schulz, M. & Freyhof, J. (2003): *Coregonus fontanae*, a new spring-spawning cisco from Lake Stechlin, northern Germany (Salmoniformes: Coregonidae). *Ichthyological Exploration of Freshwaters* 14 (3): 209-216.
- Seppälä, T., Chubb, J. C., Niemelä, E. & Valtonen, E. T. (2007): Introduced bullheads *Cottus gobio* and infection with plerocercoids of *Schistocephalus cotti* in the Utsjoki, an Arctic river in Finland. *Journal of Fish Biology* 70 (6): 1865-1876.
- Sigsgaard, E. E., Carl, H., Møller, P. R. & Thomsen, P. F. (2015): Monitoring the near-extinct European weather loach in Denmark based on environmental DNA from water samples. *Biological Conservation* 183: 46-52.
- Smith, T. I. J. (1985): The fishery, biology, and management of Atlantic sturgeon, *Acipenser oxyrinchus*, in North America. *Environmental Biology of Fishes* 14 (1): 61-72.
- Smolian, K. (1920): *Merkbuch Der Binnenfischerei*, Berlin.
- Sokolov, L. I. & Berdichskii, L. S. (1989): *Acipenseridae. The freshwater fishes of Europe*. J. Holcik. Wiesbaden, AULA-Verlag. Vol. 1 (part II): 150-153.
- Spratte, S. & Hartmann, U. (1998): *Süßwasserfische und Neunaugen in Schleswig-Holstein: Fischartenkataster*. Kiel, Ministerium für ländliche Räume, Landwirtschaft, Ernährung und Tourismus des Landes Schleswig-Holstein.
- Steinmann, I. & Bless, R. (2004): *Gobio albipinnatus* Lukasch, 1933. Das europäische Schutzgebietssystem Natura 2000: Ökologie und Verbreitung von Arten der FFH-Richtlinie in Deutschland. Band 2: Wirbeltiere. B. Petersen, G. Ellwanger, R. Bless et al., Landwirtschaftsverlag.
- Svalastog, D. (1991): A note on maximum age of brown trout, *Salmo trutta* L. *Journal of Fish Biology* 38 (6): 967-968.
- Talabishka, E., Didenko, A. & Velykopolskiy, I. (2015): Some biological data on cactus roach, *Rutilus virgo* (Heckel), in rivers of the Transcarpathian region of Ukraine. *Archives of Polish Fisheries* 23 (2): 67-77.
- Targońska, K., Źarski, D., Krejszeff, S. & Kucharczyk, D. (2012): Influence of age of wild ide *Leuciscus idus* (L.) female on spawning effectiveness under controlled conditions. *Italian Journal of Animal Science* 11 (4): e63.
- Thiel, R. & Magath, V. (2011): *Populationsdynamik diadromer Fischarten: Atlantischer Lachs Salmo salar Linnaeus, 1758, Meerforelle Salmo trutta trutta Linnaeus, 1758, Meerneunauge Petromyzon marinus Linnaeus, 1758, Flussneunauge Lampetra fluviatilis (Linnaeus, 1758) und Europäischer Aal Anguilla anguilla (Linnaeus, 1758); Endbericht*. Dessau, Umweltbundesamt.
- Thomas, G. & Eckmann, R. (2007): The influence of eutrophication and population biomass on common whitefish (*Coregonus lavaretus*) growth — the Lake Constance example revisited. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 64 (3): 402-410.
- Thorpe, J. E., Miles, M. S. & Keay, D. S. (1984): Developmental rate, fecundity and egg size in Atlantic salmon, *Salmo salar* L. *Aquaculture* 43 (1): 289-305.

- Treble, M. & Tallman, R. F. (1997): An assessment of the exploratory fishery and investigation of the population structure of broad whitefish (*Coregonus nasus*) from the Mackenzie River Delta, 1989-1993, Central and Arctic Region, Canada Department of Fisheries and Oceans.
- Ünver, B. & Yildirim, M. (2011): Reproductive biology of Danube bleak, *Alburnus chalcoides* (Güldenstädt, 1772) in Tödürge Lake (Sivas, Turkey). *International Journal of Agriculture and Biology* 13 (6): 976-980.
- Valoukas, V. A. & Economidis, P. S. (1996): Growth, population composition and reproduction of Bream *Abramis brama* (L.) in Lake Volvi, Macedonia, Greece. *Ecology of Freshwater Fish* 5 (3): 108-115.
- Vasiliou, A. & Economidis, P. S. (2005): On the life-history of *Barbus peloponnesius* and *Barbus cyclolepis* in Macedonia, Greece. *Folia Zoologica* 54 (3): 316.
- Veteema, M. (2003): Riffel minnow, *Alburnoides bipunctatus* (Bloch). *Fishes of Estonia*. E. Ojaveer, E. Pihu and T. Saat. Tallinn, Estonian Academy Publishers.
- Vøllestad, L. A. & L'abée-Lund, J. H. (1987): Reproductive biology of stream-spawning roach, *Rutilus rutilus*. *Environmental Biology of Fishes* 18 (3): 219-227.
- Vostradovský, J. (1973): *Freshwater fishes*. London, The Hamlyn Publishing Group Limited.
- Weidinger, C., Patzner, R. A. & Riehl, R. (2005): Die Eier heimischer Fische 15: Huchen-*Hucho hucho* (Linnaeus, 1758, Salmonidae). *Österreichs Fischerei* 58: 92-97.
- Wheeler, A. (1992): *Freshwater fishes of Britain and Europe*. London, Elsevier House.
- Williams, W. P. (1967): The Growth and Mortality of Four Species of Fish in the River Thames at Reading. *Journal of Animal Ecology* 36 (3): 695-720.
- Wisniewolski, W. (1988): Fecundity of catfish (*Silurus glanis* L.) from the rivers Vistula and Bug. *Acta Ichthyologica et Piscatoria* 18 (1).
- Wüstemann, O. & Kammerad, B. (1995): *Der Hasel: Leuciscus leuciscus*. Magdeburg, Germany, Westarp Wissenschaften.
- Yulghi, S., Ghorbani, R. & Khoshbavar Rostami, H. A. (2013): Relationship between Biological Egg Characteristics and Female Brood Fish in Stellate Sturgeon, *Acipenser stellatus* Pallas, 1771 (Pisces: Acipenseridae) in the Southeast Caspian Sea, Iran. *Caspian Journal of Environmental Sciences* 11 (2): 195-203.
- Zanella, D., Mrakovčić, M., Mustafić, P., Čaleta, M. & Buj, I. (2004): Growth of *Leuciscus souffia muticellus* Bonaparte, 1837 in the Cetina River, Croatia. XI European Congress of Ichthyology.
- Zauner, G. (1996): *Ökologische Studien an Perciden der oberen Donau*. Wien, Österr. Akad. der Wiss.
- Zauner, G. (2010): FFH Verträglichkeitsabschätzung für das Schutzgut Fische. *Energiespeicher Riedl*. TB Zauner GmbH.

13.4 Daten turbinenbedingter Schädigungen von Fischen an Wasserkraftanlagen

Tab. 55: Ergebnisse von Mortalitätsuntersuchungen an Wasserkraftanlagen Teil 1: Arten mit Anfangsbuchstaben A bis H.

N = Anzahl nachgewiesener Individuen, n = Anzahl letal geschädigter/toter Individuen.

*) Anmerkung: Schadenszahlen potentiell unterschätzt, da nur Schädigungen der Schadensklassen 3-5 valide ausgewertet werden konnten.

Versuch/Studie	Aland		Äsche		Bachneunauge		Bachschmerle		Barbe		Bitterling		Blankaal		Brassen		Döbel		Donau-Stromgründling		Eiritze		Flussbarsch		Flussneunauge		Forelle		Frauennerfling		Giebel		Groppe		Gründling		Güster		Hasel		Hecht							
	N	n	N	n	N	n	N	n	N	n	N	n	N	n	N	n	N	n	N	n	N	n	N	n	N	n	N	n	N	n	N	n	N	n	N	n	N	n	N	n	N	n						
1	5	1							56	1	1	0	3718	855	617	74	8	1					2938	59			275	38			33	3			19	1	54	11	51	5	28	4						
2*)			4	0			215	2	195	3			17	1			25	1			3	0			4	1			21	0			1	0			4251	39			1639	32	68	5				
3			3	0									22	0			63	0							19	0			31	0					3	0	8	0			1	0						
4													139	45												109	17																					
5							31	2					13	0	255	63	15	4													11	1	15	1	269	7			34	13								
6																																																
7*)			9	1	95	0	53	0					3	0	50	1	1	0									10	0			1	0	9	0	18	0			1	0	1	0						
8			1	0	37	1							2	0	167	3	2	0									19	0					1	0	349	0			8	0	1	0						
9													1487	447																																		
10													2256	623																																		
11																											56	56																				
12																																																
13												1	1	6	0	2	1	10	2																											2	0	
14												2	0	6	0	6	5	19	6																													
15																																																
16													11	1																																		
17									39	11	136	23	8	0	16	5	9	6																														
18									77	21	66	26																																				
19							7	0					33	1																																		
20																																																
21					2	0							10	0																																	18	0
22				4	0		1	0				2	0	1	0																																	
23							2	0	1	0			1	0			1	0																														
24							6	0	3	0			1	0			1	0																														
25															15	0	11	0																														
26							11	0	2	1			1	0			12	0																														
27			1	0			6	0	9	0	19	0	1	0			61	0																														
28			1	0	2	0	9	0																																								
29					2	0																																										
30			101	25					21	2																																						
31													53	45																																		

