



AQUAKULTUR UND FISCHEREIINFORMATIONEN

AUS UNSERER FISCHEREIVERWALTUNG

Inhalt

Fangergebnisse der baden-württembergischen Bodensee-Berufsfischer im Jahr 2017	3
Felchenlaichfischerei 2017 am Bodensee-Obersee	7
Sterben Seeforellen und Seesaiblinge an gefressenen Stichlingen?	11
Seewandel und RTG – zwei Forschungsprojekte für den Bodensee im globalen Wandel	15
Was kostet die Fischzucht? – Neue Umfrage zur Wirtschaftlichkeit	19
App für Direktvermarkter in B.-W. auch für regionale Fischerzeugnisse	20
Ankündigung Workshop „Zuchtziele & Persönlichkeit bei Fischen“	22
Auswirkungen von chronischer Schwebstoffbelastung über eine komplette Wachstumsperiode auf das Wachstum und die Physiologie von Regenbogenforellen	24
Anglerverband Niedersachsen (AVN) Experten-Interview: Aal vor dem Aus?	32
Fischsterben in der Jagst 2015: Aktuelles zur Bestandsentwicklung	34
Fischereiförderung nach dem Europäischen Meeres- und Fischereifonds (EMFF) in Baden-Württemberg	40
Die Verbreitung einer temperatur-abhängigen Nierenerkrankung (PKD) bei Bachforellen in Baden-Württemberg	42
Wie warm darf's denn sein? Temperaturbedürfnisse der Bachforelle in Baden-Württemberg	46
Kurzmitteilungen	51

Informationsschrift der Fischereiforschungsstelle, des Fischgesundheitsdienstes und der Fischereibehörden des Landes Baden-Württemberg mit Beiträgen von Gastautoren

**Rundbrief 1
April 2018**

Liebe AUF AUF-Leser,

sehr umfangreich erscheint nun endlich die erste AUF AUF-Ausgabe in diesem Jahr. Wir wünschen Ihnen viel Spaß beim Lesen.

Das Redaktionsteam

Redaktionelle Zusammenstellung und Versand:

Landwirtschaftliches Zentrum Aulendorf, Ref. 41:
Fischereiforschungsstelle des Landes Baden-Württemberg
Argenweg 50/1 - D-88085 Langenargen

Tel.: 07543/9308-0 Fax: 07543/9308-320
eMail: Poststelle-FFS@LAZBW.BWL.DE
Internet: WWW.LAZBW.DE

Nachdruck der AUF AUF-Beiträge ist unter vollständiger Quellenangabe erlaubt.

Zitiervorschlag:

Aquakultur- und Fischereiinformationen aus Baden-Württemberg



Fangergebnisse der baden-württembergischen Bodensee-Berufsfischer im Jahr 2017

S. Blank

Das Jahr 2017 war für die baden-württembergischen Berufsfischer abermals sehr ertragsarm. Eine Erholung der Erträge, wie es sich aus dem leichten Anstieg im letzten Jahr erhoffen ließ, konnte mit dem abermaligen Absinken des Gesamtertrags auf rund 122 t am Obersee nicht erreicht werden. Dieses Ergebnis stellt den zweitniedrigsten Ertrag seit Beginn der Statistikführung im Jahre 1910 dar. Der Ertrag lag 6,7 % unter dem des Vorjahres und deutlich unter dem 10-Jahres-Mittel (-49,5 %). Am Bodensee-Untersee fiel der Gesamtertrag noch deutlicher um 27,1 % gegenüber 2016 auf rund 98 t und lag 27,5 % unter dem 10-Jahres-Mittel.

Fänge am Bodensee-Obersee

Ein Felchenertrag von lediglich 1,3 t im Januar und noch weniger in den darauf folgenden Monaten ließ keinen guten Gesamtertrag für 2017 erahnen (Tab. 1). Ab April stiegen die Fänge langsam an, um dann im ansonsten ertragreichen Juli wieder abzufallen. Der August zeigte dann das monatliche Ertragsmaximum mit 15,7 t. Der gesamte **Felchenertrag** betrug rund 85 t (Abb. 1). Damit fiel er im Vergleich zum Vorjahr um rund 3 % ab und lag 54,1 % unter dem ohnedies schon niedrigen 10-Jahres-Mittel (Tab. 2 und Tab. 3). Der Anteil der Felchen am Gesamtfang hat sich auf 70 % weiter leicht erhöht.

Mit einem Ertrag von 8,8 t wurde bei den **Barschfängen** ein leichter Anstieg um 3,7 % erzielt. Das 10-Jahres-Mittel war damit um rund 58 % unterschritten. Der Anteil des Barsches am Gesamtfang stieg wieder leicht auf 7,2 %.

Auf rund 1 t fiel der Ertrag der **Seeforellen**, was einem Rückgang um rund 15 % entspricht. Das 10-Jahres-Mittel wurde damit um 58,3 % unterschritten.

Weiterhin unerklärlich bleibt der drastische Rückgang der **Seesaiblingserträge**. Diese lagen mit nur noch rund 0,5 t abermals erheblich unter dem 10-Jahres-Mittel (-91,6 %).

Auch die **Hechtfänge** zeigten einen Ertragsrückgang um rund

7 % auf 4,1 t. Die Fänge sind damit jedoch noch 26,5 % über dem 10-Jahres-Mittel. Der Anteil am Gesamtfang hielt sich auf 3,4 %.

Der **Zanderertrag** fiel um 7,6 % auf 685 kg ab und lag rund 14 % unter dem 10-Jahres-Mittel.

Auch der **Karpfenertrag** fiel auf 2,4 t ab und lag damit 46 % unter dem 10-Jahres-Mittel. Der Anteil des Karpfens am Gesamtertrag fiel auf 2 %.

Einer der wenigen Ertragszuwächse zeigte sich beim **Brachsen-ertrag** um rund 5 % mit Fängen von rund 2,6 t. Das 10-Jahres-Mittel wurde jedoch noch um 12,3 % unterschritten.

Tabelle 1: Fangerträge der baden-württembergischen Berufsfischer im Jahr 2017 im Bodensee-Obersee (alle Angaben in kg).

Fischart	Januar	Februar	März	April	Mai	Juni	Juli	August	September	Oktober	November	Dezember	Gesamt
Felchen	1.339,5	845,5	754,5	2.041,8	8.943,0	14.002,9	10.042,0	15.690,6	14.159,3	4.418,2	175,0	12.889,5	85.301,8
Seeforelle	12,2	5,6	31,1	44,7	104,2	119,8	207,8	285,4	137,3	35,0	11,0	0,0	994,1
Regenbogenforelle	0,0	0,0	0,0	0,0	2,0	4,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	2,0	8,0
Seesaibling	132,5	73,9	50,6	1,0	12,5	9,8	17,3	44,5	15,5	11,0	31,0	112,1	511,7
Äsche	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Hecht	89,7	209,7	543,0	862,2	924,0	363,8	235,8	204,7	279,4	153,3	55,1	172,1	4.092,8
Zander	170,0	120,0	63,0	30,0	54,0	25,0	30,0	29,0	86,0	66,0	3,7	8,3	685,0
Barsch	88,0	460,0	597,5	351,4	529,2	309,9	384,0	1.454,7	2.212,4	2.135,0	243,5	49,2	8.814,8
Karpfen	0,0	60,0	153,0	508,0	769,0	364,0	33,0	47,0	111,0	120,0	231,0	0,0	2.396,0
Schleie	0,0	2,0	1,0	13,0	141,0	258,0	45,0	4,0	50,0	12,0	6,0	0,0	532,0
Brachsen	18,0	0,0	116,0	332,5	978,0	287,0	89,0	242,0	288,5	270,0	24,0	0,0	2.645,0
andere Weißfische	304,0	149,0	356,5	1.118,1	921,6	176,0	256,0	1.040,0	908,5	334,0	141,0	44,0	5.748,7
Trüsche	159,6	129,4	37,0	90,4	11,9	16,0	2,0	0,8	249,0	13,0	6,2	4,3	719,6
Aal	3,0	26,0	277,0	517,0	1.896,0	909,0	534,0	590,0	1.217,0	1.816,0	927,0	157,0	8.869,0
Wels	46,1	14,0	28,4	33,0	42,5	63,9	117,3	26,0	27,8	2,6	1,9	0,0	403,5
Sonstige	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Summe	2.362,6	2.095,1	3.008,6	5.943,1	15.328,9	16.909,1	11.993,2	19.658,7	19.741,7	9.386,1	1.856,4	13.438,5	121.722,0

Die Erträge **anderer Weißfische** fielen um rund 12 % auf 5,7 t und lagen noch 20,3 % über dem 10-Jahres-Mittel.

Die deutliche Ertragssteigerung bei den **Aalfängen** im letzten Jahr konnte in 2017 nicht fortgesetzt werden. Mit einem Rückgang um rund 27 % auf einen Fang von 8,9 t

wurde das 10-Jahres-Mittel noch um 27,7 % überschritten. Damit ist der Aal mit 7,3 % neben den Felchen die am zweithäufigsten gefangene Art.

Nach einer leichten Erholung des Gesamtertrags im letzten Jahr sind die Erträge in 2017 wieder um 6,7 % gesunken. Die baden-württembergischen Berufsfischer

am Bodensee-Obersee konnten lediglich einen Gesamtfang von rund 122 t erzielen. Somit war der Gesamtertrag der baden-württembergischen Berufsfischerei am Bodensee-Obersee in 2017 immer noch enttäuschend niedrig.

Tabelle 2: Gesamtfänge der baden-württembergischen Berufsfischer während der letzten 10 Jahre im Bodensee-Obersee (alle Angaben in kg).

Fischart	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	10-Jahres-mittel	2017	Diff. zu 2016 in %
Felchen	195.842,7	234.689,7	272.730,8	281.408,5	293.704,4	154.715,3	134.164,3	139.701,3	65.768,8	87.700,1	186.042,6	85.301,8	-2,7
Seeforelle	2.454,3	3.777,9	3.878,2	2.042,3	2.855,7	2.261,6	1.836,4	2.057,1	1.495,2	1.168,3	2.382,7	994,1	-14,9
Regenbogenforelle	76,4	174,9	111,4	146,4	85,6	54,0	29,2	26,3	17,7	7,0	72,9	8,0	14,3
Seesaibling	6.949,1	7.420,7	6.141,0	4.683,4	8.846,4	9.284,9	9.635,1	5.489,2	1.599,9	681,2	6.073,1	511,7	-24,9
Äsche	6,7	7,0	3,1	12,8	2,0	2,9	0,0	0,0	13,0	1,0	4,9	0,0	-100,0
Hecht	1.707,4	1.896,1	2.036,4	2.884,6	2.707,7	3.541,1	3.365,6	4.177,4	5.625,6	4.404,9	3.234,7	4.092,8	-7,1
Zander	1.479,5	1.391,1	610,4	668,5	637,8	724,2	606,5	506,3	582,7	741,5	794,9	685,0	-7,6
Barsch	20.423,1	30.957,5	21.902,1	13.664,8	20.788,3	32.474,1	30.623,6	20.381,0	8.305,3	8.500,9	20.802,1	8.814,8	3,7
Karpfen	12.398,5	9.339,8	2.811,4	3.021,2	2.462,9	2.947,9	2.654,9	1.839,4	2.591,5	4.321,4	4.438,9	2.396,0	-44,6
Schleie	64,0	62,8	82,5	46,3	104,1	244,6	212,9	131,0	206,4	286,2	144,1	532,0	85,9
Brachsen	3.208,2	1.786,0	3.033,5	3.666,4	4.256,1	4.007,3	2.609,5	1.982,8	3.093,5	2.518,2	3.016,2	2.645,0	5,0
andere Weißfische	6.603,6	4.004,2	2.355,5	3.412,5	5.109,1	5.788,2	4.283,8	5.565,7	4.134,9	6.544,0	4.780,2	5.748,7	-12,2
Trüsche	806,1	799,2	2.103,1	2.995,8	1.267,4	2.418,4	3.605,1	2.886,3	928,0	603,4	1.841,3	719,6	19,3
Aal	5.254,2	4.851,2	5.603,9	4.969,4	5.027,7	8.689,8	7.366,9	7.602,1	8.025,4	12.077,0	6.946,8	8.869,0	-26,6
Wels	350,2	257,4	490,3	369,4	187,6	556,7	413,0	369,9	412,3	921,9	432,9	403,5	-56,2
Sonstige	46,4	163,6	143,1	78,8	83,3	80,0	91,2	144,9	339,7	4,0	117,5	0,0	-100,0
Summe	257.670,4	301.579,1	324.036,7	324.071,0	348.126,1	227.791,0	201.498,0	192.860,7	103.139,9	130.481,0	241.125,4	121.722,0	-6,7

Tabelle 3: Prozentualer Anteil einzelner Fischarten am Gesamtfang 2017 der baden-württembergischen Berufsfischer im Bodensee-Obersee, Fangentwicklung gegenüber dem Jahr 2016 und prozentuale Abweichung vom 10-Jahres-Mittel.

Fischart	Gesamtfang in kg	Veränderung gegenüber dem Vorjahr in %	Anteil am Gesamtfang in %	Differenz zum 10-Jahres-Mittel in kg	Abweichung vom 10-Jahres-Mittel in %
Felchen	85.301,8	-2,7 ↓	70,1	-100.740,8	-54,1
Seeforelle	994,1	-14,9 ↓	0,8	-1.388,6	-58,3
Regenbogenforelle	8,0	14,3 ↑	0,0	-64,9	-89,0
Seesaibling	511,7	-24,9 ↓	0,4	-5.561,4	-91,6
Äsche	0,0	-100,0 ↓	0,0	-4,9	-100,0
Hecht	4.092,8	-7,1 ↓	3,4	858,1	26,5
Zander	685,0	-7,6 ↓	0,6	-109,9	-13,8
Barsch	8.814,8	3,7 ↗	7,2	-11.987,3	-57,6
Karpfen	2.396,0	-44,6 ↓	2,0	-2.042,9	-46,0
Schleie	532,0	85,9 ↑	0,4	387,9	269,2
Brachsen	2.645,0	5,0 ↑	2,2	-371,2	-12,3
andere Weißfische	5.748,7	-12,2 ↓	4,7	968,5	20,3
Trüsche	719,6	19,3 ↑	0,6	-1.121,7	-60,9
Aal	8.869,0	-26,6 ↓	7,3	1.922,2	27,7
Wels	403,5	-56,2 ↓	0,3	-29,4	-6,8
Sonstige	0,0	-100,0 ↓	0,0	-117,5	-100,0
Summe	121.722,0	-6,7 ↓	100,0	-119403,4	-49,5



Fänge am Bodensee-Untersee

Am Bodensee-Untersee fiel der **Felchenertrag** deutlich um rund 40 % auf 53 t ab (Tab. 4 und 5). Damit lag der Ertrag 43,6 % unter dem 10-Jahres-Mittel (Tab. 6). Der Anteil am Gesamtfang sank ebenso weiter auf 54,2 %. Im Gegensatz zu den Vorjahren gab es in den Wintermonaten nur einen geringen Befall von Felchen mit dem Pilz *Saprolegnia parasitica*.

Der Ertrag des **Hechtes**, der mit einem Anteil am Gesamtfang von 9,4 % an zweiter Stelle steht, fiel 2017 weiter um rund 20 % auf 92 t ab. Damit wurde das 10-Jahres-Mittel um 1 % unterschritten.

Der **Barschertrag** konnte sich mit 8,6 t um 39,3 % weiter erholen. Der Ertrag lag damit 34,1 % über dem 10-Jahres-Mittel. Der Anteil am Gesamtfang stieg auf 8,8 %.

Leicht angestiegen sind die Fän-

ge an **Karpfen**. Mit 5,7 t lag der Ertrag jedoch noch rund 38 % unter dem 10-Jahres-Mittel.

Der **Aalertrag** fiel um 17,1 %, erreichte 4 t und lag rund 6 % unter dem 10-Jahres-Mittel.

Wie in den letzten Jahren konnte bei der **Schleie** eine leichte Steigerung des Ertrags verzeichnet werden. Mit einer Erhöhung um 3,5 % wurde ein Ertrag von 8,8 t erzielt. Als dritthäufigste gefangene Art lag ihr Anteil am Gesamtfang bei 9 %. Das 10-Jahres-Mittel wurde um rund 105 % überschritten.

Die Beifänge an **Äschen** fielen mit lediglich 75 kg im Vergleich zum Vorjahr deutlich um rund 66 % ab und lagen 45,5 % unter dem schon sehr niedrigen 10-Jahres-Mittel.

Weitere positive Ertragsentwicklungen zeigten sich nur noch bei den **anderen Weißfischen** mit 7,1 t.

Einbußen mussten bei **Trübsche** (41 kg), **Zander** (305 kg), **Wels** (272 kg) und **Seeforelle**

(91 kg) hingenommen werden.

Der Ertrag der baden-württembergischen Berufsfischer am Bodensee-Untersee lag mit rund 98 t gegenüber dem Vorjahr um rund 27 % niedriger und unterschritt das 10-Jahres-Mittel um 27,5 %. Der Ertragsabfall in 2017 bei den Felchen um rund 40 % konnte nicht durch Ertragssteigerungen bei anderen Arten kompensiert werden. So kann der Gesamtertrag am Untersee nur als schlecht bezeichnet werden.

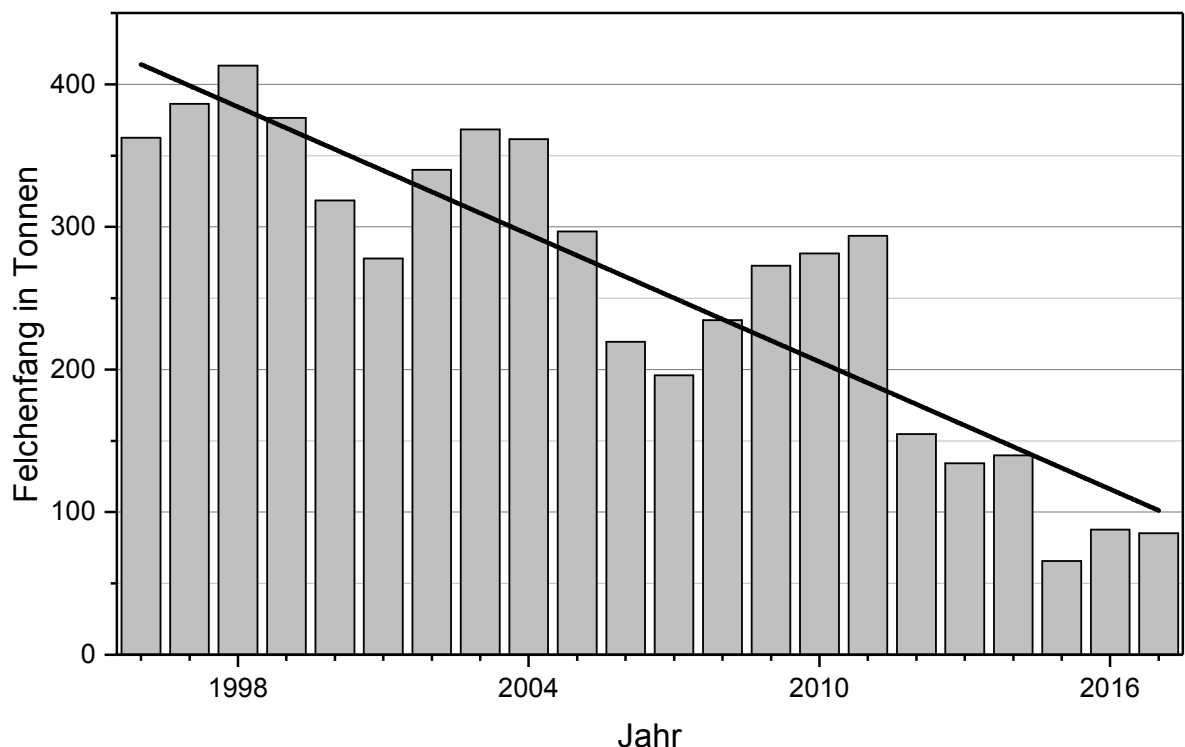


Abbildung 1: Entwicklung des Felchenertrags der baden-württembergischen Berufsfischer seit 1996 am Bodensee-Obersee.

Tabelle 4: Fangerträge der baden-württembergischen Berufsfischer im Jahr 2017 im Bodensee-Untersee (alle Angaben in kg).

Fischart	Januar	Februar	März	April	Mai	Juni	Juli	August	September	Oktober	November	Dezember	Gesamt
Felchen	485,0	861,0	1.215,0	2.882,0	6.599,0	5.134,0	7.692,0	9.930,0	6.571,0	2.025,0	2.343,0	7.544,0	53.281,0
Seeforelle	0,0	0,0	6,0	1,4	4,0	40,0	25,0	7,1	7,0	0,0	0,0	0,0	90,5
Seesaibling	0,0	0,0	0,0	0,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,4
Äsche	2,5	3,5	64,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	4,5	75,0
Hecht	544,0	1.278,0	2.147,0	2.365,0	301,0	135,0	211,0	152,0	254,0	176,0	366,0	1.309,0	9.238,0
Zander	47,0	73,0	49,0	27,0	13,5	4,6	5,3	8,1	18,0	9,2	16,0	34,0	304,7
Barsch	190,0	415,0	260,0	84,0	111,0	137,0	1.039,0	2.065,0	2.507,0	1.587,0	149,0	70,0	8.614,0
Karpfen	0,0	0,0	4,0	279,0	4.112,0	708,0	318,0	17,0	175,0	115,0	5,0	0,0	5.733,0
Schleie	43,0	54,0	782,0	1.531,0	1.448,0	1.210,0	826,0	361,0	513,0	1.084,0	631,0	329,0	8.812,0
Brachsen	0,0	0,0	30,0	91,0	566,0	42,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	729,0
andere Weißfische	364,0	1.072,0	721,0	1.286,0	1.429,0	372,0	387,0	344,0	274,0	499,0	59,0	308,0	7.115,0
Trüsche	2,0	16,0	5,0	0,5	0,0	1,5	5,5	5,0	2,0	0,0	0,0	3,0	40,5
Aal	0,0	1,0	12,0	288,0	791,5	977,7	550,0	278,0	520,0	598,5	2,0	4,0	4.022,7
Wels	0,0	4,0	0,0	13,5	44,0	49,0	58,0	52,0	37,5	11,0	0,0	3,0	272,0
Sonstige	0,0	0,0	0,0	2,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	2,3
Summe	1.677,5	3.777,5	5.295,5	8.851,1	15.419,0	8.810,8	11.116,8	13.219,2	10.878,5	6.104,7	3.571,0	9.608,5	98.330,1

Tabelle 5: Gesamtfänge der baden-württembergischen Berufsfischer während der letzten 10 Jahre im Bodensee-Untersee (alle Angaben in kg).

Fischart	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	10-Jahres-mittel	2017	Diff. zu 2016 in %
Felchen	47.247,0	67.523,0	129.717,0	137.237,0	107.019,0	83.453,0	91.812,0	93.385,0	99.569,5	88.197,0	94.516,0	53.281,0	-39,6
Seeforelle	191,5	326,0	152,0	114,5	127,5	146,1	158,0	90,0	194,3	179,5	167,9	90,5	-49,6
Seesaibling	0,0	0,0	0,0	0,0	1,2	0,4	1,5	0,5	0,7	0,0	0,4	0,4	100,0
Äsche	86,5	135,1	307,5	206,7	55,5	104,8	115,5	54,8	91,5	218,6	137,7	75,0	-65,7
Hecht	8.743,0	8.140,0	6.416,0	8.114,0	7.470,0	10.680,6	12.323,4	8.040,0	11.827,0	11.601,0	9.335,5	9.238,0	-20,4
Zander	390,5	227,0	113,0	108,0	111,5	318,3	460,9	323,0	192,3	437,7	268,2	304,7	-30,4
Barsch	10.586,0	8.125,0	3.943,0	1.658,5	4.307,0	8.941,0	10.119,8	5.880,0	4.470,0	6.184,5	6.421,5	8.614,0	39,3
Karpfen	20.718,0	14.671,0	9.955,0	11.384,0	10.086,0	5.587,0	3.656,0	5.834,0	5.031,0	5.444,0	9.236,6	5.733,0	5,3
Schleie	2.582,0	2.082,0	2.597,0	2.680,0	3.180,0	5.198,5	4.380,0	4.793,0	7.023,5	8.516,0	4.303,2	8.812,0	3,5
Brachsen	663,0	1.073,0	1.456,0	1.755,0	1.072,0	1.664,0	2.134,0	1.447,0	1.808,0	1.907,0	1.497,9	729,0	-61,8
andere Weißfische	5.655,0	6.547,0	3.890,0	4.132,0	4.522,0	4.931,5	4.469,0	3.337,0	3.904,0	6.584,0	4.797,2	7.115,0	8,1
Trüsche	586,0	441,0	523,0	350,5	501,5	376,5	413,0	683,0	532,0	218,0	462,5	40,5	-81,4
Aal	4.066,0	3.952,0	2.411,0	3.773,5	3.761,0	5.293,5	5.011,9	5.091,0	4.461,5	4.851,5	4.267,3	4.022,7	-17,1
Wels	48,5	24,0	74,5	124,5	38,5	39,0	128,5	216,0	251,0	533,0	147,8	272,0	-49,0
Sonstige	18,8	0,9	1,1	0,0	0,0	4,9	12,2	2,1	34,8	9,4	8,4	2,3	-75,5
Summe	101.581,8	113.267,0	161.556,1	171.638,2	142.252,7	126.739,1	135.195,7	129.176,4	139.391,1	134.881,2	135.567,9	98.330,1	-27,1

Tabelle 6: Prozentualer Anteil einzelner Fischarten am Gesamtfang 2017 der baden-württembergischen Berufsfischer im Bodensee-Untersee, Fangentwicklung gegenüber dem Jahr 2016 und prozentuale Abweichung vom 10-Jahres-Mittel.

Fischart	Gesamtfang in kg	Veränderung gegenüber dem Vorjahr in %	Anteil am Gesamtfang in %	Differenz zum 10-Jahres-Mittel in kg	Abweichung vom 10-Jahres-Mittel in %
Felchen	53.281,0	-39,6 ↓	54,2	-41.235,0	-43,6
Seeforelle	90,5	-49,6 ↓	0,1	-77,4	-46,1
Seesaibling	0,4	100,0 ↑	0,0	-0,1	0,0
Äsche	75,0	-65,7 ↓	0,1	-62,7	-45,5
Hecht	9.238,0	-20,4 ↓	9,4	-97,5	-1,0
Zander	304,7	-30,4 ↓	0,3	36,5	13,6
Barsch	8.614,0	39,3 ↑	8,8	2.192,5	34,1
Karpfen	5.733,0	5,3 ↑	5,8	-3.503,6	-37,9
Schleie	8.812,0	3,5 ↗	9,0	4.508,8	104,8
Brachsen	729,0	-61,8 ↓	0,7	-768,9	-51,3
andere Weißfische	7.115,0	8,1 ↑	7,2	2.317,9	48,3
Trüsche	40,5	-81,4 ↓	0,0	-422,0	-91,2
Aal	4.022,7	-17,1 ↓	4,1	-244,6	-5,7
Wels	272,0	-49,0 ↓	0,3	124,3	84,1
Sonstige	2,3	-75,5 ↓	0,0	-6,1	-72,7
Summe	98.330,1	-27,1 ↓	100,0	-37237,9	-27,5



Felchenlaichfischerei 2017 am Bodensee-Obersee

R. Rösch

In der Zeit vom 4. bis 12. Dezember 2017 wurden bei teilweise sehr stürmischem Wetter insgesamt 2661 L Felchenlaich gewonnen, davon 1219 L Blaufelchenlaich und 1443 L Gangfischlaich. Die Gangfischlaichfischerei dauerte 5 Tage vom 4. bis 8. Dezember und direkt daran anschließend die Blaufelchenlaichfischerei 4 Tage vom 9. bis 12. Dezember. Die Zahl der Netznächte insgesamt war auf ungefähr gleicher Höhe wie im Vorjahr. In der Blaufelchenlaichfischerei war durch das stürmische Wetter die Anzahl Fischer, die teilnahmen, deutlich geringer als in den Vorjahren. Pro Netz und Nacht wurden durchschnittlich knapp 1 L Felchenlaich gewonnen.

Gangfisch

Die Laichfischerei auf Gangfische wurde am 4. Dezember für zunächst zwei Nächte mit 2 x 38 mm und 2 x 42 mm Netzen freigegeben. Nach der ersten Nacht war der Laichertrag mit 130,5 L gering (Tab. 1). Am zweiten Tag war der Ertrag mit 234,0 L deutlich besser. Daraufhin wurde die Laichfischerei auf Gangfische um zwei Tage mit 3 x 38 mm und 2 x 42 mm Netzen verlängert. Die Laichmenge pro Tag war mit 346,0 und 379,5 L deutlich höher als in den ersten 2 Tagen. Nach einer nochmaligen Verlängerung um einen Tag kamen insgesamt 1443 L Gangfischlaich zusammen. Zwischen 66 und 83 Berufsfischer nahmen an der Laichfischerei auf Gangfische teil (Tab. 1).

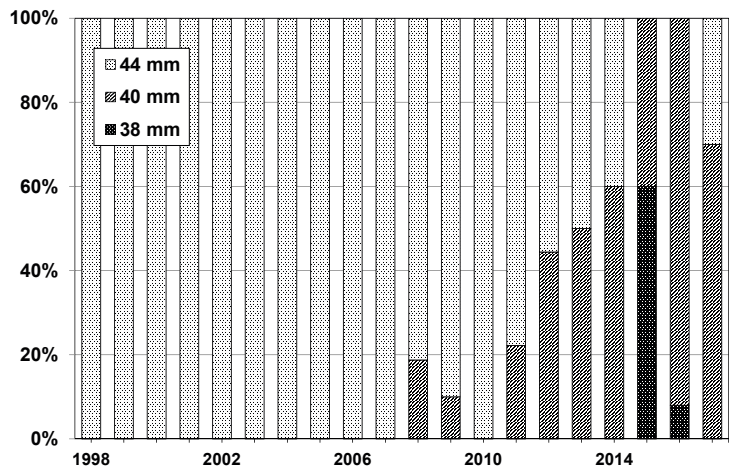


Abbildung 1: Netzverteilung in der Blaufelchenlaichfischerei 1998-2017.

Blaufelchen

Am 9. Dezember wurde die Laichfischerei auf Blaufelchen mit 4 x 40 mm und 1 x 44 mm Netzen für zwei Nächte freigegeben. Sie wurde aufgrund der Laichmengen ab dem

11. Dezember um 2 Tage verlängert, und wegen den doch beträchtlichen Fängen im 44 mm Netz wurde das Netzkontingent pro Patent auf 3 x 40 mm und 2 x 44 mm Netze geändert (Tab. 1). Dies war die erste Verwendung von 44 mm Netzen

Tabelle 1: Ergebnisse der Laichfischerei 2017.

