

Schriften des Instituts für Binnenfischerei e. V. Potsdam - Sacrow



Band 49

Die Wiederansiedlung von Lachs und Meerforelle in Brandenburg

Schriften des Instituts für Binnenfischerei e. V. Potsdam - Sacrow

Band 49 (2017)



Die Wiederansiedlung von Lachs und Meerforelle in Brandenburg

**Herausgegeben vom Institut für Binnenfischerei e.V. Potsdam-Sacrow
Im Königswald 2, 14469 Potsdam**

**Das der vorliegenden Veröffentlichung zugrunde liegende Projekt wurde mit Mitteln aus
der Fischereiabgabe des Landes Brandenburg und dem Europäischen Fischereifonds
(FIAF) gefördert.**

Impressum

- Projektleitung: Dipl.-Fischereiing. Steffen Zahn (Institut für Binnenfischerei e.V.)
- Bearbeitung: Dipl.-Fischereiing. Steffen Zahn
Dipl.-Fischereiing. Ulrich Thiel (Landesanglerverband Brandenburg e.V.)
Dr. Klaus Kohlmann (Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei Berlin)
Dipl.-Ing. Robert Wolf (Hochschule-Anhalt Bernburg)
M.Sc. Simon Stäblein (Humboldt-Universität Berlin)
- Techn. Mitarbeit: I. Borkmann; R. Frenzel; H. Ebel; F. Weichler; S. Zienert; P. Schoppe; K.-H. Pahl; D. Ritterbusch; J. Windheuser; M. Beutling; R. Stephan; M. Seidel; C. Hutschenreiter; N. Markwart; W. Müller; B. Müller; H.-W. Lamprecht; F. Völker; J. Ruick und M. Wulff
- Fotos: S. Zahn (Titelblatt; Abb. 3, 5, 12-13, 20-31, 34, 37, 52, 54-57, 66, 68-70, 72-79, 99, 102-109, 112-113, 115-116, 118-121, 133)
S. Zienert (Titelblatt o.l., 32, 33, 35, 67, 132)
M. Seidel (Abb. 6)
U. Thiel (Abb. 8, 9, 101, 123, 125, 126)
S. Rasche (Abb. 36)
R. Wolf (Abb. 50, 51, 53, 60-63)
V. Rösler (Abb. 98)
M. Weichenhan (Abb. 124, 135)
I. Freihorst (Abb. 131)
Institut für angewandte Ökologie (Abb. 128, 129)
- Herausgeber: Institut für Binnenfischerei e.V. Potsdam-Sacrow (IfB)
Im Königswald 2
14469 Potsdam
Tel.: 033201/406-0
Fax: 033201/406-40
E-Mail: info@ifb-potsdam.de
Internet: www.ifb-potsdam.de
- Zitiervorschlag: ZAHN, S.; U. THIEL, K. KOHLMANN, R. WOLF & S. STÄBLEIN (2017): Die Wiederansiedlung von Lachs und Meerforelle in Brandenburg. *Schriften d. Instituts f. Binnenfischerei e.V. Potsdam-Sacrow*, **49**, Institut f. Binnenfischerei e.V. Potsdam-Sacrow (Hrsg.), Potsdam.

Das der vorliegenden Veröffentlichung zugrunde liegende Projekt wurde mit Mitteln aus der Fischereiabgabe des Landes Brandenburg und dem Europäischen Fischereifonds (FIAF Förderkennzeichen: 16-1222-03/22) gefördert.

Inhalt

1.	Zusammenfassung	11
2.	Hintergründe und Veranlassung	15
3.	Die Projektgebiete	17
3.1	Stepenitz	17
3.2	Schwarze Elster, Pulsnitz und Ruhlander Schwarzwasser	21
3.3	Ucker / Ücker	23
4.	Projektstruktur und Finanzierung	25
5.	Untersuchungen zum Zustand und zur Eignung der Projektgewässer	27
5.1	Recherchen zum ursprünglichen Vorkommen von Lachs und Meerforelle in Brandenburg	27
5.1.1	Stepenitz	27
5.1.2	Schwarze Elster, Pulsnitz und Ruhlander Schwarzwasser	28
5.1.3	Ucker	29
5.2	Habitatkartierungen	30
5.3	Probefischungen / Eignungsprüfungen	32
5.4	Erfassung von Wanderungshindernissen und weiteren Beeinträchtigungen der Gewässerlebensräume	35
5.4.1	Stepenitz	35
5.4.2	Schwarze Elster, Pulsnitz und Ruhlander Schwarzwasser	38
5.4.3	Ucker	39
6.	Besatzmaßnahmen	40
6.1	Besatzstrategie	40
6.1.1	Stammauswahl	40
6.1.2	Auswahl des Besatz-Stadiums	44
6.1.3	Auswahl der Besatz-Strecken in den Gewässersystemen	48
6.1.4	Festlegung der Besatz-Mengen	50
6.2	Besatzpraxis	53
6.3	Besatzstatistik	54
7.	Entwicklung der Jungfischbestände in den Besatzgewässern	56
7.1	Material und Methodik	56
7.2	Stepenitz	57
7.2.1	Wiederfänge und Wiederfangraten	57
7.2.2	Wachstum der Lachs-Parrs	59
7.2.3	Auswirkungen des Lachsbesatzes auf andere Fischarten	61
7.2.4	Smoltifizierung der Meerforellen-Parrs	63
7.2.5	Weitere Arten	63
7.3	Schwarze Elster (Pulsnitz / Ruhlander Schwarzwasser)	64

8.	Monitoring der Smolt-Abwanderung	65
8.1	Untersuchungsstandorte	65
8.2	Material und Methodik	66
8.2.1	<i>Stepenitz</i>	68
8.2.2	<i>Pulsnitz</i>	69
8.2.3	<i>Abschätzung der Abwanderungszahlen und Überlebensraten</i>	70
8.3	Ergebnisse im Stepenitz-System	71
8.3.1	<i>Fangzahlen, Wiederfangraten, Abwanderungsaktivitäten und Wanderungsverhalten</i>	71
8.3.2	<i>Abwanderungszahlen und Abwanderungsraten</i>	76
8.4	Ergebnisse im Pulsnitz-System	78
8.4.1	<i>Fangzahlen, Wiederfangraten, Abwanderungsaktivitäten und Wanderungsverhalten</i>	78
8.4.2	<i>Abwanderungszahlen und Abwanderungsraten</i>	81
9.	Monitoring des Laichfisch-Aufstiegs	83
9.1	Material und Methodik	83
9.2	Aufstieg in die Stepenitz 2002 – 2016	86
9.2.1	<i>Aufstiegswahlen</i>	86
9.2.2	<i>Längen, Massen, Korpulenzen, Alter und Geschlechterverhältnisse der Laichfische</i>	88
9.2.3	<i>Rückkehrerraten der Laichfische</i>	92
9.2.4	<i>Diskussion der Entwicklung des Laichfischaufstiegs</i>	94
9.2.5	<i>Laichaufstieg und potentielle Einflussfaktoren</i>	96
9.2.6	<i>Wanderung von Laichfischen im Einzugsgebiet und Lage von Laichplätzen</i>	99
9.2.7	<i>Bisherige Ergebnisse in Bezug zur Transponder-Markierung in Geesthacht</i>	101
9.3	Aufstieg in die Pulsnitz 2007 – 2015	104
9.3.1	<i>Aufstiegswahlen</i>	104
9.3.2	<i>Rückkehrerzahlen der Laichfische</i>	105
9.3.3	<i>Diskussion der Entwicklung des Laichfischaufstiegs</i>	105
9.4	Aufstieg in die Ucker	108
10.	Natürliche Vermehrung in den Projektgewässern sowie künstliche Vermehrung von Laichfischen	109
11.	Genetische Analysen zur Herkunftseignung	115
11.1	Material und Methodik	115
11.2	Ergebnisse	116
11.2.1	<i>Klassifizierung zweier Lachsproben aus dem Naturkundemuseum Berlin</i>	116
11.2.2	<i>Klassifizierung der Rückkehrer</i>	117
11.2.3	<i>Art-Identifizierung bei Ei- und Brütlingsproben</i>	120
11.3	Zusammenfassung und Schlussfolgerungen zur Eignung der besetzten Herkünfte	121
12.	Wiederherstellung der ökologischen Durchgängigkeit	124
12.1	Stepenitz	124
12.2	Schwarze Elster / Pulsnitz / Ruhlander Schwarzwasser	128
12.3	Ucker / Ücker	130

13.	Fischereiliche Einflüsse auf Lachs- und Meerforellenbestände in den Projektgebieten	133
13.1	Angelfischerei	133
13.2	Erwerbsfischerei	135
14.	Projektpräsentation und Öffentlichkeitsarbeit	139
15.	Ausblick	140
16.	Literatur	142
	Danksagung	155
	Anhang 1: Besatzzahlen und Herkünfte von Lachs und Meerforelle in Brandenburg (1999-2016)	157
	Anhang 2: Technische Daten eingesetzter Fanggeräte	161
	Anhang 3: Ergebnisse der Kontrollbefischungen (Lachs)	162
	Anhang 4: Mittlere Totallängen und Stückmassen der Rückkehrer im Stepenitz-System (2002-2016)	167
	Anhang 5: Telemetrie-Ergebnisse, Stepenitz (2004-2009)	168
	Anhang 6: Genetische Untersuchungen - Lachs, Stepenitz (2002-2015)	171

Abbildungsverzeichnis

Abb. 1:	Projektgebiete in Brandenburg	17
Abb. 2:	Stepenitz-System	18
Abb. 3:	Mittellauf der Stepenitz bei Klein Linde	19
Abb. 4:	Schwarze Elster mit Pulsnitz und Ruhlander Schwarzwasser	21
Abb. 5:	Laichhabitat in der Pulsnitz unterhalb Kroppen	23
Abb. 6:	Ruhlander Schwarzwasser bei Jannowitz	23
Abb. 7:	Ucker-System in Brandenburg mit Köhntop und Strasburger Mühlbach	24
Abb. 8:	Strasburger Mühlbach bei Werbelow	24
Abb. 9:	Köhntop bei Dolgen	24
Abb. 10:	Struktur der 1. AG „Lachse in Brandenburg“	25
Abb. 11:	Amtsakte von 1781 zur Fischfauna der Prignitz	28
Abb. 12:	Jungfischhabitat	31
Abb. 13:	Laichhabitat	31
Abb. 14:	Kartierung potenzieller Jungfisch- / Laichhabitate	31
Abb. 15:	Fischbestandsstrukturen in potenziellen Besatzstrecken des Stepenitz-Systems	33
Abb. 16:	Fischbestandsstruktur der Pulsnitz, oberhalb Kroppen	33
Abb. 17:	Fischbestandsstruktur der Pulsnitz, unterhalb Ortrand	33
Abb. 18:	Fischbestandsstruktur im Ruhlander Schwarzwasser bei Grünewald	34
Abb. 19:	Fischbestandsstruktur im Ruhlander Schwarzwasser bei Jannowitz	34
Abb. 20:	Laichende Bachneunaugen im Ruhlander Schwarzwasser	34
Abb. 21:	WKA Kathfelder Mühle in Pritzwalk	35
Abb. 22:	Tote Äschen und Bachforellen nach Wehrlegung	35
Abb. 23:	Sabelbach, oberhalb Wehr	36
Abb. 24:	Sabelbach - Wehr	36
Abb. 25:	Sabelbach, unterhalb Wehr	36
Abb. 26:	Feinsedimenteintrag Kümmernitz	36
Abb. 27:	Alte Dränage in der Kümmernitz	36
Abb. 28:	Viehtränke in der Stepenitz	37
Abb. 29:	Viehtränke im Schlatbach	37
Abb. 30:	Sagastbach	37
Abb. 31:	Kalter Bach	37
Abb. 32:	Transportbeutel mit Lachs-Brut	53
Abb. 33:	Angefütterte Lachs-Brut im Transportbeutel	53
Abb. 34:	Temperaturanpassung der Brut	53
Abb. 35:	Junglachs (Parr)	53
Abb. 36:	Besatz von Halbjährigen	54
Abb. 37:	Beladung eines Transportbootes mit Halbjährigen	54
Abb. 38:	Entwicklung der Besatzzahlen für Lachs und Meerforelle in Brandenburg	55
Abb. 39:	Trend des Lachs-Besatzes in der Stepenitz anhand von Smolt-Äquivalenten	55
Abb. 40:	Einheitsfänge von Junglachsen in ausgewählten Vergleichsstrecken des Stepenitz-Systems	58
Abb. 41:	Jährliche Wiederfangraten von Junglachsen in ausgewählten Vergleichsstrecken des Stepenitz-Systems	58
Abb. 42:	Längenhäufigkeiten der Junglachse im Stepenitz-System	59
Abb. 43:	Box & Whisker-Darstellung der jahresspezifischen Körperlängen von Parrs	60

Abb. 44:	Länge/Masse – Beziehung der Junglachse im Stepenitz-System	61
Abb. 45:	Fischbestandsentwicklung in einem Teilabschnitt der Dömnitz	62
Abb. 46:	Fischbestandsentwicklung in einem Teilabschnitt der Panke	62
Abb. 47:	Längenhäufigkeiten von <i>Salmo trutta</i> im Schlatbach vor und nach dem ersten Meerforellenbesatz	63
Abb. 48:	Fanganlagen-Standorte in der Stepenitz	65
Abb. 49:	Fanganlagen-Standorte in der Pulsnitz	65
Abb. 50:	Kastenfalle mit Leitsystem	66
Abb. 51:	Smolt-Falle in Perleberg	66
Abb. 52:	Fangaufnahme an der Smolt-Falle	66
Abb. 53:	Netzreuse im Hagengraben Perleberg	66
Abb. 54:	Rotationsfalle in der Pulsnitz	67
Abb. 55:	Abwandernder Junglachs	67
Abb. 56:	Kastenreuse in der Grenz-Pulsnitz	67
Abb. 57:	Netzreuse im Mühlgraben	67
Abb. 58:	Smolt-Fänge in Bezug zur mittleren Wassertemperatur (Stepenitz)	73
Abb. 59:	Beispiel-Korrelation zwischen Smolt-Fang und mittlerer Wassertemperatur	74
Abb. 60:	Totes Flussneunauge am Rechen	75
Abb. 61:	Toter Lachs-Smolt am Rechen	75
Abb. 62:	Rechenverluste in Perleberg	75
Abb. 63:	Tote Lachs-Smolts hinter dem Rechen	75
Abb. 64:	Smolt-Fänge in Bezug zur mittleren Wassertemperatur (Pulsnitz)	79
Abb. 65:	Längenhäufigkeitsverteilung der Smolts	80
Abb. 66:	Bootsfischerei	83
Abb. 67:	Watfischerei	83
Abb. 68:	Datenerfassung	84
Abb. 69:	Meerforelle mit Telemetriesender	84
Abb. 70:	Videooptisches System in der Pulsnitz	84
Abb. 71:	Prinzipskizze der videooptischen Erfassung	84
Abb. 72:	Telemetrie-Station im Pegelhaus	85
Abb. 73:	Mobiler Telemetrie-Empfänger	85
Abb. 74:	Meerforelle mit FLOYTAG	85
Abb. 75:	Prüfung auf HDX-Transponder	85
Abb. 76:	Fische im Erholungsbecken	86
Abb. 77:	Aussetzen eines Lachses	86
Abb. 78:	Erste Meerforelle (29.08.2002)	86
Abb. 79:	Erster Lachs (07.10.2002)	86
Abb. 80:	Nachgewiesene Laichfische im Stepenitz-System	87
Abb. 81:	Aufstiegszahlen im Stepenitz-System in Bezug zum mittleren Jahres-Abfluss der Elbe	88
Abb. 82:	Box & Whisker-Darstellung der Körperlängen der Lachse	89
Abb. 83:	Box & Whisker-Darstellung der Körperlängen der Meerforellen	89
Abb. 84:	Mittlere Individuenmasse von Lachsrognern im Zeitraum 2002-2016	90
Abb. 85:	Hochgerechnete Produktion von Eiern durch Lachsrogner	90
Abb. 86:	Länge-Masse-Beziehung der Lachsmilchner	91
Abb. 87:	Länge-Masse-Beziehung der Lachsrognern	91
Abb. 88:	Länge-Masse-Beziehung der Meerforellenmilchner	91

Abb. 89:	Länge-Masse-Beziehung der Meerforellenrogner	91
Abb. 90:	Länge-Alter-Beziehung; Lachs	92
Abb. 91:	Länge-Alter-Beziehung; Meerforelle	92
Abb. 92:	Laichaufstieg / Fangverlauf der Lachse im Stepenitz-System	96
Abb. 93:	Laichaufstieg / Fangverlauf der Meerforellen im Stepenitz-System	97
Abb. 94:	Fanghäufigkeiten von Lachs und Meerforelle in Bezug zum Pegelstand	98
Abb. 95:	Fänge von Meerforellen in Bezug zum Pegelstand	98
Abb. 96:	Telemetrische Ortungen und Laichplatz-Nachweise	100
Abb. 97:	Großsalmoniden-Fänge in Geesthacht 2009-2016	103
Abb. 98:	Der erste Lachs im Flussgebiet der Schwarzen Elster	104
Abb. 99:	Ehemaliges Gabelwehr Lindenau	104
Abb. 100:	Laichfischnachweise in der Schwarze Elster / Pulsnitz	105
Abb. 101:	Erste Meerforelle im Strasburger Mühlbach	109
Abb. 102:	Laichhabitat in Perleberg	109
Abb. 103:	Lachs-Laichplatz, Freudenbach	110
Abb. 104:	Laichplatz einer großen Forelle in der Dömnitz	110
Abb. 105:	Vitale Lachseier	110
Abb. 106:	Eier vom Laichplatz Dömnitz 1	110
Abb. 107:	Biberdamm im Freudenbach	113
Abb. 108:	Blick in den Erbrütungscontainer in Silmersdorf	114
Abb. 109:	Lachs-Augenpunkteier in der Anlage Silmersdorf	114
Abb. 110:	Stamm-Anteile genetisch „sicher“ zugeordneter Laichfische	121
Abb. 111:	Anzahl nachgewiesener Laichfische aus Eigenaufkommen	122
Abb. 112:	Wehr Zellwolle Wittenberge (vorher)	125
Abb. 113:	Wehr Zellwolle Wittenberge (nachher)	125
Abb. 114:	Ökologische Durchgängigkeit des Stepenitz - Systems (Stand: 2015)	126
Abb. 115:	Wehr Gramzow (Schlatbach; vorher)	127
Abb. 116:	Wehr Gramzow (Schlatbach; nachher)	127
Abb. 117:	Ökologische Durchgängigkeit der Schwarzen Elster / Pulsnitz (Stand: 2015)	128
Abb. 118:	Wehr Herzberg (Schwarze Elster)	130
Abb. 119:	Wehr Kotschka (Pulsnitz)	130
Abb. 120:	ehemaliges Wehr Arnsdorf (Sieggraben)	130
Abb. 121:	ehemaliges Wehr II uh Jannowitz (Ruhlander Schwarzwasser)	130
Abb. 122:	Ökologische Durchgängigkeit der Ucker / Ücker (Stand: 2015)	131
Abb. 123:	Wehr Torgelow (nicht passierbar)	132
Abb. 124:	Umgehungsgerinne Torgelow	132
Abb. 125:	Messwehr Pasewalk	132
Abb. 126:	Wehr Liepe	132
Abb. 127:	Artikel-Titelblatt in Rute&Rolle (7/2010)	133
Abb. 128:	Widerrechtliche Entnahme eines Großsalmoniden am Wehr Geesthacht	134
Abb. 129:	Illegale fischereiliche Aktivitäten in der Fischereiverbotszone unterhalb des Wehres Geesthacht	134
Abb. 130:	Jährliche Hamenfänge adulter Lachse und Meerforellen in der Mittelbe	135
Abb. 131:	Größter gefangener Lachs in Brandenburg; Untere Havel bei Garz (02/2010)	135
Abb. 132:	Erstbesatz Stepenitz 1999	140
Abb. 133:	Erstbesatz Pulsnitz 2004	140
Abb. 134:	Broschüre des MIL Brandenburg; Projekt-Präsentation (2010)	140

Tabellenverzeichnis

Tab. 1:	Aktuell vorkommende Fischarten des Stepenitz-Systems	20
Tab. 2:	Überblick zu den finanziellen Projekt-Aufwendungen (1998-2016; in €)	27
Tab. 3:	Geeignete Habitatflächen für den Lachs- und Meerforellenbesatz (Stepenitz)	32
Tab. 4:	Geeignete Habitatflächen für den Lachsbesatz (Pulsnitz)	32
Tab. 5:	Wiederfangzahlen und mittlere jährliche Wiederfangraten (WFR) in den Vergleichsstrecken des Stepenitz-Systems	57
Tab. 6:	Smoltifizierungsgrade der Junglachse im Stepenitz-System (Brutbesatz)	60
Tab. 7:	Versuchsdesign zum Smolt-Monitoring (Stepenitz)	68
Tab. 8:	Versuchsdesign zum Smolt-Monitoring (Pulsnitz)	69
Tab. 9:	Ergebnisse des Smolt-Monitorings (Stepenitz)	71
Tab. 10:	Fangzahlen und hochgerechnete Abwanderungszahlen - Stepenitz	76
Tab. 11:	Hochgerechnete Abwanderungsraten der Besatzgruppen im Stepenitz-System	76
Tab. 12:	Ergebnisse des Smolt-Monitorings (Pulsnitz)	78
Tab. 13:	Fangzahlen und hochgerechnete Abwanderungszahlen - Pulsnitz	81
Tab. 14:	Rückkehrerraten – Stepenitz 2002	93
Tab. 15:	Registrierte Fänge von Lachs und Meerforelle oberhalb Geesthacht	103
Tab. 16:	Vitalität ausgewählter Gelege im Stepenitz-System	111
Tab. 17:	Morphometrische und hydraulische Daten von Großsalmoniden-Laichplätzen	111
Tab. 18:	Genotypisierung und Klassifizierung der Museumsproben	117
Tab. 19:	Ergebnis-Überblick zur Stammzuordnung durch genetische Untersuchungen	118
Tab. 20:	Stammanteile genetisch „sicher“ zugeordneter Laichfische – Bezug Besatz	121
Tab. 21:	Maßnahmen zur Wiederherstellung der Durchwanderbarkeit der Stepenitz	125
Tab. 22:	Maßnahmen zur Wiederherstellung der Durchwanderbarkeit in Stepenitz-Nebengewässern	127
Tab. 23:	Maßnahmen zur Wiederherstellung der Durchwanderbarkeit in der Pulsnitz	129
Tab. 24:	Jährliche Hamen-Fänge von Lachs-Smolts; Elbe-km 378,5 / 380,5	137
Tab. 25:	Smoltfänge in der Elbe mittels Hamenkutter	137
Tab. 26:	Smolt-Tagesfänge in einer Nebenflussmündung	138

1. Zusammenfassung

Das Projekt zur Wiederansiedlung des Atlantischen Lachses (*Salmo salar*) und der Meerforelle (*Salmo trutta f. trutta*) in Brandenburg ist Bestandteil des 1994 vom Länderarbeitskreis „Elbe-Fischerei“ initiierten Programms „Elblachs 2000“. Es wurde im Jahr 1998 auf Initiative des Landesanglerverbandes Brandenburg (LAVB) sowie des Instituts für Binnenfischerei e.V. (IfB) gestartet.

Motivation und Auswahl der Projektgebiete

Insbesondere der massive Verbau der Flüsse und Bäche durch Wehre und Wasserkraftanlagen, die die natürlichen Laichgebiete unzugänglich machten, sowie die Einleitung ungeklärter Abwässer aus Städten und Kommunen, Industrie und Landwirtschaft führten vor über 100 Jahren im Elbegebiet zum Zusammenbruch der Bestände beider Arten. Die des Lachses erloschen in der Mitte des 20. Jahrhunderts vollständig (WOLTER 2015).

Ein höheres gesellschaftliches Umweltbewusstsein seit den 1980er Jahren sowie der gesellschaftliche und wirtschaftliche Umbruch 1990 führten dazu, dass Abwassereinleitungen geschlossen, Kläranlagen gebaut sowie viele Wanderhindernisse beseitigt oder mit Fischwanderhilfen versehen wurden. Auch die Renaturierung ausgebauter Bäche und Flüsse rückte aufgrund europäischer Richtlinien stärker in den Fokus wasserbaulicher Aktivitäten. Die einsetzenden Verbesserungen der Wasserqualität und Umweltbedingungen gaben zu der Hoffnung Anlass, dass eine Wiederansiedlung dieser ökologisch hochsensiblen Arten möglich und erfolgreich sein kann.

Für Brandenburg wurden die Flusssysteme Stepenitz und Schwarze Elster/Pulsnitz im Einzugsgebiet der Elbe sowie die Ucker als Ansiedlungsgewässer ausgewählt. Sie verfügten über historische Lachs- bzw. Meerforellenvorkommen, waren nur relativ gering verbaut und wiesen eine überwiegend gute Wasserqualität sowie erhalten gebliebene naturnahe Strukturvielfalt auf. Selbstreproduzierende Bachforellenbestände indizierten zudem ihre prinzipielle ökologische Eignung.

Besatz

Bei der Wahl der Besatzherkünfte wurde auf eine möglichst große geografische Nähe der Spendergewässer zu den Wiederansiedlungsgewässern geachtet, um etwaige Anpassungen an das Klima oder Wanderungsverhalten sowie ggf. auch genetische „Reliktinformationen“ nutzen zu können.

Im Stepenitz-System wurden im Zeitraum 1999-2016 insgesamt ca. 1.294.200 Meerforellen-Brütlinge und 1.037.600 Lachse besetzt - von letzteren ca. 496.600 Stück als Brut, 420.400 als Halbjährige und 120.600 als Smolts bzw. Präsmolts. In die Pulsnitz kamen von 2004 bis 2016 insgesamt ca. 204.000 Lachs-Parrs bzw. Präsmolts. Der Köhntop-Bach und Strasburger Mühlbach im Einzugsgebiet der Ucker/Ücker wurden im Zeitraum 2001-2016 mit ca. 1,6 Mio. Meerforellen-Brütlingen besetzt. Die durchgeführten Besatzmaßnahmen hatten dabei keine nachteiligen Auswirkungen auf Bestände anderer Arten, insbesondere nicht auf die Populationen gefährdeter Kleinfischarten und Neunaugen.

Smoltabwanderung

Im Rahmen mehrjähriger Untersuchungen zur Smoltabwanderung konnten Abwanderungsraten von 12-37 % (Stepenitz) bzw. 16 % (Pulsnitz) ermittelt werden. Diese sind mit anderen erfolgreichen Wiederansiedlungsprojekten in Dänemark und Nordrhein-Westfalen vergleich-

bar. Sie zeigen auch, dass die bislang noch unzureichende Rückkehr von Laichfischen ihre Ursache nicht vordergründig in den Bedingungen der Besatzgewässer hat und die besetzten Gewässer über eine gute Habitateignung verfügen. Vieles deutet darauf hin, dass auf das Überleben der Lachse v.a. Faktoren wirken, die in der Elbe oder im Meer, also außerhalb der eigentlichen Projektgewässer zu suchen sind.

Zurückkehrende Laichfische

Im Zuge des Rückkehrermonitorings gelang in der Stepenitz im Zeitraum 2002-2016 der Nachweis von insgesamt 291 Lachsen und 879 Meerforellen.

Unter Berücksichtigung der Besatzzahlen und besetzten Altersstadien liegt die Rückkehrerrate der Lachse bei 0,3-0,8 % bezogen auf die Anzahl abwandernder Smolts und entspricht damit etwa den Verhältnissen anderer Wiederansiedlungsgebiete. Laichfische aus natürlichem Aufkommen haben seit 2012 einen Anteil von mindestens 21 % an den Rückkehrern. Bei einer Rückkehrtrate von mindestens 3 %, wie sie in autochthonen Populationen anzutreffen ist, würden die jährlich ca. 11.000 aus der Stepenitz abwandernden Lachssmolts ausreichen, um eine hinreichend große Laicherpopulation zu etablieren. Die gegenwärtig sehr viel geringeren Rückkehrtraten sind wahrscheinlich auch durch die bisherige Verwendung allochthonen Besatzmaterials bedingt und unterstreichen die Notwendigkeit, bei der Vermehrung zunehmend mit den systemgeprägten Rückkehrern zu arbeiten. Basierend auf genetischen Untersuchungen sowie stammspezifischen Markierungen wurde unter den bisher zurückgekehrten Lachsen eine zahlenmäßige Dominanz des Skjern Å-Stammes dokumentiert. Aufgrund ihres vergleichsweise späten Laichzeitpunktes scheint diese Herkunft besser für Tieflandgewässer geeignet zu sein, in denen der Laichaufstieg oft durch langanhaltende herbstliche Niedrigwasserphasen erschwert wird. Fische des Lagan-Stammes waren demgegenüber geringer vertreten. Allerdings deuten die Ergebnisse der an historischen Proben vorgenommenen Untersuchungen darauf hin, dass der Lagan-Stamm von allen untersuchten Stämmen die größte genetische Nähe zum früheren Elbe-Stamm aufweist.

Im Flussgebiet der Schwarzen Elster wurden von 2007 bis 2015 insgesamt 14 Rückkehrer registriert, was zeigt, dass die Lachse die Pulsnitz grundsätzlich erreichen können. Eine natürliche Reproduktion konnte bisher jedoch nicht beobachtet werden. Ausschlaggebend für die geringe Zahl von Rückkehrernachweisen dürften vor allem die niedrigen Besatzmengen gewesen sein. Es ist davon auszugehen, dass der bisher praktizierte Besatz auch bei Erreichen der Ziel-Rückkehrtrate von 3 % nicht zur Begründung eines selbst erhaltenden Bestandes ausreichen würde. Hier bedarf es einer deutlichen Steigerung des Besatzes und der Ausnutzung aller geeigneten Habitate in Brandenburg und Sachsen.

Die Bestandsentwicklung der Meerforelle folgt in der Stepenitz einem langjährigen positiven Trend. Hierbei scheint die im Jahr 2008 erfolgte Aufstockung der jährlichen Besatzmengen wesentlich zu dem ab 2011 beobachteten deutlichen Anstieg der Rückkehrernachweise beigetragen zu haben. Dass mittlerweile auch die natürliche Reproduktion einen substanziellen Beitrag zur Bestandsentwicklung leistet, ist sehr wahrscheinlich und soll in den kommenden Jahren mit Hilfe einer Calcein-Markierung der Brut belegt werden.

Nachweise einzelner adulter Meerforellen waren seit 2007 auch im Uckersystem im Rahmen des Jungfischmonitorings in den Besatzgewässern zu verzeichnen. Da sie z.T. direkt am Laichplatz angetroffen wurden, kann eine erfolgreiche natürliche Reproduktion vermutet werden. Die bislang geringen Rückkehrernachweise dürften vor allem auf die Untersuchungsmethodik bzw. -frequenz zurückzuführen sein. Zudem behinderte bis 2015 v.a. das im

Ucker-Unterlauf vorhandene Wehr Torgelow den Laichaufstieg. Eine kontinuierliche Erfassung der Rückkehrer sollte perspektivisch angestrebt werden.

Ökologische Durchgängigkeit

Die zur Wiederherstellung der ökologischen Durchgängigkeit ergriffenen Maßnahmen haben wesentlich zur Verbesserung der Lebensbedingungen der Fischfauna sowie der fischereilichen Verhältnisse und somit auch zur Erfüllung eines der Projektziele beigetragen. Insbesondere die Nachweise tausender laichreifer Flussneunaugen in der Stepenitz wie auch die ersten Flussneunaugennachweise in der Pulsnitz unterstreichen den Erfolg.

Seit Projektbeginn wurde die lineare Durchgängigkeit für Wanderfische im Hauptlauf der Stepenitz auf einer Länge von ca. 55 km und in den wichtigsten Zuflüssen auf einer Gesamtlänge von ca. 51 km wieder hergestellt. Gleichzeitig gelang es durch die Stilllegung der Wasserkraftanlage Perleberg, die Bedingungen für flussabwärts gerichtete Wanderungen von Fischen und Neunaugen deutlich zu verbessern.

In Umsetzung der EG-Wasser-Rahmenrichtlinie werden auch in den kommenden Jahren weitere Anstrengungen erforderlich sein, um die lineare Durchgängigkeit für Organismen sowohl stromauf wie auch stromab herzustellen bzw. zu verbessern. Vorrang haben diesbezüglich die Standorte UT-Wehr Perleberg und Mühlenwehr Putlitz in der Stepenitz sowie die Wehre Kathfelder Mühle und Meyenburger Tor/Tuchfabrik in der Dömnitz.

Seit Beginn des Wiederansiedlungsprojektes im Flussgebiet der Schwarzen Elster/Pulsnitz im Jahr 2002 wurden dort an verschiedenen Standorten ebenfalls Fischaufstiegsanlagen errichtet und Wanderhindernisse beseitigt. Im Hauptlauf der Schwarzen Elster ist noch an den Wehranlagen Frauenhorst und München und in der Pulsnitz an den drei Wehren des Großen Schradens eine Verbesserung der linearen Durchgängigkeit erforderlich.

Im Uckersystem besteht hingegen nur noch wenig Handlungsbedarf. Nach dem erfolgten Umbau des Wehres Torgelow wären insbesondere die Umgestaltung der Fischaufstiegsanlage am ehemaligen Mühlenwehr Pasewalk (Mecklenburg-Vorpommern) sowie der Rückbau der ehemaligen Dolgenmühle im Köhntop erforderlich.

Wie weiter

Im Ergebnis der hier vorgestellten Projektarbeiten können der Lachs und die Meerforelle, die zum Ende des 20. Jahrhunderts für Brandenburg als verschollen bzw. ausgestorben galten, wieder zur rezenten märkischen Fischfauna gezählt werden. Allerdings bleibt in den Projektgebieten noch einiges zu tun, was die Entwicklung der Bestände unterstützen und stabilisieren kann.

So besteht weiterhin die Notwendigkeit, die Durchgängigkeit der Gewässer ebenso wie die Qualität und Quantität der für die Existenz von Salmonidenbeständen erforderlichen Habitate zu verbessern. Eine Ausdehnung von Reproduktions- und Jungfischhabitaten und damit eine Steigerung der Jungfischzahlen sind daher eine beständige Aufgabe, sowohl im System der Stepenitz als auch Schwarzen Elster. Für das Einzugsgebiet der Pulsnitz wurden hierzu durch eine Kooperationsvereinbarung zwischen den Anglerverbänden Brandenburgs und Sachsens 2016 bereits wesentliche Voraussetzungen geschaffen und auch erste Maßnahmen umgesetzt. Besondere Aufmerksamkeit muss dort der Verlustproblematik durch Wasserkraftanlagen und Wasserentnahmen gewidmet werden, da eine Steigerung der Jungfischzahlen nur dann den

gewünschten Erfolg haben kann, wenn eine weitgehend schadlose Abwanderung der Smolts gewährleistet wird.

Unter Berücksichtigung der Ergebnisse einer Beratung aller Wiederansiedlungsprojekte im Einzugsgebiet der Elbe im November 2013 sowie der bisherigen genetischen Untersuchungen wurde die Notwendigkeit herausgearbeitet, die am IGB bestehende Datenbank weiter auszubauen. Damit soll perspektivisch eine bessere Differenzierung der Rückkehrer ermöglicht und gleichzeitig eine angemessene Datengrundlage für künftige Entscheidungen zur Stamm-Auswahl bereitgestellt werden.

Weiterführende Analysen zum natürlichen Vermehrungserfolg in den Systemen, die Validierung der Parr-Wiederfangraten sowie der Aufbau und Betrieb von Fang- bzw. Kontrollstationen anstatt des bisherigen Laichfischmonitorings stellen wichtige Aufgaben für die nächste Projektphase dar. Darüber hinaus bleiben die Optimierung der künstlichen Vermehrung sowie die Umsetzung von Maßnahmen zur Reduzierung noch vorhandener Gewässerbeeinträchtigungen bedeutsam. Für die Kommunikation der Erfolge und Probleme bei der Projektrealisierung sollten nach wie vor die regionalen Arbeitsgruppen genutzt werden. Durch eine Qualifizierung der in die Projektarbeit eingebundenen ehrenamtlichen Helfer könnten Arbeits- und Untersuchungsaufgaben auf eine breitere Basis gestellt und eine regionale Identifikation mit dem Projekt gefördert werden.

Bei den nächsten Projektschritten muss es zudem auch darum gehen, den Blick zu weiten - von einzelnen Projektgewässern auf das ganze Elbegebiet und darüber hinaus. Der langfristige Erfolg der Lachswiedereinbürgerung in Brandenburg entscheidet sich nicht allein in Stepenitz und Schwarzer Elster, sondern ganz maßgeblich durch Faktoren im Einzugsgebiet der Elbe und möglicherweise im Atlantik. Fundierte Untersuchungen zu Sterblichkeiten von Smolts und Laichfischen während ihrer gesamten Wanderung sind ebenso essentiell, wie solche zum Verbleib von Laichern in der Elbe einschließlich ihrer Vermehrungschancen sowie der Bedeutung der oberen Elbe und ihrer Nebenflüsse für einen stabilen „Elblachsbestand“. Das erfordert eine verstärkte Zusammenarbeit mit Fachleuten verschiedener Bereiche und deutlich über die Grenzen Brandenburgs hinaus. Die wissenschaftliche Begleitung und Federführung des IfB im Wanderfischprogramm Sachsen-Anhalts sowie die enge Kooperation mit Sachsen bieten dazu bereits gute Voraussetzungen.

Fazit

Die für die Wiederansiedlung von Lachs und Meerforelle ausgewählten Flusssysteme der Stepenitz, Schwarzen Elster / Pulsnitz und Ucker/Ücker haben sich als grundsätzlich geeignet erwiesen, obwohl das primäre Ziel, beide Arten in stabilen, selbst reproduzierenden und fischereilich nutzbaren Populationen wiederanzusiedeln, bisher in keinem der Projektgewässer erreicht wurde.

Auch wenn die Voraussetzungen für eine fischereiliche Nutzung in den einzelnen Projektgewässern unterschiedlich ausgeprägt sind, bleibt das Ziel bestehen, eine Angelfischerei auf Großsalmoniden zu etablieren, wie sie gegenwärtig bereits in Fließgewässern Niedersachsens, Schleswig-Holsteins und Mecklenburg-Vorpommerns erfolgt. So wurde im Jahr 2010 an der Stepenitz der bis dahin praktizierte Totalschutz für Meerforellen bereits gelockert. Beim Lachs hat bis auf weiteres jedoch der Aufbau eines gewässerspezifischen Laicherbestandes und die Nutzung der Rückkehrer im Rahmen der künstlichen Reproduktion Vorrang. Mittel- bis langfristig wird eine Nutzung von Lachsen im Rahmen der Angelfischerei weiterhin angestrebt.

2. Hintergründe und Veranlassung

In Deutschland wie auch in der Elbe gelten die ehemals vorhandenen autochthonen Bestände des Atlantischen Lachses (*Salmo salar*) spätestens seit den 1950er Jahren als erloschen (SCHMIDT 1996; WOLTER 2015). Der anadromen, landläufig als „Meerforelle“ bezeichneten Form der Forelle (*Salmo trutta*), die dem Lachs in ihrer Lebensweise sehr ähnlich ist, blieb dieses Schicksal erspart. Sie überlebte, nicht zuletzt auch durch die Hegeanstrengungen der Fischereiausübungsberechtigten, in Teilen ihres ursprünglichen Verbreitungsgebietes. Diese Restbestände bildeten den Grundstock für die spätere Wiederbesiedelung verödeter Gewässer, die von nordwestdeutschen Sportfischervereinen bereits in den 1950er und 1960er Jahren betrieben wurde (HARTMANN 1996, BRUMUND-RÜTHER 1996, BRÜNING 1996). Diese waren es auch, die bereits Ende der 1970er Jahre versuchten, den Lachs wieder anzusiedeln (BRÜNING 1996, VDSF 2003).

Den entscheidenden Aufschwung erfuhren die Bemühungen zur Wiederansiedlung verschollener Fischarten jedoch erst durch eine verheerende Umweltkatastrophe, den Sandoz-Unfall von Basel/Schweizerhalle vom November 1986. Mit dem nachfolgenden „Aktionsprogramm Rhein“, besser bekannt unter der Bezeichnung „Lachs 2000“, wurde der Lachs zum Symbol für die schrittweise Wiederherstellung der Fließgewässerökosysteme und ihrer Fischzönosen. Die im Rhein-Einzugsgebiet erzielten Erfolge entwickelten schnell eine überregionale Ausstrahlungskraft und ermutigten Entusiasten auch andernorts, entsprechende Projekte auf den Weg zu bringen. In den neuen Bundesländern, hier v.a. in Teilen des Elbe-Einzugsgebietes sowie in einigen Ostseezuflüssen, waren die Voraussetzungen für eine erfolgreiche Wiederansiedlung von Wanderfischbeständen in Folge der nach 1990 eingetretenen Verbesserung der Wasserqualität und des insgesamt geringeren Ausbaugrades der Fließgewässer besonders günstig.

Im Ostsee-einzugsgebiet startete das Land Mecklenburg-Vorpommern im Jahr 1993 ein groß-angelegtes Meerforellen-Besatzprogramm (MOHR et al. 2004), in welches später auch Fließgewässer in der brandenburgischen Uckermark einbezogen wurden.

Für die Elbe deklarierte der Länderarbeitskreis „Elbe-Fischerei“ im März 1994 den Lachs als Leitfischart und damit als Indikator für eine Regeneration der Fischbestände in intakten Lebensräumen der Elbe und ihren Nebenflüssen und initiierte das Programm „Elblachs 2000“. Der Lachs sollte somit zugleich auch Leitfischart für die Zusammenarbeit aller Elbanliegerländer sein.

Als Ziele des Programms wurden formuliert:

- der Wiederaufbau von sich selbst reproduzierenden und fischereilich nutzbaren Lachsbeständen,
- die Schaffung bzw. Gewährleistung der linearen Durchwanderbarkeit der Elbe und ihrer Nebenflüsse,
- der Schutz, die Erhaltung und die Schaffung einer hohen Wasserqualität sowie von entsprechenden Lebensräumen und Laichplätzen und so letztendlich
- der Wiederaufbau eines artenreichen und nutzungsfähigen Fischbestandes in einem strukturreichen Elbe-System.

Unter Federführung der Sächsischen Landesanstalt für Landwirtschaft (heute: Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie), Referat Fischerei, in Königswartha, erfolgte zunächst die Erarbeitung einer „Konzeption zur Wiedereinbürgerung des Atlantischen Lachses in die Elbe und ihre Nebengewässer“, in deren Umsetzung durch die einzelnen Bundesländer entsprechend geeignete Flusssysteme zu prüfen und auszuwählen waren.

Für das Land Brandenburg führte das Institut für Binnenfischerei Potsdam-Sacrow e.V. (IfB) diese Prüfung durch und schlug zunächst das Stepenitz-System vor. Es war von allen historisch von Lachs und Meerforelle besiedelten Flusssystemen Brandenburgs am geringsten durch Querbauwerke beeinträchtigt und zeichnet sich durch eine relativ gute Wasserqualität sowie noch gut erhaltene natürliche Struktur- und Artenvielfalt aus.

Im Jahr 1998 wurde dann unter Federführung des IfB und in Zusammenarbeit mit dem Landesanglerverband Brandenburg (LAVB), dem Landesamt für Ernährung, Landwirtschaft und Flurneuordnung (LELF), dem Landesamt für Umwelt (LfU) sowie den jeweiligen unteren Behörden des Landkreises, den Gewässerunterhaltungspflichtigen und Fischereipächtern das Wiederansiedlungsprojekt für Lachs und Meerforelle an der Stepenitz in Brandenburg gestartet.

Aufgrund der dort gesammelten Erkenntnisse und Erfahrungen konnte nur kurze Zeit später auch in den ehemaligen Lachs- bzw. Meerforellen-Flüssen Ucker (2001) sowie Schwarze Elster / Pulsnitz (2002) mit Arbeiten zur Wiederansiedlung begonnen werden.

Nach nunmehr 19 Jahren Projektlaufzeit sollen mit der hier vorliegenden Schrift die einzelnen Projektetappen und ihre Ergebnisse von 1998 bis 2016 in zusammengefasster Form vorgestellt sowie wesentliche Schlussfolgerungen und Erkenntnisse für die Weiterführung des Projektes herausgearbeitet werden.

3. Die Projektgebiete

In Abb. 1 sind alle Fluss-Systeme Brandenburgs dargestellt, in denen bislang die Wiederansiedlung von Lachs und/oder Meerforelle erfolgt – zusätzlich zur Stepenitz sind das die Schwarze Elster / Pulsnitz und die Ucker mit Köhntop und Strasburger Mühlbach.

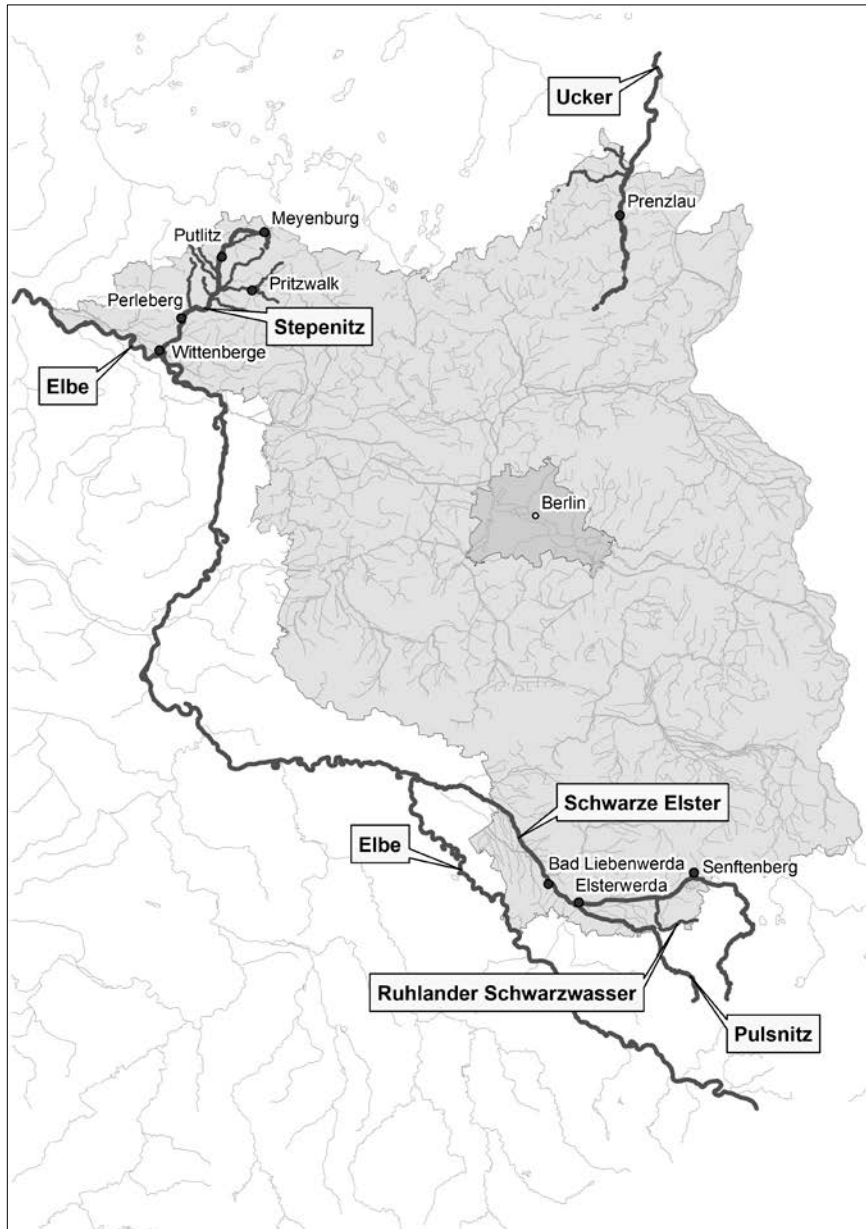


Abb. 1: Projektgebiete in Brandenburg

3.1 Stepenitz

Das Stepenitz-System befindet sich in der Prignitz im NW Brandenburgs. Die Stepenitz entspringt in einem Endmoränenzug südlich Meyenburg und mündet bei Wittenberge in die Elbe (Abb. 1; Abb. 2). Sie hat ein Einzugsgebiet von ca. 867,4 km². Wichtigste Nebengewässer sind die Sude, Dömnitz, Kümmernitz, Panke und der Schlatbach.



18

Das Stepenitz-System war aufgrund seiner eiszeitlichen Genese ursprünglich überwiegend steinig-kiesig geprägt (Fließgewässertypen 16/17; vgl. POTTGIESSER & SOMMERHÄUSER 2008) und weist nach dem Fließgewässerschutzprogramm des Landes Brandenburg aufgrund seiner erhalten gebliebenen Naturnähe (Abb. 3) und hohen Wasserqualität den Schutzwert I–II auf (sehr hoch – hoch; s. SCHARF et al. 1998).



Abb. 3: Mittellauf der Stepenitz bei Klein Linde (unterhalb Wolfshagen)

Die Fischfauna des Stepenitz-Systems zeichnet sich durch eine fast vollständig erhaltene, naturgemäße Artenvielfalt aus und lässt sich so als fischökologisches Leitbild für norddeutsche Tieflandflüsse (v.a. Forellenregion) heranziehen. Nach LILL & WINKLER (2002) sowie eigenen Erhebungen kommen neben den wiederangesiedelten Lachsen und Meerforellen weitere 36 Fischarten vor, die in Tab. 1 zusammengefasst sind (wissenschaftliche Nomenklatur nach KOTTELAT & FREYHOF 2007).

Von besonderer fisch- bzw. gewässerökologischer Bedeutung sind im Stepenitz-System die Vorkommen der drei Neunaugenarten sowie von Edelkrebs (*Astacus astacus*) und Kleiner Flussmuschel / Bachmuschel (*Unio crassus*). Sie sind über die FFH-Richtlinie (92/43/EWG) bzw. Bundesartenschutzverordnung (BArtSchV 2005) gesetzlich geschützt.

Darüber hinaus existieren im Stepenitz-System weitere seltene oder geschützte Wirbeltiere (u.a. Fischotter, Biber, Seeadler, Schwarzstorch, Eisvogel, Limikolen, Wasserramsel, Gebirgstelze) und Wirbellose, die sich durch eine hohe Sensibilität hinsichtlich Strukturvielfalt und/oder Wasserqualität auszeichnen.

Die Stepenitz wurde im Jahr 2009 im Rahmen der Umsetzung der EG-WRRL (2000) von der Flussgebietsgemeinschaft (FGG) Elbe als überregional bedeutsames Vorranggewässer für Langdistanz-Wanderfischarten ausgewiesen, in denen der gute ökologische Zustand bis 2015 wieder hergestellt werden soll (vgl. GAUMERT et al. 2009). Hierbei kommt der ökologischen Durchgängigkeit eine besondere Bedeutung zu.

Tab. 1: Aktuell vorkommende Fischarten des Stepenitz-Systems

n	Fischart	Wiss. Name	Häufigkeit			FFH	RL	Ökotyp	
			UL	ML	OL			Strömung	Laichsubstrat
1	Aal	<i>Anguilla anguilla</i>	xxx	x	x			eurytop; WF	pelagophil
2	Äsche	<i>Thymallus thymallus</i>		xxx	x	V	G	rheophil A	lithophil
3	Aland	<i>Leuciscus idus</i>	xxx	x			*	rheophil B	phyto-litho
4	Bachforelle	<i>Salmo trutta f. fario</i>	x	xxx	xxx		V	rheophil A	lithophil
5	Bachneunauge	<i>Lampetra planeri</i>	x	x	xx	II	3	rheophil A	lithophil
6	Barsch	<i>Perca fluviatilis</i>	xxx	xx	x		**	eurytop	phyto-litho
7	Bitterling	<i>Rhodeus amarus</i>	x			II	*	limnophil	ostracophil
8	Blei	<i>Abramis brama</i>	xxx	x			**	eurytop	phyto-litho
9	Döbel	<i>Leuciscus cephalus</i>	xxx	xx			*	rheophil A	lithophil
10	Dreist. Stichling	<i>Gasterosteus aculeatus</i>	xx	xx	xx		**	eurytop	ariadnophil
11	Elritze	<i>Phoxinus phoxinus</i>	x	xxx	xxx		V	rheophil A	lithophil
12	Flussneunauge	<i>Lampetra fluviatilis</i>	xxx	xx	x	II; V	V	rheophil B; WF	lithophil
13	Giebel	<i>Carassius gibelio</i>	x	x			*	eurytop	phytophil
14	Groppe	<i>Cottus gobio</i>	x	xxx	xxx	II	3	rheophil A	speleophil
15	Gründling	<i>Gobio gobio</i>	xx	xxx	x		*	rheophil B	psammophil
16	Güster	<i>Abramis bjoerkna</i>	xxx	x	x		**	eurytop	phytophil
17	Hasel	<i>Leuciscus leuciscus</i>	xx	xxx	x		V	rheophil A	phyto-litho
18	Hecht	<i>Esox lucius</i>	xx	xx	x		**	eurytop	phytophil
19	Karausche	<i>Carassius carassius</i>	x	x			V	limnophil	phytophil
20	Karpfen	<i>Cyprinus carpio</i>	x					limnophil	phytophil
21	Kaulbarsch	<i>Gymnocephalus cernuus</i>	xx				**	eurytop	phyto-litho
22	Lachs	<i>Salmo salar</i>	x	xx	xx	II; V	2	rheophil B; WF	lithophil
23	Meerforelle	<i>Salmo trutta f. trutta</i>	x	xx	xx		3	rheophil B; WF	lithophil
24	Meerneunauge	<i>Petromyzon marinus</i>	x			II	1	rheophil B; WF	lithophil
25	Moderlieschen	<i>Leucaspius delineatus</i>	x				*	limnophil	phytophil
26	Plötze	<i>Rutilus rutilus</i>	xxx	xx	x		**	eurytop	phyto-litho
27	Quappe	<i>Lota lota</i>	xxx	x			V	rheophil B	litho-pelago
28	Rapfen	<i>Aspius aspius</i>	xx			II	*	rheophil B	lithophil
29	Regenbogenforelle	<i>Oncorhynchus mykiss</i>			x			rheophil A	lithophil
30	Rotfeder	<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	xx				**	limnophil	phytophil
31	Schlammpeitzger	<i>Misgurnus fossilis</i>	xx			II	*	eurytop	phytophil
32	Schleie	<i>Tinca tinca</i>	x	x			**	limnophil	phytophil
33	Schmerle	<i>Barbatula barbatula</i>	xx	xxx	xxx		*	rheophil A	lithophil
34	Sonnenbarsch	<i>Lepomis gibbosus</i>	x					eurytop	psammophil
35	Steinbeißer	<i>Cobitis taenia</i>	xx			II	*	rheophil B	phytophil
36	Ukelei	<i>Alburnus alburnus</i>	xxx	x			**	eurytop	phyto-litho
37	Zander	<i>Sander lucioperca</i>	x				*	eurytop	phytophil
38	Zwergstichling	<i>Pungitius pungitius</i>	x	xx	xx		*	eurytop	ariadnophil

Häufigkeiten:

UL = Unterlauf; ML = Mittellauf; OL = Oberlauf /

xxx = häufig; xx = regelmäßig; x = selten

FFH:

FFH-Richtlinie (92/43/EWG) - Anhang

RL (Rote Liste Brandenburg:

0 = ausgestorben; 1 = vom Aussterben bedroht; 2 = stark gefährdet;

SCHARF et al. 2011)

3 = gefährdet; G = Gefährdung unbekannten Ausmaßes; V = zurückgehend, Vorwarnliste; D = Datenmangelhaft; * = z.Z. nicht als gefährdet angesehen; ** = mit Sicherheit ungefährdet

Ökotyp „Strömung“:

SCHIEMER & WAIDBACHER (1992); WF = Wanderfisch

Ökotyp „Laichsubstrat“:

BALON (1975 u. 1981)

3.2 Schwarze Elster, Pulsnitz und Ruhlander Schwarzwasser

Die Schwarze Elster entspringt am Hochstein im sächsischen Teil des Lausitzer Berglandes in einer Höhe von 287 m ü. NN und mündet auf einer Höhe von 69 m ü. NN bei Elster in die Elbe. Sie überwindet einen Höhenunterschied von 218 m und hat so ein Gesamtgefälle von 1,2 ‰. Ihre Lauflänge beträgt ca. 181 km und ihr Einzugsgebiet 5.541,4 km². Hierbei durchfließt der Fluss auf ca. 82,5 km den Süden Brandenburgs (Landkreise Oberspreewald-Lausitz; Elbe-Elster; Abb. 1; Abb. 4) und hat einen entsprechenden Einzugsgebietsanteil von etwa 2.900 km². Für den Pegel Löben (ca. 21,6 km oberhalb der Mündung) werden folgende Abflusswerte angegeben: Niedrigwasser (NQ) – 2,08 m³/s; Mittelwasser (MQ) – 19,3 m³/s; Höchsthochwasser (HHQ) – 115 m³/s. Der brandenburgische Flussabschnitt wird vom Lausitzer bzw. Magdeburger Urstromtal geprägt, das eine durchschnittliche Breite von ca. 20-30 km aufweist. In diesem Tal schlängelte sich die Schwarze Elster bis zu ihrem Ausbau 1852 stark mäandrierend und verzweigt. Ursprünglich war sie ein kiesgeprägter Tieflandfluss und dem Epipotamal bzw. der Barbenregion zuzuordnen (Fließgewässertyp 17; vgl. POTTGIESSER & SOMMERHÄUSER 2008).

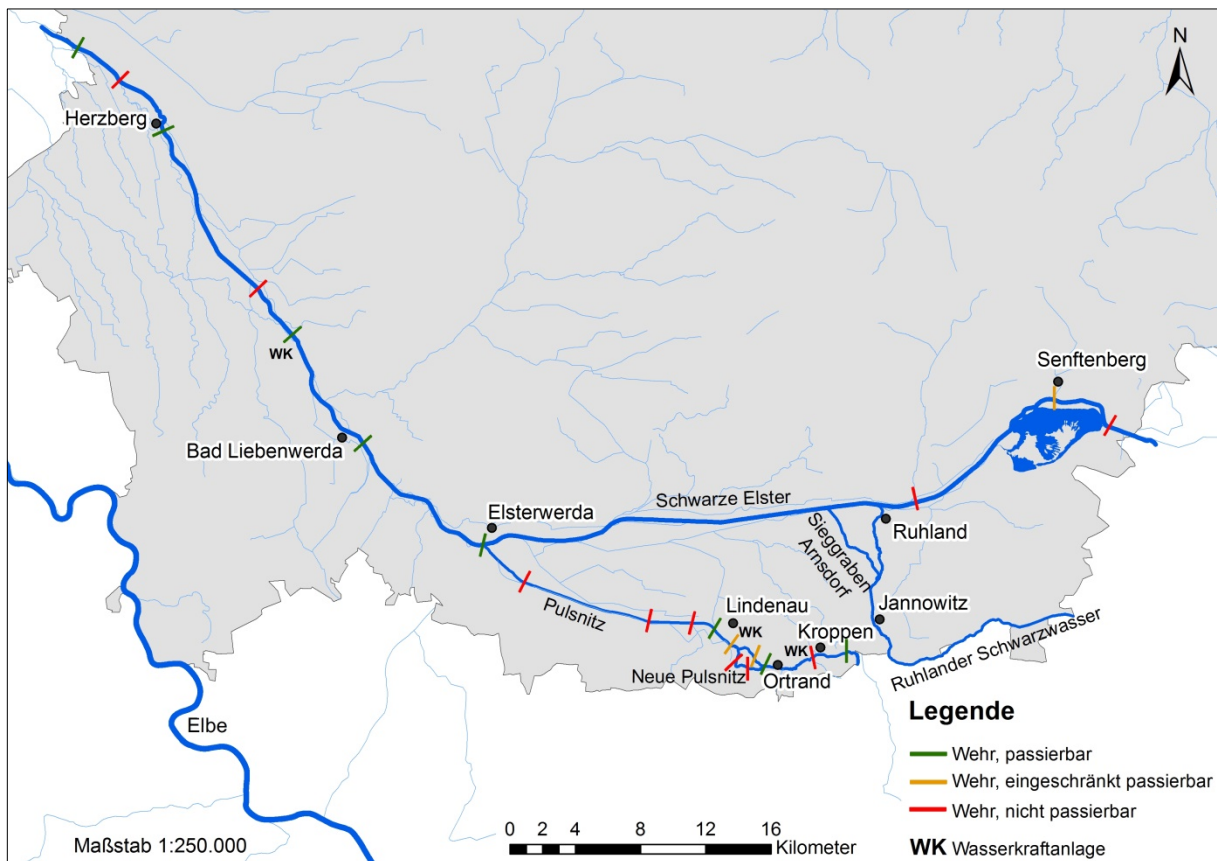


Abb. 4: Schwarze Elster mit Pulsnitz und Ruhlander Schwarzwasser

Heute ist sie auf weiten Strecken geradlinig naturfern ausgebaut, eingedeicht und staureguliert. Als wichtiges Verbindungsgewässer wurde der Schwarzen Elster im Fließgewässerschutzprogramm des Landes Brandenburg der Schutzwert IV („mit Schutzwert“) zugeordnet (SCHARF et al. 1998). Störungen der Wasserbeschaffenheit (insbesondere der Eintrag von Eisenocker) und Strukturvielfalt erfordern künftig noch große Anstrengungen, um die rechtlichen Anforderungen der Europäischen Union nach einem „guten ökologischen und chemi-

schen Zustand“ zu erfüllen (GROßE et al. 2001; ANONYM 1, 1997; ANONYM 2, 2001; SEIDEL 2004, mdl. Mitt.).

Das Quellgebiet der Pulsnitz befindet sich ebenfalls in Sachsen, unweit der Elsterquelle, an den Westhängen des Tannebergs (Westlausitzer Hügel- und Bergland) bei Ohorn, südöstlich von Pulsnitz, auf einer Höhe von ca. 320 m üNN. Die Pulsnitz mündet nach einer Fließstrecke von ca. 70 km (davon ca. 27 km durch Brandenburg) bei Elsterwerda (Landkreis Elbe-Elster) in die Schwarze Elster und entwässert ein Einzugsgebiet von ca. 356 km². Dabei überwindet sie einen Höhenunterschied von ca. 231 m, was einem Gefälle von 3,3 ‰ entspricht. Insbesondere die Fließstrecke zwischen Königsbrück (Sachsen) und Ortrand (Brandenburg), die früher den Schwerpunkt der Lachslaichplätze in diesem Gewässer ausmachte, zeichnet sich durch eine erhalten gebliebene naturnahe Strukturvielfalt aus (Abb. 5).

Bis Lindenau war die Pulsnitz als ursprünglich stein- und kiesgeprägter Bach bzw. Fluss (Fließgewässertyp 16/17) der Forellenregion und im weiteren Verlauf der Barbenregion zuzuordnen.

Der größte Teil des brandenburgischen Abschnitts ist heute jedoch stark verändert, mit Wehren reguliert und eingedeicht. Dennoch wurde der Pulsnitz im Fließgewässerschutzprogramm Brandenburgs ein erhöhter bis hoher Schutzwert (III–II) zugewiesen (SCHARF et al. 1998). Für den Pegel Ortrand werden ein Mittelwasserabfluss von ca. 1,4 m³/s, ein mittlerer Niedrigwasserabfluss von 0,4 m³/s sowie ein Höchsthochwasserabfluss von 20,7 m³/s angegeben. In Elsterwerda betragen die Abflüsse der Pulsnitz im Mittelwasser 1,8 m³/s, im Niedrigwasser 0,4 m³/s sowie bei Höchsthochwasser 68 m³/s (ANONYM 2, 2001; HABERECHT et al. 1997). Wichtigste Nebengewässer sind in Sachsen der Otterbach sowie der Haselbach und in Brandenburg der Kieperbach, die Neue Pulsnitz sowie der Hopfengartenbach.

Das Ruhlander Schwarzwasser - ebenfalls ein Nebengewässer der Schwarzen Elster und historisch belegter Lachs-Fluss, der perspektivisch in das Projekt aufgenommen werden soll - entspringt auf einer Höhe von ca. 140 m üNN nordwestlich von Bernsdorf (Sachsen) und mündet nach einer Fließstrecke von ca. 26 km in Ruhland in den Binnengraben, der wiederum etwas unterhalb der Stadt, unweit des Sieggrabens, in die Schwarze Elster einmündet. Es überwindet einen Höhenunterschied von ca. 45 m und hat so ein Gesamtgefälle von etwa 1,7 ‰. Wichtigstes Nebengewässer ist der Saleskbach, der nordwestlich von Cosel einmündet, sein Quellgebiet zwischen Cunnersdorf und Bernsdorf hat und mehrere Teichwirtschaften speist. Für den im Mittellauf befindlichen Pegel Lipsa / Zeisholz wird ein Mittelwasserabfluss von 0,6 m³/s, ein mittleres Niedrigwasser von 0,15 m³/s sowie ein Höchsthochwasser von 8 m³/s angegeben. Die größten Laichplatzpotenziale befinden sich zwischen Zeisholz und Arnsdorf (Abb. 4; Abb. 6). Im Fließgewässerschutzprogramm Brandenburgs wurde dem Ruhlander Schwarzwasser der Schutzwert II–IV zugewiesen (SCHARF et al. 1998).

Wie die Stepenitz wurde auch das System der Schwarzen Elster und Pulsnitz von der FGG Elbe als überregionales Vorranggewässer für Langdistanz-Wanderfischarten ausgewiesen.



Abb. 5: Laichhabitat in der Pulsnitz unterhalb Kroppen



Abb. 6: Ruhlander Schwarzwasser bei Jannowitz

3.3 Ucker / Ücker

Die Ucker, in Mecklenburg-Vorpommern Ücker genannt, entspringt aus einer Seengruppe bei Temmen südwestlich von Prenzlau, verlässt Brandenburg nach einer Fließstrecke von ca. 31,4 km nördlich von Nieden und mündet nach insgesamt ca. 74,8 km bei Ückermünde in das Stettiner Haff (Abb. 7). Hierbei überwindet die Ucker vom Austritt aus den Unteruckersee in Prenzlau bis zur Mündung selbst nur eine Höhendifferenz von 17,8 m. Ihre wichtigsten Zuflüsse – die Kleine Ucker, der Stierngraben, der Boitzenburger Strom/Dükergraben, der Quillow, der Steinfurther Bach, der Dauergraben, der Köhntop sowie der Strasburger Mühlbach mit Beeke haben ihre Quellregionen hingegen bei ca. 70-90 m ü. NN und erreichen mittlere Gefälle von 1,5-4 ‰. Sie waren aufgrund ihrer eiszeitlichen Genese ursprünglich überwiegend steinig-kiesig geprägte Gewässer der Forellenregion (Fließgewässertyp 16/17), nur die Ucker dürfte partiell auch sandig-lehmig geprägt gewesen sein (Fließgewässertyp 15_g; vgl. POTTGIESSER & SOMMERHÄUSER 2008). Ökologisch ist sie dem Hyporhithral-Epipotamal bzw. der Tieflandforellenregion im Übergang zur Barbenregion zuzuordnen.

Nach dem brandenburgischen Fließgewässerschutzprogramm genießen die Nebengewässer wie auch die Ucker selbst die Schutzwertstufen II–IV (SCHARF et al. 1998). Mit Verlassen des Landes Brandenburg entwässert die Ucker bereits ein Einzugsgebiet von über 1.400 km² und weist einen geschätzten Mittelwasserabfluss von 6 m³/s auf. Der mittlere Niedrigwasserabfluss beträgt ca. 2 m³/s und das mittlere Hochwasser ca. 19,5 m³/s (RIETZ & RUHLIG 1995).

Im Rahmen der 2001 gestarteten Wiederansiedlungsbemühungen für die Meerforelle im Ucker-Gebiet werden in Brandenburg bisher nur der Köhntop und der Strasburger Mühlbach besetzt. Beide Gewässer sind überwiegend naturnah strukturiert und bieten typische Forellen-Laichhabitate (Abb. 7; Abb. 8; Abb. 9).

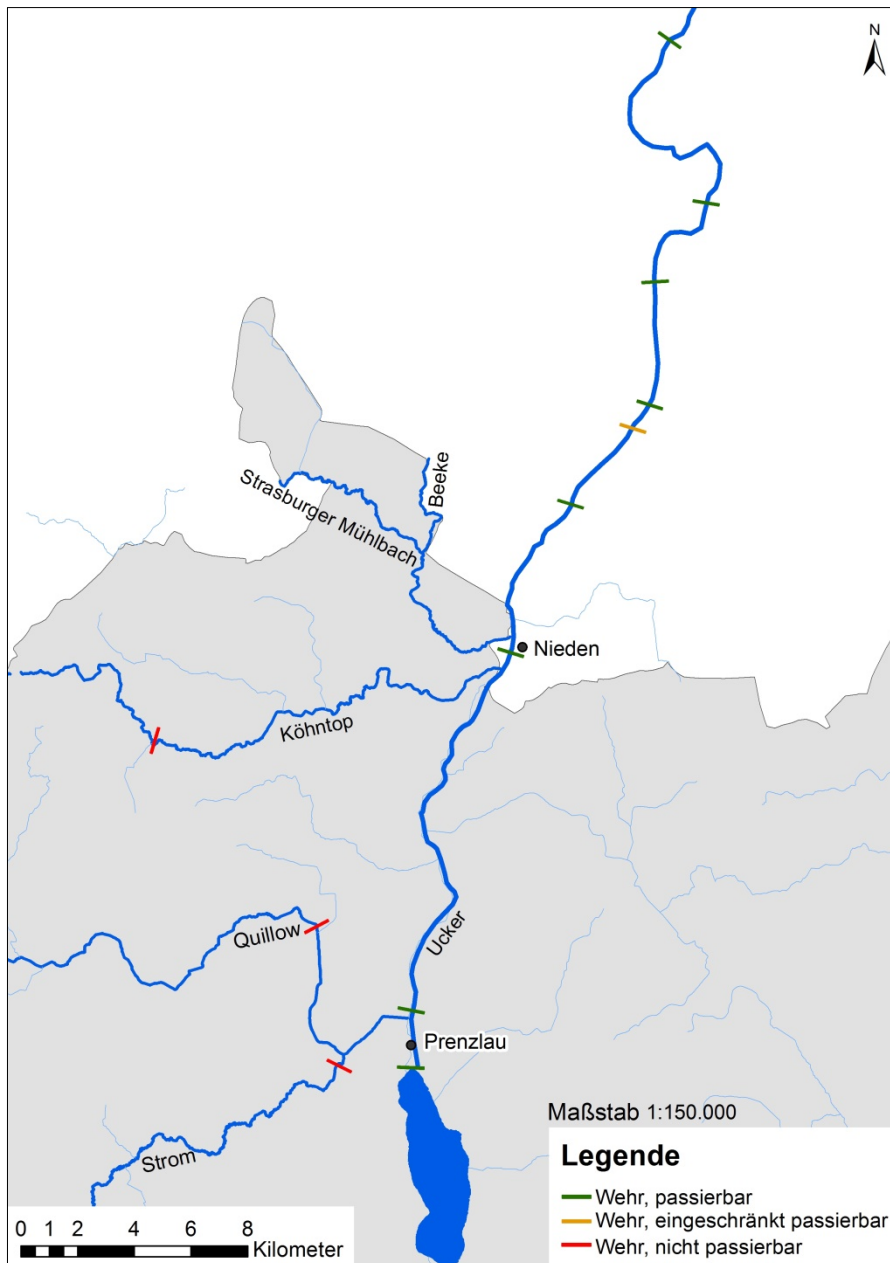


Abb. 7:
Ucker-System in
Brandenburg mit
Köhntop und
Strasburger Mühl-
bach



Abb. 8: Strasburger Mühlbach bei Werbelow

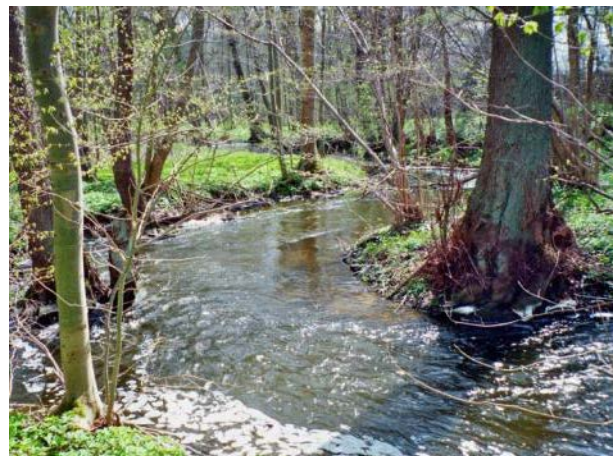


Abb. 9: Köhntop bei Dolgen

4. Projektstruktur und Finanzierung

Im August 1997 wurde am IfB eine erste Arbeitsgruppe „Lachse in Brandenburg“ für das Stepenitz-System gebildet (Abb. 10).

Die Federführung lag beim IfB, welches ab 1998 auch für die wissenschaftliche Begleitung des Projektes verantwortlich zeichnete. Darüber hinaus bestand von Anfang an eine enge konzeptionelle Zusammenarbeit mit dem LAVB, der das Projekt als Fischereipächter personell sowie organisatorisch-technisch unterstützte und ab 2003 auch als Träger der Besatzmaßnahmen fungierte.



Abb. 10: Struktur der 1. AG „Lachse in Brandenburg“ (Stepenitz)

Neben den allgemeinen Projektzielen bestand das Grundanliegen der Arbeitsgruppe darin, die Symbolfunktion von Lachs und Meerforelle für einen komplexen Gewässer-, Habitat- und Fischartenschutz im Stepenitzsystem zu nutzen, der wiederum auch anderen hier vorkommenden seltenen und geschützten Arten zu Gute kommen sollte. Darüber hinaus gewährleistete die Arbeitsgruppe eine fachübergreifende Zusammenarbeit sowie kurze Kommunikations- bzw. Entscheidungswege.

