



Hochschule für Angewandte Wissenschaften Hamburg  
*Hamburg University of Applied Sciences*

**Hochschule für Angewandte Wissenschaften Hamburg  
Fakultät Life Sciences**

**Untersuchung zum Stand der Technik von Fischschutzanlagen und  
Fischschutzsystemen**

**Bachelor-Arbeit**

Studiengang Umwelttechnik

vorgelegt von

Oliver Wessel

Matrikelnummer [REDACTED]

Hamburg

am 18. März 2013

1. Gutachter: Prof. Dr. Carolin Floeter (HAW Hamburg)
2. Gutachter: Dr. Andreas Dänhardt (Universität Hamburg)

## **Zusammenfassung**

Der Ausbau der Gewässer für die anthropogene Nutzung beeinflusst in erheblichem Maße den natürlichen Lebensraum von Fischen. Dabei sind nicht nur im Gewässer befindende Querbauwerke, wie Wehre, Staustufen oder Wasserkraftanlagen, sondern auch Wasserentnahmebauwerke zur Energieerzeugung und -speicherung sowie für Kühlzwecke industrieller Prozesse, für Habitats- und Populationsverluste verantwortlich. Die vorliegende Arbeit ist eine Literaturrecherche und befasst sich mit Fischschutzanlagen und Fischschutzsystemen.

Das Ziel dieser Arbeit ist, einen Beitrag für die Definition des Standes der Technik von Fischschutzanlagen und Fischschutzsystemen zu liefern. Ein Verweis auf den Stand der Technik ist insbesondere bei Genehmigungsverfahren von Anlagen, wie thermischen Kraftwerken und Wasserkraftanlagen, wichtig. Dazu werden die rechtlichen Grundlagen auf europäischer, nationaler und regionaler Ebene hinsichtlich des Gewässer-, Natur- sowie Tier- bzw. Fischschutzes dargestellt. Danach wird in groben Zügen auf die Fischbiologie, welche in Wanderverhalten, Schwimmverhalten und Fischanatomie gegliedert ist, eingegangen.

Kapitel 2 befasst sich mit den wasserbaulichen Anlagen. Es werden zunächst Bauwerke und deren Anlagenkomponenten vorgestellt, welche die Wanderung von Fischen beeinflussen und bei deren Passage Schädigungen an Fischen auftreten können. Besondere Aufmerksamkeit erhalten dabei Kraftwerke und Standorte mit großen Wasserentnahmemengen für Kühl- und Produktionsprozesse. Ihre ökologische Wirkung wird auf die Fische selbst und wenn möglich auf Fischpopulationen berücksichtigt. Im Anschluss daran werden unterschiedliche Verfahren und Techniken von Fischschutzanlagen und Fischschutzsystemen anhand nationaler und internationalen Fallbeispiele vorgestellt. Dies sind vor allem mechanische Barrieren, Verhaltensbarrieren, Fischrückführungs- und Fischsammelsysteme sowie Bypässe. Sie verhindern bzw. verringern das Eindringen von Fischen in Wasserentnahmebauwerke, sorgen für eine sichere Rückführung ins Gewässer und stellen die Durchgängigkeit der Gewässer an Querbauwerken wieder her.

Die Ergebnisse werden im dritten Kapitel dargestellt, wobei den Bauwerken geeignete Fischschutzanlagen und Fischschutzsysteme zugeordnet werden. Zusätzlich werden im vierten Kapitel drei aktuelle Fallbeispiele aus dem norddeutschen Raum näher erläutert und die bestehenden sowie geplanten

Fischschutzanlagen und Fischschutzsysteme beschrieben. Es handelt sich dabei um das sich im Bau befindende Kohlekraftwerk Moorburg, das geplante Industriekraftwerk in Stade und das Pumpspeicherwerk Geesthacht.

Die Wahl eines geeigneten Fischschutzkonzepts an einer Anlage hängt maßgeblich vom Standort ab. Zu beachten sind auch die kumulativen Effekte auf die Gewässerökologie mehrerer nebeneinander liegenden Anlagen. Ein wirksames Schutzkonzept kann daher nur flussgebietsübergreifend erfolgen. Trotz der aus Studien stetig wachsenden Kenntnisse über die Wirksamkeit sowie der Fischbiologie sind weiterführende Untersuchungen notwendig. Fazit und Diskussion erfolgen im fünften Kapitel.

# Inhaltsverzeichnis

<b>1</b>	<b>Einleitung .....</b>	<b>1</b>
1.1	Fragestellung und Ziel der Arbeit .....	2
1.2	Gesetzesgrundlagen .....	5
1.3	Fischbiologie .....	8
1.3.1	Wanderverhalten.....	8
1.3.2	Schwimmverhalten.....	12
1.3.3	Fischanatomie.....	15
<b>2</b>	<b>Material und Methoden .....</b>	<b>23</b>
2.1	Bauwerke .....	23
2.1.1	Staufstufen.....	23
2.1.1.1	Technische Beschreibung .....	23
2.1.1.2	Anwendung.....	23
2.1.1.3	Ökologische Auswirkungen unter besonderer Berücksichtigung der Fischfauna.....	24
2.1.2	Talsperren.....	25
2.1.2.1	Technische Beschreibung .....	25
2.1.2.2	Anwendung.....	25
2.1.2.3	Ökologische Auswirkungen unter besonderer Berücksichtigung der Fischfauna.....	25
2.1.3	Wasserkraftanlagen .....	26
2.1.3.1	Technische Beschreibung .....	26
2.1.3.2	Anwendung.....	27
2.1.3.3	Ökologische Auswirkungen unter besonderer Berücksichtigung der Fischfauna.....	28
2.1.4	Wasserentnahmebauwerke .....	30
2.1.4.1	Pumpspeicherwerke.....	31
2.1.4.1.1	Technische Beschreibung.....	31
2.1.4.1.2	Anwendung .....	32
2.1.4.1.3	Ökologische Auswirkungen unter besonderer Berücksichtigung der Fischfauna	32
2.1.4.2	Thermische Kraftwerke.....	34
2.1.4.2.1	Technische Beschreibung.....	34
2.1.4.2.2	Anwendung .....	34
2.1.4.2.3	Ökologische Auswirkungen unter besonderer Berücksichtigung der Fischfauna	34
2.2	Kühlkreisläufe bei thermischen Kraftwerken .....	35
2.2.1	Durchlauf-Kühlsysteme.....	36
2.2.1.1	Direkte Durchlauf-Kühlsysteme.....	36
2.2.1.1.1	Technische Beschreibung.....	36
2.2.1.1.2	Anwendung .....	36
2.2.1.1.3	Ökologische Auswirkungen unter besonderer Berücksichtigung der Fischfauna	37
2.2.1.2	Direkte Durchlauf-Kühlsysteme mit Kühlturm .....	37
2.2.1.2.1	Technische Beschreibung.....	37
2.2.1.2.2	Anwendung .....	37

2.2.1.2.3	Ökologische Auswirkungen unter besonderer Berücksichtigung der Fischfauna	38
2.2.1.3	Indirekte Durchlauf-Kühlsysteme	38
2.2.1.3.1	Technische Beschreibung	38
2.2.1.3.2	Anwendung	39
2.2.1.3.3	Ökologische Auswirkungen unter besonderer Berücksichtigung der Fischfauna	39
2.2.2	Offene Kreislaufkühlsysteme	39
2.2.2.1	Technische Beschreibung	39
2.2.2.2	Anwendung	41
2.2.2.3	Ökologische Auswirkungen unter besonderer Berücksichtigung der Fischfauna	41
2.2.3	Geschlossene Kühlsysteme	42
2.2.3.1	Luftgekühlte Kühlsysteme	42
2.2.3.1.1	Technische Beschreibung	42
2.2.3.1.2	Anwendung	42
2.2.3.1.3	Ökologische Auswirkungen unter besonderer Berücksichtigung der Fischfauna	43
2.2.3.2	Geschlossene Kreislauf-Nasskühlsysteme	43
2.2.3.2.1	Technische Beschreibung	43
2.2.3.2.2	Anwendung	44
2.2.3.2.3	Ökologische Auswirkungen unter besonderer Berücksichtigung der Fischfauna	44
2.2.4	Kombinierte Nass- und Trocken-Kühlsysteme	45
2.2.4.1	Offene Hybrid-Kühltürme	45
2.2.4.1.1	Technische Beschreibung	45
2.2.4.1.2	Anwendung	46
2.2.4.1.3	Ökologische Auswirkungen unter besonderer Berücksichtigung der Fischfauna	46
2.2.4.2	Geschlossene Kreislauf-Hybrid-Kühlsysteme	47
2.2.4.2.1	Technische Beschreibung	47
2.2.4.2.2	Anwendung	47
2.2.4.2.3	Ökologische Auswirkungen unter besonderer Berücksichtigung der Fischfauna	47
2.3	Vorstellung von Fischschutzanlagen und Fischschutzsystemen	49
2.3.1	Mechanische Barrieren	51
2.3.1.1	Rechen	51
2.3.1.1.1	Aufbau und Funktionsweise	51
2.3.1.1.2	Eignung	53
2.3.1.1.3	Praxisanwendungen national und international	54
2.3.1.2	Louver	57
2.3.1.2.1	Aufbau und Funktionsweise	57
2.3.1.2.2	Eignung	57
2.3.1.2.3	Praxisanwendungen national und international	58
2.3.1.3	Tauchwände	59
2.3.1.3.1	Aufbau und Funktionsweise	59
2.3.1.3.2	Eignung	59
2.3.1.3.3	Praxisanwendungen national und international	59

2.3.1.4	Lochbleche .....	60
2.3.1.4.1	Aufbau und Funktionsweise.....	60
2.3.1.4.2	Eignung.....	60
2.3.1.4.3	Praxis Anwendungen national und international.....	60
2.3.1.5	<i>Wedge-Wire-Screens</i> .....	61
2.3.1.5.1	Aufbau und Funktionsweise.....	61
2.3.1.5.2	Eignung.....	62
2.3.1.5.3	Praxis Anwendungen national und international.....	63
2.3.1.6	Trommelsiebe.....	64
2.3.1.6.1	Aufbau und Funktionsweise.....	64
2.3.1.6.2	Eignung.....	66
2.3.1.6.3	Praxisanwendungen national und international.....	67
2.3.1.7	Umlaufende Abschirmungen .....	68
2.3.1.7.1	Aufbau und Funktionsweise.....	68
2.3.1.7.2	Eignung.....	70
2.3.1.7.3	Praxis Anwendungen national und international.....	70
2.3.1.8	<i>Ristroph Screen / Fletcher Screen</i> .....	71
2.3.1.8.1	Aufbau und Funktionsweise.....	71
2.3.1.8.2	Eignung.....	73
2.3.1.8.3	Praxis Anwendungen national und international.....	74
2.3.1.9	<i>Geiger Screen</i> .....	75
2.3.1.9.1	Aufbau und Funktionsweise.....	75
2.3.1.9.2	Eignung.....	77
2.3.1.9.3	Praxisanwendungen national und international.....	78
2.3.1.10	<i>Hydrolox Screen</i> .....	79
2.3.1.10.1	Aufbau und Funktionsweise.....	79
2.3.1.10.2	Eignung.....	81
2.3.1.10.3	Praxisanwendungen national und international.....	81
2.3.1.11	<i>Beaudrey W Intake Protection (WIP) Screen</i> .....	82
2.3.1.11.1	Aufbau und Funktionsweise.....	82
2.3.1.11.2	Eignung.....	84
2.3.1.11.3	Praxisanwendungen national und international.....	84
2.3.1.12	<i>Coanda Screen</i> .....	84
2.3.1.12.1	Aufbau und Funktionsweise.....	84
2.3.1.12.2	Eignung.....	85
2.3.1.12.3	Praxisanwendungen national und international.....	85
2.3.1.13	<i>Closed Conduit Eicher Screen / Modular Inclined Screen</i> .....	85
2.3.1.13.1	Aufbau und Funktionsweise.....	85
2.3.1.13.2	Eignung.....	86
2.3.1.13.3	Praxisanwendungen national und international.....	87
2.3.1.14	<i>Rotary Discreens</i> .....	87

2.3.1.14.1	Aufbau und Funktionsweise.....	87
2.3.1.14.2	Eignung.....	89
2.3.1.14.3	Praxisanwendungen national und international.....	89
2.3.1.15	<i>Barrier Net</i> .....	89
2.3.1.15.1	Aufbau und Funktionsweise.....	89
2.3.1.15.2	Eignung.....	89
2.3.1.15.3	Praxisanwendungen national und international.....	89
2.3.1.16	<i>Aquatic Filter Barrier</i> .....	89
2.3.1.16.1	Aufbau und Funktionsweise.....	89
2.3.1.16.2	Eignung.....	90
2.3.1.16.3	Praxisanwendungen national und international.....	90
2.3.2	Verhaltensbarrieren.....	91
2.3.2.1	Luftblasenvorhänge.....	91
2.3.2.1.1	Aufbau und Funktionsweise.....	91
2.3.2.1.2	Eignung.....	92
2.3.2.1.3	Praxisanwendungen national und international.....	93
2.3.2.2	Elektrische Barrieren.....	93
2.3.2.2.1	Aufbau und Funktionsweise.....	93
2.3.2.2.2	Eignung.....	96
2.3.2.2.3	Praxisanwendungen national und international.....	98
2.3.2.3	Optische Verhaltensbarrieren.....	99
2.3.2.3.1	Aufbau und Funktionsweise.....	99
2.3.2.3.2	Eignung.....	100
2.3.2.3.3	Praxisanwendungen national und international.....	103
2.3.2.4	Akustische Scheuchanlagen.....	103
2.3.2.4.1	Aufbau und Funktionsweise.....	103
2.3.2.4.2	Eignung.....	106
2.3.2.4.3	Praxisanwendungen national und international.....	109
2.3.3	Fischsammel- und Fischrückführungssysteme.....	112
2.3.3.1	Aufbau und Funktionsweise.....	112
2.3.3.2	Eignung.....	112
2.3.3.3	Praxisanwendungen national und international.....	114
2.3.4	Bypässe.....	115
2.3.4.1	Aufbau und Funktionsweise.....	115
2.3.4.2	Eignung.....	117
2.3.4.3	Praxisanwendungen national und international.....	118
<b>3</b>	<b>Ergebnisse.....</b>	<b>119</b>
3.1	Staustufen.....	119
3.2	Talsperren.....	120
3.3	Wasserkraftanlagen.....	121
3.4	Wasserentnahmebauwerke.....	122

3.4.1	Pumpspeicherwerke .....	122
3.4.2	Thermische Kraftwerke .....	123
<b>4</b>	<b>Fallbeispiele von Fischschutzanlagen und Fischschutzsystemen an der Tideelbe .....</b>	<b>125</b>
4.1	Kohlekraftwerk Moorburg .....	125
4.1.1	Wasserrechtliche Erlaubnis .....	125
4.1.2	Beschreibung der ökologischen Auswirkungen auf die Fischfauna .....	129
4.1.3	Ökologische Auswirkungen durch die Kühlwasserentnahme .....	131
4.1.3.1	Elektrische Scheuchanlage .....	132
4.1.3.2	Mittelrechen .....	133
4.1.3.3	Multidisc-Siebrechenanlage ( <i>Geiger Screen</i> ).....	133
4.1.3.4	Fischrückführung .....	134
4.1.3.5	Ökologische Auswirkungen durch die Kühlwassereinleitung .....	136
4.1.4	Entscheidung und Begründung des Oberverwaltungsgerichts Hamburg.....	137
4.2	Industriekraftwerk Stade.....	138
4.2.1	Beschreibung der ökologischen Auswirkungen auf die Fischfauna .....	138
4.2.2	Ökologische Auswirkungen durch die Kühlwasserentnahme.....	139
4.2.3	Ökologische Auswirkungen durch die Kühlwassereinleitung .....	141
4.3	Pumpspeicherwerk Geesthacht .....	142
<b>5</b>	<b>Diskussion und Fazit.....</b>	<b>144</b>
<b>6</b>	<b>Erklärung zum selbständigen Arbeiten.....</b>	<b>147</b>
<b>7</b>	<b>Quellenverzeichnis.....</b>	<b>148</b>
<b>8</b>	<b>Anhänge .....</b>	<b>I</b>
8.1	Anhang 1: Schwimmgeschwindigkeiten von verschiedenen Fischarten aus [17] .....	I
8.2	Anhang 2: Effektivitätskontrolle Louver aus [17].....	IV
8.3	Anhang 3: Untersuchungen zur Wirksamkeit von Louvern aus [52].....	V
8.4	Anhang 4: Erfahrungsberichte über elektrische Scheuchanlagen aus [17].....	VIII
8.5	Anhang 5: Scheuchwirkung mit Glüh-, Quecksilber-Dampf- und Fluoreszenzlampen an .... thermischen Kraftwerken (T) und Wasserkraftwerken (W) aus [17] .....	XI
8.6	Anhang 6: Scheuchwirkung mit Stroboskoplampen an thermischen Kraftwerken (T) und .... Wasserkraftwerken (W) aus [17] .....	XII
8.7	Anhang 7: Feld-, Käfig- und Laborstudien über Stroboskoplampen aus [69].....	XIII
8.8	Anhang 8: Feld-, Käfig- und Laborstudien über Quecksilber-Dampf-Lampen aus [69].....	XVI
8.9	Anhang 9: Feld-, Käfig- und Laborstudien über andere Lampentypen aus [69].....	XVIII
8.10	Anhang 10: Feldversuche mit optischen Scheuchanlagen aus [52] .....	XX
8.11	Anhang 11: Studien über akustische Scheuchanlagen aus [17] .....	XXI
8.12	Anhang 12: Studien über akustische Scheuchanlagen aus [52] .....	XXIII
8.13	Anhang 13: Studien über akustische Scheuchanlagen aus [53] .....	XXIV
8.14	Anhang 14: Studien von Infraschall-Scheuchanlagen aus [71] .....	XXV

8.15 Anhang 15: *Screening-Methoden für Süßwasserstandorte und Marine Standorte nach [53] ..*  
.....XXVI

## Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1.1	Wanderverhalten der Fische zwischen unterschiedlichen Habitaten aus [17] .....	9
Abbildung 1.2	Atlantischer Lachs als Parr aus [18].....	10
Abbildung 1.3	Smoltifizierung des Atlantischen Lachses [18].....	10
Abbildung 1.4	Lebenszyklus Atlantischer Lachs aus [17].....	10
Abbildung 1.5	Weidenblattlarve des Europäischen Aals aus [19].....	11
Abbildung 1.6	Glasaale aus [19] .....	11
Abbildung 1.7	Steigaale aus [19].....	12
Abbildung 1.8	Blankaal aus [19].....	12
Abbildung 1.9	Lebenszyklus des Europäischen Aals aus [17].....	12
Abbildung 1.10	Relative Schwimmgeschwindigkeit von Fischen aus [17].....	14
Abbildung 1.11	Anatomie eines Knochenfisches aus [q].....	15
Abbildung 1.12	Detailansicht Kiemen aus [22].....	17
Abbildung 1.13	Fischatmung aus [22].....	17
Abbildung 1.14	Lage und Anatomie der Schwimmblase aus [22].....	19
Abbildung 1.15	Seitenliniensystem eines Goldfisches aus [23] .....	20
Abbildung 1.16	Neuromast mit Cupula und Nervenfasern aus [23].....	20
Abbildung 1.17	Weber'sche Apparat aus [21].....	21
Abbildung 1.18	Lage der Geruchsorgane beim Knochenfisch aus [22].....	22
Abbildung 1.19	Nase von <i>Anguilla anguilla</i> aus [22].....	22
Abbildung 2.1	Donaustufe Vohburg (Bayern) aus [17] .....	24
Abbildung 2.2	Schützenwehr Egelndamm an der Bode (Sachsen) aus [17] .....	24
Abbildung 2.3	Kammerschleuse bei Serrig an der Saar aus [17] .....	25
Abbildung 2.4	Hoover-Talsperre am Colorado aus [25].....	26
Abbildung 2.5	Wasserkraftanlage mit Francis-Schacht-Turbine aus [24].....	27
Abbildung 2.6	Prinzip eines Niederdruckkraftwerkes aus [17].....	27
Abbildung 2.7	Prinzip eines Hochdruckkraftwerkes aus [17] .....	28
Abbildung 2.8	Durchflussturbine aus [24] .....	29
Abbildung 2.9	Francisturbine aus [17].....	30
Abbildung 2.10	Pelton-turbine aus [17] .....	30
Abbildung 2.11	Kaplan-turbine aus [17] .....	30
Abbildung 2.12	Komponenten eines Wasserentnahmebauwerks aus [17] .....	31
Abbildung 2.13	Funktionsweise Pumpspeicherwerk aus [26].....	32
Abbildung 2.14	Pumpspeicherwerk Geesthacht aus [29] .....	33
Abbildung 2.15	Pumpspeicherwerk Goldisthal aus [27].....	33
Abbildung 2.16	Kraftwerk Moorburg Computeranimation aus [34] .....	35
Abbildung 2.17	Direktes Durchlauf-Kühlsystem.....	36
Abbildung 2.18	Direktes Durchlauf-Kühlsystem mit Kühlturm .....	38
Abbildung 2.19	Indirektes Durchlauf-Kühlsystem .....	39
Abbildung 2.20	Offenes Kreislaufkühlsystem.....	41
Abbildung 2.21	Hybrid-Kühlturm aus [32] .....	46

Abbildung 2.22	Rechen aus Flachstahl aus [17].....	52
Abbildung 2.23	Aktuelle Rechenprofile nach HASSINGER [40].....	52
Abbildung 2.24	Formbeiwerte für verschiedene Rechenformen aus [17].....	53
Abbildung 2.25	Fischschonrechen aus [50].....	56
Abbildung 2.26	Aufbau eines Louvers aus [17].....	57
Abbildung 2.27	Schwimmbahn eines Fisches entlang eines Louvers aus [17].....	58
Abbildung 2.28	Funktionsprinzip einer Tauchwand aus [17].....	59
Abbildung 2.29	Lochblech vor einer Wasserentnahmestelle aus [17].....	60
Abbildung 2.30	<i>Wedge-Wire-Screen</i> aus [17].....	61
Abbildung 2.31	<i>Wedge-Wire-Screen</i> Abmessungen aus [17].....	62
Abbildung 2.32	Beispiele für Anordnungen von mehreren PWWC aus [53].....	63
Abbildung 2.33	<i>Wedge-Wire-Screen</i> an Gewässersohle aus [39].....	63
Abbildung 2.34	Trommelsiebanlage schematisch aus [17].....	65
Abbildung 2.35	Trommelsieb aus gebogenen <i>Wedge-Wire-Screens</i> aus [17].....	65
Abbildung 2.36	Frontal angeströmtes Trommelsieb (Schweiz) aus [17].....	65
Abbildung 2.37	Schräg zur Fließrichtung angeordnetes Trommelsieb (USA) mit Bypass aus [17].....	66
Abbildung 2.38	Weitere Anordnungsmöglichkeiten für Trommelsiebe aus [56].....	66
Abbildung 2.39	Aufbau einer umlaufenden Abschirmung aus [17].....	68
Abbildung 2.40	Prinzip einer umlaufenden Abschirmung aus [52].....	69
Abbildung 2.41	<i>Dual flow</i> einer umlaufenden Abschirmung aus [56].....	69
Abbildung 2.42	<i>Center flow</i> einer umlaufenden Abschirmung aus [56].....	69
Abbildung 2.43	<i>Modified Ristroph Screen</i> aus [57].....	71
Abbildung 2.44	Korbdesign bei <i>Ristroph Screen</i> und <i>Fletcher Screen</i> aus [39].....	72
Abbildung 2.45	<i>Geiger Screen</i> Werksmontage aus [59].....	76
Abbildung 2.46	<i>Geiger-Screen</i> aus [39].....	77
Abbildung 2.47	Multidisc-Anlage mit Fischrückführungssystem aus [58].....	77
Abbildung 2.48	Kühlwassereinlaufbauwerk am Kraftwerk Moorburg aus [60].....	79
Abbildung 2.49	<i>Hydrolox Screen</i> aus [61].....	80
Abbildung 2.50	<i>Hydrolox Screen</i> Detail aus [61].....	80
Abbildung 2.51	<i>Hydrolox Screen</i> aus [62].....	81
Abbildung 2.52	<i>WIP Screen</i> aus [63].....	82
Abbildung 2.53	<i>Nocling Panel</i> aus [63].....	83
Abbildung 2.54	Funktionsprinzip <i>WIP Screen</i> aus [63].....	83
Abbildung 2.55	Aufbau des <i>WIP Screens</i> aus [63].....	83
Abbildung 2.56	Funktionsprinzip des <i>Coanda Screens</i> aus [52].....	84
Abbildung 2.57	<i>Coanda Screen</i> aus [53].....	85
Abbildung 2.58	Funktionsweise des <i>Closed Conduit Eicher Screens</i> aus [17].....	86
Abbildung 2.59	Prinzip des <i>Modular Inclined Screens</i> aus [17].....	86
Abbildung 2.60	<i>Rotary Discscreens</i> an einem Wassereinlauf aus [53].....	88
Abbildung 2.61	Installierte <i>Rotary Discscreens</i> in Großbritannien aus [53].....	88
Abbildung 2.62	Luftblasenvorhang aus [53].....	92

Abbildung 2.63	Aufbau einer elektrischen Scheuchanlage aus [17].....	94
Abbildung 2.64	Grundsätzlicher Aufbau einer elektrischen Scheuchanlage aus [17] .....	95
Abbildung 2.65	Aufbau des GFFB aus [65].....	96
Abbildung 2.66	Wirkungsweise des GFFB aus [65].....	96
Abbildung 2.67	Stahlunterkonstruktion für Stroboskoplampen aus [68] .....	100
Abbildung 2.68	Anordnung einer Lichterkette in Ruhe- und Betriebsposition aus [17].....	100
Abbildung 2.69	Stroboskoplampen am Cumberland Fossil Plant aus [68].....	102
Abbildung 2.70	Aufbau eines SPA aus [53] .....	105
Abbildung 2.71	Schematische Aufbau eines BAFF-Systems aus [53] .....	106
Abbildung 2.72	Verlauf der akustischen Barriere Georgiana Slough (1994) aus [52] .....	109
Abbildung 2.73	Verlauf des BAFF-Systems Georgiana Slough (2011) aus [72] .....	110
Abbildung 2.74	Multi-Stimulus Barriere beim Bau aus [74].....	111
Abbildung 2.75	Kurve in einem Fischrückführungssystem aus [53] .....	113
Abbildung 2.76	Fischrückführrinne aus [53].....	114
Abbildung 2.77	Entlassungsleitung ins Gewässer aus [76] .....	114
Abbildung 2.78	Höhenverstellbarer Bypass aus [17] .....	116
Abbildung 2.79	Anordnung des Bypasses am Wasserkraftwerk Bellow Falls aus [17] .....	117
Abbildung 2.80	Aalbypass am Wasserkraftwerk Hamm-Uentrop an der Lippe aus [17] .....	117
Abbildung 3.1	Prinzip eines Fischlifts aus [78].....	120
Abbildung 4.1	Nutzbare Kühlwasserentnahme aus der Süderelbe aus [80] .....	126
Abbildung 4.2	Nutzbare Kühlwassereinleitung in die Süderelbe aus [80] .....	128
Abbildung 4.3	Kühlwassereinlauf des Kohlekraftwerks Moorburg aus [60] .....	131
Abbildung 4.4	Prinzip der elektrischen Fischeuchanlage am Kraftwerk Moorburg aus [60] ...	132
Abbildung 4.5	Entleerung der Fischbecher in die Rückführungsrinne aus [60] .....	134

## Tabellenverzeichnis

Tabelle 1.1	Gesetzliche Anforderungen an den Gehalt von gelösten Sauerstoff für Süßwassergewässer aus Richtlinie 2006/44/EG [15] .....	7
Tabelle 1.2	Gesetzliche Anforderungen an die Wassertemperatur für Süßwassergewässer aus Richtlinie 2006/44/EG [15].....	7
Tabelle 1.3	Orientierungswerte aus Wärmelastplan Tideelbe [16] .....	8
Tabelle 1.4	Ansprüche einiger Fisch- und Rundmaularten gegenüber Temperatur und Sauerstoffbedarf aus Wärmelastplan Tideelbe [16] .....	18
Tabelle 2.1	Ökologische Aspekte von Kühlsystemen verändert aus BVT-Merkblatt [32].....	48
Tabelle 2.2	Angaben zur lichten Stabweite in den Fischereiverordnungen der Bundesländer.....	55
Tabelle 2.3	Mortalitätsraten verschiedener Fischarten der Trommelsiebanlage Bergum aus [17]...	67
Tabelle 2.4	Effizienz verschiedener Trommelsiebanlagen in den USA aus [17] .....	67
Tabelle 2.5	Feldstudien über den <i>Closed Conduit Eicher Screen</i> aus DOI [52] .....	87
Tabelle 2.6	Studien über elektrische Scheuchanlagen nach O'FARELL [66].....	98
Tabelle 2.7	Merkmale typisch eingesetzter Lampen aus [17] .....	99
Tabelle 2.8	Beispiele für die Dimensionierung von Bypässen aus [17] .....	116
Tabelle 4.1	Fisch- und Neunaugenarten nach Anhang 2 der FFH-Richtlinie aus MIERWALD [60] (verändert) .....	130
Tabelle 4.2	Altersklassen der bewertungsrelevanten Fischarten und Rundmäuler nach ARSU [86] (verändert) .....	138

## Abkürzungen, Zeichen und Symbole

ARSU	Arbeitsgruppe für regionale Struktur- und Umweltforschung GmbH
BAFF	<i>Bio-Acoustic Fish Fence</i>
BbgFischO	Fischereiordnung des Landes Brandenburg
BImSchG	Bundes-Immissionsschutzgesetz
BNatSchG	Bundesnaturschutzgesetzes
BUND	Bund für Umwelt und Naturschutz Deutschland
DOI	<i>U.S. Department of the Interior</i>
DWA	Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V.
DWR	<i>California Department of Water Resources</i>
EPA	<i>United States Environmental Protection Agency</i>
EPRI	<i>Electric Power Research Institute</i>
FFH	Flora-Fauna-Habitat
FPS	<i>Fish Protection System</i>
FSA	Fischschutzanlage
FSS	Fischschutzsystem
GFFB	<i>Graduated Field Fish Barrier</i>
HFO	Hessische Fischereiverordnung
KWK	Kraft-Wärme-Kopplung
$L_{\text{Fisch}}$	Körperlänge des Fisches
LFischVO	Landesfischereiverordnung
O <sub>2</sub>	Sauerstoff
OVG	Oberverwaltungsgericht
PSW	Pumpspeicherwerk
PWWC	<i>Passive Wedge-Wire Cylinder</i>
SächsFischVO	Sächsische Fischereiverordnung
SPA	<i>Sound Projector Array</i>
t	Temperatur
ThürFischVO	Thüringer Fischereiverordnung
UBA	Umweltbundesamt
USBR	<i>United States Bureau of Reclamation</i>
$V_{\text{gesteigert}}$	gesteigerte Geschwindigkeit
$V_{\text{kritisch}}$	kritische Geschwindigkeit
WHG	Wasserhaushaltsgesetz
WKA	Wasserkraftanlage
WWS	<i>Wedge-Wire-Screens</i>

## Verwendete Einheiten

°	Grad
°C	Grad Celsius
a	Jahr
A	Ampere
bar	Bar
cm	Zentimeter
fps	<i>feet per second</i>
FPM	<i>flashes per minute</i>
h	Stunde
Hz	Hertz
in	<i>inch</i>
km	Kilometer
K	Kelvin
lx	Lux
L	Liter
$L_{\text{Fisch}}$	Körperlänge des Fisches in m
m	Meter
$m^2$	Quadratmeter
$m^3$	Kubikmeter
mg	Milligramm
mgd	<i>million-gallons per day</i>
min	Minute
mm	Millimeter
mol	Mol
ms	Millisekunden
$\mu\text{s}$	Mikrosekunden
$MW_{\text{th}}$	Megawatt (thermisch)
nm	Nanometer
s	Sekunde
t	Tonne

## 1 Einleitung

Die Evolution der Fische geht auf ihre Vorfahren der Wirbeltiere im Unterkambrium vor etwa 530 Millionen Jahren zurück [1]. Seither bevölkern die heute etwa 32.500 bekannten Fischarten die Gewässer der Erde [2]. Diese biologische Vielfalt spiegelt sich auch in unterschiedlichen Bedürfnissen an ihre Umwelt wider. Die Nahrungs-, Laich- und Wandergebiete der Fische finden sich in allen Gewässern der Erde und werden daher auch zunehmend vom Menschen beeinflusst. Durch den Ausbau der Gewässer für die anthropogene Nutzung ist der Lebensraum für Fische erheblich verändert worden. Die Begradigungen von Flüssen, Uferbefestigungen und Flussvertiefungen zur besseren Schiffbarkeit, sowie als Hochwasserschutz haben Laich- und Nahrungshabitate zerstört. Der Bau von Querbauwerken, wie Sohlebefestigungen, Wehre, Schleusen und Talsperren vermindern in erheblichem Maße die Durchgängigkeit der Gewässer. Dadurch wird es besonders den Langdistanzwanderfische, wie z. B. Aal und Lachs erschwert, an geeignete Laich-, Nahrungs- und Überwinterungshabitate im Meer oder im Fluss zu gelangen. Die Nutzung der Gewässer zur Energiegewinnung in Wasserkraftanlagen und Pumpspeicherwerken sowie als Kühlmittel für thermische Kraftwerke und industrielle Prozesse stellen eine Gefahr für Fische dar, weil diese durch das Einsaugen des Wassers geschädigt oder getötet werden. Hinzu kommen die Einleitungen von Abwässern, die Nährstoffeinträge aus der Landwirtschaft und Wärmeeinleitungen aus den Kraftwerksbetrieben, welche die Eutrophierung beschleunigen und die Sauerstoffkonzentration in den Gewässern auf für Fische kritische Gehalte absinken lassen.

Zunehmend wurden die Folgen der Umwelteingriffe durch den Menschen sichtbar, so dass sich langsam ein globales Umweltbewusstsein in Gesellschaft und Politik entwickelt hat. Dies führte inzwischen zu zahlreichen Gesetzen, Abkommen und Verträgen auf regionaler, nationaler und sogar internationaler Ebene. Nationale und internationale Standards wie die DIN EN ISO-Normen oder die BVT-Merkblätter geben, zwar nicht rechtlich bindend aber dennoch international anerkannt, den Stand der Technik zur Vermeidung von Umweltschäden für verschiedene industrielle Bereiche wieder. Diese werden aufgrund der ständigen Weiterentwicklung einer regelmäßigen Aktualisierung unterzogen.

Im Folgenden wird die Fragestellung, sowie das Ziel dieser Arbeit vorgestellt. Im Anschluss werden dann einige für diese Arbeit wichtigen Gesetzestexte kurz vorgestellt und auch deren Inhalt und Ziele dargestellt. Darauf folgen einige Erläuterungen zur Fischbiologie.

## **1.1 Fragestellung und Ziel der Arbeit**

Der Betrieb von Querbauwerken und Wasserkraftanlagen verursacht erhebliche Eingriffe in den Lebensraum der Fische durch Einschränkungen der Durchgängigkeit der Gewässer. Wasserentnahmebauwerke stellen eine direkte Gefahr für die Fische dar.

Um die Durchgängigkeit der Gewässer zu erhöhen und die Schädigung und Mortalität der Fische bei der Wasserentnahme zu reduzieren, wurden verschiedene Fischschutzanlagen und Fischschutzsysteme international und national entwickelt. In dieser Arbeit bezieht sich der Begriff Fischschutzanlage (FSA) auf einzelne Anlagen, die eine Barriere-, Scheuch- oder Leitwirkung auf Fische ausüben, wie z. B. mechanische Barrieren, Verhaltensbarrieren. Sie werden gegenüber Fischschutzsystemen (FSS) abgegrenzt, bei dem es sich um Kombinationen von FSA oder um komplexere Systeme, wie z. B. Fischrückführungssysteme handelt.

Bisher ist der Stand der Technik von FSA und FSS nicht verbindlich in Form von z. B. DIN EN ISO Standards definiert. Folglich kann bei der Genehmigung von Anlagen nach dem Bundes-Immissionsschutzgesetz (BImSchG) auch nicht auf den Stand der Technik verwiesen werden.

Diese Arbeit hat zum Ziel, einen Beitrag für die Definition des Standes der Technik von Fischschutzanlagen und -systemen zu liefern. Dabei wird insbesondere auf Anlagen, wie thermische Kraftwerke, Wasserkraftanlagen, Pumpspeicherwerke und industrielle Anlagen, sowie deren Ausstattung an Fischschutzsystemen eingegangen.

Hierfür wird ein Vergleich zwischen nationaler und internationaler Praxis vorgenommen, um Unterschiede und Defizite hierzulande aufzuzeigen. Eine 1998

durchgeführte Umfrage von der DWA<sup>1</sup> ergab, dass in Deutschland von über 5.600 Wasserkraftanlagen und Wasserentnahmebauwerke weniger als 20 mit FSA und FSS unbekannter Wirksamkeit ausgestattet sind [3].

In Deutschland sind nach ANDERER ET AL. [4] aktuell zwischen 7.300 und 7.600 Wasserkraftanlagen in Betrieb. Danach existieren an etwa 12 % der Wasserkraftstandorte Fischaufstiegsanlagen, wobei diese erst in den letzten Jahren vermehrt an bzw. direkt neben den Wasserkraftanlagen errichtet wurden. Die in der Studie verwendeten verschiedenen Datenquellen weisen darauf hin, dass aktuell an 10 bis 20 % der Wasserkraftstandorte ökologische Maßnahmen durchgeführt wurden. Vorrangig betreffen diese die Durchgängigkeit [4].

Bei der Errichtung und dem Betrieb einer Anlage stellt sich die Frage, ob FSA oder/und FSS notwendig sind. Um die Notwendigkeit von FSA und FSS vorherzusagen, ist zuerst die Erheblichkeitsschwelle zu definieren. Aus naturschutzfachlicher Sicht ist es entscheidend, ob die Gefahr besteht, dass die Anlage einen „erheblichen“ Schaden auf die Fischpopulation hat. Laut § 19 Absatz 1, Satz 1 des Bundesnaturschutzgesetzes (BNatSchG) ist „eine Schädigung von Arten und natürlichen Lebensräumen (...), jeder Schaden, der erhebliche nachteilige Auswirkungen auf die Erreichung oder Beibehaltung des günstigen Erhaltungszustandes dieser Lebensräume oder Arten hat“. Weiter verweist § 19 Absatz 5 mit Bezug auf den Ausgangszustand auf die Kriterien in Anhang 1 der Richtlinie 2004/35/EG, die für die Beurteilung einer erheblichen Umweltauswirkung zu berücksichtigen sind [5].

Nach Anhang 1 der Richtlinie 2004/35/EG [6] sollten erhebliche nachteilige Veränderungen gegenüber dem Ausgangszustand mit Hilfe der folgenden feststellbaren Daten ermittelt werden:

- Anzahl der Exemplare, ihre Bestandsdichte oder ihr Vorkommensgebiet;
- Rolle der einzelnen Exemplare oder des geschädigten Gebiets in Bezug auf die Erhaltung der Art oder des Lebensraums, Seltenheit der Art oder des Lebensraums (auf örtlicher, regionaler und höherer Ebene einschließlich der Gemeinschaftsebene);

---

<sup>1</sup> DWA-Arbeitsgruppe WW-8.1 von der Deutschen Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V.; hieß vor dem 1. September 2004 noch ATV-DVWK

- die Fortpflanzungsfähigkeit der Art (entsprechend der Dynamik der betreffenden Art oder Population), ihre Lebensfähigkeit oder die natürliche Regenerationsfähigkeit des Lebensraums (entsprechend der Dynamik der für ihn charakteristischen Arten oder seiner Populationen);
- die Fähigkeit der Art bzw. des Lebensraums, sich nach einer Schädigung ohne äußere Einwirkung lediglich mit Hilfe verstärkter Schutzmaßnahmen in kurzer Zeit so weit zu regenerieren, dass allein aufgrund der Dynamik der betreffenden Art oder des betreffenden Lebensraums ein Zustand erreicht wird, der im Vergleich zum Ausgangszustand als gleichwertig oder besser zu bewerten ist [6].

Der Beeinträchtigungsgrad und die Erheblichkeitsschwellen für die FFH-Art<sup>2</sup> Finte (*Alosa fallax*) durch die Wasserentnahmen aus der Elbe für Kühlzwecke der bereits bestehenden und geplanten Kraftwerke sind diskutiert worden. Dazu sind unterschiedliche Varianten für die Definition der Erheblichkeitsschwelle im Fachgespräch „Finte“ (2008) von der ARSU<sup>3</sup> [7] vorgestellt worden. Demnach sollten folgende Überlegungen für die Definition der Erheblichkeitsschwelle berücksichtigt werden:

- Wie hoch sind die auftretenden Schäden einer Fischpopulation durch z. B. Turbinenpassagen und Verklemmung im Rechen? Dies setzt Kenntnisse über die bestehenden Fischpopulationen voraus, wie Altersklassenverteilung, natürliche Mortalitätsrate usw., welche unter Umständen schwer festzustellen sind.
- Welche Wasserentnahmemenge einer Anlage im Vergleich zum Wasserkörper gilt als unerheblich? Dabei ist zu berücksichtigen, dass die Einsaugmenge nicht proportional zur Schädigung ist und die Individuen nicht homogen im Wasserkörper verteilt sind.
- Welche Wirksamkeit haben die vorgesehenen Schutzmaßnahmen zur Verminderung und Vermeidung von Fischschäden? Die Wirksamkeit muss vom Anlagenbetreiber mit entsprechenden Untersuchungen belegt werden [7].

---

<sup>2</sup> Nach der Flora-Fauna-Habitat-Richtlinie (Richtlinie 92/43/EWG) eine Art von gemeinschaftlichem Interesse; aufgeführt im Anhang II der Richtlinie

<sup>3</sup> Arbeitsgruppe für regionale Struktur- und Umweltforschung GmbH

Mögliche Schutzmaßnahmen, sowie deren Wirksamkeit werden in dem Kapitel 2.3 dieser Arbeit behandelt.

Anlass dieser Arbeit war die Wiederinbetriebnahme des in Schleswig-Holstein gelegene Pumpspeicherwerks Geesthacht, welches nach der Änderung des Oberflächenwasserabgabengesetzes vom 16. September 2011 wieder unter Volllast betrieben werden kann. Das Pumpspeicherwerk ist fischschutztechnisch auf dem Stand von 1958. Eine Nachrüstung auf den aktuellen Stand der Technik soll spätestens innerhalb der nächsten fünf Jahre geschehen [8], [9], [10].

## 1.2 Gesetzesgrundlagen

Mit der Richtlinie 2000/60/EG (Wasserrahmenrichtlinie) des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 [11] wurde ein entscheidender Beitrag in der Bewirtschaftung und zum Schutze der europäischen Gewässer geleistet. Ziel der Richtlinie ist es, die Gewässerverschmutzung zu verhindern bzw. zu reduzieren, eine nachhaltige Wassernutzung zu fördern und den ökologischen und chemischen Zustand aquatischer Ökosysteme zu verbessern. Zudem gelten das Verschlechterungsverbot, sowie das Verursacherprinzip. Der gute ökologische und chemische Zustand aller europäischer Gewässer<sup>4</sup> soll bis 2015 erreicht werden. Die Bewertung und Einstufung des ökologischen Zustandes der Gewässer erfolgt über biologische, hydromorphologische und physikalisch-chemische Qualitätskomponenten. Für erheblich veränderte oder künstliche Gewässer soll ein guter chemischer Zustand, sowie ein gutes ökologisches Potential bis 2015 erreicht werden. Zu diesem Zweck sind von allen Mitgliedstaaten Bewirtschaftungs- und Maßnahmepläne zu den jeweiligen Flussgebietseinheiten erarbeitet worden [11].

Die Ziele der Wasserrahmenrichtlinie spiegeln sich auch in der Umsetzung in nationales Recht im Wasserhaushaltsgesetz (WHG) vom 31. Juli 2009 [12] der Bundesrepublik Deutschland wider. Die Bewirtschaftungsziele und Fristen zur Erreichung der Bewirtschaftungsziele für oberirdische Gewässer entsprechen den Vorgaben aus der Wasserrahmenrichtlinie und sind im WHG in § 27 und § 29 beschrieben. Es gilt zudem, eine Mindestwasserführung (§ 33) und die Durchgängigkeit (§ 34) der oberirdischen Gewässer zu erhalten. Die

---

<sup>4</sup> Dazu zählen Grundwasser und Oberflächengewässer einschließlich Ästuar- und Küstengewässer

Wasserkraftnutzung darf nach § 35 des WHG nur zugelassen werden, wenn geeignete Maßnahmen zum Schutze der Fischpopulationen ergriffen werden [12].

Zum Schutze natürlicher Lebensräume und wildlebender Tier- und Pflanzenarten wurde die Flora-Fauna-Habitat-Richtlinie (Richtlinie 92/43/EWG) des Rates vom 21. Mai 1992 [13] beschlossen. Diese hat zum Ziel, eine europaweite Vernetzung dieser Lebensräume (Natura 2000) zu gewährleisten. So sollen die ökologischen Wechselbeziehungen entwickelt bzw. wiederhergestellt werden, damit die biologische Vielfalt erhalten bleibt. Dazu haben die Mitgliedstaaten laut Artikel 6 Absatz 2 der Richtlinie geeignete Maßnahmen durchzuführen, die eine Verschlechterung der natürlichen Lebensräume und Habitate der Arten, sowie Störungen von Arten, für die die Gebiete ausgewiesen worden sind, zu vermeiden [13].

Die Umsetzung dieser Richtlinie, sowie die Durchsetzung der in der Richtlinie beschriebenen Ziele sind durch das BNatSchG vom 29. Juli 2009 als nationales Recht novelliert worden [5].

Eine vom Bundesamt für Naturschutz aufgestellte Liste der in Deutschland vorkommenden Arten der Anhänge II, IV, V der FFH-Richtlinie (92/43/EWG) [14] zählt 62 Fischarten.

Die Süßwasserrichtlinie (Richtlinie 2006/44/EG) des Europäischen Parlaments und des Rates vom 6. September 2006 [14] enthält Vorgaben über die Qualität von Süßwasser, das schutz- oder verbesserungsbedürftig ist, um das Leben von Fischen zu erhalten. Eine Verschlechterung der Gewässerqualität erfolgt insbesondere durch Emissionen von Schadstoffen und Wärme. Die Mitgliedstaaten unterteilen die Gewässer in Salmoniden-<sup>5</sup> und Cyprinidengewässer<sup>6</sup> und stellen Maßnahmenprogramme auf, die eine weitere Verschmutzung verringern oder verhindern. Unter anderem sind Parameter für gelösten Sauerstoff und die Temperatur im Anhang 1 dieser Richtlinie zu finden (Tabelle 1.1 und Tabelle 1.2) [15].

---

<sup>5</sup> Salmonidengewässer sind Gewässer, in denen das Leben von Fischen solcher Art, wie Lachse (*Salmo salar*), Forellen (*Salmo trutta*), Aeschen (*Thymallus thymallus*) und Renken (*Coregonus*) erhalten wird oder erhalten werden könnte [Richtlinie 2006/44/EG].

<sup>6</sup> Cyprinidengewässer sind Gewässer, in denen das Leben von Fischen, wie Cypriniden (*Cyprinidae*) oder anderen Arten wie Hechten (*Esox lucius*), Barschen (*Perca fluviatilis*) und Aalen (*Anguilla anguilla*) erhalten wird oder erhalten werden könnte [Richtlinie 2006/44/EG].

**Tabelle 1.1 Gesetzliche Anforderungen an den Gehalt von gelösten Sauerstoff für Süßwassergewässer aus Richtlinie 2006/44/EG [15]**

Parameter	Salmonidengewässer	Cyprinidengewässer
Gelöste Sauerstoffkonzentration in mg O <sub>2</sub> /L	100 % der Messwerte ≥ 7 mg O <sub>2</sub> /L	100 % der Messwerte ≥ 5 mg O <sub>2</sub> /L
	50 % der Messwerte ≥ 9 mg O <sub>2</sub> /L	50 % der Messwerte ≥ 8 mg O <sub>2</sub> /L

**Tabelle 1.2 Gesetzliche Anforderungen an die Wassertemperatur für Süßwassergewässer aus Richtlinie 2006/44/EG [15]**

Parameter	Salmonidengewässer	Cyprinidengewässer
Maximale Wassertemperatur an der Grenze der Vermischungszone (unterhalb der Abwärmeeinleitstelle) in °C	21,5	28
Maximale Wassertemperatur während der Laichzeit der Kaltwasser-Fischarten in °C	10	10
Maximale Wassertemperaturdifferenz an der Grenze der Vermischungszone (unterhalb der Abwärmeeinleitstelle) und Zone nicht beeinträchtigtem Wasser in °C	1,5	3

In den Landesfischereigesetzen der Bundesländer wird auf die Errichtung einer Vorrichtung hingewiesen, die das Eindringen von Fischen in Anlagen zur Wasserentnahme verhindern. Zudem wird die Erhaltung der Gewässer-durchgängigkeit bei der Errichtung von Absperrbauwerken gefordert, die durch geeignete Fischwege gewährleistet werden sollen [4].

Zudem werden in den Regelwerken einiger Bundesländer, wie z. B. die Fischereiverordnungen, Maßnahmen zum Fischschutz erwähnt, wie der maximale Stababstand des Rechens bei Anlagen zur Wasserentnahme (siehe Tabelle 2.2) oder der Mindestwasserabfluss [4].

Hinsichtlich der Wärmeemissionen in die Elbe wurde von den zuständigen Behörden der Länder Niedersachsen, Hamburg und Schleswig-Holstein mit Berücksichtigung der europäischen Süßwasserschutzrichtlinie (2006/44/EG) und den diesbezüglichen Empfehlungen der Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) folgende gewässerbezogenen Orientierungswerte (Tabelle 1.3) am Ort der Beurteilung für den Wärmelastplan Tideelbe im Rahmen der Bewirtschaftungsplanung erstellt [16].

**Tabelle 1.3 Orientierungswerte aus Wärmelastplan Tideelbe [16]**

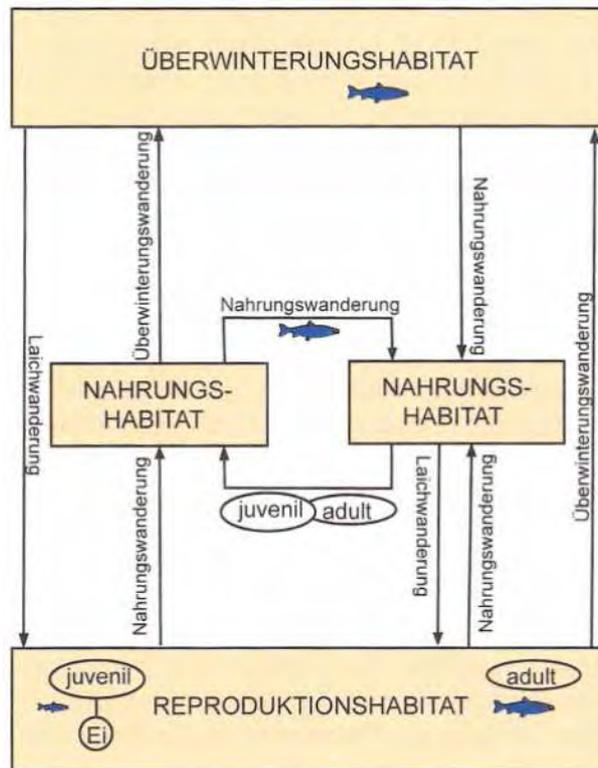
Maximal zulässige Gewässertemperatur	28,0 °C
Maximal zulässige Aufwärmspanne im Gewässer	3,0 K
Mindestsauerstoffkonzentration im Gewässer	3,0 mg O <sub>2</sub> /L
Zielwert der Sauerstoffkonzentration im Gewässer	6,0 mg O <sub>2</sub> /L

### **1.3 Fischbiologie**

In diesem Kapitel wird kurz auf die Fischbiologie eingegangen, zudem werden für diese Arbeit wichtige Aspekte, wie z. B. das Wanderverhalten, das Schwimmverhalten und die Fischanatomie, hervorgehoben. Die hier ausgewählten Aspekte sind für das Verständnis sowohl der ökologischen Auswirkungen von Bauwerken auf Fischpopulationen als auch für Fischschutzmaßnahmen von Bedeutung. Wie in der Einleitung erwähnt, bevölkern Fische aufgrund ihrer biologischen Vielfalt in unterschiedlichster Weise die Gewässer der Erde. Ihr Lebensraum bietet ihnen Möglichkeiten zur Nahrungsaufnahme, Überwinterung, sowie zur Fortpflanzung. Für einige Arten ist das Erreichen dieser Habitats mit einer Überwindung großer Distanzen verbunden.

#### **1.3.1 Wanderverhalten**

Fische profitieren durch ihr Wanderverhalten, indem sie ihre Habitats in zeitlicher und räumlicher Abfolge wechseln (Abbildung 1.1) und so die in ihrem Lebensraum vorhandenen Ressourcen in idealer Weise ausnutzen. So wandern Fische, je nach Art, Entwicklungsstadium und Jahreszeit, zu ihren Nahrungs-, Überwinterungs- und Laichhabitats. Für die Bildung gesunder Fischpopulationen mit optimaler Bestandsdichte ist eine ungehinderte Bewegungsfreiheit der Fische notwendig. Wird die lineare Durchgängigkeit der Gewässer durch Querbauwerke oder Wasserentnahmen beeinträchtigt, sind negative Auswirkungen auf die Bestandsdichten oder sogar das Aussterben ganzer Fischpopulationen die Folge [3].



**Abbildung 1.1 Wanderverhalten der Fische zwischen unterschiedlichen Habitaten aus [17]**

Es gibt verschiedene Arten des Wanderverhaltens bei Fischen. So sind diadrome Wanderbewegungen solche, die einen Wechsel zwischen Süßwasser und Meer mit einschließen. Diadromes Wanderverhalten lässt sich weiter in anadrome und katadrome Wanderbewegungen einteilen. Dabei bedeutet anadrom, dass das Reproduktionshabitat im Süßwasser liegt und die Aufwuchsphase im Meer stattfindet. Katadrome Wanderbewegungen sind solche, bei denen die Fortpflanzung im Meer und die Aufwuchsphase im Süßwasser stattfindet. Ein Wanderverhalten bei Fischen, welches ausschließlich im Süßwasser stattfindet, wird als potamodrom bezeichnet [3].

Die auslösenden Faktoren, die den Beginn einer Wanderung bei anadromen und katadromen Arten einleiten, sind sehr komplex. Dabei spielen das Entwicklungsstadium sowie Abflussmenge, Wassertemperatur, Tages- und Jahreszeit eine wichtige Rolle [3].

Ein Vertreter von anadromen Wanderverhalten ist der Atlantische Lachs (*Salmo salar*). Die fortpflanzungsfähigen Lachse wandern vom Meer zu ihren Laichgebieten in die Süßwassergebiete. Dabei können sie bis zu 1.000 km zurücklegen, wenn ihr Reproduktionshabitat in den großen Stromsystemen, wie z. B. Rhein, Weser und Elbe liegt. Dort werden die Eier in das Kies des Gewässergrundes, in so genannten

Laichgruben, abgegeben und befruchtet. Nach dem Ablachen sterben viele Elterntiere an Erschöpfung, aber einzelne Exemplare wandern als „Kelts“ ins Meer zurück, um sich mindestens ein weiteres Mal fortzupflanzen. Die Brut entwickelt sich und wächst ein bis zwei Jahre im Fließgewässer heran. In dieser Zeit findet eine Smoltifizierung statt, d. h. die Jungfische, auch als „Parrs“ bezeichnet (Abbildung 1.2), umfärben sich silbrig zu „Smolts“ (Abbildung 1.3), welche ins Meer wandern. Dort verbleiben sie bis zur Geschlechtsreife, um dann in ihr Reproduktionshabitat in den Süßgewässern zurückzukehren [3].



Abbildung 1.2 Atlantischer Lachs als Parr aus [18]



Abbildung 1.3 Smoltifizierung des Atlantischen Lachses [18]

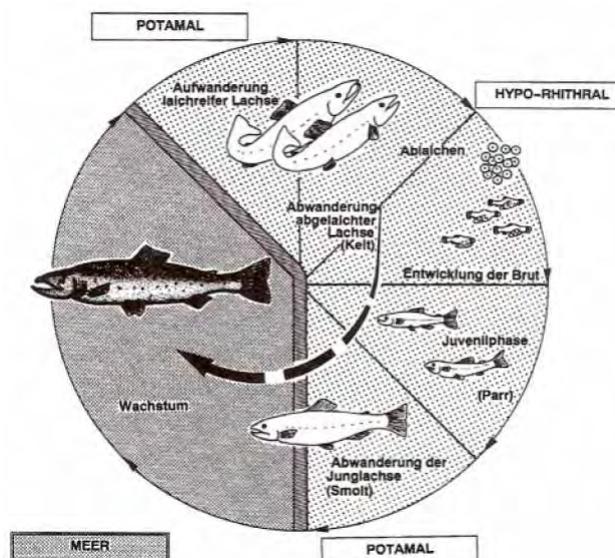


Abbildung 1.4 Lebenszyklus Atlantischer Lachs aus [17]

Der Lebenszyklus des Atlantischen Lachses ist in Abbildung 1.4 dargestellt. Einen ähnlichen Lebenszyklus weisen die Arten Stör, Schnäpel, Maifisch, Meerforelle, Finte und Stint auf. Fluss- und Meerneunaugen haben ebenfalls ein anadromes Wanderverhalten [3].

Der Europäische Aal (*Anguilla anguilla*) ist ein Vertreter des obligat katadromen Wanderverhaltens. Dieser wächst bis zur Geschlechtsreife in den Flusssystemen Europas auf. Dann beginnt die lange Abwanderung flussabwärts in den Atlantik zu der Sargasso-See vor der Ostküste Amerikas, wo das Ablaichen in großer Tiefe stattfindet. Während die Strömung des Golfstromes die Aalbrut als Weidenblattlarven (Abbildung 1.5) zu den europäischen Küsten treibt, entwickeln sich diese zu Glasaalen (Abbildung 1.6). Als Steigaale (Abbildung 1.7) wandern sie die Flussläufe hinauf, um sich dort zu Gelbaalen weiterzuentwickeln. Nach der Wachstumsphase von 8 – 15 Jahren färben sich die Gelbaale silbrig und wandern als geschlechtsreife Blank- oder Silberaale (Abbildung 1.8) zu ihren Laichplätzen ins Meer zurück [3].

Der Lebenszyklus des Europäischen Aals ist in Abbildung 1.9 dargestellt.



Abbildung 1.5 Weidenblattlarve des Europäischen Aals aus [19]



Abbildung 1.6 Glasaale aus [19]



Abbildung 1.7 Steigaale aus [19]



Abbildung 1.8 Blankaal aus [19]

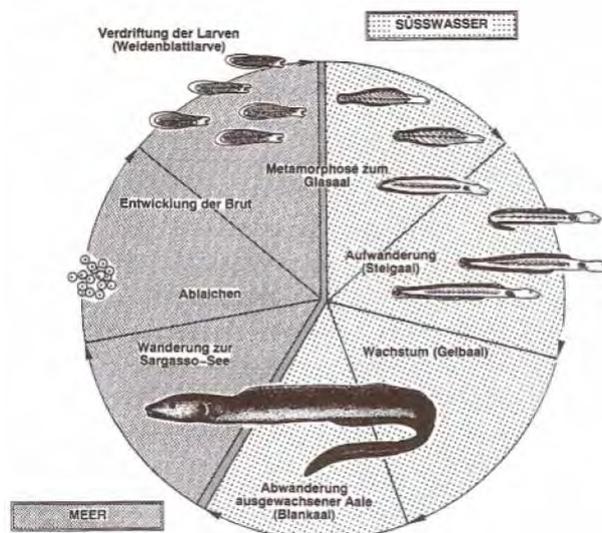


Abbildung 1.9 Lebenszyklus des Europäischen Aals aus [17]

Potamodrome Arten vollziehen nicht nur Wanderbewegungen innerhalb von Flüssen oder Seen, sondern sie wechseln auch zwischen Fließ- und Stillgewässern. Die dabei zurückzulegende Distanz bis zum Erreichen des benötigten Habitats hängt von der Art, des Entwicklungsstadiums sowie der Jahres- und Tageszeit ab. Zu den potamodromen Arten zählen z. B. Quappen, Karpfen und Rapfen [3].

