

Aquakultur und Fischereiinformationen

Aus UNSERER FISCHEREIVERWALTUNG

Inhalt

Einleitung.....	2
Fangergebnisse der baden-württembergischen Bodensee-Berufsfischer im Jahr 2006	3
Felchenlaichfischerei 2006 im Bodensee-Obersee erfolgreich	8
Karpfen (<i>Cyprinus carpio</i>) im Bodensee	10
Einfluss des Befalls mit Hechtbandwurmlarven auf den Organismus des Flussbarsches im Bodensee-Obersee.....	14
Der Europäische Aal - neue Erkenntnisse und Erfordernisse Teil 3: Aktuelle Befallssituation des Aals mit dem neozoen Parasiten <i>Anguillicola crassus</i> im Bodensee-Obersee.....	18
Neue EU-Verordnung über den Transport von Tieren	23
Forellenproduktion in Europa: Entwicklung in den Jahren 1999 bis 2004.....	25
Ökobilanz einer Kreislaufanlage und Vergleich mit einer Durchflussanlage	30
Kurzmitteilungen.....	35

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

Rundbrief 1
März 2007

Der warme Winter 2006/2007...

ist wohl verantwortlich für den seit 1980 spätesten Termin der Freigabe der Felchenlaichfischerei im Bodensee. Obwohl es weder zu einem starken Temperaturabfall an der Oberfläche noch zu einer plötzlichen Wetteränderung kam, wurden die Blaufelchen Mitte Dezember reif und laichten an nur wenigen Tagen ab. Dank der durchgeführten intensiven Versuchsfischereien wurde mit der Freigabe der Zeitpunkt der Laichreife genau getroffen. Insgesamt kann mit 3300 l Blaufelchenlaich und ca. 2700 l Gangfischlaich, ganz im Gegensatz zum letzten Winter, von einer erfolgreichen Felchenlaichfischerei gesprochen werden.

Nur warme Frühjahre und Früh Sommer ermöglichen ein Ablaichen von Karpfen im Bodensee. Sehr hohe Karpfenerträge in den Jahren 2004 und 2005 sowohl im Ober- als auch im Untersee waren die Folge des Aufkommens von Jungfischen im extrem warmen Sommer 2003. Auch 2006 kam es bedingt durch den sehr warmen Frühsommer wieder zur natürlichen Reproduktion der Karpfen. In einem Beitrag werden die gesammelten Daten über

Erträge, Wachstum und Nahrungsquellen der Karpfen im Bodensee dargestellt.

2006 war für die Berufsfischer kein besonders gutes Jahr. Mit einem im Vergleich zum Vorjahr mehr als 20 % niedrigerem Fangertag kamen viele Betriebe an die Grenze ihrer Wirtschaftlichkeit. Daran können auch die guten Saiblings- und Karpfenerträge nichts ändern. Diese Entwicklung ist wohl nicht alleine durch fischereiliche Maßnahmen zu stoppen. Um weiterhin eine nachhaltige Fischerei am Bodensee zu ermöglichen, müssen daher neue Wege beschritten werden, die Zugeständnisse nicht nur von Seiten der Fischerei erfordern.

Unter deutscher EU-Ratspräsidentschaft gelingt es hoffentlich, eine sinnvolle Lösung über das weitere Vorgehen zum Schutz des Europäischen Aals (*Anguilla anguilla*) zu finden. Sobald diesbezüglich rechtliche Bestimmungen vorliegen, wird im AUF AUF ausführlich darüber berichtet. In dieser Ausgabe wird die Aalreihe mit einem Artikel zur momentanen Situation des

Befalls der Aale im Bodensee mit dem Schwimmblasenwurm (*Anguillicola crassus*) fortgesetzt. Die Daten wurden im Zuge einer an der FFS durchgeführten Doktorarbeit erfasst und mit bereits von der FFS gesammelten Daten aus den Jahren 1996 bis 2005 ergänzt, so dass dieser Bericht einen guten Überblick über die Entwicklung des Befalls der letzten zehn Jahre gibt.

Die in der Öffentlichkeit oft vertretene positive Meinung über Kreislaufanlagen hinsichtlich ihrer Auswirkungen auf die Umwelt wird in einer neuen Studie aus Frankreich ins rechte Bild gerückt. In dieser Studie wurde die Ökobilanz einer Kreislaufanlage zur Produktion von Steinbutt erstellt und mit der Ökobilanz einer Durchflussanlage zur Produktion von Lachsforellen verglichen. Es wurde sehr eindrucksvoll gezeigt, dass die Umweltauswirkungen von Kreislaufanlagen im Allgemeinen stark unterschätzt werden. Vor allem die Bildung gasförmiger Stickstoffemissionen und der hohe Energieverbrauch führen zu einem deutlich höheren Erderwärmungs- und Versauerungspotential sowie zu einem höheren Verbrauch an nicht erneuerbaren Energien gegenüber der Durchflussanlage.

Wir hoffen, dass die vorliegende Ausgabe des AUF AUF mit einer Vielzahl unterschiedlicher Themen für Sie interessante Informationen liefert.

Ihr Redaktionsteam

Redaktionelle Zusammenstellung und Versand:

Staatl. Lehr- und Versuchsanstalt Aulendorf, Ref. 8:
Fischereiforschungsstelle des Landes Baden-Württemberg
Untere Seestraße 81
D-88085 Langenargen

Tel.: 07543/9308-0 Fax: 07543/9308-20
eMail: FFS@LVVG.BWL.DE
Internet: WWW.LVVG-BW.DE

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

Zitervorschlag:

Fischereiiinformationen aus Baden-Württemberg



Fangergebnisse der baden-württembergischen Bodensee-Berufsfischer im Jahr 2006

S. Blank

Im Jahr 2006 erzielten die baden-württembergischen Berufsfischer im Bodensee-Obersee einen Gesamtfang von nur rund 275 Tonnen, was einem starken Ertragsabfall von rund 88 Tonnen gegenüber dem Ertrag des Vorjahres entspricht. Der Gesamtertrag lag damit 37 % unter dem 10-Jahres-Mittel. Auch im Bodensee-Untersee wurde ein starker Ertragsrückgang verzeichnet. Der Gesamtertrag lag hier mit rund 108 Tonnen 32 % unter dem 10-Jahres-Mittel.

Fänge am Bodensee-Obersee

Der Fangverlauf im Jahr 2006 zeigte bei den Felchen das typische Bild mit geringen Erträgen in den ersten Monaten und einem Minimum im März mit nur 3,2 Tonnen (Tabelle 1). Ab April erfolgte eine stetige Steigerung der Erträge mit einem Maximum im August, das bei rund 42 Tonnen lag. Im September lag der Ertrag bei rund 40 Tonnen. In allen Monaten wurden jedoch nur unterdurchschnittliche Fänge erzielt. Der resultierende Jahresertrag betrug 138,5 t **Blaufelchen** und 80,9 t andere Felchen (Tabelle 2). Das sind 29,5 % weniger Blaufelchen und 19,3 % weniger **andere Felchen** als im Vorjahr.

Auch bei den **Barschen** war ein weiterer Ertragsrückgang zu verzeichnen. Schon die Frühjahrsfänge fielen mit einem höchsten Ertrag im April von 1,1 t sehr gering aus. Der Ertrag der Monate Mai, Juni und Juli brach mit 648 kg fast total ein. Ab August konnten dann wieder nennenswerte Erträge erzielt werden, die ihren Höchstwert von nur 5,4 t im Oktober erreichten. Der Ertrag lag mit 18.334 kg rund 38,5 % unter dem des Vorjahres und somit rund 63 % unter dem ohnehin niederen 10-Jahres-Mittel (Tabelle 3).

Der **Seeforellenertrag** fiel in 2006 auf 2.559 kg. Der Ertrag lag somit 12,7 % unter dem des Vorjahres und unterschritt das 10-Jahres-Mittel um 10 %.

Diametral zur allgemeinen Ertragsentwicklung zeigte sich der Fangertag an **Seesaiblingen**. Mit 5,9 t wurde der steigende Trend der letzten Jahre fortgeführt (siehe Abbildung 1). Der Vorjahreswert wurde um 101 % (=Verdopplung) und das 10-Jahres-Mittel um rund 237 % übertroffen.

Der **Hechterertrag** fiel in 2006 deutlich um 23,2 % im Vergleich zum Vorjahr. Die Fänge lagen mit 2.495 kg jedoch noch rund 24 % über dem 10-Jahres-Mittel.

Beim **Zander** wurde mit einem Ertrag von 883 kg ein positives Ergebnis im Vergleich zum Vorjahr erzielt. Das 10-Jahres-Mittel wurde jedoch um 12 % unterschritten.

Auch 2006 machte sich noch die hohe Reproduktion beim **Karpfen** im Sommer 2003 durch eine weitere Ertragssteigerungen bemerkbar. Der Ertrag stieg jedoch nur noch um rund 2 % im Vergleich zum Vorjahr. Gefangen wurden 10.505 kg, womit der Ertrag rund 357 % über dem 10-Jahres-Mittel lag. Der Anteil des Karpfens am Gesamtertrag stieg auf 3,8 %.

Der negative Trend in der Entwicklung der **Brachsenenerträge** der letzten Jahre wurden mit einem starken Ertragsrückgang um rund 36 % fortgeführt. Das Fangergebnis lag mit 2.779 kg weit (75 %) unter dem 10-Jahres-Mittel. Der Ertrag anderer **Weißfische** stieg hingegen um 37,6 % auf 4.127 kg und lag rund 31 % unter dem 10-Jahres-Mittel.

Die **Aalerträge** fielen in 2006 um rund 6 % gegenüber 2005. Der Ertrag von 5.469 kg lag damit rund 17 % unter dem 10-Jahres-Mittel.

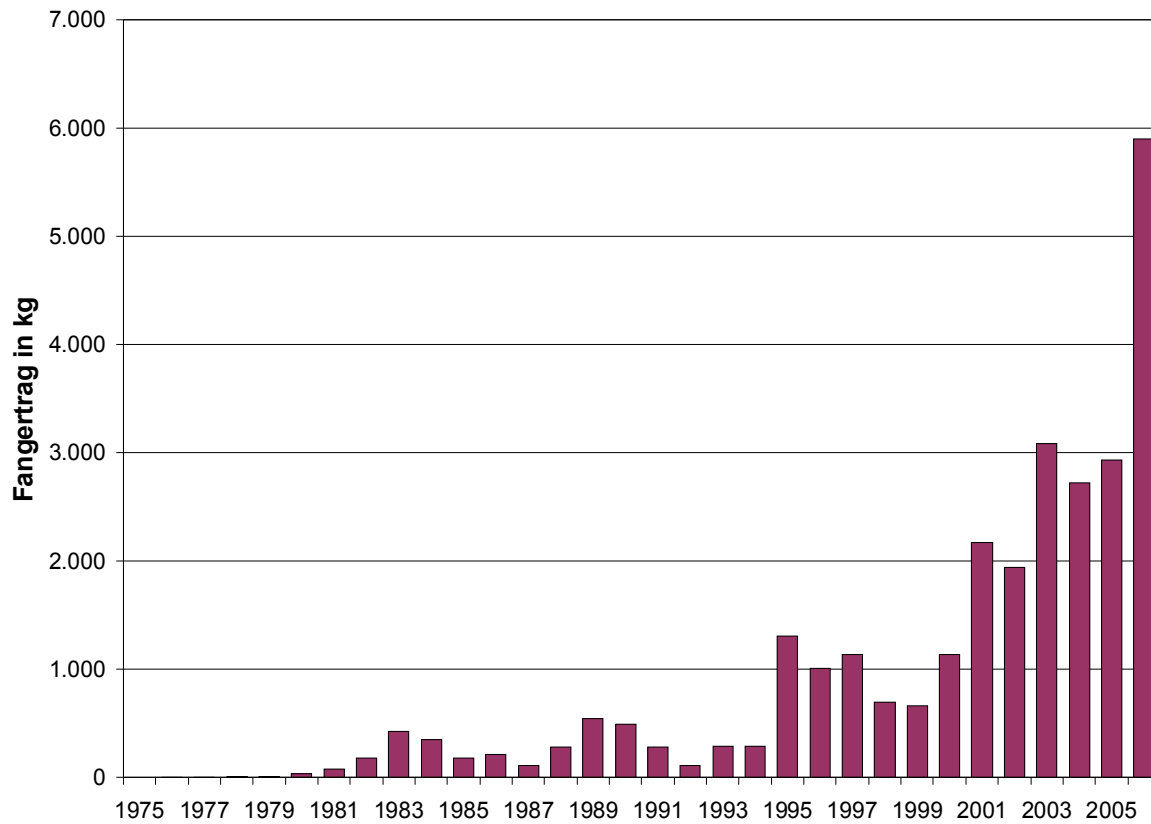


Abbildung 1: Ertragsentwicklung der Seesaiblingfänge der baden-württembergischen Berufsfischer im Bodensee-Obersee.

Tabelle 1: Fangerträge der baden-württembergischen Berufsfischer im Jahr 2006 im Bodensee-Obersee (alle Angaben in kg).

Fischart	Januar	Februar	März	April	Mai	Juni	Juli	August	September	Oktober	November	Dezember	Gesamt
Blaufelchen	7.721,5	3.705,0	2.264,7	6.706,4	9.972,0	14.231,1	17.036,1	26.479,0	28.090,0	11.710,0	0,0	10.599,0	138.514,8
andere Felchen	6.613,3	1.692,0	931,4	2.259,0	2.717,0	10.140,2	11.350,6	15.409,7	12.203,4	4.440,0	215,6	12.957,0	80.929,2
Seeforelle	24,2	10,6	53,4	141,7	208,6	296,3	579,7	770,4	367,0	90,2	10,0	6,9	2.559,0
Regenbogenforelle	0,0	0,0	3,0	5,8	22,2	16,6	46,9	37,4	14,0	4,3	6,5	0,0	156,7
Seesaibling	232,3	188,0	182,4	119,0	70,5	109,0	264,1	1.148,0	1.595,1	1.061,3	653,4	278,5	5.901,6
Äsche	0,0	0,0	1,3	1,7	0,3	0,0	2,5	1,5	0,5	0,0	0,0	0,0	7,8
Hecht	95,7	72,1	276,9	1.159,9	643,6	50,6	15,1	40,2	34,1	54,8	20,8	31,2	2.495,0
Zander	492,9	176,1	53,5	47,3	27,8	18,1	8,0	28,5	14,2	12,7	4,0	0,0	883,1
Barsch	407,1	795,5	925,6	1.133,6	128,5	193,0	327,0	3.532,1	3.630,3	5.399,7	1.830,4	31,3	18.334,1
Karpfen	0,0	0,0	114,5	1.558,0	2.405,0	1.979,0	700,0	657,0	1.590,0	1.334,0	83,0	85,0	10.505,5
Schleie	0,0	0,0	4,0	15,0	7,0	4,0	14,0	3,4	2,0	5,0	2,0	0,0	56,4
Brachsen	27,3	44,0	145,0	777,0	734,5	274,0	291,0	161,0	126,5	160,0	35,0	4,0	2.779,3
andere Weißfische	45,6	85,8	226,8	599,0	66,0	79,0	202,5	672,7	560,8	1.249,4	328,1	11,0	4.126,7
Trüsche	147,0	212,4	270,1	317,2	24,8	71,1	47,6	79,9	71,9	141,6	95,5	42,5	1.521,6
Aal	0,5	0,0	41,0	410,5	1.500,0	819,5	540,6	475,3	624,0	740,8	229,0	88,2	5.469,4
Wels	36,6	68,8	9,2	26,1	25,9	49,0	36,5	3,0	0,0	2,0	1,5	0,0	258,6
Sonstige	2,4	3,3	2,5	7,8	16,0	10,0	5,0	5,0	25,0	24,0	18,0	0,0	119,0
Summe	15.846,4	7.053,6	5.505,3	15.285,0	18.569,7	28.340,5	31.467,2	49.504,1	48.948,8	26.429,8	3.532,8	24.134,6	274.617,8

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

Fischart	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	10-Jahres- mittel	2006	Diff. zu 2005 in %
Blaufelchen	304.707,0	312.472,5	335.685,1	280.472,3	215.208,6	178.389,2	241.231,3	265.656,0	265.419,0	196.557,8	259.579,9	138.514,8	-29,5
andere Felchen	57.759,6	73.777,3	77.299,6	95.907,4	103.228,5	99.556,5	98.757,4	102.629,0	96.222,2	100.327,6	90.546,5	80.929,2	-19,3
Seeforelle	2.304,0	2.101,3	3.131,8	2.193,6	4.197,6	2.864,7	3.073,3	3.139,6	2.489,9	2.931,6	2.842,7	2.559,0	-12,7
Regenbogenforelle	199,4	209,7	191,4	165,9	229,7	165,9	104,0	127,2	180,3	167,8	174,1	156,7	-6,6
Seesaibling	1.012,1	1.140,5	698,1	660,3	1.140,7	2.170,4	1.941,0	3.083,6	2.722,3	2.935,7	1.750,5	5.901,6	101,0
Äsche	12,1	8,5	8,1	13,8	10,1	17,3	18,0	57,3	3,8	21,4	17,0	7,8	-63,6
Hecht	1.429,0	1.039,7	808,0	2.278,2	2.178,5	2.466,1	1.995,0	2.121,6	2.534,3	3.248,2	2.009,9	2.495,0	-23,2
Zander	870,1	333,1	431,9	895,4	887,2	825,0	962,4	1.587,2	2.431,8	815,6	1.004,0	883,1	8,3
Barsch	65.913,2	58.698,4	72.868,3	47.748,3	41.820,6	25.755,9	18.746,6	67.510,7	71.449,5	29.829,0	50.034,1	18.334,1	-38,5
Karpfen	562,3	503,7	220,6	437,9	340,9	194,6	156,1	1.265,7	8.978,8	10.313,0	2.297,4	10.505,5	1,9
Schleie	67,8	80,8	75,1	132,2	152,3	134,6	101,2	78,5	92,8	72,5	98,8	56,4	-22,2
Brachsen	21.374,9	15.395,0	10.060,6	15.208,9	13.584,3	10.676,1	9.784,8	5.668,8	4.242,9	4.334,1	11.033,0	2.779,3	-35,9
andere Weißfische	8.930,7	5.531,4	7.644,4	8.976,4	7.315,0	5.251,0	4.981,6	3.969,2	4.542,1	2.998,3	6.014,0	4.126,7	37,6
Trüsche	882,5	819,1	990,2	871,6	1.043,4	2.039,9	1.565,2	1.151,4	1.168,1	1.991,1	1.252,2	1.521,6	-23,6
Aal	6.979,5	6.074,5	6.302,0	9.853,2	7.275,0	6.923,8	8.127,4	4.085,8	4.410,3	5.797,5	6.582,9	5.469,4	-5,7
Wels	32,9	119,9	37,7	154,5	73,8	66,7	277,6	148,4	256,5	386,4	155,4	258,6	-33,1
Sonstige	1.154,3	656,2	1.256,5	565,1	370,7	263,6	250,4	292,0	251,9	108,4	516,9	119,0	9,7
Summe	474.191,4	478.961,4	517.709,4	466.535,0	399.056,7	337.761,3	392.073,3	462.572,0	467.396,5	362.836,0	435.909,3	274.617,8	-24,3

Tabelle 3: Prozentualer Anteil einzelner Fischarten am Gesamtfang 2006 der baden-württembergischen Berufsfischer im Bodensee-Obersee, Fangentwicklung gegenüber dem Jahr 2005 und prozentuale Abweichung vom 10-Jahres-Mittel.

Fischart	Gesamtfang	Veränderung gegenüber dem Vorjahr in %	Anteil am Gesamtfang in %	Differenz zum 10-Jahres- Mittel in kg	Abweichung vom 10-Jahres- Mittel in %
Blaufelchen	138.514,8	-29,5 ↓	50,4	-121.065,1	-46,6
andere Felchen	80.929,2	-19,3 ↓	29,5	-9.617,3	-10,6
Seeforelle	2.559,0	-12,7 ↓	0,9	-283,7	-10,0
Regenbogenforelle	156,7	-6,6 ↓	0,1	-17,4	-10,0
Seesaibling	5.901,6	101,0 ↑	2,1	4.151,1	237,1
Äsche	7,8	-63,6 ↓	0,0	-9,2	-54,2
Hecht	2.495,0	-23,2 ↓	0,9	485,1	24,1
Zander	883,1	8,3 ↑	0,3	-120,9	-12,0
Barsch	18.334,1	-38,5 ↓	6,7	-31.700,0	-63,4
Karpfen	10.505,5	1,9 ↗	3,8	8.208,1	357,3
Schleie	56,4	-22,2 ↓	0,0	-42,4	-42,9
Brachsen	2.779,3	-35,9 ↓	1,0	-8.253,7	-74,8
andere Weißfische	4.126,7	37,6 ↑	1,5	-1.887,3	-31,4
Trüsche	1.521,6	-23,6 ↓	0,6	269,4	21,5
Aal	5.469,4	-5,7 ↓	2,0	-1.113,5	-16,9
Wels	258,6	-33,1 ↓	0,1	103,2	66,4
Sonstige	119,0	9,7 ↑	0,0	-397,9	-77,0
Summe	274.617,8	-24,3 ↓	100,0	-161.291,5	-37,0

Erträge am Bodensee-Untersee

Auch am Bodensee-Untersee kam es 2006 zu hohen Ertragseinbußen. Mit 107.858 kg lag der Gesamtertrag 32 % unter dem 10-Jahres-Mittel und 29,5 % unter dem Gesamtertrag von 2005 (Tabellen 4 und 5). Dieser Ertragsabfall war vor allem durch den starken Rückgang der ertragsbestimmenden Felchenerträge bedingt.