Nachdem an der Stepenitz hinreichende Erfahrungen in der Projektarbeit und Kooperation vorlagen, wurde im August 2002 in ähnlicher Form eine weitere Arbeitsgruppe für das Einzugsgebiet der Schwarzen Elster / Pulsnitz gebildet, in der neben dem IfB, LAVB und LELF die Landkreise Elbe-Elster und Oberspreewald-Lausitz, die regionalen Anglerverbände sowie der LfU-Regionalbereich („Süd“) vertreten waren. Da die Oberläufe der Projektgewässer auf dem Territorium Sachsens liegen, erfolgten gleichzeitig auch Abstimmungen mit den sächsischen Fischereibehörden und dem Anglerverband „Elbflorenz“ Dresden e.V., aus denen sich im weiteren Projektverlauf eine intensive Zusammenarbeit entwickelte.

Auf Anregung der Landesanglerverbände Brandenburg (ehem. DAV) und Mecklenburg - Vorpommern (ehem. VDSF) wurde die Ucker/Ücker in das Meerforellenprogramm des Lan-

des Mecklenburg-Vorpommern einbezogen. Dieses verfolgte schon seit Anfang der 1990er Jahre das langfristige Ziel, in geeigneten Ostseezuflüssen sich selbst erhaltende Meerforellenbestände zu reetablieren und damit die Grundlagen der Erwerbs- und Angelfischerei zu verbessern. Bereits vor dem Start des Wiederansiedlungsprojektes bestand eine enge Zusammenarbeit zwischen den Landes- und Regionalanglerverbänden beiderseits der Landesgrenze sowie mit Behörden und Unterhaltungspflichtigen, so dass, u.a. auch aus Kostengründen, auf die Installation einer speziellen Arbeitsgruppe verzichtet wurde.

Besatz mit Meerforellenbrut wird im Ucker-System seit 2001 durchgeführt und erfolgt hauptsächlich in den auf dem Territorium des Landes Brandenburg gelegenen Teilstrecken des Köhntop-Bachs und des Strasburger Mühlbachs. Das Besatz-Material sowie die wissenschaftliche Begleitung werden vom Land Mecklenburg-Vorpommern finanziert. Letztere erfolgt im Auftrag des Landesamtes für Landwirtschaft, Lebensmittelsicherheit und Fischerei Mecklenburg-Vorpommerns (LILL 2009, mdl. Mitt.) als Jungfisch- und Laichfischmonitoring in ausgewählten Gewässerabschnitten. Im Rahmen des Projektes „Lachse in Brandenburg“ wurden daher bislang nur die Besatzzahlen statistisch erfasst.

Das Projekt „Lachse in Brandenburg“ wurde von 1998 bis 2002 vollständig aus der Fischereiabgabe des Landes Brandenburg finanziert. Die Finanzierung der wissenschaftlichen Begleitung erfolgte dann im Zeitraum 2003 bis 2008 aus dem Europäischen Finanzinstrument zur Ausrichtung der Fischerei (FIAF) sowie seit 2009 erneut aus der Fischereiabgabe.

Die Besatz-Maßnahmen wurden ab 2003 in Höhe von 90 % aus der Fischereiabgabe des Landes Brandenburg gefördert, wobei der Landesanglerverband jeweils einen Eigenanteil von 10 % einbrachte. Tab. 2 gibt einen Überblick über die bisherigen finanziellen Projektaufwendungen für den Zeitraum 1998-2016. Bislang wurde das Projekt im Umfang von insgesamt ca. 1,475 Mio. € gefördert.

Tab. 2: Überblick zu den finanziellen Projekt-Aufwendungen (1998-2016; in €)

Jahr	Betreuung (IfB)	Betreuung (LAVB)	Invest.	Fremd-Leistungen	Besatz Stepenitz	Besatz Pulsnitz	Gesamt
1998	47.000	3.500					50.500
1999	33.200	3.200			4.600		41.000
2000	28.400	7.900			6.900		43.200
2001	20.900	7.400			13.400		41.700
2002	37.400	2.800			17.100		57.300
2003	38.970	2.830			18.200		60.000
2004	34.410		13.200	1.000	23.790	4.870	77.270
2005	36.260		41.500	1.000	30.220	9.740	118.720
2006	36.260			1.000	26.350	11.580	75.190
2007	36.260			1.000	36.430	10.940	84.630
2008	36.260			1.000	30.430	6.310	74.000
2009	50.800		2.600	4.000	29.710	6.310	93.420
2010	43.670			1.000	32.920	6.310	83.900
2011	52.470		2.250		24.630	8.790	88.140
2012	51.710		13.100		28.010	7.090	99.910
2013	63.780				28.150	6.140	98.070
2014	46.819		9.996	5.160	29.950	6.050	97.975
2015	53.300		2.221	1.284	30.990	6.900	94.695
2016	38.232	3.630	12.276	1.030	28.800	10.750	94.718
Σ	786.101	31.260	97.143	17.474	440.580	101.780	1.474.338

Invest.= Investitionen (u.a. Telemetriesysteme, Messgeräte, Transportbehälter, E-Fischfanggerät, Bootsmotor, Video-Erfassungssysteme)

5. Untersuchungen zum Zustand und zur Eignung der Projektgewässer

5.1 Recherchen zum ursprünglichen Vorkommen von Lachs und Meerforelle in Brandenburg

Im Jahr 1998 erfolgten zunächst umfangreiche Literatur- und Quellen-Recherchen in Bibliotheken und Archiven zum historischen Vorkommen von Lachs und Meerforelle im Gewässersystem der Elbe. Danach konnte bestätigt werden, dass Lachs und Meerforelle zur ursprünglichen Fischfauna des Elbe-Systems gehörten und auch in Brandenburg vorkamen.

5.1.1 Stepenitz

Für das Stepenitz-Gebiet war in diesem Zusammenhang v.a. die Mitteilung über einen historischen Lachs-Fangplatz bei Wittenberge bzw. Wahrenberg (Elbe) relevant (BORNE 1882). Auf ein früheres Vorkommen von Lachsen in der Stepenitz deuten historische Dokumente aus dem Brandenburgischen Landeshauptarchiv hin (Abb. 11), die das Fischarteninventar der Prignitzer Gewässer gegen Ende des 18. Jahrhunderts beschrieben.

VIERECK (1962) erwähnt unter Hinweis auf BEKMANN & BEKMANN (1751) ebenfalls den Lachs (und Stör!) als heimische Arten der Stepenitz. Für das Karthane-System (Nachbarfluss der Stepenitz mit gemeinsamer Mündung in die Elbe bei Wittenberge) wird bei ECKSTEIN (1908) ein Vorkommen der Meerforelle in der Beeke bei Dannenwalde angegeben. Darüber hinaus gab es auch Zeitungsberichte über vereinzelte Lachsfänge, so in der Karthane im Jahre 1897 bei Bad Wilsnack (ANONYM 4, 1897).

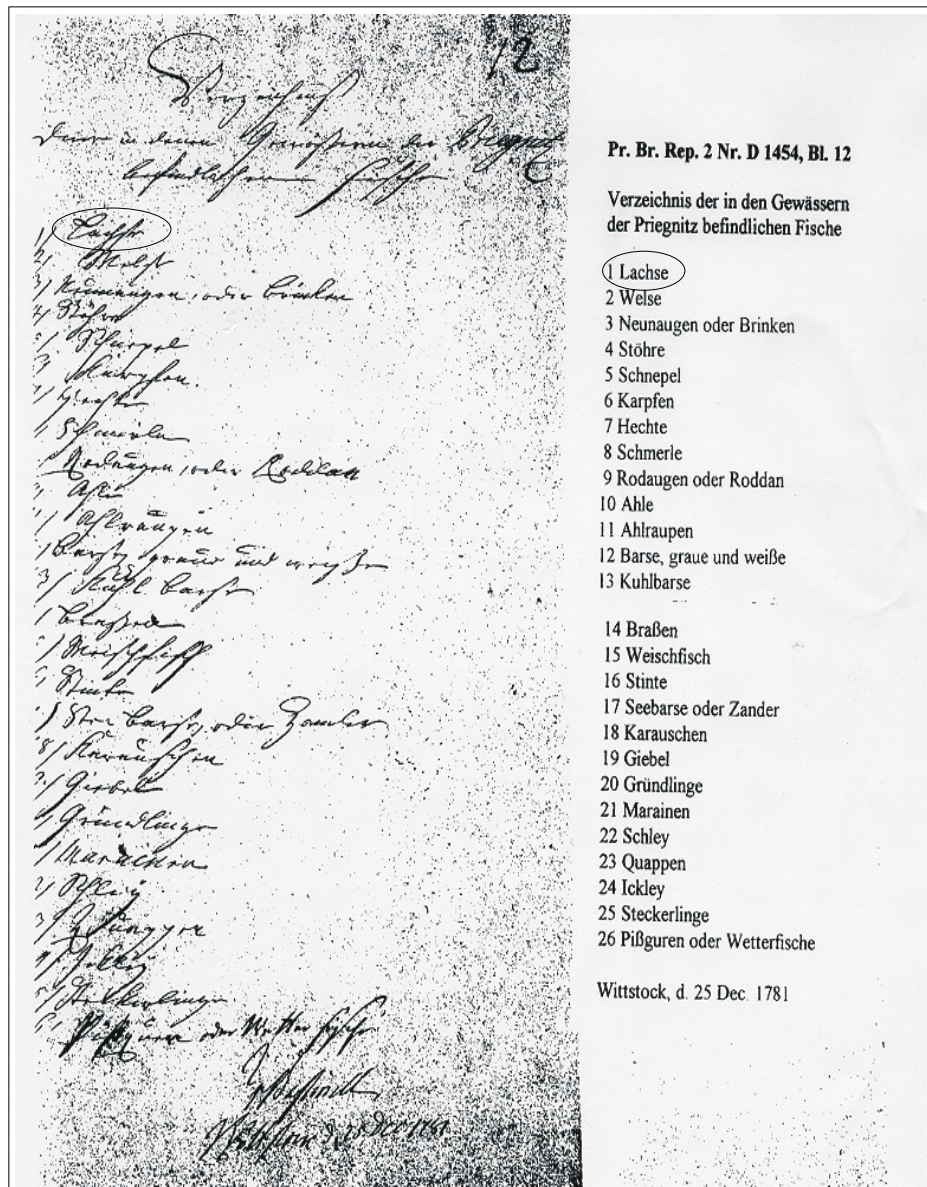


Abb. 11: Amtsakte von 1781 zur Fischfauna der Prignitz (LHAB 1998)

5.1.2 Schwarze Elster, Pulsnitz und Ruhlander Schwarzwasser

Über die Lachse der Schwarzen Elster weiß man, dass sie noch bis 1890 von Ende November bis Anfang Dezember regelmäßig, wenn auch in kleinen Zahlen, aufstiegen. Ihre Wanderung wurde dann jedoch am großen Schleusenwehr in Großkoschen beendet. Sie wurden hier „...sinnlos weggefangen, totgeschlagen und zu Schleuderpreisen (1 kg zu 50 Pfennig) verkauft... Die Lachsausbeute hatte hier 1887 noch 70 bis 75, 1888 45 und 1889 24 Stück betra-

gen...“ (ENDLER 1891). Unterhalb Groß-Koschen wurden Lachse regelmäßig in der Mühle Plessa (bei Elsterwerda) gefangen. Bei günstigem Wasserstand übersprangen Lachse das Groß-Koschener Wehr und konnten durchaus bis Neuwiesa unterhalb Hoyerswerda (1885), Groß Neida (1875) oder zur Hoske-Mühle oberhalb Wittichenau (unterhalb Kamenz) aufsteigen. Zu früherer Zeit stiegen sie sogar regelmäßig über Elstra hinauf bis an das Schwoosdorfer Wasser (mündet oberhalb Schiedel bei Kamenz in die Schwarze Elster).

Die Chronik der Stadt Elsterwerda berichtet aus dem Jahre 1881, dass Fischer im Juni einen 20 Pfund schweren Lachs in der Elster fingen, „...den ein Einwohner für 15 Mark erstand...“ (ANONYM 3, 1965). Das war ein mit Schweinefleisch vergleichbarer Preis, jedoch dreimal so teuer wie Pferdefleisch. Man kann also sagen, dass es bereits 1881 eine Seltenheit gewesen sein muss, einen Lachs zu fangen, wenn er einen solch hohen Preis erzielen konnte. Auch BORNE (1882) äußerte sich zum Lachsaufstieg in der Schwarzen Elster: „...Der Lachs geht in einzelnen Exemplaren bis Uebigau, Elsterwerda, sogar bisweilen bis Ruhland.“ Strommeister Heinze aus Elsterwerda teilt in seinem Fischereibericht aus dem Jahre 1894 mit, dass er am Groß-Koschener Grundwehr viele Lachse bemerkte. Für den Zeitraum zwischen dem 6. und 16. Oktober führt der Bericht den Fang von insgesamt 8 Lachsen mit einem Gewicht zwischen 5½ und 39 Pfund auf. Das Durchschnittsgewicht lag bei 11,3 Pfund. Weiterhin berichtet SCHINDLER (1993) über die Lachswanderung in der Schwarzen Elster. Demnach fing ein Fischer aus Wahrenbrück noch 1911 mindestens 3 Lachse, wobei der letzte 6 kg wog.

Für die Pulsnitz beschreibt ENDLER (1891) den regelmäßigen Lachsaufstieg bis Lindenau. Dort traf der Lachs gewöhnlich im Dezember ein und machte regelmäßige, meist vergebliche Versuche, das Wehr zu überspringen. Dies gelang ihm nur bei hohem Wasserstand, so 1888, wo zwischen Groß- und Kleinkmehlen 4 Lachse und oberhalb Ortrand 2 Lachse gefangen wurden. In Lindenau betrug 1885 der Lachsfang 28 Stück und 1890 nur noch 2 Stück. Wegen des Niedergangs der Lachsbestände erfolgten bereits damals Besatzmaßnahmen mit Lachsbrut bei Großkmehlen sowie zwischen Königsbrück und Krakau.

Im Dezember 1883 wurden noch zwei Lachsforellen (=Meerforellen), mit einem Gewicht von 17 und 6 Pfund, gefangen, die in der Chronik der Stadt Elsterwerda eine Erwähnung wert waren. Diese fing „...Herr Pinkert aus Krauschütz in der Pulsnitz“ (ANONYM 3, 1965).

Im Ruhlander Schwarzwasser stieg der Lachs nach ENDLER (1891) bis zur Mühle Arnsdorf auf, die er nicht mehr überwinden konnte und gelangte bei Hochwasser zuweilen sogar in den Sieggraben (1886: 5 Lachse mit Gewichten zwischen 10 und 20 kg).

5.1.3 Ucker

Historische Hinweise zum Vorkommen der Meerforelle in der Ucker finden sich v.a. bei BEKMANN & BEKMANN (1751) sowie BORGSTEDÉ (1788), die große Forellen bei Prenzlau beschrieben. Nach BORNE (1882) und PASTILLÉ (1969) kann von einem naturraumtypischen Vorkommen der Art *Salmo trutta*, sowohl in ihrer stationären („Bachforelle“) als auch in ihrer wandernden Form („Meerforelle“), in der Ucker und ihren Zuflüssen ausgegangen werden.

5.2 Habitatkartierungen

Als revierbildende Fischarten benötigen bereits juvenile Lachse und Meerforellen ausreichend große Einstandsflächen, die eine hohe Strukturvielfalt (u.a. rasch überströmte Flachwasserstrecken mit steinig-kiesiger Sohle, überströmte Wasserpflanzenpolster, Totholz, unterspülte Prallhangufer) aufweisen müssen (Abb. 12, Abb. 13). Das bedeutet, dass zur Minimierung von Konkurrenzeffekten pro Quadratmeter geeigneter Habitatfläche nur wenige Einzeltiere besetzt werden dürfen. Daher sind vor der Durchführung von Besatzmaßnahmen entsprechende artspezifische Habitat- und Strukturkartierungen sowie eine adäquate Kalkulation der Besatzzahlen unerlässlich.

In Vorbereitung der jeweiligen Besatzmaßnahmen erfolgte daher 1998 im Stepenitz-System und 2003 an der Pulsnitz und im Ruhlander Schwarzwasser eine flächendeckende Kartierung geeigneter Aussetzungsstrecken sowie potenzieller Laichareale. Fachliche Grundlagen hierzu bot das Bewertungsverfahren von NEMITZ & MOLLS (1998). Abb. 14 verdeutlicht das Vorgehen und die Auswertung am Beispiel eines Fließgewässerabschnitts im Stepenitz-System.

In Tab. 3 sind die ausgewählten Aussetzungsgewässer und -strecken des Stepenitz-Systems hinsichtlich ihrer Eignung und ihres Flächendargebots zusammengefasst. Insgesamt wurden im Stepenitz-System 21 Gewässer bzw. Gewässerabschnitte geprüft und bewertet, von denen 14 als sehr gut bis bedingt geeignet eingeschätzt wurden (= naturnahe oder ausgebaute, flache, rasch strömende, kiesige bis steinige Gewässerstrecken). Gegenwärtig stehen bei realisierter Durchwanderbarkeit mindestens 6,8 ha Aufwuchshabitate und 4,1 ha potenzielle Laichplatzhabitate zur Verfügung. Bei einer vorsichtig kalkulierten Besatzdichte von 1 Ind./m² geeigneter Habitatfläche ergaben sich anhand der Kartierungen potenzielle Besatzmengen von mindestens 50.000 Lachs- und 20.000 Meerforellenbrütlings. Hierbei blieben entsprechende Habitatstrukturen im Hauptlauf der Stepenitz zunächst weitgehend unberücksichtigt, da diese wegen der Gewässergröße und – morphologie hinsichtlich der notwendigen Kontrollen nur schwer erfassbar waren.

Für die Pulsnitz beschränkten sich die Auswertungen nur auf die brandenburgischen Fließgewässerabschnitte (Tab. 4). Bei Einbeziehung auch der sächsischen Fließstrecken kann von deutlich höheren Bestands- bzw. Besatzpotenzialen ausgegangen werden. Im brandenburgischen Fließabschnitt der Pulsnitz wurden zwischen der Landesgrenze und dem Eintritt in das Niederungsgebiet des Schradens bei Lindenau ca. 2 ha geeignete Habitate erfasst, die bei gleichem Ansatz (1 Ind./m²) einen Besatz von ca. 15-20.000 Lachs-Brütlings ermöglichen würden.

Im Hinblick auf den relativ starken Verbau des Ruhlander Schwarzwassers durch Wehre und Wasserkraftanlagen sowie die bestehenden hydraulischen und chemisch-physikalischen Belastungen durch Teichwirtschaften, landwirtschaftliche Nutzungen und Bergbau, wurde dort bis auf weiteres auf Lachs-Besatz verzichtet. Ausgehend von der historischen Datenlage bleiben Lachs und Meerforelle dort dennoch Leitarten für künftige Gewässerentwicklungsmaßnahmen.



Abb. 12: Jungfischhabitat (Freudenbach)



Abb. 13: Laichhabitat (Dömnitz)

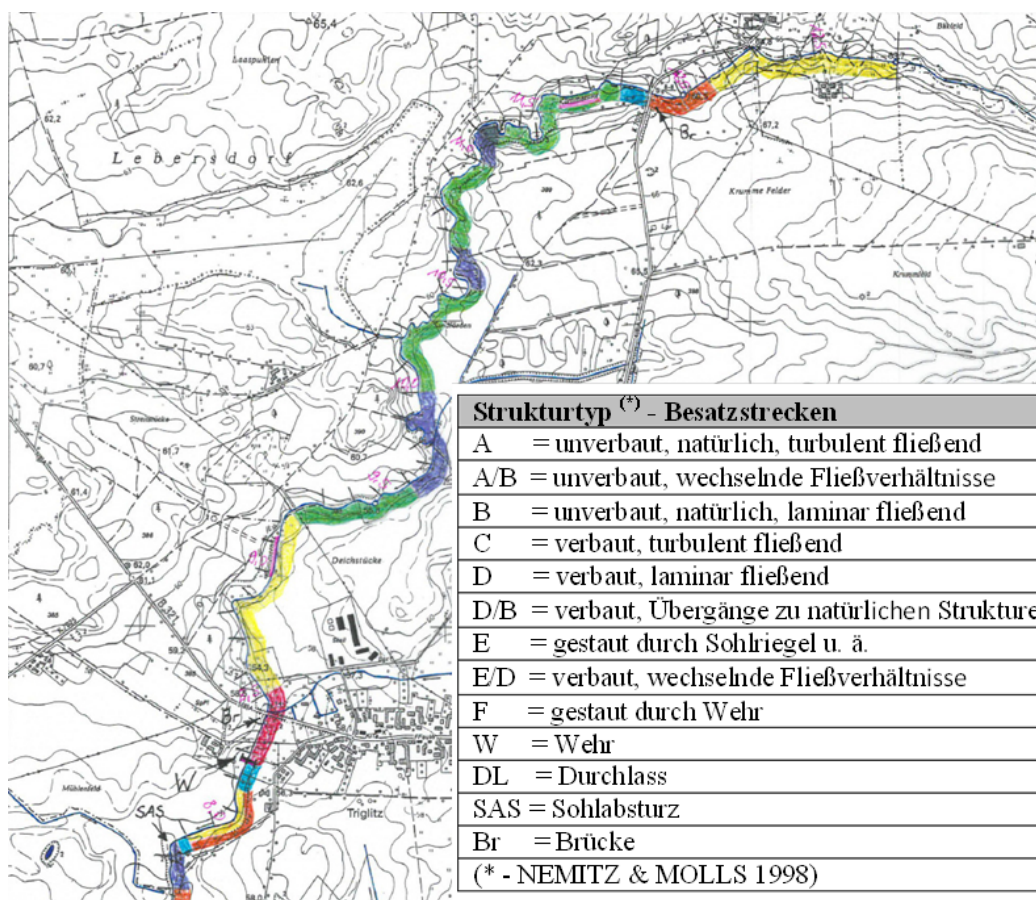


Abb. 14: Kartierung potenzieller Jungfisch- / Laichhabitate (Beispiel Kümmernitz)

Tab. 3: Geeignete Habitatflächen für den Lachs- und Meerforellenbesatz (Stepenitz)

Gewässer	Habitat	Fläche [m²]	Eignung	Besatz [St.]
Stepenitz	A / L	1.400	bedingt	1.500
Dömnitz	A / L	20.750	sehr gut - bedingt	16.500
Sude	A / L	1.200	gut	1.000
Schlatbach	A/L	13.250	sehr gut - bedingt	20.000 (Mf)
Sabel-Bach	A	1.950	bedingt	1.500
Sagast-Bach	A	3.000	bedingt	3.000
Panke	A	7.800	sehr gut - bedingt	6.000
Kümmernitz	A / L	3.625	sehr gut - bedingt	5.000
Freudenbach	A	6.200	sehr gut - gut	6.500
Seddiner Bach	A	2.100	sehr gut - gut	1.500
Kemnitz	A	3.000	gut	3.000
Laasker Vorfluter	A	900	sehr gut	1.000
Krumbach	A	1.600	gut - bedingt	2.000
Steinerbach	A	1.300	sehr gut	1.500
Gesamt		68.075	Lachse Meerforellen	50.000 20.000

A = potenzielles Jungfischhabitat / A/L = potenzielles Laich- und Jungfischhabitat

Tab. 4: Geeignete Habitatflächen für den Lachsbesatz (Pulsnitz)

Abschnitt	Habitat	Fläche [m²]	Eignung	Besatz [St.]
Landesgrenze - oh Kroppen	A / L	7.650	sehr gut - gut	8.000
Kroppen - Ortrand	A / L	7.600	sehr gut - gut	8.000
Wehr Ortrand - BAB 13	A / L	2.400	gut	2.000
uh Gabelwehr Lindenau	A / L	1.600	gut - bedingt	1.000
uh Parkwehr Lindenau	A / L	500	gut - bedingt	500
Gesamt		19.750	Lachse	19.500

5.3 Probefischungen / Eignungsprüfungen

Nach NEMITZ & MOLLS (1998) sollten in den geeigneten Besatzstrecken als Indikatoren stabile Bestände juveniler Bachforellen, Groppen, Bachneunaugen und Schmerlen vorhanden sein.

Ergänzend zu den Habitatkartierungen wurde daher im Jahr 1998 in 13 Gewässern bzw. Gewässerabschnitten die Zusammensetzung der Fischbestände mittels Elektrofischungen untersucht. Die Befischungen erfolgten zumeist watend und bachaufwärts. Zum Einsatz kam ein tragbares Elektrofischereigerät EFGI 650 (technische Daten s. Anhang 2).

Anhand der vorgefundenen Fischarten und morphologischen Strukturen (flache, rasch strömende, kiesig-steinige oder mit submersen Pflanzenpolstern bzw. Totholz strukturierte Abschnitte) konnte in den untersuchten Gewässern des Stepenitz-Systems eine grundsätzliche Eignung als Aussetzungsstrecke und/oder Laichplatz bestätigt werden. Die Ergebnisse der Probefischungen sind in Abb. 15 im Überblick dargestellt. Hierbei verkörpern die Blau- und Grüntöne die Indikatorarten bzw. fließgewässertypischen Fischarten.

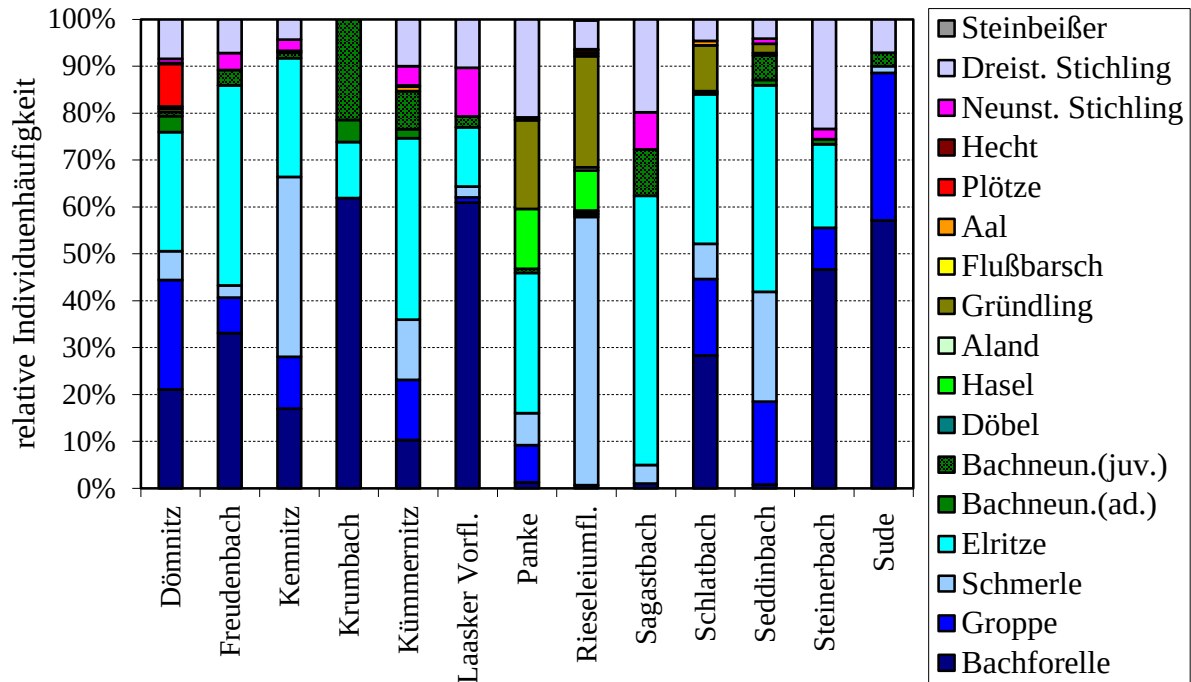


Abb. 15: Fischbestandsstrukturen in potenziellen Besatzstrecken des Stepenitz-Systems (1998)

Für die Pulsnitz wurden unveröffentlichte Altdaten des Vereins „Adonishänge“ e.V. von 1997 ausgewertet und 2002 auch eigene Kontrollbefischungen mittels Elektrofischereigerät durchgeführt.

Danach existiert in der Pulsnitz nach wie vor ein reproduzierender Bachforellenbestand und die Fischfauna wird über weite Strecken durch typische rheophile Arten (u.a. Hasel, Gründling) geprägt (Abb. 16; Abb. 17). Obwohl einige Indikatorarten fehlten (v.a. Groppe), konnte deshalb von einer grundsätzlichen Eignung für den Lachs-Besatz ausgegangen werden.

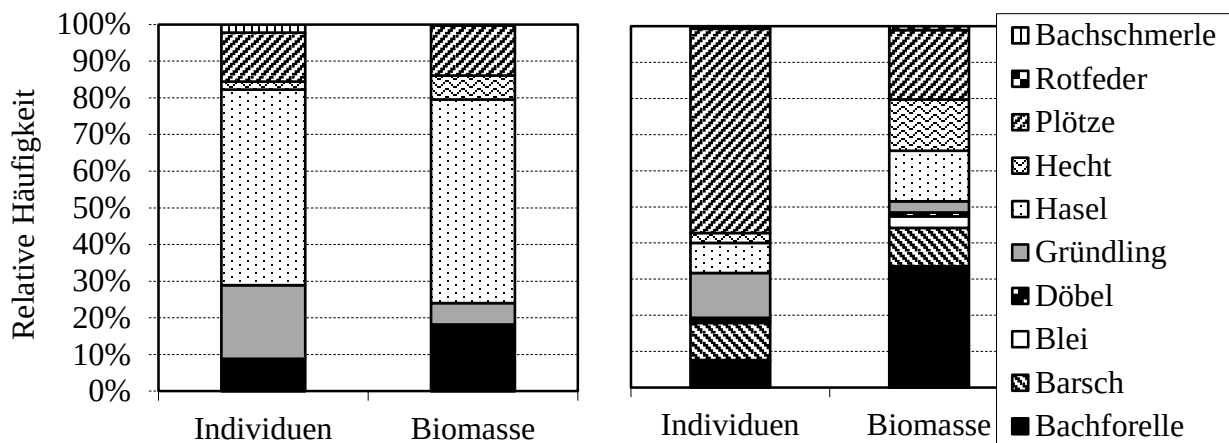


Abb. 16: Fischbestandsstruktur der Pulsnitz, oberhalb Kroppen (2002)

Abb. 17: Fischbestandsstruktur der Pulsnitz, unterhalb Ortrand (2002)

Anders stellte sich die Situation 2002 im Ruhlander Schwarzwasser dar. Hier zeigte sich ein extrem gestörter bzw. fließgewässeruntypischer Fischbestand, der durch ubiquitäre Fischarten

(Plötze und Barsch) bzw. Arten aus Teichwirtschaften (Schleie, Zander) dominiert wurde (Abb. 18; Abb. 19).

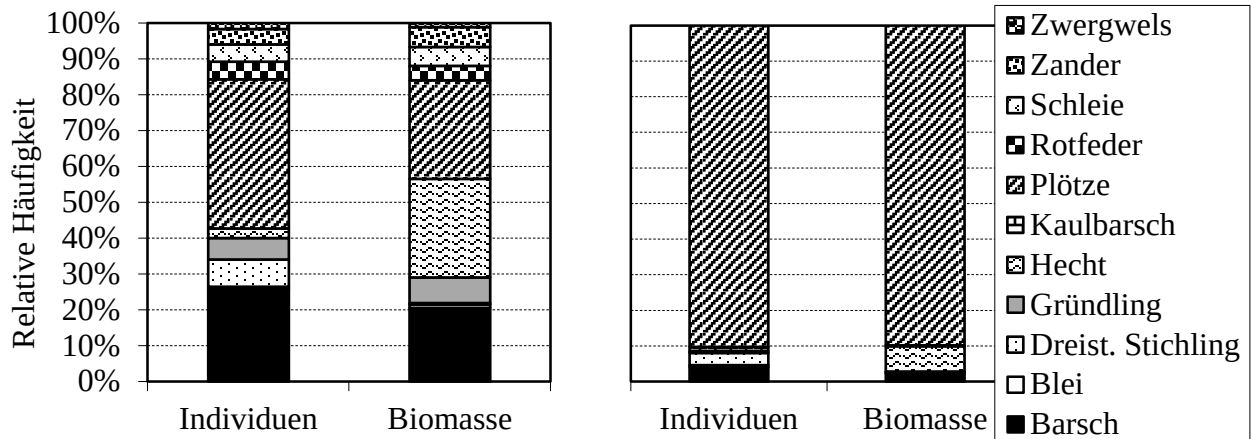


Abb. 18: Fischbestandsstruktur im Ruhlander Schwarzwasser bei Grünewald (2002)

Abb. 19: Fischbestandsstruktur im Ruhlander Schwarzwasser bei Jannowitz (2002)

Auffällig waren darüber hinaus die Negativwirkungen der Wehre, die zum damaligen Zeitpunkt einen Individuenaustausch zwischen den einzelnen Gewässerstrecken bzw. Stauhaltungen weitgehend verhinderten. Außerdem fiel eine erhebliche Belastung des Gewässers durch Feinsedimente auf, die vermutlich auf die intensive landwirtschaftliche Flächennutzung im Einzugsgebiet zurückzuführen war. Hervorzuheben ist hier jedoch die Beobachtung laichender Bachneunaugen (*Lampetra planeri*) oberhalb von Jannowitz im Frühjahr 2004, die verdeutlicht, dass im Ruhlander Schwarzwasser durchaus noch Laichplätze für die typischen Arten der Bachforellenregion vorhanden sind. Bei gegebener Durchwanderbarkeit wären sie u.U. auch für anadrome Arten wie Lachs, Meerforelle und Flussneunauge nutzbar (Abb. 20).

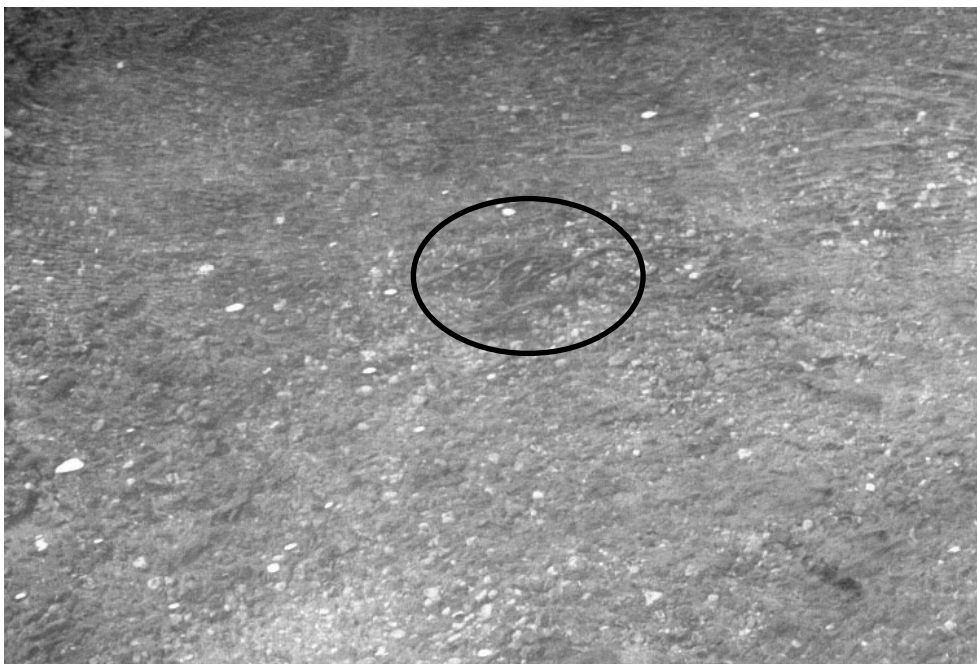


Abb. 20: Laichende Bachneunaugen im Ruhlander Schwarzwasser

5.4 Erfassung von Wanderungshindernissen und weiteren Beeinträchtigungen der Gewässerlebensräume

In Verbindung mit den vorbereitenden Habitat- bzw. Strukturkartierungen wurden 1998 im Stepenitz-System bzw. 2003 im System der Schwarzen Elster alle Wanderbarrieren sowie weitere potenzielle Negativfaktoren (u.a. Wasserkraftnutzungen, Einleitungen, Dränagen und Meliorationen, Viehtränken, fehlerhaftes Gewässermanagement, Gewässerausbau) erfasst.

5.4.1 Stepenitz

Im Hauptfluss der Stepenitz befanden sich 1998 insgesamt 16 Wehre und Sohlswellen (s.a. Kap. 12.1; Abb. 114). Vier davon stellten für Lachse kein Hindernis dar, eins war bedingt und 11 nicht passierbar. Durch den massiven Verbau der Stepenitz im Stadtgebiet von Perleberg waren zu Projektbeginn für die Lachse und Meerforellen noch keine Laichplätze erreichbar. In zehn potenziell für die Wiederansiedlung von Wandersalmoniden geeigneten Nebenbächen befanden sich insgesamt 20 Wehre, Sohlswellen oder Durchlässe mit Abstürzen. Von diesen Bauwerken waren zehn bedingt und neun nicht passierbar. Lediglich ein Bauwerk bildete kein ernstzunehmendes Hindernis für Wanderfische. Wie die Erfahrungen anderer Lachs-Wiederansiedlungsprojekte zeigten, können sich neben Wanderhindernissen verschiedene andere Faktoren negativ auf den Projekterfolg auswirken. Für das Stepenitzsystem waren in diesem Zusammenhang folgende Faktoren relevant:

5.4.1.1 Wasserkraftanlagen (WKA)

In der Stepenitz waren zum Zeitpunkt der ersten Besatzmaßnahmen 1999 zwei Klein-Wasserkraftanlagen in Betrieb (Putlitz, Perleberg). In der Dömnitz, dem wasserreichsten Zufluss der Stepenitz, existierten ebenfalls zwei Anlagen (Mittelmühle bei Streckenthin, Kathfelder Mühle in Pritzwalk - Abb. 21). Abgesehen von der durch die Stauhaltungen bewirkten Unterbrechung des Fließgewässerkontinuums und Zerschneidung der Wanderwege verfügte keine der genannten Anlagen über funktionsfähige Fischschutz- und Fischabstiegsanlagen, wodurch die Gefahr direkter Individuenverluste bestand. Darüber hinaus können Staurationsspülungen verbunden mit massiven Feinsedimentbewegungen sowohl das Ökosystem als auch die Fische schädigen (ZAHN & SCHRECKENBACH 1997; Abb. 22).



Abb. 21: WKA Kathfelder Mühle in Pritzwalk (Dömnitz)



Abb. 22: Tote Äschen und Bachforellen nach Wehrlegung (WKA Putlitz, 1996)

5.4.1.2 Fehlerhaftes Gewässermanagement

Im Zuge der regulären Gewässerbewirtschaftung wurden in einigen Gewässern in Niedrigwasserphasen massive Stauhaltungen beobachtet, die zu akuten Wassermangelsituationen in unterhalb gelegenen naturnahen Abschnitten führten (Abb. 23; Abb. 24; Abb. 25). Partiiell unnötige maschinelle Gewässerunterhaltungsmaßnahmen waren zudem mit Strukturverlusten und massiven Feinsediment-Mobilisierungen verbunden.



Abb. 23: Sabelbach, oberhalb Wehr



Abb. 24: Sabelbach - Wehr



Abb. 25: Sabelbach, unterhalb Wehr

Gewässerausbauten und Gewässerbegradigungen im Zuge der landwirtschaftlichen Melioration führten auch im Stepenitz-System vielerorts zu Strukturverlusten, Feinsedimentmobilisierungen und Fließbetteintiefungen mit meliorativen Wirkungen auf die Aue (GuG e.V. 1997: im Stepenitz-System auf durchschnittlich 60-70 % der Fließstrecken). Nicht mehr benötigte Dränagen bzw. Meliorationen führen nach wie vor zu Einträgen von Feinsedimenten, Eisenocker und Nährstoffen (Abb. 26 und Abb. 27).



Abb. 26: Feinsedimenteintrag Kümmernitz



Abb. 27: Alte Dränage in der Kümmernitz

5.4.1.3 Fehlerhaftes landwirtschaftliches Flächenmanagement

Fehlende Gewässerauskoppelungen und illegale direkte Viehtränken, verbunden mit einem Zertreten der Uferböschungen, führen im gesamten Einzugsgebiet zu erheblichen punktuellen Einträgen von Feinsedimenten und Fäkalien (Abb. 28; Abb. 29).



Abb. 28: Viehtränke in der Stepenitz



Abb. 29: Viehtränke im Schlatbach

Aber auch fehlende Gewässerrand- bzw. Uferschutzstreifen haben einen ähnlichen, hier aber flächenhaften Eintrag von Feinsedimenten oder Düngestoffen zur Folge (Abb. 30; Abb. 31).



Abb. 30: Sagastbach (Oberlauf)



Abb. 31: Kalter Bach (Oberlauf)

5.4.1.4 *Punktuelle Abwassereinleiter*

Zu Projektbeginn existierten im gesamten Stepenitz-System ca. 40 Einleitungspunkte von kommunalem Abwasser bzw. Mischwasser (GuG e.V. 1997), bei denen negative Auswirkungen auf die Wasserqualität und hier v.a. auf den Sauerstoffgehalt der Fließgewässer nicht ausgeschlossen werden konnten.

Insbesondere die allgemeine Feinsedimentmobilisierung in den Bächen und Flüssen durch die o.g. Faktoren kann zu einer erheblichen Einschränkung der Sauerstoffversorgung des für juvenile Großsalmoniden essentiellen hyporheischen Interstitials führen (INGENDAHL 1999). Auffällig war, dass nach eigener subjektiver Einschätzung sowohl in den Nebengewässern als auch im Hauptfluss die Trübung insbesondere mit der Passage von Erlenbruchstandorten zunahm. Diese Bruchbereiche weisen an vielen Stellen verdeckte, alte Dränagen bzw. ehemalige, heute meist verlandete Gräben auf, aus denen den Gewässern nähr- und huminstoffreiches Wasser zufließt. Unklar ist bislang auch die ökologische Wirkung der artesischen Brunnen von Putlitz, die mit einem Braunkohleflöz in Kontakt stehen und zu einer starken Braunfärbung der Stepenitz beitragen (<https://www.youtube.com/watch?v=73ojyjJBQxg>).

Durch das persönliche Engagement einiger AG-Mitglieder gelang es, im Rahmen von Gewässerschauen und Gewässerbeiratssitzungen die Unterhaltungspflichtigen und Flächennutzer für gewässerökologische Probleme zu sensibilisieren. Darüber hinaus bemühten sich die Mitglieder der Arbeitsgruppe um die Verbesserung des Fischeinfuhr- und -abstiegs sowie des Fischschutzes an den projektrelevanten Wasserkraftstandorten und um ein umweltverträgliches Geschiebemanagement.

Im Ergebnis der Erfassung negativer Einflussfaktoren wurde im Rahmen des Projektes eine Handlungsempfehlung zur Situationsverbesserung erarbeitet (ZAHN 2003a), die später auch in das „Gewässerentwicklungskonzept Stepenitz, Dömnitz & Jeetzebach“ zur Umsetzung der EG-WRRL (RL 2000/60/EG) Eingang fand (ANTONS et al. 2012).

5.4.2 Schwarze Elster, Pulsnitz und Ruhlander Schwarzwasser

Bis zum Erreichen der früheren Laichgewässer Pulsnitz und Ruhlander Schwarzwasser mussten die Lachse in der Schwarzen Elster 6 bzw. 7 Wehranlagen überwinden, die alle auf Brandenburger Gebiet standen (Arnsnesta, Frauenhorst, Herzberg, München, Neumühl und Bad Liebenwerda, Schwarzheide; Abb. 117). Von diesen war zum Projektstart 2002 lediglich das ehemalige Wehr Arnsnesta für den Lachs passierbar bzw. eingeschränkt ökologisch durchgängig.

In der Pulsnitz existierten im Hauptlauf 10 Wehre bzw. Stauanlagen, von denen drei zusätzlich mit Wasserkraftnutzungen in Verbindung stehen. Nur ein Bauwerk war zum Projektstart für Lachse passierbar.

Im Ruhlander Schwarzwasser gab es bis zu den potenziellen Laichplätzen (oberhalb Jannowitz) 8 Wehre, von denen nur eins zum Projektstart bedingt passierbar war.

Äußerst problematisch für die Fließgewässerökologie im Allgemeinen und für die Lachs-Wiederansiedlung im Besonderen sind am Ruhlander Schwarzwasser wie auch an der Pulsnitz bis heute die Wasserentnahmen durch Teichwirtschaften.

5.4.3 Ucker

In der Ucker existierten bis zu den potenziellen Laichgewässern insgesamt 7 Wehranlagen (davon eine in Brandenburg, Abb. 122). Der gesamte brandenburgische Fließabschnitt der Ucker war im Ergebnis einer engen und konstruktiven Zusammenarbeit von Unterhaltungspflichtigen (LfU, WBV), Anglerverbänden, Naturschutz- und Fischereibehörden sowie Naturschutzverbänden bereits vor Beginn der Meerforellen-Wiederansiedlung vollständig passierbar.

In Mecklenburg-Vorpommern war für aufsteigende Meerforellen zum Projektstart (2001) eines der Wehre kein Hindernis, zwei Wehre waren noch nicht passierbar und zwei Wehre verfügten bereits über Fischaufstiegshilfen, deren Funktion jedoch fraglich war.

Die Erreichbarkeit der Laichhabitate in den brandenburgischen Zuflüssen war somit noch nicht gegeben.

Da die Ucker selbst, ausbaubedingt, kaum noch geeignete Laich- und Jungfischhabitate für Meerforellen aufweist, kommt ihren Nebengewässern in Brandenburg besondere Bedeutung zu, da diese noch über viele natürliche Strukturen sowie sich selbst erhaltende Bachforellenbestände verfügen.

Hinsichtlich der Durchwanderbarkeit ist der Strasburger Mühlbach vollständig durchgängig, der Köhntop bis zum Sohlabsturz der ehemaligen Dolgenmühle, der Quillow bis Dedelow sowie der Dükergraben / Strom bis zum Wehr Mühlhof (Abb. 122).

6. Besatzmaßnahmen

6.1 Besatzstrategie

6.1.1 Stammauswahl

6.1.1.1 *Lachs*

Für die Auswahl von Lachsstämmen zur Wiedereinbürgerung kommen grundsätzlich zwei Strategien in Frage (SCHMIDT 2000):

1. Besatz mit nur einem, nach bestimmten Eignungskriterien ausgewählten Lachsstamm.
2. Besatz mit möglichst vielen unterschiedlichen, geographisch nahen Stämmen.

Für beide Methoden existieren Beispiele für erfolgreiche Ein- bzw. Wiedereinbürgerungen. Die zu berücksichtigenden genetischen Aspekte sowie die Vor- und Nachteile der jeweiligen Strategien wurden in der Literatur ausführlich erörtert (KRUEGER et al. 1981; FÜLLNER et al. 2003; SCHNEIDER et al. 2004; ADAM 2005). ADAM (2005) schrieb u.a.: „Grundsätzlich gilt für Wiedereinbürgerungsmaßnahmen, dass der Charakter eines Spendergewässers so gut als möglich mit demjenigen des Wiederansiedlungsgewässers übereinstimmen sollte. Je größer die Ähnlichkeit von Spender- und Empfängerengewässer, desto unkomplizierter verläuft die Anpassung der Fische an ihre neue Umgebung.“

Im Einzugsgebiet der Elbe wurde bislang überwiegend nach dem erstgenannten Prinzip verfahren.

a) Stepenitz

In der projektbegleitenden Arbeitsgruppe „Lachse in Brandenburg“ war für die Stepenitz bereits 1997 eine Vorgehensweise nach dem Ein-Stamm-Prinzip diskutiert und die Verwendung der dänischen Herkunft Skjern Å vorgeschlagen worden. Die Umsetzung dieses Vorschlages scheiterte vor allem daran, dass Skjern-Lachse Ende der 1990er Jahre noch nicht in ausreichenden Mengen zur Verfügung standen.

Deshalb wurden 1999 zunächst Brütlinge aus irischer Herkunft besetzt (Shannon, Burrishole; Lieferant: Aufzuchtstation der Landesanstalt für Ökologie, Bodenordnung und Forsten (LÖBF) Nordrhein-Westfalen, Albaum). Als bekannt wurde, dass sich die irischen Stämme in Sachsen als empfindlich gegenüber niedrigen Erbrütungstemperaturen erwiesen hatten (FÜLLNER et al. 2003), kam von 2000-2007 nur noch Brut der westschwedischen Herkunft Lagan zum Aussatz (Lieferant: HAHN-LACHS, Aukrug-Homfeld).

Zusätzlich zum Brutbesatz erfolgte ab 2001 Besatz mit einjährigen Lachsen der westschwedischen Herkunft Ätran sowie ab 2002 sukzessiv zunehmend mit einjährigen Skjern Å-Lachsen (Lieferant: Danmarks Center for Vildlaks - DCV). Mit Ausnahme der Brütlinge wurden alle besetzten Junglachse im Stepenitz-System durch die Lieferanten per Flossenschnitt (finclip) systemspezifisch markiert.

Da die Nachzucht des Skjern Å-Stammes schnell voranschritt, wurde nach eingehender Prüfung und Abwägung aller relevanten Gesichtspunkte entschieden, in der Stepenitz ab 2008 die

Lachsherkunft Skjern Å/Storå als alleinigen Stamm für den Besatz zu benutzen. Das Besatzmaterial stammt dabei von Laichfischen, die in der Storå gefangen werden. Die Storå ist der nördlichste der historisch belegten westjütischen Lachsflüsse. Ihr Lachsbestand besteht heute zu 98 % aus Skjern-Lachs, der Anteil genetisch ursprünglicher Storå-Lachse an der Gesamtpopulation beträgt 2 %. Da die Storå zur selben Veterinärzone wie die Gudenå gehört, erfolgt die Aufzucht der Jungfische in der DCV-Anlage Randers (HOLDENSGAARD 2007, mdl. Mitt.).

Maßgeblich für diese Entscheidung waren vor allem nachfolgende Gründe:

- die große geographische Nähe des Skjern Å zur Elbe, sowie der Fakt, dass die westjütischen Wasserläufe nach der letzten Eiszeit Zuflüsse der Elbe waren (BRUMUND-RÜTHER 2000 a),
- der Umstand, dass sich der westjütische Lachs durch natürliche Vermehrung erhalten hat (MILJØMINISTERIET 2004),
- die Tatsache, dass es sich beim westjütischen Lachs (Skjern-Lachs) um eine Tieflandpopulation handelt,
- der Fakt, dass das Temperaturregime der Stepenitz eher dem des Skjern Å als dem der westschwedischen Flüsse Lagan bzw. Ätran entspricht - SCHNEIDER (1998) charakterisiert auf der Grundlage eigener Recherchen die Temperaturverhältnisse des Lagan als „kühl“, die des Skjern Å als „mäßig warm“,
- der genetisch fixierte, relativ späte Laichtermin des Skjern-Fisches - der Höhepunkt der Laichzeit („peak spawning“) liegt beim Skjern-Lachs am 05.12., beim Ätran-Lachs am 18.11. (SCHNEIDER 2002). Wegen der in der Elbe und Stepenitz häufigen herbstlichen Niedrigwasserlagen könnte sich der spätere Laichtermin u. U. als Vorteil für den Skjern-Fisch erweisen. Später laichende Fische haben länger Zeit, einen geeigneten Laichplatz aufzusuchen. BRUMUND-RÜTHER (2006) vertritt zudem die Auffassung, dass der Skjern-Lachs von allen verfügbaren Stämmen am besten für die Wiedereinbürgerung in norddeutsche Tieflandflüsse geeignet ist, und begründet dies vor allem damit, dass die Laichzeit des Skjern-Stammes weitgehend mit der der ausgestorbenen norddeutschen Tieflandpopulationen übereinstimmt. Ein optimaler Laichzeitpunkt wird allgemein als entscheidende Voraussetzung für einen optimalen Erbrütungs- und Schlupferfolg angesehen (SCHNEIDER 2002). WEBB & MCLAY (1996) beschreiben, dass das Laichen der Lachse im schottischen River Dee an den höchstgelegenen Laichplätzen beginnt, während Laichplätze im Unterlauf wesentlich später aufgesucht werden, was als Adaption an die in höheren Lagen temperaturbedingt längere Erbrütungszeit verstanden wird. Bezogen auf die Verhältnisse in der Elbe würde dies bedeuten, dass für die im Hügel- und Bergland gelegenen Zuflüsse eher ein zeitig laichender Stamm, wie der in Sachsen bisher sehr erfolgreiche Lagan-Lachs, in Frage kommt, für einen mündungsnahen Tieflandfluss wie die Stepenitz hingegen ein relativ spät laichender Stamm. FÜLLNER et al. (2003) gehen zudem davon aus, dass es *den* Elblachs ohnehin nicht gab, und vermuten auf Grund der Heterogenität des Elbesystems die Existenz verschiedener, voneinander relativ isolierter Stämme bzw. Ortsrassen. - und letztendlich:
- die langfristig gesicherte Verfügbarkeit und Qualität des von Danmarks Center for Vildlaks (DCV) produzierten Besatzmaterials, dessen vergleichsweise günstiger Preis sowie der hohe technologische und seuchenhygienische Standard der dänischen Produktionseinrichtungen.

Während für die irischen Stämme nur *ein* sicherer Rückkehrer-Nachweis gelang (KOHL-MANN 2006), der auf den Besatz des Jahres 1999 zurückgeführt werden konnte, erbrachten die skandinavischen Herkünfte eine wesentlich größere Zahl von Rückkehrern. Die übrigen drei Nachweise von Individuen „irischer Herkunft“ resultieren entweder aus methodischen Fehlern (Genetik) oder es handelt sich um Streuner aus irischen Wild- oder Zuchtlachsbeständen (vgl. Anhang 6).

Aus der gleichzeitigen Verwendung mehrerer Lachsstämme in einem Gewässersystem können diverse Nachteile resultieren, wie SCHNEIDER et al. (2004) darlegten. Die Autoren forderten daher für das Rheinsystem einen konsequenten Verzicht auf Mischbesatz. Insofern erschien es auch für die Stepenitz sinnvoll und in organisatorischer, wirtschaftlicher und wissenschaftlicher Hinsicht vorteilhaft, ab 2008 auf Mischbesatz zu verzichten und zum Prinzip „Ein-Gewässersystem - Ein-Stamm“ überzugehen. Als wesentliche Vorteile wurden erwartet (in Anlehnung an SCHNEIDER et al. 2004):

- eine Reduzierung des Aufwands für die genetische Identifikation von Rückkehrern (anhand von Markierungen identifizierte Laichfische können unmittelbar zur künstlichen Vermehrung benutzt werden, ohne dass die Gefahr der Vermischung unterschiedlicher Stämme besteht),
- bessere Möglichkeiten, verlässliche und vergleichbare Aussagen zu Rückkehrraten zu treffen und das Ausmaß der natürlichen Reproduktion zu schätzen sowie
- die Vermeidung bzw. Minimierung von Risiken, die bei der natürlichen Reproduktion durch Kreuzungen unterschiedlicher Stämme entstehen können (z.B. durch Verschiebung des Laichzeit-Höhepunktes).

Allerdings konnte im Rahmen der durchgeführten Untersuchungen im Hinblick auf biologische Kriterien bislang auch keine signifikante Überlegenheit eines Stammes herausgearbeitet werden (s.a. Kap. 11.3). Die von SCHNEIDER (2002) konstatierte grundsätzliche Eignung westschwedischer und dänischer Lachse für die Wiedereinbürgerung in deutsche Flüsse wurde aber bestätigt.

b) Schwarze Elster / Pulsnitz

An der Schwarzen Elster erfolgten die Besatzmaßnahmen von Anfang an nach dem „Ein-Stamm-Prinzip“ mit der westschwedischen Herkunft Lagan (Lieferant: HAHN-LACHS). Nach eingehender Prüfung und Abwägung aller relevanten Gesichtspunkte wurde entschieden, im Flussgebiet der Schwarzen Elster auch künftig mit dem Lagan-Stamm zu arbeiten. Maßgeblich für diese Entscheidung waren vor allem:

- das Vorliegen von Untersuchungsergebnissen, die auf eine relativ große genetische Nähe zwischen dem rezenten Lagan-Lachs und erloschenen autochthonen Lachspopulationen der Mittel- und Oberelbe hindeuten (s. Kap. 11.2.1),
- der Umstand, dass das Temperaturregime der bereits montan geprägten Fließgewässer der Lausitz eher dem der westschwedischen als dem der westjütischen Flüsse entspricht sowie der Fakt, dass sich der Lagan-Lachs bereits unter vergleichbaren Temperaturbedingungen in sächsischen Elbezuflüssen bewährt hat,
- Erkenntnisse (vgl. WEBB & MCLAY 1996), aus denen geschlossen werden kann, dass sich der relativ zeitig laichende Lagan-Lachs zur Wiederansiedlung in Bächen des Lausit-

zer Hügel- und Berglandes besser eignet, als der eventuell als Alternative in Frage kommende spät laichende Skjern-Lachs sowie

- organisatorische und seuchenhygienische Gesichtspunkte, die im Hinblick auf die weitere Vertiefung der länderübergreifenden Zusammenarbeit mit den sächsischen Partnern relevant sind.

Aus Gründen der Fischgesundheit sowie des Fischseuchenschutzes musste von dieser Entscheidung jedoch im Jahr 2015 abgerückt werden. Seitdem werden in Kooperation mit den sächsischen Partnern halb- bzw. einjährige Lachse der westschwedischen Herkunft Ätran besetzt.

6.1.1.2 Meerforelle

Die Art *Salmo trutta* L. umfasst einen Formenkomplex, bei dem sich die einzelnen Morphen u.a. hinsichtlich ihres Wanderverhaltens unterscheiden. Als „Meerforelle“ wird dabei die anadrome Variante bezeichnet, bei der die Jungfische ihre Aufwuchshabitate im Süßwasser verlassen, um Nahrungshabitate im Meer aufzusuchen und als Adulte zur Fortpflanzung in das Süßwasser zurückzukehren (JONSSON & JONSSON 2006). Demgegenüber hat sich für Individuen, die ihr gesamtes Leben in Fließgewässern verbringen, der Name „Bachforelle“ eingebürgert.

Aus der Literatur ist bekannt, dass anadrome Elternfische auch nicht meerwandernde Nachkommen hervorbringen, ebenso wie bei Abkömmlingen nicht wandernder Elternfische Anadromie auftreten kann (SKROCHOWSKA 1969, JONSSON 1989). Deshalb wurde verschiedentlich die Auffassung vertreten, dass eine gesunde Bachforellenpopulation in den Oberläufen eines Einzugsgebietes jeweils auch einen Anteil meerwandernder Jungfische hervorbringt (HARRIS & MILNER 2006), was im Ergebnis zur Regeneration des anadromen Segments der Population führt. Die Notwendigkeit für Besatz wurde deshalb in Frage gestellt und stattdessen für eine Wiederbesiedlung im Zuge natürlicher Prozesse plädiert (u.a. SCHMIDT 1996).

Allerdings konnte SKROCHOWSKA (1969) ebenfalls zeigen, dass anadrome Elternfische in größerem Umfang anadrome Nachkommen produzieren als Bachforellen-Eltern. Dies wiederum lässt den Schluss zu, dass ein Besatz mit Meerforellennachkommen dann zielführend sein kann, wenn ein nutzbarer Meerforellenbestand in einem überschaubaren Zeitrahmen etabliert werden soll.

Meerforellenbesatz hat sowohl in den nordwestdeutschen Küstenländern Niedersachsen und Schleswig-Holstein wie auch in Polen und Dänemark (RASMUSSEN 2006) eine langjährige Tradition. Beispiele für eine erfolgreiche Restitution nutzbarer Bestände durch Besatz sind von der dänischen Insel Fünen und der mecklenburgisch-vorpommerschen Ostseeküste bekannt (http://en.seatrout.dk/wp_content/uploads/sites/3/2015/06/Online_brochure_ENG.pdf; <http://www.fischumwelt.de/projekte/aktuelle-projekte/meerforellenbestandsprojekt.html>).

Insofern war es naheliegend, in den relativ küstennahen brandenburgischen Gewässern Ucker und Stepenitz ebenfalls eine Wiederansiedlung durch Besatz zu praktizieren. Im Unterschied

dazu wurde in den küstenfernen Projektgewässern Schwarze Elster und Pulsnitz bewusst auf Meerforellenbesatz verzichtet. Hier sollte, allein durch Maßnahmen zur Verbesserung der linearen Durchgängigkeit, eine Regeneration der anadromen Komponente des Forellenbestandes im Verlauf natürlicher Prozesse zugelassen werden.

KRUEGER et al. (1981) empfahlen bei der Wiedereinbürgerung in wenig veränderte Gewässer die Verwendung präadaptierter Fische aus benachbarten Populationen. Zur Wiederbesiedlung des Stepenitz-Systems wurden daher Zuflüsse der Unterelbe als Spendergewässer ausgewählt, deren Meerforellenpopulationen bzw. -teilpopulationen auf Grund der geographischen Nähe und Charakteristik der jeweiligen Fließgewässer ein hohes Maß an Präadaption unterstellt werden konnte. Von diesen wäre unter natürlichen Bedingungen auch am ehesten eine Wiederbesiedlung der Stepenitz zu erwarten gewesen.

Für den Besatz wurde zunächst Meerforellenbrut von Laichfischen aus der Rantzau und Osterau (Nebenflüsse der Stör) aus der Fischbrutanstalt Alt-Mühlendorf (Schleswig-Holstein) verwendet. Darüber hinaus bestanden seit 2007 Kontakte zu Anglervereinen an der Unterelbe (Frühauf v. 1910 Hamburg e.V., AV Sittensen e.V., AV Stade e.V.), von denen jeweils kleinere Mengen Mf_0 von Laichfischen aus der Este, Oste und Schwinge bezogen werden konnten. Nach der Errichtung einer Erbrütungsanlage in Silmersdorf, Landkreis Prignitz, durch den AV Fario e.V. wurden im Frühjahr 2013 erstmals überwiegend Nachkommen von Stepenitz-Rückkehrern besetzt.

6.1.2 Auswahl des Besatz-Stadiums

6.1.2.1 Lachs

a) Stepenitz

Im Rahmen des Stepenitz-Projektes wurden zunächst kurzzeitig angefütterte Brütlinge sowie unsortierte Einjährige mit wechselnden Anteilen an Smolts und Prä-Smolts, die je nach Jahr und Stamm zwischen $< 20\%$ bis $> 40\%$ schwankten, besetzt. Beide Besatzstadien erbrachten etwa gleich viele Rückkehrer, wobei der finanzielle Aufwand pro Rückkehrer bei Besatz mit Einjährigen ca. eineinhalbmal so hoch war, wie bei Brutbesatz (s. THIEL & ZAHN 2008 und nachfolgende Ausführungen).

Die im Zeitraum 2002-2007 nachgewiesenen Lachsrückkehrer ($n = 109$) stammten aus Besatzmaßnahmen der Jahre 1999-2005 (Besatz mit kurzzeitig angefütterter Lachsbrut ohne Dottersackrest - L_a) bzw. 2001-2006 (Besatz mit einjährigen Junglachsen - L_1). Die Kosten betrugen 48.100 € für L_a und 69.186 € für L_1 , insgesamt 117.286 €. Daraus ergibt sich für jeden nachgewiesenen Lachsrückkehrer ein finanzieller Besatzaufwand von 1.076 €. Bei separater Betrachtung nach Besatzstadien betrug der finanzielle Aufwand je Rückkehrer bei Brutbesatz 849 €, bei Besatz mit Junglachsen 1.213 €.

Insofern sprach aus ökonomischer Sicht vieles dafür, den unwirtschaftlichen Besatz mit einjährigen Fischen einzustellen. Es war allerdings nicht möglich, den bisherigen Anteil einjährig besetzter Jungfische am Gesamt-Smoltaufkommen durch Brutbesatz zu kompensieren, da

hierzu mindestens eine Verdopplung der Besatzmenge erforderlich gewesen wäre (vgl. THIEL & ZAHN 2008). Zudem standen die für den Besatz einer solchen Menge benötigten Habitatflächen nicht zur Verfügung, da die Gewässer nach den einschlägigen Besatzempfehlungen und entsprechend ihrer artspezifischen Eignung besetzt und parallel zum Lachs- auch ein nutzbarer Meerforellenbestand etabliert werden sollte. Deshalb konnte auf einen Besatz mit älteren Junglachsen nicht verzichtet werden.

Neben ökonomischen Gründen waren für die Wahl des Besatzstadiums zudem auch biologische, methodische und organisatorische Gesichtspunkte zu berücksichtigen.

Für Brutbesatz sprach vor allem die hohe Fitness und gute Prägung der auf diese Weise erzeugten Smolts.

Gegen Brutbesatz sprachen

- a) der hohe Personal- und Zeitaufwand beim Besatz (Im Interesse einer sorgfältigen Durchführung des Besatzes empfiehlt es sich, jedem Besatzhelfer nicht mehr als 5.000 Brütlinge zu übergeben. Der Zeitaufwand für den Besatz dieser Menge beträgt in Abhängigkeit vom Strukturreichtum des Besatzgewässers ca. 0,5-1 Stunde, nicht gerechnet die Zeit für An- und Abtransport sowie Temperaturanpassung.),
- b) der vergleichsweise hohe Aufwand für die Markierung der Satzfische - Um das Ausmaß der natürlichen Reproduktion und den Erfolg der Managementmaßnahmen verlässlich beurteilen zu können, wird empfohlen, sämtliche Besatzfische zu markieren (MUNLV 2003; LÖBF 2004). Flossenschnitte, externe Marken, Elastomer- oder Farbmarkierungen sowie elektromagnetische Datenträger können bei älteren Junglachsen problemlos angebracht und später am lebenden Laichfisch erkannt werden. Für Brütlinge steht mit der osmotischen Induktion von Calcein (MOHLER 2003) inzwischen eine Methode zur Verfügung, bei der die erzeugten Markierungen ebenfalls am lebenden Fisch identifiziert werden können. Zur späteren Identifizierung von Laichfischen ist eine Calceinmarkierung der Brut allerdings weniger geeignet, da sich die Markierungen mit zunehmendem Wachstum der Fische verlieren. Das Verfahren empfiehlt sich deshalb vor allem für die Ermittlung von Überlebensraten besetzter Brut bis zum Smolt (vgl. STUBBING & MOSS 2007) - sowie
- c) eine partiell erhöhte Mortalität in den Besatz-Strecken des Stepenitz-Systems, weshalb die Smoltproduktion quantitativ teilweise gering ausfiel - Für die mit Lachsbrut besetzten Gewässer des Stepenitzsystems wurden mäßige bis gute Überlebens- bzw. Wiederfangraten bis zum Herbst zwischen 5-20 % ermittelt (ZAHN & THIEL 2005; vgl. Abb. 41). In optimal strukturierten Gewässern können auch mit Brutbesatz hohe Überlebensraten erreicht werden. So wurden im Saynbach (Rheinland-Pfalz) Überlebensraten besetzter Brut bis zum Herbst von 20-40 % festgestellt (MUF 2005).].

Für einen Besatz mit unsortierten Einjährigen (L_1) sprach, dass diese auch in tieferen meta- und hyporhithralen Gewässerstrecken besetzt werden konnten, die ausreichend zur Verfügung standen. Ein weiterer positiver Aspekt war der vergleichsweise geringe Personal- und Zeitaufwand beim Besatz.

Gegen die Verwendung von unsortierten Einjährigen sprach wiederum

- a) das Risiko, den Besatzzeitpunkt falsch zu wählen [Um eine möglichst optimale olfaktorische Prägung der abwanderungsfähigen Exemplare (Smolts, Prä-Smolts) zu gewährleisten, ist grundsätzlich ein möglichst früher Besatzzeitpunkt im Februar/März anzustreben. Für das Überleben der kleineren, nicht abwanderungsfähigen Parrs wäre jedoch ein späterer Zeitpunkt günstiger, da Lachse im Süßwasser erst ab einer Wassertemperatur von ca. 7 °C (SCHMIDT et al. 1996) Nahrung aufnehmen. Darüber hinaus ist das Naturnahrungsangebot im zeitigen Frühjahr ohnehin noch sehr begrenzt],
- b) der Umstand, dass besetzte Smolts bezüglich Fitness und Prägung den im Gewässer smoltifizierten Fischen unterlegen sind - Nordrhein-westfälische Untersuchungen erbrachten für im Gewässer herangewachsene Smolts Rückkehraten von im Mittel 0,7 % (0,5-1 %), während in Anlagen aufgezogene und smoltifizierte Fische lediglich Rückkehraten von im Mittel 0,15 % (0,1-0,2 %) erreichten (MUNLV 2006; INGENDAHL 2006). In Dänemark wurde festgestellt, dass die aus dem Skjern-Å-System abwandernden Smolts lediglich zu einem Drittel, die Rückkehrer aber zur Hälfte aus natürlicher Reproduktion stammen (HOLDENSGAARD 2007, mdl. Mitt.) - sowie
- c) die starke Abhängigkeit der Smoltproduktion von der Größenverteilung der Satzische - Dänische Fachleute vertreten die Auffassung, dass im Frühjahr besetzte L₁, die nicht als 1+Smolts abwandern, größtenteils zugrunde gehen und somit nicht nennenswert zur Smoltproduktion beitragen (HOLDENSGAARD 2007, mdl. Mitt.). Für die Stepenitz kann allerdings als gesichert gelten, dass zumindest ein Teil der kleineren L₁ überlebt. Bei Bestandskontrollen im Herbst wurden regelmäßig gut abgewachsene Parrs und Prä-Smolts der Altersklasse 1+ festgestellt, die anhand von Markierungen dem Besatz mit L₁ zuzuordnen waren. In welchem Umfang diese den Winter überleben und als 2+Fische zur Smoltproduktion beitragen, müsste in einem gesonderten Smoltmonitoring verifiziert werden.

Da aus ökonomischer, biologischer und methodisch-organisatorischer Sicht sowohl der Brutbesatz wie auch der Besatz mit Einjährigen erhebliche Nachteile aufwiesen, wurde zunehmend über Alternativen nachgedacht. Maßgeblich für den Wechsel in der bis dahin praktizierten Besatzstrategie wurde ein Besuch der dänischen Wiederansiedlungsgebiete im Jahr 2007. Dort konnte insbesondere durch den Besatz mit halbjährigen Junglachsen die Überlebenswahrscheinlichkeit der Jungfische wie auch die Wahrscheinlichkeit ihrer Rückkehr als laichreife Individuen deutlich erhöht werden (HOLDENSGAARD 2007, mdl. Mitt.).

Aufgrund dieser Erfahrungen, der entsprechenden Produktionsumstellungen sowie der mittlerweile hinreichend verfügbaren Besatzmengen beim DCV bot sich somit als Alternative ein Besatz mit gut konditionierten halbjährigen Fischen im September/Oktober an.

Unter „gut konditioniert“ wird in diesem Zusammenhang verstanden, dass mindestens 50-75 % der besetzten Individuen bis zum Spätherbst die für eine Smoltifikation im darauf folgenden Frühjahr erforderliche Länge von 11 cm erreichen sollten (HOLDENSGAARD 2007, mdl. Mitt.). Von dieser Besatzumstellung wurden folgende Vorteile erwartet:

- die Temperatur- und Abflussverhältnisse sind im Spätsommer und Frühherbst i.d.R. günstiger für die Adaption der Satzische als im zeitigen Frühjahr,
- die Satzische finden im Gewässer noch hinreichend passende Naturnahrung vor,
- die Satzische erhalten eine bessere olfaktorische Gewässerprägung auf Grund der längeren Aufenthaltszeit vor der Abwanderung im Frühjahr,

- die so „produzierten“ Smolts haben im Hinblick auf Konstitution, Fitness und Prägung eine verbesserte Qualität und
- halbjährige Fische sind in der Beschaffung wesentlich günstiger als Einjährige.

Die veränderte Strategie sollte mittelfristig zu einer deutlichen Erhöhung der Rückkehrerzahlen führen, um schrittweise unabhängig von Importen bzw. Zukäufen zu werden, die Erzeugung von Besatzmaterial auf der Grundlage eigener Laichfische (Rückkehrer) zu ermöglichen und in absehbarer Zeit eine verantwortungsvolle Nutzung von Rückkehrern zulassen zu können.

Im Oktober 2007 erfolgte daher zusätzlich auch ein Besatz mit halbjährigen Lachsen. Dieser war erforderlich, um im Zuge der Umstellung von Frühjahrs- auf Herbstbesatz die nötige Kontinuität und eine angemessene Habitatnutzung zu gewährleisten.

Die Entscheidung darüber, ob künftig ausschließlich dieses Besatzstadium verwendet wird oder ggf. in ausgewählten Gewässerstrecken ein zusätzlicher Brutbesatz vorgenommen wird, sollte in Abhängigkeit von den Ergebnissen des weiteren Smolt- und Laichfischmonitorings getroffen werden. Ein supplementärer Brutbesatz sollte dabei ausschließlich mit Brütlingen der Herkunft Skjern Å erfolgen, wobei ggf. auch Nachkommen von Stepenitz-Rückkehrern dieses Stammes genutzt werden könnten. Um diese Brut von einem etwaigen Naturaufkommen unterscheiden zu können, empfiehlt sich vor dem Besatz eine Calcein-Markierung (s.o.).

b) Schwarze Elster / Pulsnitz

In der Schwarzen Elster / Pulsnitz wurden zunächst überwiegend unsortierte Einjährige mit wechselnden Anteilen an Smolts und Prä-Smolts besetzt. Die geringe Rückkehrerzahl ließ bisher keine quantitativen Aussagen zur Beurteilung der Effektivität der Besatzmaßnahmen zu. Erst das Monitoring der Smolt-Abwanderung 2012 und 2013 (s. Kap. 8.4) zeigte, dass hinreichend viele Junglachse überleben und abwandern.

