

**Umweltforschungsplan
des Bundesministeriums für Umwelt,
Naturschutz und Reaktorsicherheit**

Binnengewässer

FKZ (UFOPLAN): 3707 21 200

**Populationsdynamik diadromer Fischarten: Atlantischer Lachs
Salmo salar LINNAEUS, 1758, Meerforelle *Salmo trutta trutta*
LINNAEUS, 1758, Meerneunauge *Petromyzon marinus* LINNAEUS,
1758, Flussneunauge *Lampetra fluviatilis* (LINNAEUS, 1758) und
Europäischer Aal *Anguilla anguilla* (LINNAEUS, 1758)**

im Rahmen der
**Erarbeitung und Praxiserprobung eines Maßnahmenplans zur
ökologisch verträglichen Wasserkraftnutzung an der
Mittelweser**

Endbericht

von

PD Dr. Ralf Thiel (Projektleitung)
Dipl.- Biol. Victoria Magath (Projektbearbeitung)



Universität Hamburg
Biozentrum Grindel & Zoologisches Museum
Abteilung Ichthyologie



Im Auftrag
des Umweltbundesamtes Dessau

Ansprechpartner:
Stephan Naumann

Juli 2010

Berichts-Kennblatt

1. Berichtsnummer UBA-FB	2. II 2.4	3. UFOPLAN 3707 21 200
4. Titel des Berichts Populationsdynamik diadromer Fischarten: Atlantischer Lachs <i>Salmo salar</i> LINNAEUS, 1758, Meerforelle <i>Salmo trutta trutta</i> LINNAEUS, 1758, Meerneunauge <i>Petromyzon marinus</i> LINNAEUS, 1758, Flussneunauge <i>Lampetra fluviatilis</i> (LINNAEUS, 1758) und Europäischer Aal <i>Anguilla anguilla</i> (LINNAEUS, 1758)		
5. Autor(en), Name(n), Vorname(n) PD Dr. Ralf Thiel Dipl.-Biol. Victoria Magath		8. Abschlussdatum Juli 2010
6. Durchführende Institution (Name, Anschrift) Universität Hamburg Biozentrum Grindel und Zoologisches Museum Martin-Luther-King-Platz 3 D-20146 Hamburg		9. Veröffentlichungsdatum Juli 2010
		10. UFOPLAN-Nr. 3707 21 200
7. Fördernde Institution (Name, Anschrift) Umweltbundesamt, Postfach 14 06, 06813 Dessau-Roßlau		11. Seitenzahl 91
		12. Literaturangaben 187
		13. Tabellen und Diagramme 23
		14. Abbildungen 13
15. Zusätzliche Angaben		
16. Kurzfassung Im Rahmen der schriftlichen Expertise zur Populationsdynamik des Atlantischen Lachses, der Meerforelle, des Meer- und Flussneunauges sowie des Europäischen Aals wurden mit Fokus auf die Überlebensraten relevante Populationsparameter sowie Mortalitätsursachen aus der Literatur zusammengetragen, evaluiert und deren Übertragbarkeit auf das Wesersystem geprüft. Die Datenlage für den Atlantischen Lachs wird als gut, für die Meerforelle und den Aal als ausreichend und für die Neunaugen als ungenügend eingeschätzt. Bearbeitete Populationsparameter für Lachs und Meerforelle waren die Eizahl (absolute und relative Fruchtbarkeit), die Überlebensraten vom 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 bearbeitet. Um den sich zukünftig ggf. ändernden Umweltbedingungen, Bestandsstrukturen und Wanderbedingungen im Wesersystem Rechnung zu tragen, wurden Mediane der relevanten Populationsparameter mit ihren Spannweiten (1. und 3. Quartil) berechnet, so dass Extremwerte ausgeschlossen wurden. Sofern verfügbar wurden plausible Werte für den Ist-Zustand und bei Lachs und Meerforelle auch für den Zustand bei Selbsterhalt der Populationen für die entsprechenden Lebensstadien für das Wesersystem angenommen. Falls vorhanden, wurde hierbei auf aktuell aus dem Wesersystem stammende Daten gesondert hingewiesen.		
17. Schlagwörter Überlebensraten, Mortalitätsursachen, diadrome Arten, Atlantischer Lachs, Meerforelle, Neunaugen, Europäischer Aal		
18. Preis	19.	20.

Report Cover Sheet

1. Report UBA-FB	No. 2. II 2.4	3. UFOPLAN 3707 21 200
4. Report Title Population dynamics of diadromous fish species: Atlantic salmon <i>Salmo salar</i> LINNAEUS, 1758, sea trout <i>Salmo trutta trutta</i> LINNAEUS, 1758, sea lamprey <i>Petromyzon marinus</i> LINNAEUS, 1758, river lamprey <i>Lampetra fluviatilis</i> (LINNAEUS, 1758) and European eel <i>Anguilla anguilla</i> (LINNAEUS, 1758)		
5. Autor(s), Family Name(s), First Name(s) PD Dr. Ralf Thiel Dipl.-Biol. Victoria Magath	8. Report Date July 2010	
	9. Publication Date July 2010	
6. Performing Organisation (Name, Address) Universität Hamburg Biocenter Grindel and Zoological Museum Martin-Luther-King-Platz 3 D-20146 Hamburg	10. UFOPLAN-Ref. No. 3707 21 200	
	11. No. of Pages 91	
	12. No. of Reference 187	
7. Sponsoring Agency (Name, Address) Umweltbundesamt, Postfach 14 06, 06813 Dessau-Roßlau	13. No. of Tables, Diagrams 23	
	14. No. of Figures 13	
15. Supplementary Notes		
16. Abstract In the framework of a written expertise on the population dynamics of different diadromous fish species (Atlantic salmon, sea trout, sea lamprey, river lamprey and European eel) both relevant population parameters and causes of mortality from the literature have been collected with focus on the survival rates. Data were evaluated and checked with regard to their applicability to the Weser system. The availability of data for Atlantic salmon was good, for sea trout and European eel sufficient, and for the two lamprey species insufficient. Number of eggs (absolute and relative fecundity), survival rates from egg to smolt, from smolt to returner, from kelt to repeated returner as well as spawner/returner ratio were estimated as relevant population parameters for Atlantic salmon and sea trout. For sea and river lamprey only the number of eggs could be analysed. Available survival rates of the European eel refer to the continental phase during its life history. Taking into consideration eventually changing environmental conditions, stock structures and migration possibilities in future, the median as well as the first and third quartile were calculated for the relevant population parameters. Based on this procedure, extreme values could be excluded. Plausible values were assumed for the relevant species and their life stages in the Weser system, if they were available for the present situation and for Atlantic salmon and sea trout also for the status in the case of self-sustaining populations. If available, actual data originated from the Weser system were pointed out separately.		
17. Keywords Survival rates, mortality reasons, diadromous species, Atlantic salmon, sea trout, lampreys, European eel		
18. Price	19.	20.

Inhaltsverzeichnis

Abkürzungsverzeichnis	6
1 Kurzfassung	7
2 Short version.....	12
3 Erhebung, Qualität und Auswertung der erhobenen Daten.....	17
3.1 Mortalitätsursachen	19
4 Überlebensraten des Atlantischen Lachses.....	20
4.1 Lebenszyklus des Atlantischen Lachses	20
4.2 Überlebensraten der verschiedenen Lebensstadien und Einschätzungen für das Wesersystem.....	21
4.2.1 Eizahlen weiblicher Lachse	21
4.2.2 Überlebensrate vom Ei bis zum Smolt	23
4.2.3 Überlebensrate vom Smolt bis zum Rückkehrer	25
4.2.4 Verhältnis Anzahl Laichfische / Anzahl Rückkehrer	29
4.2.5 Überlebensrate der Kelts	29
4.2.6 Zusammenfassung der Überlebensraten des Atlantischen Lachses.	31
4.3 Mortalitätsursachen für die verschiedenen Lebensstadien	31
4.3.1 Mortalitätsursachen vom Ei bis zum Smolt	32
4.3.2 Mortalitätsursachen vom Smolt bis zum Rückkehrer	33
4.3.3 Mortalitätsursachen der Kelts	33
5 Überlebensraten der Meerforelle.....	34
5.1 Lebenszyklus der Meerforelle.....	34
5.2 Überlebensraten der verschiedenen Lebensstadien und Einschätzungen für das Wesersystem.....	35
5.2.1 Eizahlen weiblicher Meerforellen	35
5.2.2 Überlebensrate vom Ei bis zum Smolt	36
5.2.3 Überlebensrate vom Smolt bis zum Rückkehrer	38
5.2.4 Verhältnis Anzahl Laichfische / Anzahl Rückkehrer	39
5.2.5 Überlebensrate der Kelts bis zum erneuten Laichaufstieg	40
5.2.6 Zusammenfassung der Überlebensraten der Meerforelle	41
5.3 Mortalitätsursachen für die verschiedenen Lebensstadien	42
5.3.1 Mortalitätsursachen vom Ei bis zum Smolt	42
5.3.2 Mortalitätsursachen vom Smolt bis zum Rückkehrer	43

	5.3.3	Mortalitätsursachen der Kelts	43
6		Überlebensraten des Meer- /Flussneunauges.....	44
6.1		Lebenszyklus der Meer- und Flussneunaugen.....	44
6.2		Überlebensraten der verschiedenen Lebensstadien und Einschätzungen für das Wesersystem.....	46
	6.2.1	Eizahlen weiblicher Neunaugen	46
	6.2.1.1	Eizahl weiblicher Meerneunaugen	46
	6.2.1.2	Eizahl weiblicher Flussneunaugen	47
	6.2.2	Überlebensraten der Adulttiere nach dem Laichvorgang	49
	6.2.3	Datenlage zu weiteren Lebensstadien.....	49
	6.2.4	Zusammenfassung der Überlebensraten der Neunaugen.....	49
6.3		Mortalitätsursachen der Neunaugen	50
	6.3.1	Meerneunauge.....	50
	6.3.2	Flussneunauge.....	51
7		Überlebensraten des Europäischen Aals	52
7.1		Lebenszyklus des Europäischen Aals	52
7.2		Überlebensraten der verschiedenen Lebensstadien und Einschätzungen für das Wesersystem.....	53
	7.2.1	Datenlage zu Überlebensraten in der marinen Phase.....	53
	7.2.2	Überlebensraten vom Beginn der kontinentalen Phase bis zum Stadium der fischereilichen Nutzung (ohne Glasaalfischerei).....	53
	7.2.3	Überlebensraten von Gelb- und Blankaalen während der Phase der fischereilichen Nutzung	54
	7.2.4	Überlebensraten während der Blankaalabwanderung ins Meer	56
	7.2.5	Zusammenfassung der Überlebensraten des Aals	57
7.3		Mortalitätsursachen für verschiedene Lebensstadien	57
	7.3.1	Mortalitätsursachen der marinen Lebensphase	57
	7.3.2	Mortalitätsursachen der kontinentalen Phase bis zum Blankaalstadium.....	58
	7.3.3	Mortalitätsursachen des Blankaalstadiums bis zur Abwanderung ins Meer	58
8		Zusammenfassung	60
9		Literatur	61
		Tabellenanhang	76

Abkürzungsverzeichnis

Ø	Durchschnittswert	NASCO	North Atlantic Salmon Conservation
0+Parr	Parr im 1. Lebensjahr		
0SW	Nullseewinter		Organisation
1+Parr	Parr im 2. Lebensjahr	NW	Nordwest
1SW	Einseewinter	pers.	persönlich
2SW	Zweiseewinter	rel.	relativ
3SW	Dreiseewinter	Repr.	Reproduktion
Abb.	Abbildung	s.	siehe
abs.	absolut	SD	Standardabweichung (standard deviation)
AG	Altersgruppe	SE	Standardfehler (standard error)
bzgl.	bezüglich		
bzw.	beziehungsweise	SGBALANST	Study Group on Data Requirements and Assessment Needs on Baltic Sea Trout
ca.	zirka		
cm	Zentimeter		
FL	fork length		
g	Gramm	SW	Seewinter
ggf.	gegebenenfalls	t	Tonne(n)
h	Stunde(n)	Tab.	Tabelle
ICES	International Council for the Exploration of the Sea	TL	Totallänge
inkl.	inklusive	vgl.	vergleiche
kg	Kilogramm	z.T.	zum Teil
km	Kilometer	WGBAST	Working Group on Baltic Salmon and Trout
max	maximal		
min	minimal	WGEEL	Joint EIFAC/ICES Working Group on Eel
mm	Millimeter		
MSW	Multiseewinter	WGNAS	Working Group on North Atlantic Salmon
N	Stichprobengröße		

1 Kurzfassung

Im Rahmen der schriftlichen Expertise zur Populationsdynamik des Atlantischen Lachses, der Meerforelle, des Meer- und Flussneunauges sowie des Europäischen Aals wurden mit Fokus auf die Überlebensraten relevante Populationsparameter sowie Mortalitätsursachen aus der Literatur zusammengetragen, evaluiert und deren Übertragbarkeit auf das Wesersystem geprüft.

Die Datenlage für den Atlantischen Lachs wird als gut, für die Meerforelle und den Aal als ausreichend und für die Neunaugen als ungenügend eingeschätzt. Bearbeitete Populationsparameter für Lachs und Meerforelle waren die Eizahl (absolute und relative Fruchtbarkeit), die Überlebensraten vom 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 bearbeitet. Um den sich zukünftig ggf. ändernden Umweltbedingungen, Bestandsstrukturen und Wanderbedingungen im Wesersystem Rechnung zu tragen, wurden Mediane der relevanten Populationsparameter mit ihren Spannbreiten (1. und 3. Quartil) berechnet, so dass Extremwerte ausgeschlossen wurden. Sofern verfügbar wurden plausible Werte für den Ist-Zustand und bei Lachs und Meerforelle auch für den Zustand bei Selbsterhalt der Populationen für die entsprechenden Lebensstadien für das Wesersystem angenommen. Wenn vorhanden, wurde hierbei auf aktuell aus dem Wesersystem stammende Daten gesondert hingewiesen.

Beim **Atlantischen Lachs** lag die Eizahl der Weibchen zwischen 5030 und 10530 (1. bzw. 3. Quartil, Median 6864 Eier). Die relative Fruchtbarkeit betrug im 1. Quartil 1600 und im 3. Quartil 2190 Eier pro kg Körpergewicht (Median 1862 Eier/kg). Für das Wesersystem wird eine absolute Eizahl der Lachsweibchen im Bereich des angegebenen 1. Quartils und eine relative Zahl von 840-1260 Eiern/kg erwartet. Eine absolute Eizahl im Bereich des 1. Quartils wird auch für eine sich selbst erhaltende Population angenommen.

Die Überlebensraten vom Ei bis zum Smoltstadium des Lachses wurden mit 0,81-1,60% (1. bzw. 3. Quartil, Median 1,24%) ermittelt. Für das Wesersystem wird für den

Istzustand eine Überlebensrate im Bereich des 1. Quartils angenommen. Für den Selbsterhalt einer Population müsste ein Wert im Bereich des dritten Quartils vorliegen, was durch Maßnahmen zur Verbesserung der Habitatqualität in den Laich- und Aufwuchsgebieten erreicht werden könnte.

Vom Smolt bis zum Rückkehrer traten bei Betrachtung natürlich reproduzierender Bestände Überlebensraten zwischen 1,17 und 5,80% (1. bzw. 3. Quartil, Median 2,75%) auf. Bei Tieren aus Besatzmaßnahmen lagen die Überlebensraten zwischen 0,51 und 2,55% (1. bzw. 3. Quartil, Median 0,96%). Für die aktuelle Situation wird das 1. Quartil der Spanne aus Besatzmaßnahmen für das Wesersystem erwartet. Eine sich selbst erhaltende Population benötigt dagegen eine Überlebensrate im Bereich des Medians der aus natürlicher Reproduktion stammenden Smolts.

Das Verhältnis von Laichfischen zu Rückkehrern wurde mit 0,5-0,9 (Median 0,75) ermittelt. Im Wesersystem wird ein gegenwärtiges Verhältnis von Laichfischen zu Rückkehrern im Bereich des Minimums vermutet. Um jedoch den Selbsterhalt einer Population zu gewährleisten, wäre der Maximalwert notwendig. Dieser kann im Wesersystem durch quantitative und qualitative Verbesserungen der Laichhabitate sowie durch eine verbesserte Durchgängigkeit des Flusssystem erreicht werden.

Die Überlebensrate von Kelts bis zum erneuten Laichaufstieg lag zwischen 7 und 15% (1. bzw. 3. Quartil, Median 8,2%). Für das Wesersystem wird momentan eine Überlebensrate von 0% angenommen.

Die anhand der verfügbaren Literaturangaben ermittelten möglichen natürlichen Mortalitätsursachen der Lachse sind für das Stadium vom Ei bis zur Smoltabwanderung Prädation durch Kormorane sowie Raubfische und Säuger, intra- und interspezifische Konkurrenz, Krankheiten und ungünstige Umweltbedingungen. Als anthropogen bedingte Mortalitäten gelten Einträge, Habitatveränderungen sowie Angler. Speziell bei der Smoltabwanderung kommen Entnahmen, Wasserkraft und kommerzielle Fischerei hinzu. Während der marinen Phase spielen neben anderen natürlichen Mortalitätsfaktoren Prädatoren eine wichtige Rolle. Die kommerzielle sowie die Angelfischerei treten ebenfalls als Mortalitätsursachen in Erscheinung. Erschöpfung

und Krankheiten nach dem Laichgeschäft, kommerzielle und Angelfischerei sowie Wasserkraft wurden in der Literatur als Mortalitätsursachen von Kelts erwähnt.

Weibliche **Meerforellen** wiesen eine absolute Eizahl zwischen 1408 und 5158 (1. bzw. 3. Quartil, Median 3500 Eier) auf. Die relative Fruchtbarkeit lag bei 2030-2358 Eiern pro kg Körpergewicht (Median 2146 Eier/kg). Beide Spannen werden für das Wesersystem angenommen. Um eine sich selbst reproduzierende Population aufrecht zu erhalten, wird eine Eizahl im Bereich des Medianwertes benötigt.

Die Überlebensrate vom Ei bis zum Smolt lag bei 0,20-1,0% (1. bzw. 3. Quartil, Median 0,52%). Diese Spanne wird ebenfalls für das Wesersystem angenommen. Der Selbsterhalt der Population würde im Bereich des Medianwerts sichergestellt werden.

Die Überlebensrate vom Smolt bis zum Rückkehrer betrug 6,7-18,0% (1. bzw. 3. Quartil, Median 14,9%) für Tiere aus natürlicher Reproduktion und 1,21-1,91% (1. bzw. 3. Quartil, Median 1,25%) für Tiere aus Besatzmaßnahmen. Für das Wesersystem wird die Spanne aus der natürlichen Reproduktion angenommen. Zur Gewährleistung des Selbsterhalts der Population ist der Median der Überlebensraten aus der natürlichen Reproduktion notwendig.

Das Verhältnis von Laichfischen zu Rückkehrern lag zwischen 0,67 und 0,99 (Median 0,81). Für das Wesersystem werden Werte innerhalb dieser Spanne mit Tendenz zum Minimum angenommen. Dieses ist außerdem für eine sich selbst erhaltende Population notwendig.

Die Überlebensrate der Kelts bis zur Rückkehr in den Fluss betrug 20-60% (Median 40%). Für das Wesersystem wird eine Überlebensrate der Kelts im Bereich des angegebenen Minimums erwartet. Um den Selbsterhalt der Population zu gewährleisten, ist mindestens dieser Minimalwert rückkehrender Kelts notwendig.

Die Mortalitätsursachen sind für die Meerforellen ähnlich wie für die Lachse. In der Literatur wurden für die juvenilen Stadien bis zur Smoltabwanderung Prädation durch Kormorane und andere Tiere, Konkurrenz, Krankheiten und ungünstige Umweltbedingungen als natürliche Mortalitäten angegeben. Als anthropogen bedingte

Mortalitätsursachen werden Einträge, Wasserkraft und Entnahmen genannt. Während der marinen Phase spielen Prädatoren und andere natürliche Ursachen eine Rolle, aber auch die kommerzielle und die Sportfischerei. Für die Kelts wurden in der Literatur die anthropogenen Mortalitätsursachen kommerzielle und Sportfischerei sowie Wasserkraft angegeben.

Die Eizahl weiblicher **Meerneunaugen** wurde mit 66973-89008 (1. bzw. 3. Quartil, Median 68599 Eier) basierend auf Literaturdaten angegeben. Die relative Fruchtbarkeit lag zwischen 204 und 463 Eiern pro g Körpergewicht (1. bzw. 3. Quartil, Median 344 Eier/g). Für das Wesersystem werden jedoch basierend auf eigenen Berechnungen absolute Eizahlen von 78744-239496 (Median 159120 Eier) angenommen. Die relative Fruchtbarkeit wird bei etwa 204 Eiern/g für Tiere aus dem Wesersystem erwartet.

Die Eizahl weiblicher **Flussneunaugen** lag zwischen 26500 und 35659 (1. bzw. 3. Quartil, Median 34000). Die relative Fruchtbarkeit wurde mit 274-389 Eiern pro g Körpergewicht (1. bzw. 3. Quartil, Median 328 Eier/g) angegeben. Diese Spannen werden für Flussneunaugen im Wesersystem angenommen.

Nach dem Laichvorgang sterben sowohl beim Meer- als auch beim Flussneunauge alle Tiere. Es gibt somit eine Überlebensrate von 0% nach dem Laichgeschäft.

Als mögliche Mortalitätsfaktoren der Neunaugen werden die Wasserkraft, Einträge und die Zerstörung von Laich- und Larvenhabitaten genannt.

Beim **Europäischen Aal** wurde für das Stadium der Jungaale bis zur kommerziellen Nutzung der Gelbaale eine Überlebensrate von 25% angegeben, die ebenfalls für das Wesersystem erwartet wird.

Während der Phase der fischereilichen Nutzung der Gelb- und Blankaale konnten Überlebensraten in Flüssen von 5 bis 27% (1. bzw. 3. Quartil, Median 22,75%) gefunden werden. Diese Spanne wird auch für das Wesersystem angenommen.

Für das Stadium der Blankaalabwanderung bis ins Meer wurden Überlebensraten von 10-30% (Median 20%) genannt. Für dieses Stadium reicht die Datenlage nicht aus, um

Überlebensraten für das Wesersystem abzuschätzen. Allerdings kann für das Wesersystem der VO (EG) 1100/2007 und dem Aalbewirtschaftungsplan folgend ein Soll-Wert von 40% sowie ein aktueller Ist-Wert von 62% bezogen auf einen Referenzwert von vor 1980 angegeben werden.

Mögliche Mortalitätsursachen während der marinen Phase sind Parasitenbefall der abwandernden Blankaale mit *Anguillicoloides crassus*, veränderte ozeanische Bedingungen, die Glasaalfischerei sowie Schadstoffe. Während der kontinentalen Phase werden als natürliche Mortalitäten Kormorane und andere Prädatoren, Konkurrenz und anderes erwähnt. Durch den Menschen verursachte Mortalität tritt durch kommerzielle und Sportfischerei, Wasserkraft, Einträge, Entnahmen und anderes auf.

2 Short version

In the framework of a written expertise on the population dynamics of different diadromous fish species (Atlantic salmon, sea trout, sea lamprey, river lamprey and European eel) both relevant population parameters and causes of mortality from the literature have been collected with focus on the survival rates. Data were evaluated and checked with regard to their applicability to the Weser system.

The availability of data for Atlantic salmon was good, for sea trout and European eel sufficient, and for the two lamprey species insufficient. Number of eggs (absolute and relative fecundity), survival rates from egg to smolt, from smolt to returner, from kelt to repeated returner as well as spawner/returner ratio were estimated as relevant population parameters for Atlantic salmon and sea trout. For sea and river lamprey only the number of eggs could be analysed. Available survival rates of the European eel refer to the continental phase during its life history. Taking into consideration eventually changing environmental conditions, stock structures and migration possibilities in future, the median as well as the first and third quartile were calculated for the relevant population parameters. Based on this procedure, extreme values could be excluded. Plausible values were assumed for the relevant species and their life stages in the Weser system, if they were available for the present situation and for Atlantic salmon and sea trout also for the status in the case of self-sustaining populations. If available, actual data originated from the Weser system were pointed out separately.

For **Atlantic salmon** total number of eggs ranged from 5030 to 10530 (first and third quartile, respectively; median 6864 eggs). Relative fecundity was 1600 eggs per kg fish weight as first and 2190 eggs per kg as third quartile (median 1862 eggs/kg). For the Weser system an absolute fecundity in the range of the first quartile and a relative fecundity of 840 to 1260 eggs/kg are assumed. An absolute fecundity of 5030 eggs is even necessary to achieve a self-sustaining stock.

Survival rate from egg to smolt was 0.81 to 1.60% (first and third quartile, respectively; median 1.24%). The survival rate in the Weser system is expected to correspond to the first quartile. To obtain a self-sustaining salmon population a survival rate of 1.60% is

necessary. This could be achieved by improving the habitat quality of spawning and nursery habitats.

Survival rate from smolt to returners for naturally reproducing stocks ranged from 1.17 to 5.80% (first and third quartile, respectively; median 2.75%). For fishes from stocked populations survival rate was 0.51 to 2.55% (first and third quartile, respectively; median 0.96%). Considering the present situation in the Weser system, the survival rate is assumed to correspond to the first quartile of stocked populations. However, a self-sustaining population requires a value in the range of the median for naturally reproducing smolts.

The spawner/returner ratio was 0.5-0.9 (median 0.75). In the Weser system the present spawner/returner ratio is expected to be about 0.5. To ensure a self-sustaining stock, the ratio must reach the maximum value. This can be achieved by quantitative and qualitative improvements of the spawning habitats and migration conditions of the river system.

Survival rate of kelts ranged from 7 to 15% (first and third quartile, respectively; median 8.2%). The current survival rate in the Weser system is assumed to be 0%.

For life stages from egg to smolt of Atlantic salmon, potential causes of natural mortality were predation by cormorants, predatory fishes and mammals, inter- and intraspecific competition, diseases and unfavourable environmental conditions. Pollution, habitat shifts and anglers are regarded as anthropogenic sources of mortality for this life stage. Considering smolt migration, further mortality factors are water abstractions, hydropower plants and commercial fisheries. During their seawater phase predators and other natural mortalities are relevant for Atlantic salmon. Furthermore, commercial fisheries and anglers occur as sources of anthropogenic mortality. Exhaustion and diseases after spawning as well as commercial fisheries, anglers and hydropower plants are mentioned as causes of mortality for kelts.

Absolute fecundity of female **sea trout** was 1408-5158 eggs (first and third quartile, respectively; median 3500 eggs) whereas relative fecundity was 2030-2358 eggs per kg fish weight (first and third quartile, respectively; median 2146 eggs/kg). Both ranges

are also assumed for sea trout in the Weser system. For a self-sustaining population, absolute fecundity of the median stated above is needed.

Survival rate from egg to smolt was 0.20 to 1.00% (first and third quartile, respectively; median 0.52%). This range is expected for the Weser system, too. A self-sustaining stock could be expected for a survival rate of about 0.52%.

Survival rate from smolt to returners to freshwater was found to be 6.7-18.0% (first and third quartile, respectively; median 14.9%) for naturally reproducing populations and 1.21-1.91% (first and third quartile, respectively; median 1.25%) for stocked populations. For the Weser system the range of naturally reproducing populations stated above is assumed. A self-sustaining stock could be maintained, if the median of the survival rates from naturally reproducing populations would occur.

The spawner/returner ratio ranged between 0.67 and 0.99 (median 0.81). Spawner/returner ratio in the Weser system is expected to be in the same range with a tendency to the minimum value. A value of 0.67 is needed to obtain a self-sustaining population.

Survival rate of the kelts to return to freshwater was 20 to 60% (median 40%). Survival of kelts in the Weser system is expected to be in the range of the minimum value. This value is also necessary to maintain a self-sustaining sea trout population.

Sources of mortality for sea trout are similar to those for Atlantic salmon. In the literature it is stated that predation by cormorants and other animals, competition, diseases and unfavourable environmental conditions causes natural mortality for life stages from egg to smolt migration. Anthropogenic mortality causes are pollution, hydropower plants and water abstractions. During seawater phase predators and other natural causes play a role, but also commercial fisheries and anglers. Commercial fisheries, anglers and hydropower plants are mentioned in the literature as mortality factors for kelts.

Female **sea lampreys** have an absolute fecundity of 66973 to 89008 eggs (first and third quartile, respectively; median 68599 eggs). Relative fecundity ranged from 204 to

463 eggs per g fish weight (first and third quartile, respectively; median 344 eggs/g). However, based on our calculations, absolute fecundity for sea lampreys in the Weser system is expected to range from 78744 to 239496 eggs (median 159120 eggs), whereas relative fecundity is assumed to be about 204 eggs/g.

Total number of eggs of **river lampreys** was found to be between 26500 and 35659 (first and third quartile, respectively; median 34000 eggs). Relative fecundity was 274-389 eggs/g (first and third quartile, respectively; median 328 eggs/g). Both ranges are also expected for river lampreys in the Weser system.

Both sea and river lampreys die after spawning. Therefore the survival rate after spawning is 0%.

Potential mortality factors for lampreys are hydropower plants, pollution and the destruction of spawning and larval habitats.

For **European eel** the survival rate of young eels up to the date of commercial utilization of yellow eels is expected to be 25%, which is assumed for the Weser system, too.

During the phase of commercial utilization of yellow and silver eels survival rates in rivers of 5 to 27% (first and third quartile, respectively; median 22.75%) were found. This range is assumed to exist in the Weser system, too.

For the stage of silver eel migration into the sea, survival rates of 10-30% (median 20%) were mentioned. Data records for this life stage are insufficient to evaluate the survival rates of this stage in the Weser system. However, due to VO (EG) 1100/2007 and the management plan for eel, a should-be value of 40% and a current value of 62% concerning the reference value from before 1980 is stated.

Possibly causes of mortality during the marine phase are infestations with *Anguillicoloides crassus* for silver eels, shifts in oceanographic conditions, glass eel fishery and contaminants. During the continental phase natural mortality by cormorants and other predators, competition and other factors are assumed. Commercial fisheries,

anglers, hydropower plants, pollution and water abstractions are mentioned in the literature as human-induced mortality.

3 Erhebung, Qualität und Auswertung der erhobenen Daten

Im Rahmen der schriftlichen Expertise zur Populationsdynamik des Atlantischen Lachses, der Meerforelle, des Meer- und Flussneunauges sowie des Europäischen Aals wurden verfügbare Daten aus der Literatur zusammengetragen. Die ausgewertete Literatur umfasste sowohl Arbeiten aus einschlägigen internationalen Fachzeitschriften, Buchbeiträge sowie sogenannte „graue Literatur“ und Forschungsberichte relevanter Science Committees und Working Groups des International Council for the Exploration of the Sea (ICES) wie die WGEEL, WGBAST, SGBALANST und die WGNAS. In die Arbeiten der WGNAS fließen im Rahmen eines Zusammenarbeitsabkommens zwischen ICES und der North Atlantic Salmon Conservation Organisation (NASCO) Informationen von der NASCO regulär mit ein.

Die verwendeten populationsdynamischen Parameter waren für den Lachs und die Meerforelle: absolute und relative Fruchtbarkeit, Überlebensrate vom Ei bis zum Smolt, Überlebensrate vom Smolt bis zum Rückkehrer, Verhältnis Laichfische/Rückkehrer, Überlebensrate vom Kelt bis zum Rückkehrer; für die Neunaugen: absolute und relative Fruchtbarkeit; für den Aal: Überlebensrate vom Beginn der kontinentalen Phase bis zur fischereilichen Nutzung der Gelbaale, Überlebensrate von Gelb- und Blankaal in der kommerziell genutzten Phase, Überlebensrate während der Blankaalabwanderung.

Soweit dies die Datenlage zuließ, wurden Überlebensraten mit rein natürlichen Mortalitätsursachen solchen Überlebensraten gegenübergestellt, bei denen sowohl natürliche als auch anthropogene Mortalitätsursachen vorhanden waren. Für Überlebensraten, bei denen keine Angaben zu den Mortalitätsursachen vorlagen und anthropogene Mortalität damit nicht zweifelsfrei ausgeschlossen werden konnte, wurde die Existenz sowohl anthropogener als auch natürlicher Mortalität angenommen.

Für alle betrachteten populationsdynamischen Parameter wurden für jede Literaturangabe die Mittelwerte für weitere Berechnungen verwendet. Sofern ausreichend Angaben vorhanden waren, wurden das 1. und 3. Quartil sowie der Median dargestellt. Waren nur zwei bis vier Literaturangaben für einen Parameter

vorhanden, wurden statt der Quartile neben dem Median Minimal- und Maximalwerte verwendet.

Weiterhin wurden plausible Werte für die entsprechenden Lebensstadien als Ist-Zustand für das Wesersystem angenommen. Sofern Literaturdaten direkt aus dem Wesersystem vorlagen, wurden diese gesondert herausgestellt und für die Einschätzung der aktuellen Situation im Wesersystem besonders berücksichtigt. Im Allgemeinen jedoch erschien die Übertragung einzelner Überlebensraten auf das Wesersystem nicht plausibel. Aufgrund von globalen klimatischen und anthropogen bedingten Veränderungen sind die Lebensräume im Wesereinzugsgebiet ebenfalls einem mittel- bis langfristigen Wandel unterworfen, dessen Ausmaß bisher nicht abgeschätzt werden kann. Aus diesem Grund wurde die Verwendung einer Spanne von Werten (1. und 3. Quartil) angestrebt, die aus einem Spektrum verschiedener Lebensräume mit unterschiedlichen Einflussfaktoren stammen. Die Quartile erweisen sich dabei als vorteilhaft, da sie 50% der vorhandenen Daten widerspiegeln, dabei aber Extremwerte nicht betrachten. Für die diadromen Arten mit vollständig abgedecktem Lebenszyklus (Atlantischer Lachs und Meerforelle) wurden außerdem Werte dargestellt, die für den Selbsterhalt einer Population notwendig sind.

Die Datenbasis für den Atlantischen Lachs wird als gut eingestuft. Für diese Art stand die größte Datenmenge zur Verfügung. Die Angaben stammen aus einem Zeitraum von 1930 bis heute. Die Datenbasis für die Meerforelle wird als ausreichend eingeschätzt. Die Literaturangaben stammen überwiegend aus nord- und nordwesteuropäischen Gewässersystemen und umfassen einen Zeitraum von 1976 bis heute. Für die beiden Neunaugenarten, Meer- und Flussneunauge, konnten der Literatur keine ausreichenden Datenmengen entnommen werden, um populationsbiologisch notwendige Überlebensraten abzuleiten und diese auf das Wesersystem zu übertragen. Es konnte lediglich eine Abschätzung der absoluten und relativen Fruchtbarkeit der Weibchen erfolgen. Die Daten stammen aus einem Zeitraum von 1933 bis 2007. Daten über das Meerneunauge waren fast ausschließlich nur aus Untersuchungen der nicht-anadromen Form verfügbar, welche in Nordamerika große Schäden an heimischen Fischarten verursacht (Howe et al. 2006, Young et al. 1990). Diese sind aber für eine Übertragung auf die zu untersuchende anadrome Form nicht oder nur sehr eingeschränkt geeignet. Deshalb wurde die absolute Eizahl mit

Hilfe der relativen Eizahl einer anadromen Population und Totallängen von Meerneunaugen aus Elbe und Luhe über eine Längen-Gewichts-Relation berechnet. Die Datenbasis für den Europäischen Aal hingegen wurde als ausreichend eingestuft. Der gesamte Lebenszyklus konnte jedoch nicht abgedeckt werden, da keine geeigneten Angaben zur Überlebensrate während der marinen Phase vom Ei bis zum Erreichen des Kontinentalschelfs und der Wanderung der Blankaale bis zu ihrem Laichplatz vorlagen. Die verfügbaren Daten umfassen den Zeitraum von 1976 bis 2000.

3.1 Mortalitätsursachen

Die verschiedenen Mortalitätsursachen konnten aufgrund der beschränkten Datenlage nur qualitativ untersucht werden. Am Ende eines jeden Kapitels zu einer Fischart wurden zum einen die möglichen Mortalitätsursachen, die ausschließlich der vorhandenen Literatur entnommen wurden, für die unterschiedlichen Lebensstadien dargestellt. Unter den **natürlichen Mortalitätsursachen** wurden der Kormoran, andere Prädatoren, Konkurrenz sowie andere natürliche Faktoren berücksichtigt. Die **anthropogen bedingten Mortalitäten** wurden in kommerzielle Fischerei, Sportfischerei, Wasserkraft, Entnahmen, Schadstoffeinträge sowie andere anthropogene Faktoren unterteilt. Zum anderen wurde ebenfalls beschrieben, welche Mortalitätsursachen von den spezifischen Quellen angegeben wurden, die Überlebensraten für die entsprechenden Lebensstadien lieferten.

4 Überlebensraten des Atlantischen Lachses

4.1 Lebenszyklus des Atlantischen Lachses

Der Atlantische Lachs *Salmo salar* LINNAEUS, 1758 ist ein anadromer Langdistanz-Wanderfisch, der seine Eier im Kiesbett der Oberläufe von Flüssen ablegt (Dirksmeyer 2008). Nach 70-160 Tagen schlüpfen die etwa 2 cm langen Dottersacklarven (Abb. 1), welche noch etwa 3-4 Wochen im Kiesbett verbleiben, bis sie als Brütlinge aufschwimmen und beginnen, selbst Nahrung zu suchen (Mills 1989). Nach mehreren Monaten, oft im ersten Sommer, entwickeln sich die Brütlinge zum Buntlachs oder Parr (Schneider 1999). Sie verbleiben in Mitteleuropa meist für 1-2 Jahre in diesem Stadium (Dirksmeyer 2008), in kälteren Regionen können es sogar 7-8 Jahre sein (Mills 1989, Schmidt 1996). Dann entwickeln sich die Buntlachse zum Smolt oder Silberlachs, der vom Süßwasser ins Meer abwandert (Schneider 1999). Die marine Phase dauert 1-3 Jahre (Dirksmeyer 2008). Die Lachse halten sich während dieser Zeit im Nordatlantik zwischen Norwegen, Großbritannien und Südgrönland auf (Dirksmeyer 2008). Danach kehren sie als Adulttiere in ihre Heimatgewässer zurück, um sich fortzupflanzen. Bei ihrer ersten Rückkehr zu den Laichplätzen nach einem Winter Meeraufenthalt bezeichnet man die dann noch relativ kleinen adulten Atlantischen Lachse als „Grilse“, nach dem Laichen als „Kelt“ (Allan & Ritter 1977). MSW-Lachse können ein Gewicht von über 10 kg erreichen (Schmidt 1996). Die meisten adulten Tiere, vor allem die Männchen, sterben wenige Wochen nach der Fortpflanzung (Mills 1989, Schneider 1999). Interessant ist, dass sich an der Befruchtung der Eier neben den aus dem Meer kommenden großen männlichen Hakenlachsen auch sogenannte kleine Struwitze beteiligen. Das sind frühreife Männchen (Hansen & Quinn 1998, Mills 1989), die bereits während des Süßwasseraufenthalts geschlechtsreif werden und bis zu 25 % der Eier befruchten können (Shearer 1992).

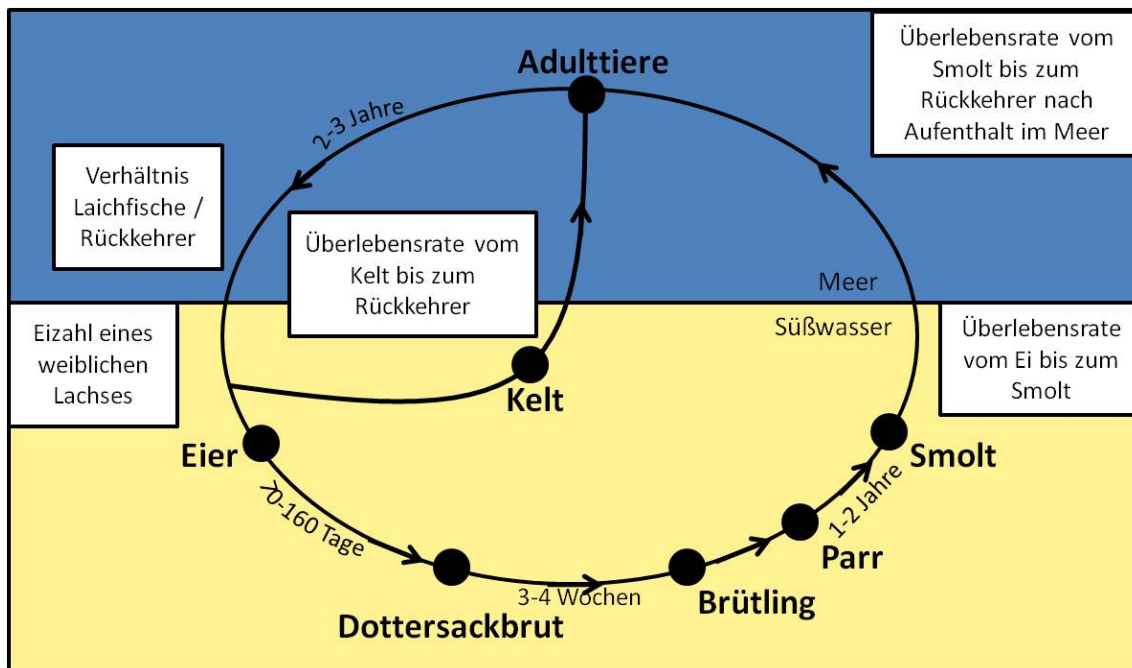


Abb. 1: Lebenszyklus des Atlantischen Lachses *Salmo salar* Linnaeus, 1758 mit Angabe der Lebenszyklus-Abschnitte, für die Teilüberlebensraten ermittelt wurden

4.2 Überlebensraten der verschiedenen Lebensstadien und Einschätzungen für das Wesersystem

4.2.1 Eizahlen weiblicher Lachse

In Anhang I sind 39 Angaben zur absoluten und 32 Angaben zur relativen Fruchtbarkeit weiblicher Atlantischer Lachse dargestellt. Die Mittelwerte aller absoluter Eizahlen finden sich in Abb. 2 wieder. Zwischen der Körpergröße der Weibchen und ihrer Eizahl besteht eine signifikante Abhängigkeit (Baum & Meister 1971, Heinimaa & Heinimaa 2004, Pope et al. 1961 in Mills 1989, Shearer 1992, vgl. auch Anhang I). Aus der verfügbaren Literatur ergab sich folgende Spanne für die absolute Fruchtbarkeit:

- 1. Quartil: 5030 Eier
- Medianwert: 6864 Eier
- 3. Quartil: 10530 Eier.

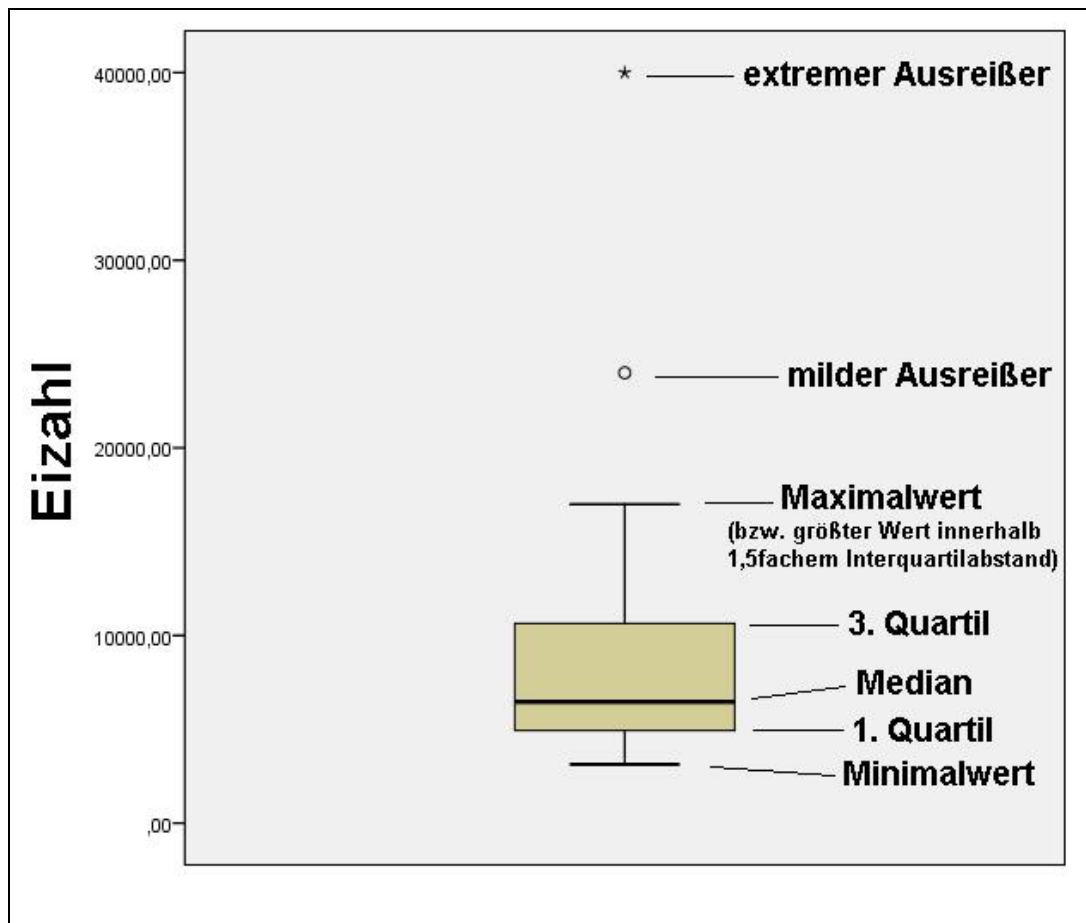


Abb. 2: Boxplot (Erklärungen in Grafik) der mittleren Eizahlen eines weiblichen Lachses (N=38)

Unter Berücksichtigung der 32 Literaturangaben für die relative Fruchtbarkeit von Lachsen ließen sich folgende Quartile berechnen:

- 1. Quartil: 1600 Eier/kg Körpergewicht**
- Medianwert: 1862 Eier/kg Körpergewicht**
- 3. Quartil: 2190 Eier/kg Körpergewicht.**

Im Vergleich dazu wird die relative Fruchtbarkeit wilder Lachse des Skjern A-Stamms auf 840-1260 Eier/kg geschätzt (Gert Holdensgaard, Danmarks Center for Vildlaks, schriftl. Mitteilung). Diese Werte liegen unter dem 1. Quartil aller Literaturwerte, wobei in Abhängigkeit von der Eigröße die Variabilität generell sehr hoch ist (Gert Holdensgaard, schriftl. Mitteilung). Da bisher die Besatzlachse für das Wesersystem

überwiegend aus dem Skjern A-Stamm hervorgehen (Ludwig Bartmann, Fischereidezement, Bezirksregierung Detmold; Jens Salva, Landesfischereiverband Weser-Ems e.V.), wird die Spanne der relativen Fruchtbarkeit von 840-1260 Eiern/kg gegenwärtig für das Wesersystem angenommen. Mit dem Aufbau und nach der Etablierung einer sich selbst reproduzierenden Lachspopulation im Wesersystem sind diese Werte unbedingt zu überprüfen und ggf. zu revidieren.

4.2.2 Überlebensrate vom Ei bis zum Smolt

Literaturangaben zu den Überlebensraten vom befruchteten Ei bis zum Smoltstadium sind in Anhang II aufgeführt. Nur für eine Literaturquelle konnten anthropogene Einflüsse in diesem Lebensstadium definitiv ausgeschlossen werden, während für die kombinierte Betrachtung der Überlebensraten bei natürlichen und anthropogenen Mortalitätsursachen (mit großer Wahrscheinlichkeit ohne Fischereimortalität) Angaben aus 15 Quellen zur Verfügung standen. Diese Werte werden in Abb. 3 dargestellt. Ausgehend von den Überlebensraten vom Ei bis zum Smolt mit vorhandenen anthropogenen Einflüssen auf die Laich- und Aufwuchshabitate der Lachse ergab sich folgende Spanne:

1. Quartil:	0,81%
Medianwert:	1,24%
3. Quartil:	1,60%.

Demgegenüber wiesen Lachse im Western Arm Brook (Kanada), bei denen anthropogene Beeinträchtigungen ausgeschlossen werden konnten, eine durchschnittliche Überlebensrate von 1,7% auf (Chadwick 1982). Dieser Wert ist zwar größer als $\frac{3}{4}$ der Überlebensraten, die sowohl anthropogene als auch natürliche Mortalitätsursachen beinhalten (Abb. 3), kann aber aufgrund der zu geringen Stichprobe nicht zu verallgemeinernden Aussagen herangezogen werden.

Das Lebensstadium vom Ei bis zum Smolt weist insgesamt nur sehr niedrige Überlebensraten mit einer geringen Spannweite auf, was auch aus dem 1. und 3.

Quartil ersichtlich wird. Da für das Wesersystem außerdem bis auf Weiteres von deutlichen anthropogenen Einflüssen ausgegangen werden muss und noch keine sich selbst erhaltende Population vorhanden ist, wird hier als Überlebensrate vom Ei bis zum Smolt das 1. Quartil angenommen. Für den Selbsterhalt einer Population, die beim Lachs im Wesersystem angestrebt wird, müsste das dritte Quartil vorliegen, was durch Maßnahmen zur Verbesserung der Habitatqualität in den Laich- und Aufwuchsgebieten erreicht werden könnte.

Im Vergleich zum Überleben vom Ei bis zum Smolt liegen die Überlebensraten aus der Literatur für das Stadium vom 0+-Parr bis zum Smolt im Mittel bei 12,4% (1. und 3. Quartil: 7,7 bzw. 35,0%, N = 11, s. Anhang III). Literaturangaben zum Überleben vom 1+-Parr bis zum Smolt weisen als 1. und 3. Quartil 15,0 bzw. 62,3% auf (Median 24,6%, N = 8).

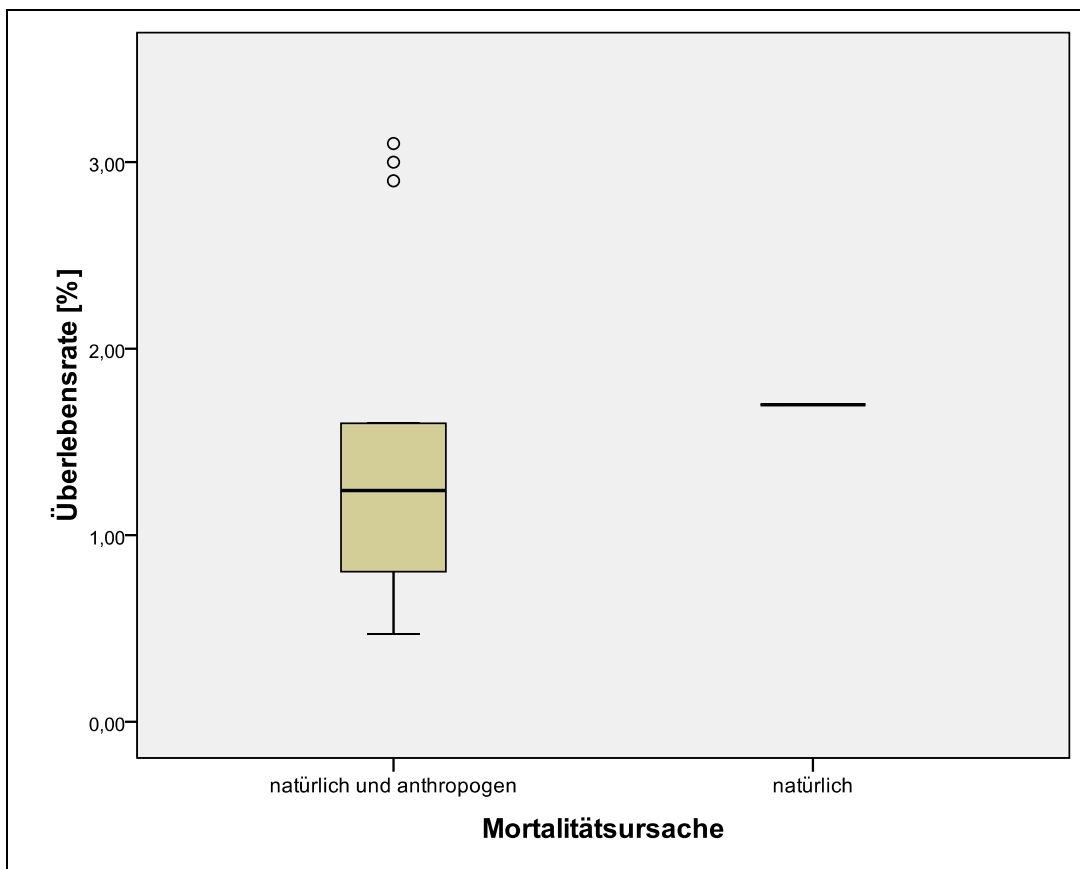


Abb. 3: Boxplots der Überlebensraten von Lachsen vom Ei bis zum Smolt
($N_{\text{natürlich und anthropogen}}=15$, $N_{\text{natürlich}}=1$)

4.2.3 Überlebensrate vom Smolt bis zum Rückkehrer

Von den vorhandenen Daten konnten für 12 Literaturangaben die Überlebensraten in solche inklusive fischereilicher Mortalität und solche exklusive fischereilicher Mortalität unterteilt werden (vgl. Anhang IV, Abb. 4).

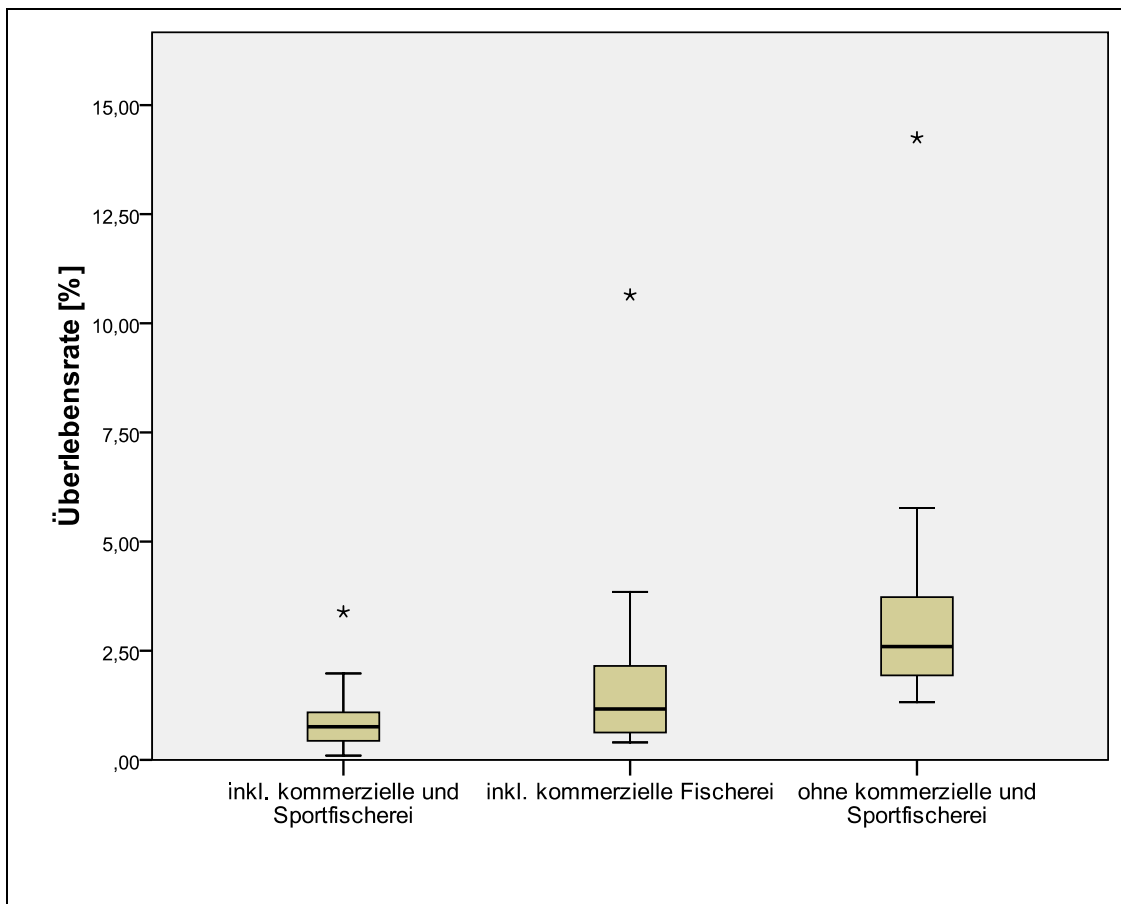


Abb. 4: Überlebensraten der Rückkehrer aller Altersgruppen bei Betrachtung unterschiedlicher Mortalitäten (inkl. Mortalität durch kommerzielle/Sportfischerei: n=11, inkl. kommerzieller Fischereimortalität: n=12, ohne kommerzielle/Sportfischerei: n=12)

Bei vorhandener kommerzieller und Sportfischerei ergab sich folgende Spanne der Überlebensraten:

- 1. Quartil: 0,44%**
- Medianwert: 0,76%**
- 3. Quartil: 1,09%.**

Unter Ausschluss jeglicher Fischerei- und Anglermortalität wurde folgende Spanne ermittelt:

1. Quartil:	1,94%
Medianwert:	2,60%
3. Quartil:	3,73%.

Zusätzlich wurden Überlebensraten vom Smolt bis zum Rückkehrer für unterschiedlich lange Aufenthalte im Meer zusammengestellt (Anhang V). In Abb. 5 sind die Überlebensraten für Daten dargestellt, die alle Altersgruppen zusammen betrachten, für solche, die nur 1SW analysiert haben und außerdem solche, die nur MSW betrachten. Smolts aus natürlicher Reproduktion und Smolts aus Besatzmaßnahmen wurden einander gegenüber gestellt, da Tiere aus Besatz eine höhere Mortalität aufweisen (Isaksson 1980, Locke 1998, Piggins 1980, vgl. Abb. 5). Mögliche Gründe für diese erhöhte Mortalität liegen in einer verringerten Nahrungsaufnahme, höherer Prädation, erhöhter Fischereimortalität und Inzuchtproblemen (Crozier et al. 1997, Jonsson et al. 2003, Piggins 1985). Aus den insgesamt 39 Literaturangaben zu den kombinierten Altersgruppen lag folgende Spanne der Überlebensraten für Smolts aus natürlicher Reproduktion und Smolts aus Besatzmaßnahmen vor:

	<u>natürliche Reproduktion (N = 22):</u>	<u>Besatz (N = 17):</u>
1. Quartil:	3,10%	0,33%
Medianwert:	5,95%	1,50%
3. Quartil:	11,60%	3,00%.

Unter Berücksichtigung von 117 Literaturangaben für 1SW-Lachse ergaben sich folgende Quartile der Überlebensraten:

	<u>natürliche Reproduktion (N = 56):</u>	<u>Besatz (N = 61):</u>
1. Quartil:	2,30%	1,00%
Medianwert:	5,30%	1,90%
3. Quartil:	7,90%	3,60%.

Aus 19 Quellen für MSW-Lachse wurden folgende Spannen für Smolts aus natürlicher Reproduktion und solchen aus Besatzmaßnahmen ermittelt:

	<u>natürliche Reproduktion (N = 14):</u>	<u>Besatz (N = 5):</u>
1. Quartil:	0,04%	0,02%
Medianwert:	0,19%	0,02%
3. Quartil:	3,70%	1,50%.

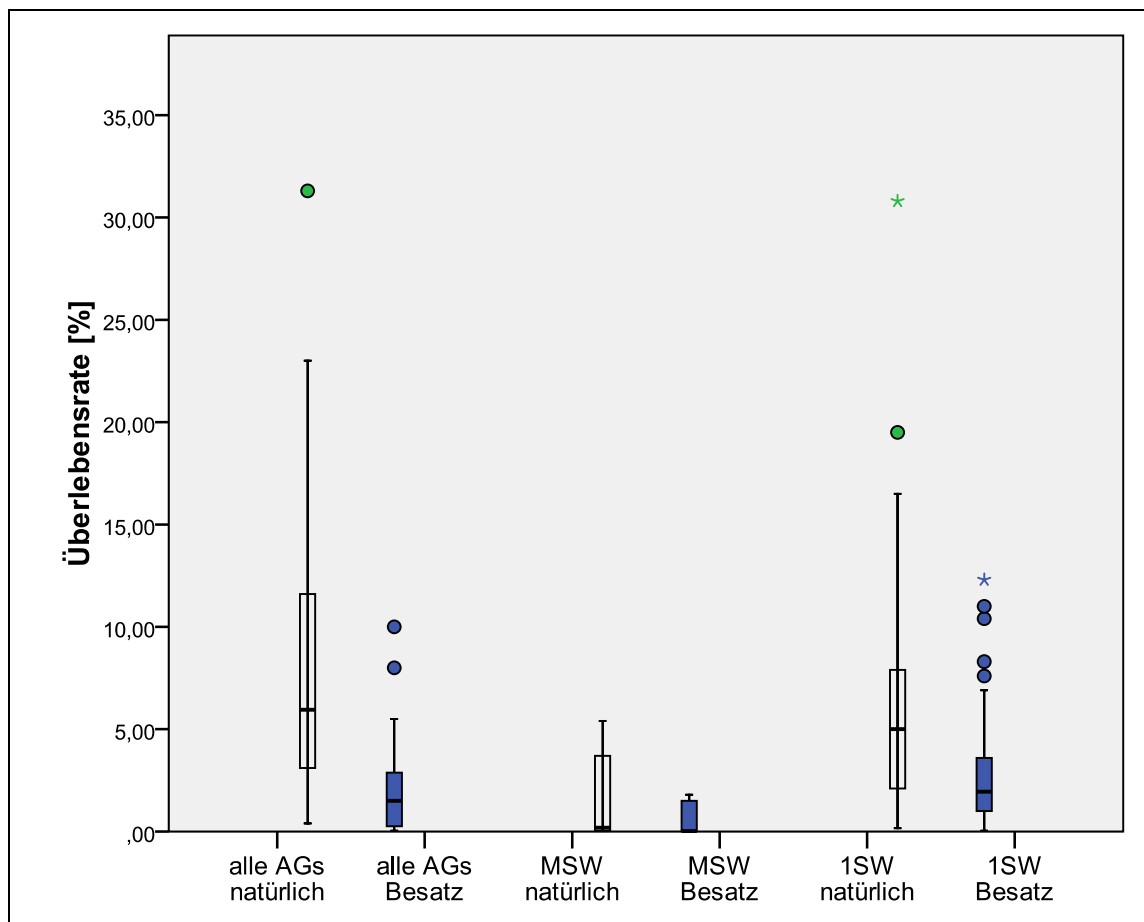


Abb. 5: Boxplots der Überlebensraten des Lachses vom Smolt bis zum Rückkehrer für verschiedene Altersgruppen aus natürlicher Reproduktion (grün) sowie Besatzmaßnahmen (blau), N = 22 für alle AGs, natürlich; N = 17 für alle AGs, Besatz; N = 14 für MSW, natürlich, N = 5 für MSW, Besatz; N = 56 für 1SW, natürlich; N = 61 für 1SW, Besatz

Da im Wesersystem Lachsbesatz mit Tieren aus dem Skjern A Stamm stattfindet und dieser einen Anteil an MSW von 50-65% aufweist (Jens Salva, schriftl. Mitteilung), wurden aus den oben angegebenen Spannen zu 1SW und MSW folgende Mittelwerte berechnet:

	<u>natürliche Reproduktion (N = 70):</u>	<u>Besatz (N = 66):</u>
1. Quartil:	1,17%	0,51%
Median:	2,75%	0,96%
3. Quartil:	5,80%	2,55%.

Für das Wesersystem werden die Überlebensraten im Bereich des 1. Quartils angenommen, wobei nach der aktuellen Situation nur Tiere aus Besatzmaßnahmen berücksichtigt werden sollten (vgl. Abschnitt 4.2.2). Eine sich selbst erhaltende Population benötigt eine Überlebensrate im Bereich des Medians der aus natürlicher Reproduktion stammenden Smolts. Hierbei sollen keine Smolts aus Besatzmaßnahmen betrachtet werden, da die sich selbst erhaltende Population sich entsprechend auch natürlich reproduziert. Da sich die verschiedenen Lachspopulationen in drei genetisch deutlich zu unterscheidende Formen (Baltik, nordöstlicher Atlantik, nordwestlicher Atlantik) unterteilen lassen (Schmidt 1996), stellt sich die Frage, inwieweit die Vermischung von Literaturdaten aus allen drei Formen für eine Übertragung auf das Wesersystem gerechtfertigt ist. Ein statistischer Vergleich der Überlebensraten natürlich reproduzierender Rückkehrer (1SW) von nordwestatlantischen sowie nordostatlantischen Populationen hat jedoch keine signifikanten Unterschiede ergeben (Mann-Whitney-U-Test, $U = 264,5$, $N = 53$, $p > 0,05$). Andere Daten konnten aufgrund der zu geringen Stichprobe nicht getestet werden. Außerdem erweist sich das Verhalten von Lachsen bezüglich ihrer Populationsstruktur allgemein als sehr variabel, auch innerhalb einer Population (Klemetsen et al. 2003). Beispielsweise wird das Alter der Lachse bei Smoltifikation beeinflusst vom Breitengrad und damit von den Wassertemperaturen und der Länge der Vegetationszeit (Mills 1989, Power 1981 in Klemetsen et al. 2003). Außerdem gab Elson (1957) an, dass eine Smoltifikation nur dann eintritt, wenn die Parrs einige Monate vor der Smoltabwanderung eine Mindestgröße von 10 cm aufweisen. Des Weiteren belegt eine Untersuchung an verschiedenen europäischen Stämmen

(darunter auch der Skjern-Stamm), dass keine Korrelation zwischen der geographischen und der genetischen Distanz dieser Stämme vorliegt (Nielsen et al. 1996). Aus diesen Gründen wurde die Verwendung von Daten aller drei Formen als zulässig angesehen.

4.2.4 Verhältnis Anzahl Laichfische / Anzahl Rückkehrer

Zum Verhältnis von Laichfischen gegenüber Rückkehrern existieren nur wenige Literaturangaben (N=4, s. Anhang VI). Folgende Spannweite ist vorhanden:

Minimum: 0,5

Medianwert: 0,75

Maximum: 0,9.

Dieses Verhältnis berücksichtigt auch, dass in den Fluss zurückkehrende Lachse bei erschwerten Aufstiegsbedingungen ggf. wieder ins Meer abwandern, ohne gelaicht zu haben. Aus diesem Grund wird das Verhältnis von Laichfischen zu Rückkehrern im Wesersystem im Bereich des Minimumwerts vermutet. Um jedoch den Selbsterhalt einer Population zu gewährleisten, ist der Maximalwert notwendig. Dieser kann im Wesersystem durch quantitative und qualitative Verbesserungen der Laichhabitate sowie durch eine verbesserte Durchgängigkeit des Flusssystems erreicht werden.

