

Ökologische, morphometrische und genetische Untersuchungen  
an Populationen des invasiven  
Schwimmbblasen-Nematoden *Anguillicola crassus*  
aus Europa und Taiwan

Zur Erlangung des akademischen Grades eines

Doktors der Naturwissenschaften

(Dr. rer. nat.)

an der Fakultät für Chemie und Biowissenschaften

der

Universität Karlsruhe (TH)

vorgelegte

Dissertation

von

Marcel Rouven Münderle

aus Pforzheim

**2005**

Dekan: Prof. Dr. H. Puchta

Referent: Prof. Dr. H. Taraschewski

Korreferent: Prof. Dr. W. Haas

Tag der mündlichen Prüfung: 15.12.05







## Inhaltsverzeichnis

<b>1. Einleitung .....</b>	<b>1</b>
<b>2. Material und Methoden.....</b>	<b>11</b>
2.1 Parasitologische Untersuchung.....	11
2.1.1 Untersuchte Populationen von <i>Anguilla</i> spp./ <i>Anguillicola</i> spp. ....	11
2.1.2 Beschaffung von Aalen in Europa und Taiwan.....	13
2.1.3 Präparation der Aale und parasitologische Untersuchung der Schwimmblasen .....	13
2.1.4 Probennahmen für morphometrische und genetische Untersuchungen.....	14
2.1.4 Datenanalyse .....	15
2.2 Morphometrische Untersuchungen.....	17
2.2.1 Verwendete Tiere .....	17
2.2.2 Durchführung der morphometrischen Messung von <i>Anguillicola</i> spp. ....	18
2.3 Allozym-Analysen.....	21
2.3.1 Verwendete Tiere .....	22
2.3.2 Untersuchte Enzyme .....	22
2.3.3 Gel-Präparation und Elektrophorese .....	23
2.3.4 Farbreaktion.....	23
2.3.5 Verwendete Chemikalien.....	24
2.3.6 Nomenklatur der Loci und Allele .....	25
2.3.7 Datenanalyse .....	26
2.4 Auswertung .....	27
2.4.1 Deskriptive Statistik .....	27
2.4.2 Schließende Statistik .....	29
<b>3 Ergebnisse.....</b>	<b>31</b>
3.1 Parasitologische Untersuchung.....	32
3.1.1 Daten der untersuchten Aale .....	32
3.1.2 Befallsdaten der Aale mit <i>A. crassus</i> .....	37
3.1.3 Befallsdaten der Aale mit anderen Parasiten .....	43
3.2 Ökologische Aspekte der Parasitologie .....	45
3.2.1 Häufigkeitsverteilung von <i>A. crassus</i> .....	45
3.2.2 Befallspräferenzen von <i>A. crassus</i> .....	47
3.2.2.1 Habitatsspezifität.....	47
3.2.2.2 Wirtsspezifität .....	49
3.2.2.3 Saisonalität.....	51
3.2.2.4 Wirtsabhängige Befallsregulierung .....	53
3.2.3 Pathologie von <i>A. crassus</i> .....	58
3.2.3.1 Effekte von <i>A. crassus</i> auf den Europäischen Aal ( <i>A. anguilla</i> ) .....	58
3.2.3.2 Effekte von <i>A. crassus</i> auf den Japanischen Aal ( <i>A. japonica</i> ) .....	62
3.3 Morphometrische Untersuchung.....	63
3.3.1 Morphometrische Identifizierung von Nematoden der Gattung <i>Anguillicola</i> .....	63
3.3.2 Geschlechtsverhältnis und -dimorphismus bei <i>A. crassus</i> .....	71
3.3.2.1 Geschlechtsverhältnis .....	71
3.3.2.2 Geschlechtsdimorphismus .....	71

3.3.3 Größenregulierungen bei <i>A. crassus</i> .....	73
3.3.3.1 Wirtsbedingte Größenregulierung .....	73
3.3.3.2 Intraspezifische Größenregulierung.....	76
3.3.4 Evolutionsprozesse bei <i>A. crassus</i> .....	78
3.3.5 Speziationsprozesse bei <i>A. crassus</i> .....	84
3.4 Allozym-Analysen.....	87
3.4.1 Allelfrequenzen.....	87
3.4.2 Genetische Variation.....	88
3.4.3 Genetische Differenzierungen.....	89
<b>4 Diskussion.....</b>	<b>91</b>
4.1 Parasitologische Untersuchung.....	91
4.1.1 Befallsdaten der untersuchten Aale mit <i>A. crassus</i> .....	91
4.1.2 Befallsdaten der untersuchten Aale mit weiteren Parasiten.....	93
4.2 Ökologische Aspekte der Parasitologie .....	94
4.2.1 Häufigkeitsverteilung.....	94
4.2.2 Be fallspräferenzen von <i>A. crassus</i> .....	96
4.2.2.1 Habitatsspezifität.....	96
4.2.2.2 Wirtsspezifität .....	97
4.2.2.3 Saisonalität.....	99
4.2.2.4 Wirtsabhängige Befallsregulierung .....	100
4.2.3 Pathologie von <i>A. crassus</i> auf seinen Endwirt .....	102
4.3 Morphometrische Untersuchung.....	107
4.3.1 Morphologische Identifizierung und Systematik .....	107
4.3.2 Geschlechtsverhältnis und –dimorphismus bei <i>A. crassus</i> .....	110
4.3.3 Wirtsbedingte und intraspezifische Größenregulierungen bei <i>A. crassus</i> .....	111
4.3.4 Evolutionsprozesse bei <i>A. crassus</i> .....	114
4.3.5 Speziationsprozesse bei <i>A. crassus</i> .....	121
4.4 Allozym-Analysen.....	125
4.4.1 Genetische Variation innerhalb von <i>A. crassus</i> -Populationen.....	126
4.4.2 Genetische Differenzierungen zwischen <i>A. crassus</i> -Populationen.....	128
<b>5 Zusammenfassung .....</b>	<b>131</b>
<b>6 Literaturverzeichnis.....</b>	<b>133</b>
<b>7 Anhang .....</b>	<b>153</b>
Anhang I: Veröffentlichungen, Vorträge und Kongressteilnahmen .....	154
Anhang II: Nachweisliste der durch die E-Befischungen registrierten Fischarten ...	155
Anhang III: Angaben über individuelle Aaldaten der untersuchten Populationen....	156
Anhang IV: Angaben über individuelle Befalldaten mit <i>A. crassus</i> .....	188
Anhang V: Individuelle morphometrische Daten von <i>Anguillicola</i> spp. ....	219
<b>8 Danksagung .....</b>	<b>259</b>

„Die Sexualität hat zur Folge, dass in jeder Generation immer wieder neue Genkombinationen von der Umwelt getestet werden können. Welch ein gewaltiges Potential dem bei der geschlechtlichen Fortpflanzung auftretenden Vorgang der genetischen Rekombination innewohnt, wird verdeutlicht, wenn wir uns gegenwärtigen, dass bei sich geschlechtlich fortpflanzenden Arten nie zwei Individuen genetisch identisch sind.

Wir müssen zugeben: Sex ist etwas Wundervolles!“

Prof. Dr. Franz M. Wuketits



## **1. Einleitung**

Das Zeitalter der Globalisierung hat die Mobilität der Menschheit um ein Vielfaches erhöht. Die entlegensten Regionen der tropischen Regenwälder, Wüsten und andere Großlandschaften der Erde werden von Touristen durchkämmt und Waren werden um die halbe Welt transportiert. Doch dieser Trend hat uns nicht nur Vorteile gebracht, denn im Schlepptau von Mensch und Ware reisen auch zahlreiche „blinde Passagiere“ mit (Ruiz et al. 2000, Baskin 2002).

Bereits 1992 wurde in der Konferenz von Rio, das Übereinkommen über die Biologische Vielfalt („Convention on Biological Diversity“, CBD) verabschiedet. Demnach werden invasive „Exoten“ oder „Neobiota“ als eingewanderte, gebietsfremde Tier- und Pflanzenarten definiert, die in Lebensräumen außerhalb ihres natürlichen Verbreitungsgebietes durch menschliches Zutun eingebürgert oder unabsichtlich eingeschleppt wurden, sich dort massiv ausbreiten und die biologische Vielfalt gefährden. Die Liste der erwiesenen ökologischen Schäden durch Neozoen und Neophyten in Mitteleuropa ist schon jetzt beängstigend und reicht vom Parasitismus bis zur Verdrängung einheimischer Arten durch Prädatoren oder zwischenartliche Konkurrenz (Cox 1999, Kowarik 2003). Auch die ökonomischen Folgekosten biologischer Invasionen sind hoch. Allein die Einwanderung der Dreikantmuschel (*Dreissena polymorpha*), die vermutlich mit Ballastwasser großer Frachtschiffe aus Europa nach Nordamerika verschleppt wurde, jedoch ursprünglich aus der Region um das Kaspische Meer stammt, hat im Gebiet der Großen Seen seit Ende der 1980er Jahre Schäden von ca. 5 Milliarden US-\$ verursacht. Insgesamt entstehen durch 50000 gebietsfremde invasive Arten in den USA gegenwärtig Kosten von etwa 115 - 125 Milliarden US-\$ jährlich (Pimentel et al. 2000, Secretariat of the Convention on Biological Diversity 2001). In den kommenden Jahrzehnten werden Management und Kontrolle von nicht-endemischen Arten die wohl größte Herausforderung nicht nur für Natur- und Artenschutz, sondern auch für die Fischindustrie, Forst- und Landwirtschaft sein (Simberloff et al. 1997, Sakai et al. 2001, Tempel et al. 2004).

Eine häufig zu beobachtende Invasionsstrategie von „Einwanderern“ ist die massenhafte Ausbreitung, die zwangsweise zur Verdrängung oder sogar Auslöschung von anderen Arten in den entsprechenden Habitaten führen kann und dadurch weitreichende negative Folgen auf die Biodiversität nach sich ziehen (Williamson 1996, Wilcove et al. 1998, Parker et al. 1999, Sala et al. 2000, Stein et al. 2000). Ein anschauliches Beispiel ist die Verdrängung ganzer Ufervegetationsgesellschaften Mitteleuropas durch den bis zu 4 m hohen Japanischen Staudenknöterich (*Reynoutria japonica*), der die betroffenen Ökosysteme vollkommen verändern kann und als sehr problematisch eingestuft wird. Zu den aggressivsten Problempflanzen, die in einigen Regionen bereits über weite Strecken das Erscheinungsbild von Gewässerläufen, Bahnstrecken, Brach- und Ruderalflächen prägen, gehören auch die Kanadische Goldrute (*Solidago canadensis*), das aus Indien stammende Drüsige Springkraut (*Impatiens glandulifera*) und der Riesen-Bärenklau (*Heracleum mantegazzianum*) aus dem Kaukasus (Kowarik

2003). Die genannten Pflanzen leben außerhalb ihres natürlichen Kreislaufsystems, so dass sie nicht nur von endemischen Raupen, Schnecken, usw. gemieden werden, sondern teilweise selbst Pilze und Bodenbakterien nicht vorhanden sind, die deren tote organische Substanz abbauen können. Sie sind daher endemischen Pflanzen weit überlegen, können jene am Wachstum hindern oder überwuchern sie. Dadurch werden aber auch viele andere Organismen ihrem Lebensraum entzogen und Biozönosen gehen z. B. durch Dezimierung von Schmetterlingen durch Aussterben der arttypischen Futterpflanzen verloren (Thompson 1993).

Auch der anhaltende Populationsanstieg und die expansive Ausbreitung von Waschbär (*Procyon lotor*), Marderhund (*Nyctereutes procyonoides*) und Mink (Nordamerikanischer Nerz; *Mustela vison*) sind als äußerst problematisch anzusehen, da neben dem Einfluss auf bestandsbedrohte Arten auch tierseuchenhygienische Fragen (z. B. Tollwut, Echinococcose) eine Rolle spielen können (Aubrecht 1995, Kauhala 1996, Hohmann et al. 2000, 2002, Hannosset et al. 2004).

Klassische Möglichkeiten für die Verschleppung und Einbürgерung gebietsfremder Arten basieren auf das Mitbringen und Aussetzen von Tieren bzw. Pflanzen aus anderen Ländern, wie es bspw. im Falle des Amerikanischen Ochsenfrosches geschehen ist (Laufer 2004).

Wichtigste Übertragungswege für allochthone Arten sind jedoch der Transport an Schiffsrümpfen, im Ballastwasser großer Seeschiffe oder in deren Frachtraum befindlichen Importwaren (Ruiz et al. 2000). Wahrscheinlich erreichte auf dem Wege des Ballastwassers auch die Chinesische Wollhandkrabbe (*Eriocheir sinensis*) in den 1920er Jahren Nord- und Ostsee und schließlich mitteleuropäische Flüsse (Thiel 1938, Jadzlewski & Konopacka 1993, Clark 1998). Über künstliche Wasserverbindungsstraßen kam es insbesondere in den 1930er und 1940er Jahren zu Massenausbreitungen, die Schädigungen an Deichen, Küstenschutz- und Hafenanlagen nach sich zogen (Panning 1939, Hoestland 1948). Da die Krabbe in der Lage ist, Fische aus Netzen und Reusen zu rauben und Netze mit ihren Scheren zu zerreißen, ist auch die Berufsfischerei betroffen (Clark 1998).

Der Asiatische Laubholz-Bockkäfer (*Anoplophora glabripennis*) ist dagegen über Verpackungsholz in seine neuen Verbreitungsgebiete gelangt und konnte in den USA 1996 bzw. in Oberösterreich 2001 erstmals nachgewiesen werden (Haack et al. 1997, Haack 2003, Tomiczek 2003). Das Insekt kann völlig gesunde Laubbäume zum Absterben bringen und ist nur mit radikalen Methoden, wie der Vernichtung befallener Bäume, zu bekämpfen (Morewood et al. 2003). Ebenfalls durch Verpackungsholz dürfte wohl auch der in Nordamerika heimische Kiefernholznematode (*Bursaphelenchus xylophilus*) nach Asien eingeschleppt worden sein, wo er besonders in Japan ein massives Kiefernsterben verursachte. Selbst von der Europäischen Union verhängte pflanzengesundheitliche Einfuhrregelungen konnten nicht verhindern, dass der Nematode 1999 auf die portugiesische Halbinsel Setubal eingeführt wurde und dort gravierende Auswirkungen auf kieferndominierte Ökosysteme hatte (Sousa et al. 2002). Seit 2000 mussten jährlich etwa 50000 Kiefern mit Welksymptomen gefällt werden.

Den wohl beeindruckendsten Siegeszug bei der Kolonisierung anderer Kontinente führt jedoch ein ganz anderer Nematode durch, nämlich der aus Ostasien stammende Aalparasit *Anguillicola crassus* Kuwahara, Niimi & Itagaki 1974. Erstmals konnte dieser nicht-

endemische Helminth im Jahre 1982 bei Europäischen Flussaalen (*Anguilla anguilla*) aus der Weser-Ems-Region gemeldet werden (Neumann 1985) und ist Produkt einer jahrzehntelangen, weltweiten Politik, die den interkontinentalen Handel mit Lebendaalen toleriert. *A. crassus* ist als ein natürlicher Schwimmblasen-Parasit des Japanischen Aals (*Anguilla japonica*) beschrieben (Nagasawa et al. 1994) und wurde versehentlich mit Lebendaal-Importen vermutlich aus Taiwan nach Deutschland (Bremerhaven) eingeführt (Koops & Hartmann 1989, Køie 1991). In den Folgejahren konnte sich der parasitäre Neozoe über nahezu ganz Europa ausbreiten: Niederlande (Van Banning et al. 1985), Dänemark (Køie 1988b), Frankreich (Dupont & Petter 1988), Belgien (Belpaire et al. 1989), Italien (Koops & Hartmann 1989), Polen (Koops & Hartmann 1989), Großbritannien (Kennedy & Fitch 1990), Ungarn (Székely et al. 1991), Tschechische Republik (Moravec 1992), Griechenland (Moravec 1992), Portugal (Cruz et al. 1992), Schweden (Höglund et al. 1992b), Österreich (Konecny & Wais 1993), Norwegen (Mo & Steien 1994), Irland (Evans & Matthews 1999), Lettland (Vismanis et al. 1999) und Türkei (Genç 2005). Gegenwärtig scheint nur noch der hohe Norden Europas (z. B. Island) aufgrund einer Temperatur bedingten Barriere von einer Besiedelung durch *A. crassus* verschont geblieben zu sein (Knopf et al. 1998).

Der Kolonisierung Europas durch den ostasiatischen Schwimmblasen-Nematoden folgte nur unwesentlich später auch die Besiedelung der nordafrikanischen Mittelmeerstaaten: Ägypten (Koops & Hartmann 1989), Marokko (El Hilali et al. 1996) und Tunesien (Maamouri et al. 1999). Seit Mitte der 1990er Jahre wurde auch der Osten des Nordamerikanischen Kontinents erfolgreich erobert und der Amerikanische Aal (*Anguilla rostrata*) als neuer Wirt angenommen (Johnson et al. 1995, Fries et al. 1996, Barse & Secor 1999).

In Abbildung 1.1 ist die interkontinentale Ausbreitung des in Ostasien endemischen Schwimmblasen-Nematoden *A. crassus* und die Verbreitungsgebiete der 3 Aalarten (*A. anguilla*, *A. rostrata* und *A. japonica*) nach Tesch (1999) graphisch zusammengefasst.

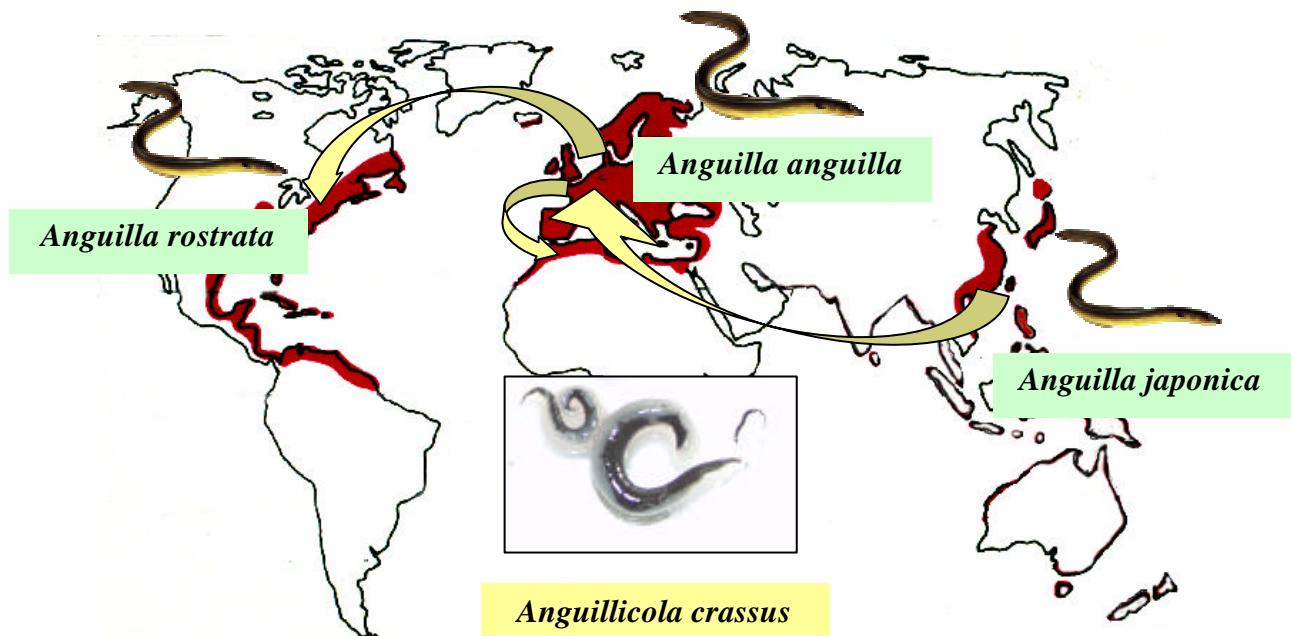


Abb. 1.1: Übersichtskarte zur interkontinentalen Ausbreitung von *A. crassus* (nach Kirk 2003) und die Verbreitung der jeweiligen Aalart (nach Tesch 1999).

Die Verbreitung und Verschleppung von *A. crassus* in neue Kontinente, Regionen und Habitate wurde durch zahlreiche Faktoren begünstigt. So trugen vielfach Besatzmaßnahmen mit infizierten Aalen in Flusssysteme und die gesteigerte Nachfrage nach „Räucheraal“ dazu bei, dass sich der Parasit mit rasanter Geschwindigkeit weltweit ausbreiten konnte (Belpaire et al. 1989, Koops & Hartmann 1989). Besonders der Trend zur Aalmast in Aquakulturen dürfte wohl einer der wesentlichen Gründe gewesen sein, weshalb die Anguillicolose zur Unkontrollierbarkeit avanciert ist. Bereits in den 1980er Jahren erreichte die Aalzucht auf kommerzieller Basis in Japan mit 34000 bis 39000 t „Speiseaal“ pro Jahr ihren Höhepunkt; ähnliche Ertragswerte gelten auch für Taiwan (FAO 1997, Tesch 1999). Weltweit führend hinsichtlich des Aquakulturbetriebes mit Aalen ist seit längerem jedoch die Volksrepublik China, die eine Jahresproduktion von 120000 t (Stand 1995/ 1996) verbucht und mittlerweile den Hauptknotenpunkt einer florierenden Aalproduktion bildet (Ringuet et al. 2002).

Alle 5 bisher bekannten Arten der Gattung *Anguillicola* (*A. crassus*, *A. globiceps*, *A. pternai*, *A. novaezelandiae* und *A. australiensis*) parasitieren die Schwimmblasen von Flussaalen (*Anguilla* spp.) und haben wohl identische Entwicklungswege (Moravec & Taraschewski 1988, Moravec 1994, Kirk 2003). Der genaue Entwicklungszyklus von *A. crassus* ist obligat zwei-wirtig (dixen) und konnte erst von De Charleroi et al. (1990) vollständig aufgeklärt werden:

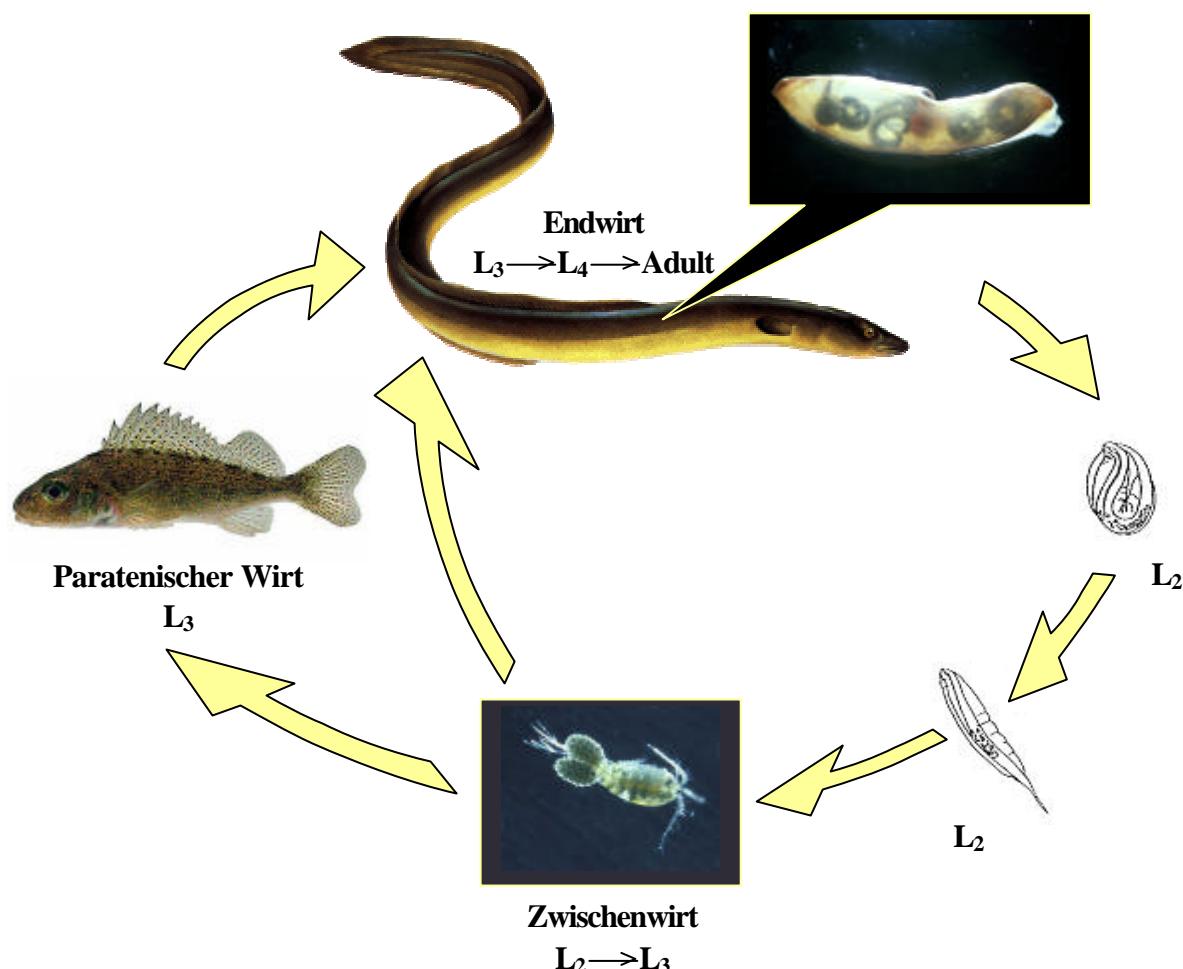


Abb. 1.2: Schematische Darstellung des Entwicklungszyklus von *A. crassus* (nach De Charleroi et al. 1990).

Die in der Schwimmblase lebenden adulten, getrenntgeschlechtlichen Würmer ernähren sich vom Blut des Aals, indem sie an den feinen Äderchen dieses Organs Bisswunden verursachen. Nach der Kopulation scheidet das Weibchen Eier aus, die bereits vollentwickelte zweite Larvenstadien ( $L_2$ ) enthalten. Über den *Ductus pneumaticus* gelangen die Eier aus dem Lumen der Schwimmblase in den Darm und schließlich ins Freie. Mindestens 17 verschiedene Copepodenarten, aber auch Ostracoden, fungieren nun als Zwischenwirte und nehmen die im Wasser geschlüpfte  $L_2$  oral auf. Im Lumen entwickeln sie sich schließlich zur, für den Aal, infektiösen  $L_3$  (Egusa 1979, De Charleroi et al. 1990, Kennedy & Fitch 1990, Bonneau et al. 1991, Thomas 1993, Moravec et al. 2005). Frisst der Aal wiederum mit  $L_3$  infizierte Kleinkrebse, so durchdringt die Larve den Darm und wandert in der Leibeshöhle zur Schwimmblasenwand. Dort häutet sich die  $L_3$  zur  $L_4$  und anschließend zum Präadultus, der dann in die Schwimmblase eindringt und geschlechtsreif wird. Im Gegensatz zu den adulten und präadulten Nematoden ernähren sich die beiden, in der Schwimmblasenwand manifestierten Larven ( $L_3$  und  $L_4$ ) nicht hämatophag, sondern vom Bindegewebe, das durch Enzyme proteolytisch aufgespalten werden kann (Polzer & Taraschewski 1993).

Bei diesem Entwicklungszyklus kann zusätzlich ein breites Fischspektrum als zweiter Zwischenwirt geschaltet sein, wenn ein anderer räuberisch lebender Fisch die mit  $L_3$  infizierten Krebse oral aufnimmt. Allerdings erfolgt hierbei keine Weiterentwicklung, sondern lediglich eine Akkumulation des Parasiten in der Nähe der Schwimmblasenwand. Wird dieser als Stapel- bzw. paratenischer Wirt bezeichnete Fisch von einem Aal gefressen, so ist erneut der Lebenszyklus von *Anguillicola crassus* geschlossen (De Charleroi et al. 1990, Haenen & Van Banning 1990, Thomas 1993, Moravec & Konecny 1994, Székely 1994). Mittlerweile ist bekannt, dass mindestens 37 Fischarten aus dem Süß-, Brack- und Meerwasser, die Funktion als paratenische Wirte übernehmen können (Höglund & Thomas 1992, Höglund et al. 1992b, Thomas & Ollevier 1992, Reimer et al. 1994, Székely 1994). Frösche, Molchquappen, Schnecken und Insektenlarven konnten zwar experimentell infiziert werden, deren Rolle ist in freier Wildbahn jedoch ungewiss (Moravec & Škoríková 1998). Die Flexibilität des Entwicklungszyklus durch die Einbeziehung vieler verschiedener Zwischen- und Stapelwirte ist ein wesentlicher Faktor, der die erfolgreiche Etablierung und rasante Ausbreitung dieses Parasiten in Europa mitverursacht hat.

Die Akkumulation der Larven in paratenischen Wirten ist wahrscheinlich auch für den schnellen Anstieg der Befallsraten (Prävalenz) in Europa verantwortlich, sobald *A. crassus* in einem neuen Habitat angekommen ist (Kirk 2003). Oftmals erreicht der prozentuale Anteil der infizierten Europäischen Aale innerhalb einer Population bis zu 100 %. Auch die Intensitäten steigen anfangs rasch an, ehe sie sich dann bei einem niedrigeren Wert einpendeln (Kennedy & Fitch 1990, Haenen et al. 1994, Molnár et al. 1994, Baruš et al. 1996, Würtz et al. 1998, Lefebvre et al. 2002a, Audenaert et al. 2003, Lefebvre & Crivelli 2004, Schabuss et al. 2005).

Ein Vergleich von Studien aus Japan und Europa zeigt, dass der Japanische Aal (*A. japonica*) weitaus weniger mit *A. crassus* infiziert ist als die beiden atlantischen Aalarten (*A. anguilla* und *A. rostrata*), was offenbar auf eine lange co-evolutionäre Wirt-Parasit-Beziehung zurückzuführen ist (Egusa 1979, 1992, Ooi et al. 1996). Folglich konnten im natürlichen Endwirt bislang auch keine gravierenden Schäden nachgewiesen werden, während *A. crassus* in sei-

nem neuen Wirt ein völlig anderes pathologisches Erscheinungsbild zu erkennen gibt, was in zahlreichen Publikationen dokumentiert wird (Kirk 2003).

In physiologischen Studien konnten Veränderungen von hämatologischen Parametern, wie die zelluläre Zusammensetzung des Blutes, mit der Ernährungsweise des Parasiten erklärt werden; dabei sank der Anteil der Roten Blutkörperchen (Boon et al. 1990), während die Anzahl der Granulocyten aufgrund einer aktivierten Immunantwort anstieg (Höglund et al. 1992a). Auch reagieren stark infizierte Aale wesentlich sensibler gegenüber bakteriellen Sekundärinfektionen, wodurch es im Bereich des Abdomens und Afters zu Läsionen und Schwellungen kommen kann (Van Banning & Haenen 1990). Sures et al. (2001) konnte zeigen, dass juvenile und präadulte Stadien von *A. crassus* (< 60 Tage) einen signifikanten Anstieg im Serum-Cortisol-Gehalt von experimentell infizierten Europäischen Aalen verursachten. Dabei spielt das Corticosteroid Cortisol eine zentrale Rolle als primärer Botenstoff der Stressantwort bei Fischen (Pickering 1981, Pickering & Durston 1983, Woo et al. 1987, Ackering & Pottinger 1989). Mehrfach wiederholte Infektionen können in Kombination mit anderen umweltbedingten Stressoren, wie erhöhte Temperatur oder niedriger O<sub>2</sub>-Gehalt des Wassers, daher beträchtliche Auswirkungen auf die Gesundheit des Aales haben (Sures et al. 2001, Kirk 2003). So zeigten unter diesen suboptimalen Bedingungen stark befallene Europäische Aale eine höhere Mortalitätsrate als nicht-infizierte Tiere (Molnár et al. 1991, 1993).

Ultrastrukturelle und lichtmikroskopische Untersuchungen ergaben, dass beim Europäischen Aal eine Infektion mit *A. crassus* vor allem aber zu massiven histologischen Veränderungen der Schwimmblasenwand führt und im wesentlichen aus der Wanderung sowie der hämatophagen Lebensweise des Parasiten resultiert (Van Banning & Haenen 1990, Molnár et al. 1991, 1993, 1995, Molnár 1994, Hartmann 1994, Würz & Taraschewski 2000). Ödemartige und hyperplastische Verdickungen der Schwimmblasenwand waren daher die Folge von chronischen und akuten Entzündungen (Molnár et al. 1993, Haenen et al. 1994), die letztlich auch zu degenerativen Veränderungen und Proliferation des epithelialen Gewebes führten. Würz et al. (1996) zeigten, dass dadurch auch die Diffusion von Gasen in das Schwimmblasenlumen gestört sei und anhand einer veränderten Gaszusammensetzung detektiert werden konnte.

Durch die intensiven Forschungsstudien über Europäische Aale, die mit dem invasiven Schwimmblasen-Nematoden aus Ostasien infiziert waren, wurden schnell Stimmen laut, die das Aussterben dieses katadromen Wanderfischs prophezeiten. Berücksichtigt man in diesem Zusammenhang die Lebensweise und Individualentwicklung von Flussaalen (Anguillidae), so ist diese These nicht unbegründet. Als einzige Familie der ansonsten rein marinen Aalartigen (Anguilliformes) nehmen sie eine Sonderstellung ein, da sie lediglich eine limnische Phase besitzen und am Ende ihres Lebens wieder zu ihren Geburtsstätten im Meer zurückkehren, um sich dort fortzupflanzen (Tesch 1999). Mittlerweile weiß man, dass die Laichplätze der atlantischen Arten (*A. anguilla* und *A. rostrata*) in den Tiefen der Sargasso-See, südwestlich der Bermuda-Inseln liegen (Schmidt 1925 b, Fricke & Käse 1995); hier konnten die jeweils jüngsten Stadien, nämlich die seitlich abgeplatteten Leptocephalus-Larven, die aufgrund ihrer Morphologie auch als Weidenblatt-Larven beschrieben worden sind, gefunden werden (Schmidt 1923, 1925 a, Bertin 1956). Die Hauptlaichgebiete der pazifischen Art (*A. japonica*)

werden dagegen im Nordäquatorialstrom südwestlich der Marianen-Inseln vermutet (Tsukamoto 1992).

Während den pelagischen Wanderungen zu den Laichplätzen dringt der Europäische Aal nicht nur in Tiefen von bis zu 600 m vor, welche vermutlich den Grenzen seiner Drucktoleranz entsprechen, sondern führt auch tagesperiodische Vertikalwanderungen von mehreren 100 m durch (Tesch 1995). Bei Nacht bevorzugten die mit Ultraschallsendern verfolgten Aale eine Tiefe von 40 – 250 m, bei Tagesanbruch drangen sie binnen 3 – 4 Stunden in Tiefen von 300 – 500 m vor, um natürlichen Fraßfeinden auszuweichen (Vaillant 1896, Tesch 1978a, b). Eine voll funktionsfähige Schwimmblase als hydrostatisches Organ zur Regulierung des Druckausgleichs ist daher für den Aal unerlässlich. Um in einer bestimmten Tiefe schwerelos zu schweben und ohne andauernd energieaufwendige Schwimmbewegungen ausführen zu müssen, muss der Gasdruck der Schwimmblase sich ständig wechselnden Tauchtiefen anpassen können. Bedenkt man, dass mit je 10 m Tauchtiefe der Druck um eine Atmosphäre steigt, so wird in tausend Meter Tiefe ein Druck von 101 Atmosphären erreicht. Abtauchende Aale „sezernieren“ daher Gase, wie O<sub>2</sub>, CO<sub>2</sub> und N<sub>2</sub> in die Blase, um deren Volumen und Dichte konstant halten zu können (Dorn 1961, Pelster & Scheid 1993). Eine Beeinflussung dieser elementaren Prozesse durch die destruktive Nahrungsaufnahme des Schwimmblasen-Nematoden unter realen Bedingungen würde einer ernsthaften Bedrohung des Europäischen Aalbestandes gleichkommen.

Prinzipiell sind therapeutische Maßnahmen durch mehrmalige Behandlungen von befallenen Aalen mit verschiedenen Anthelminthica gegen präadulten und adulten Stadien von *A. crassus* zwar möglich, die in der Schwimmblasenwand manifestierten Larven sowie die im Uterus befindlichen Eier können jedoch nicht umfassend geschädigt werden (Taraschewski et al. 1988, Hartmann 1989, Fontaine et al. 1990, Geets et al. 1992). Eine Bekämpfung des Schwimmblasen-Nematoden im Freiland könnten zudem bedenkliche ökologische Risiken für zahlreiche andere aquatische Organismen bergen, so dass daran nicht zu denken ist.

Der Forschungsdrang der ersten 20 Jahre, die seit der Invasion des ostasiatischen Schwimmblasen-Nematoden auf den europäischen Kontinent vergangen sind, beschäftigten sich hauptsächlich mit der Ausbreitung und Pathogenität auf den Europäischen Aal (*A. anguilla*). Einwanderte Tier- und Pflanzenarten eröffnen allerdings auch völlig neue Perspektiven in der Evolutionsbiologie, da sie nicht nur selbst einer veränderten Umwelt ausgesetzt sind, sondern auch auf einheimische Arten einen selektiven Druck ausüben können (Thompson 1998). Sie bieten daher ideale Möglichkeiten um eine rasant ablaufende Evolution studieren zu können (Ellstrand & Schierenbeck 2000, Quinn et al. 2000).

Genetik und Evolutionsprozesse sind die Schlüsselfaktoren inwieweit eine invasive Art sich etablieren und ausbreiten kann und erhielten bislang zu wenig Beachtung im Vergleich zu ihrer Ökologie (Sakai et al. 2001). Hybridisierungen zweier Arten oder zwischen zuvor isolierten Populationen der gleichen Art, stellen einen wichtigen Stimulus für die Evolution dar (Ellstrand & Schierenbeck 2000); Inzucht könnte ein weiterer wichtiger Stimulus sein (Tsutsui et al. 2000). Sollten genetische Veränderungen während und nach der Kolonisierung charakteristisch für invasive Arten sein, so ist es enorm wichtig zu verstehen, inwieweit die gene-

tische Diversität bei diesem Prozess eine Rolle spielt (Sakai et al. 2001). Untersuchungen über die genetische Variation könnten daher helfen, um Vorhersagen über das Potenzial von Populationen invasiver Arten zu treffen (Barrett 1992, Van Driesche & Bellows 1996).

Die genetische Untersuchung von eingeführten und erfolgreich etablierten Arten im Vergleich zu indigenen bedrohten und bestandsgefährdeten Arten werfen eine Reihe von höchst interessanten Fragen auf und stellen die Wissenschaft vor zwei Paradoxen auf die im Folgenden kurz eingegangen werden soll.

Der Verlust der genetischen Vielfalt durch genetische Drift und Inzucht-Effekte bei kleinen Populationen können oftmals als finale Faktoren zu deren Aussterben beitragen (Frankham & Ralls 1998). Vordergründig sind in der Regel meist anthropogen bedingte Eingriffe (z. B. intensive Land- und Forstwirtschaft, Überfischung, Gewässerbauliche Maßnahmen, Umweltverschmutzung). Prinzipiell zeigen Kolonisierungen von eingewanderten Arten Flaschenhals („Bottleneck“)- bzw. Gründer („Founder“)-Effekte, da die Anzahl der Initialkolonisten meist sehr klein ist (Allendorf & Lundquist 2003). Folglich ist eine neu etablierte Population weit-aus weniger genetisch heterogen als jene Population von der sie entstammte (Barrett & Kohn 1991). Diese reduzierte genetische Diversität können zwei Konsequenzen zur Folge haben: ein limitiertes Populationswachstum durch Inzucht und damit eine verringerte Überlebenschance dieser Population (1) sowie eine limitierte Fähigkeit der Population sich an die neue Umwelt anzupassen (2) (Allendorf & Lundquist 2003). Falls also eine reduzierte genetische Diversität sich tatsächlich schädigend auf Populationen auswirken sollte, warum sind dann invasive Arten trotz „Bottleneck“-Effekte so erfolgreich?

Die Möglichkeit von Populationen sich gegenüber einer veränderten Umwelt und deren selektiven Druck mit Lokal-Adaptationen anpassen zu können, ist beim Erhalt der „vom Aussterben bedrohten“ Tier- und Pflanzenarten von zentraler Wichtigkeit (Crandall et al. 2000, McKay & Latta 2002). Viele eingewanderte Arten sind oftmals konkurrenzfähiger als endemische Arten des gleichen Habitats oder der gleichen ökologischen Nische und können diese Arten verdrängen. Als Beispiel kann die aus dem Osten Nordamerikas stammende Bachforelle (*Salvelinus fontinalis*) genannt werden, die in den Westen der USA eingebürgert wurde und dort endemische Forellenarten verdrängt (Adams et al. 2000). Gegensätzlich ist die Situation im Osten der USA, wo *Salvelinus fontinalis* beheimatet ist und massiv in ihrem Bestand durch die aus dem Westen der USA eingeführte Regenbogenforelle (*Oncorhynchus mykiss*) gefährdet ist (Krueger & May 1991). Falls also Lokal-Adaptationen gewöhnlich und wichtig sein sollen, warum können dann invasive Arten überhaupt so erfolgreich sein und einheimische Arten gefährden bzw. verdrängen?

Invasions- und Evolutionspotenzial können als synergetische Prozesse definiert werden, die letztlich über Erfolg- und Misserfolg einer eingewanderten Art entscheiden und somit auch zukünftige evolutionäre Abläufe, wie die Entstehung neuer Arten, einleiten können (Lee 2002). Dass *A. crassus* zweifellos ein erfolgreicher Kolonialist ist, wurde bereits ausführlich anhand seiner Invasionsgeschichte in Europa, Nordamerika und Nordafrika dokumentiert (Kirk 2003) und kann nicht bestritten werden. Auf diesen Kontinenten traf der Parasit in seinen neuen Wirten, mit Ausnahme des nur sporadisch vorkommenden Nematoden *Daniconema anguillae*, weitestgehend auf eine unbesetzte Nische (Moravec 1994, Kirk 2003).

Ein zweiter nicht-endemischer Schwimmbblasen-Nematode der gleichen Gattung, nämlich *Anguillicola novaezelandiae*, wurde 1975 mit Australischen Aalen (*A. australis*) in den „Lago di Bracciano“ nördlich von Rom eingeschleppt (Paggi et al. 1982) und ist ursprünglich für Neuseeland und Australien beschrieben (Moravec & Taraschewski 1988, Moravec & Rohde 1992). Dieser Parasit konnte wie die anderen 3 Arten der Gattung *Anguillicola* neue Kontinente nicht expansiv besiedeln und scheint gegenwärtig sogar von *A. crassus* aus dem „Lago di Bracciano“ verdrängt zu werden (Moravec et al. 1994).

Das Ziel der vorliegenden Arbeit ist nun, verschiedene Populationen von *A. crassus* aus Europa und Taiwan morphometrisch und molekularbiologisch zu untersuchen, um Rückschlüsse auf phänotypische und/ oder genetische Veränderungen seit der 1982 erfolgenden Invasion gewinnen zu können. Dabei deuten besonders morphologische Veränderungen auf Adaptationen, die wiederum selektive Auswirkungen auf verschiedene Merkmalsausprägungen haben können und letztlich bis zu Artbildungsprozessen reichen (Lee 2002). Rasant ablaufende Evolutionsschritte sind für viele Neozoen und Neophyten bisher beschrieben worden (Reznick & Ghalambor 2001, Lee 2002), nicht aber für den aus Ostasien stammenden Schwimmbblasen-Nematoden *A. crassus*.

Gleichzeitig soll durch parasitologisches Biomonitoring sowohl Verbreitung als auch aktuelle Befallsdaten von Schwimmbblasen-Nematoden der Gattung *Anguillicola* im Europäischen Aal (*A. anguilla*) erfasst werden und mit seinem natürlichen Endwirt *A. japonica* aus Taiwan verglichen werden. Ökologische Aspekte der Parasitologie (z. B. Pathogenität und Wirtsspezifität) wurden herangezogen, um nicht nur die Infrapopulationen des Nematoden in den oben genannten Endwirten zu beschreiben, sondern auch um Hinweise auf das exorbitante Invasionspotential von *A. crassus* zu erhalten.



## 2. Material und Methoden

### 2.1 Parasitologische Untersuchung

Die parasitologische Untersuchung von Europäischen Aalen (*A. anguilla*) und Japanischen Aalen (*A. japonica*) ging stets mit der Probensammlung von *Anguillilicola* spp. für morphometrische und genetische Untersuchungen einher. Daher entsprechen die Bezeichnungen für die verschiedenen Aal-Populationen den jeweiligen Nematoden-Populationen, die während der parasitologischen Untersuchung gesammelt worden sind.

Sämtliche Aale, die aus dem Rhein bzw. Altrhein, Main, Sauer, Ruhr, Lippe und Iysselmeer stammten, wurden im Rahmen einer zweiten Doktorarbeit (s. Thielen 2005) einer vollständigen parasitologischen Untersuchung unterzogen, auf deren Daten aber hier nicht näher eingegangen werden soll.