Überlegungen, die im Fall der Stepenitz zum Verzicht auf weiteren Besatz mit Einjährigen und zur Änderung der Besatzstrategie geführt hatten, trafen auch für die Schwarze Elster / Pulsnitz zu. Auch hier sprach vieles dafür, den Besatz mit einjährigen Fischen künftig zu unterlassen. Es war allerdings auch nicht möglich, die bisher produzierten Mengen an Smolts durch Brutbesatz zu erzeugen, weil die hierfür benötigte Habitatfläche im brandenburgischen Teil des Elster-Einzugsgebietes nicht ausreichend zur Verfügung stand. Insofern konnte auch hier auf einen Besatz mit älteren Junglachsen nicht verzichtet werden.

Es wurde entschieden, die Pulsnitz ab 2008 mit halbjährigen Lachs-Parrs zu besetzen. Perspektivisch dauerhaft angestrebt, aber erst ab 2016 realisiert, erfolgt in Abstimmung mit den sächsischen Partnern ein zusätzlicher Smolt-Besatz im sächsischen Teil des Einzugsgebiets.

6.1.2.2 Meerforelle

Der Besatz mit Mf_0 hatte sich über die Jahre bewährt und wurde beibehalten, insbesondere auch deshalb, weil Meerforellenbrut geeigneter Herkunft in ausreichenden Mengen und ver-

gleichsweise preiswert erhältlich war und älteres Besatzmaterial ohnehin nicht im erforderlichen Umfang zur Verfügung stand. Mit der Inbetriebnahme des Bruthauses Silmersdorf im Herbst 2013 wurden darüber hinaus Voraussetzungen geschaffen, um künftig eine weitgehende Eigenversorgung des Projektes mit Meerforellenbrut sicherzustellen.

6.1.3 Auswahl der Besatz-Strecken in den Gewässersystemen

Bereits in der älteren Literatur wurde darauf hingewiesen, dass die Laichplätze der Lachse vor allem in der Äschenregion liegen, weshalb sich diese Gewässer auch besonders für den Besatz mit Lachsbrut eignen (BORNE 1882; SELIGO 1926). Die vorliegenden Beobachtungen und Erfahrungen aus Wiedereinbürgerungsprojekten bestätigen diese Aussagen nachdrücklich (SCHNEIDER 1998; SCHWEVERS 1998; ADAM 2005; FÜLLNER & PFEIFER 2004; SCHMIDT 2000a; MUNLV 2006; MUNLV 2006a). Offenbar sind selbstreproduzierende Äschenbestände als Indikator zur Identifizierung funktionsfähiger Lachs-Aufwuchshabitate besonders geeignet (vgl. REGIERUNGSPRÄSIDIUM KASSEL 2001).

a) Stepenitz

Die Auswahl der Besatzgewässer im Rahmen des Stepenitz-Projektes erfolgte auf Grundlage einer Habitat-Kartierung in potenziell geeigneten Gewässern in Anlehnung an NEMITZ & MOLLS (1998). Aus methodischen Gründen wurden zunächst vor allem Gewässerstrecken besetzt, die hinsichtlich ihrer Durchschnittstiefe und Wasserführung gute Voraussetzungen für ein Jungfischmonitoring boten (ZAHN & THIEL 2003). Weniger berücksichtigt wurde, ob die mit Lachsbrut besetzten Gewässerabschnitte jeweils auch als Lachs-Laichhabitat geeignet und für Rückkehrer zugänglich waren. In mehreren epirhithralen Fließgewässern wie dem Seddiner Bach, dem Sabelbach, dem Sagastbach und dem Laasker Bach war das Aufkommen der besetzten Brut so schlecht, dass weiterer Lachsbesatz dort für nicht sinnvoll erachtet und ab 2000 bzw. 2001 unterlassen wurde (ZAHN & THIEL 2005). Akzeptable Überlebens- bzw. Wiederfangraten besetzter Lachsbrütlinge waren ganz überwiegend in den größeren, meta- bis hyporhithralen Fließstrecken zu verzeichnen. Für den ab 2001 durchgeführten Besatz mit einjährigen Lachsen wurde daher zunehmend auch der Hauptlauf der Stepenitz zwischen Putlitz und Perleberg (bis oberhalb Neue Mühle), die Dömnitz unterhalb Pritzwalk und die Kümmernitz unterhalb von Jakobsdorf genutzt, da hier strukturell wertvolle Bereiche existieren, in denen juvenile Äschen und Bachforellen aus natürlicher Reproduktion sowie aus Brutbesatzgewässern abgewanderte Junglachse nachgewiesen werden konnten.

Die Meerforelle sucht, im Gegensatz zum Lachs, auch kleine und kleinste Bäche zum Laichen auf, selbst wenn diese im Sommer sehr wenig Wasser führen oder fast gänzlich trocken fallen (MALLOCH 1910; JANSSEN 1993; NIELSEN 1994; BRUMUND-RÜTHER 1996; LSV-SWH 2003). Ähnliche hydrologische Verhältnisse sind auch für einige epirhithrale Gewässer des Stepenitz-Systems wie z.B. den Steinerbach und den Freudenbach typisch, was zugleich auf deren prinzipielle Nichteignung als Lachsbesatzgewässer hindeutet (vgl. REGIERUNGSPRÄSIDIUM KASSEL 2001).

Zudem erfolgte die Auswahl der Besatzgewässer für die Meerforelle anfangs vornehmlich unter Opportunitätsgesichtspunkten, da mögliche negative Auswirkungen auf den im Gewäs-

ser vorhandenen Bachforellenbestand vermieden werden sollten. Bis 2007 wurde daher fast ausschließlich der Schlatbach, später zusätzlich auch der Seddiner Bach besetzt.

Im Rahmen dänischer Wiedereinbürgerungs- und Bestandsstützungsmaßnahmen erfolgt Lachsbesatz grundsätzlich nur in Gewässern ab 3 m Sohlbreite. Ausnahmsweise werden auch Gewässer ab 2 m Sohlbreite genutzt, wenn diese eine ausreichende Tiefe aufweisen (LARSSEN & HOLDENSGAARD 2007, mdl. Mitt.). Kleinere Gewässer bleiben hier dem Forellenbesatz bzw. der natürlichen Reproduktion von Bach- und Meerforellen vorbehalten.

Da die bisher aufgefundenen spärlichen Quellen über das historische Vorkommen von Großsalmoniden in den Fließgewässern der Prignitz keinerlei Rückschlüsse über frühere Abundanz- und Dominanzverhältnisse der beiden *Salmo*-Arten zulassen, erschien es geboten, im weiteren Projektverlauf der vom DCV gegebenen Orientierung zu folgen, zumal die bisher vorliegenden Beobachtungen und Untersuchungsergebnisse in Bezug auf Laichaktivitäten wie auch hinsichtlich der Wanderungen der Aufsteiger im System für deren grundsätzliche Richtung sprachen.

Zur Steigerung des Smolt-Aufkommens war es erforderlich, alle naturnahen, gut strukturierten Laich- und Jungfischhabitate entsprechend ihrer artspezifischen Eignung zu besetzen. Der Meerforellenbesatz wurde deshalb ab 2008 in die für den Lachs weniger geeigneten epirhithralen Fließstrecken verlagert.

Von Meerforellenbesatz ausgenommen blieben aber die Stepenitz oberhalb des Mühlenwehres in Putlitz (einschließlich der dort mündenden Zuflüsse) sowie die Dömnitz oberhalb der Kathfelder Mühle bei Pritzwalk (einschließlich der dort mündenden Zuflüsse), die bislang von anadromen Forellen nicht erreicht werden können.

Darüber hinaus war an der Wasserkraftanlage Kathfelder Mühle in Pritzwalk eine schadlose Abwanderung von Smolts nicht gewährleistet, so dass sich ein Besatz mit Wandersalmoniden oberhalb auch aus ökonomischen Gründen verbot.

In Erwägung gezogen wurde außerdem ein Besatz mit Lachsbrut in Teilstrecken der Panke, Kümmernitz und Dömnitz, die im Rahmen des Jungfischmonitorings durch vergleichsweise hohe Überlebens- bzw. Wiederfangraten besetzter Lachsbrut aufgefallen waren (ZAHN & THIEL 2003).

b) Schwarze Elster / Pulsnitz

Im Einzugsgebiet der Schwarzen Elster wurden im Rahmen der Voruntersuchungen Teilstrecken der Pulsnitz im Landkreis Oberspreewald-Lausitz als für Lachsbesatz geeignet eingestuft. Diese Einschätzung konnte durch spätere Untersuchungen über das Aufkommen und Wachstum der besetzten Junglachse bestätigt werden, wobei zwischen einzelnen Abschnitten erhebliche Unterschiede im Hinblick auf deren Habitat-Eignung zu erkennen waren. Als besonders wertvoll erwies sich in dieser Hinsicht die Fließstrecke von der Landesgrenze zum Freistaat Sachsen bis Ortrand. Der Hauptteil der für Lachse potenziell geeigneten Habitatflächen liegt jedoch im sächsischen Teil der Pulsnitz. Um diese perspektivisch für das Wiederansiedlungsprojekt nutzbar zu machen, erfolgte seit 2005 eine Intensivierung der Zusammenarbeit mit den sächsischen Fischereibehörden und Fischereiausübungsberechtigten.

Im Rahmen der Voruntersuchungen wurde als weiteres ehemaliges Lachs-Gewässer im Elster-System das Ruhlander Schwarzwasser geprüft. Die Potenziale für eine Wiederansiedlung des Atlantischen Lachses sind hier, insbesondere auf Grund eingeschränkter ökologischer Durchgängigkeit, partiell eingeschränkter Wasserqualität sowie zeitweisen Wassermangels, gegenwärtig noch stark eingeschränkt.

Ein weiterer Zufluss der Schwarzen Elster, der bereits im 19. Jahrhundert im Zusammenhang mit Lachs-Besatzmaßnahmen erwähnt wurde, ist die Röder. Das Gewässer verfügt auf sächsischem Gebiet über geeignete Habitatflächen in beachtlichem Umfang, die jedoch, bedingt durch eine Vielzahl von Wasserbauwerken, z. Z. nicht zugänglich sind.

Die gegenwärtig für Lachs-Besatz und als Lachs-Laichhabitat geeigneten Flächen im Flusssystem der Schwarzen Elster liegen somit überwiegend in der Pulsnitz. Es ist davon auszugehen, dass diese Potenziale vollständig nutzbar werden, wenn in Umsetzung der EG-Wasser-Rahmenrichtlinie die Durchgängigkeit beider Fließgewässer in Brandenburg und Sachsen hergestellt wird. Die Besatzmaßnahmen müssen sich deswegen bis auf weiteres auf die Pulsnitz konzentrieren.

6.1.4 Festlegung der Besatz-Mengen

Grundsätzlich hat sich der Initialbesatz im Rahmen der Wiedereinbürgerung nach den Habitat-Bedingungen in den betreffenden Gewässern sowie nach populationsgenetischen Erfordernissen zu richten.

Die im Rahmen des Projektes vorgeschlagenen Besatzmengen wurden als Orientierungswerte verstanden und in der Praxis, in Abhängigkeit vom aktuellen Gewässerzustand und Entwicklungsstadium des Besatzmaterials, modifiziert. Grundlage bildeten die Ergebnisse der Habitat-Kartierungen und eine kalkulierte Besatzdichte (bezogen auf 0+ Lachse bis 7 cm), von 1 Ind./m² geeigneter Habitatfläche (vgl. NEMITZ & MOLLS 1998; SCHMIDT 1996).

6.1.4.1 Lachs

a) Stepenitz

Unter Zugrundelegung dänischer Besatzempfehlungen und bei Berücksichtigung der unterschiedlichen strukturellen Qualität der einzelnen Abschnitte ergab sich für den Hauptlauf der **Stepenitz** von Telschow bis Lübzow eine jährliche Besatzmenge von mindestens 33.000 halbjährigen Lachsen. Folgende Besatzempfehlungen wurden festgelegt:

- | | |
|--|------------|
| ▪ Brücke Telschow bis Mühlenwehr Putlitz (ca. 7 km) | 4.000 St. |
| ▪ Mühlenwehr Putlitz bis Brücke Wolfshagen (19,3 km) | 13.000 St. |
| ▪ Brücke Wolfshagen bis Brücke Kreuzburg (ca. 6,5 km) | 6.000 St. |
| ▪ Brücke Kreuzburg bis Brücke Klein Linde (ca. 3,2 km) | 4.000 St. |
| ▪ Brücke Klein Linde bis Brücke Lübzow (ca. 4,8 km) | 6.000 St. |

In der **Kümmernitz** erwies sich der Abschnitt zwischen Brücke Jakobsdorf und Mündung (ca. 5 km) für den Besatz mit Junglachsen als potenziell geeignet, war allerdings zeitweise stark von Versandung betroffen und wurde darüber hinaus regelmäßig durch Unterhaltungs-

maßnahmen beeinträchtigt. Aus den genannten Gründen wurde hier lediglich ein Besatz von 2.000 L_{1/2} vorgesehen.

In der **Dömnitz** ist der Abschnitt von der Kathfelder Mühle bis zur Mündung (ca. 11 km) für den Besatz mit Junglachsen geeignet. Die strukturelle Qualität ist allerdings nicht überall gleich hoch. Weite Bereiche werden temporär durch Einstau (Wehr Kuhbier) sowie durch Maßnahmen der Gewässerunterhaltung in ihrer Habitatqualität beeinträchtigt. Deshalb wurde auch hier auf eine geringere Menge - 5.000 L_{1/2} - orientiert.

Das Stepenitz-System bietet geeignete Voraussetzungen für einen jährlichen Besatz in der Größenordnung von mindestens 40.000 L_{1/2}. Bei weiterer Verbesserung der Durchgängigkeit und Habitatqualität erscheint perspektivisch ein Besatz von bis zu 50.000 L_{1/2} gerechtfertigt.

Ergänzend zum Besatz mit Halbjährigen könnte bei gegebenem Erfordernis und Verfügbarkeit ein Besatz mit Lachsbrut in einer Gesamtmenge von bis zu 35.000 St. erfolgen. Dieser sollte in Teilstrecken der Panke, Kümmernitz und Dömnitz realisiert werden - Empfehlung:

- | | |
|---------------------|------------|
| ▪ Panke | 5.000 St. |
| ▪ Kümmernitz | 10.000 St. |
| ▪ Dömnitz | 20.000 St. |

Die hier vorgeschlagenen Besatzmengen werden sehr wahrscheinlich nicht ausreichen, um regelmäßig Rückkehrer in der aus populationsgenetischen Gründen erforderlichen Größenordnung von 50-100 Laicherpaaren (KRUEGER et al. 1981; SCHNEIDER 2003) oder gar einen angelfischereilich nutzbaren „Überschuss“ zu erzeugen. Unter der Voraussetzung, dass 20 % der besetzten Halbjährigen das Smoltstadium erreichen (vgl. THIEL & ZAHN 2008), wären dafür marine Überlebensraten im einstelligen Prozentbereich notwendig, die bisher im Rahmen deutscher Wiedereinbürgerungsprojekte kaum erreicht wurden. Untersuchungen an der Sieg ergaben Rückkehrraten bezogen auf Smolts <1 % (IKSR 2007). Für selbsterhaltende Lachsbestände werden allgemein 3 % als Untergrenze angesehen. KOED (2006) ermittelte für die Skjern Å (autochthoner Bestand) eine Rückkehrrate von ca. 4 %.

Bei den gegenwärtig zu erwartenden Rückkehrraten von 0,1-1 % sollte die Zahl der Rückkehrer jedoch genügen, um mit diesen Besatzmaterial in Mengen erzeugen zu können, die den Aufwand rechtfertigen. Die Gefahr, durch zu geringe Laicherzahlen in der künstlichen Reproduktion einen genetischen Flaschenhals zu erzeugen, besteht grundsätzlich nicht, da die genetische Variabilität des im Aufbau befindlichen Stepenitz-Lachsbestandes durch den weiteren Import von Besatzmaterial aus der dänischen Spenderpopulation aufrechterhalten wird (siehe dazu auch SCHNEIDER 2003).

Sobald in nennenswertem Umfang Nachkommen von Stepenitz-Rückkehrern als Satzfisher zur Verfügung stehen, wird es möglich sein, die Besatzmengen unter Berücksichtigung der Habitatverfügbarkeit aufzustocken und/oder den Zukauf dänischer Lachse schrittweise zu reduzieren.

b) Schwarze Elster / Pulsnitz

Die Besatzmengen in der Pulsnitz wurden bislang vor allem durch wirtschaftliche Überlegungen und rechtlich-administrative Einschränkungen begrenzt, wohingegen das Vorhandensein geeigneter Habitatflächen nach derzeitigem Kenntnisstand keinen limitierenden Faktor darstellt. In Zusammenarbeit mit den sächsischen Partnern wäre daher eine deutliche Steigerung der Besatzmengen möglich und somit anzustreben.

Um eine ausreichende Zahl von Rückkehrern zu erzeugen, die im Rahmen der künstlichen Vermehrung für die Produktion gewässerspezifischen Besatzmaterials genutzt werden können, wäre mindestens eine Verdoppelung bis Verdreifachung der Besatzmenge an $L_{1/2}$ bzw. der Besatz einer äquivalenten Menge an L_a notwendig bzw. anzustreben.

6.1.4.2 Meerforelle

Ausgehend von den zur Verfügung stehenden Besatzgewässern und -gewässerstrecken und auf Grundlage der vorliegenden Erfahrungen wurde für das Stepenitz-System ein jährlicher Besatz zwischen 97 und 132.000 St. Mf_0 kalkuliert. Diese Empfehlung berücksichtigte, dass im Verlauf des Projektes mit einem steigenden Anteil von Nachkommen aus natürlicher Reproduktion zu rechnen sein würde.

Unter Annahme der von BRUMUND-RÜTHER et al. (1991) angegebenen pessimalen Rückkehraten besetzter Brütlinge, die auch für die Stepenitz als realistisch gelten können (vgl. THIEL & ZAHN 2008) würden mit einem Brutbesatz in vorgenannter Größenordnung pro Besatzjahrgang zwischen 97 und 264 Rückkehrer erzeugt werden können. Berücksichtigt man ferner, dass sich außerdem Mehrfachlaicher [im Randersfjord (Jütland) betrug der Anteil von Mehrfachlaichern unter den Meerforellen-Aufsteigern ca. 35 % (AARESTRUP et al. 2006)] sowie im Süßwasser reif gewordene, noch nicht ins Meer gewanderte Fische am Laichen beteiligen, so ist davon auszugehen, dass die aus genetischer Sicht erforderliche Mindest-Populationsgröße von 50-100 Laicherpaaren regelmäßig erreicht werden kann.

So gelang es auch in Mecklenburg-Vorpommern, in einem bis dahin nicht von Salmoniden besiedelten küstennahen Fließgewässersystem (Hellbach bei Neubukow) mit einem Besatz von im Mittel 106.000 Mf_0 (34.750-146.480 St.) über sieben Jahre einen selbstreproduzierenden, nutzbaren Bestand aufzubauen (MOHR et al. 2002; HANTKE 2004)

Mit der Errichtung und Inbetriebnahme eines Bruthauses durch den Anglerverein „Fario“ in Silmersdorf bei Putlitz bestehen mittlerweile geeignete Voraussetzungen für eine bedarfsgerechte künstliche Vermehrung von Rückkehrern. Um einer Verringerung der genetischen Variabilität vorzubeugen, sollen aber auch künftig kleinere Mengen Brut aus anderen Herkunft (Niedersachsen, Schleswig-Holstein) bezogen werden.

Besatzempfehlung:

- | | |
|---|---------------|
| ▪ Steinerbach | bis 7.500 St. |
| ▪ Eisbach (Zufluss zur Dömnitz), naturnaher Abschnitt bei Horst | bis 5.000 St. |
| ▪ Kümernitz (Brücke Mertensdorf bis Brücke Jakobsdorf) | 10-15.000 St. |
| ▪ Elsbaek (Zufluss zur Kümernitz) | bis 5.000 St. |
| ▪ Panke (B 189 bis Mündung) | 10-15.000 St. |

▪ Schlatbach (Brücke Steinberg bis Mündung)	20-30.000 St.
▪ Seddiner Bach	5-10.000 St.
▪ Freudenbach	10-15.000 St.
▪ Sagastbach	10-15.000 St.
▪ Kalter Bach	bis 5.000 St.
▪ Laasker Bach	bis 5.000 St.
▪ Hellburger Bach (Unterlauf)	bis 1.000 St.
▪ Zieskenbach (Unterlauf)	bis 3.000 St.
▪ Rotbach (renaturierter Unterlauf)	500 St.

6.2 Besatzpraxis

Der Besatz mit unangefütterter und angefütterter Meerforellen- und Lachsbrut erfolgte meist Ende März bis Anfang April, wobei jeweils ca. 2.500-5.000 Brütlinge in Plastikbeuteln mit sauerstoffgesättigtem Wasser transportiert (Abb. 32; Abb. 33) und am Besatzort langsam an die Temperatur des Besatzgewässers adaptiert wurden (Abb. 34). Zahlreiche Helfer aus regionalen Anglervereinen setzten die Brut anschließend in geeignete versteckreiche oder steinig-kiesige und leicht turbulente Gewässerstrecken aus.



Abb. 32: Transportbeutel mit Lachs-Brut



Abb. 33: Angefütterte Lachs-Brut im Transportbeutel



Abb. 34: Temperaturanpassung der Brut



Abb. 35: Junglachs (Parr)

Der Besatz mit einjährigen Junglachsen (Parrs bzw. Prä-Smolts, Abb. 35) wurde i.d.R. ebenfalls im Zeitraum Ende März / Anfang April durchgeführt. Bei Halbjährigen erfolgte er hingegen ab Ende September bis Mitte Oktober. Ein- und halbjährige Satzfisher wurden auf Kraftfahrzeugen in speziellen Fischtransportbehältern zu den jeweiligen Besatzorten transportiert, wo, sofern erforderlich, eine Temperaturanpassung vorgenommen wurde. In Abhängigkeit von den jeweiligen Bedingungen erfolgte das Aussetzen von Parrs und Präsmolts in kleinen Gruppen vom Transporter und zur besseren Ausnutzung der zur Verfügung stehenden Habitate seit 2008 zunehmend vom Boot aus (Abb. 36; Abb. 37). Unter Berücksichtigung dänischer Erfahrungen (HOLDENSGAARD 2007, mdl. Mitt.) wurden dabei je Meter Lauflänge 1-2 Junglachse ausgesetzt.



Abb. 36: Besatz von Halbjährigen



Abb. 37: Beladung eines Transportbootes mit Halbjährigen

6.3 Besatzstatistik

Über den jährlichen Umfang der seit 1999 durchgeführten Besatzmaßnahmen, die ausgesetzten Altersgruppen sowie die jeweiligen Herkünfte des Besatzmaterials geben Anhang 1 und Abb. 38 nähere Auskünfte. Ersichtlich sind die Umstellung der Besatzstrategie 2007, der negative Einfluss eines frühen Wintereinbruchs auf den Erbrütungserfolg im Jahr 2011 sowie eine Erbrütungshavarie im Jahr 2015/16. Nicht dargestellt sind die über die Jahre weitgehend gleich gebliebenen Besatzzahlen im Ucker-Gebiet.

Insgesamt wurden im Stepenitz-System von 1999-2016 ca. 1.037.596 Lachse verschiedener Altersstufen besetzt (496.600 Brütlinge, 420.388 halbjährige Parrs, 109.445 einjährige Prä-Smolts, 11.163 Smolts). Hinzu kamen bisher ca. 1,294 Mio. Meerforellen-Brütlinge. In die Pulsnitz kamen seit dem Start der Wiederansiedlung von Lachsen im System der Schwarzen Elster im Jahr 2004 etwa 203.929 Lachse (halbjährige Parrs, einjährige Prä-Smolts, Smolts). Im Ucker-System liegt die Gesamtzahl des seit 2001 laufenden Besatzes bereits bei ungefähr 1,6 Mio. Meerforellen-Brütlingen. Diese stammen ausschließlich von Laichfischen, die in Ostseezuflüssen Mecklenburg-Vorpommerns (u.a. Hellbach) gefangen werden.

Abb. 39 zeigt die Entwicklung der Lachs-Besatzzahlen in der Stepenitz unter Berücksichtigung der Besatzstadien und Überlebensraten bis zum Smolt anhand von Smolt-Äquivalenten (vgl. SCHNEIDER 2009). Für nichtangefütterte Brut wurde der Quotient 40 angesetzt, für angeführte Brut der Quotient 20, für Herbst-Parrs, 1+Parrs sowie einen Parr-Smolt-Mix der

Quotient 5 und für 1+Smolts der Quotient 4. Danach ergibt sich für das Stepenitz-System bei gegenwärtiger Besatzintensität eine Smolt-Produktion von über 9-10.000 Exemplaren, was in etwa auch den Ergebnissen aus dem Smolt-Monitoring entspricht (vgl. Kap. 8.3).

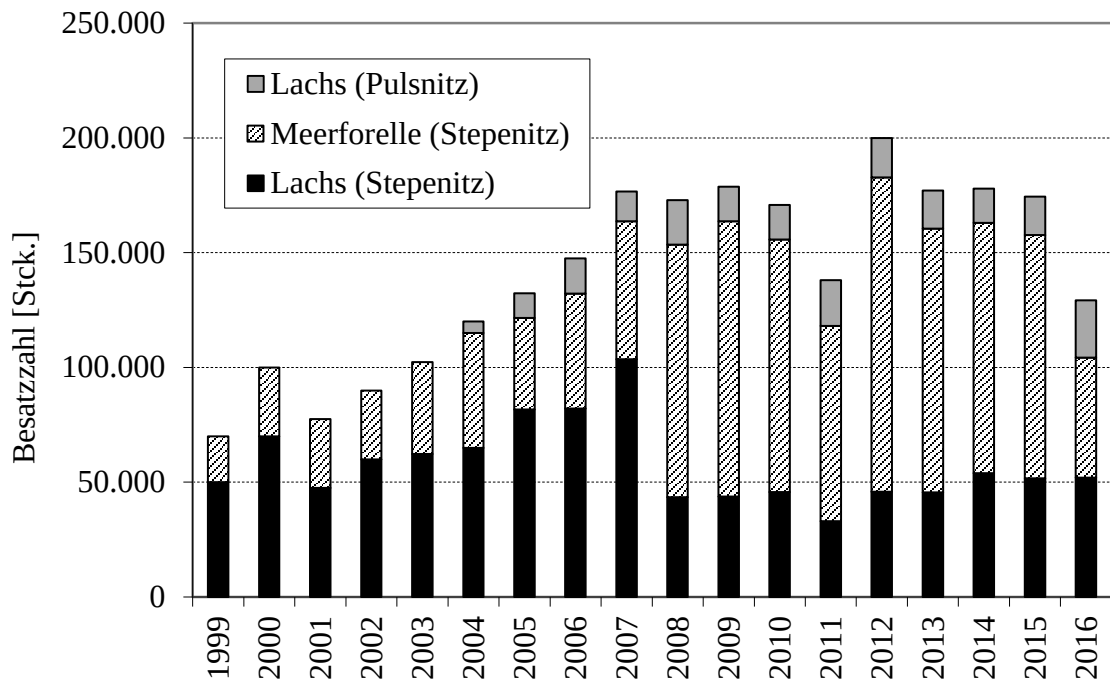


Abb. 38: Entwicklung der Besatzzahlen für Lachs und Meerforelle in Brandenburg (ohne Ucker)

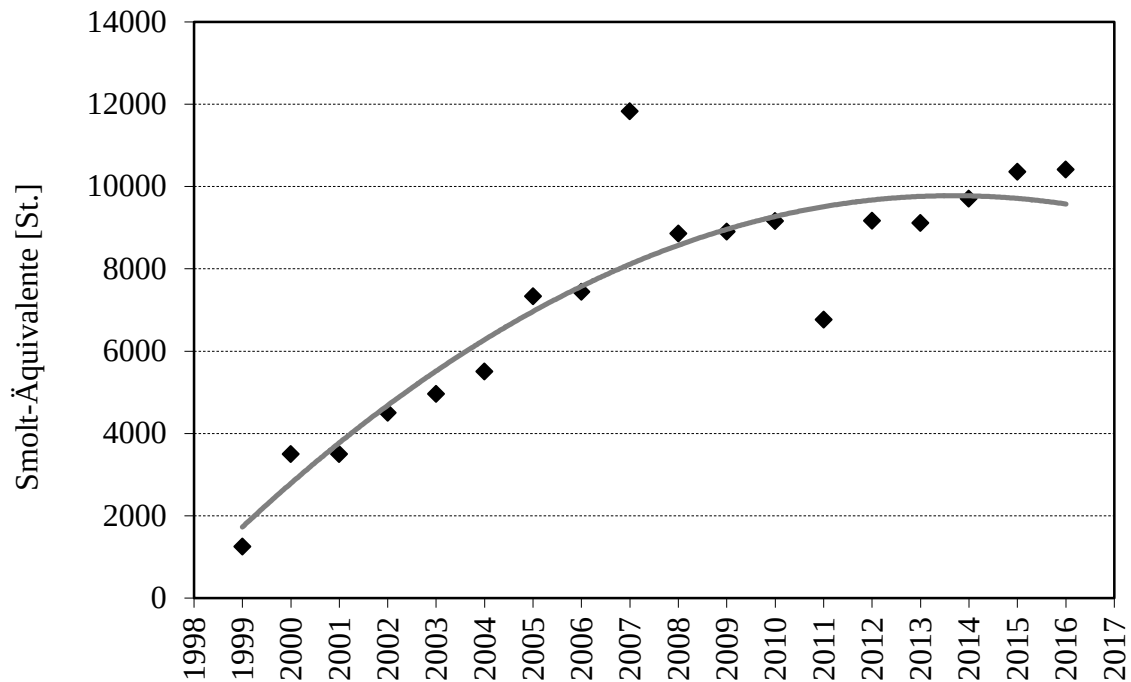


Abb. 39: Trend des Lachs-Besatzes in der Stepenitz anhand von Smolt-Äquivalenten

7. Entwicklung der Jungfischbestände in den Besatzgewässern

7.1 Material und Methodik

Von 1999 bis 2007 wurden in ausgewählten Lachs-Besatzstrecken des Stepenitz-Systems jeweils im Herbst Kontrollbefischungen durchgeführt. Anhand von Wiederfangraten sowie Wachstum der Jungfische sollten der Besatzerfolg beurteilt und ggf. Rückschlüsse auf das mögliche Wirken negativer Einflüsse gezogen werden.

Da in der Pulsnitz von 2004 bis 2007 ausschließlich Frühjahrs-Besatz mit unsortierten einjährigen Lachsen (Parrs, Präsmolts und Smolts) erfolgte, die z. T. zeitnah abwanderten, wurde mit Ausnahme von 2004 auf eine Überprüfung der Besatzstrecken verzichtet und 2012-2013 ein Monitoring der Smoltabwanderung durchgeführt.

Die Kontrollen wurden per Wadfischerei (flussaufwärts) durchgeführt, wobei gewässerspezifisch meist 500-1.500 m Fließstrecke untersucht wurden. Die technischen Details zu den verwendeten Fanggeräten sind in Anhang 2 und die Befischungsergebnisse in Anhang 3 aufgeführt.

Die Wiederfangzahlen unterlagen in Abhängigkeit von der Befischungsintensität erheblichen Schwankungen. So wurden in den Jahren 1999 bis 2001 zunächst 21-35 Gewässerstrecken geprüft. Ab 2002 erfolgten die Kontrolluntersuchungen i.d.R. nur noch in 6 Gewässern in 9 ausgewählten Abschnitten, wobei gewässerspezifisch unterschiedliche Strecken und Breiten befischt wurden. Darüber hinaus hatte auch die Fangeffektivität, die von den jeweiligen Gewässerbedingungen abhängig ist und u.U. starken Schwankungen unterliegt, Einfluss auf die Ergebnisse.

Um diesen Umständen Rechnung zu tragen und einen ungefähren Vergleich der Jahrgänge zu ermöglichen, erfolgte im Jahr 2007 eine Ausfischung der ausgewählten Gewässerstrecken. So konnte einerseits die Fangrate bzw. Fangeffizienz abgeschätzt (s.a. KNÖSCHE & RÜMMER 2017) sowie andererseits ein Korrekturfaktor zur Vergleichbarkeit der befischten Strecken ermittelt werden. Zur Berücksichtigung unterschiedlich befischter Streckenlängen wurde eine Standardstreckenlänge von 1.000 m definiert.

Für die Ermittlung der Wiederfangraten wurden die Fänge mit den gewässer- bzw. abschnittsbezogenen Besatzzahlen in Beziehung gesetzt und bei der Hochrechnung die Fangrate sowie die Standardstrecke berücksichtigt.

Die statistische Auswertung der Daten erfolgte mit Hilfe des Statistikprogramms WINSTAT für EXCEL. Hinsichtlich des jahresspezifischen Wachstums (Körperlängen) wurde zur Prüfung von Unterschieden zwischen den verschiedenen Gruppen zunächst ein Test auf Normalverteilung (*KOLOGOROV-SMIRNOV-Test*) durchgeführt. Da sich diese nicht bestätigte, wurden die Ergebnisse als Box-Whisker-Plot dargestellt (Abb. 43). Die Boxen repräsentieren 50 % und die Whisker 90 % der Werte. Maxima und Minima werden mit + und o gekennzeichnet. Der Querstrich innerhalb der Boxen kennzeichnet den jeweiligen Median-Wert. Zur Prüfung der Signifikanzen wurde der *H-Test* und anschließend zum paarweisen Vergleich einzelner Gruppen der *U-Test* (nach MANN & WHITNEY) verwendet. Bei einer Irrtumswahrscheinlichkeit von $p \leq 0,05$ wurde die Nullhypothese abgelehnt. Signifikante Unterschiede zwischen den jeweiligen Jahren wurden mit Kleinbuchstaben gekennzeichnet.

7.2 Stepenitz

7.2.1 Wiederfänge und Wiederfangraten

Tab. 5 gibt einen Überblick über die Wiederfänge bzw. mittleren Wiederfangraten in den Vergleichsstrecken des Stepenitz-Systems. Nähere Details sind in Anhang 3 zu finden.

In den ausgewählten 9 Vergleichsgewässerstrecken betrug die jährlichen Wiederfänge durchschnittlich 440 Individuen (214-736 Individuen).

Die mittlere jährliche Wiederfangrate unter Berücksichtigung der Standardstrecke (S) und streckenspezifischen Besatzmenge (WFR 1) betrug 5,3 % (3,0-11,4 %). Durch Abgleich mit der gewässerspezifischen Fangrate (FR) ließ sich für die ausgewählten Gewässerstrecken jedoch eine jährliche Wiederfangrate (WFR 2) von durchschnittlich 13,8 % abschätzen (8,0-27,4 %).

Tab. 5: Wiederfangzahlen und mittlere jährliche Wiederfangraten (WFR) in den Vergleichsstrecken des Stepenitz-Systems

	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	MW
Wiederfang [St.]	322	736	442	487	394	593	332	214	442	440
WFR 1 [%]	6,1	5,1	4,8	4,1	3,9	5,0	3,0	3,4	11,4	5,3
WFR 2 [%]	16,7	14,0	13,8	10,9	10,7	11,9	8,6	8,0	27,4	13,8

MW = Mittelwert; WFR 1: Bezug Standardstrecke; WFR 2: Bezug Standardstrecke u. gewässerspezifische Fangrate

Nach MUNLV (2004) gelten „Überlebensraten“ >25 % als „sehr gut“, >15 % als „gut“, >5-15 % als „mäßig“ und ≤ 5 % als „ungenügend“. Für ein erfolgreiches Ansiedlungsprogramm von Lachsen sollten nach NEMITZ (2005, mdl. Mitt.) Überlebensraten von 10-15 % erreicht werden. Die Wiederfangrate kann dabei nicht mit der Überlebensrate gleichgesetzt werden, da sie u.U. auch von Zu- oder Abwanderungsbewegungen der Lachse beeinflusst wird. Der über die einzelnen Gewässer und Strecken gemittelte Wert von ca. 14% vermittelt jedoch zumindest einen groben Eindruck von der Überlebenswahrscheinlichkeit von Junglachsen im ersten Sommer im System der Stepenitz.

In Abb. 40 sind die ermittelten Wiederfänge pro Standardstrecke und in Abb. 41 die Wiederfangraten in den ausgewählten Vergleichsgewässerstrecken unter Berücksichtigung der Besatzmengen pro Standardstrecke und gewässerspezifischen Fangraten dargestellt. Sie unterliegen von Jahr zu Jahr ausgeprägten Schwankungen.

Aus Abb. 41 lässt sich für die Vergleichsstrecken des Stepenitz-Systems mit überwiegend „mäßigen“ bis „guten“ Wiederfangraten somit eine prinzipielle Eignung für die Ansiedlung von Lachsen ableiten. Hierbei fallen die kleineren Fließgewässer Steinerbach und Freudenbach jedoch durch größere Schwankungen und eine etwas geringere Eignung auf.

Anhand der Kontrollbefischungen wurde deutlich, dass offenbar eine starke Abhängigkeit der Wiederfangraten von den Abflussverhältnissen besteht, d.h. dass in kleinen Gewässern bei Wassermangel häufig eine vorzeitige Abdrift bzw. Abwanderung erfolgte.

Die Parrs zeigten zudem auch eine geringere Bindung an die Aussetzungsstrecken und eine größere Variabilität in der Wahl ihrer Einstände als bisher bekannt war.

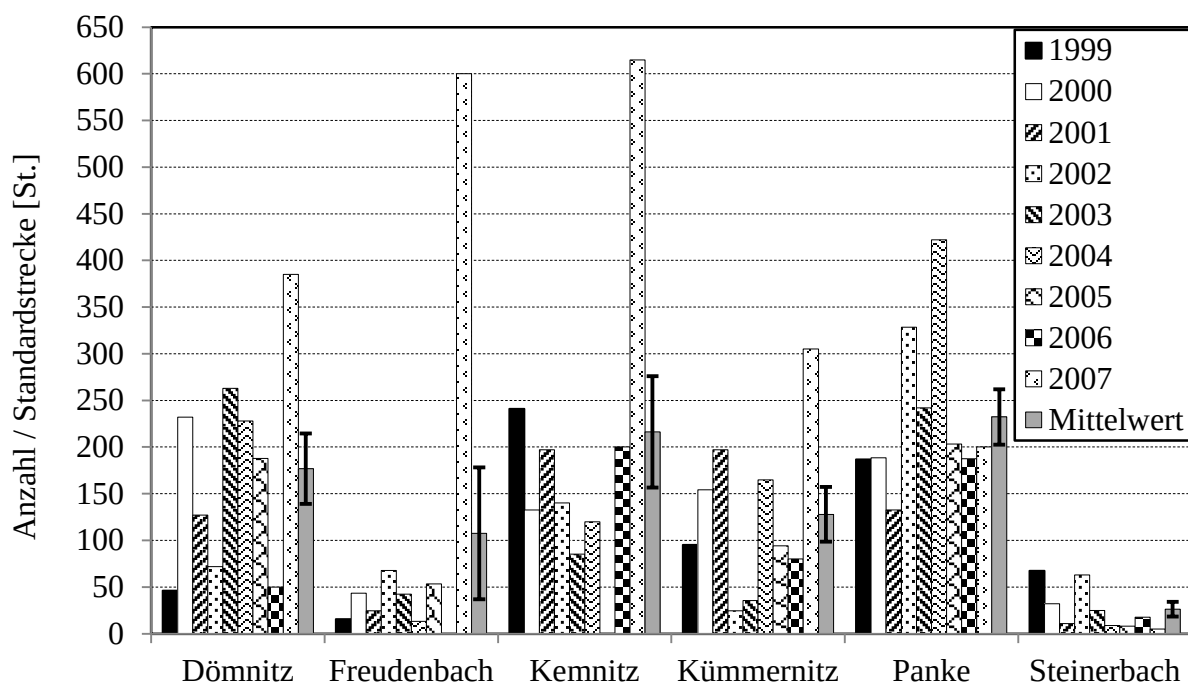


Abb. 40: Einheitsfänge von Junglachsen in ausgewählten Vergleichsstrecken des Stepenitz-Systems (Standardstrecke: 1000 m; Mittelwerte mit Standardfehler)

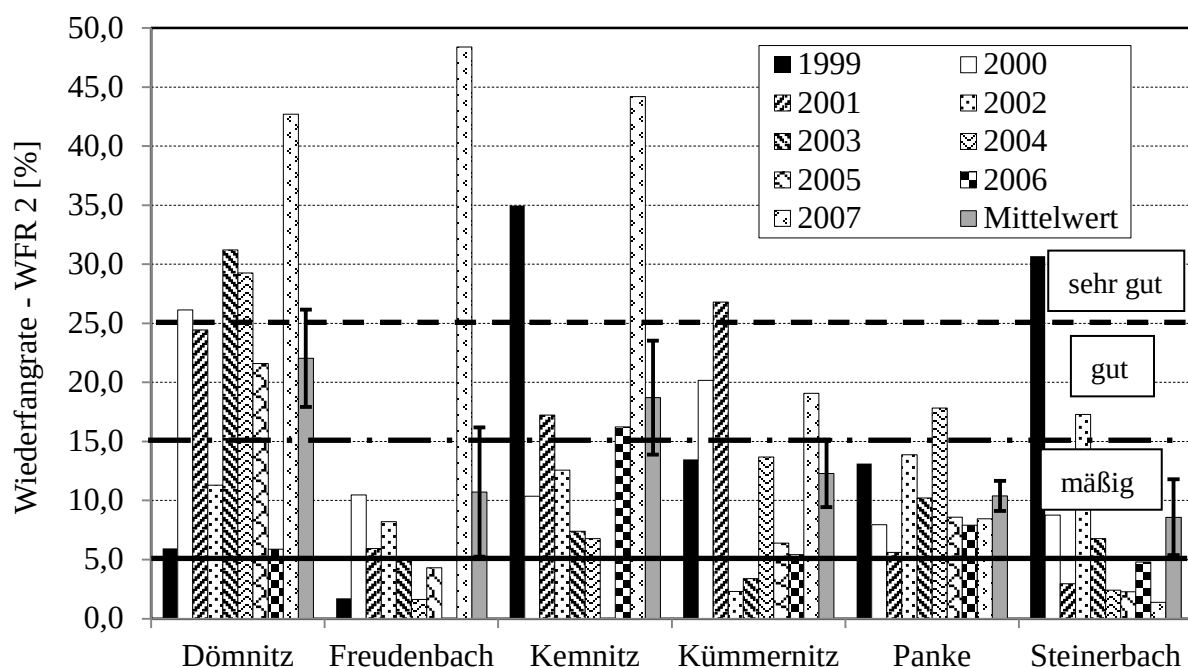


Abb. 41: Jährliche Wiederfangraten von Junglachsen in ausgewählten Vergleichsstrecken des Stepenitz-Systems (Bezug: Standardstrecke und gewässerspezifische Fangrate; Mittelwerte mit Standardfehler; Strichlinien = „Überlebensraten“ gem. MUNLV 2004)

7.2.2 Wachstum der Lachs-Parrs

Eine generell zu erwartende, altersbezogen mehrgipflige Längenhäufigkeitsverteilung (vgl. u.a. THORPE 1989, SCHMIDT 1996, SCHMIDT 2000, FÜLLNER et al. 2003, NEMITZ et al. 2004) wurde durch den relativ geringen Anteil von 1+ - Fischen im Stepenitz-System nicht deutlich (Abb. 42). In den kleinen Bächen wurden meist 8-10 cm und in größeren Bächen 12-13 cm erreicht. Der Mittelwert der registrierten Gesamtlängen der Junglachse, die aus Brutbesatz stammten, betrug im Stepenitz-System im Oktober-November bereits 11,6 cm. Der größte nach dem Erstbesatz mit Brut im Frühjahr 1999 gefangene Junglachs hatte bis zum Herbst bereits eine Länge von 16,6 cm erreicht. Dieses schnelle Wachstum der Lachse unterstreicht die hohe biologische Produktivität von Niederungs-Salmonidengewässern (s. PLOMANN 1971, PLOMANN & VOGEL 1987) und liegt sehr deutlich über Werten aus verschiedenen anderen Projektgebieten, in denen die mittlere Länge der 0+ - Lachse nur 6-9 cm betrug (vgl. FÜLLNER et al. 2000, 2003; MUNLV 2001; LÖBF 2002; LÖBF & FISCHEREIVERBAND 2003; NEMITZ et al. 2004; SCHMIDT 1996).

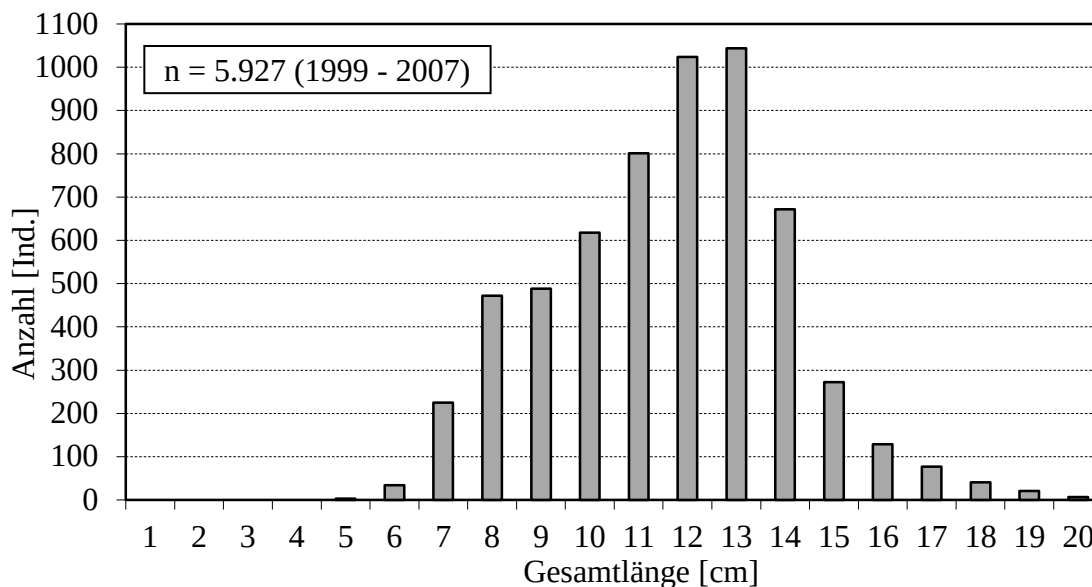


Abb. 42: Längenhäufigkeiten der Junglachse im Stepenitz-System

Abb. 43 verdeutlicht, dass das Wachstum der Junglachse aber auch von Jahr zu Jahr variieren bzw. signifikant unterschiedlich sein kann (H-Test: $p < 0,001$). Ungünstig war hierbei z.B. das Jahr 2006, in dem zugleich die schlechtesten Wiederfänge erzielt wurden. Unklar bleibt, ob das Wachstum und das Überleben der Junglachse in diesem sehr trockenen Jahr wirklich schlechter waren oder ob die größeren Exemplare, wie im Stepenitz-System öfter beobachtet, vorzeitig in größere Fließgewässer abwanderten, so dass sie bei der Befischung der Besatzstrecken nicht mehr in Erscheinung traten.

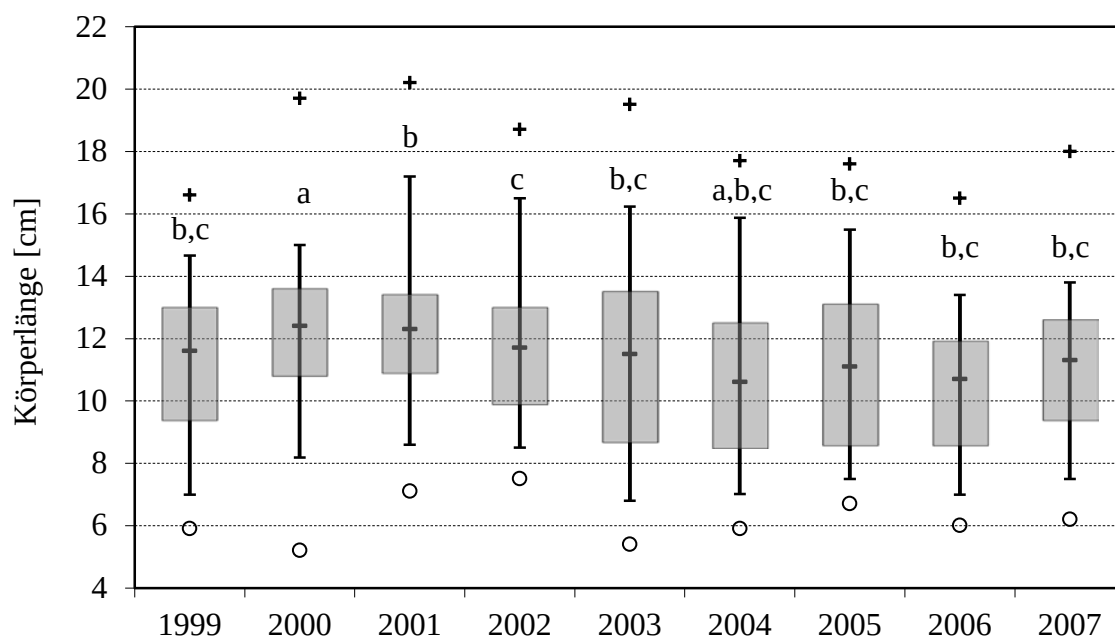


Abb. 43: Box & Whisker-Darstellung der jahresspezifischen Körperlängen von Lachs-Parrs (Stepenitz-System, 1999-2007)

Bei der Bestimmung des Smoltifizierungsgrades (Tab. 6) wurde davon ausgegangen, dass die Junglachse im Frühjahr abwandern, wenn sie im vorhergehenden Herbst eine Länge von etwa 11 cm erreicht haben. Unberücksichtigt blieben dabei die markierten Fische aus dem Besatz mit Prä-Smolts bzw. Smolts. Nachdem in den ersten vier Jahren sehr einheitlich ca. 2/3 des Junglachsbestandes bereits im Herbst die Smoltifizierungsgröße erreichten, war ab 2003 ein etwas schlechteres Wachstum zu beobachten. Dies könnte u.U. auf die extrem niedrigen Abflüsse und die relativ lang anhaltenden hohen Temperaturen in den Sommermonaten der Jahre 2003 bis 2006 zurückzuführen sein.

Tab. 6: Smoltifizierungsgrade der Junglachse im Stepenitz-System 1999-2007 (Brutbesatz) auf Basis von Wiederfängen bei Kontrollbefischungen im Oktober/November

	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	gesamt
	567	1517	967	470	364	512	302	212	804	5715
bis 11,0 cm [St.]	212	409	263	183	193	344	166	119	345	2234
[%]	37,4	27,0	27,2	38,9	53,0	67,2	55,0	56,1	42,9	45,0
ab 11,0 cm [St.]	355	1108	704	287	171	168	136	93	459	3481
[%]	62,6	73,0	72,8	61,1	47,0	32,8	45,0	43,9	57,1	55,0

Im Stepenitz-System betrug die überwiegende Verweilzeit der besetzten Lachse aufgrund ihres sehr guten Wachstums im Unterschied zu anderen Projektgebieten somit oft nur ein Jahr (Tab. 6; Abb. 42 bzw. Abb. 44).

Erst bei einer Körperlänge von ca. 15 cm wird ein Alters- bzw. Größengruppensprung zwischen den Altersgruppen 0+ und 1+ erkennbar (Abb. 44).

Der Korpulenzfaktor der Junglachse unterlag im Stepenitz-System einer relativ breiten Streuung und betrug im Mittel 0,88. Mit steigender Körperlänge wuchs er von ca. 0,79 (bei 6 cm) auf 0,92 (bei 19 cm).

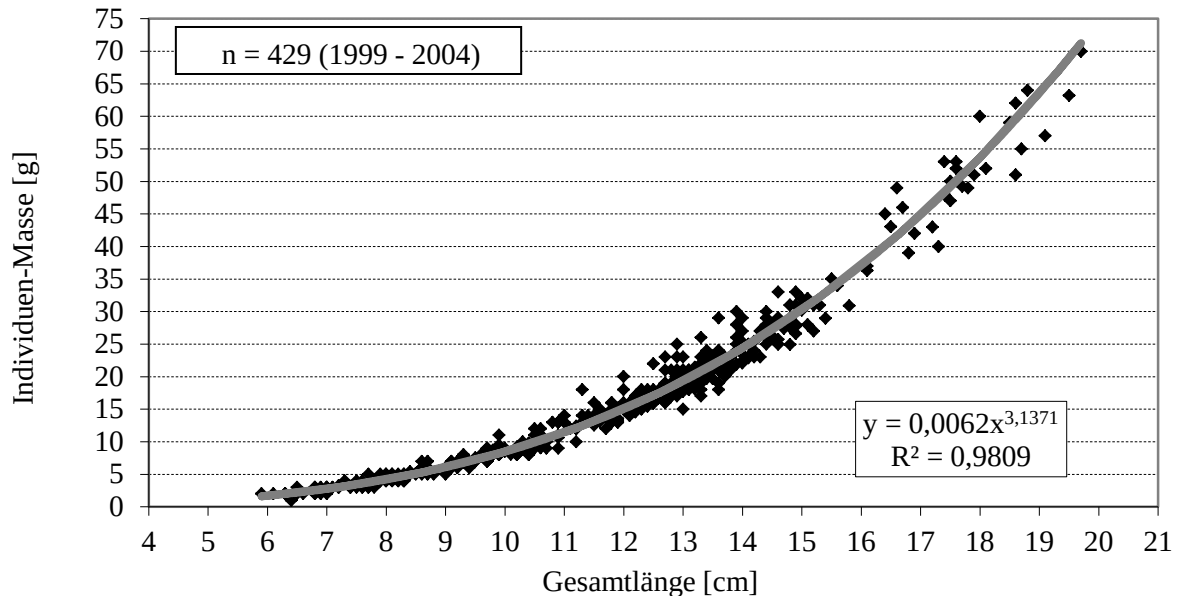


Abb. 44: Länge/Masse – Beziehung der Junglachse im Stepenitz-System

7.2.3 Auswirkungen des Lachsbesatzes auf andere Fischarten

Um zu prüfen, ob sich der Lachsbesatz negativ auf die existierenden Fischbestände auswirkt, erfolgte in ausgewählten Gewässerstrecken des Stepenitz-Systems ab 1998, also schon vor Beginn der Besatzmaßnahmen, ein Fischbestands-Monitoring.

Hierbei zeigte sich bei einzelnen, insbesondere auch bei ökologisch sensiblen Fischarten eine enorme Bestandsdynamik (Abb. 45), wobei keine Anhaltspunkte für negative Auswirkungen des Lachsbesatzes auf die Entwicklung der Bestände anderer Arten gefunden wurden. Wie die Abb. 46 verdeutlicht, scheinen die typischen Arten der Bachforellenregion in manchen Gewässern eher vom Lachsbesatz zu profitieren, da einhergehend mit dem Lachsprojekt verschiedene Maßnahmen insbesondere zum Gewässerschutz, zur Wiederherstellung der ökologischen Durchgängigkeit sowie zur Strukturverbesserung umgesetzt wurden.

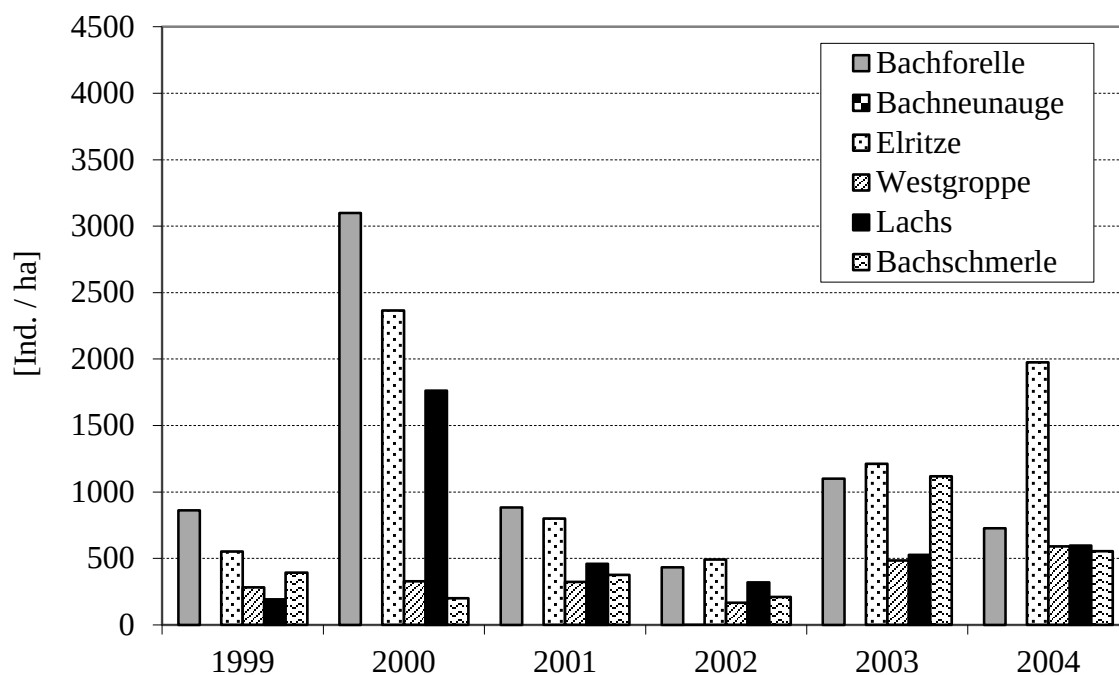


Abb. 45: Fischbestandsentwicklung in einem Teilabschnitt der Dömnitz seit dem Lachs-Besatz

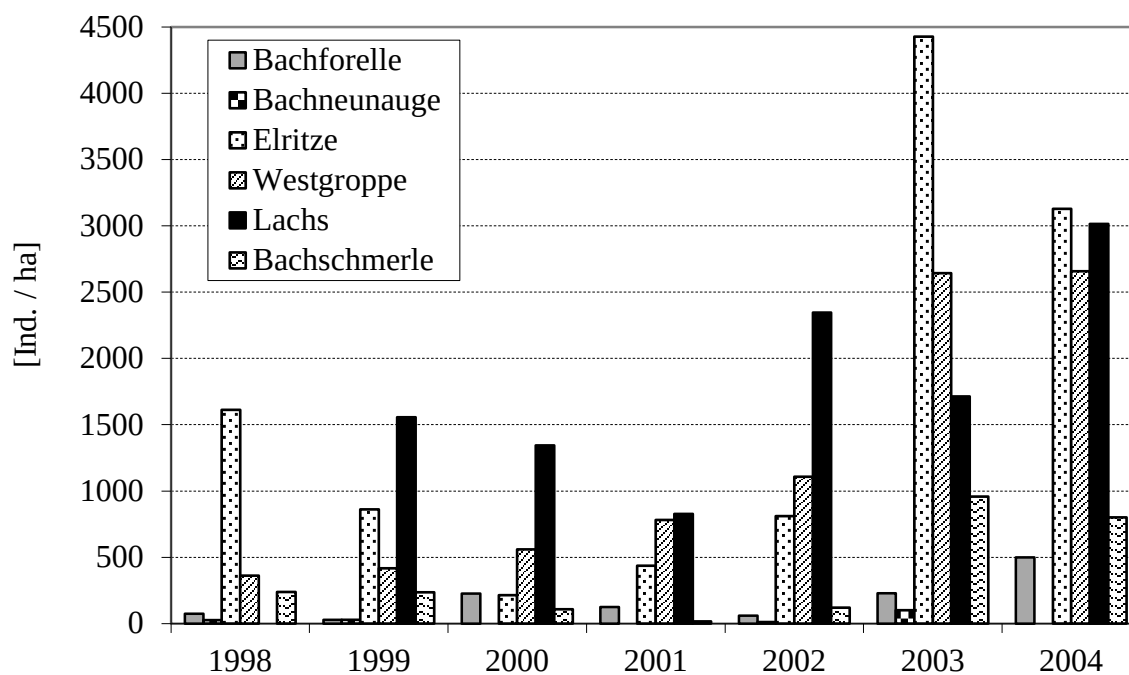


Abb. 46: Fischbestandsentwicklung in einem Teilabschnitt der Panke seit dem Lachs-Besatz

7.2.4 Smoltifizierung der Meerforellen-Parrs

Da sich juvenile Bach- und Meerforellen nicht unterscheiden lassen, waren detaillierte Untersuchungen zum Wachstum der besetzten Brütlinge bislang nicht möglich. Mit Hilfe der Erbrütungsanlage in Silmersdorf und einer Brut-Markierung mit Calcein bieten sich jedoch diesbezüglich neue Möglichkeiten.

Die im Zusammenhang mit der Meerforellen-Wiederansiedlung durchgeführten Untersuchungen im Schlatbach vor und nach dem Erstbesatz verdeutlichen anhand des zweigipfligen Bestandaufbaus, dass im Unterschied zum Lachs ein beträchtlicher Teil der Meerforellen offenbar erst nach zwei Süßwasserjahren abwandert (Abb. 47).

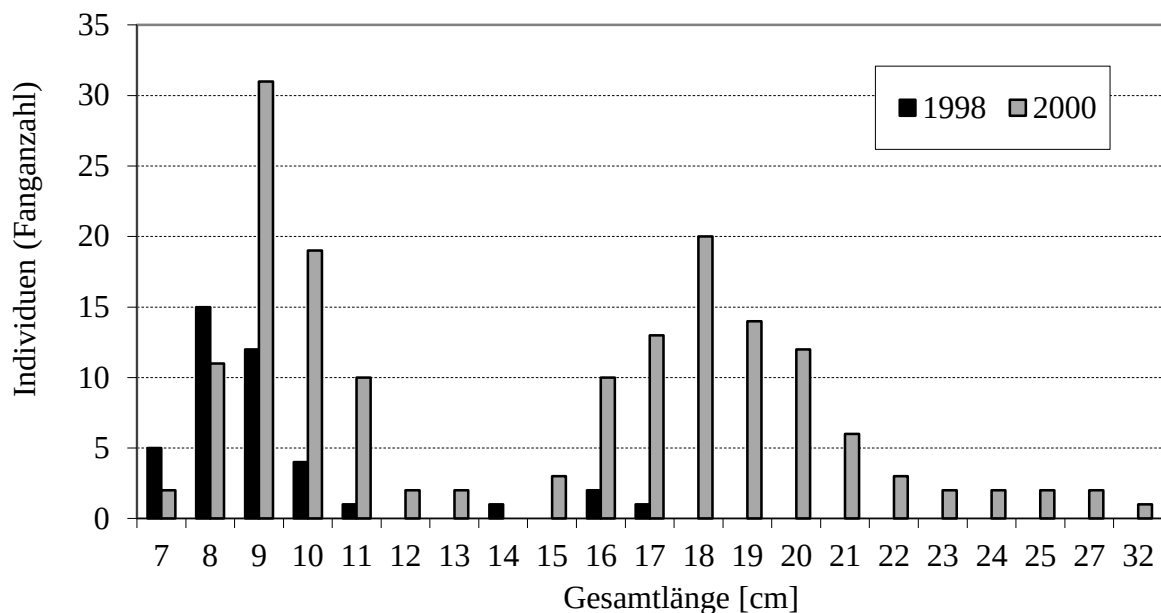


Abb. 47: Längenhäufigkeiten von *Salmo trutta* in einer Vergleichsstrecke des Schlatbachs vor und nach dem ersten Meerforellenbesatz 1999

7.2.5 Weitere Arten

Hervorzuheben ist hier v.a. die seit Ende der 90er Jahre zu beobachtende Stabilisierung der Flussneunaugen-Population in der Stepenitz.

LILL & WINKLER (2002) berichteten erstmals vom Nachweis laichender Flussneunaugen in der Stepenitz unterhalb von Perleberg im Zuge ihrer Untersuchungen 1997-1999. Während der Funktionskontrolle an der Fischwanderhilfe „Stadtmühle Perleberg“ konnten im Jahr 2003 25 Tiere nachgewiesen werden (ZAHN 2003b). Bei einer Laichplatzkontrolle unweit der Schlatbach-Mündung gelang 2005 der erstmalige Nachweis eines abgelaichten Flussneunauges oberhalb von Perleberg. Mittlerweile steigen infolge der verbesserten Durchwanderbarkeit des Flussgebiets jedes Jahr wieder mehrere tausend Individuen zum Laichen auf (vgl. Kap. 8.3.1). Darüber hinaus konnte durch Angler auch der Fang eines Meerneunauges im Unterlauf

der Stepenitz vermeldet werden (Schweriner Volkszeitung, 20./21.04.2002). Durch die projektbegleitenden Untersuchungen gelangen zudem Neunachweise von Edelkrebsen (ZAHN & THIEL 2003).

7.3 Schwarze Elster (Pulsnitz / Ruhlander Schwarzwasser)

Im System der Schwarzen Elster war eine vergleichbare Beprobung der Jungfischbestände nach erfolgtem Besatz nicht möglich, da zum Zeitpunkt der Kontrollbefischungen im Herbst zumeist Hochwassersituationen bestanden. Zudem war durch den Besatz von unsortierten Einjährigen und ihres unterschiedlichen Smoltifizierungsgrades auch keine Vergleichbarkeit gegeben.

Da aber die Fische beim Erstbesatz 2004 recht klein und nur wenige von ihnen smoltifiziert waren, erfolgte wie an der Stepenitz eine Kontrolle des Junglachs-Aufkommens in 3 ausgewählten Vergleichsstrecken der Pulsnitz.

Gefangen wurden insgesamt 31 Lachse. Unter Berücksichtigung der Standardstrecke, streckenspezifischen Fangrate sowie Besatzmenge ergab sich eine WFR 1 von 5,9 % und eine WFR 2 von 17,3 %.

Diese relativ hohen Wiederfangraten bestätigten, dass der Smoltifizierungsgrad zum Besatztermin sehr gering war und somit nicht wenige Fische im System verblieben sind. Darüber hinaus indizierten sie die gute Eignung dieser Pulsnitz-Teilstrecken, die sich durch eine relativ hohe Strukturvielfalt (Kies- und Schotterbänke; Kolke; Gleit- und unterspülte Prallhänge) und Habitatqualität auszeichnen.

8. Monitoring der Smolt-Abwanderung

Das Ziel des Monitorings der Smolt-Abwanderung bestand darin, festzustellen, wie viele Smolts das Stepenitz- bzw. Pulsnitz-System tatsächlich verlassen und ob die Ursachen für die nach wie vor relativ geringen Rückkehrerzahlen in den Laich- und Jungfischhabitaten oder eher entlang der Wanderwege (hier v.a. in der Elbe) oder im marinen Teillebensraum zu suchen sind. In der Stepenitz (Abb. 48) erfolgten die Untersuchungen 2007-2009 sowie 2011 und in der Pulsnitz (Abb. 49) in den Jahren 2012-2013.

8.1 Untersuchungsstandorte



Abb. 48:
Fanganlagen-
Standorte in der
Stepenitz

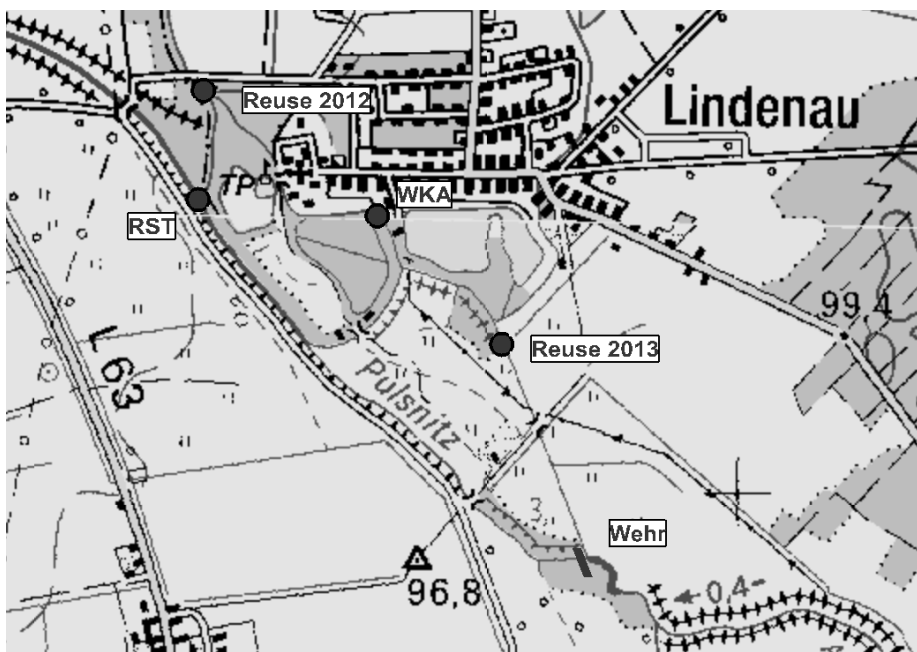


Abb. 49:
Fanganlagen-
Standorte in der
Pulsnitz
(WKA=Wasserkraft-
anlage; RST = Rotary
Screw Trap)

8.2 Material und Methodik

In der Stepenitz kam unterhalb der Stadtmühle Perleberg eine Kastenfalle (Abb. 50 bis Abb. 52; Maschenweite 10 mm) sowie zur Prüfung der Wanderwege im Hagengraben Perleberg zeitweise auch eine Netzreuse (Abb. 53; gestaffelte Maschenweite 10/8/6 mm) zum Einsatz. Die Kastenfalle wurde vom Danmarks Center for Vildlaks (DCV) leihweise zur Verfügung gestellt, welches 2007 zugleich auch die unterschiedlich markierten Smolts (Abb. 55) zur Verfügung stellte.



Abb. 50: Kastenfalle mit Leitsystem



Abb. 51: Smolt-Falle in Perleberg (Betriebszustand)



Abb. 52: Fangaufnahme an der Smolt-Falle



Abb. 53: Netzreuse im Hagengraben Perleberg

Bei den Untersuchungen in der Pulsnitz bei Lindenau kam dagegen im Hauptlauf des Gewässers eine Rotationsfalle (Rotary Screw Trap = RST; Abb. 54; Maschenweite 10 mm) sowie zusätzlich 2012 in der Grenz-Pulsnitz eine Drahtgewebe-Kastenreue (Abb. 56; Maschenweite 4 mm) bzw. 2013 im Mühlgraben eine Netzreue zum Einsatz (Abb. 57; gestaffelte Maschenweite s.o.). Die Rotationsfalle wurde leihweise von der Technischen Universität Dänemark (National Institute of Aquatic Resources, Section for Freshwater Fisheries Ecology, Silkeborg) zur Verfügung gestellt.

Die Messung der Wassertemperatur erfolgte in allen Fällen mit einem Data-Logger (testo 175-T2), der den Parameter jeweils alle 30 Minuten aufzeichnete.



Abb. 54: Rotationsfalle in der Pulsnitz



Abb. 55: Abwandernder Junglachs (Smolt)



Abb. 56: Kastenreuse in der Grenz-Pulsnitz 2012



Abb. 57: Netzreuse im Mühlgraben 2013

Nach Abschluss der Untersuchungen wurden die mit den Kontrollgruppen besetzten Gewässerstrecken der Pulsnitz von Ortrand bis Lindenau jeweils elektrisch vom Boot aus befischt (technische Daten s. Anhang 2), um ggf. in der Gewässerstrecke verbliebene Individuen nachzuweisen. Bei einem Feldradius von ca. 1,5 m von der Fangelektrode wurde diese ca. alle 3-6 m gesetzt, um möglichst viele Fische im Fluss erfassen zu können.

Aufgrund der Gewässergröße und der Länge der zu untersuchenden Flussabschnitte war ein solches Vorgehen an der Stepenitz nicht möglich.

8.2.1 Stepenitz

Zur Erprobung der Fanganlage (FA) und Bestimmung ihrer Fangeffizienz erfolgte im Mai 2007 zunächst ein Vorversuch, der im Zuge des Smolt-Abwanderungsmonitorings in 2008, 2009 sowie 2011 jeweils in der Abwanderungsphase im März bis Mai wiederholt und validiert wurde (siehe u.a. WOLF 2009). Da mit dem Vorversuch erst Ende Mai begonnen werden konnte, waren die unmarkierten Lachs- und Meerforellen-Smolts aus den Besatzmaßnahmen der Vorjahre bereits abgewandert. Um diesen Aspekt abzusichern, wurde der Vorversuch mit einer kurzen Unterbrechung im Sommer bis zur Aufstiegsphase der Laichfische Mitte Oktober fortgeführt.

Bei den Untersuchungen wurden jeweils 3-4 Kontrollgruppen von unterschiedlich mit Alci-anblau farbmarkierten Lachs-Smolts ausgesetzt (Tab. 7).

Die Individuen der Gruppen 1a bzw. 1b wurden im Ober- bzw. Mittellauf der Stepenitz bei Telschow (ca. 48,5 km oberhalb der Fanganlage) bzw. Wolfshagen (etwa 21 km oberhalb der Fanganlage) besetzt, um Wandergeschwindigkeiten und Verlustraten zu ermitteln (Abb. 2).

Der Besatz der Gruppe 2 erfolgte oberhalb der Flussteilung in Perleberg an der Neuen Mühle (etwa 2,5 km oberhalb der Fanganlage), um zu bestimmen, in welchem Umfang die drei zur Verfügung stehenden Abwanderungswege (Hauptlauf / Mühlgraben / Hagengraben) von den Smolts genutzt werden.

Die Smolts der Gruppe 3 wurden ca. 200-300 m oberhalb der Stadtmühle (= Fangort) ausgesetzt, um die eigentliche Effizienz der Fanganlage zu bestimmen (Abb. 49). Hierbei wurde davon ausgegangen, dass alle Smolts dieser Gruppe über den Oberflächen-Bypass, das Wehr, den Fischpass sowie u.U. auch über die Wasserkraftanlage (WKA) abwandern und somit in die Smoltfalle gelangen würden. Am Fangort erfolgte die Erfassung der Smolts, die über den Fischpass abgewandert waren, getrennt von den übrigen Exemplaren.

