

HUMBOLDT-UNIVERSITÄT ZU BERLIN
Landwirtschaftlich-Gärtnerische Fakultät

**„Letale und subletale Auswirkungen von
Fangen-und-Zurücksetzen:
Meta-Analyse verfügbarer Literatur und Empfehlungen für das
angelfischereiliche Management in Deutschland“**

Bachelor-Arbeit
B.Sc. Agrarwissenschaften

vorgelegt von:

Daniel Hühn

Betreuer:

Dr. Robert Arlinghaus

Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei (IGB)
Müggelseedamm 310, 12587 Berlin

Dr. Christian Wolter

Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei (IGB)
Müggelseedamm 310, 12587 Berlin

Berlin, den 07. September 2006

Inhaltsverzeichnis

Inhaltsverzeichnis.....	ii
Abkürzungsverzeichnis	iii
Abbildungsverzeichnis.....	iv
Tabellenverzeichnis.....	xi
Zusammenfassung.....	xiii
1. Einleitung.....	1
2. Fangen-und-Zurücksetzen	3
2.1 Definition	3
2.2 Gründe für das Zurücksetzen aus gesetzlicher Perspektive.....	5
2.3 Gründe für das Zurücksetzen aus sozialer Perspektive.....	9
2.4 Ökologische Notwendigkeit für das Fangen-und-Zurücksetzen	15
2.5 Kurzüberblick über letale und subletale Auswirkungen.....	21
3. Material und Methoden.....	24
3.1 Grundsätzliches Vorgehen und Datenaufbereitung.....	24
3.2 Statistische Analyse	26
4. Letale und subletale Auswirkungen von Fangen-und-Zurücksetzen.....	29
4.1 Letale Auswirkungen von Fangen-und-Zurücksetzen	29
4.1.1 Hakmortalität	29
4.1.2 Determinanten der Hakmortalität.....	36
4.2 Subletale Auswirkungen von Fangen- und Zurücksetzen	54
4.2.1 Primäre Reaktionen	55
4.2.2 Sekundäre Reaktionen.....	57
4.2.3 Tertiäre Reaktionen	67
5. Empfehlungen für die Praxis	70
6. Literaturverzeichnis.....	74
7. Anhang	93

Abkürzungsverzeichnis

AVFiG	Verordnung zur Ausführung des Fischereigesetzes
BiFO	Binnenfischereiordnung
DAV	Deutscher Anglerverband e.V.
DM	delayed mortality – verzögerte Mortalität
EIA	Enzymimmuntest
EZR	extrazellulärer Raum
FiG	Fischereigesetz
FischO	Fischereiordnung
FischVO	Fischereiverordnung
IM	initial mortality – sofortige Mortalität
IZR	intrazellulärer Raum
LFischO	Landesfischereiordnung
n	Anzahl
<i>O.</i>	<i>Oncorhynchus</i>
p	Signifikanzwert
r	Korrelationskoeffizient
RIA	Radioimmuntest
<i>Sal.</i>	<i>Salvelinus</i>
SD	Standardabweichung
SE	Standardfehler
TM	total mortality - Gesamtmortalität
TierSchG	Tierschutzgesetz
VDSF	Verband Deutscher Sportfischer e.V.
vs.	versus

Abbildungsverzeichnis

- Abbildung 1.** Durchschnittliche Verteilung (\pm SD) der Altersklassen des Laicherbestandes und der gesamten Eierproduktion eines Bachforellenbestandes, in dem totales Fangen-und-Zurücksetzen praktiziert wurde (ALMODÓVAR und NICOLA 2004).16
- Abbildung 2.** Durchschnittliche Verteilung (\pm SD) der Altersklassen des Laicherbestandes und der gesamten Eierproduktion eines Bachforellenbestandes unter einer Fischerei in der kein Fangen-und-Zurücksetzen praktiziert wurde (ALMODÓVAR und NICOLA 2004).16
- Abbildung 3.** Längenverteilung von Bachforellen in einem Gewässerabschnitt mit totalem Fangen-und-Zurücksetzen und einem Gewässerabschnitt mit Standardregulationen (Fangbegrenzung von 8 Fische/d) (ANDERSON und NEHRING 1984)18
- Abbildung 4.** Längenverteilung von Regenbogenforellen in einem Gewässerabschnitt mit totalem Fangen-und-Zurücksetzen und einem Gewässerabschnitt mit Standardregulationen (Fangbegrenzung von 8 Fische/d) (ANDERSON und NEHRING 1984).18
- Abbildung 5.** Auswirkung der Einführung von Fangen-und-Zurücksetzen auf die Bestandsdichte von Bachforellen in unterschiedlichen Untersuchungsgebieten (MCCREESH et al. 2000).....20
- Abbildung 6.** Verteilung der Hakmortalität (gesamt 219 Angaben aus 100 Studien, < 10% n = 123, 10-20% n = 39, 20-30% n = 19 und > 30% Mortalität n = 38) aller Fischarten . Es wurden die Daten aus Tabelle 6 verwendet. .30
- Abbildung 7.** Kumulative Häufigkeit der Hakmortalitätsverteilung. Es wurden die Daten aus Tabelle 6 verwendet.30

- Abbildung 8.** Durchschnittliche Hakmortalität (\pm SD) der Fischfamilien aus den in Tabelle 6 aufgeführten Studien ($n = 100$). Die Ziffern in Klammern geben die Anzahl der Studien pro Fischfamilie an.32
- Abbildung 9.** Zentralwerte der Hakmortalität und die Streuung der Mortalitätswerte der 17 untersuchten Fischarten. Starke Abweichungen der Hakmortalität sind mit „o“ dargestellt. Es wurden die Daten aus Tabelle 6 verwendet.34
- Abbildung 10.** Durchschnittliche Hakmortalität (\pm SD) in unterschiedlichen Wassertemperaturbereichen. Es wurden die Daten aus den im Anhang aufgelisteten Hakmortalitätsstudien (Tabelle 6) verwendet.37
- Abbildung 11.** Durchschnittliche Hakmortalität (\pm SD) der Salmoniden. Es wurden die Daten aus den im Anhang aufgelisteten Hakmortalitätsstudien (Tabelle 6) verwendet.38
- Abbildung 12.** Wassertemperatureinfluss auf die Hakmortalität von Walleye und Sauger. Die durchgezogene Linie stellt die Hakmortalität von Walleye in Abhängigkeit der Wassertemperatur dar ([a] Daten aus GRAEB et al. 2005). Die gestrichelte Linie zeigt die sofortige Hakmortalität von Walleye und Sauger während eines Angelwettbewerbes im Sommer ([b] Daten aus HOFFMAN et al. 1996).39
- Abbildung 13.** Durchschnittliche Hakmortalität (\pm SD) der unterschiedlichen Angelköder aller Fischarten der in Tabelle 6 aufgelisteten Studien. Die Ziffern in Klammern geben die Anzahl der Studien, in denen Kunstköder ($n = 45$) und Naturköder ($n = 20$) als Angelköder verwendet wurden, an. (Mann-Whitney U-Test, $p < 0,01$).40

- Abbildung 14.** Durchschnittliche Hakmortalitäten (\pm SD) der Salmoniden und Regenbogenforellen bei der Verwendung von Kunstködern und Naturködern. Für Naturköder wurde eine signifikant höhere durchschnittliche Hakmortalität bei Salmoniden (Mann-Whitney U-Test, $p = 0,004$) und Regenbogenforellen (Mann-Whitney U-Test, $p = 0,001$) nachgewiesen (Daten aus Tabelle 6).41
- Abbildung 15.** Darstellung der durchschnittlichen Hakmortalität (\pm SD) mit den unterschiedlichen Hakentypen, Einzelhaken und Drilling, für alle in Tabelle 6 aufgelisteten Hakmortalitätsstudien (Mann-Whitney U-Test, $p > 0,05$). Die Ziffern in Klammern geben die Anzahl der Studien pro eingesetzten Hakentyp an.42
- Abbildung 16.** Darstellung der durchschnittlichen Hakmortalitäten (\pm SD) aller Fischarten. (Daten aus Tabelle 6.) Der Unterschied zwischen Haken mit und ohne Widerhaken ist signifikant (Mann-Whitney U-Test, $p < 0,05$). ..44
- Abbildung 17.** Durchschnittliche Hakmortalität (\pm SD), verursacht durch Angelhaken mit Widerhaken und widerhakenlose Haken. Dargestellt wurde die durchschnittliche Hakmortalität von Salmoniden mit $11 \pm 15,1\%$ bei Haken mit Widerhaken und $5,4 \pm 6\%$ bei widerhakenlosen Haken. Bei Regenbogenforellen war der Unterschied in der durchschnittlichen Hakmortalität geringer. Für Regenbogenforellen, gefangen mit Haken mit Widerhaken, war die durchschnittliche Hakmortalität $5,6 \pm 8\%$ und für die mit widerhakenlosen Haken gefangene Individuen $5,3 \pm 6,9\%$ (Salmoniden: Mann-Whitney U-Test, $p < 0,05$ und Regenbogenforellen: Mann-Whitney U-Test, $p = 0,737$).45
- Abbildung 18.** Durchschnittliche Hakmortalität von Fischen unterhalb und oberhalb des Mindestmaßes. Als das Mindestmaß wurde für jede Fischart das in deutschen Fischereiverordnungen verwendete Mindestmaß angenommen. Daten aus Tabelle 6.46
- Abbildung 19.** Beschreibung der verschiedenen Hakorte. Modifiziert nach BURKHOLDER (1992).48

- Abbildung 20.** Hakmortalität der Cutthroatforelle (*Oncorhynchus clarkii* (Richardson)) bei unterschiedlichen Hakorten. Modifiziert nach PAULEY und THOMAS (1993).49
- Abbildung 21.** Einfluss von Luftexposition und simuliertem Drill auf die Überlebensrate von Regenbogenforellen. Modifiziert nach FERGUSON und TUFTS (1992).50
- Abbildung 22.** Durchschnittliche Schwimmleistung von Bachsaiblingen (*Salvelinus fontinalis* (Mitchill)). Die Fische wurden 30 s mit der Hand gescheucht und anschließend 0, 30, 60, oder 120 s der Luft ausgesetzt. Die Schwimmleistung war erst nach mehr als 60 s Luftexposition beeinträchtigt (SCHREER et al. 2005).51
- Abbildung 23.** Röntgenaufnahmen von tief gehakten *Salvelinus leucomaenis* (Pallas) in unterschiedlichen Zeitabständen nach dem die Schnur gekappt und die Fische zurückgesetzt wurden: (A) 7 Tage nach dem Haken, der Haken ist im Ösophagus eingeschlossen; (B) 7 und 14 Tage nach dem Haken, ein Haken befindet sich im Ösophagus und der andere Haken liegt im Magen (in dieser Studie wurden mehrere Fische zweimal tief gehakt); (C) 56 Tage nach dem Haken, der Haken ist im Ösophagus eingeschlossen und das Hakenöhr ragt aus den Kiemen; (D) 56 Tage nach dem Haken, der Haken ist im Magen eingeschlossen und das Hakenöhr ist vom Haken getrennt; und (E) 42 Tage nach dem Haken, Teile des Hakens sind noch im Magen verblieben. Übernommen aus TSUBOI et al. (2006).52
- Abbildung 24.** Schematische Darstellung der Effekte, die aus der Ausschüttung von Stresshormonen resultieren. (FFS – freie Fettsäuren, ↑ - simulierend und erhöhend, ↓ - hemmend) Darstellung geändert nach MAZEAUD et al. (1977) und WENDELAAR BONGA (1997).54
- Abbildung 25.** Durchschnittliche Cortisolkonzentration (\pm SE) von geangelten Walleyes (*Sander vitreus* Mitchill) und der geangelten Kontrollgruppe. Daten modifiziert aus KILLEN et al. (2003).55

- Abbildung 26.** Durchschnittliche Konzentrationen (\pm SE) von Cortisol im Blut von Regenbogenforellen (*Oncorhynchus mykiss* (Walbaum)) nach kurzer und längerer Drillzeit. Daten aus MEKA und MCCORMICK (2005) modifiziert.56
- Abbildung 27.** Verlauf der Cortisolkonzentration (\pm SE) von Regenbogenforellen (*Oncorhynchus mykiss* (Walbaum)) nach 5 minütigem Drill (PANKHURST und DEDUAL 1994).56
- Abbildung 28.** Adenosintriphosphat (ATP) -konzentrationen (ATP) (\pm SE) in der weißen Muskulatur verschiedener Fischarten. Daten von *Sander vitreus* (Mitchill) modifiziert nach KILLEN et al. (2006) (in $\mu\text{mol/g}$ Nassgewicht). Konzentrationswerte für *Salvelinus fontinalis* (Mitchill) (in $\mu\text{mol/g}$) modifiziert nach KIEFFER et al. (1996) und für *Salmo salar* L. ($\mu\text{mol/g}$) modifiziert nach BOOTH et al. (1995). (*Sal. fontinalis [kl]* = klein, 80-105 mm, *Sal. fontinalis [gr]* = groß, 315-390 mm Körperlänge)58
- Abbildung 29.** Kreatinphosphat (PCr) -konzentrationen (\pm SE) unterschiedlicher Fischarten im Ruhezustand und nach physiologischer Belastung, zum Beispiel Angeln. Die Daten wurden modifiziert nach BOOTH et al. (1995), KIEFFER et al. (1996) und KILLEN et al. (2006). (*Sal. fontinalis [kl]* = klein, 80-105 mm, *Sal. fontinalis [gr]* = groß, 315-390 mm Körperlänge)58
- Abbildung 30.** Glykogenkonzentrationen (\pm SE) von Walleye und atlantischem Lachs in Ruhe und nach physiologischer Belastung. Daten modifiziert nach BOOTH et al. (1995) und KILLEN et al. (2006).59
- Abbildung 31.** Blutlaktatkonzentrationen (\pm SE) von Walleye und atlantischem Lachs in Ruhe und nach dem Angeln. Daten modifiziert nach THORSTAD et al. (2003) und KILLEN et al. (2006).60

- Abbildung 32.** Laktatkonzentrationen (\pm SE) in der weißen Muskulatur von verschiedenen Fischarten im Ruhezustand und nach physiologischer Belastung. Daten modifiziert nach BOOTH et al. (1995), KIEFFER et al. (1996) und KILLEN et al. (2006). (*Sal. fontinalis* [kl] = klein, 80-105 mm, *Sal. fontinalis* [gr] = groß, 315-390 mm, *Micropterus salmonis* [kl] = klein, 100-125 mm, *Micropterus salmonides* [gr] = groß, 290-360 mm Körperlänge)60
- Abbildung 33.** pH-Werte in der weißen Muskulatur (\pm SE) von unterschiedlichen Fischarten im Ruhezustand und nach einer Stresseinwirkung, wie zum Beispiel Angeln. Daten modifiziert nach BOOTH et al. (1995) und KIEFFER et al. (1996). (*Sal. fontinalis* [kl] = klein, 80-105 mm, *Sal. fontinalis* [gr] = groß, 315-390 mm, *Micropterus salmonis* [kl] = klein, 100-125 mm, *Micropterus salmonides* [gr] = groß, 290-360 mm Körperlänge)61
- Abbildung 34.** Blutplasma-pH-Wert (\pm SE) von geangelten atlantischen Lachsen (*Salmo salar* L.) im Vergleich zur Kontrollgruppe. Diese Daten wurden modifiziert nach THORSTAD et al (2003).62
- Abbildung 35.** Erhöhung des partialen Druckes des CO₂ unterschiedlicher Fischarten vor und nach einer physiologischen Belastung. Daten modifiziert nach FERGUSON und TUFTS (1992), KIEFFER et al. (1996) und WILKIE et al. (1996).62
- Abbildung 36.** Darstellung der Veränderung der Bikarbonatkonzentration im Blutplasma bei zwei Salmonidenarten 1 h nach einer physiologischen Belastung. Daten verändert nach TUFTS et al. (1991) und FERGUSON und TUFTS (1992).63
- Abbildung 37.** Wiederauffüllen der Energiereserven von atlantischen Lachsen nach dem Angeln (BOOTH et al.1995).64
- Abbildung 38.** Laktatabbau von atlantischen Lachsen nach dem Angeln (BOOTH et al. 1995).64

Abbildung 39. pH- Wertstabilisierung im EZR nach dem Angeln von atlantischen Lachsen (BROOBEL et al. 1996).65

Abbildung 40. pH- Wertstabilisierung im IZR bei Regenbogenforellen nach physiologischer Belastung und 60 s Luftexposition (FERGUSON und TUFTS 1992).65

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1. Unterteilung der Spezialisierungstypen von Forellenanglern nach BRYAN (1977) und Darstellung der Angelorientierung, dem verwendeten Angelgerät und der von den Anglern bevorzugten Managementmaßnahmen in den beangelten Gewässern.10

Tabelle 2. Häufigste deutsche Mindestmaße aus den verschiedenen Fischereiverordnungen für heimische Fischarten. Hier wurden nur Fischarten aufgeführt, die in dieser Meta-Analyse betrachtet wurden. Die Daten wurden aus den verschiedenen Fischereiverordnungen übernommen (www.aqua-globe.net, Stand 01. Juli 2006).28

Tabelle 3. Durchschnittliche Hakmortalität (\pm SD) der einzelnen Fischarten. Die Ziffern in Klammern geben die Anzahl der verfügbaren Studien wieder. Es wurden die Daten aus Tabelle 6 verwendet.35

Tabelle 4. Darstellung der Korrelationsanalyse von Einflussfaktoren auf die Hakmortalität. (Daten aus Tabelle 6.)36

Tabelle 5. Plasmacortisolkonzentrationen (ng ml^{-1}) verschiedener Fischarten in Ruhe und nachdem die Fische verschiedenen Stressoren ausgesetzt wurden. Cortisolwerte sind als Durchschnittswerte (\pm SE) angegeben. In den Untersuchungen zum Einfluss des Drills auf den Cortisolgehalt von MEKA und McCORMICK (2005) und PANKHURST und DEDUAL (1994) lagen aufgrund von Versuchen an Wildbeständen keine Angaben zu Cortisolwerten vor dem Stresseinfluss vor. Daten erweitert und modifiziert nach GAMPERL et al. (1994). Unterschiedliche Nachweisverfahren für Cortisolkonzentrationen sind mit ^{RIA} für Radioimmuntest und ^{EIA} für Enzymimmuntest gekennzeichnet.69

Tabelle 6. Auflistung der gesammelten Studien zur Hakmortalität (%) unterschiedlicher Fischarten. Betrachtet wurden die Wassertemperatur (°C) während des Fangen-und-Zurücksetzens sowie die Körperlänge (mm) der untersuchten Fische. Weiterhin sind die verwendeten Köder nach Kunstköder allgemein, Fliege als spezielle Form der Kunstköder und Naturköder aufgeteilt. Die unterschiedlichen Hakentypen wurden als Einzelhaken oder Drilling angegeben. Wenn die in den Studien gemachten Angaben zu Haken mit Widerhaken oder widerhakenlosen Haken gemacht wurden, wurde dies jeweils durch ein „+“ oder „-“ hinter der Hakenform gekennzeichnet.93 (Anhang)

Zusammenfassung

In Süßwasserökosystemen ist die Angelfischerei die dominierende Fischereiaktivität. Deshalb unterliegen viele Oberflächengewässer einem angelfischereilichem Management. Viele Bestimmungen, wie z.B. Mindestmaße, haben das Ziel zum Fischbestands-erhalt beizutragen und verlangen das schonende Zurücksetzen von Fischen.

Da das freiwillige Fangen-und-Zurücksetzen von maßigen Fischen in Deutschland aktuell stark diskutiert wird und in Deutschland untermaßige und/oder ungewünschte Arten zurückgesetzt werden, ergab sich die Dringlichkeit einer zusammenfassenden Studie über die letalen und subletalen Auswirkungen des Fangen-und-Zurücksetzens auf in Deutschland heimische Fische. Das Ziel dieser Studie war es die Beweg- und Hintergründe für das Fangen-und-Zurücksetzen, die ökologische Notwendigkeit von Fangen-und-Zurücksetzen sowie die letalen und subletalen Auswirkungen des Fangen-und-Zurücksetzens zu erläutern und zu bewerten.

Um Empfehlungen für das deutsche Fischereimanagement geben zu können, wurde eine Meta-Analyse von Studien zur Mortalität von Fischen nach dem Fangen-und-Zurücksetzen ($n = 100$) durchgeführt. Weiterhin wurden die Determinanten der letalen und subletalen Effekte des Fangen-und-Zurücksetzens untersucht.

Es wurden Studien zu 17 in Deutschland heimischen oder nahe verwandter Fischarten ermittelt. Die durchschnittliche Hakmortalität (\pm SD) aller Fischarten betrug $15,6 \pm 20,3\%$. Dabei wurde in über 50% der Studien eine Hakmortalität von unter 10% beschrieben. Die Hakmortalität (\pm SD) innerhalb der Fischarten variierte zwischen $0,1 \pm 0\%$ (*Salvelinus leucomaenis* (Pallas)) und $27,2 \pm 21,4\%$ (*Oncorhynchus kisutch* (Walbaum)). In der Untersuchung der Determinanten der Hakmortalität wurden signifikante Einflüsse der Wassertemperatur ($p = 0,007$), der Köderart ($p = 0,008$) und der Verwendung von Widerhaken ($p = 0,016$) ermittelt. Die Hakenart und die Fischlänge hatten keinen signifikanten Einfluss auf die Hakmortalität. Weitere Determinanten der Hakmortalität sowie die subletalen Effekte des Fangen-und-Zurücksetzens wurden narrativ als Literaturdiskussion dargestellt. Aus den Erkenntnissen der Literaturanalyse wurde abgeleitet, dass das partielle oder totale Fangen-und-Zurücksetzen unter Beachtung und Eindämmung der möglichen Determinanten für die Hakmortalität eine Managementmaßnahme darstellt, die die angelfischereiliche Sterblichkeit substantiell reduzieren kann.

1. Einleitung

Die Bewirtschaftung der Binnengewässer wird in Industrienationen von der Angelfischerei dominiert (ARLINGHAUS et al. 2002, ARLINGHAUS 2005). Auch in der Bundesrepublik Deutschland stellt das Angeln eine beliebte Freizeitbeschäftigung dar (ARLINGHAUS 2004). Die geschätzte Anzahl an aktiven Anglern betrug im Jahr 2002 3,3 Mio. Angler (5% der Gesamtbevölkerung) (ARLINGHAUS 2004). Eine große Anzahl von Anglern ist in der Lage eine große Anzahl an Fischen zu fangen. ARLINGHAUS (2004) schätzte die Fischentnahme der deutschen Angler aus Gewässern im In- und Ausland auf 45.000 t Süßwasser- sowie Meerwasserfische. Durch steigende Anglerzahlen steigt auch die Anzahl der Fische, die aus verschiedenen Gründen zurückgesetzt werden müssen. Im Gegensatz zum europäischen und amerikanischen Ausland, wo Fangen-und-Zurücksetzen als ein sinnvolles Managementwerkzeug angesehen wird (z.B. BURKHOLDER 1992, THORSTAD et al. 2003), steht man in Deutschland dem totalen Fangen-und-Zurücksetzen sehr kritisch gegenüber (vgl. ARLINGHAUS 2003). In Deutschland wurden häufig falsch zitierte Mortalitätsraten durch Fangen-und-Zurücksetzen von 30% (DROSSÉ 2002) als Argumentationsgrundlage gegen ein Zurücksetzen von (mäßigen) Fischen genutzt (vgl. ARLINGHAUS 2003).

Um die Effekte des Fangen-und-Zurücksetzens auf die Fischbestände abschätzen zu können, ist es von höchster Wichtigkeit die Hakmortalität zu kennen und zu wissen, wodurch sie bedingt wird. Die Hakmortalitätsrate beschreibt den Anteil der Fische, die nach dem Zurücksetzen sofort oder verzögert sterben (MUONEKE und CHILDRESS 1994).

Im Ausland hat man Fangen-und-Zurücksetzen als eine effektive Managementmaßnahme erkannt und die Effekte des Fangen-und-Zurücksetzens vielfach wissenschaftlich untersucht. In viel zitierten Arbeiten von WYDOSKI (1977), MUONEKE und CHILDRESS (1994) und BARTHOLOMEW und BOHNSACK (2005) wurden die Hakmortalität und deren Determinanten beschrieben. Jedoch lag der Fokus dieser Arbeiten häufig nicht auf in Deutschland vorkommenden Fischarten.

Da das freiwillige Fangen-und-Zurücksetzen von mäßigen Fischen in Deutschland aktuell stark diskutiert wird und in Deutschland untermäßige und/oder ungewünschte Arten zurückgesetzt werden, ergab sich die Dringlichkeit einer zusammenfassenden Studie

über die letalen und subletalen Auswirkungen des Fangen-und-Zurücksetzens auf in Deutschland heimische Fische. Das Ziel dieser Studie war es, die Beweg- und Hintergründe für das Fangen-und-Zurücksetzen, die ökologische Notwendigkeit von Fangen-und-Zurücksetzen sowie die letalen und subletalen Auswirkungen des Fangen-und-Zurücksetzens zu erläutern und zu bewerten. Dabei lag der Fokus der Studie auf der Hakmortalität, da sie entscheidend für den nachhaltigen Erfolg des Zurücksetzens ist.

Einleitend wird das Fangen-und-Zurücksetzen in seinen unterschiedlichen Formen definiert. Daran schließt sich die Darstellung der Gründe des Fangen-und-Zurücksetzens aus gesetzlicher und sozialer Perspektive an. Weiterhin wird die Notwendigkeit des Fangen-und-Zurücksetzens aus biologischer und ökologischer Sicht analysiert. Dabei wird nicht auf die Tierschutzdebatte eingegangen, weil davon ausgegangen wird, dass das Fangen-und-Zurücksetzen in jeder Form (z.B. Zurücksetzen untermaßiger Fische) ein Bestandteil von Managementmaßnahmen und Fischschonbestimmungen zur Hege und Pflegt darstellt (vgl. JENDRUSCH und ARLINGHAUS 2005). In dem sich daran anschließenden Teil der vorliegenden Arbeit wird eine Meta-Analyse zur Hakmortalität und deren Determinanten durchgeführt. Die letalen und subletalen Effekte des Fangen-und-Zurücksetzens werden narrativ dargestellt. Aus den Ergebnissen der Meta-Analyse werden abschließend Empfehlungen für das angelfischereiliche Management in Deutschland gegeben.

2. Fangen-und-Zurücksetzen

2.1 Definition

Das Fangen- und Zurücksetzen in der Angelfischerei bedeutet, dass Fische nach dem Fang lebend in das Element Wasser zurückgesetzt werden (POLICANSCY 2002). Fangen-und-Zurücksetzen kann für Angler, Naturschützer, Fischereimanager, Wissenschaftler und Politiker eine unterschiedliche Bedeutung haben (AAS et al. 2002, DITTON 2002). Die Bedeutung von Fangen-und-Zurücksetzen besteht für diese unterschiedlichen Personengruppen (AAS et al. 2002) darin, dass Fangen-und-Zurücksetzen einen Teil einer Fischschonbestimmung (z.B. im Rahmen von Mindestmaßen), eine eigene Fischereimanagementstrategie (z.B. totales Fangen-und-Zurücksetzen), eine Angelphilosophie (BARNHART 1989) oder für einige spezialisierte Angler (vgl. BRYAN 1977) eine Art Ideologie darstellen kann (AAS et al. 2002). Fangen-und-Zurücksetzen tritt als freiwilliges oder vorgeschriebenes Fangen-und-Zurücksetzen auf (POLICANSCY 2002).

Als freiwilliges Fangen-und-Zurücksetzen wird das Zurücksetzen von entnahmefähigen Fischen bezeichnet (CLARK 1983, POLICANSKY 2002, FAYRAM 2003). Entnahmefähige Fische sind Fische, die das Mindestmaß überschritten haben und keiner zeitlichen Fangschonung unterliegen und somit zum Beispiel der menschlichen Ernährung zugeführt werden können. Das freiwillige Fangen-und-Zurücksetzen wird aus verschiedenen Gründen von Anglern praktiziert. So werden Fische, die zu groß sind und/oder aus kulinarischen Gründen keiner Verwendung als Nahrungsmittel finden können, zurückgesetzt. Auch der Beifang, also das Fangen von unerwünschten Fischarten, kann ein Grund für freiwilliges Fangen-und-Zurücksetzen darstellen (vgl. MÜLLER 2002, POLICANSKY 2002, NIEHAUS 2005).

Vorgeschriebenes Fangen-und-Zurücksetzen wird als Konsequenz von Gesetzen praktiziert (POLICANSCY 2002). Die Gesetze sind in der Regel Entnahmeverbote. So ist das Zurücksetzen von untermaßigen Fischen zum Teil gesetzlich vorgeschrieben. Diese Regelungen können aus verschiedenen Gründen aufgestellt werden. Zum Beispiel wird das Zurücksetzen zum Artenschutz (generelles Entnahmeverbot für eine Fischart) oder aber auch zum Schutz von jungen und noch nicht geschlechtsreifen Fischen vorgeschrieben (vgl. BbgFischO).

Die dritte Form des Fangen-und-Zurücksetzens, das totale Fangen-und-Zurücksetzn, beschrieb POLICANSCY (2002). Diese Form kann sich aus vorgeschriebenem und freiwilligem Fangen-und-Zurücksetzen zusammensetzen. Weiterhin kann das totale Fangen-und-Zurücksetzen eine Managementmaßnahme für Fischbestände darstellen (ANDERSON und NEHRING 1984, MCCREESH et al. 2000).

2.2 Gründe für das Zurücksetzen aus gesetzlicher Perspektive

In Deutschland ist der Tierschutz ein bedeutendes Thema im Zusammenhang mit der Angelfischerei (DROSSÉ 1986, BRAUN 2000, AAS et al. 2002, DROSSÉ 2002, DROSSÉ 2003). Das Fangen von Fischen ist in Deutschland nur dann nicht tierschutzwidrig, wenn hierfür ein vernünftiger Grund vorliegt. Hierzu gehört insbesondere das Fangen zum Zwecke der menschlichen Ernährung oder zum Zwecke der Hege und Bewirtschaftung von Gewässern (Tierschutzbericht 2003). Mit dem Fischereirecht ist die Pflicht der Hege und Pflege der Gewässer verbunden (vgl. BbgFischG). Ziel dieser Pflicht ist die Erhaltung und Förderung eines an das Gewässer angepassten, naturnahen bzw. natürlichen Fischbestandes (vgl. JENDRUSCH und ARLINGHAUS 2005, BRÄMICK 2006). Studien aus dem europäischen und amerikanischen Ausland beschrieben die Förderung und Erhaltung von natürlichen und gesunden Fischbeständen durch totales Fangen-und-Zurücksetzen (z.B. CLARK 1983, ANDERSON und NEHRING 1984, BRAÑA et al. 1992, QUINN 1996, MCCREESH et al. 2000, ALMODÓVAR und NICOLA 2004, NÄSLUND et al. 2005). Hingegen ist der Wortlaut „Fangen-und-Zurücksetzen“ und die damit beschriebene Handlung in Deutschland im Hinblick auf die Auslegung des TierSchG stark umstritten (STOLZENBURG 1995, DROSSÉ 2002, DROSSÉ 2003). Im Fokus der Kritik steht das freiwillige Zurücksetzen fangreifer (maßiger) Fische (STOLZENBURG 1995, DROSSÉ 2002 und 2003). Dabei wird vor allem das totale Fangen-und-Zurücksetzen sämtlicher gefangener Fische kritisiert. Tierschützer fordern ein Verbot dieser extremen Form des Fangen-und-Zurücksetzens in Deutschland (QUINN 2001). Jedoch ist das freiwillige Fangen-und-Zurücksetzen in den Landesfischereigesetzen nicht ausdrücklich verboten bzw. es besteht keine Verpflichtung zur Entnahme (vgl. MÜLLER 2002). Fangen-und-Zurücksetzen ist in der Regel sogar für untermaßige Fische vorgeschrieben (vgl. ARLINGHAUS 2003, JENDRUSCH und ARLINGHAUS 2005).

In den Fischereiordnungen der Bundesländer werden die Maßnahmen, gemäß Hege- und Pflegepflicht, zur Schonung und zum Schutz der Artenvielfalt und der Fischbestände festgelegt. Diese Maßnahmen sind das Festlegen von Fangverboten, Fangbeschränkungen, Schonzeiten, Mindestmaßen und Angelgerätebeschränkungen. Damit diese Maßnahmen greifen können, müssen untermaßige Fische oder während der Schonzeit mit der Handangel gefangene Fische unverzüglich in das Fanggewässer zurückgesetzt werden (z.B. § 3 Absatz 1 BbgFischO). Dies beschreibt eindeutig, dass das Fangen-und-

Zurücksetzen von geschonten und geschützten Fischen in Deutschland sogar als Handhabung von gefangenen Fischen vorgeschrieben ist (vgl. JENDRUSCH und ARLINGHAUS 2005). Die Verordnung zur Ausführung des Fischereigesetzes für Bayern (AVFiG) beschreibt in § 9 Absatz 9, dass „Fische, die unter Einhaltung der für sie festgesetzten Fangbeschränkungen nach Zeit und Maß gefangen worden sind sowie gefangene Fische ohne Fangbeschränkung dürfen nur in Übereinstimmung mit dem Hegeziel (Art. 1 Abs. 2 Satz 2 FiG) und dem Tierschutzrecht erneut ausgesetzt werden. Gefangene Fische anderer als der in Absatz 3 Satz 1 genannten Arten dürfen nicht ausgesetzt werden.“. Somit ist in der bayrischen AVFiG das Fangen-und-Zurücksetzen von Fischen, die außerhalb der Schonzeit gefangen wurden und das Mindestmaß überschritten haben, erlaubt, wenn es dem Hegeziel entspricht und der Fischart ein Mindestmaß oder eine Schonzeit zugesprochen wird.

Die beiden deutschen Anglerverbände, Deutscher Anglerverband e.V. (DAV) und Verband Deutscher Sportfischer e.V. (VDSF), beziehen unterschiedliche Standpunkte zum freiwilligen Fangen-und-Zurücksetzen. Der VDSF versucht sich in „Grundsätze der Angelfischerei 2002“ von freiwilligem Fangen-und-Zurücksetzen zu distanzieren: „Der gefangene Fisch ist zu bestimmen, zu messen und wenn er maßig ist und keine Artenschonbestimmung besteht, zu betäuben, zu töten und schließlich abzuködern.“ Diese Aussage verlangt die bedingungslose Entnahme von maßigen und nicht geschonten Fischen. Im Gegensatz dazu beruft sich der DAV auf die Gesetze, in denen eine Mitnahmepflicht nicht ausdrücklich vorgeschrieben ist. Dabei behält sich der DAV das Recht vor, „Fische auch zurückzusetzen“, wenn es der Verarmung des genetischen Potentials von Fischbeständen entgegenwirkt (Hege) oder der gefangene Fisch im Sinne des TierSchG nicht verwertet werden kann und somit kein vernünftiger Grund zum Töten vorliegt (Standpunkte des DAV-Präsidiums zum Fangen-und-Zurücksetzen, www.anglerverband.com). Das vorgeschriebene Fangen-und-Zurücksetzen kann durch schärfere Bestimmungen in den Gewässerordnungen (z.B. höhere Mindestmaße) geregelt werden.

Zusammenfassend kann die Gesetzeslage zum Fangen-und-Zurücksetzen in Deutschland wie folgt beschrieben werden. Fangen-und-Zurücksetzen ist in keinem Gesetz expressis verbis verboten. Es wird unter bestimmten Umständen (Hege- und Pflegepflicht) sogar vorgeschrieben und liegt dann nicht mehr als freiwilliges sondern als vorgeschriebenes Fangen-und-Zurücksetzen vor. Jedoch wird freiwilliges Fangen-und-Zurücksetzen von maßigen Fischen, die keiner Schonzeit unterliegen, in den Gewässer-

ordnungen der Anglerverbände durch unterschiedliche Auslegung des Tierschutzgesetzes unterschiedlich geregelt. Gemeinhin riskiert ein Angler, der nicht um des Nahrungserwerbs willen angelt und einen fangreifen Fisch zurücksetzt, wegen Tierquälerei angezeigt zu werden. Dazu bedarf es allerdings fallspezifischer Bewertungen (NIEHAUS 2005).