#### 2.1.1 Untersuchte Populationen von *Anguilla* spp./*Anguillilicola* spp.

Für diese Arbeit wurden in Europa insgesamt 18 verschiedene Probestellen für die Entnahme von Europäischen Aalen und damit für die Probensammlung von *A. crassus* und/ oder anderen Nematoden dieser Gattung ausgewählt (s. Abb. 2.1). Die Nord-Süd-Ausbreitung der Probennahmen erstreckte sich dabei von in der Ostsee vor Stockholm (Schweden) bis an den „Lago di Bracciano“, 50 km nördlich vor Rom (Italien). Die westlichste Probennahme erfolgte aus der Sauer bei Rosport (Luxemburg), die östlichste aus einem See bei Olsztynek (Polen). Insgesamt wurden 990 Europäische Aale aus dem Freiland Europas und 25 aus einer taiwanesischen Aquakultur (s. unten) untersucht.

In Taiwan (Republic of China; ROC) konnten 240 Japanische Aale aus 2 Lokalitäten beschafft werden, zum einen aus einer Aquakulturanlage (Bu-Dai) in Zentraltaiwan und zum anderen aus einem Wildgewässer, dem „Kao-Ping River“ im Süden der Insel (s. Abb. 2.2). Die 25 Europäischen Farmaale stammten aus der südtaiwanesischen Aquakulturanlage (Zuo-Zheng) bei Tainan und wurden in „Indoor“-Becken gehältert.

Als kleine Besonderheit kann die parasitologische Untersuchung der Schwimmblasen von 4 *Anguilla marmorata* gesehen werden, die aus dem „Lin Ben River“ (Taiwan), einem kleinen Nebenfluss des „Kao-Ping Rivers“, gefangen wurden (s. Abb. 2.2).

In den Abbildungen 2.1 und 2.2 sind alle Probennahmen der untersuchten Aale Europas und Taiwans auf Übersichtskarten dargestellt.



Abb. 2.1: Probennahmen der untersuchten Aale in Europa (n = 18).



Abb. 2.2: Probennahmen der untersuchten Aale in Taiwan (n = 4).

### 2.1.2 Beschaffung von Aalen in Europa und Taiwan

Der Großteil der untersuchten Europäischen Aale wurde durch Elektrobefischungen selbst gefangen, der Rest von örtlichen Berufsfischern gekauft. In den folgenden Gewässern wurden eigene E-Befischungen durchgeführt: Rhein bzw. Altrhein bei Karlsruhe, Rhein bei Sulzbach, Lippe bei Hünxe und Ruhr bei Mühlheim. Für die Befischungen kamen 2 verschiedene starke Geräte der Firma EFKO-Leutkirch FE 1500 (1,5 KW) und FE 8000 (8,0 KW) zum Einsatz, je nachdem wie die Leitfähigkeit und Breite des zu untersuchenden Gewässers war.

Die Japanischen Aale in Taiwan wurden allesamt von Berufsfischern gekauft oder stammen aus der Aquakultur, während die 4 *A. marmorata* durch köderbestückte Reusen gefangen wurden.

### 2.1.3 Präparation der Aale und parasitologische Untersuchung der Schwimmblasen

Die Lebendaale wurden durch Dekapitation mit Hilfe eines Skalpells getötet und ventral entlang der Bauchlinie vom After bis zum Herzbereich geöffnet, um die Schwimmblase heraus präparieren zu können. Dabei muss äußerst behutsam gearbeitet werden, da die Nematoden leicht zu Schaden kommen und im Extremfall sogar platzen können.

Die Schwimmblase wurde anschließend mit einer Schere der Länge nach aufgeschnitten, um die Nematoden aus dem Lumen entnehmen zu können (s. Abb. 2.3).



Abb. 2.3: Geöffnete Schwimmblase eines mit *A. crassus* stark befallenen Europäischen Aals (*A. anguilla*).

Adulte Würmer wurden nach Geschlecht differenziert ausgezählt (s. Abb. 2.4) und für die Weiterverarbeitung (s. 2.1.4) gesammelt. Auch tote Parasiten bzw. deren Überreste in den Schwimmblasen wurden notiert.

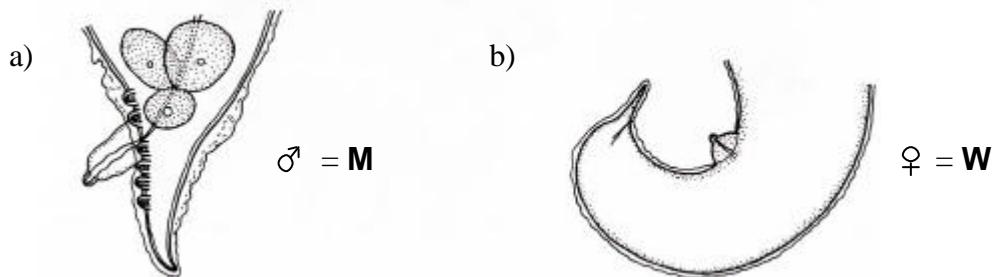


Abb. 2.4: Caudales Ende eines männlichen (a) und weiblichen Nematoden (b) der Gattung *Anguillicola* (Moravec et al. 1994).

Die Larvenstadien wurden durch Quetschpräparation der Schwimmblase mit Hilfe zweier Plexiglasscheiben detektiert. Gemäß Blanc et al. (1992) wurden Larven mit einer Körperlänge unter 1,5 mm als L<sub>3</sub> (Abb. 2.5) und über 1,5 mm als L<sub>4</sub> (Abb. 2.6) definiert.



Abb. 2.5: L<sub>3</sub>-Larve von *A. crassus*.



Abb. 2.6: L<sub>4</sub>-Larve/ Präadultus von *A. crassus*.

Der Befall der Aale mit Larven- und Adultstadien wurde für nachfolgende Meta- und Infra-populations-Studien individuell notiert.

## **2.1.4 Probennahmen für morphometrische und genetische Untersuchungen**

Für morphometrische Untersuchungen wurden die Nematoden zunächst nach Geschlecht getrennt, gründlich mit H<sub>2</sub>O<sub>dest</sub> abgespült und in 70 % EtOH fixiert.

Würmer, die für genetische Untersuchungen bestimmt waren, mussten ebenfalls sorgfältig mit H<sub>2</sub>O<sub>dest</sub> gereinigt werden. Um Kontaminationen mit Wirts-DNA möglichst zu reduzieren, wurde unter Zu-Hilfenahme zweier Pinzetten der Darm der blutsaugenden Parasiten entfernt und die Proben so lange mit H<sub>2</sub>O<sub>dest</sub> gespült, bis sie keine sichtbaren Blutspuren mehr aufwiesen.

sen. Als Referenz wurden zusätzlich von allen Aalen Muskel-, Leber-, Milz- und Blutproben genommen, um im Falle von Kontaminationen die Bandenmuster von Parasit und Wirt nach der elektrophoretischen Auftrennung eindeutig zuordnen zu können. Bis zur genetischen Weiterverarbeitung wurden die Proben in 1 ml Reaktionsgefäß überführt, mit H<sub>2</sub>O<sub>dest</sub> bedeckt und bei -80°C aufbewahrt.

#### 2.1.4 Datenanalyse

Insgesamt wurden für diese Studie 1259 Aale aus verschiedenen Lokalitäten untersucht. Vor der parasitologischen Sektion wurde sowohl das Gewicht als auch die Länge bestimmt und daraus nach Schäperclaus (1990) der Konditionsfaktor (k-Faktor, syn. Korpulenzfaktor) mit der Formel (1) berechnet. Er gilt als Maß für den Ernährungszustand des Fisches; je größer er ist, desto besser ist der Fisch ernährt.

$$(1) \quad k = \frac{m \times 100}{l^3}$$

k = Konditionsfaktor

m = Masse der Fische [g]

l = Länge der Fische [cm]

Um eventuelle pathogene Eigenschaften des Parasiten auf seinen Wirtsorganismus feststellen zu können, wurden auch die Massen der Leber und Milz bestimmt. Für beide Organe wurden jeweils individuen-spezifische Indices berechnet, da ihre Massen direkt von der Körpermasse des Aals abhängig sind. Die Formeln für den Hepatosomatischen (HSI) und Milzosomatischen Index (MSI) sind wie folgt:

$$(2) \quad HS\text{-Index} = \frac{m_L \times 100}{m}$$

$$(3) \quad MS\text{-Index} = \frac{m_M \times 100}{m}$$

m = Masse der Fische [g]

$m_L$  = Masse der Leber [g]

$m_M$  = Masse der Milz [g]

Bei der parasitologischen Untersuchung wurde für jede Probestelle die Prävalenz (P) oder Befallsrate bestimmt. Sie gibt den prozentualen Anteil der Aale an, die mit Nematoden befallen waren, und konnte nach Bush et al. (1997) mit der Formel (4) berechnet werden.

$$(4) \quad P = \frac{n_i}{n_u}$$

Zusätzliche Informationen über den Infektionsstatus einer zu untersuchenden Grundgesamtheit an Aalen bieten die Befallsintensität/ Mittlere Intensität (MI) und die Abundanz (A), bei denen die Formeln (5) und (6) nach Bush et al. (1997) angewendet wurden.

$$(5) \quad MI = \frac{n_s}{n_{Inf}}$$

$$(6) \quad A = \frac{n_s}{n_u}$$

$n_i$  = Anzahl der mit *A. crassus* befallener Aale

$n_s$  = Anzahl bestimmter Stadien von *A. crassus*

$n_{Inf}$  = Anzahl der mit einem bestimmten Stadium von *A. crassus* befallener Aale

$n_u$  = Anzahl der untersuchten Aale

Um Wirt-Parasit-Beziehungen zu beschreiben, bedient sich die ökologische Parasitologie Modelle, die Häufigkeitsverteilungen von Parasiten in ihren Wirten darstellen (Zander 1998). Prinzipiell gibt es 2 Möglichkeiten der Verteilungsform; die zufällige („random“) Poisson-Verteilung oder eine aggregative („overdispersed“) negativ binomiale Verteilung. Als Maß für die Aggregation gilt das Verhältnis von Varianz zu arithmetischem Mittel (Shaw & Dobson 1995); Werte, die eindeutig größer als 1 sind, deuten auf aggregative Verteilungen (Formel 7). Verhält sich die Varianz gleichermaßen wie das arithmetische Mittel, so liegt eine zufällige Poisson-Verteilung vor (Formel 8).

(7) aggregative Verteilung:

$$\frac{s^2}{\bar{x}} > 1$$

(8) zufällige Verteilung:

$$\frac{s^2}{\bar{x}} \sim 1$$

## 2.2 Morphometrische Untersuchungen

### 2.2.1 Verwendete Tiere

Für die morphometrische Datenerhebung wurden insgesamt 1272 Nematoden der Gattung *Anguillicola* aus 21 verschiedenen Populationen herangezogen; die Proben aus Neuseeland wurden im Rahmen eines Projektpraktikums gesammelt und für diese Studie zur Verfügung gestellt. Eine Übersicht der Probensammlung kann Tabelle 2.1 entnommen werden. Dabei sollten anhand 11 morphologischer Marker verwandtschaftliche Beziehungen sowohl auf Populations- als auch auf Artebene festgestellt werden.

Tabelle 2.1: Angaben über die Anzahl der morphologisch untersuchten Schwimmblasen-Nematoden aus den verschiedenen Populationen.

Herkunft	Datum	Wirt	M	W	Gesamt
<b>Rhein/ Karlsruhe</b>	01.04.03	<i>A. anguilla</i>	39	33	72
	28.04.03	<i>A. anguilla</i>	28	20	48
	10.07.03	<i>A. anguilla</i>	26	11	37
	09.09.03	<i>A. anguilla</i>	7	10	17
	25.03.04	<i>A. anguilla</i>	6	6	12
	08.11.04	<i>A. anguilla</i>	18	18	36
<b>Altrhein/ Mannheim</b>	11.07.03	<i>A. anguilla</i>	43	40	83
	15.08.03	<i>A. anguilla</i>	8	6	14
<b>Rhein und Sulzbach/ Lauffenburg (CH)</b>	20.05.03	<i>A. anguilla</i>	11	1	12
	12.08.03	<i>A. anguilla</i>	15	12	27
	17.11.03	<i>A. anguilla</i>	29	31	60
<b>Rhein/ St. Goar</b>	03.11.03	<i>A. anguilla</i>	24	37	61
<b>Rhein/ Arnheim (NL)</b>	13.10.03	<i>A. anguilla</i>	19	20	39
<b>Main/ Würzburg</b>	09.07.03	<i>A. anguilla</i>	9	8	17
<b>Sauer/ Rosport (L)</b>	21.07.03	<i>A. anguilla</i>	18	7	25
<b>Ruhr/ Mühlheim</b>	02.12.03	<i>A. anguilla</i>	14	11	25
<b>Lippe/ Hünxe</b>	04.12.03	<i>A. anguilla</i>	24	25	49
<b>Iysselmeer/ Makkum (NL)</b>	09.10.03	<i>A. anguilla</i>	48	51	99
<b>Müggelsee/ Berlin</b>	16.09.03	<i>A. anguilla</i>	28	25	53
<b>Plauer See</b>	02.05.03	<i>A. anguilla</i>	29	25	54
<b>Olsztyneker See (PL)</b>	12.05.03	<i>A. anguilla</i>	52	32	84
<b>Ostsee/ Stockholm (S)</b>	08.06.03	<i>A. anguilla</i>	10	5	15
<b>Lago di Trasimeno (I)</b>	16.04.04	<i>A. anguilla</i>	12	7	19
<b>Lago di Bolsena (I)</b>	30.04.04	<i>A. anguilla</i>	11	11	22
<b>Lago di Bracciano (I)</b>	29.11.02	<i>A. anguilla</i>	9	2	11
	24.04.04	<i>A. anguilla</i>	21	19	40
	01.06.04	<i>A. anguilla</i>	7	4	11
	21.07.04	<i>A. anguilla</i>	17	18	35
	03.09.04	<i>A. anguilla</i>	18	23	41
<b>Bu-Dai AC (ROC)</b>	25.02.03	<i>A. japonica</i>	7	8	15
<b>Kao-Ping River (ROC)</b>	21.12.00	<i>A. japonica</i>	6	2	8
	27.03.01	<i>A. japonica</i>	7	3	10
	21.06.01	<i>A. japonica</i>	9	2	11
	11.09.01	<i>A. japonica</i>	12	9	21
	01.08.02	<i>A. japonica</i>	11	10	21
	02.03.03	<i>A. japonica</i>	27	21	48
<b>Lin Ben River (ROC)</b>	August'02	<i>A. marmorata</i>	0	6	6
<b>Canterbury (NZ)</b>	12.12.03	<i>A. australis</i>	4	10	14
<b>Gesamt</b>	2000-2004		<b>683</b>	<b>589</b>	<b>1272</b>

## 2.2.2 Durchführung der morphometrischen Messung von *Anguilllicola* spp.

Bevor die eigentlichen Vermessungen der morphologischen Merkmale beginnen konnten, mussten die Geräte kalibriert werden. Grobe Strukturen, wie Körperlänge und -breite wurden mit dem Binokular (STEMI 2000) der Marke Carl Zeiss (0,65x, 2,0x und 5,0x) vermessen. Hierfür diente ein Messokular und mm-Papier zur Kalibrierung. Feinstrukturen, wie Ösophagus, Kopfkapsel und Bezahlung wurden dagegen mit dem Mikroskop Axiolab, ebenfalls der Marke Carl Zeiss (10x und 100x) untersucht. Als Kalibrierung wurde neben dem Messokular ein Objektträger mit eingraviertem Messbereich herangezogen.

Prinzipiell wurde zuerst die maximale Körperlänge und -breite ermittelt (s. Abb. 2.7); anschließend wurde der Kopf hinter dem Ösophagus entfernt und mit Berlese-Mischung der Firma Waldeck GmbH & Co. KG (Division Chroma, 3D 101) auf einem Objektträger für weitere Untersuchungen eingedeckt. Die Berlese-Lsg. hat den Vorteil, dass störende Partikel (bspw. Erythrocyten des Wirtes) innerhalb weniger Tage verdaut werden und eine optimale Vermessung der Feinstrukturen ermöglicht wird. Der restliche Körper wurde in einem Trockenofen bei 100 °C ca. 3 Tage lang verascht, um die Trockenmasse anschließend mit der Feinwaage detektieren zu können.

Für die Vermessung des Ösophagus (maximale Länge und Breite) reichte die 10x Vergrößerung des Mikroskops, während für die Untersuchung der Kopfkapsel (maximale Länge und Breite) als auch für die Ermittlung der Zahnanzahl die 100x Vergrößerung notwendig war.

Neben den aufgeführten Vermessungen wurden zusätzlich die Verhältnisse zwischen Länge und Breite (Gedrungenheit) von Körper, Ösophagus und Kopfkapsel berechnet, um zusätzliche Informationen über populations- oder artspezifische Merkmale zu erhalten.

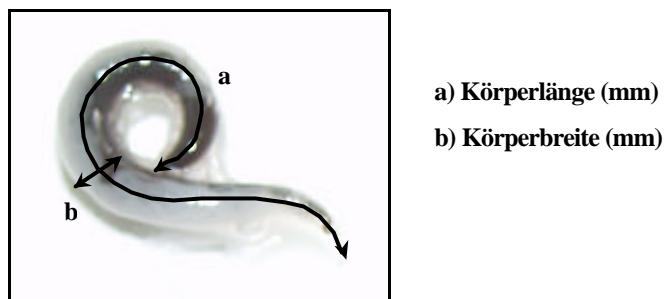
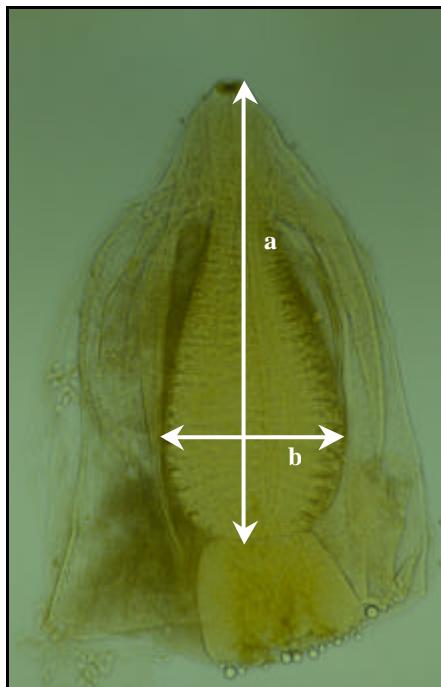


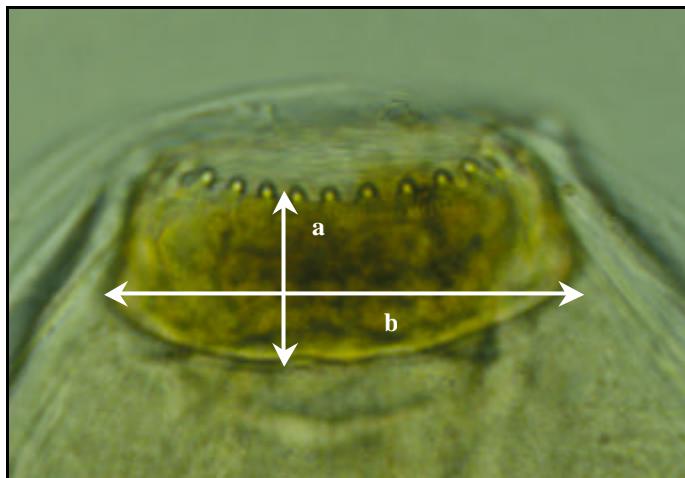
Abb. 2.7: Vermessung der Körpergröße eines Nematoden der Gattung *Anguilllicola*.

Die Abbildungen 2.8 und 2.9 zeigen die lichtmikroskopischen Vermessungen des Ösophagus (10-fache Vergrößerung) und der Kopfkapsel (100-fache Vergrößerung).



a) Ösophaguslänge ( $\mu\text{m}$ )  
b) Ösophagusbreite ( $\mu\text{m}$ )

Abb. 2.8: Vermessung der Ösophagusgröße eines Nematoden der Gattung *Anguillicola*.



a) Kopfkapsellänge ( $\mu\text{m}$ )  
b) Kopfkapselbreite ( $\mu\text{m}$ )

Abb. 2.9: Vermessung der Kopfkapselgröße eines Nematoden der Gattung *Anguillicola*.

In Abbildung 2.10 ist zur besseren Verdeutlichung eine elektronenmikroskopische Aufnahme der Mundöffnung des Schwimmbblasen-Nematoden *A. crassus* zu sehen. Die Zählung der zirkulär angeordneten Zähne erfolgte allerdings unter dem Lichtmikroskop (100-fache Vergrößerung).

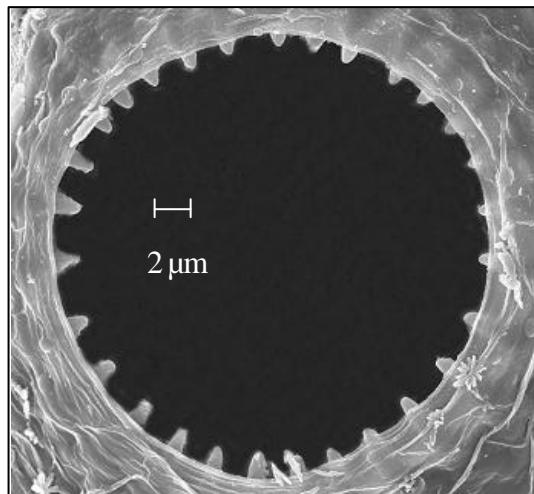


Abb. 2.10: Elektronenmikroskopische Aufnahme der Mundöffnung von *A. crassus*.

Eine Zusammenfassung der untersuchten morphologischen Merkmale und die jeweilige Art der Messung findet sich in Tabelle 2.2.

Tabelle 2.2: Zusammenfassung der untersuchten morphologischen Merkmale und Art der mikroskopischen Vermessung.

	Morphologisches Merkmal	Messung
1	Anzahl Zähne	Lichtmikroskop (100 x)
2	Trockenmasse (mg)	Feinwaage
3	Körperlänge (mm)	Stereomikroskop (0,65 x; 2,0 x; 5,0 x)
4	Körperbreite (mm)	Stereomikroskop (0,65 x; 2,0 x; 5,0 x)
5	Ratio Länge:Breite Körper	Berechnung
6	Länge Ösophagus (μm)	Lichtmikroskop (10 x)
7	Breite Ösophagus (μm)	Lichtmikroskop (10 x)
8	Ratio Länge:Breite Ösophagus	Berechnung
9	Länge Kopfkapsel (μm)	Lichtmikroskop (100 x)
10	Breite Kopfkapsel (μm)	Lichtmikroskop (100 x)
11	Ratio Breite:Länge Kopfkapsel	Berechnung

## 2.3 Allozym-Analysen

Die Allozym-Analysen wurden in Kooperation mit Prof. S. Mattiucci des parasitologischen Instituts der Universität „La Sapienza“ der Universität Rom durchgeführt. Prinzipiell entsprach diese Untersuchung der Allozym-Analysen am *Anisakis simplex*-Komplex (vgl. Nascetti et al. 1986, Mattiucci et al. 1997, 2004); zusätzliche Informationen über Material und Methodik können daher auch diesen publizierten Studien entnommen werden.

Die Allozym-Elektrophorese ist die gebräuchlichste Technik zur Unterscheidung von verschiedenen Formen desselben Enzyms (Allozyme) und ist in Abbildung 2.11 schematisch zusammengefasst. Allgemein werden Extrakte von verschiedenen Individuen auf ein Stärkegel aufgetragen, an das ein elektrisches Feld angelegt wird. Wenn die Aminosäurekombination eines gegebenen Enzyms variiert und wenn die Aminosäuresubstitution verschiedene Ladungen haben, dann unterscheiden sich die Enzyme in ihrer Nettoladung, so dass sie im Gel aufgetrennt werden (Futuyma 1990). Anschließend wird das Gel in das vom Enzym benötigte Substrat getaucht und ein Farbstoff dazugegeben, der mit dem Produkt der Enzym-Substrat-Reaktion reagiert. Dadurch wird die Position des Enzyms durch eine Farbbande markiert und auf dem Gel sichtbar. Auf diese Weise werden unterschiedliche Genotypen durch die unterschiedliche Position der Banden auf dem Gel identifiziert. Diese Unterschiede sind gewöhnlich genetisch, d. h. bei Kreuzung werden sie entsprechend den Mendelschen Gesetzen vererbt.

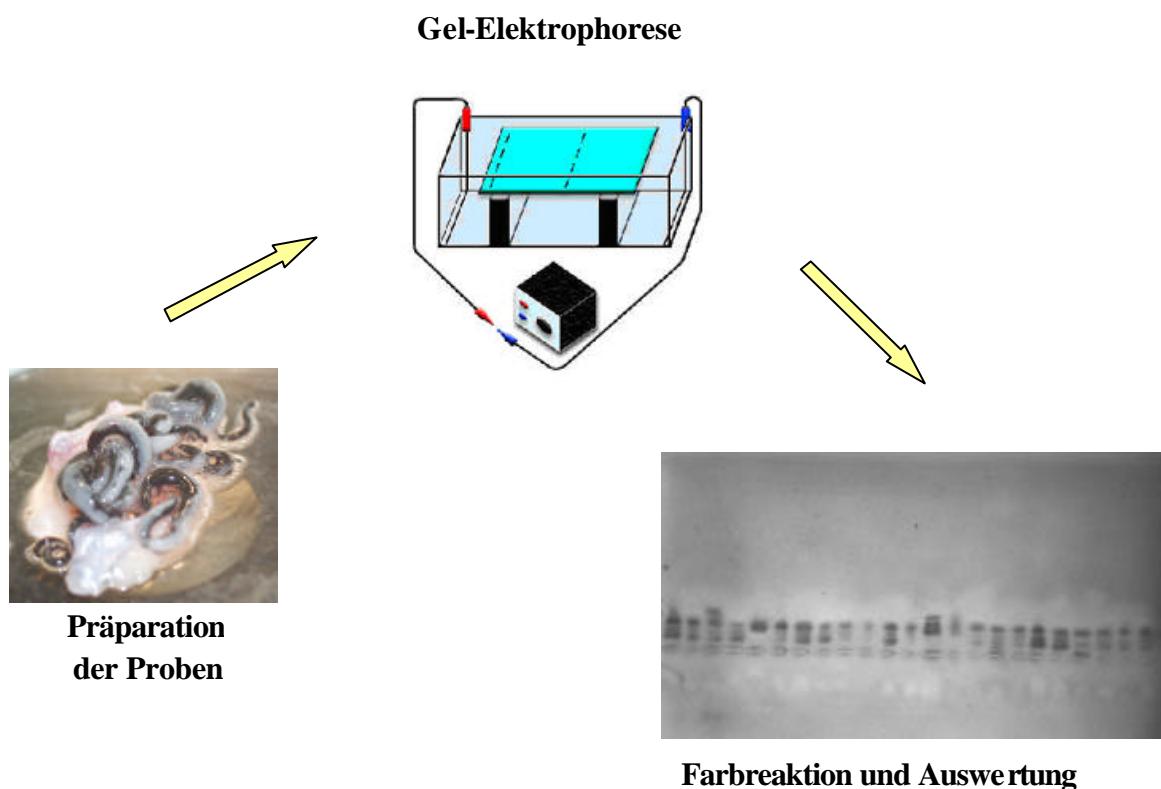


Abb. 2.11: Schematische Darstellung der Allozym-Gel-Elektrophorese.

### 2.3.1 Verwendete Tiere

Für die genetischen Untersuchungen wurden 506 Nematoden aus 14 Populationen verwendet, diese sind in Tabelle 2.3 zusammengefasst.

Tabelle 2.3: Angaben über die Anzahl der genetisch untersuchten Schwimmblasen-Nematoden aus den verschiedenen Populationen.

Population	Fangjahr	Wirt	n
Rhein/ Karlsruhe	2003	<i>A. anguilla</i>	44
Altrhein/ Mannheim	2002-2003	<i>A. anguilla</i>	38
Rhein/ Rheinfelden	2003	<i>A. anguilla</i>	35
Rhein/ St. Goar	2003	<i>A. anguilla</i>	47
Rhein/ Arnheim (NL)	2003	<i>A. anguilla</i>	29
Main/ Würzburg	2003	<i>A. anguilla</i>	7
Sauer/ Rosport (L)	2003	<i>A. anguilla</i>	25
Lippe/ Hünxe	2003	<i>A. anguilla</i>	19
Iysselmeer/ Makkum (NL)	2003	<i>A. anguilla</i>	71
Müggelsee/ Berlin	2003	<i>A. anguilla</i>	27
Plauer See	2003	<i>A. anguilla</i>	39
Olsztyneker See (PL)	2003	<i>A. anguilla</i>	34
Lago di Bracciano (I)	2004	<i>A. anguilla</i>	36
Bu-Dai AC (ROC)	2003	<i>A. japonica</i>	55

### 2.3.2 Untersuchte Enzyme

Insgesamt wurden für die Allozym-Analysen 5 verschiedene Enzyme mit 7 codierenden Loci untersucht und erfolgreich den Nematoden zugeordnet (s. Tabelle 2.4). Leider konnten bei 3 weiteren Enzymen, nämlich der Mannosephosphat-Isomerase (*Mpi*), Peptidase B (*Pep B*), und Phosphoglucose-Isomerase (*Pgi*), entweder keine Farbreaktionen (evtl. Hinweise auf Nullallele) festgestellt werden oder die Bandenmuster konnten nicht eindeutig interpretiert werden, so dass diese Ergebnisse verworfen wurden.

Tabelle 2.4: Untersuchte Enzyme für die Allozym-Analyse und deren Eigenschaften.

Enzym	Quartärstruktur	Codierende Loci	Puffer	Wanderung
Adenylyl-Kinase	Monomer	<i>Adk-1</i>	TC-II/	Kathodisch
	Monomer	<i>Adk-2</i>	ACPH	Kathodisch
Alkalische Phosphatase	Monomer/ Dimer	<i>Ap-1</i>	TC-II	Kathodisch
Malat-Dehydrogenase	Dimer	<i>Mdh-1</i>	ACPH	Kathodisch
	Dimer	<i>Mdh-2</i>		Anodisch
NADP-Malat-Dehydrogenase	Tetramer	<i>Me</i>	TC-II	Kathodisch
Superoxid-Dismutase	Dimer	<i>Sod-1</i>	PH-I	Anodisch
Mannosephosphat-Isomerase	Monomer	<i>Mpi</i>	PH-I	Anodisch
Peptidase B	Monomer	<i>Pep B</i>	TC-II	Anodisch
Phosphoglucose-Isomerase	Dimer	<i>Pgi</i>	PH-I	Anodisch

### 2.3.3 Gel-Präparation und Elektrophorese

Für die elektrophoretische Auftrennung der Proteine wurde eine Standard-horizontale Stärke-Gel-Elektrophorese durchgeführt (5°C, 7-9 V/cm, 4h). Um ideale Laufbedingungen zu ermöglichen, wurden den verschiedenen Enzymen 3 unterschiedliche Pufferlösungen angeboten. Die Ansätze für die jeweiligen Puffersysteme sind Tabelle 2.5 zu entnehmen; dabei wurde zunächst in einem Erlenmeyer-Kolben die Stärke im entsprechenden Puffer gelöst, die Lösung zum Sieden gebracht und schließlich im Vakuum homogenisiert, so dass eine bläschenfreie Auftragung des Gels auf die Plexiglasplatten (15 x 21,5 x 0,7 cm) garantiert werden konnte. Nach Abkühlung des Gels wurden mit einem 23-zähnigen Kamm die Probentaschen gestochen.

Sämtliche Proben (Nematoden, Gewebe- und Blutproben der Aale) wurden mit 1-2 Tropfen H<sub>2</sub>O<sub>dest</sub> versetzt und im Mörser zerrieben, um die Proteine aus dem Cytosol freizusetzen. Der auf Eis gekühlte, homogenisierte Zellsaft wurde anschließend mit ca. 0,5 x 0,5 cm großen Löschpapierstreifen aufgesaugt und in die Geltaschen geladen.

Tabelle 2.5: Ansätze für die verschiedenen Puffersysteme TC-II, PH-I und ACPH.

Puffer	Laufpuffer	Gel-Lsg.	Ansatz/ Gel
<b>TC-II</b>	2 l Aqua <sub>dest.</sub> Tris (166,4 g) Zitronensäure Monohydrat (60 g) pH=8	2 l Aqua <sub>dest.</sub> Tris (5,54 g) Zitronensäure H <sub>2</sub> O (2,20 g) pH=8	200 ml Gel-Lsg. 22 g Stärke (Fischer)/ 20 g Stärke (Sigma)
<b>PH-I</b>	2 l Aqua <sub>dest.</sub> Tris (50,8 g) Bor-Säure (18,2 g) EDTA (2,20 g) pH=8	2 l Aqua <sub>dest.</sub> Tris (5 g) Bor-Säure (2,48 g) EDTA (0,5 g) pH=8	215 ml Gel-Lsg. 22 g Stärke (Fischer)/ 20 g Stärke (Sigma)
<b>ACPH</b>	2 l Aqua <sub>dest.</sub> Tri-Natriumcitrat Dihydrat (108,22 g) NaH <sub>2</sub> PO <sub>4</sub> H <sub>2</sub> O (66,24 g) pH=6,3	Laufpuffer 1:40-Verdünnung pH=6,3	5 ml Laufpuffer 195 ml Aqua <sub>dest.</sub> 22 g Stärke (Fischer)/ 20 g Stärke (Sigma)

### 2.3.4 Farbreaktion

Die Farbreaktion ist für jedes zu untersuchende Enzym spezifisch und besteht aus verschiedenen Komponenten, die in Tabelle 2.6 zusammengefasst sind. Die Substanzen wurden in 25 ml Messkolben der folgenden Reihe nach angesetzt: Pufferlösung, Substrat, evtl. NADP/ NAD, evtl. MgCl<sub>2</sub>, evtl. MTT und PMS. Schließlich wurde der Lösung das Enzym für die Farbreaktion zugegeben, mit ca. 50°C heißer Agar-Lösung versetzt und auf die Gele aufgetragen. Um die Farbreaktion zu beschleunigen, erwies es sich als vorteilhaft, die Gele bei 37°C zu inkubieren. Sobald die Bandenmuster auf den Gelen ersichtlich waren, wurde die Farbrektion mit verdünnter Essigsäure (1:10) beendet.

Tabelle 2.6: Ansätze für die verschiedenen Farbreaktionen der jeweiligen Enzyme.

Enzym	Puffer-Lsg.	Substrat	NADP (mg)	NAD (mg)	MgCl <sub>2</sub> (mg)	MTT (mg)	PMS (mg)	Enzym für Farbrkt.
<b>Adk</b>	Tris -HCl (5 ml)	AdP (30 mg) Glucose (45 mg)	10	-	10	15	3	6-Gpdh (0,02 ml) Hk (0,02 ml)
<b>Ap</b>	N,N-Dimethyl-formamid (0,1 ml) Tris -HCl (5 ml)	Leu-Ala (20 mg) o-Dianisidina (10 mg)	-	-	-	-	-	A-Oxidase (0,02 ml) Peroxidase (0,04 ml)
<b>Mdh</b>	-	Malato di Natrio (5 ml)	-	20	-	15	3	-
<b>Me</b>	-	Malato di Natrio (5 ml)	20	-	-	15	3	-
<b>Mpi/ Sod</b>	Tris -HCl (5 ml)	Mannose-6-P (30 mg)	12	-	10	15	3	6-Gpdh (0,02 ml) Pgi (0,02 ml)
<b>Pep B</b>	N,N-Dimethyl-formamid (0,1 ml) Tris -HCl (5 ml)	Leu-Leu-Leu (20 mg) o-Dianisidin (10 mg)	-	-	-	-	-	A-Oxidase (0,02 ml) Peroxidase (0,04 ml)
<b>Pgi</b>	Tris -HCl (5 ml)	Fructose-1-P (30 mg)	10	-	10	10	3	6-Gpdh (0,02 ml)

### 2.3.5 Verwendete Chemikalien

Den Tabellen 2.7 und 2.8 können die für Laufpuffer, Gele und Farbreaktionen verwendeten chemischen Substanzen der Allozym-Analysen entnommen werden.

Tabelle 2.7: Chemische Substanzen für Laufpuffer und Gele.

Chemische Substanz	Hersteller	Nummer
Borsäure	Merck	1.00165.1000
DL-Äpfelsäure	Merck	
EDTA	Merck	8418.1000
Natriumdihydrogenphosphat-Monohydrat	Merck	1.06346.1000
Stärke	Fischer	170504
Stärke	Sigma	S-5651
Tri-Natriumcitrat-Dihydrat	Merck	1.06448.1000
Tris	Amresco	0893B86
Zitronensäure-Monohydrat	Merck	1.00244.1000

Tabelle 2.8: Chemische Substanzen für Farbreaktionen.

Chemische Substanz	Hersteller	Nummer
<b>a) Substrate</b>		
Adenosin	Sigma	A-7636
Adenosin-5-diphosphat	Boehringer Mannheim	127515
D-Fructose-6-Phosphat	Sigma	F-3627
D-Mannose-6-Phosphat	Sigma	M-8754
Glucose		
Glucose-1-Phosphat	Boehringer Mannheim	105279
Inosin	Merck	1.04723.0005
Leu-Ala	Sigma	L-9250
o-Dianisidin	Sigma	D-9143
<b>b) Enzyme</b>		
6-Gpdh (Glucose-6-Phosphat-dehydrogenase)	Roche Diagnostics	165875
A-Oxidase	Sigma	A-9378
Hk (Hexokinase)	Roche Diagnostics	1426362
Peroxidase	Roche Diagnostics	108073
Pgi (Phosphoglucose-Isomerase)	Boehringer Mannheim	127396
<b>c) sonstige Substanzen</b>		
Essigsäure	Riedel-de-Haën	27221
HCl (1N)	Merck	1.09057.1000
MgCl <sub>2</sub> -Hexahydrat	Merck	5833.1000
MTT	Sigma	M-2128
N,N-Dimethylformamid	Merck	1.02937.0500
NAD	Roche Diagnostics	127973
NADP	Sigma	N-0505
NaOH (1N)	Merck	1.09137.1000
NaOH-Plätzchen	Merck	1.06498.1000
PMS (Phenazin-Methosulfat)	Sigma	P-9625

### 2.3.6 Nomenklatur der Loci und Allele

Die Bezeichnung der Allozyne, die elektrophoretisch aufgetrennt worden sind, basieren auf ihre Wanderungsfähigkeit im elektrischen Spannungsfeld. Als Ausgangspopulation mit der alle anderen genetisch verglichen werden sollten, wurde die Rhein-Population auf der Höhe von Karlsruhe gewählt. Dabei erhielt das jeweils am häufigsten aufgetretene Allozym innerhalb dieser Population den Wert 100. Schneller wandernde Allozyne erhielten Werte von über 100, langsamere hingegen von unter 100, je nachdem wie weit ihr Abstand vom häufigsten Allozym war. Die Bezeichnungen der Allozyne bzw. Allele entstammen daher ihrer relativen Mobilität im Gel. Durch direkte Vergleiche der Bandenmuster auf den untersuchten Genen konnten die Allozyne aller Populationen ermittelt werden.

Unter Berücksichtigung der homo- und heterozygoten Individuen konnten die Allelfrequenzen, also die Häufigkeit mit der ein bestimmtes Allel in einer Population auftrat, errechnet werden.

### **2.3.7 Datenanalyse**

Einfache Möglichkeiten die genetische Variation in einer Population zu beschreiben ist die Heterozygosität (Formel 9). Die Werte dieses Parameters bewegen sich auf einer Skala von 0 (alle Individuen sind gleich) bis 1 (alle Individuen sind verschieden).

(9) Durchschnittliche Heterozygosität ( $\tilde{H}$ ) von  $m$  Loci ( $l$ )

$$\tilde{H} = \frac{1}{m} \sum_{l=1}^m H_l$$

Die Heterozygosität ( $H$ ) ist definiert als der Anteil der heterozygoten Individuen über  $m$  Loci.

Häufig werden Distanzmatrizen erstellt, um phylogenetische Stammbäume zu konstruieren. Im Rahmen dieser Studie wurden genetische Distanzen zwischen den verschiedenen Populationen basierend auf den Algorithmen nach Nei (1972) berechnet (Formel 10). Dieses genetische Abstandsmaß stellt häufig die Basis für populationsgenetische Arbeiten dar und wurde verwendet, um vergleichbare Werte zu erhalten.

(10) Standard-genetische Distanz ( $D_{Nei}$ )

$$D_{Nei} = -\ln \left( \frac{\sum x_i y_i}{\sum x_i \sum y_i} \right)$$

An einem bestimmten Locus der Population X bzw. Y sind  $x_i$  und  $y_i$  die Frequenzen eines  $i$ -ten Allels.

Die Werte der genetischen Distanzen rangieren von 0 (kein Allelunterschied) bis unendlich. Generell kann man sagen, dass nah verwandte Populationen  $D_{Nei}$ -Werte aufzeigen, die sich unterhalb von 0,1 bewegen; divergente Populationen oder gar unterschiedliche Arten tendieren dagegen zu  $D_{Nei}$ -Werten von über 0,2.

Als Dendrogramm-Darstellung wurde die sogenannte Durchschnittliche-Distanz-Methode (unweighted pairgroup method with arithmetic mean; UPGMA) nach Sneath & Sokal (1973) gewählt, die eine besondere Form der Cluster-Analyse darstellt.

## 2.4 Auswertung

### 2.4.1 Deskriptive Statistik

Um die „Lage“ und die „Streuung“ einer Stichprobe zu beschreiben und mit anderen Stichproben zu vergleichen, wurde das arithmetische Mittel (11), die empirische Standardabweichung (12) und die empirische Varianz (13) herangezogen.

$$(11) \quad \bar{x} = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n x_i$$

$$(12) \quad s = \sqrt{\frac{\sum (\bar{x} - x_i)^2}{n-1}}$$

$$(13) \quad s^2 = \frac{1}{n-1} \sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})^2$$

- $\bar{x}$  = arithmetisches Mittel
- s = empirische Standardabweichung
- $s^2$  = empirische Varianz
- n = Anzahl der Messwerte
- $x_i$  = individueller Messwert

Bei den morphometrischen Untersuchungen wurde zusätzlich der empirische Median (Zentralwert), also der „mittelste Wert“ der geordneten Stichproben mit der Formel 14 berechnet und die Spannweite bzw. Variationsbreite (Differenz zwischen dem kleinsten und dem größten Wert der Stichprobe) angegeben. Im Gegensatz zum arithmetischen Mittel ist der Median unempfindlich gegenüber „Ausreißern“.

$$(14) \quad \tilde{x} = \begin{cases} x_{\left(\frac{n+1}{2}\right)} & \text{falls } n \text{ eine ungerade Zahl ist} \\ \frac{1}{2} \left( x_{\left(\frac{n}{2}\right)} + x_{\left(\frac{n+1}{2}\right)} \right) & \text{falls } n \text{ eine gerade Zahl ist} \end{cases}$$

Um zu testen, ob sich unter den Messwerten „extreme Ausreißer“ befinden, wurden mit dem rechnergestützten Programm WinSTAT alle Fälle entdeckt, deren Abstand vom Mittelwert größer als die achtfache Standardabweichung ( $n^*$  Sigma) betrug.

Um die Stärke eines monotonen (wachsend oder fallend) Zusammenhangs zweier Merkmale aufzudecken, bedient man sich des Rang-Korrelations-Koeffizienten  $r$  von Spearman (Sachs 1992), der sich durch die folgenden Eigenschaften auszeichnet:

- a)  $-1 = r = 1$
- b) Falls  $r \approx +1$ , so liegt ein deutlich ausgeprägter ansteigender Trend vor.  
Falls  $r \approx -1$ , so liegt ein deutlich ausgeprägter fallender Trend vor.

Erfahrungsgemäß neigt man Koeffizienten von  $\pm 0,8$  intuitiv mit „gut korreliert“ bzw. von  $\pm 0,4$  mit „wenig korreliert“ gleichzusetzen.