Bei den **Felchen** wurde mit rund 60,7 t ein Rückgang um 30 % gegenüber dem Vorjahr verzeichnet, womit der Ertrag rund 36 % unter dem 10-Jahres-Mittel lag (Tabelle 6). Der Anteil am Gesamtfang lag bei 56,2 %.

Eine leichte Ertragssteigerung um 3,9 % zeigte sich beim **Äschenfang**. Mit 132 kg konnte sich der in 2004 total zusammengebrochene Ertrag leicht erholen. Das 10-Jahres-Mittel wurde jedoch mit rund 37 % noch weit unterschritten.

Der **Aalertrag** fiel in 2006 um rund 37 % auf 4.861 kg. Damit betrug der Fangertrag lediglich 41 % des 10-Jahres-Mittels.

Dass die Erträge beim **Karpfen** fallen würden, war erwartet worden. Mit rund 25 t lag der Ertrag rund 43 % unter dem des Vorjahres, jedoch immer noch rund 118 % über dem 10-Jahres-Mittel. Auch für die kommenden Jahre kann mit einem weiteren Rückgang der Karpfenerträge gerechnet werden.

Im Gegensatz zu der negativen Ertragsentwicklung im Bodensee-Obersee konnte beim **Barsch** im Untersee mit rund 4,1 t eine Ertragssteigerung erreicht werden. Das historische Tief in der Bestandentwicklung im Vorjahr wurde damit um rund 143 % übertroffen. Der trotzdem im Vergleich zu früheren Jahren noch sehr geringe Fangertrag lag rund 55 % unter dem 10-Jahres-Mittel.

Um rund 69 % fielen die **Zandererträge** in 2006 zurück und lagen mit

167 kg rund 72 % unter dem 10-Jahres-Mittel.

Weitere Ertragseinbrüche waren auch beim **Hecht** zu verzeichnen. Mit einem weiteren Rückgang auf 6,3 t (-14 %) fiel der Ertrag rund 47 % unter das 10-Jahres-Mittel.

Positive Ertragsentwicklungen zeigten sich bei der **Schleie** (2,8 t), den **sonstigen Weißfischen** (2,5 t) und der **Trüsche** (134 kg).

Insgesamt kann mit einem 32 % unterhalb des 10-Jahres-Mittels und 29,5 % unter dem des Vorjahres liegenden Gesamtertrag am Bodensee-Untersee von einem nicht zufriedenstellenden Fangertrag gesprochen werden.

Tabelle 4: Fangerträge der baden-württembergischen Berufsfischer im Jahr 2006 im Bodensee-Untersee (alle Angaben in kg).

Fischart	Januar	Februar	März	April	Mai	Juni	Juli	August	September	Oktober	November	Dezember	Gesamt
Felchen	3.236,0	1.296,0	3.308,0	2.412,0	3.103,0	7.620,0	11.209,0	8.041,0	7.045,0	2.999,0	152,0	10.245,0	60.666,0
Seeforelle	2,0	2,0	2,0	6,0	6,0	11,0	31,0	29,0	14,0	5,0	0,0	0,0	108,0
Regenbogenforelle	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
Seesaibling	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
Äsche	0,7	2,5	15,7	10,0	0,0	5,6	90,0	6,0	0,0	0,0	0,0	1,5	132,0
Hecht	846,0	426,0	513,0	2.103,0	316,0	119,0	60,0	184,0	185,0	297,0	226,0	1.017,0	6.292,0
Zander	44,0	12,0	25,0	39,0	3,0	0,3	0,5	2,0	4,0	1,0	0,0	36,0	166,8
Barsch	21,0	53,0	22,0	39,0	51,0	43,0	227,0	608,0	755,0	2.110,0	16,0	206,0	4.151,0
Karpfen	0,0	0,0	656,0	5.219,0	7.400,0	5.294,0	1.496,0	1.741,0	2.026,0	853,0	245,0	6,0	24.936,0
Schleie	6,0	3,0	64,0	429,0	392,0	526,0	312,0	271,0	431,0	216,0	61,0	45,0	2.756,0
Brachsen	24,0	56,0	26,0	237,0	387,0	255,0	4,0	47,0	18,0	23,0	48,0	10,0	1.135,0
andere Weißfische	10,0	11,0	12,0	266,0	384,0	143,0	221,0	427,0	388,0	279,0	217,0	142,0	2.500,0
Trüsche	35,0	18,0	4,0	1,0	0,0	3,0	2,0	7,0	9,0	1,0	1,0	53,0	134,0
Aal	1,0	1,0	3,0	186,0	1.040,0	876,0	787,0	359,0	579,0	502,0	366,0	161,0	4.861,0
Wels	8,5	0,0	0,0	0,0	0,0	4,0	0,0	0,0	4,0	0,0	0,0	0,0	16,5
Sonstige	0,0	0,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,0	2,0	0,0	0,3	3,5
Summe	4.234,2	1.880,7	4.650,7	10.947,0	13.082,0	14.899,9	14.439,5	11.722,0	11.459,0	7.288,0	1.332,0	11.922,8	107.857,8

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

Fischart	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	10-Jahres- mittel	2006	Diff. zu 2005 in %
Felchen	52.644,4	32.981,0	123.486,0	196.165,0	158.298,0	109.182,0	95.653,0	39.642,0	58.527,0	86.694,0	95.327,2	60.666,0	-30,0
Seeforelle	143,0	196,0	319,1	245,0	146,0	76,0	164,5	380,5	261,0	127,0	205,8	108,0	-15,0
Regenbogenforelle	0,0	50,0	1,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	5,1	0,0	0,0
Seesaibling	0,0	0,0	0,0	6,9	0,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,7	0,0	0,0
Äsche	195,9	28,7	193,2	209,6	136,3	260,0	472,0	464,0	20,0	127,0	210,7	132,0	3,9
Hecht	10.887,6	8.726,0	11.993,0	14.662,0	12.698,0	11.846,0	10.318,0	13.398,0	17.422,0	7.344,0	11.929,5	6.292,0	-14,3
Zander	238,1	110,5	136,0	41,4	169,5	151,0	81,0	1.655,0	2.910,0	544,0	603,7	166,8	-69,3
Barsch	7.642,0	11.948,0	8.164,5	15.971,0	11.538,0	9.553,0	8.075,0	11.834,0	5.394,0	1.710,0	9.183,0	4.151,0	142,7
Karpfen	2.378,0	1.222,0	1.246,0	694,0	785,5	526,0	618,5	19.176,0	44.251,0	43.546,0	11.444,3	24.936,0	-42,7
Schleie	2.366,0	2.246,5	4.111,0	5.774,0	7.012,0	6.268,0	8.895,0	9.139,0	3.518,0	1.870,0	5.120,0	2.756,0	47,4
Brachsen	22.502,0	18.087,0	12.324,0	5.445,5	8.229,0	7.352,0	5.178,0	4.902,0	3.305,0	1.387,0	8.871,2	1.135,0	-18,2
andere Weißfische	2.123,5	967,5	1.790,0	2.559,0	2.255,0	3.108,0	5.285,0	6.601,0	5.030,0	1.626,0	3.134,5	2.500,0	53,8
Trüsche	682,9	411,0	637,5	573,5	804,0	716,0	889,0	814,0	711,0	81,0	632,0	134,0	65,4
Aal	14.524,1	18.045,5	13.645,5	19.466,5	8.677,0	11.959,0	9.603,0	7.120,5	7.738,0	7.768,0	11.854,7	4.861,0	-37,4
Wels	0,0	20,0	0,0	7,0	5,0	16,0	26,0	15,0	73,0	72,0	23,4	16,5	-77,1
Sonstige	72,1	156,0	57,7	99,0	166,2	385,5	150,0	253,0	97,1	6,2	144,3	3,5	-43,5
Summe	116.399,6	95.195,7	178.104,5	261.919,4	210.920,0	161.398,5	145.408,0	115.394,0	149.257,1	152.902,2	158.689,9	107.857,8	-29,5

Tabelle 6: Prozentualer Anteil einzelner Fischarten am Gesamtfang 2006 der baden-württembergischen Berufsfischer im Bodensee-Untersee, Fangentwicklung gegenüber dem Jahr 2005 und prozentuale Abweichung vom 10-Jahres-Mittel.

Fischart	Gesamtfang	Veränderung gegenüber dem Vorjahr in %	Anteil am Gesamtfang in %	Differenz zum 10-Jahres-Mittel in kg	Abweichung vom 10-Jahres-Mittel in %
Felchen	60.666,0	-30,0 ↓	56,2	-34.661,2	-36,4
Seeforelle	108,0	-15,0 ↓	0,1	-97,8	-47,5
Regenbogenforelle	0,0	0,0 →	0,0	-5,1	-100,0
Seesaibling	0,0	0,0 →	0,0	-0,7	-100,0
Äsche	132,0	3,9 ↗	0,1	-78,7	-37,3
Hecht	6.292,0	-14,3 ↓	5,8	-5.637,5	-47,3
Zander	166,8	-69,3 ↓	0,2	-436,9	-72,4
Barsch	4.151,0	142,7 ↑	3,8	-5.032,0	-54,8
Karpfen	24.936,0	-42,7 ↓	23,1	13.491,7	117,9
Schleie	2.756,0	47,4 ↑	2,6	-2.364,0	-46,2
Brachsen	1.135,0	-18,2 ↓	1,1	-7.736,2	-87,2
andere Weißfische	2.500,0	53,8 ↑	2,3	-634,5	-20,2
Trüsche	134,0	65,4 ↑	0,1	-498,0	-78,8
Aal	4.861,0	-37,4 ↓	4,5	-6.993,7	-59,0
Wels	16,5	-77,1 ↓	0,0	-6,9	-29,5
Sonstige	3,5	-43,5 ↓	0,0	-140,8	-97,6
Summe	107.857,8	-29,5 ↓	100,0	-50832,1	-32,0

Felchenlaichfischerei 2006 im Bodensee-Obersee erfolgreich

R. Rösch

In der Laichfischerei im Dezember 2006 wurden insgesamt fast 6000 l Laich gewonnen, davon ca. 2700 l Gangfischlaich und 3300 l Blaufelchenlaich. Die Felchenlaichfischerei war somit erfolgreich, das Ergebnis entspricht im Gegensatz zum Vorjahr voll und ganz den Erwartungen.

Gangfische

Da sich der Blaufelchenlaich stark verzögerte, wurde am 14.12. die Laichfischerei auf Gangfische für zunächst 2 Nächte mit 4x 42 mm Netzen pro Patent freigegeben. Das Wetter war ruhig und mild und damit die Bedingungen günstig. Pro Netz wurden ca. 1 Kiste Gangfische gefangen. Die Rogner waren nahezu alle reif. Auch Milchner waren genügend vorhanden. Aufgrund der Situation bei den Blaufelchen (s.u.) wurde die Laichfischerei auf Gangfische am 16.12. abgebrochen und erst nach Ende der Blaufelchenlaichfischerei am 19.12. nochmals für zwei Nächte, jetzt mit 3x 42 und 1x 38 mm Netzen, freigegeben. Diese zwei Tage erbrachten nur noch 461 bzw. 436 l Gangfischlaich. Allerdings nahmen an diesem zweiten Teil nur noch deutlich weniger Berufsfischer teil. Insgesamt erbrachte die Laichfischerei auf Gangfische 2681 l Laich (Tab. 1). Aufgrund der dieses Jahr sehr späten Felchenlaichfischerei war daher vor Weihnachten nur noch Zeit für 2 Tage Weihnachtsfischerei.

Blaufelchen

Anfang Dezember wurde mit den Versuchsfischereien auf Blaufelchen begonnen. Hierbei waren anfangs insgesamt nur wenige Fische, dann regelmäßig ca. 1 Kiste Felchen pro Netz im Fang. Der Rogneranteil blieb während der ersten Versuchsfischereien niedrig. Meist war ein größerer Teil dieser wenigen Rogner laichreif. Dies ist zu Beginn der Laichzeit ein

Tabelle 1: Laichmengen, die in der Gangfischlaichfischerei 2006 eingebracht wurden.

Datum	l Gangfischlaich
15.12.2006	958
16.12.2006	828
20.12.2006	461
21.12.2006	436
Gesamt Gangfischlaich	2681

Tabelle 2: Laichergebnisse Blaufelchenlaich 2006.

Datum	l Blaufelchenlaich
16.12.2006	885
17.12.2006	872
18.12.2006	1062
19.12.2006	481
Gesamt Blaufelchenlaich	3300

ganz normales Ergebnis, da sich erfahrungsgemäß zuerst die Milchner an der Oberfläche versammeln und erst danach die reifen Rogner hinzustoßen. Da sich bis zum 14. Dezember diese Situation nicht wesentlich geändert hatte, wurde an diesem Tag die Laichfischerei auf Gangfische (s.o.) freigegeben. Am 15.12. war jedoch der Rogneranteil in allen drei Versuchssätzen deutlich angestiegen. Daraufhin wurde die Laichfischerei auf Blaufelchen am 15.12. trotz der laufenden Gangfischlaichfischerei für zunächst drei Nächte mit 4x 44 mm Netzen freigegeben. Dies ist die späteste Freigabe der Blaufelchenlaichfischerei seit mehr als 25 Jahren (Abb. 1).

Dass der Zeitpunkt der Laichreife exakt getroffen war, zeigt die am ersten Tag gewonnene Laichmenge von 885 l, die eine der höchsten der letzten Jahre für den ersten Tag war. Sie wurde nur am dritten Tag mit 1062 l übertroffen (Tab. 2). Die Verlängerung um einen weiteren Tag brachte nur noch 481 l. Dies zeigte deutlich, dass das Laichgeschehen der Blaufelchen seinem Ende zuging. Insgesamt wurden so 3300 l Blaufelchenlaich eingebracht, ein im Vergleich zum Vorjahr (2005 waren es nur 1082 l) gutes Ergebnis. Darüber hinaus bewegt sich diese Menge im Bereich des langjährigen Mittels (Abb. 2).

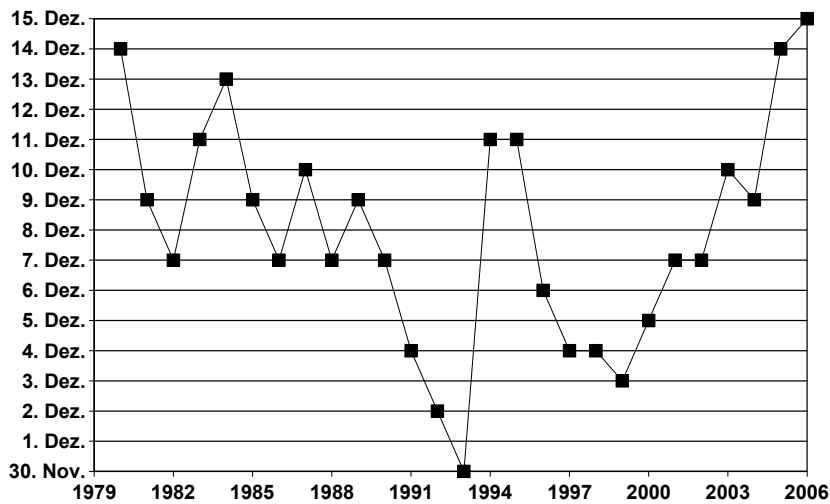


Abbildung 1: Zeitpunkt der Freigabe der Laichfischerei auf Blaufelchen 1980 - 2006.

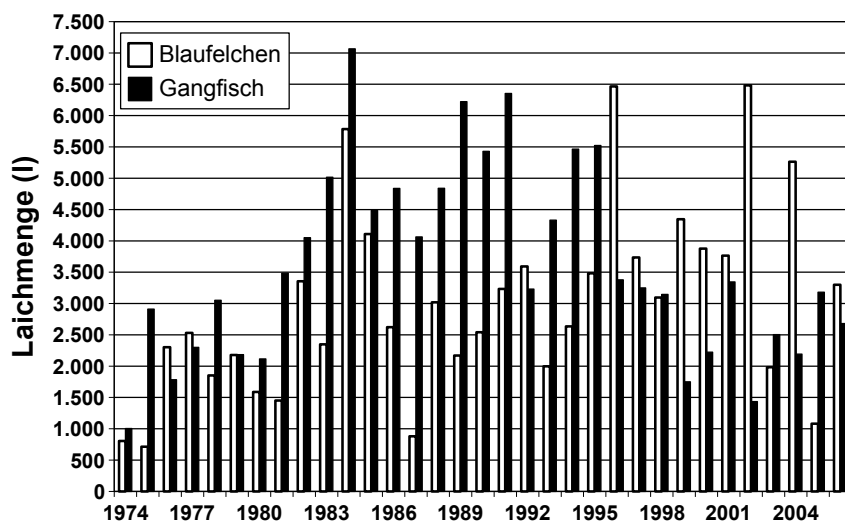


Abbildung 2: Gewonnene Laichmenge von Gangfisch und Blaufelchen 1974-2006.

Diskussion

Insgesamt zeigt der Verlauf der Felchenlaichfischerei 2006 wieder deutlich, dass es im See noch sehr viele Zusammenhänge gibt, die nur teilweise oder gar nicht verstanden sind. Aufgrund des sehr milden Herbstes - es war der mildeste seit Beginn der regelmäßigen Wetteraufzeichnungen - war zwar erwartet worden, dass die Laichfischerei auf Blaufelchen relativ spät stattfinden wird. Es war aber trotzdem nicht

vorauszu sehen, dass sie erst am 15.12. freigegeben werden konnte. Dies war der späteste Termin der Freigabe der Blaufelchenlaichfischerei seit 1980. Aufgrund der ungewissen Situation bei den Blaufelchen war zunächst die Gangfischlaichfischerei freigegeben worden. Nachdem dann aber kurzfristig die Blaufelchenlaichfischerei freigegeben wurde, waren kurzzeitig die Laichfischereien auf Blaufelchen und Gangfische parallel offen. Diese Überschneidung sollte aus Gründen

des Bestandsmanagements eigentlich nicht vorkommen und wird in der Regel auch vermieden.

Da ohne wetterbedingte Störungen gefischt werden konnte (abgesehen von einer Bise), verlief die Laichfischerei insgesamt erfolgreich. Die erzielte Laichmenge liegt im mittleren Bereich der letzten 20 Jahre (Abb. 2). Die Graphik zeigt darüber hinaus, dass extrem hohe Laicherträge schon seit einigen Jahren nicht mehr erzielt werden. Die Notwendigkeit einer maximalen Auslastung der Brutanstalten wird nicht mehr gesehen, da durch den starken Rückgang an Nährstoffen im See auch wieder ein natürliches Brutaufkommen bei den Felchen möglich sein sollte. Darüber hinaus wird zumindest in den Brutanstalten Langenargen und Nonnenhorn ein beträchtlicher Anteil der Larven vor dem Aussetzen vorgestreckt und so ihr Besatzwert im Vergleich zu dem frischgeschlüpfter Larven deutlich erhöht.

Dass exakte Parameter fehlen, um den Laichzeitpunkt der Felchen im See genau bestimmen zu können, zeigte der Verlauf 2006 wieder mit aller Deutlichkeit. Weder abrupte Wetteränderungen noch Temperaturverläufe in den oberen Wasserschichten scheinen als „Vorhersageinstrument“ zu funktionieren. Die Blaufelchen wurden reif, obwohl der See noch ziemlich warm war und keine Wetteränderung eintrat. Warum die Blaufelchen nach dem sehr milden Herbst dieses Jahr „klassisch“ und damit nur an wenigen Tagen ablaichten und sich die Laichperiode nicht wie 2003 oder 2005 über einen deutlich längeren Zeitraum erstreckte, bleibt wie vieles andere im See ein wahrscheinlich für noch lange Zeit ungelöstes Geheimnis. Betrachtet man den zeitlichen Verlauf der letzten 25 Jahre (Abb. 1), so ist keine Regelmäßigkeit erkennbar. Es wird also auch weiterhin nötig sein, zumindest bei den Blaufelchen im Vorfeld der Felchenlaichfischerei umfangreiche Versuchsfischereien zur Bestimmung der Laichreife durchzuführen.

Karpfen (*Cyprinus carpio*) im Bodensee

R. Rösch, I. Seier und M. Wittig

In den Jahren 2004 und 2005 wurden im Bodensee-Obersee mit 10 bzw. 14 t die höchsten Karpfenerträge seit Bestehen der Berufsfischereistatistik erzielt. Ähnliche Rekordergebnisse wurden auch vom Untersee gemeldet. Grund dafür waren die Karpfen des Jahrgangs 2003, die sich im Extremsommer 2003 sehr gut entwickelt hatten. Im Folgenden sind aktuelle Daten zu den Karpfen des Bodensees zusammengestellt.