Bei der Strafbarkeit von freiwilligem Fangen-und-Zurücksetzen in Deutschland ist die vorgefasste Absicht eines Anglers, den Fang zurückzusetzen, von großer Bedeutung, da ihm der vernünftige Grund für das Angeln fehlt. Ein Angler, der von vornherein nicht die Absicht hat, einen Fisch zum Nahrungserwerb oder aus Hegegründen zu fangen, macht sich sowohl beim Fang, als auch beim späteren Zurücksetzen eines verzehrsfähigen und nicht besonders geschützten Fisches strafbar (DROSSÉ 2002, NIEHAUS 2005). Somit verlangt der Tatbestand des strafbaren Zurücksetzens nach einem Nachweis der vorgefassten Absicht zu angeln, um den gesamten Fang zurückzusetzen (NIEHAUS 2005). Wenn ein Angler jedoch mit der Absicht angelt, zumindest einen Teil der gefangenen Fische zu entnehmen und dabei einen nicht verwertbaren Beifang anlandet, kann dieser zurückgesetzt werden, selbst wenn er dem Mindestmaß entwachsen ist (DROSSÉ 2002).

Der Tatbestand nach § 17 Nr. 2a, das Zufügen von erheblichen Schmerzen und Leiden aus Rohheit, wird durch das freiwillige Fangen-und-Zurücksetzen nicht verwirklicht (vgl. JENDRUSCH und ARLINGHAUS 2005, NIEHAUS 2005). Nach § 17 Nr. 2b TierSchG ist das Zufügen länger anhaltender oder sich wiederholender erheblicher Schmerzen oder Leiden bei Wirbeltieren strafbar. Da das Vermögen der Fische, Schmerzen zu empfinden, wissenschaftlich noch nicht bewiesen werden konnte und Zweifel über die Leidensfähigkeit der Fische bestehen, kann auch der Tatbestand des § 17 Nr. 2b TierSchG durch freiwilliges Fangen-und-Zurücksetzen als nicht verwirklicht angesehen werden (vgl. JENDRUSCH und ARLINGHAUS 2005). Im Gesetzestext jedoch besteht keine Norm über die Konsequenz eines Verstoßes gegen § 1 TierSchG, wenn wie dargestellt der Tatbestand der Strafbarkeit nicht verwirklicht wird.

Das freiwillige Fangen-und-Zurücksetzen kann nur durch schärfere Bestimmungen in den Gewässerordnungen geregelt werden, da der Angler selbst nicht zur Hege berechtigt ist. Um natürliche und gesunde Fischbestände in den unterschiedlichen Gewässern zu fördern (Hege- und Pflegepflicht), können die Entnahmen in den einzelnen Gewässerordnungen reguliert werden. Dazu kann der Fischereirechtsinhaber Schonmaße und

Schonzeiten für Fischarten erhöhen und erweitern. Durch diese Maßnahmen erhöht sich der Anteil der Fische, welche dann durch vorgeschriebenes Fangen-und-Zurücksetzen, zurückgesetzt werden müssen.

Das Fangen-und-Zurücksetzen, was in Deutschland häufig aus verschiedenen Gründen erlaubt und sogar vorgeschrieben ist, verlangt in der Konsequenz obiger Diskussion nach Studien zu den biologischen Effekten des Fangen-und-Zurücksetzens auf die Fische.

2.3 Gründe für das Zurücksetzen aus sozialer Perspektive

Aus der sozialwissenschaftlichen Perspektive, die heute genauso wichtig wie naturwissenschaftliche Ansätze beim Angelfischereimanagement ist (ARLINGHAUS 2004), ist die Frage der grundsätzlichen, freiwilligen Absicht eines Anglers, einen gefangenen Fisch zurückzusetzen, besonders relevant. Ein Verständnis darüber, welche Anglergruppen sich einer Zurücksetzethik verschreiben, erlaubt potenzielle Konflikte rund um das Fangen-und-Zurücksetzen zu erklären sowie den Erfolg oder Misserfolg von gesteigerten Mindestmaßen vorherzusehen. Mit den Fragen, unter welchen Umständen Angler Fische zurücksetzen und welche entscheidungsbestimmenden Faktoren die Zurücksetzwahrscheinlichkeit erklären, haben sich mehrere nordamerikanische Autoren beschäftigt (BRYAN 1977, GRAEFE und DITTON 1997, SUTTON und DITTON 2001, HUNT et al. 2002, SUTTON 2003, SALZ und LOOMIS 2005).

Es ist schwierig eine verallgemeinernde Aussage treffen, da die Zurücksetzentscheidung typenabhängig und situationsspezifisch ist (DITTON 2002). Die Spezialisierungstheorie von BRYAN (1977) erklärt das Zurücksetzverhalten eines Anglers am besten. BRYAN (1977) beschreibt vier Spezialisierungstypen von Anglern am Beispiel von Forellengängern (Tabelle 1). Er unterteilt dabei in: (a) den Gelegenheitsangler, der unregelmäßig angelt und für den das Angeln kein regelmäßiger Bestandteil der Freizeitbeschäftigung ist; (b) den universell orientierten Angler, für den das Angeln einen festen Bestandteil seiner Freizeit darstellt und der verschiedene Angelmethoden praktiziert; (c) den technisch spezialisierten Angler, der sich auf eine besondere Angelmethode spezialisiert hat und andere Methoden größtenteils ablehnt und (d) den technisch hochspezialisierten Angler, der viel Einsatz für das Angeln aufbringt, sich auf eine Angelmethode spezialisiert hat und bestimmte Gewässertypen bevorzugt. BRYAN (1977) fand heraus, dass das Interesse des Gelegenheitsanglers und des universell orientierten Anglers darin besteht, an ausreichend mit fangfähigem Fisch besetzten Gewässern zu angeln, wobei der Gelegenheitsangler die Leichtigkeit eines großen Angelerfolges schätzt. Der universell orientierte Angler ist daran interessiert, die Kosten der Angellizenz (Angelerlaubnis) durch die Entnahme von mäßigen Fischen ausgleichen zu können. Im Gegensatz dazu schätzen die technisch spezialisierten und technisch hochspezialisierten Angler einen natürlichen Fischbestand. Sie bevorzugen und praktizieren das Fangen-und-Zurücksetzen als Managementmaßnahme, um gesunde Wildfischbestände zu fördern und zu erhalten. Prinzipiell konnte BRYAN (1977) feststellen, dass die meisten spezia-

lisierten Angler nicht den Fang eines Fisches als oberste Priorität des Angelns ansehen, sondern das Ausüben des Angelns an sich (vgl. ARLINGHAUS und MEHNER 2003 - auf Karpfen spezialisierte Angler, HAHN 1991). Aus dieser Spezialisierungstheorie (BRYAN 1977) lässt sich ableiten, dass die technisch spezialisierten sowie insbesondere die technisch hochspezialisierten Angler, unabhängig vom vorgeschriebenen Zurücksetzen, eine positive Grundeinstellung zum Fangen-und-Zurücksetzen haben und dies auch freiwillig betreiben.

Tabelle 1. Unterteilung der Spezialisierungstypen von Forellengängern nach BRYAN (1977) und Darstellung der Angelorientierung, dem verwendeten Angelgerät und der von den Anglern bevorzugten Managementmaßnahmen in den beangelteten Gewässern.

Spezialisierungsgrad	Angelorientierung und Angelgerät	Managementphilosophie
(a) Gelegenheitsangler	einen beliebigen Fisch mit beliebigen Angelgerät fangen	gut besetzte Gewässer mit leichtem Zugang
(b) universell orientierte Angler	eine bestimmte Anzahl von Fischen mit bestimmten Angelgerät fangen (Spinnangeln)	Besatz zur Ergänzung zur natürlichen Reproduktion
(c) technisch spezialisierte Angler	große Fische mit speziellem Angelgerät fangen (Fliegenangeln)	bevorzugen Entnahmepolitik um Fischgrößen zu steigern
(d) technisch hochspezialisierte Angler	Fische unter anspruchsvollen Umständen mit speziellem Angelgerät fangen	Habitatmanagement Fangen-und-Zurücksetzen

SUTTON und DITTON (2001) untersuchten diese Spezialisierungstheorie (BRYAN 1977) anhand von Thunfischanglern mit Hilfe von zwei Einflussgrößen auf das Fang- und Zurücksetzverhalten von Anglern. Die Einflussgrößen zur Beurteilung der Einstellung zum Fangen-und-Zurücksetzen sowie des Zurücksetzverhaltens waren einerseits die konsumtive, d.h. verbrauchende Orientierung (consumptive orientation), und andererseits, die von hohem Einsatz und Engagement für das Angeln charakterisierte Orientierung (commitment). Das Ergebnis der Studie lässt erkennen, dass die Einstellung zum Fangen-und-Zurücksetzen und das Fang- und Zurücksetzverhalten mit dem Maß an Engagement, dem Einsatz für das Angeln und dem Maß an konsumierender Orientierung in Beziehung stehen. Das bedeutet, dass Angler für die das Angeln einen hohen Stellenwert besitzt und für die das Mitnehmen von gefangenen Fischen weniger wichtig ist, eher eine positive Einstellung zum Fangen-und-Zurücksetzen aufweisen und ebenso eher dazu neigen, den Fang freiwillig zurückzusetzen. Im Gegensatz dazu wird ein Angler mit einer konsumtiven Einstellung zum Angeln, zwar das vorgeschriebene Fangen-und-Zurücksetzen betreiben, jedoch nur einen geringen Handlungsbedarf für das freiwillige Fangen-und-Zurücksetzen sehen. Diese Ergebnisse sprechen für die Validität der Spezialisierungstheorie, da höher spezialisierte Angler ein höheres Maß an Engagement und Einsatz zeigen und ein geringeres Interesse am Fischkonsum an sich aufweisen (BRYAN 1977). Nicht spezialisierte Angler hingegen zeigen weniger Engagement und Einsatz für das Angeln und haben eine stärker konsumtive Einstellung zum Angeln. SALZ und LOOMIS (2005) beschrieben in diesem Zusammenhang ein traditionsähnliches Verhalten im Umgang mit freiwilligen Fangen-und-Zurücksetzen bei spezialisierten Süßwasseranglern. Das freiwillige Zurücksetzen von Fischen und das Verständnis für Gebiete mit vorgeschriebenen Fang- und Zurücksetzregelungen wird von Salzwasseranglern jedes Spezialisierungsgrades nicht im selben Maße wie von Süßwasseranglern akzeptiert (SALZ und LOOMIS 2005). Die persönlichen und situationsbedingten Faktoren der Entscheidung zum Fangen-und-Zurücksetzen und deren gegenseitige Beeinflussung wurden von SUTTON (2003) anhand von Süßwasseranglern beschrieben. SUTTON (2003) betrachtete dabei die Größe des gefangenen Fisches, die Spezies des gefangenen Fisches und ob der Fisch zu einer vom Angler bevorzugten Spezies gehört als situationsbedingte Faktoren. Die Bedeutung, einen Fisch dem Gewässer zu entnehmen, die Wichtigkeit einen großen Fisch zu fangen sowie der Einfluss, eine präferierte Fischart fangen zu wollen, wurden als die persönlichen Faktoren beschrieben. In dieser Studie (SUTTON 2003) zeigte sich, dass die Relevanz, einen großen Fisch zu fangen

einen erheblichen Einfluss auf die Fang- und Zurücksetzentscheidung hat. Weiterhin haben die Erfahrung des Anglers, der Wunsch „etwas“ fangen zu wollen oder das Verlangen, eine bestimmte Anzahl von Fischen zu fangen, keinen Einfluss auf die Entnahmeentscheidung (SUTTON 2003). Dieses Ergebnis (SUTTON 2003) widerspricht der Spezialisierungstheorie von BRYAN (1977). Dies lässt sich dadurch erklären, dass die Effekte der persönlichen Faktoren unter den Anglern variieren (SUTTON 2003).

Einen aussagekräftigen Effekt auf die Entscheidung über Entnehmen oder Zurücksetzen haben die situationsbedingten Faktoren. Dieser Effekt tritt als Haupteffekt oder als überlagernder Effekt mit anderen Faktoren auf und zeigt somit, dass die situationsbedingten Faktoren einen wichtigen Einfluss auf die Entscheidung über Entnehmen oder Zurücksetzen haben (SUTTON 2003). Die Größe eines gefangenen Fisches und die Bedeutsamkeit, einen großen Fisch zu fangen, treten beispielsweise nicht als aussagekräftige Haupteffekte auf. Die Interaktion dieser beiden Faktoren hat jedoch einen signifikanten Einfluss auf die Entnahme- oder Zurücksetzentscheidung (SUTTON 2003). Dies bedeutet, dass Angler, denen das Fangen von großen Fischen wichtig ist, sich häufig zum Zurücksetzen von großen und kleinen Fischen entscheiden und somit öfter das Fangen- und-Zurücksetzen betreiben.

HUNT et al. (2002) untersuchten die Faktoren der Entnahmeentscheidung von Angeltouristen beim Fang von amerikanischen Zandern, Hechten und Schwarzbarschen. Diese Studie zeigte, dass Angler weniger Fische entnehmen, wenn sie viele Fische fangen und somit die Fangrate hoch ist. Weiterhin ist nicht nur die Anzahl an gefangenen Fischen sondern auch die Verfügbarkeit von Substituten, also Fischarten, die anstelle einer gewünschten Fischart entnommen werden können, ein wichtiger Faktor (HUNT et al. 2002). So wird zum Beispiel bei einer hohen Zanderfangrate und wenigen Hechtfängen die Anzahl der entnommenen Hechte gering sein, weil die vielen Zander als Ersatz für die wenigen Hechte entnommen werden können (HUNT et al. 2002). Nach HUNT et al. (2002) würde die Anzahl von entnommenen Hechten bei einer hohen Fangrate von Hechten, unabhängig von der Zanderfangrate, hoch sein. Das Ergebnis zeigt, dass die Entnahmerate von weniger begehrten Fischarten steigen kann, wenn die Fangraten von mehr begehrten Fischarten abnimmt (HUNT et al. 2002). Die Wahl des Anglers zur Entnahme wird ebenso stark von dem Bedürfnis des Anglers, eine bestimmte Anzahl von Fischen mit nach Hause zu nehmen beeinflusst. Somit wird die Wichtigkeit, viele Fische zu fangen und zurückzusetzen, negativ vom Maß der Entnahme beeinflusst (HUNT et al. 2002).

In der Studie von GRAEFE und DITTON (1997) wurde das Fang- und Zurücksetzverhalten von Schwertfischanglern untersucht. Die Autoren fanden heraus, dass bei Schertfischanglern im Gegensatz zu Süßwasseranglern (SUTTON 2003) heraus, dass mit steigender Erfahrung des Anglers die Bereitwilligkeit einen Fisch zurückzusetzen steigt. Daher setzt ein erfahrener Angler mehr Fische zurück als ein weniger erfahrener Angler. Auch steht der Wunsch, einen Fisch zu entnehmen mit dem Aufwand eine bestimmte Fischart zu fangen in enger Beziehung, das heißt, je größer die Anstrengungen für den Angler, desto größer sein Wunsch einen Fisch zu entnehmen. GRAEFE und DITTON (1997) zeigen noch weitere Faktoren, die den Angler dazu bewegen, mindestens einen Fisch zu entnehmen. Dies sind: steigende Teilnahme an Wettangelereignissen, Steigerung der in das Angeln investierten Zeit und Mühe sowie das Ziel, möglichst viele Fische zu fangen. Desweiteren stellt die Wichtigkeit, einen großen Fisch zu fangen, einen negativen Einfluss auf das Zurücksetzverhalten des Schwertfischanglers dar, sodass der Wunsch einen großen Fisch zu fangen stärker mit dem Entnehmen von Fischen in Zusammenhang steht als bei Anglern, die weniger großes Interesse an großen Fischen haben und somit eher bereit sind ihren ganzen Fang zurückzusetzen (GRAEFE und DITTON 1997). Der gesteigerte Entnahmewunsch der Salzwasserangler (GRAEFE und DITTON 1997) bedingt durch den Wunsch, große Fische zu fangen, ist bei den Süßwasseranglern durch die Bereitwilligkeit die Fische zurückzusetzen charakterisiert (SUTTON 2003). Weiter beschreiben GRAEFE und DITTON (1997), dass die Bereitwilligkeit von Anglern alle Fische zurückzusetzen dann am größten ist, wenn die Angler ein vorgeschriebenes Fangen-und-Zurücksetzen bzw. ein Entnahmeverbot bevorzugen oder Mitglieder in Organisationen bzw. Angelclubs sind. Die Ergebnisse dieser Studie zeigen, dass 62% der in Angelclubs organisierten Angler und 38% der nichtorganisierten Angler totales Fangen-und-Zurücksetzen betreiben (GRAEFE und DITTON 1997). Somit zeigten auch GRAEFE und DITTON (1997), dass Angler, welche sehr viel Engagement und Einsatz für das Angeln zeigen, wozu auch die Organisation in Angelvereinen bzw. Angelclubs zählt, eine höhere Bereitschaft zu Fangen-und-Zurücksetzen aufweisen (BRYAN 1977, SUTTON und DITTON 2001). FAYRAM (2003) beschrieb, dass das Entnahmeverhalten mit der gefangenen Fischart variiert. So wurden gefangene Walleyes als Speisefische betrachtet, die gefangenen Muskies jedoch eher als Sportfisch angesehen und deshalb häufiger zurückgesetzt.

Die Gründe für ein grundsätzliches, freiwilliges Zurücksetzen eines gefangenen Fisches liegen vor allem darin, dass spezialisierte Angler (BRYAN 1977), die viel Zeit und

Aufwand in ihre Freizeitaktivität investieren (SUTTON und DITTON 2001), weniger am Konsum des Fanges interessiert sind, als an der Erholung und dem Naturerlebnis (BRYAN 1977, HAHN 1991). Außerdem fangen spezialisierte Angler in der Regel mehr Fische pro Jahr, was die Zurücksetzethik miterklärt (ARLINGHAUS und MEHNER 2003). Die Ergebnisse der diskutierten Studien zeigen aber auch, dass viele Gründe bzw. Faktoren bei der Entscheidung zwischen Entnahme und Zurücksetzen von gefangenen Fischen entscheidend sind. So sind der Spezialisierungsgrad (BRYAN 1977), der Stellenwert des Angelns für den Angler (SUTTON 2003), die Konsumeinstellung (SUTTON und DITTON 2001), der Angelerfolg (GRAEFE und DITTON 1997) sowie die persönlichen und situationsbedingten Faktoren (SUTTON 2003) die Hauptdeterminanten der Zurücksetzentscheidung. Es ist wichtig, die Einstellung und die Handlungsbereitschaft von Anglern zum Fangen-und-Zurücksetzen über das gesetzlich vorgeschriebene Fangen-und-Zurücksetzen von untermäßigen sowie geschonten Fischen hinaus genauer zu untersuchen, um ein Ausmaß des freiwilligen Fangen-und-Zurücksetzen richtig einschätzen zu können. Diese Einschätzung ist notwendig, um den Umgang mit freiwilligem Fangen-und-Zurücksetzen im Angelfischereimanagement zu verbessern und Konfliktpotentiale besser adressieren zu können.

2.4 Ökologische Notwendigkeit für das Fangen-und-Zurücksetzen

Die ökologische Notwendigkeit für das Fangen-und-Zurücksetzen besteht nicht nur durch die bereits erläuterten Gründe der Hege und Pflege eines natürlichen Fischbestands (z.B. Zurücksetzen untermäßiger, noch nicht geschlechtsreifer Fische). Neben der von der Hegepflicht geforderten Schaffung und Erhaltung von „dem Gewässer angepassten Fischbeständen“ sowie des Wunsches eines Teiles der Angler und der Fischereiberechtigten, natürliche Fischbestände in den Gewässern zu erhalten und möglichst große Fische zu fangen, existieren wichtige ökologische Gründe für das Fangen-und-Zurücksetzen.

So kann es bei hohem Angeldruck von hoher Bedeutung sein, Fische, die nicht geschützt oder geschont sind, zum Teil zurückzusetzen (selektive Entnahme). Das Mindestmaß hat die Aufgabe, den Fischen die Möglichkeit einzuräumen, die nötige Größe zur Geschlechtsreife zu erlangen und sich mindestens einmal fortpflanzen zu können. Jedoch wirkt das Mindestmaß sehr selektiv auf alte und große Fische, so dass die Fischbestände bei hoher fischereilicher Mortalität eine geringere Variabilität in der Altersklassen- und Längenzusammensetzung aufweisen können (ANDERSON und NEHRING 1984, BRAÑA et al. 1992, MCCREESH et al. 2000, CONOVER und MUNCH 2002, SULLIVAN 2003, ALMODÓVAR und NICOLA 2004, vgl. Abbildungen 1 und 2). Das heißt, dass Fischbestände, in denen Fische, die größer als das Mindestmaß sind, selektiv entnommen werden sich zu einem Fischbestand entwickeln, der von kleinen und jungen Fischen dominiert wird (ANDERSON und NEHRING 1984, PARMA und DERSIO 1990, BRAÑA et al. 1992, GOODYEAR 2002, Abbildungen 3 und 4 für verschiedene Fischarten).

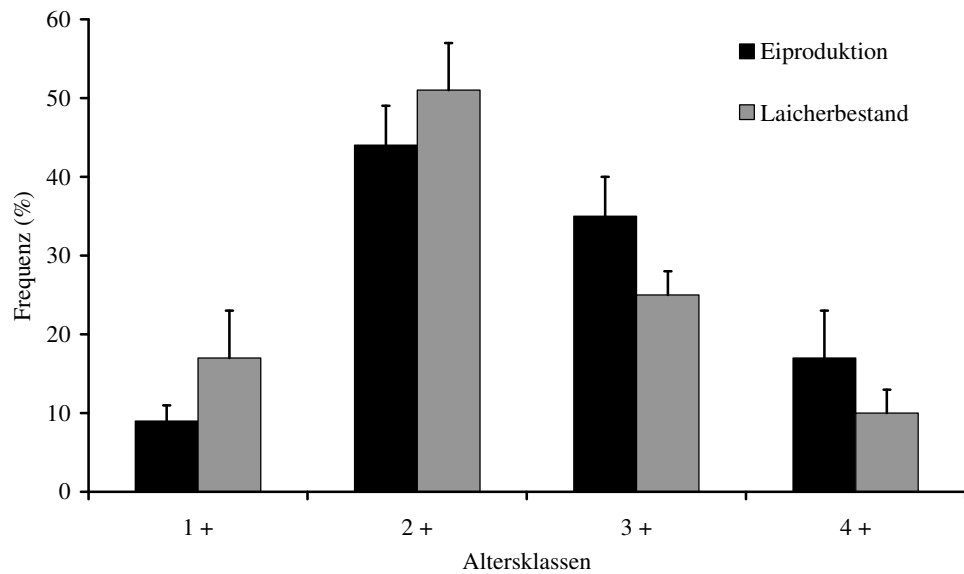


Abbildung 1. Durchschnittliche Verteilung (\pm SD) der Altersklassen des Laicherbestandes und der gesamten Eierproduktion eines Bachforellenbestandes, in dem totales Fangen-und-Zurücksetzen praktiziert wurde (ALMODÓVAR und NICOLA 2004).

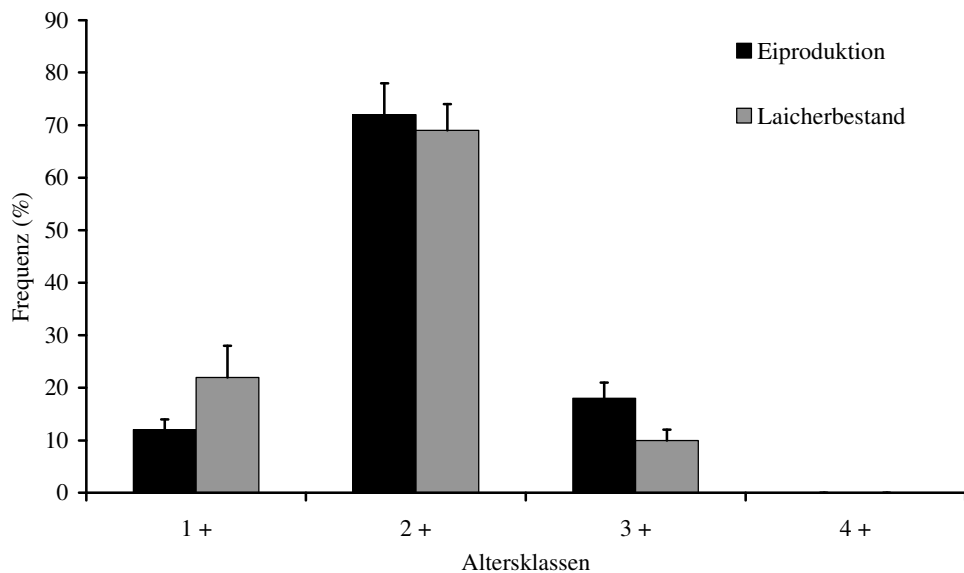


Abbildung 2. Durchschnittliche Verteilung (\pm SD) der Altersklassen des Laicherbestandes und der gesamten Eierproduktion eines Bachforellenbestandes unter einer Fischerei, in der kein Fangen-und-Zurücksetzen praktiziert wurde (ALMODÓVAR und NICOLA 2004).

CONOVER und MUNCH (2002) stellten in einem Versuch die Auswirkungen einer Selektion der größten Individuen einer Population an *Menidia menidia* (L.) dar. Durch die selektive Entnahme der großen Fische werden Genotypen, die langsam wachsen und/oder früh geschlechtsreif sind, gefördert und die Produktivität der Population reduziert (vgl. MUNGER und KRAAI (1997) für Walleye). Diese Förderung entsteht hauptsächlich durch die Entnahme der großen Fische, die dann nicht mehr für die Populationsreproduktion zur Verfügung stehen. Weiterhin wird durch das Fehlen der großen Laichfische die Anzahl der produzierten Eier verringert (ALMODÓVAR und NICOLA 2004), da die Fruchtbarkeit exponentiell mit der Fischgröße steigt (BIRKELAND und DAYTON 2005). Weiterhin ist nicht nur die Quantität der Eier von großen Fischen höher, sondern auch die Qualität ist häufig größer als bei kleinen Fischen (BIRKELAND und DAYTON 2005). Große und somit ältere Fische produzieren in der Regel größere Eier (CONOVER und MUNCH 2002). Die Larven aus den Eiern großer und alter Laichfische zeigen häufig eine hohe Vitalität (CONOVER und MUNCH 2002), da die Elterntiere mehr metabolische Energie zur Verfügung hatten, die sie in ihre Brut investieren konnten (BERKLEY et al. 2004 a, b, und BOBKO und BERKELEY 2004). In Populationen, in denen die großen Fische entnommen wurden, zeigten die Larven geringere Wachstumsraten (CONOVER und MUNCH 2002). Die Größe und Wachstumsrate der Larven ist in der Natur von großer Bedeutung, da das Prädationsrisiko für kleine Larven größer ist.

Bachforellen

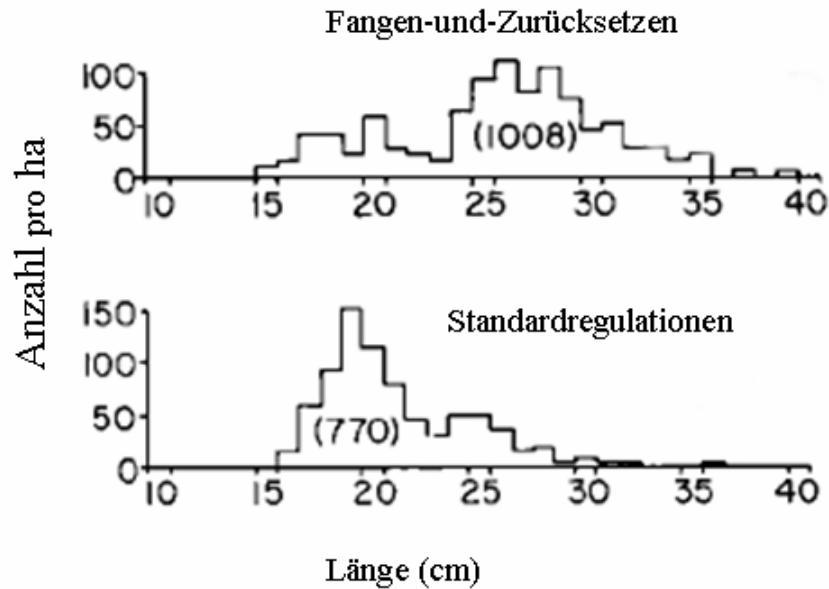


Abbildung 3. Längenverteilung von Bachforellen in einem Gewässerabschnitt mit totalem Fangen-und-Zurücksetzen und einem Gewässerabschnitt mit Standardregulationen (Fangbegrenzung von 8 Fische/d) (ANDERSON und NEHRING 1984).

Regenbogenforellen

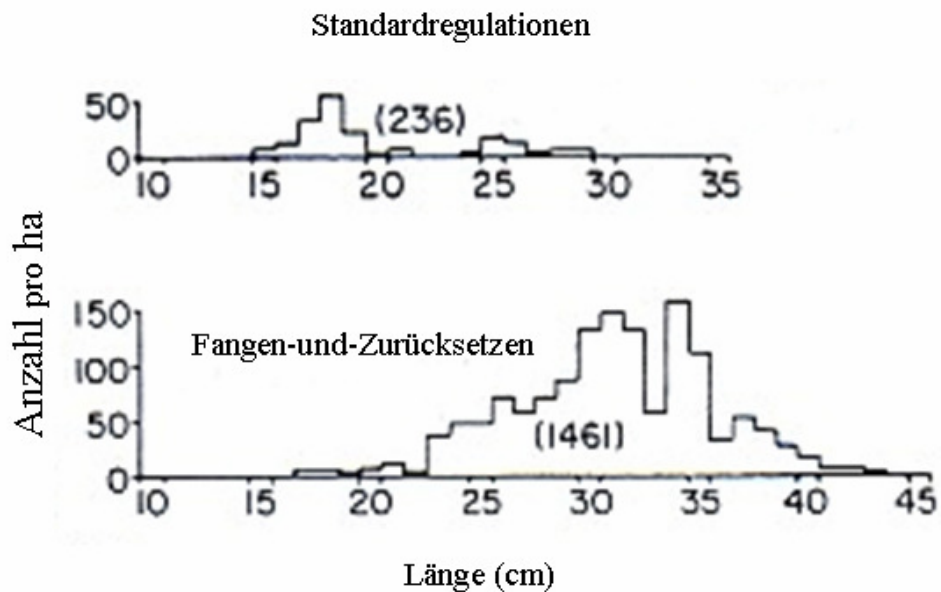


Abbildung 4. Längenverteilung von Regenbogenforellen in einem Gewässerabschnitt mit totalem Fangen-und-Zurücksetzen und einem Gewässerabschnitt mit Standardregulationen (Fangbegrenzung von 8 Fische/d) (ANDERSON und NEHRING 1984).

Fangen-und-Zurücksetzen kann angewendet werden, um die genetische Änderung, welche irreversibel sein kann (CONOVER und MUNCH 2002), zu verhindern sowie die Biodiversität der Bestände zu fördern (QUINN 1996). Auch die Bestandsgröße und die individuelle Länge der Fische nimmt zu, wenn Fangen-und-Zurücksetzen zumindest bei einem Teil des Fanges angewandt wird (ANDERSON und NEHRING 1984, CARLINE et al. 1991, McCREESH et al. 2000, NÄSLUND et al. 2005) (Abbildung 5).

Weiterhin wird Fangen-und-Zurücksetzen zur Bestandskontrolle von nicht erwünschten Fischarten (zum Beispiel Förderung von großen Hechten zur Bestandskontrolle von Karpfen in den USA), zum Schutz von Laichfischen und zur Restaurierung von geschwächten Beständen genutzt (QUINN 1996).

Zur Verbesserung der Angelqualität werden von Anglern häufig Besatzmaßnahmen gefordert (ARLINGHAUS et al. 2002, ARLINGHAUS 2004). Jedoch sind Besatzmaßnahmen aus ökologischer Sicht umstritten (KNÖSCHE 1998). Durch Fangen-und-Zurücksetzen und der daraus resultierenden Schonung der Bestände können die zum Teil sehr kostspieligen Besatzmaßnahmen unnötig werden (BARNHART 1989).

Bei Anglern sind Raubfische als Zielfischarten sehr beliebt (vgl. ARLINGHAUS und MEHNER 2004). Häufig sind gerade zur Biomanipulation von Gewässern gesunde und starke Bestände dieser Top-Prädatoren nötig (vgl. ARLINGHAUS et al. 2002). Die Förderung der Raubfischbestände bei gleichzeitiger Befischung kann durch Fangen-und-Zurücksetzen verwirklicht werden (vgl. SULLIVAN 2003, DENT 1986, RICHARDS und RAMSELL 1986).

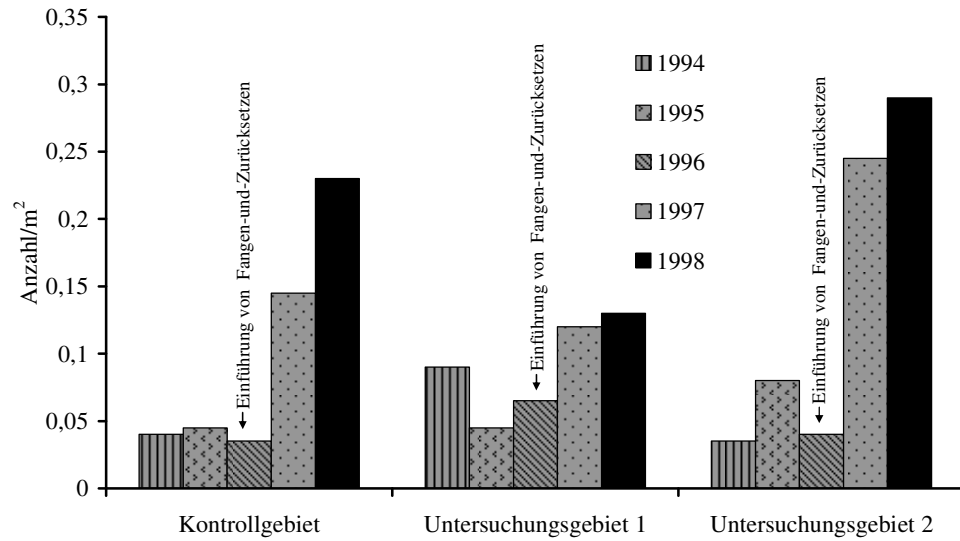


Abbildung 5. Auswirkung der Einführung von Fangen-und-Zurücksetzen auf die Bestandsdichte von Bachforellen in unterschiedlichen Untersuchungsgebieten (McCREESH et al. 2000).

Die Notwendigkeit des Fangen-und-Zurücksetzens zur Erhaltung und Förderung natürlicher und genetisch vielfältiger Fischbestände wird mit steigendem Angeldruck und zunehmender Habitatveränderung immer deutlicher. Das Fangen-und-Zurücksetzen stellt eine Managementmaßnahme zum Aufbau und zur Förderung gesunder Fischbestände dar (z.B. ANDERSON und NEHRING 1984, ALMODÓVAR und NICOLA 2004). Um die Effektivität dieser bestandsfördernden Maßnahmen abschätzen zu können, ist es sehr wichtig, die Hakmortalität zu kennen und zu wissen, wodurch sie beeinflusst wird, denn diese Maßnahmen machen nur bei einer geringen Hakmortalität Sinn.

2.5 Kurzüberblick über letale und subletale Auswirkungen

Der letale Effekt, der durch das Fangen-und-Zurücksetzen verursacht wird, wird als Hakmortalität bezeichnet. Die Hakmortalität ist definiert als der Anteil an Fischen, der das Fangen mit der Angel und das anschließende Zurücksetzen nicht überlebt (MUONEKE und CHILDRESS 1994). Die Hakmortalität wird weiterhin in sofortige und verzögerte Hakmortalität eingeteilt (WYDOSKI 1970). Die sofortige Hakmortalität wird von WYDOSKI (1970) als die Mortalität, die innerhalb der ersten 24 h nach dem Hakereignis auftritt, beschrieben. WILDE (1998) dagegen beschreibt die sofortige und verzögerte Hakmortalität am Beispiel von Angelwettbewerben. Dabei werden Fische, die vor dem Zurücksetzen sterben, der sofortigen Hakmortalität zugesprochen. Die Fische, die nach dem Zurücksetzen verenden, werden der verzögerten Hakmortalität zugeordnet. Für die Dauer der sofortigen und verzögerten Hakmortalität gibt es in der Literatur keine einheitlichen Angaben. Die Zeitspanne, in der die sofortige Hakmortalität beobachtet wird, erstreckt sich von sofort nach dem Hakereignis (BOUCK und BALL 1966, WILDE 1998) bis zu 24 h nach dem Haken (MASON und HUNT 1967). WILDE (1998) berichtet von einer Beobachtungszeit von weniger als einem Tag bis zu 42 Tagen für die verzögerte Hakmortalität.