Um die Zusammenhänge zweier Messreihen dokumentieren zu können, wurden Regressionsanalysen nach folgenden mathematischen Funktionen durchgeführt und als Modelle unabhängig vom Bestimmtheitsmaß graphisch dargestellt:

Linear:  $y = a \cdot x + b$

Potentiell:  $y = a \cdot b^x$

Exponentiell:  $y = a^{b^x}$

Logarithmisch:  $y = a + b \cdot \log x$

Hyperbolisch 1:  $y = a + \frac{b}{x}$

Hyperbolisch 2:  $y = \frac{1}{a + b \cdot x}$

Hyperbolisch 3:  $y = \frac{x}{a + b \cdot x}$

## 2.4.2 Schließende Statistik

Für den Vergleich von unabhängigen Stichproben (z. B. die morphologischen Merkmale der verschiedenen *A. crassus*-Populationen) wurde bei zwei zu untersuchenden Stichproben der U-Test von Mann-Whitney bzw. bei mehr als zwei zu untersuchenden Stichproben der H-Test (Kruskal-Wallis-Test) angewendet und unter zweiseitiger Testannahme folgende Hypothesen aufgestellt:

$H_0$ : „Die Stichproben sind gleich“

$H_1$ : „Die Stichproben sind unterschiedlich“

Konnten im Falle von mehreren Stichproben mit dem H-Test signifikante Unterschiede detektiert werden, so sollte der U-Test von Mann-Whitney bei einseitiger Fragestellung anhand der folgenden Hypothesen weitere Aufschlüsse über die zu untersuchenden Stichproben liefern:

$H_0$ : Stichprobe 1 = Stichprobe 2

$H_1$ : Stichprobe 1 > Stichprobe 2

Die Testverfahren basieren jeweils auf einem Signifikanzniveau von  $\alpha = 0,05$ . Für alle statistischen Auswertungen wurde das rechnergestützte Programm WinSTAT angewendet.



### 3 Ergebnisse

Der Ergebnisteil dieser Arbeit setzt sich aus 4 Kapiteln zusammen. Im ersten Teil, in der parasitologischen Untersuchung, werden aktuelle Befallsdaten von verschiedenen Populationen des Europäischen (*A. anguilla*) und Japanischen Aals (*A. japonica*) mit dem Schwimmblasen-Nematoden *A. crassus* vorgestellt.

Der zweite Teil der Studie beschäftigt sich mit verschiedenen Aspekten der ökologischen Parasitologie. So wurden u. a. saisonale, habitat- und wirtsgebundene Präferenzen des Parasiten ebenso untersucht, wie seine pathogenen Einflüsse auf den Endwirt.

Im anschließenden dritten Teil sind die morphometrischen Ergebnisse von verschiedenen Populationen der Gattung *Anguillicola* ausführlich dargestellt sowie systematisch und populationsbiologisch analysiert.

In den abschließenden, genetischen Untersuchungen (4. Teil) wurden verschiedene *A. crassus*-Populationen aus Europa und Taiwan mit Hilfe von Allozym-Analysen verglichen und Verwandtschaftsgrade aufgestellt.

Auf die Ergebnisse der Elektrobefischungen soll hier nur kurz eingegangen werden; eine protokolierte Nachweisliste der gefundenen Fischarten und deren Schutzstatus findet sich im Anhang. Insgesamt konnten in den 3 Fließgewässern (Rhein, Ruhr und Lippe) 24 Fischarten, einschließlich der Neunaugen, nachgewiesen werden. Im Rhein und Altrhein auf der Höhe von Karlsruhe wurden 23 Arten detektiert, von denen 11 auf der „Roten Liste“ Baden-Württembergs aufgeführt sind (Hoffmann 1995). Darunter zählen 4 Arten zur Kategorie 3 (gefährdet) und 2 in der Kategorie 2 (stark gefährdet). Besonders erfreulich ist der Nachweis des Steinbeißers (*Cobitis taenia*), der in der Kategorie 1 (vom Aussterben bedroht) eingestuft ist. Entsprechend gilt für die „Rote Liste“ Deutschland: 8 Arten in der Kategorie 2 und 3 Arten in der Kategorie 3.

Weitere Informationen über die Ichthyofauna des Oberrheins, die u. a. durch Beprobungen des Rechenguts von Kraftwerken bzw. E-Befischungen gewonnen wurden, können folgenden Untersuchungen entnommen werden: Weibel (1990, 1991), Hirt (1996), Münderle & Thielen (2002), deren Ergebnisse zur vorliegenden Arbeit ergänzend vorgestellt werden sollen.

Bei den Elektro-Befischungen in der Lippe und Ruhr konnten jeweils nur ein Bruchteil der tatsächlich vorkommenden Fischarten nachgewiesen werden, da beide Gewässer nur einmal beprobt werden konnten. Ausgiebige Informationen über kommentierte Artenlisten der Fische und Rundmäuler sowie deren Gefährdungsstatuten sind bspw. über die Arbeitsgemeinschaft Biologischer Umweltschutz ([www.abu.naturschutz.de](http://www.abu.naturschutz.de), 05.09.2005) zu erhalten.

## 3.1 Parasitologische Untersuchung

### 3.1.1 Daten der untersuchten Aale

Im Rahmen dieser Doktorarbeit wurden insgesamt 1015 Europäische Aale (*A. anguilla*), 240 Japanische Aale (*A. japonica*) und 4 *A. marmorata* auf Schwimmblasenparasiten untersucht. Die Tabelle 3.1 zeigt die jeweiligen Längen, Massen und Konditionsfaktoren von verschiedenen Aalpopulationen, die für diese Studie herangezogen wurden.

Tabelle 3.1: Angaben über Anzahl, Längen, Massen und k-Faktoren der jeweiligen untersuchten Populationen von Europäischen Aalen (*A. anguilla*).

Herkunft	Datum	n.	Länge		Masse		k-Faktor	
			$\bar{x} \pm s$	min-max	$\bar{x} \pm s$	min-max	$\bar{x} \pm s$	min-max
<b>Rhein/ Karlsruhe</b>	15.04.02	28	56 ± 8	41-72	290 ± 142	95-580	0,15 ± 0,02	0,12-0,19
	19.09.02	23	57 ± 9	41-73	311 ± 159	75-640	0,16 ± 0,02	0,11-0,19
	01.04.03	66	56 ± 10	34-73	312 ± 160	70-650	0,16 ± 0,02	0,10-0,20
	28.04.03	23	55 ± 11	33-69	316 ± 197	50-590	0,16 ± 0,03	0,09-0,20
	10.07.03	20	53 ± 13	36-81	300 ± 272	70-1145	0,16 ± 0,03	0,12-0,22
	09.09.03	11	49 ± 12	36-63	213 ± 161	55-498	0,15 ± 0,03	0,11-0,20
	25.03.04	6	64 ± 4	58-69	440 ± 102	285-550	0,16 ± 0,01	0,15-0,18
	08.11.04	19	56 ± 13	34-79	339 ± 260	50-905	0,16 ± 0,03	0,09-0,23
	19.07.05	20	49 ± 10	30-71	229 ± 145	35-600	0,16 ± 0,02	0,13-0,19
<b>Altrhein/ Karlsruhe</b>	18.04.02	12	57 ± 8	45-70	330 ± 165	125-645	0,17 ± 0,02	0,14-0,21
<b>Altrhein/ Mannheim</b>	29.04.02	19	52 ± 6	41-66	225 ± 87	120-485	0,16 ± 0,01	0,14-0,20
	12.06.02	10	52 ± 9	38-64	240 ± 130	60-405	0,16 ± 0,02	0,11-0,19
	28.08.02	20	56 ± 5	46-67	313 ± 109	170-520	0,17 ± 0,02	0,14-0,20
	08.10.02	20	56 ± 8	47-73	290 ± 127	150-625	0,16 ± 0,02	0,13-0,21
	25.10.02	20	58 ± 4	49-64	310 ± 65	180-400	0,16 ± 0,01	0,13-0,18
	11.07.03	27	54 ± 6	44-66	261 ± 77	150-445	0,16 ± 0,02	0,12-0,23
	15.08.03	20	52 ± 5	45-61	227 ± 66	150-345	0,16 ± 0,02	0,13-0,23
<b>Rhein/ Sulzbach</b>	20.05.03	36	49 ± 9	36-70	222 ± 172	55-735	0,16 ± 0,03	0,11-0,26
	12.08.03	27	47 ± 11	32-66	188 ± 153	40-545	0,15 ± 0,02	0,10-0,19
	17.11.03	37	46 ± 11	28-66	170 ± 141	15-565	0,14 ± 0,03	0,07-0,20
<b>Rhein/ St. Goar</b>	03.11.03	29	60 ± 6	49-68	388 ± 89	225-528	0,18 ± 0,02	0,14-0,23
<b>Rhein/ Arnheim</b>	13.10.03	43	56 ± 4	39-66	305 ± 82	73-603	0,17 ± 0,02	0,12-0,23
<b>Main/ Würzburg</b>	09.07.03	22	50 ± 7	38-63	219 ± 115	70-475	0,16 ± 0,03	0,11-0,21
<b>Sauer/ Rosport</b>	21.07.03	20	50 ± 10	35-74	210 ± 183	50-755	0,14 ± 0,02	0,10-0,19
	20.10.03	8	62 ± 8	46-71	462 ± 190	155-690	0,18 ± 0,03	0,11-0,22
<b>Ruhr/ Mühlheim</b>	02.12.03	12	55 ± 10	42-70	301 ± 199	100-635	0,16 ± 0,02	0,13-0,19
<b>Lippe/ Hünxe</b>	04.12.03	31	49 ± 7	32-62	218 ± 107	35-560	0,18 ± 0,04	0,08-0,25
<b>Iysselmeer</b>	09.10.03	50	36 ± 4	31-48	67 ± 32	40-165	0,14 ± 0,02	0,12-0,18
<b>Müggelsee/ Berlin</b>	16.09.03	36	41 ± 5	29-49	98 ± 36	20-158	0,13 ± 0,02	0,09-0,17
<b>Plauer See</b>	02.05.03	27	63 ± 5	52-71	420 ± 92	265-598	0,17 ± 0,02	0,13-0,22
<b>Olsztynek</b>	12.05.03	50	54 ± 5	41-61	248 ± 63	90-365	0,15 ± 0,01	0,13-0,19
<b>Ostsee/ Stockholm</b>	08.06.03	10	78 ± 5	70-88	1022 ± 174	783-1348	0,21 ± 0,02	0,16-0,23
<b>Lago di Trasimeno</b>	16.04.04	41	48 ± 7	36-60	172 ± 78	73-404	0,15 ± 0,02	0,11-0,19
<b>Lago di Bolsena</b>	30.04.04	27	52 ± 12	35-79	280 ± 197	72-797	0,18 ± 0,02	0,13-0,21
<b>Lago di Bracciano</b>	24.04.04	20	48 ± 10	37-66	184 ± 128	65-450	0,15 ± 0,02	0,12-0,18
	01.06.04	24	38 ± 5	29-47	96 ± 43	36-165	0,16 ± 0,04	0,11-0,28
	21.07.04	27	42 ± 6	34-54	120 ± 60	48-294	0,15 ± 0,02	0,10-0,20
	03.09.04	28	38 ± 8	31-61	109 ± 88	49-434	0,17 ± 0,02	0,12-0,20

Tabelle 3.1 (Fortsetzung): Angaben über Anzahl, Längen, Massen und k-Faktoren der jeweiligen untersuchten Populationen verschiedener Aalarten (*A. anguilla*<sup>1</sup>, *A. japonica*<sup>2</sup> und *A. marmorata*<sup>3</sup>).

Herkunft	Datum	n.	Länge		Masse		k-Faktor	
			$\bar{x} \pm s$	min-max	$\bar{x} \pm s$	min-max	$\bar{x} \pm s$	min-max
Zuo-Zheng <sup>1</sup>	02.03.03	25	44 ± 2	41-49	159 ± 19	137-203	0,18 ± 0,01	0,15-0,21
Bu-Dai <sup>2</sup> (Aquaculture)	25.02.03	25	54 ± 3	48-61	248 ± 50	176-393	0,16 ± 0,01	0,13-0,19
	07.03.03	46	55 ± 2	51-62	237 ± 27	194-304	0,14 ± 0,02	0,09-0,19
Kao-Ping River <sup>2</sup>	21.12.00	14	62 ± 6	54-79	385 ± 168	211-852	0,15 ± 0,02	0,10-0,19
	27.03.01	20	59 ± 8	46-73	289 ± 126	131-621	0,14 ± 0,01	0,10-0,17
	21.06.01	20	52 ± 4	43-60	229 ± 67	104-329	0,16 ± 0,02	0,13-0,19
	11.09.01	21	51 ± 4	41-58	178 ± 46	77-240	0,13 ± 0,01	0,11-0,16
	01.08.02	20	50 ± 9	39-75	205 ± 138	87-559	0,15 ± 0,02	0,12-0,20
	02.03.03	74	44 ± 11	29-89	123 ± 147	25-1105	0,11 ± 0,02	0,06-0,18
Lin Ben River <sup>3</sup>	2002/03	4	26 ± 5	21-33	39 ± 29	15-80	0,20 ± 0,06	0,12-0,26

Insgesamt konnte bei dieser Studie ein sehr breites Spektrum verschieden großer Aale abgedeckt werden. Der kleinste untersuchte Europäische Aal hatte eine Körperlänge von gerade mal 28 cm, der kleinste Japanische Aal 29 cm. Die größten Individuen beider Spezies zählten bereits zu den geschlechtsreifen Silberaalen und hatten eine Länge von 88 cm (*A. anguilla*) bzw. 89 cm (*A. japonica*). Die Körpermasse variierte bei den Europäischen Aalen zwischen 15 g und 1348 g und bei den Japanischen Aalen zwischen 25 g und 1105 g. Auch der Ernährungszustand (k-Faktor) war bei den untersuchten Tieren sehr heterogen und betrug im Falle des Europäischen Aals zwischen 0,07 und 0,28; beim Japanischen Aal zwischen 0,06 und 0,20.

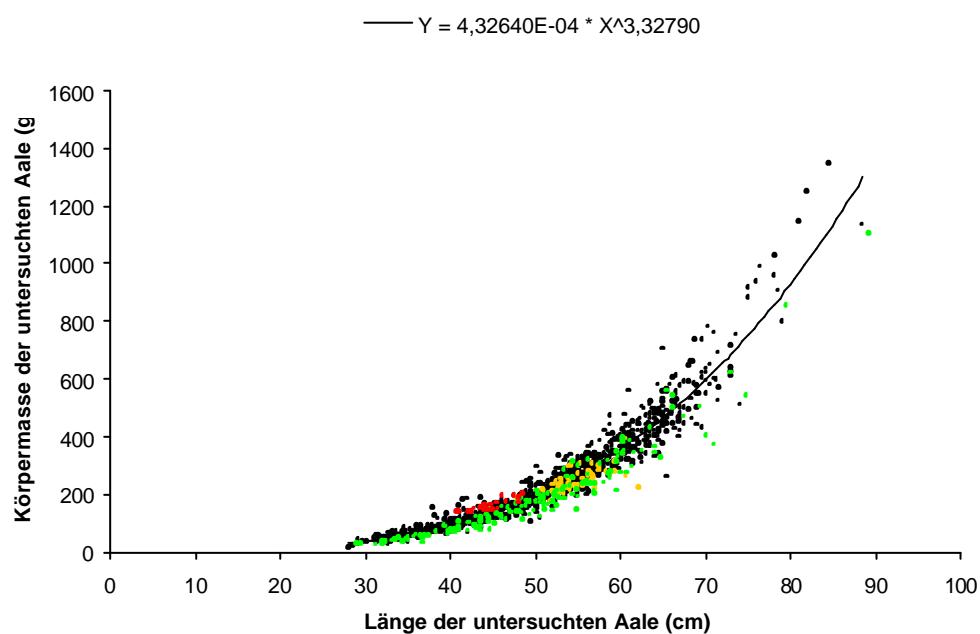


Abb. 3.1: Wachstumskurve des Europäischen Aals (*A. anguilla*) aus dem Freiland (• n = 965) im Vergleich zur Aquakultur (• n = 25) und zu Japanischen Aalen (*A. japonica*) aus dem Freiland (• n = 169) bzw. aus der Aquakultur (• n = 71).

In Abbildung 3.1 ist eine Wachstumskurve des Europäischen Aals ( $n = 965$ ) graphisch dargestellt. Dabei wurden die Daten von sämtlichen untersuchten Populationen aus Europa verwendet. Die Kurve beschreibt einen potenziellen Verlauf und deutet auf eine allometrische Größenzunahme des Aals hin. Der Abbildung sind auch die Daten der Europäischen (*A. anguilla*) und Japanischen Aale (*A. japonica*) zu entnehmen. Die Kulturaale sind hinsichtlich ihrer Größe ausgesprochen homogen, während bei den Wildaalen sämtliche Altersklassen untersucht werden konnten. Insgesamt kann deren Wachstum jedoch in Analogie zu der des Europäischen Aals im Freiland gestellt werden und verläuft somit ebenfalls allometrisch.

In den Tabellen 3.2 und 3.3 sind Leber- und Milzmassen sowie die dazugehörigen hepato- bzw. milzosomatischen Indices von verschiedenen Aalpopulationen dargestellt. Diese Daten wurden ermittelt, um eventuelle pathogene Einflüsse von *A. crassus* auf diese Organe feststellen zu können.

Tabelle 3.2: Daten zu Leber-Massen ( $m_{Leber}$ ) und hepatosomatischen Indices der jeweiligen untersuchten Populationen von Europäischen Aalen (*A. anguilla*).

<b>Herkunft</b>	<b>Datum</b>	<b><math>m_{Leber}</math> (mg)</b>		<b>HS-Index</b>	
		$\bar{x} \pm s$	min-max	$\bar{x} \pm s$	min-max
<b>Rhein/ Karlsruhe</b>	15.04.02	4,17 ± 1,96	1,42-8,04	1,50 ± 0,36	0,90-2,35
	19.09.02	3,37 ± 1,64	0,80-6,73	1,14 ± 0,20	0,84-1,57
	01.04.03	5,70 ± 3,05	1,52-13,61	1,89 ± 0,47	1,10-3,56
	28.04.03	5,41 ± 3,42	1,02-14,02	1,79 ± 0,35	1,31-2,46
	10.07.03	3,49 ± 3,03	0,78-11,63	1,22 ± 0,20	0,84-1,60
	09.09.03	2,33 ± 1,73	0,68-5,62	1,13 ± 0,19	0,79-1,32
	25.03.04	5,46 ± 1,69	3,86-8,09	1,27 ± 0,14	1,12-1,47
	08.11.04	4,33 ± 3,56	0,93-15,12	1,38 ± 0,34	0,35-1,85
	19.07.05	2,77 ± 1,79	0,60-6,90	1,23 ± 0,24	0,96-1,71
<b>Altrhein/ Karlsruhe</b>	18.04.02	5,76 ± 2,98	2,32-11,20	1,76 ± 0,38	1,12-2,51
<b>Altrhein/ Mannheim</b>	29.04.02	3,36 ± 1,28	1,69-6,44	1,52 ± 0,30	1,01-2,45
	12.06.02	3,27 ± 2,03	0,88-6,62	1,34 ± 0,18	1,14-1,63
	28.08.02	4,83 ± 1,45	2,73-7,28	1,60 ± 0,38	1,06-2,51
	08.10.02	4,03 ± 1,61	2,02-7,46	1,45 ± 0,34	0,84-2,05
	25.10.02	4,01 ± 0,79	2,56-5,06	1,35 ± 0,19	1,02-1,66
	11.07.03	3,91 ± 1,27	2,13-6,43	1,51 ± 0,31	0,97-2,30
	15.08.03	2,86 ± 0,68	1,79-4,46	1,30 ± 0,25	0,83-1,74
	20.05.03	3,72 ± 3,28	0,74-15,02	1,66 ± 0,28	1,19-2,25
<b>Rhein/ Sulzbach</b>	12.08.03	2,12 ± 1,55	0,40-6,26	1,22 ± 0,27	0,73-1,80
	17.11.03	2,21 ± 1,99	0,33-7,71	1,36 ± 0,35	0,51-2,34
	03.11.03	5,22 ± 1,29	2,48-7,98	1,35 ± 0,19	0,92-1,74
<b>Rhein/ Arnheim</b>	13.10.03	4,14 ± 0,24	0,93-8,15	1,36 ± 0,20	1,02-1,85
<b>Main/ Würzburg</b>	09.07.03	3,25 ± 2,29	1,01-11,47	1,51 ± 0,44	0,90-2,41
<b>Sauer/ Rosport</b>	21.07.03	2,65 ± 2,06	0,40-8,22	1,27 ± 0,37	0,44-2,05
	20.10.03	5,65 ± 2,32	1,95-7,98	1,22 ± 0,13	1,11-1,49
<b>Ruhr/ Mühlheim</b>	02.12.03	4,69 ± 3,31	1,44-11,58	1,54 ± 0,25	1,03-1,87
<b>Lippe/ Hünxe</b>	04.12.03	3,32 ± 1,70	0,49-8,74	1,53 ± 0,24	1,11-2,14
<b>Ijsselmeer</b>	09.10.03	1,21 ± 0,60	0,68-3,37	1,82 ± 0,36	1,14-2,74
<b>Müggelsee/ Berlin</b>	16.09.03	1,46 ± 0,59	0,34-3,27	1,52 ± 0,32	1,07-2,62

Tabelle 3.2 (Fortsetzung): Daten zu Leber-Massen ( $m_{Leber}$ ) und hepatosomatischen Indices der jeweiligen untersuchten Populationen von Europäischen Aalen (*A. anguilla*).

<b>Herkunft</b>	<b>Datum</b>	<b><math>m_{Leber}</math> (mg)</b>		<b>HS-Index</b>	
		$\bar{x} \pm s$	min-max	$\bar{x} \pm s$	min-max
<b>Lago di Trassimeno</b>	16.04.04	1,81 ± 0,72	0,89-3,78	1,12 ± 0,28	0,65-1,88
<b>Lago di Bolsena</b>	30.04.04	4,42 ± 2,49	0,89-10,08	1,73 ± 0,63	0,99-3,24
<b>Lago di Bracciano</b>	24.04.04	2,20 ± 1,57	0,65-5,43	1,17 ± 0,25	0,88-1,68
	01.06.04	1,00 ± 0,60	0,39-2,07	1,10 ± 0,26	0,73-1,53
	21.07.04	1,63 ± 1,05	0,67-3,72	1,05 ± 0,26	0,53-1,49
	03.09.04	1,57 ± 1,27	0,59-5,05	1,28 ± 0,19	0,92-1,70

Tabelle 3.3: Daten über Milz-Massen ( $m_{Milz}$ ) und milzsomatischen Indices der jeweiligen untersuchten Populationen von Europäischen Aalen (*A. anguilla*).

<b>Herkunft</b>	<b>Datum</b>	<b><math>m_{Milz}</math> (mg)</b>		<b>MS-Index</b>	
		$\bar{x} \pm s$	min-max	$\bar{x} \pm s$	min-max
<b>Rhein/ Karlsruhe</b>	25.03.04	0,57 ± 0,18	0,39-0,81	0,13 ± 0,04	0,09-0,18
	08.11.04	0,41 ± 0,32	0,10-1,22	0,13 ± 0,04	0,07-0,22
	19.07.05	0,29 ± 0,15	0,07-0,61	0,15 ± 0,05	0,07-0,25
<b>Rhein/ Sulzbach</b>	17.11.03	0,33 ± 0,21	0,07-0,88	0,20 ± 0,08	0,11-0,40
<b>Rhein/ St. Goar</b>	03.11.03	0,55 ± 0,19	0,22-0,99	0,14 ± 0,05	0,06-0,25
<b>Rhein/ Arnheim</b>	13.10.03	0,63 ± 0,38	0,14-1,56	0,22 ± 0,12	0,03-0,47
<b>Ruhr/ Mühlheim</b>	02.12.03	0,41 ± 0,25	0,18-1,10	0,15 ± 0,05	0,07-0,28
<b>Lippe/ Hünxe</b>	04.12.03	0,46 ± 0,29	0,09-1,07	0,19 ± 0,07	0,12-0,39
<b>Iysselmeer</b>	09.10.03	0,15 ± 0,09	0,05-0,39	0,21 ± 0,06	0,09-0,32
<b>Lago di Trassimeno</b>	16.04.04	0,21 ± 0,09	0,06-0,46	0,13 ± 0,06	0,04-0,31
<b>Lago di Bolsena</b>	30.04.04	0,34 ± 0,20	0,08-0,77	0,14 ± 0,07	0,04-0,35
<b>Lago di Bracciano</b>	24.04.04	0,20 ± 0,12	0,05-0,49	0,12 ± 0,04	0,05-0,19
	01.06.04	0,17 ± 0,29	0,03-1,14	0,16 ± 0,18	0,03-0,75
	21.07.04	0,15 ± 0,10	0,05-0,34	0,10 ± 0,07	0,04-0,28
	03.09.04	0,21 ± 0,21	0,04-0,84	0,16 ± 0,04	0,08-0,23

Von einigen Aalpopulationen wurden zusätzlich die Längen der Schwimmblasen gemessen, um bspw. Rückschlüsse auf Befallspräferenzen gewinnen zu können. Weiterhin wurden Aale mit geschädigten Schwimmblasen notiert, um das pathogene Ausmaß der Anguillicolose sowohl beim Europäischen als auch beim Japanischen Aal besser zu verstehen. Die Daten der Schwimmblasenlängen und der prozentuale Anteil der Tiere mit optisch getrübten oder verdickten Schwimmblasen innerhalb der untersuchten Populationen sind in Tabelle 3.4 zusammengefasst.

## Ergebnisse

---

Tabelle 3.4: Angaben zu Längen und Schädigungen von Schwimmblasen (SB) der jeweiligen untersuchten Populationen Europäischer Aale (*A. anguilla*) und Japanischer Aale (*A. japonica*).

Herkunft	Datum	Aalart	SB-Länge (cm)		% SB-Schädigung
			$\bar{x} \pm s$	min-max	
<b>Rhein/ Karlsruhe</b>	15.04.02	<i>A. anguilla</i>	-	-	0
	19.09.02	<i>A. anguilla</i>	-	-	9
	01.04.03	<i>A. anguilla</i>	5,1 ± 1,7	1,7-9,1	2
	28.04.03	<i>A. anguilla</i>	-	-	4
	10.07.03	<i>A. anguilla</i>	6,3 ± 2,5	2,9-10,2	0
	09.09.03	<i>A. anguilla</i>	5,1 ± 1,9	1,2-8,3	9
	25.03.04	<i>A. anguilla</i>	8,6 ± 1,6	6,3-10,3	0
	08.11.04	<i>A. anguilla</i>	7,2 ± 2,8	2,4-13,1	0
	19.07.05	<i>A. anguilla</i>	5,5 ± 2,0	1,2-9,3	20
<b>Altrhein/ Karlsruhe</b>	18.04.02	<i>A. anguilla</i>	-	-	0
<b>Altrhein/ Mannheim</b>	29.04.02	<i>A. anguilla</i>	-	-	0
	12.06.02	<i>A. anguilla</i>	-	-	0
	28.08.02	<i>A. anguilla</i>	-	-	0
	08.10.02	<i>A. anguilla</i>	-	-	5
	25.10.02	<i>A. anguilla</i>	-	-	0
	11.07.03	<i>A. anguilla</i>	7,7 ± 1,3	4,9-9,6	0
	15.08.03	<i>A. anguilla</i>	7,0 ± 1,0	4,6-8,4	10
<b>Rhein/ Sulzbach</b>	20.05.03	<i>A. anguilla</i>	4,3 ± 1,9	1,3-9,0	0
	12.08.03	<i>A. anguilla</i>	5,5 ± 1,9	2,0-9,0	7
	17.11.03	<i>A. anguilla</i>	5,6 ± 2,2	2,3-9,8	19
<b>Rhein/ St. Goar</b>	03.11.03	<i>A. anguilla</i>	6,3 ± 1,5	3,9-9,0	48
<b>Rhein/ Arnheim</b>	13.10.03	<i>A. anguilla</i>	6,1 ± 1,5	4,4-10,0	2
<b>Main/ Würzburg</b>	09.07.03	<i>A. anguilla</i>	6,3 ± 1,4	3,8-8,6	0
<b>Sauer/ Rosport</b>	21.07.03	<i>A. anguilla</i>	6,6 ± 2,2	2,7-10,7	0
	20.10.03	<i>A. anguilla</i>	-	-	38
<b>Ruhr/ Mühlheim</b>	02.12.03	<i>A. anguilla</i>	6,2 ± 2,2	3,3-9,6	17
<b>Lippe/ Hünxe</b>	04.12.03	<i>A. anguilla</i>	5,8 ± 2,6	1,7-10,7	16
<b>Ijsselmeer</b>	09.10.03	<i>A. anguilla</i>	4,3 ± 1,3	2,1-7,2	10
<b>Müggelsee/ Berlin</b>	16.09.03	<i>A. anguilla</i>	5,2 ± 1,6	2,9-8,0	8
<b>Plauer See</b>	10.05.02	<i>A. anguilla</i>	-	-	0
	02.05.03	<i>A. anguilla</i>	5,6 ± 1,9	2,1-9,2	11
<b>Olsztynek</b>	12.05.03	<i>A. anguilla</i>	6,2 ± 1,5	3,4-9,8	0
<b>Ostsee/ Stockholm</b>	08.06.03	<i>A. anguilla</i>	8,7 ± 0,9	7,0-9,0	0
<b>Lago di Trasimeno</b>	16.04.04	<i>A. anguilla</i>	6,6 ± 1,3	3,0-10,6	0
<b>Lago di Bolsena</b>	30.04.04	<i>A. anguilla</i>	6,9 ± 2,3	3,7-12,2	11
<b>Lago di Bracciano</b>	24.04.04	<i>A. anguilla</i>	5,4 ± 1,3	3,2-8,2	10
	01.06.04	<i>A. anguilla</i>	4,1 ± 1,0	2,2-5,2	8
	21.07.04	<i>A. anguilla</i>	4,9 ± 1,5	3,0-6,5	7
	03.09.04	<i>A. anguilla</i>	5,3 ± 1,6	2,7-8,2	4
<b>Bu-Dai (Aquaculture)</b>	25.02.03	<i>A. japonica</i>	5,7 ± 1,3	3,4-7,4	0
	07.03.03	<i>A. japonica</i>	4,7 ± 0,8	3,5-6,7	0
<b>Zuo-Zheng</b>	02.03.03	<i>A. anguilla</i>	3,6 ± 0,7	2,8-4,6	0
<b>Kao-Ping River</b>	21.12.00	<i>A. japonica</i>	-	-	43
	27.03.01	<i>A. japonica</i>	-	-	10
	21.06.01	<i>A. japonica</i>	-	-	0
	11.09.01	<i>A. japonica</i>	-	-	0
	01.08.02	<i>A. japonica</i>	-	-	5
	02.03.03	<i>A. japonica</i>	4,4 ± 1,2	2,9-8,3	0

Prinzipiell war die Länge der untersuchten Schwimmblasen sehr variabel; die Spannweite reichte dabei von 1,2 cm bis 13,1 cm und wurde jeweils bei den Aalen aus dem Rhein beo-

bachtet. Die Rang-Korrelationsanalyse nach Spearman ergab einen hochsignifikanten Zusammenhang ( $r_{xy} = 0,50$ ,  $p < 0,001$ ) zwischen Schwimmblasenlänge und der jeweiligen Körperlänge des untersuchten Aales. Die Regressionsanalyse (s. Abb. 3.2) verdeutlicht den Zusammenhang dieser beiden Datensätze.

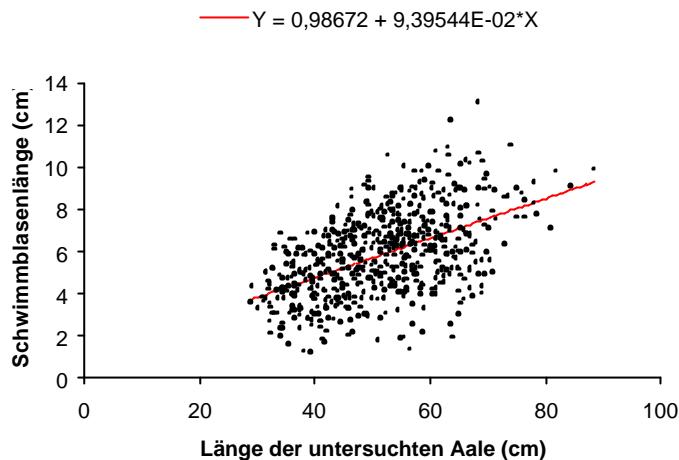


Abb. 3.2: Regressionsanalyse zwischen der Körper- und Schwimmblasenlänge von Europäischen Aalen (*A. anguilla*;  $n = 610$ ).

Der prozentuale Anteil der Aale, die sichtbare Veränderungen der Schwimmblasenwände hatten, fiel bei den untersuchten Fischen weit unter der laut Literatur erwarteten Schädigung aus (Lefebvre et al. 2002b). So wiesen nur 68 von 990 Europäischen Aalen (6,9 %) verdickte oder getrübte Schwimmblasen auf. Bei den Japanischen Aalen hatten lediglich 3,8 % (9 von 240) der Tiere sichtbar veränderte Schwimmblasenwände.

### 3.1.2 Befallsdaten der Aale mit *A. crassus*

In diesem Abschnitt sind tabellarisch alle Befallsdaten der untersuchten Aalpopulationen zusammengefasst (s. Tabelle 3.5 – 3.7). Dabei wurden jeweils für die Larven, Adulten sowie für alle Stadien des Parasiten die Abundanzen und Befallsintensitäten berechnet. Für die entsprechenden Gesamt-Stadien sind zusätzlich die Maximalwerte und Prävalenzen angegeben. Die Europäischen Aale aus der „Indoor“-Aquakulturanlage Zuo-Zheng bei Tainan hatten weder einen Befall mit Larven noch mit adulten Stadien von *A. crassus* und werden daher in den Tabellen nicht aufgeführt. Besondere Aufmerksamkeit kam auch den toten Stadien von *A. crassus* in der Schwimmblase zu Teil; sie wurden gesondert ausgewertet und in Tabelle 3.8 zusammengefasst. Die Angaben toter Würmer bei den Japanischen Aalen beruhen teilweise auf Mindestwerten, da aufgrund der hohen Anzahl keine exakte Auszählung möglich war. Es ist also davon auszugehen, dass weitaus mehr abgestorbene Individuen von *A. crassus* vorhanden waren. In diesen Fällen wurde auch kein Unterschied zwischen adulten und larvalen Stadien gemacht, sondern als Gesamt-Tote notiert.

## Ergebnisse

---

Tabelle 3.5: Befallsdaten der untersuchten Populationen von Europäischen Aalen (*A. anguilla*) und Japanischen Aalen (*A. japonica*)\* mit Larvenstadien von *A. crassus*.

Herkunft	Datum	L <sub>3</sub>		L <sub>4</sub>		Larven Gesamt			
		A	MI	A	MI	A	MI	max	P
		$\bar{x} \pm s$		%					
<b>Rhein/ Karlsruhe</b>	15.04.02	0,5 ± 1,7	2,5 ± 3,2	1,1 ± 2,6	2,6 ± 3,5	1,6 ± 4,2	3,5 ± 5,7	22	46
	19.09.02	0,1 ± 0,5	1,5 ± 0,7	1,3 ± 1,7	2,3 ± 1,7	1,4 ± 2,0	2,4 ± 2,1	9	61
	01.04.03	0,3 ± 0,8	1,4 ± 0,9	0,7 ± 1,6	1,9 ± 2,1	1,0 ± 2,0	2,3 ± 2,5	13	44
	28.04.03	0,9 ± 2,1	3,0 ± 3,0	1,0 ± 1,6	2,1 ± 1,8	1,9 ± 3,5	3,4 ± 4,2	16	57
	10.07.03	0,6 ± 1,8	2,8 ± 3,5	1,8 ± 3,3	3,0 ± 3,9	2,4 ± 5,1	3,6 ± 6,0	23	65
	09.09.03	0 ± 0	-	0,4 ± 0,5	1,0 ± 0	0,4 ± 0,5	1,0 ± 0	1	36
	25.03.04	0 ± 0	-	0,3 ± 0,5	1,0 ± 0	0,3 ± 0,5	1,0 ± 0	1	33
	08.11.04	0,1 ± 0,2	1,0 ± 0	0,5 ± 1,5	3,3 ± 2,5	0,6 ± 1,5	2,8 ± 2,4	6	21
	19.07.05	0,2 ± 0,4	1,0 ± 0	0,4 ± 0,6	1,1 ± 0,4	0,6 ± 0,8	1,2 ± 0,7	3	50
<b>Altrhein/ Karlsruhe</b>	18.04.02	0,2 ± 0,6	2,0 ± 0	0,9 ± 2,0	2,8 ± 2,9	1,1 ± 2,6	3,3 ± 3,9	9	33
<b>Altrhein/ Mannheim</b>	29.04.02	1,2 ± 4,6	5,8 ± 9,5	3,4 ± 10,2	6,4 ± 13,6	4,6 ± 14,7	8,7 ± 19,8	65	53
	12.06.02	0,8 ± 1,0	1,6 ± 0,9	1,8 ± 1,6	3,0 ± 0,6	2,6 ± 2,3	3,7 ± 1,7	7	70
	28.08.02	1,5 ± 3,3	4,1 ± 4,6	3,4 ± 6,4	4,8 ± 7,2	4,8 ± 9,6	6,4 ± 10,7	42	75
	08.10.02	0,8 ± 1,8	4,0 ± 1,8	4,6 ± 5,7	5,4 ± 5,9	5,4 ± 7,1	6,3 ± 7,3	23	85
	25.10.02	0,2 ± 0,4	1,0 ± 0	1,2 ± 1,7	2,6 ± 1,6	1,3 ± 1,8	2,7 ± 1,8	7	50
	11.07.03	0,3 ± 0,6	1,3 ± 0,5	1,5 ± 2,0	2,7 ± 2,0	1,8 ± 2,4	2,8 ± 2,5	8	63
	15.08.03	0,1 ± 0,2	1,0 ± 0	1,0 ± 1,7	2,2 ± 2,0	1,1 ± 1,7	2,1 ± 1,9	7	50
<b>Rhein/ Sulzbach</b>	20.05.03	0 ± 0	-	0,0 ± 0,2	1,0 ± 0	0,0 ± 0,2	1,0 ± 0	1	3
	12.08.03	0,4 ± 1,0	2,0 ± 1,3	1,4 ± 2,0	2,8 ± 2,0	1,9 ± 2,7	3,2 ± 2,9	11	59
	17.11.03	0,8 ± 1,6	2,4 ± 1,9	1,4 ± 2,3	2,9 ± 2,6	2,2 ± 3,5	3,8 ± 3,9	12	59
<b>Rhein/ St. Goar</b>	03.11.03	0,1 ± 0,4	2,0 ± 0	1,8 ± 3,7	4,3 ± 4,9	1,8 ± 4,1	4,4 ± 5,4	20	41
<b>Rhein/ Arnheim</b>	13.10.03	0,0 ± 0,2	1,0 ± 0	0,3 ± 0,7	1,4 ± 0,7	0,4 ± 0,8	1,5 ± 0,8	3	26
<b>Main/ Würzburg</b>	09.07.03	0,9 ± 1,3	1,9 ± 1,3	2,0 ± 2,1	3,2 ± 1,8	2,9 ± 3,2	4,3 ± 3,0	10	68
<b>Sauer/ Rosport</b>	21.07.03	0,4 ± 0,8	1,6 ± 0,5	0,8 ± 0,9	1,6 ± 0,5	1,2 ± 1,4	2,2 ± 1,2	4	55
	20.10.03	0 ± 0	-	0,4 ± 0,7	1,5 ± 0,7	0,4 ± 0,7	1,5 ± 0,7	2	25
<b>Ruhr/ Mühlheim</b>	02.12.03	2,7 ± 3,5	4,5 ± 3,5	2,8 ± 2,6	4,0 ± 2,1	4,6 ± 5,8	7,9 ± 5,6	18	58
<b>Lippe/ Hünxe</b>	04.12.03	0,7 ± 1,6	2,3 ± 2,2	1,6 ± 1,8	2,6 ± 1,5	2,3 ± 2,8	3,3 ± 2,9	12	68
<b>Ijsselmeer</b>	09.10.03	1,6 ± 3,3	3,3 ± 4,2	2,5 ± 4,8	4,5 ± 5,7	4,1 ± 7,8	6,3 ± 8,9	48	66
<b>Müggelsee/ Berlin</b>	16.09.03	1,9 ± 3,9	4,1 ± 4,9	1,8 ± 2,2	3,0 ± 2,1	3,7 ± 4,7	5,1 ± 4,9	25	72
<b>Plauer See</b>	10.05.02	0,8 ± 1,3	1,8 ± 1,6	2,0 ± 2,6	3,0 ± 2,6	2,8 ± 3,4	3,9 ± 3,4	11	71
	02.05.03	1,0 ± 2,4	4,0 ± 3,3	2,4 ± 3,0	4,3 ± 2,8	3,4 ± 5,1	6,1 ± 5,6	20	56
<b>Olsztynek</b>	12.05.03	3,4 ± 5,5	5,6 ± 6,1	5,5 ± 6,2	7,4 ± 6,1	8,8 ± 10,4	11,0 ± 10,5	52	74
<b>Ostsee/ Stockholm</b>	08.06.03	0 ± 0	-	0 ± 0	-	0 ± 0	-	0	0
<b>Lago di Trasimeno</b>	16.04.04	0,2 ± 0,6	1,3 ± 0,8	0,8 ± 1,4	2,1 ± 1,6	1,0 ± 1,7	2,4 ± 1,9	8	41
<b>Lago di Bolsena</b>	30.04.04	0,6 ± 1,3	2,4 ± 1,6	0,4 ± 0,8	1,7 ± 0,8	1,0 ± 1,7	2,7 ± 1,8	6	37
<b>Lago di Bracciano</b>	24.04.04	0,3 ± 0,6	1,7 ± 0,6	0,6 ± 1,3	2,4 ± 1,5	0,9 ± 1,7	2,8 ± 1,9	6	30
	01.06.04	2,2 ± 3,1	4,3 ± 3,1	3,2 ± 4,3	5,4 ± 4,4	5,3 ± 6,6	8,5 ± 6,5	23	63
	21.07.04	0,7 ± 1,3	2,1 ± 1,5	1,0 ± 1,9	3,3 ± 2,3	1,7 ± 2,7	3,8 ± 3,0	11	44
	03.09.04	0,0 ± 0,2	1,0 ± 0	0,8 ± 1,8	2,4 ± 2,4	0,9 ± 1,8	2,6 ± 2,5	8	33
<b>Bu-Dai*</b> <b>(Aquaculture)</b>	25.02.03	2,2 ± 8,3	6,0 ± 13,5	2,7 ± 4,5	4,0 ± 5,0	4,9 ± 12,6	6,8 ± 14,5	64	72
	07.03.03	0,7 ± 2,3	4,4 ± 4,4	1,8 ± 4,9	3,9 ± 6,8	2,5 ± 7,1	5,4 ± 9,9	42	46
<b>Kao-Ping River*</b>	21.12.00	0 ± 0	-	0,1 ± 0,5	2,0 ± 0	0,1 ± 0,5	2,0 ± 0	2	7
	27.03.01	0,1 ± 0,2	1,0 ± 0	0,2 ± 0,5	1,5 ± 0,7	0,2 ± 0,5	1,3 ± 0,6	2	15
	21.06.01	0,1 ± 0,2	1,0 ± 0	0,4 ± 0,6	1,1 ± 0,4	0,5 ± 0,7	1,3 ± 0,5	2	35
	11.09.01	0,1 ± 0,4	2,0 ± 0	0,4 ± 1,2	2,3 ± 1,9	0,5 ± 1,4	2,8 ± 2,1	5	19
	01.08.02	0,2 ± 0,5	1,5 ± 0,7	0,8 ± 1,9	2,3 ± 2,6	1,0 ± 2,0	2,7 ± 2,8	8	35
	02.03.03	0,1 ± 0,7	2,0 ± 1,7	0,3 ± 1,1	1,9 ± 2,0	0,5 ± 1,7	2,8 ± 3,4	12	16

(Symbole: A = Abundanz, MI = Mittlere Intensität, P = Prävalenz)

Tabelle 3.6: Befallsdaten der untersuchten Populationen von Europäischen Aalen (*A. anguilla*) und Japanischen Aalen (*A. japonica*)\* mit Adultstadien von *A. crassus*.