Versuch/Studie	Aland		Äsche		Bachneunauge		Bachschmerle		Barbe		Bitterling		Blankaal		Brassen		Döbel		Donau-Stromgründling		Elritze		Flussbarsch		Flussneunauge		Forelle		Frauenmerfling		Giebel		Groppe		Gründling		Güster		Hasel		Hecht						
	N	n	N	n	N	n	N	n	N	n	N	n	N	n	N	n	N	n	N	n	N	n	N	n	N	n	N	n	N	n	N	n	N	n	N	n	N	n	N	n	N	n					
32													9	0																																	
33													1316	221																																	
34													2337	235																																	
35													50	6																																	
36													52	8																																	
37	16	12					4	2	40	29	13	6	6	2	6884	4935	107	6	81	3			109	42			5	2	2	1	6	4			11	4	36	16	413	309							
38	1	0					1	0	6	1	4	1	3	0	445	70	16	2	16	6			14	1			1	1	1	0	1	0			13	1	5	0	22	5	1	0					
39					66	1																																									
40																																															
41																																															
42	14	3																																													
43																																															
44																																															
45	28	3																																													
46	14	6																																													
47																																															
48																																															
49													70	68																																	
50													194	166																																	
51													47	40																																	
52													44	31																																	
53													48	36																																	
54													73	57																																	
55													76	51																																	
56													86	42																																	
57							76	38	171	40			82	9																																	
58													172	2																																	
59																																															
60																																															
61																																															
62																																															
63																																															
64																																															
65																																															
66																																															
67	6	0											543	130	151	8																															
68													268	61	31	2																															
69													355	35	224	20																															
70													941	52	124	7																															

Versuch/Studie	Karausche		Karpfen (Rheinkarpfen)		Kaulbarsch		Lachs		Lachsmolts		Modertifleschen		Nase		Quappe		Rapfen		Rotaugen		Rotfeder		Schleie		Schneider		Stromgründling		Ukelei		Wels		Westlicher Stichling		Zährte		Zander		Zobel		Zwergstichling		Andere Arten		Summe N	Summe n			
	N	n	N	n	N	n	N	n	N	n	N	n	N	n	N	n	N	n	N	n	N	n	N	n	N	n	N	n	N	n	N	n	N	n	N	n	N	n	N	n	N	n	N	n	N	n			
33																																											1316	221					
34																																													2337	235			
35																																														50	6		
36																																														52	8		
37			48	38	39	17							243	146	133	69	419	257	3	1	121	98	10				2852	1320	7	3	17	7	9	3	15	5					7	2	11647	7339					
38			2	0	13	1							14	14	0	2	0	30	4	1	0	8	0	10			221	32	3	1	1	0			3	1					3	1	856	129					
39																																														66	1		
40																																														9	2		
41																												33	12			9	2													53	20		
42																																														54	23		
43										94	2																																			229	22		
44										93	39																																				223	93	
45										267	60																																				350	91	
46										271	70																																				344	100	
47										314	7																																				327	7	
48										313	70																																				337	72	
49																																																70	68
50										550	94																																					744	260
51																																															47	40	
52																																																44	31
53																																																48	36
54																																																73	57
55																																																76	51
56										349	17																																					435	59
57					44	9															39	31	56	4	121	38			387	223	104	6	834	589									520	37	2788	1085			
58																																																172	2
59							11	0																																								11	0
60										215	75																																					215	75
61																																																285	117
62																																																145	10
63																																																556	323
64																																																527	437
65																																																189	10
66																																																400	52
67					831	2															279	14	1	0						1	0					2080	2						10		4399	164			
68					26	0															231	6															14	1							572	71			
69					100	0															567	19																100	6							1380	81		

Versuch/Studie	Karausche		Karpfen (Rheinkarpfen)		Kaulbarsch		Lachs		Lachsmolts		Modertifleschen		Nase		Quappe		Rapfen		Rotaugen		Rotfeder		Schleie		Schneider		Stromgründling		Ukelei		Wels		Westlicher Stichling		Zährte		Zander		Zobel		Zwergstichling		Andere Arten		Summe N		Summe n	
	N	n	N	n	N	n	N	n	N	n	N	n	N	n	N	n	N	n	N	n	N	n	N	n	N	n	N	n	N	n	N	n	N	n	N	n	N	n	N	n	N	n	N	n	N	n		
70					1	0														99	6																						1292	71				
71					217	0															912	53																						2939	98			
72					868	0															3277	75																						10107	123			
73																					188	3																							455	12		
74																																														63	8	
75																																														110	28	
76																																														85	14	
77																																														723	195	
78																																														464	88	
79																																														127	11	
80																																				491	88					614	18	2033	273			
81																																													4492	377		
82																																														272	93	
83																																															397	61
84																																															53	9
85																																															179	11
86																																														1339	246	
87																																															250	49
88					6	0			31	28			1	1						57	34	1	1	1	0	1	0	172	89									17	8			171	14	592	263			
89									436	222																																				436	222	
90					17	0									1	0				79	31						16	0																		270	70	
91	20																			268	38			2	0																					326	38	
92	20				49	0								3	0					177	1	4	0	6	0																					429	2	
93																																															47	0
94																																															100	9
95																																															100	5
96																																															100	8
97																																															100	3
98																																															100	3
99																																															100	17
100																																															100	19
101																																															100	8
Gesamt	24	4	338	64	3862	94	11	0	3098	684	71	281	156	8	0	199	71	13	141	897	240	19	423	147	20	1	0	8114	2305	185	12	4215	834	9	3	28446	2775	17	8	35	1	2105	517	124472	21156			

13.5 Beschreibung der Untersuchungsstandorte, Untersuchungsmethoden und Turbinenparameter von Mortalitätsuntersuchungen an Wasserkraftanlagen

Tab. 57: Deskriptive Beschreibung der Untersuchungsstandorte, Untersuchungsmethoden und Turbinenparameter von Mortalitätsuntersuchungen an Wasserkraftanlagen.

Untersuchung Nr.	Fangmethode	Versuchstyp	Land	Gewässer	Standort	Turbinentyp	Leistung [kW]	Anzahl Turbinen	Fallhöhe [m]	Durchmesser (max.) [m]	Ausbauwassermenge Turbine [m ³]	Ausbauwassermenge Standort [m ³]	Anzahl Schaufeln	Schaufelabstand [m]	Drehzahl [U/min]	Umlaufgeschwindigkeit [m/s]	Rechenstababstand [mm]	MQ Gewässer [m ³ /s]
1	Hamen	Fang nat. Abwanderung	D	Main	Dettelbach	Kaplan	2200,0	2	4,6	3,5	60,0	120,0	4	2,78	100,0	18,5	20	112,0
2	Hamen	Fang nat. Abwanderung	D	Saale	Döbritschen	Francis		2	2,5	2,7	10,0	20,0	21	0,40	33,0	4,7	25	31,4
3	Hamen	Injektionsversuch	D	Nethe	Höxter-Godelheim	Schnecke	18,5		4,0	1,4	0,6	0,6						
4	Hamen	Injektionsversuch	D	Main	Kostheim	Kaplan	2480,0		3,8	3,7	80,0	160,0	3	3,89	85,0	16,5	20	210,0
5	Hamen	Fang nat. Abwanderung	D	Bocholter Aa	Krechting	Schnecke	55,0		2,8	2,6	2,5	2,5					100	2,7
6	Hamen	Fang nat. Abwanderung	D	Lachsbach, Elbezufluss	Prossen	Francis	80,0		4,5		2,4	2,4			140,0		20	
7	Hamen	Fang nat. Abwanderung	D	Werra	Meiningen	Schnecke		1	2,6		1,5	13,5					197- 240	14,0
8	Hamen	Fang nat. Abwanderung	D	Werra	Meiningen	Francis		1	3,0		12,0	13,5	18				20	14,0
9	Schokkerfang	Fang nat. Abwanderung	D	Weser	Landesbergen	Kaplan	7200,0	3	5,5									193,0
10	Schokkerfang	Fang nat. Abwanderung	D	Weser	Drakenburg	Kaplan	5000,0	3	5,2									208,0
11	Hamen	Injektionsversuch	D	Mitternacher Ohe	Zehrer Mühle	Andere												
12	Hamen	Fang nat. Abwanderung	D	Fränkische Saale	Unterfranken	Schnecke	9,5		1,1								150	
13	Hamen	Fang nat. Abwanderung	D	Wörnitz	Landkreis Ansbach	Francis	45,0		1,7		3,2	4,7			50,0		30	