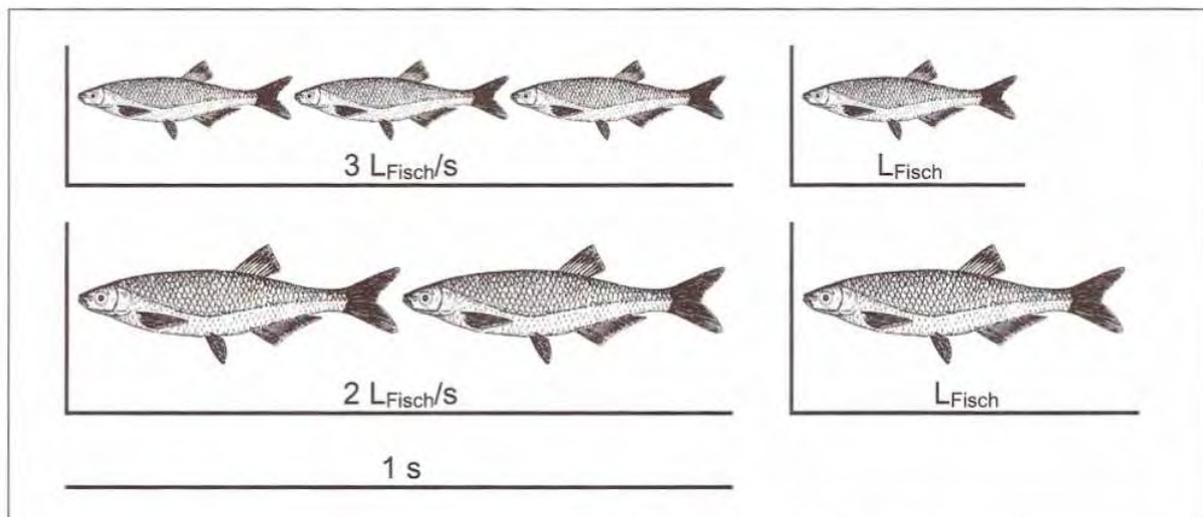
### 1.3.2 Schwimmverhalten

Fische orientieren sich im Wasser nach der Strömung und schwimmen grundsätzlich gegen sie an. Dieses Schwimmverhalten bezeichnet man als Rheoreaktion und dient dazu, auf die Strömungsverhältnisse reagieren zu können, um nicht verdriftet zu

werden. Bei der Abwanderung ins Meer sind verschiedene Verhaltensweisen beobachtet worden, da die Fische auch die Strömung nutzen, um Energie zu sparen. Eine zeitweise aktive Abwanderung ist z. B. bei Lachssmolts zu finden. Dabei richten sie ihren Körper mit dem Kopf voran stromabwärts. Eine weitere Möglichkeit ist ein aktiv-passives Schwimmverhalten. Dabei ist der Körper der Strömung entgegen gerichtet und die Fließgeschwindigkeit des Gewässers ist größer als die Schwimmgeschwindigkeit des Fisches, so dass insgesamt eine stromabwärtsgerichtete Bewegung resultiert. Beim passiven Schwimmverhalten, z. B. beim so genannten „Aaltreiben“, welches bei Temperaturen unter 6 °C beobachtet wurde, lassen sich die Fische von der Strömung abwärts treiben [3].

Während des Schwimmens werden bei den Fischen zwei unterschiedliche Muskelstrukturen benutzt. Zum einen ist es die rote Muskulatur, zum anderen die weiße Muskulatur. Die rote Muskulatur wird stark durchblutet und arbeitet aerob nach dem Prinzip der Glykolyse oder der Fettspaltung. Diese Muskulatur enthält außerdem viele Mitochondrien und wird beim Dauerschwimmen eingesetzt. Die weiße Muskulatur, welche als Hauptmasse unter der sehr dünnen Schicht der roten Muskulatur liegt, arbeitet anaerob nach dem Prinzip der Milchsäuregärung. Diese Muskulatur wird bei geforderten Höchstleistungen eingesetzt, ermüdet aber sehr schnell, da sie wenige Mitochondrien besitzt [3].

Die Schwimmgeschwindigkeit eines Fisches hängt von vielen Faktoren ab. Zum einen spielen Fischart, Entwicklungsstadium und Größe des Fisches eine Rolle, zum anderen sind Faktoren, wie Ernährungszustand der Fische, Temperatur des Gewässers, aufgrund des poikilothermen Charakters der Fische, sowie der Sauerstoffgehalt im Gewässer für das Erreichen bestimmter Schwimmgeschwindigkeiten ausschlaggebend. Die Schwimmgeschwindigkeit wird aufgrund der Abhängigkeit zu der Fischlänge auch in Körperlänge pro Sekunde ( $L_{\text{Fisch}}/s$ ) angegeben (Abbildung 1.10) [3].



**Abbildung 1.10 Relative Schwimmgeschwindigkeit von Fischen aus [17]**

Die Schwimmgeschwindigkeiten können nach DWA [3] in drei Kategorien eingeteilt werden. Die Sprintgeschwindigkeit, die gesteigerte Geschwindigkeit und die Dauergeschwindigkeit. Die Sprintgeschwindigkeit ist die maximal erreichbare Geschwindigkeit eines Fisches, wobei ausschließlich die weiße Muskulatur eingesetzt wird, welche schnell ermüdet und deshalb nur wenige Sekunden beibehalten werden kann. Deshalb wird sie nur im äußersten Notfall oder zum Jagen von Beute eingesetzt. Bei Salmoniden, Cypriniden und Perciden<sup>7</sup> beträgt die Sprintgeschwindigkeit ca. 10 - 12  $L_{\text{Fisch}}/s$ , für Blankaale hingegen 1,9  $L_{\text{Fisch}}/s$ . Für die gesteigerte Schwimmgeschwindigkeit werden die rote sowie die weiße Muskulatur eingesetzt. Sie kann bis zu 200 min ohne merklichen Geschwindigkeitsverlust angehalten werden, wobei die Dauer mit höherer Geschwindigkeit sinkt. Für adulte Salmoniden, Cypriniden und Perciden wird eine gesteigerte Geschwindigkeit von 5 Körperlängen pro Sekunde angegeben, was ca. 40 – 50 % der Sprintgeschwindigkeit entspricht. Bei Jungfischen und Brütlingen liegt die gesteigerte Geschwindigkeit bei 10  $L_{\text{Fisch}}/s$  und mehr. Bei der Dauergeschwindigkeit wird nur die rote Muskulatur eingesetzt, die eine Dauer > 200 min ohne Erschöpfungserscheinungen aufrechterhalten werden kann. Für Lachssmolts wird die Dauergeschwindigkeit mit 2  $L_{\text{Fisch}}/s$  angegeben [3]. Eine aus der Literatur entnommenen Auflistung von Schwimmgeschwindigkeiten verschiedener Arten ist von der DWA [3] aufgestellt worden und im Anhang 1 zu finden.

<sup>7</sup> Perciden sind Fischarten aus der Familie der Barsche z. B. Flussbarsch (*Perca fluviatilis*) und Zander (*Stizostedion lucioperca*)

Hinsichtlich des Fischschutzes sind die Fließgeschwindigkeiten an wasserbaulichen Anlagen, die maximal auftreten dürfen, damit sich die Individuen der jeweiligen Zielart aus eigener Kraft dem Gefahrenbereich entziehen können, zu beachten. Diese Fließgeschwindigkeit wird kritische Geschwindigkeit ( $V_{\text{kritisch}}$ ) genannt und berechnet sich aus der Multiplikation von der gesteigerten Geschwindigkeit ( $V_{\text{gesteigert}}$ ) und der Körperlänge des Fisches ( $L_{\text{Fisch}}$ ). Eine verkürzte Aufenthaltsdauer im Gefahrenbereich wird durch eine optimale Gestaltung von Fischschutzanlagen bewerkstelligt [3].

$$V_{\text{kritisch}} = V_{\text{gesteigert}} \cdot L_{\text{Fisch}}$$

Eine aus der Literatur entnommenen Auflistung der kritischen Geschwindigkeiten für verschiedene Arten ist von der DWA [3] aufgestellt worden und im Anhang 1 zu finden.

### 1.3.3 Fischanatomie

Der grundsätzliche Aufbau sowie die inneren Organe eines Knochenfisches ist in Abbildung 1.11 dargestellt.

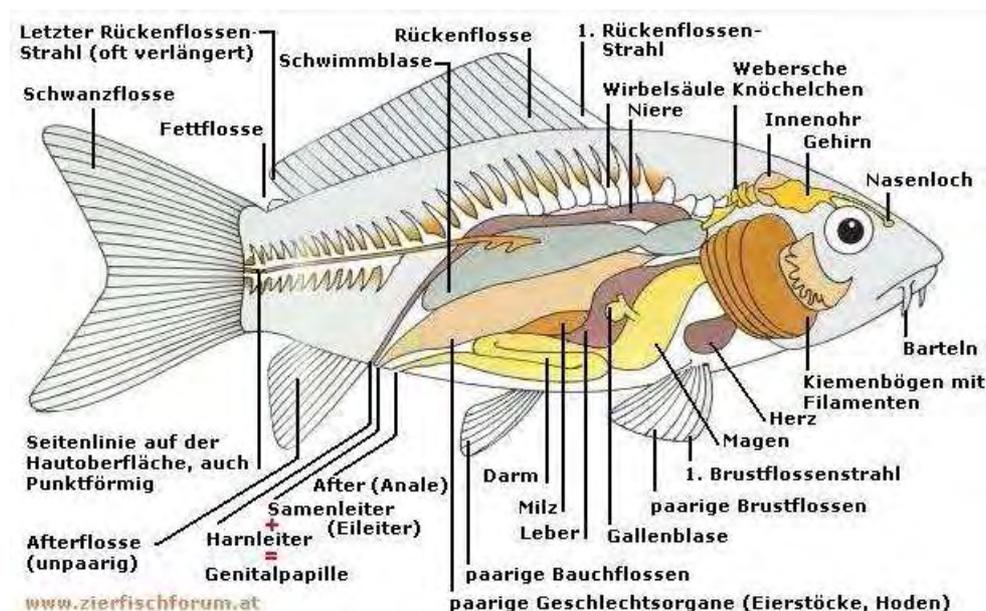


Abbildung 1.11 Anatomie eines Knochenfisches aus [q]

Fast alle Fische sind poikilotherm, d. h. ihre Körpertemperatur passt sich der Gewässertemperatur an. So werden die physiologischen Vorgänge bei Fischen, bedingt durch die Wassertemperatur beeinflusst. Zum Beispiel werden für Vorgänge,

wie die Gonadenentwicklung, das Ablaichen sowie die Ei- und Larvenentwicklung bestimmte Temperaturbereiche benötigt [16].

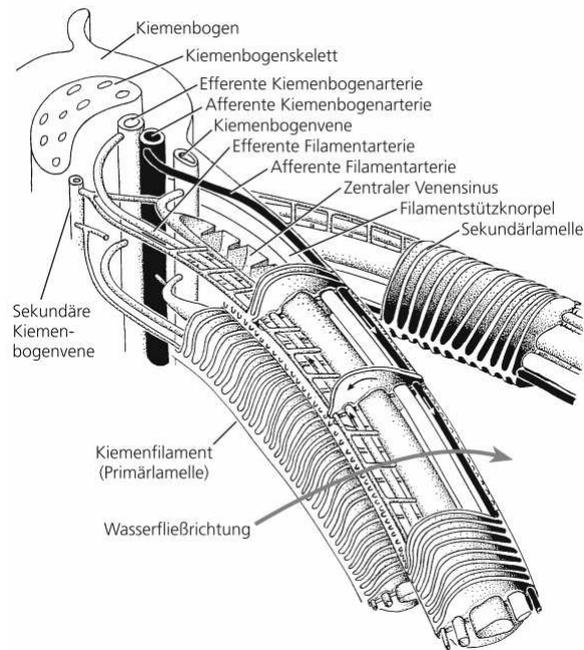
Die Gewässertemperatur spielt auch als Auslöser für das Wanderverhalten eine Rolle [3].

Cypriniden zeigen eine höhere Temperaturtoleranz als Salmoniden. Durch den Menschen verursachte Wärmeemissionen in die Gewässer können Fische neben den physiologischen Vorgängen auch in ihrem Wanderverhalten gestört werden, wenn z. B. durch Kühlwassereinleitungen Warmwasserfahnen entstehen, die eine Barrierewirkung verursachen [16].

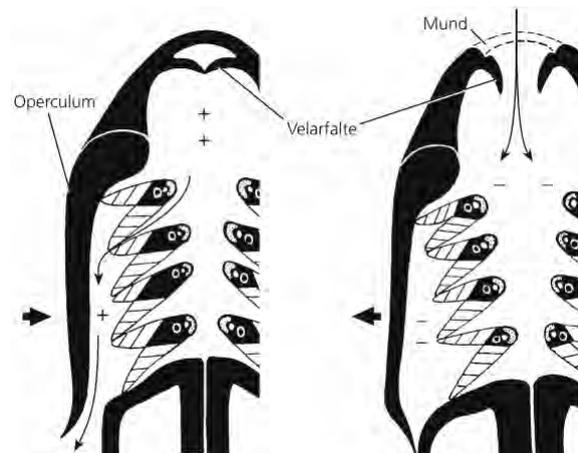
Die Aufnahme von gelöstem Sauerstoff aus dem Wasser erfolgt bei der Atmung der Fische mit wenigen Ausnahmen über die Kiemen. Diese bestehen aus Kiemenfilamenten, die als Lamellen aufgefaltet über die Arterien reichlich mit Blut versorgt werden (Abbildung 1.12). Während das über die Mundöffnung aufgenommene Wasser über die Lamellen fließt, erfolgt im Gegenstrom die Sauerstoffabsorption des Blutes (Abbildung 1.13) [21].

Die Sauerstoffaufnahme erfolgt über Diffusion, so dass die aufnehmbare Sauerstoffmenge vom Partialdruck des Gases abhängt [16].

Die Ansprüche an die Sauerstoffkonzentration im Wasser sind je nach Fischart sehr unterschiedlich. Für Cypriniden beginnt eine eingeschränkte Sauerstoffversorgung bei einer Sauerstoffkonzentration von  $< 4 \text{ mg O}_2/\text{L}$ , bei Salmoniden liegt bereits bei einer Sauerstoffkonzentration von  $< 6 \text{ mg O}_2/\text{L}$  eine eingeschränkte Sauerstoffversorgung vor. Bei diesen Sauerstoffkonzentrationen im Gewässer reicht der Partialdruck des Gases für den Übergang vom Wasser in das Blut an den Kiemen nicht mehr aus. Ab einer Sauerstoffkonzentration von  $< 2 \text{ mg O}_2/\text{L}$  für Cypriniden und  $< 4 \text{ mg O}_2/\text{L}$  für Salmoniden spricht man von akutem Sauerstoffmangel, der sich durch sichtbare Unruhe, Nahrungsverweigerung, Masseverlusten und Notatmung als Reaktion der Fische darauf zeigt [16].



**Abbildung 1.12 Detailansicht Kiemen aus [22]**



**Abbildung 1.13 Fischatmung aus [22]**

Die verschiedenen Ansprüche an die Sauerstoffkonzentration im Gewässer und Gewässertemperatur, sowie das Wanderverhalten sind für unterschiedliche Fisch- und Rundmaularten in Tabelle 1.4 dargestellt.

**Tabelle 1.4 Ansprüche einiger Fisch- und Rundmaularten gegenüber Temperatur und Sauerstoffbedarf aus Wärmelastplan Tideelbe [16]**

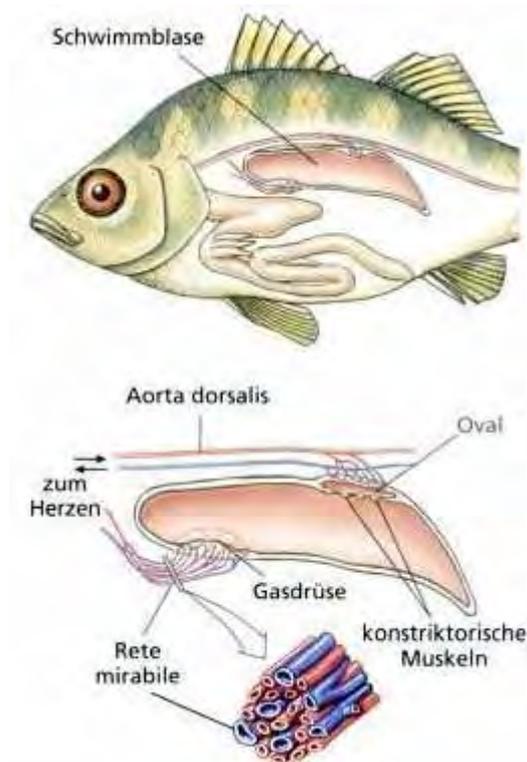
Fisch- / Rundmaul- art	Gewässertemperatur [°C]			Sauerstoffbedarf bei 20 °C [mg O <sub>2</sub> /l]			Wanderung	
	Laichen	Optimum	Toleranz	Minimal	Normal <sup>*1</sup>	Toleranz	Typ	Distanz
<b>Aal</b>	Meer !	18 - 25	un- spezifisch	0,4 - 0,8	2,0 - 4,0	tolerant	kata- drom	lang
<b>Finte</b>	10 - 15	15 - 22	un- spezifisch	3 - 4	7 - 9	ein- geschränkt	ana- drom	mittel
<b>Maifisch</b>	12 - 15	15 - 20 (max 25)	gering	3 - 4	7 - 9	ein- geschränkt	ana- drom	lang
<b>Fluss- neunauge</b>	9 - 14	15 - 20	un- spezifisch	> 1,0	7 - 9	un- spezifisch	ana- drom	lang
<b>Meer- neunauge</b>	12 - 17	15 - 20 (max 25)	un- spezifisch	> 1,0	7 - 9	un- spezifisch	ana- drom	lang
<b>Lachs</b>	4 - 8 (max 10)	12 - 18 (max 25)	gering	6,0	> 9,0	intolerant	ana- drom	lang
<b>Meer- forelle</b>	4 - 8 (max 10)	12 - 18 (max 21,5)	gering	6,0	> 9,0	intolerant	ana- drom	lang
<b>Quappe</b>	3 - 6	15 - 20	un- spezifisch	1,4 - 2,0	7,0 - 9,0	intolerant	pota- modrom	mittel
<b>Rapfen</b>	8 - 12	15 - 22	un- spezifisch	2,0	7,0 - 8,0	intolerant	pota- modrom	mittel
<b>Stint</b>	4 - 8	15 - 20	un- spezifisch	1,5	7,0 - 8,0	un- spezifisch	ana- drom	mittel
<b>Schnäpel</b>	5 - 7	15 - 20 (max 22)	gering	8,0	> 9,0	intolerant	ana- drom	lang

\*1 Sauerstoffkonzentration, die für gute Lebensbedingungen erforderlich ist

Die Schwimmblase als hydrostatisches Organ dient den Fischen dazu, ihre Höhenlage im Wasser zu regulieren, so dass Fische im Wasser schweben (Abbildung 1.14). Um die gasgefüllte Schwimmblase zu entleeren und in tiefere Ebenen abzutauchen, bedienen sich die Fische unterschiedlichen Mechanismen. Einerseits entlassen sie das Gas der Schwimmblase über einen pneumatischen Gang (*Ductus pneumaticus*) in die Speiseröhre. Fische, wie die Forellen, mit solch einem Mechanismus, nennt man physostom. Das Auffüllen der Schwimmblase erfolgt bei Physostomiern über im Blut gelöste Gase, die über das *Rete mirabile* und die Gasdrüse aufgenommen werden.

Barschartige (*Perciformes*) regulieren den Gasaustausch der Schwimmblase über Gasdrüsen und Gefäße, die mit dem Blut verbunden sind und die dort gelösten Gase aufnehmen (*Rete mirabile*) oder entlassen (*Oval*). Bei den als physoklistös bezeichneten Arten ist der pneumatische Gang verschlossen.

Bei der Wahrnehmung von Schallwellen, Erzeugung von Geräuschen und Atmung spielt die Schwimmblase bei einigen Arten eine wichtige Rolle [22].



**Abbildung 1.14 Lage und Anatomie der Schwimmlase aus [22]**

Das Seitenliniensystem ist ein in der Haut von Kopf- und Körperoberfläche, sowie an der Hautoberfläche vorhandenes Sinnessystem, welches den Fischen ermöglicht, kleinste Wasserbewegungen und Druckänderungen wahrzunehmen. Die Sinnesknospen werden Neuromasten genannt, wobei die an der Hautoberfläche als Oberflächenneuromasten und die sich in der Haut befindenden als Kanalneuromasten bezeichnet werden. Die Kanalneuromasten stehen über Poren mit dem umgebenen Wasser in Verbindung (Abbildung 1.15). Die Neuromasten bestehen aus Haarsinneszellen und werden von einer gallertartigen Cupula überlagert, welche sich bei Wasserbewegungen verschiebt. Diese Verschiebung wird über Nervenfasern zum Gehirn geleitet und verarbeitet (Abbildung 1.16). Dadurch können kleinste Veränderungen der Strömungsverhältnisse wahrgenommen werden [23].

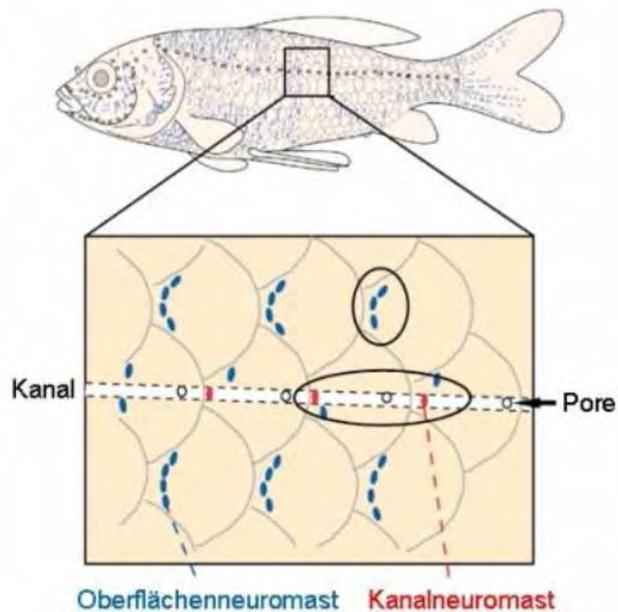


Abbildung 1.15 Seitenliniensystem eines Goldfisches aus [23]

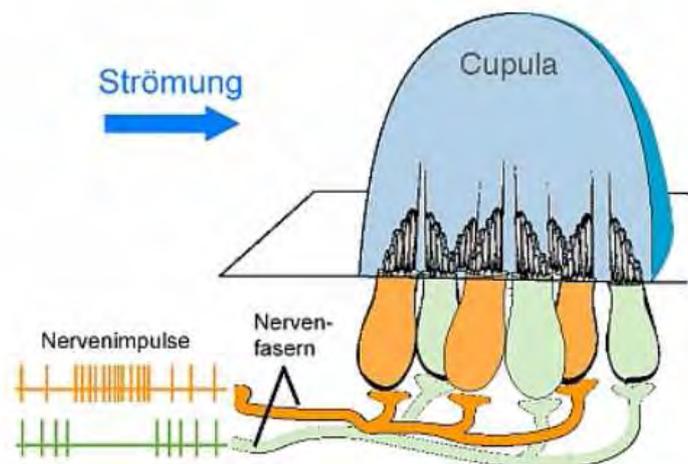


Abbildung 1.16 Neuromast mit Cupula und Nervenfasern aus [23]

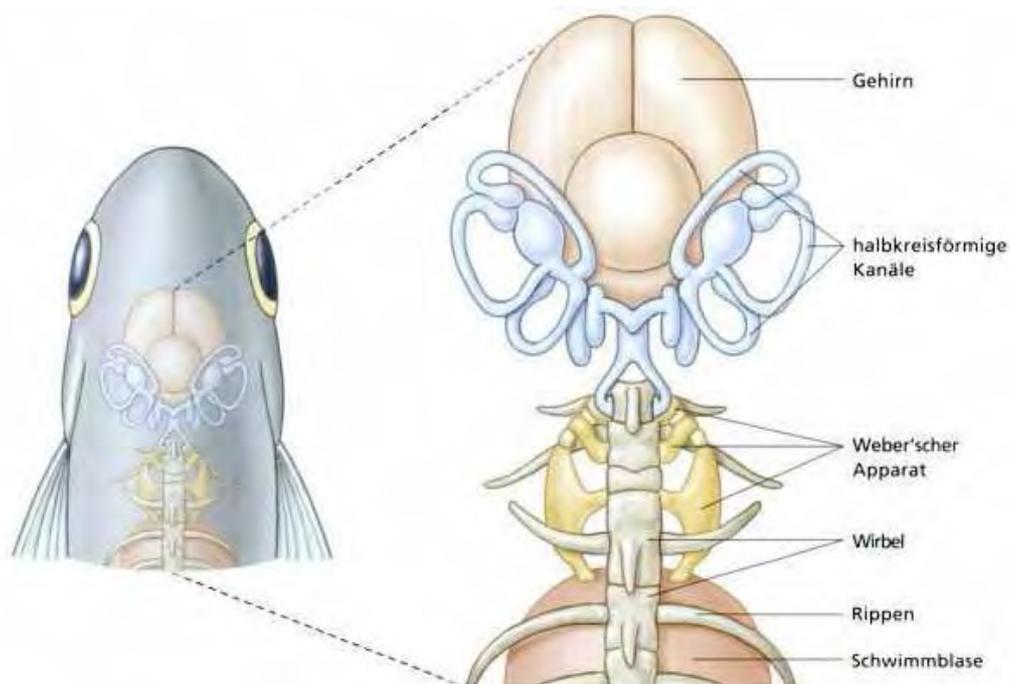
So unterschiedlich die hydrodynamischen Bedingungen der Lebensräume sind, so variabel ist auch die Ausbildung des Seitenliniensystems der Fische. Durch das Seitenliniensystem lassen sich Wasserbewegungen von anderen Lebewesen sowie selbst erzeugte Bewegungen, aufgrund der unterschiedlich veränderten Teilchenbewegung, erkennen. Dieses Sinnesorgan hat für die Orientierung der Fische in ihrem jeweiligen Lebensraum hohe Bedeutung [23].

Fische verfügen, obwohl äußerlich nicht erkennbar, über Organe, die ihnen das Hören unter Wasser ermöglichen. Im Innenohr der Fische, welches auch für den Gleichgewichtssinn verantwortlich ist, befinden sich Otolithen. Dies sind kleine Steinchen, die aus Calciumkarbonat bestehen und eine andere Dichte als das

umgebene Gewebe besitzen, welches der Dichte des Wassers ähnelt und durch Schall durchdrungen wird. Die Otolithen werden hingegen in Schwingungen versetzt und über Nerven vom Gehirn wahrgenommen. Durch diesen Mechanismus ist es den Knochenfischen möglich niederfrequente Laute bis 1000 Hz wahrzunehmen [22].

Karpfenartige (*Cyprinoformes*), Salmer (*Characiformes*) und Welse (*Siluriformes*) haben ihr Hörvermögen stark erweitert (Abbildung 1.17) und zwar durch die Ausbildung des Weber'schen Apparates, der die Schwimmblase und das Innenohr über die Wirbelsäule verbindet. Die luftgefüllte Schwimmblase kann leicht durch Schall in Schwingungen versetzt werden und ist somit sehr für die Schallübertragung zum Innenohr über den Weber'sche Apparat geeignet. Mit diesem Übertragungsmechanismus können Hörleistung und Hörschärfe erweitert werden. So sind Schallwellenfrequenzen von 20 – 10000 Hz für mit dem Weber'schen Apparat ausgestattete Fischarten wahrnehmbar [22].

Andere Mechanismen, durch die eine verbesserte Hörleistung erreicht wird, sind bei Heringen und Sardellen zu finden. Hierbei verstärkt eine ausgebildete Erweiterung der Schwimmblase in der Nähe des Innenohrs die aufgenommenen Schallwellen [21].



**Abbildung 1.17 Weber'sche Apparat aus [21]**

Die Augen der Fische sind sehr leistungsfähig und für einige Arten ist das Farbsehen nachgewiesen worden. Das Auge ist dem Lebensraum der Fische angepasst, so

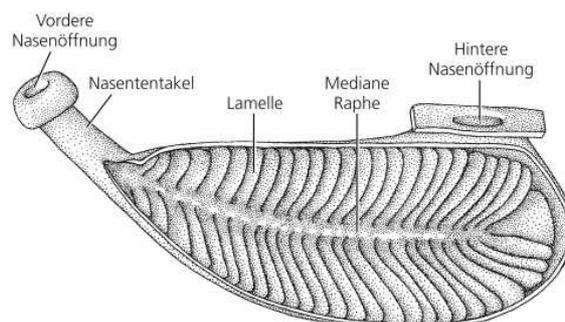
erfolgt die Lichtbrechung nicht durch eine Hornhaut wie bei Landtieren, sondern durch eine kugelförmige Linse. Die Akkomodation, d. h. das Scharfsehen, wird nicht durch eine Formveränderung der Linse, sondern durch eine Bewegung der kugelförmigen Linse hervorgerufen. Die Photorezeptoren, bestehend aus Stäbchen und Zapfen, sowie die Retina entsprechen denen anderer Wirbeltiere [22].

Die Reaktion der Rezeptoren auf Licht ist von der Fischart abhängig. Bei Cypriniden tritt die maximale Empfindlichkeit bei einer Wellenlänge von 540 bis 600 nm auf, bei Perciden von 540 bis 635 nm, bei Aalen zwischen 500 und 560 nm und bei Bachforellen zwischen 300 und 600 nm. Die Leistungsfähigkeit des Fischeauges zeigt sich besonders bei an die Dunkelheit angepassten Arten. Diese können noch Lichtintensitäten von  $10^{-7}$  bis  $10^{-10}$  lx wahrnehmen [3].

Das Riechorgan der Fische wird durch eine vordere Nasenöffnung am vorderen Kopfbereich passiv durchströmt (Abbildung 1.18). Der dann durchströmte Nasensack enthält die als Mikrovilli oder Cilien ausgebildeten Riechsinneszellen. Über eine hintere Nasenöffnung verlässt das Wasser den Nasensack (Abbildung 1.19). Einige Arten können sehr gut riechen, so können z. B. Salmoniden, Ostariophysen und Anguilliformen verschiedene Aminosäuren im Bereich von  $10^{-9}$  –  $10^{-7}$  mol<sup>-1</sup> noch wahrnehmen für andere Stoffe wie Steroide sogar noch bei  $10^{-14}$  mol<sup>-1</sup>. Es wird angenommen, dass Lachse, aufgrund ihres außergewöhnlichen Geruchssinns, den Weg zu ihren Geburtsgewässern wieder finden [22].



**Abbildung 1.18 Lage der Geruchsorgane beim Knochenfisch aus [22]**



**Abbildung 1.19 Nase von *Anguilla anguilla* aus [22]**

## **2 Material und Methoden**

### **2.1 Bauwerke**

Wie in der Einleitung bereits erwähnt hat das anthropogene Einwirken auf die Gewässerstruktur die Flussläufe stark verändert. Staustufen behindern oder unterbrechen die lineare Durchgängigkeit der Gewässer. An Wasserkraftanlagen werden Fische bei deren Passage geschädigt [3]. Durch große Wasserentnahmemengen zur Energieerzeugung werden Fische in den Kühlkreislauf gesogen, verenden bei hohen Anströmgeschwindigkeiten vor mechanischen Barrieren oder im Rechengut beim Reinigungsvorgang [7]. Nach einer kurzen Beschreibung der Bauwerke wird im Wesentlichen ihre Auswirkung auf Fische dargestellt.

#### **2.1.1 Staustufen**

##### **2.1.1.1 Technische Beschreibung**

Stau­stufen sperren die gesamte Flussbreite ab und stauen somit den Oberlauf des Gewässers auf. Sie können entweder fest sein oder mit beweglichen Elementen ausgestattet sein, dabei ist die Gestaltung vielfältig (Abbildung 2.1 und Abbildung 2.2). Bei Schiffs- und Bootschleusen werden die Höhenunterschiede von Ober- und Unterwasser über Schleusen­kammern ausgeglichen (Abbildung 2.3). Bei beweglichen Wehren wird nicht nur der Wasserspiegel angehoben, sondern auch der Abfluss reguliert. Bei beweglichen Wehren entsteht bei Abflussregulierung eine Überströmung oder Unterströmung des Wehrverschlusses [3].

##### **2.1.1.2 Anwendung**

Zusätzlich zur Funktion der Anhebung des Wasserspiegels und der Abflussregulierung sind an Staustufen, je nach Aufgabe, Wasserkraftanlagen, Schiffs- und Bootsschleusen, sowie Kanaleinläufe angegliedert. Sie dienen zur besseren Schiffbarkeit der Gewässer, Erzeugung von Energie aus Wasserkraft oder zur Entnahme von Wasser für industrielle Zwecke [3].

### 2.1.1.3 Ökologische Auswirkungen unter besonderer Berücksichtigung der Fischfauna

Für Fische sind diese Bauwerke zumindest temporäre Hindernisse bei der Wanderung. Dies hängt von den Betriebszeiten für Schleusen und Wehre, sowie von der Stellung des Wehrverschlusses bei beweglichen Wehren ab. Eine Schädigung der Fische kann durch große Fallhöhen und hohe Aufprallgeschwindigkeiten auf das Unterwasser bei überströmten Wehren entstehen. Außerdem können bei unterströmten Wehrverschlüssen Schädigungen der Fische durch sich stark ändernde Druckschwankungen und Strömungsgeschwindigkeiten erfolgen. Bei Wanderungen ziehen große Ansammlungen von Fischen vor den Wehren Prädatoren an, denen sie zum Opfer fallen [3].



Abbildung 2.1 Donaustufe Vohburg (Bayern) aus [17]

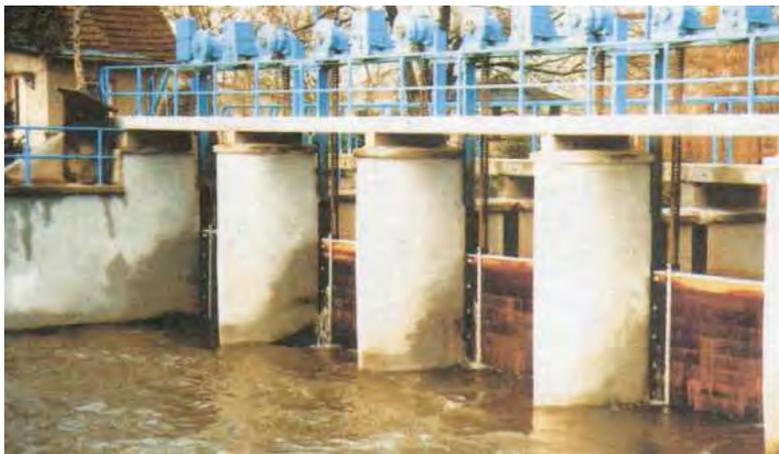


Abbildung 2.2 Schützenwehr Egelin an der Bode (Sachsen) aus [17]

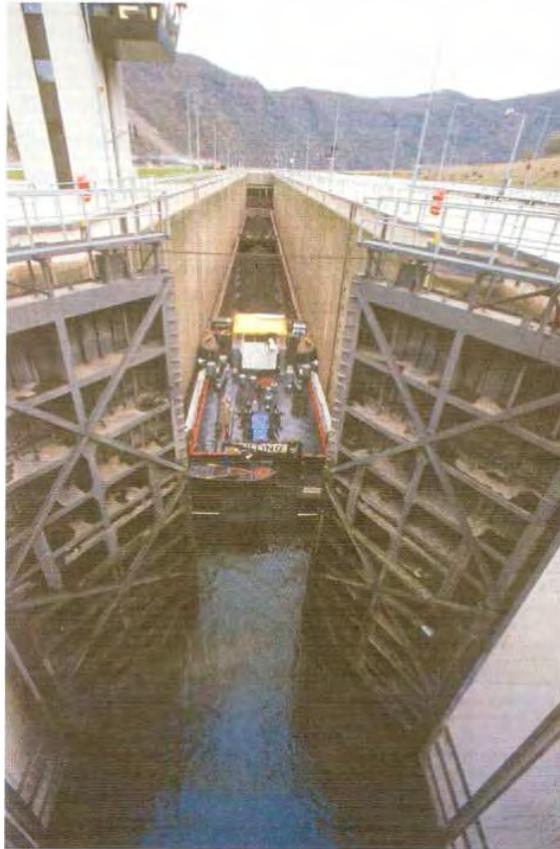


Abbildung 2.3 Kammerschleuse bei Serring an der Saar aus [17]

## 2.1.2 Talsperren

### 2.1.2.1 Technische Beschreibung

Talsperren stauen das Gewässer im Gegensatz zu Staustufen über den Querschnitt des Wasserverlaufes hinaus, wodurch ein Stausee entsteht. Es wird zwischen Staudämmen und Staumauern unterschieden. Die Gestaltung ist vielfältig und kann enorme Größen erreichen (Abbildung 2.4). Weitere Gestaltungskriterien hängen vom Zweck der Talsperre, örtlichen sowie hydrologische und typographische Gegebenheiten ab [3].

### 2.1.2.2 Anwendung

Talsperren dienen der Trinkwasserversorgung, dem Hochwasserschutz oder der Erhöhung des Niedrigwassers. Es gibt auch Anwendungen zur Energieerzeugung. Dementsprechend sind Entnahme- und Entlastungsanlagen vorhanden [3].

### 2.1.2.3 Ökologische Auswirkungen unter besonderer Berücksichtigung der Fischfauna

Talsperren verändern den gestauten Gewässerabschnitt sowie den Unterlauf in vielerlei Hinsicht. Im Oberwasser verändern sich Temperatur sowie Sauerstoff- und

Nährstoffgehalt mit zunehmender Stauhöhe stärker. Die Fließgeschwindigkeit im Oberwasser wird verringert und unterhalb der Talsperre wird das Abflussregime verändert [24].

Abwandernde Fische können nur über die Entnahmeanlage oder bei Hochwasser über die Entlastungsanlage ins Unterwasser gelangen. Diese Passagemöglichkeiten sind, wegen der hohen Druckschwankungen und Fließgeschwindigkeiten sowie durch folgende Wasserkraftnutzung mit einer Turbinenpassage für Fische verbunden, welche zu großen Verletzungen führen [3]



Abbildung 2.4 Hoover-Talsperre am Colorado aus [25]

## 2.1.3 Wasserkraftanlagen

### 2.1.3.1 Technische Beschreibung

Wasserkraftanlagen (WKA) nutzen die durch die Schwerkraft fallende Wasser erzeugte mechanische Energie, um sie mit Hilfe von Turbinen und Generatoren in elektrische Energie umzuwandeln [3]. Eine Einteilung von WKA findet je nach Fallhöhe des Wassers in Nieder-, Mittel- und Hochdruckkraftwerke oder nach Leistung in große Wasserkraftwerke, Kleinkraftwerke und Mikro- oder Kleinstkraftwerke statt [24]. Die Komponenten einer Wasserkraftanlage sind in Abbildung 2.5, Abbildung 2.6 und Abbildung 2.7 zu finden, wobei die Anordnung der einzelnen Komponenten sehr unterschiedlich sein kann.

### 2.1.3.2 Anwendung

Damals an Fließgewässern installierte WKA fanden vor allem zur Erzeugung mechanischer Energie für den Betrieb von Mühlen Anwendung. Heute dienen sie vor allem zur Stromerzeugung [3].

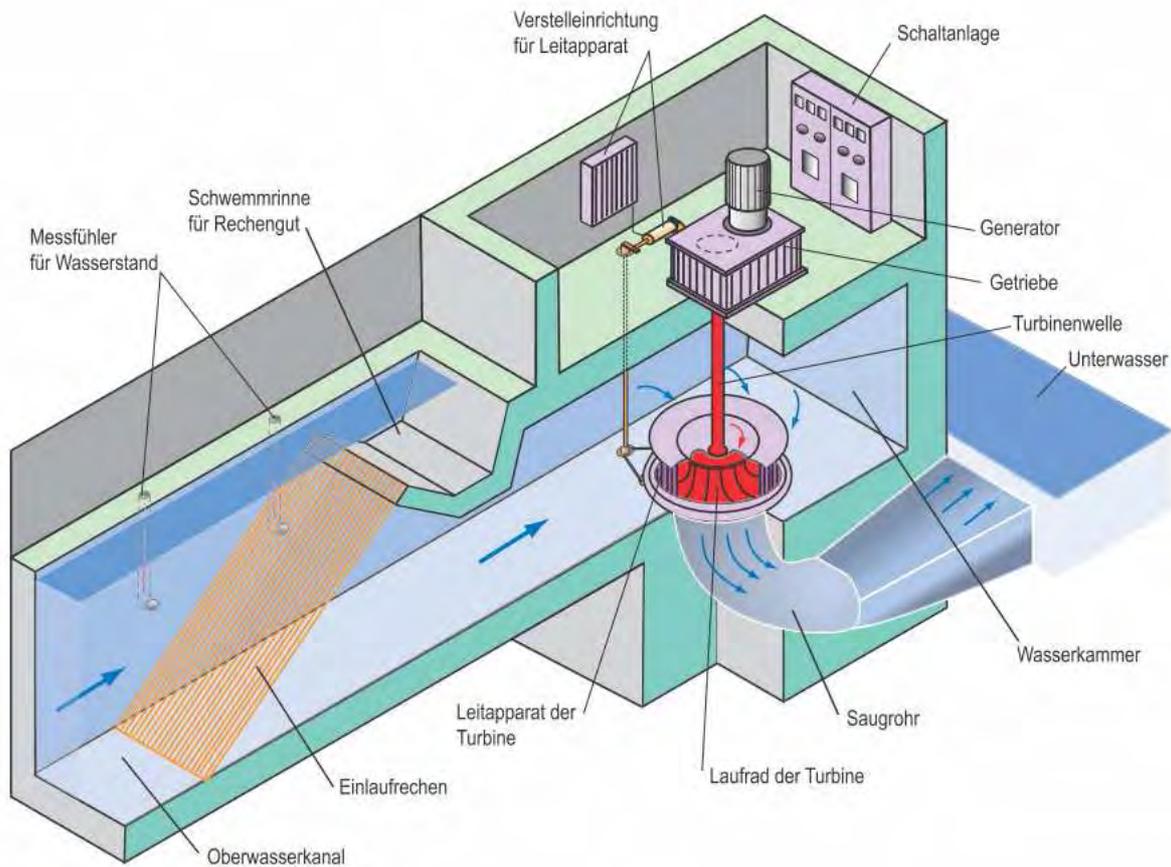


Abbildung 2.5 Wasserkraftanlage mit Francis-Schacht-Turbine aus [24]

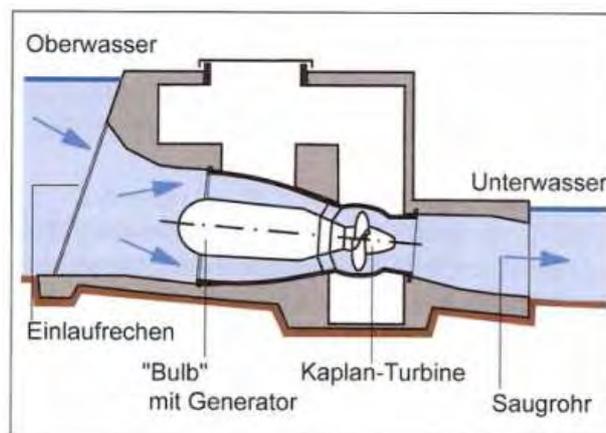


Abbildung 2.6 Prinzip eines Niederdruckkraftwerkes aus [17]

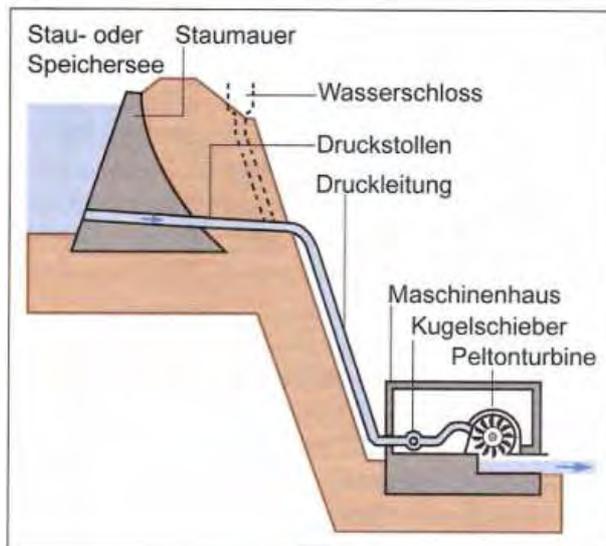


Abbildung 2.7 Prinzip eines Hochdruckkraftwerkes aus [17]

### 2.1.3.3 Ökologische Auswirkungen unter besonderer Berücksichtigung der Fischfauna

Für Fische kann die Passage durch Wasserkraftanlagen an folgenden Stellen zu Schäden führen:

- Beim Rechen kann es aufgrund hoher Anströmgeschwindigkeiten in Kombination mit geringen Stabweiten zum Anpressen der Fische an den Rechen kommen (*Impingement*), was zu schweren mechanischen Verletzungen führen kann. Bei groben Rechen ist eine mechanische Barriere für Fische nicht sichergestellt.
- Bei der Turbinenpassage entstehen häufig starke Druckschwankungen, wodurch es bei Fischen zum Platzen der Schwimmblase kommen kann.
- Die Turbine selbst schädigt die Fische, wenn diese bei der Durchwanderung mit beweglichen oder unbeweglichen Teilen der Turbine in Berührung kommen. Die Schäden reichen dann von Schuppenverlusten, inneren Blutungen bis zur vollständigen Durchtrennung der Fische.
- Die Turbine erzeugt durch die schnelle Drehbewegung kleine Gasbläschen (Kavitation), welche beim Implodieren eine hohe Druckwelle erzeugen und besonders bei sich in der Nähe befindenden Jungfischen Schäden an Schwimmblase, Blutgefäßen und Kiemen verursachen.

- Bei überströmten Wasserkraftwerken und Stauanlagen sind besonders große Fallhöhen und hohe Geschwindigkeiten beim Aufprall auf das Unterwasser für eine Schädigung der Fische an Kiemen, Augen und inneren Organen verantwortlich [3].

Wasserturbinen werden je nach Abfluss und Fallhöhe in verschiedenen Ausführungen eingesetzt. Durchflussturbine (Abbildung 2.8), Francisturbine (Abbildung 2.9), Peltonturbine (Abbildung 2.10) und Kaplan-turbine (Abbildung 2.11) sowie Mischformen davon werden häufig eingesetzt. Sie unterscheiden sich entsprechend den jeweiligen standortspezifischen Auslegungskriterien in der Laufradform, dem Durchmesser, der Drehzahl und Einbauhöhe. Sie weisen unterschiedliche Mortalitätsraten bei der Passage von Fischen auf. Die Mortalitätsrate ist standortspezifisch, art- und größenabhängig, sowie von den Abflussbedingungen abhängig. Daher zeigen die Ergebnisse für Mortalitätsraten bei Untersuchungen große Spannweiten auf [3].

Für juvenile Salmoniden werden bei der Turbinenpassage für die Francisturbine Mortalitätsraten von 5 – 90 % angegeben. Für die Kaplan-turbine werden 5 – 20 % und für die Peltonturbine nahezu 100 % angegeben. Die Durchflussturbine weist ebenfalls hohe Mortalitätsraten auf, die bei 8 – 100 % liegen. Diese Angaben können für eine andere Art ganz andere Ergebnisse liefern. So ist für den Aal, aufgrund seiner Körperform, eine höhere Mortalitätsrate zu erwarten als bei juvenilen Salmoniden [3].



**Abbildung 2.8 Durchflussturbine aus [24]**



Abbildung 2.9 Francisturbine aus [17]



Abbildung 2.10 Peltonturbine aus [17]



Abbildung 2.11 Kaplanturbine aus [17]

#### 2.1.4 Wasserentnahmebauwerke

Für die Wasserentnahme von Trink- und Brauchwasser werden Bauwerke direkt am Ufer oder durch einen verbindenden Seitenkanal in der Nähe des Gewässers errichtet [3]. In diesem Kapitel wird insbesondere auf die Wasserentnahme bei thermischen Kraftwerken eingegangen. Auch soll die Wasserentnahme von Pumpspeicherwerken behandelt werden, obwohl sie auch (nach DWA [3]) zu den Wasserkraftanlagen zählen. Ein genereller Aufbau eines Wasserentnahmebauwerks ist in Abbildung 2.12 dargestellt.

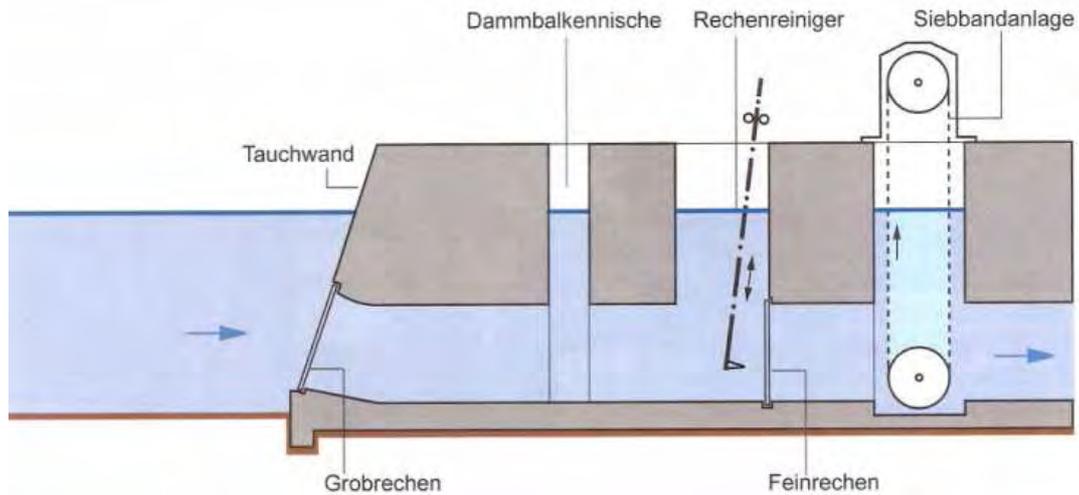
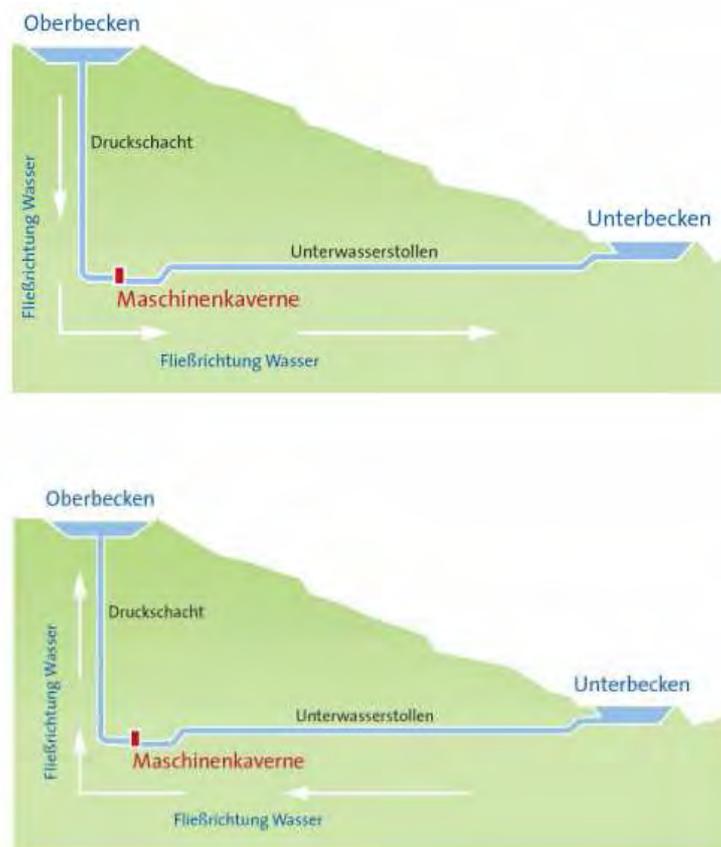


Abbildung 2.12 Komponenten eines Wasserentnahmebauwerks aus [17]

## 2.1.4.1 Pumpspeicherwerke

### 2.1.4.1.1 Technische Beschreibung

Pumpspeicherwerke (PSW) dienen als Energiespeicher von überschüssiger Energie. Man unterscheidet zwei Betriebsarten bei Pumpspeicherwerken. Zum einen ist es der Turbinenbetrieb und zum anderen der Pumpbetrieb (Abbildung 2.13). Beim Pumpbetrieb wird Wasser über Leitungen in ein Oberbecken (oder Speicherbecken) gepumpt und dort gespeichert. Dagegen wird beim Turbinenbetrieb über eine Druckleitung eine Turbine mit Generator angetrieben und das gespeicherte Wasser wieder ins Unterwasser entlassen [26].



**Abbildung 2.13 Funktionsweise Pumpspeicherwerk aus [26]**

Die Größenordnungen der erlaubten Wasserentnahme liegen beim PSW Geesthacht (Abbildung 2.14) bei  $140 \text{ m}^3/\text{s}$  [10] und  $320 \text{ m}^3/\text{s}$  beim PSW Goldisthal (Abbildung 2.15), dem derzeit größten Pumpspeicherwerk Europas [27].

#### **2.1.4.1.2 Anwendung**

Pumpspeicherwerke dienen vor allem der Speicherung aus erneuerbaren Energien erzeugte überschüssige Energie. Sie werden insbesondere zum Ausgleich hoher Verbrauchspitzen betrieben [28].

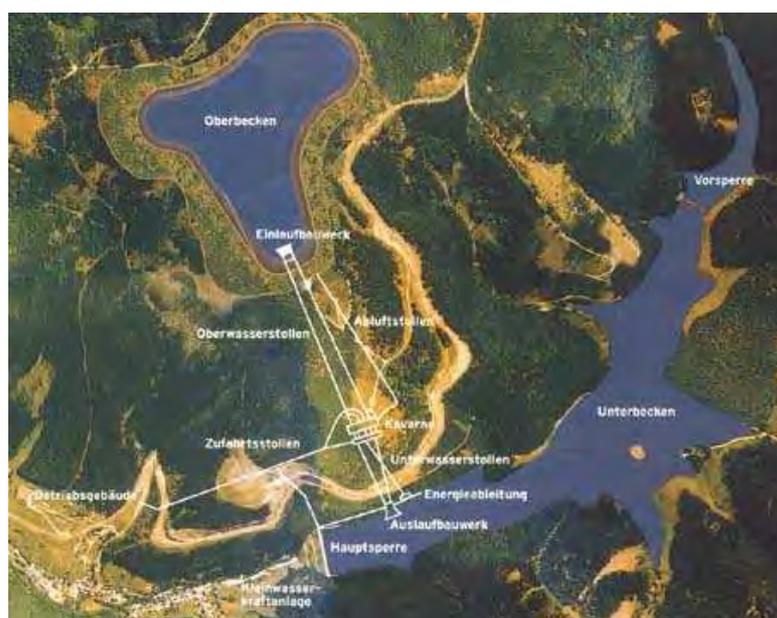
#### **2.1.4.1.3 Ökologische Auswirkungen unter besonderer Berücksichtigung der Fischfauna**

Die FSA dieser Anlagen beschränken sich zu meist auf Grobrechen, die besonders für kleine Fische und Jungfische passierbar sind und eher dem Schutz der Komponenten der Anlage vor Treibgut dienen. So besitzt das Pumpspeicherwerk Geesthacht derzeit einen Grobrechen mit  $85 \text{ mm}$  Stababstand. Hinzu kommt, dass bei hohen Anströmgeschwindigkeiten (maximal  $0,79 \text{ m/s}$ ) es den Fischen unmöglich gemacht wird, aus dem Gefahrenbereich zu fliehen [10].

Es sind an Pumpspeicherwerken je nach Betriebsart unterschiedliche Schädigungen an Fischen zu erwarten. Beim Pumpbetrieb werden Fische durch die enormen Druckunterschiede sowie durch Anlagenteile wie Pumpen und Rohre verletzt [9]. Beim Turbinenbetrieb führen die hohen Druckunterschiede zu inneren Verletzungen, wie das Platzen der Schwimmblase. Verletzungen, die von Schuppenverlusten, inneren Verletzungen bis hin zur vollständigen Durchtrennung der Fische reichen, sind ebenfalls bei der Turbinenpassage zu erwarten [3].



**Abbildung 2.14 Pumpspeicherwerk Geesthacht aus [29]**



**Abbildung 2.15 Pumpspeicherwerk Goldisthal aus [27]**

## **2.1.4.2 Thermische Kraftwerke**

### **2.1.4.2.1 Technische Beschreibung**

Thermische Kraftwerke und Industrieanlagen benötigen eine große Menge Wasser zur Kühlung, sowie für den Produktionsprozess. Die entnommenen Wassermengen erreichen unterschiedliche Größenordnungen. So entnimmt die modernisierte Zementfabrik Ravena Plant in den USA (New York) dem Hudson River ca. 87,6 L/s [30]. Bei dem ursprünglich auf Durchlaufkühlung geplanten Kohlekraftwerk Moorburg (Hamburg), sollten 64 m<sup>3</sup>/s für Kühlzwecke verwendet werden (Abbildung 2.16) [31]. Die benötigte Kühlwassermenge ist abhängig vom verwendeten Kühlsystem, welches in die Durchlaufkühlung, Kreislaufkühlung und Ablaufkühlung unterteilt werden kann [32].

### **2.1.4.2.2 Anwendung**

Die größten Wasserentnahmen finden vor allem durch thermische Kraftwerke für Kühlprozesse statt [33].

Eine Darstellung der verschiedenen Kühlsysteme ist in Kapitel 2.2 beschrieben.

### **2.1.4.2.3 Ökologische Auswirkungen unter besonderer Berücksichtigung der Fischfauna**

Nicht nur die vorgeschalteten Rechen, Reinigungs- und Filtersysteme zum Schutz des Kühlsystems, sowie Pumpen und Leitungen führen zu einer Schädigung der Fische, sondern auch der Temperaturunterschied oder ins Kühlwasser gegebene Zusätze. Wenn Fische an Siebe und Rechen aufgrund der hohen Anströmgeschwindigkeit gedrückt werden, nicht aus eigener Kraft entfliehen können und Verletzungen erleiden oder getötet werden, wird dies als *Impingement* bezeichnet. Werden Fische, insbesondere frühe Entwicklungsstadien wie Eier und Larven in das Kühlsystem gesogen, nennt man das *Entrainment* [7]. Außer der Wasserentnahme führt auch das entlassene, erwärmte Wasser zu direkten und indirekten negativen Auswirkungen auf die aquatische Fauna. Eine Erhöhung der Gewässertemperatur zieht eine niedrigere Sauerstoffkonzentration im Gewässer nach sich. Zudem erfolgt bei höheren Gewässertemperaturen ein schnellerer biologischer Abbau, der durch zusätzlich getötete Biomasse aus der Kühlwasserentnahme noch verschärft wird und zu einer höheren Sauerstoffzehrung führt. Das als „Sauerstofftal“ bezeichnete Phänomen wird an heißen Sommermonaten in der Tideelbe erkennbar [16].



Abbildung 2.16 Kraftwerk Moorburg Computeranimation aus [34]

## 2.2 Kühlkreisläufe bei thermischen Kraftwerken

Wasser spielt als Kühlmedium für thermische Kraftwerke, aber auch für industrielle Prozesse eine wichtige Rolle. Zum einen wird es Gewässern entnommen und dient als Kühlmittel in Kondensatoren und Wärmetauschern bei thermischen Kraftwerken oder industrieller Prozesse, zum anderen werden Oberflächengewässer zur Ableitung des erwärmten Kühlwassers genutzt [32].