Herkunft	Datum	M		W		Adulte gesamt			
		A	MI	A	MI	A	MI	max	P
		$\bar{x} \pm s$		%					
<b>Rhein/ Karlsruhe</b>	15.04.02	0,5 ± 0,8	1,6 ± 0,5	0,6 ± 1,1	1,9 ± 1,1	1,1 ± 1,6	2,6 ± 1,6	5	43
	19.09.02	0,8 ± 1,0	1,6 ± 0,7	0,9 ± 1,0	1,8 ± 0,6	1,7 ± 1,7	3,0 ± 1,2	5	57
	01.04.03	0,8 ± 1,4	2,0 ± 1,5	0,7 ± 1,3	2,0 ± 1,4	1,5 ± 2,3	2,6 ± 2,4	11	58
	28.04.03	1,2 ± 2,3	2,8 ± 2,8	0,9 ± 2,2	2,9 ± 3,3	2,1 ± 4,3	3,4 ± 5,1	20	61
	10.07.03	1,8 ± 3,2	2,8 ± 3,7	1,3 ± 1,4	2,2 ± 1,2	3,1 ± 4,0	3,9 ± 4,1	18	80
	09.09.03	0,6 ± 1,2	1,8 ± 1,5	0,9 ± 1,3	2,0 ± 1,2	1,5 ± 1,8	2,4 ± 1,6	5	64
	25.03.04	1,0 ± 1,5	3,0 ± 0	1,0 ± 1,5	2,0 ± 1,7	2,0 ± 2,9	4,0 ± 3,0	7	50
	08.11.04	0,9 ± 1,4	2,0 ± 1,4	0,9 ± 1,2	1,8 ± 1,0	1,9 ± 1,9	2,6 ± 1,7	6	74
	19.07.05	0,6 ± 1,1	1,6 ± 1,5	0,6 ± 0,9	1,6 ± 0,8	1,1 ± 1,5	2,2 ± 1,4	5	50
<b>Altrhein/ Karlsruhe</b>	18.04.02	1,3 ± 1,0	1,5 ± 0,8	0,9 ± 1,5	2,2 ± 1,6	2,2 ± 1,4	2,4 ± 1,3	5	92
<b>Altrhein/ Mannheim</b>	29.04.02	1,4 ± 1,7	2,6 ± 1,4	1,4 ± 2,2	3,4 ± 2,3	2,8 ± 3,4	4,4 ± 3,4	13	63
	12.06.02	2,0 ± 2,0	3,3 ± 1,4	2,8 ± 3,6	5,6 ± 3,2	4,8 ± 5,1	6,9 ± 4,7	13	70
	28.08.02	1,9 ± 2,7	4,1 ± 2,6	2,7 ± 4,6	5,4 ± 5,4	4,6 ± 6,9	7,6 ± 7,5	27	60
	08.10.02	2,0 ± 2,8	3,6 ± 2,9	2,2 ± 3,0	3,1 ± 3,2	4,2 ± 5,6	5,9 ± 5,9	21	70
	25.10.02	2,6 ± 3,3	4,3 ± 3,3	2,4 ± 3,6	4,8 ± 3,8	5,0 ± 6,9	7,7 ± 7,3	20	65
	11.07.03	1,6 ± 2,8	3,3 ± 3,4	1,5 ± 2,8	3,6 ± 3,4	3,1 ± 5,1	5,2 ± 5,8	22	59
	15.08.03	1,7 ± 2,5	3,0 ± 2,8	2,0 ± 3,8	3,3 ± 4,5	3,7 ± 6,2	4,9 ± 6,8	27	75
<b>Rhein/ Sulzbach</b>	20.05.03	0,3 ± 0,7	1,6 ± 0,8	0,0 ± 0,2	1,0 ± 0	0,3 ± 0,8	1,7 ± 0,8	3	19
	12.08.03	1,4 ± 2,1	2,8 ± 2,2	1,1 ± 1,8	2,7 ± 2,0	2,5 ± 3,7	4,5 ± 4,0	15	56
	17.11.03	1,0 ± 1,6	2,1 ± 1,7	1,2 ± 1,6	2,2 ± 1,6	2,2 ± 3,0	3,5 ± 3,1	12	62
<b>Rhein/ St. Goar</b>	03.11.03	2,1 ± 3,1	4,3 ± 3,1	2,2 ± 2,9	3,5 ± 3,0	4,2 ± 5,1	6,2 ± 5,2	18	69
<b>Rhein/ Arnheim</b>	13.10.03	1,2 ± 1,5	2,5 ± 1,2	1,1 ± 1,5	2,3 ± 1,3	2,3 ± 2,6	3,8 ± 2,3	9	60
<b>Main/ Würzburg</b>	09.07.03	1,3 ± 2,5	3,5 ± 3,3	1,3 ± 2,3	4,0 ± 2,4	2,5 ± 4,7	6,2 ± 5,6	17	41
<b>Sauer/ Rosport</b>	21.07.03	1,3 ± 2,6	2,9 ± 3,2	1,3 ± 1,8	2,9 ± 1,5	2,6 ± 3,8	4,3 ± 4,1	13	60
	20.10.03	1,4 ± 2,9	5,5 ± 3,5	0,1 ± 0,4	1,0 ± 0	1,5 ± 3,0	6,0 ± 2,8	8	25
<b>Ruhr/ Mühlheim</b>	02.12.03	1,2 ± 1,7	2,0 ± 1,8	0,9 ± 2,3	2,8 ± 3,5	2,1 ± 3,8	2,8 ± 4,2	14	75
<b>Lippe/ Hünxe</b>	04.12.03	1,4 ± 1,5	2,1 ± 1,4	1,3 ± 1,6	2,4 ± 1,4	2,7 ± 2,8	3,7 ± 2,7	10	74
<b>Ijsselmeer</b>	09.10.03	2,0 ± 2,5	3,2 ± 2,4	2,2 ± 2,2	2,9 ± 2,2	4,2 ± 4,2	5,3 ± 4,0	17	80
<b>Müggelsee/ Berlin</b>	16.09.03	1,9 ± 2,9	3,4 ± 3,3	1,2 ± 1,7	2,5 ± 1,8	3,0 ± 4,5	4,7 ± 4,8	18	64
<b>Plauer See</b>	10.05.02	1,5 ± 2,8	3,4 ± 3,4	1,1 ± 1,9	2,4 ± 2,2	2,6 ± 4,6	4,2 ± 5,2	17	62
	02.05.03	1,8 ± 3,4	3,3 ± 4,0	1,7 ± 3,2	3,4 ± 3,8	3,6 ± 6,3	5,1 ± 7,0	31	70
<b>Olsztynek</b>	12.05.03	1,8 ± 2,2	3,2 ± 2,1	1,1 ± 1,3	2,0 ± 1,2	2,9 ± 2,9	4,0 ± 2,7	9	74
<b>Ostsee/ Stockholm</b>	08.06.03	1,0 ± 2,1	5,0 ± 0	0,5 ± 1,1	2,5 ± 0,7	1,5 ± 3,2	7,5 ± 0,7	8	20
<b>Lago di Trasimeno</b>	16.04.04	0,3 ± 0,6	1,2 ± 0,4	0,2 ± 0,4	1,2 ± 0,4	0,5 ± 0,8	1,5 ± 0,7	3	32
<b>Lago di Bolsena</b>	30.04.04	0,4 ± 0,6	1,2 ± 0,4	0,4 ± 0,9	1,7 ± 1,1	0,9 ± 1,3	1,9 ± 1,4	5	44
<b>Lago di Bracciano</b>	24.04.04	1,1 ± 1,7	3,0 ± 1,6	1,0 ± 2,1	3,8 ± 2,6	2,0 ± 3,6	5,7 ± 4,0	13	45
	01.06.04	1,0 ± 1,4	2,3 ± 1,1	0,6 ± 1,0	1,9 ± 0,8	1,7 ± 2,0	3,1 ± 1,8	7	54
	21.07.04	1,0 ± 1,5	2,3 ± 1,4	1,0 ± 1,6	2,5 ± 1,4	2,1 ± 2,8	3,1 ± 3,0	9	67
	03.09.04	1,1 ± 1,4	2,3 ± 1,2	1,4 ± 1,7	2,8 ± 1,3	2,5 ± 2,6	4,2 ± 2,1	8	61
<b>Bu-Dai*</b> <b>(Aquaculture)</b>	25.02.03	0,9 ± 1,3	1,8 ± 1,4	1,0 ± 1,4	2,4 ± 1,3	1,8 ± 2,4	2,9 ± 2,5	9	64
	07.03.03	0,9 ± 1,5	2,1 ± 1,6	1,0 ± 1,7	2,9 ± 1,5	1,9 ± 2,8	3,6 ± 2,9	10	54
<b>Kao-Ping River*</b>	21.12.00	0,4 ± 1,3	3,0 ± 2,8	0,1 ± 0,4	1,0 ± 0	0,6 ± 1,6	2,7 ± 2,9	6	21
	27.03.01	0,8 ± 1,2	1,5 ± 1,3	0,2 ± 0,4	1,0 ± 0	0,9 ± 1,4	1,8 ± 1,5	6	50
	21.06.01	0,6 ± 0,9	1,5 ± 0,8	0,2 ± 0,4	1,0 ± 0	0,8 ± 1,1	1,7 ± 1,0	4	45
	11.09.01	1,0 ± 1,6	2,0 ± 1,9	0,5 ± 1,1	1,6 ± 1,5	1,5 ± 2,7	2,6 ± 3,1	12	57
	01.08.02	0,6 ± 1,1	2,0 ± 1,3	0,6 ± 1,1	1,6 ± 1,5	1,2 ± 2,2	2,6 ± 2,7	9	45
	02.03.03	0,4 ± 0,7	1,3 ± 0,7	0,3 ± 0,7	1,3 ± 0,8	0,7 ± 1,0	1,7 ± 1,0	5	42

(Symbole: A = Abundanz, MI = Mittlere Intensität, P = Prävalenz)

## Ergebnisse

---

Tabelle 3.7: Befallsdaten der untersuchten Populationen von Europäischen Aalen (*A. anguilla*) und Japanischen Aalen (*A. japonica*)\* mit Larven- bzw. Adultstadien von *A. crassus*.

Herkunft	Datum	Larven + Adulте		Aale	A. c.	max A. c./Aal	P
		A	MI				
		$\bar{x} \pm s$	$\bar{x} \pm s$	n	n	n	%
<b>Rhein/ Karlsruhe</b>	15.04.02	2,8 ± 4,4	3,9 ± 4,8	28	77	23	71
	19.09.02	3,1 ± 2,8	4,2 ± 2,3	23	72	11	74
	01.04.03	2,5 ± 3,7	3,4 ± 3,9	66	168	24	76
	28.04.03	4,0 ± 7,3	4,6 ± 7,7	23	92	36	87
	10.07.03	5,5 ± 8,7	5,7 ± 8,9	20	109	41	95
	09.09.03	1,9 ± 1,9	3,0 ± 1,5	11	21	5	64
	25.03.04	2,3 ± 3,1	3,5 ± 3,3	6	14	8	67
	08.11.04	2,5 ± 2,7	3,1 ± 2,7	19	47	11	79
	19.07.05	1,7 ± 1,9	2,2 ± 1,9	20	33	7	75
<b>Altrhein/ Karlsruhe</b>	18.04.02	3,3 ± 2,9	3,5 ± 2,9	12	39	11	92
<b>Altrhein/ Mannheim</b>	29.04.02	7,4 ± 14,7	9,3 ± 16,1	19	140	65	79
	12.06.02	7,4 ± 5,9	8,2 ± 5,6	10	74	15	90
	28.08.02	9,4 ± 13,2	11,0 ± 13,7	20	187	48	85
	08.10.02	9,5 ± 10,6	10,6 ± 10,6	20	190	36	90
	25.10.02	6,2 ± 8,3	8,9 ± 8,6	20	124	26	70
	11.07.03	4,9 ± 7,1	5,7 ± 7,3	27	131	30	85
	15.08.03	4,7 ± 6,5	5,9 ± 6,8	20	94	28	80
<b>Rhein/ Sulzbach</b>	20.05.03	0,4 ± 0,8	1,6 ± 0,7	36	13	3	22
	12.08.03	4,4 ± 5,0	5,9 ± 5,0	27	118	20	74
	17.11.03	4,4 ± 5,5	5,6 ± 5,7	37	163	20	78
<b>Rhein/ St. Goar</b>	03.11.03	6,1 ± 8,3	8,4 ± 8,8	29	176	36	72
<b>Rhein/ Arnheim</b>	13.10.03	2,7 ± 2,9	3,9 ± 2,8	43	116	11	70
<b>Main/ Würzburg</b>	09.07.03	5,5 ± 6,4	7,1 ± 6,5	22	120	23	77
<b>Sauer/ Rosport</b>	21.07.03	3,8 ± 4,3	4,8 ± 4,3	20	76	16	80
	20.10.03	1,9 ± 2,9	3,8 ± 3,1	8	15	8	50
<b>Ruhr/ Mühlheim</b>	02.12.03	6,7 ± 7,6	7,3 ± 7,6	12	80	23	92
<b>Lippe/ Hünxe</b>	04.12.03	5,0 ± 4,8	6,2 ± 4,6	31	154	21	81
<b>Iysselmeer</b>	09.10.03	8,3 ± 8,7	8,9 ± 8,7	50	417	51	94
<b>Müggelsee/ Berlin</b>	16.09.03	6,7 ± 7,0	7,3 ± 7,0	36	242	25	92
<b>Plauer See</b>	10.05.02	5,4 ± 7,1	6,3 ± 7,3	21	113	25	86
	02.05.03	7,0 ± 10,6	9,0 ± 11,3	27	188	51	78
<b>Olsztynek</b>	12.05.03	11,8 ± 10,9	12,0 ± 10,9	50	588	52	98
<b>Ostsee/ Stockholm</b>	08.06.03	1,5 ± 3,2	7,5 ± 0,7	10	15	8	20
<b>Lago di Trasimeno</b>	16.04.04	1,4 ± 1,9	2,5 ± 1,9	41	59	8	59
<b>Lago di Bolsena</b>	30.04.04	1,9 ± 2,1	2,9 ± 1,9	27	50	7	63
<b>Lago di Bracciano</b>	24.04.04	2,9 ± 4,5	6,3 ± 4,7	20	57	13	45
	01.06.04	7,0 ± 7,0	8,4 ± 6,9	24	168	25	83
	21.07.04	3,7 ± 4,4	5,1 ± 4,4	27	101	18	74
	03.09.04	3,4 ± 3,3	4,5 ± 3,1	28	94	12	75
<b>Bu-Dai*</b> <b>(Aquaculture)</b>	25.02.03	6,7 ± 14,3	7,6 ± 15,0	25	168	73	88
	07.03.03	4,4 ± 8,7	6,7 ± 10,0	46	202	47	65
<b>Kao-Ping River*</b>	21.12.00	0,7 ± 1,7	3,3 ± 2,5	14	10	6	21
	27.03.01	1,1 ± 1,8	2,0 ± 2,1	20	22	8	55
	21.06.01	1,2 ± 1,4	2,0 ± 1,3	20	24	5	60
	11.09.01	2,0 ± 3,8	3,2 ± 4,5	21	42	17	62
	01.08.02	2,1 ± 3,9	3,5 ± 4,6	20	42	17	60
	02.03.03	1,2 ± 1,9	2,3 ± 2,2	73	85	12	51

(Symbole: A = Abundanz, MI = Mittlere Intensität, P = Prävalenz, A. c. = *A. crassus*)

Tabelle 3.8: Befallsdaten der untersuchten Populationen von Europäischen Aalen (*A. anguilla*) und Japanischen Aalen (*A. japonica*)\* mit toten Larven- bzw. Adultstadien von *A. crassus*.

Herkunft	Datum	Tote Larven		Tote Adulте		Tote Gesamt		max	P
		A	MI	A	MI	A	MI		
		$\bar{x} \pm s$							
<b>Rhein/ Karlsruhe</b>	15.04.02	n.u.	n.u.	n.u.	n.u.	$0,2 \pm 0,5$	$1,2 \pm 0,4$	2	18
	19.09.02	n.u.	n.u.	n.u.	n.u.	$0,2 \pm 0,5$	$1,3 \pm 0,5$	2	17
	01.04.03	$0 \pm 0,1$	$1,0 \pm 0$	$0,5 \pm 0,9$	$1,7 \pm 0,8$	$0,5 \pm 1,0$	$1,8 \pm 1,0$	5	30
	28.04.03	$0 \pm 0$	-	$0,3 \pm 0,6$	$1,2 \pm 0,4$	$0,3 \pm 0,6$	$1,2 \pm 0,4$	2	26
	10.07.03	$0,1 \pm 0,2$	$1,0 \pm 0$	$0,6 \pm 0,9$	$1,5 \pm 0,8$	$0,7 \pm 0,9$	$1,6 \pm 0,7$	3	40
	09.09.03	n.u.	n.u.	n.u.	n.u.	$0,6 \pm 1,0$	$1,8 \pm 1,0$	3	36
	25.03.04	$0 \pm 0$	-	$0,2 \pm 0,4$	$1,0 \pm 0$	$0,2 \pm 0,4$	$1,0 \pm 0$	1	17
	08.11.04	$0,1 \pm 0,2$	$1,0 \pm 0$	$0,3 \pm 0,7$	$1,5 \pm 1,0$	$0,4 \pm 0,8$	$1,4 \pm 0,9$	3	26
	19.07.05	$0,1 \pm 0,2$	$1,0 \pm 0$	$0,3 \pm 0,7$	$1,7 \pm 1,2$	$0,3 \pm 0,7$	$1,5 \pm 1,0$	3	20
<b>Altrhein/ Karlsruhe</b>	18.04.02	n.u.	n.u.	n.u.	n.u.	$1,0 \pm 1,3$	$1,7 \pm 1,3$	4	58
<b>Altrhein/ Mannheim</b>	29.04.02	n.u.	n.u.	n.u.	n.u.	n.u.	n.u.	n.u.	n.u.
	12.06.02	n.u.	n.u.	n.u.	n.u.	$0,4 \pm 0,7$	$1,3 \pm 0,6$	2	30
	28.08.02	n.u.	n.u.	n.u.	n.u.	$0,5 \pm 0,8$	$1,4 \pm 0,8$	3	35
	08.10.02	n.u.	n.u.	n.u.	n.u.	$0,4 \pm 0,7$	$1,4 \pm 0,5$	2	25
	25.10.02	n.u.	n.u.	n.u.	n.u.	$0,2 \pm 0,5$	$1,3 \pm 0,6$	2	15
	11.07.03	n.u.	n.u.	n.u.	n.u.	$0,4 \pm 0,7$	$1,4 \pm 0,8$	3	26
	15.08.03	$0,1 \pm 0,3$	$1,0 \pm 0$	$0,9 \pm 2,0$	$2,3 \pm 2,8$	$1,0 \pm 2,1$	$2,2 \pm 2,6$	9	45
<b>Rhein/ Sulzbach</b>	20.05.03	n.u.	n.u.	n.u.	n.u.	$0 \pm 0,2$	$1,0 \pm 0$	1	3
	12.08.03	$0 \pm 0,2$	$1,0 \pm 0$	$0,7 \pm 2,0$	$2,7 \pm 3,3$	$0,7 \pm 2,0$	$2,5 \pm 3,1$	10	30
	17.11.03	$0 \pm 0,2$	$1,0 \pm 0$	$0,6 \pm 1,6$	$1,8 \pm 2,2$	$0,7 \pm 1,6$	$1,9 \pm 2,2$	9	35
<b>Rhein/ St. Goar</b>	03.11.03	$0 \pm 0$	-	$0,2 \pm 0,4$	$1,0 \pm 0,0$	$0,2 \pm 0,4$	$1,0 \pm 0,0$	1	17
<b>Rhein/ Arnheim</b>	13.10.03	$0 \pm 0$	-	$0,5 \pm 1,5$	$2,3 \pm 2,7$	$0,5 \pm 1,5$	$2,3 \pm 2,7$	9	21
<b>Main/ Würzburg</b>	09.07.03	$0,3 \pm 0,9$	$3,0 \pm 1,4$	$0,6 \pm 0,8$	$1,4 \pm 0,7$	$0,9 \pm 1,5$	$1,8 \pm 1,8$	7	50
<b>Sauer/ Rosport</b>	21.07.03	$0,2 \pm 0,7$	$2,0 \pm 1,4$	$0,9 \pm 1,8$	$2,0 \pm 2,3$	$1,1 \pm 1,8$	$2,0 \pm 2,1$	8	55
	20.10.03	$0 \pm 0$	-	$0,1 \pm 0,4$	$1,0 \pm 0$	$0,1 \pm 0,4$	$1,0 \pm 0$	1	13
<b>Ruhr/ Mühlheim</b>	02.12.03	$0,3 \pm 0,9$	$3,0 \pm 0$	$2,7 \pm 3,6$	$4,6 \pm 3,7$	$2,9 \pm 3,5$	$4,4 \pm 3,5$	10	67
<b>Lippe/ Hünxe</b>	04.12.03	$0,3 \pm 0,6$	$1,3 \pm 0,5$	$0,4 \pm 0,8$	$1,5 \pm 0,9$	$0,7 \pm 0,9$	$1,6 \pm 0,8$	3	42
<b>Iysselmeer</b>	09.10.03	$2,0 \pm 8,1$	$6,6 \pm 14,0$	$0,9 \pm 1,5$	$2,3 \pm 1,5$	$2,9 \pm 8,4$	$5,1 \pm 10,7$	58	56
<b>Müggelsee/ Berlin</b>	16.09.03	$0,8 \pm 1,5$	$2,9 \pm 1,3$	$1,5 \pm 3,6$	$3,7 \pm 4,9$	$2,3 \pm 4,3$	$4,7 \pm 5,1$	22	50
<b>Plauer See</b>	10.05.02	n.u.	n.u.	n.u.	n.u.	$1,3 \pm 2,2$	$2,5 \pm 2,6$	10	52
	02.05.03	$0 \pm 0,2$	$1,0 \pm 0$	$0,9 \pm 1,4$	$2,1 \pm 1,4$	$0,9 \pm 1,4$	$2,0 \pm 1,4$	5	44
<b>Olsztynek</b>	12.05.03	$0 \pm 0$	-	$0 \pm 0$	-	$0 \pm 0$	-	0	0
<b>Ostsee/ Stockholm</b>	08.06.03	$0 \pm 0$	-	$0 \pm 0$	-	$0 \pm 0$	-	0	0
<b>Lago di Trasimeno</b>	16.04.04	$0 \pm 0,2$	$1,0 \pm 0$	$1,4 \pm 2,4$	$2,9 \pm 2,8$	$1,4 \pm 2,5$	$3,0 \pm 2,9$	11	49
<b>Lago di Bolsena</b>	30.04.04	$1,0 \pm 4,8$	$13,0 \pm 17,0$	$1,6 \pm 2,3$	$3,3 \pm 2,3$	$2,6 \pm 5,9$	$4,9 \pm 7,5$	30	52
<b>Lago di Bracciano</b>	24.04.04	$0,1 \pm 0,2$	$1,0 \pm 0$	$1,8 \pm 2,1$	$2,5 \pm 2,1$	$1,8 \pm 2,2$	$2,6 \pm 2,2$	8	70
	01.06.04	$0,8 \pm 2,4$	$3,3 \pm 3,9$	$2,9 \pm 3,7$	$3,8 \pm 3,8$	$3,7 \pm 4,2$	$4,7 \pm 4,3$	15	79
	21.07.04	$0,1 \pm 0,3$	$1,0 \pm 0$	$2,5 \pm 4,2$	$3,2 \pm 4,5$	$2,6 \pm 4,2$	$3,2 \pm 4,5$	21	82
	03.09.04	$0 \pm 0$	-	$1,0 \pm 1,7$	$2,2 \pm 1,9$	$1,0 \pm 1,7$	$2,2 \pm 1,9$	7	48
<b>Bu-Dai*</b> <b>(Aquaculture)</b>	25.02.03	n.u.	n.u.	n.u.	n.u.	$9,8 \pm 7,0$	$12,2 \pm 5,5$	20	80
	07.03.03	n.u.	n.u.	n.u.	n.u.	$5,1 \pm 7,8$	$11,7 \pm 8,0$	20	43
<b>Kao-Ping River*</b>	21.12.00	n.u.	n.u.	n.u.	n.u.	$1,5 \pm 5,3$	$10,5 \pm 13,4$	20	14
	27.03.01	n.u.	n.u.	n.u.	n.u.	$2,2 \pm 3,7$	$6,1 \pm 3,9$	10	35
	21.06.01	n.u.	n.u.	n.u.	n.u.	$0,1 \pm 0,2$	$1,0 \pm 0$	1	5
	11.09.01	n.u.	n.u.	n.u.	n.u.	$0,2 \pm 0,7$	$2,0 \pm 1,4$	3	10
	01.08.02	n.u.	n.u.	n.u.	n.u.	$1,7 \pm 4,5$	$5,5 \pm 7,3$	20	30
	02.03.03	n.u.	n.u.	n.u.	n.u.	$2,3 \pm 7,9$	$8,4 \pm 13,5$	60	27

(Symbole: A = Abundanz, MI = Mittlere Intensität, P = Prävalenz, n.u. = nicht untersucht)

Die Ergebnisse der parasitologischen Untersuchung zeigen, dass die verschiedenen Populationen des Europäischen wie auch des Japanischen Aals erheblich voneinander divergieren können. So waren bspw. Europäische Aale aus der Ostsee bei Stockholm überhaupt nicht mit Larven infiziert, während diejenigen aus dem Olsztyneker See in Polen durchschnittlich 8,8 ( $\pm 10,4$ ) Larvenstadien pro Schwimmblase aufwiesen und eine Befallsintensität von 11,0 ( $\pm 10,5$ ) Larven hatten. Die maximale Larvenanzahl mit 157 Individuen (und 1 Männchen) wurde in einem Japanischen Aal aus dem „Kao-Ping River“ (02.03.03) gezählt; sein Grad der Infektion wisch allerdings so extrem von den anderen ab (Test für Ausreißer:  $n^*\Sigma = 8,44$ ,  $p \sim 0$ ), dass er für die Berechnung der Befallsdaten und für weitere parasitologischen Analysen verworfen wurde, aber in der anschließenden Diskussion berücksichtigt wird. Der höchste Befall mit Larven eines Europäischen Aals wurde im Altrhein bei Mannheim (29.04.02) registriert; in seiner Schwimmblase konnten 65 larvale Stadien gezählt werden.

Ähnlich gravierende Befallsunterschiede konnten hinsichtlich der adulten Stadien von *A. crassus* festgestellt werden. So waren lediglich 19 % der Aale aus dem Sulzbach bei Lauffenburg mit adulten *A. crassus* infiziert; die Abundanz betrug hier nur 0,3 adulte Parasiten/Schwimmblase. Die geringste Befallsintensität mit adulten Nematoden wurde hingegen am „Lago di Trassimeno“ gemessen ( $1,5 \pm 0,7$ ) und war damit 5-mal niedriger als die höchste Befallsintensität, die im Altrhein bei Mannheim (25.10.02) ermittelt wurde ( $7,7 \pm 7,3$ ). Bei dieser Probennahme konnte auch die größte Abundanz mit 5,0 ( $\pm 6,9$ ) adulten Nematoden/Schwimmblase errechnet werden. Die größte Prävalenz dagegen wurde im Altrhein bei Karlsruhe ermittelt, hier waren 92 % der untersuchten Aale mit adulten Parasiten befallen.

Betrachtet man den Befall mit larvalen und adulten Parasiten im Gesamten, so waren wiederum die Aale aus dem Olsztyneker See am stärksten mit *A. crassus* infiziert. Hier konnte eine Abundanz von 11,8 ( $\pm 10,9$ ) und eine Befallsintensität von 12,0 ( $\pm 10,9$ ) *A. crassus*/Schwimmblase festgestellt werden. Von 50 untersuchten Aalen waren lediglich 2 uninfiziert, was einer Prävalenz von 98 % entspricht. Die niedrigste Abundanz ( $0,4 \pm 0,8$  *A. crassus*/Schwimmblase) und Befallsintensität ( $1,6 \pm 0,7$ ) konnte abermals bei den Aalen aus dem Sulzbach (Schweiz) verzeichnet werden. Dagegen wurde die geringste Prävalenz bei Japanischen Aalen aus dem „Kao-Ping River“ im Winter (21.12.00) berechnet; hier waren lediglich 21 % der Fische mit *A. crassus* infiziert.

Als stark heterogen entpuppte sich die Anzahl von toten Würmern in der Schwimmblase in den jeweiligen beiden Aalspezies. Die maximale Abundanz ( $9,8 \pm 7,0$  tote *A. crassus*/Schwimmblase) und Intensität ( $12,2 \pm 5,5$ ) konnte jeweils bei Japanischen Aalen aus der Aquakulturanlage bei Bu-Dai observiert werden. Überhaupt keine toten Würmer wiesen die Europäischen Aale aus der Ostsee und aus dem Olsztyneker See in Polen auf.

### 3.1.3 Befallsdaten der Aale mit anderen Parasiten

Die parasitologische Untersuchung ergab, dass in den Schwimmblasen von Europäischen Aalen außer *A. crassus* noch zwei weitere Helminthen vorkommen, und zwar *Pomphorhynchus laevis* Zoega in Müller, 1776 und *Daniconema anguilla* Moravec et Køie, 1987; die Parasiten sind in den Abbildungen 3.3 und 3.4 dargestellt.

Während *D. anguilla* ebenfalls ein aalspezifischer Schwimmblasen-Nematode ist, gehört *P. laevis* zu den darmparasitierenden Acanthocephalen und konnte nur irrtümlich in dieses Organ gelangt sein. Dieses recht seltene Phänomen wurde in dieser Studie lediglich 5-mal beobachtet, und zwar in den beiden Rheinpopulationen von Karlsruhe und Sulzbach. Auf eine parasitologische Datenanalyse von *P. laevis* wird daher nicht eingegangen.

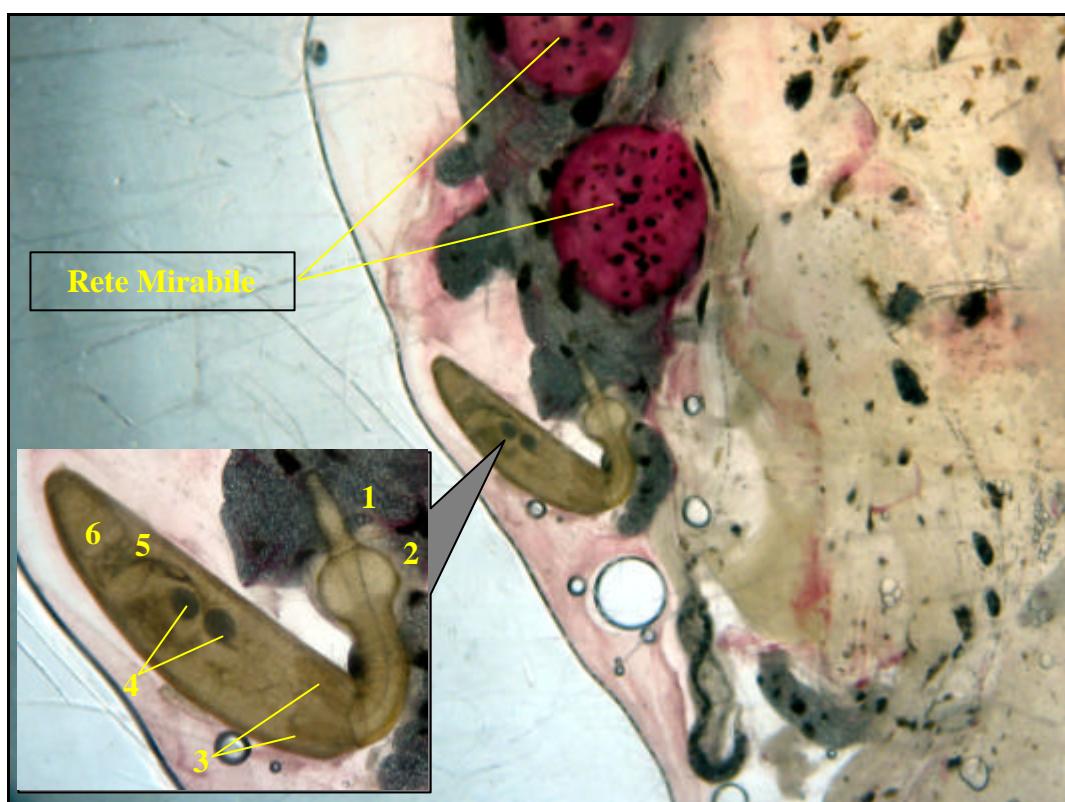


Abb. 3.3: *P. laevis* in der Schwimmblasenwand eines Europäischen Aals (*A. anguilla*) aus dem Rhein bei Lauffenburg (Schweiz); 1 = Proboscis mit Haken, 2 = Bulbus, 3 = Lemnisken, 4 = Testes, 5 = Zementdrüsen, 6 = Bursa copulatrix.

Die Abbildung 3.3 zeigt einen männlichen geschlechtsreifen *P. laevis*, gut zu erkennen an den beiden zentral liegenden Hoden. Interessanterweise verhält sich der Kratzer wie in seinem natürlichen Mikrohabitat, dem Darm, gekennzeichnet nicht nur durch die Penetrierung des Wirtsgewebes, sondern auch durch das Aufblähen des Bulbus, mit dem er sich regelrecht in die Darmwand (hier: Schwimmblasenwand) „verdübelt“.

Im Gegensatz zu *A. crassus* ist *D. anguilla* ein endemischer Aalparasit, der in Flüssen und Seen weit verbreitet zu sein scheint (Moravec 1994), allerdings nirgendwo gravierende Befallsraten oder Intensitäten erreicht und nur sporadisch auftaucht (Køie 1988a, Moravec & Køie 1987). Von 990 Europäischen Aalen, die in dieser Studie parasitologisch untersucht wurden, waren gerade mal 7 Tiere mit *D. anguilla* infiziert. In Tabelle 3.9 sind die jeweiligen Fundorte und Befallsdaten dargestellt. Weiterhin sei darauf hingewiesen, dass diese Befunde die Erstnachweise für Schweiz, Polen und Italien sind. In Deutschland konnte *D. anguillae* bereits in früheren Untersuchungen gefunden werden (Sures, unpubliziert).

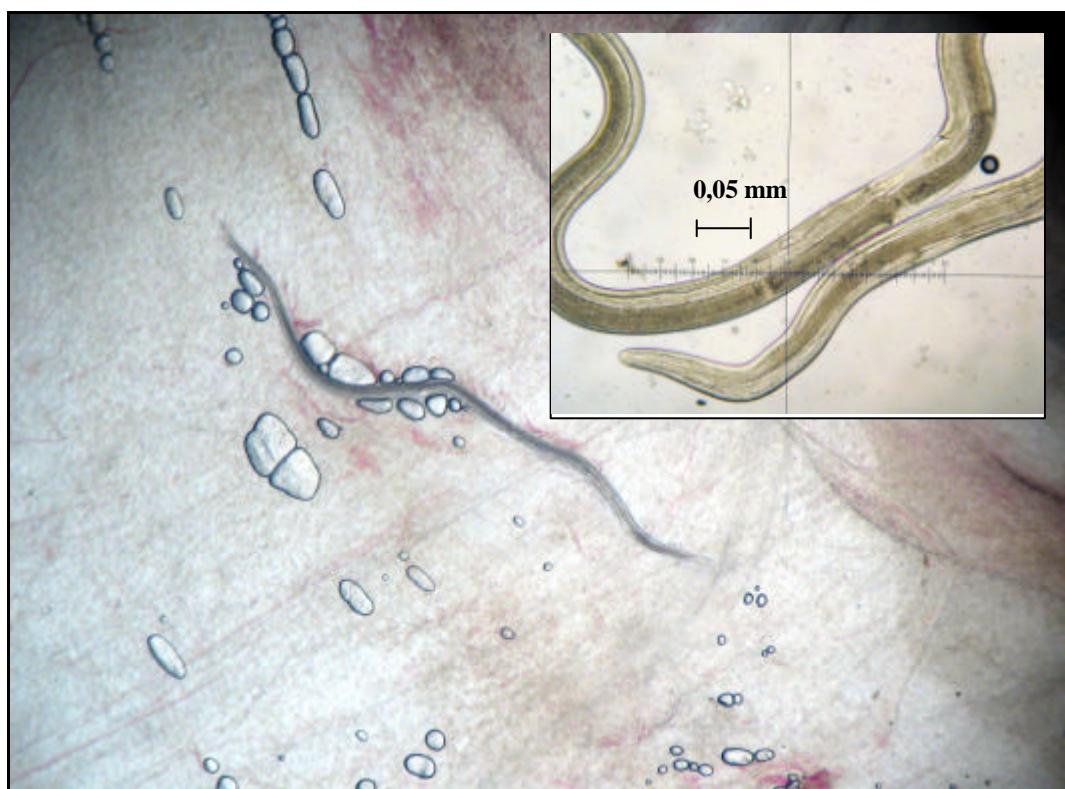


Abb. 3.4: *D. anguilla* in der Schwimmblase eines Europäischen Aals (*A. anguilla*).

Wie die Abbildung 3.4 zeigt, handelt es sich bei *D. anguillae* um einen filigranen, fadenartigen Nematoden, der in der Schwimmblase nur sehr schwer detektiert werden kann. Männliche Würmer erreichen eine Maximallänge von knapp 9 mm mit einer Breite von nur 0,05 mm; Weibchen werden dagegen über 31 mm groß und etwa 0,1 mm breit (Moravec 1994).

Tabelle 3.9: *D. anguilla*. Befallsdaten von Europäischen Aal-Populationen, bei denen *D. anguilla* nachgewiesen werden konnte.

<b>Herkunft</b>	<b>Datum</b>	<b>A</b>	<b>MI</b>	<b>Aale</b>	<b>D.a.</b>	<b>max</b>	<b>P</b>
		$\bar{x} \pm s$	$\bar{x} \pm s$	n	n	n	%
<b>Rhein/ Sulzbach</b>	20.05.03	$0,1 \pm 0,5$	$2,0 \pm 1,4$	36	4	3	6
<b>Rhein/ St. Goar</b>	03.11.03	$0,0 \pm 0,2$	$1,0 \pm 0$	29	1	1	3
<b>Ruhr/ Mühlheim</b>	02.12.03	$0,1 \pm 0,3$	$1,0 \pm 0$	12	1	1	8
<b>Olsztynek</b>	12.05.03	$0,1 \pm 0,6$	$2,5 \pm 2,1$	50	5	4	4
<b>Lago di Bracciano</b>	24.04.04	$0,1 \pm 0,2$	$1,0 \pm 0$	20	1	1	5

## 3.2 Ökologische Aspekte der Parasitologie

### 3.2.1 Häufigkeitsverteilung von *A. crassus*

Der Schwimmblasen-Nematode *A. crassus* gilt als äußerst erfolgreicher Neozoe, der sich binnen kurzer Zeit über weite Teile Europas, Nordafrikas und Nordamerikas ausbreiten konnte (Kirk 2003). Die parasitologische Untersuchung von verschiedenen Aalbeständen zeigte, dass regional sehr hohe Befallsraten erreicht werden können (s. Kapitel 3.1.2). In diesem Abschnitt wird eine Gesamtbewertung der Infektion des Europäischen Aals mit *A. crassus* erstellt. Dabei wurden Larven und Adulte gesondert behandelt, da einerseits nicht alle larvale Stadien die Metamorphose zum adulten geschlechtsreifen Tier erreichen könnten und vorher absterben, andererseits sich die Pathogenität der adulten, blutsaugenden Parasiten von den wandern den Larven unterscheidet (Würtz & Taraschewski 2000, Sures et al. 2001). Die verschiedenen Wirt-Parasit-Beziehungen können allgemein durch aggregierte und zufällige Verteilungsformen klassifiziert werden (Shaw & Dobson 1995). In Tabelle 3.10 sind die Verteilungsformen der Stadien von *A. crassus* in beiden Endwirtsystemen dargestellt.

Tabelle 3.10: Varianzen, arithmetische Mittel und Verteilungsformen larvaler und adulter Stadien von *A. crassus* in allen untersuchten Europäischen (*A. anguilla*) und Japanischen Aalen (*A. japonica*).

Aalart	n	Larven				Adulte			
		$s^2$	$\bar{x}$	$s^2/\bar{x}$	Verteilungsform	$s^2$	$\bar{x}$	$s^2/\bar{x}$	Verteilungsform
<i>A. anguilla</i>	990	26,7	2,4	11,3	aggregativ	14,3	2,4	5,9	aggregativ
<i>A. japonica</i>	239	29,1	1,3	22,2	aggregativ	4,0	1,2	3,4	aggregativ

In beiden Endwirten, also sowohl im Europäischen als auch im Japanischen Aal, sind die Nematoden stark aggregiert. Diese Art der Verteilung kann vor allem für Larven, die in Japanischen Aalen detektiert wurden, beschrieben werden. Die Abbildung 3.5 zeigt dagegen die prozentualen Häufigkeiten von larvalen und adulten Stadien des Parasiten, die in den Schwimmblasen aller untersuchten Europäischen Aale nachgewiesen wurden.

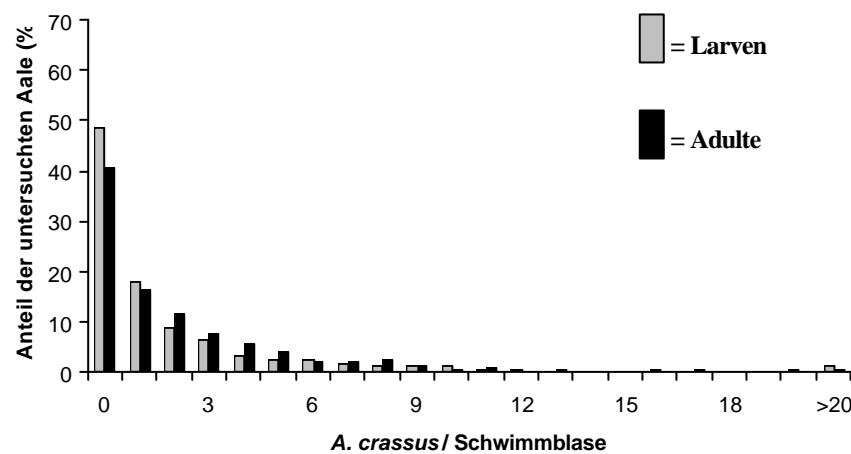


Abb. 3.5: Häufigkeitsverteilung von *A. crassus* im Europäischen Aal (*A. anguilla*; n = 990).

Das Ergebnis dieser Untersuchung zeigt, dass die Verbreitung dieses nicht-endemischen Parasiten im Europäischen Aal keineswegs zufällig zu sein scheint, sondern einer aggregativen (negativ binomialen) Verteilung unterliegt.

In mehr als 40 % der untersuchten Aale konnten keine adulten Nematoden und in knapp 50 % keine larvalen Stadien in der Schwimmblase festgestellt werden. Stark befallene Aale mit mehr als 10 adulten oder larvalen Parasiten pro Schwimmblase waren hingegen eher die Ausnahme; ihr Anteil betrug sowohl bezüglich der Larven als auch der Adulten nicht einmal 5 %.

In Analogie zu dieser Untersuchung wurden auch die Daten der Japanischen Aale aus Taiwan bewertet. In Abbildung 3.6 sind wiederum die prozentualen Häufigkeiten von larvalen und adulten Stadien von *A. crassus* im Japanischen Aal graphisch dargestellt.

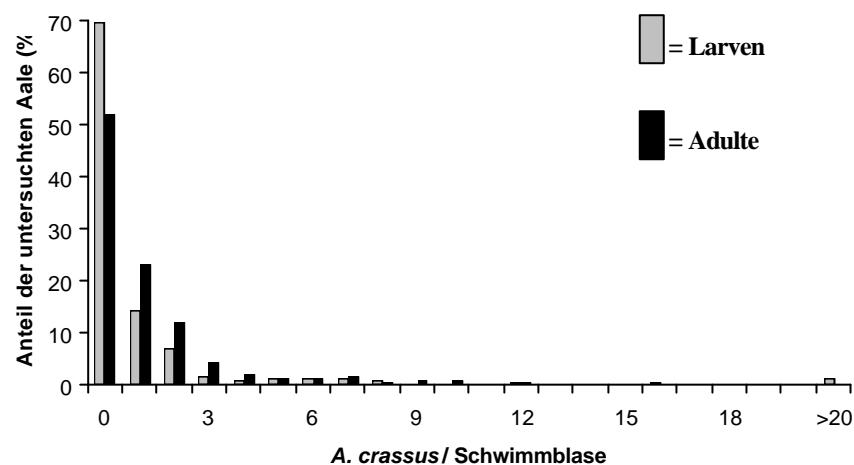


Abb. 3.6: Häufigkeitsverteilung von *A. crassus* im Japanischen Aal (*A. japonica*; n = 239).

Die Häufigkeitsverteilung beschreibt auch beim Japanischen Aal in Taiwan eine aggregative (negativ binomiale) Verteilung, ist aber bei diesem Wirt-Parasit-System, zumindest in Bezug auf die Larven, wesentlich ausgeprägter als beim Europäischen Aal in Europa (s. auch Tabelle 3.19). So weisen über 50 % der Japanischen Aale keinen Befall mit adulten Parasiten auf und sogar knapp 70 % der untersuchten Tiere waren larvenfrei. Stark infizierte Wirte konnten im Ursprungsland dieses Parasiten dagegen kaum beobachtet werden; lediglich 2,1 % der Aale hatten mehr als 10 Larven in der Schwimmblase, während in gerade mal 0,4 % der Aale mehr als 10 adulte Parasiten pro Schwimmblase nachgewiesen werden konnten.

### 3.2.2 Befallspräferenzen von *A. crassus*

In der parasitologischen Untersuchung konnte gezeigt werden, dass unterschiedliche Aal-Populationen äußerst heterogen mit *A. crassus* infiziert sein können. Sicherlich spielen hierfür gewässerspezifische Besonderheiten (z. B. Grad der Umweltverschmutzung, Dichte des Aalbestandes, usw.) und individuelle adaptive Immunisierungen gegenüber dem Parasiten eine entscheidende Rolle, auf die aber im Rahmen dieser Arbeit nicht eingegangen werden kann. Die enorme Datenmenge verbunden mit einer randomisierten Probennahme, erlaubt auch Analysen hinsichtlich ganz unterschiedlicher Aspekte über Befallspräferenzen von *A. crassus*.