Einleitung

Bis vor wenigen Jahren war der Karpfenertrag im Bodensee äußerst gering. Von anderen Cypriniden, wie Rotaugen und Brachsen, wurden dagegen in den 60er und 70er Jahren des 20. Jahrhunderts große Mengen gefangen. In den letzten Jahren ist deren Ertrag jedoch sehr stark zurückgegangen. Es war daher erstaunlich, dass im Extremsommer 2003 ein starker Karpfenjahrgang aufkam. Dies war der Anlass, sich eingehender mit den Karpfen des Bodensees zu beschäftigen. Ein größerer Teil der Untersuchungen wurde während eines Praktikums der beiden Koautoren an der FFS durchgeführt.

Material und Methoden

In Zusammenarbeit mit dem Limnologischen Institut der Universität Konstanz, AG Fischökologie Prof. Eckmann, wurden seit 1997 mit einer Jungfischwade an drei Stellen des Bodensees regelmäßig Jungfischfänge durchgeführt. Mit dem Trappnetz und mit großmaschigen Kiemennetzen wurden vor Langenargen ebenfalls Karpfen gefangen. Von den Karpfen wurden Länge und Gewicht und soweit möglich, das Geschlecht bestimmt sowie Schuppen zur Altersbestimmung entnommen. Im August 2006 wurde zudem von einigen gefangenen Karpfen der Darminhalt in 4%igem Formol fixiert und später auf seine

Zusammensetzung untersucht.

Es handelte sich zum überwiegenden Teil um Schuppenkarpfen. Der Anteil Spiegelkarpfen war gering.

Ertrag Bodensee-Obersee

Seit Beginn der Statistik der Berufsfischerei bis Anfang der 1950er Jahre lag der Karpfenertrag im Bereich von ca. 2 t und erreichte nur in wenigen Jahren 4 t oder mehr. Anfang der 1950er Jahre wurden erstmals mehr als 6 t gefangen (Abb. 1). Ab ca. 1960 ging der Ertrag zurück und blieb über viele Jahre meist unter 1 t.

Erst im Jahr 2003 wurde erstmals wieder der 2 t Wert überschritten und 2004 mit fast 10 t und 2005 mit 14 t wurden die höchsten Karpfenerträge seit Beginn der Statistik erzielt.

Für die Angelfischerei liegt eine Statistik für den gesamten Obersee erst seit 1991 vor (Abb. 2). Bis 2003 lag der Jahresertrag der Angelfischer meist unter 1 t. In den Jahren 2004 und 2005 wurden 8 bzw. 14 t gefangen. Dies sind die mit Abstand höchsten Werte seit Beginn der Statistik.

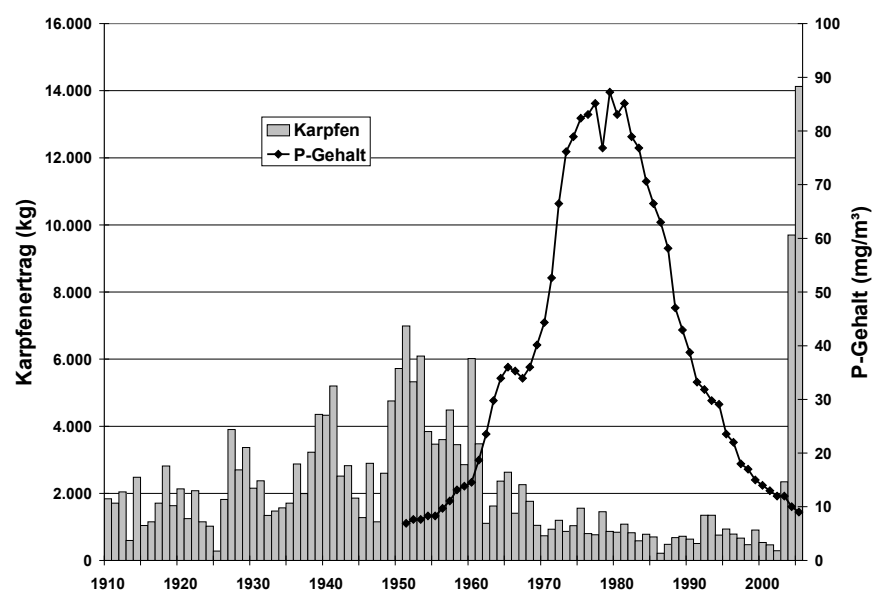


Abbildung 1: Karpfenertrag der Berufsfischer im Bodensee-Obersee 1910-2005. Zusätzlich ist der Phosphorgehalt des Sees (IGKB 2006) mit eingezeichnet.

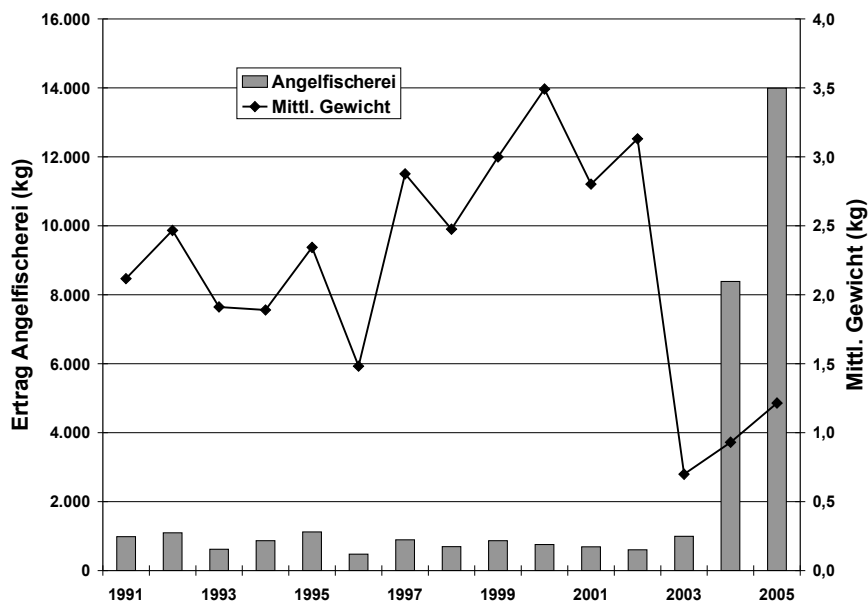


Abbildung 2: Karpfenertrag der Angelfischer 1991-2005 am Bodensee-Obersee und das Durchschnittsgewicht der in Baden-Württemberg gefangenen Karpfen.

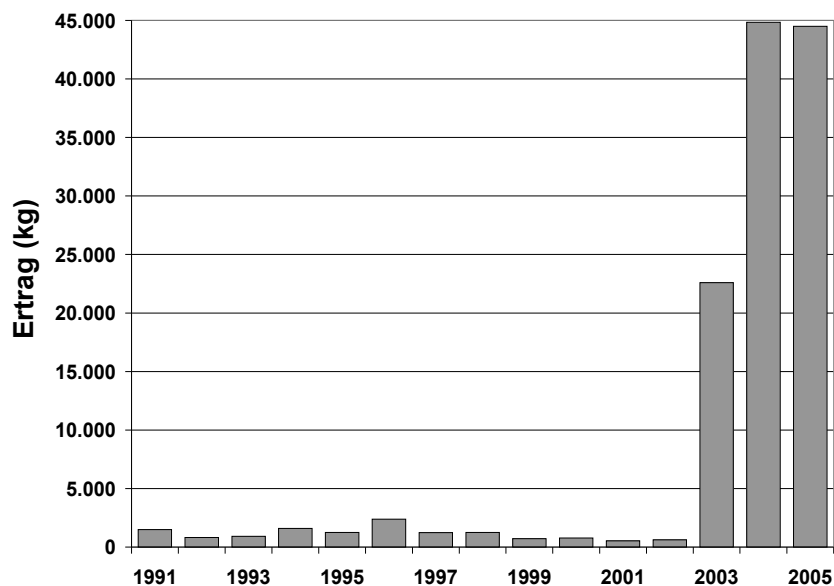


Abbildung 3: Karpfenertrag der Berufsfischer im Bodensee-Untersee 1991-2005.

Für Baden-Württemberg liegt zusätzlich das Durchschnittsgewicht der mit der Angel gefangenen Karpfen vor. Es lag bis 2002 im Bereich zwischen 1,5 und 3,5 kg, 2003 dagegen nur noch bei 0,7 kg und stieg danach wieder an.

Bodensee-Untersee

Der Karpfenertrag der Berufsfischer im Bodensee-Untersee lag für die Jahre 1991-2002 bei durchschnittlich 1,1 t. 2003 wurden 22 t und in den Jahren 2004 und 2005 jeweils ca. 44 t Karpfen gefangen (Abb. 3). Dies waren die höchsten Karpfenerträge seit Bestehen der Statistik. Der Anstieg in 2003 war, wie auch der der Folgejahre, auf das erfolgreiche Karpfenaufkommen im Jahre 2003 zurückzuführen. Im Untersee erreichten die Karpfen des Jahrgangs 2003 bereits bis zum Ende des Jahres bis zu 500 g Gewicht. Einige Berufsfischer bauten sich gezielt einen Markt für Karpfen auf. Somit waren diese 2004 und 2005 jeweils gefangenen 44 t nicht die Menge, die man hätte fangen können, es war vielmehr die Menge, die gezielt gefangen wurde. Für das Jahr 2006 deuten die bisher vorliegenden Zahlen auf einen Rückgang des Karpfenertrages im Untersee hin. Offensichtlich ist der Karpfenjahrgang 2003 weitgehend ausgefischt. In den Jahren 2004 und 2005 wurden mit der Jungfischwade keine Jungkarpfen gefangen, daher ist davon auszugehen, dass keine Reproduktion im Untersee erfolgte. Erst 2006 wurden wieder junge Karpfen nachgewiesen.

Wachstum im Bodensee-Obersee

Jahrgang 2003

Daten zu Länge und Gewicht der Karpfen des Jahrgangs 2003 liegen von August 2003 und Mai 2004 sowie für mehrere Termine 2006 vor. In Abb. 4 sind Länge und Gewicht der untersuchten Karpfen aufgetragen. Im Mai 2004 waren die Jungkarpfen zwischen 11 und 23 cm lang und zwischen 30 und 156 g schwer. Bis zum Mai 2006 wurde ein gutes Wachstum verzeichnet, die Karpfen wuchsen auf durchschnittlich 44 cm bzw. ca. 1400 g ab. Bis Oktober 2006 nahmen sie nochmals deutlich zu und erreichten Durchschnittslängen und -gewichte von 49 cm bzw. 1841 g. Die Streuung der Werte war jedoch sehr groß.

Jahrgang 2006

Am 30. Juli 2006 und an drei darauf folgenden Befischungsterminen im Sommer 2006 wurden mehrere Jungkarpfen zu Untersuchungszwecken gefangen. Sie waren am 30. Juli nur knapp 3 cm lang und 0,3 g schwer. Innerhalb von drei Wochen erreichten sie fast 8 cm Länge und ein Gewicht von 8 g. Danach nahmen Gewicht und Länge nur noch wenig zu (Abb. 5). Die Streuung der Einzelwerte an jedem Befischungstermin war sehr groß. Besonders deutlich war dies am 30. Juli, als die meisten Fische zwischen 0,07 und 0,35 g schwer waren, aber ein Exemplar schon 1,5 g wog. Dies deutet daraufhin, dass die Karpfen an mindestens zwei Terminen abgeleicht hatten.

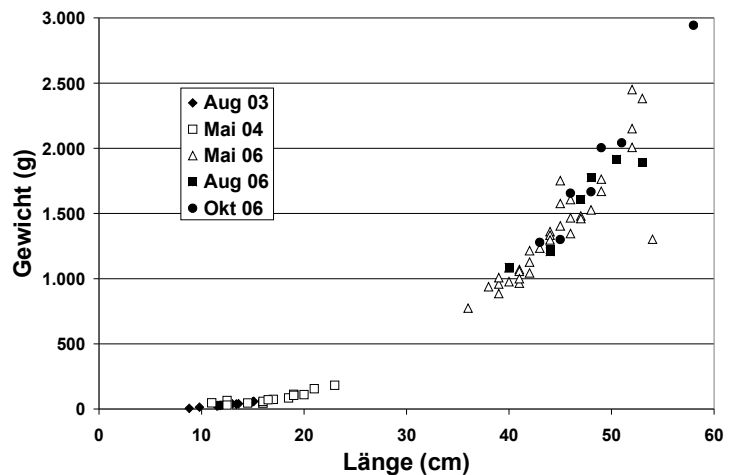


Abbildung 4: Länge und Gewicht der Karpfen des Jahrgangs 2003 von August 2003 bis Oktober 2006.

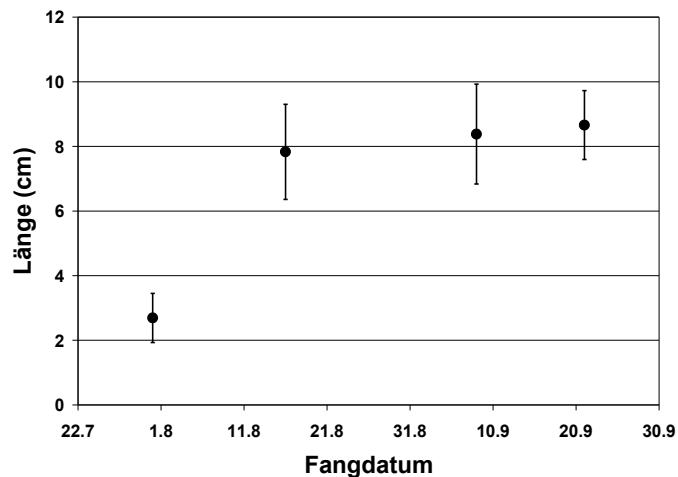


Abbildung 5: Länge (+/- Standardabweichung) der Karpfen des Jahrgangs 2006 an verschiedenen Befischungsterminen im Sommer 2006.

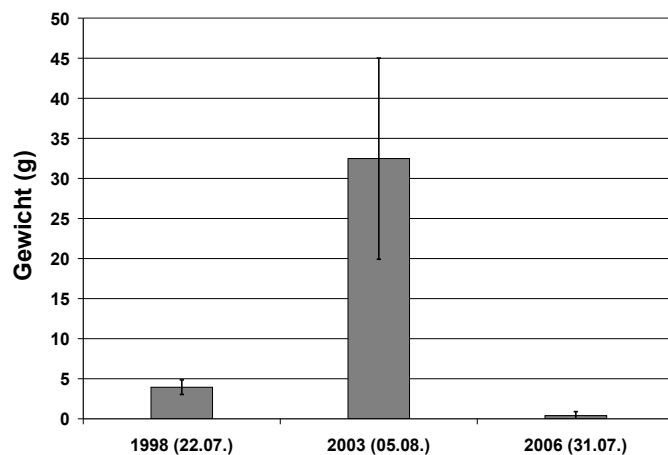


Abbildung 6: Durchschnittsgewicht (+/- Standardabweichung) der 0+ Karpfen in den Jahren 1998, 2003 und 2006 jeweils Ende Juli/Anfang August.

Vergleich des Wachstums der verschiedenen Jahrgänge

Außer in den Jahren 2003 und 2006 wurden auch im August 1998 juvenile (0+) Karpfen mit der Jungfischwade gefangen. In Abbildung 6 ist das Durchschnittsgewicht der 0+ Karpfen jeweils Ende Juli/Anfang August dargestellt. Die Jungkarpfen sind in den einzelnen Sommern völlig unterschiedlich gewachsen. Einem Durchschnittsgewicht von 32,5 g Anfang August 2003 steht ein Gewicht von 3,9 g Ende Juli 1998 und von nur 0,4 g in 2006 gegenüber.

Nahrung

Mitte August 2006 gefangene juvenile Karpfen des Jahrgangs 2006 hatten hauptsächlich Cladoceren (Wasserflöhe) sowie geringe Mengen Chironomidenlarven (Zuckmückenlarven) und Dreikantmuscheln (Dreissena) gefressen. Karpfen des Jahrgangs 2003 hatten neben viel Sand hauptsächlich Gammariden (Flohkrebse), Chironomidenlarven und teilweise Dreikantmuscheln (Dreissena) im Verdauungstrakt. Zooplankton wurde von den größeren Karpfen nicht aufgenommen.

Diskussion

Der Bodensee-Obersee und in ähnlicher Weise auch der Bodensee-Untersee wurden in den letzten Jahren wieder nährstoffarme Seen. Ihr Fischertrag setzt sich derzeit wieder bis zu 80 % aus Felchen zusammen. In solchen Seen werden kaum größere Mengen Karpfen erwartet. Daher war es erstaunlich, dass sich 2003 ein guter Karpfenjahrgang entwickeln konnte, der auch in den Folgejahren sehr gut abwuchs. Das in Abbildung 4 gezeigte Wachstum entspricht dem in einem normalen Karpfenteich. Nahrung im Uferbereich war demnach für die Karpfen auch im nährstoffarmen See ausreichend vorhanden, wobei die Jungkarpfen hauptsächlich Zooplankton und die größeren Exemplare hauptsächlich Bodentiere fraßen. Wenn sich sowohl im Ober- wie auch im Untersee ein starker Karpfenjahrgang entwickeln konnte, deutet das daraufhin, dass die Karpfen ausreichend Nahrung fanden. Unbeantwortet bleibt die Frage, ob die Karpfen eine neue, ungenutzte Nische fanden oder ob sie im Extremsommer 2003 gegenüber den anderen Arten im Flachwasser einfach konkurrenzstärker waren, da sie mit höheren Temperaturen sehr gut zurecht kommen. Der begrenzende Faktor für den Karpfenbestand im Bodensee scheint somit nicht die Nahrung zu sein. Vielmehr ist zu vermuten, dass die Wassertemperaturen im Frühjahr/Frühsummer nur in wenigen warmen Jahren über längere Zeit so hoch sind, dass die Karpfen ablaichen bzw. ihre Brut sich erfolgreich entwickeln kann. Auch in vielen anderen Gewässern laichen Karpfen nicht jedes Jahr ab. Speziell im Bodensee ist eine frühe und intensive Erwärmung des Wassers selten. In den meisten Jahren folgt auf eine Hitzeperiode im Frühsummer eine kühlere Phase, die mit einer Abkühlung des Sees einhergeht. Solche Bedingungen sind für ein Aufkommen von Jungkarpfen nicht förderlich. Daher ist es auch nicht verwunderlich, dass während 10 Jahren Jungfischmonitoring nur in 3 Jahren Jungkarpfen festgestellt

wurden.

Vergleicht man die Größe der in den verschiedenen Jahren Anfang August in der Jungfischwade gefangenen Jungkarpfen, dann sieht man, dass die 2003 gefangenen deutlich größer waren als die der Jahre 1998 und 2006. Der Sommer 2003 war allerdings auch der wärmste dieser drei Jahre. Karpfen brauchen für ein gutes Wachstum über längere Zeit ausreichend hohe Temperaturen. Da die klimatischen Bedingungen 2006 aber für die Karpfenentwicklung nicht ideal waren und das Wachstum deutlich hinter 2003 zurückblieb, wird sich der Jahrgang 2006 möglicherweise ähnlich schlecht entwickeln wie der Jahrgang 1998 und den abnehmenden Fangertrag nur geringfügig auffangen. Es bleibt offen, ob in den nächsten Jahren größere Mengen an Karpfen des Jahrgangs 2006 gefangen werden.

Praktikanten bei der FFS:

I. Seier, E-Mail:

Isabel.Seier@uni-konstanz.de

M. Wittig, E-Mail:

mw_79@gmx.net

Einfluss des Befalls mit Hechtbandwurmlarven auf den Organismus des Flussbarsches im Bodensee-Obersee

B. Molzen^{1, 2}

Der Befall der Flussbarsche (*Perca fluviatilis*) mit Larven (Plerocercoiden) des Hechtbandwurms (*Triaenophorus nodulosus*) sowie die Schädigung der Barschleber durch den Parasiten werden von der Fischereiforschungsstelle seit 1997 untersucht. Es wird ein Zusammenhang zwischen der außergewöhnlich starken Parasitierung und dem Ertragsrückgang der Barsche vermutet. Frühere Untersuchungen zeigten eine Beeinträchtigung des Wachstums der Barsche durch den Befall mit Hechtbandwurmlarven. In der hier vorgestellten Doktorarbeit, die an der Fischereiforschungsstelle entstand, wurde der negative Einfluss der parasitären Leberschädigung auf die Blutwerte und die Fruchtbarkeit der Barsche belegt. Trotz der extremen Befallssituation und trotz der Leberschädigung waren die Barsche im Bodensee-Obersee im Untersuchungsjahr 2004 (nach dem Jahrhundertssommer 2003) jedoch größer und schwerer als in einer Untersuchung 1999.

Einleitung

Die Fangerträge der Barsche im Bodensee-Obersee gehen seit 1992, bis auf einige Ausnahmejahre, kontinuierlich zurück. Außerdem zeigten die Barsche ein schlechteres Wachstum (IBKF 1998). Parallel dazu wurde ein deutlicher Anstieg des Befalls der Barsche mit Larven des Hechtbandwurms im Vergleich zu früheren Befallsdaten festgestellt (Ammann 1955, Özcelik 1978, Balling 1992, Dieterich 1998, Brinker 2000). Da die Lebern der befallenen Barsche zudem außergewöhnlich stark geschädigt waren, wurde der Befall mit Hechtbandwurmlarven als mögliche Ursache für den Bestandsrückgang und für das schlechte Wachstum der Barsche vermutet.