	Datum Anlieferung	Netze/Patent	Anzahl Fischer	Laich (L)	Laich/Patent (L)
Gangfisch	05.12.	2x 38 mm, 2x 42 mm	77	130,5	1,7
	06.12.	2x 38 mm, 2x 42 mm	83	234,0	2,8
	07.12.	3x 38 mm, 2x 42 mm	81	346,0	4,3
	08.12.	3x 38 mm, 2x 42 mm	80	379,5	4,7
	09.12.	3x 38 mm, 2x 42 mm	66	352,5	5,3
	Summe Netze	23	Summe Gangfischlaich	1443	
Blaufelchen	10.12.	4x 40 mm, 1x 44 mm	62	269,5	4,3
	11.12.	4x 40 mm, 1x 44 mm	48	237,0	4,9
	12.12.	3x 40 mm, 2x 44 mm	57	281,0	4,9
	13.12.	3x 40 mm, 2x 44 mm	66	431,0	6,5
	Summe Netze	20	Summe Blaufelchenlaich	1.219	
Gesamtergebnis Laichfischerei 2017				2.661	

seit 2014 (Abb. 1). 38 mm Netze wurden 2017 nicht freigegeben, da in den Versuchsfischereien in den größeren Maschenweiten gute Fänge erzielt worden waren und in 38 mm Netzen eine große Menge kleiner Milchner und im Vergleich zu den 40 mm Netzen nur unwesentlich mehr Rogner gefangen wurden. Die erzielte Laichmenge pro Tag war von Beginn an gut, blieb für weitere zwei Tage mehr oder weniger konstant und erreichte ihren Höchstwert am letzten Tag mit 431 L. Insgesamt wurden 1219 L Blaufelchenlaich gewonnen (Abb. 2). Allerdings sind diese Werte nur schwer mit anderen Jahren vergleichbar, da es in dieser Zeit sehr stürmisch war und deshalb nur ein Teil der Berufsfischer auf den See fuhr. Witterungsbedingt haben 2017 an der Laichfischerei auf Blaufelchen pro Tag nur zwischen 48 und 66 Berufsfischer teilgenommen (Tab. 1).

Der Beginn der Laichfischerei auf Blaufelchen am 9. Dezember lag im mittleren Bereich der letzten 30 Jahre (Abb. 3).

Fangintensität

Die Fangintensität in der Laichfischerei setzt sich aus insgesamt drei Faktoren zusammen:

1. aus der Zahl der Berufsfischer, die jeden Tag an der Laichfischerei teilnehmen,
2. aus der Zahl Netze, die pro Patent und Nacht gesetzt werden dürfen und
3. aus der Anzahl Fangnächte.

Aus diesen Angaben lässt sich für jeden Tag der Laichfischerei die Anzahl Netze im See berechnen. Über alle Tage der Laichfischerei aufsummiert ergibt das die Fangintensität. Im Jahr 2017 war die Zahl der Berufsfischer, die an der Laichfischerei teilnahmen, witterungsbedingt am letzten Tag der Gangfischlaichfischerei und insbesondere bei der Blaufelchenlaichfischerei deutlich niedriger als im Vorjahr. Sie lag zwischen 48 und 66 Berufsfischern bei den Blaufelchen und zwischen 66 und 83 Berufsfischern bei den

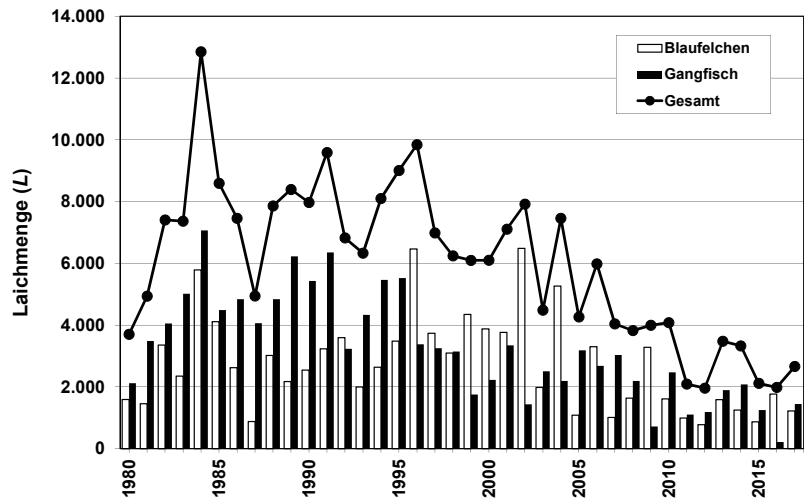


Abbildung 2: In der Laichfischerei gewonnene Menge an Felchenlaich, insgesamt und dargestellt für Blaufelchen und Gangfisch.

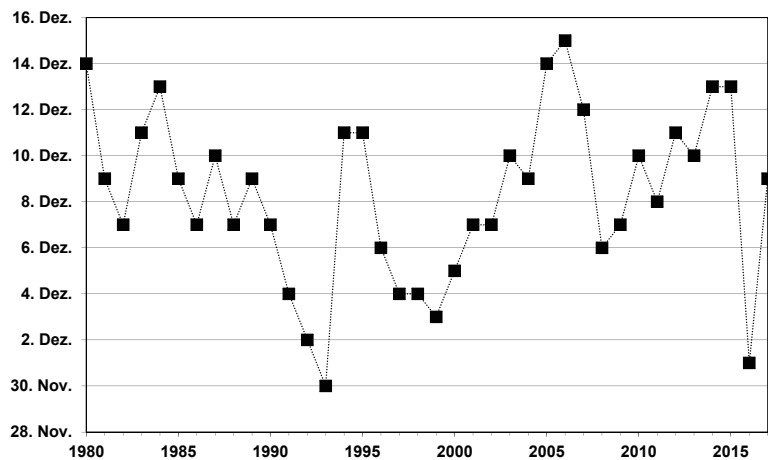


Abbildung 3: Zeitpunkt der Freigabe der Blaufelchenlaichfischerei 1980-2017.

Gangfischen (Tab. 1). Die Zahl der Netz Nächte insgesamt lag dadurch auf ungefähr gleichem Niveau wie im Vorjahr (Abb. 4). Die Zahl der Netz Nächte pro Berufsfischer war mit 43 die dritthöchste seit 1998 und nur knapp unter dem Höchstwert von 45 im Jahr 2015.

Laichmenge pro Netz und Nacht

Die durchschnittlich pro Netz und Nacht erzielte Laichmenge lag 2017 für Blaufelchen und Gangfische im Bereich von ca. 1 L (Abb. 5). Damit bestätigte sich der Trend, dass die Laichmenge pro Netz und Nacht seit

2011 nur noch im Bereich um oder deutlich unter 1 L liegt.

Diskussion

Die Teilnahme an der Laichfischerei ist für die Berufsfischer verpflichtend. Wer keinen triftigen Grund für die Nichtteilnahme hat, darf nicht an der Weihnachtsfischerei teilnehmen. In der vergangenen Laichfischerei wurde daher ausdrücklich bekannt gemacht, dass diese Regelung aufgrund des sehr stürmischen Wetters nicht gilt und jeder Berufsfischer selbst entscheidet, ob er auf den See fährt (Abb. 6). Dadurch war die Anzahl Berufsfischer, die am letzten

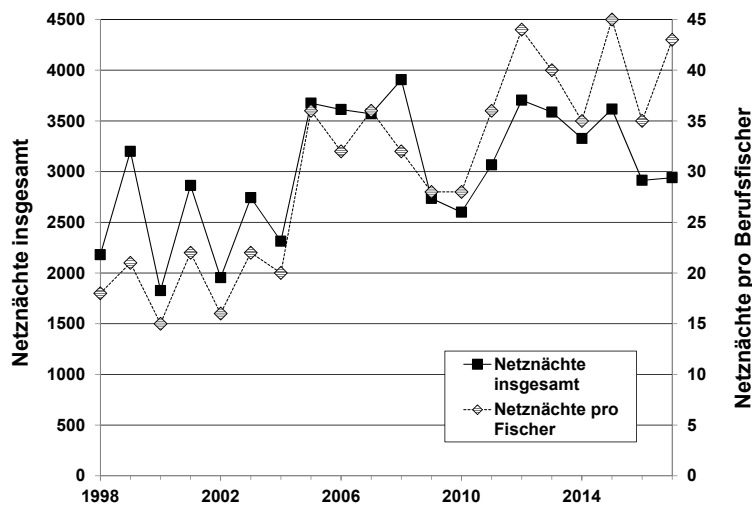


Abbildung 4: Netz Nächte während der Laichfischerei insgesamt und pro Berufsfischer.

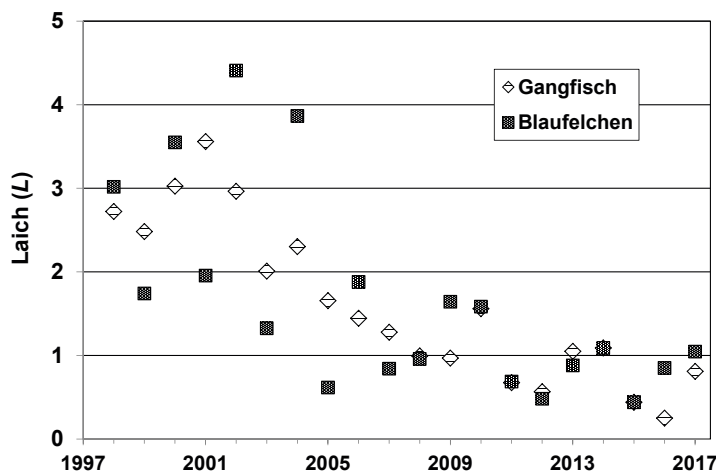


Abbildung 5: Durchschnittliche Laichmenge pro Netz und Nacht.



Abbildung 6: Sturm am Bodensee.

Tag der Laichfischerei auf Gangfische und an der Laichfischerei auf Blaufelchen teilnahmen, deutlich geringer als im Vorjahr. Bei starkem Sturm ist eine sinnvolle Laichfischerei schwierig. Zum einen ist es zu gefährlich, andererseits ist es auch kontraproduktiv, weil reife Rogner schon beim Hochziehen der Netze einen Teil ihrer Eier verlieren würden. Bei starkem Seegang ist zudem auf dem Boot keine zuverlässige Befruchtung möglich.

Trotz der Widrigkeiten des Wetters war die Laichfischerei erfreulich erfolgreich. An 5 Tagen wurden insgesamt 1443 L Gangfischlaich gewonnen (Tab. 1). Diese Menge war angesichts des geringen Gangfischfangs im Jahresverlauf und angesichts der sehr niedrigen Laichmenge im Vorjahr überraschend. In der direkt folgenden Laichfischerei auf Blaufelchen kamen 1219 L zusammen. Diese Menge liegt im Rahmen der letzten Jahre. Insgesamt war die Laichmenge deutlich höher als in den beiden Vorjahren. Allerdings bestätigt diese Laichmenge den Trend des Rückgangs in den vergangenen 20 Jahren. Letztmals waren im Jahr 2010 mehr als 4000 L Laich in den Brutanstalten aufgelegt worden. Seither waren es immer deutlich weniger. Die Laichmenge insgesamt scheint sich in den letzten Jahren im Bereich zwischen 2000-3000 L eingependelt zu haben. Allerdings ist der Aufwand für den einzelnen Berufsfischer in den letzten Jahren immer größer geworden. Mit 9 Tagen Laichfischerei und insgesamt 43 Netz Nächten pro Berufsfischer dürfte die Obergrenze an Aufwand für den einzelnen Berufsfischer erreicht sein. Die Zahl der Netz Nächten pro Berufsfischer war die dritthöchste der letzten 20 Jahre. Insgesamt wurde in den letzten Jahren zwischen 10-15 % des Jahresfangs an Felchen in der Laichfischerei gefangen. Die Laichmenge pro Netz und Nacht liegt seit einigen Jahren sehr niedrig und nur noch im Bereich um oder unter 1 L (Abb. 5). Das bedeutet andererseits, dass es auch mit einer weiteren Steigerung der Befischungintensität in der Laichfischerei sehr schwierig

werden dürfte, die gewonnene Laichmenge insgesamt zu erhöhen.

Andererseits ist zu hinterfragen, ob es angesichts des wieder nährstoffarmen Bodensees für die Sicherung des Felchenertrags notwendig ist, größere Mengen an Felcheneiern als aktuell zu erbrüten. Informationen darüber, wie hoch der Besatzerfolg mit Felchenlarven ist, sind derzeit nicht vorhanden. Diese Frage wird in einem Projekt der IBKF untersucht (siehe Artikel in AUF AUF 1/2016).

In der Laichfischereiarbeitsgruppe wird anhand der aktuellen Ergebnisse der Versuchsfischereien intensiv diskutiert, wann und mit welchen Netzen die Laichfischerei freigegeben werden soll. So wurde die Laichfischerei auf Gangfische am 4. Dezember freigegeben. Im Nachhinein hätte man mit der Freigabe noch einen Tag warten können, denn die Laichmenge war am ersten Tag deutlich geringer als an den Folgetagen. Allerdings war zum Zeitpunkt der Freigabe unklar, wie lang man auf Gangfische fischen kann. Zum einen war Sturm angekündigt und zum anderen war die Aussage der Berufsfischer, dass aufgrund des Arbeitsaufwands eine parallele Laichfischerei auf Blaufelchen und Gangfische nicht gewünscht wird. Diese Trennung ist auch eine Vorgabe der IBKF. Die Blaufelchenlaichfischerei dauert erfahrungsgemäß nur wenige Tage, so dass man die Gangfischlaichfischerei bei einem plötzlichen Reifwerden der Blaufelchen hätte unterbrechen müssen. Da es aber bis zur Laichreife der Blaufelchen noch dauerte, waren 5 Tage Gangfischlaichfischerei bei einigermaßen gutem Wetter möglich. Nur der letzte Tag der Gangfischlaichfischerei war vom Sturm betroffen, was an der deutlich geringeren Beteiligung der Berufsfischer sichtbar war.

Dagegen lag die Laichfischerei auf Blaufelchen komplett in einem stürmischen Zeitraum, so dass in Abhängigkeit von der Windrichtung (Föhn aus dem Rheintal oder Weststurm) jeweils nur ein Teil der Berufsfischer auf den See fahren konnte. Dementsprechend lag die Anzahl

Berufsfischer, die an der Blaufelchenlaichfischerei teilnahmen, bei maximal 66, mit nur 48 am zweiten Tag (Tab. 1). Durch die im Vergleich zum Vorjahr deutlich geringere Anzahl an Berufsfischern, die an der Laichfischerei teilnahm, war die Zahl der Netznächte trotz längerer Dauer der Laichfischerei insgesamt nur auf dem gleichen Niveau wie im Vorjahr (Abb. 4).

Es gab in früherer Zeit immer wieder Versuche, anhand verschiedener Parameter den Zeitpunkt der Laichreife der Blaufelchen vorherzusagen. Im Erfolgsfall hätte das Versuchsfischereien zwar nicht überflüssig gemacht, aber doch zumindest den Umfang deutlich reduziert. Diese Modelle waren zwar dahingehend erfolgreich, den zeitlichen Verlauf des Zeitpunkts der Freigabe rückwirkend zu beschreiben, auf die Zukunft gerichtet liegt die Genauigkeit der Vorhersage aber höchstens im Bereich einer Woche. Da die Laichzeit der Blaufelchen aber maximal eine Woche dauert, ist diese Genauigkeit nicht ausreichend und entbindet die Laichfischereiarbeitsgruppe nicht von ausführlichen Versuchsfischereien. Auch der Blick auf das Vorjahr hilft nicht weiter. Wenn man den Zeitpunkt der Freigabe der Laichfischerei der Blaufelchen der letzten Jahre betrachtet (Abb. 2), dann sieht man, dass ein Rückschluss vom Zeitpunkt der Freigabe des Vorjahres auf das folgende Jahr nicht möglich ist.

Eine jedes Jahr wiederkehrende Diskussion ist die Zahl der Netze und vor allem die Maschenweite. 2017 wurden in der Laichfischerei auf Blaufelchen erstmals seit 2014 wieder Netze mit 44 mm Maschenweite verwendet. Da auch in den 44 mm Netzen der Berufsfischer in den ersten zwei Tagen der Laichfischerei schöne Felchenrogner gefangen wurden, wurde die Zahl der 44 mm Netze pro Patent für den zweiten Zeitraum auf zwei erhöht. Ein größerer Rogner liefert deutlich mehr und vermutlich auch besseren Laich als kleine/junge Rogner in 40 oder 38 mm Netzen.

Bei den Gangfischen sind jedes Jahr regionale Unterschiede sowohl

im Fang als auch in der Laichreife festzustellen. Die Felchen halten sich jedoch an keinerlei Regeln mehr und Erfahrungen früherer Jahre, dass die Laichreife der Gangfische im Westen beginnt, lassen sich nicht mehr auf die aktuelle Situation übertragen. Warum das so ist, dafür gibt es aktuell keine Erklärungen.

Von Seiten der Berufsfischer wurde angeregt, die Gangfischlaichfischerei regional freizugeben. Das würde jedoch das Mandat der Laichfischereiarbeitsgruppe deutlich überschreiten und einen vorherigen Beschluss der IBKF erfordern. Eine regionale Freigabe würde zudem viele Fragen aufwerfen und Risiken nach sich ziehen.

Insgesamt war die Laichfischerei 2017 erfolgreich. In der Weihnachtsfischerei kam kein weiterer Laich mehr dazu.



Sterben Seeforellen und Seesaiblinge an gefressenen Stichlingen?

J. Baer

Seit 2013 existiert im Freiwasser des Bodensees ein großer Bestand an Stichlingen (*Gasterosteus aculeatus*). Stichlinge könnten daher verstärkt von Raubfischen konsumiert werden, die im Freiwasser auf Nahrungssuche sind, wie z. B. Seeforellen (*Salmo trutta*). Berichten zufolge wurden in den letzten Jahren Seeforellen gefangen, die Stichlinge gefressen und durch die Stacheln der Stichlinge im Magen-Darmtrakt Verletzungen davongetragen haben sollen. Es wird deshalb von Seiten der Berufs- und Angelfischerei eine erhöhte Sterblichkeit der Seeforellen nach dem Fraß von Stichlingen vermutet. Auch der Verdacht, dass der gleiche Zusammenhang für Seesaiblinge (*Salvelinus umbla*) bestehen könnte, existiert. Im Folgenden wird daher die Hypothese, dass Seeforellen und Seesaiblinge an gefressenen Stichlingen sterben, anhand verfügbarer Daten überprüft und diskutiert.

Zeitlicher Zusammenhang

Seit 2009 verzeichnen die Berufsfischer einen Ertragsrückgang bei den Seeforellen. Dieser Rückgang setzte demzufolge bereits mehrere Jahre vor dem Massenaufkommen der Stichlinge ein (Abb. 1). Ein direkter Zusammenhang zwischen dem Rückgang der Seeforellen und dem Massenaufkommen an Stichlingen scheint daher nicht vorzuliegen. Im Vergleich zu den Seeforellen setzte der Ertragseinbruch bei den Seesaiblingen erst 2014 - 2015 und damit erst ein bis zwei Jahre nach dem Massenaufkommen der Stichlinge ein (Abb. 1). Ein direkter zeitlicher Zusammenhang zwischen Ertragseinbruch und Stichlingsaufkommen im Freiwasser ist somit auch bei dieser Art nur schwer erkennbar. Außerdem ist festzuhalten, dass die Ertragsrückgänge von Seeforelle und Seesaibling nicht parallel verlaufen.

Literaturangaben zur Ernährung von Seeforellen und Seesaiblingen

Sowohl Seeforellen als auch Seesaiblinge können sich piscivor ernähren, also Fisch fressen. Beide Arten konsumieren frühestens

ab einer Länge von 13-16 cm Fisch, allerdings fressen sie nach Literaturangaben auch in diesen Längensklassen bzw. im weiteren Wachstum vorwiegend Zooplankton oder Insektenlarven (Klemetsen et al. 2003). Manche Seeforellen und Seesaiblinge nehmen zeitlebens nur Zooplankton zu sich (Klemetsen et al. 2003). In einer Studie aus Norwegen, die 13 verschiedene Seen über eine Zeitspanne von 12 Jahren

beprobte, nahmen weniger als 5 % aller untersuchten Seesaiblinge und Seeforellen Fische als Nahrung auf (L'Abée-Lund et al. 1992). Wenn jedoch in diesen Seen Stichlinge vorkamen, präferierten die piscivoren Saiblinge und Seeforellen auch Stichlinge als Beuteorganismen. Von negativen Auswirkungen auf Seeforellen oder Seesaiblinge nach dem Konsum von Stichlingen wurde nicht berichtet. Auch andere Studien

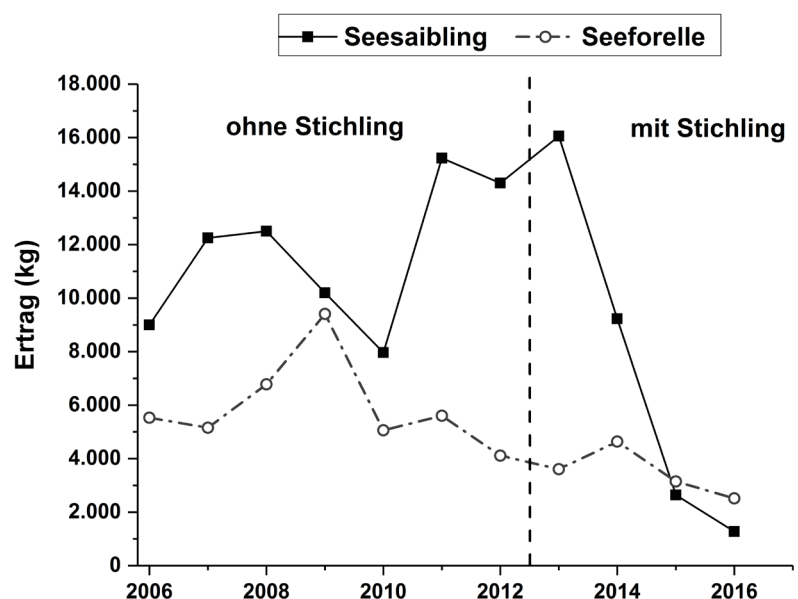


Abbildung 1: Verlauf des Ertrages an Seeforellen und Seesaiblingen durch die Berufsfischerei zwischen 2006 und 2016. Die gestrichelte Linie trennt den Zeitraum ohne (2006-2012) und mit Stichlingen im Freiwasser (2013-2016).

belegen, dass sowohl Seeforellen (Klemetsen et al. 2003) als auch Seesaiblinge (Amundsen 1989) Stichlinge ohne Probleme fressen können.

Ernährung der Seeforellen und Seesaiblinge im Bodensee

Die Seeforellen des Bodensees nehmen nach Ruhlé et al. (1984) Insekten von der Wasseroberfläche auf und fressen Zooplankton und Fische. Nach Nümann (1940) fressen größere Seeforellen hauptsächlich Barsche, nach Klunzinger (1881) Weißfische und Felchen. Schulz (1995) untersuchte 749 Seeforellenmägen und fand dabei heraus, dass Seeforellen sowohl Zooplankton und Insekten als auch Fische fressen. Fische wurden in dieser Studie in ca. 50 % der Mägen festgestellt, hauptsächlich junge Barsche, weniger häufig Cypriniden, fast nie Felchen oder andere Arten. Neuere Daten (IBKF 2017, unveröffentlicht) belegen die Präferenz für Barsche: über 50 % der untersuchten Seeforellenmägen, die Fisch beinhalteten, wiesen Barsche auf. Nur in wenigen Mägen mit Fisch konnten Reste von Stichlingen nachgewiesen werden. Auch wurden bei dieser Untersuchung keine Verletzungen des Magens offenkundig.

Die Seesaiblinge des Bodensees ernährten sich älteren Literaturangaben zu Folge in den oligo- bis mesotrophen Zeiten nahezu ausschließlich von Zooplankton (Dörfel 1974, Nümann 1940). Die Fische jedoch, die ein schnelles Längenwachstum aufwiesen und mit Endlängen von über 30 oder 40 cm gefangen wurden, ernährten sich nach Nümann (1940) verstärkt von Fisch. Nach Hartmann (1984) wurden in den eutrophen Zeiten des Bodensees (Ende der 1970er bis Mitte der 1980er Jahre) jedoch keine fischfressenden Seesaiblinge mehr nachgewiesen, während dieser Periode ernährten sie sich ausschließlich von Zooplankton. Neuere Untersuchungen zur Nahrungswahl des Seesaiblings im

Bodensee legen nahe, dass sie sich auch derzeit größtenteils von Zooplankton ernähren (Baer et al. 2018, unveröffentlicht). Mägen von Seesaiblingen (n = 65), die während der Laichzeit 2017 stichprobenhaft untersucht wurden (FFS 2017, unveröffentlicht), wiesen keine Reste von Beutefischen oder Verletzungen auf, die von den Stacheln der Stichlinge herrühren könnten.

Fazit

Betrachtet man die zuvor dargestellten Fakten, muss die Hypothese, dass sowohl Seeforellen als auch Seesaiblinge im Bodensee verstärkt am Konsum von Stichlingen sterben, verworfen werden. Zusammengefasst sprechen folgende Punkte dagegen:

- Zeitliche Abfolge: Der Rückgang der Seeforellen- und Seesaiblingserträge verläuft nicht parallel, was gegen einen zeit- und artgleich wirkenden negativen Einflussfaktor (Fraß von Stichlingen im Freiwasser) spricht. Der Rückgang des Seeforellenertrages scheint außerdem schon deutlich vor dem Auftauchen der Stichlinge im Freiwasser eingesetzt zu haben.
- Stichlinge gehören prinzipiell zum natürlichen Beutespektrum beider Arten: Der problemlose Konsum von Stichlingen durch Seeforellen und Seesaiblinge wurde in verschiedenen Studien belegt, teilweise wird der Stichling als präferierter Beutefisch von Seeforelle und Seesaibling genannt.
- Im Bodensee werden Stichlinge selten gefressen: Seeforellen des Bodensees fressen, wenn sie sich piscivor ernähren, hauptsächlich Barsche, Seesaiblinge derzeit wohl hauptsächlich Zooplankton.
- Es wurden keine Verletzungen festgestellt: Nach vorliegenden Daten aus neuerer Zeit deutet nichts darauf hin, dass sich Seesaiblinge oder Seeforellen des Bodensees verstärkt Verletzungen des Verdauungstraktes durch den Fraß von Stichlingen zuziehen.

Alternative Erklärungsversuche für die Ertragsrückgänge

Welche direkten und indirekten Einflüsse von Stichlingen auf Seeforellen ausgehen und ob überhaupt ein messbarer negativer Einfluss existiert, ist ungewiss. Seeforellen laichen in den Bodenseezuflüssen und auch die jungen Seeforellen verbringen ihre ersten Lebensmonate bzw. ihr erstes Lebensjahr dort. Eine direkte Auswirkung der Stichlinge auf Laich und Larven durch Fraß oder Nahrungskonkurrenz ist daher sehr unwahrscheinlich, da von keiner erhöhten Präsenz der Stichlinge auf den Laichplätzen oder Larvenhabitaten auszugehen ist. Anzunehmen ist eine Konkurrenz um Nahrung im Freiwasser des Sees, insbesondere in den ersten Monaten nach dem Abwandern der jungen Seeforellen aus den Brutbächen in den Bodensee, da sowohl Stichlinge als auch junge Seeforellen das Zooplankton des Freiwassers konsumieren. Eventuell führt diese Konkurrenz zu einer reduzierten Fitness der Seeforellen, sie könnten theoretisch verhungern oder aufgrund eines schlechten Ernährungszustandes eine einfache Beute für Fressfeinde darstellen. Es wäre jedoch auch denkbar, dass die jungen Seeforellen deutlich konkurrenzstärker sind und sich von den Stichlingen kaum beeinflussen lassen oder auf andere Nahrungsquellen ausweichen. Da darüber hinaus in den letzten Jahren (2000 - 2016) die Anglerfänge an Seeforellen im Bodensee und die Aufstiegszahlen an einwandernden laichbereiten Seeforellen im Rhein bei Reichenau, dem größten Laichgebiet der Bodensee-Seeforelle, keine rückläufige Tendenz erkennen lassen (IBKF 2017), ist fraglich, ob überhaupt eine direkte Beeinflussung der Seeforellen durch die Stichlinge existiert. Es ist eher zu vermuten, dass der Rückgang des Ertrags der Berufsfischerei andere Ursachen hat (geändertes Verhalten der Seeforellen, verringerte Befischungintensität, o. Ä.). Eventuell profitieren sogar Seeforellen vom gesteigerten Nahrungsangebot im



Freiwasser (hier: Stichlinge), da sie, wie zuvor dargestellt, problemlos Stichlinge konsumieren können.

Die Wahrscheinlichkeit, dass Seesaiblinge durch Stichlinge negativ beeinflusst werden, ist hingegen hoch. Gestützt wird diese These u.a. auf Untersuchungen von Langeland (1978), wonach beide Arten in hohem Maße Zooplankton konsumieren, und auf Studien von Dahl-Hansen (1995), die zeigen, dass sowohl Stichlinge als auch Seesaiblinge nahezu die gleichen Beuteorganismen bevorzugen. Seeforellen scheinen dagegen hinsichtlich ihrer Nahrungswahl deutlich flexibler zu sein (Klemetsen et al. 2003). Eine große Nischenüberlappung (gleiche Futterressource) und damit Konkurrenzsituation könnte somit für Seesaibling und Stichling im Bodensee vorliegen. Auch bisher unveröffentlichte Untersuchungen der FFS, die sich mit der Einnischung von Seesaiblingen und Stichlingen im Nahrungsnetz beschäftigen (durch eine Analyse der stabilen Isotope), legen diesen Schluss nahe. Der Grund, warum erst 2014, und damit mehr als ein Jahr nach dem Auftauchen der Stichlinge im Freiwasser ein Ertragsrückgang zu verzeichnen ist, lässt sich möglicherweise mit der Tatsache erklären, dass 2013 die Stichlingsbestände noch nicht so hoch waren, als dass sich dieses Aufkommen schon im ersten Jahr limitierend auf den Bestand der Seesaiblinge hätte auswirken können. Dies war möglicherweise erst 2014, nach einem weiteren Anstieg der Stichlingsdichten im Freiwasser, der Fall. Eine weitere Ursache, die den zeitlichen Versatz zwischen Ertragsrückgang und Massenaufkommen der Stichlinge zumindest für 2015 und 2016 erklären könnte, wäre der Fraß von Seesaiblingslarven durch Stichlinge. Denn Seesaiblingslarven könnten, im Gegensatz zu Seeforellenlarven, aufgrund der räumlichen Überschneidung mit Stichlingen, z. B. beim Aufschwimmen der fressfähigen Brut von den tiefen Laichplätzen bzw. Larvenhabitaten in höhere Wasserschichten, von Stichlingen als Beute erkannt und konsumiert werden. Wäre dies der

Fall, wäre der Fraß der Stichlinge aus dem Jahr 2013 eventuell für den Ertragsrückgang ab 2015 verantwortlich (Seesaiblinge tauchen frühestens als zweijährige Tiere im Fang der Berufsfischer auf) und würde auch den weiteren Rückgang in 2016 erklären. Ob jedoch die Larven der Seesaiblinge aufgrund ihrer Größe (die fressfähige Brut kann Längen von 20 - 30 mm aufweisen) überhaupt noch ins Beutespektrum der Stichlinge fallen, ist ungewiss und muss in zukünftigen Untersuchungen geklärt werden. Bergström et al. (2015) zeigten jedoch, dass Stichlinge, wenn sie in Massen auftreten, häufige Arten durch eine direkte Prädation negativ beeinflussen können: Nach diesen Autoren dominieren Stichlinge derzeit die schwedische Ostseeküste und bringen dort die Bestände von Hecht und Barsch zum Zusammenbrechen, da sie im Frühjahr Laich und Larven dieser Arten fressen.

