

HUMBOLDT-UNIVERSITÄT ZU BERLIN
Lebenswissenschaftliche Fakultät

Determinanten der anglerischen Fangbarkeit
von Hechten (*Esox lucius*)

Master-Arbeit im Studiengang:
Fishery Science and Aquaculture

vorgelegt von:

Tonio Pieterek

Immatrikulationsnummer: 515681

Betreuer:

Prof. Dr. Robert Arlinghaus

Humboldt-Universität zu Berlin, Albrecht Daniel Thaer-Institut,
Fachgebiet Integratives Fischereimanagement
und

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

Prof. Dr. Jens Krause

Humboldt-Universität zu Berlin, Albrecht Daniel Thaer-Institut,
Fachgebiet Biologie und Ökologie der Fische
und

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

Hammer, den 10. September 2014

Inhaltsverzeichnis

Inhaltsverzeichnis.....	I
Zusammenfassung.....	III
Abbildungsverzeichnis.....	V
Tabellenverzeichnis.....	X
Abkürzungsverzeichnis	XII
1. Einleitung.....	1
2. Stand des Wissens	4
2.1. Bedeutung der Angelfischerei.....	4
2.2. Einfluss der (Angel-) Fischerei auf Fischbestände.....	4
2.3. Der Hecht	15
3. Material & Methoden	21
3.1 Untersuchungsgebiet.....	21
3.2 Versuchsfische und Beschreibung des Telemetriesystems	25
3.3 Untersuchung des Einflusses von Verhalten auf die Fangbarkeit.....	30
3.3.1 Fangbarkeitsmaße.....	30
3.3.2 Untersuchungszeiträume.....	31
3.3.3 Erhebung und Bearbeitung der Verhaltensdaten.....	32
3.4 Untersuchungen von anglerischen Einflussfaktoren auf den Fangerfolg.....	36
3.5 Datenaufbereitung und Analyse	41
3.5.1 Einfluss von individuellen Eigenschaften und Verhaltensmaßen auf die Fangbarkeit	41
3.5.2 Untersuchung der Einflüsse von Ködertyp und Habitat auf den Fangerfolg im Rahmen eines standardisierten Angelexperiments.....	44
4. Ergebnisse	46
4.1 Versuchsfische	46
4.2. Einfluss von individuellen Merkmalen auf die Fangbarkeit.....	46
4.3 Verhaltenskonsistenz und Fangbarkeitsanalysen	49
4.3.1 Wiederholbarkeit und Konsistenz des Verhaltens.....	49
4.3.2 Einfluss von Verhalten auf die Fangbarkeit.....	53
4.4 Selektion von fangbarkeitsbeeinflussenden Merkmalen	67
4.5 Einfluss von Köder und Habitat auf die Fangbarkeit	75

5. Diskussion	76
5.1 Methoden	76
5.2 Einfluss von individuellen Eigenschaften und Verhalten auf die Fangbarkeit.....	80
5.2.1 Wiederholbarkeit und Konsistenz von Verhalten.....	80
5.2.2 Einfluss lebensgeschichtlicher Merkmale auf die Fangbarkeit	84
5.2.3 Einfluss von Verhalten auf die Fangbarkeit.....	87
5.3 Künstliche Selektion durch Angelfischerei.....	96
5.3.1 Selektion lebensgeschichtlicher Merkmale durch Angelfischerei	96
5.3.2 Selektion von Verhaltensmerkmalen durch Angelfischerei.....	104
5.4 Einfluss von Ködertyp und Habitat auf die Fangbarkeit.....	108
6. Schlussfolgerung.....	112
7. Literaturverzeichnis.....	116
Anhang	XII
Danksagung	XXXVII
Erklärung.....	XXXIX

Zusammenfassung

Eine der beliebtesten Fischarten von Anglern in Deutschland ist der Hecht (*Esox lucius*). Angler bevorzugen häufig bestimmte Phänotypen, wodurch sie einen wesentlichen Einfluss auf Fischpopulationen durch selektive Entnahme ausüben können. Durch Ausprägung individueller Unterschiede in lebensgeschichtlichen und verhaltensbasierten Merkmalen kann Angelfischerei langfristig nicht nur auf wachstums- und größenkorrelierte Merkmale, sondern auch auf Verhaltenseigenschaften einen beträchtlichen Selektionsdruck ausüben. Dies hätte unter Umständen auch evolutionäre Effekte für die befischte Population zur Folge. Die vorliegende Arbeit untersuchte den Einfluss von juveniler Wachstumsrate, Totallänge und verschiedenen Verhaltenseigenschaften auf die individuelle anglerische Fangbarkeit von Hechten in einem kleinen natürlichen See. Basierend auf verschiedenen Befischungsphasen wurden dabei mehrere Fangbarkeitsmaße als abhängige Variable definiert. Für die Aufnahme von Verhaltensdaten wurden akustische Transmitter in Hechten (N = 61) implantiert, deren Signale von einem kabellosen akustischen Telemetriesystem kontinuierlich aufgenommen wurden. Anschließend wurde das Selektionspotential der Angelfischerei auf die erhobenen Merkmale ermittelt. Darüber hinaus wurde in standardisierten Angelexperimenten der Einfluss verschiedener Faktoren (z.B. Ködertyp und Angelstelle) auf den Fangerfolg untersucht. Die Ergebnisse zeigten zum Teil einen deutlichen Einfluss von lebensgeschichtlichen Merkmalen und Verhalten auf die individuelle Fangbarkeit. Explizit wurden größere, schneller wachsende, aktivere Individuen mit größeren Revieren eher gefangen als andere Artgenossen. Die Verhaltensmaße zeigten - bis auf wenige Ausnahmen - eine zeitliche Konsistenz. Unabhängig vom betrachteten Fangbarkeitsmaß und der Jahreszeit legten mit der Angel gefangene Hechte eine annähernd doppelte tägliche Schwimmdistanz zurück und schwammen deutlich schneller. Weiterhin schienen vulnerable Hechte allgemein größere Bereiche des Sees abzudecken und sich weiter vom Ufer entfernt in riskanten pelagischen Bereichen aufzuhalten. Individuen, die im juvenilen Stadium schneller wuchsen und größer waren, gingen wahrscheinlich mehr Risiken ein und waren allgemein aktiver, wodurch die Wahrscheinlichkeit mit einem Angelköder in Kontakt zu kommen anstieg. Den größten Selektionsdruck übte die Angelfischerei auf die Totallänge aus, aber auch hinsichtlich der juvenilen

Wachstumsrate und einiger Verhaltensmaße wurden hohe Selektionsgradienten ermittelt. Da lebensgeschichtliche Merkmale und auch das Verhalten sowie die Fangbarkeit selbst vererbbar sind, kann Angelfischerei mit der Zeit zu evolutionären Veränderungen dieser Merkmale führen. Weiterhin konnte im Rahmen von zwei standardisierten Angelexperimenten gezeigt werden, dass der verwendete Ködertyp und das befischte Habitat einen wesentlichen Einfluss auf den Fangerfolg des Anglers hat. Diese Arbeit liefert damit neue Erkenntnisse, u.a. für binnenfischereiliche Managementmaßnahmen, bei denen die vorgelegten Aspekte der Selektion gegen große Hechte und bestimmten Verhaltenseigenschaften durch Angelfischerei in Zukunft berücksichtigt werden sollten.

Abbildungsverzeichnis

- Abbildung 1:** Darstellung vom Kleinen Döllnsee vom Jahr 2011 nach den Wasserbewirtschaftungsmaßnahmen, die zu einem Anstieg des Wasserstands und zur Überflutung der Uferbereiche führte.20
- Abbildung 2:** Karte der Makrohabitate, Kleiner Döllnsee (aus Zajicek, 2012).22
- Abbildung 3:** Übersicht der Tiefenstruktur, Kleiner Döllnsee (aus Zajicek, 2012).23
- Abbildung 4:** Zu beangelnder Bereich im Kleinen Döllnsee mit 30 festgelegten und markierten Angelstellen. Der Abstand zwischen den Angelstellen beträgt je etwa 100 m.36
- Abbildung 5:** H-Markierungsboje. Zur erkenntlichen Markierung der Angelstellen wurden die Bojen mit der jeweiligen Nummer versehen (siehe Abbildung 3).36
- Abbildung 6:** Standardisierte Kunstköder, die bei den Angelexperimenten zum Einsatz kamen: a) Salt Shaker in der Farbe Arkansas Shiner, b) kupferfarbener Blinker.38
- Abbildung 7:** Darstellungen der Spearman-Rangkorrelationskoeffizienten (ρ) von den untersuchten Verhaltensmaßen für die Bestimmung der Verhaltenskonsistenz zwischen den einzeln betrachteten Zeiträumen (Jahreszeiten). MDPD: Minimale geschwommene Distanz pro Tag; KDE 50 % bzw. KDE 95 %: (Reviergröße: 50% bzw. 95% Kerndichteschätzung).....XII
- Abbildung 8:** Darstellungen der Repeatability (Wiederholbarkeit, r) von den untersuchten Verhaltensmaßen für die einzelnen Vergleiche der betrachteten Zeiträume (Jahreszeiten). MDPD: Minimale geschwommene Distanz pro Tag; KDE 50 % bzw. KDE 95 %: (Reviergröße: 50% bzw. 95% Kerndichteschätzung).XIII
- Abbildung 9:** Zusammenhang der einzelnen untersuchten Verhaltensmaße zwischen den betrachteten Zeiträumen (Jahreszeiten). MDPD: Minimale geschwommene Distanz pro Tag; KDE 50 % bzw. KDE 95 %: (Reviergröße: 50% bzw. 95% Kerndichteschätzung).XIV-XVI
- Abbildung 10:** Mittlere Totallänge (mm) \pm SE gefangener (N = 29) und nicht gefangener (N = 13) Hechte in Bezug auf (langfristige) Lebensfangbarkeit.XVII
- Abbildung 11:** Mittlere Totallänge (mm) \pm SE gefangener (N = 10) und nicht gefangener (N = 32) Hechte in Bezug auf kurzfristige, zufällige Fangbarkeit während des standardisierten Angelexperimentes im September 2010.XVII
- Abbildung 12:** Mittlere Totallänge (mm) \pm SE gefangener (N = 25) und nicht gefangener (N = 17) Hechte in Bezug auf kurzfristige, nicht zufällige Fangbarkeit zum Zeitpunkt der Stichprobenerhebung für die Besenderung.XVIII

- Abbildung 13:** Mittlere juvenile Wachstumsrate (cm pro Jahr) \pm SE gefangener (N=29) und nicht gefangener (N = 13) Hechte in Bezug auf (langfristige) Lebensfangbarkeit.XVIII
- Abbildung 14:** Mittlere juvenile Wachstumsrate (cm pro Jahr) \pm SE gefangener (N = 10) und nicht gefangener (N = 32) Hechte in Bezug auf kurzfristige, zufällige Fangbarkeit während des standardisierten Angelexperimentes im September 2010...XIX
- Abbildung 15:** Mittlere juvenile Wachstumsrate (cm pro Jahr) \pm SE gefangener (N = 25) und nicht gefangener (N = 17) Hechte in Bezug auf kurzfristige, nicht zufällige Fangbarkeit zur Zeit der Stichprobenerhebung für die Besenderung.XIX
- Abbildung 16:** Mittlere minimale Schwimmdistanz (m) pro Tag (MDPD) \pm SE von lebenslang gefangenen und nicht gefangenen Hechten der jeweiligen Saison des gesamten Untersuchungszeitraumes. Die Werte wurden aus den täglichen individuellen Mittelwerten ermittelt.XX
- Abbildung 17:** Korrigierte mittlere minimale Schwimmdistanz (m) pro Tag (MDPD) \pm SE von lebenslang gefangenen und nicht gefangenen Hechten der jeweiligen Saison des gesamten Untersuchungszeitraumes. Die Werte wurden aus den täglichen individuellen Mittelwerten ermittelt.XX
- Abbildung 18:** Mittlere Schwimmgeschwindigkeit (m pro Stunde) \pm SE von lebenslang gefangenen und nicht gefangenen Hechten der jeweiligen Saison des gesamten Untersuchungszeitraumes. Die Werte wurden aus den täglichen individuellen Mittelwerten ermittelt.XXI
- Abbildung 19:** Korrigierte mittlere Schwimmgeschwindigkeit (m pro Stunde) \pm SE von lebenslang gefangenen und nicht gefangenen Hechten der jeweiligen Saison des gesamten Untersuchungszeitraumes. Die Werte wurden aus den täglichen individuellen Mittelwerten ermittelt.XXI
- Abbildung 20:** Mittlere Distanz zur Uferlinie (m) \pm SE von lebenslang gefangenen und nicht gefangenen Hechten der jeweiligen Saison des gesamten Untersuchungszeitraumes. Die Werte wurden aus den täglichen individuellen Mittelwerten ermittelt.XXII
- Abbildung 21:** Mittlerer Tiefenindex (= Fischtiefe / Gewässertiefe) \pm SE von lebenslang gefangenen und nicht gefangenen Hechten der jeweiligen Saison des gesamten Untersuchungszeitraumes. Die Werte wurden aus den täglichen individuellen Mittelwerten ermittelt.XXII
- Abbildung 22:** Mittlere Reviergröße (50 % Kerndichteschätzung in m²) \pm SE von lebenslang gefangenen und nicht gefangenen Hechten der jeweiligen Saison des gesamten Untersuchungszeitraumes. Die Werte wurden aus den täglichen individuellen Mittelwerten ermittelt.XXIII
- Abbildung 23:** Mittlere Reviergröße (95% Kerndichteschätzung in m²) \pm SE von lebenslang gefangenen und nicht gefangenen Hechten der jeweiligen Saison des gesamten Untersuchungszeitraumes. Die Werte wurden aus den täglichen individuellen Mittelwerten ermittelt.XXIII

- Abbildung 24:** Mittlere minimale Schwimmdistanz (m) pro Tag (MDPD) \pm SE von zufällig gefangenen und nicht gefangenen Hechten während des standardisierten Angelexperimentes im September 2010 für die jeweilige Saison des gesamten Untersuchungszeitraumes. Die Werte wurden aus den täglichen individuellen Mittelwerten ermittelt.XXIV
- Abbildung 25:** Korrigierte mittlere minimale Schwimmdistanz (m) pro Tag (MDPD) \pm SE von zufällig gefangenen und nicht gefangenen Hechten während des standardisierten Angelexperimentes im September 2010 für die jeweilige Saison des gesamten Untersuchungszeitraumes. Die Werte wurden aus den täglichen individuellen Mittelwerten ermittelt.XXIV
- Abbildung 26:** Mittlere Schwimmgeschwindigkeit (m pro Stunde) \pm SE von zufällig gefangenen und nicht gefangenen Hechten während des standardisierten Angelexperimentes im September 2010 für die jeweilige Saison des gesamten Untersuchungszeitraumes. Die Werte wurden aus den täglichen individuellen Mittelwerten ermittelt.XXV
- Abbildung 27:** Korrigierte mittlere Schwimmgeschwindigkeit (m pro Stunde) \pm SE von zufällig gefangenen und nicht gefangenen Hechten während des standardisierten Angelexperimentes im September 2010 für die jeweilige Saison des gesamten Untersuchungszeitraumes. Die Werte wurden aus den täglichen individuellen Mittelwerten ermittelt.XXV
- Abbildung 28:** Mittlere Distanz zur Uferlinie (m) \pm SE von zufällig gefangenen und nicht gefangenen Hechten während des standardisierten Angelexperimentes im September 2010 für die jeweilige Saison des gesamten Untersuchungszeitraumes. Die Werte wurden aus den täglichen individuellen Mittelwerten ermittelt.XXVI
- Abbildung 29:** Mittlerer Tiefenindex (= Fischtiefe / Gewässertiefe) \pm SE von zufällig gefangenen und nicht gefangenen Hechten während des standardisierten Angelexperimentes im September 2010 für die jeweilige Saison des gesamten Untersuchungszeitraumes. Die Werte wurden aus den täglichen individuellen Mittelwerten ermittelt.XXVI
- Abbildung 30:** Mittlere Reviergröße (50 % Kerndichteschätzung in m²) \pm SE von zufällig gefangenen und nicht gefangenen Hechten während des standardisierten Angelexperimentes im September 2010 für die jeweilige Saison des gesamten Untersuchungszeitraumes. Die Werte wurden aus den täglichen individuellen Mittelwerten ermittelt.XXVII
- Abbildung 31:** Mittlere Reviergröße (95 % Kerndichteschätzung in m²) \pm SE von zufällig gefangenen und nicht gefangenen Hechten während des standardisierten Angelexperimentes im September 2010 für die jeweilige Saison des gesamten Untersuchungszeitraumes. Die Werte wurden aus den täglichen individuellen Mittelwerten ermittelt.XXVII
- Abbildung 32:** Mittlere minimale Schwimmdistanz (m) pro Tag (MDPD) \pm SE von gefangenen und nicht gefangenen Hechten zum Zeitpunkt der Besenderung für die jeweilige Saison des gesamten Untersuchungszeitraumes. Die Werte wurden aus den täglichen individuellen Mittelwerten ermittelt.XXVIII

- Abbildung 33:** Korrigierte mittlere minimale Schwimmdistanz (m) pro Tag (MDPD) \pm SE von gefangenen und nicht gefangenen Hechten zum Zeitpunkt der Besenderung für die jeweilige Saison des gesamten Untersuchungszeitraumes. Die Werte wurden aus den täglichen individuellen Mittelwerten ermittelt.XXVIII
- Abbildung 34:** Mittlere Schwimmgeschwindigkeit (m pro Stunde) \pm SE von gefangenen und nicht gefangenen Hechten zum Zeitpunkt der Besenderung für die jeweilige Saison des gesamten Untersuchungszeitraumes. Die Werte wurden aus den täglichen individuellen Mittelwerten ermittelt.XXIX
- Abbildung 35:** Korrigierte mittlere Schwimmgeschwindigkeit (m pro Stunde) \pm SE von gefangenen und nicht gefangenen Hechten zum Zeitpunkt der Besenderung für die jeweilige Saison des gesamten Untersuchungszeitraumes. Die Werte wurden aus den täglichen individuellen Mittelwerten ermittelt.XXIX
- Abbildung 36:** Mittlere Distanz zur Uferlinie (m) \pm SE von gefangenen und nicht gefangenen Hechten zum Zeitpunkt der Besenderung für die jeweilige Saison des gesamten Untersuchungszeitraumes. Die Werte wurden aus den täglichen individuellen Mittelwerten ermittelt.XXX
- Abbildung 37:** Mittlerer Tiefenindex (= Fischtiefe / Gewässertiefe) \pm SE von gefangenen und nicht gefangenen Hechten zum Zeitpunkt der Besenderung für die jeweilige Saison des gesamten Untersuchungszeitraumes. Die Werte wurden aus den täglichen individuellen Mittelwerten ermittelt.XXX
- Abbildung 38:** Mittlere Reviergröße (50 % Kerndichteschätzung in m²) \pm SE von gefangenen und nicht gefangenen Hechten zum Zeitpunkt der Besenderung für die jeweilige Saison des gesamten Untersuchungszeitraumes. Die Werte wurden aus den täglichen individuellen Mittelwerten ermittelt.XXXI
- Abbildung 39:** Mittlere Reviergröße (95 % Kerndichteschätzung in m²) \pm SE von gefangenen und nicht gefangenen Hechten zum Zeitpunkt der Besenderung für die jeweilige Saison des gesamten Untersuchungszeitraumes. Die Werte wurden aus den täglichen individuellen Mittelwerten ermittelt.XXXI
- Abbildung 40:** Reviergröße (50% und 95% Kerndichteschätzung, KDE) einzelner Individuen im Sommer mit jeweiligen Fangbarkeitsindizes: L = Gefangen bis Versuchsende (Lebensfangbarkeit), Z = Zufällig gefangen während standardisierter Angelexperimente, T = Gefangen zum Zeitpunkt der Besenderung. Nicht gefangene Fische wurden nicht gekennzeichnet. Der Maßstabsbereich ist in Meter angegeben.XXXII
- Abbildung 41:** Reviergröße (50% und 95% Kerndichteschätzung, KDE) einzelner Individuen im Herbst mit jeweiligen Fangbarkeitsindizes: L = Gefangen bis Versuchsende (Lebensfangbarkeit), Z = Zufällig gefangen während standardisierter Angelexperimente, T = Gefangen zum Zeitpunkt der Besenderung. Nicht gefangene Fische wurden nicht gekennzeichnet. Der Maßstabsbereich ist in Meter angegeben.XXXII

Abbildung 42: Reviergröße (50% und 95% Kerndichteschätzung, KDE) einzelner Individuen im Winter mit jeweiligen Fangbarkeitsindizes: L = Gefangen bis Versuchsende (Lebensfangbarkeit), Z = Zufällig gefangen während standardisierter Angelexperimente, T = Gefangen zum Zeitpunkt der Besenderung. Nicht gefangene Fische wurden nicht gekennzeichnet. Der Maßstabsbereich ist in Meter angegeben.XXXIII

Abbildung 43: Positionen einzelner Individuen im Sommer mit jeweiligen Fangbarkeitsindizes: L = Gefangen bis Versuchsende (Lebensfangbarkeit), Z = Zufällig gefangen während standardisierter Angelexperimente, T = Gefangen zum Zeitpunkt der Besenderung. Nicht gefangene Fische wurden nicht gekennzeichnet. Der Maßstabsbereich ist in Meter angegeben.XXXIII

Abbildung 44: Positionen einzelner Individuen im Herbst mit jeweiligen Fangbarkeitsindizes: L = Gefangen bis Versuchsende (Lebensfangbarkeit), Z = Zufällig gefangen während standardisierter Angelexperimente, T = Gefangen zum Zeitpunkt der Besenderung. Nicht gefangene Fische wurden nicht gekennzeichnet. Der Maßstabsbereich ist in Meter angegeben.XXXIV

Abbildung 45: Positionen einzelner Individuen im Winter mit jeweiligen Fangbarkeitsindizes: L = Gefangen bis Versuchsende (Lebensfangbarkeit), Z = Zufällig gefangen während standardisierter Angelexperimente, T = Gefangen zum Zeitpunkt der Besenderung. Nicht gefangene Fische wurden nicht gekennzeichnet. Der Maßstabsbereich ist in Meter angegeben.XXXIV

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Fischarten im Kleinen Döllnsee.	20
Tabelle 2: Morphometrische und wasserschemische Eigenschaften des Kleinen Döllnsees. Stand: September 2010. Werte in Klammern stellen aktualisierte Angaben aus dem Jahr 2011 nach den Wasserbewirtschaftungsmaßnahmen dar, die zu Wasserstandserhöhung führten.	22
Tabelle 3: Übersicht aller besenderten Fische (N = 44), die während der Versuchszeit telemetrisch erfasst wurden; inklusive individueller Eigenschaften und Gesamtzahl telemetrisch erfasster Tage. Die juvenile Wachstumsrate wurde anhand des Längenzuwachses von Jahr ₁ zu Jahr ₂ berechnet.	26-27
Tabelle 4: Zeiträume mit ihren durchschnittlichen Wassertemperaturen (°C) und Anzahl der Tage der aufgenommenen Verhaltensdaten. Die Wassertemperatur wurde in ca. 2 m Wassertiefe mittels Multiparameter-Messgeräts (YSI 6600) gemessen.	30
Tabelle 5: Übersicht der einzelnen Fangbarkeitsmaße der einzelnen Individuen während der Versuchsphase. 0 = nicht gefangen; 1 = gefangen. Die Anzahl der Fänge bezieht sich auf den Zeitraum von November 2007 bis zum Versuchsende im Mai 2011.	45-46
Tabelle 6: Übersicht der Verhaltenskonsistenz (Spearman-Rangkorrelation) und der Wiederholbarkeit aller verwendeten Verhaltensmaße zwischen den einzelnen gemessenen Zeiträumen. Für die Berechnungen wurden nur Individuen berücksichtigt, die in beiden Zeiträumen eines Vergleiches telemetrisch erfasst wurden, wodurch der Stichprobenumfang reduziert wurde. Die Berechnung der Wiederholbarkeit erfolgte nach der Methode von Lessels und Boag (1987). Das Signifikanzniveau der Spearman-Rangkorrelation lag bei 0,05.	49-50
Tabelle 7: Übersicht von Grundmodellen (logistische Regressionen) mit den geringsten AIC _c -Werten zur Ermittlung von geeigneten Verhaltenmaßen für die finalen Regressionsmodelle der jeweiligen Jahreszeit und Fangbarkeitsmaße. Verhaltensmaße von Modellen mit Unterschieden beim AIC _c von $\Delta < 3$ wurden bei der Ermittlung der finalen Regressionsmodelle miteinander kombiniert (siehe Tabelle 8).	54-56
Tabelle 8: Übersicht finaler logistischer Regressionsmodelle verschiedener Fangbarkeitsmaße unterschiedlicher Zeiträume mit den geringsten AIC _c -Werten, ggf. mit quadrierten Termen. Im Falle von geringen AIC _c Unterschieden zwischen Grundmodellen desselben Zeitraumes und Fangbarkeitsmaßes mit verschiedenen Parametern (siehe Tabelle 7), wurden die jeweiligen Parameter in den finalen Modellen kombiniert und nach P-Werten reduziert.	57-58
Tabelle 9: Ergebnisse finaler Regressionsmodelle der einzelnen Fangbarkeitsmaße für verschiedene Zeiträume (inklusive gepoolten Datensatz: Alle Zeiträume) in Abhängigkeit von lebensgeschichtlichen und verhaltensbasierten Merkmalen; mit einfachem Standardfehler (SE).	59-62

- Tabelle 10:** Individuelle Mittelwerte (\pm SE) von erhobenen Verhaltensmaßen der Hechte aus dem Zeitraum vom 15. Juli 2010 bis 28. Januar 2011. Reviergröße konnte aufgrund zu geringer Anzahl an Positionen nicht für alle Individuen berechnet werden. Diese fehlenden Werte sind mit „NA“ gekennzeichnet.64-65
- Tabelle 11:** Ergebnisse finaler Regressionsmodelle der angelfischereilichen Selektion von lebensgeschichtlichen und verhaltensbasierten Merkmalen für verschiedene Zeiträume (inklusive gepoolten Datensatz: Alle Zeiträume). α ist der lineare Regressionskoeffizient. β_{μ} bezeichnet die jeweiligen Mittelwert-Standardisierten Selektionsgradienten, die nach Matsumura et al. (2012) berechnet wurden. Für die Zeiträume Sommer und Herbst werden teilweise zwei Modelle für ein Fangbarkeitsmaß dargestellt, wenn ein Modell mit quadrierten Termen einen geringeren AIC_c aufwies, als Modelle ohne quadrierte Terme. Der Unterschied der AIC_c -Werte war jedoch in allen Fällen gering (siehe Tabelle 8). SE = Standardfehler.68-73
- Tabelle 12:** Ergebnisse des endgültigen verallgemeinerten gemischten Modells (GLMM) für die Fangrate (Hechte je 15 min) in Abhängigkeit von Köder, Habitat und Zeitpunkt des Angelns, des Köders. Überdispersion wurde kontrolliert. BGH = Bedeckungsgrad und Makrophytenhöhe, HK = Habitatskategorie, SE = Standardfehler.74
- Tabelle 13:** Teams, Angeltage und entsprechende Angelstellen für beide Sessions eines Tages (Morgen, Abend). Diese Übersicht wurde jedem Team vor dem Angeln ausgehändigt.XXXV
- Tabelle 14:** Beispiel eines Angelfragebogens, der täglich von jedem Angler auszufüllen war.XXXVI

Abkürzungsverzeichnis

AIC	Akaike's Information Criterion (Akaike's Informationskriterium)
ALPS	Asynchronous Local Positioning System
et al	Et alii (und andere)
GLM	Verallgemeinertes lineares Modell
GLMM	Verallgemeinertes lineares gemischtes Modell
GMT	Greenwich Mean Time
GPS	Global Positioning System
HMM	Hidden Markov Model
IFD	Ideal Free Distribution (Ideale freie Verteilung)
KDE	Kernel Density Estimation (Kerndichteschätzung)
K_{rel}	Relativer Konditionsfaktor
MDPD	Minimal Displacement Per Day (Minimale geschwommene Strecke pro Tag)
MDPH	Minimal Displacement Per Hour (Minimale geschwommene Strecke pro Stunde)
MW	Mittelwert
N	Anzahl
NA	Not Available (nicht verfügbar)
SD	Standardabweichung
SDF	Shoreline Development Factor (Uferentwicklungsfaktor)
SE	Standardfehler
PIT (Tag)	Passive Integrated Transponder
TL	Totallänge

1. Einleitung

Angelfischerei ist in Industrieländern eine beliebte Freizeitbeschäftigung und darüber hinaus die wichtigste Managementform von Binnengewässern (Cooke und Cowx, 2004; Arlinghaus et al., 2002; FAO, 2012). Es können zum Teil hohe Ausbeutungsraten in der Angelfischerei auftreten, die einen wesentlichen Einfluss auf die Fischbestände haben können (Post, 2013; Cooke und Cowx, 2006; Lewin et al., 2006). In fischereilich bewirtschafteten Gewässern werden bevorzugt Individuen mit bestimmten Eigenschaften entnommen (Allendorf und Hard, 2009; Lewin et al., 2006). Die fischereiliche Sterblichkeit kann dabei höher sein als die natürliche, wodurch es zu phänotypischen Veränderungen von bestimmten Merkmalen kommen kann (z.B. Law, 2000; Mertz und Meyers, 1998; Conover und Munch, 2002; Heino und Godø, 2002; Allendorf und Hard, 2009; Biro und Post, 2008).

Der Phänotyp von Fischen wird bestimmt durch physiologische, morphologische, lebensgeschichtliche und verhaltensbasierte Merkmale, die miteinander korrelieren können und zumindest teilweise genetisch determiniert sind (Roff, 1992). Die phänotypische Ausprägung kann dabei innerhalb einer Art individuell unterschiedlich sein (z.B. Arendt, 1997; Mangel und Stamps, 2001; Sih et al., 2004; Réale et al., 2007; Conrad et al., 2011). Beispielsweise beschäftigten sich in den vergangenen Jahren zahlreiche Studien mit Verhaltensunterschieden und deren Ursache innerhalb von Populationen, wobei die ökologischen und evolutionären Konsequenzen dieser Unterschiede bisher nur wenig erforscht sind (Sih et al., 2004; Sih et al., 2012; Wolf und Weissing, 2012; Dingemanse und Wolf, 2013). Sind die inter-individuellen Verhaltensunterschiede konsistent bzw. wiederholbar, dann liegen stabile Verhaltenstypen vor (Gosling, 2001; Bell, 2007; Sih et al., 2004; Réale et al., 2007; Logue et al., 2009). Darüber hinaus unterliegen die distinkten Verhaltenstypen höchstwahrscheinlich unterschiedlichen Strategien der Lebensgeschichte (Biro und Stamps, 2008; Réale et al., 2010). Individuelle phänotypische Unterschiede lassen die Vermutung zu, dass Individuen eines bestimmten Phänotyps eine höhere Vulnerabilität gegenüber Fischereifanggeräten zeigen als andere. Unterschiede hinsichtlich der anglerischen Vulnerabilität innerhalb einer Population wurden bereits bei mehreren Fischarten nachgewiesen (z.B. Beukema, 1969; Brauhn und Kincaid, 1982, Biro et al., 2004, Biro und Post, 2008, Phillip et al., 2009, Olsen et al., 2012, Alós et al., 2012).

Aufgrund von unterschiedlicher Vulnerabilität innerhalb einer Art kann es durch Angelfischerei zu evolutionären Veränderungen bestimmter Merkmale kommen, sofern diese vererbbar sind. In der Tat sind die Heritabilitäten von lebensgeschichtlichen Merkmalen und Verhaltenseigenschaften hoch genug, um schnelle evolutionäre Veränderungen durch anglerische Selektion hervorzurufen (Law, 2000, Heino und Godø, 2002; Philipp et al., 2009). Auch die anglerische Vulnerabilität selbst ist ein vererbbares Merkmal (Philipp et al., 2009). Eigenschaften, die die Vulnerabilität beeinflussen, können demzufolge evolutionären Veränderungen durch anglerische Selektion unterliegen. Verhaltensmerkmale weisen eine höhere Heritabilität im Vergleich zu lebensgeschichtlichen Merkmalen auf (Mousseau und Roff, 1987; Merilä und Sheldon, 2000), sodass eine Selektion von Verhaltenseigenschaften vermutlich zu schnelleren evolutionären Veränderungen führt (Uusi-Heikkilä, 2008). Untersuchungen zu den Konsequenzen von fischereilich-induzierter Evolution (FIE) bezogen sich hauptsächlich auf lebensgeschichtliche Merkmale in kommerziellen marinen Fischereien (Olsen et al., 2004; Walsh et al., 2006; Jørgensen et al., 2007; Dunlop et al., 2009; Nusslé et al., 2011). Dennoch belegen einige Studien, dass auch Angler große Fische selektieren (Radomski, 2003; Aas et al., 2000; Arlinghaus et al., 2008; Saura et al., 2010), was durch Mindestmaßregelungen zusätzlich gefördert wird (Arlinghaus et al., 2002). Empirische Studien konnten beweisen, dass schon nach wenigen Generationen durch Größenselektion evolutionäre Effekte (Conover und Munch, 2002) bzw. genetische Veränderungen (van Wijk et al., 2013) auftreten können. Weiterhin zeigte sich, dass schnell wachsende Fische eine höhere Vulnerabilität gegenüber passiven Fanggeräten, wie Kiemennetze oder Angeln, aufweisen (Nuhfer und Alexander, 1994; Biro und Post, 2008; Redpath et al., 2009). **Das schnellere Wachstum ist dabei möglicherweise Folge von höherer Stoffwechselrate** (Redpath et al., 2010). **Diese kann zu geringerer Fitness (Überleben) führen, da die Fische aktiver und risikobereiter sein müssen, um ihren erhöhten Nahrungsbedarf zu decken** (Favro et al., 1979; Pierce und Tomcko, 2003; Biro und Post, 2008; Cooke et al., 2007). **Schnell wachsende, aktive und risikobereite Individuen sind vermutlich aus diesen Gründen besser fangbar, da sie eine höhere Wahrscheinlichkeit aufweisen mit passiven Fischfanggeräten in Kontakt zu kommen** (Brauhn und Kincaid, 1982; Greenberg und Giller, 2001; Hutchings und Gerber, 2002; Biro und Post, 2008, Alós et al., 2012; Klefoth et al., 2012; Olsen et al., 2012). Eine erhöhte anglerische Vulnerabilität die auf das Verhalten zurück zu führen ist, kann demnach auch Grund für (indirekte) Selektion

gegen schnell wachsende und große Individuen sein (Uusi-Heikkilä et al., 2008). Der Einfluss von Verhalten und deren Selektion auf (angel-) fischereilich-induzierte Evolution wurde bisher nur selten berücksichtigt (Uusi-Heikkilä), gewinnt jedoch zunehmend an Bedeutung (Biro und Post; 2008; Alós et al., 2012, Olsen et al., 2012). Dies gilt insbesondere für das Fischereimanagement, angesichts der möglichen Folgen von evolutionären Veränderungen lebensgeschichtlicher Merkmale auf die Populationsdynamik, dem Ertrag und der Qualität der Fischerei (Law, 2000; Conover und Munch, 2002; Heino und Godø, 2002; Jørgensen et al., 2007; Arlinghaus et al., 2009, 2010; Dunlop et al., 2009; Enberg et al., 2009, 2012; Philipp et al., 2009; Matsumura et al., 2011). Aus diesem Grund ist weiteres Wissen über die Zusammenhänge zwischen lebensgeschichtlichen Merkmalen, Verhalten und der anglerischen Vulnerabilität wichtig für nachhaltiges Fischereimanagement und dem Erhalt der genetischer Vielfalt von Fischbeständen. Untersuchungen zum Selektionspotential der Angelfischerei auf den Phänotyp von Fischen in seiner komplexen Gesamtheit sind daher essentiell für zukünftige Managementmaßnahmen, um potentiellen negativen Folgen entgegenwirken zu können.

Die vorliegende Arbeit versucht aufzuklären, ob Angelfischerei selektiv auf lebensgeschichtliche und verhaltensbasierte Merkmale einer fischereilich bedeutenden Fischart im Binnengewässer wirkt und dadurch langfristige phänotypische Veränderungen im Bestand hervorrufen kann. Dabei soll untersucht werden, welche Determinanten die anglerische Vulnerabilität beeinflussen. Weiterhin soll das Selektionspotential der Angelfischerei auf diese Eigenschaften von Hechten (*Esox lucius*) getestet werden, wodurch potentielle evolutionäre Effekte angezeigt werden.

2. Stand des Wissens

2.1. Bedeutung der Angelfischerei

Die Angelfischerei ist eine weltweit beliebte und häufig ausgeübte Freizeitbeschäftigung, insbesondere in westlichen Gesellschaften (z.B. Cowx, 2002; Arlinghaus und Cooke, 2009; Cordell et al., 1999; FAO, 2012). Sie stellt in Binnengewässern die bedeutendste Nutzform von wildlebenden Fischbeständen dar (Cooke und Cowx, 2004; Arlinghaus et al., 2002). In Deutschland waren im Jahr 2012 ca. 835 000 Angler in Vereinen organisiert (Brämick, 2012). Im Jahr 2012 waren etwa 1,65 Millionen Angler im Besitz eines gültigen Fischereischeines (Brämick, 2012). Demnach sind nicht alle Angler in Deutschland in einem Verein organisiert, denn viele angeln beispielsweise ausschließlich im Ausland (Brämick, 2012; Arlinghaus, 2004). Arlinghaus (2004) schätzte anhand von Umfragen die in Deutschland wohnenden aktiven Angler sogar auf 3,3 Mio. Personen. Aus der gleichen Studie entstammt auch die grobe Schätzung aller gefangenen Fische von in Deutschland lebenden Anglern, die für das Jahr 2002 im Jahr mit 45 000 t angegeben wurde. Dieser Ertrag übersteigt den der kommerziellen Binnenfischerei um mehr als das 10-fache (Arlinghaus, 2004, 2006). Dieses Verhältnis der Erträge zwischen beiden Fischereiformen lässt bereits erahnen, dass auch der ökonomische Ertrag der Angelfischerei den der kommerziellen Binnenfischerei übersteigt. So stellte Arlinghaus (2004) fest, dass die ökonomische Bedeutung der Angelfischerei mit einem finanziellen Gesamtertrag von 5,2 Mrd. Euro deutlich über dem Umsatz der kommerziellen Seen- und Flussfischerei liegt (etwa 10 Mio. Euro).

2.2. Einfluss der (Angel-) Fischerei auf Fischbestände

Aufgrund der hohen Anzahl an Anglern im Vergleich zu Erwerbsfischern, kann ihr Einfluss auf die Fischpopulation von Gewässern vergleichbar hoch oder sogar höher ausfallen (Cooke und Cowx, 2004; Post et al., 2002; Lewin et al., 2006). Fischerei bevorzugt meist bestimmte Fischarten und Phänotypen und kann demzufolge eine selektive Wirkung haben (Favro et al., 1979; Law, 2000). Dass Angler zum Beispiel

bestimmte Fischarten bevorzugen, konnten mehrere Autoren nachweisen (z.B. Arlinghaus, 2004; Aas et al., 2008; Donaldson et al., 2011). In Deutschland werden bevorzugt piscivore Fische wie Hecht, Barsch (*Perca fluviatilis*) und Zander (*Sander lucioperca*), daneben aber auch Karpfen (*Cyprinus carpio*) und Forellen als Zielfischarten beangelt (Arlinghaus und Mehner, 2004; Aas et al., 2008). Mögliche Gründe für diese Bevorzugung kann ein hoher kulinarischer Wert der Fischart oder die anglerische Herausforderung, diese Fischart zu überlisten, sein (Beardmore et al., 2011; Dorow et al., 2011). In Verbindung mit der hohen geschätzten Entnahmemenge (etwa 75 %) des jährlichen Gesamtfanges deutscher Angler, wird eine stark ausgeprägte artenspezifische Selektion durch Angelfischerei deutlich (Arlinghaus, 2004). Eine hohe Ausbeutungsrate vorausgesetzt, könnte eine solche Artselektion zu einer Veränderung der Abundanz und somit auch zum Verlust der Artenvielfalt führen (Post 2013; Cooke und Cowx, 2006; Post et al., 2002; Allan et al., 2005). Je nach Art und Region können die jährlichen Ausbeutungsraten der Angelfischerei mit 10 – 80% des gesamten Fischbestandes zum Teil sehr hoch sein (Lewin et al., 2006). Das kann zu einem Selektionsdruck auf die Population führen, der mit der kommerziellen Fischerei vergleichbar ist (Cooke und Cowx, 2006; Phillip et al., 2009). Darüber hinaus kann die Entnahme bestimmter Arten, insbesondere von Spitzenprädatoren, die trophische Kaskade eines Gewässers durch Top-Down-Regulierung wesentlich beeinflussen (Ward und Myers, 2005; Pinnegar et al., 2000; McPhee et al., 2002; Findlay et al., 2005).

Geschlechtsspezifische Unterschiede in der Fangbarkeit von Fischen können zur Selektion eines Geschlechts in der Angelfischerei führen, wie z.B. Casselmann (1975) und Raat (1988) bei Hechten feststellten. Dabei wurden häufiger weibliche Fische gefangen, die eine höhere Wachstumsrate aufwiesen, als ihre männlichen Artgenossen.

Heermann et al. (2013) konnten bei Flußbarschen zumindest im Herbst ebenfalls eine klare Mehrheit an Weibchen im Gesamtfang mit der Angel nachweisen. Die Autoren vermuten in dieser Studie, dass dies auf geschlechtsspezifische Unterschiede in den Wachstumsraten, damit verbundenen unterschiedlichen Energiebedürfnissen und folglich unterschiedlicher Nahrungsaufnahmemenge zurückzuführen ist (Heermann et al., 2013). Auch beim Neuseeland-Aal (*Anguilla dieffenbachii*) und Atlantischem Lachs (*Salmo salar*) deuten Studien von daraufhin, dass Unterschiede in der Fangbarkeit zwischen beiden Geschlechtern indirekt mit der Größe der Individuen zusammen hängen (McCleave und Jellyman, 2004; Pérez et al., 2005). Bei vielen Fischarten übertreffen die Weibchen hinsichtlich des Wachstums und der Körperlänge die

männlichen Artgenossen. Dieser Geschlechtsdimorphismus könnte demzufolge für die unterschiedliche Fangbarkeit zwischen Männchen und Weibchen bei vielen Fischarten verantwortlich sein, was auch zu veränderten Geschlechterverhältnissen innerhalb einer Population führen kann (z.B. McCleave und Jellyman, 2004). Allerdings gibt es auch Studien mit Salmoniden und Forellenbarschen (*Micropterus salmoides*), die Unterschiede in der Fangbarkeit auf geschlechtsspezifisches Verhalten zurückführen (Greenberg und Giller, 2001; Hutchings und Gerber, 2002; Suski und Phillip, 2004).

Oft weist die Angelfischerei auch eine positive Größenselektion in Bezug auf die Fischentnahme auf (Radomski, 2003; Aas et al., 2000). Auch Langleinen, bei denen wie bei der Angelfischerei Haken verwendet werden, sind offenbar größenselektiv (z.B. McCracken, 1963; Ralston, 1990; Cortéz-Zaragoza et al., 1989). Einige Studien zeigen im Gegensatz keinen klaren positiven (Bacheler und Buckel, 2004; Erzini et al., 1998, 2003) oder sogar einen negativen Zusammenhang (Rapp et al., 2008) zwischen der Größe gefangener Fische und der Hakengröße. Fehlende Zusammenhänge liegen womöglich darin begründet, dass unterschiedlich große Köder eingesetzt wurden und der relative Größenunterschied der verwendeten Haken nicht besonders groß war (Løkkeborg und Bjordal, 1992). Andere Arbeiten zeigen jedoch deutlich, dass größere Haken zwar oftmals weniger, dafür aber durchschnittlich größere, Fische fangen (Ralston, 1990; Otway und Craig, 1993; Cortéz-Zaragoza et al., 1989; Orsi et al., 1993; Cooke et al., 2005; Grixti et al., 2007; Alós et al., 2008a, 2008b; Cerdà et al., 2010). Grund dafür sind höchstwahrscheinlich physikalische Aspekte bezüglich Hakengröße und Zusammenhang von Maulgröße und Körperlänge des Fisches (Erzini et al., 1998; Karpouzi und Stergiou, 2003). Unterstützt wird die Größenselektivität der Angelfischerei durch die Präferenz von Anglern für größere Fische (Chipman und Helfrich, 1988; Arlinghaus und Mehner, 2003; Wilde und Pope, 2004; Petering et al., 1995; Wilde et al., 1998; Post et al., 2002; Beardmore et al., 2011) und gesetzlichen Mindestmaßregelungen (Arlinghaus et al., 2002).

Der Phänotyp eines Fisches, d.h. das Zusammenspiel von lebensgeschichtlichen, physiologischen und verhaltensbasierten Merkmalen ist sehr komplex, wobei die einzelnen Merkmale dabei teilweise eng miteinander korrelieren können (Roff, 1992). Aufgrund phänotypischer Variabilität innerhalb eines Fischbestandes, kann durch Fischerei, neben einer Artselektion, eine Selektion spezifischer individueller Merkmale vorkommen (Law, 2000, Carlson et al., 2007; Nusslé et al., 2009). Als Merkmale werden dabei bestimmte veränderbare Charakteristiken von Individuen einer Art

verstanden, die sich auch zwischen den Organismen unterscheiden können (Réale et al., 2007). Gemessene Werte dieser individuellen Charakteristiken werden dann als Phänotyp definiert (Réale et al., 2007). Eine (Angel-) Fischereilich-induzierte Selektion wirkt sich dabei, wie natürliche Selektion auch, auf den Phänotyp von Individuen aus. Das heißt, es wird Einfluss auf die Gesamtheit der messbaren und erkennbaren Merkmale der Morphologie, Anatomie, Physiologie, Biochemie und dem Verhalten des Individuums genommen. Dabei kann die gerichtete künstliche Selektion zu schnellen phänotypischen Veränderungen führen (Hill und Caballero, 1992). Neben der natürlichen Selektion kann es durch Fischerei auch zu einer künstlichen Selektion kommen, die bestimmte Phänotypen bevorzugt und zusätzlichen Selektionsdruck ausübt. Zu den lebensgeschichtlichen Merkmalen, die durch Fischerei beeinflusst werden können, gehören: Alter und Größe bei der Geschlechtsreife, Reproduktionsaufwand, Größe in einem bestimmten Alter und Wachstum (Jørgensen et al., 2007).

Fischerei kann auf bestimmte lebensgeschichtliche Merkmale selektieren, wenn diese Einfluss auf die Fangbarkeit von Fischen haben oder unter befischten Bedingungen vorteilhaft sind (Conover und Munch, 2002, Walsh et al., 2006; Arlinghaus et al., 2009). Es ist jedoch auch wichtig darauf hinzuweisen, dass sich aufgrund gesteigerter Sterblichkeit im Allgemeinen (unabhängig davon ob natürlich oder durch Fischerei) das Alter und die Größe beim Eintritt in die Geschlechtsreife verringert und der Reproduktionsaufwand gesteigert wird (Roff, 1992). Das bedeutet, dass lebensgeschichtliche Merkmale, insbesondere das Alter und die Größe bei der Geschlechtsreife, auch ohne Selektion evolvieren. Zur Beurteilung dieses Effektes wird in Modellen die wahrscheinliche Reaktionsnorm der Reife (PMRN) verwendet, die eine Veränderung der Reife-Wahrscheinlichkeit in Abhängigkeit von Körperlänge und Alter von einem Jahr zum nächsten beschreibt (Dieckmann und Heino, 2007; Heino et al., 2002; Dunlop et al., 2009).

Ein wichtiges lebensgeschichtliches Merkmal das sich durch Fischerei verändert ist die Wachstumsrate (Enberg et al., 2012). Der Wachstumsprozess ist sehr komplex und umfasst Physiologie, Morphologie und Verhalten. Er kann grob unterteilt werden in Ressourcenaufnahme und Ressourcenverteilung, die sich wiederum aus weiteren Teilprozessen zusammensetzen. Aufgenommene Nahrung dient als Energielieferant, in erster Linie für den Grundumsatz. Überschüssige Energie wird für somatisches Wachstum und nach der Reifung auch zusätzlich für die Reproduktion (z.B.

Gonadenproduktion) genutzt (Enberg et al., 2012). Die Verteilung von Energiereserven auf Wachstum oder Reproduktion kann individuell variieren, was dazu führen kann, dass Fische einer Population im selben Alter unterschiedlich groß sind (Enberg et al. 2012). Diese individuellen Unterschiede der Energieverteilung unterliegen dabei einer genetischen Variabilität, d.h. sie sind vererbbar, was eine Selektion von Wachstum ermöglicht (Enberg et al., 2012).

Fischerei kann auf juveniles Wachstum und Wachstum nach der Reife unterschiedlich selektiv wirken, da andere Prozesse daran gekoppelt sind. Im Vergleich zu der Wachstumsrate nach der Reife hat die juvenile Wachstumsrate den Vorteil, dass die gesamte überschüssige Energie in das somatische Wachstum investiert wird, da sie vom Reifeprozess unbeeinflusst ist. Fische wachsen demnach häufig im juvenilen Stadium linear und schneller als nach ihrer Reife (Lester et al., 2004). Aufgrund dessen eignet sich die juvenile Wachstumsrate (als individuelles Wachstumspotential) gut zur Erklärung von Veränderungen der Größe in einem bestimmten Alter und den Konsequenzen der Fischerei auf das Wachstum (Swain et al., 2007; Heino et al., 2008). Die Selektion auf Wachstum durch Fischerei kann direkt (positive Größenselektion) oder indirekt (Bevorzugung von wachstumskorrelierten Verhaltensmerkmalen) erfolgen (Biro und Post, 2008). Oftmals wird vermutet, dass Fischerei direkt gegen schnelles Wachstum selektiert, wenn größenunabhängig Verhaltensmerkmale bevorzugt werden, die positiv mit Wachstum oder anderen lebensgeschichtlichen Merkmalen korrelieren und zugleich die Fangbarkeit steigern (z.B. Stamps, 2007, Mangel und Stamps, 2001; Biro und Post, 2008; Biro et al., 2003, 2006, 2008).

Bei ausreichender Nahrungsverfügbarkeit ist Wachstum positiv mit einer gesteigerten Stoffwechselrate und einem damit verbundenen erhöhten Energiebedarf korreliert (Huntingford et al., 2010), was zu einer gesteigerten Futtersuchaktivität führt (Martin-Smith & Armstrong, 2002; Biro et al., 2006; Sundt-Hansen et al., 2009). Dieser Aspekt hat zum Einen zwar den Vorteil durch schnelleres Wachstum früher Größen zu erreichen, die weniger anfällig für Prädation sind (Sogard, 1997; Wilson 1998, Wilson et al., 1994; Ward et al., 2004). Andererseits bedeutet eine höhere Aktivität, mit dem Ziel ein höheres Wachstum zu erreichen, ein gesteigertes Prädationsrisiko, wodurch die Wahrscheinlichkeit zu überleben reduziert wird (Billerbeck et al., 2001; Lankford et al., 2001; Mangel und Stamps, 2001; Biro et al., 2004, 2006; Sundström et al., 2005). Es kommt daher häufig zu einem Kompromiss zwischen Wachstum und Mortalität (Biro et al., 2004; Biro et al., 2006). Individuen innerhalb einer Population zeigen in diesem

Zusammenhang eine unterschiedliche Bereitschaft Risiken einzugehen (Krause und Ruxton, 2002; Krause et al., 1998; Wright et al., 2003), was demzufolge auch mit der Aktivität und der Mortalitätswahrscheinlichkeit verbunden sein kann.

Mehrere Studien zeigten, dass sich Verhaltensmerkmale zwischen Individuen einer Fischpopulation voneinander unterscheiden können (z.B. Wilson, 1998; Clark und Ehlinger, 1987; Olsen et al., 2012). Verantwortlich für diese inter-individuellen Verhaltensunterschiede ist ein Zusammenspiel von Genetik, Epigenetik und Umweltfaktoren (McDougall und Réale, 2006). Sind Unterschiede von intra-individuellem Verhalten, d.h. Verhaltenstypen (Bell, 2007), innerhalb einer Population konsistent über Zeit und / oder Kontext, wird dies als Persönlichkeit oder Temperament definiert (Gosling, 2001; Bouchard und Loehlin, 2001; Sih et al., 2004; Réale et al., 2007). Konsistenz (Wiederholbarkeit) von Verhalten dient oftmals zur Orientierung von oberen Heritabilitätsgrenzen (phänotypische Varianz erklärt durch additive genetische Varianz), um die genetische Grundlage und Evolutionspotential durch Selektion von Verhaltensmerkmalen zu untersuchen (Boake, 1989; Roff, 1997; Dohm, 2002; Lessels und Boag, 1987; Falconer und Mackay, 1996; Lynch und Walsh, 1998; Nakagawa und Schielzeth, 2010). Dabei schließt Konsistenz aber Abweichungen des individuellen Verhaltens aufgrund von veränderten Umweltbedingungen oder körperlicher Entwicklung nicht aus, wodurch in der Natur häufig eine Anpassung durch Optimierung von Merkmalskombinationen erfolgt (Bell, 2005; Rebenburg, 2010; Dingemanse et al., 2007; Réale et al., 2007). Neben dem Temperament bzw. der Persönlichkeit wird in vielen Studien zu individuellem Verhalten der Begriff des behavioural syndromes (Verhaltenssyndrome) verwendet, dem eine analoge Grunddefinition eines konsistenten Verhaltens zugeordnet werden kann (Sih und Bell, 2008; Sih et al., 2004; Réale et al., 2007). Im Vergleich zu Temperament sind Verhaltenssyndrome generell jedoch weiter gefasst und nicht zwangsläufig genetisch basiert (Sih et al., 2004). Vereinfacht können Verhaltenssyndrome auch als korreliertes Verhalten über mindestens zwei Beobachtungen definiert werden (Sih et al., 2004; Sih und Bell, 2008). Verhaltenssyndrome bei Fischen sind bereits typischerweise bei den positiv miteinander korrelierten Verhaltensmerkmalen Risikobereitschaft, Aggression und Explorationsverhalten bekannt (z.B. Bell, 2007; Sih und Bell, 2008; Conrad et al., 2011). Weiterhin können Verhaltenssyndrome (van Oers et al., 2005) sowie einzelne lebensgeschichtliche, morphologische und Verhaltensmerkmale vererbbar sein

(Naevdal, 1983; Gjedrem, 1983; Gjerde, 1984; Gjerde und Gjedrem, 1984; Mousseau und Roff, 1987; Weigensberg und Roff, 1996, Roff, 1997; Carlson und Seamons, 2008).

In älteren Untersuchungen zu individuellem Verhalten wurden häufig nur kurzfristige Verhaltensmessungen berücksichtigt (Bell und Sih, 2007; Wilson und McLaughlin, 2007). In neueren Laborstudien mit wiederholten Verhaltensbeobachtungen bei juvenilen Hechten konnten zwar zunächst Verhaltenssyndrome gezeigt werden (Nyqvist et al., 2012). In einer folgenden Studie widerlegten die Autoren jedoch ihre Ergebnisse (Nyqvist et al., 2013), wodurch die Notwendigkeit von weiteren langfristigen Untersuchungen zu konsistentem Verhalten hervorgehoben wurde. In diesem Zusammenhang fehlen auch Untersuchungen darüber, ob Verhalten bei adulten Fischen unter Freilandbedingungen konsistent ist. Unter Freilandbedingungen könnten dabei die Einflüsse von standardisierten Umweltbedingungen von Laborversuchen minimiert werden, die zu einem nicht natürlichen Verhaltensmuster führen können (Klefoth et al., 2013).

In den letzten Jahren erlangte das Erforschen von unterschiedlicher Persönlichkeit innerhalb einer Tierart immer mehr an Interesse, was zu einer Vielzahl von Arbeiten auf diesem Gebiet geführt hat. Zur Persönlichkeit werden verschiedene Verhaltensmerkmale gezählt, wie zum Beispiel Aktivität und Risikobereitschaft. Letztere Eigenschaft hat in der vergangenen Forschung bereits viel Aufmerksamkeit bekommen (z.B. Stamps, 2007; Wilson und Godin, 2009; Réale et al., 2007, Herczeg et al., 2009; Klefoth et al., 2013). Risikobereitschaft beschreibt die Reaktion eines Individuums auf eine riskante, aber nicht neue Situation (Réale et al., 2007). In Studien mit verschiedenen Fischarten konnte gezeigt werden, dass Individuen mit einem höheren Energiebedarf und höherem Wachstumspotential risikofreudiger und aktiver sind und mehr Nahrung aufnehmen, weshalb sie womöglich besser gefangen werden, als ihre weniger risikofreudigen Artgenossen (Beukema, 1969; Brauhn und Kincaid, 1982; Biro und Post, 2008; Biro et al., 2004; Cooke et al., 2007; Redpath et al., 2010; Klefoth et al., 2013). Verschiedene Arbeiten belegen, dass Risikobereitschaft auch mit anderen Verhaltensmerkmalen eng verbunden ist. So konnten beispielsweise Verknüpfungen mit Aktivität und Habitatnutzung (Wilson und McLaughlin, 2007; Wilson und Godin, 2009) sowie mit Aggression (Johnson und Sih, 2005) und Futtersuchverhalten (Wilson und Stevens, 2005) dargelegt werden. Weiterhin ist die Bereitschaft Risiken einzugehen auch mit Fitness- und lebensgeschichtlichen Merkmalen verbunden (Dingemanse und Réale, 2005; Stamps, 2007; Biro und Stamps,

2008) und ist darüber hinaus vererbbar (Dingemanse et al., 2002; Brown et al., 2007). Weitere Studien beschreiben darüber hinaus theoretisch mögliche komplexe Zusammenhänge der Merkmale. Beispielsweise sollten mutigere, aktivere und aggressivere Individuen eine erhöhte Fressaktivität und Futteraufnahme (Stamps, 2007) zeigen, die zu einem schnelleren Wachstum (Biro und Stamps, 2008) und letztendlich zu einer größeren Totallänge (Luttbeg und Sih, 2010) führen. Solche Individuen würden mehr Risiken eingehen und auch sichere Habitate verlassen, um ihre hohen Stoffwechselbedürfnisse zu decken, wodurch sie potentiell stärker gefährdet sind, gefressen oder gefangen zu werden als andere Artgenossen (Brauhn und Kincaid, 1982; Biro und Post, 2008; Cooke et al., 2007; Redpath et al., 2010).

Eine weitere direkte positive Korrelation konnte auch zwischen Stoffwechselrate und der anglerischen Vulnerabilität bei Forellenbarschen durch Redpath et al. (2010) bestätigt werden. Stoffwechselrate (Metcalf et al., 1995; Cutts et al., 2002; Lahti et al., 2002; Cooke et al., 2007; Huntingford et al., 2010) und die allgemeine Aktivitätsrate (Favro et al., 1979) sind auch korreliert mit aggressivem Verhalten. Zudem konnte in einer Feldstudie belegt werden, dass aggressive Forellenbarsche besser mit der Angel fangbar sind (Suski und Philipp, 2004; Cooke et al., 2007). Aggressivität ist bereits als ein vererbbares Verhaltensmerkmal bei Fischen bekannt (z.B. Metcalfe et al., 1995; Cutts et al., 1998).

Ein weiteres Verhaltensmerkmal, das einer fischereilichen Selektion unterliegen kann, ist die Aktivität von Fischen. Allendorf und Hard (2009) stellten darüber hinaus die Hypothese auf, dass Tiere mit bestimmten, berechenbaren Bewegungsmustern stärker selektiert werden können als andere. Olsen et al. (2012) bestätigen diese Annahme zumindest teilweise in einer Studie mit Atlantischen Dorschen (*Gadus moruha*), in der aktivere Fische besser fangbar waren. Alós et al. (2012) zeigten, dass Angelfischerei, unabhängig von der verwendeten Methode, zwar auf Aktivität, nicht aber auf Home Range (Revier) selektiert. Letztere Erkenntnis ist erstaunlich, da bei einem allgemein aktiveren Verhalten eine erhöhte Risikobereitschaft, Exploration und Größe der Home Range angenommen wird (Alós et al., 2012). Eine Studie mit Elchen (*Cervus elaphus*) von Ciuti et al. (2012) liefert einen Beweis dafür, dass auch bei anderen Tierarten aktivere Individuen eher der menschlichen Selektion unterliegen, als weniger aktive.

Theoretisch sollten aktivere Individuen eine erhöhte Anfälligkeit aufweisen mit passiven Fischfanggeräten (z.B. Kiemennetze, Reusen, Angelfischerei) in Kontakt zu

kommen und somit besser fangbar sein (Biro und Post, 2008; Kallayil et al., 2003; Løkkeborg et al., 2010). Fangbarkeit wird bestimmt durch einen komplexen Phänotyp aus Morphologie, Physiologie, Lebensgeschichte und Verhalten (z.B. Biro und Post, 2008; Wohlfahrt et al. 1975; Brauhn und Kincaid, 1982; Cooke et al. 2007, Uusi-Heikkilä et al., 2008; Redpath et al., 2009, 2010). Dem Verhalten kommt bei der Angelfischerei womöglich die größte Bedeutung zu (Uusi-Heikkilä et al., 2008), weil eine aktive Entscheidung des Fisches notwendig ist den Köder aufzunehmen (Biro und Post, 2008; Løkkeborg et al., 2010). Studien mit verschiedenen Fischarten konnten beweisen, dass Unterschiede im Verhalten *per se* Einfluss auf die anglerische Vulnerabilität haben können (Beukema, 1969; Cooke et al., 2007; Biro und Post, 2008; Phillip et al., 2009; Wilson et al., 2011; Alós et al., 2012; Klefoth et al., 2012; Olsen et al., 2012). Für die endgültige Entscheidung den Köder zu attackieren und letztendlich auch aufzunehmen sind jedoch nicht nur Aktivität und die dadurch erhöhte Kontaktwahrscheinlichkeit zwischen Fisch und Köder verantwortlich. Auch weitere Verhaltenseigenschaften, von denen bereits zuvor einige näher erläutert wurden, spielen eine wesentliche Rolle: Futteraufnahme, Futtersuchaktivität, Erkundungsverhalten; Aggressivität, Risikobereitschaft sowie Lernfähigkeit (z.B. Beukema, 1970a, 1970b; Suski und Phillip, 2004; Biro und Post, 2008; Askey et al., 2006; Cooke et al., 2007; Wilson et al., 2011; Alós et al., 2012; Enberg et al., 2012; Klefoth et al., 2012). Weiterhin ist denkbar, dass Fische eine höhere Vulnerabilität gegenüber Angelgeräte aufweisen, wenn sie sich im Litoral befinden und hauptsächlich tagaktiv sind und somit dem Charakter der meisten Angler, am Tage und vom Ufer aus zu angeln, weitestgehend entsprechen (Lewin et al., 2006; Binder et al., 2012).