In diesem Abschnitt soll daher untersucht werden, inwieweit Gewässertypen, Jahreszeiten, Endwirte und wirtsspezifische Größenunterschiede das Vorkommen von *A. crassus* beeinflussen können.

#### 3.2.2.1 Habitatsspezifität

Sowohl aus dem Rhein bei Karlsruhe (2002-2005) als auch aus dem Altrhein bei Mannheim (2002-2003) konnten zu jeder Jahreszeit mit Ausnahme der Wintermonate Aale entnommen und parasitologisch untersucht werden, so dass hier ein repräsentativer Vergleich dieser beiden recht unterschiedlichen Habitate erfolgen kann. In Abbildung 3.7 sind die Befallsintensitäten und Prävalenzen von *A. crassus* der beiden Habitate graphisch dargestellt und deuten auf einen stärkeren Befall der Aale aus dem Altrhein als aus dem schnell fließenden Rhein.

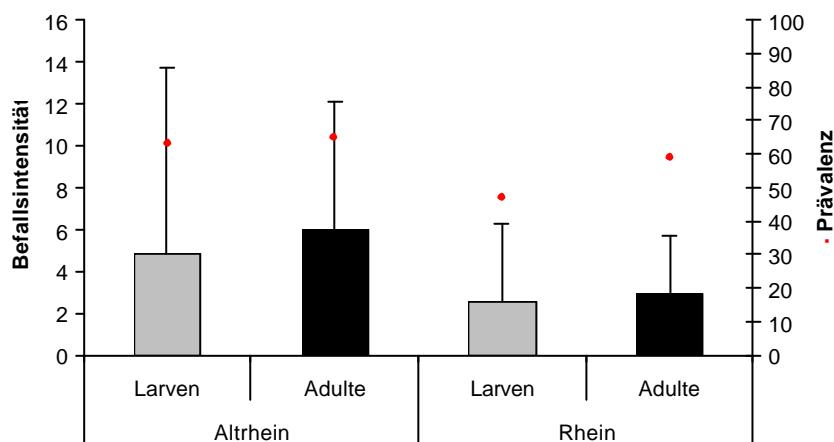


Abb. 3.7: Befallsdaten von Populationen Europäischer Aale (*A. anguilla*) aus dem Altrhein bei Mannheim (n = 136) und Rhein bei Karlsruhe (n = 216) mit *A. crassus*.

Der Mann-Whitney U-Test bestätigte diese Annahme; die Aale aus dem Altrhein waren mit Larven hochsignifikant ( $p < 0,001$ ) und mit adulten Würmern immerhin signifikant stärker ( $p < 0,05$ ) befallen als diejenigen aus dem Rhein. Im Falle der Abundanzen wurden bei Aalen

aus dem Altrhein signifikant ( $p < 0,05$ ) mehr Larven und hochsignifikant ( $p < 0,001$ ) mehr adulte Stadien detektiert als bei den Aalen aus dem Rhein selbst.

Eine weitere Analyse der Befallsdaten verdeutlicht, dass allgemein Aale aus stehenden Gewässern stärker mit *A. crassus* infiziert sind als solche aus Flüssen. Für diese Untersuchung konnten die parasitologischen Befunde von 980 Europäischen Aalen verwendet werden. Ausgenommen davon waren die 10 Aale aus der Ostsee bei Stockholm. In Abbildung 3.8 sind die Befallsintensitäten und Prävalenzen von *A. crassus* in Still- und Fliessgewässern graphisch dargestellt.

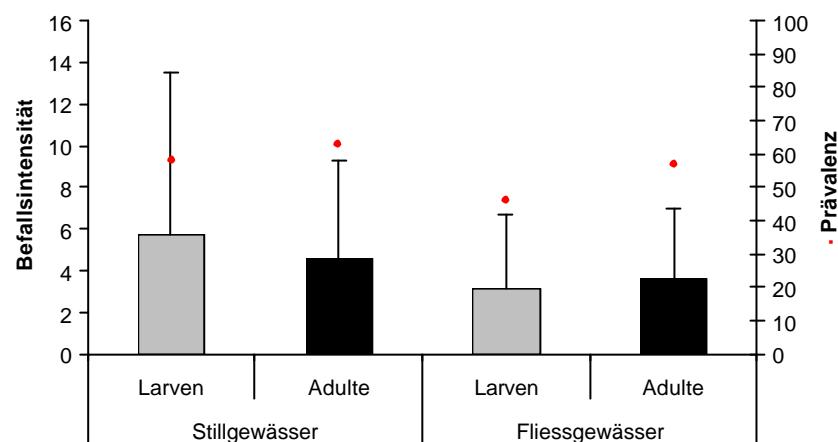


Abb. 3.8: Befallsdaten von Populationen Europäischer Aale (*A. anguilla*) aus Stillgewässern (n=499) und Fliessgewässern (n=481) mit *A. crassus*.

Der Mann-Whitney U-Test ergab, dass Aale aus stehenden Gewässern hochsignifikant stärker ( $p < 0,001$ ) mit Larven von *A. crassus* infiziert sind als Aale, die aus Flüssen stammen. Bei adulten Nematoden ist der Unterschied nicht mehr so stark ausgeprägt; dennoch wurden in Aalen aus stehenden Gewässern signifikant mehr ( $p < 0,05$ ) adulte Würmer nachgewiesen als in Tieren von fließenden Gewässern.

Analog zu den Befallsintensitäten verhielten sich auch die Abundanzen; wiederum konnten bei Aalen aus Stillgewässern hochsignifikant mehr Larven ( $p < 0,001$ ) und signifikant mehr adulte Stadien ( $p < 0,05$ ) gefunden werden als bei Aalen aus Fliessgewässern.

### 3.2.2.2 Wirtsspezifität

In der folgenden Studie sollte untersucht werden, inwieweit sich der Befall von Europäischen und Japanischen Aalen mit *A. crassus* unterscheidet. Hierfür wurden jeweils die Datensätze von Europäischen Aalen in Europa und Japanischen Aalen in Taiwan unabhängig von gewässerspezifischen Präferenzen gepoolt und in Abbildung 3.9 graphisch dargestellt.

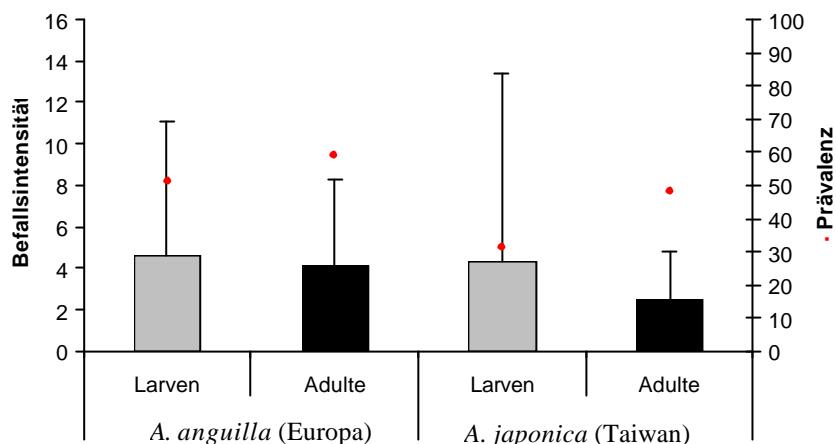


Abb. 3.9: Befallsdaten von Europäischen Aalen (*A. anguilla*) aus Europa (n=990) und Japanischen Aalen (*A. japonica*) aus Taiwan (n=239) mit *A. crassus*.

Das Ergebnis dieser Studie zeigt einen eindeutigen Befund: Der Europäische Aal ist im europäischen Freiland wesentlich empfänglicher für *A. crassus* als sein asiatischer Verwandter in Taiwan. So sind die Abundanzen sowohl für den Befall mit larvalen als auch mit adulten Stadien im Europäischen Aal hochsignifikant größer ( $p < 0,001$ ) als im Japanischen Aal. Die durchschnittliche Prävalenz mit allen Stadien von *A. crassus* betrug für *A. anguilla* 76 %, die für *A. japonica* 59 %.

Betrachtet man dagegen die Befallsintensitäten, also die Befallsdaten der tatsächlich infizierten Fische, so ergibt sich ein detailliertes Bild der Wirtsspezifität: Der durchschnittliche Infektionsdruck der Larven ist im Europäischen Aal zwar signifikant höher ( $p < 0,05$ ) als im Japanischen Aal, dennoch aber ähnlich (*A. anguilla*:  $4,6 \pm 6,5$  Larven/ Schwimmblase; *A. japonica*:  $4,3 \pm 9,1$  Larven/ Schwimmblase). Gravierend wird der Unterschied zwischen den beiden Aalarten erst bei einem Vergleich der Befallsintensitäten mit adulten Nematoden. Hier weisen die Europäischen Aale hochsignifikant mehr ( $p < 0,001$ ) Parasiten auf als die Japanischen Aale (*A. anguilla*:  $4,1 \pm 4,2$  Adulte/ Schwimmblase; *A. japonica*:  $2,5 \pm 2,3$  Adulte/ Schwimmblase). Während der Befall mit Adulten im Vergleich zum Befall mit Larven beim Europäischen Aal nur unwesentlich sinkt, scheint dagegen ein beträchtlicher Teil der Larven im Japanischen Aal nicht geschlechtsreif zu werden und abzusterben.

Für die parasitologische Untersuchung der Schwimmblasen wurden nur die lebenden Stadien von *A. crassus* ausgewertet, da nur sie den aktuellen Befall widerspiegeln. Tote Larven bzw. Adulte wurden getrennt gezählt und sollen in diesem Abschnitt kurz vorgestellt werden.

In Abbildung 3.10 sind die Befallsintensitäten und Prävalenzen von toten Stadien von *A. crassus* graphisch aufgetragen. Tatsächlich konnte die These bestätigt werden, dass im Japanischen Aal mehr Parasiten abgetötet werden als im Europäischen Aal.

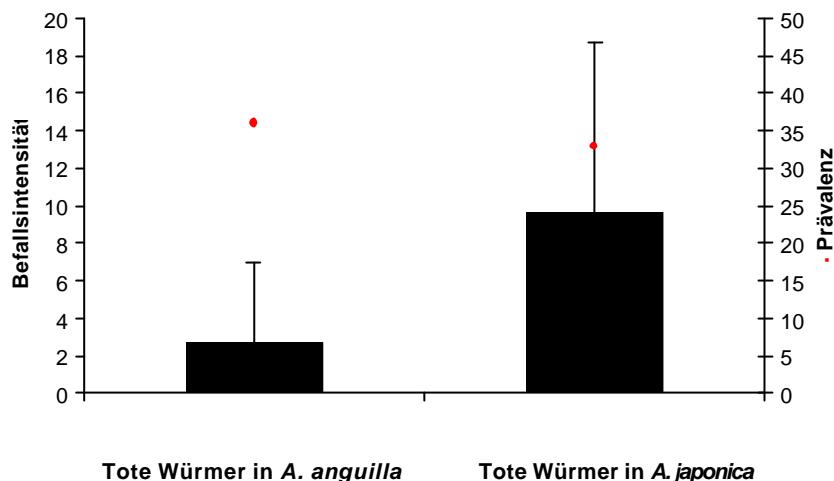


Abb. 3.10: Befallsdaten von Europäischen Aalen (*A. anguilla*) aus Europa (n=989) und Japanischen Aalen (*A. japonica*) aus Taiwan (n=239) mit toten Stadien von *A. crassus*.

Die statistische Auswertung mit dem Mann-Whitney U-Test ergab, dass die Intensitäten toter Stadien von *A. crassus* im Japanischen Aal hochsignifikant größer ( $p < 0,001$ ) sind als diejenigen im Europäischen Aal. In Abbildung 3.11 sind 3 abgetötete Nematoden in einer Schwimmblase des Japanischen Aals zu sehen.

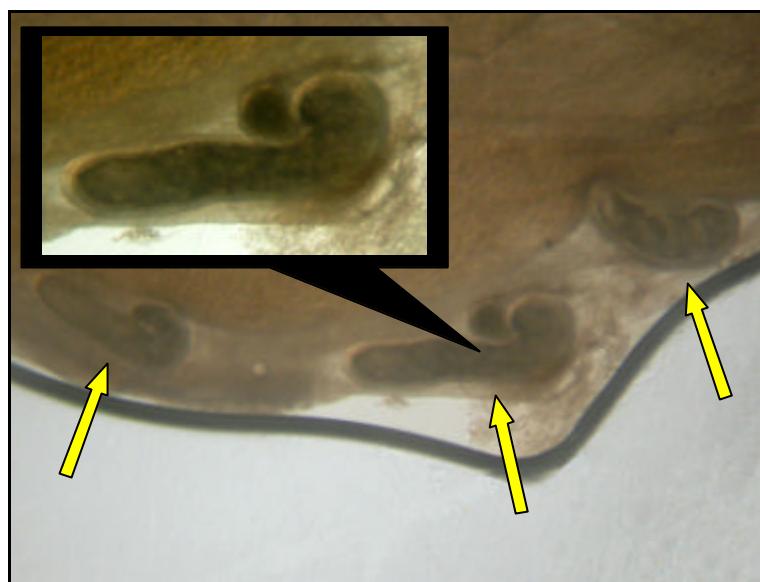


Abb. 3.11: Tote Stadien von *A. crassus* in der Schwimmblase eines Japanischen Aals (*A. japonica*).

### 3.2.2.3 Saisonalität

In diesem Abschnitt soll geklärt werden, ob es saisonale Fluktuationen bei *A. crassus* gibt. Hierfür wurden 3 grundlegend verschiedene Aalpopulationen (1–3) untersucht, von denen jeweils 4 Probennahmen aus unterschiedlichen Jahreszeiten gezeigt werden sollen. Die ersten beiden Populationen waren ausschließlich Europäische Aale aus einem Fließgewässer (Rhein bei Karlsruhe) und aus einem See („Lago di Bracciano“, Italien). Die Befallsintensitäten und Prävalenzen dieser beiden Populationen können den Abbildungen 3.12 und 3.13 sowie den Tabellen 3.5 – 3.7 entnommen werden.

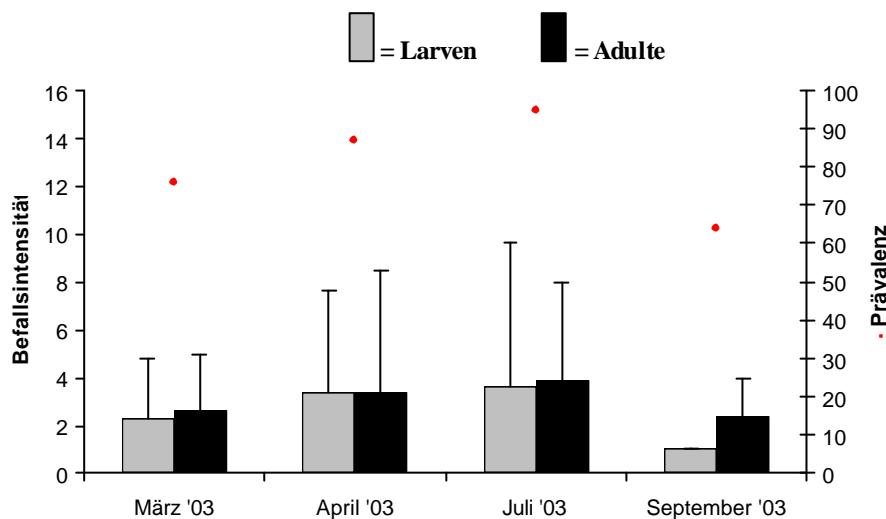


Abb. 3.12: Befallsdaten von Europäischen Aalen (*A. anguilla*) aus dem Rhein bei Karlsruhe mit *A. crassus* während verschiedener Probennahmen (n = 120 Aale).

In der Rheinpopulation (1) bei Karlsruhe konnte zwischen März und Juli eine stetige Zunahme der Infektionen sowohl bei larvalen als auch adulten Stadien von *A. crassus* beobachtet werden. Zwischen Juli und September nahm der Befall der Aale mit Nematoden, insbesondere mit Larven, deutlich ab. Mit dem Mann-Whitney U-Test ließen sich allerdings keine signifikanten Unterschiede zwischen diesen Probennahmen detektieren, so dass der Befall dieser Aalpopulation mit Ausnahme kleinerer jahreszeitlichen Schwankungen als homogen bezeichnet werden kann.

Ein völlig anders Bild von Saisonalität offenbart sich bei der Analyse der See-Population (2) des mediterranen „Lago di Bracciano“ (s. Abb. 3.13).

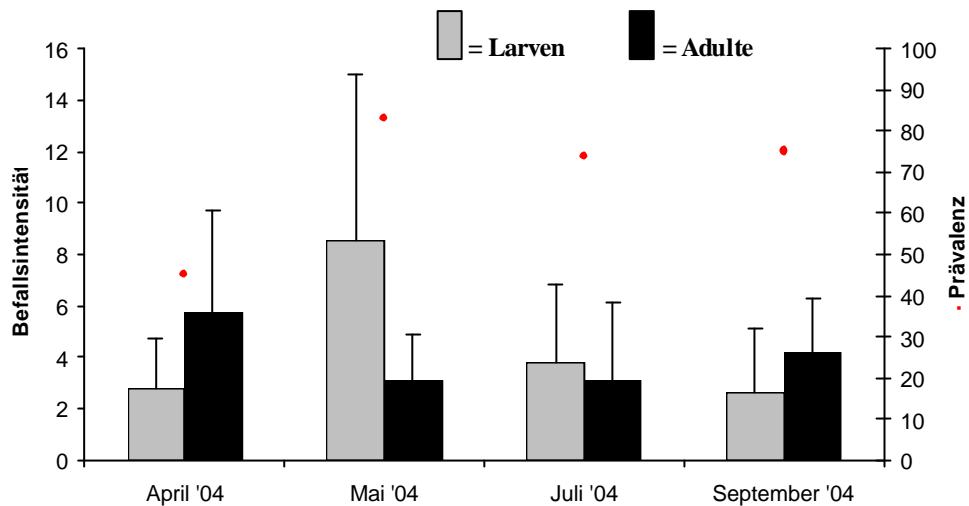


Abb. 3.13: Befallsdaten von Europäischen Aalen (*A. anguilla*) aus dem „Lago di Bracciano“ mit *A. crassus* während verschiedener Probenahmen ( $n = 99$  Aale).

Die Daten der verschiedenen Probezeiten zeigen den höchsten Befall mit adulten Würmern bereits im April. So konnte mit dem Mann-Whitney U-Test zumindest gegenüber den Aalen, die Ende Juli untersucht wurden, einen signifikanten Unterschied ( $p < 0,05$ ) nachgewiesen werden.

Wesentlich gravierender sind die Unterschiede der Befallsintensitäten bezüglich der Larven-Stadien. Hier konnten die Aale mit dem höchsten Larvenbefund im Mai festgestellt werden; diese Tiere waren signifikant stärker ( $p < 0,05$ ) mit Larven befallen als diejenigen, die im April, Juli und September untersucht wurden.

Der erhöhte Befall der Aale mit adulten Stadien von *A. crassus*, die im April gefangen wurden, werden nicht in Zusammenhang mit einem möglichen zweimaligen Entwicklungszyklus innerhalb einer Saison gebracht (Lefebvre et al. 2002a), da keine Hinweise auf einen 2. erhöhten Befall mit Larven vorliegen.

Aus dem „Kao-Ping River“ in Taiwan konnten sogar ganzjährig Probennahmen erfolgen, so dass eine sicherlich detailliertere Aussage über ein saisonales Auftreten des Schwimmblasen-Nematoden in dieser Population (3) des Japanischen Aals getroffen werden kann. Die Ergebnisse dieser Untersuchungen sind in Abb. 3.14 zusammengefasst, können aber auch ausführlich den Tabellen 3.5 – 3.7 entnommen werden.

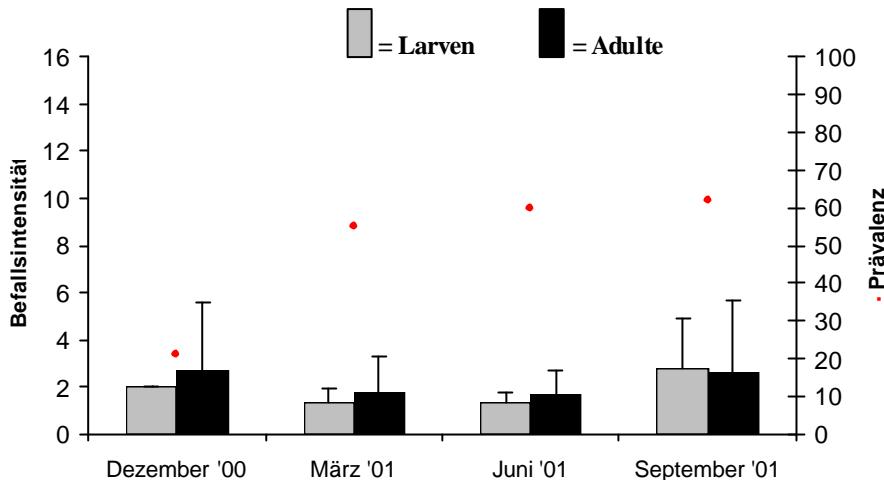


Abb. 3.14: Befallsdaten von Japanischen Aalen (*A. japonica*) aus dem „Kao-Ping River“ (Taiwan) mit *A. crassus* während verschiedener Probenahmen ( $n = 75$  Aale).

In Analogie zu der Europäischen Aal-Population des Rheins auf der Höhe von Karlsruhe, konnte auch hier kein signifikanter Unterschied zwischen den verschiedenen Probenahmen detektiert werden. Der Befall der Aale mit *A. crassus* scheint auch in einem asiatischen Fließgewässer nicht an verschiedene Jahreszeiten gebunden zu sein, sondern verläuft relativ konstant.

### 3.2.2.4 Wirtsabhängige Befallsregulierung

Bislang wurden lediglich Befallspräferenzen von *A. crassus* hinsichtlich der Gewässertypen, der Jahreszeiten und Endwirtssysteme untersucht, jedoch nicht in Bezug auf individuelle Größenunterschiede des Wirtes. In diesem Abschnitt soll daher zunächst gezeigt werden, inwieweit der Befall des Europäischen Aals mit *A. crassus* von der Körpergröße abhängt. Auf diese Weise können z. B. Rückschlüsse bezüglich des Fressverhaltens von unterschiedlich alten Aalen gezogen werden.

Aufgrund der Tatsache, dass sich die Befallsdaten der Aale aus stehenden und fließenden Gewässern bezüglich der Larven von *A. crassus* hochsignifikant ( $p < 0,001$ ) und in Bezug auf adulten Nematoden signifikant ( $p < 0,05$ ) unterschiedlich verhielten, wurden beide Datensätze getrennt analysiert.

Die Rang-Korrelation nach Spearman ergab jedoch sowohl für die Aale aus Fließ- als auch aus Stillgewässern keinen signifikanten Zusammenhang zwischen dem Grad der Parasitierung und der individuellen Größe des Wirts. In Abbildung 3.15 ist ein Streudiagramm dargestellt, bei der die Abundanz gegen die jeweiligen Körperlängen der untersuchten Aale aus beiden Habitaten aufgetragen ist.

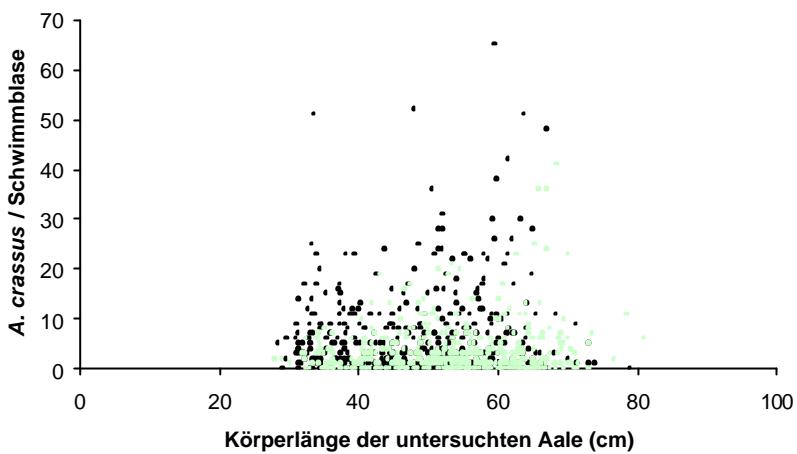


Abb. 3.15: Abundanzen von *A. crassus* in Abhängigkeit zur Körperlänge der untersuchten Europäischen Aale (*A. anguilla*) aus Fliess- (• n = 478) und Stillgewässern (• n = 478).

Da mit der Rang-Korrelationsanalyse jedoch nur eine Aussage über die Stärke eines monotonen (wachsend oder fallend) Zusammenhangs zweier Merkmale gemacht werden können und somit keine Befallsunterschiede zwischen verschiedenen Altersgruppen detektiert werden, wurden die Aale in 9 verschiedene Größenklassen eingeteilt.

In Abbildung 3.16 sind die auf den Körperlängen basierenden Größenklassen mit den jeweiligen Abundanzen dargestellt

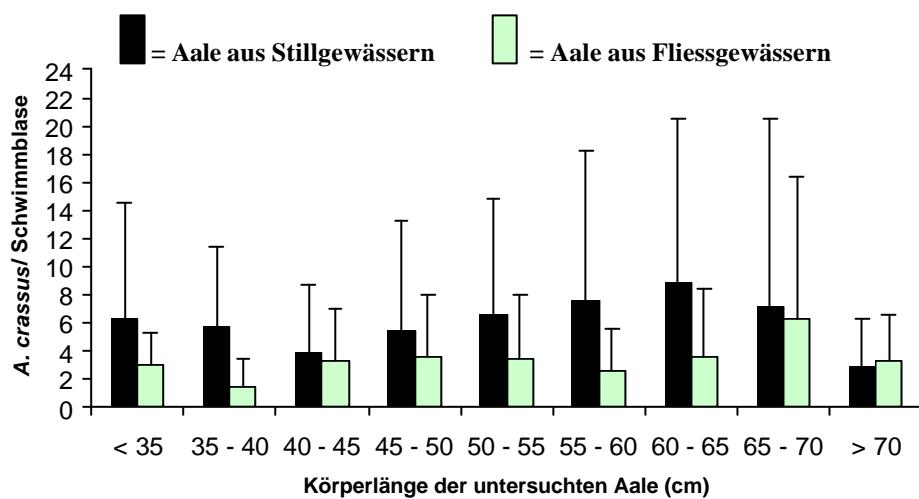


Abb. 3.16: Abundanzen von *A. crassus* in verschiedenen Größenklassen von untersuchten Europäischen Aalen (*A. anguilla*) aus Still- (n = 478) und Fliessgewässern (n = 478).

Die Graphik spiegelt zunächst die in Kapitel 3.2.2.1 dargelegte Habitatsspezifität wider; in nahezu allen Altersgruppen waren Aale aus Stillgewässern stärker mit *A. crassus* befallen als Aale aus Fliessgewässern.

Die Abbildung 3.16 zeigt weiterhin, dass auch sehr kleine Aale mit einer Körperlänge von unter 35 cm durchaus stark befallen sein können. So hatten Aale aus Stillgewässern, die kleiner als 35 cm waren, mit 6,3 Nematoden pro Schwimmblase mehr als doppelt so viele Parasiten als Aale mit einer Körperlänge von über 70 cm (2,8 *A. crassus*/ Schwimmblase). In Fliessgewässern unterschieden sich die Aale aus diesen beiden Größenklassen nicht; die kleinsten Aale (< 35 cm) waren mit 3,0 Nematoden pro Schwimmblase genau so stark infiziert wie die größten Aale (> 70 cm), welche durchschnittlich 3,2 *A. crassus* pro Schwimmblase beherbergten.

Mit dem H-Test konnte jedoch in beiden Gewässertypen kein signifikanter Unterschied zwischen den verschiedenen Stichproben festgestellt werden, so dass von einer homogenen Infektion ausgegangen werden muss, die alle Wirtsgrößenklassen betrifft. Interessant in diesem Zusammenhang ist nochmals der Vergleich von kleinen Aalen (Größengruppe „< 35 cm“ und „35 – 40 cm“) zwischen den beiden Habitaten; in beiden Fällen waren die Aale aus Stillgewässern um ein Vielfaches stärker mit *A. crassus* infiziert als Aale aus Fliessgewässern.

In Kapitel 3.2.1 konnte gezeigt werden, dass *A. crassus* sowohl in seinem natürlichen Endwirt *A. japonica* als auch in *A. anguilla* aggregativ verteilt ist. Inwieweit diese Verteilungsform auch in unterschiedlich großen Aalen aus Fliess- und Stillgewässer zutreffend ist, wird im Folgenden untersucht. Dabei wurden die Aale in 3 verschiedene Größenklassen eingeteilt und jeweils die Verteilungsform für Larven und adulte Stadien von *A. crassus* berechnet (s. Tabelle 3.11).

Tabelle 3.11: Varianzen und arithmetische Mittel larvaler und adulter Stadien von *A. crassus* im Europäischen Aal (*A. anguilla*) aus Fliess- und Stillgewässern.

Habitat	Körpergröße der Aale (cm)	n	Larven			Adulte		
			s <sup>2</sup>	$\bar{x}$	s <sup>2</sup> / $\bar{x}$	s <sup>2</sup>	$\bar{x}$	s <sup>2</sup> / $\bar{x}$
Fliessgewässer	= 50	179	5,2	1,3	3,9	6,3	1,6	3,9
	50 - 60	161	4,9	1,0	4,7	7,7	2,0	3,8
	> 60	138	13,7	4,0	3,4	16,1	2,6	6,1
Stillgewässer	= 50	259	32,8	2,8	11,6	11,0	2,4	4,5
	50 - 60	157	59,5	3,9	15,3	21,8	3,1	7,0
	> 60	62	54,4	3,9	13,9	40,3	4,1	9,9

Das Ergebnis zeigt, dass sämtliche Stadien von *A. crassus* unabhängig von der Körpergröße der untersuchten Aale und Habitat aus dem sie entstammten, aggregativ in ihren Wirten verteilt sind ( $s^2/\bar{x} > 1$ ). Am stärksten sind jedoch die Larven in Aalen aus Stillgewässern aggregiert, wobei das Ausmaß der Verteilung in allen 3 Größenklassen ähnlich ist. Dieser Befund deutet auf eine verstärkte Infektion einzelner Aal-Individuen mit *A. crassus* hin; die homogenisierte Aggregation bei diesen 3 Gruppen kann mit der Spezialisierung von kleinen Aalen auf Copepoden (Kennedy et al. 1992) bzw. mit der Aufnahme von paratenischen Wirten (Akumulation der L<sub>3</sub>) von großen Aalen erklärt werden (Kirk 2003).

Eine weitere Befallsanalyse konnte hinsichtlich der Schwimmblasenlänge von Europäischen Aalen durchgeführt werden, da sich die Aale diesbezüglich äußerst gravierend unterschieden. So hatte die kleinste gemessene Schwimmblase eine Länge von nur 1,2 cm, während die größte über 13 cm lang war. Als Konsequenz dieses Größenunterschiedes könnte sich auch ein Unterschied im Befall des Organs mit *A. crassus* ergeben, da kleine Schwimmblasen sicherlich schwerer vom Parasiten gefunden werden könnten als die Größten unter ihnen. Daher wurden in Analogie zu den Körpergrößen auch mit den Schwimmblasenlängen eine Rang-Korrelation nach Spearman bezüglich der Abundanzen mit *A. crassus* durchgeführt. Jedoch konnte auch hier weder bei Aalen aus Fliess- noch aus Stillgewässern signifikante Zusammenhänge zwischen beiden Datensätzen detektiert werden.

Ein Streudiagramm bei dem die Abundanzen gegen die individuellen Schwimmblasenlängen der untersuchten Aale aufgetragen sind, findet sich in Abbildung 3.17.

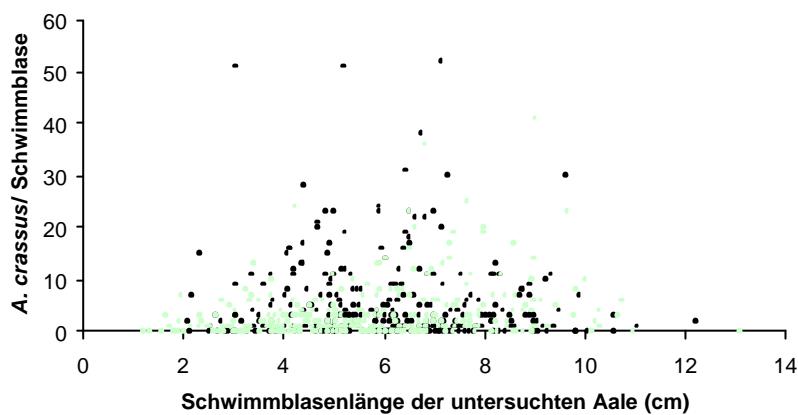


Abb. 3.17: Abundanzen von *A. crassus* in Abhängigkeit zur Schwimmblasenlänge der untersuchten Europäischen Aale (*A. anguilla*) aus Fliess- (• n = 325) und Stillgewässern (● n = 284).

Da auch in diesem Fall kein direkter Zusammenhang zwischen den beiden Datensätzen festgestellt werden konnte, wurden erneut die Aale in verschiedene Klassen unterteilt und die jeweiligen Abundanzen berechnet (s. Abb. 3.18).

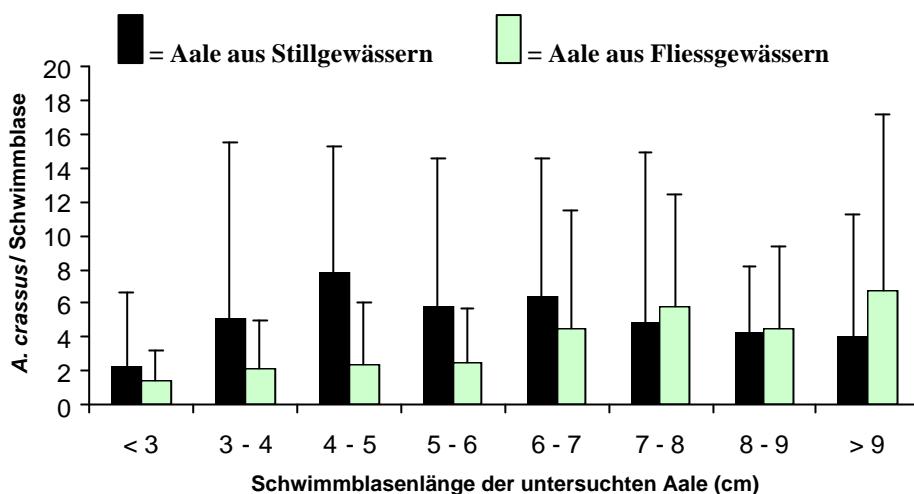


Abb. 3.18: Abundanzen von *A. crassus* in verschiedenen Größenklassen der Schwimmblase von Europäischen Aalen (*A. anguilla*) aus Fliess- (n = 325) und Stillgewässern (n = 284).

Auf den ersten Blick scheint sich auch hier kein eindeutiger Trend bezüglich des Befalls bei den verschiedenen Klassen abzuzeichnen, dennoch ergab der H-Test, dass sich die 8 Größenklassen in beiden Gewässertypen signifikant unterschieden ( $p < 0,05$ ). Analysiert man weiterhin die Datensätze mit dem Mann-Whitney U-Test genauer, so offenbart sich ein differenzierteres Ergebnis. Die kleinsten Schwimmblasen mit einer Länge von weniger als 3 cm von Aalen aus Fliessgewässern waren am wenigsten mit *A. crassus* befallen (1,4 *A. crassus* pro Schwimmblase); signifikant ( $p < 0,05$ ) waren die Unterschiede zu Aalen mit Schwimmblasen der Größenklassen „6 – 7 cm“, „8 – 9 cm“ bzw. „> 9 cm“ und hochsignifikant gegenüber der Klasse „7 – 8 cm“.

Ein ähnliches Resultat in Bezug auf den Befall mit *A. crassus* zeigten die Schwimmblasen der Aale aus Stillgewässern. Auch hier waren die kleinsten Schwimmblasen („< 3 cm“) am geringsten infiziert; in ihnen konnten durchschnittlich 2,3 Nematoden detektiert werden und unterschieden sich signifikant zu den Klassen „4 – 5 cm“, „5 – 6 cm“, „6 – 7 cm“ und „8 – 9 cm“.

Das Ergebnis deutet darauf hin, dass Aale mit kleinen Schwimmblasen weniger stark mit *A. crassus* infiziert sind als Aale mit größeren. Offensichtlich werden diese hydrostatischen Organe von den wandernden L<sub>3</sub>-Stadien weniger gut gefunden.

### **3.2.3 Pathologie von *A. crassus***

Die Untersuchung pathogener Einflüsse des Schwimmblasen-Nematoden *A. crassus* auf den Europäischen Aal bzw. Japanischen Aal steht im Rahmen dieser Arbeit zwar nicht im Vordergrund, dennoch sollen diesbezüglich einige Aspekte behandelt werden. Bereits in Kapitel 3.1.1 konnte gezeigt werden, dass bei den Untersuchungen nur wenige Aale mit veränderten Schwimmblasenwänden registriert wurden. Lediglich bei 6,9 % der Europäischen und bei 3,8 % der Japanischen Aale konnten verdickte oder getrübte Schwimmblasen nachgewiesen werden.

#### **3.2.3.1 Effekte von *A. crassus* auf den Europäischen Aal (*A. anguilla*)**

Ein zentraler Punkt bei der Untersuchung von Parasitosen stellt die Beeinflussung des Ernährungszustandes bzw. der körperlichen Fitness dar. Dies kann bei Fischen allgemein durch Wachstumskurven oder durch den K-Faktor ausgedrückt werden. Für die folgenden Auswertungen wurden sowohl die adulten, blutsaugenden Parasiten in Betracht genommen, als auch Larvenstadien, da sie im Aal einen cortisol-abhängigen Stress induzieren können (Sures et al. 2001).

In Abbildung 3.19 ist eine derartige Wachstumskurve für sowohl uninfizierte als auch stark infizierte (= 10 adulte bzw. larvale Nematoden/ Schwimmblase) Europäische Aale dargestellt.

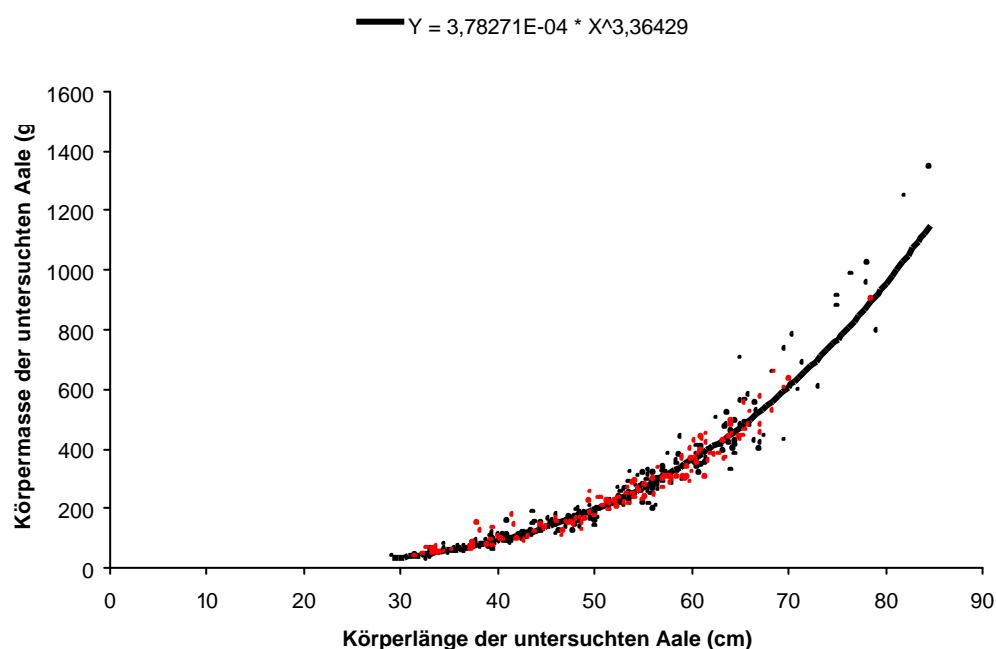


Abb. 3.19: Wachstumskurve (schwarz) von uninfizierten Europäischen Aalen (*A. anguilla*; • n = 233) im Vergleich zu stark infizierten (= 10 *A. crassus*/ Schwimmblase) Europäischen Aalen (*A. anguilla*; • n = 144).

Die graphische Darstellung zeigt, dass das Wachstum des Europäischen Aals in keiner Weise durch eine Infektion mit *A. crassus* negativ beeinflusst wird. Die Größenangaben der stark infizierten Aale entsprechen der für die uninfiltrierten Aale berechneten Wachstumskurve und beschreiben in beiden Fällen eine identische allometrische Größenzunahme.

Mit der Rangkorrelationsanalyse nach Spearman konnte die Hypothese eines Zusammenhangs zwischen Parasitierung und dem k-Faktor ebenfalls nicht bewiesen werden und wurde verworfen. In Abbildung 3.20 sind die k-Faktoren von 965 Europäischen Aalen gegen die individuellen Infektionen mit larvalen und adulten Stadien des Nematoden pro Schwimmblase graphisch aufgetragen.

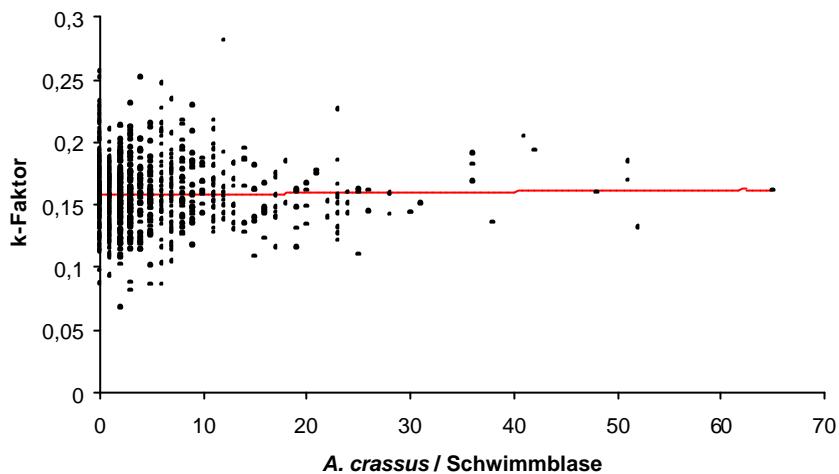


Abb. 3.20: Abhängigkeit des k-Faktors beim Europäischen Aal (*A. anguilla*) vom Infektionsgrad mit *A. crassus* pro Schwimmblase (n = 965 Aale)

Eine Beeinflussung der Abwuchsrate von Europäischen Aalen mit zunehmenden Infektionsgrad konnte nicht festgestellt werden; die kaum ansteigende Regressionsgerade beschreibt mehr oder weniger einen konstanten Verlauf des k-Faktors.

Ein Vergleich der im Freiland gewonnenen Daten mit k-Faktoren von nicht-infizierten Europäischen Aalen aus der Aquakultur (Zuo-Zheng) spiegelt sich erwartungsgemäß in einer gesteigerten Abwuchsrate wider, da hier Optimierungen in Bezug auf Wassertemperaturen und Menge bzw. Zusammensetzung des Futters erfolgt. In Abbildung 3.21 sind die arithmetischen Mittel und Standardabweichungen der k-Faktoren von Kulturaalen und vier verschiedenen Infektionsklassen von Europäischen Wildaalen dargestellt.

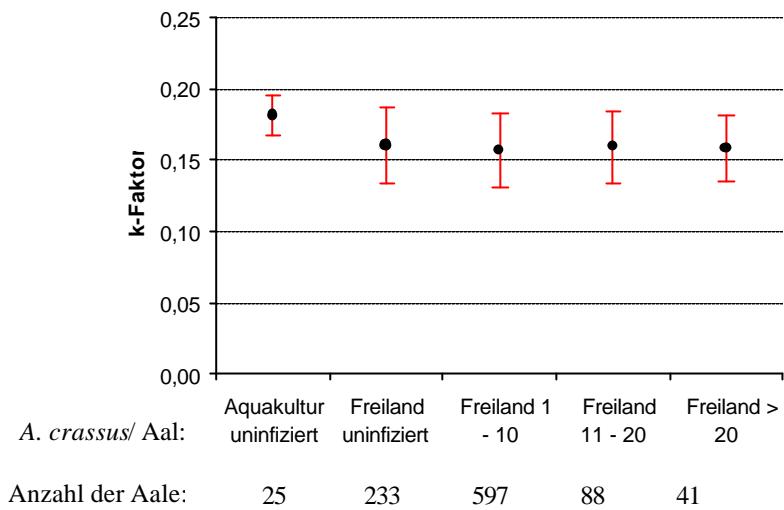


Abb. 3.21: K-Faktoren von uninfizierten Europäischen Kulturaalen im Vergleich zu verschiedenen Infektionsklassen von Europäischen Wildaaalen.