Neben dem Aufkommen der Stichlinge können aber auch völlig andere Ursachen die Gründe für die derzeitige Ertragslage beider Arten sein. Bei den Seeforellen wären z. B. negative Auswirkungen auf die Laich- und Aufwuchsgewässer (Niedrigwasserphasen der zurückliegenden Jahre, fortlaufender Anstieg der Kormoranpräsenz, etc.) denkbare Erklärungsansätze. Bei den Seesaiblingen könnten Managementstrategien (Besatz, Befischungintensität, etc.) eine Rolle spielen, außerdem müsste diskutiert werden, ob nicht die Jahre 2002 - 2014 mit ihren hohen Seesaiblingsfängen die Ausnahmen waren (zwischen 1910 und 2001 lagen die Jahreserträge nie über 2 Tonnen) und die derzeitigen Erträge, die mit den Fängen aus den früheren oligotrophen Zeiten durchaus vergleichbar sind, eher den Normalzustand widerspiegeln und für den Bodensee zu erwarten wären. Auch im Genfer See ist der Saiblingsertrag nach einer Hochphase in den 1990er Jahren, zu Beginn des letzten Jahrzehnts wieder auf ein historisch bekanntes, deutlich niedrigeres Niveau zurückgegangen – die Ursachen dafür sind bis

heute nicht geklärt (Gerdeaux 2011). Ähnlich verhält es sich im Lake Windermere, dem größten britischen See: Nach einem Ertragsanstieg im Zeitraum von 1950-1990, sanken ab Mitte der 1990er Jahre die Erträge aus bisher ungeklärten Gründen auf ein Niveau zurück, wie es aus alten Zeiten (vor 1950) bekannt war (Winfield et al. 2008).

Zusammenfassung

Der Rückgang der Erträge von Seesaiblingen und Seeforellen im Bodensee muss andere Ursachen haben, als der Fraß von Stichlingen und eventuell daraus resultierende Verletzungen des Magen-Darm-Traktes und somit gesteigerte Mortalitäten. Alternativklärungen, die die Gründe für den Rückgang beider Arten klar benennen und belegen könnten, fehlen allerdings derzeit. Eine erste Diskussion denkbarer Ursachen zeigt, dass die Interaktionen zwischen Seesaibling und Stichling bzw. Seeforelle und Stichling bisher nur ansatzweise verstanden worden sind. Neue Forschungsarbeiten sind von Nöten, um mehr Licht ins Dunkel hinsichtlich der Auswirkungen der Stichlingsinvasion im Freiwasser des Bodensees und der Ertragsrückgänge bei Seesaibling und Seeforelle zu bringen.

Literaturliste

- Amundsen P. A. (1989). Effects of intensive fishing on food consumption and growth of stunted Arctic charr (*Salvelinus alpinus* L.) in Takvatn, northern Norway. *Physiology and Ecology Japan* 1: 265-278.
- Bergström U., Olsson J., Casini M., Eriksson B.K., Fredriksson R., Wennhage H. & Appelberg M. (2015). Stickleback increase in the Baltic Sea – A thorny issue for coastal predatory fish. *Estuarine Coastal Shelf Sciences* 163: 134-142.
- Dahl-Hansen G. A. P. (1995). Long-term changes in crustacean zooplankton – the effects of a mass removal of Arctic charr,

- Salvelinus alpinus* (L.) from an oligotrophic lake. *Journal of Plankton Research* 17: 1819-1833.
- Dörfel H.-J. (1974). Untersuchungen zur Problematik der Saiblingspopulationen (*Salvelinus alpinus* L.) im Überlinger See (Bodensee). *Archiv für Hydrobiologie* 47(1): 80-105.
- Gerdeaux D. (2011). Does global warming threaten the dynamics of Arctic charr in Lake Geneva? *Hydrobiologia* 660: 69-78.
- Hartmann J. (1984). The charrs (*Salvelinus alpinus*) of Lake Constance, a lake undergoing cultural eutrophication, 471-486. In: Johnson L. & Burns B. L. (eds.) *Biology of the Arctic charr. Proceedings of the International Symposium on Arctic Charr*, Winnipeg, Manitoba.
- IBKF (2017). Bewirtschaftungskonzept der IBKF für die Bodensee-Seeforelle. Arbeitsgruppe Wanderfische. Radolfzell, Druckerei Uhl, 22 S.
- Klemetsen A., Amundsen P-A., Dempson J.B., Jonsson B., Jonsson N., O'Connell M.F. & Mortensen E. (2003). Atlantic salmon *Salmo salar* L., brown trout *Salmo trutta* L. and Arctic charr *Salvelinus alpinus* (L.): a review of aspects of their life histories. *Ecology of Freshwater Fish* 12: 1 - 59.
- Klunzinger C. B. (1881). Die Fische in Baden-Württemberg, faunistisch-biologisch betrachtet, und die Fischereiverhältnisse daselbst. Jahreshefte des Vereins für vaterländische Naturkunde in Württemberg 37: 172-304.
- L'Abée-Lund J. H., Langeland A. & Saegrov H. (1992). Piscivory of brown trout *Salmo trutta* L. and Arctic charr *Salvelinus alpinus* (L.) in Norwegian lakes. *Journal of Fish Biology* 41: 91-101.
- Langeland A. (1978). Effect of fish (*Salvelinus alpinus*, arctic charr) predation on the zooplankton in ten Norwegian lakes. *Verhandlungen der internationalen Vereinigung für Limnologie* 20: 2065-2069.
- Nümann W. (1940). Untersuchungen über die Biologie einiger Bodenseefische in der Uferregion und den Randgebieten des freien Sees. *Zeitschrift für Fischerei und deren Hilfswissenschaften* 38(5): 637-688.
- Ruhlé C., Deufel J., Keiz G., Kindle T., Klein M., Löffler H. & Wagner B. (1984). Die Bodensee-Seeforelle. *Österreichs Fischerei* 37: 272-307.
- Schulz U. (1995). Untersuchungen zur Ökologie der Seeforelle (*Salmo trutta* f. *lacustris*) im Bodensee. *Konstanzer Dissertationen*, Bd. 456, 116 S.
- Winfield I. J., Fletcher J. M. & James J. B. (2008). The Arctic charr (*Salvelinus alpinus*) populations of Windermere, UK: population trends associated with eutrophication, climate change and increased abundance of roach (*Rutilus rutilus*). *Environmental Biology of Fishes* 83: 25-35.



Seewandel und RTG – zwei Forschungsprojekte für den Bodensee im globalen Wandel

B. Scholz & S. Gugele

Am 21. Februar fand ein gemeinsames Kick-off Meeting des Interreg Projekts Seewandel und der DFG-finanzierten Research Training Group RTG an der Universität Konstanz statt. Mit insgesamt 22 Teilprojekten soll ein besseres Verständnis des globalen Wandels im Bodensee erzielt werden. Die Fischereiforschungsstelle (FFS) ist Teil beider Großprojekte. Untersuchungen zum Stichling, zur Fisch-Zooplankton-Interaktion, zu bioenergetischer Modellierung fischereilicher Einflussmöglichkeiten auf den Fischbestand im Bodensee und der methodische Versuch, ein rentables regelmäßiges Bodensee-Monitoring zu etablieren, werden durch die FFS verantwortet.

Interreg Projekt Seewandel und Research Training Group – Responses to biotic and abiotic changes, Resilience and Reversibility of lake ecosystems (RTG)

Gebietsfremde Arten, Klimawandel und wechselnde Nährstoffeinträge stellen den Bodensee als Ökosystem vor eine große Herausforderung. Welche Bedeutung haben diese Stressfaktoren für den See und seine Ökosystemdienstleistungen? Wie werden seine Funktionsweise und die Biodiversität beeinflusst? Unter dem Leitgedanken „Leben im Bodensee – gestern, heute und morgen“ versucht das von Interreg finanzierte Projekt Seewandel Antworten auf diese Fragen im Kontext der Widerstandsfähigkeit und Resilienz des Sees zu finden. Ziel ist der Erhalt und die Entwicklung der Biodiversität des Bodensees als Ökosystem durch grenzüberschreitende Forschung. Umgesetzt wird dies durch 13 Teilprojekte an insgesamt sieben Instituten. Neben der EAWAG, dem Institut für Seenforschung, der Universität Konstanz, der Universität Innsbruck, der Universität Hohenheim und der Universität Zürich ist die FFS mit drei Projekten vertreten. Die Einzelprojekte decken eine Vielfalt an Themenbereichen ab, die ein besseres Verständnis der hochkomplexen Zusammenhänge

zwischen Fischfauna, Plankton, Algen und Makrophyten im Litoral sowie im Pelagial erzielen sollen.

Neben Seewandel beschäftigt sich auch RTG – ein Projekt finanziert durch die Deutsche Forschungsgemeinschaft DFG – mit komplementären Fragen. Mit Fragestellungen zu Kohlenstoff- und Nährstoffflüssen sowie zu biologischen Prozessen in vor allem planktischen Lebensgemeinschaften liefert das RTG ergänzende essentielle Antworten zum Verständnis biotischer und abiotischer Wechselwirkungen im Bodensee. Das RTG beinhaltet ebenfalls 13 Teilprojekte, wobei manche davon Bestandteil von beiden Großprojekten – Seewandel und RTG – sind, so auch das Stichlingsprojekt der FFS. Im Folgenden werden zwei der von der FFS geleiteten Projekte vorgestellt.

Der Stichling im Bodensee

(Teilprojekt von Seewandel sowie RTG) - S. Gugele

Mit der explosionsartigen Entwicklung des gebietsfremden Dreistachligen Stichlings (*Gasterosteus aculeatus*) seit 2013/2014 kam neben dem Nährstoffrückgang ein weiterer maßgeblicher Faktor hinzu, der die heimische Fischgemeinschaft des Bodensees, aber vor allem die Bestände und den Ertrag von Felchen (*Coregonus* sp.) und Barsch (*Perca*

fluviatilis), stark negativ beeinflusst. Nach über 50-jähriger unauffälliger Existenz machen die Stichlinge inzwischen zahlenmäßig 96 % des Fischbestandes im Freiwasser aus, dem Habitat der ursprünglich dominierenden Felchen (Alexander et al. 2016). Diese Neozoen fungieren als direkte Nahrungskonkurrenz, besonders für Felchen, da sich im Pelagial ihre Hauptnahrung aus Daphnien und Copepoden zusammensetzt. Stichlinge ernähren sich aber auch von Eiern und Larven anderer Fischarten, was vermutlich zu einem Rückgang heimischer Fischarten führt (Kean-Howie et al. 1988, Pepin & Shears 1995, Roch et al. 2018) (Abb. 1). Eine derartige Entwicklung stellt fischereibiologisch einen Sonderfall für einen großen, nährstoffarmen See, wie den Bodensee, dar.

In diesem angewandten Forschungsprojekt der Fischereiforschungsstelle Langenargen (LAZBW) soll vor allem die Biologie des Dreistachligen Stichlings im Bodensee untersucht werden. Ein zentraler Forschungspunkt sind dabei Echolot-Aufnahmen mit parallelen Schleppnetzfangen zur Verifizierung der gewonnenen hydroakustischen Daten. Ziel dieser Untersuchungen ist eine hydroakustische Artdifferenzierung von Stichlingen gegenüber anderen Fischarten. Dadurch soll eine belastbare und realistische Bestandsabschätzung erzielt werden. Direkte Fangmethoden sind

viel zu arbeits- und kostenintensiv. Nahrungsanalysen kombiniert mit Stabiler Isotopen Analyse des Dreistachligen Stichlings sind ein weiterer wichtiger Untersuchungspunkt. Dadurch sollen die Stellung im Nahrungsnetz, die Nahrungskonkurrenz und der direkte Schaden durch Laichraub und Fraß der Larven anderer Arten abgeschätzt werden. Überdies wird die Parasitierung mit dem Bandwurm *Schistocephalus solidus*, der oft Stichlingsbestände zum Zusammenbrechen bringt, im Jahresverlauf untersucht (Abb. 2). Ein weiterer Forschungspunkt stellt die Aufklärung des Laichverhaltens am gesamten Bodensee-Obersee dar. Dadurch sollen Laichzeiten und Laichplätze eruiert werden. Darüber hinaus werden Altersuntersuchungen durchgeführt, um Einblicke in das Wachstum des Dreistachligen Stichlings im Bodensee zu gewinnen. Das mögliche Vorkommen unterschiedlicher Stichlingsformen im Bodensee wird mit geometrischer Morphometrie (landmarks-Methode) untersucht. Zudem werden mit gezielten Stellnetzfangen im Litoral und Pelagial mögliche lokale Unterschiede bezüglich des Bestandes, der Morphometrie und des Nahrungsspektrums untersucht (Abb. 3).

Ziele des Projekts sind mögliche Ursachen für das Massenaufkommen des Dreistachligen Stichlings im Bodensee benennen zu können, sowie die Ableitung und Entwicklung fischereilicher Managementmöglichkeiten.

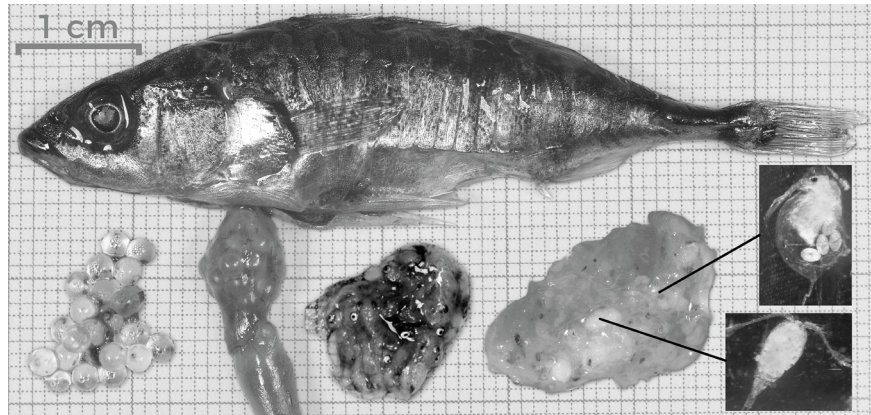


Abbildung 1: Ein Stichling, gefangen vor Langenargen, mit präpariertem Verdauungstrakt. Neben Wasserflöhen und Hüpferlingen (rechts) sind auch Fischeier im Magen zu finden (links). Während einer Besatzmaßnahme von Felchen im Jahr 2016 wurden parallel dazu Stichlinge mit einer großen Zahl an frisch besetzten Felchenlarven im Magen gefangen (Mitte).

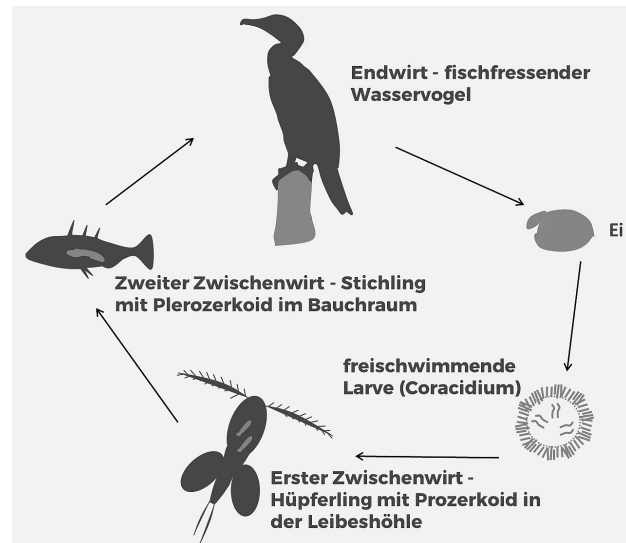


Abbildung 2: Lebenszyklus des Bandwurms *Schistocephalus solidus*. Der Dreistachlige Stichling übernimmt die Rolle des zweiten Zwischenwirts.



Abbildung 3: Lebenszyklus des Bandwurms *Schistocephalus solidus*. Der Dreistachlige Stichling übernimmt die Rolle des zweiten Zwischenwirts.



Entwicklung und Anwendung von Methoden zur Erfassung der Fischfauna in großen und tiefen Seen

(Teilprojekt von Seewandel) B. Scholz

Dieses Teilprojekt soll einen methodischen Ansatz liefern, um ein regelmäßiges Fischmonitoring in großen und tiefen Seen zu ermöglichen.

Die EG-Wasserrahmenrichtlinie fordert ein Monitoring von Seen, wobei Fische einen biologischen Indikator des ökologischen Zustands darstellen (WRRL 2000/60/EG). Diese Dringlichkeit wurde auch durch die beispielhafte Befischung des Bodensees unterstrichen: Nur durch eine flächendeckende Beprobung des ganzen Sees konnten die Ausmaße des Vorkommens des Dreistachligen Stichlings (*Gasterosteus aculeatus*) erkannt und quantitativ erfasst werden. Auch die Existenz des als ausgestorben geglaubten Tiefseesaiblings (*Salvelinus profundus*) wurde dank dieser umfangreichen Befischung nachgewiesen. Nicht nur diese Erkenntnisse verdeutlichen, dass ein regelmäßiges Monitoring des Bodensees unumgänglich ist, um ein effektives Management zum Schutz der Biodiversität betreiben zu können. Jedoch ist es nicht möglich, einen Aufwand wie bei der Befischung 2014 im Rahmen des Projekt Lac für ein regelmäßiges Monitoring beizubehalten. Der europäische Standard CEN (EN 14757; Comité Européen de Normalisation 2005) empfiehlt eine Befischung von Seen mit Multi-Maschen-Kiemennetzen in verschiedenen Tiefenstufen (Abb. 4). Die Anzahl der eingesetzten Netze richtet sich dabei proportional nach der Fläche und Tiefe des Sees. Die hohe geforderte Netzzahl in großen und tiefen Seen führt daher zu einem immensen Befischungsaufwand. Außerdem verursachen Massenfänge, die v.a. in kleineren Maschenweiten gehäuft auftreten, eine unnötig hohe fischereiliche Sterblichkeit (Abb. 5). Das Standard-Befischungsprotokoll

eignet sich also nicht für ein regelmäßiges Monitoring.

Ziel dieses Projektes ist es daher, eine effektive Lösung für die Zukunft zu finden, die einerseits ein regelmäßiges Monitoring von großen und tiefen Seen logistisch und finanziell erlaubt und gleichzeitig eine zuverlässige Erfassung der Fischfauna sicherstellt. Die fischereiliche Sterblichkeit sollte dabei deutlich minimiert werden.

2019 wird der Bodensee erneut befischt. Es soll geprüft werden, ob ein gezieltes Beprobieren verschiedener Fischlebensräume die

horizontale Verteilung der Fische in großen und tiefen Seen besser und bereits mit geringerer Netzzahl widerspiegelt, als eine wie im CEN Standard empfohlene zufällige Verteilung der Netze. Dies ist vielversprechend, da verschiedene Arten sowie verschiedene Altersklassen derselben Art spezifische Lebensräume im See bevorzugen. Zudem soll geprüft werden, ob und wie sich Massenfänge bestimmter Maschenweiten reduzieren lassen, ohne dass essentielle Informationen verloren gehen.

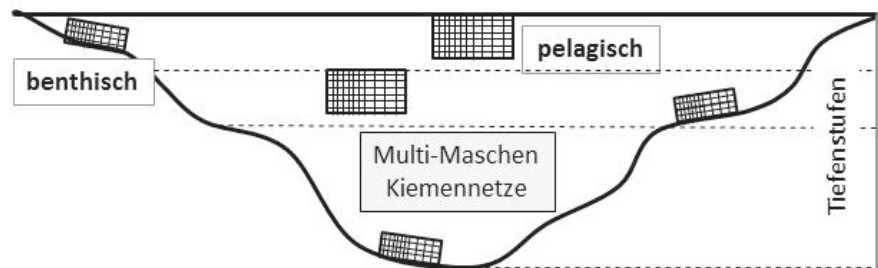


Abbildung 4:

Schema einer Befischung mit benthischen und pelagischen Multi-Maschen-Kiemennetzen nach dem Europäischen Standard. Die Netze werden innerhalb aller Tiefenstufen zufällig im See verteilt. Je größer und tiefer der See wird, umso mehr Netze müssen eingesetzt werden. Dies resultiert bei großen Seen, wie dem Bodensee, in einem für ein regelmäßiges Monitoring kaum realisierbaren Aufwand.



Abbildung 5:

Massenfänge, die vor allem in kleineren Maschenweiten vorkommen, sollen bei einem regelmäßigen Fischmonitoring in Seen vermieden werden.

Kick-off Meeting Seewandel und RTG am 21. Februar 2018

Ende Februar trafen sich Wissenschaftler, Förderinstitutionen und Interessensvertreter verschiedener Ämter, Universitäten und Institute an der Universität Konstanz zu einem gemeinsamen Kick-off Meeting für das Interreg Projekt Seewandel und dem DFG Projekt RTG. Nach einer Begrüßung durch die Gesamtleitung von Seewandel Piet Spaak und von RTG-Projektsprecher Frank Peters, wurden von Seiten der IGKB-SVK (Thomas Blank) und der IBKF (Dominik Thiel) die Erwartungen der Praxis erläutert. Es wurden insofern Antworten und Management-Empfehlungen gewünscht, so dass politische Entscheidungen fundiert und basierend auf wissenschaftlichem Expertenwissen getroffen werden können. Insbesondere sollte auch das Verständnis der Bürger für wichtige Themen rund um den Bodensee geschärft werden. Die Dringlichkeit einer engen Zusammenarbeit zwischen Forschung und Praxis wurde immer wieder betont.

Im Laufe des Tages wurden durch sog. Flash-Talks alle Teilprojekte von den verantwortlichen Wissenschaftlern vorgestellt, so dass sich die Teilnehmer der Veranstaltung ein Gesamtbild der anstehenden Projekte und ihrer Vernetzung machen konnten. Zusätzlich wurde während der Poster-Session in der Mittagspause über Ideen, Ansätze und Schwierigkeiten in Einzelgruppen diskutiert.

Als zusätzliche Inspiration zum Auftakt der Zusammenarbeit und um auf das ganzheitliche Verständnis von Ökosystem-Prozessen hinzuweisen, waren zwei international renommierte Wissenschaftler eingeladen. Marie-Elodie Perga von der Universität Lausanne referierte über die langanhaltende und komplexe Wirkung von Störungen in einem See-Ökosystem. Als Beispiel nannte die Wissenschaftlerin die Wechselwirkung zwischen Eutrophierung und Klimawandel: Mit Hilfe paläolimnologischer Methodenansätze

wurde anhand von Sedimentkernen von drei französischen großen Seen festgestellt, dass eine Störung des Nahrungsnetzes durch hohen Nährstoffeintrag hier zu einer insgesamt höheren Verletzlichkeit gegenüber dem Klimawandel führt. Auch Ian Donohue von der Universität Dublin betonte die Notwendigkeit, verschiedene Störungen in einem Ökosystem als eine komplexe, sich gegenseitig beeinflussende Kaskade zu berücksichtigen und sich von der Einzelfallbetrachtung zu lösen. Sein Appell für mehr und bessere Forschung zum ganzheitlichen Verständnis von Ökosystem-Prozessen fand ein offenes Ohr.

Am Ende des Tages wurde in Gruppen über die zukünftige Organisation und Wünsche der Projekte diskutiert. Enge Zusammenarbeit und Austausch zwischen RTG und Seewandel werden von den Bearbeitern, Förderern und der Verwaltung, die die Ergebnisse später in die Praxis integriert, ausdrücklich gefordert. Weiterhin besteht der Wunsch, die Praxis und Bevölkerung offen und verständlich über Erkenntnisse zu informieren, so dass am Ende ein möglichst hoher Wissensgewinn entsteht. Die Großprojekte Seewandel und RTG stellen ein innovatives vielversprechendes Konzept von ganzheitlicher Forschung dar, das eine enge Zusammenarbeit von Wissenschaftlern verschiedener Institutionen und einen effektiven Informationsfluss von Wissenschaft zur Praxis und zu politischen Entscheidungen propagiert.

Weitere Informationen zu Seewandel und den beiden Teilprojekten finden Sie im Internet unter www.seewandel.org sowie zu RTG unter www.rtg-resilience.uni-konstanz.de.

Literatur

- Alexander T.J., Vonlanthen P., Périat G., Raymond J.C., Degiorgi F. & Seehausen O. (2016). Artenvielfalt und Zusammensetzung der Fischpopulation im Bodensee. Project Lac, Eawag, Kastanienbaum.
- Comité Européen de Normalisation (2005). Water quality - Sampling of fish with multi-mesh gillnets (CEN 14757). European Committee for Standardization, Brussels.
- Kean-Howie J.C., Pearre Jr. S. & Dickie L.M. (1988). Experimental predation by sticklebacks on larval mackerel and protection of fish larvae by zooplankton alternative prey. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 124: 239 - 259.
- Pepin P. & Shears T.H. (1995). Influence of body size and alternate prey abundance on the risk of predation to fish larvae. *Marine ecology progress series*. Oldendorf 128: 279 - 285.
- Roch S., von Ammon L., Geist J., Brinker A. (2018). Foraging habits of invasive three-spined sticklebacks (*Gasterosteus aculeatus*) – impacts on fisheries yield in Upper Lake Constance. *Fisheries Research* 204: 172 - 180
- Wasserrahmenrichtlinie (WRRL 2000/60/EG). Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik.



Was kostet die Fischzucht? – Neue Umfrage zur Wirtschaftlichkeit

T. Lasner¹

Die Aquakultur wächst weltweit rapide. Nach Angaben der Ernährungs- und Landwirtschaftsorganisation der Vereinten Nationen (FAO) ist sie der am schnellsten wachsende Lebensmittelsektor überhaupt. Während die Zentren des Wachstums in Asien liegen, verzeichnen andere Weltregionen nur eine verhaltene Entwicklung. In Europa bleibt Norwegen mit seiner Lachszucht an erster Stelle, während die Mitgliedstaaten der Europäischen Union (EU) sehr unterschiedlich dastehen. Einige EU-Länder sind mit einer Stagnation oder gar einem Rückgang der Produktion konfrontiert. Dies trifft auch auf Deutschland zu. Schwierige gesetzliche Rahmenbedingungen, Fischverluste durch geschützte Prädatoren wie Kormoran, Otter, Reiher u.a., Konkurrenz durch günstige Importwaren, hohe Hürden für die Neugründung oder Erweiterung von Fischzuchten; die Gründe, die von Fischwirt*innen für die Stagnation der deutschen Aquakultur aufgeführt werden, sind vielfältig und komplex. Sachgerechte Lösungen können von der Politik aber nur dann bereitgestellt werden, wenn sich die Probleme, die die Wirtschaftsakteure haben, auch bemessen lassen. Über die Wirtschaftlichkeit von Fischzuchten im Binnenland weiß man in Deutschland aber so gut wie gar nichts. Zwar erheben die statistischen Ämter des Bundes und der Länder auf Grundlage des Agrarstatistikgesetzes (AgrStatG) jährlich Daten zur erzeugten Menge und den gehaltenen Arten in der deutschen Aquakultur. Das sind wertvolle Informationen. Jedoch sagen sie nichts zur Wirtschaftlichkeit des Sektors aus. Das macht es Politiker*innen

äußerst schwer, Position zu beziehen. Auch Vertreter*innen der Fischwirtschaft hilft es zu wissen, wo die deutsche Aquakultur im Vergleich zu internationalen Konkurrenz steht. Dieses Wissen schafft Sicherheit für die unternehmerische Gestaltung und kann die eigene politische Position stärken. Das hat unsere Fallstudie zu einzelbetrieblichen Kosten und der Wirtschaftlichkeit von deutschen Forellen- und Karpfenbetrieben gezeigt, die wir im Zusammenhang mit dem Netzwerk *agri benchmark Fish* vorstellen konnten (www.agribenchmark.org). Auf Sektorebene ist jedoch nur bekannt, dass die Entwicklung der Aquakultur in Deutschland seit Jahren mehr oder weniger auf der Stelle tritt. Das Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft hat daher das Thünen-Institut beauftragt, wirtschaftliche Daten zur Süßwasseraquakultur in Deutschland zu erheben. Damit wird eine wichtige Informationslücke geschlossen. Die gesetzlich verpflichtende Grundlage für die Umfrage bildet die überarbeitete EU-Verordnung 2017/1004 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 17. Mai 2017 zur Datensammlung in der Fischwirtschaft (Data Collection Framework - DCF). Was sind die Kostentreiber in der Fischzucht? Wie viele Menschen arbeiten in Aquakulturen? Wo werden Investitionen getätigt? All dies sind Fragen, die im Rahmen des Datensammelprogrammes beantwortet werden sollen.

2018 wird eine Auswahl an Betrieben, die eine Teichfläche größer als 0,3 ha oder ein anderes Haltungssystem mit mehr als 200 m³ Wasservolumen bewirtschaften,

von uns für eine Befragung angeschrieben werden. Wir versichern Ihnen, dass alle Datenschutzbestimmungen eingehalten und Ihre individuellen Daten nicht an Dritte weitergegeben werden. Seit 2008 befragt das Thünen-Institut bereits die deutschen Muschelfischer, erhebt Daten zur wirtschaftlichen Situation der Fischereiflotte und der deutschen Fischverarbeitung. Die daraus gewonnenen guten Erfahrungen mit einfachen und kurzen Befragungen sollen auch in die Binnenaquakultur einfließen. Die jährliche Umfrage wird sich deshalb sehr übersichtlich gestalten und kann mit wenig Aufwand beantwortet werden. Kleinste Betriebe werden von der Umfrage ausgenommen, um sie nicht übergebührlich zu belasten. Für die Unterstützung durch Ihre Auskunftsbereitschaft möchten wir uns bereits jetzt im Voraus herzlich bei Ihnen bedanken. Ihre Auskunft hilft, wirtschaftliche Unsicherheiten zu beseitigen und die Fischereipolitik situationsgerechter zu gestalten. Das nützt dem ganzen Sektor.

¹Thünen-Institut für Fischereiökologie
Kontakt: tobias.lasner@thuenen.de

App für Direktvermarkter in B.-W. auch für regionale Fischerzeugnisse

Ministerium für Ländlichen Raum und Verbraucherschutz

Das Ministerium für Ländlichen Raum und Verbraucherschutz stellt eine mobile Plattform für Direktvermarkter zur Verfügung - die kostenfreie App „HoflädenBW“ ist auch für Fischzüchter und Berufsfischer gedacht und bietet eine professionelle und unkomplizierte Möglichkeit, den Verbraucher direkt zur Fischtheke zu führen.