Eine Vielzahl von Studien hat sich mit der Hakmortalität unterschiedlicher Fischarten und deren beeinflussenden Faktoren beschäftigt. Die erste Untersuchung zur Hakmortalität wurde in den frühen 30er Jahren durchgeführt (WESTERMAN 1932) und verursachte bis in die 50er Jahre kein bedeutendes Aufsehen (THOMPSON 1946, MILNE und BALL 1956, SHETTER und ALLISON 1955 und 1958, PARKER und BLACK 1959, PARKER et al. 1959). Erst in den 60er Jahren gewann die Untersuchung der Hakmortalität an Wichtigkeit für das Fischereimanagement (BENSON und BULKLEY 1963, BOUCK und BALL 1966, KLEIN 1965 und 1966, HORAK und KLEIN 1967, MASON und HUNT 1967, STRINGER 1967). In den 70er und 80er Jahren des 20. Jahrhunderts stieg der Aufwand zur Erforschung der Hakmortalität (BEUKEMA 1970, MARNELL und HUNSAKER 1970, WYDOSKI 1970, WEITHMAN und ANDERSON 1976, WARNER 1976, 1978, 1979, HULBERT und ENGSTROM-HEG 1980, DOTSON 1982, FACCIN 1983, RAAT 1985, SCHILL et al. 1986, BARWICK 1985, FLETCHER 1987, NEWMAN und STORCK 1986, TITUS und VANICEK 1988, WERTHEIMER 1988, PAYER et al. 1989, SCHAEFER 1989, und weitere). In den letzten 25 Jahren stieg zusätzlich das Interesse an wissenschaftlichen Erkenntnissen

über physiologische Reaktionen und Veränderungen während des Fangen-und-Zurücksetzens sowie über die Hakmortalität beeinflussende Faktoren (z.B. FERGUSON und TUFTS 1992, STORCK und NEWMAN 1992, GJERNES et al. 1993, PAULEY und THOMAS 1993, THORSTAD et al. 2003, BROBBEL et al. 1996, HOFFMAN et al. 1996, SCHILL und BERGERSEN 1996, WILKIE et al. 1996, ANDERSON et al. 1998, WHORISKEY et al. 2000, COOKE et al. 2002, JENKINS 2003, DuBOIS und DUBIELSZIG 2004, GRAEB et al. 2005, MEKA und McCORMICK 2005, SCHREER et al. 2005, KILLEN et al. 2006).

Die Ergebnisse dieser Studien zu letalen Auswirkungen wurden in den Arbeiten von WYDOSKI (1977), MUONEKE und CHILDRESS (1994), FARAGHER (2004) und BARTHOLOMEW und BOHNSACK (2005) zusammengefasst.

WYDOSKI (1977) verglich Studien zur Hakmortalität und nahm Bezug auf Angelköderart, Hakenart, Verwendung von widerhakenlosen Haken, Haken mit Widerhaken und verursachte Verletzungen bzw. den Hakort. Außerdem wurden in der Arbeit von WYDOSKI (1977) auch die subletalen Effekte des Fangen-und-Zurücksetzens betrachtet.

In der Überblicksarbeit von MUONEKE und CHILDRESS (1994) wurden die unterschiedlichen Mortalitätsstudien zunächst nach Fischarten untersucht. Weiterführend wurde den Einfluss von umweltbedingten Faktoren auf die Hakmortalität beschrieben. Diese Umweltfaktoren umfassten Wassertemperatur, Salinität, Fangtiefe, Sauerstoffgehalt sowie der Einfluss von Krankheiten auf die Mortalität. MUONEKE und CHILDRESS (1994) beschrieben ebenso Variationen der Hakmortalität mit der Fischlänge und dem Fischalter, dem Geschlecht sowie der Population. Die Köder und Angelmethoden stellten ebenso einen wichtigen Einflussfaktor auf die Hakmortalität dar. Dabei wurden der Hakentyp, die Hakeffektivität, die Verwendung von Widerhaken, die Hakengröße und die Köderart berücksichtigt. Als die physiologischen und anatomischen Determinanten der Hakmortalität stellten die Autoren den Stress, die Verletzungen und das Handling heraus (MUONEKE und CHILDRESS 1994).

In der aktuellsten Zusammenstellung von Hakmortalitätsstudien von BARTHOLOMEW und BOHNSACK (2005) wurde zunächst der wachsende Trend der Freizeitfischerei (Angeln) in den Vereinigten Staaten von Amerika untersucht. Als Ergebnis beschrieben die Autoren einen Anstieg der Zurücksetzraten von marinen Fischen in den letzten 20 Jahren, was eine weitere Untersuchung der Hakmortalität erforderte. In

der genannten Studie wurden die Hakmortalitätsfaktoren beschrieben und anschließend wurde eine Meta-Analyse der Hakmortalitätsliteratur durchgeführt. Im Vergleich zu MUONEKE und CHILDRESS (1994) verzeichneten BARTHOLOMEW und BOHNSACK (2005) in ihrer Meta-Analyse eine Verdoppelung der Anzahl der Studien. Die erläuterten Determinanten der Hakmortalität wurden unterteilt in spezifische Faktoren, Angelmaterial, Angel-, Handling- und Zurücksetztechniken und umweltbedingte Faktoren. Als die spezifischen Hakmortalitätsfaktoren wurden der Hakort und die Fischgröße definiert. Die Einflüsse von Köderart, Hakenart, Widerhaken, Hakengröße und Hakentyp (z.B. Kreishaken) wurden als Einfluss von Angelmaterial auf die Hakmortalität behandelt. Weitere Mortalitätsfaktoren, wie die Einflussnahme von Angel-, Handling- und Zurücksetztechnik, wurden beschrieben. Im Einzelnen waren dies aktives vs. passives Angeln, Anglererfahrung, Drillzeit, Handlingzeit, die Entfernung von tief gehakten Haken und ein möglicher Druckausgleich durch das Punktieren der Schwimmblase. Umweltbedingte Faktoren der Hakmortalität umfassten die Fangtiefe und die Wassertemperatur (BARTHOLOMEW und BOHNSACK 2005).

Die subletalen Auswirkungen des Fangen-und-Zurücksetzens wurden in Arbeiten von FERGUSON und TUFTS (1992), COOKE et al. (2002) und KILLEN et al. (2006) zusammengefasst. Dabei wurden die physiologischen Effekte, wie die Änderungen des Laktatwertes, pH-Wertes und Hormongehaltes infolge einer Stresseinwirkung untersucht (z.B. FERGUSON und TUFTS 1992, PANKHURST und DEDUAL 1994, WILKIE et al. 1996). Desweiteren wurden auch die Änderungen der Energiereservestoffe dargestellt (z.B. BOOTH et al. 1995, BROBBEL et al. 1996). Als Folge von Fangen-und-Zurücksetzen wurde ebenso die Änderungen von Herzschlagvolumen, Schlagfrequenz und Herzleistung untersucht (COOKE et al. 2002, KILLEN et al. 2006). Die Effekte des Fangen-und-Zurücksetzens auf das Wachstum, die Reproduktionsleistung oder das Laichverhalten wurden von BOOTH et al. (1995), WEBB (1998), WHORISKEY et al. (2000), COOKE et al. (2002), JENKINS (2003), THORSTAD et al. (2003) und POPE und WILDE (2004) beschrieben.

Diese subletalen Auswirkungen sind für einige Arten schon sehr umfangreich beschrieben worden. Jedoch sind zum genauen Verständnis der Reaktionen, besonders bezüglich des Verhaltens, der Fische nach dem Zurücksetzen weitere Studien nötig.

3. Material und Methoden

3.1 Grundsätzliches Vorgehen und Datenaufbereitung

Um die Effekte des Fangen-und-Zurücksetzens auf in der Bundesrepublik Deutschland heimische Fischarten in einer Meta-Analyse analysieren zu können, wurde zunächst eine umfangreiche Literaturrecherche durchgeführt. Dazu wurde die Bibliothek des Leibniz-Institutes für Gewässerökologie und Binnenfischerei (IGB) in Berlin genutzt. Zusätzlich wurde das Internet zur Literaturrecherche in Anspruch genommen. Fachartikel zum Thema der Hakmortalität wurden hauptsächlich in wissenschaftlichen Suchmaschinen wie ASFA (Aquatic Sciences and Fisheries Abstracts), Web of Science und Fish and Fisheries Worldwide gesucht. Weiterhin wurde die Suchmaschine Google und deren Unterfunktion Google scholar (www.scholar.google.de) genutzt. Informationen zu wissenschaftlichen Veröffentlichungen wurden den Literaturverzeichnissen der verfügbaren Überblicksarbeiten zum Fangen-und-Zurücksetzen entnommen (z.B. WYDOSKI 1977, MUONEKE und CHILDRESS 1994, BARTHOLOMEW und BOHNSACK 2005). Ein Teil der Literatur wurde durch Dr. Robert Arlinghaus vom IGB aus seiner persönlichen Literaturdatenbank zur Verfügung gestellt.

Bei der Literaturrecherche konnten jedoch nicht für jede in Deutschland heimische Fischart Hakmortalitätsstudien gefunden werden. Bei mangelnder Anzahl oder nicht vorhandenen Studien über eine bestimmte Art wurden Studien über verwandte Arten derselben Gattung betrachtet, da man annehmen kann, dass nah verwandte Arten einer Gattung ähnlich auf das Fangen-und-Zurücksetzen reagieren. Für den europäischen Zander (*Sander lucioperca* (L.)) wurden keine Studien zu Effekten des Fangen-und-Zurücksetzens gefunden. Deshalb wurden Studien über den amerikanischen Zander (*Sander vitreus* (Mitchill)) und den kanadischen Zander (*Sander canadensis* (Griffith & Smith)) in die Datensammlung aufgenommen.

Die gesammelte Literatur wurde in tabellarischer Form, nach Fischarten geordnet, aufgelistet. Den Studien wurden, soweit möglich, die Informationen zu Hakmortalität (%), Wassertemperatur (°C), Fischlänge (mm), verwendetem Angelköder, Angelhaken und die Verwendung von Widerhaken entnommen, um Aussagen über die Determinanten (Erklärungsfaktoren) der Hakmortalität ableiten zu können. In früheren Studien wurden die hier ausgewählten fünf Determinanten als einflussreiche Faktoren auf die Hakmorta-

lität beschrieben (WYDOSKI 1977, MUONEKE und CHILDRESS 1994, BARTHOLOMEW und BOHNSACK 2005).

Aus einigen Arbeiten wurden mehr als eine Angabe pro Fischart oder mehr als eine Determinante der Hakmortalität für eine bestimmte Art entnommen. Dies war zum Beispiel in der Untersuchung von HUNSAKER et al. (1970) der Fall. In dieser Studie wurden unterschiedliche Angelköder und ihr Einfluss auf die Hakmortalität von *Oncorhynchus clarkii* (Richardson) untersucht. So konnten dieser Studie 14 Angaben zur Hakmortalität von *Oncorhynchus clarkii* (Richardson) einer Art, die zur Gattung der Regenbogenforelle (*Oncorhynchus mykiss*(Walbaum)) gehört, entnommen werden. Im Gegensatz dazu konnten aus anderen Studien nur eine Angabe zur Hakmortalität pro Fischart gewonnen werden (z.B. SCHILL 1996, BETTOLI et al. 2000, MEKA und McCORMICK 2005, NELSON et al. 2005).

Aufgrund der unterschiedlichen Herkunftsländer der Autoren waren nicht alle Einheiten der Einflussfaktoren direkt miteinander vergleichbar. Um die unterschiedlichen Facharbeiten vergleichen zu können, war es nötig, die angegebenen Einheiten in eine uniforme Einheit umzurechnen. Bei Wassertemperaturangaben in Grad Fahrenheit (°F) wurde die Temperatur mit Hilfe eines Umrechners (www.chemie.fu-berlin.de/chemistry/general/units.html#temp) in Grad Celsius (°C) umgerechnet. In einigen anderen Studien wurde die Körperlänge der Fische in Inches angegeben. In diesem Falle wurden diese Werte in Zentimeter (cm) umgerechnet (www.manuelsweb.com/in_cm.htm).

Da die Studien zum Teil vor über 30 Jahren angefertigt wurden, traten in einigen Studien veraltete Artbezeichnungen auf. Ältere Speziesbezeichnungen der Regenbogenforellen (*Salmo gairdneri* (Richardson)) wurden in der vorliegenden Studie mit dem heute gültigen Namen *Oncorhynchus mykiss* (Walbaum) angegeben. Ebenfalls wurde der alte Name der Cutthroatforelle (*Salmo clarki*, Richardson) in die heutige Bezeichnung *Oncorhynchus clarkii clarkii* (Richardson) abgeändert (FROESE und PAULY 2006). Auch die wissenschaftlichen Bezeichnungen für den amerikanischen Zander (Walleye) und den kanadischen Zander (Sauger) wurden von älteren Bezeichnungen in heute gültige umgewandelt. *Stizostedion vitreum* (Mitchill) wurde in *Sander vitreus* (Mitchill) und *Stizostedion canadense* (Griffith & Smith) wurde in *Sander canadensis* (Griffith & Smith) abgeändert (FROESE und PAULY 2006).

Bei der Zusammenstellung der Hakmortalitätsstudien wurden die sofortige Mortalität (initial mortality, IM) und die verzögerte Mortalität (delayed mortality, DM) mit Hilfe einer Formel nach WILDE (1998) zur Berechnung der totalen Mortalität (TM) verwendet.

$$TM = 100 * (1 - ((1 - IM) * (1 - DM)))$$

In der tabellarischen Zusammenstellung wurden die Mortalitätsangaben auf die erste Kommastelle gerundet. Bei Angaben von Spannweiten der Mortalität wurde zur statistischen Bearbeitung der Mittelwert der Mortalitätsangaben gebildet. In Studien, in denen Überlebensraten angegeben waren, wurden die Überlebensraten in Mortalitätsraten umgerechnet.

Ebenso gingen Temperaturspannweiten als Mittelwerte in die statistischen Untersuchungen ein.

3.2 Statistische Analyse

Dem Sammeln und Aufbereiten der in der Literatur beschriebenen Daten folgte eine statistische Untersuchung der Determinanten letaler Effekte des Fangen- und Zurücksetzens. Die statistische Analyse wurde mit der Studentenversion des Statistikprogramms SPSS 12.0 und dem Tabellenkalkulationsprogramm Microsoft Excel durchgeführt. Dazu wurde die in Excel erstellte Datensammlung in SPSS eingefügt. Die verschiedenen Variablen wurden den Anforderungen der Tests entsprechend kodiert. Um die Determinanten der Hakmortalität analysieren zu können, wurden sie ebenfalls aufbereitet. Angelköder wurden mit „0“ = Kunstköder und „1“ = Naturköder kodiert. Die Kodierung für die Hakenart wurde mit „0“ = Einzelhaken und „1“ = Drilling vorgenommen. Haken mit Widerhaken wurden mit „0“ und widerhakenlose Haken mit „1“ kodiert.

Zunächst wurde die durchschnittliche Hakmortalität für alle Fischarten der unterschiedlichen Ordnungen der in Deutschland heimischen oder eng verwandten Arten gemeinsam betrachtet. Die Ermittlung der durchschnittlichen Hakmortalität wurde mit SPSS durchgeführt. Die Angaben der Hakmortalität wurden mit dem Kolmogorov-Smirnov-

Test auf Normalverteilung getestet. Die Abweichung von der Normalverteilung der Hakmortalität war signifikant und somit waren die Daten nicht normal verteilt. Da die ANOVA robust gegenüber nicht normal verteilten Daten ist (ZAR 1999), fand sie bei der Analyse der Daten Anwendung. Die einfaktorielle ANOVA wurde verwendet, um die durchschnittliche Hakmortalität zwischen den Fischordnungen auf signifikante Unterschiede zu untersuchen. Eine ANOVA wurde ebenfalls genutzt, um die durchschnittliche Hakmortalität in unterschiedlichen Wassertemperaturbereichen ($< 10^{\circ}\text{C}$, $\geq 10-15^{\circ}\text{C}$, $\geq 15-20$ und $\geq 20^{\circ}\text{C}$) auf signifikante Unterschiede zu testen. Dabei wurden die Varianzen mit dem Levene-Test auf Homogenität getestet. Bei Homogenität der Varianzen wurde der Tukey HSD- Test zum Vergleich der Mittelwerte verwendet. Bei ungleichen Varianzen fand jedoch der Dunnett T3 Post hoc Test Anwendung. Um die Signifikanz und Stärke der Zusammenhänge zwischen der Hakmortalität und den fünf gewählten Determinanten zu untersuchen, wurde eine Spearman-Rangkorrelation (nichtparametrische Korrelation) durchgeführt (LOZÁN und KAUSCH 2004). Negative Korrelationskoeffizienten bezeichnen einen gegenläufigen Zusammenhang und positive Korrelationskoeffizienten beschreiben einen gleichgerichteten Zusammenhang (BÜHL und ZÖFEL 2000).

Unterschiede der durchschnittlichen Hakmortalität zwischen den unterschiedlichen Fischarten wurden mit dem nichtparametrischen Mann-Whitney U-Test getestet. Die Mittelwerte der Hakmortalität, verursacht durch unterschiedliche Angelköder (Kunstköder vs. Naturköder), Haken (Einzelhaken vs. Drilling), Widerhaken (Haken mit Widerhaken vs. widerhakenlose Haken) und unterschiedliche Fischlängen (unter Mindestmaß vs. über Mindestmaß) wurde ebenfalls mit dem Mann-Whitney U-Test auf signifikante Unterschiede getestet. Die Mindestmaße der deutschen Fischereiverordnungen bildeten die Grundlage für die Einteilung der Fischlängen in „unter Mindestmaß“ und „über Mindestmaß“. Als Mindestmaß wurde in dieser Studie das in den deutschen Fischereiverordnungen am häufigsten angegebene Mindestmaß genutzt. In Tabelle 2 werden die verwendeten Mindestmaße aufgeführt.

Tabelle 2. Häufigste deutsche Mindestmaße aus den verschiedenen Fischereiverordnungen für heimische Fischarten. Hier wurden nur Fischarten aufgeführt, die in dieser Meta-Analyse betrachtet wurden. Die Daten wurden aus den verschiedenen Fischereiverordnungen übernommen (www. aqua-globe.net, Stand 01. Juli 2006).

Fischart	Mindestmaß
Atlantischer Lachs (<i>Salmo salar</i> L.)	600 mm (z.B. Schleswig-Holsteinische BiFO)
Bachforelle (<i>Salmo trutta</i> L.)	250 mm (z.B. BbgFischO)
Bachsaibling (<i>Salvelinus fontinalis</i> (Mitchill))	250 mm (z.B. LFischO Nordrhein-Westfalen)
Hecht (<i>Esox lucius</i> L.)	500 mm (z.B. ThürFischVO)
Karpfen (<i>Cyprinus carpio</i> L.)	350 mm (z. B. ThürFischVO)
Meerforelle (<i>Salmo trutta</i> L.)	600 mm (z.B. Berliner LFischO)
Regenbogenforelle (<i>Oncorhynchus mykiss</i> (Walbaum))	250 mm (z.B. BbgFischO)
Seeforelle (<i>Salmo trutta</i> L.)	600 mm (z.B. FischVO Sachsen)
Seesaibling (<i>Salvelinus alpinus</i> (L.))	300 mm (z.B. LFischO Nordrhein-Westfalen)
Zander (<i>Sander lucioperca</i> (L.))	450 mm (z.B. Berliner LFischO)

Als Signifikanzniveau wurde $p = 0,05$ angenommen, $p \leq 0,01$ bedeutet sehr signifikant und $p \leq 0,001$ entspricht höchst signifikant (BÜHL und ZÖFEL 2000). In den Abbildungen werden signifikante Unterschiede mit „ * “, sehr signifikante mit „ ** “ und höchst signifikante mit „ *** “ gekennzeichnet.

An die statistische Analyse der Hakmortalität und der fünf gewählten Determinanten schloss sich eine Zusammenfassung weiterer in der Literatur beschriebenen Determinanten und der subletalen Effekte des Fangen-und-Zurücksetzens an. Für eine statistische Analyse reichten die vorhandenen Literaturbelege für in Deutschland heimische oder nahe verwandte Arten nicht aus. Die Darstellung erfolgte daher narrativ als Literaturdiskussion.

4. Letale und subletale Auswirkungen von Fangen-und-Zurücksetzen

4.1 Letale Auswirkungen von Fangen-und-Zurücksetzen

4.1.1 Hakmortalität

Für die vorliegende Meta-Analyse wurden 100 Studien zur Hakmortalität und deren Einflussfaktoren zusammengestellt (vgl. Tabelle 6 im Anhang). Es wurden Mortalitätsstudien zu 17 Fischarten und 2 Hybriden gefunden.

Durchschnittliche Hakmortalität

Die durchschnittliche Mortalität (\pm SD) aller Fischarten betrug $15,6 \pm 20,3\%$ bei einer Spannweite von 0,0% bis 88,5%. Der Median der Hakmortalität lag bei 7,8%. Die große Spannweite der durchschnittlichen Hakmortalität ist auf Studien mit hoher Hakmortalität zurückzuführen. In diesen Studien wurde zum Beispiel die Hakmortalität von tief gehakten Fischen (MASON und HUNT 1967, Hakmortalität von 88,5%) oder der Einfluss der Wassertemperatur auf die Hakmortalität (GRAEB et al. 2005, bis zu 79% oder PARKS und KRAAI 1991, mit bis zu 80% Hakmortalität) untersucht. Solche extrem hohen Mortalitätsraten traten in den analysierten Studien nur selten auf.

Wie aus Abbildung 6 ersichtlich wird betrug die Hakmortalität in 56,2 % der Studien weniger als 10% (Abbildung 6). 17,81% der Studien zur Hakmortalität ermittelten Mortalitätswerte zwischen 10% und 20%. Eine Hakmortalität zwischen > 20 und 30% wurde in 8,68% der Studien nachgewiesen. Die wenigsten Studien (17,35%) in dieser zusammenfassenden Hakmortalitätsanalyse wiesen Hakmortalitäten über 30% auf (Abbildung 6) und lediglich 6,8% der Studien über 50% Hakmortalität (Abbildung 7).

Die Verteilung der Hakmortalitätswerte zeigte auf, dass die Überlebensrate der gefangenen und anschließend zurückgesetzten Fische über 90% betragen kann. Dies widerlegt beispielsweise die Aussage von DROSSÉ (2002), der eine pauschale Angabe von 30% Hakmortalität bei zurückgesetzten Fischen für Deutschland konstatierte (vgl. auch Kritik durch ARLINGHAUS 2003). Nur in 17,35%, der für die vorliegende Studie ausgewerteten Fälle, war die Mortalität größer als 30% mit einer Schwankungsbreite zwischen 30,5% und 88,5%.

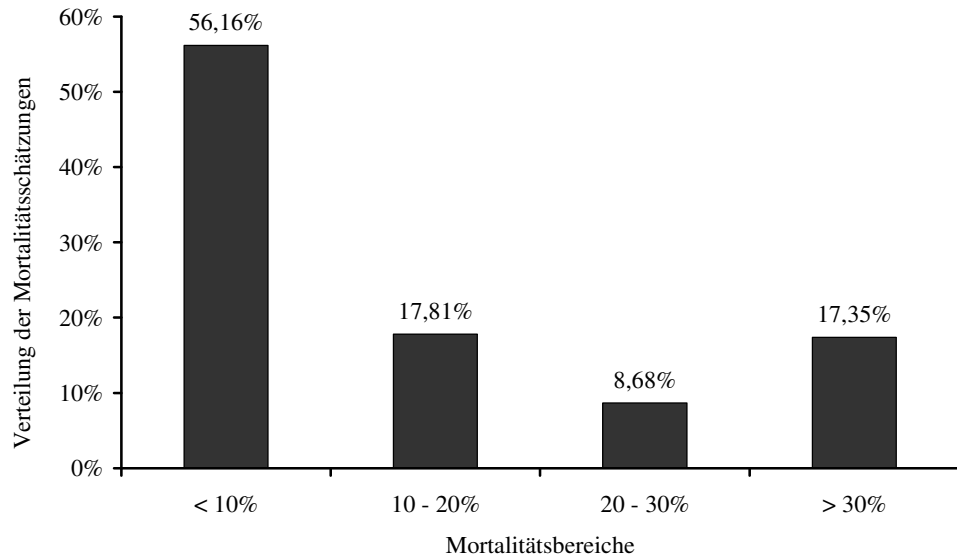


Abbildung 6. Verteilung der Hakmortalität (gesamt 219 Angaben aus 100 Studien, < 10% n = 123, 10-20% n = 39, 20-30% n = 19 und > 30% Mortalität n = 38) aller Fischarten . Es wurden die Daten aus Tabelle 6 verwendet.

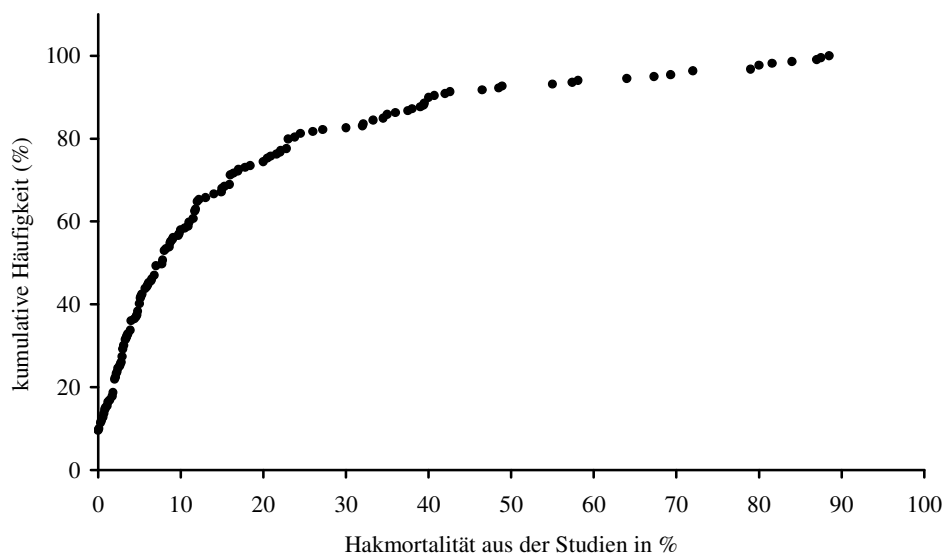


Abbildung 7. Kumulative Häufigkeit der Hakmortalitätsverteilung. Es wurden die Daten aus Tabelle 6 verwendet.

Anderen Studien zufolge ist die durchschnittliche Hakmortalität artspezifisch (MUONEKE und CHILDRESS 1994, BARTHOLOMEW und BOHNSACK 2005). Dies zeigen auch die Ergebnisse der vorliegenden Studie zur durchschnittlichen Hakmortalität in den Fischordnungen und der einzelnen Fischarten selbst (Abbildungen 8 und 9).

Die durchschnittliche Hakmortalität (\pm SD) der unterschiedlichen Fischordnungen betragen für Perciden $24,6 \pm 27,2\%$, für Salmoniden $15,5 \pm 20,0\%$, für Esociden $9,58 \pm 12,3\%$ und für Cypriniden $5,7 \pm 3,6\%$ (Abbildungen 8 und 9). Einen signifikanten Unterschied bezüglich der Hakmortalität konnte zwischen der Hakmortalität der Salmoniden ($15,5 \pm 20,0\%$) und der Hakmortalität der Cypriniden ($5,7 \pm 3,6\%$) (einfaktorielle ANOVA, $p = 0,004$) festgestellt werden.

Die Salmoniden stellen mit 79 von 100 Studien die am häufigsten studierte Fischordnung dar. Die Hakmortalität (\pm SD) der Salmoniden ist mit $15,5 \pm 19,8\%$ der durchschnittlichen Hakmortalität aller Fischarten von $15,7 \pm 20,2\%$ annähernd gleich.

Es wurden 30 Arbeiten zur Mortalität nach dem Fangen- und Zurücksetzen von Forellen der Gattung *Oncorhynchus* (*Oncorhynchus mykiss* (Walbaum) und *Oncorhynchus clarkii* (Richardson)) und sechs Studien zu Bachforellen (*Salmo trutta* L.) gefunden. Die Mortalität in den unterschiedlichen Studien zeigte eine durchschnittliche Hakmortalität (\pm SD) der Regenbogenforellen und Bachforellen von jeweils $15,1 \pm 21,6\%$ und $6,5 \pm 6,5\%$ (Tabelle 3). Dieser Unterschied zwischen Regenbogenforellen und Bachforellen ist nicht signifikant (Mann-Whitney U-Test, $p > 0,05$). Die Mortalität der Regenbogenforelle variiert in den untersuchten Studien zwischen $0,0 - 8,7\%$ (JENKINS 2003) und $88,5\%$ (MASON und HUNT 1967).

Die durchschnittliche Hakmortalität (\pm SD) der Regenbogenforellen von $15,1 \pm 21,6\%$, ist vergleichbar mit der von FARAGHER (2004) beschriebenen Hakmortalität zwischen $0,00\%$ und $32,00\%$. Gründe für eine sehr hohe Hakmortalität waren Luftexposition (FERGUSON und TUFTS 1992), Verwendung von Einzelhaken (PAULEY und THOMAS 1993) oder tief gehakte Haken durch das Angeln mit Naturködern (MASON und HUNT 1967, HUNSAKER et al. 1970).

Für den atlantischen Lachs (*Salmo salar* L.) wurde aus 11 Studien eine durchschnittliche Mortalität (\pm SD) von $13,5 \pm 18,9\%$ ermittelt. Die Lachsarten aus dem pazifischen Raum - pazifischer Lachs (*Oncorhynchus kisutch* (Walbaum)) mit sechs Studien und

Königslachs (*Oncorhynchus tshawytscha* (Walbaum)) mit neun Studien - wiesen mit jeweils $27,2 \pm 21,4\%$ und $22,0 \pm 18,8\%$ eine höhere Hakmortalität als der atlantische Lachs auf. Der Unterschied zwischen den pazifischen Lachsarten war nicht signifikant.

Die durchschnittliche Mortalität (\pm SD) in den Untersuchungen des Bachsaiblings (*Salvelinus fontinalis* (Mitchill)) und des kanadischen Saiblings (*Salvelinus namaycush* (Walbaum)) betrug je $8 \pm 13,8\%$ (7 Studien) und $21,2 \pm 26,0\%$ (6 Studien). TSUBOI und MORITA (2004) beschrieben eine Hakmortalität für „White-spotted charr“ (*Salvelinus leucomaenis* (Pallas)) von $0,1 \pm 0\%$.

Die Hakmortalität der Thymallidae, als Unterfamilie der Salmonidae, wurde am Beispiel der arktischen Äsche (*Thymallus arcticus* (Pallas)) in zwei Studien dargestellt. Die durchschnittliche Mortalität (\pm SD) der einzigen beiden verfügbaren Untersuchungen von CLARK (1991) und FALK und GILLMAN (1975) beträgt $2,9 \pm 3,2\%$.

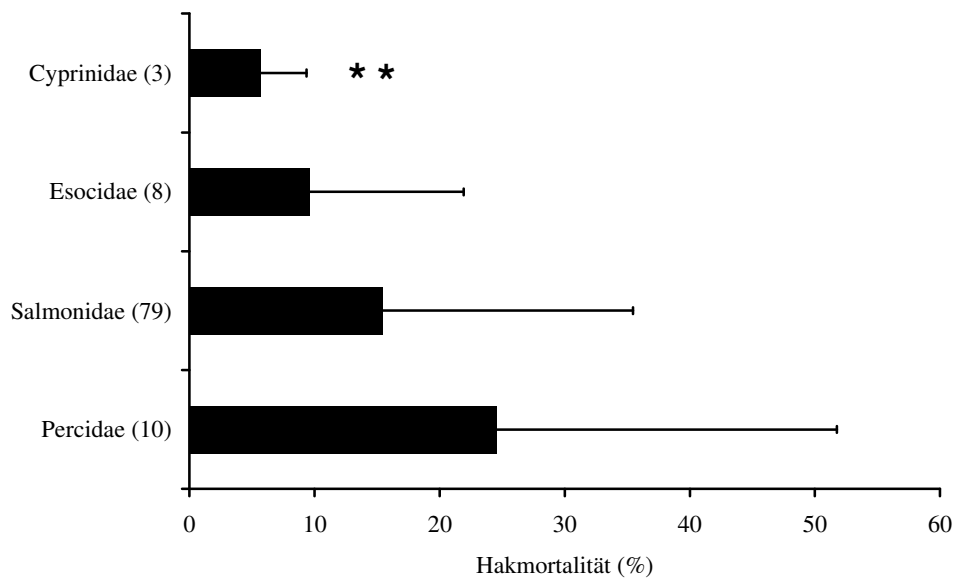


Abbildung 8. Durchschnittliche Hakmortalität (\pm SD) der Fischfamilien aus den in Tabelle 6 aufgeführten Studien (n = 100). Die Ziffern in Klammern geben die Anzahl der Studien pro Fischfamilie an.

Die durchschnittliche Hakmortalität (\pm SD) für die Ordnung der Perciden beträgt $24,6 \pm 27,2\%$. Diese hohe Hakmortalität der Perciden kommt durch eine geringe Anzahl an Studien und durch zum Teil extrem hohe Mortalitätsraten aufgrund der hohen Wassertemperaturen zustande (PARKS und KRAAI 1991, HOFFMAN et al. 1996, GAEB et al. 2005) (Abbildung 8).

Für den europäischen Flussbarsch (*Perca fluviatilis* L.) und den europäischen Zander (*Sander lucioperca*) lagen keine Studien vor. Angaben zu nahe verwandten Arten des europäischen Zanders, dem kanadischen Zander (*Sander canadensis* (Griffith & Smith)) und dem amerikanischen Zander (*Sander vitreus* (Mitchill)), waren nur in wenigen Studien zu finden. In sieben Studien zum amerikanischen Zander (Walleye) wurde eine durchschnittliche Mortalität (\pm SD) von $18,6 \pm 24,9\%$ angegeben. BETOLLI et al. (2000) beschreibt eine Hakmortalität von $4,0 - 12,0\%$ für geangelte kanadische Zander (Sauger) nach einer Beobachtungszeit von 12 Tagen. Für einen Verwandten des europäischen Flussbarsches existiert eine Studie über den Geldbarsch (*Perca flavescens* (Mitchill)). Darin wurden die Effekte des Dekomprimierens und Punktierens der Schwimmblase untersucht und eine Mortalität von durchschnittlich 20% für Barsche, bei denen die Schwimmblase nicht punktiert wurde, angegeben. Bei Barschen, denen die Schwimmblase punktiert wurde, fiel die Mortalitätsrate mit 2% signifikant geringer aus (KENIRY et al. 1996).

Hakmortalitätsstudien für Esocidae sind am Hecht (*Esox lucius* L.) und am Muskie (*Esox masquinongy* Mitchill) durchgeführt worden. Die durchschnittliche Hakmortalität (\pm SD) für Esociden beträgt $9,6 \pm 12,3\%$. In den vier Mortalitätsstudien zum Hecht konnten durchschnittliche Hakmortalitäten von $7,0 \pm 13,1\%$ und in den zwei Studien zum Muskie von $19,9 \pm 14,4\%$ ermittelt werden. Die höchste Mortalität des Fangen-und-Zurücksetzens für *Esox lucius* L. betrug $33,3\%$ (DUBOIS et al. 1994) und für *Esox masquinongy* Mitchill 30% (BEGGS et al. 1980).

Die Ordnung der Cyprinidae war in der Literatur am wenigsten vertreten. In den zur Verfügung stehenden Studien betrug die durchschnittliche Hakmortalität (\pm SD) $5,7 \pm 3,6\%$. Lediglich eine Studie von RAAT et al. (1997) ist in diesem Fall erwähnenswert, welche bei Brassen (*Abramis brama* (L.)) eine Mortalität (\pm SD) von durchschnittlich $9,3 \pm 2,3\%$ nach dem Fang mit der Angel und anschließendem Hältern im Setzkescher feststellte. In Untersuchungen von BEUKEMA (1970) und RAAT (1985) wurde für Karpfen eine Mortalität von 2% beziehungsweise 3 und 5% ermittelt.