4.2.5 Überlebensrate der Kelts

Bei den existierenden Literaturangaben zum Überleben der Kelts (s. Anhang VII) kann sowohl natürliche als auch anthropogen bedingte Mortalität nicht ausgeschlossen werden. Wie auch Abb. 6 verdeutlicht, ist die Variabilität der überlebenden Kelts bis zu einem zweiten Laichaufstieg sehr groß (vgl. auch Klemetsen et al. 2003). Eine Quelle konnte speziell für die Passage eines Wasserkraftwerks mit fünf Francis-Turbinen eine Keltüberlebensrate von 92,3% ermitteln (Scruton et al. 2007). Für dieses Kraftwerk

besteht ein Bypass-System. Kein Kelt überlebte eine Abwanderung direkt über die Turbinen. Aus den 10 vorhandenen Literaturangaben wurden folgende Werte ermittelt:

- 1. Quartil: 7,00%**
- Medianwert: 8,20%**
- 3. Quartil: 15,00%.**

Unter den im Wesersystem gegenwärtig existierenden Bedingungen bzgl. der Durchlässigkeit ist allerdings von einem vernachlässigbar geringen Anteil überlebender Kelts auszugehen. Aus diesem Grund wird für das Wesersystem momentan eine Überlebensrate von 0% angenommen.

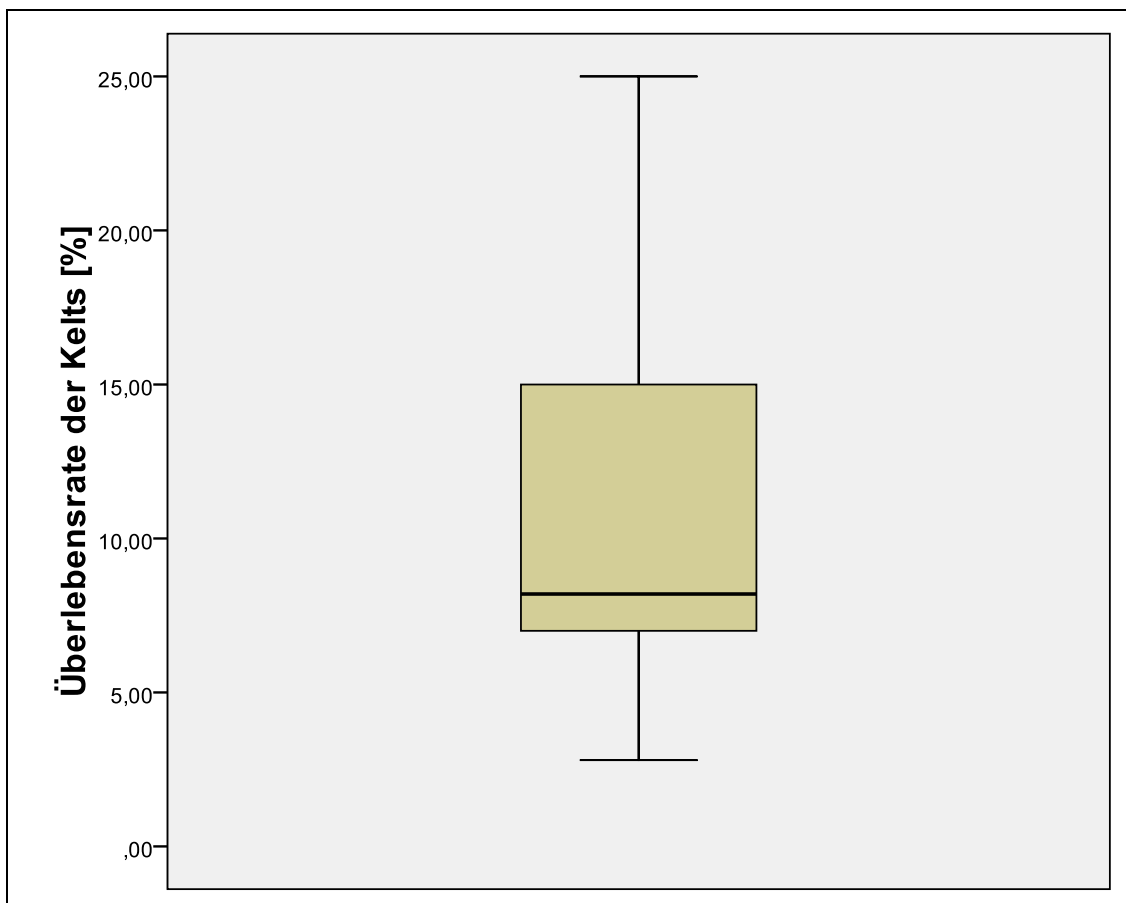


Abb. 6: Boxplot der Überlebensraten der Kelts bis zum erneuten Laichvorgang (N=10)

4.2.6 Zusammenfassung der Überlebensraten des Atlantischen Lachses

In folgender Tab. 1 sind die der Literatur entnommenen Überlebensraten, die Einschätzungen der aktuellen Situation im Wesersystem sowie die für das Wesersystem benötigten Überlebensraten für einen Selbsterhalt der Population für alle relevanten Lebensstadien zusammenfassend dargestellt.

Tab. 1: Zusammenfassung der Überlebensraten aus der Literatur und der Einschätzungen für das Wesersystem

Stadium	Spanne der Überlebensraten			Ist-Zustand Wesersystem	Selbsterhalt Population
	1. Quartil	Median	3. Quartil		
abs. Fruchtbarkeit [Eier]	5030	6864	10530	1. Quartil	1. Quartil
rel. Fruchtbarkeit [Eier/kg]	1600	1862	2190	840-1260	
Ei bis Smolt [%]	0,81	1,24	1,60	1. Quartil	3. Quartil
Smolt bis Rückkehrer [%] (natürliche Reprod.)	1,17	2,75	5,80	-	Median
Smolt bis Rückkehrer [%] (Besatz)	0,51	0,96	2,55	1. Quartil	-
Laicher / Rückkehrer	0,5*	0,75	0,9*	Minimum	Maximum
Kelt [%]	7,00	8,20	15,00	0	0

* hier werden statt der Quartile Minimum und Maximum verwendet

4.3 Mortalitätsursachen für die verschiedenen Lebensstadien

Für die verschiedenen Lebensstadien des Atlantischen Lachses sind in Tab. 2 die möglichen Mortalitätsursachen, die ausschließlich der Literatur entnommen wurden, aufgeführt. Es wurden für diese Darstellung z.T. kürzere Lebensabschnitte gewählt als bei den Kapiteln 4.2.1-4.2.5, um die entsprechenden Mortalitätsursachen detaillierter zwischen den Stadien abgrenzen zu können.

4.3.1 Mortalitätsursachen vom Ei bis zum Smolt

Für Salmoniden im Allgemeinen hat der Sauerstoffgehalt des Wassers und in diesem Zusammenhang die Korngröße des Substrats den größten Einfluss auf das Überleben **befruchteter Eier bis zur Emergenz der Larven** (Malcolm et al. 2008, Mills 1989, Pauwels & Haines 1994, Rubin & Glimsäter 1996, Steinmann & Bless 2005c). Aus diesem Grund führen auch Feinsedimenteinträge zu erhöhter Mortalität (Gibbins et al. 2008, Malcolm et al. 2008). Weiterhin wurden Prädatoren als mögliche Mortalitätsursache dieses Stadiums genannt (MacKenzie & Moring 1988). Die Erwärmung der Gewässer durch Kühlwassereinleitungen ist allgemein ein Gefährdungskriterium (Steinmann & Bless 2005c). Als Hauptursachen für die Mortalität **zwischen Emergenz und Smoltifikation** gelten inter- und intraspezifische Konkurrenz sowie Wintermortalität (Elson 1957, Mills 1989, Näslund 1998, Shearer 1992). Weitere Mortalitätsursachen sind die Prädation durch Fische und Kormorane (Gray et al. 1990 in Bielak et al. 1991, Koed et al. 2002, 2006, Näslund 1998, Shearer 1992, Steinmann & Bless 2005c), anthropogen bedingte Habitatveränderungen (Fryer & Mundy 1993) und vermutlich die Sportfischerei (Meister 1962). **Während der Smoltabwanderung** treten als natürliche Mortalität Prädation durch Kormorane und andere Prädatoren auf (Aarestrup & Koed 2003, Dieperink et al. 2002, Koed et al. 2006, Mills 1989, Piggins 1980, Shearer 1992, Thorstad et al. 2007). Als anthropogen bedingte Mortalitätsfaktoren für dieses Lebensstadium wurden die Wasserkraft (Aarestrup & Koed 2003, Froehlich-Schmitt 2004, Fryer & Mundy 1993, Scruton et al. 2007, Steinmann & Bless 2005c), Entnahmen (Aarestrup & Koed 2003) und irrtümliche oder bewusste Befischung durch Angler und Berufsfischer (Schmidt 1996) angegeben.

Bei den meisten Literaturangaben zu Überlebensraten vom Ei bis zum Smoltstadium wurden keine Mortalitätsursachen angegeben. Jeweils eine Quelle gab als natürliche Mortalitätsursache Konkurrenz, kalte Winter und Prädation (Vögel/Säugetiere) an (Chadwick 1982, Potter & Crozier 2000). Ebenfalls jeweils eine Quelle verwies auf anthropogen bedingte Mortalität durch Habitatdegradation und Verschlickung bzw. Umweltverschmutzung (Paloheimo & Elson 1974, Potter & Crozier 2000).

4.3.2 Mortalitätsursachen vom Smolt bis zum Rückkehrer

Für die **marine Phase** lagen die meisten Literaturangaben vor. Prädation und variable ozeanische Bedingungen kommen als natürliche Mortalitätsursachen in Frage (ICES 1998, Schmidt 1996, Shearer 1992, Steinmann & Bless 2005c). Außerdem sind von den anthropogenen Einflüssen vor allem die kommerzielle Fischerei, aber auch Angler für die Mortalität bis zur Rückkehr in die Flüsse verantwortlich (z.B. Chadwick & Meerburg 1978, Crozier et al. 1997, Kerswill 1971, May 1971 in Paloheimo & Elson 1974, Saunders 1969).

Aus der Literatur, die für die Empfehlung der Überlebensraten für das Wesersystem genutzt wurde, wurden die anthropogenen Mortalitätsursachen kommerzielle Fischerei in acht Quellen und Sportfischerei in sechs Quellen genannt (Crozier et al. 1997, ICES 1998, 2005, 2009a; Kerswill 1971, May 1971 in Paloheimo & Elson 1974, Saunders 1969, Saunders & Allen 1967).

4.3.3 Mortalitätsursachen der Kelts

Natürliche Mortalitätsursachen von Kelts finden sich im Flusssystem durch Krankheiten und Erschöpfung aufgrund des hohen Gewichtsverlusts (Mills 1989, Schmidt 1996). Nahrungsmangel im Frühjahr gilt als weitere Ursache der Keltmortalität (Moore et al. 1995). Die kommerzielle sowie die Sportfischerei gelten als eine wesentliche anthropogen bedingte Mortalitätsursache (Mills 1989, Moore et al. 1995, Schmidt 1996). Aber auch Wasserkraftwerke führen bei der Keltabwanderung zu erhöhter Mortalität (Scruton et al. 2007).

In der spezifischen Literatur, aus der die Überlebensraten der Kelts entnommen wurden, gab es keinerlei Hinweise auf Mortalitätsursachen.

Tab. 2: Mortalitätsursachen des Atlantischen Lachses für unterschiedliche Lebensstadien laut Literaturquellen

Mortalität		Lebensstadium				
		Ei bis Emergenz	Emergenz bis Smolt	Smoltabwanderung	marine Phase bis Rückkehr	Kelt
natürlich	Kormoran		X	X		
	andere Prädatoren	X	X	X	X	
	Konkurrenz		X			
	Anderes	X	X		X	X
anthropogen bedingt	Fischerei			X	X	X
	Angler		X	X	X	X
	Wasserkraft			X		X
	Entnahmen			X		
	Einträge	X				
	Anderes		X			

5 Überlebensraten der Meerforelle

5.1 Lebenszyklus der Meerforelle

Der Lebenszyklus der anadromen Meerforelle *Salmo trutta trutta* LINNAEUS, 1758 ähnelt dem des Atlantischen Lachses (Allan & Ritter 1977). Die Meerforelle ist ebenfalls ein Kieslaicher (Dirksmeyer 2008), und nach dem Schlupf verbleiben die Dottersacklarven bis zur Aufzehrung des Dottersacks im Kiesbett (Gerken 2006). Danach erfolgt die Umwandlung zum Brütling und das Aufschwimmen der Larven (s. Abb. 1). Nach mehreren Monaten entwickeln sich die Forellen zu Parrs. Im Alter von 1-2 Jahren wandeln sie sich zu Smolts um und wandern ins Meer ab (Dirksmeyer 2008). Sie verbleiben – im Gegensatz zum Atlantischen Lachs – im küstennahen Bereich um die Flussmündungen (Dirksmeyer 2008, Harris & Milner 2006). Noch im gleichen Jahr oder nach etwa 1-3 Jahren Aufenthalt im Meer kehren die adulten Meerforellen zum laichen in ihre Heimatgewässer zurück (Allan & Ritter 1977, Dirksmeyer 2008). Die Kelts der Meerforellen haben eine höhere Überlebenswahrscheinlichkeit als die der Atlantischen Lachse (Harris & Milner 2006).

5.2 Überlebensraten der verschiedenen Lebensstadien und Einschätzungen für das Wesersystem

5.2.1 Eizahlen weiblicher Meerforellen

Die 13 der Literatur entnommenen Daten zur Fruchtbarkeit weiblicher Meerforellen wurden in Anhang VIII zusammengetragen. Aus diesen Angaben konnten folgende Spannen zur absoluten und relativen Fruchtbarkeit abgeleitet werden (vgl. auch Abb. 7):

	<u>absolut (N = 9):</u>		<u>relativ (N = 4):</u>
1. Quartil:	1408 Eier	Minimum:	2030 Eier/kg Körpergewicht
Medianwert:	3500 Eier	Medianwert:	2146 Eier/kg Körpergewicht
3. Quartil:	5158 Eier	Maximum:	2358 Eier/kg Körpergewicht

Wie bereits für den Atlantischen Lachs ausgeführt, korreliert die Zahl an Eiern mit der Größe des Weibchens (Baum & Meister 1971, Euzenat et al. 1999, Heinimaa & Heinimaa 2004, Shearer 1992). Entsprechend konnte für den Fluss Ulla in Spanien festgestellt werden, dass ein 0SW Weibchen durchschnittlich 938 Eier ablaichen kann, ein 1SW Weibchen im Mittel 1408 Eier und 2SW Weibchen durchschnittlich 2118 Eier (Caballero et al. 2006). Im Rahmen eines Monitorings im Jahr 2005 sowie 2006 wurden Meerforellen in Hunte, Ochtum und Geeste mittels Elektrofischung gefangen. Für das Jahr 2005 bzw. 2006 wurden folgende Größenspannen der Meerforellen aus den zur Verfügung gestellten Daten (Jens Salva, Landesfischereiverband Weser-Ems e.V.) ermittelt:

	<u>2005:</u>	<u>2006:</u>
1. Quartil:	55 cm	53 cm
Medianwert:	56 cm	57 cm
3. Quartil:	65 cm	65 cm.

Unter der Annahme einer Längen-Gewichts-Relation von $W [g] = 0,011 * \text{Fischlänge}^{3,0}$ (Frost & Smyly 1952 in Froese & Pauly 2010) würden die im Durchschnitt 57 cm

großen Meerforellen etwa 2037 g wiegen. Dieses entspräche unter Berücksichtigung von durchschnittlich 2146 Eiern pro kg Körpergewicht einer absoluten Eizahl von 4371. Diese Eizahl befindet sich innerhalb der angegebenen Spanne, auch wenn sie etwas oberhalb des Medians liegt. Aus diesem Grund wird die Eizahl weiblicher Meerforellen im Wesersystem im Bereich der dargestellten Spanne angenommen. Um eine sich selbst reproduzierende Population aufrecht zu erhalten, wird eine Eizahl im Bereich des Medianwertes benötigt.

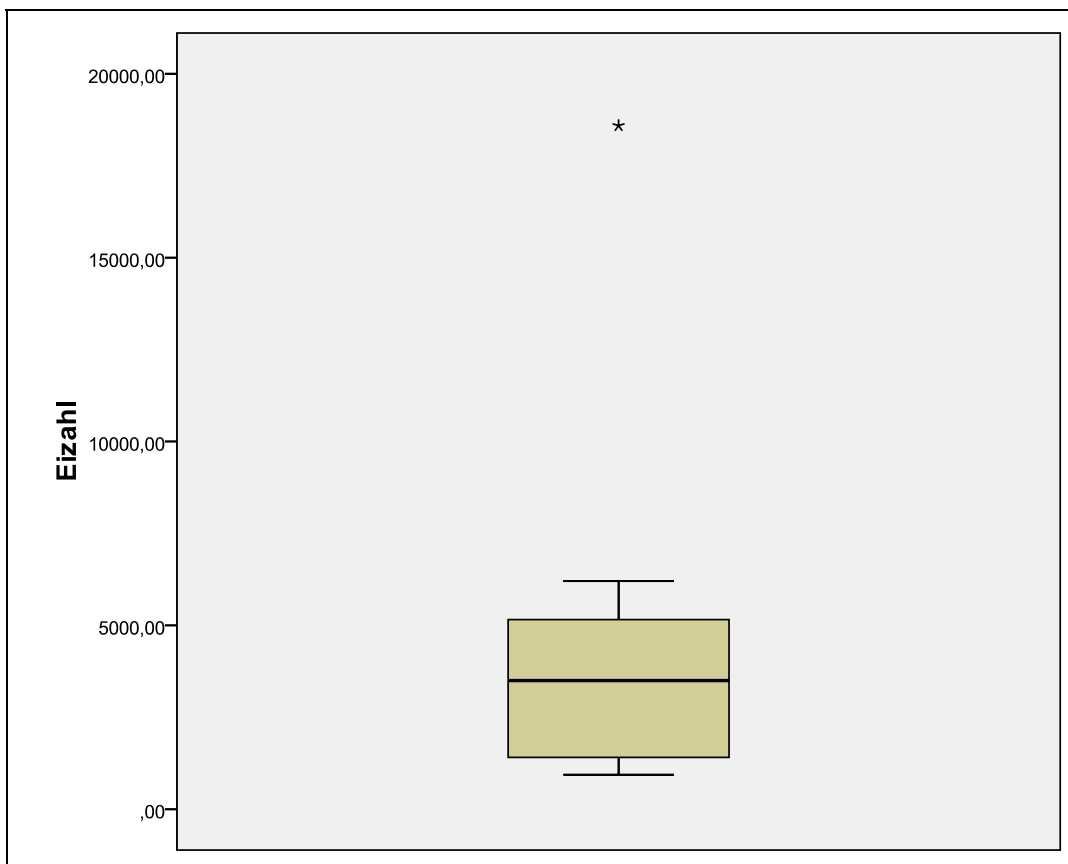


Abb. 7: Boxplot der Mittelwerte absoluter Eizahlen für weibliche Meerforellen (N = 9)

5.2.2 Überlebensrate vom Ei bis zum Smolt

Die der Literatur entnommenen Überlebensraten vom befruchteten Ei bis zum Smolt sind in Anhang IX aufgelistet. Angaben zu den Überlebensraten dieses Lebensabschnitts, bei denen anthropogene Mortalitätsursachen zweifelsfrei

ausgeschlossen werden können, existieren in der verfügbaren Literatur nicht. Jedoch ist das Auftreten fischereilicher Mortalität wie beim Lachs in diesem Stadium als unwahrscheinlich anzusehen. Aus den verfügbaren Angaben ergab sich folgende Spanne (s. Abb. 8):

- 1. Quartil: 0,20%**
Medianwert: 0,52%
3. Quartil: 1,00%.

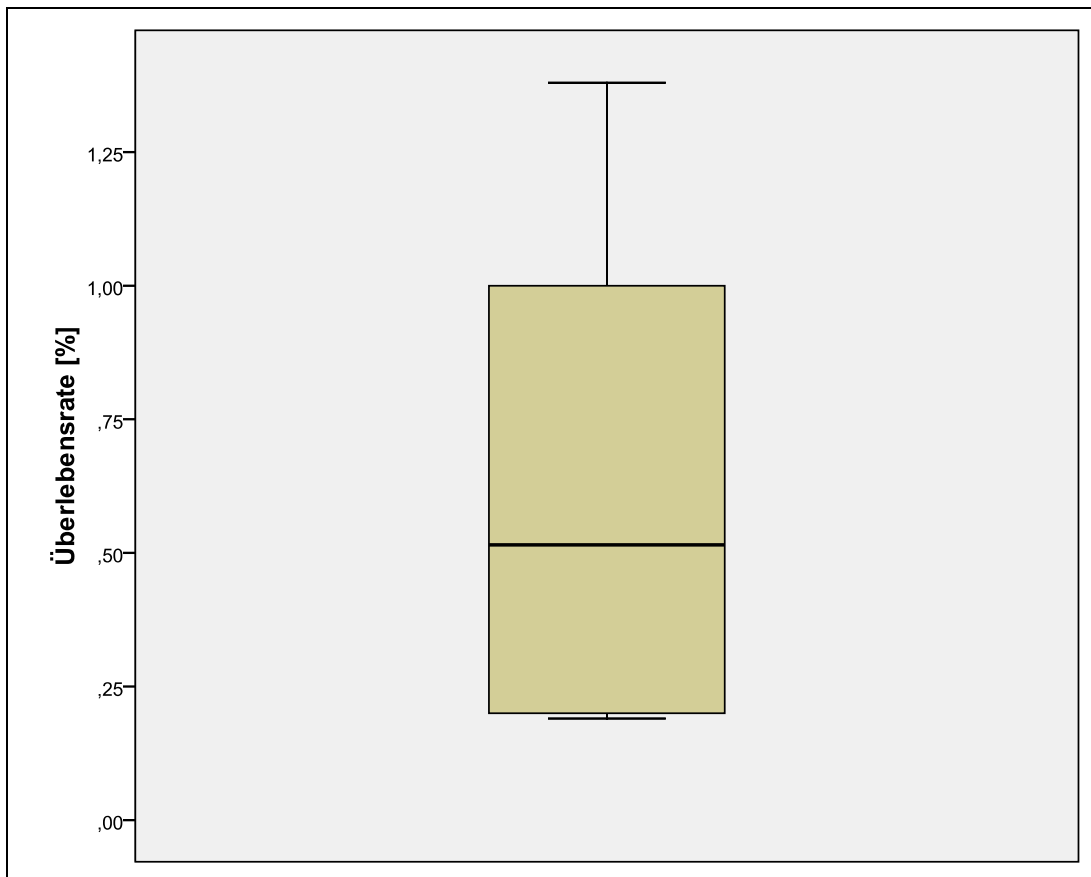


Abb. 8: Boxplot der Überlebensraten der Meerforelle vom Ei bis zum Smolt (N = 6)

Diese Spanne kann ebenfalls für das Wesersystem angenommen werden, da die Überlebensraten dieses Stadiums nur eine geringe Spanne aufweisen (vgl. auch Kapitel 4.2.2). Der Selbsterhalt der Population wird im Bereich des Medianwerts sichergestellt.

5.2.3 Überlebensrate vom Smolt bis zum Rückkehrer

In Anhang X finden sich Überlebensraten der Meerforelle vom Smolt bis zum Rückkehrer, unterteilt in 0SW, 1SW, alle Altersgruppen und alle Rückkehrer älter als 0SW. Alle Literaturangaben beinhalten auch anthropogene Mortalität, wobei der Einfluss der kommerziellen Fischerei auf die Überlebensraten wegen fehlender konkreter Angaben nicht getrennt berücksichtigt werden konnte. In Abb. 9 sind die Werte der Überlebensraten für alle in Anhang X mit * gekennzeichneten Literaturangaben als Boxplots dargestellt. Die restlichen Werte wurden nicht mit einbezogen, um Doppelzählungen aus Arbeiten, die gleiche Datensätze verwendeten, zu vermeiden. Es wurde, wie bereits in Abschnitt 4.2.3 für den Lachs begründet, nach besetzten und aus natürlicher Reproduktion stammenden Smolts unterschieden. Diese Unterschiede werden auch in Abb. 9 deutlich, auch wenn die Stichprobengröße für besetzte Smolts geringer war als für Smolts natürlicher Herkunft. Bei Betrachtung der Überlebensraten aus Besatzsmolts ergab sich folgende Spanne:

1. Quartil: **1,21%**
Medianwert: **1,25%**
3. Quartil: **1,91%.**

Demgegenüber wiesen die Überlebensraten aus natürlicher Reproduktion eine größere Spanne auf:

1. Quartil: **6,7%**
Medianwert: **14,9%**
3. Quartil: **18,0%.**

Da es sich bei den Meerforellen aus dem Wesersystem überwiegend um Tiere aus natürlicher Reproduktion (Ludwig Bartmann, persönliche Mitteilung) bzw. Besatztiere heimischer Gewässer handelt (Jens Salva, persönliche Mitteilung; Ludwig 2010), werden für das Wesersystem die Werte aus natürlicher Reproduktion angenommen. Zur Gewährleistung des Selbsterhalts der Population ist der Median der Überlebensraten aus der natürlichen Reproduktion notwendig.

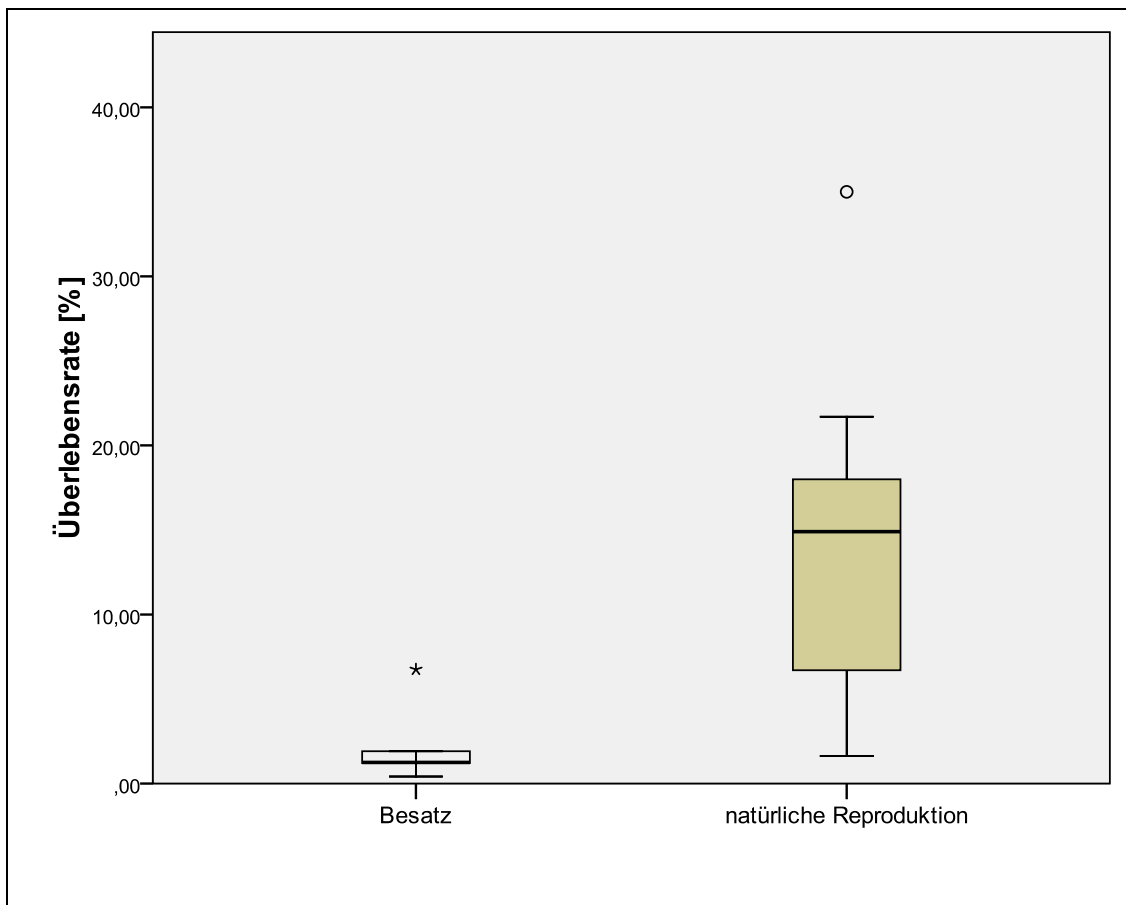


Abb. 9: Boxplots der Überlebensraten vom Smolt bis zum Rückkehrer für besetzte und aus natürlicher Reproduktion stammende Meerforellen (N = 18)

5.2.4 Verhältnis Anzahl Laichfische / Anzahl Rückkehrer

Für die Meerforelle fanden sich in der Literatur nur Angaben darüber, wie groß der Anteil an OSW ist, die sich bei ihrer ersten Rückkehr aus dem Meer auch fortpflanzen. Daraus kann vermutet werden, dass der Anteil höherer Altersklassen, die sich als Rückkehrer nicht am Laichgeschäft beteiligen, vernachlässigbar gering ist. Das Verhältnis von Laichfischen zur Zahl der Rückkehrer bzgl. der OSW war mit 0,25-0,95 insgesamt sehr variabel (Davidson et al. 2006, Mills et al. 1990 in Poole et al. 2006, Poole et al. 2006). Im Durchschnitt lag es bei 0,37 (N = 3). In verschiedenen Fluss-Systemen machten OSW einen Anteil von ca. 2-52% (Median 29,5%, N = 4) an den

adulten Meerforellen aus (Caballero et al. 2006, Euzenat et al. 1999). Wenn ein Verhältnis von 0SW-Laichfischen zu 0SW-Rückkehrern von 0,37 angenommen wird (Median der Literaturwerte), kann aufgrund des prozentualen Anteils der 0SW an einer Population folgende Spanne für das Verhältnis Laichfische/Rückkehrer aller Altersgruppen angegeben werden:

Minimum: 0,67
Median: 0,81
Maximum: 0,99.

Werte im Rahmen dieser Spanne werden ebenfalls für das Wesersystem angenommen. Aus dem Delmengebiet sind Meerforellenrückkehrer erst ab einer Größe von 40 cm bekannt (Jens Salva, mdl. Mitteilung). Dies weist darauf hin, dass der Anteil an 0SW in diesem Bestand gering ist. Allerdings sind keine Angaben für andere Fließgewässer im Wesersystem vorhanden. Wie auch beim Atlantischen Lachs sollte außerdem berücksichtigt werden, dass eine geringere Durchlässigkeit im Flussverlauf zu einem verringerten Verhältnis von Laichfischen zu Rückkehrern führen kann (vgl. Abschnitt 4.2.4). Deshalb erscheint für das Wesersystem eher der Minimalwert als zutreffend. Dieser ist außerdem für eine sich selbst erhaltende Population notwendig.

5.2.5 Überlebensrate der Kelts bis zum erneuten Laichaufstieg

Die Überlebensrate der Kelts bis zum erneuten Laichaufstieg wird in der Literatur mit 20-60% (Median 40%, N = 3) angegeben (s. Anhang XI). Anthropogene Einflüsse sind vorhanden oder können zumindest nicht ausgeschlossen werden. Daraus ergibt sich folgende Spanne:

Minimum: 20%
Medianwert: 40%
Maximum: 60%.

Hierbei muss berücksichtigt werden, dass die Stichprobengröße im Gegensatz zur Datenlage für den Atlantischen Lachs sehr gering ist. Des Weiteren fand sich in der Literatur eine Angabe zur Keltüberlebensrate an Wasserkraftanlagen (Östergren & Rivinoja 2008). Sie betrug 31% für ein Wasserkraftwerk mit vier Francis-Turbinen und 75% für eines mit zwei Kaplan-Turbinen. Aufgrund der momentanen Situation im Wesersystem ist von einem eher geringen Überleben der Kelts auszugehen, jedoch gibt es Nachweise von Keltrückkehrern in Geeste, Ochtum und Hunte (Jens Salva, schriftl. Mitteilung), so dass die Überlebensrate zumindest für einige Gewässer > 0% ist. Für das Wesersystem wird deshalb eine Überlebensrate im Bereich des ermittelten Minimums, also von 20%, angenommen. Um den Selbsterhalt der Population zu gewährleisten, ist mindestens dieser Minimalwert rückkehrender Kelts notwendig.

5.2.6 Zusammenfassung der Überlebensraten der Meerforelle

In Tab. 3 sind die der Literatur entnommenen Überlebensraten, die Einschätzungen für das Wesersystem sowie die für den Selbsterhalt einer Population notwendigen Werte für alle relevanten Lebensstadien der Meerforelle zusammenfassend dargestellt.

Tab. 3: Zusammenfassung der Überlebensraten der Meerforelle aus der Literatur und der Einschätzungen für das Wesersystem

Stadium	Spanne der Überlebensraten			Ist-Zustand Wesersystem	Selbsterhalt Population
	1. Quartil	Median	3. Quartil		
abs. Fruchtbarkeit [Eier]	1408	3500	5158	s. Spanne	Median
rel. Fruchtbarkeit [Eier/kg]	2030*	2146	2358 *	s. Spanne	Median
Ei bis Smolt [%]	0,20	0,52	1,00	s. Spanne	Median
Smolt bis Rückkehrer [%]	6,7	14,9	18,0	s. Spanne	Median
Laicher / Rückkehrer	0,67*	0,81	0,99*	Tendenz Minimum	Minimum
Kelt [%]	20*	40	60*	Tendenz Minimum	Minimum

* hier werden statt der Quartile Minimum und Maximum verwendet

5.3 Mortalitätsursachen für die verschiedenen Lebensstadien

Die Mortalitätsursachen der Meerforelle, die von verschiedenen Autoren für unterschiedliche Lebensstadien diskutiert wird, sind in Tab. 4 dargestellt.

5.3.1 Mortalitätsursachen vom Ei bis zum Smolt

Wie auch für den Lachs in Abschnitt 4.3 geschildert, gilt für das Lebensstadium **vom Ei bis zur Emergenz** ein zu geringer Sauerstoffgehalt als wichtigste Mortalitätsursache (Ingendahl 1999, Rubin & Glimsäter 1996). Außerdem wurden ein zu hoher Salzgehalt (Rubin 1994) und punktuelle Einträge aus einer Brutanstalt (Dumas et al. 2007) als Mortalitätsursachen genannt. **Von der Emergenz der Larven bis zur Umwandlung zum Smolt** wirken viele natürliche Mortalitätsursachen. Dazu gehören intra- und interspezifische Konkurrenz (Euzenat et al. 2006, Näslund 1998), Wintermortalität, Nahrungsmangel und Prädation im Allgemeinen (Koed et al. 2006, Näslund 1998). **Während der Abwanderung der Smolts** ins Meer spielen Prädatoren, vor allem Raubfische wie der Hecht und verschiedene Vögel, darunter auch der Kormoran, eine wichtige Rolle als Mortalitätsfaktor (Aarestrup & Koed 2003, Koed et al. 2006, Jepsen et al. 1998, Jonsson & Jonsson 2009, McKibben & Hay 2002). Außerdem wird Mortalität durch Entnahmen angegeben (Aarestrup & Koed 2003). Wasserkraftwerke und andere Wanderhindernisse sind neben ihrem direkten Einfluss auf die Überlebensrate wahrscheinlich auch indirekt für einen Teil der Mortalität verantwortlich, da die Smolts durch sie aufgehalten und verwirrt werden, so dass für sie ein höheres Prädationsrisiko besteht (Jepsen et al. 1998).

Von den Angaben zu Überlebensraten vom Ei bis zum Smolt berücksichtigen zwei spezifische Quellen natürliche Mortalität aufgrund von intraspezifischer Konkurrenz, eine Quelle vermutet zusätzlich noch andere natürliche Mortalitätsursachen (Euzenat et al. 2006, Poole et al. 2006). 2 weitere Quellen weisen darauf hin, dass die Überlebensraten auch dadurch beeinflusst werden können, dass ein Teil der „residenten“ Bachforellen als Meerforelle abwandern könnte und umgekehrt (Euzenat et al. 1999, 2006).

5.3.2 Mortalitätsursachen vom Smolt bis zum Rückkehrer

Während der marinen Phase stellen Prädation (Jonsson & Jonsson 2009), Krankheiten und Parasitenbefall (Gargan et al. 2003, Gargan et al. 2006, ICES 2009c) natürliche Mortalitätsursachen dar. An der anthropogen bedingten Mortalität sind insbesondere die kommerzielle Fischerei (z.B. ICES 2009c, ICES 2009b, Hay & Hatton-Ellis 2006, Pedersen et al. 2006), auch durch Beifang, aber auch die Sportfischerei (Pedersen et al. 2006) beteiligt. Von mehreren Autoren wird außerdem auf die erhöhte marine Mortalitätsrate bei besetzten Smolts hingewiesen (Hay & Hatton-Ellis 2006, Pedersen et al. 2006).

8 der für die Überlebensraten verwendeten Quellen vermuten Parasitenbefall als einen wichtigen Mortalitätsfaktor der Meerforellen (Gargan et al. 2003, 2006; Hay & Hatton-Ellis 2006, Jonsson & Jonsson 2009, McKibben & Hay 2002, Poole et al. 1996, 2006; Whelan et al. 1993), eine Quelle gibt auch Krankheiten als mögliche Ursache an. Prädation im Meer wird von einer Quelle genannt (Jonsson & Jonsson 2009). Bei den anthropogenen Mortalitätsursachen wird kommerzielle Fischerei von fünf Quellen genannt, die Sportfischerei von drei Quellen (Euzenat et al. 1999, Gargan et al. 2006, Hay & Hatton-Ellis 2006, Poole et al. 1996, 2006; Saura et al. 1990, Whelan et al. 1993).

5.3.3 Mortalitätsursachen der Kelts

Für Meerforellen stand wenig Literatur zu Verfügung, die sich mit den Mortalitätsursachen der Kelts beschäftigte. So wurden nur die anthropogen bedingten Mortalitäten durch kommerzielle und Sportfischerei sowie durch Wasserkraft erwähnt (Davidson et al. 2006, Östergren & Rivinoja 2008). Im Allgemeinen kann aber davon ausgegangen werden, dass für dieses Lebensstadium gleiche Mortalitätsursachen wie beim Atlantischen Lachs auftreten.

Aus zwei der für die Ableitung der Überlebensraten verwendeten spezifischen Quellen ließ sich Mortalität durch kommerzielle und Sportfischerei entnehmen (Davidson et al. 2006, Euzenat et al. 1999).

Tab. 4: Mortalitätsursachen der Meerforelle für die relevanten Lebensstadien laut Literaturquellen

Mortalität		Lebensstadium				
		Ei bis Emergenz	Emergenz bis Smolt	Smoltabwanderung	marine Phase bis Rückkehr	Kelt
natürlich	Kormoran		X	X		
	andere Prädatoren		X	X	X	
	Konkurrenz		X			
	Anderes	X	X		X	
anthropogen bedingt	Fischerei				X	X
	Angler				X	X
	Wasserkraft			X		X
	Entnahmen			X		
	Einträge	X				
	Anderes					

6 Überlebensraten des Meer- /Flussneunauges

6.1 Lebenszyklus der Meer- und Flussneunaugen

Das Meerneunauge *Petromyzon marinus* LINNAEUS, 1758 und das Flussneunauge *Lampetra fluviatilis* (LINNAEUS, 1758) sind anadrome Wanderfische. Flussneunaugen laichen zwischen Februar und Mai (NLWKN 2007), Meerneunaugen zwischen Juni und Juli (Hardisty 1986b) in kiesig-sandigen Flachwasserbereichen. Nach der Eiablage sterben die adulten Tiere. Nach 2-4 Wochen schlüpfen augenlose Larven, sogenannte

Querder, aus den Eiern (Hardisty 1986b, NLWKN 2007, s. Abb. 10). Sie leben eingegraben in Röhren im Feinsediment und filtrieren Nahrungspartikel. Nach etwa 4,5 Jahren beim Flussneunauge (Bird & Potter 1979) und geschätzten 6-8 Jahren beim Meerneunauge (Hardisty 1986b) wird die Larvalperiode beendet. Die Querder wandeln sich in parasitische Jungtiere um und wandern ins Meer ab. Flussneunaugen verbleiben im Küstenbereich (Hardisty 1986a), während sich Meerneunaugen bis zu 330 km von der Küste entfernen (Lelek 1973). Nach weiteren 2-3 Jahren (Hardisty 1986b, NLWKN 2007) kehren sie als geschlechtsreife Tiere in die Flüsse zurück, um zu laichen. Während der Wanderung in die Flüsse stellen sie bereits die Nahrungsaufnahme ein. Für das Meerneunauge sind Aufstiege bis zu 850 km vom Meer entfernt dokumentiert (Hardisty 1986b).

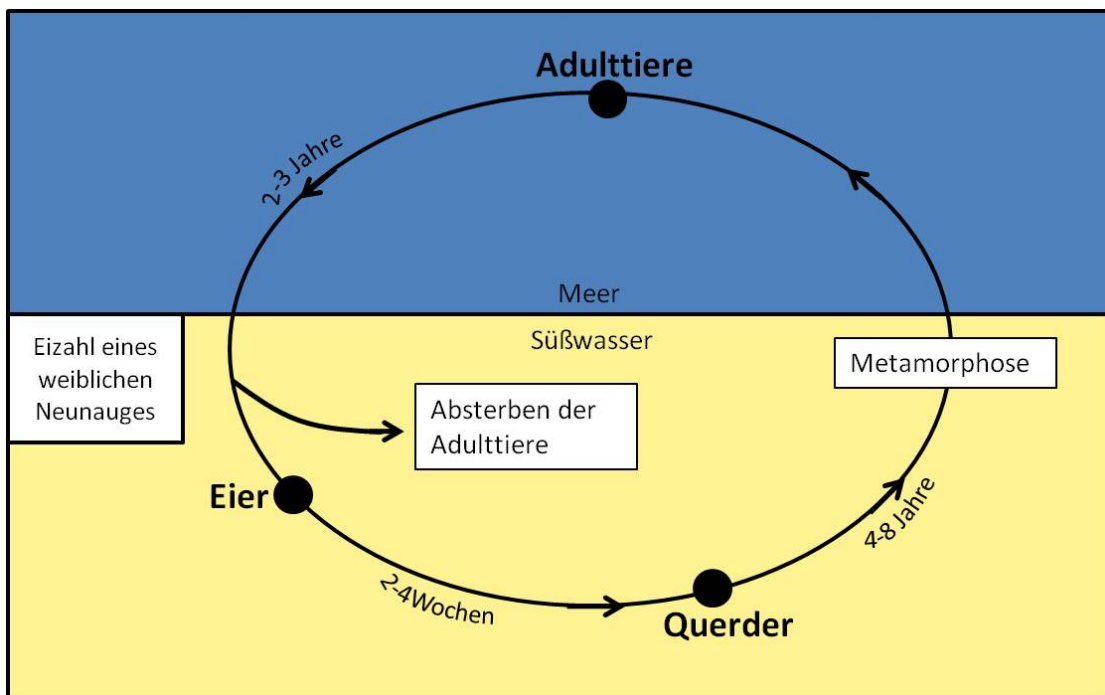


Abb. 10: Allgemeiner Lebenszyklus der anadromen Meer- und Flussneunaugen

6.2 Überlebensraten der verschiedenen Lebensstadien und Einschätzungen für das Wesersystem

6.2.1 Eizahlen weiblicher Neunaugen

6.2.1.1 Eizahl weiblicher Meerneunaugen

Literaturdaten zur Fruchtbarkeit weiblicher Meerneunaugen wurden in Anhang XII zusammengestellt. Die sich daraus ergebende Spanne vom 1. bis zum 3. Quartil für die absolute Fruchtbarkeit (N = 7) ist folgende:

1. Quartil:	66973 Eier
Medianwert:	68599 Eier
3. Quartil:	89008 Eier.

Es lagen nur wenig Daten zur relativen Fruchtbarkeit von Meerneunaugen vor (N = 3). Aus diesen Quellen ergab sich folgende Spanne:

Minimum:	204 Eier/g Körpergewicht
Medianwert:	344 Eier/g Körpergewicht
Maximum:	463 Eier/g Körpergewicht.

Auffällig bei den Literaturangaben ist, dass viele Angaben zu nicht-anadromen Individuen vorliegen, während es zu anadromen Tieren wenige Fruchtbarkeitsangaben gibt. Anadrome Meerneunaugen besitzen aufgrund ihrer Körpergröße eine höhere absolute Fruchtbarkeit als nicht-anadrome Tiere (Hardisty 1964). Meerneunaugen dieser Lebensstrategie sind auch typisch für das Elbe- und Wesersystem (FGG Weser 2006, Meyer & Beyer 2002). Die relative Fruchtbarkeit der Weibchen anadromer Populationen ist jedoch geringer, was auf größere Nährstoffreserven für die längere Wanderungsstrecke zurückgeführt wird (Hardisty 1964). Im Elbesystem variierten die Totallängen anwandernder adulter Meerneunaugen zwischen 72 und 85 cm (Thiel & Salewski 2003), während Meerneunaugen auf Laichplätzen in der Luhe Längen zwischen 59 und 85 cm aufwiesen (Meyer & Beyer 2002). Aufgrund dieser Daten

wurde für das Wesersystem von Totallängen der Meerneunaugen zwischen 60 und 85 cm (Median 76 cm) ausgegangen. Über eine Längen-Gewichts-Relation (Coull et al. 1989) ließen sich den Totallängen von 60 bzw. 85 cm zuzuordnende Gewichte von 386 und 1174 g als Minimal- und Maximalwerte ableiten. Diese Gewichte wurden zur Berechnung der minimalen und maximalen Eizahlen mit der in Anhang XII aufgeführten geringsten relativen Fruchtbarkeit multipliziert, da diese Angabe von einer anadromen Population stammt. Der mittlere Wert errechnete sich aus dem arithmetischen Mittel der Minimal- und Maximalgewichte und der geringsten relativen Fruchtbarkeit:

Minimum: 78744 Eier
Mittel: 159120 Eier
Maximum: 239496 Eier.

Die errechneten Werte stimmen sehr gut mit den Eizahlen anadromer Meerneunaugen nach Vladykov (1951) überein, wobei der Maximalwert aufgrund der angenommenen maximalen Totallänge von 100 cm etwas höher liegt.

6.2.1.2 Eizahl weiblicher Flussneunaugen

In Anhang XIII sind 11 Angaben zur Fruchtbarkeit weiblicher Flussneunaugen aufgelistet. Die absolute Fruchtbarkeit besitzt folgende Spanne (s. auch Abb. 11):

1. Quartil: 26500 Eier
Medianwert: 34000 Eier
3. Quartil: 35659 Eier.

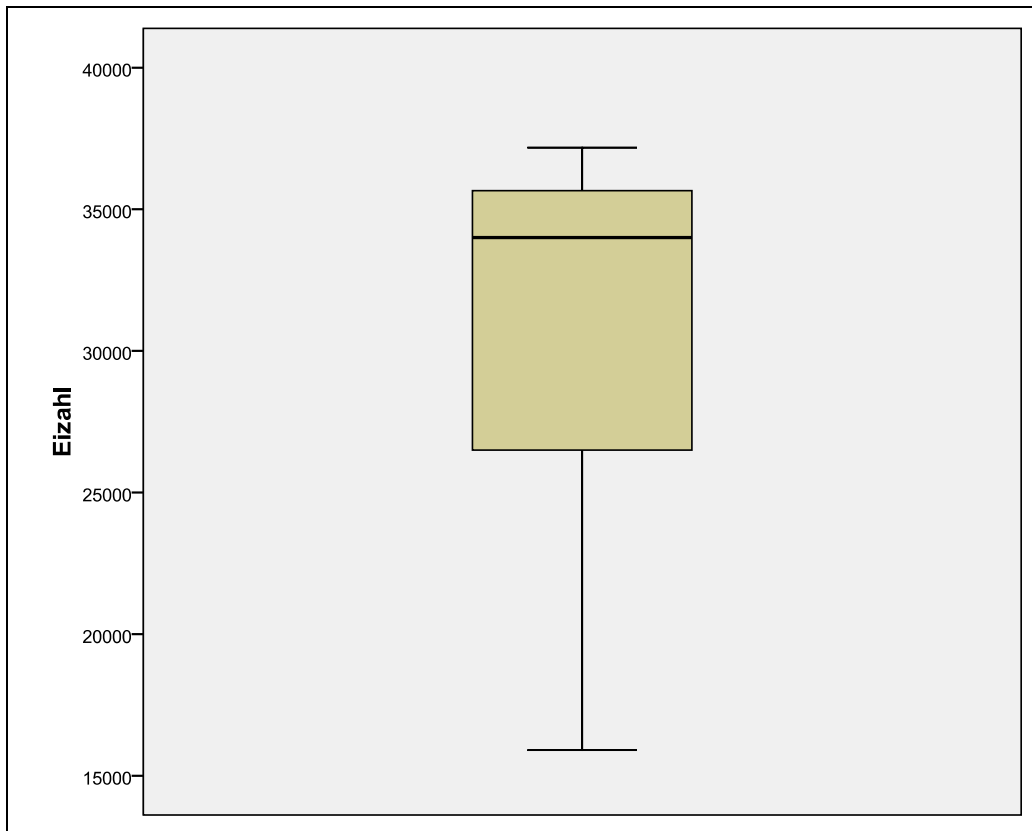


Abb. 11: Boxplot der durchschnittlichen Eizahl weiblicher Flussneunaugen (N = 7)

Die Literaturangaben zur relativen Fruchtbarkeit resultieren in folgenden Quartilen:

- 1. Quartil: 274 Eier/g Körpergewicht**
- Medianwert: 328 Eier/g Körpergewicht**
- 3. Quartil: 389 Eier/g Körpergewicht.**

Sowohl die Angaben zur absoluten als auch zur relativen Fruchtbarkeit der Flussneunaugen werden ebenfalls für das Wesersystem angenommen.

6.2.2 Überlebensraten der Adulttiere nach dem Laichvorgang

Fluss- und Meerneunaugen sind – im Gegensatz zu den vorher besprochenen diadromen Arten – semelpare Organismen und sterben grundsätzlich nach der Fortpflanzung ab (Hardisty 1986a, Hardisty 1986b). Entsprechend existiert eine Überlebensrate von Null für Laichtiere zu einem wiederholten Laichvorgang. Interessant ist, dass die Tiere auch sterben, selbst wenn sie am Laichen gehindert werden.

6.2.3 Datenlage zu weiteren Lebensstadien

Für Meer- und Flussneunauge ist die Datenlage zu den Überlebensraten verschiedener Lebensstadien in der Literatur unzureichend. Für das Meerneunauge kam lediglich eine Quelle in Betracht, in der durch Fang- Wiederfang-Experimente eine Rückkehrerrate der Transformer von etwa 1% berechnet wurde (Howe et al. 2006). Andere Überlebensraten, die für das Meerneunauge vorhanden waren (s. Anhang XIV), konnten nicht für die relevanten, betrachteten Lebensstadien verwendet werden, da sich diese nur auf kurze Zeiträume bezogen. Beim Flussneunauge wurden keine Überlebensraten in der Literatur gesichtet.

6.2.4 Zusammenfassung der Überlebensraten der Neunaugen

In Tab. 5 sind die Spannen der Überlebensraten und Einschätzungen für das Wesersystem von Meer- und Flussneunauge zusammenfassend dargestellt.

Tab. 5: Zusammenfassung der Überlebensraten der Neunaugen aus der Literatur und der Einschätzungen für das Wesersystem

Stadium	Spanne der Überlebensraten			Ist-Zustand Wesersystem
	1. Quartil	Median	3. Quartil	
abs. Fruchtbarkeit [Eier] Meerneunaue (Literatur)	66973	68599	89008	-
abs. Fruchtbarkeit [Eier] Meerneunaue (berechnet)	78744	159120	239496	78744-239496 (Ø 159120)
rel. Fruchtbarkeit [Eier/g] Meerneunaue	204	344	463	204
abs. Fruchtbarkeit [Eier] Flussneunaue	26500	34000	35659	s. Spanne
rel. Fruchtbarkeit [Eier/g] Flussneunaue	274	328	389	s. Spanne
Ei bis Transformer	unbekannt	unbekannt	unbekannt	-
Transformer bis Rückkehrer	unbekannt	unbekannt	unbekannt	-
nach Laichvorgang [%] (Meer- /Flussneunaue)	0	0	0	0

6.3 Mortalitätsursachen der Neunaugen

6.3.1 Meerneunaue

In Tab. 6 sind die Mortalitätsursachen von Meer- und Flussneunaugen gemeinsam dargestellt, die aus verschiedenen Publikationen entnommen werden konnten. Als Hauptgefährdungsursachen der Meerneunaugen sind Wanderhindernisse und die Gewässerverschmutzung zu sehen (Lelek 1987 in Steinmann & Bless 2005b, Schmidt 1994 in Steinmann & Bless 2005b). Der Verlust von Laichsubstraten hat ebenfalls einen negativen Einfluss auf den Bestand (Spratte, mdl. Mitteilung in Steinmann & Bless 2005b).

6.3.2 Flussneunauge

Mortalitätsursache von Eiern und frühen Entwicklungsstadien ist u.a. die (anthropogen bedingte) Trittbelastung der Laichgruben (Wünstel 1996). Allgemein führte die anthropogene Veränderung der Flussläufe zur Zerstörung von Larvalhabitaten (Steinmann & Bless 2005a). Gewässerverschmutzung ist ebenfalls ein Grund für den Rückgang der Bestände (Wünstel 1996).

Tab. 6: Mortalitätsursachen der Meer- und Flussneunaugen laut Literaturquellen

Mortalitätsurachen		Meer- und Flussneunauge
Natürlich	Kormoran	
	andere Prädatoren	
	Konkurrenz	
	Anderes	
anthropogen bedingt	Fischerei	
	Angler	
	Wasserkraft	X
	Entnahmen	
	Einträge	X
	Anderes	X

7 Überlebensraten des Europäischen Aals

7.1 Lebenszyklus des Europäischen Aals

Der Europäische Aal *Anguilla anguilla* (LINNAEUS, 1758) ist ein katadromer Wanderfisch. Die aus dem Süßwasser abwandernden Blankaale laichen wahrscheinlich in der Sargassosee (Lambert & Rochard 2007) und sterben nach der Fortpflanzung. Es existiert nach heutigem Kenntnisstand nur ein Laicherbestand (Dekker 2004). Aus den befruchteten Eiern entwickeln sich die Weidenblattlarven (s. Abb. 12). Sie beginnen ihre Wanderung zu den europäischen Küsten über den Golfstrom und benötigen dafür etwa 3 Jahre (Müller 2005). Vor den europäischen Küsten erfolgt die Umwandlung zum Glasaal. In den Brackwassergebieten bzw. Süßwasserzuflüssen werden sie zu Steig- oder Gelbaalen (Müller 2005). Sie verbleiben etwa 6 bis über 20 Jahre in den Gewässern, während der sie heranwachsen und Nahrung aufnehmen (Brämick et al. 2008). Mit dem Eintritt der Geschlechtsreife wandeln sich die Gelbaale in Blankaale um. Dabei wird u.a. der Verdauungstrakt vollständig zurückgebildet (Müller 2005). In diesem Stadium wandern sie wieder aus den Flüssen ins Meer ab, um sich vermutlich in der Sargassosee fortzupflanzen.

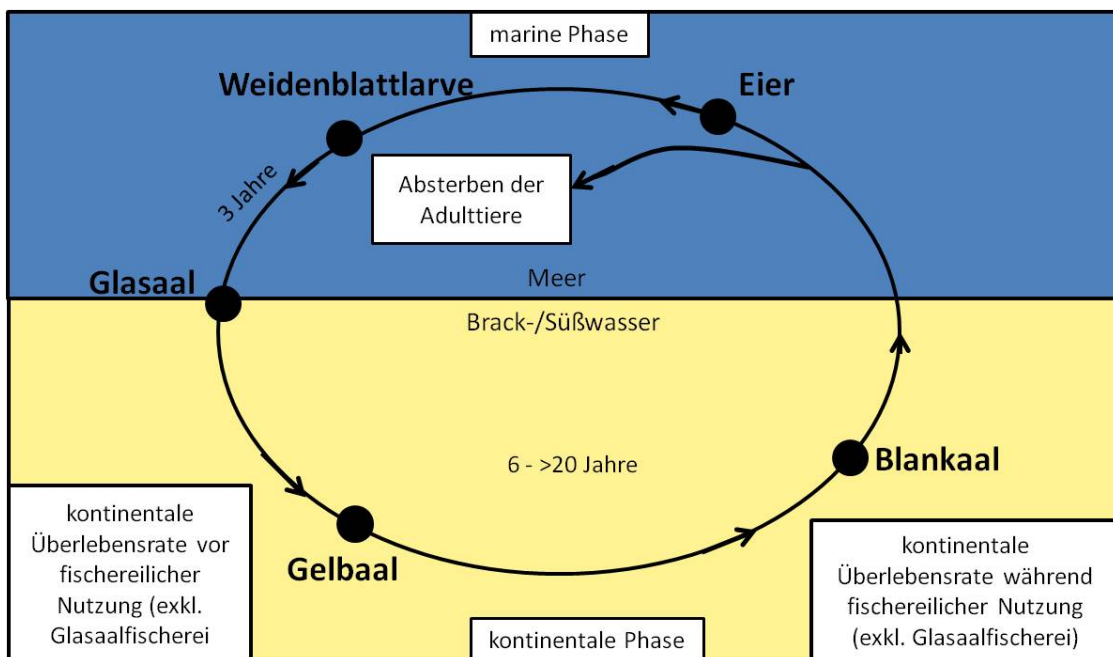


Abb. 12: Lebenszyklus des Europäischen Aals

7.2 Überlebensraten der verschiedenen Lebensstadien und Einschätzungen für das Wesersystem

7.2.1 Datenlage zu Überlebensraten in der marinen Phase

Die marine Phase des europäischen Aals enthält noch viele Unklarheiten (Adam 1997, Laffaille et al. 2004). Aus diesem Grund existieren auch keine Daten zu Überlebensraten außerhalb der kontinentalen Phase, so dass für dieses Lebensstadium keine Angaben gemacht werden konnten.

7.2.2 Überlebensraten vom Beginn der kontinentalen Phase bis zum Stadium der fischereilichen Nutzung (ohne Glasaalfischerei)

Für das Stadium der an den Küsten ankommenden Glasaale bis zur Nutzung durch die kommerzielle Fischerei (ausgenommen Glasaalfischerei) lag nur eine Literaturquelle mit der Angabe einer Überlebensrate vor (Dekker 2000a). Danach wird die Überlebensrate in dieser Lebensphase auf 25% geschätzt. Die Zeit bis zur fischereilichen Nutzung der Gelbaale im Süßwasser beträgt 5-20, im Mittel 10 Jahre (Moriarty 1997 in Dekker 2000a). Die gesamte kontinentale Phase dauert zwischen 5 und 50 Jahren (Dekker 2000b), wobei meist bis 20 Jahre angegeben werden (Brämick et al. 2008, Dekker 2004, Vollestad & Jonsson 1988).

Für das kontinentale Stadium der Aale im Wesersystem wird bis zu ihrer kommerziellen Nutzung (ausgenommen Glasaalfischerei) in Anlehnung an Dekker (2000a) eine Überlebensrate von 25% angenommen.

7.2.3 Überlebensraten von Gelb- und Blankaalen während der Phase der fischereilichen Nutzung

In Anhang XV sind Überlebensraten von kommerziell genutzten Gelb- und Blankaalen in verschiedenen Gewässersystemen aufgelistet und anschaulich in Abb. 13 dargestellt. Da in kommerziellen Fängen ca. 2-10 Altersgruppen vertreten sind, dauert also die Phase der kommerziellen Nutzung 2-10, durchschnittlich etwa 6 Jahre an (Dekker 1996 in Dekker 2000a, Kangur 1993 in Dekker 2000a). Aus 7 Literaturangaben für Seen und Teiche resultierte folgende Spanne bei Betrachtung von natürlichen Überlebensraten:

1. Quartil: 10,5%
Medianwert: 29,0%
3. Quartil: 48,0%.

Eine Quelle gab die Überlebensrate von Aalen in verschiedenen Seen Irlands mit eingeschlossener geringer Fischereiintensität mit 80% an. In verschiedenen Küstengewässern mit Fischereiaktivität wurden folgende Überlebensraten gefunden (N = 3):

Minimum: 3,5%
Medianwert: 34,5%
Maximum: 71,5%.

Weiterhin existieren 6 Literaturangaben zur natürlichen Mortalität von Gelbaalen in Flüssen, aus denen folgende Quartile berechnet wurden:

1. Quartil: 5,00%
Medianwert: 22,75%
3. Quartil: 27,0%.

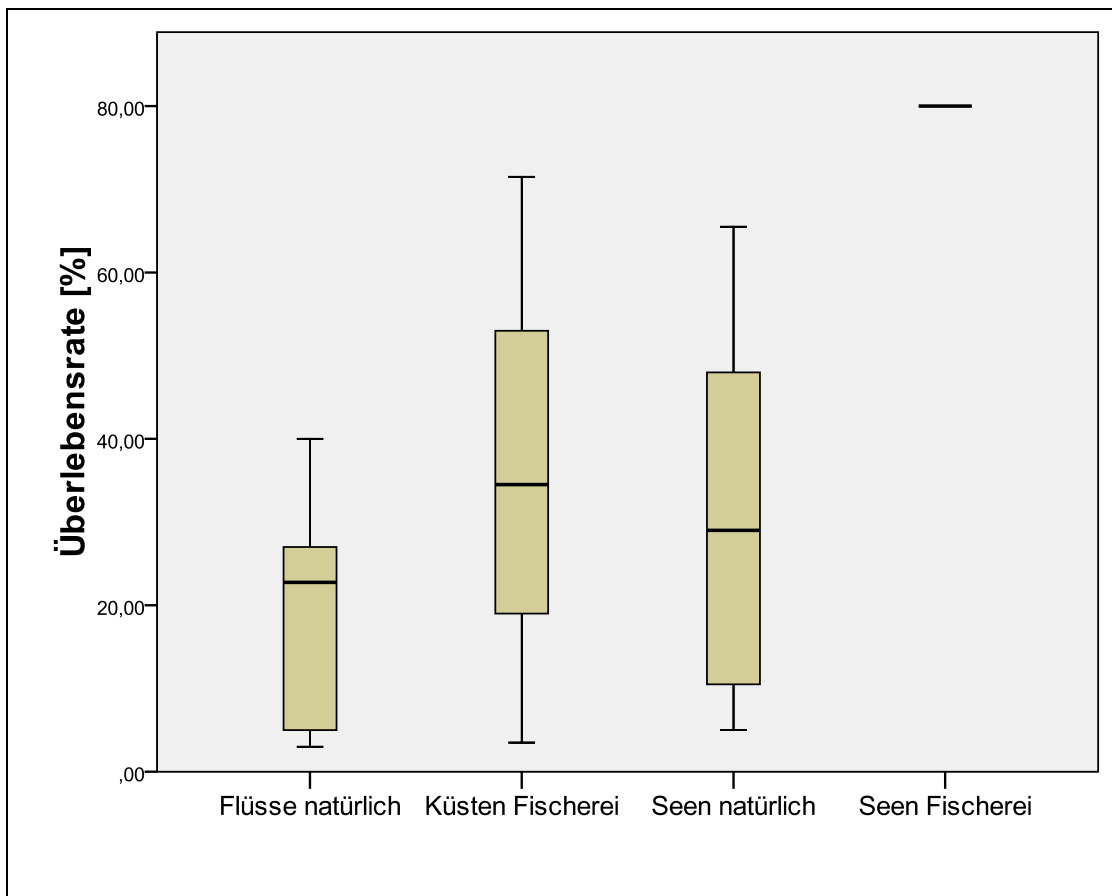


Abb. 13: Boxplots der Überlebensraten von Gelb- und Blankaalen bei Berücksichtigung der natürlichen bzw. fischereilichen Mortalität in unterschiedlichen Gewässern (Flüsse, natürlich: N=6, Küsten, Fischerei: N=3, Seen/Teiche, natürlich: N=7, Seen/Teiche, Fischerei: N=1)

Als natürliche Überlebensrate dieses Stadiums für das Wesersystem wird die oben angegebene Spanne von 5-27% aus verschiedenen Flusssystemen angenommen, da sich die anderen Angaben auf andere Gewässertypen beziehen. Dekker (2000a) gibt für dieses Stadium eine natürliche Überlebensrate über 6 Jahre von 25% an, wobei die jährliche Mortalität 13,8% beträgt. Somit korrespondiert die für das Wesersystem angenommene Spanne aus den verschiedenen Flusssystemen recht gut mit den Angaben von Dekker (2000a), die in Form einer jährlichen Mortalität von 12-14% Eingang in die Berechnungen im Rahmen des Aalbewirtschaftungsplans (Diekmann, pers. Mitteilung) gefunden haben.

7.2.4 Überlebensraten während der Blankaalabwanderung ins Meer

In der Literatur fanden sich zwei Angaben zur Überlebensrate der Blankaale von ihrer Abwanderung aus den Flüssen bis zum Meer. Sie beruhen auf Schätzungen bzw. Fang- Wiederfang-Experimenten (Ask & Erichsen 1976, Sers et al.1993 in Dekker 2000a, Dekker 2000a). Danach ergibt sich folgende Spanne:

Minimum:	10%
Median:	20%
Maximum:	30%.

Die Angabe von 30% berücksichtigt nur die kommerzielle Fischerei als Mortalitätsursache, während für das Wesersystem Wasserkraftwerke als weitere bedeutende anthropogene Mortalitätsursache hinzu kommen (LAVES et al. 2008). Insgesamt wird die für dieses Stadium zur Verfügung stehende Datenmenge als zu gering eingestuft, um eine Abschätzung der Überlebensraten für das Wesersystem machen zu können. Im Aalbewirtschaftungsplan wird für die Aal-Managementeinheit Weser von einer wasserkraftbedingten Mortalität von 20% der Blankaalbiomasse ausgegangen (LAVES et al. 2008), wobei jedoch nur 25% des Aallebensraums durch aalrelevante Wasserkraftanlagen geprägt ist.