Beide Vorgänge verursachen eine Gefährdung für aquatische Lebewesen. Durch die Wasserentnahme, die z. T. erhebliche Mengen aufweisen und am Entnahmebauwerk hohe Anström-geschwindigkeiten verursachen können, besteht die Gefahr, dass Fische an mechanische Barrieren angepresst werden (*Impingement*) oder in den Kühlwasserkreislauf gelangen (*Entrainment*) und so Schädigungen durch Anlagenteile sowie Temperaturschocks erleiden [7].

Bei der Einleitung des erwärmten Kühlwassers können bei einer breiten Verteilung der Warmwasserfahne Barrieren entstehen, die Fische in ihrem Wanderverhalten hindert und nicht passiert werden können. Außerdem verursacht die Erwärmung eine verstärkte biologische Produktion und eine Verringerung der Sauerstoffkonzentration im Wasser [16].

Bei Reinigungsvorgängen werden dem Kühlwasser Zusätze unterschiedlicher Art zugegeben, welche aufgrund ihrer Toxizität und Persistenz ebenfalls eine Gefährdung aquatischer Ökosysteme darstellen. Die negativen Auswirkungen von Kühlwasserkreisläufen auf die aquatischen Ökosysteme hängen maßgeblich von der entnommenen bzw. eingeleiteten Menge an Wasser ab [32].

Im Folgenden werden unterschiedliche bei der Energieproduktion und Industrie eingesetzte Kühlwasserkreisläufe und ihre Auswirkungen auf die aquatische Umwelt dargestellt.

## 2.2.1 Durchlauf-Kühlsysteme

### 2.2.1.1 Direkte Durchlauf-Kühlsysteme

#### 2.2.1.1.1 Technische Beschreibung

Bei einem direkten Durchlauf-Kühlsystem wird Wasser aus einem Gewässer, welches ein Fluss, See oder Meer sein kann, gepumpt und über große Zulaufkanäle direkt an den zu kühlenden Prozessstandort geleitet. Nach dem Durchlauf über Wärmetauscher oder Kondensatoren, bei dem die Wärme aus dem Prozess auf das Kühlmittel durch die Trennwand des Wärmetauschers hindurch übertragen wird, erfolgt die direkte Einleitung des erwärmten Wasser in das Gewässer (Abbildung 2.17) [32].

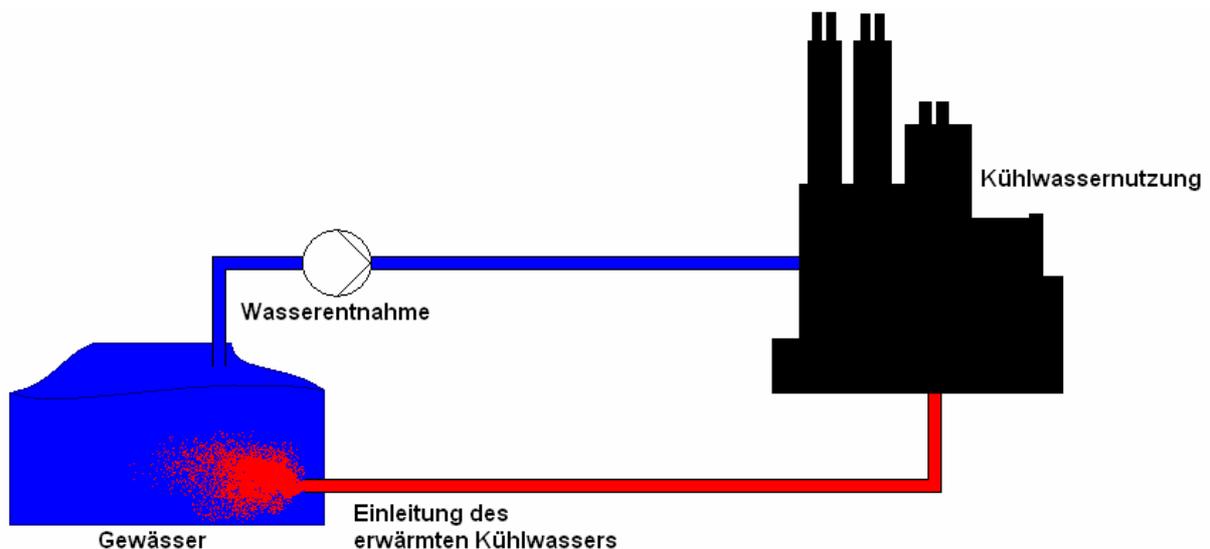


Abbildung 2.17 Direktes Durchlauf-Kühlsystem

#### 2.2.1.1.2 Anwendung

Direkte Durchlauf-Kühlsysteme werden besonders bei großen industriellen Prozessen, wie der Energieerzeugung, chemischen Industrie und Raffinerien verwendet. Das Wasser für die Durchlaufkühlung wird meist aus Oberflächenwasser entnommen. Für kleinere Anwendungen, wie die Kühlung einer Pumpe, wird auch Leitungswasser oder Grundwasser verwendet. Eine zuverlässig verfügbare Wasserquelle in der Nähe des Standorts mit entsprechend niedriger Temperatur ist

eine wesentliche Voraussetzung für direkte Durchlauf-Kühlsysteme. Die Qualität des Oberflächenwassers und die Einleitungsgrenzwerte können auch Auswirkungen auf die Anwendbarkeit von direkten Durchlauf-Kühlsystemen haben. Im Allgemeinen aber sind Wasserqualität und -chemie weniger restriktiv als bei Kühlsystemen mit Kreislaufführung [32].

#### **2.2.1.1.3 Ökologische Auswirkungen unter besonderer Berücksichtigung der Fischfauna**

Die ökologischen Auswirkungen bei Durchlauf-Kühlsystemen sind insbesondere auf die Verwendung von großen Mengen Wasser zurückzuführen. Je mehr Oberflächenwasser für Kühlzwecke entnommen wird, desto höher ist die Gefahr für aquatische Lebewesen in den Kühlkreislauf gesogen zu werden oder an vorhandene Barrieren zu verenden. Die Wassermengen liegen laut BVT-Merkblatt [32] durchschnittlich bei  $86 \text{ m}^3/\text{h}/\text{MW}_{\text{th}}$ . Das führt unweigerlich zu Schädigungen von Individuen und Fischpopulationen. Da das Kühlwasser meist unbehandelt dem Oberflächengewässer wieder zugeführt wird, erfolgt dort eine Wärmeemission, die besonders in den Sommermonaten (Sauerstofftal) kritisch werden könnte. Zwar ist die Verwendung von Zusatzstoffen und daraus resultierende Emissionen in Oberflächengewässer hierzulande begrenzt, aber eine Gefährdung aquatischer Ökosysteme aufgrund möglicher Emissionen ist nicht auszuschließen. Eine vergleichende Darstellung der ökologischen Auswirkungen unter besonderer Berücksichtigung der Fischfauna sind in Tabelle 2.1 zu finden.

#### **2.2.1.2 Direkte Durchlauf-Kühlsysteme mit Kühlturm**

##### **2.2.1.2.1 Technische Beschreibung**

Direkte Durchlauf-Kühlsysteme können mit einem Kühlturm kombiniert werden, so dass das erwärmte Wasser vorgekühlt wird, bevor es an das Oberflächenwasser abgegeben wird (Abbildung 2.18) [32].

##### **2.2.1.2.2 Anwendung**

Diese Konfiguration findet an Standorten mit intensiver Kühlwassernutzung Anwendung, da es sonst zu einer Erhöhung der Temperatur beim Kühlwassereinlass der anliegenden Industrie führen würde. Für die Installation dieses Verfahrens spielen folgende Faktoren wie Flusskapazität, Gezeitenbewegung, Anlagengröße und Temperatur des Oberflächenwassers ebenfalls eine Rolle. Diese Art von

Vorkühlung kann bei Küsten-Kraftwerken (Flussmündungen) und Kraftwerken an Flussufern im Landesinneren gefunden werden [32].

### 2.2.1.2.3 Ökologische Auswirkungen unter besonderer Berücksichtigung der Fischfauna

Die ökologischen Auswirkungen sind vergleichbar mit denen von direkten Durchlauf-Kühlsystemen. Hinsichtlich der Wärmeemissionen in Oberflächengewässer sind, aufgrund der Vorkühlung durch den zusätzlichen Kühlturm, verminderte ökologische Auswirkungen zu finden. Eine vergleichende Darstellung der ökologischen Auswirkungen unter besonderer Berücksichtigung der Fischfauna sind in Tabelle 2.1 zu finden.

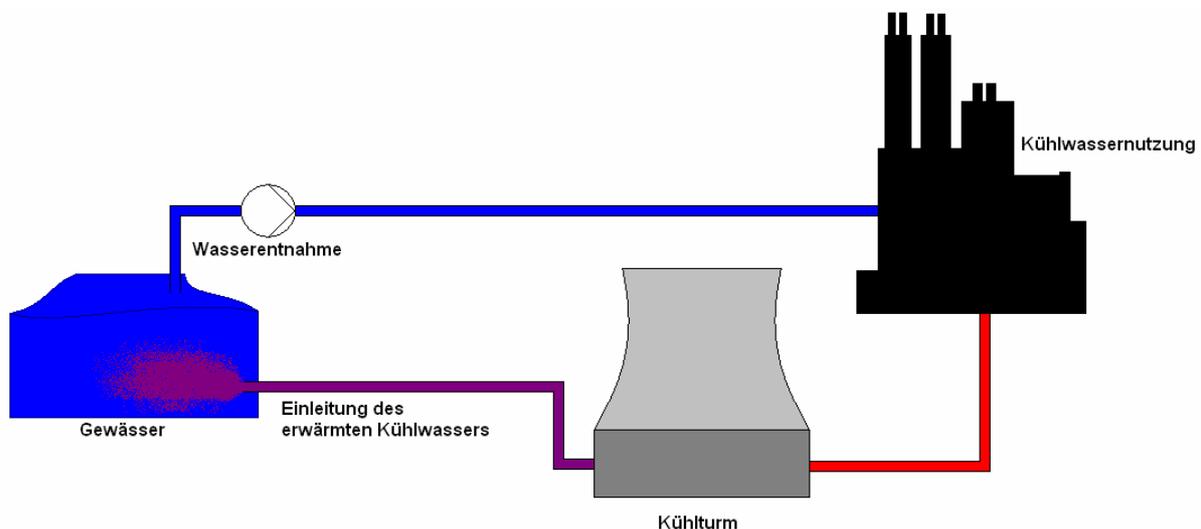


Abbildung 2.18 Direktes Durchlauf-Kühlsystem mit Kühlturm

### 2.2.1.3 Indirekte Durchlauf-Kühlsysteme

#### 2.2.1.3.1 Technische Beschreibung

Bei dieser Kühkonfiguration erfolgt die Kühlung des Prozessfluids oder Prozessdampfes indirekt über ein sekundäres Kühlsystem. Wärme wird von dem Prozessmedium oder -produkt auf ein Kühlmittel übertragen, das in einem geschlossenen Kreislauf ( $t_3$  und  $t_4$ ) zirkuliert. Das Kühlmittel in diesem sekundären Kühlkreislauf gibt seine Wärme über Wärmetauscher an das Kühlmittel (z. B. Oberflächenwasser) ab, dieses so genannte primäre Kühlwasser fließt nur einmal durch die Wärmetauscher ( $t_1$  und  $t_2$ ). Dieses Wasser wird direkt in das Oberflächenwasser eingeleitet, während das sekundäre Kühlmittel im geschlossenen Kreislauf verbleibt (Abbildung 2.19) [32].

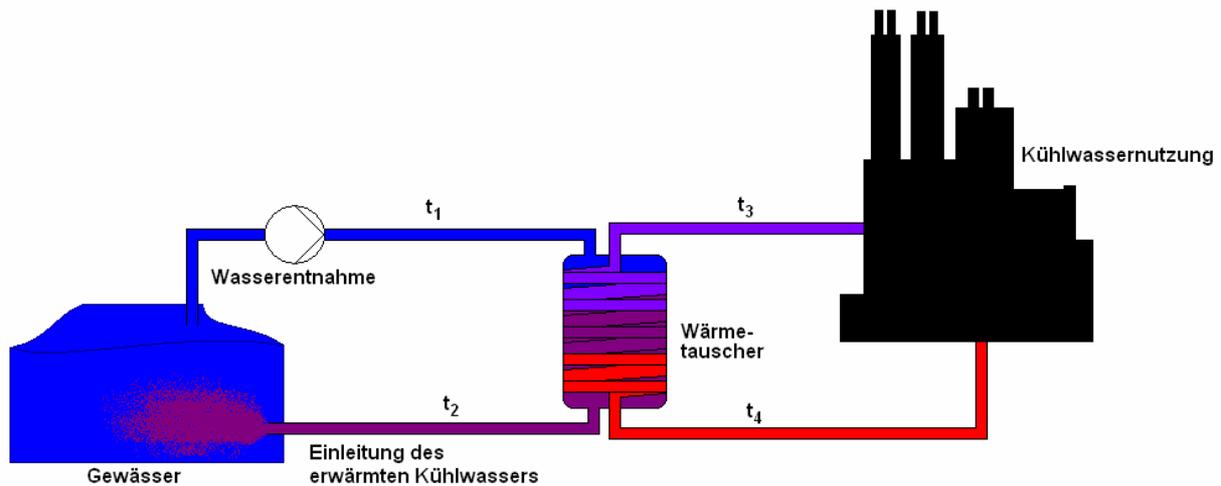


Abbildung 2.19 Indirektes Durchlauf-Kühlsystem

### 2.2.1.3.2 Anwendung

Die indirekten Durchlauf-Kühlsysteme werden insbesondere dort verwendet, wo ein hohes Umweltrisiko besteht, falls Prozessflüssigkeiten durch Undichtigkeiten in das Kühlwasser gelangen. Verfügbarkeit und Qualität der Oberflächengewässer sind ebenfalls für dieses Kühlsystem wichtig. Indirekte Durchlauf-Kühlsysteme verursachen eine nicht zu vernachlässigende thermische Belastung der Oberflächengewässer. Eine wassersparendere Variante des indirekten Durchlauf-Kühlsystems besteht darin, einen Teil des primären Kühlwassers zu recyceln, indem dieser Teil mit Luft gekühlt wird, bevor es mit neuen, eingehenden Kühlwasser vermischt wird. Diese zusätzliche Kühlleistung kann in Jahreszeiten genutzt werden, wenn unzureichende Mengen an Kühlwasser zur Verfügung stehen [32].

### 2.2.1.3.3 Ökologische Auswirkungen unter besonderer Berücksichtigung der Fischfauna

Die ökologischen Auswirkungen sind vergleichbar mit denen von direkten Durchlauf-Kühlsystemen. Diese Konfiguration reduziert die Gefahr einer Einleitung in Oberflächenwasser aufgrund von durch Leckagen austretende Prozessflüssigkeiten [32]. Eine vergleichende Darstellung der ökologischen Auswirkungen unter besonderer Berücksichtigung der Fischfauna sind in Tabelle 2.1 zu finden.

## 2.2.2 Offene Kreislaufkühlsysteme

### 2.2.2.1 Technische Beschreibung

Offene Kreislaufkühlsysteme werden auch als offene Verdunstungskühlsysteme bezeichnet. In diesen Systemen wird das Kühlwasser, das durch das

Wärmetauschersystem der Kühlwassernutzung geleitet wird, in einem Kühlturm abgekühlt, wo der größte Teil der Wärme an die Umgebung abgegeben wird. Im Kühlturm wird das erwärmte Wasser über die Kühlturm-Füllung verteilt und durch den Kontakt mit Luft gekühlt. Danach wird das abgekühlte Wasser in einem Sammelbehälter aufgefangen, wo es an die Wärmequelle zurückgepumpt wieder als Kühlmittel verwendet werden kann (Abbildung 2.20). Die Luftbewegung wird auf natürlichem Wege (Naturzug Nasskühlturm) oder mit Hilfe von Ventilatoren (Mechanischer Nasskühlturm), durch Ziehen oder Drücken der Luft im Turm erstellt. Die Abkühlung erfolgt durch die Verdunstung von einem kleinen Teil des Kühlwassers sowie durch direkte Kühlung beim Kontakt von Wasser mit Luft, auch Konvektion genannt. Ein Großteil, aber nicht das gesamte Wasser wird im Turm gekühlt, zurückgeführt und kann wieder als Kühlwasser eingesetzt werden. Die wichtigsten Ursachen für den Wasserverlust sind Verdunstung, Absalzung und Lecks. Absalzung ist das Ablassen von Wasser aus dem Kühlkreislauf, um eine Verdickung des Kühlwassers durch aus der Luft aufgenommene Verunreinigungen und Kalkbildung zu vermeiden. Zum Ausgleich der Absalzung und der Verdampfung wird Zusatzwasser zugesetzt (engl. *Make-up*). Im Allgemeinen entspricht der Zusatzwasserstrom, der bei einem offenen Kreislaufkühlsystem verwendet wird, etwa 1 – 3 % der Wasserströmung eines Durchlauf-Kühlsystems mit der gleichen Kühlleistung. Für die Energiewirtschaft kann der zusätzliche Wasserbedarf 1 – 5 % betragen [32].

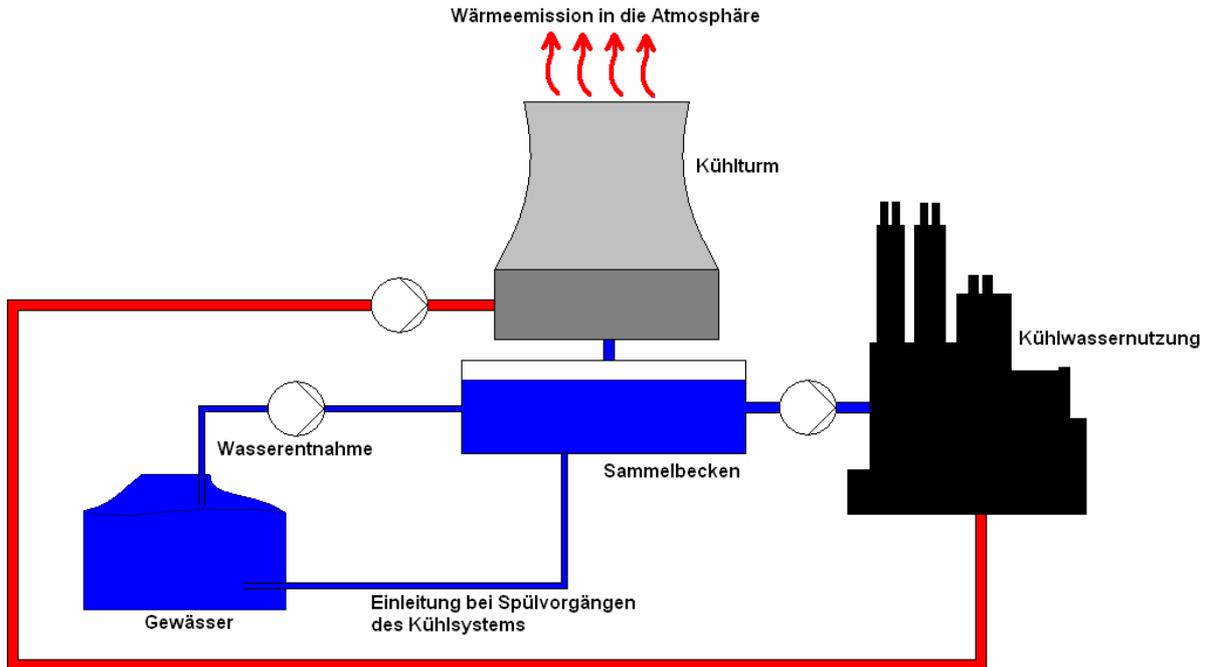


Abbildung 2.20 Offenes Kreislaufkühlsystem

### 2.2.2.2 Anwendung

Offene Kreislaufkühlsysteme werden meist im Landesinneren angewandt, wo nicht genügend Wasser zur Verfügung steht oder wenn kein weiterer Anstieg der Wassertemperatur des Vorfluters akzeptabel ist. Eine solche Situation wird oft entlang von Flüssen mit Niedrigwasser in den warmen Sommermonaten gefunden [32].

### 2.2.2.3 Ökologische Auswirkungen unter besonderer Berücksichtigung der Fischfauna

Ein Merkmal offener Kreislaufkühlsysteme ist die Reduktion der Wärmebelastung von Gewässern durch Änderung der abgegebenen Wärme in die Atmosphäre. Ein weiteres Merkmal ist die Verringerung der benötigten Menge an Wasser für die Kühlung. Diese liegt bei durchschnittlich  $2 \text{ m}^3/\text{h}/\text{MW}_{\text{th}}$  und führt zu einer Verminderung der Gefährdung durch *Impingement* und *Entrainment* bei aquatischen Lebewesen. Eine gängige Praxis ist daher die Umrüstung der Durchlaufkühlsystemen in offene Verdunstungskühlsysteme durch die Installation eines oder mehrerer Kühltürme. Allerdings sind die Emissionen in das Oberflächengewässer aus der Absalzung und der mögliche Einsatz von Zusatzstoffen nicht zu vernachlässigen [32]. Eine vergleichende Darstellung der ökologischen Auswirkungen unter besonderer Berücksichtigung der Fischfauna sind in Tabelle 2.1 zu finden.

## **2.2.3 Geschlossene Kühlsysteme**

### **2.2.3.1 Luftgekühlte Kühlsysteme**

#### **2.2.3.1.1 Technische Beschreibung**

In luftgekühlten Kühlsystemen, auch trockene Kühlsysteme genannt, wird das zu kühlende Medium (Flüssigkeit, Dampf) durch im Kreislauf geführte Spulen, Rohre oder Leitungen von einem passierenden Luftstrom gekühlt. Die Konstruktion des Kühlsystems ist von der Anwendung abhängig. Geschlossene, trockene luftgekühlte Kreislaufsysteme bestehen aus Rohrelementen (Rippenrohre), Spulen oder Leitungen eines Kondensators, Lüfter mit entsprechenden Antriebssystem, sowie einer tragenden Stahlkonstruktion oder einem Turm. Dabei zirkuliert das Prozessmedium oder bei einem indirekten System das Kühlmittel selbst durch die Rohre. Ein auf natürlichem Wege oder mechanisch durch Ventilatoren erzeugter Luftstrom fließt über die Rohre, so dass das Medium durch Wärmeleitung und Konvektion abgekühlt wird. In fast allen Fällen strömt die Luft quer durch den Wärmetauscher. Das Prozessmedium passiert den Wärmetauscher in einer "One-Pass"- oder als "Multi-Pass"-Konfiguration. Zahlreich, wie die Verwendung einer Vielzahl von korrosionsbeständigen Materialien für den Bau der geschlossenen, trockenen Kühlsysteme, sind die Optionen für die Konstruktionsweisen. Sie können als große unabhängige Einheiten gefunden werden, aber auch als kleinere Einheiten auf dem Dach [32].

#### **2.2.3.1.2 Anwendung**

Trockene luftgekühlte Wärmetauscher werden in einer Vielzahl von Branchen angewandt. Sie sind für die Produkt-Kühlung in der chemischen und petrochemischen Industrie, für Vakuumkondensation in Kraftwerken und für Abgas-Kühlung geeignet. Trockene Luft-Kühlsysteme brauchen, für die gleiche Kühlkapazität, eine größere Fläche als Nass-Kühlsysteme. Zudem sind trockene Systeme im Allgemeinen teurer. In der Energiewirtschaft wird trockene Luft-Kühlung daher in bestimmten Situationen erwogen, wenn die Stromerzeugung an Standorten stattfindet, bei der nur eine unzureichende Wasserversorgung für nasse Abkühlung vorhanden ist.

Generell wird unter folgenden Bedingungen trockene Luft zur Kühlung verwendet:

- Trockene Kühlsysteme können für nahezu jedes Medium beliebiger chemischer Zusammensetzung angewendet werden. Dies erfordert nur eine Anpassung des entsprechenden Materials des Wärmetauschers.
- Die Anwendung von Luftkühlung findet in Situationen statt, in denen Zusatzwasser für den Kühlturm nicht oder nur für einen kurzen Zeitraum verfügbar ist.
- Überall dort wo Schwadenbildung nicht zulässig ist, werden trockene Kühlsysteme verwendet.

Geschlossene luftgekühlte Kühlsysteme werden in verschiedenen Bauformen angefertigt. Zum einen sind es trockene Naturzug-Kühltürme, zum anderen luftgekühlte Flüssig-Kühlsysteme und luftgekühlte Dampfkondensatoren [32].

#### **2.2.3.1.3 Ökologische Auswirkungen unter besonderer Berücksichtigung der Fischfauna**

Die ökologischen Auswirkungen auf das aquatische Ökosystem sind hinsichtlich des Einzugs von Fischen, sowie Emissionen an das Oberflächengewässer nicht relevant. Die wesentlichen Umweltaspekte in Bezug auf den Antrieb der Ventilatoren sind Lärm und der Energieverbrauch. Es wird kein Wasser verwendet, es sei denn, es wird als sekundäres Kühlmittel in einem geschlossenen indirekten Kreislauf verwendet [32]. Eine vergleichende Darstellung der ökologischen Auswirkungen unter besonderer Berücksichtigung der Fischfauna sind in Tabelle 2.1 zu finden.

#### **2.2.3.2 Geschlossene Kreislauf-Nasskühlsysteme**

##### **2.2.3.2.1 Technische Beschreibung**

In geschlossenen Kreislauf-Nasskühlsystemen zirkuliert das zu kühlende Medium in einem geschlossenen Kreislauf ohne mit der Umgebung in Kontakt zu treten. Das Medium wird durch eine Spule (Primärkreislauf) geführt, welches von der Außenseite (Sekundärkreislauf) benetzt wird. Dabei wird die Wärme von dem Medium auf das Spritzwasser überführt (sensible Wärmeübertragung). Die Verdunstung eines kleinen Teils des Wassers führt zu einer Verdunstungskühlung und die Wärme aus dem Wasser wird an die Luft übertragen. Zusätzlich erfolgt eine sensible Wärmeübertragung von der Spule an die Luft. In der Praxis sind bei Verdunstungskühlung sensible und latente Wärmeübertragung immer gekoppelt. Das benetzende Wasser wird vorbehandelt, um zu vermeiden, dass an der Anlage Schäden entstehen.

Ursachen wie Verdunstungsverluste führen zu einer Aufkonzentrierung, so dass eine Entschlammung (engl.: *blowdown*) notwendig wird und Zusatzwasser hinzugefügt werden muss [32].

#### **2.2.3.2.2 Anwendung**

Geschlossene Kreislauf-Nasskühlsysteme werden in vielen Anwendungen eingesetzt. Sie sind für die Kühlung von Gasmotoren und Kompressoren gut geeignet und stellen eine zuverlässige Methode zur industriellen Prozesstemperaturregelung dar. Typische Anwendungen geschlossener Kreislauf-Nasskühlsysteme sind Flüssigkeitskühler (z. B. Schmieröle, Kühlwasser für Kompressoren), Gaskühler (z. B. Dieselmotoren, Prozessgas) und luftgekühlte Kondensatoren (GuD-Kraftwerke, Dampfturbinen). Wenn das Prozessmedium in der Spule oder in den Rohren Dampf ist und so weit hinuntergekühlt wird bis es zur Flüssigkeit kondensiert, wird diese Kühlung auch Verdampfungskondensator genannt. Geschlossene Nasskühlsysteme werden in verschiedenen Bauformen angefertigt. Zum einen sind es auf mechanischen Zug basierte Nass-Kühltürme, zum anderen Verdampfungskondensatoren [32].

#### **2.2.3.2.3 Ökologische Auswirkungen unter besonderer Berücksichtigung der Fischfauna**

Wenn in geschlossenen Kreislauf-Nasskühlsystemen Wasser als ein sekundäres Kühlmedium verwendet wird, ist dies in der Regel alkalisiertes, demineralisiertes Wasser oder Trinkwasser. Zwar ist der Wasserbedarf variabel, aber nicht zu vernachlässigen. Die Verweilzeiten des Wassers bei diesen Systemen können bis zu sechs Monaten betragen. Zusatzwasser ist nur erforderlich, wenn Leckagen an den Pumpendichtungen und anschließende Verdunstung auftreten, oder wenn das Wasser abgelassen wurde, um Reparaturen an der Anlage zu ermöglichen. Weil nur wenig Zusatzwasser benötigt wird, kann dies in der Regel von hoher Qualität sein, was das Folgeproblem der Kalkablagerungen verhindert. Um eine aufwändige Aufbereitung zu vermeiden, wird daher auf die Verwendung von Wasser aus Oberflächengewässern verzichtet, so dass die Gefährdung von aquatischen Lebewesen nicht relevant ist. Ablagerungen können durch das Wasser auf der Außenseite der Rohre oder Spulen verursacht werden und eine Behandlung (Reinigung) erforderlich machen. Dadurch sind geringe Emissionen an Oberflächengewässern möglich. Abhängig von der technischen Konzeption, der Funktionsweise und den klimatischen Bedingungen kann Schwadenbildung

auftreten. Wasser kann bei Zeiten niedriger Umgebungstemperaturen gespart werden, da der Turm dann als trockener Turm betrieben werden kann. Ventilatorenlärm kann ein Problem sein [32]. Eine vergleichende Darstellung der ökologischen Auswirkungen unter besonderer Berücksichtigung der Fischfauna sind in Tabelle 2.1 zu finden

## **2.2.4 Kombinierte Nass- und Trocken-Kühlsysteme**

### **2.2.4.1 Offene Hybrid-Kühltürme**

#### **2.2.4.1.1 Technische Beschreibung**

Der offene Nass-/Trocken-Kühlturm oder Hybrid-Kühlturm ist ein spezielles Design, das als wichtige Lösung für das Problem der Verwendung von Kühlwasser und der Bildung von Kühlturmfahnen entwickelt wurde. Es ist eine Kombination aus einem "nassen" und "trockenen" Kühlturm, d. h. einem Verdunstungs- und einem Nicht-Verdunstungs-Prozess (Abbildung 2.21). Der Hybrid-Kühlturm kann, abhängig von der Umgebungstemperatur, entweder als reiner Nass-Kühlturm oder als Kombination aus Nass- und Trocken-Kühlturm betrieben werden. Das erwärmte Kühlwasser durchläuft zunächst einen trockenen Abschnitt des Kühlturms, wo ein Teil der Wärme durch einen Ventilator induzierten Luftstrom entfernt wird. Nach dem Passieren des trockenen Abschnitts wird das Wasser in dem nassen Teil des Turmes weiter abgekühlt. Dieser Teil funktioniert ähnlich einem offenen umluftbetriebenen Turm. Die erwärmte Luft aus dem Trockenteil wird mit dem Dampf aus dem Nassteil im oberen Teil des Turms gemischt. Dadurch wird die relative Feuchtigkeit der Luft gesenkt, bevor der Luftstrom mit (fast) vollständig reduzierter Schwadenbildung den Kühlturm verlässt. Eine Optimierung der Wirkung eines Hybridkühlturms bedeutet eine Optimierung der übertragenen Menge an trockener Hitze, um den Anforderungen der Kontrolle zur Schwadenbildung gerecht zu werden. Gleichzeitig wird der Nassteil des Turms für den größten Teil der Kühlung verwendet [32].

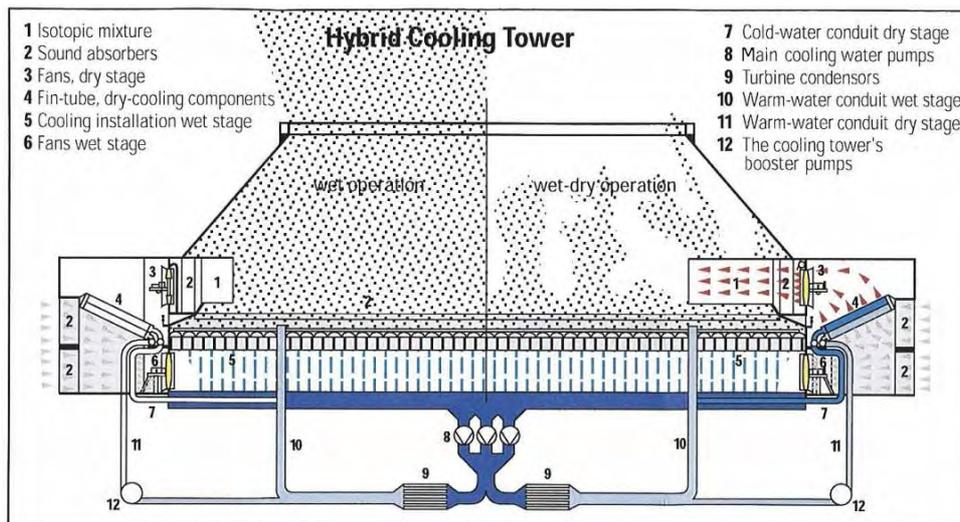


Abbildung 2.21 Hybrid-Kühlturm aus [32]

### 2.2.4.1.2 Anwendung

Eine Entscheidung, einen Hybrid-Kühlturm zu installieren, wird im Lichte der standortspezifischen Anforderungen gemacht (Begrenzung der Wärmeemission, Turmhöhe und Schwadenbildung). Hybrid-Kühltürme können in der Energiewirtschaft (in KWK-Anlagen), insbesondere in Deutschland und in Großbritannien, gefunden werden. Der Einsatz beschränkt sich auf einen Temperaturbereich von 25 – 55°C, da bei Temperaturen über 55 °C leichter Ausfällungen von Calciumcarbonat an den Rohren auftreten. Dies bedeutet nicht, dass keine Ausfällung bei Temperaturen unter 55 °C auftritt und somit Vorsicht geboten ist bei der Verwendung dieser Temperatur als Faustregel [32].

### 2.2.4.1.3 Ökologische Auswirkungen unter besonderer Berücksichtigung der Fischfauna

Der wesentliche Unterschied zwischen einem Hybrid-Kühlturm und einem herkömmlichen Kühlturm ist sein vergleichsweise niedrigerer Wasserverbrauch (an Zusatzwasser (*Make-Up*)) in Höhe von 20 % als die eines Nasskühlturms. Die durchschnittliche Wasserverwendung liegt bei  $0,5 \text{ m}^3/\text{h}/\text{MW}_{\text{th}}$ . Eine Gefährdung aquatischer Lebewesen, die Wärmeemission an das Oberflächengewässer und die Emission von Kühlwasserzusätzen sind daher nicht oder nur unterdurchschnittlich relevant. Der daraus resultierende jährliche Energieverbrauch eines auf mechanischen Zug basierenden Hybrid-Kühlturms kann auf das 1,1 bis 1,5 fache von einem vergleichbaren mechanischen Nasskühlturm reduziert werden, da unter Nennbedingungen der Luftstrom fast doppelt so hoch ist (nasse und trockene Abschnitte). Die Konstruktion von Naturzug-Hybrid-Kühltürme werden derzeit geprüft

[32]. Eine vergleichende Darstellung der ökologischen Auswirkungen unter besonderer Berücksichtigung der Fischfauna sind in Tabelle 2.1 zu finden.

#### **2.2.4.2 Geschlossene Kreislauf-Hybrid-Kühlsysteme**

##### **2.2.4.2.1 Technische Beschreibung**

Die Merkmale für Hybrid-Systeme im geschlossenen Kühlkreislauf, können in ähnlicher Weise wie für geschlossene, rezirkulierende Nasskühlsysteme hinsichtlich der Ventilatoren (axial und radial), der Luftstromrichtung (Kreuz- oder Gegenstrom) und der Lärmschutz-Systeme beschrieben werden. Im Allgemeinen haben diese Anlagen einen geringen Platzbedarf. Drei technische Modifikationen können bei geschlossenen Kreislauf-Hybrid-Kühltürmen angewendet werden: gesprühte Rippenrohre, adiabatische Kühlung oder kombinierte Systeme. Je nach Ausführung (gesprühte Rippenrohre) muss besondere Aufmerksamkeit auf die Qualität der Wasseraufbereitung geachtet werden. Zusätzliche Kosten können durch die signifikante Einsparung von Wasser verringert werden, wenn Produkte nur während einer sehr kurzen Zeit des Jahres die Verwendung von Wasser erfordern. Geschlossene Kreislauf-Hybridkühler können in einigen Ausführungen auch die Bildung von Kühlturmfahnen signifikant unterdrücken oder sogar ganz beseitigen [32].

##### **2.2.4.2.2 Anwendung**

Neben den vorgestellten Anwendungsmöglichkeiten für geschlossene, rezirkulierende Nasskühlsysteme, sind geschlossene Kreislauf-Hybrid-Kühlsysteme für viele Bereiche der Prozesswasserkühlung in der Industrie an Standorten mit starken Temperaturschwankungen zwischen Sommer und Winter geeignet [35].

##### **2.2.4.2.3 Ökologische Auswirkungen unter besonderer Berücksichtigung der Fischfauna**

Geschlossene Kreislauf-Hybrid-Kühltürme haben signifikante Einsparungen von Wasser verglichen mit herkömmlichen geschlossenen Kreislauf-Nasskühltürmen. Die Wasserverwendung liegt bei durchschnittlich  $1,5 \text{ m}^3/\text{h}/\text{MW}_{\text{th}}$ . Daher sind die ökologischen Auswirkungen auf aquatische Lebewesen sowie die Emission von Wärme und Zusätzen in das Oberflächengewässer von geringer Relevanz. Im Vergleich zu geschlossenen Kreislauf-Trockenkühltürmen bieten sie den Vorteil von geringeren Kühltemperaturen. In Bezug auf Größe, Energieverbrauch und Lärmemission sind sie vergleichbar mit herkömmlichen geschlossenen Kreislauf-Nasskühltürmen [32]. Eine

vergleichende Darstellung der ökologischen Auswirkungen unter besonderer Berücksichtigung der Fischfauna sind in Tabelle 2.1 zu finden.

**Tabelle 2.1 Ökologische Aspekte von Kühlsystemen verändert aus BVT-Merkblatt [32]**

		Ökologische Aspekte			
		Wasserbedarf	Einzug von Fischen	Emissionen in das Oberflächengewässer	
				Wärme	Zusätze
<b>Kühlsystem</b>	Durchlaufkühlung	++	+	++	+
	Durchlaufkühlung mit Kühlturm	++	+	+	+
	Durchlaufkühlung mit sekundärem Kühlkreislauf	++	+	++	+
	Nasskühlturm mit offenem Kühlkreislauf	+	--	-	+
	Nasskühlturm mit offenem primären und sekundärem Kühlkreislauf	+	--	-	+
	Hybridkühlturm mit offenem Kühlkreislauf	-	--	-	-
	Nasskühlturm mit geschlossenem Kühlkreislauf (separate Wasserzuführung)	+	--	--	-
	Trockenkühlturm mit geschlossenem Kühlkreislauf	--	--	--	--
	Hybridkühlturm mit geschlossenem Kühlkreislauf (separate Wasserzuführung)	-	--	--	-
Anmerkung:					
--		keine / nicht relevant			
-		Relevanz unter Durchschnitt			
+		relevant			
++		hoch relevant			

### 2.3 Vorstellung von Fischschutzanlagen und Fischschutzsystemen

Um wirksame Verfahren zur Gewährleistung des Fischschutzes zu entwickeln, ist es notwendig die biologischen Bedürfnisse, Verhaltensmuster und die Populationsentwicklung der Fische zu kennen. Diese Kenntnisse sind für die meisten Fischarten leider noch sehr lückenhaft [3]. Es werden aber Anstrengungen unternommen, um diese Lücken zu schließen. Beispielsweise hat SCHWEVERS ET AL. [36] im Auftrag des Umweltbundesamtes (UBA) Untersuchungen zur Abwanderung von Salmoniden-smolts (Atlantischer Lachs (*Salmo salar*) und Meerforelle (*Salmo trutta trutta*)) in der Abwandersaison 2009 in der Weser durchgeführt. Dabei wurde festgestellt, dass die Abwanderung der Salmoniden-smolts kontinuierlich von Anfang April bis Ende Mai andauert. Eine Abhängigkeit zwischen Fangzahlen und den Abflussverhältnissen wurde hierbei nicht festgestellt. Bei den abwandernden Lachsen wurden zwei Jahrgänge aufgrund der deutlich unterschiedlichen Körpergrößen (durchschnittlich 11,2 cm bzw. 15,7 cm) beobachtet, die auch zeitlich versetzt abwanderten. Bei den Meerforellen wurden von den untersuchten Exemplaren Körperlängen von 10 cm bis 24 cm festgestellt, was auf zwei oder sogar drei abwandernde Jahrgänge schließt. Eine eindeutige von der Wasserkraftanlage der Staustufe Drakenburg verursachte Schädigung und Tötung der Fische ließ sich aufgrund der Fangmethode nicht feststellen [36].

Eine weitere 2010 von dem UBA beauftragte Untersuchung, durchgeführt von THIEL & MAGATH [37], beschäftigte sich mit der Populationsdynamik diadromer Fischarten. Dort wurde die Populationsdynamik von Atlantischen Lachs, Meerforelle, Meer- und Flussneunauge sowie vom Europäischen Aal je nach Datenlage mit Hilfe der Überlebensrate relevanter Populationsparameter und der Mortalitätsrate eingeschätzt. Zu den bearbeiteten Populationsparametern des Atlantischen Lachses und der Meerforelle zählen die Eizahl, Überlebensrate von Ei bis zum Smolt, vom Smolt bis zum Rückkehrer und vom Kelt bis zum Rückkehrer, sowie das Verhältnis von Laichfischen zu Rückkehrern. Für Meer- und Flussneunauge konnte nur der Parameter Eizahl behandelt werden. Beim Aal wurden die relevanten Überlebensraten der kontinentalen Phase, also von an den Küsten ankommenden Glasaale über die Überlebensraten der fischereilichen Nutzung bis zur Abwanderung

der Blankaale bearbeitet. Zu den Mortalitätsursachen zählen Prädation, intra- und interspezifische Konkurrenz, Krankheiten und ungünstige Umweltbedingungen sowie anthropogen bedingte Einflüsse, wie Schadstoffeinträge, Habitatsveränderungen, Fischerei, Wasserentnahmen und Wasserkraft [37].

Ein weiteres Problem ist, dass unterschiedliche Arten auch unterschiedlich auf FSA und FSS reagieren. So passen sich Lachssmolts vor mechanischen Barrieren der Strömungsgeschwindigkeit an und bleiben wenige Zentimeter vor der Barriere, ohne sie zu berühren. Blankaale hingegen kollidieren mit der Barriere und folglich wird eine Fluchtreaktion ausgelöst. Ein wirksamer Schutz vor dem Eindringen in eine Anlage kann daher nur artspezifisch erfolgen. Neben der Festlegung der Zielart ist auch deren Entwicklungsstadium bei der Dimensionierung von FSA und FSS zu beachten [3].

Ferner ist eine Übertragung der Anwendung von FSA und FSS aus den diesbezüglich weiterentwickelten Ländern USA und Kanada auf europäische und deutsche Gewässer aufgrund der Rahmenbedingungen, wie z. B. hoher Anteil an Treibgut, nicht immer möglich [3]. Interessante Entwicklungen im europäischen Raum wurden in den Vorträgen auf der SCREENS CONFERENCE in Southampton vorgestellt, die im Folgenden weiter vorgestellt werden.

Die Schwimmleistung eines Fisches, wie unter Kapitel 1.3.2 vorgestellt, ist von der Art, Größe, dem Entwicklungsstadium und der Temperatur abhängig, deshalb ist eine Begrenzung der Anströmgeschwindigkeit notwendig, damit Fische aus eigener Kraft aus dem Gefahrenbereich z. B. eines Turbinen- oder Kühlwassereinlaufes entfliehen können. Abwandernde Fische richten sich nach der Hauptströmung, also dort, wo die höchsten Fließgeschwindigkeiten auftreten [3].

Um einen sicheren Schutz aller abwandernden Arten vor dem Eindringen in eine Anlage und ein Anpressen an vorhandenen Barrieren zu gewährleisten, wird von KEUNEKE & DUMONT eine Anströmgeschwindigkeit von 0,2 m/s angegeben [38].

In der Literatur wird für die kritische Geschwindigkeit eines Fisches, d. h. die Geschwindigkeit, die ein Fisch über einen Zeitraum von ca. 200 min konstant halten kann, für die meisten Arten in Abhängigkeit ihrer Körperlänge mit mehr als 0,2 m/s angegeben [3].

Aus Gründen der Wirtschaftlichkeit der Anlagen wird in Deutschland ein Mindeststandard mit einer maximalen Anströmgeschwindigkeit von 0,5 m/s für katadrome und anadrome Arten vor einer Barriere vorgeschlagen. Dies ist insbesondere für kleine und leistungsschwache Fischarten, sowie sich in einem frühen Entwicklungsstadium befindliche Fische (vgl. Anhang 1) zuviel, so dass geeignete Maßnahmen ergänzt werden sollten [38].

In England, Wales und Nordirland sind für Lachssmolts (15 – 20 cm) Anströmgeschwindigkeiten von maximal 0,3 m/s zulässig. Für die etwas kleineren Lachssmolts in schottischen Gewässern (12 – 15 cm) sind Anströmgeschwindigkeiten von maximal 0,25 m/s zulässig. In den USA gelten maximale Anströmgeschwindigkeiten von 0,25 m/s für den pazifischen Lachssmolt mit einer Körpergröße > 6 cm und maximale Anströmgeschwindigkeiten von 0,15 m/s für pazifische Lachssmolts mit einer Körpergröße von < 6 cm. In Frankreich ist bei einer guten Auffindbarkeit eines Bypasses eine maximale Anströmgeschwindigkeit von 0,5 – 0,6 m/s zulässig [3].

Die maximale Anströmgeschwindigkeit von 0,15 m/s wird von der EPA (United States Environmental Protection Agency) insbesondere für Industrieanlagen und Kraftwerke gefordert, die mehr als 2 Millionen Gallonen pro Tag (entspricht ca. 87,5 L/s) Wasser entnehmen. Die EPA stellte drei Studien über die Schwimmgeschwindigkeiten zusammen, die besagen dass Anströmgeschwindigkeiten unter 0,5 fps (feet per second; entspricht 0,15 m/s) 96 % der getestet Fischarten vor *Impingement* bewahren [39].

### **2.3.1 Mechanische Barrieren**

Mechanische Barrieren dienen als Schutz vor dem Eindringen der Fische in eine Anlage. Dazu gehören stationäre Barrieren, wie Rechen, Louver und Lochbleche, sowie bewegliche Barrieren, wie Trommelsiebe oder umlaufende Abschirmungen. Diese werden im Folgenden erläutert.

#### **2.3.1.1 Rechen**

##### **2.3.1.1.1 Aufbau und Funktionsweise**

In Deutschland konventionell eingesetzte Rechen sind aus Flachstählen aufgebaut, die mit Distanzstücken auf Abstand gehalten werden (Abbildung 2.22). Es gibt

verschiedene Stabformen, welche die hydraulischen Verluste (Rechenverlust), die sich durch Wasserspiegel- und Druckdifferenzen auszeichnen, verringern (Abbildung 2.23 und Abbildung 2.24). Zusätzlich spielt die Anströmgeschwindigkeit sowie der Anströmwinkel eine Rolle [3].

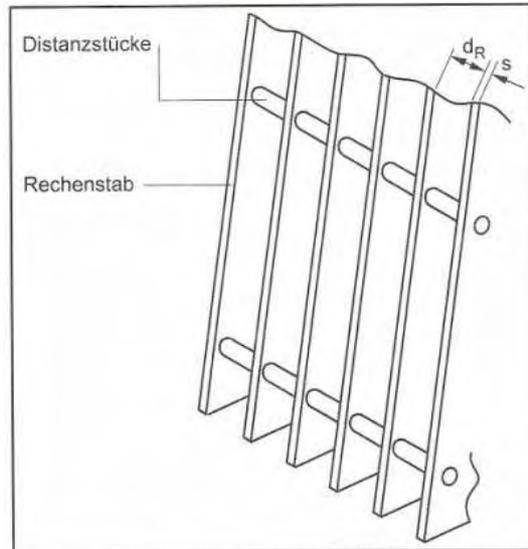


Abbildung 2.22 Rechen aus Flachstahl aus [17]

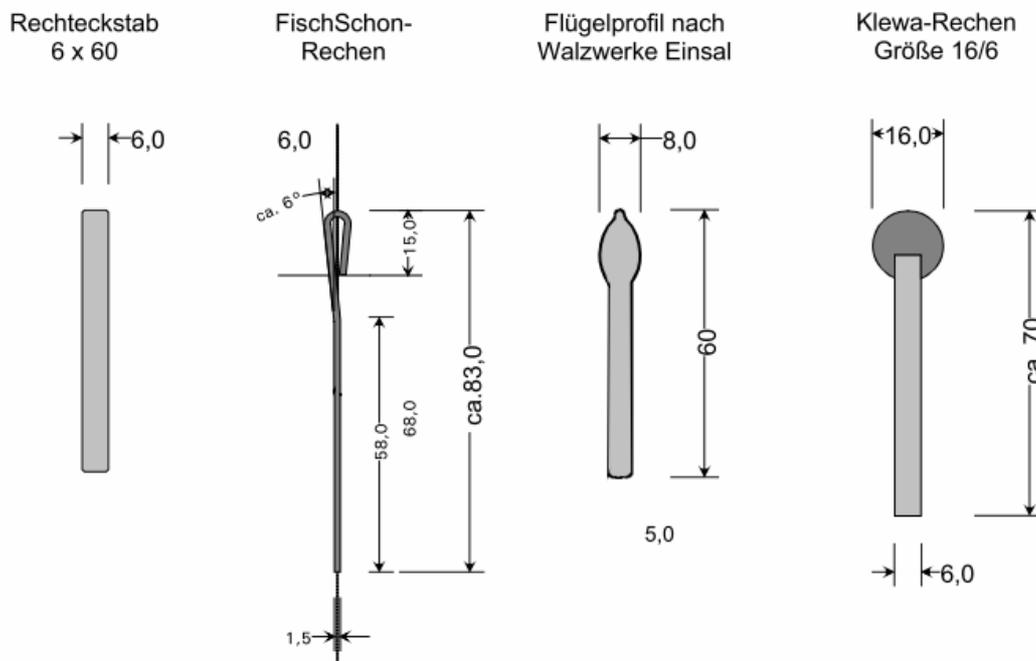
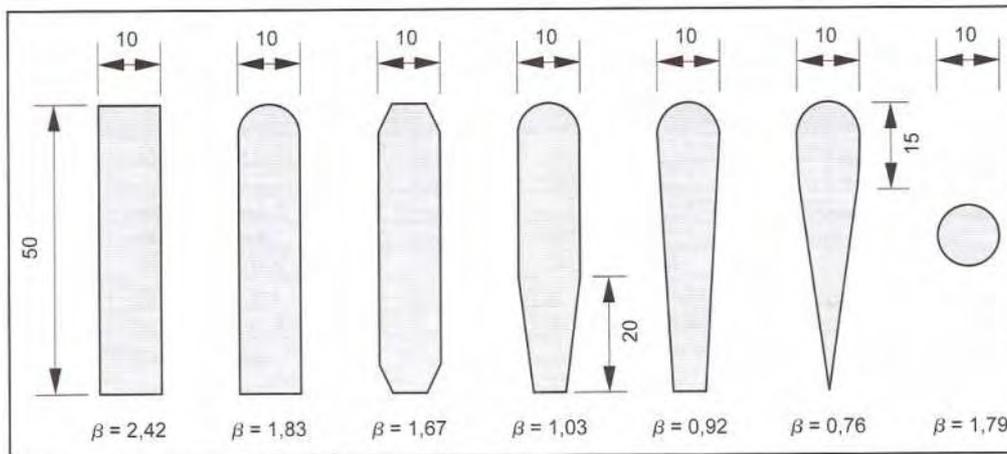


Abbildung 2.23 Aktuelle Rechenprofile nach HASSINGER [40]



**Abbildung 2.24 Formbeiwerte für verschiedene Rechenformen aus [17]**

Zu beachten ist bei der Bestimmung des Rechenverlustes sowie der Wirkung auf annähernde Fische, dass die Strömungsverhältnisse vor dem Rechen nicht über die Fläche gleich sind [3].

Rechen können nach ihrem Stababstand in Grobrechen und Feinrechen eingeteilt werden. Die Unterteilung ist allerdings nicht einheitlich. Feinrechen werden nach BEHRENDT [41] mit einer lichten Stabweite von 8 mm bis 20 mm angegeben, wobei eine zusätzliche Unterteilung in Feinstrechen (< 8 mm) angegeben wird. Grobrechen besitzen eine lichte Stabweite von 20 mm bis 100 mm [41]. Grobrechen dienen vor allem größeres Treibgut und Eis von der Anlage fernzuhalten. Feinrechen dienen zudem als Fischschutz [42]

### **2.3.1.1.2 Eignung**

Um ein Eindringen in für Fische gefährliche Bereiche zu verhindern, eignen sich Rechen, wenn die lichte Weite und die Anströmgeschwindigkeit auf die jeweiligen Zielarten ausgelegt sind. Dabei ist auch das Entwicklungsstadium zu beachten, so sind viel geringere Stabweiten und niedrigere Anströmgeschwindigkeiten bei Jungfischen und Brütlings anzusetzen [3].

Es wurde beobachtet, dass Fischarten wie Lachse (im Smoltstadium), Bachforellen, Rotaugen, Döbel und Hasel wenige Zentimeter vor dem Rechen verbleiben, ohne ihn zu berühren. Ist der Rechen aufgrund der lichten Stabweite passierbar, lassen sich die Fische nach einer Verzögerungsphase vor dem Rechen, die umso länger dauert je undurchlässiger die Barriere ist, letztendlich doch durch den Rechen verdriften. Bei unpassierbaren Barrieren wird durch seitliche Schwimmbewegungen nach einer

alternativen Wanderroute gesucht, gelingt dies nicht beschleunigen die Fische in Richtung Oberwasser [3].

Aale zeigen gegenüber Rechen ein grundsätzlich anderes Verhalten. Ohne ihre Geschwindigkeit zu verringern, kollidieren sie mit der Barriere und stoßen sich nach der Kollision von der Barriere in Richtung Oberwasser ab. Dabei richten sie ihren Körper gegen die Strömung aus. Dieses Verhalten zeigen sie auch bei niedrigen Anströmgeschwindigkeiten. Auch ein aktives Durchzwängen bei Rechen mit einer lichten Stabweite von 18 mm wird bei ca. 50 cm langen Aalen beobachtet [3].

Fische reagieren auch auf die von Hindernissen z. B. Rechen verursachten Strömungsänderungen, so dass ihnen auch neben der Funktion als physikalische Barriere, eine Funktion als Verhaltensbarriere zukommt [3].

Die Wirksamkeit als effektiver Fischschutz von Rechen und Sieben hängt außerdem von der Anströmgeschwindigkeit ab. Zu hohe Anströmgeschwindigkeiten in Kombination mit kleinen Stababständen bewirken ein Anpressen der Fische an den Rechen (*Impingement*), was meist je nach Dauer letale Folgen hat. Ebenso wichtig ist eine gute Auffindbarkeit eines Bypasses, da mit der längeren Suchzeit eine Erschöpfung der Fische verbunden ist, was letztendlich, wenn sie nicht ins Oberwasser entfliehen können, auch zum *Impingement* führt. Durch eine horizontale Anordnung der Rechenstäbe kann der Stababstand vergrößert werden, da die meisten Fische von vorne gesehen eher eine ovale Körperform haben [3].

Ob ein geneigter oder zur Fließrichtung schräg eingebauter Rechen die Schädigungen durch Anpressen der Fische geringer halten kann, wird kontrovers diskutiert. Ebenfalls wird die bessere Leitwirkung für abwandernde Fische zu einem Bypass durch die Stellung des Rechens unterschiedlich betrachtet. Dazu nennen DWA [3] und HASSINGER [40] sich widersprechende Studien.

#### **2.3.1.1.3 Praxisanwendungen national und international**

Die in den Fischereiverordnungen der Bundesländer geforderte lichte Weite für Rechen zum Schutz vor dem Eindringen in Anlagen ist nicht einheitlich (Tabelle 2.2).

**Tabelle 2.2 Angaben zur lichten Stabweite in den Fischereiverordnungen der Bundesländer**

Bundesland	Gesetz / Verordnung	Lichte Stabweite
Baden-Württemberg	-	-
Bayern	-	-
Berlin	Berliner Landesfischereiverordnung in der Fassung vom 11.07.2006 *	20 mm *
Brandenburg	Fischereiordnung des Landes Brandenburg (BbgFischO) vom 14. November 1997 zuletzt geändert durch Verordnung vom 10. September 2009 §24 [43]	15 mm
Bremen	-	-
Hamburg	-	-
Hessen	Hessische Verordnung über die gute fachliche Praxis in der Fischscherei und den Schutz der Fische (Hessische Fischereiverordnung HFO) vom 17. Dezember 2008 §10 [44]	15 mm
Mecklenburg-Vorpommern	-	-
Niedersachsen	Verordnung über die Fischerei in Binnengewässern (Binnenfischereiverordnung) vom 6. Juli 1989 §8 [45]	20 mm
Nordrhein-Westfalen	Verordnung zum Landesfischereigesetz (Landesfischereiverordnung - LFischVO) vom 9. März 2010 §13 [46]	höchstens 20 mm; für Gewässer mit Lachs als Zielart 10 mm; für Gewässer mit Aal als Zielart 15 mm; Anströmgeschwindigkeit 0,5 m/s
Rheinland-Pfalz	Landesfischereigesetz in der Fassung vom 27.10.2009 *	10 bis 20 mm *
Saarland	-	-
Sachsen	Verordnung des Sächsischen Staatsministeriums für Umwelt und Landwirtschaft zur Durchführung des Fischereigesetzes für den Freistaat Sachsen (Sächsische Fischereiverordnung – SächsFischVO) vom 10. März 2008 §12 [47]	20 mm
Sachsen-Anhalt	-	-
Schleswig-Holstein	-	-
Thüringen	Thüringer Fischereiverordnung (ThürFischVO) vom 11. Oktober 1994 (i.d.F. vom 22 Juli 2010) §16 [48]	20 mm

\* Angaben aus ANDERER ET AL. [4]

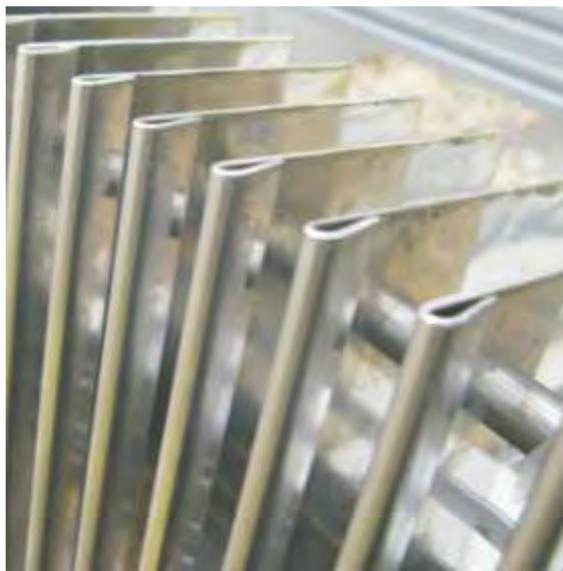
Allerdings sind bestehende Anlagen auch noch mit größeren Rechen ausgestattet. Für einen ausreichenden Fischschutz gegenüber Jungfischen und Larven ist selbst bei einem Stababstand von 20 mm nicht gesorgt [3], zumal (außer in der LFischVO von Nordrhein-Westfalen) keine maximale Anströmgeschwindigkeit angegeben wird.

Im Zuge der Wasserrahmenrichtlinie werden in Deutschland für Entwicklungsgewässerabschnitte folgende Mindeststandards bezüglich der maximalen lichten Weite mechanischer Barrieren angegeben [38]:

- Für anadrome Arten sind maximale lichte Weiten mechanischer Barrieren von 10 mm angegeben

- Für katadrome Arten sind maximale lichte Weiten mechanischer Barrieren von 15 mm angegeben
- Für die übrigen Gewässer werden maximale lichte Weiten mechanischer Barrieren von 15 – 20 mm angegeben [38]

Hierzulande wurden erst neuerdings an zwei Wasserkraftwerken der Fische Schonrechen mit einem lichten Stababstand von 15 mm der Firma Klawa installiert (Abbildung 2.25) [49].