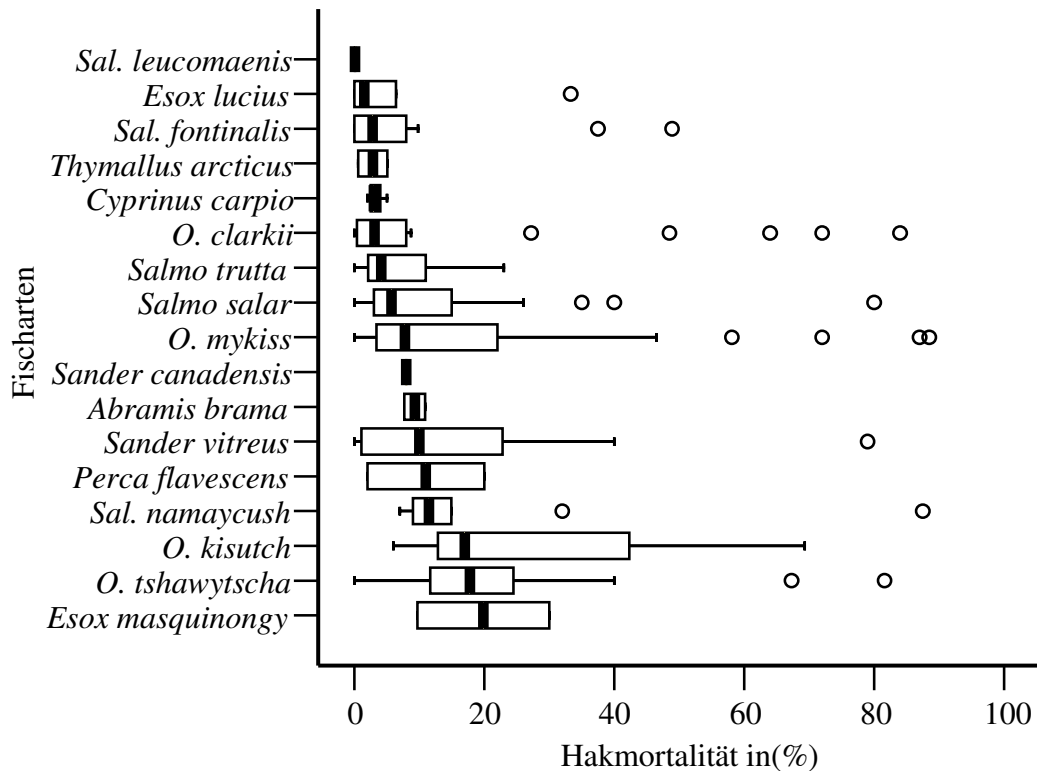


Abbildung 9. Zentralwerte der Hakmortalität und die Streuung der Mortalitätswerte der 17 untersuchten Fischarten. Starke Abweichungen der Hakmortalität sind mit „o“ dargestellt. Es wurden die Daten aus Tabelle 6 verwendet.

Zur genauen Analyse der Hakmortalität bei den in der Bundesrepublik Deutschland heimischen Fischen sind weitere Untersuchungen nötig. Die Ordnung der Salmoniden ist die besterforschte Fischordnung. In dieser Ordnung sind die Regenbogenforelle und der atlantische Lachs die am häufigsten studierten Arten (vgl. COOKE und SUSKI 2004). Trotzdem ist eine weitere Erforschung der komplexen Zusammenhänge und Wirkungen der unterschiedlichen Mortalitätsfaktoren auf die Fische nötig. Für die Untersuchung der durch das Fangen-und-Zurücksetzen verursachten Mortalität von Esociden und Perciden besteht noch ein erheblicher Forschungsbedarf. Ebenfalls besteht dieser Forschungsbedarf zur Hakmortalität der in Deutschland weit verbreiteten und viel beangelteten Cyprinidenarten. Gerade über den in Deutschland viel beangelteten Karpfen sind kaum Studien vorhanden (vgl. COOKE und SUSKI 2004). Auch das Zurücksetzen von Weißfischen sollte eine wissenschaftliche Analyse erfahren.

Tabelle 3. Durchschnittliche Hakmortalität (\pm SD) der einzelnen Fischarten. Die Ziffern in Klammern geben die Anzahl der verfügbaren Studien wieder. Es wurden die Daten aus Tabelle 6 verwendet.

Fischart	Mittelwert \pm SD
<i>Abramis brama</i> (1)	9,3 \pm 2,3
<i>Cyprinus carpio</i> (2)	3,3 \pm 1,5
<i>Esox lucius</i> (4)	7,1 \pm 13,1
<i>Esox masquinongy</i> (2)	19,9 \pm 14,4
<i>Oncorhynchus clarkii</i> (7)	13,4 \pm 24,5
<i>Oncorhynchus kisutch</i> (6)	27,2 \pm 21,4
<i>Oncorhynchus mykiss</i> (23)	16,4 \pm 20,3
<i>Oncorhynchus tshawytscha</i> (9)	22 \pm 18,8
<i>Perca flavescens</i> (1)	11 \pm 12,7
<i>Salmo salar</i> (11)	13,5 \pm 18,9
<i>Salmo trutta</i> (6)	6,5 \pm 6,5
<i>Salvelinus fontinalis</i> (7)	8 \pm 13,8
<i>Salvelinus leucomaenis</i> (1)	0,1
<i>Salvelinus namaycush</i> (6)	21,2 \pm 26,0
<i>Sander canadensis</i> (1)	8
<i>Sander vitreus</i> (7)	18,6 \pm 24,9
<i>Thymallus arcticus</i> (2)	2,9 \pm 3,2

4.1.2 Determinanten der Hakmortalität

Die zum Teil extrem hohen Mortalitätsraten werden bekanntermaßen von unterschiedlichen Faktoren verursacht (WYDOSKI 1977, MUONEKE und CHILDRESS 1994, BAETHOLOMEW und BOHNSACK 2005). Im folgenden Abschnitt sollen die fünf, in dieser Meta-Analyse statistisch untersuchten, Faktoren dargestellt und beschrieben werden.

Die Ergebnisse dieser Korrelationsanalyse zeigten (Tabelle 4), dass die Wassertemperatur einen hochsignifikanten Einfluss auf die Hakmortalität hat ($p = 0,007$, Tabelle 4). Auch die in den Studien verwendeten Angelköder stehen in sehr signifikanter Wechselbeziehung mit der Hakmortalität. Bei einer Kodierung von 0 = Kunstköder und 1 = Naturköder liegt mit $r > 0$ eine positive Wechselbeziehung zwischen Hakmortalität und dem verwendeten Angelköder vor. Für den Einflussfaktor Widerhaken (Kodierung: 0 = ohne Widerhaken, 1 = mit Widerhaken) wurde ebenfalls eine signifikante Beziehung zur Hakmortalität festgestellt, sodass sich Haken ohne Widerhaken in reduzierten Mortalität widerspiegeln ($p = 0,019$). Der Einfluss der verwendeten Haken (Einzelhaken (= 0) vs. Drilling (=1)) und die Länge der Fische (Kodierung: 0 = unter Mindestmaß, 1 = über Mindestmaß) erwiesen sich als nicht signifikant (Tabelle 4).

Tabelle 4. Darstellung der Korrelationsanalyse von Einflussfaktoren auf die Hakmortalität. (Daten aus Tabelle 6.)

		Einflussfaktoren				
		Wassertemperatur	Köder	Haken	Widerhaken	Fischlänge
Hakmortalität	r	0,228**	0,219**	- 0,064	- 0,274*	- 0,038
	p	0,007	0,008	0,491	0,019	0,7
	n	137	143	119	73	108

** Korrelation ist mit $p < 0,01$ signifikant, * Korrelation ist mit $p < 0,05$ signifikant, r = Korrelationskoeffizient, p = Signifikanz, n = Anzahl der Werte

Wassertemperatur

In den 100 untersuchten Studien wurden 137 Angaben zu Wassertemperatur während der Versuchsdurchführung gemacht. Die durchschnittlichen Hakmortalitäten (\pm SD) aller Fische im Wassertemperaturbereich $< 10^{\circ}\text{C}$ betragen $12,8 \pm 23,9\%$, bei $\geq 10-15^{\circ}\text{C}$ $14,6 \pm 16,0\%$, bei $\geq 15-20^{\circ}\text{C}$ $15,4 \pm 20,6\%$ und $\geq 20^{\circ}\text{C}$ $34,4 \pm 32,9\%$ (Abbildung 10). Die durchschnittliche Hakmortalität (\pm SD) der Salmoniden betrug bei $< 10^{\circ}\text{C}$ $13,0 \pm 25,7\%$, bei $\geq 10-15^{\circ}\text{C}$ $14,2 \pm 16,0\%$, bei $\geq 15-20^{\circ}\text{C}$ $15,3 \pm 19,5 \%$ und bei $\geq 20^{\circ}\text{C}$ $60,0 \pm 28,3\%$ (Abbildung 11). Der positive statistische Zusammenhang ($r = 0,228$) zwischen der durchschnittlichen Hakmortalität und der Wassertemperatur wird in Abbildung 10 und 11 ersichtlich. Der Zusammenhang wird im Bereich $\geq 20^{\circ}\text{C}$ besonders deutlich, denn bei $\geq 20^{\circ}\text{C}$ ist die durchschnittliche Hakmortalität bei allen Fischen und auch den untersuchten Salmoniden am größten (Abbildungen 10 und 11).

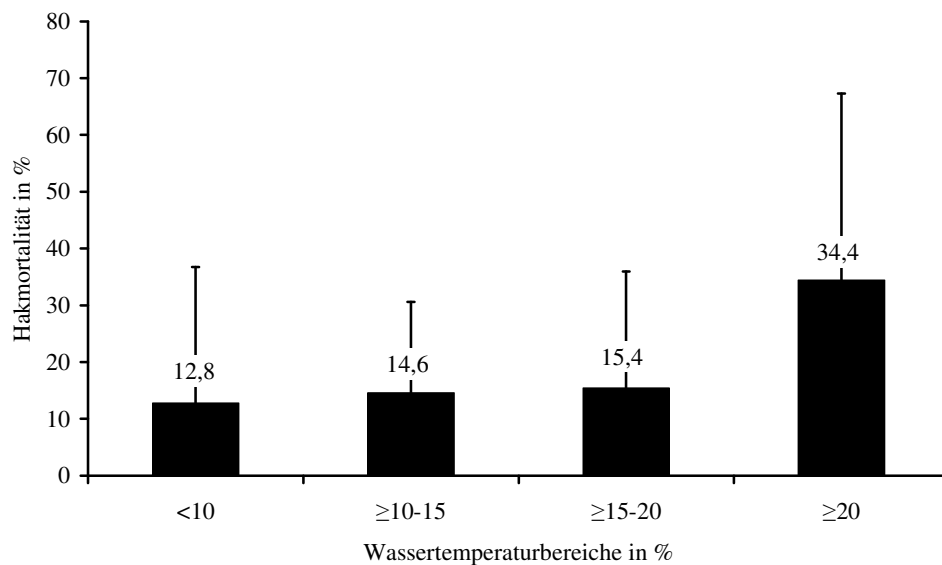


Abbildung 10. Durchschnittliche Hakmortalität (\pm SD) in unterschiedlichen Wassertemperaturbereichen. Es wurden die Daten aus den im Anhang aufgelisteten Hakmortalitätsstudien (Tabelle 6) verwendet.

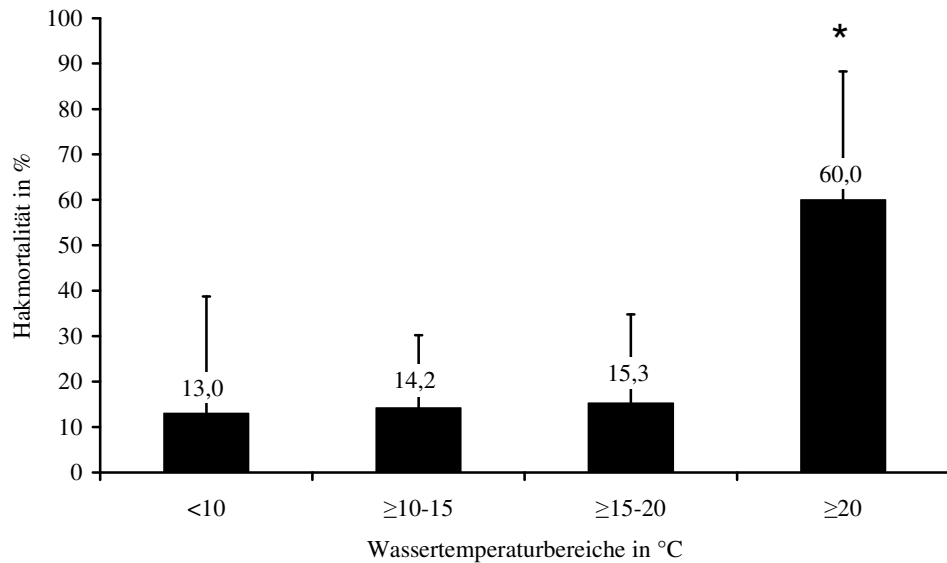


Abbildung 11. Durchschnittliche Hakmortalität (\pm SD) der Salmoniden. Es wurden die Daten aus den im Anhang aufgelisteten Hakmortalitätsstudien (Tabelle 6) verwendet.

Die vorhandene Literatur beschreibt die Wassertemperatur als einen einflussreichen Faktor auf die Fische selbst und deren Überleben nach dem Zurücksetzen. Mit steigender Wassertemperatur nimmt die Mortalität zu (BARTHOLOMEW und BOHNSACK 2005). Diesen Effekt der Wassertemperatur bestätigen die statistischen Ergebnisse der vorliegenden Studie. Bei hohen Wassertemperaturen sinkt die Konzentration des im Wasser gelösten Sauerstoffes, während der Bedarf der Fische steigt. Der physiologische Stress des Fangen-und-Zurücksetzens wird durch hohe Wassertemperaturen und Sauerstoffmangel verstärkt (MUONEKE und CHILDRESS 1994, LEE und BERGERSEN 1996). Es ist davon auszugehen, dass der Einfluss der Temperatur auf die Hakmortalität, ähnlich wie der optimale Temperaturbereich, artspezifisch ist.

Bei Regenbogenforellen stieg die Hakmortalität von 0,0% auf 8,6% bei einem Wassertemperaturanstieg von 8,3°C auf 16,1°C (DOTSON 1982). Vergleichbare Studien wurden von HUNSAKER et al. (1970) und SCHISLER und BERGERSEN (1996) erstellt. THORSTAD et al. (2003) zeigten eine geringe Mortalität von atlantischen Lachsen, die bei Wassertemperaturen zwischen 8°C und 18°C gefangen wurden. Überstiegen die Wassertemperaturen jedoch 18°C, stieg auch die Hakmortalität sprunghaft an (vgl. WILKIE et al. 1997, ANDERSON et al. 1998, DEMPSON et al. 2002). Keine oder nur sehr geringe Mortalität trat bei atlantischen Lachsen in Wassertemperaturenbereich von 8°C bis 16,5°C (ANDERSON et al. 1998) und bei Bachsaiblingen im Bereich von 5,6°C bis 17,8°C (PERSON und HIRSCH 1994) auf. Esociden und Perciden zeigten

ähnlich wie Salmoniden mit steigenden Wassertemperaturen eine steigende Hakmortalität (STORCK und NEWMAN 1992, HOFFMAN et al. 1996, WILDE et al. 2000, GRAEB et al. 2005). So stieg die Mortalität ab ca. 18°C auch für amerikanische und kanadische Zander sehr stark an (HOFFMAN et al. 1996, GRAEB et al. 2005) (Abbildung 12).

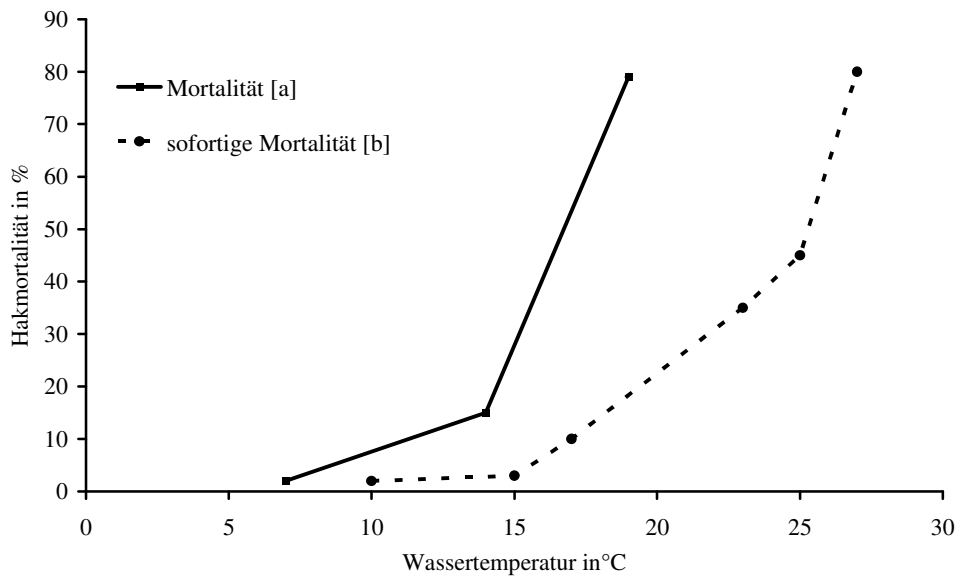


Abbildung 12. Wassertemperatureinfluss auf die Hakmortalität von Walleye und Sauger. Die durchgezogene Linie stellt die Hakmortalität von Walleye in Abhängigkeit der Wassertemperatur dar ([a] Daten aus GRAEB et al. 2005). Die gestrichelte Linie zeigt die sofortige Hakmortalität von Walleye und Sauger während eines Angelwettbewerbes im Sommer ([b] Daten aus HOFFMAN et al. 1996).

Köderart – Kunstköder vs. Naturköder

Bei der Verwendung von Kunstködern wurde eine durchschnittliche Hakmortalität (\pm SD) von $11,8 \pm 15,9\%$ errechnet. Naturköder wiesen eine mit $23,9 \pm 24,6\%$ höhere durchschnittliche Mortalität auf (Abbildung 13). Das Ergebnis des U-Testes nach Mann und Whitney ergab einen sehr signifikanten Unterschied ($p < 0,01$) hinsichtlich der Hakmortalität bei der Verwendung von Kunst- und Naturködern.

In weiteren statistischen Untersuchungen des gesammelten Datenmaterials zeigte sich ein sehr signifikanter Unterschied zwischen der durchschnittlichen Hakmortalität, verursacht durch Kunstköder und Naturköder bei Salmoniden, speziell bei Regenbogenforellen (Salmoniden: Mann-Whitney U-Test, $p = 0,004$; Regenbogenforellen: Mann-Whitney U-Test, $p = 0,001$). Die durchschnittliche Hakmortalität (\pm SD) für Salmoniden, welche mit Kunstködern gefangen wurden, betrug $12,1 \pm 16,1\%$ und $25,8 \pm 25,0\%$ für Salmoniden, die mit Naturködern gefangen wurden. Aus den Untersuchungen zur Hakmortalität bei Regenbogenforellen wurde eine durchschnittliche Hakmortalität (\pm SD) von $7,1 \pm 14,9\%$ für Kunstköder und von $30,8 \pm 24,3\%$ für Naturköder ermittelt (Abbildung 14).

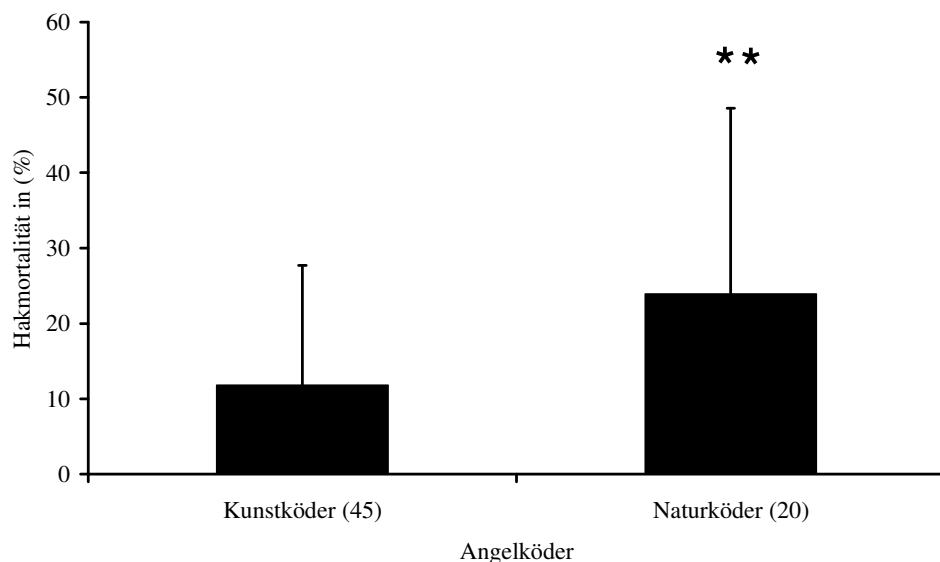


Abbildung 13. Durchschnittliche Hakmortalität (\pm SD) der unterschiedlichen Angelköder aller Fischarten der in Tabelle 6 aufgelisteten Studien. Die Ziffern in Klammern geben die Anzahl der Studien, in denen Kunstköder ($n = 45$) und Naturköder ($n = 20$) als Angelköder verwendet wurden, an. (Mann-Whitney U-Test, $p < 0,01$)

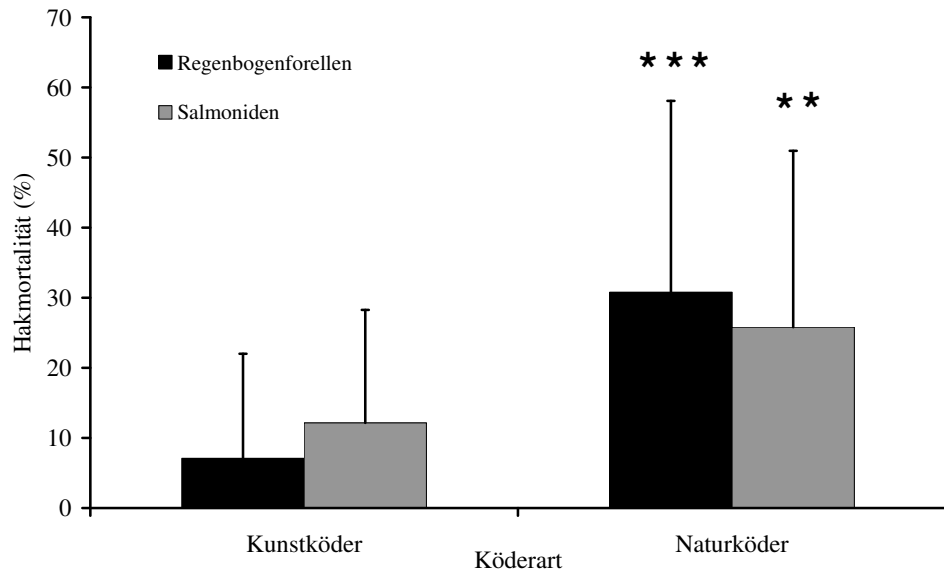


Abbildung 14. Durchschnittliche Hakmortalitäten (\pm SD) der Salmoniden und Regenbogenforellen bei der Verwendung von Kunstködern und Naturködern. Für Naturköder wurde eine signifikant höhere durchschnittliche Hakmortalität bei Salmoniden (Mann-Whitney U-Test, $p = 0,004$) und Regenbogenforellen (Mann-Whitney U-Test, $p = 0,001$) nachgewiesen (Daten aus Tabelle 6).

Naturköder werden von den Fischen mit weniger Argwohn aufgenommen, wodurch die Fische oft tiefer gehakt werden. Dieser Zusammenhang wurde bei Lachsen (WARNER 1976, WARNER und JOHNSON 1978) und Forellen (TAYLOR und WHITE 1992, FARAGHER 2004) festgestellt. Auch Walleyes zeigten eine höhere Mortalität aufgrund tief aufgenommener Naturköder (PAYER et al. 1989). Auch bei weiteren Vertretern der Perciden war die Hakmortalität, durch Naturköder verursacht, höher als bei Kunstködern (WILDE et al. 2000 und vgl. COOKE et al. 2001 für *Ambloplites rupestris* (Rafinesque)). Bei Hechthybriden wurde im Gegensatz zu den anderen Fischarten kein Effekt der Angelköder auf die Hakmortalität beschrieben (STORCK und NEWMAN 1992).

Haken – Einzelhaken vs. Drilling

Die Hakmortalität von Fischen, gefangen mit Einzelhaken oder Drillingen, unterscheidet sich nur gering voneinander. Einzelhaken verursachten eine durchschnittliche Hakmortalität (\pm SD) von $13,3 \pm 15,5\%$. Die durchschnittliche Hakmortalität (\pm SD) verursacht durch Drillinge liegt mit $11,8 \pm 17,1\%$ ein wenig niedriger. Signifikante Unterschiede zwischen den verwendeten Hakenarten, Einzelhaken und Drilling, konnten nicht festgestellt werden (Mann-Whitney U-Test, $p = 0,496$). (Abbildung 15). Auch weitere statistische Tests, in denen ebenfalls die unterschiedliche Hakmortalität von Einzelhaken und Drillingen bei Salmoniden und Regenbogenforellen untersucht wurde, waren nicht signifikant. Bei Salmoniden war der Unterschied zwischen Einzelhaken und Drilling mit $p = 0,621$ nicht signifikant. Ebenso wenig signifikant war der Unterschied zwischen den Hakentypen bei der ausschließlichen Betrachtung der Studien zur Hakmortalität von Regenbogenforellen (Mann-Whitney U-Test, $p = 0,102$).

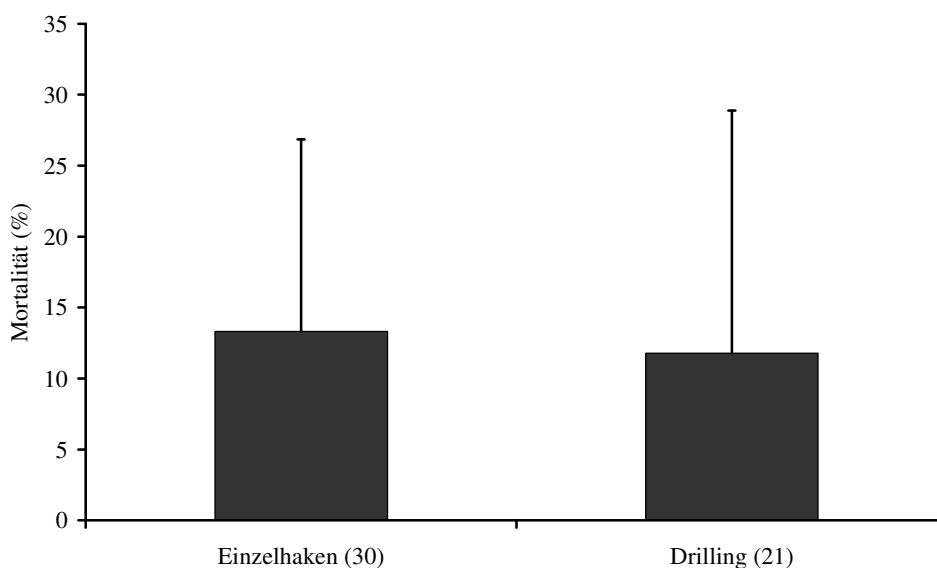


Abbildung 15. Darstellung der durchschnittlichen Hakmortalität (\pm SD) mit den unterschiedlichen Hakentypen, Einzelhaken und Drilling, für alle in Tabelle 6 aufgelisteten Hakmortalitätsstudien (Mann-Whitney U-Test, $p > 0,05$). Die Ziffern in Klammern geben die Anzahl der Studien pro eingesetzten Hakentyp an.

Die Hakenart stellt also, keinen signifikanten Mortalitätsfaktor dar. Das konnten auch DUBOIS und DUBIELZIG (2004) anhand von Untersuchungen an Regenbogen- und Bachforelle feststellen. Auch bei atlantischen Lachsen wurde keine unterschiedliche Mortalität beobachtet (WARNER 1978). Dem gegenüber stehen Studien, welche bei der Verwendung von Einzelhaken eine höhere Mortalität als bei der Verwendung von Drillingen feststellten. Bei Regenbogenforellen begründet KLEIN (1965) die höhere Hakenmortalität der Einzelhaken mit der geringeren Größe im Vergleich zu Drillingen. Diese kleineren Haken wurden tiefer aufgenommen und verursachten somit erhebliche Verletzungen sowie teilweise starke Blutungen, während die Drillinge im vorderen Bereich des Maules fassten (vgl. DUBOIS et al. (1994) für Hechte, BETTOLI et al. (2000) für kanadische Zander und GJERNES et al. (1993) für pazifische Lachse und Königslachse).

Widerhaken – Widerhaken vs. widerhakenlose Haken

Bei der Verwendung von Angelhaken mit und ohne Widerhaken wurde ein signifikanter Unterschied sichtbar (Mann-Whitney U-Test, $p = 0,02$). Die durchschnittliche Hakmortalität (\pm SD) war bei Haken mit Widerhaken mit $12,7 \pm 15,4\%$ signifikant größer als bei Haken ohne Widerhaken ($4,9 \pm 6,0\%$). In weiteren statistischen Tests zum Unterschied von Haken mit und ohne Widerhaken wurde ein signifikanter Unterschied bei der durchschnittlichen Hakmortalität von Salmoniden festgestellt (Mann-Whitney U-Test, $p = 0,034$) (Abbildung 16). Bei Regenbogenforellen wurde kein signifikanter Unterschied bei der Verwendung von Haken mit und ohne Widerhaken in der durchschnittlichen Hakmortalität festgestellt (Mann-Whitney U-Test, $p > 0,05$) (Abbildung 17).

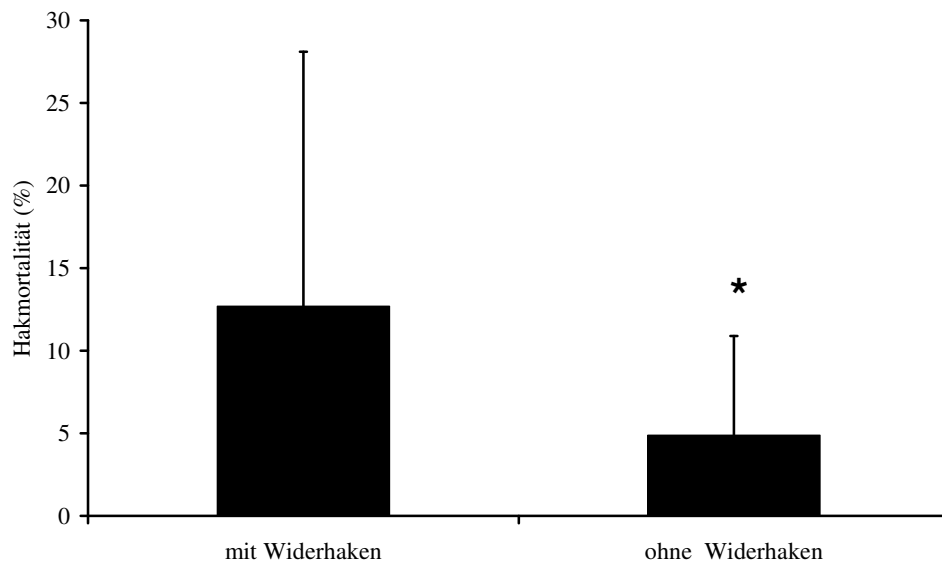


Abbildung 16. Darstellung der durchschnittlichen Hakmortalitäten (\pm SD) aller Fischarten. (Daten aus Tabelle 6.) Der Unterschied zwischen Haken mit und ohne Widerhaken ist signifikant (Mann-Whitney U-Test, $p < 0,05$).

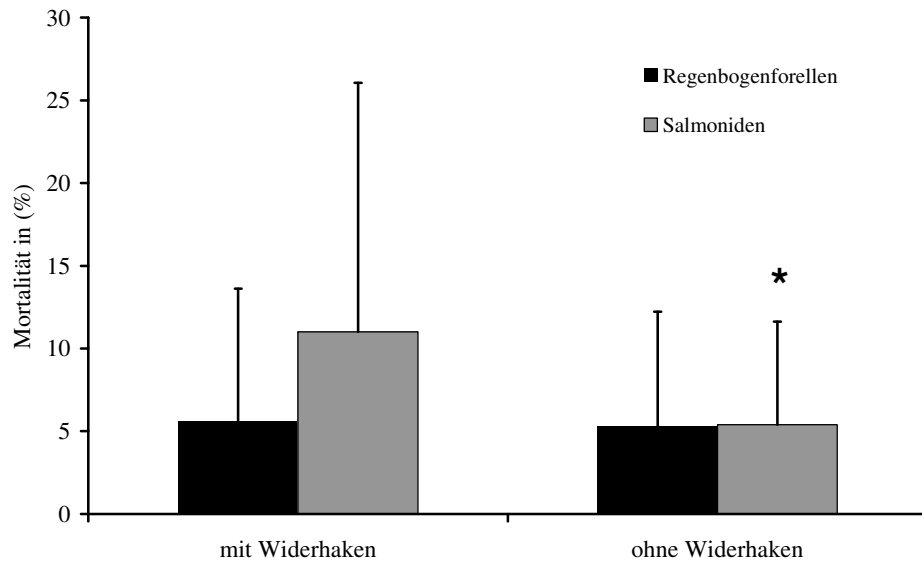


Abbildung 17. Durchschnittliche Hakmortalität (\pm SD), verursacht durch Angelhaken mit Widerhaken und widerhakenlosen Haken. Dargestellt wurde die durchschnittliche Hakmortalität von Salmoniden mit $11 \pm 15,1\%$ bei Haken mit Widerhaken und $5,4 \pm 6,2\%$ bei widerhakenlosen Haken. Bei Regenbogenforellen war der Unterschied in der durchschnittlichen Hakmortalität geringer. Für Regenbogenforellen, gefangen mit Haken mit Widerhaken, war die durchschnittliche Hakmortalität $5,6 \pm 8,0\%$ und für die mit widerhakenlosen Haken gefangene Individuen $5,3 \pm 6,9\%$ (Salmoniden: Mann-Whitney U-Test, $p < 0,05$ und Regenbogenforellen: Mann-Whitney U-Test, $p = 0,737$).

In der vorliegenden Studie stellt der Faktor Widerhaken eine signifikante Einflussgröße auf die Hakmortalität für alle Fischarten und im speziellen für Salmoniden dar. Dies ist auf die häufiger auftretenden, schweren Verletzungen und Blutungen der Fische zurückzuführen (GJERNES 1993, MEKA 2004). Desweiteren können widerhakenlose Haken schneller entfernt werden, was die Handlingzeit und Dauer der Luftexposition verringert (COOKE et al 2001).

SCHILL und SCARPELLA (1997), DuBOIS und DUBIELIZG (2004) und DuBOIS und KUKLINSKI (2004) beschrieben eine nur unbedeutend unterschiedliche Hakmortalität bei verschiedenen Salmoniden, die mit widerhakenlosen oder Haken mit Widerhaken gefangen wurden. Bezüglich der Regenbogenforellen konnten diese Ergebnisse auch in der eigenen Studie bestätigt werden (vgl. HUNSAKER et al. 1970). Andere Studien von MUONEKE und CHILDRESS (1994) und BARTHOLOMEW und BOHNSACK (2005) bestätigen jedoch auch die Ergebnisse der vorliegenden Studie bezüglich der Salmoniden. Um eine erhöhte Hakmortalität zu vermeiden, sollte die Verwendung von Haken mit Widerhaken eingeschränkt oder ganz unterlassen werden.