Untersuchung Nr.	Fangmethode	Versuchstyp	Land	Gewässer	Standort	Turbinentyp	Leistung [kW]	Anzahl Turbinen	Fallhöhe [m]	Durchmesser (max.) [m]	Ausbauwassermenge Turbine [m³]	Ausbauwassermenge Standort [m³]	Anzahl Schaufeln	Schaufelabstand [m]	Drehzahl [U/min]	Umlaufgeschwindigkeit [m/s]	Rechenabstand [mm]	MQ Gewässer [m³/s]
14	Hamen	Fang nat. Abwanderung	D	Wörnitz	Landkreis Ansbach	Schnecke	20,0		1,8		1,5	4,7			28,0		30	
15	Hamen	Fang nat. Abwanderung	D	Obere Argen	Landkreis Lindau	Francis											20	
16	Hamen	Fang nat. Abwanderung	D	Fränkische Saale	Unterfranken	Wasserrad											30	
17	Hamen	Fang nat. Abwanderung	D	Weißer Elster	Stahmeln, Leipzig	Francis	166,0	2	1,6	1,5	11,2	11,2			40,0	3,1	20	7,5
18	Hamen	Fang nat. Abwanderung	D	Weißer Elster	Wehlitz (Thüringen)	Francis	116,0		2,3	2,3	8,5	8,5	23	0,31	39,0	4,7	20	
19	Hamen	Fang nat. Abwanderung	D	Nieplitz	Buchholz	Wasserrad	12,0		2,0	5,0	0,7	0,7	40	0,39	5,0	1,3	38	3,2
20	Hamen	Fang nat. Abwanderung	D	Hammergraben	Peitz (Brandenburg)	Wasserrad	1,6		0,4	3,9	0,8	0,8	24	0,51	6,9	1,4	50	
21	Hamen	Fang nat. Abwanderung	D	Boitzenburger Strom	Nordwestuckermark	Wasserrad	11,0		3,7	6,0	0,8	0,8	36	0,52	6,1	1,9	50	1,0
22	Hamen	Fang nat. Abwanderung	D	Buckau	Ziesar (Brandenburg)	Wasserrad	18,0		3,1	6,5	1,0	1,0	40	0,51	5,0	1,7	Grob-rechen	0,6
23	Hamen	Fang nat. Abwanderung	D	Unstrut	Unstrut-Hainich-Kreis	Wasserrad	30,0		2,0	6,5	2,7	2,0	40	0,51	4,1	1,4	Grob-rechen	4,0
24	Hamen	Fang nat. Abwanderung	D	Orla	Freienorla (Thüringen)	Wasserrad	18,0		1,8	5,6	1,6	1,6	40	0,44	5,3	1,5	105	1,4
25	Hamen	Fang nat. Abwanderung	D	Mahlgera	Ringleben (Thüringen)	Wasserrad	27,0		1,6	6,5	2,5	2,5	42	0,49	3,0	1,0	50	
26	Hamen	Fang nat. Abwanderung	D	Elbbach	Hadamar-Oberzeu-heim (Hessen)	Wasserrad	20,0		1,6	5,5	2,0	2,0	36	0,48	5,5	1,6	78	4,0
27	Hamen	Fang nat. Abwanderung	D	Elbbach	Hadamar-Niederhadamar	Wasserrad	15,0		2,1	5,0	1,0	1,0	36	0,44	5,2	1,4	50	4,0
28	Hamen	Fang nat. Abwanderung	D	Werra	Reurieth (Thüringen)	Wasserrad			1,5	5,0	0,7	1,7	48	0,33	5,0	1,3	50	2,6
29	Hamen	Fang nat. Abwanderung	D	Werra	Reurieth (Thüringen)	Francis		1	2,0		1,0	1,7					20	2,6

Untersuchung Nr.	Fangmethode	Versuchstyp	Land	Gewässer	Standort	Turbinentyp	Leistung [kW]	Anzahl Turbinen	Fallhöhe [m]	Durchmesser (max.) [m]	Ausbauwassermenge Turbine [m³]	Ausbauwassermenge Standort [m³]	Anzahl Schaufeln	Schaufelabstand [m]	Drehzahl [U/min]	Umlaufgeschwindigkeit [m/s]	Rechenstababstand [mm]	MQ Gewässer [m³/s]
30	Andere	Injektionsversuch	D	NV	Versuchsanstalt Obernach	Andere	35,0		2,5		1,5	1,5					20	
31	Hamen	Injektionsversuch	D	Fulda	Wahnhausen	Kaplan	4000,0	1	8,5	3,3	60,0	60,0	4	2,59	150,0	25,9	60	60,0
32	Hamen	Injektionsversuch	D	Emmer	Dringenauer Mühle	Kaplan	140,0				8,3	8,3					20	
33	Schokkerfang	Fang nat. Abwanderung	D	Weser	Landesbergen	Kaplan	7200,0	3	5,5									193,0
34	Schokkerfang	Fang nat. Abwanderung	D	Weser	Landesbergen	Kaplan	7200,0	3	5,5									193,0
35	Schokkerfang	Injektionsversuch	D	Main	Kraftwerk Kleinwallstadt, Main, Unterfranken	Kaplan		2	4,0	4,4	100,0	200,0			68,2	15,7		
36	Schokkerfang	Injektionsversuch	D	Main	Kraftwerk Kleinwallstadt, Main, Unterfranken	Kaplan		2	4,0	4,4	100,0	200,0			68,2	15,7		
37	Hamen	Fang nat. Abwanderung	D	Vils	Vilshofen	Francis			3,0		5,0	10,0			130,0			10,5
38	Hamen	Fang nat. Abwanderung	D	Vils	Vilshofen	Schnecke			3,0		1,0	1,0						10,5
39	Andere	Fang nat. Abwanderung	GB	Derwent	Howstam Mill	Schnecke	24,0		1,8									15,5
40	Hamen	Injektionsversuch	S	Motala-Strom	Motala	Kaplan		1	14,6	0,6	1,4	1,4	6	0,31	450,0	14,1		
41	Hamen	Injektionsversuch	S	Motala-Strom	Motala	Kaplan		1	14,6	0,6	1,4	1,4	6	0,31	630,0	19,8		
42	Hamen	Injektionsversuch	S	Motala-Strom	Motala	Francis		1	14,6	0,6	0,9	0,9	19	0,11	450,0	15,1		
43	Hamen	Injektionsversuch	S	Motala-Strom	Motala	Francis		1	14,6	0,6	0,9	0,9	19	0,11	345,0	11,6		
44	Hamen	Injektionsversuch	S	Motala-Strom	Motala	Kaplan		1	14,6	0,6	1,4	1,4	6	0,31	630,0	19,8		
45	Hamen	Injektionsversuch	S	Motala-Strom	Motala	Francis		1	14,6	0,6	0,9	0,9	19	0,11	381,0	12,8		

Untersuchung Nr.	Fangmethode	Versuchstyp	Land	Gewässer	Standort	Turbinentyp	Leistung [kW]	Anzahl Turbinen	Fallhöhe [m]	Durchmesser (max.) [m]	Ausbauwassermenge Turbine [m³]	Ausbauwassermenge Standort [m³]	Anzahl Schaufeln	Schaufelabstand [m]	Drehzahl [U/min]	Umlaufgeschwindigkeit [m/s]	Rechenstababstand [mm]	MQ Gewässer [m³/s]
46	Hamen	Injektionsversuch	S	Motala-Strom	Motala	Kaplan		1	14,6	0,6	1,4	1,4	6	0,31	598,0	18,8		
47	Hamen	Injektionsversuch	S	Motala-Strom	Motala	Francis		1	14,6	0,6	0,9	0,9	19	0,11	381,0	12,8		
48	Hamen	Injektionsversuch	S	Motala-Strom	Motala	Kaplan		1	14,6	0,6	1,4	1,4	6	0,31	598,0	18,8		
49	Hamen	Injektionsversuch	S	Kilaan	Gustavsberg	Kaplan		1	11,5	1,3	11,0	11,0	4	1,02	375,0	25,5		
50	Hamen	Injektionsversuch	S	Ronnebyan	Langgöl	Kaplan		1	11,5	1,3	12,0	12,0	4	1,02	375,0	25,5		
51	Hamen	Injektionsversuch	S	Ronnebyan	Karlsnäs	Kaplan		1	6,0	1,6	13,0	13,0	4	1,26	250,0	20,9		
52	Hamen	Injektionsversuch	S	Helgean	Emsfors	Kaplan		1	6,0	2,0	22,0	22,0	4	1,53	187,0	19,1		
53	Hamen	Injektionsversuch	S	Helgean	Nöbbelev	Kaplan		1	10,0	1,9	23,0	23,0	4	1,52	250,0	25,4		
54	Hamen	Injektionsversuch	S	Helgean	Broby	Kaplan		1	9,0	2,1	23,0	23,0	4	1,62	250,0	27,0		
55	Hamen	Injektionsversuch	S	Lagan	Kvarnaholm	Kaplan		1	7,5	3,0	50,0	50,0	4	2,36	150,0	23,6		
56	Hamen	Injektionsversuch	S	Lagan	Ängabäck	Kaplan		1	6,0	3,3	60,0	60,0	4	2,59	125,0	21,6		
57	Hamen	Fang nat. Abwanderung	D	Weißer Elster	Lützschena	Francis	52,0	2	1,2	2,4	7,0	7,0	31	0,24			20	7,5
58	Hamen	Injektionsversuch	GB	Dart	Schnecke am Dart	Schnecke												
59	Hamen	Fang nat. Abwanderung	GB	Dart	Schnecke am Dart	Schnecke												
60	Hamen	Injektionsversuch	F	Nivelle	St. Pee	Andere			4,3	0,6	2,5		4	0,47	460,0	14,5		
61	Hamen	Injektionsversuch	F	Allier	Poutes	Francis	8400,0		61,5	1,5	14,0		15	0,30	428,0	32,5		
62	Hamen	Injektionsversuch	F	Gave d'Ossau	Lailhacar	Kaplan	920,0		5,0	2,4	19,8		4	1,88	165,0	20,7		