Im Rahmen des Aal-Bewirtschaftungsplanes wurde die Blankaalabwanderung mit einem Bestandsmodell abgeschätzt, das gemeinsam vom Institut für Ostseefischerei des vTI (Herr Oeberst) und vom Institut für Binnenfischerei Potsdam-Sacrow (Herr Fladung) entwickelt worden war. In diesem Modell werden unter Zugrundelegung von jährlichen Daten zu Aufstieg und Besatz sowie zu verschiedenen Mortalitätsursachen jahrgangsweise die Aalbestände errechnet. Nach diesem Modell betrug die Blankaalabwanderung im Mittel der Jahre 2005-2007 ca. 260 t (LAVES et al. 2008). Gemäß VO (EG) 1100/2007 soll eine Blankaalabwanderung von 40% bezogen auf den Referenzwert erhalten bleiben. Dies entspricht im Wesersystem ca. 169 t Blankaal. Nach dem Aalmodell entspricht die derzeitige (2005-2007) Abwanderung 62% des Referenzwertes (LAVES et al. 2008). Entsprechend werden für das Wesersystem als Soll-Wert 40% und als Ist-Wert 62% bezogen auf den Referenzwert angenommen.

7.2.5 Zusammenfassung der Überlebensraten des Aals

In Tab. 7 sind die Spannen der Überlebensraten und Einschätzungen für das Wesersystem des Europäischen Aals zusammenfassend dargestellt.

Tab. 7: Zusammenfassung der Überlebensraten des Aals aus der Literatur und der Einschätzungen für das Wesersystem

Stadium	Spanne der Überlebensraten			Ist-Zustand Wesersystem
	1. Quartil	Median	3. Quartil	
abs. Fruchtbarkeit [Eier]	unbekannt	unbekannt	unbekannt	-
rel. Fruchtbarkeit [Eier/g]	unbekannt	unbekannt	unbekannt	-
Abwanderung bis Rekrutierung	unbekannt	unbekannt	unbekannt	-
kontinentale Phase bis fischereiliche Nutzung Gelbaale [%]	-	25	-	25
Gelbaale und Blankaale (Phase fischereilicher Nutzung) [%]	5,00	22,75	27,00	s. Spanne**
Blankaalabwanderung bis Meer [%]	10*	20*	30*	62 des Referenzwerts

* Hier werden statt der Quartile Minimum und Maximum verwendet

** Hierbei ist nur die natürliche Mortalität berücksichtigt

7.3 Mortalitätsursachen für verschiedene Lebensstadien

In Tab. 8 sind die Mortalitätsursachen des Aals für verschiedene Lebensstadien dargestellt, die ausschließlich Veröffentlichungen entnommen wurden.

7.3.1 Mortalitätsursachen der marinen Lebensphase

Als mögliche natürliche Mortalitätsursachen der **marinen Lebensphase** werden Parasitenbefall mit *Anguillicoloides crassus* bei zu den Laichplätzen wandernden Blankaalen (ICES/EIFAC 2001, 2009), aber auch Änderungen der ozeanischen Zirkulation (Castonguay et al. 1994) genannt. Anthropogen bedingte Einflüsse auf die Aalpopulation sind durch Glasaalfischerei vorhanden (Dekker 2004). Außerdem

könnten Schadstoffe, die während des Heranwachsens der Weibchen aufgenommen werden, für eine höhere Mortalität der Eier und Larven sorgen (ICES/EIFAC 2001).

7.3.2 Mortalitätsursachen der kontinentalen Phase bis zum Blankaalstadium

Für das Stadium des **Gelbaals** tritt natürliche Mortalität in Form von Prädation durch Kormorane und andere Prädatoren auf (ICES/EIFAC 2001, 2009; Vollestad & Jonsson 1988, Wickström et al. 1996) sowie dichteabhängige Mortalität durch Konkurrenz, Krankheiten und Weiteres (ICES/EIFAC 2001, Vollestad & Jonsson 1988). Die anthropogenen Ursachen belaufen sich auf kommerzielle und Sportfischerei, Habitatverlust, Schadstoffbelastung in Küsten- und Binnengewässern sowie technische Mortalität durch Turbinen und Pumpenanlagen (Dekker 2004, ICES/EIFAC 2001, 2009; FAO EIFAC 2003).

Aus der Literatur, die für die Ableitung von Überlebensraten der kommerziell genutzten Gelbaale verwendet wurde, benennen 3 Quellen die Fischerei als eine Mortalitätsursache. Eine Quelle nimmt Mortalität durch Kormorane und Prädatoren sowie durch dichteabhängige Faktoren an.

7.3.3 Mortalitätsursachen des Blankaalstadiums bis zur Abwanderung ins Meer

In der Literatur fanden sich für das **Blankaalstadium** neben natürlicher Mortalität durch Prädation (ICES/EIFAC 2009) anthropogene Mortalitäten durch die kommerzielle und die Sportfischerei (Dekker 2004, ICES/EIFAC 2009). Besonders wird allerdings die Mortalität durch technische Anlagen wie Wasserkraftwerke und Entnahmen herausgestellt (Gerken 2006, ICES/EIFAC 2001, 2009; Winter et al. 2006).

Eine der Literaturquellen für die Überlebensraten des abwandernden Blankaalstadiums gibt Fischerei als Mortalitätsursache an.

Tab. 8: Mortalitätsursachen des Aals in verschiedenen Lebensstadien laut Literaturquellen

Mortalität		Lebensstadium		
		marine Phase	Gelbaalstadium	Blankaalstadium
natürlich	Kormoran		X	X
	andere Prädatoren		X	X
	Konkurrenz		X	
	Anderes	X	X	
anthropogen bedingt	Fischerei	X	X	X
	Angler		X	X
	Wasserkraft		X	X
	Entnahmen		X	X
	Einträge	X	X	
	Anderes		X	

8 Zusammenfassung

Im Rahmen der schriftlichen Expertise zur Populationsdynamik des Atlantischen Lachses, der Meerforelle, des Meer- und Flussneunauges sowie des Europäischen Aals wurden mit Fokus auf die Überlebensraten relevante Populationsparameter sowie Mortalitätsursachen aus der Literatur zusammengetragen, evaluiert und deren Übertragbarkeit auf das Wesersystem geprüft.

Die Datenlage für den Atlantischen Lachs wird als gut, für die Meerforelle und den Aal als ausreichend und für die Neunaugen als ungenügend eingeschätzt. Bearbeitete Populationsparameter für Lachs und Meerforelle waren die Eizahl (absolute und relative Fruchtbarkeit), die Überlebensraten vom 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 bearbeitet. Um den sich zukünftig ggf. ändernden Umweltbedingungen, Bestandsstrukturen und Wanderbedingungen im Wesersystem Rechnung zu tragen, wurden Mediane der relevanten Populationsparameter mit ihren Spannbreiten (1. und 3. Quartil) berechnet, so dass Extremwerte ausgeschlossen wurden. Sofern verfügbar wurden plausible Werte für den Ist-Zustand und bei Lachs und Meerforelle auch für den Zustand bei Selbsterhalt der Populationen für die entsprechenden Lebensstadien für das Wesersystem angenommen. Falls vorhanden, wurde hierbei auf aktuell aus dem Wesersystem stammende Daten gesondert hingewiesen.

9 Literatur

1. **Aarestrup, K.; Koed, A.** (2003): Survival of migrating sea trout (*Salmo trutta*) and Atlantic salmon (*Salmo salar*) smolts negotiating weirs in small Danish rivers. *Ecology of Freshwater Fish*, 12, 169–176.
2. **Adam, G.** (1997): L'anguille européenne (*Anguilla anguilla* L. 1758): dynamique de la sous-population du lac de Grand-Lieu en relation avec les facteurs environnementaux et anthropiques. Université Toulouse III, Toulouse.
3. **Allan, I. R.; Ritter, J. A.** (1977): Salmonid terminology. *Journal du Conseil / Conseil Permanent International pour l'Exploration de la Mer*, 37 (3), 293–299.
4. **Applegate, V. C.** (1950): Natural history of the sea lamprey (*Petromyzon marinus*) in Michigan. Special Scientific Report, 55. U.S. Fish and Wildlife Service.
5. **Aprahamian, M. W.; Smith, K. M.; McGinnity, P.; McKelvey, S.; Taylor, J.** (2003): Restocking of salmonids - opportunities and limitations. *Fisheries Research*, 62, 211–227.
6. **Barak, N.A.E. and Mason, C.F.** (1992): Population density, growth and diet of eels *Anguilla anguilla* L., in two rivers in eastern England. *Aquaculture & Fisheries Management*, 23, 59–97.
7. **Barker, L. A.; Morrison, B. J.; Wicks, B. J.; Beamish, F. W. H.** (1998): Potential Fecundity of Landlocked Sea lamprey larvae, *Petromyzon marinus*, with typical and atypical gonads. *Copeia*, 4, 1070–1075.
8. **Baum, E. T.** (1983): The Penobscot River: an Atlantic salmon river management report. Atlantic Sea Run Salmon Commission, Bangor, Maine.
9. **Baum, E. T.; Meister, A. L.** (1971): Fecundity of Atlantic salmon (*Salmo salar*) from two Maine rivers. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, 28 (5), 764–767.
10. **Belding, D. L.** (1940): The number of eggs and pyloric appendages as criteria of river varieties of the Atlantic salmon (*Salmo salar*). *Transactions of the American Fisheries Society*, 69, 285–289.
11. **Berg, S. and Jorgensen, J.** (1994): Stocking experiments with 0+ eels (*Anguilla anguilla*) in Danish streams: post-stocking movements, densities and mortality. In: Cowx, I. G. (Hrsg.), *Rehabilitation of Freshwater Fisheries*. Fishing News Books, Oxford, 314–325.
12. **Bielak, A. T.; Gray, R. W.; Lutzac, T. G.; Hambrook, M. J.; Cameron, P.** (1991): Atlantic salmon restoration in the Morell River, P. E. I. and the Nepisiguit,

- N. B., Canada. *In*: Mills, D. (Hrsg.), Strategies for the rehabilitation of salmon rivers. Pitlochry, 122–139.
13. **Bird, D. J.; Potter, I. C.** (1979): Metamorphosis in the paired species of lampreys, *Lampetra fluviatilis* (L.) and *Lampetra planeri* (Bloch). 1. A description of timing and stages. *Zoological Journal of the Linnean Society*, 65 (2), 127–143.
 14. **Brämick, U.; Fladung, E.; Doering-Arjes, P.; Simon, J.** (2008): Grundlagen für einen Bewirtschaftungsplan für den Aal im Einzugsgebiet der Elbe. *Arbeiten des deutschen Fischereiverbandes*, 85, 57–80.
 15. **Caballero, P.; Cobo, F.; González, M. A.** (2006): Life History of a Sea Trout (*Salmo trutta* L.) Population from the North-West Iberian Peninsula (River Ulla, Galicia, Spain). *In*: Harris, G.; Milner, N. (Hrsg.), *Sea trout*. Blackwell, Oxford, 234–247.
 16. **Calderwood, W. L.** (1930): *Salmon and Sea trout*. Edward Arnold and Co., London.
 17. **Carlin, B.** (1967): Salmon tagging experiments. Fisheries Research Board of Canada Translation Series, 951.
 18. **Caron, F.** (1992): Relation entre le nombre d'oeufs déposés et la production de saumoneaux dans les rivières de la Trinité et Bec-Scie. Canadian Atlantic Fisheries Scientific Advisory Committee.
 19. **Castonguay, M.; Hodson, P. V.; Couillard, C. M.; Eckersley, M. J.; Dutil, J. D.; Verreault, G.** (1994): Why is recruitment of the American eel, *Anguilla rostrata*, declining in the St. Lawrence River and Gulf. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 51, 479–488.
 20. **Chadwick, E. M.** (1982): Stock-recruitment relationship for Atlantic salmon (*Salmo salar*) in Newfoundland rivers. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 39, 1496–1501.
 21. **Chadwick, E. M.** (1988): Relationship between Atlantic salmon smolts and adults in Canadian rivers. *In*: Mills, D. H. (Hrsg.), *Atlantic salmon*. Croom Helm [u.a.], London, 301–324.
 22. **Chadwick, E. M.; Meerburg, D. J.** (1978): Sea survival of 1SW Atlantic salmon. *ICES C.M., 1978/M: 10*, 1–4.
 23. **Chadwick, E. M.; Reddin, D. G.; Burfitt, R. F.** (1985): Fishing and natural mortality rates for 1SW Atlantic salmon (*Salmo salar* L.). *ICES C.M., 1985/M: 18*, 1–10.
 24. **Chaput, G.; Allard, J.; Caron, F.; Dempson, J. B.; Mullins, C. C.; O'Connell, M. F.** (1998): River-specific target spawning requirements for Atlantic salmon (*Salmo salar*) based on generalized smolt production model. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 55, 246–261.

25. **Coull, K. A.; Jermyn, A. S.; Newton, A. W.; Henderson, G. I.; Hall, W. B.** (1989): Length/Weight relationships for 88 species of fish encountered in the North East Atlantic. Department of Agriculture and Fisheries for Scotland, Aberdeen.
26. **Crozier, W. W.; Kennedy, G. J.** (1993): Marine survival of wild and hatchery-reared Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) from the River Bush, Northern Ireland. *In*: Mills, D. H. (Hrsg.), Salmon in the sea and new enhancement strategies. Fishing News Books, Oxford, 139–162.
27. **Crozier, W. W.; Moffett, I. J.; Kennedy, G. J. A.** (1997): Comparative performance of native and non-native strains of Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) ranched from the River Bush, Northern Ireland. *Fisheries Research*, 32, 81–88.
28. **Cunjak, R. A.; Therrien, J.** (1998): Inter-stage survival of wild juvenile Atlantic salmon, *Salmo salar* L. *Fisheries Management and Ecology*, 5, 209–223.
29. **Dahl, J.** (1967): Some recent observations on the age and growth of eels. *Proceedings of the British Coarse Fish Conference*, 3, 48–52.
30. **Danmarks Center for Vildlaks** (2008): Lebenszyklus - *Salmo salar*. Schriftliche Mitteilung Diekmann.
31. **Davidson, I. C.; Cove, R. J.; Hazlewood, M. S.** (2006): Annual variation in age composition, growth and abundance of sea trout returning to the River Dee at Chester, 1991-2003. *In*: Harris, G.; Milner, N. (Hrsg.), Sea trout. Blackwell, Oxford, 76–87.
32. **Dekker, W.** (1996): A length structured matrix population model, used as fish stock assessment tool. *In*: Cowx, I. G. (Hrsg.), Stock Assessment in Inland Fisheries. Fishing News Books, Oxford, 245–259.
33. **Dekker, W.** (2000a): A Procrustean assessment of the European eel stock. *ICES Journal of Marine Science*, 57, 938–947.
34. **Dekker, W.** (2000b): The fractal geometry of the European eel stock. *ICES Journal of Marine Science*, 57, 109–121.
35. **Dekker, W.** (2004): Slipping through our hands. Dissertation, Amsterdam.
36. **Dempson, J. B.; Furey, G.; Bloom, M.** (2001): Assessment of the status of the Atlantic salmon stock of Conne River, SFA 11, Newfoundland, 2000. Canadian Science Advisory Secretariat, St. John's, Newfoundland, Canada.
37. **Dempson, J. B.; Furey, G.; Bloom, M.** (2004): Status of Atlantic salmon, *Salmo salar*, in the Conne River, SFA 11, Newfoundland, 2003. St. John's, Newfoundland, Canada.

38. **Dempson, J. B.; O'Connell, M. F.; Reddin, D. G.; Cochrane, N. M.** (2006): Stock status summary for Atlantic salmon from Newfoundland and Labrador. Canadian Science Advisory Secretariat, St. Johns, Canada.
39. **Dirksmeyer, J.** (2008): Untersuchungen zur Ökomorphologie der Laichhabitats von Lachsen und Meerforellen in Deutschland. Verlag Natur & Wissenschaft, Solingen.
40. **Doubleday, W. G.; Rivard, D. R.; Ritter, J. A.; Vickers, K. U.** (1979): Natural mortality rate estimates for North Atlantic salmon in the sea. ICES C.M., M26.
41. **Dumas, J.; Bassenave, J. G.; Jarry, M.; Barrière, L.; Glise, S.** (2007): Effects of fish farm effluents on egg-to-fry development and survival of brown trout in artificial redds. *Journal of Fish Biology*, 70, 1734–1758.
42. **Elson, P. F.** (1957): Using hatchery-reared Atlantic salmon to best advantage. *The Canadian Fish Culturist*, 21, 7–17.
43. **Elson, P. F.** (1975): Atlantic salmon rivers, smolt production and optimal spawning: an overview of natural production. IASF Special Publication Series, 96-119.
44. **Euzenat, G.; Fournel, F.; Fagard, J.-L.** (2006): Population Dynamics and Stock-Recruitment Relationship of Sea Trout in the River Bresle, Upper Normandy, France. *In: Harris, G.; Milner, N. (Hrsg.), Sea trout*. Blackwell, Oxford, 307–323.
45. **Euzenat, G.; Fournel, F.; Richard, A.** (1999): Sea trout (*Salmo trutta* L.) in Normandy and Picardy. *In: Baglinière, J.-L. (Hrsg.), Biology and ecology of the brown and sea trout*. Springer [u.a.], London, 175–203.
46. **FAO EIFAC (2003)**: Report of the thirteenth session of the Joint EIFAC/ICES Working Group on Eels. Copenhagen, Denmark, 28-31 August 2001. FAO, Rome.
47. **FGG Weser** (2006): Die Fisch- und Rundmaularten in der Flussgebietseinheit Weser - eine Übersicht.
48. **Froehlich-Schmitt, B.** (2004): Rhein & Lachs 2020. Internationale Kommission zum Schutz des Rheins (IKSR), Koblenz.
49. **Froese, R.; Pauly, D.** (2010): FishBase: concepts, design and data sources. ICLARM, Los Banos, Laguna, Philippines. 344 S.
50. **Frost, W.; Smyly, W.** (1952): The brown trout of Moorland fish pond. *Journal of Animal Ecology*, 21, 62-86.
51. **Fryer, J. K.; Mundy, P. R.** (1993): Determining the relative importance of survival rates at different life history stages on the time required to double adult salmon populations. *In: Gibson, R. J.; Cutting, R. E. (Hrsg.), Production of juvenile*

- Atlantic salmon, *Salmo salar*, in natural waters. Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences, 118, 219-223.
52. **Gaigalas, K. S.** (1991): Ecology of Baltic Salmon, *Salmo salar*, and Sea Trout, *S. trutta*, in the Kurskii Zaliv Basin and the Nyamunas River. *Journal of Ichthyology*, 31 (3), 55–64.
 53. **Gargan, P. G.; Roche, W. K.; Forde, G. P.; Ferguson, A.** (2006): Characteristics of the sea trout (*Salmo trutta* L.) stocks from the Owengowla and Invermore Fisheries, Connemara, Western Ireland, and recent trends in marine survival. *In: Harris, G.; Milner, N. (Hrsg.), Sea trout*. Blackwell, Oxford, 60–75.
 54. **Gargan, P. G.; Tully, O.; Poole, W. R.** (2003): Relationship between sea lice infestation, sea lice production and sea trout survival in Ireland, 1992-2001. *In: Mills, D. (Hrsg.), Salmon at the edge*. Blackwell Science, Oxford, 119–135.
 55. **Gerken, R.** (2006): Wiederansiedlung von Lachs und Meerforelle im oberen Wümmegebiet. Books on Demand, Norderstedt.
 56. **Gibbins, C.; Shellberg, J.; Moir, H.; Soulsby, C.** (2008): Hydrological influences on adult salmonid migration, spawning, and embryo survival. *In: Sear, D. A., DeVries, P. (Hrsg.), Salmonid Spawning Habitat in Rivers: physical controls, biological responses, and approaches to remediation*. American Fisheries Society, Symposium 65, Bethesda, Maryland.
 57. **Gray, R. W.; Guignion, D. L.; Hambrook, M. J.** (1990): Atlantic salmon enhancement of the Morell River, P.E.I. *Atlantic Salmon Journal*.
 58. **Hansen, L. P.; Quinn, T. P.** (1998): The marine phase of the Atlantic salmon (*Salmo salar*) life cycle, with comparisons to Pacific salmon. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 55 (Suppl. 1), 104-118.
 59. **Hardisty, M. W.** (1964): The fecundity of lampreys. *Archiv für Hydrobiologie*, 60 (3), 340–357.
 60. **Hardisty, M. W.** (1986a): *Lampetra fluviatilis* (Linnaeus, 1758). *In: Holæcík, J.; Bianco, P. G. (Hrsg.), Petromyzontiformes*. AULA-Verl., Wiesbaden, 249–278.
 61. **Hardisty, M. W.** (1986b): *Petromyzon marinus* Linnaeus, 1758. *In: Holæcík, J.; Bianco, P. G. (Hrsg.), Petromyzontiformes*. AULA-Verl., Wiesbaden, 94–116.
 62. **Harris, G.; Milner, N.** (2006): Setting the Scene - Sea trout in England and Wales - A personal perspective. *In: Harris, G.; Milner, N. (Hrsg.), Sea trout*. Blackwell, Oxford, 1–8.
 63. **Hartmann, U.** (2002): Süßwasserfische. Erkennen und bestimmen. Mosaik Verlag, München.

64. **Harvie, C. J.; Amiro, P. G.** (1996): Indices of marine habitat for Atlantic salmon (*Salmo salar*) and trends in survival of hatchery-origin smolts. Department of Fisheries and Oceans, Dartmouth, Nova Scotia.
65. **Hay, D. W.; Hatton-Ellis, M.** (2006): Stocking Sea Trout (*Salmo trutta* L.) in the River Shielraig, Scotland. *In*: Harris, G.; Milner, N. (Hrsg.), Sea trout. Blackwell, Oxford, 349–355.
66. **Heinimaa, S.; Heinimaa, P.** (2004): Effect of the female size on egg quality and fecundity of the wild Atlantic salmon in the sub-arctic River Teno. *Boreal Environment Research*, 9, 55–62.
67. **Howe, E. A.; Marsden, J. E.; Bouffard, W.** (2006): Movement of Sea Lamprey in the Lake Champlain Basin. *Journal of Great Lakes Research*, 32, 776–787.
68. **ICES** (1998): Report of the Working Group on North Atlantic Salmon, ICES Headquarters 14-23 April 1998. ICES C.M., 1998/ACFM: 15, 1–214.
69. **ICES** (2005): Report of the Working Group on North Atlantic Salmon (WGNAS), 5-14 April 2005, Nuuk, Greenland. ICES CM 2005/ACFM:17.
70. **ICES** (2007): Report of the Baltic Salmon and Trout Working Group (WGBAST), 11-20 April 2007, Vilnius, Lithuania.
71. **ICES** (2008): Report of the Working Group on North Atlantic Salmon, 1.-10. April 2008, Galway, Ireland.
72. **ICES** (2009a): Report of the Working Group on North Atlantic Salmon (WGNAS), 30 March–8 April, Copenhagen, Denmark. ICES CM 2009/ACOM:06.
73. **ICES** (2009b): Report of the Baltic Salmon and Trout Assessment Working Group (WGBAST), 24-31 March 2009, Oulu, Finland. ICES CM 2009/ACOM:05.
74. **ICES** (2009c): Report of the Study Group on Data Requirements and Assessment Needs for the Baltic Sea Trout (SGBALANST), 3-5 February 2009, Copenhagen, Denmark.
75. **ICES/EIFAC** (2001): Report of the ICES/EIFAC Working Group of Eels, ICES Headquarters 28-31 August 2001.
76. **ICES/EIFAC** (2009): Report of the 2009 session of the Joint EIFAC/ICES Working Group on Eels, Göteborg, Sweden, 7-12 September 2009.
77. **IG Dreisam** (2009): Die Interessengemeinschaft zur Renaturierung der Dreisam. (www.ig-dreisam.de; Version 27/01/2009).
78. **IKSR (1994)**: Lachs 2000. Bericht Nr. 61, Farbbroschüre, Koblenz, 32 Seiten.

79. **Ingendahl, D.** (1999): Der Reproduktionserfolg von Meerforelle (*Salmo trutta* L.) und Lachs (*Salmo salar* L.) in Korrelation zu den Milieubedingungen des hyperheischen Interstitials. Dissertation, Universität Köln, Köln.
80. **Isaksson, A.** (1980): Salmon ranching in Iceland. *In*: Thorpe, J. E. (Hrsg.), Salmon ranching. Academic press, London, 131–156.
81. **Ivanova-Berg, M. M.** (1933): Zur Biologie des Flußneunauges (*Lampetra fluviatilis* L.). Archiv für Hydrobiologie, 25, 22–37.
82. **Jepsen, N.; Aarestrup, K.; Okland, F.; Rasmussen, G.** (1998): Survival of radio-tagged Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) and trout (*Salmo trutta* L.) smolts passing a reservoir during seaward migration. Hydrobiologia, 371/372, 347–353.
83. **Jessop, B. M.** (1986): Atlantic salmon (*Salmo salar*) of the Big Salmon River, New Brunswick. Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences, 1415.
84. **Johnson, W. J.** (1982): Body lengths, body weights and fecundity of sea lampreys (*Petromyzon marinus*) from Green Bay, Lake Michigan. Transactions of the Wisconsin Academy of Sciences, Arts and Letters, 70, 73–77.
85. **Jokikokko, E.; Jutila, E.** (1998): The effects of stocking with salmon parr, *Salmo salar*, on the smolt production in the River Simojoki, Northern Finland. *In*: Cowx, I. G. (Hg.): Stocking and introduction of fish. Oxford, Malden, MA: Fishing News Books, 35-45.
86. **Jones, G.** (1994): A review of the Welsh Region microtagging programme 1984-1993. Internal Report Welsh Region.
87. **Jones, J. W.; King, G. M.** (1946): Winter salmon in the Dee. Salmon and Trout Magazine, 117, 154–161.
88. **Jonsson, B.; Jonsson, N.** (2009): Migratory timing, marine survival and growth of anadromous brown trout *Salmo trutta* in the River Imsa, Norway. Journal of Fish Biology, 74, 621–638.
89. **Jonsson, N.; Jonsson, B.; Hansen, L. P.** (1998): The relative role of density-dependent and density-independent survival in the life cycle of Atlantic salmon *Salmo salar*. Journal of Animal Ecology, 67 (5), 751–762.
90. **Jutila, E.; Pruuki, V.** (1988): The enhancement of the salmon stocks in the Simojoki and Tornionjoki rivers by stocking parr in the rapids. Aqua Fennica, 18 (1), 93-99.
91. **Kallio-Nyberg, I.; Koljonen, M. L.** (1997): The genetic consequence of hatchery-rearing on life-history traits of the Atlantic salmon (*Salmo salar* L.): a comparative analysis of sea-ranched salmon with wild and reared parents. Aquaculture, 153, 207–224.

92. **Kangur, A.** (1993): Biomass of catchable stock and catch of eel in lake Vortsjärv (Estonia), EIFAC working party on eel, Olsztyn, Poland, 24-27 May 1993.
93. **Kerswill, C. J.** (1971): Relative Rates of Utilization by Commercial and Sport Fisheries of Atlantic Salmon (*Salmo salar*) from the Miramichi River, New Brunswick. Journal of the Fisheries Research Board of Canada, 28, 351–363.
94. **Klein Breteler, J.G.P.** (1994): Stockings of pre-winter and post-winter glass eels and of elvers from aquaculture: growth and survival in mesocosms. EIFAC Working Party on eel, Oviedo 1994, EIFAC/FAO, Rom, 7 S.
95. **Klemetsen, A.; Amundsen, P. A.; Dempson, J. B.; Jonsson, B.; Jonsson, N.; O'Connell, M. F.; Mortenson, E.** (2003): Atlantic salmon *Salmo salar* L., brown trout *Salmo trutta* L. and Arctic charr *Salvelinus alpinus* (L.): a review of aspects of their life histories. Ecology of Freshwater Fish, 12, 1–59.
96. **Koed, A.; Baktoft, H.; Bak, B. D.** (2006): Causes of mortality of Atlantic salmon (*Salmo salar*) and brown trout (*Salmo trutta*) smolts in a restored river and its estuary. River Research and Applications, 22, 69-78.
97. **Koed, A.; Jepsen, N.; Aarestrup, K.; Nielsen, C.** (2002): Initial mortality of radio-tagged Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) smolts following release downstream of a hydropower station. Hydrobiologia, 483, 31-37.
98. **Laffaille, P.; Baisez, A.; Lasne, E.** (2004): Freshwater habitat of eel. ICES C.M., 2004/S:02.
99. **Lambert, P.; Rochard, E.** (2007): Identification of the inland population dynamics of the European eel using pattern-oriented modelling. Ecological Modelling, 206, 166–178.
100. **Lanzing, W. J.** (1959): Studies on the river lamprey, *Lampetra fluviatilis*, during its anadromous migration. Utrecht.
101. **LAVES et al.** (2008): Aalbewirtschaftungsplan für das Flusseinzugsgebiet der Weser. - Niedersächsisches Landesamt für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit - Dez. Binnenfischerei (Hannover), Der Senator für Wirtschaft und Häfen (Bremen), Regierungspräsidium Kassel - Dez. Landwirtschaft und Fischerei, Bezirksregierung Detmold - Dez. Landschaft und Fischerei, Thüringer Landesanstalt für Wald, Jagd und Fischerei - Ref. 22 (Gotha), Landesverwaltungsamt - Ref. Agrarwirtschaft, Ländliche Räume, Fischerei (Halle/Saale), Hannover, 28 Seiten.
102. **Lelek, A.** (1973): Occurrence of the Sea lamprey in Midwater off Europe. Copeia, 1973 (1), 136–137.
103. **Lelek, A.** (1987): The freshwater fishes of Europe, threatened fishes of Europe. Aula-Verlag, Wiesbaden.

104. **Leopold, M.** (1976): Efficiency and perspectives of eel management, some economic approaches. EIFAC/ICES Symposium on Eel Research and Management, Helsinki, 17, 1–17.
105. **Locke, A.** (1998): Modeling the Effects of Poststocking Survival Rates on the Success of Stocking Hatchery Atlantic Salmon in a New Brunswick River. North American Journal of Fisheries Management, 18, 547–560.
106. **Ludwig, S.** (2010): Arbeitsgemeinschaft für Fischarten- und Gewässerschutz in Norddeutschland. Website: <http://www.wanderfische.de/AFGN/Projekte.html> (letzter Abruf: 24.02.2010).
107. **Lysenko, L. F.** (1997): On the population structure of Atlantic salmon *Salmo salar* in the Varzuga River (Kola Peninsula). Journal of Ichthyology, 37 (6), 431–437.
108. **MacKenzie, C.; Moring, J. R.** (1988): Estimating survival of Atlantic salmon during the intergravel period. North American Journal of Fisheries Management, 8, 45–49.
109. **Malcolm, I. A.; Greig, S. M.; Youngson, A. F.; Soulsby, C.** (2008): Hyporheic influences on salmon embryo survival and performance. In: Sear, D. A., DeVries, P. (Hrsg.), Salmonid Spawning Habitat in Rivers: physical controls, biological responses, and approaches to remediation. American Fisheries Society, Symposium 65, Bethesda, Maryland.
110. **Manion, P. J.** (1972): Fecundity of the Sea lamprey (*Petromyzon marinus*) in Lake Superior. Transactions of the American Fisheries Society, 4, 718–720.
111. **May, A. W.** (1971): Canadian tagging and recapture data for Atlantic salmon 1959 through 1970. ICNAF Research Document, 71/110.
112. **McCarthy, T.K., Allison J., Callaghan, R. Purcell, P. and Copely, L.** (1994a): Yellow eel stocks in the River Shannon and the development of the fyke net fishery. Report to the Electricity Supply Board, Dublin, Ireland.
113. **McCarthy, T.K., Cullen, K., Faherty, K. and O'Farrell, M.M.** (1994b): River Shannon silver eels: population biology, factors influencing downstream migration and commercial fishing. Report to the Electricity Supply Board, Dublin, Ireland.
114. **McKibben, M.; Hay, D.** (2002): Shildaig Project Review.
115. **Meister, A. L.** (1962): Atlantic salmon production in Cove Brook, Maine. Transactions of the American Fisheries Society, 91, 208–212.
116. **Meyer, L.; Beyer, K.** (2002): Zum Laichverhalten des Meerneunauges (*Petromyzon marinus*) im gezeitenbeeinflussten Unterlauf der Luhe (Niedersachsen). Verhandlungen der Gesellschaft für Ichthyologie, 3, 45–70.

117. **Meyers, T. F.** (1994): The program to restore Atlantic salmon to the Connecticut River. *In: Calabi, S.; Stout, A. (Hrsg.), A hard look at some tough issues. Proceedings of the New England Atlantic salmon management conference. Silver Quill Book, Camden, Maine, 11–21.*
118. **Mills, C. P.; Piggins, D. J.; Cross, T. F.** (1990): Burrishoole sea trout - a twenty year study. *In: Institute of Fisheries Management (Hrsg.), 20th Annual Study Course Proceedings, 61–78.*
119. **Mills, D. H.** (1986): The biology of Atlantic salmon. *In: Jenkins, D.; Shearer, W. M. (Hrsg.), The Status of the Atlantic salmon in Scotland. Abbots Ripton: Institute of Terrestrial Ecology, 10–19.*
120. **Mills, D. H.** (1989): Ecology and management of Atlantic salmon. Chapman and Hall, London.
121. **Moore, D. S.; Chaput, G. J.; Pickard, P. R.** (1995): The Effect of Fisheries on the Biological Characteristics and Survival of Mature Atlantic Salmon (*Salmo salar*) from the Miramichi River. *In: Chadwick, E. M. P. (Hrsg.): Water, science, and the public: the Miramichi ecosystem. Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences, 123, 229-247.*
122. **Moriarty, C.** (1987): Eel stocks of the Shannon system and prospects of development. Fishery Leaflet No. 139. Department of the Marine, Dublin, 15 S.
123. **Moriarty, C.** (1990): Eel management practices in three lakes in Ireland, *In: van Densen, W. L. T.; Steinmetz, B.; Hughes, R. N. (Hrsg.), Management of Freshwater Fisheries. Proceedings of a Symposium organised by EIFAC, Goteborg, Sweden, 1988, Wageningen, Netherlands: Pudoc, 262-269.*
124. **Moriarty, C.** (1997): The European eel fishery in 1993 and 1994: First Report of a working group funded by the European Union Concerted Action AIR A94- 1939. Fisheries Bulletin, 14, 1–52.
125. **Moriarty, C.; Dekker, W.** (1997): Management of the European Eel – Enhancement of the European eel fishery and conservation of the species. Fisheries Bulletin (Dublin), 15.
126. **Müller, H.** (1983): Fische Europas. Neumann Verlag, Leipzig, Radebeul.
127. **Müller, H.** (2005): Die Aale. Westarp-Wiss., Hohenwarsleben.
128. **Murray, A. R.** (1968): Smolt survival and adult utilization of Little Codroy River, Newfoundland, Atlantic salmon. Journal of the Fisheries Research Board of Canada, 25 (10), 2165–2218.
129. **Muus, B. J.; Dahlström, P.** (1990): Süßwasserfische Europas. Biologie, Fang, wirtschaftliche Bedeutung. BLV Verlagsgesellschaft mbH, München, Wien, Zürich.

130. **Naismith I.A. and Knights, B.** (1993): The distribution, density and growth of European eel, *Anguilla anguilla* L., in the River Thames. *Journal of Fish Biology*, Supplement A, 161–175.
131. **Näslund, I.** (1998): Survival and dispersal of hatchery-reared brown trout, *Salmo trutta*, released in small streams. *In: Cowx, I. G.* (Hrsg.), *Stocking and introduction of fish*. Fishing News Books, Oxford, Malden, MA, 59–76.
132. **Nielsen, E. E.; Hansen, M. M.; Loeschcke, V.** (1996): Genetic structure of European populations of *Salmo salar* L. (Atlantic salmon) inferred from mitochondrial DNA. *Heredity*, 77, 351–358.
133. **NLWKN** (2007): Flussneunauge - Wanderer zwischen Flüssen und Meer. AG Unterhaltungsverbände.
134. **O'Connell, M. F.; Dempson, J. B.; Reddin, D. G.** (1997): Inter-annual and inter-river variability in fecundity in Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) in Newfoundland Region Rivers. Canadian Science Advisory Secretariat.
135. **O'Connell, M. F.; Walsh, A.; Cochrane, N. M.** (2001): Status of Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) in Middle Brook (SFA 5), Northeast Brook, Trepassey (SFA9), and Northeast River, Placentia (SFA 10), Newfoundland, in 2000. St. John's, Newfoundland, Canada.
136. **Österdahl, L.** (1969): The smolt run of a small Swedish river. *In: Northcote, T. G.* (Hrsg.), *Symposium on salmon and trout in streams*. University of British Columbia, Vancouver, 205–215.
137. **Östergren, J.; Rivinoja, P.** (2008): Overwintering and downstream migration of sea trout (*Salmo trutta* L.) kelts under regulated flows - Northern Sweden. *River Research and Applications*, 24, 551–563.
138. **Paloheimo, J. E.; Elson, P. F.** (1974): Reduction of Atlantic Salmon (*Salmo salar*) Catches in Canada Attributed to the Greenland Fishery. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, 31, 1467–1480.
139. **Pauwels, S. J.; Haines, T. A.** (1994): Survival, hatching, and emergence success of Atlantic salmon eggs planted in three Maine streams. *North American Journal of Fisheries Management*, 14, 125–130.
140. **Pedersen, M. I.** (2000a): Long-term survival and growth of stocked eel, *Anguilla anguilla* (L.) in a small eutrophic lake. *Dana*, 12, 71–76.
141. **Pedersen, M. I.** (2000b): Fishing mortality on silver eels, *Anguilla anguilla* (L.), in Denmark. *Dana*, 12, 77–82.
142. **Pedersen, S.; Christiansen, R.; Glüsing, H.** (2006): Comparison of survival, migration and growth in wild, offspring from wild (F1) and domesticated sea-run

- trout (*Salmo trutta* L.). *In*: Harris, G.; Milner, N. (Hrsg.), Sea trout. Blackwell, Oxford, 377–388.
143. **Piggins, D. J.** (1980): Salmon Ranching in Ireland. *In*: Thorpe, J. E. (Hrsg.), Salmon ranching. Academic press, London, 187–198.
144. **Piggins, D. J.; Mills, C. P. R.** (1985): Comparative aspects of the biology of naturally produced and hatchery-reared Atlantic salmon smolts (*Salmo salar* L.). *Aquaculture*, 45, 321-333.
145. **Poole, W. R.; Dillane, M.; DeEyto, E.; Rogan, G.; McGinnity, P.; Whelan, K. F.** (2006): Characteristics of the Burrishoole sea trout population: census, marine survival, enhancement and stock-recruitment relationship, 1971-2003. *In*: Harris, G.; Milner, N. (Hrsg.), Sea trout. Blackwell, Oxford, 279–306.
146. **Poole, W. R.; Whelan, K. F.; Dillane, M. G.; Cooke, D. J.; Matthews, M. A.** (1996): The performance of sea trout, *Salmo trutta* L., stocks from the Burrishoole system western Ireland, 1970-1994. *Fisheries Management and Ecology*, 3, 73–92.
147. **Potter, E. C.; Crozier, W. W.** (2000): A perspective on the marine survival of Atlantic salmon. *In*: Mills, D. (Hrsg.), The ocean life of Atlantic salmon. Fishing News Books, Oxford, 19–36.
148. **Power, G.** (1981): Stock characteristics and catches of Atlantic salmon (*Salmo salar*) in Quebec, and Newfoundland and Labrador in relation to environmental variables. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 38, 1601-1611.
149. **Pratt, J. D.; Hare, G. M.; Murphy, H. P.** (1974): Investigation of production and harvest of an Atlantic salmon population, Sandhill River Labrador. Newfoundland Region Technical Report Series, NEW/T-74-1.
150. **Prouzet, P.; Le Bail, P. Y.; Heydorff, M.** (1984): Sex ratio and potential fecundity of Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) caught by anglers on the Elorn River (Northern Brittany, France) during 1979 and 1980. *Fisheries Management*, 15, 123-130.
151. **Pursiainen M. and Toivenen, J.** (1984): The enhancement of eel stocks in Finland: A review of the introductions and stockings. *In*: EIFAC technical paper 42/supplement 1. Documents presented at the Symposium on Stock Enhancement in the Management of Freshwater Fish 1982, Budapest, Hungary. Rom: EIFAC, FAO, 59-67.
152. **Randall, R. G.** (1989): Effect of Sea-Age on the Reproductive Potential of Atlantic Salmon (*Salmo salar*) in Eastern Canada. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 46, 2210–2218.
153. **Rideout, S. G.; Stolte, L. W.** (1988): Restoration of Atlantic salmon to the Connecticut and Merrimack rivers. *In*: Stroud, R. H. (Hrsg.), Present and future

Atlantic salmon management: measuring progress toward international cooperation. Atlantic Salmon Federation, Marine Recreational Fisheries, Ipswich, Massachusetts, 67–81.

154. **Rodríguez-Munoz, R.; Nicieza, A. G.; Brana, F.** (2001): Effects of temperature on developmental performance, survival and growth of sea lamprey embryos. *Journal of Fish Biology*, 58, 475–486.
155. **Rodríguez-Munoz, R.; Ojanguren, A. F.** (2002): Effect of short-term preservation of sea lamprey gametes on fertilisation rate and embryo survival. *Journal of Applied Ichthyology*, 18, 127–128.
156. **Rubin, J.-F.** (1994): Survival and development of sea trout, *Salmo trutta* (L.), eggs in Baltic Sea saltwater. *Fisheries Research*, 20, 1–12.
157. **Rubin, J.-F.; Glimsäter, C.** (1996): Egg-to-fry survival of the sea trout in some streams of Gotland. *Journal of Fish Biology*, 48, 585–606.
158. **Salminen, M.; Erkamo, E.** (1998): Comparison of coastal and river releases of Atlantic salmon smolts in the river Kokemäenjoki, Baltic Sea. *ICES Journal of Marine Science*, 55, 1071–1081.
159. **Saunders, R. L.** (1968): An Evaluation of two methods of attaching tags to Atlantic salmon smolts. *The Progressive Fish Culturist*, 30, 104–109.
160. **Saunders, R. L.** (1969): Contributions of Salmon from the Northwest Miramichi River, New Brunswick, to various fisheries. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, 26, 269–278.
161. **Saunders, R. L.; Allen, K. R.** (1967): Effects of tagging and of fin-clipping on the survival and growth of Atlantic salmon between smolt and adult stages. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, 24 (12), 2595–2611.
162. **Saura, A.; Mikkola, J.; Ikonen, E.** (1990): Re-introduction of salmon, *Salmo salar* (L.), and sea trout, *Salmo trutta m. trutta* (L.), to the Vantaanjoki River, Finland. *In: Densen, W. L. v.; Steinmetz, B.; Hughes, R. H.* (Hrsg.), *Management of freshwater fisheries*. Pudoc, Wageningen, 127–136.
163. **Schmidt, G.** (1994): Leitfaden zum Fischartenschutz in Nordrhein-Westfalen. LÖBF-Schriftenreihe, 2. Recklinghausen.
164. **Schmidt, G. W.** (1996): Wiedereinbürgerung des Lachses *Salmo salar* L. in Nordrhein-Westfalen. *Landwirtschaftsverl., Münster*.
165. **Schneider, J.** (1999): Zeitliche und räumliche Einnischung juveniler Lachse (*Salmo salar* Linnaeus, 1758) allochthoner Herkunft in ausgewählten Habitaten. *Verlag Natur & Wissenschaft, Solingen*.
166. **Scruton, D. A.; Pennell, C. J.; Bourgeois, C. E.; Goosney, R. F.; Porter, T. R.; Clarke, K. D.** (2007): Assessment of a retrofitted downstream fish bypass system

- for wild Atlantic salmon (*Salmo salar*) smolts and kelts at a hydroelectric facility on the Exploits River, Newfoundland, Canada. *Hydrobiologia*, 582, 155-169.
167. **Shearer, W. M.** (1984): The natural mortality at sea for North Esk salmon. ICES C.M., 1984/M: 23, 1–16.
168. **Shearer, W. M.** (1992): The Atlantic salmon. University Press, Cambridge.
169. **Smith, S.; Marsden, J. E.** (2006): Distribution and factors affecting survival of sea lamprey eggs in and out of nests.
170. **Smith, S. J.; Marsden, J. E.** (2007): Predictive morphometric relationships for estimating fecundity of sea lampreys from Lake Champlain and other landlocked populations. *Transactions of the American Fisheries Society*, 136, 979–987.
171. **Steinmann, I.; Bless, R.** (2005a): *Lampetra fluviatilis* (Linnaeus, 1758). In: Petersen, B. (Hrsg.), *Wirbeltiere*. Bundesamt für Naturschutz, Bonn-Bad Godesberg, 276–280.
172. **Steinmann, I.; Bless, R.** (2005b): *Petromyzon marinus* (Linnaeus, 1758). In: Petersen, B. (Hrsg.), *Wirbeltiere*. Bundesamt für Naturschutz, Bonn-Bad Godesberg, 296–300.
173. **Steinmann, I.; Bless, R.** (2005c): *Salmo salar* Linnaeus, 1758. In: Petersen, B. (Hrsg.), *Wirbeltiere*. Bundesamt für Naturschutz, Bonn-Bad Godesberg, 314–319.
174. **Stolte, L. W.** (1994): Atlantic salmon restoration in the Merrimack River basin. In: Calabi, S.; Stout, A. (Hrsg.), *A hard look at some tough issues*. Proceedings of the New England Atlantic salmon management conference. Silver Quill Book, Camden, Maine, 22–35.
175. **Svedäng, H.** (1999): Vital population statistics of the exploited eel stock on the Swedish west coast. *Fisheries Research*, 40, 251-265.
176. **Swink, W. D.; Morkert, S. B.; Slaght, K. S.** (1995): Comparison of mark retention and survival of sea lamprey larvae marked by pigment injection and tail clipping. Great Lakes Fishery Commission, Technical Report, 61.
177. **Symons, P. E.** (1979): Estimated escapement of Atlantic salmon (*Salmo salar*) for maximum smolt production in rivers of different productivity. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, 36, 132–140.
178. **Thiel, R.; Salewski, V.** (2003): Verteilung und Wanderung von Neunaugen im Elbeästuar (Deutschland). *Limnologica*, 33, 214–226.
179. **Thorstad, E. B.; Okland, F.; Finstad, B.; Sivertsgard, R.; Plantalech, N.; Bjorn, P. A.; McKinley, R. S.** (2007): Fjord migration and survival of wild and hatchery-reared Atlantic salmon and wild brown trout post-smolts. *Hydrobiologia*, 582, 99-107.

180. **Vilcinskas, A.** (2004): Fische. Mitteleuropäische Süßwasserarten und Meeresfische der Nord- und Ostsee. BLV Verlagsgesellschaft mbH, München, Wien, Zürich.
181. **Vladykov, V.** (1951): Fecundity of Quebec lampreys. *Canadian Fish Culturist*, 10, 1–14.
182. **Vollestad, L. A.; Jonsson, B.** (1988): A 13-year study of the population dynamics and growth of the European eel *Anguilla anguilla* in a Norwegian river: evidence for density-dependent mortality, and development of a model for predicting yield. *Journal of Animal Ecology*, 57 (3), 983–997.
183. **Weissenberg, R.** (1925): Fluß- und Bachneunauge: ein morphologisch-biologischer Vergleich. *Zoologischer Anzeiger*, 63, 293–306.
184. **Whelan, K. F.** (1993): Decline of sea trout in the west of Ireland: an indication of forthcoming marine problems for salmon? *In*: Mills, D. H. (Hrsg.), *Salmon in the sea and new enhancement strategies*. Fishing News Books, Oxford, 171–183.
185. **Wickström, H.; Westin, L.; Clevestam, P.** (1996): The biological and economic yield from a long-term eel-stocking experiment. *Ecology of Freshwater Fish*, 5, 140–147.
186. **Winter, H. V.; Jansen, H. M.; Bruijs, M. C. M.** (2006): Assessing the impact of hydropower and fisheries on downstream migrating silver eel, *Anguilla anguilla*, by telemetry in the River Meuse. *Ecology of Freshwater Fish*, 15, 221–228.
187. **Witkowski, A.; Jesior, M.** (2000): Fecundity of river lamprey *Lampetra fluviatilis* (L.) in Drweca River (Vistula Basin, Northern Poland). *Archives of Polish Fisheries*, 8 (2), 225–232.
188. **Wünstel, A.** (1996): Laichende Flußneunaugen (*Lampetra fluviatilis* L.) in der Wupper, Frühjahr 1996. *Fischökologie*, 10, 4–6.
189. **Young, R. J.; Houston, K. A.; Weise, J. G.; Kelso, J. R. M.** (1990): The effect of environmental variables on the population dynamics of sea lamprey, *Petromyzon marinus*. *Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Science*, 1736, 35 S.
190. **Zerrenner, A.** (2004): Effect of density and age on larval sea lamprey growth and survival in three Lake Champlain streams. *Journal of Freshwater Ecology*, 19 (3), 515–519.

Tabellenanhang

Anhang I: Literaturangaben zur Fruchtbarkeit weiblicher Lachse; absolute Fruchtbarkeit: Eizahl pro Individuum, relative Fruchtbarkeit: Eizahl pro kg Körpergewicht; n = Stichprobengröße; Länge (TL / FL in cm) und Gewicht (in kg) der untersuchten Tiere sind angegeben, falls vorhanden; bei angegebenen Spannbreiten wurden Durchschnittswerte (\emptyset) berechnet.

Quelle	Fluss	Fruchtbarkeit	Eizahl	Stichprobengröße, Länge, Gewicht, Bemerkungen
Baum & Meister 1971	Machias, Narraguagus, Maine, USA	absolut	3528-18847 Eier (\emptyset 8012 Eier)	n=154, 69,9-104,9 cm TL (\emptyset 79,0 cm TL), 2,67-9,88 kg (\emptyset 4,25 kg)
Danmarks Center for Vildlaks 2008		absolut	> 3700 Eier	
Dempson et al. 2001	Conne River, Canada	absolut	595-5590 Eier (\emptyset 3131 Eier)	42,0-60,0 cm FL (\emptyset 51,1 cm FL \pm 237 cm); 0,7-2,9 kg (\emptyset 1,45 kg \pm 0,25 kg)
Froehlich-Schmitt 2004	Rheinsystem, Deutschland	absolut	10000 Eier	
Gaigalas 1991	Nyamunas River, Litauen	absolut	1778-13284 Eier (\emptyset 5435 Eier)	n=30, 40-76 cm FL (\emptyset 58 cm FL), 0,605-5,730 kg (\emptyset 2,381 kg)
Gaigalas et al. 1976 in Gaigalas 1991	Nyamunas River, Litauen	absolut	12880-12970 Eier (\emptyset 12925 Eier)	n=2, 99-108 cm, 8-11 kg
Hartmann 2002		absolut	2000-30000 Eier (\emptyset 16000 Eier)	
Heinimaa & Heinimaa 2004	Teno, Skandinavien	absolut	\emptyset 16436 Eier \pm SD 5827 Eier	\emptyset 99,2 cm \pm SD 0,9 cm mit \emptyset 9,0 kg \pm SD 3 kg
Lysenko 1997	Varzuga River, Russland	absolut	2394-4960 Eier (\emptyset 3683 Eier)	44,0-55,0 cm FL (\emptyset 51,3 cm FL); 2 Jahre im Fluss, 1 Jahr im Meer; Sommerform, n=44
Lysenko 1997	Varzuga River, Russland	absolut	2871-6142 Eier (\emptyset 4121 Eier)	45,0-57,0 cm FL (\emptyset 52,2 cm FL); 3 Jahre im Fluss, 1 Jahr im Meer; Sommerform, n=84
Lysenko 1997	Varzuga River, Russland	absolut	5757-6200 Eier (\emptyset 5846 Eier)	55,0-57,0 cm FL (\emptyset 56,0 cm FL); 2 Jahre im Fluss, 1 Jahr im Meer, Herbstform; n=7

Lysenko 1997	Varzuga River, Russland	absolut	6410-9588 Eier (Ø 6864 Eier)	58,0-69,0 cm FL (Ø 61,0 cm FL); 3 Jahre im Fluss, 1 Jahr im Meer, Herbstform; n=153
Lysenko 1997	Varzuga River, Russland	absolut	9580-14320 Eier (Ø 10644 Eier)	69,0-76,0 cm FL (Ø 72,3 cm FL); 2 Jahre im Fluss, 2 Jahre im Meer; Herbstform; n=7
Lysenko 1997	Varzuga River, Russland	absolut	8966-17892 Eier (Ø 11184 Eier)	67,0-86,0 cm FL (Ø 67,0 cm FL); 3 Jahre im Fluss, 2 Jahre im Meer; Herbstform; n=110
Lysenko 1997	Varzuga River, Russland	absolut	11986-12960 Eier (Ø 12473 Eier)	74,0-76,0 cm FL (Ø 75,0 cm FL); 4 Jahre im Fluss, 2 Jahre im Meer; n=2
Moffett et al. 2006	River Bush, Nordirland	absolut	3493 Eier	n = 17, Ø 57,4 cm FL ± 1,80, Ø 1844 g ± 188, Grilse, 1-jähriger Smolt
Moffett et al. 2006	River Bush, Nordirland	absolut	3981 Eier	n = 91, Ø 61,8 cm FL ± 1,07, Ø 2414 g ± 138, Grilse, 2-jähriger Smolt
Moffett et al. 2006	River Bush, Nordirland	absolut	7643 Eier	n = 10, Ø 79,0 cm FL ± 3,57, Ø 4736 g ± 699, 2SW
Müller 1983		absolut	8000-40000 Eier (Ø 24000 Eier)	
Muus & Dahlström 1990		absolut	8000-26000 Eier (Ø 17000 Eier)	
Prouzet et al. 1984	Elorn River, Frankreich	absolut	9646 Eier	n = 66, Ø 4022 g
Randall 1989	Miramichi, Canada	absolut	Ø 5665 Eier (SE 143)	alle AGs, n=256, Ø 66,4 cm FL (SE 0,7 cm)
Randall 1989	Miramichi, Canada	absolut	Ø 3230 Eier (SE 104)	1SW, n=92, Ø 53,0 cm FL (SE 0,3 cm)
Randall 1989	Miramichi, Canada	absolut	Ø 6939 Eier (SE 116)	2SW, n=152, Ø 73,2 cm FL (SE 0,3 cm)
Randall 1989	Miramichi, Canada	absolut	Ø 7676 Eier (SE 589)	mehrfacher Laicher, n=11, Ø 82,1 cm (SE 2,6 cm), gleiche AG
Randall 1989	Restigouche, Canada	absolut	Ø 10415 Eier (SE 379)	alle AGs, n=91, Ø84,8 cm FL (SE 1,3 cm)
Randall 1989	Restigouche, Canada	absolut	Ø 7274 Eier (SE 205)	2SW, n=43, Ø 74,2 cm FL (SE 0,8 cm)
Randall 1989	Restigouche, Canada	absolut	Ø 12606 Eier (SE 267)	3SW, n=38, Ø 92,4 cm FL (SE 0,8 cm)
Randall 1989	Restigouche, Canada	absolut	Ø 16585 Eier (SE 716)	mehrfacher Laicher, n= 9, Ø 104,7 cm FL (SE 2,0 cm), gleiche AG
Shearer 1992	North Esk, Schottland	absolut	Ø 4600 Eier	70 cm TL Durchschnittslänge der Weibchen
Shearer 1992	River Lyon,	absolut	Ø 4943 Eier	70 cm TL Durchschnittslänge der Weibchen

	Schottland			
Shearer 1992	River Blackwater, England	absolut	Ø 5117 Eier	70 cm TL Durchschnittslänge der Weibchen
Shearer 1992	River Garry, Schottland	absolut	Ø 5370 Eier	70 cm TL Durchschnittslänge der Weibchen
Shearer 1992	River Dee, Wales	absolut	Ø 5495 Eier	70 cm TL Durchschnittslänge der Weibchen
Shearer 1992	River Conon, Schottland	absolut	Ø 5572 Eier	70 cm TL Durchschnittslänge der Weibchen
Shearer 1992	River Meig, Schottland	absolut	Ø 6067 Eier	70 cm TL Durchschnittslänge der Weibchen
Thorpe et al. 1984	River Almond, Schottland	absolut	Ø 4824 Eier	n = 66, Ø 63,5 cm FL ± 0,5 cm SE
Thorpe et al. 1984	River Almond, Schottland	absolut	Ø 8820 Eier	n = 38, Ø 81,9 cm FL ± 0,8 cm SE
Vilcinskas 2004		absolut	bis 40000 Eier	
Baum & Meister 1971	Machias, Narraguagus, Maine, USA	relativ	1150-3048 Eier/kg (Ø 1829 Eier/kg)	n=154, 69,9-104,9 cm TL (Ø 79,0 cm TL), 2,67-9,88 kg (Ø 4,25 kg)
Belding 1940, Calderwood 1930, Jones & King 1946 u.a. in Meister 1962			1650 Eier/kg	
Dempson et al. 2001	Conne River, Canada	relativ	1278-2504 Eier/kg (Ø 2155 Eier/kg)	42,0-60,0 cm FL (Ø 51,1 cm FL ±237 cm); 0,7-2,9 kg (Ø1,45 kg ± 0,25 kg)
Gaigalas 1991	Nyamunas River, Litauen	relativ	1300-3900 Eier/kg (Ø 2363 Eier/kg)	n=30, 40-76cm FL (Ø 58cm FL), 605-5730g (Ø 2381g);
Heinimaa & Heinimaa 2004	Teno, Skandinavien relativ	relativ	1845 ± 392 Eier/kg	Ø 99,2 cm ± SD 0,9 cm mit Ø 9,0kg ± SD 3 kg
Gert Holdensgaard (Danmarks Center for Vildlaks)	Skjern A, Dänemark	relativ	840-1260 Eier/kg (Ø 1050 Eier/kg)	
Lysenko 1997	Varzuga River,	relativ	1811-3350 Eier/kg (Ø	

	Russland		3084)	
Lysenko 1997	Varzuga River, Russland	relativ	2120-3532 Eier/kg (Ø 2779)	
Lysenko 1997	Varzuga River, Russland	relativ	1764-2310 Eier/kg (Ø 1953)	
Lysenko 1997	Varzuga River, Russland	relativ	1745-3551 Eier/kg (Ø 2553)	
Lysenko 1997	Varzuga River, Russland	relativ	1850-3120 Eier/kg (Ø 2224)	
Lysenko 1997	Varzuga River, Russland	relativ	2629-3779 Eier/kg (Ø 2973)	
Lysenko 1997	Varzuga River, Russland	relativ	2066-2103 Eier/kg (Ø 2085)	
M. Hambrook, Fisheries & Oceans Canada, South Esk, pers. Mitteilung in Cunjak & Therrien 1998	Catamaran Brook, Canada	relativ	1387 Eier/kg	MSW
M. Hambrook, Fisheries & Oceans Canada, South Esk, pers. Mitteilung in Cunjak & Therrien 1998	Catamaran Brook, Canada	relativ	1385 Eier/kg	1SW
Moffett et al. 2006	River Bush, Nordirland	relativ	1878 Eier/kg (\pm 207 Eier)	n = 17, Ø 57,4 cm FL \pm 1,80, Ø 1,844 kg \pm 188, Grilse, 1- jähriger Smolt
Moffett et al. 2006	River Bush, Nordirland	relativ	1666 Eier/kg (\pm 57,9 Eier)	n = 91, Ø 61,8 cm FL \pm 1,07, Ø 2,414 kg \pm 138, Grilse, 2- jähriger Smolt
Moffett et al. 2006	River Bush, Nordirland	relativ	1602 Eier (\pm 288 Eier)	n = 10, Ø 79,0 cm FL \pm 3,57, Ø 4,736 kg \pm 699, 2SW
Muus & Dahlström 1990		relativ	ca. 2000 Eier/kg	
O'Connell et al. 1997 in Klemetsen et al. 2003	10 Flüsse in Neufundland, Canada	relativ	1278-2500 Eier/kg (Ø 1889 Eier/kg)	2440 Individuen untersucht
O'Connell et al. 2001	Middlebrook, Canada	relativ	1980 Eier/kg	N = 278

O'Connell et al. 2001	Northeast River, Canada	relativ	2352 Eier/kg	N = 186
Prouzet et al. 1984	Elorn River, Frankreich	relativ	2410 Eier/kg	n = 66, Ø 4,022 kg
Randall 1989	Miramichi, Canada	relativ	Ø 1768 Eier/kg (SE 30,2)	alle AGs, n=256, Ø 66,4 cm FL (SE 0,7 cm)
Randall 1989	Miramichi, Canada	relativ	Ø 2035 Eier/kg (SE 62,0)	1SW, n=92, Ø 53,0 cm FL (SE 0,3 cm)
Randall 1989	Miramichi, Canada	relativ	Ø 1636 Eier/kg (SE 26,0)	2SW, n=152, Ø 73,2 cm FL (SE 0,3 cm)
Randall 1989	Miramichi, Canada	relativ	Ø 1331 Eier/kg (SE 76,8)	mehrfacher Laicher, n=11, Ø 82,1 cm (SE 2,6 cm), gleiche AG
Randall 1989	Restigouche, Canada	relativ	Ø 1475 Eier/kg (SE 17,5)	alle AGs, n=91, Ø84,8 cm FL (SE 1,3 cm)
Randall 1989	Restigouche, Canada	relativ	Ø 1600 Eier/kg (SE 18,1)	2SW, n=43, Ø 74,2 cm FL (SE 0,8 cm)
Randall 1989	Restigouche, Canada	relativ	Ø 1371 Eier/kg (SE 17,1)	3SW, n=38, Ø 92,4 cm FL (SE 0,8 cm)
Randall 1989	Restigouche, Canada	relativ	Ø 1306 Eier/kg (SE 42,7)	mehrfacher Laicher, n= 9, Ø 104,7 cm FL (SE 2,0 cm), gleiche AG
Schmidt 1996		relativ	1200-2000 Eier/kg	

Anhang II: Literaturangaben zu Überlebensraten vom Ei bis zum Smolt beim Atlantischen Lachs; bei angegebenen Spannbreiten wurden Durchschnittswerte (\emptyset) berechnet.

Quelle	Fluss	Überlebensrate	Besatz/natürlich	Bemerkungen
Caron 1992 in Chaput et al. 1998	de la Trinité, Canada	3,1%	natürlich	fluvial
Caron 1992 in Chaput et al. 1998	Bec-scie, Canada	1,6%	natürlich	fluvial
Chadwick 1982	Western Arm Brook, Canada	\emptyset 1,7%	natürlich	Einzugsgebiet frei von menschlichem Einfluss; Mortalität z.T. durch kalte Winter und geringe Abflüsse
Danmarks Center for Vildlaks 2008				
Dempson et al. 2001	Conne River, Canada	0,45-2,55% (\emptyset 1,24%)	natürlich	
Dempson et al. 2006	Western Arm Brook, Canada	ca. 0,2-1,7% (\emptyset 1,39%)	natürlich	
Dempson et al. 2006	Conne River, Canada	0,45-2,55% (\emptyset 1,24%)	natürlich	
Dempson et al. 2006	Northeast Brook, Canada	0,36-1,09% (\emptyset 0,52%)	natürlich	
Froehlich-Schmitt 2004	Rheinsystem, Deutschland	1,0%		
Mullins (unveröffentlicht) in Chaput et al. 1998	Western Arm Brook, Canada	1,6%	natürlich	lakustrin
Murray 1968 in Chadwick 1982	Little Codroy River, Canada	\emptyset 2,9%		
O'Connell et al. 2001	Northeast Brook, Canada	0,34-1,09% (\emptyset 0,47%)	natürlich	
Paloheimo & Elson 1974	Northwest Miramichi, Canada	0,38-2,34% (\emptyset 0,61%)		Fluss ohne Wehre, seit 1954 Verschmutzung durch Luftinsektizide (DDT), seit 1960 Schwermetallverschmutzung, dadurch Mortalität junger Lachse
Potter & Crozier 2000	Bush River,	0,16-2,02% (\emptyset 1,03%)		Mortalität z.T. durch Habitatdegradation, Verschlickung

	Nordirland			und Prädation (Vögel/Säugetiere)
Shearer 1992	North Esk, Schottland	0,50%	natürlich	2 große natürliche Hindernisse, seit 1947 bzw. 1949 für Lachs überwindbar; viele Dämme in Vergangenheit, ein Damm 4,5 km vom Meer blieb erhalten (mit Fischpass), Wasser für Industrie (Destillerie) und Landwirtschaft
Symons 1979	Pollett River, Canada; River Dee, Scotland; Cove Brook, USA	1-6% (Ø 3%)	natürlich	Berechnung mit Daten aus Elson 1975, Shearer 1961 und Meister 1962

Anhang III: Literaturangaben zu Überlebensraten vom Parr bis zum Smolt beim Atlantischen Lachs; bei angegebenen Spannbreiten wurden Durchschnittswerte (Ø) berechnet.

Quelle	Fluss	Überlebensrate	Besatz/natürlich	Bemerkungen
Elson 1957	Pollett River, Canada	34%	Besatz	0+-Parr, hohe Besatzdichte; ca. 90% der Smolts sind 2-jährig
Elson 1957	Pollett River, Canada	35%	Besatz	0+-Parr, mittlere Besatzdichte; ca. 90% der Smolts sind 2-jährig
Elson 1957	Pollett River, Canada	51%	Besatz	0+-Parr, niedrige Besatzdichte; ca. 90% der Smolts sind 2-jährig
Elson 1975	Pollett River, Canada	6,1-12,3% (Ø 9,2%)	Besatz	0+-Parr, keine Vogelregulation; Dämme seit den 1930ern ab 8 km oberhalb der Flussmündung, niedrige Besatzdichte
Elson 1975	Pollett River, Canada	2,00%	Besatz	0+-Parr, keine Vogelregulation, hohe Besatzdichte
Elson 1975	Pollett River, Canada	2,6-9,3% (Ø 7,7%)	Besatz	0+-Parr, Vogelregulation, hohe Besatzdichte
Elson 1975	Pollett River, Canada	12,40%	Besatz	0+-Parr, Vogelregulation, niedrige Besatzdichte
Elson 1975	Pollett River,	11,7-72,1% (Ø 38,2%)	natürlich	0+-Parr

	Canada			
Meister (1962)	Cove Brook, USA	5,3%	natürlich	0+-Parr
Cunjak & Therrien 1998	Catamaran Brook, Canada	0,2-4,0% (Ø 1,1%)	natürlich	1+-Parr, untere 10-12 km durchgängig, darüber unpassierbarer Wasserfall und viele Biberdämme
Elson 1957	Bennett Brook, Canada	2-30% (Ø 16%)	Besatz	1+-Parr
Elson 1957	Holmes Brook, Canada	23%	Besatz	1+-Parr
Elson 1957	Pollett River, Canada	65%	Besatz	1+-Parr, niedrige Besatzdichte
Gray et al. 1990 in Bielak et al. 1991		58-61% (Ø 59,5%)	Besatz	1+-Parr
Jokokokko & Jutila (1998)	River Simojoki, Finnland	14,7-43% (Ø 26,2%)	Besatz	1+-Parr
Jutila & Pruuki 1988	Tornionjoki River, Finnland	10-20% (Ø 14%)	Besatz	1+-Parr
Piggins 1980	Lough Feeagh / Furnace, Irland	> 80%		1+-Parr

Anhang IV: Literaturangaben zu Überlebensraten des Lachses vom Smolt bis zum Rückkehrer mit und ohne Fischereimortalität (kommerzielle und Sportfischerei).