Fischlänge – unter Mindestmaß vs. über Mindestmaß

Bei der Untersuchung des Einflusses der Fischlänge stellte sich kein signifikanter Einfluss auf die Hakmortalität heraus (Mann-Whitney U-Test, $p > 0,05$). Die durchschnittliche Hakmortalität (\pm SD) von Fischen unter dem häufigsten deutschen Mindestmaß (Tabelle 2) betrug $12,5 \pm 19,7\%$. Für Fische, die größer als das Mindestmaß waren, wurde eine durchschnittliche Hakmortalität (\pm SD) von $12,6 \pm 20,1\%$ errechnet (Abbildung 18). Es wurde kein Unterschied bei untermaßigen und maßigen Regenbogenforellen ermittelt (Mann-Whitney U-Test, $p = 0,626$)

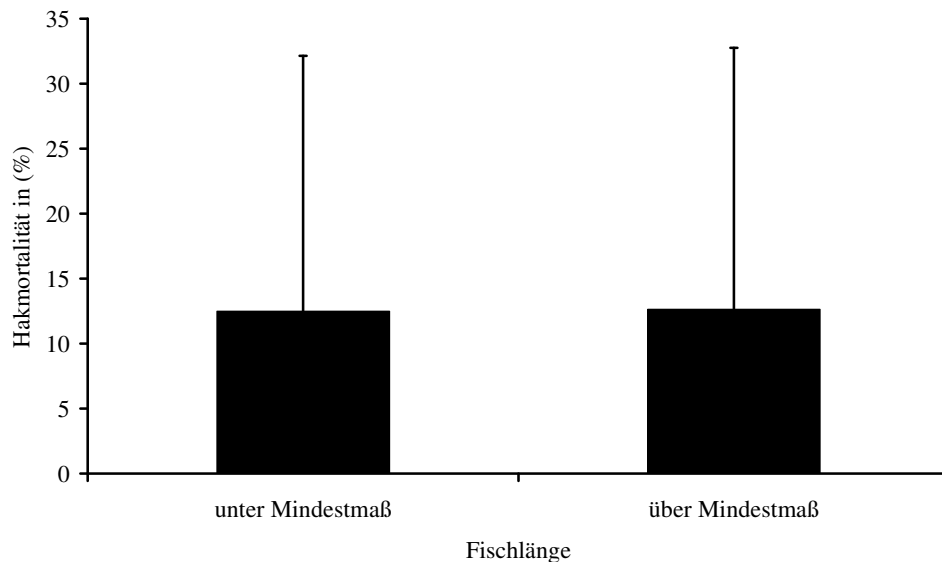


Abbildung 18. Durchschnittliche Hakmortalität von Fischen unterhalb und oberhalb des Mindestmaßes. Als das Mindestmaß wurde für jede Fischart das in deutschen Fischereiverordnungen verwendete Mindestmaß angenommen. Daten aus Tabelle 6.

Da die Mindestmaße in den Untersuchungsgebieten variieren, ist es schwierig, die Ergebnisse mit denen in der vorhandenen Literatur zu vergleichen. SCHILL (1996) beschrieb keinen Unterschied in der Mortalität zwischen Regenbogenforellen < 200 mm und ≥ 200 mm Länge.

KLEIN (1966), WARNER und JOHNSON (1978) und DEDUAL (1996) berichten ebenfalls von nicht signifikanten Zusammenhängen von Länge und Hakmortalität bei Salmoniden. Dem gegenüber stehen Studien, die von hoher Mortalität von kleinen Fischen berichten und Studien, die steigende Mortalität mit steigender Fischlänge beschreiben. So war beispielsweise die Mortalität von Königslachsen unter 750 mm Kör-

perlänge, größer als für Fische über 750 mm (BENDOCK und ALEXANDERDOTTIR 1993, WERTHEIMER 1988, < 660 mm). Bei Regenbogenforellen beschrieben SCHISLER und BERGERSEN (1996) eine abnehmende Mortalität mit steigender Fischlänge. Bei Esociden sind die Aussagen über den Einfluss der Hakmortalität ebenfalls widersprüchlich (BURKHOLDER 1992, STORCK und NEWMAN 1992 vs. BURR 1998). Diese widersprüchlichen Studien sind in der Meta-Analyse enthalten. Die Ergebnisse dieser Studie zeigten keinen Unterschied der Hakmortalität bezüglich der Körperlänge der Fische (größer oder kleiner als die häufigsten deutschen Mindestmaße). Große Fische, zurückgesetzt um die Laicherbestände zu erhalten und zu verbessern, haben demzufolge dieselbe Chance zu überleben und sich zu reproduzieren, wie zurückgesetzte untermaßigen Fische.

Weitere Determinanten

Neben den bereits erläuterten Einflussfaktoren, wie Wassertemperatur, Angelköder, Hakentyp, Widerhaken und Körperlänge, wirken sich auch noch andere Faktoren auf die Hakmortalität aus (MUONEKE und CHILDRESS 1994, BARTHOLOMEW und BOHNSACK 2005).

Der Hakort, die entstehenden Verletzungen oder das Auftreten von Blutungen werden durch verschiedene andere Faktoren bedingt.

Entscheidenden Einfluss auf die Überlebensrate hat das Haken in kritischen Bereichen (WARNER 1976, DEXTRASE und BALL 1991, BENDOCK und ALEXANDERDOTTIR 1993, PAULEY und THOMAS 1993, SCHISLER und BERGERSEN 1996, THORSTAD et al. 2003, FARAGHER 2004, LINDSAY et al. 2004). Diese kritischen Bereiche sind die Kiemen, der Ösophagus, die Augen und andere vitale Organe (Abbildung 19).

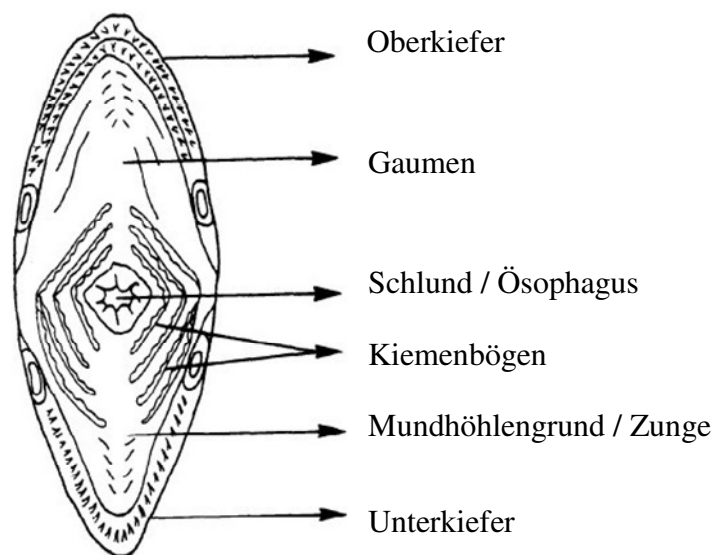


Abbildung 19. Beschreibung der verschiedenen Hakorte. Modifiziert nach BURKHOLDER (1992).

Gerade Fische die in den Kiemen gehakt wurden, zeigten eine sehr hohe Mortalität (WARNER 1978, WERTHEIMER 1988, PERSON und HIRSCH 1994, DuBOIS und DUBIELZIG 2004, LINDSAY et al. 2004). Für Forellen die in den Kiemen (95,5%), in der Zunge (66,7%), im Ösophagus (65,5%) und in den Augen (53,8%) gehakt wurden, konnte eine sehr hohe Mortalität festgestellt werden (PAULEY und THOMAS 1993). (Abbildung 20)

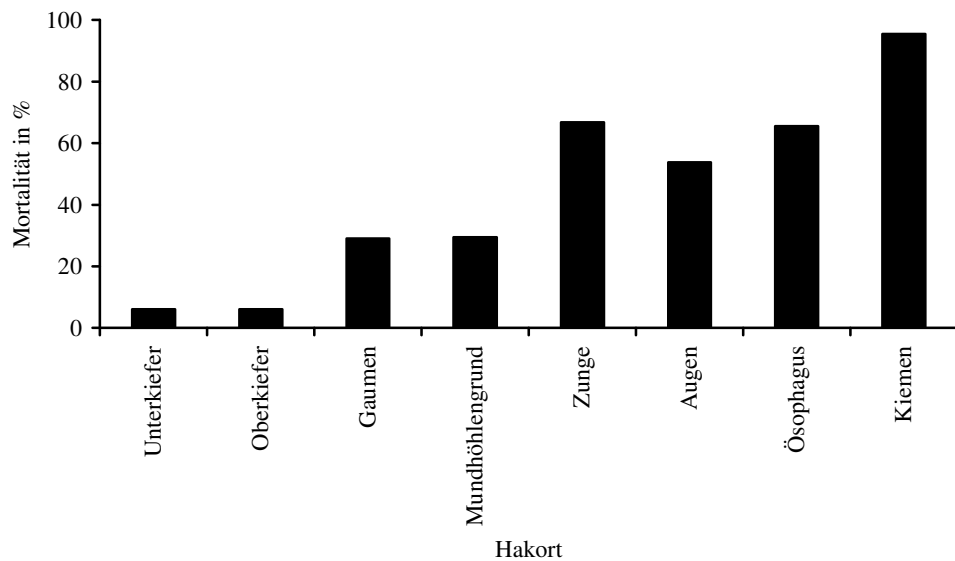


Abbildung 20. Hakmortalität der Cutthroatforelle (*Oncorhynchus clarkii* (Richardson)) bei unterschiedlichen Hakorten. Modifiziert nach PAULEY und THOMAS (1993).

Vergleichbare Studien wurden von WARNER (1976 und 1978), WARNER und JOHNSON (1978), WERTHEIMER (1988) und BETTOLI et al. (2000) erarbeitet. Das Auftreten von Blutungen steht ebenfalls in Beziehung mit einer hohen Hakmortalität (WARNER und JOHNSON 1978, PAULEY und THOMAS 1993, PERSON und HIRSCH 1994, LINDSAY et al. 2004). Da die Kiemen der Fische durch die Funktion des Gasaustausches sehr stark durchblutet sind, treten in diesem kritischen Hakort als Folge von Verletzungen starke Blutungen auf. Dies beschrieben BURGHOLDER (1992) und BENDOCK und ALEXANDERDOTTIR (1993). Der Verletzungsgrad wird weiterhin vom Köder und von der Hakenart beeinflusst. KLEIN (1965) stellte erheblich stärkere Verletzungen von Regenbogenforellen bei der Verwendung von Einzelhaken, im Vergleich zu Drillingen fest (vgl. auch DuBOIS et al. 1994 bei *Esox lucius* L.). Mit Köderfisch gefangene Walleyes wurden häufig tief im Schlund oder Darm gehakt, während die Kunstköder im vorderen Maul hakten (PAYER et al. 1989).

Die Drilldauer und die Dauer der Luftexposition vor dem Zurücksetzen haben ebenfalls einen starken Einfluss auf die Halmortalität. Der negative Einfluss der Drilldauer konnte von SCHISLER und BERGERSEN (1996) für Regenbogenforellen und von THORSTAD et al. (2003) für atlantische Lachse bewiesen werden. Walleyes zeigten mit steigender Luftexposition einen größeren Verbrauch von Energiereserven (KILLEN et al. 2006). FERGUSON und TUFTS (1992) berichten über eine mit steigender Luftexpositionszeit erheblich steigende Mortalität der Regenbogenforelle (Abbildung 21). In einem anderen Versuch, in dem der Einfluss der Dauer der Luftexposition auf die Schwimmleistung von Bachsaiblingen untersucht wurde, konnte keine Mortalität beobachtet werden. Jedoch zeigten die Bachsaiblinge ab einer Luftexposition größer als 60 s eine reduzierte Schwimmleistung (SCHREER et al. 2005) (Abbildung 22).

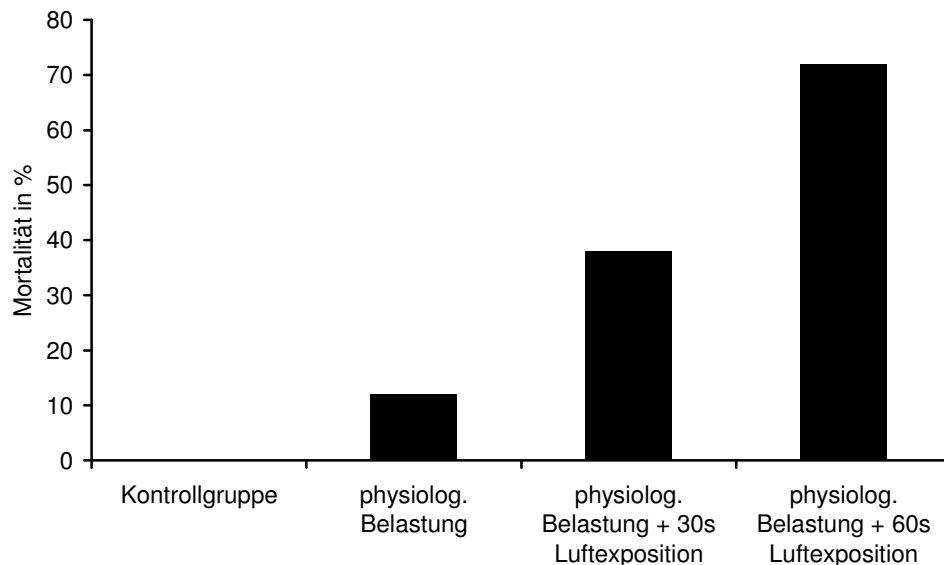


Abbildung 21. Einfluss von Luftexposition und simuliertem Drill auf die Überlebensrate von Regenbogenforellen. Modifiziert nach FERGUSON und TUFTS (1992).

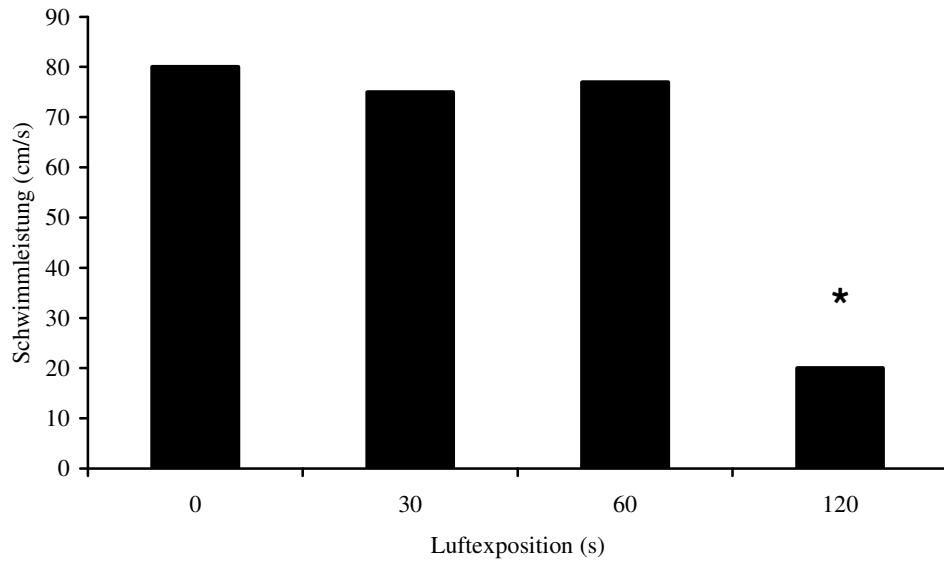


Abbildung 22. Durchschnittliche Schwimmleistung von Bachsaiblingen (*Salvelinus fontinalis* (Mitchill)). Die Fische wurden 30 s mit der Hand gescheucht und anschließend 0, 30, 60, oder 120 s der Luft ausgesetzt. Die Schwimmleistung war erst nach mehr als 60 s Luftexposition beeinträchtigt (SCHREER et al. 2005).

Das Lösen und Entfernen von Angelhaken ist in der Angelfischerei üblich. Dabei ist das Lösen von widerhakenlosen Haken einfacher als einen Haken mit Widerhaken zu entfernen (COOKE et al. 2001). Jedoch wurde festgestellt, dass das Entfernen von Haken, die tief aufgenommen wurden, einen großen Einfluss auf die Hakmortalität hat. Das Entfernen dieser Haken verursacht eine höhere Mortalität als das Kappen der Angelschnur, wodurch der Haken im Fisch verbleibt (MASON und HUNT 1967, SCHILL 1996, SCHISLER und BERGERSEN 1996). HULBERT und ENGSTROM-HEG (1980) berichten von 59% Hakmortalität, wenn der Haken entfernt wurde, und 18% wenn der Haken in den Bachforellen verblieben ist. Jedoch trat bei Regenbogenforellen, in denen der Haken verblieb, ein vermindertes Wachstum auf (JENKINS 2003). TSUBOI et al. (2006) berichten, dass die im Fischdarm verbliebenen Haken nach spätestens 63 Tagen beginnen sich zu zersetzen oder zu lösen (Abbildung 23). Nach spätestens 70 Tagen ist die geschätzte Wahrscheinlichkeit, dass die Haken im Fisch zurückbleiben, gleich Null. Das Kappen der Schnur bei tief gehakten Fischen reduziert die Hakmortalität und stellt somit eine effektive Methode für Salmoniden beim Fangen-und-Zurücksetzen dar (FARAGHER 2004, TSUBOI et al. 2006).

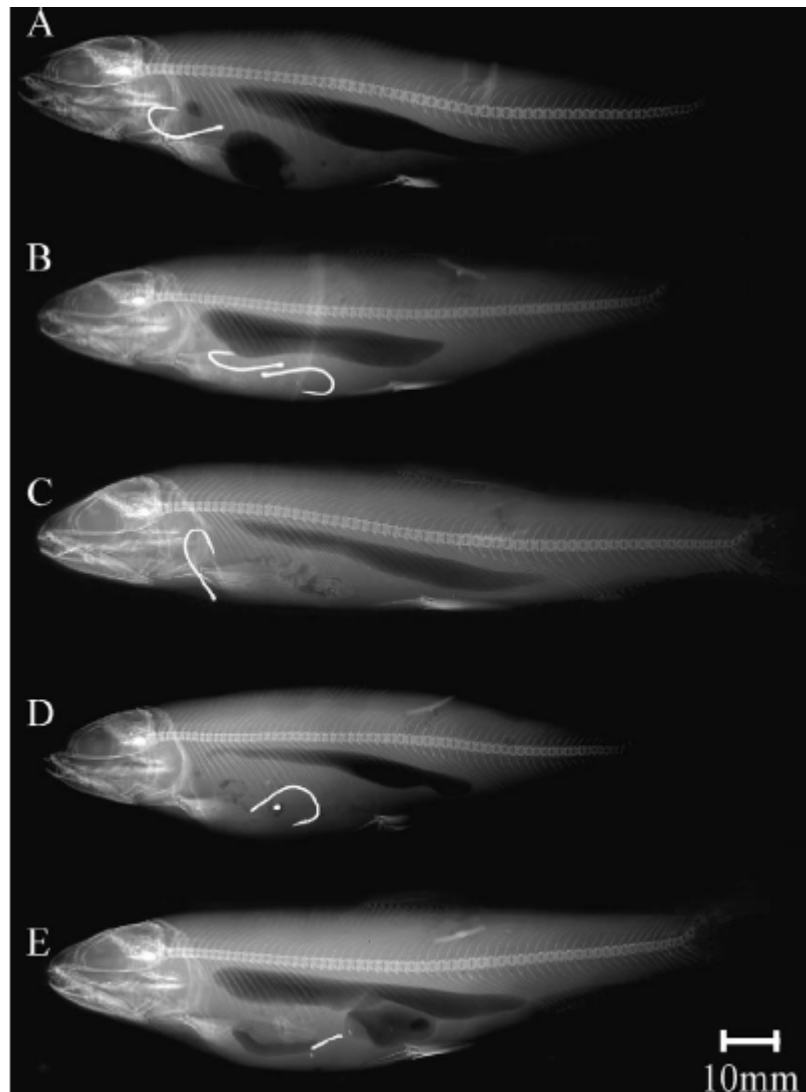


Abbildung 23. Röntgenaufnahmen von tief gehakten *Salvelinus leucomaenis* (Pallas) in unterschiedlichen Zeitabständen nach dem die Schnur gekappt und die Fische zurückgesetzt wurden: (A) 7 Tage nach dem Haken, der Haken ist im Ösophagus eingeschlossen; (B) 7 und 14 Tage nach dem Haken, ein Haken befindet sich im Ösophagus und der andere Haken liegt im Magen (in dieser Studie wurden mehrere Fische zweimal tief gehakt); (C) 56 Tage nach dem Haken, der Haken ist im Ösophagus eingeschlossen und das Hakenöhr ragt aus den Kiemen; (D) 56 Tage nach dem Haken, der Haken ist im Magen eingeschlossen und das Hakenöhr ist vom Haken getrennt; (E) 42 Tage nach dem Haken, Teile des Hakens sind noch im Magen verblieben. Übernommen aus TSUBOI et al. (2006).

Ebenso spielt die Fangtiefe eine nicht zu unterschätzende Rolle für das Überleben des Fisches nach dem Zurücksetzen. Der schnelle Druckabfall durch den schnellen Aufstieg an die Oberfläche ist schädlich für Fische. Sie können den Luftdruck in der Schwimmblase nicht schnell genug den verringerten Druckverhältnissen an der Wasseroberfläche anpassen. Als Folge entstehen fatale Schäden, wie ein Austreten der Schwimmblase oder Blutungen der inneren Organe, was für die Individuen tödlich sein kann (MUONEKE und CHILDRESS 1994).

FLETCHER (1987) beschrieb eine sehr geringe Mortalität für Walleyes die nicht tiefer als 10 m gefangen wurden. Er fügte hinzu, dass Fische, die außerhalb des Versuches in 30m Tiefe gefangen wurden, Schwimmblasenvorfälle aufwiesen. Diese Vorfälle führten zu erhöhter Hakmortalität.

BETTOLI et al. (2000) konnten keinen Zusammenhang zwischen Hakmortalität und Schwimmblasenvorfällen bei *Sander canadensis* (Griffith & Smith), die in einer maximalen Tiefe von 15,8 m gefangen wurden, feststellen. Jedoch stellten die Autoren einen Zusammenhang von Schwimmblasenvorfällen und Fangtiefe fest (vgl. KENIRY et al. 1996).

MUONEKE und CHILDRESS (1994) zitierten aus FACCIN (1983), eine um das doppelte höhere Hakmortalität für Regenbogenforellen, die in 6 m Wassertiefe gefangen wurden im Vergleich zu einer Fangtiefe von 1-3 m.

Die Fangtiefen von bis zu 15,24 m (PERSON und HIRSCH 1994) und von bis zu 49 m zeigten bei *Salvelinus namaycush* (Walbaum) keinen Einfluss auf die Hakmortalität (LOFTUS et al. 1988).

Klinische Anzeichen der Druckverringerung wurden bei *Micropterus salmonides* (Lacépède) schon ab einer Fangtiefe von 3,5 m festgestellt. Die Fische waren nach dem Fang aus 8,4 m nicht gleich wieder in der Lage unterzutauchen (SHASTEEN und SHEEHAN 1997). Um in diesen Situationen die Hakmortalität von Fischen zu reduzieren kann die Schwimmblase punktiert werden, um den Überdruck in der Schwimmblase abzubauen. KENIRY et al. (1996) beschreiben bei *Perca flavescens* (Mitchill) einen positiven Effekt des Punktierens der Schwimmblase auf die Hakmortalität.

4.2 Subletale Auswirkungen von Fangen- und Zurücksetzen

In Fischen laufen ständig physiologische Prozesse ab, um die Homöostase, also das Gleichgewicht der Körperfunktionen, aufrecht zu erhalten. Dieses Gleichgewicht wird unter anderem von verschiedenen Stressfaktoren beeinflusst. Stress wird durch die unterschiedlichsten chemischen, biologischen und physikalischen Faktoren im aquatischen Ökosystem hervorgerufen. Stress wird nach BRETT (1958) als ein Zustand, verursacht durch einen Umwelteinfluss, beschrieben, welcher die normale adaptive Reaktion von Tieren verlängert oder welcher die normale Funktion in solch einem Maße stört, dass die Überlebenschancen signifikant reduziert werden. Die Stressreaktionen werden in primäre (neurale und neuro-endokrine Reaktion), sekundäre (die physiologische Konsequenzen der primären Reaktion) und tertiäre Reaktionen (Verhaltensänderungen und schlechte Wachstumsraten) eingeteilt (WENDELAAR BONGA 1997, MAZEAUD et al. 1977).

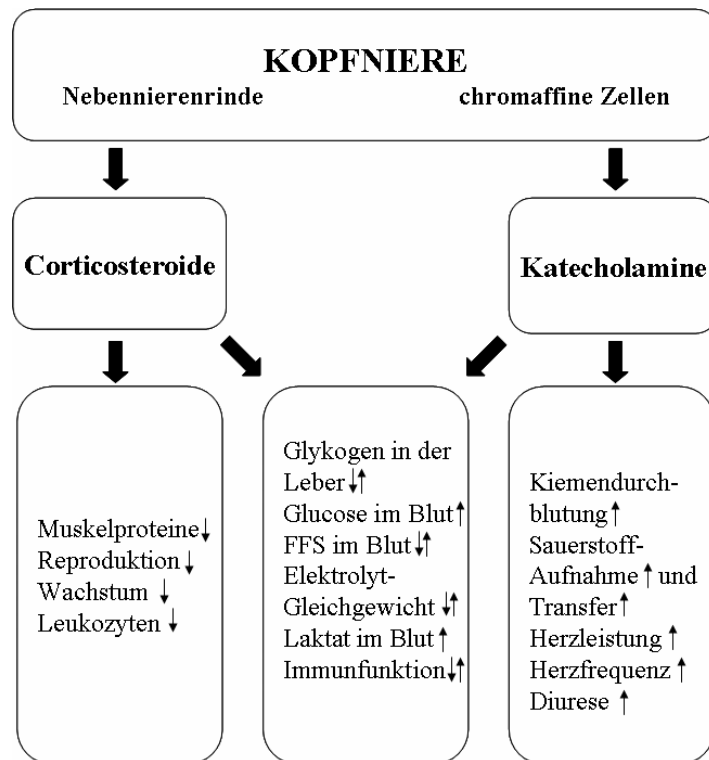


Abbildung 24. Schematische Darstellung der Effekte, die aus der Ausschüttung von Stresshormonen resultieren. (FFS – freie Fettsäuren, ↑ - simulierend und erhöhend, ↓ - hemmend) Darstellung geändert nach MAZEAUD et al. (1977) und WENDELAAR BONGA (1997).

4.2.1 Primäre Reaktionen

Physiologische Belastungen führen zu erhöhten Konzentrationen der Corticosteroide (zum Beispiel Cortisol) und Katecholamine (Adrenalin und Noradrenalin) als primäre Stressreaktion (Abbildung 24). Erhöhte Cortisolkonzentrationen bei Fischen nach einer Stresseinwirkung (z.B. Angeln) wurde von PANKHURST und DEDUAL (1994), KILLEN et al. (2003), MEKA und MCCORMICK (2005) nachgewiesen (Abbildungen 25 und 26, Tabelle 5). Die Konzentrationen von Noradrenalin und Adrenalin sind sofort nach der Belastung am höchsten (GAMPERL et al. 1994), Cortisol jedoch erreicht die Höchstkonzentration erst ein bis zwei Stunden nach der Belastung (WENDELAAR BONGA 1997, GAMPERL et al. 1994, MAZEAUD et al. 1977) (Abbildung 27).

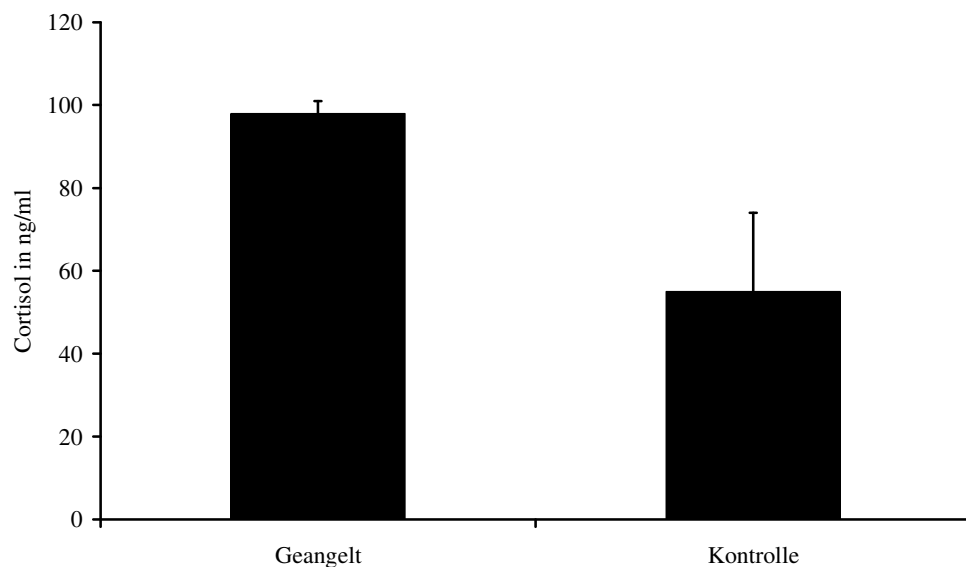


Abbildung 25. Durchschnittliche Cortisolkonzentration (\pm SE) von geangelten Walleyes (*Sander vitreus* Mitchell) und der geangelten Kontrollgruppe. Daten modifiziert nach KILLEN et al. (2003).

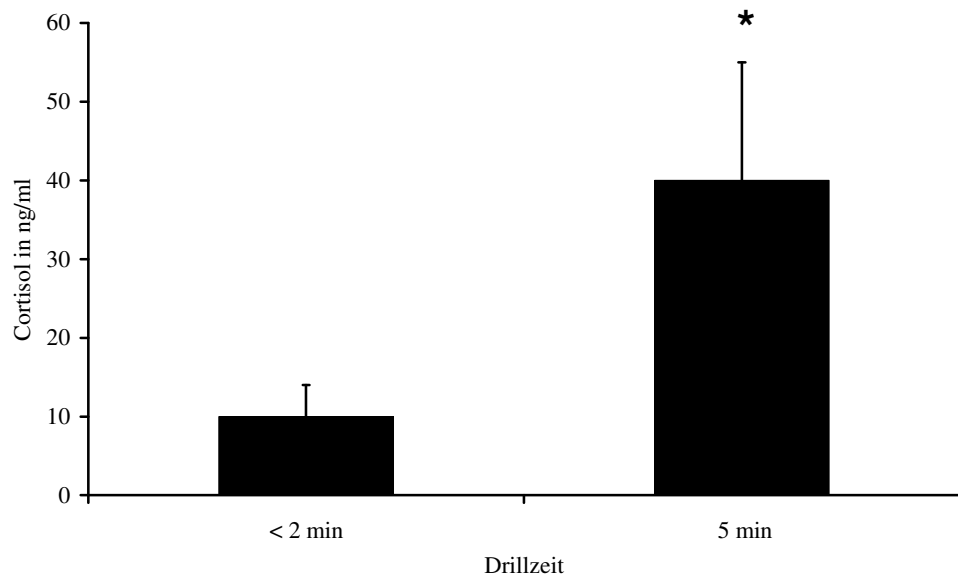


Abbildung 26. Durchschnittliche Konzentrationen (\pm SE) von Cortisol im Blut von Regenbogenforellen (*Oncorhynchus mykiss* (Walbaum)) nach kurzer und längerer Drillzeit. Daten nach MEKA und MCCORMICK (2005) modifiziert.

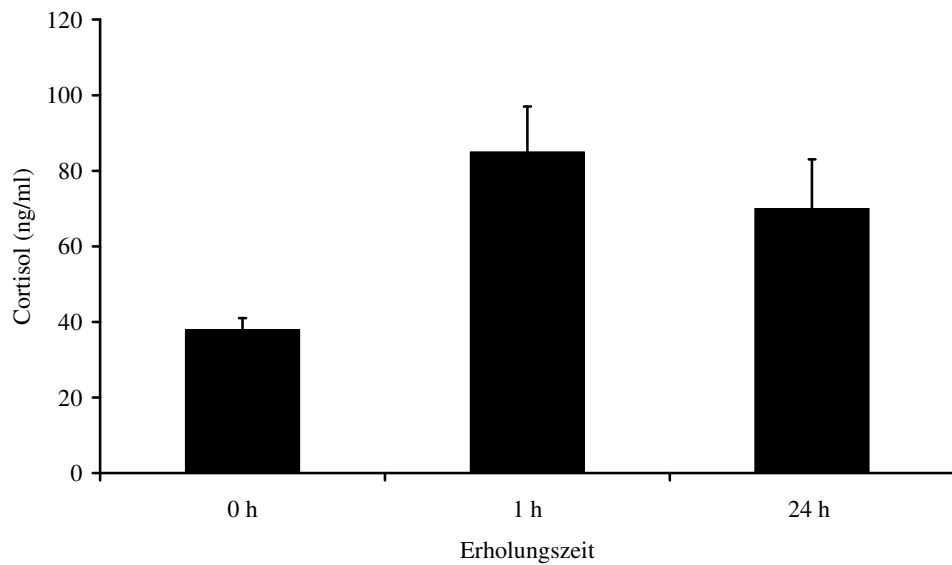


Abbildung 27. Verlauf der Cortisolkonzentration (\pm SE) von Regenbogenforellen (*Oncorhynchus mykiss* (Walbaum)) nach 5 minütigem Drill (PANKHURST und DEDUAL 1994).

4.2.2 Sekundäre Reaktionen

Sekundäre Stresseffekte, welche durch Hormonausschüttung verursacht werden, sind: Steigerung der Herzfrequenz (ANDERSON et al 1998, COOKE et al. 2002, SUSKI et al. 2004, KILLEN et al. 2006), erhöhte Sauerstoffaufnahme, Energiemobilisierung aus der Muskulatur sowie die Störung der Osmoregulation (Abbildung 24). Die Wirkung der Katecholamine ist vielseitig. So kommt es durch Katecholamineinwirkung zur Erleichterung der Sauerstoffversorgung im Gewebe und zur Mobilisierung von Energiereserven. Jedoch auch die Ausschüttung der Corticosteroide führt zur Mobilisierung von Energiereserven (GAMPERL et al. 1994).