**Abbildung 2.25 Fische Schonrechen aus [50]**

In England wird die lichte Weite von Rechen an Wasserkraftanlagen von der verwendeten Turbine abhängig gemacht [51]:

- Beim Einsatz einer Peltonturbine maximal 3 – 6 mm
- Bei Durchflussturbinen 10 – 12,5 mm
- Bei größeren Kaplan- und Francisturbinen 12,5 – 15 mm (bei Anwesenheit von kleineren männlichen Aalen 10 mm)

In den USA werden grobmaschige Siebe (*Coarse Mesh Screens*), die insbesondere vor Kühlwasserentnahmebauwerke, wie Wärmekraftwerke oder Industrieanlagen, installiert sind, mit einer Maschenweite von 9,5 mm angegeben. Feinmaschige Siebe

(*Fine Mesh Screens*) haben eine Maschenweite von 0,5 – 3 mm, je nachdem welche Organismen vor einem Eindringen geschützt werden sollen [39].

## 2.3.1.2 Louver

### 2.3.1.2.1 Aufbau und Funktionsweise

Louver sind aus Flachstählen aufgebaut, allerdings sind diese abgestuft und senkrecht zur Anströmrichtung angeordnet. Die sich durch die Anordnung entstehenden Strömungsverhältnisse in Form einer stehenden Welle dienen den abwandernden Fischen als Leitbarriere, z. B. zu Bypässen (Abbildung 2.27). Die Louverachse ist dabei in einem flachen Winkel von  $10^\circ$  -  $20^\circ$  zur Hauptströmung angeordnet. Meist werden noch zusätzliche Leitbleche für geordnete Anströmung angebracht. Die lichten Weiten betragen 20 – 50 mm und können je nach Zielart angepasst werden (Abbildung 2.26). Ebenso kann die Eintauchtiefe von Louvern bis zur Gewässersohle reichen oder für eine bestimmte Zielart angepasst werden [3].

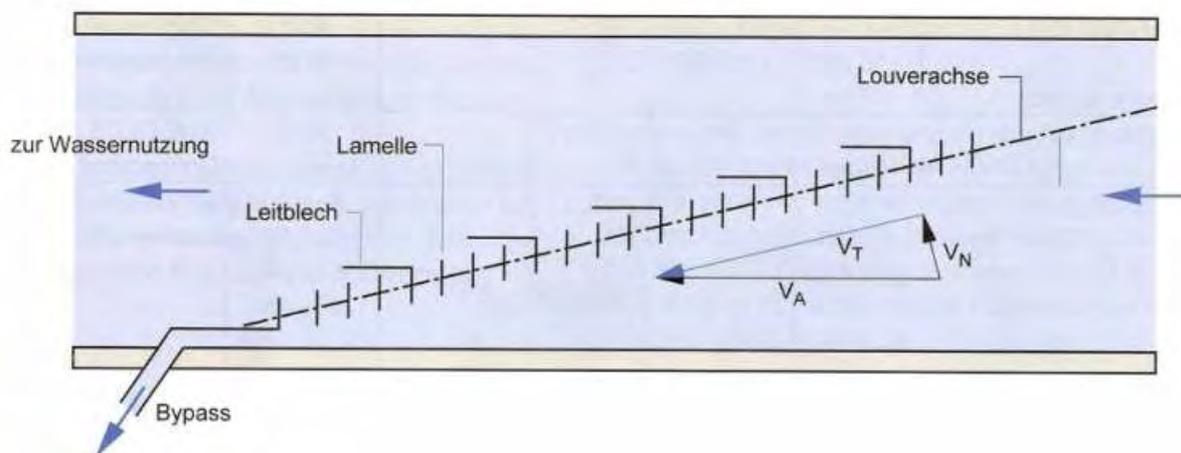


Abbildung 2.26 Aufbau eines Louvers aus [17]

### 2.3.1.2.2 Eignung

Die Effektivität eines Louvers hängt von der Fischart, Entwicklungsstadium, Fischgröße und der Schwimmleistung des Fisches ab [52]. Anströmgeschwindigkeit und Lamellenabstand sind dann auf die jeweilige Zielart anzupassen. Ein gut auffindbarer Bypass mit einer höheren Fließgeschwindigkeit als die Anströmgeschwindigkeit ist ebenfalls Voraussetzung. Louver beeinflussen das Strömungsbild stärker und werden von den Fischen eher wahrgenommen. So wird ihnen eine bessere Effizienz als Fischschutz zugesprochen als konventionelle Rechen [3]. Eine von der DWA [3] aufgestellte zusammenfassende Tabelle in den

USA ausgewählter Kontrolluntersuchungen zur Effektivität von Louvern zeigt für einige Arten hohe Effektivitäten bis über 90 % (Anhang 2). Dabei erhöht sich die Effektivität bei geringerer Anströmgeschwindigkeit und geringerem Lamellenabstand [3].

Eine weitere zusammenfassende Darstellung von Untersuchungen zur Wirksamkeit von Louvern wurde vom DOI [52] aufgestellt (Anhang 3).

Louver sind besonders für den Schutz von Salmoniden, aufgrund ihres Verhaltens vor mechanischen Barrieren, geeignet. Für Blankaale lässt sich keine Leitwirkung durch Louver feststellen [3].

In England und USA werden Louver eher zu den Verhaltensbarrieren als zu den mechanischen Barrieren gezählt [3].

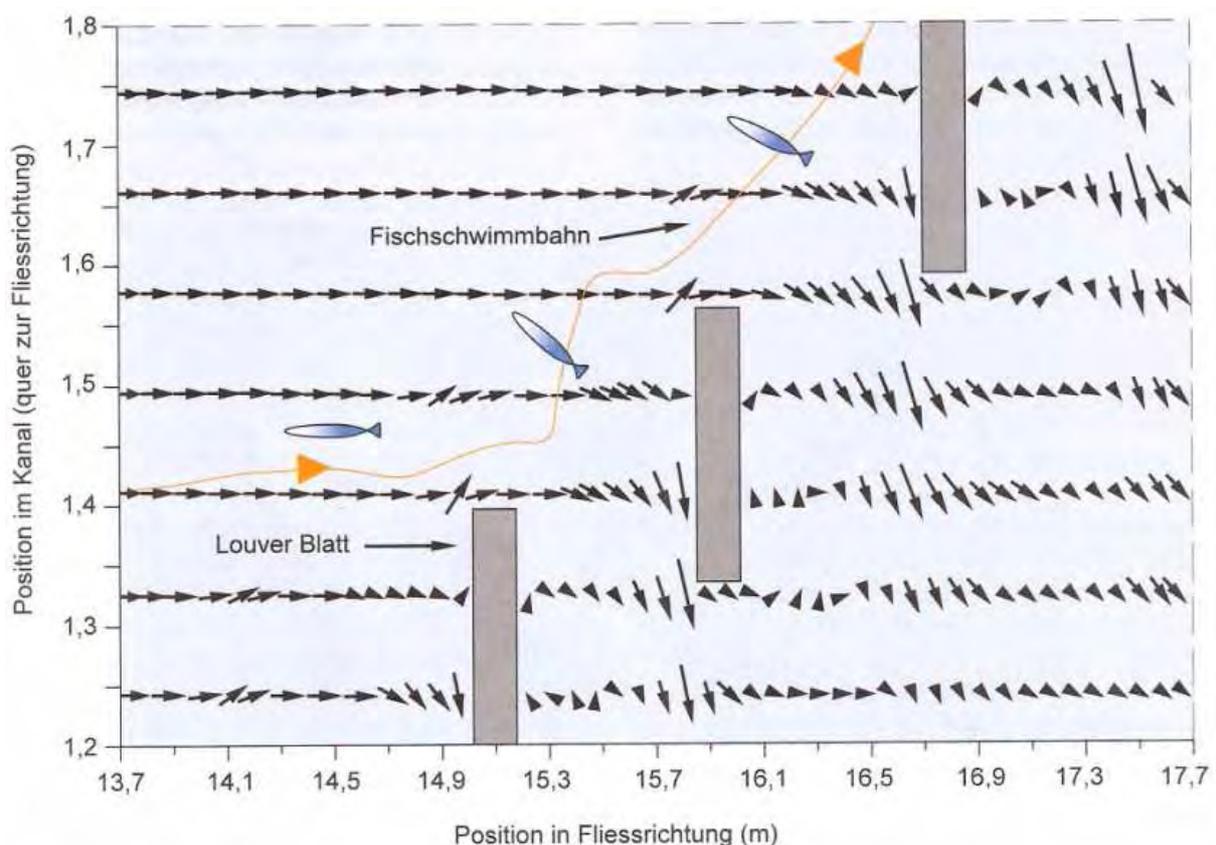


Abbildung 2.27 Schwimmbahn eines Fisches entlang eines Louvers aus [17]

### 2.3.1.2.3 Praxisanwendungen national und international

Louver werden, aufgrund der fehlenden Akzeptanz der Behörden (z. B. EPA) eher spärlich an Wasserkraft- und Bewässerungsanlagen in den USA eingesetzt [39].

In Großbritannien werden ebenfalls vereinzelt Louver eingesetzt [53].

Für in Deutschland installierte Louver liegen dem Autor keine Informationen vor.

### 2.3.1.3 Tauchwände

#### 2.3.1.3.1 Aufbau und Funktionsweise

Tauchwände sind vor Wasserentnahmebauwerken oder Turbineneinläufen fest installierte Beton-, Stahl- oder Holzkonstruktionen. Sie können im Gewässer schräg oder senkrecht zur Fließrichtung mit variabler Eintauchtiefe installiert werden (Abbildung 2.28) [3].

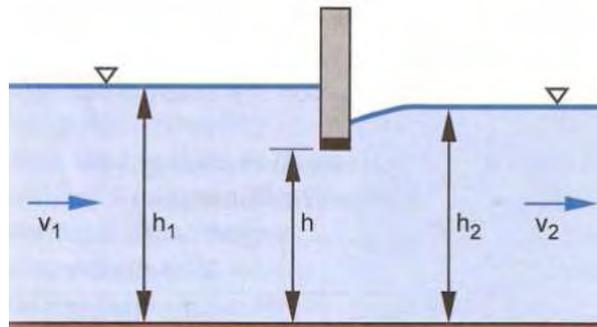


Abbildung 2.28 Funktionsprinzip einer Tauchwand aus [17]

#### 2.3.1.3.2 Eignung

Tauchwände werden in erster Linie dazu verwendet, oberflächennahes Treibgut von den Wasserentnahmestellen fernzuhalten. Ihre Funktion und Wirksamkeit als mechanische Fischtrennbarriere hängt von der in den Wasserkörper hineinragenden Tiefe ab. Für oberflächennah abwandernde Fische, wie Salmonidensmolts, sowie oberflächennah treibende Fischeier bieten sie einen guten Schutz vor dem Eindringen in Wasserentnahmestellen [3].

#### 2.3.1.3.3 Praxisanwendungen national und international

Eine Tauchwand von 0,2 m Eintauchtiefe ist am Wasserkraftwerk Bremen-Hemelingen installiert, welche fischschutztechnisch aufgrund der geringen Eintauchtiefe nur eine geringe Effektivität zugesprochen wird [54].

Für das geplante Industriekraftwerk am Standort Stade wird eine zum Wasserentnahmebauwerk umlaufende Dekantierwand installiert, die im Wasser treibende Fischeier sowie Jungfische und adulte Fische vor dem Eindringen in den Wassereinlauf bewahren soll [55].

Eine in den USA schräg am Turbinenlauf des Wasserkraftwerkes Bellow Falls installierte Tauchwand (4,6 m tief) zeigte eine Effektivität von 84 % [3].

## **2.3.1.4 Lochbleche**

### **2.3.1.4.1 Aufbau und Funktionsweise**

Lochbleche zählen wie Rechen zu den stationären Abschirmungen und üben auf Fische eine Leitwirkung aus. Der Lochdurchmesser wird dabei so gewählt, dass dieser auf bestimmte Zielarten und Entwicklungsstadien angepasst wird und kann daher wenige Zentimeter betragen. Aufgrund des geringen Lochdurchmessers wird meist ein Grobrechen von 100 mm – 200 mm vorgeschaltet [3].

### **2.3.1.4.2 Eignung**

Lochbleche können bei gering gewählten Lochdurchmessern Jungfischen und Brütlingen als Fischschutz dienen. Ein zu beachtendes Problem ist dabei die schnelle Verlegung von Lochblechen, so dass sie eher bei treibgutarmen Gewässern zum Einsatz kommen [3].

### **2.3.1.4.3 Praxis Anwendungen national und international**

Ein flach geneigter, 10 mm-Lochblechrechen ist bei dem Wasserkraftwerk in Wetzlar an der Lahn (Hessen) installiert. Weitere Anwendungen finden sich in Kleinkraftwerken in der Schweiz. In den USA werden Lochdurchmesser von 1,5 mm bis 3 mm verwendet, um die jungen Fische vor dem Eindringen in Anlagen zu bewahren und zu einem Bypass zu leiten (Abbildung 2.29) [3].



**Abbildung 2.29 Lochblech vor einer Wasserentnahmestelle aus [17]**

### 2.3.1.5 *Wedge-Wire-Screens*

#### 2.3.1.5.1 **Aufbau und Funktionsweise**

*Wedge-Wire-Screens* (WWS) sind eine Weiterentwicklung des konventionellen Rechens aus den USA. Die aus Edelstahl bestehenden Rechenstäbe sind keilförmig, wobei die Breitseite der Strömung zugewandt ist (Abbildung 2.30). Die sich nach hinten öffnende Anordnung soll eine lang anhaltende Verklemmung der Fische oder des Treibguts verhindern. Außerdem sind sehr kleine lichte Weiten ( $< 1$  mm) möglich (Abbildung 2.31), die in Kombination mit einer glatten Oberfläche einen Schutz selbst für Fische früher Entwicklungsstadien bietet. WWS benötigen, aufgrund ihrer geringen Eigenstabilität, eine separate Tragkonstruktion, so dass sie neben flächiger Bauweise auch gebogen oder zylinderförmig konstruiert werden können [3].

Die in den USA und England verwendeten *Wedge-Wire-Screens* sind in der Form eines Zylinders aufgebaut und werden *Passive Wedge-Wire Cylinder* (PWWC) genannt. Die Zylinderfläche besteht aus dem *Wedge-Wire*-Material. Die Enden sind mit geschlossenen Platten versehen, die kegelförmig, für eine bessere Umströmung, ausgebildet sein können. PWWC werden insbesondere vor Wasserentnahmebauwerken an der Gewässersohle installiert. Anhaftendes Treibgut wird über ein Luftzufuhrsystem von dem WWS abgesprengt und von der Strömung weggetragen (Abbildung 2.33) [53].

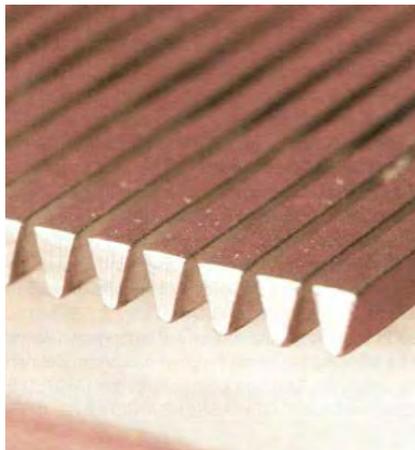


Abbildung 2.30 *Wedge-Wire-Screen* aus [17]

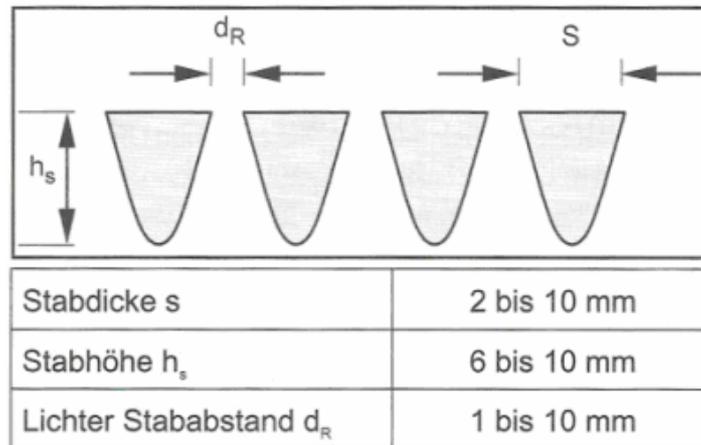


Abbildung 2.31 Wedge-Wire-Screen Abmessungen aus [17]

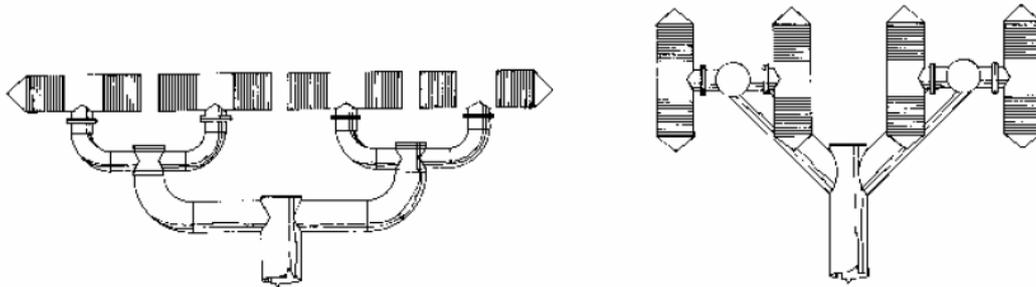
### 2.3.1.5.2 Eignung

In den USA eingesetzte *Passive Wedge-Wire Cylinder* können mit sehr geringen lichten Weiten von 0,5 – 2 mm konstruiert werden. Dies ermöglicht einen Schutz vor *Entrainment*, sogar für Fischeier und Larven. In den USA durchgeführte Studien untersuchten die Reduktion von *Impingement* und *Entrainment* hinsichtlich der Parameter lichte Stabweite (*slot size*), Durchtrittsgeschwindigkeit zwischen den Rechenstäben (*through-slot velocity* oder *through-screen velocity*) und Kanalgeschwindigkeit (*channel velocity*). Generell sind die höchsten Reduktionen von *Impingement* durch größere lichte Weiten (1 mm – 2 mm), niedrigere Durchtrittsgeschwindigkeiten und höhere Kanalgeschwindigkeiten zu erwarten. Die höchsten Reduktionen von *Entrainment* sind durch geringe Stababstände (0,5 mm), niedrigere Durchtrittsgeschwindigkeiten und höhere Kanalgeschwindigkeiten festgestellt worden. Unter optimalen Bedingungen wurde für *Impingement* eine Reduktion bis 100 % und für *Entrainment* bis 90 % festgestellt [39].

Durch die Verwendung von Edelstahl besitzen *Wedge-Wire-Screens* eine glatte Oberfläche, die die Verletzungsgefahr der Fische bei Kontakt verringern. Bei flächigen WWS ist zudem auf die Begrenzung der Anströmgeschwindigkeit zu achten. Hierzulande ist eine Verlegung wegen des höheren Treibgutaufkommens ein Problem, so dass der Einsatz des WWS mit höherem Reinigungsaufwand zu bewerkstelligen ist. Wegen der schnellen Vereisung, was eine Blockade des WWS nach sich zieht, werden diese im Winter aus dem Wasser gezogen [3].

Probleme bei den geringen lichten Stabweiten eines *Wedge-Wire-Screens*, sind dabei die höhere Reinigungsfrequenz und der höhere Rechenverlust, der durch eine

größere Rechenfläche ausgeglichen werden kann [39]. Für PWWC sind verschiedene Anordnungsmöglichkeiten gegeben, um die Rechenfläche zu erhöhen (Abbildung 2.32). Dadurch können die flexiblen Gestaltungsmöglichkeiten den vorhandenen Standortgegebenheiten, wie Wassertiefe, verfügbarer Platz usw., angepasst werden [53].



**Abbildung 2.32 Beispiele für Anordnungen von mehreren PWWC aus [53]**



**Abbildung 2.33 Wedge-Wire-Screen an Gewässersohle aus [39]**

### **2.3.1.5.3 Praxis Anwendungen national und international**

Ein Beispiel für in Deutschland installierte WWS ist der mit einem Stababstand von 5,3 mm am Wasserkraftwerk Floecksmühle eingesetzte WWS [3]. Dieser verhindert die Passage in den Turbineneinlauf von Fischen mit einer Größe > 5 cm [4]

Erstmals in den USA eingesetzte WWS wurden in den 70er und 80er Jahre auf ihre Wirksamkeit getestet [39]. Beispiele für den Testeinsatz von in den USA sind u.a. folgende:

Die Logan Generating Station in New Jersey entnimmt dem Delaware River 19 mgd (*million-gallons per day*, 19 mgd entsprechen ca.  $0,83 \text{ m}^3/\text{s}$ ) durch einen 1 mm WWS.

Dabei zeigte sich eine 90 %ige Reduktion von *Entrainment* gegenüber Larven und Fischeier im Vergleich zu konventionellen Rechen [39].

Der Ende der 70er Jahre eingesetzte WWS im St. John River für die Seminole Kraftwerk Einheiten 1 und 2 in Florida besitzt einen Stababstand von 1 – 2 mm. *Impingement* wurde nicht beobachtet und eine Reduktion von *Entrainment* gegenüber konventionelle Rechen (9,5 mm) wurde mit 99 % für 1 mm und 62 % für 2 mm gezeigt [39].

1982 und 1983 wurden WWS mit einer lichten Stabweite von 1, 2, und 3 mm bei dem Chalk Point Kraftwerk in Maryland getestet. Eine Reduktion von *Entrainment* von bis zu 80 % beim 1 mm WWS wurden festgestellt [39].

### **2.3.1.6 Trommelsiebe**

#### **2.3.1.6.1 Aufbau und Funktionsweise**

Trommelsiebe bestehen aus feinmaschigem Draht, Lochblechen oder gebogenen *Wedge-Wire-Screens* (Abbildung 2.35). Der Stababstand beträgt 3 – 6 mm und richtet sich nach der zu schützenden Zielart und dem entsprechenden Entwicklungsstadium. Für Wasserentnahmen im kleineren Maßstab werden Trommelsiebe mit Durchmessern von 0,8 m bis 1,5 m verwendet. Vor großen Anlagen können die Durchmesser aber auch über 6 m betragen. Die Eintauchtiefe entspricht etwa 70 – 80 % ihres Durchmessers, so dass ein ausreichend großer Strömungsquerschnitt genutzt werden kann. Dichtungen sind seitlich und zur Gewässersohle zum Schutze der Fische installiert (Abbildung 2.34). Sie drehen sich, mit Hilfe eines Elektromotors, langsam (1 – 2 m/min) um die horizontale Achse. Frontal angeströmte Trommelsiebe befördern anhaftendes Schwemmgut auf die andere Seite zum Unterwasser, wo es dann, aufgrund der Durchströmung, weggespült wird (Abbildung 2.36). Bei schräger Anströmung werden Treibgut und Fische tangential z. B. zu einem Bypass weitergeleitet (Abbildung 2.37) [3].

Zudem gibt es noch andere Varianten der Durchströmung. So können Trommelsiebe von Innen nach außen oder von außen nach innen durchströmt werden (Abbildung 2.38) [56].

Den Trommelsieben wird meist ein Grobrechen vorgeschaltet. Im Winter, zum Schutze vor Vereisungen, sowie für Wartungsarbeiten werden die Trommelsiebe aus dem Wasser gehoben [3].

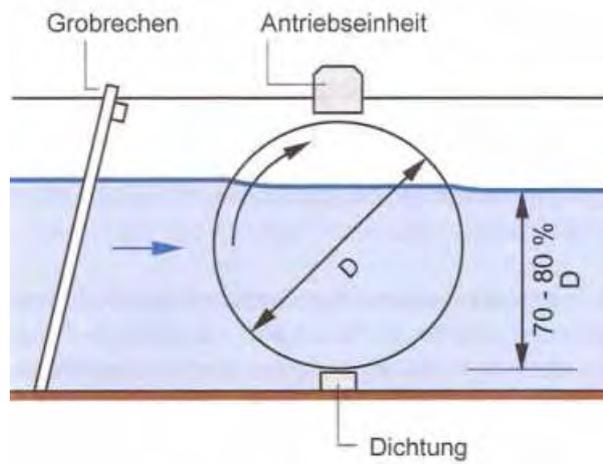


Abbildung 2.34 Trommelsiebanlage schematisch aus [17]



Abbildung 2.35 Trommelsieb aus gebogenen *Wedge-Wire-Screens* aus [17]



Abbildung 2.36 Frontal angeströmtes Trommelsieb (Schweiz) aus [17]

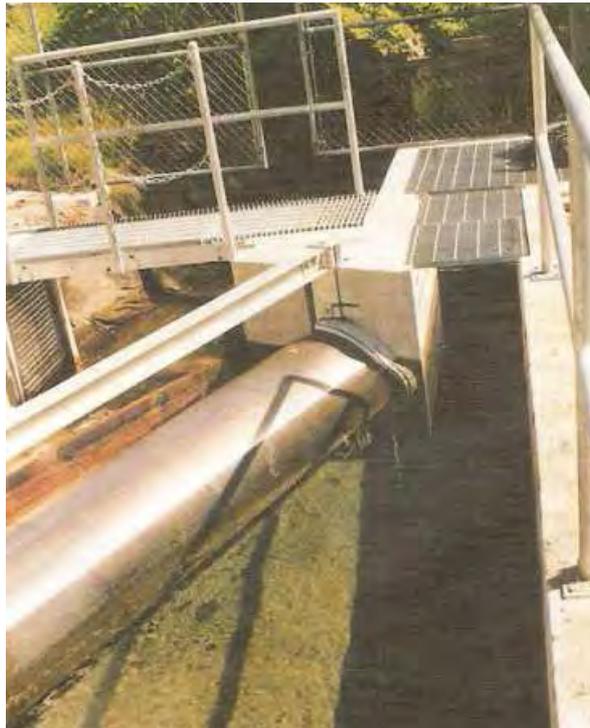


Abbildung 2.37 Schräg zur Fließrichtung angeordnetes Trommelsieb (USA) mit Bypass aus [17]

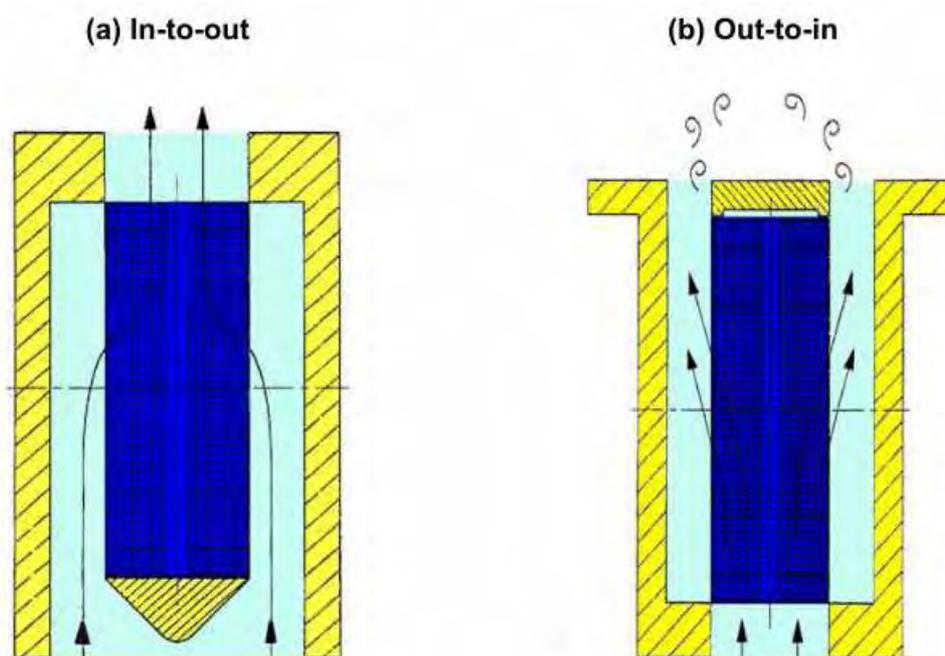


Abbildung 2.38 Weitere Anordnungsmöglichkeiten für Trommelsiebe aus [56]

### 2.3.1.6.2 Eignung

Einsetzbar sind Trommelsiebe vor allem in Gewässern mit wenig Treibgutaukommen. In den USA werden Trommelsiebe vor allem bei Wasserentnahmebauwerken zu Bewässerungszwecken eingesetzt. Den Trommelsieben spricht man bei angepassten Anströmgeschwindigkeiten eine sehr hohe Schutzfunktion für Fische zu. Allerdings ist bei höherer Anströmgeschwindigkeit mit einer beträchtlichen

Zunahme der Mortalität durch *Impingement* zu rechnen. Dies zeigte sich bei der Trommelsiebanlage Bergum (Niederlande) wo die Anströmgeschwindigkeit 0,7 – 0,8 m/s und die Maschenweite 5 mm betrug (Tabelle 2.3). Durch die geringen lichten Weiten sind Abweisraten von nahezu 100 % für Brütlinge und Jungfische zu erwarten. Dies zeigte sich bei Untersuchungen verschiedener Trommelsiebanlagen in den USA (Tabelle 2.4) [3].

**Tabelle 2.3 Mortalitätsraten verschiedener Fischarten der Trommelsiebanlage Bergum aus [17]**

Fischart	Fischlänge [mm]	Mortalität [%]
Stint	38 - 73	95
Zander	24 - 66	67
Flussbarsch	4 - 40	65
Kaulbarsch	38 - 76	65
Brachsen / Güster	40 - 79	64
Rotaugen	39 - 78	25
3-stacheliger Stichling	27 - 42	3
Aal	30 - 80	0

**Tabelle 2.4 Effizienz verschiedener Trommelsiebanlagen in den USA aus [17]**

Standort / Staat	Normalgeschwindigkeit [m/s]	Maschenweite [mm]	Abweisrate [%]	Mortalität [%]	Autor
Yakima River	max. 0,15		> 98	< 2	NEITZEL et al., 1990
Woodbridge / California	0,18	6,3	unzureichend		TAFT, 1986
Rogue River / Oregon	0,6 - 0,9	6,0			
Naches River	< 0,3			nur bei Larven nennenswert	
Sacramento River	0,2	4,3			
San Joaquin River	0,1	3,0	sehr hoch		
White River	0,5	6,0		0* Smolts: 90 1* Smolts: 10	

### 2.3.1.6.3 Praxisanwendungen national und international

Vereinzelt finden Trommelsiebanlagen in Europa als FSA Anwendung, z. B. in den Niederlanden und in der Schweiz. Vermehrter Einsatz ist jedoch im pazifischen Bereich in den USA vor Wasserentnahmebauwerken zu finden [3].

## 2.3.1.7 Umlaufende Abschirmungen

### 2.3.1.7.1 Aufbau und Funktionsweise

Im Prinzip bestehen umlaufende Abschirmungen aus einem feinmaschigen Band, welches, von einem elektrischen Motor angetrieben, über zwei Umlenkrollen läuft (Abbildung 2.39 und Abbildung 2.40). Das Band besteht aus flexiblen Kunststoff- oder Drahtgewebe, Lochblechen oder andere Gitterelementen mit einer lichten Stab- bzw. Maschenweite von 1 mm – 6 mm. Diese sind durch Gelenke miteinander verbunden und durch eine Unterkonstruktion bzw. Aussteifungen verstärkt. Die angeströmte Bandseite wird Obergurt, die der Fließrichtung abgewandte Bandseite wird Untergurt genannt. Anhaftendes Treibgut und Geschwemmsel wird über eine Spülvorrichtung vom Band abgetrennt und in eine Spülrinne für Rechengut befördert. Die Reinigung erfolgt mit Hochdruckwasserstrahlen von 4 bar bis 6 bar. Die Umlaufgeschwindigkeiten von umlaufenden Abschirmungen variieren zwischen 0,1 – 5 m/min. Seitlich und an der Sohle sind Dichtungen angebracht, die verhindern sollen, dass Treibgut und Fische sich in der Anlage verklemmen. Meist sind den umlaufenden Abschirmungen Grobrechen von 50 – 200 mm vorgeschaltet [3].

Andere Formen der Anströmung einer umlaufenden Abschirmung werden *Dual flow* und *Center flow* genannt. Beim *Dual flow* erfolgt die Anströmung an beiden Gurten von außen nach innen (Abbildung 2.41). Beim *Center flow* erfolgt die Anströmung vom Inneren der umlaufenden Abschirmung durch die beiden Gurte nach außen (Abbildung 2.42) [56].

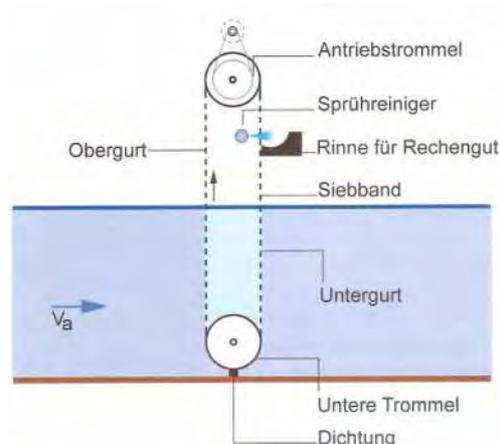


Abbildung 2.39 Aufbau einer umlaufenden Abschirmung aus [17]

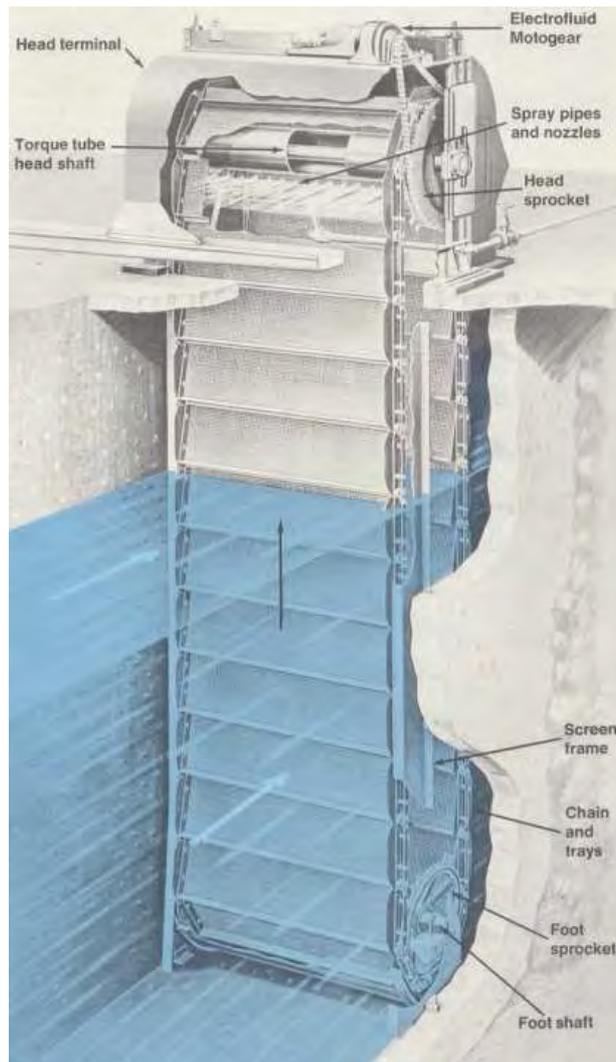


Abbildung 2.40 Prinzip einer umlaufenden Abschirmung aus [52]

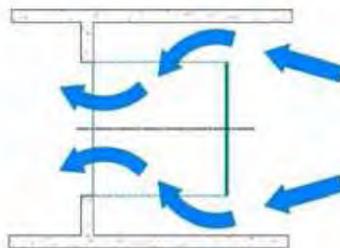


Abbildung 2.41 *Dual flow* einer umlaufenden Abschirmung aus [56]

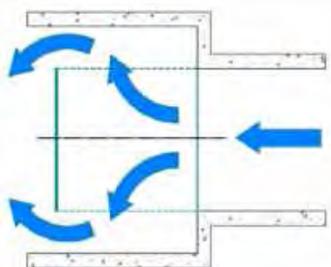


Abbildung 2.42 *Center flow* einer umlaufenden Abschirmung aus [56]

### **2.3.1.7.2 Eignung**

Umlaufende Abschirmungen sind in erster Linie für den Schutz der nachgeschalteten technischen Einrichtungen bei Wasserentnahmen entwickelt worden [39]. Aus dem im Kapitel 2.3.1.7.1 beschriebenen Aufbau ergeben sich nach DWA [3] daher einige Gefahren für Fische:

- Durch hohe Normalgeschwindigkeiten werden Fische an die Abschirmung gepresst.
- Durch die Rotationsbewegung werden angepresste Fische aus dem Wasser gehoben und können bei längerer Verweildauer an der Luft ersticken.
- Der Wechsel zwischen dem Anpressen an die Abschirmung, aus dem Wasser gehoben werden und erneutes Anpressen verursacht Schäden beim Fisch.
- Fische können beim Herausheben nicht wieder ins Wasser fallen, sondern auf feste Bauteile.
- Die Reinigung mit Hochdruckdüsen von bis zu 6 bar schädigt insbesondere junge Fische.

Die Kombination dieser Effekte verursachen Mortalitätsraten von bis zu 100 % [3], daher sind verschiedene Konzepte entwickelt und ausprobiert worden, die einen Fischschutz gewährleisten. Zusätzlich ist nach EPA [39] zu beachten, dass trotz der Torturen überlebende Fische nicht über ein Fischrückführungssystem sicher ins Wasser zurückgeleitet, sondern wie das anfallende Rechengut behandelt werden. Modifikationen der konventionellen umlaufenden Abschirmungen werden in den folgenden Kapiteln vorgestellt.

### **2.3.1.7.3 Praxis Anwendungen national und international**

Umlaufende Abschirmungen (*Traveling Screens*) werden in den USA vereinzelt vor den Wassereinläufen von Wasserkraftwerken eingesetzt. Ihr Haupteinsatzgebiet ist jedoch an Wasserentnahmebauwerken, wie die Kühlwassereinläufe thermischer Kraftwerke, zu finden. Dort dienen sie insbesondere dem Schutz der nachgeschalteten technischen Einrichtungen [3].

### **2.3.1.8 *Ristroph Screen / Fletcher Screen***

#### **2.3.1.8.1 Aufbau und Funktionsweise**

Beim *Ristroph Screen* sind zusätzliche Modifikationen einer umlaufenden Abschirmung enthalten. Diese sollen die Schädigungen der Fische verringern, welche beim Herausheben aus dem Wasser, durch Anpressen an die Barriere, beim Zurückfallen auf feste Anlagenteile oder auf die Wasseroberfläche und beim Reinigungsvorgang durch den Hochdruckwasserstrahl entstehen. Der *Ristroph Screen* enthält am unteren Ende jedes Gitterelements Fischkörbe, welche die angepressten Fische mitsamt Wasser aus dem Oberwasser heben (Abbildung 2.43). Beim Umlauf der Abschirmung werden die Fischtröge entleert und durch einen Wasserstrahl mit geringem Druck gespült. Die Fische gelangen in eine Sammelrinne und werden über ein Fischrückführungssystem an sicherer Stelle wieder in den Wasserkörper entlassen [39].



**Abbildung 2.43 *Modified Ristroph Screen* aus [57]**

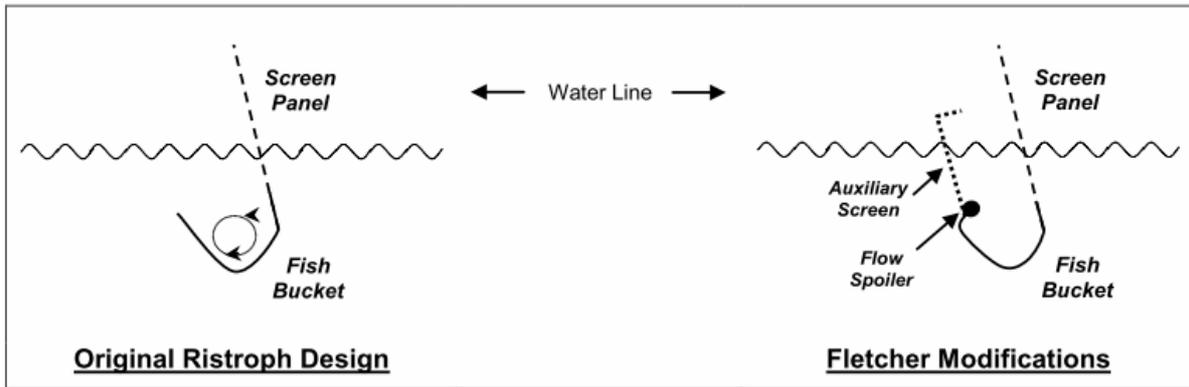


Abbildung 2.44 Korbdesign bei *Ristroph Screen* und *Fletcher Screen* aus [39]

Der Ende der 70er Jahre entwickelte *Ristroph Screen* wurde in den 80er und 90er Jahren von Dr. Ian Fletcher einer Analyse unterzogen, um bei der Entnahme und Rückführung der Fische auftretende Mängel zu beseitigen. Dies ist unter anderem die unzureichende Reinigungsleistung der Fischkörbe durch den mit geringem Druck beaufschlagten Wasserstrahl, so dass sich Fische im Treibgut verfangen und nicht sicher ins Wasser zurückgeleitet werden können. Des Weiteren sind durch ungeeignete Materialwahl die Oberflächen der Fischkörbe rau und korrosionsanfällig, so dass diese bei Berührung zu Schuppenverlusten führen. Es kommt zu Verletzungen, wenn Fische aus den Fischkörben springen und wieder an die Abschirmung gepresst werden. Ein wesentlicher Grund für auftretende Fischverletzungen durch den *Ristroph Screen* war, dass in den Fischkörben noch innerhalb des Wasserkörpers Turbulenzen entstehen, die Fische wiederholt an Abschirmung und Korbmaterial werfen [39].

Durch diese Analyse ist der *Ristroph Screen* durch folgende Veränderungen zum *Fletcher Screen* (oder *Modified Ristroph Screen*) modifiziert worden (Abbildung 2.44) [39]:

- Die Fischkörbe wurden mit einem so genannten *Flow Spoiler* ausgestattet, der die Turbulenzen in den Fischkörben und somit die Gefahr von Verletzungen minimiert.
- Eine zusätzliche Barriere soll die in den Fischkörben gefangenen Fische vor dem Herausspringen hindern, so dass sie nicht wieder dem *Impingement* ausgesetzt werden.

- Durch ein zweifaches Reinigungssystem werden mit einem Niederdruckwasserstrahl Fische aus den Fischkörben schonend gespült, für noch anhaftendes Treibgut wird nachfolgend ein Hochdruckwasserstrahl verwendet.
- Durch eine geeignete Materialwahl hin zu glatteren Gitterelementen führte zu einer deutlichen Verringerung der Schuppenverluste.

#### 2.3.1.8.2 Eignung

Für eine hohe Wirksamkeit als Fischschutz spielen auch andere Faktoren, wie die Gestaltung und Ausrichtung des Kühlwassereinlaufs und die Anströmgeschwindigkeit eine Rolle. Ebenfalls zeigte sich, dass kontinuierlich rotierende umlaufende Abschirmungen eine geringere Mortalitätsrate durch *Impingement* aufweisen als unterbrochene Rotation. Durch die ständige Rotation wird die Zeit in der die Fische an die Abschirmung gepresst werden minimiert und somit auch die sich resultierenden Verletzungen. Auch lassen sich negative Auswirkungen durch eine lange Aufenthaltsdauer an der Luft und große Temperaturunterschiede durch eine kontinuierliche Rotation verringern. Die Abmessungen der Fischkörbe müssen der Zielart entsprechen, damit sie genügend Wasser zur Verfügung haben [39].

*Ristroph Screens* zeigen signifikante Verbesserungen bei der Reduktion der Mortalität durch *Impingement*. So zeigte der erstmals 1977 installierte *Ristroph Screen* an der Dominion Power's Surry Station in Virginia im Durchschnitt eine Überlebensrate einiger Fischarten von 93,3 %. Dabei wurde die geringste Überlebensrate beim *bay anchovy (Anchoa mitchilli)* mit 83 % festgestellt. Anzumerken ist, dass diese Überlebensraten die latente Mortalität nicht berücksichtigten [39].

In einem Laborversuch untersuchte BLACK [57] einen *Modified Ristroph Screen*. Dabei wurden die Parameter Mortalitätsrate, Verletzungsrate und Schuppenverluste bei 10 verschiedenen Fischarten unter unterschiedlichen Anströmgeschwindigkeiten untersucht. Die verwendeten Süßwasserfischarten waren: *golden shiner (Notemigonus crysoleucas)*, *fathead minnow (Pimephales promelas)*, *white sucker (Catostomus commersoni)*, *bigmouth buffalo (Ictiobus cyprinellus)*, *channel catfish (Ictalurus punctatus)*, *hybrid striped bass (Morone chrysops × M. saxatilis)*, *bluegill (Lepomis macrochirus)*; *largemouth bass (Micropterus salmoides)*, *yellow*

*perch* (*Perca flavescens*) und *freshwater drum* (*Aplodinotus grunniens*). Die Fische wurden bei Anströmgeschwindigkeiten von 0,3 m/s, 0,6 m/s und 0,9 m/s an die Abschirmung gepresst. Es zeigte sich, dass die Mortalitätsrate bei allen Fischarten unter 5 % lag und dass diese Technologie dazu geeignet ist die Tötung von Fischen durch *Impingement* deutlich zu verringern [57].

#### **2.3.1.8.3 Praxis Anwendungen national und international**

Ein Beispiel für eine Praxisanwendung des *Ristroph Screens* ist die oben genannte Dominion Power's Surry Station in Virginia [39].

Die nachfolgenden Beispiele enthalten die von Fletcher empfohlenen Modifikationen.

An der Salem Generating Station am Delaware Bay (New Jersey) wurden 6 der 12 eingesetzten umlaufenden Abschirmungen zu *Fletcher Screens* konvertiert. Eine Studie, die 19 Sammelereignisse umfasste, wurde 1996 während des Mittsommers durchgeführt. Es wurden 1.082 Jungfische des *weakfish* (*Cynoscion regalis*) von der unmodifizierten Abschirmung im Gegensatz zu 1.559 Exemplare an der modifizierten Abschirmung gesammelt. Nach einer 48 h-Hälterung zur Mortalitätsbestimmung der Abschirmungen wurden Überlebensraten von 80 % am modifizierten gegenüber 58 % am unmodifizierten Screen festgestellt. Zudem wurde eine Abhängigkeit von Temperatur und Körperlänge zur Mortalitätsrate festgestellt. Es zeigte sich, dass die Überlebensrate mit steigender Temperatur sinkt, was wahrscheinlich auf die geringere gelöste Sauerstoffkonzentration im Wasser zurückzuführen ist. Generell wurden höhere Überlebensraten bei kleineren Fischen (< 50 mm) gegenüber größeren Fischen (> 50 mm) festgestellt. Die unterschiedlichen Überlebensraten zeigten sich viel deutlicher bei der unmodifizierten Abschirmung [39].

In der Zeit zwischen 1997 und 1998 wurde an der Salem Generating Station eine weitere Studie durchgeführt. Dabei wurden alle Abschirmungen zu *Fletcher Screens* umgestaltet. Zusätzliche Modifikationen für eine schonendere Fischrückführung wurden installiert. Es wurden 6 Fischarten gesammelt (*weakfish*, *white perch*, *bay anchovy*, *Atlantic croaker* (*Micropogonias undulatus*), *spot* (*Leiostomus xanthurus*), und *Alosa spp.*), die den Großteil ausmachten und nach Art und Größe sortiert. Es wurden höhere Überlebensraten in den Wintermonaten von Oktober bis Dezember 1997 gegenüber dem Fangzeitraum April bis September 1998 festgestellt [39].

An der Arthur Kill Station in New York wurden im Zeitraum September 1991 bis September 1992 Untersuchungen zu modifizierten Abschirmungen durchgeführt. Die zwei modifizierten Abschirmungen hatten eine Maschenweite von 1/8-in (3,175 mm) und 1/4-in (6,350 mm), während die unmodifizierten Abschirmungen eine Maschenweite von 1/8-in hatten. *Atlantic herring*, *blueback herring* und *bay anchovy* stellten über 90 % der gefangenen Fischarten dar. Die durchschnittliche Überlebensrate nach 24 h waren bei den unmodifizierten Abschirmungen 15 %, bei der 1/4-in Abschirmung 92 % und bei der 1/8-in Abschirmung 79 % [39].

In den Wintermonaten 1998/1999 wurde an der Dunkirk Steam Station, an der südlichen Küste des Lake Erie in New York gelegen, Studien zum *Fletcher Screen* durchgeführt.

Vier Fischarten (*emerald shiner*, *juvenile gizzard shad*, *rainbow smelt*, and *spottail shiner*) bildeten eine Mehrheit von ca. 95 %. Die Überlebensrate nach 24 h waren 83 % für *rainbow smelt*, während die anderen drei Arten Überlebensraten von über 94 % zeigten [39].

Im Januar 1999 wurde an der Huntley Steam Station am Niagara River in New York an fünf Nächten Untersuchungen zu den *Fletcher Screens* durchgeführt. Die ausgeschriebenen Zielarten waren *rainbow smelt*, *emerald shiner*, *gizzard shad*, und *alewife*. Diese bildeten weniger als 50 % der insgesamt gesammelten Fischarten. Die Zielarten wurden nach Art und Größe sortiert und die 24 h-Überlebensrate ermittelt. Für *rainbow smelt* zeigte sich eine Überlebensrate von 74 % für Jungfische und 94 % für Adulte. *Emerald shiner* zeigte keine großen Unterschiede hinsichtlich des Entwicklungsstadiums sowie eine Überlebensrate von 98 %. *Gizzard shad* (5 % Jungfische, 0 % Adulte) und *Alewife* (0 %) zeigten sehr niedrige bis gar keine Überlebensraten, wobei als Ursache die niedrigen Temperaturen genannt werden [39].

### **2.3.1.9 Geiger Screen**

#### **2.3.1.9.1 Aufbau und Funktionsweise**

Der *Geiger Screen*, auch Multidisc-Anlage genannt, ist eine relativ neu entwickelte Konstruktion einer umlaufenden Abschirmung. Vor einem starr eingebauten Gitter aus Edelstahl rotieren gebogene Siebplatten entlang einer ovalen Bahn (Abbildung

2.45). Das Gitter kann grob- oder feinmaschig ausgebildet sein mit einer maschenweite von 1 mm bis 10 mm [58].

Üblicherweise werden Maschenweiten von 1 – 3 mm eingesetzt, allerdings sind auch kleinere Maschenweiten von 0,5 mm möglich. Die Siebplatten bestehen aus gebohrtem Kunststoff, Nylon oder einem Siebgewebe aus Metall. Durch diese Konfiguration wird verhindert, dass Rechengut in weitere technische Einrichtungen, wie z. B. Kondensatoren, gelangt [39].

Fischschutztechnische Komponenten sind beim *Geiger Screen* eingebaute Fischbecher, die in jedem Siebfeld vorhanden und strömungstechnisch optimiert sind (Abbildung 2.46). Beim Rotieren werden diese über die Schmalseite entleert und die Fische werden einem Fischrückführungssystem überführt (Abbildung 2.47). Die Reinigung durch einen Wasserstrahl erfolgt nach der Entleerung [58].



**Abbildung 2.45 Geiger Screen Werksmontage aus [59]**



Abbildung 2.46 Geiger-Screen aus [39]



Abbildung 2.47 Multidisc-Anlage mit Fischrückführungssystem aus [58]

#### 2.3.1.9.2 Eignung

*Geiger Screens* werden insbesondere vor Wasserentnahmebauwerke eingesetzt. Da sie erst seit kurzem eingesetzt werden, sind noch wenige Daten über die Wirksamkeit als Fischschutz vorhanden. Beispielsweise sind am Kraftwerk Mirant Potomac in USA, während der Testphase von 2005 bis 2006, unterschiedliche Ergebnisse für die Überlebensrate verschiedener Arten festgestellt worden [39].

Ein Vorteil hat der *Geiger Screen* hinsichtlich der Wartung, da nur eine Antriebskette verwendet wird. Durch die nahezu vollständige Eliminierung der Verschleppung von

Rechengut in nachfolgende Anlagenteile reduziert sich dort ebenfalls der Wartungsaufwand. Des Weiteren wird der *Geiger Screen* nur einmal durchströmt, was zu einem geringeren Rechenverlust führt im Vergleich zu konventionellen umlaufenden Abschirmungen [39].

#### **2.3.1.9.3 Praxisanwendungen national und international**

In den USA ist bislang nur ein Kraftwerk mit dem *Geiger Screen* ausgestattet und in einer Testphase auch hinsichtlich des Fischschutzes evaluiert worden. Das Kraftwerk Mirant Potomac (Virginia) in den USA enthält einen *Geiger Screen* mit einer Maschenweite von 9,53 mm (3/8-in). Der dort eingesetzte *Geiger Screen* enthält Fischkörbe, eine Niederdruckwaschanlage und einen Anschluss für ein Fischrückführungssystem. Es zeigte sich eine verbesserte Abweisrate von Rechengut, dennoch sind dort auftretende hohe Sedimentfrachten ein Problem für die nachgeschalteten technischen Einrichtungen. In der Testphase von 2005 bis 2006 wurden die Überlebensraten verschiedener Fischarten nach dem *Impingement* an den *Geiger Screen* untersucht. Die Überlebensrate nach Konfrontation mit dem *Geiger Screen* erreichte für *bluegill* (*Lepomis macrochirus*) 95 – 100 %, für *channel catfish* (*Ictalurus punctatus*) 50 – 94 %, für *spottail shiner* (*Notropis hudsonius*) 54 – 95 % und für *white perch* (*Morone americana*) 30 – 56 % [39].

Am Donald C. Cook Nuclear Power Plant in Michigan wurde von Oktober 2003 bis Januar 2004 ein Pilottest mit einem *Geiger Multidisc Screen* durchgeführt. Allerdings sind keine fischschutztechnischen Daten erhoben worden [39].

Die Verbreitung von *Geiger Screens* ist in Europa höher [39]. So sind z. B. am Kühlwassereinlaufbauwerk des neuen Steinkohle-Kraftwerks Moorburg (Hamburg) ebenfalls *Geiger Screens* installiert. Dort ist nach dem Grobrechen eine Multidisc-Anlage mit Feinrechen (Spaltbreite 3 mm) eingebaut. Die im Feinrechen zurückgehaltenen Fische gelangen über wassergefüllte Fischbecher in die Rückföhrrinne des Fischrückführungssystems. Am obersten Punkt wird das Sieb von der Rückseite mit Wasser abgespritzt. Das Abspritzwasser dient gleichzeitig als Transportmedium für die Fischrückführung Über eine 275 m lange Fischrückförderleitung werden die Fische in die Süderelbe entlassen [60], [31].

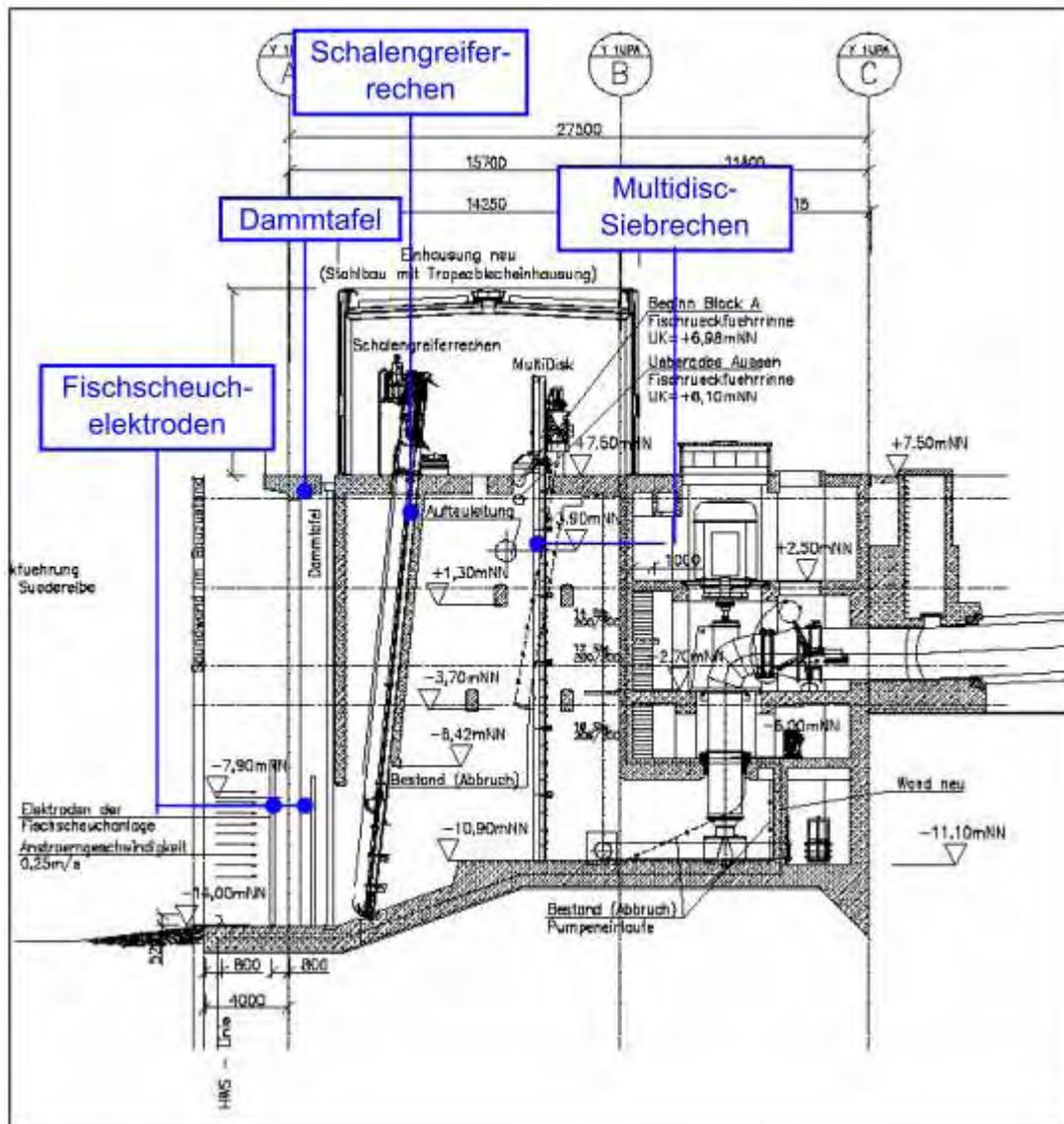


Abbildung 2.48 Kühlwassereinlaufbauwerk am Kraftwerk Moorburg aus [60]

### 2.3.1.10 Hydrolox Screen

#### 2.3.1.10.1 Aufbau und Funktionsweise

Der *Hydrolox Screen* ist eine vertikal hängende umlaufende Abschirmung. Das Band besteht aus einem Polymer mit glatter Oberfläche. Das entwickelte Polymer ist leicht, nichtkorrosiv und minimiert die Entwicklung von biologischen Ablagerungen (Abbildung 2.50). Die lichte Weite des Polymerbandes beträgt 6 – 7 mm und kann wahlweise mit Fisch- oder Rechengutschaufeln versehen sein (Abbildung 2.49) [39].