Quelle	Fluss	Stadium	Überlebensrate	Bemerkungen
ICES 1998	Bresle, Frankreich	alle AGs	10,65%	Inkl. Küstenfischerei, natürlich; 14,25% vor Küste
Kerswill 1971	SW Miramichi, Canada	alle AGs	0,40%	Inkl. Küstenfischerei und Angler, natürlich; 2,0% vor Angler/Fischerei; 0,54% Überleben inkl. kommerzieller Fischereimortalität
Kerswill 1971	NW Miramichi River, Canada	alle AGs	0,76%	Inkl. Küstenfischerei und Angler, natürlich; 2,70% vor Küste; 1,03% Überleben inkl. kommerzieller Fischereimortalität
Saunders 1969	NW Miramichi River, Canada	alle AGs	0,76%	Inkl. Küstenfischerei und Angler, natürlich; 2,40% vor Küste; 1,24% Überleben inkl. kommerzieller Fischereimortalität
Saunders & Allen 1967	NW Miramichi River, Canada	alle AGs	1,98%	Inkl. Küstenfischerei und Angler, natürlich; 3,58% vor Küste; 2,44% Überleben inkl. kommerzieller Fischereimortalität
Saunders & Allen 1967	NW Miramichi River, Canada	alle AGs	3,39%	Inkl. Küstenfischerei und Angler, natürlich; 5,77% vor Küste; 3,85% Überleben inkl. kommerzieller Fischereimortalität
May 1971 in Paloheimo & Elson 1974	NW Miramichi River, Canada	alle AGs	1,32%	potentielle Laicher; 2,78% komplett ohne Fischerei (auch Grönland) und Angler; 1,83% Überleben inkl. kommerzieller Fischereimortalität; wild
May 1971 in Paloheimo & Elson 1974	NW Miramichi River, Canada	alle AGs	0,47%	potentielle Laicher; 1,32% komplett ohne Fischerei (auch Grönland) und Angler; 0,62% Überleben inkl. kommerzieller Fischereimortalität; Besatz; 1960-1963
May 1971 in Paloheimo & Elson 1974	NW Miramichi River, Canada	alle AGs	0,59%	potentielle Laicher; 2,49% komplett ohne Fischerei (auch Grönland) und Angler; 1,09% Überleben inkl. kommerzieller Fischereimortalität; wild
May 1971 in Paloheimo & Elson 1974	NW Miramichi River, Canada	alle AGs	0,24%	potentielle Laicher; 1,87% komplett ohne Fischerei (auch Grönland) und Angler; 0,63% Überleben inkl. kommerzieller Fischereimortalität; Besatz; 1964-1965
May 1971 in Paloheimo & Elson 1974	NW Miramichi River, Canada	alle AGs	0,86%	potentielle Laicher; 3,88% komplett ohne Fischerei (auch Grönland) und Angler; 1,86% Überleben inkl. kommerzieller Fischereimortalität; wild; 1966-1968
May 1971 in Paloheimo & Elson 1974	NW Miramichi River, Canada	alle AGs	0,10%	potentielle Laicher; 1,45% komplett ohne Fischerei (auch Grönland) und Angler; 0,40% Überleben inkl. kommerzieller Fischerei; Besatz; 1966-1968

Anhang V: Literaturangaben zu Überlebensraten vom Smolt bis zum Rückkehrer für den Atlantischen Lachs; FL (in cm); bei angegebenen Spannbreiten wurden Durchschnittswerte (\emptyset) berechnet.

Quelle	Fluss	Überlebensrate	Zeitraum	Bemerkungen
keine Angabe zu Altersgruppen:				
Dempson et al. 2006	Campbellton, Canada	ca. 3-11% (\emptyset 7%)	1994-2005	nur kleine Lachse (d.h. <63 cm FL, beinhaltet 87% 1SW), ca. 90% der Rückkehrer
Dempson et al. 2006	Conne, Canada	ca. 2,0-10,5% (\emptyset 6,25%)	1988-2005	nur kleine Lachse (d.h. <63 cm FL, beinhaltet 96% 1SW), ca. 90% der Rückkehrer
Dempson et al. 2006	Northeast Brook, Canada	ca. 2-9% (\emptyset 5,5%)	1987-2005	nur kleine Lachse (d.h. <63 cm FL, beinhaltet 92% 1SW), ca. 90% der Rückkehrer
Dempson et al. 2006	Rocky, Canada	ca. 2,5-4,5% (\emptyset 3,5%)	1991-2005	nur kleine Lachse (d.h. <63 cm FL, beinhaltet 84% 1SW), ca. 90% der Rückkehrer
Doubleday et al. 1979	River Bush, Nordirland	96,6-97,7% (\emptyset 97,15%)	1974-1978	Daten aus Anonymus 1974, 1975, 1976, 1977, 1978; %: Obergrenze
Doubleday et al. 1979	River Bush, Nordirland	91,4-94,1% (\emptyset 92,75%)	1974-1978	Daten aus Anonymus 1974, 1975, 1976, 1977, 1978; %: Untergrenze
Doubleday et al. 1979	Sandhill River, Canada	86-89% (\emptyset 87,5%)	1969-1971	Daten aus Pratt et al. 1974
ICES 2009b	Umeälven, Finnland	ca. 0-7% (\emptyset 3,5%)	1987-2006	
IKSR 1994 in Froehlich-Schmitt 2004	Rheinsystem, Deutschland	1-2% (\emptyset 1,5%)		
Isaksson 1980	Köllafjörður, Island	0-0,1% (\emptyset 0,0%)	1966-1970	aus Gudjonsson 1973, Isaksson 1976
Isaksson 1980	Köllafjörður, Island	1,9-14,8% (\emptyset 7,7%)	1972-1975	aus Isaksson 1976 und Isaksson & Bergman 1978
Isaksson 1980	Köllafjörður, Island	0,3-10,5% (\emptyset 4,6%)	1966-1969, 1971-1975	aus Gudjonsson 1973, Isaksson 1976 und Isaksson & Bergman 1978
Jones 1994 in Aprahamian et al. 2003	River Taff, Südwales	2%		bis zur Vollendung eines Sperrwerks 1999

Jonsson et al. 1998	Imsa, Norwegen	3,1-7,7% (Ø 5,4%)	1975-1979	keine Lachsfischerei im Fluss Imsa
Kallio-Nyberg & Koljonen 1997	Kemijoki, Finnland	8,95-19,85% (Ø 12,33%)	1988	Fluss mit Wehren; Entlassung der Smolts ins Ästuar des Kemijoki
Kallio-Nyberg & Koljonen 1997	Kemijoki, Finnland	17,33%	1986	Fluss mit Wehren; Entlassung der Smolts ins Ästuar des Kemijoki
Kallio-Nyberg & Koljonen 1997	Kemijoki, Finnland	10,4-14,6% (Ø 12,5%)	1988	Fluss mit Wehren; Entlassung der Smolts ins Ästuar des Kemijoki
Kallio-Nyberg & Koljonen 1997	Kemijoki, Finnland	10,07-13,4% (Ø 11,74%)	1986	Fluss mit Wehren; Entlassung der Smolts ins Ästuar des Kemijoki
O'Connell et al. 2001	Northeast Brook, Canada	2,6-9,2% (Ø 5,6%)	1986-1999	nur kleine Lachse (<63 cm FL, 92% 1SW), ca. 90% der Rückkehrer
Piggins 1980	River Lee, Irland	0,11-0,38% (Ø 0,23%)	1972-1976	Wasserkraft, starker Prädationsdruck durch Hecht für abwandernde Smolts, da durch 2 Wehre geeignetes Hechthabitat entstanden ist
Piggins 1980	Lough Feeagh und Furnace, Irland	0,63-6,66% (Ø 1,55%)	1970-1977	
Potter & Crozier 2000	River Bush, Nordirland	2,3-23,2% (Ø 12,75%)	ca. 1989-1995	
Potter & Crozier 2000	River Bush, Nordirland	1,1-15,4% (Ø 8,25%)	ca. 1985-1993	
Salminen & Erkamo 1998	Kokemäenjoki, Finnland	0,2-0,7% (Ø 0,45%)	1992-1993	dichtester Damm zur Mündung: 36 km entfernt, Besatz seit 1980ern mit Kurzstrecken wanderndem Neva Lachs
Salminen & Erkamo 1998	Kokemäenjoki, Finnland	12,0-37,6% (Ø 21,7%)	1991-1993	dichtester Damm zur Mündung: 36 km entfernt, Besatz seit 1980ern mit Kurzstrecken wanderndem Neva Lachs
Salminen & Erkamo 1998	Kokemäenjoki, Finnland	0,2-37,6% (Ø 16,4%)	1991-1993	dichtester Damm zur Mündung: 36 km entfernt, Besatz seit 1980ern mit Kurzstrecken wanderndem Neva Lachs
Saunders 1968	NW Miramichi River, Canada	1,9%	1963	Verschmutzung des Flusses (Luftinsektizide, Schwermetallbelastung), keine Wehre
Shearer 1992	North Esk, Schottland	9,90%	1978	7,7% sind potentielle Laicher (Rest durch Fischerei/Angler in Fluss
Shearer 1984	North Esk,	86,4-93,9% (Ø	1964-1968, 1971-	marines Überleben; Hindernis 3 km stromaufwärts vom Meer mit

	Schottland	90,15%)	1976, 1980-1981	Fischpass; Berechnung nach Inverse Weight model
Shearer 1984	North Esk, Schottland	96,3-98,4% (Ø 97,35%)	1964-1968, 1971-1976, 1980-1981	marines Überleben; Hindernis 3 km stromaufwärts vom Meer mit Fischpass; Berechnung nach Inverse Weight model, Annahme: ab 1SW: konstante Mortalität
Shearer 1984	North Esk, Schottland	90,4-95,7% (Ø 93,05%)	1964-1968; 1971-1976, 1980-1982	marines Überleben; Hindernis 3 km stromaufwärts vom Meer mit Fischpass, Annahme: natürliche Mortalität während mariner Phase konstant
Shearer 1984	North Esk, Schottland	13,81-46,32% (Ø 28,96%)	1964-1968; 1971-1976, 1980-1982	marines Überleben; hier nur Zählung der Rückkehrer aus dem Meer; Hindernis 3 km stromaufwärts vom Meer mit Fischpass;
alle Altersgruppen:				
Carlin 1967 in Locke 1998		0-11% (Ø 5,5%)		
Carlin 1967 in Locke 1998		2-16% (Ø 10%)		
Crozier & Kennedy 1993	River Bush, Nordirland	6,3-12,5% (Ø 9,0%)	ca. 1973-1990	marines Überleben
Gray et al. 1990 in Bielak et al. 1991	Morell River, Canada	1,5-6,5% (Ø 3,0%)	1985-1987	
Gray et al. 1990 in Bielak et al. 1991	Morell River, Canada	6,9-12,1% (Ø 8,3%)	1985-1987	
Isaksson 1980	Ellidaár, Island	Ø 8%	1975	aus Isaksson, Rasch & Poe 1978, 50-60% Grilse
Isaksson 1980	Súgandafjörður, Island	Ø 1-2%	seit 1972	keine natürlichen Lachsvorkommen in diesem Fluss; 50-60% Grilse
Isaksson 1980	Ártúnsá, Island	Ø 2,4%	1975	aus Isaksson, Rasch & Poe 1978; keine natürlichen Lachsvorkommen in diesem Fluss; 50-60% Grilse
Isaksson 1980	Ellidaár, Island	Ø 20%	1975	aus Isaksson, Rasch & Poe 1978; 50-60% Grilse
Kerswill 1971	Südwest Miramichi, Canada	minimal 0,40% (20% der Wiederfänge)	1950-1956	Fluss ohne Wehre, seit 1954 Verschmutzung durch Luftinsektizide, seit 1960 Schwermetallverschmutzung, insgesamt wurden 2,0% wiedergefangen (marines Überleben)
Kerswill 1971	NW Miramichi River, Canada	minimal 0,76% (28% der Wiederfänge)	1950-1961	Fluss ohne Wehre, seit 1954 Verschmutzung durch Luftinsektizide, seit 1960 Schwermetallverschmutzung, insgesamt wurden 2,7% wiedergefangen (marines Überleben)

Meyers 1994 in Locke 1998	Connecticut River, USA	0,004-0,36% (Ø 0,182%)		
Österdahl 1969 in Locke 1998	Kleiner Fluss, Schweden	20-26% (Ø 23%)		
Österdahl 1969 in Locke 1998	Kleiner Fluss, Schweden	6-13% (Ø 10%)		
Piggins 1980	Burrishole Fluss-System, Irland	4,2-12,7% (Ø 8,3%)	1971-1977	
Piggins 1980	River Bush, Nordirland	Ø 0,45%	1974-1976	
Piggins 1980	Burrishoole Fluss-System, Irland	Ø 2,3%	1971-1977	
Piggins 1980	River Bush, Nordirland	Ø 3,9%	1974-1976	
Piggins 1980	Lough Feeagh und Furnace, Irland	0,48-7,00% (Ø 2,75%)	1966-1977	
Piggins 1980	Lough Feeagh & Furnace, Irland	0,79-4,08% (Ø 1,17%)	1966-1977	
Piggins 1980	Bushmills, River Bush, Nordirland	1,11-3,65% (Ø 1,37%)	1972-1974	
Rideout & Stolte 1988 in Locke 1998	Merrimack River, USA	0,001-0,16% (Ø 0,06%)		
Rideout & Stolte 1988 in Locke 1998	Connecticut River, USA	Ø 0,035%		
Rideout & Stolte 1988 in Locke 1998	Connecticut River, USA	Ø 0,33%		
Saunders & Allen 1967	NW Miramichi River, Canada	minimal 3,58%	1962	Verschmutzung des Flusses (Luftinsektizide, Schwermetallbelastung), keine Wehre; marines Überleben
Saunders & Allen	NW Miramichi	minimal 5,77%	1962	Verschmutzung des Flusses (Luftinsektizide,

1967	River, Canada			Schwermetallbelastung), keine Wehre ; marines Überleben
Saunders & Allen 1967	NW Miramichi, Canada	minimal 1,7-3,5% (Ø 1,9%)	1960, 1962	Verschmutzung des Flusses (Luftinsektizide, Schwermetallbelastung), keine Wehre; marines Überleben
Saunders 1969	NW Miramichi, Canada	minimal 0,76% (32% der Wiederfänge)	1960-1965 (5 Jahre)	minimal 2,4% marines Überleben; Verschmutzung des Flusses (Luftinsektizide, Schwermetallbelastung), keine Wehre
Shearer 1992	North Esk, Schottland	14,3-52,9% (Ø 31,3%)	1964-1968, 1971- 1976, 1980-1982, 1984-1985	
Stolte 1994 in Locke 1998	Merrimack river, USA	0,008-0,17% (Ø 0,07%)		
ICES 1998	River Oir, Frankreich	2,3-13,2% (Ø 5,9%)	1983-1995	Minimalschätzung, Rückkehr ins Süßwasser inkl. Mortalität durch Küstenfischerei
ICES 1998	River Oir, Frankreich	2,3-13,2% (Ø 5,9%)	1983-1991, 1994	Minimalschätzung; Rückkehr in Heimatgewässer vor Ausbeutung durch Küstenfischerei
ICES 1998	River Bresle, Frankreich	5,5-14,4% (Ø 8,9%)	1983-1986, 1992-1993	Minimalschätzung, Rückkehr ins Süßwasser inkl. Mortalität durch Küstenfischerei
ICES 1998	River Bresle, Frankreich	8,5-19,4% (Ø 14,3%)	1983-1986	Minimalschätzung; Rückkehr in Heimatgewässer vor Ausbeutung durch Küstenfischerei
ICES 2009a	Oir, Frankreich	3,10%	2002	Küstenfischerei kann ausgeschlossen werden
ICES 2009a	Nivelle, Frankreich	0,5-0,8% (Ø 0,7%)	2002-2003	Küstenfischerei kann ausgeschlossen werden, vom 0+-Stadium im Herbst
ICES 2009a	Oir, Frankreich	2,4-14,0% (Ø 6,0%)	1997-1998, 2000-2002	Küstenfischerei kann ausgeschlossen werden
ICES 2009a	Scorff, Frankreich	6,2-21,6% (Ø 11,6%)	1997-2005	Küstenfischerei kann ausgeschlossen werden
ICES 2009a	Scorff, Frankreich	6,3-21,6% (Ø 12,1 %)	2002-2005	Küstenfischerei kann ausgeschlossen werden
1SW:				
Baum 1983 in Locke 1998	Penobscot river, Wales	0,01-0,1% (Ø 0,05%)		
Chadwick &	Western Arm	5,7-7,3% (Ø 6,2%)	1971-1976	marines Überleben

Meerburg 1978	Brook, Canada			
Chadwick 1988	Western Arm Brook, Canada	0,8-12,1% (Ø 5,6%)	1971-1984	
Chadwick et al. 1985	Western Arm Brook, Canada	16,5%	1976	marines Überleben; Annahme: tagging Mortalität adulter Lachse liegt bei ca. 50%
Crozier & Kennedy 1993	River Bush, Nordirland	0,1-2,9% (Ø 1,0%)	ca. 1973-1990	Besatz zwischen 275 und 37370 Smolts
Crozier & Kennedy 1993	River Bush, Nordirland	0,6-8,2% (Ø 2,3%)	ca. 1973-1990	Besatz zwischen 275 und 37370 Smolts
Crozier & Kennedy 1993	River Bush, Nordirland	3,9-12,0% (Ø 8,2%)	ca. 1973-1990	
Crozier et al. 1997	River Bush, Nordirland	0,15% (1,79% Rückkehr zu Irischer Küste)	1991	Fangeinrichtung seit 1972, 3,5 km vom Meer entfernt; Hochseefischerei mit wenig Einfluss, da kaum MSW vorhanden; 91,8% Mortalität durch Küstenfischerei (über gemeldete tags)
Crozier et al. 1997	River Bush, Nordirland	0,48% (2,32% Rückkehr zu Irischer Küste)	1990	Fangeinrichtung seit 1972, 3,5 km vom Meer entfernt; Hochseefischerei mit wenig Einfluss, da kaum MSW; 79,1% Mortalität durch Küstenfischerei (über gemeldete tags)
Crozier et al. 1997	River Bush, Nordirland	1,37% (6,07% Rückkehr zu Irischer Küste)	1991	Fangeinrichtung seit 1972, 3,5 km vom Meer entfernt; Hochseefischerei mit wenig Einfluss, da kaum MSW; 77,4% Mortalität durch Küstenfischerei (über die gemeldeten tags)
Crozier et al. 1997	River Bush, Nordirland	Maximum 3,0% (8,6% return to the coast)	1990	Fangeinrichtung seit 1972, 3,5 km vom Meer entfernt; Hochseefischerei mit wenig Einfluss, da kaum MSW; 65% Mortalität durch Küstenfischerei (über gemeldete tags)
Cunjak & Therrien 1998	Catamaran Brook, Canada	4,6-12,8% (Ø 8,5%)	1990-1995	Untere 10-12 km durchgängig, darüber unpassierbarer Wasserfall und viele Biberdämme; mit Fang-Effizienz-Korrektur
Cunjak & Therrien 1998	Catamaran Brook, Canada	5,0-13,3% (Ø 10,2%)	1990-1995	Untere 10-12 km durchgängig, darüber unpassierbarer Wasserfall und viele Biberdämme; ohne Fangeffizienz-Korrektur
Dempson et al. 2004	Conne River, Canada	2,19-10,05% (Ø 3,62%)	1987-2002	seit 1997 (mit Ausnahme von 1999) nur sehr kleine Überlebensraten (<3%)
Dempson et al. 2006	Western Arm Brook, Canada	ca. 2-12%	1972-2005	nur kleine Lachse (d.h. <63 cm FL, beinhaltet 100% 1SW), ca. 90% der Rückkehrer
Harvie & Amiro	Liscomb River,	0,3-3% (Ø 1%)		

1996 in Locke 1998	Canada			
Harvie & Amiro 1996 in Locke 1998	St. John River, Canada	0,4-4% (Ø 1%)		
Harvie & Amiro 1996 in Locke 1998	LaHave River, Canada	0,4-5% (Ø 2%)		
Isaksson 1980	Köllafjörður, Island	0,4-13,0% (Ø 4,4%)	1963-1975	z.T. aus Gudjonsson 1973 und Isaksson 1976
Jessop 1986 in Locke 1998		1-17% (Ø 6%)		
Jessop 1986 in Chadwick 1988	Big Salmon River, Canada	1,0-16,7% (Ø 5,7%)	1966-1971	
Kerswill 1971	Südwest Miramichi, Canada	minimal 0,34% (49% der Wiedorfänge)	1950-1956	
Kerswill 1971	NW Miramichi River, Canada	minimal 0,46% (46% der Wiedorfänge)	1950-1961	
May 1971 in Paloheimo & Elson 1974	NW Miramichi River, Canada	minimal 0,09% (13% der Wiedorfänge)	1966-1968	
May 1971 in Paloheimo & Elson 1974	NW Miramichi River, Canada	minimal 0,22% (21% der Wiedorfänge)	1964-1965	
May 1971 in Paloheimo & Elson 1974	NW Miramichi River, Canada	minimal 0,45% (49% der Wiedorfänge)	1960-1963	
May 1971 in Paloheimo & Elson 1974	NW Miramichi River, Canada	minimal 0,56% (44% der Wiedorfänge)	1964-1965	

May 1971 in Paloheimo & Elson 1974	NW Miramichi River, Canada	minimal 0,80% (32% der Wiederfänge)	1966-1968	
May 1971 in Paloheimo & Elson 1974	NW Miramichi River, Canada	minimal 1,29% (63% der Wiederfänge)	1960-1963	
Murray 1968 in Chadwick 1988	Little Codroy River, Canada	0,4-1,5% (Ø 0,7%)	1954-1962	Fangzaun für Adulte ggf. nicht 100%; aus kommerzieller Fischerei wahrscheinlich nicht alle gemeldet
O'Connell et al. 2001	Northeast Brook, Canada	2,2-8,1% (Ø 5,1%)	1986-1999	
Pratt et al. 1974 in Chadwick 1988	Sand Hill River, Canada	3,4-12,2% (Ø 7,3%)	1969-1972	
Saunders & Allen 1967	NW Miramichi River, Canada	8-31%	1962	min/max-Abschätzung unmarkierter Smolts (da darüber keine Daten) auf 17000-68000; keine Aussage über Hochseefischerei
Saunders & Allen 1967	NW Miramichi River, Canada	minimal 2,0% (68% der Wiederfänge)	1962	keine Aussage über Hochseefischerei;
Saunders & Allen 1967	NW Miramichi River, Canada	minimal 3,3% (83% der Wiederfänge)	1962	keine Aussage über Hochseefischerei
Saunders 1969	NW Miramichi River, Canada	minimal 0,74% (44% der Wiederfänge)	1960-1965 (5 Jahre)	Verschmutzung (Schwermetall, Insektizide), keine Wehre; keine Aussage über Hochseefischerei
ICES 1998	River Bush, Nordirland	0,1-2,9% (Ø 1,3%)	1983-1996	Mikrotags, Rückkehr ins Süßwasser inkl. Mortalität durch Küstenfischerei
ICES 1998	River Bush, Nordirland	1,1-15,4% (Ø 5,2%)	1983-1996	Mikrotags, Rückkehr in Heimatgewässer vor Eingriff der Küstenfischerei
ICES 1998	River Bush, Nordirland	0,4-8,2% (Ø 2,1%)	1983, 1985-1993, 1995-1996	Mikrotags, Rückkehr ins Süßwasser inkl. Mortalität durch Küstenfischerei
ICES 1998	River Bush, Nordirland	2,3-23,2% (Ø 10,4%)	1983, 1985-1993, 1995	Mikrotags, Rückkehr in Heimatgewässer vor Eingriff der Küstenfischerei
ICES 1998	River Imsa, Norwegen	1,8-17,3% (Ø 9,38%)	1981-1993, 1995-1996	Carlin tags (keine tagging Mortalität berücksichtigt); Rückkehr in Heimatgewässer vor Eingriff der Küstenfischerei
ICES 1998	River Bush,	25,0-36,2% (Ø	1986-1992, 1994,	Annahme: 30% Ausbeutung in Reusenfischerei; Mikrotags

	Nordirland	30,80%)	1996	(korrigiert für tagging-Mortalität); Rückkehr in Heimatgewässer vor Eingriff der Küstenfischerei
ICES 1998	River Corrib, Irland	4,1-19,8% (Ø 9,74%)	1980-1985, 1986-1996	Rückkehr in Heimatgewässer vor Eingriff der Küstenfischerei
ICES 1998	River North Esk, Schottland	7,3-26,1% (Ø 11,50%)	1981-1982, 1984-1985, 1987, 1989-1991, 1994-1996	Carlin tags (keine tagging Mortalität berücksichtigt); Rückkehr in Heimatgewässer vor Eingriff der Küstenfischerei
ICES 1998	River Imsa, Norwegen	0,07-4,8% (Ø 1,1%)	1981-1996	Carlin tags (keine tagging Mortalität berücksichtigt), Rückkehr ins Süßwasser inkl. Mortalität durch Küstenfischerei
ICES 1998	River Drammen, Norwegen	0,1-2,5% (Ø 0,9%)	1984-1990, 1992-1996	Carlin tags (keine tagging Mortalität berücksichtigt), Rückkehr ins Süßwasser inkl. Mortalität durch Küstenfischerei
ICES 1998	River Burrishoole, Irland	0,1-4,0% (Ø 2,4%)	1981-1996	Mikrotags, Rückkehr ins Süßwasser inkl. Mortalität durch Küstenfischerei
ICES 1998	River Drammen, Norwegen	0,1-6,1% (Ø 1,2%)	1984-1996	Carlin tags (keine tagging Mortalität berücksichtigt); Rückkehr in Heimatgewässer vor Eingriff der Küstenfischerei
ICES 1998	River Imsa, Norwegen	0,4-10,1% (Ø 4,8%)	1981-1996	Carlin tags (keine tagging Mortalität berücksichtigt); Rückkehr in Heimatgewässer vor Eingriff der Küstenfischerei
ICES 1998	River Lagan, Schweden	0,6-3,0% (Ø 1,1%)	1993-1996	Carlin tags (keine tagging Mortalität berücksichtigt), Rückkehr ins Süßwasser inkl. Mortalität durch Küstenfischerei
ICES 1998	River Vesturdalsa, Island	1,0-4,2% (Ø 1,96%)	1983, 1989-1992, 1995-1996	Mikrotags; Annahme: 50% Ausbeutung in Angelfischerei; Rückkehr in Heimatgewässer vor Eingriff der Küstenfischerei
ICES 1998	River Kollafjordur, Island	1,0-8,9% (Ø 4,2%)	1981-1985, 1987-1995	Mikrotags, Rückkehr in Heimatgewässer vor Eingriff der Küstenfischerei
ICES 1998	River Kollafjordur, Island	1,0-8,9% (Ø 4,2%)	1981-1985, 1987-1995	Mikrotags, Rückkehr ins Süßwasser inkl. Mortalität durch Küstenfischerei
ICES 1998	River Lagan, Schweden	1,5-11,8% (Ø 5,5%)	1984-1996	Carlin tags (tagging Mortalität nicht berücksichtigt), Rückkehr in Heimatgewässer vor Eingriff der Küstenfischerei
ICES 1998	River Burrishoole, Irland	3,64-28,9% (Ø 12,3%)	1981-1996	Mikrotags, Rückkehrerraten zur Angelfischerei mit konstantem Aufwand; Rückkehr in Heimatgewässer vor Eingriff der Küstenfischerei
ICES 1998	Ellidaar, Island	4,6-20,0% (Ø 9,4%)	1975, 1985, 1988-1996	Mikrotags; Rückkehr in Heimatgewässer vor Eingriff der Küstenfischerei

ICES 1998	River Imsa, Norwegen	0,6-8,3% (Ø 3,1%)	1981-1993, 1995-1996	Carlin tags (tagging Mortalität nicht berücksichtigt), Rückkehr ins Süßwasser inkl. Mortalität durch Küstenfischerei
ICES 1998	River Vesturdalsa, Island	1,0-4,2% (Ø 2,1%)	19831, 1989-1992, 1995	Mikrotags, Annahme: 50% Ausbeutung in Angelfischerei; Rückkehr ins Süßwasser inkl. Mortalität durch Küstenfischerei
ICES 1998	River Corrib, Irland	1,6-6% (Ø 3,1%)	1980-1985, 1987-1996	Annahme: 30% Ausbeutung in Reusenfischerei, Rückkehr ins Süßwasser inkl. Mortalität durch Küstenfischerei
ICES 1998	River Burrishoole, Irland	3,1-12,0% (Ø 7,6%)	1979-1996	Rückkehr ins Süßwasser inkl. Mortalität durch Küstenfischerei
ICES 1998	River North Esk, Schottland	3,5-6,7% (Ø 4,9%)	1981-1982, 1984-1985, 1987. 1989-1991, 1994-1996	Mikrotags, vor Flussfischerei; Rückkehr ins Süßwasser inkl. Mortalität durch Küstenfischerei
ICES 1998	River Bush, Nordirland	3,9-16,8% (Ø 10,2%)	1981-1982, 1984-1994, 1996	Rückkehr ins Süßwasser inkl. Mortalität durch Küstenfischerei
ICES 1998	River Ellidar, Island	4,6-20,8% (Ø 9,4%)	1975, 1985, 1988-1996	Mikrotags, Rückkehr ins Süßwasser inkl. Mortalität durch Küstenfischerei
ICES 2005	Midfjardara, Island	0,2-2,4% (Ø 1,2%)	1987-1998	Küstenfischerei ausgeschlossen, Mikrotags, nimmt 50% Ausbeutung durch Angelfischerei an
ICES 2009a	Halselva, Norwegen	0,0-1,4% (Ø 0,7%)	2002-2006	Küstenfischerei kann ausgeschlossen werden, Carlin-tags, keine Korrektur zur tagging-Mortalität
ICES 2009a	Bunowen, Irland	0,0-2,0% (Ø 1,3%)	2002-2006	Küstenfischerei kann ausgeschlossen werden
ICES 2009a	Halselva, Norwegen	0,0-2,3% (Ø 1,0%)	1997-2006	Küstenfischerei kann ausgeschlossen werden, Carlin-tags, keine Korrektur zur tagging-Mortalität
ICES 2009a	Halselva, Norwegen	0,0-4,3% (Ø 1,6%)	1997-2006	Küstenfischerei kann ausgeschlossen werden, Carlin-tags, keine Korrektur zur tagging-Mortalität
ICES 2009a	Halselva, Norwegen	0,0-4,3% (Ø 2,1%)	2002-2006	Küstenfischerei kann ausgeschlossen werden, Carlin-tags, keine Korrektur zur tagging-Mortalität
ICES 2009a	Bunowen, Irland	0,0-5,4% (Ø 2,5%)	1997-2006	Küstenfischerei kann ausgeschlossen werden
ICES 2009a	Drammen, Norwegen	0,1-1,1% (Ø 0,4%)	2002-2006	Küstenfischerei kann ausgeschlossen werden, Carlin-tags, keine Korrektur zur tagging-Mortalität
ICES 2009a	Drammen, Norwegen	0,1-2,2% (Ø 1,0%)	1997-2006	Küstenfischerei kann ausgeschlossen werden, Carlin-tags, keine Korrektur zur tagging-Mortalität
ICES 2009a	Ranga, Island	0,2-1,0% (Ø 0,6%)	1997-2006	Küstenfischerei kann ausgeschlossen werden, Mikrotags

ICES 2009a	Ranga, Island	0,2-1,0% (Ø 0,6%)	2002-2006	Küstenfischerei kann ausgeschlossen werden, Mikrotags
ICES 2009a	Lee, Irland	0,2-4,3% (Ø 1,9%)	2002-2006	Küstenfischerei kann ausgeschlossen werden
ICES 2009a	Lee, Irland	0,2-7,0% (Ø 3,0%)	1997-1998, 2000-2006	Küstenfischerei kann ausgeschlossen werden
ICES 2009a	Shannon, Irland	0,3-1,2% (Ø 0,7%)	2002-2006	Küstenfischerei kann ausgeschlossen werden
ICES 2009a	Shannon, Irland	0,3-6,0% (Ø 1,7%)	1997-2006	Küstenfischerei kann ausgeschlossen werden
ICES 2009a	Screebe, Irland	0,4-4,1% (Ø 2,7%)	1997-2002, 2004-2006	Küstenfischerei kann ausgeschlossen werden
ICES 2009a	Corrib, Irland	0,4-6,7% (Ø 3,5%)	1998, 2000-2001, 2006	Küstenfischerei kann ausgeschlossen werden, unterschiedliche Aussetzungsstandorte
ICES 2009a	Lagan, Schweden	0,6-2,1% (Ø 1,4%)	1997-1999	Küstenfischerei kann ausgeschlossen werden, Carlin-tags, keine Korrektur zur tagging-Mortalität
ICES 2009a	Bush, Nordirland	0,7-2,5% (Ø 1,5%)	2002-2006	Küstenfischerei kann ausgeschlossen werden, Mikrotags
ICES 2009a	Bush, Nordirland	0,7-2,8% (Ø 1,8%)	1998-2006	Küstenfischerei kann ausgeschlossen werden, Mikrotags
ICES 2009a	Imsa, Norwegen	0,8-12,5% (Ø 4,8%)	1997-2006	Küstenfischerei kann ausgeschlossen werden, Carlin-tags, keine Korrektur zur tagging-Mortalität
ICES 2009a	Imsa, Norwegen	0,8-6,1% (Ø 3,9%)	2002-2006	Küstenfischerei kann ausgeschlossen werden, Carlin-tags, keine Korrektur zur tagging-Mortalität
ICES 2009a	Erne, Irland	0,9-3,1% (Ø 3,6%)	2002-2006	Küstenfischerei kann ausgeschlossen werden
ICES 2009a	Erne, Irland	0,9-7,6% (Ø 3,1%)	1997-2006	Küstenfischerei kann ausgeschlossen werden
ICES 2009a	Imsa, Norwegen	1,0-12,0% (Ø 4,2%)	1997-2006	Küstenfischerei kann ausgeschlossen werden, Carlin-tags, keine Korrektur zur tagging-Mortalität
ICES 2009a	Imsa, Norwegen	1,0-4,5% (Ø 2,9%)	2002-2006	Küstenfischerei kann ausgeschlossen werden, Carlin-tags, keine Korrektur zur tagging-Mortalität
ICES 2009a	Vesturdalsa, Island	1,0-5,7% (Ø 2,5%)	1997-2006	Küstenfischerei kann ausgeschlossen werden; Mikrotags, Annahme von 50% Ausbeutung in Angelfischerei
ICES 2009a	Vesturdalsa, Island	1,1-5,7% (Ø 3,3%)	2002-2006	Küstenfischerei kann ausgeschlossen werden; Mikrotags, Annahme von 50% Ausbeutung in Angelfischerei
ICES 2009a	Corrib, Irland	1,2-12,7% (Ø 7,0%)	1997-2004, 2006	Küstenfischerei kann ausgeschlossen werden
ICES 2009a	Corrib, Irland	1,2-8,3% (Ø 5,5%)	2002-2004,2006	Küstenfischerei kann ausgeschlossen werden
ICES 2009a	Screebe, Irland	1,3-4,1% (Ø 2,7%)	2002, 2004-2006	Küstenfischerei kann ausgeschlossen werden
ICES 2009a	Bush, Nordirland	1,7-3,8% (Ø 2,5%)	2002-2006	Küstenfischerei kann ausgeschlossen werden, Mikrotags
ICES 2009a	Bush, Nordirland	1,7-5,8% (Ø 3,3%)	1997-2006	Küstenfischerei kann ausgeschlossen werden, Mikrotags

ICES 2009a	Dee, England, Wales	2,0-6,2% (Ø 3,9%)	1997-2006	Küstenfischerei kann ausgeschlossen werden
ICES 2009a	Corrib Galway, Irland	2,3-5,3% (Ø 3,6%)	1998-1999, 2002, 2006	Küstenfischerei kann ausgeschlossen werden, unterschiedliche Aussetzungsstandorte
ICES 2009a	Dee, England, Wales	2,6-5,9% (Ø 3,9%)	2002-2006	Küstenfischerei kann ausgeschlossen werden
ICES 2009a	Corrib Galway, Irland	2,9-5,3% (Ø 4,1%)	2002, 2006	Küstenfischerei kann ausgeschlossen werden, unterschiedliche Aussetzungsstandorte
ICES 2009a	North Esk, Schottland	3,3-10,2% (Ø 6,0%)	1997,2000-2002, 2004-2006	Küstenfischerei kann ausgeschlossen werden, Carlin-tags, keine Korrektur zur tagging-Mortalität
ICES 2009a	North Esk, Schottland	3,3-10,2% (Ø 6,1%)	2002, 2004-2006	Küstenfischerei kann ausgeschlossen werden, Carlin-tags, keine Korrektur zur tagging-Mortalität
ICES 2009a	Delphi, Irland,	3,7-11,5% /Ø 7,6%)	2002-2006	Küstenfischerei kann ausgeschlossen werden
ICES 2009a	Delphi, Irland,	3,7-17,2% (Ø 11,0%)	1997-2006	Küstenfischerei kann ausgeschlossen werden
ICES 2009a	Ellidaar, Island	4,4-9,1% (Ø 6,4%)	1997-2006	Küstenfischerei kann ausgeschlossen werden; Mikrotags
ICES 2009a	Ellidaar, Island	4,4-9,1% (Ø 6,9%)	2002-2006	Küstenfischerei kann ausgeschlossen werden; Mikrotags
ICES 2009a	Burrishoole, Irland	4,9-13,3% (Ø 8,3%)	1997-2006	Küstenfischerei kann ausgeschlossen werden; Rückkehrerrate zur Angel-Fischerei mit konstantem Aufwand
ICES 2009a	Burrishoole, Irland	4,9-9,2% (Ø 6,9%)	2002-2006	Küstenfischerei kann ausgeschlossen werden; Rückkehrerrate zur Angel-Fischerei mit konstantem Aufwand
ICES 2009a	Bush, Nordirland	5,9-14,0% (9,0%)	2002-2006	Küstenfischerei kann ausgeschlossen werden; Mikrotags, Korrektur zur tagging-Mortalität, Annahme von 30% Ausbeutung durch Reusenfischerei
ICES 2009a	Bush, Nordirland	5,9-19,8% (Ø 11,7%)	1997-2006	Küstenfischerei kann ausgeschlossen werden; Mikrotags, Korrektur zur tagging-Mortalität, Annahme von 30% Ausbeutung durch Reusenfischerei
ICES 2009a	Maine, USA	0,01-0,13% (Ø 0,04)	2002-2006	2 Bestände
ICES 2009a	Maine, USA	0,08-0,33% (Ø 0,16%)	2002-2006	

ICES 2009a	Scotia-Fundy, Canada	0,24-0,83% (Ø 0,51%)	2002-2006	2 Bestände
ICES 2009a	Quebec, Canada	0,27-1,49% (Ø 0,78%)	2002-2006	2 Bestände
ICES 2009a	Scotia-Fundy, Canada	0,74-12,73% (Ø 4,0%)	2002-2006	3 Bestände
ICES 2009a	Neufundland, Canada	1,30-15,10% (Ø 6,06%)	2002-2006	5 Bestände
ICES 2009a	Gulf, Canada	1,90-6,40% (Ø 3,44%)	2002-2006	2 Bestände
2SW:				
Baum 1983 in Locke 1998	Penobscot river, Wales	0,2-1,3% (Ø 0,7%)		
Crozier & Kennedy 1993	River Bush, Nordirland	0,4-1,9% (Ø 1,1%)	ca. 1973-1990	
Crozier & Kennedy 1993	River Bush, Nordirland	0-0,7% (Ø 0,1%)	1973-1989	Besatz zwischen 275 und 37370 Smolts
Harvie & Amiro 1996	Liscomb River, Canada	0,03-0,2% (Ø 0,1%)		
Harvie & Amiro 1996	St. John River, Canada	0,1-1,5% (Ø 0,5%)		
Harvie & Amiro 1996	LaHave River, Canada	0,2-3% (Ø 0,7%)		
Isaksson 1980	Köllafjörður, Island	0-2,54% (Ø 0,46%)	1963-1975	z.T. aus Gudjonsson 1973 und Isaksson 1976
Murray 1968 in Chadwick 1988	Little Codroy River, Canada	0,4-0,9% (Ø 0,6%)	1954-1961	Fangeinrichtung für Adulte ggf. nicht 100%, kommerzielle Fischerei: wahrscheinlich nicht alle Markierten gemeldet
Pratt et al. 1974 in Chadwick 1988	Sand Hill River, Canada	0,3-0,9% (Ø 0,6%)	1969-1971	
ICES 1998	River Imsa, Norwegen	0,1-1,5% (Ø 0,3%)	1981-1992, 1995	Carlin tags (keine Korrektur zur tagging Mortalität), Rückkehr ins Süßwasser inkl. Mortalität durch Küstenfischerei
ICES 1998	River Corrib, Irland	0,1-1,8% (Ø 0,6%)	1980-1985, 1987-1991, 1993-1994	Annahme: 30% Ausbeutung in Reusenfischerei, Rückkehr ins Süßwasser inkl. Mortalität durch Küstenfischerei

ICES 1998	River Bush, Nordirland	0,4-2,4% (Ø 1,5%)	1981-1995	Rückkehr ins Süßwasser inkl. Mortalität durch Küstenfischerei
ICES 1998	River Vesturdalsa, Island	0,6-2,0% (Ø 1,1%)	1989-1992, 1995	Mikrotags, Annahme: 50% Ausbeutung in Angelfischerei; Rückkehr ins Süßwasser inkl. Mortalität durch Küstenfischerei
ICES 1998	River North Esk, Schottland	2,0-3,2% (Ø 2,2%)	1981-1982, 1984-1985, 1987. 1989-1991, 1994-1995	Mikrotags, vor Flussfischerei; Rückkehr ins Süßwasser inkl. Mortalität durch Küstenfischerei
ICES 1998	River Corrib, Irland	0,1-3,8% (Ø 1,22%)	1980-1985, 1987-1991, 1993-1994	Rückkehr in Heimatgewässer vor Einfluss der Küstenfischerei
ICES 1998	River Imsa, Norwegen	0,9-5,6% (Ø 1,5%)	1981-1992, 1995	Carlin tags (keine tagging Mortalität berücksichtigt); Rückkehr in Heimatgewässer vor Einfluss der Küstenfischerei
ICES 1998	River North Esk, Schottland	2,3-6,9% (Ø 4,61%)	1981-1982, 1984-1985, 1987, 1989-1991, 1994-1995	Carlin tags (keine tagging Mortalität berücksichtigt); Rückkehr in Heimatgewässer vor Einfluss der Küstenfischerei
ICES 1998	River Vesturdalsa, Island	0,6-2,0 % (Ø 1,12%)	1989-1992, 1995	Mikrotags; Annahme: 50% Ausbeutung in Angelfischerei; Rückkehr in Heimatgewässer vor Einfluss der Küstenfischerei
ICES 1998	River Imsa, Norwegen	0,0-1,5% (Ø 0,74%)	1981-1995	Carlin tags (keine tagging Mortalität berücksichtigt), Rückkehr in Heimatgewässer vor Einfluss der Küstenfischerei
ICES 1998	River Imsa, Norwegen	0,0-2,2% (Ø 0,1%)	1981-1995	Carlin tags (keine tagging Mortalität berücksichtigt), Rückkehr ins Süßwasser inkl. Mortalität durch Küstenfischerei
ICES 1998	River Lagan, Schweden	0,1-0,6% (Ø 0,4%)	1992-1995	Carlin tags (keine tagging Mortalität berücksichtigt), Rückkehr ins Süßwasser inkl. Mortalität durch Küstenfischerei
ICES 1998	River Drammen, Norwegen	0,1-3,0% (Ø 1,1%)	1984-1995	Carlin tags (keine tagging Mortalität berücksichtigt), Rückkehr in Heimatgewässer vor Einfluss der Küstenfischerei
ICES 1998	River Kollafjordur, Island	0,1-3,1% (Ø 0,7%)	1981-1985, 1987-1994	Mikrotags, Rückkehr in Heimatgewässer vor Einfluss der Küstenfischerei
ICES 1998	River Kollafjordur, Island	0,1-3,1% (Ø 0,7%)	1981-1994	Mikrotags, Rückkehr ins Süßwasser inkl. Mortalität durch Küstenfischerei
ICES 1998	River Drammen, Norwegen	0,2-1,2% (Ø 0,5%)	1984-1985, 1987-1990, 1992-1995	Carlin tags (keine tagging Mortalität berücksichtigt), Rückkehr ins Süßwasser inkl. Mortalität durch Küstenfischerei
ICES 1998	River Lagan, Schweden	0,4-3,1% (Ø 1,1%)	1984-1995	Carlin tags (keine tagging Mortalität berücksichtigt), Rückkehr in Heimatgewässer vor Einfluss der Küstenfischerei

ICES 2005	Midfjardara, Island	0,5-1,4% (Ø 0,8%)	1987-1997	Küstenfischerei ausgeschlossen, Mikrotags, nimmt 50% Ausbeutung durch Angelfischerei an
ICES 2009a	Ranga, Island	0,0-0,1% (Ø 0,1%)	1997-2001	Küstenfischerei ausgeschlossen, Mikrotags
ICES 2009a	Halselva, Norwegen	0,0-0,3% (Ø 0,1%)	2002-2006	Küstenfischerei kann ausgeschlossen werden, Carlin-tags, keine Korrektur zur tagging-Mortalität
ICES 2009a	Halselva, Norwegen	0,0-0,7% (Ø 0,3%)	1997-2006	Küstenfischerei kann ausgeschlossen werden, Carlin-tags, keine Korrektur zur tagging-Mortalität
ICES 2009a	Halselva, Norwegen	0,0-1,2% (Ø 0,5%)	2002-2006	Küstenfischerei kann ausgeschlossen werden, Carlin-tags, keine Korrektur zur tagging-Mortalität
ICES 2009a	Halselva, Norwegen	0,0-1,3% (Ø 0,6%)	1997-2006	Küstenfischerei kann ausgeschlossen werden, Carlin-tags, keine Korrektur zur tagging-Mortalität
ICES 2009a	Imsa, Norwegen	0,0-2,1% (Ø 0,7%)	1997-2006	Küstenfischerei kann ausgeschlossen werden, Carlin-tags, keine Korrektur zur tagging-Mortalität
ICES 2009a	Drammen, Norwegen	0,2-1,6% (Ø 0,8%)	1997-2006	Küstenfischerei kann ausgeschlossen werden, Carlin-tags, keine Korrektur zur tagging-Mortalität
ICES 2009a	Imsa, Norwegen	0,3-5,1% (Ø 1,7%)	1997-2006	Küstenfischerei kann ausgeschlossen werden, Carlin-tags, keine Korrektur zur tagging-Mortalität
ICES 2009a	Drammen, Norwegen	0,4-0,9% (Ø 0,6%)	2002-2006	Küstenfischerei kann ausgeschlossen werden, Carlin-tags, keine Korrektur zur tagging-Mortalität
ICES 2009a	Lagan, Schweden	0,5-0,9% (Ø 0,7%)	1997-1998	Küstenfischerei kann ausgeschlossen werden, Carlin-tags, keine Korrektur zur tagging-Mortalität
ICES 2009a	Corrib, Irland	0,5-2,1% (Ø 1,1%)	2002-2004	Küstenfischerei kann ausgeschlossen werden
ICES 2009a	Corrib, Irland	0,5-2,1% (Ø 0,9%)	1997-2004	Küstenfischerei kann ausgeschlossen werden
ICES 2009a	Vesturdalsa, Island	0,6-2,3% (Ø 1,1%)	2002-2006	Küstenfischerei kann ausgeschlossen werden; Mikrotags, Annahme von 50% Ausbeutung in Angelfischerei
ICES 2009a	Vesturdalsa, Island	0,6-2,3% (Ø 1,1%)	1997-2006	Küstenfischerei kann ausgeschlossen werden; Mikrotags, Annahme von 50% Ausbeutung in Angelfischerei
ICES 2009a	Imsa, Norwegen	0,7-2,1% (Ø 1,1%)	2002-2006	Küstenfischerei kann ausgeschlossen werden, Carlin-tags, keine Korrektur zur tagging-Mortalität
ICES 2009a	Imsa, Norwegen	0,7-5,1% (Ø 2,0%)	2002-2006	Küstenfischerei kann ausgeschlossen werden, Carlin-tags, keine Korrektur zur tagging-Mortalität
ICES 2009a	Maine, USA	0,05-0,24% (Ø	2002-2006	2 Bestände

		0,14%)		
ICES 2009a	Scotia-Fundy, Canada	0,06-0,17% (Ø 0,11%)	2002-2006	2 Bestände
ICES 2009a	Scotia-Fundy, Canada	0,11-1,58% (Ø 0,77%)	2002-2006	3 Bestände
ICES 2009a	Quebec, Canada	0,19-1,39% (Ø 0,70%)	2002-2006	2 Bestände
ICES 2009a	Maine, USA	0,57-0,94% (Ø 0,78%)	2002-2006	1 Bestand
ICES 2009a	Gulf, Canada	0,80-2,20% (Ø 1,47%)	2002-2006	1 Bestand
3SW:				
ICES 1998	River North Esk, Schottland	0,1-0,2% (Ø 0,2%)	1981-1982, 1984-1985, 1987. 1989-1991, 1994	Microtags, vor Flussfischerei; Rückkehr ins Süßwasser inkl. Mortalität durch Küstenfischerei
ICES 1998	River North Esk, Schottland	0,1-0,3% (Ø 0,15%)	1981-1982, 1984-1985, 1987, 1989-1990, 1994	Carlin tags (keine tagging Mortalität berücksichtigt); Rückkehr in Heimatgewässer vor Eingriff der Küstenfischerei
MSW:				
Cunjak & Therrien 1998	Catamaran Brook, Canada	1,9-7,8% (Ø 4,5%)	1990-1995	untere 10-12 km durchgängig, darüber unpassierbarer Wasserfall und viele Biberdämme
Cunjak & Therrien 1998	Catamaran Brook, Canada	2,1-8,1% (Ø 5,4%)	1990-1995	untere 10-12 km durchgängig, darüber unpassierbarer Wasserfall und viele Biberdämme
Kerswill 1971	Südwest Miramichi, Canada	minimal 0,06% (4% der Wiedorfänge)	1950-1956	
Kerswill 1971	NW Miramichi River, Canada	minimal 0,30% (18% der Wiedorfänge)	1950-1961	
May 1971 in Paloheimo & Elson 1974	NW Miramichi River, Canada	minimal 0,01% (2% der Wiedorfänge)	1966-1968	
May 1971 in Paloheimo & Elson 1974	NW Miramichi River, Canada	minimal 0,02% (2% der Wiedorfänge)	1964-1965	

May 1971 in Paloheimo & Elson 1974	NW Miramichi River, Canada	minimal 0,02% (3% der Wiederfänge)	1960-1963	
May 1971 in Paloheimo & Elson 1974	NW Miramichi River, Canada	minimal 0,02% (5% der Wiederfänge)	1960-1963	
May 1971 in Paloheimo & Elson 1974	NW Miramichi River, Canada	minimal 0,04% (3% der Wiederfänge)	1964-1965	
May 1971 in Paloheimo & Elson 1974	NW Miramichi River, Canada	minimal 0,06% (4% der Wiederfänge)	1966-1968	
Piggins 1980	Bushmills, River Bush, Nordirland	0,3-4,4% (Ø 1,8%)	1972-1974	Tags oder Kaltbrand; 100% in Fangeinrichtung
Piggins 1980	Bushmills, River Bush, Nordirland	0-11,7% (Ø 1,5%)	1972-1974	Tags oder Kaltbrand; 100% in Fangeinrichtung
Saunders & Allen 1967	NW Miramichi River, Canada	minimal 0,02% (3% der Wiederfänge)	1962 (Smoltabwanderung)	keine Aussage über Hochseefischerei
Saunders & Allen 1967	NW Miramichi River, Canada	minimal 0,08% (4% der Wiederfänge)	1962 (Smoltabwanderung)	keine Aussage über Hochseefischerei
Saunders 1969	NW Miramichi, Canada	minimal 0,03% (3% der Wiederfänge)	1960-1965 (5 Jahre)	Verschmutzung (Insektizide und Schwermetall), keine Wehre; keine Aussage über Hochseefischerei
ICES 2009a	Dee, England, Wales	0,0-12,4% (Ø 2,4%)	1997-2006	Küstenfischerei kann ausgeschlossen werden
ICES 2009a	Dee, England, Wales	0,5-1,4% (Ø 0,8%)	2002-2006	Küstenfischerei kann ausgeschlossen werden
ICES 2009a	North Esk, Schottland	2,4-6,4% (Ø 3,7%)	1997,2000-2002, 2004-2006	Küstenfischerei kann ausgeschlossen werden, Carlin-tags, keine Korrektur zur tagging-Mortalität
ICES 2009a	North Esk, Schottland	3,0-6,4% (4,0%)	2002, 2004-2006	Küstenfischerei kann ausgeschlossen werden, Carlin-tags, keine Korrektur zur tagging-Mortalität

Anhang VI: Verhältnis von Laichfischen zu Rückkehrern des Atlantischen Lachses; bei angegebenen Spannbreiten wurde ein Durchschnittswert (\emptyset) berechnet.

Quelle	Fluss	Verhältnis Laichfische/Rückkehrer	Bemerkungen
Danmarks Center for Vildlaks 2008		0,9	
Froehlich-Schmitt 2004	Rheinsystem, Deutschland	0,5	
ICES 2008	Nordamerikanische Flüsse	0,74-0,9 (\emptyset 0,79)	1971-2007, Verhältnis für 1SW
ICES 2008	Nordamerikanische Flüsse	0,43-0,89 (\emptyset 0,70)	1971-2007, Verhältnis für 2SW

Anhang VII: Überlebensraten von Lachskelts vom Abstieg aus den Flüssen zum wiederholten Laichaufstieg; bei angegebenen Spannbreiten wurde ein Durchschnittswert (\emptyset) berechnet.

Quelle	Fluss	Überlebensrate	Bemerkungen
Crozier & Kennedy 1993	River Bush, Nordirland	0-12% (\emptyset 2,8%)	fast alle mehrfachen Laicher waren Weibchen, die nur kurz abwesend waren
Dempson et al. 2004	Exploits River, Canada	ca. 2,5-30% (\emptyset ca. 10%)	1985-2002
Dempson et al. 2004	Terr Nova River, Canada	0-ca.50% (\emptyset ca. 25%)	1985-2001
Dempson et al. 2004	Gander River, Canada	0-ca. 32% (\emptyset ca. 8%)	1985-2002
Dempson et al. 2004	Northeast River, Canada	0-ca. 90% (\emptyset ca. 20%)	1985-2000
Dempson et al. 2004	Middle Brook, Canada	0-ca.80% (\emptyset ca. 15%)	1985-2001
Dempson et al. 2004	Conne River, Canada	0-ca. 26% (\emptyset ca. 7,5%)	1987-2002
Dempson et al. 2001	Conne River, Canada	1,40-24,16% (\emptyset 8,39%)	1986-1999
Mills 1986	Schottland	3-6%	
O'Connell et al. 2001	Northeast Brook, Canada	7%	Floy spaghetti tags

Anhang VIII: Literaturangaben zur Fruchtbarkeit weiblicher Meerforellen; absolute Fruchtbarkeit: Eizahl pro Individuum, relative Fruchtbarkeit: Eizahl pro kg Körpergewicht; n=Stichprobengröße; Länge (TL / FL in cm) und Gewicht (in kg) der untersuchten Tiere sind angegeben, falls vorhanden; bei angegebenen Spannweiten wurden Durchschnittswerte (\emptyset) berechnet.

Quelle	Fluss	Fruchtbarkeit	Eizahl	Stichprobengröße, Länge, Gewicht, Bemerkungen
Caballero et al. 2006	Ulla, Spanien	absolut	1174 Eier	n = 85, \emptyset 37,4 cm FL
Caballero et al. 2006	Ulla, Spanien	absolut	\emptyset 938 Eier	0SW, n=27, \emptyset 0,4669 kg
Caballero et al. 2006	Ulla, Spanien	absolut	\emptyset 1408 Eier	1SW, n=5, \emptyset 0,7926 kg
Caballero et al. 2006	Ulla, Spanien	absolut	\emptyset 2118 Eier	2SW, \emptyset 1,131 kg
Gaigalas 1991	Nyamunas, Litauen	absolut	2559-11657 Eier (\emptyset 5158 Eier)	n=71, 42-74 cm FL, 0,860-5,012 kg, 3+ bis 6+jährig
Gaigalas et al. 1976 in Gaigalas 1991	Nyamunas, Litauen	absolut	18590 Eier	n=1, 103 cm, 11,8 kg
Euzenat et al. 1999	Bresle, Frankreich	absolut	\emptyset 4200 Eier	\emptyset 1,98 kg Weibchen
Euzenat et al. 1999	Orne, Frankreich	absolut	\emptyset 6200 Eier	\emptyset 2,53 kg Weibchen
Euzenat et al. 1999	Touques, Frankreich	absolut	\emptyset 3500 Eier	\emptyset 1,56 kg Weibchen
Caballero et al. 2006	Ulla, Spanien	relativ	2051 Eier/kg Körpergewicht	n = 85, \emptyset 37,4 cm FL
Euzenat et al. 1999	Bresle, Orne, Touques,	relativ	2120-2450 Eier/kg Körpergewicht (\emptyset 2240 Eier/kg)	

	Frankreich			
Euzenat et al. 2006	Bresle, Frankreich	relativ	2030 Eier/kg Körpergewicht	n=114
Gaigalas 1991	Nyamunas, Litauen	relativ	1200-3700 Eier/kg Körpergewicht (Ø 2358 Eier/kg)	n=71, 42-74 cm FL, 0,860-5,012 kg, 3+- 6+jährig

Anhang IX: Überlebensraten der Meerforelle vom befruchteten Ei bis zum Smolt; bei angegebenen Spannweiten wurden Durchschnittswerte (Ø) berechnet.

Quelle	Fluss	Stadium	Überlebensrate	Besatz/natürlich	Bemerkungen
Euzenat et al. 1999	Bresle-System, Frankreich	Ei bis Smolt	0,15-0,22%	natürlich	
Euzenat et al. 2006	Bresle-System, Frankreich	Ei bis 1-2- jähriger Smolt	0,05-0,40% (Ø 0,20%)	Natürlich	Wasserverschmutzung durch Industrie
ICES WGBAST 2007	Subdivision 30- 31, Finnland	Ei bis Smolt	0,50%	Besatz	3 Jahre bis zur Smoltifikation
ICES WGBAST 2007	Subdivision 32, Finnland	Ei bis Smolt	1,0%	Besatz	2 Jahre bis zur Smoltifikation
Poole et al. 2006	Burrishoole- System, Irland	Ei bis Smolt	0,25-0,86% (Ø 0,53%)	Natürlich	z.T. aus Mills et al. 1990; Nadelwaldwirtschaft, Entwässerung z.T. durch oligotrophe Bäche
Poole et al. 2006	Burrishoole- System, Irland	Ei bis Smolt	0,6-2,4% (Ø 1,38%)	natürlich	Zusammenbruch des Besatzes 1989; z.T. aus Poole et al. 1996; Nadelwaldwirtschaft, Entwässerung z.T. durch oligotrophe Bäche

Anhang X: Überlebensrate der Meerforelle vom Smolt bis zum Rückkehrer; bei angegebenen Spannbreiten wurden Durchschnittswerte (\emptyset) berechnet.

Quelle	Fluss	Überlebensrate	Bemerkungen
Smolt bis 0SW:			
Gargan et al. 2003*	Flüsse in Irland	0-16% (\emptyset 8%)	
Gargan et al. 2006	Owengowla, Irland	0,24-15,77% (\emptyset 0,98%)	Sportfischerei, keine kommerzielle Fischerei mehr seit Anfang der 90er, Besatz
Gargan et al. 2006	Invermore, Irland	0,25-4,90% (\emptyset 0,89%)	
Hay & Hatton-Ellis 2006	Shieldaig, Schottland	2,80-7,88% (\emptyset 4,48%)	
Hay & Hatton-Ellis 2006	Shieldaig, Schottland	0,58-2,83% (\emptyset 1,29%)	Besatz
McKibben & Hay 2002	Shieldaig, Schottland	2,8-4,65% (\emptyset 4,56%)	
McKibben & Hay 2002*	Shieldaig, Schottland	0,58-1,91% (\emptyset 1,25%)	Besatz
Poole et al. 1996*	Burrishoole, Irland	1,5-10,0% (\emptyset 6,7%)	Überschätzung durch wiederholt rückkehrende 0SW möglich
Poole et al. 2006*	Burrishoole, Irland	11,4-32,4% (\emptyset 21%)	ca. 30% des Flussgebiets in Nadelwaldwirtschaft; marines Überleben
Poole et al. 2006*	Burrishoole, Irland	\emptyset 6,8%	ca. 30% des Flussgebiets in Nadelwaldwirtschaft; marines Überleben
Whelan 1993*	Burrishoole, Irland	1,5-32,4% (\emptyset 18,0%)	
Whelan 1993*	Burrishoole, Irland	1,5-30,8% (\emptyset 15,7%)	
Whelan 1993*	Burrishoole, Irland	1,8-65,8% (\emptyset 35,0%)	
Smolt bis 1SW:			
Euzenat et al. 2006	Bresle, Frankreich	11,1-35,2% (\emptyset 24,3%)	
Smolt bis alle Altersklassen:			
Gargan et al. 2006*	Owengowla, Irland	0,26-19,15% (\emptyset 1,21%)	Sportfischerei, keine kommerzielle Fischerei mehr seit Anfang der 90er, Besatz
Gargan et al. 2006*	Invermore, Irland	0,31-4,90% (\emptyset 1,63%)	
Hay & Hatton-Ellis 2006*	Shieldaig, Schottland	3,27-8,49% (\emptyset 4,65%)	3 Jahre
Hay & Hatton-Ellis 2006*	Shieldaig, Schottland	0,68-2,83% (\emptyset 1,91%)	3 Jahre, Besatz
McKibben & Hay 2002*	Shieldaig, Schottland	3,27-5,3% (\emptyset 4,29%)	
Euzenat et al. 2006*	Bresle, Frankreich	14,4-44,2% (\emptyset 21,7%)	

Fournel et al. (in press) in Euzenat et al. 1999*	Bresle, Frankreich	14,5-20% (Ø 17,25%)	Mortalität durch Markierung nicht berücksichtigt
Jones 1994 in Aprahamian et al. 2003*	Mawddach, Wales	6,75%	Besatz
Jonsson & Jonsson 2009*	Imsa, Norwegen	Maximum 14,9%	1km langer Fluss mit Wasserfall als Begrenzung; Carlin-Tags für abwandernde Fische
Saura et al. 1990*	Vantaanjoki, Finnland	0,42%	Wehre, Fabriken, Sägewerke bis Ästuar, Fischleiter an unterstem Damm, Besatz
Smolt bis 1SW + MSW:			
Gargan et al. 2006	Owengowla, Irland	0-3,38% (Ø 0,33%)	1SW + MSW
Gargan et al. 2006	Invermore, Irland	0-1,39% (Ø 0,12%)	1SW + MSW
Hay & Hatton-Ellis 2006	Shieldaig, Schottland	0-0,61% (Ø 0,47%)	wild
Hay & Hatton-Ellis 2006	Shieldaig, Schottland	0,0-0,1% (Ø 0,0%)	Besatz
McKibben & Hay 2002	Shieldaig, Schottland	0,47-2,54% (Ø 0,74%)	1SW + MSW

Anhang XI: Überlebensraten der Meerforellen vom Kelt bis zum erneuten Laichaufstieg, bei angegebenen Spannbreiten wurden Durchschnittswerte (Ø) berechnet

Quelle	Fluss	Überlebensrate	Bemerkungen
Davidson et al. 2006	River Dee, Wales	ca. 20-<60%	1986-2002
Euzenat et al. 1999	Fluss in Frankreich	30-50%	
Jonsson & Jonsson 2009	Imsa, Norwegen	Ø 32,7%	1km langer Fluss mit Wasserfall als Begrenzung; Smolts mit Carlin-Tags

Anhang XII: Literaturangaben zur Fruchtbarkeit weiblicher Meerneunaugen; absolute Fruchtbarkeit: Eizahl pro Individuum, relative Fruchtbarkeit: Eizahl pro g Körpergewicht; n=Stichprobengröße; Länge (TL in cm) und Gewicht (in g) der untersuchten Tiere sind angegeben, falls vorhanden; bei angegebenen Spannbreiten wurden Durchschnittswerte (\emptyset) berechnet.

Quelle	Fluss	Fruchtbarkeit	Eizahl	Bemerkungen
Applegate 1950 in Hardisty 1964		absolut	21000-107000 Eier (\emptyset 61000 Eier)	nicht-anadrom, 32,0-53,6 cm TL (\emptyset 44,0 cm TL), \emptyset 180 g
Barker et al. 1998	Cannon, Gordon's, Lynde Coboug Creek, Lake Huron, USA	absolut (potentiell aus Oocyten)	33000-129000 Eier	nicht-anadrom, n = 8, 115-165 mm TL
Vladykov 1951 in Hardisty 1964		absolut	124000-260000 Eier (\emptyset 172000 Eier)	anadrom; 66,0-84,1 cm TL (\emptyset 74,3 cm); \emptyset 842 g
Johnson 1982	Peshtigo River, USA	absolut	48974-146132 Eier (\emptyset 97016,4 Eier \pm 29398,1 SD)	nicht-anadrom, n=14; TL 410-550 mm (\emptyset 484,5 mm \pm 41,8 (SD))
Manion 1972	Chocolay River, USA	absolut	43997-101932 Eier (\emptyset 68599 Eier)	nicht-anadrom, n= 29; 34,0-51,1 cm TL (\emptyset 40,6 cm TL), 85-284 g (\emptyset 158 g)
Smith & Marsden 2006	Lake Champlain, USA	absolut	\emptyset 66286 Eier	nicht-anadrom, n=305, \emptyset 169 g
Smith & Marsden 2007	Nebenflüsse von Lake Champlain, USA	absolut	\emptyset 67660 Eier	nicht-anadrom, n=29; 364-550 mm (\emptyset 456 mm); 96,5-321,4 g (\emptyset 173,8 g)
Applegate 1950 in Hardisty 1964		relativ	344 Eier/g	nicht-anadrom, 32,0-53,6 cm TL (\emptyset 44,0 cm TL), \emptyset 180 g
Vladykov 1951 in Hardisty 1964		relativ	204 Eier/g	anadrom; 66,0-84,1 cm TL (\emptyset 74,3 cm); \emptyset 842 g
Manion 1972	Chocolay River, USA	relativ	245-670 Eier/g (\emptyset 463 Eier/g)	nicht-anadrom, n= 29; 34,0-51,1 cm TL (\emptyset 40,6 cm TL), 85-284 g (\emptyset 158 g)

Anhang XIII: Literaturangaben zur Fruchtbarkeit weiblicher Flussneunaugen; absolute Fruchtbarkeit: Eizahl pro Individuum, relative Fruchtbarkeit: Eizahl pro g Körpergewicht; n=Stichprobengröße; Länge (TL in cm) und Gewicht (in g) der untersuchten Tiere sind angegeben, falls vorhanden; bei angegebenen Spannweiten wurden Durchschnittswerte (\emptyset) berechnet.