Untersuchung Nr.	Fangmethode	Versuchstyp	Land	Gewässer	Standort	Turbinentyp	Leistung [kW]	Anzahl Turbinen	Fallhöhe [m]	Durchmesser (max.) [m]	Ausbauwassermenge Turbine [m³]	Ausbauwassermenge Standort [m³]	Anzahl Schaufeln	Schaufelabstand [m]	Drehzahl [U/min]	Umlaufgeschwindigkeit [m/s]	Rechenstababstand [mm]	MQ Gewässer [m³/s]
63	Hamen	Injektionsversuch	F	Le Couzon	Couzon	Francis	260,0		97,0	0,4	0,4		9	0,13	1500,0	29,1		
64	Hamen	Injektionsversuch	F	La Faye	La Faye	Andere	820,0		120,0	0,6	0,8				750,0	23,6		
65	Hamen	Injektionsversuch	F	Dordogne	Mauzac	Francis	2800,0		5,0	4,8	60,0		14	1,08	55,0	13,8		
66	Hamen	Injektionsversuch	F	Dordogne	Tuilieres	Francis	4700,0		11,5	2,9	52,4		5	1,82	166,7	25,3		
67	Hamen	Fang nat. Abwanderung	NL	Vechte	Haandrik	Kaplan	110,0	1	2,0	1,6	7,0	7,0	4	1,26	150,0	12,6		13,8
68	Hamen	Fang nat. Abwanderung	NL	Maas	Linne	Kaplan	11480,0	4	4,0	4,0	120,0	450,0			88,0	18,4		250,0
69	Hamen	Fang nat. Abwanderung	NL	Maas	Linne	Kaplan	11480,0	4	4,0	4,0	120,0	450,0			88,0	18,4		250,0
70	Hamen	Fang nat. Abwanderung	NL	Maas	Linne	Kaplan	11480,0	4	4,0	4,0	120,0	450,0			88,0	18,4		250,0
71	Hamen	Fang nat. Abwanderung	NL	Maas	Linne	Kaplan	11480,0	4	4,0	4,0	120,0	450,0			88,0	18,4		250,0
72	Hamen	Fang nat. Abwanderung	NL	Maas	Linne	Kaplan	11480,0	4	4,0	4,0	120,0	450,0			88,0	18,4		250,0
73	Hamen	Injektionsversuch	NL	Maas	Linne	Kaplan	11480,0	4	4,0	4,0	120,0	450,0			88,0	18,4		250,0
74	Hamen	Injektionsversuch	NL	Maas	Linne	Kaplan	11480,0	4	4,0	4,0	120,0	450,0			88,0	18,4		250,0
75	Hamen	Fang nat. Abwanderung	NL	Maas	Linne	Kaplan	11480,0	4	4,0	4,0	120,0	450,0			88,0	18,4		250,0
76	Hamen	Fang nat. Abwanderung	NL	Maas	Linne	Kaplan	11480,0	4	4,0	4,0	120,0	450,0			88,0	18,4		250,0
77	Hamen	Fang nat. Abwanderung	NL	Maas	Linne	Kaplan	11480,0	4	4,0	4,0	120,0	450,0			88,0	18,4		250,0
78	Hamen	Fang nat. Abwanderung	NL	Maas	Linne	Kaplan	11480,0	4	4,0	4,0	120,0	450,0			88,0	18,4		250,0
79	Hamen	Fang nat. Abwanderung	NL	Maas	Linne	Kaplan	11480,0	4	4,0	4,0	120,0	450,0			88,0	18,4		250,0

Untersuchung Nr.	Fangmethode	Versuchstyp	Land	Gewässer	Standort	Turbinentyp	Leistung [kW]	Anzahl Turbinen	Fallhöhe [m]	Durchmesser (max.) [m]	Ausbauwassermenge Turbine [m³]	Ausbauwassermenge Standort [m³]	Anzahl Schaufeln	Schaufelabstand [m]	Drehzahl [U/min]	Umlaufgeschwindigkeit [m/s]	Rechenstababstand [mm]	MQ Gewässer [m³/s]
80	Andere	Fang nat. Abwanderung	CZ	Dyje	Nove Mlyny	Kaplan	2300,0	1	7,0								70	
81	Schokkerfang	Fang nat. Abwanderung	D	Weser	Landesbergen	Kaplan	7200,0	3	5,5									193,0
82	Schokkerfang	Fang nat. Abwanderung	D	Neckar	Neckarzimmern	Kaplan	3500,0	1	5,3	4,2	80,0	80,0	5	2,64	83,4	18,3	48	
83	Schokkerfang	Fang nat. Abwanderung	D	Neckar	Neckarzimmern	Kaplan	3500,0	1	5,3	4,2	80,0	80,0	5	2,64	83,4	18,3	48	
84	Schokkerfang	Fang nat. Abwanderung	D	Werra	Am letzten Heller	Kaplan	2600,0	3	3,8	2,4			4	1,89	142,0	17,9	25	
85	Schokkerfang	Fang nat. Abwanderung	D	Werra	Am letzten Heller	Kaplan	2600,0	3	3,8	2,4			4	1,89	142,0	17,9	25	
86	Schokkerfang	Fang nat. Abwanderung	D	Main	Staustufe Obernau	Kaplan		2	3,2	4,5	150,0	150,0	4	3,50	86,2	20,1		
87	Schokkerfang	Fang nat. Abwanderung	D	Main	Staustufe Obernau	Kaplan		2	3,2	4,5	150,0	150,0	4	3,50	86,2	20,1		
88	Hamen	Fang nat. Abwanderung	D	Main	Kostheim	Kaplan	4960,0	2	3,8	3,7	80,0	160,0	3	3,89	85,0	16,5	20	210,0
89	Hamen	Injektionsversuch	D	Main	Kostheim	Kaplan	4960,0	2	3,8	3,7	80,0	160,0	3	3,89	85,0	16,5	20	210,0
90	Hamen	Fang nat. Abwanderung	D	Müritz-Elde-Wasserstraße	Bobzin	Kaplan	155,0	1	7,0		3,3	3,3	4		550,0		20	
91	Hamen	Fang nat. Abwanderung	D	Hellbach	Neubuckow	Francis	35,0	1	4,0								30	
92	Hamen	Fang nat. Abwanderung	D	Schilde	Schildfeld	Andere	44,0	1	2,3								20	
93	Andere	Injektionsversuch	A	Ybbs	Lunz	Schnecke	40,0	1	2,6		2,0							
94	Andere	Injektionsversuch	E	Nora	Prianes	Kaplan	4000,0	2	18,9	1,9	25,0		5	1,19	200,0	19,9		
95	Andere	Injektionsversuch	E	Nora	Prianes	Kaplan	10000,0	1	18,9	3,1	60,0		5	1,95	300,0	48,7		
96	Andere	Injektionsversuch	E	Nora	Prianes	Kaplan	10000,0	1	18,9	3,1	60,0		5	1,95	300,0	48,7		

Untersuchung Nr.	Fangmethode	Versuchstyp	Land	Gewässer	Standort	Turbinentyp	Leistung [kW]	Anzahl Turbinen	Fallhöhe [m]	Durchmesser (max.) [m]	Ausbauwassermenge Turbine [m³]	Ausbauwassermenge Standort [m³]	Anzahl Schaufeln	Schaufelabstand [m]	Drehzahl [U/min]	Umlaufgeschwindigkeit [m/s]	Rechenstababstand [mm]	MQ Gewässer [m³/s]
97	Andere	Injektionsversuch	E	Nalon	Valduno	Kaplan	2500,0	2	3,8	3,2	50,0		4	2,48	122,0	20,2		
98	Andere	Injektionsversuch	E	Nalon	Valduno	Kaplan	2500,0	2	3,8	3,2	50,0		4	2,48	122,0	20,2		
99	Andere	Injektionsversuch	E	Nalon	Puerto	Kaplan	1000,0	1	8,0	1,7	15,0		4	1,34	275,0	24,5		
100	Andere	Injektionsversuch	E	Nalon	Puerto	Kaplan	500,0	1	8,0	1,6	8,0		4	1,26	332,0	27,8		
101	Andere	Injektionsversuch	E	Nalon	Olloniego	Kaplan	750,0	1	8,8	2,0	12,0		4	1,57	340,0	35,6		

13.6 Quellenverzeichnis deutscher und europäischer Schadensuntersuchungen von Fischen bei der Turbinenpassage von Wasserkraftanlagen