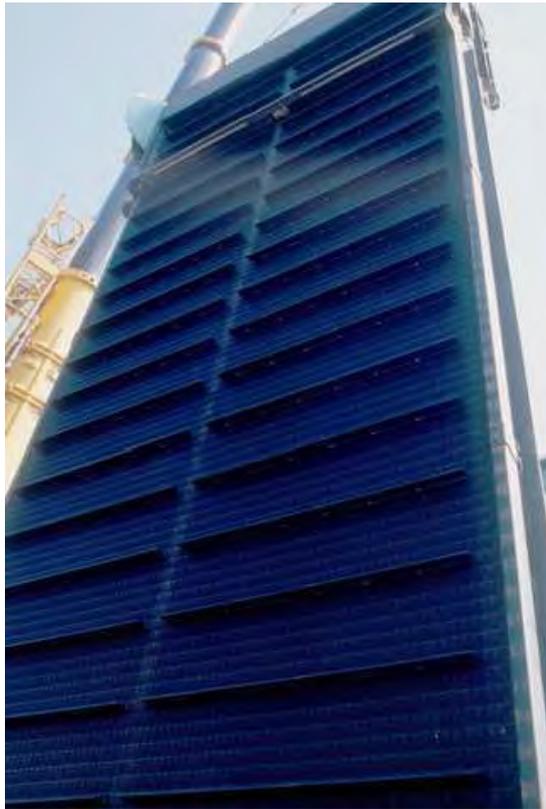


Abbildung 2.49 *Hydrolox Screen* aus [61]



Abbildung 2.50 *Hydrolox Screen Detail* aus [61]

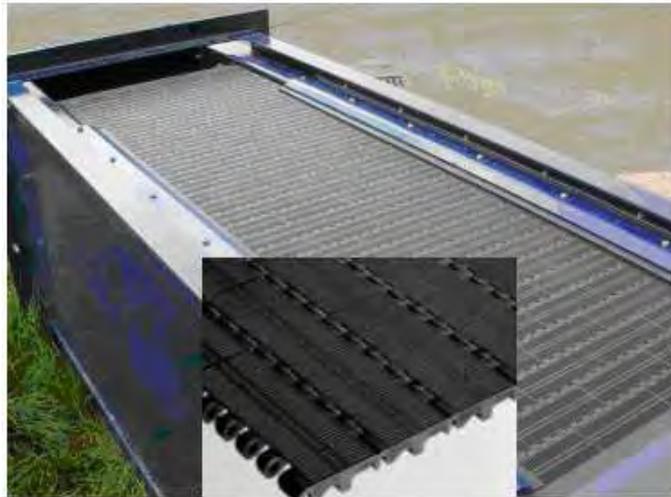


Abbildung 2.51 *Hydrolox Screen* aus [62]

#### 2.3.1.10.2 Eignung

Der *Hydrolox Screen* ist eine relativ neue Technologie und wurde 2006 in den Alden Laboratories in den USA getestet. Durch die glatte Oberfläche werden die Verletzungen durch *Impingement* bei angepressten Fischen reduziert. Der dort getestete *Hydrolox Screen* rotierte mit einer Geschwindigkeit von ca. 1,5 m/min oder 3 m/min. Die Anströmgeschwindigkeit betrug 0,3 m/s oder 0,6 m/s. Für *golden shiner* (*Notemigonus crysoleucas*), *common carp* (*Cyprinus carpio carpio*), *bluegill*, und *channel catfish* ergaben sich Überlebensraten von über 90 %. Die Verletzungs- und Schuppenverlustrate war geringer als 5 % [39].

In England an der Themse wurden 2007 von BROMLEY [62] verschiedene mechanische Barrieren darunter auch der *Hydrolox Screen* getestet (Abbildung 2.51). Es zeigten sich keine Betriebsschwierigkeiten, wie Blockierungen, durch hohes Blätteraufkommen im Herbst. Bei diesem Test verhinderte der *Hydrolox Screen* am wirkungsvollsten das *Entrainment* von Fischen [62].

#### 2.3.1.10.3 Praxisanwendungen national und international

*Hydrolox Screens* sind in den USA wenig verbreitet. Erfolgreiche Anwendungen des *Hydrolox Screens* sind an einer Pumpstation und an einer Flussumleitung zu finden [61]. Praxisanwendungen in Europa sind dem Autor nicht bekannt.

### 2.3.1.11 Beaudrey *W Intake Protection (WIP) Screen*

#### 2.3.1.11.1 Aufbau und Funktionsweise

Die Wandplatte des *WIP Screens* enthält eine kreisförmige Aussparung, die von dem Gitternetz ausgefüllt wird. In der Mitte des Kreises ist eine Nabe über Streben mit der Wandplatte verbunden. An der Nabe sind radial flache Platten angeordnet, die der Strömung zugewandt sind und auf dem Gitternetz rotieren (Abbildung 2.52). Das Gitternetz besteht aus einem sehr glatten Material (*Nocling Panel* (Abbildung 2.53)), was die Gefahr von Schuppenverlusten bei Fischen minimiert. Während der Rotation führen die Platten angepresste Fische und Treibgut zu einer an der Wandplatte fest angebrachten Saugschaufel. Dort werden die Fische über Rohre durch eine einspiralige Pumpe zu einem Fischrückführungssystem geführt (Abbildung 2.54) [63]. Da am *WIP Screen* viele zusätzliche Komponenten angebracht sind wird es nach EPA [39] auch als Fischschutzsystem (*Fish Protection System (FPS)*) bezeichnet (Abbildung 2.55).



Abbildung 2.52 *WIP Screen* aus [63]



Abbildung 2.53 Nocling Panel aus [63]

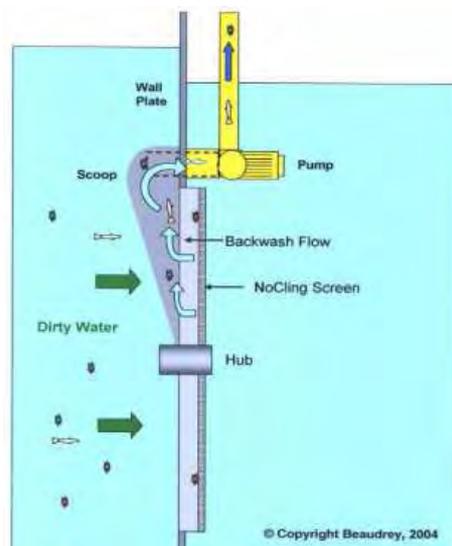


Abbildung 2.54 Funktionsprinzip WIP Screen aus [63]

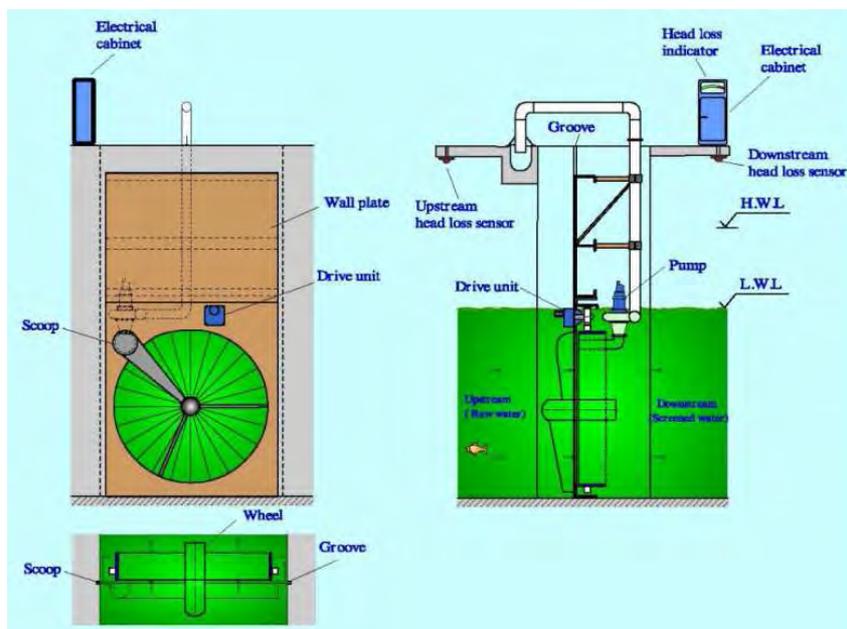


Abbildung 2.55 Aufbau des WIP Screens aus [63]

### 2.3.1.11.2 Eignung

An der North Omaha Power Station in Nebraska (USA) wurde 2008 das vor dem Kühlwassereinlauf angebrachte WIP/FPS hinsichtlich der Mortalitätsrate durch *Impingement* getestet [39]. Es ergaben sich Überlebensraten nach 48 h von 100 % für *bluegill*, 90 % für *channel catfish*, 78 % für *fathead minnow* sowie 84 % für einheimische Fischarten des Missouri [63].

### 2.3.1.11.3 Praxisanwendungen national und international

Nach EPA [39] gibt es zwei Anlagen in Frankreich, die das WIP/FPS nutzen. Des Weiteren gibt es Installierte WIP/FPS in Belgien und Portugal. In den USA ist das System jedoch nicht weit verbreitet [39].

### 2.3.1.12 Coanda Screen

#### 2.3.1.12.1 Aufbau und Funktionsweise

Der *Coanda Screen* besteht aus leicht gebogenen feinmaschigen Gittern, wie z. B. WWS, die hinsichtlich der lichten Weite der jeweiligen Zielart und dem Entwicklungsstadium entsprechen. Sie werden an der Abfallseite eines Wehrs installiert (Abbildung 2.57). Beim Überströmen des Wehrs fließt das Wasser über den *Coanda Screen*. Dabei wird dies sozusagen gefiltert und in einem Sammeltank für eine weitere Nutzung z. B. zum Antrieb einer Turbine genutzt (Abbildung 2.56) [53].

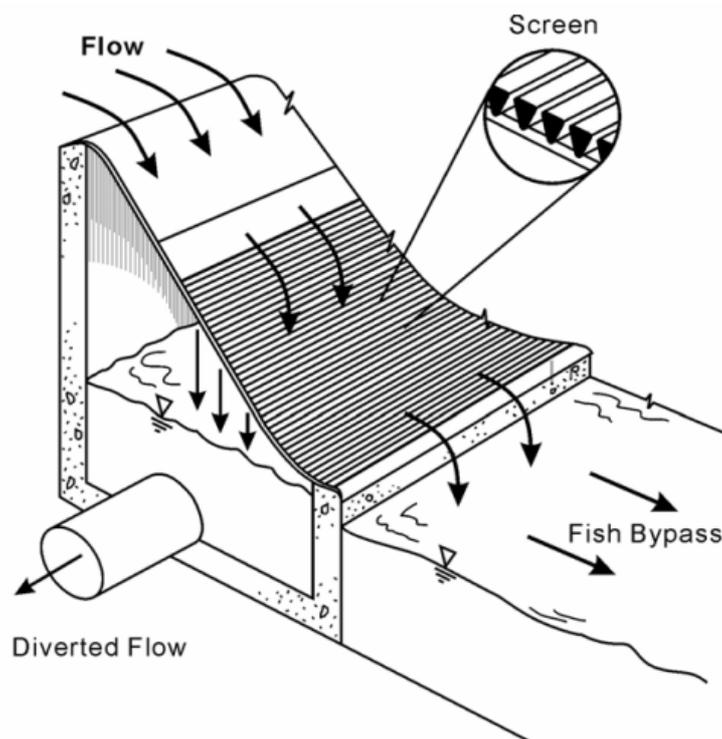


Abbildung 2.56 Funktionsprinzip des *Coanda Screens* aus [52]

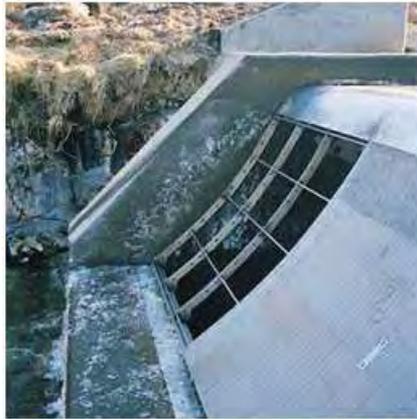


Abbildung 2.57 *Coanda Screen* aus [53]

#### **2.3.1.12.2 Eignung**

Eingesetzt werden *Coanda Screens* bei kleinen Wasserkraftanlagen. Je nach Wahl der lichten Stabweite sind *Coanda Screens* auch für kleine Fische geeignet. Nach einer im Jahr 1999 durchgeführten Studie an einem Wasserkraftwerk in Keswick (UK), wurde gezeigt, dass bei einem Stababstand von 1 mm 100 % der Partikel > 1 mm und 90 % der Partikel > 0,5 mm zurückgehalten wurde. Im Colorado State University Larval Fish Laboratory wurde die Abweisrate und Überlebensrate für die Fischart *fathead minnow* bei unterschiedlicher Länge (5, 7,5, 12,5, 22,5 und 45 mm) überprüft. Dabei zeigte sich eine Abweisrate von nahezu 100 % für Körperlängen > 12,5 mm [53].

#### **2.3.1.12.3 Praxisanwendungen national und international**

In Großbritannien wurden 2003 22 sich im Betrieb befindende *Coanda Screens* gezählt [53].

In Deutschland werden mit dem Tiroler Wehr ähnlich aufgebaute Konstruktionen verwendet [3].

#### **2.3.1.13 *Closed Conduit Eicher Screen / Modular Inclined Screen***

##### **2.3.1.13.1 Aufbau und Funktionsweise**

Der *Closed Conduit Eicher Screen* besteht aus einem ellipsenförmigen WWS, der in einem Rohr im flachen Winkel schräg und bündig zur Rohrwand eingebaut ist. Durch die schräge Anordnung, werden Fische bei Durchströmung zu einem Bypass geleitet. Über eine sich in der Mitte befindlichen Achse kann die mechanische Barriere gekippt werden und so von der Strömung rückseitig gereinigt werden (Abbildung 2.58) [3].

Einen ähnlichen Aufbau wie der *Closed Conduit Eicher Screen* besitzt der *Modular Inclined Screen* (MIS) (Abbildung 2.59) [3].

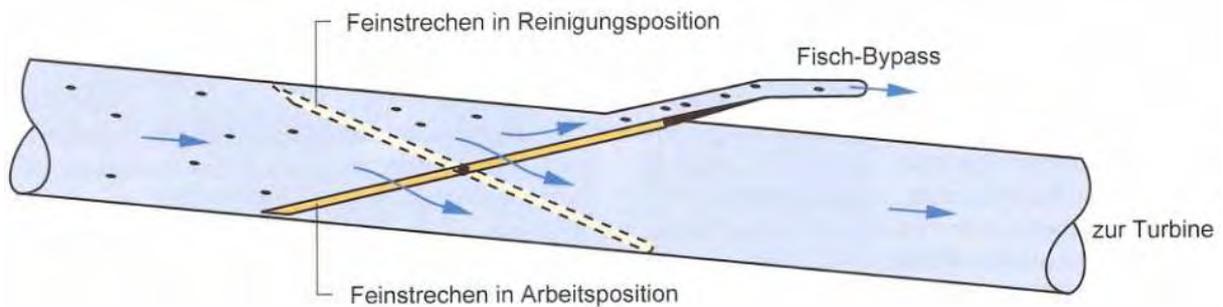


Abbildung 2.58 Funktionsweise des *Closed Conduit Eicher Screens* aus [17]

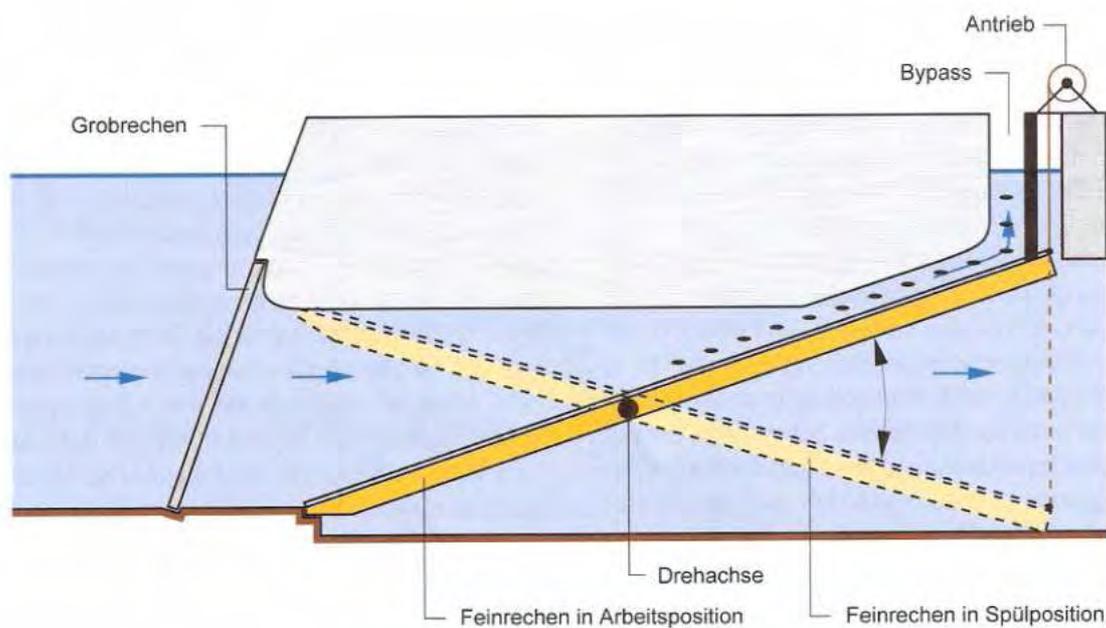


Abbildung 2.59 Prinzip des *Modular Inclined Screens* aus [17]

### 2.3.1.13.2 Eignung

*Closed Conduit Eicher Screens* werden insbesondere für Druckleitungen eingesetzt [3]. Da die Strömungsgeschwindigkeiten relativ hoch sind, bis zu ca. 1,8 m/s, steigt auch die Gefahr von Fischverletzungen. Allerdings wird die Kontaktzeit mit der Barriere mit steigender Geschwindigkeit kleiner [52]. In den USA durchgeführte Studien hinsichtlich der Überlebensrate sind in Tabelle 2.5 zusammengefasst.

**Tabelle 2.5 Feldstudien über den *Closed Conduit Eicher Screen* aus DOI [52]**

Study site	Conduit velocity ft/s	Species and life stage	Length (mm)	Survival rates (percent)
Sullivan (Eicher)	5.0	Spring Chinook salmon	140 to 295	98.68
	5.0	Fall Chinook salmon	85 to 150	97.95
	5.0	Steelhead	159 to 290	99.68
Elwah (Eicher)	6.0	Steelhead smolt	174 (mean)	99.6
	6.0	Coho salmon smolt	135 (mean)	99.5
	6.0	coho salmon pre-smolt	102 (mean)	99.9
	6.0	Chinook smolt salmon	99 (mean)	99.7
	7.8	Chinook salmon pre-smolt	73 (mean)	99.5
	7.8	Steelhead fry	52 (mean)	99.3
	6.0	Coho salmon fry	44 (mean)	94.8
Puntledge (Eicher)	6.0	Wild coho salmon smolt	84 to 135	99.8
	6.0	Wild Chinook salmon smolt	69 to 115	99.3
	6.0	Trout	264 to 310	100
	6.0	Chum salmon fry	41 to 54	96.5
	6.0	Wild sockeye salmon smolt	96 to 155	96.1
Green Island (MIS)	6.0	Golden shiners	47 to 88	95 (approximate)
	6.0	Rainbow trout	47 to 88	100 (approximate)
	6.0	Blueback herring	47 to 88	≥95
	6.0	Largemouth bass	47 to 88	≥95
	6.0	Smallmouth bass	47 to 88	≥95
	6.0	Yellow perch	47 to 88	≥95
	6.0	Bluegill	47 to 88	97 approx.

### 2.3.1.13.3 Praxisanwendungen national und international

Der *Closed Conduit Eicher Screen* wird nur vereinzelt in den Verbreitungsgebieten des pazifischen Lachses angewandt [3].

### 2.3.1.14 Rotary Discreens

#### 2.3.1.14.1 Aufbau und Funktionsweise

*Rotary Discreens* bestehen aus scheibenförmigen Elementen, die aus Plastik, Edelstahl oder glasfaserverstärktem Polypropylen hergestellt werden. Diese

Scheiben bilden übereinander gestapelt eine Säule, wobei die Spaltenbreite den jeweiligen Anforderungen angepasst wird. Die Spaltenbreite kann von 2,5 mm bis 18 mm betragen. Die Säulen werden nebeneinander am Wassereinlauf installiert und rotieren gleichgerichtet um ihre Mittelachse (Abbildung 2.60). Anhaftendes Treibgut und Fische werden von Säule zu Säule weiter getragen und letztendlich mit der Flussströmung weggetragen [53].

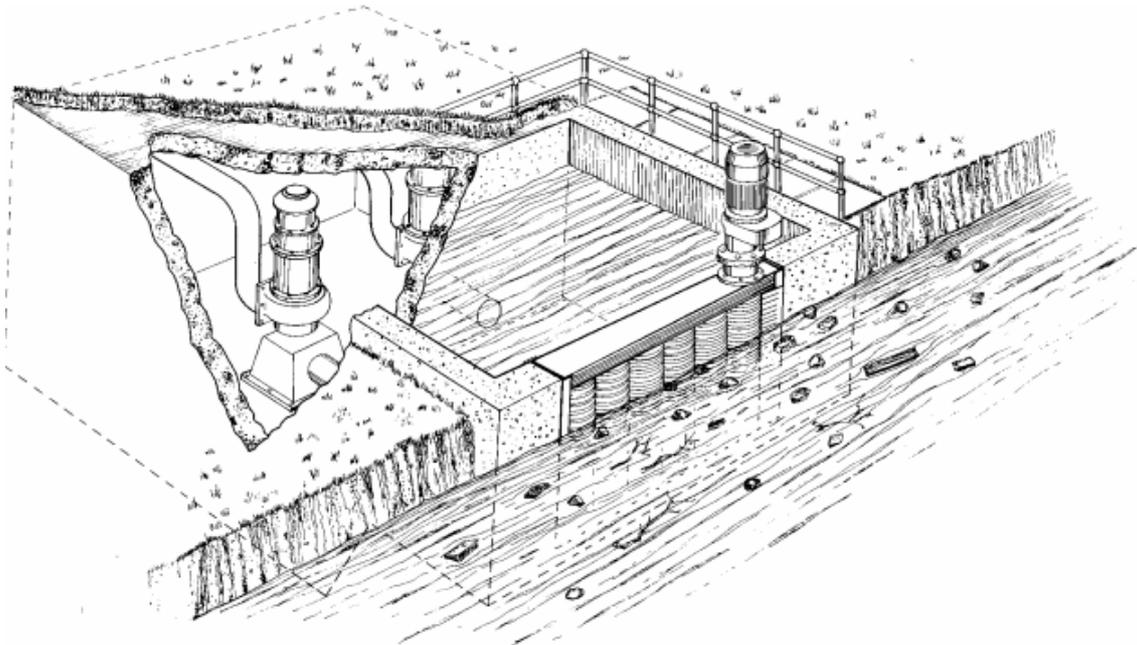


Abbildung 2.60 *Rotary Discreens* an einem Wassereinlauf aus [53]



Abbildung 2.61 Installierte *Rotary Discreens* in Großbritannien aus [53]

#### **2.3.1.14.2 Eignung**

*Rotary Discreeens* werden in kleineren Anlagen eingesetzt. Sie sind für Smolts und größere Fische je nach Spaltenbreite geeignet, dabei sollte das Gewässer eine ausreichende Fließgeschwindigkeit haben. Treibgut und Blätter könnten problematisch werden [53].

#### **2.3.1.14.3 Praxisanwendungen national und international**

In Großbritannien werden *Rotary Discreeens* vor allem an Kläranlagen eingesetzt. Die Anwendung als Fischbarriere beschränkt sich dort auf eine oder zwei Anlagen (Abbildung 2.61) [53].

#### **2.3.1.15 *Barrier Net***

##### **2.3.1.15.1 Aufbau und Funktionsweise**

*Barrier Nets* sind Netze, die vor dem Wasserentnahmebauwerk großflächig von der Gewässersohle bis an die Gewässeroberfläche installiert werden. Die Maschenweite beträgt 4 mm – 32 mm. In Abständen von 3 m – 12 m dienen Pfähle zur mechanischen Unterstützung. Meist werden zwei Netze hintereinander angeordnet, damit bei Reinigungs- oder Wartungsmaßnahmen eine Barriere bestehen bleibt [53].

##### **2.3.1.15.2 Eignung**

Einsetzbar sind *Barrier Nets* besonders in geschwemmselarmen Gewässern und dort wo Biofouling gering ist [53]. *Barrier Nets* sind je nach Maschenweite eher dafür ausgerichtet *Impingement* an nachfolgenden Barrieren anstatt *Entrainment* zu unterbinden. Wie Studien aus den USA zeigten konnte mithilfe von *Barrier Nets* die *Impingementrate* deutlich gesenkt werden (> 80 %) [39].

##### **2.3.1.15.3 Praxisanwendungen national und international**

In geringem Maße werden *Barrier Nets* vor den Kühlwasserentnahmebauwerken großer Kraftwerke in den USA eingesetzt [53].

#### **2.3.1.16 *Aquatic Filter Barrier***

##### **2.3.1.16.1 Aufbau und Funktionsweise**

*Aquatic Filter Barriers* entsprechen dem Aufbau von *Barrier Nets*. Der Unterschied ist die viel geringere Maschenweite von 0,02 mm. Die Reinigung der Filter erfolgt über Luftzufuhr, welche die anheftenden Partikel absprengt. Die Anströmgeschwindigkeit ist, wegen der großflächigen Anordnung, gering [39].

#### **2.3.1.16.2 Eignung**

*Aquatic Filter Barriers* reduzieren die Gefahr von *Impingement* und *Entrainment* für alle Entwicklungsstadien. Allerdings sind das Reißen, die Überströmung und die Verstopfung der *Aquatic Filter Barrier* ein Problem [39].

#### **2.3.1.16.3 Praxisanwendungen national und international**

Die Lovett Generating Station entlang des Hudson River in New York testete eine *Aquatic Filter Barrier* Mitte der 90er Jahre. Für Fischeier ergab sich eine Reduktion von *Entrainment* von 82 %. Allerdings wurde aufgrund der oben genannten Probleme der Betrieb eingestellt [39].

## **2.3.2 Verhaltensbarrieren**

Verhaltensbarrieren sollen bei Fischen eine Fluchtreaktion hervorrufen, um sie von Gefahrenbereichen, wie z. B. Turbinen- und Kühlwassereinläufen, fernzuhalten. Andererseits sollen Verhaltensbarrieren eine Lockfunktion ausüben, um Fischen Abwandermöglichkeiten aufzuzeigen. Zu den Verhaltensbarrieren zählen Licht, Infraschall, Ultraschall, Luftblasenschleier und Elektrische Felder. Die Wirksamkeit einer Verhaltensbarriere hängt von den Bedingungen im Wasser (Strömung, Temperatur, Trübung, Tageszeit), von der Fischart und deren Entwicklungsstadium sowie von der individuellen Motivation des Fisches ab. Generell ist der Einsatz von Verhaltensbarrieren bei Wasserentnahmenbauwerken besser geeignet, da diese, im Unterschied zu Wasserkraftanlagen, eine im Verhältnis zum Gesamtabfluss geringere Wassermenge entnehmen. Zudem richten sich Fische nach der Hauptströmung und gelangen bei der Abwanderung zwangsläufig in den Einlaufbereich vorhandener Wasserkraftwerke ohne sich von Verhaltensbarrieren ablenken zu lassen [3].

Effektive Verhaltensbarrieren müssen einerseits stark genug sein, um eine Reaktion bei den Fischen auszulösen, andererseits schwach genug, damit keine Verletzungen sowie großflächige Habitatverluste auftreten. Aufgrund der vielen Einzelfaktoren, welche die Effektivität einer Verhaltensbarriere beeinflussen, kann eine hundertprozentige Abschirmung, wie es bei korrekt arbeitenden mechanischen Barrieren möglich ist, nicht erreicht werden [53].

Um möglichst viele Reize auf Fische auszuüben, werden auch Kombinationen von unterschiedlichen Verhaltensbarrieren, in so genannten Hybrid-Verhaltensbarrieren, getestet. Damit Fische überhaupt die Chance haben auf Verhaltensbarrieren zu reagieren und zu fliehen, werden nach DWA [3] Strömungsgeschwindigkeiten von 0,3 m/s empfohlen [3].

### **2.3.2.1 Luftblasenvorhänge**

#### **2.3.2.1.1 Aufbau und Funktionsweise**

Zur Erzeugung von Luftblasenvorhängen werden mit Ausströmdüsen bestehende Rohrleitungen, die an der Gewässersohle befestigt sind, mit Druckluft gespeist. Sie werden im flachen Winkel zur Fließrichtung angeordnet oder als Schleife um ein Wasserentnahmebauwerk installiert. So sollen diadrome und potamodrome

Fischarten vor Gefahrenbereichen abgeschirmt und zu anderen Wandermöglichkeiten geleitet werden (Abbildung 2.62) [53].



Abbildung 2.62 Luftblasenvorhang aus [53]

#### 2.3.2.1.2 Eignung

Die Einsatzfähigkeit von Luftblasenvorhängen beschränkt sich auf flache (< 3 m) Gewässerabschnitte mit langsamen Fließgeschwindigkeiten. Außerdem beeinflussen noch weitere Faktoren, wie z. B. die Größe der Luftblasen, der Abstand der Luftblasen zueinander, Luftmenge, Luftdruck, Lichtverhältnisse und besonders die Fischart die Effektivität. Nach O'KEEFFE & TURNPENNY [53] können Luftblasenvorhänge auf Salmoniden, Clupeiden<sup>8</sup> und Cypriniden eine Leitwirkung ausüben [53]. Allerdings haben Modellgerinnversuche und Untersuchungen in den USA, Niederlande und Deutschland gezeigt, dass sich die Fische schnell an die Barriere gewöhnen [3].

Auf Aale und Neunaugen zeigen Luftblasenvorhänge keine Wirkung [53], [3].

Ebenso ist keine effektive Wirksamkeit als Verhaltensbarriere gegenüber Fischeiern und Larven zu erwarten [64].

In USA, Großbritannien, Deutschland gilt der alleinige Einsatz von Luftblasenvorhängen als uneffektiv [52], [53], [3].

---

<sup>8</sup> Heringsartige

Allerdings kann eine Kombination mit Licht und/oder Schall, wie z. B. der *Bio-Acoustic Fish Fence* (BAFF), zu einer Hybrid-Verhaltensbarriere die Wirksamkeit erhöhen [53].

#### **2.3.2.1.3 Praxisanwendungen national und international**

Ein noch heute installierter Luftblasenvorhang befindet sich in England an der Heysham Power Station (Lancashire) [56].

Dort zeigte sich eine höhere Abwehrquote von 37 % für Fische und 56 % für *brown shrimps* (*Crangon crangon*) gegenüber der vorherigen Situation [53].

Weitere installierte Luftblasenvorhänge in anderen Ländern, ohne Kombination mit anderen Verhaltensbarrieren, sind dem Autor nicht bekannt.

### **2.3.2.2 Elektrische Barrieren**

#### **2.3.2.2.1 Aufbau und Funktionsweise**

Elektrische Scheuchanlagen bestehen aus Elektroden, die senkrecht im Gewässer installiert elektrische Felder erzeugen. Die Elektroden werden mit Gleichstrom oder Impulsstrom durch ein Impulssteuergerät gespeist. Hinter den Hauptelektroden sind in einem bestimmten Abstand die Nebenelektroden angeordnet, dabei werden die Hauptelektroden zuerst angeströmt (Abbildung 2.63). Die Stromrichtung wird periodisch geändert, so dass die Elektroden abwechselnd als Anode und Kathode wirken. Das erzeugte elektrische Feld soll bei Fischen bestimmte Reaktionen auszulösen. Die Reaktion des Fisches hängt von der Stärke des elektrischen Feldes und der Potentialdifferenz, die beim Fisch wirksam wird, ab. Befindet sich ein Fisch in einem elektrischen Feld fließt durch ihn ein Strom, der umso höher ist je größer der Fisch und stärker das elektrische Feld ist. Neben der Körpergröße beeinflusst noch die Leitfähigkeit des Wassers sowie die Fischart die Reaktion auf ein elektrisches Feld [3].

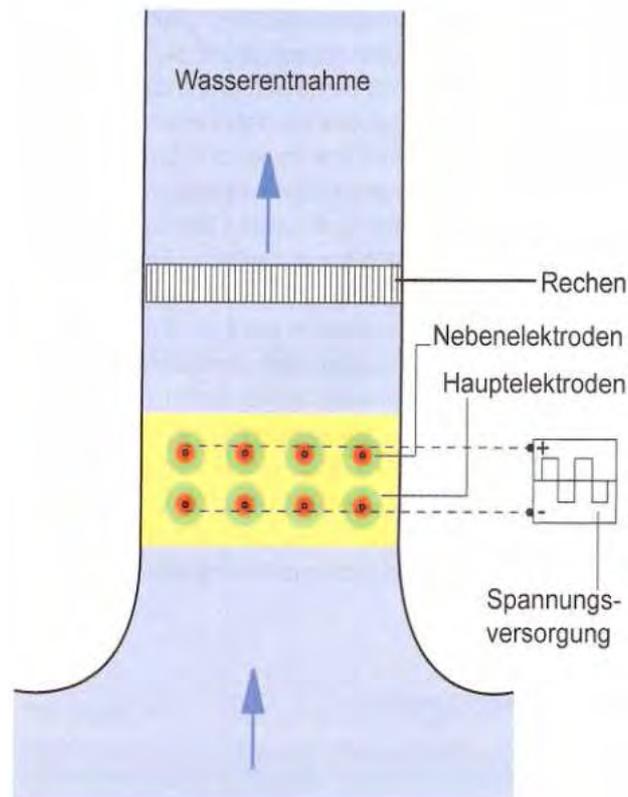


Abbildung 2.63 Aufbau einer elektrischen Scheuchanlage aus [17]

Das erzeugte elektrische Feld kann nach DWA [3] in verschiedene Bereiche eingeteilt werden, bei denen unterschiedliche Reaktionen hervorgerufen werden (Abbildung 2.64):

- Im Fernbereich werden Fluchtreaktionen von Fischen in Richtung niedrigerer elektrischer Feldstärke beobachtet.
- Im Wirkungsbereich tritt Galvanotaxis, d. h. ein aktives Zuschwimmen auf die Anode oder eine Fluchtreaktion von der Kathode, auf.
- Im Nahbereich von Anode und Kathode beobachtet man Galvanonarkose. Narkotisierte Fische wachen aus der Narkose auf, wenn sie aus dem Nahbereich verdriftet werden oder das elektrische Feld unterbrochen wird. Allerdings können auch Fische im Nahbereich getötet werden [3].

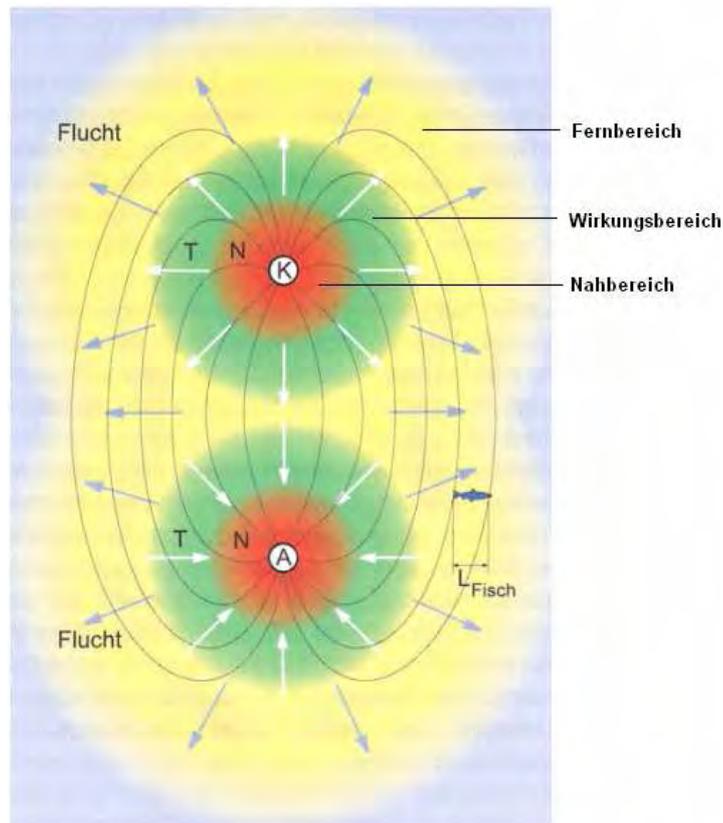


Abbildung 2.64 Grundsätzlicher Aufbau einer elektrischen Scheuchanlage aus [17]

Von O'KEEFFE & TURNPENNY [53] wird auf eine neuere Variante von elektrischen Scheuchanlagen der Firma Smith-Root hingewiesen. Diese nennt sich *Graduated Field Fish Barrier* (GFFB). Die auf der Gewässersohle, senkrecht zur Fließrichtung, ausgelegten Elektroden werden über Pulsgeneratoren mit Gleichstrom beaufschlagt. Die Pulsgeneratoren können so eingestellt werden, dass entlang der elektrischen Barriere eine steigende elektrische Feldstärke erreicht wird. Die Feldlinien verlaufen bei dieser Anordnung parallel zur Fließrichtung des Gewässers (Abbildung 2.65). Dadurch wird der größtmögliche Effekt bei Fischen erzielt, da sie in der Regel ihren Körper zur Hauptströmung ausrichten. Der Einsatz von Gleichstrom verringert zudem die Gefahr für den Menschen sowie Stress für den Fisch. Da die Wirkung auch von der Fischlänge abhängt, bewirken die steigenden elektrischen Feldstärken, dass große Fische früher zur Umkehr gezwungen werden. Kleinere Fische kehren aufgrund der darauf folgenden ansteigenden elektrischen Feldstärke um (Abbildung 2.66) [65].

Der GFFB kann, je nach Anforderungen, für absteigende sowie aufsteigende Fische konzipiert werden [53].

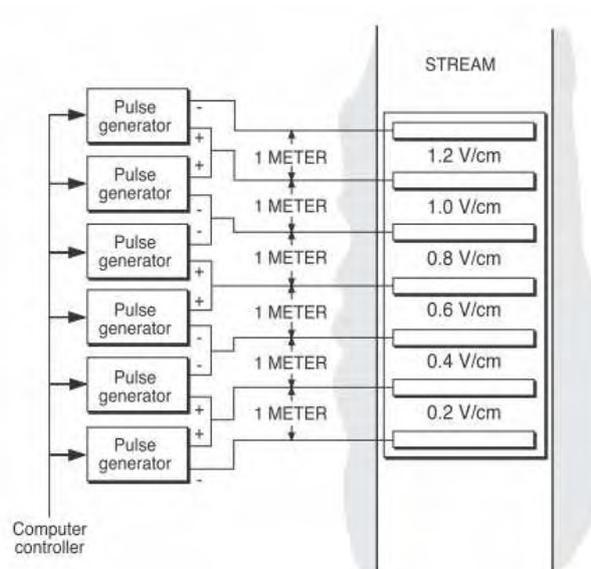


Abbildung 2.65 Aufbau des GFFB aus [65]

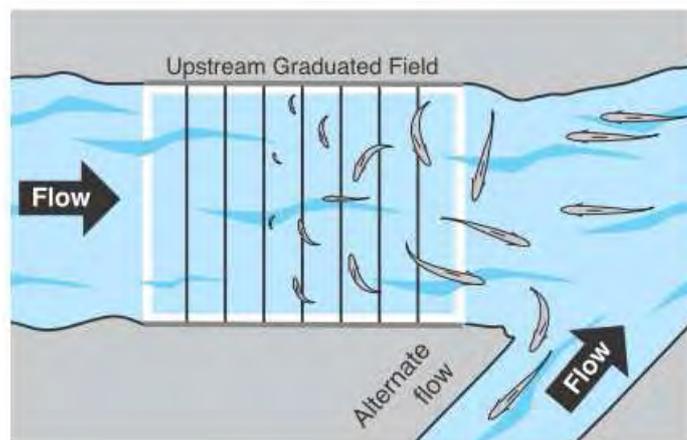


Abbildung 2.66 Wirkungsweise des GFFB aus [65]

### 2.3.2.2.2 Eignung

Elektrische Scheuchanlagen wirken, aufgrund der vielen Einflussfaktoren, nur selektiv auf bestimmte Arten und Größenklassen. Die ausgelöste Fluchtreaktion ist radial und diffus, so dass eine gerichtete Leitwirkung der elektrischen Scheuchanlage ausbleibt. Unter gewissen Umständen wird elektrischen Scheuchanlagen eine Schutzfunktion zugeschrieben z. B. wenn der Entnahmekanal senkrecht zum Fließgewässer angeordnet ist und die Anströmgeschwindigkeit unter 0,3 m/s beträgt [3].

Geeignet sind elektrische Scheuchanlagen nach O'KEEFFE & TURNPENNY [53] eher für große Fische, da der Betrieb mit geringerer und relativ sicherer Spannung läuft.

Ein Betrieb zur Scheuchung von kleinen Fischen ist, aufgrund der hohen einzusetzenden elektrischen Feldstärke nicht zu empfehlen [53].

Der neu entwickelte GFFB ist nach O'KEEFFE & TURNPENNY [53] möglicherweise dazu geeignet Aale und Neunaugen zu scheuchen, da diese eine lang gezogene Körperform besitzen und sich bodennah orientieren [53].

Elektrischen Scheuchanlagen werden, aufgrund der geringen Effizienz als Fischschutz, in den USA, Niederlanden, Kanada und Frankreich als untauglich eingestuft. Auch die am Kraftwerk Brunsbüttel installierte elektrische Scheuchanlage funktionierte nicht, so dass sie von jährlich 6,5 t Aalen passiert wurde [3].

Eine von der DWA [3] aufgestellte und zusammenfassende Tabelle über Erfahrungsberichte zum Betrieb elektrischer Scheuchanlagen sind in Anhang 4 aufgeführt.

Zu anderen Ergebnissen kommt die Entwicklerfirma des GFFB (SMITH-ROOT, INC.). Demnach besitzen elektrische Scheuchanlagen und elektrische Leitsysteme eine hohe Wirksamkeit [65], [66]. Die Ergebnisse einiger Untersuchungen sind in Tabelle 2.6 dargestellt.

Tabelle 2.6 Studien über elektrische Scheuchanlagen nach O'FARELL [66]

Barrier Location (Upstream - U) (Downstream - D)	Result	Citation (Peer Review)	Conduc- tivity ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ )	Test Velocity (m/sec)	Volume Electri- fied ( $\text{m}^3$ )	Max. Power (KW)
Heron Lake MN (U)	100 % Carp Deterrence	Verrill & Berry 1995 (PR)	880	NA (Lake)	189	5.0
Shiawassee R. MI (D)	100% Goby Deterrence	Savino et al. 2001 (PR)	570	0.03 to 0.1	330	4.5
Lake Seminole FL (D)	100% Carp Deterrence	Maceina et al. 1999 (PR)	150	0.05	147	1.0
Jordan River MI (U)	100% Lamprey Deterrence	Swink 1999 (PR)	310	1.5	160	9.0
Chicago Ship Canal 1 (U and D)	100% (- 1 fish) Carp Deterrence	Moy et al. 2005 (PR)	1,000 to 3,500	+0.3 to -0.1	11,700	350
Chicago Ship Canal 2 (U and D)	Data Being Collected	NA	1,000 to 3,500	+0.3 to -0.1	27,600	1,500
Detroit River US Steel (D)	98%	NA-Observed Estimate	215 to 305	0.03 to 0.06	250	4.5
Wilkins Slough CA (D)	>90%	Gov't Agency Estimate	208 to 1,866	0.08 to 1.0	275	24
Duke Power Canal Simulation (U)	83-84% (Pump) 95-97% (Power)	Barwick & Miller 1995	60	0.2	24.6	1.5
Power Canal (U) Vessy, Switzerland	100% Rainbow Trout	GREN 2009	240	1.2	180	9.0

### 2.3.2.2.3 Praxisanwendungen national und international

In Deutschland werden elektrische Scheuchanlagen insbesondere vor Kühlwasserentnahmebauwerke eingesetzt. Wie oben dargestellt zeigte sich z. B. für das Kraftwerk Brunsbüttel keine merkliche Reduktion an Fischverlusten [3].

Eine elektrische Fische scheuchanlage wird auch beim sich derzeit im Bau befindlichen Kraftwerk Moorburg installiert. Diese soll Fische größer 8 cm scheuchen. Auf kleinere Fische sowie Fischbrut hat die elektrische Scheuchanlage keine Wirkung [60].

Im Jahr 2010 wurde für das geplante Industriekraftwerk am Standort Stade ebenfalls die Wirksamkeit einer elektrischen Scheuchanlage getestet. Es konnte eine Fluchtreaktion bei fast 30 Prozent der Adultfische beobachtet werden. Für Jungfische erwies sich die Anlage allerdings als nahezu wirkungslos [67].

Um ein Einwandern aggressiver Fischarten, wie dem Karpfen vom Mississippi in den Great Lake zu verhindern werden elektrische Scheuchanlagen installiert. Diese sollen eine Barriere für den Karpfen sein und zugleich den Schiffsverkehr nicht behindern [52].

### 2.3.2.3 Optische Verhaltensbarrieren

#### 2.3.2.3.1 Aufbau und Funktionsweise

Für Fische sind die vorherrschenden Lichtverhältnisse in ihrem Lebenszyklus, aufgrund ihrer hohen Lichtempfindlichkeit, von großer Bedeutung. Daher wurden weltweit optische Verhaltensbarrieren entwickelt und getestet. Man spricht von positiver Fototaxis, wenn Fische auf eine Lichtquelle zuschwimmen. Dieses Verhalten wurde beim Stint, beim Amerikanischen Stint, bei verschiedenen amerikanischen Maifischarten sowie bei dem Stichling beobachtet. Entfernen sich Fische von einer Lichtquelle nennt man dies negative Fototaxis. Dieses Verhalten gegenüber Lichtquellen wurde z. B. beim Aal beobachtet. Die Reaktion der Fische auf eine Lichtquelle hängt von der Fischart, der verwendeten Lichtquelle und der Lichtstärke ab [3].

Die verwendeten Lampentypen sind Glühlampen, Natriumlampen, Quecksilber-Dampf-Lampen, Fluoreszenz-Lampen und Stroboskoplampen [3]. Wesentliche Merkmale sind in Tabelle 2.7 zusammengefasst.

**Tabelle 2.7 Merkmale typisch eingesetzter Lampen aus [17]**

Typ	Spektrum	Wellenlänge	Besonderheiten
Glühlampen	kontinuierlich	< 400 bis > 750 nm	Lichtstärke: max. 1000 W
Natriumlampe	Linienpektrum	Höchstwerte 550 und 675 nm	-
Quecksilber-Dampf-Lampe	Linienpektrum	Höchstwerte 400, 440, 550, 580, 625 und 700 nm	Lichtstärke: max. 2000 W
Fluoreszenz-Lampe	Linienpektrum	Höchstwerte 430, 550 und 610 nm	Lichtstärke: max. 55 W
Stroboskoplampe (KEMA)	unbekannt	weißes Licht, Spektrum ca. 400 bis 700 nm	Frequenz: max. 600 pro min
Stroboskoplampe (Xenon)	Linienpektrum	Höchstwerte 400 bis 570 nm	Frequenz: max. 66 - 1090 pro min

Für die Anordnung der Lampen gibt es unterschiedliche Möglichkeiten. Vor Einlaufbauwerken können sie direkt an der Wand befestigt werden. Dabei wird zusätzlich eine stützende Unterkonstruktion aus Stahl verwendet (Abbildung 2.67). Des Weiteren können Lichterketten an brückenartigen Konstruktionen, Kabeln oder Bojen befestigt werden (Abbildung 2.68) [52].



Abbildung 2.67 Stahlunterkonstruktion für Stroboskoplampen aus [68]

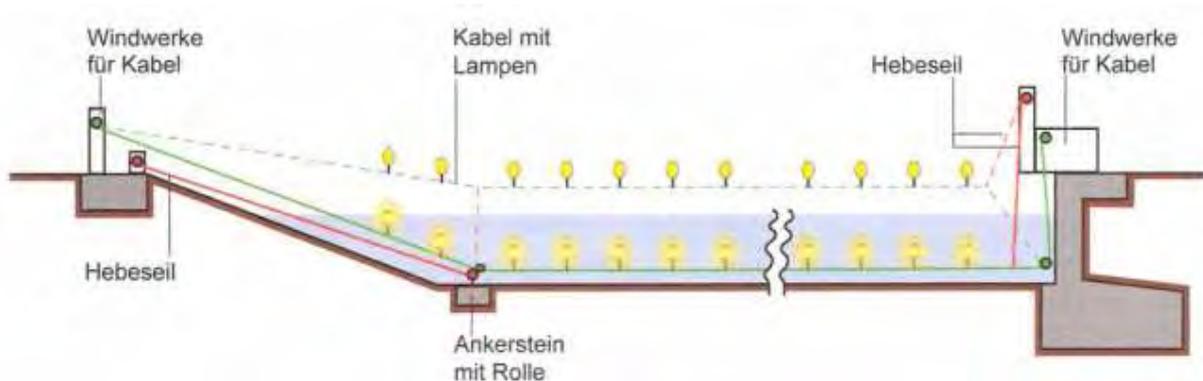


Abbildung 2.68 Anordnung einer Lichterkette in Ruhe- und Betriebsposition aus [17]

Die Lampen werden zum einen als Lockwirkung in der Nähe von Bypasseinläufen installiert, zum anderen sollen sie eine Leitwirkung ausüben. Dabei werden sie im flachen Winkel zur Fließrichtung zu einem Bypass angeordnet. Vor Wassereinläufen bei thermischen Kraftwerken dienen sie dazu Fische vor dem Eindringen in den Gefahrenbereich fernzuhalten [3].

### 2.3.2.3.2 Eignung

Einsetzbar sind optische Scheuchanlagen für Wassereinläufe, wie z. B. für thermische Kraftwerke. Für Wasserkraftwerke sind sie, wegen der hohen Anströmgeschwindigkeiten und der daraus resultierenden geringen Reaktionszeit der Fische, eher nicht geeignet. Weitere Einschränkungen der Einsetzbarkeit von optischen Scheuchanlagen ergeben sich aus den unterschiedlichen Verhaltensweisen der auf diese reagierenden Fische. So können Lampen für manche Arten

eine Flucht- oder Meidereaktion hervorrufen, für andere Arten wirken die Lampen hingegen lockend [3].

Eine Fluchtreaktion durch installierte optische Scheuchanlagen ist bei Fischeiern und Larven nicht zu erwarten, so dass eine Reduzierung von *Impingement* und *Entrainment* für diese Entwicklungsstadien nicht erfolgt [64].

Weltweite Labor- und Feldstudien sind zum Verhalten der Fische gegenüber Lichtquellen durchgeführt worden. Zusammenfassende Darstellungen sind in den Anhängen 5 bis 10 zu finden. Einige Beispiele werden im Folgenden kurz dargestellt.

In den Neunziger Jahren wurden in den Niederlanden und in Deutschland Abwehrsraten von Aalen an verschiedenen Kraftwerken durch optische Verhaltensbarrieren mit Spannweiten von weniger als 5 % bis 68 % festgestellt. Da die Wirksamkeit von Lichtern als Verhaltensbarriere noch von sehr vielen anderen Faktoren abhängt, wie z. B. Strömungsverhältnisse, Trübungsverhältnisse, Lebensstadium der Fische, Auffindbarkeit eines Bypasses oder Anordnung der Lichterkette, sind die großen Schwankungen der Effizienz als Fischschutz zu erklären. In den USA wurden mit Stroboskoplampen an verschiedenen Kraftwerksstandorten mit unterschiedlichen Fischarten Abwehrsraten von 0 – 94 % festgestellt [3].

Abhängig von der Fischart werden unterschiedliche Reaktionen durch das Licht hervorgerufen, deshalb ist es schwierig einem bestimmten Lampentyp eine Lock- oder Scheuchwirkung zuzuordnen. Dennoch wurden den Quecksilber-Dampf-Lampen eher eine Lockwirkung zugesprochen und den Stroboskoplampen eher eine Scheuchwirkung. Des Weiteren wurde bei hell und kontinuierlich leuchtenden Verhaltensbarrieren eine geringere Effektivität als Fischschutz festgestellt. Dies zeigte sich z. B. in den USA am für Wasserkraft und Bewässerung genutzte Wapatox Canal, wo die Auffindbarkeit des Bypasses, durch die Installation von Quecksilber-Dampf-Lampen erhöht werden sollte. Die Lampen wurden an der Innenseite des Bypasses und vor dem Bypasseingang angebracht. Es wurde festgestellt, dass bei hoher Lichtintensität und kontinuierlicher Beleuchtung die Fische vor dem Eingang des Bypasses verharrten und erst hindurch schwammen, wenn das Licht

ausgeschaltet wurde. Nach einer Reduzierung der Lichtintensität auf ein Minimum wurden dann zweimal so viele Fische registriert, die den Bypass benutzten, als bei ausgeschaltetem Licht [52].

Bei Aalen wurde durch Studien in den Niederlanden an thermischen Kraftwerken und Wasserkraftanlagen eine Scheuchwirkung von kontinuierlich leuchtendem Licht belegt. Dabei wurden bis zu 74 % der Aale dazu bewegt nicht dem Strömungsverlauf zu folgen. Stroboskoplampen mit einer Frequenzspannweite von 66 bis 1090 Leuchtblitzen pro Minute (*flashes per minute* (FPM)) hatten auf Aale ebenfalls eine Scheuchwirkung, dabei reagieren Aale ab einer Beleuchtungsstärke von  $\geq 5$  lx. Für andere Fischarten, wie Atlantischer Lachs, Forelle u.a., wurde bei einer Frequenz von  $\geq 300$  FPM die höchsten Abweisraten festgestellt [53].

Eine im Jahr 2007 in den USA von EPRI durchgeführte Studie am Cumberland Fossil Plant, Tennessee ergab, dass vor den umlaufenden Abschirmungen mit lichten Weiten von 9,5 mm installierte Stroboskoplampen (Abbildung 2.69) maximal 20 % der wandernden Maifische vor dem Kühlwasserentnahmeeinlauf abgeschreckt werden konnten [68].



**Abbildung 2.69 Stroboskoplampen am Cumberland Fossil Plant aus [68]**

Der Einsatz von Licht als Fischschutz, sei es als Lockmittel für z. B. die bessere Auffindbarkeit eines Bypasses oder als Abschreckung vor z. B. Kühlwasserentnahmeeinläufen wird von den durchgeführten Studien sehr unterschiedlich bewertet.

Die unterschiedlichen Reaktionen der Fische, auch innerhalb einer Art, resultiert aus den vielen zu beachtenden Einflussfaktoren. Für einen alleinigen Einsatz als effektiven Fischschutz ist Licht nach derzeitigem Kenntnisstand nicht sichergestellt.

#### **2.3.2.3.3 Praxisanwendungen national und international**

In den USA sind nach EPRI [69] zwei optische Scheuchanlagen mit Stroboskoplampen im Einsatz. Die Hiram M. Chittenden Locks in Washington und der Dworshak Dam in Idaho. Diese zeigten einen effektiven Fischschutz vor *Entrainment* gegenüber juvenilen Salmoniden [69].

#### **2.3.2.4 Akustische Scheuchanlagen**

##### **2.3.2.4.1 Aufbau und Funktionsweise**

Fische lassen sich aufgrund ihrer Sensibilität auf Geräusche in drei Kategorien einteilen. Die Hörspezialisten, zu denen Cypriniden und Siluriden<sup>9</sup> zählen, verfügen neben einer als Resonanzkörper dienenden Schwimmblase, zusätzlich über den so genannten Weber'schen Apparat. Dieser besteht aus kleinen Knöchelchen, die Schwimmblase mit dem Innenohr verbindet, so dass eine bessere Hörschärfe erreicht wird. Clupeiden, die auch zu den Hörspezialisten gezählt werden können, besitzen Erweiterungen der Schwimmblase, die bis zum Innenohr reichen. Dadurch wird ebenfalls eine bessere Hörschärfe erreicht. Die zweite Kategorie sind die Nicht-Spezialisten zu denen Lachse und Barsche zählen. Diese Arten verfügen nicht über den Weber'schen Apparat und besitzen deshalb eine geringere Empfindlichkeit gegenüber Geräuschen. Die dritte Kategorie sind Arten ohne Schwimmblase, wie alle bodenorientierte Arten sowie Makrele und Thunfisch. Sie zeigen kaum Reaktionen gegenüber Schall [3].

Akustische Scheuchanlagen sind unter Wasser installierte Schallquellen, die durch vibrierende Metallteile, Klangkörper oder die Wiedergabe von Geräuschen mittels Lautsprecher bestimmte Frequenzen und Amplituden erzeugen [3].

Der produzierte Schall unterscheidet sich in der Frequenz. Ultraschall bezieht sich auf ein Signal mit über 20.000 Hz, niederfrequente Signale reichen von 35 bis 300 Hz und als Infraschall bezeichnet man jedes Signal unterhalb von 35 Hz [70].

In den 80er Jahren wurden insbesondere mechanische Klangerzeuger untersucht [52].

---

<sup>9</sup> Welsartige

Derzeitige Konstruktionsweisen von akustischen Scheuchanlagen sind der *Sound Projector Array* (SPA) und der *Bio-Acoustic Fish Fence* (BAFF) [53].

In den USA verwendete niederfrequente, mechanische Klangerzeuger umfassen Hämmer, Popper und Fischdrohnen. Für die Erzeugung von einem breiten Bereich von Frequenzen werden Schall-Wandlersysteme eingesetzt.

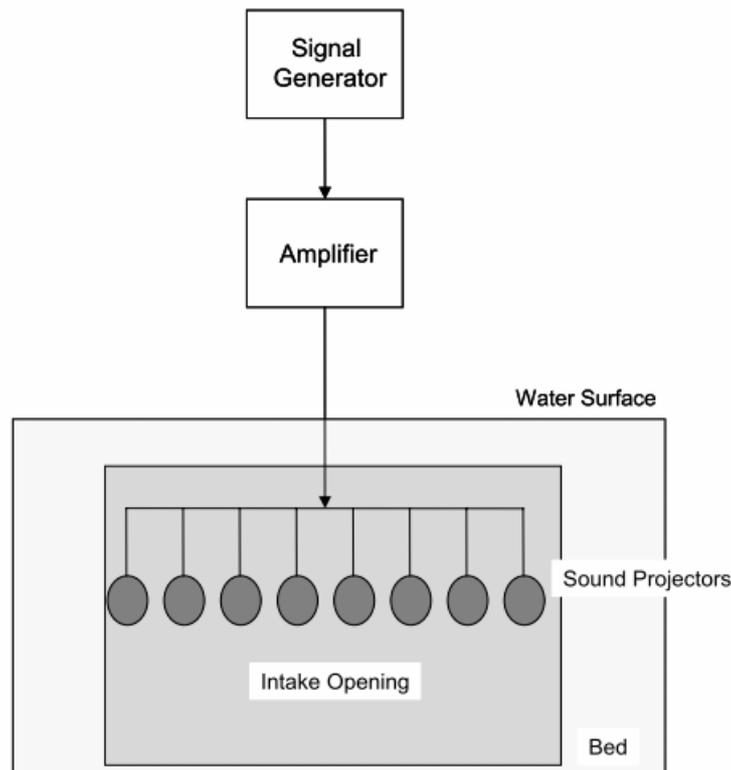
Hämmer sind Aufschlagvorrichtungen, bei der eine Masse mit einer Feder angetrieben wird, um die getauchte Struktur zur Resonanz anzuregen. Er produziert einen wiederholt erzeugten, hochenergetischen, niederfrequenten Schall mit einer Dauer von etwa 200 Millisekunden.

Popper sind pneumatische Vorrichtungen, die durch ein Ventil gesteuert Luft aus einer Druckkammer freisetzen. Der dabei erzeugte Schall hat eine niedrige Frequenz (20 Hz bis 100 Hz) mit hoher Amplitude. Das akustische Signal hat einen Peak von 2 ms Dauer mit einem darauf folgenden Klingeln, welches etwa 150 ms dauert.

Die Fischdrohne ist eine Vorrichtung, die Schall nutzt, um Vibrationen auf metallischen Strukturen zu erzeugen. Die Frequenzen liegen im Bereich von 20 bis 1000 Hz und können durch regelmäßige oder irreguläre Impulse entweder kontinuierlich sowie intermittierend erzeugt werden.

Schallwandler-Systeme (*Transducer systems*) verwenden lautsprecherähnliche Systeme oder oszillierende Kolben, um Schall mit Frequenzen im Bereich von weniger als 100 Hz bis 190 kHz zu erzeugen [52].

Der SPA besteht aus einem elektrischen Signalgeber, einem oder mehreren Leistungsverstärkern, einer Reihe von Unterwasserschallstrahler und Verbindungskabeln (Abbildung 2.70) [53].



**Abbildung 2.70 Aufbau eines SPA aus [53]**

Der SPA funktioniert in ähnlicher Weise, wie eine herkömmliche Hi-fi-Anlage. Mehrere Signale werden auf einem EPROM-Chip im Signalgeber gespeichert und nach Zufallsprinzip, als Schleife oder manuell ausgewählt wiedergegeben. Das Signal wird verstärkt durch auf den Signalgeber passend abgestimmte und gefilterte Verstärker. Die Unterwasserschallstrahler sind in analoger Weise aufgebaut wie Lautsprecher. Sie besitzen eine kolbenartige Anordnung, welche mit einer Gummimembran verbunden ist. Der Lufthohlraum hinter der Membran macht die Lautsprecher anfällig gegenüber Druckänderungen, so dass die Membran bei ansteigenden Drücken nach innen gedrückt wird. Daher muss ein Ausgleichsdruck von hinten die Durchbiegung der Membran kompensieren, um in der vorgesehenen Wassertiefe zu funktionieren [53].