Quelle	Fluss	Fruchtbarkeit	Eizahl	Bemerkungen
Hardisty 1964	Fluss Severn, Großbritannien	absolut	7500-28200 Eier (\emptyset 15900 Eier)	n=18, 18,5-35,0 cm TL (\emptyset 28,5 cm TL), 22,8-66,2 g (\emptyset 39,0 g)
Hardisty 1964	Fluss Trent, Großbritannien	absolut	26000-41000 Eier (\emptyset 34000 Eier)	n=6, 34,2-38,5 cm TL (\emptyset 36,5 cm TL), 71-110 g (\emptyset 90,5 g)
Ivanova-Berg 1933 in Hardisty 1964	Ostsee	absolut	4000-35000 Eier (\emptyset 21000 Eier)	27,0-38,0 cm TL (\emptyset 32,4 cm TL)
Lanzing 1959 in Hardisty 1964	Nordsee	absolut	26400-42500 Eier (\emptyset 34450 Eier)	34,2-49,2 cm TL
Weissenberg 1925 in Hardisty 1964	Nordsee	absolut	24000-40000 Eier (\emptyset 32000 Eier)	33,3-43,0 cm TL
Witkowski & Jesior 2000	Drweca River, Polen	absolut	26530-52072 Eier (\emptyset 36868 Eier)	385,0-460,5 mm TL (\emptyset 432,02 mm TL) bzw. 110,0-186,0 g (\emptyset 129,0 g); Herbstlaichaufstieg
Witkowski & Jesior 2000	Drweca River, Polen	absolut	23460-49479 Eier (\emptyset 37177 Eier)	336,6-462,0 mm TL (\emptyset 405,76 mm TL) bzw. 87,0-191,0 g (\emptyset 135,94 g); Frühjahrslaichaufstieg
Hardisty 1964	Fluss Trent, Großbritannien	relativ	373 Eier/g	n=6, 34,2-38,5 cm TL (\emptyset 36,5 cm TL), 71-110 g (\emptyset 90,5 g)
Hardisty 1964	Fluss Severn, Großbritannien	relativ	405 Eier/g	n=18, 18,5-35,0 cm TL (\emptyset 28,5 cm TL), 22,8-66,2 g (\emptyset 39,0 g)
Witkowski & Jesior 2000	Drweca River, Polen	relativ	161,76-333,79 Eier pro g (\emptyset 264,78)	385,0-460,5 mm TL (\emptyset 432,02 mm TL) bzw. 110,0-186,0 g (\emptyset 129,0 g); Herbstlaichaufstieg
Witkowski & Jesior 2000	Drweca River, Polen	relativ	151,35-417,51 Eier pro g (\emptyset 283,03)	336,6-462,0 mm TL (\emptyset 405,76 mm TL) bzw. 87,0-191,0 g (\emptyset 135,94 g); Frühjahrslaichaufstieg

Anhang XIV: Überlebensraten verschiedener Lebensstadien des Meerneunauges

Quelle	Fluss	Überlebensrate	Bemerkungen
Fertilisation der Eier:			
Smith & Marsden 2006	Lewis Creek, Mullen Brook, LaPlatte River, Malletts Creek, USA	55,6-94,3% (Ø 72,7%)	Effizienz der natürlichen Befruchtung
Ei bis Ei:			
Smith & Marsden 2006	Lewis Creek, Vermont, USA	Ø 19,1%	Kies als Substrat
Smith & Marsden 2006	Lewis Creek, Vermont, USA	Ø 50,8%	Sand als Substrat
Smith & Marsden 2006	Lewis Creek, Vermont, USA	Ø 69,2%	Schlick als Substrat
Ei bis Schlupf:			
Rodríguez-Munoz et al. 2001	Sella River, Nordspanien	61%	bei 11°C
Rodríguez-Munoz et al. 2001	Sella River, Nordspanien	89%	bei 15°C
Rodríguez-Munoz et al. 2001	Sella River, Nordspanien	91%	bei 19°C
Rodríguez-Munoz et al. 2001	Sella River, Nordspanien	89%	bei 23°C
Rodríguez-Munoz & Ojanguren 2002	Sella River, Nordspanien	>20%	nach 75,3h Kälteaussetzung (ca. 1°C), Daten von 10 Tieren
Ei bis zum letzten Larvenstadium:			
Rodríguez-Munoz et al. 2001	Sella River, Nordspanien	0%	bei 11°C
Rodríguez-Munoz et al. 2001	Sella River, Nordspanien	58%	bei 15°C
Rodríguez-Munoz et al. 2001	Sella River, Nordspanien	70%	bei 19°C
Rodríguez-Munoz et al. 2001	Sella River, Nordspanien	70%	bei 23°C
Rodríguez-Munoz & Ojanguren 2002	Sella River, Nordspanien	0-76%	je länger die Kälteeinwirkung (4,7-75,3h), desto weniger Eier überlebten; Daten von 10 Tieren
Larve bis Larve:			
Swink et al. 1995	Great Lakes,	86,7-93,3%	Larven: 35-128 mm; unterschiedliche Markierungen

	USA/Canada		(Farbe, fin clipping) und Kontrollgruppe
Zerrenner 2004	Lake Champlain Flüsse, USA	52%	
Zerrenner 2004	Lake Champlain Flüsse, USA	45%	
Transformer bis Rückkehrer:			
Howe et al. 2006	Nebenflüsse von Lake Champlain, USA	1%	erwarteter Laichaufstieg nach 12-18 Monaten; 6 Wiederaufstiege waren noch in Fressphase, 35 waren bereits beim Laichaufstieg

Anhang XV: Literaturangaben zu Überlebensraten von kommerziell genutzten Gelb- und Blankaalen in Seen/Teichen, Flüssen und an der Küste; bei angegebenen Spannweiten wurden Durchschnittswerte (\emptyset) berechnet

Quelle	Fluss	Überlebensrate	Bemerkungen
McCarthy et al. 1994a; Moriarty 1987,1990c in ICES/EIFAC 2001	Shannon Lakes, Irland	80%	Fischereimortalität, geringe Ausbeutung
McCarthy et al. 1994b in ICES/EIFAC 2001	Lake Derg & Ree, Irland	26-32%	natürliche Mortalität
Wickström et al. 1996	See, Schweden	> 10%	natürliche Mortalität, Besatz 1980
Pursianen & Toivenen 1984 in ICES/EIFAC 2001	Seen, Finnland	27-72%	natürliche Mortalität, Besatz, variable Ausbeutung
Leopold 1976 in ICES/EIFAC 2001	Seen, Weißrussland	5%	natürliche und Fischereimortalität, Besatz
Pedersen 2000a in ICES/EIFAC 2001	kleiner See, Dänemark	55-76%	natürliche Mortalität, Besatz
Klein Breteler 1994 in ICES/EIFAC 2001	Teiche, Niederlande	23-70%	natürliche Mortalität, Besatz
Dahl 1967 in ICES/EIFAC 2001	Teiche, Dänemark	11%	natürliche Mortalität, Besatz
Barak & Mason 1992 in ICES/EIFAC 2001	Flüsse, England	25%	natürliche Mortalität
Vøllestad & Jonsson 1988	Imsa, Norwegen	16-50% (\emptyset 27%)	natürliche Mortalität

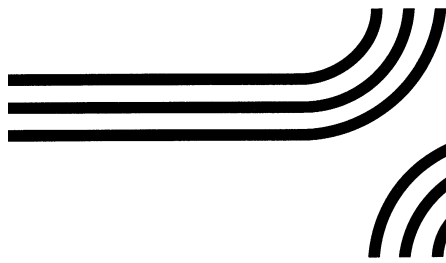
Berg & Jørgensen 1994 in ICES/EIFAC 2001	Gudena, Dänemark	18-23%	natürliche Mortalität
Pederson (in Moriarty & Dekker 1997) in ICES/EIFAC 2001	Flüsse, Dänemark	3%	natürliche Mortalität, Besatz
Pederson (in Moriarty & Dekker 1997) in ICES/EIFAC 2001	Flüsse, Dänemark	40%	natürliche Mortalität, Besatz
Naismith & Knights 1993 in ICES/EIFAC 2001	Themse (Ästuar), England	<5%	natürliche Mortalität
Svedäng 1999	Westküste, Schweden	3,5%	Fischereimortalität
Pederson in Moriarty & Dekker 1997 in ICES/EIFAC 2001	Limfjord, Dänemark	12-57%	Fischereimortalität, Blankaal
Pederson 2000b in ICES/EIFAC 2001	Küste, Dänemark	62-81%	Fischereimortalität, Blankaal

Berichts-Kennblatt

1. Berichtsnummer UBA-FB	2.	3.
4. Titel des Berichts Befunde zur Aalabwanderung 2008/09 Erarbeitung und Praxiserprobung eines Maßnahmenplans zur ökologisch verträglichen Wasserkraftnutzung an der Mittelweser		
5. Autor(en), Name(n), Vorname(n) Schwevers, Ulrich Adam, Beate Engler, Oliver		8. Abschlussdatum Juli 2010
6. Durchführende Institution (Name, Anschrift) Institut für angewandte Ökologie Neustädter Weg 25 36320 Kirtorf-Wahlen		9. Veröffentlichungsdatum
		10. UFOPLAN-Nr. 3707 21 200
7. Fördernde Institution (Name, Anschrift) Umweltbundesamt, Postfach 14 06, 06813 Dessau-Roßlau		11. Seitenzahl 72 Seiten
		12. Literaturangaben 36 Literaturangaben
		13. Tabellen und Diagramme 15 Tabellen
		14. Abbildungen 40 Abbildungen
15. Zusätzliche Angaben		
16. Kurzfassung Der vorliegende Bericht fasst Befunde zur Blankaalabwanderung in der Weser zusammen, die in der Abwandersaison 2008/09 durch Auswertung der Schokker- und Hamenfänge von zwei Berufsfischern im Unterwasser der Staustufen Landesbergen und Drakenburg (Niedersachsen) erhoben wurden. Die gefangenen Aale wurden gezählt, vermessen und auf wasserkraftbedingte Schädigungen hin untersucht. Darüber hinaus wurden Wiederränge zuvor markierter und im Unterwasser der Staustufe Schlüsselburg freigelassener Blankaale registriert. Auf dieser Basis lässt sich die Gesamtabwanderung in der Weser im Untersuchungszeitraum jeweils mit ca. 14.000 Exemplaren an den beiden Standorten Landesbergen und Drakenburg angeben. Von diesen Blankaalen weisen jeweils 28 bis 30 % pro Standort wasserkraftbedingte Schädigungen auf. Hierbei steigt das Schädigungsrisiko mit zunehmender Körperlänge. Mindestens die Hälfte der geschädigten Aale, also 14 bis 15 % der Gesamtabwanderung pro Standort sind tot oder so schwer geschädigt, dass sie aufgrund ihrer Verletzungen nicht in der Lage sind, die Reproduktionsgebiete zu erreichen und zur Arterhaltung beizutragen. Die fischereiliche Mortalität lässt sich für die beiden Standorte mit jeweils ca. 16 % angeben.		
17. Schlagwörter Weser, Blankaal, Abwanderung, wasserkraftbedingte Mortalität, fischereiliche Mortalität		
18. Preis	19.	20.

Report Cover Sheet

1. Report No. UBA-FB	2.	3.
4. Report Title Findings about the downstream migration of eel 2008/09 Development and Practical Testing of an Action Plan for the environmentally compatible Use of Hydropower – Hydropower and Water Framework Directive		
5. Autor(s), Family Name(s), First Name(s)		8. Report Date July 2010
6. Performing Organisation (Name, Address) Institut für angewandte Ökologie Neustädter Weg 25 D-36320 Kirtorf-Wahlen		9. Publication Date
		10. UFOPLAN-Ref. No. 3707 21 200
		11. No. of Pages 72 pages
		12. No. of Reference 36 references
7. Sponsoring Agency (Name, Address) Umweltbundesamt, Postfach 14 06, 06813 Dessau-Roßlau		13. No. of Tables, Diagrams 15 tables
		14. No. of Figures 40 figures
		15. Supplementary Notes
16. Abstract The report includes the results about the downstream migration of silver eel in the river Weser in winter 2008/09, ascertained by the evaluation of fyke net and anchored stow net catches of two fishermen downstream the barrages Landesbergen and Drakenburg. The caught eel had been counted, measured and checked if there were eel injured by hydropower facilities. Moreover, re-catches of prior marked and downstream of the barrage Schlüsselburg released silver eel were registered. Based on the obtained data, the total quantity of downstream migrating eel in the river Weser during this investigation was quantified as ca. 14.000 specimen at both sites. 28 up to 30 % of these eels were harmed by turbines. The risk of injury increases with the length of the specimen. At least half of the injured eel, i. e. 14 up to 15 % of the total catch was dead or so heavily damaged, that they were not able to survive. The mortality of the downstream migrating silver eel was quantified as 16 % for both locations.		
17. Keywords River Weser, silver eel, downstream migration, mortality caused by hydropower and by fisheries		
18. Price	19.	20.



Institut für angewandte Ökologie



**WASSERRAHMENRICHTLINIE
UND WASSERKRAFTNUTZUNG
IM WESERGEBIET**

**Befunde zur
Aalabwanderung 2008/09**



F + E Vorhaben im Auftrag des Umweltbundesamtes

**Dr. Ulrich Schwevers, Dr. Beate Adam & Dipl.-Geogr. Oliver Engler
Neustädter Weg 25
36320 Kirtorf-Wahlen**

Wahlen, Juli 2010

INHALT

Zusammenfassung	1
1 Einleitung	2
2 Untersuchungsgebiet	3
3 Methodik	8
3.1 Fang abwandernder Blankaale	8
3.1.1 Schokker	10
3.1.2 Scherbretthamen	14
3.2 Markierung von Aalen	18
3.3 Erkennbarkeit der Markierungen beim Wiederfang	23
3.4 Wiederfang und Auswertung der Schokkerfänge	24
3.5 Schadensbilder	26
3.6 Längen-Gewichts-Relation	31
3.7 Alarme des Frühwarnsystems MIGROMAT® an der Fulda	32
4 Befunde	34
4.1 Fangdaten	34
4.2 Längenfrequenz der Fänge	36
4.3 Wiederfänge markierter Aale	37
4.3.1 Bilanzierung der Wiederfänge	37
4.3.2 Zeitlicher Verlauf der Wiederfänge	38

4.4	Schädigungen	39
4.4.1	Schädigungsrate	40
4.4.2	Differenzierung in letale und subletale Schädigungen	42
4.4.3	Mortalitätsrate	43
4.4.4	Schädigungsrate in Abhängigkeit vom Turbinendurchfluss	44
4.4.5	Schädigungsrate in Abhängigkeit von der Körpergröße	50
4.5	Bilanzierung der Blankaalabwanderung	52
4.5.1	Gesamtzahl	52
4.5.2	Gesamtgewicht	53
4.5.3	Gesamtfang und Fangquote der Fischer	54
4.5.4	Turbinenbedingte Mortalität	54
4.5.5	Fischereiliche Mortalität	55
4.5.6	Übersicht über die Blankaalbilanzierung	56
4.6	Übereinstimmung mit dem Frühwarnsystem MIGROMAT [®]	57
5	Diskussion	59
5.1	Quantifizierung der Blankaalabwanderung	59
5.2	Untersuchung der turbinenbedingten Mortalität	60
5.3	Verwertbarkeit der MIGROMAT [®] -Alarmer an der Mittelweser	65
6	Ausblick	67
7	Literatur	69

ZUSAMMENFASSUNG

Der vorliegende Bericht fasst Befunde zur Blankaalabwanderung in der Weser zusammen, die in der Abwandersaison 2008/09 im Rahmen des UBA-Projektes „Wasserrahmenrichtlinie und Wasserkraft im Wesergebiet“ erhoben wurden.

Die Datenaufnahme erfolgte durch Auswertung der Schokker- und Hamenfänge von zwei Berufsfischern im Unterwasser der Staustufen Landesbergen und Drakenburg (Niedersachsen). Die gefangenen Aale wurden gezählt, vermessen und auf wasserkraftbedingte Schädigungen hin untersucht. Darüber hinaus wurden Wiederfänge zuvor markierter und im Unterwasser der Staustufe Schlüsselburg freigelassener Blankaale registriert. Auf dieser Basis wurden folgende Daten ermittelt:

- Von den Fischern wurden insgesamt ca. 4.600 Blankaale mit einer mittleren Gesamtlänge von ca. 65 cm gefangen.
- Anhand dieser Fänge sowie der Wiederfänge markierter Exemplare lässt sich die Gesamtabwanderung in der Weser im Untersuchungszeitraum jeweils mit ca. 14.000 Exemplaren an den beiden Standorten Landesbergen und Drakenburg angeben.
- Von diesen Blankaalen weisen jeweils 28 bis 30 % pro Standort wasserkraftbedingte Schädigungen auf. Hierbei steigt das Schädigungsrisiko mit zunehmender Körperlänge.
- Vorschädigungen durch stromaufwärts gelegene Wasserkraftanlagen spielen offensichtlich allenfalls eine untergeordnete Rolle.
- Mindestens die Hälfte der geschädigten Aale, also 14 bis 15 % der Gesamtabwanderung pro Standort sind tot oder so schwer geschädigt, dass sie aufgrund ihrer Verletzungen nicht in der Lage sind, die Reproduktionsgebiete zu erreichen und zur Arterhaltung beizutragen.
- Die fischereiliche Mortalität der in der Weser abwandernden Blankaale lässt sich für die beiden Standorte Landesbergen und Drakenburg mit jeweils ca. 16 % angeben.
- In einigen Fällen wurden Abwanderpeaks von Blankaalen im Abstand von zwei bis drei Tagen nach Alarmmeldungen des an der Staustufe Wahnhausen an der Fulda (Hessen) betriebenen Frühwarnsystems MIGROMAT[®] registriert.

Abschließend werden die eingesetzten Methoden v. a. in Hinblick auf die Zuverlässigkeit der Quantifizierung diskutiert und die Befunde bezüglich ihrer Bedeutung für künftige Maßnahmen zum Blankaalschutz an der Weser bewertet.

1 **EINLEITUNG**

Das Ingenieurbüro Floecksmühle bearbeitet im Auftrag des Umweltbundesamtes unter der Forschungskennzahl 3707 21 200 das Projekt „Erarbeitung und Praxiserprobung eines Maßnahmenplans zur ökologisch verträglichen Wasserkraftnutzung an der Mittelweser“, kurz „Wasserkraftnutzung und Wasserrahmenrichtlinie“.

Im Rahmen dieses Projektes führte das Institut für angewandte Ökologie im Unterauftrag in der Saison 2008/09 Untersuchungen zur Blankaalabwanderung in der Mittelweser durch. Hierbei standen folgende Fragen im Vordergrund:

- Wie viele Blankaale wandern insgesamt über die untersuchten Standorte ab?
- Wie hoch sind die wasserkraft- und fischereilich bedingten Blankaalverluste an den beiden Standorten?
- Besteht ein Zusammenhang zwischen der Körpergröße und dem Schädigungsrisiko eines abwandernden Aals?
- Welchen Einfluss hat der Öffnungswinkel der Turbinenschaufeln auf die Schädigungsrate?
- Besteht ein zeitlicher Zusammenhang zwischen den Alarmen des Frühwarnsystems MIGROMAT[®] an der Fulda-Staustufe Wahnhausen und der Blankaalabwanderung an der Mittelweser?

Aus Kostengründen erfolgte die Bearbeitung dieser Fragestellungen nicht mittels Freilanduntersuchungen mit Hamen unmittelbar an den Turbinen der Wasserkraftwerke, sondern es wurden die Schokker- und Hamenfänge der Berufsfischer ausgewertet, die ihre Fanggeräte im Unterwasser der Kraftwerke betreiben.

Die eingesetzten Methoden sowie die erzielten Befunde werden nachfolgend dargestellt. Darüber hinaus wird die Aussagekraft der Befunde vor dem Hintergrund der methodischen Restriktionen diskutiert und die Bedeutung der Ergebnisse in Hinblick auf künftige Maßnahmen zum Schutz abwandernder Blankaale in der Weser bewertet.

2 UNTERSUCHUNGSGEBIET

Die Weser erstreckt sich vom Zusammenfluss von Fulda und Werra in Hann. Münden bis zum Leuchtturm „Roter Sand“ im Wattenmeer der Nordsee. Sie weist eine Länge von 477 km auf und ihr Einzugsgebiet umfasst eine Fläche von 46.306 km². Damit entwässert die Weser zusammen mit ihren Quellflüssen etwa $\frac{1}{8}$ der Landesfläche Deutschlands (TÖNSMANN 1995) und lässt sich in Fließrichtung in die vier Abschnitte Ober-, Mittel-, Unter- und Außenweser untergliedern (Tab. 1):

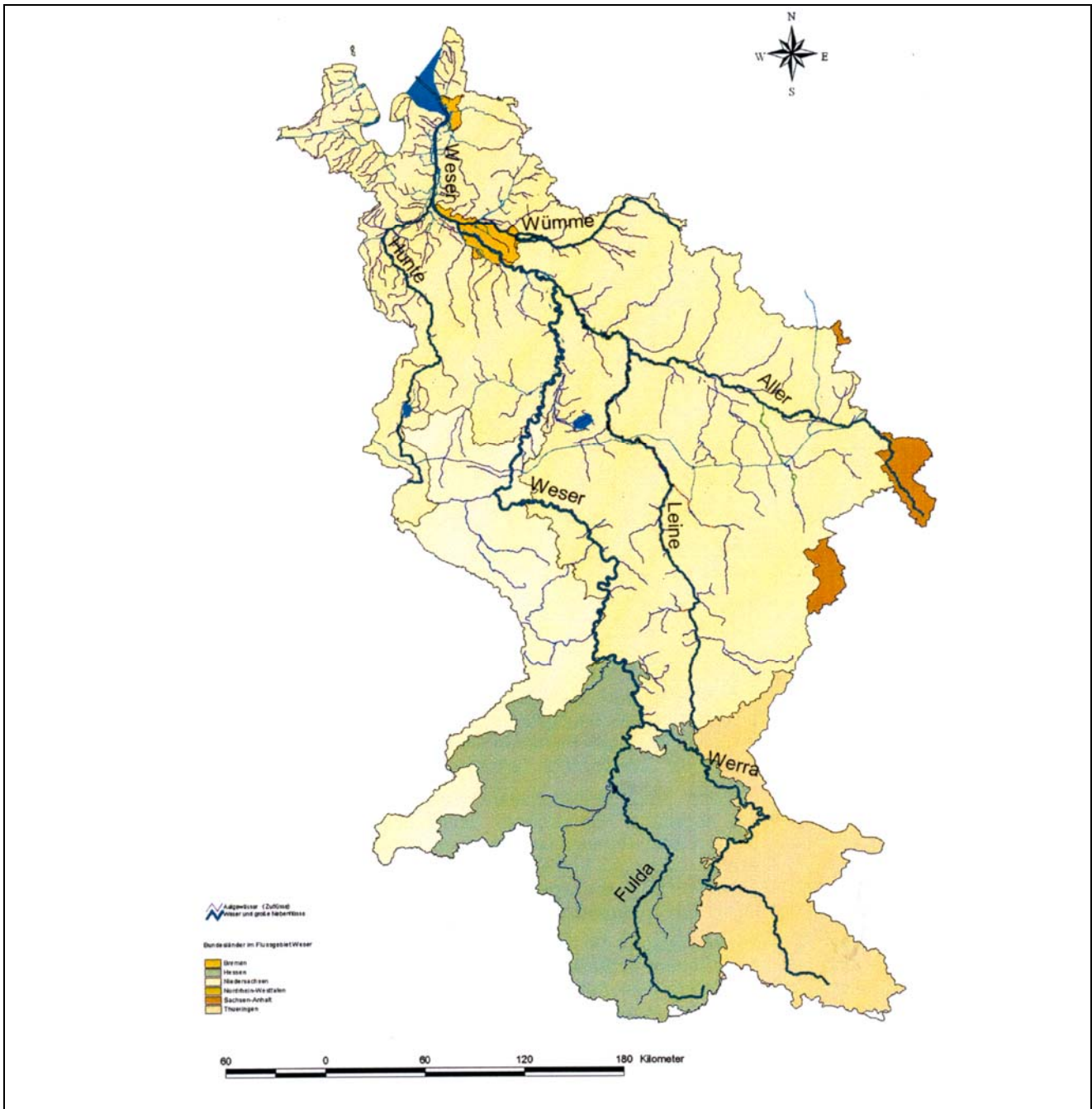


Abb. 1: Einzugsgebiet der Weser mit farblicher Markierung der Bundesländer (LAVES et al. 2008)

Tab. 1: Längsgliederung der Weser (WSV 1999)

Abschnitt	Weser-km	Ortsbezeichnung
Oberweser	0,000 - 204,445	Hann. Münden bis Minden
Mittelweser	204,445 - 362,000	Minden bis Bremen (Hemelingen)
Unteres Weser	362,000 - 427,000	Bremen (Hemelingen) bis Bremerhaven
Außenweser	427,000 - 477,000	Bremerhaven bis Leuchtturm „Roter Sand“

Die vorliegende Untersuchung beschränkt sich auf die stauregulierten Mittelweser, und hier auf die Staustufen Schlüsselburg (Weser-km 236,60), Landesbergen (Weser-km 251,96) und Drakenburg (Weser-km 277,74) (Abb. 2). Nur in diesem Abschnitt waren die methodischen Voraussetzungen zum Fang, zur Markierung und zum Wiederfang abwandernder Blankaale gegeben, da sich die drei an diesen Wehranlagen aktiven Berufsfischer bereit erklärten, im vorliegenden Projekt mitzuarbeiten.

Die Fanggeräte der Berufsfischer befinden sich nicht unmittelbar im Unterwasser der mit Wasserkraftanlagen ausgestatteten Staustufen, sondern mehr oder weniger weit stromabwärts davon. Die jeweiligen Entfernungen sind in Tab. 2 angegeben.

Tab. 2: Lage der Fanggeräte und deren Abstand im Unterwasser von den Wehren

Staustufe	Position	Weser-km	Abstand vom Wehr ca.
Schlüsselburg	Wehr	236,60	
	Schokker Reiter	236,95	350 m
Landesbergen	Wehr	251,96	
	Schokker Brauer	252,16	200 m
Drakenburg	Wehr	277,74	
	Schokker Dobberschütz 1	278,40	660 m
	Schokker Dobberschütz 2	277,70	960 m
	Schokker Dobberschütz 3	279,54	1.800 m
	Scherbretthamen Dobberschütz	280,94	3.200 m

In Tab. 3 sind die hydrologischen Hauptwerte der Weser an den Pegeln Liebenau und Dörverden aufgeführt, die in erster Annäherung die Abflüsse an den Staustufen Landes-

bergen (4,0 km stromaufwärts Liebenau) und Drakenburg (31,2 km stromaufwärts Dörverden) repräsentieren. Die Abflüsse während des Untersuchungszeitraums, die Aufteilung des Abflusses auf die Turbinen der Kraftwerke Landesbergen und Drakenburg sowie das jeweilige Wehr an den Fangtagen der Berufsfischer enthalten Tab. 4 und 5.

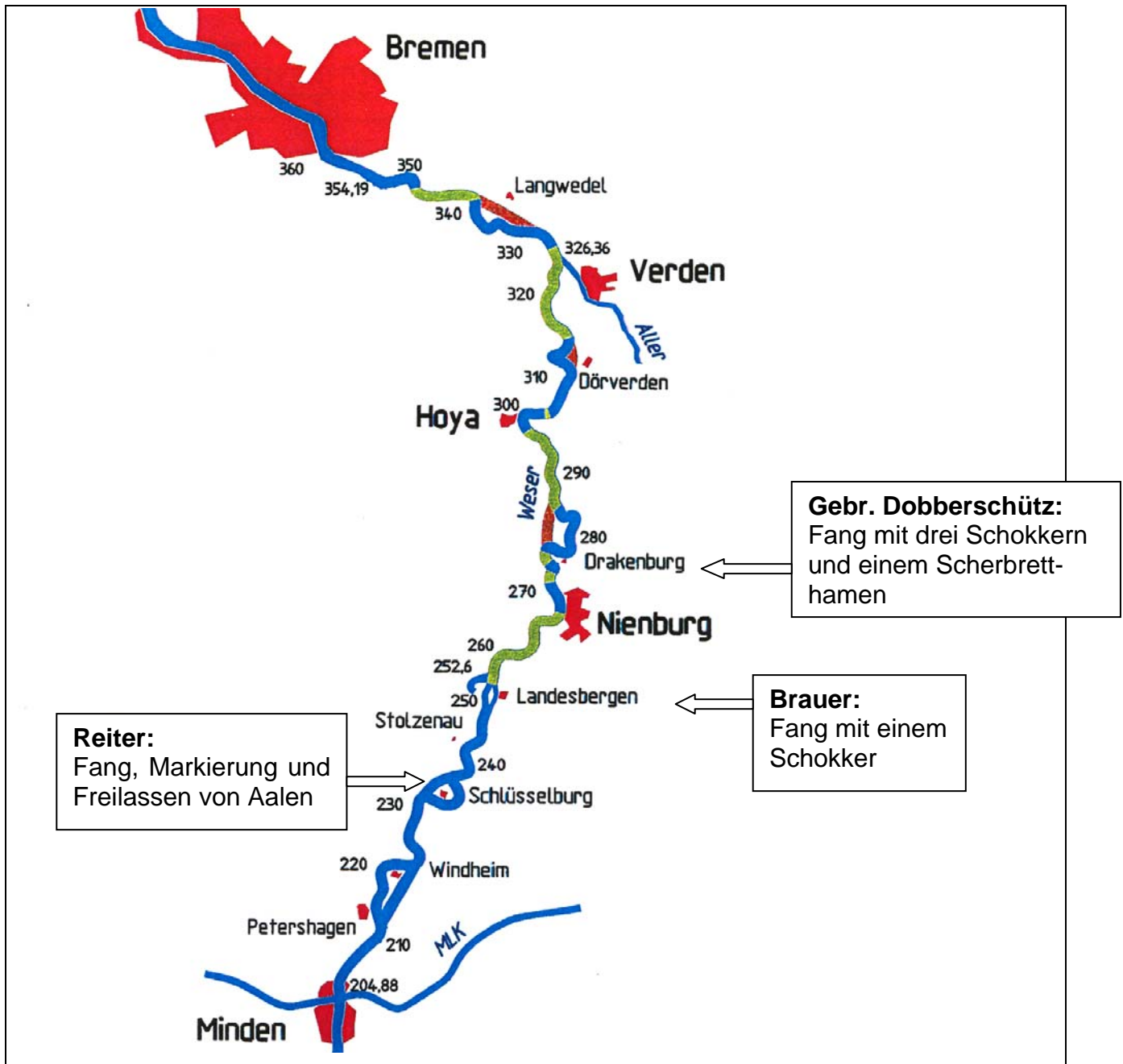


Abb. 2: Mittelweser mit Lage der Fischereibetriebe, deren Fänge im Rahmen des vorliegenden Projektes genutzt wurden (Kartengrundlage: WSV 1999; rot markiert sind die Schleusenkanäle, grün markiert die aktuellen Ausbauabschnitte der Mittelweseranpassung)

Tab. 3: Hydrologische Hauptwerte der Weser an den Pegeln Liebenau und Dörverden für die Abflussjahre 1954 bis 2003 (NLWKN 2006)

	Pegel Liebenau	Pegel Dörverden
Weser-km	256,0	308,9
Einzugsgebiet	19.910 km ²	22.112 km ²
NQ	23,6 m ³ /s	23,8 m ³ /s
MNQ	65,9 m ³ /s	70,7 m ³ /s
MQ	193 m ³ /s	208 m ³ /s
MHQ	798 m ³ /s	801 m ³ /s
HQ	1.310 m ³ /s	1.320 m ³ /s

Tab. 4: Gesamtabfluss der Weser und dessen Aufteilung am Standort Landesbergen auf die einzelnen Turbinen und das Wehr (STATKRAFT MARKETS GmbH) an den Fangtagen des Berufsfischers

Datum	Abfluss [m³/s] WKA Landesbergen	Aufteilung auf Turbinen und Wehr [m³/s]			
		T1	T2	T3	Wehr
23.11.2008	144,95	48,32	48,32	48,32	0,00
24.11.2008	148,65	49,55	49,55	49,55	0,00
25.11.2008	152,81	50,94	50,94	50,94	0,00
26.11.2008	135,79	45,26	45,26	45,26	0,00
27.11.2008	132,54	44,18	44,18	44,18	0,00
28.11.2008	137,63	45,88	45,88	45,88	0,00
29.11.2008	135,74	45,25	45,25	45,25	0,00
30.11.2008	133,16	44,39	44,39	44,39	0,00
01.12.2008	123,33	41,11	41,11	41,11	0,00
04.12.2008	110,87	36,96	36,96	36,96	0,00
05.12.2008	116,57	38,86	38,86	38,86	0,00
07.12.2008	145,45	48,48	48,48	48,48	0,00
08.12.2008	172,78	57,59	57,59	57,59	0,00
09.12.2008	204,87	68,29	68,29	68,29	0,00
10.12.2008	192,08	64,03	64,03	64,03	0,00
11.12.2008	172,80	57,60	57,60	57,60	0,00
12.12.2008	153,41	51,14	51,14	51,14	0,00
13.12.2008	150,36	50,12	50,12	50,12	0,00
14.12.2008	146,58	48,86	48,86	48,86	0,00

Tab. 5: Gesamtabfluss der Weser und dessen Aufteilung am Standort Drakenburg auf die einzelnen Turbinen und das Wehr (STATKRAFT MARKETS GmbH) an den Fangtagen des Berufsfischers

Datum	Abfluss [m³/s] WKA Drakenburg	Aufteilung auf Turbinen und Wehr [m³/s]			
		T1	T2	T3	Wehr
29.10.2008	80,44	40,22	40,22	0,00	0,00
30.10.2008	85,25	42,63	42,63	0,00	0,00
31.10.2008	97,63	48,82	48,82	0,00	0,00
01.11.2008	100,75	50,38	50,38	0,00	0,00
02.11.2008	97,91	48,96	48,96	0,00	0,00
22.11.2008	145,71	60,36	60,36	25,00	0,00
23.11.2008	147,60	61,30	61,30	25,00	0,00
24.11.2008	145,91	60,46	60,46	25,00	0,00
25.11.2008	155,63	65,32	65,32	25,00	0,00
26.11.2008	140,09	57,55	57,55	25,00	0,00
27.11.2008	134,10	54,55	54,55	25,00	0,00
28.11.2008	136,57	55,79	55,79	25,00	0,00
29.11.2008	129,34	52,17	52,17	25,00	0,00
30.11.2008	130,77	52,89	52,89	25,00	0,00
01.12.2008	119,60	47,30	47,30	25,00	0,00
10.12.2008	197,07	80,54	80,54	25,00	11,00
11.12.2008	175,39	75,20	75,20	25,00	0,00
12.12.2008	157,93	66,47	66,47	25,00	0,00
13.12.2008	142,92	58,96	58,96	25,00	0,00
14.12.2008	138,42	56,71	56,71	25,00	0,00

3 METHODIK

3.1 FANG ABWANDERNDER BLANKAAL

Die Aalbestände des Binnenlandes lassen sich in verschiedene Altersstadien unterscheiden, die, sofern der Fang zulässig ist, mit unterschiedlichen Fangmethoden berufsfischereilich genutzt werden (Abb. 3).

Bei den Steigaalen handelt es sich um Jungfische, die vom Meer kommend, die Flusssysteme besiedeln. Der Fang dieser juvenilen Entwicklungsstadien des Aals ist gemäß der Fischereiverordnungen aller Bundesländer verboten.

Während der ca. 10- bis 15-jährigen Aufwuchsphase im Binnenland werden die Aale als Gelbaale bezeichnet (TESCH 1983). In diesem Stadium sind die Aale nicht ortstreu, sondern führen Wanderung innerhalb des Gewässersystems durch, die sich in einer Saison über Dutzende von Kilometern erstrecken können (MANN 1965). Gelbaale werden vor allem während des Sommers gefangen. Hierzu setzen Berufsfischer in der Regel Reusen ein, deren Effizienz auf dem Ortswechsel der Aale vor allem zum Zwecke der Nahrungssuche beruht.

Ausgewachsene Aale färben sich silbrig zu den sogenannten Blankaaalen um, die flussabwärts wandern, um sich im Meer fortzupflanzen. Blankaaale werden fast ausschließlich während der Abwanderung gefangen. Dies geschieht durch trichterförmige Netze, die in der Strömung exponiert werden, um die Fische aus dem Wasserkörper heraus zu filtern. Traditionell werden Blankaaale mit sogenannten Hamen gefangen, die in Ufernähe exponiert sind, aber insgesamt eine relativ geringe Fangeffektivität erreichen. Wesentlich effektiver sind demgegenüber Aalschokker (Kap. 3.1.1) und Scherbretthamen (Kap. 3.1.2), die aktuell von den Weserfishern zum Fang von Blankaaalen eingesetzt werden.

Die Abwanderung der Blankaaale erfolgt in Schüben, die sich auf ca. 20 bis 30 Ereignisse im Jahr konzentrieren (DWA 2005). Erste Abwanderereignisse können bereits im Spätsommer einsetzen und noch im Februar ist mit einer Abwanderung von Blankaaalen zu rechnen. Nach derzeitigem Wissen wird die Aalabwanderung primär durch steigende Abflüsse ausgelöst, doch sind darüber hinaus offenbar weitere exo- und endogene Faktoren wirksam. Deren Charakter und Wirkung ist bisher allerdings erst ansatzweise bekannt und die Hierarchie der verschiedenen Trigger zueinander ist noch gänzlich unverstanden. Deshalb ist eine Prognose von Aalabwanderereignissen anhand von Umweltfaktoren bis heute nicht verlässlich möglich (DURIF & ELIE 2008).

Abb. 3: Steigaale (links unten), Gelbaal (rechts oben) und Blankaal (rechts unten)



Der Betrieb von Schokkern und Hamen ist mit einem beträchtlichen Aufwand verbunden, weil nicht nur abwandernde Aale und andere Fische gefangen werden, sondern sich darüber hinaus auch sämtliches Treibgut in den Netzen verfängt, die mühsam per Hand gereinigt werden müssen. Deshalb setzen die Fischer diese Geräte jeweils nur dann ein, wenn sie gemäß ihrer Erfahrung mit der Abwanderung von Blankaalen rechnen. Im Rahmen des vorliegenden Projektes wurden ausschließlich diejenigen Fänge ausgewertet, die bei diesen üblichen fischereilichen Aktivitäten anfielen.

3.1.1 Schokker

Der Schokker ist ein fischereiliches Spezialfahrzeug, das um 1900 in den Niederlanden entwickelt wurde (Abb. 4 bis Abb. 8). Es handelt sich um ein Schiff von ca. 14 bis 18 m Länge und 4,5 bis 5,2 m Breite, das über keinen eigenen Antrieb verfügt, sondern an Ketten und Trossen fest verankert wird.

Das eigentliche Fanggerät, der Hamen, ist ein kegelförmiger, vorn und hinten offener Netzschlauch. Die der Strömung zugewandte große Hamenöffnung hat eine Breite von 10 bis 12 m und eine Tiefe von ca. 4 bis 6 m. Die hintere kleine Öffnung hat einen Durchmesser von 50 cm. Das Netz wird aus mehreren, verschieden dicken Garnsorten gestrickt. Am vorderen Ende mit der dicksten Sorte beginnend, werden große, ca. 15 bis 20 cm weite Maschen gestrickt, denen in Abständen von je 1 Meter immer dünneres Garn mit kleineren Maschen folgt, bis zu einer Maschenweite von ca. 3 cm am Ende des insgesamt ca. 30 m langen Netzschlauchs. Zugleich wird nach je einem Meter Netzlänge die Zahl der Maschen reduziert, woraus sich die sukzessive Verjüngung des Hamens ergibt. Am Ende des Hamens ist schließlich ein Fangsack von 2 bis 4 Meter Länge, der sogenannte Steert befestigt (Abb. 7), der eine Maschenweite von nur noch 1,2 cm aufweist und der den Fang aufnimmt.

Der, bzw. im Falle der Weserschocker die beiden Hamen, werden seitlich neben dem Schiffsrumpf zwischen einem Ober- und einem Unterbaum montiert (Abb. 4b: O und U). Um die Hamenöffnungen rechtwinklig zum Schocker zu orientieren, sind beide Bäume über Drahtseile (Abb. 4: sp und H) jeweils an beiden Enden zum Oberwasser hin abgespannt.

Der Oberbaum ist fest fixiert und befindet sich auf bzw. kurz oberhalb der Wasseroberfläche. Der Unterbaum kann über Seilzüge, die sogenannten Unterbaumdrähte (Abb. 4: 3a und 3b) gehoben und abgesenkt werden. Hierzu wird das Seil über eine Umlenkrolle am Mast zu einer Seilwinde (W) auf dem Deck des Schokkers geführt. In Ruhestellung ist der Unterbaum bis auf das Niveau des Oberbaumes angehoben (Abb. 5). Um das Netz zu öffnen, wird der Unterbaumdraht gelockert und der Unterbaum senkt sich ab. Zur Vermeidung von Beschädigungen des Netzes wird er nicht ganz auf den Gewässergrund abgelassen, sondern ca. 0,5 m über Grund fixiert. Er ist mit einer schweren Kette umwickelt, die den Spalt zwischen Hamen und Gewässergrund versperren soll, vor allem aber dazu dient, den Unterbaum so zu beschweren, dass er aufgrund seines Eigengewichtes absinkt, sobald der Unterbaumdraht gelockert wird.

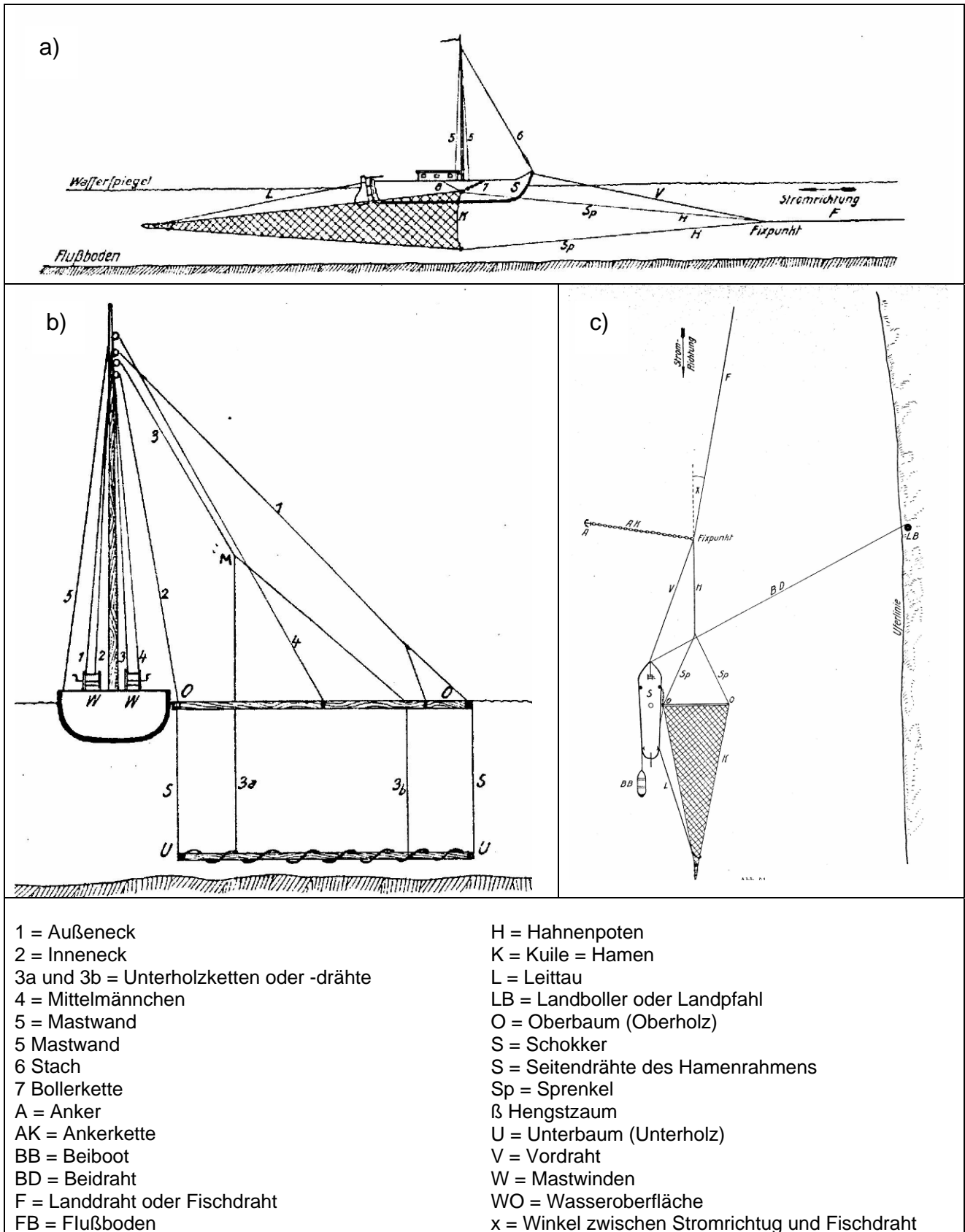


Abb. 4: Hamen in Längsschnitt (a), Querschnitt (b) und Aufsicht (c) (BÜRGER 1926)

Weil die Aalabwanderung vorwiegend nachts erfolgt, werden die Hamen eines Schokkers in der Regel gegen Abend exponiert. Hierzu wird zunächst der Steert am Ende des Hamens befestigt und dann der Unterbaum abgesenkt, um den Hamen zu öffnen. Ist der Treibgutanteil und/oder Fang gering, bleibt der Schokker die ganze Nacht in Fangposition. Am nächsten Morgen wird zunächst der Unterbaum gehoben, so dass sich die Hamenöffnung schließt und der Hamen nicht mehr dem Wasserdruck ausgesetzt ist. Dann wird der Fang geborgen, indem der Steert ins Beiboot geholt und dort entleert wird.

Bevor der Schokker wieder eingesetzt werden kann, muss das Hamennetz von Unrat und Treibgut gereinigt werden (Abb. 9). In Zeiten hohen Treibgutanteils und während starker Aalabwanderereignisse wird der Fang mehrmals in der Nacht geborgen und/oder der Hamen gereinigt, bevor er wieder exponiert werden kann.

Durch die Fangmethode bedingte Schädigungen treten bei Aalen erfahrungsgemäß nicht auf.



Abb. 5: Schokker des Fischereibetriebs der Gebrüder Dobberschütz, in Ruhestellung mit angehobenem Unterbaum (Ansicht in Fließrichtung)



Abb. 6: Schokker des Fischereibetriebs Dobberschütz (Seitenansicht); der Hamen erstreckt sich als dunkler Schatten von seitlich neben bis weit hinter dem Rumpf



Abb. 7: Steert eines Hamens



Abb. 8: Nach der Fangphase müssen Hamen und Steert von Treibgut gereinigt werden, bevor das Gerät wieder exponiert werden kann

Der Schokker ist das an der Mittelweser gebräuchliche fischereiliche Gerät zum Fang von Blankaalen. Der Fischereibetrieb Brauer in Landesbergen verfügt über einen Schokker, die Betriebe Reiter und Gebr. Dobberschütz setzen jeweils drei solcher Fanggeräte in Petershagen und Schlüsselburg bzw. in Drakenburg ein.

3.1.2 Scherbretthamen

Der Scherbretthamen (Abb. 9 bis Abb. 12) wurde Ende der 1930er Jahre vom Elbfischer Köthke erfunden (KLUST 1956) und 1956 erstmals an der Unterweser eingesetzt (INSTITUT FÜR NETZFORSCHUNG 1956). Dieses Fanggerät wird nicht an einem Schiff, sondern vom Ufer eines Flusses aus installiert. Es setzt sich im wesentlichen aus dem eigentlichen Hamen mit Steert, dem Scherbrett mit einer Steuervorrichtung und Haltetrosen zusammen (Abb. 9). Der Netsack des Scherbretthamens ist im Gegensatz zum Schokkerhamen oberstrom mit vertikal ausgerichteten Leitnetzen ausgestattet, die trichterförmig auf die Hamenöffnung zu führen.

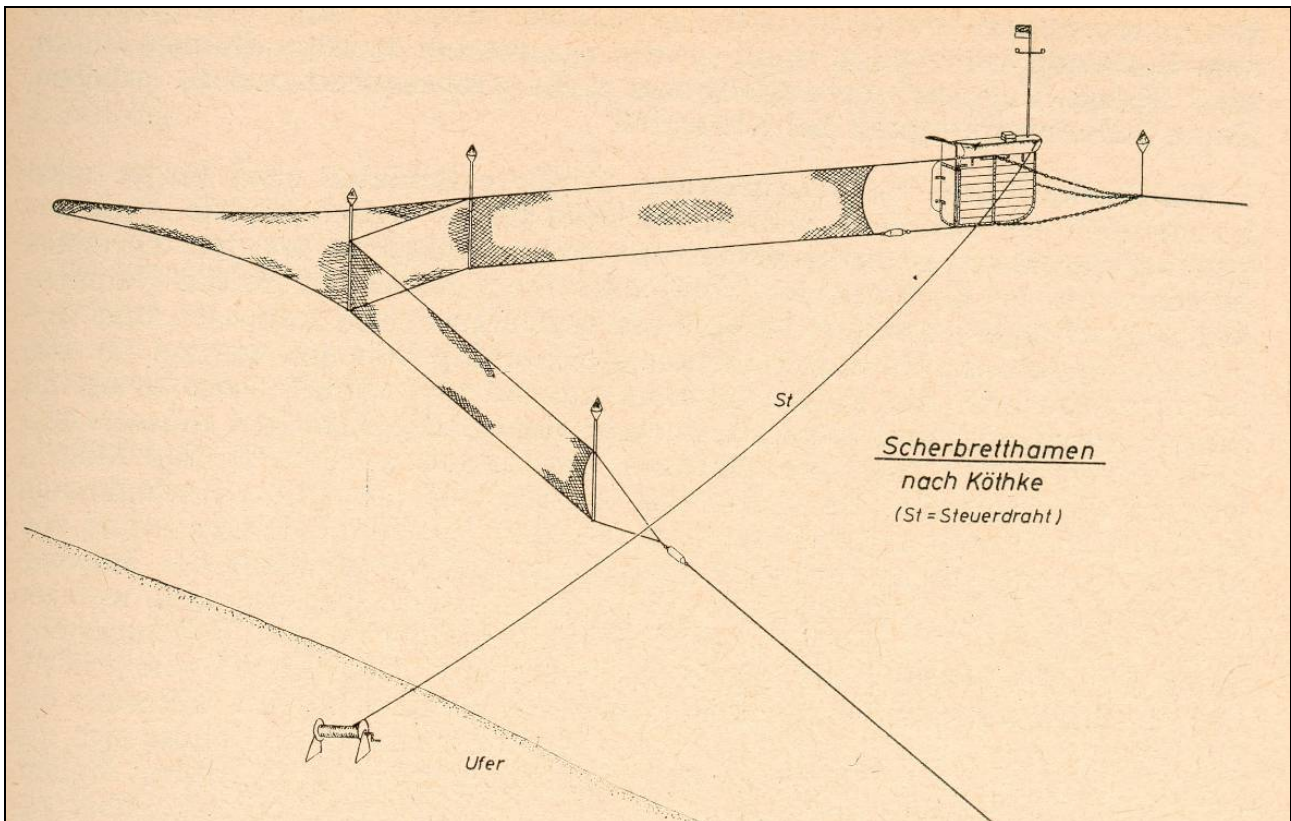


Abb. 9: Scherbretthamen, schematische Darstellung (KLUST 1956)

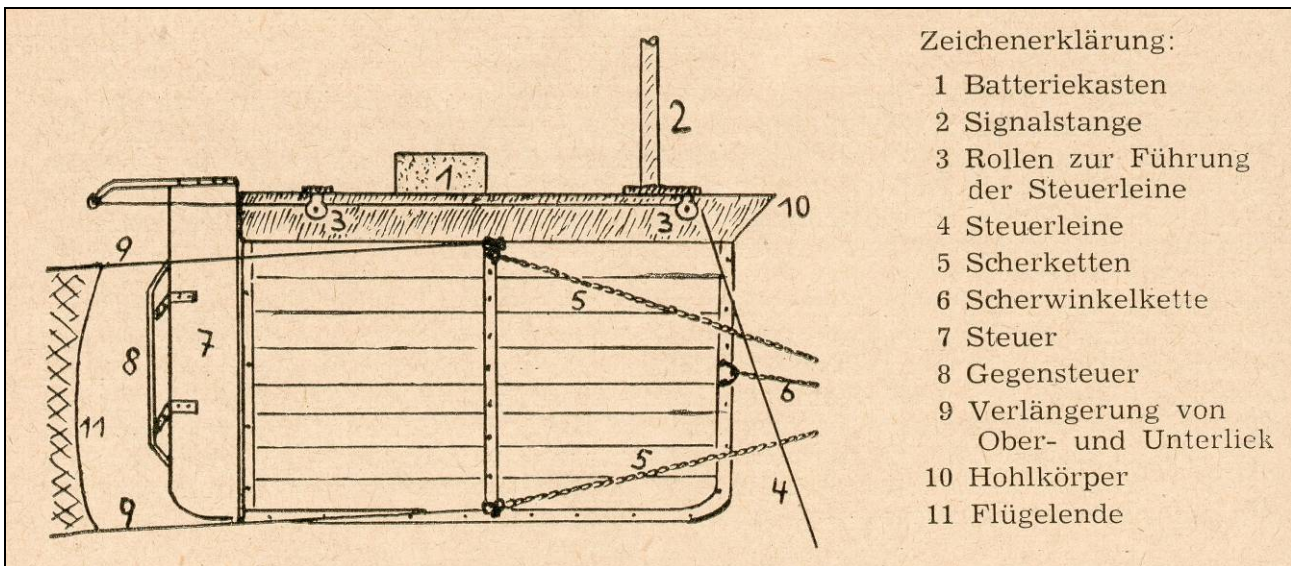


Abb. 10: Das Scherbrett mit Steuervorrichtung, schematische Darstellung (KLUST 1956)

Den Abschluss des nach dem freien Wasser stehenden Flügels bildet das Scherbrett (Abb. 10). Es ist die für die Handhabung wichtigste Vorrichtung des Fanggerätes und spannt, in bestimmtem Winkel gegen die Strömung gestellt, das Netz seitlich auseinander. Damit das Scherbrett an der Wasseroberfläche schwimmt, ist es mit einem metallenen Hohlkörper ausgestattet.

Der uferseitige Flügel des Scherbretthames wird über eine Haltetrosse am Ufer befestigt. Der wasserseitige Flügel des Leitnetzes ist am Scherbrett angeschlagen und wird über eine weitere Haltetrosse am selben Ufer abgespannt, die jedoch wesentlich weiter stromaufwärts befestigt wird.

Um den Scherbretthamen zu öffnen, wird das Scherbrett mit Hilfe eines am stromabwärtigen Ende befindlichen Steuerblattes in die Strömung gestellt und driftet, von der Strömung angetrieben, selbsttätig in Strommitte. Wird das Steuerblatt umgelegt, driftet das Scherbrett zurück ans Ufer. Grundsätzlich ist es auch möglich, das Scherbrett über einen Steuerdraht mittels einer Seilwinde von Land aus zu bedienen. An der Mittelweser, wo nur der Fischereibetrieb der Gebr. Dobberschütz ein solches Gerät im Einsatz hat, erfolgt die Bedienung des Scherbrettes vom Boot aus.

Grundsätzlich ähnelt der Scherbretthamen im Aufbau und in der Handhabung somit einem Schokkerhamen. Allerdings ist das Netz mit Flügeln ausgestattet und es wird nicht vertikal zwischen Ober- und Unterbaum, sondern horizontal zwischen dem Ufer und dem Scherbrett aufgespannt. Auf diese Weise sind wesentlich größere Öffnungsweiten des Hamens bis ca. 40 m zu realisieren. Andererseits muss der Scherbretthamen konstruktiv auf die jeweiligen Strömungsverhältnisse ausgelegt sein und kann deshalb nur in engen Grenzen an unterschiedliche Abflüsse angepasst werden.

Methodisch bedingte Schädigungen abwandernder Aale treten beim Blankaalfang mit dem Scherbretthamen ebenso wenig auf wie im Falle von Schokkerfängen.



Abb. 11: Scherbrett des Hamens des Fischereibetriebs Gebr. Dobberschütz

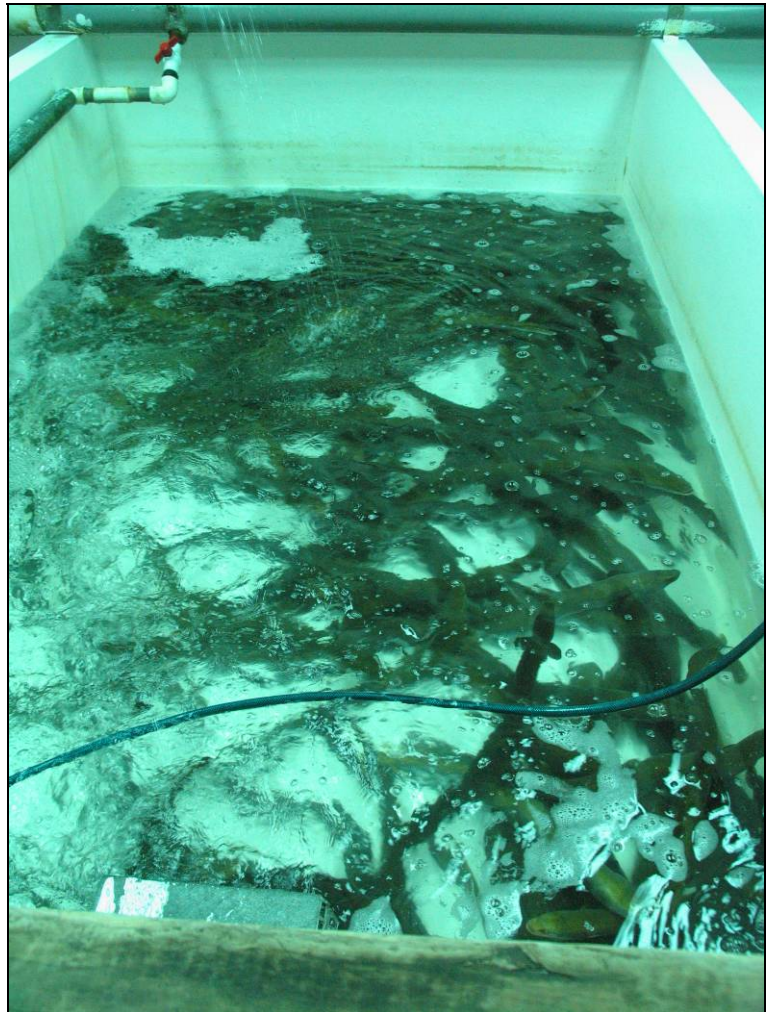


Abb. 12: Durch Umlegen des Steuerblattes driftet das Scherbrett selbsttätig vom Ufer in Flussmitte

3.2 MARKIERUNG VON AALEN

Der Berufsfischer Reiter betreibt im Unterwasser der Staustufe Schlüsselburg einen Schokker, der im Herbst täglich gegen Abend fängig gestellt wird. Der Fang wird jeweils am nächsten Morgen geborgen und zu dem ca. 1 km entfernten Betrieb gebracht, wo die Aale zwischengehältert werden (Abb. 13). Diese Fänge wurden für die Markierung genutzt.

Abb. 13:
Zwischenhälterung von Aalen, die für die Vermarktung vorgesehen sind



Für das vorliegende Projekt wurden am 13. Oktober und am 27. November 2008 jeweils etwa eine Woche nach dem Fang insgesamt 500 Blankaale beim Fischereibetrieb Reiter markiert. Durch dieses Zeitintervall sowie eine sorgfältige Kontrolle der Fische wurde sichergestellt, dass die markierten Aale im Sinne einer Vorschädigung weder äußerlich erkennbare, noch innere Verletzungen aufwiesen. Um eine schonende Behandlung sicherzustellen, wurden die Fische mit Nelkenöl ruhig gestellt. Die Längenfrequenz der markierten Aale ist in Abb. 14 dargestellt. Die mittlere Totallänge betrug 77,4 cm.

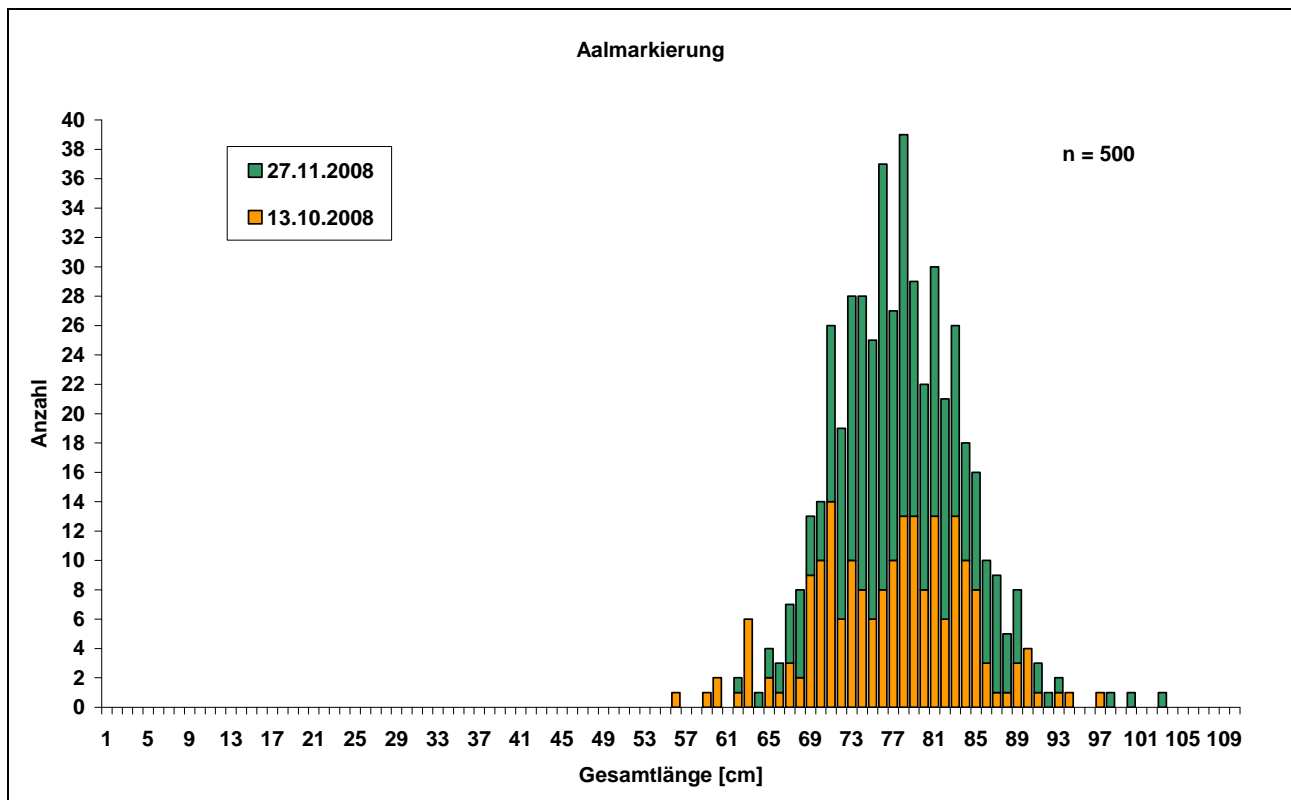


Abb. 14: Längenfrequenz der markierten Aale

Die Markierung erfolgte durch Injektion von Farbstoffen mittels eines Panjet (Abb. 15 und 16). Dies ist ein medizintechnisches Gerät, das entwickelt wurde, um Lokalanästhetika mit Druck, also ohne Injektionskanüle und damit weitgehend schmerzfrei in die Mundschleimhaut zu applizieren.

Der Panjet wird seit Jahrzehnten in der Fischereibiologie eingesetzt, um Fische mit Farbstoffen zu markieren. Hierfür wird in der Regel der Farbstoff Alcianblau 8 GS verwandt (HART & PITCHER 1969, GOLLMANN et al. 1986). Um beim Wiederfang eine Unterscheidung zwischen verschiedenen Chargen zu ermöglichen, wurden im vorliegenden Fall in alkoholischer Lösung aufgenommene Azofarbstoffe unterschiedlicher Farben eingesetzt, die auch bei der Tätowierung von Menschen verwandt werden. Im Gegensatz zu Alcianblau sind diese Farbstoffe nicht löslich, sondern bei der Markierung wird eine länger halt-, und damit sichtbare Farbdispersion in die Unterhaut eingebracht.



Abb. 15: Der Panjet, ursprünglich als nadelloses Injektionsgerät für medizinische Zwecke entwickelt, wird in der Fischereibiologie zur Markierung von Fischen genutzt

Abb. 16:

Der Panjet wird auf die Haut des Aals aufgesetzt, dann wird der Auslösemechanismus betätigt und die Farbemulsion unter die Haut injiziert



Gemäß Erfahrungen mit der Markierung von Lachsen und Meerforellen beträgt die Haltbarkeit von Farbmarkierungen, unabhängig von der chemischen Zusammensetzung der Farben, etwa 6 Monate, ist also im Rahmen des vorliegenden Projektes vollkommen ausreichend (SCHWEVERS & ADAM 1997).

Um sicherzugehen, dass sämtliche Aale tatsächlich eindeutig erkennbare Markierungen aufwiesen, wurden jeweils drei Punkte derselben Farbe in Reihe ventral zwischen den Brustflossen gesetzt.

Bei Anwendung des Panjet ist der Bedarf an Farbstoff wesentlich größer als das tatsächlich applizierte Volumen, da ein großer Überschuss des Farbstoffes nicht in das Gewebe eindringt, sondern von der Körperoberfläche abspritzt (Abb. 17). So werden für die Markierung von 100 Fischen ca. 10 ml Farblösung benötigt.