Mit dem H-Test konnte ein hochsignifikanter Unterschied ( $p < 0,001$ ) der Stichproben festgestellt werden, so dass die Daten mit dem U-Test von Mann-Whitney einer detaillierten Analyse unterzogen wurden. Die k-Faktoren der Freilandaale aller vier Infektionsklassen waren mit durchschnittlich 0,16 homogen und unterschieden sich statistisch nicht ( $p > 0,05$ ); dagegen waren die k-Faktoren der Kulturaale mit durchschnittlich 0,18 im Vergleich zu den vier Freilandklassen hochsignifikant ( $p < 0,001$ ) größer und offenbaren damit einen besseren Ernährungszustand. Die Hypothese einer Beeinflussung der Abwuchsrate durch *A. crassus* kann aufgrund aller in Kapitel 3.2.3 präsentierter Ergebnisse abschließend verworfen werden.

Des Weiteren wurden eventuelle Einflussnahmen von adulten Parasiten auf die hepato- (HS-) und milzomatische (MS-) Indices von Europäischen Aalen (*A. anguilla*) analysiert. Dabei stellt das Lebergewicht im Allgemeinen einen Indikator für die Energiereserven bzw. ein makroskopisches Zeichen für den Stresszustand des Fisches dar, während die Milzmasse sowohl Informationen über die phagocytische Immunabwehr als auch über die Erythropoese preisgibt (Lefebvre et al. 2004).

Entsprechend der Untersuchung des k-Faktors wurden auch bei diesen beiden Indices zunächst Rangkorrelationsanalysen nach Spearman durchgeführt, bei der jedoch weder bezüglich des HS- noch des MS-Index signifikante Zusammenhänge ( $r = -0,002$ ;  $p > 0,05$ ) mit dem Infektionsgrad der Parasitierung von *A. crassus* detektiert werden konnte.

Die Ergebnisse dieser beiden Untersuchungen sind in den Abbildungen 3.22 und 3.23 dokumentiert.

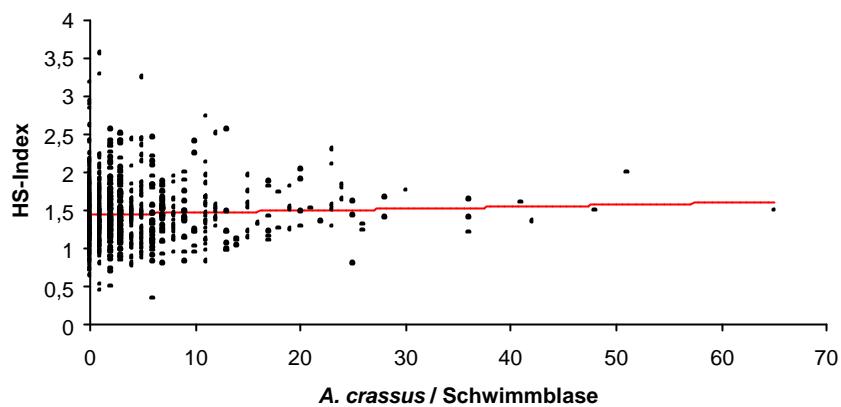


Abb. 3.22: Abhängigkeit des HS-Index beim Europäischen Aal (*A. anguilla*) vom Infektionsgrad mit *A. crassus* pro Schwimmblase (n = 813 Aale).

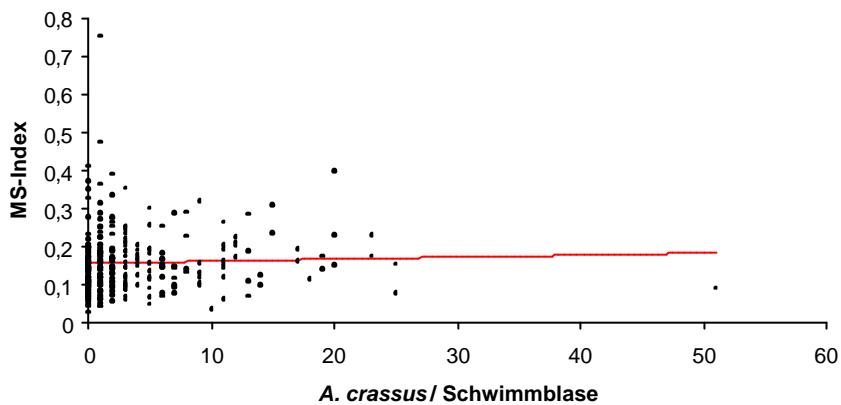


Abb. 3.23: Abhängigkeit des MS-Index beim Europäischen Aal (*A. anguilla*) vom Infektionsgrad mit *A. crassus* pro Schwimmblase (n = 277 Aale).

In beiden Fällen konnte keine Beeinflussung durch den Parasiten nachgewiesen werden. Auch hier sind die Regressionsgeraden, wie im Beispiel zuvor, bei zunehmendem Infektionsgrad mit adulten Nematoden homogen verlaufend.

Anhand dieser Ergebnisse kann davon ausgegangen werden, dass *A. crassus* im Europäischen Aal, zumindest bei den Parasitenintensitäten wie sie in Europa während des Untersuchungszeitraumes vorherrschten, weder eine Einflussnahme auf den Energiestoffwechsel noch auf die Erythropoese auszuüben vermag. Ein Verlust von Roten Blutkörperchen durch die hämatophagie Lebensweise der adulten Würmer wird also nicht mit einer verstärkten Synthese kompensiert. Allerdings zeigt die relative Milzmasse, dass der Europäische Aal auch nicht in der Lage zu sein scheint, dem Parasiten gegenüber mit einer induzierten zellulären Immunabwehr in Form von Phagocyten entgegen zu wirken.

### **3.2.3.2 Effekte von *A. crassus* auf den Japanischen Aal (*A. japonica*)**

In Analogie zu den Europäischen Aalen wurde auch der natürliche Endwirt (*A. japonica*) auf eine mögliche Beeinflussung des k-Faktors durch die Infektion mit *A. crassus* untersucht. Für diese Studie wurden die Daten der Wild- und Kulturaale getrennt analysiert. Einen Zusammenhang zwischen dem k-Faktor der untersuchten Aale und der Parasitierung von *A. crassus* konnte mit der Rangkorrelation nach Spearman weder im Freiland ( $r = 0,02$ ;  $p > 0,05$ ) noch in der Aquakultur ( $r = -0,03$ ;  $p > 0,05$ ) aufgedeckt werden und sind in den Abbildungen 3.24 und 3.25 graphisch dokumentiert.

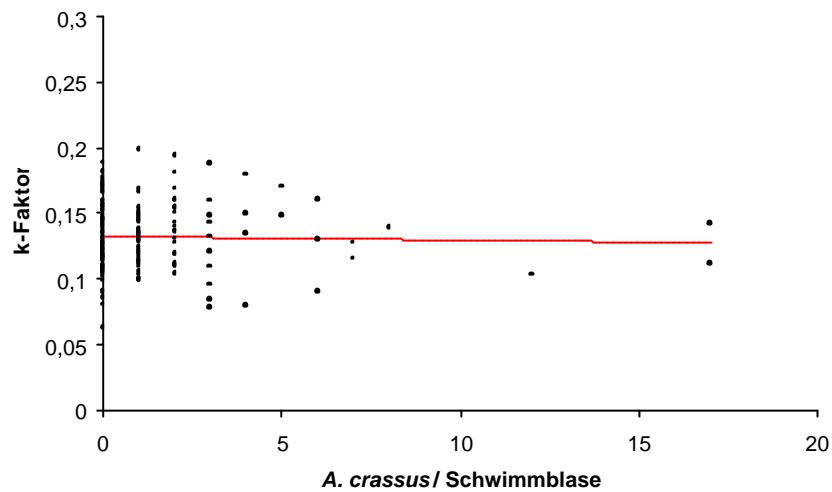


Abb. 3.24: Abhängigkeit des k-Faktors beim Japanischen Aal (*A. japonica*) aus dem Freiland vom Infektionsgrad mit *A. crassus* pro Schwimmblase ( $n = 168$  Aale).

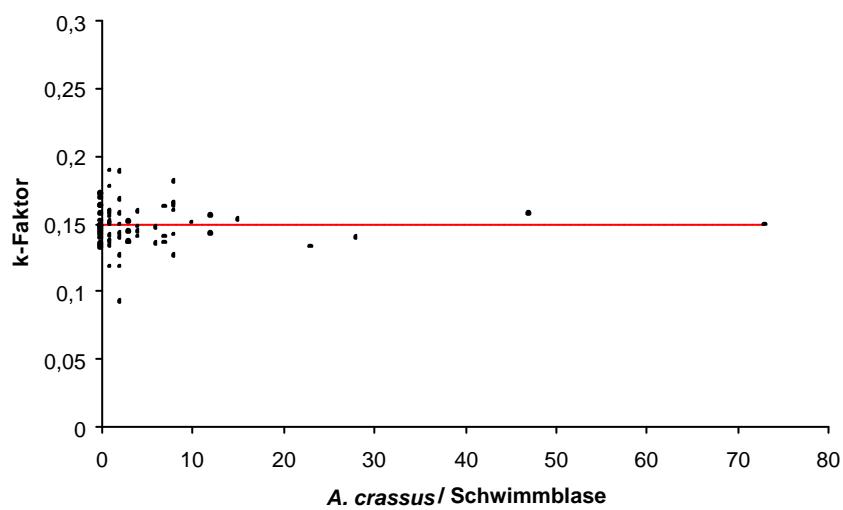


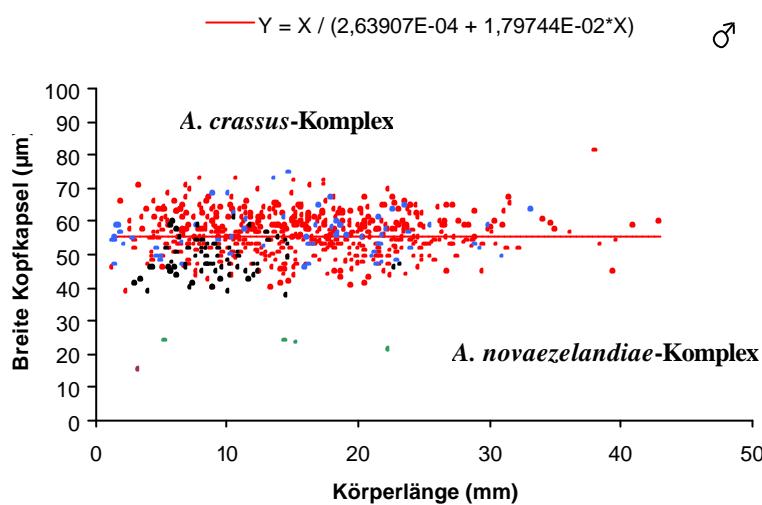
Abb. 3.25: Abhängigkeit des k-Faktors beim Japanischen Aal (*A. japonica*) aus der Aquakultur vom Infektionsgrad mit *A. crassus* pro Schwimmblase ( $n = 71$  Aale).

### 3.3 Morphometrische Untersuchung

#### 3.3.1 Morphometrische Identifizierung von Nematoden der Gattung *Anguilllicola*

Für die morphometrische Untersuchung wurden 1272 Schwimmblasen-Nematoden der Gattung *Anguilllicola* aus 4 verschiedenen Endwirten (*A. anguilla*, *A. japonica*, *A. australis* und *A. marmorata*) herangezogen. Als Grundlage für die Identifizierung von Nematoden der Gattung *Anguilllicola* bewährte sich prinzipiell die Analyse der Kopfkapselgröße (s. Abb. 3.26).

a)



b)

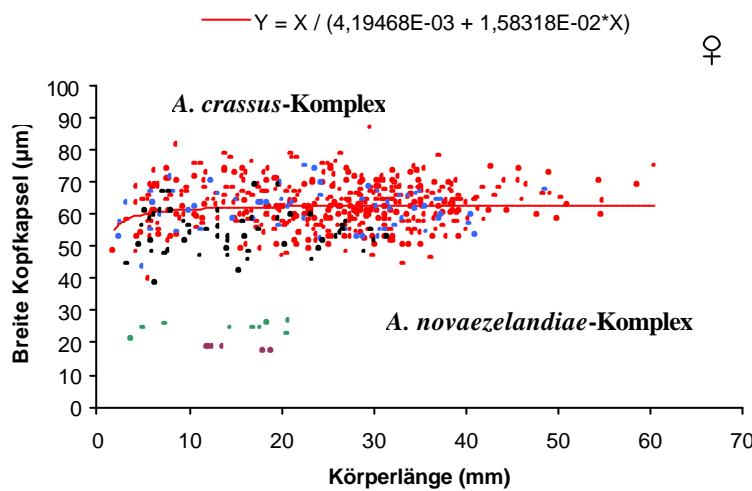


Abb. 3.26: Regressionsanalyse zwischen Körperlänge und Kopfkapselbreite basierend auf männlichen (a) und weiblichen (b) Nematoden-Populationen der Gattung *Anguilllicola* spp. aus Europa (• M: n = 515; W: n = 430) im Vergleich zu Nematoden aus dem „Lago di Bracciano“ (• M: n = 66; W: n = 64), *A. crassus* aus Taiwan (• M: n = 71; W: n = 53), *A. novaezelandiae* aus Neuseeland (• M: n = 4; W: n = 9) und nicht-identifizierten Nematoden der Gattung *Anguilllicola* aus Taiwan (• M: n = 1; W: n = 6).

Da Nematoden der Überfamilie Dracunculoidea, zu der auch die Gattung *Anguillicola* gehört, teilweise einen extremen Geschlechtsdimorphismus aufweist (Moravec 1994), wurden alle morphologischen Daten von weiblichen und männlichen adulten Nematoden auch in den folgenden Tabellen und Abbildungen getrennt ausgewertet.

In der Abbildung 3.26 wurden Regressionsanalysen zwischen der Körperlänge und der Kopfkapselbreite durchgeführt. Die Größe der Kopfkapsel stellt dabei einen idealen taxonomischen Marker für die Unterscheidung dieser Parasitengattung dar, da dieses morphologische Merkmal schon sehr früh in der Postembryonalentwicklung determiniert zu sein scheint und somit weder mit der Größe noch dem Alter der Nematoden korreliert bzw. davon abhängt. Dieser Sachverhalt ist für die Identifizierung von *A. crassus* und anderen verwandten Arten der Gattung *Anguillicola* nicht nur maßgeblich entscheidend, sondern erleichtert auch diese ungemein.

So können sämtliche adulte Nematoden, die von den Schwimmblasen Europäischer Aale aus Europa heraus präpariert wurden, aufgrund ihrer Kopfkapsel nach dem Bestimmungsschlüssel von Moravec & Taraschewski (1988) eindeutig als *A. crassus* Kuwahara, Niimi and Itagaki, 1974 identifiziert werden. Weiterhin sind alle untersuchten Nematoden aus dem „Lago di Bracciano“ ohne Hinweise auf mögliche Hybridisierungen mit *A. novaezelandiae*, der durch Besatz mit Australischen Aalen in den 1970er Jahren eingeführt worden ist (Paggi et al. 1982, Moravec et al. 1994), ebenfalls eindeutig als *A. crassus* bestimmt worden.

Auch die Schwimmblasen der Japanischen Wild- und Kulturaale in Taiwan waren, mit Ausnahme eines Fisches (s. unten), lediglich mit *A. crassus* infiziert und bilden zusammen mit ihrer europäischen Verwandtschaft den hier dargestellten *A. crassus*-Komplex.

Die Nematoden, die aus Australischen Aalen (*A. australis*) Neuseelands stammten, wurden ebenfalls nach dem Schlüssel von Moravec & Taraschewski (1988) eindeutig als *A. novaezelandiae* bestimmt (s. Lefebvre et al. 2004b).

Letztlich wurden 7 Würmer aus dem „Lin Ben River“ bzw. „Kao-Ping River“ (davon 6 Weibchen aus *A. marmorata* und 1 Männchen aus *A. japonica*) nicht als *A. crassus* identifiziert und sollen am Ende der morphometrischen Datentabellen gesondert vorgestellt werden. Zusammen mit den recht ähnlichen Nematoden aus Neuseeland bilden sie zunächst den hier dargestellten *A. novaezelandiae*-Komplex.

Die Tabellen 3.12 – 3.13 zeigen die morphometrischen Daten von weiblichen und männlichen Nematoden der Gattung *Anguillicola* aus verschiedenen Populationen Europas, Taiwans und Neuseelands sowie die jeweils parasitierte Aalart und die Anzahl der untersuchten Nematoden.

Tabelle 3.12: Trockenmassen und Anzahl der Zähne von verschiedenen Nematoden-Populationen der Gattung *Anguillicola*.

Population	Geschlecht	Parasitierte Aalart	n	Anzahl Zähne		Trockenmasse (mg)	
				$\bar{x} \pm s$	min-max	$\bar{x} \pm s$	min-max
Rhein/ Karlsruhe	M	<i>A. anguilla</i>	124	23,5 ± 2,9	17-32	2,2 ± 2,4	0-9,2
	W	"	98	23,8 ± 2,8	18-32	9,9 ± 8,4	0-37,4
Altrhein/ Mannheim	M	"	51	24,1 ± 2,2	19-28	2,2 ± 2,7	0-10,3
	W	"	46	24,6 ± 3,4	17-32	10,0 ± 10,0	0-39,7
Rhein/ Sulzbach (CH)	M	"	55	22,7 ± 3,5	16-34	1,3 ± 1,5	0-5,6
	W	"	44	22,8 ± 2,4	18-29	9,2 ± 8,7	0,1-34,1
Rhein/ St. Goar	M	"	24	21,7 ± 2,2	18-26	1,9 ± 1,6	0,1-5,7
	W	"	37	22,7 ± 2,6	17-27	8,0 ± 7,8	0-24,7
Rhein/ Arnheim (NL)	M	"	19	22,9 ± 2,1	20-27	2,8 ± 3,0	0,1-9,6
	W	"	20	23,4 ± 1,7	21-27	17,5 ± 14,0	0,1-39,8
Main/ Würzburg	M	"	9	23,2 ± 1,5	21-25	1,8 ± 2,3	0-6,0
	W	"	8	24,1 ± 2,6	20-27	7,2 ± 7,1	0,3-20,6
Sauer/ Rosport (L)	M	"	18	23,5 ± 3,5	20-32	2,6 ± 2,5	0-8,3
	W	"	7	24,6 ± 2,4	22-28	12,7 ± 10,6	0,1-30,5
Ruhr/ Mühlheim	M	"	14	23,7 ± 2,6	19-28	2,4 ± 2,8	0,1-7,6
	W	"	11	24,2 ± 1,9	21-27	12,7 ± 16,5	0,1-56,4
Lippe/ Hünxe	M	"	24	25,4 ± 2,6	22-31	1,8 ± 2,3	0,1-9,2
	W	"	25	24,7 ± 2,6	21-30	8,2 ± 8,2	0,2-34,9
Ijsselmeer/ Mak-kum (NL)	M	"	48	22,5 ± 3,6	15-31	1,9 ± 1,9	0-6,6
	W	"	51	22,9 ± 2,4	18-27	6,4 ± 6,5	0-22,3
Müggelsee/ Berlin	M	"	28	23,9 ± 2,0	20-28	2,4 ± 2,3	0-9,2
	W	"	25	25,1 ± 3,5	19-32	9,9 ± 8,6	0-31,8
Plauer See	M	"	29	23,3 ± 2,4	20-28	0,9 ± 1,1	0,1-5,5
	W	"	25	24,8 ± 2,6	20-30	2,8 ± 3,2	0-13,6
Olsztynek (POL)	M	"	52	24,6 ± 2,9	20-31	1,9 ± 1,8	0-5,8
	W	"	32	25,3 ± 4,2	20-36	7,0 ± 7,8	0-36,4
Ostsee/ Stockholm (S)	M	"	10	18,0 ± 0	18	1,8 ± 1,1	0,6-4,5
	W	"	5	18,0 ± 0	18	8,5 ± 7,0	1,3-20,0
Lago di Trassimeno (I)	M	"	12	23,5 ± 3,0	17-28	0,7 ± 1,1	0,1-3,7
	W	"	7	26,0 ± 3,5	22-31	6,2 ± 6,5	0,1-14,5
Lago di Bolsena (I)	M	"	11	23,6 ± 1,8	21-27	0,7 ± 0,9	0-3,1
	W	"	11	24,4 ± 3,7	20-31	8,9 ± 5,7	1,4-18,5
Lago di Bracciano (I)	M	"	72	23,3 ± 3,6	18-33	2,2 ± 1,8	0-7,7
	W	"	66	22,8 ± 2,0	19-28	7,0 ± 7,5	0-32,0
Bu-Dai Aqua-culture (ROC)	M	<i>A. japonica</i>	7	25,4 ± 2,4	22-28	0,1 ± 0,1	0-0,3
	W	"	8	27,1 ± 2,1	24-30	0,6 ± 0,9	0-2,2
Kao-Ping River (ROC)	M	"	71	24,1 ± 3,0	18-33	0,4 ± 0,5	0-2,6
	W	"	47	23,7 ± 2,1	20-30	4,1 ± 4,9	0-20,8
Canterbury (NZ)	M	<i>A. australis</i>	4	n. b.	n. b.	0,5 ± 0,7	0-1,6
	W	"	10	n. b.	n. b.	1,3 ± 2,2	0-7,1

(Symbol: n. b. = nicht bestimmbar, n = Anzahl der untersuchten Individuen)

## Ergebnisse

---

Tabelle 3.13: Körpergrößen und deren Verhältnis (Ratio) von verschiedenen Nematoden-Populationen der Gattung *Anguillicola*.

Population	Geschlecht	Körperlänge (mm)		Körperbreite (mm)		Ratio
		$\bar{x} \pm s$	min-max	$\bar{x} \pm s$	min-max	
Rhein/ Karlsruhe	M	16,7 ± 7,8	2,0-39,4	1,2 ± 0,6	0,2-2,3	14,9 ± 3,1
	W	27,7 ± 10,9	3,3-60,5	2,8 ± 1,2	0,2-5,6	10,8 ± 3,0
Altrhein/ Mannheim	M	17,1 ± 8,1	5,2-36,2	1,2 ± 0,6	0,3-2,5	15,5 ± 3,2
	W	27,0 ± 10,7	5,6-48,4	2,8 ± 1,5	0,3-6,7	11,2 ± 3,7
Rhein/ Sulzbach (CH)	M	12,6 ± 6,3	2,6-25,4	1,0 ± 0,6	0,2-2,4	13,8 ± 4,8
	W	25,5 ± 10,0	6,1-49,9	2,8 ± 1,2	0,4-4,7	9,7 ± 2,6
Rhein/ St. Goar	M	15,9 ± 6,2	5,4-24,8	1,1 ± 0,5	0,3-2,4	15,3 ± 2,4
	W	23,8 ± 10,5	4,4-41,2	2,2 ± 1,3	0,3-4,1	12,5 ± 4,3
Rhein/ Arnheim (NL)	M	16,5 ± 4,7	5,5-26,8	1,3 ± 0,5	0,4-2,2	13,6 ± 2,5
	W	29,0 ± 13,3	5,0-49,2	3,2 ± 1,7	0,3-6,3	10,3 ± 3,1
Main/ Würzburg	M	17,9 ± 9,9	7,0-31,6	1,1 ± 0,6	0,4-2,1	15,9 ± 2,2
	W	25,4 ± 10,4	11,8-46,1	2,3 ± 1,3	0,6-4,5	12,5 ± 3,0
Sauer/ Rosport (L)	M	18,2 ± 7,1	6,2-31,0	1,2 ± 0,5	0,4-2,1	15,0 ± 2,1
	W	26,7 ± 10,2	7,6-37,9	2,9 ± 1,3	0,7-4,0	9,6 ± 1,5
Ruhr/ Mühlheim	M	18,4 ± 9,4	5,3-31,5	1,2 ± 0,7	0,3-2,1	16,7 ± 3,2
	W	31,0 ± 16,6	6,2-58,6	3,1 ± 1,7	0,4-5,3	11,2 ± 3,0
Lippe/ Hünxe	M	17,1 ± 8,1	6,5-39,6	1,1 ± 0,5	0,3-2,2	16,6 ± 4,7
	W	26,6 ± 9,4	11,6-38,6	2,5 ± 1,2	0,5-4,6	11,9 ± 3,6
Ijsselmeer/ Makkum (NL)	M	14,7 ± 7,0	1,3-29,4	1,1 ± 0,6	0,2-2,5	13,3 ± 3,4
	W	21,4 ± 10,8	3,7-38,5	2,3 ± 1,4	0,2-4,6	11,3 ± 3,9
Müggelsee/ Berlin	M	16,1 ± 8,1	3,0-28,1	1,2 ± 0,6	0,2-2,0	13,8 ± 2,6
	W	26,1 ± 12,7	1,8-54,5	2,8 ± 1,4	0,2-4,7	10,3 ± 2,9
Plauer See	M	13,9 ± 6,9	3,0-36,4	1,0 ± 0,4	0,3-2,0	14,6 ± 3,8
	W	18,2 ± 7,8	4,3-32,7	1,7 ± 0,9	0,3-3,8	11,7 ± 2,9
Olsztynek (POL)	M	17,2 ± 8,5	3,9-42,9	1,2 ± 0,5	0,3-2,6	13,8 ± 2,7
	W	26,2 ± 12,3	5,7-51,0	2,3 ± 1,2	0,4-5,0	12,0 ± 2,5
Ostsee/ Stockholm (S)	M	19,6 ± 3,3	15,6-25,9	1,1 ± 0,2	0,7-1,5	17,8 ± 2,9
	W	29,6 ± 7,5	19,6-39,3	2,4 ± 0,7	1,7-3,7	12,4 ± 2,0
Lago di Trassimeno (I)	M	9,2 ± 5,5	3,0-20,4	0,7 ± 0,4	0,3-1,6	13,2 ± 4,8
	W	19,9 ± 10,6	5,8-31,2	1,9 ± 1,2	0,4-3,7	11,6 ± 2,1
Lago di Bolsena (I)	M	15,2 ± 3,5	10,1-22,5	1,0 ± 0,4	0,5-1,9	16,6 ± 2,3
	W	27,0 ± 5,3	17,4-36,3	2,9 ± 0,9	1,4-4,1	10,0 ± 2,9
Lago di Bracciano (I)	M	15,0 ± 8,6	1,3-33,2	1,1 ± 0,6	0,1-2,2	13,7 ± 3,3
	W	23,1 ± 11,7	2,4-48,5	2,4 ± 1,4	0,2-5,2	11,2 ± 3,3
Bu-Dai Aquaculture (ROC)	M	7,1 ± 1,4	5,8-9,0	0,3 ± 0,1	0,2-0,5	21,1 ± 3,0
	W	9,0 ± 5,9	3,3-19,7	0,6 ± 0,4	0,2-1,3	16,6 ± 2,5
Kao-Ping River (ROC)	M	9,4 ± 3,8	2,3-23,2	0,6 ± 0,3	0,1-1,6	16,6 ± 4,4
	W	16,6 ± 7,7	4,5-31,5	1,5 ± 0,9	0,2-3,6	12,9 ± 4,3
Canterbury (NZ)	M	14,3 ± 7,0	5,3-22,3	0,8 ± 0,6	0,2-1,6	21,8 ± 5,0
	W	15,2 ± 7,5	3,7-26,7	1,1 ± 1,0	0,2-3,5	17,7 ± 5,8

Tabelle 3.14: Ösophagusgrößen und deren Verhältnis (Ratio) von verschiedenen Nematoden-Populationen der Gattung *Anguillicola*.

Population	Geschlecht	Länge Ösophagus (µm)		Breite Ösophagus (µm)		Ratio
		$\bar{x} \pm s$	min-max	$\bar{x} \pm s$	min-max	
Rhein/ Karlsruhe	M	810 ± 122	465-1109	303 ± 75	99-545	2,8 ± 0,4
	W	979 ± 150	525-1347	366 ± 90	153-604	2,8 ± 0,4
Altrhein/ Mannheim	M	796 ± 128	545-1129	286 ± 82	153-495	2,9 ± 0,4
	W	942 ± 164	574-1198	346 ± 90	158-525	2,8 ± 0,4
Rhein/ Sulzbach (CH)	M	759 ± 132	520-990	274 ± 61	149-386	2,8 ± 0,3
	W	976 ± 149	619-1228	363 ± 92	158-564	2,8 ± 0,4
Rhein/ St. Goar	M	733 ± 98	559-896	231 ± 56	149-347	3,3 ± 0,4
	W	905 ± 173	609-1213	304 ± 102	134-505	3,2 ± 0,7
Rhein/ Arnheim (NL)	M	832 ± 100	609-1030	302 ± 48	188-376	2,8 ± 0,2
	W	1021 ± 221	604-1282	417 ± 126	188-584	2,5 ± 0,4
Main/ Würzburg	M	828 ± 177	614-1064	285 ± 110	168-455	3,1 ± 0,5
	W	975 ± 228	668-1327	388 ± 113	223-545	2,6 ± 0,3
Sauer/ Rosport (L)	M	823 ± 147	604-1045	300 ± 88	188-450	2,8 ± 0,4
	W	978 ± 219	713-1282	347 ± 78	238-460	2,8 ± 0,4
Ruhr/ Mühlheim	M	831 ± 141	634-1025	315 ± 90	188-465	2,7 ± 0,4
	W	1080 ± 141	772-1248	409 ± 87	243-525	2,6 ± 0,3
Lippe/ Hünxe	M	740 ± 133	545-1000	248 ± 74	134-411	3,1 ± 0,5
	W	959 ± 168	653-1297	357 ± 108	183-624	2,8 ± 0,4
Ijsselmeer/ Makkum (NL)	M	774 ± 129	470-1015	281 ± 85	104-485	2,9 ± 0,6
	W	882 ± 161	510-1218	320 ± 114	114-535	3,0 ± 0,8
Müggelsee/ Berlin	M	797 ± 149	485-1069	276 ± 89	109-446	3,1 ± 0,6
	W	992 ± 259	446-1337	381 ± 140	119-589	2,8 ± 0,5
Plauer See	M	747 ± 107	500-985	261 ± 66	153-455	2,9 ± 0,4
	W	841 ± 129	545-1094	310 ± 75	168-450	2,8 ± 0,4
Olsztynek (POL)	M	814 ± 108	589-1030	284 ± 60	149-421	2,9 ± 0,5
	W	958 ± 159	639-1312	333 ± 90	198-614	3,0 ± 0,4
Ostsee/ Stockholm (S)	M	712 ± 79	594-827	209 ± 36	149-272	3,5 ± 0,5
	W	814 ± 62	748-871	254 ± 20	233-272	3,2 ± 0,2
Lago di Trassimeno (I)	M	715 ± 118	485-950	265 ± 70	173-416	2,8 ± 0,4
	W	844 ± 280	525-1342	320 ± 136	153-540	2,8 ± 0,4
Lago di Bolsena (I)	M	759 ± 98	634-926	270 ± 70	198-416	2,9 ± 0,4
	W	938 ± 131	743-1119	378 ± 75	228-500	2,5 ± 0,4
Lago di Bracciano (I)	M	809 ± 132	525-1045	293 ± 75	144-450	2,9 ± 0,4
	W	908 ± 168	545-1257	322 ± 97	149-495	2,9 ± 0,5
Bu-Dai Aquaculture (ROC)	M	611 ± 58	495-653	161 ± 27	119-198	3,9 ± 0,4
	W	683 ± 141	540-921	178 ± 62	119-287	4,0 ± 0,7
Kao-Ping River (ROC)	M	621 ± 85	361-871	168 ± 43	69-248	3,9 ± 0,8
	W	782 ± 118	554-1040	218 ± 54	129-347	3,7 ± 0,5
Canterbury (NZ)	M	640 ± 105	500-752	172 ± 77	69-257	4,3 ± 1,9
	W	619 ± 90	450-723	151 ± 58	79-257	4,5 ± 1,3

## Ergebnisse

---

Tabelle 3.15: Kopfkapselgrößen und deren Verhältnis (Ratio) von verschiedenen Nematoden-Populationen der Gattung *Anguillicola*.

Population	Geschlecht	Länge Kopfkapsel ( $\mu\text{m}$ )		Breite Kopfkapsel ( $\mu\text{m}$ )		Ratio
		$\bar{x} \pm s$	min-max	$\bar{x} \pm s$	min-max	
Rhein/ Karlsruhe	M	20,5 ± 2,1	16-27	56,7 ± 5,9	40-72	2,8 ± 0,2
	W	22,6 ± 2,4	15-28	63,0 ± 6,5	48-79	2,8 ± 0,3
Altrhein/ Mannheim	M	21,2 ± 2,3	16-25	57,1 ± 6,0	45-71	2,7 ± 0,2
	W	23,0 ± 2,4	17-27	64,3 ± 7,8	40-78	2,8 ± 0,2
Rhein/ Sulzbach (CH)	M	21,0 ± 2,0	18-26	56,7 ± 5,4	43-67	2,7 ± 0,2
	W	22,9 ± 2,1	16-26	62,8 ± 5,3	47-74	2,8 ± 0,2
Rhein/ St. Goar	M	21,0 ± 1,7	19-25	54,1 ± 4,1	47-63	2,6 ± 0,2
	W	22,9 ± 1,9	19-26	61,7 ± 6,0	50-76	2,7 ± 0,2
Rhein/ Arnheim (NL)	M	19,3 ± 2,1	16-25	53,4 ± 5,4	45-64	2,8 ± 0,2
	W	21,8 ± 1,6	19-25	63,4 ± 5,6	55-74	2,9 ± 0,2
Main/ Würzburg	M	21,5 ± 1,9	18-24	58,1 ± 5,8	48-65	2,7 ± 0,2
	W	22,5 ± 1,2	21-24	65,6 ± 5,7	59-76	2,9 ± 0,2
Sauer/ Rosport (L)	M	21,8 ± 2,5	18-26	59,3 ± 5,7	49-72	2,7 ± 0,2
	W	21,8 ± 2,5	19-26	64,1 ± 6,1	58-74	3,0 ± 0,2
Ruhr/ Mühlheim	M	21,7 ± 2,3	16-25	60,0 ± 4,8	47-67	2,8 ± 0,2
	W	22,7 ± 1,3	19-24	67,1 ± 5,3	61-76	3,0 ± 0,2
Lippe/ Hünxe	M	20,5 ± 2,2	16-26	51,3 ± 4,6	44-63	2,5 ± 0,2
	W	22,4 ± 2,1	19-27	61,6 ± 5,2	51-71	2,8 ± 0,2
Ijsselmeer/ Makkum (NL)	M	19,9 ± 2,6	15-26	51,5 ± 6,2	39-71	2,6 ± 0,2
	W	21,0 ± 2,4	16-25	58,2 ± 7,1	45-73	2,8 ± 0,3
Müggelsee/ Berlin	M	20,3 ± 2,6	16-26	55,2 ± 6,7	41-71	2,7 ± 0,3
	W	21,7 ± 2,3	17-26	63,1 ± 8,5	48-78	2,9 ± 0,2
Plauer See	M	21,7 ± 2,3	13-25	58,6 ± 5,2	41-67	2,7 ± 0,2
	W	22,7 ± 1,8	20-28	64,9 ± 6,1	54-78	2,9 ± 0,2
Olsztynek (POL)	M	23,0 ± 2,1	19-28	61,8 ± 6,3	47-81	2,7 ± 0,2
	W	25,2 ± 2,1	22-29	70,8 ± 5,5	62-87	2,8 ± 0,2
Ostsee/ Stockholm (S)	M	20,1 ± 2,0	19-25	51,8 ± 3,6	46-56	2,6 ± 0,2
	W	19,2 ± 1,1	18-21	58,1 ± 6,3	51-66	3,0 ± 0,3
Lago di Trassimeno (I)	M	18,6 ± 6,1	17-23	55,1 ± 4,4	48-61	2,7 ± 0,2
	W	20,6 ± 1,1	19-22	57,6 ± 3,4	54-63	2,8 ± 0,1
Lago di Bolsena (I)	M	19,8 ± 2,2	16-24	53,5 ± 4,5	44-60	2,7 ± 0,3
	W	20,6 ± 2,4	16-23	56,6 ± 5,3	46-65	2,8 ± 0,2
Lago di Bracciano (I)	M	20,8 ± 2,2	16-26	55,8 ± 6,3	46-75	2,7 ± 0,2
	W	22,2 ± 1,9	18-27	61,5 ± 6,0	44-75	2,8 ± 0,2
Bu-Dai Aquaculture (ROC)	M	19,8 ± 1,7	18-22	51,8 ± 5,4	46-60	2,6 ± 0,3
	W	20,7 ± 3,3	14-24	60,9 ± 7,7	45-69	3,0 ± 0,2
Kao-Ping River (ROC)	M	18,3 ± 2,2	13-22	48,2 ± 5,3	38-61	2,6 ± 0,2
	W	19,9 ± 1,8	15-24	53,1 ± 5,6	39-69	2,7 ± 0,2
Canterbury (NZ)	M	7,5 ± 0,6	7-8	23,2 ± 1,4	21-24	3,1 ± 0,2
	W	7,1 ± 0,6	6-8	24,7 ± 1,8	21-27	3,5 ± 0,3

Die individuellen morphometrischen Daten der 7 adulten Nematoden, die nicht als *A. crassus* identifiziert wurden, können der Tabelle 3.16 entnommen werden.

Tabelle 3.16: Morphometrische Daten von nicht-identifizierten *Anguilllicola* spp.

	<b>Geschlecht</b>	<b>Parasitierte Aalart</b>	<b>Anzahl Zähne</b>	<b>Trockenmasse (mg)</b>	<b>Körper</b>		
					<b>Länge (mm)</b>	<b>Breite (mm)</b>	<b>Ratio</b>
<b>1</b>	<b>W</b>	<i>A. marmorata</i>	n. b.	1,7	12,2	1,1	10,7
<b>2</b>	<b>W</b>	<i>A. marmorata</i>	n. b.	2,0	12,5	1,4	8,8
<b>3</b>	<b>W</b>	<i>A. marmorata</i>	n. b.	4,6	18,9	2,2	8,6
<b>4</b>	<b>W</b>	<i>A. marmorata</i>	n. b.	1,9	13,6	1,2	11,1
<b>5</b>	<b>W</b>	<i>A. marmorata</i>	n. b.	3,2	18,0	1,9	9,3
<b>6</b>	<b>W</b>	<i>A. marmorata</i>	n. b.	1,8	11,9	1,4	8,4
<b>7</b>	<b>M</b>	<i>A. japonica</i>	n. b.	0,0	3,2	0,2	18,3

(Symbol: n. b. = nicht bestimmbar)

Tabelle 3.16 (Fortsetzung): Morphometrische Daten von nicht-identifizierten *Anguilllicola* spp.

	<b>Ösophagus</b>			<b>Kopfkapsel</b>		
	<b>Länge (µm)</b>	<b>Breite (µm)</b>	<b>Ratio</b>	<b>Länge (µm)</b>	<b>Breite (µm)</b>	<b>Ratio</b>
<b>1</b>	485	129	3,8	8	19	2,3
<b>2</b>	455	129	3,5	7	19	2,7
<b>3</b>	574	149	3,9	6	18	3,0
<b>4</b>	505	129	3,9	7	19	2,7
<b>5</b>	475	119	4,0	6	18	3,0
<b>6</b>	436	99	4,4	7	19	2,7
<b>7</b>	347	89	3,9	7	15	2,2

Die morphologische Vermessung der aus *A. marmorata* isolierten Schwimmblasen-Parasiten ergab einen weiteren interessanten Befund, nämlich die Existenz einer weiteren Nematodenart der Gattung *Anguilllicola* in Taiwan. Insgesamt konnten 6 weibliche Nematoden in einem *A. marmorata* und ein männlicher Nematode in *A. japonica* nachgewiesen werden. Erste Hinweise auf eine andere Artzugehörigkeit lieferte die Zahnfolge, deren genaue Anzahl nicht ermittelt werden konnte, da sie wesentlich kleiner waren als die von *A. crassus*. Ein eindeutiges taxonomisches Unterscheidungsmerkmal ist jedoch die Größe der Kopfkapsel, die bei *A. crassus* mindestens 13 µm lang und 38 µm breit ist. Die bei diesen Nematoden gemessenen Kopfkapseln betrugen maximal 8 µm x 19 µm und waren somit etwa um die Hälfte kleiner als die kleinsten Kopfkapseln bei *A. crassus*.

Die Daten der Kopfkapsel sind nur mit einer beschriebenen Nematodenart der Gattung *Anguilllicola* vergleichbar, nämlich mit denen in Australischen Aalen vorkommenden *A. novaezelandiae* (Moravec & Taraschewski 1988), die auch im Rahmen dieser Arbeit morphometrisch untersucht wurden. Die Länge der Kopfkapsel dieser in Neuseeland endemischen Parasitenart variierte hier zwischen 6 und 8 µm, die Breite dagegen zwischen 21 und 27 µm. Mit dem Mann-Whitney U-Test konnten zwischen den beiden Nematoden keine signifikanten Unterschiede bezüglich der Länge festgestellt werden, wohl aber hinsichtlich der Breite. Diese war bei den taiwanesischen Nematoden hochsignifikant kleiner als bei

*A. novaezelandiae* ( $p < 0,001$ ). Beide Datensätze können zusammenfassend als *A. novaezelandiae*-Komplex klar dem *A. crassus*-Komplex gegenübergestellt werden.

Allgemein können die morphologischen Daten des *A. crassus*-Komplex, der aus verschiedenen Populationen zusammengefasst worden ist, als extrem heterogen bezeichnet werden; dies wird insbesondere bei den Körpergrößen verdeutlicht. So konnten die längsten Weibchen in der Ruhr bei Mühlheim mit einer durchschnittlichen Körperlänge von  $31,0 (\pm 16,6)$  mm gemessen werden, die längsten Männchen dagegen in der Ostsee bei Stockholm ( $19,6 \pm 3,3$  mm). Die maximale Körpergröße hatte ein weiblicher Nematode aus dem Rhein bei Karlsruhe mit einer Gesamtlänge von 60,5 mm. Die durchschnittlich kleinsten Nematoden fanden sich in der *A. crassus*-Population aus der Aquakulturanlage bei Bu-Dai in Taiwan (**M:**  $7,1 \pm 1,4$  mm; **W:**  $9,0 \pm 5,9$  mm).

Die extremen Spannweiten hinsichtlich der Körperlängen schlug sich auch auf die Trockenmassen der Nematoden nieder, dessen Maximalwert von 56,4 mg wiederum bei einem weiblichen Nematoden aus der Ruhr verzeichnet werden konnte. Die durchschnittlich schwerste Population, gemessen an der individuellen Trockenmasse, waren allerdings die Nematoden aus dem Rhein bei Arnheim; die Weibchen wogen hier im Schnitt  $17,5 \pm 14,0$  mg, die Männchen  $2,8 \pm 3,0$  mg. Am leichtesten waren die taiwanesischen Würmer aus den Zuchtbecken bei Bu-Dai (**M:**  $0,1 \pm 0,1$  mg; **W:**  $0,6 \pm 0,9$  mg).

Äußerst variabel waren auch die Ösophaguslängen der untersuchten Nematoden. Den durchschnittlich längsten Ösophagus hatten die Männchen aus der Ruhr ( $1080 \pm 141$  µm) und die Männchen aus dem Rhein bei Arnheim ( $832 \pm 100$  µm). Der längste Ösophagus mit 1347 µm konnte bei einem weiblichen Nematoden aus dem Rhein bei Karlsruhe gemessen werden. Durchschnittlich am kleinsten waren diejenigen der taiwanesischen Aquakulturanlage bei Bu-Dai (**M:**  $611 \pm 58$  µm; **W:**  $683 \pm 141$  µm).

In Bezug auf die Kopfkapsel konnten in den mittel- und osteuropäischen *A. crassus*-Populationen relativ homogene Ergebnisse ermittelt werden. Generell am größten waren jedoch die Kopfkapseln der Nematoden aus dem polnischen See bei Olsztynek. Die durchschnittliche Breite weiblicher Kopfkapseln betrug  $70,8 \pm 5,5$  µm, die der Männchen  $61,8 \pm 6,3$  µm. Auch die maximale Breite, die bei einem weiblichen Nematoden mit 87 µm festgestellt worden ist, konnte hier gemessen werden.

Die Anzahl der Zähne war in den einzelnen Populationen von *A. crassus* mehr oder weniger konstant. Die durchschnittlich meisten Zähne hatten weibliche Nematoden aus der Aquakulturanlage bei Bu-Dai; die maximale Anzahl mit 36 Zähnen konnte bei einem Weibchen aus dem Olsztyneker See (Polen) festgestellt werden, die niedrigste bei einem Männchen aus dem niederländischen IJsselmeer (15 Zähne).

Alle 11 morphologischen Merkmale wurden separat sowohl innerhalb der männlichen als auch der weiblichen Nematoden von *A. crassus* mit dem H-Test (Kruskal-Wallis-Test) untersucht und festgestellt, dass sich lediglich die Anzahl der Zähne der verschiedenen Metapopulationen signifikant ( $p < 0,05$ ), alle anderen Merkmale jedoch hochsignifikant unterschieden ( $p < 0,001$ ).