- Ache, M. (2011): Untersuchungen zur Fischmigration am Vilskraftwerk der Stadtwerke Vilshofen. Büro für gewässerökologische Fragestellungen.
- Ballesteros, F. & Vázquez, V. M. (2001): Evaluación de la mortalidad de peces tras su paso por turbinas hidroeléctricas en ríos del norte de España. *Ecología* (15): 275-284.
- Berg, R. (1985): Turbinenbedingte Schäden an Fischen – Bericht über Versuche am Laufkraftwerk Neckarzimmern. Fischereiforschungsstelle Baden-Württemberg.
- Berg, R. (1987): Gutachterliche Stellungnahme zu Fischschäden durch den Betrieb der Wasserkraftanlage „Am letzten Heller“. Fischereiforschungsstelle Baden-Württemberg.
- Berg, R. (1993): Untersuchung einer Fischeinrichtung am Kraftwerk Neckarzimmern. Gutachten Fischereiforschungsstelle Baden-Württemberg.
- Borchert, R. & Lill, D. (2004): Untersuchung von möglichen Fischschäden im Wirkungsbereich von Kleinwasserkraftwerken in Mecklenburg-Vorpommern. *Fischerei & Fischmarkt in Mecklenburg-Vorpommern* 4: 8-16.
- Bracken, F. S. A. & Lucas, M. C. (2013): Potential impacts of small-scale hydroelectric power generation on downstream moving lampreys. *River Research and Applications* 29 (9): 1073-1081.
- Brauer, C. (2007): Aal-Abstieg in der Mittelweser im Winter 2006/2007: Hamen-Fänge cirka 750 m unterhalb Weserwehr Landesbergen (personal communication). IGB.
- Brujns, M., Polman, H., van Aerssen, G., Hadderingh, R., Winter, H. & Deerenberg, C. (2003): Management of silver eel: human impact on downstream migrating eel in de river Meuse: impact assessment of hydroelectric power stations and commercial eel fisheries on the eel population in the river Meuse.
- Butschek, V. & Hofbauer, J. (1956): Versuche über die Schädigung von Aalen durch Kaplan-turbinen. 7.
- Edler, C., Diestelhorst, O. & Kock, M. (2011): Untersuchungen zur Abwanderung und Schädigung von Fischen an der Wasserkraftschnecke Rhede-Krechting (Bocholter Aa, Kreis Borken) im Sommer und Herbst 2010. Landesfischereiverband Westfalen und Lippe e.V.
- Geiger, F. & Cuchet, M. (2016): Fish downstream migration at hydro power plants - screen passage and mortality investigations. 11th ISE 2016, Melbourne, Australia.
- Hadderingh, R. & Bakker, H. (1998): Fish mortality due to passage through hydroelectric power stations on the Meuse and Vecht rivers. *Fish migration and fish bypasses*. M. Jungwirth, S. Schmutz and S. Weiss. Oxford, England, Fishing News Books: 315-328.
- Hanfland, S., Born, O. & Holzner, M. (2006): Der Rückbau einer Kleinwasserkraftanlage. Untersuchungen über die ökologischen Auswirkungen auf das Gewässer.
- Holzner, M. (2000): Untersuchungen über die Schädigung von Fischen bei der Passage des Mainkraftwerks Dettelbach, Technische Universität München.
- Janáč, M., Jurajda, P., Kružíková, L., Roche, K. & Prášek, V. (2013): Reservoir to river passage of age-0+ year fishes, indication of a dispersion pathway for a non-native species. *Journal of Fish Biology* 82 (3): 994-1010.

- Kibel, P. & Coe T. (2011): Archimedean Screw risk assessment: strike and delay probabilities. Fishtek Consulting, Devon, UK.
- Larinier, M. & Dartiguelongue, J. (1989): La circulation des poissons migrateurs: le transit à travers les turbines des installations hydroélectriques. Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture 312-313. 1-87.
- Matk, M. (2012): Schädigung von Fischen in Turbinenanlagen. Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie.
- Montén, E. & Hill, H. (1985): Fish and turbines: fish injuries during passage through power station turbines. Stockholm, Sweden, Norstedts Tryckeri.
- Pinter, K. & Unfer, G. (2009): Fischereibiologische Untersuchung zur flussabwärts gerichteten Passierbarkeit der Wasserkraftschnecke Lunz am See K. Universität für Bodenkultur Wien & Institut für Hydrobiologie und Gewässermanagement.
- Rathcke, P. (1993): Untersuchung über die Schädigung von Fischen durch Turbine und Rechen im Wasserkraftwerk Dringerauer Mühle (Bad Pymont). Dtsch. Fischereiverband.
- Rathcke, P. (1997): Untersuchung über Schädigungen von Aalen durch Kraftwerksturbinen am Standort Landesbergen (Weser).
- Rathcke, P. (2000): Untersuchung über Schädigungen von Aalen durch Kraftwerksturbinen am Standort Landesbergen (Weser) - Fortführung der Untersuchung aus dem Jahr 1996.
- Schmalz, W. (2010): Untersuchungen zum Fischabstieg und Kontrolle möglicher Fischschäden durch die Wasserkraftschnecke an der Wasserkraftanlage Walkmühle an der Werra in Meiningen. Fischökologische und Limnologische Untersuchungsstelle Südthüringen.
- Schmalz, W. (2016): Untersuchungen zu Fischschäden beim Fischabstieg über ein Wasserrad an der Schlossmühle in Reurieth. Fischökologische & Limnologische Untersuchungsstelle Südthüringen.
- Schmalz, W. & Schmalz, M. (2007): Durchführung systematischer Untersuchungen zur Konzeption funktionsgerechter Wanderhilfen im Bereich von Wasserkraftanlagen am Beispiel der Wasserkraftanlage Camburg/Döbritschen (Thüringen). Bauhaus Universität Weimar 184.
- Schneider, J., Hübner, D. & Korte, E. (2012): Funktionskontrolle der Fischaufstiegs- und Fischabstiegshilfen sowie Erfassung der Mortalität bei Turbinendurchgang an der Wasserkraftanlage Kostheim am Main.
- Schomaker, C. & Wolter, C. (2016): Entwicklung eines ökologisch verträglichen Systems zur Nutzung sehr niedriger Fallhöhen an Fließgewässern - Teilprojekt Ökologische Durchgängigkeit.
- Schultze, D. (1989): Versuche zur Ermittlung von Turbinenschäden an Aalen am Kraftwerk Wahnhausen. 47.
- Schwevers, U., Adam, B. & Engler, O. (2011): Befunde zur Aalabwanderung 2008/09. Erarbeitung und Praxiserprobung eines Maßnahmenplans zur ökologisch verträglichen Wasserkraftnutzung an der Mittelweser. Inst. f. angewandte Ökologie.
- Späh, H. (2001): Fischereibiologisches Gutachten zur Fischverträglichkeit der patentgeschützten Wasserkraftschnecke der Ritz-Atro Pumpwerksbau GmbH.
- Tombek, B. & Holzner, M. (2008): Untersuchungen zur Effektivität alternativer Triebwerkstechniken und Schutzkonzepte für abwandernde Fische beim Betrieb von Kleinwasserkraftanlagen.

von Raben, K. (1955): Kaplan turbinen und Fische. Wasserwirtschaft 45.

Wagner, F. (2013): Überprüfung der Fischschutz- und Fischabstiegseinrichtungen sowie der Fischschädigung an der WKA Lützschena/Weiße Elster. Institut für Gewässerökologie und Fischereibiologie Jena.

Wagner, F. (2013): Überprüfung der Fischschutz- und Fischabstiegseinrichtungen sowie der Fischschädigung an der WKA Stahmeln/Weiße Elster. Institut für Gewässerökologie und Fischereibiologie Jena.

Wagner, F. (2013): Überprüfung der Fischschutz- und Fischabstiegseinrichtungen sowie der Fischschädigung an der WKA Wehlitz/Weiße Elster. Institut für Gewässerökologie und Fischereibiologie Jena.

13.7 Daten und Ergebnisse des turbinenbedingten Tötungsrisikos von Fischen an Wasserkraftanlagen

Tab. 58: Daten zum turbinenbedingten Tötungsrisiko von Fischen an Wasserkraftanlagen.

(W) = Wanderform

	n Untersuchungen	n Untersuchungen mit ≥ 10 Individuen	Durchschnittliche Individuenzahl pro Untersuchung	Empirische Rate letal geschädigter Individuen (median)	Empirische Rate letal geschädigter Individuen (75 %-Perz.)	Turbinenmortalität (median) 5-stufig	Turbinenmortalität (75 %-Perz.) 5-stufig	max. Fischlänge Adulte	Mortalität längenabhängig	Score Turbinenmortalität	Wandertyp	Score Begegnungswahrscheinlichkeit
				%	%	MO_50	MO_75	cm	MO_L	MO		BE
<i>Abramis brama</i> Brassen	23	16	505,5	12,3	47,8	1	1	70	1	1	fakultativ	2
<i>Acipenser gueldenstaedtii</i> Waxdick	0	0						300	1	1	anadrom	1
<i>Acipenser oxyrinchus</i> Baltischer Stör	0	0						430	1	1	anadrom	1
<i>Acipenser ruthenus</i> Sterlet	0	0						125	1	1	potamodrom	1
<i>Acipenser stellatus</i> Sternhausen	0	0						220	1	1	anadrom	1
<i>Acipenser sturio</i> Europäischer Stör	0	0						550	1	1	anadrom	1
<i>Alburnoides bipunctatus</i> Schneider	2	0	1	0	0			13	4	4	fakultativ	4
<i>Alburnus alburnus</i> Ukelei	17	15	477,3	22	46,3	1	1	18	3	1,67	fakultativ	4
<i>Alburnus mento</i> Seelaube	0	0						40	2	2	Seeart	5
<i>Alosa alosa</i> Maifisch	0	0						70	1	1	anadrom	1
<i>Alosa fallax</i> Finte	0	0						50	1	1	anadrom	1