Unter der Annahme, dass Persönlichkeitsmerkmale konsistent und vererbbar sind, können Angler dadurch langfristig einen Selektionsdruck auf den Verhaltenphänotyp ausüben, sofern dieser die Fangbarkeit direkt beeinflusst oder mit anderen Merkmalen korreliert, welche zu einer höheren Vulnerabilität gegenüber Fanggeräten führen (z.B. Biro & Post, 2008; Carlson et al., 2007; Jørgensen, et al., 2007; Nusslé et al., 2009; Alós et al., 2012; Wilson et al., 2011; Klefoth et al. 2012). Die Selektion auf eines dieser Merkmale kann sich dann auch auf weitere Merkmale auswirken, wenn sie genetisch miteinander korreliert sind (Uusi-Heikkilä et al., 2008). Das Ausmaß der Selektion hängt davon ab, wie sehr die phänotypische Variabilität einer genetischen Basis zugrunde liegt (Kuparinen und Merilä, 2007; Allendorf et al., 2008). Langfristig kann eine gerichtete Selektion der Fischerei damit sogar zu einer

fischereilich induzierter Evolution (FIE) innerhalb einer Population führen, wenn bestimmte Phänotypen durch die Fischerei bevorzugt werden und diese zumindest teilweise genetisch veranlagt sind (Roff, 1992; Law, 2000; Conover und Munch, 2002; Heino und Godø, 2002; Biro und Post, 2008; Jørgensen et al., 2007; Uusi-Heikkilä et al., 2008; van Wijk et al., 2013). **Dies äußert sich beispielsweise darin, dass innerhalb weniger Generationen lebensgeschichtliche Merkmale verändert werden können und beispielsweise Fische bei gleichem Alter im Durchschnitt kleiner sind, früher und bei geringerer Größe geschlechtsreif werden und einen erhöhten Reproduktionsaufwand sowie eine geringere juvenile Wachstumsrate aufweisen** (Favro et al., 1979; Law, 2000; Heino und Godø, 2002; Jørgensen, et al., 2007; Kuparinen und Merilä, 2007).

In einer Studie mit Forellenbarschen konnte Angelfangbarkeit als vererbbares Merkmal identifiziert werden, wobei es schon nach drei Generationen zu einer negativen evolutionären Reaktion hinsichtlich der Fangbarkeit und der potentiellen Reproduktion der Population kommt (Phillip et al., 2009; Sutter et al., 2012). Der erste Beweis für genetische Veränderungen von Selektion konnte nun auch in einer Studie mit Guppies (*Poecilia reticulata*) von van Wijk et al. (2013) dargelegt werden. In diesem Versuch führte eine Größenselektion bereits innerhalb von drei Generationen zu genetischen Veränderungen. Das Ausmaß genetischer Veränderungen durch fischereiliche Selektion hängt dabei wesentlich von der Selektionsintensität ab (Falconer und Mackay, 1996). Daraus wird ersichtlich, dass eine fischereilich bedingte Selektionsantwort einer Population sehr schnell innerhalb weniger Generationen auftreten kann, wenn der Selektionsdruck hoch genug und die Heritabilität (Vererbbbarkeit) entsprechend ist. Dies gilt besonders für Verhaltensmerkmale, da ihre Heritabilität oftmals größer ist, als bei lebensgeschichtlichen Merkmalen (Mousseau und Roff, 1987; Uusi-Heikkilä et al., 2008).

In der Züchter-Gleichung:

$$R = h^2 \cdot S$$

steht R für den evolutionären Effekt, h^2 für die Heritabilität (Vererbbbarkeit) und S für das Selektionsdifferential, also der Intensität der gerichteten Selektion, eines Merkmals (Falconer und Mackay, 1996; Lynch und Walsh, 1998; Kuparinen und Merilä, 2007). Aus dieser Formel wird ersichtlich, dass Selektion eine wichtige Grundlage für evolutionäre Veränderungen ist. Es wurde zuvor bereits darauf hingewiesen, dass für

mehrere Merkmale die Heritabilität ermittelt wurde, die einen Einfluss auf die Fangbarkeit haben. Es ist von entscheidender Bedeutung für die Abschätzung von evolutionären Folgen der Angelfischerei, dass neben Heritabilitäten auch Selektionsdifferenziale verschiedener Merkmalen quantifiziert werden, um den Selektionsdruck zu ermitteln, der Angeln auf sie ausübt.

Untersuchungen von Selektionsdruck durch Angelfischerei sind bisher nur selten in der Literatur zu finden (Arlinghaus et al., 2009; Saura et al., 2010). In einer Studie mit einer Wildpopulation von Atlantischem Lachs konnte gezeigt werden, dass Angelfischerei in der Tat durch Selektion Körpergewicht und –länge reduzieren und somit einen Selektionsdruck auf diese Merkmale ausüben kann. Darüber hinaus zeigten Arlinghaus et al. (2010) in ihrer Studie, dass gröbenselektives Angeln von Hechten zu positiven Selektionsdifferenzialen des jährlichen Reproduktionsaufwands führt.

Bisherige Arbeiten zu einer Fischerei-induzierten Evolution (FIE) von Fischen bezogen sich meistens auf lebensgeschichtliche Merkmale in Verbindung mit Wachstum und / oder Körperlänge (Biro und Post, 2008; Olsen et al., 2004; Walsh et al., 2006; Nusslé et al., 2011). **Wenn die Verwendung von passiven Fanggeräten also den Fang bestimmter Phänotypen begünstigt, kann damit die Überlebenschance und daher die Fitness reduziert werden** (Cooke et al., 2007; Jørgensen et al., 2007; Uusi-Heikkilä et al., 2008). **Des Weiteren kann es zu einer Reduzierung der Produktivität von Fischpopulation und damit zu verringerten Erträgen sowie zu einer reduzierten Fangbarkeit kommen** (Walsh et al., 2006; Kuparinen und Merilä, 2007; Jørgensen, et al., 2007; Allendorf und Hard, 2009; Dunlop et al., 2009; Phillip et al., 2009; Olsen et al., 2012). Im Falle einer Überfischungssituation kann es folglich dazu kommen, dass sich eine Population nur schwer oder gar nicht erholen kann (Post, 2013; Jørgensen, et al., 2007; Enberg et al., 2009; Olsen et al., 2012). Verhaltensmerkmale, die mit der Körpergröße korreliert sein können, wurden in Studien zur FIE bislang weitestgehend vernachlässigt (Uusi-Heikkilä et al., 2008, Alós et al., 2012; Olsen et al., 2012). Es ist daher erstaunlich, dass bisher nur relativ wenig über die verhaltensbasierten Hintergründe von individuell variierender Fangbarkeit gegenüber verschiedenen Fischfanggeräten bekannt ist (Brauhn und Kincaid, 1982; Biro und Post, 2008; Redpath et al., 2009, Wilson et al., 2011). Anhand der zuvor genannten Zusammenhänge von Eigenschaften, die die Fangbarkeit beeinflussen, lässt sich vermuten, dass Angeln ufernahe aktivere Individuen mit einer höheren (juvenilen) Wachstumsrate und Risikobereitschaft bzw. Aggressivität selektiert. Hieraus lässt sich ein deutliches

Potential für Verhaltensuntersuchungen in Verbindung mit fischereilicher Vulnerabilität und daraus resultierenden Fitnessbeeinträchtigungen erkennen.

2.3. Der Hecht

Eine Fischart, die sich für eine Verhaltensstudie zur potentiellen künstlichen Selektion bestimmter individueller Merkmale durch (Angel-) Fischerei eignet, ist der Hecht. Der Hecht ist ein in nördlicher Hemisphäre weit verbreiteter Fisch, der vorwiegend in fließenden und stehenden Gewässern mit Süß- oder Brackwasser vorkommt (Raaf, 1988; Craig, 1996; Casselmann und Lewis, 1996). Dabei werden besonders strömungsberuhigte und strukturreiche Zonen klarer Gewässer bevorzugt, vorzugsweise im Litoral, in dem ausreichend submerse und emerse Pflanzen den Hechten Deckung bieten (Grimm, 1981; Raaf, 1988; Chapman und Mackay, 1984b; Cook und Bergersen, 1988; Casselman und Lewis, 1996; Grimm und Klinge, 1996; Jepsen et al., 2001). Einige Studien konnten zeigen, dass die individuelle Habitatwahl von Hechten größenspezifisch variieren kann (Knight et al., 2008), wobei größere Exemplare auch in Bereichen des Sublitorals oder sogar des Pelagials auftreten können (Chapman und Mackay, 1984a, 1984b; Rosell und MacOscar, 2002; Kobler et al., 2009).

Charakteristisch für diese Fischart sind der piscivore und zudem stark kannibalistische Lebensstil, sowie ein schnelles Wachstum und eine frühe Reifung (Grimm, 1983; Raaf, 1988). Als sogenannter Lauerräuber ist der Hecht dafür bekannt, dass er in der Deckung auf vorbeiziehende Beute wartet, um dann mit einem schnellen Vorstoß die Beute zu attackieren (Raaf, 1988). Zu dieser Jagdstrategie passt auch die allgemein geringe Aktivität mit kurzen Aktivitätspeaks, wie sie bereits in älterer Literatur über den Hecht beschrieben wird (Diana, 1980; Cook und Bergersen, 1988; Beaumont et al., 2005; Koed et al., 2006). Es können aber auch Abweichungen von diesem Verhalten auftreten, um den Jagderfolg zu erhöhen (Turesson und Brönmark, 2004; Kobler et al.; 2008, 2009).

Die Populationsdichte sowie Populations- und Altersstruktur von Hechten werden von verschiedenen Faktoren beeinflusst, wie zum Beispiel Wachstum, Mortalität und Nachwuchs (Kipling, 1983; Craig und Kipling, 1983; Raaf, 1988; Craig, 1996; Lorenzen und Enberg, 2002). Dabei ist die Größenstruktur negativ mit der Populationsdichte korreliert (Pierce und Tomcko, 2003; Pierce et al., 2003). Darüber hinaus scheinen auch inter-individuelle Verhaltensunterschiede von der

Populationsdichte abhängig zu sein (Svanbäck und Bolnick, 2007; Swanson et al., 2003; Bolnick et al., 2011). Natürliche (z.B. Temperatur, Konkurrenz und Kannibalismus) und „künstliche“ Faktoren, wie die Fischerei, haben ebenfalls einen wesentlichen Einfluss auf die Dichte und Größenstruktur von Hechten (Kipling und Frost, 1970, 1992; Craig, 1996, Carlson et al., 2007; Edeline et al., 2007, 2009; Arlinghaus et al., 2009, 2010).

In der kommerziellen, als auch in der freizeithlichen Fischerei, nimmt der Hecht einen hohen Stellenwert ein, insbesondere in Europa und Nordamerika, wo er weit verbreitet ist (Weithman und Anderson 1978; Mosindy et al., 1987; Pierce et al., 1995; Paukert et al., 2001; Arlinghaus und Mehner, 2004; Vehanen et al., 2006). In Deutschland zählt er zu den beliebtesten Fischarten der Angler (Arlinghaus, 2004). Dabei gilt der Hecht allgemein als vergleichsweise leicht mit der Angel fangbar, was vermutlich an seiner Aggressivität (Becker, 1983) und der engen Bindung an Strukturen (z.B. Schilf, Krautfelder) liegt, die von Anglern leicht auszumachen sind und folglich häufig befischt werden (Weithman und Anderson, 1978; Mosindy et al., 1987; Paukert et al., 2001).

Viele in Deutschland gefangene Hechte, die das gesetzliche Mindestmaß erfüllen, werden als Speisefisch entnommen (Arlinghaus und Mehner, 2004). Im Gegensatz dazu ist das Zurücksetzen von untermaßigen Fischen in Deutschland gesetzlich vorgeschrieben. Der Anteil gefangener untermaßiger Hechte kann nach einer Studie von Arlinghaus et al. (2008) durch die Wahl von Ködertyp und -größe reduziert werden. Von spezialisierten Hechtanglern werden oftmals relativ große Köder verwendet, da mit zunehmender Räuberlänge und Maulgröße auch die potentielle Beute größer wird (Mittelbach und Persson, 1998) und somit gezielt gröbenselektiert werden kann (Wilde et al., 2003; Cooke et al., 2005; Arlinghaus et al., 2008). Dies entspricht auch dem Ziel vieler Angler, die bevorzugt Trophäenfische fangen wollen (Arlinghaus und Mehner, 2003; Arlinghaus, 2006; Beardmore et al., 2011).

Da eine Größenselektion beim Angeln unter Umständen zu direkten und / oder indirekten Veränderungen von lebensgeschichtlichen oder verhaltensbasierten Merkmalen führen kann (Lewin et al., 2006; Uusi-Heikkilä et al., 2008), kann angelfischereiliche Mortalität langfristig auch einen wesentlichen Einfluss auf Hechtpopulationen ausüben (Raat, 1988; Post et al., 2002; Lewin et al., 2006). Bereits in mehreren Gewässern konnten reduzierte Durchschnittsgrößen und Anstieg in der Dichte junger Individuen nach intensiver Befischung von Hechtbeständen mit verschiedenen Fangmethoden beobachtet werden (z.B. Kipling, 1983; Pierce, 2010; Le

Cren, 2001; Kipling und Frost, 1970; Pierce et al., 1995; Carlson et al., 2007; Edeline et al., 2007, 2009). Fischerei reduziert außerdem das Reifealter; erhöht die Wachstumskapazität und den Reproduktionsaufwand und -erfolg in Hechtpopulationen (Diana, 1983; Arlinghaus et al., 2010; Matsumura et al., 2011). Größere Weibchen weisen bei vielen Fischen eine höhere Fruchtbarkeit bzw. mehr Eier auf, da sie mehr Energie in die Reproduktion investieren (Frost und Kipling, 1967; Trippel, 1998; Wootton, 1998; Edeline et al., 2007). Reproduktionserfolg ist neben der Mortalität eine wesentliche Fitnesskomponente einer Population (Pagel, 2009). Aufgrund der gesteigerten Mortalität und dem reduzierten Reproduktionserfolg durch Angelfischerei lässt sich ableiten, dass die allgemeine Fitness beeinträchtigt werden kann. Da Angelfischerei meist gröbenselektiv ist und viele Eigenschaften mit der Größe korreliert sind, kann je nach Management-Maßnahme (z.B. Mindestmaß) eine mehr oder weniger starke Selektion mit evolutionärem Potential auf Hechtbestände ausgeübt werden (Lewin et al., 2006; Uusi-Heikkilä et al., 2008; Matsumura et al., 2011). Aufgrund seiner Stellung als Top-Prädator in vielen europäischen Ökosystemen, mit einem nicht unwesentlichen indirekten Einfluss auf die Wasserqualität, ist es daher aus Sicht des Binnenfischerei-Managements wichtig die Hechtbestände zu schützen (Benndorf, 1995; Mehner et al., 2004; Arlinghaus et al., 2008).

Unterschiede im Verhalten sind dabei auf individueller Ebene innerhalb einer Population zu erwarten, wie eine Laborstudie mit jungen Hechten zeigen konnte (Nyqvist et al., 2012). Die Autoren fanden konsistente Persönlichkeitsunterschiede hinsichtlich ihrer Risikobereitschaft, wobei die Ergebnisse eventuell durch die standardisierten Laborbedingungen verstärkt wurden (Nyqvist et al., 2012). In einer Folgestudie konnte im Gegensatz dazu keine Konsistenz des Verhaltens bei juvenilen Hechten gefunden werden (Nyqvist et al., 2013). Zudem konnte in diesen Studien überraschenderweise kein Zusammenhang zwischen Verhalten und Wachstum gefunden werden. Es bleibt demnach unklar, ob das Verhalten bei Hechten tatsächlich konsistent und mit lebensgeschichtlichen Merkmalen korreliert ist, insbesondere auch im Hinblick auf bisher unbeachtete Aspekte, wie Verhalten bei adulten Tieren sowie Untersuchungen unter natürlichen Bedingungen im Feld. Zur Realisierung natürlicher Verhaltensobservationen können Telemetriesysteme als technische Alternative zu Verhaltensuntersuchungen im Labor genutzt werden (Cooke et al., 2004; Cagnucci et al., 2010).

Mittels Telemetriesystemen können große Datenmengen von individuellem Verhalten erhoben werden (Metcalf und Arnold, 1997). Sie stellen demzufolge eine gute Möglichkeit dar, verhaltensökologische Untersuchungen bei Tieren durchzuführen (Cagnucci et al., 2010; Metcalfe et al., 2012). Eine erfolgreiche Anwendung von Telemetriesystemen bei Verhaltensuntersuchungen mit Fischen konnte bereits belegt werden (z.B. Donaldson et al., 2008; Klefoth et al., 2008; Kobler et al., 2008; Olsen et al., 2012). So wurden beispielsweise bereits zahlreiche Studien mittels Telemetrie durchgeführt, um das Verhalten des Hechts zu untersuchen (Jepsen et al., 2001; Kobler et al., 2008, 2009; Baktoft et al., 2012). Dabei konnten teilweise gegensätzliche Ergebnisse bezüglich Schwimmverhalten und Habitatwahl nachgewiesen werden (Diana et al., 1977; Rogers, 1998; Jepsen et al., 2001; Beaumont et al., 2005; Koed et al., 2006; Baktoft et al., 2012; Baetens et al., 2013). Einige Studien konnten belegen, dass Aktivitätsunterschiede in Bezug auf Totallänge existieren, wobei größere Individuen scheinbar eine höhere Schwimmaktivität aufweisen (Chapman und Mackay, 1984a, 1984b; Jepsen et al., 2001; Rosell und MacOscar, 2002; Masters et al., 2005; Vehanen et al., 2006). Auch die Habitatwahl scheint bei Hechten von der Körperlänge abzuhängen. Einige Studien lieferten Beweise dafür, dass größere Hechte auch ihre Deckung verlassen und für gewisse Zeit auch sublitorale oder pelagische Bereiche aufsuchen können (Chapman und Mackay, 1984a, 1984b; Bry, 1996; Rosell und MacOscar, 2002). In diesem Zusammenhang lässt sich vermuten, dass größere und aktivere Individuen auch entsprechend größere Reviere aufweisen (Minns, 1995; Buchholz, 2010). Ferner zeigten Kobler et al. (2008), dass sich größere Hechte weiter vom Ufer entfernt aufhalten. Darüber hinaus unterschieden sich die diurnale und saisonale Aktivität der Hechte in verschiedenen Studien (Cook und Bergersen, 1988; Lucas, 1992; Rogers, 1998; Jepsen et al., 2001; Kobler et al., 2008, Baktoft et al., 2012).

Auch auf individuellem Niveau wurden bereits teilweise große Verhaltensunterschiede bei Hechten gefunden (Jepsen et al., 2001; Kobler et al., 2009). Beispielsweise konnten Kobler et al. (2009) zeigen, dass es drei verschiedene Verhaltenstypen innerhalb einer Hechtpopulation in einem kleinen natürlichen See gibt. Dabei unterschieden sich die Verhaltenstypen in ihrer Habitatnutzung und Schwimmaktivität. Im Gegensatz zu anderen zuvor genannten Studien konnten die Autoren in dieser Studie jedoch keinen Zusammenhang zwischen Körperlänge und Verhaltenstyp finden. Die aufgezeigten Verhaltensunterschiede, insbesondere auf dem

individuellen Level, lassen die Vermutung zu, dass es auch zu individuellen Unterschieden in der Fangbarkeit bei Hechten kommt.

Um besser verstehen zu können, inwiefern das individuelle Verhalten der Fische die Fangbarkeit gegenüber passiven Fanggeräten in der kommerziellen Fischerei und dem Angeln beeinflusst, kann die Telemetrie als ein geeignetes Mittel eingesetzt werden (Alós et al., 2012; Olsen et al., 2012). Die Verwendung von akustischen Sendern in der Telemetrie eignet sich für die langfristige und feinskalierte Untersuchung von kontinuierlichem Schwimmverhalten und Habitatwahl auf individueller Ebene (Lucas und Baras, 2000; Hightower et al., 2001; Pine et al., 2003, Espinoza et al., 2011) und wird zunehmend häufiger in Ökosystemen mit Süßwasserfischen eingesetzt (Cooke et al., 2004; Cooke und Thorstad, 2012). Der Vorteil von akustischen Sendern ist, dass sie im Vergleich zu Radiotransmittern in tieferen Gewässerschichten und größeren Gebieten genutzt werden können (Cooke und Thorestad, 2012). Darüber hinaus liefern sie über längere Zeit automatisch, kontinuierlich und direktionale Verhaltensdaten innerhalb eines Untersuchungsgebietes. Dadurch wird eine genaue Ermittlung der Ankunftszeit eines Transmittersignals durch Zeitsynchronisation zwischen mehreren Hydrophonen gewährleistet, was zu verbesserten Positionsschätzungen führt (Heupel und Simpfendorfer, 2002; Niezgodá et al., 2002; Bergé et al., 2012; Biesinger et al., 2013). Bisher fehlen jedoch Feldstudien, die über einen längeren Zeitraum das individuelle Verhalten von Hechten in Bezug auf lebensgeschichtliche (Wachstumsrate) und fitnessrelevante Merkmale (anglerische Mortalität und Reproduktionserfolg) untersuchen.

Das Ziel der vorliegenden Studie war es, Determinanten der anglerischen Fangbarkeit von Hechten und den damit verbundenen Einfluss der Angelfischerei auf die Gesamtpopulation in einem natürlichen See zu bestimmen. Der Fokus dieser Studie lag darin, intraspezifische Unterschiede lebensgeschichtlicher sowie morphologischer Merkmale und im Verhalten auf einen möglichen Zusammenhang mit anglerischer Fangbarkeit zu überprüfen. Die Eigenschaft mit der Angel gefangen zu werden wurde in diesem Zusammenhang als fischereiliche Mortalität interpretiert und somit als Fitnessfaktor definiert, da im Allgemeinen oft eine Entnahme von gefangenen maßigen Fischen stattfindet (Arlinghaus und Mehner, 2004). Dazu wurde ein innovatives „Freilandlabor“ genutzt, das aus einer stationären kabellosen 3-D Telemetrieanlage mit akustischen Sendern zur kontinuierlichen Aufnahme verschiedener Verhaltensmaße besteht, welche in einem kleinen natürlichen See (25 ha) installiert wurde. Die Signale

der akustischen Sender, die in den Fischen implantiert wurden, werden dabei von fest installierten Hydrophonen im See detektiert. Eine solche Anlage ist bisher in dieser Form weltweit einzigartig und bietet die Möglichkeit, mit relativ geringem Arbeitsaufwand langfristige und kontinuierliche Verhaltensobservation von mehreren Fischen in ihrer natürlichen Umgebung gleichzeitig zu realisieren (Cooke et al., 2005; Heupel et al., 2006; Bergé et al., 2012). Des Weiteren schließt diese Anlage Einflüsse wie zum Beispiel eine unnatürliche Umgebung oder eine subjektive Beobachtung aus, die ein natürliches Verhalten möglicherweise beeinflussen können (Klefoth et al., 2013). Dies ist ein wesentlicher Vorteil dieser Studie gegenüber Laborversuchen, bei denen sich diese unnatürlichen Zustände kaum vermeiden lassen. Darüber hinaus wurden zwei standardisierte Angelexperimente durchgeführt, um den Einfluss von Ködertypen auf den Fangerfolg untersuchen.

Die daraus resultierenden, hauptsächlichen Hypothesen der vorliegenden Arbeit sind:

Hypothese 1

Angeln wirkt positiv größenselektiv. Größere Hechte werden daher besser mit der Angel gefangen als kleinere.

Hypothese 2

Hechte mit einer höheren Schwimmaktivität, einem größeren Revier (Home Range) und einer höheren Affinität zu pelagischen Gewässerbereichen sind besser mit der Angel zu fangen als andere Artgenossen.

Hypothese 3

Hechte mit einer hohen juvenilen Wachstumsrate sind später im Leben besser mit der Angel fangbar.

Hypothese 4

Der verwendete Köder und das befischte Habitat haben Einfluss auf den Fangerfolg.

3. Material & Methoden

3.1 Untersuchungsgebiet

Die vorliegende Arbeit wurde in Deutschland am Kleinen Döllnsee durchgeführt, der ca. 80 km nordöstlich von Berlin (N 52° 59' 32.1'', E 13° 34' 46.5'') inmitten des großen Naturschutzgebietes Biosphärenreservat Schorfheide-Chorin liegt. Es ist ein kleiner natürlicher, dimiktischer See glazialen Ursprungs, der hauptsächlich von Waldkiefer (*Pinus sylvestris*) und Schwarzerle (*Alnus glutinosa*) umgeben wird. Der mittlere Totalphosphorgehalt betrug während der Frühjahrszirkulation im Jahr 2011 etwa 30 µg L⁻¹, wodurch der Nährstoffzustand des Sees als mesotroph bis leicht eutroph eingestuft wurde (Lampert und Sommer, 1993). Es bestand bis zum Ende der Versuchszeit im Frühjahr 2011 keine Verbindung zu anderen Gewässern, da im Jahre 1995 der einzige Ein- und Ausstrom, der sogenannte „Döllnfließ“, austrocknete. Jedoch kam es seit Frühjahr 2010 infolge von Maßnahmen zum Landschaftsmanagement des Biosphärenreservates Schorfheide-Chorin zu steigenden Wasserständen des Kleinen Döllnsees, sodass es im Sommer 2011 erstmalig wieder einen Einstrom des benachbarten Großen Döllnsees über das bereits erwähnte Döllnfließ gab. Die steigenden Wasserstände führten zu einer Vergrößerung der Wasseroberfläche des Sees durch überflutete Bereiche (Abbildung 1).

Bis zum Zeitpunkt der vorliegenden Studie konnten 14 Fischarten mittels verschiedener Fanggeräte (Angeln, Elektrofischerei, Stellnetz) im Kleinen Döllnsee nachgewiesen werden (Tabelle 1). Unter diesen Fischarten gelten Barsch und vor allem Hecht als die dominierenden Spitzenprädatoren im See (Klefoth, 2007; Kobler, 2007; Pagel, 2009). Durch Besatz gelangte auch der Wels ins Gewässer und durch natürliche Vermehrung wächst der Bestand dieser Fischart zunehmend, sodass auch der Wels mittlerweile vermutlich zu den Spitzenprädatoren des Sees gezählt werden kann. Weitere Fischarten, die gezielt besetzt wurden, sind Aal, Karpfen und Zander. Von diesen Fischarten treten jedoch lediglich Einzelexemplare im See auf. Der Hechtbestand kann dagegen als natürlich angesehen werden, da er sich auf natürlichem Wege im See reproduziert und bisher keine Besatzmaßnahmen bekannt sind.

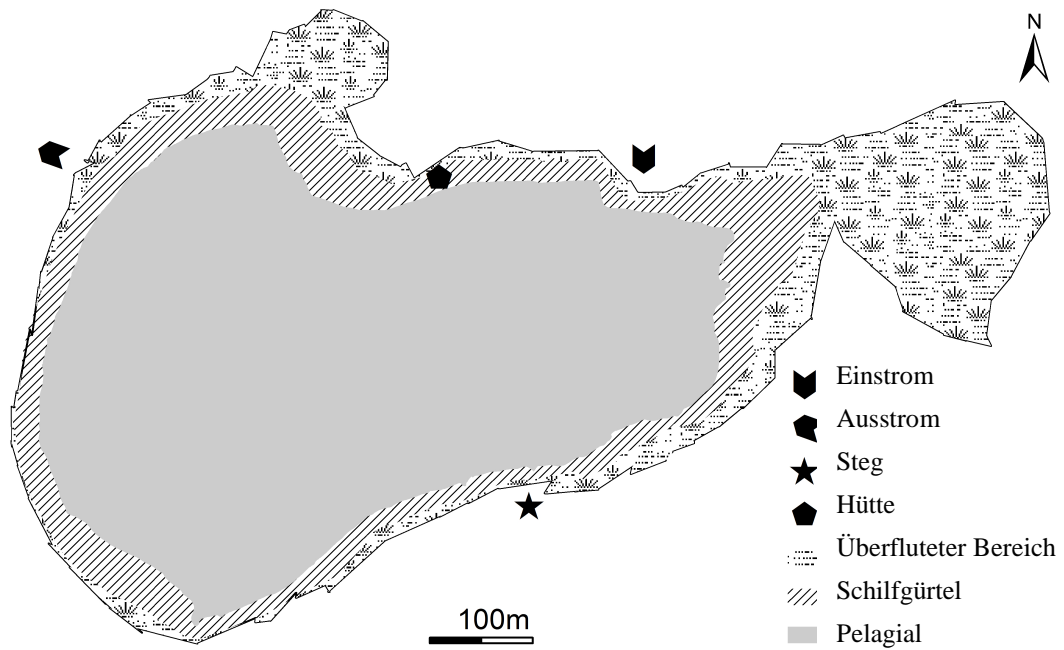


Abbildung 1: Darstellung vom Kleinen Döllnsee vom Jahr 2011 nach den Wasserbewirtschaftungsmaßnahmen, die zu einem Anstieg des Wasserstands und zur Überflutung der Uferbereiche führte.

Tabelle 1: Fischarten im Kleinen Döllnsee.

Fischart	
Aal	<i>Anguilla anguilla</i> (L.)
Barsch	<i>Perca fluviatilis</i> L.
Brassen	<i>Abramis brama</i> (L.)
Güster	<i>Blicca bjoerkna</i> (L.)
Hecht	<i>Esox lucius</i> L.
Karausche	<i>Carassius carassius</i> (L.)
Karpfen	<i>Cyprinus carpio</i> L.
Kaulbarsch	<i>Gymnocephalus cernuus</i> (L.)
Rotauge	<i>Rutilus rutilus</i> (L.)
Rotfeder	<i>Scardinius erythrophthalmus</i> (L.)
Schlei	<i>Tinca tinca</i> (L.)
Ukelei	<i>Alburnus alburnus</i> (L.)
Wels, europäisch	<i>Silurus glanis</i> L.
Zander	<i>Sander lucioperca</i> (L.)
Ausgestorbene Fischarten	
Kleine Maräne	<i>Coregonus albula</i> (L.)

Seit 1991 hat das Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei, Berlin, die Fischereirechte des Kleinen Döllnsees gepachtet und führte seitdem

gelegentlich wissenschaftliche Untersuchungen durch (z.B. Klefoth, 2007; Kobler, 2007; Anwand und Helms, 1995; Radke und Eckmann, 2001). Darüber hinaus ist der öffentliche Zugang, trotz bekannter Fälle von illegaler Fischerei in der Vergangenheit, stark begrenzt. Somit blieb die Fischpopulation bis heute kommerziell unerschlossen und wurde lediglich mit wissenschaftlichen Absichten der Angelfischerei ausgesetzt (Anwand und Helms, 1995; Klefoth et al., 2008, 2011; Kobler et al., 2009).

Der See ist vollständig von 2 – 55 m breiten Schilfgürteln (hauptsächlich Schilf *Phragmites australis* und Rohrkolben *Typha latifolia*) umgeben, der bis in etwa 2 Meter Wassertiefe vorzufinden ist und zeigt darüber hinaus auch ein hohes Aufkommen an submersen Makrophyten (hauptsächlich Hornkraut, *Ceratophyllum demersum*), welche jedoch hinsichtlich des Ausmaßes und der Strukturkomplexität im Jahresverlauf variieren (Klefoth et al., 2008; Kobler et al., 2008; Kobler et al., 2009). Es können daher insgesamt drei Makrohabitate im Kleinen Döllnsee unterteilt werden: emerse Makrophyten (Schilfgürtel), submerse Makrophyten (aquatische Vegetation) und pelagischer Bereich ohne Vegetation. Im August 2010 wurde eine äußerst genau skalierte Kartierung zur Schätzung des Bedeckungsgrades der Vegetation (Abbildung 2) durchgeführt und die Tiefenstruktur des Sees (Abbildung 3) aktualisiert (Zajicek, 2012). Zu dieser Zeit im Sommer umfassten der Schilfgürtel 20,22 % (5,21 ha), die submersen Makrophyten 50,80 % (13,09 ha) und der pelagische Bereich ohne Vegetation 28,52 % (7,35 ha) der gesamten Wasserfläche. Der pelagische, vegetationsfreie Bereich lag dabei unterhalb von 4 m Wassertiefe. Dies zeigt per se eine reichhaltige Habitatsstruktur im gesamten See, die viel Deckung für Lauerräuber wie dem Hecht bietet (Grimm, 1981; Raat, 1988).

Im Zusammenhang der oben genannten Kartierung wurden ebenfalls morphometrische Daten des Kleinen Döllnsees zu den Angaben aus Klefoth (2007) ergänzt, die in Tabelle 2 dargestellt sind. Der Uferentwicklungsfaktor (shoreline development factor, SDF) beschreibt Unregelmäßigkeiten des Uferlinienverlaufes im Vergleich zur Gewässeroberfläche und betrug 1,2 im August 2010, was eine regelmäßige Uferlinie repräsentiert (Eckmann, 1995). Die morphometrischen Eigenschaften wurden jedoch ab Frühjahr 2010 durch die eingangs erwähnten steigenden Wasserstände des Kleinen Döllnsees im Rahmen des Landschaftsmanagements im Biosphärenreservat Schorfheide-Chorin beeinflusst. Von November 2010 bis zum Versuchsende im Mai 2011 stieg der Wasserstand um ca. 25 cm, was wiederum eine Vergrößerung der Gesamtfläche von etwa 5 ha auf insgesamt

etwa 30 ha bewirkte. Aktualisierte Angaben zu den morphmetrischen Angaben konnten bis zum Fertigstellen der vorliegenden Arbeit nicht für alle. Aus diesem Grund kann es sein, dass die angegebenen Werte nicht den aktuellen entsprechen.

Tabelle 2: Morphometrische und wasserschemische Eigenschaften des Kleinen Döllnsees. Stand: September 2010. Werte in Klammern stellen aktualisierte Angaben aus dem Jahr 2011 nach den Wasserbewirtschaftungsmaßnahmen dar, die zu Wasserstandserhöhung führten.

Gesamtfläche	25,8 ha (30 ha)
Durchschnittliche Tiefe (pelagischer Bereich)	4,1 m
Durchschnittliche Tiefe (gesamte Seefläche inkl. Schilfgürtel)	5,0 m
Maximale Tiefe	7,6 m (7,9 m)
Länge der Uferlinie	2205 m
SDF (Uferentwicklungsfaktor) ¹	1,2
Durchschnittliche Secchi-Tiefe (Sichttiefe)	3,3 m
Chlorophyll-a Gehalt	6,4 µg L ⁻¹
Totalphosphor Gehalt	29,6 µg L ⁻¹

¹SDF = $S/(2\sqrt{A\pi})$; dabei ist S = Länge der Uferlinie und A = Fläche des Sees (Eckmann, 1995)

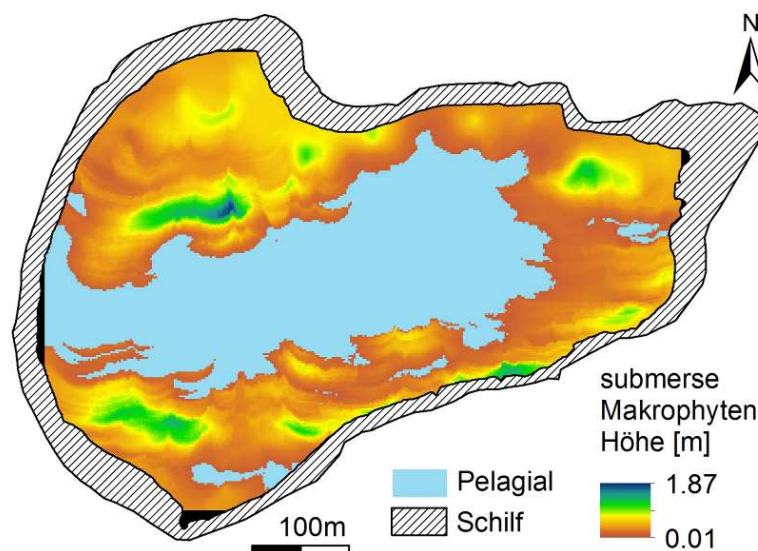


Abbildung 2: Karte der Makrohabitate, Kleiner Döllnsee (aus Zajicek, 2012).

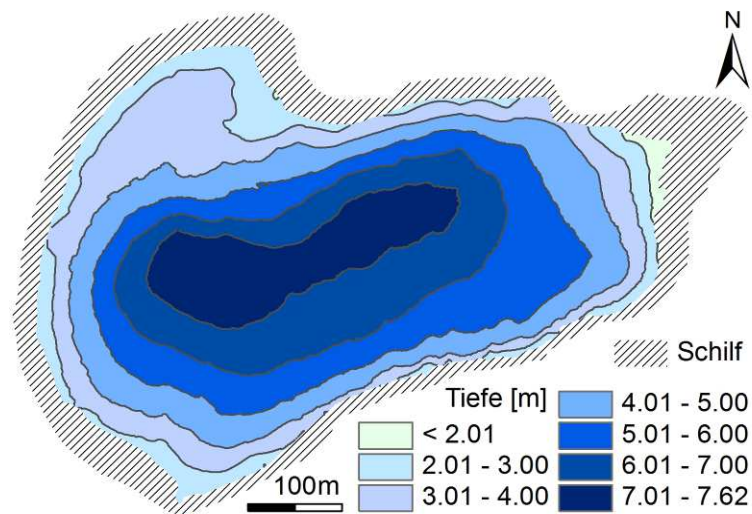


Abbildung 3: Übersicht der Tiefenstruktur, Kleiner Döllnsee (aus Zajicek, 2012).

3.2 Versuchsfische und Beschreibung des Telemetriesystems

Die Stichprobenerhebung der Versuchsfische mit anschließender „Besenderung“ fand in der Zeit zwischen dem 8. September 2009 und 12. November 2009 statt. Es wurde versucht die Versuchsfische dabei mit unterschiedlichen Fangmethoden in annähernd gleicher Anzahl und verschiedenen Größenklassen zu fangen, um eine möglichst heterogene Stichprobe zu erhalten, bei der die Varianz hinsichtlich der anglerischen Vulnerabilität gewahrt wird. Von insgesamt 61 Versuchsfischen wurden 25 Fische (Totallänge: 494 ± 108 mm) mit der aktiven Fangmethode der Elektrofischerei und 36 Fische (Totallänge: 580 ± 121 mm) mit der passiven Fangmethode der Angelfischerei für die Implantierung der Sender gewonnen. Für die Elektrofischerei, die vom Boot aus im Litoral in emersen Makrophyten durchgeführt wurde, kam ein batteriebetriebenes Elektrofischfanggerät mit Gleichstrom und einer 40 cm Ringanode zum Einsatz (Typ EFGI 4000, 4 kW, Brettschneider Spezialelektronik, Chemnitz, Deutschland). Für die Erhebung mittels Angelfischerei vom Boot aus kamen Wurfruten mit Wurfgewichten von 40 – 60 g, an denen Stationärrollen mit geflochtener Schnur (15 – 20 kg Tragkraft) montiert waren, zum Einsatz. Dabei wurden die Angelstellen sowie die Köder (Blinker, Gummifische und Wobbler) von den Anglern selbst gewählt. Unversehrte Hechte mit einer Totallänge von

> 300 mm wurden nach dem Fang (sowohl bei Elektro- als auch Angelfischerei) in einem mit frischem Seewasser durchspülten Fischkasten gehältert, die in den Booten integriert waren. Anschließend wurden die Fische schnellstmöglich zum Seeufer befördert, um dort den Versuchsfischen Transmitter zu implantieren. Zusätzlich wurden die Fische mit einem PIT (Passive Integrated Transponder) Tag markiert, sofern sie nicht bereits während voriger Versuche, z.B. im Rahmen der Masterarbeit von Thilo Pagel, 2009, eine solche Markierung bekamen. Diese individuelle Markierung diente dazu, einzelne Individuen voneinander unterscheiden und im Fall von Wiederfängen zuordnen zu können.

Bewegungsmuster und Schwimmaktivität der zu untersuchenden Hechte sollten mithilfe einer im Kleinen Döllnsee fest installierten kabellosen akustischen 3D Telemetrieanlage (Lotek Wireless Inc., Newmarket, Ontario, Canada), bestehend aus 20 Empfängern (submersible data loggers, SDL; WHS 3050, mit der MAP 600 Technologie, Lotek wireless Inc.), erfolgen. Diese Empfänger speicherten die Positionen der Versuchsfische, die von den zuvor implantierten Transmittern ausgingen, kontinuierlich in Form von binären Rohdateien. In allen Versuchsfischen wurden dabei kombinierte radioakustische Transmitter (CART) vom Typ CH-TP (Lotek Inc., kompatibel mit MAP Technologie) implantiert, die mit einem Temperatur- und Drucksensor ausgestattet waren. Die akustischen Signale der Transmitter wurden digital codiert und mit einer Sendefrequenz von 200 kHz sowie einem Intervall von 9,2 – 18,4 Sekunden (mittleres Intervall: 12,27 Sekunden) emittiert (Zajicek, 2012). Da die fest installierte Telemetrieanlage für den Empfang von akustischen Signalen ausgelegt ist und diese somit alleinig der Verhaltensbeobachtung der vorliegenden Studie dienen, wurden die Radiosignale in der vorliegenden Arbeit vernachlässigt. Nach der Besenderung wurden die Hechte wieder an ihrem Fangort frei gelassen.

Während der Versuchszeit wurden jedoch nur insgesamt 44 von den insgesamt 61 besenderten Hechte telemetrisch erfasst, was vermutlich auf die enge Bindung der Hechte an Makrophyten zurückzuführen ist (Grimm, 1981, Raat, 1988). Möglicherweise kam es in diesen Habitaten zu einer Abschwächung der akustischen Signale durch die Makrophyten selbst (Zamora und Moreno-Amich 2002; Diana et al., 1977; Carol et al., 2007) oder durch Gasblasen, die durch Photosynthese der Makrophyten entstehen (MacLennan & Simmonds 1992). Darüber hinaus kann es sein, dass durch Aufwuchs an den Receivern (z.B. Algen) der Empfang der Transmittersignale eingeschränkt wurde (Heupel et al., 2008). Tabelle 3 zeigt eine

Übersicht der telemetrisch erfassten Hechte während der gesamten Versuchszeit vom 15. Juli 2010 bis 29. Mai 2011, inklusive individueller Eigenschaften und Anzahl erfasster Tage.

Für jedes Individuum wurden individuelle Eigenschaften zusammen getragen: *Totallänge* (mm), *Gewicht* (g), *Geschlecht*, *juvenile Wachstumsrate* (cm / Jahr), und *relativer Konditionsfaktor* (Tabelle 3). Die Totallänge wurde zum Zeitpunkt der Stichprobenerhebung für die Implantation der Transmitter ermittelt und für diese Arbeit verwendet. Auch wenn diese Werte zum Zeitpunkt der Untersuchungen im Rahmen dieser Arbeit wahrscheinlich nicht mehr aktuell waren, war dies der einzige Zeitpunkt bei dem alle besenderten Fische zeitnah vermessen wurden. Dadurch wurde ein weitestgehend unbeeinflusster Vergleich der individuellen Körpergrößen ermöglicht. Für die Ermittlung der absoluten juvenilen Wachstumsrate wurde das geschätzte Längenwachstum von Jahr₁ zu Jahr₂ genutzt. Die Schätzung des individuellen Längenwachstums basierte auf Altersbestimmung durch Auslesen von Schuppen der gefangenen Fische anhand der Jahresringe (Annuli). Durch Messung des Schuppenradius unter einem Mikroskop lies sich dann mittels Fraser-Lee Rückberechnung die Fischlänge in einem bestimmten Alter schätzen. Aufgrund der Rückberechnung der Längen im Alter von Jahr₁ und Jahr₂ konnte anschließend die individuelle juvenile Wachstumsrate bestimmt werden. Die entsprechenden Werte für die Ermittlung der juvenilen Wachstumsraten wurden dem Datensatz der Masterarbeit von Thilo Pagel (2009) entnommen. Die Berechnung des relativen Konditionsfaktors (K_{rel}) erfolgte anhand des ermittelten individuellen Gewichts zum Zeitpunkt der Besenderung (w) geteilt durch das geschätzte mittlere Gewicht auf Basis von Gewicht-Länge-Beziehung (w^*) der gesamten Population:

$$K_{rel} = w / w^* .$$

Tabelle 3: Übersicht aller besenderten Fische (N = 44), die während der Versuchszeit telemetrisch erfasst wurden; inklusive individueller Eigenschaften und Gesamtzahl telemetrisch erfasster Tage. Die juvenile Wachstumsrate wurde anhand des Längenzuwachses von Jahr₁ zu Jahr₂ berechnet.

ID	TL (mm)	Gewicht bei Besenderung (g)	Geschlecht	Relativer Konditionsfaktor	Juvenile Wachstumsrate (cm / Jahr)	Erfasste Tage (N)
30600	425	387	♀	90,26	15,03	28
31300	415	458	♀	114,87	16,56	26
31500	343	240	♂	107,75	17,79	28
31800	369	266	♀	95,53	14,51	16
32100	461	543	♀	98,78	20,46	16
32300	443	468	♀	96,15	17,6	27
32800	359	262	♀	102,33	15,99	42
32900	402	353	♀	97,58	20,74	28
34500	505	673	♀	92,67	27,66	86
35400	506	778	♀	106,48	22,54	31
35500	464	524	♀	93,45	24,54	63
35700	472	509	♀	86,16	17,82	31
35800	619	1531	♀	113,19	16,14	79
36000	443	468	♀	96,15	23,86	86
36100	553	1056	♀	110,18	20,57	93
36200	575	1158	♀	107,24	24,4	75
36300	551	879	♀	92,73	18,61	65
36400	581	1118	♀	100,31	25,6	83
36500	545	949	♂	103,52	22,09	87
36700	538	877	♀	99,52	20,21	91

ID	TL (mm)	Gewicht bei Besenderung (g)	Geschlecht	Relativer Konditionsfaktor	Juvenile Wachstumsrate (cm / Jahr)	Erfasste Tage (N)
36800	627	828	♀	89,36	12,65	89
36900	554	971	♀	100,75	22,67	48
37000	528	838	♀	100,71	18,69	91
37200	569	990	♀	94,67	19,04	80
37300	528	842	♂	101,19	16,88	17
37400	490	683	♀	103,12	NA	91
38700	803	2449	♀	81,75	22,64	63
38800	575	1061	♀	98,26	22,9	66
38900	772	2850	♀	107,3	23,74	54
39300	621	1603	♀	117,35	23,92	66
39400	547	982	♀	105,93	16,88	91
39500	740	2517	♀	107,84	21,26	21
39600	704	2392	♀	119,36	19,59	4
39700	650	1671	♀	106,41	21,47	74
40000	614	1367	♀	103,6	24,43	63
40200	675	1696	♀	96,24	19,71	28
40300	664	1818	♀	108,47	19,59	91
40600	703	1820	♀	91,21	18,94	91
40700	594	1300	♀	109,01	21,77	63
40800	712	2409	♀	116,13	23,84	33
40900	573	1197	♀	112,04	18,66	17
41000	742	2284	♀	97,06	22,06	80
41300	688	1790	♀	95,82	24,72	33
41400	736	2297	♀	100,06	13,79	73
MW	567,68	1185,27		101,56	20,29	57
SD	115,19	703,64		8,4	2,81	27,8

3.3 Untersuchung des Einflusses von Verhalten auf die Fangbarkeit

3.3.1 Fangbarkeitsmaße

Es wurden insgesamt drei verschiedene Fangbarkeitsmaße zur Beurteilung der individuellen anglerischen Fangbarkeit in unterschiedlichen Zeiteinheiten festgelegt. Alle Fangbarkeitsmaße wurden in gleicher Weise kodiert (0 = nicht mit der Angel gefangen, 1 = mit der Angel gefangen). Zum einen wurde eine generelle bzw. lebenslange Fangbarkeit definiert. Dazu zählten alle Fische, die im gesamten Zeitraum vom 28. November 2007 bis zum 29. Mai 2011, inklusive der Stichprobenerhebung für die Besenderung im Herbst 2009, mit der Angel gefangen wurden. Dieses Maß integrierte mehrere Angelevents (standardisiert und unstandardisiert) und stellte daher eine gute Einschätzung der generellen individuellen Vulnerabilität gegenüber Angelfischerei unter verschiedenen Bedingungen dar.

Die zwei weiteren Fangbarkeitsmaße wurden als kurzfristige Fangbarkeit definiert. Im Gegensatz zu der Lebensfangbarkeit waren diese zwar zeitlich eingeschränkt und damit an die Bedingungen zu dieser Zeit gebunden. Damit sollte geklärt werden, ob die untersuchten Parameter einen Einfluss auf die kurzfristige Fangbarkeit unter bestimmten Bedingungen haben. Ein Maß der kurzfristigen Fangbarkeit war der zufällige Fangevent eines Individuums während des standardisierten Angelexperiments im September 2010. Aufgrund der festen Vorgabe der Angelstellen in allen Habitaten wurde mit dem Angelexperiment gewährleistet, dass die Angler nicht habitatselektiv fischten und somit potentiell alle vulnerablen Hechte im gesamten See anbeißen konnten, statt möglicherweise an ihnen vorbei zu angeln (siehe 3.4). Das zweite kurzfristige Fangbarkeitsmaß wurde definiert als nicht zufällige anglerische Fangbarkeit zum Zeitpunkt der Stichprobenerhebung für die Besenderung der Hechte, wobei das Angeln nicht standardisiert erfolgte.

Für die Untersuchung des Angelexperimentes im September 2010 wurde abweichend die unmittelbare tägliche Fangbarkeit in Abhängigkeit von den untersuchten lebensgeschichtlichen und verhaltensbasierten Merkmalen während dieser Zeit betrachtet.

Zur Beurteilung des Selektionsdrucks der Angelfischerei auf die untersuchten Parameter wurden alle Fangbarkeitsmaße anschließend in Maße der absoluten Fitness hinsichtlich fischereilicher Mortalität umkodiert (0 = fischereiliche Mortalität, 1 = überlebt) (siehe auch 3.5.1). Da die geangelten Versuchsfische nach dem Fang wieder schonend zurückgesetzt wurden, ist die fischereiliche Sterblichkeit dieser Arbeit lediglich als theoretische und nicht als tatsächliche Mortalität anzusehen. Fangevents als fischereiliche Sterblichkeit zu interpretieren erfolgte aufgrund der Annahme, dass ein gefangener Fisch unter normalen Umständen in befischten Gewässern durch Entnahme des Anglers stirbt (Arlinghaus und Mehner, 2004).

3.3.2 Untersuchungszeiträume

Für die Verhaltensuntersuchungen sollten für jede Jahreszeit gleichlange Zeitintervalle von vier Wochen dienen (Tabelle 4). Im Herbst wurden zusätzlich sieben Tage des ersten Angelexperimentes (13. bis 19. September 2010) einbezogen. Somit wurden jeweils 14 Tage vor und 14 Tage nach dem Angelexperiment mit berücksichtigt, wodurch eventuelle Verhalten beeinflussende Faktoren während des Angelexperiments, wie zum Beispiel der Bootsverkehr oder der Angeldruck selbst, kontrolliert werden sollten. Vom Frühjahr 2011 konnten leider weder die sieben Tage des zweiten Angelexperiments (23. bis 29. Mai 2011), noch die Tage vor und nach dem Experiment für die Auswertung von Verhaltensdaten genutzt werden. Auch hier sollten ursprünglich Verhaltensdaten aus jeweils 14 Tagen vor und nach dem Versuch ausgewertet werden. Allerdings konnten für diese Zeiträume nur sehr geringe Datenmengen erfasst werden, die eine zuverlässige und aussagekräftige Analyse der Verhaltensdaten nicht zugelassen hätte. Demzufolge wurden vom zweiten Angelversuch lediglich die Angeldaten für die Untersuchung von Köder- und Habitatseffekten auf den Fangerfolg verwendet (siehe 3.5.2).

Tabelle 4: Zeiträume mit ihren durchschnittlichen Wassertemperaturen (°C) und Anzahl der Tage der aufgenommenen Verhaltensdaten. Die Wassertemperatur wurde in ca. 2 m Wassertiefe mittels Multiparameter-Messgeräts (YSI 6600) gemessen.

Zeitraum	Anzahl Versuchstage	Durchschnittliche Wassertemperatur (°C)	Bezeichnung
1.) 15.07.2010 - 11.08.2010	28	19,7	Sommer
2.) 13.09.2010 - 19.09.2010	7	15,8	Angelexperiment
3.) 25.08.2010 - 03.10.2010	35	15,4	Herbst*
4.) 01.10.2011 - 28.01.2011	28	2,3	Winter

* Das Angelexperiment im September 2010 wurde zusätzlich zu den vier Wochen Verhaltensobservation mit einbezogen und ausgewertet. Die Verhaltensdaten während des Angelexperimentes wurden zusätzlich einzeln betrachtet und ausgewertet (siehe 2. Zeitraum).

Die Wassertemperaturen aus Tabelle 4 wurden durch Mittelwertbildungen täglicher Messungen in ca. 2 m Wassertiefe eines Multiparameter-Messgeräts (YSI 6600, YSI Corporation, Yellow Springs, Ohio, USA) gewonnen. Bei fehlenden Messdaten wurden die Wassertemperaturen, die durch die Temperatursensoren in den Transmittern der Fische gemessen wurden, gemittelt und verwendet.

3.3.3 Erhebung und Bearbeitung der Verhaltensdaten

Die Positionen der einzelnen Hechte eines Zeitraumes wurden in Form gespeicherte binären Rohdateien von den Receivern des Telemetriesystems mithilfe eines Laptops heruntergeladen und anschließend nach dem Verfahren, wie es in der Masterarbeit von Petr Zajicek (2012) beschrieben wurde, bearbeitet. Dazu wurden die binären Rohdateien zunächst mit der Positionierungssoftware ALPS V2.30 (Asynchronous Local Positioning System) von Lotek Wireless Inc., in 13 verschiedenen Receiverkombinationen (Arrays) bearbeitet, sodass für jeden besenderten Fisch individuelle Textdateien pro Array mit den jeweiligen ermittelten Positionen erstellt wurden. Diese Dateien wurden dann mittels weiterer Schritten aufgearbeitet. Im nächsten Schritt wurden die Daten mittels selbst programmierter Software (AlpsFileConverter.exe) zu einer einzigen Datei je Individuum kombiniert. Darüber hinaus wurde der Zeitstempel von der unix-Kodierung der ALPS-Software in eine GMT-Kodierung konvertiert, um die Dateien im nächsten Schritt in die Software Matlab Version 11.0 (MathWorks Inc., Massachusetts, USA) einlesen zu können. Dabei wurden auch potentielle Ausreißer beseitigt. In Matlab wurde dann

ein Hidden Markov Model (HMM) angewendet, um weitere Ausreißer von den eingelesenen Daten zu entfernen. Anschließend wurde der AlpsFileConverter erneut verwendet, um die erhaltenen Dateien wieder zurück zu konvertieren, um sie für die nächste Softwareanwendung nutzen zu können. Zusätzlich wurden in diesem Konvertierungsschritt doppelte Positionen, die durch die Überschneidung der Arraykombinationen auftraten, entfernt. Die dann erhaltenen Textdateien der Individuen wurden anschließend mit einem selbst programmierten Befehl („RSCRIPT“, Morla D.M., unveröffentlicht) in der Statistiksoftware R Version 2.11 (R Core Team 2008) bearbeitet. Basierend auf den X- und Y-Koordinaten wurden bei diesem Schritt die Entfernungen zwischen aufeinanderfolgenden Positionen (m) und der Abstand zum Ufer (m) ermittelt. Weiterhin wurde mittels der Zeitstempel der Positionen die Zeitdifferenz (s) zwischen aufeinanderfolgenden Positionen errechnet und zudem weitere Informationen über die Gewässertiefe sowie der Habitatsstruktur (Vegetation) von der Kartierung im August 2010 zu jeder Position hinzugefügt. Alle Informationen wurden in einer neuen Datei für jedes Individuum gespeichert.

Im Anschluss wurden diese Dateien mit einer selbst programmierten Software (Fish.Measure.exe) bearbeitet, um die endgültigen Positionierungsdaten für die statistische Auswertung in Form von ID spezifischen Textdateien zu erhalten. Dabei stellten die Ergebnisse die Mittelwerte der einzelnen Parameter dar. Es konnte dabei zwischen Tag oder Stunde als Zeiteinheit gewählt werden. In diesem Zusammenhang wurden für alle Parameter Mittelwerte für die jeweilige Zeiteinheit ermittelt. Zum Beispiel stellt der Abstand zum Ufer dann den Mittelwert aller Positionen je Stunde bzw. Tag dar. Hauptziel dieser Software war es, die geschwommenen Entfernungen in einen zeitlichen Zusammenhang zu bringen. Je nach gewählter Option, konnte die minimale geschwommene Distanz je Stunde (minimal displacement per hour, MDPH) bzw. je Tag (minimal displacement per day, MDPD) ermittelt werden, die angemessene Maßstäbe von Schwimmbewegungen bei Fischen repräsentieren (Rogers und White, 2007). Die minimale geschwommene Distanz stellt dabei die direkte Luftliniendistanz von aufeinanderfolgenden Positionen je Zeiteinheit (Stunde oder Tag) dar. Auf Stundenniveau (MDPH) waren die zurückgelegten Schwimmdistanzen häufig sehr gering und für viele Stunden am Tag gar nicht verfügbar, d.h. es fand vermutlich keine Bewegung statt. Dies führte dazu, dass keine oder nur sehr niedrige Mittelwerte für viele Individuen ermittelt wurden. Für einen statistischen Vergleich

von gefangenen und nicht gefangenen Hechten wäre die stündlich zurückgelegte Schwimmdistanz daher ungeeignet. Aus diesem Grund beschränkte sich die Auswertung der zurückgelegten Schwimmstrecken in der vorliegenden Arbeit auf Tagesmittelwerte (MDPD). Die Summe der stündlich zurückgelegten Strecken wurde hingegen als Maß für individuelle Schwimmgeschwindigkeit der Hechte genutzt. Die Schwimmgeschwindigkeiten wurden zunächst je Tag und Individuum gemittelt.

Hechte halten sich oftmals in komplexen Strukturen, z.B. innerhalb des Schilfgürtels, auf (Kobler, 2007; Cook und Bergensen, 1988; Casselman und Lewis, 1996; Grimm und Klinge, 1996; Jepsen et al., 2001, Kobler et al., 2009). Innerhalb des Schilfgürtels legten Hechte im Kleinen Döllnsee signifikant geringere Schwimmstrecken zurück, als in Bereichen außerhalb dieser Struktur und zeigten häufig gar keine oder nur geringe Schwimmaktivität (Zajicek, 2012). Zudem ist in solchen Strukturen die Präzision und die Ausbeutung von Bewegungsdaten eingeschränkt (Melnychuk, 2012; Zajicek, 2012), weshalb eine Korrektur der aufgenommenen Daten notwendig erscheint (Payne et al., 2010). Bei der vorliegenden Arbeit kam es häufig vor, dass sich die Koordinaten von aufeinanderfolgenden Positionen der Hechte nicht voneinander unterschieden, weshalb keine Werte für eine geschwommene Distanz ermittelt werden konnten. Diese fehlenden Werte führten zu Lücken innerhalb des Datensatzes, durch die jedoch ein potentielles stationäres Verhalten der Hechte nicht berücksichtigt wurde. Unter der Annahme, dass fehlende Werte der geschwommenen Distanz bedeuten, dass der Fisch sich nicht bewegte, wurden aus diesem Grund zusätzliche Variablen erstellt, bei denen die fehlenden Werte der Schwimmaktivität korrigiert wurden. Die Lücken wurden dabei durch „0“ ersetzt, die eine geschwommene Distanz von null Metern repräsentiert und somit ein Maß für fehlende Bewegung darstellte. Dadurch wurde die Anzahl gemessener Werte der Schwimmaktivitätsmaße erhöht, was zu veränderten Mittelwerten führte. Die Erstellung einer solchen zusätzlichen Variablen betraf die minimal zurückgelegte Schwimmdistanz je Tag (korrigiertes MDPD) und die Schwimmgeschwindigkeit (korrigierte Schwimmgeschwindigkeit).

Zudem wurde der Abstand des Fisches zum Grund (m) als zusätzliche Variable hinzugefügt. Diese Variable wurde aus der mittleren Differenz der Tiefenangabe des im Transmitter integrierten Tiefensensors und der geschätzten Gewässertiefe der bathymetrischen Kartierung berechnet. Zusätzlich wurde für jede

Position ein Tiefenindex errechnet, um die vertikalen Position des Fisches innerhalb des Gewässers zu ermitteln. Dieser Wert ergab sich aus dem Quotienten von der Tiefe des Fisches (m) und der Tiefe des Gewässers an dieser Stelle. Ein Tiefenindex von 0 repräsentiert demnach eine oberflächennahe Orientierung des Fisches, wohingegen ein Wert von 1 für einen grundnahen Aufenthalt steht. Für die Berechnung des Tiefenindex ist die Gewässertiefe, aufgrund des bereits erwähnten Anstiegs des Wasserstands, angepasst worden. Außerdem wurde die individuelle Reviergröße durch Berechnung von 95 % und 50 % Kerndichteschätzung (KDE) mit dem Paket *rhr* in der Statistiksoftware R (Version 3.0.2, R Development Core Team, 2010) ermittelt. Für die Analyse wurden Verhaltensmaße ausgewählt, die vermutlich mit der Fangbarkeit von Hechten korrelieren. Die Variablen dienen der näheren Beschreibung der Individuen über die allgemeine Aktivität der Fische sowie deren Aufenthalt innerhalb des Sees. Hechte, die viel und schnell schwimmen und darüber hinaus über ein großes Revier aufweisen, sollten besser mit der Angel zu fangen sein, da die Wahrscheinlichkeit auf einen Angelköder zu treffen höher ist, als bei weniger aktiven Artgenossen (Løkkeborg et al., 2010; Alós et al.;2012; Klefoth et al., 2012; Olsen et al., 2012). Weiterhin sollten Fische, die pelagische Bereiche bevorzugen (und vermutlich auch die aktiveren Jäger sind) und einen gewissen Abstand zum Gewässergrund aufweisen besser mit der Angel fangbar sein, da sie in diesen Bereichen weniger vor dem Kontakt mit dem Angelköder geschützt sind. Im Einzelnen wurden für die Analyse der individuellen Verhaltensmuster daher letztlich folgende Variablen ausgewählt und genutzt: *Summe der täglich geschwommenen Schwimmstrecke bzw. MDPD (m)*, *Schwimmgeschwindigkeit (m / Std.)*, *Distanz des Fisches zur Uferlinie (m)*, *Distanz des Fisches zum Gewässergrund (m)*, *Tiefenindex* und *Reviergröße (KDE 95 und KDE 50)*.

Alle täglich erfassten Verhaltensmaße wurden für jeden einzelnen Zeitraum vor der Auswertung für jedes Individuum gemittelt. Mit anderen Worten lag für jedes Individuum, das in einem der untersuchten Zeiträume erfasst wurde, ein Mittelwert für jedes Verhaltensmaß vor. Die individuell erhobenen Verhaltensmaße von jedem Zeitraum (Tabelle 4) wurden anschließend mit den individuellen Eigenschaften (Tabelle 3) in einer Tabelle zusammen gefügt. Jeder Fisch hatte somit eine eigene Zeile der Matrix mit individuellen Informationen und Verhaltensdaten. Darüber hinaus wurden alle Jahreszeiten zusätzlich auf individuellem Niveau gepoolt, um auch für den gesamten Versuchszeitraum Analysen durchzuführen. Für den Zeitraum

des Angelexperiments im September 2010 wurden im Gegensatz die täglich erfassten Verhaltensmaße beibehalten, d.h. für jede ID gab es maximal sieben Werte, für jeden Tag des Experiments. Diese höhere Auflösung diente der genauen Betrachtung des Verhaltens im Laufe des Tages mit der Absicht mögliche Zusammenhänge zwischen kurzfristigem Verhalten und unmittelbarer Fangbarkeit aufzudecken.

Nähere Informationen zur Telemetrieanlage und ihrer Funktionsweise, sowie der anschließenden Bearbeitung der Rohdaten mithilfe verschiedener Software-Programme (u.a. ALPS V2.30, Matlab und R) sind der Masterarbeit von Petr Zajicek (2012) zu entnehmen, der sich intensiv mit der Funktionalität und der Kalibrierung der Anlage befasst hat.