Der Barsch nimmt im Entwicklungszyklus des Hechtbandwurms die Rolle eines zweiten Zwischenwirtes ein. Die Hechtbandwurmlarven parasitieren in der Leber des Barsches (Kuperman 1973). Die Larven wandern zunächst frei und schädigen dabei das Lebergewebe, außerdem entziehen sie der Leber

Speicherstoffe (Glykogen). Als Abwehrmechanismus kapselt der Barsch die Larven in bindegewebige Zysten ein, die mit bloßem Auge in der Barschleber zu erkennen sind (Lebenszyklus des Hechtbandwurms siehe AUF AUF 2/1999).

Material und Methoden

Im Jahr 2004 wurden insgesamt 1858 Barsche aus monatlichen Befischungen an 6 Probestellen am Bodensee-Obersee (Deutschland: Langenargen, Nonnenhorn, Staad; Österreich: Hard; Schweiz: Bottighofen, Romanshorn) untersucht. Totallänge und Gewicht aller Barsche sowie bei 47 laichreifen Rognern das Gonadengewicht wurden ermittelt. Die Altersbestimmung erfolgte anhand der Kiemendeckel. Die Barsche wurden in Altersgruppen eingeteilt (Altersgruppe I: einjährige Barsche, etc.). Die Lebern wurden auf den Befall mit Hechtbandwurmlarven untersucht (Befallsintensität: Anzahl Zysten und/oder freie Plerocercoiden pro befallenen Barsch) und die Beschaffenheit der Zysten

sowie Anzahl, Größe und Vitalität der enthaltenen Hechtbandwurmlarven bestimmt. Die krankhaften Veränderungen des Lebergewebes wurden beurteilt und je nach Ausprägung bewertet. Aus den Leberbefunden wurde der jeweilige Schädigungsgrad der Leber errechnet. Insgesamt kann der so berechnete (dimensionslose) Schädigungsgrad der Lebern Werte von 0 (keine schädigenden Veränderungen) bis 32 (alle krankhaften Veränderungen sind mit der Ausprägung 4 vorhanden) erreichen. Für weiterführende Details siehe Brinker (2000) und AUF AUF 2/2002.

An 180 Barschen aus dem Bodensee-Obersee wurden Blutuntersuchungen durchgeführt und die Anzahl der Erythrozyten (rote Blutzellen) und der Leukozyten (weiße Blutzellen) pro Mikroliter bestimmt.

1 Fischereiforschungsstelle des Landes Baden-Württemberg, Langenargen

2 Fischgesundheitsdienst am Staatlichen Tierärztlichen Untersuchungsamt, Diagnostikzentrum, Aulendorf

Tabelle 1: Leberschädigung in Abhängigkeit vom Befall mit Zysten und/oder freien Plerocercoiden von *T. nodulosus* bei mehrsömmrigen Barschen aus dem Bodensee-Obersee (Mittelwerte \pm Standardabweichung; N=1555).

Befallskategorie*	Schädigungsgrad der Leber
0 (n=69)	3,1 \pm 5,6**
1 (n=523)	6,8 \pm 7,0
2 (n=963)	7,1 \pm 6,8

*Befallskategorie 0: keine Zysten/freie Plerocercoiden

Befallskategorie 1: 1-3 Zysten/freie Plerocercoiden

Befallskategorie 2: >3 Zysten/freie Plerocercoiden

**Signifikant niedrigerer Wert bei unbefallenen Barschen ($p < 0,05$).

Tabelle 2: Relatives Gonadengewicht in Abhängigkeit von der Leberschädigung bei weiblichen Barschen aus dem Bodensee-Obersee (Mittelwert \pm Standardabweichung; N=47).

	Leberschädigung	
	„ja“ (n=42)	„nein“ (n=5)
Gonadengewicht (%)	14,5 \pm 2,5	18,0 \pm 1,5*

*Signifikant höherer Wert als bei Barschen mit geschädigter Leber ($p < 0,05$).

Ergebnisse

95,9 % aller untersuchten mehrsömmrigen Barsche waren mit durchschnittlich 5 Zysten und/oder freien Hechtbandwurmlarven befallen (Abbildung 1 zeigt eine Barschleber mit Hechtbandwurmlarven). Befallsrate und Befallsintensität waren unabhängig von Standort, Saison und Geschlecht der Barsche, stiegen aber mit zunehmendem Alter signifikant an.

Ganzjährig wurden in durchschnittlich 5 % der Barschlebern frei bohrende Hechtbandwurmlarven nachgewiesen. Die maximale Befallsrate mit freien Larven lag im Juni bei 7,3 %.

In 66 % der untersuchten Zysten fanden sich lebende Hechtbandwurmlarven. Die eingekapselten Larven waren im Mittel 32 mm lang, das längste Plerocercoid maß

120 mm. In 2 % der Zysten wurden sowohl lebende, als auch tote Larven nachgewiesen. 7 % der Zysten enthielten nur tote Plerocercoiden. In 25 % der Zysten war ausschließlich verkästes Material ohne Larven nachzuweisen.

Bei 84 % der untersuchten Barsche wurde eine Leberschädigung festgestellt (Abbildung 2). Befallene Barsche (Befallskategorie 1 und 2) wiesen eine signifikant stärkere makroskopische Leberschädigung auf als unbefallene Barsche (Befallskategorie 0, siehe Tabelle 1). Die Leberschädigung war unabhängig von der Probestelle und vom Geschlecht der Barsche. Mit zunehmendem Alter und in den Sommermonaten war die Schädigung jedoch signifikant stärker ausgeprägt. Im Untersuchungsjahr 2004 wurde kein negativer Effekt des Befalls mit Hechtbandwurmlarven auf Totallänge und Gewicht

der Barsche festgestellt. Weder die Befallsintensität noch das Ausmaß der Leberschädigung zeigten einen Einfluss auf das Wachstum und die Gewichtszunahme.

Das relative Gonadengewicht (Anteil der Gonaden am Fischgewicht) war bei laichreifen Barschrogen mit Leberschädigung signifikant erniedrigt (Tabelle 2).

Bei Barschen mit geschädigter Leber war die Zahl der weißen Blutzellen signifikant erhöht, während die Zahl der roten Blutzellen signifikant erniedrigt war.

Diskussion

Im Jahr 2004 wiesen 84 % der Barsche eine Leberschädigung auf. Im Vergleich dazu waren es 1999 noch 95 %. Die Leberschädigung war bei den Barschen insgesamt leicht rückläufig, besonders die Lebern der unbefallenen Barsche waren weniger geschädigt. Mit Hechtbandwurmlarven befallene Barsche wiesen jedoch wie in früheren Untersuchungen eine signifikant stärkere Leberschädigung auf als die unbefallenen Barsche. Die Hechtbandwurmlarven sind folglich als Hauptverursacher der Leberschädigung zu sehen.

Aus 25 % der Zysten in den Barschlebern war der Parasit vollständig eliminiert worden. In der Untersuchung von 1999 war dies nur in 6 % der Zysten der Fall (Brinker 2000). Die eingekapselten Hechtbandwurmlarven waren in der vorliegenden Untersuchung überdies mit durchschnittlich 32 mm (max. 120 mm) kleiner als 1999 (durchschnittlich 46 mm; max. 297 mm). Es traten auch weniger freie Larven in den Barschlebern auf als früher (maximale Befallsrate von 7,3 % im Juni 2004, im Gegensatz zu 52 % im Juni 1999). Diese Befunde sprechen für eine im Jahr 2004 verbesserte Abwehr der Hechtbandwurmlarven durch den Barsch mit früher Einkapselung freier Larven und mit vermehrter erfolgreicher Elimination des Parasiten aus der Zyste.

Das relative Gonadengewicht war bei Barschrognern mit Leber-

schädigung signifikant erniedrigt. Vermutlich werden in der geschädigten Leber in geringerem Maße die für die Eiproduktion wichtigen Eiweißstoffe (Vitellogenin) gebildet. Dies bedeutet möglicherweise eine Verminderung der Fruchtbarkeit der Barsche.

Die Leberschädigung führte bei den Barschen zu einer erniedrigten Erythrozytenzahl und einer erhöhten Leukozytenzahl. Die roten Blutzellen sind für den Transport von Sauerstoff ins Gewebe und für den Abtransport des Kohlendioxid zuständig. Ein Mangel an roten Blutzellen (Anämie, Blutarmut) führt zu Leistungseinbußen. Die erhöhte Zahl weißer Blutzellen deutet auf eine aktivierte Abwehr des Parasiten bzw. auf eine Entzündungsreaktion infolge der Parasitierung hin.

Weder die Befallsintensität mit Hechtbandwurmlarven, noch die parasiten-induzierte Leberschädigung hatten in der vorliegenden Untersuchung einen Einfluss auf Totallänge und Gewicht der Barsche. Allerdings hatten Brinker und Hamers im Jahr 1999 einen negativen Einfluss des Hechtbandwurmbefalls auf das Längenwachstum der Barsche nachgewiesen (Brinker und Hamers 2005). Stark befallene Barsche (mehr als 3 Zysten und/oder freie Larven) waren im Fangalter 16 % kleiner als unbefallene Barsche. Beim Vergleich von Totallänge und Gewicht der Barsche fällt auf, dass im Jahr 2004 Barsche aller Altersgruppen signifikant länger und schwerer waren als 1999 (Tabelle 3).

Als Ursache für die großen Unterschiede im Längenwachstum und in der Gewichtszunahme ist der warme und für die Barsche sehr günstige Sommer 2003 zu sehen, der den Barschen reichlich Nahrung und gute Fortpflanzungsmöglichkeiten bot (IGKB 2004). Der Wachstumsschub 2003 war deutlich größer als der negative Effekt, der durch den Hechtbandwurm ausgelöst wird. Daher war 2004 keine Auswirkung des Befalls mit Hechtbandwurmlarven auf Totallänge und Gewicht der Barsche festzustellen.

Schlussfolgerung

Trotz der außergewöhnlich hohen Befallsrate und -intensität mit Larven von *T. nodulosus* waren die Barsche im Bodensee-Obersee 2004 größer und schwerer als im Jahr 1999. Auch kam es in den letzten Jahren nicht zu Barschsterben nach der Laichzeit, die durch Parasiten verursacht sein können. Im Jahr 2002 waren die nach der Laichzeit verendeten Barsche stärker mit Hechtbandwurmlarven infiziert als Barsche aus Probefängen zur gleichen Zeit (Brinker und Hamers 2005). Offensichtlich war der Barsch im Jahr 2004 also dank günstiger Umweltbedingungen (ausreichend Nahrung, wenig Stressoren, z.B. Umweltgifte (IGKB 2004)) in der Lage, die teilweise gravierende Leberschädigung und ihre Folgen zu kompensieren. Sollten sich die Umweltbedingungen für den Barsch verschlechtern (z.B. Auftreten neuer

Tabelle 3: Vergleich der Totallänge und des Gewichts von mehrsömmrigen Barschen im Bodensee-Obersee in den verschiedenen Altersgruppen in den Jahren 1999 (N=1032) und 2004 (N=1546) (Mittelwerte ± Standardabweichung).

	Altersgruppen									
	I		II		III		IV		V	
	1999 (n=264)	2004 (n=115)	1999 (n=419)	2004 (n=616)	1999 (n=258)	2004 (n=620)	1999 (n=79)	2004 (n=187)	1999 (n=12)	2004 (n=8)
Totallänge* (cm)	13,2 ± 2,7	18,4 ± 1,9	17,5 ± 2,6	19,7 ± 2,0	19,0 ± 2,4	20,9 ± 2,4	20,3 ± 2,3	22,3 ± 2,7	21,6 ± 2,6	25,8 ± 3,6
Gewicht* (g)	27,1 ± 15,6	69,6 ± 24,1	58,3 ± 25,8	91,8 ± 33,7	77,3 ± 42,5	111,5 ± 46,0	92,9 ± 39,4	139,5 ± 71,4	114,3 ± 46,4	227,6 ± 105,7

* Sowohl Totallänge als auch Gewicht der Bodenseebarsche unterscheiden sich in allen Altersgruppen signifikant zwischen den Jahren 1999 und 2004.

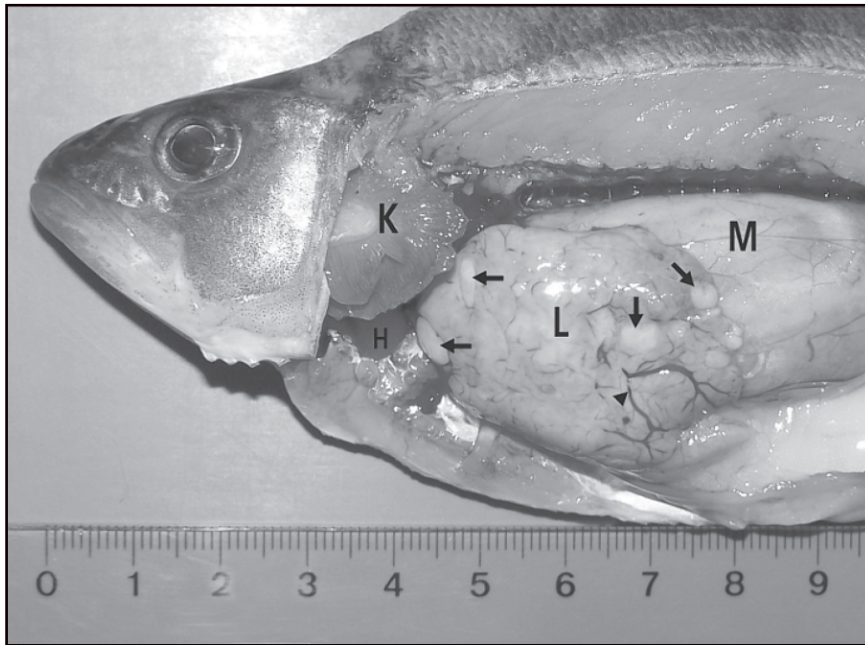


Abbildung 1: Barsch aus dem Bodensee-Obersee mit Hechtbandwurmzysten in der Leber. L: Leber; K: Kiemen (Kiemen-
deckel größtenteils entfernt); H: Herz; M: Magen; Pfeile:
Zysten; Pfeilspitze: gestaute Lebergefäße.

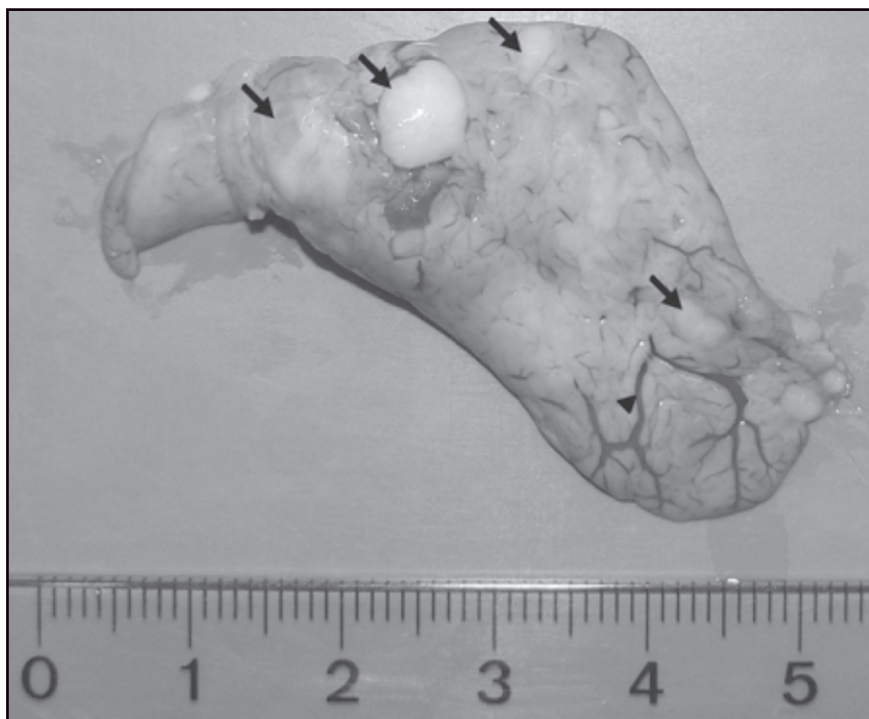


Abbildung 2: Verkäste Leber eines Barsches aus dem Bodensee-
Obersee mit Hechtbandwurmzysten (Pfeile) und ge-
stauten Blutgefäßen (Pfeilspitze).

Stressoren, Nahrungsmangel), so ist in Anbetracht des Ausmaßes der Leberschädigung möglicherweise mit negativen Folgen für das Wachstum, die Widerstandsfähigkeit und die Fruchtbarkeit der betroffenen Barsche zu rechnen.

Die Bestandsreduzierung des Hechtes als Endwirt von *T. nodulosus* stellt die einzige praktikable Möglichkeit dar, den Parasitierungsdruck auf den Barsch zu senken. Dieses Ziel wird von der IBKF seit 1999 verfolgt.

Der Befall der Barsche mit Hechtbandwurmlarven ist jedoch sicher nicht allein ausschlaggebend für den Rückgang des Barschertrags im Bodensee-Obersee. Als Ursache für den Ertragsrückgang sind eher die Reoligotrophierung des Sees mit Verringerung des Planktonaufkommens und das geringere Vorkommen von Unterwasserpflanzen (als Schutz für die jungen Barsche) zu sehen. Zudem wurde 1987 der Kaulbarsch (*Gymnocephalus cernuus*) in den Bodensee eingeführt, der einen Nahrungskonkurrenten für den Barsch darstellt (Eckmann und Rösch 1998).

Die Literaturliste kann bei der Autorin angefordert werden.

Der Europäische Aal - neue Erkenntnisse und Erfordernisse

Teil 3: Aktuelle Befallssituation des Aals mit dem neozoen Parasiten *Anguillicola crassus* im Bodensee-Obersee

D. Bernies und A. Brinker

Neozoen sind Arten, die in vorher für sie nicht zugängliche Gebiete einwandern oder vom Menschen dorthin eingebracht werden. Sie können hier ein beträchtliches Schadpotential aufweisen und eine Bedrohung für die vorhandene Tierwelt darstellen. Der Schwimmblasenwurm *Anguillicola crassus* des europäischen Aals *Anguilla anguilla* ist ein Neozoon, der sich in den letzten Jahren rasant über fast ganz Europa ausgebreitet hat. Seit 1996 werden durch die FFS routinemäßig Aale des Bodensees auf den Befall mit dem Schwimmblasenwurm untersucht. Im Jahr 2006 fand eine umfangreiche Untersuchung der Aale zur Klärung der aktuellen Befallsituation im Bodensee statt. Über diese wird im Folgenden berichtet.

Der Schwimmblasenwurm gehört zu den Fadenwürmern (Nematoda). Entfernte Verwandte von *Anguillicola crassus* sind beispielsweise die Bandwürmer. Der erwachsene (adulte) Wurm ernährt sich in der Schwimmblase der Aale von Aalblut. In Europa wurde der Schwimmblasenwurm erstmals 1982 in Aalen des Weser-Emsgebiets und etwa zeitgleich auch in den Niederlanden entdeckt. Da der Schwimmblasenwurm sehr auffällig ist, kann davon ausgegangen werden, dass der Zeitpunkt des ersten Auffindens und der Zeitpunkt der Einschleppung nahezu identisch sind. Innerhalb von nur 23 Jahren hat sich der Schwimmblasenwurm fast über ganz Europa ausgebreitet; von Portugal bis Lettland und von Österreich bis Schweden. Dabei hat er auch nicht vor den britischen Inseln und Irland halt gemacht. Dies ist umso beachtenswerter, da der Schwimmblasenwurm ein reiner Süßwasserparasit ist. Im Salzwasser sind seine Larven nicht überlebensfähig. Zum jetzigen Zeitpunkt scheint nur noch der hohe Norden, wie z. B. Island, von einer Besiedelung mit *A. crassus* verschont zu sein. Der Grund hierfür ist wahrscheinlich eine natürliche Verbreitungsgrenze durch zu niedrige mittlere Wassertemperaturen.

Ursprünglich stammt der Parasit aus dem asiatischen Raum. Er wurde wahrscheinlich durch Lebendaalimporte aus Taiwan nach

Deutschland eingebracht. Im Japanischen Aal (*Anguilla japonica*) ist *A. crassus* weit weniger schädlich. Dies wird auf eine lange co-evolutionäre Wirt-Parasiten-Beziehung zurückgeführt. Der Japanische Aal ist zudem weit weniger mit *A. crassus* infiziert. Kommt es dennoch zu einer Infektion, werden kaum pathologische (krankmachende) Schäden beobachtet.