Baden-Württemberg steht seit eh und je für qualitativ hochwertige regionale Produkte, die gerade in den letzten Monaten immer beliebter werden. Wir unterstützen diese Entwicklung und damit den Trend hin zu regionalen Absatzmärkten, mit unserer Regionalkampagne „VON DAHEIM“. Wer regional kauft, der hilft mit, unsere Heimat zu erhalten und unterstützt aktiv Landwirte aus der Region. Deshalb setzt das Land Baden-Württemberg in den kommenden Jahren ganz gezielt darauf, Verbraucher für mehr Regionalität zu begeistern und sie davon zu überzeugen, dass auf den heimischen Esstisch nur Gutes „VON DAHEIM“ gehört. Unsere Regionalkampagne soll deutlich und erlebbar machen – hinter jedem Lebensmittel steckt eine Familie, jedes Produkt hat seine Geschichte. Wir möchten, dass die Verbraucher beim Einkauf gezielt zu Produkten aus dem Land greifen, weil sie damit mehr kaufen als einen

Apfel oder Fisch, oder Fleisch. Um dem Verbraucher diese Entscheidung zu erleichtern, hat Minister Peter Hauk MdL hierfür die „HoflädenBW“ - App entwickeln lassen, die der Verbraucher kostenfrei bei Android und Apple auf sein Handy laden kann. Unser Ziel ist es, möglichst alle Direktvermarkter in dieser App zu veröffentlichen.

Die App „HoflädenBW“ bringt den Verbraucher unkompliziert und kostenlos zu Ihrem regional erzeugten Fisch und bietet umfangreiche Möglichkeiten, wie:

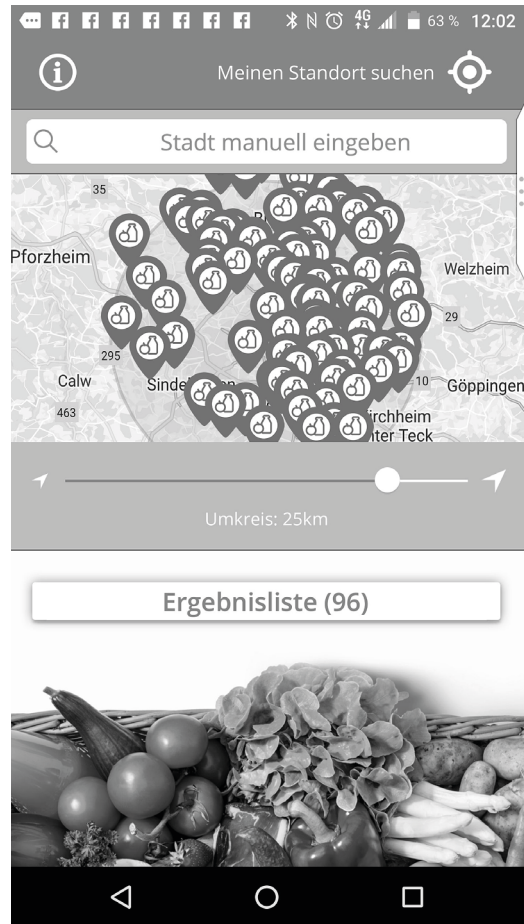
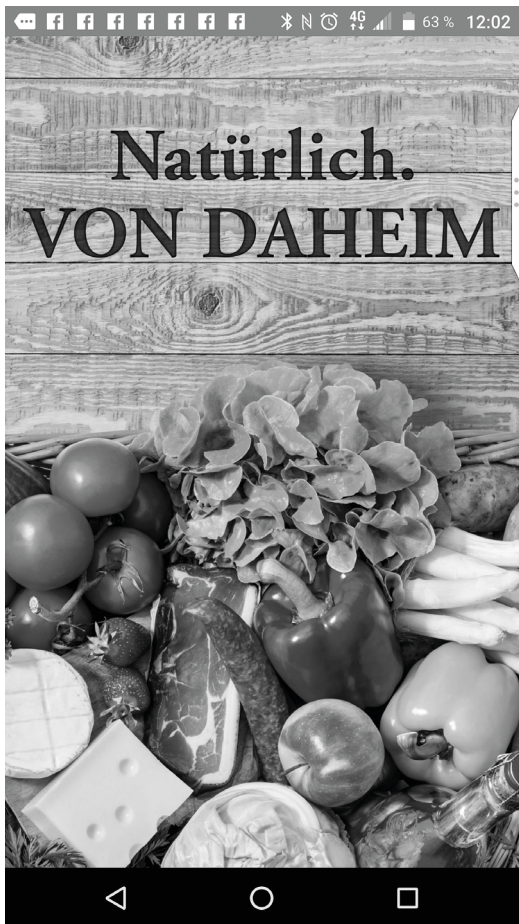
- schnelles Finden von Hofläden in der Nähe oder an einem bestimmten Ort mit Umkreissuche
- Navigation zum gewählten Hofladen mit Routenplaner
- übersichtliches Filtern der Suchergebnisse
- viele Informationen zu Produkten, Öffnungszeiten und Besonderheiten der Hofläden

Um diese Aktion zu unterstützen und sich als Direktvermarkter mit Ihrem Angebot in der App und auf der angeschlossenen Internetseite www.vondaheim.de präsentieren zu können, müssen Sie nur das Antragsformular, welches Sie unter <https://von-daheim.de/hoflaeden-in-baden-wuerttemberg/> finden, ausfüllen und an folgende E-Mailadresse schicken: hoflaeden@mlr.bwl.de. Je mehr Hofläden sich beteiligen, umso besser können wir das Angebot für unsere Verbraucher gestalten und damit das Interesse und den Kauf regionaler Produkte fördern.



Gut zu wissen, was man isst und trinkt.

vondaheim.de



Ankündigung Workshop „Zuchtziele & Persönlichkeit bei Fischen“



THEMENNACHMITTAG ZUCHTZIELE

«Persönlichkeit der Fische» – sollten Unterschiede im Fischcharakter zukünftig mehr berücksichtigt werden?

Themenforum

Zuchtziele bei Fischen

Wir diskutieren die Notwendigkeit, individuelle Charaktereigenschaften der Fische, die zu unterschiedlichem Verhalten führen, bei der Zucht zu berücksichtigen. Der Themennachmittag bietet Ihnen die einmalige Möglichkeit, den Stand der Forschung und somit das Potenzial für zukünftige Zucht- und Besatzprogramme kennenzulernen.

Sie werden die Möglichkeit haben, Ihre Wünsche darzulegen, Fragen einzubringen und so aktiv an der Diskussion teilzunehmen. Im Anschluss des Themennachmittages erwartet Sie eine leckere Verköstigung mit der Möglichkeit zu weiterem Ideenaustausch.



Anmeldetalon

(Anmeldeschluss: 30. April 2018)

Anreise öV PW

Apero vegetarisch oder mit Fleisch

Name _____

Vorname _____

Firma/Behörde _____

Tätigkeitsbereich _____

Teilnahmegrund Privat Geschäft

Strasse/Nr. _____

PLZ/Ort _____

Telefon _____

E-Mail _____



Themennachmittag ZUCHTZIELE & PERSÖNLICHKEIT BEI FISCHEN – 5. Mai 2018

Workshop mit anschließendem Apéro

Tagungsmoderation: Dr. Jasminca Behrmann-Godel, Dr. Constanze Pietsch, Dr. Philipp Hirsch

Registration und Begrüßungskaffee im Eingangsbereich: ab 14:30 Uhr

Tagungsbeginn: 15:00 Uhr Hörsaal am Limnologischen Institut, Universität Konstanz

Begrüßung	Dr. Jasminca Behrmann-Godel, Universität Konstanz, Deutschland
Berücksichtigung der Personalität von Fischen - Was wissen wir schon?	Dr. Philipp Hirsch, Universität Basel, Schweiz
Erklärungen zum Workshop	Dr. Constanze Pietsch ZHAW Wädenswil, Schweiz
Workshop	
Zusammenfassung erster Ergebnisse	Ende: ca. 19:30 Uhr

Programmänderungen vorbehalten

Ziele

- Aufbau Praxis-Netzwerk zum Thema Fischverhalten in der Fischzucht
- Sammeln von Wissenslücken in der Praxis, die ggf. Forschungsschwerpunkte werden könnten
- Sammeln von Expertenwissen der Teilnehmenden zu von uns gegebenen Fragen zum Thema Fischverhalten in der Fischzucht
- Sammeln von Interessen/Fragen der Teilnehmenden zum Thema Fischverhalten in der Fischzucht, die wir noch nicht aufgegriffen haben

Tagungstarif

Es werden keine Gebühren für die Teilnahme erhoben.

Anmeldung (per Post, mail oder telefonsich möglich)

Eine Anmeldung vor der Teilnahme ist nicht zwingend nötig, wird jedoch bevorzugt, da es dem Organisationsteam die Vorbereitungen erleichtert



Fachliche Auskunft

Dr. Jasminca Behrmann-Godel, Jasminca.Behrmann@uni-konstanz.de
Tel. direkt: + 49 7531 884536.

Anreise (Limnologisches Institut, Mainaustrasse 252, Konstanz Egg)

1. mit dem Auto über die Autobahn A81/B33 Richtung Konstanz/Mainau. Vor Ortsteil Wollmatingen an der Ampel links ab, Richtung Meersburg/Mainau. Nach ca. 1 km (nach Insel Mainau) links abbiegen nach Konstanz/Egg, bis Mainaustrasse 252, ca. 400 m bis zum Ende der Sackgasse. Rechts liegt das Limnologische Institut (hellblaues Gebäude) mit einem Besucherparkplatz

2. mit dem Auto aus der Schweiz: Nach Überqueren der Grenze der Markierung Mainau folgen, d.h. zuerst Richtung Fähre, in Allmannsdorf (ca. 5 km von Schweizer Grenze entfernt) nach links abbiegen, Richtung Mainau.

Nach dem Ortsende bei der ersten Ampel (zuvor kurvige Strassenführung) rechts ab (Ortsteil Konstanz / Egg). Dann weiter wie unter 1.

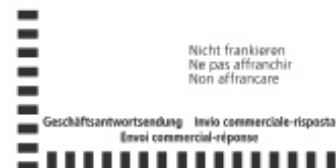
3. mit dem Auto von der Fähre kommend folgen Sie der Ausschilderung Mainau, Ab Ortsende weiter wie unter 2 und 1.

4. mit dem Bus ab Bahnhof Konstanz: Nehmen Sie die Buslinie 4 bis Konstanz / Egg (eine Station vor Insel Mainau). Dort am besten der Ausschilderung für Radfahrer folgen (Richtung Insel Mainau).

Das hellblaue Gebäude direkt am See ist das Limnologische Institut.

Lageplan unter:

<https://www.limnologie.uni-konstanz.de/aktuelles-und-informationen/anfahrt/>



ZHAW Zürcher Hochschule
für Angewandte Wissenschaften
Dr. Constanze Pietsch
Grüentalstrasse 14, Postfach
8820 Wädenswil
Schweiz

Auswirkungen von chronischer Schwebstoffbelastung über eine komplette Wachstumsperiode auf das Wachstum und die Physiologie von Regenbogenforellen

C. Becke, M. Schumann, D. Steinhagen¹, J. Geist² & A. Brinker

Im Zuge des durch die Deutsche Bundestiftung Umwelt geförderten Projekts „Direkte und indirekte Effekte der Schwebstoffbelastung in Kreislaufanlagen auf die Gesundheit und die Wachstumsleistung von Salmoniden“ wurde im Anschluss an einen Kurzzeit-Expositionsversuch (vgl. AUF AUF Heft 2, 2017) ein Langzeitversuch in zwei replizierten Kreislaufanlagen durchgeführt, um diesmal die chronische Auswirkung von hoher Partikelexposition auf die Physiologie und die Wachstumsleistung von Regenbogenforellen (*Oncorhynchus mykiss*) über einen kompletten Mastzeitraum zu überprüfen. Dazu wurde ein Kreislaufsystem als Belastungskreislauf verwendet und die Partikelbelastung gezielt auf deutlich über 30 mg/L erhöht, während das andere Kreislaufsystem als Kontrolle unter Normalbedingungen (ca. 5 mg/L) betrieben wurde. Die Auswirkungen der Partikelbelastung wurden – entkoppelt von anderen potentiell schädigenden Wasserparametern – anhand verschiedenster physiologischer Parameter (u.a. Kiemenhistologie, Flossenerosion, Blutparameter, Hitzeschockprotein 70-Konzentration) untersucht. Zusätzlich wurde noch die Auswirkung der Partikelbelastung auf die bakterielle Exposition der Fische und des Anlagenwassers analysiert.

Allgemeiner Hintergrund

Bis vor kurzem wurde hohen Partikelkonzentrationen in der Aquakultur, insbesondere von Feinstpartikeln, eine hohe Schädigung zugesprochen (Chapman et al. 1987, Chen & Malone 1991). In der Literatur wird für die Fischzucht daher häufig ein Grenzwert von 25 mg/L als oberer Wert für eine unschädliche Partikelbelastung genannt (Alabaster und Lloyd, 1982, Timmons und Ebeling 2010, EU-Richtlinie 2006/44/EG). Eine kürzlich in der Fischereiforschungsstelle durchgeführte Studie (Becke et al. 2017, s. AUF AUF 2017, Heft 2) hat allerdings gezeigt, dass Partikelkonzentrationen von bis zu 25 mg/L und einem Feinstpartikel-Anteil von ca. 99 % zumindest über einen Zeitraum von 4 Wochen keine negativen Auswirkungen auf die Gesundheit und das Wachstum von Regenbogenforellen hatten. Aufgrund dessen wurden in dem

vorliegenden Versuch die Dauer und die Konzentration der Schwebstoffbelastung auf den gesamten Erzeugungszyklus erweitert, um so auch mögliche chronische Effekte der Partikelbelastung zu erfassen.

Versuchsdurchführung

Für das Experiment wurden zwei identisch replizierte Kreislaufsysteme im Vollkreislauf eingesetzt. Eine Kreislaufanlage wurde dabei als Kontrolle unter Normalbedingungen betrieben, während in der zweiten Kreislaufanlage die Partikelkonzentration gezielt erhöht wurde. Für die Partikelanreicherung wurde das Spülwasser des Trommelfilters, das normalerweise aus dem System abgeführt wird, in einem Becken aufgefangen und mit Hilfe einer Schlammpumpe in den Wasserpuffer der Anlage gepumpt. Durch die Scherkräfte in der Schlammpumpe wurden größere Partikel

weiter zerkleinert, wodurch es zu der gewünschten Anreicherung von Kleinstpartikeln kam. Das Pumpintervall wurde durch einen stetigen Wasserzufluss aus dem Biofilter in das Auffangbecken geregelt.

Pro Kreislaufanlage wurden jeweils ca. 600 Regenbogenforellen in die 10 Rundbecken (à 330 L) gesetzt und bis zu einer maximalen Besatzdichte von $68,4 \pm 2,6 \text{ kg m}^{-3}$ (Kontrolle) bzw. $65,2 \pm 2,3 \text{ kg m}^{-3}$ (Belastung) gehalten. Die Versuchsdauer betrug 18 Wochen, so dass die Fische bei einem Startgewicht von $86,6 \pm 11,3 \text{ g}$ am Ende des Versuches ein durchschnittliches Gewicht von $448,9 \pm 104,5 \text{ g}$ (Kontrolle) bzw. $450,6 \pm 98,4 \text{ g}$ (Belastung) erreichten.

Die Beleuchtung der Anlage erfolgte mittels Vollspektrumlampen mit einem Lichtregime von jeweils 12 Stunden Dunkelheit bzw. Helligkeit inklusive ca. dreißigminütiger Übergangsphasen (Dämmerung). Die Fische wurden an 6 Tagen pro

¹Prof. Dr. Steinhagen, Tierärztliche Hochschule Hannover, Institut für Parasitologie, Abteilung Fischkrankheiten und Fischhaltung, Bünteweg 17, 30559 Hannover.

²Prof. Dr. Geist, Lehrstuhl für Aquatische Systembiologie, Wissenschaftszentrum Weihenstephan für Ernährung, Landnutzung und Umwelt, Mühlenweg 22, 85354 Freising.



Tabelle 1: Wasserparameter (Mittelwert \pm StAbw.; $\text{NO}_3\text{-N}$ = Maximalwert) des Kontroll- und Belastungskreislaufsystems mit Grenzwerten nach Timmons & Ebeling (2010).

	Grenzwert	Kontrolle	Belastung	Statistische Signifikanz
pH	6,5 - 8,5	7,38 \pm 0,16	7,40 \pm 0,13	n.s.
O ₂ (mg/L)	> 6	10,5 \pm 0,5	10,6 \pm 0,5	$P < 0,001$
Wassertemperatur (°C)	< 16	14,3 \pm 0,1	14,1 \pm 0,2	$P < 0,001$
NH ₄ -N (mg/L)	< 1	0,473 \pm 0,142	0,463 \pm 0,125	n.s.
NO ₂ -N (mg/L)	< 1	0,126 \pm 0,057	0,134 \pm 0,059	n.s.
NO ₃ -N (mg/L) (max.)	< 400	312	300	/
CO ₂ (mg/L)	< 20	14,7 \pm 3,6	15,0 \pm 3,3	n.s.
Wasserverbrauch (L/Tag)	/	256,7 \pm 79,9	251,0 \pm 126,2	n.s.
Trübung (NTU)*	/	2,2 \pm 0,6	10,0 \pm 4,4	$P < 0,001$

*NTU = Nephelometrischer Trübungswert

Woche, jeweils von Sonntag bis Freitag, mit einem kommerziellen Fischfutter (EFICO Enviro 921, Biomar) restriktiv gefüttert, wobei die Futtermenge von 1,6 % des Körpergewichts pro Tag am Anfang des Versuchs im Laufe des Experiments entsprechend der Gewichtsentwicklung der Forellen auf 1,2 % verringert wurde. Alle fischrelevanten Wasserparameter wurden kontinuierlich überwacht und in beiden Kreisläufen vergleichbar gehalten. Außerdem wurde darauf geachtet, dass kritische Grenzwerte für Regenbogenforellen nicht überschritten wurden.

Die Partikelkonzentration im Belastungskreislauf wurde dabei deutlich über 30 mg/L gehalten, während der Kontrollkreislauf bei normaler Partikelbelastung (ca. 5 mg/L) betrieben wurde. Zusätzlich

zu den Untersuchungsmethoden der Kurzzeitstudie wurde bei dem vorliegenden Versuch auch noch die bakterielle Belastung des Anlagenwassers und der Kiemen der Regenbogenforellen untersucht.

Nähere Informationen zu den verwendeten Methoden sind in der Originalveröffentlichung (Becke et al. 2018) zu finden oder können bei den Autoren erfragt werden.

Ergebnisse

Wasserparameter

Die Trübung unterschied sich aufgrund des experimentellen Designs signifikant ($P < 0,001$) zwischen dem Kontroll- und Belastungskreislauf (Tab. 1). Auch bei der O₂-Konzentration und der Wassertemperatur ergaben sich signifikante Unter-

schiede ($P < 0,001$), jedoch sind diese Unterschiede minimal und biologisch nicht relevant. Alle anderen wichtigen Wasserparameter unterschieden sich nicht signifikant ($P > 0,05$) zwischen den beiden Kreisläufen. Kritische Grenzwerte für Regenbogenforellen wurden zu keiner Zeit des Experiments überschritten. Die Ammoniumstickstoff-Konzentration (NH₄-N) wurde während des gesamten Versuchs kontinuierlich durch einen Automaten gemessen (Abb. 1), um eine strikte Kontrolle der Grenzwerte zu gewährleisten.

Partikel-Analyse

Die Partikelkonzentration unterschied sich signifikant ($P < 0,0001$) zwischen Kontroll- und Belastungskreislauf (Abb. 2). Während die Partikelkonzentration im Kontrollkreislauf während des gesamten Versuchs-

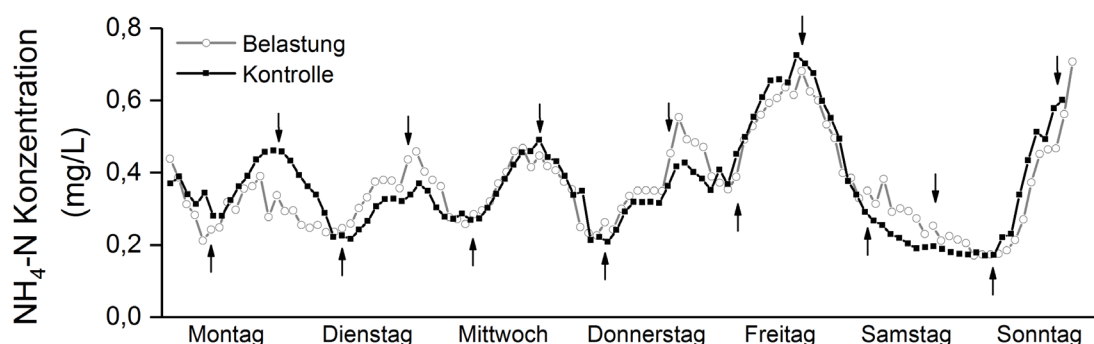


Abbildung 1: Verlauf der NH₄-N-Konzentration im Kontroll- und Belastungskreislauf beispielhaft für Woche 14. Pfeil aufwärts = 09:00 Uhr, Pfeil abwärts = 21:00 Uhr.

zeitraums meist weniger als 5 mg/L betrug, stieg die Partikelbelastung im Belastungskreislauf stark an und betrug ab der 10. Versuchswoche deutlich über 30 mg/L. Ab diesem Zeitpunkt war der Unterschied in der Partikelkonzentration zwischen den beiden Systemen nie geringer als 21 mg/L. Der Tagesverlauf der Partikelkonzentration zeigte deutliche Unterschiede zwischen den beiden Systemen und schwankte im Kontrollkreislauf zwischen 2,4 und 9,1 mg/L, während im Belastungskreislauf Partikelkonzentrationen zwischen 32,3 und 71,0 mg/L erreicht wurden.

Insgesamt war eine sehr viel höhere Anzahl an Partikeln im Belastungskreislauf festzustellen (Abb. 3). Alle Partikelgrößen-Klassen, außer die Größenklasse 30 - 50 µm ($P > 0,05$), unterschieden sich signifikant ($P < 0,05$) zwischen den beiden Systemen. Im Versuchszeitraum kam es in beiden Kreislaufsystemen zu einer deutlichen Anreicherung von Kleinstpartikeln, so waren im Kontrollkreislauf 98 % und im Belastungskreislauf 97 % aller Partikel kleiner als 15 µm.

Leistungsparameter der Fische

Insgesamt zeigten die Fische in beiden Kreislaufsystemen eine sehr gute Wachstumsleistung (Tab. 2). Es ergaben sich trotz der erhöhten Partikelbelastung im Belastungskreislauf keine signifikanten Unterschiede ($P > 0,05$) bezüglich Überlebensrate, Futterquotient (FQ), spezifischer Wachstumsrate (SWR) oder temperaturbereinigtem Wachstumskoeffizient (TGC) zwischen den beiden Gruppen. Auch hinsichtlich der

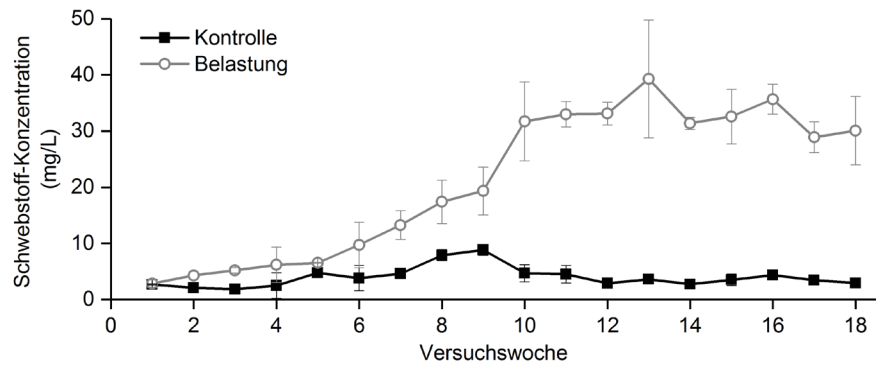


Abbildung 2: Entwicklung der Partikelkonzentration (Mittelwert ± StAbw.) im Kontroll- und Belastungskreislauf während des Untersuchungszeitraums. Probenahme: früher Morgen vor der Fütterung.

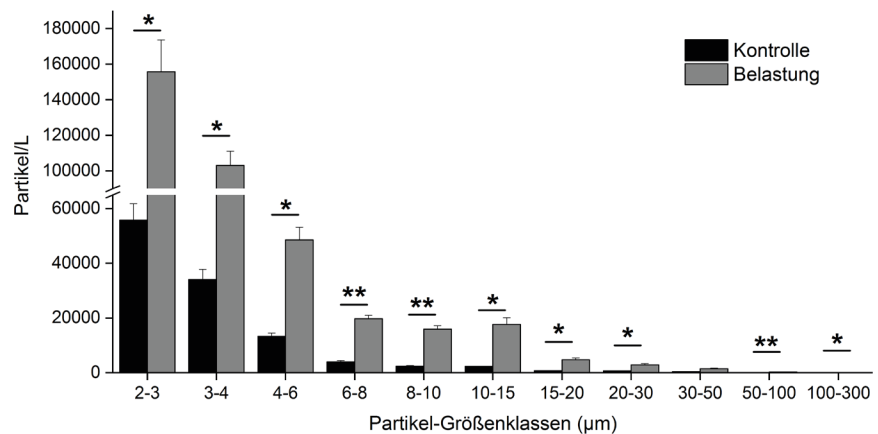


Abbildung 3: Absolute Häufigkeiten der Partikelgrößen (MW ± StFehler) im Kontroll- und Belastungskreislauf in Woche 18. Bitte die Achsenunterbrechung der Y-Achse beachten.

Verdaulichkeit trat kein signifikanter Unterschied ($P > 0,05$) auf. Wie schon im Kurzzeitversuch beobachtet, zeigten die Fische im Kontrollkreislauf ein deutlich aktiveres und aggressiveres Fressverhalten als die Fische im Belastungskreislauf. Auch wurde eine deutliche Verzögerung bis zur Futteraufnahme bei den Fischen des Belastungskreislaufs

festgestellt. Dies hatte aber keinen Einfluss auf das Wachstum und das Endgewicht der Fische, da im ganzen Versuch per Hand gefüttert wurde und so gewährleistet wurde, dass die Pellets von den Fischen auch wirklich gefressen wurden.

Tabelle 2: Überlebensrate, Futterquotient (FQ), spezifische Wachstumsrate (SWR), temperaturbereinigter Wachstumskoeffizient (TGC) und Verdaulichkeit (Trockenmasse) der Fische im Kontroll- und Belastungskreislauf (MW ± StAbw.).

	Kontrolle	Belastung	Statistische Signifikanz
Überlebensrate (%)	94,9 ± 2,1	90,8 ± 4,9	n.s.
FQ	0,92 ± 0,02	0,91 ± 0,02	n.s.
SWR (%/Tag)	1,31 ± 0,02	1,32 ± 0,02	n.s.
TGC	1,81 ± 0,03	1,84 ± 0,04	n.s.
Verdaulichkeit (Trockenmasse, %)	84,5 ± 0,3	83,8 ± 0,8	n.s.

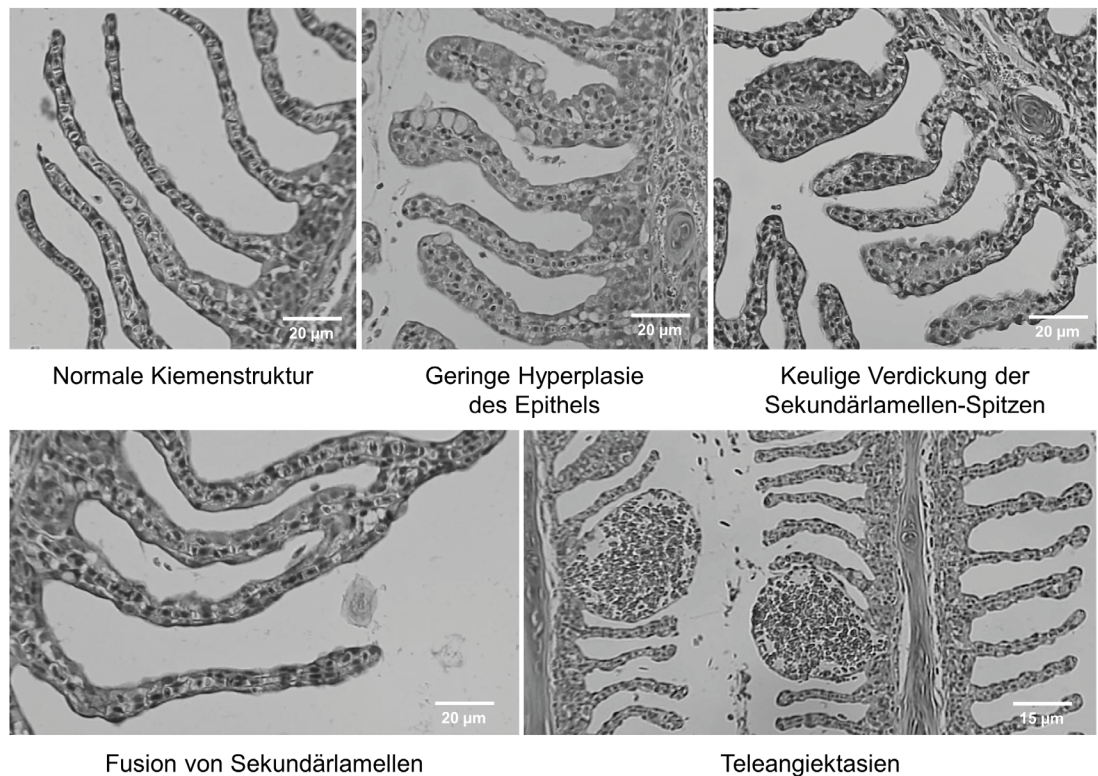


Abbildung 4: Histologische Veränderungen der Kiemenstrukturen.

Parameter Fischgesundheit

Histologische Untersuchung der Kiemen

Zusätzlich zu den schon im Kurzzeitversuch beurteilten Parametern, wurden in diesem Versuch noch die Anzahl an Becherzellen (Schleimzellen) und das Auftreten von Teleangiektasien (irreversibel erweiterte Blutgefäße) sowie Verschmelzungen von Sekundärlamellen beurteilt (Abb. 4). Hinsichtlich der Parameter Zellödeme (Einlagerung von Flüssigkeit), Zellinfiltration (Eindringen

von Zellen ins Gewebe), keulige Spitzen der Sekundärlamellen, Epithelablösung, Teleangiektasien und Fusion von Sekundärlamellen wurden sowohl zu Beginn, in der Mitte als auch am Ende des Versuchs keine signifikanten Unterschiede ($P > 0,05$) zwischen Fischen aus dem Kontroll- und Belastungskreislauf gefunden (Abb. 5). Das Auftreten von Verdickungen des Epithels unterschied sich weder am Anfang noch am Ende des Versuchs signifikant ($P > 0,05$) zwischen den beiden Gruppen, jedoch war das Vorkommen von Epithel-Verdickungen in der Mitte des Versuchs bei Fischen des Kontrollkreislaufs signifikant

höher ($P < 0,05$). Insgesamt traten bei Fischen beider Kreisläufe in der Mitte des Experiments die stärksten histologischen Veränderungen auf, die sich jedoch zum Ende des Versuchs wieder deutlich abgeschwächt haben.