Tab. 7: Versuchsdesign zum Smolt-Monitoring (Stepenitz)

	2007	2008	2009	2011
Untersuchungszeitraum	23.05.-11.10.	03.03.-30.05.	17.03.-15.05.	22.03.-23.05.
Besatz Kontrollgruppen	23.05.	15.04.	23.03.	18.04.
n-Gruppen	3	3	4	3
Individuen (gesamt)	1.936 St.	2.976 St.	3.188 St.	3.063 St.
G 1a (Besatz 48,5 km oh Fangort)		981 St.	1.006 St.	1.019 St.
G 1b (Besatz 21 km oh Fangort)	1.004 St.		1.015 St.	
G 2 (Besatz 2,5 km oh Fangort)	468 St.	1.001 St.	583 St.	1.024 St.
G 3 (Besatz 250 m oh Fangort)	464 St.	994 St.	584 St.	1.020 St.

Im Zuge des Monitorings wurden in Verbindung mit der bis 2012 existierenden Wasserkraftanlage wiederholt Fischschäden registriert, wobei auch nicht wenige Lachs- und Meerforellensmolts betroffen waren. Aus der Literatur war bekannt, dass von Lichtquellen bestimmter Intensität eine Lockwirkung auf Smolts ausgeht, was in der Praxis vielfach dazu genutzt wird, diese zu sicheren Abwanderungskorridoren zu leiten (vgl. ADAM et al. 2004).

Im Jahr 2011 sollte daher im Rahmen eines Praxistests die Frage untersucht werden, ob durch Beleuchtung des Einlaufbereiches der vorhandenen Fischaufstiegsanlage eine verstärkte Ab-

wanderung von Smolts über den Fischpass induziert und dadurch die Wahrscheinlichkeit für rechenbedingte Verluste vermindert werden kann. Dazu wurde im März 2011, vor Versuchsbeginn, eine Mastansatzleuchte HME 125 W (Fabr. Trilux Serie 233) provisorisch über dem Einlaufbereich des Schlitzpasses installiert, deren Inbetriebsetzung über einen Dämmerungsschalter erfolgte.

Das Monitoring der Smoltabwanderung 2008 wurde im Rahmen einer Diplomarbeit wissenschaftlich begleitet und technisch abgesichert (s.a. WOLF 2009).

Die zur Validierung der Ergebnisse von 2008 in den Jahren 2009 und 2011 durchgeführten Untersuchungen wurden von Mitgliedern regionaler Anglervereine betreut.

8.2.2 Pulsnitz

Entsprechend der an der Stepenitz praktizierten Vorgehensweise erfolgten 2012 zunächst Voruntersuchungen, die 2013 im Rahmen einer Masterarbeit zu validieren waren (s. STÄBLEIN 2015). Über das Versuchsdesign gibt Tab. 8 nähere Auskünfte.

Tab. 8: Versuchsdesign zum Smolt-Monitoring (Pulsnitz)

	2012	2013
Untersuchungszeitraum	27.03.-25.05.	02.03.-31.05.
Besatz Kontrollgruppen	04.04.	09.04.
n-Gruppen	1	3
Individuen (gesamt)	505 St.	1.481 St.
G 1 (Besatz 1,15 km oh RST)	505 St.	493 St.
G 2 (Besatz 0,3 km oh Reuse Mühlgraben)		475 St.
G 3 (Besatz 4,2 km oh Fanganlagen)		513 St.

Die Individuen der Kontrollgruppen, die aus Zuchtanlagen bezogen wurden, waren zur internen Differenzierung sowie zur Unterscheidung von den regulär im Fluss besetzten Fischen durch unterschiedliche Flossenschnitte markiert (Fettflosse oder Bauchflosse links / rechts).

Mit den Kontrollgruppen 2012 bzw. G1 und G2 in 2013 wurde jeweils die Effizienz der Fanganlagen ermittelt. Informationen zur Wandergeschwindigkeit und zum gewählten Wanderweg sollte die Kontrollgruppe G3 liefern, die 2013 bei Ortrand, ca. 4,2 km oberhalb der Fanganlagen, ausgesetzt wurde (Abb. 4 und Abb. 49).

Für die im Jahr 2012 in der Grenz-Pulsnitz und unterhalb der Wasserkraftanlage angeordnete Kastenreuse konnte infolge der Betriebsbedingungen von Wasserkraft- und Wehranlage (zeitweise außer Betrieb bzw. Dichtsetzung) keine anlagenspezifische Effizienz ermittelt werden. Das Gewässer wurde jedoch durch die Fanganlage vollständig abgesperrt, wobei, bedingt durch den nachgeordneten Standort der Reuse, potentielle Verluste an der Wasserkraftanlage oder auch Irrläufer in die angrenzende Teichwirtschaft nicht feststellbar waren.

Die Anlagenbetreuung und Datenerfassung erfolgten 2012 durch Mitglieder regionaler Anglervereine und 2013 im Rahmen der o.g. Masterarbeit.

8.2.3 Abschätzung der Abwanderungszahlen und Überlebensraten

Um die reellen Abwanderungszahlen bzw. „Überlebensraten“ abschätzen zu können, bedarf es eines Abgleichs der Fangzahlen mit den jeweils ermittelten Wiederfangraten der Kontrollgruppen. Die in WOLF (2009) und STÄBLEIN (2015) getätigten Schätzungen nach RICKER (1975) bzw. VOLKHARDT et al. (2007) wurden noch einmal einer kritischen Prüfung unterzogen und überarbeitet, was etwaige Abweichungen zu den dortigen Ausführungen erklärt.

Zur Hochrechnung der Abwanderungszahlen wurde hier das von BAILEY (1951, 1952) korrigierte LINCOLN-PETERSEN-Schätzverfahren für geschlossene Populationen (beschrieben in SETTELE et al. 1998) verwendet. Danach errechnen sich die Abwanderungszahlen wie folgt:

$$1) \quad N = \frac{M \times (C+1)}{(R+1)}$$

N = geschätzte bzw. korrigierte Gesamtabwanderungszahl der Smolts

M = Anzahl der ausgesetzten farbmarkierten Smolts

C = Gesamtzahl aller gefangenen Smolts

R = Anzahl der wiedergefangenen farbmarkierten Smolts

Für die Ermittlung der Standardabweichung (S) wurde folgende Gleichung verwendet:

$$2) \quad S = \sqrt{\frac{M^2 \times (C+1) \times (C-R)}{(R+2) \times (R+1)^2}}$$

Das 95 %-Konfidenzintervall (K) erhält man durch:

$$3) \quad K = 1,96 \times S$$

Für die Berechnung der Überlebensraten (Abwanderungsraten) der Lachs-Smolts wurden die hochgerechneten Abwanderungszahlen sowie die Besatzzahlen und, sofern möglich, auch die Anteile der Besatzstadien berücksichtigt.

Bei den Besatzgruppen der Halbjährigen und Einjährigen wurde davon ausgegangen, dass alle im Vorjahr besetzten Lachse im jeweiligen Untersuchungszeitraum als Smolts abwanderten und nicht im Gewässer verblieben bzw. schon vor der Untersuchung abgewandert sind. Hier können die ermittelten Überlebensraten wegen der Nichtberücksichtigung 2-sömmriger Lachs-Smolts als Mindestwerte angesehen werden. Für den Brutbesatz wurde hingegen der in Tab. 6 ausgewiesene mittlere Smoltifizierungsgrad von 55 % berücksichtigt.

Zur Abschätzung des Einflusses der Flussteilungen (Stadtgebiet Perleberg bzw. Gabelwehr Lindenau) wurden die Wiederfangraten der Kontrollgruppen G 2 und G 3 herangezogen und jeweils die Differenzen gebildet.

8.3 Ergebnisse im Stepenitz-System

8.3.1 Fangzahlen, Wiederfangraten, Abwanderungsaktivitäten und Wanderungsverhalten

Nachfolgend werden die wesentlichen Untersuchungsergebnisse der Jahre 2007 bis 2011 in Tab. 9 dargestellt. Weitere Details zum Untersuchungsjahr 2008 sind in WOLF (2009) enthalten.

Tab. 9: Ergebnisse des Smolt-Monitorings (Stepenitz 2007-2011)

	2007	2008	2009	2011
Beginn Abwanderung	23.05.	12.03.	10.04.	28.03.
Ende Abwanderung	31.05.	23.05.	09.05.	18.05.
Wiederfang G _{gesamt} [St.]	1.192	794	635	1.196
WFR (G _{gesamt}) [%]	61,6	26,7	19,9	39,0
Wiederfang G 1a [St.]; (ca. 48,5 km oh FA)		241	162	183
WFR G 1a [%]		24,6	16,0	18,0
Wiederfang G 1b [St.]; (ca. 21 km oh FA)	489		137	
WFR G 1b [%]	48,7		13,6	
Wiederfang G 2 [St.]; (ca. 2,3 km oh FA)	325	178	122	408
WFR G 2 [%]	69,4	17,8	20,9	39,8
Wiederfang G 3 [St.]; (ca. 300 m oh FA)	378	375	214	605
WFR G 3 [%]	81,5	37,7	36,6	59,3
Lachs _{System} [St.]		2.501	2.531	2.611
Lachs _{unmarkiert} (Brutbesatz / EA) [St.]		791	2.158	36 (!)
Lachs _{FAA} [%]	46	26	14	50,2
Lachs _{WKA/Bypass/Wehr} [%]	54	69	86	49,8
Lachs-Abwanderung _{Nacht / Dämmerung} [%]		89		
Mittlere Abwanderungsgeschwindigkeit [km/h // km/d]	0,64 // 15,36	0,11 // 2,64	0,07 // 1,60	0,34 // 8,24
Meerforellen (Brutbesatz / EA) [St.]	/	307	311	617
Meerforelle _{FAA} [%]		26	15	32
Meerforelle _{WKA/Bypass/Wehr} [%]		63	85	68
Meerforelle-Abwanderung _{Nacht / Dämmerung} [%]		94		
Fischarten [n]		29	24	27
Individuen [St.] (ohne Kontrollgruppen)		10.362	6.109	7.164
Flussneunaugen [St.]	/	6.039	2.770	2.322
Gesamt-Verluste _{Rechen/WKA} [St.]		325		
Lachs-Verluste _{Rechen/WKA} [St.]		59		
Meerforellen-Verluste _{Rechen/WKA} [St.]		8		

G= Kontrollgruppen; WFR= Wiederfangrate; oh= oberhalb; FA= Fanganlage; EA= Eigenaufkommen; FAA= Fischeaufstiegsanlage; WKA= Wasserkraftanlage; Lachs_{System} = Gesamtzahl gefangener Smolts aus dem regulären Besatzprogramm bzw. Eigenaufkommen

Die für 2007 angegebenen Werte sind wegen des späten Starts der Untersuchungen und der Verwendung ausgeprägt smoltifizierter Kontrollgruppen nicht belastbar. Zudem war auch eine quantitative Erfassung der Abwanderung der im Gewässersystem herangewachsenen Smolts nicht mehr möglich.

Unter den bei der regulären Besatzmaßnahme am 05.04.2007 besetzten Einjährigen befanden sich keine vollständig smoltifizierten Exemplare und nur eine geringe Anzahl von Präsmolts. Das Besatzmaterial bestand also überwiegend aus nicht smoltifizierten Jungfischen, die erst im Folgejahr (2008) zur Smoltproduktion beitragen konnten.

Mit Ausnahme der Voruntersuchungen im Jahr 2007 wurde das Abwanderungsmonitoring jeweils im März begonnen und i.d.R. dann beendet, wenn nur noch wenige Einzeltiere im Abstand mehrerer Tage nachweisbar waren. Die Abwanderung der im Flusssystem besetzten Lachse erfolgte in den Untersuchungsjahren im Zeitraum vom 12.03. bis 23.05., wobei die Hauptabwanderungsphase in der Zeit von Mitte April bis Anfang Mai lag (Abb. 58).

Die Zahl der registrierten Lachs-Smolts, die aus dem regulären Besatzprogramm bzw. Eigenaufkommen stammten, war mit ca. 2.500-2.600 Individuen über die Untersuchungsjahre annähernd gleich groß. Dabei unterlag jedoch die Fangeffizienz der Smolt-Falle (WFR G 3) erheblichen Schwankungen (Tab. 9 und Kap. 8.3.2).

Wegen der Gewässergröße und der großen Distanzen zwischen den Besatzorten der jeweiligen Kontrollgruppen war eine ergänzende repräsentative Befischung des Flusses zur Absicherung der Wiederfangraten nicht möglich. Es kann daher nicht ausgeschlossen werden, dass einige Smolts im Gewässer verblieben sind oder einer späteren Mortalität unterlagen.

Da 2007 letztmalig Brut-Besatz erfolgte, konnten bei den abwandernden unmarkierten Smolts bis einschließlich 2009 noch keine sicheren Aussagen zum Anteil des Eigenaufkommens getroffen werden. Insbesondere im Jahr 2009 war der Anteil dieser Gruppe mit 85 % unerwartet groß, was möglicherweise darauf zurückgeführt werden kann, dass markierte Fische nicht als solche erkannt wurden. Die unmarkierten Smolts des Jahres 2011 stammten hingegen gesichert aus Eigenaufkommen. Sie hatten einen Anteil von 1,4 %.

Die Abwanderungsgeschwindigkeit der Smolt-Kontrollgruppen variierte im gewichteten Durchschnitt zwischen 1,6 und 15,4 km/d. Beeinflusst wird sie vermutlich durch die zum Besatz-Zeitpunkt herrschenden Wassertemperaturen. Da die mittlere Fließgeschwindigkeit der Stepenitz ca. 0,5 m/s bzw. 43,2 km/d beträgt, scheint die Abwanderung der Smolts v.a. aktiv verzögert und weniger passiv, mit der Strömung treibend, zu erfolgen.

Wie WOLF (2009) zudem zeigen konnte, vollzieht sich die Abwanderung der Lachs- und Meerforellen-Smolts überwiegend nachts.

Während sich die Ausgangssituation am Untersuchungsort so darstellte, dass die Smolts, der Hauptströmung folgend, überwiegend über den Oberflächen-Bypass an der WKA oder über das Wehr abwanderten (Tab. 9), führte die Beleuchtung des Einlaufbereichs der Fischaufstiegsanlage im Jahr 2011 dazu, dass ein wesentlich größerer Teil der Lachs-Smolts (50,2 %) über den Fischpass abwanderte. Die auf der Basis von LARINIER & BOYER-BERNARD (1991) sowie ADAM et al. (2004) getroffene Annahme, wonach die Attraktivität alternativer

Abwanderungswege für Lachs-Smolts durch die Installation von Lichtquellen gesteigert und Verluste gesenkt werden können, wurde somit bestätigt. Dennoch war der Anteil der Lachse, die über Wehr, Bypass bzw. Wasserkraftanlage abgewandert und dabei u.U. einem erhöhten Verletzungs- bzw. Mortalitätsrisiko ausgesetzt waren, mit 49,8 % nach wie vor erheblich. Für die Meerforellen-Smolts waren hingegen kaum Effekte erkennbar.

Die Zahl der im Abstieg registrierten Arten verdeutlicht, dass ein Großteil des Fischbestandes (65-78 %) im Frühjahr durchaus auch flussabwärts gerichtete Wanderungen unternimmt. Besonders hervorzuheben ist zudem der regelmäßige Nachweis von Flussneunaugen im Zuge der Untersuchungen, wobei unklar ist, wie diese in die Smoltfalle gelangen konnten. Vermutlich passierten die aufsteigenden Tiere die Leitnetze sohnah, unter Ausnutzung bestehender Lücken zwischen den Wasserbausteinen und gerieten dabei eher zufällig in die Falle. In jedem Fall unterstreichen die Nachweise die Bedeutung der Stepenitz als bislang einzigem nachgewiesenem Laichhabitat dieser Art in Brandenburg.

In Abhängigkeit vom Temperaturverlauf nahm i.d.R. bei Überschreitung der mittleren Wassertemperatur von 8 °C die Wanderungsaktivität merklich zu (gestrichelte Linie in Abb. 58). Die bereits in der Literatur beschriebene Initialtemperatur (s. a. JONSSON & RUUD-HANSEN 1985, JONSSON 1991) sowie die starke Temperaturabhängigkeit des Wanderungsverhaltens konnte auch für das Stepenitz-System statistisch bestätigt werden (Abb. 59; s.a. WOLF 2009). Eine Abnahme der Wanderaktivität war ab einer mittleren Wassertemperatur von etwa 13 °C zu beobachten. Gänzlich zum Erliegen kam die Smoltabwanderung meist ab 16 °C.

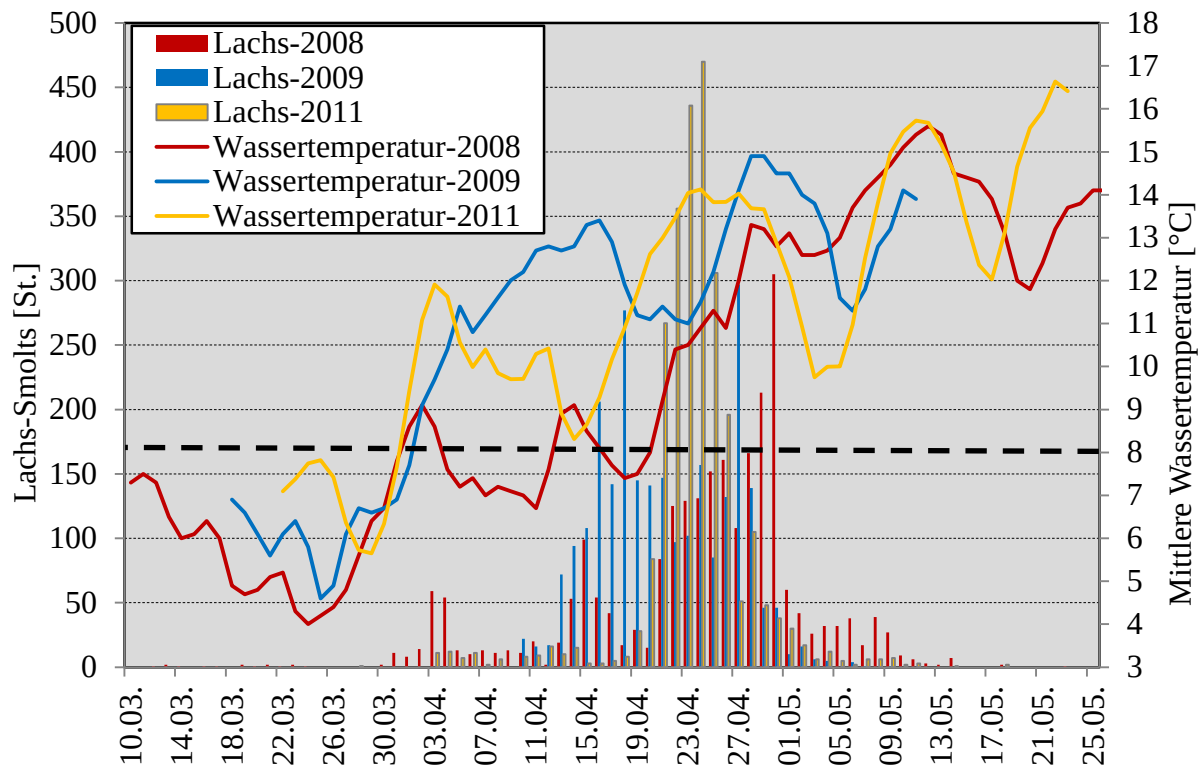


Abb. 58: Smolt-Fänge in Bezug zur mittleren Wassertemperatur (Stepenitz 2008-2011)

Auf Basis einer SPEARMAN-Rangkorrelationsprüfung ließ sich die Abhängigkeit der Abwanderungsaktivität der Lachs-Smolts von der Wassertemperatur sowohl für die Einzeljahre als auch über alle Jahre statistisch gesichert bestätigen ($r = 0,295$; $p < 0,01$).

Statistisch geprüft wurden darüber hinaus etwaige Abhängigkeiten zu Abflüssen (bzw. Pegeldifferenzen) oder Sauerstoffgehalten. Diese waren jedoch nicht nachweisbar oder lediglich als nicht signifikante Trends erkennbar.

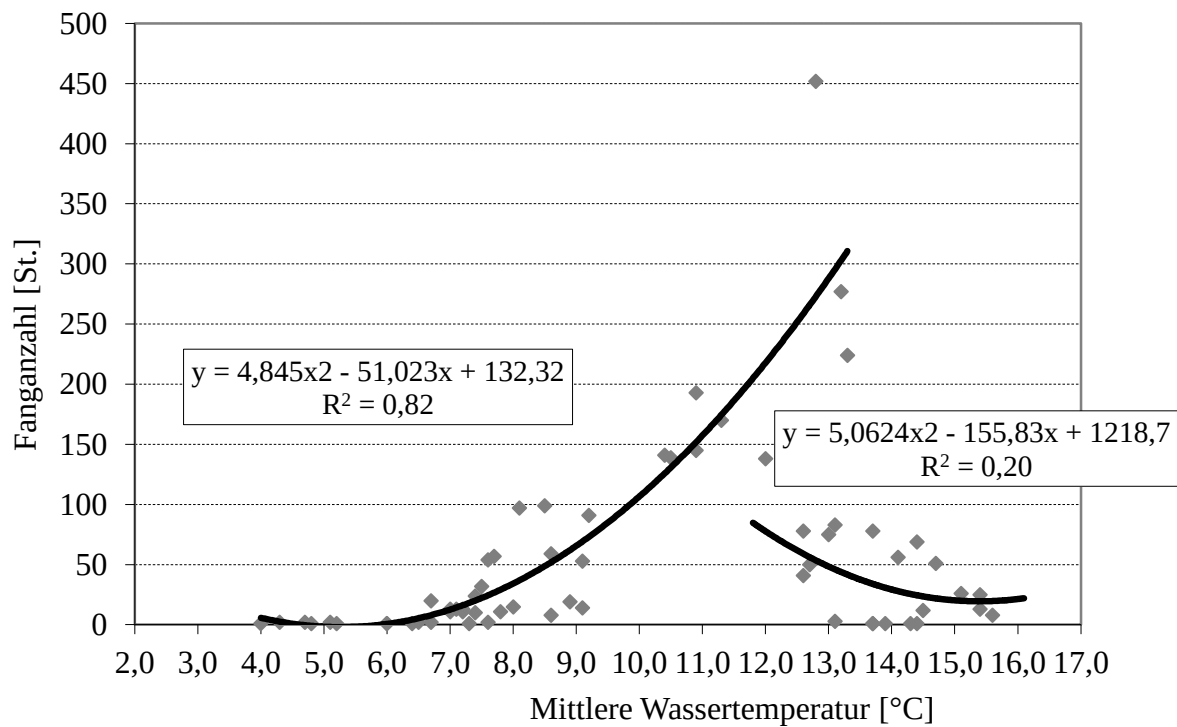


Abb. 59: Beispiel-Korrelation zwischen Smolt-Fang und mittlerer Wassertemperatur (WOLF 2008)

Anhand der Fänge in der im Jahr 2008 zusätzlich eingesetzten Kontrollreuse im Hagengraben wurde deutlich, dass dieser als Abwanderungsweg für Salmoniden derzeit nur eine sehr geringe Bedeutung hat. Es wurden hier insgesamt 109 Individuen von 13 Fischarten registriert, unter denen sich 3 Meerforellen-Smolts befanden. Lachs-Smolts wurden nicht nachgewiesen.

Während der 3-monatigen Untersuchung des Jahres 2008 konnten am Rollrechen (Maschenweite 5x15 mm) fast täglich angepresste Fische und Flussneunaugen festgestellt werden (Abb. 60 bis Abb. 62). Diese waren teilweise verletzt oder bereits tot. Durch zu hohe Anströmgeschwindigkeiten und Drehströmungen am Rechen sowie die unmittelbare Nähe des Grobrechens schafften es viele Fische nicht, zu entkommen.

Insgesamt wurden 325 tote Fische und Rundmäuler registriert, was ca. 3 % aller erfassten Individuen entsprach.

Besonders anfällig waren dabei Plötzen und Flussbarsche, die fast täglich am Rechen entnommen wurden. Aber auch unter den wesentlich leistungsfähigeren Smolts von Lachs und Meerforelle führte die Rechanlage zu Verlusten. Hinzu kamen etliche Fische, die Verletzungen bzw. Schuppenverluste aufwiesen, die zu späteren Verlusten hätten führen können.

Obwohl bisher stets davon ausgegangen worden war, dass der Rollrechen durch seine geringe Maschenweite einen adäquaten Schutz für Smolts gewährleistet, wurden mehrfach auch hinter dem Rechen tote Lachs-Smolts festgestellt (Abb. 63). Die Frage, wie diese dorthin gelangt waren, konnte im Rahmen der Untersuchungen nicht beantwortet werden.

Eine weitergehende Erfassung dieser Schädigungen war in den Folgejahren aufgrund der beschränkten Betreuungskapazitäten nicht mehr möglich. Ähnliches gilt für die Betrachtung tageszeitlicher Wanderungsaktivitäten.



Abb. 60: Totes Flussneunauge am Rechen



Abb. 61: Toter Lachs-Smolt am Rechen



Abb. 62: Rechenverluste in Perleberg



Abb. 63: Tote Lachs-Smolts hinter dem Rechen

8.3.2 Abwanderungszahlen und Abwanderungsraten

In Tab. 10 sind die hochgerechneten Abwanderungszahlen für die Jahre 2008-2011 im Überblick dargestellt. Herangezogen wurde hierzu jeweils die Kontrollgruppe G 2 (Neue Mühle), da bei dieser aufgrund der Nähe zur Fanganlage die Sterblichkeit vernachlässigt werden konnte.

Tab. 10: Fangzahlen und hochgerechnete Abwanderungszahlen

Jahr	Fang	Abwanderung	Standard- Abweichung	95 % Konfidenz- Intervall
	[St.]	[St.]	[%]	[%]
2008	2.501	14.987	7,2	14,1
2009	2.531	12.580	8,8	17,2
2011	2.611	7.561	4,6	9,0
Mittelwert	2.548	11.709	6,9	13,4

Danach kann für das Stepenitz-System bei einem Besatzaufwand in der Größenordnung von 40-45.000 Halbjährigen mit einer durchschnittlichen Abwanderung von ca. 11.700 Lachs-Smolts gerechnet werden.

Unter Berücksichtigung des durchschnittlichen Smoltifizierungsgrades von 55 % für Brutbesatz (Tab. 6) variierten die Abwanderungsraten der einzelnen Besatzstadien für das Jahr 2008 zwischen 12 % bei Smoltbesatz und 37 % bei Besatz mit Halbjährigen (Tab. 11).

Tab. 11: Hochgerechnete Abwanderungsraten der Besatzgruppen im Stepenitz-System 2008

Besatzgruppe	Besatz	Fang 2008	Abwanderung 2008
	[St.]	[St.]	[St.] / [%]
Lagan / EA (Brut)	33.000	791	4.740 / 14,4
Skjern Å (Halbjährige)	20.900	1.281	7.676 / 36,7
Skjern Å (Einjährige)	20.800	429	2.571 / 12,4
Gesamt	74.700	2.501	14.987 / 20,1

Für die besetzten halbjährigen Lachse variierte die Abwanderungsrate in den Untersuchungsjahren zwischen 17 und 37 %. KOED (2006) und BAKTOFT & KOED (2008) ermittelten für die dänischen Flüsse Skjern Å und Storå „Überlebensraten“ besetzter Halbjähriger bis zum Smolt von 20 % bzw. 29 %.

Für einjährige Lachse (L_1) wurden in den dänischen Untersuchungen „Überlebensraten“ von 21 % für die Skjern Å (KOED 2006) und 35 % für die Storå angegeben (BAKTOFT & KOED 2008). In Nordrhein-Westfalen wurden für besetzte einjährige Lachse „Überlebensraten“ bis zum Smolt von 16 % ermittelt (MUNLV 2001). Die Abwanderungssrate von ca. 12 % in der Stepenitz lag unter den in Dänemark und Nordrhein-Westfalen ermittelten Werten. Da die bei den Untersuchungen gewonnenen Daten zur Abwanderungsrate einjähriger Satzfisher jedoch mit erheblichen Unsicherheiten behaftet waren, lassen sie hinsichtlich der Smoltproduktion keinen direkten Vergleich mit den Halbjährigen zu.

Unter Berücksichtigung der in Dänemark und Nordrhein-Westfalen gewonnenen Erkenntnisse ist allerdings davon auszugehen, dass große, gut konditionierte halbjährige Satzfische ähnlich hohe Überlebensraten erzielen wie einjährige. Für die Verwendung von Halbjährigen sprechen darüber hinaus der im Vergleich zu Einjährigen deutlich günstigere Preis sowie eine u.U. bessere Anpassung an das Besatzgewässer.

Für den Brutbesatz wurde anhand der hochgerechneten Abwanderungszahlen im Stepenitz-System eine Abwanderungsrate („Überlebensrate“ bis zum Smolt) von ca. 14 % abgeschätzt. In der Sieg (NRW) konnte eine „Überlebensrate“ der Brut bis zum Smolt von ca. 6 % ermittelt werden (MUNLV 2001). Als normal gilt eine „Überlebensrate“ von 5-10 % (SCHMITT & SCHNEIDER 2004), die in der Stepenitz erreicht bzw. sogar überschritten wird. Da sich unter den erfassten, unmarkierten Smolts u.U. auch Exemplare aus Eigenaufkommen befanden, kann die Überlebensrate der besetzten Brütlinge jedoch etwas überschätzt sein.

Zusammenfassend kann festgestellt werden, dass Halbjährige höhere Überlebensraten hatten und damit stärker zur Smoltproduktion beitrugen als Brütlinge, wobei die in der Stepenitz ermittelten Ergebnisse zu den Überlebensraten des Brutbesatzes und des Besatzes mit halbjährigen Lachsen kaum von den Ergebnissen aus anderen Flüssen bzw. Flusssystemen abwichen.

Im Stadtgebiet von Perleberg stehen grundsätzlich drei Abwanderungswege zur Verfügung. Für die Smolt-Abwanderung kommen jedoch nur der als Stepenitz bezeichnete Flussarm (UT-Kanal) oder der Mühlgraben in Frage, da der Hagengraben als Abwanderungsweg offenbar kaum genutzt wird (Abb. 48).

Die Wiederfangraten für die Kontrollgruppen Neue Mühle (G 2) waren stets geringer als die der Kontrollgruppen im Mühlgraben (G 3). Im Durchschnitt betrug die Differenz ca. 17 % (12-20 %). Da auf der relativ kurzen Wanderungsdistanz Prädationsverluste weitestgehend vernachlässigt werden können, ist zu vermuten, dass es sich bei diesen Differenzen um Individuen handelte, die über den UT-Kanal abwanderten. Hierbei dürfte das Abwanderungsverhalten sehr stark von den jeweiligen Abflussverhältnissen bzw. der Abflussverteilung abhängig sein, die jedoch bislang nicht kontinuierlich erfasst werden können.

WOLF (2009) schätzte anhand der hochgerechneten Abwanderungszahlen und mittels Differenzbildung zwischen den Kontrollgruppen G 1a/b und 2 / 3 auch die Wanderungsverluste ab. Diese betrugen beim Vorversuch 2007 für die ca. 18,7 km lange Strecke zwischen Wolfshagen und Neue Mühle 29,8 % bzw. 1,6 %/km. Bei der Untersuchung 2008 ergab sich auf der 48,2 km langen Strecke eine Verlustrate von 16,5 % bzw. 0,34 %/km.

Im Vergleich dazu lag die mittlere Mortalitätsrate in der Oker bei 1,23 %/km (RATHKE 2004), was die Ergebnisse im Stepenitz-System durchaus plausibel erscheinen lässt.

8.4 Ergebnisse im Pulsnitz-System

8.4.1 Fangzahlen, Wiederfangraten, Abwanderungsaktivitäten und Wanderungsverhalten

Nachfolgend werden die wesentlichen Untersuchungsergebnisse der Jahre 2012 und 2013 in Tab. 12 dargestellt. Weitere Details zum Untersuchungsjahr 2013 sind in STÄBLEIN (2015) enthalten.

Tab. 12: Ergebnisse des Smolt-Monitorings (Pulsnitz 2012-2013)

	2012	2013 _{ges.}	2013 _{RST}	2013 _{MGR}
Beginn Abwanderung	29.03.	05.03.	05.03.	08.03.
Ende Abwanderung	20.05.	27.05.	15.05.	27.05.
Wiederfang G _{gesamt} [St.]		632	147	485
WFR (G _{gesamt}) [%] / Anteile [%]		42,7	9,9 / 23,3	32,5 / 76,7
Wiederfang G 3 [St.]; (ca. 4,2 km oh FA)		156	58	98
WFR G 3 [%] / Anteile [%]		30,4	11,3 / 37,2	19,1 / 62,8
Wiederfang G 2 [St.]; (ca. 0,3 km oh MGR)		392	8	384
WFR G 2 [%] / Anteile [%]		82,5	1,7 / 2,0	80,8 / 98,0
Wiederfang G 1 [St.]; (ca. 1,15 km oh RST)	44	84	81	3
WFR G 1 [%] / Anteile [%]	8,7	17,0	16,4 / 96,4	0,6 / 3,6
Lachs _{System} [St.]	102	674	210	464
Lachs _{System} [%]			31,2	68,8
Anteil Smolt ₂₊ [%]	37	21		
Lachs-Abwanderung _{Nacht / Dämmerung} [%]			83,1	92,2
Mittlere Abwanderungsgeschwindigkeit [km/h // km/d]		0,02 // 0,56		
Arten [n]	21	31	27	30
Individuen [St.] (ohne Kontrollgruppen)	772	5.833	1.160	4.673
Meerforellen [St.]		5	2	3
Flussneunaugen [St.]	21	35	33	2
Bachneunaugen [St.]	7	12	8	4
Schlammpeitzger [St.]		1	1	

G= Kontrollgruppen; WFR= Wiederfangrate; oh= oberhalb; FA= Fanganlage; EA= Eigenaufkommen; MGR= Mühlgraben-Reuse; RST= Rotationsfalle (Pulsnitz); Lachs_{System} = Gesamtzahl gefangener Smolts aus dem regulären Besatzprogramm bzw. Eigenaufkommen

Von den im Jahr 2012 nachgewiesenen 102 Lachsen, die aus den regulären Besatzmaßnahmen im Flusssystem stammten, wurden im Mühlgraben nur 11 Exemplare (10,8 %) gefangen.

Über den jeweiligen Verlauf der Smolt-Abwanderung in Abhängigkeit zur Wassertemperatur gibt Abb. 64 nähere Auskünfte.

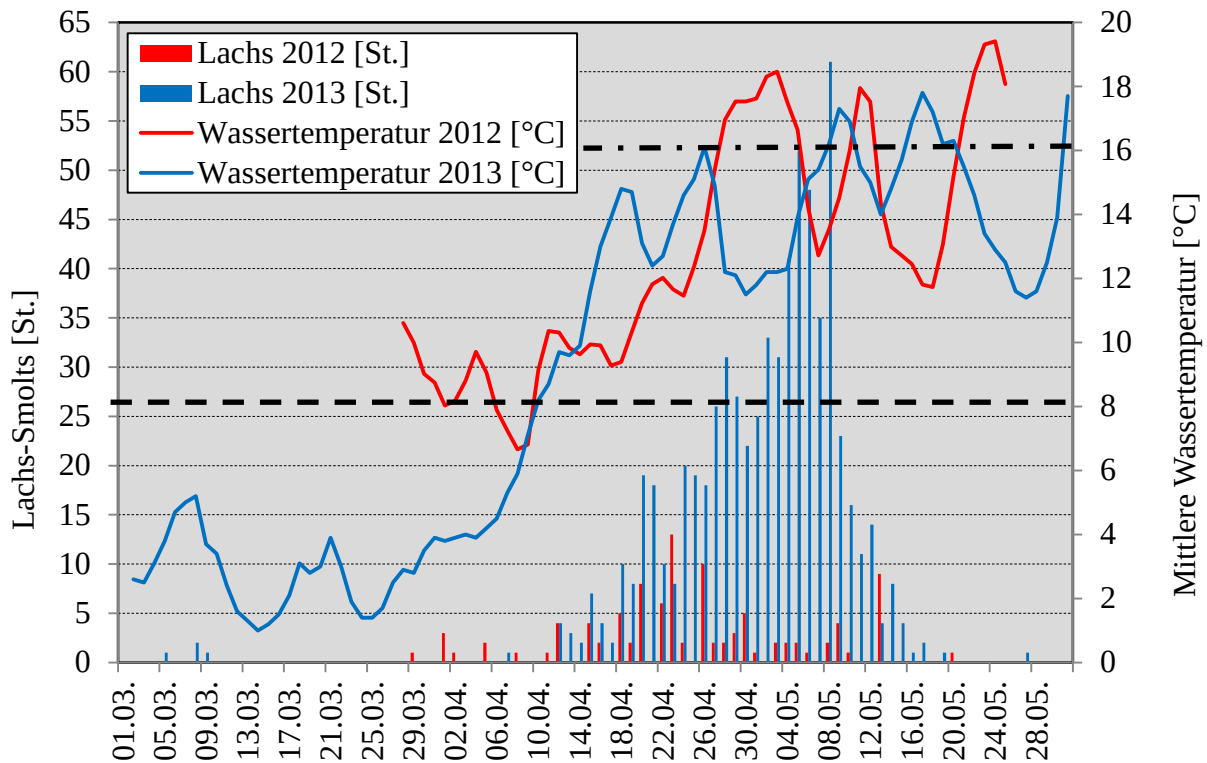


Abb. 64: Smolt-Fänge in Bezug zur mittleren Wassertemperatur (Pulsnitz 2012 + 2013)

Die Abwanderung begann wie an der Stepenitz bei mittleren Wassertemperaturen von ca. 8 °C, erreichte mit zunehmender Wassertemperatur ihren Höhepunkt Ende April bis Anfang Mai und endete im Wesentlichen bei Erreichen von ca. 16 °C Mitte Mai. Bei den sehr frühzeitigen Fangnachweisen im Jahr 2013 handelte es sich, unter Berücksichtigung ihrer relativ geringen Körperlängen, vermutlich um besetzte Individuen, die sich im Fangbereich der RST in der untersten Besatzstrecke aufhielten und durch die Installationsarbeiten aufgeschreckt worden waren.

Auf Basis einer SPEARMAN-Rangkorrelationsprüfung ließ sich die Abhängigkeit der Abwanderungsaktivität der Lachs-Smolts von der Wassertemperatur in der Pulsnitz jedoch nur für 2013 statistisch gesichert bestätigen ($r = 0,60$; $p < 0,001$). Für 2012 war die Stichprobengröße wahrscheinlich zu gering.

Statistisch geprüft wurden 2013 auch etwaige Abhängigkeiten der Smolt-Abwanderung von den Abflüssen, Sauerstoffgehalten, pH-Werten und Leitfähigkeiten (s. STÄBLEIN 2015). Hier zeigte sich eine negative Korrelation gegenüber den Abflüssen (Mühlgraben: $r = -0,27$, $p < 0,05$; Pulsnitz: $r = -0,34$, $p < 0,01$). Die anderen Parameter hatten hingegen kaum Einfluss.

Die Zahl der registrierten Lachs-Smolts variierte zwischen den beiden Untersuchungsjahren relativ stark. Obwohl die Fangeffizienz der Rotations-Falle (WFR G 1) 2012 halb so groß wie 2013 war, lag die Abwanderungszahl bei nur ca. 15 % des Jahres 2013.

Anhand von Untersuchungen im Stepenitz-System war bekannt, dass im Frühjahr als Brut besetzte Lachse bis zum Herbst auf Körperlängen von bis zu 16,6 cm abwachsen können (ZAHN & THIEL 2003; Abb. 42). In der Pulsnitz war in den beiden Untersuchungsjahren

auffällig, dass von den Smolts, die aus den Besatzmaßnahmen stammten, ein relativ hoher Anteil von 37 bzw. 21 % größer und somit offenbar zweijährig war (Abb. 65). STÄBLEIN (2015) beobachtete zudem, dass überwiegend große Smolts auch als erste abwanderten.

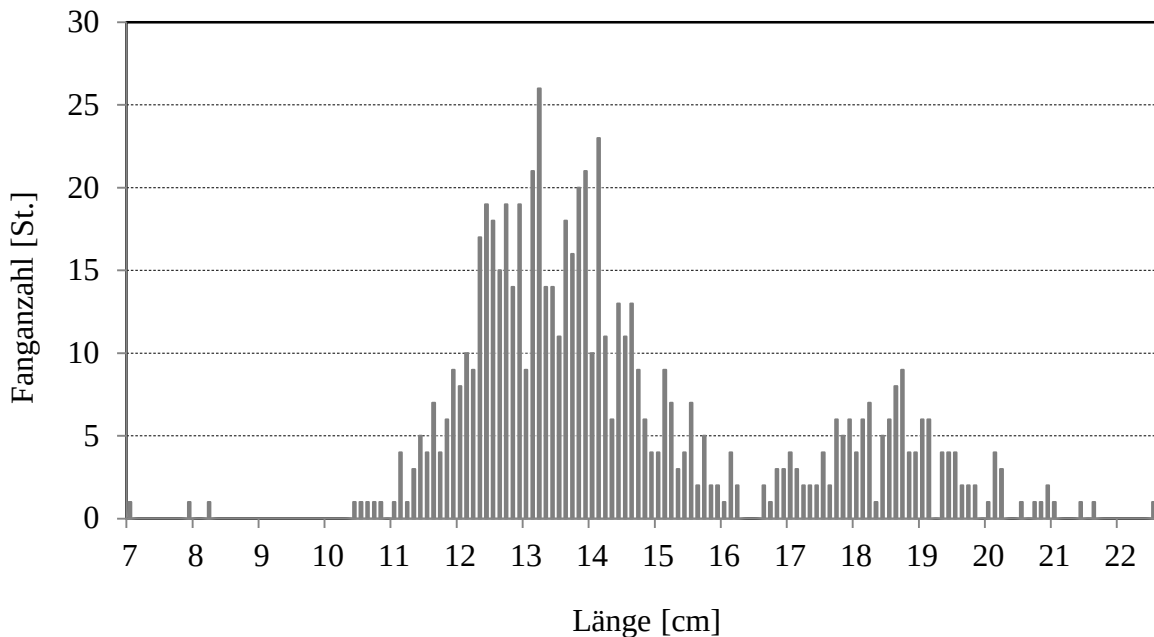


Abb. 65: Längenhäufigkeitsverteilung der Smolts (Pulsnitz 2013)

Die Abwanderungsgeschwindigkeit der Smolt-Kontrollgruppe G3 betrug für die schnellsten Individuen 4,8 km/d, für die langsamsten 0,14 km/d und im gewichteten Durchschnitt etwa 0,56 km/d. Unter Berücksichtigung einer mittleren Fließgeschwindigkeit der Pulsnitz von ca. 0,4 m/s erfolgte die Abwanderung der Smolts auch hier aktiv verzögert und im Vergleich zur Stepenitz relativ langsam.

Legt man die festgestellte Effektivität der Fanggeräte zugrunde, wanderten 25,6 % der Kontrollgruppe G3 über den Mühlgraben und 74,4 % über die Pulsnitz ab. Im Ergebnis von Abfluss-Analysen und entsprechenden Änderungsversuchen zeigte STÄBLEIN (2015), dass diese zur Abwanderungszeit am Gabelwehr Lindenau ähnliche Verteilungsverhältnisse aufwiesen. Er sah darin die Bestätigung, dass die Smolts ihr Wanderverhalten an der jeweiligen Hauptströmung ausrichten (s.a. KEMP et al. 2005; PERRY et al. 2010; STEEL et al. 2013) und somit bei Abfluss-Bevorteilung des Mühlgrabens infolge der dortigen Wasserkraft- und Teichwirtschaftnutzung einer höheren Gefährdung unterliegen können.

Bei einigen Exemplaren der Kontrollgruppe G1 und G2 wurde außerdem ein Wechsel der Wanderrouten beobachtet (kursive Daten in Tab. 12). Um Fehler zu vermeiden, blieben diese Individuen bei der Abschätzung der Fangeffizienzen, Wiederfang- und Abwanderungsraten unberücksichtigt.

Die zur Absicherung der Wiederfangraten durchgeführte Elektro-Befischung des Flusses zwischen Ortrand und Lindenau lieferte keine weiteren Lachs-Nachweise, sodass ein Verbleiben von Smolts im Gewässer hier weitgehend ausgeschlossen werden kann.

Von den aus regulären Besatzmaßnahmen stammenden 674 unmarkierten Smolts wanderten 86,6 % nachts und 13,4 % am Tage ab.

Weitergehende Informationen zum Abwanderungsverhalten der Lachse bezogen auf die tageszeitlichen Aktivitäten wie auch zu anderen Fischarten findet man in STÄBLEIN (2015).

Im Untersuchungszeitraum wurden ohne Berücksichtigung der Kontrollgruppen insgesamt 5.833 Fische und Neunaugen von 31 Arten registriert. Bemerkenswert waren aus der Sicht des Fischartenschutzes insbesondere die Erstdnachweise von Flussneunaugen (*Lampetra fluviatilis*), Schlammpeitzgern (*Misgurnus fossilis*) und Meerforellen-Smolts (*Salmo trutta f. trutta*) sowie die Nachweise von Bachneunaugen (*Lampetra planeri*).

Hierbei müssen die Flussneunaugen die massiven, nicht passierbaren Wanderbarrieren in der Schwarzen Elster vermutlich bei Hochwasser passiert haben. Ein Aufstieg laichreifer Meerforellen wurde 2011 und 2012 für die Schwarze Elster und Pulsnitz belegt (s. Kap. 9), obwohl hier kein Besatz erfolgte.

Anhand der im Abstieg registrierten Arten und Individuenzahlen wurde wie bereits an der Stepenitz so auch für die Pulsnitz deutlich, dass nicht wenige Fische im Frühjahr ausgeprägte flussabwärts gerichtete Wanderungen unternehmen.

8.4.2 Abwanderungszahlen und Abwanderungsraten

In Tab. 13 sind die hochgerechneten Abwanderungszahlen für die Jahre 2012 und 2013 im Überblick dargestellt. Zu berücksichtigen ist jedoch, dass 2012 nur die Pulsnitz, nicht aber der Mühlgraben betrachtet wurde, weshalb keine vollumfängliche Schätzung erfolgen konnte.

Tab. 13: Fangzahlen und hochgerechnete Abwanderungszahlen - Pulsnitz

Jahr	Schätzung mit	Fang [St.]	Abwanderung [St.]	Standard-Abweichung [%]	95 % Konfidenz-Intervall [%]
2012	G 1	91	1.526	12,1	23,6
2013	G 1	210	1.756	9,3	18,2
	G 2	464	1.047	3,8	7,4
Summe			2.803		
	G 3	674	2.715	7,2	14,0
	G 3-1	210	2.339	11,4	22,4
	G 3-2	464	2.917	9,1	17,8
Mittelwert			2.657		

Je nach Berechnungsansatz – summierte Schätzung mit den Kontrollgruppen G 1 und 2 oder gemittelte Schätzung mit der Kontrollgruppe 3 – kann auf Basis der Ergebnisse von 2013 mit einer Abwanderung von ca. 2.700 Lachs-Smolts gerechnet werden.

Im Zeitraum 2010-2012 wurden in der Pulsnitz durchschnittlich 17.400 zumeist halbjährige Lachse besetzt. Daraus ergibt sich basierend auf den Zahlen von 2013 eine Abwanderungsrate von ca. 16 %. Diese ist zwar etwas geringer als in der Stepenitz oder in dänischen Gewässern, jedoch mit den Ergebnissen in Nordrhein-Westfalen vergleichbar (s. Kap. 8.3.2).

Die Totallänge der unmarkierten Smolts betrug minimal 10,4 cm und maximal 22,5 cm. Eine Kontrolle der im Herbst 2012 besetzten halbjährigen Lachse hatte ergeben, dass nur 25 % der Individuen die für die Smoltifikation im darauffolgenden Frühjahr erforderliche Mindestlänge von ca. 10-11 cm aufwiesen. Insofern kann man davon ausgehen, dass ein nicht unerheblicher Anteil der 2013 nachgewiesenen Smolts aus dem Herbstbesatz des Jahres 2011 stammte, worauf auch die Größenverteilung der Smolts hindeutet (Abb. 65).

Bedingt durch die Tatsache, dass die Größe der besetzten Fische und somit auch deren Verweildauer im Besatzgewässer von Jahr zu Jahr schwankt, stellen die kalkulierten Abwanderungsraten, die sich jeweils auf nur einen Besatzjahrgang beziehen, eher Minimalwerte dar.

Für die Abschätzung der Mortalität während der Abwanderung wurde die Differenz zwischen der Besatzzahl der Kontrollgruppe 3 und der Summe der über die Fanganlagen-Effizienzen korrigierten Fangzahlen dieser Kontrollgruppe gebildet.

Gefangen wurden 58 Individuen (37,2%) in der RST und 98 Individuen (62,8 %) in der Mühlgraben-Reuse. Anhand der jeweiligen Fanganlagen-Effizienz kann angenommen werden, dass etwa 355 Individuen (69,2 %) über den Hauptlauf und 123 Individuen (24,0 %) über den Mühlgraben abgewandert sind. Bei den verbleibenden 35 Individuen (6,8 %) muss von einem Verlust ausgegangen werden, weil im Zuge der Elektro-Kontrollbefischung keine Individuen der Kontrollgruppe mehr nachweisbar waren. Hierbei wurden eventuelle Verluste durch Transportschäden vernachlässigt. Bezogen auf die zu betrachtende Fließstrecke beträgt die Verlustrate somit ca. 1,62 %/km. Im Vergleich zu den Erhebungen an der Stepenitz mit 0,34...1,6 %/km (WOLF 2009) oder zur Oker mit 1,23 %/km (RATHKE 2004) erscheinen somit auch die Ergebnisse im Pulsnitz-System durchaus realistisch.

9. Monitoring des Laichfisch-Aufstiegs

9.1 Material und Methodik

Die Erfassung aufsteigender Laichfische erfolgte im Stepenitz-System jeweils im Zeitraum Ende September bis Mitte Dezember durch gezielte Elektro-Befischungen unterhalb der Wehre im Stadtgebiet von Perleberg bzw. zwischen diesen und dem Rieseleiwehr. Um den Anteil nicht registrierter Fische bestimmen zu können, wurde ab 2005 zusätzlich, jeweils ein Mal pro Laichsaison, der Abschnitt zwischen Wolfshagen und Lübzow (nahe Neue Mühle) elektrisch befischt (Abb. 2; Abb. 48; Abb. 114).

Nach Errichtung und Inbetriebnahme eines Vertical-Slot-Fischpasses (Schlitzweite 20 cm) an der Stadtmühle Perleberg im Jahr 2002 sollten die Aufsteiger 2003 in einer dort installierten Lachsfaller erfasst werden. Diese erwies sich jedoch als wenig fängig und äußerst anfällig gegenüber Verklausungen, weshalb der Nachweis der Rückkehrer dann weiterhin überwiegend mittels Elektrofischerei erfolgte.

Im Einzugsgebiet der Schwarzen Elster / Pulsnitz wurden je nach Abfluss und Betriebszustand v.a. die verschiedenen Unterwässer der nicht passierbaren Wehranlagen kontrolliert (Abb. 4; Abb. 117).

Dabei wurde i.d.R. ein Elektrofischfanggerät vom Boot aus eingesetzt. Lediglich auf der Sohlgleite an der Ziegelhofbrücke und im Mühlgraben Perleberg sowie partiell auch in der Pulsnitz unterhalb von Kroppen erfolgten die Kontrollen durch Watfischerei mit Tragegeräten (Abb. 66; Abb. 67; technische Daten in Anhang 2).

Um die Zahl aufsteigender Fische noch genauer bestimmen zu können, wurden im Jahr 2014 in den Fischaufstiegsanlagen an den Wehren Stadtmühle Perleberg (Stepenitz), Bad Liebenwerda (Schwarze Elster) und Elsterwerda/Kotschka (Pulsnitz) videooptische Erfassungssysteme installiert (Abb. 48; Abb. 70; Abb. 71; Abb. 114; Abb. 117). Bei entsprechender Eignung sollen diese die Befischungen perspektivisch ersetzen.

Bei allen gefangenen adulten Wandersalmoniden wurden im betäubten Zustand die Masse und Totallänge (Genauigkeit: 1 g / 0,5 cm) ermittelt (Abb. 68) sowie für die späteren Altersbestimmungen Schuppen bzw. für genetische Untersuchungen Gewebeproben an Flossen entnommen.



Abb. 66: Bootsfischerei



Abb. 67: Wadfischerei



Abb. 68: Datenerfassung



Abb. 69: Meerforelle mit Telemetriesender



Abb. 70: videooptisches System in der Pulsnitz

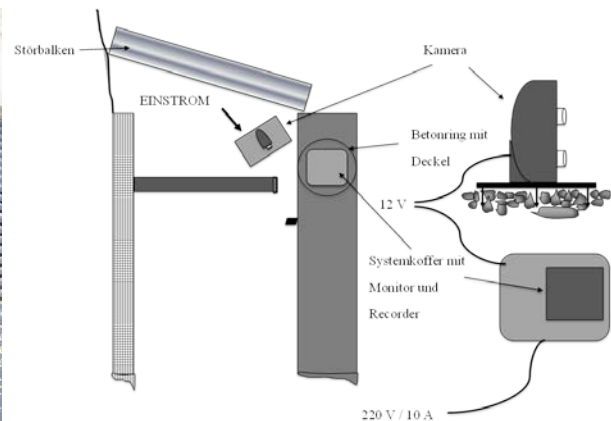


Abb. 71: Prinzipskizze der videooptischen Erfassung

Um die Passierbarkeit der Fischwanderhilfe „Stadtmühle“ für die großen Lachse und Meerforellen prüfen zu können und zugleich weitere Informationen zu Laichplätzen und Wanderrouuten der Großsalmoniden im Fluss zu erhalten, wurden ausgewählte Laichfische (v.a. Rogner) unter Betäubung mit Telemetriesendern (Wellenbereich: 150.x MHz; 2m-Band VHF) versehen (Tierversuch-AZ: 32-44457+21). Die Befestigung der Sender erfolgte unterhalb der Rückenflosse (Abb. 69). Eine Implantation der Sender war, bedingt durch den zumeist fortgeschrittenen Reifegrad der Laichfische, nicht möglich.

Die telemetrische Ortung bzw. Nachverfolgung der einzelnen Exemplare innerhalb des Gewässersystems erfolgte mit mobilen bzw. stationären Empfangsgeräten (YAESU - Weitband-Empfänger VR 500; WAGNER TELEMETRIEANLAGEN Köln; Abb. 72 und Abb. 73) jeweils über einen Zeitraum von mehreren Wochen. Als Standorte für die stationären Empfänger wurden wegen der notwendigen Stromversorgung Wolfshagen (Stepenitz), Groß Linde (Schlatbach-Unterlauf), Helle (Kümmernitz-Unterlauf) und Pritzwalk / Schönhagen (Dömnitz) gewählt (Abb. 96).



Abb. 72: Telemetrie-Station im Pegelhaus



Abb. 73: Mobiler Telemetrie-Empfänger

Zusätzlich wurden zur Wiedererkennung von Mehrfachaufsteigern und zur Verfolgung der überregionalen (marinen) Wanderwege ab 2010 alle gefangenen Meerforellen sowie ein Teil der Lachse mit FLOYTAGs individuell gekennzeichnet (Abb. 74).

Im Zusammenhang mit der Errichtung der neuen Fischeaufstiegshilfe in Geesthacht wurden ab 2009 im Rahmen der dortigen Funktionskontrolle zudem ausgewählte Fischarten bzw. Fische mit implantierten HDX-Transpondern individuell markiert (HUFGARD et al. 2013c). Hierzu gehörten auch Lachse und Meerforellen, die an den jeweiligen Fangorten in der Stepenitz bzw. Schwarzen Elster/Pulsnitz mit Hilfe eines mobilen Lesegerätes (CHEVILLOT - Global-Scan GS110; Abb. 75) kontrolliert wurden.



Abb. 74: Meerforelle mit FLOYTAG



Abb. 75: Prüfung auf HDX-Transponder

Im Anschluss an die Datenerfassung und ggf. Besenderung wurden die Fische zur Erholung jeweils in ein mit Sauerstoff begastetes Hälterbecken überführt (Abb. 76) und nach Wiederherstellung aller Vitalfunktionen und Fluchtreflexe in die Stepenitz bzw. Pulsnitz zurückgesetzt (Abb. 77).



Abb. 76: Fische im Erholungsbecken



Abb. 77: Aussetzen eines Lachses

9.2 Aufstieg in die Stepenitz 2002 – 2016

9.2.1 Aufstiegszahlen

Nach dem Erstbesatz im Jahr 1999 konnten 2002 die ersten aufsteigenden Laichfische registriert werden (Abb. 78; Abb. 79). Während der Aufstiegssaison 2002 war die Staustufe Perleberg, bedingt durch den Ersatzneubau am Stadtmühlenwehr die meiste Zeit unpassierbar, so dass ein Großteil der Rückkehrer unterhalb des UT-Wehres im so genannten „Sandfang“ gefangen werden konnte. Allerdings wurde das Mühlenwehr in der ersten Dezemberhälfte 2002 für mehrere Tage vollständig gelegt, weshalb nicht auszuschließen ist, dass in dieser Zeit Großsalmoniden die Staustufe unerkannt passierten, zumal dann auch der neu errichtete Fischpass in Betrieb ging.



Abb. 78: Erste Meerforelle (29.08.2002)



Abb. 79: Erster Lachs (07.10.2002)

Danach war grundsätzlich davon auszugehen, dass ein nicht unerheblicher Anteil aufsteigender Fische die Fischeaufstiegshilfe nutzte und somit nicht registriert wurde. Die ermittelten Aufsteigerzahlen stellen daher Minimalwerte dar und bilden, auf der Grundlage einer weitgehend gleichbleibenden Fangmethodik und Untersuchungsfrequenz, v.a. die Bestandsentwicklung bzw. Bestandsdynamik ab.

In Abb. 80 sind die bisher registrierten Rückkehrerzahlen in der Stepenitz für den Zeitraum 2002 bis 2016 zusammenfassend dargestellt. Es wurden bislang insgesamt 291 Lachse und 879 Meerforellen gefangen. Im Durchschnitt gelang ein jährlicher Fang von 19 Lachsen und 59 Meerforellen.

Deutlich sichtbar ist der grundsätzlich positive Trend der Bestandsentwicklung bei der Meerforelle. Die etwas geringeren Individuennachweise 2013 und 2014 dürften mit ungünstigen Abflussverhältnissen zusammenhängen, welche einerseits den Aufstieg und andererseits den Fangnachweis erschwerten. Für die Lachse zeigen sich hingegen allgemein stärkere Schwankungen in den Fängen.

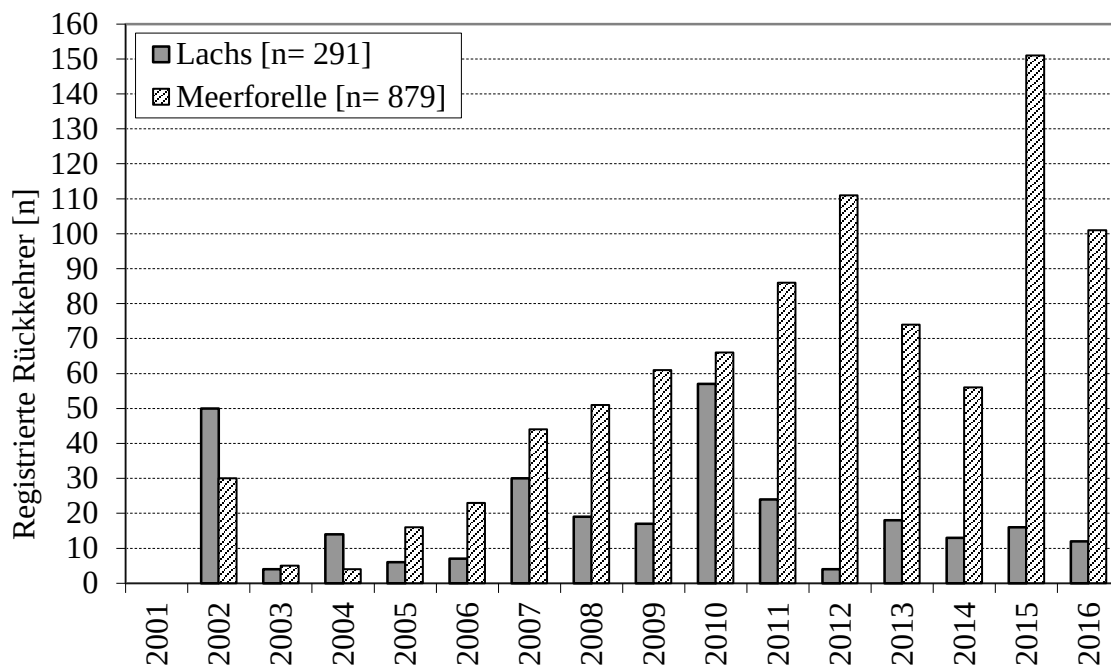


Abb. 80: Nachgewiesene Laichfische im Stepenitz-System (2002-2016)

Den Einfluss der Abflussverhältnisse der Elbe auf den Erfolg der jeweiligen Aufstiegssaison für Lachse beschrieben bereits FRIC (1894) und SCHEURING (1929). In Abb. 81 ist dieser Zusammenhang anhand der Aufstiegszahlen in der Stepenitz in Bezug zu den mittleren Jahresabflüssen am Elb-Pegel Neu Darchau (ca. 81 km unterhalb der Stepenitz-Mündung) dargestellt. Bei den Meerforellen ließ sich kein statistischer Zusammenhang erkennen. Für die Lachse wurde im Ergebnis einer SPEARMAN-Rangkorrelationsprüfung hingegen deutlich, dass der Aufstiegserfolg mit zunehmenden Abflüssen der Elbe höher wird ($r = 0,59$; $p < 0,05$).

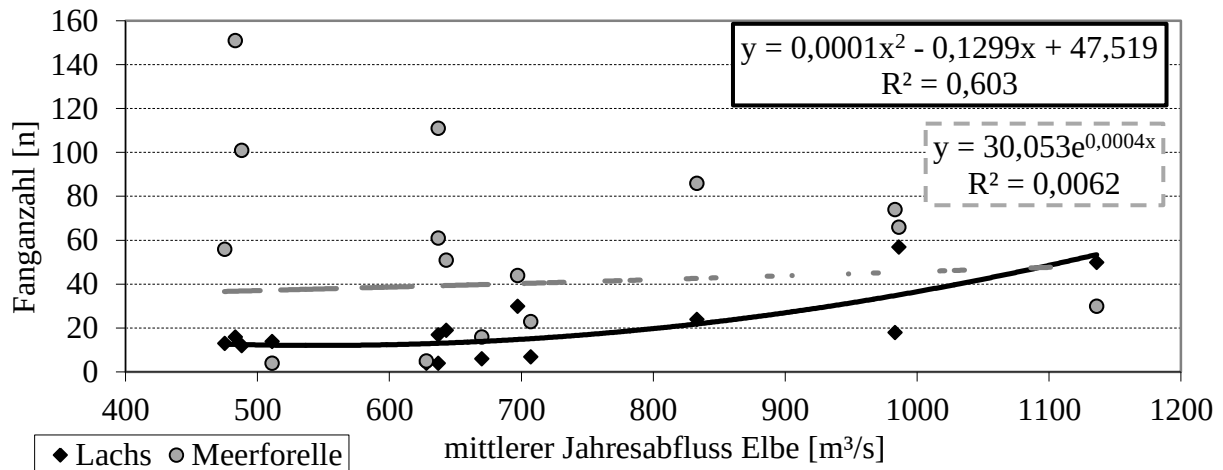


Abb. 81: Aufstiegszahlen im Stepenitz-System (2002-2016) in Bezug zum mittleren Jahres-Abfluss der Elbe am Pegel Neu Darchau (Elb-km 536,44)

Ursachen hierfür könnten sein:

- die zeitliche und räumliche Reduzierung der Sauerstoffdefizite im Hamburger Raum,
- ein geringerer Fangerfolg von Haupt- und Nebenerwerbs- sowie Angelfischerei im Bereich der unteren Elbe,
- die im Verhältnis zum Gesamtdurchfluss der Elbe geringere Kühlwasserentnahme,
- günstigere Bedingungen für die großräumige Orientierung im Meer und das Auffinden der Elbemündung,
- ungehinderte bzw. leichtere Passage an Hindernissen sowie
- ein reduzierter Prädationsdruck.

9.2.2 Längen, Massen, Korpulenzen, Alter und Geschlechterverhältnisse der Laichfische

Über die Entwicklung der mittleren Stückmassen und Totallängen der Lachse und Meerforellen in der Stepenitz geben die Tabellen in Anhang 4 detaillierte Auskünfte.

Insbesondere für die Lachse wird ein Anstieg der Werte deutlich, welcher auf den stetig zunehmenden Anteil von Multi-Seewinter (MSW) -Fischen in der Laichfisch-Population zurückgeführt werden kann (Abb. 82; Abb. 83; Abb. 84).

Der bislang größte gefangene Lachs war ein Milchner von 104 cm Länge und 9.392 g Masse. Außerdem wurde im Januar 2012 am Rieseleiwehr Perleberg ein sehr großer Lachsmilchner in bereits fortgeschrittenem Verfallszustand tot aufgefunden, dessen Totallänge mindestens 108 cm betragen haben muss. Die bisher größte Meerforelle - ebenfalls ein Milchner - war 88 cm lang und wog 8.744 g.

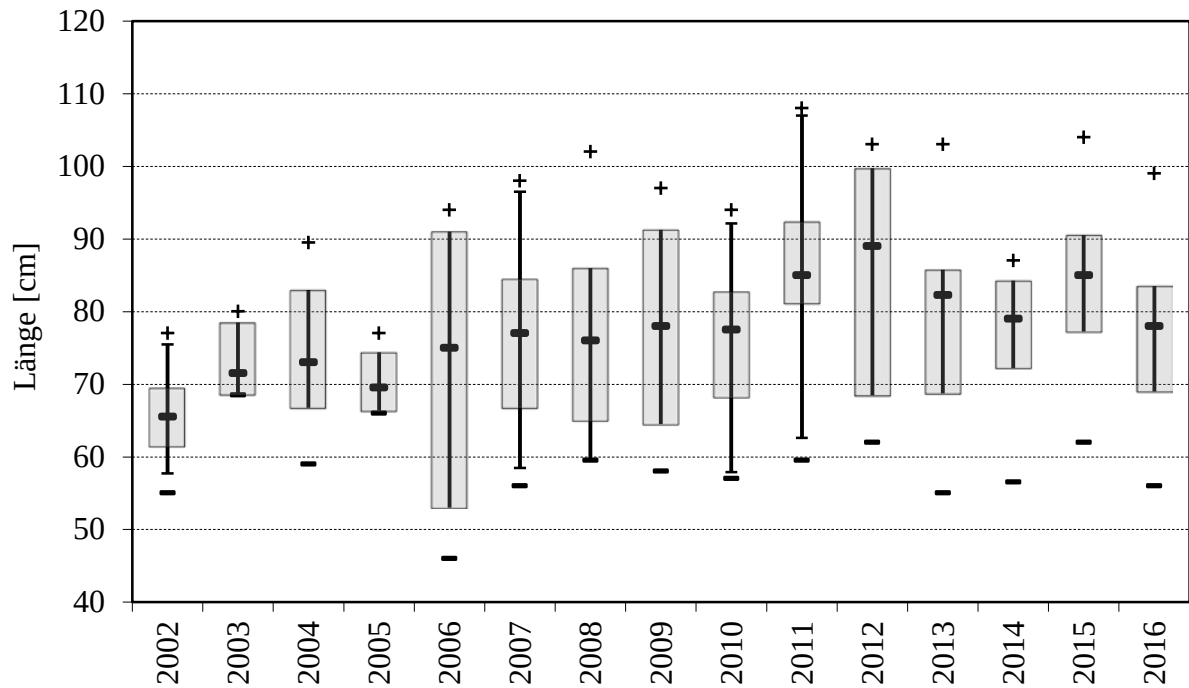


Abb. 82: Box & Whisker-Darstellung der Körperlängen der Lachse (2002-2016; n = 288)

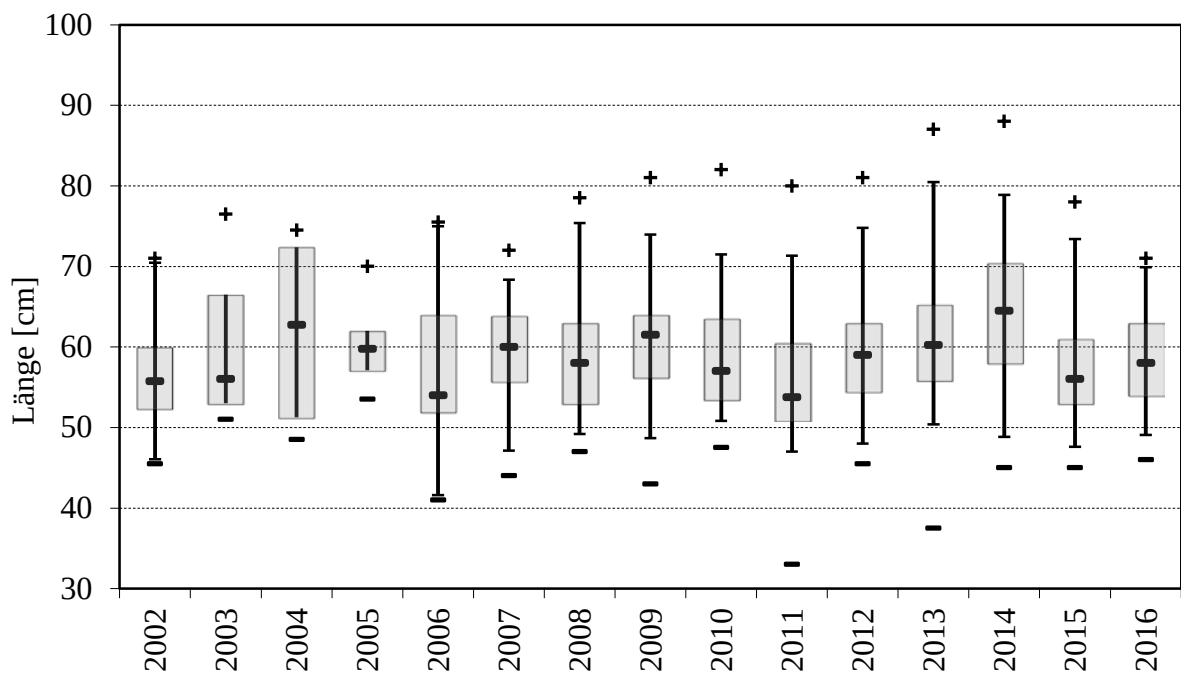


Abb. 83: Box & Whisker-Darstellung der Körperlängen der Meerforellen (2002-2016; n = 879)

Einhergehend mit dem zunehmenden Anteil von MSW-Fischen steigt bei den Lachsen neben der mittleren Individuenmasse (Abb. 84) auch die Menge der von den Rückkehrern produzierten Eier und damit die Zahl potentieller Nachkommen (Abb. 85). Für die Meerforellen hingegen ist eine solche Entwicklung, trotz des regelmäßigen Auftretens von Mehrfachlaichern, bislang nicht erkennbar (Abb. 83). Hier resultiert die Zunahme an Nachkommen eher aus der steigenden Anzahl der Rückkehrer.

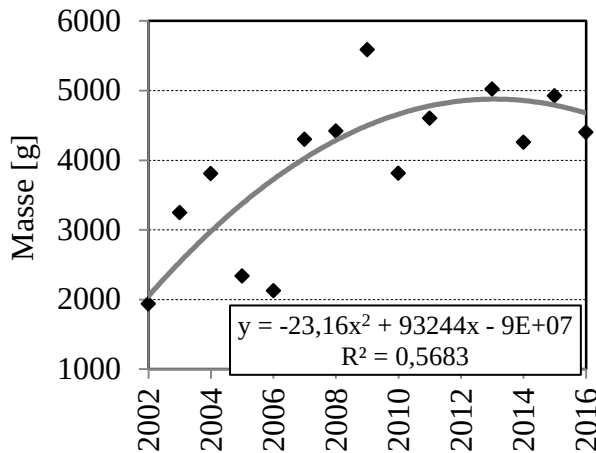


Abb. 84: Mittlere Individuenmasse von Lachsrognern im Zeitraum 2002-2016

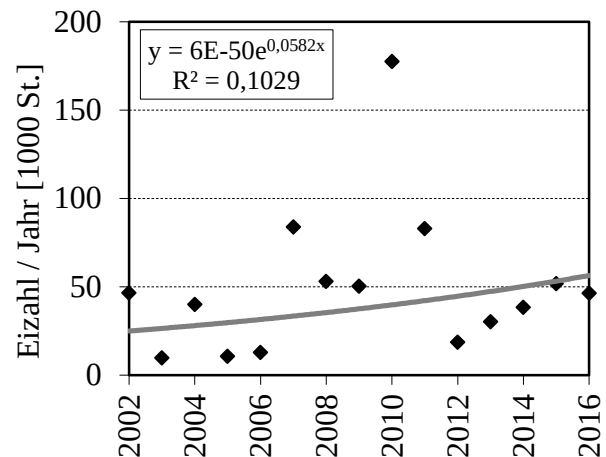


Abb. 85: Hochgerechnete Produktion von Eiern durch Lachsrogner im Zeitraum 2002-2016 (n = 128)

Bei einer Eizahl von 1.500 bis 2.190 St./kg Lachs-Rogner (THIEL & MAGATH 2011; WEBB et al. 2007) lag die durchschnittliche jährliche Produktion auf Basis der bisherigen Fangnachweise bei ca. 50-74.000 Eiern.

Ausgehend von der aktuellen mittleren Rückkehrerrate von ca. 0,3 % und unter Berücksichtigung der Überlebensraten vom Ei bis zum Laichfisch (s. Kap. 9.2.3 und SCHNEIDER 2009) läge das potenzielle jährliche Eigenaufkommen momentan im Mittel bei 3-5 Laichfischen (15-26 % der mittleren Aufstiegszahl). Unter normalen Bedingungen (autochthoner Bestand, Ausschluss anthropogener Mortalität, Rückkehrerrate mindestens 3 %) wären 30-44 Laichfische denkbar. Bedingt durch die Änderung der Besatzstrategie im Jahr 2007 waren bei den Lachsen seit 2012 die Laichfische anhand der Markierungen identifizierbar, die aus natürlichem Aufkommen stammen oder Streuner sein können. Von 63 gefangenen Lachsen gehörten 13-15 Individuen (21-24 %) zu dieser Gruppe, was die vorherige Schätzung annähernd bestätigt.