	n Untersuchungen	n Untersuchungen mit ≥ 10 Individuen	Durchschnittliche Individuenzahl pro Untersuchung	Empirische Rate letal geschädigter Individuen (median)	Empirische Rate letal geschädigter Individuen (75 %-Perz.)	Turbinenmortalität (median) 5-stufig	Turbinenmortalität (75 %-Perz.) 5-stufig	max. Fischlänge Adulte	Mortalität längenabhängig	Score Turbinenmortalität	Wandertyp	Score Begegnungswahrscheinlichkeit
				%	%	MO_50	MO_75	cm	MO_L	MO		BE
<i>Anguilla anguilla</i> Blankaal	74	58	347,3	19	63	1	1	110	1	1	katadrom	1
<i>Anguilla anguilla</i> Gelbaal	0	0						70	1	1	fakultativ	2
<i>Aspius aspius</i> Rapfen	4	2	49,8	32,9	63,9			80	1	1	potamodrom	1
<i>Ballerus ballerus</i> Zope	0	0						50	1	1	fakultativ	3
<i>Ballerus sapa</i> Zobel	1	1	17	47,1	47,1			30	3	3	potamodrom	1
<i>Barbatula barbatula</i> Bachschmerle	17	5	23	0	0	5	5	16	4	4,67	fakultativ	4
<i>Barbus barbus</i> Barbe	12	7	42,3	20,8	37,1	1	1	100	1	1	potamodrom	1
<i>Blicca bjoerkna</i> Güster	12	7	39,9	35,9	47	1	1	45	2	1,33	fakultativ	3
<i>Carassius carassius</i> Karausche	10	0	2,6	0	25			35	2	2	fakultativ	3
<i>Carassius gibelio</i> Gibel	10	4	27	10,9	20,8			45	2	2	fakultativ	3
<i>Chondrostoma nasus</i> Nase	6	4	46,8	61,9	90,9			55	1	1	potamodrom	1
<i>Cobitis elongatoides</i> Donau-Steinbeißer	0	0						12	4	4	fakultativ	4
<i>Cobitis taenia</i> Steinbeißer	0	0						12	4	4	fakultativ	4

	n Untersuchungen	n Untersuchungen mit ≥ 10 Individuen	Durchschnittliche Individuenzahl pro Untersuchung	Empirische Rate letal geschädigter Individuen (median)	Empirische Rate letal geschädigter Individuen (75 %-Perz.)	Turbinenmortalität (median) 5-stufig	Turbinenmortalität (75 %-Perz.) 5-stufig	max. Fischlänge Adulte	Mortalität längenabhängig	Score Turbinenmortalität	Wandertyp	Score Begegnungswahrscheinlichkeit
				%	%	MO_50	MO_75	cm	MO_L	MO		BE
<i>Coregonus albula</i> Kleine Maräne	0	0						23	3	3	Seeart	5
<i>Coregonus arenicolus</i> Sandfelchen	0	0						55	1	1	Seeart	5
<i>Coregonus bavaricus</i> Ammersee-Kilch	0	0						20	3	3	Seeart	5
<i>Coregonus fontanae</i> Stechlin-Maräne	0	0						12	4	4	Seeart	5
<i>Coregonus gutturosus</i> Bodensee-Kilch	0	0						29	3	3	Seeart	5
<i>Coregonus hoferi</i> Chiemsee-Renke	0	0						35	2	2	Seeart	5
<i>Coregonus holsatus</i> Schaalsee-Maräne	0	0						47	1	1	Seeart	5
<i>Coregonus lucinensis</i> Luzin-Tiefenmaräne	0	0						16	4	4	Seeart	5
<i>Coregonus macrophthalmus</i> Gangfisch	0	0						30	3	3	Seeart	5
<i>Coregonus maraena</i> Schnäpel	0						0	60	1	1	anadrom	1
<i>Coregonus oxyrinchus</i> Rhein-Schnäpel	0						0	65	1	1	anadrom	1
<i>Coregonus renke</i> Starnberger Renke	0	0						29	3	3	Seeart	5
<i>Coregonus wartmanni</i> Blaufelchen	0	0						45	2	2	Seeart	5

	n Untersuchungen	n Untersuchungen mit ≥ 10 Individuen	Durchschnittliche Individuenzahl pro Untersuchung	Empirische Rate letal geschädigter Individuen (median)	Empirische Rate letal geschädigter Individuen (75 %-Perz.)	Turbinenmortalität (median) 5-stufig	Turbinenmortalität (75 %-Perz.) 5-stufig	max. Fischlänge Adulte	Mortalität längenabhängig	Score Turbinenmortalität	Wandertyp	Score Begegnungswahrscheinlichkeit
				%	%	MO_50	MO_75	cm	MO_L	MO		BE
<i>Coregonus widegreni</i> Buckelmaräne	0	0						55	1	1	fakultativ	3
<i>Cottus gobio</i> Groppe	11	4	3,9	0	3,3			10	4	4	fakultativ	4
<i>Cottus microstomus</i> Baltische Groppe	0	0						10	4	4	fakultativ	4
<i>Cottus perifretum</i> Stachelgroppe	0	0						8	4	4	fakultativ	4
<i>Cottus poecilopus</i> Buntflossengroppe	0	0						12	4	4	fakultativ	4
<i>Cottus rhenanus</i> Rhein-Groppe	0	0						10	4	4	fakultativ	4
<i>Cyprinus carpio</i> Karpfen (Rheinkarpfen)	11	4	30,5	0	16			110	1	1	fakultativ	2
<i>Esox lucius</i> Hecht	17	4	8,9	0	9,6			140	1	1	fakultativ	2
<i>Eudontomyzon mariae</i> Donau-Neunauge	0	0						20		3	fakultativ	4
<i>Gasterosteus aculeatus</i> Dreistachliger Stichling	28	14	151,5	0	20	5	1	6	4	3,33	fakultativ	4
<i>Gasterosteus aculeatus</i> Dreistachliger Stichling (W)	28	14	151,5	0	20	5	1	10	4	3,33	anadrom	1
<i>Gasterosteus gymnurus</i> Östlicher Stichling	0	0						10	4	4	fakultativ	4
<i>Gobio gobio</i> Gründling	28	18	207,5	0	5,3	5	3	14	4	4	fakultativ	4

	n Untersuchungen	n Untersuchungen mit ≥ 10 Individuen	Durchschnittliche Individuenzahl pro Untersuchung	Empirische Rate letal geschädigter Individuen (median)	Empirische Rate letal geschädigter Individuen (75 %-Perz.)	Turbinenmortalität (median) 5-stufig	Turbinenmortalität (75 %-Perz.) 5-stufig	max. Fischlänge Adulte	Mortalität längenabhängig	Score Turbinenmortalität	Wandertyp	Score Begegnungswahrscheinlichkeit
				%	%	MO_50	MO_75	cm	MO_L	MO		BE
<i>Gobio obtusirostris</i> Donau-Gründling	0	0						13	4	4	fakultativ	4
<i>Gymnocephalus baloni</i> Donau-Kaulbarsch	0	0						12	4	4	fakultativ	4
<i>Gymnocephalus cernua</i> Kaulbarsch	23	18	168	0,1	8,2	5	2	20	3	3,33	fakultativ	4
<i>Gymnocephalus schraetser</i> Schrätzer	0	0						25	3	3	fakultativ	3
<i>Hucho hucho</i> Huchen	0	0						160	1	1	potamodrom	1
<i>Huso huso</i> Hausen	0	0						800	1	1	anadrom	1
<i>Lampetra fluviatilis</i> Flussneunauge	3	1	6,3	0	16,7			45	2	2	anadrom	1
<i>Lampetra planeri</i> Bachneunauge	8	3	32	0	0			19	3	3	fakultativ	4
<i>Leucaspis delineatus</i> Moderlieschen	2	0	3,5	25	37,5			9	4	4	Seeart	5
<i>Leuciscus idus</i> Aland	7	4	12	20	32			70	1	1	fakultativ	2
<i>Leuciscus leuciscus</i> Hasel	18	9	126,9	0	31	5	1	30	3	3	fakultativ	3
<i>Lota lota</i> Quappe	3	0	2,7	0	0			85	1	1	potamodrom	1
<i>Misgurnus fossilis</i> Schlammpeitzger	0	0						27	3	3	fakultativ	3

	n Untersuchungen	n Untersuchungen mit ≥ 10 Individuen	Durchschnittliche Individuenzahl pro Untersuchung	Empirische Rate letal geschädigter Individuen (median)	Empirische Rate letal geschädigter Individuen (75 %-Perz.)	Turbinenmortalität (median) 5-stufig	Turbinenmortalität (75 %-Perz.) 5-stufig	max. Fischlänge Adulte	Mortalität längenabhängig	Score Turbinenmortalität	Wandertyp	Score Begegnungswahrscheinlichkeit
				%	%	MO_50	MO_75	cm	MO_L	MO		BE
<i>Osmerus eperlanus</i> Stint (Binnenform)	0	0						15	4	4	potamodrom	1
<i>Osmerus eperlanus</i> Stint (Wanderform)	0	0						27	3	3	anadrom	1
<i>Pelecus cultratus</i> Ziege	0	0						50	1	1	potamodrom	1
<i>Perca fluviatilis</i> Flussbarsch	35	26	160,1	13,3	35,1	1	1	55	1	1	fakultativ	3
<i>Petromyzon marinus</i> Meerneunauge	0	0						110	1	1	anadrom	1
<i>Phoxinus phoxinus</i> Elritze	13	13	122,9	2,2	28	3	1	10	4	2,67	fakultativ	4
<i>Pungitius pungitius</i> Zwergstichling	5	1	7	0	0			7	4	4	fakultativ	4
<i>Rhodeus amarus</i> Bitterling	11	5	37,9	16,9	32,2	1	1	10	4	2	fakultativ	4
<i>Romanogobio belingi</i> Stromgründling	1	0	1	0	0			13	4	4	fakultativ	4
<i>Romanogobio uranoscopus</i> Steingressling	0	0						10	4	4	fakultativ	4
<i>Romanogobio vladykovi</i> Donau-Stromgründling	2	2	48,5	20,6	29,1			10	4	4	fakultativ	4
<i>Rutilus meidingeri</i> Perlfisch	0	0						60	1	1	Seeart	5
<i>Rutilus rutilus</i> Rotauge	35	31	366,1	4,6	20,7	2	1	50	1	1,33	fakultativ	3