Im adulten (ausgewachsenen) Stadium (Abbildung 1) ist der Parasit zwischen 1 und 4,5 cm lang. Er besitzt einen spindelförmigen Körper mit einem Durchmesser bis zu 0,5 cm, der zum Kopfende spitz zuläuft. Am Kopfende befindet sich die Mundöffnung mit einem Zahnkranz von 22-28 Zähnen. Der

adulte Schwimmblasenwurm ist dunkelbraun bis schwarz gefärbt. Diese Färbung stammt von dem aufgenommenen Aalblut. Bis zum Erreichen des Adultstadiums durchläuft *A. crassus* vier Larvenstadien und vier Häutungen (Abbildung 2). Nach der Paarung in der Schwimmblase kann ein Weibchen bis zu 10.000 Eier ablegen. Danach stirbt es. Die Häutung zum 2. Larvenstadium (L2) findet noch im Ei statt. L2 schlüpft noch in der Schwimmblase, gelangt über den Ductus pneumaticus in den Darm und wird dort mit dem Kot ausgeschieden. Die Entwicklung von L2 zum folgenden Larvenstadium (L3) erfolgt im ersten Zwischenwirt, den Hüpferlingen (Copepoden). Diesen Zwischenwirt braucht der Parasit

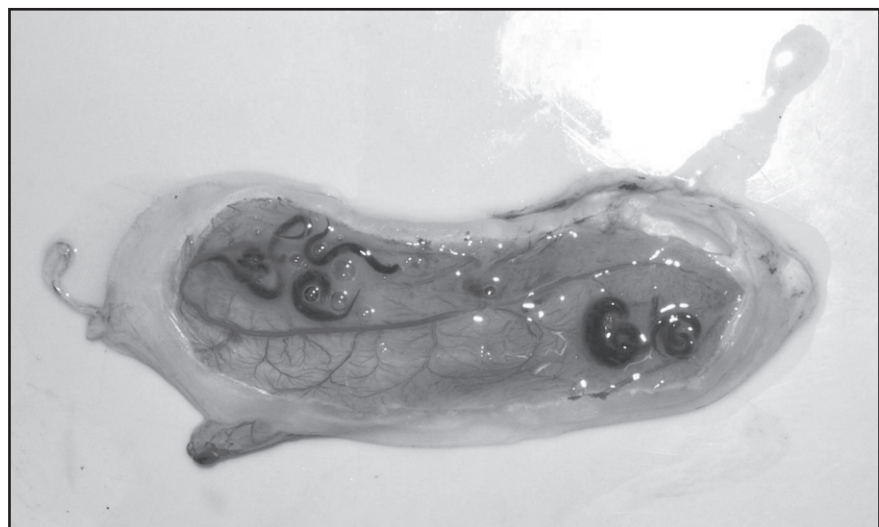


Abbildung 1: Adulte Parasiten in geöffneter Schwimmblase eines Aals aus dem Bodensee-Obersee.

unbedingt für seine Entwicklung. Das dritte Larvenstadium ist dann bereits für den Aal infektiös. Es kann entweder direkt mit seinem Zwischenwirt vom Aal gefressen werden oder aber den Umweg über einen Stapelwirt nehmen. Ein Stapelwirt ist für die Entwicklung des Parasiten entbehrlich. Die Parasitenlarve fällt im Stapelwirt in ein Ruhestadium, bis dieser vom Aal gefressen wird. Das Stapelwirtspektrum für *A. crassus* ist groß, es reicht von vielen Jungfischen, vor allem Kaulbarsch, über Amphibien und Schnecken bis hin zu Fliegenlarven. Oft kommt es dort zu einer Anhäufung der Entwicklungsstadien, die danach die Infektion des Endwirtes stark fördern. Wird ein infizierter Zwischen- oder Stapelwirt von einem Aal gefressen, wandert die L3 durch den Darm in die Schwimmblasenwand ein, ernährt sich vom Schwimmblasengewebe, wächst und häutet sich zum Larvenstadium 4 (L4). Auch das vierte Larvenstadium wächst noch einmal, wandert dann in den Hohlraum der Schwimmblase ein und häutet sich dort ein letztes Mal. Die schädigenden Eigenschaften von *A. crassus* beruhen auf dem Blutentzug durch den Parasiten und der mechanischen Schädigung, die einerseits beim Durchdringen der Schwimmblasenwand bzw. durch die Wanderaktivität der Larven in der Wand entstehen. Eine Folge davon ist die Zerstörung der drüsenartigen (glandulären) Anteile der Schwimmblase, wodurch die Ausscheidung von Sauerstoff in das Schwimmblasenlumen gestört wird. Bei einer immer wiederkehrenden Neuinfektion hat die Schwimmblase wenig Möglichkeiten, sich zu regenerieren. Dies führt im Lumen der Schwimmblase zu Entzündungen und Gewebsdegenerationen (nicht wieder ausheilbare Schäden), was unter anderem an einer vermehrten Rötung und Verdickung der Schwimmblasenwand erkennbar ist. Anhand dieser Merkmale lassen sich vier Schädigungsklassen der Schwimmblase (keine, geringe, mittlere, schwere Schädigung) bestimmen. Diese Daten ermöglichen

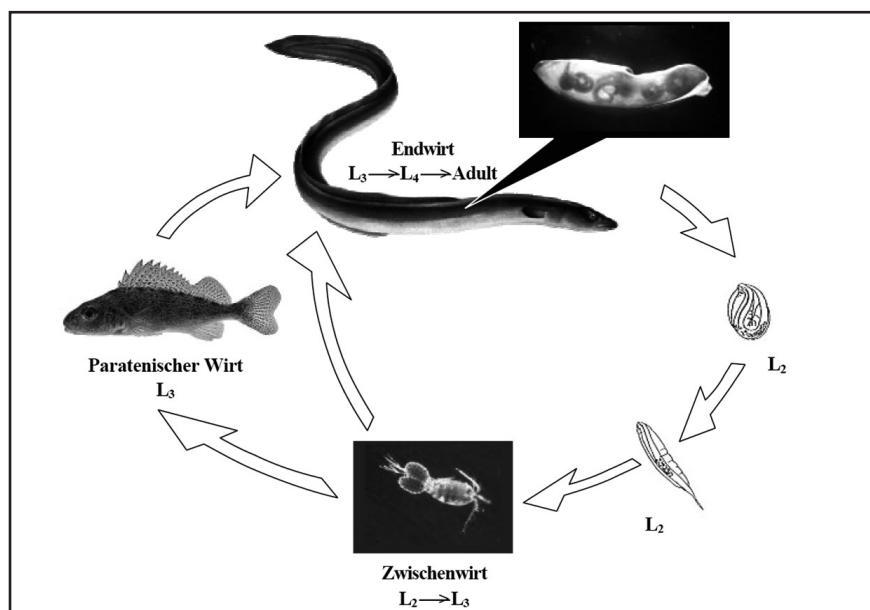


Abbildung 2: Entwicklungszyklus nach Munderle (2005).

eine allgemeine Einschätzung der Schwimmblasenschädigung eines Aalbestandes. Weiterhin erzeugt der Befall mit dem Schwimmblasenwurm eine chronische Stresssituation. Dadurch ist der Aal anfälliger für zusätzliche Infektionen bspw. mit Bakterien und empfindlicher für umweltbedingte Stressoren, wie eine Erhöhung der Wassertemperatur, durch zu geringen Sauerstoffgehalt oder Giftstoffe.

Untersuchung zur aktuellen Befallssituation

Im Zeitraum von Ende April bis Oktober 2006 wurde jeder Aal, der im Trappnetz der FFS gefangen wurde, auf den Befall mit *A. crassus* untersucht. Da im Trappnetz aufgrund der eingesetzten Maschenweite nur große Aale (> 60 cm) gefangen werden, wurden zusätzlich auch kleinere Aale elektrisch befishet. Bei jedem Tier wurde der Gesundheitszustand, das Körpergewicht sowie die Körperlänge aufgenommen. Nach dem Schlachten wurde die Schwimmblase entfernt, gewogen und geöffnet. Vorhandene Parasiten wurden gezählt und vermessen. Der Durchmesser der Schwimmblasenwand wurde bestimmt und

die Schleimhaut der Schwimmblasenwand auf Blutungen, Verfärbungen oder Zystenbildungen untersucht. Anhand der Wanddicke der Schwimmblase und der genannten pathologischen Veränderungen wurde jeder Schwimmblase ein sogenannter Schädigungsgrad in Anlehnung an Hartmann (1993) zugewiesen: Schädigungsgrad 1, keine oder kaum Veränderungen; Schädigungsgrad 2 und 3 geringe bis mittelgradige Veränderungen; Schädigungsgrad 4 Schwimmblasen mit vollständiger Hohlräumeinengung (Abbildung 3). Die Schwimmblasenwand wurde zwischen zwei Acrylplatten eingespannt und unter einem Binokular auf Larvenstadien durchsucht. Bei einigen Tieren wurde zusätzlich Blut entnommen, um Erythrocytenzahl und Hämatokrit (Anteil der zellulären Bestandteile am Volumen des Blutes) zu bestimmen. Insgesamt wurden 767 Aale untersucht. Weiterhin wurden vorhandene Befallsdaten aus den Jahren 1996-2005 ausgewertet und Schwimmblasen verschiedener anderer Fischarten auf Larvenstadien untersucht.

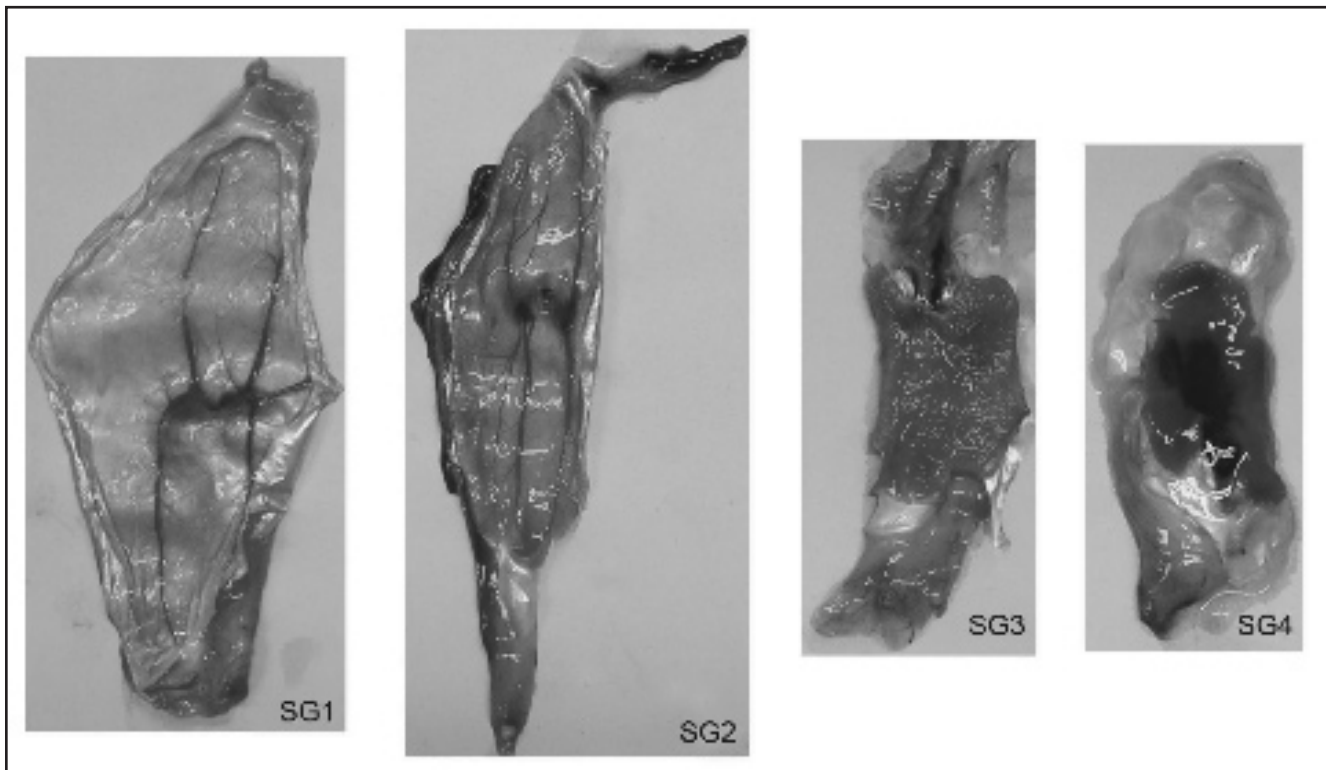


Abbildung 3: Eröffnete Schwimmblasen mit unterschiedlicher Schädigung (SG = Schädigungsgrad).

Bisherige Ergebnisse

Die Infektionsrate (Prozent infizierte Aale) lag im Jahr 2006 bei 70 % (Abbildung 4), dabei zeigten sich keine Hinweise auf jahreszeitliche Schwankungen. In den Jahren 1996-2005 war die Infektionsrate ebenfalls 70 % (Abbildung 5). Wahrscheinlich kann davon ausgegangen werden, dass *A. crassus* bereits deutlich vor 1996 in den Bodensee eingeschleppt wurde. Zu Beginn einer Infektion in einem Gewässer liegt die Infektionsrate oft zwischen 90 und 100 %. Erst im Laufe einiger Jahre pendelt sich die Infektionsrate bei einer konstanten, oft deutlich niedrigeren Zahl ein.

Die Befallsstärke (Anzahl Parasiten pro befallenem Aal) lag 2006 bei vier Parasiten pro Tier, dem gegenüber waren es 1996 noch 8 Parasiten pro befallenem Aal (Abbildung 6). Die Befallsstärke hat sich somit innerhalb von 10 Jahren halbiert. Dies ist eine interessante Beobachtung, da diese Halbierung der Befallsstärke vielleicht eine Anpassung der Aale an den „neu-

en“ Parasiten andeutet. Im Jahr 2006 hatten 11 % der Aale eine Schwimmblase, die keine Schädigung aufweist, 50 % der Aale Schwimmblasen mit Schädigungsgrad 2, 32 % der Aale Schwimmblasen mit Schädigungsgrad 3 und 7 % der Aale schwer geschädigte Schwimmblasen. Diese Aale werden bei einer Laichwanderung das Ziel, die Sargasso-See, nicht erreichen. Demgegenüber wiesen zu Beginn der Untersuchungen im Jahr 1996 immerhin 38 % der Aale eine ungeschädigte Schwimmblase auf und nur 8 % der untersuchten Tiere hatten Schwimmblasen mit einem Schädigungsgrad 3. Die Verteilung der übrigen Schädigungsgrade verhielt sich ähnlich den Ergebnissen von 2006. Für den Anstieg der Schädigung über die vergangenen 10 Jahre gibt es zum jetzigen Zeitpunkt keine echte Erklärung. Möglicherweise ist hier ein unbekannter weiterer Stressor oder aber die veränderte Nährstoffsituation im Bodensee verantwortlich. Es ist verwunderlich, dass sich die Verringerung der Befallsstärke um 50 %

nicht positiv im Gesundheitszustand der Schwimmblasen widerspiegelt.

Ein wichtiges Ergebnis dieser Untersuchung ist, dass anhand der gemessenen Dicke der Schwimmblasenwand eine gute Zuordnung zu einer bestimmten Schädigungs-kategorie möglich ist. Die Messung der Wandstärke der Schwimmblase stellt somit eine einfache Möglichkeit dar, den Schädigungsgrad objektiv (ohne Personeneffekt) zu bestimmen.

Überraschender Weise lassen sich keine Zusammenhänge zwischen dem Schädigungsgrad und den gemessenen Blutparametern feststellen. Wahrscheinlich ist die Infektion in einem chronischen Stadium, der Aal hatte also Zeit, eventuell veränderte Blutparameter wieder anzupassen.

Zusätzlich wurden im Laufe des Jahres 2006 die Schwimmblasen weiterer Fischarten, sowohl aus dem Jungfischmonitoring der FFS als auch Beifänge aus dem Trappnetz stichprobenartig auf Larven von *A. crassus* untersucht. Sowohl im bekannten Stapelwirt Kaulbarsch aber auch im Sonnenbarsch wurden L3

Stadien von *A. crassus* gefunden, in den Schwimmblasen von Karpfen, Rotaugen, Nase, Barsch, Hecht, Felchen und Ukelei hingegen nicht. Interessanter Weise handelt es sich sowohl beim Kaulbarsch als auch beim Sonnenbarsch um Neozoen. Die Parasitose wird also durch Aufkommen von nicht-heimischen Stapelwirten weiter gestützt.

Im Frühjahr 2007 sollen noch weitere Jungfische sowie Plankton auf Larven des Schwimmblasenwurms untersucht werden.

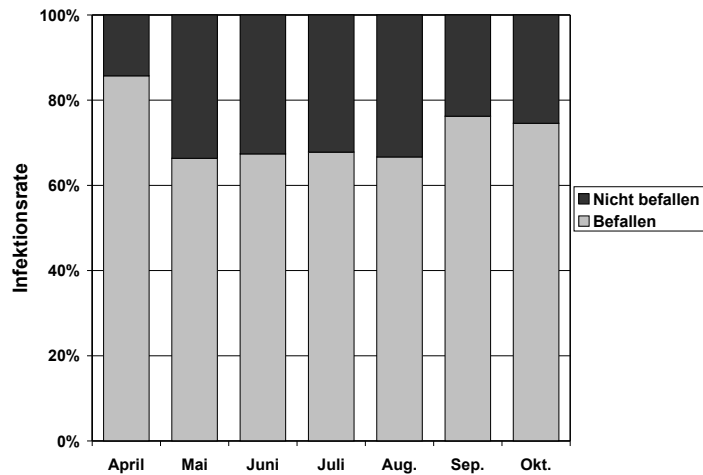


Abbildung 4: Infektionsrate im Jahr 2006.

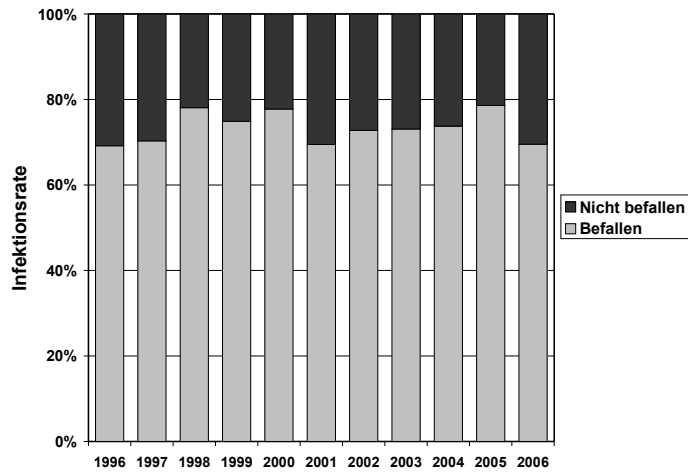


Abbildung 5: Infektionsrate der Jahre 1996 – 2006.

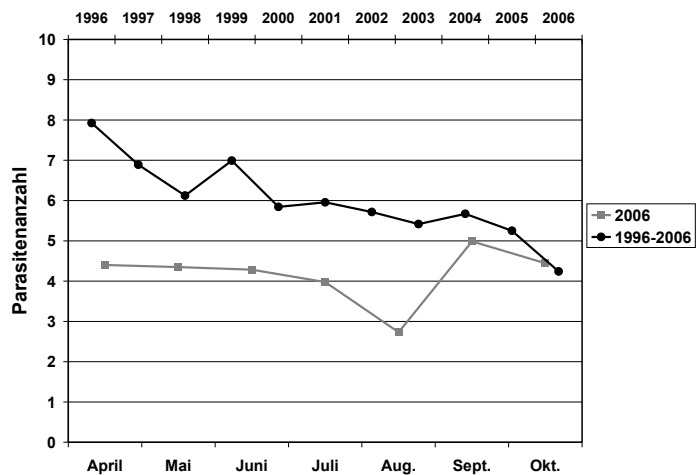


Abbildung 6: Adulte Parasiten pro befallenem Aal in den Jahren 1996 – 2006. (Schwarze Linie; links-oben: Befallsstärke seit Beginn der Untersuchungen am Bodensee; graue Linie; links-unten saisonaler Verlauf der Befallsstärke 2006).

Zusammenfassung

Es wurden 767 Aale auf den Befall mit dem Schwimmblasenwurm untersucht, von denen 70 % infiziert waren. Bei 11 % der untersuchten Aale waren keine Schädigungen an der Schwimmblase zu erkennen. Eine geringe oder mittlere Schädigung der Schwimmblase wurde bei 72 % der Aale beobachtet. Bei 7 % der Aale ist die Schwimmblase so stark geschädigt, dass die Tiere ihr Laichgebiet in der Sargasso-See nicht mehr erreichen können.

Es konnte gezeigt werden, dass die Messung der Wanddicke der Schwimmblase es ermöglicht, den Grad der Organschädigung einfach und objektiv zu bestimmen.