Zusammenfassend wurden die physiologischen Reaktionen von KIEFFER (2000) beschrieben. Fische nutzen bei Stress drei endogene Energiereserven aus der weißen Muskulatur. Diese sind Glykogen, Adenosintriphosphat (ATP) und Kreatinphosphat (PCr). In den ersten Sekunden der Aktivität wird die Energie größtenteils aus dem Abbau von PCr und ATP gewonnen. Allerdings wird das meiste ATP aus dem Glykogenabbau für die Muskelarbeit bereitgestellt. Sinkende Energiereserven in der weißen Muskulatur, wie nach der Stresseinwirkung durch das Angeln, wurden von vielen Wissenschaftlern beobachtet (BOOTH et al. 1995, BROBBEL et al. 1996, KIEFFER et al. 1996, WILKIE et al. 1996, WILKIE et al. 1997, KIEFFER et al. 2002, KILLEN et al. 2003, SUSKI et al. 2004, KILLEN et al. 2006). (Abbildungen 28, 29 und 30)

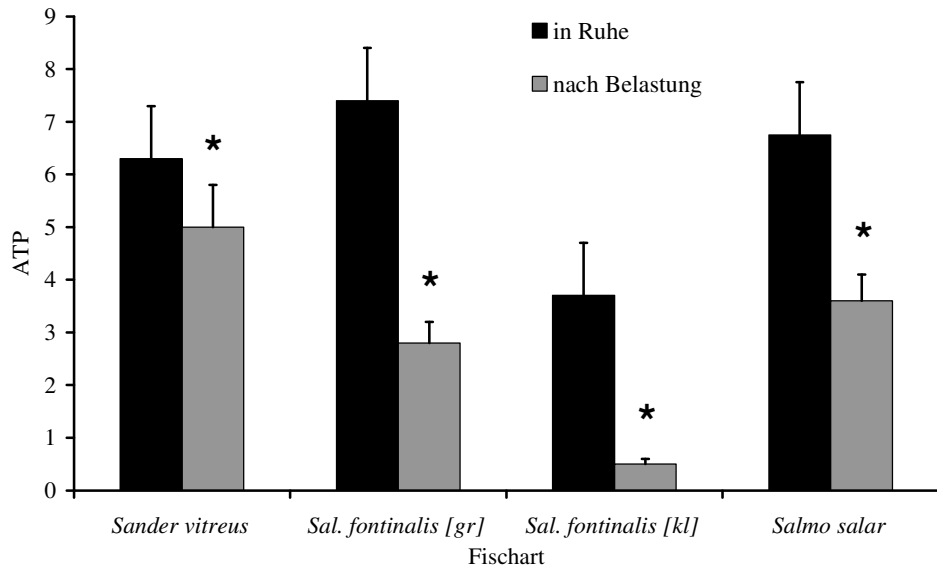


Abbildung 28. Adenosintriphosphat (ATP) -konzentrationen (\pm SE) in der weißen Muskulatur verschiedener Fischarten. Daten von *Sander vitreus* (Mitchill) modifiziert nach KILLEN et al. (2006) (in $\mu\text{mol/g}$ Nassgewicht). Konzentrationswerte für *Salvelinus fontinalis* (Mitchill) (in $\mu\text{mol/g}$) modifiziert nach KIEFFER et al. (1996) und für *Salmo salar* L. ($\mu\text{mol/g}$) modifiziert nach BOOTH et al. (1995). (*Sal. fontinalis [kl]* = klein, 80-105 mm, *Sal. fontinalis [gr]* = groß, 315-390 mm Körperlänge)

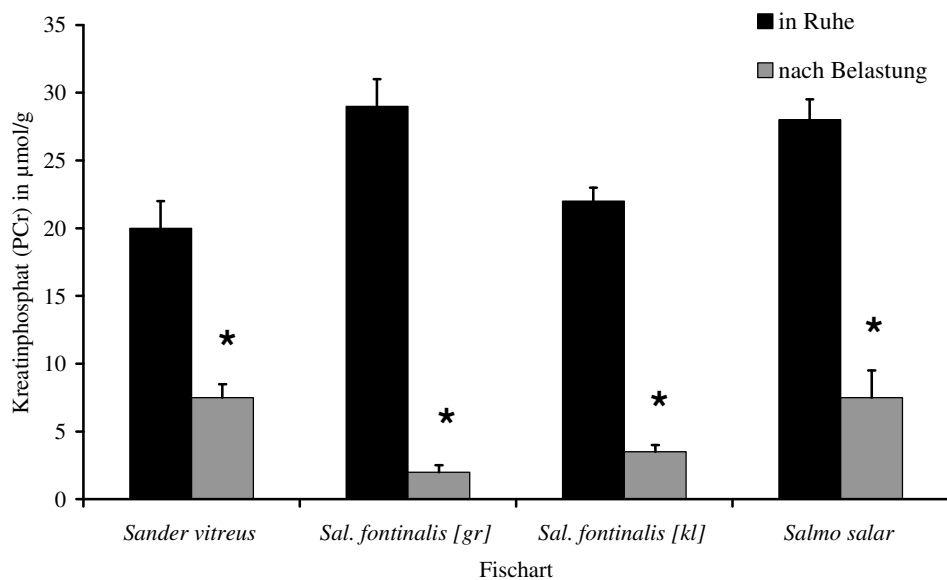


Abbildung 29. Kreatinphosphat (PCr) -konzentrationen (\pm SE) unterschiedlicher Fischarten im Ruhezustand und nach physiologischer Belastung, wie zum Beispiel Angeln. Die Daten wurden modifiziert nach BOOTH et al. (1995), KIEFFER et al. (1996) und KILLEN et al. (2006). (*Sal. fontinalis [kl]* = klein, 80-105 mm, *Sal. fontinalis [gr]* = groß, 315-390 mm Körperlänge)

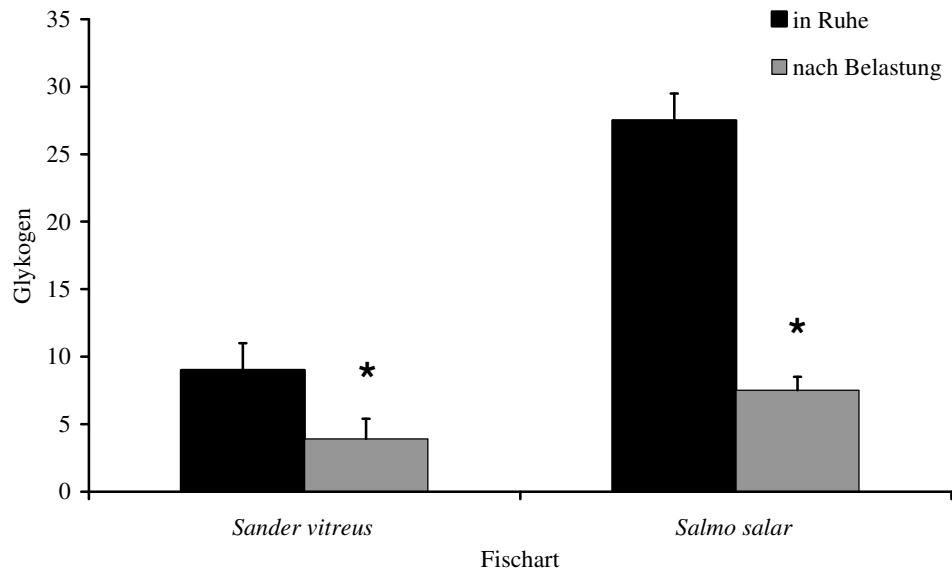


Abbildung 30. Glykogenkonzentrationen (\pm SE) von Walleye und atlantischem Lachs in Ruhe und nach physiologischer Belastung. Daten modifiziert nach BOOTH et al. (1995) und KILLEN et al. (2006).

Die schlechte Durchblutung der weißen Muskulatur des Fisches verursacht einen Energiestoffwechsel, der dann sehr schnell anaerob abläuft und zur Bildung von Laktat führt. Durch die Bildung von Laktat steigt der Laktatgehalt im Fisch (BEGGS et al. 1980, WOOD et al. 1983, KLINGER 1988, TUFTS et al. 1991, FERGUSON und TUFTS 1992, PANKHURST und DEDUAL 1994, BOOTH et al. 1995, BROBBEL et al. 1996, KIEFFER et al. 1996, WILKIE et al. 1996, WILKIE et al. 1997, KILLEN et al. 2003, KIEFFER et al. 2002, THORSTAD et al. 2003, SUSKI et al. 2004, MEKA und McCORMICK 2005, KILLEN et al. 2006) (Abbildungen 31 und 32).

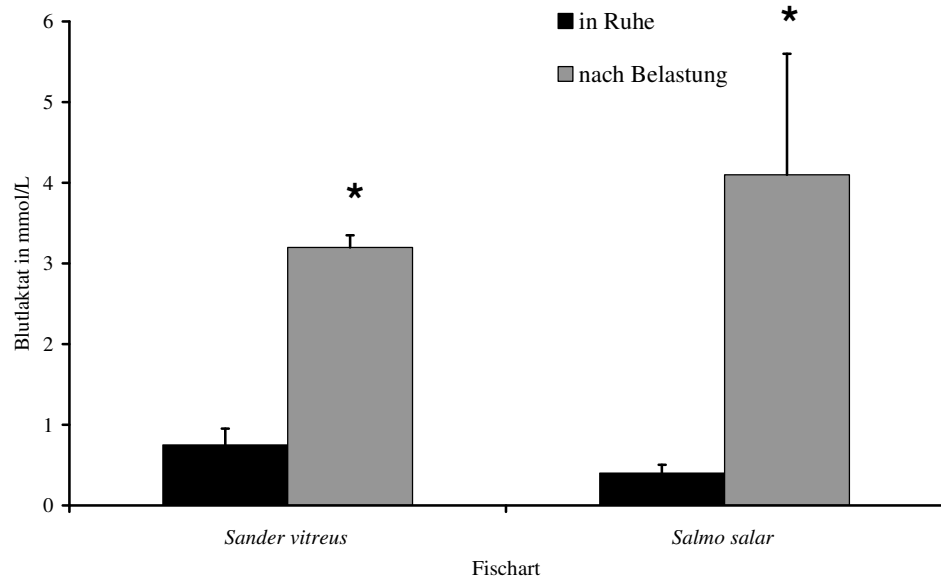


Abbildung 31. Blutlaktatkonzentrationen (\pm SE) von Walleye und atlantischen Lachs in Ruhe und nach dem Angeln. Daten modifiziert nach THORSTAD et al. (2003) und KILLEN et al. (2006).

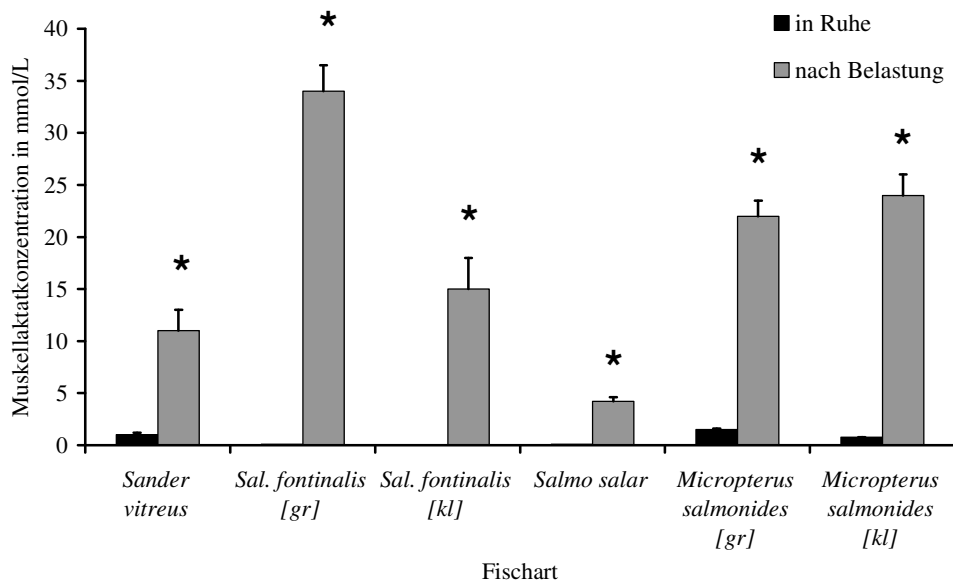


Abbildung 32. Laktatkonzentrationen (\pm SE) in der weißen Muskulatur von verschiedenen Fischarten im Ruhezustand und nach physiologischer Belastung. Daten modifiziert nach BOOTH et al. (1995), KIEFFER et al. (1996) und KILLEN et al. (2006). (*Sal. fontinalis [kl]* = klein, 80-105 mm, *Sal. fontinalis [gr]* = groß, 315-390 mm, *Micropterus salmonis [kl]* = klein, 100-125 mm, *Micropterus salmonides [gr]* = groß, 290-360 mm Körperlänge)

Laktat besitzt einen niedrigen pH-Wert und dissoziiert vollständig zum Anion und zu H^+ -Ionen. Die Freisetzung der Ionen aus der Muskulatur, geschieht unterschiedlich schnell. Die H^+ -Ionenkonzentration steigt (TUFTS et al. 1991, FERGUSON und TUFTS 1992, BOOTH et al. 1995, BROBBEL et al. 1996, KIEFFER et al. 1996, KIEFFER et al. 2002, und weitere) und verursacht somit eine Störung des Säure-Basen-Gleichgewichtes in der Muskulatur, dem intrazellulären Raum (IZR) (Abbildung 33).

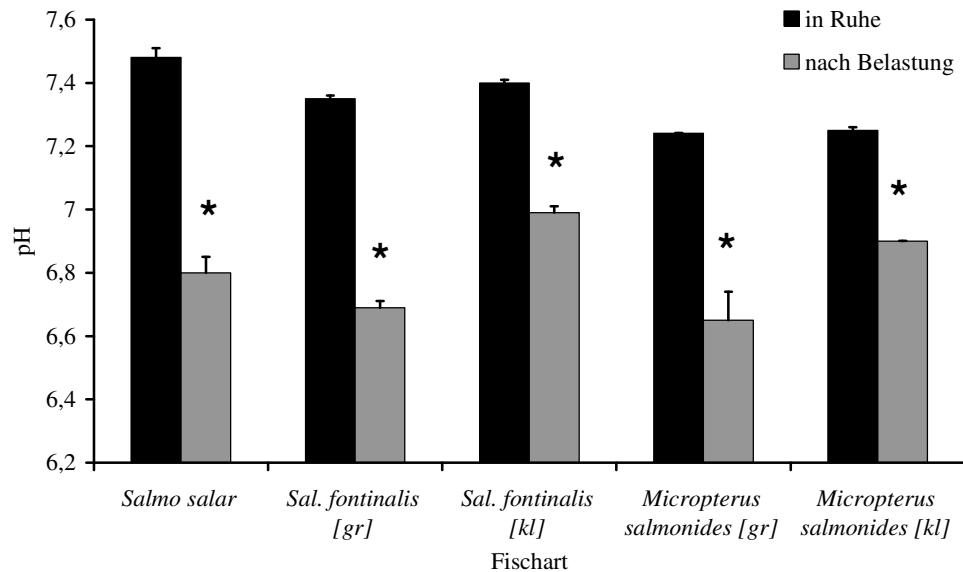


Abbildung 33. pH-Werte in der weißen Muskulatur (\pm SE) von unterschiedlichen Fischarten im Ruhezustand und nach einer Stresseinwirkung, wie zum Beispiel Angeln. Daten modifiziert nach BOOTH et al. (1995) und KIEFFER et al. (1996). (*Sal. fontinalis* [kl] = klein, 80-105 mm, *Sal. fontinalis* [gr] = groß, 315-390 mm, *Micropterus salmonides* [kl] = klein, 100-125 mm, *Micropterus salmonides* [gr] = groß, 290-360 mm Körperlänge)

Diese Störung tritt dann etwas später auch im extrazellulären Raum (EZR) auf (Abbildung 34). Der EZR ist im Vergleich zum IZR nur schwach gepuffert und es kommt zu einem sofortigen Abfall des pH-Wertes im Blutplasma, was zu einer generalisierten Stoffwechsellentgleisung in den acidotischen Bereich führt. Dies wurde für unterschiedliche Fischarten beschrieben, für *Salmo salar* L. (TUFTS et al. 1991, BOOTH et al. 1995, WILKIE et al. 1996, WILKIE et al. 1997, KIEFFER et al. 2002, THORSTAD et al. 2003), für *Oncorhynchus mykiss* (Walbaum) (FERGUSON und TUFTS 1992) und für *Esox masquinongy* Mitchill (BEGGS et al. 1980).

Der pH-Wert stabilisierte sich nach dem Angeln innerhalb weniger Stunden (TUFTS et al. 1991, FERGUSON und TUFTS 1992, BOOTH et al. 1995, WILKIE et al. 1996).

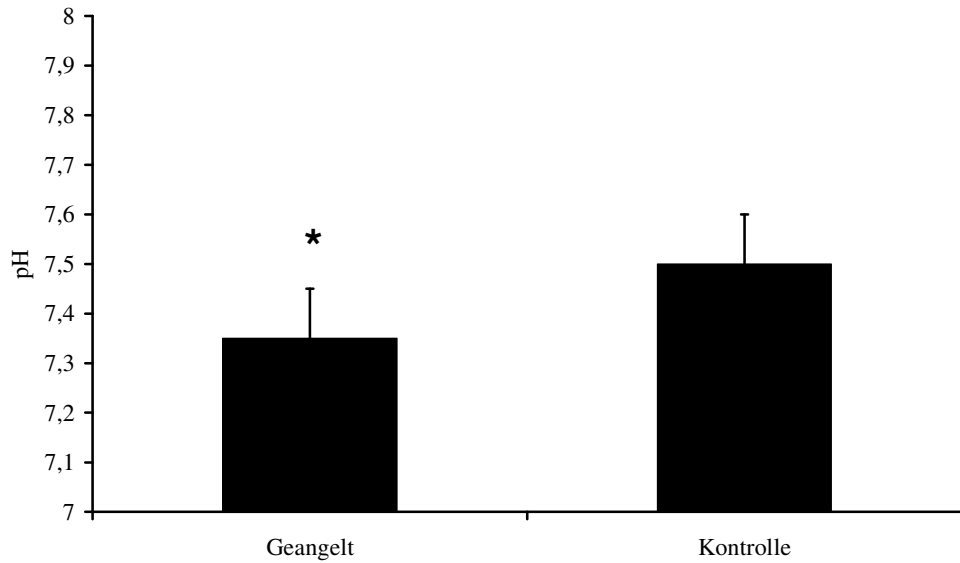


Abbildung 34. Blutplasma-pH-Wert (\pm SE) von geangelten atlantischen Lachsen (*Salmo salar* L.) im Vergleich zur Kontrollgruppe. Diese Daten wurden modifiziert nach THORSTAD et al (2003).

Parallel zum Absinken des pH-Wertes sinkt die Konzentration an Bikarbonat (HCO_3) und der partielle Druck des Kohlendioxides (pCO_2) steigt (WOOD et al. 1983, TUFTS et al. 1991, FERGUSON und TUFTS 1992, BROBBEL et al. 1996, KIEFFER et al. 1996). (Abbildungen 35 und 36)

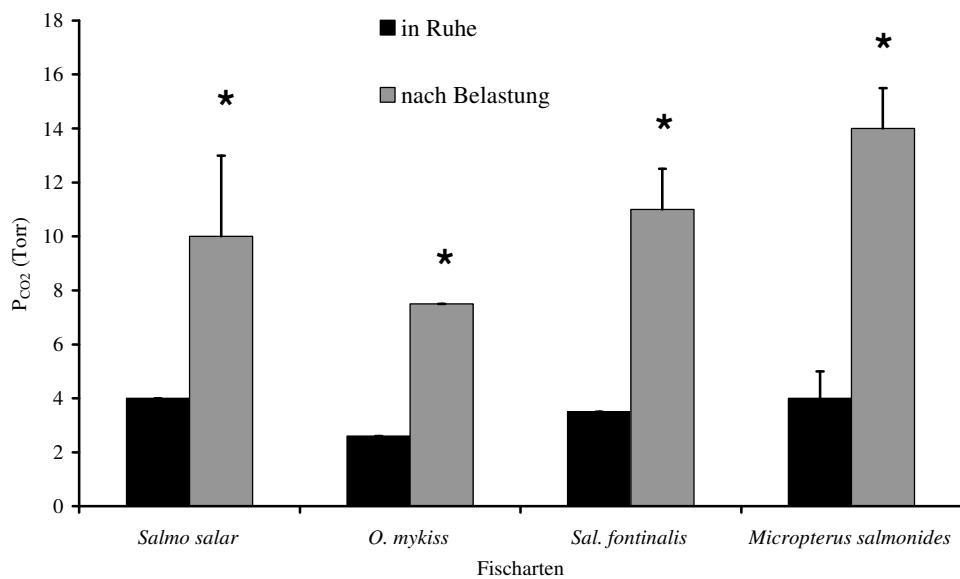


Abbildung 35. Erhöhung des partialen Druckes des CO_2 unterschiedlicher Fischarten vor und nach einer physiologischen Belastung. Daten modifiziert nach FERGUSON und TUFTS (1992), KIEFFER et al. (1996) und WILKIE et al. (1996).

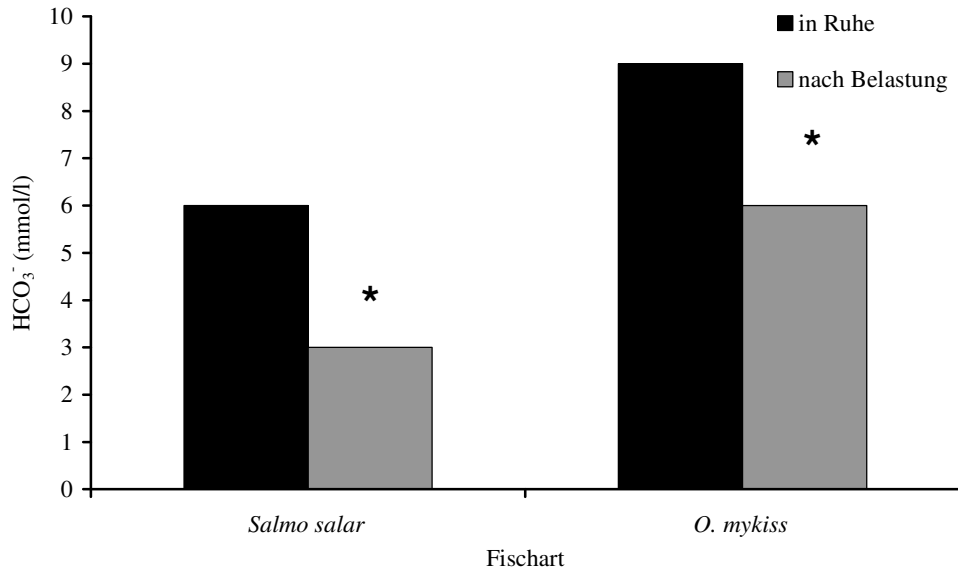


Abbildung 36. Darstellung der Veränderung der Bikarbonatkonzentration im Blutplasma bei zwei Salmonidenarten 1 h nach einer physiologischen Belastung. Daten verändert nach TUFTS et al. (1991) und FERGUSON und TUFTS (1992).

Weiterhin führt Stress durch physiologische Belastung zu starken Beeinträchtigungen der Ionen-, Osmose- und Flüssigkeitshomöostase. Veränderungen der Osmolarität, d.h. der Teilchenanzahl von osmotisch aktiven Substanzen (z.B. Ionen, Zuckermoleküle und Proteine) in Lösung als Folge des Angelns, wurde von THORSTAD et al. (2003), SUSKI et al. (2004), WILKIE et al. (1997), KILLEN et al. (2006) beobachtet. KILLEN et al. (2003) konnten keinen signifikanten Einfluss des Angelns auf die Osmolarität feststellen.

Der Anstieg von Na⁺, Cl⁻, Blutplasmaprotein und Hämoglobin spiegelt die Umverlagerung von Wasser aus dem Blutplasma in den IZR als Folge des osmotischen Gefälles, verursacht durch die intrazelluläre Laktatakkumulation, wieder (WOOD et al. 1983).

Das Auffüllen der Energiereserven, PCr und ATP findet schnell innerhalb der ersten Stunden nach der Belastung statt (BOOTH et al. 1995, WILKIE et al. 1996). Anders als die Neubildung von ATP und PCr, geschehen der Abbau von Muskellaktat und die Resynthese von Glykogen wesentlich langsamer. Diese Prozesse benötigen bei einigen Fischarten bis zu 12 Stunden (BEGGS et al. 1980, BOOTH et al. 1995, WILKIE et al. 1996, WILKIE et al. 1997) (Abbildung 37). Ähnlich dem Auffüllen der Energiereserven, erfolgen die Normalisierung der Laktatwerte sowie die Stabilisierung der pH-Werte im IZR und EZR innerhalb weniger Stunden nach der physiologischen Belastung

(FERGUSON und TUFTS 1992, BOOTH et al. 1995, BROBBEL et al. 1996) (Abbildungen 38, 39 und 40).

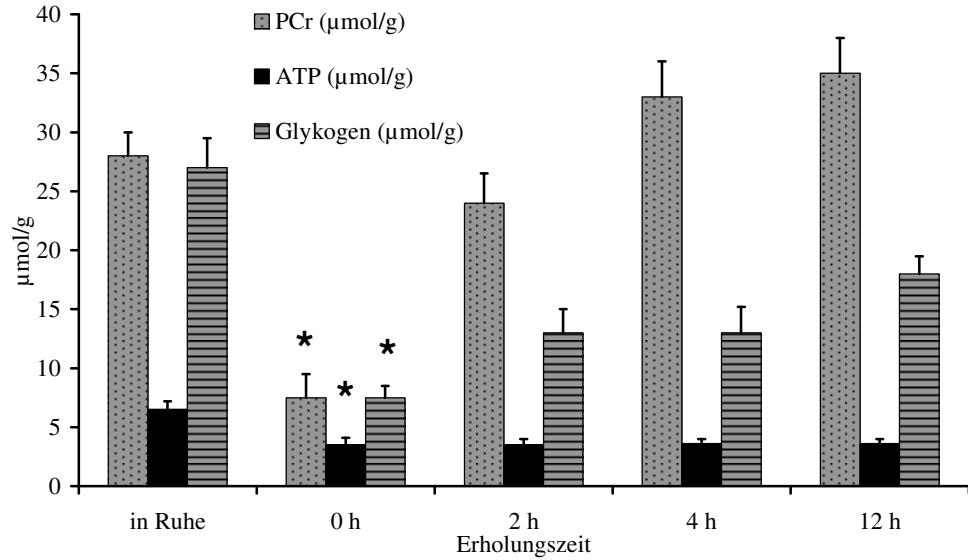


Abbildung 37. Wiederauffüllen der Energiereserven von atlantischen Lachsen nach dem Angeln (BOOTH et al.1995).

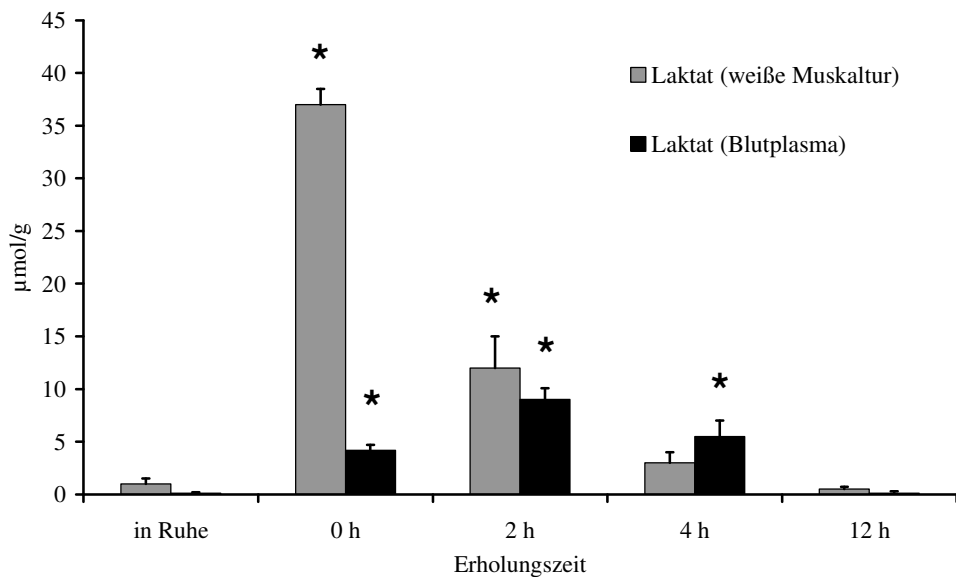


Abbildung 38. Laktatabbau von atlantischen Lachsen nach dem Angeln (BOOTH et al. 1995).

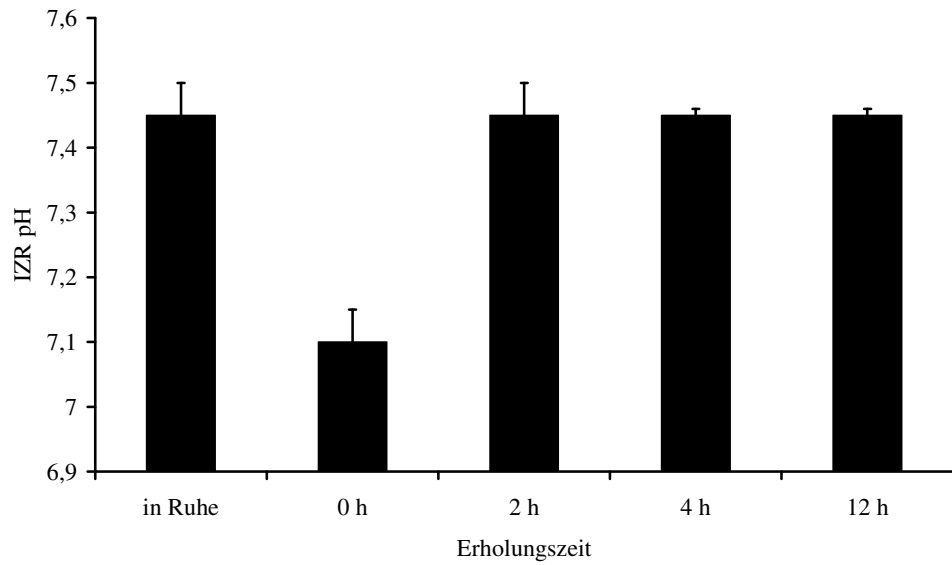


Abbildung 39. pH- Wertstabilisierung im EZR nach dem Angeln von atlantischen Lachsen (BROOBEL et al. 1996).

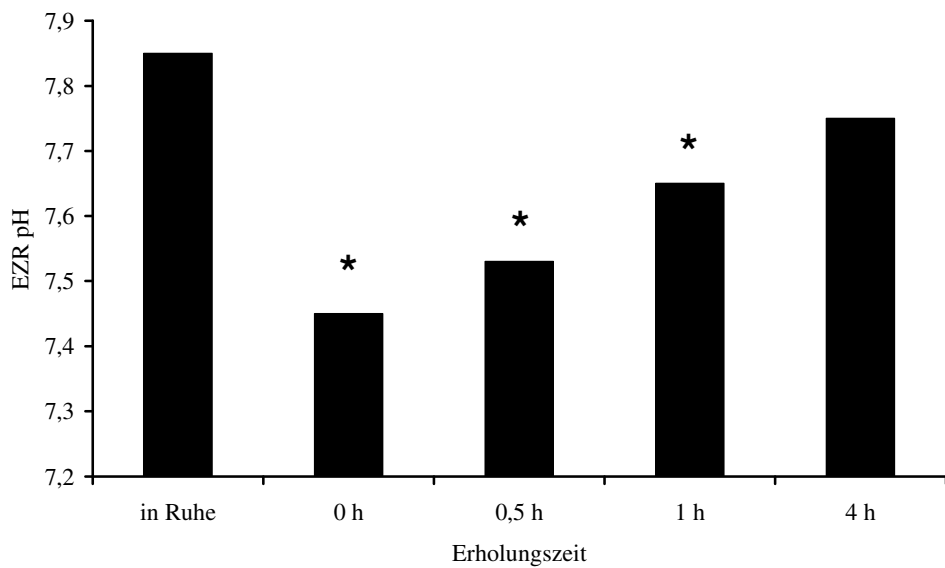


Abbildung 40. pH- Wertstabilisierung im IZR bei Regenbogenforellen nach physiologischer Belastung und 60 s Luftexposition (FERGUSON und TUFTS 1992).

Weitere Studien stellen den Einfluss von Wassertemperatur und Kondition der Fische dar. Da Fische poikilotherme Individuen sind, ist das Ausmaß der physiologischen Reaktionen und die zur Erholung benötigte Zeit auch von der Wassertemperatur abhängig (WILKIE et al. 1997, MEKA und MCCORMICK 2005).

BROBBEL et al. (1996) beschrieben die Unterschiede der physiologischen Reaktionen in Folge von Fangen-und-Zurücksetzen in Abhängigkeit unterschiedlicher Kondition von atlantischen Lachsen. Dabei zeigten Lachse, die gehungert hatten, eine stärkere Reaktion auf Stress durch das Fangen-und-Zurücksetzen sowie eine höhere Mortalität.

4.2.3 Tertiäre Reaktionen

Langzeiteffekte, wie Wachstumsminderung, Reproduktionseinbußen, verminderte Immunreaktion oder die verringerte Fähigkeit zusätzlichen Stress zu tolerieren sind tertiäre Stressreaktionen (WENDELAAR BONGA 1997, PICKERING 1981, MAZEAUD et al. 1977). Allgemein kann gehemmtes Wachstum, verursacht durch Fang und Handling, von Fischen als Stressreaktion angesehen werden (WENDELAAR BONGA 1997). JENKINS (2003) beschrieb ein schlechteres Wachstum von Regenbogenforellen (*Oncorhynchus mykiss*), denen der Haken nicht entfernt wurde. In einer früheren Untersuchung mit Regenbogenforellen zeigte sich jedoch, dass zwei Drittel der Regenbogenforellen (Haken tief gehakt und Schnur gekappt) ein normales oder annähernd normales Wachstum in der Folgezeit aufwiesen (MASON und HUNT 1967). Auch für Bachforellen (*Salmo trutta* L.) konnte nach dem Fangen-und-Zurücksetzen kein vermindertes Wachstum festgestellt werden (HULBERT und ENGSTROM-HEG 1980). Weiterhin wurde bei Brassen (*Abramis brama* (L.)) (RAAT et al. 1997) und amerikanischen Schwarzbarschen (*Micropterus salmonides* (Lacepède)) (POPE und WILDE 2004) kein Effekt des Fangen-und-Zurücksetzens auf das Wachstum festgestellt. HULBERT und ENGSTROM-HEG (1980) beobachteten bei Regenbogenforellen keine Veränderung der Futteraufnahme nach dem Fangen-und-Zurücksetzen.

Die expliziten Effekte des Fangen-und-Zurücksetzens auf das Wachstum von Fischen sind nur wenig untersucht, da die Fische in den meisten Studien zum Fangen-und-Zurücksetzen nicht über längere Zeiträume beobachtet wurden.

Stress verursacht bei Fischen eine Umverteilung der Energie. Dies beeinflusst nicht nur, wie oben beschrieben, anabolische Prozesse, sondern auch die Energiezuteilung für die Nachkommen (WENDELAAR BONGA 1997).

PANKHURST und DEDUAL (1994) berichteten in einer Studie über Regenbogenforellen, dass die Reproduktionsprozesse von Forellen durch das Fangen-und-Zurücksetzen gehemmt werden. Auch für amerikanische Schwarzbarsche wurde herausgefunden, dass Stress (z.B. durch Angeln) vor dem Ablachen den Reproduktionserfolg negativ beeinflussen kann. (OSTRAND et al. 2004)

Bei atlantischen Lachsen (*Salmo salar* L.) hat das Fangen-und-Zurücksetzen keinen Einfluss auf die Reproduktion. Die Fische hielten sich nach dem Zurücksetzen in den natürlichen Laichgebieten auf und zeigten normales Laichverhalten (THORSTAD et al.

2003, WHORIKEY, et al. 2000, WEBB 1998). Eine weitere Studie über atlantische Lachse hat gezeigt, dass das Fangen- und Zurücksetzen von Elterntieren keinen signifikanten Einfluss auf den Schlupferfolg der Eier hat (BOOTH et al. 1995).

LOWERRE-BARBIERI et al. (2003) berichteten aus histologischen Untersuchungen von geangelten Snooks (*Centropomus undecimalis* (Bloch)), dass der Stress des Fangen- und Zurücksetzens das Laichen der weiblichen Fische weder beendet noch unterbricht.

Art untypische Verhaltensweisen konnten bei atlantischen Lachsen nicht festgestellt werden (WEBB 1998, WHORISKEY et al. 2000). Verändertes Verhalten wurde allerdings bei Brutpflege betreibenden, amerikanischen Schwarzbarschen festgestellt (COOKE et al 2001). Zurückgesetzte Individuen zeigten eine reduzierte Bewegungskaktivität bei der Bewachung des Nestes.

Tabelle 5. Plasmacortisolkonzentrationen (ng ml^{-1}) verschiedener Fischarten in Ruhe und nachdem die Fische verschiedenen Stressoren ausgesetzt wurden. Cortisolwerte sind als Durchschnittswerte (\pm SE) angegeben. In den Untersuchungen zum Einfluss des Drills auf den Cortisolgehalt von MEKA und McCORMICK (2005) und PANKHURST und DEDUAL (1994) lagen, aufgrund von Versuchen an Wildbeständen, keine Angaben zu Cortisolwerten vor dem Stresseinfluss vor. Daten erweitert und modifiziert nach GAMPERL et al. (1994). Unterschiedliche Nachweisverfahren für Cortisolkonzentrationen sind mit ^{RIA} für Radioimmuntest und ^{EIA} für Enzymimmuntest gekennzeichnet.

Fischart	Stressart	Cortisolkonzentration		Bemerkung	Quelle
		ruhend	gestresst		
<i>Salmo trutta</i>	2 min Handling	27,5 \pm 10,5	130 \pm 39	Probenentnahme 2h nach Stressen	Pickering et al. (1982) ^{RIA}
<i>O. mykiss</i>	3 min Handling	11 \pm 3	127 \pm 14	Probenentnahme 30 min nach Stressen	VIJAYAN und MOON (1992) ^{RIA}
<i>O. mykiss</i>	5 min gestört (Tank)	18,2 \pm 3,1	107 \pm 15,1	sofortige Probenentnahme	LAIDLEY und LEATHERLAND (1988) ^{RIA}
<i>O. mykiss</i>	bis zur Erschöpfung gejagt	25 \pm 7,0	135 \pm 7,0		MILLIGAN und WOOD (1987) ^{RIA}
<i>O. mykiss</i>	2-3 min Drillzeit 5-6 min Drillzeit		11 39	Probenentnahme sofort nach Anlandung Probenentnahme sofort nach Anlandung	MEKA und McCORMICK (2005) ^{EIA}
<i>O. mykiss</i>	< 5min Drillzeit 15 min Drillzeit		34 60	Probenentnahme sofort nach Anlandung Probenentnahme sofort nach Anlandung	PANKHURST und DEDUAL (1994) ^{RIA}
<i>O. tshawytscha</i>	30 s Handling	61	182	Probenentnahme 1 h nach Stressen	BARTON et al. (1986) ^{RIA}
<i>O. tshawytscha</i>	3 mal 30 s Handling	32	476	Probenentnahme 1 h nach letzter Stresseinwirkung	BARTON et al. (1986) ^{RIA}
<i>Sander vitreus</i>	Fangen-und-Zurücksetzen	47	97	Probenentnahme sofort nach Angeln	KILLEN et al. (2003) ^{RIA}

5. Empfehlungen für die Praxis

In der wissenschaftlichen Literatur wird das Fangen-und-Zurücksetzen in jeder Form als sinnvolle Maßnahme zur Bewirtschaftung von Fischbeständen angesehen (TUFTS et al. 1991, BURKHOLDER 1992, BROBBEL et al. 1996, WEBB 1998, DEMPSON et al. 2002, THORSTAD et al. 2003, COOKE und SUSKI 2004, TSUBOI und MORITA 2004). So wurde das Fangen-und-Zurücksetzen erfolgreich zum Schutz bei der Restaurierung von Lachsbeständen genutzt (BROBBEL et al. 1996, WEBB 1998, THORSTAD et al. 2003). Auch wurden ganze Hechtbestände durch vorgeschriebenes Fangen-und-Zurücksetzen geschützt (BURKHOLDER 1992). Im marinen Angelfische-reimanagement findet das Fangen-und-Zurücksetzen als gebräuchliche Managementmaßnahme Anwendung (SHEPARD und TERCEIRO 2002).