Der SPA erzeugt mithilfe von Unterwasserlautsprechern ein diffuses Schallfeld mit einer Frequenzspannweite von 20 bis 500 Hz. Die durch einen Impuls erzeugte Frequenzmischung hat eine höhere Scheuchwirkung als reine Töne. Einsetzbar ist das Verfahren vor Kraftwerken und Wasserentnahmebauwerken, um Fischbewegungen zu blockieren [3].

Das BAFF-System erzeugt ebenfalls Frequenzen in einer Spannweite von 20 bis 500 Hz. Zusätzlich ist eine Kombination mit einem Luftblasenschirm vorgesehen, damit eine räumlich eingegrenzte Schallmauer entsteht (Abbildung 2.71) [3].

Der Schalldruckpegel fällt auf ca. 5 % seines Wertes bei einer Entfernung von 0,5 bis 1 m vom Luftblasenvorhang [53].

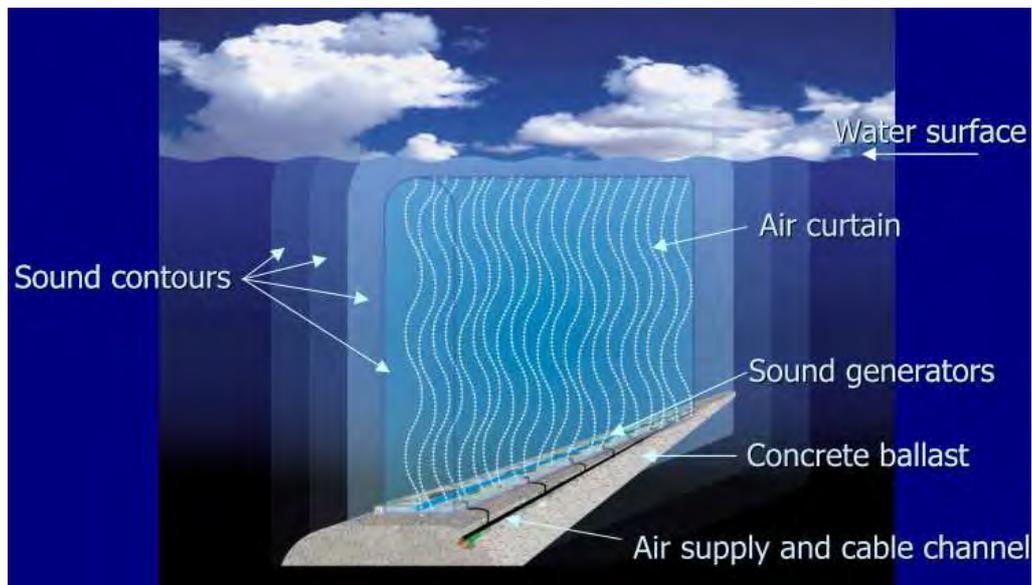


Abbildung 2.71 Schematische Aufbau eines BAFF-Systems aus [53]

Eine weitere Technologie, welche ein Potenzial als akustische Verhaltensbarriere aufweist, sind Infraschall-Generatoren, die Frequenzen weniger als 100 Hz (typischerweise 10 bis 60 Hz) entweder unter Verwendung eines oszillierenden Kolbens oder eines Drehventils mit Öffnungen erzeugen. Diese Systeme beinhalten erhebliche Wasserverdrängung, die mehr Teilchenbewegung erzeugt als akustischen Druckwellen [52].

Mit Infraschall-Generatoren wurden Tonintensitäten von über  $10^{-1}$  –  $10^{-2}$  ms bei 10 Hz erzeugt [53].

#### 2.3.2.4.2 Eignung

Ein Vorteil, bei der Anwendung von akustischen Scheuchanlagen ist, dass ihre Wirksamkeit nicht von der Wassertrübung oder den tageszeitlichen Lichtverhältnissen beeinflusst bzw. beeinträchtigt wird. Des Weiteren wird der Schall schnell über lange Distanzen hinweg übertragen.

Die Wirksamkeit einer akustischen Scheuchanlage hängt von Faktoren, wie Hintergrundgeräusche und artspezifisches Hörvermögen ab.

Ein Nachteil bei der Verwendung von niederfrequenten Schall ist, dass diese bei flachen Gewässern schnell abdämpfen und nur im Nahbereich der Schallquelle von Fischen wahrgenommen werden können [70].

Auf mechanischen Klangerzeugern basierende akustische Scheuchanlagen sind in der Regel als Fischschutz nicht konsequent wirksam. Ihre Anwendung und die Bewertung wurden aktiv in den 1980er Jahren verfolgt. Derzeit gibt es wenige Anwendungsbeispiele und geringes Interesse an diesen Systemen [52].

Die auf niedrigeren Frequenzen basierten Schallwandler-Systeme (100 Hz bis 20 kHz) haben in Laborversuchen auf viele Fischarten Scheuchwirkungen erzielt, die aber in Feldversuchen kaum Reaktionen und Scheuchwirkungen bei Fischen auslösten. Aus diesem Grund spricht die EPRI nach DOI [52] den auf niedrigen Frequenzen basierenden Soundsystemen keine tragfähige Alternative zum Schutz der Fische zu. Den auf hohen Frequenzen basierenden Soundsystemen erwiesen sich dagegen bei Fischarten, wie Maifisch und Hering als wirksame Verhaltensbarrieren vor Wasserentnahmebauwerken [52].

Nach Studien in England und Belgien können mit SPA Abwehrsraten zwischen 56 % und 98 % erzielt werden. Dies hängt von der Konstruktionsweise, den Anströmbedingungen und der Fischart ab [3].

Der BAFF wird als Leitsystem vor Wasserentnahmebauwerken zu einem Bypass eingesetzt, wobei in England durchgeführte Studien Abwehrsraten zwischen 74 % bis 88 % ergaben [3].

Die Illinois Natural History Survey haben im Jahre 2004 Studien durchgeführt, die das BAFF-System in ihrer Wirksamkeit als Barriere gegen die Migration von invasiven Arten, wie dem Asiatischen Karpfen (*Hypophthalmichthys nobilis*) beurteilen. Erste Versuche mit einem 20 – 500 Hz-Signal lieferten mit einer Abwehrsrate von 56 % nur mäßige Erfolge. Das akustische Signal wurde anschließend durch ein 20 – 2000 Hz-Signal ersetzt, was die Barrierewirkung in ihrer Effizienz auf 95 % erhöht hat [53].

In Frankreich und Deutschland wurde bei eingesetzten BAFF und SPA keine nennenswerte Scheuchwirkung festgestellt. Wie beim SPA hängt der Erfolg dieser Verhaltensbarriere von vielen Faktoren, wie z. B. Konstruktionsweise, Strömungsverhältnisse, Hintergrundgeräusche und artspezifische Verhaltensweisen ab [3].

Eine 2010 durchgeführte Studie am Wasserentnahmebauwerk des Industriestandortes der Dow Chemical Company in Stade evaluierte das Verhalten von Fischen auf eine Infrschallscheuchanlage. Diese sendete Signale mit einer Frequenz von 13 Hz aus. Es wurde beobachtet, dass sich der Abstand von Fischen zu dem Wasserentnahmebauwerk vergrößerte [67].

Studien mit Infrschall haben gezeigt, dass sie im Nahfeld effektive Fluchtreaktionen bei Fischen auslösen, jedoch immer noch erhebliche Unsicherheit mit der Infrschall-Systemleistung existiert. Zudem ist das Ausmaß der Zone des Einflussbereichs nicht gut dokumentiert [52].

Mit Infrschall-Generatoren wurden Tonintensitäten von über  $10^{-1}$  –  $10^{-2}$  ms bei 10 Hz erzeugt und sind für Smolts des Atlantischen Lachses eine wirksame Abschreckung, um sie erfolgreich vor dem Eindringen in Kanälen zur Wasserentnahme zu schützen.

Ein besonderes Interesse mit Infrschall liegt in dem Befund, dass das Wanderverhalten von adulten Blankaalen (*Anguilla anguilla*) erfolgreich von einer Infrschall-Quelle in Fluss-Studien beeinflusst wurde. Audiogrammmessungen haben gezeigt, dass die Aale am empfindlichsten bei Schalldrücken von 90 Hz, aber bei Schwingungen von 40 Hz sind. Angesichts des relativ begrenzten Umfangs an *Screening*-Methoden für Aale, insbesondere bei Wasserkraftanlagen und thermischen Kraftwerken verdient Infrschall oder niederfrequenter Schall eine weitere Untersuchung [53].

Zusammenfassende Darstellungen von Studien über akustische Scheuchanlagen sind in den Anhängen 11 bis 14 zu finden.

### 2.3.2.4.3 Praxisanwendungen national und international

Akustische Scheuchanlagen, basierend auf ein SPA-System, sind in Großbritannien weit verbreitet [53].

Am Georgiana Slough, einem Zweigarm des Sacramento Rivers (Kalifornien), werden seit längerem Studien zu akustischen Scheuchanlagen durchgeführt [71].

Die ca. 244 m lange, lineare Anordnung der Schallwandler sollte eine ablenkende Wirkung auf abwandernde Fische, insbesondere dem *chinook salmon* (*Oncorhynchus tshawytscha*) erzielen und damit das Eindringen in den Georgiana Slough verhindern (Abbildung 2.72). Die Wandler erzeugten einen Schall mit einer Frequenz von 300 – 400 Hz. Es wurde beobachtet, dass die Effizienz erheblich von den Strömungsverhältnissen und den hydraulischen Bedingungen abhing, so dass für typische Verhältnisse eine Abwehrquote von 50 bis 80 % erzielt wurde. Bei Hochwasserereignissen sanken die Abwehrquoten jedoch auf 8 bis 15 % [52].

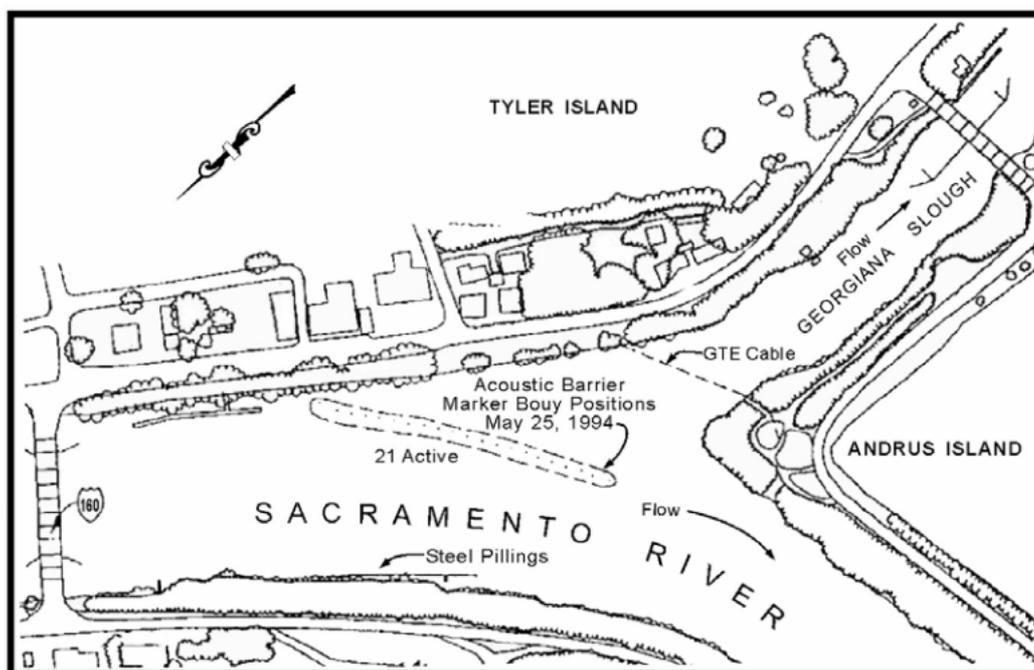


Abbildung 2.72 Verlauf der akustischen Barriere Georgiana Slough (1994) aus [52]

Das kalifornische Department of Water Resources (DWR) und das United States Bureau of Reclamation (USBR) entwickelten eine Pilotstudie, die im Februar bis Mai 2011 umgesetzt wurde. Die vorgeschlagene Verhaltensbarriere, um abwandernde junge Salmoniden vor dem Eindringen von Georgiana Slough zu hindern, ist ein *Bio-Acoustic Fish Fence* (BAFF). Der BAFF verwendet eine Kombination aus Schall,

erzeugt von Unterwasserlautsprecher, Luftblasen, und Licht, um junge Salmoniden abzuschrecken (Abbildung 2.73) [72].

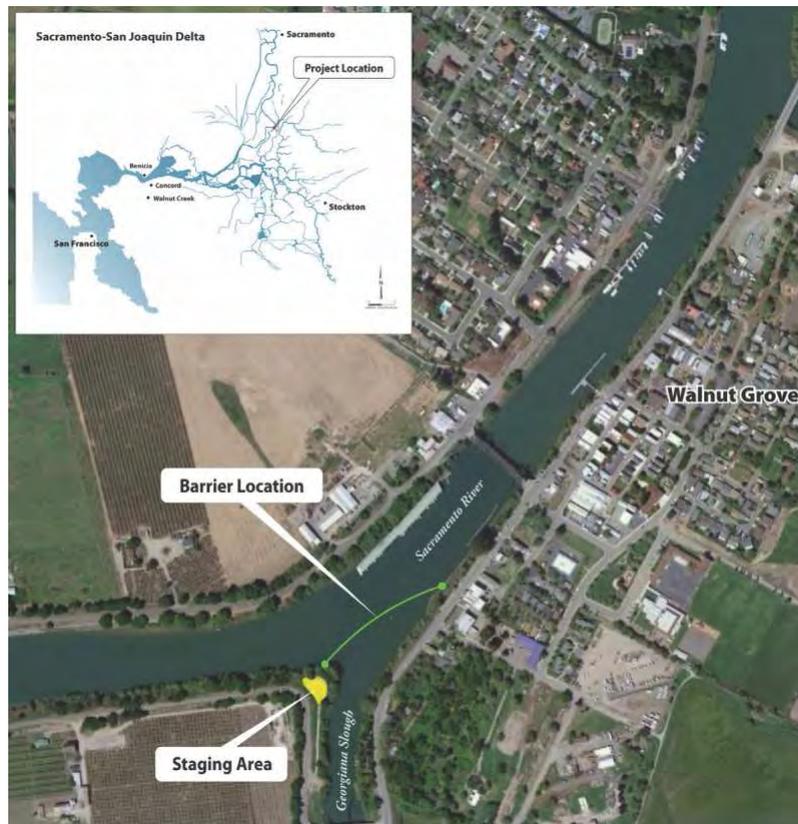


Abbildung 2.73 Verlauf des BAFF-Systems Georgiana Slough (2011) aus [72]

Es wurde eine Reduktion der Passage in den Georgiana Slough von Salmoniden-Smolts festgestellt. Bei ausgeschaltetem BAFF schwammen 22,1% in den Georgiana Slough. Hingegen schwammen nur 7,4% in den Georgiana Slough bei eingeschaltetem BAFF. Auch bei höheren Abflussmengen, was auch zu höheren Fließgeschwindigkeit von  $> 0,25$  m/s resultiert, konnte beim eingeschalteten BAFF eine Verbesserung der Abwehr festgestellt werden. Diese Verbesserung lag bei 30,4% gegenüber der Abwehr bei ausgeschaltetem BAFF [73].



**Abbildung 2.74 Multi-Stimulus Barriere beim Bau aus [74]**

Zusammenfassend kann man zu der Effektivität von Verhaltensbarrieren als Fischschutz sagen, dass keine für sich alleine einen hundertprozentigen Schutz bieten kann, da die Wirksamkeit von vielen Faktoren abhängt. Die Wirksamkeit als Barriere oder Leitsystem kann erheblich gesteigert werden, wenn Kombinationen aus Licht, Schall, Luftblasenvorhang und elektrische Barrieren eingesetzt werden. Diese Multi-Stimulus-Barrieren (Abbildung 2.74), die Stroboskoplampen, Soundprojektoren und Luftblasen miteinander vereinen, werden im San Joaquin River (Kalifornien) [74] eingesetzt.

### **2.3.3 Fischsammel- und Fischrückführungssysteme**

#### **2.3.3.1 Aufbau und Funktionsweise**

Fischsammelsysteme sind fischschutztechnische Anlagen, die mit anderen Fischschutzanlagen, wie umlaufende Abschirmungen mit Fischtrögen oder Fischpumpen kombiniert werden. Fischsammelsysteme sollen Fische mechanisch aus gefährdenden Bereichen entfernen und zu Bypässen, Sammelbehältern oder zu weiteren Anlagen leiten, die für eine sichere Rückführung ins Gewässer geeignet sind [3].

Verschiedene Konstruktionen von umlaufenden Abschirmungen sind in Kapitel 2.3.1.7 beschrieben. Die bei Fischsammelsystemen eingesetzten Fischpumpen sind Strahlpumpen, Luft-Hebe-Anlagen, Schrauben-Zentrifugalpumpen und Schneckenpumpen. Die Mortalitätsraten erreichen bei diesen Fischpumpentypen bis zu 14 % [3].

Die Entwicklung von fischschonenden Pumpsystemen weisen Überlebensraten von weit über 90 % bis 100 % auf [75].

#### **2.3.3.2 Eignung**

Wesentliche Punkte sind nach EPA [39] bei einem Fischsammel- und Fischrückführungssystem für einen möglichst effektiven Fischschutz zu beachten:

Das verwendete Material für Leitungen, Rohre, Rinnen, sowie deren Verbindungsstücke, Fischtröge und Gitterelemente sollte möglichst glatt und eben sein, um die Gefahr von Schuppenverletzungen zu minimieren. Dazu gehören glasfaserverstärktes Plastik, PVC und Edelstahl.

Auf eine ausreichende Dimensionierung des Systems muss geachtet werden, damit genügend Platz für größere Fische vorhanden ist und es mengenmäßig nicht zu einer Überfüllung von Fischen kommen kann.

Die Fließgeschwindigkeit in den Rückföhrinnen muss stark genug sein, um die leistungsstärksten Arten wieder ins Gewässer zurückzuspülen. Dies kann durch ein ausreichendes Gefälle oder durch unterstützende Pumpen erreicht werden.

Das Rückführungssystem sollte scharfe Kurven mit kurzen Biegeradien, wie in Abbildung 2.75 gezeigt, vermeiden, damit ein konstanter Abfluss gewährleistet werden kann.

Die Rückföhrinnen sollten geschlossen oder mit Gittern bedeckt sein, damit die Fische nicht der Gefahr von Prädation ausgesetzt sind (Abbildung 2.76). Zudem werden die Fische bei geschlossenen Rückföhrinnen an extremen Wetterverhältnissen nicht durch die Lufttemperatur der Gefahr von Temperaturschocks ausgesetzt.

Eine ausreichende Strömung sorgt dafür, dass alle Fische erfasst und die Rinnen klargespölt werden. So soll auch das Auftreten von Biofouling verhindert werden.

Der Gewässerabschnitt, an dem die Fische wieder entlassen werden, sollte weit genug vom Wassereinlauf entfernt sein (Abbildung 2.77). Dadurch wird die Gefahr vom erneuten Aufsaugen minimiert [39].



**Abbildung 2.75** Kurve in einem Fischrückführungssystem aus [53]



Abbildung 2.76 Fischrückführrinne aus [53]



Abbildung 2.77 Entlassungsleitung ins Gewässer aus [76]

### 2.3.3.3 Praxisanwendungen national und international

In Deutschland werden Fischsammel- und Fischrückführungssysteme z. B. am Kraftwerk Moorburg eingesetzt [60].

Am geplanten Industriekraftwerk in Stade sind neben einer Fischrückführungsanlage zusätzlich Fischhälterungsanlagen für eingesaugte Fischeier und Larven geplant [55]

In England und USA werden Fischsammel- und Fischrückführungssysteme besonders an Flussmündungen und Küsten gelegene Kraftwerke eingesetzt [53].

## **2.3.4 Bypässe**

### **2.3.4.1 Aufbau und Funktionsweise**

Bypässe können in sehr vielen unterschiedlichen Konstruktionen gestaltet sein und dienen dazu abwandernden Fischen eine ungefährliche Passage vom Oberwasser ins Unterwasser zu ermöglichen. Bypässe sind z. B. durchströmte Rohre oder Rinnen, aber auch andere Verbindungen zu Ober- und Unterwasser, wie geöffnete Wehrfelder, Wehrüberfälle, Leerschüsse, Schiffs- und Bootsschleusen, können als alternative Abwandermöglichkeit genutzt werden [3].

Die Einlaufgestaltung richtet sich nach der zu schützenden Zielart. So ist bei oberflächennahen Bypässen auf eine ausreichende Breite und eine ausreichende Wassertiefe zu achten. Dabei wird eine Breite von 0,5 bis 1 m empfohlen. Die Wassertiefe sollte 0,4 m nicht unterschreiten. Zur Gewährleistung der Wassertiefe kann der Bypass als höhenverstellbar konstruiert werden (Abbildung 2.78). Beispiele für die Dimensionierung von oberflächennahen Bypässen sind in Tabelle 2.8 zu finden. Der Bypassabfluss sollte zwischen 2 % und 10 % des Turbinendurchflusses betragen. Die Abflussmenge kann verringert werden, wenn die Auffindbarkeit des Bypasses verbessert wird. Dies ist bei schräg zum Bypass angeordneten Leiteinrichtungen der Fall oder bei einer Beleuchtung des Bypasses. Bei der Einlaufgestaltung eines Bypasses ist darauf zu achten, dass sich die Fließgeschwindigkeit im Bypass stetig erhöht und dass dabei keine Turbulenzen entstehen. Die Fließgeschwindigkeiten sollten dabei 7 m/s bis 8 m/s nicht überschreiten, um keine Verletzungen zu verursachen [3].



Abbildung 2.78 Höhenverstellbarer Bypass aus [17]

Die Materialwahl ist für die Gestaltung der Bypassleitung entscheidend, um Verletzung beim Transport ins Unterwasser zu minimieren. Der Einmündungsbereich des Bypasses ins Unterwasser sollte etwa 1,8 m bis 2,4 m oberhalb der Gewässeroberfläche erfolgen, da die Fische beim Eintauchen geringeren Scherkräften ausgesetzt sind als dies bei der Beschleunigung und Abbremsung innerhalb des Wasserkörpers der Fall ist [3].

Tabelle 2.8 Beispiele für die Dimensionierung von Bypassen aus [17]

Anlage / Gewässer	Breite [m]	Tiefe [m]	Fliessgeschwindigkeit [m/s]	Abfluss [m <sup>3</sup> /s]	Autor
<b>Frankreich</b>					
Halsou / Nive	1,38	0,9	0,2 bis 1,0	max. 0,5	LARINIER & BOYER-BERNARD, 1991b
Soeix / Gave d'Aspe	1,00	1,0	0,8 bis 1,4	0,5 bis 1,9	LARINIER & TRAVADE, 1999
Poutès / Allier	3,60	1,1	keine Angaben	max. 10	BOMASSI & TRAVADE, 1987
<b>USA</b>					
Bellows Falls / Connecticut River	2,70	0,9	keine Angaben	5,7	ODEH, 1999

Die Anordnungsmöglichkeiten von Barrieren und Bypass sind vielfältig [3]. Ein Beispiel aus den USA für einen oberflächennahen Bypass ist in Abbildung 2.79 dargestellt. In Abbildung 2.80 ist ein in Deutschland installierter bodennaher Bypass dargestellt.

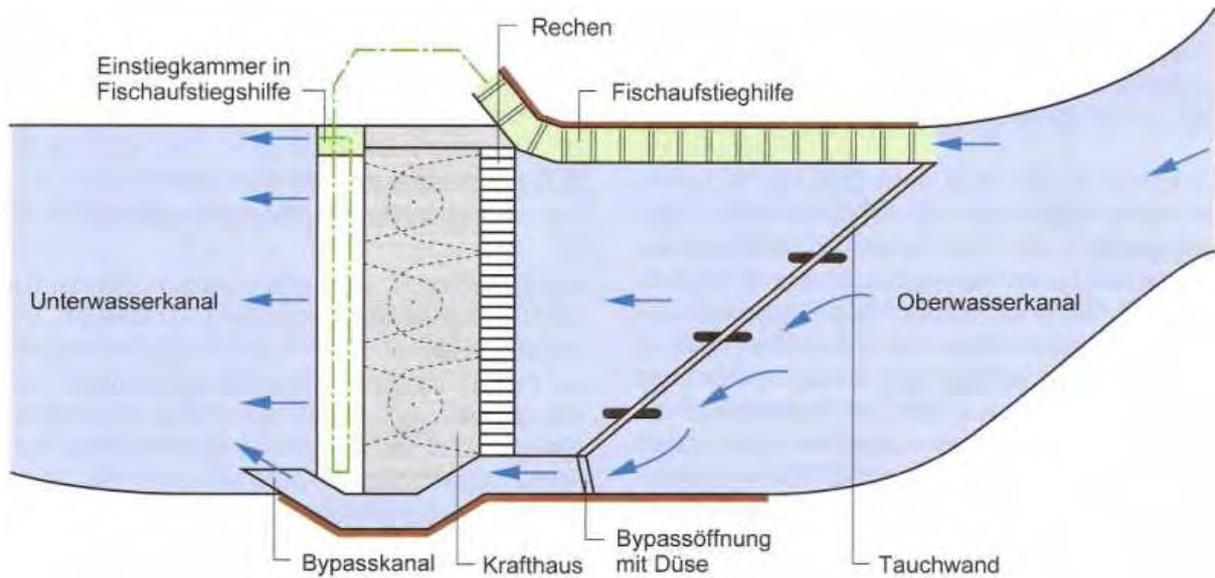


Abbildung 2.79 Anordnung des Bypasses am Wasserkraftwerk Bellow Falls aus [17]

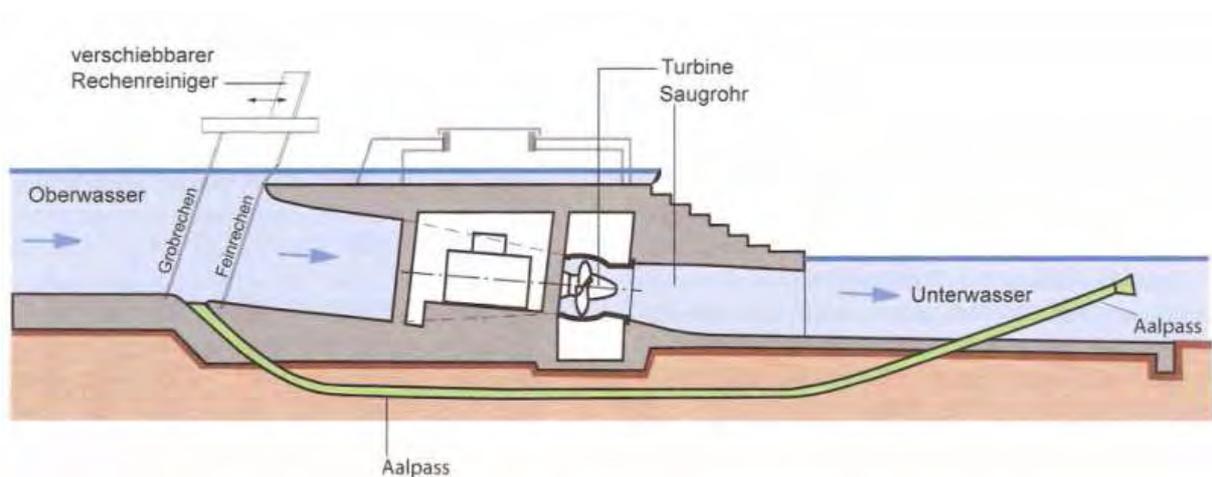


Abbildung 2.80 Aalbypass am Wasserkraftwerk Hamm-Uentrop an der Lippe aus [17]

### 2.3.4.2 Eignung

Für oberflächennah abwandernde Fischarten, wie Lachs und Meerforellen sind Bypässe dementsprechend nah an der Wasseroberfläche anzuordnen. Bodennahe Bypässe sind für Aale eher geeignet. Allerdings werden die Bypässe in beiden Fällen auch von anderen Fischarten benutzt [3].

Die Effektivität eines Bypasses hängt im Wesentlichen von der Barrierewirkung am Turbineneinlauf ab, die eine Suche nach anderen Abwandermöglichkeiten induziert. Außerdem ist die Anordnung zu den Barrieren entscheidend, um die Suche zu verkürzen [24].

#### **2.3.4.3 Praxisanwendungen national und international**

Bypässe werden in USA und Europa insbesondere an Wasserkraftwerken als Abwandermöglichkeit für diadrome Fischarten eingesetzt [3].

### **3 Ergebnisse**

In diesem Kapitel sollen die gewonnenen Erkenntnisse aus der Literaturrecherche zusammenfassend dargestellt werden. Es werden den zuvor dargestellten Bauwerken und Kühlsystemen geeignete Fischschutzmaßnahmen zugeordnet. Dabei soll folgende Leitfrage berücksichtigt werden:

„Welche Fischschutzanlagen bzw. Fischschutzsysteme sind für welche Bauwerke und Kühlkreisläufe nach dem Stand der Wissenschaft und Technik empfehlenswert?“

Zur Beantwortung der Frage wird auf die Inhalte der vorangegangenen Kapitel sowie auf die zusammenfassenden Studien in den Anhängen Bezug genommen. In dieser Arbeit sind nicht alle möglichen Maßnahmen zum Schutze der Fische erwähnt worden. So fehlen u. a. die Fischaufstiegsanlagen, welche die Durchgängigkeit insbesondere bei Staustufen wiederherstellen können.

Eine umfassende Darstellung von geeigneten *Screening*-Methoden für thermische Kraftwerke, Wasserkraftwerke und andere Wasserentnahmebauwerke wurden von O'KEEFFE & TURNPENNY [53] aufgestellt. Diese ist im Anhang 15 zu finden.

#### **3.1 Staustufen**

Staustufen beeinträchtigen die Durchgängigkeit von Gewässern und sind somit für den Verlust an wichtigen Lebensräumen, wie Reproduktions- und Nahrungshabitaten, besonders für diadrome Fischarten verantwortlich. Durch Maßnahmen, wie das Anlegen von Abwander- und Aufstiegsmöglichkeiten, kann die Durchgängigkeit z. T. wiederhergestellt werden.

Bei beweglichen Wehren kann bei bekannter Wandersaison von den betroffenen Fischarten eine Überströmung oder Unterströmung des Wehrs eine Passierbarkeit gewährleisten [24].

## 3.2 Talsperren

Talsperren behindern die Durchgängigkeit von Gewässern. Abstiegsmöglichkeiten für abwandernde Fische sind die Entlastungsanlage oder die Entnahmeanlage. Über Fischtransportsysteme (auch bekannt als „*trap & truck*“) werden abwandernde Fische vor der Staumauer im Oberwasser eingefangen und sicher an geeigneter Stelle ins Unterwasser entlassen [3].

Aufstiegsanlagen oder Fischliffts (Abbildung 3.1) können die Durchgängigkeit in entgegen gesetzter Richtung wiederherstellen [77].

Bei anschließender Energieerzeugung aus Wasserkraft an Talsperren, besteht die Möglichkeit des Einsatzes fischschonender Turbinen [3].

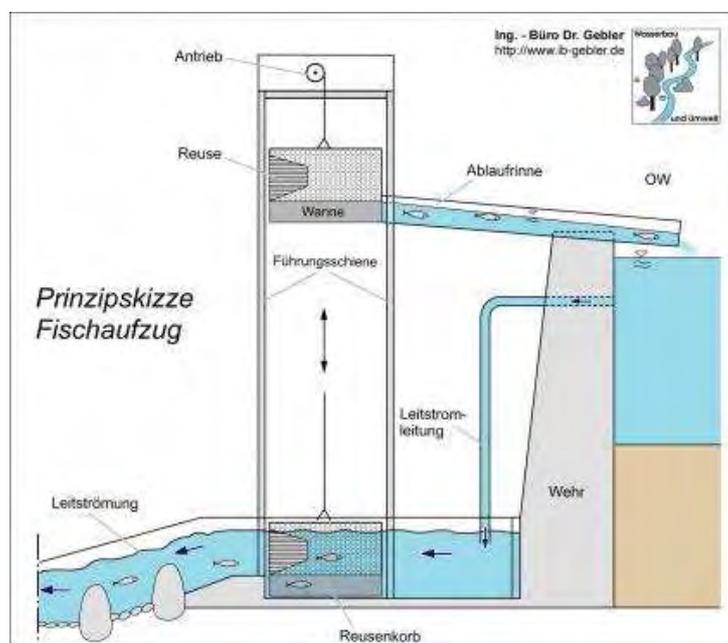


Abbildung 3.1 Prinzip eines Fischlifts aus [78]

### 3.3 Wasserkraftanlagen

Bei Wasserkraftanlagen spielt nicht nur die Behinderung der Durchgängigkeit eine Rolle, sondern auch die Gefahr für die Fische in den Turbineneinlauf zu gelangen.

Geeignete Fischschutzanlagen gegen das Eindringen in den Turbinenlauf sind insbesondere mechanische Barrieren. Dazu zählen:

- Rechen, (Kapitel 2.3.1.1)
- Lochbleche, (Kapitel 2.3.1.4)
- *Wedge-Wire-Screens* und (Kapitel 2.3.1.5)
- *Coanda Screens* (Kapitel 2.3.1.12)

Dabei muss auf eine der Zielart entsprechenden lichten Weite und Anströmgeschwindigkeit geachtet werden. Tendenziell wird ein effektiverer Fischschutz durch geringere Stababstände und geringere Anströmgeschwindigkeiten erreicht.

In einigen Fällen sind auch Verhaltensbarrieren, die eine Leitwirkung ausüben, geeignet. Hier sind insbesondere die kombinierten Hybrid-Verhaltensbarrieren, wie der BAFF, wirksam. Allerdings ist die selektive Wirkung solcher Systeme zu beachten. Weitere Einschränkungen sind auch die vielen Einflussfaktoren, welche die Wirksamkeit beeinflussen.

Der Einsatz von fischschonenden Turbinen kann die Mortalitätsrate bei der Turbinenpassage verringern. Entwicklungen dazu beschreibt DWA [3].

Ein gut auffindbarer Bypass bietet dann alternative Abwandermöglichkeiten. Die Anordnung ist dann auf die entsprechende Zielart auszurichten.

Aufstiegsanlagen können die Durchgängigkeit z. T. wiederherstellen.

## 3.4 Wasserentnahmebauwerke

### 3.4.1 Pumpspeicherwerke

Bei Pumpspeicherwerken werden im Pumpbetrieb große Mengen Wasser dem Oberflächengewässern entnommen. Dadurch bestehen insbesondere ökologische Auswirkungen auf die Fischfauna. Beim Turbinenbetrieb treten bei Fischen Schädigungen durch die Turbinenpassage auf.

Um das Eindringen der Fische zu verhindern sind mechanische Barrieren geeignet. Dazu zählen:

- Rechen, z. B. der Fischeschonrechen, (Kapitel 2.3.1.1)
- Lochbleche, (Kapitel 2.3.1.4)
- *Wedge-Wire-Screens*, z. B. als PWWC, (Kapitel 2.3.1.5)
- *Coanda Screens*, (Kapitel 2.3.1.12)
- *Closed Conduit Eicher Screens* und (Kapitel 2.3.1.13)
- *Modular Inclined Screen* (Kapitel 2.3.1.13)

Dabei muss auf eine der Zielart entsprechenden lichten Weite und Anströmgeschwindigkeit geachtet werden. Tendenziell wird ein effektiverer Fischschutz durch geringere Stababstände und geringere Anströmgeschwindigkeiten erreicht.

Verhaltensbarrieren können eingesetzt werden, um eine Scheuchwirkung auf Fische auszuüben und sie vom Wasserentnahmebereich fernzuhalten. Zu nennen sind hier vor allem:

- Elektrische Scheuchanlagen, wie der GFFB und (Kapitel 2.3.2.2)
- Hybrid-Verhaltensbarrieren, wie der BAFF (Kapitel 2.3.2.4)

Die Eignung von Verhaltensbarrieren ist von den Standortgegebenheiten und den jeweiligen Zielarten abhängig.

Fischeschonendere Turbinen können die Verletzungs- und Mortalitätsrate beim Turbinenbetrieb minimieren.

Während der Planungsphase können durch eine geeignete Wahl der Gestaltung, des Standortes und der Wasserentnahmetiefe des Wasserentnahmebauwerkes, die ökologischen Auswirkungen auf aquatische Lebewesen verringert werden.

### **3.4.2 Thermische Kraftwerke**

Bei Wasserentnahmebauwerken für thermische Kraftwerke ist für Fische insbesondere die Gefahr von *Impingement* und *Entrainment* gegeben. Zudem kommen die gewässerökologischen Auswirkungen durch die Wärmeemissionen.

Der Kühlwassereinlauf thermischer Kraftwerke an geschwemmselreichen Binnengewässern ist meist in mehreren Filterstufen aufgebaut. Für die erste Filterstufe sind

- Grobrechen und/oder (Kapitel 2.3.1.1)
- Tauchwände geeignet (Kapitel 2.3.1.3).

In der zweiten Filterstufe bieten sich insbesondere Feinrechen an. Dies sind z. B.:

- *Wedge-Wire-Screens* und (Kapitel 2.3.1.5)
- Feinrechen (Kapitel 2.3.1.1).

In der dritten Filterstufe bieten sich insbesondere modifizierte umlaufende Abschirmungen und andere Siebanlagen an. Dies sind z. B.:

- *Fletcher Screen*, (Kapitel 2.3.1.8)
- *Geiger Screen*, (Kapitel 2.3.1.9)
- *Hydrolox Screen* und (Kapitel 2.3.1.10)
- *Beaudrey W Intake Protection Screen* (Kapitel 2.3.1.11).

Der dritten Filterstufe werden Fischsammel- und Fischrückführungssysteme (Kapitel 2.3.3) angeschlossen, so dass eine sichere Rückführung der Fische ins Gewässer gewährleistet wird. Eine andere Möglichkeit sind Sammelbecken für die Hälterung von Fischeiern und Fischarven zu installieren, wie beim geplanten Industriekraftwerk

in Stade (Kapitel 4.2.2). Die gereiften Fische werden dann nach der Hälterungsphase wieder ins Gewässer überführt.

Der Entnahmbereich kann zusätzlich mit Verhaltensbarrieren ausgestattet sein. Hier bewirken z. B.:

- Elektrische Scheuchanlagen, (Kapitel 2.3.2.2)
- Infraschallanlagen, (Kapitel 2.3.2.4)
- Stroboskoplampen sowie (Kapitel 2.3.2.3)
- Hybrid-Verhaltensbarrieren (Kapitel 2.3.2.4)

eine zusätzliche Scheuchwirkung. Die Eignung von Verhaltensbarrieren ist jedoch von den Standortgegebenheiten und den jeweiligen Zielarten abhängig.

Während der Planungsphase können durch eine geeignete Wahl der Gestaltung, des Standortes und der Wasserentnahmetiefe des Wasserentnahmebauwerkes, die ökologischen Auswirkungen auf aquatische Lebewesen verringert werden. So kann z. B. eine Sohlschwelle das Eindringen von bodennah orientierenden Fischarten verringern.

Für thermische Kraftwerke ist insbesondere noch die Wasserentnahmemenge über die Erheblichkeit der ökologischen Auswirkungen entscheidend. Bei geringerer Wasserentnahme sind auch geringere Auswirkungen zu erwarten. Luft-Kühlsysteme (Kapitel 2.2.3.1) benötigen gar kein Wasser. Hybridsysteme (Kapitel 2.2.4) benötigen im Vergleich zu den Durchlaufkühlsystemen viel weniger Wasser.

Der Betrieb eines Kraftwerks kann auch so gestaltet sein, dass während der Abwandersaison die Leistung und somit die Kühlwasserentnahme gedrosselt wird.

Die ökologischen Auswirkungen der Wärmeeinleitungen und den daraus resultierenden Belastungen für das Gewässer lassen sich durch Maßnahmen, wie z. B. vor der Einleitstelle installierte Kühltürme oder Abkühlbecken verringern. Zudem kann durch bauliche Maßnahmen an der Einleitstelle das eingeleitete Kühlwasser in Turbulenzen versetzt und so mit Sauerstoff angereichert werden.

## **4 Fallbeispiele von Fischschutzanlagen und Fischschutzsystemen an der Tideelbe**

### **4.1 Kohlekraftwerk Moorburg**

Am 21.01.2013 hat das Obergerverwaltungsgericht (OVG) Hamburg die Kühlwasserentnahme aus der Elbe für die geplante Durchlaufkühlung des Kraftwerks Moorburg untersagt. Das Kraftwerk darf zukünftig nur mittels Kreislaufkühlung mit Hybridkühlturm betrieben werden [79]. Diese Entscheidung wurde vom OVG während der Erstellung dieser Arbeit getroffen. Im Folgenden werden hier dennoch die Anforderungen aus der wasserrechtlichen Erlaubnis Nr. 4/5 AI 43 vom 30.08.2008 in der Fassung vom 04.10.2010 sowie die ökologischen Auswirkungen, die sich durch einen Kraftwerksbetrieb mit Durchlaufkühlung ergeben hätten, dargestellt. Anschließend wird kurz auf die Entscheidung und Begründung des OVGs eingegangen.

#### **4.1.1 Wasserrechtliche Erlaubnis**

Die wasserrechtliche Erlaubnis regelt die Anforderungen an die Einleitung und Entnahme von Gewässern. Im Folgenden werden nur die Regelungen bezüglich der Kühlwasserentnahme bzw. Kühlwassereinleitung dargestellt. Die Anforderungen an sonstige anfallende Abwässer sowie Niederschlagswasser werden nicht dargestellt. In der wasserrechtlichen Erlaubnis Nr. 4/5 AI 43 vom 30.08.2008 in der Fassung vom 04.10.2010 [80] sind folgende Regelungen für das Kohlekraftwerk Moorburg von der Behörde für Stadtentwicklung und Umwelt in Hamburg aufgestellt worden:

Kühlwasserentnahme aus der Süderelbe für die Kühlart Durchlaufkühlung:

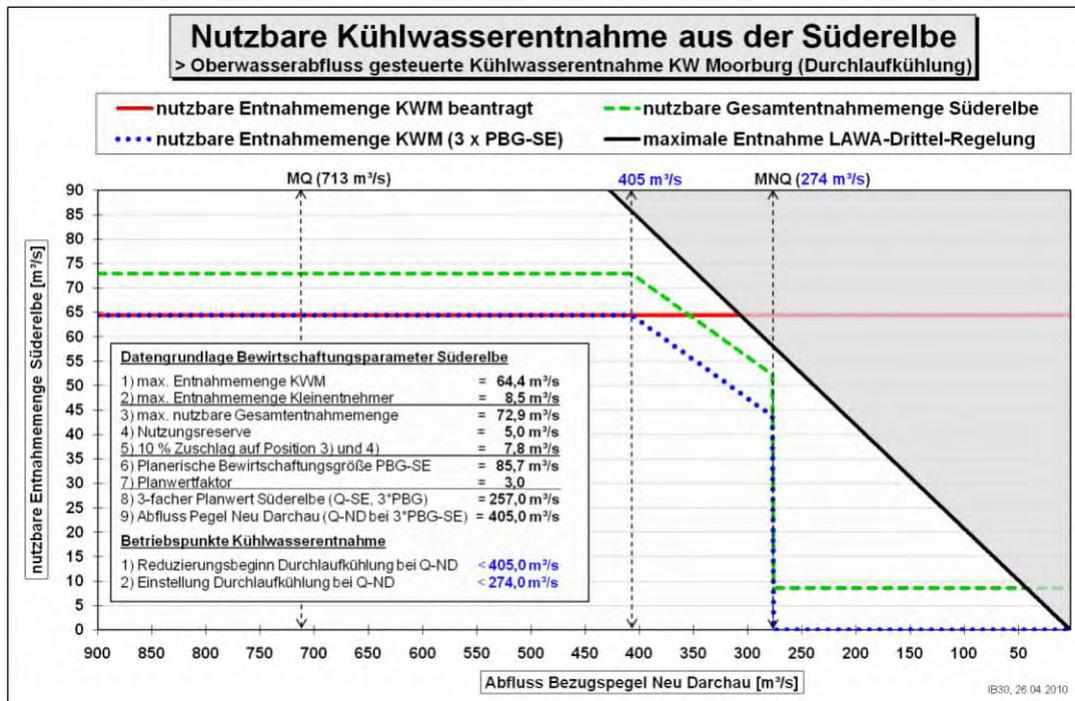
max. 64,4 m<sup>3</sup>/s

Kühlwassereinleitung in die Alte Süderelbe für die Kühlart Durchlaufkühlung:

max. 64,4 m<sup>3</sup>/s

Die maximalen Entnahmemengen an Kühlwasser aus der Süderelbe sind an folgende Bedingungen geknüpft:

- Der Oberwasserabfluss mit Bezugspunkt der Abflussmenge am Pegel Neu Darchau ist für die Menge des entnehmbaren Kühlwassers entscheidend (siehe Abbildung 4.1).



**Abbildung 4.1 Nutzbare Kühlwasserentnahme aus der Süderelbe aus [80]**

Beträgt der Abfluss am definierten Bezugspegel Neu Darchau mehr als 405 m<sup>3</sup>/s kann das Kraftwerk Moorburg die beantragte, maximale Kühlwassermenge von 64,4 m<sup>3</sup>/s nutzen, sofern keine anderen, gewässerökologisch induzierten Betriebseinschränkungen (Temperatur und Sauerstoffkonzentration im Gewässer) dies unabhängig voneinander oder kumulativ überlagern.

Unterhalb eines Abflusses von 405 m<sup>3</sup>/s am Pegel Neu Darchau beginnt die lineare Reduzierung der zulässigen Kühlwasserentnahme.

Bei Erreichen und Unterschreiten des mittleren Niedrigwasserabflusses am Pegel Neu Darchau von 274 m<sup>3</sup>/s und wenn die ökologische Situation der Elbe eine derartige Beschränkung im Einzelfall erfordert, steht für den Kraftwerksbetrieb mit Durchlaufkühlung keine Wassermenge mehr zur Verfügung.

- Die Erlaubnis zur Entnahme von Kühlwasser aus der Süderelbe für das Kraftwerk Moorburg ist an eine funktionsfähige Fischwechselanlage Geesthacht am Nordufer sowie das zusätzliche Monitoring (Wirksamkeitsüberprüfung) gekoppelt.
- Eine Dokumentation der Fischverluste während des Kraftwerkbetriebs am Kraftwerk Moorburg wurde in der wasserrechtlichen Erlaubnis angeordnet.
- Temperatur- und Sauerstoffmessungen wurden angeordnet, um den Zustand der Süderelbe abzubilden und gegebenenfalls Maßnahmen zur Reduzierung der Kraftwerksleistung einzuleiten.
- Zur Abschreckung größerer Fische soll eine elektronische Fischeuchanlage im Wasserentnahmebereich installiert und ihre Wirksamkeit durch ein geeignetes Monitoring geprüft werden. Ebenfalls soll die nachgeschaltete Fischrückführungsanlage mit der dazugehörigen Multidisc-Anlage auf ihre Wirksamkeit überprüft werden.

Die maximale Kühlwassereinleitmenge in die Alte Süderelbe ist an folgende Bedingungen geknüpft:

- Es dürfen keine Stoffe und Zubereitungen im eingeleiteten Kühlwasser enthalten sein.
- Bevor Kühlwasser in die Alte Süderelbe eingeleitet werden darf, ist auf eine ordnungsgemäße Entsorgung der schadstoffbelasteten Feinsedimente in der Alten Süderelbe zu sorgen.
- Die Temperaturdifferenz zwischen Einleitstelle und Entnahmestelle (Aufwärmspanne) darf im Sommerbetrieb (01.04. bis 30.11.) 6 K nicht überschreiten.
- Die Temperaturdifferenz zwischen Einleitstelle und Entnahmestelle (Aufwärmspanne) darf im Winterbetrieb (01.12. bis 31.03.) 7,5 K nicht überschreiten.

- Die maximal zulässige Gewässertemperatur darf am Übergang von der Alten Süderelbe zur Süderelbe 28 °C nicht überschreiten. Die maximal zulässige Temperaturdifferenz von 3 K (bei einer Gewässertemperatur  $\geq 20$  °C an der FFH-Gewässergütemessstelle „Bunthaus“) darf nicht überschritten werden.
- Der Sauerstoffgehalt an der Einleitstelle soll eine Konzentration von  $\geq 6$  mg O<sub>2</sub>/L sowie eine Sauerstoffsättigung an der Einleitstelle von  $\geq 80$  % nicht unterschreiten.
- Beim Erreichen für die Gewässerökologie kritischer Sauerstoffgehalte an einer FFH-Gewässergütemessstelle erfolgt eine Reduzierung der Kraftwerksleistung auf folgende Weise (siehe Abbildung 4.2):

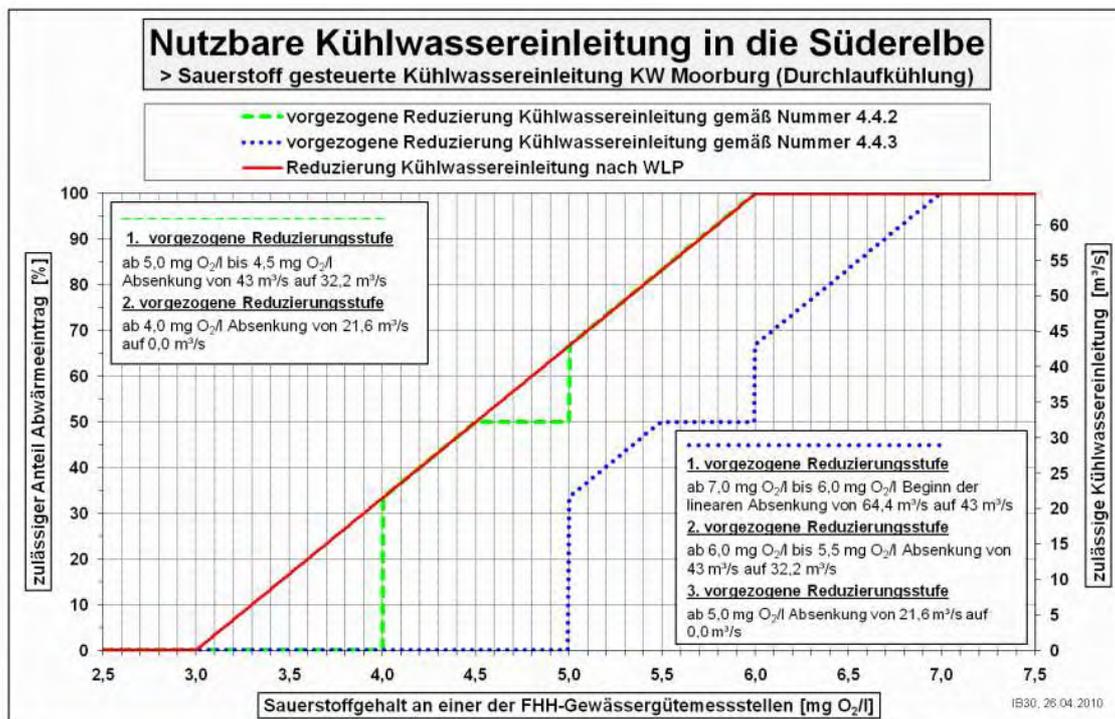


Abbildung 4.2 Nutzbare Kühlwassereinleitung in die Süderelbe aus [80]

Bei einem Sauerstoffgehalt  $\geq 5,0$  mg O<sub>2</sub>/L und  $< 6,0$  mg O<sub>2</sub>/L verläuft die maximal zulässige Kühlwassereinleitmenge linear zwischen 42,9 m<sup>3</sup>/s (bei 5,0 mg O<sub>2</sub>/L im Gewässer) und 64,4 m<sup>3</sup>/s (bei 6,0 mg O<sub>2</sub>/L im Gewässer).

Bei einem Sauerstoffgehalt  $\geq 4,5$  mg O<sub>2</sub>/L und  $< 5,0$  mg O<sub>2</sub>/L beträgt die maximal zulässige Kühlwassereinleitmenge 32,2 m<sup>3</sup>/s.

Bei einem Sauerstoffgehalt  $\geq 4,0$  mg O<sub>2</sub>/L und  $< 4,5$  mg O<sub>2</sub>/L verläuft die maximal zulässige Kühlwassereinleitmenge linear zwischen 21,6 m<sup>3</sup>/s (bei 4,0 mg O<sub>2</sub>/L im Gewässer) und 32,2 m<sup>3</sup>/s (bei 4,5 mg O<sub>2</sub>/L im Gewässer).

Bei einem Sauerstoffgehalt  $< 4,0$  mg O<sub>2</sub>/L ist die Kühlwassereinleitung einzustellen.

Für die Betriebsart Kreislaufkühlung mit Hybridkühlturm sind in der Änderung der wasserrechtlichen Erlaubnis vom 21.01.2011 [81] folgende Anforderungen an die Entnahme und Einleitung von Kühlwasser enthalten:

- Ganzjährig und unabhängig von Gewässerabflussmenge, Gewässertemperatur und Sauerstoffgehalt kann der Süderelbe maximal 1 m<sup>3</sup>/s Wasser für Kühlzwecke entnommen werden.
- Ganzjährig und unabhängig von Gewässerabflussmenge, Gewässertemperatur und Sauerstoffgehalt kann maximal 0,44 m<sup>3</sup>/s Kühlwasser in die Alte Süderelbe eingeleitet werden.

#### **4.1.2 Beschreibung der ökologischen Auswirkungen auf die Fischfauna**

Der Tideelbestrom, welcher in vier Wasserkörper („Elbe (Ost)“, „Hafen“, „Elbe (West)“, „Elbe (Übergangsgewässer)“) eingeteilt wird, zählt insbesondere durch die anthropogene Nutzung zu den erheblich veränderten oberirdischen Gewässern. Bis zum Jahr 2015 sollen diese Gewässer nach der Wasserrahmenrichtlinie ein gutes ökologisches Potential sowie den guten chemischen Zustand erreichen. Nach der Bestandsaufnahme im Jahre 2005 wurde die Erreichbarkeit der Ziele insgesamt als unwahrscheinlich angesehen. Die Belastungen der Elbe durch Nähr- und Schadstoffeinträge sowie durch Wärmeeinleitungen zeichnen sich an niedrigen Sauerstoffgehalten im Oberflächengewässer besonders im Sommer aus. Der Fischbestand hat sich aber verbessert, so dass inzwischen 104 Fischarten in der Elbe gezählt werden konnten. Allerdings bietet die Elbe diesen Arten noch keinen optimalen Lebensraum [31].

Das Beurteilungsgebiet der Umweltverträglichkeitsprüfung für das Kraftwerk Moorburg hinsichtlich der Entnahme und Einleitung für Kühlwasser bezieht sich auf die „Elbe (Ost)“, „Hafen“ und „Elbe (West)“, d. h. vom Wehr Geesthacht bis zur Schwingemündung (Stadersand).

Durch den Bau des Kraftwerks Moorburg sind insbesondere Auswirkungen auf die Fischfauna in der Süderelbe und im Restarm der Alten Süderelbe zu finden. Zusätzlich wird auf eine mögliche Beeinträchtigung der in FFH-Gebieten lebenden Fische ausgegangen, da sie bei der Wanderung das Kraftwerk Moorburg passieren. Die Fisch- und Neunaugenarten nach Anhang 2 der Richtlinie 92/43/EWG (FFH-Richtlinie) sowie die Bedeutung der Süderelbe als Wanderstrecke sind in (Tabelle 4.1) dargestellt.

**Tabelle 4.1 Fisch- und Neunaugenarten nach Anhang 2 der FFH-Richtlinie aus MIERWALD [60] (verändert)**

<b>Wissenschaftlicher Name</b>	<b>Deutscher Name</b>	<b>Funktion der Süderelbe als obligate Wanderstrecke</b>
<i>Petromyzon marinus</i>	Meerneunauge	ja
<i>Lampetra fluviatilis</i>	Flussneunauge	ja
<i>Alosa alosa</i>	Maifisch	ja
<i>Alosa fallax</i>	Finte	nein
<i>Salmo salar</i>	Lachs	ja
* <i>Coregonus oxyrhynchus</i>	Nordseeschnäpel	ja
<i>Aspius aspius</i>	Rapfen	nein
<i>Cobitis taenia</i>	Steinbeißer	nein

\* prioritäre Art

Es wurden jeweils 35 Arten in der Süderelbe und im Restarm der Alten Süderelbe nachgewiesen. Das Gesamtartenspektrum wird im Wesentlichen vom Stint (ca. 72 %) dominiert, gefolgt von Kaulbarsch (14,1 %), Brassen (5,4 %), Flunder (2,0 %), Güster (1,5 %), Dreistacheliger Stichling (1,4 %), Zander (1,4 %), Aland, Aal, Finte und Ukelei (jeweils < 1 %). Fünf der nachgewiesenen Arten (Barbe, Finte, Lachs, Nordseeschnäpel und Wels) gelten in Hamburg oder bundesweit als ausgestorben. Der Aal gilt gemäß Rote Liste Deutschland als gefährdete Art (Kat. 3) und soll zukünftig über das Washingtoner Artenschutzübereinkommen (CITES - Anhang II) besonders geschützt werden [31].

### 4.1.3 Ökologische Auswirkungen durch die Kühlwasserentnahme

Wie in der Einleitung beschrieben kommt es durch die Kühlwasserentnahme zu Verlusten an Fischen in allen Entwicklungsstadien. Besonders durch die schockartigen Druck- und Temperaturschwankungen während der Kühlwasserpassage. Die Menge der betroffenen Fische, die durch die Kühlwasserentnahme getötet werden, liegen im ungünstigsten Fall in der Größenordnung wie durch die Elbfischerei entnommenen Fische. Die Fischeinzugsrate für das Kraftwerk Moorburg liegt demnach bei 17,5 t Fisch/a [31].

Folgende Schadensbegrenzungsmaßnahmen am Kraftwerk Moorburg werden durchgeführt, um die Verluste an Fischen möglichst gering zu halten:

In Abbildung 4.3 sind die einzelnen Komponenten des Fischschutzsystems am Kohlekraftwerk Moorburg noch mal dargestellt. Diese werden im Einzelnen weiter erläutert.

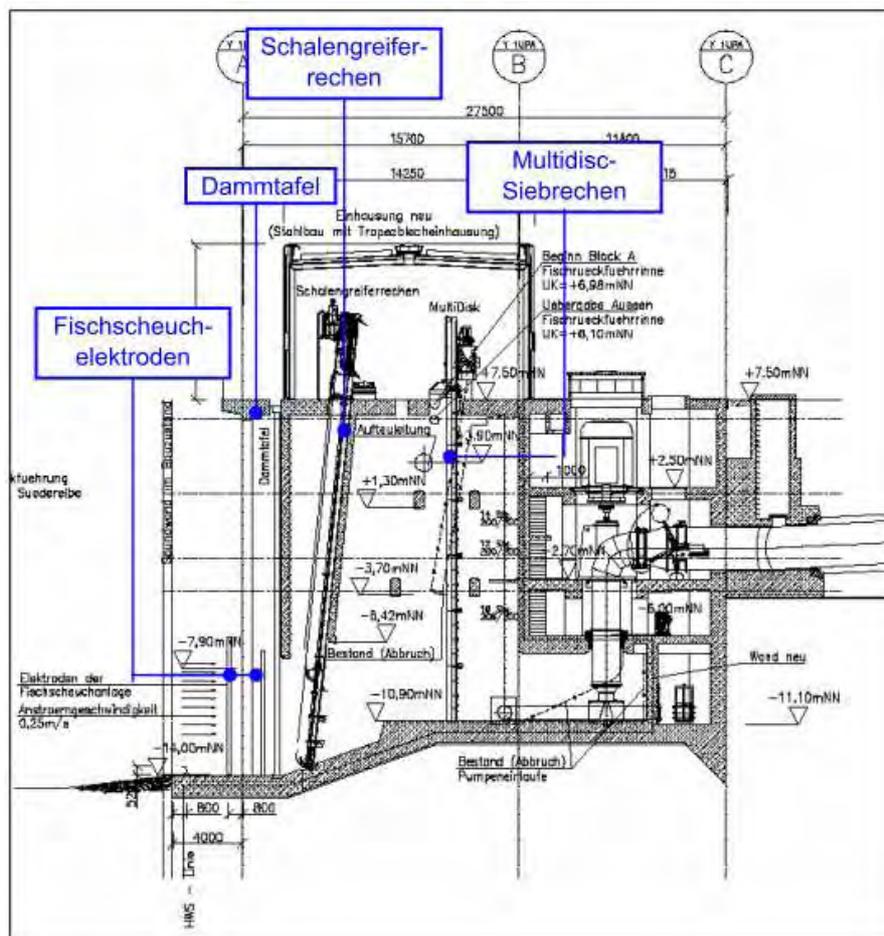


Abbildung 4.3 Kühlwassereinlauf des Kohlekraftwerks Moorburg aus [60]

#### 4.1.3.1 Elektrische Scheuchanlage

Das Prinzip der elektrischen Fischeicheanlage des Typs Fipro-Fimat (Abbildung 4.4), vom Hersteller Passavant Geiger, beruht auf der Abgabe elektrischer Impulspaare mit einer Länge von  $2 \times 5 \mu\text{s}$  ins Wasser. Die Impulse sind schwach und für Fische ungefährlich. Sie erzeugen bei Fischen unwillkürliche Muskelkontraktionen, die als Gefahr empfunden werden und Fluchtreaktionen auslösen. Gewöhnungseffekte sollen verhindert werden, in dem die Impulsfrequenz computergesteuert nach dem Zufallsprinzip verändert wird.