	n Untersuchungen	n Untersuchungen mit ≥ 10 Individuen	Durchschnittliche Individuenzahl pro Untersuchung	Empirische Rate letal geschädigter Individuen (median)	Empirische Rate letal geschädigter Individuen (75 %-Perz.)	Turbinenmortalität (median) 5-stufig	Turbinenmortalität (75 %-Perz.) 5-stufig	max. Fischlänge Adulte	Mortalität längenabhängig	Score Turbinenmortalität	Wandertyp	Score Begegnungswahrscheinlichkeit
				%	%	MO_50	MO_75	cm	MO_L	MO		BE
<i>Rutilus virgo</i> Frauennerfling	2	0	1,5	25	37,5			40	2	2	fakultativ	3
<i>Sabanejewia baltica</i> Baltischer Goldsteinbeißer	0	0						9	4	4	fakultativ	4
<i>Salmo salar</i> Lachs (adult)	1	1	11	0	0			130	1	1	anadrom	1
<i>Salmo salar</i> Lachssmolt	24	24	129,1	16	32	1	1	30	3	1,67	anadrom	1
<i>Salmo trutta</i> Meerforelle (adult)	0	0						90	1	1	anadrom	1
<i>Salmo trutta</i> Meerforellensmolt	24	24	129,1	16	32	1	1	25	3	1,67	anadrom	1
<i>Salmo trutta</i> Bachforelle	53	42	60	9,2	33,2	1	1	60	1	1	fakultativ	2
<i>Salmo trutta</i> Seeforelle (adult)	0	0						90	1	1	potamodrom	1
<i>Salmo trutta</i> Seeforellensmolt	24	24	129,1	16	32	1	1	25	3	1,67	potamodrom	1
<i>Salvelinus evasus</i> Ammersee-Tiefensaibling	0	0						40	2	2	Seearart	5
<i>Salvelinus monostichus</i> Königssee-Saibling	0	0						80	1	1	Seearart	5
<i>Salvelinus profundus</i> Bodensee-Tiefseesaibling	0	0						24	3	3	Seearart	5
<i>Salvelinus umbla</i> Seesaibling	0	0						70	1	1	Seearart	5

	n Untersuchungen	n Untersuchungen mit ≥ 10 Individuen	Durchschnittliche Individuenzahl pro Untersuchung	Empirische Rate letal geschädigter Individuen (median)	Empirische Rate letal geschädigter Individuen (75 %-Perz.)	Turbinenmortalität (median) 5-stufig	Turbinenmortalität (75 %-Perz.) 5-stufig	max. Fischlänge Adulte	Mortalität längenabhängig	Score Turbinenmortalität	Wandertyp	Score Begegnungswahrscheinlichkeit
				%	%	MO_50	MO_75	cm	MO_L	MO		BE
<i>Sander lucioperca</i> Zander	21	16	1355	6	26,6	2	1	100	1	1,33	fakultativ	2
<i>Scardinius erythrophthalmus</i> Rotfeder	23	5	10,6	0	10,6	5	2	45	2	3	fakultativ	3
<i>Silurus glanis</i> Wels	9	4	20,6	5,8	20			240	1	1	fakultativ	2
<i>Squalius cephalus</i> Döbel	18	11	20,7	0	12,5	5	2	65	1	2,67	potamodrom	1
<i>Telestes souffia</i> Strömer	0	0						20	3	3	fakultativ	4
<i>Thymallus thymallus</i> Äsche	10	3	6,8	0	13,9			55	1	1	fakultativ	3
<i>Tinca tinca</i> Schleie	21	6	23	0	8,6	5	2	65	1	2,67	fakultativ	2
<i>Vimba vimba</i> Zährte	1	0	9	33,3	33,3			50	1	1	potamodrom	1
<i>Zingel streber</i> Streber	0	0						14	4	4	fakultativ	4
<i>Zingel zingel</i> Zingel	0	0						45	2	2	fakultativ	3

13.8 Einstufung des turbinenbedingten Tötungsrisikos von Fischen an Wasserkraftanlagen

Tab. 59: Einstufung des turbinenbedingten Tötungsrisikos von Fischen an Wasserkraftanlagen.

Legende zur Tabelle:

Skalierung der Eingangsparameter zur Berechnung des turbinenbedingten Tötungsrisikos von Fischen an Wasserkraftanlagen

Skalierung der Mortalitätsrate (median)

Sehr hoch (rot): Mortalitätsrate $\geq 8\%$

Hoch (orange): $4\% \leq$ Mortalitätsrate $< 8\%$

Mittel (gelb): $2\% \leq$ Mortalitätsrate $< 4\%$

Gering (hellgrün): $1\% \leq$ Mortalitätsrate $< 2\%$

Sehr gering (dunkelgrün): Mortalitätsrate $< 1\%$

Skalierung der Mortalitätsrate (75 %-Perzentile)

Sehr hoch (rot): Mortalitätsrate $\geq 16\%$

Hoch (orange): $8\% \leq$ Mortalitätsrate $< 16\%$

Mittel (gelb): $4\% \leq$ Mortalitätsrate $< 8\%$

Gering (hellgrün): $2\% \leq$ Mortalitätsrate $< 4\%$

Sehr gering (dunkelgrün): Mortalitätsrate $< 2\%$

Skalierung der längenabhängigen Mortalitätsrate

Sehr hoch (rot): Fischlänge $> 46,5$ cm (\approx Mortalitätsrate $> 8\%$)

Hoch (orange): $31,4$ cm $<$ Fischlänge $< 46,5$ cm ($\approx 4\% <$ Mortalitätsrate $< 8\%$)

Mittel (gelb): $16,7$ cm $<$ Fischlänge $< 31,4$ cm ($\approx 2\% <$ Mortalitätsrate $< 4\%$)

Gering (hellgrün): $2,2$ cm $<$ Fischlänge $< 16,7$ cm ($\approx 1\% <$ Mortalitätsrate $< 2\%$)

Sehr gering (dunkelgrün): Fischlänge $< 2,2$ cm (\approx Mortalitätsrate $< 1\%$)

Aggregation Score artspezifische Turbinenmortalität:

Der Score „artspezifische Turbinenmortalität“ berechnet sich für Arten mit mehr als 5 Untersuchungen mit jeweils 10 Individuen ($n_{\text{Unt}} > 10$ $n_{\text{Ind}} \geq 5$) als der Mittelwert über den Median der Mortalitätsrate der empirischen Studien (MO_{50}), das 75 %-Perzentil (MO_{75}) und das Maximal-längenabhängige Tötungsrisiko (MO_L).

Für Arten mit nur wenigen Untersuchungen bzw. Untersuchungen mit wenigen Individuen ($n_{\text{Unt}} > 10$ $n_{\text{Ind}} < 5$) wird nur das längenabhängige Tötungsrisiko MO_L herangezogen, d. h. $MO = MO_L$.

Begegnungswahrscheinlichkeit: Wandertyp in Kombination mit Fischlänge als Maß für die Durchführung, Häufigkeit und Distanz von Wanderungen

Sehr hohe Begegnungswahrscheinlichkeit: Katadrome, anadrome und potamodrome Arten

Hohe Begegnungswahrscheinlichkeit: fakultativ wandernde Arten mit $L_{\text{max}} > 55$ cm

Mittlere Begegnungswahrscheinlichkeit: fakultativ wandernde Arten mit $L_{\text{max}} 20-55$ cm

Geringe Begegnungswahrscheinlichkeit: fakultativ wandernde Arten mit $L_{\text{max}} < 20$ cm

Sehr geringe Begegnungswahrscheinlichkeit: Seearten

Aggregation zur Gesamtbewertung des turbinenbedingtes Tötungsrisikos für Wasserkraftanlagen durch gewichtete Mittelwertbildung

Gesamtbewertung Tötungsrisiko = $(2 \times \text{Score artspezifische Turbinenmortalität} + 1 \times \text{Score Begegnungswahrscheinlichkeit}) / 3$