Abb. 17: Der größte Teil des Farbstoffes dringt nicht in die Haut ein

Unmittelbar nach dem Markierungsvorgang ist deshalb nicht zu erkennen, ob die Farbe tatsächlich in die Haut des Aals eingedrungen ist und zu einer eindeutigen Kennzeichnung geführt hat. Deshalb wurden die Aale nach der Markierung zunächst in Hältertanks mit

Frischwasser überführt und, nachdem die gesamte Charge markiert war, nochmals auf die Sichtbarkeit der Markierungen kontrolliert. Die oberflächlich anhaftende Farbe hatte sich inzwischen gelöst und die Markierungspunkte wurden erkennbar (Abb. 18). In ca. 5 % der Fälle wurde die Markierung vorsichtshalber wiederholt, da die Punkte nur sehr klein oder schwach ausgeprägt waren. Auf diese Weise wurde sichergestellt, dass tatsächlich 100 % der Aale deutlich sichtbare Markierungen trugen.



Abb. 18: Nach Abspülen des oberflächlich anhaftenden Farbstoffs werden die drei Markierungspunkte sichtbar

Im Anschluss an die Markierungsprozedur wurden die Aale zurück an die Weser transportiert und im Unterwasser der Staustufe Schlüsselburg entlassen. Die in Landesbergen und Drakenburg tätigen Fischer Brauer und Gebr. Dobberschütz wurden jeweils unverzüglich über den Zeitpunkt des Besatzes markierter Aale sowie über die für die Kennzeichnung gewählte Farbe informiert.

3.3 ERKENNBARKEIT DER MARKIERUNGEN BEIM WIEDERFANG

Wie in Kap. 3.2 dargestellt, wurden sämtliche frisch markierten Aale auf die Sichtbarkeit der Farbpunkte hin kontrolliert und nötigenfalls nachmarkiert. Die Markierungspunkte waren am Tag der Markierung zwar klein, aber aufgrund der intensiven Färbung deutlich sichtbar.

An fast allen wiedergefangenen Exemplaren waren alle drei Farbpunkte gut zu erkennen und hatten an Größe und Farbtintensität vor allem dann deutlich zugenommen, wenn zwischen Fang und Markierung mehrere Wochen vergangen waren (Abb. 19). Da nur bei einzelnen Individuen nicht alle Punkte deutlich zu sehen waren ist davon auszugehen, dass sämtliche 500 markierte Aale während der Abwanderung sowie zum Zeitpunkt ihres Fanges tatsächlich eindeutig identifizierbar waren.



Abb. 19: Typisches Bild ca. 5 Wochen nach der Markierung: Alle 3 Farbpunkte haben an Größe zugenommen und sind deutlich erkennbar



Abb. 20: Bei einzelnen Aalen waren beim Wiederfang nicht alle drei Punkte erkennbar: hier beispielsweise nur einer eindeutig, der zweite Punkt ist sehr viel kleiner und ein dritter gar nicht

3.4 WIEDERFANG UND AUSWERTUNG DER SCHOKKERFÄNGE

Die Berufsfischer an der Mittelweser exponieren ihre Schokker jeweils gegen Abend und bergen die Fänge am darauf folgenden Morgen. In Zeiten hohen Treibgutansfalls und/oder eines starken Abwanderereignisses werden die Schokker aber auch während der Nacht kontrolliert, die Fänge geborgen und die Netze gereinigt. Die Fänge werden jeweils zum Betrieb transportiert, dort zwischengehältet und im Verlauf der nächsten Tage sortiert, verarbeitet und vermarktet.

Während der Fischer Reiter lediglich die für die Markierung notwendigen Aale zur Verfügung stellte, waren die Fischer Brauer und Gebr. Dobberschütz bereit, ihre Fänge im Rahmen des vorliegenden Projektes auszuwerten und zu protokollieren. Hierbei wurden grundsätzlich von sämtlichen gefangenen Aalen im Verlauf der Saison 2008/09 folgende Daten erfasst:

- Datum:** Tag des Fanges, also das Datum, an dem das Fanggerät gestellt wurde. Die Tagesfänge wurden jeweils bis zur Auswertung separat gehältert, so dass eine eindeutige Zuordnung möglich war.
- Länge:** Gesamtlänge eines jeden Exemplars in Zentimetern von der Schnauzenspitze bis zum Ende der Schwanzflosse mit einer Genauigkeit von ± 1 cm. Im Falle von Aalstücken (Vorder- oder Hinterende) wurde für 50 % der Stücke die Gesamtlänge des vollständigen Exemplars anhand unversehrter Aale mit vergleichbaren Proportionen geschätzt.
- Markierung:** Jeder Aal wurde daraufhin untersucht, ob er ventral zwischen den Brustflossen eine Markierung trug. Es wurde protokolliert, ob das Exemplar unmarkiert oder markiert war. Im Falle einer Markierung wurde die Farbe notiert.
- Fanggerät:** Der Fischereibetrieb Gebr. Dobberschütz verfügt mit drei Schokkern und einem Scherbretthamen über insgesamt vier Fanggeräte, die, jeweils in Abhängigkeit vom Abfluss der Weser und der erwarteten Abwanderintensität, einzeln oder in Kombination eingesetzt werden. Vom Betriebsablauf her ist es nicht möglich, die Fänge der einzelnen Fanggeräte separat zu hältern und auszuwerten. Zumindest aber wurde jeweils protokolliert, welche Fanggeräte an einem Tag im Einsatz waren.
- Status:** Zustand des Exemplars. Hierbei wurde differenziert in:
- augenscheinlich unverletzt
 - verletzt
 - tot
- Die Summe aller verletzten und toten Exemplare wird nachfolgend zusammenfassend als „geschädigt“ bezeichnet; deren Anteil am Gesamtfang stellt die „Schädigungsrate“ dar.
- Bei zwei Teilproben von insgesamt 1.108 Aalen wurden die verletzten Exemplare darüber hinaus unterschieden in:
- schwer verletzte Aale, die als nicht überlebensfähig eingeschätzt wurden sowie
 - leicht verletzte Aale, deren Schädigungen als subletal eingestuft wurden.

Eine derartige, detaillierte Auswertung war in solchen Situationen möglich, wenn die Berufsfischer nicht zu große Fänge zu handhaben hatten. Wenn sich allerdings Hauptabwanderereignisse ereignet hatten, wurde die Arbeitskapazitäten der Fischereibetriebe dazu benötigt, die Fanggeräte zu bedienen sowie die Fänge zu bergen und zu versorgen. In derartigen Situationen wurde zumindest das Gesamtgewicht des Fanges ermittelt. Von diesem Gesamtgewicht wurde anhand eines mittleren Stückgewichtes der Aale gemäß folgender Formel auf die Gesamtzahl der gefangenen Exemplare hochgerechnet.

$$\text{Anzahl}_{\text{gesamt}} = \frac{\text{Fanggewicht}_{\text{gesamt}}}{\text{mittleres Stückgewicht}}$$

Das mittlere Stückgewicht wurde hierbei mit 515 g angenommen, wie es von BRAUER (2007) in der Saison 2005/06 anhand der individuellen, auf 1 g genauen Gewichtsbestimmung von insgesamt 575 Aalen ermittelt wurde, die mittels Schokker in der Weser im Unterwasser der Staustufe Landesbergen gefangenen worden waren. Darüber hinaus wurde aus dem Gesamtfang eine Unterprobe von mindestens 200 Exemplaren entnommen und gemäß der o. a. Kriterien untersucht.

3.5 SCHADENSBILDER

Nachfolgend werden Schädigungen gefangener Aale dargestellt, die sich eindeutig auf eine Turbinenpassage zurückführen lassen. Dies trifft zum Beispiel auf Totaldurchtrennungen des Körpers zu (Abb. 21). Zum Teil werden allerdings auch Aale gefangen, deren Hautschlauch zwar intakt erscheint, deren Körper aber dennoch durchtrennt (Abb. 22), oder deren Wirbelsäule gebrochen ist (Abb. 23 bis Abb. 25). Abb. 26 zeigt einen Aal, dessen Haut sich am Schwanzende vollständig vom Körper gelöst hat. Ebenso können innere Blutungen auftreten, die sich äußerlich durch Blutinfiltrationen der Unterhaut bemerkbar machen. Auch Hautabschürfungen (Abb. 27), Flossen- und Augenschäden (Abb. 28) können Folge einer Turbinenpassage sein.



Abb. 21: Bei der Turbinenpassage getötete Aale, z. T. mit vollständig durchtrenntem Körper



Abb. 22: Durchtrennter Aalkörper, der durch den Hautschlauch zusammengehalten wird



Abb. 23: Multiple Wirbelbrüche vor allem im hinteren, ansonsten äußerlich unverletzten Körperdrittel (Wahnhausen / Fulda, Foto: K. Ebel)



Abb. 24: Häufig sind derartige Wirbelbrüche nur schwer erkennbar; Ihre Diagnose erfordert eine genaue Untersuchung des Aalkörpers (Wahnhausen / Fulda, Foto: K. Ebel)



Abb. 25: Präpariert man solche Aale auf und entfernt die Eingeweide, sind blutunterlaufenen Bruchstellen der Wirbelsäule sichtbarer Ausdruck von Wirbelbrüchen (Landesbergen / Weser, Foto: C. Brauer)



Abb. 26: Aal, dessen Haut am Schwanzende vollständig vom Körper abgelöst wurde



Abb. 27: Schürfwunden, die zwar nicht unmittelbar tödlich sind, aber dennoch bei Sekundärinfektion zum Tod führen können (Landesbergen / Weser, Foto: C. Brauer)



Abb. 28: Hämatome im Kopfbereich sowie Schädigungen der empfindlichen Augen sind gelegentlich zu verzeichnen (Wahnhausen / Fulda, Foto: K. Ebel)

3.6 LÄNGEN-GEWICHTS-RELATION

Im Rahmen der vorliegenden Untersuchung wurden die gefangenen Aale nicht gewogen, sondern lediglich vermessen. Allerdings liegen aus der Abwandersaison 2006/07 sowohl Längen- als auch Gewichtsangaben von insgesamt 575 Aalen vor, die im Unterwasser der Staustufe Landesbergen gefangen, gemessen und gewogen worden waren (BRAUER 2007). Die Originaldaten sind in Abb. 29 dargestellt. Darüber enthält Abb. 30 diejenige Trendlinie, die mit $R^2 = 0,91$ das höchste Bestimmtheitsmaß aufweist.

Die Kurvengleichung dieser Trendlinie bildet die Grundlage für die im Rahmen des vorliegenden Projektes vorgenommene Umrechnung von Fanggewichten in Stückzahlen und umgekehrt.

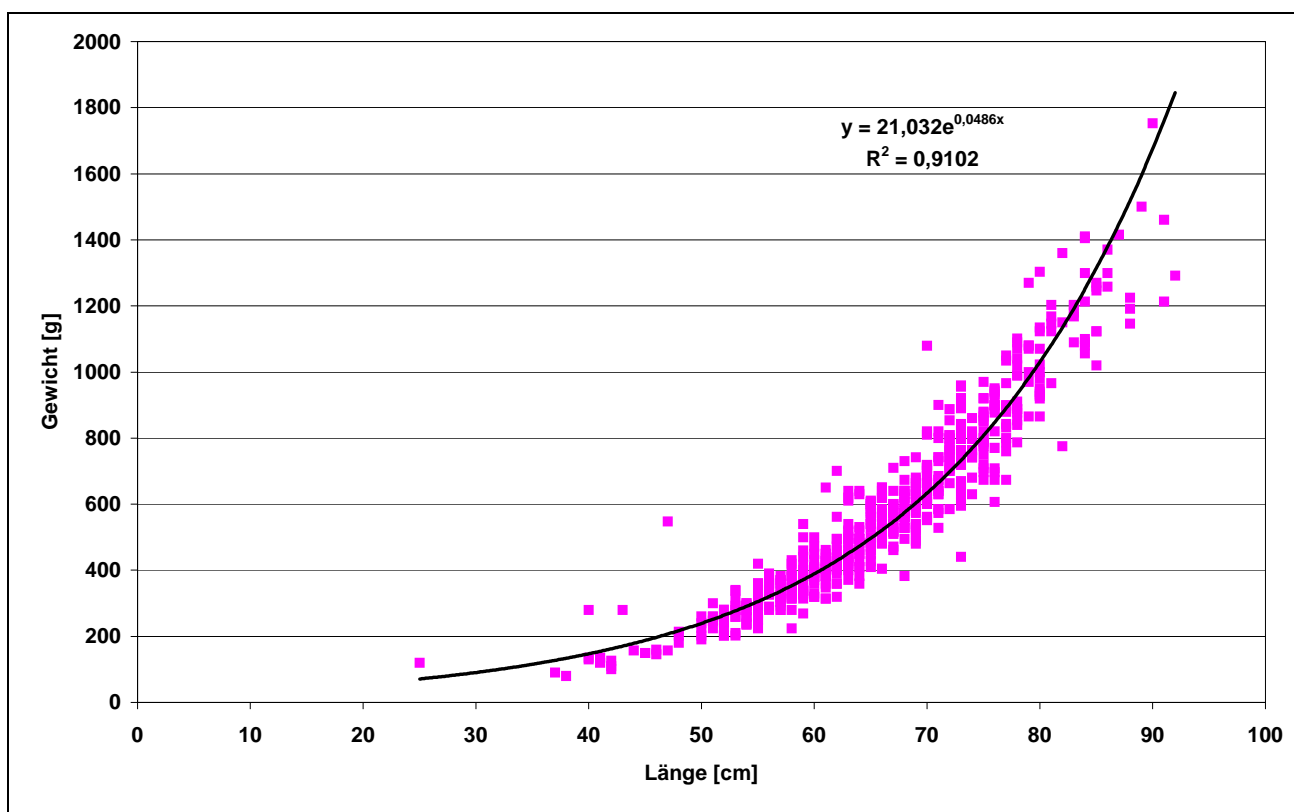


Abb. 29: Längen-Gewichts-Relation sowie Trendlinie von 575 Aalen, die 2006/07 im Unterwasser der Staustufe Landesbergen gefangen worden waren (BRAUER 2007, Ausreißerwerte wurden nicht eliminiert)

3.7 ALARME DES FRÜHWARNSYSTEMS MIGROMAT® AN DER FULDA

Das Funktionsprinzip des aktuell an der Staustufe Wahnhausen an der Fulda im Auftrag der STATKRAFT MARKETS GmbH betriebenen Frühwarnsystems MIGROMAT® zur Erkennung der Aalabwanderung beruht darauf, dass in zwei mit dem jeweiligen Flusswasser durchströmten Langstrombecken gehälterte Aale vor Beginn eines Abwanderereignisses in eine charakteristische prä-migratorische Unruhe verfallen. Um diese registrieren zu können, werden aus dem Fluss entnommene Aale mit Mikrotranspondern markiert, so dass ihre Position in den Langstrombecken mittels Antennen individuell, automatisch und kontinuierlich überwacht werden kann (Abb. 30). Ein Computer analysiert die aufgezeichneten Verhaltensmuster und alarmiert via Internet die jeweilige Schaltzentrale, was in der Regel einige Stunden vor dem Einsetzen eines Abwanderereignisses im Fluss erfolgt (ADAM 2006). So informiert, ist der Kraftwerksbetreiber in der Lage, die Wasserkraftanlage rechtzeitig auf eine aalschonende Betriebsweise umzustellen, indem z. B. die Anstellwinkel der Turbinenschaukeln vergrößert oder/und alternative Abwanderkorridore eröffnet werden.

Seit 1997 wurden mehrere MIGROMATE® über mehrere Jahre an der Amendsmühle in Dorlar an der Lahn (Hessen), an den Wasserkraftanlagen Linne und Alphen an der Maas (Niederlande) und am Wasserkraftwerk Rosport an der Sauer (Luxemburg) zu Versuchszwecken betrieben (ADAM 2000, 2006). Aktuell sind zwei dieser Frühwarnsysteme in Killaloe am Shannon (Irland) sowie in Wahnhausen an der Fulda (Hessen) im Einsatz, wobei am letzterem Standort seit 2003 die dortige Wasserkraftanlage von Juli bis Februar so gesteuert wird, dass abwandernde Aale vor Schädigungen am 20 mm Rechen und in der Turbine zuverlässig geschützt werden (PÖHLER 2006).



Abb. 30: MIGROMAT® am Wasserkraftstandort Wahnhausen an der Fulda mit zwei Hältertanks, Wasserzu- und -ableitung

Bereits bei Untersuchungen in den Jahren 2001 bis 2003 an den 100 km voneinander entfernten Standorten Linne und Alphen an der Maas wurde von BRUIJS et al. (2003) festgestellt, dass die Aalabwanderung im Verlauf des Gewässers in der Regel nicht synchron verläuft. Vielmehr treten zum Teil Abwanderereignisse auf, die sich mit der Fließrichtung ausbreiten und zunächst am oberen sowie deutlich zeitverzögert am 100 km unterhalb gelegenen Standort auftreten. Allerdings kann es sich auch um lokale Ereignisse handeln, während stromauf- oder stromab im selben Gewässer keine Abwanderaktivität von Aalen zu verzeichnen ist.

Unabhängig von dieser Erkenntnis sollte im Rahmen des vorliegenden Projektes geprüft werden, ob die Alarmmeldungen des an der Fulda in Wahnhausen betriebenen MIGROMAT[®] hinreichend genau sind, um auf dieser Basis mehr als 250 km stromabwärts in der Mittelweser ein aalfreundliches Turbinenmanagement der Wasserkraftwerke zu betreiben. Hierzu erteilte freundlicherweise die STATKRAFT MARKETS GmbH als Betreiberin des Frühwarnsystems MIGROMAT[®] die Erlaubnis zur Verwendung der Daten.

4 BEFUNDE

4.1 FANGDATEN

Die Fischer in Landesbergen und Drakenburg erzielten in der Saison 2008/09 die in Tab. 6 aufgelisteten Aalfänge. Diese Angaben liegen überwiegend als Stückzahlen vor. Hieraus wurde gemäß der in Kap. 3.6 dargestellten Kurvengleichung das zugehörige Fanggewicht errechnet. Der Fischer im Unterwasser der Staustufe Landesbergen hat im Falle von Massenfängen nur Stichproben exakt ausgewertet und nicht die genaue Anzahl des Gesamtfangs ermittelt, sondern lediglich das Gesamtgewicht. Für diese Fangtage wurde anhand des Durchschnittsgewichtes der Aale nach BRAUER (2007) auf die Gesamtzahl der Individuen hochgerechnet. Im Sinne einer Plausibilitätsprüfung wurde das auf diese Weise errechnete Gesamtgewicht mit dem vom Fischereibetrieb Brauer angegebenen Fanggewicht verglichen: Die Abweichung beträgt lediglich 1,3 %. Damit ist der aus dieser Vorgehensweise resultierende Fehler gering und diese plausibilisierten Daten wurden den weiteren Auswertungen zugrunde gelegt.

Tab. 6: Aalfänge im Unterwasser der Staustufen Landesbergen und Drakenburg an den Fangtagen der Saison 2008/09, nebst Angaben zur Markierung

Datum	Landesbergen		Drakenburg	
	Anzahl	Gewicht [kg]	Anzahl	Gewicht [kg]
13. 10. 2008	Markierung von 200 Aalen (orange)			
18.10.2008	2	0,5		
24.10.2008	3	0,8		
25.10.2008			3	1,0
26.10.2008			4	2,3
27.10.2008			10	6,7
28.10.2008			4	2,8
29.10.2008			20	11,4
30.10.2008	1	0,5	22	10,1
31.10.2008			22	13,3
01.11.2008			19	12,0
02.11.2008			26	11,6
03.11.2008			8	4,1
07.11.2008	0	-		
22.11.2008			261	182,7
23.11.2008	351	220,0	847	557,8

Tab. 6: Aalfänge im Unterwasser der Staustufen Landesbergen und Drakenburg an den Fangtagen der Saison 2008/09, nebst Anmerkungen zur Markierung (Forts.)

Datum	Landesbergen		Drakenburg	
	Anzahl	Gewicht [kg]	Anzahl	Gewicht [kg]
24.11.2008	357	185,0	123	72,7
25.11.2008			76	46,4
26.11.2008	86	38,5	73	45,8
27.11.2008	41	18,6	60	32,6
27.11.2008	Markierung von 300 Aalen (grün)			
28.11.2008	54	45,1	59	42,3
29.11.2008	24	16,9	52	34,0
30.11.2008	28	17,8	23	12,5
01.12.2008	21	16,9	32	21,7
02.12.2008	15	10,6	12	6,3
03.12.2008	16	8,9		
04.12.2008	26	17,2		
05.12.2008	21	16,2		
06.12.2008	15	14,7		
07.12.2008	24	15,8		
08.12.2008	25	12,6		
09.12.2008	20	14,6		
10.12.2008	497	274,0	134	72,5
11.12.2008	533	270,0	163	74,8
12.12.2008	107	51,5	59	31,7
13.12.2008	74	40,1	56	28,0
14.12.2008	37	17,4	33	15,9
15.12.2008			3	2,5
24.12.2008			11	5,3
25.12.2008			19	9,2
26.12.2008			15	10,0
05.01.2009			5	3,5
13.01.2009			2	2,0
Summe	2.378	1.324,2	2.256	1.384,8
davon exakt gezählt und vermessen	1.487		2.256	
Gesamtfang nach Angaben der Fischer		1.307,0		
In fett gezählter bzw. gewogener Wert. Die übrigen Werte wurden anhand der Längen-Gewichts-Relation gemäß Kap. 3.6 errechnet.				

4.2 LÄNGENFREQUENZ DER FÄNGE

In Abb. 31 und Abb. 32 ist die Längenfrequenz aller vermessenen Aalfänge im Unterwasser der Staustufen Landesbergen und Drakenburg dargestellt. Hieraus wird ersichtlich, dass Aale von 33 cm bis über 100 cm Länge gefangen wurden, wobei der arithmetische Mittelwert 64,8 bzw. 67,2 cm beträgt.

Auffällig ist im Falle der Fänge im Unterwasser der Staustufe Landesbergen eine deutlich ausgeprägte Größengruppe von Aalen mit 33 cm bis 50 cm Gesamtlänge (Abb. 31). Diese Zweigipfeligkeit der Längenfrequenz repräsentiert die Aufteilung des Bestandes in die kleineren männlichen sowie die größeren weiblichen Exemplare, wobei die Längen beider Geschlechter gut mit den Angaben von TESCH (1983) übereinstimmen.

Demgegenüber wurden im Unterwasser der Staustufe Drakenburg wesentlich weniger männliche Aale gefangen (Abb. 32), ohne dass hierfür eine eindeutige Ursache benannt werden kann, zumal beide Fischer Steerte von 12 mm Maschenweite einsetzen.

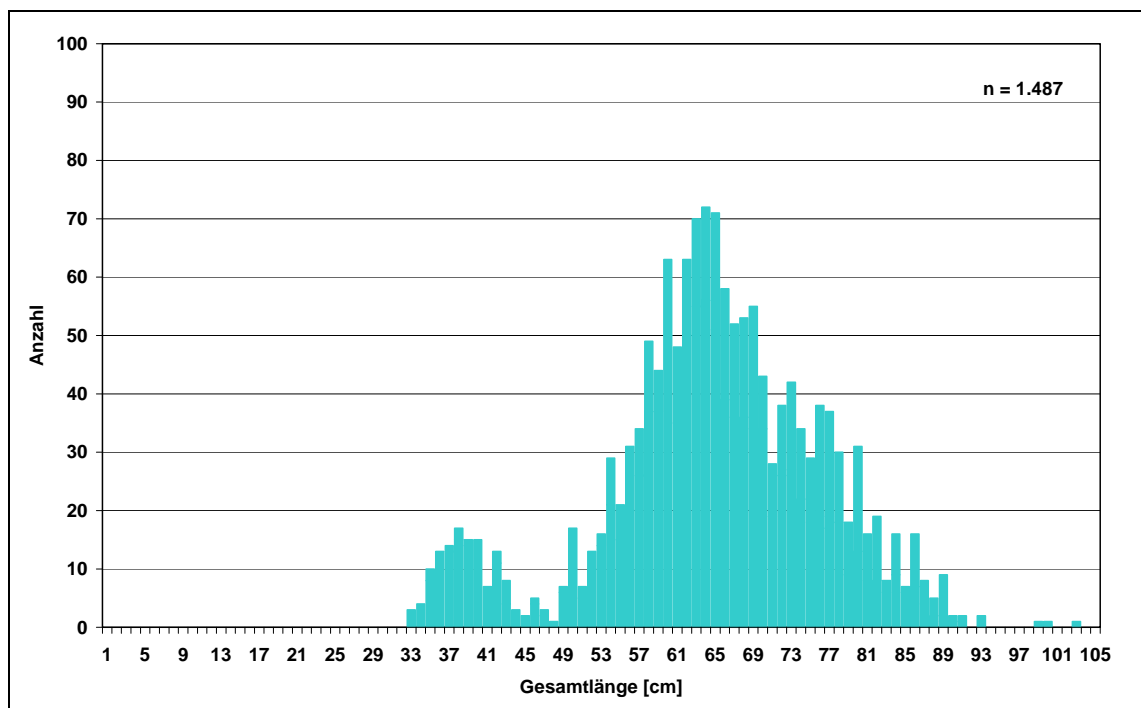


Abb. 31: Längenfrequenz der Aalfänge im Unterwasser der Staustufe Landesbergen (Datengrundlage: sämtliche Fänge der Saison 2008/09, mit Ausnahme der Fänge vom 24. und 25. November sowie 10. und 11. Dezember, von denen jeweils nur eine Unterprobe von ca. 200 Exemplaren ausgewertet wurde)

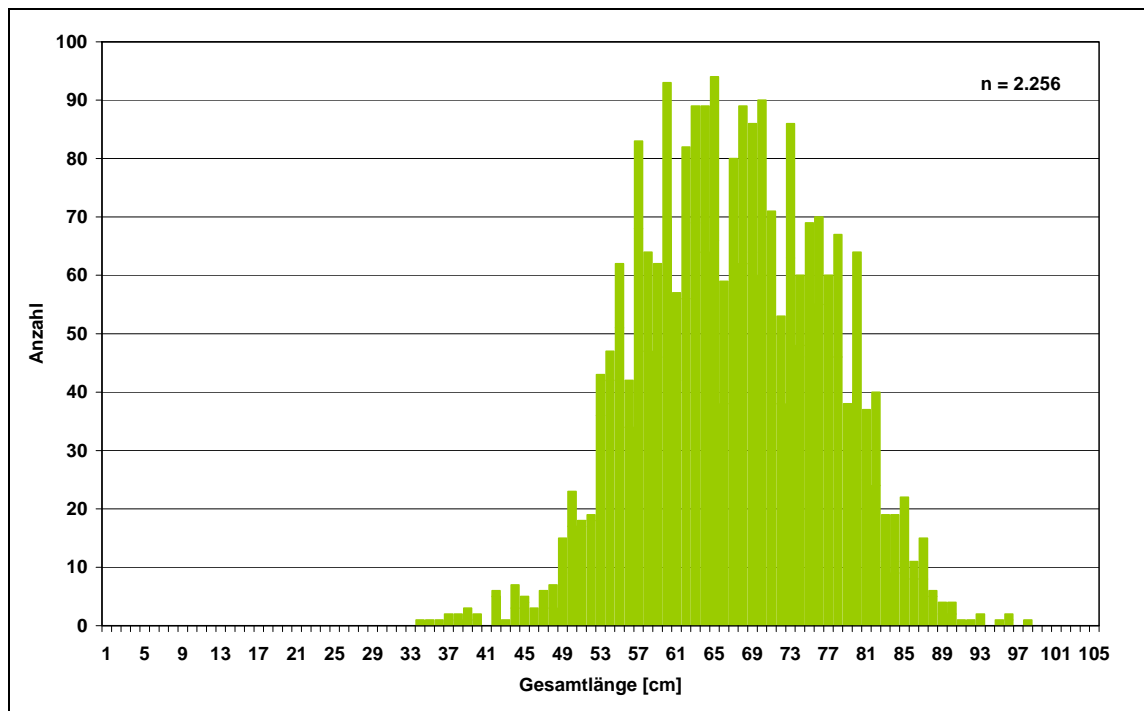


Abb. 32: Längenfrequenz der Aalfänge im Unterwasser der Staustufe Drakenburg (Datengrundlage: alle Fänge der Saison 2008/09 bis zum 13. Januar 2009)

4.3 WIEDERFÄNGE MARKIERTER AALE

4.3.1 Bilanzierung der Wiederfänge

Im Verlauf der Untersuchung von Mitte Oktober 2008 bis Februar 2009 wurden sämtliche Fänge der Berufsfischer auf markierte Aale hin untersucht. Hierbei wurden von den markierten 500 Exemplaren insgesamt 132 wiedergefangen, was einer Wiederfangquote von 26,4 % entspricht.

Die nach Markierungszeitpunkt bzw. Farbe und Wiederfangort differenzierten Befunde sind in Tab. 7 aufgeführt.

Tab. 7: Wiederfänge markierter Aale, differenziert nach Farbe bzw. Zeitpunkt und Standort

	13. Okt. 2008 orange	27. Nov. 2008 grün	gesamt
	Anzahl		
markierte Individuen	200	300	500
Wiederfang Landesbergen	5	78	83
Wiederfang Drakenburg	35	14	49
Wiederfang gesamt	40	92	132
	Anteil		
Wiederfangquote Landesbergen	2,5 %	26,0 %	16,6 %
Wiederfangquote Drakenburg	17,5 %	4,7 %	9,8 %
Wiederfangquote gesamt	20,0 %	30,7 %	26,4 %

4.3.2 Zeitlicher Verlauf der Wiederfänge

Der zeitliche Verlauf der Wiederfänge markierter Aale ist in Abb. 33 dargestellt. Hierbei zeigt sich, dass von der ersten, am 13. Oktober 2008 orange markierten Charge von 200 Aalen erst ca. 5 Wochen später in nennenswertem Umfang Wiederfänge erzielt wurden. Allerdings herrschten in der Zwischenzeit in der Weser sehr geringe Abflüsse mit gleich bleibender oder fallender Tendenz, so dass die Fischer ihre Fanggeräte aufgrund geringer Fangerwartung nur an wenigen Tagen exponiert hatten.

Demgegenüber wurde der absolut höchste Tagesfang mit 34 markierten Exemplaren genau einen Tag nach der Markierung der zweiten Charge erzielt. Fünf markierte Aale der grünen Charge hatten innerhalb eines Tages die Strecke von Schlüsselburg bis Drakenburg einschließlich der Passage der beiden Staustufen Landesbergen und Drakenburg zurückgelegt. Bei einem Abfluss von ca. 140 m³/s (Tab. 4 und 5), also deutlich unter dem Ausbaudurchfluss der Wasserkraftanlagen waren beide Wehre zu diesem Zeitpunkt nicht überströmt, so dass den Aalen nur der Weg durch die Turbinen offen stand. Im anderen Extrem wurde ein orange markierter Aal am 10. Februar 2009 in Drakenburg registriert, also erst 120 Tage nach seiner Freilassung im Unterwasser der Staustufe Schlüsselburg.

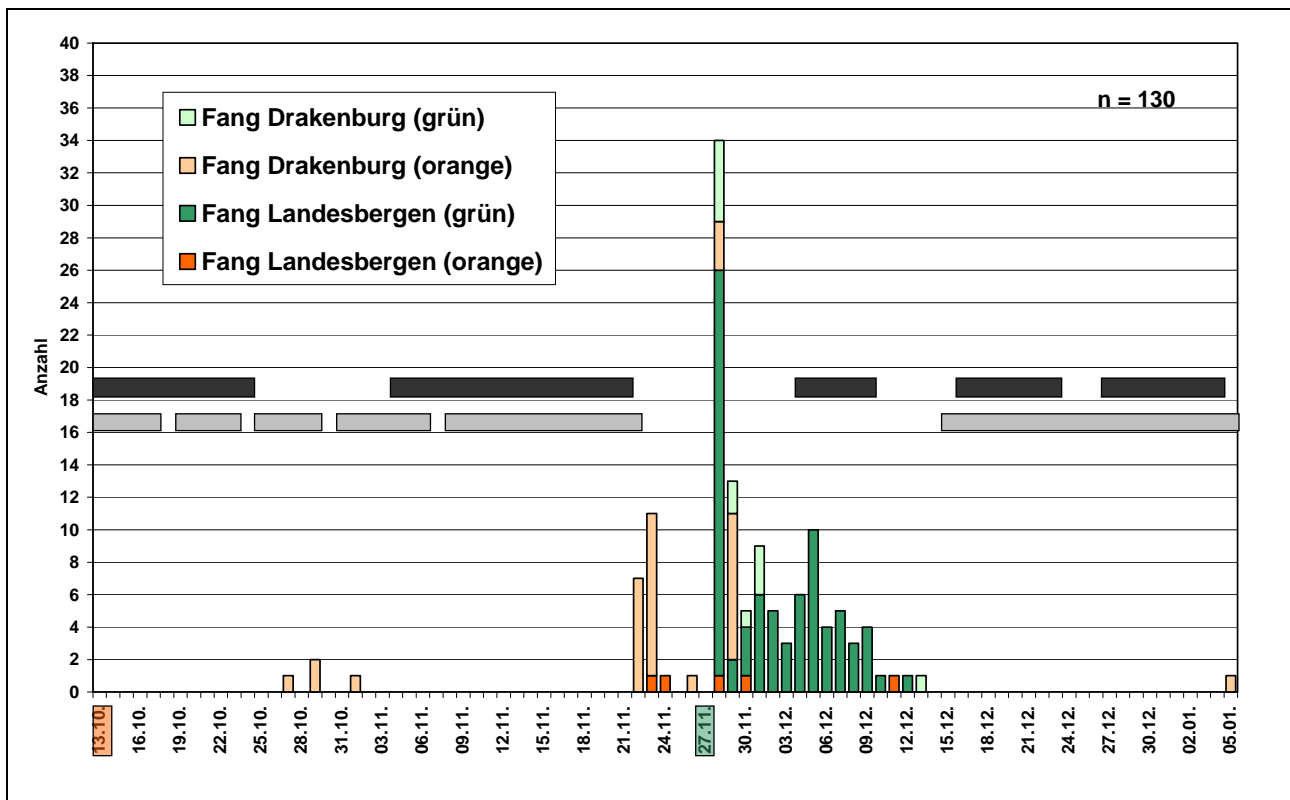


Abb. 33: Zeitlicher Verlauf der Wiederfänge markierter Aale bis Anfang Januar 2009 (graue Balken: Fangpausen Landesbergen; schwarze Balken: Fangpausen Drakenburg; zwei Wiederfänge Ende Januar / Anfang Februar sind nicht dargestellt)

4.4 SCHÄDIGUNGEN

Die Schokkerfänge wurden unterschieden in äußerlich unverletzt erscheinende Exemplare, sowie in verletzte und tote Aale. Hierbei wurden nur solche Verletzungen in die Auswertung einbezogen, die in Kap. 3.5 dargestellt sind und sich auf wasserkraftbedingte Effekte zurückführen lassen.

Totaldurchtrennungen des Körpers (Abb. 21), die häufig als typisches turbinenbedingtes Schadensbild dargestellt werden, treten im Falle der Standorte Landesbergen und Drakenburg vergleichsweise selten auf: In Landesbergen wurden im ausgewerteten Gesamtfang lediglich 5 Aalstücke entsprechend 0,3 % registriert, in Drakenburg 15 Stücke, was einem Anteil von 0,7 % entspricht. Deutlich häufiger hingegen sind in den Schokkerfängen im Unterwasser der beiden untersuchten Wasserkraftstandorte an der Mittelweser Aale aufgefunden worden, deren Hautschlauch zwar intakt erschien, deren Körper aber dennoch durchtrennt (Abb. 22), oder deren Wirbelsäule gebrochen war (Abb.

23 bis Abb. 25). Ein weiteres hier registriertes Schadensbild zeigt Abb. 26: Die Haut am Schwanzende des Aals hat sich vollständig vom Körper gelöst. Des Weiteren wurden innere Blutungen festgestellt, Hautabschürfungen (Abb. 27), Flossen- und Augenschäden (Abb. 28).

Demgegenüber wurden in keinem Falle Verletzungen registriert, die sich auf die Fangmethode selbst zurückführen lassen. Dieser Befund deckt sich u. a. mit den Erfahrungen der Universität Hamburg (PD Dr. Thiel, mündlich Mitt.) die seit dem Jahr 1989 regelmäßig Hamenbefischungen in der Unterelbe durchführt, ohne dass dabei methodisch bedingte Schädigungen von Aalen auftreten.

4.4.1 Schädigungsrate

Die Gesamtzahlen äußerlich unverletzt erscheinender, verletzter und toter Exemplare in den ausgewerteten Schokkerfängen sowie die entsprechenden Prozentsätze sind in Tab. 8 zusammengefasst. Separat sind hierbei die jeweiligen Daten für die Wiederfänge markierter Aale ausgewiesen. Die Summe der verletzten und toten Exemplare wird nachfolgend als „geschädigt“ zusammengefasst, deren Anteil am Gesamtfang wird als „Schädigungsrate“ bezeichnet.

Tab. 8: Auswertung der Schokkerfänge im Unterwasser der Staustufen Landesbergen und Drakenburg bezüglich wasserkraftbedingter Schädigungen

	ausgewerteter Gesamtfang		nur markierte Aale	
	Landesbergen	Drakenburg	Landesbergen	Drakenburg
Diagnose	Anzahl			
äußerlich unverletzt	1.040	1.633	52	29
verletzt	438	427	30	17
tot	9	196	1	3
Gesamt	1.487	2.256	83	49
	ausgewerteter Gesamtfang		nur markierte Aale	
	Landesbergen	Drakenburg	Landesbergen	Drakenburg
Diagnose	Anteil			
äußerlich unverletzt	69,9 %	72,4 %	62,7 %	59,2 %
verletzt	29,5 %	18,9 %	36,1 %	34,7 %
tot	0,6 %	8,7 %	1,2 %	6,1 %
Gesamt	100,0 %	100,0 %	100,0 %	100,0 %
Schädigungsrate	30,1 %	27,6 %	37,3 %	40,8 %

Die Auswertung ergab für die beiden Standorte Landesbergen und Drakenburg einen annähernd gleich großen Anteil unverletzter Aale von ca. 70 % der Fänge, während etwa 30 % geschädigt oder tot waren (Abb. 34).

Deutliche Unterschiede hingegen traten bezüglich der Aufteilung der geschädigten Exemplare auf tote und verletzte auf: Bei den Fängen unterhalb der Staustufe Drakenburg beträgt der Anteil toter Aale 8,7 %, bei den Fängen unterhalb der Staustufe Landesbergen hingegen lediglich 0,6 %. Eine eindeutige Ursache hierfür lässt sich auf der Basis der verfügbaren Daten nicht benennen.

Bei den Wiederfängen markierter Aale ist die Schädigungsrate höher und beziffert sich auf ca. 40 %.

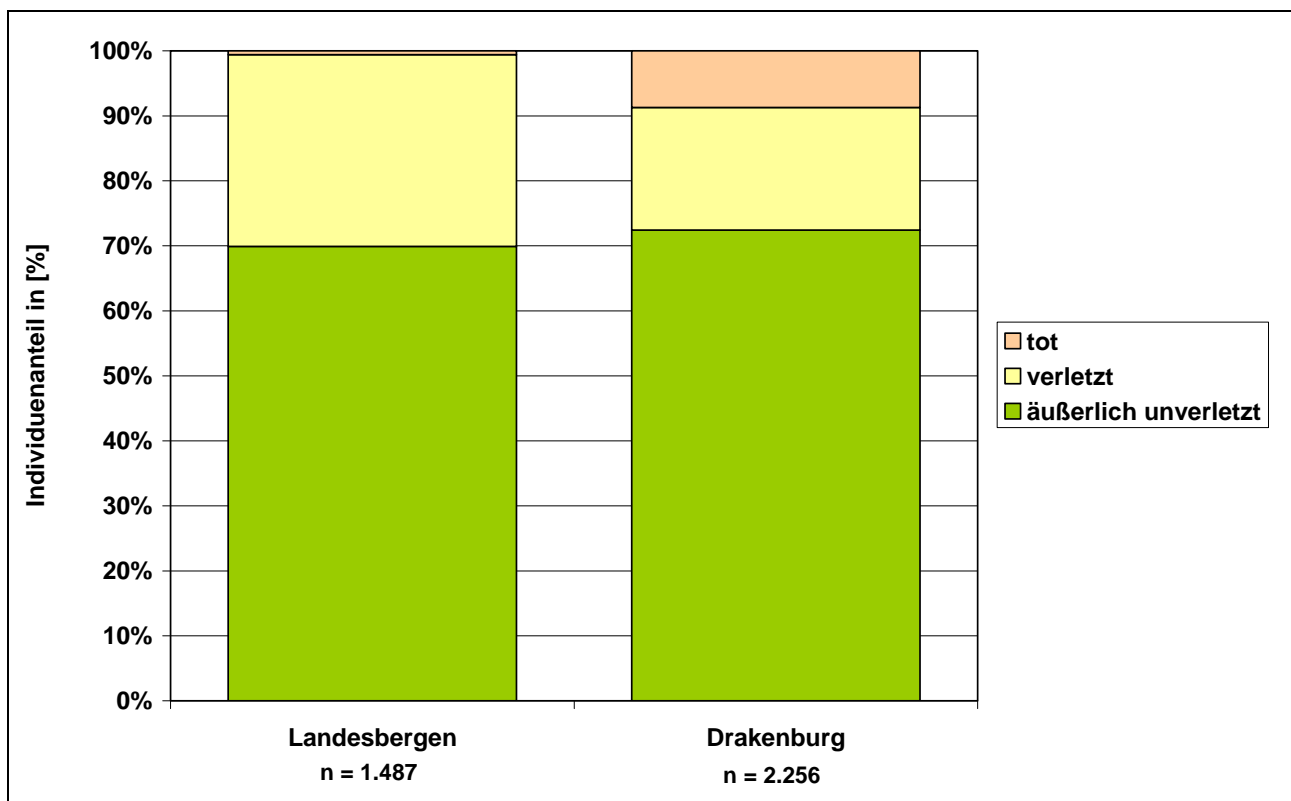


Abb. 34: Wasserkraftbedingte Schädigungsrate von Aalen in den Schokkerfängen im Unterwasser der Staustufen Landesbergen und Drakenburg

4.4.2 Differenzierung in letale und subletale Schädigungen

Nicht alle registrierten Schäden führen zwangsläufig zum Tode des Aals. Insbesondere bei kleineren Haut- und Flossenschäden haben Aale eine gute Überlebenschance. Um dies überschlägig zu quantifizieren, wurden bei den Fängen im Unterwasser der Staustufe Drakenburg vom 22. und 23. November 2008 von insgesamt 1.108 Aalen die geschädigten Exemplare nochmals in schwer und leicht geschädigte Individuen unterschieden:

- Bei großen offenen Wunden, Wirbelbrüchen, inneren Blutungen und großflächigen Hautschäden wurden gemäß EBEL (2008) die Aale als „schwer verletzt“, also als sicher nicht überlebensfähig eingeschätzt.
- Exemplaren mit geringfügigeren Verletzungen wie kleineren Hautverletzungen, Flossenschäden etc. ist ein gewisses Regenerationsvermögen und damit eine Überlebenschance zuzutrauen; sie wurden deshalb als „leicht verletzt“ eingestuft.

Das entsprechend differenzierte Ergebnis ist in Abb. 35 dargestellt. Es zeigt sich, dass von den geschädigten Aalen jeweils etwa die Hälfte tot bzw. schwer verletzt war. Die andere Hälfte hingegen wies leichte Verletzungen auf.

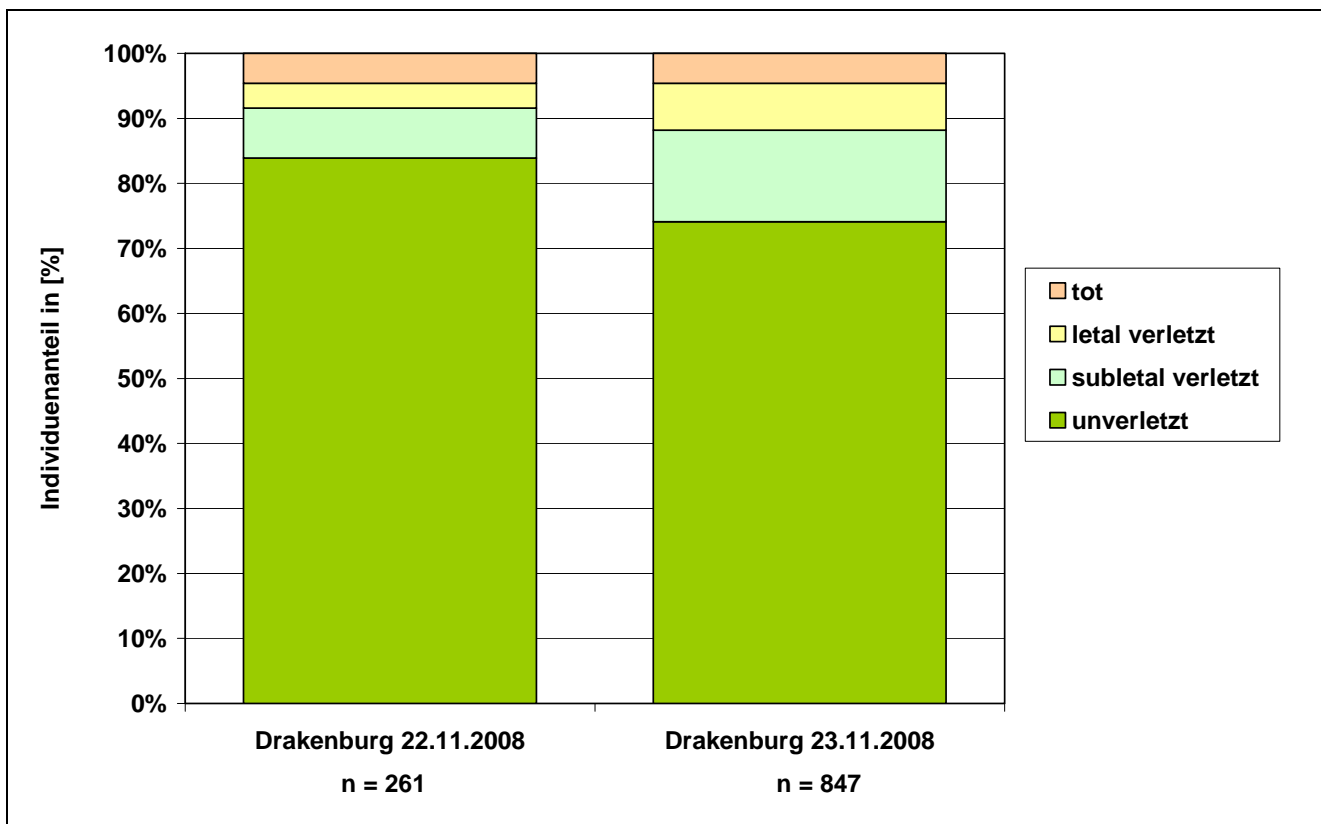


Abb. 35: Nach letale und subletale Verletzungen differenzierte Schädigungsraten der Tagesfänge im Unterwasser der Staustufe Drakenburg vom 22. und 23. November 2008

4.4.3 Mortalitätsrate

Auf populationsbiologischer Ebene spielt die Mortalitätsrate eine bedeutende Rolle. Hierbei handelt es sich um den Anteil bzw. die Gesamtzahl und das Gesamtgewicht derjenigen Aale, die für die Arterhaltung verloren gehen, weil es ihnen aufgrund ihrer Schädigung nicht gelingt, bis in die Laichgebiete zu wandern und sich erfolgreich an der Reproduktion zu beteiligen. Im ungünstigsten Falle sterben sämtliche geschädigten Exemplare, also sowohl die schwer als auch die leicht verletzten. Die **Obergrenze** für die Mortalitätsrate beträgt somit 30 % am Standort Landesbergen und 28 % am Standort Drakenburg (Tab. 9).

Die tatsächliche Mortalität ist jedoch niedriger anzusetzen, denn nicht alle verletzten Aale werden sterben, sondern bei einem Teil dieser Exemplare werden die registrierten Schädigungen verheilen und damit nicht zum Tode führen. Geht man im günstigsten Falle davon aus, dass alle als leicht verletzt eingestuften Aale überleben, reduziert sich die Mortalität auf die toten und schwer verletzten Exemplare und damit gemäß Kap. 4.4.2 auf ca. 50 % aller geschädigter Aale. Die **Untergrenze** der Mortalität beträgt somit 15 bzw. 14 % des Gesamtbestandes der abwandernden Blankaale (Tab. 9).

Tab. 9: Ober- und Untergrenze der turbinenbedingten Mortalitätsrate der Schokkerfänge im Unterwasser der Staustufen Landesbergen und Drakenburg, bezogen auf die Stückzahl

Mortalitätsrate / Anzahl	Landesbergen	Drakenburg
Untergrenze	15 %	14 %
Obergrenze	30 %	28 %

Die Angaben in Tab. 9 beziehen sich auf Stückzahlen. Demgegenüber werden die Fänge der Berufsfischer in der Regel als Gewicht [kg] angegeben und auch die EU-Aalverordnung sowie der Aalbewirtschaftungsplan für das Flusseinzugsgebiet der Weser bilanzieren die Menge abwandernder Blankaale auf der Basis von Gewichtsangaben (RAT DER EUROPÄISCHEN UNION 2007, LAVES et al. 2008). Deshalb wurden die Mortalitätsraten in Tab. 9 auch auf Gewichte umgerechnet (Tab. 10). Basis hierfür bildete die Längen-Gewichts-Relation gemäß Kap. 3.6 sowie die individuelle Protokollierung der Gesamtlänge der bezüglich ihrer Schädigungen untersuchten Aale. Diese Werte sind geringfügig höher

als die auf die Anzahl bezogenen, da die Schädigungsrate mit zunehmender Größe der Aale ansteigt und große Aale überproportional zum Gesamtgewicht beitragen.

Tab. 10: Ober- und Untergrenze der turbinenbedingten Mortalitätsraten der Schokkerfänge im Unterwasser der Staustufen Landesbergen und Drakenburg, bezogen auf das Gewicht [kg]

Mortalitätsrate / Gewicht	Landesbergen	Drakenburg
Untergrenze	18 %	15 %
Obergrenze	36 %	30 %

4.4.4 Schädigungsrate in Abhängigkeit vom Durchfluss der Turbinen

Eine wesentliche Mortalitätsursache von Fischen bei der Turbinenpassage sind Kollisionen mit den Turbinenschaufeln, da sich diese quer zu Anströmung bewegen und so den Wasserstrom aus Sicht der Fische in Abschnitte bestimmter Länge unterteilen (MONTEN 1985). Je größer diese Abschnitte in Relation zum Fisch, umso geringer ist sein Risiko, von den Laufschaufeln erfasst und verletzt bzw. getötet zu werden. Die Wahrscheinlichkeit einer Kollision steigt folglich mit einer Zunahme der Drehzahl bzw. Umlaufgeschwindigkeit der Laufradschaufeln und sinkt mit einer Zunahme des Laufraddurchmessers.

Neben diesen konstruktiven Merkmalen beeinflusst auch die Betriebsführung der Turbine die Mortalität: Der Öffnungswinkel der in den Weserkraftwerken betriebenen Kaplan-turbinen ist variabel. Hierdurch ist es möglich, die Betriebsweise dem jeweiligen Wasserdargebot anzupassen, indem der Öffnungswinkel verändert, die Drehzahl jedoch konstant gehalten wird. Je größer der Durchfluss durch eine Turbine, umso größer ist der Anstellwinkel der Laufschaufeln und umso größer sind folglich die Abschnitte, in die der Wasserstrom unterteilt wird. Entsprechend sinkt die Mortalität mit steigendem Öffnungswinkel.

Dieser bereits bekannte Zusammenhang sollte im Rahmen der vorliegenden Untersuchung für die Weserkraftanlagen Landesbergen und Drakenburg anhand einer Auswertung der Aalfänge im Unterwasser dieser Staustufen überprüft werden. Hierzu wurde die Schädigungsrate der Fänge der beiden Berufsfischer zunächst separat für die jeweiligen Fangtage der Saison 2008/09 ermittelt. Um zufallsbedingte, auf einem zu geringen Stichprobenumfang basierende Werte zu vermeiden, wurden nur solche Fangtage in die Auswertung einbezogen, an denen mindestens 20 Aale gefangen wurden.

Weil der Öffnungswinkel der Turbinen der Weserkraftanlagen Landesbergen und Drakenburg vom Betreiber nicht protokolliert wird, wurde in erster Annäherung angenommen, dass der Öffnungswinkel mit dem Gesamtabfluss der Weser korreliert. Entsprechend sind in Tab. 11 die tagesspezifischen Schädigungsraten der Fänge der Berufsfischer sowie die Weserabflüsse an den jeweils benachbarten Pegeln Liebenau und Drakenburg aufgeführt.

Ergänzt wurde die Tabelle um die von RATHCKE (2000) und BRAUER (2007) am Standort Landesbergen ermittelten Mortalitätsraten sowie die jeweiligen Abflüsse.

Tab. 11: Tagesauswertung der Fänge bezüglich der Schädigungsrate (nur Fangtage mit mindestens 20 gefangenen Aalen) sowie Abflüsse der Weser

Datum	Schädigungsrate Landesbergen [%]	Abfluss am Pegel Liebenau [m³/s]	Schädigungsrate Drakenburg [%]	Abfluss am Pegel Drakenburg [m³/s]
Befunde von RATHCKE (2000)				
07.12.1999	0	122		
08.12.1999	4	161		
09.12.1999	9	156		
10.12.1999	9	150		
11.12.1999	46	158		
Befunde von BRAUER (2007)				
15.11.2006	48			
09.12.2006	20	136		
14.12.2006	18	141		
15.12.2006	34	124		
16.12.2006	36	122		
17.12.2006	40	121		
01.01.2007	32	131		
02.01.2007				
03.01.2007	20	128		
Befunde der vorliegenden Untersuchung				
29.10.2008			0	89
30.10.2008			23	94
31.10.2008			9	104
01.11.2008			37	107
02.11.2008			15	106
22.11.2008			16	145

Tab. 11: Tagesauswertung der Fänge bezüglich der Schädigungsrate (nur Fangtage mit mindestens 20 gefangenen Aalen) sowie Abflüsse der Weser (Forts.)

Datum	Schädigungsrate Landesbergen [%]	Abfluss am Pegel Liebenau [m³/s]	Schädigungsrate Drakenburg [%]	Abfluss am Pegel Drakenburg [m³/s]
23.11.2008	29	127	26	146
24.11.2008	15	131	24	146
25.11.2008		139	33	158
26.11.2008	17	124	22	144
27.11.2008	46	122	47	140
28.11.2008	31	122	63	142
29.11.2008	54	117	44	136
30.11.2008	46	118	35	136
01.12.2008	52	115	44	127
04.12.2008	54	113		
05.12.2008	52	115		
07.12.2008	58	127		
08.12.2008	52	158		
09.12.2008	50	185		
10.12.2008	28	180	23	195
11.12.2008	21	163	31	177
12.12.2008	22	147	41	162
13.12.2008	36	137	23	146
14.12.2008	35	133	45	143

In Abb. 36 ist die jeweilige Schädigungsrate der Tagesfänge in Abhängigkeit vom Abfluss der Weser für die Standorte Landesbergen und Drakenburg dargestellt. Hierbei zeigt sich für beide Standorte eine starke Streuung der Werte, so dass sich keine eindeutige Tendenz erkennen lässt. Dies bestätigen die zugehörigen Trendlinien mit ihrem sehr geringen Bestimmtheitsmaß von $R^2 \approx 0,1$. Die Trendlinie für den Standort Landesbergen zeigt mit steigendem Abfluss sogar tendenziell steigende Schädigungsraten und widerspricht damit nicht nur theoretischen Überlegungen, sondern auch experimentellen Erfahrungen (DWA 2005). Als wesentliche Ursache hierfür wurde vermutet, dass sich allein anhand des Gesamtabflusses der Weser nicht mit hinreichender Genauigkeit auf den Öffnungswinkel der Turbinen schließen lässt.

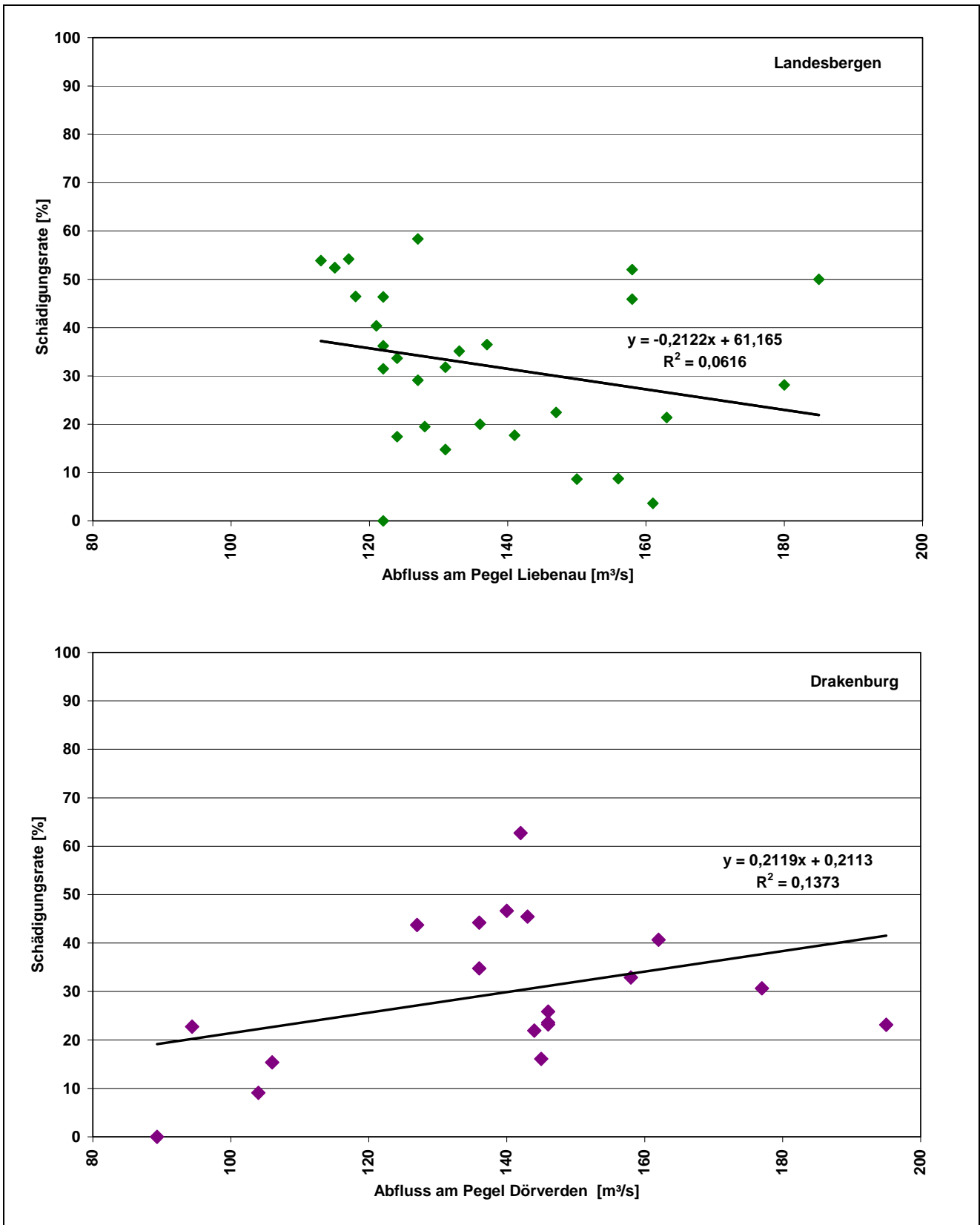


Abb. 36: Schädigungsrate der Fänge unterhalb der Staustufen Landesbergen und Drakenburg bei unterschiedlichen Weserabflüssen an den benachbarten Pegeln Liebenau und Drakenburg

Aufgrund des unbefriedigenden Resultats dieses Ansatzes wurden von der STATKRAFT MARKETS GmbH freundlicherweise Daten zu den tatsächlichen Durchflüssen der drei Turbinen der beiden Wasserkraftanlagen an den Fangtagen der Berufsfischer zur Verfügung gestellt (Tab. 4 und Tab. 5), die in Abb. 37 mit den Schädigungsraten korreliert wurden. Unberücksichtigt hierbei ist, dass im Falle der Wasserkraftanlage Drakenburg an 15 Tagen ein Abfluss von 25 m³/s, dies entspricht ca. 20 % des Gesamtabflusses, über die dritte Turbine abgearbeitet wurde.

Wie bereits beim ersten Versuch, die Schädigungsrate mit dem Weserabfluss zu korrelieren, zeigt sich auch zwischen der Schädigungsrate und der Beaufschlagung der Turbinen der Wasserkraftanlagen kein belegbarer Zusammenhang: Die Streuung der Werte ist unverändert hoch, der Verlauf der Trendlinie für den Standort Landesbergen ist weiterhin unplausibel und das Bestimmtheitsmaß der Trendlinien ist noch schlechter als bei Korrelation der Schädigungsraten mit dem Abfluss der Weser.

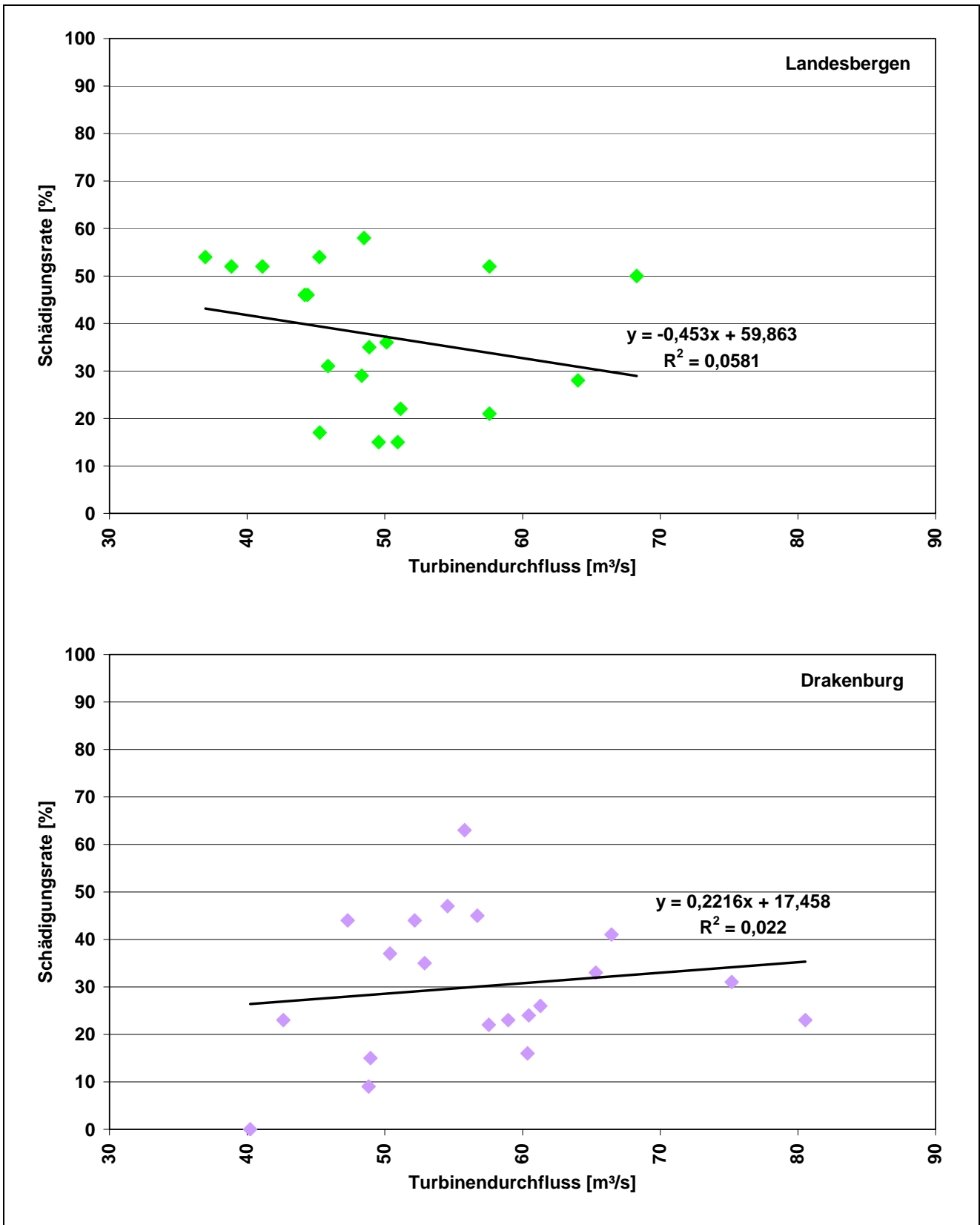


Abb. 37: Schädigungsrate der Fänge unterhalb der Staustufen Landesbergen und Drakenburg bei unterschiedlichen Beaufschlagungen der Turbinen der jeweiligen Wasserkraftanlagen

4.4.5 Schädigungsrate in Abhängigkeit von der Körpergröße

Je größer bzw. länger ein Fisch, desto höher ist die Wahrscheinlichkeit, dass er bei der Turbinenpassage von den Laufradschaufeln erfasst und verletzt bzw. getötet wird (MONTÉN 1985 u.v.a.). Um zu überprüfen, ob dieser Zusammenhang auch im Falle der Wasserkraftanlagen Landesbergen und Drakenburg besteht, wurden die Fänge der Berufsfischer jeweils in Größengruppen eingeteilt und die Mortalitätsrate separat für diese Größengruppen ermittelt (Tab. 12).