3.4 Untersuchungen von anglerischen Einflussfaktoren auf den Fangerfolg

Zur Identifizierung von Effekten des Ködertyps und der befischten Habitate auf den Fangerfolg (Fangrate: Anzahl geangelter Hechte in 15 min.) wurden zwei standardisierte Angelversuche durchgeführt. Der erste Angelversuch erfolgte vom 13. bis 19. September 2010, der zweite vom 23. – 29. Mai 2011. Das zweite Angelexperiment diente zur Vergrößerung des Stichprobenumfangs und zur Verifizierung der Daten aus dem ersten Versuch. Geangelt wurde jeweils vom verankerten Boot aus. In jedem befanden sich jeweils zwei Angler, die bereits Erfahrungen im Hechtangeln mit Kunstködern besaßen. Zum Einsatz kamen insgesamt drei Boote à zwei Angler, die jeweils ein Team für die gesamte Woche bildeten. Ergo angelten sechs Angler in drei Teams gleichzeitig, wodurch der Stichprobenumfang und die Effektivität (Fangerfolg) der anglerischen Beprobung gesteigert werden und Erfahrungsunterschiede der Angler kontrolliert werden sollten. Beide Angelversuche wurden mit dem Ziel der Vergleichbarkeit weitestgehend identischen Abläufen unterzogen.

Das Angeln erfolgte dabei täglich an sieben aufeinanderfolgenden Tagen in einem vorgegebenen Zeitrahmen. Dieser Zeitrahmen wurde der Tageslänge bzw. an Sonnenauf- und -untergang angepasst. So wurde versucht die Tagphase mit der Angelzeit größtmöglich abzudecken und zugleich die Zeiten hoher Fischaktivität eines Tages (Morgen- und Abenddämmerung) mit einzubeziehen, um die Fangaussichten zu maximieren. Effektiv geangelt wurde bei beiden Versuchen

insgesamt zehn Stunden pro Tag, unterteilt in zwei fünf Stunden-Sessions. Der Einfachheit halber werden diese Sessions in Folge „Morgen“ und „Abend“ genannt. Für Stellenwechsel und Ankeraktivitäten wurden je Session maximal weitere 60 Minuten eingeplant, sodass eine Gesamtzeit von sechs Stunden je Session entstand. Der zeitliche Rahmen für die Morgen-Session im Septemberversuch 2010 lag somit zwischen 6:30 und 12:30 Uhr und für die Abend-Session zwischen 14:00 und 20:00 Uhr. Im Frühjahrsversuch 2011 lag der Zeitrahmen für die Morgen-Session zwischen 4:45 und 10:45 Uhr; für die Abendsession zwischen 16:00 und 22:00 Uhr. Aufgrund individueller Unregelmäßigkeiten im Ablauf (z.B. lange Anfahrtswege, Versorgung gefangener Fische oder versehentlich zusätzlich befischte Angelstellen) kam es gelegentlich zu geringfügigen zeitlichen Verzerrungen, die jedoch in der Auswertung berücksichtigt wurden.

Eine Studie von Kobler et al. (2009) zeigte, dass die Hechte im Döllnsee unterschiedliche Habitats bevorzugen und nutzen. Im Falle von nicht vorgegebenen Angelstellen wären bestimmte Bereiche höchstwahrscheinlich bevorzugt und stärker beangelt worden. Eine solche habitatsselektive Befischung hätte den Nachteil gehabt, dass nicht alle Bereiche gleichmäßig abgedeckt wären und somit an einigen Hechten vorbeigeködelt würde. Aus diesem Grund erfolgte in den durchgeführten Angelexperimenten der vorliegenden Arbeit eine zufällige Befischung aller Habitats, wodurch eine selektive Bevorzugung der Angler für bestimmte Bereiche ausgeschlossen wurde. Die zu beangelnden Stellen wurden bereits im Voraus festgelegt, nummeriert und mit ebenfalls entsprechend nummerierten H-Markierungsbojen (Abbildung 5) markiert, um eine gleichmäßige Befischung der gesamten Wasserfläche zu gewährleisten. Der Abstand zwischen den einzelnen Angelstellen betrug etwa 100 m. Bei angenommenen Wurfweiten von ca. 50 m jedes Anglers sollten mit diesen 30 Angelstellen die gesamte Wasserfläche des Kleinen Döllnsees abgefischt werden, wodurch theoretisch jeder Hecht außerhalb des Schilfgürtels potentiell fangbar war. Ziel war es demnach, alle Habitats möglichst gleichmäßig zu beproben, sodass alle vulnerablen Hechte die Chance bekamen an einen Angelköder anzubeißen.

Vor Beginn der Versuche erhielt jedes Angelteam eine laminierte Karte, auf der sich eine Seekarte mit einer Übersicht der Angelstellen zur verbesserten Orientierung auf dem See befand (Abbildung 4). Zudem befand sich auf der Rückseite der Karte der chronologische Ablauf der Angelstellen für jedes Team und

jeden einzelnen Angeltag (siehe Anhang, Tabelle 13). Die Zuordnung festgelegter Angelstellen für jedes Team diente dazu Bevorzugungen bestimmter Stellen auszuschließen.

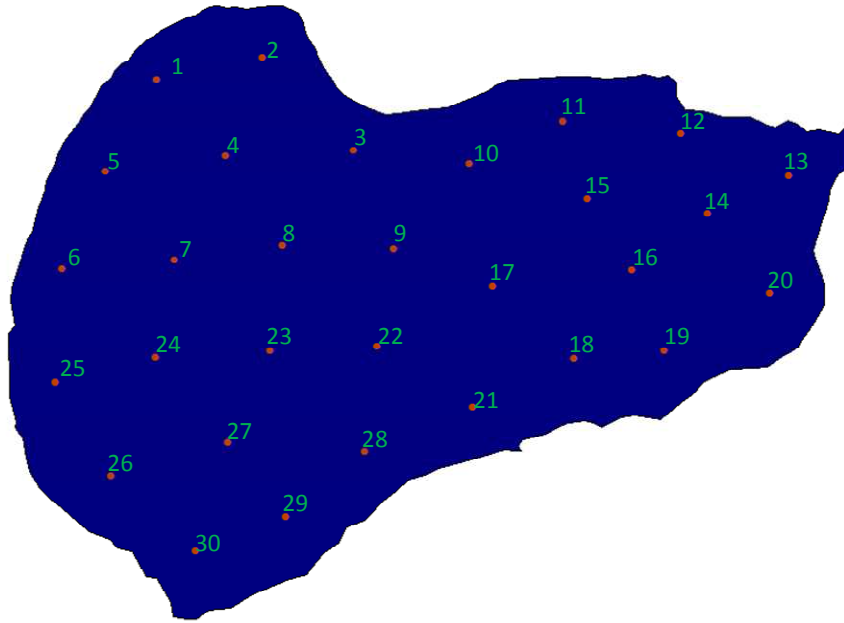


Abbildung 4: Zu beangelnder Bereich im Kleinen Döllnsee mit 30 festgelegten und markierten Angelstellen. Der Abstand zwischen den Angelstellen beträgt je etwa 100 m.



Abbildung 5: H – Markierungsboje. Zur erkenntlichen Markierung der Angelstellen wurden die Bojen mit der jeweiligen Nummer versehen (siehe Abbildung 4).

Jedes Team befischte pro Session 10 Angelstellen für jeweils 30 Minuten, die wiederum in zwei 15-Minütigen Phasen unterteilt wurden. In den 15 Minuten wurden die Angelstellen von beiden Anglern jeweils fächerartig 360° um das Boot herum beangelt. Insgesamt kamen zwei standardisierte Kunstköder zum Einsatz: Gummifisch und Blinker (nähere Beschreibung: siehe unten). Dabei angelte jeder Angler eines Teams mit einem anderen Köder, d.h. ein Angler nutzte den Gummifisch wohingegen zur gleichen Zeit der Bootspartner mit dem Blinker die

Stelle beangelte. Nach Ablauf der ersten 15 Minuten tauschte jeder Angler seinen Köder mit seinem Teamkollegen im Boot und wiederholte die Befischung der Angelstelle wie bereits oben beschrieben. So wurden letztendlich alle Stellen mit beiden verwendeten Ködern zu gleichen zeitlichen Anteilen durch beide Angler vollständig (360°) befischt. Zudem startete jede Session und jeder Angeltag eines Teams an einer anderen Angelstelle, sodass nach einer Woche jeder Angler alle Angelstellen zu unterschiedlichen Zeiten mit beiden Ködern befischt hat.

Das Angelgerät war für alle Angler gleich und umfasste eine 2,75 m lange Spinnrute (Black Stream von SPORTEX, Puchheim, Deutschland) mit 51 – 70 g Wurfgewicht und eine Blue Arc – Rolle der Firma SPRO Corporation (Georgia, USA) in der Ausführung 9400. Die Rollen wurden mit einer 0,25 mm dicken monofilen Schnur unterfüttert und dann je mit ca. 100 m gelb gefärbter, geflochtener Schnur mit 0,15 mm Durchmesser (PowerPro von Shimano Germany Fishing GmbH, Krefeld, Deutschland) bespult und am Ende mit einer ca. 1,50 m langen Schlagschnur aus Iron Claw Fluocarbon in 0,35 mm von der Sänger Angelgeräte GmbH & Co. KG (Waldsolms, Deutschland) ergänzt. Daran wurden jeweils ca. 30 cm lange selbst hergestellte Stahlvorfächer geknotet, die aus den Komponenten Tönnchenwirbel der Größe 8 und Klemmhülsen mit einem Innendurchmesser von 1 mm der Firma Jenzi (Plüderhausen, Deutschland), Fastlock-Karabiner von Profi-Blinker (Köln, Deutschland) in Größe 8, sowie dem 1 x 7 Stahlgeflecht selbst bestand. Dabei wurde das 1 x 7 „Pike Wire“ von Drennan (Oxford, England) mit 9,0 kg Tragkraft verwendet.

Als Gummifisch wurden 115 mm lange Salt Shaker der Firma Luncker City Fishing Specialties (Colorado, USA) in der Farbe Arkansas Shiner mit 10 g schweren Rundkopf-Jighaken der Größe 4/0 von Gamakatsu (Washington, USA) und Zusatzdrillingen der Größe 6, schwarz, an einem 1 x 7 Pike Wire - Stahlvorfach mit 6,8 kg Tragkraft von Drennan International verwendet (Abbildung 6). Als Blinker kamen kupferfarbene Imitate des Effzett-Blinkers mit einer Länge von 85 mm und einem Gewicht von 22 g zum Einsatz, bei denen die Originaldrillinge gegen Qualitätsdrillinge in Größe 4, schwarz, ausgetauscht wurden (Abbildung 6). Für ein schonendes Anlanden gehakter Fische wurde jedes Boot mit einem Gummikescher von Rozemeijer (Zwolle, Niederlande) ausgestattet.



Abbildung 6: Standardisierte Kunstköder, die bei den Angelexperimenten zum Einsatz kamen: a) Salt Shaker in der Farbe Arkansas Shiner, b) kupferfarbener Blinker.

Jedes Team bekam eine Klemmmappe mit Angelfragebögen, in denen die Angelzeiten an den vorgesehenen Stellen, die verwendeten Köder sowie die erfolgten Fehlbisse und gefangenen Fische der einzelnen Angler eingetragen wurden (Beispiel siehe Anhang, Tabelle 14). Die Uhrzeit wurde standardisiert mittels synchronisierter Stoppuhren, von denen jedes Team jeweils eine erhielt. Nach einem Fang wurden die Fische in den bootsinternen Fischkasten gesetzt und die erforderlichen Angaben (u.a. Zeit des Bisses, Ködertyp, Fischart, Hakort) in den Angelfragebogen eingetragen. Zum Abschluss wurden die Stellen, an der die Bisse von gefangenen Fischen erfolgten, mittels H-Bojen markiert, um die exakten Koordinaten mittels GPS-Gerät (ETrex Summit, Garmin, Kansas, USA) mit einer Genauigkeit von ± 5 m zu ermitteln. Die Fische wurden durch eine weitere Person per Boot schnellstmöglich von den Angelteams abgeholt und zum Ufer gebracht, um unnötig langen Stress und Verwechslungen von Fischen zu vermeiden. Am Ufer wurden die gefangenen Fische dann nach Cooke et al. (2004) mit Hilfe einer **1:9 Nelkenöl / Ethanol – Lösung betäubt (0,15 ml auf 1 l Wasser)** und auf einen möglichen Wiederfang anhand von bestehenden Markierungen (PIT Tag) hin überprüft. Im Falle fehlender Markierungen, wurden den unmarkierten Fischen ein PIT Tag implantiert, sowie eine Schuppen- und DNA – Probe (Schwanzflossenschnitt) entnommen. Zusätzlich wurden Standardlänge (mm), Totallänge (mm) und Gewicht (1 g Genauigkeit) der gefangenen Fische ermittelt. Nachdem die Fische sich in einem Frischwasserbecken von der Betäubung erholt hatten, wurden sie an ihrem Fangort wieder zurückgesetzt. Das erste Angelexperiment im September 2010 diente darüber hinaus als zusätzlicher Zeitraum für die Analyse vom Einfluss lebensgeschichtlicher Merkmale und Verhaltenseigenschaften auf die tägliche Fangbarkeit.

3.5 Datenaufbereitung und Analyse

3.5.1 Einfluss von individuellen Eigenschaften und Verhaltensmaßen auf die Fangbarkeit

Vor der eigentlichen statistischen Analyse der Verhaltensdaten wurde überprüft, ob das individuelle Verhalten der Hechte über die untersuchten Zeiträume hinweg wiederholbar bzw. konsistent ist. Sind die Verhaltensmaße der Individuen wiederholbar bzw. konsistent, können diese als Persönlichkeitsmerkmale definiert werden, denen eine genetische Grundlage und demzufolge auch eine Vererbbarkeit unterliegen kann (Dall et al., 2004; Sih et al., 2004; Réale et al., 2007). Wiederholbares Verhalten kann darüber hinaus bedeuten, dass Beobachtungen von ausgewählten Zeiträumen repräsentativ für längere Zeiträume sind, wie z.B. Olsen et al. (2012) bei Dorschen zeigen konnten. Dies ließe eine Einschätzung von individuellen Verhaltenstypen anhand kurzzeitiger Beobachtungen zu, wodurch aufwendige Langzeitbeobachtungen unnötig wären.

Für die Überprüfung auf konsistentes Verhalten wurden zunächst Rangkorrelationen nach Spearman durchgeführt und die Spearman'schen Rangkorrelationskoeffizienten (ρ) sowie die entsprechenden Signifikanzen der einzelnen Zeiträume miteinander verglichen. Darüber hinaus wurde auf Wiederholbarkeit (Repeatability, r) des Verhaltens im zeitlichen Kontext nach der Methode von Lessels und Boag (1987) getestet. Diese zusätzliche Methode zur Bestimmung von Verhaltenskonsistenz wird häufig verwendet und beschreibt den Anteil von Verhaltensvarianz, die durch die Unterschiede zwischen Individuen erklärt wird (Lessels und Boag, 1987; Lynch und Walsh, 1998; Bell et al., 2009). Alle verwendeten Merkmale wurden einer explorativen Datenanalyse nach Zuur et al., (2010) unterzogen. Dazu gehörte unter anderem die visuelle Überprüfung der Variablen auf Normalverteilung. Im Falle von nicht normal verteilten Variablen wurden die Verhaltensmaße auf Tagesniveau zunächst mittels Quadratwurzel transformiert und erst anschließend auf individuellem Niveau für den untersuchten Zeitraum gemittelt, um sich einer Normalverteilung anzunähern. Die verwendeten parametrischen Verfahren sind recht robust gegen nicht normal verteilte Daten (Zar, 1999) und fanden daher auch im Falle einer Abweichung von der

Normalverteilung Anwendung. Ebenfalls wurde auf Varianzhomogenität getestet (Levene-Test mit $p < 0,05$). Alle Verhaltensmaße waren in ihrer Varianz homogen.

Zur Untersuchung des Einflusses von verschiedenen erklärenden Merkmalen auf die anglerische Fangbarkeit von Hechten, wurde die statistische Analyse mit einer multiplen logistischen Regression (verallgemeinertes lineares Modell, GLM) mit einer binären abhängigen Variable (0 = nicht gefangen, 1 = gefangen) durchgeführt. Die unabhängigen Variablen umfassten die erhobenen individuellen Eigenschaften und Verhaltensmaße. Die Modellberechnungen erfolgten für jedes Fangbarkeitsmaß getrennt für alle drei Jahreszeiten (Sommer, Herbst, Winter) sowie dem gepoolten Datensatz.

Für die Analyse des Angelexperiments wurde ein gemischtes lineares Modell mit Messwiederholung für die einzelnen Versuchstage (GLMM) und der individuellen Fangbarkeit während des Versuchs als binäre abhängige Variable angewandt. Dabei wurden viele Fische nicht an jedem Tag (mehrmals) oder während der gesamten Woche gar nicht gefangen. Die unabhängigen Variablen waren dieselben wie in der Analyse der einzelnen Jahreszeiten. Als randomisierter Faktor wurde die ID der Hechte genutzt.

Die verwendeten Merkmale wurden für alle Analysen auf einen Mittelwert von Null und einer Standardabweichung von 1 z-standardisiert, bevor sie in die jeweiligen Regressionsmodelle einbezogen wurden. Zunächst wurden für jeden Zeitraum einzeln Modelle erstellt, die aus abhängiger Variable (Fangbarkeitmaß) sowie aus Totallänge und juvenile Wachstumsrate bestand, zu denen je eines der erhobenen Verhaltensmaße hinzugefügt wurde. Zudem wurden Interaktionen aller Parameter im Modell hinzugefügt. Diese Modelle wurden dann jeweils sukzessiv anhand des Signifikanzniveaus (P – Werte) rückwärts reduziert, wobei die höchsten P-Werte als erstes aus dem Modell genommen wurden, angefangen bei Interaktionen. Die Selektion der jeweils besten Modelle erfolgte anhand des Akaike Informations Kriterium (AIC), der nach Hurvich & Tsai (1989) für kleine Stichprobenumfänge korrigiert wurde (AIC_c). Die AIC_c -Werte der ausgewählten Modelle mit verschiedenen Verhaltensmaßen wurden dann miteinander verglichen und jene Modelle mit den kleinsten Werten wurden für die weitere Auswertung selektiert und dargestellt. Damit sollte das Modell mit der geringsten Residuenvarianz festgelegt werden, bei der alle Parameter im Modell möglichst signifikant sind (Crawley, 2005). Folglich wurde das Modell mit dem geringsten

AIC_c-Wert als das beste Grundmodell eines Zeitraumes für jedes Fangbarkeitsmaß einzeln selektiert. Es ergaben sich demzufolge für jedes Fangbarkeitsmaß Grundmodelle für die einzelnen Zeiträume. Die Grundmodelle mit den jeweiligen Verhaltensmaßen wurden anhand ihres AIC_c-Wertes für jeden Zeitraum getrennt miteinander verglichen. Dadurch wurde eine Vorauswahl an Modellen mit Verhaltensmaßen und individuellen Eigenschaften erstellt, welche für den jeweiligen Zeitraum die Fangbarkeitsmaße am besten erklären. Die Merkmale dieser Modelle dienten dann als Basis für die Bestimmung der Endmodelle. Wiesen Grundmodelle der Fangbarkeitsmaße für einen Zeitraum eine AIC_c-Differenz von $< 3,0$ zum besten Grundmodell auf, dann wurden in weiteren Modellen alle Merkmale dieser Modelle kombiniert. Es ergaben sich demnach für jedes Fangbarkeitsmaß hinsichtlich eines Zeitraumes teilweise Modelle mit mehreren Verhaltenmaßen sowie der Totallänge und der juvenilen Wachstumsrate, inklusive deren Interaktionen. Diese Modelle wurden erneut anhand der P-Werte rückwärts reduziert und mittels AIC_c-Wert beurteilt. Modelle mit den geringsten AIC_c-Werten stellten dann die aussagekräftigsten Endmodelle für das jeweilige Fangbarkeitsmaß eines Zeitraumes dar.

Zu den lebensgeschichtlichen Merkmalen und Verhaltensmaßen wurden zusätzlich die quadrierten Werte und Interaktionen aller Parameter in den neuen Modellen eines Zeitraumes hinzugefügt. Die quadrierten Terme dienten dazu, in einem folgenden Schritt neben der gerichteten auch mögliche Effekte nicht-linearer Selektion (stabilisierende und disruptive Selektion) auf adaptive Merkmale zu untersuchen (Janzen und Stern, 1998). Um die nicht-linearen Selektionseffekte beurteilen zu können, wurden quadratische Regressionskoeffizienten nach Lande und Arnold (1983) und Stinchcombe et al. (2008) ermittelt.

In der anglerischen Praxis ist eine Entnahme von gefangenen Fischen üblich, die das Mindestmaß überschritten haben (Arlinghaus und Mehner, 2004). Die Eigenschaft gefangen zu werden ist demnach in der vorliegenden Arbeit auch als fischereiliche Mortalität interpretierbar, da ein Fangevent eine potentielle Entnahme impliziert. Dieser Beurteilung nach kann die Vulnerabilität auch fitnessrelevant sein. Daher war es von großem Interesse zu überprüfen, ob Angelbarkeit einen Selektionseffekt auf bestimmte Merkmale hervorruft. In diesem Zusammenhang konnte ein Fangevent auch als potentielle Mortalität und somit als Fitness interpretiert werden. Alle Fangbarkeitsmaße wurden daher, unter Annahme einer

möglichen Fitnessbeeinträchtigung, für alle Endmodelle umkodiert (0 = fischereiliche Mortalität, 1 = überlebt). Zusätzlich zu den lebensgeschichtlichen Merkmalen und den Verhaltensmaßen sowie deren Interaktionen wurden die quadrierten Terme der Merkmale für die Untersuchung von nicht linearer Selektion in die Modelle einbezogen (siehe oben). Anschließend wurden diese Regressionsmodelle mit der umkodierten abhängigen Variable und denselben Parametern der finalen Regressionsmodelle der Fangbarkeitsmaße erneut berechnet.

Um die Einflussstärke der einzelnen unabhängigen Variablen miteinander vergleichen zu können, wurden die die logistischen Regressionskoeffizienten der ausgewählten Modelle zunächst nach Janzen & Stern (1998) in lineare Koeffizienten transformiert ($\beta_{avggrad}$). Anschließend wurden sie mit den jeweiligen Mittelwerten und Standardabweichungen der Merkmale standardisiert bzw. normiert, um Mittelwert-Standardisierte Selektionsgradienten (mean standardized selection gradients) zu erhalten, die einen vergleichbaren Maßstab für die Stärke der Selektion auf alle im Modell einbezogenen Variablen darstellen (Matsumura et al., 2012). Mittelwert-Standardisierte Selektionsgradienten messen die Veränderung der relativen Fitness, wenn der Wert des betrachteten Merkmals um 100 % erhöht wird (Matsumura et al., 2012). Ist der Betrag der Mittelwert-Standardisierten Selektionsgradienten für ein Merkmal > 1 , dann kennzeichnet dies einen starken Selektionsdruck auf das Merkmal, auf den die Fitness empfindlich reagiert (Matsumura et al., 2012). Am Ende sollte somit geklärt werden, ob die lebensgeschichtlichen Eigenschaften sowie die Verhaltensmaße Einfluss auf die Fitness (konkret: Überlebenswahrscheinlichkeit) haben.

3.5.2 Untersuchung der Einflüsse von Ködertyp und Habitat auf den Fangerfolg im Rahmen eines standardisierten Angelexperiments

Neben Verhalten sowie morphologischen und lebensgeschichtlichen Merkmalen wurde vermutet, dass auch weitere Faktoren die Fangbarkeit von Hechten beeinflussen, die der Angler selber bestimmen kann. Daher wurde der Einfluss von Ködertyp und befischten Habitaten auf die Fangbarkeit von Hechten im Rahmen der standardisierten Angelexperimente untersucht. Anhand der Fangrate (gefangene Hechte je 15 min.) sollten die befischten Habitate und die verwendeten Köder auf einen Zusammenhang mit dem Fangerfolg untersucht werden. Da es

häufig während der 15-minütigen Intervalle zu keinem Fangerfolg kam, weist die abhängige Variable Zählraten mit vielen Nullen auf und war demzufolge Poisson-verteilt. Aus diesem Grund wurde für die Analyse des Habitat- und Ködereffektes eine zero-inflated Poisson-Regression verwendet (Zuur et al., 2009), die auch auf Überdispersion überprüft wurde.

Zur besseren Übersichtlichkeit wurden die grafischen Abbildungen aller statistischen Ergebnisse in unstandardisierter Form dargestellt. Alle angegebenen Mittelwerte wurden, soweit nicht anders ausgewiesen, \pm Standardabweichung präsentiert. Alle statistischen Berechnungen sowie die Darstellungen der Home Ranges (Kerndichteschätzung) wurden mit dem Statistikprogramm R (Version 3.0.2, R Development Core Team, 2010) durchgeführt. Alle weiteren graphischen Abbildungen der Ergebnisse wurden mit dem Graphikprogramm SigmaPlot 10.0 erstellt.

4. Ergebnisse

4.1 Versuchsfische

Vor dem Versuch wurden im Zeitraum vom 8. September bis 12. November 2009 insgesamt 61 Hechte mittels Angel- oder Elektrofischerei im Rahmen einer Stichprobenerhebung gefangen und anschließend mit einem Transmitter versehen. Hiervon wurden 44 Hechte (72 % aller besenderten Hechte) während des gesamten Untersuchungszeitraumes von der fest installierten Telemetrieanlage detektiert. Hiervon wurden 27 Individuen mit der Angel (TL = 604 ± 122 mm) und 17 Individuen mittels Elektrofischerei (TL = 511 ± 121 mm) gefangen.

4.2. Einfluss von individuellen Merkmalen auf die Fangbarkeit

Gewicht und Totallänge zeigten im Rahmen der explorativen Datenanalyse nach Zuur et al. (2010) eine hohe Kollinearität, weshalb in der weiteren statistischen Auswertung lediglich die Totallänge verwendet wurde. In Testmodellen zur Voranalyse wurde das Geschlecht der Hechte als Kovariate zunächst mit eingebracht, zeigte jedoch keinerlei Einfluss auf die Ergebnisse. Dies lag höchstwahrscheinlich an dem unausgewogenen Geschlechterverhältnis der Versuchsfische (41 Weibchen, 3 Männchen). Aus diesem Grund wurde das Geschlecht von den weiteren Analysen ausgeschlossen. Ebenso wurde der relative Konditionsfaktor in den endgültigen statistischen Analysen nicht mit eingebracht, da in Voranalysen der Einfluss auf die Modellergebnisse zu gering war. Demzufolge wurden neben den Verhaltensmaßen lediglich Totallänge und juvenile Wachstumsrate in den Regressionsmodellen verwendet.

Die detektierten Hechte unterschieden sich in ihrer anglerischen Vulnerabilität in Abhängigkeit vom betrachteten Fangbarkeitsmaß. Dabei zeigten sich Unterschiede hinsichtlich der juvenilen Wachstumsrate und der Totallänge zwischen den Vulnerabilitätstypen (gefangen und nicht gefangen). Einige Fische wurden vom November 2007 bis zum Versuchsende im Mai 2011 mehrfach mit der Angel gefangen. Zwei Individuen (ID 39500, ID 41300) wurden ausschließlich bei

unstandardisiertem Angeln vor ihrer Besenderung im Herbst 2009 mit der Angel gefangen, die später nur mittels Elektrofischerei erneut gefangen wurden. Alle übrigen Individuen wurden entweder generell nicht oder während der Stichprobenerhebung für die Besenderung bzw. während des standardisierten Angelexperiments mit der Angel (wieder) gefangen. Die Übersicht der individuellen Fangbarkeit, inklusive Gesamtanzahl der Fänge mit der Angel, ist der Tabelle 5 zu entnehmen.

Tabelle 5: Übersicht der einzelnen Fangbarkeitsmaße der einzelnen Individuen während der Versuchsphase. 0 = nicht gefangen; 1 = gefangen. Die Anzahl der Fänge bezieht sich auf den Zeitraum von November 2007 bis zum Versuchsende im Mai 2011.

ID	Lebensfangbarkeit (bis Versuchsende)	Zufällige Fangbarkeit (Angelexperimente)	Fangbarkeit bei Besenderung (nicht zufällig)	Anzahl der Fänge
30600	1	0	1	2
31300	0	0	0	0
31500	0	0	0	0
31800	0	0	0	0
32100	1	0	1	1
32300	0	0	0	0
32800	0	0	0	0
32900	1	0	1	1
34500	1	0	1	2
35400	0	0	0	0
35500	0	0	0	0
35700	0	0	0	0
35800	1	1	1	5
36000	0	0	0	0
36100	1	1	0	5
36200	1	1	0	1
36300	1	1	1	3
36400	0	0	0	0
36500	0	0	0	0
36700	1	0	1	1
36800	1	0	1	4
36900	1	0	1	2
37000	1	1	1	7
37200	0	0	0	0
37300	1	0	1	3
37400	1	0	1	1
38700	1	0	1	2
38800	1	1	1	3
38900	1	1	1	2

ID	Lebensfangbarkeit (bis Versuchsende)	Zufällige Fangbarkeit (Angelexperimente)	Fangbarkeit bei Besenderung (nicht zufällig)	Anzahl der Fänge
39300	1	0	1	1
39400	1	1	1	2
39500	1	0	0	2
39600	1	0	1	5
39700	1	0	1	1
40000	0	0	0	0
40200	1	0	1	1
40300	1	1	1	6
40600	1	0	1	4
40700	1	0	1	5
40800	1	0	1	1
40900	1	0	1	4
41000	1	1	1	1
41300	1	0	0	1
41400	1	0	1	4

In Bezug auf die Lebensfangbarkeit wiesen die detektierten und mit der Angel gefangenen Individuen (N = 31) zum Zeitpunkt der Besenderung im Herbst 2009 eine durchschnittliche Totallänge von 608 ± 101 mm auf, während die nicht gefangenen Individuen (N = 13) mit einer durchschnittlichen Totallänge von 471 ± 85 mm deutlich kleiner waren (Abbildung 10). Hinsichtlich der juvenilen Wachstumsrate wuchsen die geangelten Hechte durchschnittlich schneller ($20,34 \pm 3,34$ cm / Jahr), als nicht gefangene Artgenossen ($18,41 \pm 5,63$ cm / Jahr) (Abbildung 13).

Bezogen auf die zufällige Fangbarkeit während des ersten standardisierten Angelexperiments im September 2010 betrug die mittlere Totallänge zum Zeitpunkt der Besenderung 613 ± 82 mm bei den geangelten Hechten (N = 10) und 555 ± 120 mm bei den nicht gefangenen (N = 34) (Abbildung 11). Die während des Angelexperiments gefangenen Hechte wuchsen im juvenilen Stadium durchschnittlich etwas schneller ($20,36 \pm 2,71$ cm / Jahr) als Hechte, die nicht in dieser Zeit gefangen wurden ($19,57 \pm 4,61$ cm / Jahr) (Abbildung 14).

Die Hechte, die während der Stichprobenerhebung für die Besenderung im Herbst 2009 mit der Angel gefangen wurden (N = 27), wiesen eine durchschnittliche Totallänge von 604 ± 104 mm auf, wohingegen die nicht gefangenen Hechte (N = 17) durchschnittlich 511 ± 109 mm lang waren (Abbildung 12). Auch in Bezug

auf die kurzfristige Fangbarkeit zum Zeitpunkt der Besenderung wuchsen die geangelten Hechte im adulten Stadium minimal schneller ($19,97 \pm 3,36$ cm / Jahr) als die nicht gefangenen Individuen ($19,43 \pm 5,33$ cm / Jahr) (Abbildung 15).

4.3 Verhaltenskonsistenz und Fangbarkeitsanalysen

4.3.1 Wiederholbarkeit und Konsistenz des Verhaltens

Die explorative Datenanalyse nach Zuur et al. (2010) ergab, dass eine hohe Kollinearität zwischen der Distanz zum Gewässergrund und dem Tiefenindex vorlag. Darüber hinaus ergaben Voranalysen, dass die Distanz zum Gewässergrund in den Modellen weniger erklärte als der Tiefenindex. Aus diesem Grund wurde als Maß für die vertikale Ausrichtung der Fische der Tiefenindex in den statistischen Analysen verwendet, während die Distanz zum Gewässergrund ausgeschlossen wurde.

Vor den finalen statistischen Analysen der Verhaltensmaße und ihrem Einfluss auf die Fangbarkeit wurden die erfassten Hechte hinsichtlich ihrer Verhaltenskonsistenz zwischen den einzelnen Zeiträumen mittels Spearman-Rangkorrelation mit einem Signifikanzniveau von 5% sowie mittels Berechnung der Wiederholbarkeit (Repeatability) überprüft (Tabelle 6, Abbildungen 7, 8). Für die Berechnung der Spearman-Rangkorrelation und der Wiederholbarkeit wurden nur Individuen berücksichtigt, die auch in beiden Zeiträumen eines Vergleiches telemetrisch erfasst wurden. Da einige Individuen nicht in jedem Zeitraum detektiert wurden, reduzierte sich folglich der Stichprobenumfang für die Ermittlung der Verhaltenskonsistenz.

Die Spearman-Rangkorrelationen ergaben, dass fast alle Verhaltensmaße signifikant waren ($p < 0,05$) und die Korrelationskoeffizienten (ρ) meist einen Wert von $> 0,5$ aufwiesen (Tabelle 6), was auf ein konsistentes Verhalten der Hechte schließen lässt. Lediglich beim Vergleich zwischen Sommer und Winter waren die Ergebnisse nicht so deutlich. Das zeigte sich darin, dass nur die Verhaltensmaße Distanz zum Ufer, Reviergröße (95 % Kerndichteschätzung) und die Schwimmgeschwindigkeit einen signifikanten Zusammenhang zwischen den beiden Zeiträumen aufwiesen.

Insgesamt zeigten sich bei der Berechnung der Wiederholbarkeit Werte zwischen $r = 0,01$ und $r = 0,69$ (Tabelle 6). Die höchsten Werte fanden sich bei der Distanz zum Ufer (Tabelle 6, $r = 0,69$, $N = 23$) im Vergleich von Herbst und Winter, beim Tiefenindex (Tabelle 6, $r = 0,63$, $N = 29$) und der 95 % Kerndichteschätzung (Tabelle 6, $r = 0,60$, $N = 29$) von Sommer und Herbst und bei der 95 % Kerndichteschätzung von Sommer und Winter (Tabelle 6, $r = 0,62$, $N = 22$). Die geringsten Werte der Wiederholbarkeit traten beim Vergleich der Verhaltensmaße zwischen Herbst und Winter auf. Beim Vergleich dieser beiden Zeiträume traten bei den Schwimmmaßen korrigiertes und unkorrigiertes MDPD (Tabelle 6, jeweils $r = 0,01$, $N = 23$) sowie korrigierte (Tabelle 6, $r = 0,04$, $N = 23$) und unkorrigierte Schwimmgeschwindigkeit (Tabelle 6, $r = 0,03$, $N = 23$) geringe Wiederholbarkeitswerte zwischen 0,01 und 0,05 auf. Im Gegensatz dazu wiesen die anderen Verhaltensmaße erneut eine gute Wiederholbarkeit im Vergleich dieser beiden Zeiträume auf. Die Berechnungen der Wiederholbarkeit ergaben beim Vergleich der Zeiträume Sommer – Herbst und Sommer – Winter gute Werte zwischen $r = 0,17$ und $r = 0,63$ (Tabelle 6). Die Ergebnisse deuten demnach, bis auf wenige Ausnahmen, darauf hin, dass das Verhalten der Hechte unter natürlichen Bedingungen im See konsistent und wiederholbar ist. Graphische Darstellungen der Rangkorrelationen, Wiederholbarkeit sowie Streudiagramme der jeweiligen Verhaltensmaße und Zeiträume finden sich in den Abbildungen 7, 8 und 9.

Tabelle 6: Übersicht der Verhaltenskonsistenz (Spearman-Rangkorrelation) und der Wiederholbarkeit aller verwendeten Verhaltensmaße zwischen den einzelnen gemessenen Zeiträumen. Für die Berechnungen wurden nur Individuen berücksichtigt, die in beiden Zeiträumen eines Vergleiches telemtrisch erfasst wurden, wodurch der Stichprobenumfang reduziert wurde. Die Berechnung der Wiederholbarkeit erfolgte nach der Methode von Lessels und Boag (1987). Das Signifikanzniveau der Spearman-Rangkorrelation lag bei 0,05.

Verglichene Zeiträume	Verhaltensmaß	Konsistenz (Spearman-Rangkorrelation)		Wiederholbarkeit (r)
		Korrelationskoeffizient (ρ)	P	
Sommer - Herbst (N = 29)	MDPD	0,707	< 0,001	0,259
	MDPD _{korrigiert}	0,702	< 0,001	0,216
	Schwimmgeschwindigkeit	0,742	< 0,001	0,308
	Schwimmgeschwindigkeit _{korrigiert}	0,705	< 0,001	0,173
	Distanz zum Ufer	0,634	< 0,001	0,537
	Tiefenindex	0,603	0,001	0,626
	95 % Kerndichteschätzung	0,652	< 0,001	0,601
	50 % Kerndichteschätzung	0,406	0,061	0,549

Verglichene Zeiträume	Verhaltensmaß	Konsistenz (Spearman-Rangkorrelation)		Wiederholbarkeit (r)
		Korrelationskoeffizient (ρ)	P	
Herbst - Winter (N = 23)	MDPD	0,496	0,016	0,008
	MDPD _{korrigiert}	0,509	0,013	0,013
	Schwimmgeschwindigkeit	0,488	0,018	0,031
	Schwimmgeschwindigkeit _{korrigiert}	0,594	0,003	-0,045
	Distanz zum Ufer	0,505	0,014	0,688
	Tiefenindex	0,547	0,007	0,559
	95 % Kerndichteschätzung	0,641	0,001	0,419
	50 % Kerndichteschätzung	0,225	0,326	-0,185
Sommer-Winter (N = 22)	MDPD	0,346	0,115	0,328
	MDPD _{korrigiert}	0,356	0,104	0,469
	Schwimmgeschwindigkeit	0,427	0,047	0,367
	Schwimmgeschwindigkeit _{korrigiert}	0,448	0,037	0,393
	Distanz zum Ufer	0,431	0,045	0,469
	Tiefenindex	0,282	0,204	0,380
	95 % Kerndichteschätzung	0,532	0,019	0,623
	50 % Kerndichteschätzung	0,770	0,079	0,181

KDE 50 bzw. KDE 95: (Reviergröße: 50% bzw. 95% Kerndichteschätzung), MDPD: Minimale geschwommene Distanz pro Tag, Tiefenindex: Fischtiefe / Gewässertiefe, (_{korrigiert} = mit 0 korrigiertes Verhaltensmaß).

4.3.2 Einfluss von Verhalten auf die Fangbarkeit

Es wurden zunächst Grundmodelle mit den geringsten AIC_c -Werten ausgewählt (Burnham und Anderson, 1998), bei denen jeweils der Einfluss von einem Verhaltensmaß sowie Totallänge und juvenile Wachstumsrate auf ihren Einfluss auf die Fangbarkeit der Hechte getestet wurde. Dies wurde für jeden einzelnen Zeitraum (Sommer, Herbst, Winter, gepoolter Datensatz aus allen drei Jahreszeiten) und jedes Fangbarkeitsmaß separat durchgeführt. Die Grundmodelle sind in Tabelle 7 dargestellt. Lagen für einen Zeitraum mehrere Grundmodelle mit einer Differenz des AIC_c von $< 3,0$ eines Fangbarkeitsmaßes vor, wurden die Parameter dieser Grundmodelle in finalen Modellen kombiniert, inklusive deren Interaktionen und quadrierter Terme, und bis zum geringsten AIC_c reduziert. Die besten Endmodelle für jeden Zeitraum eines Fangbarkeitsmaßes sind in Tabelle 8 dargestellt. Tabelle 9 zeigt die Ergebnisse von den binären logistischen Regressionen der finalen Modelle.

Die binären logistischen Regressionen ergaben je nach untersuchtem Zeitraum unterschiedliche Ergebnisse für die Fangbarkeitsmaße. Für die langfristige Fangbarkeit zeigte sich beispielsweise die Totallänge als ein wesentlicher Faktor, unabhängig von der Jahreszeit. Größere Individuen schienen demzufolge eine höhere Vulnerabilität gegenüber Angelfischerei aufzuweisen. Der Einfluss der Verhaltensmaße auf die jeweiligen Fangbarkeitsmaße war jedoch abhängig von der Jahreszeit. Im Sommer zeigte besonders die Schwimmgeschwindigkeit einen Einfluss auf die Fangbarkeit (Tabelle 9, $AIC_c = 0,81$; $P = 0,055$; $N = 41$). Individuen, die im Durchschnitt schneller schwammen, wiesen demnach auch eine höhere Vulnerabilität gegenüber Angelfischerei auf. Im Herbst war die Totallänge der entscheidende Prädiktor (Tabelle 9, $AIC_c = 25,52$; $P = 0,069$; $N = 31$), wohingegen die Reviergröße im Modell nicht signifikant war. Auch im Winter bestätigte sich, dass größere Individuen eine signifikant höhere Vulnerabilität gegenüber Angelfischerei aufwiesen ($AIC_c = 24,21$; $P = 0,048$; $N = 25$). Darüber hinaus zeigte sich, trotz des geringen Stichprobenumfangs, eine Tendenz, dass die Wahrscheinlichkeit gefangen zu werden mit der Distanz zum Ufer zunimmt (Tabelle 9, $AIC_c = 24,21$; $P = 0,090$; $N = 25$). Wenn alle Zeiträume zusammengefasst wurden, dann zeigten sowohl die Totallänge ($AIC_c = 8,56$; $P = 0,002$; $N = 44$), als

auch der Tiefenindex ($AIC_c = 38,56$; $P = 0,030$; $N = 44$) einen signifikanten Einfluss auf die langfristige Fangbarkeit (Tabelle 9).

Bei der kurzfristigen und zufälligen Fangbarkeit während des standardisierten Angelexperiments im September 2010 bestätigte sich für den Sommerzeitraum der Einfluss der korrigierten Schwimmggeschwindigkeit auf die Vulnerabilität (Tabelle 9, $AIC_c = 39,73$; $P = 0,046$; $N = 41$). Alle anderen Parameter des Regressionsmodells für den Sommer zeigten keinen signifikanten Einfluss auf die kurzfristige und zufällige Fangbarkeit. Die Schwimmggeschwindigkeit zeigte sowohl für den Winter ($AIC_c = 31,45$; $P = 0,041$; $N = 25$), als auch für den gepoolten Datensatz ($AIC_c = 45,73$; $P = 0,033$; $N = 44$) einen signifikanten Einfluss auf die zufällige Fangbarkeit (Tabelle 9).

In Bezug auf die kurzfristige nicht zufällige Fangbarkeit zum Zeitpunkt der Stichprobenerhebung für die Besenderung zeigten sich lediglich im Winter und im gepoolten Datensatz signifikante Regressionsmodelle mit den verwendeten Verhaltensparametern. Das Modell mit der Totallänge und der Distanz zum Ufer im Winter erklärte die Wahrscheinlichkeit während der Besenderungsphase gefangen zu werden am besten, wobei die Totallänge einen signifikanten Effekt auf die Fangbarkeit hatte (Tabelle 9, $AIC_c = 28,00$; $P = 0,043$; $N = 25$). Die Distanz zum Ufer wies im Winter einen Einfluss auf die Fangbarkeit während der Besenderungsphase auf (Tabelle 9, $AIC_c = 28,00$; $P = 0,066$; $N = 25$). Im zusammengefassten Datensatz (alle Jahreszeiten zusammen) erklärten die Totallänge ($AIC_c = 47,51$; $P = 0,016$; $N = 44$) und der Tiefenindex ($AIC_c = 47,51$; $P = 0,029$; $N = 44$) die nicht zufällige Fangbarkeit zum Zeitpunkt der Besenderung am besten (Tabelle 9). Individuen, die einen höheren Tiefenindex aufwiesen, d.h. Individuen die sich relativ grundnah aufhielten, zeigten dabei eine höhere Vulnerabilität. Modelle mit Interaktionen sowie nicht dargestellten Verhaltensmaßen und lebensgeschichtlichen Merkmalen wiesen einen höheren AIC_c auf und erklärten somit weniger als die dargestellten Modelle. Aus diesem Grund wurden diese Modelle nicht dargestellt.

Beim Angelexperiment 2010 wurde darüber hinaus das Verhalten in dieser Woche (19. – 23. September 2010) hinsichtlich des Einflusses auf die tägliche zufällige Fangbarkeit in diesem Zeitraum untersucht, mit Totallänge und juveniler Wachstumsrate als Kovariaten. Hierzu wurden logistische Regressionen mit Messwiederholung verwendet. Es erfolgte eine Identifizierung von finalen Modellen,

komplementär zu dem Verfahren bei den einzelnen Jahreszeiten (und dem gepooltem Datensatz), wie es bereits zuvor beschrieben wurde (Tabelle 7 und 8). Die Endmodelle ergaben, dass die Wahrscheinlichkeit in dieser Woche gefangen zu werden tendenziell mit zunehmender Reviergröße anstieg (Kerndichteschätzung 50 %) anstieg (Tabelle 9, $AIC_c = 64,97$; $P = 0,080$; $N = 25$). In diesem Fall ist vermutlich erneut der Stichprobenumfang zu gering gewesen, um einen deutlicheren Effekt aufzuzeigen. Auch bei diesen Regressionen zeigten Modelle mit Interaktionen sowie nicht dargestellten Verhaltensmaßen und lebensgeschichtlichen Merkmalen einen höheren AIC_c auf und wurden daher nicht dargestellt.

Auch wenn einige Verhaltensmaße nicht in den finalen Modellen auftauchten, da der AIC_c zu gering war, gab es jedoch zum Teil deutliche Unterschiede zwischen den beiden Vulnerabilitätstypen (fangbar und nicht fangbar) hinsichtlich dieser Merkmale. Diese Unterschiede sollen in einem direkten Vergleich nachstehend aufgeführt werden. Beispielsweise war die mittlere minimale Schwimmdistanz je Tag (m) unabhängig vom betrachteten Fangbarkeitsmaß bei den mit der Angel gefangenen Hechten, insbesondere im Sommer und Winter, annähernd doppelt so hoch wie bei nicht gefangenen Artgenossen (Tabelle 10, Abbildungen 16, 17, 24, 25, 32 und 33). Auch die mittlere Schwimmgeschwindigkeit war bei den vulnerableren Hechten im Sommer und Winter allgemein deutlich höher, als bei den Hechten, die nicht mit der Angel gefangen wurden (Tabelle 10, Abbildungen 18, 19, 26, 27, 34 und 35). Weitere Unterschiede ließen sich in der Reviergröße (m^2) zwischen fangbaren und nicht fangbaren Hechten erkennen. Sowohl in Bezug auf das erweiterte Revier (95 % Kerndichteschätzung) als auch auf das Kernrevier (50 % Kerndichteschätzung) wiesen die gefangenen Hechte eine höhere Reviergröße auf (Tabelle 10, Abbildungen 22, 23, 30, 31, 38 und 39). In den Abbildungen 40 bis 45 sind die Reviergrößen und erfassten Positionen der einzelnen Individuen mit der jeweiligen Kennzeichnung der individuellen Fangbarkeit für die betrachteten Jahreszeiten separat dargestellt. Auch die Verhaltensmaße Distanz bis zum Ufer (Abbildungen 20, 28, 36) und Tiefenindex (Abbildungen 21, 29, 37) wurden vergleichend für die beiden Vulnerabilitätstypen graphisch dargestellt und können dem Anhang dieser Arbeit entnommen werden. Die individuellen Mittelwerte (\pm einfachen Standardfehler) des gesamten Untersuchungszeitraumes sind für alle Verhaltensmaße in Tabelle 10 dargestellt.

Tabelle 7: Übersicht von Grundmodellen (logistische Regressionen) mit den geringsten AIC_c -Werten zur Ermittlung von geeigneten Verhaltenmaßen für die finalen Regressionsmodelle der jeweiligen Jahreszeit und Fangbarkeitsmaße. Verhaltensmaße von Modellen mit Unterschieden beim AIC_c von $\Delta < 3$ wurden bei der Ermittlung der finalen Regressionsmodelle miteinander kombiniert (siehe Tabelle 8).

Jahreszeit	Fangbarkeitsmaß (abhängige Variable)	Modellstruktur	AIC_c
Sommer (N = 41)	Lebensfangbarkeit	TL + Juv WR + KDE 50	33,08
		TL + Geschw _{korrr}	35,86
	Zufällige Fangbarkeit	TL + KDE 50	42,10
		Juv WR + Geschw _{korrr}	43,56
		MDPD _{korrr}	44,77
Fangbarkeit bei Besenderung	TL + Juv WR + KDE 50	46,40	
Herbst (N = 31)	Lebensfangbarkeit	TL + KDE 50	25,52
	Zufällige Fangbarkeit	TL + KDE 95	38,59
		MDPD	41,04
	Fangbarkeit bei Besenderung	TL + KDE 50	34,21

Jahreszeit	Fangbarkeitsmaß (abhängige Variable)	Modellstruktur	AIC_c
Winter (N = 25)	Lebensfangbarkeit	TL + Uferdistanz	24,21
		Zufällige Fangbarkeit	Geschw
	Fangbarkeit bei Besenderung	KDE 95	31,95
		MDPD	32,29
		TL + Uferdistanz	27,99
		TL + KDE 50	28,00
Alle Datensätze (gepoolt) (N = 44)	Lebensfangbarkeit	TL + Tiefenindex	38,56
		TL + Juv WR + KDE 95	38,67
		TL + Juv WR + Geschw _{korr}	40,52
		TL + Uferdistanz	40,58
	Zufällige Fangbarkeit	MDPD	45,42
		Juv WR + Geschw _{korr}	45,73
		KDE 95	47,49

Jahreszeit	Fangbarkeitsmaß (abhängige Variable)	Modellstruktur	AIC_c
	Fangbarkeit bei Besenderung	TL + Juv WR + Tiefenindex	50,10
		TL + KDE 50	51,07
Angelexperiment – 2010 (N = 25)	Fangbarkeit während Angelexperiment	KDE 50	64,97

TL: Totallänge, Juv WR: Juvenile Wachstumsrate, KDE 50 bzw. KDE 95: (Reviergröße: 50% bzw. 95% Kerndichteschätzung), MDPD: Minimale geschwommene Distanz pro Tag, Geschw: Schwimmggeschwindigkeit, (_{kor} = mit 0 korrigiertes Verhaltensmaß).

Tabelle 8: Übersicht finaler logistischer Regressionsmodelle verschiedener Fangbarkeitsmaße unterschiedlicher Zeiträume mit den geringsten AIC_c -Werten, ggf. mit quadrierten Termen. Im Falle von geringen AIC_c Unterschieden zwischen Grundmodellen desselben Zeitraumes und Fangbarkeitsmaßes mit verschiedenen Parametern (siehe Tabelle 7), wurden die jeweiligen Parameter in den finalen Modellen kombiniert und nach P-Werten reduziert.

Jahreszeit	Fangbarkeitsmaß (abhängige Variable)	Modellstruktur	AIC_c
Sommer (N = 41)	Lebensfangbarkeit	TL + Juv WR + KDE 50 + $Geschw_{korrr}$	30,81
		TL + Juv WR + $(KDE\ 50)^2 + (Geschw_{korrr})^2$	29,91
	Zufällige Fangbarkeit	TL + Juv WR + KDE 50 + $Geschw_{korrr}$	39,73
		TL + $(Juv\ WR)^2 + (KDE\ 50)^2 + Geschw_{korrr}$	38,80
	Fangbarkeit bei Besenderung	TL + Juv WR + KDE 50	46,40
		TL + $(KDE\ 50)^2$	43,70
Herbst (N = 31)	Lebensfangbarkeit	TL + KDE 50	25,52
	Zufällige Fangbarkeit	KDE 95	38,59
		KDE 95 + $(KDE\ 95)^2$	37,90
	Fangbarkeit bei Besenderung	TL + KDE 50	34,21
		TL + KDE 50 + $(KDE\ 50)^2$	31,75

Jahreszeit	Fangbarkeitsmaß (abhängige Variable)	Modellstruktur	AIC_c
Winter (N = 25)	Lebensfangbarkeit	TL + Uferdistanz	24,21
	Zufällige Fangbarkeit	Geschw	31,45
	Fangbarkeit bei Besenderung	TL + Uferdistanz	28,00
Alle Datensätze (gepoolt) (N = 44)	Lebensfangbarkeit	TL + Tiefenindex	38,56
	Zufällige Fangbarkeit	Juv WR + Geschw _{kor}	45,73
	Fangbarkeit bei Besenderung	TL + Tiefenindex + KDE 50	47,51

Angelexperiment – 2010 (N = 25)	Fangbarkeit während Angelexperiment	KDE 50	64,97

TL: Totallänge, Juv WR: Juvenile Wachstumsrate, KDE 50 bzw. KDE 95: (Reviergröße: 50% bzw. 95% Kerndichteschätzung), MDPD: Minimale geschwommene Distanz pro Tag, Geschw: Schwimmggeschwindigkeit, (_{kor} = mit 0 korrigiertes Verhaltensmaß).

Tabelle 9: Ergebnisse finaler Regressionsmodelle der einzelnen Fangbarkeitsmaße für verschiedene Zeiträume (inklusive gepoolten Datensatz: Alle Zeiträume) in Abhängigkeit von lebensgeschichtlichen und verhaltensbasierten Merkmalen; mit einfachem Standardfehler (SE).

Fangbarkeitsmaß	Modell-Nummer		α	SE	Wald - z	P
Sommer (N = 41)						
Lebensfangbarkeit	1	Konstante	1,406	0,688	4,182	0,041
		Totallänge	1,046	0,766	1,864	0,172
		Juvenile Wachstumsrate	1,056	0,781	1,825	0,177
		KDE 50	-0,150	0,773	0,037	0,847
		Korrigierte Schwimmggeschwindigkeit	1,494	0,779	3,679	0,055
Zufällige Fangbarkeit	2	Konstante	-2,011	0,853	5,553	0,018
		Totallänge	0,654	0,685	0,913	0,339
		Juvenile Wachstumsrate	0,531	0,593	0,800	0,371
		KDE 50	-0,406	0,621	0,427	0,513
		Korrigierte Schwimmggeschwindigkeit	2,111	1,060	3,964	0,046

Fangbarkeitsmaß	Modell-Nummer		α	SE	Wald - z	P
Fangbarkeit bei Tagging	3	Konstante	0,537	0,398	1,822	0,177
		Totallänge	0,502	0,514	0,953	0,329
		Juvenile Wachstumsrate	0,213	0,459	0,216	0,642
		KDE 50	0,007	0,475	0,000	0,988
Herbst (N = 31)						
Lebensfangbarkeit	4	Konstante	2,313	1,040	4,948	0,026
		Totallänge	2,495	1,373	3,304	0,069
		KDE 50	1,129	1,161	0,945	0,331
Zufällige Fangbarkeit	5	Konstante	-0,824	0,437	3,557	0,059
		KDE 95	0,907	0,508	3,188	0,074
Fangbarkeit bei Tagging	6	Konstante	0,748	0,479	2,440	0,118
		Totallänge	1,517	0,710	4,569	0,033
		KDE 50	-0,435	0,522	0,695	0,405

Fangbarkeitsmaß	Modell-Nummer		α	SE	Wald - z	P
Winter (N = 25)						
Lebensfangbarkeit	7	Konstante	2,185	0,942	5,381	0,020
		Totallänge	2,516	1,270	3,922	0,048
		Distanz zum Ufer	1,182	0,697	2,879	0,090
Zufällige Fangbarkeit	8	Konstante	-0,757	0,497	2,322	0,128
		Schwimmgeschwindigkeit	1,191	0,584	4,156	0,041
Fangbarkeit bei Tagging	9	Konstante	1,274	0,664	3,679	0,055
		Totallänge	1,926	0,953	4,084	0,043
		Distanz zum Ufer	1,139	0,619	3,386	0,066
Alle Zeiträume (N = 44)						
Lebensfangbarkeit	10	Konstante	1,652	0,578	8,159	0,004
		Totallänge	2,322	0,748	9,630	0,002
		Tiefenindex	1,088	0,502	4,699	0,030

Fangbarkeitsmaß	Modell-Nummer		α	SE	Wald - z	P
Zufällige Fangbarkeit	11	Konstante	-1,541	0,491	9,862	0,002
		Juvenile Wachstumsrate	0,603	0,439	1,886	0,170
		Schwimmgeschwindigkeit	1,034	0,486	4,537	0,033
Fangbarkeit bei Tagging	12	Konstante	0,648	0,412	2,476	0,116
		Totallänge	1,293	0,539	5,755	0,016
		Tiefenindex	1,097	0,501	4,792	0,029
		KDE 50	-0,373	0,448	0,694	0,405
Fangbarkeit während Angelexperiment 2010 (N = 25)	13	Konstante	-4,081	0,885	21,285	< 0,001
		KDE 50	0,032	0,180	3,067	0,080

KDE 50: Reviergröße (Kerndichteschätzung 50 %).

Tabelle 10: Individuelle Mittelwerte (\pm SE) von erhobenen Verhaltensmaßen der Hechte aus dem Zeitraum vom 15. Juli 2010 bis 28. Januar 2011. Reviergröße konnte aufgrund zu geringer Anzahl an Positionen nicht für alle Individuen berechnet werden. Diese fehlenden Werte sind mit „NA“ gekennzeichnet.