Die Dicke des Kiemenepithels (Tab. 3) unterschied sich an allen drei Untersuchungszeitpunkten nicht zwischen den Regenbogenforellen des Kontroll- und Belastungskreislaufs ($P > 0,05$). Zu Beginn und in der Mitte des Experiments wurde bei der Anzahl an Becherzellen pro Sekundärlamelle kein signifikanter Unterschied ($P > 0,05$) festgestellt, jedoch wurden am Ende des Ver-

Tabelle 3: Epitheldicke und Anzahl an Becherzellen pro Sekundärlamelle (Mittelwert \pm StAbw.) von Regenbogenforellen aus dem Kontroll- und Belastungskreislauf. Es wurden pro Zeitpunkt jeweils 20 Fische pro Kreislauf untersucht.

Parameter	Zeitpunkt	Kontrolle	Belastung	Statistische Signifikanz
Epitheldicke (μm)	Start	$6,0 \pm 1,6$	$5,7 \pm 1,3$	n.s.
	Mitte	$5,9 \pm 2,0$	$5,9 \pm 1,6$	n.s.
	Ende	$4,7 \pm 1,8$	$4,6 \pm 1,5$	n.s.
Anzahl (n) an Becherzellen pro Sekundärlamelle	Start	$0,8 \pm 0,3$	$0,9 \pm 0,5$	n.s.
	Mitte	$1,3 \pm 0,5$	$1,3 \pm 0,5$	n.s.
	Ende	$1,1 \pm 0,4$	$1,9 \pm 1,1$	$P < 0,01$

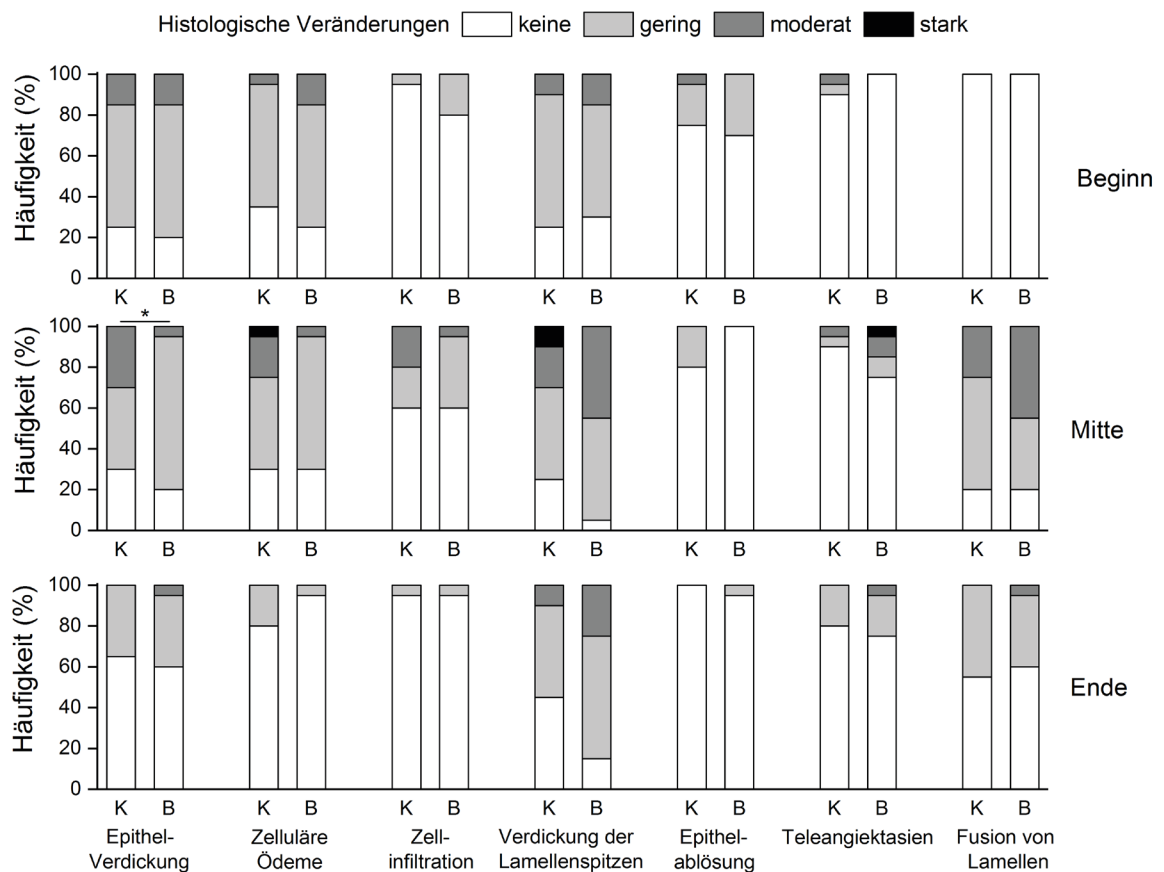


Abbildung 5: Histologische Veränderungen der Kiemen gefunden zu Beginn, in der Mitte und am Ende des Versuchszeitraums. Es wurden pro Zeitpunkt jeweils 20 Regenbogenforellen pro Kreislaufsystem untersucht. K = Kontrollkreislauf; B = Belastungskreislauf. * = signifikanter Unterschied ($P < 0,05$) zwischen den beiden Gruppen.

suchs signifikant mehr Becherzellen pro Sekundärlamelle ($P < 0,01$) bei Fischen aus dem Belastungskreislauf im Vergleich zu Fischen aus dem Kontrollkreislauf festgestellt.

Flossenzustand

Die Flossenerosion (Abb. 6) beider Gruppen unterschied sich am Start und in der Mitte des Experiments bei keiner der untersuchten Flossen signifikant ($P > 0,05$). Am Ende des Versuchs war jedoch bei den rechten Brustflossen der Regenbogen-

forellen aus dem Kontrollkreislauf ein signifikant höheres Erosionslevel ($P < 0,05$) als bei den Regenbogenforellen aus dem Belastungskreislauf festzustellen. Die Flossenerosion der linken Brustflosse und der Rückenflosse unterschied sich hingegen nicht signifikant ($P > 0,05$) zwischen den Kreisläufen.

Der Flossenindex der rechten und linken Brustflosse (Tab. 4) wies zu keinem Zeitpunkt der Untersuchung einen signifikanten Unterschied ($P > 0,05$) zwischen den Fischen

beider Kreisläufe auf. Der Flossenindex der Rückenflosse unterschied sich zu Beginn und am Ende des Experiments nicht signifikant ($P > 0,05$) zwischen den beiden Gruppen, jedoch war der Flossenindex von Fischen aus dem Belastungskreislauf in der Mitte des Versuchs signifikant höher ($P < 0,05$) als bei den Fischen aus dem Kontrollkreislauf.

Bakterielle Belastung

Die Untersuchung von Wasserpro-

Tabelle 4: Flossenindex (Mittelwert \pm StAbw.) nach Kindschi (1987).

	Start		Mitte		Ende	
	Kontrolle	Belastung	Kontrolle	Belastung	Kontrolle	Belastung
<i>n</i>	20	20	20	20	20	20
Rückenflosse	7,5 \pm 1,4	6,9 \pm 1,4	7,7 \pm 0,9*	8,4 \pm 0,8*	8,5 \pm 1,0	8,9 \pm 0,7
Rechte Brustflosse	10,2 \pm 1,1	10,2 \pm 0,8	10,5 \pm 0,7	10,6 \pm 0,8	9,6 \pm 1,8	10,4 \pm 1,4
Linke Brustflosse	11,1 \pm 0,5	10,8 \pm 0,9	10,9 \pm 0,8	11,1 \pm 0,7	10,3 \pm 1,4	10,9 \pm 1,0

* = signifikanter Unterschied ($P < 0,05$) zwischen den beiden Gruppen.

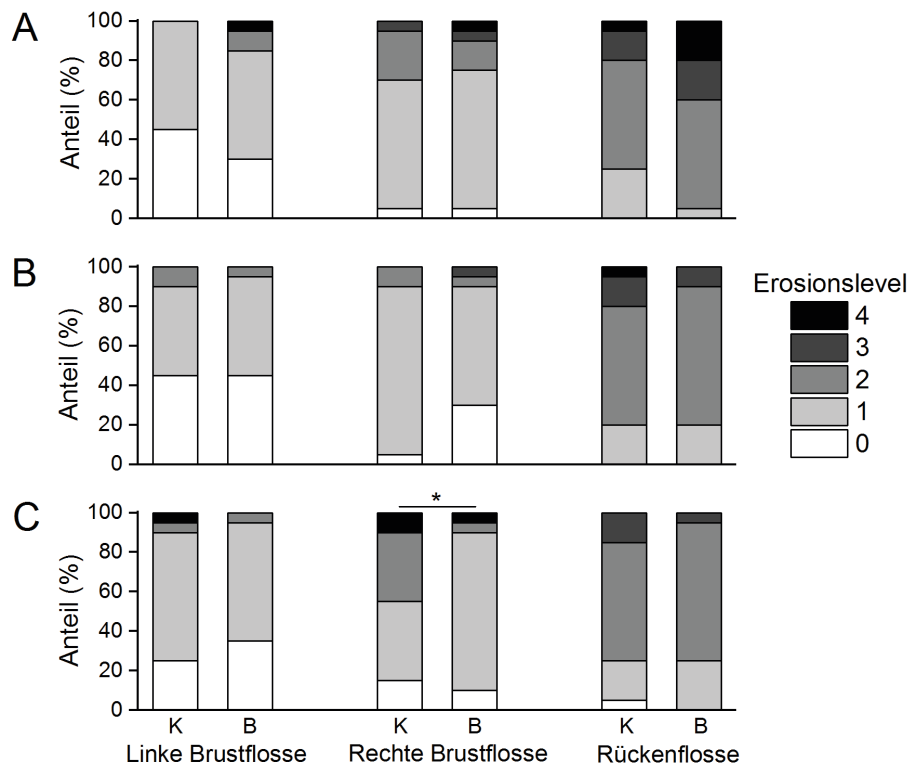


Abbildung 6: Anteile (%) der Flossen-Erosionslevel nach Person-Le Ruyet et al. (2007) zu Beginn (A), in der Mitte (B) und am Ende (C) des Versuchszeitraums. Es wurden pro Zeitpunkt jeweils 20 Regenbogenforellen pro Kreislaufsystem untersucht. K = Kontrollkreislauf; B = Belastungskreislauf. * = signifikanter Unterschied ($P < 0,05$) zwischen den beiden Systemen.

ben aus den beiden Kreislaufsystemen (Abb. 7) zeigte eine deutlich höhere bakterielle Belastung im Schwebstoffkreislauf. Während die Unterschiede in den Fischbecken und vor der UV-Bestrahlung nicht signifikant ($P > 0,05$) ausfielen, wurden nach der UV-Bestrahlung signifikant höhere Werte ($P < 0,05$) im Belastungskreislauf festgestellt.

Für die bakteriologische Unter-

suchung der Fische wurden am Ende des Versuchs jeweils 20 Regenbogenforellen pro Kreislauf dankenswerterweise durch den Fischgesundheitsdienst Aulendorf untersucht. Die Untersuchung der Haut ergab bei Fischen des Kontrollkreislaufs in einem Fall und bei Fischen des Belastungskreislaufs in vier Fällen eine Besiedlung mit dem fischpathogenen Bakterium

Flavobacterium columnare. Im Kontrollkreislauf konnte auch bei einem Fisch der Ektoparasit *Trichodina* sp. nachgewiesen werden. Die Untersuchung der bakteriellen Besiedlung der Kiemen zeigte eine signifikant höhere Belastung ($P < 0,05$) bei Fischen aus dem Belastungskreislauf (Abb. 8). Des Weiteren wurde *Flavobacterium columnare* deutlich häufiger auf Kiemen von Fischen aus dem Belastungskreislauf (30 % der Fische) nachgewiesen, als auf den Kiemen von Fischen aus dem Kontrollkreislauf (5 % der Fische). Bei der bakteriologischen Untersuchung der Milz (Quetschpräparat und Direktanzucht) wurden bei Fischen beider Kreisläufe insgesamt nur in Einzelfällen (Kontrolle: 1 Nachweis, Belastung: 2 Nachweise) Bakterien (unspezifische Mischkultur) nachgewiesen.

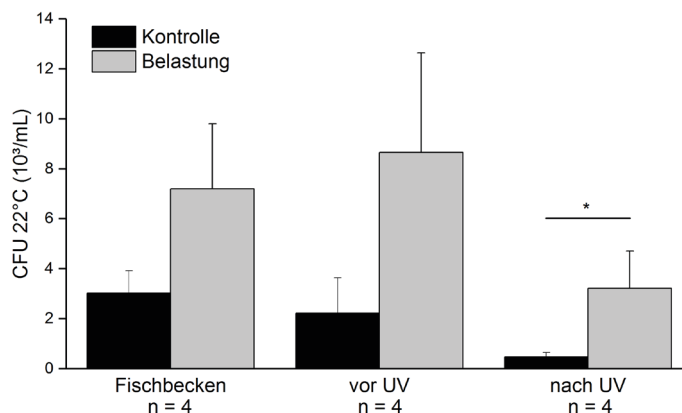


Abbildung 7: Bakterielle Belastung des Anlagenwassers (MW \pm StAbw.) im Kontroll- und Belastungskreislauf. CFU = Koloniebildende Einheit (englisch: colony forming unit).

Weitere Ergebnisse (Daten nicht gezeigt)

Bei den Blutparametern (Differentialblutbild, Hämatokrit, Leukokrit, Anzahl an Erythrozyten/Leukozyten,

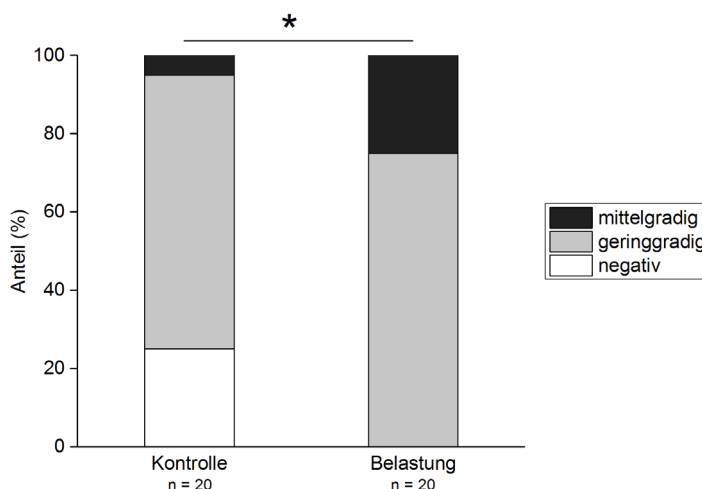
Hämoglobinkonzentration, etc.) zeigten sich in der Mitte und zum Ende des Versuchs wenige signifikante Unterschiede zwischen dem Kontroll- und Belastungskreislauf. Jedoch fielen die Unterschiede nur gering aus und alle Blutparameter blieben im Normalbereich von Regenbogenforellen.

Auch beim spezifischen Stressparameter Hitzeschockprotein 70 wurden in den untersuchten Geweben Haut, Kiemen, Leber und Kopfniere keine signifikanten Konzentrationsunterschiede ($P > 0,05$) zwischen Fischen der beiden Kreisläufe festgestellt.

Diskussion

In der vorliegenden chronischen Expositionsstudie mit hohen Konzentrationen an Kleinstpartikeln gelang die Entkopplung von eventuell potentiell schädigenden Wasserparametern, so dass erstmals eine alleinige Betrachtung der Auswirkungen von erhöhter Partikelkonzentration über einen längeren Zeitraum möglich war. Die Partikelkonzentration wurde jeweils morgens gemessen, so dass hier die minimalen Tageswerte der Partikelkonzentration erfasst wurden. Der in der Literatur (Alabaster & Lloyd 1982, Timmons & Ebeling 2010) genannte Grenzwert von 25 mg/L wurde ab Woche 10 kontinuierlich und deutlich überschritten. Messungen des Tagesverlaufs der Partikelkonzentration zeigen, dass dieser Grenzwert schon ab Woche 6 zumindest periodisch überschritten wurde. Im weiteren Verlauf des Experiments wurden Konzentrationsspitzen von über 70 mg/L gemessen. Diese Werte gelten weithin als äußerst schädlich, insbesondere da es sich bei über 90 % der Partikel um Feinstpartikel handelte. Trotzdem wurden wie schon im Kurzzeitversuch auch bei dieser chronischen Exposition bei den Leistungsparametern der Fische keine signifikanten Unterschiede zwischen Fischen der beiden Kreisläufe festgestellt. Bei Fischen aus dem Belastungskreislauf zeigte sich nur eine zeitliche

Abbildung 8: Bakterielle Belastung der Kiemen von Fischen aus dem Kontroll- und Belastungskreislauf am Ende des Versuchszeitraums.



Verzögerung bei der Aufnahme des Futters. Nichtsdestotrotz nahmen die Fische aus beiden Kreisläufen die gleiche Menge an Futter auf, bei Rationen, die der kommerziellen Fischzucht entsprechen (Cho 1992). Insgesamt wurden jedoch trotz erhöhter Partikelbelastung von über 70 mg/L auch bei chronischer Exposition keine negativen Auswirkungen auf das Wachstum oder die Futtermittelverwertung gefunden. Möglicherweise hätte das zögerliche Fressverhalten der Fische im Belastungskreislauf unter kommerziellen Bedingungen und bei Verwendung von Futterautomaten zu Futtermittelverlusten führen können, und stellt somit eine erste Erklärung für die oben zitierten negativen Effekte von Partikelexposition auf Fische dar.

Auch die untersuchten Gesundheitsparameter zeigen keine Hinweise für negative Auswirkungen der erhöhten Partikelbelastung. Die Auswertung der histologischen Kiemenschnitte ergab keine Anhaltspunkte, dass sich die erhöhte Partikelbelastung negativ auf die Kiemenstruktur ausgewirkt hat. Im Vergleich zum Start des Versuchs zeigte sich in der Mitte des Experiments sowohl bei Fischen des Kontroll- als auch des Belastungskreislaufs eine leichte Verschlechterung der Kiemenstrukturen, die aber somit nicht den Partikeln zuzuordnen ist. Zum Ende des Versuchs kam es dann aber wieder zu einer

nahezu vollständigen Regeneration der Kiemenstrukturen, so dass ähnliche Ergebnisse wie zum Start des Experiments bei beiden Ansätzen festgestellt wurden. Somit scheint auch das Regenerationspotenzial der Regenbogenforellen nicht durch die Schwebstoffe eingeschränkt zu sein. Einzig bei der Anzahl an Becherzellen pro Sekundärlamelle wurde am Ende des Versuchs ein Unterschied zwischen den Fischen aus dem Kontroll- und Belastungskreislauf festgestellt. Die erhöhte Anzahl an Becherzellen bei Fischen aus dem Belastungskreislauf ist vermutlich auf eine Adaption in Form einer leicht erhöhten Schleimproduktion aufgrund der erhöhten Partikelbelastung zurückzuführen.

Der Zustand der Flossen war, wie auch schon beim Kurzzeitversuch beobachtet wurde, zwischen den Fischen aus den beiden Kreislaufsystemen vergleichbar. Am Ende des Versuchs war die Flossenerosion der rechten Brustflosse sogar bei den Fischen aus dem Kontrollkreislauf stärker ausgeprägt. Da die Strömungsrichtung in den Becken im Uhrzeigersinn verläuft, sind die rechten Brustflossen zur Mitte der Becken hin exponiert. Die Ergebnisse deuten darauf hin, dass aufgrund der erhöhten Trübung im Belastungskreislauf die Aktivität der Fische untereinander nicht so hoch ist wie im Kontrollkreislauf. Dies könnte den besseren Zustand



der rechten Brustflossen im Belastungskreislauf aufgrund reduzierter Berührungen zwischen den Fischen erklären.

Im Zuge dieses Langzeitversuchs wurde auch die bakterielle Belastung in den beiden Kreislaufsystemen untersucht. Dabei stellte sich heraus, dass das erhöhte Partikelauftreten eine deutlich höhere bakterielle Belastung im Belastungskreislauf zur Folge hatte. Dies war auch zu erwarten, da allgemein bekannt ist, dass sich Bakterien an Partikel heften (Kirchman & Ducklow 1987) und die Partikel somit als Besiedlungsfläche und Nahrungssubstrat nutzen. Auch bei der Untersuchung der bakteriellen Besiedlung der Kiemen zeigte sich entsprechend bei Fischen aus dem Belastungskreislauf ein deutlich höheres bakterielles Auftreten. Des Weiteren wurde das fischpathogene Bakterium *Flavobacterium columnare* bei Fischen aus dem Belastungskreislauf häufiger auf den Kiemen nachgewiesen. Trotz der höheren bakteriellen Belastung im Belastungskreislauf ist die bakterielle Belastung in beiden Kreisläufen als subklinisch zu bewerten, so dass auch hier keine physiologischen Folgen zu erwarten sind. Dies bestätigten entsprechend auch die anderen untersuchten physiologischen Parameter.

Insgesamt zeigen die Ergebnisse des Langzeitversuchs, dass selbst eine chronische Partikelbelastung von über 30 mg/L, mit Peaks von bis zu 70 mg/L, über einen vollständigen Mastzeitraum keine negativen Auswirkungen auf die Physiologie der Regenbogenforellen hatte. Bei den Kiemen der Regenbogenforellen aus dem Belastungskreislauf zeigte sich durch die Bildung von mehr Schleimzellen pro Sekundärlamelle eine Adaption an die erhöhte Partikelbelastung, jedoch bewirkte das erhöhte Partikelauftreten keine strukturellen Schäden der Kiemen. Auch konnte bei der Wachstumsleistung kein negativer Einfluss der hohen Partikelkonzentration festgestellt werden.

Es bleibt also festzuhalten, dass auch bei einer chronischen Partikelbelastung mit Konzentrations-

spitzen von bis zu 70 mg/L keine gravierenden Auswirkungen auf die Physiologie der Regenbogenforellen festzustellen waren. Einzig die bakterielle Belastung war im Belastungskreislauf erhöht, ohne jedoch physiologische Folgen zu verursachen. Die bisherige fachliche Einschätzung, dass sich Schwebstoffe in Kreislaufanlagen ab bestimmten Konzentrationen schädlich auf die Fischphysiologie auswirken, ist somit grundsätzlich im Bereich realistischer Schwebstoffkonzentrationen für die Regenbogenforelle widerlegt.

Ausblick

Im einem weiteren Versuch des Projekts wird überprüft, wie genau die Partikel in Aquakulturanlagen eigentlich aussehen und beschaffen sind und ob zwischen den verschiedenen Haltungssystemen (Durchfluss-, Teilkreislauf- und Kreislaufsysteme) Unterschiede in der Form der Partikel auftreten.

Die Ergebnisse dieser Untersuchung können im Detail in Becke et al. (2018): Physiological consequences of chronic exposure of rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) to suspended solid load in recirculating aquaculture systems, *Aquaculture* (DOI: <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2017.11.030>) nachgelesen werden.

Die Literaturliste kann bei den Autoren angefordert werden.

Anglerverband Niedersachsen (AVN) Experten-Interview: Aal vor dem Aus?

Interview vom 16.02.2018

Interviewpartner: Florian Stein (FS), Wissenschaftlicher Projektmanager, Sustainable Eel Group (SEG): www.sustainableeelgroup.org / facebook: [sustainableeelgroup](https://www.facebook.com/sustainableeelgroup) / Twitter: [@eelgroup](https://twitter.com/eelgroup),

Fragen wurden gestellt von Florian Möllers vom Anglerverband Niedersachsen

AVN: Vorab: Stimmt es, dass 1 kg Europäischer Glasaal aktuell 6.000 Euro / kg auf dem asiatischen Markt kostet?

FS: Ja, das ist der Marktpreis, der in Asien für Europäischen Aal im Januar 2018 gezahlt wurde. Mittlerweile besagen verschiedene Quellen aber, dass der Preis auf 2.000 Euro gesunken ist.

AVN: Und ist der Rückgang des Japanischen Aals auf Übernutzung zurückzuführen bzw. kennt man die Gründe für den Rückgang des dortigen Vorkommens?

FS: Die Fänge von *Anguilla japonica* sind in der aktuellen Saison gravierend gering. Als mögliche Gründe werden ähnliche wie beim Europäischen Aal herangezogen. Übernutzung und Veränderungen von Umweltbedingungen (bspw. Meeresströmungen) spielen dabei sicher eine Rolle. Bis Mitte Dezember 2017 wurde weniger als 1 % im Vergleich zum Vorjahreszeitraum gefangen.

www.japantimes.co.jp/news/2018/01/22/national/concern-grows-among-japans-glass-eel-farmers-catch-slips-away/#.Wn6nXWaX-8U

AVN: Was bedeutet die gestiegene Nachfrage...

FS: Wenn der Marktbedarf in Asien nicht durch Fänge von *Anguilla japonica* gedeckt werden

kann, steigt die Nachfrage nach anderen Arten, wie dem Europäischen und dem Amerikanischen Aal und folglich auch die Bereitschaft, mehr zu zahlen.

Eine hohe Nachfrage aus Asien wird in der Konsequenz immer dazu führen, dass die Preise steigen und dass das Risiko steigt, eine größere Menge illegal nach Asien zu exportieren. Ich möchte hier außerdem mal die Chance ergreifen, einen Mythos aus der Welt zu schaffen: Glasaale werden in Asien nicht als Delikatesse verzehrt – dies geschieht traditionell heutzutage nur noch in Südeuropa, wenn man es sich denn leisten kann. In Asien werden die Aale genau wie in europäischen Aalfarmen dafür benötigt, um daraus erwachsene Tiere für den Verzehr zu mästen.

AVN: (1) für das Glasaalaufkommen an EU-Küsten in 2018 / in den nächsten fünf Jahren?

FS: Sollte der Negativ-Trend in Asien anhalten, ist zu befürchten, dass die gesteigerte Nachfrage nach „Ersatz-Arten“ und die daraus resultierenden, hohen Preise Kriminellen einen noch höheren Anreiz bieten, sich an den illegalen Exporten zu beteiligen. Der Markt ist generell sehr dynamisch, aber für die letzten beiden Jahre konnten wir nachweisen, dass ca. 50 % der europaweiten Fänge illegal exportiert wurden. Auch wenn die europäi-

schen Ermittler in den letzten 20 Monaten beachtliche Erfolge beim Kampf gegen die Schmuggler vermelden konnten – im Griff haben die Behörden das Problem leider noch lange nicht. Es bleibt zu hoffen, dass die Politik den Ermittlern in Zukunft mehr Ressourcen zur Verfügung stellen wird.

AVN: (2) für die Verfügbarkeit von Besatzaalen für heimische Gewässer und (3) den Preis derselben?

FS: Momentan könnte man den Eindruck haben, dass Glasaalhändler über illegale Exporte ihre legalen Geschäfte gegenfinanzieren. Händler bieten Glasaale in Europa zu Dumpingpreisen an, die sich vom Preis, den der Händler dem Fischer zahlt, kaum unterscheiden. Damit drängen sie mittelfristig Konkurrenten aus dem Markt, die nicht illegal exportieren. Warum sind sie dazu in der Lage, die Fische so günstig anzubieten...?

Unter diesen Umständen werden Glasaale für den Besatz voraussichtlich auch weiterhin erschwinglich sein. Allerdings sollten sich die „Besatzinstitutionen“, wie beispielsweise Anglerverbände, sehr gut überlegen, ob sie dieses System mit dem Einkauf der günstigsten Fische unterstützen möchten. Wir als Sustainable Eel Group empfehlen deshalb Glasaale nur von Händlern zu beziehen, die eine geringe



Fang- und Hälterungsmortalität garantieren können und die genau nachweisen können, wo und wann die Fische legal gefangen wurden. Meines Wissens nach ist der SEG Standard das einzige Zertifikat, das diese und viele andere Kriterien erfüllt und somit eine verantwortungsvolle und in der Zukunft nachhaltige Nutzung des Aals gewährleisten kann.

AVN: Welche Auswirkungen (komplettes Fangverbot?) sind möglicherweise zu befürchten, wenn die Zahlen von der EU-Kommission aufgenommen und bewertet werden?

FS: 2018 wird hinsichtlich der EU-Aalpolitik ein besonders wichtiges Jahr. Sowohl die EG-Wasserrahmenrichtlinie als auch die EU-Aalverordnung werden einer gründlichen Prüfung durch die Europäische Kommission unterzogen. Welche Konsequenzen daraus gezogen werden und ob die EU-Aalverordnung geändert wird, ist derzeit noch nicht abzusehen. Dass Glasaale illegal exportiert werden, ist schon länger bekannt. Welche Ausmaße dieser Handel in den letzten Jahren angenommen hat, eher nicht. Wir hoffen natürlich, dass die Europäische Kommission in die Bekämpfung des illegalen Handels investiert und Strukturen schafft, die Exporte unmöglich machen. Ein Fangverbot zu verhängen, wäre die einfachste und gleichzeitig dümmste Entscheidung, die man treffen kann. Verschwindet durch ein Fangverbot erst einmal die kulturelle Bedeutung des Aals in Europa, verschwindet auch das öffentliche Interesse an der Art und mit ihm die Investitionen in effektive Kontrollen und Strafverfolgung.

AVN: Sind bereits Maßnahmen, Personal und Mittel eingesetzt worden, um die Zerschlagung

illegaler Transporte massiv einzudämmen?

FS: In der gemeinsamen Erklärung der Europäischen Fischereiministerien wurde die Bekämpfung des illegalen Handels klar als Problem identifiziert. Nun ist es auch Aufgabe der Angler, die Europäische Kommission daran zu erinnern und konkrete Maßnahmen zu fordern. Im Idealfall vereinigen sich dafür sämtliche Interessengruppen (Angler, Fischer, Umweltschützer, die SEG etc.) und sprechen mit gemeinsamer Stimme.

www.sustainableeelgroup.org/wp-content/uploads/2017/12/1568717.pdf

AVN: Was sind Ihrer Meinung nach die drei am besten geeigneten Mittel, um den Europäischen Aal zu retten?