Durch Fangen-und-Zurücksetzen kann die Selektion der alten und großen Fische reduziert werden. Auch die Förderung von langsam- und kleinwüchsigen Individuen kann mit dieser Managementmaßnahme verhindert werden (ANDERSON und NEHRING 1984, BRAÑA et al. 1992, MCCREESH et al. 2000, CONOVER und MUNCH 2002, GOODYEAR 2002, SULLIVAN 2003, ALMODÓVAR und NICOLA 2004).

Managementpläne, die die ökologischen und evolutionären Konsequenzen der selektiven Entnahme ignorieren, widersprechen dem vorsorglichen Ansatz des Ressourcenschutzes (CONOVER und MUNCH 2002). Um diese Veränderungen zu vermeiden, ist es nötig, die natürliche genetische Variation in Größe und Wachstum zu erhalten. Dies kann durch die Einführung von Entnahmeverboten, Schutzgebieten oder Regelung der selektiven Entnahme erreicht werden. Nach CONOVER und MUNCH (2002) sollten Mindestmaße überdacht werden. Maximalmaße zum Schutz von Fischen über einem bestimmten Maß bieten folgende Vorteile für die Population: (i) schnell wachsende Fische können dem Fenster, dem sie entnommen werden, schnell entwachsen, (ii) die Altersstruktur wird ausgeweitet, wodurch sich die Laicherbiomasse erhöht und (iii) die Aufgaben der großen Individuen im Ökosystem können erhalten werden (CONOVER und MUNCH 2002). Das Fangen-und-Zurücksetzen kann hier über Veränderungen von traditionellen Fischschonbestimmungen durch die selektive Entnahme zum Bestandserhalt beitragen. Diese Veränderungen könnten die Einführung von Höchstmaßen darstellen. Dabei dürfen Fische nur bis zu einer bestimmten Länge dem Gewässer entnommen werden (z.B. Hechte über 100cm sind zurückzusetzen).

Allerdings ist selbst ein totales Fangen-und-Zurücksetzen nicht immer förderlich für den Fischbestand, weil die Hakmortalität zum Teil hoch ausfallen kann und eine Kombination von Hakmortalität und Regelmissachtung zu einer Fischereimortalität führt, die nicht nachhaltig ist, wenn der Angelaufwand hoch ist (POST et al. 2003). Der Erfolg des Fangen-und-Zurücksetzens ist somit durch die Höhe der Hakmortalität und den Auswirkungen sowie dem Schweregrad der subletalen Effekte bestimmt.

Als Ergebnis der vorliegenden Arbeit kann jedoch abgeleitet werden, dass das Fangen-und-Zurücksetzen auch in Deutschland ein sinnvolles Werkzeug der Bestandsbewirtschaftung darstellen kann, wenn die Hakmortalität sowie die kumulative Hakmortalität durch Wiederfänge gering sind. Gegenüber einer fischereilichen Mortalität von 100% bei einem Entnahmegebot ist die hier ermittelte durchschnittliche Hakmortalität mit 15,6% als gering einzuschätzen. Jedoch ist die weitere wissenschaftliche Untersuchung des Einflusses der Determinanten auf die Hakmortalität von Nöten, um die fischereiliche Sterblichkeit durch Fangen-und-Zurücksetzen zu minimieren.

Bei der Implementierung von Fangen-und-Zurücksetzen als Managementmaßnahme in die angelfischereiliche Managementpraxis spielen die sozialen und gesetzlichen Aspekte eine sehr wichtige Rolle. Fangen-und-Zurücksetzen kann nur dann eine sinnvolle Managementmaßnahme sein, wenn sie auch von der Gesellschaft angenommen wird.

Die Ergebnisse der vorliegenden Studie verweisen auf den variablen Einfluss der Determinanten auf die Hakmortalität. Aus dieser Studie können Rückschlüsse auf Möglichkeiten zur Reduzierung der Hakmortalität abgeleitet werden. Natürlich reagieren unterschiedliche Fischarten auch unterschiedlich stark auf die Determinanten der Hakmortalität. Dennoch können im Allgemeinen folgende Empfehlungen gegeben werden:

(a) Speziell in den Sommermonaten sind die Wassertemperaturen oft sehr hoch und die Sauerstoffsättigung niedrig. Sauerstoffmangel stellt für Fische eine Stresssituation dar. Diese bereits geschwächten Tiere zeigen dann eine hohe Hakmortalität. Aus diesem Grund sollte zusätzlicher Stress in den Sommermonaten durch das Fangen-und-Zurücksetzen vermieden werden.

(b) Die Dauer des Drilles, also der Zeit von Zeitpunkt des Hakens bis zum Anlanden, sollte so gering wie möglich gehalten werden. Denn durch lange Drillzeiten nimmt der metabolische Stoffwechsel zu, wodurch der Sauerstoffbedarf und der Grad der Erschöpfung steigen.

(c) Auch die Zeit der Luftexposition sollte aufgrund von Sauerstoffmangel und steigender Hakmortalität vermieden werden. Natürlich werden die Effekte der Drillzeit und der Luftexposition durch hohe Wassertemperaturen noch verstärkt. Um Luftexposition und unnötiges Handling zu vermeiden, sollten Fische bei extremen Umständen auch einmal im Kescher abgehakt werden.

(d) Weiterhin sollte bei der Anwendung von Fangen-und-Zurücksetzen die Angelgerätewahl kritisch überlegt sein. Bei der Köderwahl sollte man versuchen auf Naturköder zu verzichten, da sie eine wesentlich höhere Hakmortalität verursachen. Gerade Salmoniden nehmen Naturköder mit weniger Argwohn auf als Kunstköder, was tiefer aufgenommene Haken und schwerere Verletzungen verursacht.

(e) Die Wahl des Angelhakens ist nicht von besonderer Priorität bezüglich der Betrachtung der Hakmortalität. In der Literatur wird von gesteigerter Hakmortalität durch Einzelhaken bei Salmoniden berichtet. Durch die geringe Größe der Einzelhaken werden diese gerade von Salmoniden tief aufgenommen und verursachen letale Verletzungen.

(f) Zur Verringerung der Hakmortalität wäre auch eine Einschränkung von Haken mit Widerhaken zu überdenken. Durch Haken mit Widerhaken werden schwere Verletzungen beim Entfernen dieser verursacht. Auch die Handling- und Luftexpositionsdauer erhöht sich durch das schwierigere Entfernen von Haken mit Widerhaken.

(g) Weiterhin kann das Kappen der Angelschnur zu einer Vermeidung hoher Hakmortalität beitragen. Dadurch werden starke Verletzungen und vor allem Verletzungen von überlebenswichtigen Organen verhindert werden. (Diese Maßnahme wird z.B. in der BbgFischO bei dem Zurücksetzen von geschonten Fischen, die den Haken tief geschluckt haben, gefordert.)

(h) Eine gewisse Sorgfalt sollte der Angler auch beim Handling des Fisches aufbringen, damit keine Verletzungen der Schleimhaut oder anderer Körperteile des Fisches auftreten. Dazu sollte auch die Möglichkeit, einen Fisch schon im Wasser abzuhaken und zurückzusetzen, in Betracht gezogen werden.

Zusammenfassend kann gesagt werden, dass die Hakmortalität bei Beachtung der Empfehlungen sehr gering gehalten werden kann. Dies erfordert jedoch ein Umdenken vieler Angler. Es ist von höchster Wichtigkeit, unsere heimischen Fischbestände in natürlicher Form zu erhalten. Durch Fangen-und-Zurücksetzen wird eine „Nutzung“ der Bestände möglich, ohne sie drastisch in ihrer Form zu verändern, wenn die Hakmortalität so gering wie möglich gehalten wird. Es sei nochmals betont, daß diese Empfehlung nicht

per se totales Fangen-und-Zurücksetzen meint, sondern allgemein das Zurücksetzen zumindest eines Teils der Fische, die dem Gewässer entnommen werden könnten.

6. Literaturverzeichnis

AAS, Ø., THAILING, C.E. und DITTON, R.B. (2002): Controversy over Catch-and-Release Recreational Fishing in Europe. In: PITCHER, T.J. und HOLLINGWORTH, C.E. (Hrsg.): Recreational Fisheries: Ecological, Economic and Social Evaluation. Blackwell Science, Oxford, UK, 95-106.

ALMODÓVAR, A. und NICOLA, G.G. (2004): Angling impact on Conservation of Spanish stream-dwelling brown trout *Salmo trutta*. Fisheries Management and Ecology **11**, 173-182.

ANDERSON, R.M. und NEHRING, R.B. (1984): Effects of Catch-and-Release Regulation on a Wild Trout Population in Colorado and Its Acceptance by Anglers. North American Journal of Fisheries Management **4**, 257-265.

ANDERSON, W.G., BOOTH, R., BEDDOW, T.A., MCKINLEY, R.S., FINSTAD, B., ØKLAND, F. und SCRUTON, D. (1998): Remote monitoring of heart rate as a measure of recovery in angled Atlantic salmon, *Salmo salar* (L.). Hydrobiologia **371/372**, 233-240.

ARLINGHAUS, R. (2003): Argumente für „Catch & Release“ bei der Angelfischerei in Deutschland. Agrar- und Umweltrecht **12**, 367-370.

ARLINGHAUS, R. (2004): Angelfischerei in Deutschland – eine soziale und ökonomische Analyse. Berichte des IGB **18**.

ARLINGHAUS, R. (2005): A conceptual framework to identify and understand conflicts in recreational fisheries systems, with implications for sustainable management. Aquatic Resources, Culture and Development **1**, 145-174.

ARLINGHAUS, R. und MEHNER, T. (2003): Socio-economic characterisation of specialised common carp (*Cyprinus carpio* L.) anglers in Germany, and implications for inland fisheries management and eutrophication control. Fisheries Research **61**, 19-33.

ARLINGHAUS, R. und MEHNER, T. (2004): A Management-Oriented Comparative Analysis of Urban and Rural Anglers Living in a Metropolis (Berlin, Germany). Environmental Management **33**, 331-344.

- ARLINGHAUS, R., MEHNER, T. und COWX, I.G. (2002): Reconciling traditional inland fisheries management and sustainability in industrialized countries, with emphasis on Europe. *Fish and Fisheries* **3**, 261-316.
- BARNHART, R.A. (1989): Symposium Review: Catch-and-Release Fishing, a Decade of Experience. *North American Journal of Fisheries Management* **9**, 74-80.
- BARTHOLOMEW, A. und BOHNSACK, J.A. (2005): A review of catch-and-release angling mortality with implications for no-take reserves. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* **15**, 129-154.
- BARTON, B.A., PETER, R.E. und PAULENCU, C.U. (1980): Plasma cortisol levels of fingerling rainbow trout (*Salmo gairdneri*) at rest, and subjected to handling, confinement, transport and stocking. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science* **37**, 805-811.
- BARTON, B.A., SCHRECK, C.B. und SIGISMONDI, L.A. (1986): Multiple acute disturbances evoke cumulative physiological stress in juvenile Chinook salmon. *Transaction of the American Fisheries Society* **115**, 245-251.
- BARWICK, D.H. (1985): Stocking and Hooking Mortality of Planted Trout in Jocassee Reservoir, South Carolina. *North American Journal of Fisheries Management* **5**, 580-583.
- BEGGS, G.L., HOLETON, G.F. und CROSSMAN, E.J. (1980): Some physiological consequences of angling stress in muskellunge, *Esox masquinongy* Mitchill. *Journal of Fish Biology* **17**, 649-659.
- BENDOCK, T. und ALEXANDERSDOTTIR, M. (1993): Hooking Moortality of Chinook Salmon Released in the Kenai River, Alaska. *North American Journal of Fisheries Management* **13**, 540-549.
- BENSON, N.G. und BULKLEY, R.V. (1963): Equilibrium Yield and Management of Cutthroat Trout in Yellowstone Lake. U.S. Fish and Wildlife Service, Research Report **62**, 44.

- BERKELEY, S.A., CHAPMAN, C. und SOGARD, S.M. (2004 a): Maternal Age as a Determinant of Larval Growth and Survival in a Marine Fish, *Sebastes melanops*. Ecology **85**, 1258-1264.
- BERKELEY, S.A., HIXON, M.A., LARSON, R.J. und LOVE, M.S. (2004 b): Fisheries Sustainability via Protection of Age Structure and Spatial Distribution of Fish Populations. Fisheries **29**, 23-32.
- BETTOLI, P.W., VANDERGOOT, C.S. und HORNER P.T. (2000): Hooking Mortality of Saugers in the Tennessee River. North American Journal of Fisheries Management **20**, 833-837.
- BEUKEMA, J.J. (1970): Angling Experiments with Carp (*Cyprinus carpio* L.). Netherlands Journal of Zoology **20**, 81-92.
- BEUKEMA, J. J. und De VOS, G.J. (1974): Experimental tests of a basic assumption of the capture-recapture method in pond populations of carp *Cyprinus carpio* L.. Journal of Fish Biology **6**, 317-329.
- BIRKELAND, C. und DAYTON, P.K. (2005): The importance in fishery management of leaving the big ones. Trends in Ecology and Evolution **20**, 356-358.
- BJORNN, T.C. (1975): Persönliche Mitteilungen an WYDOSKI, R.S.. 11. März 1975. Idaho Cooperative Fish and Wildlife Research Unit, University Idaho, Moscow.
- BOBKO, S.J. und BERKELEY, S.A. (2004): Maturity, ovarian cycle, fecundity, and age-specific parturition of black rockfish (*Sebastes melanops*). Fishery Bulletin **102**, 23-32.
- BOOTH, R.K., KIEFFER, J.D., DAVIDSON, K., BIELAK, A.T. und TUFTS, B.L. (1995): Effects of late-season catch and release angling on anaerobic metabolism, acid-base status, survival, and gamete viability in wild Atlantic salmon (*Salmo salar*). Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science **52**, 283-290.
- BOUCK, G.R. und BALL, R.C. (1966): Influence of Capture Methods on Blood Characteristics and Mortality in the Rainbow Trout (*Salmo gairdneri*). Transaction of the American Fisheries Society **95**, 170-176.

- BRÄMICK, U. (2006): Fischereiliche Hege – was ist das? *Fischer & Teichwirt* **6**, 208-210.
- BRAÑA, F., NICIEZA, A.G. und TOLEDO, M.M. (1992): Effects of Angling on population structure of brown trout, *Salmo trutta* L., in mountain streams of Northern Spain. *Hydrobiologia* **237**, 61-66.
- BRAUN, M. (2000): Tierschutz im Fischereirecht. In: KEIZ, G. (Hrsg.): Tierschutz und Fischereiausübung – Ökologische Fischhege. Verband Deutscher Sportfischer e.V.. Fischerei & Naturschutz, Schriftenreihe **2**.
- BRETT, J.R. (1958): Implications and assessments of environmental stress. In LARKIN, P.A. (Hrsg.): Investigations of Fish-power Problems. H.R. MacMillan Lectures in Fisheries, University of British Columbia. 69-83.
- BROBBEL, M.A., WILKIE, M.P., DAVIDSON, K., KIEFFER, J.D., BIELAK, A.T. und TUFTS, B.L. (1996): Physiological effects of catch and release angling in Atlantic salmon (*Salmo salar*) at different stages of freshwater migration. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science* **53**, 2036-2043.
- BRYAN, H. (1977): Leisure Value Systems and Recreational Specialisation: The Case of Trout Fishermen. *Journal of Leisure Research* **9**, 174-187.
- BÜHL, A. und ZÖFEL, P. (2000): SPSS Version 9: Einführung in die moderne Datenanalyse unter Windows. Addison-Wesley, München.
- BURKHOLDER, A. (1992): Mortality of Northern Pike Captured and Released with Sport Fishing Gear. Alaska Department of Fish and Game. Fishery Data Series **92-3**.
- BURR, J. (1998): Effect of Post-Capture Handling on Mortality in Northern Pike. Alaska Department of Fish and Game, Fishery Data Series 98-34.
- BUTLER, J.A. und LOEFFEL, R.E. (1972): Experimental use of barbless hooks in Oregon's troll salmon fishery. *Pacific Marine Fisheries Community Bulletin* **8**, 23-30.
- CARLINE, R.F., BEARD, JR., T. und HOLLENDER, B.A. (1991): Response of Wild Brown Trout to Elimination of Stocking and No-Harvest Regulations. *North American Journal of Fisheries Management* **11**, 253-266.

- CLARK, R. D., Jr. (1983): Potential Effects of Voluntary Catch and Release of Fish on Recreational Fisheries. *North American Journal of Fisheries Management* **3**, 306-314.
- CLARK, R.A. (1991): Mortality of Arctic grayling captured and released with sort fishing gear. Alaska Department of Fish and Game. Fisheries Data Series **91-59**,
- CONOVER, D.O. und MUNCH, S.B. (2002): Sustaining Fisheries Yields Over Evolutionary Time Scales. *Science* **297**, 94-96.
- COOKE, S.J. and COWX, I.G. (2004): The Role of Recreational Fishing in Global Fish Crises. *Bio Science* **54**, 857-859.
- COOKE, S.J. und SUSKI, C.D. (2004): Do we need species-specific guidelines for catch-and-release recreational angling to effectively conserve diverse fishery resources? *Biodiversity and Conservation* **00**, 1-15.
- COOKE, S.J, PHILIPP, D.P., DUNMALL, K.M. und SCHREER, J.F. (2001): The Influence of Terminal Tackle on Injury, Handling Time, and Cardiac Disturbance of Rock Bass. *North American Journal of Fisheries Management* **21**, 333-342.
- COOKE, S.J., SCHREER, J.F., WAHL, D.H. und PHILIPP, D.P. (2002): Physiological Impacts of Catch-and-Release Angling Practices on Largemouth Bass und Smallmouth Bass. *American Fisheries Society Symposium* **31**, 489-512.
- DEDUAL, M. (1996): Observed Mortality of Rainbow Trout Caught by Different Angling Technique in Lake Taupo, New Zealand. *North American Journal of Fisheries Management* **16**, 357-363.
- DEMPSON, J.B.; FUREY, G. und BLOOM, M. (2002): Effects of catch and release angling on Atlantic salmon, *Salmo salar* L., of the Conne River Newfoundland. *Fisheries Management and Ecology* **9**, 139-147.
- DENT, JR., R.J. (1986): A Case History of Voluntary Catch and Release of Muskeg-lunge with Management Implications for Fishery Programs. *American Fisheries Society Special Publication* **15**, 316-322.
- DEXTRASE und BALL (1991): Hooking Mortality of Lake Trout Angled through the Ice. *North American Journal of Fisheries Management* **11**, 477-479.

- DITTON, R.B. (2002): A Human Dimensions Perspective on Catch-and-Release Fishing. American Fisheries Society Symposium **30**, 19-28.
- DITTON, R.B., LOOMIS, D.K. und CHOI, S. (1992): Recreation Specialisation: Reconceptualization from a Social Worlds Perspective. Journal of Leisure Research **24**, 33-51.
- DOTSON, T. (1982): Mortalities in Trout Caused by Gear Type and Angler-Induced Stress. North American Journal of Fisheries Management **2**, 60-65.
- DROSSÉ, H. (1986): Die Sportfischerei und das Tierschutzrecht – eine strafrechtliche Untersuchung. MDR **9**, 711-717.
- DROSSÉ, H. (2002): Catch & Release – eine angelfischereiliche Tierquälerei. Agrar- und Umweltrecht **4**, 111-113.
- DROSSÉ, H. (2003): Replik und mehr. Agrar- und Umweltrecht **12**, 370-374.
- DUBOIS, R.B. und DUBIELZIG, R.R. (2004): Effect of Hook Type on Mortality, Trauma, and Capture Efficiency of Wild Stream Trout Caught by Angling with Spinners. North American Journal of Fisheries Management **24**, 609-616.
- DUBOIS, R.B. und KUKLINSKI, K.E. (2004): Effect of Hook Type on Mortality, Trauma, and Capture efficiency of Wild, Stream-Resident Trout Caught by Active Bait-fishing. North American Journal of Fisheries Management **24**, 617-623.
- DUBOIS, R.B., MARGENAU, T.L., STEWART, R.S., CUNNINGHAM, P.K. und RASMUSSEN, P.W. (1994): Hooking Mortality of Northern Pike Angled through Ice. North American Journal of Fisheries Management **14**, 769-775.
- FACCIN, A. (1983): Hooking mortality of fly-caught Duncan River rainbow trout (*Salmo gairdneri*) in Harper Lake, British Columbia. British Columbia Fish and Wildlife. Fisheries and Technical Circular **58**.
- FALK, M.R. und GILLMANN, D.V. (1975): Mortality data for angeld Arctic grayling and northern pike from the Great Slave Lake area, Northwest Territories. Winnipeg, Manitoba: Canada Department of Environmental Fisheries and Marine Services. Technical Report Series CEN/D-75-1.

FALK, M.R., GILLMAN, D.V. und DAHLKE, L.W. (1974): Comparison of Mortality Between Barbed and Barbless Hooked Lake Trout. Winnipeg, Manitoba: Canada Department of Environmental Fisheries and Marine Services. Technical Report Series CEN/T-74-1.

FARAGHER, R.A. (2004): Hooking Mortality of Trout: A summary of scientific studies. NSW Fisheries. Fisheries Research Report Series **9**, 1-9.

FAYRAM, A.H. (2003): A Comparison of Regulatory and Voluntary Release of Muskellunge and Walleyes in Northern Wisconsin. North American Journal of Fisheries Management **23**, 619-624.

FERGUSON, R.A. und TUFTS, B.L. (1992): Physiological Effects of Brief Air Exposure in Exhaustively Exercised Rainbow Trout (*Oncorhynchus mykiss*): Implications for "Catch and Release" Fisheries. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences **49**, 1157-1162.

FIEDLER, D.G. und JOHNSON, B.A. (1994): Walleye Mortality during Live-Release Tournaments on Lake Oahe, South Dakota. North American Journal of Fisheries Management **14**, 776-780.

FINN, K.L. und LOOMIS, D.K. (2001): The Importance of Catch Motives to Recreational Anglers: The Effects of Catch Satiation and Deprivation. Human Dimension of Wildlife **6**, 173-187.

FLETCHER, D.H. (1987): Hooking Mortality of Walleyes Captured in Porcupine Bay, Washington. North American Journal of Fisheries Management **7**, 594-596.

FROESE, R. und PAULY, D. (2006): FishBase. World Wide Web elektronische Publikation. www.fishbase.org, Version (5/2006).

GAMPERL, A.K., VIJAYAN, M.M. und BOUTILIER, R.G. (1994): Experimental control of stress hormone levels in fishes: techniques and applications. Reviews in Fish Biology and Fisheries **4**, 215-255.

GJERNES, T., KRONLUND, A.R. und MULLIGAN, T.J. (1993): Mortality of Chinook and Coho Salmon in Their First Year of Ocean Life following Catch and Release by Anglers. North American Journal of Fisheries Management **13**, 524-539.

- GOEMAN, T.J. (1991): Walleye Mortality during a Live-Release Tournament on Mills Lacs, Minnesota. *North American Journal of Fisheries Management* **11**, 57-61.
- GOODYEAR, C.P. (2002): Negative Implications of Large Minimum Size Regulations on Future Mean Size at Age: An Evaluation Using Simulated Striped Bass Data. *American Fisheries Society Symposium* **30**, 217-229.
- GRAEB, B.D.S., SHEPHERD, J.L., WILLIS, D.W. und SORENSEN, J.S. (2005): Delayed Mortality of Tournament-Caught Walleyes. *North American Journal of Fisheries Management* **25**, 251-255.
- GRAEFE, A.R. und DITTON, R.B. (1997): Understanding Catch and Release Behavior Among Billfish Anglers. *Proceedings of the 49th Gulf and Caribbean Fisheries Institute* **49**, 430-455.
- GRANT, E.C., INENDINO, K.R., LOVE, W.J., PHILIPP, D.P. und GOLDBERG, T.L. (2005): Effects of Practices Related to Catch-and-Release Angling on Mortality and Viral Transmission in Juvenile Largemouth Bass Infected with Largemouth Bass Virus. *Journal of Aquatic Animal Health* **17**, 315-322.
- HAHN, J. (1991): Angler Specialization: Measurement of a Key Sociological Concept and Implications for Fisheries Management Decisions. *American Fisheries Society Symposium* **12**, 380-389.
- HOFFMAN, G.C., COBLE, D.W., FRIE, R.V., COPES, F.A., BRUCH, R.M. und KAMKE, K.K. (1996): Walleye and Sauger Mortality Associated with Live-Release Tournaments on the Lake Winnebago System, Wisconsin. *North American Journal of Fisheries Management* **16**, 364-370.
- HORAK, D.L. und KLEIN, W.D. (1967): Influence of Capture Methods on Fishing Success, Stamina, and Mortality of Rainbow Trout (*Salmo gairdneri*) in Colorado. *Transaction of the American Fisheries Society* **96**, 220-222.
- HULBERT, P.J. und ENGSTROM-HEG, R. (1980): Hooking Mortality of Worm-Caught Hatchery Brown Trout. *New York Fish and Game Journal* **27**, 1-10
- HUNSAKER II, D., MARNELL, L.F. und SHARPE, P.F. (1970): Hooking mortality of Yellowstone Cutthroat trout. *The Progressive Fish-Culturist* **32**, 231-235.

- HUNT, L., HAIDER, W. und ARMSTRONG, K. (2002): Understanding the Fish Harvesting Decisions by Anglers. *Human Dimension of Wildlife* **7**, 75-89.
- JENDRUSCH, K. und ARLINGHAUS, R. (2005): Catch & Release Eine juristische Untersuchung. *Agrar- und Umweltrecht* **2**, 48-51.
- JENKINS, JR. T.M. (2003): Evaluating Recent Innovations in Bait Fishing Tackle and Technique for Catch and Release of Rainbow Trout. *North American Journal of Fisheries Management* **23**, 1098-1107.
- KENIRY, M.J., BROFKA, W.A., HORNS, W.H. und MARSDEN, J.E. (1996): Effects of Decompression and Puncturing the Gas Bladder on Survival of Tagged Yellow Perch. *North American Journal of Fisheries Management* **16**, 201-206.
- KIEFFER, J.D. (2000): Limits to exhaustive exercise in fish. *Comparative Biochemistry and Physiology Part A* **126**, 161-179.
- KIEFFER, J.D., FERGUSON, R.A., TOMPA, J.E. und TUFTS, B.L. (1996): Relationship between Body Size and Anaerobic Metabolism in Brook Trout and Largemouth Bass. *Transaction of the American Fisheries Society* **125**, 760-767.
- KIEFFER, J.D., ROSSITER, A.M., KIEFFER, C.A., DAVIDSON, K. und TUFTS, B.L. (2002): Physiology and Survival of Atlantic Salmon following Exhaustive Exercise in Hard and Softer Water: Implications for the Catch-and-Release Sport Fishery. *North American Journal of Fisheries Management* **22**, 132-144.
- KILLEN, S.S., SUSKI, C.D., MORRISSEY, M.B., DYMENT, P., FURIMSKY, M. und TUFTS, B.L. (2003): Physiological Responses of Walleyes to Live-Release Angling Tournaments. *North American Journal of Fisheries Management* **23**, 1238-1246.
- KILLEN, S.S., SUSKI, C.D., COOKE, S.J., PHILIPP, D.P. und TUFTS, B.L. (2006): Factors Contributing to the Physiological Disturbance in Walleyes during Simulated Live-Release Angling Tournaments. *Transaction of the American Fisheries Society* **135**, 557-569.
- KLEIN, W.D. (1965): Mortality of rainbow trout caught on single and treble hooks and released. *The Progressive Fish-Culturist* **27**, 171-172.

- KLEIN, W.D. (1966): Mortality of Trout Caught on Artificial Lures and Released by Fishermen. *Transaction of the American Fisheries Society* **95**, 326-328.
- KLEIN, W.D. (1974): Mortality Among Trout Released by Anglers While Ice-fishing. Unveröffentlichte Daten. Colorado Division of Wildlife, Fort Collins.
- KLINGER, H. (1988): Schmerz und Stress beim geangelten Fisch. *Fischer und Teichwirt Ausgabe 1*, 10-13.
- KNÖSCHE, R. (1998): Ordnungsgemäße fischereiliche Bewirtschaftung natürlicher Gewässer unter besonderer Berücksichtigung der Verhältnisse im norddeutschen Tiefland. Institut für Binnenfischerei Potsdam-Sacrow e.V..
- LAIDLEY, C.W. und LEATHERLAND, J.F. (1988): Cohort sampling, anaesthesia and stocking-density effects on plasma cortisol, thyroid hormone, metabolite and ion levels in rainbow trout, *Salmo gaidneri* Richardson. *Journal of Fish Biology* **33**, 73-88.
- LEE, W.C. und BERGERSEN, E.P. (1996): Influence of Thermal and Oxygen Stratification on Lake Trout Hooking Mortality. *North American Journal of Fisheries Management* **16**, 175-181.
- LINDSAY, R.B., SCHROEDER, R.K., KENASTON, K., TOMAN, R.N. und BUCKMAN, M.A. (2004): Hooking Mortality by Anatomical Location and Its Use in Estimating Mortality of Spring Chinook Salmon Caught and Released in a River Sport Fishery. *North American Journal of Fisheries Management* **24**, 367-378.
- LOFTUS, A.J., TAYLOR, W.W. und KELLER, M. (1988): An Evaluation of Lake Trout (*Salvelinus namaycush*) Hooking Mortality in the Upper Great Lakes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **45**, 1473-1479.
- LOWERRE-BARBIERI, S.K., VOSE, E.V. und WHITTINGTON, J.A. (2003): Catch-and-Release Fishing on a Spawning Aggregation of Common Snook: Does It Affect Reproductive Output? *Transaction of the American Fisheries Society* **132**, 940-952.
- LOZÁN, J. L. und KAUSCH, H. (2004): *Angewandte Statistik für Naturwissenschaftler*. 3. Auflage, Wissenschaftliche Auswertungen, Hamburg.

- MARNELL, L.F. und HUNSAKER II, D. (1970): Hooking Mortality of Lure-Caught Cutthroat Trout (*Salmo clarki*) in Relation to Water Temperature, Fatigue, and Reproductive Maturity of Released Fish. Transaction of the American Fisheries Society **4**, 648-688.
- MASON, J.W. und HUNT, R.L. (1967): Mortality rates of deeply hooked rainbow trout. The Progressive Fish-Culturist **29**, 87-91.
- MAZEAUD, M.M., MAZEAUD, F. und DONALDSON, E.M. (1977): Primary and Secondary Effects of Stress in Fish: Some New Data with a General Review. Transactions of the American Fisheries Society **106**, 201-212.
- MCCREESH, P.A., KELLY, F.L. und BRACKEN, J.J. (2000): Effects of fisheries enhancement programme on the abundance of salmonid stocks in a lowland river in Ireland. Verhandlungen der Internationalen Vereinigung von Limnologen **27**, 1541-1544.
- MEKA, J.M. (2004): The Influence of Hook Type, Angler Experience, and Fish Size on Injury Rates and the Duration of Capture in an Alaskan Catch-and-Release Rainbow Trout Fishery. North American Journal of Fisheries Management **24**, 1309-1321.
- MEKA, J.M. und MCCORMICK, S.D. (2005): Physiological response of wild rainbow trout to angling: impact of angling duration, fish size, body condition, and temperature. Fisheries Research **72**, 311-322.
- MILLIGAN, C.L. und WOOD, C.M. (1987): Regulation of blood oxygen transport and red cell pHi after exhaustive exercise in rainbow trout (*Salmo gairdneri*) and starry flounder (*Platichthys stellatus*). Journal of experimental Biology **133**, 263-282.
- MILNE, D.J. und BALL, E.A.R. (1956): The Mortality of small salmon when caught by trolling and tagged or released untagged. Nanaimo, British Columbia: Fisheries Research Board of Canada. Progress Reports of Pacific Coast Stations **106**, 10-12.
- MÜLLER, D. (2002): Fische entnehmen und Zurücksetzen in und um Hamburg. AFZ-Fischwaid **2**, 34.
- MUNGER, C.R. und KRAAI, J.E. (1997): Evaluation of Length and Bag Limits for Walleyes in Meredith Reservoir, Texas. North American Journal of Fisheries Management **17**, 438-445.

MUONEKE, M.I. und CHILDRESS, W.M. (1994): Hooking Mortality: A Review for Recreational Fisheries. *Reviews in Fisheries Science* **2**, 123-156.

NADEAU, D. (1982): Mortalité engendrée par des lures artificiels chez de touladi (*Salvelinus namaycush*). Ministère du Loisir, de la Chasse, et de la Pêche, Service de l'Aménagement et de l'Exploitation de la Faune, Direction Régionale de l'Abitibi-Témis-camingue, Noranada, Québec.

NÄSLUND, I., NORDWALL, F., ERIKSSON, T., HANNERSJÖ, D. und ERIKSSON, L.-O. (2005): Long-terme response of a stream-dwelling grayling population to restrictive fishing regulations. *Fisheries Research* **72**, 323-332.

Natural Resources Consultants (1989): Hooking Mortality Study. Saltonstall-Kennedy Proj. Q. Prog. Rep. Natural Resources Consultants NA89AB-11-00012.

NELSON, T.C., ROSENAU, M.L. und JOHNSTON, N.T. (2005): Behavior and Survival of Wild and Hatchery-Origin Winter Steelhead Spawners Caught and Released in a Recreational Fishery. *North American Journal of Fisheries Management* **25**, 931-943.

NEWMAN, D.L. und STORCK, T.W. (1986): Angler catch, growth, and hooking mortality of tiger muskellunge in small centrarchid-dominated impoundments. *American Fisheries Society Special Publication* **15**, 346-351.

NIEHAUS, M. (2005): Zur Strafbarkeit des Zurücksetzens lebender Fische (sog. Catch and Release). *Agrar- und Umweltrecht* **12**, 387-394.

NUHFER, A.J. und ALEXANDER, G.R. (1992): Hooking Mortality of Trophy-Sized wild Brook Trout Caught on Artificial Lures. *North American Journal of Fisheries Management* **12**, 634-644.

ORSI, J.A., WERTHEIMER, A.C. und JAENICKE, H.W. (1993): Influence of Selected Hook and Lures Types on Catch, Size, and Mortality of Commercially Troll-Caught Chinook Salmon. *North American Journal of Fisheries Management* **13**, 709-722.

OSTRAND, K.G., COOKE, S.J. und WAHL, D.H. (2004): Effects of Stress on Largemouth Bass Reproduction. *North American Journal of Fisheries Management* **24**, 1038-1045.

- PANKHURST, N.W. und DEDUAL, M. (1994): Effects of capture and recovery on plasma levels of cortisol, lactate and gonadal steroids in a natural population of rainbow trout. *Journal of Fish Biology* **45**, 1013-1025.
- PARKER, R.R. und BLACK, E.C. (1959): Muscular Fatigue and Mortality in Troll Caught Chinook Salmon (*Oncorhynchus tshawytscha*). *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* **16**, 95-106.
- PARKER, R.R., BLACK, E.C. und LARKIN, P.A. (1959): Fatigue and Mortality in Troll Caught Pacific Salmon (*Oncorhynchus*). *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* **16**, 429-448.
- PARKS, I.O. und KRAAI, J.K. (1991): Walleye hooking mortality at Lake Meredith. Texas Parks and Wildlife Department, Fisheries Division. Management Data Series **52**.
- PARMA, A.M. und DERSIO, R.B. (1990): Dynamics of age and size composition in a population subject to size-selective mortality: effects of phenotypic variability in growth. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **47**, 274-289.
- PAULEY, G.B. und THOMAS, G.L. (1993): Mortality of Anadromous Coastal Cutthroat Trout Caught with Artificial Lures and Natural Bait. *North American Journal of Fisheries Management* **13**, 337-345.
- PAYER, R.D., PIERCE, R.B. und PEREIRA, D.L. (1989): Hooking Mortality of Wall-eyes Caught on Live and Artificial Baits. *North American Journal of Fisheries Management* **9**, 188-192.
- PERSON, S.E. und HIRSCH, S.A. (1994): Hooking Mortality of Lake Trout Angled through Ice by Jigging and Set-Lining. *North American Journal of Fisheries Management* **14**, 664-668.
- PICKERING, A.D. (1981): Introduction: the Concept of Biological Stress. In: PICKERING, A.D. (Hrsg.): *Stress and Fish*. London and New York: Academic Press. 1-9.
- PICKERING, A.D., POTTINGER, T.G. und CHRISTIE, P. (1982): Recovery of brown trout, *Salmo trutta* L., from acute handling stress: a time course study. *Journal of Fish Biology* **20**, 229-244.