ID	Schwimmdistanz (m / Tag)	Korrigierte Schwimmdistanz (m / Tag)	Distanz zum Ufer (m)	Distanz zum Gewässer- grund (m)	Tiefen- index	Reviergröße – KDE 95 (m ²)	Reviergröße – KDE 50 (m ²)	Schwimm- geschwindigkeit (m / Std.)	Korrigierte Schwimm- geschwindigkeit (m / Std.)
30600	4480,1 \pm 321,79	4480,1 \pm 321,79	76,2 \pm 3,0	0,7 \pm 0,1	0,9 \pm 0,0	98227,4 \pm 0,0	2933,4 \pm 0,0	188,5 \pm 6,4	178,1 \pm 6,3
31300	1912,9 \pm 313,1	1912,9 \pm 313,1	90,6 \pm 2,8	2,7 \pm 0,1	0,4 \pm 0,0	49339,6 \pm 0,0	129,6 \pm 0,0	136,1 \pm 10,2	67,5 \pm 5,8
31500	714,6 \pm 130,2	714,6 \pm 130,2	90,2 \pm 3,6	0,0 \pm 0,0	1,1 \pm 0,0	42290,4 \pm 0,0	753,1 \pm 0,0	48,7 \pm 3,8	24,7 \pm 2,1
31800	544,7 \pm 100,5	544,7 \pm 100,5	49,1 \pm 6,2	1,7 \pm 0,3	0,6 \pm 0,4	60091,4 \pm 0,0	NA	44,7 \pm 8,2	12,6 \pm 2,5
32100	217,7 \pm 58,1	217,7 \pm 58,1	120,0 \pm 6,4	0,3 \pm 0,1	0,9 \pm 0,0	55083,0 \pm 0,0	3763,0 \pm 0,0	17,9 \pm 3,3	6,6 \pm 1,3
32300	428,1 \pm 106,1	301,2 \pm 83,4	75,7 \pm 5,5	3,4 \pm 0,8	0,3 \pm 0,0	62116,3 \pm 0,0	NA	47,6 \pm 8,3	5,6 \pm 1,1
32800	413,0 \pm 308,6	413,0 \pm 308,6	82,6 \pm 22,4	1,0 \pm 0,8	0,8 \pm 0,2	36127,2 \pm 0,0	545,4 \pm 0,0	21,1 \pm 18,5	9,9 \pm 9,9
32900	3340,0 \pm 297,6	3220,7 \pm 310,6	88,8 \pm 2,3	0,0 \pm 0,5	1,0 \pm 0,0	122009,7 \pm 0,0	4699,9 \pm 0,0	150,7 \pm 4,9	129,0 \pm 4,6
34500	1236,7 \pm 1263,1	1236,7 \pm 1263,1	135,6 \pm 11,0	0,8 \pm 0,8	0,9 \pm 0,2	73769,4 \pm 18323,5	1020,0 \pm 528,7	132,3 \pm 43,2	106,4 \pm 36,7
35400	489,3 \pm 606,0	236,8 \pm 306,1	36,9 \pm 34,0	2,0 \pm 0,5	0,5 \pm 0,0	148239,3 \pm 10303,3	1663,0 \pm 1600,8	102,4 \pm 52,5	10,8 \pm 5,8
35500	3329,0 \pm 1186,2	3276,2 \pm 1218,4	74,9 \pm 24,1	2,3 \pm 1,0	0,5 \pm 0,1	106585,5 \pm 33698,6	1945,1 \pm 630,2	236,0 \pm 77,3	131,6 \pm 47,0
35700	2431,4 \pm 207,1	2196,1 \pm 234,2	54,9 \pm 3,5	1,9 \pm 0,1	0,5 \pm 0,0	181833,3 \pm 0,0	17655,6 \pm 0,0	109,5 \pm 4,8	90,1 \pm 4,2
35800	2650,6 \pm 1301,7	2583,5 \pm 1312,4	103,1 \pm 9,0	1,0 \pm 0,4	0,8 \pm 0,2	58391,5 \pm 12067,6	4016,4 \pm 2842,4	207,7 \pm 80,5	118,8 \pm 51,7
36000	609,8 \pm 492,1	588,6 \pm 494,2	121,1 \pm 2,6	0,0 \pm 0,1	1,0 \pm 0,0	3233,3 \pm 15338,6	NA	25,7 \pm 20,6	21,7 \pm 17,8
36100	2091,4 \pm 666,7	1799,1 \pm 715,7	82,7 \pm 15,6	1,7 \pm 0,3	0,6 \pm 0,1	166382,9 \pm 34535,2	9593,8 \pm 8984,4	128,4 \pm 37,9	71,7 \pm 28,4
36200	4056,5 \pm 2099,6	3948,3 \pm 2114,3	50,4 \pm 5,3	1,9 \pm 0,3	0,5 \pm 0,0	98460,9 \pm 8775,6	3466,8 \pm 849,0	180,7 \pm 85,2	151,6 \pm 88,4
36300	1430,9 \pm 294,9	1320,9 \pm 346,1	51,5 \pm 12,3	2,0 \pm 0,0	0,5 \pm 0,1	91669,2 \pm 7402,4	2516,7 \pm 848,1	98,6 \pm 19,4	54,6 \pm 15,0
36400	1046,6 \pm 472,1	920,5 \pm 472,6	59,0 \pm 4,8	1,7 \pm 0,3	0,6 \pm 0,1	76778,9 \pm 12347,7	4829,1 \pm 2486,0	47,3 \pm 20,4	32,8 \pm 16,2
36500	193,3 \pm 69,9	166,7 \pm 74,3	89,9 \pm 3,8	0,0 \pm 0,0	1,1 \pm 0,0	461,4 \pm 4649,0	8,7 \pm 1,7	7,6 \pm 3,0	6,8 \pm 3,3
36700	2646,2 \pm 937,9	2646,2 \pm 937,9	76,1 \pm 6,9	1,4 \pm 0,3	0,7 \pm 0,1	91993,6 \pm 30428,7	3700,7 \pm 3148,4	139,6 \pm 40,8	106,6 \pm 42,0
36800	4368,2 \pm 1390,1	4122,8 \pm 1477,5	77,7 \pm 5,0	1,0 \pm 0,3	0,7 \pm 0,0	17214,0 \pm 10820,1	1326,4 \pm 1023,6	204,7 \pm 65,1	170,5 \pm 62,0
36900	228,2 \pm 78,3	61,8 \pm 31,5	48,4 \pm 18,5	1,9 \pm 0,9	0,6 \pm 0,0	1501,6 \pm 666,8	38,9 \pm 58,3	7,6 \pm 2,9	1,2 \pm 1,1
37000	4013,9 \pm 787,8	4013,9 \pm 787,8	65,2 \pm 9,6	1,6 \pm 0,3	0,6 \pm 0,0	65618,3 \pm 2669,1	1286,1 \pm 593,2	167,5 \pm 34,9	154,0 \pm 40,1

ID	Schwimmdistanz (m / Tag)	Korrigierte Schwimmdistanz (m / Tag)	Distanz zum Ufer (m)	Distanz zum Gewässer- grund (m)	Tiefen- index	Reviergröße – KDE 95 (m ²)	Reviergröße – KDE 50 (m ²)	Schwimm- geschwindigkeit (m / Std.)	Korrigierte Schwimm- geschwindigkeit (m / Std.)
37200	1397,3 ± 977,8	890,8 ± 944,1	40,3 ± 14,2	2,7 ± 0,0	0,3 ± 0,1	170107,4 ± 33981,4	7264,6 ± 7208,8	60,8 ± 53,8	37,8 ± 36,2
37300	8,5 ± 5,2	2,5 ± 1,7	64,3 ± 23,2	1,5 ± 0,4	0,8 ± 0,1	NA	NA	0,2 ± 0,1	0,0 ± 0,0
37400	857,0 ± 784,0	781,7 ± 784,0	132,1 ± 0,8	0,0 ± 0,7	1,1 ± 0,0	41210,4 ± 15924,5	NA	33,9 ± 32,5	33,9 ± 32,5
38700	1317,1 ± 330,2	1317,1 ± 330,2	99,5 ± 10,2	0,6 ± 0,2	0,9 ± 0,1	103705,4 ± 8699,5	6433,2 ± 3171,2	69,8 ± 13,9	47,8 ± 10,4
38800	1100,8 ± 672,6	967,4 ± 602,8	69,1 ± 0,7	1,0 ± 0,2	0,8 ± 0,2	219881,1 ± 98609,9	10119,6 ± 14978,3	78,5 ± 27,2	36,1 ± 23,9
38900	1886,1 ± 1315,6	1816,3 ± 1333,7	120,8 ± 8,1	1,1 ± 0,3	0,8 ± 0,0	97028,5 ± 29864,5	5340,2 ± 4640,7	99,1 ± 61,8	63,2 ± 47,8
39300	4867,3 ± 2007,8	3654,3 ± 2024,1	90,2 ± 1,5	1,1 ± 0,2	0,7 ± 0,0	99208,5 ± 10428,5	2368,0 ± 1431,1	211,6 ± 76,8	166,3 ± 83,8
39400	5252,0 ± 1733,5	4793,6 ± 1829,2	94,0 ± 17,7	0,7 ± 0,0	0,9 ± 0,1	141144,9 ± 10442,9	2913,0 ± 748,3	244,5 ± 75,7	225,0 ± 78,8
39500	839,5 ± 154,3	4963,5 ± 134,7	132,2 ± 4,3	2,8 ± 0,4	0,6 ± 0,1	52874,7 ± 0,0	1051,4 ± 0,0	88,0 ± 10,8	18,0 ± 2,7
39600	2379,5 ± 574,7	559,7 ± 574,7	95,7 ± 5,2	1,2 ± 1,1	0,8 ± 0,0	45161,5 ± 0,0	NA	113,9 ± 13,2	83,1 ± 10,9
39700	1586,0 ± 765,5	2379,5 ± 797,7	53,0 ± 8,1	1,8 ± 0,4	0,6 ± 0,1	147825,9 ± 14754,8	1247,5 ± 296,1	97,1 ± 49,5	48,8 ± 32,4
40000	3905,0 ± 582,6	1478,9 ± 501,1	78,2 ± 21,2	2,0 ± 0,7	0,6 ± 0,2	68410,5 ± 10822,4	4253,3 ± 3209,3	287,5 ± 93,0	152,9 ± 20,3
40200	3117,8 ± 290,1	3843,1 ± 290,1	130,5 ± 4,6	0,8 ± 0,4	0,9 ± 0,0	130604,3 ± 0,0	14139,4 ± 0,0	148,8 ± 6,4	112,5 ± 5,4
40300	2326,8 ± 1036,8	3117,8 ± 1036,8	62,8 ± 5,9	1,2 ± 0,2	0,7 ± 0,2	189961,3 ± 19782,3	3777,2 ± 2319,6	111,8 ± 42,6	94,4 ± 41,5
40600	1833,6 ± 716,6	2326,8 ± 688,9	58,4 ± 9,2	1,6 ± 0,4	0,6 ± 0,1	210303,9 ± 3107,7	11178,5 ± 2897,4	109,7 ± 26,9	68,2 ± 28,3
40700	840,0 ± 574,5	1773,1 ± 579,1	134,5 ± 5,0	0,5 ± NA	0,9 ± 0,1	34418,6 ± 4469,6	236,7 ± 198,3	48,1 ± 29,1	33,5 ± 22,3
40800	90,1 ± 7,0	826,7 ± 14,5	67,4 ± 5,7	3,3 ± 0,1	0,2 ± 0,1	47939,9 ± 10326,4	242,2 ± 0,0	34,1 ± 17,3	2,1 ± 0,6
40900	28,7 ± 11,8	76,4 ± 9,7	98,8 ± 5,2	0,2 ± 0,2	1,0 ± 0,0	824,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	1,7 ± 0,8	0,2 ± 0,1
41000	5490,2 ± 2816,4	18,6 ± 2816,4	76,6 ± 14,6	1,2 ± 0,2	0,7 ± 0,1	217877,6 ± 22146,7	7990,2 ± 3515,4	230,7 ± 108,8	213,6 ± 118,0
41300	3056,2 ± 1140,9	5490,2 ± 1140,9	122,6 ± 6,2	2,4 ± 0,2	0,6 ± 0,1	133518,5 ± 1034,9	19474,8 ± 786,2	179,4 ± 63,9	121,3 ± 45,9
41400	3615,9 ± 1329,1	3056,2 ± 1329,1	86,1 ± 16,9	0,7 ± 0,2	0,8 ± 0,1	102353,1 ± 6572,5	3221,3 ± 1377,0	142,7 ± 53,0	127,5 ± 54,8
MW	2015,2	1933,1	84,3	1,3	0,7	92134,4	3887,0	110,1	76,1
SD	5481,7	5487,7	98,7	3,4	0,9	219419,7	19474,8	2,4	74,8

4.4 Selektion von fangbarkeitsbeeinflussenden Merkmalen

Da ein Fangevent eines Individuums auch als potentielles Sterben durch Angelfischerei bzw. eine nicht auftretende Fangbarkeit als Überleben interpretiert werden kann, wurden logistische Regressionsmodelle dafür genutzt, den Selektionsdruck unter befischten Bedingungen zu beurteilen. Anhand der Modelle sollte geklärt werden, inwiefern Totallänge und juvenile Wachstumsrate sowie verschiedene Verhaltensmaße die Wahrscheinlichkeit unter befischten Bedingungen zu überleben (Fitness) beeinträchtigt. Die Fitness wurde durch eine binäre abhängige Variable repräsentiert (0 = fischereiliche Mortalität, 1 = überlebt), die auf den verschiedenen Fangbarkeitsmaßen basierte. Um den Einfluss auf die Fitness zu beurteilen wurde das Selektionspotential der Angelfischerei auf verschiedene Verhaltens- und lebensgeschichtliche Merkmale mittels jeweiliger Mittelwert-Standardisierten Selektionsgradienten der einzelnen Merkmale für verschiedene Zeiträume durch logistische Regressionen bestimmt (siehe Material und Methoden). Die Ergebnisse der einzelnen Merkmale und Zeiträume in Abhängigkeit verschiedener Selektionsszenarien sind in Tabelle 11 dargestellt. Die Werte der Selektionsgradienten lagen im Bereich von -8,513 bei der Totallänge in Bezug auf langfristige Selektion im Modell für den Winter und 3,653 bei dem quadrierten Term der juvenilen Wachstumsrate in Bezug auf kurzfristige zufällige Selektion (während des Angelexperiments im Modell des Sommer-Zeitraumes). Die Selektionsgradienten waren, mit Ausnahme der Reviergröße (KDE 50) und in einem Fall auch bei der juvenilen Wachstumsrate, bei allen Merkmalen negativ. Ein Wert von -8,513 würde bedeuten, dass eine Erhöhung der Totallänge um 100 % die relative Fitness um 851,3 % reduziert. Bei der Reviergröße waren die Selektionsgradienten gering, zudem änderte sich das Vorzeichen zwischen den Modellen. Dies deutet auf inkonsistente Reviergrößen hin, was teilweise bereits zuvor in den Spearman-Rangkorrelationen und Wiederholbarkeitstests anhand gezeigt werden konnte (siehe Abbildungen 7 und 8).

Lineare Selektion durch Angelfischerei schien allgemein gegen größere, schneller schwimmende und tendenziell weiter vom Ufer entfernte Individuen aufzutreten, unabhängig von langfristiger oder kurzfristiger Befischung (Tabelle 11). Die Totallänge zeigte dabei die höchsten (negativen) Selektionsgradienten, was

demzufolge darauf hindeutet, dass der größte Selektionsdruck durch Angelfischerei auf dieses Merkmal ausgeübt wird. In der Langzeitbetrachtung, d.h. im zusammengeführten Datensatz über mehrere Jahreszeiten, wirkte die Angelfischerei offenbar neben der Totallänge auch Selektionsdruck auf grundnah orientierte Individuen aus (Tabelle 11, Modelle 15 und 17). Bei kurzfristiger zufälliger Selektion zeigte sich zwar auch ein signifikanter Effekt hinsichtlich der Schwimmgeschwindigkeit, der ermittelte Selektionsdruck war jedoch gering (Tabelle 11, Modell 16).

Der Test auf nichtlineare Selektion ergab, dass lediglich in Bezug auf eine langfristige befischte Situation für die korrigierte Schwimmgeschwindigkeit im Sommer eine Tendenz zur stabilisierenden Selektion auf das Merkmal auftrat (Tabelle 11, Modell 2). Andere Modelle mit quadrierten Termen zeigten dagegen keinen Hinweis auf nichtlineare Selektion, trotz geringerer AIC_c -Werte im Vergleich zu Modellen ohne quadrierte Terme.

Tabelle 11: Ergebnisse finaler Regressionsmodelle der angelfischereilichen Selektion von lebensgeschichtlichen und verhaltensbasierten Merkmalen für verschiedene Zeiträume (inklusive gepoolten Datensatz: Alle Zeiträume). α ist der lineare Regressionskoeffizient. β_μ bezeichnet die jeweiligen Mittelwert-Standardisierten Selektionsgradienten, die nach Matsumura et al. (2012) berechnet wurden. Für die Zeiträume Sommer und Herbst werden teilweise zwei Modelle für ein Fangbarkeitsmaß dargestellt, wenn ein Modell mit quadrierten Termen einen geringeren AIC_c aufwies, als Modelle ohne quadrierte Terme. Der Unterschied der AIC_c -Werte war jedoch in allen Fällen gering (siehe Tabelle 8). SE = Standardfehler.

Fischereiliche Selektion	Modell- Nummer		α	SE	Wald - z	P	β_μ
Sommer (N = 41)							
Langfristige Selektion	1	Konstante	-1,406	0,688	4,182	0,041	
		Totallänge	-1,046	0,766	1,864	0,172	-1,561
		Juvenile Wachstumsrate	-1,056	0,781	1,825	0,177	-1,196
		KDE 50	0,150	0,773	0,037	0,847	0,075
		Korrigierte Schwimmggeschwindigkeit	-1,494	0,779	3,679	0,055	-0,683
	2	Konstante	-1,603	0,714	5,040	0,025	
		Totallänge	-1,191	0,839	2,018	0,155	-1,777
		Juvenile Wachstumsrate	-1,207	0,822	2,160	0,142	-1,368
		(KDE 50) ²	0,478	1,012	0,223	0,637	0,239
		(Korrigierte Schwimmggeschwindigkeit) ²	-2,122	1,140	3,467	0,063	-0,970

Fischereiliche Selektion	Modell- Nummer		Ergebnisse				β_μ
			α	SE	Wald - z	P	
Kurzfristige zufällige Selektion	3	Konstante	2,011	0,853	5,553	0,018	
		Totallänge	-0,654	0,685	0,913	0,339	-0,487
		Juvenile Wachstumsrate	-0,531	0,593	0,800	0,371	-0,300
		KDE 50	0,406	0,621	0,427	0,513	0,101
		Korrigierte Schwimmggeschwindigkeit	-2,111	1,060	3,964	0,046	-0,482
	4	Konstante	3,396	1,367	6,170	0,013	
		Totallänge	-1,753	1,062	2,726	0,099	-1,305
		Juvenile Wachstumsrate	-13,836	8,149	2,883	0,090	-7,825
		(Juvenile Wachstumsrate) ²	12,399	7,586	2,672	0,102	3,653
		(KDE 50) ²	1,063	0,730	2,124	0,145	0,266
		Korrigierte Schwimmggeschwindigkeit	-3,130	1,366	5,255	0,022	-0,714

Fischereiliche Selektion	Modell- Nummer		α	SE	Wald - z	P	β_μ
Kurzfristige Selektion (nicht zufällig)	5	Konstante	-0,537	0,398	1,822	0,177	
		Totallänge	-0,502	0,514	0,953	0,329	-1,013
		Juvenile Wachstumsrate	-0,213	0,459	0,216	0,642	-0,010
		KDE 50	-0,007	0,475	0,000	0,988	-0,005
	6	Konstante	-0,546	0,397	1,890	0,169	
		Totallänge	-0,719	0,480	2,241	0,134	-0,110
		(KDE 50) ²	0,232	0,471	0,244	0,622	0,158
Herbst							
Langfristige Selektion	7	Konstante	-2,313	1,040	4,948	0,026	
		Totallänge	-2,495	1,373	3,304	0,069	-6,462
		KDE 50	-1,129	1,161	0,945	0,331	-0,604
Kurzfristige zufällige Selektion	8	Konstante	0,824	0,437	3,557	0,059	
		KDE 95	-0,907	0,508	3,188	0,074	-0,516

Ergebnisse

Fischereiliche Selektion	Modell- Nummer		α	SE	Wald - z	P	β_μ
	9	Konstante	1,246	0,697	3,200	0,074	
		KDE 95	-2,827	1,652	2,927	0,087	-1,610
		(KDE 95) ²	1,554	1,032	2,268	0,163	0,329
Kurzfristige Selektion (nicht zufällig)	10	Konstante	-0,748	0,479	2,440	0,118	
		Totallänge	-1,517	0,710	4,569	0,033	-3,987
		KDE 50	0,435	0,522	0,695	0,405	0,236
	11	Konstante	-1,143	0,644	3,155	0,076	
		Totallänge	-2,610	1,284	4,128	0,042	-6,856
		KDE 50	-3,369	1,982	2,888	0,089	-1,827
		(KDE 50) ²	4,198	2,156	3,792	0,052	1,072
Winter (N = 25)							
Langfristige Selektion	12	Konstante	-2,185	0,942	5,381	0,020	
		Totallänge	-2,516	1,270	3,922	0,048	-8,513
		Distanz zum Ufer	-1,182	0,697	2,879	0,090	-2,532

Fischereiliche Selektion	Modell- Nummer		α	SE	Wald - z	P	β_μ
Kurzfristige zufällige Selektion	13	Konstante	0,757	0,497	2,322	0,128	
		Schwimmgeschwindigkeit	-1,191	0,584	4,156	0,041	-0,550
Kurzfristige Selektion (nicht zufällig)	14	Konstante	-1,274	0,664	3,679	0,055	
		Totallänge	-1,926	0,953	4,084	0,043	-6,286
		Distanz zum Ufer	-1,139	0,619	3,386	0,066	-2,353
Alle Zeiträume (N = 44)							
Langfristige Selektion	15	Konstante	-1,652	0,578	8,159	0,004	
		Totallänge	-2,322	0,748	9,630	0,002	-4,277
		Tiefenindex	-1,088	0,502	4,699	0,030	-2,217
Kurzfristige zufällige Selektion	16	Konstante	1,541	0,491	9,862	0,002	
		Juvenile Wachstumsrate	-0,603	0,439	1,886	0,170	-0,408
		Schwimmgeschwindigkeit	-1,034	0,486	4,537	0,033	-0,269

Fischereiliche Selektion	Modell- Nummer		α	SE	Wald - z	P	β_μ
Kurzfristige Selektion (nicht zufällig)	17	Konstante	-0,648	0,412	2,476	0,116	
		Totallänge	-1,293	0,539	5,755	0,016	-2,359
		Tiefenindex	-1,097	0,501	4,792	0,029	-2,214
		KDE 50	0,373	0,448	0,694	0,405	0,236
<hr/>							
Selektion während Angelexperiment 2010 (N = 25)	18	Konstante	4,081	0,885	21,285	< 0,001	
		KDE 50	-0,032	0,180	3,067	0,080	-0,061

KDE 50: Reviergröße (Kerndichteschätzung 50 %).

4.5 Einfluss von Köder und Habitat auf die Fangbarkeit

In beiden standardisierten Angelexperimenten wurden zusammen 313 Hechte gefangen. Im Mai 2011 wurden dabei deutlich weniger Hechte gefangen ($N = 97$) als im September 2010 ($N = 216$). Dies spiegelte sich in einer signifikant geringeren ($P < 0,001$) Anzahl gefangener Hechte je 15 Minuten im Mai 2011 wider (Tabelle 12). In Bezug auf den Ködertyp zeigte sich, dass auf Blinker ($N = 133$) weniger Hechte gefangen wurden als auf Gummifisch ($N = 180$).

Nach der schrittweisen Vorwärtsreduktion verblieben lediglich vier Variablen im Endmodell zur Untersuchung von Unterschieden in der Fangrate: Angelexperimenteffekt, Ködereffekt und die beiden Habitatsvariablen BGH (Bedeckungsgrad und Makrophytenhöhe) und HK (Habitatskategorie). Alle Variablen im verallgemeinerten gemischten linearen Modell (GLMM) zeigten dabei signifikante Ergebnisse (Tabelle 12). Blinker zeigten im Modell eine signifikant geringere Fangrate gegenüber Gummifisch ($P < 0,05$). Entsprechend der Vermutung wurden demzufolge deutlich mehr Fische auf Gummifisch gefangen (Tabelle 12).

Aus den Ergebnissen zeichnete sich ab, dass die Habitatsstruktur der wichtigste Faktor für den Fangerfolg war. In Gebieten mit hohem Bedeckungsgrad bzw. mit hohen Makrophyten war die Fangrate signifikant geringer als in schwächer bewachsenen Bereichen (Tabelle 12, $P < 0,001$). Darüber hinaus nahm die Fangrate signifikant ab, je weiter man sich vom Litoral hin zum Pelagial entfernte (Tabelle 12; $P < 0,001$). Demnach sind Habitate mit relativ geringer Makrophytendichte abseits des Pelagials die erfolgversprechendsten Habitate beim Angeln auf Hecht.

Tabelle 12: Ergebnisse des endgültigen verallgemeinerten gemischten Modells (GLMM) für die Fangrate (Hechte je 15 min) in Abhängigkeit von Köder, Habitat und Zeitpunkt des Angelns, des Köders. Überdispersion wurde kontrolliert. BGH = Bedeckungsgrad und Makrophytenhöhe, HK = Habitatskategorie, SE = Standardfehler.

	α	SE	Wald - z	P
Konstante	-1,897	0,103	-18,329	< 0,001
Angelexperiment (Mai 2011)	-0,751	0,141	-5,329	< 0,001
Köder (Blinker)	-0,269	0,109	-2,475	< 0,05
BGH	-0,714	0,096	-7,469	< 0,001
HK	-1,578	0,333	-4,742	< 0,001

5. Diskussion

In der vorliegenden Arbeit konnte gezeigt werden, dass die Vulnerabilität von Hechten gegenüber Angelfischerei abhängig ist von lebensgeschichtlichen Merkmalen, dem individuellen Verhalten und der Habitatswahl. Allerdings variierten die Ergebnisse hinsichtlich der beeinflussenden Merkmale zwischen den untersuchten Zeiträumen und Fangbarkeitsmaßen, wobei der Einfluss jedoch nicht in jedem Fall signifikant war. Allgemein deuteten die Ergebnisse darauf hin, dass entsprechend der Hypothesen im Durchschnitt schnell wachsende, größere Hechte mit einer erhöhten Schwimmaktivität, verstärktem Aufenthalt in pelagischen Bereichen und größeren Revieren mit der Angel gefangen wurden. Damit wurden die ersten drei Hypothesen dieser Arbeit bestätigt. Die Fangbarkeit war maßgeblich von der Totallänge der Fische abhängig. Die Ergebnisse zeigten, dass Angelfischerei auf die Totallänge den größten Selektionsdruck ausübte. Weiterhin hatte das individuelle Verhalten Einfluss auf die Fangbarkeit. Anhand der Ergebnisse ließ sich erkennen, dass Angelfischerei potentiell bestimmte Verhaltenstypen selektieren kann. Angelfischerei zeigte zum Teil recht hohe Selektionsgradienten auf die untersuchten Merkmale, wodurch Annahmen von angelfischereilich-induzierter Evolution bestärkt werden. Zudem konnte gezeigt werden, dass der Fangerfolg beim Angeln auf Hecht durch die Wahl des verwendeten Köders und des befischten Habitats beeinflusst wurde, wodurch auch die letzte Hypothese bestätigt wurde.

5.1 Methoden

Die Versuchsfische für diese Studie sollten möglichst zu gleichen Anteilen und Durchschnittsgrößen mit zwei Fangmethoden, einer passiven und einer aktiven, erhoben werden. Von den während der gesamten Versuchszeit 44 erfassten Fischen wurden 27 Individuen ($TL = 604 \pm 122$ mm) mit der Angel und 17 mit dem Elektrofischereigerät ($TL = 511 \pm 121$ mm) gefangen. Durch die höhere Anzahl mit der Angel gefangener Versuchsfische im Zuge der Erhebung ist es möglich, dass die Beobachtungen verzerrt wurden, sofern die Vulnerabilität gegenüber verschiedenen Fanggeräten tatsächlich durch Verhalten und / oder lebensgeschichtliche Merkmale bestimmt wird (Biro und Dingemanse, 2009).

In Bezug auf die Durchschnittsgröße lag ein Unterschied zwischen den elektrofisichten und den geangelten Fischen vor. Während die 25 elektrofisichten Hechte eine mittlere Totallänge von 494 ± 108 mm aufwiesen, lag die mittlere Totallänge bei den 36 geangelten Fischen bei 580 ± 121 mm. Fischereifanggeräte können unterschiedlich größenselektiv sein (Kuparinen et al. 2009). Die Größe von Fischen ist korreliert mit weiteren Merkmalen, wie z.B., Wachstum, Fruchtbarkeit, Verhalten, Vulnerabilität gegenüber Fischfanggeräten und Überlebensfähigkeit (Wootton, 1998; Brauhn und Kincaid, 1982; Biro und Post, 2008; Biro und Stamps, 2008; Biro et al., 2006, 2008; Uusi-Heikkilä et al., 2012). Folglich können die Größenunterschiede innerhalb der Versuchsfische bezüglich ihrer Fangmethode eventuell die vorgelegten Ergebnisse beeinflusst haben.

Die Versuchsfische zeigten ein ungleiches Geschlechtsverhältnis der Versuchsfische vor. Während 41 telemetrisch erfasste Fische weiblichen Geschlechts waren, war die Anzahl der Männchen mit drei Individuen deutlich geringer. Aufgrund des sehr geringen Anteils an Männchen unter den Versuchsfischen wurde das Geschlecht als Parameter nicht mit in die Analysen dieser Studie einbezogen. In einigen Studien konnte belegt werden, dass das Verhalten von Fischen geschlechtsspezifisch sein kann (Greenberg und Giller, 2001; Hutchings und Gerber, 2002; Suski und Phillip, 2004). Demzufolge ist eine Verzerrung der präsentierten Ergebnisse aufgrund der unterschiedlichen Geschlechteranteile nicht vollständig auszuschließen.

In der vorliegenden Arbeit konnten von den insgesamt 61 besenderten Hechten lediglich 44 während der Versuchsphase von der verwendeten Telemetrieanlage mit akustischen Transmittern detektiert werden. Der Einsatz von akustischen Telemetriesystemen ist ein geeignetes Mittel, um eine kontinuierliche und automatische Aufnahme von Fischverhalten mehrerer Individuen gleichzeitig zu realisieren (Hightower et al., 2001; Niezgodna et al., 2002; Pine et al., 2003, Zajicek, 2012) und rechtfertigt damit den Einsatz in der vorliegenden Arbeit. In einer Studie mit Rotlachsen (*Oncorhynchus nerka*), die in den Meerengen der kanadischen Westküste beobachtet wurden, konnten 94 - 100 % aller besenderten Individuen erfasst werden (Cooke et al., 2008), was die Quote von 72 % der vorliegenden Arbeit deutlich übersteigt. Der Grund dafür liegt vermutlich an der unterschiedlichen Struktur der untersuchten Gewässer. Der Kleine Döllnsee hat eine ausgeprägte aquatische Vegetation (siehe Material und Methoden), die aus Schilf und submersen

Makrophyten besteht. Da die akustischen Transmittersignale durch aquatische Vegetation stark beeinträchtigt werden, bis hin zu vollkommen fehlenden Detektionen (Zamora und Moreno-Amich, 2002; Pine et al., 2003; Carol et al., 2007), besteht eine mögliche Fehlerquelle der vorliegenden Studie in den nicht erfassten Schwimmbewegungen von Individuen, die sich vermehrt in emersen und submersen Makrophyten aufhielten. Zajicek (2012) zeigte in seiner Masterarbeit, dass nur wenige oder sogar keine Signale von Transmittern empfangen wurden, wenn diese sich im Schilfgürtel oder inmitten der submersen Makrophyten befanden. Aufgrund der Tatsache, dass der Hecht in der Regel stark an aquatische Vegetation gebunden ist (Grimm, 1981; Eklöv, 1997; Chapman und Mackay, 1984b, Cook und Bergersen, 1998; Jepsen et al., 2001; Koed et al., 2006), konnten nicht alle besenderten Individuen in dieser Studie erfasst werden. Wie Kobler et al. (2009) zeigten, gibt es im Kleinen Döllnsee verschiedene Verhaltenstypen bei Hechten, die sich hinsichtlich ihrer Habitatwahl unterscheiden. Dabei stellten die Autoren fest, dass sich einige Individuen ausschließlich im Schilf aufhielten, die unter diesen Umständen von der Telemetrieanlage nicht erfasst wurden. Darüber hinaus zeigte Zajicek (2012), unabhängig vom Verhaltenstyp, dass Hechte im Schilf eine allgemein geringe Aktivität aufweisen. Bei Kobler et al. (2009) beträgt der Anteil der Individuen der „Schilfhechte“ im Kleinen Döllnsee etwa 29 % und ist somit beinahe identisch mit den 28 % der nicht erfassten Hechte aus der vorliegenden Arbeit. Unterstützend zu dieser verhaltenstyp-basierten Annahme kommt hinzu, dass einige Individuen nicht durchgängig in jedem Zeitraum erfasst wurden, die vermutlich den von Kobler et al. (2009) beschriebenen Habitatsopportunisten entsprechen und sich gelegentlich im Schilf aufhielten, sodass deren Signale nicht empfangen wurden. Es kann jedoch auch sein, dass sich die nicht erfassten Hechte zwar abseits aquatischer Vegetation, aber außerhalb der Arrays der Empfänger befanden, was zu verringerter Signalübertragung und Genauigkeit der Positionen und führt (Zamora und Moreno-Amich, 2002; Cote et al., 1998; Niezgodá et al., 2002; Heupel et al., 2006; Carol et al., 2007; Simpfendorfer et al., 2008; Zajicek, 2012). Ein weiterer Grund dafür, dass nicht alle Versuchsfische während der gesamten Versuchszeit detektiert wurden, kann auch die manuelle Anwendung der Positionierungssoftware (ALPS) sein. Durch unterschiedliche Einstellungen in der Positionierungssoftware kann die Qualität des Ergebnisses beeinflusst werden (Bergé et al., 2012; Zajicek, 2012). Die Ergebnisse von Zajicek (2012) wurden bei der Bearbeitung der Daten für diese

Studie berücksichtigt. Es wurde demzufolge angenommen, dass die manuellen Einstellungen der verwendeten Positionierungssoftware optimiert und somit Positionierungsfehler verringert wurden (Bergé et al., 2012).

Die Anzahl der erfassten Hechte verringerte sich mit jedem Beobachtungszeitraum. So wurden im Sommer 2010 noch 41, im Herbst 2010 hingegen 31 und im Winter 2011 nur 25 Individuen erfasst. Der Hauptgrund für diesen Rückgang telemetrisch erfasster Hechte ist, dass den Versuchsfischen Transmitter mit unterschiedlicher Laufzeit implantiert wurden (Zajicek, 2012), weshalb diejenigen mit einer geringen Laufzeit ihre Signalübertragung während der Versuchsphase stoppten. Ein weiterer möglicher Grund für die verringerte Detektion der besenderten Hechte könnte Algenbildung auf den Hydrophonen gewesen sein, der den Signalempfang behindert (Heupel et al., 2008). Die Empfänger wurden allerdings regelmäßig gereinigt, sodass ein Aufwuchs als Ursache für nicht empfangene Fische weitestgehend ausgeschlossen werden kann.

Bei der Ermittlung der Rangkorrelationen traten bei der Kern-Reviergröße (50 % Kerndichteschätzung) geringe Werte auf. Dies lag vermutlich darin begründet, dass einige Hechte zu wenig Positionen lieferten, um eine 50 % Kerndichteschätzung durchführen zu können, weshalb der bereits allgemein recht geringe Stichprobenumfang nochmals für dieses Maß reduziert wurde. Der geringe Stichprobenumfang kann demzufolge zu einer Unterschätzung der untersuchten Verhaltensmaße geführt haben.

In den Ergebnissen vom Verhaltensmaß des Tiefenindex (Verhältnis von Fischtiefe zur Gewässertiefe der Position) sind für einige Individuen Werte $> 1,0$ aufgeführt. In diesem Fall übertrifft die Fischtiefe die Gewässertiefe an der jeweiligen Position. Bei einem Aufenthalt direkt am Gewässergrund sind jedoch nur theoretisch Werte bis maximal 1,0 möglich. Diese Abweichung ist aller Wahrscheinlichkeit nach ungenauen Messungen zuzuschreiben. Die Fischtiefe wurde mittels integrierter Drucksensoren im Transmitter, die in den Fischen implantiert wurden, gemessen und geben nach Zajicek (2012) verlässliche Werte der tatsächlichen Tiefe des Fisches in der Wassersäule des Kleinen Döllnsees an. Demnach ist der Grund für die Abweichung vermutlich eine unpräzise Gewässertiefen-Kartierung. Da die tatsächliche Ursache bis zur Fertigstellung dieser Arbeit nicht eindeutig geklärt werden konnte, wurden die Werte nicht korrigiert. Eventuelle Messfehler bei der Tiefenkartierung waren demzufolge für alle

Individuen gleich. Darüber hinaus zeigten explorative Datenanalysen anhand der Differenzen von Fischtiefe und Gewässertiefenangaben bei Werten $> 1,0$, dass die Abweichungen gering waren. Bei Tiefenindex-Werten > 1 wurde von einem Aufenthalt des Fisches am Gewässergrund ausgegangen. Dennoch wurde der Tiefenindex der Fische dem Abstand der Fische zum Gewässergrund vorgezogen und als Verhaltensmaß mit in die statistische Auswertung genommen. Der Grund dafür war die hohe Korrelation zwischen den beiden Merkmalen und die geringeren Bestimmtheitsmaße bei der Verwendung des Abstands zum Gewässergrund in Voranalysen.

Durch die Verwendung von implantierten Transmittern zur Aufzeichnung von individuellem Verhalten kann es durch die ausgesendeten Signale oder durch die Implantation zur Beeinträchtigung von Wachstum und Verhalten kommen (z.B. Jepsen et al., 2002; Popper, 2003; Brown et al., 2006; Caputo et al., 2009; Frost et al., 2010). Zajicek (2012) zeigte im Rahmen seiner Masterarbeit, dass die in der vorliegenden Arbeit untersuchten Hechte nach der Implantation der radioakustischen Transmitter ein verringertes Wachstum aufwiesen, was unter Umständen zu verändertem Verhalten führen kann (Stamps, 2007; Mangel und Stamps, 2001; Biro et al., 2006, 2008). Dieses Problem der potentiellen Verhaltensbeeinflussung durch Transmitterimplantation könnte auch die Ergebnisse der vorliegenden Arbeit beeinflusst haben, allerdings beschränkte sich die Auswertung des Verhaltens ausschließlich auf besenderte Hechte, sodass alle Fische vergleichbaren Beeinträchtigungen ausgesetzt waren.

5.2 Einfluss von individuellen Eigenschaften und Verhalten auf die Fangbarkeit

5.2.1 Wiederholbarkeit und Konsistenz von Verhalten

Das Verhalten der Hechte im Kleinen Döllnsee unterschied sich zwischen den Individuen zum Teil sehr deutlich und war darüber hinaus wiederholbar und konsistent womit die Grundlage für die Erklärung individuell unterschiedlicher Fangbarkeit in Abhängigkeit vom Verhaltenstyp gegeben war. Die Spearman-Rangkorrelationen zur Überprüfung von Verhaltenskonsistenz ergaben in den meisten Fällen signifikante Werte und hohe Korrelationskoeffizienten. Bei den

Vergleichen zwischen Herbst und Winter sowie Sommer und Winter nahm der Stichprobenumfang ab, was vermutlich die allgemein beobachteten geringeren Konsistenzen im Gegensatz zum Vergleich von Sommer und Herbst erklärt.

Bei den Spearman-Rangkorrelationen gab es nur wenige Ausnahmen, die nicht signifikant waren und Werte von $\rho < 0,5$ aufwiesen. Dies betraf bei allen Zeitraumvergleichen die 50 % Kerndichteschätzung sowie Tiefenindex und MDPD beim Vergleich von Sommer und Winter. Die höchsten Korrelationskoeffizienten wurden allgemein für den Vergleich der Verhaltensmaße zwischen Sommer und Herbst 2010 ermittelt, wobei speziell MDPD und die Schwimmgeschwindigkeit die höchsten Konsistenzen aufwiesen.

Bezüglich der Wiederholbarkeit wurden allgemein Werte zwischen $r = 0,01$ und $r = 0,69$ erreicht, die vergleichbar zu anderen Arbeiten mit Tieren verschiedener Taxa sind (siehe Bell et al., 2009). Werte der Wiederholbarkeit über 0,5 sind nach Dingemanse und Dochtermann (2013) statistisch sehr aussagekräftig. Die größten Wiederholbarkeitswerte wurden für die Verhaltensmaße Distanz zum Ufer, Tiefenindex und der 95 % Kerndichteschätzung ermittelt, während beim Vergleich zwischen Herbst und Winter geringe Wiederholbarkeitswerte bei den korrigierten und unkorrigierten Schwimmaßen (MDPD und Schwimmgeschwindigkeit) auftraten. Aktivitätsmaße wiesen in anderen Studien die geringsten Wiederholbarkeitswerte auf, wie Bell et al. (2009) in einer Metaanalyse zeigten. Insgesamt ist die Wiederholbarkeit der Verhaltensmaße jedoch zumindest als mittelmäßig einzustufen. Allgemein waren, wie bei den Spearman-Rangkorrelationen, auch bei der Berechnung der Wiederholbarkeit die höchsten Werte beim Vergleich von Sommer und Herbst zu finden, was womöglich auf den höheren Stichprobenumfang gegenüber weiterer Vergleiche der Zeiträume untereinander zurück zu führen ist.

Die geringste Wiederholbarkeit zeigte sich bei den erhobenen Schwimmaßen. Geringe Wiederholbarkeit kann zum Einen dadurch auftreten, dass der zeitliche Abstand zwischen den einzelnen Beobachtungszeiträumen zu groß war. Bell et al. (2009) zeigten in einer Metaanalyse aus 114 Studien, dass die Wiederholbarkeitswerte von Verhaltensmerkmalen umso höher ausfielen, je kürzer der zeitliche Abstand zwischen den Messungen war. Abstände von weniger als ein Jahr zwischen den Messungen führten noch zu Da im Fall der vorliegenden Studie die Abstände der Messungen innerhalb von zwölf Monaten erfolgten, sind die niedrigen Wiederholbarkeitswerte vermutlich jedoch nicht auf zu große zeitliche

Abstände zurück zu führen. Ein weiterer Grund für geringe Wiederholbarkeit kann sein, dass bestimmte Verhaltensmerkmale stärker saisonal bedingten Schwankungen der Umweltbedingungen (z.B. Nahrungsverfügbarkeit, Tageslänge, und Temperatur) unterliegen (Roff, 1997; Falconer und Mackay, 1996; Lynch und Walsh, 1998; Réale et al., 2007; Bell et al., 2009; Dingemanse und Wolf, 2010). Reagieren alle Individuen der Population gleichermaßen auf die Umwelt, dann können die untersuchten Verhaltensmerkmale dennoch wiederholbar sein (Bell et al., 2009). Es ist daher möglich, dass die Hechte im Kleinen Döllnsee hinsichtlich der Verhaltensmerkmale mit geringer Wiederholbarkeit eine individuell unterschiedliche phänotypische Plastizität gegenüber wechselnden Umweltbedingungen (z.B. Wetter) aufwiesen (Sih und Bell, 2008; Réale et al., 2007, Wolf et al., 2008, Dingemanse et al., 2010). Wahrscheinlicher ist jedoch, dass die niedrigen Wiederholbarkeitswerte durch den geringen Stichprobenumfang auftraten. Die Anzahl der Individuen übt offenbar einen größeren Einfluss auf die Wiederholbarkeit aus, als die Anzahl der individuellen Beobachtungen (Dingemanse und Dochtermann, 2013; Bell et al., 2009). Der Stichprobenumfang der vorliegenden Studie wurde aufgrund unterschiedlicher Anzahl individueller Detektionen bei der Wiederholbarkeitsberechnung nach Lessels und Boag (1987) angepasst (n_0). Dennoch war der Stichprobenumfang der vorliegenden Studie allgemein recht gering, sodass mit einer gesteigerten Individuenzahl sicher höhere Wiederholbarkeiten der untersuchten Verhaltensmerkmale erzielbar gewesen wären.

Die Ergebnisse der vorliegenden Arbeit konnten unter natürlichen Bedingungen allgemein gute Wiederholbarkeitswerte ermittelt werden. Unter Freilandbedingungen wird aufgrund der schwankenden Umweltbedingungen eine verringerte Wiederholbarkeit, als unter kontrollierten Bedingungen im Labor vermutet. Allerdings konnten Bell et al. (2009) in einer Metaanalyse darlegen, dass die Wiederholbarkeitswerte unter Freilandbedingungen oftmals höher sind als im Labor. Härkönen et al. (2013) fanden bei Barschen unter Freilandbedingungen für die Risikobereitschaft ebenfalls gute Wiederholbarkeit. In einer Studie mit Hechten im Labor von Nyqvist et al. (2012) konnte zwar zunächst konsistentes Verhalten nachgewiesen werden, was in der Folgestudie (Nyqvist et al., 2013) aber widerlegt wurde. Schwankende Umweltbedingungen können unter Umständen auch zu einer größeren Verhaltensvarianz zwischen den Individuen einer Population führen (Bell et al., 2009) und damit die bessere Wiederholbarkeit von Hechtverhalten in

vorliegenden Studie gegenüber der von Nyqvist et al. (2013) erklären. Untersuchungen über Persönlichkeiten sollten daher bevorzugt im Feld erfolgen, da unter den natürlichen Bedingungen realistischere und zuverlässigere Daten zu erwarten sind (Klefoth et al., 2012).

Bell et al. (2009) vermuteten, dass es einen Unterschied in der Wiederholbarkeit zwischen juvenilen und adulten Individuen einer Art gibt, obwohl sie dafür keinen klaren statistischen Beleg in ihrem Vergleich mehrerer Studien fanden. In der Laborstudie von Nyqvist et al. (2012, 2013) wurden juvenile Hechte untersucht, wohingegen in der vorliegenden Arbeit adulte Individuen verwendet wurden. Da die Studien mit juvenilen Hechten zu uneindeutigen und widersprüchlichen Ergebnissen führten, wohingegen in der vorliegenden Arbeit adulte Hechte ein allgemein wiederholbares Verhalten zeigten, kann dieser Unterschied womöglich auf das unterschiedliche Alter zurück geführt werden. Junge Individuen durchleben zum Teil starke Veränderungen in ihrer Entwicklung aufgrund gesammelter Erfahrungen, wodurch sich auch das Verhalten ändern kann und somit zu geringer Wiederholbarkeit führt (Budaev und Brown, 2011; Bell et al., 2009). Bisher gibt es jedoch nur wenige Vergleiche zwischen der Wiederholbarkeit von juvenilen und der von adulten Individuen einer Art, die Aufschluss über individuelle Verhaltensentwicklung geben können. Budaev et al. (1999) zeigten beispielsweise, dass das Verhalten von adulten Buckelkopfbuntbarschen (*Steatocranus casuarius*) im Gegensatz zu den juvenilen Artgenossen wiederholbar ist. Die Ergebnisse der vorliegenden Arbeit bestätigen gute Wiederholbarkeiten von adulten Fischen unter Freilandbedingungen. Für zukünftige Studien könnte es ein Anreiz sein, sich damit näher zu beschäftigen, um Verhaltensunterschiede innerhalb einer Art und deren Ursache besser verstehen zu können.

Wiederholbarkeit kann als standardisierter Wert zur Einschätzung von konsistentem Verhalten sowie für Vergleiche mit anderen Studien genutzt werden (Boake, 1989; Falconer und Mackay, 1996). Der Test auf Wiederholbarkeit in dieser Arbeit stellte demzufolge eine zusätzliche Berechnung zu den Spearman-Rangkorrelationen für die Ermittlung individueller Verhaltenskonsistenz dar. Sind die individuellen Unterschiede konsistent über Zeit und / oder Kontext, so wird dies als Persönlichkeit definiert (Gosling, 2001; Bouchard und Loehlin, 2001; Dall et al., 2004; Sih et al., 2004; Réale et al., 2007). Die Verhaltenstypen der Hechte im Kleinen Döllnsee sind demzufolge als zeitlich stabil anzusehen. Im Gegensatz zum

theoretischen Ansatz der Verhaltenssyndrome sind Persönlichkeitsmerkmale nicht unbedingt konsistent über mehrere Situationen oder Kontexten (Gosling, 2001; Sih et al., 2004; Réale et al., 2007). In der vorliegenden Arbeit wurde lediglich der zeitliche Zusammenhang der Verhaltensmerkmale, aber nicht über mehreren Kontexten, dargelegt. Aus diesem Grund sind die präsentierten inter-individuellen Unterschiede als Persönlichkeit, nicht aber als Verhaltenssyndrome zu bezeichnen (Sih et al., 2004). Die Beschreibung und der Vergleich von Persönlichkeitsunterschieden dient als nützlicher Ansatz, um ökologische und evolutionäre Prozesse bei Tieren besser zu verstehen (Gosling, 2001; Bell, 2007; Sih et al., 2004, Réale et al., 2007) und soll aus diesem Grund die Basis für die Auswertung der Ergebnisse der vorliegenden Arbeit genutzt werden.

5.2.2 Einfluss lebensgeschichtlicher Merkmale auf die Fangbarkeit

Größere Hechte waren kurzfristig und langfristig besser fangbar, wenn gezielt (nicht standardisiert) auf Hecht geangelt wurde. Dabei zeigte sich in den Regressionmodellen, dass die Totallänge scheinbar das wichtigste Merkmal war, das die Fangbarkeit beeinflusst. Bei der Betrachtung aller Fangbarkeitsmaße zeigten größere Hechte allgemein eine höhere anglerische Vulnerabilität, auch wenn dieses Ergebnis statistisch nicht in jedem Fall bestätigt wurde. Dass Fanggeräte unterschiedlich gröbenselektiv wirken könnten, fassten Kuparinen et al. (2009) zusammen. Kiemennetze, Langleinen und Angelfischerei selektieren größere Individuen (z.B. McCracken, 1963; Ralston, 1990; Biro und Post, 2008; Tsuboi und Endou, 2008; Kendall und Quinn, 2011; Cortéz-Zaragoza et al., 1989; Pierce et al., 1995; Saura et al., 2010). Die Größenselektion kann in der Angelfischerei durch die verwendete Hakengröße beeinflusst und von der Maulgröße des Fisches limitiert werden (Karpouzi und Stergiou, 2003; Erzini et al., 1998; Huse et al., 2000; Stergiou et al., 2002). Für die Erklärung des Einflusses von Körpergröße auf die Fangbarkeit in der vorliegenden Studie ist jedoch ein genereller Zusammenhang von anglerischer Vulnerabilität und Totallänge wahrscheinlicher. Van Poorten und Post (2005) sowie Askey (2013) zeigten, dass größere Regenbogenforellen (*Oncorhynchus mykiss*) eine höhere Vulnerabilität gegenüber Angelfischerei aufweisen, als kleinere Artgenossen. Vergleichbare Ergebnisse fanden Kendall und Quinn (2011) für Königslachse

(*Oncorhynchus tshawytscha*), Saura et al. (2010) für Atlantische Lachse und Pierce et al. (1995) für Hechte. Der beobachtete Einfluss von Totallänge auf die anglerische Fangbarkeit in der vorliegenden Studie bestätigt folglich die Ergebnisse von früheren Arbeiten.

Statistische Ausnahmen beim Zusammenhang von Fangbarkeit und Totallänge bildeten jedoch die Modelle zur Erklärung der zufälligen Fangbarkeit (Fangbarkeit während standardisiertem Angelexperiment), in denen die Totallänge nicht Bestandteil war. Vermutlich wurden beim unstandardisierten Angeln von den Anglern aufgrund ihrer Erfahrung bestimmte Stellen bevorzugt und intensiver befischt, an denen sie große Fische erwarteten, da viele Angler den Fang von großen Fischen bevorzugen (Arlinghaus und Mehner, 2003; Beardmore et al., 2011). Im Gegensatz dazu wurden beim Angelexperiment die Stellen sowie eine Befischung rund um das Boot fest vorgegeben, sodass vermutlich auch der Fang von Fischen forciert wurde, an denen die Angler sonst vorbei geangelt hätten. Die zufällige Fangbarkeit wurde folglich vorrangig von anderen Merkmalen, wie dem Verhalten der Hechte, anstelle der Totallänge beeinflusst.

Im Allgemeinen war die juvenile Wachstumsrate bei den gefangenen Hechten in Bezug auf alle Fangbarkeitsmaße höher, als bei den nicht gefangenen Artgenossen. Diese Erkenntnis konnte allerdings statistisch nicht eindeutig bekräftigt werden. Obwohl die juvenile Wachstumsrate in einigen Endmodellen vorzufinden war, konnte jedoch kein signifikanter Einfluss in diesen Modellen auf die Fangbarkeitsmaße gefunden werden. Brauhn und Kincaid (1982) fanden heraus, dass auf schnelleres Wachstum gezüchtete Regenbogenforellen eine höhere Fangbarkeit aufweisen, als ihre nicht domestizierten Artgenossen. Dabei wurde das Wachstum über die gesamte Lebenszeit und nicht die juvenile Wachstumsrate betrachtet. Cooke et al. (2007) fanden hingegen keinen Unterschied in der Wachstumsrate zwischen vulnerablen und nicht vulnerablen Individuen von Forellenbarschen (*Micropterus salmoides*) unter gleichen Bedingungen. Es ist dabei zu beachten, dass in dieser Studie ebenfalls keine juvenile Wachstumsrate berücksichtigt wurde, sondern das Wachstum lediglich anhand von Größenveränderungen vom Besatz bis zum Untersuchungszeitraum drei Jahre später geschätzt wurde. In dieser Zeit erreichten die Fische ihre Geschlechtsreife, wodurch die aufgenommene Energie nicht mehr ausschließlich in das Wachstum, sondern auch in die Reproduktion investiert wurde. Juveniles Wachstum ist linear, d.h. es wird nicht von anderen Prozessen (z.B.

Reifung) beeinflusst und ist als Maß des individuellen Wachstumspotentials aus diesem Grund gegenüber der adulten Wachstumsrate vorzuziehen (Lester et al., 2004; Swain et al., 2007; Heino et al., 2008). Unterschiede in der juvenilen Wachstumsrate könnten wegen individuell unterschiedlicher Energieverteilung im Verlauf der Ontogenese (Enberg et al., 2012) demzufolge verdeckt worden sein und die Ergebnisse verfälscht haben. Die Fische von Cooke et al. (2007) könnten folglich zum Zeitpunkt der Messung gleichgroß gewesen sein, während ihre Wachstumsgeschichte individuell variiert haben kann, denn Wachstum und Größe sind zwar oft miteinander korreliert, aber nicht zwangsläufig identisch (Enberg et al., 2012). Studien über den Einfluss von juveniler Wachstumsrate auf die anglerische Fangbarkeit sind demzufolge rar. Die Ergebnisse der vorliegenden Arbeit bereichert demnach die Literatur auf diesem Gebiet und bestätigt den generellen Zusammenhang von Wachstum und fischereilicher Vulnerabilität (Brauhn und Kincaid, 1982; Biro und Post, 2008, Enberg et al., 2012).

Auch wenn der Zusammenhang von juveniler Wachstumsrate und anglerischer Fangbarkeit in dieser Studie nicht signifikant war, was vermutlich am geringen Stichprobenumfang lag, waren schneller wachsende Individuen deutlich besser fangbar. Durch schnelleres Wachstum können Individuen früher Größen erreichen, bei der die Gefahr von größenselektiven Räubern (z.B. durch Maulgrößen-Limitierung) gefressen zu werden verringert ist (Parker, 1971; Sogard, 1997; Wilson 1998, Wilson et al., 1994; Ward et al., 2004). Des Weiteren können sie schneller eine größere Vielfalt an Ressourcen erschließen (Arendt und Wilson, 1997) und der Stoffwechsel im späteren Leben kann beeinflusst werden, was zu angepasstem Verhalten (z.B. Futtersuchaktivität) führen kann (Fonseca und Cabral, 2007). Die vorliegende Studie ist eine der ersten, die die juvenile Wachstumsrate in Bezug zur anglerischen Fangbarkeit untersucht hat und zeigen konnte, dass Individuen, die im juvenilen Stadium schneller wachsen, später im Leben eine höhere Fangbarkeit aufweisen. Damit werden bisherige Erkenntnisse über den Zusammenhang von (adulter) Wachstumsrate auf die Fangbarkeit bestätigt (Brauhn und Kincaid, 1982; Biro und Post, 2008; Edeline et al., 2007; Saura et al., 2014; Alós et al., 2014).

Zusätzlich ist anzumerken, dass die juvenile Wachstumsrate fast ausschließlich in Verbindung mit dem Verhalten der Hechte im Sommer Bestandteil der finalen Regressionsmodelle war. Die Schwimmgeschwindigkeit diente als ein Maßstab für die Aktivität der Hechte und lag, bis auf zwei Ausnahmen, zusammen

mit der juvenilen Wachstumsrate in den Endmodellen vor. Neben der Körpergröße und der juvenilen Wachstumsrate hatte demzufolge auch das (Schwimm-) Verhalten einen Einfluss auf die individuelle Fangbarkeit. In der Literatur sind Vermutungen zu finden, dass die Vulnerabilität gegenüber passiven Fanggeräten trotz Größenselektivität eher vom Verhalten beeinflusst wird, indem aktivere Fische eher mit dem Fanggerät in Kontakt kommen (Brauhn und Kincaid, 1982; Biro und Post, 2008; Uusi-Heikkilä et al., 2008). Im Fall von Angelfischerei wird weiterhin davon ausgegangen, dass der Fisch sich aktiv für die Aufnahme des Angelköders entscheiden muss (Brauhn und Kincaid, 1982; Askey et al., 2006, Cooke et al., 2007), was ebenfalls durch das individuelle Verhalten bestimmt werden kann. Enberg et al. (2012) fassten aus mehreren Studien zusammen, dass Wachstum, Verhalten und Fangbarkeit eng miteinander verknüpft sind. Wachstum kann unter diesem Aspekt vermutlich nicht allein und unabhängig vom individuellen Verhalten für die Erklärung von inter-individuellen Unterschieden bezüglich der Fangbarkeit in dieser Studie dienen.

5.2.3 Einfluss von Verhalten auf die Fangbarkeit

Die Hechte zeigten größtenteils klare individuelle Verhaltensunterschiede, die zeitlich konsistent waren und somit Verhaltenstypen bzw. Persönlichkeiten zugeordnet werden können. Die individuellen Verhaltensunterschiede der Hechte beeinflussten die Fangbarkeit in der vorliegenden Arbeit. Dabei waren Fische, die größere Distanzen pro Tag (MDPD) zurücklegten, eine schnellere Schwimmgeschwindigkeit aufwiesen, sich weiter vom Ufer entfernt und näher am Gewässergrund aufhielten und größere Reviere abdeckten, langfristig und kurzfristig besser fangbar. Die Unterschiede bei der Distanz zum Ufer und dem Tiefenindex waren allerdings weniger deutlich, als bei den anderen Verhaltensmaßen. Für die zufällige kurzfristige Fangbarkeit war neben der Reviergröße besonders auch die Schwimmgeschwindigkeit wichtig.

Obwohl nach Rowcliffe et al. (2012) zurückgelegte Strecken von Telemetriesystemen zum Teil stark unterschätzt werden, war die Schwimmaktivität der Hechte im Kleinen Döllensee, im Vergleich zu anderen Studien, deutlich höher. Während Cook und Bergersen (1988) und Vehanen et al. (2006) für Hechte eine

maximale Schwimmdistanz von unter 400 m pro Tag angeben, beschrieben Baktoft et al. (2012) eine wesentlich höhere Schwimmaktivität bis maximal etwa 1250 m pro Tag. Auch diese Studie lag damit noch deutlich unter den maximal gemessenen Werten (5490 m pro Tag) dieser Studie. Die höheren Werte dieser Arbeit sind womöglich auf die hochauflösende Datenaufnahme des akustischen Telemetriesystems zurückzuführen (Zajicek, 2012).

Entgegen der Vermutung, dass Hechte im Winter die geringste Schwimmaktivität aufweisen (Casselman, 1978; Kobler et al., 2008), waren die Hechte in der vorliegenden Arbeit während der untersuchten Winterzeit am aktivsten. Dieses Ergebnis deckt sich mit den Studien von Jepsen et al. (2001), Koed et al. (2006) und Baktoft et al. (2012), die ebenfalls im Winter eine beträchtliche Schwimmaktivität von Hechten nachweisen konnten. Ferner fanden Rogers und Bergersen (1995) sowie Diana et al. (1977) ähnliche Unterschiede der Schwimmaktivitäten zwischen Sommer und Winter bei Hechten. Trotz stabiler geringer Wassertemperaturen im Winter, waren die Hechte im Winter am aktivsten, was die Vermutung von Casselman (1978) und Koed et al. (2006) widerlegt, dass die Aktivität von Hechten bei geringer Wassertemperatur am niedrigsten ist, bzw. erhöhte Aktivität im Winter auf leicht ansteigende Temperaturen zurück zu führen ist. Starke Vegetation, sowie die damit einhergehenden Gasblasen durch deren Photosynthese, könnten zu unpräzisen Messungen der Schwimmbewegungen in der warmen Zeit geführt haben (MacLennan und Simmonds, 1992; Zamora und Moreno-Amich, 2002; Diana et al., 1977; Pine et al., 2003; Carol et al., 2007), sodass die Schwimmaktivität im Sommer und Herbst unterschätzt wurde. Vielmehr scheint die höhere Aktivität im Winter jedoch darin begründet zu sein, dass weibliche Hechte das ganze Jahr über aktiv sein müssen, insbesondere im Winter vor der Laichzeit, um die nötige Energie für die Bildung der weiblichen Gonaden bereit zu stellen und damit den Reproduktionserfolg zu erhöhen (Schwalme und Mackay, 1992; Baktoft et al., 2012). Die Tatsache, dass bis auf drei Ausnahmen alle Versuchsfische weiblich waren, unterstützt diese Begründung für eine erhöhte Aktivität im Winter, wie sie in der vorliegenden Arbeit beobachtet wurde.

Hechte, die vulnerabel waren (bezogen auf alle Fangbarkeitsmaße), schwammen über alle Zeiträume durchschnittlich beinahe doppelt so viel, wie die nicht vulnerablen Artgenossen. Dabei traten die höchsten zurückgelegten Schwimmdistanzen im Winter auf, wohingegen die Hechte im Herbst am wenigsten

schwammen. Die Ergebnisse waren für die unkorrigierte und das korrigierte zurückgelegte Schwimmdistanz identisch. Darüber hinaus schwammen die vulnerablen Fische (alle Fangbarkeitsmaße) über den gesamten Versuchszeitraum von Juli 2010 bis Januar 2011 deutlich schneller als die nicht vulnerablen Hechte, wobei der Unterschied im Herbst zwischen beiden Vulnerabilitätstypen am geringsten war. Auch im Falle der Schwimmgeschwindigkeit war das Ergebnis für das unkorrigierte und das korrigierte Maß identisch. Insbesondere auf die kurzfristige zufällige Fangbarkeit während des standardisierten Angelexperiments hatte die Schwimmgeschwindigkeit der Hechte (zurückgelegte Meter pro Stunde) einen wesentlichen Einfluss. Dies geht womöglich damit einher, dass Hechte, die sich regelmäßig bewegen und somit eine konstante Aktivität aufweisen, mit höherer Wahrscheinlichkeit auf den Angelköder treffen (Cox und Walters, 2002). Aufgrund der standardisierten Bedingungen, wodurch die gesamte Wasserfläche und darüber hinaus mehrere verschiedene Habitate gleichzeitig von den Angelteams befischt wurden, stieg demzufolge die Wahrscheinlichkeit auf aktivere Hechte im gesamten See zu treffen. Auch wenn der Einfluss der Schwimmaktivität nicht für jedes Fangbarkeitsmaß signifikant war, oder Aktivitätsmaße in den erklärenden Endmodellen fehlten, so unterschied sich die allgemeine Aktivität zwischen vulnerablen und nicht vulnerablen Hechten doch insgesamt sehr deutlich.

Andere Studien bestätigen die Ergebnisse der vorliegenden Arbeit, dass aktivere Fische vulnerabler sind, als weniger aktive Artgenossen (Biro und Post, 2008; Løkkeborg et al., 2010; Olsen et al., 2012), da sie eine höhere Wahrscheinlichkeit aufweisen mit dem Angelköder in Kontakt zu kommen (Cox und Walters, 2002). Alós et al. (2012) kamen durch theoretische Modellsimulationen zu dem Ergebnis, dass aktivere Fische besser fangbar sind. Eine Studie mit einer natürlichen Dorschpopulation, denen akustische Transmitter zur Verhaltensobservation implantiert wurden, bestätigte die Ergebnisse, dass aktivere Individuen eine höhere Vulnerabilität gegenüber passiven Fischfanggeräten aufweisen (Olsen et al., 2012). In dieser Studie wurden Dorsche, die sich horizontal wie auch vertikal bewegen, eher gefangen als ihre weniger aktiven Artgenossen. In einer Studie mit Elchen konnten die Autoren zeigen, dass auch bei Säugetieren ein aktives Verhalten zu erhöhter Prädation durch den Mensch führt (Ciuti et al., 2012). Bei Forellenbarschen konnte dagegen kein Zusammenhang zwischen Aktivität und anglerischer Vulnerabilität nachgewiesen werden (Binder et al., 2012). Aggressivität,

bzw. die Motivation einen Angelköder zu attackieren, scheint bei dieser Fischart einen größeren Einfluss auf die Fangbarkeit auszuüben (Cooke et al., 2007). Obwohl Hechte in der Literatur oftmals als Lauerräuber beschrieben werden (Eklöv, 1992; Craig, 1996), können sie auch aktive Jagdstrategien verfolgen (Turesson und Brönmark, 2004), die zu erhöhter Vulnerabilität gegenüber Angelfischerei führen kann, was die Ergebnisse dieser Studie bestätigen. Diese Annahme wird dadurch unterstützt, dass Kobler et al. (2009) im Kleinen Döllnsee drei verschiedene Verhaltenstypen von Hechten beschrieben, die sich in ihrer Habitatnutzung unterscheiden. Vermutlich ist die Ausprägung differenter Verhaltenstypen auf eine hohe intra-spezifische Konkurrenz bei Hechten in diesem See zurückzuführen (Pagel; 2009). Mit einer hohen intra-spezifischen Konkurrenz geht eine geringe Ressourcenverfügbarkeit einher, die einzelne Individuen mit gesteigerter Aktivität und Risikobereitschaft (Turesson und Brönmark, 2007; Biro et al., 2003, 2007; Andersen et al. 2008), zum Beispiel durch Nutzung verschiedener Habitate reduzieren können (Kobler et al., 2009).

In der vorliegenden Arbeit hatten auch die Distanz zum Ufer, der Tiefenindex und die Reviergröße einen Einfluss auf die Fangbarkeit. Neben der allgemeinen Schwimmaktivität sind demzufolge sehr wahrscheinlich weitere Verhaltenseigenschaften mit dafür verantwortlich, ob ein Fisch mit dem Angelköder in Kontakt kommt und bereit ist, diesen auch zu attackieren oder nicht. Zu diesen Verhaltenseigenschaften zählen: Futtersuchaktivität, Futteraufnahme, Erkundungsverhalten; Aggressivität, Risikobereitschaft sowie Lernfähigkeit (z.B. Beukema, 1970a, 1970b; Suski und Phillip, 2004; Biro und Post, 2008; Askey et al., 2006; Cooke et al., 2007; Wilson et al., 2011; Alós et al., 2012; Enberg et al., 2012; Klefoth et al., 2012). Schneller wachsende Individuen haben eine höhere Stoffwechselrate und demzufolge auch erhöhten Energiebedarf und sind deswegen aktiver und risikobereiter, um ihren Nahrungsbedarf zu decken (Martin-Smith & Armstrong, 2002; Biro et al., 2004; 2006; Biro und Post, 2008; Sundt-Hansen et al., 2009; Huntingford et al., 2010). Ferner zeigten Chiba et al. (2007), dass die Wachstumsrate von Mondährenfischen (*Menidia menidia*) mit dem Futtersuchverhalten und der Risikobereitschaft genetisch korreliert. Den Zusammenhang zwischen Futtersuchverhalten und Risikobereitschaft bestätigen Wilson und Stevens (2005) bei Regenbogenforellen. Darüber hinaus sind aktive Fische, die häufig offene und ungeschützte Bereiche aufsuchen risikobereiter als ihre

Artgenossen (Wilson und McLaughlin, 2007; Wilson und Godin, 2009). Webster et al. (2008) dokumentierten bei Dreistacheligen und bei Neunstacheligen Stichlingen (*Gasterosteus aculeatus* und *Pungitius pungitius*) ebenfalls, dass sich aktivere Individuen häufiger in offenen und ungeschützten Bereichen aufhielten. Ferner zeigten Regenbogenforellen mit erhöhter Risikobereitschaft eine gesteigerte Vulnerabilität gegenüber Kiemennetzen (Biro und Post, 2008). Auch risikobereite und weniger scheue Fasane (*Phasianus colchicus*) werden häufiger durch Jäger erlegt (Madden und Whiteside, 2014). Dass Risikobereitschaft auch mit anglerischer Vulnerabilität zusammenhängen kann, zeigten Klefoth et al. (2012) bei Karpfen. Zusammenfassend korrelieren demzufolge Wachstum, Schwimmaktivität, Futteraufnahme, Habitatnutzung und Risikobereitschaft positiv miteinander (Biro und Dingemanse, 2009). Aus diesen Zusammenhängen lässt sich schlussfolgern, dass schneller wachsende Hechte eine höhere Futteraufnahme bedürfen, die sie mit gesteigerter Schwimmaktivität, einer erweiterten Habitatsnutzung und Risikobereitschaft erreichen, was sie vulnerabel gegenüber Angelfischerei macht.