Tab. 12: Fänge im Unterwasser der Staustufen Landesbergen und Drakenburg, differenziert nach Schädigung und Größenklasse

	Anzahl					
Landesbergen	< 50 cm	< 60 cm	< 70 cm	< 80 cm	> 80 cm	Gesamt
unverletzt	134	235	426	188	57	1040
verletzt	23	69	158	133	55	438
tot	0	3	1	4	1	9
Summe	157	307	585	325	113	1487
Drakenburg	< 50 cm	< 60 cm	< 70 cm	< 80 cm	> 80 cm	Gesamt
unverletzt	56	429	580	456	112	1633
verletzt	12	69	170	129	47	427
tot	2	36	70	62	26	196
Summe	70	534	820	647	185	2256
	Anteil					
Landesbergen	< 50 cm	< 60 cm	< 70 cm	< 80 cm	> 80 cm	Gesamt
unverletzt	85,4 %	76,5 %	72,8 %	57,8 %	50,4 %	69,9 %
verletzt	14,6 %	22,5 %	27,0 %	40,9 %	48,7 %	29,5 %
tot	0,0 %	1,0 %	0,2 %	1,2 %	0,9 %	0,6 %
Drakenburg	< 50 cm	< 60 cm	< 70 cm	< 80 cm	> 80 cm	Gesamt
unverletzt	80,0 %	80,3 %	70,7 %	70,5 %	60,5 %	72,4 %
verletzt	17,1 %	12,9 %	20,7 %	19,9 %	25,4 %	18,9 %
tot	2,9 %	6,7 %	8,5 %	9,6 %	14,1 %	8,7 %

Die Relation zwischen Größe und Schädigungsrate ist in Abb. 38 dargestellt. Hierbei zeigt sich für beide Standorte, dass die Schädigungsrate mit der Größe der registrierten Aale deutlich ansteigt. Die Befunde für die Weser bestätigen somit die aus der Literatur bekannte Abhängigkeit der Schädigungsrate von der Größe des Fisches, insbesondere der Totallänge eines Aals.

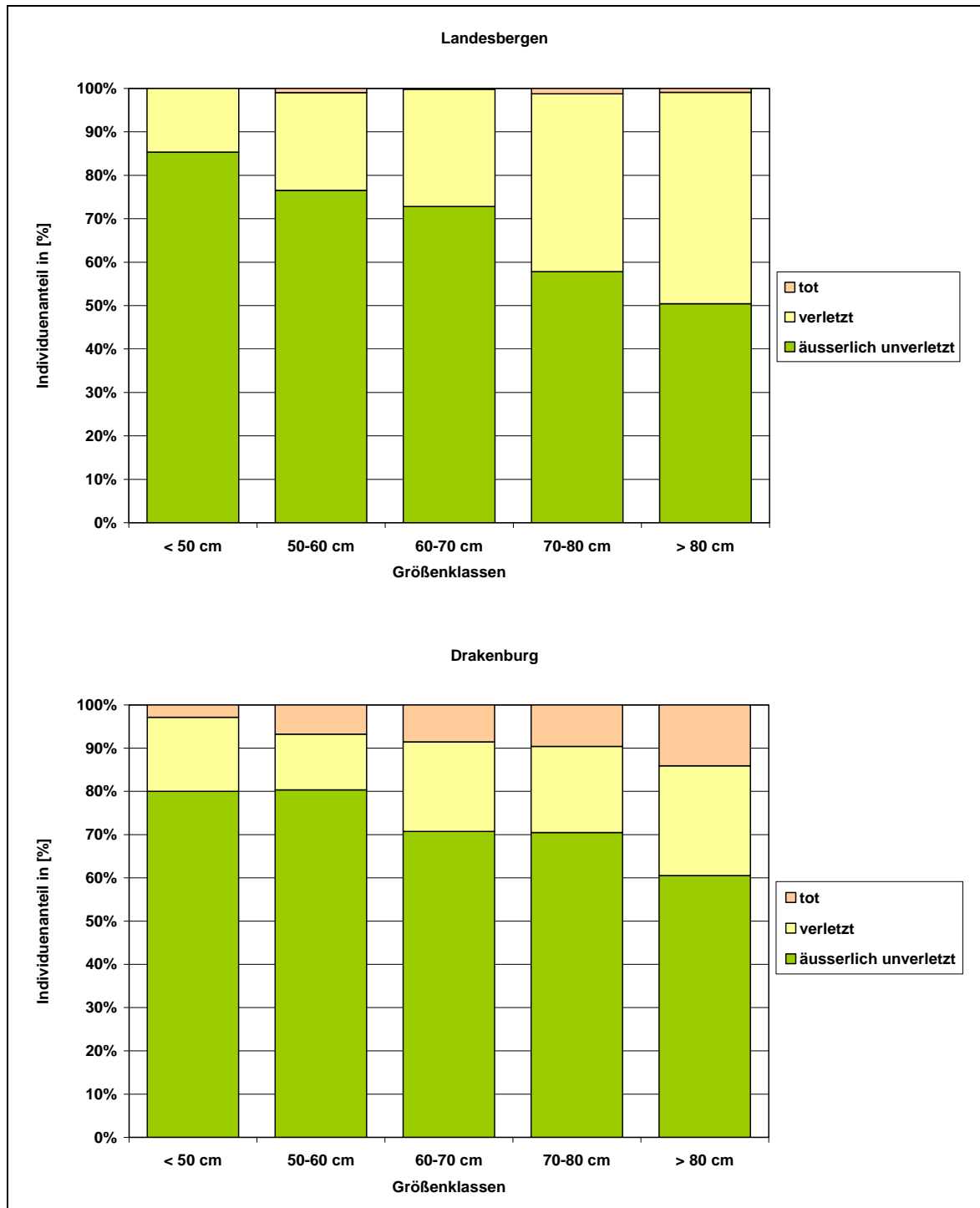


Abb. 38: Schädigungsrate der Aalfänge im Unterwasser der Staustufen Landesbergen und Drakenburg, differenziert nach Größenklassen (genaue Anzahlen und Prozentsätze s. Tab. 13)

4.5 BILANZIERUNG DER BLANKAALABWANDERUNG

4.5.1 Gesamtzahl

Im Rahmen des vorliegenden Projekts wurden die Schokkerfänge abwandernder Blankaale im Unterwasser der Staustufen Landesbergen und Drakenburg in der Saison 2008/09 mit 2.378 bzw. 2.256 Individuen ermittelt (Tab. 6). Darüber hinaus wurden in Landesbergen 83 und in Drakenburg 49 der 500 farblich markierten Aale wiedergefangen (Tab. 7). Aus diesen Daten lässt sich nach folgender Formel die Gesamtzahl der in der Weser abgewanderten Aale abschätzen:

$$\text{Anzahl}_{\text{gesamt}} = \frac{\text{Fang}_{\text{gesamt}} * \text{Anzahl}_{\text{markiert}}}{\text{Fang}_{\text{markiert}}}$$

Aus den o. a. Daten ergibt sich für den Standort Landesbergen:

$$\text{Anzahl}_{\text{Landesbergen-gesamt}} = \frac{\text{Fang}_{\text{Landesbergen-gesamt}} * \text{Anzahl}_{\text{markiert}}}{\text{Fang}_{\text{Landesbergen-markiert}}} = \frac{2.378 * 500}{83} = 14.325$$

Für die Berechnung der Gesamtzahl abwandernder Blankaale am Standort Drakenburg ist der relevante Ausgangsbestand niedriger als die Anzahl von 500 markierten Aalen, denn von dieser Zahl müssen abgezogen werden:

- Die Verluste durch die Wasserkraftanlage Landesbergen. Als mittlerer Wert ist hier gemäß Tab. 8 eine Mortalitätsrate von 27 % anzusetzen. Entsprechend reduziert sich die Anzahl der markierten, unverletzten Aale um $500 * 0,27 = 135$ Individuen.
- Die Fänge im Unterwasser der Staustufe Landesbergen sind ebenfalls abzuziehen, also 83 Individuen.

Hierbei ist zu berücksichtigen, dass der Fang im Unterwasser der Staustufe Landesbergen z. T. auch durch die Wasserkraftanlage geschädigte Aale enthält. Gemäß Tab. 11 sind dies 31 Exemplare. Diese sind aber nur ein Mal bei der Bilanzierung in Anrechnung zu bringen. Entsprechend reduziert sich die für den Standort Drakenburg relevante Anzahl markierter Aale auf:

$$500 - 135 - (83 - 31) = 313$$

Auf dieser Basis lässt sich folgender Gesamtbestand am Standort Drakenburg abschätzen:

$$\text{Anzahl}_{\text{Drakenburg-gesamt}} = \frac{\text{Fang}_{\text{Drakenburg}} * \text{Anzahl}_{\text{markiert}}}{\text{Fang}_{\text{Drakenburg-markiert}}} = \frac{2.256 * 313}{49} = 14.411$$

4.5.2 Gesamtgewicht

Aus den Fangzahlen und dem Fanggewicht in Tab. 6 errechnet sich das mittlere Stückgewicht der im Unterwasser der Staustufe Landesbergen gefangenen Aale mit 0,557 kg. Die Fänge im Unterwasser der Staustufe Drakenburg sind mit durchschnittlichen 0,614 kg etwas schwerer. Aus diesen mittleren Stückgewichten und der Gesamtzahl gemäß Kap. 4.5.2 errechnet sich das Gesamtgewicht der in der Saison 2008/09 an den beiden Standorten abgewanderten Aale nach der Formel

$$\text{Gesamtgewicht [kg]} = \text{Anzahl} * \text{mittleres Stückgewicht [kg]}$$

Entsprechend ergibt sich für Landesbergen:

$$\text{Gesamtgewicht}_{\text{Landesbergen}} = 14.325 * 0,557 \text{ kg} = 7.979 \text{ kg}$$

und für Drakenburg:

$$\text{Gesamtgewicht}_{\text{Drakenburg}} = 14.411 * 0,614 \text{ kg} = 8.848 \text{ kg}$$

4.5.3 Gesamtfang und Fangquote der Fischer

Die in Kap. 4.1 dokumentierten Gesamtfänge an den beiden Standorten in Anzahl und Gewicht sind in Tab. 13 zusammengefasst.

Tab. 13: Blankaalfänge im Unterwasser der Staustufen Landesbergen und Drakenburg in der Saison 2008/09

	Landesbergen	Drakenburg	Summe
Anzahl	2.378	2.256	4.634
Gewicht	1.307 kg	1.385 kg	2.692 kg

Anhand der Anzahl markierter Aale und der Wiederfänge lässt sich die Fangquote an den beiden Standorten wie folgt kalkulieren:

$$\text{Fangquote} = \frac{\text{Fang}_{\text{markiert}}}{\text{Anzahl}_{\text{markiert}}}$$

Gemäß der o. a. Daten berechnet sich:

$$\text{Fangquote}_{\text{Landesbergen}} = \frac{\text{Fang}_{\text{markiert}}}{\text{Anzahl}_{\text{markiert}}} = \frac{83}{500} = 16,6 \%$$

und

$$\text{Fangquote}_{\text{Drakbenburg}} = \frac{\text{Fang}_{\text{markiert}}}{\text{Anzahl}_{\text{markiert}}} = \frac{49}{313} = 15,7 \%$$

4.5.4 Turbinenbedingte Mortalität

Aus dem Gesamtbestand sowie der Mortalitätsrate lässt sich gemäß folgender Formel die absolute turbinenbedingte Mortalität errechnen:

$$\text{Mortalität}_{\text{Turbinen}} = \text{Mortalitätsrate}_{\text{Turbinen}} * \text{Anzahl}_{\text{gesamt}}$$

An dieser Stelle sei angemerkt, dass für Bilanzierungen im Rahmen der Studie nur die bei der Passage von Fischen durch die Triebwerke entstehenden Schädigungen zu Grunde gelegt werden. Andere an Wasserkraftstandorten für abwandernde Fische bestehende Mortalitätsrisiken, z. B. zu hohe Anströmgeschwindigkeiten bei geringen lichten Weiten der Rechen und der erhöhte Prädationsdruck durch Wasservögel und Raubfische im Unterwasser bleiben mangels der Verfügbarkeit entsprechender Quantifizierungsansätze unberücksichtigt.

In der vorliegenden Studie wurde die Untergrenze der Mortalität am Standort Landesbergen mit 15 % und die Obergrenze mit 30 %, ermittelt (Kap. 4.4.3). Die für Drakenburg ermittelten Werte betragen 14 bzw. 28 % (Tab. 9). Auf der Grundlage dieser Werte und der ermittelten Gesamtzahl der abwandernden Aale von 14.325 bzw. 14.411 Individuen (Kap. 4.5.1) errechnet sich folgende absolute Mortalität:

$$\begin{aligned} \text{Mortalität}_{\text{Landesbergen-Untergrenze}} &= 0,15 * 14.325 = 2.149 \text{ Individuen} \\ \text{Mortalität}_{\text{Landesbergen-Obergrenze}} &= 0,30 * 14.325 = 4.298 \text{ Individuen} \\ \\ \text{Mortalität}_{\text{Drakenburg-Untergrenze}} &= 0,14 * 14.411 = 2.018 \text{ Individuen} \\ \text{Mortalität}_{\text{Drakenburg-Obergrenze}} &= 0,28 * 14.411 = 4.035 \text{ Individuen} \end{aligned}$$

Anhand des Durchschnittsgewichtes der Fänge können hieraus folgende Gewichtsverluste ermittelt werden:

$$\begin{aligned} \text{Mortalität}_{\text{Landesbergen-Untergrenze}} &= 2.149 * 0,557 \text{ kg} = 1.197 \text{ kg} \\ \text{Mortalität}_{\text{Landesbergen-Obergrenze}} &= 4.298 * 0,557 \text{ kg} = 2.394 \text{ kg} \\ \text{Mortalität}_{\text{Drakenburg-Untergrenze}} &= 2.018 * 0,614 \text{ kg} = 1.239 \text{ kg} \\ \text{Mortalität}_{\text{Drakenburg-Obergrenze}} &= 4.035 * 0,614 \text{ kg} = 2.477 \text{ kg} \end{aligned}$$

4.5.5 Fischereiliche Mortalität

Die fischereiliche Mortalität entspricht dem dokumentierten Gesamtfang abzüglich derjenigen gefangenen Aale, die aufgrund turbinenbedingter Schädigungen tot bzw. tödlich verletzt gefangen werden:

$$\text{Mortalität}_{\text{Fischerei}} = \text{Fang}_{\text{gesamt}} * (1 - \text{Mortalitätsrate}_{\text{Turbinen}})$$

Legt man hierbei den Mittelwert der Ober- und Untergrenze der turbinenbedingten Mortalität gemäß Tab. 9 und Tab. 10 zugrunde, ergeben sich folgende Werte für die fischereiliche Mortalität in Anzahl und in Gewicht:

$$\begin{aligned} \text{Mortalität}_{\text{Fischerei-Landesbergen}} &= 2.378 \quad * \quad (1 - 0,225) = 2.021 \text{ Individuen} \\ &= 1.324 \text{ kg} \quad * \quad (1 - 0,270) = 967 \text{ kg} \\ \text{Mortalität}_{\text{Fischerei-Drakenburg}} &= 2.256 \quad * \quad (1 - 0,210) = 1.782 \text{ Individuen} \\ &= 1.385 \text{ kg} \quad * \quad (1 - 0,225) = 1.073 \text{ kg} \end{aligned}$$

4.5.6 Übersicht über die Blankaalbilanzierung

In Tab. 14 sind die in den Kap. 4.5.1 bis Kap. 4.5.5 berechneten Befunde zur Blankaalabwanderung in der Saison 2008/09 an den Wasserkraftstandorten Landesbergen und Drakenburg zusammengefasst. Die derart errechneten Werte beziehen sich nur auf den betrachteten Weserabschnitt im untersuchten Zeitraum.

Tab. 14: Zusammenfassung der Befunde zur Bilanzierung der Blankaalabwanderung an den Standorten an der Weser Landesbergen und Drakenburg

Anzahl		Landesbergen		Drakenburg	
Schokkerfänge		2.378 Stück		2.256 Stück	
Abwanderung		14.325 Stück		14.411 Stück	
Fischerei	Fangquote	16,6 %		15,7 %	
	Mortalität	1.843 Stück		1.782 Stück	
Wasserkraft		Untergrenze	Obergrenze	Untergrenze	Obergrenze
	Mortalitätsrate	15 %	30 %	14 %	28 %
	Mortalität	2.149 Stück	4.298 Stück	2.018 Stück	4.035 Stück
Gewicht		Landesbergen		Drakenburg	
Schokkerfänge		1.324 kg		1.385 kg	
Stückgewicht		0,557 kg		0,614 kg	
Abwanderung		7.979 kg		8.848 kg	
Fischerei	Fangquote	16,6 %		15,7 %	
	Mortalität	967 kg		1.073 kg	
Wasserkraft		Untergrenze	Obergrenze	Untergrenze	Obergrenze
	Mortalitätsrate	18 %	36 %	15 %	30 %
	Mortalität	1.197 kg	2.394 kg	1.239 kg	2.477 kg

4.6 ÜBEREINSTIMMUNG DER AALABWANDERUNG IN DER WESER MIT DEM FRÜHWARNSYSTEM MIGROMAT® AN DER FULDA

Der MIGROMAT® in Wahnhausen an der Fulda löste im Verlauf der Saison 2008/09 an insgesamt 19 Tagen Alarm aus. In Abb. 39 sind diese Tage orange markiert. Ebenso ist die Anzahl der Aale dargestellt, die von den Berufsfischern an den einzelnen Tagen in der Mittelweser in Landesbergen und Drakenburg gefangen wurden.

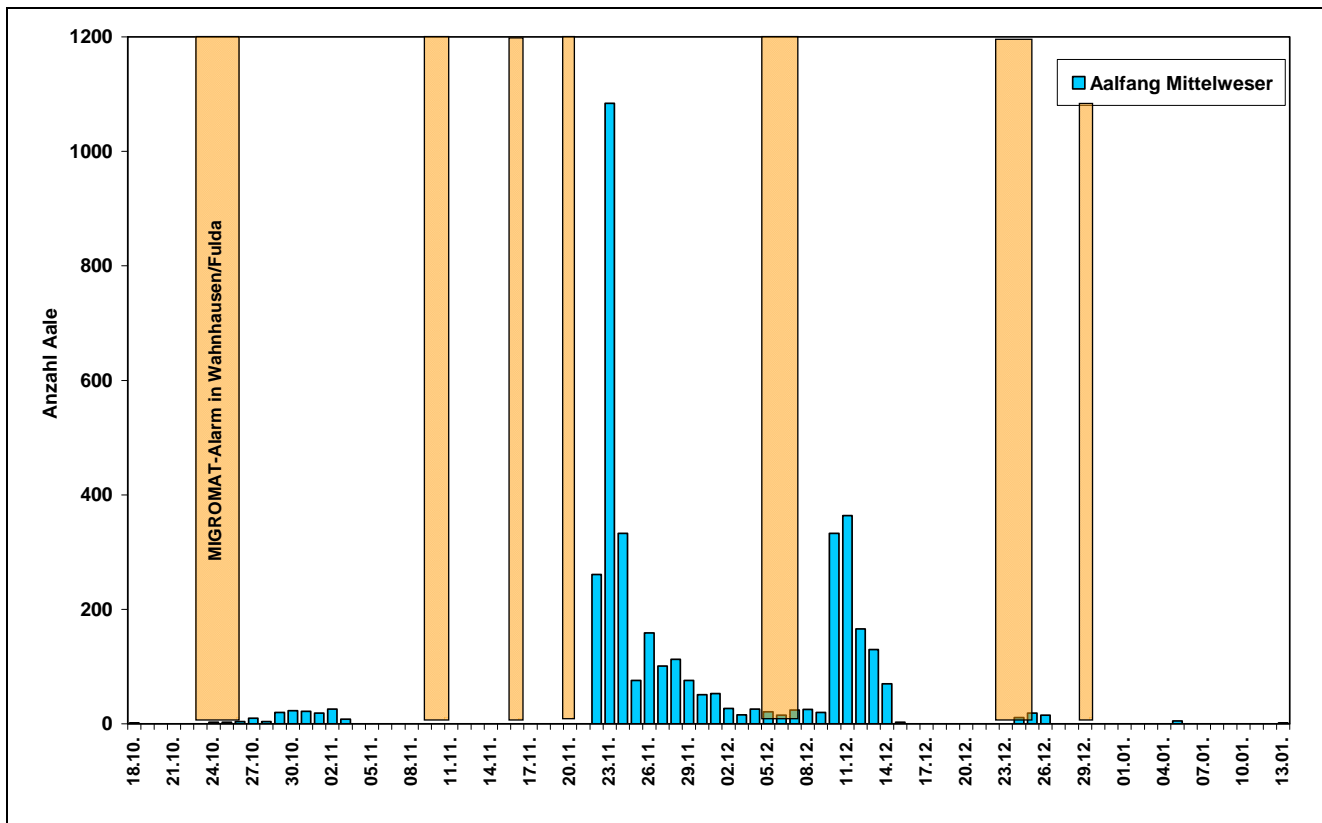


Abb. 39: Anzahl der Blankaalfänge in der Mittelweser im Verlauf des Untersuchungszeitraumes und Tage mit MIGROMAT®-Alarm an der Fulda in Wahnhausen in der Saison 2008/09

Die Fangzahlen der Fischer belegen, dass in der Mittelweser Ende Oktober sowie vor allem Ende November sowie Mitte Dezember Abwanderwellen von Blankaalen stattgefunden haben. Während dieser Zeiten gab der MIGROMAT[®] in Wahnhausen an der Fulda keine Alarmmeldungen ab und das dortige Monitoring erbrachte keine Hinweise auf eine Abwanderung von Blankaalen in der Fulda. Umgekehrt fingen die Berufsfischer an der Mittelweser an Tagen mit MIGROMAT[®]-Alarm gar keine oder allenfalls einzelne Blankaale. Es besteht somit keine Synchronität zwischen den MIGROMAT[®]-Alarmen an der Fulda und der Blankaalabwanderung an der Mittelweser.

Als Hinweis auf eine großräumige Ausbreitung von Abwanderwellen aus der Fulda über die Ober- bis in die Mittelweser könnte interpretiert werden, dass Aalalarme in der Fulda jeweils zwei bis drei Tage vor Beginn der Abwanderwellen in der Mittelweser zu verzeichnen waren. Allerdings würde sich dies dann lediglich auf den Beginn der Abwanderwellen beziehen, die sich jeweils über mehrere Tage erstreckten.

5 DISKUSSION

5.1 QUANTIFIZIERUNG DER BLANKAALABWANDERUNG

Die vorliegende Untersuchung basiert auf der Auswertung von Blankaalfängen der Berufsfischerei mittels Schokkern und Scherbretthamen, die mehr oder weniger weit unterhalb der Wasserkraftanlagen Landesbergen und Drakenburg an der Mittelweser betrieben werden.

Unsicherheiten bezüglich der Datengrundlage ergeben sich daraus, dass die Beprobung nicht kontinuierlich über den gesamten Untersuchungszeitraum erfolgte, sondern durch mehr oder weniger lange Perioden unterbrochen wurde, in denen die Berufsfischer ihre Fanggeräte nicht exponiert hatten. Dies hat im wesentlichen betriebswirtschaftliche Gründe: Der Einsatz der Fanggeräte ist mit einem erheblichen Aufwand verbunden. Deshalb werden sie nur dann betrieben, wenn der Fischer mit Aalfängen rechnet. Auch wenn hierbei z. T. auf jahrzehntelange Erfahrungen zurückgegriffen werden kann und die Fischer ein wirtschaftliches Interesse an möglichst großen Fangmengen haben, wird auf diese Weise doch nur ein Teil der Abwanderung erfasst.

Weitere Datenlücken ergeben sich aus Ausfallzeiten aufgrund von Beschädigung und Reparatur der Fanggeräte, personeller Engpässe etc. Insgesamt führt dies dazu, dass der tatsächliche Umfang der Aalabwanderung größer ist, als dies durch die vorliegenden Befunde dokumentiert wird. Dennoch erreichte die Wiederfangquote markierter Aale insgesamt gut 26 %. Dies ist wesentlich mehr, als bislang bei ähnlichen Experimenten, selbst in viel kleineren Flüssen erzielt wurde (Tab. 15).

Tab. 15: Wiederfangquoten bei Fang-Markierungs-Wiederfang-Untersuchungen mit Blankaalen

Gewässer	MQ	Wiederfangquote	Quelle
Weser	ca. 200 m ³ /s	26,4 %	vorliegende Untersuchung
Loire / Frankreich	ca. 400 m ³ /s	ca. 17 %	FEUNTEUN, mündl. Mittl.
Rhin	2,8 m ³ /s	16,0 %	SIMON & FLADUNG 2009
Obere Havel	6,7 m ³ /s	10,1 %	
Elbe	571 m ³ /s	3,5 %	
Rhein	2.280 m ³ /s	0,15 - 0,19 %	KLEIN BRETELER et al. 2007

Die Schokker- und Hamenfischerei der Berufsfischer an der Mittelweser ist somit, selbst wenn sie nicht kontinuierlich betrieben wird, eine vergleichsweise sehr effiziente Fangmethode und ermöglicht Fangquoten, die für fischökologische Freilanduntersuchungen außergewöhnlich hoch sind. Entsprechend ist sie sehr gut geeignet, die Blankaalabwanderung in ihrem zeitlichen Verlauf zu erfassen und ihren Umfang zu quantifizieren.

Ebenso wie bei vergleichbaren Untersuchungen (z. B. KLEIN BRETELER et al. 2007) geht die Bilanzierung von der Grundannahme aus, dass markierte und unmarkierte Aale die selbe Abwanderndynamik aufweisen und deshalb eine gleichmäßige zeitlich/räumliche Verteilung sowohl an den beprobten Standorten als auch in den Fängen herrscht. Entsprechend liegt der Bilanzierungsformel die Annahme zugrunde, dass das Verhältnis von markierten Exemplaren zum Gesamtbestand das selbe ist wie dasjenige von markierten Wiederfängen zum Gesamtfang. Das Ergebnis von jeweils ca. 14.000 Blankaalen pro Standort mit einem Gesamtgewicht von ca. 8.000 bzw. 9.000 kg ist folglich zwar mathematisch exakt, basiert aber auf unbestätigten Hypothesen und erlaubt damit lediglich eine ungefähre Abschätzung der tatsächlichen Abwanderung. Immerhin ist die Wiederfangquote in der vorliegenden Studie im Vergleich zu anderen Studien außerordentlich hoch, so dass der zu erwartende Fehler geringer ist als bei vergleichbaren Bilanzierungen, insbesondere am Rhein (Tab. 15).

5.2 UNTERSUCHUNG DER TURBINENBEDINGTEN MORTALITÄT

Im Rahmen des vorliegenden Projekts sollte die wasserkraftbedingte Schädigung abwandernder Aale an den Standorten Landesbergen und Drakenburg untersucht und quantifiziert werden. Üblicherweise werden zu diesem Zweck Hamen direkt am Saugschlauch der Turbine befestigt, damit gewährleistet ist, dass tatsächlich alle über die Turbine abgewanderten Exemplare erfasst werden (LUNDBECK 1927, v. RABEN 1957, BERG 1985, 1988, TRAVADE et al. 1987, LARINIER & DARTIGUELONGUE 1989, HOLZNER 1999a, 1999b, TURNPENNY et al. 2000, BRUIJS et al. 2004, LAGARRIGUE et al. 2008 u. v. a.). Aus Kostengründen wurde hierauf im Rahmen der vorliegenden Untersuchung verzichtet. Statt dessen sollten Befunde zur wasserkraftbedingten Mortalität ebenfalls anhand der Schokker- und Hamenfänge der Berufsfischer erhoben werden. Entsprechend beziehen sich sämtliche Daten zur Schädigung und Mortalität abwandernder Aale auf Fänge, die bis zu 3,2 km unterhalb der Wasserkraftanlagen erfolgten. Es ist davon auszugehen, dass dies nicht ohne Einfluss auf die Befunde geblieben ist, denn:

- Die Schokker und Hamen erfassen nur einen Teil der abdriftenden Aale, Entsprechend der Fangquote der Fischer umfasst die hierdurch gewonnene Stichprobe pro Standort jeweils ca. 16 % der Gesamtabwanderung.
- Hierbei ist zu vermuten, dass sich unversehrte Aale anders verhalten, als verletzte oder tote, so dass sie mit unterschiedlicher Wahrscheinlichkeit im Gerät der Berufsfischer gefangen werden.
- Je weiter ein Fanggerät von der Wasserkraftanlage entfernt exponiert ist, umso höher dürfte der Anteil gefangener Aale sein, die aus derselben Stauhaltung stammen, die Wasserkraftanlage also gar nicht passiert haben.
- Mittels Schokker und Scherbretthamen werden nicht nur Aale gefangen, die die Turbinen der oberhalb gelegenen Kraftanlage passiert haben, sondern auch diejenigen, die bei der Abwanderung den Weg über das Wehr genommen haben. Im Bearbeitungszeitraum der vorliegenden Untersuchung waren die Wehre allerdings nicht in nennenswertem Umfang überströmt, so dass dieser Einflussfaktor hier vernachlässigt werden kann.
- Aale könnten bereits durch oberhalb gelegene Wasserkraftanlagen vorgeschädigt sein. Entsprechend würden die Fänge nicht die Schädigungsrate eines einzigen Turbinendurchgangs repräsentieren, sondern den kumulativen Effekt mehrerer Standorte (EBEL 2008).

Dieser Frage kann allerdings anhand der Wiederfänge markierter Aale nachgegangen werden: Sämtliche 500 markierten Aale wurden unverletzt im Unterwasser der Staustufe Schlüsselburg freigelassen. Alle im Unterwasser Landesbergen wiedergefangenen markierten Exemplare hatten also diesen einen Wasserkraftstandort passiert, alle im Unterwasser der Staustufe Drakenburg wieder gefangenen Exemplare zusätzlich den zweiten Standort. Wären im Fang in nennenswertem Umfang vorgeschädigte Aale enthalten, müsste folglich die Schädigungsrate der im Unterwasser Drakenburg gefangenen markierten Aale nach zwei Turbinenpassagen höher sein, als diejenige im Unterwasser Landesbergen nach nur einer Turbinenpassage, zumal so gut wie keine Wehrüberströmung erfolgte. Genau dies ist jedoch nicht der Fall. Aus Tab. 11 ist ersichtlich, dass die Schädigungsrate der markierten Aale in Landesbergen und Drakenburg annähernd gleich ist. Weil sich auch die Schädigungsraten der Gesamtproben nur unwesentlich voneinander unterscheiden, lässt dies darauf schließen, dass

Vorschädigungen die vorliegenden Befunde zur wasserkraftbedingten Schädigung von Aalen in der Weser nur in geringem Umfang beeinflussen.

Insgesamt weichen aus den o.a. Gründen die anhand der Fänge der Berufsfischer ermittelten Befunde von den tatsächlichen turbinenbedingten Schädigungs- und Mortalitätsraten ab, wobei sich das Ausmaß dieser Abweichung nicht quantifizieren lässt.

Ein grundsätzliches Problem von Untersuchungen zur wasserkraftbedingten Schädigung von Aalen ist die Einstufung der einzelnen Exemplare in Schadenskategorien, denn Aale sterben häufig nicht unmittelbar nach einer tödlichen Verletzung, sondern erst verzögert nach Tagen oder gar Wochen. Dies ist speziell bei niedrigen Wassertemperaturen der Fall, wie sie während der hier untersuchten Abwandersaison 2008/09 in der Weser herrschten. So lebte beispielsweise selbst das in Abb. 27 dargestellte, tödlich verletzte Tier noch zwei Tage nach seinem Fang. Insofern ist es im Falle wasserkraftbedingter Schädigungen von Aalen nicht zielführend, die registrierten Fische in lebende und tote zu unterscheiden und den Anteil toter Exemplare als Mortalitätsrate auszuweisen. Vielmehr wird auch ein erheblicher Teil der zwar (noch) lebenden, aber verletzten Aale letztlich verenden und muss deshalb in die Mortalitätsrate einbezogen werden. Diese Vorgehensweise ist notwendig und auch üblich, wobei die einzelnen Autoren derartiger Untersuchungen die Kriterien, nach denen sie die Unterscheidung in letale und subletale Verletzungen vornehmen, mehr oder weniger exakt benennen (EBEL 2008). Auch wenn die meisten Autoren Mortalitätsraten in einem einzigen Zahlenwert ausdrücken, bleibt diese Einstufung letztendendes eine subjektive Einschätzung des Bearbeiters und ist mit erheblichen Unsicherheiten behaftet. Dem wird BERG (1985) beispielsweise dadurch gerecht, dass er die Mortalitätsrate für das Wasserkraftwerk Neckarzimmern mit „etwa 30 %“ angibt. HOLZNER (1999a) unterscheidet nur Schadensbilder, ohne Angaben zur Mortalität zu machen, wobei die Schadensbilder zum Teil sowohl in letaler als auch in subletaler Ausprägung auftreten können.

Die vorliegende Studie geht davon aus, dass neben bereits toten Exemplaren auch solche Aale mit Sicherheit ihren Verletzungen erliegen werden, die große offene Wunden, Wirbelbrüche, inneren Blutungen und großflächige Hautschäden aufweisen. Ihr Anteil wurde in Kap. 4.5.4 als Untergrenze der wasserkraftbedingten Mortalitätsrate ausgewiesen. Im ungünstigsten Falle verenden jedoch auch diejenigen Aale, deren Verletzungen subjektiv als weniger schwerwiegend eingestuft wurden. Die Obergrenze der wasserkraftbedingten

Mortalitätsrate entspricht somit der Gesamtheit aller toten und verletzten Exemplare. Aus dieser Vorgehensweise resultiert eine relativ große Spannweite der Mortalität, die jedoch den tatsächlichen Unsicherheiten weit besser gerecht wird als die scheinbare Objektivität eines einzigen Zahlenwertes.

Präzisieren ließe sich die Mortalitätsrate z. B. durch röntgenologische Untersuchungen oder durch Ermittlung der verzögerten Mortalität im Rahmen von Hältertests über mindestens 48 Stunden. In von EBEL (2008) zitierten Untersuchungen wurde hierbei eine verzögerte Mortalität von Aalen zwischen 0 und 5 % ermittelt. Diese Werte sind in Relation zu den methodischen Unsicherheiten, die sich aus dem Einsatz von Schokkern zum Fang der Aale ergeben, relativ gering, so dass im Rahmen der vorliegenden Studie auf derartige Untersuchungen verzichtet wurde.

Zum großen Teil sind die Befunde zur wasserkraftbedingten Schädigung plausibel und sprechen somit für einen eher geringen methodischen Fehler infolge der Datenerhebung mittels Schokkern und Hamen sowie bei der Einstufung der Schädigungen:

- Für die beiden weitgehend baugleichen Wasserkraftanlagen Landesbergen und Drakenburg wurden etwa gleich hohe Schädigungsraten ermittelt.
- Diese liegen in der selben Größenordnung wie die Schädigungsraten vergleichbarer Wasserkraftanlagen, wie sie z. B. von HOLZNER (1999a) für das Wasserkraftwerk Dettelbach am Main oder BERG (1985, 1988) für das Werra-Wasserkraftwerk am „Letzten Heller“ und den Standort Neckarzimmern ermittelt wurden.
- Mit zunehmender Körperlänge steigt die Schädigungsrate. Diesbezüglich stimmen die Befunde mit den Kenntnissen von anderen Wasserkraftstandorten überein und bestätigen die theoretische Erwartung, dass die Schädigungsrate maßgeblich von der Relation zwischen Turbinen- und Fischdimensionen beeinflusst wird.

Andere Befunde hingegen sind unplausibel, was vermutlich nicht zuletzt auf die im vorliegenden Projekt eingesetzte Nachweismethode mittels Schokker zurückzuführen ist. So entfällt ein erheblicher Teil der letalen Schädigungen durch Kaplan-turbinen bei Aalen in der Regel auf Totaldurchtrennungen des Körpers. In Dettelbach am Main betrug dieser Anteil beispielsweise 18 % (HOLZNER 1999b), an der Wasserkraftanlage „Letzter Heller“ an der Werra ca. 50 % (BERG 1988). Demgegenüber entfielen an der Mittelweser in Drakenburg 5 % und in Landesbergen nur 2 % der letalen Verletzungen auf dieses

Schadensbild. Dies ließe sich dadurch erklären, dass die Schwimmblase bei der Durchtrennung zerstört wird, so dass Aalstücke ein höheres spezifisches Gewicht haben als intakte Körper, auf den Gewässergrund absinken und deshalb vor allem dann mit geringerer Wahrscheinlichkeit mittels Schokkern und Scherbretthamen gefangen werden, wenn diese in größerer Entfernung von der Wasserkraftanlage exponiert sind.

Je größer der Abstand zwischen zwei Laufradschaufeln, um so geringer ist das Kollisionsrisiko von Fischen und damit die Schädigungsrate. Entsprechend müssten in Abhängigkeit vom Turbinendurchfluss mit steigendem Öffnungswinkel geringere Schädigungsraten auftreten. Dass sich dieser Zusammenhang jedoch weder für den Standort Landesbergen noch für den Standort Drakenburg herstellen lässt, ließe sich ebenfalls mit unterrepräsentierten Fängen von vollständig durchtrennten Aalen erklären. Unsicherheiten ergeben sich jedoch auch daraus, dass für den Untersuchungszeitraum nur Angaben zum Turbinendurchfluss der Wasserkraftanlagen Landesbergen und Drakenburg, nicht aber zum Öffnungswinkel verfügbar sind. Im Falle der Wasserkraftanlage Drakenburg ist zudem darauf hinzuweisen, dass die Turbinen an 15 Fangtagen der Berufsfischer nicht gleichmäßig betrieben, sondern die dritte Turbine konstant mit 25 m³/s beaufschlagt wurde, während der übrige Abfluss, im Mittel ca. 80 % des Gesamtabflusses, gleichmäßig auf die beiden anderen Turbinen aufgeteilt wurde. Die Turbinen arbeiteten somit mit unterschiedlichem Öffnungswinkel ihrer Laufradschaufeln und haben deshalb vermutlich unterschiedliche Schädigungsraten verursacht.

Eine Überströmung der Wehre spielt diesbezüglich keine Rolle, denn lediglich das Wehr Drakenburg wurde an einem einzigen Fangtag, nämlich am 10. Dezember 2008 von ca. 11 m³/s, also von weniger als 6 % des Gesamtabflusses überströmt. Ansonsten erfolgte an den Fangtagen der Berufsfischer nach Angaben der STATKRAFT MARKETS GmbH kein Wehrabfluss.

Andererseits ließen auch die Befunde von BERG (1988) an der Wasserkraftanlage „Letzter Heller“ in der Werra diesen Zusammenhang vermissen, obwohl dort ein Hamen benutzt wurde, der unmittelbar am Saugschlauch befestigt war.

Insgesamt sind damit die Befunde zur wasserkraftbedingten Mortalität mit erheblichen Unsicherheiten behaftet. Diese sind primär darauf zurück zu führen, dass der Fang der abwandernden Aale nicht in Hamen unmittelbar am Turbinenauslass erfolgte, sondern mittels der bis zu 3,2 km stromabwärts der Wasserkraftanlagen exponierten Fanggeräte der Berufsfischer.

5.3 VERWERTBARKEIT DER MIGROMAT[®]-ALARME AN DER MITTELWESER

Voraussetzung für den zweckdienlichen Einsatz von Frühwarnsystemen sind eine hohe Zuverlässigkeit und zeitliche Präzision, mit der Alarme generiert werden: Dies ist die Voraussetzung dafür, zeitlich begrenzt auf Abwanderwellen reagieren zu können, indem durch eine entsprechende Betriebsführung der Kraftanlage abwandernde Aale vor einer Turbinenpassage geschützt werden, ohne dass dem Wasserkraftbetreiber unnötig hohe Kosten für Produktionsausfälle entstehen.

Im Falle des Frühwarnsystems MIGROMAT[®] bestand bislang an drei Standorten die Möglichkeit, die Zuverlässigkeit der Vorhersage durch ein lückenloses Monitoring zu überprüfen:

- In der Maas erfolgte in den Jahren 2001 und 2002 ein Monitoring anhand der Schokker- und Reusenfänge von Berufsfischern. Darüber hinaus wurden Blankaale mit Transpondern (NEDAP-Trial-System) markiert, so dass ihre Abwanderung an stationären Antennenanlagen im gesamten Verlauf der niederländischen Maas orts- und zeitgenau dokumentiert werden konnte. Passagen der Standorte Linne und Alphen wurden mit den Alarmmeldungen der dort betriebenen MIGROMATE[®] verglichen (BRUIJS et al. 2003).
- Das Wasserkraftwerk Wahnhausen an der Fulda ist mit einem 20 mm-Rechen ausgestattet, der mit so hoher Fließgeschwindigkeit angeströmt wird, dass abwandernde Aale angepresst, von der Rechenreinigungsanlage erfasst und in den Rechengutcontainer befördert werden. Durch Kontrolle des Rechengutes auf verendete Aale erfolgt seit 2002 ein lückenloses Monitoring, durch das Abwanderwellen dokumentiert werden, bei denen die Wasserkraftanlage im Falle ausbleibender Alarmmeldungen des MIGROMAT[®] nicht aalfreundlich betrieben wurde. Ob während des Aalarmbetriebs eine Aalabwanderung erfolgt, wird hingegen nicht systematisch untersucht und kann nur sporadisch anhand der Fänge eines Berufsfischers in Hann. Münden überprüft werden.

Der bisherige Bilanz des Monitorings der MIGROMATE[®] an den Standorten Linne, Alphen und Wahnhausen ist in Abb. 40 dargestellt. Hierbei zeigt sich, dass an ca. 10 % der bisherigen Betriebstage ein Alarm generiert wurde.

An etwa der Hälfte dieser Alarmtage wurde in der Maas im Rahmen des Monitorings auch ein Abwanderereignis von Aalen nachgewiesen. An insgesamt 25 von 568 Betriebstagen hingegen lösten die MIGROMATE[®] Alarm aus, ohne dass das Monitoring Hinweise auf eine Abwanderung ergab. Am Standort Wahnhausen werden im Rahmen des Monitorings

nur die Verluste abwandernder Aale lückenlos erfasst, während die Abwanderung im Fluss in der Regel nicht dokumentiert werden kann. Folglich ist für die Mehrzahl der Alarmtage nicht bekannt, ob eine Abwanderung stattfand oder nicht.

In Hinblick auf den Aalschutz ist es ohne Belang, dass gelegentlich Alarme ausgelöst werden, obwohl sich gar keine Abwanderung ereignet. Ein Problem ist dies allerdings für den Wasserkraftbetreiber, dem hierdurch ein „unnötiger“ Produktionsausfall entsteht.

An etwa 90 % aller bisherigen Betriebstage lösten die MIGROMATE[®] keinen Alarm aus. Wenn sich an solchen Tagen dennoch Abwanderwellen ereignen, sind die Aale ungeschützt und es kommt zu Verlusten in der selben Höhe wie ohne Frühwarnsystem. Dies ereignete sich bisher allerdings nur an deutlich weniger als 1 % aller Betriebstage. Insgesamt erreicht das Frühwarnsystem MIGROMAT[®] somit eine hohe Zuverlässigkeit.

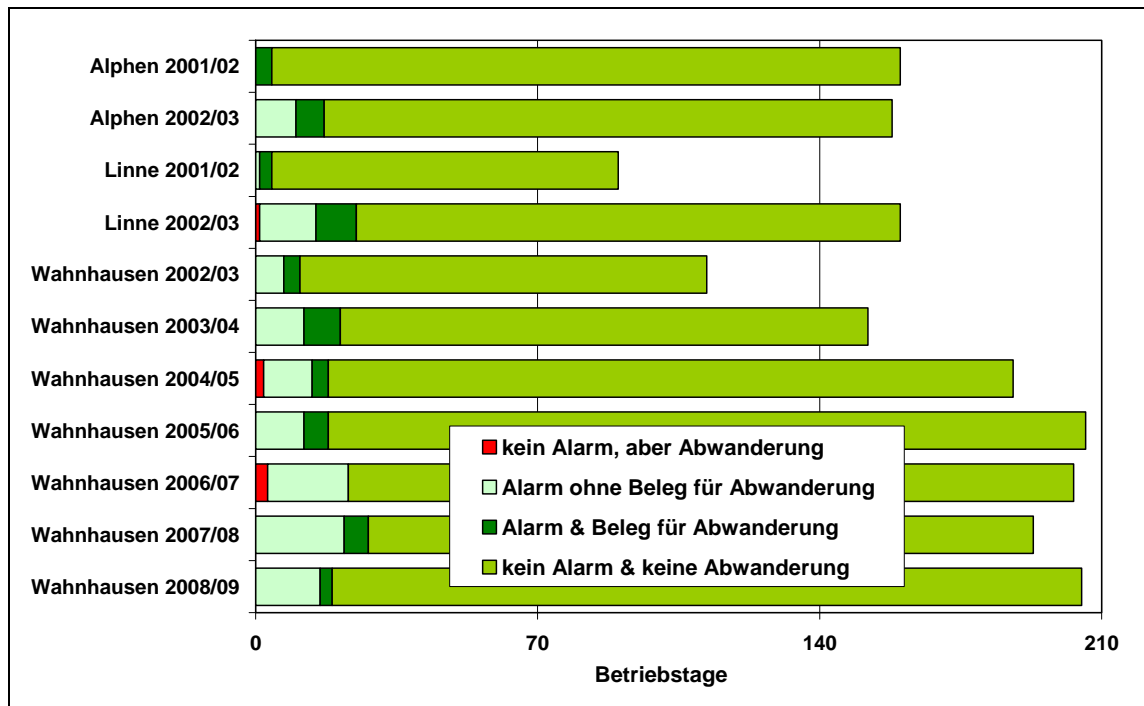


Abb. 40: Bilanz der Verlässlichkeit der bisher an Maas und Fulda betriebenen MIGROMATE[®]

Die Abwanderung der Blankaale vollzieht sich in Schüben, die z. T. lokal begrenzt sind, sich z. T. aber auch großräumig flussabwärts bewegen (BRUIJS et al. 2003, DURIF 2003, DURIF & ELIE 2008). Dies bedeutet, dass sich Abwanderereignisse in der Regel an verschiedenen Orten entlang eines Flusses nicht zeitgleich ereignen, sondern entweder

zeitversetzt oder aber unabhängig voneinander. Deshalb geht die Genauigkeit der Vorhersage von Abwanderereignissen durch ein Frühwarnsystem mit zunehmender Distanz verloren. Dies wurde bereits für die ca. 100 km voneinander entfernten MIGROMATE[®] in Linne und Alphen an der Maas festgestellt (BRUIJS et al. 2003) und gilt umso mehr für ein Turbinenmanagement an der Mittelweser auf der Basis der MIGROMAT[®]-Alarmer des ca. 250 km entfernten Standortes Wahnhausen an dem Zufluss Fulda. Die vorliegenden Befunde zeigen, dass sich Abwanderereignisse an der Mittelweser über diese Distanz zeitlich nicht exakt durch den MIGROMAT[®] an der Fulda vorhersagen lassen oder gänzlich unerkannt bleiben, so dass hohe Aalverluste an der Weser unvermeidlich wären. Gleichzeitig würden die Wasserkraftanlagen an der Mittelweser über beträchtliche Zeiten im Alarmbetrieb gefahren und damit Produktionseinbußen erleiden, obwohl gar keine Aalabwanderung stattfindet.

Für den Fall, dass an der Mittelweser künftig ein aalfreundliches Betriebsmanagement der Wasserkraftanlagen auf der Basis eines Frühwarnsystems durchgeführt werden soll, ist der bestehende MIGROMAT[®] in Wahnhausen an der Fulda somit nicht nutzbar. Vielmehr wäre es nicht nur in Hinblick auf die Zuverlässigkeit der Vorhersage, sondern auch aus wirtschaftlichen Gründen notwendig, die Alarmer an der Mittelweser selbst zu generieren. Hier verteilen sich die bestehenden Wasserkraftanlagen über eine Flussstrecke von mehr als 100 km. Um dennoch eine hohe Präzision der Vorhersage zu erreichen, wären gemäß der Erfahrungen von BRUIJS et al. (2003) an der Maas MIGROMATE[®] an mindestens zwei Standorten der Mittelweser notwendig.

6 AUSBLICK

Die vorliegende Untersuchung legt detaillierte Befunde zur Aalabwanderung in der Weser vor. Die Wiederfangquote markierter Aale ist deutlich höher als bei vergleichbaren Projekten (SIMON & FLADUNG 2009, KLEIN BRETELER et al. 2007). Insofern bilden die im Rahmen der Freilandarbeiten erzielten Befunde eine vergleichsweise gute Datenbasis zur Quantifizierung der Blankaalabwanderung aus dem betrachteten Weserabschnitt.

Darüber hinaus wurden die Schädigungs- und Mortalitätsrate abwandernder Blankaale an den beiden untersuchten Wasserkraftstandorten bestimmt. Dies erlaubte eine Bilanzierung

des Abwandergeschehens mit Einbeziehung sowohl der turbinen-, als auch der fischereilich bedingten Mortalität. Allerdings stehen diese Befunde unter dem methodischen Vorbehalt, dass lediglich die Fänge von Berufsfischern ausgewertet werden, die bis zu 3,2 km unterhalb der Wasserkraftanlagen erfolgten. Deshalb empfiehlt es sich, eine derartige Untersuchung, methodisch optimiert (s.u.) in einem zweiten Jahr zu wiederholen, wie dies bislang bei allen anderen, vergleichbaren Projekten zur Blankaalabwanderung der Fall war. Ein solches Vorgehen würde wesentlich zur Absicherung der Befunde beitragen und eine Einordnung erlauben, in wie weit die Blankaalabwanderung und -mortalität in der Saison 2008/09 den Normalfall in der Weser repräsentiert, oder davon abweicht. Darüber hinaus wäre es möglich, bei einer Wiederholung mit optimierten methodischen Ansätzen zu arbeiten und damit die Qualität der Daten zu verbessern. Dies betrifft beispielsweise:

- Einsatz von Hamen unmittelbar am Saugschlauch der Kraftwerke, da sich nur auf diese Weise der methodische Fehler quantifizieren lässt, der unvermeidlich durch Einsatz z. T. mehrere Kilometer stromabwärts lokalisierter Schokker und Scherbretthamen entsteht.
- Von besondere Bedeutung wäre hierbei der Standort Petershagen als oberste Staustufe der Mittelweser.
- Längerfristige Hälterung unverletzt erscheinender Tiere zur Ermittlung der verzögerten Mortalität sowie deren Untersuchung auf innere Verletzungen durch Sektion oder Röntgen.
- Erhöhung der Anzahl markierter Aale und Besatz an verschiedenen Stellen zur besseren statistischen Absicherung der Befunde.
- Besatz markierter Aale unterhalb Petershagen und Untersuchung der Mortalität durch Wasserkraft und Fischerei auch am Standort Schlüsselburg

Aktuell steht die fischereiliche Infrastruktur für eine Wiederholung der Untersuchungen noch zur Verfügung und die Fischer zeigen sich zu einer Kooperation bereit. Wie lange diese Voraussetzungen allerdings noch bestehen werden, erscheint vor dem Hintergrund der Entwicklung der Aalbestände in der Weser, bzw. den im Rahmen der EG-Aalschutzverordnung zu ergreifenden Maßnahmen etc. fraglich.

7 LITERATUR

- ADAM, B. (2000): MIGROMAT[®] - ein Frühwarnsystem zur Erkennung der Aalabwanderung. - Wasser & Boden 52/4, 16 - 19.
- ADAM, B. (2006): Das Frühwarnsystem MIGROMAT[®] schützt abwandernde Aale (*Anguilla anguilla*) vor Verletzungen durch Wasserkraftanlagen. - Artenschutzreport 19, 13 - 18.
- BERG, R. (1985): Turbinenbedingte Schäden an Fischen. Bericht über Versuche am Laufkraftwerk Neckarzimmern. - Langenargen (Institut für Seenforschung und Fischereiwesen), 25 S.
- BERG, R. (1988): Gutachterliche Stellungnahme zu Fischschäden durch den Betrieb der Wasserkraftanlage "Am letzten Heller". - Langenargen (Institut für Seenforschung und Fischereiwesen), 34 S.
- BRAUER, C. (2007): Auswertung der Schokkerfänge in der Saison 2006/07 im Unterwasser der Staustufe Landesbergen/Weser.
- BRUIJS, M. C. M., H. V. WINTER, U. SCHWEVERS, U. DUMONT et al. (2003): Management of silver eel: Human impact on downstream migrating eel in the river Meuse. - Kema-Report 50180283-KPS/MEC 03-6183, Abschlußbericht des EU-Forschungsprojektes Q5RS-2000-31141, 105 S.
- BÜRGER, F. (1926): Die Fischereiverhältnisse im Bereich der preußischen Rheinprovinz. - Z. Fischerei 24, 217 - 399.
- DURIF, C. (2003): La migration d'avalaison de l'anguille européenne *Anguilla anguilla*: Caractérisation des fractions dévalantes, phénomène de migration et franchissement d'obstacles. - Dissertation, Universität Toulouse, 348 S.
- DURIF, C. M. F. & P. ELIE (2008): Predicting downstream migration of silver eels in a large river catchment based on commercial fishery data. - Fisheries Management and Ecology 15, 127 - 137.
- DWA (Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V.) (2005): DWA-Themen: Fischschutz- und Fischabstiegsanlagen - Bemessung, Gestaltung, Funktionskontrolle. - Hennef (DWA - Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V.), 2. Auflage, 256 S.

- EBEL, G. (2008): turbinenbedingte Schädigung des Aals (*Anguilla anguilla*) - Schädigungsraten an europäischen Wasserkraftanlagenstandorten und Möglichkeiten der Prognose. - Halle/Saale (Mittelungen aus dem Büro für Gewässerökologie und Fischereibiologie Dr. Ebel Heft 3), 176 S.
- GOLLMANN, H. P., E. KAINZ & O. FUCHS (1986): Zur Markierung von Fischen unter besonderer Berücksichtigung der Anwendung von Farbstoffen und Pigmenten, insbesondere von Alcianblau 8 GS. - Österr. Fischerei 39, 340 - 345.
- HART, P. J. B. & T. J. PITCHER (1969): Field trials of fish marking using a jet inoculator. - J. Fish Biol. 1, 383 - 385.
- HOLZNER, M. (1999a): Untersuchungen zur Vermeidung von Fischschäden im Kraftwerksbereich, dargestellt am Kraftwerk Dettelbach am Main / Unterfranken. - SchrR. Landesfischereiverband Bayern 1, 224 S.
- HOLZNER, M. (1999b): Untersuchungen zur Vermeidung von Fischschäden im Kraftwerksbereich dargestellt am Kraftwerk Dettelbach am Main. - Tagungsband 2. Mainsymposium 1999. - Würzburg (Arbeitsgemeinschaft Main e.V.), 46 - 55.
- INSTITUT FÜR NETZFORSCHUNG, HAMBURG (1956): Scherbretthamen Unterweser. - Fischwirt 6, 341 - 342.
- KLEIN BRETELER, J., T. VRIESE, J. BORCHERDING, A. BREUKELAAR, L. JÖRGENSEN, S. STAAS, G. DE LAAK & D. INGENDAHL (2007): Assessment of population size and migration routes of silver eel in the River Rhine based on a 2-year combined mark-recapture and telemetry study. - ICES J. Mar. Sci. Advance Access, 5. 9. 2007, 1 - 7.
- KLUST, G. (1956): Der KÖTHKEsche Scherbretthamen. - Fischwirt 6, 251 - 256.
- LAGARRIGUE, T., B. VOEGTLE & J. M. LASCAUX (2008): Test d'évaluation des dommages subis par les salmonidés et des anguilles en dévalaison lors de leur transit à travers le turbogénérateur VHL - Tests avec des anguilles argentées. - Pins-Justaret (ECOGEA), 25 S.
- LARINIER, M. & J. DARTIGUELONGUE (1989): La circulation des poissons migrateurs et transit à travers les turbines des installations hydroélectriques. - Bull. Fr. Pêche Piscic. 312/313, 90 S.

- LAVES et al. (2008): Aalbewirtschaftungsplan für das Flusseinzugsgebiet der Weser. - Niedersächsisches Landesamt für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit - Dez. Binnenfischerei (Hannover), Der Senator für Wirtschaft und Häfen (Bremen), Regierungspräsidium Kassel - Dez. Landwirtschaft und Fischerei, Bezirksregierung Detmold - Dez. Landschaft und Fischerei, Thüringer Landesanstalt für Wald, Jagd und Fischerei - Ref. 22 (Gotha), Landesverwaltungsamt - Ref. Agrarwirtschaft, Ländliche Räume, Fischerei (Halle//Saale), Hannover, 28 S.
- LUNDBECK, J. (1927): Untersuchungen über die Beschädigung von Fischen, besonders Aalen, in den Turbinen des Kraftwerks Friedland (Opr.). - Z. Fischerei 25, 439 - 465.
- MANN, H. (1965): Ergebnisse der Aalmarkierungen in der Elbe im Jahr 1963. - Fischwirt 15, 1 - 7.
- MONTÉN, E. (1985): Fish and Turbines - Fish injuries during passage through power station turbines. - Stockholm (Vattenfall), 111 S.
- NLWKN (Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz (2006): Deutsches Gewässerkundliches Jahrbuch Weser- und Emsgebiet 2003. - Norden (NLWK).
- PÖHLER, F. (2006): Erfahrungen mit dem aalschonenden Betriebsmanagement einer Wasserkraftanlage. - DWA-Themen: Durchgängigkeit von Gewässern für die aquatische Fauna, 116 - 122.
- RABEN, K. von (1957): Über Turbinen und ihre schädliche Wirkung auf Fische. - Z. Fischerei NF. 6, 171 - 182.
- RAT DER EUROPÄISCHEN UNION (2007): Verordnung (EG) Nr. 1100/2007 des Rates vom 18. September 2007 mit Maßnahmen zur Wiederauffüllung des Bestands des Europäischen Aals. - Amtsblatt der Europäischen Union DE L 248/17 - 23 vom 22. 09. 2007.
- RATHCKE, P. C. (2000): Untersuchung über turbinenbedingte Schäden an Aalen im Kraftwerk Landesbergen (Weser) - Fortführung der Untersuchung aus dem Jahr 1996. - Wedel (Fischereiwissenschaftlicher Untersuchungs-Dienst P.-C. Rathcke), im Auftrag des Nieders. LA f. Ökologie, 14 S.

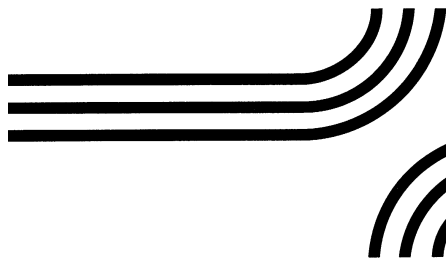
- SCHWEVERS, U. & B. ADAM (1997): Erfolgskontrolle von Besatzmaßnahmen mit Lachsen und Meerforellen im rheinland-pfälzischen Abschnitt des Gewässersystems der Lahn, Abschlußbericht der 1. Phase, 1994/96. - Kirtorf-Wahlen (Institut für angewandte Ökologie), im Auftrag der Bezirksregierung Koblenz, 101 S.
- SIMON, J. & E. FLADUNG (2009): Untersuchungen zur Blankaalabwanderung aus Oberhavel, Rhin und Mittelelbe. - Fischer & Teichwirt 60, 288 - 289.
- TESCH, F. W. (1983): Der Aal - Biologie und Fischerei. - Hamburg (Verlag Paul Parey) 2. Auflage, 340 S.
- TÖNSMANN, F. (Hrsg.) (1995): Zur Geschichte der Wasserstraßen insbesondere in Nordhessen. - Kasseler Wasserbau-Mitteilungen 4, 288 S..
- TRAVADE, F., J. DARTIGUELONGUE & M. LARINIER (1987): Dévalaison et franchissement des turbines et ouvrages énergétiques: l'expérience EDF. - La Houille Blanche 1/2, 124 - 133.
- TURNPENNY, A. W. H., S. CLOUGH, K. P. HANSON, R. RAMSAY & D. MCEWAN (2000): Risk assessment for fish passage through small, low-head turbines. - London (Crown Coypright), 41 S.
- WSV (Wasser- und Schifffahrtsverwaltung des Bundes) (1999): Planfeststellungsverfahren für die Anpassung der Mittelweser an den Verkehr mit auf 2,50 m abgeladenen 1350-t-Schiffen und den Verkehr von Großmotorgüterschiffen mit Begegnungs- und Abladebeschränkungen, Weser-km 252,600 bis 354,190. - Erläuterungsbericht, 25 S. Planfeststellungsunterlagen (25. Ausfertigung)

Berichts-Kennblatt

1. Berichtsnummer UBA-FB	2.	3.
4. Titel des Berichts Befunde zur Abwanderung von Salmonidensmolts 2009 Erarbeitung und Praxiserprobung eines Maßnahmenplans zur ökologisch verträglichen Wasserkraftnutzung an der Mittelweser		
5. Autor(en), Name(n), Vorname(n) Schwevers, Ulrich Adam, Beate Engler, Oliver		8. Abschlussdatum Juli 2010
6. Durchführende Institution (Name, Anschrift) Institut für angewandte Ökologie Neustädter Weg 25 36320 Kirtorf-Wahlen		9. Veröffentlichungsdatum
		10. UFOPLAN-Nr. 3707 21 200
7. Fördernde Institution (Name, Anschrift) Umweltbundesamt, Postfach 14 06, 06813 Dessau-Roßlau		11. Seitenzahl 25 Seiten
		12. Literaturangaben 20 Literaturangaben
		13. Tabellen und Diagramme 1 Tabelle
		14. Abbildungen 17 Abbildungen
15. Zusätzliche Angaben		
16. Kurzfassung Der vorliegende Bericht fasst Befunde zur Abwanderung von Salmonidensmolts in der Weser zusammen, die in der Abwandersaison 2009 erhoben wurden. Speziell zur Datenaufnahme für die vorliegende Untersuchung wurde während der Abwandersaison von Lachs- und Meerforellensmolts ein Aalschokker im Unterwasser der Staustufe Drakenburg eingesetzt. Hierbei wurden an 38 Fangtagen mehr als 400 Smolts nachgewiesen. Allerdings wurde hierbei eine Mortalitätsrate von 24 % festgestellt, die sich größtenteils auf die Fangmethode selbst zurückführen lässt, so dass die Schokkerfischerei nicht für weitergehende Untersuchungen zur Smoltabwanderung empfohlen werden kann. Darüber hinaus eignet sie sich nicht zur Untersuchung wasserkraftbedingter Effekte auf abwandernde Smolts, weil sich diese nicht von methodisch bedingten Schädigungen unterscheiden lassen. Bei etwa einem Drittel der Smolts handelte es sich um Lachse (<i>Salmo salar</i>), bei zwei Dritteln um Meerforellen (<i>Salmo trutta f. trutta</i>), obwohl nach vorliegenden Informationen keine Meerforellenwiederansiedlung in oberhalb gelegenen Gewässern des Wesersystems betrieben wird. Anscheinend rekrutieren sich die Meerforellensmolts somit aus stationären Bachforellenbeständen. Die Längenfrequenz zeigt bei den Lachsen eindeutig, dass die Smolts zum Teil ein- und zum Teil zweijährig abwandern. Auch bei den Meerforellen sind vermutlich mindestens zwei Jahrgänge an der Abwanderung beteiligt sein, doch bilden sich die einzelnen Jahrgänge in der Längenfrequenz nicht ab. Die Abwanderung von Smolts vollzieht sich in der Mittelweser nicht schubweise bei steigenden Abflüssen, sondern weitgehend kontinuierlich über die gesamte Abwandersaison von Anfang April bis Ende Mai. Ein fischschonendes Turbinenmanagement in Hinblick auf Salmonidensmolts wäre somit nur dann zielführend, wenn es die gesamte zweimonatige Abwandersaison umfassen würde		
17. Schlagwörter Weser, Lachs, Meerforelle, Smoltabwanderung, Mortalität, Längenfrequenz, Abwanderung und Abfluss		
18. Preis	19.	20.

Report Cover Sheet

1. Report No. UBA-FB	2.	3.
4. Report Title Findings about the downstream migration of salmonid smolts 2009 Development and Practical Testing of an Action Plan for the environmentally compatible Use of Hydropower – Hydropower and Water Framework Directive		
5. Autor(s), Family Name(s), First Name(s) Schwevers, Ulrich Adam, Beate Engler, Oliver	8. Report Date July 2010	9. Publication Date
6. Performing Organisation (Name, Address) Institut für angewandte Ökologie Neustädter Weg 25 D-36320 Kirtorf-Wahlen	10. UFOPLAN-Ref. No. 3707 21 200	
	11. No. of Pages 25 pages	
	12. No. of Reference 20 references	
	13. No. of Tables, Diagrams 1 table	
7. Sponsoring Agency (Name, Address) Umweltbundesamt, Postfach 14 06, 06813 Dessau-Roßlau	14. No. of Figures 17 figures	
	15. Supplementary Notes	
16. Abstract This report includes the results about the downstream migration of salmonid smolts in the river Weser in the year 2009. Specially for this investigation, a anchored stow net was used downstream of the barrage Drakenburg during the migration period of salmon and sea trout smolts. During 38 days, more than 400 smolts had been caught. 24 % of these smolts were dead, above all caused by the catching method. Thus, anchored stow nets can not be recommended as method for further investigations of the downstream migration of salmonid smolts. Beyond this, it was not possible to distinguish between the methodical caused mortality and the mortality caused by hydropower. About one third of the caught smolts were salmon. Even there are no resettlement projects with sea trout in the upper parts of the river basin, two thirds of the catch were sea trout. So it seems, that sea trout smolts descend of stationary brown trout populations. The length frequency of the salmon smolts shows two peaks, representing 1 and 2 year old specimen. Presumably, the sea trout smolts represent at least two age classes, but they can not be distinguished by the length frequency. The smolt migration in the river Weser did not show any peak effected by an increase of the discharge, but the downstream migration is largely spread over the hole migration season from the beginning of april to the end of may. So a smolt friendly turbine management would only be effective, if it would cover the whole, 2 month lasting downstream migration season.		
17. Keywords River Weser, salmon, sea trout, downstream migration of smolts, mortality, length frequency, discharge		
18. Price	19.	20.



Institut für angewandte Ökologie



WASSERRAHMENRICHTLINIE UND WASSERKRAFTNUTZUNG IM WESERGEBIET

Befunde zur Abwanderung von Salmonidensmolts 2009



F + E Vorhaben im Auftrag des Umweltbundesamtes

Dr. Ulrich Schwevers, Dr. Beate Adam & Dipl.-Geogr. Oliver Engler

Neustädter Weg 25

36320 Kirtorf-Wahlen

Wahlen, Juli 2010

INHALT

1	Einleitung	2
2	Untersuchungsgebiet	2
3	Methodik	4
	3.1 Fang abwandernder Smolts	4
	3.2 Auswertung der Fänge	8
4	Befunde	10
	4.1 Zeitliche Dynamik	10
	4.2 Längenfrequenz der Fänge	12
	4.3 Schädigungen	14
5	Diskussion	17
6	Literatur	22

ZUSAMMENFASSUNG

Der vorliegende Bericht fasst Befunde zur Abwanderung von Salmonidensmolts in der Weser zusammen, die in der Abwandersaison 2009 im Rahmen des UBA-Projektes „Wasserrahmenrichtlinie und Wasserkraft im Wesergebiet“ erhoben wurden.