Literatur

- Egusa, S. (1976). Notes on the Culture of the European Eel (*Anguilla anguilla*) in Japanese Eel Farming Ponds. ICES/EIFAC-Symposium on Eel, Research and Management No. 61: 21 pp.
- Hartmann, F. (1993). Untersuchungen zur Biologie und Schadwirkung von *A. crassus*, Kuwahara, Niimi und Itagaki 1974 (Nematoda), einem blutsaugenden Parasiten in der Schwimmblase des Europäischen Aals (*Anguilla anguilla* L.). Dissertation, Hamburg.
- Knopf, K., Würtz, J., Sures, B. & Taraschewski, H. (1998). Impact of low water temperature on the development of *Anguillicola crassus* in the final host *Anguilla anguilla*. Dis. Aquat. Organ. 33(2): 143-149.
- Konency, R. & Wais, A. (1993). Occurrence of *A. crassus* in eels of Lake Neusiedl, Austria, Folia Parasitologica 49: 327.
- Moravec, F. & Skorková, B. (1998). Amphibians and larvae of aquatic insects as new paratenic hosts of *Anguillicola crassus* (Nematoda: Dracunculoidea), a swimbladder parasite of eels. Dis. Aquat. Org. 34: 217-222.
- Moravec, F. (1994). Parasitic Nematodes of Freshwater Fishes of Europe. Academia, Praha, 473 S.
- Münderle, M. (2005). Ökologische, morphometrische und genetische Untersuchungen an Populationen des invasiven Schwimmblasen-Nemathoden *Anguillicola crassus* aus Europa und Taiwan. Dissertation, Karlsruhe.
- Neumann, W. (1985). Schwimmblasenparasit *Anguillicola* bei Aalen. Fischer und Teichwirt 11: 322.
- Sures, B., Knopf, K. & Kloas, W. (2001). Induction of stress by the swimbladder nematode *Anguillicola crassus* in European eels, *Anguilla anguilla*, after repeated experimental infection. Parasitology 123: 179-184.
- Sures, B. & Knopf, K. (2004). Parasites as a threat to freshwater eels? Science 304: 209-211.



Neue EU-Verordnung über den Transport von Tieren

J. Gaye-Siessegger

Die seit dem 5. Januar 2007 geltende Verordnung (EG) Nr. 1/2005 des Rates vom 22. Dezember 2004 über den Schutz von Tieren beim Transport und damit zusammenhängenden Vorgängen sowie zur Änderung der Richtlinien 64/432/EWG und 93/119/EG und der Verordnung (EG) Nr. 1255/97 regelt den Transport aller Wirbeltiere und somit auch den von Fischen (entgegen ersten Vermutungen siehe AUF AUF 1/2006). Die Verordnung gilt nur für den Transport, der in Verbindung mit einer wirtschaftlichen Tätigkeit durchgeführt wird. Da die Verordnung hauptsächlich eine Verbesserung beim Transport von Säugetieren und Geflügel herbeiführen möchte und nicht speziell auf Fische ausgelegt ist, herrscht zur Zeit noch hinsichtlich vieler Bestimmungen Unklarheit. An dieser Stelle werden kurz die wichtigsten Bestimmungen dieser neuen Verordnung in Bezug auf den Transport von Fischen aufgeführt. Zu einem späteren Zeitpunkt wird ein ausführlicher Bericht folgen.

Landwirte, also auch Fischzüchter und Teichwirte, können ihre eigenen Tiere in ihren eigenen Transportmitteln über eine Entfernung von bis zu 50 km unter Einhaltung der allgemeinen Bedingungen für den Transport von Tieren nach Artikel 3 transportieren. Artikel 3 besagt, dass niemand eine Tierbeförderung durchführen oder veranlassen darf, wenn den Tieren dabei Verletzungen oder unnötige Leiden zugefügt werden könnten. Zudem muss die Beförderungsdauer so kurz wie möglich gehalten werden, die Tiere müssen transportfähig sein und die mit den Tieren umgehenden Personen müssen in angemessener Weise geschult oder qualifiziert sein (ausführliche Informationen zu diesem letzten Punkt folgen, sobald dieser eindeutig geklärt ist).

Personen, die Tiere bis zu 65 km transportieren, benötigen keine Zulassung als Transportunternehmer. Ab einer Strecke von 65 km benötigt jedoch jeder, der auf eigene Rechnung oder für andere Tiere befördert, eine Zulassung vom Veterinäramt (Artikel 6, Abs. 1). Gemäß Artikel 10 (Abs. 1) muss jeder Transportunternehmer in dem Mitgliedstaat, in dem er die Zulassung beantragt, ansässig sein oder einen Vertreter in diesem Mitgliedsstaat haben. Der

Antragsteller muss weiterhin nachweisen, dass er über ausreichend und geeignetes Personal sowie über ausreichende und angemessene Ausrüstungen und Verfahren verfügt, um dieser Verordnung nachzukommen. Hier bietet sich an, darauf hinzuweisen, dass das Erlernen von tierschutzgerechten Fischtransporten Teil der Ausbildung zum Fischwirt ist und/oder man über eine langjährige Erfahrung beim artgerechten Transport von Fischen verfügt. Weiterhin sollte deutlich gemacht werden, dass das Personal entsprechend eingearbeitet ist bzw. neues Personal gründlich eingearbeitet wird und der Fischtransport in speziellen Transportbehältern stattfindet. Zudem darf nichts darauf hinweisen, dass in den letzten drei Jahren ernste Verstöße gegen das gemeinschaftliche und/oder nationale Tierschutzrecht begangen wurden. Sonst wird ein Führungszeugnis verlangt. Die Zulassung gilt für höchstens 5 Jahre (Artikel 10, Abs. 2). Sie gilt nicht für lange Beförderungen (s.u.).

Überschreitet der Transportvorgang vom Versand- zum Bestimmungsort die Zeitdauer von 8 Stunden, hier ist die Zeit fürs Verladen und Entladen nicht mitgerechnet, dann benötigt der Transportunter-

nehmer eine Zulassung für lange Beförderungen (Artikel 11). Neben den oben aufgeführten Anforderungen (Artikel 10, Abs. 1) müssen zusätzliche Papiere eingereicht werden. In diesen muss festgehalten werden, wie der Transportunternehmer die Bewegungen der Fahrzeuge verfolgt, aufzeichnet und ständigen Kontakt zu den Fahrern halten kann. Weiterhin müssen Notfallpläne vorgelegt werden, die in dringenden Fällen zum Tragen kommen. Einzelheiten hierzu müssen mit dem Veterinäramt abgeklärt werden. Auch diese Zulassungen gelten für höchstens 5 Jahre (Artikel 11, Abs. 3).

Transportunternehmer befördern Tiere nach Maßgabe der in Anhang I genannten technischen Vorschriften (Artikel 6, Abs. 3). Tiere dürfen nur befördert werden, wenn sie im Hinblick auf die geplante Beförderung transportfähig sind und wenn gewährleistet ist, dass ihnen unnötige Verletzungen und Leiden erspart bleiben (Kapitel I, Abs. 1). Die technischen Vorschriften verlangen u.a. einen pfleglichen Umgang mit den Tieren und die Anwendung von geeigneten Geräten.

Bis zur Annahme ausführlicher Bestimmungen für Fische können die Mitgliedstaaten einzelstaatliche

Vorschriften festlegen oder beibehalten (Artikel 30, Abs. 8), d.h. es gelten neben den oben aufgeführten Bestimmungen zusätzlich die unserer nationalen Tierschutztransportverordnung. Wer vorsätzlich oder fahrlässig gegen diese Verordnung verstößt, handelt ordnungswidrig (Tierschutztransport-Bußgeldverordnung, www.rechtliches.de/info_TierSchTrBGV.html).

Es ist leider nicht völlig auszuschließen, dass vorläufig auch die zuständigen Behörden mit der Anwendung der Verordnung auf Fische und Fischtransporte Schwierigkeiten haben werden und es unter Umständen zu Missverständnissen kommen kann. Unzweifelhaft ist jedoch, dass alle diejenigen, die Fische über Strecken von mehr als 65 km transportieren, eine Zulassung als Transportunternehmer nach der EU-Verordnung benötigen. Das gilt selbst für Betriebe, die bereits jetzt als „gewerbliche Beförderer“ über eine Erlaubnis nach der deutschen Tierschutztransportverordnung verfügen. Wer also noch keine Zulassung nach der EU-Verordnung beim Veterinäramt beantragt hat, sollte dies unverzüglich nachzuholen.

Quelle:

Verordnung (EG) Nr. 1/2005 des Rates vom 22. Dezember 2004 über den Schutz von Tieren beim Transport und damit zusammenhängenden Vorgängen sowie zur Änderung der Richtlinien 64/432/EWG und 93/119/EG und der Verordnung (EG) Nr. 1255/97. *Amtsblatt der Europäischen Union* L 3, 1-44.

Forellenproduktion in Europa: Entwicklung in den Jahren 1999 bis 2004

R. Rösch und J. Gaye-Siessegger

Seit dem letzten Bericht im AUF AUF (Heft 2/2003) über Entwicklungen und Trends in der Forellenproduktion und -vermarktung in Europa sind fast 4 Jahre vergangen. In dieser Zeit hat sich in diesem Bereich viel verändert. Der folgende Bericht stellt die Produktionszahlen der forellenproduzierenden Länder in Europa im Zeitraum von 1999 bis 2004 dar.

Zugang zu aktuellen Daten

Im Internet stellen die FAO („Food and Agriculture Organisation der Vereinten Nationen“, www.fao.org) und die FEAP („Federation of European Aquaculture Producers“, www.aquamedia.org), welche die Dachorganisation der Vereinigungen der Fischproduzenten der einzelnen Länder Europas ist, ausführliche Daten zur Produktion der verschiedenen in der Aquakultur erzeugten Arten zur Verfügung. Die FAO- und Aquamedia-Statistiken geben allerdings nur grobe Einblicke, da sie weder zwischen den einzelnen Salmonidenarten, noch zwischen Speisefisch- und Satzfishproduktion unterscheiden.

Im Jahresbericht für die deutsche Fischwirtschaft, der vom Bundesministerium für Verbraucherschutz, Ernährung und Landwirtschaft (BMELV) herausgegeben wird, sind u. a. Daten zur Fischproduktion in Deutschland sowie zum Im- und Export für das jeweilige Vorjahr zu finden. Diese Zahlen beruhen auf den Angaben der einzelnen Bundesländer und den Daten des statistischen Bundesamtes.

Forellenproduktion in Europa

Die jährliche Produktion von Regenbogenforellen in Europa lag in den Jahren von 1999 bis 2004 zwischen 325.237 und 368.936 t, wobei seit 2002 ein leichter Abwärtstrend festzustellen ist (Tabelle 1). Die sechs größten Forellenproduzenten im Jahr 2003 waren Norwegen, Frankreich, Italien, Dänemark, Spanien und die Türkei als Beitrittskandidat der EU (Abbildung 1). Im Jahr 2003 wurden auch in Deutschland, Großbritannien, Finnland und Polen jeweils mehr als 10.000 t produziert. In den anderen europäischen Ländern war die Produktion geringer.

In Europa werden weißfleischige und rotfleischige Portionsforellen sowie große Forellen produziert. Portionsforellen sind in Deutschland traditionell fast ausschließlich weißfleischig, in Großbritannien, Spanien und Frankreich ist dagegen ein Großteil der Portionsforellen rotfleischig. In den skandinavischen Ländern werden nahezu ausschließlich große Forellen produziert, Portionsforellen haben dort keinen Markt. Große Forellen werden fast ausschließlich rotfleischig, als

„Lachsforellen“, in den Handel gebracht, in Deutschland und Finnland meist mit einem Gewicht zwischen 800 und 1.500 g, in Frankreich und Norwegen dagegen zwischen 3.000 und 3.500 g.

Tabelle 1: Forellenproduktion in Europa in Tonnen (Quelle: Aquamedia).

Jahr	1999	2000	2001	2002	2003	2004
Weißfleischige Portionsforelle	128.761	132.489	130.036	124.386	128.510	135.739
Rotfleischige Portionsforelle	98.466	106.910	104.010	100.280	89.890	87.191
Lachsforelle	98.010	99.044	119.219	144.270	122.987	108.198
Forellen gesamt	325.237	338.443	353.265	368.936	341.387	331.128

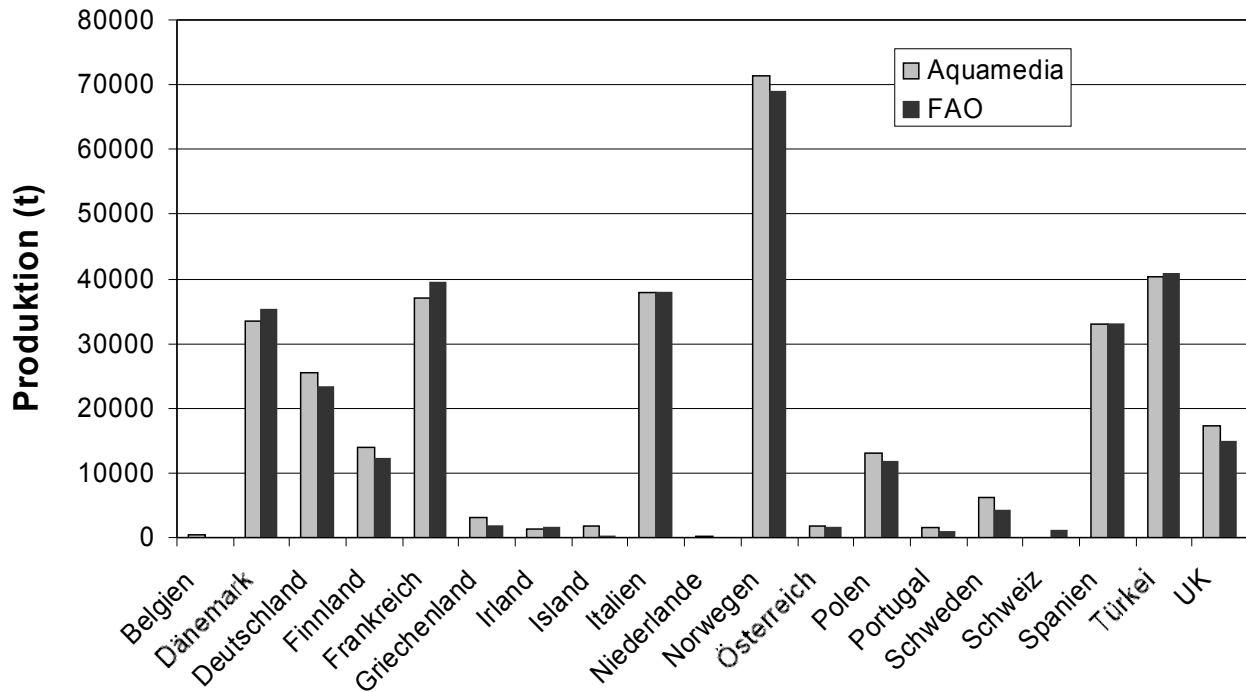


Abbildung 1: Forellenproduktion im Jahr 2003 in Europa nach FAO- und Aquamedia-Statistik.

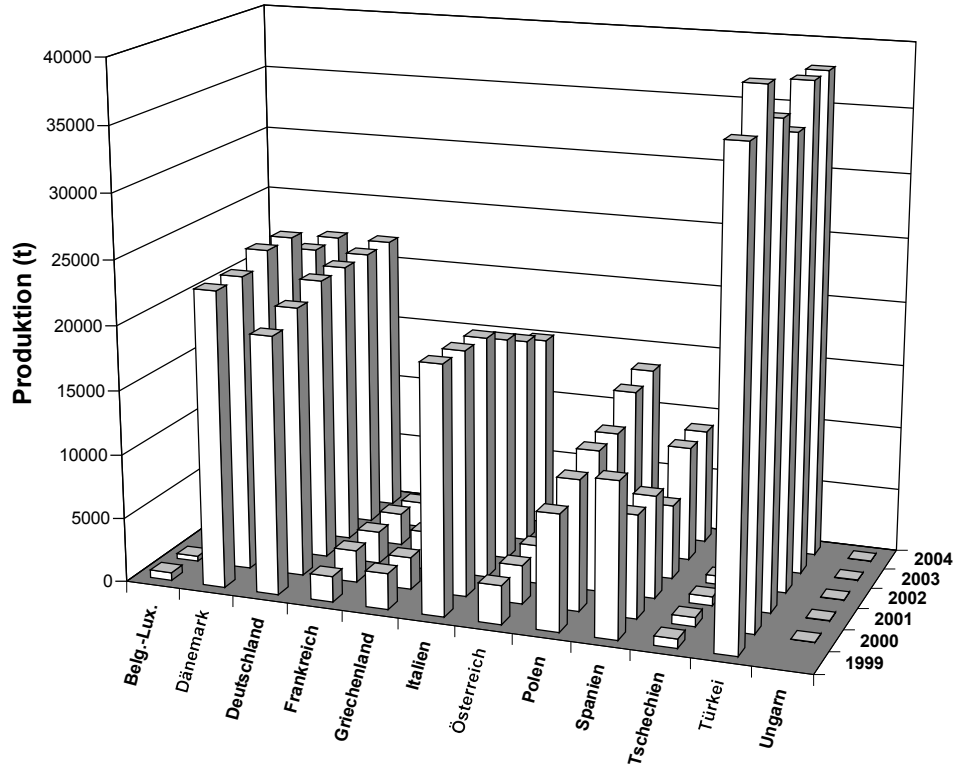


Abbildung 2: Produktion weißfleischiger Portionsforellen in Europa von 1999 bis 2004 für die einzelnen Länder (Quelle: Aquamedia).

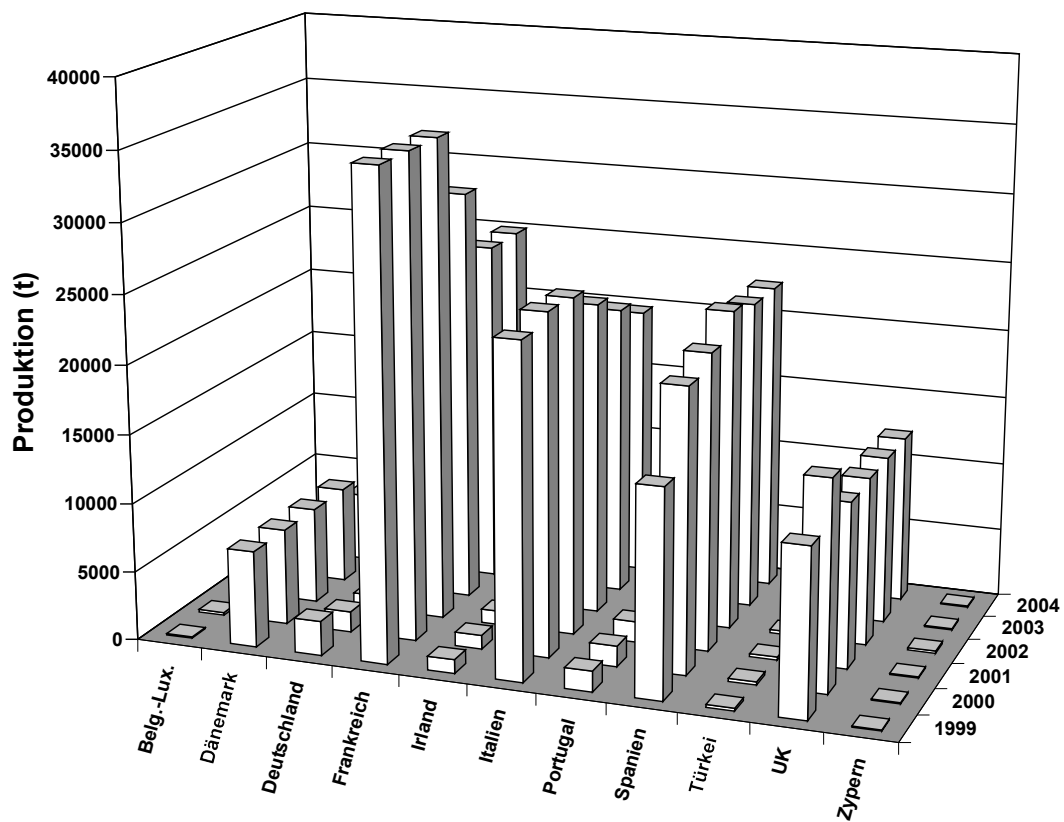


Abbildung 3: Produktion von rotfleischigen Portionsforellen in Europa von 1999 bis 2004 für die einzelnen Länder (Quelle: Aquamedia).