### 3.3.2 Geschlechtsverhältnis und -dimorphismus bei *A. crassus*

#### 3.3.2.1 Geschlechtsverhältnis

Für die Berechnung des Verhältnisses von männlichen zu weiblichen Nematoden wurden die Daten aus den parasitologischen Untersuchungen von Europa und Taiwan herangezogen und in Abbildung 3.27 als Kreisdiagramm dargestellt.

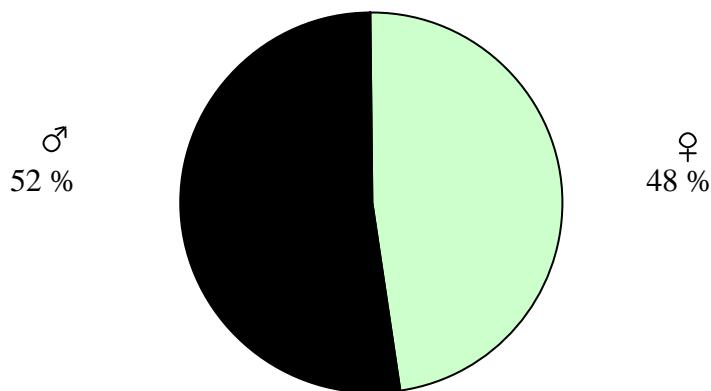


Abb. 3.27: Verhältnis von Männchen zu Weibchen beim Schwimmblasen-Nematoden *A. crassus* ( $n = 2698$ ).

Insgesamt wurden bei dieser Freilandstudie 2698 adulte Parasiten in den Schwimmblasen von Flussaalen gezählt. Dabei ergab sich mit 1416 Individuen ein leicht höherer Anteil zugunsten der männlichen Individuen (52 %), während das weibliche Geschlecht mit 1282 Individuen (48 %) vertreten waren.

#### 3.3.2.2 Geschlechtsdimorphismus

Schwimmblasen-Nematoden der Gattung *Anguillicola* spp. gehören systematisch zur Überfamilie Dracunculoidea Cameron 1934, die teilweise einen ausgeprägten Geschlechtsdimorphismus aufweisen (Moravec 1994). In Tabelle 3.17 sind die morphologischen Merkmale von männlichen und weiblichen Nematoden aus allen untersuchten Populationen von *A. crassus* ausführlich dargestellt. Weiterhin sind die Merkmalsunterschiede der Geschlechter basierend auf den Mittelwerten berechnet und mit dem Mann-Whitney U-Test bezüglich ihrer Signifikanz überprüft.

## Ergebnisse

---

Tabelle 3.17: Morphologische Merkmale von männlichen und weiblichen *A. crassus* aus allen untersuchten Populationen, Merkmalsverhältnisse basierend auf ihren Mittelwerten und signifikante Unterschiede.

Merkmal	Statistik	M	W	Verhältnis M:W	Signifikanz
1 Anzahl Zähne	$\bar{x} \pm s$	23,5 ± 3,0	23,8 ± 2,8	1 : 1,01	n.s.
	Median	23	24		
	min-max	15-34	17-36		
	Spannweite	19	19		
2 Trockenmasse (mg)	$\bar{x} \pm s$	1,8 ± 2,1	8,2 ± 8,6	1 : 4,56	p < 0,001
	Median	0,9	5,4		
	min-max	0-10,3	0-56,4		
	Spannweite	10,3	56,4		
3 Körperlänge (mm)	$\bar{x} \pm s$	15,1 ± 7,6	24,3 ± 11,2	1 : 1,61	p < 0,001
	Median	14,4	25,4		
	min-max	1,3-42,9	1,8-60,5		
	Spannweite	41,6	58,7		
4 Körperbreite (mm)	$\bar{x} \pm s$	1,1 ± 0,6	2,4 ± 1,4	1 : 2,18	p < 0,001
	Median	1,0	2,4		
	min-max	0,1-2,6	0,2-6,7		
	Spannweite	2,5	6,5		
5 Ratio Länge: Breite Körper	$\bar{x} \pm s$	14,8 ± 3,7	11,3 ± 3,4	1 : 0,76	p < 0,001
	Median	14,6	10,8		
	min-max	1,8-38,8	3,2-27,8		
	Spannweite	37,0	24,6		
6 Länge Ösophagus (μm)	$\bar{x} \pm s$	772 ± 134	927 ± 178	1 : 1,20	p < 0,001
	Median	767	931		
	min-max	361-1129	446-1347		
	Spannweite	767	901		
7 Breite Ösophagus (μm)	$\bar{x} \pm s$	271 ± 81	334 ± 106	1 : 1,23	p < 0,001
	Median	267	337		
	min-max	69-545	114-624		
	Spannweite	475	510		
8 Ratio Länge: Breite Ösophagus	$\bar{x} \pm s$	3,0 ± 0,6	2,9 ± 0,6	1 : 0,97	p < 0,05
	Median	2,9	2,8		
	min-max	1,3-6,5	1,7-5,4		
	Spannweite	5,2	3,8		
9 Länge Kopfkapsel (μm)	$\bar{x} \pm s$	20,6 ± 2,4	22,2 ± 2,4	1 : 1,08	p < 0,001
	Median	20,6	22,4		
	min-max	12,9-28,2	13,5-28,8		
	Spannweite	15,3	15,3		
10 Breite Kopfkapsel (μm)	$\bar{x} \pm s$	55,4 ± 6,7	62,0 ± 7,3	1 : 1,12	p < 0,001
	Median	55,3	62,4		
	min-max	37,6-81,2	38,8-87,1		
	Spannweite	43,5	48,2		
11 Ratio Breite: Länge Kopfkapsel	$\bar{x} \pm s$	2,7 ± 0,2	2,8 ± 0,2	1 : 1,04	p < 0,001
	Median	2,7	2,8		
	min-max	2,1-3,4	2,2-3,8		
	Spannweite	1,4	1,6		

Tatsächlich konnten in allen größenspezifischen Merkmalen hochsignifikante Unterschiede zwischen den Geschlechtern festgestellt werden, wobei weibliche Nematoden stets größer waren. Auch hatten die Weibchen ca. die 5-fache Trockenmasse und waren hochsignifikant gedrungener (Merkmals: "Ratio Länge: Breite Körper") als männliche Individuen. Bezuglich des Merkmals "Ratio Länge: Breite Ösophagus" konnten immerhin noch signifikante Unterschiede zwischen Männchen und Weibchen detektiert werden. Lediglich die Anzahl der Zähne waren bei beiden Geschlechtern identisch.

Aufgrund dieses extremen Geschlechtsdimorphismus werden auch in den anschließenden populationsbiologischen Untersuchungen morphologische Merkmale von männlichen und weiblichen Nematoden aus verschiedenen Populationen stets getrennt analysiert.

### 3.3.3 Größenregulierungen bei *A. crassus*

In diesem Abschnitt soll untersucht werden, inwieweit Regulationsmechanismen auf die Körpergrößen europäischer Parasiten einwirken können. Solche Mechanismen können durch verschiedene Parameter des Wirtes beeinflusst werden, wie z. B. dem Immunsystem („concomitant immunity“; Sire et al. 1998, Sorci et al. 2003), oder die Anzahl der Parasiten greift selbstregulatorisch auf deren Wachstum ein (intraspezifische/ dichteabhängige Größenregulation; Bush & Lotz 2000, Lowrie et al. 2004).

Da das Verhältnis von männlichen zu weiblichen Individuen bei *A. crassus* insgesamt ausgeglichen war (**M**: 52 %; **W**: 48 %), beide Geschlechter gemeinsam in den Schwimmblasen vorkommen und der Einfluss auf eine Größenregulierung daher nur zusammen untersucht werden darf, wurden in allen Fällen die Datensätze der beiden Geschlechter gepoolt. Die Daten der taiwanesischen Nematoden wurden für diese Studie nicht berücksichtigt, da sie aus einem anderen Wirtssystem (*A. japonica*) entstammten.

#### 3.3.3.1 Wirtsbedingte Größenregulierung

Um wirtsbedingte Größenregulierungen bei *A. crassus* zu detektieren, wurden Korrelationsanalysen zwischen Nematoden-Merkmalen (Länge bzw. Breite des Körpers und Trockenmasse von *A. crassus*) und wirtsspezifischen Parametern Europäischer Aale (Körperlänge und Schwimmblasenlänge) nach Spearman durchgeführt (s. Tabelle 3.18).

Tabelle 3.18: Spearman'scher Korrelationskoeffizient  $r$  zwischen verschiedenen wirtsspezifischen Parametern und morphologischen Merkmalen von *A. crassus*.

Parameter	Merkmale von <i>A. crassus</i>		
	Trockenmasse (mg)	Körperlänge (mm)	Körperbreite (mm)
Körperlänge des Aals (cm)	0,02	0,04	0,00
Länge der Schwimmblase (cm)	0,13	0,10	0,09

In allen dargestellten Fällen kann aufgrund der niedrigen Korrelationskoeffizienten ausgeschlossen werden, dass dichteabhängige Größenregulierungen bei *A. crassus* im Europäischen Aal durch die Wurmspezies selbst oder durch den Wirt auftreten.

Um die genannten Zusammenhänge zu dokumentieren, wurden für einige Optionen exemplarisch Regressionsmodelle dargestellt (s. Abbildungen 3.28 – 3.31).

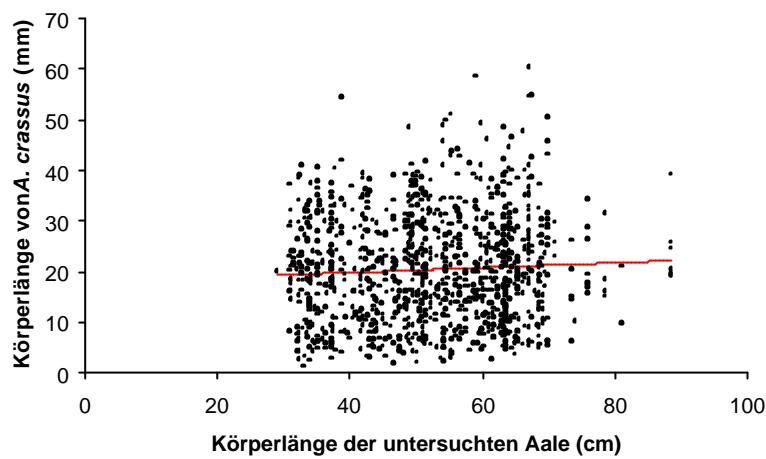


Abb. 3.28: Regression zwischen der Körperlänge von *A. crassus* ( $n = 1090$ ) aus Europa und der Körperlänge des jeweiligen infizierten Aals (*A. anguilla*).

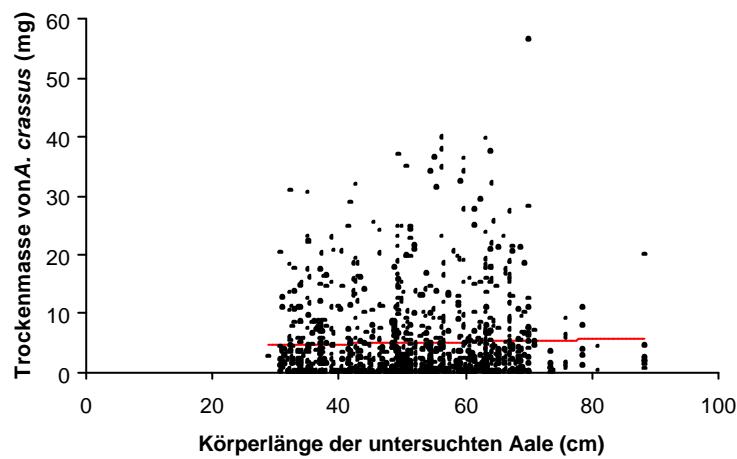


Abb. 3.29: Regression zwischen der Trockenmasse der Infrapopulation von *A. crassus* ( $n = 1105$ ) aus Europa und der Körperlänge des jeweiligen infizierten Aals (*A. anguilla*).

Die Abbildungen 3.28 und 3.29 zeigen extrem flach ansteigende Regressionsgeraden und verdeutlichen nochmals, dass sowohl die individuelle Körperlänge der Nematoden als auch die individuelle Trockenmasse der Nematoden nicht von der Größe des Aal beeinflusst wird.

Entsprechend zur Körperlänge des Aales wurden die beiden morphologischen Datensätze auch hinsichtlich der Schwimmblasenlänge mit Regressionen veranschaulicht (s. Abb. 3.30 und 3.31).

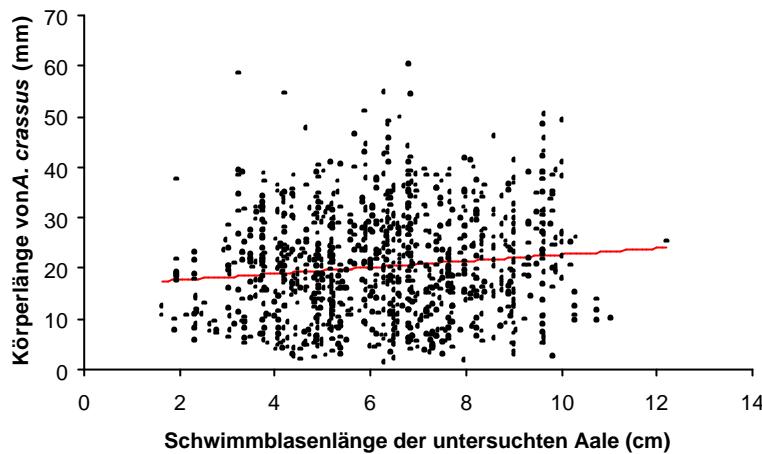


Abb. 3.30: Regression zwischen der Körperlänge von *A. crassus* ( $n = 1086$ ) aus Europa und der Schwimmblasenlänge des jeweiligen infizierten Aals (*A. anguilla*).

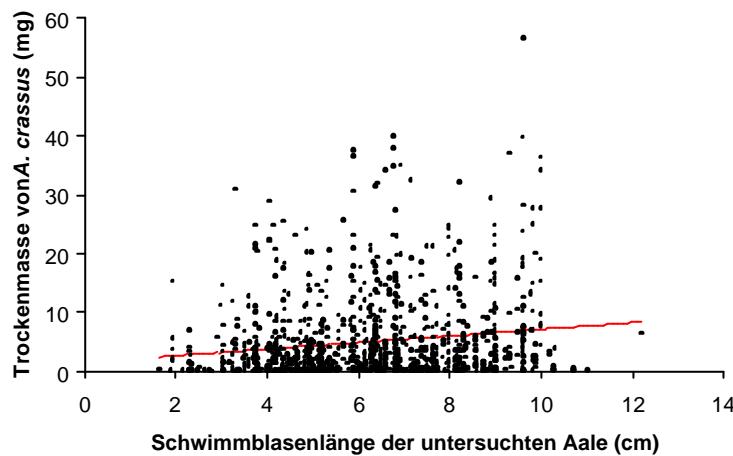


Abb. 3.31: Regression zwischen der Trockenmasse von *A. crassus* ( $n = 1101$ ) aus Europa und der Schwimmblasenlänge des jeweiligen infizierten Aals (*A. anguilla*).

Auf den ersten Blick scheint zwar ein geringer aber detektierbarer Zusammenhang zwischen Körperlänge/ Trockenmasse der Parasiten und der jeweiligen Schwimmblasengröße des untersuchten Aals zu bestehen. Analysiert man die individuellen Größendaten der Nematoden in Bezug auf dieses Mikrohabitat genauer, ist jedoch schnell ersichtlich, dass große Würmer auch in relativ kleinen Schwimmblasen vorkommen können und daher die Schwimmblasengröße sicherlich keine zwingend limitierenden Faktor für das Wachstum des Parasiten darstellt.

### 3.3.3.2 Intraspezifische Größenregulierung

Für die Hypothese einer intraspezifischen (dichteabhängigen) Größenregulierung wurden die Messreihen der individuellen morphologischen Merkmale von *A. crassus* (Trockenmasse bzw. Körperlänge) mit der Intensität des Parasiten/ Schwimmblase korreliert, jedoch aufgrund der niedrigen Spearman'schen Rangkorrelationskoeffizienten ( $r = 0,22$  bzw.  $r = 0,21$ ) verworfen.

Die beiden Ergebnisse sind in den Abbildungen 3.32 und 3.33 graphisch dokumentiert.

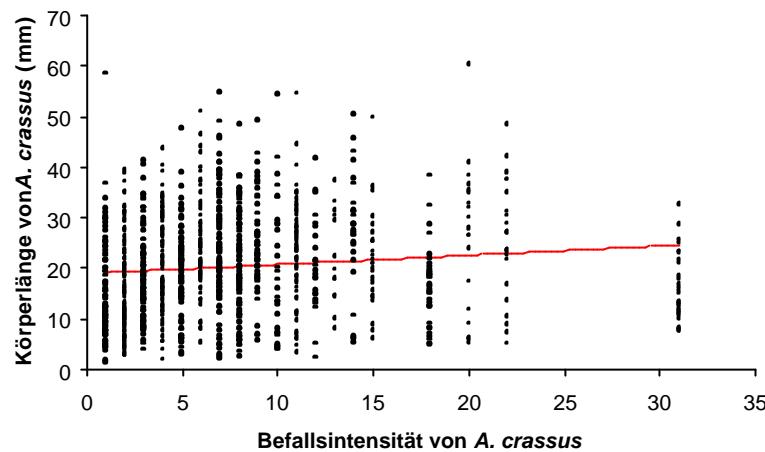


Abb. 3.32: Regression zwischen der Körperlänge von *A. crassus* (n = 1092) aus Europa und der Intensität der Infrapopulation des jeweiligen infizierten Aals (*A. anguilla*).

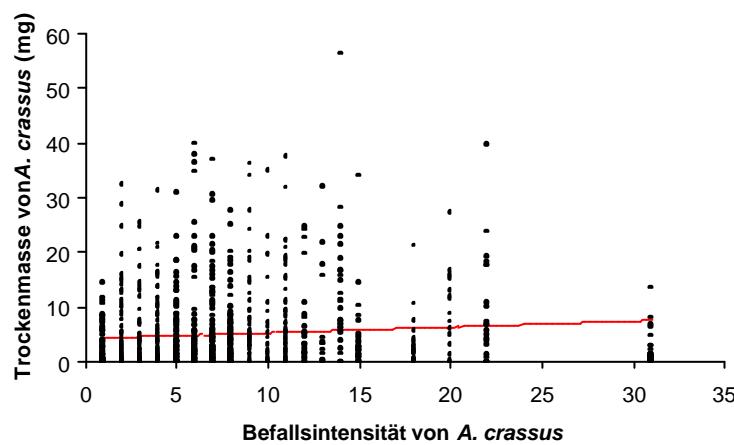


Abb. 3.33: Regression zwischen der Trockenmasse von *A. crassus* (n = 1107) aus Europa und der Intensität der Infrapopulation des jeweiligen infizierten Aals (*A. anguilla*).

Die Korrelationen zwischen der Gesamtrockenmasse von *A. crassus*/ Aal und der Durchschnittskörperlänge bzw. der Durchschnittstrockenmasse von *A. crassus*/ Aal ergaben Korrelationskoeffizienten von  $r = 0,66$  bzw.  $r = 0,78$ . Da die Werte allerdings mit positiven Vorzeichen sind, steigt bei zunehmender Gesamtmasse sowohl die durchschnittliche Körperlänge als auch die durchschnittliche Trockenmasse an (s. Abb. 3.34 und 3.35). Bei einer Größenregulierung wäre das Gegenteil, also negative Korrelationen zu erwarten gewesen.

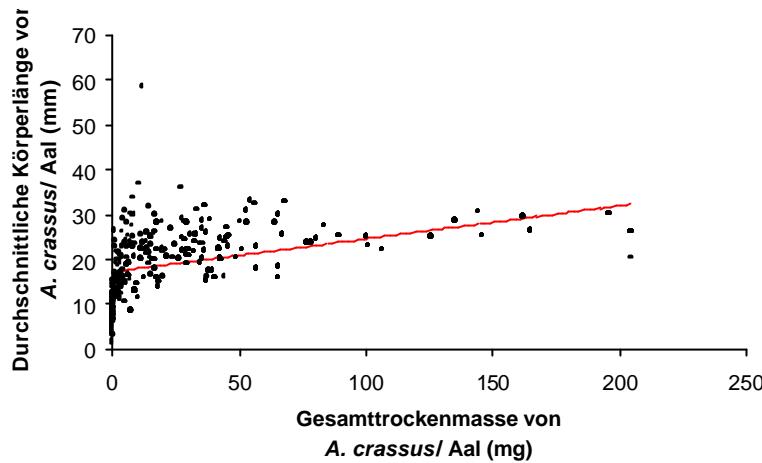


Abb. 3.34: Regression zwischen der durchschnittlichen Körperlänge von *A. crassus* ( $n = 1086$ ) aus Europa und der Gesamtrockenmasse der Infrapopulation innerhalb des jeweiligen infizierten Aals (*A. anguilla*).

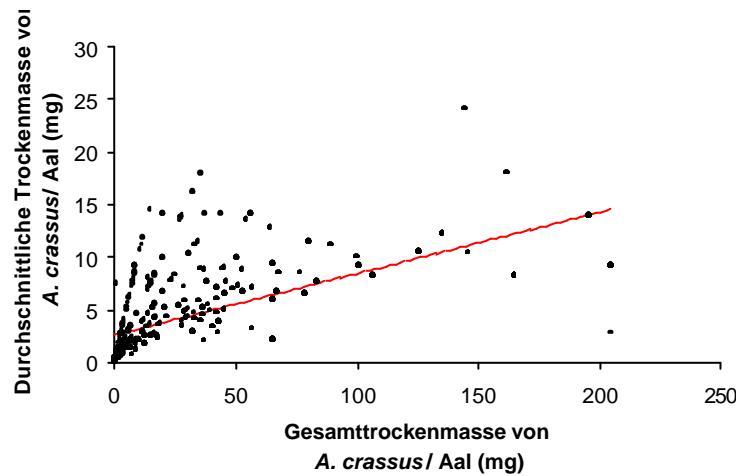


Abb. 3.35: Regression zwischen der durchschnittlichen Trockenmasse von *A. crassus* ( $n = 1107$ ) aus Europa und der Gesamtrockenmasse der Infrapopulation innerhalb des jeweiligen infizierten Aals (*A. anguilla*).

Demnach ist auch eine intraspezifische Größenregulierung bei *A. crassus* abzulehnen, da in allen 4 Fällen die Regressionsgeraden positive Steigungen haben und nicht reziprok verlaufen (Abb. 3.32 – 3.35).

### 3.3.4 Evolutionsprozesse bei *A. crassus*

Im folgenden Abschnitt sollen morphologische Merkmalsunterschiede zwischen den taiwanesischen und europäischen *A. crassus*-Populationen detailliert untersucht werden, um Rückschlüsse auf Evolutionsprozesse ziehen zu können. Die Tabelle 3.19 zeigt statistische Auswertungen der morphologischen Merkmale beider Populationen sowie deren Verhältnisse basierend auf den jeweiligen Mittelwerten zueinander. Mit dem Mann-Whitney U-Test wurden zusätzlich diese Merkmalsunterschiede auf Signifikanzen überprüft.

Tabelle 3.19: *A. crassus*. Morphologische Merkmale von männlichen und weiblichen *A. crassus* aus Taiwan und Europa, Merkmalsverhältnisse basierend auf ihren Mittelwerten und signifikante Unterschiede.

Merkmale	Statistik	M			W		
		Taiwan	Europa	Verhältnis/ Signifikanz	Taiwan	Europa	Verhältnis/ Signifikanz
1 Anzahl Zähne	$\bar{x} \pm s$	24,3 ± 2,9	23,4 ± 3,0	1 : 0,96 p < 0,05	24,3 ± 2,5	23,8 ± 2,9	0,98 n.s.
	Median	24,5	23		24	24	
	min-max	18-33	15-34		20-30	17-36	
	Spannweite	15	19		10	19	
2 Trockenmasse (mg)	$\bar{x} \pm s$	0,3 ± 0,5	1,9 ± 2,1	1 : 6,33 p < 0,001	3,6 ± 4,7	8,7 ± 8,8	1 : 2,42 p < 0,001
	Median	0,2	1,2		1,3	5,8	
	min-max	0,0-2,6	0-10,3		0-20,8	0-56,4	
	Spannweite	2,6	10,3		20,8	56,4	
3 Körperlänge (mm)	$\bar{x} \pm s$	9,2 ± 3,7	15,8 ± 7,7	1 : 1,72 p < 0,001	15,5 ± 7,9	25,3 ± 11,1	1 : 1,63 p < 0,001
	Median	8,6	15,5		14,2	26,7	
	min-max	2,3-23,2	1,3-42,9		3,3-31,5	1,8-60,5	
	Spannweite	20,9	41,6		28,2	58,7	
4 Körperbreite (mm)	$\bar{x} \pm s$	0,6 ± 0,3	1,1 ± 0,6	1 : 1,83 p < 0,001	1,4 ± 1,0	2,6 ± 1,3	1 : 1,86 p < 0,001
	Median	0,5	1,1		1,2	2,6	
	min-max	0,1-1,6	0,1-2,6		0,2-3,6	0,2-6,7	
	Spannweite	1,4	2,5		3,4	6,5	
5 Ratio Länge: Breite Körper	$\bar{x} \pm s$	17,0 ± 4,5	14,6 ± 3,5	1 : 0,86 p < 0,001	13,4 ± 4,3	11,1 ± 3,3	1 : 0,83 p < 0,001
	Median	16,8	14,4		12,0	10,6	
	min-max	9,3-36,1	1,8-38,8		7,5-26,2	3,2-27,8	
	Spannweite	26,8	37		18,7	24,6	
6 Länge Ösophagus (μm)	$\bar{x} \pm s$	620 ± 83	789 ± 127	1 : 1,27 p < 0,001	765 ± 126	943 ± 175	1 : 1,23 p < 0,001
	Median	619	792		782	950	
	min-max	361-871	465-1129		540-1040	446-1347	
	Spannweite	510	663		500	901	
7 Breite Ösophagus (μm)	$\bar{x} \pm s$	167 ± 41	283 ± 76	1 : 1,69 p < 0,001	211 ± 57	347 ± 102	1 : 1,64 p < 0,001
	Median	168	277		208	347	
	min-max	69-248	99-545		119-347	114-624	
	Spannweite	178	446		228	510	
8 Ratio Länge: Breite Ösophagus	$\bar{x} \pm s$	3,9 ± 0,7	2,9 ± 0,5	1 : 0,74 p < 0,001	3,7 ± 0,6	2,8 ± 0,5	1 : 0,76 p < 0,001
	Median	3,8	2,8		3,7	2,8	
	min-max	2,7-6,5	1,3-4,7		2,7-5,3	1,7-5,4	
	Spannweite	3,8	3,4		2,7	3,8	

Tabelle 3.19 (Fortsetzung): *A. crassus*. Morphologische Merkmale von männlichen und weiblichen *A. crassus* aus Taiwan und Europa, Merkmalsverhältnisse basierend auf ihren Mittelwerten und signifikante Unterschiede.

Merkmal	Statistik	M			W		
		Taiwan	Europa	Verhältnis/ Signifikanz	Taiwan	Europa	Verhältnis/ Signifikanz
<b>9</b> <b>Länge Kopfkapsel (µm)</b>	$\bar{x} \pm s$	18,4 ± 2,2	20,9 ± 2,3	1 : 1,14 p < 0,001	20,0 ± 2,1	22,4 ± 2,3	1 : 1,12
	Median	18,8	21,2		20,0	22,4	
	min-max	13-22	13-28		14-24	15-29	p < 0,001
	Spannweite	9	15		11	14	
<b>10</b> <b>Breite Kopfkapsel (µm)</b>	$\bar{x} \pm s$	48,5 ± 5,4	56,2 ± 6,3	1 : 1,16 p < 0,001	54,3 ± 6,5	62,8 ± 6,9	1 : 1,16
	Median	47,1	56,5		54,1	62,9	
	min-max	38-61	39-81		39-69	40-87	p < 0,001
	Spannweite	24	42		31	47	
<b>11</b> <b>Ratio Breite: Länge Kopfkapsel</b>	$\bar{x} \pm s$	2,6 ± 0,2	2,7 ± 0,2	1 : 1,04 n.s.	2,7 ± 0,3	2,8 ± 0,2	1 : 1,04
	Median	2,6	2,7		2,7	2,8	
	min-max	2,1-3,3	2,2-3,4		2,3-3,3	2,2-3,8	p < 0,05
	Spannweite	1,2	1,3		1,1	1,6	

Der Vergleich der europäischen und taiwanesischen Populationen von Schwimmblasen-Nematoden erbrachte ein morphologisch divergierendes Ergebnis, denn die Merkmale 2 bis 10 wichen doch erheblich voneinander ab und konnten mit dem Mann-Whitney U-Test sowohl bei Männchen als auch bei Weibchen als hochsignifikant ( $p < 0,001$ ) eingestuft werden. Am deutlichsten wurden die Unterschiede bezüglich der Trockenmassen; hier waren männliche Nematoden aus Europa mehr als 6-fach schwerer als ihre taiwanesischen Verwandten, während weibliche, europäische Nematoden immerhin noch mehr als das Doppelte im Vergleich zu taiwanesischen Weibchen wogen.

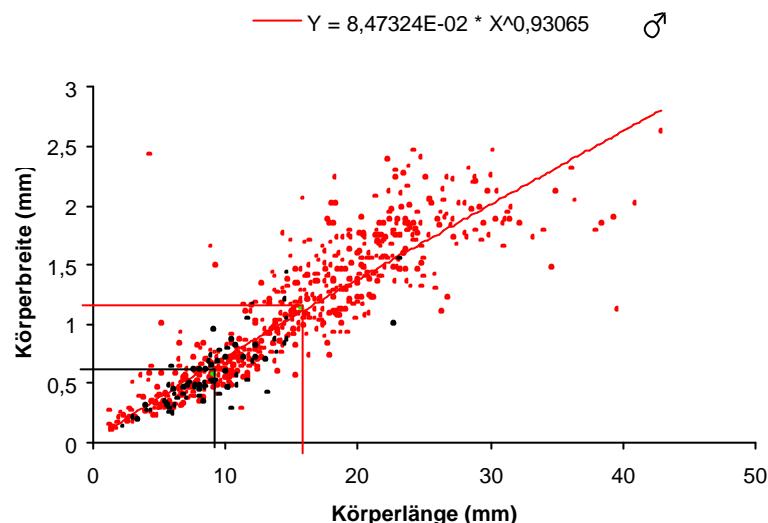
Interessanterweise waren die berechneten Verhältnisse dieser Merkmalsunterschiede bei den beiden Geschlechtern relativ homogen und beweisen damit die Homogenität innerhalb der Datensätze.

Das Ergebnis zeigt nochmals eindrucksvoll, dass sich *A. crassus* aus Taiwan völlig von den Nematoden aus Europa unterscheidet. Der Mann-Whitney U-Test ergab, dass sich 9 der 11 morphologischen Merkmale sowohl bei Männchen als auch bei Weibchen hochsignifikant unterschiedlich verhielten und somit ein sehr geringer Verwandtschaftsgrad zwischen taiwanesischen und europäischen Schwimmblasen-Nematoden vorliegt oder aber ein adaptiver Evolutionsprozess bzw. eine Modifikation an den Europäischen Wirt stattgefunden hat.

Auf den folgenden Seiten sollen die wichtigsten Ergebnisse der morphologischen Untersuchungen zwischen europäischen und taiwanesischen Schwimmblasen-Nematoden nochmals graphisch dargestellt werden. Dabei ist zu beachten, dass die Skalierung der Koordinaten bei den beiden Geschlechtern aufgrund des extremen Geschlechtsdimorphismus meist unterschiedlich ist.

In den Abbildungen 3.36 und 3.37 sind Regressionsanalysen zwischen der Körperlänge und der Körperbreite bzw. der Trockenmasse dargestellt, die auf den individuellen Daten von *A. crassus* aus Europa basieren. Die Daten von *A. crassus* aus Taiwan sind zum Vergleich als Punkt-Wolken den Graphiken beigefügt. Weiterhin sind die berechneten arithmetischen Mittel der morphologischen Datensätze aus Europa und Taiwan in den Abbildungen aufgetragen.

a)



b)

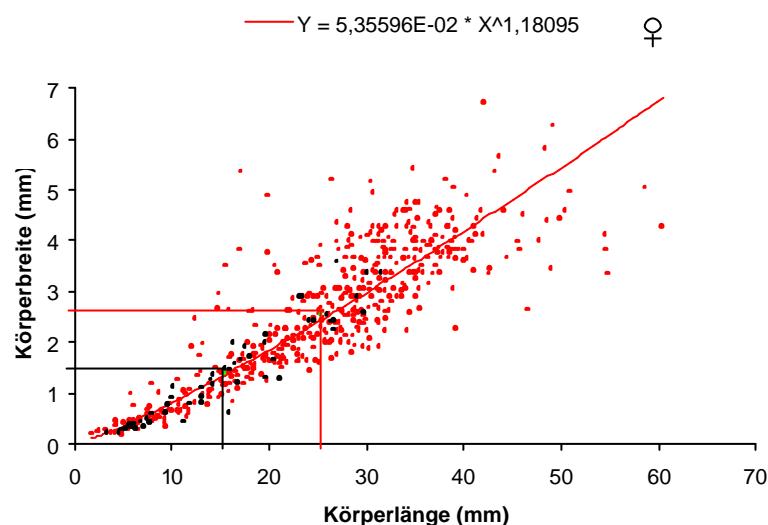
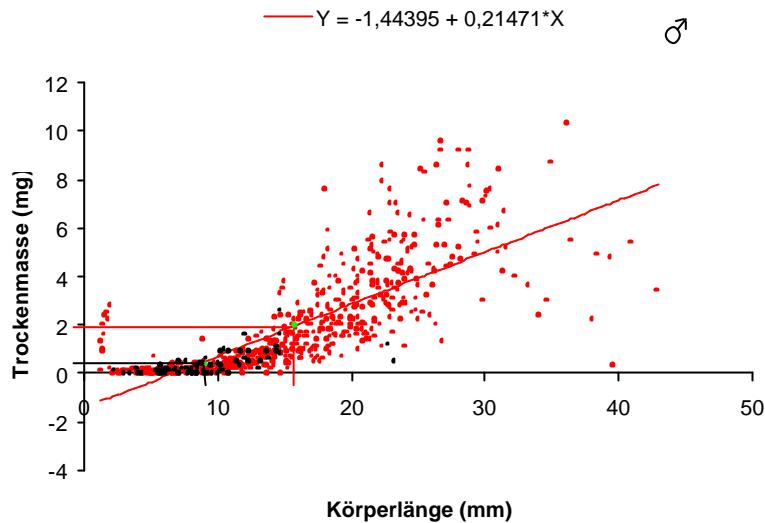


Abb. 3.36: Körpergrößen von männlichen (a) und weiblichen (b) *A. crassus* aus Europa (rot) und Taiwan (schwarz) mit den jeweiligen arithmetischen Mitteln (Linien).

a)



b)

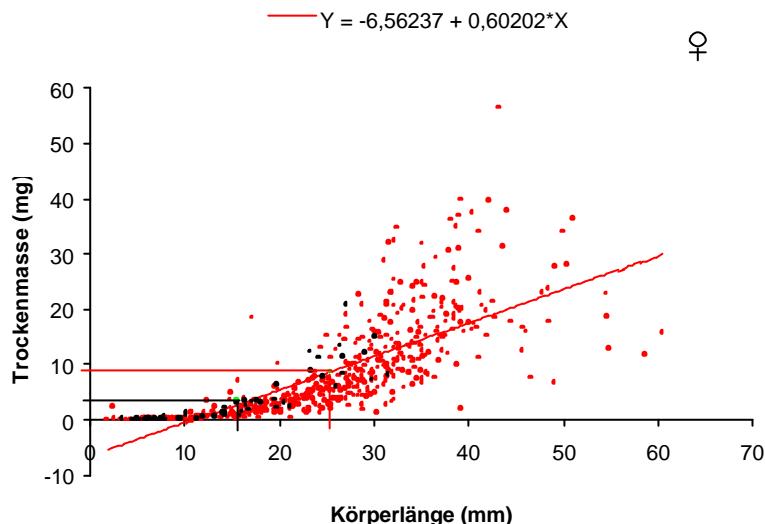
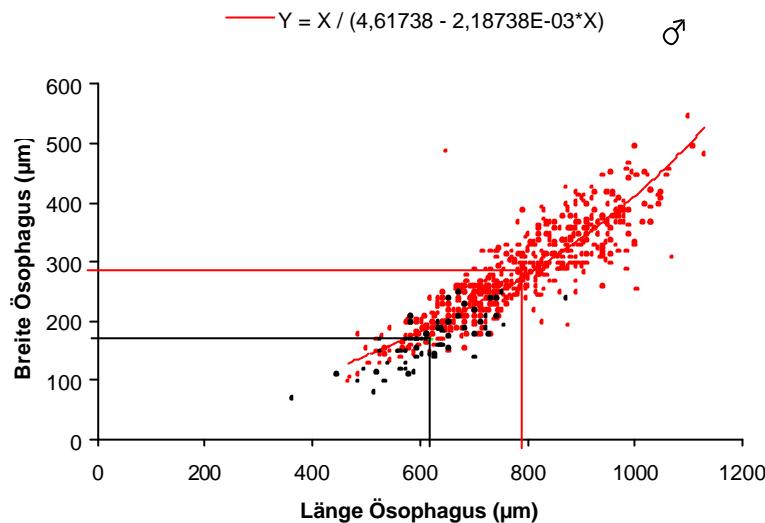


Abb. 3.37: Körperlängen und Trockenmassen von männlichen (a) und weiblichen (b) *A. crassus* aus Europa (rot) und Taiwan (schwarz) mit den jeweiligen arithmetischen Mitteln (Linien).

Diese morphologischen Daten der europäischen Würmer sind nicht nur hochsignifikant größer als die von taiwanesischen Schwimmblasen-Nematoden (s. Tabelle 3.19), sie sind auch wesentlich heterogener und weisen daher extreme Streuungen in den Punkt-Wolken auf.

Auch die Vermessungen der Feinstrukturen (Ösophagus und Kopfkapsel) sollen abschließend nochmals anhand von graphischen Abbildungen anschaulich dargestellt werden. Lediglich auf die Anzahl der Zähne wird verzichtet, da in diesem Fall keine signifikanten Unterschiede zwischen taiwanesischen und europäischen *A. crassus* identifiziert werden konnten. Die Abbildung 3.38 zeigt Regressionsanalysen des Ösophagus, jeweils basierend auf den Daten von männlichen bzw. weiblichen Schwimmblasen-Nematoden aus Europa, im Vergleich zu den Daten der taiwanesischen Würmer sowie die jeweiligen arithmetischen Mittel.

a)



b)

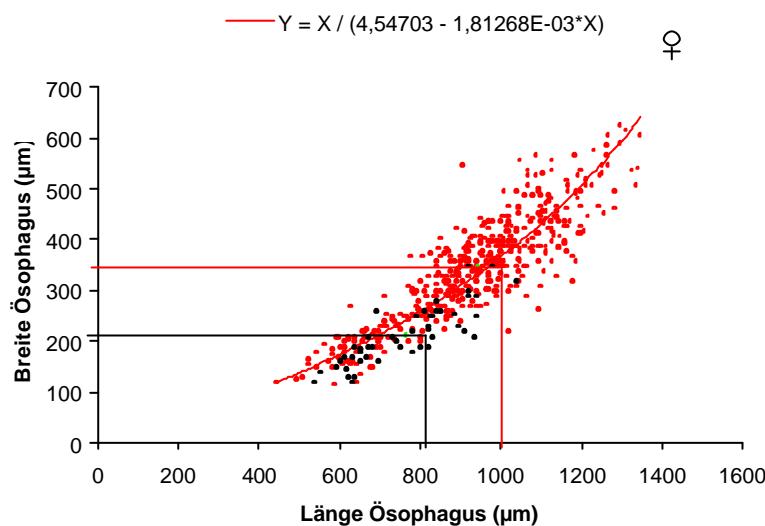
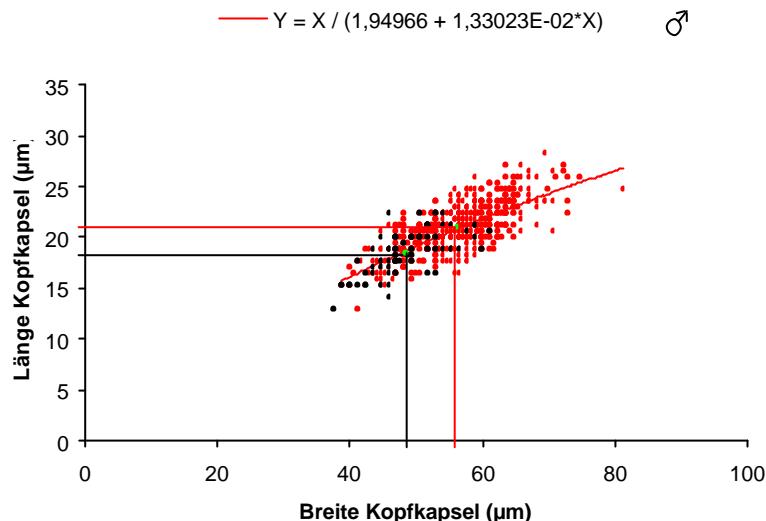


Abb. 3.38: Ösophagusgrößen von männlichen (a) und weiblichen (b) *A. crassus* aus Europa (rot) und Taiwan (schwarz) mit den jeweiligen arithmetischen Mitteln (Linien).

Auf die Wichtigkeit der Kopfkapselgröße hinsichtlich der taxonomischen Bestimmung wurde zu Beginn des Kapitels bereits eingegangen. In der folgenden Graphik (Abb. 3.39) sind wie zuvor Regressionsanalysen dargestellt, die das Verhältnis der Breite zur Länge der Kopfkapsel europäischer Nematoden im Vergleich zu *A. crassus* aus Taiwan beschreiben.

a)



b)

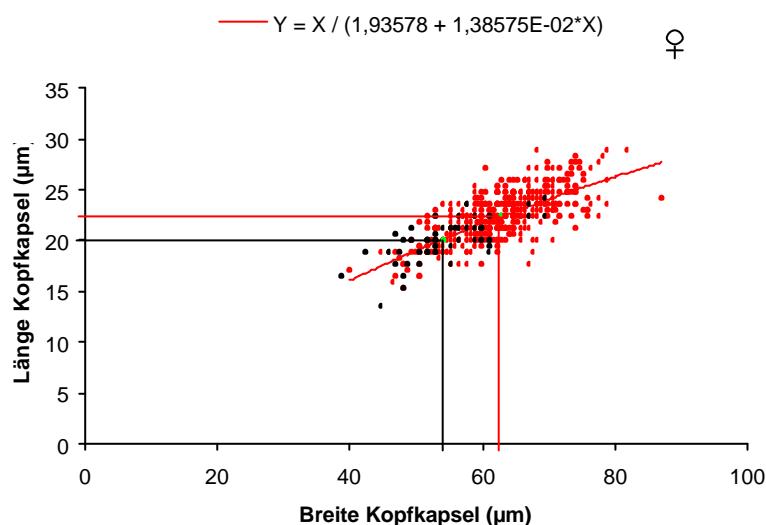


Abb. 3.39: Kopfkapselgrößen von männlichen (a) und weiblichen (b) *A. crassus* aus Europa (rot) und Taiwan (schwarz) mit den jeweiligen arithmetischen Mitteln (Linien).

In Analogie zu den Körperausmaßen sind auch die morphometrischen Daten des Ösophagus und der Kopfkapseln von europäischen Würmern sowohl bei Männchen als auch bei Weibchen hochsignifikant größer ( $p > 0,01$ ) als bei taiwanesischen Würmern.

### 3.3.5 Speziationsprozesse bei *A. crassus*

Um Verwandtschaftsbeziehungen zwischen den verschiedenen Meta-Populationen ermitteln zu können, wurden zunächst ihre morphometrische Daten mit der Rhein-Population bei Karlsruhe verglichen und mit dem Mann-Whitney U-Test auf den beiden Signifikanzniveaus  $p < 0,05$  (signifikant) und  $p < 0,001$  (hochsignifikant) ausgewertet. Aus dieser Population wurden die meisten Nematoden gesammelt und morphologisch untersucht, so dass die Spannweite dieser Daten phänotypische Unterschiede zu anderen europäischen oder asiatischen Populationen offen legen könnte. In Tabelle 3.20 sind die gemeinsamen Merkmalsunterschiede der beiden Geschlechter aller untersuchten Populationen zur *A. crassus*-Population aus dem Rhein bei Karlsruhe zusammengefasst. Dabei bedeuten die einzelnen Symbole:

- 0 = keine Datenanalyse möglich
- = Merkmalsunterschied nicht oder nur bei einem Geschlecht signifikant
- \* = Merkmalsunterschied ist sowohl bei **M** als auch bei **W** signifikant
- \*\* = Merkmalsunterschied ist bei einem Geschlecht signifikant und beim anderen hochsignifikant
- \*\*\* = Merkmalsunterschied ist sowohl bei **M** als auch bei **W** hochsignifikant

Tabelle 3.20: *A. crassus/ A. novaezelandiae*. Morphologische Merkmalsunterschiede verschiedener Populationen der Gattung *Anguillilcola* zur *A. crassus*-Population aus dem Rhein bei Karlsruhe.