Auch wenn es sich hier, bedingt durch die nicht kontinuierliche Erfassung, um Mindestwerte handelt, wird deutlich, dass die bisherige Rückkehrerzahl nicht für eine eigene Bestandsrekru- tierung ausreicht und ein Besatz weiterhin erforderlich bleibt (SCHILLER 2015; SCHILLER 2017, mdl. Mitt.). Auf diesen kann erst verzichtet werden, wenn zur Etablierung einer stabilen und gesunden, weitgehend inzuchtfreien Lachs-Population und bei einem idealen Geschlechterverhältnis von 1:1 jährlich mindestens 100 bis 167 Elternfische erfolgreich reproduzieren (SCHNEIDER 2003). Für den langfristigen Populationserhalt und die Sicherung der genetischen Variabilität sind jährlich mehr als 500 Individuen erforderlich (s. u.a. FRANKLIN 1980, zitiert in SCHILLER 2015, FRANKLIN & FRANKHAM 1998; MCELHANY et al. 2000; REED et al. 2003).

Für die Lachse betrug der mittlere Korpulenzfaktor 0,76 (♂ 0,74; ♀ 0,78) und für die Meerforellen 1,04 (♂ 1,04; ♀ 1,03).

Über den Untersuchungszeitraum 2002-2016 zeigte sich bei den Lachsen kein Entwicklungstrend beim Geschlechterverhältnis. Es lag im Durchschnitt bei 45 % Rognern zu 55 % Milchnern und damit im Normalbereich (vgl. WEBB et al. 2007). Die Unterschiede zwischen den Jahren waren statistisch nicht signifikant (t-Test: $T = 1,17$; $df = 14$; $p > 0,05$).

Bei den Meerforellen betrug das Geschlechterverhältnis 65 % Rogner zu 35 % Milchner, wobei der vergleichsweise deutliche Rogner-Überschuss offenbar ebenfalls als normal bzw. typisch für atlantische Meerforellenpopulationen anzusehen ist (vgl. u.a. SOLOMON 2006; EUZENAT 2006; JONSSON & JONSSON 2006). Der Unterschied war hier statistisch signifikant (t-Test: $T = -4,51$; $df = 14$; $p < 0,001$). Ein Entwicklungstrend war jedoch auch hier nicht erkennbar.

Über die Länge-Masse-Beziehung der im Zeitraum 2002-2016 zurückgekehrten Lachse und Meerforellen geben getrennt nach den Geschlechtern Abb. 86 bis Abb. 89 nähere Auskünfte.

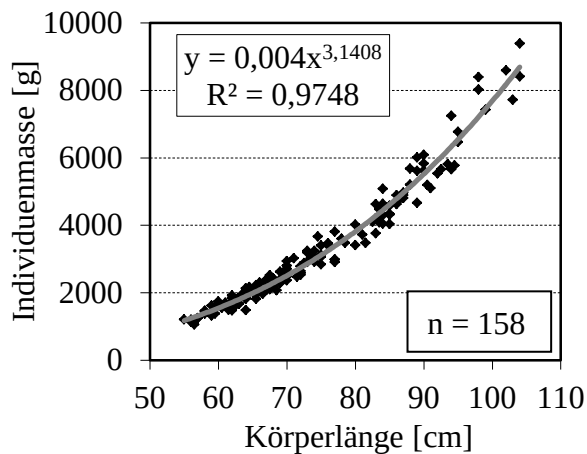


Abb. 86: Länge-Masse-Beziehung der Lachs-milchner

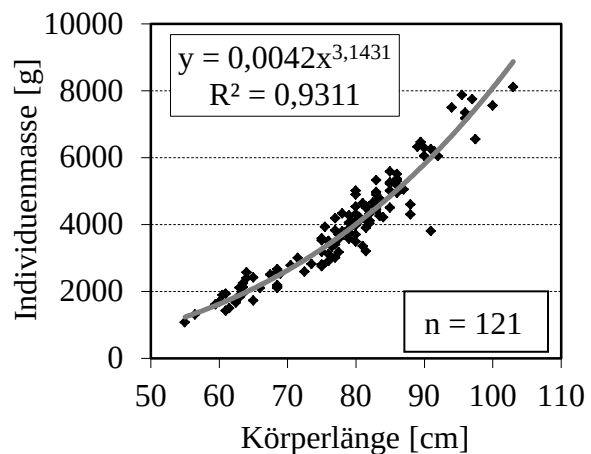


Abb. 87: Länge-Masse-Beziehung der Lachs-rogners

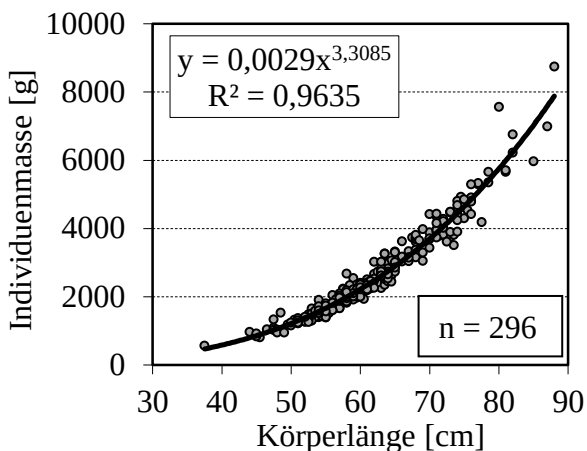


Abb. 88: Länge-Masse-Beziehung der Meerforellenmilchner

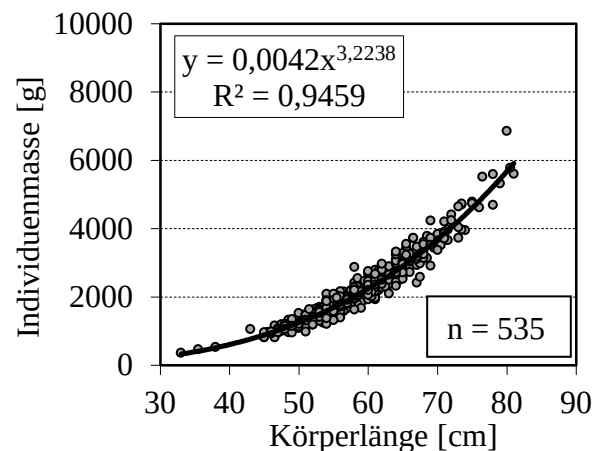


Abb. 89: Länge-Masse-Beziehung der Meerforellenrogners

Wichtige Ergebnisse zum altersspezifischen Wachstum lieferten die Erstnachweise im Jahr 2002. Danach erreichten die dreijährigen Lachse Körperlängen von 55 cm bis 77 cm und die Meerforellen 45,5 cm bis 71 cm. Zur weiteren Absicherung wurden den nachgewiesenen Laichfischen jeweils Schuppenproben entnommen und im Labor unter einer Stereolupe die Jahresringe erfasst. Nachfolgende Abb. 90 und Abb. 91 zeigen Ergebnisse der Jahre 2011-2013 aus dem System der Stepenitz. Danach erreichten bei den Lachsen 1-Seewinter-Fische Körperlängen von 55-84 cm, 2-Seewinter-Fische 62-85 cm, 3-Seewinter-Fische 76-104 cm und Vier-Seewinter-Fische 88-103 cm. Daraus wird ersichtlich, dass das Wachstum der Lachse einerseits individuell sehr verschieden ist und andererseits deutlich größere Spannweiten haben kann, als in der Literatur teilweise angegeben wird (z.B. WILLER & QUEDNAU 1934, NERESHEIMER 1937, BAUCH 1963, HOCHLEITNER 2001, FÜLLNER et al. 2003).

Bei den Meerforellen wurde anhand der Altersbestimmungen deutlich, dass ein kleiner Teil der Jungfische bereits nach einem Süßwasserjahr abwandert und schon im Folgejahr als Laichfisch aufsteigt. Diese zweijährigen Fische erreichten Körperlängen von 33-51 cm. Auch das Wachstum der Meerforellen ist individuell sehr verschieden und zeigt große Spannweiten. So erreichten dreijährige Meerforellen Längen von 35,5-65 cm, vierjährige 47-80 cm, fünfjährige 52-82 cm und sechsjährige 63,5-87 cm.

Eine Validierung dieser ersten Befunde soll in den kommenden Untersuchungsjahren erfolgen.

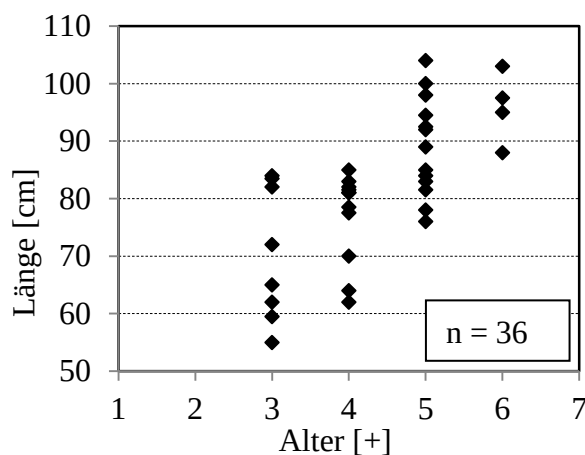


Abb. 90: Länge-Alter-Beziehung; Lachs

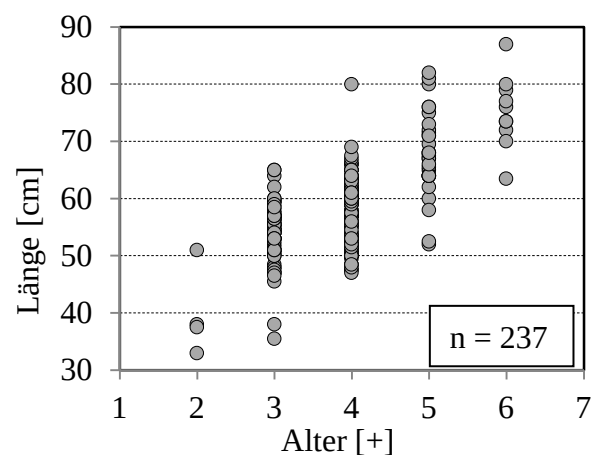


Abb. 91: Länge-Alter-Beziehung; Meerforelle

9.2.3 Rückkehrerraten der Laichfische

Da die Staustufe Perleberg im Jahr 2002 für die aufsteigenden Laichfische noch weitgehend unpassierbar war, lassen sich anhand der nachgewiesenen Fische, ihrer spezifischen Markierungen sowie der genetischen Untersuchungen in Bezug zu den Besatzzahlen die realen (minimalen) Rückkehrerraten bestimmen (Tab. 14).

Aufgrund der unterschiedlichen Besatzstadien wurden diese für die Vergleichbarkeit zunächst in „Smoltäquivalente“ umgerechnet (vgl. SCHNEIDER 2009) und die Rückkehrerzahl auf diese bezogen.

Tab. 14: Rückkehrerraten – Stepenitz 2002

Besatz [St.]	Jahr	Art	Altersstufe	Smolt _A [St.]	Rückkehrer [St.]	Rate [%]
50.000	1999	Lachs	Brut (Dottersack)	1.250	2	0,16
70.000	2000	Lachs	Brut (angefüttert)	3.500	24	0,69
7.500	2001	Lachs	Einjährige (unsortiert)	1.500	24	1,60

Es kann davon ausgegangen werden, dass im Jahr 2002 ein sehr hoher Prozentsatz der Aufsteiger bei den Elektrobefischungen gefangen wurde.

Vergleicht man die Rückkehrerraten der Tab. 14 und den gewichteten Mittelwert von 0,8 % mit denen von THIEL & MAGATH (2011), die unter aktuellen Bedingungen (mit fischereilicher Mortalität und bei Besatz) Überlebens-/Rückkehrerraten zwischen 0,3 und 3,0 % (Median: 1,5 %) angaben, so sind die Verhältnisse in der Stepenitz zwar etwas schlechter, aber dennoch mit denen anderer Projektgebiete vergleichbar (s. 9.2.4).

Seit Inbetriebnahme der Fischaufstiegsanlage Stadtmühle Perleberg ist der Anteil der durch das Monitoring erfassten Laichfische wesentlich geringer geworden, wie über mehrere Jahre hinweg durch Markierungs-Wiederfang-Versuche gezeigt werden konnte. Danach ließ sich das Verhältnis von registrierten und nicht registrierten Laichfischen abschätzen. Das Monitoring erfasste bei den Lachsen nur ca. die Hälfte der tatsächlich aufgestiegenen Exemplare. Bei den Meerforellen wurde nur ein Drittel der Aufsteiger registriert.

Durch das videooptische System konnten in Perleberg im Jahr 2014 weitere 7 Lachse und 54 Meerforellen sicher erfasst werden. Im Jahr 2015 waren es 17 Lachse und 85 Meerforellen (RITZMANN 2017). Unter Berücksichtigung der Fangzahlen (Abb. 80) wird anhand der ersten Ergebnisse deutlich, dass ca. 50-100 % mehr Fische aufsteigen, als durch die Befischungen nachgewiesen werden, und dass die bisherigen Schätzungen (s.o.) nicht verkehrt waren.

Bei einer mittleren Smoltproduktion von ca. 11.700 und einer durchschnittlichen Rückkehrerzahl von 19 Individuen (vgl. Kap. 8.3.2 und 9.2.1), ergibt sich eine mittlere Rückkehrerrate von 0,16 %. Da jedoch i.d.R. nur ca. 50 % der aufsteigenden Lachse nachgewiesen werden, lässt sich eine Rückkehrerrate von ca. 0,3 % abschätzen.

Durch Umrechnung der verschiedenen Besatzstadien in „Smoltäquivalente“ und Berücksichtigung der mittleren jahrgangsbezogenen Migrationsrate (vgl. SCHNEIDER 2009) wurden anhand der Besatzzahlen und der Anzahl registrierter Laichfische ebenfalls Rückkehrerraten von durchschnittlich 0,3 % (0,1 % bis 1,6 %) ermittelt. Da beide Ansätze weitgehend identische Ergebnisse liefern, kann davon ausgegangen werden, dass die Schätzungen die tatsächlichen Verhältnisse realitätsnah abbilden.

Bedingt dadurch, dass den Berechnungen die Anzahl der registrierten Fische zu Grunde liegt, die nachweislich geringer ist als die Zahl der tatsächlich aufsteigenden Laichfische, sind die so ermittelten Rückkehrerraten eher als Minimalwerte zu betrachten.

9.2.4 Diskussion der Entwicklung des Laichfischaufstiegs

Im Vergleich zu den an der Stepenitz gewonnenen Ergebnissen betrug die mittlere Rückkehrerrate in der Sieg 0,5 - 0,7 % und für in Fischzuchtanlagen aufgezogene Smolts sogar nur 0,1-0,2 % (<https://www.fischschutzverein-siegburg.de/verein/berichte/immer-der-nase-nach/>; SCHNEIDER 2009). In anderen Wiederansiedlungsgebieten lag die Rückkehrerrate im Normalfall bei ca. 1 % (SCHMITT & SCHNEIDER 2004; SCHNEIDER 2009). Für eine sich selbst erhaltende Population ist i.d.R. jedoch eine Rückkehrerrate von wenigstens 3 % erforderlich (KLINGER et. al. 2006; SCHNEIDER 2009). Setzt man diese als realistische Zielgröße im Elbsystem an, würde das in der Stepenitz ermittelte Smoltaufkommen von 11.700 Individuen ausreichen, um die Rückkehr von 351 Laichfischen zu ermöglichen. Das wäre nach heutigem Wissenstand ausreichend, um einer genetischen Verarmung vorzubeugen (SCHNEIDER 2003).

Bisher liegt die Rückkehrerrate in der Stepenitz jedoch deutlich darunter. Als Ursachen dafür kommen verschiedene Faktoren in Frage – z.B.:

- Smoltverluste durch erhöhte Prädation während der Abwanderung durch fischfressende Vögel (Kormoran, Reiher, Gänsesäger; FÜLLNER et al. 2003; <http://www.skovognatur.dk/Udgivelser/Tidligere/2004/laks.htm>), Raubfische (Hecht, Zander, Rapfen, Wels) und Säugetiere (u. a. Mink, Fischotter, Seehund) – der Prädationsdruck dürfte aufgrund der anthropogenen Einflüsse auf die Gewässer und Zönosen heute sowohl hinsichtlich der Arten- und Individuenzahl der Fressfeinde wie auch in Bezug auf die Zeitdauer der Exposition höher als vor 150 Jahren sein,
- Verluste durch Beifänge von Smolts bei der Aalschocker- und Hamenfischerei in der Elbe (s.a. Kap. 13.2 und ZAHN 2007),
- Verluste durch Beifänge von Postsmolts in der Hochseefischerei auf pelagische Arten (WINDSOR et al. 2012),
- ungünstige Ernährungsbedingungen im Meer,
- Krankheiten und Parasitosen (u.a. Infectious Salmon Anemia Virus - ISAV, Lachslaus) – die Problematik ist aus der marinen Lebensphase bekannt, wurde im Rahmen des Projektes jedoch bislang nicht näher untersucht,
- Verluste an Adulten im Meer und während des Laichaufstieges in der Elbe durch fischereiliche Aktivitäten (s. Kap. 13),
- ungünstige Umweltbedingungen in der Tide-Elbe während der Adaptionen- und Aufstiegsphase (v. a. Sauerstoffmangelsituationen, hohe Temperaturen, Wassermangel im Sommer bis Frühherbst),
- erhöhte Streuner-Anteile unter den Adulten durch unzureichende Prägung der Besatzfische auf das Besatzgewässer und / oder suboptimale genetische Ausstattung des Besatzmaterials oder auch
- eine Einschränkung der Auffindbarkeit der Stepenitz infolge des Ausbaus der Mündung als Hafen.

Zur Abschwächung dieser Faktoren und einer Steigerung der Rückkehrraten sind grundsätzlich verschiedene Lösungsansätze denkbar.

a) Senkung der Verluste

Die bestehenden natürlichen und anthropogenen Verlustursachen in der Elbe, im Elbe-Ästuar, in der Nordsee und im Nordatlantik entziehen sich weitestgehend der direkten Einflussnahme durch die Projektverantwortlichen. Wirksame Maßnahmen zur Senkung von Smolt- und Post-

smolt-Beifängen wie auch zur weitgehenden Einschränkung so genannter „mixed-stock-fisheries“ müssten auf nationaler (d.h. Bundesländer übergreifend) und internationaler Ebene erfolgen und wären, angesichts der insgesamt besorgniserregenden Bestandssituation der Art *Salmo salar* (WINDSOR et al. 2012) sinnvoll bzw. notwendig.

Unter „mixed-stock-fishery“ ist hier zu verstehen, dass auf adulte Großsalmoniden aus verschiedenen Flüssen / Laichfischbeständen gefischt wird, ohne dass diese unterschieden und auf den Erhaltungszustand der jeweiligen Population Rücksicht genommen werden kann (<http://www.salmon-trout.org/what-is-a-mixed-stock-fishery>).

Es ist davon auszugehen, dass insbesondere die Verminderung der Smoltbeifänge sowie eine Reduzierung der legalen und illegalen Entnahme von adulten Lachsen aus der Unterelbe und den Unterläufen ihrer Nebenflüsse messbar zur Erhöhung der Rückkehrerzahlen in die Besatzgewässer im Bereich der Mittel- und Unterelbe beitragen könnte. Ob weitere Maßnahmen im marinen Bereich in gleicher Weise zur Steigerung der Rückkehrerzahlen in der Stepenitz beitragen können, ist zumindest fraglich. Immerhin erreicht der Skjern-Lachs, der seit 2008 ausschließlich für den Besatz der Stepenitz verwendet wird, in seinem dänischen Heimatfluss eine durchaus „normale“ Rückkehrerrate von 4 % (IVERSEN & LARSEN 2007) obwohl die von dort stammenden Fische im marinen Lebensumfeld grundsätzlich den selben Einflüssen ausgesetzt sind wie die Lachse aus der Stepenitz.

b) Steigerung der Smoltproduktion

Eine Steigerung der Smoltproduktion durch Erhöhung der Besatzzahlen wäre in der Stepenitz z.Z. nur in begrenztem Umfang möglich. Zur Erzeugung der notwendigen minimalen Rückkehrerzahlen müssten, ausgehend von den aktuellen Überlebens- und Rückkehrerraten jedes Jahr über 200.000 halbjährige Lachse besetzt werden. Abgesehen davon, dass die dazu erforderlichen finanziellen Mittel nicht vorhanden sind, würden für den Besatz geeignete Aufwuchshabitate (*smolt rearing habitat*) in der Größenordnung von mindestens 40 ha benötigt, die sehr wahrscheinlich im gesamten Einzugsgebiet der Stepenitz selbst bei vollständiger Wiederherstellung der Passierbarkeit aller Fließgewässer nicht zur Verfügung stehen.

Immerhin kann im Zuge der Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie mit einer weiteren Verbesserung der Durchgängigkeit und einem Zuwachs an geeigneten Laich- und Aufwuchshabitaten gerechnet werden, so dass perspektivisch neben den Besatzmaßnahmen auch die natürliche Reproduktion substantiell zur Gesamt-Smoltproduktion beitragen sollte.

Irische Untersuchungen (CROZIER & KENNEDY 1993) ergaben mittlere Rückkehrraten wilder Smolts von 8,2 % für 1-SW-Fische bzw. 1,1 % für 2-SW-Fische (SW = Sea-Winter). Demgegenüber betrugen die Rückkehrraten besetzter Smolts der Altersklassen 1+ und 2+ nur 1,0 bzw. 2,3 % bis zum 1-SW-Fisch und 0,1 % bis zum 2-SW-Fisch.

Die Rückkehrer sind daher für die Begründung einer neuen Lachspopulation von besonderem Wert, da sie die Selektion im Aussetzungsgewässer und im Meer durchlaufen haben. Da die Streuraten von allochthonem Besatzmaterial trotz „homing“ erfahrungsgemäß höher ist, als die von Individuen in ihrem natürlichen Verbreitungsgebiet, kann dieser Aspekt für eine schnellere Anpassung an das Aussetzungsgewässer sehr bedeutsam sein (INGENDAHL et al. 2007).

c) Senkung der Streunerraten

Langfristig wird, aus vorgenannten Gründen, eine substantielle Steigerung der Rückkehrerzahlen nur über die Verbesserung der Rückkehrerraten möglich sein. Aus der Literatur (INGENDAHL et al. 2007) ist bekannt, dass der Anteil von Streunern, d.h. von Individuen, die nach der Meerwanderung in einen anderen Fluss als ihren Heimat- bzw. Besatzfluss auf-

steigen, unter Nachkommen allochthoner Laichfische wesentlich größer ist, als bei Nachkommen autochthoner Eltern. Den Rückkehrern wird daher allgemein eine Schlüsselrolle für die Bestandsbegründung zuerkannt (INGENDAHL et al. 2007; SCHWEVERS 2006). Offenbar ist das Vermögen der Lachse, ihren Heimatfluss wieder zu finden (*homing*), zu wesentlichen Teilen genetisch bedingt, weshalb man davon ausgeht, dass Elternfische allochthoner Herkunft, die in der Lage waren, einen fremden Besatzfluss wieder zu finden, diese Fähigkeit auf ihre Nachkommen übertragen. Die Bedingungen für eine nicht nur qualitativ, sondern auch quantitativ ausreichende natürliche Vermehrung von Lachsen sind in den meisten Gewässern, trotz vielfältiger Bemühungen zur Renaturierung und strukturellen Aufwertung, noch nicht wieder gegeben. In nahezu allen Lachs-Wiederansiedlungsprojekten wird daher auf die künstliche Vermehrung der Rückkehrer und die Aufzucht der Nachkommen bis zu einer optimalen Besatzgröße zurückgegriffen. Mit zunehmender Größe des Laicherbestandes kann so auch der Import allochthonen Besatzmaterials schrittweise reduziert werden.

9.2.5 Laichaufstieg und potentielle Einflussfaktoren

Die Lachse treffen i.d.R. nicht vor Anfang Oktober in der Stepenitz ein (Abb. 92), wobei einiges darauf hindeutet, dass der Beginn der letzten Phase des Laichaufstiegs mit einer Abkühlung der Elbe auf 10-12 °C zusammenfällt. Das Ende des Laichaufstiegs lässt sich bislang nicht eindeutig bestimmen, da die Untersuchungen bisher spätestens in der 3. Dezember-Dekade, wenn meist nur noch Einzelexemplare gefangen wurden, endeten. Schwerpunkt des Laichaufstieges bildet in der Stepenitz demnach der Zeitraum von Mitte Oktober bis Mitte November, was gut zu den stammspezifischen Laichhöhepunkten 3. November-Dekade (Lagan) bzw. 1. Dezember-Dekade (Skjern Å) passt (vgl. SCHNEIDER 2002).

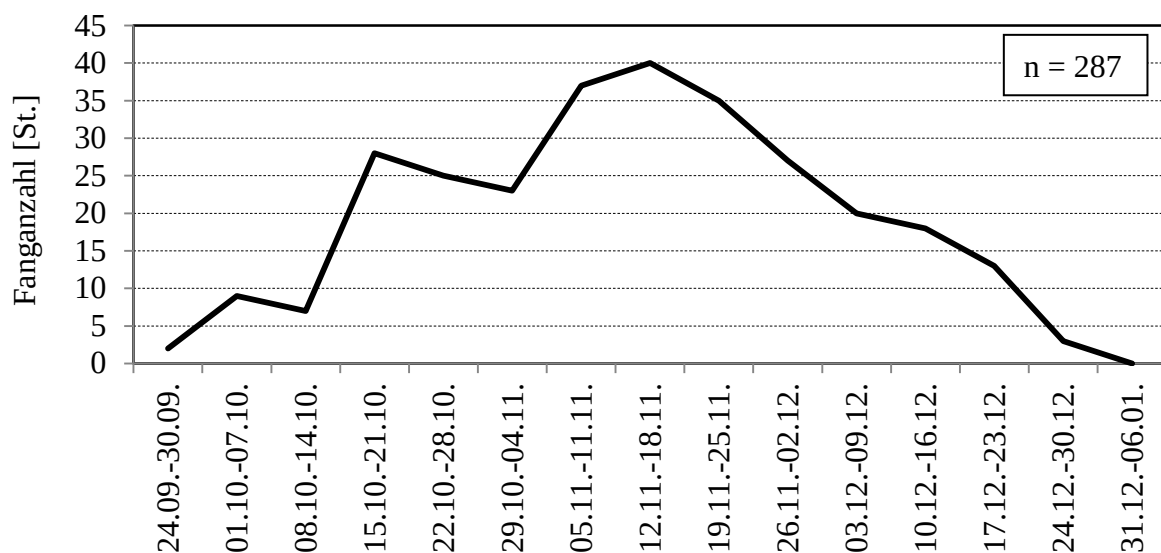


Abb. 92: Laichaufstieg / Fangverlauf der Lachse im Stepenitz-System (2002-2016)

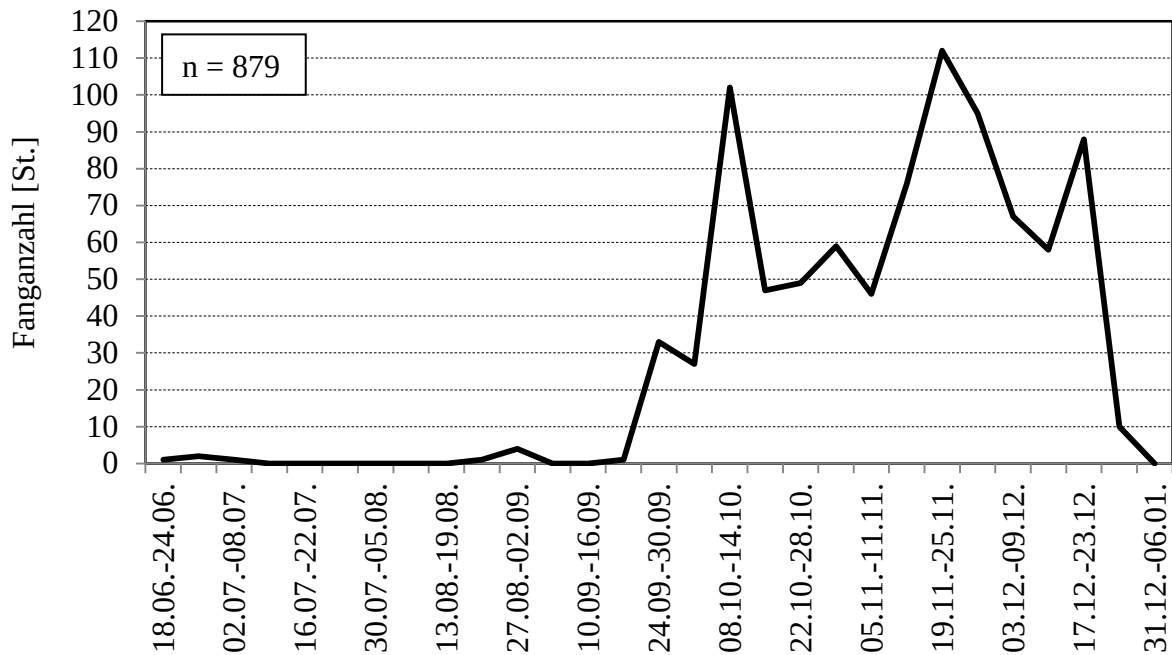


Abb. 93: Laichaufstieg / Fangverlauf der Meerforellen im Stepenitz-System (2002-2016)

Mit wenigen Ausnahmen beginnt auch bei den Meerforellen der eigentliche Laichaufstieg im Fluss Ende September (Abb. 93). Erste Aufsteiger wurden aber auch schon Ende Juni nach ablaufendem Elbe-Hochwasser beobachtet (ZAHN 2006a). Danach variieren die Aktivitäten jedoch zumeist und können je nach Witterungsverlauf (Temperatur und Niederschläge / Abflüsse) selbst Mitte Dezember noch sehr ausgeprägt sein.

Hinweise zu statistischen Zusammenhängen zwischen Aufstiegsaktivitäten und Abflüssen (Pegelständen) zeigten sich bei den Erstaufnahmen im Jahr 2002 (Abb. 94; Abb. 95), da wegen der fehlenden Durchwanderbarkeit nur in diesem Jahr auch gesicherte Fangzahlen vorlagen. Für den verwendeten Pegel gibt es jedoch bislang keine automatische Erfassung, sodass die Daten nur erste Anhaltspunkte liefern. Eine statistische Korrelationsprüfung (SPEARMAN-Rangkorrelation) ergab jedoch nur bei den Meerforellen einen signifikanten Zusammenhang ($r = 0,78$; $p < 0,001$). Hierbei wurden mit zunehmendem Abfluss (Pegelstand) verstärkt Meerforellen gefangen. Für die Lachse war diesbezüglich zwar keine Signifikanz aber zumindest ein gleichartiger Trend erkennbar.

Eine negative Korrelation zwischen Wassertemperatur und Aufstiegsaktivität, wie sie in der Literatur beschrieben wurde (u.a. FRIČ 1894; SCHMIDT 1996), zeichnete sich sowohl für die Meerforellen als auch für die Lachse bislang nur als Trend ab. Zur Festigung solcher Zusammenhänge bedarf es weiterer Beobachtungen und möglichst automatischer Datenerfassungen beim Rückkehrer - Monitoring. Problematisch ist hierbei die Tatsache, dass die Stepenitz in Perleberg für Lachse und Meerforellen mittlerweile relativ gut passierbar ist und nur einmal wöchentlich kontrolliert wird. Somit können nur automatische Zählstationen verlässliche Daten bzw. Informationen liefern.

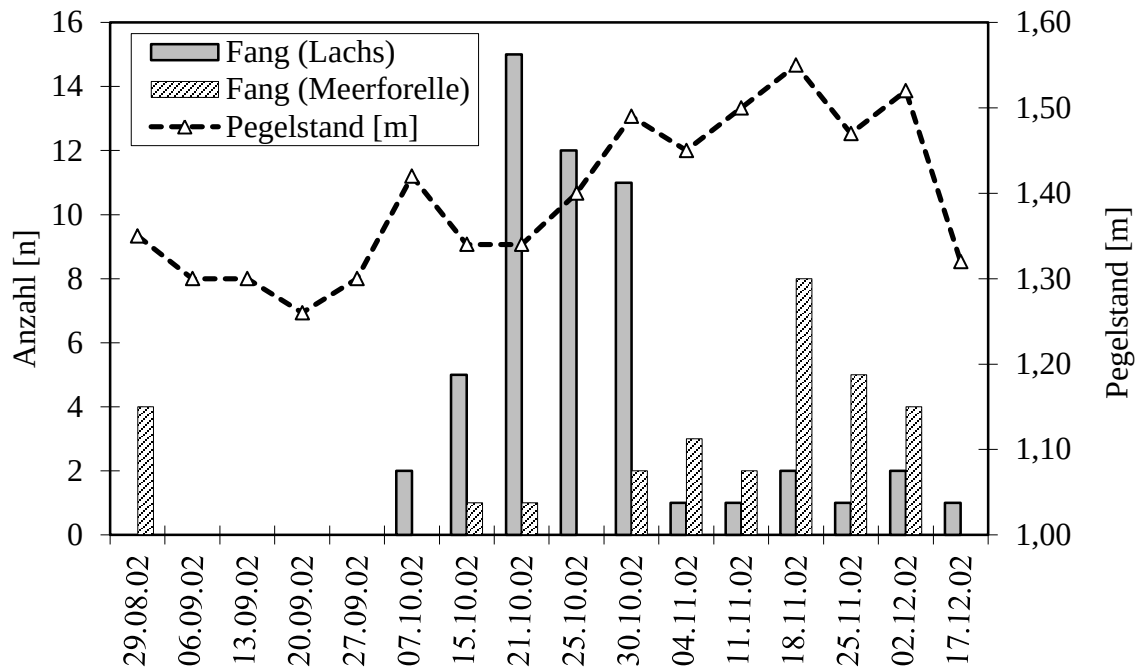


Abb. 94: Fanghäufigkeiten von Lachs und Meerforelle in Bezug zum Pegelstand, Stepenitz 2002 (Perleberg, Pegel Schule)

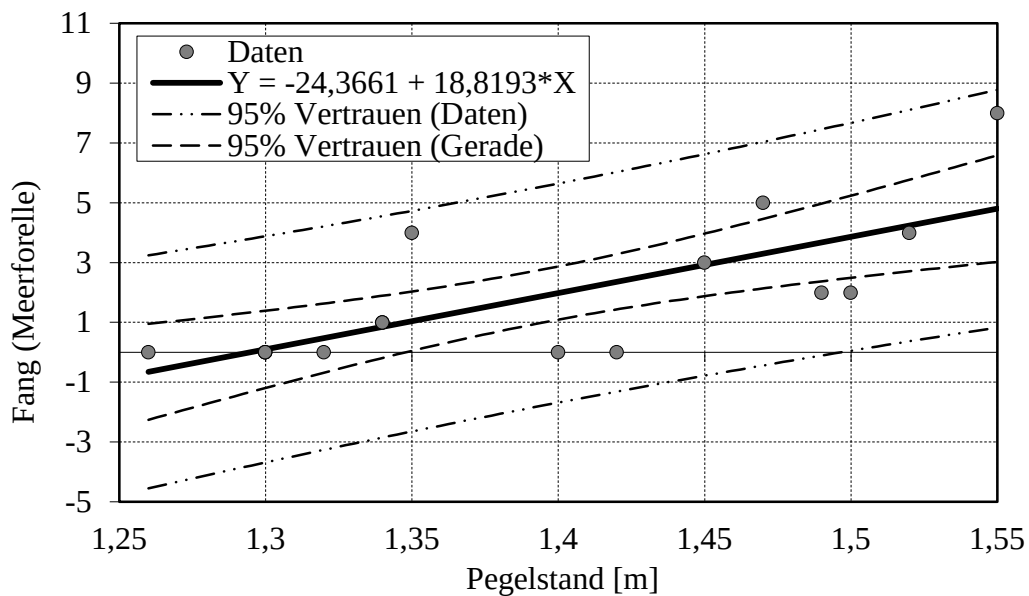


Abb. 95: Fänge von Meerforellen in Bezug zum Pegelstand (Stepenitz, 2002)

9.2.6 Wanderung von Laichfischen im Einzugsgebiet und Lage von Laichplätzen

Im Flussgebiet der Stepenitz wurden von 2004-2009 insgesamt 60 adulte Lachse und Meerforellen mit radiotelemetrischen Sendern ausgestattet. Einen tabellarischen Überblick zu den besenderten Individuen und Ortungen gibt Anhang 5.

Bei diesen handelte es sich in der Mehrzahl um Rogner, wobei wiederum nur Individuen besendert wurden, die noch nicht mit dem Laichgeschäft begonnen hatten. Das Ziel der Untersuchungen bestand v.a. darin, die Frage zu beantworten, ob Lachse und Meerforellen in der Lage sind, die neu errichtete Fischaufstiegsanlage am Perleberger Mühlenwehr aufzufinden und zu passieren und darüber hinaus diejenigen Bereiche innerhalb des Gewässersystems zu lokalisieren, die von den Wandersalmoniden zum Laichen aufgesucht werden.

Durch die telemetrischen Untersuchungen konnte gemäß den Zielstellungen der Nachweis erbracht werden, dass der mit einer Schlitzweite von 20 cm grenzwertig bemessene Schlitzpass am Perleberger Mühlenwehr sowohl von Meerforellen wie auch von Lachsen gefunden und passiert werden kann, wenn die Anlage regelmäßig kontrolliert und gereinigt wird. Die Untersuchungsergebnisse ließen außerdem die Schlussfolgerung zu, dass auch die Bauwerke der Staustufe Neue Mühle, einschließlich des Auslaufbauwerks des dortigen Hochwasserrückhaltebeckens, von Wandersalmoniden überwunden werden (Abb. 96).

Aufsteigende Laichfische waren bis nahe Pritzwalk feststellbar, wo sie jedoch bislang an der WKA „Kathfelder Mühle“ nicht weiter kommen.

Mittels des mobilen Empfangsgerätes gelang es nur selten, die unmittelbaren Laichplätze im weiteren Flussgebiet zu lokalisieren, so u.a. in der Dömnitz und Kümmernitz sowie im Schlatbach.

Einige der unterhalb der Staustufe Perleberg ausgesetzten Fische konnten in der Folge ausschließlich unterhalb geortet werden und haben sehr wahrscheinlich dort auch abgelaicht. Für diese Annahme spricht v.a. der Umstand, dass in dem in Frage kommenden Flussabschnitt regelmäßig Laichgruben festgestellt wurden, die auf Grund ihrer Abmessungen Großsalmoniden zuzuschreiben waren.

Entgegen den Erwartungen lieferten die stationären Geräte aufgrund ihrer Störanfälligkeit nur wenige verlässliche Daten. Als besonders problematisch erwies sich in diesem Zusammenhang die Abhängigkeit der Empfangsgeräte von Netzstrom. Der räumliche Einsatzbereich war dadurch im Wesentlichen auf ortsnahe Lagen beschränkt, woraus sich weitere Probleme und Störeinflüsse ergaben (u. a. Fremdsignale, Manipulationen, Vandalismus).

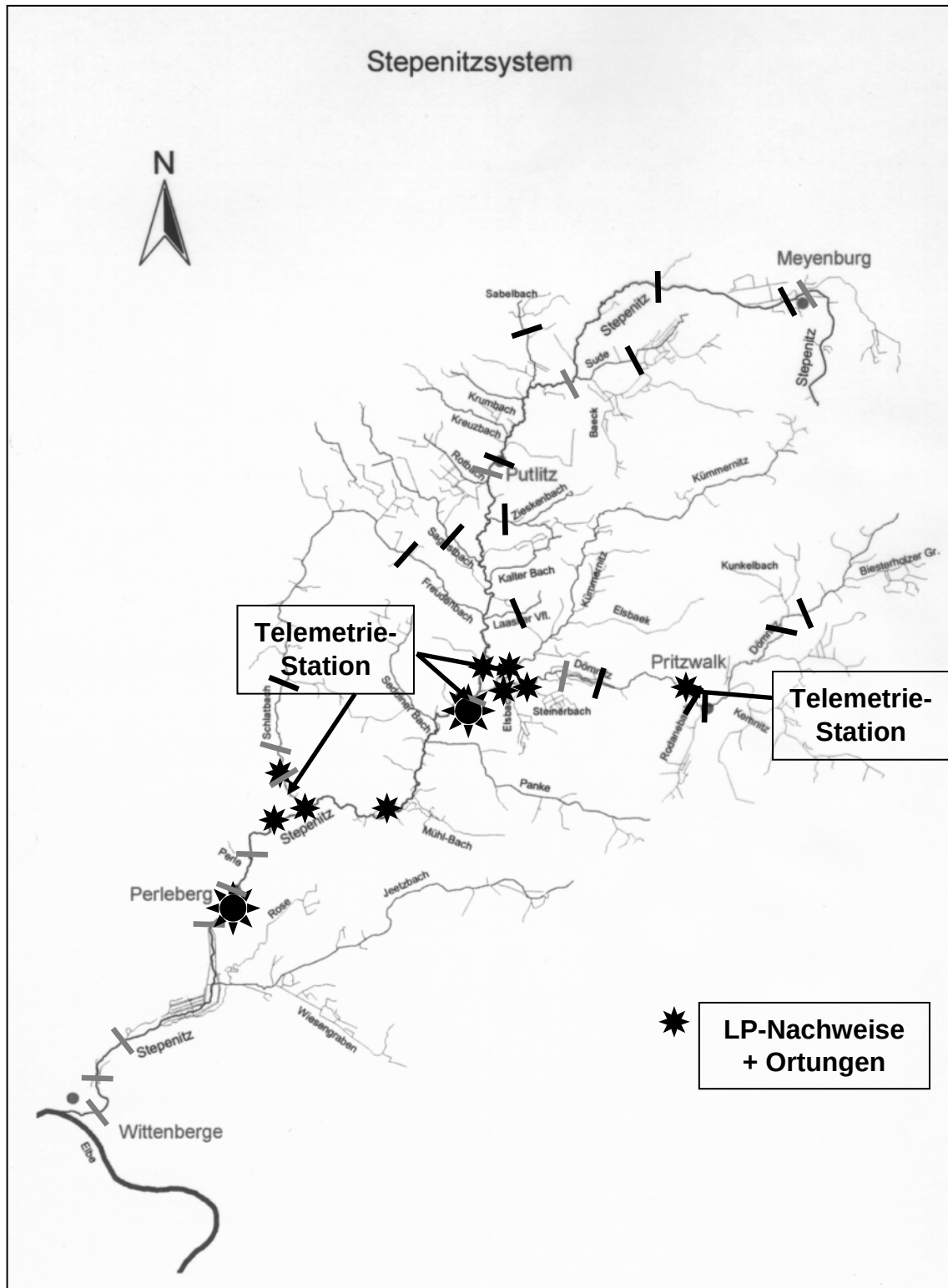


Abb. 96: Telemetrische Ortungen und Laichplatz-Nachweise (Stepenitz, 2004-2009)

Genauere Kenntnisse über die Lage der von den Wandersalmoniden genutzten Laichplätze sind eine unverzichtbare Voraussetzung für den effektiven Schutz entsprechender Habitatstrukturen sowie ggf. deren Pflege und weitere Entwicklung. Die Telemetrie stellt dafür

grundsätzlich eine geeignete Untersuchungsmethode dar, ist jedoch mit einem vergleichsweise hohen personellen und materiell-technischem Aufwand verbunden.

Ausgehend von den vorliegenden Erfahrungen sollte deshalb bei künftigen Untersuchungen die mobile Verfolgung der Fische präferiert werden. Darüber hinaus können feste Empfangsstationen wertvolle Daten zur räumlichen und zeitlichen Verteilung der Fische während der Laichwanderung liefern. Die Nutzung stationärer Anlagen erscheint jedoch nur dann sinnvoll, wenn diese netzunabhängig im freien Gelände betrieben und vor Störungen und Manipulationen wirksam geschützt werden können. Dazu wäre ggf. die Einführung eines neuen, technisch fortgeschritteneren Telemetrie-Systems erforderlich bzw. in Erwägung zu ziehen.

Neben dem Nachweis der Passierbarkeit der Staustufe Perleberg sowie einiger Laichplätze lieferten die telemetrischen Untersuchungen vor allem Informationen zur Wandergeschwindigkeit der Lachse und Meerforellen innerhalb des Flusssystems. Diese betrug allgemein 0,6-4,2 km/Tag und durchschnittlich ca. 2,1-2,3 km/Tag, erreichte maximal aber auch 21 km/Tag. Der erhebliche Unterschied zwischen Durchschnitts- und Maximalwert war möglicher Weise durch den unterschiedlichen Reifegrad der jeweiligen Individuen bedingt.

NEERESHEIMER (1937) gab Wandergeschwindigkeiten von 4-54 km/Tag und durchschnittlich 12-15 km/Tag an, wobei sie temperaturabhängig sein und bei höheren Temperaturen sinken sollen. SCHMIDT (1996) gab unter Verweis auf ALABASTER in diesem Zusammenhang an, dass Lachse in der Themse ihre Wanderung bei einer Temperatur von 24,2 °C einstellten.

Im Zuge der Untersuchungen wurde zudem mehrfach beobachtet, dass gefangene Lachse nach der Registrierung und dem Wiederaussetzen den Laichaufstieg nicht unmittelbar fortsetzten, sondern sich zunächst wieder flussabwärts zurückfallen ließen. So tauchte z.B. 2006 ein in Perleberg gefangener und zurück gesetzter Fisch zwei Tage später 12 km unterhalb in der Kontrollreuse im Fischeaufstieg des Wehres in Wittenberge erneut auf (ZAHN 2006a). Dies deutet darauf hin, dass die allgemein als „Aufstieg“ beschriebene Laichwanderung der Lachse nicht zwangsläufig permanent gegen die Strömung erfolgt, sondern auch stromab gerichtete Bewegungen umfasst. Ob dieses Verhalten, welches im Übrigen ganz überwiegend bei Milchnern beobachtet wurde, eventuell durch den Stress beim Fang und dem anschließenden Handling induziert worden war, konnte im Rahmen der Untersuchungen nicht geklärt werden.

9.2.7 Bisherige Ergebnisse in Bezug zur Transponder-Markierung in Geesthacht

Im Rahmen der biologischen Aufstiegskontrollen am Wehr Geesthacht werden seit 2009 u.a. auch Lachse und Meerforellen mit HDX-Transpondern markiert, um deren individuelles Aufstiegsverhalten an den dortigen Fischwanderhilfen zu untersuchen (HUGFARD et al. 2013c). Darüber hinaus ist es mit Hilfe der dort applizierten individuellen Markierungen möglich, die Wandergeschwindigkeiten einzelner Individuen zu ermitteln und Erkenntnisse über die Größe der jeweiligen Gesamtpopulationen im Elbe-Gebiet zu gewinnen.

Im Zeitraum von 2009 bis 2015 wurden in der Stepenitz 149 Lachse nachgewiesen, von denen jedoch nur 13 Stück (8,7 %) einen Transponder trugen. Von den insgesamt 605 Meerforellen,

die im genannten Zeitraum gefangen wurden, wiesen nur 44 Stück (7,3 %) eine Transponder-Markierung auf.

Die Zahlen verdeutlichen, dass ein erheblicher Teil aufsteigender Lachse und Meerforellen in Geesthacht scheinbar nicht die Fischwanderhilfen zur Überwindung des Wehres nutzt, sondern vermutlich bei günstigen Wasserständen das Wehr direkt oder aber über die Zuschusswasserrinnen überwindet. Zu berücksichtigen ist zudem, dass die in Geesthacht gefangenen Fische nur bei Wassertemperaturen unter 20 °C und absoluter Fitness transpondiert werden.

Zwischen Geesthacht und Perleberg legen die Wanderfische einen Weg von ca. 146 km zurück. Die Wanderungsgeschwindigkeit der markierten Fische betrug hierbei im Durchschnitt 3,7 km/d. Der bisher schnellste Fisch, ein Lachs, bewältigte die Strecke in 9 Tagen (16,2 km/d) und die langsamsten Fische, es handelte sich hier um Meerforellen, benötigten 466-757 Tage (0,3-0,2 km/d). Diese Werte entsprechen auch den bisherigen Angaben (vgl. Kap. 9.2.6).

Auf ihrer Wanderung von Geesthacht bis Perleberg verloren die Fische zudem durchschnittlich 216 g bzw. 8,7 % Körpermasse (8 ... 686 g / 0,4 ... 29,9 %). Artspezifische Unterschiede waren aufgrund der geringen Zahl registrierter Individuen nicht erkennbar.

Anhand der FLOYTAG-Markierungen und Transponder waren im Zeitraum 2009-2015 ein Lachs und 18 Meerforellen (3 %) als Wiederaufsteiger identifizierbar. Letztere wiesen als adulte Laichfische einen durchschnittlichen Jahreszuwachs von 8,4 cm (4,5...17 cm) bzw. 1.279 g (742...2.637 g) auf.

Wie Tab. 15 und Abb. 97 zeigen, werden in Geesthacht oft mehr aufsteigende Lachse und Meerforellen registriert, als in den oberhalb gelegenen Besatzgewässern. Durchschnittlich wurden in Geesthacht pro Jahr ca. 175 Lachse sowie 241 Meerforellen erfasst, in den Projektgebieten hingegen 46 Lachse und 106 Meerforellen. Berücksichtigt werden muss, dass bislang weder in Geesthacht noch in den Wiederansiedlungsgebieten eine vollständige Erfassung der aufsteigenden Laichfische möglich ist.

Auf Basis der Detektionsquoten in Geesthacht schätzten HUFGARD et al. (2013c) für den Zeitraum 2009-2012 die Zahl aufsteigender Lachse auf 4.300 Individuen (1075 /a) und die Zahl aufsteigender Meerforellen auf 6.100 Individuen (1.525 /a).

Tab. 15 Registrierte Fänge von Lachs und Meerforelle im Elbegebiet oberhalb Geesthacht (2009-2016)

	Lachsbach		Stepenitz		Pulsnitz		Nuthe		Jeetze	Gesamtfang Elbe oh Geesthacht	
Jahr	L	Mf	L	Mf	L	Mf	L	Mf	Mf	L	Mf
2009	18		17	61						35	61
2010	40		57	66						97	66
2011	22		24	86		1	1	1		47	88
2012	25		4	111	1	1	7	16		37	128
2013	18		18	74	1		16	33		53	107
2014	3		13	56	1		7	7	6	24	69
2015	13	1	16	151	4		18	21	17	51	190
2016	9		12	101			3	11	24	24	136
Mittelwert:										46	106

L = Lachs; Mf = Meerforelle; oh = oberhalb

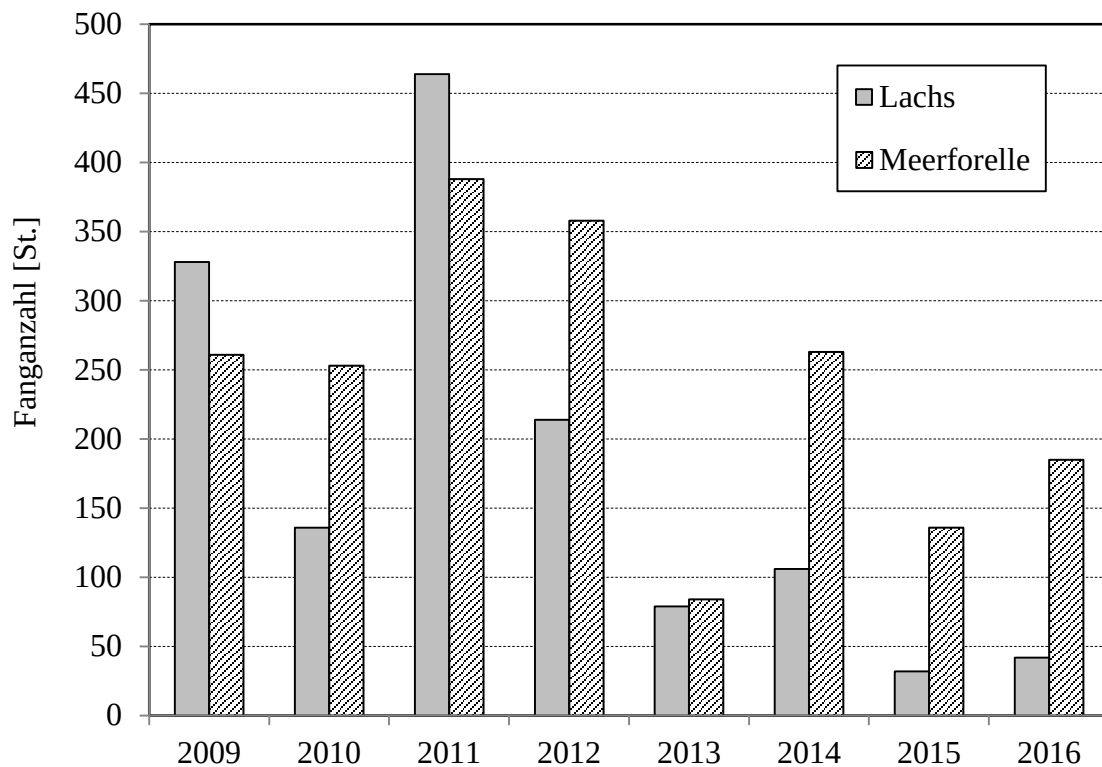


Abb. 97: Großsalmoniden-Fänge in Geesthacht 2009-2016 (SCHWEVERS et al. 2011; HUF-GARD et al. 2013a, b, c; VATTENFALL KRAFTWERK MOORBURG GmbH, Auskunft 20.02.2017)

9.3 Aufstieg in die Pulsnitz 2007 – 2015

9.3.1 Aufstiegszahlen

Im Projektgebiet Schwarze Elster / Pulsnitz wäre nach dem Erstbesatz mit einjährigen Prä-Smolts im Jahr 2004 eventuell schon 2005, spätestens aber 2006, mit Rückkehrern zu rechnen gewesen. Tatsächlich gelang ein Rückkehrernachweis aber erst am 8. November 2007. Der Fang - ein Milchner von 67 cm Länge und 1.970 g Gewicht - erfolgte an der Pulsnitz-Mündung in Elsterwerda und blieb der einzige Nachweis in der Saison (Abb. 98).

In diesem Zusammenhang ist allerdings zu berücksichtigen, dass der Nachweis der erwartungsgemäß wenigen Rückkehrer (s. Kap. 9.3.2) in dem vergleichsweise weitläufigen Fließgewässersystem der Schwarzen Elster methodisch und technisch wesentlich schwieriger ist als z.B. in der Stepenitz. Insofern waren es wohl besonders günstige Umstände, die dazu führten, dass am 06. November 2008, unterhalb des Gabelwehres Lindenau, gleich drei adulte Lachse gefangen werden konnten. Diese hatten offenbar bis dahin alle Wehranlagen in der Schwarzen Elster und Pulsnitz, darunter auch solche ohne Fischaufstiegsanlagen, überwinden können und wurden erst von dem zum damaligen Zeitpunkt noch unpassierbaren Gabelwehr Lindenau aufgehalten (Abb. 99). Bedingt durch längere Hochwassersituationen konnten sowohl 2009 als auch 2010 keine Nachweise getätigt werden. Auch danach blieb es bislang bei Einzeltieren, die im Zuge des Monitorings gefangen bzw. gesichtet wurden. Auf weitergehende Untersuchungen wurde hier daher bislang verzichtet.



Abb. 98: Der erste Lachs im Flussgebiet der Schwarzen Elster



Abb. 99: Ehemaliges Gabelwehr Lindenau (Pulsnitz, 2008)

Bis 2015 wurden im Flussgebiet der Schwarzen Elster 6 Lachse und 2 Meerforellen gefangen und mindestens sechs Großsalmoniden gesichtet (Abb. 100). Die Zahlen von 2014 und 2015 basieren auf Aufnahmen der Video-Erfassungsstationen in Bad Liebenwerda und Kotschka, wobei aufgrund von Trübungen eine Art-Unterscheidung nicht möglich war (RITZMANN 2017).

Grundsätzlich konnte so der Beweis erbracht werden, dass Lachse heute wieder in der Lage sind, aus der Pulsnitz in den Nordatlantik abzuwandern und als Laichfische in ihre Heimatgewässer zurückzukehren.

Hervorzuheben ist auch, dass im Einzugsgebiet der Schwarzen Elster bislang kein Besatz mit Nachkommen anadromer Forellen (*Salmo trutta*) durchgeführt wurde. Möglicher Weise stammen die 2011 und 2012 nachgewiesenen, anhand ihres äußeren Erscheinungsbildes als

„Meerforellen“ angesprochenen Individuen aus Besatzmaßnahmen in benachbarten Elbenebenflüssen Sachsen-Anhalts. Ebenso gut könnte es sich aber auch um anadrom veranlagte Abkömmlinge der im Gewässersystem vorhandenen, überwiegend nicht wandernden „Bachforellen“ handeln. Über das plötzliche Auftreten von „Meerforellen“ ohne vorausgegangenen Besatz berichten auch FÜLLNER et al. (2005) für Zuflüsse der Oberen Elbe in Sachsen.

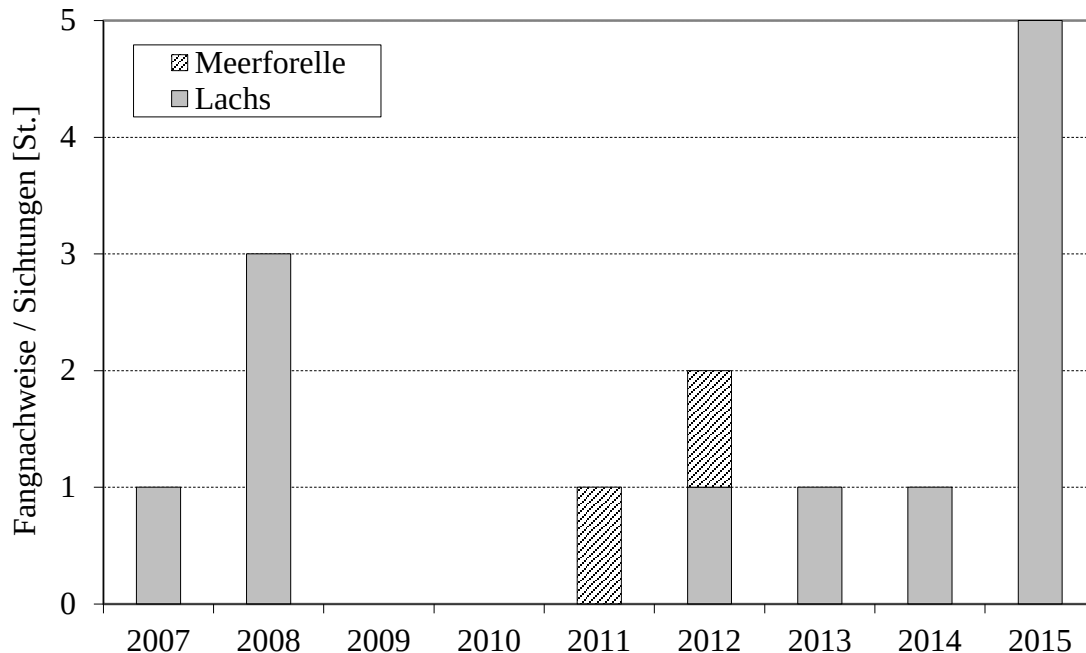


Abb. 100: Laichfischnachweise in der Schwarze Elster / Pulsnitz (2007-2015)

9.3.2 Rückkehrerzahlen der Laichfische

Aufgrund der nur schwer zu ermittelnden Rückkehrerzahlen konnten mittels Laichfisch-Monitoring bislang keine belastbaren Rückkehrerraten herausgearbeitet werden.

Bei einer geschätzten Abwanderungszahl von ca. 2.700 Lachs-Smolts (Kap. 8.4.2) und einer hier nur theoretisch angenommenen mittleren Rückkehrerrate von 0,3 % (vgl. Stepenitz) müsste die durchschnittliche jährliche Rückkehrerzahl in der Pulsnitz bei ca. 8 adulten Lachsen liegen. Auf Basis theoretisch ermittelter „Smoltäquivalente“ (vgl. SCHNEIDER 2009) ergeben sich bei durchschnittlich 17.400 besetzten „Herbst-Parrs“ ca. 3.480 Smolts, die bei einer angenommenen Rückkehrerrate von 0,3% ca. 10 adulte Lachse liefern würden.

9.3.3 Diskussion der Entwicklung des Laichfischaufstiegs

Setzt man im Vergleich zur vorherigen Schätzung die für eine sich selbst erhaltende Population erforderliche Rückkehrerrate von minimal 3 % an (vgl. KLINGER et. al. 2006; SCHNEIDER 2009), müssten auf Grundlage der geschätzten Abwanderungszahlen 81-104 Elterntiere pro Besatzjahrgang zurückkehren. Abgesehen davon, dass dies nicht der Fall ist, würde die

Zahl der Elterntiere auch dann für die Begründung und Erhaltung einer eigenständigen, genetisch stabilen Population noch nicht ausreichen.

In der Pulsnitz erstrecken sich die für das Aufwachsen von Jungfischen geeigneten Habitate etwa bis in die Höhe von Lindenau. Von dort bis zur Mündung der Pulsnitz in die Schwarze Elster bei Kotschka haben die Smolts eine Entfernung von ca. 15,5 km zurückzulegen. Die Fließstrecke der Schwarzen Elster zwischen der Pulsnitzmündung und der Mündung in die Elbe bei Elster ist ca. 71,5 km lang. In der Elbe selbst beträgt der Weg, den die Smolts bis zur Nordsee (Kugelbake bei Cuxhaven) zurückzulegen haben, weitere 529 km. Insgesamt ist der Abwanderungsweg der Pulsnitz-Smolts 616 km lang.

In der Stepenitz erstrecken sich die für das Aufwachsen von Junglachsen geeigneten Habitate bis in das Stadtgebiet von Perleberg. Von dort bis zur Mündung der Stepenitz über den Wittenberger Hafen in die Elbe beträgt die Entfernung ca. 15 km. Vom Hafen Wittenberge bis zur Elbmündung haben die Smolts weitere 272 km zurückzulegen, woraus sich eine Gesamtstrecke von 287 km ergibt.

Der Abwanderungsweg der Pulsnitz-Smolts ist damit mehr als doppelt so lang wie der der Stepenitz-Smolts.

Obwohl die in den Besatzgewässern ermittelten Verlustraten nicht ohne Weiteres auf größere Gewässer wie die Schwarze Elster und die Elbe übertragen werden können, ist davon auszugehen, dass die Überlebensrate der Smolts bis zu deren Eintritt in die Nordsee negativ mit der Länge des Abwanderungsweges korreliert ist.

Dazu kommen im Falle der Pulsnitz weitere Negativfaktoren, die in dieser Art für die Stepenitz von Anfang an nicht relevant waren oder mittlerweile beseitigt werden konnten.

Für den brandenburgischen Pulsnitz-Abschnitt wären in diesem Zusammenhang insbesondere zu nennen:

- die Ausleitung von Wasser über den Mühlgraben Kroppen zur teichwirtschaftlichen Nutzung,
- die im Hauptlauf der Pulsnitz befindliche Wasserkraftanlage / Sägemühle Merbeth Kroppen / Heinersdorf (Leistung: 10 kW, <http://www.muehlen-in-brandenburg.de>), die über keine Fischschutz- und Fischabstiegsanlagen verfügt,
- die Ausleitung von Wasser in die Neue Pulsnitz am Wehr Ortrand, zum Betrieb der Wasserkraftanlage Großkmehlen (Leistung 14 kW, <http://www.muehlen-in-brandenburg.de>), die über keine Fischschutz- und Fischabstiegsanlagen verfügt,
- die Ausleitung von Wasser am Gabelwehr Lindenau zum Betrieb der Wasserkraftanlage / Mühle Buntzel Lindenau (lichte Stabweite: ca. 20 mm; 10 kW, <http://www.muehlen-in-brandenburg.de>), die über keine Fischabstiegsanlage und nur unzureichenden Fischschutz verfügt, sowie zur Bereitstellung von Wasser für teich- und landwirtschaftliche Zwecke und
- die Ausleitung von Wasser an den Wehren Frauwalde, Schonau, Gröden (Hutung) und Kotschka zur landwirtschaftlichen Bewässerung.

Für den Laichaufstieg der adulten Lachse, weniger für die Smoltabwanderung, ist darüber hinaus der Umstand relevant, dass die ökologische Durchgängigkeit auch an zwei Wehrstandorten in der Schwarzen Elster bisher noch nicht hergestellt wurde.

Die Frage, ob und inwieweit sich die unzureichende Gewässergüte, hier insbesondere die relativ starke Verockerung im Unterlauf der Pulsnitz und in der Schwarzen Elster, nachteilig auf das Überleben der Smolts wie auch der adulten Rückkehrer auswirkt, kann z.Z. noch nicht beantwortet werden.

Zum Aufbau einer stabilen und gesunden, d.h. weitgehend inzuchtfreien Population ist eine ausreichend große Zahl von erfolgreich reproduzierenden Elternfischen erforderlich. Wie bereits dargelegt, würde der bisher praktizierte jährliche Besatz von ca. 15.-20.000 Herbst-Parrs die für eine erfolgreiche Bestandsbegründung erforderliche Anzahl von 100-167 Laichfischen pro Saison auch dann nicht erzeugen können, wenn die Rückkehrerrate, bezogen auf Smolts, in der Pulsnitz im Normalbereich autochthoner Bestände (d.h. bei mindestens 3 %) läge. Dieses grundlegende Problem bliebe demzufolge auch dann bestehen, wenn es kurzfristig gelänge, u.a. sämtliche Wasserkraftanlagen mit funktionsfähigen Fischschutz- und Fischabstiegsanlagen auszurüsten und die Wasserentnahmestellen der Teichwirtschaften gegen das Einschwimmen von Smolts zu sichern. Realistischer Weise wird man allerdings davon ausgehen müssen, dass Maßnahmen, die mit Eingriffen in Eigentums- und Nutzungsrechte verbunden sind, nur schrittweise und langfristig umgesetzt werden können. Um die öffentliche Akzeptanz für das Wiedereinbürgerungsprojekt und die Chance für dessen erfolgreiche Realisierung zu erhalten, ist es jedoch erforderlich, die Zahl der Rückkehrer zeitnah und substanziell zu erhöhen.

Der einzige Weg, dieses Ziel zu erreichen, besteht darin, die Besatzmengen erheblich aufzustocken und alle geeigneten und zugänglichen Gewässerabschnitte für den Lachsbesatz zu nutzen. Der damit verbundene finanzielle und organisatorische Aufwand wäre zwar hoch, aber zu rechtfertigen. Nur so können Rückkehrer in einer Menge produziert werden, die eine künstliche Vermehrung und Besatzproduktion, analog anderer Wiederansiedlungsprojekte, sinnvoll erscheinen lassen würde. Auf Grund der eingeschränkten Habitatverfügbarkeit und -qualität im brandenburgischen Teil der Pulsnitz müsste der Besatz zusätzlicher Mengen im sächsischen Abschnitt erfolgen. Im Freistaat Sachsen ist die Pulsnitz ab der Haselbachmündung bis zur Landesgrenze als Gewässer der Äschenregion eingestuft, käme also grundsätzlich für den Besatz mit Junglachsen in Frage (<http://www.landwirtschaft.sachsen.de>).

Von dieser insgesamt 30 km langen Fließstrecke liegen allerdings 19 km im Gebiet des NSG „Königsbrücker Heide“, wo bisher keine flächendeckende Strukturgütekartierung erfolgte. Stichprobenartige Untersuchungen deuten allerdings darauf hin, dass die Gewässersohle, in Folge der jahrzehntelangen militärischen Nutzung des Areals, über weite Strecken durch Treibsand beeinträchtigt ist, weshalb heute vermutlich nur noch wenige Bereiche eine ausreichende Qualität als Lachs-Laichplatz aufweisen (VÖLKER 2015, mdl. Mitt.). Nichtsdestoweniger können, wie die Untersuchungen im Stepenitzgebiet belegen, auch sandgeprägte Gewässerabschnitte als Lachs-Jungfischhabitate fungieren, wenn entsprechende Strukturelemente (v.a. Totholz und Makrophyten) vorhanden sind. Letzteres trifft für die Pulsnitz innerhalb des NSG „Königsbrücker Heide“ zu. Leider kann aber das Gebiet wegen der hohen Munitionsbelastung größtenteils weder betreten noch mit KFZ befahren werden. Aus diesem Grund ist es unmöglich, die erforderlichen Mengen an Parrs so auf die Gesamtfläche zu verteilen, dass es nicht zu erhöhten Verlusten kommt und eine den Erwartungen entsprechende Smoltproduktion gewährleistet ist.

Die Alternative zu dem bisher praktizierten Besatz mit Parrs wäre deshalb Smoltbesatz, da in diesem Fall auf eine weiträumige Verteilung der Satzfische verzichtet werden kann. Als geeigneter Besatzort würde sich der Abschnitt unterhalb der ehemaligen Grünmetzmühle anbieten, der mit KFZ vergleichsweise gut zu erreichen ist. Um das Risiko erhöhter Verluste durch Prädation zu minimieren, sollte das Aussetzen der Smolts in größeren Gruppen, über den Zeitraum mehrerer Tage verteilt und jeweils am späten Nachmittag bzw. abends, vor Einbruch der Dunkelheit, erfolgen. Die Menge der zu besetzenden Smolts wäre in Abhängigkeit von der Höhe der zur Verfügung stehenden finanziellen Mittel festzusetzen, sollte aber mindestens 20.000 Stück betragen, um einen entsprechenden Effekt auf die Rückkehrerzahlen zu haben. Parallel dazu wäre für die verbleibende, 11 km lange Fließstrecke zwischen der Haselbachmündung und der Grenze des NSG „Königsbrücker Heide“, die abschnittsweise über eine gute bis sehr gute Habitateignung verfügt (VÖLKER 2012, mdl. Mitt.), eine moderate Steigerung der jährlichen Besatzmenge auf bis zu 15.000 Herbstparrs zu prüfen.

Für den brandenburgischen Abschnitt sollte die bisherige Besatzmenge von 5.000 Stück beibehalten werden. Rechnet man die hier vorgeschlagenen Besatzmengen in Smoltäquivalente um (vgl. SCHNEIDER 2009), so ergeben sich für den Herbstbesatz von 20.000 gut konditionierten Halbjährigen 4.000 und für den Frühjahrsbesatz von 20.000 sortierten Smolts weitere 5.000 Smoltäquivalente, in der Summe 9.000. Die zu erwartende effektive Smoltproduktion der Pulsnitz würde damit die der Stepenitz nahezu erreichen. Allerdings bliebe bei der derzeitigen Rückkehrerrate auch durch eine solche Besatzsteigerung die Anzahl von Laichfischen unter der Mindestmarke von ca. 150 Stück. Diese wäre – ebenso wie im Stepenitz-System, nur durch eine Vervielfachung der Rückkehrerate erreichbar. Mögliche Ansätze dafür sind in Abschnitt 9.2.4 diskutiert.

9.4 Aufstieg in die Ucker

Ein zielgerichtetes Rückkehrermonitoring wurde im Flussgebiet der Ucker/Ücker bisher nicht praktiziert. Nachweise adulter Meerforellen erfolgten im Rahmen des Jungfischmonitorings, welches jeweils im Herbst (November) in ausgewählten Besatzstrecken durchgeführt wird. Obwohl seit 2001 Meerforellen-Brut im Köhntop und Strasburger Mühlbach besetzt worden war, gelang ein Rückkehrernachweis erst am 27.11.2007 durch LILL und ODE (Abb. 101). Die zeitliche Verzögerung kann damit erklärt werden, dass die Durchwanderbarkeit im Hauptlauf der Ucker/Ücker zum damaligen Zeitpunkt noch nicht, bzw. nur unter sehr günstigen Umständen, z.B. bei Hochwasser, gegeben war. Ab 2007 wurden in jedem Jahr adulte Meerforellen in den Besatzgewässern festgestellt bzw. beim Laichen angetroffen, bei denen es sich jedoch bislang um Einzelexemplare handelte.

Da nach der im Juli 2015 erfolgten Inbetriebnahme einer Fischaufstiegsanlage an der Staustufe Torgelow (Mecklenburg-Vorpommern) künftig in größerem Umfang mit Rückkehrern gerechnet werden muss, wäre zur Quantifizierung des Meerforellenaufstiegs in den brandenburgischen Besatzgewässern die Installation videooptischer Registrierstationen, die sich bereits in Meerforellengewässern Mecklenburg-Vorpommerns bewährt haben (vgl. HANTKE 2013), zu empfehlen.



Abb. 101: Erste Meerforelle im Strasburger Mühlbach

10. Natürliche Vermehrung in den Projektgewässern sowie künstliche Vermehrung von Laichfischen

Für den Erfolg des Gesamtprojektes ist eine erfolgreiche natürliche Reproduktion der Rückkehrer essentiell, da sonst dauerhafte und ökonomisch wenig sinnvolle Besatzmaßnahmen notwendig sind bzw. bleiben. Es wurde daher im Projekt auch geprüft, ob der Fortpflanzungszyklus erfolgreich geschlossen wird.

Hierzu erfolgten jeweils die Begehung der kartierten Laichhabitats, die Beprobung ausgewählter (großer) Laichplätze (Entnahme von Eiern zur genetischen Prüfung) sowie eine spätere Befischung des Laichplatzumfeldes.