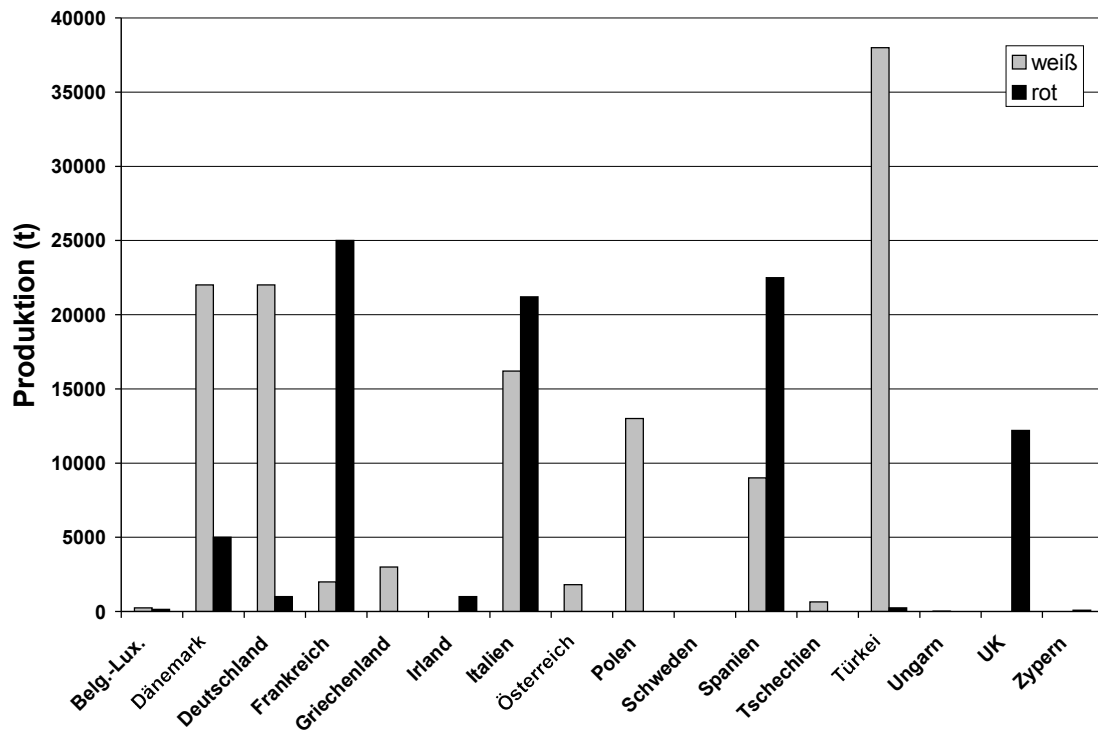


Abbildung 4: Produktion von weiß- und rotfleischigen Portionsforellen im Jahr 2003 in Europa (Quelle Aquamedia).

Weißfleischige Portionsforellen

Die Produktion an weißfleischigen Portionsforellen in Europa lag in den Jahren 1999 bis 2004 zwischen 124.386 und 135.739 t (Tabelle 1). Sie nahm in Deutschland in diesem Zeitraum von 20.000 auf 22.000 t und in Polen von 9.000 auf 13.500 t zu (Abbildung 2). Dies war der höchste prozentuale Anstieg insgesamt. In anderen Ländern hingegen, wie z. B. in Spanien und Italien, nahm die Jahresproduktion in diesem Zeitraum deutlich ab. Die höchste Produktion weißfleischiger Portionsforellen im Jahr 2003 hatten die Türkei, Dänemark und Deutschland, gefolgt von Italien und Polen.

Rotfleischige Portionsforellen

Abbildung 3 zeigt die Jahresproduktionen an rotfleischigen Portionsforellen für die Jahre 1999 bis 2004. Die europaweite Produktion lag im Zeitraum 1999 bis 2004 zwischen 87.240 und 106.910 t (Tabelle 1). Seit 2000 ist in Europa ein Rückgang festzustellen. Vor allem die Abnahme in Frankreich von 35.000 t in den Jahren 1999 bis 2001 auf 25.000 t im Jahr 2004 macht sich hier bemerkbar. In Deutschland sind rotfleischige Portionsforellen von untergeordneter Bedeutung (Abbildung 4). In anderen Ländern, wie Frankreich, Spanien und Großbritannien, werden jedoch hauptsächlich rotfleischige Portionsforellen erzeugt und auch in Italien überwiegt die Produktion von rotfleischigen die von weißfleischigen Forellen. Weißfleischige Forellen sind in diesen Ländern nahezu ausschließlich für den Export nach Deutschland bestimmt. Europaweit gesehen werden etwas weniger rotfleischige Portionsforellen produziert als weißfleischige. Die höchsten Produktionszahlen im Jahr 2003 hatten Frankreich mit 25.000 t, gefolgt von Spanien mit 22.500 t und Italien mit 21.200 t.

Lachsforellen

Norwegen steht mit einer Jahresproduktion von 71.000 t im Jahr 2003 und 65.000 t im Jahr 2004 an erster Stelle. In Norwegen werden die Lachsforellen wie die Lachse in Netzkäfigen im Meer produziert, in den anderen Ländern überwiegend im Süßwasser an Land. In Abbildung 5 ist die Produktion von Lachsforellen in Europa von 1999 bis 2004 dargestellt. Norwegen ist hier nicht mit aufgeführt, um die in den anderen Ländern wesentlich niedrigere Produktion übersichtlich darstellen zu können. In Dänemark, Finnland und Schweden nahm die Jahresproduktion in den letzten Jahren ab. Die nach Norwegen höchste Produktion an Lachsforellen im Jahr 2003 hatte Finnland mit 13.920 t, gefolgt von den Färöern und Frankreich mit 10.220 und 10.000 t.

Außenhandel

Einige Länder produzieren hauptsächlich für den Export, wie z. B. Norwegen und Dänemark. Norwegische Lachsforellen werden fast ausschließlich nach Japan und Russland vermarktet und gelangen kaum auf den europäischen Markt. Deutschland hingegen produziert fast ausschließlich für den inländischen Markt. Da aber diese erzeugte Menge den Bedarf an Forellen nicht decken kann, muss noch einmal ungefähr die gleiche Menge an Forellen eingeführt werden.

Die Forellen werden hauptsächlich aus den Ländern Dänemark, Spanien, Frankreich und Polen importiert. Etwa 42 % aller Forellen in Deutschland werden als geräuchertes Produkt verkauft.

Diskussion

Bei Statistiken stellt sich immer die Frage nach der Zuverlässigkeit der Daten. Die Aquamedia-Daten sind die Angaben der Verbände der Fischzüchter. Diese haben kein Interesse daran, ihre Produktion zu niedrig darzustellen. In jedem Fall zeigen die Zahlen Trends auf.

Im Gegensatz zur Produktion na-

hezu aller anderen Arten der Aquakultur blieb die Forellenproduktion in den letzten Jahren weitgehend konstant und bestätigte damit die Ende der 1990er Jahre erstellte Marktstudie zu Forellen, die feststellte, dass die Forelle schon ein altes Produkt ist. Diese Marktstudie erwartete für die nächsten Jahre einen leichten Rückgang der Forellenproduktion, wenn nichts Grundlegendes passiert. Hier scheint sich aktuell (seit 2006) etwas zu tun, denn der Forellenmarkt in (Mittel-) Europa ist seit mehr als einem Jahr dadurch gekennzeichnet, dass die Produktion die Nachfrage nur knapp decken kann. Das zeigt sich hauptsächlich in zwei Bereichen: dem erzielbaren Preis und vor allem daran, dass auf dem „Spotmarkt“, d.h. kurzfristig, kaum oder keine lebenden Forellen zu bekommen sind. Die Forellenproduzenten, deren Eigenproduktion selbst nicht immer ausreicht und die daher zumindest teilweise auf Zukauf angewiesen sind, müssen somit längerfristig planen und Fische schon lange im Voraus bestellen. Als Gründe für diesen Mangel an Fischen kommen verschiedene Faktoren in Frage. Dazu zählt die teilweise extreme Trockenheit der letzten Jahre im Mittelmeergebiet, die in Frankreich und Spanien dazu führte, dass die Produktion in vielen Bereichen nicht ausgeweitet werden konnte und in Einzelfällen sogar deutlich zurückgefahren werden musste. Ein weiterer Grund sind teilweise strenge Umweltauflagen, die z. B. in Dänemark die Produktion schon seit mehr als 10 Jahren stagnieren lassen. Auch in Frankreich sind die Umweltauflagen für die Forellenproduktion strenger geworden. Die Verknappung hat zur Folge, dass die Preise deutlich gestiegen sind. Hinzu kommt vermutlich auch ein Anstieg der Nachfrage, bedingt durch einen Anstieg des Fischkonsums.

Allgemein war nach der Verknappung erwartet worden, dass nach dem Prinzip des „Schweinezyklus“ die Produktion schon innerhalb eines Jahres deutlich ansteigen wird und danach die Preise wieder auf das frühere Niveau zurückgehen.

Das war aber nicht der Fall. Beim Lachs dagegen gingen die Preise nach dem starken Anstieg Anfang des letzten Jahres bis zum Herbst wieder auf „Normalniveau“ zurück (FischMagazin 10/06). Dies zeigt, dass sich der Forellenpreis zumindest in Deutschland (Mitteleuropa) unabhängig vom Lachspreis entwickelt.

Ein Seitenaspekt des knappen Angebotes ist, dass sich einzelne aus kurzfristigem Mangel an Fischen heraus dazu verleiten lassen könnten, „zweifelhafte“ Fische, d.h. solche, über deren Gesundheitszustand nichts oder nur wenig bekannt ist, zu kaufen. Eine solche Entwicklung könnte das Seuchengeschehen in Deutschland nachhaltig negativ beeinflussen und zur (weiteren, unerwünschten) Verbreitung von Fischseuchen beitragen.

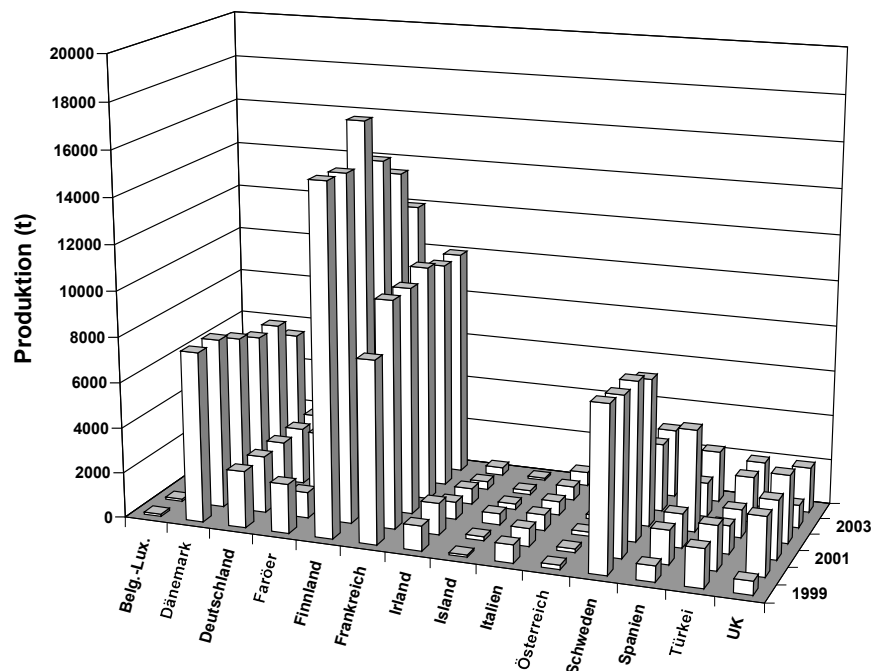


Abbildung 5: Produktion von Lachsforellen in Europa von 1999 bis 2004 (ohne Norwegen) (Quelle: Aquamedia).

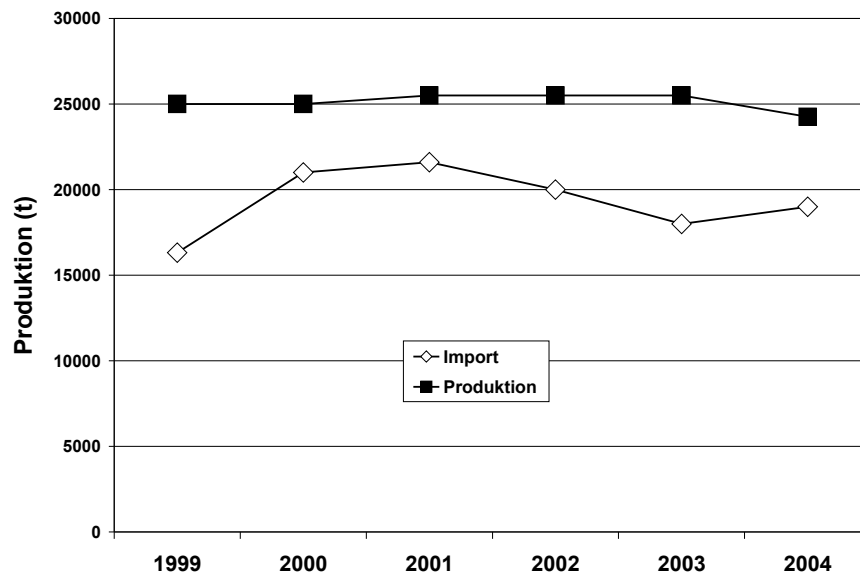


Abbildung 6: Produktion und Import von Forellen in Deutschland (Quelle für Import: Jahresbericht Fischerei).

Ökobilanz einer Kreislaufanlage und Vergleich mit einer Durchflussanlage

Zusammengefasst von J. Gaye-Siessegger

Im vorliegenden Beitrag sollen die Ergebnisse einer Studie vorgestellt werden, in der die Umweltauswirkungen einer Kreislaufanlage zur Steinbuttproduktion (*Scophthalmus maximus*) untersucht wurden. Die Emissionen an Feststoffen, Stickstoff und Phosphor wurden mit zwei verschiedenen Methoden bestimmt: klassische Wasseranalytik und rechnerische Abschätzung. Es wurde eine Ökobilanz der Kreislaufanlage erstellt, in die die folgenden Indikatoren eingingen: Eutrophierungspotential, Versauerungspotential, Erderwärmungspotential (Klimaerwärmung) sowie der Verbrauch an Rohstoffen und an nicht erneuerbaren Energien. Abschließend wurde ein Vergleich mit einer Durchflussanlage zur Produktion von Lachsforellen (*Oncorhynchus mykiss*) aufgestellt, bei der entgegen der üblichen Meinung klare Umweltvorteile für die Durchflussanlage aufgezeigt wurden.

Einleitung

Die Zucht mariner Fischarten in Westeuropa ist vielen Einschränkungen ausgesetzt. Die Zugänglichkeit zu Küstengebieten ist limitiert. Tourismus und Freizeitgestaltung weiten sich aus, zudem sind Emissionen von Nährstoffen in aquatische Ökosysteme von großem öffentlichen Interesse und werden streng kontrolliert. Aus diesem Grund verschiebt sich die Produktion hochwertiger mariner Arten in Richtung Kreislaufanlagen. Es scheint, als haben diese Systeme viele Vorteile, da sie nur geringe Mengen Wasser nutzen und daher wenig abhängig von der natürlichen Wasserqualität sind.

Die Beurteilung von aquatischen Produktionssystemen bezieht sich meist auf die Auswirkung der Emissionen im direkten Umfeld. Andere Auswirkungen auf die Umwelt, wie der Verbrauch von Energie und Rohstoffen oder die Produktion von Treibhausgasen werden dabei meist nicht berücksichtigt. In der hier besprochenen Studie wurden die Umweltauswirkungen einer Kreislaufanlage sowohl auf lokaler als auch auf globaler Ebene untersucht. Die Ziele waren (1) die Bewertung

der innerhalb eines Jahres abgegebenen Nährstoffe, (2) der Vergleich verschiedener Szenarien für die gasförmigen Stickstoffemissionen und (3) eine Umweltverträglichkeitsprüfung der Fischzucht und begleitender Prozesse (Futter, Ausrüstung, Infrastruktur, Energieerzeugung) durch eine Ökobilanz.

Einzelheiten zur untersuchten Kreislaufanlage

Die Anlage ist seit 1999 in Betrieb. Sie liegt in der Bretagne (Frankreich) an der Mündung des Flusses Jaudy, aus dem das Wasser gepumpt wird (Salinität 30 g/l). Die jährliche Produktionskapazität liegt bei 90 Tonnen Steinbutt. Im Untersuchungsjahr 2000 lag die Fischproduktion bei 70,45 Tonnen und die Futtermittelverwertung (FQ) bei 1,23. Abbildung 1 zeigt eine Übersicht über die Kreislaufanlage. Das Flusswasser durchläuft zunächst zwei Sandfilter. Bei diesem Schritt wird ein Großteil der Feststoffe entnommen. Mit einer Wärmepumpe wird das Wasser auf 17°C einreguliert. Dann wird es zunächst durch einen Puffertank geleitet, im Anschluss in einen Biofilter gepumpt und schließlich durch UV-Licht desinfiziert. Bevor das Wasser in

die Becken gelangt, wird Sauerstoff zugeführt oder entspannt. Wasser, welches die Becken verlässt, wird zunächst über einen Trommelfilter geleitet und danach wieder dem Puffertank zugeführt. Restwasser, welches suspendierte Feststoffe enthält, wird durch einen letzten Trommelfilter und dann wieder in den Fluss geleitet. Der anfallende Schlamm wird in einem Behälter gesammelt. Das Wasservolumen der Kreislaufanlage wird auf 1150 m³ geschätzt. Durchschnittlich werden etwa 50 % des Wassers pro Tag ausgetauscht. Diese für eine Kreislaufanlage hohe Austauschrate wird mit der Optimierung der Temperaturregulation durch die Wärmepumpe begründet.

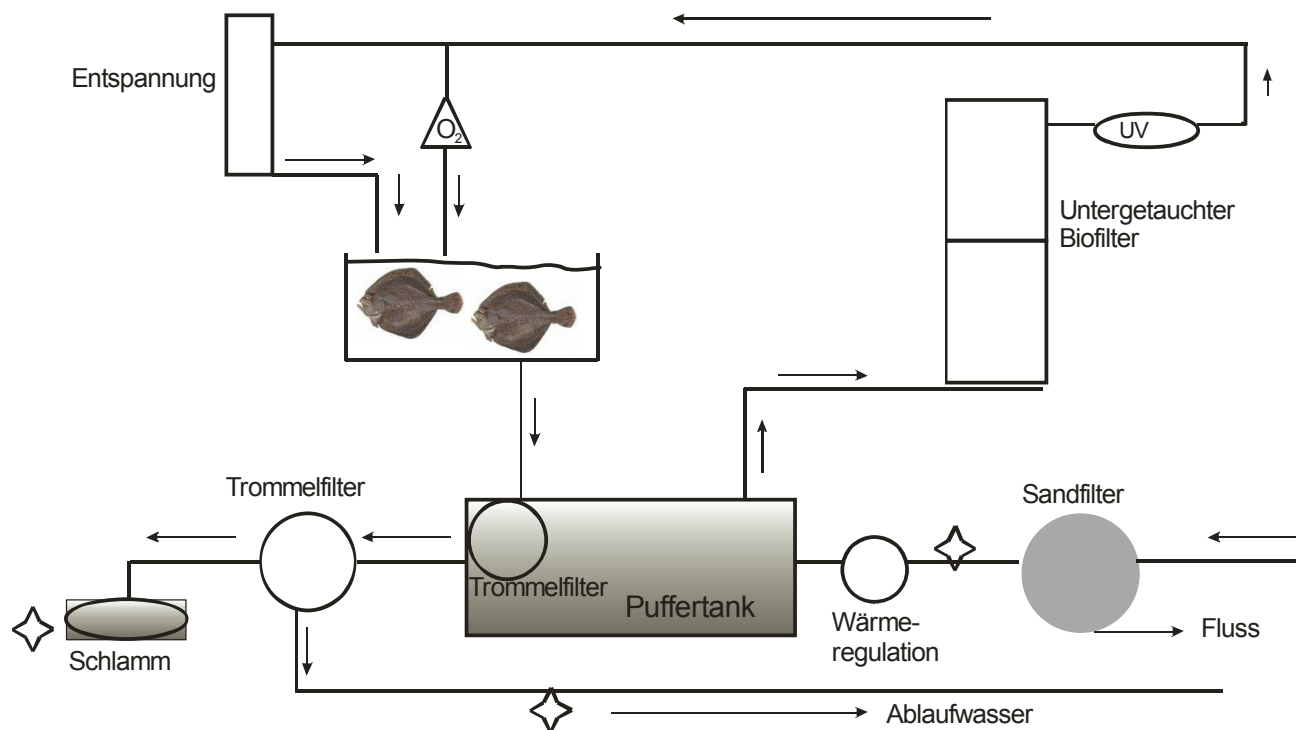


Abbildung 1: Übersicht über die Kreislaufanlage (leicht verändert aus Aubin et al. 2006). Abkürzungen: UV = UV-Licht zur Desinfektion, O_2 = Flüssigsauerstoffeintrag und \diamond Probenentnahme für die Wasseranalysen.

1. Bestimmung der Emissionen auf lokaler Ebene

Die Emissionen von Nährstoffen (Stickstoff (N) und Phosphor (P)) und suspendierten Feststoffen wurden mit zwei verschiedenen Methoden berechnet:

Methode 1:

Durch eine Bilanzierung basierend auf den Aufzeichnungen des Fischzüchters sowie den chemischen Analysen des Schlammes und des Ablaufwassers: Von der Summe der Nährstoffe und Feststoffe aus dem Schlamm und dem Ablaufwasser wurde die Belastung des Zuflusswassers abgezogen. Die durchschnittlichen Werte im Zufluss- und Ablaufwasser wurden mit dem Gesamtwasserfluss des Jahres multipliziert, um die Mengen für das gesamte Jahr zu erhalten. Die im Versuchsjahr angefallene Gesamtmenge an Schlamm (6100 kg Trockenmasse, davon 85 kg Stickstoff) wurde vom Fischzüchter ebenso bestimmt.