FS: 1) Reduzierung der 1,3 Mio. Wanderhindernisse in Europa und folglich Gewährleistung der Gewässerdurchlässigkeit in Übereinstimmung mit der Wasserrahmenrichtlinie, Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie und EU-Aalverordnung. Wir arbeiten gerade an einer „Gemeinsamen Erklärung zur Gewässerdurchlässigkeit“ für den World Fish Migration Day im April 2018 und hoffen, auch möglichst viele Angler mit ins Boot holen zu können. Bei Interesse meldet euch bitte bei:

trade@sustainableeelgroup.org

2) Steuerung der Aalpolitik auf Ebene des natürlichen Verbreitungsgebiets. Die Zersplitterung auf Landes-, Staaten- und Kontinentenebene verhindert eine effektive Bestandserholung.

3) Gewährleistung der kompletten Rückverfolgbarkeit des Aalhandels durch die Einführung eines europaweiten,

elektronischen Meldesystems, das in der Lage dazu ist, die gesamte Handelskette vom Fischer zum Konsumenten sichtbar zu machen.

AVN: Wie können Angelvereine /-verbände mehr zum Schutz des Aals beitragen?

FS: 1) Einkauf und Besatz von SEG-zertifizierten Glasaalen, um einen verantwortungsbewussten Umgang mit der bedrohten Art zu gewährleisten.

2) Der wichtigste Partner der SEG in Deutschland ist die „Initiative zu Förderung des Europäischen Aals“ (IFEA) bei der man uns über eine „Fördermitgliedschaft“ unterstützen kann.

3) Gewährleisten, dass alle besetzten Aale potentiell abwandern können (kein Besatz von abgeschlossenen Gewässern).

4) Beteiligung an der „gemeinsamen Erklärung zur Gewässerdurchlässigkeit“ und die generelle Bereitschaft, auch mit Interessengruppen, mit denen man nicht in allen Belangen übereinstimmt, für gemeinsame Ziele zu kämpfen.

AVN: Vielen Dank für das Gespräch, Florian Stein!

Fischsterben in der Jagst 2015: Aktuelles zur Bestandsentwicklung

L. D. Ittner

Im August 2015 ereignete sich in der Jagst bei Kirchberg (Landkreis Schwäbisch Hall) ein Fischsterben enormen Ausmaßes. Mindestens 20 t tote Fische wurden damals geborgen. Ein Großteil der verendeten Fische verblieb vermutlich im Gewässer. Seither findet unter Federführung der Fischereiforschungsstelle ein umfassendes Monitoring statt. Ziel dabei ist die Überwachung der Fischbestandsentwicklung sowie die Erfolgskontrolle und Planung durchgeführter bzw. zukünftiger Besatzmaßnahmen. Der vorliegende Artikel behandelt schwerpunktmäßig die aktuelle Entwicklung der Fischfauna. Darüber hinaus enthält er eine abschließende Zusammenfassung über die Untersuchungen von Kiemenschäden und Parasitenbefall, die aus der Schadstoffeinleitung resultierten.

Das Monitoring

Die infolge des Jagst-Unglücks (Schumann 2015, Abschlussbericht Jagst 2017, Ittner 2017) extrem großen Mengen verendeter Fische ließen dramatische Schäden am Fischbestand vermuten. Aus diesem Grund wurde wenige Wochen nach dem Schadfall eines der momentan umfassendsten Monitoringprogramme Baden-Württembergs ins Leben gerufen. In dessen Rahmen wurden bislang insgesamt fünf Monitorings durchgeführt. Jeweils

im Frühjahr und Herbst wird der Fischbestand mittels Elektrofischerei erhoben. Neben der Ermittlung typischer Bestandsmerkmale, wie Artenzahl, Artzusammensetzung und Fischdichte, steht auch der Gesundheitszustand der Fische im Fokus. In diesem Zusammenhang werden Kiemenzustand und Parasitierungsgrad untersucht.

Im Rahmen des Monitorings werden 20 Probestellen befischt (Ausdehnung der Probestellenanzahl im Frühjahr 2016 von 16 auf 20; Abb. 1). Zwischen der ersten, als

Referenzstrecke dienenden Probestelle bei Gröningen (ca. 3,5 km stromauf der Eintragsstelle), und der letzten Probestelle bei Duttenberg (ca. 3,2 km stromauf der Mündung in den Neckar) liegt eine Fließstrecke von rund 115 km. Der durch das Unglück am stärksten geschädigte Bereich bis etwa Bächlingen (ca. 25 km stromab der Eintragsstelle) wird engmaschiger beprobt als die restliche Fließstrecke bis zur Mündung. Je Probestelle wird in der Regel eine Strecke zwischen 200 und 300 m befischt. In Abhängigkeit von

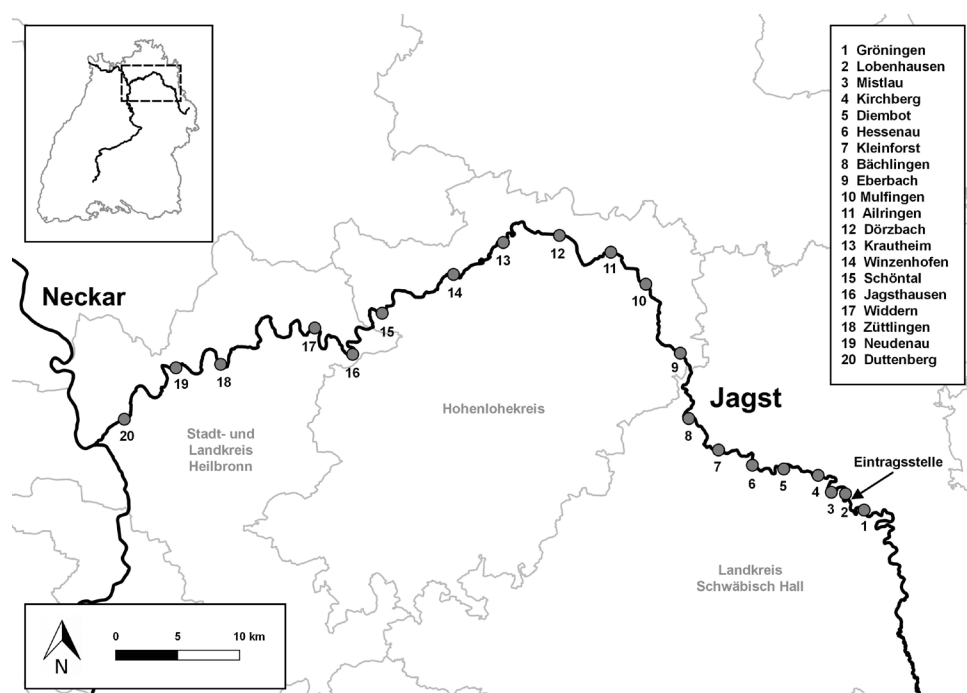


Abbildung 1: Lage der Probestellen, die im Rahmen des Jagst-Monitorings beprobt werden.

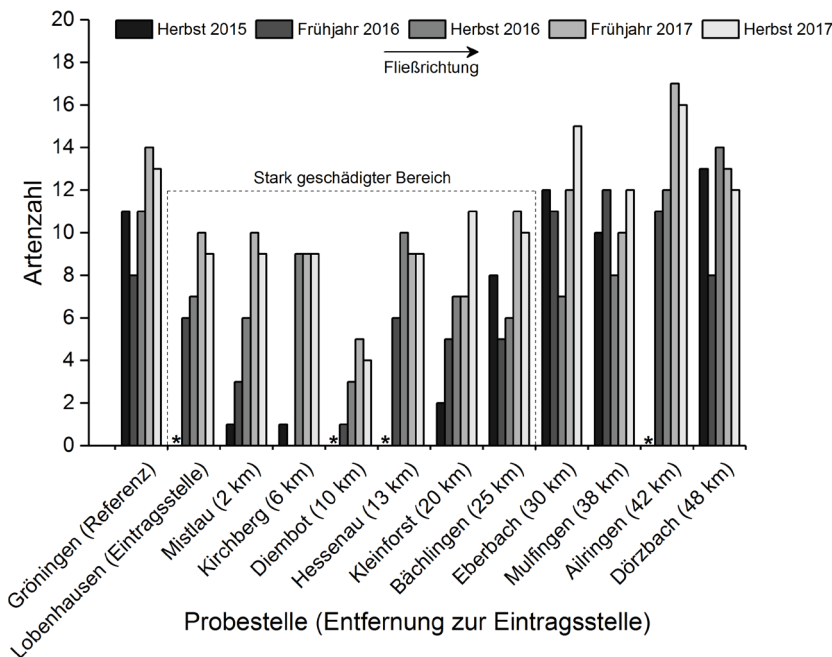


Abbildung 2: Entwicklung der Artenzahl zwischen den Probestellen Gröningen (Referenzstrecke) und Dörzbach von Herbst 2015 bis Herbst 2017. * = Probestellen, die im Herbst 2015 nicht befischt wurden.

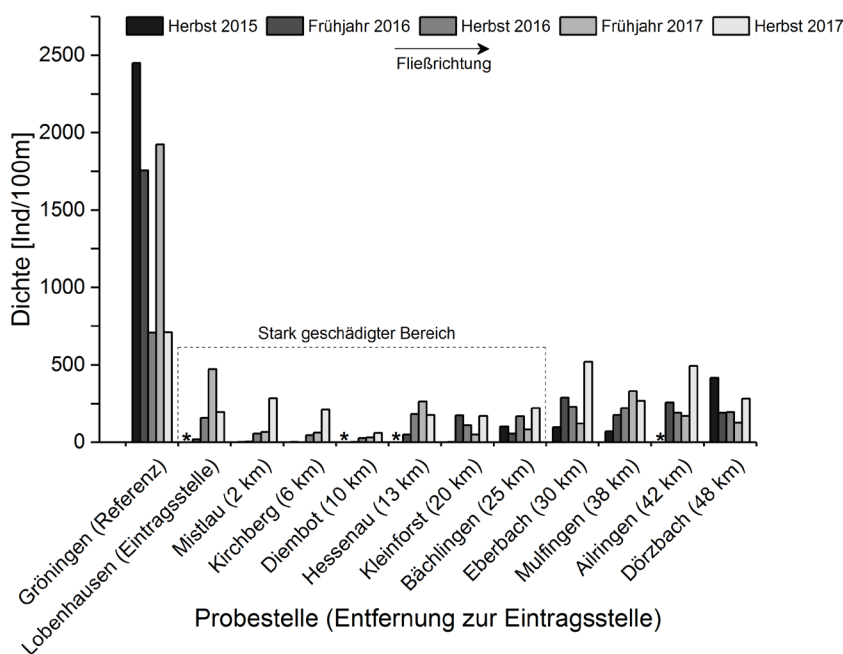


Abbildung 3: Entwicklung der Fischdichte (Individuen pro 100 m Fließstrecke) zwischen den Probestellen Gröningen (Referenzstrecke) und Dörzbach von Herbst 2015 bis Herbst 2017. Die hohen Individuendichten an der Referenzstrecke Gröningen im Herbst 2015 sowie im Frühjahr 2016 und 2017 sind auf das hohe Aufkommen von Elritzen zurückzuführen. * = Probestellen, die im Herbst 2015 nicht befischt wurden.

der Wassertiefe wird dabei wadend oder vom Boot gefischt.

Entwicklung der Fischfauna

Das erste Monitoring im **Herbst 2015** (September) bestätigte das verheerende Ausmaß der Jagst-Katastrophe. Auf den ersten 25 km stromab der Unglücksstelle (Lobenhausener Mühle) bis Bächlingen wurde der Fischbestand am stärksten geschädigt (Abb. 2 und 3). Dieser Bereich wird im Folgenden als stark geschädigter Bereich bezeichnet. Sowohl Artenzahlen als auch Fischdichten (Individuen pro 100 m Fließstrecke) befanden sich hier auf einem äußerst niedrigen Niveau. Es wurden im Durchschnitt noch 3 Arten und 26 Individuen pro 100 m Fließstrecke noch 3 Arten und 26 Individuen detektiert (Abb. 4). Angemessene Artenzahlen wurden ab Eberbach wieder nachgewiesen, rund 30 km stromab der Eintragsstelle, allerdings war die Fischdichte hier noch sehr niedrig. Diese befand sich erst ab Dörzbach, ca. 50 km stromab der Unglücksstelle, wieder auf einem für die Jagst typischen Niveau. Vor dem Unglück (Zeitraum: 2005-2013) konnten im stark geschädigten Bereich bei Elektrobefischungen im Durchschnitt 12 Fischarten und ca. 530 Individuen pro 100 m festgestellt werden (Abb. 4). Insgesamt wurden dabei 22 Fischarten dokumentiert. Betrachtet man die Befischungsdaten aller 20 Probestellen vor dem Unglück (Zeitraum: 2004-2014), liegt die Artenzahl bei 30, eingewanderte Fische wie Schwarzmundgrundel und Blaubandbärbling miteingerechnet.

Die Ergebnisse des zweiten Monitorings im **Frühjahr 2016** (Mai) zeigten keine relevante Erholung der Fischfauna. Das Bild war ähnlich wie im Herbst 2015. Im stark geschädigten Bereich waren Artenzahlen und Fischdichten weiterhin sehr niedrig und deutlich unter dem Niveau vor Schadstoffeintrag – durchschnittlich 4 Arten bzw. 44 Fische pro 100 m wurden nachgewiesen (Abb. 4). Bei Kirchberg, rund 6 km stromab der Eintragsstelle, fiel

der Fischbestand sogar komplett aus. Erst im weiteren Verlauf der Jagst, ab Eberbach, wurden wieder angemessene Artenzahlen und Dichten vorgefunden (Abb. 2 und 3).

Im Zuge des dritten Monitorings im **Herbst 2016** (September und Oktober) wurde schließlich eine leichte Erholung der Fischfauna im stark geschädigten Bereich festgestellt. Diese positive Entwicklung ist in erster Linie auf die im Sommer (Juli) und Spätsommer (September) zuvor durchgeführten Umsetzmaßnahmen zurückzuführen (Abb. 4). Bei diesen wurden Fische aus nicht geschädigten Abschnitten der Jagst mittels Elektrofischerei schonend entnommen und behutsam in den stark geschädigten Bereich umgesiedelt (Ittner 2017). Insbesondere die Artenzahlen stiegen im stark geschädigten Bereich zum Teil wieder deutlich an. Im Durchschnitt wurden je Probestelle wieder 7 Arten nachgewiesen. Bei Kirchberg beispielsweise stieg die Artenzahl von 0 Arten (Frühjahr 2016) auf 9 Arten (Herbst 2016) an (Abb. 2). Im Gegensatz dazu war bei der Fischdichte nur ein vergleichsweise marginaler Zuwachs auf durchschnittlich 107 Individuen pro 100 m feststellbar (Abb. 4). Dies lag hauptsächlich an zwei Gründen: Zum einen war die Anzahl umgesetzter Fische für den stark geschädigten Bereich zu gering, um eine signifikante Erhöhung der

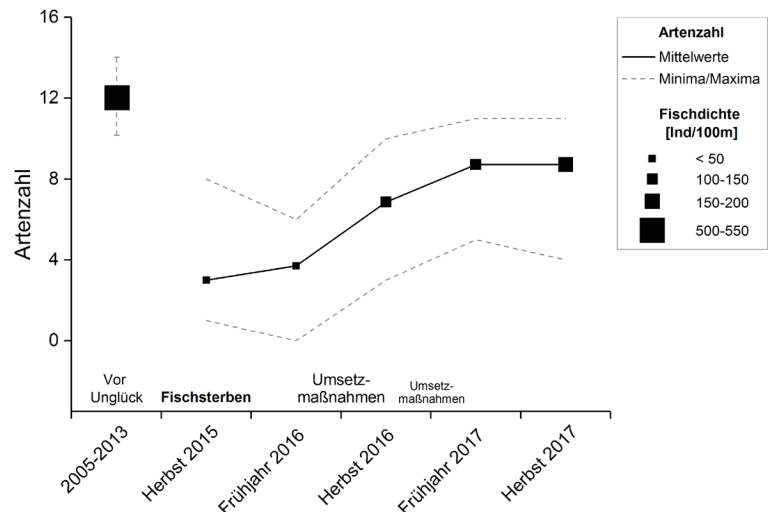


Abbildung 4: Entwicklung von Artenzahl (durchgezogene Linie) und Fischdichte (Größe der Quadrate) im stark geschädigten Bereich (Lobenhausen bis Bächlingen) nach dem Fischsterben von Herbst 2015 bis Herbst 2017 sowie Artenzahl und Fischdichte vor dem Unglück. Die gestrichelten Linien beschreiben Minimal- und Maximalwerte.

Fischdichte in der Fläche herbeizuführen. Zum anderen war zu diesem Zeitpunkt nahezu kein Effekt auf die Fischdichte durch natürliche Reproduktion vorhanden. Dies hing insbesondere damit zusammen, dass der Großteil der wiederangesiedelten Arten nach ihrer Laichzeit umgesetzt wurde und somit die „Neubildung“ einer Generation der Altersklasse 0+ nicht stattfinden konnte. Die Fische, welche das Unglück überlebt hatten, waren vermutlich zu wenige und/oder zu stark geschädigt, um

am Laichgeschehen teilzunehmen.

Das vierte Monitoring im **Frühjahr 2017** (Mai) zeigte erneut eine leichte Erholung des Fischbestandes im stark geschädigten Bereich. Die durchschnittliche Artenzahl stieg auf 9 an, die Dichte belief sich auf 147 Individuen pro 100 m (Abb. 4). Dieser im Vergleich zum Herbst 2016 nur relativ geringe Dichtezuwachs zeigt, dass eine natürliche Wiederbesiedlung bislang kaum erfolgte. Hauptverantwortlich für diese Situation sind die zahlreichen,



Abbildung 5: Bei Oberregenbach (ca. 27 km stromab der Unglücksstelle) gefangene Jagst-Nase.



nicht durchgängigen Querbauwerke mit ihren oft extrem langen Stauhaltungen. Gerade rheophile (strömungsliebende) Fischarten werden dadurch stark eingeschränkt, weil diese sich bei ihren Wanderungen an der Strömung orientieren (Jungwirth et al. 2003). Dabei handelt es sich insbesondere um Leitfischarten, wie etwa Barbe oder Nase (Abb. 5). Eine natürliche Zuwanderung von Fischen wurde lediglich an der Probestelle Lobenhausen festgestellt. Diese liegt 0,5 km stromab der Eintragsstelle und wurde zusammen mit der Probestelle Diembot als „Nullbesatzstrecke“ definiert, d.h. als Bereich, wo keine Umsetzmaßnahmen erfolgen. Die Fischbestandsentwicklung wird in diesem Bereich also primär von einer natürlichen Zuwanderung diktiert. Im Falle der Probestelle Lobenhausen kann die natürliche Wiederbesiedlung auf eine aktive oder passive Einwanderung (Verdriftung) von Fischen aus stromaufwärts gelegenen Bereichen (oberhalb der Eintragsstelle) zurückgeführt werden.

Auch wenn Artenzahl und -zusammensetzung mit denen der Besatzstrecken vergleichbar waren, zeigte die Probestelle Lobenhausen deutlich höhere Fischdichten sowie eine intaktere Alters- bzw. Längenhäufigkeitsstruktur. Dies bestätigt eindrücklich, dass sich geschädigte Fischbestände in Fließgewässern

durch natürliche Zuwanderung schnell und effektiv erholen können. Grundvoraussetzungen in diesem Kontext sind allerdings eine möglichst intakte Durchwanderbarkeit und angebundene Nebengewässer. Im vorliegenden Fall erfolgte die Wiederbesiedlung höchstwahrscheinlich aus der durch das Unglück nicht geschädigten Restwasserstrecke der Lobenhausener Mühle sowie aus oberhalb der Wehranlage gelegenen Flussabschnitten. In unseren heute von Querbauwerken geprägten Flüssen ist die stromabwärts gerichtete Wanderung für Fische generell leichter zu bewältigen (v.a. Verdriftung bei Hochwasser) als die stromaufwärts gerichtete Wanderung (Dumont et al. 2005). Für die natürliche Wiederbesiedlung des Bereiches unterhalb der Unglücksstelle war demzufolge insbesondere die Nähe zu den nicht geschädigten, stromaufwärts gelegenen Flussabschnitten entscheidend. Des Weiteren stach die Probestelle Hessenau heraus, wo vergleichsweise hohe Fischdichten nachgewiesen wurden. Anders als bei der Probestelle Lobenhausen ist dies höchstwahrscheinlich auf die hier sehr intensiv durchgeführten Umsetzmaßnahmen zurückzuführen. So wurden bei Hessenau und einigen wenigen anderen Stellen die Umsetzmaßnahmen im kleineren Stil in Zusammenarbeit mit den Fischereivereinen Langenburg und Kirchberg im Jahr 2017 fortgeführt,

während eine größere Umsetzaktion in den übrigen Strecken ausblieb.

Das fünfte und jüngste Monitoring im **Herbst 2017** (September und Oktober) zeigt die aktuelle Fischbestandsentwicklung. Die zentrale Erkenntnis dieser Bestandserhebung ist, dass im stark geschädigten Bereich lediglich die durchschnittliche Fischdichte zunahm, wohingegen die Artenzahl im Vergleich zum Frühjahr 2017 unverändert blieb. Die Fischdichte stieg auf 188 Individuen an und erreichte damit ihren seit Schadfal höchsten Wert. Nichtsdestotrotz liegt die Dichte noch deutlich unter dem Niveau, welches vor dem Fischsterben für diesen Bereich typisch war (> 500 Individuen pro 100 m). Die durchschnittliche Anzahl der Artnachweise pro Befischung hat sich bei einem Wert von 9 eingependelt (Abb. 4). Bei den nachgewiesenen Arten handelt es sich in der Hauptsache um die Arten, welche im Zuge der Umsetzmaßnahmen wiederangesiedelt wurden. Andere gewässertypische Fischarten fehlen noch vollständig (z.B. Nase) oder treten nur vereinzelt auf (z.B. Hasel). Wie bereits erwähnt, ist dies ein deutliches Anzeichen für die unzureichende Zuwanderung von Fischen aus nicht geschädigten Flussabschnitten und Nebengewässern.

Insgesamt wurden bei der jüngsten Bestandserhebung 17 Arten im stark geschädigten Bereich

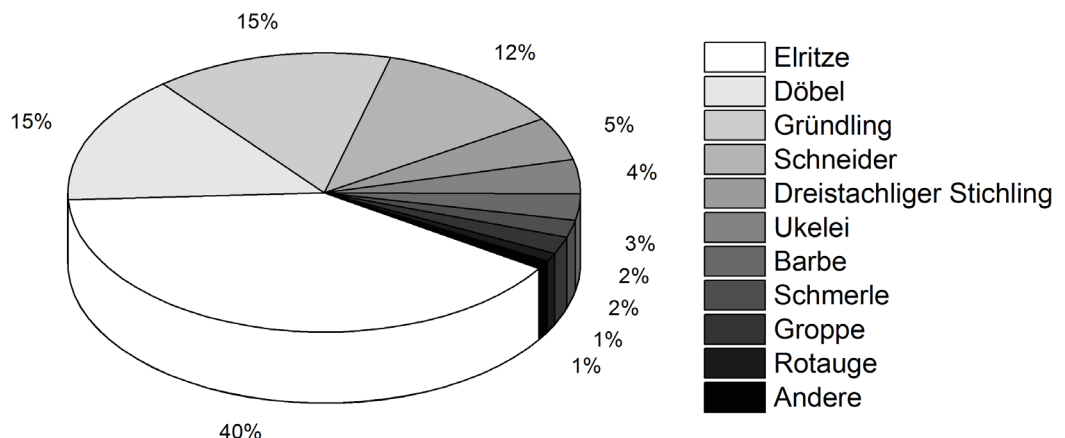


Abbildung 6: Prozentuale Anteile der 10 Arten, die bei der Bestandserhebung im Herbst 2017 zahlenmäßig 99 % am Gesamtfang ausmachten, sowie untere „Andere“ zusammengefasst Arten, die in sehr geringen Anteilen gefangen wurden (Wels, Bachforelle, Blaubandbärbling, Aal, Flussbarsch, Hasel, Karpfen).

nachgewiesen. Mehr als 99 % der im stark geschädigten Bereich gefangenen Fische gehörten zu den folgenden zehn Arten: Elritze, Döbel, Gründling, Schneider, Dreistachliger Stichling, Ukelei, Barbe, Schmerle, Groppe, Rotaugen (Abb. 6). Unter diesen war die Elritze die dominierende Fischart mit einem Anteil von rund 41 % am Gesamtfang, gefolgt von Döbel und Gründling, die beide mit rund 15 % vertreten waren. Am seltensten wurde das Rotaugen nachgewiesen, welches rund 1 % am Gesamtfang ausmachte.

Auch wenn zum Teil in geringen Dichten, haben sich die zehn häufigsten Arten (Abb. 6) an den meisten Probestellen im stark geschädigten Bereich wieder etabliert. Eine Ausnahme stellt diesbezüglich die Probestelle Diembot dar, wo die im stark geschädigten Bereich niedrigste Artenvielfalt (4 Arten) und -dichte (61 Individuen pro 100 m) nachgewiesen wurden. Grund für die hier äußerst defizitäre Erholung der Fischfauna ist insbesondere die Ausweisung dieses Gewässerabschnittes als Nullbesatzstrecke, sprich als Bereich, wo keine Umsetzmaßnahmen getätigt wurden. Beim Vergleich mit Gewässerabschnitten, in welche Fische umgesiedelt wurden, wird die Wirksamkeit der Umsetzmaßnahmen offensichtlich (detaillierte Informationen zur Wirksamkeit der Umsetzmaßnahmen finden sich im Abschlussbericht Jagst 2017, Ittner 2017).

Von allen etablierten Arten wurden weiträumig juvenile Fische der Altersklasse 0+ beobachtet. Dies zeigt, dass eine natürliche Reproduktion an vielen Stellen des stark geschädigten Bereiches wieder erfolgreich stattfindet. Des Weiteren befinden sich unter den etablierten Arten sieben der zehn mengenmäßig häufigsten Fischarten gemäß der für diesen Bereich der Jagst natürlichen Referenzfischzönose (Dußling 2005). Die Leitfischart dieser Fließgewässerregion (Barbenregion), die Barbe, ist erfreulicherweise bereits wieder nahezu flächendeckend anzutreffen. Nase und Hasel, ebenfalls zu den zehn häufigsten Arten der natürlichen Referenzfisch-

zönose zählend, fehlen dagegen noch gänzlich bzw. weiträumig. Dies ist insofern besorgniserregend, als dass Nase und Hasel mit 4,0 % bzw. 8,4 % einen bedeutenden Anteil an der natürlichen Referenzfischzönose stellen. Die laut Roter Liste im Neckarsystem stark gefährdete Nase (Baer et al. 2014) ist in der Jagst seit Anfang der 1970er Jahre rückläufig (Kappus et al. 1997) und zählt hier mittlerweile zu den seltensten Fischarten. Selbstreproduzierende Bestände in höheren Dichten sind nur noch an wenigen Stellen anzutreffen. Dem Schutz und der Förderung des Jagst-Nasenbestandes sollte daher zukünftig eine hohe Priorität eingeräumt werden.

Entwicklung des Kiemenzustandes und Parasitierungsgrades

Die meisten Fische, welche nicht unmittelbar durch die Schadstoffwelle getötet wurden, trugen schwere gesundheitliche Schäden davon. Dies äußerte sich insbesondere durch Kiemenschädigungen und eine allgemein erhöhte Empfänglichkeit für Schwächeparasiten.

Die erste Untersuchung nach

dem Unglück im **Herbst 2015** ergab, dass der überwiegende Teil (61 %) der Probefische (N = 38) einen moderaten oder schlechten Kiemenzustand aufwies (Abb. 7). Wie vermutet, hing der Grad der Kiemenschädigungen von der Distanz zur Eintragsstelle ab – das heißt, der Kiemenzustand verbesserte sich mit zunehmender Entfernung zur Eintragsstelle. Die häufigsten Schädigungsformen waren Nekrosen (Zerfall der Zellstruktur) und Proliferationen (Gewebewucherung durch Zellvermehrung), die überwiegend stark ausgeprägt waren. Zudem bestand ein hoher Parasitierungsgrad mit Kiemensaugwürmern (Monogenea). Auch andere Schwächeparasiten, wie *Posthodiplostomum cuticola* (Schwarzfleckenkrankheit), wurden vermehrt festgestellt.

Über den Winter 2016/2017 verschlechterte sich der Gesundheitszustand der Fische noch einmal geringfügig. So zeigten mehr als zwei Drittel (70 %) der im **Frühjahr 2016** untersuchten Probefische (N = 34) einen moderaten oder schlechten Kiemenzustand (Abb. 7). Der Parasitierungsgrad blieb unverändert hoch.

Im **Herbst 2016** wurde dann schließlich eine deutliche Verbesserung des Gesundheitszustandes

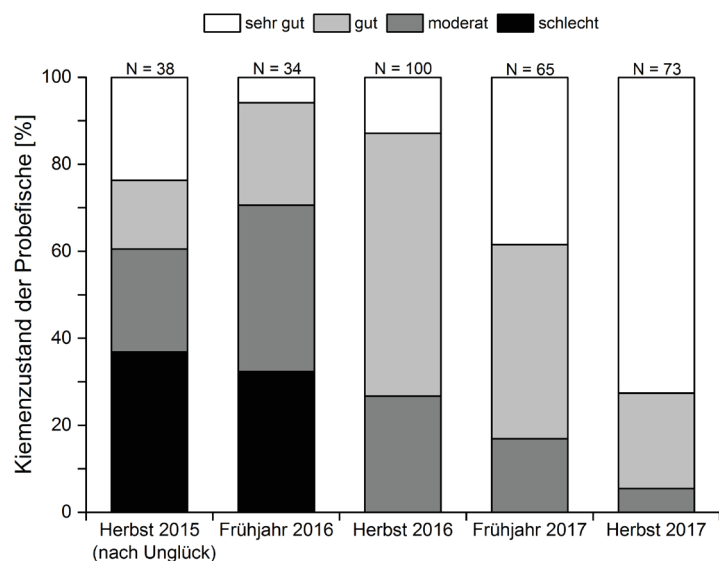


Abbildung 7:

Entwicklung des Kiemenzustandes zwischen Herbst 2015 und Herbst 2017. Die Gesamtanzahl (N) der entnommenen Probefische je Untersuchung ist über den Säulen angegeben.



festgestellt. Sowohl das Auftreten starker Kiemennekrosen, als auch die Intensität der Proliferationen gingen stark zurück. Demzufolge belief sich der Anteil der Probefische (N = 100) mit gutem oder sehr gutem Kiemenzustand auf 73 % (Abb. 7). Die übrigen Probefische zeigten einen moderaten Kiemenzustand. Exemplare mit schlechtem Kiemenzustand wurden im Herbst 2017 nicht mehr detektiert. Darüber hinaus nahm der Parasitierungsgrad insgesamt merklich ab. Kiemensaugwürmer wurden nur noch vereinzelt nachgewiesen und die Schwarzfleckenkrankheit trat nur noch stellenweise auf.