Artname	Wissenschaftlicher Name	Empirische Rate letal geschädigter Individuen an Turbinen (median)	Empirische Rate letal geschädigter Individuen an Turbinen (75 %-Perzentile)	Längenabhängige Turbinenmortalität	Score artspezifische Turbinenmortalität	Score Begegnungswahrscheinlichkeit	Gesamtbewertung Tötungsrisiko
		MO_50	MO_75	MO_L	MO	BE	
Brassen	<i>Abramis brama</i>	1	1	1	1,00	2	1 (sh)
Waxdick	<i>Acipenser gueldenstaedtii</i>			1	1,00	1	1 (sh)
Baltischer Stör	<i>Acipenser oxyrinchus</i>			1	1,00	1	1 (sh)
Sterlet	<i>Acipenser ruthenus</i>			1	1,00	1	1 (sh)
Sternhausen	<i>Acipenser stellatus</i>			1	1,00	1	1 (sh)
Europäischer Stör	<i>Acipenser sturio</i>			1	1,00	1	1 (sh)
Schneider	<i>Alburnoides bipunctatus</i>			4	4,00	4	4 (g)
Ukelei	<i>Alburnus alburnus</i>	1	1	3	1,67	4	2 (h)
Seelaube	<i>Alburnus mento</i>			2	2,00	5	3 (m)
Maifisch	<i>Alosa alosa</i>			1	1,00	1	1 (sh)
Finte	<i>Alosa fallax</i>			1	1,00	1	1 (sh)
Blankaal	<i>Anguilla anguilla</i>	1	1	1	1,00	1	1 (sh)
Gelbaal	<i>Anguilla anguilla</i>			1	1,00	2	1 (sh)
Rapfen	<i>Aspius aspius</i>			1	1,00	1	1 (sh)
Zope	<i>Ballerus ballerus</i>			1	1,00	3	2 (h)
Zobel	<i>Ballerus sapa</i>			3	3,00	1	2 (h)
Bachschmerle	<i>Barbatula barbatula</i>	5	5	4	4,67	4	4 (g)
Barbe	<i>Barbus barbus</i>	1	1	1	1,00	1	1 (sh)
Güster	<i>Blicca bjoerkna</i>	1	1	2	1,33	3	2 (h)
Karasche	<i>Carassius carassius</i>			2	2,00	3	2 (h)
Giebel	<i>Carassius gibelio</i>			2	2,00	3	2 (h)
Nase	<i>Chondrostoma nasus</i>			1	1,00	1	1 (sh)
Donau-Steinbeißer	<i>Cobitis elongatoides</i>			4	4,00	4	4 (g)
Steinbeißer	<i>Cobitis taenia</i>			4	4,00	4	4 (g)
Kleine Maräne	<i>Coregonus albula</i>			3	3,00	5	4 (g)
Sandfelchen	<i>Coregonus arenicolus</i>			1	1,00	5	2 (h)
Ammersee-Kilch	<i>Coregonus bavaricus</i>			3	3,00	5	4 (g)
Stechlin-Maräne	<i>Coregonus fontanae</i>			4	4,00	5	4 (g)
Bodensee-Kilch	<i>Coregonus gutturosus</i>			3	3,00	5	4 (g)
Chiemsee-Renke	<i>Coregonus hoferi</i>			2	2,00	5	3 (m)
Schaalsee-Maräne	<i>Coregonus holsatus</i>			1	1,00	5	2 (h)
Luzin-Tiefenmaräne	<i>Coregonus lucinensis</i>			4	4,00	5	4 (g)
Gangfisch	<i>Coregonus macrophthalmus</i>			3	3,00	5	4 (g)
Schnäpel	<i>Coregonus maraena</i>			1	1,00	1	1 (sh)
Rhein-Schnäpel	<i>Coregonus oxyrinchus</i>			1	1,00	1	1 (sh)
Starnberger Renke	<i>Coregonus renke</i>			3	3,00	5	4 (g)
Blaufelchen	<i>Coregonus wartmanni</i>			2	2,00	5	3 (m)

Artname	Wissenschaftlicher Name	Empirische Rate letal geschädigter Individuen an Turbinen (median)	Empirische Rate letal geschädigter Individuen an Turbinen (75 %-Perzentile)	Längenabhängige Turbinenmortalität	Score artspezifische Turbinenmortalität	Score Begegnungswahrscheinlichkeit	Gesamtbewertung Tötungsrisiko
		MO_50	MO_75	MO_L	MO	BE	
Buckelmaräne	<i>Coregonus widegrenii</i>			1	1,00	3	2 (h)
Groppe	<i>Cottus gobio</i>			4	4,00	4	4 (g)
Baltische Groppe	<i>Cottus microstomus</i>			4	4,00	4	4 (g)
Stachelgroppe	<i>Cottus perifretum</i>			4	4,00	4	4 (g)
Buntflossengroppe	<i>Cottus poecilopus</i>			4	4,00	4	4 (g)
Rhein-Groppe	<i>Cottus rhenanus</i>			4	4,00	4	4 (g)
(Rhein-)Karpfen	<i>Cyprinus carpio</i>			1	1,00	2	1 (sh)
Hecht	<i>Esox lucius</i>			1	1,00	2	1 (sh)
Donau-Neunauge	<i>Eudontomyzon vladykovi/mariae</i>			3	3,00	4	3 (m)
Westlicher Stichling	<i>Gasterosteus aculeatus</i>	5	1	4	3,33	4	4 (g)
Westlicher Stichling (W)	<i>Gasterosteus aculeatus</i>	5	1	4	3,33	1	3 (m)
Östlicher Stichling	<i>Gasterosteus gymnurus</i>			4	4,00	4	4 (g)
Gründling	<i>Gobio gobio</i>	5	3	4	4,00	4	4 (g)
Donau-Gründling	<i>Gobio obtusirostris</i>			4	4,00	4	4 (g)
Donau-Kaulbarsch	<i>Gymnocephalus baloni</i>			4	4,00	4	4 (g)
Kaulbarsch	<i>Gymnocephalus cernua</i>	5	2	3	3,33	4	4 (g)
Schrätzer	<i>Gymnocephalus schraetser</i>			3	3,00	3	3 (m)
Huchen	<i>Hucho hucho</i>			1	1,00	1	1 (sh)
Hausen	<i>Huso huso</i>			1	1,00	1	1 (sh)
Flussneunauge	<i>Lampetra fluviatilis</i>			2	2,00	1	2 (h)
Bachneunauge	<i>Lampetra planeri</i>			3	3,00	4	3 (m)
Moderlieschen	<i>Leucaspius delineatus</i>			4	4,00	5	4 (g)
Aland	<i>Leuciscus idus</i>			1	1,00	2	1 (sh)
Hasel	<i>Leuciscus leuciscus</i>	5	1	3	3,00	3	3 (m)
Quappe	<i>Lota lota</i>			1	1,00	1	1 (sh)
Schlammpeitzger	<i>Misgurnus fossilis</i>			3	3,00	3	3 (m)
Stint	<i>Osmerus eperlanus</i>			4	4,00	1	3 (m)
Stint (W)	<i>Osmerus eperlanus</i>			3	3,00	1	2 (h)
Ziege	<i>Pelecus cultratus</i>			1	1,00	1	1 (sh)
Flussbarsch	<i>Perca fluviatilis</i>	1	1	1	1,00	3	2 (h)
Meerneunauge	<i>Petromyzon marinus</i>			1	1,00	1	1 (sh)
Elritze	<i>Phoxinus phoxinus</i>	3	1	4	2,67	4	3 (m)
Zwergstichling	<i>Pungitius pungitius</i>			4	4,00	4	4 (g)
Bitterling	<i>Rhodeus amarus</i>	1	1	4	2,00	4	3 (m)
Stromgründling	<i>Romanogobio belingi</i>			4	4,00	4	4 (g)

Artname	Wissenschaftlicher Name	Empirische Rate letal geschädigter Individuen an Turbinen (median)	Empirische Rate letal geschädigter Individuen an Turbinen (75 %-Perzentile)	Längenabhängige Turbinenmortalität	Score artspezifische Turbinenmortalität	Score Begegnungswahrscheinlichkeit	Gesamtbewertung Tötungsrisiko
		MO_50	MO_75	MO_L	MO	BE	
Steingressling	<i>Romanogobio uranoscopus</i>			4	4,00	4	4 (g)
Donau-Stromgründling	<i>Romanogobio vladykovi</i>			4	4,00	4	4 (g)
Perlfisch	<i>Rutilus meidingeri</i>			1	1,00	5	2 (h)
Rotaugen	<i>Rutilus rutilus</i>	2	1	1	1,33	3	2 (h)
Frauennerfling	<i>Rutilus virgo</i>			2	2,00	3	2 (h)
Baltischer Goldsteinbeißer	<i>Sabanejewia baltica</i>			4	4,00	4	4 (g)
Lachs	<i>Salmo salar</i>			1	1,00	1	1 (sh)
Lachssmolt	<i>Salmo salar</i>	1	1	3	1,67	1	1 (sh)
Meerforelle	<i>Salmo trutta</i>			1	1,00	1	1 (sh)
Meerforellensmolt ¹	<i>Salmo trutta</i>	1	1	3	1,67	1	1 (sh)
Forelle	<i>Salmo trutta</i>	1	1	1	1,00	2	1 (sh)
Seeforelle	<i>Salmo trutta</i>			1	1,00	1	1 (sh)
Seeforellensmolt ¹	<i>Salmo trutta</i>	1	1	3	1,67	1	1 (sh)
Ammersee-Tiefensaibling	<i>Salvelinus evasus</i>			2	2,00	5	3 (m)
Königssee-Saibling	<i>Salvelinus monostichus</i>			1	1,00	5	2 (h)
Bodensee-Tiefseesaibling	<i>Salvelinus profundus</i>			3	3,00	5	4 (g)
Seesaibling	<i>Salvelinus umbla</i>			1	1,00	5	2 (h)
Zander	<i>Sander lucioperca</i>	2	1	1	1,33	2	2 (h)
Rotfeder	<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	5	2	2	3,00	3	3 (m)
Wels	<i>Silurus glanis</i>			1	1,00	2	1 (sh)
Döbel	<i>Squalius cephalus</i>	5	2	1	2,67	1	2 (h)
Strömer	<i>Telestes souffia</i>			3	3,00	4	3 (m)
Äsche	<i>Thymallus thymallus</i>			1	1,00	3	2 (h)
Schleie	<i>Tinca tinca</i>	5	2	1	2,67	2	2 (h)
Zährte	<i>Vimba vimba</i>			1	1,00	1	1 (sh)
Streber	<i>Zingel streber</i>			4	4,00	4	4 (g)
Zingel	<i>Zingel zingel</i>			2	2,00	3	2 (h)

¹ Empirische Daten analog zu Lachssmolt.