Methode 2:

Bestimmung der Emissionen durch rechnerische Abschätzung: Von der Menge an Nährstoffen, welche die Fische über das Futter aufnehmen wird die Menge, welche in den Zuwachs der Fische geht, abgezogen. Die Unterscheidung von festen und gelösten Emissionen wird dadurch erhalten, dass man die Verdaulichkeiten der Nährstoffe des Futters beachtet, die Körperzusammensetzung der Fische sowie den nicht gefressenen Anteil des verabreichten Futters (siehe zu diesem Thema auch in den Kurzmitteilungen: Rechner zur Abschätzung der Ablaufwasserbelastung).

Beide Methoden haben Schwächen. Die mit Methode 1 gemessenen Werte sind Durchschnittswerte oder punktuelle Aufzeichnungen, Schwankungen können aber sehr groß sein. Des Weiteren wurden die Daten mit verschiedenen analytischen Methoden erzielt, die eine unterschiedliche Genauigkeit aufweisen. Zudem wurden in der Studie die Stickstoffemissionen sehr wahrscheinlich unterschätzt, da Harnstoff im Auslauf nicht gemessen wurde. Die Harnstoffausscheidung beim Steinbutt beträgt jedoch etwa 20 % der gesamten Stickstoffausscheidung. Die Autoren erwarteten aber, bedingt durch die lange Verweilzeit des Wassers in der Anlage sowie durch den Einfluss der Pumpen und Filter eine nahezu komplette Umwandlung des Harnstoffs in Ammoniak. Bei Methode 2 kann das Verhältnis von an Feststoffe gebundenem Phosphor zu gelösten Phosphorverbindungen nur unzureichend festgelegt werden (Auswaschungsprozesse).

Beide Methoden ergaben vergleichbare Ergebnisse für die Feststoff- und Phosphoremissionen. Im Jahr 2000 ergaben sich 17352 bzw. 17560 kg Feststoffe und 892 bzw. 900 kg Gesamtphosphor. Der mit der ersten Methode bestimmte Anteil an gelöstem Phosphor war deutlich höher als der mit der zweiten Methode abgeschätzte. Begründet wurde dies durch die Wasserführung (Transport der Abfallstoffe aus den Tanks zum zentralen Trommelfilter sowie Einfluss der Pumpen und Filter), die einen Zerfall des organischen Materials und Umsetzung der Nährstoffe zur Folge hatte. Die mit Methode 2 berechnete Menge an Stickstoff war beinahe doppelt so hoch wie die mit Methode 1 bestimmte. Die Unterschiede in den Stickstoffemissionen zwischen den beiden Methoden können nicht durch die Probenahme, die Methode oder durch die geschätzten Werte begründet werden. Die Autoren vermuten, dass es sich bei dieser Differenz um gasförmige Stickstoffemissionen (Lachgas, Stickstoffmo-

Tabelle 1: Vergleich der mit den beiden Methoden bestimmten Emissionen an Feststoffen, Phosphor und Stickstoff im Jahr 2000.

in kg	Methode 1: klassische Wasseranalytik	Methode 2: rechnerische Abschätzung	Differenz
Gesamtfeststoffe	17.352	17.560	208
Gelöste Phosphorverbindungen	454	180	-274
An Feststoffe gebundener Phosphor	438	720	282
Gesamtphosphor	892	900	8
Gelöste Stickstoffverbindungen	2771	4850	2.079
An Feststoffe gebundener Stickstoff	397	980	583
Gesamtstickstoff	3168	5830	2.662

noxid, Ammoniak und molekularer Stickstoff) handelt, die bei der chemischen Analyse des Wassers und des Schlammes nicht erfasst wurden. Als die zwei Hauptquellen für diese gasförmigen Emissionen werden der Biofilter und der Schlamm aufgeführt. Da während der Studie diese Gasemissionen nicht gemessen wurden, wurden drei unterschiedliche Szenarien angenommen:

- Szenarium 1 (S1): Alle Emissionen (Feststoffe, Phosphor und Stickstoff) wurden direkt an das Wasser abgegeben.
- Szenarium 2 (S2): Emissionen an Feststoffen und Phosphor wie bei Szenarium 1. Die Stickstoffemissionen ins Wasser entsprachen dem mit Methode 1 ermittelten Wert (siehe Tabelle 1). Bei den Stickstoffemissionen in die Luft handelte es sich um molekularen Stickstoff (N₂), welcher keinen Effekt auf das Klima hat.
- Szenarium 3 (S3): Emissionen an Feststoffen und Phosphor wie bei den Szenarien 1 und 2. Hoher Anteil an Lachgas (etwa 23,4 %) und etwa 9,1 % Ammoniak (aus dem Schlamm) bei den gasförmigen Stickstoffemissionen.

2. Umweltverträglichkeitsprüfung

Bei einer Umweltverträglichkeitsprüfung handelt es sich um eine standardisierte Methode, welche dafür konzipiert wurde, den potentiellen Einfluss der mit einem Produkt verbunden ist, zu ermitteln, zu beschreiben und zu bewerten. In dieser Studie wurden in die Umweltverträglichkeitsprüfung mit einbezogen:

- (1) Die Fischproduktion, d.h. die Emissionen, die durch die biologische Umwandlung von Futter zu Fisch verursacht werden,
- (2) Futter, einschließlich der Verarbeitung, der Produktion der Futterkomponenten sowie des Transportes,
- (3) Gerätschaft, einschließlich der Herstellung, Transport und Gebrauch,
- (4) Gebäude, einschließlich der Produktion des Materials, Transport, Konstruktion und Gebrauch,
- (5) Chemikalien, wie Flüssigsauerstoff, Arzneimittel, deren Produktion und Transport und
- (6) Energieträger (Elektrizität, Benzin, Heizgas), einschließlich Produktion, Transport und Gebrauch.

Untersucht wurden in dieser Studie die Indikatoren Eutrophierungspotential, Versauerungspotential, Erderwärmungspotential sowie Rohstoffverbrauch und Verbrauch nicht erneuerbarer Energien dieser Kreislaufanlage mit Steinbutt.

Der Energieverbrauch der untersuchten Kreislaufanlage ist hoch und ein entscheidender Teil möglicher Auswirkungen auf die Umwelt (Versauerungspotential, Erderwärmungspotential) wird durch diese Eigenschaft verursacht. Und dies, obwohl in Frankreich ein Großteil (80 %) der Energie aus der Kernkraft stammt, die nur wenig Treibhausgase und Gase, die zur Versauerung beitragen, produziert. Der Verbrauch an Energie wird in erster Linie durch das im Kreislauf gepumpte Wasser sowie die Temperaturregulation während des gesamten Jahres verursacht. Um die Auswirkungen dieser Technologie nachhaltig zu reduzieren, müssen die Menge an verbrauchter Energie sowie deren Herkunft nachhaltig verbessert werden. Um die Anlage wirtschaftlich zu betreiben, können bedingt durch hohe Investitionen und hohe Energiekosten nur preislich hochwertige Arten oder spezielle Stadien (Brutanstalt) erzeugt werden.

3. Vergleich der Umweltauswirkungen dieser Kreislaufanlage mit einer Durchflussanlage zur Forellenproduktion

In Abbildung 2 sind die Umwelteinflüsse der Kreislaufanlage (alle drei Szenarien) sowie einer Durchflussanlage zur Produktion von Lachsforellen dargestellt. Der Verbrauch an nicht erneuerbaren Energien ist in der untersuchten Kreislaufanlage 4 bis 6,5 mal höher als in der Durchflussanlage (44.700 MJ bis 73.600 MJ pro Tonne Fisch). Da große Mengen an fossiler Energie in der Kreislaufanlage verbraucht werden, sind das Versauerungspotential und das Erderwärmungspotential für die Szenarien 1 und 2 dreimal so hoch wie bei der Durchflussanlage, für Szenarium 3 sogar noch höher. Das Eutrophierungspotential sowie der Rohstoffverbrauch der Kreislaufanlage sind vergleichbar mit dem der Durchflussanlage.

Das Ziel von niedrigem Wassergebrauch wird mit der Kreislaufanlage eingehalten. Um eine Tonne Fisch zu produzieren, werden etwa 5000 m³ Wasser gebraucht im Gegensatz zur Durchflussanlage mit etwa 60.000 m³. Die Strategie der untersuchten Kreislaufanlage liegt

jedoch mehr in der Optimierung der Wasserqualität als darin, den Bedarf an Wasser zu reduzieren. Die Reduktion des Nährstoffaustrags dient mehr dazu, den hohen Protein- und Phosphorgehalt im Futter zu kompensieren als den Einfluss auf die Umwelt zu reduzieren.

Die Autoren vermuten, dass das Szenarium 3 die beste Schätzung für die gasförmigen Stickstoffemissionen der Kreislaufanlage darstellt. Und trotz der Unsicherheit, die mit diesem Szenarium verbunden ist, liefert diese Einschätzung ein nachvollziehbares Mittel, um die große unerklärte Lücke bei den Stickstoffemissionen zu schließen und reduziert das Risiko, den Beitrag dieser Art der Fischproduktion am Erderwärmungspotential zu unterschätzen.

Das Ergebnis der Umweltverträglichkeitsprüfung (nur für sehr interessierte Leser):

Die Fischproduktion trug zu 88 bis 91 % zum Eutrophierungspotential bei, verursacht durch die Nährstoffemissionen. Das Futter (5 bis 6,5 %) und die Energieträger (3,8 bis 4,9 %) trugen zu geringen Anteilen dazu bei. Mit 46 bis 52 % steuerten die Energieträger zum Versauerungspotential bei, das Futter mit 25 bis 29 %, Gerätschaften und Gebäude mit 12 bis 14 % bzw. 4 bis 5 %. Auch die Ammoniakemissionen, welche im Schlamm in Szenarium 3 anfallen würden, hatten einen großen Einfluss auf das Versauerungspotential. Das Erderwärmungspotential wurde vor allem dann beeinflusst, wenn die Lachgasemissionen bei Szenarium 3 betrachtet wurden. Bei den Szenarien 1 und 2 hatten vor allem die Energieträger (61 %) und das Futter (32 %) einen großen Einfluss auf die Erderwärmung. Szenarium 3 erhöhte das Erderwärmungspotential um 77 %. Wurde dieses Szenarium angenommen, so trug die Fischproduktion zu 43 % zur Erderwärmung bei und die Energieträger sanken auf 34 %. Der Verbrauch an Rohstoffen wurde nur vom Futter beeinflusst und unterschied sich nicht zwischen den drei Szenarien. 86 % des Verbrauchs an nicht erneuerbaren Energien fielen auf die Energieträger und 10,6 % auf das Futter. Gerätschaften, Gebäude und Chemikalien trugen nur zu jeweils 1 % bei.

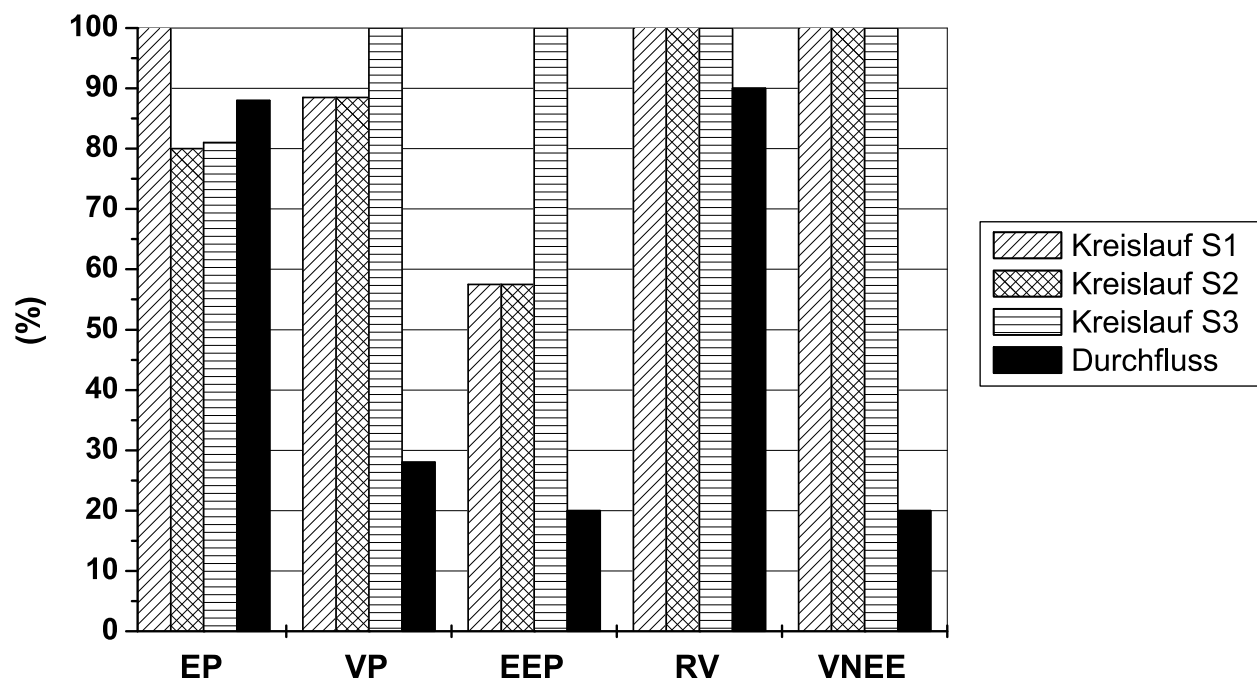


Abbildung 2: Vergleich der drei Szenarien der Steinbuttproduktion in der Kreislaufanlage mit einem Szenarium der Produktion von Lachsforellen in einer Durchflussanlage bezüglich des Eutrophierungspotentials (EP), des Versauerungspotentials (VP), des Erderwärmungspotentials (EEP), des Verbrauchs an Rohstoffen (RV) sowie des Verbrauchs an nicht erneuerbaren Energien (VNEE). Die Ergebnisse sind für jede Kategorie dargestellt als Prozent des Szenariums mit dem höchsten Wert.

Zusammenfassung und Ausblick

In bisherigen Untersuchungen zu Umweltauswirkungen von Kreislaufanlagen wurden Gasemissionen nur selten berücksichtigt. Die Einbeziehung der Emissionen an molekularem Stickstoff, Lachgas und Ammoniak führt zu einem neuen Bild. Der Vergleich mit einer Durchflussanlage zur Produktion von Lachsforellen verdeutlicht die Auswirkungen des hohen Energieverbrauchs der Kreislaufanlage. Entgegen der weit verbreiteten Meinung über die Umweltauswirkungen von Durchflussanlagen zeigt diese Studie sehr deutlich das im Vergleich zur Kreis-

laufanlage (für alle drei Szenarien) geringere Versauerungspotential, geringere Erderwärmungspotential sowie den geringeren Verbrauch an nicht erneuerbaren Energien der Durchflussanlage. Und auch im Eutrophierungspotential sowie im Verbrauch an Rohstoffen traten in dieser Untersuchung nur geringfügige Unterschiede zwischen den beiden Produktionssystemen auf. Es muss jedoch angemerkt werden, dass die Entwicklung bei Kreislaufanlagen rasch verläuft. Sie profitiert von fortgeschrittenen Techniken im Bereich Biofiltration, Feststoffentnahme und Optimierung der Denitrifikation (Umwandlung von Nitrat zu molekularem Stickstoff). Es ist zu

erwarten, dass es in naher Zukunft zu einer signifikanten Verbesserung der Ökobilanz von Kreislaufanlagen kommen wird. Zudem handelt es sich bei dieser Studie um den Vergleich von zwei bestimmten Anlagen. Andere Anlagen weisen unter Umständen andere Ökobilanzen auf, da die Faktoren produzierte Art, deren Temperaturansprüche und auch der Standort einer Kreislaufanlage einen großen Einfluss auf die Ökobilanz haben.

Literatur

Aubin, J., Papatryphon, E., Van der Werf, H.M.G., Petit, J. & Morvan, Y.M. (2006). Characterisation of the environmental impact of a turbot (*Scophthalmus maximus*) re-circulating production system using Life Cycle Assessment. *Aquaculture* 261: 1259-1268.



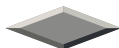
Kurzmitteilungen

Zusammengestellt von J. Gaye-Siesseger und J. Baer

Aquakultur

Neue Aquakulturrichtlinie

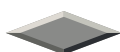
Mit der Richtlinie 2006/88/EG des Rates vom 24. Oktober 2006 mit Gesundheits- und Hygienevorschriften für Tiere in Aquakultur und Aquakulturerzeugnisse und zur Verhütung und Bekämpfung bestimmter Wassertierkrankheiten [1] werden die Richtlinien 91/67/EWG, 93/53/EWG und 95/70/EWG aufgehoben. Mitgliedstaaten haben bis zum 1. Mai 2008 die erforderlichen Rechts- und Verwaltungsvorschriften zu erlassen und zu veröffentlichen, und ab dem 1. August 2008 anzuwenden. Im AUF AUF wird zu einem späteren Zeitpunkt ein ausführlicher Bericht über diese neue Richtlinie sowie deren Umsetzung in nationales Recht erscheinen.



Rechner zur Abschätzung der Ablaufwasserbelastung

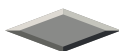
Neu eingerichtet gibt es auf der Internetseite der FFS die Möglichkeit, die wichtigsten gewässerbelastenden Stoffe des Ablaufwassers zu berechnen. Dazu zählen die Feststoffe, der an die Feststoffe gebundene Phosphor und Stickstoff, der gelöste Phosphor und Stickstoff sowie abbaubare, organische Stoffe (in $BSB_{total} O_2$). Die Abschätzung der Wasserbelastung ist nicht nur für eine laufende Fischzuchtanlage von Bedeutung. Auch für betriebliche Planungen im Zuge von Um- oder Neubauten zur Produktionserweiterung ist es sehr zweckmäßig, schon im Vorfeld die auftretenden Belastungen des Ablaufwassers abschätzen zu können.

Sie erreichen den Rechner, indem Sie www.lvvg-bw.de anklicken und dann auf Fischereiforschungsstelle/Fachinformationen/Fischzucht/Ablaufwasser-Rechner gehen.



Seezunge oder Pangasius?

Wer in der Gastronomie Seezunge bestellt, erhält oftmals nicht das, was er erwartet. Eine Untersuchung am Chemischen und Veterinäruntersuchungsamt Karlsruhe ergab, dass bei fast zwei Drittel der untersuchten angeblichen „Seezungen“ nicht die echten Seezungen (*Solea solea* oder *Solea vulgaris*) angeboten worden waren, sondern entweder Tropenzungen (*Cynoglossus spp.*) oder aber Pangasius (*Pangasius spp.*). Ein Gastwirt aus dem Raum Karlsruhe, der über einen Zeitraum von mehreren Jahren zunächst unwissentlich und später dann vorsätzlich Pangasius anstelle von Seezunge verkauft hatte, wurde vom Schöffengericht am Karlsruher Amtsgericht zu insgesamt 225 000 Euro Strafe verurteilt. Das Schöffengericht sah von einer Haftstrafe auf Bewährung (in diesem Fall: ein Jahr und neun Monate) ab.



Neue Verordnung zu Höchstgehalten von bestimmten Kontaminanten in Lebensmitteln

Mit der Verordnung (EG) Nr. 1881/2006 der Kommission vom 19. Dezember 2006 [2] wird die Verordnung (EG) Nr. 466/2001 vom 8. März 2001 zur Festsetzung der Höchstgehalte für bestimmte Kontaminanten in Lebensmitteln

ersetzt. Die Verordnung gilt ab dem 1. März 2007 in jedem Mitgliedsstaat der EU.

In dieser neuen Verordnung sind Höchstwerte festgelegt u.a. I.) für Dioxine und dioxinähnliche PCB im Muskelfleisch von Fisch und Fischereierzeugnissen, im Muskelfleisch von Aal und Verarbeitungserzeugnissen sowie in Ölen von Meerestieren (entsprechen den Werten der Verordnung (EG) Nr. 199/2006, siehe AUF AUF 2/2006), II.) für Mykotoxine (AUF AUF 3/2006: Auswirkungen von Mykotoxinen in der Aquakultur - Ein Überblick) sowie III.) für Metalle und IV.) Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe, welche in der Tabelle (siehe nächste Seite) dargestellt sind.

[1] <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2006:328:0014:01:DE:HTML>

[2] <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2006:364:0005:01:DE:HTML>

Tabelle: *Höchstgehalte bestimmter Metalle und polyzyklischer aromatischer Kohlenwasserstoffe (PAK) im Muskelfleisch von Fischen nach der Verordnung 1881/2006 (EG) vom 19. Dezember 2006.*

Muskelfleisch von Fischen*	
Metalle	
Blei	0,30 mg/kg
Cadmium (ausgenommen Aal u.a.)	0,05 mg/kg
Cadmium Aal	0,10 mg/kg
Quecksilber (ausgenommen Aal u.a.)	0,50 mg/kg
Quecksilber Aal	1,00 mg/kg
PAK	
Benzo(a)pyren**	
Geräucherte Fische und geräucherte Fischereierzeugnisse	5,0 µg/kg
Andere als geräucherte Fische	2,0 µg/kg

* Frischgewicht

** Wird als Marker verwendet, um das Auftreten und die Wirkung karzinogener PAK zu ermitteln.