- POLICANSKY, D. (2002): Catch-and-release fishing: a historical perspective. In: PITCHER, T.J. und HOLLINGWORTH, C.E. (Hrsg.): *Recreational Fisheries: Ecological, Economic and Social Evaluation*. Blackwell Science, Oxford, UK, 74-94.
- POPE, K.L. und WILDE, G.R. (2004): Effects of catch-and-release angling on growth of largemouth bass, *Micropterus salmonides*. *Fisheries Management and Ecology* **11**, 39-44.
- POST, J.R., MUSHENS, C., PAUL, A. und SULLIVAN, M. (2003): Assessment of Alternative Harvest Regulations for Sustaining Recreational Fisheries: Model Development and Application to Bull Trout. *North American Journal of Fisheries Management* **23**, 22-34.
- QUINN, S. (1996): Trends in Regulatory and Voluntary Catch-and-Release Fishing. *American Fisheries Society Symposium* **16**, 152-162.
- QUINN, S. (2001): Catch-and-Release Fishing: A New Challenge for Managers. *Lakeline* **21**, 29-32.
- RAAT, A.J.P. (1985): Analysis of angling vulnerability of common carp, *Cyprinus carpio* L., in catch-and-release angling ponds. *Aquaculture and Fisheries Management* **16**, 171-187.
- RAAT, A.J.P., KLEIN BRETELER, J.G.P. und JANSEN, S.A.W. (1997): Effects on growth and survival of retention of rod-caught cyprinids in large keepnets. *Fisheries Management and Ecology* **4**, 355-368.
- RICHARDS, K. und RAMSELL, R. (1986): Quantifying the Success of Muskellunge Catch and Release Programs: A Summary of Cooperative Angler-Tagging Studies. *American Fisheries Society Special Publication* **15**, 309-315.
- SALZ, R.J. und LOOMIS, D.K. (2005): Recreation Specialisation and Anglers' Attitudes Towards Restricted Fishing Areas. *Human Dimension of Wildlife* **10**, 187-199.
- SCHAEFER, W.F. (1989): Hooking Mortality of Walleyes in a Northwestern Ontario Lake. *North American Journal of Fisheries Management* **9**, 193-194.

- SCHILL, D.J. (1996): Hooking Mortality of Bait-Caught Rainbow Trout in an Idaho Trout Stream and a Hatchery: Implications for Special-Regulation Management. *North American Journal of Fisheries Management* **16**, 348-356.
- SCHILL, D.J. und SCARPELLA, R.L. (1997): Barbed Hook Restrictions in Catch-and-Release Trout Fisheries: A Social Issue. *North American Journal of Fisheries Management* **17**, 873-881.
- SCHILL, D.J., GRIFFITH, J.S. und GRESSWELL, R.E. (1986): Hooking Mortality of Cutthroat Trout in a Catch-and-Release Segment of the Yellowstone River, Yellowstone National Park. *North American Journal of Fisheries Management* **6**, 226-232.
- SCHISLER, G.J. und BERGERSEN, E.P. (1996): Postrelease Hooking Mortality of Rainbow Trout Caught on Scented Artificial Baits. *North American Journal of Fisheries Management* **16**, 570-578.
- SCHREER, J.F., RESCH, D.M., GATELY, M.L. und COOKE, S.J. (2005): Swimming Performance of Brook Trout after Simulated Catch-and-Release Angling: Looking for Air Exposure Thresholds. *North American Journal of Fisheries Management* **25**, 1513-1517.
- SHASTEEN, S.P. und SHEEHAN, R.J. (1997): Laboratory Evaluation of Artificial Swim Bladder Deflation in Largemouth Bass: Potential Benefits for Catch-and-Release Fisheries. *North American Journal of Fisheries Management* **17**, 32-37.
- SHEPHERD, G.R. und TERCEIRO, M. (2002): The Role of Catch-and-Release Mortality Estimates in the Assessment of Marine Fish Populations. *American Fisheries Society Symposium* **30**, 230-233.
- SHETTER, D.S. und ALLISON, L.N. (1955): Comparison of Mortality between Fly-Hooked and Worm-Hooked Trout in Michigan Streams. Michigan Department of Conservation. Institute of Fisheries Research Miscellaneous Publication **9**.
- SHETTER, D.S. und ALLISON, L.N. (1958): Mortality of Trout Caused by Hooking with Artificial Lures in Michigan Waters 1956-1957. Michigan Department of Conservation. Institute of Fisheries Research Miscellaneous Publication **12**.
- STOLZENBURG, H. (1995): Boilieangeln. *AFZ-Fischwaid* **4**, 12-15.

STORCK, T.W. und NEWMAN, D.L. (1992): Contribution of Tiger Muskellunge to the Sport Fishery of a Small, Centrarchid-Dominated Impoundment. *North American Journal of Fisheries Management* **12**, 213-221.

STRINGER, G.E. (1967): Comparative hooking mortality using three types of terminal gear on rainbow trout from Pennask Lake, British Columbia. *Canadian Fish Culturist* **39**, 17-21.

SULLIVAN, M.G. (2003): Active Management of Walleye Fisheries in Alberta: Dilemmas of Managing Recovering Fisheries. *North American Journal of Fisheries Management* **23**, 1343-1358.

SUSKI, C.D., KILLEN, S.S., COOKE, S.J., KIEFFER, J.D., PHILIPP, D.P. und TUFTS, B.L. (2004): Physiological Significance of the Weigh-In during Live-Release Angling Tournaments for Largemouth Bass. *Transaction of the American Fisheries Society* **133**, 1291-1303.

SUTTON, S.G. (2003): Personal and Situational Determinants of Catch-and-Release Choice of Freshwater Anglers. *Human Dimension of Wildlife* **8**, 109-126.

SUTTON, S.G. und DITTON, R.B. (2001): Understanding Catch-and-Release Behavior Among U.S. Atlantic Bluefin Tuna Anglers. *Human Dimension of Wildlife* **6**, 49-66.

TAYLOR, M.J. und WHITE, K.R. (1992): A Meta-Analysis of Hooking Mortality of Nonanadromous Trout. *Transaction of the American Fisheries Society* **107**, 760-767.

THOMPSON, F. (1946): Experiment Proves Small Fish are Worth Saving. *New Mexico Department of Game and Fish, Technical Report* **11**, 2.

THORSTAD, E.B., NÆSJE, T.F., FISKE, P. und FINSTAD, B. (2003): Effects of hook and release on Atlantic salmon in the River Alta, northern Norway. *Fisheries Research* **60**, 293-307.

Tierschutzbericht (2003): „Bericht über den Stand der Entwicklung des Tierschutzes“, Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz. 321-0869-1/8.

- TITUS, R.G. und VANICEK, C.D. (1988): Comparative hooking mortality of lure-caught Lahontan cutthroat trout at Heenan Lake, California. *California Fish and Game* **74**, 218-225.
- TSUBOI, J. und MORITA, K. (2004): Selectivity effects on wild white-spotted charr (*Salvelinus leucomaenis*) during a catch and release fishery. *Fisheries Research* **69**, 229-238.
- TSUBOI, J., MORITA, K. und IKEDA, H. (2006): Fate of deep-hooked white-spotted charr after cutting the line in a catch-and-release fishery. *Fisheries Research* **79**, 226-230.
- TUFTS, B.L., TANG, Y., TUFTS, K. und BOUTILIER, R.G. (1991): Exhaustive Exercise in "Wild" Atlantic Salmon (*Salmo salar*): Acid-Base Regulation and Blood Gas Transport. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science* **48**, 868-874.
- VIJAYAN, M.M. und MOON, T.W. (1992): Acute handling stress alters hepatic glycogen metabolism in food-deprived rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science* **49**, 2260-2266.
- VINCENT-LANG, D., ALEXANDERDOTTIR, M. und McBRIDE, D. (1993): Mortality of coho salmon caught and released using sport tackle in the Little Susitna River, Alaska. *Fisheries Research* **15**, 339-356.
- WARNER, K. (1976): Hooking Mortality of Landlocked Atlantic Salmon, *Salmo salar*, in a Hatchery Environment. *Transaction of the American Fisheries Society* **105**, 365-369.
- WARNER, K. (1978): Hooking Mortality of Lake-dwelling Landlocked Atlantic Salmon, *Salmo salar*. *Transaction of the American Fisheries Society* **107**, 518-522.
- WARNER, K. (1979): Mortality of landlocked Atlantic salmon hooked on four types of fishing gear at the hatchery. *The Progressive Fish-Culturists* **41**, 99-102.
- WARNER, K. und JOHNSON, P.R. (1978): Mortality of Landlocked Atlantic Salmon (*Salmo salar*) Hooked on Flies and Worms in a River Nursery Area. *Transaction of the American Fisheries Society* **107**, 772-775.

- WEBB, J.H. (1998): Catch and Release: the Survival and Behaviour of Atlantic Salmon Angled and Returned to the Aberdeenshire Dee, in Spring and Early Summer. Scottish Fisheries Research Report **62**, 1-16.
- WEITHMAN, A.S. und ANDERSON, R.O. (1976): Angling Vulnerability of Esocidae. Annual Conference Southeastern Association of Game and Fish Commissioners, Proceedings **30**, 99-102.
- WENDELAAR BONGA, S.E. (1997): The Stress Response in Fish. Physiological Reviews **77**, 591-625.
- WERTHEIMER, A. (1988): Hooking Mortality of Chinook Salmon Release by Commercial Trollers. North American Journal of Fisheries Management **8**, 346-355.
- WERTHEIMER, A., CELEWYCZ, A., JAENICKE, H., MORTENSEN, D. und ORSI, J. (1989): Size-related hooking mortality of incidentally caught Chinook salmon, *Oncorhynchus tshawytscha*. Marine Fisheries Review. **51**, 28-35.
- WESTERMAN, F.A. (1932): Experiments Show Insignificant Loss of Hooked Immature Trout When They are Returning to Water. Michigan Department of Conservation. Monthly Bulletin **2**, 1-6.
- WHORISKEY, F.G., PRUSOV, S. und CRABBE, S. (2000): Evaluation of the effects of catch-and-release angling on the Atlantic salmon (*Salmo salar*) of the Ponoï River, Kola Peninsula, Russian Federation. Ecology of Freshwater Fish **9**, 118-125.
- WILDE, G.R. (1998): Tournament – associated Mortality in Black Bass. Fisheries **23**, 12-22.
- WILDE, G.R., MUONEKE, M.I., BETTOLI, P.W., NELSON, K.L. und HYSMITH, B.T. (2000): Bait and Temperature Effects on Striped Bass Hooking Mortality in Freshwater. North American Journal of Fisheries Management **20**, 810-815.
- WILKIE, M.P., DAVIDSON, K., BROBBEL, M.A., KIEFFER, J.D., BOOTH, R.K., BIELAK, A.T. und TUFTS, B.L. (1996): Physiology and Survival of Wild Atlantic Salmon Following Angling in Warm Summer Waters. Transaction of the American Fisheries Society **125**, 572-580.

WILKIE, M.P., BROBBEL, M.A., DAVIDSON, K., FORSYTH, L. und TUFTS, B.L. (1997): Influences of temperature upon the post-exercise physiology of Atlantic salmon (*Salmo salar*). Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science **54**, 503-511.

WOOD, C.M., TURNER, J.D. und GRAHAM, M.S. (1983): Why do fish die after severe exercise? Journal of Fish Biology **22**, 189-201.

WYDOSKI, R.S. (1970): Management of Washington Lakes for Quality Fishing – The Lenice Lake Study. Nicht publizierte Daten. Washington Cooperative Fish and Wildlife Research Unit, University Washington, Seattle.

WYDOSKI, R.S. (1977): Relation of hooking mortality and sublethal hooking stress to quality fishery management. In: BARNHART, R.A. und ROELOFS, T.D. (Hrsg.): Catch-and-Release Fishing as a Management Tool. Humbolt State University, Arcata, California, 43-87.

YOUNG, R.G. und HAYES, J.W. (2004): Angling Pressure and Trout Catchability: Behavioral Observations of Brown Trout in Two New Zealand Backcountry Rivers. North American Journal of Fisheries Management **24**, 1203-1213.

ZAR, J.H. (1999): Biostatistical Analysis. 4. Auflage, Prentice-Hall, Inc., Upper Saddle River, NJ.

Internetquellen:

www.scholar.google.de

www.chemie.fu-berlin.de/chemistry/general/units.html#temp, Stand April 2006

www.manuelsweb.com/in_cm.htm, Stand April 2006

www.aqua-globe.net, Stand 01. Juli 2006

www.anglerverband.com/DAV/de/standp/zuruecksetzen/index.php, Stand August 2006

www.vdsf.de/fischerei/angelfischen.html, Stand August 2006

www.fishbase.net, Stand Juni 2006

7. Anhang

Tabelle 6. Auflistung der gesammelten Studien zur Hakmortalität (%) unterschiedlicher Fischarten. Betrachtet wurden die Wassertemperatur (°C) während des Fangen-und-Zurücksetzens sowie die Körperlänge (mm) der untersuchten Fische. Weiterhin sind die verwendeten Köder nach Kunstköder allgemein, Fliege als spezielle Form der Kunstköder und Naturköder aufgeteilt. Die unterschiedlichen Hakentypen wurden als Einzelhaken oder Drilling angegeben. Wenn die in den Studien gemachten Angaben zu Haken mit Wiederhaken oder widerhakenlosen Haken gemacht wurden, wurde dies jeweils durch ein „+“ oder „-“ hinter der Hakenform gekennzeichnet.

Fischart	Mortalität %	Wassertemperatur °C	Länge mm	Köder	Haken	Quelle
Salmonidae						
<i>Thymallus arcticus</i>	0,6	7,5	125-309	Kunstköder, Naturköder, Fliege	Einzelhaken, Drilling	CLARK (1991)*
<i>Thymallus arcticus</i>	5,1	11-13,5	175-405		Einzelhaken, Drilling +,-	FALK und GILLMAN (1975)*
<i>O. kisutch</i>	14,0 16,0 17,0 6,0	10-14,0		Kunstköder Kunstköder Kunstköder Kunstköder	Einzelhaken + Drilling + Einzelhaken - Drilling -	GJERNES et al. (1993)
<i>O. kisutch</i>	42,0 55,0		381-610 203-406	Kunstköder Kunstköder	Drilling + +, -	MILNE und BALL (1956)*
<i>O. kisutch</i>	6,8			Naturköder	-	Natural Resources Consultants (1989)*
<i>O. kisutch</i>	18,4			Kunstköder, Naturköder	+, -	BUTLER und LOEFFEL (1972)*
<i>O. kisutch</i>	69,3 11,7	10,0-13 10,0-13		Naturköder Naturköder	+ +	VINCENT-LANG et al. (1993)
<i>O. kisutch</i>	42,6	13,0-15		Kunstköder	Drilling +	PARKER et al. (1959)**
<i>O. mykiss</i>	16,0	9,5-13,5 (11,5)	> 100	Naturköder, Fliege	Einzelhaken	SCHILL (1996)
<i>O. mykiss</i>	3,9 21,6 32,1	4,0-17 4,0-18 4,0-19	186-440 (300) 186-440 (300) 186-440 (300)	Fliege Naturköder Naturköder	Einzelhaken Einzelhaken Einzelhaken	SCHISLER und BERGERSEN (1996)

Fischart	Mortalität %	Wassertemperatur °C	Länge mm	Köder	Haken	Quelle
<i>O. mykiss</i>	2,0	17-20		Naturköder	Einzelhaken (J) -	JENKINS (2003)
	0,0	17-20		Fliege	Einzelhaken -	
	8,7	17-20		Naturköder	Einzelhaken (C) -	
	0,0	17-20		Naturköder	Einzelhaken (J) -	
	2,0	17-20		Naturköder	Drilling -	
	4,7	10,5-14,5		Naturköder	Einzelhaken (J) -	
	0,7	10,5-14,5		Fliege	Einzelhaken -	
	3,3	10,5-14,5		Naturköder	Einzelhaken (C) -	
<i>O. mykiss</i>	2,0			Kunstköder, Fliege	Einzelhaken + -(J, C)	MEKA und MCCORMICK (2005)
<i>O. mykiss</i>	3,5		97-378 (157)	Kunstköder	Drilling +	DUBOIS und DUBIELZIG (2004)
	4,8		97-378 (157)	Kunstköder	Drilling -	
	3,1		97-378 (157)	Kunstköder	Einzelhaken +	
	1,8		97-378 (157)	Kunstköder	Einzelhaken -	
<i>O. mykiss</i>	72,0	15		Fang simuliert		FERGUSON und TUFTS (1992)
	38,0	15		Fang simuliert		
	12,0	15		Fang simuliert		
<i>O. mykiss</i>	3,6	4,0-7,0	682-820			NELSON et al. (2005)
<i>O. mykiss</i>	39,5	9,4-16,1		Naturköder	Einzelhaken	PAULEY und THOMAS (1993)
	46,5	9,4-16,1		Naturköder	Einzelhaken	
	58,1	9,4-16,1		Naturköder	Einzelhaken	
	40,7	9,4-16,1		Naturköder	Einzelhaken	
	10,5	9,4-16,1		K mit Wurm	Drilling	
	23,8	9,4-16,1		Kunstköder	Drilling	
	15,9	9,4-16,1		Kunstköder	Einzelhaken	
<i>O. mykiss</i>	15,3	16,8	513		Einzelhaken	DEDUAL (1996)
	14,0	16,8	513		Einzelhaken	
	7,8	16,8	513		Einzelhaken	
	2,2	16,8	513		Einzelhaken	

Fischart	Mortalität %	Wassertemperatur °C	Länge mm	Köder	Haken	Quelle
<i>O. mykiss</i>	2,9	8,9	224	Fang simuliert		DOTSON (1982)
	0,0	8,4	249	Fang simuliert		
	5,7	15	173	Fang simuliert		
	4,8	15	239	Fang simuliert		
	8,6	16,7	236	Fang simuliert		
	2,9	11,1	249	Fang simuliert		
<i>O. mykiss</i>	87,0	6,0-10	200	Kunstköder		BOUCK und BALL (1966)
<i>O. mykiss</i>	8,0	19-20		Fliege		HORAK und KLEIN (1967)
<i>O. mykiss</i>	10,0		249	Kunstköder, Fliege		KLEIN (1966)
	11,0		249	Kunstköder, Fliege		
	16,0		249	Kunstköder, Fliege		
	22,0		249	Kunstköder, Fliege		
<i>O. mykiss</i>	39,0	12,0-13		Naturköder	shoreline	BARWICK (1985)
	5,0	12,0-13		Kunstköder	shoreline	
<i>O. mykiss</i>	88,5 ⁴		145	Naturköder		MASON und HUNT (1967)
	34,5 ⁴		145	Naturköder		
<i>O. mykiss</i>	6,1	7,0-14	173-302	Kunstköder	Einzelhaken	KLEIN (1965)
	3,4	7,0-14	173-302	Kunstköder	Drilling	
<i>O. mykiss</i>	5,7	15,0-17	193-344	Kunstköder, Fliege	Drilling	STRINGER (1967)*
	36,0	15,0-17	193-344	Naturköder	Einzelhaken	
<i>O. mykiss</i>	20,0	12,0-17	471	Fliege	Einzelhaken +	FACCIN (1983)*
<i>O. mykiss</i>	5,2		79-272	Kunstköder, Fliege	Einzelhaken, Drilling	SHETTER und ALLISON (1958)*
	11,0-35		102-201	Naturköder, Fliege	Einzelhaken	

Fischart	Mortalität %	Wassertemperatur °C	Länge mm	Köder	Haken	Quelle
<i>O. mykiss</i>	23,0	4		Naturköder	Einzelhaken +	KLEIN (1974)**
<i>O. mykiss</i>	3,3 5,9 5,0	10,0-14,4		Naturköder Fliege Fliege	Einzelhaken + Einzelhaken + Einzelhaken -	THOMPSON (1946)**
<i>O. mykiss</i>	3,9	15,5		Fliege	Einzelhaken -	WYDOSKI (1970)**
<i>O. mykiss</i>	1,2		352,25	Kunstköder, Fliege	Einzelhaken +, -	MEKA (2004)
<i>O. clarkii</i>	2,9 6,5 4,0	2,7-9,4 7,8-12,8 14,4-16,7	274-442(348) 274-442(348) 274-442(348)	Kunstköder Kunstköder Kunstköder	Drilling Drilling Drilling	MARNELL und HUNSAKER (1970)
<i>O. clarkii</i>	0,3	11,1	211	Kunstköder, Fliege	Einzelhaken, Drilling +, -	DOTSON (1982)
<i>O. clarkii</i>	4,0 3,3 64,0 72,0 84,0 0,0 8,0 27,2 4,0 0,0 0,0 4,0 0,0 8,7	4,5-7(5,8) 7,2-10,5(8,9) 13,9-16,9(15,4) 4,5-7(5,8) 7,2-10,5(8,9) 13,9-16,9(15,4) 4,5-7(5,8) 7,2-10,5(8,9) 13,9-16,9(15,4) 4,5-7(5,8) 7,2-10,5(8,9) 13,9-16,9(15,4) 4,5-7(5,8) 7,2-10,5(8,9) 13,9-16,9(15,4)	250-424(355) 250-424(355) 250-424(355) 250-424(355) 250-424(355) 250-424(355) 250-424(355) 250-424(355) 250-424(355) 250-424(355) 250-424(355) 250-424(355) 250-424(355) 250-424(355) 250-424(355)	Fliege Fliege Naturköder Naturköder Naturköder Naturköder Naturköder Naturköder Kunstköder Kunstköder Kunstköder Kunstköder Kunstköder Kunstköder Kunstköder	+ - Drilling + Drilling + Drilling + Drilling - Drilling - Drilling -	HUNSAKER et al. (1970)
<i>O. clarkii</i>	1,4 48,5	6,0-16 14,0-21	211-545 235-491	Kunstköder Kunstköder	Einzelhaken, Drilling +, - Einzelhaken, Drilling +, -	TITUS und VANICEK (1988)*

Fischart	Mortalität %	Wassertemperatur °C	Länge mm	Köder	Haken	Quelle
<i>O. clarkii</i>	0,3	11,0-17	391			SCHILL et al.(1986)
<i>O. clarkii</i>	0,7	10		Kunstköder	Drilling +	BENSON und BULKLEY (1963)**
<i>O. clarkii</i>	2,4	7		Kunstköder	Drilling +	BJORNN (1975)**
	0,4	7		Fliege	Einzelhaken +	
	0,8	7		Fliege	Einzelhaken -	
	1,2	7		Kunstköder	-	
<i>O. tshawytscha</i>	11,5		405-750	Kunstköder	Einzelhaken	BENDOCK und ALEXANDERSDOTTIR (1993)
	1,8		750-1210	Kunstköder	Einzelhaken	
	6,8		590-1155	Kunstköder	Einzelhaken	
<i>O. tshawytscha</i>	35,0	10-14,0		Kunstköder	Einzelhaken +	GJERNES et al. (1993)
	40,0			Kunstköder	Drilling +	
	23,0			Kunstköder	Einzelhaken -	
	23,0			Kunstköder	Drilling -	
<i>O. tshawytscha</i>	16,9		>660	Kunstköder	Einzelhaken (J)	ORSI et al. (1993)
	16,0		>660	Kunstköder	Einzelhaken (C)	
	11,7		>660	Kunstköder	Einzelhaken	
	24,5		<660	Kunstköder	Einzelhaken (J)	
	20,9		<660	Kunstköder	Einzelhaken (C)	
	16,4		<660	Kunstköder	Einzelhaken	
<i>O. tshawytscha</i>	2,3		550-980 (780)			LINDSAY et al. (2004)
	17,8		550-980 (780)			
	0,0		550-980 (780)			
	81,6		550-980 (780)			
	67,3		550-980 (780)			
	12,2					
<i>O. tshawytscha</i>	24,5		< 660	Kunstköder	Einzelhaken +	WERTHEIMER (1988)
	20,5		> 660	Kunstköder	Einzelhaken +	

Fischart	Mortalität %	Wassertemperatur °C	Länge mm	Köder	Haken	Quelle
<i>O. tshawytscha</i>	22,1	9,0-11	>700	Kunstköder	Einzelhaken +	WERTHEIMER et al. (1989)*
<i>O. tshawytscha</i>	11,8			Kunstköder, Naturköder	+, -	BUTLER und LOEFFEL (1972)*
<i>O. tshawytscha</i>	9,1			Naturköder	-	NRC (1989)*
<i>O. tshawytscha</i>	33,3	14,0-15		Kunstköder	Drilling +	PARKER und BLACK (1959)**
<i>Salmo salar</i>	8,2	9,5-22,1 (16,9)				DEMPSON et al. (2002)
<i>Salmo salar</i>	16,0					WEBB (1998)
<i>Salmo salar</i>	3,0	10,0-14,5	52-122 (830)	Kunstköder, Fliege		THORSTAD et al. (2003)
<i>Salmo salar</i>	0,3	9,0-16	199	Kunstköder	Drilling	WARNER (1976)
	2,7	9,0-16	194	Kunstköder	Einzelhaken	
	4,6	9,0-16	191	Fliege	Einzelhaken	
	5,7	9,0-16	186	Naturköder	Einzelhaken	
<i>Salmo salar</i>	4,0	14,0-19,0	293-324	Fliege	Einzelhaken	WARNER und JOHNSON (1978)
	35,0	14,0-19,0	293-324	Naturköder	Einzelhaken	
<i>Salmo salar</i>	12,0	17,2		Fliege	Einzelhaken	WARNER (1978)
	26,0	17,2		Fliege	Drilling	
	15,0	17,2		Kunstköder	Einzelhaken	
	8,0	17,2		Kunstköder	Drilling	
<i>Salmo salar</i>	5,1	16,1	233-328	Kunstköder, Naturköder, Fliege	Einzelhaken, Drilling	WARNER (1979)*
	5,1	13-19	233-328	Kunstköder, Naturköder, Fliege	Einzelhaken, Drilling	
<i>Salmo salar</i>	12,0	16	< 630	Fliege	Einzelhaken +	BROBBEL et al. (1996)
<i>Salmo salar</i>	0,0	4	< 630	Fliege	Einzelhaken +	

Fischart	Mortalität %	Wassertemperatur °C	Länge mm	Köder	Haken	Quelle
<i>Salmo salar</i>	40,0	20	< 630	Fliege		WILKIE et al. (1996)
<i>Salmo salar</i>	80,0	20	588			ANDERSON et al. (1998)
	0,0	16,5	544			
	0,0	8	613			
<i>Salmo trutta</i>	2,1		84-409 (176)	Kunstköder	Drilling +	DUBOIS und DUBIELZIG (2004)
	2,2		84-409 (176)	Kunstköder	Drilling -	
	0,0		84-409 (176)	Kunstköder	Einzelhaken +	
	5,3		84-409 (176)	Kunstköder	Einzelhaken -	
<i>Salmo trutta</i>	3,0	7,2-17,2 (12)	144-526 (244)	Naturköder	Einzelhaken +	DUBOIS und KUKLINSKI (2004)
<i>Salmo trutta</i>	7,8	10,0-18,0	135-228			HULBERT und ENGSTROM-HEG (1980)
	23,0	10,0-18,0	135-228			
	12,0	10,0-18,0	135-228			
	13,0	10,0-18,0	135-228			
	11,0	10,0-18,0	135-228			
<i>Salmo trutta</i>	0,9		91-391	Kunstköder, Fliege	Einzelhaken, Drilling	SHETTER und ALLISON (1958)*
<i>Salmo trutta</i>	0,0-28		76-302	Naturköder, Fliege	Einzelhaken	SHETTER und ALLISON (1955)*
<i>Salmo trutta</i>	7,0	12,0-13		Naturköder	shoreline	BARWICK (1985)
	3,0	12,0-13		Kunstköder	shorline	
<i>Sal. fontinalis</i>	3,1	5,6-17,8 (11,8)	<381	Kunstköder	Einzelhaken, Drilling +, -	NUHFER und ALEXANDER (1992)
	8,0	5,6-17,8 (11,8)	>381	Kunstköder	Einzelhaken, Drilling +, -	
<i>Sal. fontinalis</i>	9,8		114-278 (179)	Kunstköder	Drilling +	DUBOIS und DUBIELZIG (2004)
	0,0		114-278 (179)	Kunstköder	Drilling -	
	0,0		114-278 (179)	Kunstköder	Einzelhaken +	
	0,0		114-278 (179)	Kunstköder	Einzelhaken -	

Fischart	Mortalität %	Wassertemperatur °C	Länge mm	Köder	Haken	Quelle
<i>Sal. fontinalis</i>	7,0	7,2-17,2 (12)	103-304 (198)	Naturköder	Einzelhaken +	DUBOIS und KUKLINSKI (2004)
	2,0	7,2-17,2 (12)	103-304 (198)	Naturköder	Einzelhaken -	
<i>Sal. fontinalis</i>	37,5		122-241	Naturköder	Einzelhaken	SHETTER und ALLISON (1955)*
	1,7		122-241	Fliege	Einzelhaken	
	4,4		76-251	Fliege	Einzelhaken	
	48,9		76-251	Naturköder	Einzelhaken	
	1,0-57		102-302	Naturköder, Fliege	Einzelhaken	
<i>Sal. fontinalis</i>	2,6		74-300	Kunstköder, Fliege	Einzelhaken, Drilling	SHETTER und ALLISON (1958)*
<i>Sal. fontinalis</i>	8,8		272	Naturköder	Einzelhaken +	WESTERMAN (1932)**
	2,8		272	Fliege	Einzelhaken +	
<i>Sal. fontinalis</i>	0,0	10	272	Fang simuliert		SCHREER et al. (2005)
<i>Sal. namaycush</i>	14,9	4,0-20	461-801 (617)	Kunstköder	Einzelhaken, Drilling	LOFTUS et al. (1988)
<i>Sal. namaycush</i>	11,7	<12	559-889	Kunstköder	Drilling	LEE und BERGERSEN (1996)
	87,5		635-838	Kunstköder	Drilling	
<i>Sal. namaycush</i>	10,0	1,0-3	241-408	Naturköder	Einzelhaken +	DEXTRASE und BALL (1991)
<i>Sal. namaycush</i>	32,0	Eisdecke	475	Naturköder	Einzelhaken	PERSONS und HIRSCH (1994)
	9,0	Eisdecke	437	Kunstköder	Einzelhaken, Drilling	
<i>Sal. namaycush</i>	7,0		320-960	Kunstköder	Drilling +	FALK et al. (1974)*/**
	7,0		320-960	Kunstköder	Drilling -	
<i>Sal. namaycush</i>	11,5			Kunstköder	Drilling +	NADEAU (1982)***
<i>S.fontinalis* S.namay.</i> (Hybriden)	7,0		274	Kunstköder, Fliege		KLEIN (1966)

Fischart	Mortalität %	Wassertemperatur °C	Länge mm	Köder	Haken	Quelle
<i>Sal. leucomaenis</i>	0,1	8,2-16,4	96-311	Naturköder	Einzelhaken +	TSUBOI und MORITA (2004)
Esocidae						
<i>Esox lucius</i>	33,3	Eisdecke	495	Naturköder	"Swedish hook"	DUBois et al. (1994)
	0,6	Eisdecke	455	Naturköder	Drilling	
<i>Esox lucius</i>	0,0		480-1025	Kunstköder	Einzelhaken, Drilling -	BURR (1998)
	0,0		458-886	Kunstköder	Einzelhaken, Drilling -	
<i>Esox lucius</i>	0-4,8		295-935	Kunstköder	Einzelhaken, Drilling	BURKHOLDER (1992)
<i>Esox lucius</i>	6,4	19	365-880		Drilling +, -	FALK und GILLMAN (1975)*
<i>E.masq.* E.lucius</i> (Hybriden)	11,7					STORCK und NEWMAN (1992)
<i>E. masquinongy</i>	9,7					NEWMAN und STORCK (1986)*
<i>E. masquinongy</i>	30,0		619-918	Kunstköder		BEGGS et al. (1980)
<i>Esox sp.</i>	1,7 ³	15-23,0	250-500	Kunstköder	Drilling +	WEITHMAN und ANDERSON (1976)
Percidae						
<i>Sander canadensis</i> ^{c)}	4,0-12,0	10	220-475(346)	Kunstköder	Einzelhaken, Drilling	BETTOLI et al. (2000)
<i>Sander vitreus</i> ^{b)}	1,1	8,0-11,0	275-577(401)	Kunstköder, Naturköder		FLETCHER (1987)
<i>Sander vitreus</i> ^{b)}	5,0	13,0-28	289-600(469)	Kunstköder, Naturköder	Einzelhaken, Drilling +	PAYER et al. (1989)
<i>Sander vitreus</i> ^{b)}	22,8	8,3-11,1	>381			FIEDLER und JOHNSON (1994)
	20,5	8,3-11,1	>381			
<i>Sander vitreus</i> ^{b)}	40,0	13-14				GOEMAN (1991)

Fischart	Mortalität %	Wassertemperatur °C	Länge mm	Köder	Haken	Quelle
<i>Sander vitreus</i> ^{b)}	2,0 15,0 79,0	7 14 19				GRAEB et al. (2005)
<i>Sander vitreus</i> ^{b)}	0,8	16,0-20,0		Kunstköder, Naturköder	Einzelhaken, Drilling +, -	SCHAEFER (1989)
<i>Sander vitreus</i> ^{b)}	57,4	24-26	Mortalität berechnet nach WILDE (1998)			HOFFMAN et al. (1996)
<i>Sander vitreus</i> ^{b)} und <i>S. canadensis</i> ^{c)}	0,0 39,4 80,0	21 22-24 24-27	258-687		Einzelhaken	PARKS und KRAAI (1991)*
<i>Perca flavescens</i>	20,0 ¹ 2,0 ²	18,2-20,3 18,2-20,3		keine Hakmortalitätsstudie keine Hakmortalitätsstudie		KENIRY et al. (1996)
Cyprinidae						
<i>Abramis brama</i>	7,7 10,9	12,0-18 12,0-18		Angel und Setzkescher Angel und Setzkescher		RAAT et al. (1997)
<i>Cyprinus carpio</i>	2,0	keine Hakmortalitätsstudie		Naturköder		BEUKEMA (1970)
<i>Cyprinus carpio</i>	5,0 3,0	18-22 18-22	341 383	Naturköder Naturköder		RAAT (1985)

„+“= mit Wiederhaken, „-“ = ohne Wiederhaken, (C) = Circle-Haken, (J) = J-Form-Haken, * nach MUONEKE und CHILDRESS (1994), ** nach WYDOSKI (1977), *** nach DEXTRASE und BALL (1991), ^{a)} = vorher *Salmo clarkii clarkii*, ^{b)} = vorher *Stizostedion vitreus*, ^{c)} = *Stizostedion canadense*, ¹ = Schwimmblase nicht punktiert, ² = Schwimmblase punktiert, ³ = Daten beziehen sich auf 38 Hechte, 9 Muskellunge und 12 Hybriden, ⁴ = Hakmortalitätsversuch mit ausschließlich tief gehakten Fischen, *O.* = *Oncorhynchus*.

Erklärung

Hiermit erkläre ich an Eides statt, die vorliegende Bachelor-Arbeit mit dem Titel

„Letale und subletale Auswirkungen von Fangen-und-Zurücksetzen:

Meta-Analyse verfügbarer Literatur und Empfehlungen für das

angelfischereiliche Management in Deutschland“

selbständig verfasst und keine anderen als die angegebenen Quellen und Hilfsmittel benutzt zu haben.

Daniel Hühn

Berlin, den 07. September 2006

Danksagung

Mein herzlichster Dank gilt

Dr. Robert Arlinghaus vom Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei für die Bereitstellung des interessanten Themas, die motivierende Betreuung dieser Arbeit sowie für die Unterstützung bei der Literaturrecherche.

Dr. Christian Wolter vom Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei für die Zweitkorrektur dieser Arbeit.

Besonders herzlich bedanke ich mich bei meinen Eltern, meiner Schwester und meiner Freundin, die mich während der gesamten Zeit liebevoll und geduldig unterstützt haben. Nicht zuletzt möchte ich mich bei meinen Freunden bedanken, die während der Fertigstellung der Arbeit immer für mich da waren.