Die vorliegende Arbeit dokumentierte zum Teil sehr hohe Reviergrößen bei Hechten, die auch stark zwischen den Individuen variierten. Verschiedene Studien dokumentierten begrenzte Reviergrößen bei Hechten (Grimm und Klinge, 1996; Eklöv, 1992; Buchholz, 2010). Einige Autoren konnten die Ergebnisse dieser Arbeit bestätigen und große Reviere bei Hechten in Seen nachweisen (Vostradovsky, 1975; Diana et al., 1977). Ein größeres Revier bzw. eine Nutzung von verschiedenen Habitaten bringt den Vorteil einer erweiterten Ressourcenverfügbarkeit (Chapman und Mackay, 1984b; Kobler et al., 2009). Deutlich geringere Reviergrößen konnten Vehanen (2006) und Knight et al. (2008) bei Hechten in Flüssen zeigen. Ebenfalls geringere Werte fanden Kobler et al. (2008a) bereits bei Hechten im Kleinen Döllnsee, was den Ergebnissen der vorliegenden Arbeit widerspricht. Die differenten Ergebnisse können vermutlich auf die Verwendung unterschiedlicher Telemetrietechnik zurückgeführt werden. Die verwendete Akustiktelemetrie der vorliegenden Arbeit weist eine hohe Auflösung auf, die daher möglicherweise zu genauerer Dokumentation des Schwimmverhaltens und folglich auch der Reviergröße führte (Zajicek, 2012).

Vulnerable Hechte (alle Fangbarkeitsmaße) zeigten, unabhängig von der Jahreszeit, eine zum Teil deutlich höhere Reviergröße als nicht vulnerable Individuen. Aufgrund der teilweise beträchtlichen Differenz der Reviergrößen

zwischen vulnerablen und nicht vulnerablen Hechten, lässt sich ein Einfluss der Reviergröße auf die Fangbarkeit erkennen. Den größten Effekt auf die Fangbarkeitswahrscheinlichkeit stellte die Reviergröße während des Angelexperimentes im September 2010 dar. In keinem Regressionsmodell war der Einfluss der Reviergröße auf die Fangbarkeitsmaße jedoch signifikant, was vermutlich an dem geringen Stichprobenumfang dieser Arbeit lag. Die geringen Wiederholbarkeitswerte für die Reviergrößenberechnungen könnten ein Hinweis für diese Annahme sein. Es gibt Hinweise darauf, dass die Länge der Fische positiv mit der Reviergröße korreliert (Minns, 1995; Grimm und Klinge, 1996). Aufgrund des positiven Zusammenhangs zwischen Totallänge und Fangbarkeit in dieser Arbeit, wurde daher auch ein positiver Zusammenhang zwischen Reviergröße und Fangbarkeit vermutet. Alós et al. (2012) fanden keinen Beweis dafür, dass größere Habitate ebenfalls eine bessere Fangbarkeit erklären und Olsen et al. (2012) fanden keinen wesentlichen Einfluss des Aktivitätsbereiches auf die Fangbarkeit. Es wurden dabei jedoch marine Fischarten untersucht, was zu der Annahme führt, dass die gegensätzlichen Ergebnisse auf artenspezifische Unterschiede zurück zu führen sind, beispielsweise hinsichtlich der Korrelation von verschiedenen Persönlichkeitsmerkmalen über mehreren Kontexten (Conrad et al., 2011). Aufgrund differierender Ergebnisse zur Reviergröße von Hechten in der Literatur ist ein Vergleich zwischen den Studien schwierig, da die Ausprägung der Reviergrößen vermutlich vom jeweiligen Ökosystem abhängig ist (Kobler et al., 2008a).

Hechte, die sich weiter entfernt vom Ufer aufhielten, zeigten eine höhere Vulnerabilität hinsichtlich der Lebensfangbarkeit und der (kurzfristigen) Fangbarkeit zum Zeitpunkt der Besenderung. In Bezug auf die zufällige Fangbarkeit im Angelexperiment hingegen, waren die nicht vulnerablen Fische weiter vom Ufer entfernt. Diese Abweichung lag womöglich an der geringen Anzahl gefangener Fische während des Angelexperiments, wodurch der Stichprobenumfang möglicherweise nicht repräsentativ war. Eine höhere Distanz der Hechte zum Ufer kann, aufgrund fehlender Struktur zum Schutz vor Räubern, als gesteigerte Risikobereitschaft ausgelegt werden (Biro et al., 2003). Anhand dessen kann die tendenziell höhere anglerische Vulnerabilität (komplementär zur Prädation) von Individuen, die sich weiter vom Ufer entfernt aufhielten, erklärt werden. Insbesondere größere Individuen scheinen sich häufiger in Freiwasserbereichen mit geringerer Vegetation aufzuhalten (Chapman und Mackay, 1984b; Casselmann und

Lewis, 1996). Dass in der vorliegenden Arbeit größere und weiter vom Ufer entfernte Hechte eine höhere Vulnerabilität gegenüber Angelfischerei aufwiesen, bestätigt daher die Angaben aus der Literatur.

Weiterhin war der Abstand zum Gewässergrund bei vulnerablen Hechten, unabhängig von der Wassertiefe, im Durchschnitt $1,4 \pm 0,2$ m, wohingegen die nicht vulnerablen Hechte einen durchschnittlichen Abstand von $1,5 \pm 0,3$ aufwiesen. Zajicek (2012) beschrieb die Hechte im Kleinen Döllnsee als generell grundnah orientiert mit einem durchschnittlichen Abstand zum Grund von $0,9 \pm 0,6$ m. Die Abweichung liegt möglicherweise darin begründet, dass das Verhalten in der Studie von Zajicek (2012) lediglich auf eine siebentägige Verhaltensaufzeichnung von 15 Hechten im September 2009 basierte. Der Stichprobenumfang war demnach deutlich geringer im Vergleich zu der vorliegenden Studie. Komplementär zum unterschiedlichen Abstand zum Grund fanden sich ähnlich geringe Unterschiede beim Tiefenindex, wobei vulnerable Hechte einen durchschnittlich höheren Wert aufwiesen. Der Unterschied des Aufenthaltes innerhalb der Wassersäule zwischen den beiden Vulnerabilitätstypen war folglich auf dem ersten Blick nicht besonders groß. Dennoch war der Einfluss des Tiefenindex bei den gepoolten Modellen in Bezug zur langfristigen und auch zur kurzfristigen unstandardisierten Fangbarkeit signifikant. Die Erkenntnis, dass sich vulnerablere Hechte näher am Grund aufhielten als nicht fangbare, entspricht nicht dem erwarteten Verhalten. Erwartungsgemäß sollten sich vulnerable Fische, die sich weiter weg vom Ufer aufhalten und aktiver sind, zudem innerhalb der Wassersäule flacher aufhalten (Biro et al., 2004; Wilson und Godin, 2009, Wilson et al., 2010). Vermutlich wurden durch grundnahes präsentieren des Köders, wie es häufig in der Angelpraxis angewandt wird, tiefer stehende Hechte gefangen, während an flacher stehenden Individuen vorbei geangelt wurde. Eine tiefe Köderpräsentation der Angler führte daher höchstwahrscheinlich zu dem unerwarteten Ergebnis, dass tiefer stehende Fische eine höhere anglerische Vulnerabilität aufwiesen.

In der vorliegenden Arbeit wurde keine Risikobereitschaft direkt gemessen, aber anhand der dokumentierten erhöhten Aktivität, erweiterten Habitatnutzung und der größeren Distanz zum Ufer kann auf eine erhöhte Risikobereitschaft vulnerabler Hechte geschlossen werden, da ein aktiveres Verhalten und ein Aufenthalt in offenen, ungeschützten Bereichen die Gefahr der Prädation erhöht (Billerbeck et al., 2001; Lankford et al., 2001; Mangel und Stamps, 2001; Biro et al., 2004, 2006;

Sundström et al., 2005). Folglich sind Individuen mit einer höheren Aktivität auch risikobereiter, verlassen also beispielsweise schützende Habitats und sind besser fangbar, wenn Menschen (Angler) als Prädatoren interpretiert werden (Brauhn und Kincaid, 1982; Biro und Post, 2008; Cooke et al., 2007; Løkkeborg et al., 2010; Redpath et al., 2010; Klefoth et al., 2012). Im Gegensatz zu der Ansicht, dass risikofreudigere Individuen besser gefangen werden, zeigten Wilson et al. (2011) in einer Studie mit Blauen Sonnenbarschen (*Lepomis macrochirus*), dass mit der Angel gefangene Fische schüchtern sind. Hinsichtlich der Aktivität und dem vertikalen Schwimmverhalten lag dagegen bei geangelten Fischen kein Unterschied zu den mit einer Strandwade gefangenen vor. Die Beurteilung der Risikobereitschaft wurde von Wilson et al. (2011) allerdings nach dem Fang unter Laborbedingungen durchgeführt. In einem zweiten Versuch derselben Studie wiesen risikofreudigere Individuen im Teich, im Gegensatz zu den Ergebnissen im Labor, eine höhere Wahrscheinlichkeit auf, gefangen zu werden (Wilson et al., 2011). Die Laborbedingungen könnten demzufolge das natürliche Verhalten beeinflusst haben und somit zu den unerwarteten Ergebnissen geführt haben. Die Ergebnisse der vorliegenden Arbeit deuten auf einen Gegenbeweis zur Annahme von Wilson et al. (2011) hin und unterstützen die Ansicht mehrerer Studien, dass aktive und risikobereite Fische besser mit der Angel fangbar sind.

Die vorliegende Arbeit liefert den ersten Hinweis dafür, dass bei Hechten die anglerische Fangbarkeit (langfristig und kurzfristig) u.a. durch individuelles Verhalten bestimmt wird. Individuelles Verhalten kann mit unterschiedlichen Lebensstrategien verknüpft sein (Svanbäck et al., 2008; Kobler et al., 2009). Vermutlich um intra-spezifische Konkurrenz zu vermeiden, bilden sich verschiedene Verhaltenstypen innerhalb einer Art mit unterschiedlicher Lebensweise und Jagdstrategie aus, wobei einige Individuen ungenutzte oder wenig benutzte Habitats erschließen (Svanbäck et al., 2008; Kobler et al., 2009). Aktivere Individuen können durch diese Erschließung zwar mehr Nahrung aufnehmen, aber auch einen erhöhten Stoffwechsel aufweisen und zudem einem größeren Prädationspotential ausgesetzt sind, weshalb die Fitness für alle Verhaltenstypen letztendlich annähernd gleich einzuschätzen ist (Svanbäck et al., 2008; Kobler et al., 2009). Eine solche Verteilung entlang habitatspezifischer Fitnessgradienten aufgrund dichteabhängiger Ressourcenlimitierung wurde bereits bei Hechten festgestellt, die als ideale freie Verteilung (ideal free distribution, IFD) bezeichnet wird (Haugen et al., 2006). Die

hohe Hechtdichte nahe der Tragekapazität im Kleinen Döllnsee (Pagel, 2009) unterstützt die Vermutung, dass eine erhöhte intra-spezifische Konkurrenz in diesem Gewässer vorliegt. Kobler et al. (2009) dokumentierten bereits Unterschiede in der Aktivität und der Habitatnutzung von Hechten im Kleinen Döllnsee, die sie als mögliche Reaktion auf den hohen Konkurrenzdruck innerhalb der Population interpretierten. Verhaltensunterschiede hinsichtlich Aktivität, Habitat- und Ressourcennutzung können die Tragekapazität und Produktivität einer Population steigern (Wolf und Weissing, 2012) und somit den Konkurrenzdruck vermindern. Um die intra-spezifische Konkurrenz zu vermeiden könnten sich folglich die vorliegend nachgewiesenen Verhaltensunterschiede der Hechte hinsichtlich Aktivität und Habitatsnutzung in Reaktion auf Ressourcenverfügbarkeit im Kleinen Döllnsee ausgebildet haben, die letztlich auch die anglerische Fangbarkeit beeinflussten.

Die Ausprägung verschiedener habitatspezifischer Verhaltenstypen innerhalb der Hechtpopulation im Kleinen Döllnsee könnte ferner durch einen komplexen Zusammenhang mit physiologischen und lebensgeschichtlichen Merkmalen auftreten. Die Stoffwechselrate ist verknüpft mit Wachstum (Burton et al., 2011) und Verhalten (Biro und Stamps, 2010; Huntingford et al., 2010). Als Folge von Kompromissen bei lebensgeschichtlichen Merkmalen kann es zu Unterschieden der Stoffwechselraten und damit korrelierten Verhaltensmerkmalen kommen, was als Tempo des Lebens – Syndrom bezeichnet wird (Réale et al., 2010; Burton et al. 2011). Sind die Stoffwechselunterschiede innerhalb einer Population konsistent, kann auch damit korreliertes Verhalten konsistent sein, das zur Energiebeschaffung dient (z.B. Aktivität) (Houston, 2010; Biro und Stamps, 2010). Diese Theorie über den komplexen Zusammenhang von physiologischen, lebensgeschichtlichen und verhaltensbasierten Merkmalen ist daher eine mögliche Erklärung für die Verhaltensunterschiede in der vorliegenden Arbeit, die zu unterschiedlicher Vulnerabilität gegenüber Angelfischerei führten.

Erweiternd zu den Ergebnissen von Kobler et al. (2009) zeigt die vorliegende Arbeit, dass die untersuchten Individuen im Kleinen Döllnsee in ihrem Verhalten konsistent sind. Trotz scheinbar verändertem Verhalten innerhalb der Individuen, was sich anhand wechselnder Verhaltensparameter in den Endmodellen zur Fangbarkeit erkennen lässt, betrafen diese Veränderungen vermutlich alle Individuen der Population, da eine allgemein gute Verhaltenskonsistenz gegeben war. Intra-individuelle Varianz bei gleichzeitig guter Konsistenz des Verhaltens kann auf

konsistente Verhaltensplastizität der Hechte hindeuten (Dingemanse und Wolf, 2013). In der vorliegenden Arbeit wurde wie bei Kobler et al. (2009) das Verhalten lediglich innerhalb eines Jahres untersucht. Wolf et al. (2008) vermuteten, dass eine Verhaltenskonsistenz auch über mehrere Jahre hinweg auftritt, wenn das Verhalten bereits geringe positive Rückkopplungen auf die Fitness ausübt.

Trotzdem die Ergebnisse dieser Arbeit Hinweise dafür geben, dass die anglerische Fangbarkeit von individuellem Verhalten sowie von der Größe und dem Wachstum abhängig ist, so ist dennoch zu beachten, dass auch weitere Faktoren eine entscheidende Wirkung haben können. Beispielsweise fanden Kuparinen et al., (2010), dass der anglerische Erfolg (Fangrate) beim Angeln auf Hecht von verschiedenen Umweltfaktoren (Wind, Bewölkung, Niederschlag, Mondphase) abhängig sein kann. Die Umweltbedingungen waren für alle Individuen während der gesamten Versuchsphase gleich, sodass die beobachteten individuellen Unterschiede vermutlich nicht auf phänotypische Plastizität zurück zu führen sind. Möglicherweise haben die Verhaltensunterschiede eine genetische Ursache. Die ermittelten Wiederholbarkeitswerte unterstützen diese Annahme. Die vorliegende Arbeit konnte zeigen, dass das Verhalten die Fangbarkeit von Hechten beeinflusst, wobei die Fangbarkeit als ein vererbbares Merkmal gilt (Phillip et al., 2009). Darüber hinaus ist von mehreren Taxa bekannt, dass das Verhalten *per se* ebenfalls vererbbar ist (Dingemanse et al., 2002; van Oers et al., 2005; Réale et al., 2007). Anhand dessen lässt sich vermuten, dass die inter-individuellen Verhaltensunterschiede nicht nur eine genetische Basis haben, sondern dass diese auch durch angelfischereiliche Selektion beeinflusst werden kann.

5.3 Künstliche Selektion durch Angelfischerei

5.3.1 Selektion lebensgeschichtlicher Merkmale durch Angelfischerei

Die Ergebnisse der vorliegenden Studie konnten zeigen, dass Angelfischerei positiv gegen Totallänge, juvenile Wachstumsrate, Schwimmaktivität und Habitatnutzung von Hechten selektiert. Die zuvor nachgewiesene Wiederholbarkeit der untersuchten Merkmale ist eine wichtige Grundvoraussetzung für die Beurteilung

der Selektion (Endler, 1986). Um die Stärke der Selektion auf die jeweiligen Merkmale zu ermitteln, wurden Mittelwert-Standardisierte Selektionsgradienten berechnet. Anhand dessen sollte beurteilt werden, inwiefern die Fitness (fischereiliche Mortalität) durch Veränderungen der Merkmalswerte beeinflusst wird. Durch Messungen von Selektion können fischereilich-induzierte evolutionäre Effekte aufgedeckt und deren Folgen beurteilt werden (Law, 2007; Hutchings und Fraser, 2008; Kuparinen et al., 2009). In einer Meta-Analyse von Hereford et al. (2004) zeigten die Autoren, dass der durchschnittliche Mittelwert-Standardisierte Selektionsgradient von natürlicher Selektion bei 0,54 liegt, wobei jedoch zum Teil starke Schwankungen hinsichtlich der untersuchten Merkmale und des verwendeten Fitnessmaßes vorlagen und keine Verhaltensmerkmale berücksichtigt wurden. Für lebensgeschichtliche Merkmale gaben die Autoren mit 0,86 einen höheren Durchschnitt der Selektionsgradienten an. Der maximale Selektionsgradient der vorliegenden Arbeit trat bei dem Merkmal Totallänge auf und liegt mit 8,51 zwar über dem Durchschnitt, aber dennoch in dem Bereich der von Hereford et al. (2004) verglichenen Werte. Die lebensgeschichtlichen Merkmale Totallänge und juvenile Wachstumsrate wiesen die größten Selektionsgradienten auf, wobei die juvenile Wachstumsrate lediglich bei der zufälligen Fangbarkeit (= Mortalität) einem hohen Selektionsdruck unterlag. Der Test auf nicht lineare Selektion in Bezug auf lebensgeschichtliche Merkmale ergab, dass weder stabilisierende noch disruptive Selektion durch Angelfischerei vorlag. Lediglich in einem finalen Modell mit quadrierten Termen zeigte die zufällige Fangbarkeit einen hohen Selektionsgradienten auf die juvenile Wachstumsrate und deutet somit auf eine starke disruptive Selektion hin. Der Selektionsgradient des unquadranten Terms der juvenilen Wachstumsrate fiel im selben Modell jedoch höher aus, als bei dem quadrierten. Zudem waren die Selektionsgradienten von Regressionsmodellen, in denen die juvenile Wachstumsrate integriert wurde, deutlich geringer, sodass die Anzeichen von disruptiver Selektion durch Angelfischerei auf die juvenile Wachstumsrate mit Vorsicht zu betrachten sind.

Angeln wurde in der vorliegenden Arbeit als eine milde Form von künstlichem Räuberrisiko interpretiert (Klefoth et al., 2012). Der Selektionsdruck von Angelfischerei auf verschiedene Merkmale kann daher als künstliche (fischereiliche) Selektion angesehen werden. Mit anderen Worten wurde ein Fangevent als fischereiliche Mortalität interpretiert. Künstliche Selektion kann

stärker sein, als die natürliche Selektion (Mertz und Meyers, 1998), aber es gibt auch gegensätzliche Ergebnisse, bei denen die natürliche Selektion die fischereiliche Selektion bei Hechten übertrifft, wenn der Angeldruck abnimmt (Edeline et al., 2007). So kann es bei abfallendem Fischereidruck zu einem simultanen Anstieg des Wachstums kommen (Edeline et al., 2007). Natürliche Selektion bei Hechten bevorzugt große Individuen und schnelles Wachstum (Carlson et al., 2004; Dibattista et al., 2007). Eine solche positive natürliche Selektion kann durch gröbenselektive Fischerei ausgeglichen werden, wenn durch sie langsames Wachstum bevorzugt wird (Conover und Munch, 2002). Natürlicher und fischereilicher Selektionsdruck können demzufolge auch in entgegengesetzte Richtung auf das Wachstum wirken (Enberg et al., 2012). Carlson et al., (2007) dokumentierten hinsichtlich gerichteter Selektion, dass bevorzugt eine Entnahme von großen Hechten unter befischten Bedingungen stattfindet, wohingegen natürliche Selektion große Individuen bevorzugt. Im Gegensatz dazu zeigte eine Studie von Edeline et al. (2009) im Lake Windermere in Bezug auf nichtlineare Selektion, dass ohne Fischereidruck scheinbar mittlere Längen bevorzugt werden (stabilisierende Selektion). Darüber hinaus fanden die Autoren Hinweise von disruptiver Selektion auf die Größe von Hechten durch Fischerei vor, statt eine positiv gerichtete Größenselektion zu bestätigen. In diesem Fall würden große und kleine Individuen einen Vorteil haben (Carlson et al., 2007; Edeline et al., 2009). Edeline et al. (2009) schlussfolgerten, dass Fischerei nicht immer zu einer Verringerung der Durchschnittgröße führen muss und zu größerer Variabilität von Wachstumsraten innerhalb der Population führen kann.

Ein evolutionärer Effekt kann dann auftreten, wenn der Selektionsdruck einer Seite die der anderen übertrifft. In diesem Zusammenhang spielen Kosten-Nutzen-Abwägungen zwischen Reproduktion und Wachstum sowie Wachstum und Überleben eine wichtige Rolle (Arlinghaus et al., 2009; Matsumura et al., 2011). Die Betrachtung der juvenilen Wachstumsrate in der vorliegenden Arbeit bietet dabei den Vorteil, dass sie unabhängig vom Reproduktionsaufwand ist und daher Größenveränderungen innerhalb einer Population aufgrund von Angelfischerei besser erklärt als adultes Wachstum (Lester et al., 2004; Swain et al., 2007; Heino et al., 2008). Durch schnelleres Wachstum erreichen Hechte früher Größen, bei der sie einer geringeren Mortalität (Parker, 1971; Sogard, 1997; Wilson 1998, Wilson et al., 1994; Ward et al., 2004, Biro et al., 2005), beispielsweise durch Kannibalismus (Grimm, 1983; Haugen et al., 2006), ausgesetzt sind. Fische mit hoher juveniler

Wachstumsrate können demzufolge eine höhere Überlebenswahrscheinlichkeit im späteren Leben erzielen, wenn sie dem Prädationsfenster entwachsen (Haugen et al., 2007). Darüber hinaus können größere Individuen eine höhere relative Fruchtbarkeit aufweisen (Edeline et al., 2007), was ein fitnessrelevantes Merkmal darstellt, das ebenfalls durch schnelles juveniles Wachstum begünstigt wird (Pagel, 2009). Allerdings erfordert schnelleres Wachstum eine erhöhte Futteraufnahme und demzufolge auch erhöhte Futtersuchaktivität (Martin-Smith & Armstrong, 2002; Biro et al., 2006; Sundt-Hansen et al., 2009), was wiederum zu einem erhöhten Prädationsrisiko führt (Billerbeck et al., 2001; Lankford et al., 2001; Mangel und Stamps, 2001; Biro et al., 2004, 2006; Sundström et al., 2005). Es kommt daher häufig zu einem Kompromiss zwischen Wachstum und Mortalität (Biro et al., 2004; Biro et al., 2006). Angeln als künstliches Prädationsrisiko kann demzufolge gegen Größe und juveniles Wachstum selektieren, was zu Fitnessseinbußen führen kann, wie die Ergebnisse der vorliegenden Studie belegen.

Die Ergebnisse der vorliegenden Studie konnten zeigen, dass Angelfischerei bei Hechten gröbenselektiv wirkt und schneller wachsende Individuen ebenfalls selektiert werden, was frühere Arbeiten über den Einfluss von lebensgeschichtlichen Merkmalen auf die Fitness bestätigt. Zum Beispiel konnte fischereiliche Selektion bereits bei Wachstum (Conover und Munch, 2002; Biro und Post, 2008; Heino et al., 2013) und Körpergröße (Heino und Godø, 2002; Enberg et al., 2009; Saura et al., 2010; Matsumura et al., 2011) nachgewiesen werden. Bei einer Studie mit einem natürlichen Dorschbestand konnte gezeigt werden, dass größere Individuen durch Fischerei selektiert werden, wodurch kleinere Individuen bevorzugt werden (Olsen et al., 2012). Biro und Post (2008) lieferten anhand von Teichversuchen mit Regenbogenforellen den ersten Beweis dafür, dass passive Fischfanggeräte einen genetischen Einfluss auf Populationen haben können. In dieser Studie wurden deutlich häufiger Fische mit einem schnelleren Wachstum und einer höheren Aktivität mit Kiemennetzen gefangen. Dabei wurde die Körpergröße kontrolliert, weshalb vermutlich Wachstum und damit verbundene Verhaltensmerkmale durch die Fischerei eher selektiert wurden, als die Körpergröße (Biro und Post, 2008). Auch weitere Studien äußerten die Vermutung, dass Fischerei zu geringeren Wachstumsraten führt (Conover und Munch, 2002; Edeline et al., 2007). Weiterhin werden Forellenbarsche mit dem höchsten Reproduktionserfolg durch Angelfischerei selektiert, wie eine Studie von Sutter et al. (2012) zeigte. Eine fischereiliche

Selektion von großen und schneller wachsenden Individuen kann folglich die Fitness durch reduzierten Reproduktionserfolg und / oder erhöhte Mortalität beträchtlich reduzieren und zu evolutionären Veränderungen führen (Jørgensen et al., 2007; Olsen und Moland, 2011; Enberg et al., 2012; Sutter et al., 2012). Die vorliegende Arbeit bestätigt ein Selektionspotential von Angelfischerei auf Fischlänge und juveniles Wachstum und indiziert damit mögliche evolutionäre Folgen.

Die ermittelte Selektion gegen große Fische durch Angelfischerei in der vorliegenden Arbeit kann möglicherweise auch auf die Verwendung von unterschiedlichen Ködergrößen zurückgeführt werden. Die Totallänge zeigte bei standardisierter Angelfischerei nur geringen Einfluss auf die (zufällige) Fangbarkeit bzw. Mortalität, wobei relativ kleine Köder verwendet wurden (Arlinghaus et al., 2008). Im Gegensatz dazu wurden bei der unstandardisierten Angelfischerei die zu verwendenden Köder nicht fest vorgeschrieben, wodurch auch größere Köder als beim standardisierten Angeln verwendet wurden. In den finalen Modellen der unstandardisierten Angelfischerei war die Totallänge häufiger vertreten, die zudem einer stärkeren Selektion im Vergleich zum standardisierten Angeln unterlag. Arlinghaus et al., (2008) dokumentierten, dass größere Köder den Fang von großen Fischen begünstigen. Weitere Studien konnten zeigen, dass größere Haken durchschnittlich größere Fische fangen (Ralston, 1990; Otway und Craig, 1993; Cortéz-Zaragoza et al., 1989; Orsi et al., 1993; Cooke et al., 2005; Grixti et al., 2007; Alós et al., 2008a, 2008b; Cerdà et al., 2010). Dies liegt wahrscheinlich darin begründet, dass die Maulgröße potentielle Beutegrößen limitiert, wobei die Maulgröße positiv mit der Fischlänge korreliert (Erzini et al., 1998; Karpouzi und Stergiou, 2003). Die Ergebnisse der ermittelten Größenselektion wurden demzufolge möglicherweise durch die Verwendung von größeren Ködern beim unstandardisierten Angeln beeinflusst.

In der vorliegenden Arbeit konnte gezeigt werden, dass Angelfischerei längere und schnell wachsende Fische selektiert. Dies hätte möglicherweise langfristig Folgen auf individuellem und auch auf Populationsniveau. Experimente mit Mondährenfischen lieferten Hinweise dafür, dass eine selektive Entnahme von schnell wachsenden Individuen zu evolutionären Veränderungen von individuellem Wachstum, Ertrag und Biomasse der Population führen kann (Conover und Munch, 2002; Walsh et al., 2006). In weiteren Studien mit Salmoniden konnte gezeigt werden, dass Angelfischerei größere Fische selektiert (Kendall und Quinn, 2011;

Saura et al., 2010). In der Studie von Saura et al. (2010) wurde die Selektionsantwort (R) bestimmt, wodurch ein Vergleich zu den Selektionsgradienten der vorliegenden Arbeit schwer fällt. Allerdings bestätigen die präsentierten Ergebnisse der Autoren die Selektionsrichtung der vorliegenden Arbeit. Bei Königslachsen zeigte sich eine ausgeprägte kontinuierliche Selektion von großen Fischen durch Angelfischerei, die zu einer verringerten Durchschnittsgröße führten, wobei vermutlich auch Umweltveränderungen den Effekt verstärkten (Kendall und Quinn, 2011). Des Weiteren dokumentierten die Autoren entgegen der häufig angenommenen Selektion gegen schnelles Wachstum, dass eine größenselektive Fischerei zu schnellerem Wachstum und früherer Reife (geringere Größe und geringeres Alter bei bestimmter Größe) bei Königslachsen führt (Kendall und Quinn, 2011; Hard et al., 2008). Auch Favro et al. (1979) und Redpath et al. (2009) behaupteten, dass langsam wachsende Fische aufgrund höherer Stoffwechselrate besser gefangen werden. Die vorliegende Studie widerlegt die letztgenannten Ergebnisse und bestätigt die häufige Annahme, dass größenselektive Entnahme zu geringerer Wachstumsrate führt.

Angelfischereiliche Selektion gegen schnell wachsende und große Hechte wurde in der vorliegenden Studie anhand der präsentierten Selektionsdrücke auf Totallänge und der juvenilen Wachstumsrate quantifiziert. Lebensgeschichtliche Merkmale dienen oftmals der Einschätzung der Populationsdynamik, dem Ertrag und der Biomasse eines Bestandes (Law, 1989; Heino 1998; Conover und Munch, 2002; Ernande et al., 2004). Größere Fische werden oftmals häufiger entnommen als kleinere, die einen geringen Anteil der Population ausmachen (Radomski, 2003; Aas et al., 2000; Paul et al., 2003). Dabei ist die Selektion durch Angelfischerei auch abhängig von der Populationsdichte (Arlinghaus et al., 2009). Bei Hechten ist bereits bekannt, dass unter befischten Bedingungen die durchschnittliche Größe und deren Alter bei bestimmter Größe reduziert werden (Pierce et al., 1995). Eine größenselektive Entnahme von Hechten kann zudem die Varianz von wachstumskorrelierten Merkmalen verringern (Edeline et al., 2009), die Abundanz eines Bestandes reduzieren und die Reproduktionsdynamik beeinflussen, wodurch die Populationsstruktur destabilisiert wird (Anderson et al., 2008; Venturelli et al., 2009). Ferner ist bei mehreren Fischarten bekannt, dass ältere und größere Weibchen eine höhere Fruchtbarkeit und Qualität der Eier und Larven aufweisen (Wootton, 1998; Birkeland und Dayton, 2005; Berkeley et al., 2004). Bei Hechten korreliert der Reproduktionserfolg zudem mit der Wachstumsrate (Pagel, 2009). Weiterhin

verursacht eine Entnahme von großen Fischen zu einer abgestumpften Altersstruktur zugunsten mehrerer jüngerer Individuen im Bestand. Schwache Nachwuchsproduktionen einzelner Jahre können dann nicht kompensiert werden, was zu weiteren Fluktuationen innerhalb der Altersstruktur führt (Law, 2007). Darüber hinaus kann durch eine verringerte Durchschnittgröße der sozio-ökonomische Wert der Fischerei abnehmen (Jørgensen et al., 2007). Im Falle der vorliegend nachgewiesenen anglerischen Selektion großer Hechte bzw. von Hechten mit hoher juveniler Wachstumsrate lassen sich daher Einschränkungen der Fitness und damit verbundene weitreichende Folgen für die Produktivität und Entwicklung von Hechtpopulationen vermuten (Matsumura et al., 2011). Der Erhalt von großen Individuen einer Population ist demzufolge wichtig für die Demografie (Birkeland und Dayton, 2005; Berkeley et al., 2004), die genetische Vielfalt und die Vermeidung von evolutionären Effekten sowie für die Qualität der Fischerei (Law, 2007; Pierce, 2010; Jørgensen et al., 2007).

Weiterhin bestätigen die Ergebnisse die Vermutung früherer Literatur, dass passive Fischfanggeräte lebensgeschichtliche Merkmale selektieren und unter Annahme einer Vererbbarkeit dieser Merkmale auch zu genetischen bzw. evolutionären Veränderungen der Population führen können (Law, 2000; Kuparinen und Merilä, 2007; Cooke et al., 2007; Jørgensen et al., 2007; Swain et al., 2007; Phillip et al., 2009; van Wijk et al., 2013). Saura et al. (2010) lieferten weitere Hinweise für eine Evolutionsantwort von Größenselektion durch Angelfischerei bei Atlantischen Lachsen. Einen ersten Beweis von fischereilich-induzierter Evolution der Körperlänge lieferten van Wijk et al., (2013) in einem Laborversuch mit Guppies, in dem durch gezielte Größenselektion innerhalb von drei Generationen genetische Veränderungen nachgewiesen werden konnten. Dabei wurden die Umweltbedingungen kontrolliert, damit lediglich die genetische Ursache von Größenveränderungen durch Selektion aufgedeckt wurde. Ob und wie stark evolutionäre Reaktionen auftreten können, hängt vor allem auch von der Größenselektivität der verwendeten Fischfanggeräte ab (Boukal et al., 2008; Kuparinen et al., 2009). In Abhängigkeit von der Selektionsintensität der Fischerei kann eine größenselektive Entnahme darüber hinaus zu evolutionären Veränderungen des Wachstums führen, wie eine Studie mit Mondährenfischchen zeigte (Conover und Munch, 2002). Die in der vorliegenden Studie nachgewiesenen Selektionsdrücke der Angelfischerei auf juveniles Wachstum und Totallänge

indizieren somit potentielle evolutionäre Veränderungen mit weitreichenden Folgen für Hechtbestände durch selektive Entnahme von Anglern.

Anhand des nachgewiesenen Selektionspotentials der Angelfischerei gegen große und schnell wachsende Hechte lässt sich langfristig nicht nur eine Reduktion der phänotypischen sondern auch der genetischen Variabilität vermuten (Rijnsdorp, 1993; Law, 2000; Kuparinen und Merilä, 2007; Allendorf und Hard, 2009; Allendorf et al., 2008; van Wijk et al., 2013). Durch Größenselektion verursachte genetische Veränderungen sind dabei auch trotz eingestellter Fischerei nur bedingt rückgängig zu machen (Conover und Munch, 2002; Jørgensen et al., 2007; Enberg et al., 2009). Im Gegensatz dazu zeigten Matsumura et al., (2011), dass Angelfischerei zwar einen recht hohen Selektionsdruck auf das Wachstumspotential von Hechten ausüben kann, jedoch können die Selektionsdifferentiale durch Managementmaßnahmen, wie einem Mindestmaß, ins negative umgekehrt werden. Eine auftretende Selektion von lebensgeschichtlichen Merkmalen durch Angelfischerei macht daher ersichtlich, dass dem Fischerei-Management eine wichtige Bedeutung zukommt, um durch geeignete Maßnahmen einen evolutionären Einfluss von Angelfischerei auf Hechtbestände nachhaltig reduzieren zu können (Arlinghaus et al., 2009, 2010; Matsumura et al., 2011). Managementmaßnahmen, wie z.B. ein erhöhtes Mindestmaß oder Entnahmefenster, können den Selektionsdruck auf lebensgeschichtliche Merkmale durch Angelfischerei reduzieren, sodass größere Fische geschützt werden und negativen evolutionären Effekten entgegen gewirkt wird (Conover und Munch, 2002; Arlinghaus et al., 2009; Matsumura et al., 2011; Alós et al., 2012). Bei Hechten wird oftmals ein Mindestmaß von 45-50 cm angesetzt, um zu gewährleisten, dass sich alle Individuen mindestens einmal reproduzieren können, wodurch jedoch eine starke Selektion von großen Individuen gefördert wird (Schäperclaus, 1960, Raat, 1988; Arlinghaus et al., 2010). Nimmt der Angeldruck zu oder ist das Mindestmaß zu gering, dann kann dies den Reproduktionsaufwand steigern (Rijnsdorp, 1993; Rijnsdorp et al., 2005; Arlinghaus et al., 2009). Der Grund dafür ist eine Abwägung der Verteilung überschüssiger Energie zwischen Reproduktion und Wachstum: bei erhöhter adulter Sterblichkeit ist es von Vorteil, die überschüssige Energie in die gegenwärtige Reproduktion statt in Wachstum und zukünftige Reproduktion zu investieren (Law, 1979; Diana, 1983; Roff, 1992; Diana und Mackay, 1979; Rijnsdorp et al., 2005; Edeline et al., 2007; Arlinghaus et al., 2009; Thomas et al., 2009; Enberg et al., 2012). Durch Mindestmaßregulierungen beim Hecht wird zwar

der Reproduktionsaufwand gesteigert, die Wachstumskapazität der Population, die Größe der Geschlechtsreife und die Durchschnittgröße jedoch verringert (Matsumura et al., 2011). Demzufolge wird die Größenstruktur zugunsten junger und kleiner Individuen innerhalb der Population verändert (Pierce, 2010; Pierce et al., 1995; Arlinghaus et al., 2010). Um eine Veränderung der Größenstruktur zu vermeiden, kann beispielsweise das Mindestmaß erhöht werden, sodass auch die relative Anzahl größerer Individuen wieder zunimmt (Pierce, 2010), was allerdings Ertragseinbußen zur Folge hat (Matsumura et al., 2011). Wie die vorliegende Studie zeigen konnte, kann es in kleinen natürlichen Seen zu einer Wachstums- und Größenselektion bei Hechten durch Angelfischerei kommen, deren negative Folgen für den Bestand und der Fischerei durch sensible Managementmaßnahmen verhindert werden können.

Die vorliegende Arbeit erweitert mit den präsentierten Ergebnissen die bisherigen Erkenntnisse über den selektiven Einfluss von Angelfischerei auf lebensgeschichtliche Merkmale von Hechten unter natürlichen Bedingungen und steuert damit neues Wissen bei, um die existierenden Wissensdefizite auszuräumen (Heino et al., 2013, Laugen et al., 2014).

5.3.2 Selektion von Verhaltensmerkmalen durch Angelfischerei

Auch bei einigen verhaltensbasierten Merkmalen konnten in der vorliegenden Arbeit hohe Selektionsgradienten ermittelt werden, die darauf hindeuten, dass nicht nur lebensgeschichtliche Merkmale durch Angelfischerei selektiert werden. Der Einfluss von Verhalten auf fischereilich-induzierte Selektion fand in der Literatur bisher wenig Aufmerksamkeit (Uusi-Heikkilä, 2008). Der Selektionsdruck auf Verhaltensmerkmale kann jedoch größer sein als auf lebensgeschichtliche Merkmale, insbesondere dann, wenn diese die Wahrscheinlichkeit erhöhen mit dem Angelköder in Kontakt zu kommen (Uusi-Heikkilä et al., 2008), wie zum Beispiel Schwimmaktivität und Habitatsgröße. Darüber hinaus weisen Verhaltensmerkmale eine höhere Heritabilität im Vergleich zu lebensgeschichtlichen Merkmalen auf (Mousseau und Roff, 1987; Merilä und Sheldon, 2000), sodass eine Selektion von Verhaltenseigenschaften vermutlich zu schnelleren evolutionären Veränderungen führt (Uusi-Heikkilä, 2008).

Auch wenn die Selektionsgradienten der Verhaltensmerkmale in dieser Arbeit nicht auffällig hoch ausfielen, weisen die Ergebnisse darauf hin, dass aktive Hechte, die große Reviere aufweisen und sich weit vom Ufer entfernt aufhalten durch Angelfischerei selektiert werden. Hinweise von fischereilicher Selektion auf verschiedene Verhaltensmerkmale konnten bisher bei mehreren Fischarten nachgewiesen werden, u. a. bei: Risikobereitschaft (Klefoth et al. 2012), Aggressivität (Suski und Philipp, 2004, Cooke et al., 2007) und Schwimmverhalten bzw. Aktivität (Biro und Post, 2008; Løkkeborg et al., 2010; Alós et al., 2012, Olsen et al., 2012). Olsen et al. (2012) dokumentierten trotz geringer Stichprobengröße ebenfalls deutliche Hinweise von fischereilicher Selektion auf das Schwimmverhalten bei Dorschen. Bei geringen Stichprobenumfängen kann es zu geringer Teststärke kommen, wodurch tatsächliche Selektionseffekte eventuell nicht nachgewiesen oder nur schwer beurteilt werden können (Kingsolver et al., 2001; Hoekstra et al., 2001). Auch die Ergebnisse der vorliegenden Arbeit deuten auf eine Selektion von aktivem und risikobereitem Verhalten durch Angelfischerei hin, obwohl die Stichprobengröße vergleichbar gering war. Anhand dessen kann man einen starken realen Selektionsdruck von Angelfischerei auf das Verhalten von Hechten vermuten.

Ferner wiesen die Ergebnisse dieser Arbeit darauf hin, dass das Revierverhalten von Hechten unter Selektion steht, wobei Fische mit größeren Revieren durch Angelfischerei selektiert werden. Die zuvor nachgewiesenen individuellen Unterschiede in der Reviergröße, der Distanz zum Ufer und dem Abstand zum Gewässergrund (Tiefenindex) von der Angelfischerei selektiert werden, auch wenn die Ergebnisse nicht in jedem Fall signifikant waren. Alós et al (2012) behaupteten, dass die Reviergröße anglerischer Selektion unterliegt, konnten dies in ihrer Studie jedoch nicht bestätigen. Auch Olsen et al. (2012) konnten keine Selektion von Aktivitätsbereichen durch fischereiliche Selektion bei Dorschen nachweisen. Eine Studie mit Schnappern (*Lutjanus sp.*) dokumentierte größenunabhängige individuelle Unterschiede in der Habitatsnutzung, die womöglich auf differentes Futtersuchverhalten zurückzuführen sind (Hammerschlag-Peyer und Layman, 2010). Auch in einer Studie mit Hechten konnten Kobler et al. (2009) zeigen, dass sich im Kleinen Döllnsee die Habitatnutzung zwischen den Individuen unterscheidet. Auch in dieser Studie vermuteten die Autoren den Grund für die unterschiedliche Habitatsnutzung in unterschiedlicher Lebens- bzw.

Jagdweise, um intra-spezifische Konkurrenz zu vermeiden. Diese individuellen Verhaltensunterschiede führen dann vermutlich zu individuell unterschiedlicher Wahrscheinlichkeit auf einen Angelköder zu treffen und damit zu verschiedenen Vulnerabilitätstypen, wie sie auch in der vorliegenden Arbeit gezeigt wurden. Daraus lässt sich vermuten, dass Angeln demzufolge aktivere Fische selektiert, die ein größeres Revier aufweisen und aufgrund ihres Verhaltens vulnerabler sind, da sie potentiell häufiger in den Kontakt mit Angelködern kommen können.

Angelfischerei selektiert gegen bestimmte Phänotypen, die die anglerische Vulnerabilität erhöhen, wie die präsentierten Selektionsgradienten dieser Studie zeigten. Anglerische Vulnerabilität hat eine genetische Basis und ist vererbbar (Dunham et al., 1986; Phillip et al., 2009; Klefoth et al., 2013). Das bedeutet, dass für die Vulnerabilität offenbar bestimmte konstante individuelle Eigenschaften verantwortlich sind und sie weniger von individueller Plastizität aufgrund variierender Umweltbedingungen beeinflusst wird (Alós et al., 2014). Dabei spielen lebensgeschichtliche, physiologische und verhaltensbasierte Merkmale eine wesentliche Rolle, die zu einer erhöhten Futtersuchaktivität führen und durch Angelfischerei selektiert werden (Biro und Post, 2008; Alós et al., 2014). Angelfischerei scheint demnach nicht nur auf lebensgeschichtliche Merkmale zu selektieren, wie in älteren Studien vermutet, sondern betrifft eine ganze Reihe an Merkmalen, die miteinander korreliert sind (Uusi-Heikkilä et al., 2008). Folglich ist es schwer zu beurteilen, ob Angelfischerei direkten Selektionsdruck auf lebensgeschichtliche Merkmale ausübt (z.B. Reduzierung der Durchschnittsgröße) oder ob diese Merkmale eher indirekt durch ihre Korrelation mit Verhaltensmerkmalen selektiert werden, da letztere die Vulnerabilität gegenüber Fischereifanggeräten beeinflussen. Es kann vermutet werden, dass Angelfischerei bestimmte Verhaltensmuster selektiert, die zu höherer Vulnerabilität führen und gleichzeitig eng mit physiologischen und lebensgeschichtlichen Merkmalen verknüpft sind, die dann wiederum indirekt ebenfalls selektiert werden (Biro und Post, 2008; Cooke et al., 2007; Alós et al., 2014). Die Ergebnisse der vorliegenden Arbeit bestärken diese Annahme, da zum Teil hohe Selektionsgradienten bei den untersuchten lebensgeschichtlichen und verhaltensbasierten Merkmalen berechnet wurden.

Wie die Ergebnisse dieser Arbeit zeigen, sind die juvenile Wachstumsrate und Totallänge sowie die Aktivität und Habitatnutzung von Hechten positiv mit

deren Fangbarkeit korreliert und unterliegen einer teilweise starken Selektion durch Angelfischerei. Sind Merkmale vererbbar und unterliegen einem starken Selektionsdruck, dann sind evolutionäre Veränderungen dieser Merkmale möglich, sofern die fischereiliche Selektion die natürliche übertrifft (Kuparinen und Merilä, 2007; Carlson et al., 2007; Edeline et al., 2007). Zum Beispiel könnte eine Selektion von aktiven Fischen zu einer durchschnittlich verringerten Risikobereitschaft und Aggressivität innerhalb einer Population führen, da aktive Fische auch mehr Risiken eingehen und aggressiver sind (Biro und Post, 2008; Conrad et al., 2011). Mit anderen Worten sind Aktivität, Risikobereitschaft und Aggressivität miteinander korreliert (Biro und Dingemanse, 2009) und darüber hinaus mit der anglerischen Vulnerabilität und der Produktivität verbunden (z.B. Cooke et al., 2007; Alós et al., 2012; Klefoth et al., 2012; Olsen et al., 2012), sodass eine Selektion von aggressiven, risikobereiten und aktiven Fischen nicht nur zu einer reduzierten Fitness, sondern auch zu einer verringerten Produktivität der Population führen kann (Enberg et al., 2012).

Durch Angelfischerei können bestimmte Verhaltenseigenschaften von Hechten selektiert werden, wie die vorliegende Arbeit am Beispiel eines kleinen natürlichen Sees zeigen konnte. Die Vermutung aus bisheriger Literatur, dass das Verhalten einen größeren Einfluss auf die anglerische Fangbarkeit hat (Biro und Post, 2008; Uusi-Heikkilä et al., 2008) als lebensgeschichtliche Merkmale, konnte durch die vorliegende Arbeit jedoch nicht in der Form bestätigt werden. Für die Ausprägung vulnerabler Phänotypen, welche die anglerische Fangbarkeit bestimmen und durch Angelfischerei selektiert werden, kommt der Körpergröße möglicherweise eine wichtigere Bedeutung zu als dem Verhalten, wie die deutlich höheren Selektionsgradienten der vorliegenden Studie belegen. Anglerische Vulnerabilität (Phillip et al., 2009) und lebensgeschichtliche sowie verhaltenbasierte Merkmale sind vererbbar (Stirling et al., 2002; Réale et al., 2007). Daher kann es zu genetischen Veränderungen dieser Merkmale mit evolutionären Folgen durch angelfischereiliche Selektion kommen, d.h. die Merkmalsmittelwerte werden verschoben (Roff, 1997; Falconer und Mackay, 1996; Lynch und Walsh, 1998; Uusi-Heikkilä et al., 2008). Die Intensität der Selektion auf diese Merkmale beeinflusst das Ausmaß der potentiellen genetischen Veränderung (Falconer und Mackay, 1996). Aus diesem Grund stellen die präsentierten Selektionsgradienten einen wichtigen Beitrag für ein nachhaltiges fischereiliches Management von Hechtbeständen dar (Arlinghaus et al.,

2009; Matsumura et al., 2012). Allerdings sind diese Ergebnisse mit Vorsicht zu betrachten, da bisher keine vollständig eindeutigen Aussagen über die Ursachen und die Folgen von Merkmalsveränderungen durch fischereiliche Selektion getroffen wurden (Enberg et al., 2012; Audzijonyte et al., 2013). Dies liegt daran, dass oftmals nicht eindeutig geklärt werden kann, ob die beobachteten Veränderungen tatsächlich evolutionär oder lediglich auf phänotypische Plastizität zurück zu führen sind (Alós et al., 2014).

5.4 Einfluss von Ködertyp und Habitat auf die Fangbarkeit

Um den Einfluss von Ködertyp und Habitat auf die Fangbarkeit zu untersuchen wurden die Fangraten (gefangene Hechte je 15 Minuten Session) der beiden Angelexperimente im September 2010 und Mai 2011 miteinander verglichen. Es wurden im ersten standardisierten Angelexperiment im September 2010 signifikant mehr Hechte gefangen, als im zweiten Experiment im Mai 2011. Die verwendeten Ködertypen in den standardisierten Angelexperimenten hatten einen signifikanten Einfluss auf die Fangrate. Des Weiteren wurden signifikant mehr Hechte in Habitaten mit weniger Vegetation gefangen, als in Bereichen mit dichter Struktur.

Dass im ersten Angelexperiment mehr Hechte gefangen wurden, als im zweiten, kann vermutlich auf die unterschiedlichen Witterungsverhältnisse zurückgeführt werden. Während in der Zeit des zweiten Angelexperiments sehr wenig Wind und viel Sonne vorherrschten, war es während des ersten Angelexperiments meist stark bewölkt, regnerisch und windiger, was nach Kuparinen et al. (2010) die Fangrate von Hechten erhöht. Darüber hinaus nimmt mit erhöhter Lichtintensität die Aktivität von Hechten ab (Casselman, 1978), was die Wahrscheinlichkeit mit dem Angelköder in Kontakt zu kommen reduziert. Zudem unterschied sich die Wassertemperatur zwischen den beiden Versuchen wesentlich voneinander. Im Gegensatz zum ersten Versuch im Herbst 2010 (durchschnittliche Wassertemperatur: 15,8 °C), war die durchschnittliche Wassertemperatur im Frühjahr 2011 deutlich höher (18,9 °C). Kuparinen et al. (2010) berichteten eine abnehmende Fangrate mit zunehmender Wassertemperatur. Auch Casselman (1978) bestätigte den Zusammenhang von Wassertemperatur und Fangrate, wobei zwischen

15 und 17 °C die höchsten Fangraten mit Kiemennetzen erzielt wurden, was etwa der Temperatur des ersten Angelexperimentes entspricht. In dieser Studie konnte der Autor weiterhin zeigen, dass ab einer Wassertemperatur von 19 °C das somatische Wachstum und die Aktivität von jungen Hechten abnehmen kann (Casselman, 1978). Möglicherweise kann aus diesen genannten Gründen die höhere Fangrate im ersten Angelexperiment erklärt werden. Ein weiterer Grund für die geringere Fangrate im Frühjahr 2011 kann ein erhöhtes Aufkommen von Beutefischen und deren gesteigerte Aktivität durch die höhere Wassertemperatur sein. Sind viele aktive Beutefische präsent, kommen die Hechte höchstwahrscheinlich eher mit der natürlichen Beute als mit den Angelködern in Kontakt, wodurch die Angelköder gegenüber der natürlichen Beute, auch aufgrund geringeren Hungers, vermutlich gemieden wurden (Bryan, 1974; Jacobsen et al., 2004; Kuparinen et al., 2010). Des Weiteren ist es denkbar, dass der zeitliche Abstand zwischen den beiden Angelexperimenten zu gering war. Aufgrund von erlernter Hakvermeidung, die auch bei nicht gefangenen Fischen durch soziales Lernen von Artgenossen auftreten kann (Beukema, 1969, 1970a, 1970b; Raat, 1985; Askey et al., 2006; Klefoth et al., 2013), kann es zu einer geringeren Fangrate im zweiten Experiment gekommen sein.

Die Wahrscheinlichkeit mit der Angel gefangen zu werden hängt davon ab, wie der Fisch auf einen angebotenen Köder reagiert, d.h. wie hoch die Motivation des Fisches ist den Köder aufzunehmen (Cox und Walters, 2002). Dabei sind Ausmaß des Hungers, die Größe des Köders sowie optische und chemische Attribute ausschlaggebend für die Entscheidung den Köder zu attackieren (Bryan, 1974; Løkkeborg und Bjordal, 1992). Hechte sind Augenräuber (Raat, 1988; Casselman, 1996), d.h. sie jagen aufgrund von optischen Reizen. Dass der Ködertyp und die Ködergröße einen Einfluss auf den Fangerfolg haben können, belegten bereits mehrere Studien (Beukema, 1970a; Løkkeborg, 1990; Arterburn und Berry, 2002; Woll et al., 2001; Broadhurst und Hazin, 2001; Wilde et al., 2003; Arlinghaus et al., 2008; Alós et al., 2009; Foster et al., 2012). Um eine Verzerrung der Ergebnisse durch unterschiedlich große Köder zu vermeiden, wurden annähernd gleich große Köder in den Angelexperimenten verwendet. Entsprechend der Hypothese wurden signifikant mehr Hechte mit Gummifisch gefangen, als mit Blinker. Der Gummifisch entspricht aufgrund seiner Form, Farbe und Konsistenz eher der natürlichen Beute als der Blinker und wird vermutlich aus diesem Grund bevorzugt. Eine Bevorzugung der Hechte von natürlichen Ködern gegenüber

Kunstködern zeigte Beukema (1970a), sobald die ersten Fische Erfahrungen mit einem Angelhaken gesammelt hatten. Bei unbefischten Bedingungen zeigte sich dagegen kein deutlicher Unterschied im Fangerfolg zwischen lebendem Fisch und Spinner als Köder. Weitere Studien fanden selbst unter befischten Bedingungen ebenfalls keinen wesentlichen Unterschied im Fangerfolg verschiedener Fischarten zwischen Kunstköder und Naturköder (Clapp und Clark, 1989; Payer et al., 1989; Härkönen et al., 2013). Ein häufiger Nachteil bei der Verwendung natürlicher Köder ist eine tiefe Hakposition, die zu Verletzungen und Blutungen und sogar sofortiger Mortalität führen kann (Beukema, 1970a; Burkholder, 1992; Clapp und Clark, 1989; Payer et al., 1989; DuBois et al., 1994; Cooke et al., 2001; Arlinghaus et al., 2008). In der Regel scheinen Kunstköder bei Hechten demnach zu geringeren Verletzungen und Mortalitätsraten zu führen als natürliche Köder (Beukema, 1970a; Arlinghaus et al., 2008). Aufgrund der höheren Natürlichkeit gegenüber anderen Kunstködern, werden Gummifische jedoch vermutlich ähnlich tief von den Hechten verschluckt, was im Vergleich zu anderen Ködern eine häufige Hakposition von Gummifischen im Schlund zur Folge hat (Arlinghaus et al., 2008). Die Haken eines Gummifisches hängen im Vergleich zu anderen Ködern allerdings relativ selten in den Kiemen, wo die größte Gefahr von Blutungen besteht, die wiederum die Mortalitätswahrscheinlichkeit erhöhen (Arlinghaus et al., 2008). Der Gummifisch scheint folglich ein guter Kompromiss zwischen natürlichen Ködern und konventionellen Kunstködern (Blinker) beim Angeln auf Hecht zu sein, da gute Fangraten erzielt werden und gleichzeitig das Risiko von starken Verletzungen oder sofortiger Mortalität relativ gering ist. Der Fangerfolg hängt dabei auch mit zuvor gesammelten individuellen Erfahrungen mit dem Köder und dem Befischungsdruck des Gewässers zusammen (Beukema, 1970a, 1970b; Kuparinen et al., 2010).

In Gebieten mit besonders hohem Bedeckungsgrad bzw. einer sehr hohen Makrophytendichte war die Fangrate bei beiden Angelexperimenten signifikant geringer. Weiterhin nahm die Fangrate signifikant ab mit zunehmender Entfernung vom Litoral (und abnehmendem Bedeckungsgrad). Demzufolge wurden die meisten Fische weder in dichten Makrophyten noch in pelagischen Bereichen gefangen, sondern in den Übergangsbereichen mit geringerem Bedeckungsgrad. Diese Ergebnisse sind kongruent mit neueren Studien, dass Hechte unterschiedliche Habitate nutzen können (Jepsen et al., 2001; Masters et al., 2005; Vehanen et al., 2006; Knight et al., 2008; Kobler et al., 2009). Dies steht im Gegensatz zu der

Auffassung in der Literatur, dass sich Hechte als Lauerräuber bevorzugt in Makrophyten zum Schutz und zur Deckung aufhalten (Grimm, 1981; Raat, 1988; Bry, 1996; Chapman und Mackay, 1984b; Cook und Bergersen, 1988; Casselman und Lewis, 1996; Grimm und Klinge, 1996; Jepsen et al., 2001). In der Literatur gibt es Hinweise darauf, dass insbesondere größere Hechte eine geringere Bindung an das Litoral bzw. an Gebiete mit Vegetation aufweisen und demzufolge auch im Pelagial auftreten können (Chapman und Mackay, 1984; Rosell und MacOscar, 2002; Knight et al., 2008; Kobler et al., 2009). Eine solche habitatspezifische Verteilung innerhalb der Hechtpopulation (Kobler et al., 2009) kann zu den unerwarteten geringen Fängen in Gebieten mit hoher Makrophytendichte geführt haben. Darüber hinaus vermuteten Cox und Walters (2002), dass innerhalb einer Population Individuen aufgrund ihres Aufenthaltes in schwer beangelbaren Bereichen nicht mit der Angel fangbar sind. Mit den zur Verfügung gestellten Angelködern war es nicht möglich in den Bereichen mit hoher Makrophytendichte (hoch wachsende Krautfelder oder Schilfgürtel) erfolgversprechend zu angeln, da sich die Haken schnell in den Makrophyten verfangen. Daraus lässt sich schlussfolgern, dass Hechte, die sich im Schilf oder in dichtem Makrophytenbewuchs aufhielten, nicht gefangen wurden und die Fangraten in diesen Bereichen aus diesem Grund geringer waren. Da mit abnehmender Strukturkomplexität auch die Schwimmaktivität der Hechte zunimmt (Kobler et al., 2009; Zajicek, 2012), treffen Individuen außerhalb stark strukturierter Bereiche potentiell eher auf einen Angelköder (Cox und Walters, 2002) und sind daher möglicherweise besser zu fangen. Trotz der Ausprägung verschiedener Verhaltenstypen mit differenzierter Habitatspräferenz zeigen Hechte, unabhängig von der Jahreszeit, im Allgemeinen eine Bevorzugung von Gebieten mit gewisser Vegetation (Kobler et al., 2008). Im Umkehrschluss bedeutet das, dass pelagische Bereiche offensichtlich suboptimale Habitate darstellen, weshalb auch in diesen Bereichen geringe Fangraten erzielt wurden. Folglich scheinen Habitate, die eine geringe bis mäßige Makrophytendichte aufweisen und dennoch abseits des Pelagials liegen, die erfolgversprechendsten Habitate beim Angeln auf Hecht zu sein.

6. Schlussfolgerung

Auch wenn nicht für alle untersuchten lebensgeschichtlichen und verhaltensbasierten Merkmale ein signifikanter Zusammenhang mit der Fangbarkeit und der Fitness (fischereiliche Mortalität) von Hechten im Kleinen Döllensee gefunden werden konnte, so zeigen die Ergebnisse zum Teil sehr deutliche Tendenzen. Die Richtung der Ergebnisse war unabhängig davon, ob lang- oder kurzfristige (zufällig oder nicht) Fangbarkeit untersucht wurde. Fehlende Signifikanzen sind vermutlich auf die geringen Stichprobenumfänge zurückzuführen. Zukünftige Arbeiten könnten mit größeren Stichproben überprüfen, ob die gezeigten Effekte aus der vorliegenden Studie verstärkt werden können. Beispielsweise könnten weitere Studien untersuchen, ob die Verhaltenstypen von Hechten über mehrere Jahre hinweg konsistent sind (Erhöhung der individuellen Stichprobe). Eine kostenintensivere Möglichkeit wäre den gesamten Stichprobenumfang an besonderten Individuen zu erhöhen. Insbesondere wenn die Individuen mit verschiedenen Fangmethoden im Voraus erhoben werden, um den Einfluss von Verhalten auf die Fangbarkeit von Hechten besser beurteilen zu können.

Es deutete sich darüber hinaus an, dass Angelfischerei einen starken Selektionsdruck auf einige dieser Merkmale ausüben kann. Angelfischerei selektiert demzufolge größere, im juvenilen Stadium schnell wachsende Individuen, die schneller und mehr schwimmen, größere Reviere aufweisen und sich tendenziell näher am Gewässergrund und weiter entfernt vom Ufer aufhalten als ihre Artgenossen. Juveniles Wachstum und Totallänge sowie die Verhaltensmerkmale beeinflussen den Reproduktionserfolg und die Überlebenswahrscheinlichkeit und damit die Fitness von Hechten (Pagel, 2009; Biro und Post, 2008; Biro et al., 2004; Haugen et al., 2007; Arlinghaus et al., 2009; Sutter et al., 2012). Angelfischerei kann demnach Auswirkungen auf die Populationsdynamik und das Populationswachstum haben und langfristig durch evolutionären Einfluss die genetische Vielfalt von Hechtbeständen reduzieren (Pierce, 2010; Arlinghaus et al., 2009; Matsumura et al., 2011). Diese Erkenntnisse sind aus Sicht des Fischereimanagements sehr bedeutend.

Der am Beispiel des Kleinen Döllensees nachgewiesenen Wachstums- und Größenselektion der Angelfischerei bei Hechten kann durch Managementmaßnahmen entgegengewirkt werden. Durch Heraufsetzen des in der Praxis üblichen Mindestmaßes von 45-50 cm (Schäperclaus, 1960, Raat, 1988), kann

die relative Anzahl großer Individuen wieder zunehmen und die Durchschnittsgröße erhöht werden, ohne dass die Biomasse der Population wesentlich negativ beeinflusst wird (Pierce, 2010; Matsumura et al., 2011). Allerdings wird der Ertrag dadurch verringert (Matsumura et al., 2011). Im Falle einer Entnahme gefangener Hechte im Kleinen Döllnsee würden, aufgrund der nachgewiesenen Größenselektion durch Angelfischerei, die Durchschnittsgröße und die Abundanz abnehmen. Ein solcher negativer Effekt durch angelfischereiliche Selektion kann auch durch ein Maximalmaß verhindert werden, welches die durchschnittliche Größe und die Wachstumskapazität der Population erhöhen kann, wobei der Einfluss auf den Ertrag und die Biomasse relativ gering wäre (Matsumura et al., 2011). Eine weitere Maßnahme zur Vermeidung der angelfischereilich-induzierten Größenselektion von Hechten im Kleinen Döllnsee und der damit potentiell verbundenen Qualitätsverschlechterung der Fischerei ist das Zurücksetzen aller gefangenen Fische (catch-and-release). Diese Maßnahme wird bereits freiwillig von vielen Anglern bei Hechten praktiziert (Pierce et al., 1995; Klefoth et al., 2008) und kann den relativen Anteil im Bestand und demzufolge auch die Fangfrequenz großer Fische langfristig erhöhen (Arlinghaus et al., 2010). Angebracht wäre diese Maßnahme jedoch nur, wenn keine ökonomischen Erträge durch Fischerei erzielt werden sollen, ein generelles Zurücksetzen von Fischen von den Anglern erwünscht ist und die Mortalität nach dem Zurücksetzen gering bleibt (Arlinghaus, 2007; Arlinghaus et al., 2008; Kobler et al., 2008). Die offensichtlich beste Managementmaßnahme, um auch größere Hechte im Kleinen Döllnsee im Falle einer selektiven Entnahme zu schützen und trotzdem eine Entnahme von Speisefischen zu gewährleisten, wäre das sogenannte Entnahmefenster. Eine solche Entnahme innerhalb eines bestimmten Größenrahmens würde gewährleisten, dass junge, kleine und unreife sowie alte bzw. große Fische gleichzeitig geschützt werden (Pierce, 2010; Arlinghaus et al., 2010; Matsumura et al. 2011). Dadurch kann die Wachstumskapazität der Population und die durchschnittliche Größe sowie die Biomasse und der Ertrag auf längere Sicht zunehmen (Arlinghaus et al., 2010; Matsumura et al., 2011). Trotz verschiedener möglicher Managementmaßnahmen bliebe ein gewisser Selektionsdruck auf die Totallänge und der juvenilen Wachstumsrate der Hechte im Kleinen Döllnsee nicht aus, sofern eine selektive Entnahme gefangener Fische erfolgen würde. Selektive Entnahme in der Angelfischerei führt daher zwangsläufig zu Veränderungen der Altersstruktur und der Populationsdynamik bei Hechten (Arlinghaus et al., 2010;

Matsumura et al., 2011). In angelfischereilich genutzten Gewässern ist es demzufolge offenbar unmöglich über lange Zeit evolutionäre Effekte von lebensgeschichtlichen Merkmalen zu vermeiden, aber man kann sie durch gezielte Maßnahmen reduzieren und dem jeweiligen Ziel der Fischerei anpassen (Arlinghaus et al., 2010; Matsumura et al., 2011).