Abb. 102: Laichhabitat in Perleberg

Laichaktivitäten von Großsalmoniden wurden erstmals im Jahr 2002 im Stadtgebiet von Perleberg, an der Ziegelhofbrücke, beobachtet (Abb. 102). Weitere Laichplätze wurden in den Gewässern -

- Schlatbach: 2 – 3 (im Bereich der Sohlgleiten Groß Linde und Gramzow)
 - Freudenbach: 2 – 3 (2x unterhalb Brücke Tacken und 1x unterhalb Brücke Gülitz)
 - Dömnitz: 3 (1x oberhalb Wehr Kuhbier I und 2x unterhalb Kathfelder Mühle)
 - Kümmeritz: 4 – 6 (1x bei Jakobsdorf und 4 – 5x unterhalb Wehr / Mühle Triglitz)
- lokalisiert, vermessen und beprobt (Abb. 103; Abb. 104)

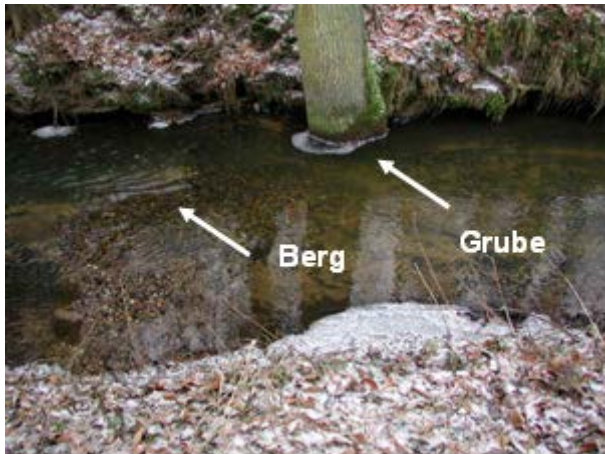


Abb. 103: Lachs-Laichplatz, Freudenbach 2002

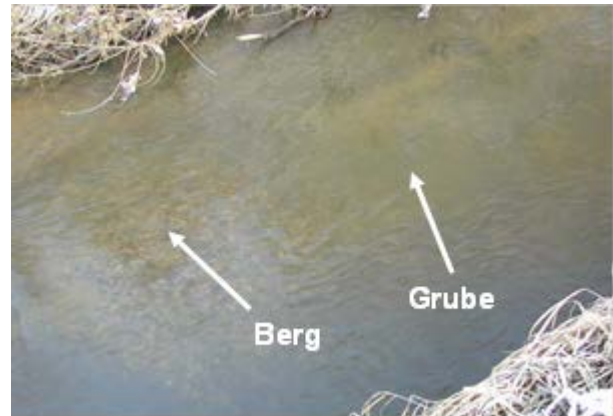


Abb. 104: Laichplatz einer großen Forelle in der Dömnitz (2002)

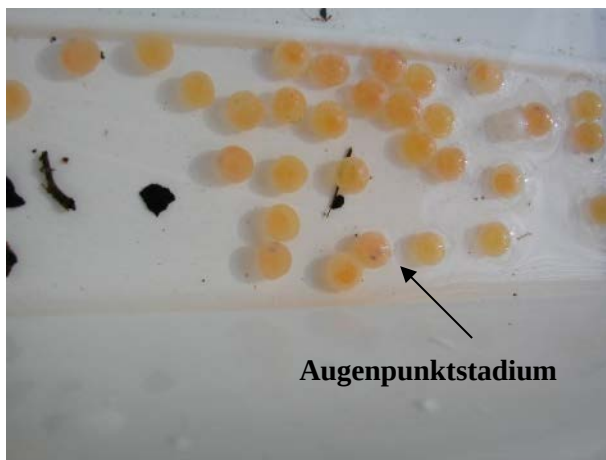


Abb. 105: Vitale Lachseier (Freudenbach)



Abb. 106: Eier vom Laichplatz Dömnitz 1 (links: vital; rechts: letal)

Eine Vitalitätsprüfung der in Abb. 103 und Abb. 104 dargestellten Laichplätze ergab die in Tab. 16 zusammengefassten Ergebnisse. Bedingt durch eine starke Feinsedimentbelastung kann es teilweise zum Absterben der Gelege kommen (Abb. 105; Abb. 106).

Die gewässermorphometrischen sowie hydraulischen Daten zu einigen der gefundenen Laichplätze sind in Tab. 17 aufgeführt.

Tab. 16: Vitalität ausgewählter Gelege im Stepenitz-System (2002/2003)

Eier [St.]	Freudenbach	Dömnitz 1
Stichprobe (28.03.2003):	55	62
im Augenpunktstadium	25	1
vital	23	9
verpilzt	1	
abgestorben	6	52

Tab. 17: Morphometrische und hydraulische Daten von Großsalmoniden-Laichplätzen, Stepenitz-System (2002)

Laichplatz	Freudenbach (Abb. 103)	Dömnitz 1 (Abb. 104)	Dömnitz 2
Aufnahme-Datum	18.12.2002	17.12.2002	17.12.2002
Mittlere Gewässerbreite	ca. 3,5 m	ca. 4,5 m	ca. 4,5 m
Mittlere Gewässertiefe	ca. 0,15-0,2 m	ca. 0,3-0,45 m	ca. 0,4-0,55 m
Gewässertiefe über Laichberg	ca. 0,05 m	ca. 0,23 m	ca. 0,17 m
Laichgruben-Tiefe	ca. 0,28 m	ca. 0,50 m	ca. 0,53 m
Laichgruben-Breite	ca. 1,2 m	ca. 1,35 m	ca. 1,3 m
Laichgruben-Länge	ca. 1,2 m	ca. 1,2 m	ca. 1,3 m
Länge: Laichgrube + Laichberg	ca. 2,5 m	ca. 3,0 m	ca. 2,7...4,5 m
Fließgeschwindigkeit (Anströmung)	ca. 0,4-0,5 m/s	ca. 0,5 m/s	ca. 0,35 m/s
Fließgeschwindigkeit (Laichberg)	ca. 0,4-0,5 m/s	ca. 0,8 m/s	ca. 0,8 m/s
Bemerkungen	mehrere Stellen an- geschlagen; vermut- lich 1 Brutpaar		Laichgrube nicht deutlich abge- grenzt

Von den im Jahr 2002 beprobten Laichplätzen konnte durch die genetischen Untersuchungen lediglich das im Freudenbach festgestellte Gelege eindeutig Lachsen zugeordnet werden (s. Kap. 11). Dieses Ergebnis überraschte insofern, als der Freudenbach aufgrund seiner geringen Größe keineswegs zu den typischen Lachs-Gewässern innerhalb des Stepenitz-Systems gerechnet werden kann. Dass das Gewässer dennoch von Lachsen zum Laichen angenommen wurde, dürfte auf die erhöhte Wasserführung infolge ergiebiger Niederschläge im Einzugsgebiet zurückgeführt werden können. Bei den herbstlichen Kontrollbefischungen des Jahres 2003 gelang es zudem, im Umfeld des beprobten Laichplatzes mehrere auffällig kleine Junglachse (Parrs) nachzuweisen. Die Vermutung lag nahe, dass diese aus natürlicher Reproduktion stammten, weil der Brutbesatz im Frühjahr 2003 mit vergleichsweise großer, angefügter Brut erfolgt war. Für diese Annahme sprach zudem der Umstand, dass die mittlere Totallänge der 2002 vermessenen 16 Lachsrogner nur 62,8 cm betragen hatte. Es handelte sich also ausnahmslos um 1-SW-Fische (Grilse). Aus der Salmonidenzucht ist hinlänglich bekannt, dass kleinere bzw. jüngere Mutterfische kleinere Eier produzieren (u.a. HOCHLEITHNER 2001). Die Größe der Brütlinge ist wiederum positiv mit der Größe der Eier korreliert (ELLIOTT 1994), was ebenfalls darauf hindeutet, dass die nachgewiesenen kleinen Parrs Nachkommen von Rückkehrern waren.

Im Herbst 2003 laichten zwei Lachspaare oberhalb der Ziegelhofbrücke in Perleberg (Abb. 102), wobei sie gut beobachtet werden konnten. Im Februar 2004 zeigte sich bei näherer Untersuchung, dass einer der Laichplätze nahezu vollständig ausgestickt war, während der andere noch überwiegend vitale Eier enthielt. Als wahrscheinliche Ursache für das Absterben des Geleges wurden Flussbauarbeiten oberhalb der Laichplätze angenommen, die hohe Feinsedimentfrachten zur Folge hatten und denen insbesondere der Laichplatz auf der Gleithangseite ausgesetzt war. Obwohl es sich bei den laichenden Fischen eindeutig um Lachse handelte, enthielten die entnommenen Proben ausschließlich Forelleneier. Die einzige plausible Erklärung für diesen Sachverhalt besteht darin, dass spät laichende Forellen ebenfalls das gut gelockerte Sohlsubstrat zum Laichen angenommen und dabei die Lachsgelege zerstört bzw. überdeckt haben. Bei späteren Kontrollbefischungen im Sommer 2004 gelang es dennoch, im Bereich der Ziegelhofbrücke mehrere Lachs-Parrs der Altersklasse 0+ nachzuweisen. Diese stammten mit sehr hoher Wahrscheinlichkeit von dem dortigen Laichplatz, da ein Eindriften besetzter Lachsbrütlinge auf Grund der großen Entfernung zum nächstes Besatzgewässer (Panke, Entfernung 17,6 km) als äußerst unwahrscheinlich gelten kann.

Im Jahr 2004 konnten erneut Lachse im Bereich der Ziegelhofbrücke beim Laichen beobachtet und mindestens 5 Laichplätze identifiziert werden. Ein weiterer großer Laichplatz wurde in der Stepenitz unweit der Schlatbachmündung entdeckt. In der Dömnitz gelang nahe der Steinerbach-Mündung der Nachweis von 2 Laichplätzen (s.a. Abb. 2), in deren unmittelbarer Nähe sich noch frühreife Lachs-Milchner (Struwitze) aufhielten. Bei Kontrollbefischungen im Juni 2005 wurden sowohl im Umfeld der Laichplätze in der Dömnitz wie auch in Perleberg Brütlinge gefangen. Da aber in der Dömnitz zugleich Brutbesatz erfolgt war, konnte eine natürliche Reproduktion nicht eindeutig nachgewiesen werden. Gesichert ist jedoch der Reproduktionserfolg in Perleberg, weil hier kein Besatz mit Brütlingen durchgeführt wurde und eine Verdriftung aus Besatzgewässern ausgeschlossen werden kann.

Für genetische Untersuchungen wurden sowohl abgestorbene Eier wie auch Brütlinge entnommen. Die Ergebnisse werden im Kapitel 11 dargestellt.

Um diese Ergebnisse zu validieren, erfolgte im September 2012 an den Laichplätzen an der Ziegelhofbrücke Perleberg und in der sich stromab anschließenden Sohlgleite eine weitere Elektrobefischung auf juvenile Lachse. Da ab 2008 nur noch markierte Jungfische ausgesetzt worden waren, konnten unmarkierte Individuen zu diesem Zeitpunkt nur noch aus Eigenaufkommen stammen. Von den 130 an der Ziegelhofbrücke nachgewiesenen Junglachsen war nur ein Exemplar markiert. Oberhalb der Schlatbach-Mündung wurde in der Stepenitz nur ein einzelner unmarkierter Junglachs nachgewiesen. Nahe Klein Linde (unterhalb Wolfshagen) betrug das Verhältnis von unmarkierten zu markierten Individuen 1:6. Bei Kreuzburg (unterhalb Wolfshagen), Helle und Lockstädt (oberhalb Wolfshagen) wurden ausschließlich markierte Individuen gefangen.

Für die Auswahl der Stepenitz als Projektgewässer war u.a. der Umstand ausschlaggebend, dass sich Bachforellen hier natürlich und erfolgreich reproduzieren. Die Vermutung lag nahe, dass auch Lachse dazu in der Lage sein würden. Diese Annahme wurde durch die Ergebnisse der durchgeführten Untersuchungen bestätigt.

Gleichzeitig wurde aber auch deutlich, dass anthropogene Faktoren einen entscheidenden Einfluss auf den Reproduktionserfolg haben können (s.a. Kap. 5.4). Tatsächlich unterliegen die wenigen im Stepenitz-System noch vorhandenen, geeigneten Laichhabitate vielfältigen negativen Einflüssen. Zu nennen wären in diesem Zusammenhang insbesondere:

- Gewässerausbau- und –unterhaltungsmaßnahmen,
- Stauraumpülungen,
- Feinsedimenteinträge aus gewässernahen, ackerbaulich genutzten Flächen,
- direkte Einleitungen von kommunalen Abwässern und Straßenentwässerungen sowie diffuse Nährstoffeinträge, insbesondere aus der Landwirtschaft.

Die Verbesserung der Reproduktionsbedingungen durch Reduzierung anthropogener Negativeinflüsse bildet eine entscheidende Voraussetzung für die angestrebte dauerhafte Etablierung von Lachs und Meerforelle im Stepenitz-System und ist darüber hinaus auch für den Fortbestand anderer kieslaichender Fischarten sowie der Neunaugen unabdingbar. Eine zeitnahe Umsetzung der im Gewässerentwicklungskonzept (ANTONS et al. 2012) und in der vom IfB erstellten Handlungsempfehlung (ZAHN 2003a) vorgeschlagenen Maßnahmen wäre insofern sehr wünschenswert.

Es muss an dieser Stelle jedoch darauf hingewiesen werden, dass die vorhandenen Reproduktionsareale kieslaichender Arten auch durch andere, nicht anthropogene Faktoren zunehmend gefährdet sind. Zu nennen wäre hier insbesondere die mittlerweile flächendeckende Präsenz des Bibers (*Castor fiber*), von dessen Aktivitäten im Stepenitz-System mittlerweile nicht mehr nur kleine Bäche wie der Steinerbach und der Freudenbach (Abb. 107), sondern auch größere Wasserläufe wie der Schlatbach und die Dömnitz massiv betroffen sind. Welche negativen Auswirkungen die Tätigkeit des Bibers auf die Habitatqualität von Niederungsbächen und deren Fischartengemeinschaften hat, konnte ZUPPKE (2004) am Beispiel des Fliethbaches in der Dübener Heide (Sachsen-Anhalt) zeigen. Diese könnten sich, je nach Gewässercharakter, somit auch auf den Erfolg von Wiederansiedlungsprojekten für Großsalmoniden negativ auswirken (s.a. MALISON et al. 2016, GRAY 2017). Es kann zu massiven Verlusten an fließgewässertypischen Habitaten kommen. Abschnittsweise treten Abflussdefizite auf – einhergehend mit der Versandung bzw. Verschlammung der Gewässersohle, der Erwärmung des Wasserkörpers sowie akuten Sauerstoffmangelerscheinungen.



Abb. 107: Biberdamm im Freudenbach

Wegen der bislang noch sehr begrenzten Verfügbarkeit geeigneter Laichhabitats bei gleichzeitigem Einwirken vielfältiger anthropogener und nicht-anthropogener Negativeinflüsse sowie auch aus anderen Gründen (vgl. Kap. 9.2.4) wurde für das Stepenitz-System frühzeitig die Schaffung von Erbrütungs- und Aufzuchtkapazitäten diskutiert. Konkrete Schritte zur Realisierung erfolgten schließlich ab 2012 durch den Fliegenfischerverein Fario e.V. und wurden vom LAVB und IfB kooperativ unterstützt.

Errichtet wurde die Hälter- und Erbrütungsanlage in unmittelbarer Nähe zum Projektgewässer in Triglitz, Ortsteil Silmersdorf (Abb. 108). Die Inbetriebnahme erfolgte im Herbst 2013. Bereits in der ersten Saison konnten ca. 105.000 St. Meerforellen- und ca. 4.000 St. Lachsbrut (Abb. 109) für Besatzmaßnahmen im Stepenitz-System bereitgestellt werden. Mittlerweile hat sich der Erbrütungserfolg verstetigt, sodass die Anlage den Bedarf an Meerforellen-Brut für das Stepenitz-System weitgehend abdecken kann. Darüber hinaus wurden 2015 und 2016 auch schon nennenswerte Mengen an Lachs-Parrs (Rückkehrernachkommen) aufgezogen und für den Herbstbesatz bereitgestellt.



Abb. 108: Blick in den Erbrütungscontainer in Silmersdorf



Abb. 109: Lachs-Augenpunkteier in der Anlage Silmersdorf

11. Genetische Analysen zur Herkunftseignung

Bedingt durch den vollständigen Zusammenbruch des Lachsbestandes im Einzugsgebiet der Elbe vor mehreren Jahrzehnten stand für die Wiedereinbürgerung kein an dieses Flusssystem angepasstes genetisches Material zur Verfügung. Dieses Problem teilt die Elbe mit anderen deutschen und europäischen Flussgebieten. Die Frage nach der jeweiligen Eignung bestimmter allochthoner Herkünfte bzw. Stämme findet deshalb hierzulande besonderes Interesse. Da in den Anfangsjahren des brandenburgischen Wiederansiedlungsprojektes Lachse verschiedener Herkünfte besetzt wurden, erfolgten im Rahmen des Rückkehrermonitorings genetische Untersuchungen. Es bestand die Erwartung, auf Grundlage der so gewonnenen Erkenntnisse eine Herkunft als besonders geeignet für das System der Elbe identifizieren zu können.

Durchgeführt wurden die genetischen Untersuchungen durch Dr. Klaus Kohlmann (IGB), der bereits die in Sachsen besetzten Herkünfte (Delphi, Shannon, Lagan) geprüft hatte und dadurch über entsprechende Referenzdaten verfügte. Für den weiteren Ausbau der Datenbank wurden daher im Rahmen des Projektes jeweils 60 Proben der Herkünfte Ätran und Skjern Å zur Verfügung gestellt, die von Satzfishen (Parrs und Präsmolts) stammten. Auf Grundlage dieser erweiterten Datenbank waren sowohl die bisherigen Rückkehrer als auch zwei historische Proben aus dem Naturkundemuseum Berlin sowie entnommene Eier und Brut von Laichplätzen zu prüfen.

11.1 Material und Methodik

Als besonders geeignet für die genetische Identifizierung der Herkunft von Fischen haben sich Mikrosatelliten-Loci erwiesen. Mit ihrer Hilfe lassen sich individuelle genetische Profile („Fingerprints“) und auf deren Basis auch Gruppenprofile für ganze Populationen erstellen. Um zu klären, welcher individuelle Fingerprint (= welcher Fisch) am besten zu welchem Gruppenprofil passt (= zu welcher Herkunft), kam die Klassifizierungssoftware „GeneClass“ (CORNUET et al. 1999) zur Anwendung.

Basierend auf den sächsischen Ergebnissen wurden aus der Vielzahl der für den Atlantischen Lachs verfügbaren Mikrosatelliten die vier Loci Ssa197 (O'REILLY et al. 1996), SSOSL417 (SLETTAN et al. 1995), PuPuPy (PATTON et al. 1997, modifiziert aus MORRIS et al. 1996) und $\mu 60$ (ESTOUP et al. 1993) ausgewählt. Sie zeigten in dieser Studie eine Präzision der Selbstklassifizierung von 97,8%.

Zur Bestimmung der Mikrosatelliten-Genotypen wurde von allen zu untersuchenden Proben (Rückkehrer, Vergleichsgruppen, Museumsproben, Eier, Brütlinge) die DNA mit Hilfe des peqGold Tissue DNA Mini Kit (Classic-Line) der Firma Peqlab Biotechnologie GmbH isoliert. Die vier Mikrosatelliten-Loci wurden anschließend mittels PCR unter Verwendung der Protokolle aus den Original-Veröffentlichungen amplifiziert und ihre Genotypen mittels Kapillar-Elektrophorese auf einem ABI 310 (Applied Biosystems) bzw. CEQ 8000 (Beckman Coulter) unter Verwendung der Hersteller-Software und -protokolle bestimmt.

Mit Einverständnis von Herrn Dr. Füllner, LfULG Königswartha, wurden für die Klassifizierung zunächst sächsische Referenzdaten verwendet. Diese Referenzdatenbank wurde im Laufe der Jahre aktualisiert (Aufnahme der DCV-Herkünfte Ätran und Skjern Å).

Nachfolgend werden die Ergebnisse der aktuellen Referenzdatenbank dargestellt, die sich wie folgt zusammensetzt:

- 36 Individuen der Herkunft Delphi (Irland), Jahrgang 1995,
- 50 Individuen der Herkunft Shannon (Irland), Jahrgang 1995,
- je 50 Individuen der Herkunft Lagan (Schweden), Jahrgänge 1995, 2002 und 2003,
- 30 Individuen der Herkunft Ätran (Schweden), Jahrgang 2005,
- 30 Individuen der Herkunft Skjern Å (Dänemark), Jahrgang 2005.

Sie umfasst bislang 296 Individuen und weist mit 94,26 % eine hohe Präzision der Selbstklassifizierung auf, d.h. 279 von 296 Lachsen wurden ihrer jeweiligen Herkunft korrekt zugeordnet. Interessant war, dass von zunächst falsch klassifizierten Individuen 4 Lagan-Lachse der Herkunft Ätran, 2 Lagan-Lachse der Herkunft Skjern Å und 3 der 30 Ätran-Lachse der Herkunft Lagan zugeordnet wurden. Demgegenüber wurden alle Lachse der Herkunft Skjern Å korrekt identifiziert. Schon aus diesen Daten lässt sich eine größere Ähnlichkeit zwischen den schwedischen Lagan- und Ätran-Lachsen als zwischen diesen und den dänischen Skjern Å-Lachsen ableiten. Ergebnisse früherer Klassifizierungen, die auf älteren Versionen der Referenzdatenbank basieren, finden sich in ZAHN et al. (2009).

Die Klassifizierung der zurückkehrenden Lachse erfolgte nach zwei unterschiedlichen Methoden:

1. Die direkte Methode - ermittelt diejenige Population, die am besten zu einem Individuum unbekannter Herkunft passt, ohne auf die statistische Wahrscheinlichkeit der Zugehörigkeit Rücksicht zu nehmen. Das hat zur Folge, dass in jedem Fall eine der zur Auswahl angebotenen Populationen als mögliche Herkunft genannt wird.
2. Die Simulationsmethode - berücksichtigt demgegenüber die statistischen Wahrscheinlichkeiten. Dadurch kann es vorkommen, dass alle zur Auswahl stehenden Populationen als Herkunft ausgeschlossen werden, wenn ein festgelegter Schwellenwert (hier 0,05) unterschritten wird.

Für die Art-Identifizierung der gesammelten Eiprobe und Brütlinge ist der Mikrosatelliten-Locus $\mu 60$ am besten geeignet, da sich seine Allelgrößen bei Atlantischen Lachsen und Bach-/Meerforellen nicht überlappen. Bei Lachsen wurden bisher Allele von 147-199 bp festgestellt, während sie bei Forellen lediglich 87-101 bp betragen.

11.2 Ergebnisse

11.2.1 Klassifizierung zweier Lachsproben aus dem Naturkundemuseum Berlin

Von der Probe SsZMB6242 (adulter Lachs; Burg/Elbe; 08.09.1866) konnte eine ausreichende Menge und Qualität an DNA gewonnen werden. Sowohl die direkte als auch die Simulationsmethode ordneten die Probe der Lagan-Population zu. Von der Probe LA, Reg.Nr. 19456 (Lachs-Smolt; Bernburg/Saale; 02.05.1899) konnten zuerst nur geringe DNA-Mengen von minderer Qualität gewonnen werden, die für die genetischen Analysen nicht ausreichend waren. Die geringe Menge an Probenmaterial ließ zudem auch keine Experimente zur Optimierung der DNA-Isolierung zu. Nachdem noch einmal Material dieser Probe zur Verfügung gestellt wurde, gelang die Genotypisierung (mit Ausnahme des Locus Ssa197) und Klassifi-

zierung. Nach der direkten Methode wurde dieser Smolt zunächst der irischen Population Shannon zugeordnet. Mit der Simulationsmethode wurden dann aber alle zur Auswahl stehenden fünf Populationen ausgeschlossen. Interessant war jedoch, dass die höchste Wahrscheinlichkeit für eine Zuordnung an die Population Lagan vergeben wurde, wobei sie mit einem Wert von 0,03 auch relativ nahe am Schwellenwert (0,05) lag. Tab. 18 gibt einen Überblick über die Untersuchungsergebnisse.

Tab. 18: Genotypisierung und Klassifizierung der Museumsproben

Probe	Genotypen				Klassifizierung	
	SSOSL417	μ 60	Ssa197	PuPuPy	Direkt	Simulation
SsZMB6242	157-181	163-181	197-217	447-447	Lagan	Lagan
LA 19456	157-177	173-175	000-000*	438-447	Shannon	(Lagan)

* = Ausfall

Die Zuordnung der Lachsprobe aus der Elbe von 1866 zur heutigen Lagan-Population könnte auf große genetische Ähnlichkeiten zwischen der historischen Elbe- und der heutigen Lagan-Population hindeuten, da mit der systematischen Lachszucht und –verbreitung in Deutschland offenbar erst nach Gründung des Deutschen Fischerei-Vereins ab 1870 begonnen wurde und dazugehörige Vorversuche ab 1868/69 nur im schlesischen Odergebiet erfolgten (WENGEN 1871). Die Museumsprobe muss jedoch nicht mit Notwendigkeit repräsentativ für den damaligen Elblachs sein, weshalb noch weitere historische Proben untersucht werden sollten, sofern es diese gibt. Der bisher beobachtete Erfolg der Lagan-Lachse bei der Wiedereinbürgerung sowohl in Sachsen als auch in Brandenburg ließe sich so recht gut mit einer vorhandenen großen genetischen Ähnlichkeit beider Populationen erklären.

11.2.2 Klassifizierung der Rückkehrer

Die detaillierten Ergebnisse der genetischen Untersuchungen von 264 adulten Lachsen unter Berücksichtigung der jeweils stammspezifischen Markierungen der Besatzfische finden sich im Anhang 5 für die Jahre 2002-2015. In nachfolgender Tab. 19 werden die wesentlichen Ergebnisse im Überblick dargestellt.

Da ein Besatz von Skjern Å-Lachsen in der Stepenitz erstmalig im Jahr 2002 erfolgte, war es schlüssig, dass anfänglich weder bei den markierten noch unmarkierten Rückkehrern eine Klassifizierung zur Population Skjern Å vorlag.

Oft zeigten die Ergebnisse der direkten Klassifizierung eine bessere Übereinstimmung mit den stammspezifischen Markierungen als die Simulationen.

Tab. 19: Ergebnis-Überblick zur Stammzuordnung auf Basis der genetischen Untersuchungen (2002-2015)

	Probe [St.]	Marke	Direkte Klassifizierungsmethode				Simulationsmethode				
			Stamm				Stamm				
Jahr			Lagan	Ätran	Delphi / Shannon	Skjern Å	Lagan	Ätran	Delphi / Shannon	Skjern Å	Ohne Zuordnung
2002	25	ohne	17	7	1		13	6	1		5
	23	FFS	4	18	1		5	7			11
2003	3	ohne	3				3				
	1	FFS		1				1			
2004	6	ohne	1	4		1	1	2			3
	4	FFS		3		1		2		1	1
	3	BFS	1	2			1	1			1
2005	4	ohne	3	1			2	1			1
	1	FFS				1				1	
	1	BFS		1				1			
2006	4	ohne	3	1							4
	1	FFS				1				1	
2007	9	ohne	3	2	2 (1 Z!)	2	3		1		5
	17	FFS	2		1	14	4			5	8
	3	BFS	1	2			1	1			1
	1	Pulsnitz	1				1				
2008	5	ohne	2	3			3	1			1
	10	FFS	2			8	1			4	5
	4	BFS	2	1		1	2	1			1
2009	6	ohne	4		1	1	4		1	1	
	11	FFS	3			8	4			4	3
2010	11	ohne	3	2		6	8			1	2
	24	FFS	1			23	1			16	7
	13	BFS	3			10	5			4	4
2011	6	ohne	3			3	4			1	1
	15	FFS	2			13	4			4	6
	1	BFS	1				1				
2012	2	ohne	1	1			2				
	1	FFS				1				1	
	1	BFS				1				1	
	1	Pulsnitz	1				1				
2013	8	ohne	3			5	3			2	3
	7	FFS				7	1			5	1
	3	BFS	1			2				1	2
2014	10	FFS	1		1	8	4		1	2	3
	3	BFS	2			1	3				
2015	1	ohne				1	1				
	13	FFS	2	1		10	7			4	2
	2	BFS				2				2	

FFS= Fettflossenschnitt; BFS= Bauchflossenschnitt; Z= Zuchtlachs

Unter Verwendung der Simulationsmethode verringerte sich zudem relativ häufig die Anzahl der sicher zuordnungsfähigen Skjern Å-Lachse. Wegen der zu geringen statistischen Wahrscheinlichkeit wurden einige von ihnen meist der “nächstbesten” Herkunft (= Lagan) zugeordnet, wo auch deren Klassifizierungs - Wahrscheinlichkeit zu gering war, wurden alle zur Auswahl stehenden Besatzherkünfte ausgeschlossen.

Der 2007 enthaltene Zuchtlachs wurde zunächst nach der direkten Methode der irischen Population Delphi zugeordnet. Nach Anwendung der Simulationsmethode war er jedoch keiner der zur Auswahl stehenden Populationen zuordenbar, so dass auch eine norwegische Herkunft nicht auszuschließen ist.

Da 2006 letztmalig gekennzeichnete Ätran-Lachse besetzt wurden, ist der fehlende Nachweis ab 2009 in den Ergebnissen der Simulationsmethode ebenfalls plausibel.

Aufgrund der Tatsache dass der Brutbesatz 2007 eingestellt wurde, müssen die in den letzten Jahren beprobten unmarkierten Lachse entweder aus sächsischem Brutbesatz (Lagan) oder aber sehr wahrscheinlich aus Eigenaufkommen stammen. Auffällig war bei diesen Individuen, dass sie in der Simulation oft nicht mehr eindeutig einem Stamm zuzuordnen waren.

Im Jahr 2014 waren alle Lachse durch Flossenschnitte als Skjern Å-Stamm gekennzeichnet. Dennoch ist für dieses Jahr der Nachweis einer Delphi-Herkunft hervorzuheben, wie auch ein relativ hoher Anteil an Lagan-Fischen. Unklar ist, ob dies durch inkonsequente Zuchtarbeit oder durch eine unzureichend abgesicherte Datengrundlage bedingt war.

Für die z.T. relativ hohe Rate nicht zuordenbarer Individuen lassen sich mehrere Ursachen anführen, wobei die einzelnen Faktoren auch in Kombination(en) miteinander wirken könnten.

- Die beiden zur Verfügung gestellten DCV-Populationen zur Erweiterung der Datenbank waren 2004 im Zuge der Probenahme zwar vertauscht worden, ihre Zuordnung konnte jedoch korrigiert werden.
- Es handelte sich dabei u.U. nicht um genetisch „reine“ Populationen (v.a. Ätran).
- Die als Ätran-Stamm markierten Satzfisher / Rückkehrer stammten nicht (alle) aus diesen beiden Populationen - in diesem Fall müsste eine Vermischung oder Verwechslung mit einer anderen Herkunft schon vor der Markierung erfolgt sein.
- Die genetische Struktur der beiden DCV-Populationen ist zeitlich (d. h. über die Generationen hinweg) nicht stabil. Je nach dem Ausmaß der Unterschiede zwischen den Generationen würden daraus mehr oder weniger große Probleme (d. h. ein mehr oder weniger großer Anteil nicht klassifizierbarer Individuen) resultieren. Die Erfahrungen aus Sachsen haben gezeigt, dass sich die Jahrgänge der Lagan-Lachse signifikant unterscheiden, was auch für die DCV-Lachse zutreffen dürfte.

Anhand der untersuchten Mikrosatelliten wurde im Jahr 2011 zudem auch ein Individuum als Meerforelle identifiziert, obwohl dieses männliche Tier mit 85 cm recht groß und durch Fettflossenschnitt markiert war. Der Genotyp des diagnostischen Locus $\mu 60$ wies jedoch eindeutig auf eine Meer-/ Bachforelle hin und auch die Genotypen der anderen drei Loci sind nach den früheren Studien eher für Forellen als für Lachse typisch.

11.2.3 Art-Identifizierung bei Ei- und Brüttingsproben

Im Jahr 2003 wurden zunächst Eier von drei Laichplätzen (LP) untersucht, die anhand des Mikrosatelliten-Locus $\mu 60$ den beiden Arten Atlantischer Lachs (*Salmo salar*) und Forelle (*Salmo trutta*) wie folgt zugeordnet werden konnten:

- Eier Freudenbach I: 5 Eier untersucht - davon 4 Forellen und 1 Lachs,
- Eier Dömnitz: 10 Eier untersucht - 10 Forellen,
- Eier Freudenbach II: 9 Eier untersucht - davon 1 Lachs und 8 Forellen.

Für die unerwarteten Ergebnisse, insbesondere bei den vermuteten Lachseiern, ist u.E. der verwendete Marker nicht verantwortlich. Seine Eignung als Art-Marker, aber auch zum Nachweis künstlich erzeugter Forellen-Lachs-Hybriden konnte in früheren Untersuchungen belegt werden. Vermutet werden kann, dass die Forellen den gleichen Laichplatz zur Eiablage nutzten wie die Lachse und es so zu einer Vermischung der Eier im Laichsubstrat kam.

Aus dem Jahr 2004 standen Eiprobe von zwei Sammelorten aus der Stepenitz in Perleberg zur Verfügung (LP_{links}: 15 Eier; LP_{rechts}: 11 Eier). Anhand des Mikrosatelliten-Locus $\mu 60$ wurden sämtliche Eier als Forellen-Eier identifiziert.

Im Zeitraum 2005/2006 wurden ebenfalls Eier und Brütlinge von Laichplätzen aus der Dömnitz und Stepenitz (Perleberg) beprobt, bei denen zunächst die Fischart bestimmt und anschließend bei den als Lachs identifizierten Proben eine Klassifizierung durchgeführt wurde.

Alle 20 Eiprobe von der Dömnitz wurden eindeutig als Forellen-Eier identifiziert - die Allelgrößen an diesem Locus betrugen zwischen 90 bp und 110 bp. Im Gegensatz dazu wies das kleinste bisher an den Lachsen gefundene Allel eine Größe von 147 bp auf.

Bei der Brut ergab sich hingegen ein differenzierteres Bild - aus der Dömnitz waren 5 Proben vom LP1 durchweg Forellen (Allelgrößen von 94 bp und 98 bp), während vom LP2 von insgesamt 7 Proben 5 als Lachse und 2 als Forellen (Allelgrößen ebenfalls 94 bp und 98 bp) bestimmt wurden. Von der Stepenitz in Perleberg stammten 7 Proben, die alle als Lachse identifiziert wurden.

Die Klassifizierung der Lachs-Brut führte zu nachfolgenden Ergebnissen:

Dömnitz - nach der direkten Methode wurden von den 5 Lachsen 4 als Lagan- und 1 als Ätran-Herkunft klassifiziert. Nach Anwendung der Simulationsmethode wurde der vorher als Ätran klassifizierte Lachs jetzt der Lagan-Population zugeordnet und ein vorher als Lagan klassifizierter Lachs war keiner der zur Auswahl stehenden Populationen zuzuordnen.

Stepenitz - nach der direkten Methode wurden von den 7 Lachsen 6 als Skjern Å- und 1 als Ätran-Herkunft klassifiziert. Nach Anwendung der Simulationsmethode konnte der vorher als Ätran klassifizierte Lachs jetzt keiner der zur Auswahl stehenden Populationen zugeordnet werden, die Klassifizierung der 6 Skjern Å-Lachse veränderte sich nicht.

11.3 Zusammenfassung und Schlussfolgerungen zur Eignung der besetzten Herkünfte

Alle verwendeten Lachs-Stämme waren spezifisch markiert. Unter der Voraussetzung, dass bei den Vermehrungsarbeiten stammrein gearbeitet wurde, führt ein Vergleich zwischen den Markierungen und den genetischen Ergebnissen von 2002-2015 bislang zu einer Fehlzuordnung von ca. 22 % (53 von 242 Individuen; zzgl. 22 Individuen aus Eigenaufkommen).

Über die Hälfte aller sicher zugeordneten Lachse gehörte zum Skjern Å-Stamm, gefolgt vom Lagan- und Ätran-Stamm sowie den irischen Stämmen. Insbesondere Letztere dürften entweder Nachkommen des Erstbesatzes von 1999 oder aber Streuner bzw. Zuchtlachse sein (Abb. 110). Unter Berücksichtigung der unterschiedlichen Besatzstadien und der daraus ermittelten Smoltäquivalente wurde für keinen der Stämme bislang eine besondere Eignung erkennbar. Die Rückkehreranteile je Smoltäquivalent bewegten sich auf annähernd gleichem Niveau (Tab. 20).

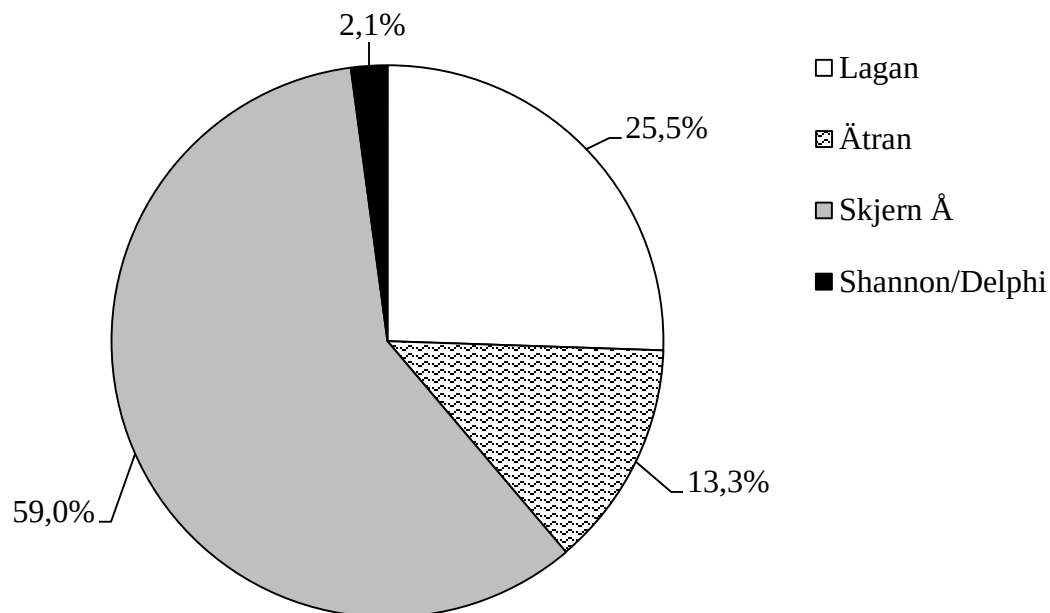


Abb. 110: Stamm-Anteile genetisch „sicher“ zugeordneter Laichfische (2002-2015)

Tab. 20: Stammanteile genetisch „sicher“ zugeordneter Laichfische in Bezug zum Besatz

Stamm	Besatz-Smoltäquivalente [St.]	Besatz-Anteil [%]	Rückkehrer [St.]	Rückkehrer/1000 Smolt
Lagan	22.000	16,8	48	2,2
Ätran	7.971	6,1	25	3,1
Skjern Å	99.879	76,2	111	1,1
Shannon/Delphi	1.250	1,0	4	3,2
gesamt	131.100		188	

Seit 2007 tauchen im Stepenitz-System vermehrt Laichfische auf, die vermutlich aus Eigenaufkommen stammen oder auch Streuner sein können (Abb. 111). Von diesen Fischen gehörten anhand der genetischen Untersuchungen jeweils 36,4 % zum Skjern Å-Stamm bzw. Lagan/Ätran-Stamm und 9,1 % zur Herkunft Delphi/Shannon. Bei weiteren 18,2 % wechselte im Zuge der Simulationsmethode die Zuordnung vom Skjern Å-Stamm zum Lagan-Stamm.

Smolts aus natürlichem Aufkommen konnten aufgrund der Flossenschnitt-Markierung aller Satzfishes ab 2010 sicher erkannt werden. Bei den Rückkehrern war so ab 2012 zumindest eine Vorerkennung möglich. Im Jahr 2013 konnte z.B. auch ein Lachs aufgrund seiner Markierung den Besitzmaßnahmen im Nuthe-System (Sachsen-Anhalt) zugeordnet werden. Die genetische Untersuchung, insbesondere der unmarkierten Exemplare, ist z.Z. noch unverzichtbar, da sowohl mit dem Auftreten von Eigenaufkommen, nicht registrierten und unmarkierten Zweitlaichern aus früherem Brutbesatz als auch Streunern gerechnet werden muss und nur so Aussagen zur Stammeignung getroffen werden können.

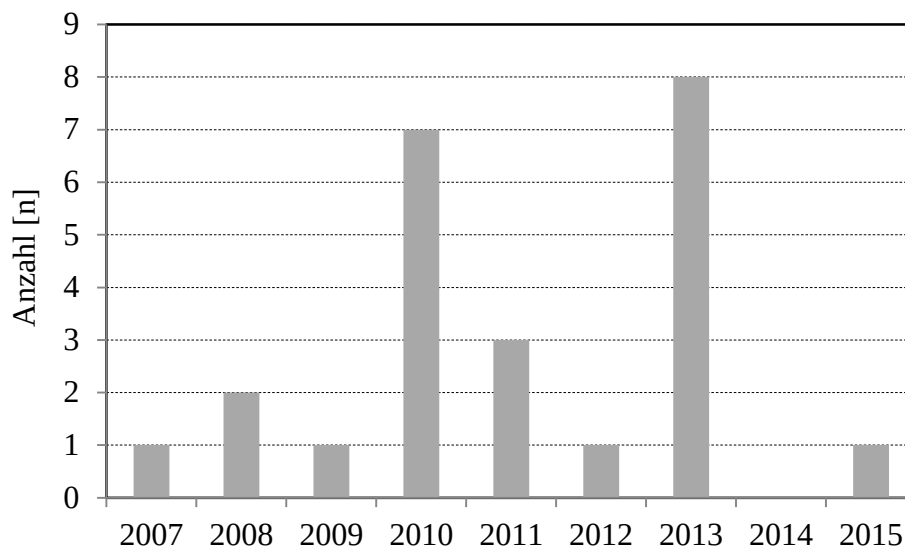


Abb. 111: Anzahl nachgewiesener Laichfische aus Eigenaufkommen

Zudem wurde 2007 in Perleberg auch ein Lachs gefangen, der anhand der äußerlichen Merkmale als Farmlachs identifizierbar war (vgl. YOUNGSON & HAY 1996; GREENHALGH & SUTTERBY 2005). Solche Fische unterstreichen die Notwendigkeit genetischer Kontrolluntersuchungen, da eine „genetische Verunreinigung“ der fragilen, im Aufbau befindlichen Wildlachspopulation u.U. katastrophale Folgen haben kann (vgl. MCGINNITY et al. 2003) und unbedingt vermieden werden muss.

Da von dem Besatz irischer Herkünfte (1999) trotz relativ hoher herbstlicher Wiederfangraten bei den Junglachsen kaum Rückkehrer zu verzeichnen waren, scheinen diese Stämme zunächst weniger geeignet. Dies entspricht auch den Beobachtungen in anderen Ansiedlungsprojekten Norddeutschlands (BRUMUND-RÜTER 2002, mdl. Mitt.), wobei insbesondere das eingeschränkte Toleranzpotenzial gegenüber dem kalten Kontinentalklima als Ursache benannt wurde.

Eine klare Eignungs-Entscheidung für die beiden schwedischen Herkünfte oder den dänischen Stamm ist noch nicht möglich, da nach den bisherigen Prüfungen die Herkünfte des Lagan-, Ätran- und Skjern Å-Stammes genetisch offenbar sehr nah beieinander stehen.

Berücksichtigt werden muss hierbei auch das Laichfischmanagement in der Erbrütungs- und Aufzuchtanlage in Laholm, wo es scheinbar nicht immer zu einer klaren Herkunftstrennung kam (NILSSON et al. 2001). Zudem musste der Besatz der Pulsnitz ab 2014 auf Ätran-Fische aus Dänemark umgestellt werden, weil Laholm auf Grund eines Krankheitsgeschehens nicht mehr liefern konnte.

Legt man die historischen Probeergebnisse zu Grunde, käme gegenwärtig der Lagan-Stamm für das Elbe-System am ehesten in Frage. Andererseits zeigt der Skjern Å-Stamm aufgrund seines etwas späteren Laichzeitpunktes (vgl. SCHNEIDER 2002, BRUMUND-RÜTER 2006) eine bessere Eignung für die Tieflandgewässer, da dort oft durch langanhaltende herbstliche Niedrigwasserphasen der Laichaufstieg erschwert wird.

Um eine bessere Abgrenzung sowie verfeinerte Differenzierung zu ermöglichen und eine endgültige Stamm-Auswahl zu treffen, sollten die genetischen Untersuchungen daher auch in den kommenden Jahren fortgesetzt werden. Grundsätzlich erscheint es zudem ratsam und wichtig, dass bei den Rückkehrern kontinuierlich Altersbestimmungen durchgeführt werden, um in Verbindung mit den Besatzterminen konkretere Rückschlüsse auf ihre Herkunft ziehen zu können.

Die bisherigen genetischen Untersuchungen haben außerdem verdeutlicht, dass es bei der Zuordnung der Fische zur jeweiligen Herkunft je nach Wahl der Klassifizierungsmethodik noch zu Differenzierungen bzw. Unsicherheiten kommen kann, die dringend einer weitergehenden Validierung sowie eines Ausbaus der Referenzdatenbank bedürfen.

Neben einer unbekannten Anzahl an Streunern kommen für den hohen und offenbar steigenden Anteil nicht klassifizierbarer Rückkehrer zwei weitere mögliche Ursachen in Frage:

- (1) Untersuchungen in Sachsen haben bei Lagan-Lachsen genetische Unterschiede zwischen den analysierten Jahrgängen gezeigt. Sollte das auf alle Besatzherkünfte zutreffen, könnten mit zunehmendem zeitlichem Abstand die alten Referenzdaten nicht mehr "passen" und deshalb die Klassifizierungen fehlschlagen.
- (2) Für die Skjern Å- und Ätran-Lachse besteht die Referenzdatenbank nur aus jeweils 30 Individuen. Ein solch relativ kleiner Stichprobenumfang könnte den negativen Einfluss eventueller genetischer Unterschiede zwischen den Besatzjahrgängen noch zusätzlich verstärken.

Es wird daher empfohlen, die Referenzdatenbank durch die Genotypisierung neueren Besatzmaterials zu erweitern bzw. zu aktualisieren.

12. Wiederherstellung der ökologischen Durchgängigkeit

Für den Erfolg von Wiederansiedlungsprojekten ist die Erreichbarkeit noch vorhandener Laichareale unerlässlich. Daher waren und sind Bemühungen um die Wiederherstellung der ökologischen Durchgängigkeit in den Projektgewässern eine dauerhafte Aufgabenstellung. Beratungen mit den zuständigen Behörden, Kontaktaufnahme und Verhandlungen mit Anlagenbetreibern bzw. –nutzern, die Organisation und Durchführung von Bau-Projekten bis hin zur Erschließung von Finanzierungsquellen waren hierbei wesentliche Arbeitsschritte, wobei insbesondere der Landesanglerverband Brandenburg e.V. (LAVB) als Fischereiausübungsberechtigter / Fischereipächter in den Projektgewässern oftmals auch Vorreiter war.

12.1 Stepenitz

Im Hauptlauf befanden sich zu Beginn des Wiederansiedlungsprogramms im Jahre 1998 insgesamt 16 als Wanderhindernis für Fische relevante Bauwerke. Von diesen stellten vier kein Hindernis für Großsalmoniden dar, ein Bauwerk war bedingt und 11 weitere nicht passierbar. Die typischen Laichareale waren nicht zugänglich.

In zehn potenziell geeigneten Nebenbächen befanden sich auf dem Weg bis zu den Laichhabitaten weitere 20 Wehre, Sohlschwellen oder Durchlässe mit Abstürzen. Von diesen stellte ein Bauwerk kein Hindernis dar, zehn waren bedingt und neun nicht passierbar (Abb. 114).

Im Zeitraum 1997 bis 2015 wurden die in Tab. 21 aufgeführten 13 Wanderbarrieren passierbar gemacht (Abb. 112 bis Abb. 114).

Im Ergebnis der aufgeführten Maßnahmen ist die Stepenitz mittlerweile von der Mündung an aufwärts bis Putlitz auf einer Fließstrecke von 55 km zumindest für schwimmstarke Fische durchwanderbar. Weiterer Handlungsbedarf besteht vor allem im Stadtgebiet von Perleberg (UT-Wehr, Sandfang / Sohlabsturz), am Mühlenwehr Putlitz sowie am Wehr Meyenburg II. Hierbei kommt dem Wehr Putlitz die größte Bedeutung zu, da durch dessen Umgestaltung weitere 20 km Fließstrecke mit ökologisch wertvollen Laich- und Jungfischhabitaten erschlossen werden könnten.

Darüber hinaus ist zur Wiederherstellung bzw. Verbesserung der ökologischen Durchgängigkeit der Rückbau bzw. die Umgestaltung weiterer Bauwerke erforderlich. Konkret betrifft dies die Staueinrichtungen und die Überbauung im Hagengraben in Perleberg, das Restbauwerk des ehemaligen Wehres Wolfshagen, den Rohrdurchlass an der Mühle in Marienfließ, OT Stepenitz, sowie den Sohlabsturz am Stift Marienfließ.

Tab. 21: Maßnahmen zur Wiederherstellung der Durchwanderbarkeit der Stepenitz (1997-2015)

Bauwerk	Maßnahme	Träger	Finanzierung	realisiert
Wehr „Zellwolle“ Wittenberge	Sohlgleite	LUA / LfU	A/E-Maßnahme f. Deichneubau	2007
Wehr „DB-AG“ Wittenberge	Umgehungsgerinne als RGBP	LAVB	FIAF	2005
Wehr Weisen	RGBP im Wehrfeld	LUA / LfU	Hochwasserschutz	2002
Rieseleiwehr Perleberg	Vertikalschlitzpass	LUA / LfU	Hochwasserschutz	1997
Stadtmühle Perleberg	Vertikalschlitzpass	LUA / LfU	Hochwasserschutz	2002
Wehr „Neue Mühle“ Perleberg	Umgehungsgerinne als RGBP	LUA / LfU	Hochwasserschutz	2000
Mühlenwehr Wolfshagen	RGBP im Wehrfeld	LAVB, LK Prignitz, LUA	LAVB, LK Prignitz, LUA	1997
Wehr „Badeanstalt“ Putlitz	Rückbau	Stadt Putlitz	Stadt Putlitz	2005
Mühlenwehr Putlitz	Sohlgleite	LfU	WRRL	in Planung
WKA Putlitz	Stilllegung	LK Prignitz		2003
Sohlabsturz Telschow	Störstein-Sohlrampe im Wehrfeld	LAVB	Fischereiabgabe	2000
Wehr Meyenburg I	Sohlgleite	WBV	WBV	vor 1997
WKA Perleberg	Bypass	LAVB	LAVB	2003
WKA Perleberg	Stilllegung	LfU + Dr. Ritter	WRRL	2012

RGBP = Raugerinne-Beckenpass; LK = Landkreis; WBV = Wasser- u. Bodenverband „Prignitz“



Abb. 112: Wehr Zellwolle Wittenberge (vorher)



Abb. 113: Wehr Zellwolle Wittenberge (nachher)



Abb. 114: Ökologische Durchgängigkeit des Stepenitz - Systems (Stand: 2015)

Maßnahmen zur Wiederherstellung der ökologischen Durchgängigkeit erfolgten seit 1998 auch an den größeren Zuflüssen der Stepenitz – in der Dömnitz, in der Kummernitz, am Schlatbach sowie am Seddiner Bach (Tab. 22; Abb. 114; Abb. 115; Abb. 116).

Tab. 22: Maßnahmen zur Wiederherstellung der Durchwanderbarkeit in Stepenitz-Nebengewässer (1997-2015)

Bauwerk	Gewässer	Maßnahme	Träger	Finanzierung	realisiert
Mühle Groß Linde	Schlatbach	Sohlgleite	LAVB	FAG	2000
Mühle Gramzow	Schlatbach	RGBP	LAVB	NSF	2001
Wehr Kuhbier II	Dömnitz	Rückbau	LAVB+WBV	FAG+LWH	2002
Wehr Kuhbier I	Dömnitz	Umbau Wehrklappe	LAVB+WBV	FAG+LWH	2002
Löschwasserstau Seddin	Seddiner Bach	Rückbau + Entnahme im Nebenschluss	WBV	AEM	2005
Wehr Triglitz	Kümmernitz	Sohlgleiten, Lauf-rückverlegung, Kies-laichplätze	LAVB	FIAF	2005
Sohlabsturz Streckenthin	Dömnitz	Sohlgleite	WBV	ELER	2012

FAG= Fischereiabgabe; NSF= Naturschutzfonds; LWH= Landschaftswasserhaushalt; AEM= Ausgleichs-/ Ersatzmaßnahme; FIAF= Europäisches Finanzinstrument zur Ausrichtung der Fischerei; ELER= Europäischer Landwirtschaftsfonds für die Entwicklung des ländlichen Raums

Durch die in den naturnahen Zuflüssen realisierten Maßnahmen wurden ca. 51 km Fließstrecke als Laich- und Jungfischlebensräume erschlossen. Insgesamt sind damit, bezogen auf die Lauflänge, ca. 64 % der im System vorhandenen potenziell geeigneten Laich- und Jungfischhabitate wieder für Wanderfische erreichbar.

Ein Potenzial für weitere substanzielle Zugewinne an Habitatfläche und –qualität besteht vor allem in der Dömnitz. Dazu wäre die Umgestaltung der Wehr- und Wasserkraftanlage Kathfelder Mühle und der Wehranlage Tuchfabrik sowie der Wehranlagen Mittelmühle und Jakobsmühle bei Sadenbeck erforderlich.



Abb. 115: Wehr Gramzow (Schlatbach; vorher)



Abb. 116: Wehr Gramzow (Schlatbach; nachher)

12.2 Schwarze Elster / Pulsnitz / Ruhlander Schwarzwasser

Um die früheren Laichgewässer Pulsnitz und Ruhlander Schwarzwasser zu erreichen, müssen die Lachse im Hauptlauf der Schwarzen Elster die Wehranlagen Frauenhorst, Herzberg, München, Neumühl und Bad Liebenwerda überwinden (Abb. 117). Als Wanderhindernis nicht mehr relevant ist das frühere Wehr Arnsnesta, welches sich an der Landesgrenze zu Sachsen-Anhalt befand und kurze Zeit nach Beginn des Wiederansiedlungsprojektes abgerissen wurde. Das Wehr Bad Liebenwerda wurde im Jahr 2004 umgebaut und mit einem Vertikal-Schlitzpass ausgerüstet. Am Wehrstandort Herzberg ging 2009 ein groß dimensionierter Raugerinne-Beckenpass in einem der Wehrfelder in Betrieb (Abb. 118). In ähnlicher Bauart folgte 2012 das Wehr Neumühl. Die Wehre Frauenhorst und München sind z. Z. noch nicht passierbar. Hier wird der Aufstieg der Lachse noch durch Absenkung der Stauhöhen bzw. Abflusskonzentration unterstützt.

Für einen Aufstieg in die sächsischen Oberlaufregionen der Schwarzen Elster müssten die Fische im Land Brandenburg drei weitere Wehre (Schwarzheide, Senftenberg, Kleinkoschen) überwinden, von denen bislang aber nur das Wehr Senftenberg-Buchwalde über eine Fischaufstiegsanlage verfügt. Diese ist als Vertikal-Schlitzpass ausgebildet und wurde im Rahmen einer Funktionskontrolle als eingeschränkt funktionsfähig bewertet (RITTERBUSCH & ZAHN 2006). Für die Bauwerke Schwarzheide und Kleinkoschen liegen bisher keine Planungen zum Bau von Fischaufstiegsanlagen vor.

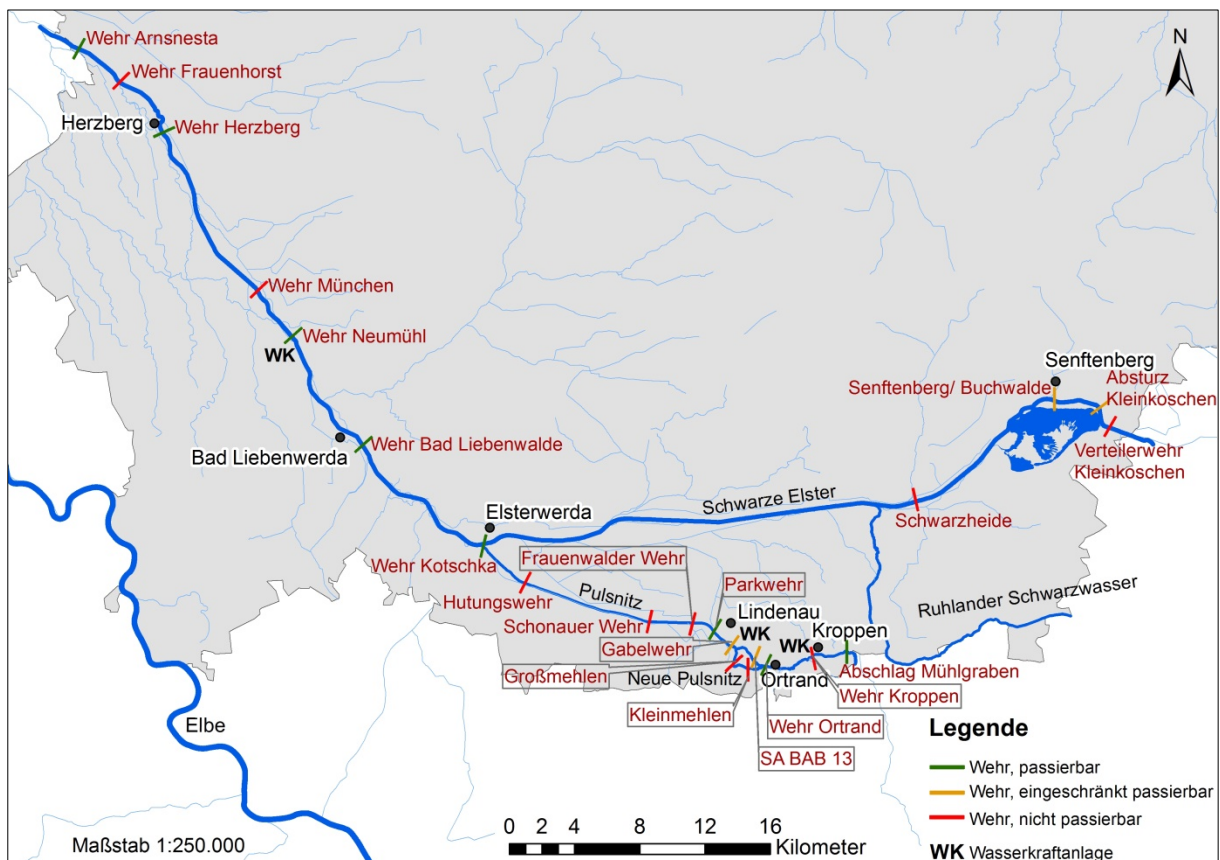


Abb. 117: Ökologische Durchgängigkeit der Schwarzen Elster / Pulsnitz (Stand: 2015)

In der Pulsnitz existieren im Hauptlauf 10 Wehre bzw. Stauanlagen, von denen drei mit Wasserkraftnutzungen in Verbindung stehen. Mittlerweile sind fünf dieser Bauwerke bereits passierbar gestaltet worden oder befinden sich aktuell im Bau (Tab. 23; Abb. 117; Abb. 119).

Tab. 23: Maßnahmen zur Wiederherstellung der Durchwanderbarkeit in der Pulsnitz (2002-2017)

Bauwerk	Maßnahme	Träger	Finanzierung	realisiert
Parkwehr Lindenau	Störstein-Sohlrampe	LUA / LfU	LUA / LfU	vor 2002
Gabelwehr Lindenau	Umgehungsgerinne als RGBP	LUA / LfU	LUA / LfU	2010
Stufenwehr Ortrand	Vertikal-Schlitzpass	LUA / LfU	LUA / LfU	2006
Stau Mühlgraben Kroppen	RGBP	WBV „Kleine Elster- Pulsnitz“	WBV „Kleine Elster – Pulsnitz“	2004
Wehr Kotschka	RGBP	WBV „Kleine Elster- Pulsnitz“	WRRL	2013
Wehr Kroppen	Vertikal-Schlitzpass	WBV „Kleine Elster- Pulsnitz“	WRRL	2017

Für die ökologische Durchgängigkeit der Pulsnitz bis zu den Laichplätzen im Gebiet der Königsbrücker Heide und oberhalb von Königsbrück stellten bis vor kurzem das Wehr Kroppen und das Wehr der ehemaligen Grünmetzmühle bei Königsbrück in Sachsen die Hauptprobleme dar. Am Standort Kroppen wird durch den WBV „Kleine Elster-Pulsnitz“ im Rahmen eines 2015 begonnenen Ersatzneubaus eine für Lachse bemessene Fischaufstiegsanlage (Vertikal-Schlitz-Pass) errichtet. Das Wehr Grünmetzmühle wurde 2016 durch eine Sohlgleite bzw. einen Raugerinne-Beckenpass ersetzt (VÖLKER 2016, mdl. Mitt.).

Im Gewässersystem Sieggraben / Ruhlander Schwarzwasser gibt es bis zu den Laichplätzen 8 Wehre, von denen zu Projektbeginn lediglich eine Anlage bedingt passierbar war.

Drei weitere Bauwerke (Sieggrabenwehr bei Arnsdorf, 2 Wehre unterhalb von Jannowitz) wurden 2007 vom WBV „Kleine Elster-Pulsnitz“ mit Sohlrampen bzw. Umgehungsgerinnen nachgerüstet (Abb. 4; Abb. 120; Abb. 121), wobei es gelang, den Ansprüchen von Wandersalmoniden soweit wie möglich Rechnung zu tragen.

Trotz dieser Fortschritte bleibt festzustellen, dass zurückkehrende Lachse im Flussgebiet der Schwarzen Elster bisher noch keine Möglichkeit haben, aus eigener Kraft geeignete Laichplätze zu erreichen. Es werden daher in den kommenden Jahren bzgl. der ökologischen Durchgängigkeit weitere Anstrengungen erforderlich sein. Des Weiteren ist zu konstatieren, dass sich das Engagement der Beteiligten bisher nahezu vollständig auf die Verbesserung der Bedingungen für den Fischaufstieg konzentrierte. Die Frage, wie angesichts bestehender Nutzungen (Wasserkraft, Wasserentnahmen zur Speisung von Teichwirtschaften oder Tagebau-restgewässern) eine verlustarme Smoltabwanderung gewährleistet werden kann, ist nach wie vor offen.



Abb. 118: Wehr Herzberg (Schwarze Elster)



Abb. 119: Wehr Kotschka (Pulsnitz)



Abb. 120: ehemaliges Wehr Arnsdorf (Sieggraben)



Abb. 121: ehemaliges Wehr II uh Jannowitz (Ruhlander Schwarzwasser)

12.3 Ucker / Ücker

In der Ucker existierten 1990 insgesamt 9 für Fische als Wanderhindernis relevante Wehre und Sohlabstürze, davon befanden sich 3 Bauwerke im Land Brandenburg (Abb. 122). Bei Beginn der Wiederansiedlungsmaßnahmen im Jahr 2001 war das Wehr der ehemaligen Zuckerfabrik Prenzlau bereits vom LUA ersatzlos beseitigt und das Wehr Nieden mit einer Fischrampe nachgerüstet worden. Das Wehr am Auslauf des Unteruckersees in Prenzlau ist mit einem Vertikal-Schlitzpass ausgestattet.

Im Land Mecklenburg-Vorpommern existierten in der Ucker / Ücker 2001 noch insgesamt 5 relevante Anlagen. Die Sohlschwelle bei Rollwitz war bereits mit einer Fischrampe nachgerüstet worden. Danach erfolgte der Bau eines Raugerinne-Beckenpasses am ehemaligen Mühlenwehr in Pasewalk, bei dem allerdings von einer eingeschränkten Passierbarkeit auszugehen ist. Das Messwehr Pasewalk (Abb. 125) sowie die Wehre Liepe (Abb. 126) und Bauernort wurden zu Sohlgleiten umgestaltet. Ihren Abschluss fanden die Maßnahmen zur Wiederherstellung der Durchgängigkeit mit der Inbetriebnahme eines großzügig bemessenen Umgehungsgerinnes an der Staustufe Torgelow im Jahr 2015 (Abb. 123; Abb. 124).

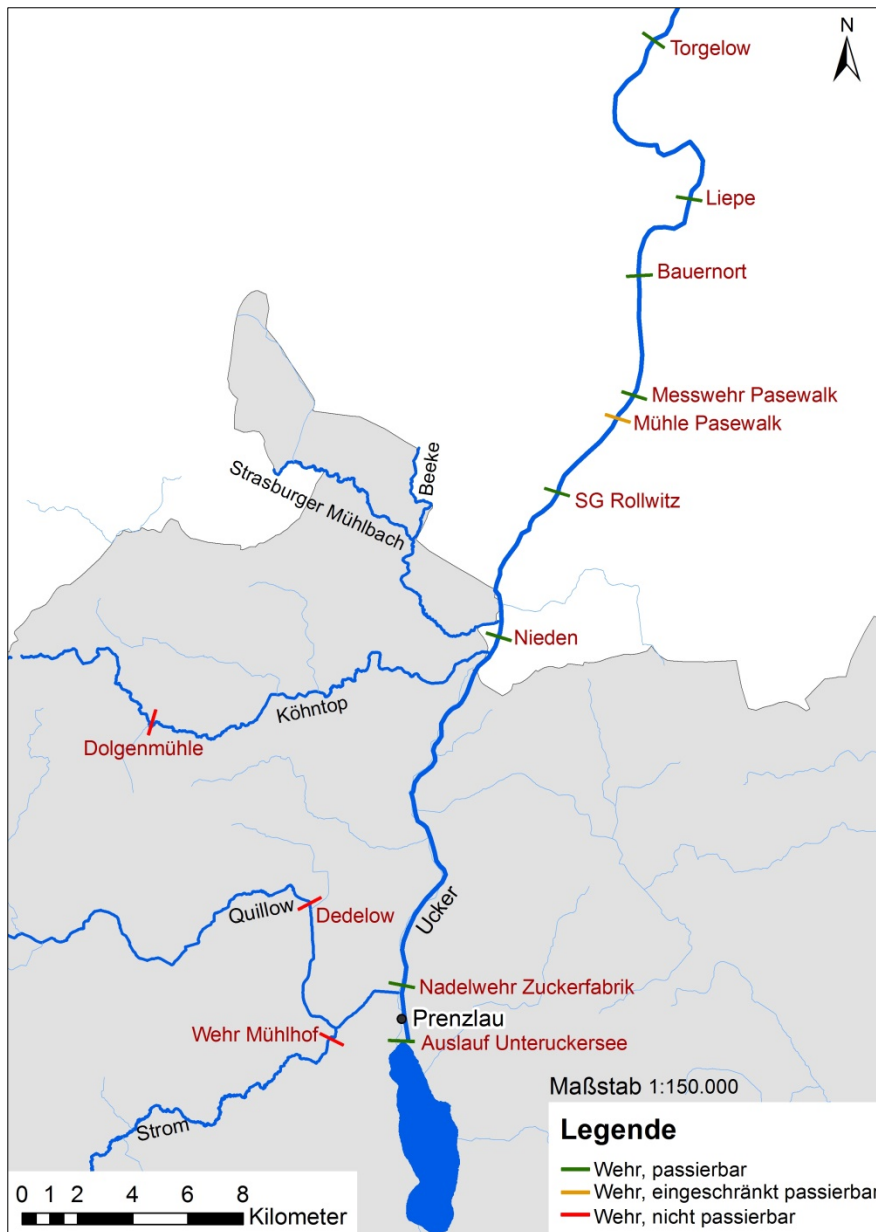


Abb. 122: Ökologische Durchgängigkeit der Ucker / Ücker (Stand: 2015)

Da der Hauptlauf der Ucker / Ücker, bedingt durch die Stauregulierung, vermutlich nur in geringem Umfang über geeignete Laich- und Jungfischhabitate für Meerforellen verfügt, kommt den Zuflüssen, die zu beträchtlichen Teilen auf brandenburgischem Territorium liegen, besondere Bedeutung zu. Diese zeichnen sich durch z.T. hohe Gefällerraten aus und verfügen in längeren Teilabschnitten noch über natürliche bzw. naturnahe Strukturen. Ein Idiz für die gute Habitateignung ist zudem das Vorhandensein selbst reproduzierender Bachforellenbestände. Obwohl unter Regie des Landkreises Uckermark, des Landesanglerverbandes sowie des Landesumweltamtes Brandenburg bereits ab den 1990er Jahren Maßnahmen zum Rückbau und zur Umgestaltung von Wanderhindernissen erfolgten, sind die Laichhabitate bisher nicht uneingeschränkt erreichbar. Vollständig durchgängig ist bislang nur der Strasburger Mühlbach. Im Köhntop ist die Durchgängigkeit gegenwärtig bis zum Sohlabsturz der ehemaligen Dolgenmühle gegeben, im Quillow bis Dedelow und im Dückergraben / Strom bis zum Wehr Mühlhof.



Abb. 123: Wehr Torgelow (nicht passierbar)



Abb. 124: Umgehungsgerinne Torgelow



Abb. 125: Messwehr Pasewalk



Abb. 126: Wehr Liepe

13. Fischereiliche Einflüsse auf Lachs- und Meerforellenbestände in den Projektgebieten

13.1 Angelfischerei

Im Verlauf des Projektes wurde versucht, möglichst alle Angelfänge von Lachsen und Meerforellen zu registrieren, um den möglichen Einfluss der Angelfischerei auf die Bestandsentwicklung einschätzen zu können. Dazu erfolgte insbesondere an der Stepenitz eine intensive Kommunikation und Kontaktpflege sowohl mit den ansässigen Anglervereinen und Angelgeräthändlern wie auch mit der Fischereibehörde. Trotz der von den Projektpartnern gewährten Zusicherung, sämtliche Informationen vertraulich zu behandeln, gelang es kaum, verlässliche Fakten über die von Anglern getätigten Fänge zu erhalten. Auch die Aufhebung des bis dahin geltenden Fangverbots für Meerforellen durch den LAVB im Jahr 2010 und die Auslobung von Prämien für entsprechende Meldungen brachten keinen nennenswerten Zuzug an belastbaren Informationen. Unklar ist hierbei, ob tatsächlich nur eine verschwindend geringe Zahl von Fischen gefangen wurde oder ob die Fänger Nachteile befürchteten und die Meldungen daher unterließen.

Nach gegenwärtigem Kenntnisstand kann ein messbarer negativer Einfluss der Angelfischerei auf die Bestandsentwicklung in der Stepenitz zumindest für die Meerforelle ausgeschlossen werden. Dafür spricht insbesondere die stetige Zunahme der Rückkehrernachweise, wobei es sich bei dem Einbruch der Rückkehrerzahlen im Zeitraum 2013/14 um eine temporäre Erscheinung gehandelt haben dürfte (Abb. 80). Für die Schwarze Elster gab es in den letzten Jahren regelmäßig Meldungen über vermeintliche Lachsfänge, die aber bisher noch in keinem einzigen Fall durch Fotos oder glaubhafte Zeugenaussagen belegt werden konnten. Insofern können negative Auswirkungen der Angelfischerei auf den Erfolg der Wiederansiedlungsbemühungen in den eigentlichen Projektgewässern weitgehend ausgeschlossen werden.

Anlass zur Besorgnis geben aus brandenburgischer Sicht jedoch Berichte über die gezielte Beangelung von Großsalmoniden, die sich während der regelmäßig auftretenden sommerlichen Sauerstoffdefizite im Hamburger Hafen (Abb. 127; *Rute & Rolle* 7/2010), im Mündungsgebiet von Nebenflüssen der Unterelbe wie auch unterhalb des Wehres Geesthacht einstellen.



Abb. 127: Artikel-Titelblatt in *Rute&Rolle* (7/2010)

Die dabei praktizierte *Mixed-Stock-Fishery* ist im Land Niedersachsen insoweit legal, wie in dem betreffenden Nebenfluss ebenfalls Lachsbesatz erfolgt (wobei die Besatzmenge und deren Verhältnis zur Anzahl entnommener Rückkehrer keine Rolle spielt). Für das Territorium der Freien und Hansestadt Hamburg gilt grundsätzlich die gleiche Regelung wie in Niedersachsen, allerdings erfolgt dort, in Ermangelung geeigneter Gewässer, kein Lachsbesatz. Zwischen den beteiligten Behörden und Verbänden besteht aber offenbar Einvernehmen dahingehend, dass die gezielte Beangelung und Entnahme von Großsalmoniden in hamburgischen Gewässern zu tolerieren ist, weil sich die Hamburger Angler an entsprechenden Besatzmaßnahmen in Niedersachsen beteiligen.

Über die legal und mit regelkonformen Geräten ausgeübte Angelfischerei hinaus sind die Großsalmoniden in der Unterelbe intensiven Nachstellungen mit unzulässigen Geräten ausgesetzt. So berichten SCHWEVERS et al. (2011) über eine ausgeprägte Fischwilderei im ausgewiesenen Fischschonbezirk im Unterwasser des Wehres Geesthacht, bei der den Großsalmoniden mit verletzenden Geräten (Reißangel) nachgestellt wird (Abb. 128; Abb. 129; ADAM 2013). Wiederholt wiesen in der Stepenitz gefangene Lachse und Meerforellen entsprechende schwerwiegende Verletzungen auf. Ein Lachsmilchner, der im Herbst 2002 während des Laichfischmonitorings gefangen wurde, hatte sogar noch einen abgerissenen großen Drilling in der Flanke.