Ein klarer, räumlicher Zusammenhang zwischen Eintragsstelle und Kiemenzustand konnte im Frühjahr und Herbst 2016 nicht mehr gefunden werden. Dies ist einerseits wahrscheinlich auf eine erhöhte Wintermortalität zurückzuführen, welche insbesondere die schwer geschädigten Fische betraf. Und andererseits auf aktive und passive Wanderbewegungen sowie die zuvor durchgeführten Umsetzmaßnahmen.

Bis zum **Herbst 2017** verbesserte sich der Kiemenzustand der untersuchten Fische sukzessive. Bei der jüngsten Untersuchung zeigten über 90 % der Probefische (N = 73) einen guten oder sehr guten Kiemenzustand (Abb. 7). Der Befall mit Schwächeparasiten blieb ebenfalls auf einem niedrigen, für Wildfische tolerierbarem Niveau.

Angesichts dieser positiven Entwicklung werden die Kiemenuntersuchungen ab dem Frühjahr 2018 eingestellt. Der Befall mit visuell erfassbaren Parasiten, wie etwa *Posthodiplostomum cuticola*, wird im Zuge des bisherigen Fischmonitorings weiterhin dokumentiert.

Fazit

Die Fischfauna der Jagst hat sich seit dem Unglück im August 2015 nur zögerlich erholt. Positiv ist, dass sich im stark geschädigten Bereich mittlerweile wieder einige der wichtigsten Jagst-Fischarten (gemäß na-

türlicher Referenzfischzönose, Dußling 2005) etabliert haben und sich erfolgreich reproduzieren. Zudem nimmt die Fischdichte langsam und konstant zu. Der Kiemenzustand ist erfreulicherweise überwiegend wieder als sehr gut einzustufen, so dass weitere Untersuchungen in diesem Kontext ab dem Frühjahr 2018 guten Gewissens eingestellt werden können.

Die Artenvielfalt befindet sich noch unter dem Niveau vor dem Schadstoffeintrag und beschränkt sich im Wesentlichen auf die im Zuge der Umsetzmaßnahmen besetzten Fischarten. Dies zeigt, dass eine Zuwanderung anderer Arten und damit eine natürliche Wiederbesiedlung bislang kaum stattfanden. Unter anderem aus diesem Grund fehlen manche bestandsprägende Arten immer noch gänzlich. Als typische Fischart ist in diesem Zusammenhang die Nase zu nennen, welche aufgrund ihrer nur noch geringen Bestandsgröße schwer zu fangen und daher umzusiedeln ist. Der Schutz und die Förderung des Jagst-Nasenbestandes sollten zukünftig einen hohen Stellenwert haben. Insgesamt stimmen die gegenwärtige Artzusammensetzung sowie das prozentuale Verhältnis der Arten zueinander noch nicht mit der potentiell natürlichen Referenzfischzönose überein. Des Weiteren liegt die Fischdichte weiträumig noch deutlich unter dem Niveau vor dem Schadstoffeintrag. Auch Altersstruktur bzw. Längen-Häufigkeitsverteilung der vorkommenden Arten entsprechen noch nicht denen eines intakten Fischbestandes.

Angesichts des noch immer geschwächten Zustandes der Fischfauna wird ein größeres Wiederansiedlungsprogramm mit ähnlicher Vorgehensweise wie im Jahr 2016 (Ittner 2017) dringend empfohlen. Eine nachhaltige Erholung des Fischbestandes könnte dadurch entscheidend begünstigt werden.

Literatur

Baer J. et al. (2014). Die Rote Liste für Baden-Württembergs Fische, Neunaugen und Flusskrebse

– Ministerium für Ländlichen Raum und Verbraucherschutz Baden-Württemberg. Stuttgart, Deutschland. 64 S.

Dumont U., Anderer P. & Schwevers U. (2005). Handbuch Querbauwerke – Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen. Düsseldorf, Deutschland. 212 S.

Dußling U. (2005). Fischfaunistische Referenzen für die Fließgewässerbewertung nach WRRL in Baden-Württemberg. Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg, Institut für Seenforschung. Langenargen, Deutschland. 72 S.

Ittner L. D. (2017). Eineinhalb Jahre nach dem Jagst-Unglück: Entwicklung des Fischbestandes und Ausblick. AUF AUF, Aquakultur- und Fischereiiformationen 2017, Heft 1: 31-36.

Jungwirth M., Haidvogel G., Moog O., Muhar S. & Stefan S. (2003). Angewandte Fischökologie an Fließgewässern. Facultas Universitätsverlag. Wien, Österreich. 547 S.

Kappus B. M., Jansen W., Böhrmer J. & Rahmann H. (1997). Historical and present distribution and recent habitat use of nase, *Chondrostoma nasus*, in the lower Jagst River (Baden-Württemberg, Germany). Folia Zoologica 46: 51-60.

LUBW Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg, LAZBW Landwirtschaftliches Zentrum Baden-Württemberg, RPS Regierungspräsidium Stuttgart (2017). Ökologische Auswirkungen des Großbrandes in der Lobenhausener Mühle auf die Jagst. Abschlussbericht. Karlsruhe, Langenargen, Stuttgart; Deutschland. 46 S.

Schumann M. (2015). Fischsterben in der Jagst. AUF AUF, Aquakultur- und Fischereiiformationen 2015, Heft 2: 28-31.

Fischereiförderung nach dem Europäischen Meeres- und Fischereifonds (EMFF) in Baden-Württemberg

T. Deubele, RP Tübingen

Das Land Baden-Württemberg beteiligt sich seit vielen Jahren erfolgreich an der europäischen Fischereiförderung. Ziel der Förderung ist die Unterstützung einer ressourcenschonenden und wettbewerbsfähigen Fischerei und Aquakultur, sowie der Verarbeitung von Fischerei- und Aquakulturerzeugnissen. In der aktuellen Förderperiode (2014-2020) stehen hierfür ca. 7 Mio. Euro Fördermittel zur Verfügung.

Die folgende Tabelle gibt einen Überblick über die Fördergegenstände und die jeweilige Höhe des Zuschusses.

Gegenstand der Förderung	Zuschuss	Mindestinvestition
Nachhaltige Entwicklung der Fischerei (2.1) ¹		
Investitionen zur Diversifizierung des Einkommens von Fischerinnen und Fischern durch die Entwicklung ergänzender Tätigkeiten (2.1.1)	40 %	10.000 €
Erwerb eines ersten Fischereifahrzeugs im Rahmen von Unternehmensgründungen junger Fischerinnen und Fischer (2.1.2)	25%	5.000 €
Bestandserhaltungsmaßnahmen (2.1.3)	50%	10.000 €
Investitionen in Ausrüstungen zum Schutz der Fanggeräte und vor Fängen von Säugetieren und Vögeln im Interesse des Artenschutzes (2.1.4)	40%	5.000 €
Vorhaben, deren Ziel die Entwicklung oder Einführung neuer Technologien oder Organisationsformen ist, die die Folgen des Fischfangs für die Umwelt verringern (2.1.5)	50%	10.000 €
Austausch von Bootsmotoren im Rahmen der Energieeffizienz und der Eindämmung des Klimawandels (2.1.7)	30%	5.000 €
Investitionen zur Verarbeitung, zur Vermarktung und zum Direktverkauf der Fänge von Fischerinnen und Fischern (2.1.8)	40%	5.000 €
Nachhaltige Entwicklung der Aquakultur (2.2)		
Innovative Vorhaben in der Aquakultur (2.2.1)	50%	10.000 €
Produktive Investitionen in der Aquakultur (2.2.2)	40%	10.000 €
Gründung von nachhaltigen Aquakulturunternehmen durch neue Aquakulturproduzenten (2.2.3)	40%	10.000 €
Vorhaben im Bereich Tiergesundheit und Tierschutz in Aquakulturunternehmen (Prävention und Biosicherheit) (2.2.4)	50%	10.000 €
Verarbeitung von Fischerei- und Aquakulturerzeugnissen (2.3)		
Investitionen zur Energieeinsparung und zum Umweltschutz (2.3.1)	25%	10.000 €
Investitionen in die Verbesserung von Sicherheit, Hygiene und Gesundheit (2.3.2)	25%	10.000 €
Investitionen in neue oder verbesserte Erzeugnisse oder Verfahren (2.3.3)	25%	10.000 €

¹In Klammern ist jeweils die entsprechende Ziffer der Verwaltungsvorschrift Fischereiförderung angegeben



Gefördert werden Unternehmen der Binnenfischerei und Aquakultur, öffentliche Stellen und Verbände sowie Unternehmen der Be- und Verarbeitung von Fischerei- und Aquakulturerzeugnissen.

Abhängig vom Zuwendungsempfänger und Vorhaben müssen unter anderem folgende Zuwendungsvoraussetzungen erfüllt werden:

- Berufliche Fähigkeiten für eine ordnungsgemäße Führung des Betriebes (gilt nicht für 2.1.3; 2.2.1; 2.2.4; 2.3)
- Vorwegbuchführung für mindestens zwei Jahre, aus der sich der Erfolg der bisherigen Führung des Unternehmens nachweisen lässt (gilt nicht für 2.1.2 und 2.1.7)
- Investitionskonzept über die Wirtschaftlichkeit des Unternehmens und des Vorhabens (gilt nicht für 2.1.2 und 2.1.7)
- Antragstellende Unternehmen müssen unter die Definition der Kleinstunternehmen sowie der kleinen und mittleren Unternehmen (KMU) fallen
- Mindestgröße nach § 1 Absatz 5 des Gesetzes über die Alterssicherung der Landwirte (gilt nicht für 2.1.3; 2.2.4; 2.3)

Die geförderten Objekte dürfen innerhalb einer festgelegten Frist nicht veräußert und nur dem Zuwendungszweck entsprechend verwendet werden. Die Zweckbindungsfrist beträgt für Bauten und bauliche Anlagen zwölf Jahre und für Maschinen, technische Einrichtungen und Geräte fünf Jahre ab Abschlusszahlung.

Die Antragstellung erfolgt beim Regierungspräsidium Tübingen, bei Vorhaben über 100.000 € zuwendungsfähigen Kosten soll ein Betreuer beauftragt werden (gilt für Vorhaben nach Nr. 2.1.1, 2.1.8, 2.2.2 und 2.2.3).

Weitergehende Informationen zu den Fördervoraussetzungen und Auswahlkriterien sowie die Antragsformulare sind unter folgender der Internetseite (www.landwirtschaft-bw.info/pb/MLR.Foerderung,Lde/Startseite/Foerderwegweiser/EMFF)

erhältlich.

Bitte beachten Sie, dass vor Bewilligung nicht mit dem Vorhaben begonnen werden darf. Förderrechtlich stellt bereits die Auftragsvergabe den Beginn der Maßnahme dar.

Gerne können Sie sich bei Fragen zur Förderung an das Regierungspräsidium Tübingen, Referat 32, Frau Deubele (07071-757-3331; theresa.deubele@rpt.bwl.de) wenden.

Die Verbreitung einer temperatur-abhängigen Nierenerkrankung (PKD) bei Bachforellen in Baden-Württemberg

A. Ros, T. Basen, E. Schneider¹, H. Schmidt-Posthaus²

Es wurde eine großflächige Erhebung des Vorkommens der Proliferativen Nierenerkrankung bei Bachforellen (*Salmo trutta*) in Baden-Württemberg durchgeführt. Die Nieren wurden auf makroskopische Veränderungen und mittels molekularer Techniken auf den Parasiten getestet. Die Resultate zeigen, dass die Krankheit und ihr Erreger weit verbreitet sind. Temperaturdaten an Stellen mit Parasiteninfektionen bei Bachforellen zeigten dabei deutlich höhere Wassertemperaturen als an Stellen ohne nachweisbare Parasiten. Dies hat vor dem Hintergrund der globalen Erwärmung große Bedeutung für die zukünftigen Auswirkungen und die Verbreitung der Krankheit.

Einleitung

Die Proliferative Nierenerkrankung (PKD = Proliferative Kidney Disease) ist eine in Europa und Nordamerika weit verbreitete Parasitose von Salmoniden. Die Krankheit befällt in Europa vor allem junge Bachforellen (Sömmerlinge). Ein erstes Auftreten in unseren Gewässern ist nicht genau rekonstruierbar. Marianne Plehn, eine Fischpathologin und Professorin in München, beschrieb schon 1924 einen Fall sehr ähnlich der PKD. Die ersten diagnostizierten Fälle wurden 1979 in der Alten Aare in der Schweiz (Wahli & Escher 1999) und 1980 in Bayern (Hoffmann & Dangschat 1981) nachgewiesen. Ungefähr im selben Zeitraum hat man die Krankheit in Fischzuchten festgestellt: in der Schweiz (1983), in Bayern (Ende der siebziger Jahre) und in Österreich (1980). In Baden-Württemberg wurde die PKD erstmals 2012 in der Wutach bei Stühlingen nachgewiesen (persönliche Mitteilung Ernst Schneider; siehe auch: Schmidt-Posthaus et al. 2015). In typischen sommerkalten Salmoniden-Gewässern überleben die Jungfische die Krankheit i.d.R. gut. Nur bei sehr warmem Spätsommerwetter, mit Wassertemperaturen länger über 15°C, kann es zu Verlusten bei Jungfischen

kommen. Bei Expositionsversuchen 2013 und 2015 in der Wutach, mit Wassertemperaturen von 14 - 18°C, wurde eine Sterblichkeit von etwa 15% bei Bachforellen-Sömmerlingen festgestellt (Schmidt-Posthaus et al.

2015 und 2017). Bisher existiert keine Beschreibung von Fischsterben durch PKD in Baden-Württemberg. Die Nierenerkrankung PKD wird durch einen mehrzelligen Parasiten aus dem Taxon der Myxozoa,



Abbildung 1: Moostierchen, wie *Fredericella sultana*, sind Wirtsorganismen für PKD (A). Ein typischer Fluss mit geeignetem Habitat für juvenile Bachforellen und Moostierchen (B).

¹Alte Landstrasse 156, 8800 Thalwil, Schweiz.

²Zentrum für Fisch- und Wildtiermedizin, Universität Bern, Schweiz.



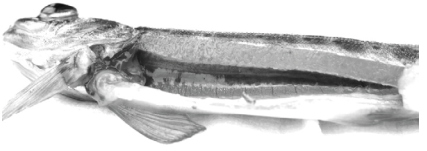
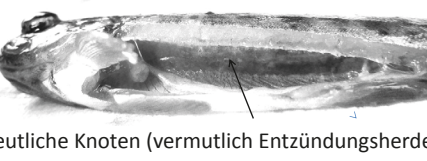
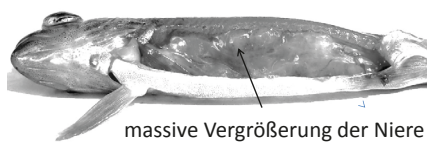
	freigelegte Niere	Pathologische Index
gesunde Bachforelle		0: keine Nierenveränderungen
an PKD erkrankte Bachforelle	 deutliche Knoten (vermutlich Entzündungsherde)	1-2: gering bis mäßig
	 massive Vergrößerung der Niere	3-4: stark bis sehr stark

Abbildung 2: Fünfstufige Skalierung für Nierenerkrankungen (nach Clifton-Hadley et al. 1986).

Tetracapsuloides bryosalmonae, hervorgerufen (Canning et al. 1999). Myxozoa sind parasitische Nesseltiere und damit ferne Verwandte von Organismen wie Quallen und Seeanemonen. Der PKD-Erreger braucht zwei Wirte, um sich zu vermehren und zu verbreiten: Zuerst entwickeln sich Sporen in Moostierchen wie *Fredericella sultana* (Abb. 1). Die im Wasser kurzlebigen "Malacosporen", die von diesen Moostierchen ausgeschieden werden, treten über die Kiemen der Salmoniden in die Blutbahn ein (Grabner & El-Matbouli 2010). Im Hauptzielorgan, den Nieren, vermehren sie sich stark und entwickeln sich weiter zu "Myxosporen", die via Nierenkanälchen über den Urin wieder ins Wasser ausgeschieden werden (Strepparava et al. 2018). Diese Myxosporen übertragen den Erreger wieder zurück an die Moostierchen (Okamura et al. 2011).

Bei niedrigen Temperaturen, die typisch sind für Salmonidengewässer, toleriert das Immunsystem von Forellen die Infektion der Nieren (Bailey et al. 2017). Auf diese Weise können die Parasiten mit Salmoniden zusammenleben, ohne zu erhöhter Sterblichkeit zu führen. Bei höheren Temperaturen reagiert das Immunsystem auf die Parasiten mit einer massiven Entzündungsreaktion, und die Fische werden krank

(PKD), wobei Blutarmut (Anämie) eine wichtige Rolle spielt. Bei den meisten Fischen ist die Krankheit äußerlich nicht sichtbar. Die Fische können aber auch leicht aufgedunsen erscheinen, schwarz verfärbt sein und/oder hervortretende Augen (Exophthalmus) aufweisen. Bleiche Kiemen sind Ausdruck der Blutarmut, die durch die massive Entzündungsreaktion des blutbildenden Nierengewebes durch den Parasiten entsteht. Bei geöffnetem Bauchraum fällt die Schwellung und Grauerfärbung der Nieren als charakteristischer makroskopischer Befund auf. Oft findet sich auch eine deutlich vergrößerte Milz. Die Anämie-bedingte reduzierte Sauerstoff-Transportkapazität des Blutes, bei gleichzeitig erhöhtem Sauerstoffbedarf der Organe bei hohen Wassertemperaturen und Stress, kann zum Tode der erkrankten Tiere führen. Wenn die Schäden durch die Krankheit nicht zu stark sind, können Fische die Infektion mit vollständiger Regeneration der Nieren während der kalten Jahreszeit überleben (Schmidt-Posthaus et al. 2012).

Im Jahr 2012 wurde die Krankheit erstmalig bei Bachforellen in einem Fließgewässer in Baden-Württemberg gefunden. Infolge dessen wurde an der Fischereiforschungsstelle (FFS) ein Projekt begonnen, um die Verbreitung von PKD und den Ein-

fluss auf die Bachforellenbestände landesweit zu untersuchen.

Erhebung von PKD in Baden-Württemberg

Nach gezielten stichprobemäßigen Beprobungen im südlichen Schwarzwald 2014-2015, wurden in den Jahren 2016-2017 landesweite Erhebungen durchgeführt, um die Verbreitung von Parasiten in Baden-Württemberg zu bewerten. Dazu wurden in 54 Gewässern Elektrofischungen durchgeführt. Bei der Auswahl der Gewässer wurden im Wesentlichen Stellen anderer Monitoringaufnahmen genutzt (WRRL, FFH), um einen möglichst landesweiten und umfangreichen Probenumfang zu erzielen. Pro Probestelle wurden, wenn möglich, mindestens zehn 0+ Bachforellen analysiert. Zuerst wurden die Fische im Feld visuell auf Nierenveränderungen untersucht. Dazu wurde eine fünfstufige Skalierung benutzt (Abb. 2):

- 0) Keine erkennbaren Veränderungen der Niere;
- 1) Geringe Veränderungen: wenige kleine gräulich verfärbte, erhabene Entzündungsherde;
- 2) Mäßige Veränderungen: deutliche Knoten im Gewebe;
- 3-4) Starke und sehr starke Veränderungen: Knoten über die ganze Niere verteilt; Nieren sind stark geschwollen.

Anschließend wurde ein Teil des Nierengewebes entnommen und genetisch im Molekularlabor der FFS auf das Vorkommen von Parasiten analysiert (Bettge et al. 2009). Um vergleichbare Daten zu erhalten, wurden nur Fische analysiert, die im Spätsommer gefangen wurden. Dies ist der Zeitraum, in dem Parasitenbefunde und Nierenveränderungen am stärksten ausgeprägt sind (Wahli et al. 2002). Insgesamt wurden 870 juvenile Bachforellen an 76 verschiedenen Probstellen untersucht. In etwa der Hälfte aller Fische (n = 429) ist Parasiten-DNA nachgewiesen worden. An zwei Dritteln (n = 51) der Probstellen erfolgte

mindestens ein Parasitennachweis (Abb. 3). Die Variation der makroskopischen Anzeichen der Krankheit war groß. An neun der 51 Probestellen mit Parasiteninfektionen (DNA Nachweis im Labor) zeigte keiner der Fische makroskopische Anzeichen der Krankheit (=Nierenveränderungen; schwarze Rhomben, Abb. 3) und an fünf Stellen waren die Nierenveränderungen gering. Starke bis sehr starke Nierenveränderungen mit Parasitennachweis wurde an 22 Stellen gefunden (schwarze Punkte, Abb. 3). Insgesamt zeigte sich, dass je mehr Fische Parasitennachweis im Labor aufwiesen, desto stärker waren die Nierenveränderungen.

Höhenlage und Temperatur

Wahli et al (2008) haben festgestellt, dass die meisten Probestellen in der Schweiz oberhalb einer Höhe von 700 m frei von PKD waren. Auch in Baden-Württemberg gibt es einen signifikanten Zusammenhang zwischen Parasitennachweis, Nierenveränderungen und der Höhenlage (Abb. 4, Nominal logistische Regression: Parasitennachweis: $p < 0,01$; Nierenveränderungen: $p < 0,01$). Deutlich erkennbar in Abbildung 3 ist, 1) dass es immer weniger Nierenveränderungen als Parasitennachweise gibt; und 2) dass bei einem Übergang von 700 auf 500 m Höhe die Wahrscheinlichkeit von Parasitennachweisen signifikant steigt.

Dass in höheren Lagen weniger Parasitennachweise und Nierenveränderungen nachgewiesen werden, kann mit dort vorherrschender höherer Fließgeschwindigkeit und/oder niedrigeren Wassertemperaturen erklärt werden. Für beide Faktoren ist ein negativer Effekt auf die Anwesenheit von Moostierchen, dem obligaten Wirt des Parasiten, nachgewiesen (FFS Untersuchungen, Ruben Teschner).

Von Mai bis September 2017 wurde an 12 Stellen mittels eines Datenloggers die Wassertemperatur gemessen (Zeitliche Auflösung 10 min). An sechs der 12 Stellen wurden 2016 und ebenfalls 2017

PKD in B-W

Erhebung 2016-2017

- Parasitennachweis und Nierenveränderungen
- ◆ Parasitennachweis ohne makroskopische Nierenveränderungen
- ◇ keine Parasitennachweis

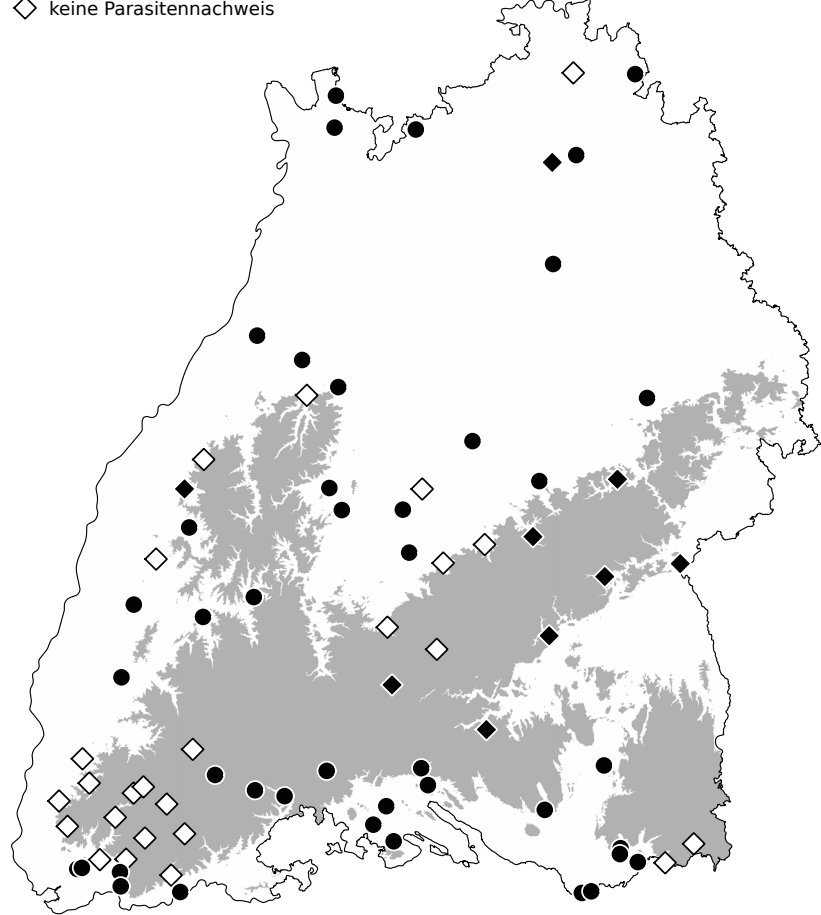


Abbildung 3: PKD-Erhebung 2016-2017 in juvenilen Bachforellen in Baden-Württemberg. Graue Flächen kennzeichnen Höhenlagen über 600 m.

Parasiten nachgewiesen. Die Höhenlagen der Stellen überlappten stark (Parasitennachweis: negativ: 470 - 867 m; positiv: 333 - 755 m; Unterschied: $p = 0,15$). Das Frühjahr 2017 war recht warm, der Sommer und Spätsommer hingegen waren eher sehr nass und regnerisch. Die Flüsse mit Parasitennachweis waren rund zwei Grad wärmer als die Flüsse ohne Parasitennachweis (Abb. 5a). Hier ist 15°C über mehrere Wochen ein zentraler Punkt, ab der die Nierenschäden und die Sterblichkeit ansteigen. An Stellen mit Parasitennachweise war die Anzahl der Tage mit Wassertemperaturen über 15°C (Abb. 5b) deutlich erhöht (Mai-September, $p < 0,05$).

Zusammenfassung und Ausblick

Die Resultate der ersten Erhebung zeigen eine weite Verbreitung der PKD bei Bachforellen in Baden-Württemberg. Dies deckt sich mit dem Vorkommen von PKD im Schweizer Mittelland (<https://open-data.swiss>). Wie in der Schweiz (Wahli et al. 1999) sind auch in Baden-Württemberg höher gelegene und kältere Gewässer meist frei von *Tetracapsuloides bryosalmonae*. Genetische Faktoren spielen möglicherweise eine Rolle, wie gut die Fische die Krankheit tolerieren und überleben. Überlebende Forellen-Sömmerlinge bilden eine Teilimmunität gegen Neuinfektionen,

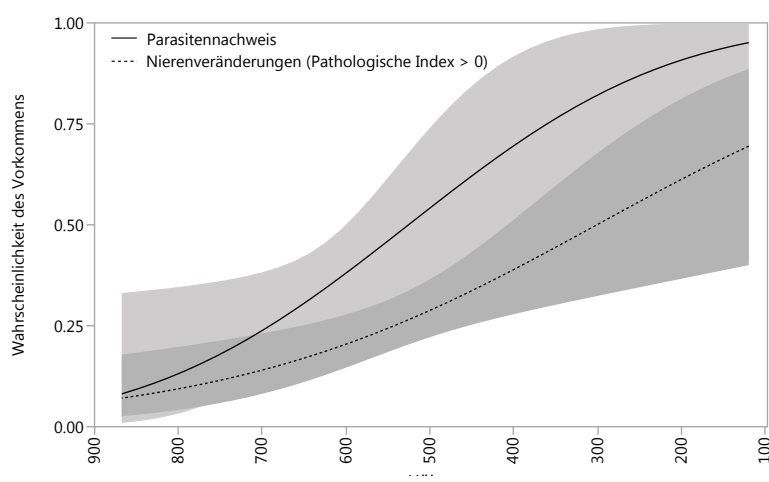


Abbildung 4: Zusammenhang von Höhenlage (ü.NN) und der Wahrscheinlichkeit (0=niedrig - 1=hoch) von Parasitennachweis (durchgezogene Linie) und Nierenveränderungen (gepunktete Linie) in Bachforellen. Grauschattierungen um die Linien reflektieren die Konfidenzintervalle.

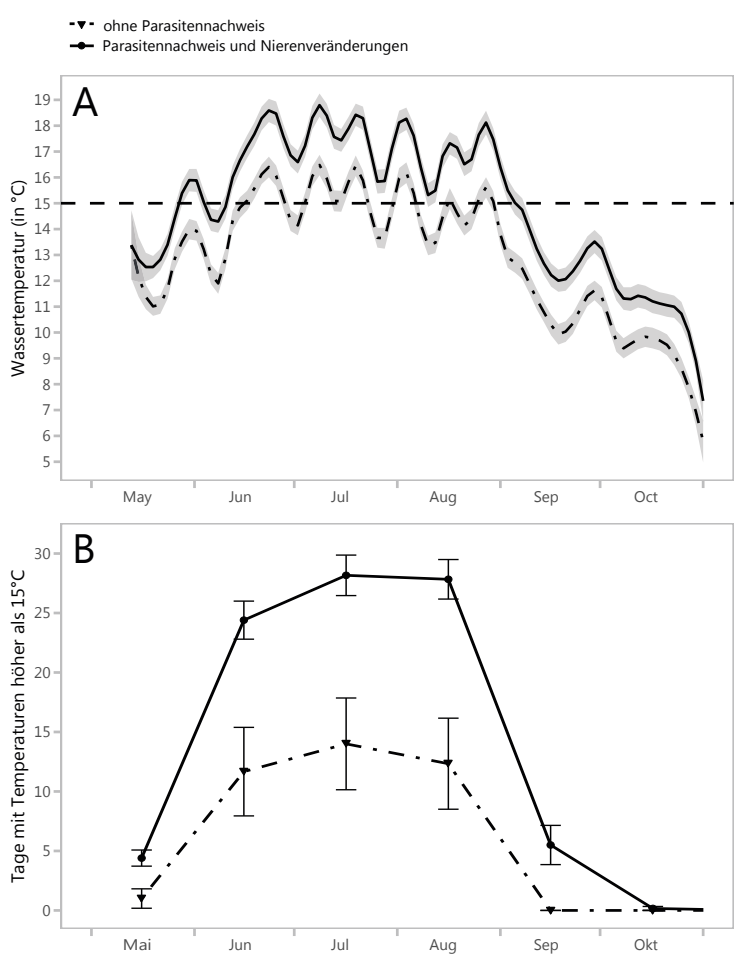


Abbildung 5: Saisonale Entwicklung der Wassertemperaturen in sechs Flüssen mit Parasitennachweis (schwarze Linie) und sechs Flüssen ohne (unterbrochene Linie) Parasitennachweis in 2017: A. tägliche Mittelwerte; B. Tage mit Wassertemperaturen, die im Mittelwert über 15°C lagen.

wodurch ältere Fische besser gegen die Krankheit geschützt sind. Es stellt sich die Frage, ob die heutigen Fischpopulationen schon einigermaßen an die Krankheit angepasst sind. Es gibt viele Faktoren, die Bachforellenbestände beeinflussen, wie die Nahrungsverfügbarkeit (Wirbellose und Insekten), Prädatoren und Umweltstressoren, so dass der Einfluss der Krankheit auf die Bestände schwer zu quantifizieren ist.