Die vorliegende Arbeit konnte einen Selektionsdruck von Angelfischerei auf die juvenile Wachstumsrate nachweisen, die den Reproduktionserfolg beeinflussen kann (Pagel, 2009). Durch angelfischereiliche Selektion gegen schnell wachsende Hechte kann folglich der Reproduktionserfolg verringert werden. In zukünftigen Studien könnte daher das Selektionspotential von Angelfischerei auf den Reproduktionserfolg getestet werden, um die Erkenntnisse aus der vorliegenden Arbeit über den Einfluss der Angelfischerei auf Hechtbestände zu erweitern.

Es ist ebenfalls möglich, dass der Selektionsdruck durch Angelfischerei auf Verhaltensmerkmale größer ist als auf lebensgeschichtliche Merkmale, wie z.B. der Körperlänge (Biro und Post, 2008; Cooke et al., 2007). In den vorliegenden Ergebnissen konnte dies zwar nicht bestätigt werden, allerdings zeigte die Angelfischerei nichtsdestotrotz relativ hohe Selektionsgradienten auf die Verhaltensmaße bei Hechten. Die Ergebnisse dieser Studie zeigten weiterhin, dass der Ködertyp und das befischte Habitat den Fangerfolg von Anglern beeinflusst. Darüber hinaus konnte belegt werden, dass die fischereiliche Mortalität auch vom Verhalten abhängig ist. Das Verhalten ist wiederum mit lebensgeschichtlichen Merkmalen korreliert (z.B. Biro und Post, 2008; Biro und Stamps, 2008; Olsen et al., 2012), d.h. werden durch Angelfischerei bestimmte Verhaltenstypen selektiert, kann es mit der Zeit nicht nur zu geringer Varianz des Verhaltens innerhalb der Population kommen, sondern auch negative evolutionäre Veränderungen lebensgeschichtlicher Merkmale (verringerte Wachstumsrate, geringere Durchschnittsgröße) zur Folge haben. Fische mit Eigenschaften, die positiv mit der anglerischen Vulnerabilität verbunden sind werden demnach selektiert und weniger vulnerable Fische verbleiben im Bestand, was mit der Zeit zu geringeren Fangarten für die Angler führen kann. Eine solche negative Evolution von Vulnerabilität kann folglich die Qualität der Fischerei verschlechtern (Philipp et al., 2009). Weitere Studien könnten sich in Zukunft mit der Untersuchung von genetischen Unterschieden zwischen vulnerablen und nicht vulnerablen Phänotypen bei Hechten beschäftigen, um herauszufinden, welche Faktoren für die Erklärung von

anglerischer Fangbarkeit am bedeutendsten sind, um Folgen der Angelfischerei auf Fischbestände besser beurteilen zu können.

Der Hecht hat als schnell wachsender Topräuber (Raaf, 1988; Craig, 1996) einen wichtigen Einfluss auf Fischgemeinschaften, Nahrungsnetze und indirekt auch auf die Wasserqualität, weshalb deren Erhalt durch Fischereimanagement anzustreben ist (Benndorf, 1995; Mehner et al., 2004; Arlinghaus et al., 2008). Die vorliegende Arbeit trägt zur Aufdeckung intra-spezifischer Unterschiede von Hechten und des Einflusses der Angelfischerei auf diesen Raubfisch bei und dient damit näherer Beleuchtung von trophischen Beziehungen und deren Dynamik (Nyqvist et al., 2012) sowie der Notwendigkeit angepasster Managementmaßnahmen zum Schutz dieser Fischart (Arlinghaus et al., 2008, 2010; Matsumura et al., 2011). Durch Errichtung von Schutzgebieten, Maßnahmen zur Regulierung der Größenselektion oder Regulierungen der Angelgeräte, z.B. mittels Ködervorgaben, können bei starkem Befischungsdruck starke Selektionsdrücke und evolutionäre Effekte auf verschiedene Merkmale (Lebensgeschichte, Verhalten) vermieden und damit deren Varianz innerhalb der Population nachhaltig gewahrt werden (Wilde et al., 2003; Arlinghaus et al., 2008, 2010; Matsumura et al., 2011; Alós et al., 2012; Olsen et al., 2012).

Aufgrund der Korrelation von lebensgeschichtlichen Merkmalen und dem Verhalten von Hechten sowie dem direkten Einfluss beider Merkmalskategorien auf die Vulnerabilität, der in dieser Arbeit gezeigt werden konnte, ist es wichtig für stark befischte Gewässer sinnvolle und angemessene Managementmaßnahmen zu treffen, um eine angelfischereilich-induzierte Evolution zu vermeiden. Eine Berücksichtigung von evolutionärem Einfluss durch Angelfischerei auf die Fischbestände sollte daher im Fischereimanagement stattfinden, um eine nachhaltige Nutzung von Hechtbeständen bei gleichzeitiger Erhaltung der genetischen Variabilität zu gewährleisten.

7. Literaturverzeichnis

- Aas, Ø., Haider, W. und Hunt, L. (2000): Angler response to potential harvest regulations in a Norwegian sport fishery: a conjoint-based choice modelling approach. *North American Journal of Fisheries Management* **20**, 940-950.
- Aas, Ø., Arlinghaus, R., Ditton, R.B., Policansky, D. und Schramm, H.L. (Eds.) (2008): *Global challenges in recreational fisheries*. Blackwell Publishing, Oxford.
- Allan, J.D., Abell, R., Hogan, Z., Revenga, C., Taylor, B.W., Welcomme R.L. und Winemiller K.O. (2005): Overfishing of inland waters. *BioScience* **55**, 1041–1051.
- Allendorf, F.W. und Hard, J.J. (2009): Human-induced evolution caused by unnatural selection through harvest of wild animals. *Proceedings of National Academic Sciences of the United States of America* **106** (1), 9987-9994.
- Allendorf, F.W., England, P.R., Luikart, G., Ritchie, P.A. und Ryman, N. (2008): Genetic effects of harvest on wild animal populations. *Trends in Ecology & Evolution* **23**, 327–337.
- Alós, J., Cerdà, M., Deudero, S. und Grau, A.M. (2008a): Influence of hook size and type on short-term mortality, hooking location and size selectivity in a Spanish recreational fishery. *Journal of Applied Ichthyology* **24**, 658–663.
- Alós, J., Palmer, M., Grau, A.M. und Deudero, S. (2008b). Effects of hook size and barbless hooks on hooking injury, catch per unit effort, and fish size in a mixed-species recreational fishery in the western Mediterranean Sea. *ICES Journal of Marine Science* **65**, 899–905.
- Alós, J., Arlinghaus, R., Palmer, M., March, D. und Álvarez, I. (2009): The influence of type of natural bait on fish catches and hooking location in a mixed-species marine recreational fishery, with implications for management. *Fisheries Research* **97**, 270–277.
- Alós, J., Palmer, M. und Arlinghaus, R. (2012): Consistent selection towards low activity phenotypes when catchability depends on encounters among human predators and fish. *PLoS ONE* **7**, 1-9.
- Alós, J., Palmer, M., Catalan, I.A., Alonso-Fernández, A., Basterretxea, G., Jordi, A., Buttay, L., Morales-Nin, B. und Arlinghaus, R. (2014): Selective exploitation of spatially structured coastal fish populations by recreational anglers may lead to evolutionary downsizing of adults. *Marine Ecology Progress Series* **503**, 219–233.

- Anderson, C.N.K., Hsieh, C., Sandin, S.A., Hewitt, R., Hollowed, A., Beddington, J., May, R.M. und Sugihara, G. (2008): Why fishing magnifies fluctuations in fish abundance. *Nature* **452**, 835–839.
- Anwand, K. und Helms, C. (1995): Ökologische Untersuchungen an Hechten (*Esox lucius* L.) des Kleinen Döllnsees. *Fortschritte der Fischereiwissenschaft* **12**, 55–62.
- Arendt, J., und Wilson, D.S. (1997): Optimistic growth: competition and an ontogenetic niche-shift select for rapid growth in pumpkinseed sunfish (*Lepomis gibbosus*). *Evolution* **51**, 1946–1954.
- Arlinghaus, R. (2004): Recreational fisheries in Germany: a social and economic analysis. *Berichte des IGB* **18**, 1-160.
- Arlinghaus, R. (2006): On the apparently striking disconnect between motivation and satisfaction in recreational angling: the case of catch orientation of German anglers. *North American Journal of Fisheries Management* **26**, 592–605.
- Arlinghaus, R. (2007): Voluntary catch-and-release can generate conflict within the recreational angling community: a qualitative case study of specialised carp, *Cyprinus carpio*, angling in Germany. *Fisheries Management and Ecology* **14**, 161-171.
- Arlinghaus, R. und Mehner, T. (2003): Management preferences of urban anglers: habitat rehabilitation measures versus other options. *Fisheries* **28** (6), 10-17.
- Arlinghaus, R. und Mehner, T. (2004): A management orientated comparative analysis of urban and rural anglers living in a metropolis (Berlin, Germany). *Environmental Management* **33**, 331–344.
- Arlinghaus, R. und Cooke, S.J. (2009): Recreational Fisheries: Socioeconomic Importance, Conservation Issues and Management Challenges. In: B. Dickson, J. Hutton, W.A. Adams (eds.) *Recreational Hunting, Conservation and Rural Livelihoods: Science and Practice*. Blackwell Publishing, West Sussex.
- 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.
- Arlinghaus, R., Klefoth, T., Kobler, A. und Cooke, S.J. (2008): Size selectivity, injury, handling time, and determinants of initial hooking mortality in recreational angling for northern pike: the influence of type and size of bait. *North American Journal of Fisheries Management* **28**, 123–134.
- Arlinghaus, R., Matsumura, S. und Dieckmann, U. (2009): Quantifying selection differentials caused by recreational fishing: development of modeling framework and application to reproductive investment in pike (*Esox lucius*). *Evolutionary Application* **2**, 335–355

- Arlinghaus, R., Matsumura, S. und Dieckmann, U. (2010): The conservation and fishery benefits of protecting large fish from exploitation: the example of pike (*Esox lucius* L.) exploited by recreational fisheries. *Biological Conservation* **143**, 1444–1459.
- Arterburn, J.E. und Berry, Jr. C.R. (2002): Effect of Hook Style, Bait Type, and River Location on Trotline Catches of Flathead and Channel Catfish. *North American Journal of Fisheries Management* **22**, 573–578
- Askey, P.J., Richards, S.A., Post, J.R. und Parkinson, E.A. (2006): Linking angling catch rates and fish learning under catch-and-release regulations. *North American Journal of Fisheries Management* **26**, 1020–1029.
- Askey, P.J., Parkinson, E.A. und Post, J.R. (2013): Linking fish and angler dynamics to assess stocking strategies for hatchery-dependent, open-access recreational fisheries. *North American Journal of Fisheries Management* **33** (3), 557-568.
- Audzijonyte, A., Kuparinen, A. und Fulton E.A. (2013): How fast is fisheries-induced evolution? Quantitative analysis of modelling and empirical studies. *Evolutionary Applications* **6**: 585–595.
- Bacheler, N.M. und Buckel, J.A. (2004): Does hook type influence the catch rate, size, and injury of grouper in a North Carolina commercial fishery? *Fisheries Research*, **69**, 303–311.
- Baetens, J.M., Van Nieuland, S., Pauwels, I.S., De Baets, B. Mouton, A.M. und Goethals, P.L.M. (2013): An individual-based model for the migration of pike (*Esox lucius*) in the river Yser, Belgium. *Ecological Modelling* **258**, 40-52.
- Baktoft, H., Aarestrup, K., Berg, S., Boel, M., Jacobsen, L., Jepsen, N., Koed, A., Svendsen, J.C. und Skov, C. (2012): Seasonal and diel effects on the activity of northern pike studied by high-resolution positional telemetry. *Ecology of Freshwater Fish* **21** (3), 386-394.
- Beardmore, B., Haider, W., Hunt, L.M. und Arlinghaus, R. (2011): The importance of trip context for determining primary angler motivations: are more specialized anglers more catch-oriented than previously believed? *North American Journal of Fisheries Management* **31**, 861–879.
- Beaumont, W.R.C., Hodder, K.H., Masters, J.E.G., Scott, L.J. und Welton, J.S. (2005): Activity patterns in pike (*Esox lucius*), as determined by motionsensing telemetry. In: Spedicato, M.T., Lembo, G. und Marmulla, G. (eds.): *Aquatic telemetry: Advances and applications*, 231-243. Proceedings of the fifth conference on fish telemetry held in Europe. FAO/COISPA, Rome.
- Becker, G.C. (1983): *Fishes of Wisconsin*. University of Wisconsin Press, Madison.
- Bell, A.M. (2005): Behavioural differences between individuals and two populations of stickleback (*Gasterosteus aculeatus*). *Journal of Evolutionary Biology* **18** (2), 464-473.

- Bell, A.M. (2007): Evolutionary biology: Animal personalities. *Nature* **447**, 539-540.
- Bell, A.M., Hankison, S.J. und Laskowski, K.L. (2009): The repeatability of behaviour: a meta-analysis. *Animal Behaviour* **77**, 771–783.
- Bell, A.M. und Sih, A. (2007): Exposure to predation generates personality in threespined sticklebacks (*Gasterosteus aculeatus*). *Ecology Letters* **10**, 828-834.
- Benndorf, J. (1995): Possibilities and limits for controlling eutrophication by biomanipulation. *Internationale Revue der Gesamten Hydrobiologie* **80**, 519–534.
- Bergé, J., Capra, H., Pella, H., Steig, T., Ovidio, M., Bultel, E. und Lamouroux, N., (2012): Probability of detection and positioning error of a hydro acoustic telemetry system in a fast-flowing river: Intrinsic and environmental determinants. *Fisheries Research* **125–126**, 1–13.
- Berkeley, S.A., Hixon, M.A., Larson, R.J. und Love, M.S. (2004): Fisheries sustainability via protection of age structure and spatial distribution of fish populations. *Fisheries* **29** (8), 24–32.
- Beukema, J.J. (1969): Angling experiments with carp (*Cyprinus carpio* L.) I. Differences between wild, domesticated and hybrid strains. *Netherlands Journal of Zoology* **19**, 596–609.
- Beukema, J.J. (1970a): Acquired hook-avoidance in the pike *Esox lucius* L. fished with artificial and natural baits. *Journal of Fish Biology* **2**, 155–160.
- Beukema, J.J. (1970b): Angling experiments with carp (*Cyprinus carpio* L.) II. Decreasing catchability through one-trial learning. *Netherlands Journal of Zoology* **20**, 81–92.
- Biesinger, Z., Bolker, B.M., Marcinek, D., Grothues, T.M., Dobarro, J.A. und Lindberg, W.J. (2013): Testing an autonomous acoustic telemetry positioning system for fine-scale space use in marine animals. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* **448**, 46-56.
- Billerbeck, J.M., Lankford, T.E. und Conover, D.O. (2001): Evolution of intrinsic growth and energy acquisition rates. I. Tradeoffs with swimming performance in *Menidia menidia*. *Evolution* **55**, 1863–1872.
- Binder, T.R., Nannini, M.A., Wahl, D.H., Arlinghaus, R., Klefoth, T., Philipp, D.P. und Cooke, S.J. (2012): Largemouth bass, *Micropterus salmoides*, selected for differential vulnerability to angling exhibit similar routine locomotory activity in experimental ponds. *Transactions of the American Fisheries Society* **141**, 1252–1259.
- 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.

- Biro, P.A. und Dingemanse, N.J. (2009): Sampling bias resulting from animal personality. *Trends in Ecology and Evolution* **24**, 66–67.
- Biro, P.A. und Post, J.R. (2008): Rapid depletion of genotypes with fast growth and bold personality traits from harvested fish populations. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the USA* **105**, 2919–2922.
- Biro, P.A. und Stamps, J.A. (2008): Are animal personality traits linked to life history productivity? *Trends in Ecology and Evolution* **23**, 361–368.
- Biro, P.A. und Stamps, J.A. (2010): Do consistent individual differences in metabolic rate promote consistent individual differences in behavior? *Trends in Ecology and Evolution* **25**, 653–659.
- Biro, P.A., Post, J.R. und Parkinson, E.A. (2003): From individuals to populations: risk-taking by prey fish mediates mortality in whole-system experiments. *Ecology* **84**, 2419–2431.
- Biro, P.A., Abrahams, M.V., Post, J.R. und Parkinson, E.A. (2004): Predators select against high growth rates and risk-taking behaviour in domestic trout populations. *Proceedings of the Royal Society of London B: Biological Sciences* **271**, 2233–2237.
- Biro, P.A., Post, J.R. und Abrahams, M.V. (2005): Ontogeny of energy allocation reveals selective pressure promoting risktaking behaviour in young fish cohorts. *Proceedings of the Royal Society of London B: Biological Sciences* **272**, 1443–1448.
- Biro, P.A., Abrahams, M.V., Post, J.R. und Parkinson, E.A. (2006): Behavioural trade-offs between growth and mortality explain evolution of submaximal growth rates. *Journal of Animal Ecology* **75**, 1165–1171.
- Biro, P.A., Abrahams, M.V. und Post, J.R. (2007): Direct manipulation of behaviour reveals a mechanism for variation in growth and mortality among prey populations. *Animal Behaviour* **73**, 891–896.
- Boake, C.R.B. (1989): Repeatability: its role in evolutionary studies of mating behavior. *Evolutionary Ecology* **3**, 173–182.
- Bolnick, D.I., Amarasekare, P., Araújo, M.S., Bürger, R., Levine, J.M., Novak, M., Rudolf, V.H.W., Schreiber, S.J., Urban, M.C. und Vasseur, D.A. (2011): Why intraspecific trait variation matters in community ecology. *Trends in Ecology & Evolution* **26**, 183–192.
- Bouchard, Jr. T.J. und Loehlin, J.C. (2001): Genes, Evolution, and Personality. *Behavior Genetics* **31** (3), 243–273.
- Boukal D.S., Dunlop E.S. und Heino M., Dieckmann U. (2008): Fisheries-induced evolution of body size and other life history traits: the impact of gear selectivity. ICES CM documents 2008/F:07.

- Brämick, U. (2012): Jahresbericht zur Deutschen Binnenfischerei und Aquakultur 2012. Institut für Binnenfischerei e.V. Potsdam-Sacrow, 39-42.
- Broadhurst, M.K. und Hazin, F.H.V. (2001): Influences of type and orientation of bait on catches of swordfish (*Xiphias gladius*) and other species in an artisanal subsurface longline fishery of northeastern Brazil. *Fiseries Research* **53**, 169–179.
- Bry, C. (1996): Role of vegetation in the life cycle of pike. In: Craig, J.F. (ed.). *Pike: Biology and Exploitation*. Fish and Fisheries Series 19. London: Chapman & Hall, 45–68.
- Bryan, J.E. (1974): Hunger and the capture of grayling and char. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* **31** (12), 1945–1948.
- Brauhn, J.L. und Kincaid, H. (1982): Survival, growth, and catchability of rainbow trout of four strains. *North American Journal of Fisheries Management* **2**, 1–10.
- Bridger, C.J. und Booth, R.K. (2003): The effects of biotelemetry Transmitter Presence and Attachment Procedures on Fish Physiology and Behavior. *Reviews in Fisheries Science* **11** (1), 13-34.
- Brown, R.S., Geist, D.R., Deters, K.A. und Grassell, A. (2006): Effects of surgically implanted acoustic Transmitters > 2% of body mass on the swimming performance, survival and growth of juvenile sockeye and Chinook salmon. *Journal of Fish Biology* **69**, 1626–1638
- Brown, C., Burgess, F. und Braithwaite, V.A. (2007): Heritable and experiential effects on boldness in a tropical poeciliid. *Behavioral Ecology and Sociobiology* **62** (2), 237–243.
- Buchholz, I. (2010): Bewegungsmuster von Hechten (*Esox lucius* L.) nach Transmitterimplantation und Translokation in einem natürlichen See. Bachelorarbeit. Freie Universität Berlin, Berlin.
- Budaev, S. und Brown, C. (2011): Personality traits and behaviour. In: *Fish Cognition and Behaviour*, (2nd edn.). Brown, C., Laland, K. und Krause, J. (eds.). Wiley-Blackwell, Oxford, 135—165.
- Budaev, S.V., Zworykin, D.D. und Mochek, A.D (1999): Consistency of individual differences in behaviour of the lion-headed cichlid, *Steatocranus casuarsius*. *Behavioural Processes* **48**, 49-55.
- Burkholder, A. (1992): Mortality of northern pike captured and released with sport fishing gear. Alaska Department of Fish and Game, Division of Sport Fish, Fishery Data Series 92-3, Anchorage.
- Burnham, K.P., und Anderson D.R. (1998). *Model selection and multimodel inference*. Springer, New York.

- Burton, T., Killen S.S., Armstrong, J.D. und Metcalfe, N.B. (2011): What causes intraspecific variation in resting metabolic rate and what are its ecological consequences? *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* **278**, 3465–3473.
- Cagnucci, F., Boitani, L., Powell, R.A. und Boyce, M.S. (2010): Animal ecology meets GPS-based radiotelemetry: a perfect storm of opportunities and challenges. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* **365**, 2157–2162.
- Caputo, M., O'Connor, C.M., Hasler, C.T., Hanson, K.C. und Cooke, S.J. (2009): Long-term effects of surgically implanted telemetry tags on the nutritional physiology and condition of wild freshwater fish. *Diseases of Aquatic Organisms* **84**, 35–41.
- Carlson, S. M. und Seamons, T.R. (2008): A review of quantitative genetic components of fitness in salmonids: implications for adaptation to future change. *Evolutionary Applications* **1**, 222–238.
- Carlson, S.M., Hendry, A.P. und Letcher, B.H. (2004): Natural selection acting on body size, growth rate and compensatory growth: an empirical test in a wild trout population. *Evolutionary Ecology Research* **6**, 955–973.
- Carlson, S.M., Edeline, E., Asbjørn Vøllestad, L., Haugen, T.O., Winfield, L.J., Fletcher, J.M., James, J.B. und Stenseth, N.C. (2007): Four decades of opposing natural and human-induced artificial selection acting on Windermere pike (*Esox lucius*). *Ecology Letters* **10**, 512–521.
- Carol, J., Zamora, L. und García-Berthou, E. (2007): Preliminary telemetry data on the movement patterns and habitat use of European catfish (*Silurus glanis*) in a reservoir of the River Ebro, Spain. *Ecology of Freshwater Fish* **16**, 450–456.
- Casselman, J.M. (1978): Effects of environmental factors on growth, survival, activity, and exploitation of Northern pike. In: R. L. Kendall (editor). *Selected coolwater fishes of North America: Proceedings of a symposium held in St. Paul, Minnesota, March 7-9, 1978*. American Fisheries Society Special Publication 11. Washington, D.C.: American Fisheries Society, 114–128.
- Casselman, J. und Lewis, C. (1996): Habitat requirements of Northern pike (*Esox lucius*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **53**, 161–174.
- Cerdà, M., Alós, J., Palmer, M., Grau, A.M. und Riera, F. (2010): Managing recreational fisheries through gear restrictions: the case of limiting hook size in the recreational fishery from the Balearic Islands (NW Mediterranean). *Fisheries Research* **101**, 146–155.
- Chapman, C.A. und Mackay, W.C. (1984a): Direct observation of habitat utilization by northern pike. *Copeia* **1**: 255–258.

- Chapman, C.A. und Mackay, W.C. (1984b): Versatility in habitat use by a top aquatic predator, *Esox lucius* L. *Journal of Fish Biology* **25**, 109–115.
- Chiba, S., Arnott, S.A. und Conover, D.O. (2007): Coevolution of foraging behavior with intrinsic growth rate: risk-taking in naturally and artificially selected growth genotypes of *Menidia menidia*. *Oecologia* **154**, 237–246.
- Chipman, B.D. und Helfrich, L.A. (1988): Recreational specializations and motivations of Virginia river anglers. *North American Journal of Fisheries Management* **8**, 390–398.
- Ciuti, S., Muhly, T.B., Paton, D.G., McDevitt, A.D., Musiani, M., und Boyce, M.S. (2012): Human selection of elk behavioural traits in a landscape of fear. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* **279**, 4407-4416.
- Clapp, D.F. und Clark jr., R.D. (1989): Hooking mortality of smallmouth bass caught on live minnows and artificial spinners. *North American Journal of Fisheries Management* **9**, 81-85.
- Clark, A.B. und Ehlinger, T.J. (1987): Pattern and adaptation in individual behavioural differences. In: *Perspectives in Ethology* (4th edn.). Bateson P.P.G. und Klopfer P.H. (eds.), 1–47. New York Plenum.
- Conrad, J.L., Weinersmith, K.L., Brodin, T., Saltz, J.B. und Sih, A. (2011): Behavioural syndromes in fishes: a review with implications for ecology and fisheries management. *Journal of Fish Biology* **78**, 395–435
- Conover, D.O. und Munch, S.B. (2002): Sustaining fisheries yields over evolutionary time scales. *Science* **297**, 94–96.
- Cook, M.F. und Bergersen, E.P. (1988): Movements, habitat selection, and activity periods of northern pike in Eleven Mile Reservoir, Colorado. *Transactions of the American Fisheries Society* **117**, 495–502.
- Cooke, S.J. und Cowx, I.G. (2004): The role of recreational fishing in global fish crisis. *BioScience*, **54**, 857–859.
- Cooke, S.J., und Cowx, I.G. (2006): Contrasting recreational and commercial fishing: searching for common issues to promote unified conservation of fisheries resources and aquatic environments. *Biological Conservation* **128**, 93–108.
- Cooke, S.J. und Thorstad, E.B. (2012): Is radio telemetry getting washed downstream? The changing role of radio telemetry in studies of freshwater fish relative to other tagging and telemetry technology. In: McKenzie, J., Parsons, B., Seitz, A., Kopf, K.R., Mesa, M. und Phelps, Q. (eds.). *Advances in Fish Tagging and Marking Technology. Symposium* **76**. American Fisheries Society, 1-21.

- Cooke, S.J., Hinch, S.G., Wikelski, M., Andrews, R.D., Kuchel, L.J., Wolcott, T.G. und Butler, P.J. (2004): Biotelemetry: a mechanistic approach to ecology. *Trends in Ecology & Evolution* **19**, 334–343.
- Cooke, S.J., Niezgodna, G.H., Hanson, K.C., Cory, D., Phelan, F.J.S., Tinline, R. und Philipp, D.P. (2005): Use of CDMA Acoustic Telemetry to Document 3-D Positions of Fish: Relevance to the Design and Monitoring of Aquatic Protected Areas. *Marine Technology Society Journal* **39**, 31–41.
- Cooke, S.J., Hinch, S.G., Farrell, A.P., Patterson, D.A., Miller-Saunders, K., Welch, D.W., Donaldson, M.R., Hanson, K.C., Crossin, G.T., Mathes, M.T., Lotto, A.G., Hruska, K.A., Olsson, I.C., Wagner, G.N., Thomson, R., Hourston, R., English, K.K., Larsson, S., Shrimpton, J.M. und Van der Kraak, G. (2008): Developing a mechanistic understanding of fish migrations by linking telemetry with physiology, behavior, genomics and experimental biology: an interdisciplinary case study on adult Fraser River Sockeye salmon. *Fisheries* **33**, 321–339.
- Cooke, S.J., Suski, C.D., Ostrand, K.G., Wahl, D.H. und Philipp, D.P. (2007): Physiological and behavioral consequences of long-term artificial selection for vulnerability to recreational angling in a teleost fish. *Physiological and Biochemical Zoology* **80**, 480–490.
- Cordell, H.K., Betz, C.J., English, D.B.K., Mou, S.H., Bergstrom, T.C., Teasley, R.J., Tarrant M.A. und Loomis, J. (1999): Outdoor recreation in American life: a national assessment of demand and supply trends. Sagamore Publishing, Champaign.
- Cortez-Zaragoza, E., Dalzell, P. und Pauly, P. (1989): Hook selectivity of yellowfin tuna (*Thunnus albacares*) caught off Darigayos Cove, La Union, Phillipines. *Journal of Applied Ichthyology* **5**, 12–17.
- Cote, D., Scruton, D., Niezgodna, G., McKinley, R., Rowsell, D., Lindstrom, R., Ollerhead, L. und Whitt, C. (1998): A coded acoustic telemetry system for high precision monitoring of fish location and movement: Application to the study of nearshore nursery habitat of juvenile Atlantic cod (*Gadus morhua*). *Marine Technology Society Journal* **32**, 54–62.
- Cowx, I.G. (2002): Recreational Fishing. In: *Handbook of Fish Biology and Fisheries Band 2* (Hart, P. und Reynolds, J., eds.), 367-390. Blackwell Science, London.
- Cox, S.P. und Walters, C. (2002): Modeling exploitation in recreational fisheries and implications for effort management on British Columbia rainbow trout lakes. *North American Journal of Fisheries Management* **22**, 21–34.
- Craig, J.F. (1996): Population dynamics, predation and role in the community. In Craig, J.F. (editor), *Pike- Biology and exploitation*. Chapman & Hall, London, 201–218.

- Craig, J.F. und Kipling, C. (1983): Reproduction effort versus the environment; case histories of windermere perch, *Perca fluviatilis* L., and pike, *Esox lucius* L. *Journal of Fish Biology* **22**, 713–727.
- Crawley, M.J. (2005): *Statistics. An Introduction using R*. Wiley, New York.
- Cutts, C.J., Metcalfe, N.B. und Taylor, A.C. (1998): Aggression and growth depression in juvenile Atlantic salmon: the consequences of individual variation in standard metabolic rate. *Journal of Fish Biology* **52**, 1026–1037.
- Cutts, C.J., Metcalfe, N.B. und Taylor, A.C. (2002): Juvenile Atlantic Salmon (*Salmo salar*) with relatively high standard metabolic rates have small metabolic scopes. *Functional Ecology* **16**, 73–78.
- Dall, S.R.X., Houston, A.I. und McNamara, J.M. (2004): The behavioural ecology of personality: consistent individual differences from an adaptive perspective. *Ecology Letters* **7**, 734–739.
- Diana, J.S. (1980): Diel activity patterns and swimming speeds of northern pike (*Esox lucius*) in Lac Ste. Anne, Alberta. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **37**, 1454–1458.
- Diana, J.S. (1983): Growth, maturation, and production of northern pike in three Michigan lakes. *Transactions of the American Fisheries Society* **112**, 38–46.
- Diana, J.S. und Mackay, W.C. (1979): Timing and magnitude of energy deposition and loss in the body, liver, and gonads in northern pike (*Esox lucius*). *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* **36**, 481–487.
- Diana, J.S., Mackay, W.C. und Ehrman, M. (1977): Movements and habitat preference of northern pike (*Esox lucius*) in Lac Ste. Anne, Alberta. *Transactions of the American Fisheries Society* **106**, 561–565.
- Dibattista, J.D., Feldheim, K.A., Gruber, S.H. und Hendry, A.P. (2007): When bigger is not better: Selection against large size, high condition and fast growth in juvenile lemon sharks. *Journal of Evolutionary Biology* **20**, 201–212.
- Dieckmann, U. und M. Heino (2007): Probabilistic maturation reaction norms: their history, strengths, and limitations. *Marine Ecology Progress Series* **335**, 253–269.
- Dingemanse, N.J. und Dochtermann, N.A. (2013): Quantifying individual variation in behaviour: mixed-effect modelling approaches. *Journal of Animal Ecology* **82**, 39–54.
- Dingemanse, N.J. und Reale, D. (2005): Natural selection and animal personality. *Behaviour* **142**, 1159–1184.
- Dingemanse, N.J. und Wolf, M. (2010): A review of recent models for adaptive personality differences. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* **365**, 3947–3958.

- Dingemanse, N.J. und Wolf, M. (2013): Between-individual differences in behavioural plasticity within populations: causes and consequences. *Animal Behaviour* **85**, 1031-1039.
- Dingemanse, N.J., Both, C., Drent, P.J., van Oers, K. und van Noordwijk, A.J. (2002): Repeatability and heritability of exploratory behavior in great tits from the wild. *Animal Behaviour* **64** (6), 929–938.
- Dingemanse, N.J., Wright, J., Kazem, A.J.N., Thomas, D.K., Hickling, R. und Dawnay, N. (2007): Behavioural syndromes differ predictably between 12 populations of stickleback. *Journal of Animal Ecology* **76**, 1128–1138.
- Dohm, M.R. (2002): Repeatability estimates do not always set an upper limit to heritability. *Functional Ecology* **16**, 273–280.
- Donaldson, M.R., Arlinghaus, R., Hanson, K.C., Cooke, S.J. (2008): Enhancing catch-and-release science with biotelemetry. *Fish and Fisheries* **9**, 79–105.
- Donaldson, M.R., O'Connor, C.M., Thompson, L.A., Gingerich, A.J., Danylchuk, S.E., Duplain, R.R. und Cooke, S.J. (2011): Contrasting global game fish and non-game fish species. *Fisheries* **36**, 385-397.
- Dorow, M. und Arlinghaus, R. (2011): A telephone-diary-mail approach to survey recreational fisheries on large geographical scales, with a note on annual landings estimates by anglers in northern Germany. In: Beard Jr., T.D., Arlinghaus, R. und Sutton, S.G. (eds.). *The angler in the environment: social, economic, biological and ethical dimensions. Proceedings from the fifth world recreational fishing conference. American Fisheries Society Symposium* **75**, 319-344.
- DuBois, R.B., Margenau, T.L., Stewart, R.S., Cunningham, P.K. und Rasmussen, R.W. (1994): Hooking mortality of northern pike angled through ice. *North American Journal of Fisheries Management* **14**, 769–775.
- Dunham, R.A., Smitherman, R.O., Goodman, R.K. und Kemp, P. (1986): Comparison of strains, crossbreeds and hybrids of channel catfish for vulnerability to angling. *Aquaculture* **57**, 193–201.
- Dunlop E.S., Heino M., und Dieckmann U. (2009): Eco-genetic modeling of contemporary life-history evolution. *Ecological Applications* **19**, 1815–1834.
- Eckmann, R. (1995): Fish species richness in lakes of the northeastern lowlands in Germany. *Ecology of Freshwater Fish* **4**, 62-69.
- Edeline, E., Carlson, S.M., Stige, L.C., Winfield, I.J., Fletcher, J.M., James, J.B., Haugen, T.O., Vøllestad, L.A. und Stenseth, N.C. (2007): Trait changes in a harvested population are driven by a dynamic tug-of-war between natural and harvest selection. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* **104**, 15799–15804.

- Edeline E., Le Rouzic, A., Winfield, I.J., Fletcher, J.M., Ben James, J., Stenseth, N.C. und Vøllestad, L.A. (2009): Harvest-induced disruptive selection increases variance in fitness-related traits. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* **276**, 4163–4171.
- Eklöv, P. (1992): Group foraging versus solitary foraging efficiency in piscivorous predators – the perch, *Perca fluviatilis*, and pike, *Esox lucius*, patterns. *Animal Behaviour* **44**, 313–326.
- Eklöv, P. 1997. Effects of habitat complexity and prey abundance on the spatial and temporal distributions of perch (*Perca fluviatilis*) and pike (*Esox lucius*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **54**, 1520-1531.
- Enberg, K., Jørgensen, C., Dunlop, E.S., Heino, M. und Dieckmann, U. (2009): Implications of fisheries-induced evolution for stock rebuilding and recovery. *Evolutionary Applications* **2**, 394–414.
- Enberg, K., Jørgensen, C., Dunlop, E.S., Varpe, Ø., Boukal, D.S., Baulier, L., Eliassen, S. und Heino, M. (2012): Fishing-induced evolution of growth: concepts, mechanisms and the empirical evidence. *Marine Ecology* **33**, 1–25.
- Endler, J.A. (1986): *Natural Selection in the Wild*. Princeton University Press, Princeton, New York.
- Ernande, B., Dieckmann, U. und Heino, M. (2004): Adaptive changes in harvested populations: plasticity and evolution of age and size at maturation. *Proceedings of the Royal Society of London B: Biological Sciences* **271**, 415-423.
- Erzini, K., Goncalves, J.M.S., Bentes, L., Lino, P.G. und Ribeiro, J. (1998): Species and size selectivity in a ‘red’ sea bream longline ‘metier’ in the Algarve (southern Portugal). *Aquatic Living Resources* **11**, 1–11.
- Erzini, K., Concalves, J.M.S., Bentes, L., Lino, P.G., Ribeiro, J. und Stergiou, K.I. (2003): Quantifying the roles of competing static gears: comparative selectivity of longlines and monofilament gill nets in a multi-species fishery of the Algarve (southern Portugal). *Scientia Marina* **67**, 341–352.
- Espinoza, M., Farrugia, T.J. und Lowe, C.G. (2011): Habitat use, movements and site fidelity of the gray smooth-hound shark (*Mustelus californicus*, Gill 1863) in a newly restored southern California estuary. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* **401**, 63–74.
- Falconer, D.S. und Mackay, T.F.C. (1996): *Introduction to quantitative genetics* (4th edn.). Longman Limited, Harlow.
- Food and Agriculture Organization of the United Nations (2012): *The state of world fisheries and aquaculture*. Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), Rom.

- Favro, L.D., Kuo, P.K. und MacDonald, J.F. (1979): Population genetic study of the effect of selective fishing on the growth rate of trout. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* **36**, 552–561.
- Findlay, D.L., Vanni, M.J., Paterson, M., Mills, K.H., Kasian, S.E.M., Findlay, W.J. und Salki, A. (2005): Dynamics of a boreal lake ecosystem during a long-term manipulation of top predators. *Ecosystems* **8**, 603–618.
- Fonseca, V.F. und Cabral, H.N. (2007): Are fish early growth and condition patterns related to life-history strategies? *Reviews in Fish Biology and Fisheries* **17** (4), 545-564.
- Foster, D.G., Epperly, S.P., Shah, A.K. und Watson, J.W. (2012): Evaluation of hook and bait type on the catch rates in the western North Atlantic Ocean pelagic longline fishery. *Bulletin of Marine Science* **88** (3), 529–545.
- Frost, W.E. und Kipling, C. (1967): A study of reproduction, early life, weight-length relationship and growth of pike, *Esox lucius* L., in Windermere. *Journal of Animal Ecology* **36**, 651–693.
- Frost, D.A., McComas, R.L. und Sandford, B.P. (2010): The effects of a surgically implanted microacoustic tag on growth and survival in subyearling fall chinook salmon. *Transactions of the American Fisheries Society* **139**, 1192–1197.
- Gjerde, B. (1984): Response to individual selection for age at sexual maturity in Atlantic salmon. *Aquaculture* **38**, 229-240.
- Gjedrem, T. (1983): Genetic variation in quantitative traits and selective breeding in fish and shellfish. *Aquaculture* **33**, 51–72.
- Gjerde, B. und Gjedrem, T. (1984): Estimates of phenotypic and genetic parameters for carcass traits in Atlantic salmon and rainbow trout. *Aquaculture* **36**, 97-110.
- Gosling, S.D. (2001): From mice to men: what can we learn about personality from animal research? *Psychological Bulletin* **127**, 45–86.
- Greenberg, L.A. und Giller P.S. (2001): Individual variation in habitat use and growth of male and female brown trout. *Ecography* **24**, 212–224.
- Grimm, M.P. (1981): Intraspecific predation as a principal factor controlling the biomass of northern pike (*Esox lucius* L.). *Fisheries Management* **12**, 77–79.
- Grimm, M.P. (1983): Regulation of biomasses of small (< 41 cm) northern pike (*Esox lucius* L.), with special reference to the contribution of individuals stocked as fingerlings (4-6 cm). *Fisheries Management* **14**, 115-134.
- Grimm, M.P. und Klinge, M. (1996): Pike and some aspects of its dependence on vegetation. In: Craig, J.F (editor). *Pike Biology and Exploitation*. Chapman & Hall, London, 125–156.

- Grixti, D., Conron, S.D. und Jones, P.L. (2007): The effect of hook/bait size and angling technique on the hooking location and the catch of recreationally caught black bream *Acanthopagrus butcheri*. *Fisheries Research* **84**, 338–344.
- Hammerschlag-Peyer, C.M. und Layman, C.A. (2010): Intrapopulation variation in habitat use by two abundant coastal fish species. *Marine Ecology Progress Series* **415**, 211–220.
- Hard, J.J., Gross, M.R., Heino, M., Hilborn, R., Kope, R.G., Law, R. und Reynolds, J. D. (2008): Evolutionary consequences of fishing and their applications for salmon. *Evolutionary Applications* **1**, 388–408.
- Haugen, T.O., Winfield, I.J., Vøllestad, L.A., Fletcher, J.M., James, J.B. und Stenseth, N.C. (2006). The ideal free pike: 50 years of fitness-maximizing dispersal in Windermere. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* **273**, 2917–2924.
- Haugen, T.O., Winfield, I.J., Vøllestad, L.A., Fletcher, J.M., James J.B. und Stenseth N.C. (2007): Density dependence and density independence in the demography and dispersal of pike over four decades. *Ecological Monographs* **77**, 483–502.
- Härkönen, L., Hyvärinen, P., Niemelä, P., und Vainikka, A. (in Druck): Personality variation in the Eurasian perch with respect to capture method. *Ecology of Freshwater Fish*.
- Heermann, L., Emmrich, M., Heynen, M., Dorow, M., König, U., Borcharding, J. und Arlinghaus, R. (2013): Explaining recreational angling catch rates of Eurasian perch, *Perca fluviatilis*: the role of natural and fishing-related environmental factors. *Fisheries Management and Ecology* **20**, 187–200.
- Heino, M. (1998): Management of evolving fish stocks. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **55**, 1971–1982.
- Heino, M. und Godø, O.R. (2002): Fisheries-induced selection pressures in the context of sustainable fisheries. *Bulletin of Marine Science* **70**, 639–656.
- Heino, M., Dieckmann, U. und Godø, O.R. (2002): Measuring probabilistic reaction norms for age and size at maturation. *Evolution* **56**, 669–678.
- Heino, M., Baulier, L., Boukal, D.S., Dunlop, E.S., Eliassen, S., Enberg, K., Jørgensen, C. und Varpe, Ø. (2008): Evolution of growth in Gulf of St Lawrence cod? *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* **275**, 1111–1112.

- Heino, M., Baulier, L., Bouka, D.S., Ernande, B., Johnston, F.D., Mollet, F.M., Pardoe, H., Therkildsen, N.O., Uusi-Heikkilä, S., Vainikka, A., Arlinghaus, R., Dankel, D.J., Dunlop, E.S., Eikeset, A.M., Enberg, K., Engelhard, G.H., Jørgensen, C., Laugen, A.T., Matsumura, S., Nusslé, S., Urbach, D., Whitlock, R., Eijnsdorp, A.D. und Dieckmann, U. (2013): Can fisheries-induced evolution shift reference points for fisheries management? *ICES Journal of Marine Science* **70**, 707–721.
- Herczeg, G., Gonda, A. und Merilä, J. (2009): Predation mediated population divergence in complex behaviour of nine-spined stickleback (*Pungitius pungitius*). *Journal of Evolutionary Biology* **22**, 544–552.
- Hereford, J., Hansen, T.F. und Houle, D. (2004): Comparing strengths of directional selection: How strong is strong? *Evolution* **58**: 2133–2143.
- Heupel, M.R. und Simpfendorfer, C.A. (2002): Estimation of mortality of juvenile blacktip sharks, *Carcharhinus limbatus*, within a nursery area using telemetry data. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **59**, 624–632.
- Heupel, M.R., Semmens, J.M. und Hobday, A.J. (2006): Automated acoustic tracking of aquatic animals: scales, design and deployment of listening station arrays. *Marine and Freshwater Research* **57**, 1.
- Heupel, M.R., Reiss, K.L., Yeiser, B.G. und Simpfendorfer, C.A. (2008): Effects of biofouling on performance of moored data logging acoustic receivers. *Limnology and Oceanography: Methods* **6**, 327–335.
- Hightower, J.E., Jackson, J.R. und Pollock, K.H. (2001): Use of telemetry models to estimate natural and fishing mortality of striped bass in Lake Gaston, North Carolina. *Transactions of the American Fisheries Society* **130**, 557–567.
- Hill, W.G. und Caballero, A. (1992): Artificial selection experiments. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics* **23**, 287–310.
- Hoekstra, H.E., Hoekstra, J.M., Berrigan, D., Vignieri, S.N., Hoang, A., Hill, C.E., Beerli, P. und Kingsolver, J.G. (2001): Strength and tempo of directional selection in the wild. *Proceedings of the National Academy of Sciences* **98**, 9157–9160.
- Houston, A.I. (2010): Evolutionary models of metabolism, behaviour and personality. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* **365**, 3969–3975.
- Huntingford, F.A., Andrew, G., Mackenzie, S., Morera, D., Coyle, S.M., Pilarczyk, M. und Kadri, S. (2010): Coping strategies in a strongly schooling fish, the common carp *Cyprinus carpio*. *Journal of Fish Biology* **76**, 1576–1591.
- Hurvich, C. M. und Tsai, C.-L. (1989). Regression and time series model selection in small samples. *Biometrika* **76**, 297–307.

- Huse, I., Løkkeborg, S. und Soldal, A.V. (2000): Relative selectivity in trawl, longline and gillnet fisheries for cod and haddock. *ICES Journal of Marine Science* **57**, 1271–1282.
- Hutchings, J.A. und Fraser D.J. (2008): The nature of fisheries and farming-induced evolution. *Molecular Ecology* **17**, 294–313.
- Hutchings, J.A. und Gerber, L. (2002): Sex-biased dispersal in a salmonid fish. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* **269**, 2487–2493.
- Jacobsen, L., Berg, S., Jepsen, N. und Skov, C. (2004): Does roach behaviour differ between shallow lakes of different environmental state? *Journal of Fish Biology* **65**, 135–147.
- Janzen, F.J. und Stern, H.S. (1998): Logistic regression for empirical studies of multivariate selection. *Evolution* **5**, 1564–1571.
- Jepsen, N., Beck, S., Skov, C. und Koed, A. (2001): Behavior of pike (*Esox lucius* L.) > 50 cm in a turbid reservoir and in a clearwater lake. *Ecology of Freshwater Fish* **10**, 26–34.
- Jepsen, N., Koed, A., Thorstad, E.B. und Baras, E. (2002): Surgical implantation of telemetry transmitters in fish: how much have we learned? *Hydrobiologia* **483**, 239–248.
- Johnson, J.C. und Sih, A. (2005): Precopulatory sexual cannibalism in fishing spiders (*Dolomedes triton*): a role for behavioral syndromes. *Behavioural Ecology and Sociobiology* **58**, 390–396.
- Jørgensen, C., Enberg, K., Dunlop, E.S., Arlinghaus, R., Boukal, D.S., Brander, K., Ernande, B., Gårdmark, A., Johnston, F., Matsumura, S., Pardoe, H., Raab, K., Silva, A., Vainikka, A., Dieckmann, U., Heino, M. und Rijnsdorp, A.D. (2007): Managing evolving fish stocks. *Science* **318**, 1247–1248.
- Kallayil, J.K., Jørgensen, T., Engås, A. und Fernö, A. (2003): Baiting gill nets: how is fish behaviour affected? *Fisheries Research* **61**, 125–133.
- Karpouzi, V.S. und Stergiou, K.I. (2003): The relationships between mouth size and shape and body length for 18 species of marine fishes and their trophic implications. *Journal of Fish Biology* **62**, 1353–1365.
- Kendall, N.W. und Quinn, T.P. (2011): Length and age trends of Chinook salmon in the Nushagak River, Alaska, related to commercial and recreational fishery selection and exploitation. *Transactions of the American Fisheries Society* **140**, 611–622
- Kingsolver, J.G., Hoekstra, H.E., Hoekstra, J.M., Berrigan, D., Vignieri, S.N., Hill, C.E., Hoang, A., Gibert, P. und Beerli, P. (2001): The strength of phenotypic selection in natural populations. *American Naturalist* **157**, 245–261.

- Kipling, C. (1983): Changes in the population of pike (*Esox lucius*) in Windermere from 1944 to 1981. *Journal of Animal Ecology* **52**, 989–999.
- Kipling, C. und Frost, W.E. (1970): A study of the mortality, population numbers, year class strength, production and food consumption of pike, *Esox lucius* L., in Windermere from 1944 to 1962. *Journal of Animal Ecology* **39**, 115–157.
- Klefoth, T., (2007): Behaviour of pike (*Esox lucius* L.) in response to angler-induced disturbance in a catch-and-release fishery in Lake Kleiner Döllnsee. Masterarbeit. Humboldt-Universität zu Berlin, Lebenswissenschaftliche Fakultät, Berlin.
- Klefoth, T., Kobler, A. und Arlinghaus, R. (2008): The impact of catch-and-release angling on short-term behaviour and habitat choice of northern pike (*Esox lucius* L.). *Hydrobiologia* **601**, 99-110.
- Klefoth, T., Skov, C., Krause, J. und Arlinghaus, R. (2012): The role of ecological context and predation risk-stimuli in revealing the true picture about the genetic basis of boldness evolution in fish. *Behavioral Ecology and Sociobiology* **66**, 547–559.
- Klefoth, T., Pieterek, T. und Arlinghaus, R. (2013): Impacts of domestication on angling vulnerability of common carp (*Cyprinus carpio* L.): the role of learning, foraging behaviour and food preferences. *Fisheries Management and Ecology* **20**, 174–186.
- Knight, C.M., Gozlan, R.E. und Lucas, M.C. (2008): Can seasonal home-range size in pike *Esox lucius* predict excursion distance? *Journal of Fish Biology* **73**, 1058–1064.
- Kobler, A. (2007): Habitatwahl und Aktivität des Hechtes (*Esox lucius* L.) im Kleinen Döllnsee: Eine radiotelemetrische Untersuchung. Diplomarbeit. Universität Hohenheim, Fakultät für Agrarbiologie, Berlin.
- Kobler, A., Klefoth, T. und Arlinghaus, R. (2008a): Site fidelity and seasonal changes in activity centre size of female pike *Esox lucius* in a small lake. *Journal of Fish Biology* **73**: 584-596.
- Kobler, A., Klefoth, T., Wolter, C., Fredrich F. und Arlinghaus, R. (2008b): Contrasting pike (*Esox lucius* L.) movement and habitat choice between summer and winter in a small lake. *Hydrobiologia* **601**, 17–27.
- Kobler, A., Klefoth, T., Mehner, T. und Arlinghaus, R. (2009): Coexistence of behavioural types in an aquatic top predator: a response to resource limitations? *Oecologia* **161**: 837-847.
- Koed, A., Balleby, K., Mejhelde, P. und Aarestrup, K. (2006): Annual movement of adult pike (*Esox lucius* L.) in a lowland river. *Ecology of Freshwater Fish* **15**, 191–199.

- Krause, J. und Ruxton, G.D. (2002): *Living in Groups*. Oxford University Press, Oxford.
- Krause, J., Ruxton, G.J. und Rubenstein, D. (1998): Is there always an influence of shoal size on predator hunting success? *Journal of Fish Biology* **52**, 494–501.
- Kuparinen, A. und Merilä, J. (2007): Detecting and managing fisheries induced evolution. *Trends in Ecology and Evolution* **22**, 652–659.
- Kuparinen, A., Kuikka, S. und Merilä, J. (2009): Estimating fisheries-induced selection: traditional gear selectivity research meets fisheries-induced evolution. *Evolutionary Applications* **2**, 234–243.
- Kuparinen, A., Klefoth, T. und Arlinghaus, R. (2010): Abiotic and fishing-related correlates of angling catch rates in pike (*Esox lucius*). *Fisheries Research* **105**, 111–117.
- Lahti, K., Huuskonen, H., Laurila, A. und Piironen, J. (2002): Metabolic rate and aggressiveness between Brown Trout Populations. *Functional Ecology* **16**, 167–174.
- Lampert, W. und Sommer, U. (1993): *Limnoökologie*. 1. Edition. Georg Thieme Verlag, Stuttgart.
- Lande, R. und Arnold, S.J. (1983): The measurement of selection on correlated characters. *Evolution* **37**, 1210–1226.
- Lankford, T.E., Billerbeck, J.M. und Conover, D.O. (2001): Evolution of intrinsic growth and energy acquisition rates. II. Tradeoffs with vulnerability to predation in *Menidia menidia*. *Evolution* **55**, 1873–1881.
- Laugen, A.T., Engelhard, G.H., Whitlock, R., Arlinghaus, R., Dankel, D.J., Dunlop, E.S., Eikeset, A.M., Enberg, K., Jørgensen, C., Matsumura, S., Nusslé, S., Urbach, D., Baulier, L., Boukal, D.S., Ernande, B., Johnston, F.D., Mollet, F., Pardoe, H., Therkildsen, N.O., Uusi-Heikkilä, S., Vainikka, A., Heino, M., Rijnsdorp und Dieckmann, U. (2014): Evolutionary impact assessment: accounting for evolutionary consequences of fishing in an ecosystem approach to fisheries management. *Fish and Fisheries* **15**, 65–96.
- Law, R. (1979): Optimal life histories under age-specific predation. *American Naturalist* **114**, 399–417.
- Law, R. (2000): Fishing, selection, and phenotypic evolution. *ICES Journal of Marine Science* **57**, 659–668.
- Law, R. (2007): Fisheries-induced evolution: present status and future directions. *Marine Ecology Progress Series* **335**, 271–277
- Le Cren, E.D. (2001): The Windermere perch and pike project: an historical review. *Freshwater Forum* **15**, 3–34.

- Lessells, C.M. und Boag, P.T. (1987): Unrepeatable Repeatabilities: A Common Mistake. *The Auk* **104** (1), 116-121.
- Lester, N.P., Shuter, B.J. und Abrams, P.A. (2004): Interpreting the von Bertalanffy model of somatic growth in fishes: The cost of reproduction. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* **271**, 1625–1631.
- Lewin, W.C., Arlinghaus, R. und Mehner, T. (2006): Documented and potential biological impacts of recreational fishing: insights for management and conservation. *Reviews in Fisheries Science* **14**, 305–367.
- Løkkeborg, S. (1990): Reduced catch of under-sized cod (*Gadus morhua*) in longlining by using artificial bait. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **47**, 1112–1115.
- Løkkeborg, S. und Bjordal, A. (1992): Species and size selectivity in longline fishing: a review. *Fisheries Research* **13**, 311–322.
- Løkkeborg, S., Fernö, A. und Humborstad, O.-B. (2010): Fish behavior in relation to longlines. In: He, P. (editor). *Behavior of marine fishes: capture processes and conservation Challenges*, 105–141. Wiley-Blackwell, West Sussex.
- Lorenzen, K. und Enberg, K. (2002): Density-dependent growth as a key mechanism in the regulation of fish populations: evidence from among-population comparisons. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* **269**, 49–54.
- Lucas, M.C. (1992): Spawning activity of male and female pike, *Esox lucius* L, determined by acoustic tracking. *Canadian Journal of Zoology* **70**, 191–196.
- Lucas, M.C. und Baras, E. (2000): Methods for studying spatial behaviour of freshwater fishes in the natural environment. *Fish and Fisheries* **1**, 283–316.
- Luttbeg, B. und Sih, A. (2010): Risk, resources, and state-dependent adaptive behavioural syndromes. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* **365**, 3977-3990.
- Lynch, M. und Walsh, B. (1998): *Genetics and Analysis of Quantitative Traits*. Sinauer, Sunderland, Massachusetts.
- MacLennan, D. und Simmonds, J.E. (1992): *Fisheries acoustics* (1st edition). Fish and Fisheries Series 5, London, New York: Chapman & Hall.
- Madden, J.R. und Whiteside, M.A. (2014): Selection on behavioural traits during ‘unselective’ harvesting means that shy pheasants better survive a hunting season. *Animal Behaviour* **87**, 129-135.
- Mangel, M. und Stamps, J. (2001): Trade-offs between growth and mortality and the maintenance of individual variation in growth. *Evolutionary Ecology Research* **3**, 583–593.

- Martin-Smith, K.M. und Armstrong, J.D. (2002): Growth rate of wild stream-dwelling Atlantic Salmon correlate with activity and sex but not dominance. *Journal of Animal Ecology* **71**, 413–423.
- Masters, J.E.G., Hodder, K.H., Beaumont, W.R.C., Gozlan, R.E., Pinder, A.C., Kenward, R.E. und Welton, J.S. (2005): Spatial behaviour of pike *Esox lucius* L. in the River Frome, UK. In: *Aquatic Telemetry: Advances and Applications*. Proceedings of the Fifth Conference on Fish Telemetry held in Europe. Ustica, Italy, 9–13 June 2003. (Spedicato, M. T., Lembo, G. und Marmulla, G., eds), 179–190. Rome: FAO/COISPA.
- Matsumura, S., Arlinghaus, R. und Dieckmann, U. (2011): Assessing evolutionary consequences of size-selective recreational fishing on multiple life-history traits, with an application to northern pike (*Esox lucius*). *Evolutionary Ecology* **25**, 711–735.
- Matsumura, S., Arlinghaus, R. und Dieckmann, U. (2012): Standardizing selection strengths to study selection in the wild: A critical comparison and suggestions for the future. *Bioscience* **62** (12), 1039-1054.
- McCleave, J.D. und Jellyman D.J. (2004): Male dominance in the New Zealand longfin eel population of a New Zealand river: probable causes and implications for management. *North American Journal of Fisheries Management* **24**, 490–505.
- McCracken, F.D. (1963): Selection by codend meshes and hooks on cod, haddock, flatfish and redfish. In: *The selectivity of fishing gear*. Spec. Publ. No. 5. International Commission of the Northwest Atlantic Fisheries, Dartmouth, N.S., Canada, 131-155.
- McDougall, P.T., Réale, D., Sol, D. und Reader, S.M. (2006): Wildlife conservation and animal temperament: causes and consequences of evolutionary change for captive, reintroduced, and wild populations. *Animal Conservation* **9** (1), 39-48.
- McPhee, D.P., Leadbitter, D. und Skilleter, G.A. (2002): Swallowing the bait: is recreational fishing in Australia ecologically sustainable? *Pacific Conservation Biology* **8**, 40–51.
- Mehner, T., Arlinghaus, R., Berg, S., Dörner, H., Jacobsen, L., Kasprzak, P., Koschel, R., Schulze, T., Skov, C., Wolter, C. und Wysujack, K. (2004): How to link biomanipulation and sustainable fisheries management: a step-by-step guideline for lakes of the European temperate zone. *Fisheries Management and Ecology* **11**, 261-275.
- Melnychuk, M.C. (2012): Detection efficiency in telemetry studies: definitions and evaluation methods. In: N. Adams & J. Beeman, eds. *Telemetry Techniques: A User's Guide for Fisheries Research*. American Fisheries Society, 1-19.
- Merilä, J. und Sheldon, B.C. (2000): Lifetime reproductive success and heritability in nature. *The American Naturalist* **155**, 301–310.

- Mertz, G. und Myers, R.A. (1998): A simplified formulation for fish production. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **55**, 478–484.
- Metcalf, J.D. und Arnold, G.P. (1997): Tracking fish with electronic tags. *Nature* **387**, 665–666.
- Metcalf, N.B., Taylor, A.C. und Thorpe, J.E. (1995): Metabolic rate, social status and life-history strategies in Atlantic salmon. *Animal Behaviour* **49**, 431–436.
- Metcalf, J.D., Le Quesne, W.J.F., Cheung, W.W.L. und Righton, D.A. (2012): Conservation physiology for applied management of marine fish: an overview with perspectives on the role and value of telemetry. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* **367**, 1746–1756.
- Minns, C.K. (1995): Allometry of home range size in lake and river fishes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **52**, 1499–1508.
- Mittelbach, G.G. und Persson, L. (1998): The ontogeny of piscivory and its ecological consequences. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **55**, 1454–1465.
- Mosindy, T.E., Momot, W.T. und Colby, P.J. (1987): Impact of angling on the production and yield of mature walleye and northern pike in a small boreal lake in Ontario. *North American Journal of Fisheries Management* **7**, 493–501.
- Mousseau, T.A. und Roff, D.A. (1987): Natural selection and the heritability of fitness components. *Heredity* **59**, 181–197.
- Nævdal, G. (1983): Genetic factors in connection with age at maturation. *Aquaculture* **33**, 97–106.
- Nakagawa, S. und Schielzeth, H. (2010): Repeatability for Gaussian and non-Gaussian data: a practical guide for biologists. *Biological Reviews* **85**, 935–956.
- Niezgoda, G.H., Benfield, M., Sisak, M. und Anson, P. (2002): Tracking acoustic transmitters by code division multiple access (CDMA)-based telemetry. *Hydrobiologia* **483**, 275–286.
- Nusslé, S., Bornand, C.N. und Wedekind, C. (2009): Fishery-induced selection on an Alpine whitefish: quantifying genetic and environmental effects on individual growth rate. *Evolutionary Applications* **2**, 200–208.
- Nusslé, S., Bréchon, A. und Wedekind, C. (2011): Change in individual growth rate and its link to gill-net fishing in two sympatric whitefish species. *Evolutionary Ecology* **25**, 681–93.
- Nyqvist, M.J., Gozlan, R.E., Cucherousset, J. und Britton J.R. (2012): Behavioural syndrome in a solitary predator is independent of body size and growth rate. *PLoS ONE* **7** (2), 1–9.

- Nyqvist, M.J., Gozlan, R.E., Cucherousset, J. und Britton, J.R. (2013): Absence of a Context-General Behavioural Syndrome in a Solitary Predator. *Ethology* **199**, 156-166.
- van Oers, K., de Jong, G., van Noordwijk, A.J., Kempenaers, B. und Drent, P.J. (2005): Contribution of genetics to the study of animal personalities: a review of case studies. *Behaviour* **142**, 1185–1206.
- Olsen, E. und Moland, E. (2011): Fitness landscape of Atlantic cod shaped by harvest selection and natural selection. *Evolutionary Ecology* **25**, 695–710
- Olsen, E.M., Heino, M., Lilly, G.R., Morgan, M.J., Brattey, J., Ernande, B. und Dieckmann, U. (2004): Maturation trends indicative of rapid evolution preceded the collapse of northern cod. *Nature* **428**, 932–935.
- Olsen, E.M., Heupel, M.R., Simpfendorfer, C.A. und Moland, E. (2012): Harvest selection on Atlantic cod behavioral traits: implications for spatial management. *Ecology and Evolution* **2** (7), 1549-1562.
- Otway, N.M. und Craig, J.R. (1993): Effects of hook size on the catches of undersized snapper *Pagrus auratus*. *Marine Ecology Progress Series* **93**, 9–15.
- Orsi, J.A., Wertheimer, A.C. und Jaenicke H.W. (1993): Influence of selected hook and lure types on catch, size, and mortality of commercially troll-caught Chinook salmon. *North American Journal of Fisheries Management* **13**, 709–722.
- Pagel, T. (2009): Determinants of individual reproductive success in a natural pike (*Esox lucius* L.) population: a DNA-based parentage assignment approach. Masterarbeit. Humboldt-Universität zu Berlin, Lebenswissenschaftliche Fakultät, Berlin.
- Parker, R.R. (1971): Size selective predation among juvenile salmonid fishes in a British Columbia inlet. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* **28**, 1503–1510.
- Paukert, C.P., Klammer, J.A., Pierce, R.B. und Simonson, T.D. (2001). An overview of northern pike regulations in North America. *Fisheries* **26** (6), 6–13.
- Paul, A.J., Post, J.R. und Stelfox, J.D. (2003): Can anglers influence the abundance of native and non-native salmonids in a stream from the Canadian Rocky Mountains? *North American Journal of Fisheries Management* **23**, 109–119.
- Payer, R.D., Pierce, R.B. und Pereira, D.L. (1989): Hooking mortality of walleyes caught on live and artificial baits. *North American Journal of Fisheries Management* **9**, 188–192.
- Payne, N.L., Gillanders, B.M., Webber, D.M. und Semmens, J.M. (2010): Interpreting diel activity patterns from acoustic telemetry: the need for controls. *Marine Ecology Progress Series* **419**, 295–301.