Abb. 128: Widerrechtliche Entnahme eines Großsalmoniden am Wehr Geesthacht



Abb. 129: Illegale fischereiliche Aktivitäten in der Fischereiverbotszone unterhalb des Wehres Geesthacht

Für die Ucker und deren Zuflüsse im Land Brandenburg besteht gegenwärtig noch ein freiwilliger Entnahmeverzicht seitens des Landesanglerverbandes. Demgegenüber sind in dem mecklenburg-vorpommerschen Teil des Gewässersystems die gezielte Beangelung und Entnahme von Meerforellen gemäß BiFVO M-V (2005) bereits seit Jahren zugelassen, wobei allerdings zu den Entnahmemengen keine belastbaren Angaben vorliegen (VOIGT 2016, mdl. Mitt.). In den Küstengewässern Mecklenburg-Vorpommerns wird die Meerforelle sowohl durch die Angelfischerei wie auch die Erwerbs- und Nebenerwerbsfischerei gemäß den Rechtsvorgaben genutzt. In Anbetracht der Gesamtbestandsentwicklung ist aber davon auszugehen, dass die dauerhafte Etablierung der Meerforelle im Bereich der Ostseeküste des Landes Mecklenburg-Vorpommern durch die ausgeübten Nutzungen nicht gefährdet wurde bzw. wird.

13.2 Erwerbsfischerei

Offizielle Fangmeldungen von aufsteigenden Laichfischen durch die Haupt- und Nebenerwerbsfischerei liegen bislang kaum vor. Es gibt jedoch unbestätigte Berichte über eine gezielte Fischerei im Randbereich der Sauerstoffdefizit-Zone im Hamburger Raum.

Abb. 130 gibt Auskunft über die bisherigen Fänge adulter Lachse und Meerforellen einer Hamenfischerei im Bereich der Mittelbe, die bislang v.a. in den Monaten Oktober bis Dezember erfolgten. Danach steigt der Jahresfang zwar leicht an, bewegt sich jedoch noch auf dem Niveau von „Einzelfängen“. Selbst in nicht besetzten Elbe-Nebengewässern wie der Havel fangen Berufsfischer mittlerweile vereinzelt Lachse und Meerforellen (Abb. 131).

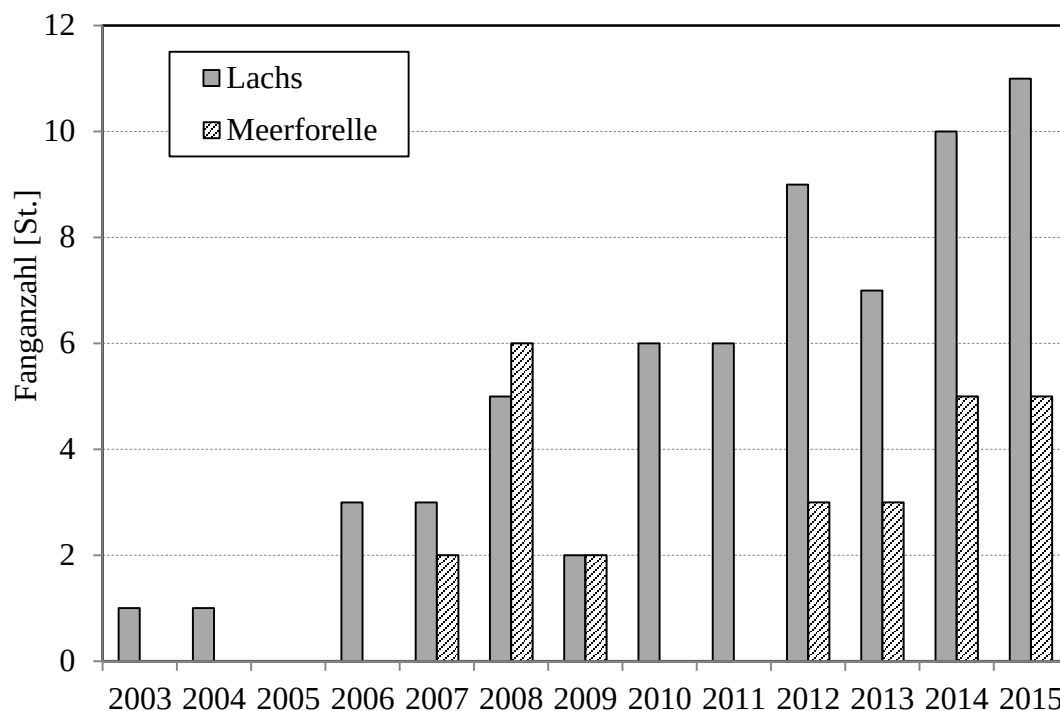


Abb. 130: Jährliche Hamenfänge von adulten Lachsen und Meerforellen in der Mittelbe



Abb. 131: Bisher größter gefangener Lachs in Brandenburg; Untere Havel bei Garz (02/2010)

GÖRNE (2005, mdl. Mitt.) berichtet über den Fang eines laichreifen Lachses von ca. 3 kg im Breitling-See bei Brandenburg an der Havel im November 2004. Dieser zeigt, dass die Lachse bei unzureichender Prägung auf das Besatzgewässer auch in anderen Flusssystemen, hier vielleicht in den Flämingbächen Plane und Buckau, nach geeigneten Laichplätzen suchen. FLA-DUNG & ZAHN (2006) berichten ebenfalls über Fänge von Lachsen und Meerforellen in der unteren Havel und belegen den Aufstieg einer Meerforelle in der Fischeaufstiegsanlage Gnevsdorf.

Bereits in ZAHN (2007) wurde darauf hingewiesen, dass von der Hamenfischerei eine Gefahr für die im Frühjahr abwandernden Smolts der Lachse und Meerforellen ausgehen könnte. Dabei ist allerdings zu betonen, dass abwandernde Smolts nicht gezielt befischt werden, sondern beim Fang anderer Arten als Beifang anfallen. Dennoch können die Jungfische als Beifang in fischereiliche Geräte gelangen. Die höchste Fangwahrscheinlichkeit geht dabei von Hamen und Aalschockern aus, da diese im Elbe-Strom betrieben werden und im Steert nur geringe Maschenweiten aufweisen.

Nach GAUMERT (2007, mdl. Mitt.) wird in der Elbe mit 5-6 Scherbretthamen (Strom-km: 378,5; 380,5; 492,2; 492,9; 497,6; 501,0) sowie im Bereich der Unter- bzw. Tideelbe auch mit 6 Hamenkuttern (Aalschocker) gefischt, wobei nicht alle im Frühjahr bzw. dauerhaft zum Einsatz kommen.

Zugnetze (Stromgarne) kommen i. d. R. nicht im Frühjahr, sondern nur im Herbst zum Einsatz, wobei hier zumeist die Bühnenfelder oder hindernisfreie Gleithänge befischt werden.

Bei den passiv fangenden Stellnetzen ist die Fangwahrscheinlichkeit für Smolts aufgrund der verwendeten Maschenweiten (meist > 20 mm) als gering einzuschätzen.

In Reusen dürfte die Wahrscheinlichkeit von Smolt-Beifängen ebenfalls gering sein, da deren Einsatz in Ufernähe, in Bereichen geringerer Strömung, erfolgt. Zudem ist bei den zulässigen Maschenweiten (≥ 15 mm) von einer geringen Mortalität auszugehen, so dass mitgefangene Smolts u.U. noch lebensfähig zurückgesetzt werden können.

Für die Hamenstandorte liegen sowohl Fangstatistiken als auch Befragungsergebnisse vor.

Bei Gorleben werden in der Abwanderungsperiode der Smolts von April bis Mai nur 2 Hamen gestellt. Diese weisen einen durchschnittlichen Smoltfang von 5-6 Ind./d*Hamen auf, wobei sie aber meist nur 20 Tage im Einsatz sind. Darüber hinaus wurde bei den gefangenen Fischen eine Überlebensrate von 50 % angegeben. Anhand dieser Angaben ergäbe sich für den Bereich Gorleben ein jährlicher Gesamtfang von 200-240 Smolts, von denen ca. 100-120 überleben.

Die Ergebnisse der Smoltfänge für den Bereich der Mittel-elbe bei Jerichow im Zeitraum 2002-2015 sind in Tab. 24 aufgeführt. Danach lag der Median für die Anzahl gefangener Smolts je Hamen und Stelltag bei 0,8 Individuen. Sie schwankte dabei zwischen 0 und 26 Individuen. Bei einer durchschnittlichen Einsatzzeit von 42 Stelltagen muss im Bereich von Jerichow je Hamen und Jahr mit einem Fang von ca. 34 Smolts bzw. insgesamt 68 Smolts gerechnet werden. Legt man ebenfalls eine Überlebensrate von 50 % zu Grunde, ergäbe sich für den Bereich von Jerichow ein jährlicher Smoltverlust von ca. 34 Individuen. In Abhängigkeit von den während der Smolt-Abwanderung herrschenden Abflussverhältnissen können die Smolt-Beifänge aber auch deutlich höher oder geringer ausfallen.

Tab. 24: Jährliche Hamen-Fänge von Lachs-Smolts; Elbe-km 378,5 / 380,5

Jahr	Fangzeit	Smolts [St.]	Stelltage	Hamen [St.]	Smolt / d * H.
2002	14.04.-29.05.	90	29	1	3,1
2003	02.04.-27.05.	57	40	1	1,4
2004	14.04.-10.05.	7	16	1	0,4
2005	09.04.-31.05.	0	27	1	0,0
2006	07.05.-31.05.	0	19	1-2	0,0
2007	08.04.-14.05.	16	24	2	0,3
2008	31.03.-11.05.	32	42	2	0,4
2009	31.03.-13.05.	33	44	2	0,4
2010	20.03.-03.06.	117	76	2	0,8
2011	12.03.-13.05.	132	63	2	1,0
2012	03.04.-15.05.	84	43	2	1,0
2013	10.04.-22.05.	560	43	2	6,5
2014	19.03.-10.06.	200	83	2	1,2
2015	09.04.-20.05.	62	41	2	0,8

Fangzeit = erster bis letzter Smolt-Nachweis; H = Hamen; d= Tag

Die Smolt-Beifänge der auf der Unterelbe operierenden Hamenkutter werden bisher nicht offiziell gemeldet und registriert, wie von den zuständigen Fischereibehörden in Hamburg, Niedersachsen und Schleswig-Holstein auf entsprechende Nachfrage mitgeteilt wurde. Seitens der Behörden besteht allerdings die Vermutung, dass die Beifänge der Hamenkutter ihrem Umfang nach die der an der Mittel- und Unterelbe tätigen Scherbretthamen kaum übersteigen.

Versuchsbefischungen der WASSERGÜTESTELLE ELBE mittels Hamenkutter erbrachten im Zeitraum 2001-2006 den Fang von insgesamt 208 Lachsen (= 35 St./a) und 504 Meerforellen (= 84 St./a), (GAUMERT 2007, mdl. Mitt.). Die Maschenweite des Hamens betrug im Steert 8 mm. Aus diesen Ergebnissen lassen sich mittlere Tagesfänge von 5 (2-15) Lachs-Smolts und 16 (3-25) Meerforellen-Smolts abschätzen (Tab. 25). Bezüglich der Überlebensraten wurden für die Hamenkutter ähnliche Angaben gemacht, wie für stationäre Hamen.

Tab. 25: Smoltfänge in der Elbe mittels Hamenkutter 2001-2006

Jahr	Zeitraum	km	E-Tage	MP	L [St.]	L/d	L [g]	Mf [St.]	Mf/d	Mf [g]	Bemerkung
2001	17.04.-20.04.	632,2-713,7	4	7	6	2	322	100	25	8532	
2002	21.04.-25.04.	638,7-714,0	5	7	17	3	724	67	13	5127	Mf-g: -1 Ad.
2003	24.04.-27.04.	638,4-714,0	4	9	9	2	352	79	20	6332	Mf-g: -2 Ad.
2004	14.04.-07.05.	615,4-713,0	8	10	25	3	2935	126	16	8363	Mf-g: -1 Ad.
2005	19.04.-23.04.	615,3-712,0	5	9	75	15	3560	85	17	5918	
2006	18.03.-14.06.	617,0-713,0	14	12	76	5	2619	47	3	3714	
					208	5		504	16		

E-Tage= Einsatztage; MP= Messpunkte; L= Lachs; Mf= Meerforelle; d= Tag; Mf-g= Masse-Reduzierung wegen gefangener Adulti erforderlich

In Verbindung mit Untersuchungen zur geplanten Kühlwasserentnahmen in der Unterelbe führten SCHUBERT et al. (2007) ebenfalls Versuchsbefischungen mit einem Hamenkutter und gleicher Maschenweite durch. Bei den jeweils einmaligen Beprobungen wurden in den Monaten April und Mai 31 Lachs-Smolts und 69 Meerforellen-Smolts gefangen. Dies wären pro Einsatztag ca. 16 Lachse und 35 Meerforellen, was zwar über den zuvor genannten Werten liegt, aber noch dem Niveau einzelner Tagesfänge entspricht (vgl. Tab. 25).

Unter Berücksichtigung der Fänge sowohl von Lachsen als auch von Meerforellen scheint die Fangquote der Hamenkutter im Vergleich zu den stationären Hamen etwas höher zu sein, was mit ihren Fangplätzen zusammenhängen kann, die meist mehr in Richtung Strommitte liegen.

Nach den für stationäre Hamen gefundenen Berechnungsansätzen (ca. 20-42 Einsatztage) kann anhand der Angaben aus Tab. 24 vermutet werden, dass der jährliche Fang pro Hamenkutter bei ca. 100-210 Lachs-Smolts und 320-672 Meerforellen-Smolts liegen könnte. Bei einer angenommenen Mortalität von 50 % ergäben sich daraus Individuenverluste von 50-110 Lachs-Smolts und 160-336 Meerforellen-Smolts je Hamenkutter.

An Mündungen von Nebenflüssen kann es jedoch auch zu deutlich höheren Tagesfängen kommen (GAUMERT 2007, mdl. Mitt.). Eine Versuchsbefischung mittels Hamenkutter in der Stör lieferte im April 2001 an 2 Fangplätzen und während 4 Flut- bzw. Ebbephasen (24 Stunden) insgesamt 1.407 Meerforellen- und 66 Lachs- Smolts (GAUMERT 2007, mdl. Mitt.; Tab. 26).

Tab. 26: Smolt-Tagesfänge in einer Nebenflussmündung 04/2001

Tide	Bef. Volumen [m³]	Fischart	Anzahl [St.]	Masse [kg]	Bemerkung
Flut	k.A.	Meerforelle	6	0,40	
Ebbe	560	Meerforelle	66	5,67	
Flut	179	Meerforelle	22	1,25	
		Lachs	8		
Ebbe	483	Meerforelle	88	5,00	
Flut	326	Meerforelle	234	13,50	
		Lachs	11		
Ebbe	545	Meerforelle	274	17,15	- 1 Ad.
		Lachs	14	0,53	
Flut	378	Meerforelle	279	17,00	
		Lachs	9	0,38	
Ebbe	610	Meerforelle	440	24,79	- 1 Ad.
		Lachs	24	0,87	

Ad = Adult

Derartige Fänge können für Wiederansiedlungsbemühungen in den jeweiligen Elbnengebässern äußerst problematisch sein.

Geht man davon aus, dass alle Hamen und Hamenkutter an der Elbe, die von Smolts aus den oberliegenden Projektgebieten passiert werden müssen, über 20-42 Tage im Einsatz sind, lässt sich bei aktueller Besatzintensität im Einzugsgebiet der Elbe eine fischereiliche Mortalität von

jährlich ca. 1.400-2.800 Lachs- und Meerforellen-Smolts abschätzen. Ausgehend von den bislang in Deutschland ermittelten Rückkehrerraten aus Smoltbesatz, die im Bereich von 0,1-1 % liegen (MUNLV 2006; INGENDAHL 2006), entspricht dies einem wahrscheinlichen Verlust von etwa 1-30 Laichfischen.

Für sich genommen stellen die Smolt-Verluste durch die Hamenfischerei nach gegenwärtigem Kenntnisstand keinen Faktor dar, der die Erfolgsaussichten der Wiedereinbürgerungsmaßnahmen fraglich erscheinen lassen würde. Dabei ist allerdings zu berücksichtigen, dass gerade in der Tideelbe auch noch andere Verlustursachen (Prädation, Sauerstoffmangel, Wasserentnahmen u.a.m.) wirken. Da Wiedereinbürgerungen kostenintensive Besatzmaßnahmen erfordern, sollten u.E. alle Möglichkeiten ausgeschöpft werden, um vermeidbare Verluste auszuschließen. Aus diesem Grund wurde -

- ein fischereibehördlich abgestimmtes Management der Großsalmoniden über das gesamte Einzugsgebiet der Elbe (Reaktivierung der AG Elbefischerei),
- die konsequente Kontrolle und Durchsetzung fischereigesetzlicher Regelungen zum Schutz von Wandersalmoniden (v. a. Stärkung der Fischereiaufsicht) und
- die Prüfung von Möglichkeiten des Einsatzes von größeren Maschenweiten und Jungfischgittern in den Elbe-Hamen - empfohlen.

Die vorgeschlagenen Jungfischgitter nach KÖTHKE (s. SELIGO 1926) könnten eine weitestgehend schadlose Durchleitung von Jungfischen durch die Hamen sowie die Reduzierung des wirtschaftlich unbrauchbaren Beifangs ermöglichen.

14. Projektpräsentation und Öffentlichkeitsarbeit

Über den aktuellen Stand der Wiederansiedlungsprojekte in den einzelnen Flusssystemen wurde und wird regelmäßig in den Medien berichtet (Fernsehen: v.a. ORB/RBB – „Brandenburg aktuell“, „ZIBB“, „OZON“; Presse: Märkische Allgemeine Zeitung, Potsdamer Neueste Nachrichten, Berliner Morgenpost, Der Prignitzer, Lausitzer Rundschau; Rundfunk: Antenne Brandenburg).

In diesem Zusammenhang brachten auch politische Entscheidungsträger und Behördenvertreter des Landes Brandenburg durch ihre Anwesenheit bei verschiedenen Anlässen (z.B. Erstbesatz Stepenitz 1999, Vorstellung Zwischenbilanz 2003, Erstbesatz Pulsnitz 2004, Projektpräsentation 2010) ihre Wertschätzung und Unterstützung für die laufenden Bemühungen zur Wiedereinbürgerung von Lachs und Meerforelle zum Ausdruck (Abb. 132 bis Abb. 135).

Im Jahr 2010 veröffentlichte das Land Brandenburg im Rahmen der Öffentlichkeitsarbeit eine Imagebroschüre zum Thema, die vom Minister für Infrastruktur und Landwirtschaft des Landes Brandenburg, Jörg Vogelsänger, persönlich vorgestellt wurde.

Die Fachöffentlichkeit wurde u.a. bei Tagungen der Deutschen Gesellschaft für Ichthyologie und Deutschen Gesellschaft für Limnologie, auf Tagungen der Arbeitsgemeinschaft für Fischarten- und Gewässerschutz in Norddeutschland (AFGN), des Wanderfischprogramms NRW, beim Mulde-Wanderfischsymposium sowie zuletzt auf der 2. Internationalen Fachtagung „Elbefische auf dem besten Weg“, die im September 2013 in Geesthacht stattfand, über den Projektstand informiert.



Abb. 132: Erstbesatz Stepenitz 1999



Abb. 133: Erstbesatz Pulsnitz 2004



Abb. 134: Broschüre des MIL Brandenburg;
Projekt-Präsentation (2010)



Abb. 135: Landwirtschaftsminister J. Vogelsänger mit Lachs (2010)

15. Ausblick

Die vorliegende Broschüre gibt einen detaillierten Überblick zu den bisherigen Aktivitäten im Zusammenhang mit der Wiedereinbürgerung von Lachs und Meerforelle in Gewässern des Landes Brandenburg. Sie haben dazu geführt, dass Lachs und Meerforelle heute wieder zur Fischfauna Brandenburgs gehören und natürlich reproduzierende Bestände im Einzugsgebiet der Stepenitz und - im Falle der Meerforelle - auch in der Ucker bilden. Hinzu kommen in allen Projektgebieten teils sehr deutliche Verbesserungen der ökologischen Gewässerqualität und damit der Lebensbedingungen auch für andere Fischarten und weitere Bestandteile aquatischer Biozönosen, die mit Hilfe von Lachs und Meerforelle erreicht wurden.

Im Falle des Lachses ist allerdings die Anzahl der jährlich zum Laichen aufsteigenden Fische nach wie vor zu gering, um genügend Nachwuchs für einen sich längerfristig selbst erhaltenden, fischereilich nutzbaren Bestand zu generieren. Diese Situation ist nicht allein auf die Stepenitz beschränkt, sondern auch für andere Wiedereinbürgerungsprogramme mit Lachsen in den Nebenflüssen von Elbe, Rhein und weiteren Flussgebieten symptomatisch. Die Suche nach den Ursachen dafür hat gerade erst begonnen. Vieles deutet darauf hin, dass diese überwiegend in der Lebensphase zwischen der Abwanderung als Smolt aus den Projektgewässern und der Rückkehr als Laichfisch und damit außerhalb der Projektgebiete liegen. Denn die

durchgeführten Monitorings der Smoltabwanderung haben zweifelsfrei belegt, dass die Projektgewässer über eine gute Habitateignung für heranwachsende Jungfische verfügen und die Anzahl der daraus abwandernden Smolts, zumindest in der Stepenitz, grundsätzlich genügend Laichfische für einen selbsterhaltenden Bestand ermöglicht.

Somit wird es im nächsten Schritt darum gehen, den Blick zu weiten - von einzelnen Projektgewässern auf das ganze Flussgebiet und darüber hinaus. Der langfristige Erfolg oder Misserfolg der Lachswiedereinbürgerung in Brandenburg entscheidet sich nicht allein in Stepenitz und Schwarzer Elster, sondern ganz maßgeblich durch Faktoren im Einzugsgebiet der Elbe und möglicherweise im Atlantik. Fundierte Untersuchungen zu Sterblichkeiten von Smolts und Laichfischen während ihrer gesamten Wanderung sind ebenso essentiell, wie solche zum Verbleib von Laichern in der Elbe einschließlich ihrer Vermehrungschancen sowie der Bedeutung der oberen Elbe und ihrer Nebenflüsse für einen stabilen „Elblachsbestand“. Das erfordert eine verstärkte Zusammenarbeit mit Fachleuten verschiedener Bereiche und deutlich über die Grenzen Brandenburgs hinaus. Die wissenschaftliche Begleitung und Federführung des IfB im Wanderfischprogramm Sachsen-Anhalts sowie die enge Kooperation mit den in der Lachs-Wiederansiedlung tätigen Institutionen und Verbänden des Freistaates Sachsen bieten dazu bereits gute Voraussetzungen.

Aber auch in den Projektgebieten besteht weiterhin die Notwendigkeit, die Entwicklung der Bestände durch geeignete Maßnahmen zu unterstützen. Selbst im vergleichsweise naturnah erhaltenen Fließgewässersystem der Stepenitz sind weite Teile nach wie vor durch Querbauwerke für Lachs und Meerforelle versperrt und Habitate in ihrer Funktionsfähigkeit beeinträchtigt. Der Schutz der bestehenden Reproduktions- und Jungfischhabitate wie auch die Wiederherstellung bzw. Neueinrichtung geeigneter Gewässerstrukturen sind daher eine beständige Aufgabe. Weiterführende Analysen zum natürlichen Vermehrungserfolg im System, die Validierung der Parr-Wiederfangraten und genetischen Untersuchungen sowie der Aufbau und Betrieb von Fang- bzw. Kontrollstationen für Laichfische stellen wichtige Aufgaben für die nächste Projektphase dar. Darüber hinaus bleibt die fachliche Unterstützung der künstlichen Vermehrung sowie von Maßnahmen zur Reduzierung noch vorhandener Gewässerbeeinträchtigungen weiter erforderlich. Für die Kommunikation der Erfolge und Probleme bei der Projektrealisierung sollten auch die regionalen Arbeitsgruppen genutzt werden.

Insgesamt sind die Aufgaben also nicht weniger geworden. Aber die bisherigen Erfolge des Projektes, die andauernde Unterstützung durch viele Personen und Interessengruppen sowie das entstandene Netzwerk rund um die Wiederherstellung des guten ökologischen Zustandes unserer Gewässer machen optimistisch, dass der eingeschlagene Weg richtig ist und Lachs und Meerforelle ihr natürliches Verbreitungsgebiet auch in Brandenburger Gewässern wieder dauerhaft besiedeln werden.

16. Literatur

- AARESTRUP, K., A. KOED & T. MØLLER-OLESEN (2006): Nedstrøms vandring og opstemninger. *Fisk og Hav*, Nr. 60. S. 61.
- ADAM, B.; R. BOSSE, U. DUMONT, R. HADDERINGH, L. JÖRGENSEN, B. KALUSA, G. LEHMANN, R. PISCHEL & U. SCHWEVERS (2004): Fischschutz- und Fischabstiegsanlagen – Bemessung, Gestaltung, Funktionskontrolle. *ATV-DVWK Themen*, Deutsche Vereinigung f. Wasserwirtschaft, Abwasser u. Abfall e.V., Hennef, 256 S.
- ADAM, B. (2005): Probleme der Stammauswahl für die Wiederansiedlung des Atlantischen Lachses (*Salmo salar*). In: *Artenschutzreport*, Sonderheft 16/2005, S. 16-24.
- ADAM, B. (2013): Erfahrungen mit dem neuen Fischaufstieg am Wehr in Geesthacht an der Elbe. *VDSF-Schriftenreihe „Fischerei & Gewässerschutz“*, 8, Verband Deutscher Sportfischer e.V. (VDSF), Offenbach/Main: 12-19.
- ANONYM 1 (1997): Schwarze Elster – Ökologischer Zustand und Entwicklungsziele, *Fachbeiträge des Landesumweltamtes*, 24, Landesumweltamt Brandenburg, Potsdam.
- ANONYM 2 (2001): Deutsches Gewässerkundliches Jahrbuch – Elbegebiet, Teil 1. Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt, Halle (Saale).
- ANONYM 3 (1965): Chronik der Stadt Elsterwerda 1211-1965. Stadtarchiv Elsterwerda.
- ANONYM 4 (1897): Prignitzer Nachrichten vom 14.12.1897
- ANTONS, C.; S. LASKOWSKI; J. MAKUS; N. RECHENBACH; M. STERNA & M. HERMANN (2012): Gewässerentwicklungskonzept Stepenitz, Dömnitz & Jeetzebach. Endbericht i.A. Landesamt f. Umwelt, Gesundheit u. Verbraucherschutz Brandenburg; Pöyry Deutschland GmbH; Potsdam u. Schwerin, 210 S.
- ARBEITSGEMEINSCHAFT FÜR DIE REINHALTUNG DER ELBE / FLUSSGEBIETSGEMEINSCHAFT ELBE (ARGE/FGG Elbe; Hrsg.) (2007): Sauerstoffgehalte der Tideelbe – Entwicklung der kritischen Sauerstoffgehalte im Jahr 2007 und in den Vorjahren, Erörterung möglicher Ursachen und Handlungsoptionen. Sachstandsbericht der Wassergütestelle Elbe; Hamburg: 4.
- BAILEY, N.T.J. (1951): On estimating the size of mobile populations from recapture data. *Biometrika* 38: 293-306.
- BAILEY, N.T.J. (1952): Improvements in the interpretation of recapture data. *Journal of Animal Ecology* 21: 120-127.
- BAKTOFT, H. & A. KOED (2008): Smoltudvandring fra Storå 2007 samt smoltdødelighed under udvandringen gennem Felster Kog og Nisum Fjord. DTU Aqua Silkeborg : 17, 20 f.
- BALON, E.K. (1975): Reproductive Guilds of Fishes: A Proposal and Definition, *J. Fish. Res. Board Can.*, Vol. 32(6): 821-864
- BALON, E.K. (1981): Additions and amendments to the classification of reproductive styles in fishes, *Env. Biol. Fish.*, Vol. 6, No. 3/4, 377-389
- BAUCH, G. (1957): Der Elblachs (*Salmo salar* L.), seine Biologie und wirtschaftliche Bedeutung. *Z. Fisch. Hilfswiss.* VI (n.F.): 241-250.
- BAUCH, G. (1958): Untersuchungen über die Gründe für den Ertragsrückgang der Elbfischerei zwischen Elbsandsteingebirge und Boizenburg. *Z. Fisch. Hilfswiss.* VII (n.F.): 161-437.
- BAUCH, G. (1963): Die einheimischen Süßwasserfische. 4. Ed., Neumann Verlag, Radebeul u. Berlin.

- BEKMANN, B.L. & J.C. BEKMANN (1751): Historische Beschreibung der Chur und Mark Brandenburg., Verlag Christian Friedrich Voß, Berlin.
- BOCK, R., H. JURSCH, R. KÖHLER, M. KÜHNE & M. OELZE (2003): Aspekte der Wasserkraftnutzung in Brandenburg – Positionspapier des Landesumweltamtes. *Fachbeiträge d. Landesumweltamtes* 80, Landesumweltamt Brandenburg, Potsdam.
- BORGSTEDT, A.A.H. (1788): Statistisch-topographische Beschreibung der Kurmark Brandenburg. Teil 1, Verlag J.F. Unger, Berlin: 197-203.
- BORNE, M. v. d. (1882): Die Fischerei-Verhältnisse des Deutschen Reiches, Oestereich-Ungarns, der Schweiz und Luxemburgs., W. Moeser Hofbuchdruckerei, Berlin.
- BRÄMICK, U., U. ROTHE, H. SCHUHR, M. TAUTENHAHN, U. THIEL, C. WOLTER & S. ZAHN (1998): Fische in Brandenburg – Verbreitung und Beschreibung der märkischen Fischfauna. Potsdam: 46, 50.
- BRUMUND-RÜTHER, E., K.-H. BAHNS & K.D. WEGE (1991): Lachs und Meerforelle in Deutschland. Offenbach: 22 f., 35-42.
- BRUMUND-RÜTHER, E. (1994): Entwurf einer Wiederbesiedlungsstrategie für die Elbe mit Atlantischen Lachsen (*Salmo salar*) – „Elbelachs 2000“. Arbeitsgemeinschaft für Fischarten- und Gewässerschutz in Norddeutschland (AFGN).
- BRUMUND-RÜTHER, E., G. BRÜNING, H.M. WINKLER, N. HAMANN, N. HARTMANN & G.W. SCHMIDT (1996): Fisch des Jahres 1996 – Die Meerforelle (*Salmo trutta trutta* L.). Verein Deutscher Sportfischer - VDSF (Hrsg.), Offenbach: 7 ff., 34, 45 f.
- BRUMUND-RÜTHER, E. (2000): Lachswiedereinbürgerung in Norddeutschland. In: Fisch des Jahres 2000 – Der Lachs; Verein Deutscher Sportfischer - VDSF (Hrsg.); Offenbach: 90 f., 104, 121 ff.
- BRUMUND-RÜTHER, E. (2000a): Über Lachsbestände und Bestandsmanagement in Deutschland und Europa, Island und Nordamerika einst und jetzt. In: Fisch des Jahres 2000 – Der Lachs; Verein Deutscher Sportfischer - VDSF (Hrsg.); Offenbach: 173.
- BRUMUND-RÜTHER, E. (2006): 20 Jahre AFGN. *Fischwaid* 5/2006: 18 ff.
- CHADWICK, E. M. P. (1993): Measuring marine exploitation of Atlantic salmon in Canada. In: Mills (Hrsg.), *Salmon in the sea and new enhancement strategies*. Oxford (Fishing News Books): 196 ff.
- CORNUET, J.M., S. PIRY, G. LUIKART, A. ESTOUP & M. SOLIGNAC (1999): New methods employing multilocus genotypes to select or exclude populations as origins of individuals. *Genetics* 153: 1989-2000.
- CROZIER, W. W. & G. J. A. KENNEDY (1993): Marine survival of wild and hatchery-reared Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) from the River Bush, Northern Ireland. In: Mills (Hrsg.), *Salmon in the sea and new enhancement strategies*. Oxford (Fishing News Books): 146 f.
- DIEKMANN, M., J. GESSNER & A. LUDWIG (2006): Die Bestandssituation des Atlantischen Lachses. *Fischer & Teichwirt*, 9/2006, S. 335 f.
- ECKSTEIN, K. (1908): Die Fischereiverhältnisse der Provinz Brandenburg zu Anfang des 20. Jahrhunderts. Berlin.
- ECKSTEIN, K. (1909): Die Tierwelt des Wassers und seiner Ufer. In: *Landeskunde der Provinz Brandenburg*, Bd. I, Berlin: 311-336.
- ELLIOTT, J.M. (1994): *Quantitative Ecology and the Brown Trout*. Oxford University Press, Oxford (UK): 147.

- ENDLER, A. (1891): Untersuchungen über den gegenwärtigen Stand der Fischereiverhältnisse in der Schwarzen Elster, der Spree und der Lausitzer Neiße nebst deren hauptsächlichsten, im Königreiche Sachsen entspringenden Nebengewässern. *Schriften des Sächsischen Fischereivereins* **13**: 1-54.
- ESTOUP, A., P. PRESA, F. KRIEG, D. VAIMAN & R. GUYOMARD (1993): (CT)_n and (GT)_n microsatellites: a new class of genetic markers for *Salmo trutta* L. (brown trout). *Heredity* **71**: 488-496.
- 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: *Sea Trout. Biologie, Conservation & Management*. Edited by HARRIS, G. & MILNER, N. Blackwell Publishing Ltd: 311.
- FERGUSON, A. (2006): Genetics of Sea Trout, with Particular Reference to Britain and Ireland. In: HARRIS, G. & N. MILNER (Ed.) (2006): *Sea Trout – Biology, Conservation & Management*. Blackwell Publishing, Oxford.
- FLADUNG, E. & S. ZAHN (2006): Untersuchung der Funktionstüchtigkeit der Fischwanderhilfe am Wehr Gnevsdorf (Havel / Gnevsdorfer Vorfluter). Abschlussbericht i.A. Landesumweltamt Brandenburg, Institut f. Binnenfischerei, Potsdam, unveröffentlicht.
- FRANKLIN, I.R. (1980): Evolutionary change in small populations. In: SOULÉ, M.E. & B.A. WILCOX (Eds.): *Conservation biology: an evolutionary-ecological perspective*. Sunderland, Sinauer: 135-150.
- FRANKLIN, I.R. & R. FRANKHAM (1998): How large must populations be to retain evolutionary potential? *Animal Conservation* **1**: 69-70.
- FRIČ, A. (1894): *Der Elbelachs – eine biologisch-anatomische Studie*. Selbstverlag, Prag.
- FRIEDEL, E. (1886): Die Wirbeltiere der Provinz Brandenburg. Festschrift, 59. Versammlung Deutscher Naturforscher und Ärzte zu Berlin, Berlin.
- FÜLLNER, G., G.W. SCHMIDT, A. SCHULTE-WÜLWER-LEIDIG, E. BRUMUND-RÜTHER, P. WONDRAK & B. TOMBEK (2000): Fisch des Jahres 2000 – Der Lachs. Verband Deutscher Sportfischer e. V. (VDSF; Ed.), Verlag M. Faste, Offenbach & Kassel.
- FÜLLNER, G., M. PFEIFER & J. GEISLER (2001): Wiederansiedlung des Atlantischen Lachses (*Salmo salar*) in der Elbe und ausgewählten Nebengewässern. Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft, Zwischenbericht, Königswartha.
- FÜLLNER, G., M. PFEIFER, J. GEISLER & K. KOHLMANN (2003): Der Elblachs – Ergebnisse der Wiedereinbürgerung in Sachsen. Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft Dresden (Hrsg.): 19 f., 48 f.
- FÜLLNER, G. & M. PFEIFER (2004): Zum Reproduktionsstatus des Atlantischen Lachses (*Salmo salar* L.) in sächsischen Nebenflüssen der Elbe. *Fischer & Teichwirt*, 8/2004: 787.
- FÜLLNER G., M. PFEIFER, J. REGIMENT & A. ZARSKE (2005): Atlas der Fische Sachsens – Geschichte, Verbreitung, Gefährdung, Schutz. Sächsische Landesanstalt f. Landwirtschaft u. Staatliche Naturhistorische Sammlungen, Dresden u. Königswartha.
- GAUMERT, T., R. BOCK, M. BRUNKE, M. DITTRICH, K.-H. JÄHRLING, C. LECOUR, J. PUCHMÜLLER, K. RENTSCH, J. SIGNER, A. ANLAUF, J. SCHOLLE, B. SCHUCHARDT & T. BILDSTEIN (2009): Ermittlung überregionaler Vorranggewässer im Hinblick auf die Herstellung der Durchgängigkeit für Fische und Rundmäuler im Bereich der FGG Elbe sowie Erarbeitung einer Entscheidungshilfe für die Priori-

- sierung von Maßnahmen. Abschlussbericht, FGG Elbe & BIOCONSULT, Magdeburg, Bremen u. Gnarrenburg.
- GRAY, J. (2017): Reintroducing Beavers into the UK. Briefing Paper, Salmon & Trout Ass., <http://www.salmon-trout.org/beavers>
- GREENHALGH, M. & R. SUTTERBY (2005): Atlantic Salmon. Merlin Unwin Books: 123.
- GROßE, N., R. KRUSPE, J. NEUMANN & D. DIETRICH (2001): Ermittlung der ökologisch begründeten Mindestabflussmengen der Schwarzen Elster von der Landesgrenze zu Sachsen bis Bad Liebenwerda unter besonderer Berücksichtigung des stark beeinträchtigten gewässerökologischen Zustandes. Gutachten, Landesumweltamt Brandenburg, Potsdam.
- GuG e.V. (1997): Kartierungsergebnisse – Stepenitz-System., unveröffentlicht, Gewässerkataster Brandenburg am Institut f. angewandte Gewässerökologie in Brandenburg, Neuseddin, Zuarbeit z. Fließgewässerschutzprogramm
- HABERECHT, L., I. MERKEL, T. BERGER, S. MAROTZKE, U. PILZ & H. REINHOLD (1997): Wasserwirtschaftliche und ökologische Untersuchung der Pulsnitz von der Mündung in die Schwarze Elster bis zur Landesgrenze Sachsen. Gutachten, Landesumweltamt Brandenburg, Cottbus.
- HAMBROOK, M. J. & G. M. HARE (1993): New uses for kelts. – In: Mills (Hrsg.), Salmon in the sea and new enhancement strategies. Oxford (Fishing News Books): 332-337.
- HANTKE, H. (2004): Erste Ergebnisse der Untersuchungen des Jahres 2004 zum Fischeaufstieg Neubukow unter besonderer Berücksichtigung der Wanderaktivität der Meerforelle. - In: Fisch & Umwelt Mecklenburg-Vorpommern e.V. - Jahresheft 2003/2004: 35-50.
- HANTKE, H. (2013): Bestandserfassung der Meerforelle (*Salmo trutta L.*) in drei ausgewählten Fließgewässern M-V durch videooptische Zählungen und Markierungsversuche sowie eine darauf basierende Abschätzung des Gesamtbestandes in der Mecklenburger Bucht. Abschlussbericht; Fisch & Umwelt Mecklenburg-Vorpommern e.V.; Rostock.
- HARRIS, G. & N. MILNER (2006): Setting the Scene – Sea Trout in England and Wales – A Personal Perspective. In: HARRIS, G. & N. MILNER (Ed.) (2006): Sea Trout – Biology, Conservation & Management. Blackwell Publishing, Oxford.
- HARTMANN, U. (1996): Zur Meerforelle (*Salmo trutta trutta L.*) in Schleswig-Holstein. In: Fisch des Jahres 1996 – Die Meerforelle (*Salmo trutta trutta L.*). Verein Deutscher Sportfischer - VDSF (Hrsg.), Offenbach: 93.
- HOCHLEITNER, M. (2001): Lachsfische (*Salmoniformes*) – Biologie und Aquakultur. AT Ratgeber / AquaTech Publications, Kitzbühel.
- HUFGARD, H. & U. SCHWEVERS (2013a): Monitoring des Fischeaufstiegs an der Staustufe Geesthacht an der Elbe, Jahrbuch 2010. *Schriftenreihe Elbfisch-Monitoring*, Band 2; VATTENFALL Europe Generation AG (Ed.); Institut f. angewandte Ökologie; Cottbus u. Kirtorf-Wahlen.
- HUFGARD, H. & U. SCHWEVERS, U. (2013b): Monitoring des Fischeaufstiegs an der Staustufe Geesthacht an der Elbe, Jahrbuch 2011. *Schriftenreihe Elbfisch-Monitoring*, Band 3; VATTENFALL Europe Generation AG (Ed.); Institut f. angewandte Ökologie; Cottbus u. Kirtorf-Wahlen.
- HUFGARD, H.; B. ADAM & U. SCHWEVERS (2013c): Monitoring des Fischeaufstiegs an der Staustufe Geesthacht an der Elbe, Jahrbuch 2012. *Schriftenreihe Elbfisch-Monitoring*, Band 4; VATTENFALL Europe Generation AG (Ed.); Institut f. angewandte Ökologie; Cottbus u. Kirtorf-Wahlen.

- ICES (2007): Extract of the report of the Advisory Committee on Fishery Management, North Atlantic Salmon Stocks, to the North Atlantic Salmon Conservation Organization. International Council for the Exploration of the Sea: 1.
- IKSR (2007): Lachs 2020 – Der Weg zu selbsterhaltenden Populationen von Wanderfischen im Einzugsgebiet des Rheins. Internationale Kommission zum Schutz des Rheins, Bericht Nr. 162-d: 8, 19.
- ILLIES, J. (1978): Limnofauna Europaea. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart.
- INGENDAHL, D. (1999): Der Reproduktionserfolg von Meerforelle (*Salmo trutta* L.) und Lachs (*Salmo salar* L.) in Korrelation zu den Milieubedingungen des hyporheischen Interstitials., Diss., Mathematisch-naturwissenschaftliche Fak., Universität Köln.
- INGENDAHL, D. (2006): Das Wanderfischprogramm NRW - Vortrag auf der Herbsttagung der Arbeitsgemeinschaft für Fischarten und Gewässerschutz in Norddeutschland (AFGN) am 04.11.2006 in Lingen/Ems.
- INGENDAHL, D.; G. FELDHAUS, W. SCHÄFER, T. WIENERT & G. STOLF (2007): Erste erfolgreiche Rekonditionierung von Lachsen auf der Teichanlage der Bezirksregierung Arnsberg in Kirchhundem-Albaum. *Fischer & Teichwirt*, 12/2007: 463 ff.
- IVERSEN, K. & S. LARSEN (2007): Gyde og opvaekstområder for laks i Skjern-A-systemet – Opfølgning på national forvaltningsplan for laks. Rapport udarbejdet for Skov - og Naturstyrelsen, Ringkøbing Amt og Skjern Å Sammenslutningen
- JANSSEN, G. (1993): Biologie der Meerforelle. In: Meerforelle. ; Sonderheft; *Blinker*, Nr. 67: 8, 12.
- JONSSON, B. & J. RUUD-HANSEN (1985): Water temperature as the primary influence on timing of seaward migrations of Atlantic salmon (*Salmo salar*) smolts; *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 42: 593-595.
- JONSSON, B. (1989): Life history and habitat use of Norwegian brown trout (*Salmo trutta*). *Freshwater Biology*, 21: 71-86.
- JONSSON, N. (1991): Influence of water flow, water temperature and light on fish migration in rivers; *Nordic Journal of Freshwater Research* 66: 20-35.
- JONSSON, B. & N. JONSSON (2006): Life History of the Anadromous Trout *Salmo trutta*. In: HARRIS, G. & N. MILNER (Ed.) (2006): Sea Trout – Biology, Conservation & Management. Blackwell Publishing, Oxford.
- KEMP P., M. GESSEL & J. WILLIAMS (2005): Fine-scale behavioral responses of Pacific salmonid smolts as they encounter divergence and acceleration of flow. *Transactions of the American Fisheries Society*, 134(2): 390-398
- KLINGER, H., D. INGENDAHL, A. NEMITZ, F. MOLLS & H. SCHULZE - WIEHENBRAUCK (2006): Wanderfischprogramm Nordrhein-Westfalen – Phase 2007 bis 2010. Ministerium f. Umwelt, Naturschutz, Landwirtschaft u. Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen (MUNLV; Hrsg.): 21-24
- KNÖSCHE, R. & F. RÜMMLER (2017): Technik zur fischereilichen Bewirtschaftung freier Gewässer – Teil 2: Organisation der Fischerei, Einsatz und Fängigkeit der Fanggeräte sowie Mechanisierung des Fischfangs. *Schriften des Instituts für Binnenfischerei e.V. Potsdam-Sacrow*, Bd. 46, (in Vorbereitung)
- KNUTH, D. et.al. (1998): Rote Liste der Rundmäuler und Fische des Landes Brandenburg, *Naturschutz u. Landschaftspflege in Brandenburg*, Heft 4, Beilage.
- KOED, A. (2006): Undersøgelse af smoltudtrækket fra Skjern Å samt smoltdødelighed ved passage af Ringkøbing Fjord 2005. *Danmarks Fiskeriundersøgelser*, Silkeborg: 1, 13.

- KOHLMANN, K. (2004): Genetische Charakterisierung Atlantischer Lachse (*Salmo salar*) – Zwischenbericht Januar 2004, unveröffentlicht, Institut f. Binnenfischerei e. V. Potsdam-Sacrow & Leibniz-Institut für Gewässerökologie u. Binnenfischerei Berlin.
- KOHLMANN, K. (2006): Genetische Charakterisierung Atlantischer Lachse (*Salmo salar*) – Zwischenbericht März 2006, unveröffentlicht, Institut f. Binnenfischerei e. V. Potsdam-Sacrow & Leibniz-Institut für Gewässerökologie u. Binnenfischerei Berlin.
- KOHLMANN, K. & G. FÜLLNER (2008): Untersuchungen von rückkehrenden Laichfischen Atlantischer Lachse (*Salmo salar*) im Rahmen des Programms zur Wiedereinbürgerung des Lachses in die Elbe auf genetische Marker. Berichte aus der Fischerei. *Schriftenreihe d. Landesamtes f. Umwelt, Landwirtschaft u. Geologie d. Freistaates Sachsen*, Heft 26: S. 113-123.
- KOTTELAT, M. (1997): European freshwater fishes, *Biologia Bratislava*, 52 / Supplement 5: 1-271
- KOTTELAT, M. & J. FREYHOF (2007): Handbook of European Freshwater Fishes. Eigenverlag; Kottelat, Cornol (Switzerland) and Freyhof, Berlin (Germany).
- KRUEGER, C. C.; A.J. GHARRETT, T.R. DEHRING & F.W. ALLENDORF (1981): Genetic aspects of fisheries rehabilitation programs. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 38: 1877 – 1881.
- LANDESSPORTFISCHEREIVERBAND & VERBAND DER BINNENFISCHER UND TEICHWIRTE SCHLESWIG-HOLSTEIN (VDSF; HRSG.) (2003): Die Hege von Fischen in Schleswig-Holstein. Kiel.
- LARINIER, M. & S. BOYER-BERNARD (1991): La Dévalaison des Smolts de Saumon Atlantique au Barrage de Poutès Sur L'Allier (43): Utilisation de Lampes a Vapeur de Mercure en vue D'Optimiser L'Efficacité de L'Exutoire de Dévalaison. *Bull. Fr. Pêche Piscic.* 323: 129-148.
- LESKE & STRUNCK (1993): Hydraulische Untersuchungen der Stepenitz., Gutachten d. PROWA Planungsgesellschaft mbH Magdeburg (PPM) i.A. d. LUA Brandenburg, Abt. Gewässerschutz u. Wasserwirtschaft; Potsdam u. Magdeburg.
- LILL, D.R. & H.M. WINKLER (2002): Die Fischgemeinschaften des Stepenitz-Karthane-Systems und ihre funktionelle Beziehung zum Gewässerzustand., *Zeitschrift f. Fischkunde*, Supplementband 1: Ökologie der Elbefische., S. 133 – 158
- LÖBF (2002): Jahresbericht zum Wanderfischprogramm - 2002. LÖBF-Stabstelle für das Wanderfischprogramm (Hrsg.), Recklinghausen.
- LÖBF UND FISCHEREIVERBAND (2003): Jahresbericht zum Wanderfischprogramm – 2003. Arbeitsbericht; Wanderfischprogramm Nordrhein-Westfalen (Hrsg.), Kirchundem-Albaum.
- LÖBF (2004): Wanderfischprogramm Nordrhein-Westfalen, Jahresbericht – 2004: 72.
- MALISON, R.L., K.V. KUZISHCHIN & J.A. STANFORD (2016): Do beaver dams reduce habitat connectivity and salmon productivity in expansive river floodplains? *PeerJ* 4: e2403; DOI 10.7717/peerj.2403.
- MALLOCH, P. D. (1910): Life history and habits of the salmon, sea-trout, and other freshwater fish. London: 136 f, 144 ff.
- MANN, H. (1964): Der Lachsfang in Elbe, Weser, Rhein und die Ursachen seines Niederganges. *Der Fischwirt* 14: 213-222.
- MCELHANY, P., M.H. RUCKELSHAUS, M.J. FORD, T.C. WAINWRIGHT & E.P. BJORKSTEDT (2000): Viable salmonid populations and the recovery of evolutionari-

- ly significant units. U.S. Dept. Commer., NOAA Tech. Memo. NMFS-NWFSC-42,156 p.
- MCGINNITY, P., P. PRODÖHL, A. FERGUSON, R. HYNES, N. Ó MAOILÉIDIGH, N. BAKER, D. COTTER, B. O'HEA, D. COOKE, G. ROGAN, J. TAGGART & T. CROSS (2003): Fitness reduction and potential extinction of wild populations of Atlantic Salmon, *Salmo salar*, as a result of interactions with escaped farm salmon. *Proc. R. Soc. Lond.*, 270: 2443-2450.
- MILJØMINISTERIET, SKOV- OG NATURSTYRELSEN (2004): National forvaltningsplan for Laks: 17, 41.
- MILLS, D. (1993): Strategien zum Wiederaufbau von Lachsflüssen. *Schriftenreihe der Lachs- und Meerforellen – Sozietät und der ARGE für Fischarten- und Gewässerschutz der norddeutschen Landessportfischerverbände*. Bd. I.
- MOHLER, J. W. (2003): Producing Fluorescent Marks on Atlantic Salmon Fin Rays and Scales with Calcein via Osmotic Induction. *North American Journal of Fisheries Management*, 23: 1108-1113.
- MOHR, T.; S. JENNERICH & N. SCHULZ (2002): Untersuchungen der Meerforellenbestände im Hellbachsystem in den Jahren 2001 und 2002. In: *Fisch und Umwelt Mecklenburg-Vorpommern - Jahresheft 2002*: 57.
- MORRIS, D.B., K.R. RICHARD & J.M. WRIGHT (1996): Microsatellites from rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) and their use for genetic study of salmonids. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 53: 120-126.
- MUF (2005): Der Lachs kehrt zurück. Ministerium für Umwelt und Forsten Rheinland-Pfalz (Hrsg.): 30, 33.
- MUNLV (2001): Das Wanderfischprogramm Nordrhein-Westfalen – Statusbericht zur ersten Programmphase 1998-2002. Ministerium f. Umwelt, Naturschutz, Landwirtschaft u. Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen (Hrsg.), Düsseldorf.
- MUNLV (2003): Wanderfischprogramm Nordrhein-Westfalen - Ein Landesprogramm im Bereich Naturschutz & Gewässerökologie (Phase 2003 bis 2006). Ministerium f. Umwelt, Naturschutz, Landwirtschaft u. Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen (Hrsg.): 21.
- MUNLV (2004): Jahresbericht zum Wanderfischprogramm 2004. Arbeitsbericht, Ministerium f. Umwelt, Naturschutz, Landwirtschaft u. Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen (Hrsg.): 20.
- MUNLV (2006): Wanderfischprogramm Nordrhein-Westfalen – Phase 2007 bis 2010. Ministerium f. Umwelt, Naturschutz, Landwirtschaft u. Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen (Hrsg.): 23.
- MUNLV (2006a): Leitfaden zur wasserwirtschaftlich-ökologischen Sanierung von Salmonidenlaichgewässern in NRW. Ministerium f. Umwelt, Naturschutz, Landwirtschaft u. Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen (Hrsg.): 16.
- NEMITZ, A. & F. MOLLS (1998): Anleitung zur Kartierung von Fließstrecken im Hinblick auf ihre Eignung als Besatzorte für 0+ Lachse (*Salmo salar* L.). - *LÖBF/LaFAO Beiträge aus den Fischereidezernaten*, Heft 4.
- NEMITZ, A.; F. MOLLS, I. STEINMANN & J. FREYHOF (1999): Standardisierung von Elektrofischungen zur Überprüfung der Effizienz von Lachsbesatzmaßnahmen. Studie, LÖBF/LaFAO Nordrhein-Westfalen, unveröffentlicht.

- NERESHEIMER, E. (1937): Die Lachsartigen (*Salmonidae*) – 1. Teil. In: R. DEMOLL & H.N. MAIER (1941, Eds.): Handbuch der Binnenfischerei Mitteleuropas. IIIA, E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart: 219-370.
- NIELSEN, J. (1994): Vandløbsfiskenes Verden – Med Biologen på Arbejde. Kopenhagen: 21, 48 f.
- NILSSON, J., R. GROSS, T. ASPLUND, O. DOVE, H. JANSSON, J. KELLONIEMI & K. KOHLMANN (2001): Matrilineal phylogeography of Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) in Europe and post-glacial colonization of the Baltic Sea area. *Molecular Ecology*, **10**: 89 – 102.
- O'REILLY, P.T., L.C. HAMILTON, S.K. MCCONNELL & J.M. WRIGHT (1996): Rapid analysis of genetic variation in Atlantic salmon (*Salmo salar*) by PCR multiplexing of dinucleotide and tetranucleotide microsatellites. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 53: 2292-2298.
- PASTILLÉ, G. (1969): Über die Verbreitung der Bachforelle (*Salmo trutta fario*) in Mecklenburg. *Naturschutzarbeit in Mecklenburg*, 12. Jg., H. 2/3: 40-43.
- PATTON, J.C., B.J. GALLAWAY, R.G. FECHHELM & M.A. CRONIN (1997): Genetic variation of microsatellite and mitochondrial DNA markers in broad whitefish (*Coregonus nasus*) in the Colville and Sagavanirktok rivers in northern Alaska. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 54: 1548-1556.
- PERRY R., J. SKALSKI, P. BRANDES, P. SANDSTROM, A. KLIMLEY, A. AMMANN & B. MACFARLANE (2010): Estimating survival and migration route probabilities of juvenile Chinook salmon in the Sacramento–San Joaquin River Delta. *North American Journal of Fisheries Management*, 30(1): 142-156
- PLOMANN, J. (1997): Die Äsche – Fisch des Jahres 1997. Verein Deutscher Sportfischer - VDSF (Hrsg.), Offenbach: 24.
- POTTGIESSER, T. & M. SOMMERHÄUSER (2008): Aktualisierung der Steckbriefe der bundesdeutschen Fließgewässertypen (Teil A) und Ergänzung der Steckbriefe der deutschen Fließgewässertypen um typspezifische Referenzbedingungen und Bewertungsverfahren aller Qualitätselemente (Teil B). Begleittext i. A. Umweltbundesamt (Teil A) u. der Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA), Dessau u. Essen, 20 S.
- RASMUSSEN, G.H. (2006): Research Activities and Management of Brown Trout and Sea Trout (*Salmo trutta* L.) in Denmark. In: HARRIS, G. & N. MILNER (Ed.) (2006): Sea Trout – Biology, Conservation & Management. Blackwell Publishing, Oxford.
- RATHKE, P.C. (2004): Abwanderungsverhalten von Fischen im Bereich von Wasserkraftanlagen in der Ocker -Abschlussbericht: Lachs- und Aalabwanderung 2004.
- RAUCK, G. (1980): Mengen und Arten vernichteter Fische und Krebstiere an den Rechen des Einlaufbauwerkes im Kernkraftwerk Brunsbüttel sowie Testversuche zur Reaktion von Fischen auf die Elektroscheuchanlage auf der Basis von dort anfallenden Fischproben. *Veröffentlichungen d. Instituts f. Küsten- u. Binnenfischerei*, Nr. 17/1980; Hamburg.
- RAYMOND, M. & F. ROUSSET (1995): GENEPOP (Version 1.2) - population genetics software for exact tests and ecumenicism. *J. Heredity* 86: 248-249.
- RECKEN (1908): Bericht über eine Bereisung des Elbegebietes zum Zwecke der Anbahnung einer Organisation der künstlichen Lachszucht. *Z. Fisch. Hilfswiss.* XV: 1-7.
- REED, D. H., J. J. O'GRADY, B. W. BROOK, J. D. BALLOU & R. FRANKHAM (2003): Estimates of minimum viable population sizes for vertebrates and factors influencing those estimates. *Biological Conservation* **113**: 23–34

- REGIERUNGSPRÄSIDIUM KASSEL (Hrsg.) (2001): Wiederansiedlung des Lachses in Nordhessen: 21, 26.
- RICKER, W.E. (1975): Computation and interpretation of biological statistics of fish populations. *Bulletin of the Fisheries Research Board of Canada*, Nr. 191.
- RIETZ, C. & L. RUHLIG (1995): Untersuchungen zur Gewässergüte der Ucker als Grundlage zur Renaturierung und Entwicklung eines Flußauenprogrammes. *Berichte aus der Arbeit 1994*, Landesumweltamt Brandenburg, Potsdam: 162-170.
- RITTERBUSCH, D. & S. ZAHN (2006): Bewertung der Funktionstüchtigkeit der Fischwanderhilfe am Neubau „Wehranlage Schwarze Elster Senftenberg-Buchwalde“ und Gewinnung neuer wissenschaftlicher Erkenntnisse zum Fischbestand der Schwarzen Elster. Abschlussbericht i. A. Lausitzer u. Mitteldeutsche Bergbau - Verwaltungsgesellschaft mbH; Institut f. Binnenfischerei e.V. Potsdam-Sacrow; Senftenberg u. Potsdam; unveröffentlicht.
- RITZMANN, P. (2017): Die Eignung videooptischer Anlagen bei der Erfassung von aufsteigenden Großsalmoniden in der Stepenitz (Brandenburg). Masterarbeit (Matrikel-Nr. 4058700), Hochschule Anhalt, Bernburg.
- SAUNDERS, R.; M.A HACHEY, C.W. FAY (2006): Maine's Diadromous Fish Community: Past, Present, and Implications for Atlantic Salmon Recovery. *Fisheries*, Vol. 31, Nov. 2006: 537-547.
- SCHARF, R.; D. BRAASCH, C. MOLKENBUR, D. DOLCH, S. OCHMANN & H.-J. STRUTZKE (1998): Die sensiblen Fließgewässer und das Fließgewässerschutzsystem im Land Brandenburg, *Studien und Tagungsberichte* 15; Landesumweltamt Brandenburg, Potsdam.
- SCHARF, J.; U. BRÄMICK, L. DETTMANN, F. FREDRICH, U. ROTHE, C. SCHOMAKER, H. SCHUHR, M. TAUTENHAHN, U. THIEL, C. WOLTER, S. ZAHN & F. ZIMMERMANN (2011): Rote Liste der Fische und Rundmäuler (*Pisces et Cyclostomata*) des Landes Brandenburg. *Naturschutz u. Landschaftspflege in Brandenburg*, 20 (3), Beilage; Landesamt f. Umwelt, Gesundheit u. Verbraucherschutz Brandenburg (Ed.), Potsdam.
- SCHEURING, L. (1929): Die Wanderungen der Fische. Erster Teil, Berlin: 605.
- SCHIEMER, F. & H. WAIDBACHER (1992): Strategies for conservation of Danubian fish fauna. In: BOON, P.J.; P. CALOW & G.E. PETTS (Eds.): River conservation and management, J. Wiley & Sons, New York: 363-382.
- SCHILLER, T. (2015): Gefährdung und Schutz von Fischpopulationen – wie wird die Population definiert? Vortrag, Seminar d. Landesamtes f. Umwelt, Landwirtschaft u. Geologie Sachsen (LfULG), 01.10.2015, Dresden.
- SCHINDLER, E. (1993): Heimatkalender Bad Liebenwerda
- SCHMIDT, G.F. (1996): Wiedereinbürgerung des Lachses (*Salmo salar* L.) in Nordrhein-Westfalen – Allgemeine Biologie des Lachses sowie Konzeption und Stand des Wiedereinbürgerungsprogramms unter besonderer Berücksichtigung der Sieg. *Schriftenreihe der LÖBF NRW*, Band 11, Hrsg.: Landesanstalt f. Ökologie, Bodenordnung u. Forsten / Landesamt f. Agrarordnung NRW.
- SCHMIDT, G. (1996a): Die Meerforelle (*Salmo trutta trutta* L.) im Rahmen von “Lachs 2000“. In: Fisch des Jahres 1996 – Die Meerforelle (*Salmo trutta trutta* L.). Verein Deutscher Sportfischer - VDSF (Hrsg.), Offenbach: 111, 114.
- SCHMIDT, G. (2000): Lachs-Wiederansiedlung in Nordrhein-Westfalen. In: Fisch des Jahres 2000 – Der Lachs. VDSF (2000), S. 27.

- SCHMIDT, G. (2000a): Der Atlantische Lachs *Salmo salar*. In: Fisch des Jahres 2000 – Der Lachs. Verein Deutscher Sportfischer - VDSF (Hrsg.), Offenbach: S. 44.
- SCHMITT, B.F. & J. SCHNEIDER (2004): Rhein Lachs 2020; Hrsg. Internationale Kommission zum Schutz des Rheins (IKSR): 25
- SCHNEIDER, J. (1998): Zeitliche und räumliche Einnischung juveniler Lachse (*Salmo salar* Linnaeus, 1758) allochthoner Herkunft in ausgewählten Habitaten. Solingen: 18 f., 32.
- SCHNEIDER, J. (2002): Zur ursprünglichen Laichzeit des Sieglachses und Stammauswahl bei der Wiedereinbürgerung. *Fischer & Teichwirt*, 8/2002: 304-307.
- SCHNEIDER, J. (2003): Kurzbericht zum Salgen Symposium in Westport (Irland) 2003. Büro für Fischökologische Studien Schneider & Korte, Frankfurt: 7 f.
- SCHNEIDER, J.; L. JÖRGENSEN, F. MOLLS, A. NEMITZ, C. KÖHLER & K. BLASEL (2004): Notwendigkeit und konzeptionelle Ausrichtung eines effektiven Monitorings bei der Lachswiederansiedlung im Rhein – das Monitoring-Einheiten-Konzept. *Fischer & Teichwirt*, 2/2004: 528 ff.
- SCHNEIDER, J. (2009): Fischökologische Gesamtanalyse einschließlich Bewertung der Wirksamkeit der laufenden und vorgesehenen Maßnahmen im Rheingebiet mit Blick auf die Wiedereinführung von Wanderfischen. Bericht-Nr. 167, IKSR, Koblenz.
- SCHUBERT, H.-J.; M. GERKENS, P.-C. RATHCKE, I. LÜBKER, M. PEZENBURG & S. OESMANN (2007): Vorhaben Kraftwerk Stade-Bützfleth – Fachbeitrag Fischfauna. Studie i. A. ELECTRABEL Deutschland AG (unveröffentlicht), Büro „LIMNOBIOS“, Köthel u. Korup.
- SCHWEVERS, U. (1998): Die Biologie der Fischabwanderung. *Bibliothek Natur & Wissenschaft* Band 11: 10, 14, 58 ff., 62.
- SCHWEVERS, U. (2006): Wiederansiedlung des Lachses (*Salmo salar*) vor dem Hintergrund der IUCN-Kriterien. In: *Artenschutzreport* (Sonderheft): Fischartenschutz. 19/2006: 23-26.
- SCHWEVERS, U.; M. FALLER & H. HUFGARD (2011): Monitoring des Fischeufstiegs an der Staustufe Geesthacht an der Elbe, Jahrbuch 2009. *Schriftenreihe Elbfisch-Monitoring*, Band 1; VATTENFALL Europe Generation AG (Ed.); Institut f. angewandte Ökologie; Cottbus u. Kirtorf-Wahlen.
- SELIGO, A. (1926): Die Fischerei in den Fließen, Seen und Strandgewässern Mitteleuropas. In DEMOLL, R. & H. N. MAIER (Ed.): *Handbuch der Binnenfischerei Mitteleuropas*. Bd. V, E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart: 1-422.
- SETTELE, J., R. FELDMANN, K. HENLE, K. KOCKELKE & H.-J. POETHKE (1998): Populationsgrößenschätzung bei Tieren. *Naturschutz u. Landschaftsplanung*, 30 (6): 174-181.
- SKROCHOWSKA, S. (1969): Migrations of the sea-trout (*Salmo trutta* L.), brown trout (*Salmo trutta m. fario* L.) and their crosses. *Polish Archives of Hydrobiology*, 16: 1-192.
- SLETTAN, A.; I. OLSAKER & Ø. LIE (1995): Atlantic salmon, *Salmo salar*, microsatellites at the SSOSL25, SSOSL85, SSOSL311, SSOSL417 loci. *Animal Genetics* 26: 281-282.
- SOLOMON, D. J. (2006): Migration as a Life-History Strategy for the Sea Trout. In: *Sea Trout - Biology, Conservation & Management*. Edited by HARRIS, G. & MILNER, N. Blackwell Publishing Ltd: 226

- STÄBLEIN, S. (2015): Evaluation of downstream migration of Atlantic salmon smolt and coarse fish in an East-German lowland river. Master thesis, Humboldt-University, Berlin.
- STEEL A., P. SANDSTROM, P. BRANDES & A. KLIMLEY (2013): Migration route selection of juvenile Chinook salmon at the Delta Cross Channel and the role of water velocity and individual movement patterns. *Environmental biology of fishes*, 96(2-3): 215-224
- STUBBING, D.N. & R.D. MOSS (2007): Success of calcein marking via osmotic induction in brown trout fry (*Salmo trutta*). *Fisheries Management & Ecology*, 14: 231-233.
- THIEL, U. & S. ZAHN (2008): Konzeption für die Neuausrichtung des Programms zur Wiedereinbürgerung von Lachs (*Salmo salar*) und Meerforelle (*Salmo trutta f. trutta*) im Flussgebiet der Stepenitz (Landkreis Prignitz) ab 2008. unveröffentlicht, Institut f. Binnenfischerei e. V. Potsdam-Sacrow.
- THIENEMANN, A. (1926): Die Süßwasserfische Deutschlands – Eine tiergeographische Skizze. In: R. DEMOLL & H.N. MAIER (1941, Eds.): Handbuch der Binnenfischerei Mitteleuropas. IIIA, E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart: 1-32.
- VDSF (Hrsg.) (2003): Lachse in Deutschland. Dokumentation der Wiedereinbürgerungsprojekte des atlantischen Lachses (*Salmo salar*) in Deutschland: 77, 80, 114.
- VIERECK, P. (1962): Die Stadt Perleberg, Volksdruckerei Ludwigslust, 1. Teil: 170
- VOLKHARDT G., S. JOHNSON, B. MILLER, T. NICKELSON & D. SEILER (2007): Rotary Screw Traps and Inclined Plane Screen Traps. in Salmonid Field Protocols Handbook: Techniques for Assessing Status and Trends in Salmon and Trout Populations: 235-266
- WEBB, J. H. & A. MCLAY (1996): Variation in the time of spawning of Atlantic Salmon (*Salmo salar*) and its relationship to temperature in the Aberdeenshire Dee, Scotland. *Can. J. Fish Aquat. Sci.* 53/1996: 2739-2744.
- WEBB.J., VERSPOOR, E., AUBIN-HORTH, N., ROMAkkANIEMI, A. & AMIRO, P. (2007): The Atlantic Salmon. In: The Atlantic Salmon. Genetics, Conservation and Management. Edited by VERSPOOR, E., STRADMEYER, L., NIELSEN, J.L. Blackwell Publishing Ltd: 29 f.
- WENGEN, F. v. d. (1871): Mittheilungen des Herrn von der Wengen in Freiburg in Baden vom 14. Februar 1871 über den Betrieb der Lachszucht in Schlesien. *Circulare des Deutschen Fischerei-Vereins*, Jg. 1870 u. 1871, W. Moeser, Berlin, **II. 71**: 5-21.
- WILLER, A. & W. QUEDNAU (1934): Untersuchungen über den Lachs (*Salmo salar* L.) III. *Z. Fisch. Hilfswiss.* (XXXII): 533-555.
- WINDSOR, M. L.; P. HUTCHINSON; L. P. HANSEN & D. G. REDDIN (2012): Atlantic salmon at sea: Findings from recent research and their implications for management. NASCO document CNL(12)60. Edinburgh, UK. 20 pp.
- WOLF, R. (2009): Untersuchung der Abwanderung juveniler Lachse (*Salmo salar*) in der Stepenitz (Brandenburg). Diplomarbeit, Hochschule Anhalt (FH) Bernburg, FB Landwirtschaft, Ökotropologie u. Landschaftsentwicklung.
- WOLTER, C. (2015): Historic catches, abundance, and decline of Atlantic salmon *Salmo salar* in the River Elbe. *Aquatic Sciences*, **77**: 367- 380.
- YOUNGSON, A. & D. HAY (1996): The Lives of Salmon – An Illustrated Account of the Life-history of the Atlantic Salmon. Swan Hill Press: 127 ff.
- ZAHN, S. & K. SCHRECKENBACH (1997): Bewertung der fischereilichen und fischereibiologischen Schäden nach einer havariebedingten Wehrlegung in Putlitz sowie der

- fischökologischen Folgen der Stauhaltung im Fluss Stepenitz. Gutachten i.A. Deutscher Anglerverband e.V. (Landesverband Brandenburg), Institut f. Binnenfischerei e.V. Potsdam-Sacrow, Potsdam u. Groß Glienicke, unveröffentlicht.
- ZAHN, S. (2000): „Lachse in Brandenburg“ – Projektstruktur, Maßnahmen, erste Ergebnisse, Ausblick. *Tagungsbericht 1999 d. Deutschen Gesellschaft f. Limnologie (DGL)*, Rostock: 27.09.-01.10.1999, Tutzing: 604 – 608.
- ZAHN, S. & U. THIEL (2003): Lachse in Brandenburg – Abschlussbericht zum Projektzeitraum 1997-2002. Ministerium f. Landwirtschaft, Umweltschutz u. Raumordnung Brandenburg, Institut f. Binnenfischerei e. V. Potsdam-Sacrow, Potsdam, unveröffentlicht.
- ZAHN, S. (2003a): Handlungsempfehlung für die Gewässerbewirtschaftung im Stepenitz-System unter Berücksichtigung des Wiederansiedlungsprojektes für Lachs und Meerforelle. Institut f. Binnenfischerei e. V. Potsdam-Sacrow, Potsdam, unveröffentlicht.
- ZAHN, S. (2003b): Funktionskontrolle der Fischaufstiegshilfe am Wehr „Stadtmühle“ in der Stepenitz in Perleberg. Bericht i.A. Landesumweltamt Brandenburg; Institut f. Binnenfischerei e.V. Potsdam-Sacrow; Potsdam u. Groß Glienicke, unveröffentlicht.
- ZAHN, S. (2003c): „Lachse in Brandenburg“ – bisherige Ergebnisse und Ausblick. *Tagungsbericht 2002 d. Deutschen Gesellschaft f. Limnologie (DGL)*, Bd. I, Braunschweig: 30.09.-04.10.2002, Werder: 432 – 437.
- ZAHN, S. & U. THIEL (2005): Lachse in Brandenburg – Bericht zum Projektzeitraum 2003-2005. Ministerium f. Ländliche Entwicklung, Umwelt u. Verbraucherschutz Brandenburg, Institut f. Binnenfischerei e. V. Potsdam-Sacrow, Potsdam, unveröffentlicht.
- ZAHN, S. (2005): Rückbau des Wehres Triglitz und Renaturierung der Kümernitz (LK Prignitz) - Monitoring und wissenschaftliche Begleitung zur Erfolgskontrolle. 1. Zwischenbericht i.A. Ingenieurbüro Ellmann & Schulze GbR Sieversdorf, Institut f. Binnenfischerei e.V., Potsdam, unveröffentlicht.
- ZAHN, S. (2006a): Bau einer Fischwanderhilfe am Wehr „RAW Wittenberge“ in der Stepenitz (LK Prignitz) – Monitoring und wissenschaftliche Begleitung zur Erfolgskontrolle. Endbericht i.A. Landesanglerverband Brandenburg e. V. (DAV), Potsdam, unveröffentlicht.
- ZAHN, S. (2006b): Rückbau des Wehres Triglitz und Renaturierung der Kümernitz (LK Prignitz) - Monitoring und wissenschaftliche Begleitung zur Erfolgskontrolle. 2. Zwischenbericht i.A. Ingenieurbüro Ellmann & Schulze GbR Sieversdorf, Institut f. Binnenfischerei e.V., Potsdam, unveröffentlicht.
- ZAHN, S. (2007): Überprüfung der fischökologischen und gewässermorphologischen Potenziale zur Wiederansiedlung von Großsalmoniden in Sachsen-Anhalt. Abschlussbericht i.A. Ministerium f. Landwirtschaft u. Umwelt Sachsen-Anhalt, Institut f. Binnenfischerei e.V. Potsdam-Sacrow, Magdeburg u. Potsdam, unveröffentlicht.
- ZAHN, S. (2008): Rückbau des Wehres Triglitz und Renaturierung der Kümernitz (LK Prignitz) - Monitoring und wissenschaftliche Begleitung zur Erfolgskontrolle. Endbericht i.A. Ingenieurbüro Ellmann & Schulze GbR Sieversdorf, Institut f. Binnenfischerei e.V., Potsdam, unveröffentlicht.
- ZAHN, S.; THIEL, U.; WOLF, R. & KOHLMANN, K. (2009): Schutz und Entwicklung der aquatischen Ressourcen der brandenburgischen Gewässer - Teilprojekt: „Lachse in Brandenburg“ - Bericht zum Projektzeitraum: 2006 – 2008. i.A. Ministerium f. Länd-

- liche Entwicklung, Umwelt u. Verbraucherschutz Brandenburg, Institut f. Binnenfischerei e.V. Potsdam-Sacrow e.V., Potsdam u. Groß Glienicke, unveröffentlicht.
- ZUPPKE, U. (2004): Folgen einer Biberbesiedlung für die Fischfauna des Fliethbaches / Dübener Heide. *Naturschutz im Land Sachsen-Anhalt*, 41 (1), Halle: 45-49.