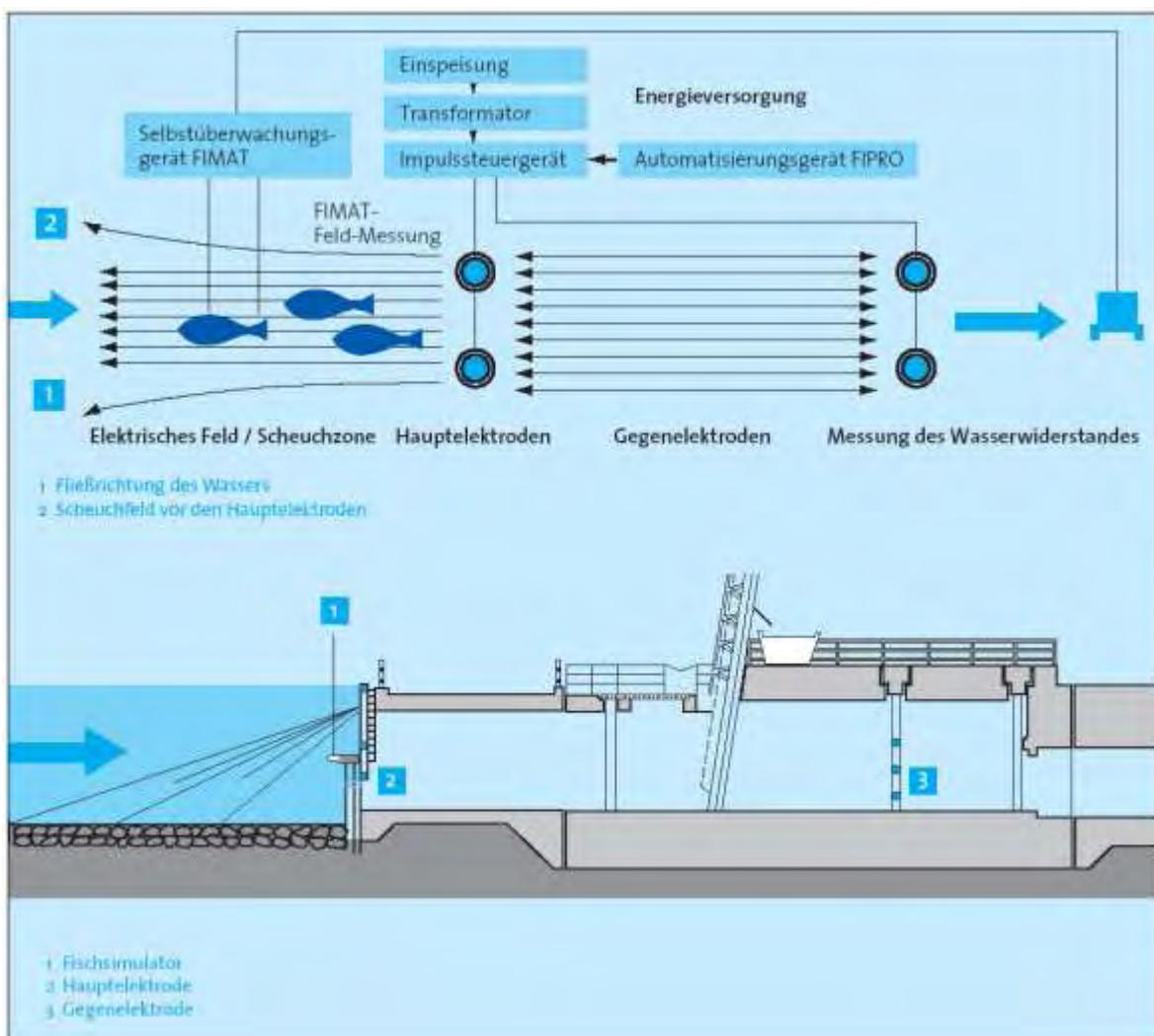


Abbildung 4.4 Prinzip der elektrischen Fischeicheanlage am Kraftwerk Moorburg aus [60]

Die Abgabe der Impulse ins Wasser erfolgt mittels Stahlelektroden, wobei zwei Hauptelektroden und zwei Gegenelektroden pro Einlaufkanal im abzusperrenden Bereich angeordnet werden. Die Impulsstärke ist abhängig von der anliegenden

Impulsspannung, der aktiven Elektrodenfläche und der Leitfähigkeit des Wassers. Den Fischen wird eine Ausweichrichtung vorgegeben, indem der Stromfluss im relevanten Scheuchbereich von ca.  $2,56 \text{ A/m}^2$  auf ca.  $4 \text{ A/m}^2$  vor den Elektroden ansteigt.

Die Elektroden werden senkrecht anstatt waagrecht eingebaut, um zu verhindern, dass bei Versandung der Einläufe eine Veränderung der Feldgeometrie eintritt.

Die Strömungsgeschwindigkeit im relevanten Scheuchbereich darf nicht größer als  $0,3 \text{ m/s}$  betragen [60].

Des Weiteren werden in der lockeren Sandschicht der Scheuchzone Rinnen eingebaut, welche das „Unterwandern“ der Anlage von sich bodennah orientierenden Arten, wie dem Aal verhindern sollen. Eine weitere Maßnahme ist der Einbau einer Sohlschikane.

Durch diese elektrische Scheuchanlage sollen gesunde Fische, die eine Körpergröße von  $8 \text{ cm}$  nicht unterschreiten, wirksam vom Kühlwassereinlauf zurückgehalten werden [60].

#### **4.1.3.2 Mittelrechen**

Nach der Dammtafel, die bei Bedarf die Einlaufstraße schließt, folgt ein Mittelrechen. Dieser hat eine Stabweite von  $3 \text{ cm}$ . Treibgut, wie Kunststoffmüll, Holz aber auch Fische, die nicht durch die Scheuchanlage ferngehalten wurden, setzen sich je nach Größe entweder am Rechen fest oder passieren diesen. Anhaftendes Treibgut sowie dort verfangene Fische werden mit einem Schallengreifer erfasst, zu einem Sammelbehälter gefördert und ungetrennt entsorgt [60].

#### **4.1.3.3 Multidisc-Siebrechenanlage (*Geiger Screen*)**

Kleineres Treibgut, kleine Fische und Kleinfische, welche die elektrische Scheuchanlage und den Mittelrechen passiert haben, gelangen zu der Multidisc-Siebrechenanlage. Sie besteht aus umlaufenden, kreisförmigen Siebfeldern, die einen Lochdurchmesser von  $2 \text{ mm}$  bis  $10 \text{ mm}$  besitzen. Die sich nach oben bewegenden Siebfelder sind an der Einlaufseite mit Fischbechern ausgestattet. Die Fische werden in den mit Wasser gefüllten Fischbechern über die Wasseroberfläche gehoben. Hinter den Siebfeldern ist ein Abspritzsystem angeordnet, das an den Siebflächen haftendes Material (Kleinfische und Treibgut) während der Fahrt abspritzt. Die Fischbecher sind mit einer speziellen gleitfähigen Beschichtung

versehen. Das abgespülte Material wird in einer Spülrinne aufgefangen und in eine wasserführende Rinne überführt, wo es dann zum Fischrückführungssystem geführt wird (Abbildung 4.5) [60].

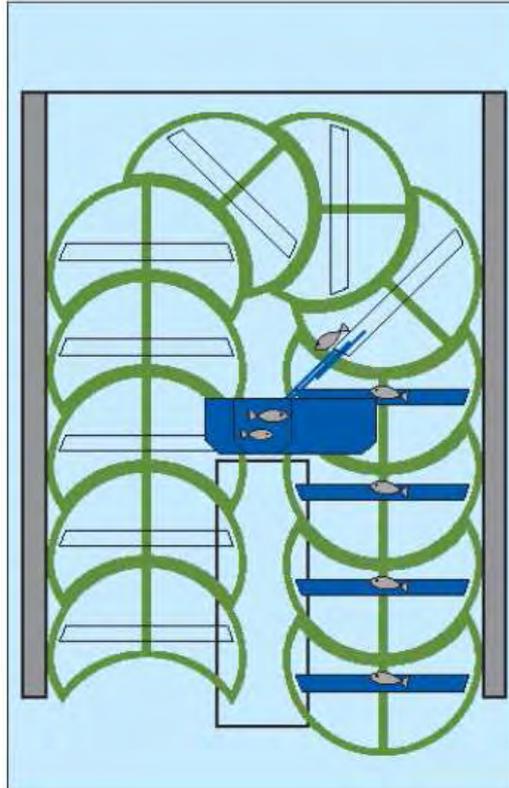


Abbildung 4.5 Entleerung der Fischbecher in die Rückführ Rinne aus [60]

#### 4.1.3.4 Fischrückführung

Das gesammelte Treibgut, Fische und das Abspritzwasser der Multidisc-Anlagen werden über eine gemeinsame Rinne in eine Rohrleitung DN500 geführt. Zum Schutze vor der Ansiedlung von Muscheln besteht die Rohrleitung aus glasfaserverstärktem Kunststoff. Dadurch wird die Wandrauigkeit verringert, so dass Ablagerungen an der Innenrohrwand minimiert werden. Anschließend wird der gesammelte Inhalt aus den Fischbecher über eine Freispiegelleitung, mit wechselndem Gefälle, in die Süderelbe zurückgeführt. Die Einleitstelle liegt ca. 280 m flussabwärts des Wasserentnahmebauwerks, wobei sich die Öffnung unterhalb des tiefsten Niedrigwasserspiegels und außerhalb der Fahr Rinne der Schifffahrtstraße befindet [60].

Zusätzlich zu den oben beschriebenen Fischschutzmaßnahmen wurde der Bau einer zweiten Fischwechselanlage am Wehr Geesthacht durchgeführt.

Diese Maßnahmen entsprechen dem aktuellen Stand der Technik allerdings fehlen Erfahrungswerte, so dass über deren Wirksamkeit noch keine genauen Aussagen getroffen werden können [31].

An der neuen Fischaufstiegsanlage und dem am anderen Ufer liegenden Umgehungsgerinne am Wehr Geesthacht führt das Institut für angewandte Ökologie ein langjähriges Monitoring durch, um das Aufstiegsgeschehen in der Elbe kontinuierlich zu erfassen. Dabei zeigte sich, dass die neue Fischaufstiegsanlage in den ersten 12 Monaten, nach der Inbetriebnahme am 01. August 2010, von über 300.000 Individuen aus 43 Arten passiert wurde, während in der gleichen Zeit nur etwa 1/10 der Individuen aus 38 Arten über die alte Fischtreppe aufgewandert ist [82].

Da der Stint die dominierende Art in der Süderelbe darstellt wird ein entsprechend hoher Anteil durch die Kühlwasserentnahme geschädigt. Die Schadensbegrenzungsmaßnahmen werden für den Stint eher schlecht eingestuft, da er aufgrund seiner Körpergröße im juvenilen Stadium nicht wirksam gescheucht wird und bei einer Passage durch die Fischrückföhranlage, aufgrund seiner geringen mechanischen Belastbarkeit, mit hohen Verlusten zu rechnen ist. Weitere Fischverluste sind am Grobrechen (30 mm) zu erwarten bei dem sich Fische mit dem Treibgut verfangen können [31].

Die Fischwechselanlage in Geesthacht als Schadensminderungsmaßnahme kommt insbesondere den Langdistanzwanderfischen, wie dem Aal zugute.

Von der Kühlwasserentnahme sind stromaufwärts wandernde Glasaale und stromabwärts wandernde laichbereite Blankaale betroffen. Dabei können Verluste am Grobrechen (Blankaale) und bei der Fischrückföhranlage (Glasaale) auftreten [31].

Fluss- und Meerneunauge orientieren sich am Gewässergrund und an Uferböschungen, daher wird die Gefährdung, aufgrund der Kühlwasserentnahme, während der Wanderung zu ihrem Laichgebieten in der Mittel-elbe geschädigt und getötet zu werden als hoch eingeschätzt [31].

Zu den Wandergebieten des Lachses zählt auch die untere und obere Tideelbe, so dass die Kühlwasserentnahmestelle des Kraftwerks Moorburg passiert werden muss. Aufgrund der Größe der wandernden Lachse (20 cm) ist eine Scheuchwirkung durch die elektrische Scheuchanlage gegeben. Im Moment wird der Bestand durch Besatzmaßnahmen aufrechterhalten. Unter dem Aspekt der natürlichen Reproduktion ist eine hohe Beeinträchtigung durch die Kühlwasserentnahme möglich [31].

Die Laichgebiete der Finte liegen derzeit in der unteren Tideelbe bis zum Beginn des Hamburger Hafens. Trotzdem werden Norder- und Süderelbe als Rückzugs- und Wandergebiete insbesondere für juvenile Finten genutzt. Ein Verdriften der Finteneier und Larven in die Süderelbe kann nicht ausgeschlossen werden, so dass sie in den Bereich der Kühlwasserentnahme gelangen. Sollten sich die Laichgebiete in die obere Tideelbe ausweiten ist mit einer hohen Beeinträchtigung anstatt mit einer noch tolerierbaren durch den Kraftwerksbetrieb zu rechnen [31].

#### **4.1.3.5 Ökologische Auswirkungen durch die Kühlwassereinleitung**

Durch die Kühlwassereinleitung erfolgt ein Wärmeeintrag in das Oberflächengewässer und die Störung des Sauerstoffhaushalts, so dass die Fischfauna beeinträchtigt wird.

Die Wärmeemission wirkt sich zuerst auf die Alte Süderelbe aus. Sollten die maximalen Aufwärmspannen ausgenutzt werden ergibt sich an der Einleitstelle eine dauerhafte Temperaturerhöhung von 6 K. Im Sommer wirkt sich die Wärmeemission im Übergangsbereich von Alter Süderelbe und Süderelbe mit 4,2 K an der Gewässeroberfläche aus. Eine vollständige Durchmischung des Kühlwassers mit dem Elbwasser erfolgt in 1.200 m (stromauf) bis 1.600 m (stromab). Im durchmischten Bereich können Temperaturerhöhungen bis 2 K auftreten. Für die Alte Süderelbe ergeben sich damit erhebliche Beeinträchtigungen durch die Wärmeemission von Kühlwasser aus dem Kraftwerksbetrieb und somit auf die dortigen Lebewesen. In den Wintermonaten, zu den Laichzeiten der kälteliebenden Quappe, darf die Gewässertemperatur von 10 °C nicht überschritten werden. Die Kühlwassereinleitung beeinflusst nicht direkt die Laichgebiete zwischen Geesthacht und Bunthaus, dennoch soll eine Warmwasserfahne als Barriere in der Süderelbe für die Quappen verhindert werden [31].

Sauerstoffmangel tritt insbesondere an heißen und niederschlagsarmen Sommern auf. Dabei kann die Situation zu Sauerstoffgehalten unter 3 mg O<sub>2</sub>/L führen, was für die eher anfälligen Jungfische sehr kritisch werden kann. Für Wanderfische wie Aal, Lachs, Meerforelle, Flunder, Fluss- und Meerneunauge werden diese Sauerstofftäler zu unüberwindbaren Hindernissen. Durch die Wärmeeinleitung und die mit dem Kühlwasser ausgetragene, abgetötete Biomasse führt zu weiteren Sauerstoffzehrungen. Wie stark der Kraftwerksbetrieb zu einer Verschärfung der Sauerstoffsituation beiträgt lässt sich nur schwer abschätzen [31].

Die Kühlwassereinleitung verändert insbesondere die Strömungsverhältnisse der Alten Süderelbe. Ein ständiger Wasseraustausch findet statt und ein Einstrom aus der Süderelbe wird verhindert. Dadurch verliert die Alte Süderelbe die Funktion als Rastplatz, Nahrungshabitat und Rückzugsraum für Jungfische und adulte Fische. Somit ist für die Alte Süderelbe von einer hohen Umweltauswirkung auszugehen [31].

#### **4.1.4 Entscheidung und Begründung des Oberverwaltungsgerichts Hamburg**

Der Bund für Umwelt und Naturschutz Deutschland, Landesverband Hamburg e.V. (BUND), hat gegen die erteilte wasserrechtliche Erlaubnis Nr. 4/5 Al 43 in der Fassung vom 4. Oktober 2010 mit der Änderung durch den Bescheid vom 21. Januar 2011, deren Inhalt in Kapitel 4.1.1 beschrieben wird, geklagt. Das Oberverwaltungsgericht hat die erteilte wasserrechtliche Erlaubnis hinsichtlich der Entnahme und Wiedereinleitung von Kühlwasser aufgehoben, da diese mit dem Verschlechterungsverbot des § 27 Abs. 2 Nr. 1 WHG nicht vereinbar ist [83]. Die Nutzung des Elbwassers zur Kühlung des Kraftwerks in der Betriebsart Durchlaufkühlung verringere, aus Sicht des OVG, den Sauerstoffgehalt des Oberflächenwassers der Elbe in einem relevanten Umfang. Die mechanische Anreicherung des wieder eingeleiteten Kühlwassers mit Sauerstoff gleiche dies nicht hinreichend aus. Auch die von der Behörde angeordneten Beschränkungen der Kühlwasserentnahme reichten nicht aus, eine relevante Absenkung des Sauerstoffgehalts zu verhindern. Des Weiteren stehe mit der Kreislaufkühlung und dem bereits errichteten Hybrid-Kühlturm eine ökologisch vertretbare Alternative zur Verfügung, die es ermögliche, das Kraftwerk wirtschaftlich mit einem Bruchteil des für die Durchlaufkühlung erforderlichen Elbwassers zu betreiben [84].

## 4.2 Industriekraftwerk Stade

Die Planungsunterlagen für das Industriekraftwerk Stade liegen derzeit öffentlich bis zum 25. März 2013 aus.

Da das Genehmigungsverfahren für das Bauvorhaben noch nicht abgeschlossen ist, kann derzeit noch nicht auf den Genehmigungsbescheid nach dem Bundes-Immissionsschutzgesetz und der wasserrechtlichen Erlaubnis verwiesen werden [85].

Dennoch wurden für das Genehmigungsverfahren viele Gutachten erstellt, so z. B. gewässerökologische Gutachten. Im Folgenden werden die ökologischen Auswirkungen durch die Kühlwasserentnahme und die Einleitung des Kühlwassers in die Elbe sowie die geplanten Fischschutzmaßnahmen am Industriekraftwerk Stade vorgestellt.

### 4.2.1 Beschreibung der ökologischen Auswirkungen auf die Fischfauna

Die für eine FFH-Verträglichkeitsuntersuchung bewertungsrelevanten Fischarten und Rundmäuler im Bereich Stade nach ARSU [86] sind in Tabelle 4.2 aufgeführt. Diese Arten sind nach der FFH-Richtlinie [13] „Arten von gemeinschaftlichem Interesse“ und in Anhang 2 der Richtlinie aufgeführt.

**Tabelle 4.2 Altersklassen der bewertungsrelevanten Fischarten und Rundmäuler nach ARSU [86] (verändert)**

Art	Schutzstatus*	Vorkommende Altersklassen
Finte	stark gefährdet	Adult, Präadult (1-jährig), Juvenil, Larven, Eier
Rapfen	gefährdet	Adult, Präadult
Flussneunauge	stark gefährdet	Adulte, Juvenile
Meerneunauge	stark gefährdet	Adulte, Juvenile
Lachs	vom Aussterben bedroht	Adult, Juvenile
Schnäpel	ausgestorben**	Adult, Juvenil
Stör	ausgestorben	Adult, Juvenil

\* aus [87] \*\* *Caregonus maraena* prioritäre Art

Nach ARSU [86] entstehen keine erheblichen Beeinträchtigungen der Fischfauna durch den Betrieb des Industriekraftwerks Stade, welche die Bagatellschwelle von 1 % überschreiten. Vereinzelt kann es jedoch potentiell zum Einsaugen einzelner Individuen durch die Kühlwasserentnahme kommen, welche eine Schädigung oder Tötung zur Folge hat [86].

#### 4.2.2 Ökologische Auswirkungen durch die Kühlwasserentnahme

Für die Kühlwasserentnahme in der Betriebsart Durchlaufkühlung sind zwei unterschiedliche Betriebsweisen vorgesehen:

- Die Standardfahrweise sieht eine Elbewasserentnahme von 26 m<sup>3</sup>/s vor. Bei höheren Elbewassertemperaturen – welche zu einer Einleittemperatur größer 30 °C führen würden – wird die Elbewasserentnahme bis auf 36 m<sup>3</sup>/s vergrößert.
- Zum Schutz von Fintenlaich wird bei Überschreiten einer Elbewassertemperatur von 14 °C saisonal nach Abstimmung mit der Behörde der aus der Elbe entnommene Kühlwasservolumenstrom auf im Mittel 20 m<sup>3</sup>/s reduziert [55].

Die ökologischen Auswirkungen durch die Kühlwasserentnahme werden nach ARSU [55] durch das folgende Fischschutzkonzept am Industriekraftwerk Stade weitgehend minimiert.

- Während der Fintenlaichzeit wird die Kühlwasserentnahmemenge durch verschiedene Maßnahmen auf im Mittel 20 m<sup>3</sup>/s reduziert.
- Eine umlaufende Dekantierwand dient als erste optische und mechanische Barriere für Fische, die sich oberhalb von 3 m über der Sohle aufhalten. Die Wand schließt bündig mit der Wand des Entnahmebauwerks ab und reicht nach unten bis ca. 3 m über die Flusssohle und nach oben ca. 1 m über dem Wasserstand bei mittlerem Tidehochwasser.
- Eine Sohlschwelle vom 3 m Höhe am Einlauf des Entnahmebauwerks reduziert die Wahrscheinlichkeit insbesondere für sich sohnah aufhaltende Fische, vor das Entnahmebauwerk zu geraten.
- Eine 8-mm-Siebscheibenanlage als erste mechanische Barriere direkt am Einlauf des Entnahmebauwerks soll von vornherein verhindern, dass Fische in das Entnahmebauwerk eingesogen werden.

- Eine geringe Anströmgeschwindigkeit bis max. 0,22 m/s an der Siebanlage in Verbindung mit einem direkten Kontakt zum Hauptstrom (Vermeidung eines Falleneffektes<sup>10</sup>) soll vermeiden, dass Fische gegen die Siebanlage gedrückt werden (*Impingement*).
- Eine Infraschallscheuchanlage (< 20 Hz) dient als zusätzlicher Schutz vor Einsaugung und *Impingement*.
- In das Entnahmebauwerk wird eine zweite Siebanlage mit einer Maschenweite von maximal 4 mm inklusive einer Fischrückführung integriert. Die Anströmgeschwindigkeit wird ebenfalls möglichst gering (nicht größer als 0,22 m/s) sein. Diese zweite Siebbandanlage dient zum einen der möglichst schadlosen Rückführung juveniler aalförmiger Arten, die die erste Siebanlage theoretisch überwinden können. Zum zweiten werden an dieser Siebanlage auch Eier und Larven der Finte zurückgehalten und möglichst schonend abgesammelt.
- Eier, die an der zweiten Siebbandanlage schonend abgesammelt wurden, werden gehältert, um ihre Überlebenswahrscheinlichkeit zu erhöhen. Larven, die sich aus den Eiern entwickeln, werden in die Elbe überführt.
- Für den Fall, dass sich im Betrieb des Kraftwerkes herausstellt, dass die Prognose zur Wirksamkeit des Schutzsystems nicht zutrifft, ist für dieses verbleibende Restrisiko ein Risikomanagement vorgesehen. Hierzu wird ein betriebsbegleitendes Monitoring durchgeführt, das die Wirksamkeit des Fischschutzkonzepts belegt. Das Monitoringkonzept wird vor Inbetriebnahme des Kraftwerkes entwickelt [55].

Sollte sich im Betrieb der Anlage herausstellen, dass mit der vorgesehenen Durchflusskühlung der Schutz der in der Elbe vorkommenden Fischarten (v. a. der Finte (*Alosa fallax*)) nicht sichergestellt werden kann, sind die Nachrüstung und der Betrieb eines Kühlturms (Kreislaufkühlung) als Option vorgesehen. Durch die

---

<sup>10</sup> Bei langer Aufenthaltsdauer (bis zu mehreren Stunden) vor einer angeströmten Barriere am Einlaufbereich können Fische nicht mehr die benötigte Schwimmleistung aufbringen, um den Weg zurück ins Gewässer zu bewerkstelligen. Dies führt dann zu *Impingement*.

Kreislaufkühlung werden die Entnahmemengen aus der Elbe bis auf eine geringe Zusatzwassermenge von 2 m<sup>3</sup>/s reduziert [55].

### **4.2.3 Ökologische Auswirkungen durch die Kühlwassereinleitung**

Die Kühlwassereinleitung erfolgt unmittelbar elbseitig des Deiches, zwischen Ufer und neu geplante Schiffsanleger. Das Kühlwasser wird mit einer Geschwindigkeit von < 0,5 m/s eingeleitet. Bei Standardfahrweise (26 m<sup>3</sup>/s) beträgt die Aufwärmspanne bei Nominallast ca. 8,0 K. Bei höheren Elbewassertemperaturen und entsprechend vergrößerter Elbewasserentnahme bzw. Kühlwassereinleitung verringert sich die Aufwärmspanne auf bis zu ca. 6,0 K. Bei Reduktion des Kühlwasservolumenstromes (auf im Mittel 20 m<sup>3</sup>/s) zum Schutz von Fintenlaich wird eine Aufwärmspanne des Kühlwassers von 10 K nicht überschritten [55].

Mögliche Auswirkungen durch Temperaturerhöhungen sind Lebensraumverluste durch Meidungsreaktionen, Beeinträchtigungen der Entwicklungskreisläufe und des Wachstums (beschleunigte Larvalentwicklung), Veränderung des Artenspektrums durch Bevorteilung wärmetoleranter Arten, indirekte Auswirkungen durch Veränderungen in der Zusammensetzung des Nahrungsangebotes sowie die direkte Schädigung von Individuen (durch Überwärmung oder Sauerstoffmangel) bis hin zum Absterben. Die Auswirkungen auf den Temperaturhaushalt im Wirkraum sind jedoch gering. Die großräumigen Temperaturerhöhungen liegen unter 1 K und damit im Bereich der natürlichen, täglichen Schwankungsbreite der Elbe. Großräumig sind somit keine Auswirkungen auf die Fischfauna zu erwarten [55].

Neben der Temperaturerhöhung führt die Einleitung von erwärmtem Kühlwasser, in dem sich zudem tote Planktonbiomasse befindet, zu einer Beeinflussung des Sauerstoffhaushaltes. Es wird gewährleistet, dass das aufgewärmte Kühlwasser vor der Rückgabe in die Elbe eine Sauerstoffsättigung von mehr als 85 % aufweist. Sofern erforderlich, wird dazu das Kühlwasser im Bereich des Kühlwasserüberlaufbauwerkes über eine Wehrschwelle gepumpt.

Somit sind die Auswirkungen auf den Sauerstoffhaushalt im Wirkraum gering. Nach den Ergebnissen der Sauerstoffmodellierung, die in ARSU [55] dargestellt werden, beträgt die kraftwerksbedingte Reduktion des Sauerstoffgehaltes maximal 0,1 mg/L O<sub>2</sub>. Der vermehrte Sauerstoffverbrauch durch die getötete Plankton-

biomasse wird somit weitestgehend durch die Sauerstoffanreicherung ausgeglichen. Zudem ist während der sauerstoffkritischen Sommermonate aufgrund der Sauerstoffanreicherung sogar eine lokale Erhöhung der Sauerstoffgehalte feststellbar. Großräumig sind somit keine Auswirkungen auf die Fischfauna zu erwarten [55].

### **4.3 Pumpspeicherwerk Geesthacht**

Durch eine am 1. Oktober 2011 in Kraft getretene Gesetzesänderung vom 16. September 2011 des Oberflächenwasserabgabegesetzes des Landes Schleswig-Holsteins, wird das Pumpspeicherwerk Geesthacht wieder unter Volllast betrieben [8]. Betreiber ist die Firma Vattenfall Europe Generation AG. Die Wiederaufnahme des Volllastbetriebes des Pumpspeicherwerkes Geesthacht wird von den Fischerei- und Naturschutzverbänden stark kritisiert [9]. Kritikpunkt ist der Beschluss des Landesamtes für Wasserwirtschaft Schleswig-Holstein vom 28. August 1958 [88], in dem die Rechte zur Entnahme und Wiedereinleitung des Elbwassers den Hamburgischen Elektrizitätswerken AG verliehen wurden. Rechtsnachfolgerin der Hamburgischen Elektrizitätswerken AG ist die Vattenfall Europe Generation AG. Der Beschluss enthält:

1. das Recht, der Elbe bei Geesthacht bei km 582 bis zu 140 m<sup>3</sup>/s Wasser zum Auffüllen des Speicherbeckens zu entnehmen,
2. aus dem Speicherbecken zur Erzeugung von elektrischer Energie bis zu 360 m<sup>3</sup>/s Wasser durch Rohrleitungen abzuleiten, zum Antrieb von max. 6 Wasserturbinen zu verwenden und wieder in die Elbe einzuleiten.

Dieser Beschluss ist bis zum 31. Dezember 2056 gültig [88].

Der Pump- und Turbinenbetrieb gefährdet, neben Fischen, Neunaugen und anderen Wasserlebewesen, insbesondere die Aalbestände [9].

Am Entnahmebauwerk des Krafthauses sind Stabrechen mit einem Stababstand von 85 mm installiert. Die Rechen befinden sich jeweils vor den Einlassöffnungen der 3

Pumpensaugrohre. Die Einlassöffnungen der Pumpensaugrohre besitzen ein Maß von ca. 6 m Höhe und 7 m Breite, also jeweils eine Querschnittsfläche von etwa 42 m<sup>2</sup> [10].

Weitere Maßnahmen oder Anlagen zum Schutze der Fische sind nach SCHLESWIG-HOLSTEINISCHER LANDTAG [10] am Pumpspeicherwerk Geesthacht nicht vorhanden.

Bei einer maximalen Entnahmeleistung der 3 Pumpen von 99 m<sup>3</sup>/s beträgt die Anströmgeschwindigkeit an den Einlassöffnungen der Pumpensaugrohre 79 cm/s. Die Entnahme erfolgt nicht direkt am Elbufer. Das Krafthaus ist durch einen kurzen, stumpfwinkelig einmündenden Kanal (Untergraben) mit der Elbe verbunden. Dieser Kanal hat eine Länge von etwa 140 m und eine Mündungsbreite von etwa 230 m [10].

Die damalige Umweltministerin Juliane Rumpf kündigte laut Zeitungsbericht [89] an, dass eine akustische Fischechanlage sowie im Ansaugbereich ein bis zu 130 Meter langer Rechen mit Durchlässen von nur einem Zentimeter am Pumpspeicherkraftwerk in Geesthacht geplant ist [89].

Nach dem neuen Oberflächenwasserabgabegesetzes des Landes Schleswig-Holsteins [8] sind Fischschutzmaßnahmen nach dem Stand der Technik spätestens fünf Jahre nach Inkrafttreten der Gesetzesänderung zur Oberflächenwasserabgabe umzusetzen [8].

Der Verweis auf den Stand der Technik von Fischschutzmaßnahmen im Oberflächenwasserabgabegesetz des Landes Schleswig-Holsteins [8] zeigt deutlich, wie dringend eine Definition des Standes der Technik für FSA und FSS notwendig ist.

## 5 Diskussion und Fazit

Die Entwicklung von wirksamen Fischschutzanlagen und –systemen erfordert die interdisziplinäre Zusammenarbeit vieler Fachbereiche. So konnten bestehende Anlagen verbessert und neue Konzepte entwickelt werden. Die ständig wachsenden Erkenntnisse über den Lebenszyklus, Ansprüche an ihren Lebensraum, Wanderwege, Wanderzeiten, Schwimmleistung und Sinneswahrnehmung einzelner Fischarten helfen bei der Entwicklung sowie bei der Wahl eines Fischschutzkonzepts am jeweiligen Standort. Inzwischen sind viele Technologien verfügbar, die geeignet sind die Durchgängigkeit von Gewässern wiederherzustellen sowie die Mortalitätsrate von aquatischen Lebewesen bei Wasserentnahmebauwerken und Wasserkraftanlagen zu verringern.

Eine Auswahl geeigneter Maßnahmen wurde im Ergebnisteil (Kapitel 3) dieser Arbeit vorgestellt. Allerdings ist anzumerken, dass nicht alle möglichen Maßnahmen zum Schutze der Fische vorgestellt worden sind. Diese Tatsache relativiert das angestrebte Ziel einen Beitrag für die Definition des Standes der Technik für FSA und FSS zu liefern. Verbesserungen würden sich durch eine umfangreichere Literaturrecherche mit Einbezug aktuellerer Studien und neuen Erkenntnissen ergeben.

An den drei Fallbeispielen sollte verdeutlicht werden, dass hierzulande die Zustände hinsichtlich des Fischschutzes an Wasserentnahmebauwerken sehr unterschiedlich sind. Diese doch relativ nah beieinander liegenden Standorte Stade, Moorburg und Geesthacht sind, vom fischschutztechnischen Stand aus betrachtet, sehr weit entfernt. So sind die geplanten Schadensbegrenzungsmaßnahmen am Industriekraftwerk in Stade sehr umfangreich, wohingegen das Pumpspeicherwerk Geesthacht seit der Inbetriebnahme 1958 nicht über geeignete Fischschutzanlagen verfügt. Die Kühlwasserentnahme und -einleitung in der Betriebsart Durchlaufkühlung für das sich im Bau befindende Kraftwerk Moorburg wurde trotz geplanter Fischschutzmaßnahmen untersagt. Aus der Sicht eines Naturschützers ist dies natürlich sehr erfreulich, da es mit der Kreislaufkühlung, inklusive Hybridkühlturm, ökologisch verträglichere Alternativen gibt. Aus ökonomischer Sicht hat die Durchlaufkühlung als beste verfügbare Technik noch ihre Berechtigung, denn die Umstellung auf ein Kreislaufkühlsystem ist mit wirtschaftlichen Einbußen verbunden.

Hier stellt sich aber die Frage wie sich der Verlust der biologischen Vielfalt beziffern lässt.

In den USA sind in einigen Bundesstaaten, z. B. in Delaware und Kalifornien, Kreislaufkühlsysteme als beste verfügbare Technik deklariert worden [39]. Für die Durchlaufkühlung gilt dieser Status nicht mehr und wird deshalb nur noch unter sehr strengen Auflagen zugelassen. Dieser Trend scheint sich auch in Deutschland, nach dem Urteil des Oberverwaltungsgerichts Hamburg, durchzusetzen.

Die von Vorreiterländern, wie vor allem die USA, empfohlene Begrenzung der Anströmgeschwindigkeit und der lichten Stabweite finden mittlerweile auch in deutschen Gesetzestexten (Tabelle 2.2) Einzug und werden in die Praxis umgesetzt. Allerdings bestehen hier auch noch Defizite, so ist z. B. die Begrenzung der Anströmgeschwindigkeit von 0,5 m/s bislang nur in der Verordnung zum Landesfischereigesetz von Nordrhein-Westfalen angegeben. In anderen europäischen Ländern sowie in den USA gelten zudem viel strengere Werte. Ähnlich verhält es sich mit den maximal zulässigen lichten Weiten von mechanischen Barrieren.

Bei der Wahl von FSA und FSS sind besonders die Standortgegebenheiten von Bedeutung. Deshalb ist es schwierig allgemeingültige Aussagen zur Wirksamkeit von FSA und FSS zu formulieren, da sich die Gewässer in biologischer, hydromorphologischer und chemisch-physikalischer Hinsicht unterscheiden. Unabdinglich sind deshalb umfangreiche gewässerökologische Untersuchungen am jeweiligen Standort. So können die betroffenen Arten mit ihren Entwicklungsstadien, Laichgebiete, Aufwuchshabitate sowie Wanderstrecken bestimmt werden.

FSA und FSS werden nicht nur unter ökologischen sondern auch unter ökonomischen Gesichtspunkten ausgewählt, so dass, aus Gründen der Verhältnismäßigkeit, nicht alle betroffenen Arten gleichermaßen geschützt werden können.

Weiterer Forschungsbedarf besteht insbesondere bei der artspezifischen Reaktion auf Verhaltensbarrieren, aber auch auf mechanische Barrieren. Zudem zeigte sich, dass es Abweichungen von Labor- zu Freilandversuchen gibt.

Für die Erhaltung der ökologischen Vielfalt in den Gewässern ist ein flussgebietsübergreifendes Schutzkonzept erforderlich. Eine Vermeidung oder größtmögliche Verringerung der negativen Auswirkungen auf die aquatischen Ökosysteme an einzelnen Standorten minimiert auch die Gefahr von kumulierenden Effekten. Es kann daher nur der gute ökologische und der gute chemische Zustand eines Gewässers erreicht werden, wenn die Zusammenarbeit über Ländergrenzen hinweg erfolgt.

## 6 Erklärung zum selbständigen Arbeiten

Ich versichere hiermit, dass ich die vorliegende Bachelorarbeit „Untersuchung zum Stand der Technik von Fischschutzanlagen und Fischschutzsystemen“ ohne fremde Hilfe selbstständig verfasst und nur die angegebenen Quellen und Hilfsmittel verwendet habe. Wörtlich oder dem Sinn nach aus anderen Werken entnommene Stellen sind unter Angabe der Quellen kenntlich gemacht.



Oliver Wessel

## 7 Quellenverzeichnis

- [1] R. JUNKER & S. SCHERER, Evolution - ein kritisches Lehrbuch, 6. aktualisierte und erweiterte Auflage 2006, Weyel-Verlag, Gießen, 2006
- [2] <http://www.fishbase.de/> (11. März 2013)
- [3] B. ADAM / R. BOSSE / U. DUMONT / R. HADDERNIGH / L. JÖRGENSEN / B. KALUSA, G. LEHMANN / R. PISCHEL / U. SCHWEVERS,  
DWA-Arbeitsgruppe WW-8.1 „Fischschutz- und Fischabstiegsanlagen“,  
Fischschutz- und Fischabstiegsanlagen - Bemessung, Gestaltung,  
Funktionskontrolle -,  
DWA Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V.  
(Hrsg.), 2. korrigierte Auflage, Hennef, Juli 2005.
- [4] P. ANDERER / U. DUMONT / E. MASSMANN / R. KEUNEKE,  
Ingenieurbüro Floecksmühle, Wasserkraftnutzung in Deutschland:  
Wasserrechtliche Aspekte, ökologisches Modernisierungspotenzial und  
Fördermöglichkeiten, im Auftrag des Umweltbundesamtes (Hrsg.),  
Dessau-Roßlau, Mai 2012
- [5] GESETZ ÜBER NATURSCHUTZ UND LANDSCHAFTSPFLEGE  
(Bundesnaturschutzgesetz – BNatSchG)  
vom 29. Juli 2009
- [6] RICHTLINIE 2004/35/EG DES EUROPÄISCHEN PARLAMENTS UND DES RATES  
vom 21. April 2004  
über Umwelthaftung zur Vermeidung und Sanierung von Umweltschäden
- [7] ARSU ARBEITSGRUPPE FÜR REGIONALE STRUKTUR- UND UMWELTFORSCHUNG  
GmbH, Kühlwasserentnahmen an der Elbe - Beeinträchtigungsgrad und  
Erheblichkeitsschwellen für die FFH Art Finte (*Alosa fallax*) -,  
Präsentation zum Fachgespräch Finte, 23. Sep. 2008
- [8] GESETZ- UND VERORDNUNGSBLATT FÜR SCHLESWIG-HOLSTEIN 2011, Ausgabe  
29. September 2011,  
Gesetz zur Änderung des Oberflächenabgabegesetzes vom 16. September  
2011
- [9] R. NEUKAMM & M. KUHR, Landessportfischerverband Schleswig-Holstein e.V.,  
Jahresheft 2011/2012, Pumpspeicherkraftwerk in Geesthacht als Artenkiller?!,  
Kiel, 2011
- [10] SCHLESWIG-HOLSTEINISCHER LANDTAG 17. Wahlperiode, Drucksache 17/2201,  
Kleine Anfrage des Abgeordneten Olaf Schulze (SPD) und Antwort der  
Landesregierung – Ministerin für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume,  
Ökologische Folgen der Wiederinbetriebnahme des Pumpspeicherwerks  
Geesthacht.  
Juni 2012

- [11] 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
- [12] GESETZ ZUR ORDNUNG DES WASSERHAUSHALTS (Wasserhaushaltsgesetz – WHG) vom 31. Juli 2009
- [13] RICHTLINIE 92/43/EWG DES RATES vom 21. Mai 1992 (FFH-Richtlinie) zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen
- [14] BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ, Liste der in Deutschland vorkommenden Arten der Anhänge II, IV, V der FFH-Richtlinie (92/43/EWG), Stand 02.09.2011
- [15] RICHTLINIE 2006/44/EG DES EUROPÄISCHEN PARLAMENTS UND DES RATES vom 6. September 2006 über die Qualität von Süßwasser, das schutz- oder verbesserungsbedürftig ist, um das Leben von Fischen zu erhalten
- [16] WÄRMELASTPLAN FÜR DIE TIDEELBE, Behörde für Stadtentwicklung und Umwelt, Niedersächsisches Ministerium für Umwelt und Klimaschutz, Ministerium für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume des Landes Schleswig-Holstein; Dezember 2008
- [17] B. ADAM / R. BOSSE / U. DUMONT / R. HADDERNIGH / L. JÖRGENSEN / B. KALUSA, G. LEHMANN / R. PISCHEL / U. SCHWEVERS, ATV-DVWK-Arbeitsgruppe WW-8.1 „Fischschutz- und Fischabstiegsanlagen“, Fischschutz- und Fischabstiegsanlagen - Bemessung, Gestaltung, Funktionskontrolle -, ATV-DVWK Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V. (Hrsg.), 1. Auflage, Hennef, Juli 2004.
- [18] <http://www.arkive.org/atlantic-salmon/salmo-salar/> (12. März 2013)
- [19] <http://www.arkive.org/european-eel/anguilla-anguilla/> (12. März 2013)
- [20] <http://zierfischforum.at/bilder/wikibilder/anatomie.jpg> (12. März 2013)
- [21] C. P. HICKMAN / L. S. ROBERTS / A. LARSON / H. I'HANSON / D. J. EISENHOUER, Zoologie, 13. aktualisierte Auflage, Pearson Studium, München, 2008
- [22] W. WESTHEIDE & G. RIEGER (Hrsg.), Spezielle Zoologie Teil 2: Wirbel- oder Schädeltiere, 2. Auflage 2010, Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg, 2010
- [23] [http://www.royal-flyfishing.com/cms/front\\_content.php?idart=303](http://www.royal-flyfishing.com/cms/front_content.php?idart=303) (12. März 2013)

- [24] U. DUMONT / P. ANDERER / U. SCHWEVERS, Handbuch Querbauwerke, Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen (Hrsg.), 1. Auflage, Klenkes-Druck & Verlag GmbH, Aachen, 2005
- [25] <http://de.wikipedia.org/wiki/Hoover-Talsperre> (12. März 2013)
- [26] SCHLUCHSEEWERK AG, Pumpspeicherkraftwerk Atdorf: Meilenstein für die Zukunft der Energieversorgung, Präsentation
- [27] W. DÜNKEL, VDE Bezirksverein Kassel, Bericht – Exkursion in das Pumpspeicherwerk Goldisthal / Thüringer Wald, 2006
- [28] [http://www.strom-online.ch/pumpspeicherwerk\\_schaubild.html](http://www.strom-online.ch/pumpspeicherwerk_schaubild.html) (12. März 2013)
- [29] <http://www.shz.de/artikelbilder/bild/1/newsgalerie/2271653/%28Schleswig-.html> (12. März 2013)
- [30] HENNINGSON, DURHAM & RICHARDSON, Appendix G BTA Report, Lafarge North America, Inc., Ravena Plant Modernization Project, Cooling Water Intake System Technology and Operational Review, 2010
- [31] BEHÖRDE FÜR STADTENTWICKLUNG UND UMWELT Hamburg, Amt für Immissionsschutz und Betriebe, Umweltverträglichkeitsprüfung – Zusammenfassung der zu erwartenden Umweltauswirkungen und deren Bewertung für das geplante Steinkohle-Kraftwerk Moorburg, 30. September 2008
- [32] UMWELTBUNDESAMT, Integrierte Vermeidung und Verminderung der Umweltverschmutzung (IVU), Referenzdokument über die Besten Verfügbaren Techniken bei industriellen Kühlsystemen, 2001
- [33] <http://www.umweltbundesamt-daten-zur-umwelt.de/umweltdaten/public/theme.do?nodeId=2303> (12. März 2013)
- [34] <http://www.taz.de/!57726/> (12. März 2013)
- [35] [http://www.kuehlturm.de/kavh\\_einsatzgebiet.php](http://www.kuehlturm.de/kavh_einsatzgebiet.php) (13. März 2013)
- [36] U. SCHWEVERS / B. ADAM / O. ENGLER, Institut für angewandte Ökologie, Kirtorf-Wahlen, Befunde zur Abwanderung von Salmonidensmolts 2009, Erarbeitung und Praxiserprobung eines Maßnahmenplans zur ökologisch verträglichen Wasserkraftnutzung an der Mittelweser, im Auftrag des Umweltbundesamtes (Hrsg.), Dessau-Roßlau, November 2011

- [37] R. THIEL & V. MAGATH, Universität Hamburg - Biozentrum Grindel & Zoologisches Museum, Hamburg, Populationsdynamik der diadromen Fischarten Atlantischer Lachs, Meerforelle, Meerneunauge, Flussneunauge und Europäischer Aal Endbericht, im Auftrag des Umweltbundesamtes (Hrsg.), Dessau-Roßlau, November 2011
- [38] R. KEUNEKE & U. DUMONT, Ingenieurbüro Floecksmühle, Aachen, Wasserkraftnutzung und Wasserrahmenrichtlinie Anhang 2 – 4; im Auftrag des Umweltbundesamtes (Hrsg.), Dessau-Roßlau, November 2011
- [39] U.S. EPA (UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY), Technical Development Document for the Proposed Section 316(b) Phase II Existing Facilities Rule, Washington, DC, März 2011
- [40] R. HASSINGER, Versuchsanstalt und Prüfstelle für Umwelttechnik und Wasserbau, Universität Kassel, Grundlagen des Fischschutzes an Einlaufrechen, Präsentation
- [41] J. BEHRENDT, TUHH Abwasserwirtschaft und Gewässerschutz, Vorlesung Abwasser- und Abluftreinigung an der Hochschule für Angewandte Wissenschaften Hamburg, Sommersemester 2011
- [42] R. HASSINGER, Versuchsanstalt und Prüfstelle für Umwelttechnik und Wasserbau, Universität Kassel, Neuartiger Fisch schonender Rechen für Wasserkraftanlagen
- [43] FISCHEREIORDNUNG DES LANDES BRANDENBURG (BbgFischO) vom 14. November 1997 zuletzt geändert durch Verordnung vom 10. September 2009 §24
- [44] HESSISCHE VERORDNUNG ÜBER DIE GUTE FACHLICHE PRAXIS IN DER FISCHEREI UND DEN SCHUTZ DER FISCHE (Hessische Fischereiverordnung HFO) vom 17. Dezember 2008 §10
- [45] VERORDNUNG ÜBER DIE FISCHEREI IN BINNENGEWÄSSERN (Binnenfischereiverordnung), Niedersachsen, vom 6. Juli 1989 §8
- [46] VERORDNUNG ZUM LANDESFISCHEREIGESETZ (Landesfischereiverordnung - LFischVO), Nordrhein-Westfalen, vom 9. März 2010 §13
- [47] VERORDNUNG DES SÄCHSISCHEN STAATSMINISTERIUMS FÜR UMWELT UND LANDWIRTSCHAFT ZUR DURCHFÜHRUNG DES FISCHEREIGESETZES FÜR DEN FREISTAAT SACHSEN (Sächsische Fischereiverordnung – SächsFischVO) vom 10. März 2008 §12
- [48] THÜRINGER FISCHEREIVERORDNUNG (ThürFischVO) vom 11. Oktober 1994 (i.d.F. vom 22 Juli 2010) §16
- [49] KLAWA, Referenzen für den Fischschonrechen

- [50] VERSUCHSANSTALT UND PRÜFSTELLE FÜR UMWELTTECHNIK UND WASSERBAU, Universität Kassel, FischSchonRechen System Oppermann
- [51] ENVIRONMENT AGENCY, Good Practice Guidelines to the Environment Agency Hydropower Handbook  
The Environmental Assessment of Proposed Low Head Hydropower Developments, Almondsbury, Bristol, August 2009
- [52] U.S. DEPARTMENT OF INTERIOR BUREAU OF RECLAMATION, Water Resources Technical Publication Fish Protection at Water Diversions A Guide for Planning and Designing Fish Exclusion Facilities, Denver, Colorado, April 2006
- [53] N. O'KEEFFE & A.W.H. TURNPENNY, ENVIRONMENT AGENCY, Screening for Intake and Outfalls: A Best Practice Guide, Almondsbury, Bristol, Februar 2005
- [54] FREIE HANSESTADT BREMEN, Der Senator für Bau, Umwelt und Verkehr, Wasserrechtlicher Planfeststellungsbeschluss für den Neubau einer Wasserkraftanlage an der Staustufe Bremen-Hemelingen, Bremen, 31. Januar 2007
- [55] ARSU ARBEITSGRUPPE FÜR REGIONALE STRUKTUR- UND UMWELTFORSCHUNG GmbH, Dow Industriekraftwerk Standort Stade Gewässerökologisches Gutachten (GÖK), im Auftrag von Dow Deutschland Anlagengesellschaft mbH, Oldenburg, 30. Oktober 2012
- [56] A.W.H. TURNPENNY / J. COUGHLAN / B. NG / P. CREWS / R.N. BAMBER / P. ROWLES, ENVIRONMENT AGENCY, Evidence Cooling Water Options for the New Generation of Nuclear Power Stations in the UK, Almondsbury, Bristol, Juni 2010
- [57] J.L. BLACK, Master-Thesis, Graduate School of the University of Massachusetts Amherst, Laboratory Evaluation of Modified Traveling Screens for Protecting Fish at Cooling Water Intakes, Mai 2007
- [58] PASSAVANT GEIGER, Fischschutz-Technik, Produkte & Service
- [59] PASSAVANT GEIGER, Maschinen und Anlagen für Wasserentnahmesysteme, Produktübersicht Rechen- und Siebtechnik
- [60] U. MIERWALD, Kieler Institut für Landschaftsökologie, Fachgutachten zur FFH-Prüfung Auswirkungen des Vorhabens auf Erhaltungsziele der aquatischen Anteile der Natura 2000-Gebiete im Flusseinzugsgebiet der Elbe, im Auftrag von Vattenfall Europe Generation AG & Co. KG, 1. überarbeitete Fassung 20. Februar 2007
- [61] <http://www.hydrolox.com/> (13. März 2013)

- [62] R. BROMLEY, SCREENS CONFERENCE 29. – 30. März 2011 Vortrag,  
Positive Exclusion Fish Trials
- [63] J. LINDSEY, SCREENS CONFERENCE 29. – 30. März 2011 Vortrag,  
Beaudrey WIP Screen
- [64] ENERCON SERVICES, Inc., Evaluation of Alternative Intake Technologies at  
Indian Point Units 2 & 3, Prepared for Entergy Nuclear Indian Point 2, LLC,  
and Entergy Nuclear Indian Point 3, LLC,  
12. Februar 2010
- [65] SMITH-ROOT, INC., Fish barriers & guidance
- [66] M. O'FARELL, SCREENS CONFERENCE 29. – 30. März 2011 Vortrag,  
Electrical barriers
- [67] R. VORBERG / A. DÄNHARDT / A. NERLICH, Marine Science Service,  
Untersuchungen zur Wirksamkeit von elektrischen und akustischen  
Scheuchanlagen an einem Kühlwasserentnahmebauwerk in der Elbe,  
im Auftrag der DOW Deutschland Anlagengesellschaft mbH,  
Dezember 2010
- [68] ELECTRIC POWER RESEARCH INSTITUTE (EPRI), Evaluation of Strobe Lights for  
Reducing Fish Impingement at Cooling Water Intakes, Tests in Alabama and  
Tennessee, 2008
- [69] ELECTRIC POWER RESEARCH INSTITUTE (EPRI), CHAPTER 12 – LIGHTS,  
Version 1.0, September 2004
- [70] A.N. POPPER & T.J. CARLSON, Transactions of the American Fisheries Society  
127, Application of Sound and Other Stimuli to Control Fish Behavior,  
September 1998
- [71] ELECTRIC POWER RESEARCH INSTITUTE (EPRI), CHAPTER 13 – SOUND,  
Version 1.0, September 2004
- [72] CALIFORNIA DEPARTMENT OF WATER RESOURCES (DWR),  
2011 Georgiana Slough Non-Physical Barrier Pilot Study,  
Georgiana Factsheet 2011
- [73] CALIFORNIA DEPARTMENT OF WATER RESOURCES (DWR),  
2011 Georgiana Slough Non-Physical Barrier Performance Evaluation  
Final Project Report, 5. September 2012
- [74] A.W.H. TURNPENNY, SCREENS CONFERENCE 29. – 30. März 2011 Vortrag,  
Applications of Non-Physical Barriers
- [75] D. JACKSON, SCREENS CONFERENCE 29. – 30. März 2011 Vortrag,  
Implications of the Eel Regulations on the Design of Pumping Plant

- [76] A.W.H. TURNPENNY, SCREENS CONFERENCE 29. – 30. März 2011 Vortrag, Trials and Tribulations of Fish Return
- [77] [http://www.energiesdienst.de/index.php?we\\_objectID=752&backlist=true](http://www.energiesdienst.de/index.php?we_objectID=752&backlist=true) (15. März 2013)
- [78] <http://www.presseportal.de/bild/39929-preview-pressemitteilung-energiesdienst-holding-ag-erster-fischlift-am-hochrhein.jpg> (15. März 2013)
- [79] <http://www.ndr.de/regional/hamburg/moorburg237.html> (15. März 2013)
- [80] BEHÖRDE FÜR STADTENTWICKLUNG UND UMWELT Hamburg, Wasserrechtlichen Erlaubnis Nr. 4/5 Al 43 vom 30.08.2008 in der Fassung vom 04.10.2010
- [81] BEHÖRDE FÜR STADTENTWICKLUNG UND UMWELT Hamburg, Änderung der Wasserrechtlichen Erlaubnis Nr. 4/5 Al 43 vom 30.08.2008 in der Fassung vom 04.10.2010, 21.01.2011
- [82] <http://www.schwevers.de/Geesthacht.html> (15. März 2013)
- [83] HAMBURGISCHES OBERVERWALTUNGSGERICHT, Urteil im Namen des Volkes in der Verwaltungsrechtssache Bund für Umwelt und Naturschutz Deutschland, Landesverband Hamburg e.V. gegen Freie und Hansestadt Hamburg, vertreten durch die Behörde für Stadtentwicklung und Umwelt
- [84] <http://justiz.hamburg.de/oberverwaltungsgericht/aktuelles/presseerklaerungen/3826168/pressemeldung-2013-03-07-ovg-01.html> (15. März 2013)
- [85] BEGRÜNDUNG ZUM VORHABENBEZOGENEN BEBAUUNGSPLAN Nr. 603 "Industriekraftwerk Stade (IKW Stade)" der Hansestadt Stade, Hansestadt Stade Fachbereich Bauen und Stadtentwicklung, Jo Claussen-Seggelke Stadtplaner SRL, Januar 2013
- [86] ARSU ARBEITSGRUPPE FÜR REGIONALE STRUKTUR- UND UMWELTFORSCHUNG GmbH, Integriertes Energiekonzept Stade: Neubau eines Industriekraftwerks, FFH-Verträglichkeitsuntersuchung, im Auftrag der DOW Deutschland Anlagengesellschaft mbH Werk Stade, November 2012
- [87] <http://www.bfn.de/> (16. März 2013)
- [88] LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT Schleswig-Holstein, Beschluss LW5 – WBL 150/1955 (85/1957), 28. August 1958
- [89] <http://www.abendblatt.de/region/article2155322/Fischschutz-am-Speicherwerk-Geesthacht-erst-in-drei-Jahren.html> vom 12.01.12 (16. März 2013)

## 8 Anhänge

### 8.1 Anhang 1: Schwimgeschwindigkeiten von verschiedenen Fischarten aus [17]

Art	$L_{\text{Fisch}}$ [m]	$V_{\text{Sprint}}$ [ $L_{\text{Fisch}}/s$ ]	$V_{\text{gesteigert}}$ [ $L_{\text{Fisch}}/s$ ]	$V_{\text{kritisch}}$ [m/s]	Quelle
Aal	0,07		8,6	0,60	SÖRENSEN, 1951
	0,10		7,0	0,70	SÖRENSEN, 1951
	0,16		2,9	0,47	JENS et al., 1997
	0,40		2,1	0,83	JENS et al., 1997
	0,60	1,9		0,51	BLAXTER & DICKSON, 1959
Bachforelle	0,13	10,5		0,62	BLAXTER & DICKSON, 1959
	0,20	10,0	4,0	0,80	GEITNER & DREWES, 1990
	0,34		2,7	0,92	JENS et al., 1997
	0,35	10,0	2,9	1,00	GEITNER & DREWES, 1990
	0,37	8,2		1,37	BLAXTER & DICKSON, 1959
Barsch	0,05		9,3	0,42	PAVLOV, 1989
	0,05		8,8	0,44	PAVLOV, 1989
	0,06		8,0	0,48	PAVLOV, 1989
	0,22	5,5		0,55	BEAMISH, 1978
Brachsen	0,22	4,2		0,42	JENS et al., 1997
	0,30	4,3	3,3	1,00	GEITNER & DREWES, 1990
	0,50	4,2	3,0	1,50	GEITNER & DREWES, 1990
Goldfisch	0,07	11,5	6,3	0,42	BAINBRIDGE, 1958
	0,09	11,1	5,4	0,50	BAINBRIDGE, 1958
	0,12	10,0	5,1	0,60	BAINBRIDGE, 1958
	0,14	9,8	4,6	0,62	BAINBRIDGE, 1958
	0,15	9,5	4,3	0,64	BAINBRIDGE, 1958
	0,16	11,9	4,1	0,66	BAINBRIDGE, 1958
	0,21	9,4	3,2	0,68	BAINBRIDGE, 1958
Groppe	0,02		9,5	0,19	PAVLOV, 1989
	0,03		9,0	0,27	PAVLOV, 1989
	0,04		8,5	0,34	PAVLOV, 1989
Gründling	0,12		4,7	0,55	STAHLBERG & PECKMANN, 1986
Hasel	0,10	12,0	5,0	0,50	BAINBRIDGE, 1958
	0,10	11,0	4,6	0,46	BAINBRIDGE, 1960
	0,10	11,5	5,3	0,55	BAINBRIDGE, 1958
	0,15	11,0	4,3	0,62	BAINBRIDGE, 1958
	0,15	11,8	5,3	0,80	BAINBRIDGE, 1958
	0,17	12,0	4,8	0,80	BAINBRIDGE, 1958
	0,18	9,3		0,77	GRAY, 1953
	0,20	11,3	4,0	0,80	BAINBRIDGE, 1958
	0,21	11,2	4,2	0,90	BAINBRIDGE, 1958
	0,21	11,2	4,5	0,96	BAINBRIDGE, 1960
Hecht	0,12		1,6	0,19	BEAMISH, 1978
	0,62		0,8	0,47	BEAMISH, 1978
Karpfen	0,35	6,7		1,06	BEAMISH, 1978
Karausche	0,02		13,0	0,26	PAVLOV, 1989
	0,03		14,0	0,42	PAVLOV, 1989
	0,04		12,0	0,48	PAVLOV, 1989