Speziell zur Datenaufnahme für die vorliegende Untersuchung wurde während der Abwandersaison von Lachs- und Meerforellensmolts ein Aalschokker im Unterwasser der Staustufe Drakenburg eingesetzt. Hierbei wurden an 38 Fangtagen mehr als 400 Smolts nachgewiesen. Die Schokkerfischerei eignet sich somit grundsätzlich zur Erfassung der Smoltabwanderung. Allerdings wurde hierbei eine Mortalitätsrate von 24 % festgestellt, die sich größtenteils auf die Fangmethode selbst zurückführen lässt, so dass die Schokkerfischerei nicht für weitergehende Untersuchungen zur Smoltabwanderung empfohlen werden kann. Darüber hinaus eignet sie sich nicht zur Untersuchung wasserkraftbedingter Effekte auf abwandernde Smolts, weil sich diese nicht von methodisch bedingten Schädigungen unterscheiden lassen.

Bei etwa einem Drittel der Smolts handelte es sich um Lachse (*Salmo salar*), bei zwei Dritteln um Meerforellen (*Salmo trutta f. trutta*), obwohl nach vorliegenden Informationen nur Lachs-, aber keine Meerforellenwiederansiedlung in oberhalb gelegenen Gewässern des Wesersystems betrieben wird. Anscheinend rekrutieren sich die Meerforellensmolts somit aus stationären Bachforellenbeständen.

Die Längenfrequenz zeigt bei den Lachsen eindeutig, dass die Smolts zum Teil ein- und zum Teil zweijährig abwandern. Auch bei den Meerforellen sind vermutlich mindestens zwei Jahrgänge an der Abwanderung beteiligt sein, doch bilden sich die einzelnen Jahrgänge in der Längenfrequenz nicht ab.

Die Abwanderung von Smolts vollzieht sich in der Mittelweser nicht schubweise bei steigenden Abflüssen, sondern weitgehend kontinuierlich über die gesamte Abwandersaison von Anfang April bis Ende Mai. Ein fischschonendes Turbinenmanagement in Hinblick auf Salmonidensmolts wäre somit nur dann zielführend, wenn es die gesamte zweimonatige Abwandersaison umfassen würde.

1 EINLEITUNG

Das Ingenieurbüro Floecksmühle bearbeitet im Auftrag des Umweltbundesamtes unter der Forschungskennzahl 3707 21 200 das Projekt „Erarbeitung und Praxiserprobung eines Maßnahmenplans zur ökologisch verträglichen Wasserkraftnutzung an der Mittelweser“, kurz „Wasserkraftnutzung und Wasserrahmenrichtlinie“.

Im Rahmen dieses Projektes führte das Institut für angewandte Ökologie in der Saison 2009 im Unterauftrag Untersuchungen zur Abwanderung von Salmonidensmolts in der Mittelweser durch. Hierbei stand zunächst die Frage im Vordergrund, ob es möglich ist, abwandernde Salmonidensmolts mittels Schokker nachzuweisen und welche methodisch bedingten Probleme hierbei auftreten. Darüber hinaus sollte geklärt werden, in wie weit sich Schokkerfänge eignen, Aussagen zur wasserkraftbedingten Mortalität sowie zur Dynamik der Smoltabwanderung zu machen.

2 UNTERSUCHUNGSGEBIET

Die Weser erstreckt sich vom Zusammenfluss von Fulda und Werra in Hann. Münden bis zum Leuchtturm „Roter Sand“ im Wattenmeer der Nordsee. Sie weist eine Länge von 477 km auf und ihr Einzugsgebiet umfasst eine Fläche von 46.306 km². Damit entwässert die Weser zusammen mit ihren Quellflüssen etwa $\frac{1}{8}$ der Landesfläche Deutschlands (TÖNSMANN 1995) und lässt sich in Fließrichtung in folgende vier Abschnitte untergliedern (Tab. 1):

Tab. 1: Längsgliederung der Weser (WSV 1999)

Abschnitt	Weser-km	Ortsbezeichnung
Oberweser	0,000 - 204,445	Hann. Münden bis Minden
Mittelweser	204,445 - 362,000	Minden bis Bremen (Hemelingen)
Unteres Weser	362,000 - 427,000	Bremen (Hemelingen) bis Bremerhaven
Außenweser	427,000 - 477,000	Bremerhaven bis Leuchtturm „Roter Sand“

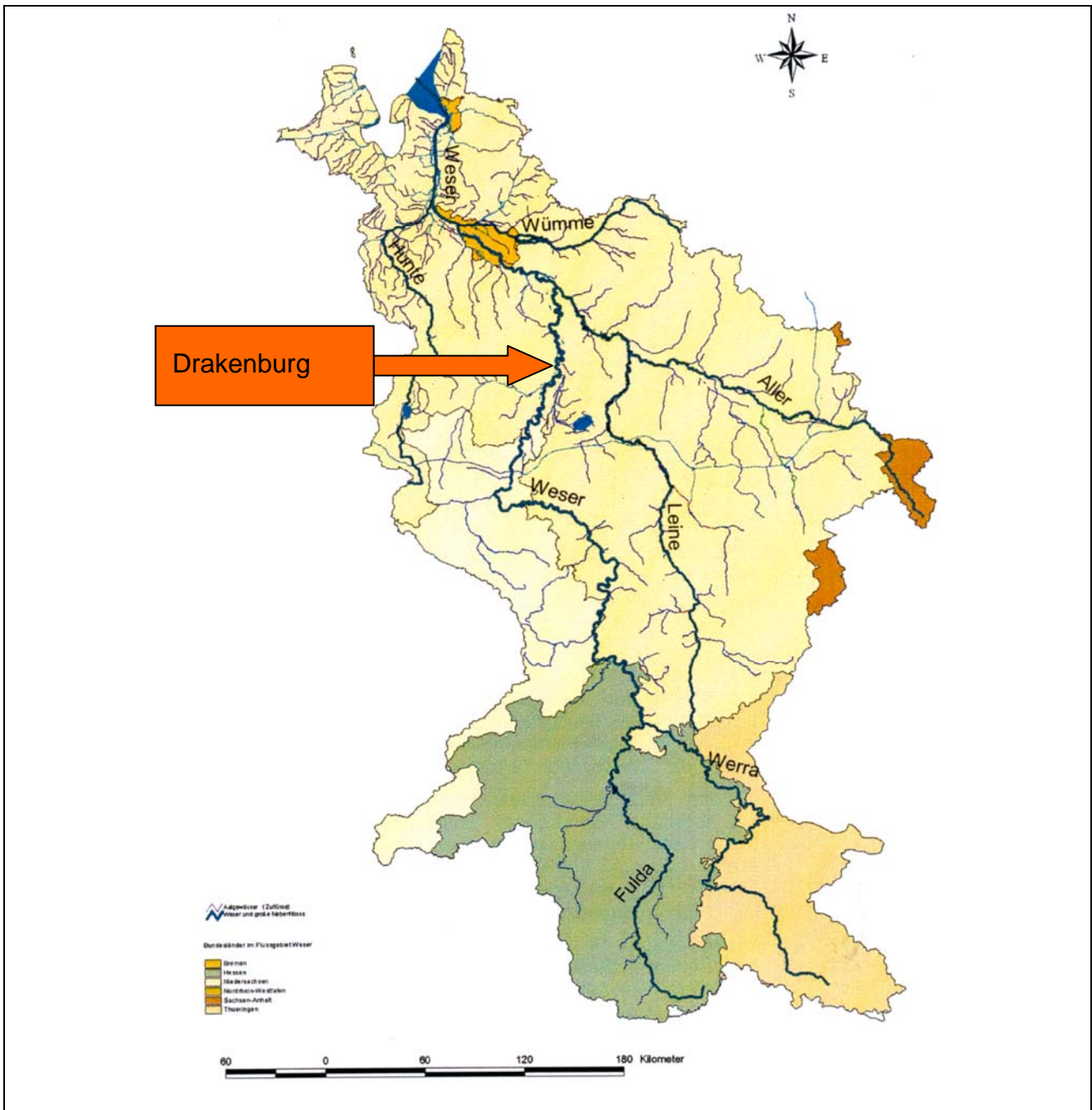


Abb. 1: Einzugsgebiet der Weser mit farblicher Markierung der Bundesländer (LAVES et al. 2008) sowie Drakenburg, dem Fangort der vorliegenden Untersuchung

Die vorliegende Untersuchung wurde in der stauregulierten Mittelweser durchgeführt, und zwar im Unterwasser der Staustufe Drakenburg (Weser-km 277,74). Zum Einsatz kam hierbei ein Aalschokker, der ca. 660 m unterhalb des Wasserkraftwerks Drakenburg in der Weser vor Anker liegt.

3 METHODIK

3.1 FANG ABWANDERNDER SMOLTS

Zum Fang abwandernder Smolts wurde ein Schokker des Fischereibetriebes Gebr. Dobberschütz in Drakenburg eingesetzt. Dies ist ein fischereiliches Spezialfahrzeug, das um 1900 in den Niederlanden zum Fang von Blankaalen entwickelt wurde (Abb. 2 bis 5). Es handelt sich um ein Schiff von ca. 14 bis 18 m Länge und 4,5 bis 5,2 m Breite, das über keinen eigenen Antrieb verfügt, sondern an Ketten fest verankert wird. Das eigentliche Fanggerät, der Hamen, ist ein kegelförmiger, vorn und hinten offener Netzschlauch. Die der Strömung zugewandte große Hamenöffnung hat eine Breite von 10 bis 12 m und eine Tiefe von ca. 4 bis 6 m. Die hintere kleine Öffnung hat einen Durchmesser von 50 cm. Das Netz wird aus mehreren, verschieden dicken Garnsorten gestrickt. Am vorderen Ende mit der dicksten Sorte beginnend, werden große, ca. 15 bis 20 cm weite Maschen gestrickt, denen in Abständen von je 1 Meter immer dünneres Garn mit kleineren Maschen folgt, bis zu einer Maschenweite von ca. 3 cm am Ende des insgesamt ca. 30 m langen Netzschlauchs. Zugleich wird nach je einem Meter Netzlänge die Zahl der Maschen gemindert, woraus sich die sukzessive Verjüngung des Hamens ergibt. Am Ende des Hamens wird ein Fangsack von 2 bis 4 Meter Länge, der sogenannte Steert befestigt, der eine Maschenweite von 1,2 cm aufweist und den Fang aufnimmt.

Der bzw. im Falle der Weserschocker die beiden Hamen werden seitlich neben dem Rumpf zwischen einem Ober- und einem Unterbaum montiert (Abb. 2b: O und U). Um die Hamenöffnungen rechtwinklig zum Schocker zu orientieren, sind beide Bäume über Drahtseile (Abb. 2: sp und H) jeweils an beiden Enden zum Oberwasser hin abgespannt.

Der Oberbaum ist fest fixiert und befindet sich auf bzw. kurz oberhalb der Wasseroberfläche. Der Unterbaum kann über Seilzüge, die sogenannten Unterbaumdrähte (Abb. 2: 3a und 3b) gehoben und abgesenkt werden. Hierzu wird das Seil über eine Umlenkrolle am Mast zu einer Seilwinde (W) auf dem Deck des Schokkers geführt. In Ruhestellung ist der Unterbaum bis auf das Niveau des Oberbaumes angehoben. Um das Netz zu öffnen, wird der Unterbaumdraht gelockert und der Unterbaum senkt sich ab. Zur Vermeidung von Beschädigungen des Netzes wird er nicht ganz auf den Gewässergrund abgelassen, sondern in ca. 0,5 m über Grund fixiert. Er ist mit einer schweren Kette umwickelt, die den Spalt zwischen Hamen und Gewässergrund versperren soll, vor allem aber dazu dient, den Unterbaum so zu beschweren, dass er aufgrund seines Eigengewichtes absinkt, sobald der Unterbaumdraht gelockert wird.

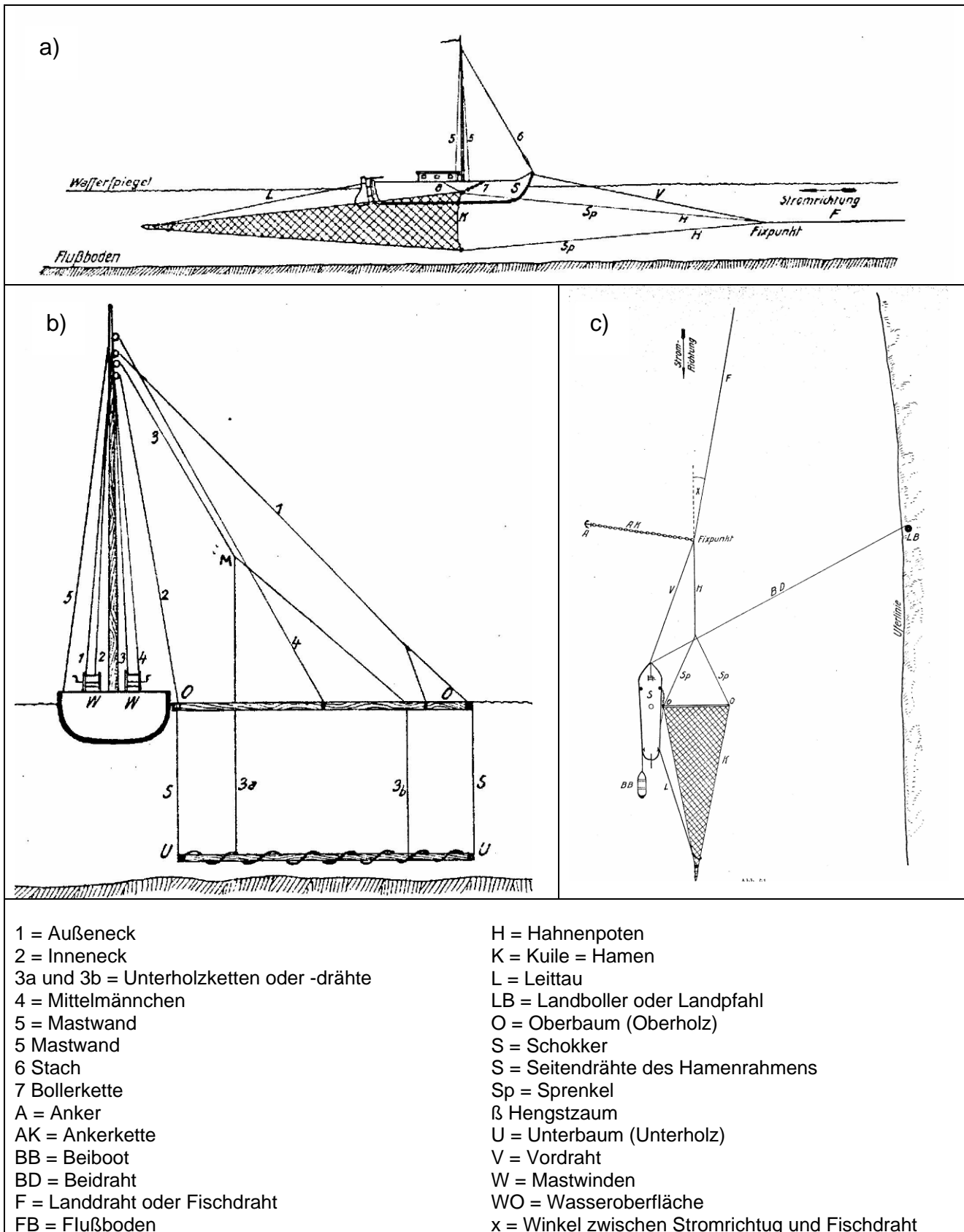


Abb. 2: Hamen in Längsschnitt (a), Querschnitt (b) und Aufsicht (c) (BÜRGER 1926)

Um den Schokker in Betrieb zu nehmen, wird zunächst der Steert am Ende des Hamens befestigt und dann der Unterbaum abgesenkt, um den Hamen zu öffnen. Ist der Treibgut-anfall und/oder Fang gering, bleibt der Schokker über Nacht in Fangposition. Am nächsten Morgen wird zunächst der Unterbaum gehoben, so dass sich die Hamenöffnung schließt und der Hamen nicht mehr dem Wasserdruck ausgesetzt ist. Dann wird der Fang geborgen, indem der Steert ins Beiboot geholt und dort entleert wird.



Abb. 3: Schokker des Fischereibetriebs der Gebrüder Dobberschütz von vorne, in Ruhestellung mit angehobenem Unterbaum



Abb. 4: Schokker des Fischereibetriebs Dobberschütz von der Seite, der Hamen ist als dunkler Schatten seitlich neben und hinter dem Rumpf erkennbar



Abb. 5: Fangsack (Steert) eines Schokkers

Die Weserfischer betreiben ihre Schokker ausschließlich zum Blankaalfang. Entsprechend beschränkt sich die Fangsaison auf deren Abwandersaison, also etwa von September / Oktober bis Dezember, gelegentlich auch bis Januar. Die Abwanderung von Salmonidensmolts hingegen ist etwa auf Anfang April bis Ende Mai beschränkt. Deshalb wurde einer der Schokker des Fischereibetriebes Gebr. Dobberschütz in Drakenburg in der Zeit vom 10. April bis zum 31. Mai 2009 außerplanmäßig betrieben und speziell dazu eingesetzt, um im Rahmen des vorliegenden Projektes abwandernde Salmonidensmolts nachzuweisen.

3.2 AUSWERTUNG DER FÄNGE

Im Rahmen des vorliegenden Projektes wurden die Fänge von Salmonidensmolts ausgewertet und protokolliert. Hierbei wurden grundsätzlich von sämtlichen gefangenen Smolts folgende Daten erfasst:

Datum: Tag des Fanges, jeweils das Datum, an dem das Fanggerät gestellt wurde. Die Tagesfänge wurden entweder sofort ausgewertet oder jeweils bis zur Auswertung separat gehältert, so dass eine eindeutige Zuordnung möglich war.

Art: Es wurde unterschieden, ob es sich um Lachs- oder um Meerforellensmolts handelt. Diese Artunterscheidung ist zuverlässig anhand der in Abb. 6 dargestellten Merkmale möglich.

Länge: Gesamtlänge jeden Exemplars in Zentimetern von der Schnauzenspitze bis zum Hinterende der Schwanzflosse.

Status: Zustand des Exemplars. Hierbei wurde differenziert in:

- lebend und
- tot

Darüber hinaus wurden die Fänge an insgesamt 3 Tagen einer detaillierteren Begutachtung durch Fischereibiologen des Instituts für angewandte Ökologie unterzogen.



Abb. 6: Merkmale zur Artunterscheidung der Smolts von Lachs (oben) und Meerforelle (unten): Lachssmolts sind deutlich schlanker, haben eine tief eingeschnittene Schwanzflosse und auffällig große Brustflossen. Ihr Maul erreicht, im Gegensatz zu Meerforellensmolts, nicht den Hinterrand des Auges. Ihre Fettflosse ist farblos mit einem grauen Rand, während die Fettflosse von Meerforellensmolts deutlich rot gerandet ist.

4 BEFUNDE

An 38 Fangtagen zwischen dem 10. April und dem 31. Mai 2009 wurden insgesamt 421 Smolts gefangen. Hierbei handelte es sich um 143 Lachssmolts (*Salmo salar*) und 278 Meerforellensmolts (*Salmo trutta f. trutta*). In den nachfolgenden Kapiteln werden die zeitliche Dynamik der Smoltabwanderung (Kap. 4.1) und ihre Abhängigkeit vom Abfluss (Kap. 4.2), die Längenfrequenz der beiden Arten (Kap. 4.3) sowie Art und Umfang von Schädigungen (Kap. 4.4) dargestellt.

4.1 ZEITLICHE DYNAMIK

Die Smoltabwanderung in der Weser hatte zu Beginn des Untersuchungszeitraumes bereits eingesetzt. In der Folgezeit wurden an fast allen Fangtagen Smolts beider Arten registriert, wobei die maximalen Tagesfänge bei der Meerforelle 18 und beim Lachs 8 Exemplare erreichten (Abb. 7).

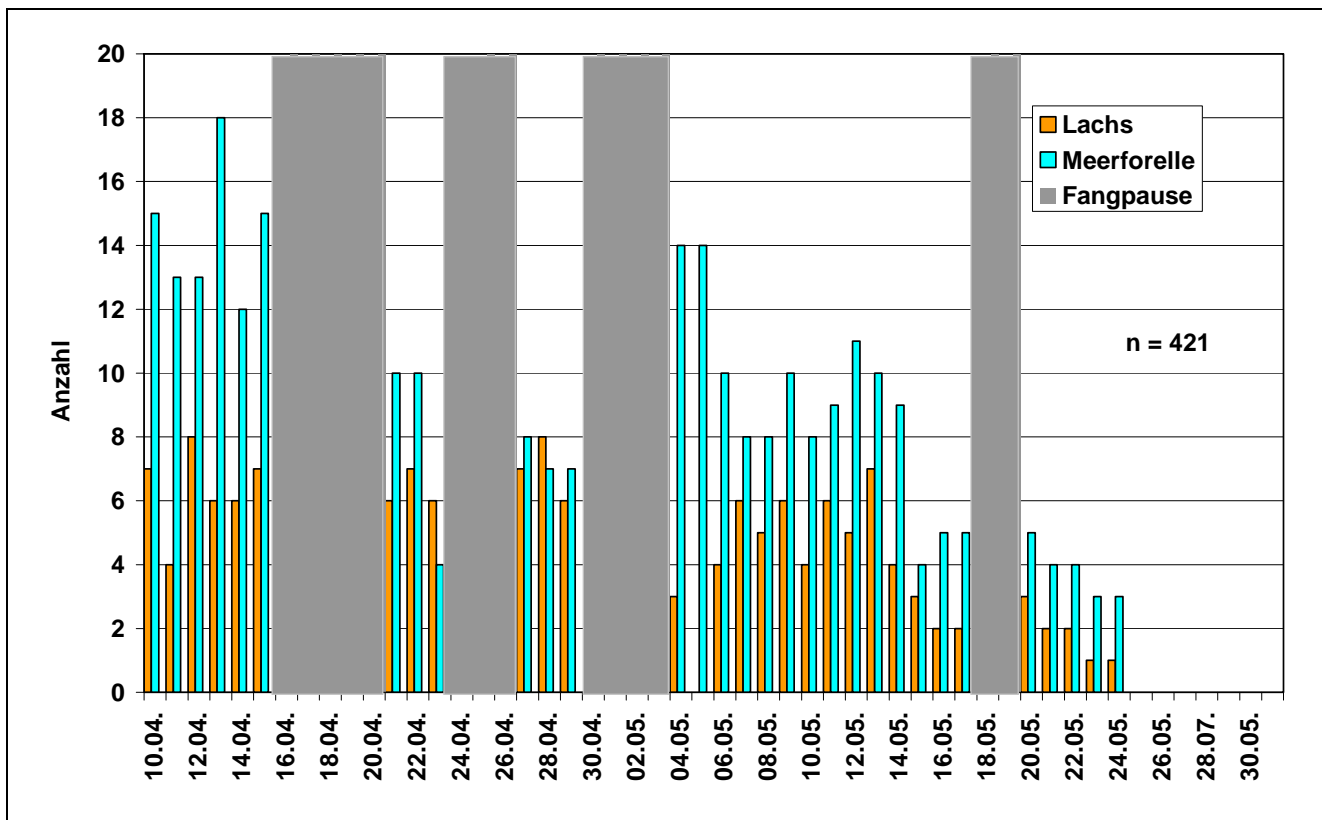


Abb. 7: Fangzahlen von Lachs- und Meerforellensmolts im Verlauf des Untersuchungszeitraumes vom 10. April bis zum 31. Mai 2009

Hierbei blieb das Niveau der Tagesfänge über den gesamten April und die erste Maihälfte relativ konstant. In der Regel wurden pro Tag 4 bis 8 Lachs- und 8 bis 12 Meerforellensmolts gefangen. In der 3. Maiwoche war dann ein deutlicher Rückgang der Fangzahlen zu verzeichnen und ab dem 26. Mai wurden keinerlei Lachs- und Meerforellensmolts mehr gefangen. Weil die Abwandersaison offensichtlich beendet war, wurde der Schokker nach dem 31. Mai nicht mehr betrieben.

4.2 ABHÄNGIGKEIT DER SMOLTABWANDERUNG VOM ABFLUSS

In Abb. 8 ist neben den Tagesfängen von Lachs- und Meerforellensmolts auch der Abfluss der Weser am Pegel Drakenburg dargestellt.

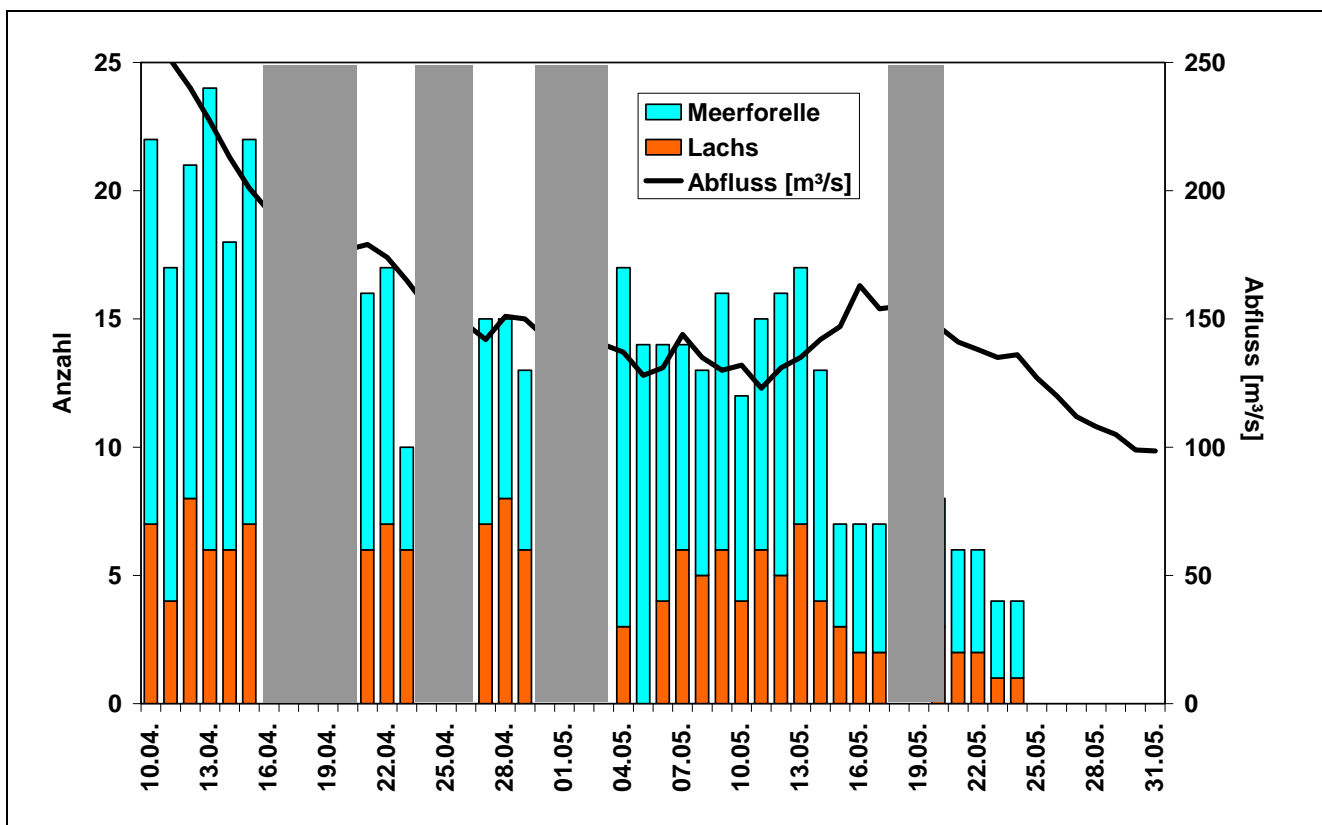


Abb. 8: Fangzahlen von Lachs- und Meerforellensmolts im Verlauf des Untersuchungszeitraumes vom 10. April bis zum 31. Mai 2009 sowie Abfluss der Weser am Pegel Drakenburg

Hierbei zeigt sich keine erkennbare Abhängigkeit der Smoltabwanderung vom Abfluss oder von der Abflusstendenz: Obwohl sich im Untersuchungszeitraum, bei grundsätzlich fallender Abflusstendenz mehrfach zwischenzeitliche Abflussspitzen ereigneten, blieben die Fangzahlen von Mitte April bis Mitte Mai annähernd konstant. Im gesamten Untersuchungszeitraum lassen sich keinerlei Abwanderwellen mit kurzfristig erhöhten Fangzahlen identifizieren.

Relativ hohe Fangzahlen wurden im Verlauf des April bei stark fallendem Abfluss erzielt. Kurz- oder auch längerfristige Abflussanstiege beispielsweise am 21. und 28. April, am 7. Mai und in der Zeit vom 12. bis 18. Mai hatten keine Erhöhung der Fangzahlen zur Folge.

4.3 LÄNGENFREQUENZ DER FÄNGE

In Abb. 9 ist die Längenfrequenz der nachgewiesenen Meerforellensmolts dargestellt. Bei einem arithmetischen Mittelwert von 17,2 cm wurden Exemplare von 10 bis 24 cm Gesamtlänge registriert. Die meisten Exemplare waren 14 bis 20 cm lang, insgesamt ergibt sich eine eingipfelige Größenverteilung.

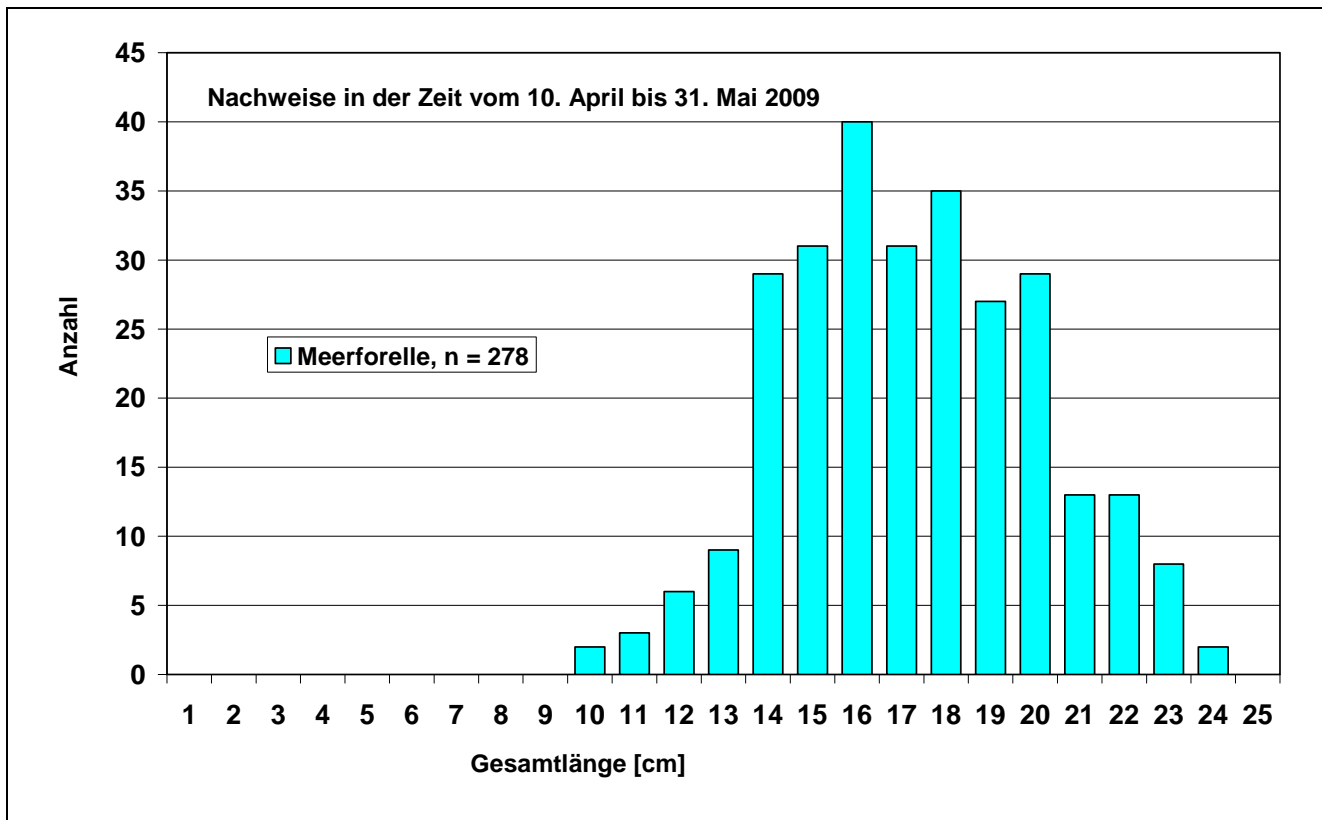


Abb. 9: Längenfrequenz der im Frühjahr 2009 registrierten Meerforellensmolts

Abb. 10 zeigt die Längenfrequenz der nachgewiesenen Lachssmolts. Diese unterscheidet sich deutlich von derjenigen der Meerforellen. Zum einen sind die Lachssmolts mit einer mittleren Gesamtlänge von 14,4 cm deutlich kleiner und es fehlen Exemplare von mehr als 19 cm Länge. Zum anderen fällt eine ausgeprägte Zweigipfeligkeit der Längenfrequenz mit einem ersten Peak bei 11 cm und einem zweiten Peak bei 15 cm auf. Die Lachssmolts lassen sich somit in zwei Größengruppen von durchschnittlich 11,2 bzw. 15,7 cm unterteilen.

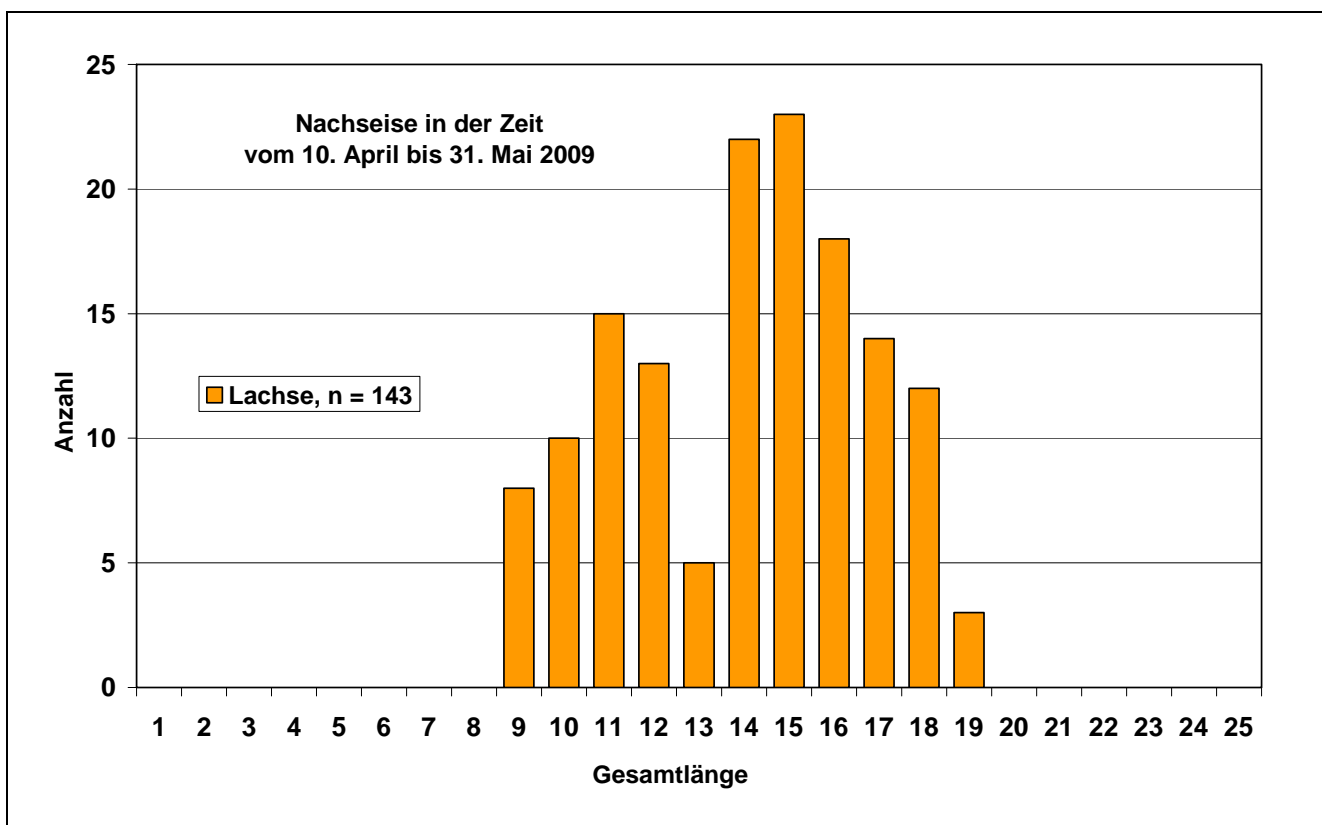


Abb. 10: Längenfrequenz der im Frühjahr 2009 registrierten Lachssmolts

Diese beiden Chargen unterscheiden sich nicht nur bezüglich ihrer Größe, sondern sie wanderten auch zu unterschiedlichen Zeiten ab: Während die Lachse von mehr als 13 cm Gesamtlänge ihre Abwanderung bereits am 05. Mai 2009 fast vollständig abgeschlossen hatten, setzte die Abwanderung kleinerer Lachssmolts von weniger als 13 cm Länge im wesentlichen erst nach diesem Datum ein (Abb. 11).

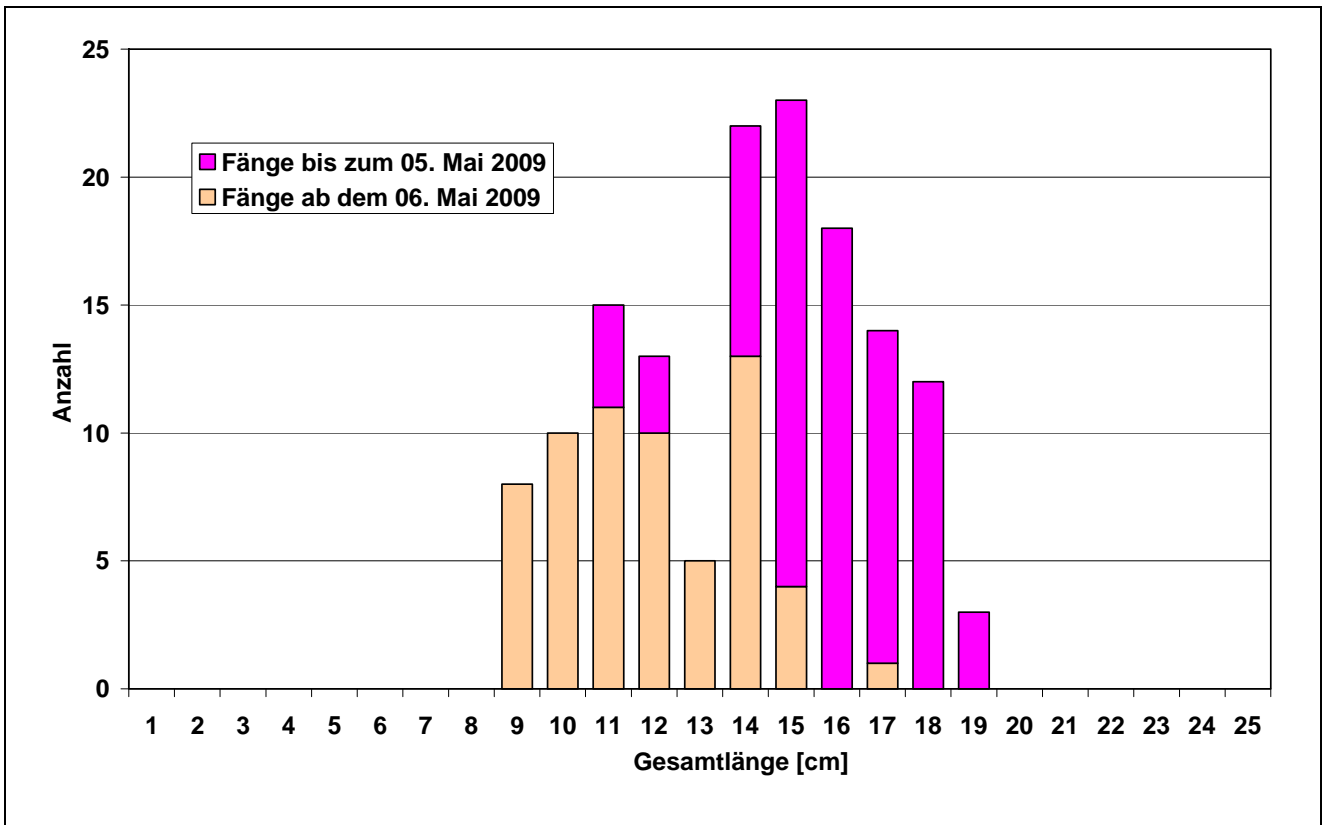


Abb. 11: Längenfrequenz der registrierten Lachse, differenziert nach dem Zeitraum der Abwanderung

4.4 SCHÄDIGUNGEN

Von den gefangenen Smolts waren 99 tot. Dies entspricht einem Anteil von 24 %. Tendenziell war die Mortalitätsrate beim Lachs mit 29 % etwas höher als bei der Meerforelle mit 21 % (Abb. 12).

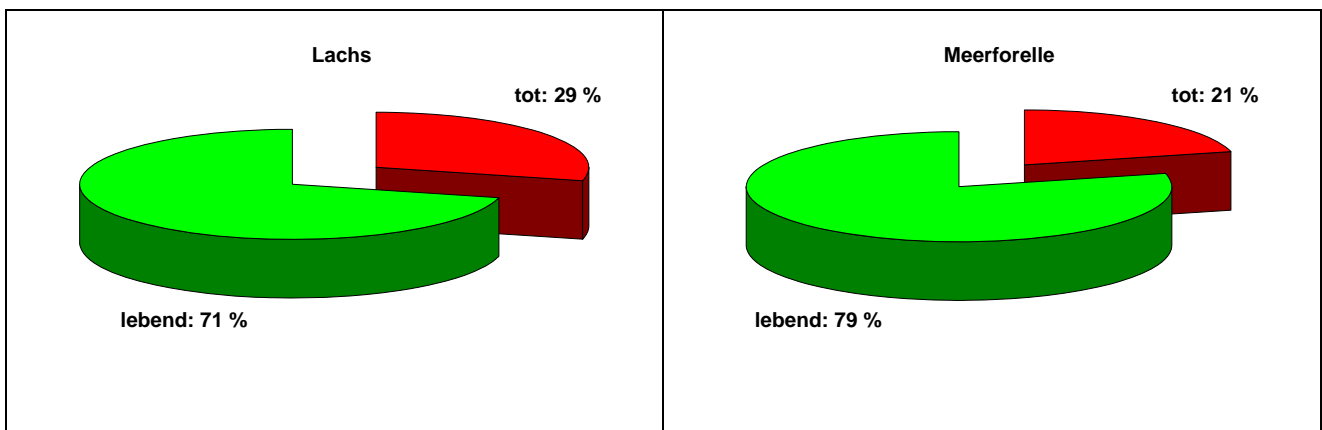


Abb. 12: Mortalitätsrate von Lachs- und Meerforellensmolts

Allerdings wiesen die toten Smolts in keinem Falle äußere oder andere erkennbare Verletzungen auf, die eindeutig auf eine Turbinenpassage hätten zurückgeführt werden können. Insofern kann die Tötung der Smolts nicht auf eine bestimmte Ursache zurückgeführt werden. Vielmehr kommen hierfür Auswirkungen der Turbinenpassage ebenso in Frage wie die Fangmethode selbst.

Bei der Mehrzahl der Smolts waren erhebliche Schuppenverluste zu verzeichnen, die jedoch ebenso bei toten wie auch bei lebenden Exemplaren auftraten und damit als eigentliche Todesursache auszuschließen sind.

Diese Schuppenverluste waren z. T. gleichmäßig über den Körper verteilt (Abb. 13), bei anderen Exemplaren fehlten auf größeren Flächen vor allem an den Flanken die Schuppen vollständig (Abb. 14). Beide Schadensbilder lassen sich zunächst nicht eindeutig auf eine bestimmte Ursache zurückführen. Bei einigen Fischen jedoch zeigten die Schuppenverluste deutlich die Netzstruktur des Steerts (Abb. 15). Diese Beobachtung lässt den Schluss zu, dass die Fangmethode selbst die Ursache für die Schädigung dieser Smolts ist.



Abb. 13: Meerforellensmolt mit gleichmäßig über die Flanke verteilten Schuppenverlusten



Abb. 14: Lachssmolt mit flächigen Schuppenverlusten an der Flanke



Abb. 15: Lachssmolt, bei dem die Schuppenverluste deutlich die Netzstruktur des Hamens abbilden

5 DISKUSSION

Schokker sind primär darauf ausgelegt, Blankaale zu fangen. Ebenso wie diese lassen sich jedoch auch abwandernde Molts mit der Strömung flussabwärts verdriften, weshalb auch sie von Schokkern gefangen werden können.

Im Gegensatz zu Aalen besteht bei Molts allerdings die Gefahr, dass sie im Steert des Schokkerhamens durch den Wasserdruck, durch Anpressen an das Netzmaterial oder gegen andere Fische geschädigt und getötet werden. Dieses Problem war schon Anfang des 20. Jahrhunderts bekannt, als Schokker nicht nur dem Aalfang dienten, sondern auch außerhalb der Abwandersaison der Blankaale zum Fischfang eingesetzt wurden (BÜRGER 1926). In der Zeit der Moltabwanderung aber war die Schokkerfischerei aufgrund der auftretenden Verluste verboten. Am badischen Rhein beispielsweise durften die Schokker noch in den 1950er Jahren erst ab dem 20. April betrieben werden und auch nur dann, wenn am Steert sogenannte Durchschlupfvorrichtungen oder Schutzkörbe eingebaut waren (HAUNS & HAUNS 1996). Hierbei handelte es sich um Konstruktionen aus Rechen-, Gitter- oder Netzmaterial mit so großer lichten Weite, dass die Molts in der Lage waren, die Maschen zu passieren und so dem Hamen zu entkommen (v. RABEN 1952). Eine Auswahl solcher Durchschlupfvorrichtungen ist in Abb. 16 dargestellt. Ohne derartige Schutzsysteme durfte erst nach dem 24. Mai mit dem Schokker gefischt werden, weil man davon ausging, dass dann die Moltabwanderung abgeschlossen war (HAUNS & HAUNS 1996).

Die aus diesen historischen Quellen bekannte Gefährdung von Molts durch Schokker konnte durch die vorliegende Untersuchung bestätigt werden. Die mittlere Mortalitätsrate von 24 % überschreitet das Ausmaß einer wasserkraftbedingten Schädigung bei weitem, so dass die beobachtete Mortalität zum größten Teil methodisch bedingt ist. Aufgrund dieser Verluste ist die Schokkerfischerei für die Zukunft nicht als Methode zur Untersuchung der Moltabwanderung zu empfehlen.

Eine Gefährdung abwandernder Molts durch die reguläre Schokkerfischerei an der Mittelweser ist hingegen auszuschließen, da die Schokker zur Zeit der Moltabwanderung nicht betrieben werden.

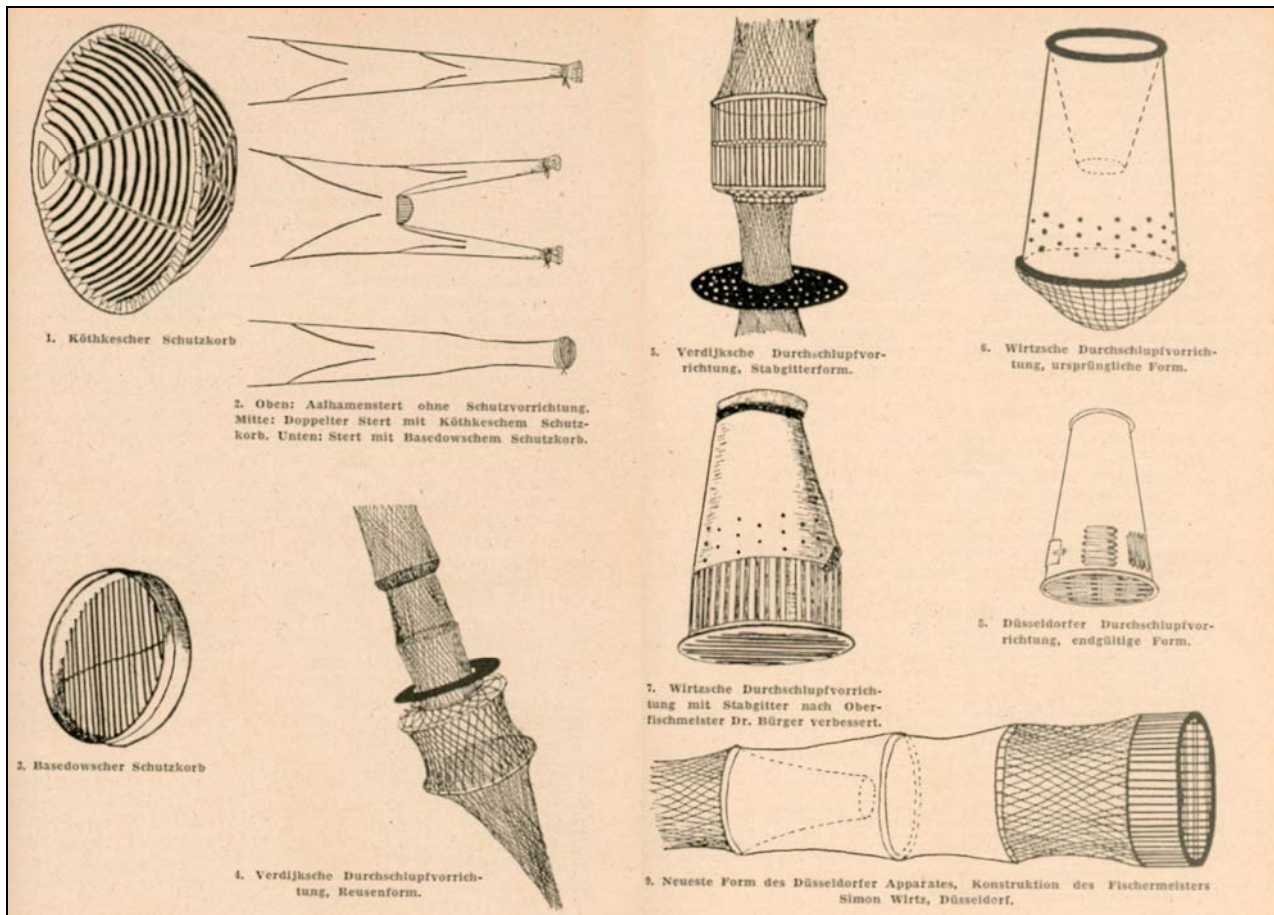


Abb. 16: Lachsschutzkörbe und Durchschlupfvorrichtungen für Smolts unterschiedlichster Konstruktion, die bei der Schokkerfischerei in der ersten Hälfte des 20. Jahrhunderts zum Schutz von Lachsen eingesetzt wurden (v. RABEN 1952)

Leider lassen sich wasserkraft- und methodisch bedingte Schädigungen aufgrund der unspezifischen Schadensbilder nicht differenzieren, so dass sich aus den Schokkerfängen keinerlei Aussagen zur wasserkraftbedingten Schädigung und Mortalität ableiten lassen. Biologische Aussagen zur Smoltabwanderung hingegen erlauben die erhobenen Befunde.

Die registrierten Lachssmolts lassen sich mit hoher Wahrscheinlichkeit auf Wiederansiedlungsmaßnahmen zurückführen, die im nordrhein-westfälischen Teil der Weser und ihren Zuflüssen durchgeführt wurden. Gezielte Meerforellenwiederansiedlung hingegen wird in den oberhalb von Drakenburg gelegenen Bereichen des Wesergebietes nach vorliegenden Informationen nicht betrieben. Insofern ist es ein überraschender Befund, dass dennoch fast doppelt so viele Meerforellen- wie Lachssmolts registriert wurden.

Hierbei mag es eine Rolle spielen, dass Lachssmolts im Mittel deutlich kleiner sind und deshalb die Maschen des Hamens eher passieren können, so dass ihre Fangquote geringer ist. Unabhängig davon aber stellt sich die Frage nach der Herkunft der registrierten Meerforellen. Aufgrund der eingeschränkten Funktionsfähigkeit der Fischaufstiegsanlagen im Verlauf der Weser und der minimalen Nachweiszahlen adulter Meerforellen bei Aufstiegskontrollen (SPÄH 1998, SCHIRMER & DROSTE 2002, WIELAND & NÖTHLICH 2003, RATHCKE 2004) ist es auszuschließen, dass im Wesergebiet oberhalb Drakenburg eigenständige Meerforellenpopulationen existieren und die registrierten Smolts auf die Reproduktion aufgestiegener Laichfische zurückzuführen sind. Vielmehr spielt es offensichtlich eine entscheidende Rolle, dass die Meerforelle keine eigenständige Art ist, sondern lediglich ein anadromer Lebensformtyp der Bachforelle, so dass sich auch in stationären Bachforellenpopulationen ein gewisser Anteil der Jungfische zu Meerforellen entwickelt (LEHMANN 1998). Diese bilden, ebenso wie Lachse, ein Smoltstadium aus und wandern als Jungfische meerwärts.

Mit einer Gesamtlänge zwischen 10 und 24 cm weisen die abwandernden Meerforellensmolts eine sehr unterschiedliche Größe auf. Entsprechend ist davon auszugehen, dass es sich hierbei um Angehörige von mehr als einem Jahrgang handelt. Die mittlere Größe der registrierten Exemplare entspricht relativ genau der maximalen Länge, die einsömmrige Meerforellen bei Untersuchungen im Rheinsystem erreichten (SCHWEVERS 1998a). Wenn die Ergebnisse aus dem Rhein- auf das Wesersystem übertragbar sind, dürfte es sich bei den in der Weser abwandernden Meerforellensmolts um mindestens zwei, möglicherweise sogar um drei Jahrgänge handeln. Die Jungfische in verschiedenen Zuflüssen der Weser wachsen offensichtlich unterschiedlich schnell, so dass die Angehörigen des selben Jahrgangs bei der Abwanderung unterschiedliche Größen aufweisen und in der Längenfrequenz keine Jahrgangsklassen abgebildet sind. Vielmehr überlagern sich die Längenfrequenzen der einzelnen Jahrgänge und bilden gemeinsam eine eingipfelige Größenverteilung.

Genauen Aufschluss über den Altersaufbau könnten Altersbestimmungen an Schuppenproben geben, die im Rahmen der vorliegenden Untersuchung jedoch nicht durchgeführt wurden.

Bei den Lachssmolts sind die Verhältnisse deutlich anders als bei den Meerforellen. Bei dieser Art spalten sich die einzelnen Jahrgänge jeweils in zwei unterschiedlich schnell wachsende Chargen auf. Bereits im Verlauf des ersten Sommers lässt sich im Freiland ebenso wie in der Fischzucht eine bimodale Längenfrequenz nachweisen, bis der Jahrgang im nächsten Frühjahr schließlich in zwei vollständig getrennte Größengruppen aufgespalten ist (SCHWEVERS 1998b). Die beiden Größengruppen weisen einen unterschiedlichen Entwicklungszyklus auf, der nicht nur aus Wiederansiedlungsprojekten bekannt, sondern auch für wildlebende Populationen des Atlantischen Lachses vielfach belegt ist (THORPE 1977, BAGLINIÈRE & MAISSE 1985, NICIEZA et al. 1991, HEGGENES & METCALFE 1991, JONSSON et al. 1998 u.a.):

- Die größere Charge eines Jahrgangs smoltifiziert im ersten Frühjahr und wandert einjährig ab. Die Gesamtlänge dieser Smolts beträgt im Mittel ca. 11 bis 12 cm.
- Die kleinere Charge verbleibt ein weiteres Jahr im Süßwasser und wandert zweijährig ab, wobei sich ein großer Teil der männlichen Exemplare als sogenannte frühreife Milchner an der Reproduktion beteiligt (SCHNEIDER 1998). Die zweijährigen Smolts sind bei der Abwanderung mit durchschnittlich ca. 15 bis 16 cm deutlich größer als ihre einjährigen Artgenossen.

Die Abwanderung der Smolts aus den Aufwuchsgewässern erfolgt nicht synchron, sondern im Frühjahr wandern zunächst die zweisömmrigen Smolts ab, bevor die einsömmrigen Exemplare mit deutlicher Verzögerung folgen (SCHWEVERS 1998a, ADAM & SCHWEVERS 1999). Genau die selbe Dynamik der Smoltabwanderung kommt auch in den Fängen an der Mittelweser zum Ausdruck:

- Im Verlauf des April bis Anfang Mai wurden fast ausschließlich Lachssmolts der größeren Charge gefangen, die sich mit einer mittleren Größe von 15,7 cm dem Jahrgang der Zweisömmrigen zuordnen lassen.
- Erst nachdem deren Abwanderung weitgehend abgeschlossen war, wurden vermehrt auch Smolts der kleineren Charge registriert, die eine mittlere Größe von 11,2 cm aufwiesen und damit als einsömmrige Exemplare anzusprechen sind.

Insofern stimmen die Befunde von der Mittelweser größtenteils mit entsprechenden Erkenntnissen aus anderen Gewässern, beispielsweise dem Lahnsystem überein (SCHWEVERS 1998a, ADAM & SCHWEVERS 1999). Lediglich die auf Smoltfängen in der Lahnmündung gründende Vermutung, dass sich die zu unterschiedlichen Zeiten aus

den Aufwuchsgewässern abwandernden Smolts der beiden Jahrgänge im Verlauf ihrer Wanderung wieder zusammenschließen und in den Flussunterläufen gemeinsam auftreten, wurde nicht bestätigt. Vielmehr zeigt sich anhand der vorliegenden Befunde für die Weser, dass die zeitliche Differenzierung der Abwanderung ein- und zweisömrriger Lachssmolts im untersuchten Flussabschnitt erhalten bleibt.

Die Abwanderung der Smolts aus den Aufwuchsgewässern setzt zunächst eine physiologische Prädisposition voraus, die sich im Laufe des zeitigen Frühjahrs einstellt und wird durch bestimmte Zeitgeber ausgelöst. Der wichtigste Auslöser der Smoltabwanderung ist in Mitteleuropa offensichtlich der Abfluss, wobei nicht die absolute Höhe, sondern ein deutlicher Anstieg des Abflusses die Abwanderung auslöst (SCHWEVERS 1998a). Dies veranschaulicht Abb. 17 am Beispiel der Lachsabwanderung aus der Lahn im Frühjahr 1996.

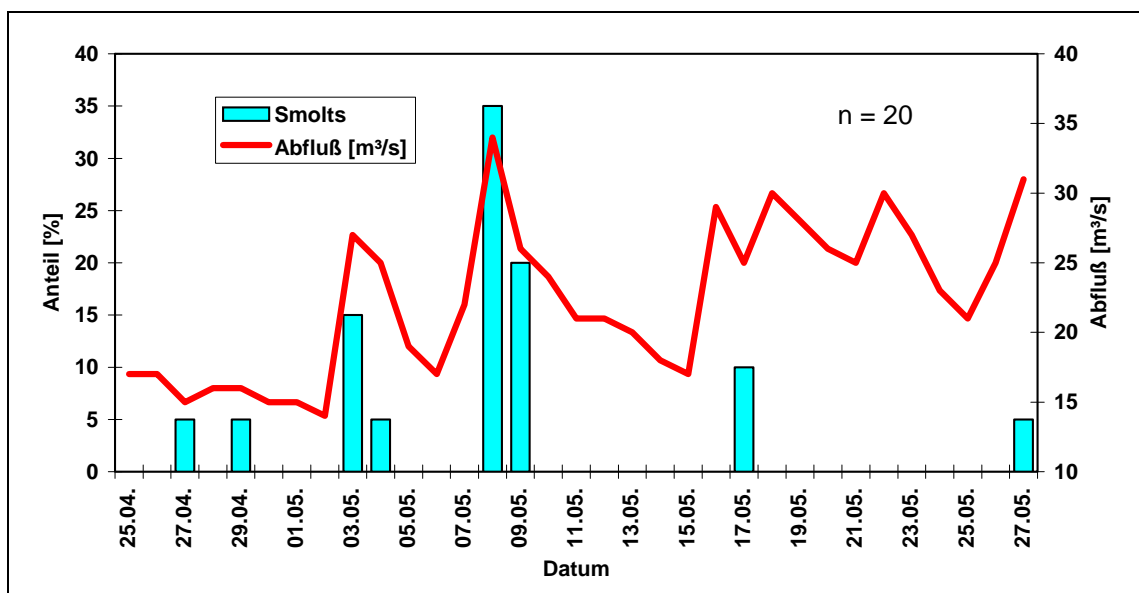


Abb. 17: Zusammenhang zwischen dem Abwanderzeitpunkt von Lachssmolts und dem Abfluss der Lahn (Rheinland-Pfalz) in der Zeit vom 25. April bis 27. Mai 1996 (DWA 2005, verändert nach SCHWEVERS 1998a)

Diese Beobachtung gab Anlass zu der Hoffnung, dass es möglich sein könnte, nicht nur Aale, sondern auch Salmonidensmolts durch ein fischschonendes Betriebsmanagement vor der Turbinenpassage zu schützen (DWA 2005). Dagegen zeigen die vorliegenden Befunde von der Mittelweser, dass sich die Abwanderung hier nicht konzentriert bei ansteigenden Abflüssen vollzieht, sondern nahezu konstant über die gesamte Abwander-

saison erfolgt. Ein Betriebsmanagement müsste somit die gesamte Saison umfassen, die im Jahr 2009 bereits vor dem 10. April startete und sich bis zum 24. Mai hinzog. Dies erscheint in Anbetracht der dabei unvermeidlichen Produktionsausfälle der Wasserkraftanlagen nicht durchführbar. Insofern gibt es für den Schutz von abwandernden Salmonidensmolts an der Mittelweser keine Alternative zur Installation geeigneter Fischschutz- und -abstiegsanlagen an den Wasserkraftanlagen. Technische Lösungen hierzu sind in DWA (2005) dargestellt.

6 LITERATUR

- ADAM, B. & U. SCHWEVERS (1999): Analyse des Fischwanderweges Lahn und Wiederansiedlung von Wanderfischen. - In: IKSR (Hrsg.): 2. Internationales Rheinsymposium "Lachs 2000" - Tagungsband, 127 - 144.
- BAGLINIÈRE, J. L. & G. MAISSE (1985): Precocious maturation and smoltification in wild Atlantic Salmon in the Armorican Massif, France. - *Aquaculture* 45, 249 - 263.
- BÜRGER, F. (1926): Die Fischereiverhältnisse im Bereich der preußischen Rheinprovinz. - *Z. Fischerei* 24, 217 - 399.
- DWA (Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V.) (2005): DWA-Themen: Fischschutz- und Fischabstiegsanlagen - Bemessung, Gestaltung, Funktionskontrolle. - Hennef (DWA - Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V.), 2. Auflage, 256 S.
- HAUNS, A. & R. HAUNS (1996): Die Aalschokker-Fischerei auf der badischen Seite am Oberrhein - Der Aal und sein Geheimnis. - Rastatt (Selbstverlag), 164 S.
- HEGGENES, J. & N. B. METCALFE (1991): Bimodal size distributions in wild juvenile Atlantic salmon populations and their relationship with age at smolt migration. - *J. Fish Biol.* 39, 905 - 907.
- JONSSON, N., B. JONSSON & L. P. HANSEN (1998): Long-term study of the ecology of wild Atlantic salmon smolts in a small Norwegian river. - *J. Fish Biol.* 52, 638 - 650.

- LAVES et al. (2008): Aalbewirtschaftungsplan für das Flusseinzugsgebiet der Weser. - Niedersächsisches Landesamt für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit - Dez. Binnenfischerei (Hannover), Der Senator für Wirtschaft und Häfen (Bremen), Regierungspräsidium Kassel - Dez. Landwirtschaft und Fischerei, Bezirksregierung Detmold - Dez. Landschaft und Fischerei, Thüringer Landesanstalt für Wald, Jagd und Fischerei - Ref. 22 (Gotha), Landesverwaltungsamt - Ref. Agrarwirtschaft, Ländliche Räume, Fischerei (Halle//Saale), Hannover, 28 S.
- LEHMANN, J. (1998): Meer- und Bachforelle des Rheinsystems. - LÖBF-Mitt. 23/1, 81 - 84.
- NICIEZA, A. G., F. BRANA & M. M. TOLEDO (1991): Development of length-bimodality and smolting in wild stocks of Atlantic salmon, *Salmo salar* L., under different growth conditions. - J. Fish Biol. 38, 509 - 523.
- RABEN, K. V. (1952): Die Entwicklung der Durchschlupfvorrichtungen für Jungfische an Aalhamen und Ankerkuilen. - Fischwirt 2, 330 - 337.
- RATHCKE, P. C. (2004): Überprüfung der Funktionsfähigkeit des Mäanderfischpasses im Wasserkraftwerk Pfortmühle (Hameln). - Wedel (Fischereiwissenschaftlicher Untersuchungs-Dients P.-C. Rathcke), im Auftrag der Stadt Hameln.
- SCHIRMER, M. & R. DROSTE (2002): Funktionsüberprüfung der Fischaufstiegsanlage am Weserwehr Bremen-Hemelingen. - Bremen, 49 S.
- SCHNEIDER, J. (1998): Zeitliche und räumliche Einnischung juveniler Lachse (*Salmo salar* (Linnaeus, 1758) allochthoner Herkunft in ausgewählten Habitaten. - Diss., Univ. Frankfurt, 218 S.
- SCHWEVERS, U. (1998a): Zum Abwanderungsverhalten von Junglachsen - Erfahrungen aus dem Programm "Lachs 2000" im Rheinsystem. - Arbeiten Dt. Fischereiverband 70 (Durchgängigkeit von Fließgewässern für stromabwärts wandernde Fische), 119 - 141.
- SCHWEVERS, U. (1998b): Die Biologie der Fischabwanderung. - Solingen (Verlag Natur & Wissenschaft), Bibliothek Natur & Wissenschaft 11, 84 S.
- SPÄH, H. (1998): Überprüfung der Fischpässe an der Weser. - Hildesheim (ARGE Weser), 28 S.

- THORPE, J. E. (1977): Bimodal distribution of length of juvenile Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) under artificial rearing conditions. - J. Fish Biol. 11, 175 - 184.
- TÖNSMANN, F. (Hrsg.) (1995): Zur Geschichte der Wasserstraßen insbesondere in Nordhessen. - Kasseler Wasserbau-Mitteilungen 4, 288 S. LAVES et al. (2008): Aalbewirtschaftungsplan für das Flusseinzugsgebiet der Weser. - Hannover (LAVES), 28 S.
- WIELAND, S. & I. NÖTHLICH (2003): Funktionskontrolle Mäanderfischpaß Drakenburg/Weser. - Koblenz(Bundesanstalt für Gewässerkunde), 14 S.