- Pérez, J., Izquierdo, J.I., de la Hoz, J. und Garcia-Vazquez, E. (2005): Female biased angling harvests of Atlantic salmon in Spain. *Fisheries Research* **74**, 127-133.
- Petering, R.W., Isbell, G.L. und Miller, R.L. (1995): A survey method for determining angler preference for catches of various fish length and number combinations. *North American Journal of Fisheries Management* **15**: 732–735.
- Philipp D.P., Cooke S.J., Claussen J.E., Koppelman J.B., Suski C.D. und Burkett D.P. (2009): Selection for vulnerability of angling in largemouth bass. *Transactions of the American Fisheries Society* **138**, 189–199.
- Pierce, R.B. und Tomcko, C.M. (2003): Variation in gill-net and angling catchability with changing density of northern pike in a small Minnesota lake. *Transactions of the American Fisheries Society* **132**, 771–779.
- Pierce, R. B., Tomcko, C.M. und Schupp, D.H. (1995): Exploitation of northern pike in seven small north-central Minnesota lakes. *North American Journal of Fisheries Management* **15**, 601–609.
- Pierce, R.B., Tomcko, C.M. und Margenau, T.L. (2003): Density dependence in growth and size structure of northern pike populations. *North American Journal of Fisheries Management* **23**, 331-339.
- Pierce, R.B. (2010): Long term evaluations of length limit regulations for northern pike in Minnesota. *North American Journal of Fisheries Management* **30**, 412–432.
- Pine, W.E., Pollock, K.H., Hightower, J.E., Kwak, T.J. und Rice, J.A. (2003): A review of tagging methods for estimating fish population size and components of mortality. *Fisheries* **28**, 10–23.
- Pinnegar, J.K., Polunin, N.V.C., Francour, P., Badalamenti, F., Chemello, R., Harmelin-Vivien, M.-L, Hereu, B., Milazzo, M., Zabala, M., D’Anna, G. und Pipitone, C. (2000): Trophic cascades in benthic marine ecosystems: lessons for fisheries and protected-area management. *Environmental Conservation*, **27**, 179–200.
- Popper, A.N. (2003): Effects of Anthropogenic Sounds on Fishes. *Fisheries* **28**, 24–31.
- Post, J.R., Sullivan, M., Cox, S., Lester, N.P., Walters, C.J., Parkinson, E.A., Paul, A.J., Jackson, L. und Shuter, B. J. (2002): Canada’s recreational fisheries: the invisible collapse? *Fisheries* **27**, 6–17
- Post, J.R. (2013): Resilient recreational fisheries or prone to collapse? A decade of research on the science and management of recreational fisheries. *Fisheries Management and Ecology* **20**, 99-110.

- Raat, A.J.P. (1988): Synopsis of biological data on the northern pike *Esox lucius* Linnaeus, 1758. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome.
- Radke, R.J. und Eckmann, R. (2001): No general percid dominance under mesotrophic lake conditions: a test of several hypothesis. *Limnologica* **31**, 37-44.
- Radomski, P.J. (2003): Initial attempts to actively manage recreational fishery harvest in Minnesota. *North American Journal of Fisheries Management* **23**, 1329-1342.
- Ralston, S. (1990): Size selectivity of snappers (Lutjanidae) by hook and line gear. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **47**, 696–700.
- Rapp, T., Cooke, S.J. und Arlinghaus, R. (2008): Exploitation of specialised fisheries resources: the importance of hook size in recreational angling for large common carp (*Cyprinus carpio* L.). *Fisheries Research* **94**, 79–83.
- Réale, D., Reader, S.M., Sol, D., McDougall, P.T., und Dingemanse, N.J. (2007): Integrating animal temperament within ecology and evolution. *Biological Reviews* **82**, 291-318.
- Réale, D., Garant, D., Humphries, M.M., Bergeron P., Careau, V. und Montiglio, P.O. (2010): Personality and the emergence of the pace-of-life syndrome concept at the population level. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* **365**, 4051– 4063.
- Rebensburg, P. (2010): Assessment and evaluation of temperament traits in carp (*Cyprinus carpio* L.), with contrasts between mirror and scaled morphological phenotypes. Diplomarbeit. Freie Universität Berlin, Berlin.
- Redpath, T.D., Cooke, S.J., Arlinghaus, R., Wahl, D.H., Philipp, D.P. (2009): Life-history traits and energetic status in relation to vulnerability to angling in an experimentally selected teleost fish. *Evolutionary Applications* **2** (3), 312–323.
- Redpath, T.D., Cooke, S.J., Suski, C.D., Arlinghaus, R., Couture, P., Wahl, D.H. und Philipp, D.P. (2010): The metabolic and biochemical basis of vulnerability to recreational angling after three generations of angling-induced selection in a teleost fish. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **67**, 1983–1992.
- Rijnsdorp, A.D. (1993): Fisheries as a large-scale experiment on life-history evolution – disentangling phenotypic and genetic effects in changes in maturation and reproduction of North Sea plaice, *Pleuronectes platessa* L. *Oecologia* **96**, 391–401.
- Rijnsdorp A.D., Grift R.E. und Kraak S.B.M. (2005): Fisheries-induced adaptive change in reproductive investment in North Sea plaice (*Pleuronectes platessa*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **62**, 833–843.

- Roff D.A. (1992): *The Evolution of Life Histories: Theory and Analyses*. Chapman & Hall, New York.
- Roff, D.A. (1997): *Evolutionary Quantitative Genetics*. Chapman & Hall, New York.
- Rogers, K.B. (1998): *Habitat use by Largemouth bass and Northern pike on the Rocky Mountain Arsenal, Colorado*. Dissertation. Colorado State University, Fort Collins, Colorado.
- Rogers, K.B. und Bergersen, E.P. (1995): Effects of fall drawdown on movements of adult northern pike and largemouth bass. *North American Journal of Fisheries Management* **15**, 596–600.
- Rogers, K.B. und White, G.C. (2007): Analysis of movement and habitat use from telemetry data. In: Guy, C.S. und Brown, M.L. (eds.). *Analysis and interpretation of freshwater fisheries data*. Bethesda, Maryland: American Fisheries Society, 625–676.
- Rosell, R.S. und MacOscar, K.C. (2002): Movements of pike, *Esox lucius*, in Lower Lough Erne, determined by mark–recapture between 1994 and 2000. *Fisheries Management and Ecology* **9**, 189–196.
- Rowcliffe, M.J., Carbone, C., Kays, R., Kranstauber, B., Jansen, P.A., Marcus Rowcliffe, J., Carbone, C., Kays, R., Kranstauber, B. und Jansen, P.A. (2012): Bias in estimating animal travel distance: the effect of sampling frequency. *Methods in Ecology and Evolution* **3** (4), 653–662.
- Saura, M., Moran, P., Brotherstone, S., Caballero, A., Alvarez, J., Villanueva, B. (2010): Predictions of response to selection caused by angling in a wild population of Atlantic salmon (*Salmo salar*). *Freshwater Biology* **55**, 923–930.
- Schäperclaus, W. (1960): *Fischereiwirtschaftslehre (Seen- und Flusswirtschaft)*. In: Wundsch, H.H. (Editor), *Fischereikunde: Eine Einführung für die Praxis* (2. Aufl.). Neumann Verlag, Radebeul und Berlin, 154–194.
- Schwalme, K. und Mackay, W.C. (1992): Seasonal-changes in the neutral and polar lipid fatty-acid content of female northern pike (*Esox lucius* L). *Canadian Journal of Zoology-Revue Canadienne de Zoologie* **70**, 280–287.
- Sih, A. und Bell, A.M. (2008): Insights for behavioral ecology from behavioral syndromes. *Advances in the Study of Behavior* **38**, 227–281.
- Sih, A., Bell, A. und Johnson, J.C. (2004): Behavioral syndromes: an ecological and evolutionary overview. *Trends in Ecology and Evolution* **19**, 372–378.
- Simpfendorfer, C.A., Heupel, M.R. und Collins, A.B. (2008): Variation in the performance of acoustic receivers and its implication for positioning algorithms in a riverine setting. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **65**, 482–492.

- Sogard, S.M. (1997): Size-selective mortality in the juvenile stage of teleost fishes: a review. *Bulletin of Marine Science* **60**, 1129–1157.
- Stamps, J.A. (2007): Growth-mortality trade-offs and ‘personality traits’ in animals. *Ecology Letters* **10**, 355–363.
- Stergiou, K.I., Moutopoulos, D.K. und Erzini, K. (2002): Gill net and longlines fisheries in Cyclades waters (Aegean Sea): species composition and gear competition. *Fisheries Research* **57**, 25–37.
- Stinchcombe, J.R., Agrawal, A.F., Hohenlohe, P.A., Arnold, S.J. und Blows, M.W. (2008): Estimating nonlinear selection gradients using quadratic regression coefficients: double or nothing? *Evolution* **62**, 2435–2440.
- Stirling, D.G., Réale, D. und Roff, D.A. (2002): Selection, structure and the heritability of behaviour. *Journal of Evolutionary Biology* **15**, 277–289.
- Sundstrom, L.F., Lohmus, M. und Devlin, R.H. (2005): Selection on increased intrinsic growth rates in coho salmon, *Oncorhynchus kisutch*. *Evolution* **59**, 1560–1569.
- Sundt-Hansen, L., Neregård, L., Einum, S., Höjesjö, J., Björnsson, B.T., Hindar, K., Økland, F. und Johnsson, J.I. (2009): Growth enhanced brown trout show increased movement activity in the wild. *Functional Ecology* **23**, 551–558.
- Suski, C.D. und Philipp, D.P. (2004): Factors affecting the vulnerability to angling of nesting male largemouth and smallmouth bass. *Transactions of the American Fisheries Society* **133**, 1100–1106.
- Sutter, D.A.H., Suski, C.D., Philipp, D.P., Klefoth, T., Wahl, D.H., Kersten, P., Cooke, S.J. und Arlinghaus, R. (2012): Recreational fishing selectively captures individuals with the highest fitness potential. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the USA* **109**, 20960–20965.
- Svanbäck R. und Bolnick D.I. (2007): Intraspecific competition drives increased resource use diversity within a natural population. *Proceedings of the Royal Society of London B: Biological Sciences* **274**, 839–844.
- Svanbäck, R., Eklöv, P., Fransson, R. und Holmgren, K. (2008). Intraspecific competition drives multiple species resource polymorphism in fish communities. *Oikos* **117**, 114–124.
- Swain, D.P., Sinclair, A.F. und Hanson, J.M. (2007): Evolutionary response to size-selective mortality in an exploited fish population. *Proceedings of the Royal Society of London Series B: Biological Sciences* **274**, 1015–1022.
- Swanson, B.O., Gibb, A.C., Marks, J.C. und Hendrickson, D.A. (2003): Trophic polymorphism and behavioural differences decrease intraspecific competition in a cichlid, *Herichthys minckleyi*. *Ecology* **84**, 1441–1446.

- Thomas, G., Quoß, H., Hartmann, J. und Eckmann, R. (2009): Human-induced changes in the reproductive traits of Lake Constance common whitefish (*Coregonus lavaretus*). *Journal of Evolutionary Biology* **22**, 88–96.
- Trippel, E.A. (1998): Egg size and viability and seasonal offspring production of young Atlantic cod. *Transactions of the American Fisheries Society* **127**, 339–359.
- Tsuboi, J. und Endou, S. (2008): Relationships between catch per unit effort, catchability, and abundance based on actual measurements of salmonids in a mountain stream. *Transactions of the American Fisheries Society* **137**, 496–502.
- Turesson, H. und Brönmark, C. (2004): Hunting behaviour and capture success dependent on prey school size in perch (*Perca fluviatilis*), pikeperch (*Stizostedion lucioperca*) and northern pike (*Esox lucius*). *Journal of Fish Biology* **65**, 363–375.
- Uusi-Heikkilä, S., Wolter, C., Klefoth, T. und Arlinghaus, R. (2008): A behavioural perspective on fishing-induced evolution. *Trends in Ecology and Evolution* **23**, 419–421.
- Van Poorten, B.T., und Post, J.R. (2005): Seasonal fishery dynamics of a previously unexploited rainbow trout population with contrasts to established fisheries. *North American Journal of Fisheries Management* **25**, 329–345.
- Vostradovsky, J. (1975): Horizontal distribution of individually tagged fish in the Lipno reservoir (English). *EIFAC Technical Papers* **23** (Suppl. 1, V.2), 651–655.
- Vehanen, T., Hyvärinen, P., Johansson, K. und Laaksonen, T. (2006): Patterns of movement of adult northern pike (*Esox lucius* L.) in a regulated river. *Ecology of Freshwater Fish* **15**, 154–160.
- Venturelli, P.A., Shuter, B.J. und Murphy, C.A. (2009): Evidence for harvest-induced maternal influences on the reproductive rates of fish populations. *Proceedings of the Royal Society of London B: Biological Sciences* **276**, 919–924.
- Walsh, M.R., Munch, S.B., Chiba, S. und Conover, D.O. (2006): Maladaptive changes in multiple traits caused by fishing: impediments to population recovery. *Ecology Letters* **9**, 142–148.
- Ward, P. und Myers R.A. (2005): Shifts in open-ocean fish communities coinciding with the commencement of commercial fishing. *Ecology*, **86**: 835–847.
- Ward, A.J.W., Thomas, P., Hart, P.J.B. und Krause, J. (2004): Correlates of boldness in three-spined sticklebacks (*Gasterosteus aculeatus*). *Behavioral Ecology and Sociobiology* **55**, 561–568.

- Webster, M.M., Ward, A.J.W. und Hart, P.J.B. (2008): Individual boldness affects interspecific interactions in sticklebacks. *Behavioral Ecology and Sociobiology* **63** (4), 511-520.
- Weigensberg, I. und Roff, D.A. (1996): Natural heritabilities: can they be reliably estimated in the laboratory? *Evolution* **50**, 2149–2157.
- Weithman, A.S. und Anderson, R.O. (1978). Angling vulnerability of Esocidae. *Proceedings of the Annual Conference Southeastern Association of Fish and Wildlife Agencies* **30**, 99–102.
- van Wijk, S.J., Taylor, M. I., Creer, S., Dreyer, C., Rodrigues, F.M., Ramnarine, I.W., van Oosterhout, C. und Carvalho, G.R. (2013): Experimental harvesting of fish populations drives genetically based shifts in body size and maturation. *Frontiers in Ecology and in the Environment*. doi:10.1890/120229.
- Wilde, G.R. und Pope, K.L. (2004): Anglers' probabilities of catching record-size fish. *North American Journal of Fisheries Management* **24**, 1046–1049.
- Wilde, G.R., Ditton, R.B., Grimes, S.R. und Riechers, R.K. (1996): Status of human dimensions surveys sponsored by state and provincial fisheries management agencies in North America. *Fisheries* **21**, 12–17.
- Wilde, G.R., Pope, K.L. und Durham, B.W. (2003): Lure-size restrictions in recreational fisheries. *Fisheries* **28** (6), 18–26.
- Wilson, D.S. (1998): Adaptive individual differences within single populations. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* **353**, 199–205.
- Wilson, A.D.M., Godin, J.G.J. (2009): Boldness and behavioral syndromes in the bluegill sunfish, *Lepomis macrochirus*. *Behavioral Ecology* **20**, 231–237
- Wilson, A.D.M., McLaughlin, R.L. (2007): Behavioural syndromes in brook charr, *Salvelinus fontinalis*: prey-search in the field corresponds with space use in novel laboratory situations. *Animal Behaviour* **74**, 689–698
- Wilson, A.D.M. und Stevens, E.D. (2005): Consistency in context specific measures of shyness and boldness in rainbow trout, *Oncorhynchus mykiss*. *Ethology* **111**, 849–862.
- Wilson, D.S., Clark, A.B., Coleman, K. und Dearstyne, T. (1994): Shyness and boldness in humans and other animals. *Trends in Ecology and Evolution* **9**, 442–446.
- Wilson, A.D.M., Godin, J.-G.J. und Ward, A.J.W. (2010): Boldness and reproductive fitness correlates in the Eastern mosquitofish, *Gambusia holbrooki*. *Ethology* **116** (1), 96–104.

- Wilson, A.D.M., Binder, T.R., McGrath, K.P., Cooke, S.J. und Godin, J.G.J. (2011): Capture technique and fish personality: angling targets timid bluegill sunfish, *Lepomis macrochirus*. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences **68**, 749–757.
- Wohlfarth, G.W., Moav, R., Hulata, G., Beiles, A. (1975): Genetic variation in seine escapability of the common carp. Aquaculture **5**, 375–388.
- Wolf, M. und Weissing, F.J. (2012): Animal personalities: consequences for ecology and evolution. Trends in Ecology & Evolution **27** (8), 452–461.
- Wolf, M., van Doorn, G.S. und Weissing, F.J. (2008): Evolutionary emergence of responsive and unresponsive personalities. Proceedings of the National Academy of Sciences of the USA **105**, 15825–15830.
- Woll, A.K., Boje, J., Holst, R., Gundersen, A.C. (2001): Catch rates and hook and bait selectivity in longline fishery for Greenland halibut (*Reinhardtius hippoglossoides*, Walbaum) at East Greenland. Fisheries Research **51**, 237–246.
- Wootton, R.J. (1998): Ecology of Teleost Fishes (2nd edn.). Chapman & Hall, London, UK.
- Wright, D., Rimmer, L.B., Pritchard, V.L., Krause, J., Butlin, R.K. (2003): Inter and intra-population variation in shoaling and boldness in the zebrafish (*Danio rerio*). Naturwissenschaften **90**, 374–377.
- Zajicek, P. (2012): Functionality and habitat-dependent performance of a 3-D wireless acoustic telemetry system in a small natural lake (Kleiner Döllensee, Germany). Masterarbeit. Humboldt-Universität zu Berlin, Lebenswissenschaftliche Fakultät, Berlin.
- Zamora, L. und Moreno-Amich, R. (2002): Quantifying the activity and movement of perch in a temperate lake by integrating acoustic telemetry and a geographic information system. Hydrobiologia **483**, 209–218.
- Zar, J.H. (1999): Biostatistical Analysis, 4. Auflage. Prentice-Hall, Inc., UpperSaddle River, New York.
- Zuur, A.F., Ieno, E.N., Walker, N.J., Saveliev, A.A. und Smith, G.M. (2009): Mixed effects models and extensions in ecology with R. Springer, New York.
- Zuur, A.F., Ieno, E.N. und Elphick, C.S. (2010): A protocol for data exploration to avoid common statistical problems. Methods in Ecology and Evolution **1**, 3–14.

Anhang

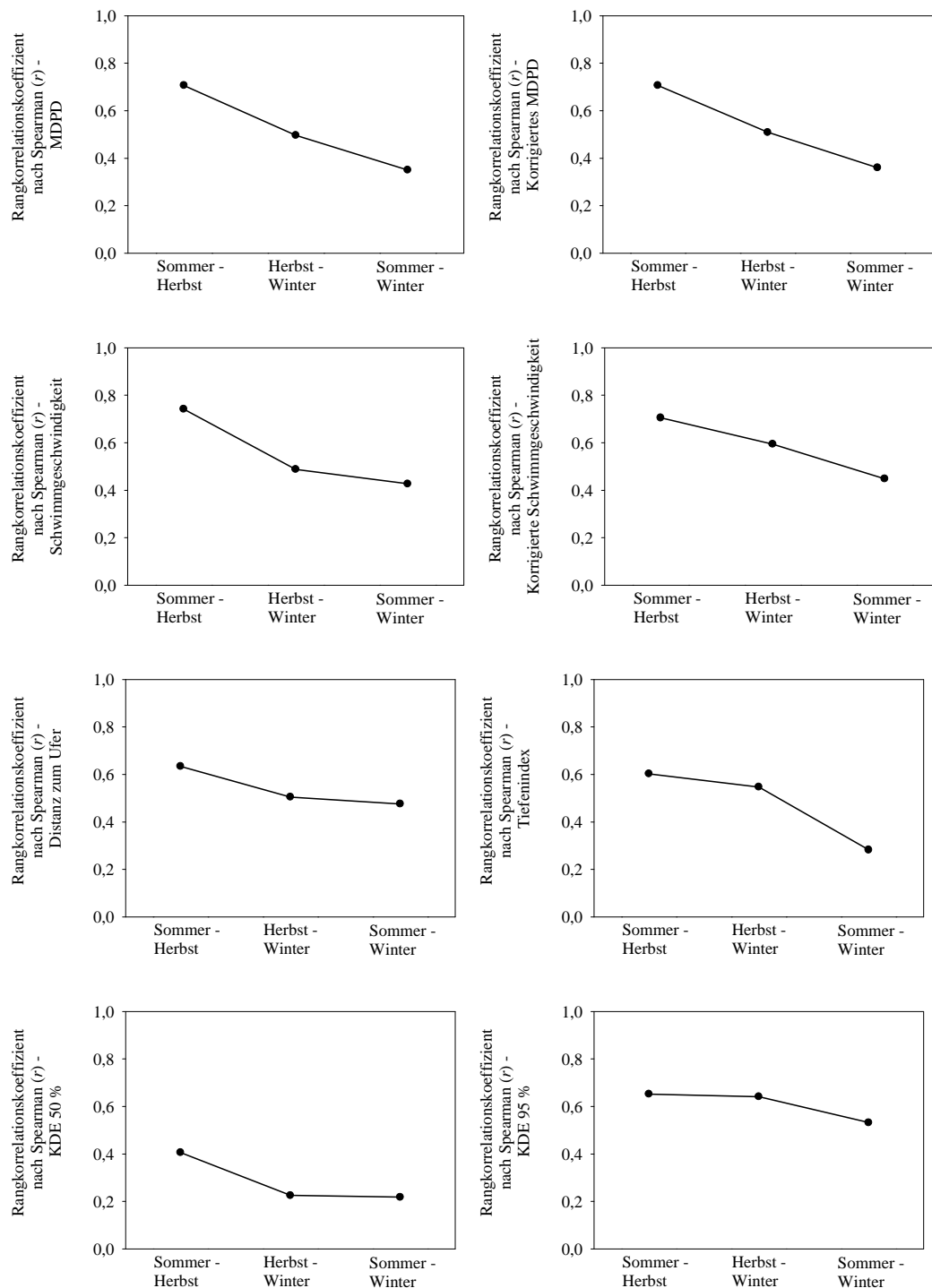


Abbildung 7: Darstellungen der Spearman-Rangkorrelationskoeffizienten (ρ) von den untersuchten Verhaltensmaßen für die Bestimmung der Verhaltenskonsistenz zwischen den einzeln betrachteten Zeiträumen (Jahreszeiten). MDPD: Minimale geschwommene Distanz pro Tag; KDE 50 bzw. KDE 95: (Reviergröße: 50 % bzw. 95 % Kerndichteschätzung).

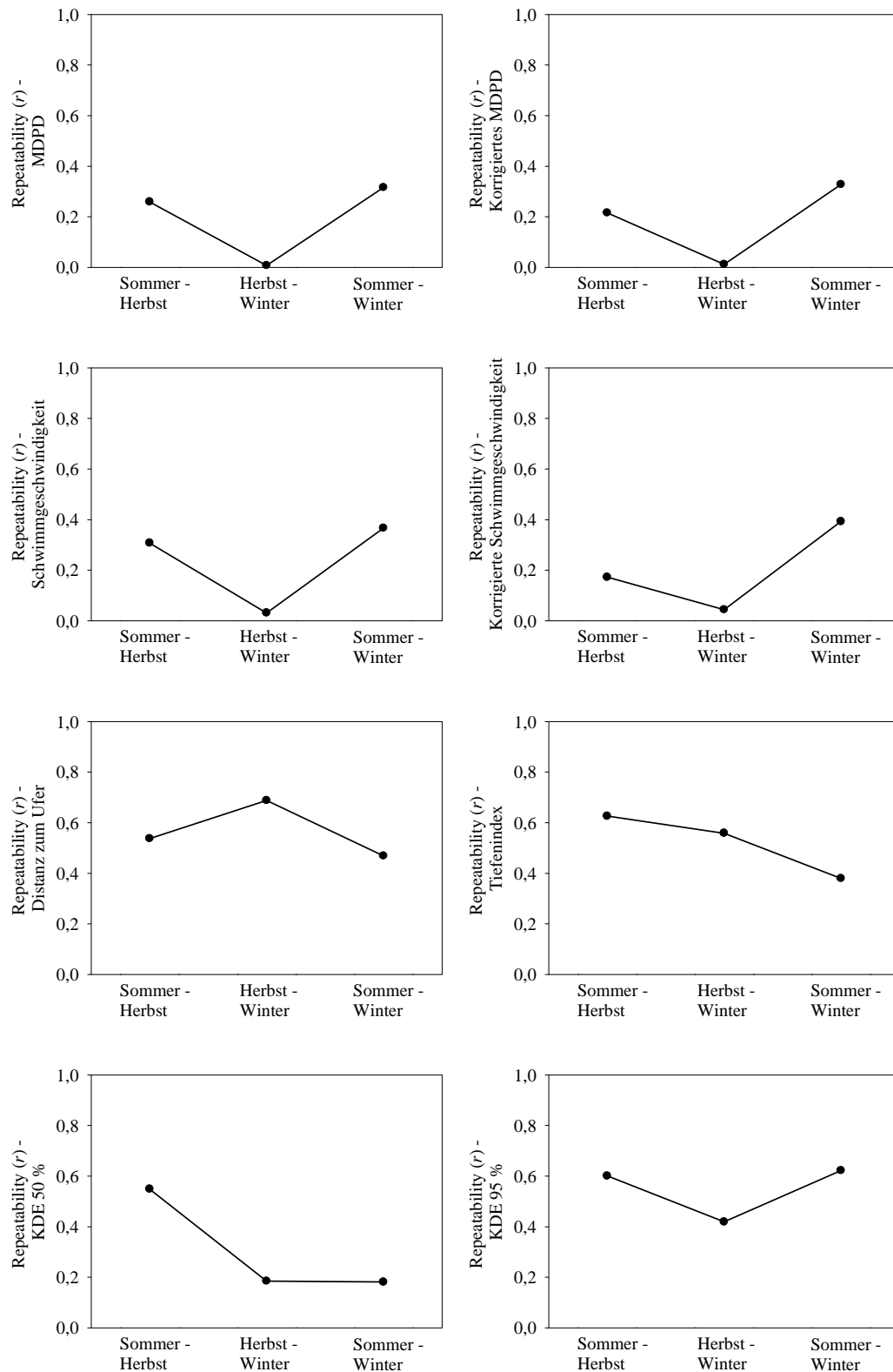


Abbildung 8: Darstellungen der Repeatability (Wiederholbarkeit, r) von den untersuchten Verhaltensmaßen für die einzelnen Vergleiche der betrachteten Zeiträume (Jahreszeiten). MDPD: Minimale geschwommene Distanz pro Tag; KDE 50 bzw. KDE 95: (Reviergröße: 50 % bzw. 95 % Kerndichteschätzung).

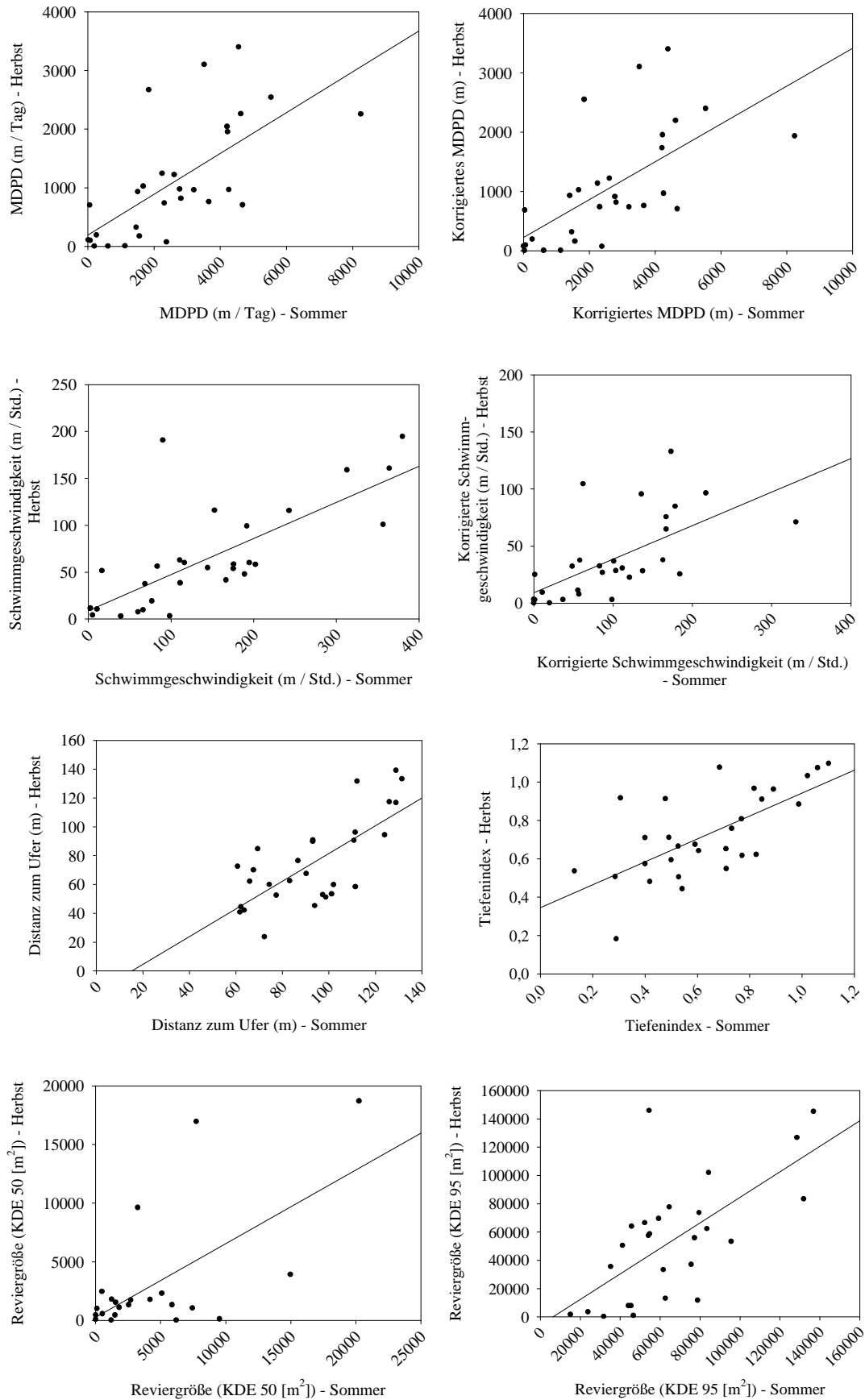


Abbildung 9: Zusammenhang der einzelnen untersuchten Verhaltensmaße zwischen den betrachteten Zeiträumen (Jahreszeiten). MDPD: Minimale geschwommene Distanz pro Tag; KDE 50 bzw. KDE 95: 50 % bzw. 95 % Kerndichteschätzung. (Abbildung wird auf nächster Seite fortgesetzt.)

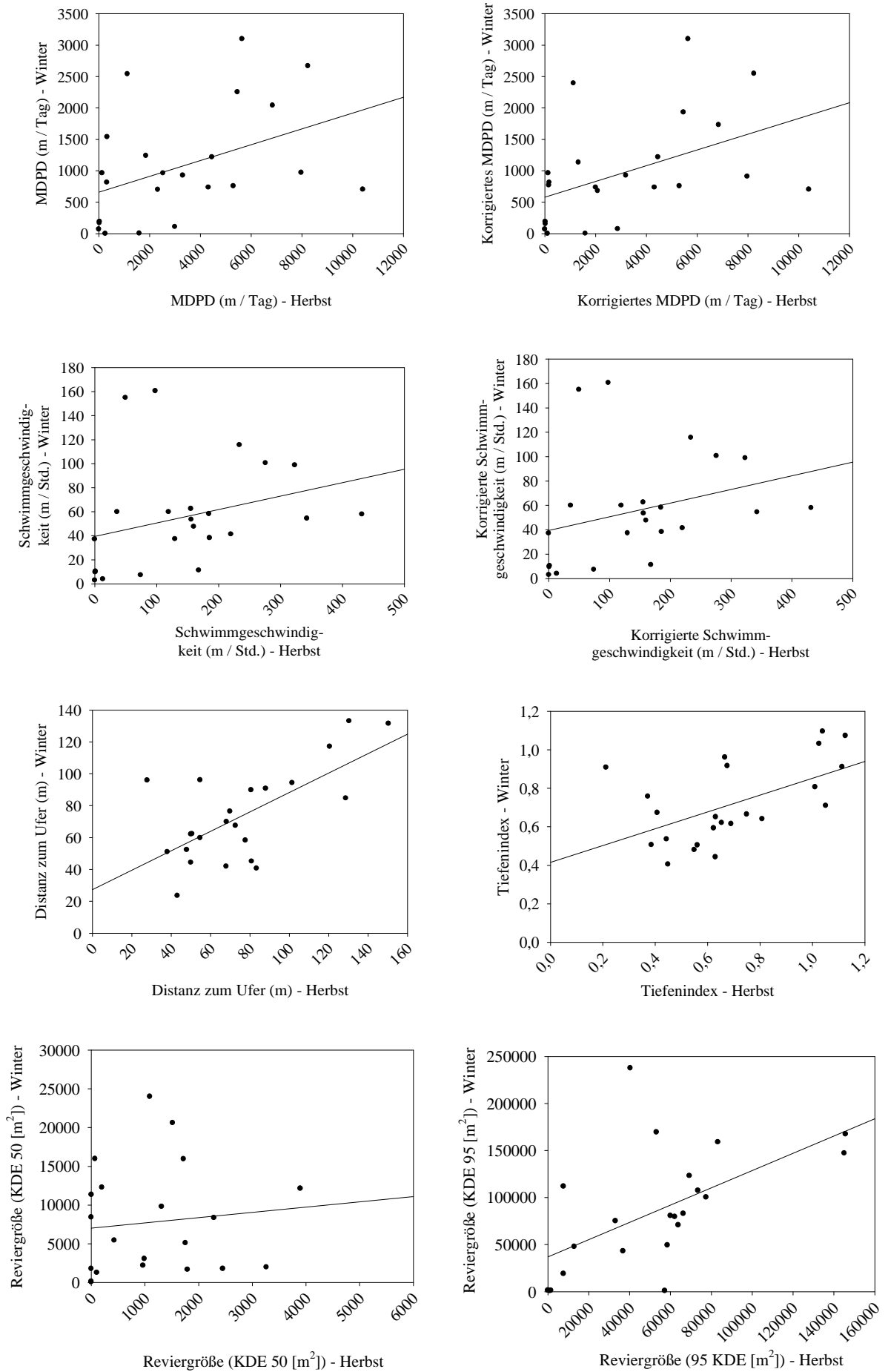


Abbildung 9: Zusammenhang der einzelnen untersuchten Verhaltensmaße zwischen den betrachteten Zeiträumen (Jahreszeiten). MDPD: Minimale geschwommene Distanz pro Tag; KDE 50 bzw. KDE 95: 50 % bzw. 95 % Kerndichteschätzung. (Abbildung wird auf nächster Seite fortgesetzt.)

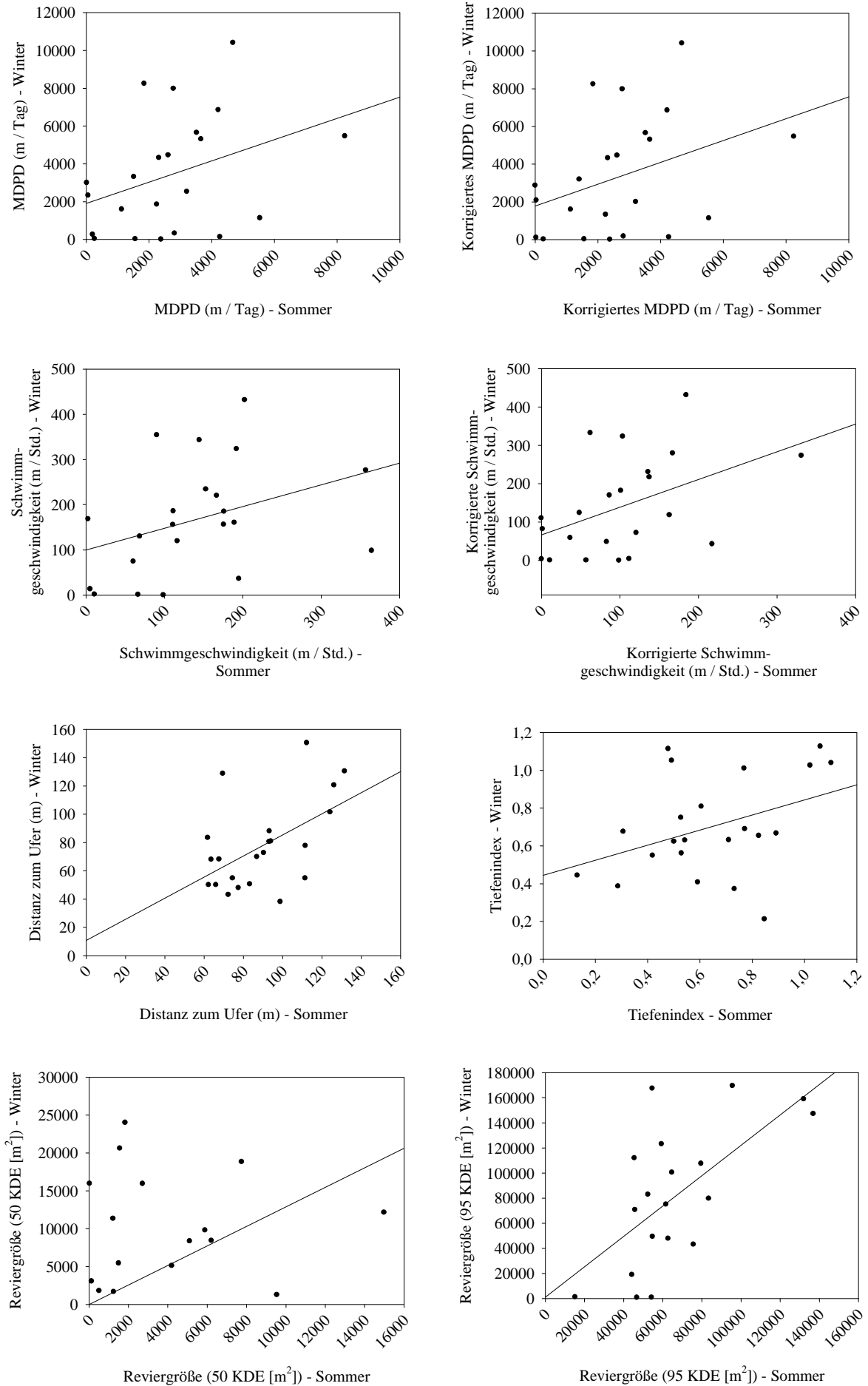


Abbildung 9: Zusammenhang der einzelnen untersuchten Verhaltensmaße zwischen den betrachteten Zeiträumen (Jahreszeiten). MDPD: Minimale geschwommene Distanz pro Tag; KDE 50 bzw. KDE 95: 50 % bzw. 95 % Kerndichteschätzung.

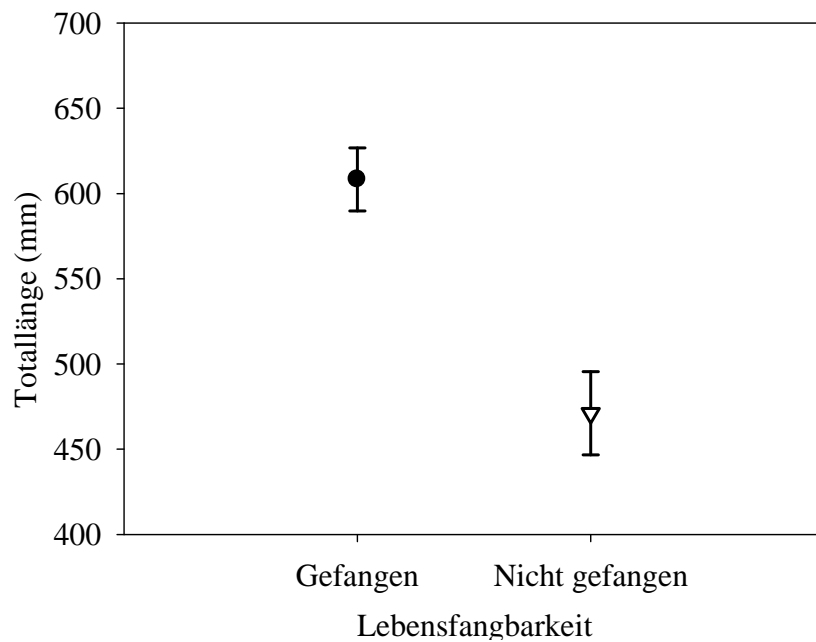


Abbildung 10: Mittlere Totallänge (mm) \pm SE gefangener (N = 29) und nicht gefangener (N = 13) Hechte in Bezug auf (langfristige) Lebensfangbarkeit.

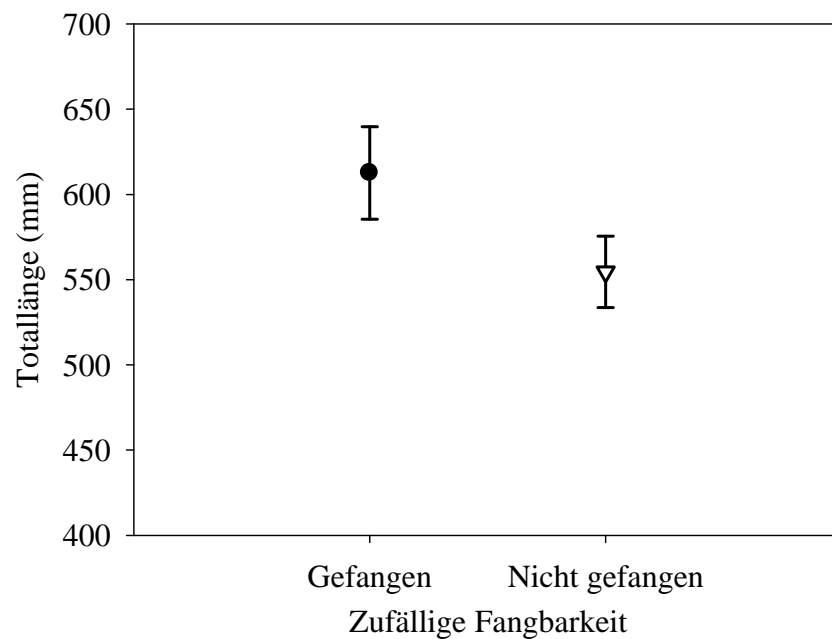


Abbildung 11: Mittlere Totallänge (mm) \pm SE gefangener (N = 10) und nicht gefangener (N = 32) Hechte in Bezug auf kurzfristige, zufällige Fangbarkeit während des standardisierten Angelexperimentes im September 2010.

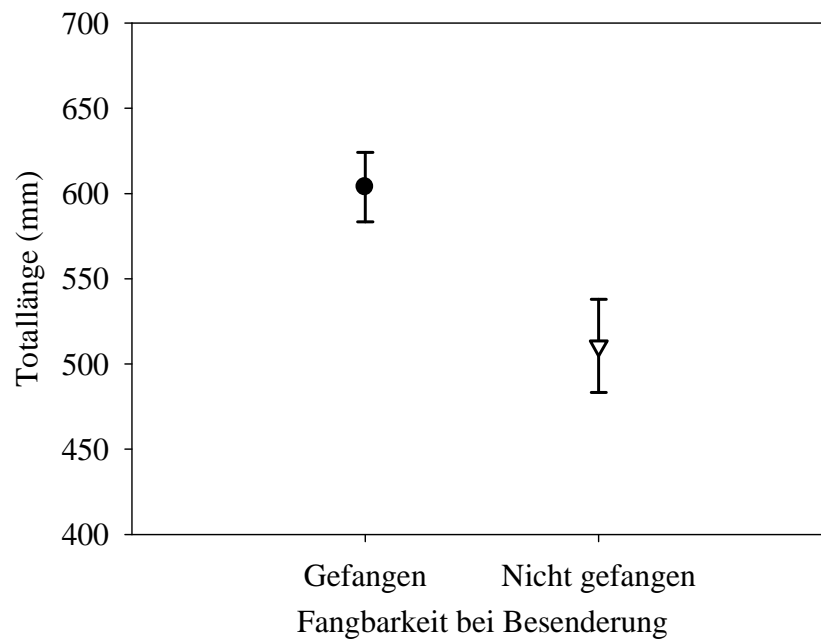


Abbildung 12: Mittlere Totallänge (mm) \pm SE gefangener (N = 25) und nicht gefangener (N = 17) Hechte in Bezug auf kurzfristige, nicht zufällige Fangbarkeit zum Zeitpunkt der Stichprobenerhebung für die Besenderung.

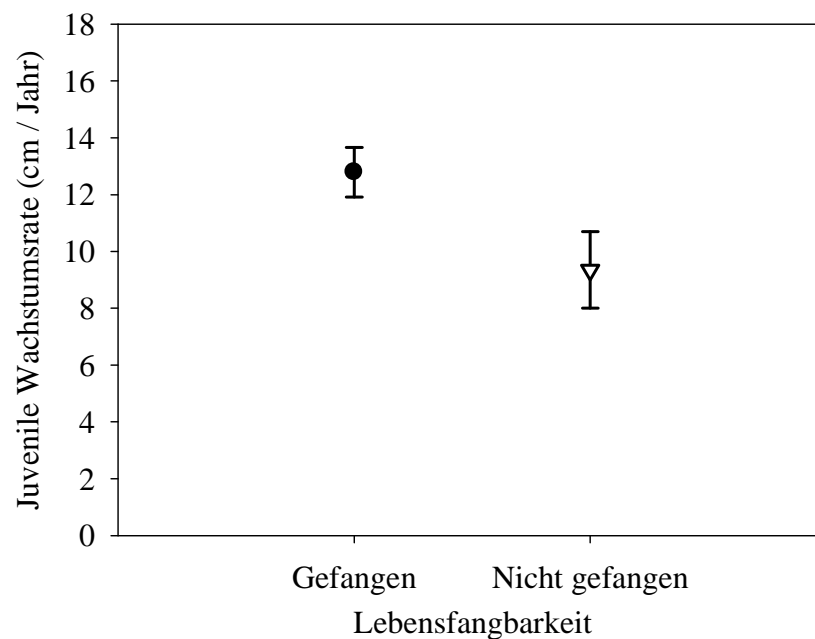


Abbildung 13: Mittlere juvenile Wachstumsrate (cm pro Jahr) \pm SE gefangener (N = 29) und nicht gefangener (N = 13) Hechte in Bezug auf (langfristige) Lebensfangbarkeit.

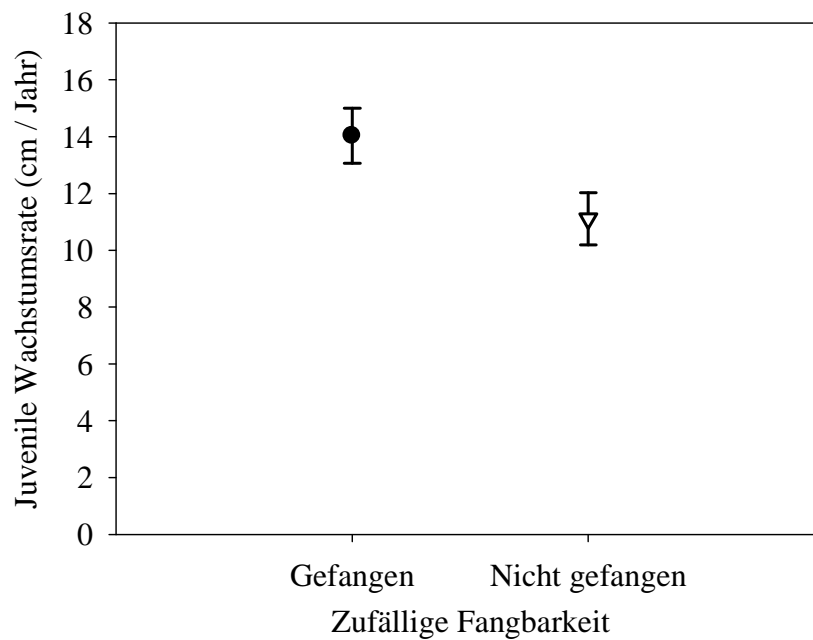


Abbildung 14: Mittlere juvenile Wachstumsrate (cm pro Jahr) \pm SE gefangener (N = 10) und nicht gefangener (N = 32) Hechte in Bezug auf kurzfristige, zufällige Fangbarkeit während des standardisierten Angelexperimentes im September 2010.

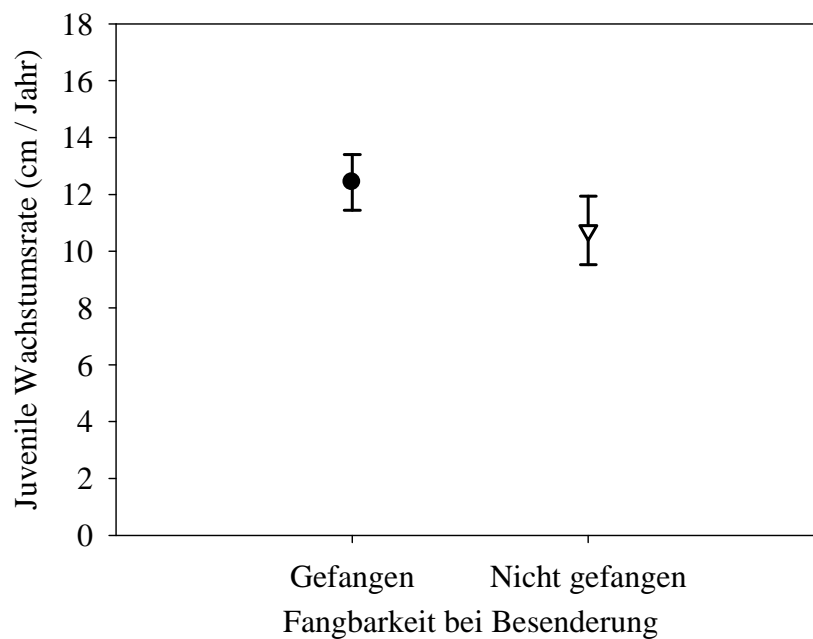


Abbildung 15: Mittlere juvenile Wachstumsrate (cm pro Jahr) \pm SE gefangener (N = 25) und nicht gefangener (N = 17) Hechte in Bezug auf kurzfristige, nicht zufällige Fangbarkeit zur Zeit der Stichprobenerhebung für die Besenderung.

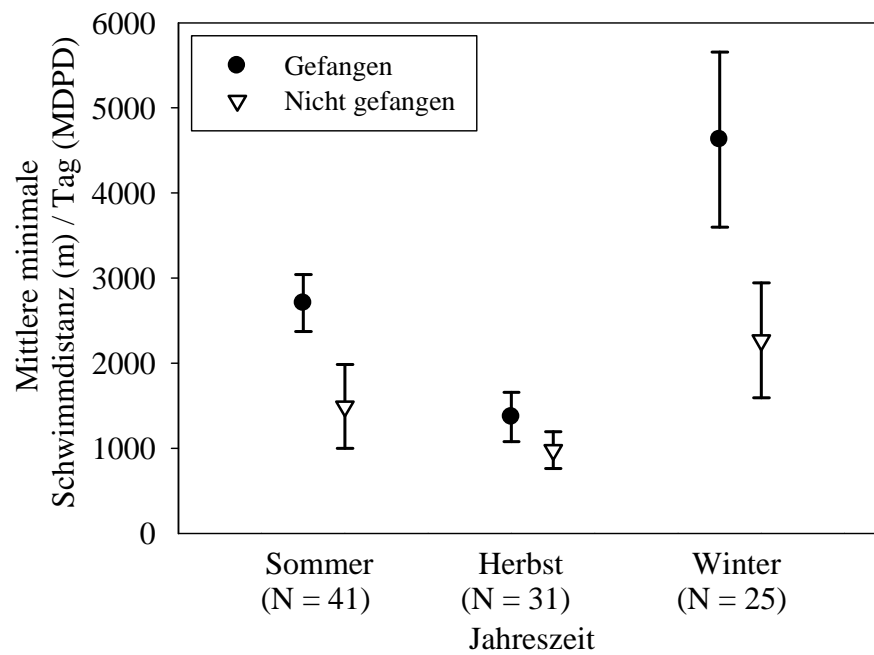


Abbildung 16: Mittlere minimale Schwimmdistanz (m) pro Tag (MDPD) \pm SE von lebenslang gefangenen und nicht gefangenen Hechten der jeweiligen Saison des gesamten Untersuchungszeitraumes. Die Werte wurden aus den täglichen individuellen Mittelwerten ermittelt.

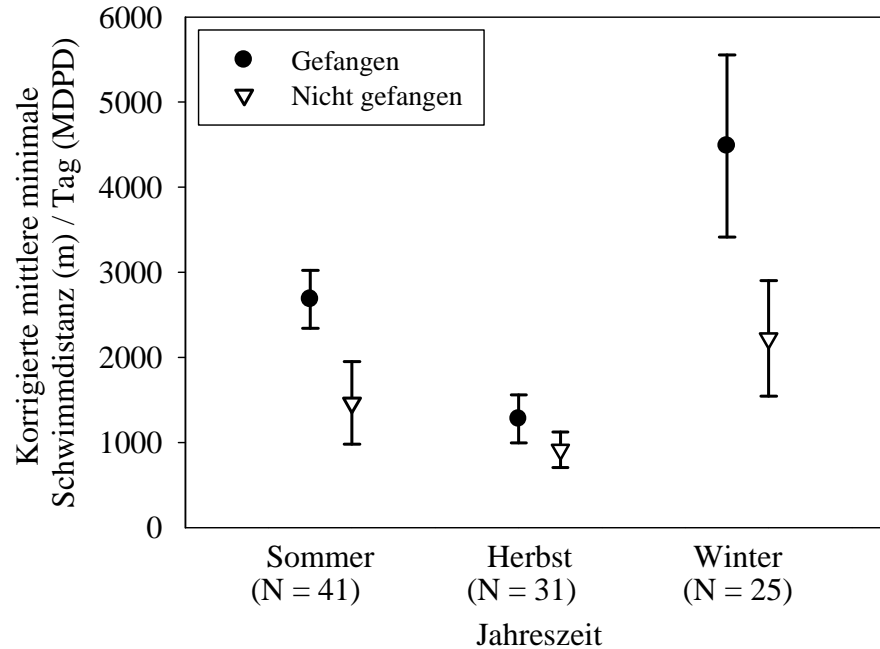


Abbildung 17: Korrigierte mittlere minimale Schwimmdistanz (m) pro Tag (MDPD) \pm SE von lebenslang gefangenen und nicht gefangenen Hechten der jeweiligen Saison des gesamten Untersuchungszeitraumes. Die Werte wurden aus den täglichen individuellen Mittelwerten ermittelt.

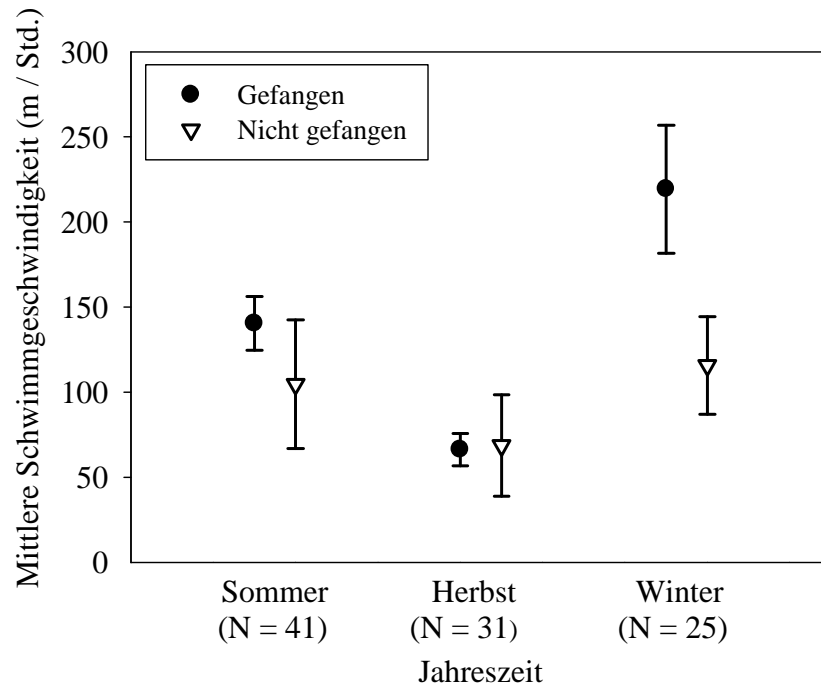


Abbildung 18: Mittelere Schwimmgeschwindigkeit (m pro Stunde) \pm SE von lebenslang gefangenen und nicht gefangenen Hechten der jeweiligen Saison des gesamten Untersuchungszeitraumes. Die Werte wurden aus den täglichen individuellen Mittelwerten ermittelt.

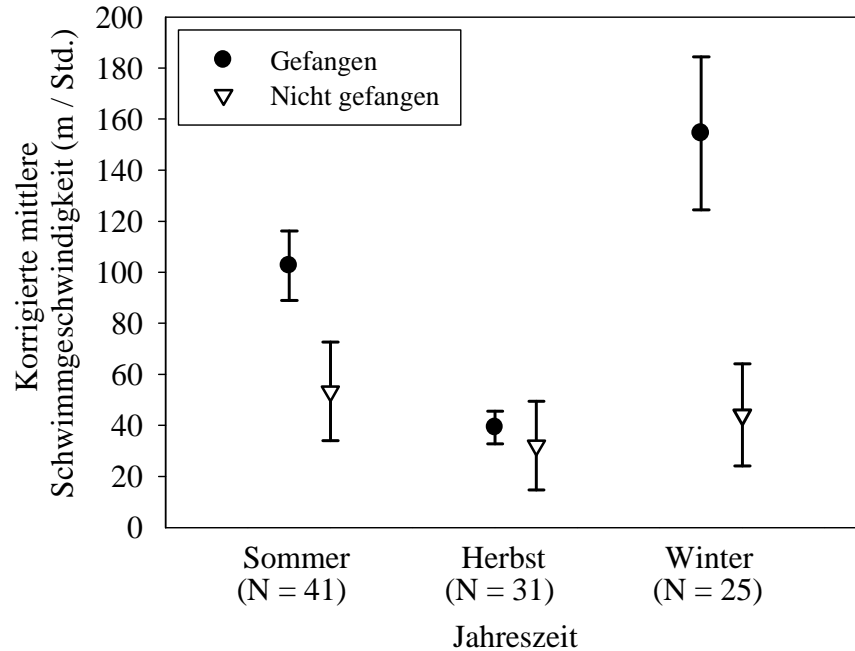


Abbildung 19: Korrigierte mittlere Schwimmgeschwindigkeit (m pro Stunde) \pm SE von lebenslang gefangenen und nicht gefangenen Hechten der jeweiligen Saison des gesamten Untersuchungszeitraumes. Die Werte wurden aus den täglichen individuellen Mittelwerten ermittelt.

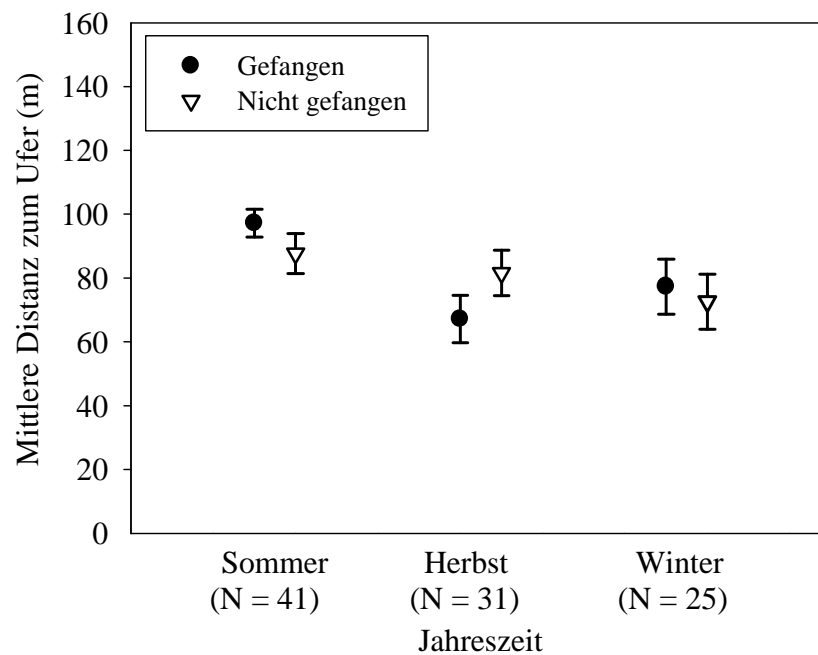


Abbildung 20: Mittlere Distanz zur Uferlinie (m) \pm SE von lebenslang gefangenen und nicht gefangenen Hechten der jeweiligen Saison des gesamten Untersuchungszeitraumes. Die Werte wurden aus den täglichen individuellen Mittelwerten ermittelt.

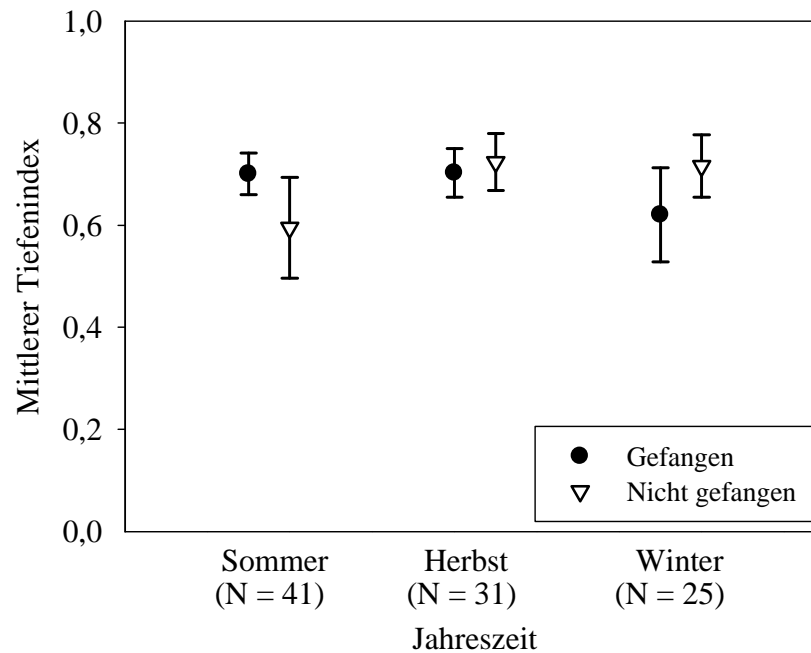


Abbildung 21: Mittlerer Tiefenindex (= Fischtiefe / Gewässertiefe) \pm SE von lebenslang gefangenen und nicht gefangenen Hechten der jeweiligen Saison des gesamten Untersuchungszeitraumes. Die Werte wurden aus den täglichen individuellen Mittelwerten ermittelt.