* * *

Danksagung

Mit vorliegender Schrift wurden nach nunmehr 19 Jahren Projektlaufzeit die bisherigen Erfolge, Ergebnisse, wissenschaftlichen Erkenntnisse, aber auch die noch vorhandenen Defizite zusammenfassend vorgestellt. Sie sind zugleich Beispiel und Ausdruck für eine erfolgreiche interdisziplinäre Zusammenarbeit sowie des haupt- und ehrenamtlichen Engagements zur Behebung von historischen, anthropogen bedingten Beeinträchtigungen in Natur und Umwelt.

Das bisher Erreichte zeigt einerseits die Potenziale auf, die für eine nachhaltige Verbesserung unserer Fließgewässerökosysteme bestehen und belegt zugleich, dass noch ein weiter Weg vor uns liegt, bis die typischen Fließgewässerbiozöten restauriert sind und sich Lachs und Meerforelle wieder selbstständig in unseren Bächen und Flüssen vermehren können.

All‘ die kleinen und großen Erfolge waren und sind nur durch das jeweilige persönliche Engagement aller Beteiligten möglich, das oft über das Normalmaß hinausging. Nicht wenige opferten ihre Freizeit, unterstützten wichtige Entscheidungen in Verwaltungs- und Finanzierungsprozessen oder spendeten Geld, um das Projekt zu unterstützen. Diesen sei hier ausdrücklich und herzlichst gedankt – verbunden mit der Bitte und dem Wunsch, selbst bei kleinen Rückschlägen auch in Zukunft nicht in ihrem Engagement nachzulassen!

Unser Dank gilt ganz besonders nachfolgenden Institutionen, Einrichtungen, Vereinen und Personen:

- * den Mitarbeitern des Instituts für Binnenfischerei e.V. Potsdam-Sacrow,
- * dem Landesanglerverband Brandenburg e.V.,
- * den Mitarbeitern des Ministeriums für Ländliche Entwicklung, Umwelt und Landwirtschaft Brandenburg,
- * den Mitarbeitern des Landesamtes für Ländliche Entwicklung, Landwirtschaft und Flurneuordnung Brandenburg,
- * den Mitarbeitern des Landesamtes für Umwelt Brandenburg (incl. Biosphärenreservat „Flusslandschaft Elbe“),
- * den Mitarbeitern der Wasser- und Bodenverbände „Prignitz“ und „Kleine Elster-Pulsnitz“,
- * den Mitarbeitern der Kreisverwaltungen Prignitz, Elbe-Elster und Oberspreewald-Lausitz,
- * den Mitarbeitern des Naturschutzfonds Brandenburg,
- * den Mitgliedern des Anglervereins FARIO e.V.,
- * den Regionalverbänden Prignitz, Perleberg, Ostprignitz-Ruppin / Region Wittstock, Senftenberg, Herzberg, Elbe-Elster / Bad Liebenwerda und Prenzlau des Deutschen Anglerverbandes / Deutschen Angelfischerverbandes sowie deren Mitgliedsvereinen vor Ort,
- * den Mitarbeitern des Sächsischen Landesamtes für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie,
- * dem Anglerverband „Elbflorenz“ Dresden e.V.,
- * den Mitarbeitern von Danmarks Center for Vildlaks, v.a. Herrn Gert Holdensgaard,
- * den Mitarbeitern der Technical University of Denmark, National Institute of Aquatic Resources, Silkeborg, v.a. Herrn Anders Koed,
- * Herrn Dr. Peter Bartsch (Kustos der Ichthyologischen Sammlung, Museum für Naturkunde, Leibniz-Institut für Evolutions- und Biodiversitätsforschung Berlin)
- * Herrn Hartwig Hahn und Frau Angelika Hahn; Fa. Hahn-Lachs, Aukrug
- * Herrn Albrecht Hahn; Fischbrutanstalt, Alt Mühlendorf
- * dem Team des SEA LIFE Berlin – v.a. Dr. Martin Hansel (Displays Curator) gemeinsam mit vielen unbekannten Spendern und Projekt-Unterstützern
- * den Mitarbeitern der Agrargenossenschaft „Elster-Pulsnitz“ Frauendorf e.G.,

- * Herrn Dr. Joachim Ritter und Frau Petra Ritter (ehem. WKA Stadtmühle Perleberg);

ganz speziell den Angelfreunden:

- * Stepenitz: Mirko, Christine & Jens Beutling, Norbert Markwart (†), Werner Müller, Bastian Müller, Hans-Werner Lamprecht, Monika Wulff, Rainer Quaiser, Siegfried Krüger (†), Fritz Thiede, Horst Hanel, Werner Wuschke, Dieter Rosenthal, Gert Brandenburg, Manfred Wischnewski, Frank Fleschner, Manfred Born, Ekkehart Paravicini sowie Karl-Heinz Schulz (†) und Jürgen Plomann (†)
- * Schwarze Elster / Pulsnitz: Joachim Ruick (†), Ralf Stephan, Gunter Gasde, Michael Seidel,
- * Ucker: Hans Bredernitz, Wolfgang Mohns, Harald Wendt, Josef Kroy,
- * Jürgen Gerloff, Gorden Vogler (†), Gerald Thoms (†) und Mario Schütt (technische Helfer – Monitoring)

sowie besonders:

- * dem ehemaligen Präsidenten des Landesanglerverbandes Brandenburg e.V., Eberhard Weichenhan (†).

Anhang 1: Besatzzahlen und Herkünfte von Lachs und Meerforelle in Brandenburg (1999-2016)

Jahr	Anzahl	Art	Status	Herkunft / Markierung	Flusssystem
1999	50.000	Lachs	Brut	Shannon / Burrishoole (Irland)	Stepenitz
	20.000	Meerforelle	Brut	Stör (Schleswig-Holstein)	Stepenitz
2000	70.000	Lachs	Brut	Lagan (Schweden)	Stepenitz
	30.000	Meerforelle	Brut	Stör (Schleswig-Holstein)	Stepenitz
2001	40.000	Lachs	Brut	Lagan (Schweden)	Stepenitz
	7.500	Lachs	Parr / Smolt	Ätran (Schweden, Fettflossen-Markierung)	Stepenitz
	30.000	Meerforelle	Brut	Stör (Schleswig-Holstein)	Stepenitz
	75.000	Meerforelle	Brut	Mecklenburg-Vorpommern (Hellbach; u.a. Ostseezuflüsse)	Ucker (Köhntop)
	75.000	Meerforelle	Brut	Mecklenburg-Vorpommern (Hellbach; u.a. Ostseezuflüsse)	Ucker (Mühlbach)
2002	50.000	Lachs	Brut	Lagan (Schweden)	Stepenitz
	7.400	Lachs	Parr / Smolt	Ätran (Schweden; Bauchflossen-Markierung)	Stepenitz
	2.600	Lachs	Parr / Smolt	Skjern Å (Dänemark, Fettflossen-Markierung)	Stepenitz
	30.000	Meerforelle	Brut	Stör (Schleswig-Holstein)	Stepenitz
	25.000	Meerforelle	Brut	Mecklenburg-Vorpommern (Hellbach; u.a. Ostseezuflüsse)	Ucker (Köhntop)
	25.000	Meerforelle	Brut	Mecklenburg-Vorpommern (Hellbach; u.a. Ostseezuflüsse)	Ucker (Mühlbach)
2003	50.000	Lachs	Brut	Lagan (Schweden)	Stepenitz
	8.300	Lachs	Parr / Smolt	Ätran (Schweden; Bauchflossen-Markierung)	Stepenitz
	4.000	Lachs	Parr / Smolt	Skjern Å (Dänemark, Fettflossen-Markierung)	Stepenitz
	40.000	Meerforelle	Brut	Stör (Schleswig-Holstein)	Stepenitz
	40.000	Meerforelle	Brut	Mecklenburg-Vorpommern (Hellbach; u.a. Ostseezuflüsse)	Ucker (Köhntop)
	60.000	Meerforelle	Brut	Mecklenburg-Vorpommern (Hellbach; u.a. Ostseezuflüsse)	Ucker (Mühlbach)
2004	50.000	Lachs	Brut	Lagan (Schweden)	Stepenitz
	5.000	Lachs	Parr / Smolt	Ätran (Schweden; Bauchflossen-Markierung)	Stepenitz
	10.000	Lachs	Parr / Smolt	Skjern Å (Dänemark, Fettflossen-Markierung)	Stepenitz
	50.000	Meerforelle	Brut	Stör (Schleswig-Holstein)	Stepenitz
	5.000	Lachs	Parr / Smolt	Lagan (Schweden)	Pulsnitz

Anhang

Jahr	Anzahl	Art	Status	Herkunft / Markierung	Flusssystem
2004	40.000	Meerforelle	Brut	Mecklenburg-Vorpommern (Hellbach; u.a. Ostseezuflüsse)	Ucker (Köhntop)
	60.000	Meerforelle	Brut	Mecklenburg-Vorpommern (Hellbach; u.a. Ostseezuflüsse)	Ucker (Mühlbach)
2005	60.000	Lachs	Brut	Lagan (Schweden)	Stepenitz
	6.175	Lachs	Parr / Smolt	Ätran (Schweden; Bauchflossen-Markierung)	Stepenitz
	15.490	Lachs	Parr / Smolt	Skjern Å (Dänemark, Fettflossen-Markierung)	Stepenitz
	40.000	Meerforelle	Brut	Stör (Schleswig-Holstein)	Stepenitz
	10.700	Lachs	Parr / Smolt	Lagan (Schweden)	Pulsnitz
	40.000	Meerforelle	Brut	Mecklenburg-Vorpommern (Hellbach; u.a. Ostseezuflüsse)	Ucker (Köhntop)
	60.000	Meerforelle	Brut	Mecklenburg-Vorpommern (Hellbach; u.a. Ostseezuflüsse)	Ucker (Mühlbach)
2006	60.000	Lachs	Brut	Lagan (Schweden)	Stepenitz
	5.480	Lachs	Parr / Smolt	Ätran (Schweden; Bauchflossen-Markierung - rechts)	Stepenitz
	16.700	Lachs	Parr / Smolt	Skjern Å (Dänemark, Fettflossen-Markierung)	Stepenitz
	40.000	Meerforelle	Brut	Stör (Schleswig-Holstein)	Stepenitz
	10.000	Meerforelle	Brut	Stör (Schleswig-Holstein)	Karthane (Cederbach)
	15.400	Lachs	Parr / Smolt	Lagan (Schweden)	Pulsnitz
	40.000	Meerforelle	Brut	Mecklenburg-Vorpommern (Hellbach; u.a. Ostseezuflüsse)	Ucker (Köhntop)
	60.000	Meerforelle	Brut	Mecklenburg-Vorpommern (Hellbach; u.a. Ostseezuflüsse)	Ucker (Mühlbach)
2007	60.000	Lachs	Brut	Lagan (Schweden)	Stepenitz
	20.800	Lachs	Parr / Smolt	Skjern Å (Dänemark, Fettflossen-Markierung)	Stepenitz
	1.936	Lachs	Smolt	Skjern Å (Dänemark, Fettflossen+Farb-Markierung)	Stepenitz
	20.917	Lachs	Halbjährige	Skjern Å (Dänemark, Bauchflossen-Markierung - links)	Stepenitz
	60.000	Meerforelle	Brut	Stör (Schleswig-Holstein)	Stepenitz
	13.000	Lachs	Smolt	Lagan (Schweden)	Pulsnitz
	40.000	Meerforelle	Brut	Mecklenburg-Vorpommern (Hellbach; u.a. Ostseezuflüsse)	Ucker (Köhntop)
	60.000	Meerforelle	Brut	Mecklenburg-Vorpommern (Hellbach; u.a. Ostseezuflüsse)	Ucker (Mühlbach)

Anhang

Jahr	Anzahl	Art	Status	Herkunft / Markierung	Flusssystem
2008	2.976	Lachs	Smolt	Skjern Å (Dänemark, Bauchfl. - links + Farb-Markierung)	Stepenitz
	40.546	Lachs	Halbjährige	Skjern Å (Dänemark, Fettflossen-Markierung)	Stepenitz
	110.000	Meerforelle	Brut	Stör (Schleswig-Holstein); Este (Niedersachsen)	Stepenitz
	19.466	Lachs	Parr / Smolt	Lagan (Schweden)	Pulsnitz
	40.000	Meerforelle	Brut	Mecklenburg-Vorpommern (Hellbach; u.a. Ostseezuflüsse)	Ucker (Köhntop)
	60.000	Meerforelle	Brut	Mecklenburg-Vorpommern (Hellbach; u.a. Ostseezuflüsse)	Ucker (Mühlbach)
2009	3.188	Lachs	Smolt	Skjern Å (Dänemark, Fettflossen+Farb-Markierung)	Stepenitz
	40.530	Lachs	Halbjährige	Skjern Å (Dänemark, Fettflossen-Markierung)	Stepenitz
	120.000	Meerforelle	Brut	Stör (Schleswig-Holstein); Este (Niedersachsen)	Stepenitz
	15.000	Lachs	Halbjährige	Lagan (Schweden)	Pulsnitz
	40.000	Meerforelle	Brut	Mecklenburg-Vorpommern (Hellbach; u.a. Ostseezuflüsse)	Ucker (Köhntop)
	60.000	Meerforelle	Brut	Mecklenburg-Vorpommern (Hellbach; u.a. Ostseezuflüsse)	Ucker (Mühlbach)
2010	45.780	Lachs	Halbjährige	Skjern Å (Dänemark, Fettflossen-Markierung)	Stepenitz
	110.000	Meerforelle	Brut	Stör (Schleswig-Holstein); Este (Niedersachsen)	Stepenitz
	15.000	Lachs	Halbjährige	Lagan (Schweden)	Pulsnitz
	40.000	Meerforelle	Brut	Mecklenburg-Vorpommern (Hellbach; u.a. Ostseezuflüsse)	Ucker (Köhntop)
	60.000	Meerforelle	Brut	Mecklenburg-Vorpommern (Hellbach; u.a. Ostseezuflüsse)	Ucker (Mühlbach)
2011	30.000	Lachs	Halbjährige	Skjern Å (Dänemark, Bauchflossenschnitt-rechts)	Stepenitz
	3.063	Lachs	Smolt	Skjern Å (Dänemark, Bauchfl. - rechts+Farbmarkierung)	Stepenitz
	85.000	Meerforelle	Brut	Stör (Schleswig-Holstein); Este (Niedersachsen)	Stepenitz
	20.000	Lachs	Halbjährige	Lagan (Schweden)	Pulsnitz
	40.000	Meerforelle	Brut	Mecklenburg-Vorpommern (Hellbach; u.a. Ostseezuflüsse)	Ucker (Köhntop)
	60.000	Meerforelle	Brut	Mecklenburg-Vorpommern (Hellbach; u.a. Ostseezuflüsse)	Ucker (Mühlbach)
2012	45.816	Lachs	Halbjährige	Skjern Å (Dänemark, Fettflossen-Markierung)	Stepenitz
	137.000	Meerforelle	Brut	Stör (105.000); Este (12.000); Oste (20.000)	Stepenitz
	17.171	Lachs	Halbj.+Smolts	Lagan (Schweden); Åtran (Firzlaff)	Pulsnitz
	40.000	Meerforelle	Brut	Mecklenburg-Vorpommern (Hellbach; u.a. Ostseezuflüsse)	Ucker (Köhntop)
	60.000	Meerforelle	Brut	Mecklenburg-Vorpommern (Hellbach; u.a. Ostseezuflüsse)	Ucker (Mühlbach)

Anhang

Jahr	Anzahl	Art	Status	Herkunft / Markierung	Flusssystem
2013	45.556	Lachs	Halbjährige	Skjern Å (Dänemark, Fettflossen-Markierung)	Stepenitz
	115.000	Meerforelle	Brut	Stör (100.000); Este (7.500); Schwinge (Aue/Lühe: 7.500)	Stepenitz
	16.492	Lachs	Halbj.+Smolts	Lagan (Schweden)	Pulsnitz
	40.000	Meerforelle	Brut	Mecklenburg-Vorpommern (Hellbach; u.a. Ostseezuflüsse)	Ucker (Köhntop)
	60.000	Meerforelle	Brut	Mecklenburg-Vorpommern (Hellbach; u.a. Ostseezuflüsse)	Ucker (Mühlbach)
2014	45.500	Lachs	Halbjährige	Skjern Å (Dänemark, Fettflossen-Markierung)	Stepenitz
	1.900	Lachs	Halbjährige	Skjern Å (Dänemark, unmarkiert)	Stepenitz
	4.200	Lachs	Brut	Eigenerbrütung	Stepenitz
	2.400	Lachs	Brut (angef.)	Eigenerbrütung	Stepenitz
	109.000	Meerforelle	Brut	Eigenerbrütung (89.000); Este (Niedersachsen; 20.000)	Stepenitz
	15.000	Lachs	Halbjährige	Lagan (Schweden)	Pulsnitz
	40.000	Meerforelle	Brut	Mecklenburg-Vorpommern (Hellbach; u.a. Ostseezuflüsse)	Ucker (Köhntop)
	60.000	Meerforelle	Brut	Mecklenburg-Vorpommern (Hellbach; u.a. Ostseezuflüsse)	Ucker (Mühlbach)
2015	43.650	Lachs	Halbjährige	Skjern Å (Dänemark, Fettflossen-Markierung)	Stepenitz
	8.130	Lachs	Halbjährige	eigen	Stepenitz
	106.000	Meerforelle	Brut	Eigenerbrütung (66.000); Este (20.000); Oste (20.000)	Stepenitz
	1.700	Lachs	Einjährige	Ätran (Schweden)	Pulsnitz
	15.000	Lachs	Halbjährige	Ätran (Schweden)	Pulsnitz
	40.000	Meerforelle	Brut	Mecklenburg-Vorpommern (Hellbach; u.a. Ostseezuflüsse)	Ucker (Köhntop)
	60.000	Meerforelle	Brut	Mecklenburg-Vorpommern (Hellbach; u.a. Ostseezuflüsse)	Ucker (Mühlbach)
2016	46.400	Lachs	Halbjährige	Skjern Å (Dänemark, Fettflossen-Markierung)	Stepenitz
	5.663	Lachs	Halbjährige	eigen	Stepenitz
	52.200	Meerforelle	Brut	Eigenerbrütung (22.200); Este (10.000); Oste (20.000)	Stepenitz
	10.000	Lachs	Einjährige	Gudenau-Ätran (Schweden) - DCV	Pulsnitz
	15.000	Lachs	Halbjährige	Ätran (Schweden)	Pulsnitz
	40.000	Meerforelle	Brut	Mecklenburg-Vorpommern (Hellbach; u.a. Ostseezuflüsse)	Ucker (Köhntop)
	60.000	Meerforelle	Brut	Mecklenburg-Vorpommern (Hellbach; u.a. Ostseezuflüsse)	Ucker (Mühlbach)

Anhang 2: Technische Daten eingesetzter Fanggeräte

Befischung	watend	Boot
Hersteller	Bretschneider Spezialelektronik	EFKO Leutkirch
Typ	EFGI 650	FEG 5000
U [V]	115-565 (40-50 %)	150-600 (2-stufig) – Stufe 1
I [A]	30	8-30 (ca. 16)
P (DC) [W]	650	5000
P_{imp} (DC) [W]	1200	/
[Imp/s]	100	/
t_{imp} [ms]	1	/
Aggregat	Batterie: 2x12V/30A	Benzin

Anhang 3: Ergebnisse der Kontrollbefischungen (Lachs)

Jahr	Gewässer	U-Strecke	Fischart	Anzahl [St.]	U-Länge [m]	U-Breite [m]	U-Fläche [m²]	S-Länge [m]	KF-Strecke	Anzahl/ 1000 m [St.]	FR [%]	KF-FR	Anzahl/ 1000 m 100% [St.]
1999	Dömnitz	Kathfelder Mühle - Schönhagen	Lachs	17	750	4,0	3000	1000	1,33	23	39	2,56	58
1999	Dömnitz	Forstbrücke - Wiesenende	Lachs	21	900	3,5	3150	1000	1,11	23	21	4,76	111
1999	Freudenbach	Brücke Tacken - Feldsteinbrücke	Lachs	14	900	2,0	1800	1000	1,11	16	43	2,33	36
1999	Kemnitz	Baumschule Beveringen	Lachs	38	200	1,0	200	1000	5,00	190	42	2,38	452
1999	Kemnitz	uh Brücke Pritzwalk	Lachs	23	450	1,5	675	1000	2,22	51	71	1,41	72
1999	Kümmernitz	Mertensdorf - Triglitz	Lachs	2	1000	2,0	2000	1000	1,00	2	37	2,70	5
1999	Kümmernitz	Mühle Triglitz - Brücke Jakobsdorf	Lachs	21	225	2,5	562,5	1000	4,44	93	31	3,23	301
1999	Panke	Opferstein - Brücke Dannhof	Lachs	112	600	2,0	1200	1000	1,67	187	64	1,56	292
1999	Steinerbach	HP 46,7 - Dömnitz	Lachs	74	1100	1,5	1650	1000	0,91	67	19	5,26	354
2000	Dömnitz	Kathfelder Mühle - Schönhagen	Lachs	142	1300	4,0	5200	1000	0,77	109	39	2,56	280
2000	Dömnitz	Forstbrücke - Wiesenende	Lachs	172	1400	3,5	4900	1000	0,71	123	21	4,76	585
2000	Freudenbach	Brücke Tacken - Feldsteinbrücke	Lachs	39	900	2,0	1800	1000	1,11	43	43	2,33	101
2000	Kemnitz	Baumschule Beveringen	Lachs	26	350	1,0	350	1000	2,86	74	42	2,38	177
2000	Kemnitz	uh Brücke Pritzwalk	Lachs	35	600	1,5	900	1000	1,67	58	71	1,41	82
2000	Kümmernitz	Mertensdorf - Triglitz	Lachs	89	1200	2,0	2400	1000	0,83	74	37	2,70	200
2000	Kümmernitz	Mühle Triglitz - Brücke Jakobsdorf	Lachs	96	1200	2,5	3000	1000	0,83	80	31	3,23	258
2000	Panke	Opferstein - Brücke Dannhof	Lachs	113	600	2,0	1200	1000	1,67	188	64	1,56	294
2000	Steinerbach	HP 46,7 - Dömnitz	Lachs	24	750	1,5	1125	1000	1,33	32	19	5,26	168
2001	Dömnitz	Kathfelder Mühle - Schönhagen	Lachs	58	1900	4,0	7600	1000	0,53	31	39	2,56	78
2001	Dömnitz	Forstbrücke - Wiesenende	Lachs	87	900	3,5	3150	1000	1,11	97	21	4,76	460
2001	Freudenbach	Brücke Tacken - Feldsteinbrücke	Lachs	22	900	2,0	1800	1000	1,11	24	43	2,33	57
2001	Kemnitz	Baumschule Beveringen	Lachs	55	350	1,0	350	1000	2,86	157	42	2,38	374
2001	Kemnitz	uh Brücke Pritzwalk	Lachs	24	600	1,5	900	1000	1,67	40	71	1,41	56
2001	Kümmernitz	Mertensdorf - Triglitz	Lachs	56	1100	2,0	2200	1000	0,91	51	37	2,70	138
2001	Kümmernitz	Mühle Triglitz - Brücke Jakobsdorf	Lachs	73	500	2,5	1250	1000	2,00	146	31	3,23	471
2001	Panke	Opferstein - Brücke Dannhof	Lachs	53	400	2,0	800	1000	2,50	133	64	1,56	207
2001	Steinerbach	HP 46,7 - Dömnitz	Lachs	14	1300	1,5	1950	1000	0,77	11	19	5,26	57
2002	Dömnitz	Kathfelder Mühle - Schönhagen	Lachs	5	1000	4,0	4000	1000	1,00	5	39	2,56	13
2002	Dömnitz	Forstbrücke - Wiesenende	Lachs	67	1000	3,5	3500	1000	1,00	67	21	4,76	319

Anhang

Jahr	Gewässer	U-Strecke	Fischart	Anzahl [St.]	U- Länge [m]	U- Breite [m]	U- Fläche [m²]	S- Länge [m]	KF- Strecke	Anzahl/ 1000 m [St.]	FR [%]	KF- FR	Anzahl/ 1000 m 100% [St.]
2002	Freudenbach	Brücke Tacken - Feldsteinbrücke	Lachs	61	900	2,0	1800	1000	1,11	68	43	2,33	158
2002	Kemnitz	Baumschule Beveringen	Lachs	42	350	1,0	350	1000	2,86	120	42	2,38	286
2002	Kemnitz	uh Brücke Pritzwalk	Lachs	12	600	1,5	900	1000	1,67	20	71	1,41	28
2002	Kümmernitz	Mertensdorf - Triglitz	Lachs	1	1100	2,0	2200	1000	0,91	1	37	2,70	2
2002	Kümmernitz	Mühle Triglitz - Brücke Jakobsdorf	Lachs	20	850	2,5	2125	1000	1,18	24	31	3,23	76
2002	Panke	Opferstein - Brücke Dannhof	Lachs	197	600	2,0	1200	1000	1,67	328	64	1,56	513
2002	Steinerbach	HP 46,7 - Dömnitz	Lachs	82	1300	1,5	1950	1000	0,77	63	19	5,26	332
2003	Dömnitz	Kathfelder Mühle - Schönhagen	Lachs	114	750	4,0	3000	1000	1,33	152	39	2,56	390
2003	Dömnitz	Forstbrücke - Wiesenende	Lachs	61	550	3,5	1925	1000	1,82	111	21	4,76	528
2003	Freudenbach	Brücke Tacken - Feldsteinbrücke	Lachs	17	400	2,0	800	1000	2,50	43	43	2,33	99
2003	Kemnitz	Baumschule Beveringen	Lachs	20	300	1,0	300	1000	3,33	67	42	2,38	159
2003	Kemnitz	uh Brücke Pritzwalk	Lachs	24	1300	1,5	1950	1000	0,77	18	71	1,41	26
2003	Kümmernitz	Mühle Triglitz - Brücke Jakobsdorf	Lachs	16	450	2,5	1125	1000	2,22	36	31	3,23	115
2003	Panke	Opferstein - Brücke Dannhof	Lachs	121	500	2,0	1000	1000	2,00	242	64	1,56	378
2003	Steinerbach	HP 46,7 - Dömnitz	Lachs	21	850	1,5	1275	1000	1,18	25	19	5,26	130
2004	Dömnitz	Kathfelder Mühle - Schönhagen	Lachs	77	750	4,0	3000	1000	1,33	103	39	2,56	263
2004	Dömnitz	Forstbrücke - Wiesenende	Lachs	69	550	3,5	1925	1000	1,82	125	21	4,76	597
2004	Freudenbach	Brücke Tacken - Feldsteinbrücke	Lachs	12	900	2,0	1800	1000	1,11	13	43	2,33	31
2004	Kemnitz	uh Brücke Pritzwalk	Lachs	60	500	1,5	750	1000	2,00	120	71	1,41	169
2004	Kümmernitz	Mertensdorf - Triglitz	Lachs	94	750	2,0	1500	1000	1,33	125	37	2,70	339
2004	Kümmernitz	Mühle Triglitz - Brücke Jakobsdorf	Lachs	63	1600	2,5	4000	1000	0,63	39	31	3,23	127
2004	Panke	Opferstein - Brücke Dannhof	Lachs	211	500	2,0	1000	1000	2,00	422	64	1,56	659
2004	Steinerbach	HP 46,7 - Dömnitz	Lachs	7	800	1,5	1200	1000	1,25	9	19	5,26	46
2005	Dömnitz	Kathfelder Mühle - Schönhagen	Lachs	30	650	4,0	2600	1000	1,54	46	39	2,56	118
2005	Dömnitz	Forstbrücke - Wiesenende	Lachs	78	550	3,5	1925	1000	1,82	142	21	4,76	675
2005	Freudenbach	Brücke Tacken - Feldsteinbrücke	Lachs	48	900	2,0	1800	1000	1,11	53	43	2,33	124
2005	Kümmernitz	Mertensdorf - Triglitz	Lachs	20	750	2,0	1500	1000	1,33	27	37	2,70	72
2005	Kümmernitz	Mühle Triglitz - Brücke Jakobsdorf	Lachs	27	400	2,5	1000	1000	2,50	68	31	3,23	218
2005	Panke	Opferstein - Brücke Dannhof	Lachs	122	600	2,0	1200	1000	1,67	203	64	1,56	318
2005	Steinerbach	HP 46,7 - Dömnitz	Lachs	7	850	1,5	1275	1000	1,18	8	19	5,26	43
2006	Dömnitz	Kathfelder Mühle - Schönhagen	Lachs	4	400	4,0	1600	1000	2,50	10	39	2,56	26

Anhang

Jahr	Gewässer	U-Strecke	Fischart	Anzahl [St.]	U- Länge [m]	U- Breite [m]	U- Fläche [m²]	S- Länge [m]	KF- Strecke	Anzahl/ 1000 m [St.]	FR [%]	KF- FR	Anzahl/ 1000 m 100% [St.]
2006	Dömnitz	Forstbrücke - Wiesenende	Lachs	16	400	3,5	1400	1000	2,50	40	21	4,76	190
2006	Kemnitz	Baumschule Beveringen	Lachs	51	400	1,0	400	1000	2,50	128	42	2,38	304
2006	Kemnitz	uh Brücke Pritzwalk	Lachs	29	400	1,5	600	1000	2,50	73	71	1,41	102
2006	Kümmernitz	Mertensdorf - Triglitz	Lachs	9	400	2,0	800	1000	2,50	23	37	2,70	61
2006	Kümmernitz	Mühle Triglitz - Brücke Jakobsdorf	Lachs	23	400	2,5	1000	1000	2,50	58	31	3,23	185
2006	Panke	Opferstein - Brücke Dannhof	Lachs	75	400	2,0	800	1000	2,50	188	64	1,56	293
2006	Steinerbach	HP 46,7 - Dömnitz	Lachs	7	400	1,5	600	1000	2,50	18	19	5,26	92
2007	Dömnitz	Kathfelder Mühle - Schönhagen	Lachs	24	200	4,0	800	1000	5,00	120	39	2,56	308
2007	Dömnitz	Forstbrücke - Wiesenende	Lachs	53	200	3,5	700	1000	5,00	265	21	4,76	1262
2007	Freudenbach	Brücke Tacken - Feldsteinbrücke	Lachs	120	200	2,0	400	1000	5,00	600	43	2,33	1395
2007	Kemnitz	Baumschule Beveringen	Lachs	49	200	1,0	200	1000	5,00	245	42	2,38	583
2007	Kemnitz	uh Brücke Pritzwalk	Lachs	74	200	1,5	300	1000	5,00	370	71	1,41	521
2007	Kümmernitz	Mertensdorf - Triglitz	Lachs	45	200	2,0	400	1000	5,00	225	37	2,70	608
2007	Kümmernitz	Mühle Triglitz - Brücke Jakobsdorf	Lachs	16	200	2,5	500	1000	5,00	80	31	3,23	258
2007	Panke	Opferstein - Brücke Dannhof	Lachs	60	300	2,0	600	1000	3,33	200	64	1,56	313
2007	Steinerbach	HP 46,7 - Dömnitz	Lachs	1	200	1,5	300	1000	5,00	5	19	5,26	26

Jahr	Gewässer	U-Strecke	Fischart	Anzahl [St.]	U- Länge [m]	U- Breite [m]	U- Fläche [m²]	S- Länge [m]	KF- Strecke	Anzahl/ 1000 m [St.]	FR [%]	KF- FR	Anzahl/ 1000 m 100% [St.]
2004	Pulsnitz	Mühlgraben Kroppen - Kroppen (Park)	Lachs	3	600	4,0	2400	1000	1,67	5	30	3,33	17
2004	Pulsnitz	Kroppen - Eisenbahnbrücke Ortrand	Lachs	11	350	6,0	2100	1000	2,86	31	30	3,33	105
2004	Pulsnitz	Gabelwehr Lindenau - SR Schloss- park Lindenau	Lachs	17	500	6,0	3000	1000	2,00	34	40	2,50	85

U= Untersuchungsstrecke; S= Standardstrecke; KF= Korrekturfaktor; FR= gewässerspezifische Fangrate

Anhang

Jahr	Gewässer	Besatz [St.]	Besatz- Strecke [m]	Besatz/ 1000 m [St.]	Anzahl/S [St.]	Anzahl 100% [St.]	WFR 1 [%]	WFR 2 [%]
1999	Dömnitz	16500	5800	2845	46	169	1,6	5,9
1999	Freudenbach	6500	3100	2097	16	36	0,7	1,7
1999	Kemnitz	3000	2000	1500	241	524	16,1	35,0
1999	Kümmernitz	5000	2200	2273	95	306	4,2	13,5
1999	Panke	6000	2700	2222	187	292	8,4	13,1
1999	Steinerbach	1500	1300	1154	67	354	5,8	30,7
2000	Dömnitz	22500	6800	3309	232	865	7,0	26,1
2000	Freudenbach	2500	2600	962	43	101	4,5	10,5
2000	Kemnitz	5000	2000	2500	133	259	5,3	10,4
2000	Kümmernitz	5000	2200	2273	154	459	6,8	20,2
2000	Panke	10000	2700	3704	188	294	5,1	7,9
2000	Steinerbach	2500	1300	1923	32	168	1,7	8,8
2001	Dömnitz	15000	6800	2206	127	539	5,8	24,4
2001	Freudenbach	2500	2600	962	24	57	2,5	5,9
2001	Kemnitz	5000	2000	2500	197	430	7,9	17,2
2001	Kümmernitz	5000	2200	2273	197	609	8,7	26,8
2001	Panke	10000	2700	3704	133	207	3,6	5,6
2001	Steinerbach	2500	1300	1923	11	57	0,6	2,9
2002	Dömnitz	20000	6800	2941	72	332	2,4	11,3
2002	Freudenbach	5000	2600	1923	68	158	3,5	8,2
2002	Kemnitz	5000	2000	2500	140	314	5,6	12,6
2002	Kümmernitz	7500	2200	3409	24	78	0,7	2,3
2002	Panke	10000	2700	3704	328	513	8,9	13,9
2002	Steinerbach	2500	1300	1923	63	332	3,3	17,3
2003	Dömnitz	20000	6800	2941	263	918	8,9	31,2
2003	Freudenbach	5000	2600	1923	43	99	2,2	5,1
2003	Kemnitz	5000	2000	2500	85	185	3,4	7,4
2003	Kümmernitz	7500	2200	3409	36	115	1,0	3,4
2003	Panke	10000	2700	3704	242	378	6,5	10,2
2003	Steinerbach	2500	1300	1923	25	130	1,3	6,8
2004	Dömnitz	20000	6800	2941	228	861	7,8	29,3
2004	Freudenbach	5000	2600	1923	13	31	0,7	1,6
2004	Kemnitz	5000	2000	2500	120	169	4,8	6,8
2004	Kümmernitz	7500	2200	3409	165	466	4,8	13,7
2004	Panke	10000	2700	3704	422	659	11,4	17,8
2004	Steinerbach	2500	1300	1923	9	46	0,5	2,4
2005	Dömnitz	25000	6800	3676	188	794	5,1	21,6
2005	Freudenbach	7500	2600	2885	53	124	1,8	4,3
2005	Kümmernitz	10000	2200	4545	94	290	2,1	6,4
2005	Panke	10000	2700	3704	203	318	5,5	8,6
2005	Steinerbach	2500	1300	1923	8	43	0,4	2,3
2006	Dömnitz	25000	6800	3676	50	216	1,4	5,9
2006	Kemnitz	5000	2000	2500	200	406	8,0	16,2
2006	Kümmernitz	10000	2200	4545	80	246	1,8	5,4
2006	Panke	10000	2700	3704	188	293	5,1	7,9
2006	Steinerbach	2500	1300	1923	18	92	0,9	4,8
2007	Dömnitz	25000	6800	3676	385	1570	10,5	42,7
2007	Freudenbach	7500	2600	2885	600	1395	20,8	48,4
2007	Kemnitz	5000	2000	2500	615	1104	24,6	44,2
2007	Kümmernitz	10000	2200	4545	305	866	6,7	19,1

Jahr	Gewässer	Besatz [St.]	Besatz- Strecke [m]	Besatz/ 1000 m [St.]	Anzahl/S [St.]	Anzahl 100% [St.]	WFR 1 [%]	WFR 2 [%]
2007	Panke	10000	2700	3704	200	313	5,4	8,4
2007	Steinerbach	2500	1300	1923	5	26	0,3	1,4

Jahr	Gewässer	Besatz [St.]	Besatz- Strecke [m]	Besatz/ 1000 m [St.]	Anzahl/S [St.]	Anzahl 100% [St.]	WFR 1 [%]	WFR 2 [%]
2004	Pulsnitz	5000	4200	1190	70	206	5,9	17,3

S= Standardstrecke; WFR 1= Wiederfangrate 1 (Bezug: Standardstrecke); WFR 2= Wiederfangrate 2 (Bezug: Standardstrecke + gewässerspezifische Fangrate)

Anhang 4: Mittlere Totallängen und Stückmassen der Rückkehrer im Stepenitz-System (2002-2016)

Tab. 1: Lachs

Lachs	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	Mittelwert
Mittlere Länge [cm]	65,9	72,9	74,6	70,3	71,9	75,5	76,6	77,3	75,9	86,4	85,8	79,5	76,1	83,0	76,8	76,6
♀	62,8	74,3	78,8	68,3	60,8	80,1	81,8	87,8	78,2	84,2	95,5	85,5	80,0	82,1	79,9	78,7
♂	67,5	71,5	69,7	72,3	86,7	71,7	72,9	71,6	73,2	88,6	76,0	77,8	72,8	83,7	72,6	75,2
Mittleres Gewicht [g]	2161	2984	3208	2490	3188	3646	3675	3825	3548	5103	4993	4112	3530	4737	3996	3679,7
♀	1936	3246	3805	2336	2124	4298	4420	5588	3813	4601	6206	5021	4260	4926	4399	4065,3
♂	2271	2722	2510	2643	4607	3117	3133	2863	3232	5605	3779	3852	2905	4589	3430	3417,2

Tab. 2: Meerforelle

Meerforelle	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	Mittelwert
Mittlere Länge [cm]	56,2	59,0	62,1	60,2	56,8	59,2	59,5	61,1	58,7	55,8	59,3	61,5	64,5	57,5	58,6	59,3
♀	55,2	59,0	57,3	58,5	54,3	58,7	58,3	61,0	57,8	54,9	57,5	59,2	62,7	55,8	57,7	57,9
♂	57,8		67,0	61,5	65,7	59,9	61,9	61,3	60,0	57,6	62,6	68,3	66,4	60,9	60,4	62,2
Mittleres Gewicht [g]	1946	2474	2840	2217	2063	2228	2306	2452	2191	1937	2297	2627	3046	2068	2170	2324,1
♀	1857	2474	2045	2041	1773	2149	2158	2473	2064	1886	2099	2219	2703	1851	2053	2123,0
♂	2101		3635	2354	3106	2366	2578	2405	2363	2043	2654	3875	3348	2506	2382	2693,9

Anhang 5: Telemetrie-Ergebnisse, Stepenitz (2004-2009)

Jahr	Fang	Fischart	Nr.	Länge [cm]	Masse [g]	♀ / ♂	Frequenz [MHz]	Peilungen / Bemerkungen
2004	07.10.	Lachs	1	69,5	2550	♂	150,0615	14.10. Perleberg
2004	28.10.	Lachs	2	64,0	1486	♂	150,0925	
2004	03.11.	Lachs	3	59,0	1323	♂	150,0725	
2004	03.11.	Lachs	4	73,0	3236	♂	150,1015	Sender durch Angler zerstört - Sehne am Sender verfangen
2004	03.11.	Lachs	5	79,5	4067	♀	150,1410	03.12., 15.12., 20.12. Perleberg - Verlust?!
2004	19.11.	Lachs	6	89,5	6463	♀	150,0810	
2004	19.11.	Lachs	7	82,5	4106	♂	150,1530	20.12. Perleberg
2004	26.11.	Lachs	8	72,5	2586	♀	150,2225	03.12. Perleberg
2004	26.11.	Lachs	9	70,0	2361	♂	150,2425	03.12. Perleberg
2004	03.12.	Lachs	11	63,5	1934	♀	150,2340	
2004	15.12.	Lachs	13	83,5	4250	♀	150,1225	
2004	22.09.	Meerforelle	1	59,5	2350	♂	150,0425	30.09. + 07.10. Perleberg; 10.12. Kümmernitz; 15.12. Schlatbach
2004	19.11.	Meerforelle	2	74,5	4920	♂	150,1725	07.12. Schlatbach
2004	26.11.	Meerforelle	3	48,5	962	♀	150,2115	15.12. Schlatbach am LP
2004	30.11.	Meerforelle	4	66,0	3127	♀	150,1940	Fang in Wittenberge; 03.12. Perleberg
2005	01.11.	Lachs	1	73,5	3024	♂	150,1505	14.11. Perleberg, uh Ziegelhofbrücke
2005	07.11.	Lachs	2	66,5	1998	♂	150,4110	
2005	07.11.	Lachs	3	70,5	2776	♀	150,3110	14.11. + 24.11. Dömnitz uh Kümmernitzmdg. mit LP!!
2005	22.11.	Lachs	5	77,0	2907	♂	149,6220	
2005	10.10.	Meerforelle	1	62,5	2592	♂	150,1830	
2005	01.11.	Meerforelle	2	55,5	2069	♀	149,6410	
2005	01.11.	Meerforelle	3	59,5	2151	♂	149,6605	14.11. Perleberg, uh Ziegelhofbrücke
2005	01.11.	Meerforelle	4	57,5	2063	♀	149,5810	29.11. Perleberg, uh Ziegelhofbrücke
2005	07.11.	Meerforelle	5	59,5	1968	♂	150,1320	
2005	07.11.	Meerforelle	6	62,0	2266	♂	150,0915	14.11.; 22.11.; 05.12. Perleberg, uh Ziegelhofbrücke

Anhang

Jahr	Fang	Fischart	Nr.	Länge [cm]	Masse [g]	♀ / ♂	Frequenz [MHz]	Peilungen / Bemerkungen
2005	14.11.	Meerforelle	7	62,0	2446	♀	150,6100	
2005	22.11.	Meerforelle	8	59,0	1952	♀	150,1000	30.11. uh Lübzow; 05.12. uh Schlatbach gefangen
2005	22.11.	Meerforelle	9	60,0	2228	♀	150,3530	30.11. uh Schlatbach; 05.12. uh Schlatbach gefangen
2006	21.11.	Lachs	3	80,5	4198	♀	150,0513	07.12. Wolfshagen = 1,3 km/d (21 km)
2006	11.10.	Meerforelle	5	53,5	1594	♀	150,2905	gefangen zwischen Rieseleiwehr und Wehr Weisen
2006	13.11.	Meerforelle	7	68,5	3556	♀	150,2520	
2006	13.11.	Meerforelle	8	52,0	1296	♀	149,5010	
2006	13.11.	Meerforelle	9	55,0	1722	♀	149,5395	
2006	13.11.	Meerforelle	10	52,5	1374	♀	150,2704	
2006	21.11.	Meerforelle	11	72,0	4406	♀	149,5206	
2006	21.11.	Meerforelle	12	54,0	1634	♀	149,6005	28.11. Lagerplatz oh Schlatbach, 16.02. Schlatbach Gr. Linde
2006	24.11.	Meerforelle	13	52,0	1322	♀	150,3930	Wiederfang 28.11. in Perleberg = 3 km/d (12 km)
2007	12.10.	Lachs	1	77,0	3400	♀	150,1693	
2007	12.10.	Lachs	5	80,0	3700	♀	149,6810	
2007	19.10.	Lachs	6	87,0	5042	♀	150,0610	24.11. Wolfshagen = 0,6 km/d (21 km) + 29.-30.11. Wolfshagen
2007	02.11.	Lachs	8	81,5	4130	♀	149,5613	
2007	16.11.	Lachs	22	77,0	3006	♀	150,3340	30.11. Wolfshagen = 1,5 km/d; 06.12. Pritzwalk = 1,8 km/d (11 km); 07.12. Pritzwalk; 08.12. Wolfshagen; 16.01.08 Pritzwalk (!)
2007	22.11.	Lachs	24	61,0	1930	♀	150,1900	01.12. Wolfshagen (2 h) = 2,3 km/d; 02.12. Wolfshagen
2007	30.11.	Lachs	26	90,0	6292	♀	150,2325	05.-07.12. Wolfshagen = 4,2 km/d
2007	30.11.	Meerforelle	36	61,5	2460	♀	150,2103	
2007	30.11.	Meerforelle	37	55,5	1512	♂	150,1112	01.12. Wolfshagen = 21 km/d; 08.-10.12. Wolfshagen
2008	07.11.	Lachs	6	86,0	5500	♀	150,1620	
2008	07.11.	Lachs	8	83,0	4650	♀	150,0435	16.11. Wolfshagen = 2,3 km/d; 17.11. Pritzwalk (?)
2008	21.11.	Lachs	12	80,5	4220	♀	150,1310	
2008	12.12.	Lachs	19	86,0	5290	♀	150,0630	
2009	20.11.	Lachs	6	95,5	7866	♀	150,1210	WF 26.11. - Sender verloren : neuer Sender: 150.2020
2009	04.12.	Lachs	14	97,0	7744	♀	150,1930	

Anhang

Jahr	Fang	Fischart	Nr.	Länge [cm]	Masse [g]	♀ / ♂	Frequenz [MHz]	Peilungen / Bemerkungen
2009	04.12.	Lachs	15	91,5	6184	♀	150,0725	
2009	10.12.	Lachs	17	60,0	1664	♀	150,1520	
2009	20.11.	Meerforelle	15	73,5	3972	♀	150,1825	
2009	20.11.	Meerforelle	19	59,5	2210	♀	150,2230	
2009	26.11.	Meerforelle	25	81,0	5596	♀	150,2130	
2009	26.11.	Meerforelle	27	71,0	3810	♀	150,2230	gleiche Frequenz wie Mf-19!?
2009	26.11.	Meerforelle	28	62,0	2530	♀	150,1110	
2009	10.12.	Meerforelle	37	61,5	2186	♀	150,0920	

Anhang 6: Genetische Untersuchungen - Lachs, Stepenitz (2002-2015)

Probe	Genotypen				Klassifizierung		Markierung / Herkunft
	SSOSL417	µ60	Ssa197	PuPuPy	Direkt	Simulation	
L01-02	157-175	147-169	189-269	447-447	Ätran	Ätran	oB / Lagan
L02-02	181-183	159-169	173-249	447-447	Lagan	-	oB / Lagan
L03-02	175-183	161-181	165-241	438-447	Lagan	Lagan	oB / Lagan
L04-02	157-157	147-159	217-253	447-447	Ätran	Ätran	oB / Lagan
L05-02	177-183	159-161	165-245	447-447	Lagan	Lagan	oB / Lagan
L06-02	175-183	159-169	221-249	447-447	Ätran	-	FFS / Ätran
L07-02	183-201	159-159	249-269	438-447	Ätran	-	FFS / Ätran
L08-02	181-185	157-185	193-205	438-447	Lagan	-	oB / Lagan
L09-02	175-177	159-167	269-269	438-447	Ätran	Ätran	FFS / Ätran
L10-02	183-197	167-169	249-269	447-447	Ätran	-	FFS / Ätran
L11-02	177-197	179-181	221-253	447-447	Ätran	-	FFS / Ätran
L12-02	175-175	159-159	193-217	447-447	Ätran	Ätran	oB / Lagan
L13-02	177-177	159-169	249-269	447-447	Ätran	Ätran	FFS / Ätran
L14-02	175-177	159-161	165-245	447-447	Lagan	Lagan	oB / Lagan
L15-02	183-183	159-161	181-189	447-447	Lagan	Lagan	FFS / Ätran
L16-02	177-187	159-181	193-213	438-447	Lagan	Lagan	oB / Lagan
L17-02	177-185	147-159	185-217	447-447	Lagan	Lagan	oB / Lagan
L18-02	177-185	161-185	197-249	432-447	Lagan	Lagan	oB / Lagan
L20-02	175-177	159-169	189-257	447-447	Ätran	Ätran	FFS / Ätran
L21-02	177-185	167-191	169-189	447-447	Lagan	Lagan	oB / Lagan
L22-02	175-183	159-161	257-269	438-447	Ätran	Ätran	FFS / Ätran
L23-02	175-183	159-161	257-269	438-447	Ätran	Ätran	FFS / Ätran
L25-02	175-197	181-199	189-197	438-447	Ätran	-	FFS / Ätran
L26-02	177-201	159-199	193-197	447-447	Ätran	-	FFS / Ätran
L27-02	157-181	147-147	193-253	438-459	Ätran	-	oB / Lagan
L28-02	181-185	147-185	185-217	447-447	Lagan	Lagan	oB / Lagan
L29-02	175-189	159-181	197-205	447-447	Lagan	Lagan	FFS / Ätran
L30-02	157-189	159-197	197-197	447-447	Shannon	-	FFS / Ätran
L31-02	177-183	157-159	213-213	438-447	Ätran	-	FFS / Ätran
L32-02	175-183	161-181	189-205	447-447	Lagan	Lagan	FFS / Ätran
L33-02	175-175	159-167	249-269	438-447	Ätran	Lagan	FFS / Ätran
L34-02	183-185	159-181	241-241	438-447	Lagan	-	oB / Lagan
L35-02	157-177	147-159	181-269	447-447	Lagan	Lagan	FFS / Ätran
L36-02	157-185	159-161	193-197	447-447	Ätran	Ätran	oB / Lagan
L37-02	157-175	159-169	000-000*	447-447	Ätran	Ätran	FFS / Ätran
L39-02	177-183	159-161	193-217	447-447	Ätran	Ätran	oB / Lagan
L40-02	177-189	161-165	185-193	447-447	Delphi	Delphi	oB / Delphi
L41-02	177-185	159-159	169-193	447-447	Ätran	Ätran	oB / Lagan
L42-02	183-201	159-199	189-269	438-438	Ätran	-	FFS / Ätran
L43-02	157-183	181-181	193-253	447-447	Ätran	Ätran	FFS / Ätran
L44-02	177-201	147-185	193-213	447-447	Lagan	Lagan	oB / Lagan

Anhang

Probe	Genotypen				Klassifizierung		Markierung / Herkunft
	SSOSL417	µ60	Ssa197	PuPuPy	Direkt	Simulation	
L45-02	177-185	147-165	213-249	438-447	Lagan	-	oB / Lagan
L47-02	177-187	147-167	185-249	447-447	Lagan	Lagan	oB / Lagan
L48-02	155-177	159-167	185-253	447-447	Lagan	Lagan	oB / Lagan
L50-02	183-197	167-181	257-269	438-447	Ätran	-	FFS / Ätran
L51-02	177-185	159-185	217-257	447-447	Lagan	Lagan	oB / Lagan
L52-02	197-197	161-181	189-257	438-447	Ätran	-	FFS / Ätran
L53-02	000-000*	147-161	177-193	447-447	Lagan	Lagan	oB / Lagan
L01-03	183-185	185-197	249-253	447-447	Lagan	Lagan	oB / Lagan
L02-03	175-183	159-185	217-249	447-447	Lagan	Lagan	oB / Lagan
L03-03	175-177	159-185	205-253	447-447	Lagan	Lagan	oB / Lagan
L04-03	175-177	159-169	197-205	447-447	Ätran	Ätran	FFS / Ätran
L01-04	175-183	169-181	185-205	447-447	Ätran	Lagan	oB / Lagan
L02-04	157-197	149-169	169-181	447-447	Ätran	-	BFS / Ätran
L03-04	177-189	159-169	169-269	447-447	Lagan	Lagan	BFS ? / Ätran
L04-04	175-183	159-169	169-181	447-447	Ätran	Ätran	FFS / Skjern Å
L05-04	175-189	149-167	217-245	447-447	Lagan	-	oB / Lagan
L06-04	177-187	149-159	193-205	447-447	Ätran	-	oB / Lagan
L07-04	177-183	159-159	169-193	447-447	Ätran	Ätran	FFS / Skjern Å
L08-04	177-183	159-181	257-269	438-447	Ätran	Ätran	oB / Lagan
L09-04	175-175	159-159	189-257	447-447	Ätran	Ätran	BFS / Ätran
L10-04	177-183	159-159	165-253	447-447	Ätran	Ätran	oB / Lagan
L11-04	177-183	167-169	173-193	447-447	Ätran	-	FFS / Skjern Å
L12-04	177-183	159-171	213-261	447-447	Skjern Å	-	oB / Lagan
L13-04	175-193	163-181	213-237	447-447	Skjern Å	Skjern Å	FFS / Skjern Å
L01-05	000-000*	169-185	205-249	447-447	Lagan	Lagan	oB / Lagan
L02-05	175-177	161-163	169-237	447-447	Skjern Å	Skjern Å	FFS / Skjern Å
L03-05	177-177	195-197	177-185	438-447	Lagan	-	oB / Lagan
L04-05	157-157	159-159	169-269	447-447	Ätran	Ätran	BFS / Ätran
L05-05	157-175	161-197	189-217	447-447	Ätran	Ätran	oB / Lagan
L06-05	175-177	169-185	205-249	447-447	Lagan	Lagan	oB / Lagan
L01-06	183-185	167-167	173-253	438-447	Lagan	-	oB / Lagan
L02-06	157-177	171-185	177-197	447-447	Lagan	-	oB / Lagan
L03-06	175-175	167-181	197-213	447-447	Skjern Å	Skjern Å	FFS / Skjern Å
L04-06	181-185	147-193	201-205	441-447	Lagan	-	oB / Lagan
L05-06	157-175	157-159	185-257	447-447	Ätran	-	oB / Lagan
L1-07 S. E.	177-183	157-159	205-213	447-447	Lagan	Lagan	oB / Lagan
L01-07	177-177	159-159	169-217	447-447	Lagan	Lagan	BFS / Ätran
L02-07 Z!	177-189	165-181	189-265	447-447	Delphi	-	oB / Zucht!
L03-07	175-177	157-161	197-213	447-447	Skjern Å	Lagan	FFS / Skjern Å
L04-07	177-191	159-181	217-249	447-447	Lagan	-	oB / Lagan
L05-07	177-177	181-181	169-261	447-447	Skjern Å	Skjern Å	FFS / Skjern Å
L06-07	193-193	173-181	229-261	447-447	Skjern Å	-	FFS / Skjern Å
L07-07	181-193	159-159	193-269	447-447	Ätran	-	oB / Lagan

Anhang

Probe	Genotypen				Klassifizierung		Markierung / Herkunft
	SSOSL417	µ60	Ssa197	PuPuPy	Direkt	Simulation	
L08-07	189-193	173-181	169-229	447-447	Skjern Å	-	FFS / Skjern Å
L09-07	157-197	159-181	169-269	447-447	Ätran	Ätran	BFS / Ätran
L10-07	177-189	163-175	165-217	447-447	Delphi	-	FFS / Skjern Å
L11-07	177-177	173-181	169-197	447-447	Skjern Å	Skjern Å	FFS / Skjern Å
L12-07	189-189	173-173	165-169	447-447	Skjern Å	-	FFS / Skjern Å
L13-07	175-177	161-167	217-249	447-447	Lagan	Lagan	oB / Lagan
L14-07	177-177	173-181	169-261	447-447	Skjern Å	Skjern Å	FFS / Skjern Å
L15-07	189-197	161-199	189-269	447-447	Ätran	-	BFS / Ätran
L16-07	177-189	163-181	169-229	447-447	Skjern Å	Skjern Å	FFS / Skjern Å
L17-07	175-175	169-181	269-269	447-447	Ätran	-	oB / Lagan
L18-07	177-181	147-161	169-253	438-447	Lagan	Lagan	oB / Lagan
L19-07	177-189	159-175	185-249	447-447	Delphi	Delphi	oB !
L20-07	177-189	163-181	229-229	447-447	Skjern Å	Lagan	oB / <u>Lagan</u>
L21-07	177-177	159-167	249-261	447-447	Skjern Å	Lagan	FFS / Skjern Å
L22-07	189-193	163-173	229-261	447-447	Skjern Å	-	FFS / Skjern Å
L23-07	155-193	161-181	197-197	447-447	Skjern Å	-	oB / <u>Lagan</u>
L24-07	155-177	171-181	169-173	438-447	Skjern Å	-	FFS / Skjern Å
L25-07	177-191	159-181	217-249	447-447	Lagan	-	FFS / Skjern Å
L26-07	175-177	161-173	165-165	447-447	Skjern Å	Lagan	FFS / Skjern Å
L27-07	177-177	167-181	213-213	447-447	Skjern Å	Skjern Å	FFS / Skjern Å
L28-07	189-193	159-171	169-185	447-447	Skjern Å	-	FFS / Skjern Å
L29-07	177-177	159-167	201-249	447-447	Lagan	Lagan	FFS / Skjern Å
L01-08	175-175	163-173	213-229	447-447	Skjern Å	Skjern Å	FFS / Skjern Å
L02-08	177-185	159-159	189-213	438-447	Lagan	Lagan	BFSr / Ätran
L03-08	177-177	159-167	249-261	447-447	Skjern Å	Lagan	FFS / Skjern Å
L04-08	177-191	173-181	169-185	447-447	Skjern Å	-	FFS / Skjern Å
L05-08	175-183	147-161	189-193	447-447	Ätran	Ätran	BFSr / Ätran
L06-08	175-177	163-191	205-213	447-447	Lagan	-	FFS / Skjern Å
L07-08	175-201	181-197	189-269	447-447	Ätran	-	oB / <u>Lagan?</u>
L08-08	177-177	179-181	205-249	447-447	Lagan	-	FFS / Skjern Å
L09-08	175-183	159-161	169-193	447-447	Ätran	Ätran	oB / <u>Lagan?</u>
L10-08	175-189	159-161	213-253	447-447	Lagan	Lagan	BFSr / Ätran
L11-08	157-185	169-185	217-217	438-447	Lagan	Lagan	oB / Lagan
L12-08	155-177	159-163	169-261	447-447	Skjern Å	Skjern Å	FFS / Skjern Å
L13-08	177-193	161-181	205-261	447-447	Skjern Å	-	FFS / Skjern Å
L14-08	177-193	163-181	185-237	447-447	Skjern Å	-	FFS / Skjern Å
L15-08	177-193	161-181	205-261	447-447	Skjern Å	-	BFSr / Ätran
L16-08	157-175	161-199	193-253	447-447	Ätran	Lagan	oB / <u>Lagan</u>
L17-08	177-189	147-159	201-205	447-447	Lagan	Lagan	oB / Lagan
L18-08	177-177	163-181	229-261	447-447	Skjern Å	Skjern Å	FFS / Skjern Å
L19-08	177-177	163-181	213-229	447-447	Skjern Å	Skjern Å	FFS / Skjern Å
L01-09	177-185	159-169	217-217	447-447	Lagan	Lagan	oB / Lagan
L02-09	177-181	147-181	205-213	447-447	Lagan	Lagan	oB / Lagan

Anhang

Probe	Genotypen				Klassifizierung		Markierung / Herkunft
	SSOSL417	µ60	Ssa197	PuPuPy	Direkt	Simulation	
L03-09	175-189	159-167	185-221	447-447	Lagan	-	FFS / Skjern Å
L04-09	175-187	161-173	165-193	447-447	Lagan	Lagan	FFS / Skjern Å
L05-09	175-177	147-167	201-205	438-447	Lagan	Lagan	oB / Lagan
L06-09	177-177	171-173	237-261	438-447	Skjern Å	-	FFS / Skjern Å
L07-09	175-177	179-181	169-229	447-447	Skjern Å	Skjern Å	FFS / Skjern Å
L08-09	175-189	159-181	201-253	447-447	Lagan	Lagan	FFS / Skjern Å
L09-09	175-177	179-181	169-229	447-447	Skjern Å	Skjern Å	oB / Lagan
L10-09	175-177	167-181	221-261	447-447	Skjern Å	-	FFS / Skjern Å
L11-09	177-185	159-161	253-269	447-447	Lagan	Lagan	oB / Lagan
L12-09	183-189	159-161	197-253	447-447	Shannon	Shannon	oB ! / Lagan?
L13-09	175-175	171-173	213-237	447-447	Skjern Å	Skjern Å	FFS / Skjern Å
L14-09	175-177	159-167	169-201	447-447	Skjern Å	Lagan	FFS / Skjern Å
L15-09	175-177	179-181	165-213	447-447	Skjern Å	Skjern Å	FFS / Skjern Å
L16-09	177-177	159-173	169-201	447-447	Skjern Å	Lagan	FFS / Skjern Å
L17-09	175-193	163-167	213-261	447-447	Skjern Å	Skjern Å	FFS / Skjern Å
L01-10	177-177	159-173	169-213	447-447	Skjern Å	Skjern Å	oB !
L02-10	175-189	161-181	213-261	447-447	Skjern Å	Lagan	oB / <u>Lagan</u>
L03-10	177-201	147-181	189-205	447-447	Ätran	Lagan	oB / <u>Lagan</u>
L04-10	177-193	179-181	165-261	447-447	Skjern Å	Skjern Å	FFS / Skjern Å
L05-10	175-175	159-173	201-253	447-447	Lagan	Lagan	BFSI / Skjern Å
L06-10	177-177	173-181	213-261	447-447	Skjern Å	Skjern Å	FFS / Skjern Å
L07-10	177-177	159-173	169-213	447-447	Skjern Å	Skjern Å	BFSI / Skjern Å
L08-10	175-177	163-181	213-237	447-447	Skjern Å	Skjern Å	BFSI / Skjern Å
L09-10	175-177	173-181	169-229	447-447	Skjern Å	Skjern Å	BFSI / Skjern Å
L10-10	177-189	167-181	205-237	447-447	Skjern Å	-	FFS / Skjern Å
L11-10	177-177	159-181	169-253	447-447	Lagan	Lagan	BFSI / Skjern Å
L12-10	175-177	173-181	201-213	447-447	Skjern Å	-	BFSI / Skjern Å
L13-10	175-177	159-181	169-249	447-447	Skjern Å	Lagan	oB / <u>Lagan</u>
L14-10	177-189	181-181	169-261	447-447	Skjern Å	Skjern Å	FFS / Skjern Å
L15-10	177-177	159-161	169-189	447-447	Ätran	Lagan	oB !
L16-10	177-177	173-181	169-249	447-447	Skjern Å	Lagan	BFSI / <u>Skjern Å</u>
L17-10	189-193	167-181	165-261	447-447	Skjern Å	-	FFS / Skjern Å
L18-10	177-193	163-181	229-229	447-447	Skjern Å	-	FFS / Skjern Å
L19-10	177-177	159-181	169-253	447-447	Lagan	Lagan	BFSI / Skjern Å
L20-10	189-193	159-173	197-261	447-447	Skjern Å	-	FFS / Skjern Å
L21-10	177-177	167-181	189-213	447-447	Skjern Å	Lagan	oB / <u>Lagan ?</u>
L22-10	175-177	159-167	169-213	447-447	Skjern Å	Skjern Å	FFS / Skjern Å
L23-10	177-177	159-181	237-261	447-447	Skjern Å	Skjern Å	FFS / Skjern Å
L24-10	175-193	173-181	169-221	447-447	Skjern Å	-	BFSI / Skjern Å
L25-10	175-177	159-181	169-261	447-447	Skjern Å	Skjern Å	FFS / Skjern Å
L26-10	175-177	159-181	169-261	447-447	Skjern Å	Skjern Å	FFS / Skjern Å
L27-10	175-177	159-159	169-213	447-447	Skjern Å	Skjern Å	FFS / Skjern Å
L28-10	177-177	159-173	169-253	447-447	Skjern Å	Lagan	BFSI / <u>Skjern Å</u>

Anhang

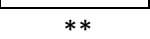
Probe	Genotypen				Klassifizierung		Markierung / Herkunft
	SSOSL417	µ60	Ssa197	PuPuPy	Direkt	Simulation	
L29-10	177-193	173-181	189-261	447-447	Skjern Å	-	oB !
L30-10	177-189	159-173	237-261	447-447	Skjern Å	Skjern Å	FFS / Skjern Å
L31-10	177-193	159-173	169-209	447-447	Skjern Å	-	FFS / Skjern Å
L32-10	177-193	163-173	169-261	447-447	Skjern Å	Skjern Å	FFS / Skjern Å
L33-10	157-177	161-185	177-253	447-447	Lagan	Lagan	oB / Lagan
L34-10	175-177	181-181	169-169	447-447	Skjern Å	Skjern Å	FFS / Skjern Å
L35-10	175-177	173-181	201-213	447-447	Skjern Å	-	BFSI / Skjern Å
L36-10	175-175	159-161	193-213	447-447	Lagan	Lagan	FFS / Skjern Å
L37-10	175-175	147-181	165-237	447-447	Skjern Å	-	oB !
L38-10	177-183	159-185	185-205	447-447	Lagan	Lagan	oB / Lagan
L39-10	175-177	159-181	213-261	447-447	Skjern Å	Skjern Å	BFSI / Skjern Å
L40-10	177-185	147-161	189-217	447-447	Lagan	Lagan	oB / Lagan
L41-10	175-175	163-173	165-261	447-447	Skjern Å	-	FFS / Skjern Å
L42-10	177-189	159-173	169-169	447-447	Skjern Å	Skjern Å	FFS / Skjern Å
L51-10	175-193	159-167	201-213	447-447	Skjern Å	-	FFS / Skjern Å
L52-10	175-177	159-159	165-237	447-447	Skjern Å	Skjern Å	FFS / Skjern Å
L53-10	177-177	159-181	169-261	447-447	Skjern Å	Skjern Å	FFS / Skjern Å
L54-10	175-177	159-181	213-213	447-447	Skjern Å	Skjern Å	FFS / Skjern Å
L55-10	177-193	167-173	189-229	447-447	Skjern Å	-	BFSI / Skjern Å
L56-10**	175-177	171-173	169-213	447-447	Skjern Å	Skjern Å	FFS / Skjern Å
L01-11	177-189	173-181	169-169	447-447	Skjern Å	Skjern Å	FFS / Skjern Å
L02-11	177-193	159-181	217-261	447-447	Skjern Å	-	FFS / Skjern Å
L03-11	177-183	147-161	209-269	447-447	Lagan	Lagan	oB / Lagan
L04-11	155-177	163-167	165-261	447-447	Skjern Å	-	FFS / Skjern Å
L06-11	175-193	163-173	213-229	447-447	Skjern Å	-	FFS / Skjern Å
L07-11	175-177	161-173	261-261	447-447	Skjern Å	Skjern Å	FFS / Skjern Å
L08-11	175-185	159-159	217-253	447-447	Lagan	Lagan	oB !
L09-11	175-177	161-163	205-213	447-447	Skjern Å	Lagan	oB / <u>Lagan ?</u>
L10-11	175-177	163-181	189-213	447-447	Skjern Å	Lagan	oB / Lagan
L11-11	175-189	159-173	169-229	447-447	Skjern Å	Lagan	FFS / Skjern Å
L13-11	177-189	171-173	169-169	447-447	Skjern Å	Skjern Å	oB !
L14-11	175-193	167-181	169-209	447-447	Skjern Å	-	FFS / Skjern Å
L15-11	175-177	163-181	169-213	447-447	Skjern Å	Skjern Å	FFS / Skjern Å
L16-11	177-193	159-173	201-261	447-447	Skjern Å	-	FFS / Skjern Å
L17-11	177-177	159-181	169-253	447-447	Lagan	Lagan	BFSI / Skjern Å
L18-11	177-183	167-187	213-249	447-447	Lagan	-	oB / Lagan
L19-11	175-193	163-173	165-261	447-447	Skjern Å	-	FFS / Skjern Å
L20-11	175-177	159-181	213-217	447-447	Lagan	Lagan	FFS / Skjern Å
L21-11	175-193	159-185	185-217	447-447	Lagan	Lagan	FFS / Skjern Å
L22-11	177-177	159-173	165-249	447-447	Skjern Å	Lagan	FFS / Skjern Å
L23-11	155-177	159-181	165-229	447-447	Skjern Å	Lagan	FFS / Skjern Å
L3*/L24-11	177-177	159-173	169-213	447-447	Skjern Å	Skjern Å	FFS / Skjern Å
L01-12	183-185	159-181	193-253	438-447	Ätran	Lagan	oB !

Anhang

Probe	Genotypen				Klassifizierung		Markierung / Herkunft
	SSOSL417	µ60	Ssa197	PuPuPy	Direkt	Simulation	
L02-12	177-189	163-181	213-261	447-447	Skjern Å	Skjern Å	BFSI / Skjern Å
L03-12	175-193	173-173	165-169	447-447	Skjern Å	Skjern Å	FFS / Skjern Å
L04-12	177-177	161-181	189-229	447-447	Lagan	Lagan	oB / Lagan
L1-12 S. E.	177-183	159-167	193-249	447-447	Lagan	Lagan	oB / Lagan
L01-13	177-177	181-197	229-237	447-447	Skjern Å	-	oB !
L02-13	175-177	181-181	169-169	447-447	Skjern Å	Skjern Å	FFS / Skjern Å
L03-13	177-177	173-181	169-229	447-447	Skjern Å	Skjern Å	FFS / Skjern Å
L04-13	175-177	173-183	165-261	447-447	Skjern Å	-	BFSr / Skjern Å
L05-13	175-177	163-173	237-261	447-447	Skjern Å	Skjern Å	BFSr / Skjern Å
L06-13	185-193	147-159	209-217	447-447	Lagan	-	oB !
L07-13	177-189	159-173	193-261	447-447	Skjern Å	Lagan	oB !
L08-13	175-177	173-175	165-249	447-447	Skjern Å	-	oB !
L09-13	175-177	159-167	213-261	447-447	Skjern Å	Skjern Å	FFS / Skjern Å
L10-13	177-189	159-181	169-237	447-447	Skjern Å	Skjern Å	oB !
L11-13	175-177	161-185	169-237	447-447	Skjern Å	Lagan	FFS / Skjern Å
L12-13	177-189	181-181	169-261	447-447	Skjern Å	Skjern Å	FFS / Skjern Å
L13-13	175-189	163-181	213-213	447-447	Skjern Å	Skjern Å	FFS / Skjern Å
L14-13	177-189	159-181	213-237	447-447	Skjern Å	Skjern Å	oB !
L15-13	175-177	161-181	169-205	447-447	Lagan	Lagan	oB !
L16-13	177-177	159-181	169-205	447-447	Lagan	Lagan	oB !
L17-13	189-191	167-193	201-213	438-447	Lagan	-	BFSI / Skjern Å
L18-13	175-193	173-173	197-229	447-447	Skjern Å	-	FFS / Skjern Å
L01-14	175-177	161-181	249-261	447-447	Lagan	Lagan	BFSr / Skjern Å
L02-14	187-193	161-173	169-213	447-447	Skjern Å	-	FFS / Skjern Å
L03-14	175-177	167-181	169-213	447-447	Skjern Å	Skjern Å	FFS / Skjern Å
L04-14	181-189	159-181	165-205	438-447	Lagan	Lagan	FFS / Skjern Å
L05-14	177-177	175-175	165-185	447-447	Delphi	Delphi	FFS / Skjern Å
L06-14	175-175	159-159	185-213	447-447	Lagan	Lagan	BFSr / Skjern Å
L07-14	177-177	157-181	169-261	447-447	Skjern Å	Lagan	FFS / Skjern Å
L08-14	177-177	159-173	201-261	447-447	Skjern Å	Lagan	FFS / Skjern Å
L09-14	189-193	159-173	165-237	447-447	Skjern Å	-	FFS / Skjern Å
L10-14	177-177	173-181	165-221	438-447	Skjern Å	-	FFS / Skjern Å
L11-14	175-189	181-181	185-213	447-447	Skjern Å	Lagan	BFSr / Skjern Å
L12-14	177-177	161-167	261-261	447-447	Skjern Å	Lagan	FFS / Skjern Å
L13-14	177-193	163-181	165-169	447-447	Skjern Å	Skjern Å	FFS / Skjern Å
L01-15	177-177	159-167	197-261	447-447	Skjern Å	Skjern Å	FFS / Skjern Å
L02-15	177-183	159-197	217-269	438-447	Åtran	Lagan	FFS / Skjern Å
L03-15	189-193	173-173	197-213	447-447	Skjern Å	Skjern Å	FFS / Skjern Å
L04-15	155-177	159-181	193-197	447-447	Skjern Å	Lagan	FFS / Skjern Å
L05-15	175-177	161-181	169-261	447-447	Skjern Å	Lagan	FFS / Skjern Å
L06-15	175-175	159-173	193-261	447-447	Skjern Å	Lagan	FFS / Skjern Å
L07-15	175-177	163-173	237-261	447-447	Skjern Å	Skjern Å	BFSr / Skjern Å
L08-15	193-193	173-173	197-213	447-447	Skjern Å	-	FFS / Skjern Å

Anhang

Probe	Genotypen				Klassifizierung		Markierung / Herkunft
	SSOSL417	μ60	Ssa197	PuPuPy	Direkt	Simulation	
L09-15	175-177	173-181	169-205	447-447	Skjern Å	Lagan	FFS / Skjern Å
L10-15	175-187	159-193	185-261	447-447	Lagan	Lagan	FFS / Skjern Å
L11-15	175-177	163-173	169-169	447-447	Skjern Å	Skjern Å	FFS / Skjern Å
L12-15	177-177	167-181	213-229	438-447	Skjern Å	Lagan	oB !
L13-15	157-177	167-197	261-269	438-447	Lagan	-	FFS / Skjern Å
L14-15	177-177	163-173	261-261	447-447	Skjern Å	Skjern Å	FFS / Skjern Å
L15-15	177-189	159-163	165-169	447-447	Skjern Å	Lagan	FFS / Skjern Å
L16-15	175-177	159-181	169-261	447-447	Skjern Å	Skjern Å	BFSr / Skjern Å

		= Bestätigung genetische Prüfung anhand differenzierter Stamm-Markierung
		= Abweichung genetische Prüfung von differenzierter Stamm-Markierung
		= möglicher Nachweis der Selbstreproduktion
		
**		= Probe war angetrocknet!
*		= Ausfall
oB		= ohne Markierung
FFS / BFS		= Fettflossenschnitt / Bauchflossenschnitt (l= links / r= rechts)