PKD ist heutzutage eine wichtige Salmonidenkrankheit, besonders vor dem Hintergrund, dass durch Klimawandel die Temperaturen in unseren Gewässern weiter steigen werden und dadurch die Erkrankungen öfter auftreten und schwerer ausfallen können. Untersuchungen der FFS zeigen, dass bereits ein relativ kleiner Temperaturunterschied in Baden-Württemberg zu großen Unterschieden in der Häufigkeit von Bachforellen führt (siehe dazu folgenden Artikel in diesem Heft). PKD kann auch hier eine Rolle spielen, wenn durch die Krankheit die Fische weniger konkurrenzfähig sind und dadurch Habitat an andere Fischarten abtreten. Die Nierenkrankheit im Land zu überwachen, insbesondere ihre Verbreitung, die Intensität der Krankheit zu bewerten und entsprechend fischereiliche Maßnahmen abzuleiten, bleibt daher ein wichtiger Punkt für zukünftiges fischereiliches Management.

Weitere Informationen zu PKD finden Sie unter:
 Strepparava N., Schmidt-Posthaus H. & Wahli T. (2016). "Infektionskrankheiten: Eine Gefahr Für Unsere Bachforellen?" Aqua Viva 2: 22 - 39.
 Schneider E. & Schmidt-Posthaus H. (2017). Die proliferative Nierenerkrankung in der Wutach: Fischerei in Baden-Württemberg, Ausgabe 1, S. 18.

Die Literaturliste kann bei den Autoren angefordert werden.

Wie warm darf's denn sein? Temperaturbedürfnisse der Bachforelle in Baden-Württemberg

T. Basen & A. Ros

Die Bachforelle (*Salmo trutta*) ist als kälteliebende Fischart nahezu flächendeckend in Baden-Württemberg verbreitet. Vielerorts ist sie die dominierende Leitart der Fischgemeinschaft, besonders in sommerkalten, kleineren Fließgewässern. Aber auch in Flüssen und Strömen kommt diese Art vereinzelt vor, jedoch werden dort die Temperaturen während der Sommermonate deutlich wärmer. Im folgenden Artikel werden die Wassertemperaturen der Bachforellengewässer im Land untersucht, und thermische Gründe für Gewässer mit hohen und niedrigen Bachforellendichten diskutiert.

Bachforellen im Land

Die Bachforelle (*Salmo trutta*) ist die Leitfischart der nach ihr benannten Fließgewässerregion, der Bachforellenregion (=Flussoberlauf). Sie bevorzugt sommerkühle, sauerstoff- und strukturreiche, schnell fließende Gewässerabschnitte und bildet in vielen Gewässern Baden-Württembergs Bestände mit über

20 % des Gesamtbestands aus (Abb. 1). Man findet die Bachforelle aber auch in Talsperren, natürlichen Seen und in größeren Fließgewässern. Dort sind die Lebensbedingungen für die Fische meist eingeschränkt, folglich werden die Habitate weniger dicht besiedelt.

Zusätzlich dazu können vielfältige Gefährdungsfaktoren, wie Gewässerdegradation und -verschmutzungen, erhöhter Prädationsdruck,

sowie Krankheitserreger (z.B. PKD) die Forellenbestände reduzieren. Aber auch thermische Belastungen beeinflussen die Fischfitness und können die Tiere in ihrem Bestand regulieren. Im Folgenden wird daher die Verbreitung von Bachforellen im Land mit der vorherrschenden natürlichen Wassertemperatur verglichen, und die jahreszeitlichen Temperaturschwellenwerte für Bachforellenbestände ermittelt.

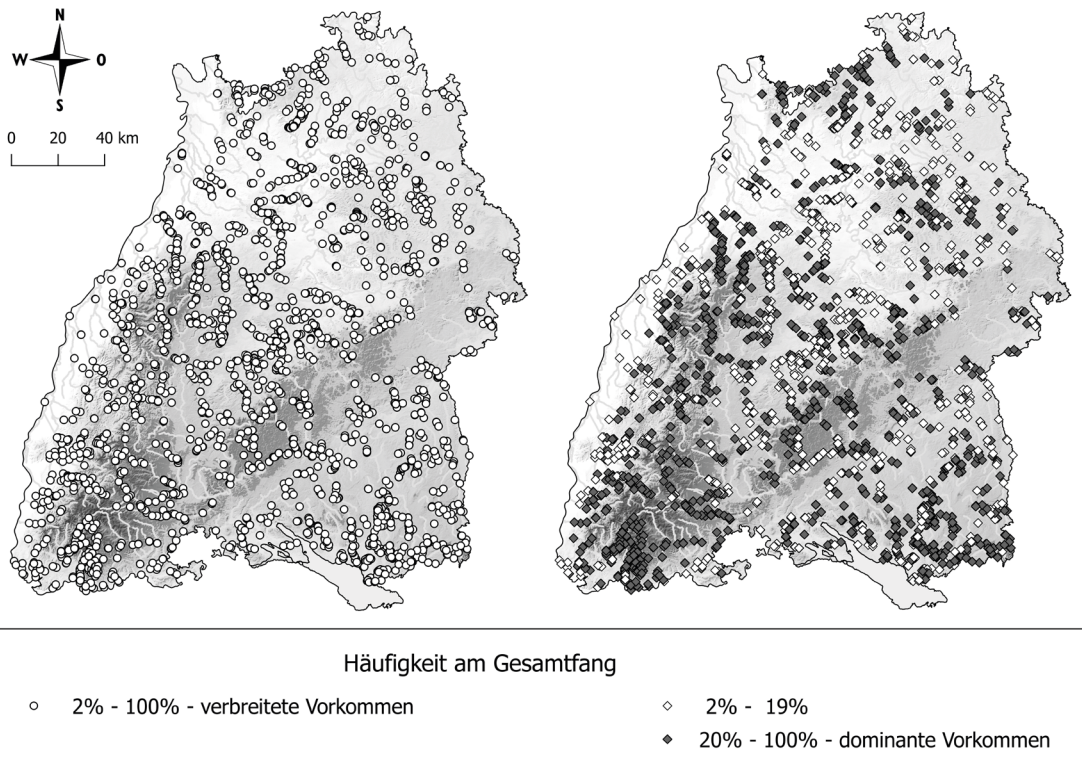


Abbildung 1: Nachweise der Bachforelle in Baden-Württemberg. Dargestellt sind Fänge mit mehr als 2 % (weißer Punkt, „verbreitet“) und mit mehr als 20 % Individuen am Gesamtfang (grauer Diamant, „dominant“).



Tabelle 1:

Jahreszeitliche Ableitung von Wassertemperaturen (Maximal- und Minimaltemperaturen) in Gewässern mit Bachforellennachweisen. Verglichen werden Nachweise mit mehr als 20 % Forellen („dominant“) und mit mehr als 2 % Forellen am Gesamtfang („verbreitet“), sowie die Differenz der Temperaturschwellenwerte. Dargestellt sind die Konfidenzintervalle 10 (Untergrenze) - 90 % (Obergrenze) mitsamt Markierung (*), sofern ein signifikanter Unterschied zwischen den Grenzwerten nachzuweisen ist ($p < 0,05$).

		dominant [>20%]		verbreitet [>2%]		Temperatur- differenz	
		Untergrenze	Obergrenze	Untergrenze	Obergrenze	Untergrenze	Obergrenze
		[°C]		[°C]		[°C]	
Frühling	Apr-Mai	5,0	16,9	5,1	17,3	+0,1	+0,4 *
Sommer	Jun-Sep	7,5	21,6	7,9	22,0	+0,4	+0,4 *
Herbst	Okt - Nov	2,7	13,5	2,8	13,9	+0,1	+0,4 *
Winter	Dez-Mär	0,3	10,1	0,3	10,3	+0,0	+0,2 *

Die Datengrundlage

Im Fischartenkataster Baden-Württemberg der Fischereiforschungsstelle (FiaKa) werden seit Anfang der 1980er Jahre die Ergebnisse von Fischbestandsuntersuchungen in den Gewässern des Landes erfasst. Mittlerweile liegt ein Datenumfang von über 20.000 Einträgen

vor. Anhand der Fischbestandsuntersuchungen mit Bachforellen (> 6000) wurde eine Ausbreitungskarte erstellt. Befischungen mit mehr als 20 % Bachforellen am Gesamtfang werden im Folgenden als „dominante“ Vorkommen beschrieben ($n = 2028$; Abb. 1, graue Diamanten), Vorkommen mit mehr als 2 % Bachforellen als „verbreitet“

($n = 3299$; Abb. 1, weiße Punkte). Es ist zu erkennen, dass die wesentlichen „Forellengewässer“ in den Höhenlagen des Landes (Schwarzwald, Oberschwaben, Alb, Odenwald) und in kleineren Oberläufen liegen. In den größeren Strömen, wie Donau und Neckar, sind selten dominante Bestände zu finden. In der Oberrheinebene kommen fast

Ableitung der Wassertemperatur in Gewässerabschnitten mit Bachforelle

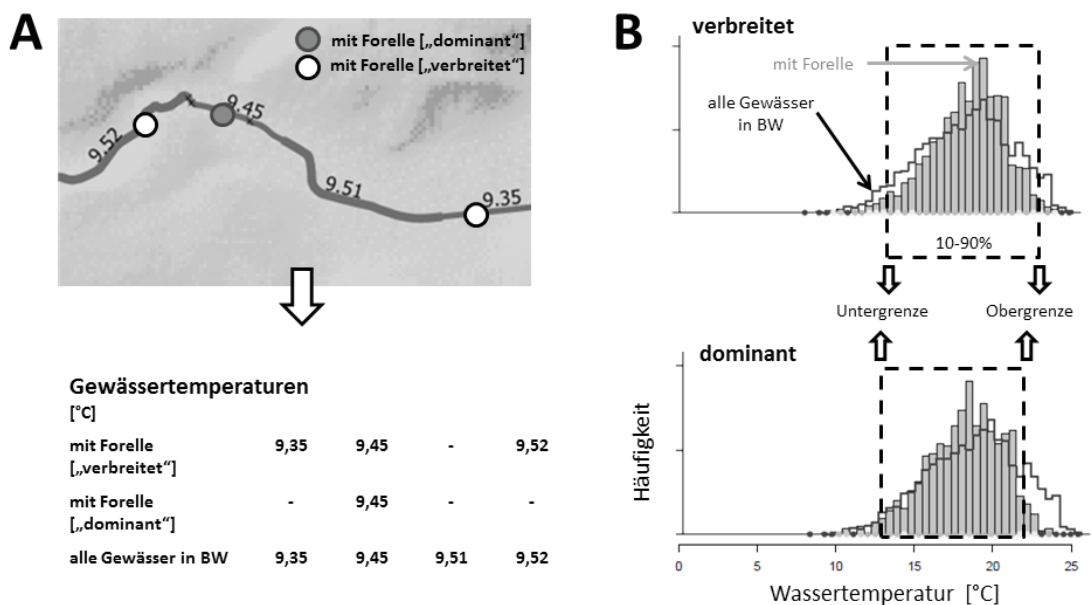


Abbildung 2:

Schematische Darstellung der Ableitung der Wassertemperaturen in Bachforellengewässern in Baden-Württembergs Flüssen. A) Für jeden Forellennachweis (graue bzw. weiße Punkte) wird die Wassertemperatur der Gewässerabschnitte ermittelt um anschließend die B) Ober- und Untergrenze der Häufigkeitsverteilung (graues Balkendiagramm; die gestrichelte Linie kennzeichnet den Bereich 10 - 90 % der Vorkommen) für dominante und verbreitete Fischbestände abzuleiten.

keine Forellen vor.

Für die Fließgewässer in Baden Württemberg wurde die aktuelle natürliche Wassertemperatur im Auftrag der LUBW (Landesanstalt für Umwelt BW; Büro Hydron) ermittelt. Dafür wurde das Gewässernetz in kurze Gewässerabschnitte unterteilt und für diese monatlich Temperaturwerte angegeben. Um die Temperaturansprüche der Bachforelle näher zu erfassen, wurde die Verbreitung der Art im Land mit diesen Flussabschnitten überlagert (Abb. 2A). Die so ermittelten Daten wurden für jede Jahreszeit in einem Häufigkeitsdiagramm dargestellt (graue Balken, Abb. 2B). Anhand dieser Verteilung wurden obere und untere Grenzwerte der Verteilung festgehalten (Tab. 1). Um sicher zu stellen, dass vereinzelte Ausreißer die Datenverteilung nicht zu stark beeinflussen und die Analyse verfälschen, wurden Extremtemperaturbereiche vernachlässigt (0-10 und 90-100% der Wassertemperaturen). Die Differenz zwischen der Bachforellenverteilung dominant und verbreitet wurde statistisch auf Unterschiede untersucht (siehe Tab. 1).

Ableitung eines Temperaturanspruchs

Die Ergebnisse der Wassertemperaturanalyse zeigen, dass die Differenz der Temperatur-Untergrenze in den Bachforellengewässern über alle Jahreszeiten sehr gering und nicht signifikant unterschied-

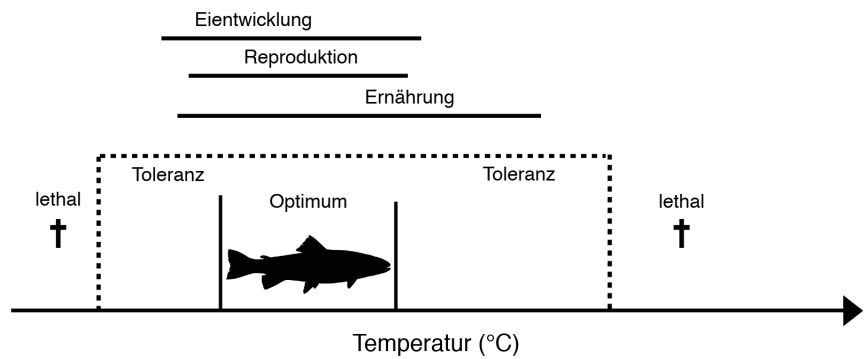


Abbildung 3: Schematische Darstellung von unterschiedlichen Temperaturbedürfnissen eines Fisches für verschiedene physiologische Funktionen.

lich ist. So unterscheiden sich die Winterminimumtemperaturen ($0,3^{\circ}\text{C}$) nicht, und die Frühlings- und Herbstgrenzwerte ($5,0^{\circ}\text{C}$ bzw. $2,7^{\circ}\text{C}$) sind nur um $0,1^{\circ}\text{C}$ in den verbreiteten Beständen erhöht ($5,1^{\circ}\text{C}$ bzw. $2,8^{\circ}\text{C}$). Einzig für den Sommer ist die Untergrenze zwischen den Bestandsdichten um $0,4^{\circ}\text{C}$ erhöht, jedoch unterscheiden sich hier die Häufigkeitsverteilungen nicht signifikant.

Für die Obergrenze allerdings zeigt die Analyse, dass zwischen dominanten und verbreiteten Bachforellenbeständen zu jeder Jahreszeit ein signifikanter Unterschied in der natürlichen Wassertemperatur vorliegt ($p < 0,05$). Im Winter beträgt die Obergrenze in dominanten Beständen $10,1^{\circ}\text{C}$ und ist in verbreiteten Beständen um $0,2^{\circ}\text{C}$ erhöht. Für Frühling, Sommer und Herbst sind die Obergrenzen der Gewässer mit dominanten Forellenbeständen um $0,4^{\circ}\text{C}$ signifikant geringer. Somit

ist die Wassertemperatur in dominanten Bachforellenbeständen über das Jahr hinweg knapp ein halbes Grad kälter als in den verbreiteten Beständen im Land.

Für die Abschätzung von steigenden Wassertemperaturen im Zuge des Klimawandels wurde eine umfassende Literaturstudie zu Temperaturansprüchen der Fischarten Baden-Württembergs durchgeführt. Dazu wurden Temperaturansprüche einzelner Arten erarbeitet (Abb. 3), die z.B. für die Bachforelle bei einem Sommer-Optimum von $8 - 19^{\circ}\text{C}$ und einem Toleranzbereich von $3 - 23^{\circ}\text{C}$ liegen. Diese Temperaturen sind durchaus im Bereich der in Baden-Württemberg ermittelten (vgl. Tab. 1). So scheint die untere Grenze des Optimumsbereiches (8°C) sich auch in der vorherrschenden unteren Grenze der Sommertemperatur im Land widerzuspiegeln ($7,5^{\circ}$ bzw. $7,9^{\circ}\text{C}$). Die Obergrenze des Optimumsbereiches von 19°C

Tabelle 2: Anforderungen an den „sehr guten“ und „guten“ ökologischen Zustand und das „sehr gute“ und „gute“ ökologische Potential nach Oberflächengewässerverordnung.

Gewässertypen	Salmoniden-	Salmoniden-	Salmoniden-	Cypriniden	Epi	Meta
	Epirhithral	Metarhithral	Hyporhithral	Rhithral	potamal	potamal
	[° C]	[° C]	[° C]	[° C]	[° C]	[° C]
Winter						
<i>Dez-Mär</i>						
„sehr gut“	≤ 8	≤ 10	≤ 10	≤ 10	≤ 10	≤ 10
„gut“	≤ 8	≤ 10	≤ 10	≤ 10	≤ 10	≤ 10
Sommer						
<i>Apr-Nov</i>						
„sehr gut“	≤ 18	≤ 18	≤ 18	≤ 20	≤ 20	≤ 25
„gut“	≤ 20	≤ 20	≤ 21,5	≤ 23	≤ 25	≤ 28

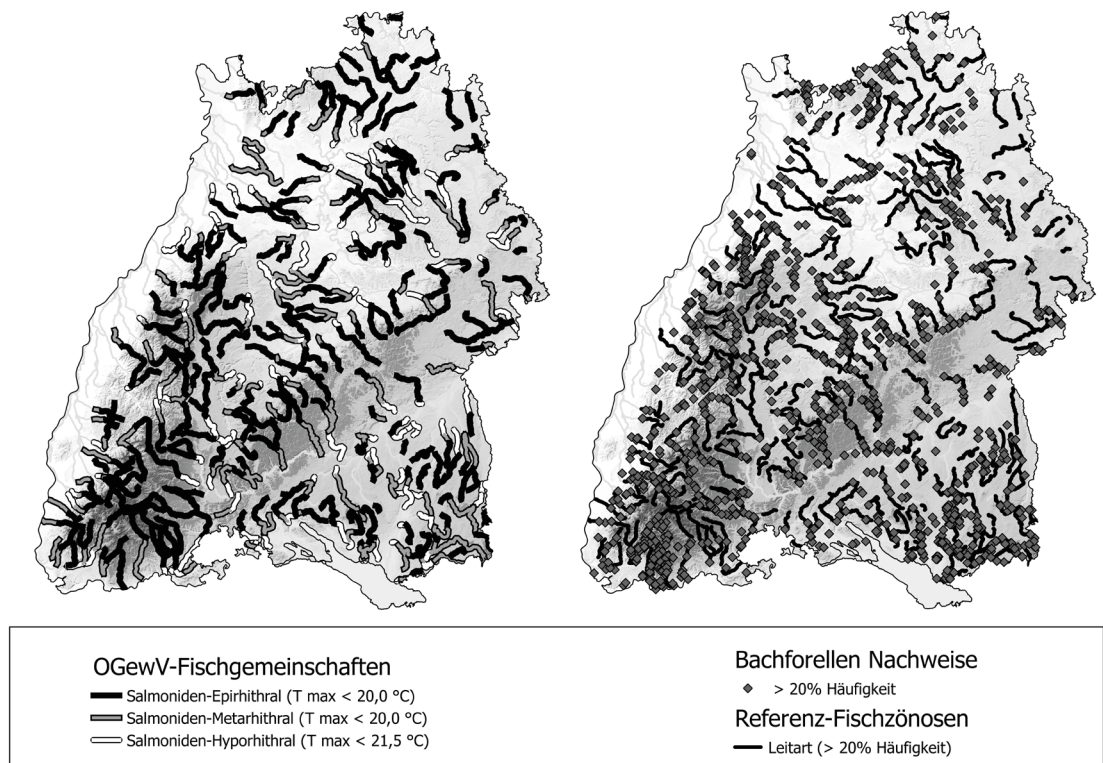


Abbildung 4: Verteilung von Salmonidengewässern nach Oberflächengewässerverordnung (OGewV) und nach Referenzfischzönosen in Baden-Württemberg mit mehr als 20% Bachforelle in der Referenzhäufigkeit. Für die OGewV sind die Sommergrenzwerte T_{max} für den guten ökologischen Zustand angegeben (siehe Tab. 2), die Referenzgewässer mit den tatsächlichen Forellennachweisen mit mehr als 20% Häufigkeit überlagert.

wird während der Sommermonate zum Teil in einigen Gewässern um bis zu 3° C überschritten. Hier lebende Bachforellen scheinen (zumindest kurzfristig) im thermischen oberen Toleranzbereich zu sein.

Vergleicht man die hier ermittelten Temperaturgrenzen der dominanten Bachforellenbestände mit den Grenzwerten der Oberflächengewässerverordnung (OGewV), so werden sowohl für den Winter (10° C für Salmoniden-Hyporhithral) als auch für den Sommer (21,5° C) die Grenzwerte für den guten ökologischen Zustand nicht erreicht und auch nicht wesentlich überschritten (Tab. 2). Folglich spiegeln die Grenzwerte in der OGewV eine tatsächliche Verbreitung der meisten Bachforellenbestände mit hohen Dichten im Land wider (Abb. 4). Schon geringe Abweichungen von den Grenzwerten um + 0,5° C können zu einer Beeinträchtigung der Forellenbestände führen. Dies ist besonders vor dem Hintergrund von Interesse, dass die folgende Temperaturgrenze der

OGewV (des Cypriniden-Rhithrals mit 23° C) schon um 1,5° C erhöht ist, und die Verordnung sich auch nicht explizit auf einzelne Fischarten, sondern lediglich auf die Bewertung des Gesamtzustands der Fischgemeinschaft bezieht. Wenn schon durch einen geringen Anstieg der Wassertemperatur um ein halbes Grad die Verbreitung einer wesentlichen Leitfischart eingeschränkt werden kann, so bedarf es gerade an Grenzen der Fischregionen eine genauere Betrachtung der Auswirkungen auf einzelne temperatursensitive Arten.

Zukünftige mögliche Auswirkungen des Klimawandels

Schon jetzt ist die Verbreitung der Bachforelle durch einen Temperaturgradienten beschrieben: je höher die maximale monatliche Wassertemperatur, desto geringer ist der Bestand an Bachforellen. Kommt nun zu der aktuellen Verteilung

und thermischen Einnischung ein klimabedingter Anstieg der Wassertemperaturen, werden sich die Bachforellenbestände im Land weiter negativ verändern.

Physiologische Veränderungen, wie schnelleres Wachstum, schnellere Eientwicklung, aber auch erhöhte Stoffwechselraten und erhöhter Sauerstoffbedarf sind nur einige Faktoren, denen Fische durch Temperaturerhöhung ausgesetzt sind. Es ist auch möglich, dass durch steigende Temperaturen im Wasser Krankheiten neu oder verstärkt auftreten und Fische durch eine Vielzahl von Stressoren (Sauerstoffmangel, UV Strahlung) anfälliger für Infektionen werden. So wird beispielsweise die Krankheit PKD nierenschädigend bei Salmoniden, wenn die Wassertemperatur über einen längeren Zeitraum 15° C übersteigt. Dies wird in Zukunft deutlich mehr Fließgewässer im Land betreffen können (dazu ausführlich in diesem Heft an anderer Stelle).

Neben den Auswirkungen auf die Physiologie der Fische wird der

Klimawandel auch den Lebensraum „Fließgewässer“ direkt beeinflussen. Durch ausgeprägte Trockenphasen kann die Wasserführung von Gewässern eingeschränkt werden. Bei ausreichender Passierbarkeit und Vernetzung der Gewässer werden Fische kühlere Habitate in Oberläufen, tiefere Gewässerabschnitte oder von Grundwassereinflüssen geprägte Stellen aufsuchen, um kurzfristige thermische Belastungen zu vermeiden. Langfristig werden sich jedoch die Fischregionen des aquatischen Lebensraumes im Zuge der globalen Erwärmung flussaufwärts verschieben. Die ursprünglichen Habitate werden durch die vielfältigen Veränderungen in der Zukunft oftmals nicht mehr geeignet sein, und somit werden insbesondere kälteliebende Fischarten mit einer Degradierung ihrer Lebensräume konfrontiert sein.

der durchschnittlichen Wassertemperatur um ein halbes Grad einen Rückzug von Bachforelle, aber auch Groppe (*Cottus gobio*), Äsche (*Thymallus thymallus*) und anderen Arten bewirken, die (vor allem im) Sommer kühles Wasser benötigen. Um dem zu erwartenden negativen Einfluss von Wassererwärmung im Zuge der zukünftigen Klimaveränderungen entgegenzuwirken, ist es notwendig, die Gewässer ökologisch wieder aufzuwerten. Mit Gewässersanierung und -renaturierung ermöglicht man es Fischen zumindest in gewissem Maß, den klimatischen Belastungen in Zukunft entgegenzutreten. Sofern den Fischen aber keine thermischen Rückzugsmöglichkeiten gegeben werden, scheinen eine zukünftige thermische Belastung und Bestandsverluste unausweichlich.

Prognosen und Problematiken

Die hier verwendeten natürlichen Wassertemperaturen sind aus einem großflächigen Wasserhaushaltsmodell ermittelt worden und stellen notwendigerweise eine Vereinfachung der tatsächlichen ökologischen Bedingungen im Fluss dar. So werden z.B. punktuelle Wärmequellen nur bedingt erfasst und eine natürliche Inhomogenität im Gewässer (Grundwassereintritt, Tiefen- und Strömungsvarianzen, Beschattung) wird stark vereinfacht. Wie sich die reale Situation im Gewässer, und damit die tatsächlichen Anforderungen der Fische aktuell darstellt und auch zukünftig verändert, ist schwer zu erfassen. Deshalb muss vor Ort genauer bewertet werden, ob eine akute thermische Gefährdung für Fische vorliegen könnte und wie man dieser dann entgegenwirken kann. Besonders in jetzt schon anthropogen belasteten Gewässern durch Querbauwerke, Staue, oder Schwall wird ein zukünftiger Temperaturanstieg für die Fischfauna extreme Auswirkungen haben. Wie hier gezeigt wird, würde schon ein dauerhafter Anstieg



Kurzmitteilungen

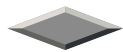
J. Gaye-Siessegger & M. Schumann

Aal

Illegale Ausfuhr von Glasaalen aus Europa

Seit 2010 dürfen keine Europäischen Aale (*Anguilla anguilla*) mehr legal aus Europa ausgeführt werden. In der aktuellen Fangsaison sollen jedoch laut Behörden mindestens 110 Millionen Glasaale aus Europa nach Asien exportiert worden sein. Die Sustainable Eel Group (SEG) fordert Maßnahmen auf europäischer Ebene, um die illegale Fischerei und den illegalen Handel zu unterbinden (siehe hierzu auch das Interview mit Florian Stein von der SEG).

Quelle: www.presseportal.de/pm/120743/3887322



Aquakultur

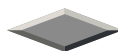
Stiftung Warentest: Zuchtlachs geschmacklich vor Wildlachs – keine Belastung mit Schadstoffen

Die Stiftung Warentest hat in der März-Ausgabe ihrer Zeitschrift „test“ insgesamt 30 abgepackte Lachsfilets unter die Lupe genommen. Das eindeutige Ergebnis, dass der getestete Zuchtlachs dem Wildlachs in Punkto Geschmack deutlich überlegen war, führen die Tester vor allem auf die Vorteile bei Frische und Fettgehalt der Fische aus Aquakultur zurück. Die gute Nachricht ist, dass weder in den Proben aus der Zucht noch aus der freien Wildbahn nennenswerte Rückstände von Schadstoffen oder Arzneimitteln festgestellt werden konnten. Zwar wurden in allen Wildlachs Fadenwürmer (Nematoden) nachgewiesen, diese waren aber bereits abgestorben und somit gesundheitlich unbedenklich.

Gesunde Felchen trotz geringem Einsatz von Fischöl

Finnische Wissenschaftler berichten in einer jüngst veröffentlichten Studie, dass sich Felchen (*Coregonus lavaretus*) mit hohen Omega-3-Fettsäuregehalten erzeugen lassen, ohne große Menge an Fischöl einzusetzen. Dies wurde erreicht, indem die Fische lediglich im letzten Abschnitt der Erzeugung fischöereiches Futter bekamen, während zuvor ein auf Pflanzenöl basiertes Futter zum Einsatz kam. Das Fettsäureprofil wurde anschließend mit Fischen verglichen, die ausschließlich mit fischöereichem Futter aufgezogen wurden. Es zeigte sich, dass ein relativ kurzer Zeitraum der Fütterung mit fischöereichem Futter ausreicht, um die Unterschiede im Gehalt der beiden Omega-3-Fettsäuren EPA und DHA im Filet wettzumachen. Diese sogenannten „finishing diets“ wurden bereits für verschiedene Fischarten erprobt und können dazu beitragen, erhebliche Mengen an Fischöl einzusparen, ohne den Gehalt der essentiellen Fettsäuren im Lebensmittel Fisch zu verringern.

Quelle: Suomela J.-P., Tarvainen M., Kallio H. & Airaksinen S. (2017). Fish Oil Finishing Diet Maintains Optimal n-3 Long-Chain Fatty Acid Content in European Whitefish (*Coregonus lavaretus*). *Lipids* 52: 849-855. doi:10.1007/s11745-017-4290-x.

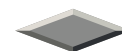


Kormoran

Leitfaden zum Kormoranmanagement

Im Rahmen von zwei Projekten am Bayerischen Landesamt für Umwelt und an der Landesanstalt für Landwirtschaft, Institut für Fi-

scherei wurden seit Januar 2011 Abwehr- und Vorbeugemaßnahmen zur Reduktion des Fraßdrucks durch Kormorane untersucht. Dabei wurden in Zusammenarbeit mit den Staatsministerien für Umwelt und Verbraucherschutz sowie Ernährung, Landwirtschaft und Forsten sowie allen relevanten Naturschutzverbänden Methoden zur effektiven Reduktion des Fraßdrucks durch Kormorane entwickelt und getestet. Die Grundlagen und zielführenden Maßnahmen sind nun in einem Leitfaden veröffentlicht worden. Dieser Leitfaden sowie die Abschlussberichte zu den zwei Teilprojekten (Teichwirtschaft und Fließgewässer) können von der Homepage des Bayerischen Staatsministeriums für Umwelt und Verbraucherschutz heruntergeladen werden (www.bestellen.bayern.de).



Sonstiges

Fachforum Angelfischerei

Die FFS wird auch in diesem Jahr wieder ein Fachforum Angelfischerei anbieten. Stattfinden wird es am **10. November 2018** in Langenargen. Es werden interessante Vorträge und Diskussionen zum zukünftigen Management in Fließgewässern sowie zu aktuellen Themen aus der Fischereipolitik angeboten.

Fachforum Forellenzüchter

Das Fachforum für Forellenzüchter findet am **5. November 2018** wieder im Tagungshotel Geisingen statt.

Bitte merken Sie sich diese Termine schon einmal vor. Die Programme zu beiden Fachforen werden in der nächsten AUF AUF-Ausgabe abgedruckt.