Art	$L_{\text{Fisch}}$ [m]	$V_{\text{Sprint}}$ [ $L_{\text{Fisch}}/s$ ]	$V_{\text{gesteigert}}$ [ $L_{\text{Fisch}}/s$ ]	$V_{\text{kritisch}}$ [m/s]	Quelle
Lachs	0,15		4,7	0,70	BEAMISH, 1978
	0,20		5,0	1,00	BEAMISH, 1978
	0,47		2,8	1,33	PAVLOV, 1989
	0,75	5,7		1,93	DENIL, 1937
	0,85	7,1		2,70	DENIL, 1937
Meerneunaugen	0,15		1,1	0,17	BEAMISH, 1978
	0,39		1,1	0,41	BEAMISH, 1978
Möderlieschen	0,03		12,0	0,36	PAVLOV, 1989
	0,04		13,8	0,55	PAVLOV, 1989
	0,05		7,6	0,39	STAHLBERG & PECKMANN, 1986
Plötze	0,03		12,0	0,36	PAVLOV, 1989
	0,04		11,0	0,44	PAVLOV, 1989
	0,15	5,1		0,35	GEITNER & DREWES, 1990
	0,22	3,8		0,37	JENS et al., 1997
	0,30	5,1		0,69	GEITNER & DREWES, 1990
Quappe	0,12		3,0	0,36	BEAMISH, 1978
	0,62		0,7	0,41	BEAMISH, 1978
Schleie	0,02		8,3	0,19	PAVLOV, 1989
	0,03		8,3	0,25	PAVLOV, 1989
	0,04		7,8	0,31	PAVLOV, 1989
	0,05		7,2	0,36	PAVLOV, 1989
	0,06		6,7	0,40	PAVLOV, 1989
	0,26	5,4		0,62	BEAMISH, 1978
Schmerle	0,02		9,6	0,22	PAVLOV, 1989
	0,03		9,7	0,29	PAVLOV, 1989
	0,04		9,3	0,37	PAVLOV, 1989
	0,10		5,9	0,61	STAHLBERG & PECKMANN, 1986
Steinbeißer	0,00		75,8	0,25	PAVLOV, 1989
	0,04		7,3	0,29	PAVLOV, 1989
	0,05		6,8	0,34	PAVLOV, 1989
	0,06		6,2	0,37	PAVLOV, 1989
	0,07		5,9	0,41	PAVLOV, 1989
Stichling	0,05		7,4	0,36	STAHLBERG & PECKMANN, 1986
Ukelei	0,02		17,0	0,34	PAVLOV, 1989
	0,03		17,3	0,52	PAVLOV, 1989
	0,03		16,3	0,52	PAVLOV, 1989
Waxdick	0,04		5,5	0,22	PAVLOV, 1989
	0,05		5,0	0,25	PAVLOV, 1989
	0,06		4,5	0,27	PAVLOV, 1989
	0,07		4,1	0,29	PAVLOV, 1989

Art	$L_{\text{Fisch}}$ [m]	$V_{\text{Sprint}}$ [ $L_{\text{Fisch}}/s$ ]	$V_{\text{gesteigert}}$ [ $L_{\text{Fisch}}/s$ ]	$V_{\text{kritisch}}$ [m/s]	Quelle
Zährte	0,04		9,8	0,39	PAVLOV, 1989
	0,05		8,4	0,42	PAVLOV, 1989
	0,06		7,5	0,45	PAVLOV, 1989
	0,07		6,7	0,47	PAVLOV, 1989
Zope	0,03		10,7	0,32	PAVLOV, 1989
	0,04		9,8	0,39	PAVLOV, 1989
	0,05		9,2	0,46	PAVLOV, 1989
	0,06		8,3	0,50	PAVLOV, 1989

Bei fehlenden Angaben für  $V_{\text{gesteigert}}$  wurde  $V_{\text{kritisch}}$  gemäß der Formel  $V_{\text{kritisch}} = V_{\text{Sprint}} * L_{\text{Fisch}} * 0,45$  errechnet

## 8.2 Anhang 2: Effektivitätskontrolle Louver aus [17]

Art / Länge	Strömung [m/s]	Winkel [°]	Lamellen- Abstand [mm]	Effek- tivität [%]	Autor / Gewässer
Regenbogenforelle		20,0	100 - 50	> 60	BATES & JEWETT, 1961 Umatilla River
Quinnat 10 cm <i>Roccus saxatilis</i> 1 cm Amerik. Maifisch 2 cm		11,5	25 - 50	> 84	BATES & VISONHALER, 1957 Sacramento River
Lachs 15 - 17 cm		12,0	51	57 - > 80	DUCHARME, 1972 East River, Nova Scotia
Quinnat 7 - 10 cm Streifenbarsch 10 - 17 cm	0,9 - 1,1 0,3 - 0,7	15,0		46,8 47,6	KARP et al., 1995 Sacramento River
Lachs 15 - 17 cm		15,0		91,6	RUGGLES, 1990 Connecticut River
Streifenbarsch < 2 cm 2 - 3 cm 3 - 4 cm 4 - 10 cm		15,0		15 - 60 33 - 90 52 - 92 88 - 95	SKINNER, 1974 Sacramento River
Quinnat 5 - 15 cm	0,46 - 1,1	15,0	25	65 - 90	TAFT, 1986 Sacramento River
Quinnat 6 - 9 cm Coho-Lachs 8 - 12 cm	0,3 - 1,2	12,0	51 - 152	85 - 95	TAFT, 1986 Puntledge River
18 amerikanische Fischarten	0,61	20,0	25	95 - 100	TAFT, 1986 Modellgerinne

### 8.3 Anhang 3: Untersuchungen zur Wirksamkeit von Louvern aus [52]

Species	Size/life stage	Site	Exclusion efficiency (%)	Site features
Golden shiner	79 mm average fork length	Alden Laboratory <sup>1</sup>	29 34 22	* Louver line at 45 degrees to flow * 50 mm clear slat spacing * slats oriented normal to louver line * 1.0, 2.0, and 2.5 ft/s corresponding channel velocities * 6-inch-wide bypass * Approx. 1.2 bypass ratio
Smallmouth bass	72 mm average fork length	Alden Laboratory <sup>1</sup>	43 47 13	Same as above
Lake sturgeon	153 mm average fork length	Alden Laboratory <sup>1</sup>	28 0 2	Same as above
American eel	558 mm length	Alden Laboratory <sup>1</sup>	34 61 45	Same as above
Striped bass	20 mm length 40 mm length 60 mm length	Tracy Fish Collection Facility <sup>2</sup>	60 85 90	* Louver line set at 15 degrees to the flow * 25 mm clear slat spacing * Slats oriented normal to approach channel * 3.0 to 5.0 ft/s channel velocity * 6-inch wide bypass * 1.4 bypass ratio
Striped bass	21 mm average length	Tracy Research Facility <sup>3</sup>	93	* Louver line set at 16 degrees to the flow * 50 mm clear slat spacing * Slats oriented normal to approach channel * 2.2 to 3.3 ft/s channel velocity * 4-inch wide bypass * Bypass ratio not defined
Striped bass	20 mm 30 mm 40 mm 60 mm 90 mm	Skinner Fish Facility <sup>4</sup>	50 70 72 76 82	* "V" configured louver without center wall * Louver faces set at 15 degrees to the flow * 25 mm clear slat spacing * Slats oriented normal to approach channel * 1.5 to 3.5 ft/s channel velocities * 12.0-inch wide bypass * 1.2 to 1.6 bypass ratios
Striped bass	20 mm 30 mm 40 mm 60 mm 90 mm	Skinner Fish Facility <sup>4</sup>	78 82 84 85 90	Same as above but with: * "V" configured louver with center wall

Species	Size/life stage	Site	Exclusion efficiency (%)	Site features
Chinook salmon	35 mm fork length 40 mm fork length 50 mm fork length 60 mm fork length	Tehama Colusa Canal headworks <sup>5</sup>	35 75 97 98	<ul style="list-style-type: none"> <li>* Louver lines set at 15 degrees to the canal centerline</li> <li>* "V" configured louvers with center wall</li> <li>* A section width expansion was included immediately upstream from the louvers that generated less than optimum flow alignment and distribution approaching the louver lines</li> <li>* 25 mm clear slat spacing</li> <li>* Slats oriented normal to approach channel</li> <li>* Evaluated operating conditions could not be located (probable channel velocities 3 to 5 ft/s)</li> </ul>
Chinook salmon	85 to 150 mm (fall) 140 to 295 mm (spring)	T.W. Sullivan Hydroelectric Plant <sup>6</sup>	94 90	<ul style="list-style-type: none"> <li>* Forebay louver system in front of hydro intakes</li> <li>* Portions of louver line set at 17 degrees to and portions set parallel to approach channel</li> <li>* 25 and 38 mm clear slat spacing</li> <li>* Slats oriented normal to louver line</li> <li>* Channel velocities are variable depending on forebay elevation and position on louver line</li> <li>* The bypass is a terminal turbine intake</li> </ul>
Steelhead	159 to 290 mm	T.W. Sullivan Hydroelectric Plant <sup>6</sup>	82	Same as above
Chinook salmon	71 mm average length smolt	Tracy research facility <sup>3</sup>	94 (90 mm) 97 (25 mm)	<ul style="list-style-type: none"> <li>* Louver line set at 16 degrees to flow</li> <li>* 90 and 25 mm clear slat spacing</li> <li>* Slats oriented normal to approach channel</li> <li>* 1.9 to 2.5 ft/s (90 mm) and 2.4 to 4.5 ft/s (25 mm) channel velocity</li> <li>* 6.0-inch- and 4.0-inch-wide bypass</li> <li>* Bypass ratio not defined</li> </ul>

Species	Size/life stage	Site	Exclusion efficiency (%)	Site features
Atlantic salmon	Out-migrating smolt (length not defined)	Holyoke Canal <sup>7</sup>	92 (3-inch spacing) 80 (12-inch spacing)	<ul style="list-style-type: none"> <li>* Power canal</li> <li>* Floating, partial depth louver line (extended to a depth of 8 ft)</li> <li>* Louver line set at 15 degrees to the flow</li> <li>* 3-inch and 12-inch clear slat spacing</li> <li>* Slats oriented normal to approach channel</li> <li>* Approaching channel velocities were variable with discharge and position (approx. 1.0 to 3.0 ft/s max.)</li> <li>* Large diameter bypasses ranging from 6 to 15 ft</li> </ul>
American shad and blueback herring	Out-migrating juveniles (length not defined)	Holyoke Canal <sup>7</sup>	28 indications were that many fish passed under the louver  83 max velocity  60 half velocity	<p>Same as above</p> <p>Full-depth louver with 2.375-inch slat spacing</p>
White catfish	20 mm 30 mm 40 mm 60 mm 90 mm	Skinner Fish Facility <sup>4</sup>	7 17 25 30 60	<ul style="list-style-type: none"> <li>* "V" configured louver without center wall</li> <li>* Louver faces set at 15 degrees to the flow</li> <li>* 25 mm clear slat spacing</li> <li>* Slats oriented normal to approach channel</li> <li>* 1.5 to 3.5 ft/s channel velocities</li> <li>* 12.0-inch-wide bypass</li> <li>* 1.2 to 1.6 bypass ratios</li> </ul>
White catfish	20 mm 30 mm 40 mm 60 mm 90 mm	Skinner Fish Facility <sup>4</sup>	13 30 44 58 77	Same as above but with "V" configured louver with center wall

<sup>1</sup> Alden Research Laboratory, 2000.

<sup>2</sup> Heubach and Skinner, 1978.

<sup>3</sup> Bates and Vinsonhaler, 1956.

<sup>4</sup> Skinner, 1974.

<sup>5</sup> Vogel et al., 1990.

<sup>6</sup> Cramer, 1997.

<sup>7</sup> Stira and Robinson, 1997.

## 8.4 Anhang 4: Erfahrungsberichte über elektrische Scheuchanlagen aus [17]

Autor	Technische Angaben	Angaben zur Funktionsfähigkeit	Nachweismethode
GENNERICH, 1954	Im Unterwasser der Stau- stufe Koblenz an der Mosel (Rheinland-Pfalz). 200 m lange Elektrosperre, um aufwanderwillige Fische in die Fischaufstiegsanlage zu leiten.	Die Versuche wurden aufgrund technischer Probleme abgebro- chen. Wegen des kurzen Untersu- chungszeitraums waren Aussagen zur Funktionsfähigkeit nicht mög- lich.	Reusenkontrollen im Fischpass.
MEYER- WAARDEN, 1957	Es werden verschiedene Techniken beschrieben. Der effektivste Scheuchef- fekt soll mit viertelsinuswel- lenförmigen Impulsströmen erreicht werden.	Wenn abwandernde Fische zu- rückgehalten werden sollen, darf die Strömungsgeschwindigkeit im Bereich der Sperrketten 0,3 m/s nicht überschreiten, damit die Tie- re nicht mit der starken Strömung ins elektrische Feld getrieben werden.	Es liegen keine Nach- weise vor.
KOTHÉ, 1959	Im Unterwasser der Stau- stufe Lahnstein an der Lahn (Rheinland-Pfalz). Mittels zu Sperrketten verbunde- nen Tauchelektroden soll- ten aufwanderwillige Fische in die Fischaufstiegsanlage geleitet werden.	Trotz des hohen Aufwandes führ- ten die Versuche zu keinen brauchbaren Resultaten.	Reusenkontrollen im Fischpass.

Autor	Technische Angaben	Angaben zur Funktionsfähigkeit	Nachweismethode
HATTOP, 1964	Großflächige Elektroden werden parallel zueinander angeordnet und mit Niederspannungs-Wechselstrom betrieben.	Nach Inbetriebnahme der Scheuchanlage traten an einem Kühlwassereinlauf keine Betriebsstörungen mehr auf. Der durch eine Scheuchanlage abgesperrte Zulauf eines Karpfenteiches wurde zunächst nicht von Fischen passiert; der spätere Nachweis von Fischen in der Reuse wird mit Betriebsstörungen der Scheuchanlage erklärt.	Es liegen keine Nachweise vor.  Kontrollreue im Teichzulauf. Über die Dauer der Kontrollen werden keine Angaben gemacht.
BRUSCHEK, 1965	0,3 bis 1,1 Hz	Bei "geschickt angelegten" Sperren bis zu 100 %.	Es liegen keine Nachweise vor.
PUGH et al., 1971	Yakima River (USA) Elektrischer Schirm mit 125 V und Gleichstromimpulsen von 20 ms Dauer bei einer Frequenz von 15 Hz.	Abweisrate bei juvenilen Salmoniden in Abhängigkeit von der Anströmgeschwindigkeit: bei 0,2 m/s 69 bis 84 % bei 0,5 m/s 40 bis 53 % > 0,5 m/s geringe Abweisrate. Aus diesen Ergebnissen wird eine maximal zulässige Anströmgeschwindigkeit von 0,3 m/s abgeleitet.	Vergleichende Reusenkontrollen im Bypass und im Ausleitungskanal.
STRAHKOV, 1975	Ästuar des Petschora-Flusses (Russland). Elektrischer Schirm von 360 m Länge zur Leitung aufsteigender Lachse in Fangreusen.	Die Effizienz des Schirmes lag bei nahezu 100 %. Der Autor weist allerdings darauf hin, dass ein ähnlicher Effekt für abwandernde Fische nicht erreicht werde.	Fangreue.
GRIVAT, 1983	Wassereinlauf des Pumpspeicherkraftwerk Weytaux am Genfer See (Schweiz). In einer Entfernung von 4 m vom Einlauf wurde eine Reihe von 20 Elektroden angebracht. Fließgeschwindigkeit < 0,5 m/s, Leitfähigkeit: 260 µS/cm, Impulse von 5 ms Dauer bei einer Frequenz von 1 Hz.	Die Anlage wurde als effizient befunden.	Es liegen keine Nachweise vor.
ADLMANNSEDER, 1986	Anströmgeschwindigkeit von 0,34 m/s, Stromverbrauch 1,6 kWh/Tag.	Untersuchungsziel war die Beurteilung der Gefährlichkeit einer Fischeuchanlage für den Menschen. Fischbiologische Ergebnisse zur Funktion der Versuchsanlage liegen nicht vor.	Der Autor wartete unter ärztlicher Aufsicht im Wasser vor der Anlage, um die Ungefährlichkeit nachzuweisen.
TIMM, 1987	Impulsstrom mit 3 bis 12 Hz und Spannungen von 400 bis 600 V	Nur ein geringer Prozentsatz der Fische lässt sich nicht scheuchen und verfängt sich im Rechen	Es liegen keine Nachweise vor.

Autor	Technische Angaben	Angaben zur Funktionsfähigkeit	Nachweismethode
HALSBAND & HALSBAND, 1989	Scheuchanlagen, die sich automatisch schwankenden Temperaturen und Leitfähigkeiten anpassen. Zufallsgesteuerte Impulsraten zwischen 3 und 12 Hz.	An tangential zur Fließrichtung des Gewässers angeordneten Kühlwasserentnahmebauwerken und bei Anströmgeschwindigkeiten bis 0,3 m/s kann mit einer Wirksamkeit bis über 90 % gerechnet werden. Bei Wasserkraftwerken ist eine Kombination mit Betonhalbschalen auf dem Gewässergrund erforderlich, um insbesondere Aale in einen Bypass zu leiten.	Es liegen keine Nachweise vor.
MARZLUF, 1985  BERNROTH, 1990	Scheuchanlagen, die sich automatisch schwankenden Temperaturen und Leitfähigkeiten anpassen. Zufallsgesteuerte Impulsraten zwischen 3 und 12 Hz.	Gute Funktionsfähigkeit bei Installation der Anlage 5 bis 15 m vor dem Turbineneinlauf und bei Strömungsgeschwindigkeiten bis 0,3 m/s, sofern den Fischen eine "Umleitung" angeboten wird.	Es liegen keine Nachweise vor.
KYNARD & O'LEARY, 1990	Impulsstrom mit 127 V, 64 A bei 60 Hz. Die Anlage entwickelte in 1,3 m Tiefe, 2 m vor den Elektroden ein Feld mit 0,25 V/cm.	Es wurde keine signifikante Barrierewirkung nachgewiesen.	Visuelle Beobachtung und Telemetrie.
RAUCK 1980	Kühlwassereinlauf des Kernkraftwerks Brunsbüttel an der Elbe (Niedersachsen).	Jährlich passierten etwa 6,5 t Aale die Elektroscheuchanlage und wurden durch die Rechenreinigungsanlage getötet.	Kontrolle des Rechengutes.
HADDERINGH & JANSEN, 1990	Einlauf in eine Trinkwasseranlage in den Niederlanden. 24 aktive Kathoden für die Scheuchwirkung und 6 inaktive Anoden bei einer Anströmung bis 0,13 m/s, Feldstärke bis 600 V, Impulse von 0,7 ms Dauer bei einer Frequenz von 5 Hz.	Durchführung der Experimente in den Jahren 1982, 1983 und 1984 mit sehr unterschiedlichen Ergebnissen: Die Aalpassagen wurden signifikant um 91 % reduziert, aber die Passage von Rotaugen erhöhte sich auf 382 %.	Reusenkontrolle im Einlaufkanal stromabwärts der Elektroden; wobei der Elektroschirm abwechselnd 24 Stunden ein- bzw. ausgeschaltet war.
GOSSET & TRAVADE, 1999	Im Winkel von 40° im Oberwasserkanal des Kraftwerks Halsou/Nive (Frankreich) eingebaute, 20 m lange Elektrosperre (130 V, 10 Elektroden) bei Anströmgeschwindigkeiten zwischen 0,25 und 1,48 m/s	Bei Experimenten in den Jahren 1995, 1996 und 1997 wurde eine Ableitungseffektivität zwischen 5 und 28 % erreicht; Die Effektivität konnte durch Beleuchtung des Bypasses auf bis zu 60 % gesteigert werden	Wiederfang markierter Lachssmolts mittels Tiroler Wehr.
EBEL, 2001	Scheuchanlage, die sich automatisch schwankenden Temperaturen und Leitfähigkeiten anpasst. Zufallsgesteuerte Impulsraten zwischen 3 und 12 Hz.	Kein nennenswerter Effekt.	Hamenkontrolle des Bypasses

## 8.5 Anhang 5: Scheuchwirkung mit Glüh-, Quecksilber-Dampf- und Fluoreszenzlampen an thermischen Kraftwerken (T) und Wasserkraftwerken (W) aus [17]

Kraftwerk (Typ)/ Gewässer / Autor	Mittlere Fließge- schwindigkeit [m/s]	Lampentyp	Fischart / Alter	Ablei- tung [%]	Nachweismethode
<b>Niederlande</b>					
Bergum (T), Bergumer Meer HADDERINGH, 1982	0,30	Glühlampen / Quecksilber- dampflampen	Aal Jungfische < 1 Jahr Jungfische > 1 Jahr	55 19 45	Die Lampen wurden abwechselnd eine Nacht ein- und eine Nacht ausgeschaltet. An der Siebbandanlage des Kühlwassereinflaßs wurden die Fische re- gistriert, die die Licht- scheuchanlage passiert hatten.
Bergum (T), Bergumer Meer KEMA, 1990	0,30	Quecksilber- dampflampen	Aal Jungfische < 1 Jahr Jungfische > 1 Jahr	38 73 81	
Amer (T) LUCASSEN & HADDERINGH, 1995	0,50	Fluoreszenz- lampen	Aal Jungfische < 1 Jahr	68 25	
Haandrik (W) Vechte HADDERINGH, 1989	0,59	Glühlampen / Quecksilber- ampflampen	Aal Jungfische < 1 Jahr	66 58	Die Lampen wurden abwechselnd eine Nacht ein- und eine Nacht ausgeschaltet. Der Nachweis von Tur- binenpassagen erfolgte durch Hamenfänge am Turbinenauslauf.
<b>Deutschland</b>					
Guttenbach (W) Neckar BERG, 1994	1,0	Fluoreszenz- ampen	Aal	< 5	Die Lampen wurden abwechselnd eine Nacht ein- und eine Nacht ausgeschaltet. Der Nachweis von Tur- binenpassagen erfolgte durch Hamenfänge am Turbinenauslauf, der Bypass wurde mittels Reuse kontrolliert.
Dietfurt (W) Altmühl HADDERINGH & SMYTHE, 1997	0,2	Fluoreszenz- ampen	Aal	8	

## 8.6 Anhang 6: Scheuchwirkung mit Stroboskoplampen an thermischen Kraftwerken (T) und Wasserkraftwerken (W) aus [17]

Kraftwerk	Fischart	Ableitung [%}
<b>Niederlande</b>		
Diemen (T) KEMA, 1998	Jungfische	41
<b>USA</b>		
York Haven (W) MARTIN & SULLIVAN, 1992	Amerikanischer Maifisch (juvenil)	94
Handley Fall (W) WINCHELL et al., 1994	Amerikanischer Maifisch (adult)	keine Reaktion
Mettaceuunk (W) WINCHELL et al., 1994	Atlantischer Lachs Atlantischer Lachs	1988: 78 1990: 15 - 20
Michigan (W) McCAULEY et al., 1996	Katzenwels	86
Kingsford (W) WINCHELL et al., 1997	Walleye Regenbogenforelle Yellow Perch	gute Reaktion gute Reaktion gute Reaktion
White Rapids (W) AMARAL et al., 1998	diverse Arten	keine Reaktion

## 8.7 Anhang 7: Feld-, Käfig- und Laborstudien über Stroboskoplampen aus [69]

Site and Reference	Target/ Abundant Species	Flash Rates Evaluated (fl/min)	Ambient Light Conditions	Turbidity Conditions (NTU)	General Study Conclusions
<b>Cooling Water Intake Field Tests</b>					
Milliken Station Ichthyological Assoc. (1994, 1997)	Freshwater spp	300	day, dusk, night	NR	Results from two study years were mixed; some species were attracted to the strobe light and others repelled. Species-specific responses varied with season and fish age.
Roseton Station EPRI (1988) Matousek et al. (1988)	Riverine Anadromous spp	200	24-hour testing	NR	Strobe light alone and in combination with a pneumatic popper and an air bubble curtain demonstrated an ability to reduce impingement of most fish species. Reductions in impingement were greater for combined device operation
<b>Hydroelectric/Water Diversion Field Tests</b>					
Mattaceunk (Weldon Dam) Georgia-Pacific Corp. (1989, 1990) Great Northern Paper (1995, 1998) Brown (1997)	Atlantic salmon	200 (1998-89) NR (1993-98)	24-hour testing	NR	Strobe lights installed on the intakes of Units 1 and 2 appear to repel smolts into Units 3 and 4. Strobe lights on the lower half of Units 3 and 4 have not led to increases in surface bypass use.
White Rapids EPRI (1998) Michaud and Taft (1999)	Riverine spp	400	24-hour testing	3.92-9.34	No detectable reduction in fish entrainment during three sample periods (July, September, and October).
Four Mile Dam GLEC (1994) McCauley (1995) McCauley (1996)	Bullhead spp Shiner spp	60 (1994) NR (1995)	24-hour testing	NR	During certain times of day, entrainment of bullhead and shiner species was lower when strobe lights were operating.
<b>Cooling Water Intake Field Tests</b>					
Rolfe Canal NDT and Lakeside Eng. (1995)	Atlantic salmon	300	24-hour testing	NR	Strobe lights were tested as part of an integrated downstream passage system that was concluded to be ineffective in the configurations evaluated.
Fort Halifax ECS and Lakeside Eng. (1994)	Alewife	120	day, dusk	NR	No identifiable response was exhibited by outmigrating smolts based on limited visual observations of fish movement in the vicinity of the strobe light.
York Haven Martin et al. (1991) EPRI (1990, 1992) SWEC (1994) Martin et al. (1994)	American shad	300	day, night		Passage of Juvenile American shad through a sluiceway adjacent to Unit 1 was greater during periods of strobe light operation than during control periods.
McNary Dam Johnson and Ploskey (1997)	Pacific salmon	150, 200	NR	NR	Strobe light was effective at repelling outmigrating smolts away from the dewatering screens in the juvenile bypass channel.
Rocky Reach Dam Anderson et al. (1988)	Pacific salmon	NR	day, night	NR	Strobe lights were tested in several configurations, none of which produced an increase in fish guidance efficiency of submerged traveling screens.
Puntledge Bengeyfield and Smith (1989)	Coho salmon	60	day, night	NR	A single strobe light used in combination with hanging chains did not reduce the number of coho smolts entering the station's penstocks.
Hadley Falls EPRI (1990)	American shad	300	day	NR	Strobe lights did not deter American shad adults from entering a branch canal.

Site and Reference	Target/ Abundant Species	Flash Rates Evaluated (fl/min)	Ambient Light Conditions	Turbidity Conditions (NTU)	General Study Conclusions
Burbank No. 3 Water Diversion John Easterbrooks (pers. comm.)	Pacific salmon	300	24-hour testing	NR	Preliminary results indicate strobe lights may be repelling juvenile salmon, but additional testing and analysis is required.
Hiram H. Chittenden Locks Brown (1999)	Pacific salmon	NR	day	NR	Outmigrating sockeye salmon smolts were repelled away from a lock-filling culvert.
<b>Cage and Open Water Tests</b>					
Roza Diversion Dam  Amaral et al. (1998)	Chinook salmon	300, 450	day, dusk, night	3.3-6.5	Chinook smolts exhibited strong avoidance of strobe light during tests conducted under nighttime conditions, but no avoidance was observed during tests conducted during the day or at dusk.
Dworshak Dam Brown (1999)	Kokanee	300, 360, 450	day and night	NR	Kokanee salmon were repelled by strobe light during open water tests. Response distance was shown to be positively correlated with water clarity.
Hiram M. Chittenden Locks Ploskey and Johnson (1998) Ploskey et al. (1998)	Pacific salmon	300	day	NR	Consistent displacement of test fish away from a strobe light was observed with the test cage oriented both horizontally and vertically in the water column.
Seton Station McKinley and Patrick (1988)	Sockeye salmon	>200	dusk and night	NR	A floating trap without strobe lights collected 56 percent more smolts than a trap with strobe lights.
Pickering Station Patrick et al. (1988) EPRI (1989)	Alewife	200	NR	NR	Strobe lights were the least effective of three behavioral devices that were tested as fish deterrents at an open water experimental facility.

Site and Reference	Target/ Abundant Species	Flash Rates Evaluated (fl/min)	Ambient Light Conditions	Turbidity Conditions (NTU)	General Study Conclusions
Moses Saunders Patrick et al. (1982)	American eel	800	dawn, dusk, night	NR	Based on fish ladder collection rates during treatment and control periods, strobe lights were 65 to 95 percent effective at repelling eels from entering the ladder.
Ludington Pumped-Storage EPRI (1990)	Freshwater spp	300	night	NR	Fish abundance near the test area was significantly lower during periods when the strobe lights were operated compared to periods when they were off.
<b>Laboratory Tests</b>					
Pacific Northwest National Laboratory Mueller et al. (1999)	Chinook salmon Steelhead trout Brook trout	300	NR	NR	Responses observed during cage tests were categorized as strong for wild fall chinook salmon and rainbow trout, moderate for hatchery chinook salmon, and none to slight for brook trout.
Ontario Hydro Patrick et al. (1982) Paul Patrick (pers. comm.)	American eel	66, 220, 484, 770, 1090	night	NR	Eels demonstrated strong avoidance to all of the flash frequencies tested, with no acclimation observed during prolonged exposure.
Lee County Hyacinth Control District John Cassani (pers. comm.)	Grass carp	NR	24-hour	NR	Measurable effects on grass carp behavior were observed during laboratory tests conducted in an indoor tank.
University of Washington Puckett and Anderson (1987) Nemeth (1989) EPRI (1990) Nemeth and Anderson (1992)	Coho salmon Chinook salmon Steelhead trout Atlantic salmon	300	day, night	NR	All four species demonstrated some level of avoidance to strobe light. The type of behavioral reactions that were observed varied with ambient light conditions.

Site and Reference	Target/ Abundant Species	Flash Rates Evaluated (fl/min)	Ambient Light Conditions	Turbidity Conditions (NTU)	General Study Conclusions
University of Iowa EPRI (1990)	Gizzard shad Hybrid bass Largemouth bass Sunfish spp Walleye Channel catfish	300	day, night (channel catfish only)	NR	All species tested, except largemouth bass, demonstrated some level of avoidance to strobe light. Juvenile walleye exhibited the strongest response.
University of Maryland McInnich and Hocutt (1987)	Atlantic menhaden Spot White perch	300	indoor lighting	39-138	All species tested exhibited some level of avoidance to strobe light. Strength of avoidance varied with turbidity conditions, often increasing at higher turbidity levels
University of Maryland Stauffer et al. (1983) Sager et al. (1999)	Atlantic menhaden Spot White perch	300, 600	day and night	NR	All species tested demonstrated avoidance to strobe light. White perch and spot avoidance decreased and menhaden responses appeared to increase at higher water velocities.
Haddingh and Smythe (1999)	European eel	600	NR	NR	Eels were deflected by strobe lights at operated at two different illumination levels. The deflection rate was greater at the higher illumination level.
Ontario Hydro Rodgers (1983)	Alewife Rainbow smelt	>200	NR	NR	Strobe lights used in combination with other behavioral devices (the primary test device was mercury lights) significantly improved the collection efficiency of a Hidrostal pump.

## 8.8 Anhang 8: Feld-, Käfig- und Laborstudien über Quecksilber-Dampf-Lampen aus [69]

Site and Reference	Target/ Abundant Species	Mercury Light Specifications	Ambient Light Conditions	General Study Conclusions
<b>Cooling Water Intake Field Tests</b>				
Bergum Station Haddingh et al. (1988) Haddingh and Smythe (1997)	European eel	2 lights, 2000W, above water	Night	Mercury lights were tested in combination with underwater incandescent lights. Estimated deflection rates for the light system were 51 and 25 percent for yellow and silver eels, respectively.
<b>Hydroelectric/Water Diversion Field Tests</b>				
Mattaceunk (Weldon Dam) Great Northern Paper (1995, 1998)	Atlantic salmon	50W	24-hour testing	The use of the downstream passage system by outmigrating smolts appeared to increase when the surface inlets were backlit with mercury light.
Turners Falls NUSCO (1997)	Atlantic salmon	400W, above water	Night	The overhead mercury light appeared to contribute to increased passage of smolts through a sluiceway. The positioning of the light was important to improving bypass efficiency.
York Haven EPRI (1990, 1992)	American shad	1988: 2 lights, 1000W 1991: 1 light, 250W	Night	Mercury lights did not demonstrate a significant or consistent ability to alter the behavior of juvenile American shad.
Priest Rapids Dam Pock (1988)	American shad	Hydro-Products model L2, 2 lights, 1000W	24-hour testing	Mercury lights were deployed at submerged orifices of a fish ladder in attempts to increase adult shad passage.
Wapatox EPRI (1990)	Pacific salmon steelhead trout	Hydro-Products model L2, 2 lights, 1000W	Night	Mercury lights attracted outmigrating smolts to a bypass entrance, but passage through the facility did not increase. Passage rates did increase during transitions between light on and off periods.
<b>Cage and Open Water Tests</b>				
Wanapum (EPRI 1990)	Pacific salmon steelhead trout	Hydro-Products model L2, 1000W	Night	Mercury lights located on the spillway did not increase downstream passage of outmigrating salmonids. However, results from this study were considered inconclusive due to confounding factors associated with test conditions.
Hadley Falls LMS (1989)	American shad blueback herring	Hydro-Products model L2, 4 lights, 1000W	day, night	Mercury lights were concluded to be ineffective at attracting fish to a bascule gate for downstream passage.
Poutes Project Larinier and Boyer-Bernard (1991)	Atlantic salmon	4 lights, 400W (1), 125W (2), 80W (1)	Night	Three to eight times more fish were bypassed during light-on periods compared to light-off periods. Maximum passage was observed more than one half hour after light activation. Illumination duration, light location, and intensity appeared to be important parameters related to mercury light effectiveness.
Annapolis Tidal Station McKinley and Patrick (1988)	river herring American shad	NR	Night	Adult and juvenile fish demonstrated slight attraction to mercury light.
Hell's Gate Toner (1988)	river herring	Positioned at entrance to fish bypass	Night	Attracted alewife to bypass, however no passage of fish was observed
Haandrik Haddingh and Smythe (1997)	European eel	above water	Night	Mercury lights were tested in combination with underwater incandescent lights. The estimated deflection rate for the light was 66 percent.
<b>Cage and Open Water Tests</b>				
Kingsford Winchell et al. (1997) EPRI (1998)	riverine spp	2 lights, 175W	day, night	No responses to mercury light were observed for any of the species that were evaluated during cage tests.

Site and Reference	Target/ Abundant Species	Mercury Light Specifications	Ambient Light Conditions	General Study Conclusions
Michaud and Taft (1999)				
Ludington EPRI (1990)	freshwater spp	Hydro-Products model L2, 1000W	Night	Fish abundance in the vicinity of the mercury lights was about twice as high when the lights were operated compared to control periods.
<b>Laboratory Tests</b>				
University of Washington Puckett and Anderson (1988) Nemeth (1989) EPRI (1990) Nemeth and Anderson (1992)	coho salmon Chinook salmon steelhead trout Atlantic salmon	Hydro-Products model L2, 1000W	day, night	Fish responses to mercury light were varied and inconsistent. Attraction was exhibited by steelhead trout fry and chinook salmon, which avoided dim mercury light. Chinook salmon and coho salmon avoided full-intensity mercury light.
University of Iowa EPRI (1990)	hybrid bass gizzard shad largemouth bass sunfish spp walleye channel catfish	Hydro-Products model L2, 1000W	day, night (channel catfish only)	Little or no attraction to mercury light was observed for the species tested. Largemouth bass, channel catfish, and walleye exhibited avoidance reactions.
Turners Falls NUSCO (1986)	American shad blueback herring	250W, with and without blue filter	day, dusk, night	Both species were attracted to blue-filtered and unfiltered mercury light. Attraction responses were observed during nighttime hours, but not during daylight hours.
Ontario Hydro Rodgers (1983)	alewife rainbow smelt	250W with blue plastic filter	Dark	Mercury light alone and in combination with other behavioral devices significantly improved the ability of a hydrostatic pump to collect fish.

## 8.9 Anhang 9: Feld-, Käfig- und Laborstudien über andere Lampentypen aus [69]

Site and Reference	Target/ Abundant Species	Light System Description	Ambient Light Conditions	General Study Conclusions
<b>Cooling Water Intake Field Tests</b>				
Amer Hadderingh and Smythe (1997)	European eel	30 fluorescent lamps located on river bottom 8 m in front of intake	Night	The estimated deflection rates for the fluorescent lights were 62 and 74 percent for yellow and silver eels, respectively.
Bergum Hadderingh and Smythe (1997)	European eel	incandescent lamps (tungsten filament, continuous spectrum) located on river bottom 5 m in front of intake	Night	The underwater incandescent lights were tested in combination with overhead mercury lights. Estimated deflection rates for the light system were 51 and 25 percent for yellow and silver eels, respectively.
<b>Hydroelectric/Water Diversion Field Tests</b>				
Richard B. Russell Pickens (1992) Ploskey et al. (1995) Nestler et al. (1995) Nestler et al. (1998)	blueback herring	Sodium lights located on each bank of the tailrace to attract fish away from the turbine intakes during pumpback operation	Night	Significantly higher densities of fish were found in the illuminated areas of the tailrace
Mattaceunk (Weldon Dam) Great Northern Paper (1995) Georgia-Pacific Corp. (1989, 1990)	Atlantic salmon	Incandescent lights were used to illuminate the downstream bypass entrance: used in conjunction with strobe light repelling system	Night	Increased collection efficiencies of 37 and 82 percent for mercury light
Pejepscot NDT et al. (1997)	<i>Alosa</i> spp	Backlit weirs with 50 W halide lights, and lit bypass entrance with 500 W quartz floodlights	Night	Only 34% of the total emigrating alewives passed through the turbines with the behavioral deterrent system in place
<b>Cooling Water Intake Field Tests</b>				
Rolfe Canal NDT and Lakeside Engineering (1995)	Atlantic salmon	75W incandescent lights placed over downstream fishway entrance	24-hour testing	During this study, incandescent lights were evaluated as part of an integrated downstream passage system that also included strobe lights and physical design features. Testing in 1993 and 1994 indicated that the integrated system designs that were evaluated were not effective at increasing bypass efficiency.
Dietfurt Hadderingh and Smythe (1997)	European eel	79 fluorescent lamps located on river bottom at a 20 degree angle; light array was 110 m long beginning 80 m upstream of intake	night	The estimated deflection rate of eels by the fluorescent lamps was 8 percent.
Haandrik Hadderingh and Smythe (1997)	European eel	9 incandescent lamps (200W) located on river bottom 4 m in front of intake		The underwater fluorescent lights were tested in combination with mercury lights. The estimated deflection rate of eels by the combined light system was 66 percent.
Poutes Project Larinier and Boyer-Bernard (1991)	Atlantic salmon			
Rocky Reach Dam Anderson et al. (1988)	Pacific salmon	incandescent lights located downstream of trash rack and above submerged traveling screen	24-hour testing	The backlighting of the trash rack with incandescent lights did not improve fish guidance efficiency of the submerged traveling screens.
<b>Cage and Open Water Tests</b>				
Roza Diversion Dam Amaral et al. (1998)	Chinook salmon	Single underwater drop light	42-hour testing	No detectable response in species tested

Site and Reference	Target/ Abundant Species	Light System Description	Ambient Light Conditions	General Study Conclusions
Kingsford Winchell et al (1997) EPRI (1998) Michaud and Taft (1999)	Riverine spp	Overhead sodium, underwater mercury lights in a test cage	Night	No detectable response in species tested
River Vecht River Regge Haddingh and Smythe (1997)	European eel	Row of 9, 200 W incandescent lights on the river bottom and 2 (200 W) high pressure mercury lights above the water surface	Night	Up to 85 percent deflection of eel at Regge
<b>Laboratory Tests</b>				
San Onofre Jahn and Herbinson (1999)	Marine spp	2 and 3 tungsten incandescent lights (also used with strobes) located above test pool	Dark- and light-adapted fish	Significant attraction to the steady light source was exhibited by dark-adapted fish
KEMA Environmental Services Haddingh and Smythe (1997)	European eel	200 W continuous spectrum, 36 W incandescent, and strobe light	Dark	Deflection percentages of 57-86 % for three lamp types, no significant difference in deflection was detected between lamp types at low water velocities
University of Washington Puckett and Anderson (1988)	Chinook salmon	200W, 100W, 40W, and 20W lights located above water	varied	Fish response to stimulus light was dependent on ambient light levels. Maximum attraction to the stimulus light was when its intensity was equal to ambient light intensity. Active avoidance was observed when the intensity of the stimulus light was 100 times ambient light intensity.

## 8.10 Anhang 10: Feldversuche mit optischen Scheuchanlagen aus [52]

Site	Fish species	Lighting device	Effectiveness
Mattaceunk (Weldon Dam)	Atlantic salmon	Strobe (200 fl/min)	Effective on upstream units but not downstream
Rolfe Canal	Atlantic salmon	Strobe (300 fl/min)	Ineffective
McNary Dam	Pacific salmon smolt	Strobe (150, 200 fl/min)	Effective in repelling from juvenile bypass screen
Rocky Reach Dam	Pacific salmon	Strobe	Ineffective at improving submerged traveling screen performance
Puntledge	Coho salmon	Strobe (60 fl/min)	Ineffective when coupled with hanging chains
Burbank No.3	Pacific salmon	Strobe (300 fl/min)	Inconclusive
Hiram H. Chittenden Locks	Sockeye salmon	Strobe	Effectively repelled away from rock filled culvert
Four Mile Dam	Bullhead, shiner	Strobe (300 fl/min)	Reduced entrainment
York Haven	American shad	Strobe (300 fl/min)	Effective in driving fish through sluice
Hadley Falls	American shad	Strobe (300 fl/min)	Ineffective in excluding from canal
Mattaceunk (Weldon Dam)	Atlantic salmon	Mercury light	Increased bypass use with back-light inlets
Turners Falls	Atlantic salmon	Mercury light	Overhead light attracted fish to sluiceway
Wapatox	Pacific salmon, steelhead	Mercury light	Improved bypass rates with correct light intensity
Wanapum	Pacific salmon steelhead	Mercury light	Inconclusive
Poutes Project	Atlantic salmon	Mercury light	3 to 5 fold increase in bypass use
York Haven	American shad	Mercury light	No effect
Hadley Falls	American shad blueback herring	Mercury light	No effect
Annapolis Tidal Station	American shad blueback herring	Mercury light	Slight attraction
Richard B. Russell	Blueback herring	Sodium lights	Attracted fish away from pump storage
Mattaceunk	Atlantic salmon	Incandescent	Increased collection
Rolfe Canal	Atlantic salmon	Incandescent	Ineffective
Rocky Reach Dam	Pacific salmon	Incandescent	Back-lighting trashrack did not improve collection

## 8.11 Anhang 11: Studien über akustische Scheuchanlagen aus [17]

Gewässer / Anlage	Installation	Randbedingungen	Wirkung	Autor
River Foss (United Kingdom) / Wasserentnahmebauwerk	SPA mit 6 Unterwasserlautsprechern vor dem Einlauf in die Pumpen Anströmgeschwindigkeit ca. 0,5 m/s Installiert: 1994	Entnommener Abfluss 32 m <sup>3</sup> /s	Döbel: 88 % Hasel: 76 % Brachsen: 74 % Ukelei: 72 % Rotaugen: 68 % Flussbarsch: 56 %  Gesamtreduktion: 80 %	WOOD et al., 1994
Tee Mündung (United Kingdom) Kernkraftwerk Hartlepool	SPA mit 12 Unterwasserlautsprechern vor 8 "onshore" Kühlwasserentnahmebauwerken Experiment: 1995	Entnommener Abfluss 34 m <sup>3</sup> /s	Hering: 80 % Sprotte: 60 %  Gesamtreduktion: 56 %	TURNPENNY et al., 1995

Gewässer / Anlage	Installation	Randbedingungen	Wirkung	Autor
Schelde Mündung (Belgien) / Kernkraftwerk Doel	SPA mit 20 Unterwasserlautsprechern vor 2 "offshore" Kühlwasserentnahmebauwerken Anströmgeschwindigkeit ca. 0,48 m/s Installiert: 1997	Entnommener Abfluss 25 m <sup>3</sup> /s	Hering: 98 % Sprotte: 97 % Meeresbarsch 89 % diverse Grundeln: 75 %  Gesamtreduktion: 80 %	MAES et al., 1999
Farmoor Water (United Kingdom) / Pumpstation zur Wasserentnahme	SPA mit 8 Unterwasserlautsprechern vor dem Einlauf in 4 Entnahmebauwerken Installiert: 1998	Mittlerer Abfluss: 3,6 m <sup>3</sup> /s Wasserentnahme während der Tests 1,5 m <sup>3</sup> /s	Verschiedene Arten, hauptsächlich Flussbarsch: 80 %	TURNPENNY et al., 1998
River Frome (United Kingdom) / Versuchseinrichtung am Institute of Freshwater Ecology	24 m langes BAFF - System zur Ableitung von Smolts in einen Bypass, Zählung der Fische per "fish counter" Experiment: 1995	Abflussaufteilung: Abfluss: 75 % Bypass: 25 %	Lachs: 88 % Meerforelle: 88 %	WELTON et al., 1996
River Clyde (United Kingdom) / Wasserkraftwerk Blantyre	24 m langes BAFF - System Anströmgeschwindigkeit ca. 0,75 m/s Experiment: 1996	Abflussaufteilung: Turbine: 95 % Bypass: 5 %	Lachs: 74 % Meerforelle: 74 % übrige Arten: 92 %	FISH GUIDANCE SYSTEMS Ltd & HYDRO ENERGY DEVELOPMENTS Ltd, 1996
Nive (Frankreich), Wasserkraftwerk Halsou	35 m langes BAFF - System im Oberwasserkanal des Kraftwerks; 60-600 Hz: Anströmgeschwindigkeit ca. 0,25 – 1,44 m/s	Abflussaufteilung: stark wechselnd	Bei Experimenten im Jahr 1997 kein nachweisbarer Effekt auf Lachssmolts	GOSSET & TRAVADE; 1999
Saale (Thüringen), Wasserkraftwerk Jägersdorf	Schall mit Frequenzen von 100 bis 450 Hz, bei einem Schalldruck von 140 bis 160 dB	Installation am Einlaufbauwerk eines Umleitungskraftwerks	An den meisten Fischarten konnte keine Scheuchwirkung festgestellt werden. Nur bei der Bachforelle zeigten sich deutliche Scheucheffekte.	SCHMALZ, 2002a

## 8.12 Anhang 12: Studien über akustische Scheuchanlagen aus [52]

Site	Fish species	Sound device	Effectiveness
Hiram M Chittenden Locks	Sub-yearling and yearling Pacific salmon and steelhead trout	Transducer (300/400 Hz)	Ineffective
Bonneville Dam turbine intakes	Pacific salmon smolt	Transducer (300/400 Hz)	Ineffective
Georgiana Slough	Chinook salmon smolt	Transducer (300/400 Hz)	Less than 60% effective
Wilkins Slough	Chinook salmon	Transducer (300/400 Hz)	Inconclusive
Reclamation District 1004	Chinook salmon	Transducer (300/400 Hz)	56 to 60% effective
Berrien Springs	Chinook salmon steelhead trout	Transducer (mixed frequency between 100 and 1000 Hz)	Unquantified reduction
Buchanan	Chinook salmon steelhead trout	Transducer (mixed frequency between 100 and 1000 Hz)	81% guidance chinook salmon 94% guidance steelhead
Puntledge	coho salmon	Popper	No effect
McNary Dam	Pacific salmon	Infrasound/piston ( $\leq 20$ Hz)	Inconclusive
Sandvikselven River (Norway)	Atlantic Salmon	Infrasound/piston (10 and 150 Hz)	10 Hz - potentially effective 150 Hz no effect
Roza Diversion Dam	Chinook salmon	Infrasound/piston (rotating valve 10-50 Hz)	No response
Hiram M. Chittenden Locks	Pacific salmon -sub yearling chinook	Infrasound/piston (10 Hz) and rotating valve (10-30 Hz)	Piston - mild avoidance valve - ineffective
Rolfe Canal	Atlantic salmon	Infrasound (air-driven pneumatic oscillators)	Mild avoidance
York Haven	American shad	Transducer (120-125 kHz)	Repelled juveniles from powerhouse guiding them to a sluice
Vernon	American shad	Transducer (125 kHz)	Repelled juveniles from powerhouse
Hadley Falls	American shad	Transducer (161.9 kHz)	Generate strong avoidance and guidance
Hadley Falls	American shad	Hammers	Inconclusive
Lennox	Yellow perch, pumpkinseed, black crappie, rock bass	Fish drone (27, 64, 99, and 153 Hz) Hammer	Little effect at 27, 64, and 99 Hz, noticeable response at 153 Hz. hammer - no effect

### 8.13 Anhang 13: Studien über akustische Scheuchanlagen aus [53]

Location	Fish Species	Diversion Efficiency, Significance Level	Reference
R. Foss flood relief pumping station, York (32 m <sup>3</sup> .s <sup>-1</sup> ) [Freshwater- river]	Chub ( <i>Leuciscus cephalus</i> ) Roach ( <i>Rutilus rutilus</i> ) Bleak ( <i>Alburnus alburnus</i> ) Bream ( <i>Abramis brama</i> ) Perch ( <i>Perca fluviatilis</i> ) All species	87% P<0.02 68% P<0.001 72% P<0.05 74% P<0.05 56% P<0.05 80% P<0.001	Wood <i>et al.</i> , 1994
Hartlepool nuclear power station (34 m <sup>3</sup> .s <sup>-1</sup> ) [marine]	Herring ( <i>Clupea harengus</i> ) Sprat ( <i>Sprattus sprattus</i> ) Whiting ( <i>Merlangius merlangus</i> ) Other swimbladder fish Non-swimbladder fish	79% P<0.01 60% P<0.05 54% P<0.05 55% P<0.05 16% P>0.05	Turnpenny <i>et al.</i> , 1995; Turnpenny & Nedwell, in press.
Blantyre Hydro-electric plant (20 m <sup>3</sup> .s <sup>-1</sup> ) [Freshwater - river]	Salmon ( <i>Salmo salar</i> ) Mixed cyprinid species	74% P<0.02 92% P<0.02	Anon., 1996
Farmoor Water Supply Intake [Freshwater - river]	Coarse fish, mainly perch ( <i>Perca fluviatilis</i> )	87% P<0.02	Turnpenny <i>et al.</i> , 1998
Doel 3 & 4 Nuclear Power Station [Estuarine]	Herring Sprat Smelt ( <i>Osmerus eperlanus</i> ) Bass ( <i>Dicentrarchus labrax</i> ) Flounder ( <i>Platichthys flesus</i> ) Gobies ( <i>Pomatoschistus spp.</i> ) Crustaceans	95% P<0.001 88% P<0.001 64% P=0.004 76% P<0.001 38% P<0.05 46% P=0.028 50% P>0.05	Maes <i>et al.</i> , 2004

## 8.14 Anhang 14: Studien von Infraschall-Scheuchanlagen aus [71]

Site and Reference	Target / Abundant Species	Infrasound Device Tested	Frequencies Evaluated	General Study Conclusions
Cooling Water Intake Field Tests -Tests with infrasound have not been conducted at any cooling water intake				
<b>Hydroelectric/Water Diversion Field Tests</b>				
McNary Dam Johnson and Ploskey (1998)	Pacific salmon	Piston; PMG	<20 Hz	Inconclusive results due to limited visibility
Sandvikselven River (Norway) Knudsen et al. (1994)	Atlantic salmon	Piston	10 Hz and 150 Hz	10 Hz revealed potential effectiveness as a deterrent, 150 Hz had no repelling affect
<b>Cage and Open Water Tests</b>				
Roza Amaral et al. 1998	Chinook salmon	PMG	10–50 Hz	No response detected
Hiram M. Chittenden Locks Ploskey et al. 1998	Pacific salmon	Piston; PMG	10 Hz (piston) 10-30 Hz (PMG)	Piston caused mild avoidance in sub-yearling chinook salmon, PMG was ineffective at eliciting an avoidance response
Kingsford Winchell et al. (1997) EPRI (1990) Michaud and Taft (1999)	Potamodromous spp	PMG	5–60 Hz	Mild initial avoidance response for some species, ineffective in all others tested
Rolfe Canal Lakeside Engineering (1996)	Atlantic salmon	7 infrasound generators (air-driven pneumatic oscillators)	15 Hz	Mild avoidance behavior was observed
Sommaroyhamn Holand and Walso (1988)	Cod	Low-frequency transducer (details on model or design were not reported)	30 Hz	Initial deterrent effect, reduced over time and exposure
Site and Reference	Target / Abundant Species	Infrasound Device Tested	Frequencies Evaluated	General Study Conclusions
<b>Laboratory Tests</b>				
PNNL Mueller et al. (1999)	Rainbow trout Chinook salmon Brook trout	VDS opposable piston	10 Hz	Initial avoidance response, significant habituation after fifth exposure
PNNL Mueller et al. (1998)	Rainbow trout Chinook salmon	Opposable piston (Simrad); piston (EESCO prototype)	10-14 Hz (Simrad piston) 7 Hz (EESCO piston)	Ineffective at eliciting a continuous flight and avoidance response, some initial responses were observed
Oregon State University Knudsen et al. (1997)	Chinook salmon Rainbow trout	Piston	10 Hz	Initial flight response decreasing to steady avoidance after repetition
University of Oslo Knudsen et al. (1992)	Atlantic salmon	Piston	10 Hz	Initial avoidance response

## 8.15 Anhang 15: Screening-Methoden für Süßwasserstandorte und Marine Standorte nach [53]

Freshwater						
Fish species	Life stage	Canal / Industrial / Potable supplies & Fish farms	Thermal Power Plant	Hydro Electric Power Plant: Low Head	Hydro Electric Power Plant: High Head	Outfalls
Salmonids and Coregonids	Juvenile	Passive Mesh, PWWC, Sub-gravel intakes, MLES, Acoustic, Light, Bubble	Passive Mesh, PWWC, Coanda, Acoustic, Light, Bubble	Acoustic, Light, Bubble	Passive Mesh, Coanda, Acoustic, Light, Bubble	
	Smolts	Passive Mesh, Vertical/inclined Bar rack, Coanda, PWWC, Sub-gravel intakes, Rotary Discreen, Modular Inclined, Louvre, Acoustic, Light, Bubble	Passive Mesh, Vertical/inclined Bar rack, PWWC, Coanda, Rotary Discreen, Modular Inclined, Louvre, Acoustic, Light, Bubble	Passive Mesh, Vertical/inclined Bar rack, Louvre, Acoustic, Light, Bubble	Passive Mesh, Vertical/inclined Bar rack, Coanda, Modular Inclined, Louvre, Acoustic, Light, Bubble	
	Adult	Passive Mesh, Vertical/inclined Bar rack, Coanda, PWWC, Rotary Discreen, Sub-gravel intakes, Modular Inclined, Louvre, Electric, Acoustic	Passive Mesh, Vertical/inclined Bar rack, PWWC, Coanda, Rotary Discreen, Modular Inclined, Louvre, Acoustic, Light	Passive Mesh, Vertical/inclined Bar rack, Louvre, Acoustic, Light	Passive Mesh, Vertical/inclined Bar rack, Coanda, Modular Inclined, Louvre, Acoustic, Light	Vertical/Inclined Bar Rack, Electric
Lampreys	Juvenile	Passive Mesh, Coanda, PWWC, Sub-gravel intakes	Passive Mesh, Coanda, PWWC	Electric	Passive Mesh, Coanda	
	Adult	Passive Mesh, Coanda, PWWC, Rotary Discreen, Sub-gravel intakes, Modular Inclined, Electric, Deep channel bypass?	Passive Mesh, Coanda, PWWC, Rotary Discreen, Modular Inclined, Electric, Deep channel bypass?	Passive Mesh, Electric?, Deep channel bypass?	Passive Mesh, Coanda, Modular Inclined, Electric, Deep channel bypass?	Vertical/Inclined Bar Rack, Electric
Eels/Elver	Elver	PWWC, Sub-gravel intakes, MLES, Modular Inclined, Electric, Light	PWWC, Sub-gravel intakes, MLES, Modular Inclined, Electric, Light	Electric?, Light	Coanda, Electric, Light	
	Adult	Passive Mesh, Coanda, PWWC, Rotary Discreen, Sub-gravel intakes, Modular Inclined, Electric, Light, Deep channel bypass?	Passive Mesh, Coanda, PWWC, Rotary Discreen, Modular Inclined, Electric, Light, Deep channel bypass?	Passive Mesh, Electric, Light, Deep channel bypass?	Passive Mesh, Coanda, Modular Inclined, Electric, Light, Deep channel bypass?	Vertical/Inclined Bar Rack, Electric
Freshwater coarse fish	Juvenile	Passive Mesh, PWWC, Coanda, Sub-gravel intakes, MLES, Acoustic, Light, Bubble	Passive Mesh, PWWC, Coanda, Acoustic, Light, Bubble	Acoustic, Light, Bubble	Coanda, Acoustic, Light, Bubble	
	Adult	Passive Mesh, Vertical/inclined Bar, PWWC, Rotary Discreen, Coanda, Sub-gravel intakes, Modular Inclined, Louvre, Acoustic, Light, Bubble	Passive Mesh, Vertical/inclined Bar, PWWC, Rotary Discreen, Coanda, Modular Inclined, Louvre, Acoustic, Light, Bubble	Passive Mesh, Vertical/inclined Bar, Louvre, Acoustic, Light, Bubble	Passive Mesh, Vertical/inclined Bar, Coanda, Modular Inclined, Louvre, Acoustic, Light, Bubble	Vertical/Inclined Bar Rack, Electric
Freshwater benthics	Juvenile	Passive Mesh, Coanda, Blank off bottom, PWWC, MLES, Light, Bubble	Passive Mesh, Coanda, Blank off bottom, PWWC, Light, Bubble	Blank off bottom, Light, Bubble	Passive Mesh, Coanda, Light, Bubble	
	Adult	Passive Mesh, Vertical/inclined Bar, Rotary Discreen, Coanda, PWWC, Blank off bottom, MLES, Modular Inclined, Light, Acoustic	Passive Mesh, Vertical/inclined Bar, Rotary Discreen, Coanda, PWWC, Blank off bottom, MLES, Modular Inclined, Light, Acoustic	Passive Mesh, Vertical/inclined Bar, Blank off bottom, Light, Acoustic	Passive Mesh, Vertical/inclined Bar, Blank off bottom, Coanda, Modular Inclined, Light, Acoustic	

## Marine/Estuarine

Fish species	Life Stage	Large Thermal Power Plant with Onshore Intake	Large Thermal Power Plant with Offshore Intake	Small Thermal Power Plant / Desalination / Refineries	Outfalls
Salmonids	Smolts	PWWC screens where feasible; Acoustic, Bubble <i>with</i> Fish Return System otherwise.	PWWC screens where feasible; Velocity Cap <i>with</i> Acoustic, Bubble <i>with</i> Fish Return System otherwise. Keep opening above bed level.	PWWC alone <i>or</i> Acoustic, Bubble <i>with</i> Fish Return System	
	Adult				30-50 mm-spaced Bar Rack
Shads	Juvenile				
	Adult				30 mm-spaced Bar Rack
Lampreys	Juvenile				
	Adult				
Eels/Elver	Elver				
	Adult				
Marine/estuarine benthic	Juvenile				
	Adult				
Marine/estuarine demersal	Juvenile				
	Adult				
Marine/estuarine pelagic	Juvenile				
	Adult				