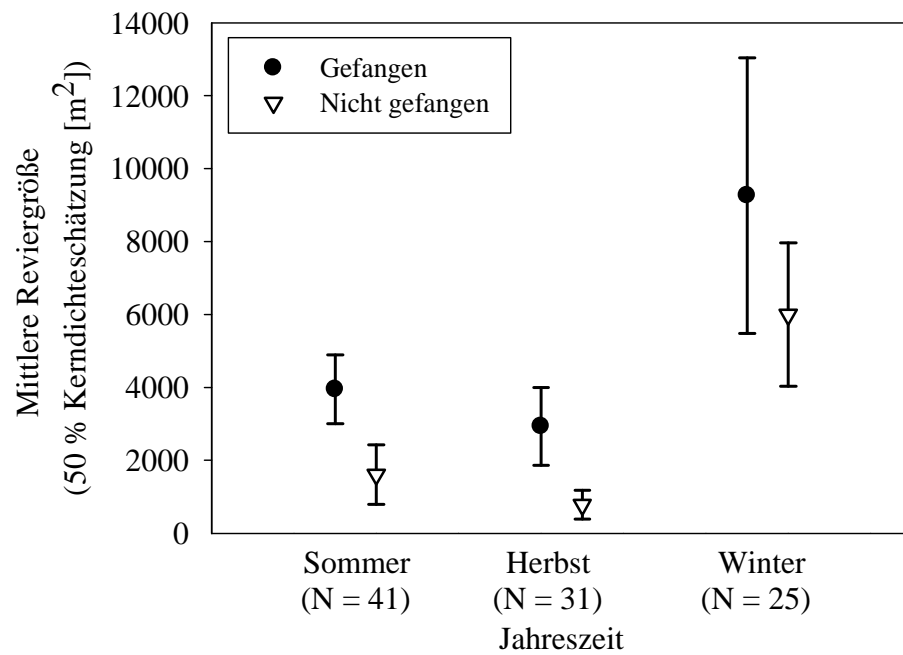


Abbildung 22: Mittlere Reviergröße (50 % Kerndichteschätzung in m^2) \pm SE von lebenslang gefangenen und nicht gefangenen Hechten der jeweiligen Saison des gesamten Untersuchungszeitraumes. Die Werte wurden aus den täglichen individuellen Mittelwerten ermittelt.

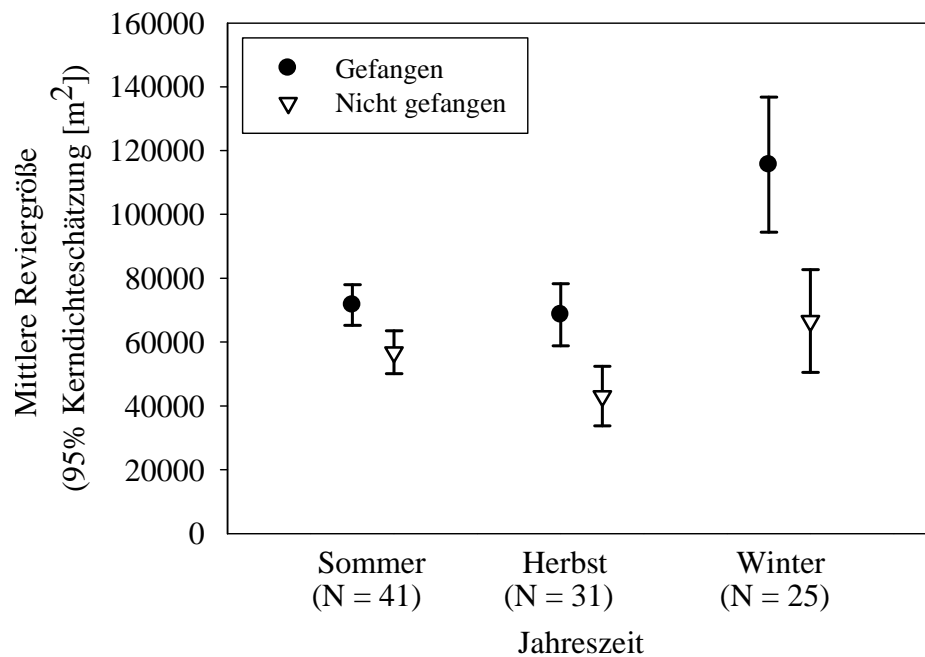


Abbildung 23: Mittlere Reviergröße (95% Kerndichteschätzung in m^2) \pm SE von lebenslang gefangenen und nicht gefangenen Hechten der jeweiligen Saison des gesamten Untersuchungszeitraumes. Die Werte wurden aus den täglichen individuellen Mittelwerten ermittelt.

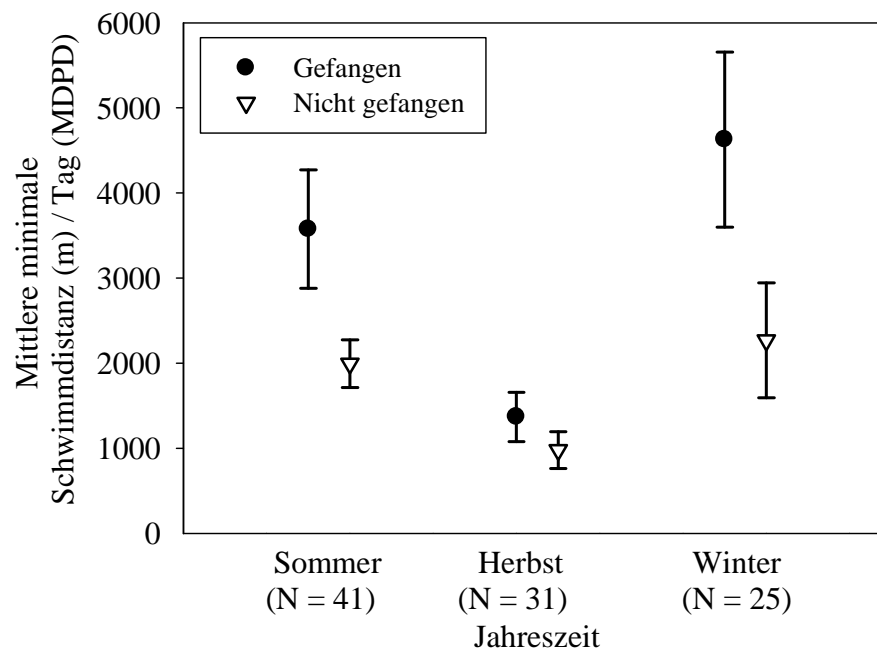


Abbildung 24: Mittlere minimale Schwimmdistanz (m) pro Tag (MDPD) \pm SE von zufällig gefangenen und nicht gefangenen Hechten während des standardisierten Angelexperimentes im September 2010 für die jeweilige Saison des gesamten Untersuchungszeitraumes. Die Werte wurden aus den täglichen individuellen Mittelwerten ermittelt.

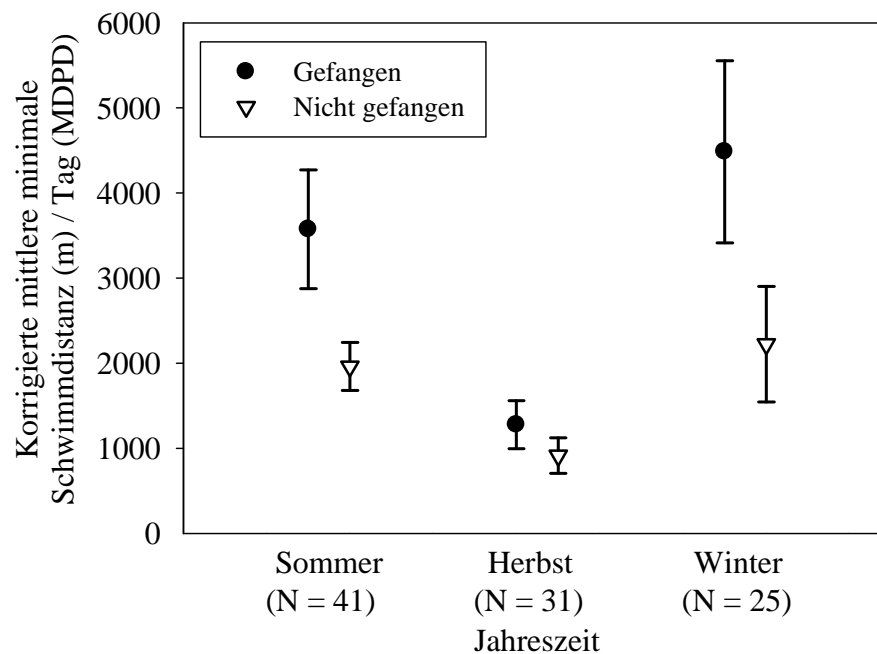


Abbildung 25: Korrigierte mittlere minimale Schwimmdistanz (m) pro Tag (MDPD) \pm SE von zufällig gefangenen und nicht gefangenen Hechten während des standardisierten Angelexperimentes im September 2010 für die jeweilige Saison des gesamten Untersuchungszeitraumes. Die Werte wurden aus den täglichen individuellen Mittelwerten ermittelt.

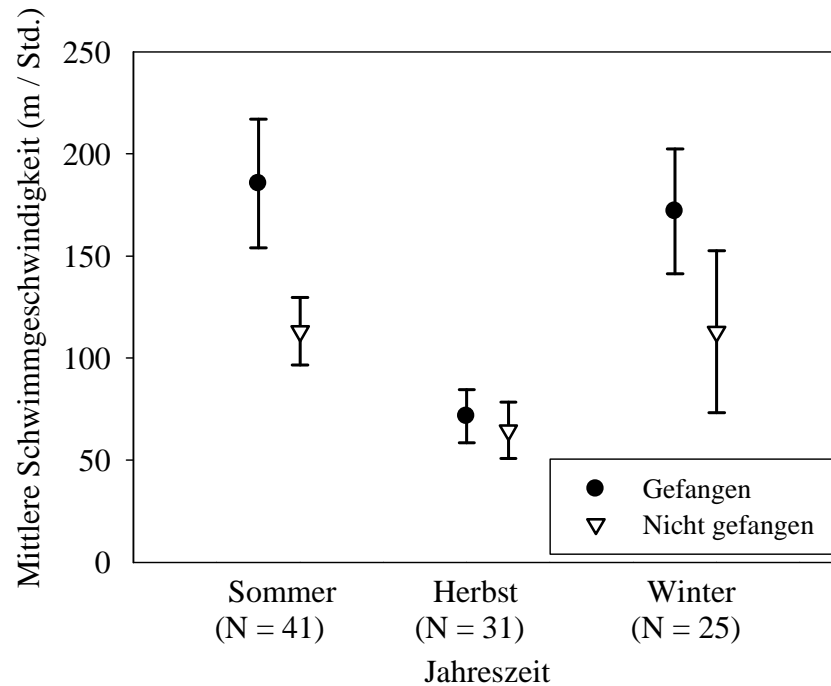


Abbildung 26: Mittlere Schwimmgeschwindigkeit (m pro Stunde) \pm SE von zufällig gefangenen und nicht gefangenen Hechten während des standardisierten Angelexperimentes im September 2010 für die jeweilige Saison des gesamten Untersuchungszeitraumes. Die Werte wurden aus den täglichen individuellen Mittelwerten ermittelt.

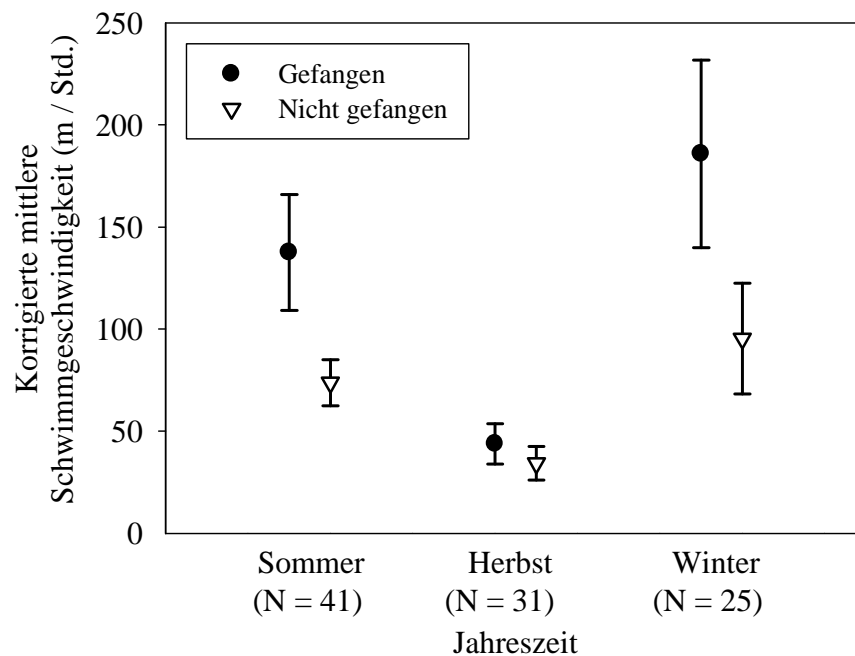


Abbildung 27: Korrigierte mittlere Schwimmgeschwindigkeit (m pro Stunde) \pm SE von zufällig gefangenen und nicht gefangenen Hechten während des standardisierten Angelexperimentes im September 2010 für die jeweilige Saison des gesamten Untersuchungszeitraumes. Die Werte wurden aus den täglichen individuellen Mittelwerten ermittelt.

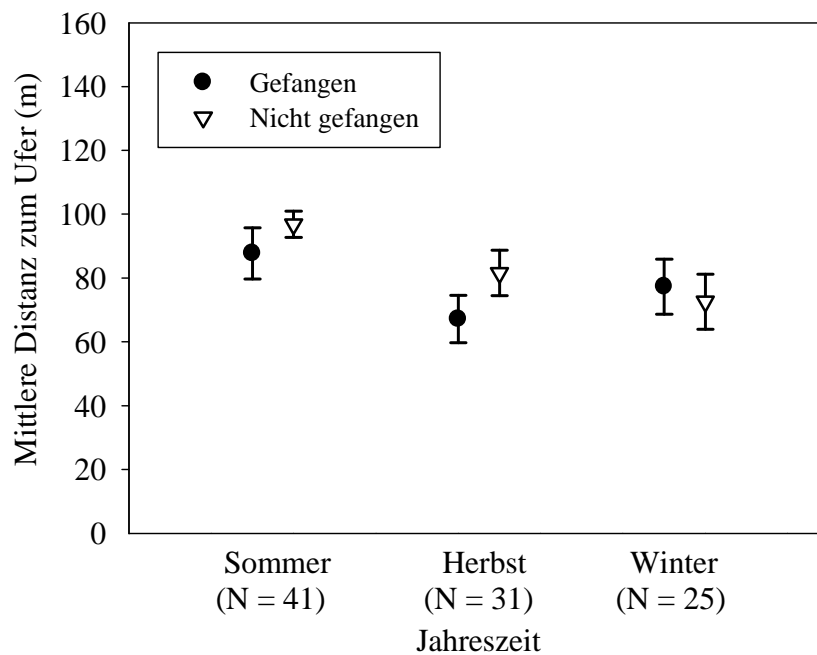


Abbildung 28: Mittlere Distanz zur Uferlinie (m) \pm SE von zufällig gefangenen und nicht gefangenen Hechten während des standardisierten Angelexperimentes im September 2010 für die jeweilige Saison des gesamten Untersuchungszeitraumes. Die Werte wurden aus den täglichen individuellen Mittelwerten ermittelt.

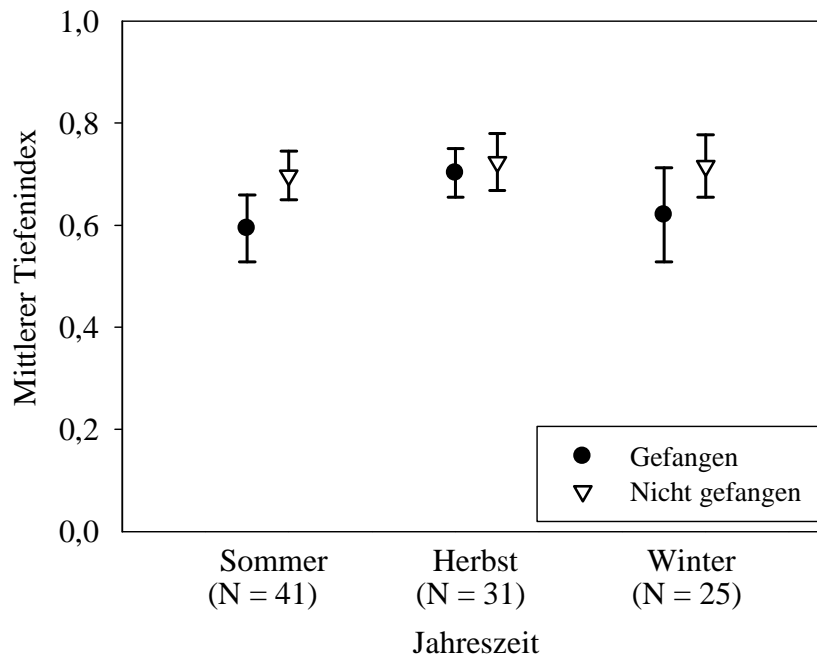


Abbildung 29: Mittlerer Tiefenindex (= Fischtiefe / Gewässertiefe) \pm SE von zufällig gefangenen und nicht gefangenen Hechten während des standardisierten Angelexperimentes im September 2010 für die jeweilige Saison des gesamten Untersuchungszeitraumes. Die Werte wurden aus den täglichen individuellen Mittelwerten ermittelt.

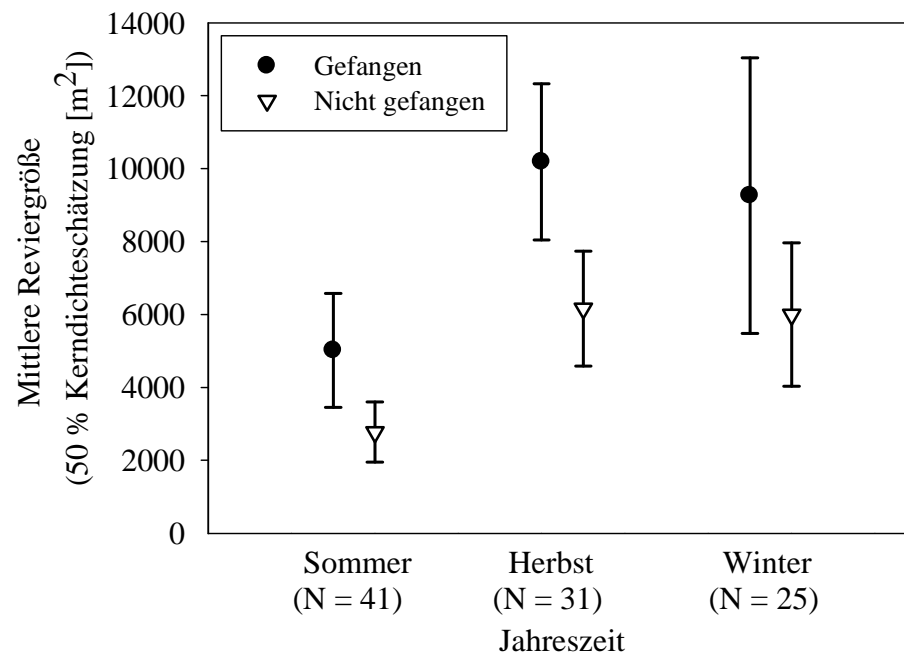


Abbildung 30: Mittelere Reviergröße (50 % Kerndichteschätzung in m²) \pm SE von zufällig gefangenen und nicht gefangenen Hechten während des standardisierten Angelexperimentes im September 2010 für die jeweilige Saison des gesamten Untersuchungszeitraumes. Die Werte wurden aus den täglichen individuellen Mittelwerten ermittelt.

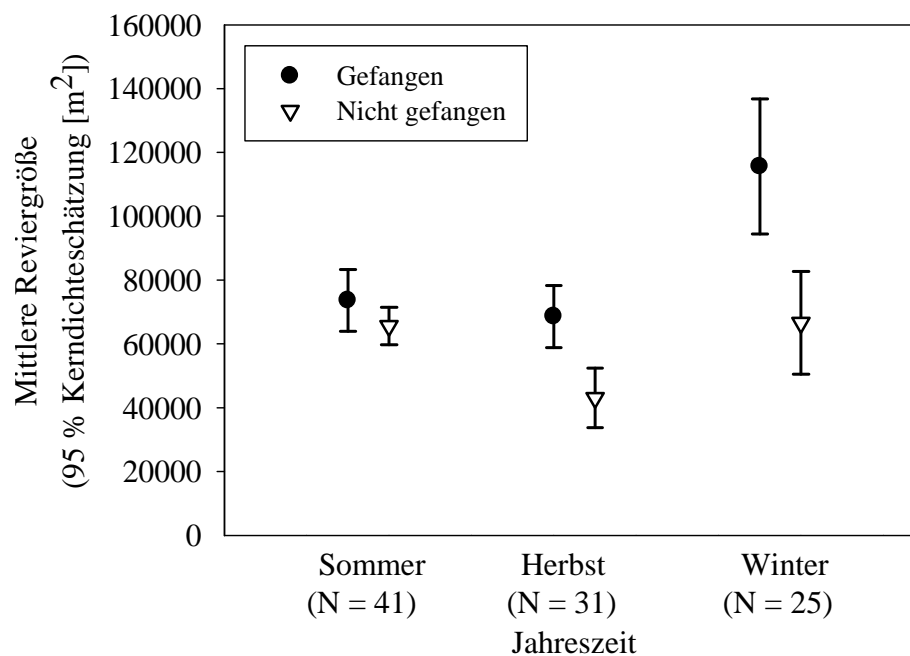


Abbildung 31: Mittelere Reviergröße (95 % Kerndichteschätzung in m²) \pm SE von zufällig gefangenen und nicht gefangenen Hechten während des standardisierten Angelexperimentes im September 2010 für die jeweilige Saison des gesamten Untersuchungszeitraumes. Die Werte wurden aus den täglichen individuellen Mittelwerten ermittelt.

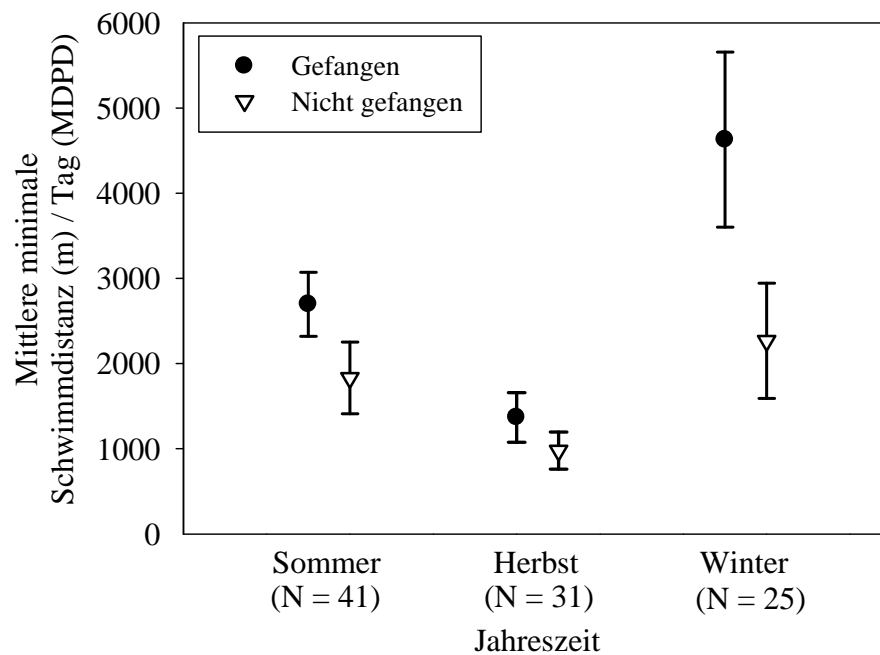


Abbildung 32: Mittlere minimale Schwimmdistanz (m) pro Tag (MDPD) \pm SE von gefangenen und nicht gefangenen Hechten zum Zeitpunkt der Besenderung für die jeweilige Saison des gesamten Untersuchungszeitraumes. Die Werte wurden aus den täglichen individuellen Mittelwerten ermittelt.

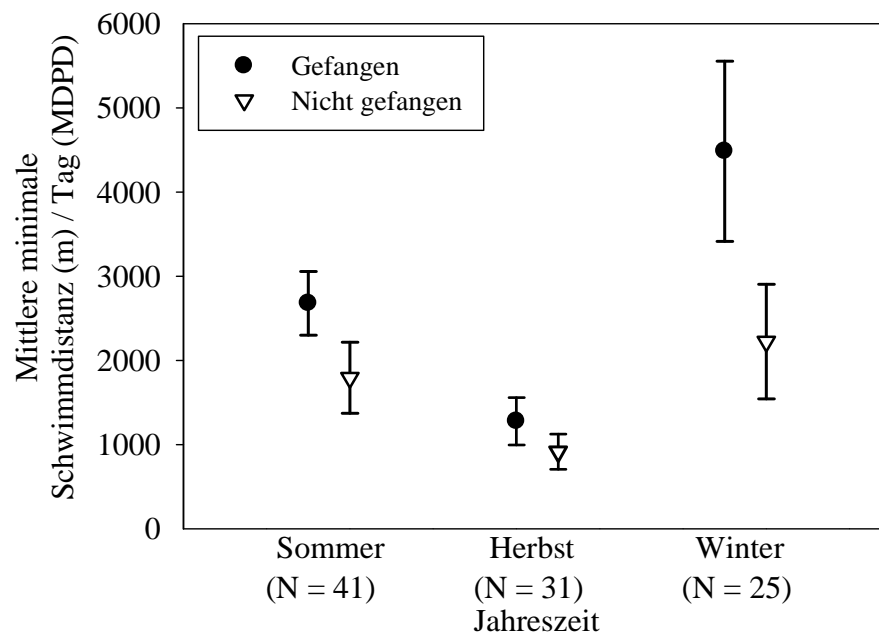


Abbildung 33: Korrigierte mittlere minimale Schwimmdistanz (m) pro Tag (MDPD) \pm SE von gefangenen und nicht gefangenen Hechten zum Zeitpunkt der Besenderung für die jeweilige Saison des gesamten Untersuchungszeitraumes. Die Werte wurden aus den täglichen individuellen Mittelwerten ermittelt.

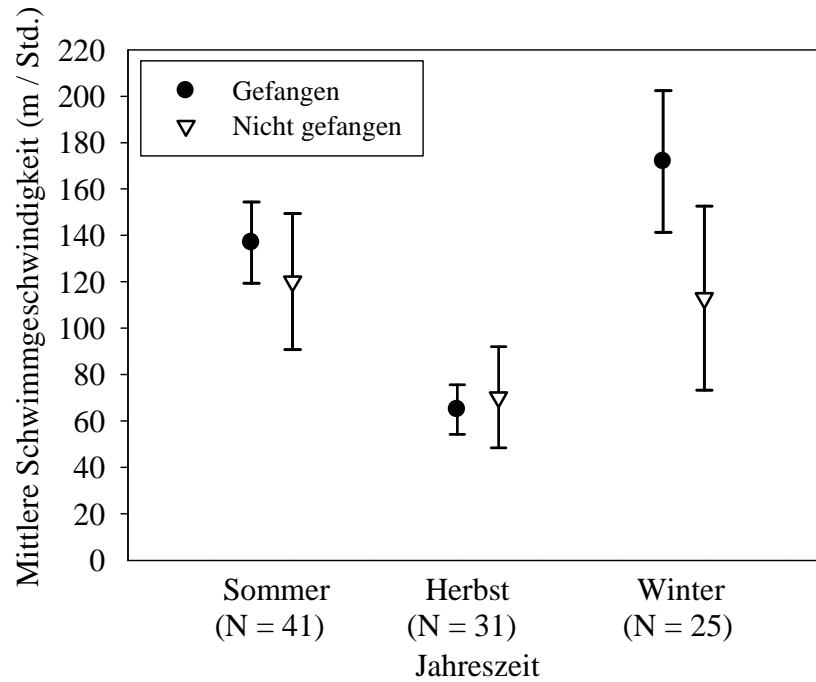


Abbildung 34: Mittlere Schwimmgeschwindigkeit (m pro Stunde) \pm SE von gefangenen und nicht gefangenen Hechten zum Zeitpunkt der Besenderung für die jeweilige Saison des gesamten Untersuchungszeitraumes. Die Werte wurden aus den täglichen individuellen Mittelwerten ermittelt.

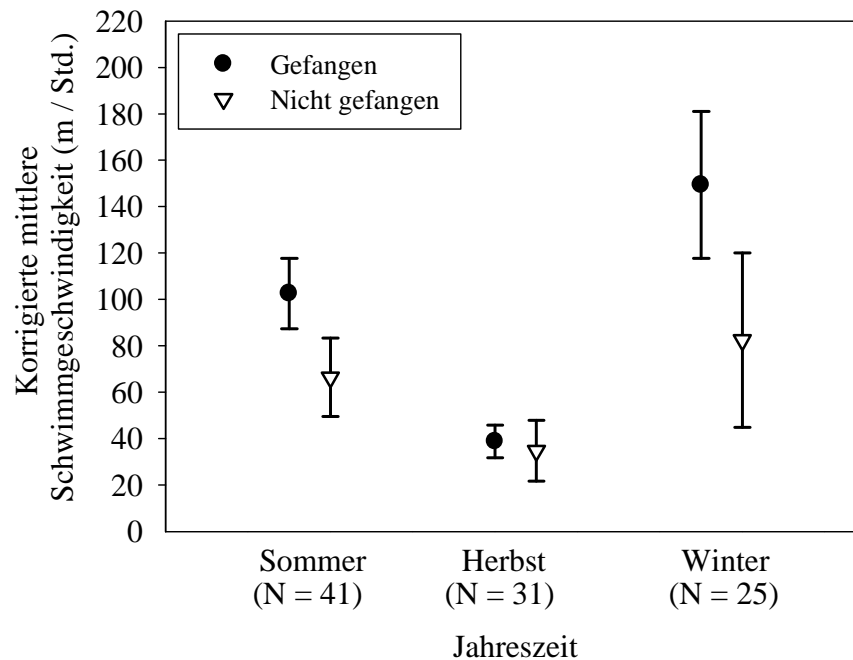


Abbildung 35: Korrigierte mittlere Schwimmgeschwindigkeit (m pro Stunde) \pm SE von gefangenen und nicht gefangenen Hechten zum Zeitpunkt der Besenderung für die jeweilige Saison des gesamten Untersuchungszeitraumes. Die Werte wurden aus den täglichen individuellen Mittelwerten ermittelt.

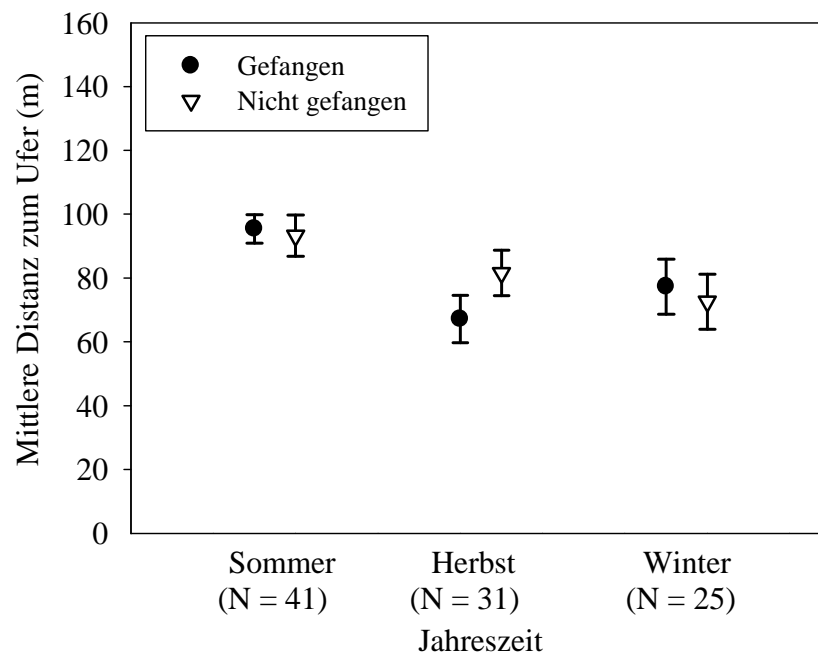


Abbildung 36: Mittlere Distanz zur Uferlinie (m) \pm SE von gefangenen und nicht gefangenen Hechten zum Zeitpunkt der Besenderung für die jeweilige Saison des gesamten Untersuchungszeitraumes. Die Werte wurden aus den täglichen individuellen Mittelwerten ermittelt.

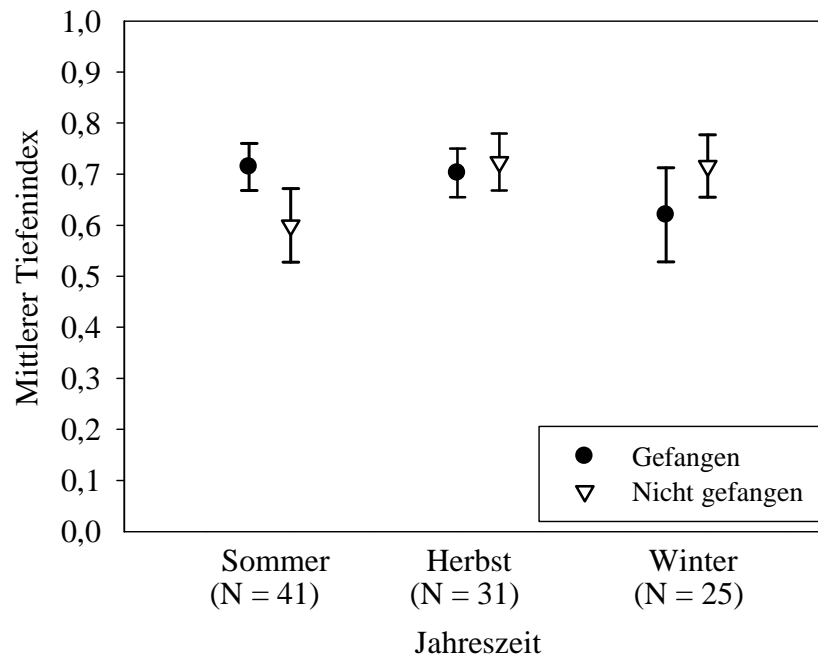


Abbildung 37: Mittlerer Tiefenindex (= Fischtiefe / Gewässertiefe) \pm SE von gefangenen und nicht gefangenen Hechten zum Zeitpunkt der Besenderung für die jeweilige Saison des gesamten Untersuchungszeitraumes. Die Werte wurden aus den täglichen individuellen Mittelwerten ermittelt.

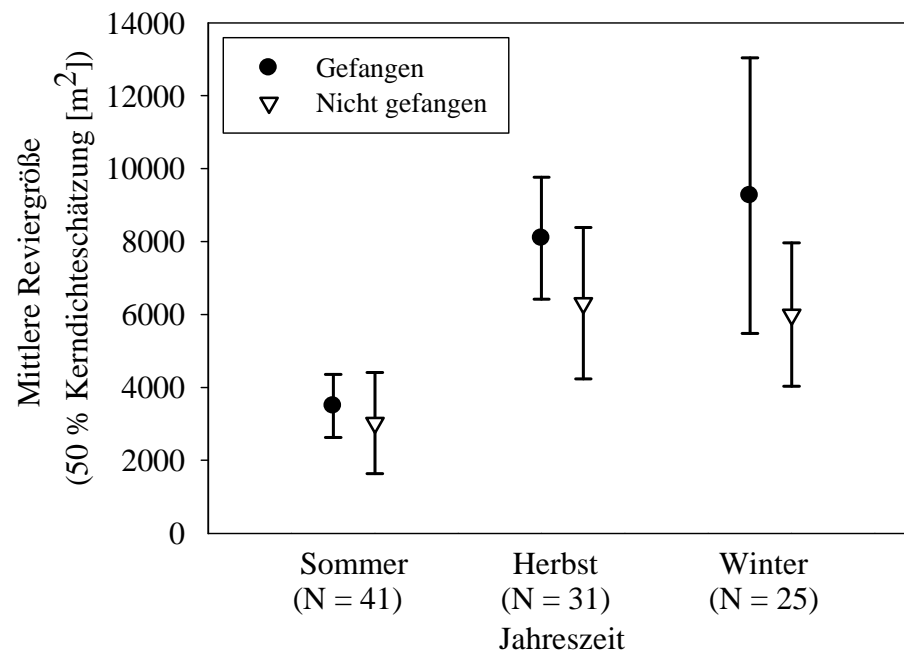


Abbildung 38: Mittelere Reviergröße (50 % Kerndichteschätzung in m²) ± SE von gefangenen und nicht gefangenen Hechten zum Zeitpunkt der Besenderung für die jeweilige Saison des gesamten Untersuchungszeitraumes. Die Werte wurden aus den täglichen individuellen Mittelwerten ermittelt.

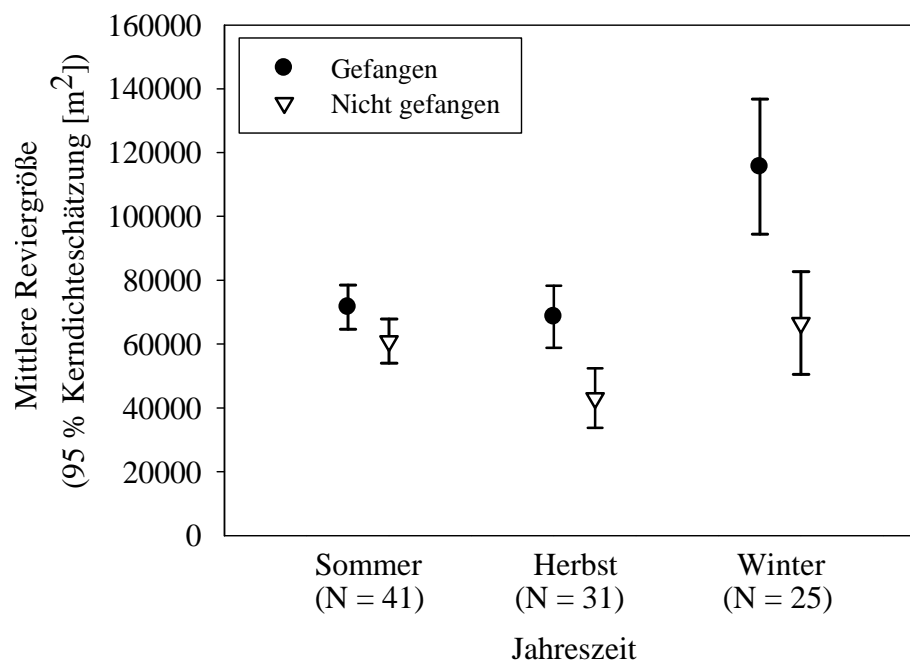


Abbildung 39: Mittelere Reviergröße (95 % Kerndichteschätzung in m²) ± SE von gefangenen und nicht gefangenen Hechten zum Zeitpunkt der Besenderung für die jeweilige Saison des gesamten Untersuchungszeitraumes. Die Werte wurden aus den täglichen individuellen Mittelwerten ermittelt.

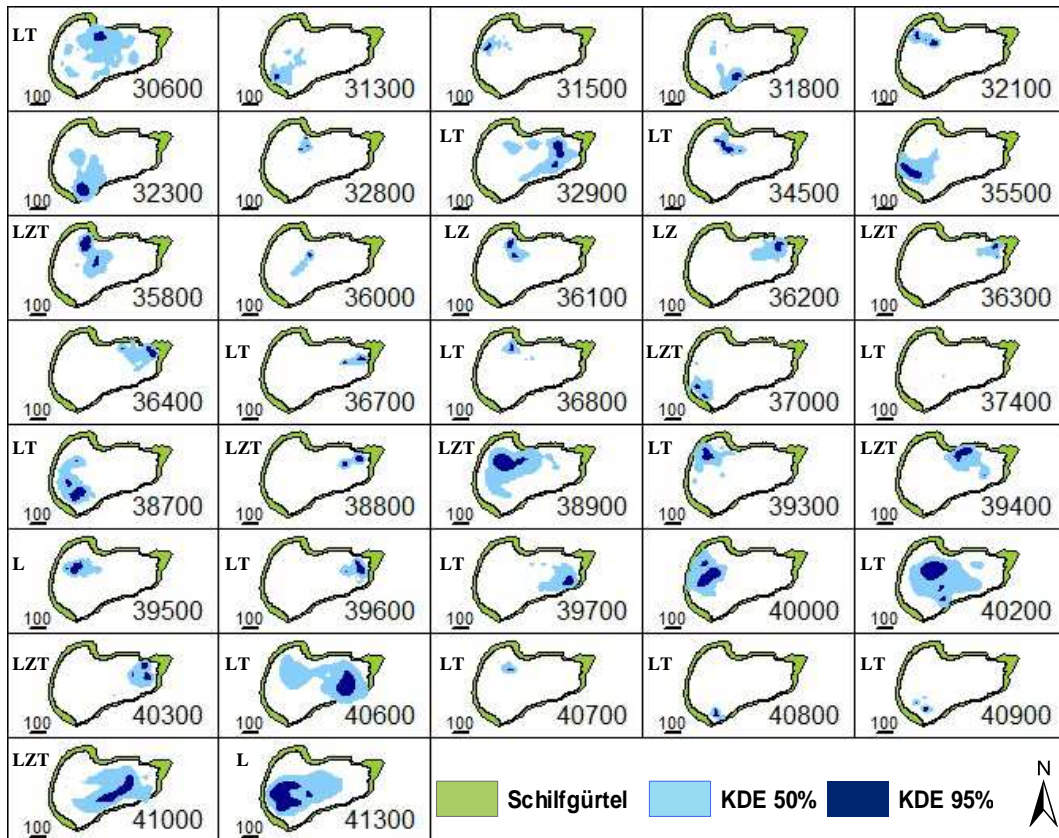


Abbildung 40: Reviergröße (50% und 95% Kerndichteschätzung, KDE) einzelner Individuen im Sommer mit jeweiligen Fangbarkeitsindizes: L = Gefangen bis Versuchsende (Lebensfangbarkeit), Z = Zufällig gefangen während standardisierter Angelexperimente, T = Gefangen zum Zeitpunkt der Besenderung. Nicht gefangene Fische wurden nicht gekennzeichnet. Der Maßstabsbereich ist in Meter angegeben.

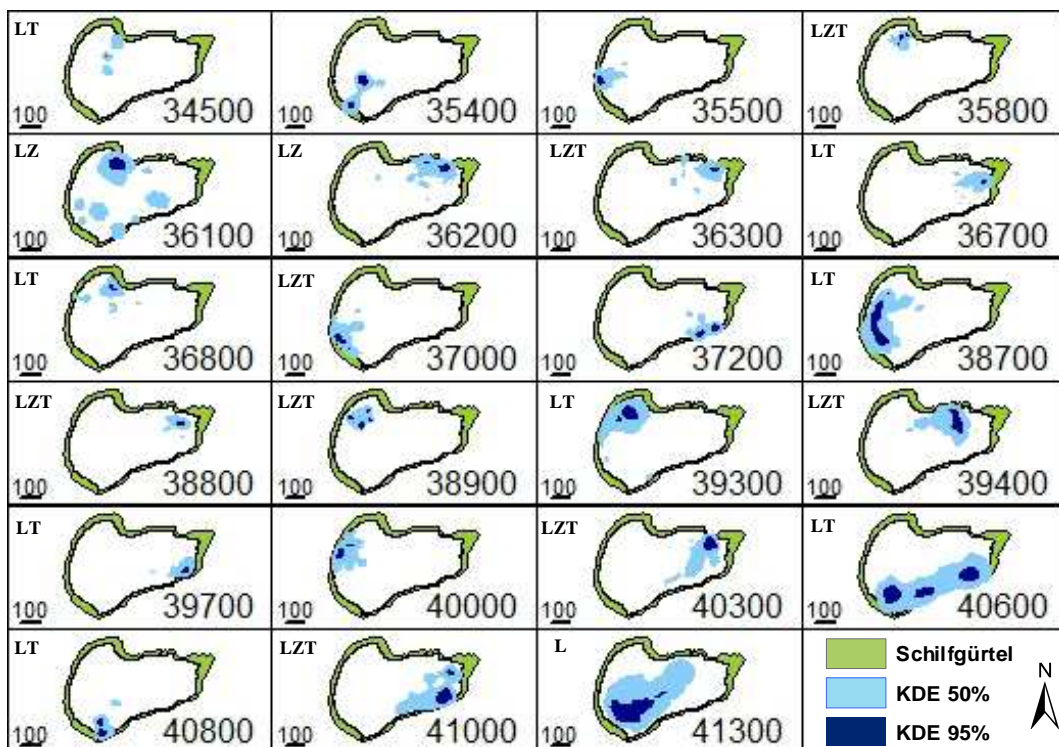


Abbildung 41: Reviergröße (50% und 95% Kerndichteschätzung, KDE) einzelner Individuen im Herbst mit jeweiligen Fangbarkeitsindizes: L = Gefangen bis Versuchsende (Lebensfangbarkeit), Z = Zufällig gefangen während standardisierter Angelexperimente, T = Gefangen zum Zeitpunkt der Besenderung. . Nicht gefangene Fische wurden nicht gekennzeichnet. Der Maßstabsbereich ist in Meter angegeben.

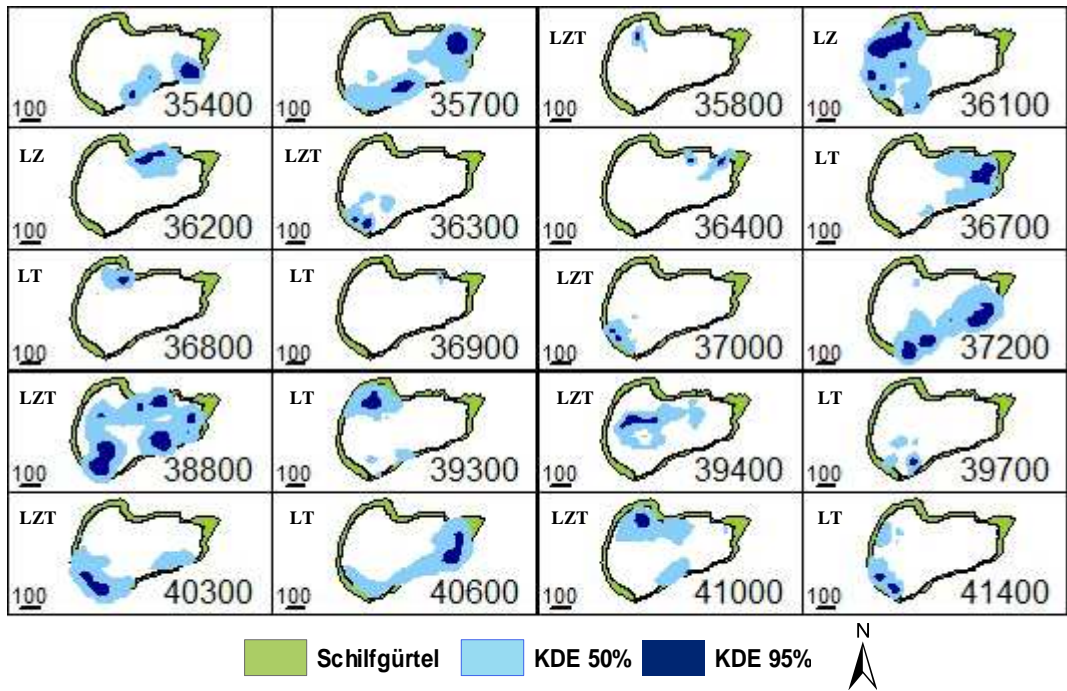


Abbildung 42: Reviergröße (50% und 95% Kerndichteschätzung, KDE) einzelner Individuen im Winter mit jeweiligen Fangbarkeitsindizes: L = Gefangen bis Versuchsende (Lebensfangbarkeit), Z = Zufällig gefangen während standardisierter Angelexperimente, T = Gefangen zum Zeitpunkt der Besonderung. Nicht gefangene Fische wurden nicht gekennzeichnet. Der Maßstabsbereich ist in Meter angegeben.

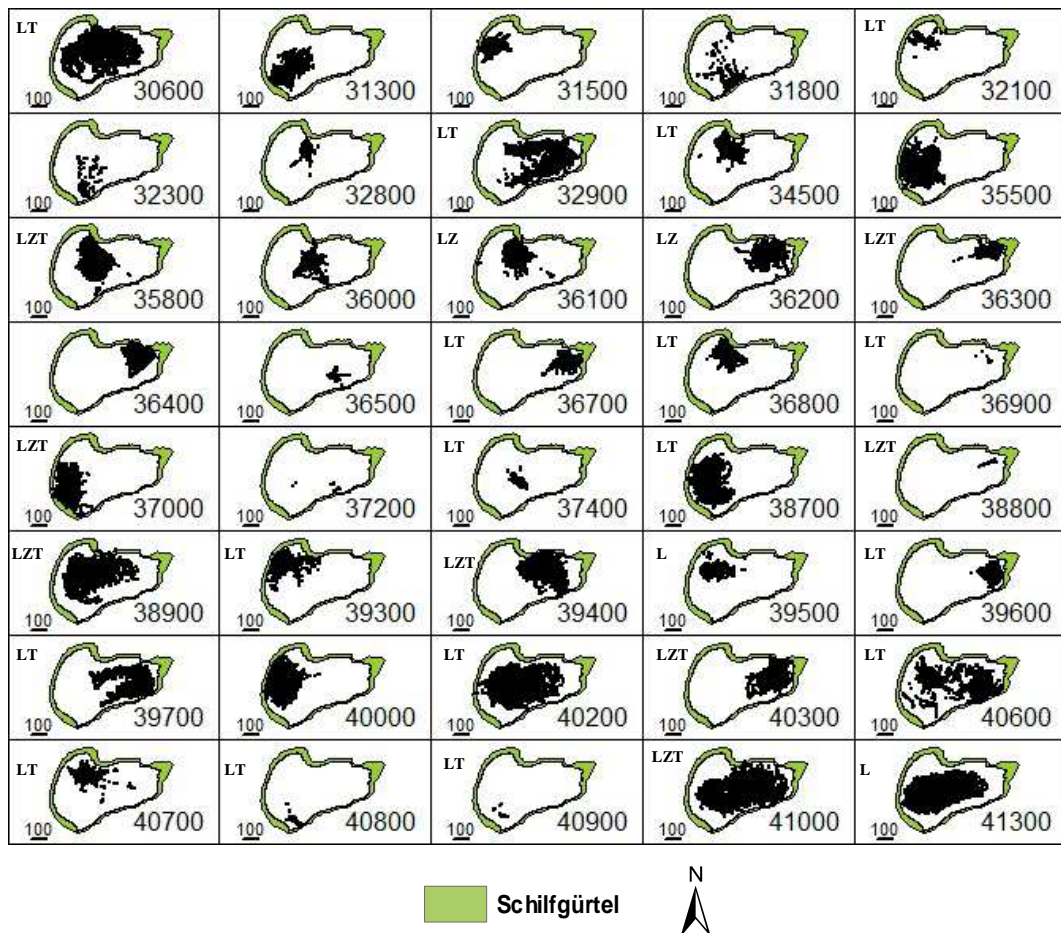
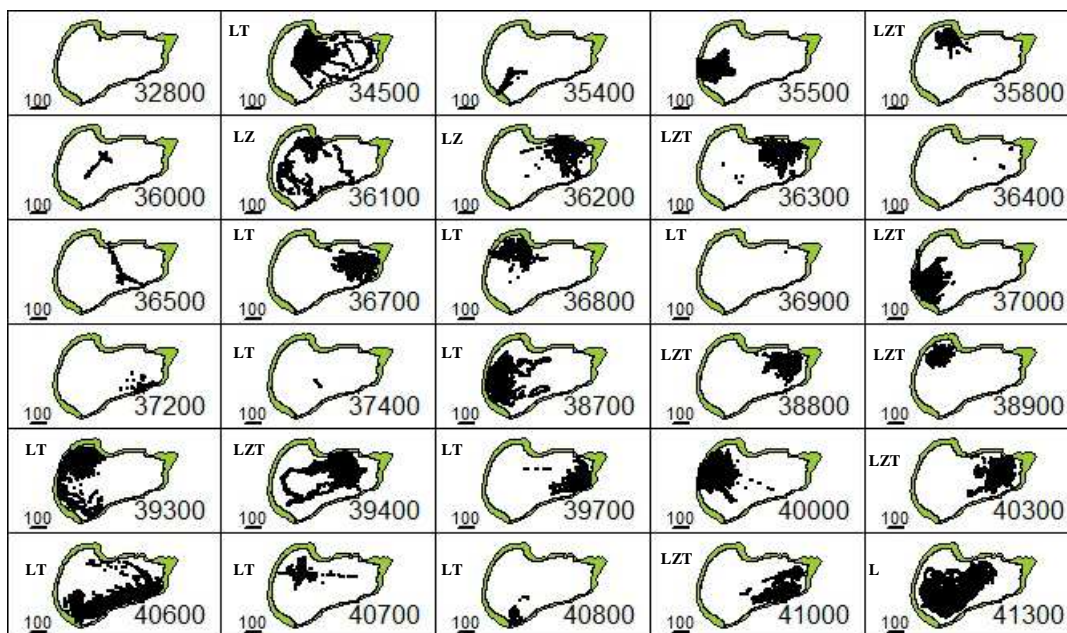


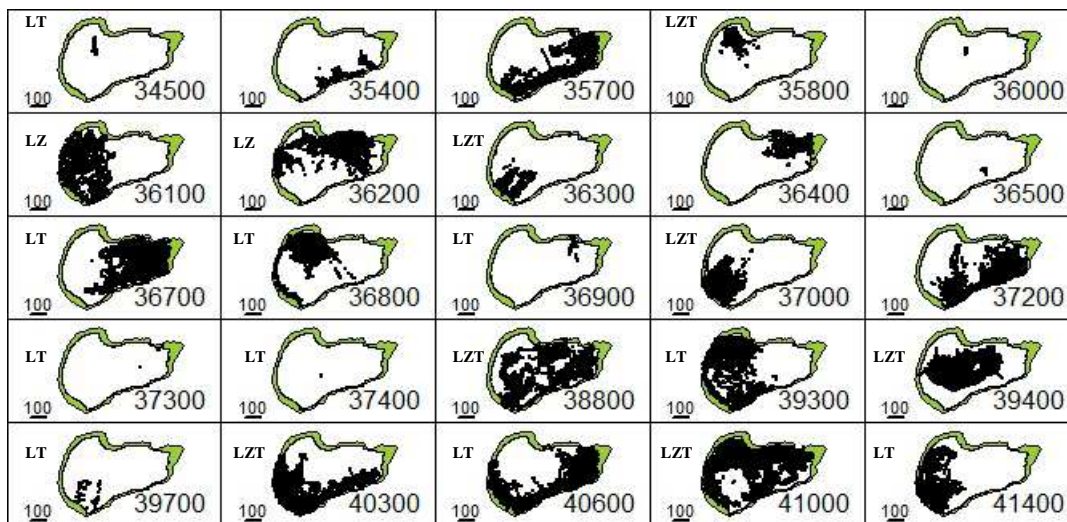
Abbildung 43: Positionen einzelner Individuen im Sommer mit jeweiligen Fangbarkeitsindizes: L = Gefangen bis Versuchsende (Lebensfangbarkeit), Z = Zufällig gefangen während standardisierter Angelexperimente, T = Gefangen zum Zeitpunkt der Besonderung. Nicht gefangene Fische wurden nicht gekennzeichnet. Der Maßstabsbereich ist in Meter angegeben.



 Schilfgürtel



Abbildung 44: Positionen einzelner Individuen im Herbst mit jeweiligen Fangbarkeitsindizes: L = Gefangen bis Versuchsende (Lebensfangbarkeit), Z = Zufällig gefangen während standardisierter Angelexperimente, T = Gefangen zum Zeitpunkt der Besenderung. Nicht gefangene Fische wurden nicht gekennzeichnet. Der Maßstabsbereich ist in Meter angegeben.



 Schilfgürtel



Abbildung 45: Positionen einzelner Individuen im Winter mit jeweiligen Fangbarkeitsindizes: L = Gefangen bis Versuchsende (Lebensfangbarkeit), Z = Zufällig gefangen während standardisierter Angelexperimente, T = Gefangen zum Zeitpunkt der Besenderung. Nicht gefangene Fische wurden nicht gekennzeichnet. Der Maßstabsbereich ist in Meter angegeben.

Tabelle 13: Teams, Angeltage und entsprechende Angelstellen für beide Sessions eines Tages (Morgen, Abend). Diese Übersicht wurde jedem Team vor dem Angeln ausgehändigt.

Team	Tag	Session	Angelstelle
1	1	Morgen	1 – 10
1	1	Abend	11 – 20
1	2	Morgen	23 – 2
1	2	Abend	3 – 12
1	3	Morgen	15 – 24
1	3	Abend	25 – 4
1	4	Morgen	27 – 6
1	4	Abend	7 – 16
1	5	Morgen	19 – 28
1	5	Abend	29 – 8
1	6	Morgen	22 – 1
1	6	Abend	2 – 11
1	7	Morgen	16 – 25
1	7	Abend	26 – 5
2	1	Morgen	11 – 20
2	1	Abend	21 – 30
2	2	Morgen	3 – 12
2	2	Abend	13 – 22
2	3	Morgen	25 – 4
2	3	Abend	5 – 14
2	4	Morgen	17 – 26
2	4	Abend	27 – 6
2	5	Morgen	9 – 18
2	5	Abend	19 – 28
2	6	Morgen	2 – 11
2	6	Abend	12 – 21
2	7	Morgen	6 – 15
2	7	Abend	16 – 25
3	1	Morgen	21 – 30
3	1	Abend	1 – 10
3	2	Morgen	13 – 22
3	2	Abend	23 – 2
3	3	Morgen	5 – 14
3	3	Abend	15 – 24
3	4	Morgen	7 – 16
3	4	Abend	17 – 26
3	5	Morgen	29 – 8
3	5	Abend	9 – 18
3	6	Morgen	12 – 21
3	6	Abend	22 – 1
3	7	Morgen	26 – 5
3	7	Abend	6 – 15

Tabelle 14: Beispiel eines Angelfragebogens, der täglich von jedem Angler auszufüllen war.

Angelfragebogen Döllnsee 2010			Datum.....			Angler.....				Team.....			
Position	Uhrzeit (von - bis)	Köder (1=Gufi; 2=Blinker)	Bissnr.	Uhrzeit (Biss)	Gelandet (j,n)	Fischart	Hakort OK, UK, Außen	Blutungen (j,n)	Bojen Nr.	Länge (mm)	PIT#	GPS (UTM)	Sonstiges
15	10:15 10:30	1											
15	10:30 10:45	2	1	10:34	J	Hecht	OK	J	5	480			
16	10:50 11:05	2	2	11:02	N								

Immer ausfüllen!

Bei Biss oder Fang ausfüllen!

Wird später ausgefüllt!

Danksagung

Es ist unglaublich schwer in wenigen Worten den zahlreichen Leuten in dem Rahmen zu danken, der ihnen gebührt. In vielseitigster Weise halfen sie mir und unterstützten mich bei der Fertigstellung dieser Arbeit. Allen voran gilt mein besonderer Dank meinem Betreuer und Erstgutachter dieser Masterarbeit, Prof. Dr. Robert Arlinghaus, der mir das Thema zur Verfügung stellte. Für die vielen anregenden fachlichen Diskussionen und Ratschläge, den zahl- und hilfreichen Korrekturen, für das immerwährende motivieren und der ausführlichen Betreuung möchte ich mich vielmals bedanken. Weiterhin möchte ich mich bei meinem Zweitgutachter, Prof. Dr. Jens Krause, für die Übernahme des Zweitgutachters bedanken. Ein unendlicher Dank geht auch an Thomas Klefoth für seine unermessliche Unterstützung und Geduld bei den Positionierungsprozessen, statistischen Problemen, der Auswertung der Ergebnisse, fachlichen Fragen, Korrekturen und vielem mehr. Er stand mir stets mit Rat und Tat zur Seite und half mir, wo es ihm nur möglich war. Mit seiner besonderen Fähigkeit Motivation und Selbstvertrauen zu stärken trug er einen maßgeblichen Teil zur Fertigstellung meiner Masterarbeit bei. Ein weiterer großer Dank geht an Josep Alós für seine Unterstützung bei der statistischen Analyse und graphischen Darstellung. Bedanken möchte ich mich auch bei Alexander Türck, der immer wieder aufopferungsbereit die Arbeitsprozesse am Kleinen Döllnsee aufrecht erhielt und mir bei technischen Problemen stets hilfsbereit zur Seite stand. Die Gespräche mit ihm und seine unermüdliche Bereitschaft Probleme zu lösen, waren für die Zeit am Kleinen Döllnsee unverzichtbar. Christian Baal lieferte unvergleichbare, wertvolle Unterstützung bei IT-Problemen und softwarebasierten Angelegenheiten, insbesondere bei der Optimierung des Positionierungsprozesses. Ohne ihn wäre die Datenbearbeitung für diese Arbeit eine schier unmögliche Aufgabe gewesen. Dafür gilt ihm ein besonderer Dank. Bei Petr Zajicek möchte ich mich dafür bedanken, dass er mich hervorragend in die Arbeitsweise mit der Telemetrieanlage eingewiesen hat und mich auch anschließend bei weiteren Fragen zur Funktionsweise des Systems ausführlich unterstützte. Ein Dank geht auch an alle Beteiligten der Analexperimente, insbesondere an die Leute vom Deutschen Hechtangler-Club (DHC). Die vorgegebenen „Regeln“ der standardisierten Versuche ließen auch die passioniertesten Angler spüren, dass ein entspannendes und wundervolles Hobby

auch sehr anstrengend und demotivierend sein kann. Ich danke euch für euer Durchhaltevermögen! Ich möchte mich ebenfalls bei Eva-Maria Cyrus, Andrew McFall, Jan Hallermann und Mara Beck bedanken, mit denen ich zum Teil das Büro teilen durfte und immer wieder äußerst angenehme und unterhaltsame Unterhaltungen führen konnte. Zuletzt möchte ich mich auch bei meinen Eltern und Großeltern sowie bei meiner Freundin Saskia bedanken, die mich geduldig und motivierend von Anfang bis Ende unterstützten und immer ein offenes Ohr für Probleme hatten.

Erklärung

Hiermit erkläre ich, dass die vorliegende Master-Arbeit mit dem Titel

„Determinanten der anglerischen Fangbarkeit von Hechten (*Esox lucius*)“

nicht für andere Prüfungen eingereicht worden ist und selbstständig geschrieben wurde. Sämtliche Quellen einschließlich Internetquellen, die unverändert oder abgewandelt wiedergegeben werden, insbesondere Quellen für Texte, Grafiken, Tabellen und Bilder, sind als solche kenntlich gemacht und mir ist bekannt, dass bei Verstößen gegen diese Grundsätze ein Verfahren wegen Täuschungsversuchs bzw. Täuschung eingeleitet wird.

Tonio Pieterek

Hammer, den 10. September 2014