Population	Merkmale										
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
Altrhein/ Mannheim	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Rhein/ Sulzbach (CH)	-	-	-	-	*	-	-	-	-	-	-
Rhein/ St. Goar	-	-	-	-	-	*	**	***	-	-	**
Rhein/ Arnheim (NL)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Main/ Würzburg	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Sauer/ Rosport (L)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Ruhr/ Mühlheim	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Lippe/ Hünxe	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Ijsselmeer/ Makkum (NL)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	***	-
Müggelsee/ Berlin	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Plauer See	-	**	-	-	-	**	*	-	-	-	-
Olsztynek (POL)	-	-	-	-	*	-	-	-	***	***	-
Ostsee/ Stockholm (S)	0	-	-	-	-	*	**	**	-	-	-
Lago di Trasimeno (I)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Lago di Bolsena (I)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Lago di Bracciano (I)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Bu-Dai Aquaculture (ROC)	-	**	***	***	***	***	***	***	-	-	-
Kao-Ping River (ROC)	-	***	***	***	*	***	***	***	***	***	**
Canterbury (NZ)	0	-	-	-	**	**	**	**	***	***	**

Merkmale: 1=Anzahl Zähne; 2=Trockenmasse (mg); 3=Körperlänge (mm); 4=Körperbreite (mm); 5=Ratio Länge: Breite Körper; 6=Länge Ösophagus ( $\mu\text{m}$ ); 7=Breite Ösophagus ( $\mu\text{m}$ ); 8=Ratio Länge: Breite Ösophagus; 9=Länge Kopfkapsel ( $\mu\text{m}$ ); 10=Breite Kopfkapsel ( $\mu\text{m}$ ); 11=Ratio Breite: Länge Kopfkapsel.

Das Ergebnis dieser morphometrischen Datenanalyse ist äußerst aufschlussreich, denn es zeigt, dass die meisten Populationen in Europa keine signifikanten Merkmalsunterschiede zur Rheinpopulation bei Karlsruhe aufweisen und somit nahe miteinander verwandt sein müssen oder dem gleichen selektiven Druck der neu zu adaptierenden Umwelt ausgesetzt sind. Interessanterweise konnten selbst zu den Populationen aus den mittelitalienischen Seen keine Unterschiede detektiert werden.

Geringfügige Abweichungen wurden gegenüber der Population aus dem niederländischen IJsselmeer und aus dem Rhein bei Sulzbach festgestellt (je ein Merkmalsunterschied war sowohl bei Männchen als auch bei Weibchen hochsignifikant bzw. signifikant). Mehrere signifikante Merkmalsunterschiede weisen dagegen die Populationen aus dem Rhein bei St. Goar, Plauer See, Olsztynek und Ostsee auf.

Völlig unterschiedlich bezüglich der morphologischen Merkmale sind dagegen die beiden Populationen aus Taiwan („Bu-Dai Aquaculture“ und „Kao-Ping River“) sowie erwartungsgemäß der *A. novaezelandiae*-Population aus Neuseeland. Sie scheinen einen sehr geringen Verwandtschaftsgrad mit mitteleuropäischen *A. crassus*-Populationen zu haben.

Das interessanteste morphologische Merkmal ist allerdings, auch in Bezug auf populationsdynamische Prozesse, die bereits mehrfach gezeigte Kopfkapsel, welche bei den Schwimmbasen-Nematoden der Gattung *Anguillicola* als taxonomischer Marker gesehen werden kann. In den Abbildungen 3.40 und 3.41 sind die Verhältnisse von Breite zu Länge der Kopfkapsel von 3 verschiedenen *A. crassus*-Populationen und der neuseeländischen *A. novaezelandiae*-Population graphisch aufgetragen.

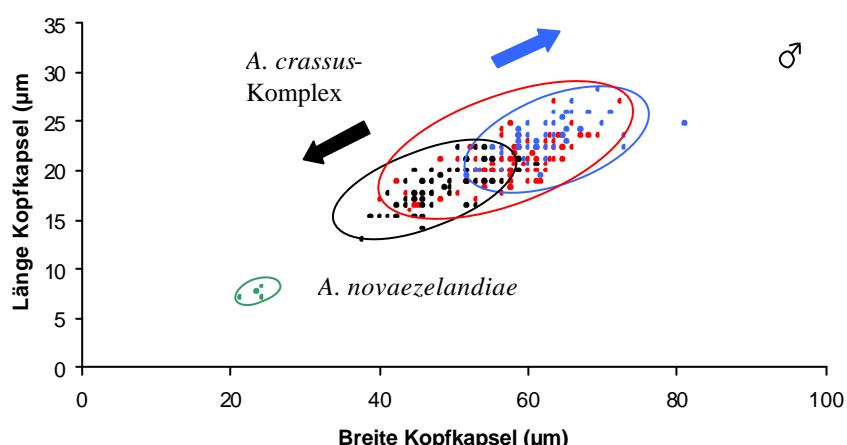


Abb. 3.40: Kopfkapselgrößen von männlichen Nematoden der Gattung *Anguillicola* aus Neuseeland (grün), Rhein/ Karlsruhe (rot), Olsztynek (blau) und „Kao-Ping River“ (schwarz).

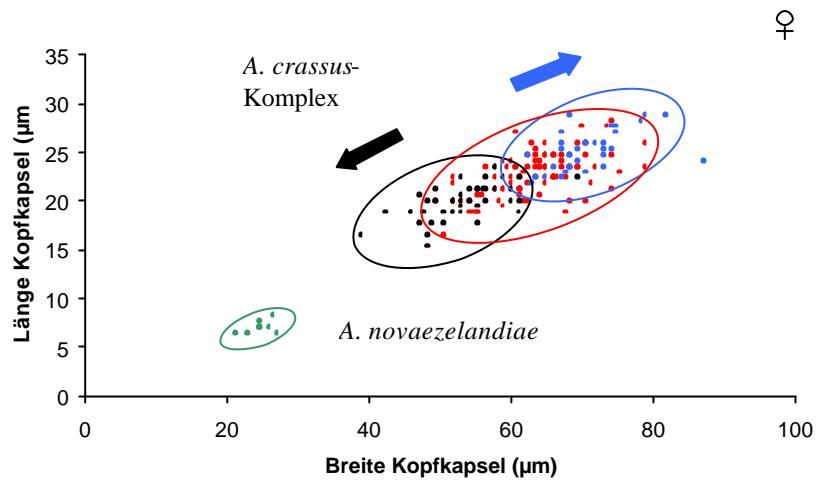


Abb. 3.41: Kopfkapselgrößen von weiblichen Nematoden der Gattung *Anguillicola* aus Neuseeland (grün), Rhein/ Karlsruhe (rot), Olsztynek (blau) und „Kao-Ping River“ (schwarz).

Während dieses Merkmal bei *A. crassus* aus dem Rhein recht variabel zu sein scheint, überlappen sich die beiden anderen Populationen aus dem taiwanesischen „Kao-Ping River“ und dem polnischen Olsztyneker See nur noch geringfügig und zeigen damit einen sehr niedrigen gemeinsamen Verwandtschaftsgrad an. Dieser Befund kann als Nachweis eines evolutionsbiologischen Prozesses bei *A. crassus* gesehen werden, der bei ausreichend langer geographischer Isolierung wie bspw. bei *A. novaezelandiae* zur Entstehung einer neuen Art führen kann. Die Genpools der beiden Populationen aus Osteuropa und Asien scheinen bezüglich dieses Merkmals regelrecht voneinander „wegzudriften“.

## 3.4 Allozym-Analysen

### 3.4.1 Allelfrequenzen

Die genetische Differenzierung von *A. crassus*-Populationen wurde durch eine Allozym-Analyse untersucht. In den Tabellen 3.21 und 3.22 sind die Allelfrequenzen ( $f$ ) von verschiedenen Populationen nach der Allozym-Analyse abgebildet.

Tabelle 3.21: Allelfrequenzen nach Allozymanalysen für verschiedene Populationen von *A. crassus*.

Locus	Allel	Rhein Karlsruhe	Altrhein Mannheim	Rhein Sulzbach	Rhein St. Goar	Rhein Arnheim	Main Würzburg	Sauer Rosport
<i>Adk-1</i>	100	1,00	1,00	1,00	0,75 0,25	1,00	0,50 0,50	1,00
	105	-	-	-		-		-
<i>Adk-2</i>	100	1,00	1,00	0,82 0,18	0,875 0,125	1,00	1,00	-
	105	-	-			-	-	-
<i>Ap-1</i>	95	-	-	-	-	-	-	-
	100	1,00	1,00	0,96	0,6	1,00	1,00	0,92
	105	-	-	0,04	0,4	-	-	0,08
<i>Mdh-1</i>	100	1,00	1,00	1,00	0,75	0,875	0,50 0,50	-
	108	-	-	-	-	0,125	0,50	1,00
	115	-	-	-	0,25	-	-	-
<i>Mdh-2</i>	100	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	-	1,00
<i>Me</i>	95	0,34	0,29	0,125	0,33	0,48	-	-
	100	0,66	0,71	0,875	0,64	0,52	0,80	1,00
	105	-	-	-	0,03	-	0,20	-
<i>Sod-1</i>	100	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00

Tabelle 3.22: Allelfrequenzen nach Allozymanalysen für verschiedene Populationen von *A. crassus*.

Locus	Allel	Lippe Hünxe	Iysselmeer Makkum	Müggelsee Berlin	Plauer See	Olsztynek	Lago di Bracciano	Bu-Dai (AC)
<i>Adk-1</i>	100	1,00	1,00	1,00	-	-	-	1,00
	105	-	-	-	-	-	-	-
<i>Adk-2</i>	100	1,00	1,00	0,50 0,50	-	-	-	1,00
	105	-	-	-	-	-	-	-
<i>Ap-1</i>	95	-	-	-	-	-	-	1,00
	100	1,00	0,89	0,60	-	1,00	1,00	-
	105	-	0,11	0,40	-	-	-	-
<i>Mdh-1</i>	100	1,00	0,60	1,00	0,625	-	-	-
	108	-	0,40	-	0,375	1,00	1,00	-
	115	-	-	-	-	-	-	-
<i>Mdh-2</i>	100	1,00	1,00	1,00	-	1,00	1,00	-
<i>Me</i>	95	-	0,40	0,27	-	-	-	0,625
	100	1,00	0,60	0,73	-	1,00	1,00	0,375
	105	-	-	-	1,00	-	-	-
<i>Sod-1</i>	100	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00

Die Allozym-Loci werden insgesamt durch 15 Allele repräsentiert, wobei die Loci *Ap-1*, *Mdh-1* und *Me* mit je 3 Allelen den größten Polymorphismus bei den Allozym-Markern zeigten. Bei Locus *Ap-1* dominierte in allen Populationen jeweils ein Allel ( $f = 0,6$ ), während bei den Loci *Mdh-1* und *Me* in jeweils einer Population (Main/ Würzburg und Rhein/ Arnheim)

auch co-dominante Allele festgestellt wurden. In den meisten Populationen war die Dominanz eines Allels auch für die anderen Allozym-Loci charakteristisch. Der Locus *SOD-1* konnte in allen Populationen nachgewiesen werden, war durch ein Allel fixiert und gilt daher als diagnostisch für die Art.

### 3.4.2 Genetische Variation

Ein einfacher Parameter für die genetische Variation innerhalb einer Population stellt die Heterozygosität dar. Die Werte für diesen Parameter bewegen sich auf einer Scala von 0, alle Individuen sind gleich, bis 1, alle Individuen sind unterschiedlich. In Tabelle 3.23 sind die Ergebnisse der Heterozygosität zusammenfassend für alle und getrennt für einzelne Loci aufgeführt.

Tabelle 3.23: Heterozygosität für die jeweiligen Loci innerhalb der untersuchten Populationen von *A. crassus*.

Population	n.	<i>Adk-1</i>	<i>Adk-2</i>	<i>Ap-1</i>	<i>Mdh-1</i>	<i>Mdh-2</i>	<i>Me</i>	<i>Sod-1</i>	? Loci
Rhein Karlsruhe	44	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,25	0,00	<b>0,08</b>
Altrhein Mannheim	38	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,43	0,00	<b>0,07</b>
Rhein Sulzbach	35	0,00	0,36	0,00	0,00	0,00	0,13	0,00	<b>0,07</b>
Rhein St. Goar	47	0,5	0,25	0,00	0,00	0,00	0,30	0,00	<b>0,18</b>
Rhein Arnheim	29	0,00	0,00	0,00	0,25	0,00	0,40	0,00	<b>0,14</b>
Main Würzburg	7	1,00	0,00	0,00	n. b.	n. b.	0,00	0,00	<b>0,18</b>
Sauer Rosport	25	n. b.	n. b.	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	<b>0,00</b>
Lippe Hünxe	19	0,00	0,00	0,00	n. b.	0,00	0,00	0,00	<b>0,00</b>
Iysselmeer Makkum	71	0,00	0,00	0,00	0,81	0,00	0,18	0,00	<b>0,14</b>
Müggelsee Berlin	27	n. b.	0,00	0,00	n. b.	0,00	0,38	0,00	<b>0,12</b>
Plauer See	39	n. b.	n. b.	n. b.	0,75	n. b.	0,00	0,00	<b>0,28</b>
Olsztynek	34	n. b.	n. b.	0,00	n. b.	0,00	0,00	0,00	<b>0,00</b>
Lago di Bracciano	36	n. b.	n. b.	0,00	0,00	0,00	n. b.	0,00	<b>0,00</b>
Bu-Dai (AC)	55	n. b.	n. b.	0,00	n. b.	n. b.	0,00	0,00	<b>0,00</b>

(Symbol: n. b. = nicht bestimmbar, da die Datenmenge bezüglich dieses Locus zu gering war bzw. keine Farbreaktion beobachtet werden konnte.)

Für *A. crassus* werden nach der Allozym-Analyse sehr niedrige Werte für die Heterozygosität über fast alle Loci erzielt. Die größten genetischen Variationen scheinen demnach bei den *A. crassus*-Populationen aus dem Plauer See ( $H = 0,28$ ), aus dem Rhein bei St. Goar und dem Main bei Würzburg (jeweils  $H = 0,18$ ) zu existieren.

### 3.4.3 Genetische Differenzierungen

Für die *A. crassus*-Populationen wurden, basierend auf den Algorithmen von Nei (1972) die genetischen Distanzen errechnet und mittels eines UPGMA-Dendrogramm dargestellt (s. Abb. 3.42). Die Werte der genetischen Distanzen reichen dabei von 0 (alle Allele sind gleich) bis zur Unendlichkeit. Allgemein kann man sagen, dass nahe verwandte Populationen zu Werten unter 0,1 tendieren und unterschiedliche Populationen oder gar separate Arten Werte von über 0,2 aufweisen. Die Ausgangspopulation zu der die genetischen Distanzen berechnet wurden, stellte die *A. crassus*-Population aus dem Rhein bei Karlsruhe dar.

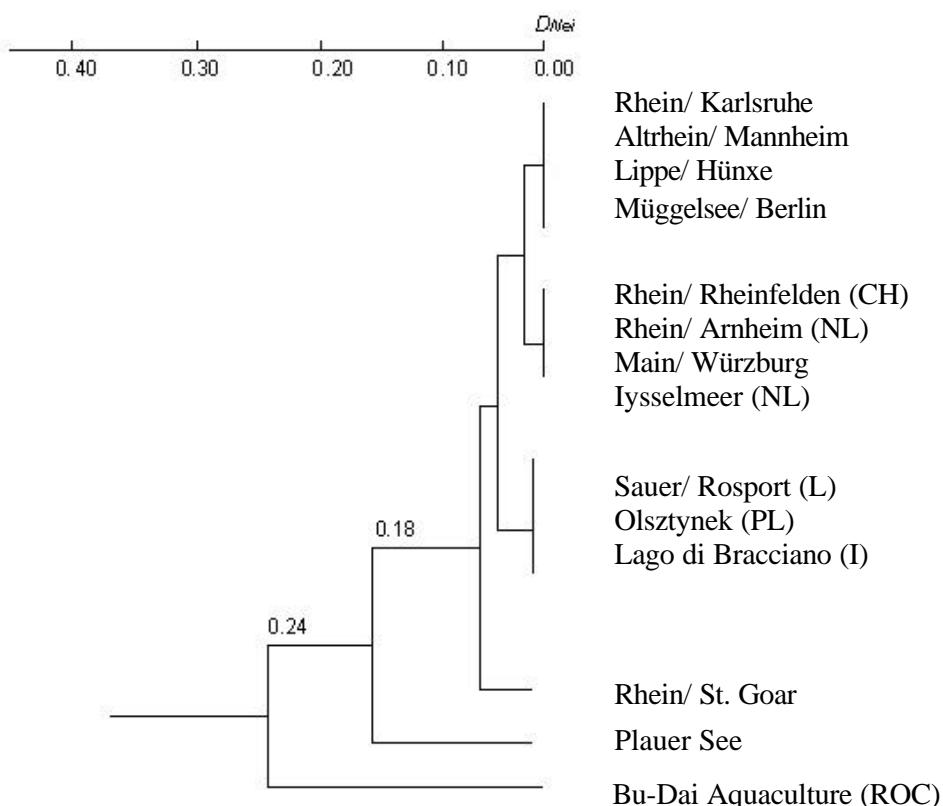


Abb. 3.42: Dendrogramm zu den Allozym-Analysen von verschiedenen *A. crassus*-Populationen aus Europa und Taiwan .

Die UPGMA-Clusteranalyse verdeutlicht die genetische Gruppierung für *A. crassus*, die bereits bei den morphometrischen Untersuchungen festgestellt worden sind. So betragen die genetischen Distanzen aller untersuchten *A. crassus*-Populationen Europas zur Rheinpopulation bei Karlsruhe weniger als 0,1. Interessanterweise sind selbst Populationen, die ausreichend voneinander isoliert sein müssten und keinen Genfluss aufweisen dürften, relativ homogen. Lediglich die Nematoden aus dem Plauer See in Mecklenburg-Vorpommern unterschieden sich genetisch von den anderen Würmern. Diese Population zeigte auch bei den morphometrischen Messungen mehrere signifikante Merkmalsunterschiede gegenüber der Population aus dem Rhein bei Karlsruhe.

Starke genetische Unterschiede konnten zwischen der Rhein-Population auf der Höhe von Karlsruhe und den taiwanesischen Nematoden aus der Aquakulturanlage bei Bu-Dai nach-

gewiesen werden; hier wurde eine genetische Distanz  $D_{Nei}$  von 0,24 festgestellt. Auch in diesem Fall werden die Ergebnisse der Morphometrie bestätigt, denn beide Populationen unterschieden sich in 7 verschiedenen Merkmalen hochsignifikant voneinander.

## 4 Diskussion

### 4.1 Parasitologische Untersuchung

#### 4.1.1 Befallsdaten der untersuchten Aale mit *A. crassus*

Einer der zentralen Punkte bei der Untersuchung von Parasitozönosen beschäftigt sich mit dem Ausmaß, mit dem Parasiten ihr Wirtsystem befallen. Um dieses Ausmaß charakterisieren zu können, bedient man sich allgemein der Prävalenz, der Abundanz und der Befallsintensität. Die Berechnung dieser Daten erfolgt durch stichprobenartige Entnahme und anschließender parasitologischer Untersuchung der jeweiligen Wirtsorganismen. Im Rahmen dieser Doktorarbeit wurden in 1015 Europäischen Aalen und 240 Japanischen Aalen insgesamt 2789 larvale und 2699 adulte Stadien von Schwimmblasen-Nematoden der Spezies *A. crassus* nachgewiesen, so dass ein äußerst detailliertes und fundiertes Gesamtbild über dieses interessante Wirt-Parasit-System offeriert werden kann und nun im Einzelnen diskutiert wird.

Die Befallsdaten der untersuchten Aalpopulationen mit *A. crassus* waren sowohl in Europa als auch in Taiwan äußerst heterogen. So wurden hinsichtlich der larvalen Stadien beim Europäischen Aal ebenso larvenfreie Schwimmblasen (Ostsee/ Stockholm, 08.06.03) festgestellt, wie stark befallene Organe mit Abundanzen von 8,8 und Befallsintensitäten von 11 Larven/Schwimmblase (Olsztynek, 12.05.03). Ähnliches gilt für den Japanischen Aal in Taiwan; hier wurden Abundanzen zwischen 0,1 („Kao-Ping River“, 21.12.00) und 4,9 Larven/ Aal („Bu-Dai Aquaculture“, 25.02.03) und Befallsintensitäten von 1,3 („Kao-Ping River“, 27.03.01 und 21.06.01) bis 6,8 Larven/ Aal („Bu-Dai Aquaculture“, 25.02.03) festgestellt. Die maximale Larvenanzahl aller untersuchten Aale wurde in einem Japanischen Aal aus dem „Kao-Ping River“ detektiert; in seiner Schwimmblase konnten 157 Larven gezählt werden. Dieser Befund war zwar eine Ausnahme, die jedoch zeigt, dass grundsätzlich auch diese Aalart sehr stark mit *A. crassus* infiziert sein kann.

Interessant ist in diesem Zusammenhang auch die Kontinuität der Daten über einen längeren Zeitraum. So wurden in mehreren Gewässern genau 12 bzw. 24 Monate später wiederum Aale untersucht und festgestellt, dass sich in einigen Fällen die Befallsdaten kaum geändert haben. So waren die Abundanzen und Befallsintensitäten der Aale mit Larven aus dem Rhein bei Karlsruhe vom 15.04.02 mit denen vom 28.04.03 nahezu identisch (s. Tabelle 3.5). In den meisten Fällen jedoch konnte diese Kontinuität nicht standhalten; ein Vergleich des selben Habitats im Juli der Jahre 2003 und 2005 erbrachte einen um das drei- bis vierfach verminder-ten Befall mit Larven.

Betrachtet man die Infektion mit adulten Parasiten, so wird das stark divergierende Auftreten von *A. crassus* in seinem Endwirt umso mehr verdeutlicht. Die Abundanzen im Europäischen Aal reichten dabei von 0,3 (Sulzbach, 20.05.03) bis 5 adulte Parasiten/ Aal (Altrhein/ Mannheim, 25.10.02), während die Befallsintensitäten zwischen 1,5 („Lago di Trassimeno“,

16.04.04) und 7,7 adulte Nematoden/ Aal (Altrhein/ Mannheim, 25.10.02) lag. Etwas homogener waren im Vergleich dazu die Befallsdaten mit adulten *A. crassus* beim Japanischen Aal. Hier variierten die Abundanzen zwischen 0,6 („Kao-Ping River“, 21.12.00) und 1,9 Adulte/ Schwimmblase („Bu-Dai Aquaculture“, 07.03.03), die Befallsintensitäten zwischen 1,7 („Kao-Ping River“, 21.06.01 und 02.03.03) und 3,6 („Bu-Dai Aquaculture“, 07.03.03).

Die meisten der hier untersuchten Gewässer wurden zum ersten Mal beprobt, so dass keine Vergleichsdaten zu früheren Jahren vorliegen. Dennoch existieren einige Arbeiten und Veröffentlichungen derselben bzw. nur wenig entfernten Gewässerabschnitten früherer Jahre, deren Ergebnisse über die Gesamtbefallsdaten mit *A. crassus* kurz zusammengefasst werden sollen. Sures et al. (1999) stellte 1995 von 5,3 (Leimersheimer Altrhein) und 5,0 (Rhein bei Germersheim) Nematoden/ Aal mit Befallsraten von 84 % bzw. 77 % fest. Wesentlich höhere Befallsdaten wurden 1999 aus dem Rhein auf der Höhe von Worms und in der Nähe des Mündungsbereichs der Alb gemeldet (Sures & Streit 2001). Hier lagen die Befallsintensitäten bei durchschnittlichen 8,6 und 9,1 *A. crassus*/ Schwimmblase, die Befallsraten bei 94 % bzw. 90 %. Würtz (1996) beschreibt Befallsintensitäten von 4,5 bis 9,2 Nematoden/ Aal aus dem Rhein bei Karlsruhe. Die Prävalenzen variierten zwischen 64 und 92 %. Diese Probestelle des Rheins liegt nur wenige 100 m entfernt von der, die in dieser Arbeit gewählt wurde und lässt damit einen idealen Rückschluss auf eine 10-jährige Populationsdynamik von *A. crassus* zu. So haben sich die Prävalenzen, also der Anteil der befallenen Aale, nicht verändert und liegen immer noch zwischen 64 und 95 %. Allerdings konnte ein stetiger Rückgang hinsichtlich der Befallsintensität beobachtet werden; die im Rahmen dieser Arbeit ermittelten durchschnittlichen Intensitäten variierten zwischen 2,2 und 5,7 Nematoden/ Schwimmblase und waren damit deutlich niedriger als noch bei den parasitologischen Untersuchungen vor 10 Jahren.

Die Feststellung, dass die Anguillicolose in Europa rückläufige Tendenzen zu verzeichnen hat bzw. stagniert, wurde in zahlreichen Studien über die Populationsdynamik des Parasiten bestens dokumentiert (Kennedy & Fitch 1990, Molnár et al. 1994, Baruš et al. 1996, Würtz et al. 1998, Lefebvre et al. 2002a, Audenaert et al. 2003). Lefebvre & Crivelli (2004) untersuchten über 2 Jahrzehnte Europäische Aale in einem oligohalinen Kanal in Südfrankreich (Camargue, Mittelmeerküste) und konnten in den Anfangsjahren (1985 – 1997) einen Anstieg der Befallsraten von 32 auf 73 % beobachten. Zwischen den Jahren 1997 bis 2003 schien sich der Befall mit *A. crassus* allerdings zu stabilisieren und hat sich nunmehr auf 60 – 70 % etabliert. Auch das 8-jährige Monitoring (1994 – 2001) im Neusiedler See (Österreich) beschreibt mittlerweile eine Stabilität der hiesigen *A. crassus*-Population, die wahrscheinlich auf Besatzverbote mit Gelbaalen und damit einer Verminderung der Bestandsdichte des Endwirts beruhen (Schabuss et al. 2005). Als Voraussetzung für dieses ökologisch sinnvolle, allerdings von der Fischerei umstrittene Projekt, stand die Ausweisung des Neusiedler Sees zum Nationalpark.

In Analogie zu den europaweiten Arbeiten, die sich über viele Jahre hinweg mit dem erfolgreichen Parasiten aus Ostasien beschäftigen, kann auch das Fazit der vorliegenden Studie wie folgt formuliert werden: Die rasant ablaufende Expansionsphase von *A. crassus* war in den ersten Jahren seiner Kolonisierung von sehr hohen Infektionen Europäischer Aale (*A. anguilla*) geprägt, die sich allmählich stabilisierten und sich teilweise auf einem niedrigeren Level der Prävalenz und Befallsintensität einpendelten.

#### 4.1.2 Befallsdaten der untersuchten Aale mit weiteren Parasiten

Die Europäischen Aale des Rheins und Altrheins, des Sulzbachs, der Lippe, der Ruhr, der Sauer sowie aus dem Iysselmeer wurden nicht nur in Bezug auf Schwimmblasenwürmer untersucht, sondern gesamt-parasitologisch, deren Ergebnisse einer zweiten Doktorarbeit (s. Thielen 2005) entnommen werden können.

Neben *A. crassus* konnten in den Schwimmblasen noch 2 weitere Parasiten nachgewiesen werden: *Pomphorhynchus laevis* und *Daniconema anguillae*. Als Kuriosum gilt der Fund von *P. laevis*, der normalerweise den Darm verschiedener Fischarten, wie z. B. Bachforellen (*Salmo trutta f. fario*), Döbel (*Leuciscus cephalus*) und Barben (*Barbus barbus*), seltener Aale befällt und zur Gruppe der Acanthocephalen (Kratzer) gehört (Kennedy et al. 1989, Moravec & Scholz 1991, Kennedy 1996, Holland & Kennedy 1997). Daher müssen diese Helminthen irrtümlich in die Schwimmblase gelangt sein, bspw. über den Ductus pneumaticus oder sogar durch die Darmwand und die Leibeshöhle bis zur Schwimmblasenwand. In allen Fällen waren die Würmer adult und hatten sich mit ihrem an der Proboscis befindlichen Bulbus dübelartig in der Schwimmblasenwand verankert. Dieses seltene Phänomen konnte insgesamt 5-mal beobachtet werden (Rhein/ Sulzbach bei Lauffenburg und Rhein bei Karlsruhe) und ist bisher noch nie beschrieben worden. Acanthocephalen sind allgemein getrenntgeschlechtliche, darmlose Parasiten von Vertebraten, deren Namensgebung sich auf die mit Haken besetzte Proboscis (griechisch „acantha“ für Stachel und „cephalä“ für Kopf) bezieht und mit der der adulte Wurm tief die Darmwand des Wirtes penetrieren kann (Mehlhorn & Piekarski 1995, Lucius & Loos-Frank 1997).

*D. anguillae* ist dagegen ein aalspezifischer Schwimmblasen-Nematode der Familie Skrjabillanidae und konnte lediglich 12-mal nachgewiesen werden. Von 990 untersuchten Europäischen Freiland-Aalen waren nur 7 Fische aus 5 verschiedenen Gewässern (Sulzbach/ Lauffenburg, Rhein/ Karlsruhe, Ruhr/ Mühlheim, Olsztyneker See und „Lago di Bracciano“) infiziert; die Befallsraten betragen zwischen 3 und 8 %. Ferner gelten diese Funde als Erstnachweise von *D. anguillae* in der Schweiz, Polen, Italien und zusammen mit den Funden von Sures (unpubliziert) aus dem Rhein in Höhe von Mannheim (2001) auch für Deutschland. Dieser sporadisch auftretende Parasit scheint zwar in Seen und Flüssen Europas weit verbreitet zu sein, tritt jedoch, wie auch diese Studien belegen, nirgendwo häufig auf (Moravec 1994, Moravec & Køie 1987). Weitere Vorkommen von *D. anguillae* wurden im tschechischen Mácha-See und im dänischen Esrum-See beschrieben (Køie 1988b, Moravec & Køie 1987). Molnár & Moravec (1994) berichteten, dass etwa 50 % der untersuchten Aale aus dem ungarischen Plattensee mit L<sub>3</sub>-Stadien des Helminthen befallen waren. Dabei konnten die Larven in beträchtlicher Anzahl in den Flossen und subcutanem Gewebe angetroffen werden, allerdings ohne jegliche Anzeichen bezüglich pathologischer Veränderungen des Wirts. Über die Biologie, Lebenszyklen und Epidemiologie liegen weitestgehend keine Informationen vor (Moravec 1994); über mögliche Zwischenwirte kann aufgrund verwandter Arten nur spekuliert werden. So konnten für *Mexiconema cichlasomale*, der sich in der südmexikanischen Aquakultur zunehmend als Problemfall bei verschiedenen Fischarten erweist, Branchiuriden der Gattung *Argulus* als mögliche Zwischenwirte beschrieben werden (Moravec et al. 1999).

## 4.2 Ökologische Aspekte der Parasitologie

In der parasitologischen Studie erfolgten insgesamt 46 Probennahmen des Europäischen Aals ( $n = 990$ ) aus 22 verschiedenen Gewässern bzw. Habitaten und eine Probennahme aus einer taiwanesischen Aquakulturanlage ( $n = 25$ ). Hinzu kamen 8 Probennahmen des Japanischen Aals ( $n = 240$ ) aus der Aquakulturanlage ( $n = 71$ ) und dem „Kao-Ping River“ ( $n = 169$ ) in Taiwan. Diese Datensätze zeigen die Ausmaße der Parasitierung im natürlichen Endwirt und erlauben zusätzlich wertvolle Vergleiche zum neuen Wirt.

Anhand der Befallsdaten konnte primär folgendes Fazit gezogen werden: Die untersuchten Populationen im allgemeinen, aber auch die saisonal unterschiedlichen Probennahmen des Europäischen Aals im speziellen, erwiesen sich äußerst heterogen bezüglich ihrer Infektion mit dem Schwimmblasen-Nematoden *A. crassus*. Diese Tatsache beruht auf der allgemeinen Komplexität von Parasitozönosen unter natürlichen Bedingungen. Was ist die treibende Kraft, mit der das Ausmaß einer parasitischen Epidemie bestimmt wird? Welcher Aal gilt als potenziell gefährdeter Wirtsorganismus oder welche Bedingungen müssen in den neuen Habitaten vorliegen, dass diese Areale von *A. crassus* erfolgreich erobert und dauerhaft besetzt werden können? Ist die Anguillicolose nur auf bestimmte Jahreszeiten konzentriert und bricht daher in vollem Umfang nur unter Idealbedingungen aus oder kann sie als eine Fischkrankheit mit konstanter Durchseuchungsrate gesehen werden? Auf all diese Fragen soll anhand der in Kapitel 3.2 dargestellten Ergebnisse eingegangen werden und diskutierend Lösungen und Antworten erarbeitet werden, die die erfolgreiche Existenz von *A. crassus* beschreiben sollen.

### 4.2.1 Häufigkeitsverteilung

Um die Infra- und Metapopulationsstruktur eines Parasiten vollständig erfassen zu können, muss auch die Verbreitung im Endwirt festgestellt werden und eine Charakterisierung der Wirt-Parasit-Beziehung erfolgen. Dies geschieht bspw. durch eine Analyse der Häufigkeitsverteilung mit der der Parasit prozentual in seinem Wirtsorganismus vorkommt. Die Daten der 990 untersuchten Europäischen Aale zeigen, dass *A. crassus* in seinem neuen Endwirt aggregiert („overdispersed“) ist und seine Verteilung dementsprechend als negativ binomial beschrieben werden kann. Sie zeigen weiterhin, dass kein zufälliges Verbreitungsmuster von *A. crassus* vorzuliegen scheint, sondern dass gezielt und nur einige wenige Aale von einer starken Infektion betroffen sind. So konnten lediglich in knapp 60 % der untersuchten Aale überhaupt adulte Parasiten und in etwas über 50 % larvale Stadien des Parasiten festgestellt werden. Stark infizierte Aale mit mehr als 10 adulten oder larvalen Parasiten pro Schwimmblase waren hingegen eher die Ausnahme; ihr Anteil betrug sowohl bezüglich der Larven als auch der Adulten nicht einmal 5 %.

Das Ergebnis steht im Einklang mit den Untersuchungen von Schabuss et al. (2005), welche ebenfalls eine aggregative Verteilung für *A. crassus* in Europäischen Aalen aus dem Neusiedler See während der Jahre 1994 bis 2001 beschrieben. Die Mehrheit der Aale waren auch hier uninfiziert (37 %) oder nur geringfügig befallen (1 – 5 Parasiten: 52 %), während ein ver-

schwindend kleiner Anteil stark infiziert war (6 – 10 Parasiten: 8 % bzw. > 10 Parasiten: 3 %).

All diese Fakten sprechen für eine enge Wechselwirkung von *A. crassus* mit seinem Wirt und sind charakteristisch für Makroparasiten. So konnten ähnliche aggregative Verteilungen bei verschiedenen parasitischen Helminthen in ihren entsprechenden Wirten nachgewiesen werden (Pennycuick 1971, Guyatt & Bundy 1991) und ist nach Crofton (1971) sogar eines der Kennzeichen des Parasitismus überhaupt. Sicherlich kann dieses Phänomen einem Parasiten nicht beabsichtigend unterstellt werden, aber es kann auftreten, wenn natürliche Bedingungen, wirts- und habitatsspezifische Faktoren und gegebenenfalls adaptive Immunisierungen auf den Parasiten regulierend eingreifen. Andererseits können aber auch bereits befallene und dadurch geschwächte Wirte leichter von weiteren Parasiten besiedelt werden.

Auch beim Japanischen Aal in Taiwan kann die Häufigkeitsverteilung als aggregativ beschrieben werden, ist aber wesentlich ausgeprägter als in Europa. So waren in diesem Wirt-Parasit-System nicht einmal 50 % der Japanischen Aale mit adulten Parasiten befallen und knapp über 30 % der untersuchten Tiere mit Larven infiziert. Stark infizierte Wirte konnten im Ursprungsland dieses Parasiten noch seltener als in Europa beobachtet werden; lediglich 2,1 % der Aale hatten mehr als 10 Larven in der Schwimmblase, während in gerade mal 0,4 % der Aalen mehr als 10 adulte Parasiten pro Schwimmblase nachgewiesen werden konnten. Offensichtlich scheint diese Art der Häufigkeitsverteilung Ergebnis einer sehr langen Co-Evolution zwischen Parasit und Wirt zu sein.

Als Fazit dieser Studie können zwei primär wichtige Schlüsse gezogen werden: Zum einen sind Europäische Aale weit weniger stark mit *A. crassus* verseucht als man durch die hohen durchschnittlichen Befallsraten (76 %) annehmen könnte (s. Kapitel 3.2.2.2). Dies wird eigentlich auch schon durch die extremen Standardabweichungen der Abundanzen und Befallsintensitäten der parasitologischen Untersuchungen belegt (s. Kapitel 3.2.2), bei der meist einige wenige Aale diese Befallsdaten statistisch nach oben anheben. Andererseits zeigt diese aggregative Verteilungsform sowohl beim Europäischen Aal als auch beim Japanischen Aal, dass es sich hier um eine Parasitierung handeln muss, welche die Reproduktion des Parasiten und des Wirtes garantiert. Denn der Vorteil der Aggregation ist die Schädigung nur weniger Wirte, wobei nur die am schwersten befallenen Tiere eventuell absterben (Zander 1998). Durch diesen Prozess werden sowohl Wirt- als auch Parasitenpopulationen in ihrer Existenz gesichert (Kennedy 1985, 1990). Ferner eröffnet die aggregative Verteilung eine höhere Chance auf Geschlechtspartner in seinem jeweiligen Mikrohabitat zu stoßen, als bei einer zufälligen Verteilung, bei der häufig nur ein Individuum pro Wirt gefunden wird (Zander 1998). Aggregation ist daher ein weitverbreiteter Mechanismus in Populationen von Parasiten (Taylor 1961, Taylor & Taylor 1977, Taylor et al. 1979).

## 4.2.2 Befallspräferenzen von *A. crassus*

### 4.2.2.1 Habitatsspezifität

Die Analysen der Befallspräferenzen von *A. crassus* erbrachten Ergebnisse, mit denen die heterogenen Daten aus den parasitologischen Untersuchungen besser erklärt werden können. So waren die Befallsintensitäten der Aale mit *A. crassus* aus dem Rhein bei Karlsruhe hochsignifikant niedriger als in Aalen aus dem ca. 50 km flussabwärts gelegenen Altrhein bei Mannheim. In den Aalen aus dem Rhein konnten Intensitäten von 2,6 Larven und 2,9 Adulte/Schwimmblase registriert werden, während im Altrhein etwa doppelt so hohe Werte gemessen wurden (4,8 Larven bzw. 6,0 Adulte/Schwimmblase). Die Gründe hierfür sind in der unterschiedlichen Fließgeschwindigkeit der beiden Rheinabschnitte zu suchen. So werden in dem von Tulla des 19. Jahrhunderts kanalisierten Rheins Strömungsgeschwindigkeiten von mehreren m/s gemessen, während der Altrhein ein stehendes Gewässer darstellt. Durch die Strömung des Rheins kommt es zur sogenannten organismischen Drift, die ein Vorkommen der Zwischenwirte von *A. crassus*, sprich kleine Ruderfußkrebse (Copepoden), verhindert bzw. minimalisiert. Die internationale Kommission zum Schutz des Rheins (IKSR 2002) berichtet für die beiden Zooplanktongruppen Cladocera und Copepoda Jahresschnittswerte (2000) von 0 – 4 Individuen/Liter (je nach Probestelle). Gleichermaßen gilt auch für die von den Nematoden ausgeschiedenen embryonierten Eier, die ebenfalls abgedriftet werden. Eine völlig andere Situation findet sich im Altrhein, welcher als natürliches Überschwemmungsgebiet des Rheins gilt und den Charakter einer Auenlandschaft hat. Tatsächlich konnten in eigenen Beprobungen während der E-Befischungen festgestellt werden, dass die Vertreter des Zooplanktons, die als Zwischenwirte für *A. crassus* interagieren im Altrhein massenhaft anzutreffen sind, während sie im Rhein nicht nachzuweisen waren.

Ähnliche Befunde bezüglich der Habitatsspezifität konnte Sures et al. (1999) für den Leimerheimer Altrhein nachweisen, aus dem die untersuchten Aale signifikant stärker mit L<sub>3</sub>-Stadien befallen waren als die Aale aus dem Hauptstrom. Bei allen anderen Stadien konnte kein signifikanter Unterschied im Befall detektiert werden. Als primärer Grund für die erhöhte Prävalenz mit L<sub>3</sub>-Stadien wird auch in dieser Studie die hohe Präsenz von Zwischen- und Stapelwirten in den Altrheinauen diskutiert.

Es kann folglich auch davon ausgegangen werden, dass Aale aus diesen langsam fließenden oder stehenden Seitenarmen des Rheins (und sicherlich auch von anderen großen Flüssen) ähnlich wie Reservoirwirte fungieren und dort die Hauptquelle von *A. crassus* zu suchen ist. Denn diese wertvollen Auengebiete stellen auch die Laichplätze und „Kinderstuben“ vieler Fischarten dar, die hier in Bezug auf Versteckmöglichkeiten und Nahrungsangebote ideale Bedingungen finden. Gerade diese Kleinfische, die sich ausschließlich vom Zooplankton ernähren, treten als paratenische Wirte in den Lebenszyklus von *A. crassus* ein (Thomas & Olevier 1992a). Mit zunehmender Größe wandern diese Fischarten aber auch in den Hauptstrom des Rheins ein und können dann zusätzliche potenzielle Infektionsquellen für die dort ansässigen Aale darstellen.

Die Einbeziehung der Befallsdaten aus dem Sulzbach, der bei Lauffenburg (Schweiz) in den Rhein mündet, unterstützt die These, dass sich die Fließgeschwindigkeit eines Gewässers auf

das Vorkommen von *A. crassus* auswirken kann. Auch in dieser typischen Forellenregion konnten Aale gefangen und untersucht werden; sie gehörten zu den Aalen mit den niedrigsten Befallsdaten mit *A. crassus* überhaupt. Hier waren lediglich 22 % der Aale mit Schwimmblasenwürmern infiziert, die durchschnittliche Intensität betrug gerade mal 1,6 *A. crassus*/ Aal.

Die These der Habitatsspezifität von *A. crassus* wurde komplementiert, indem Aale aus Seen bzw. Stillgewässern mit Aalen aus Flüssen hinsichtlich ihres Befalls verglichen worden sind. Erneut konnten in Bezug auf den Larvenbefall hochsignifikant geringere Abundanzen und Befallsintensitäten der Aale aus Flüssen im Vergleich zu See-Populationen festgestellt werden. Ähnliches galt für den Befall mit Adulten; hier verhielten sich die Abundanzen ebenfalls hochsignifikant und die Befallsintensitäten zumindest signifikant niedriger bei „Flussaalen“.

Offensichtlich stellen Seen oder langsam fließende Gewässer die idealen Habitate für *A. crassus* dar, was sich in hohen Befallsraten widerspiegelt.

#### 4.2.2.2 Wirtsspezifität

In Japan, wo *A. crassus* ebenfalls als endemischer Süßwasser-Parasit vorkommt, konnte Egusa (1979) sowohl in freilebenden als auch in der Teichwirtschaft gehälterten Japanischen Aalen, Befallsraten von lediglich 10 – 40 % feststellen. Obwohl sich der Parasit auch bei seinem natürlichen Endwirt durch eine hämatophage Lebensweise ernährt, schadet er diesem nicht (Egusa 1979). Weiterhin zeigte die Studie aus Japan, dass Europäische Kulturaale, die eingeführt wurden, wesentlich stärker mit *A. crassus* befallen werden als die Japanischen; die Prävalenzen erreichten in diesem Wirt nahezu 100 %, die Intensitäten dagegen mehr als 30 Nematoden/ Fisch, wodurch vermehrt pathologische Veränderungen der Schwimmblasen observiert werden konnten. Konträr zu dieser in der Fachwelt vielfach zitierten Studie, zeigen die eigenen Untersuchungen (Münderle et al. in Druck), dass auch der Japanische Aal in der Aquakultur in gravierendem Ausmaß mit *A. crassus* befallen sein kann. Sind die Bedingungen für *A. crassus* ideal (hohe Zwischenwirts- und Endwirtsdichten), und das kann sowohl in Zuchtteichen als auch in Seen oder anderen Binnengewässern durch Besatzmaßnahmen der Fall sein, so treten auch bei diesem Endwirt hohe Befallsraten auf. So lagen die Prävalenzen Japanischer Aale aus den untersuchten Kulturanlagen bei Bu-Dai (Taiwan) immerhin zwischen 65 und 88 % und waren somit um ein Vielfaches höher als bei Egusa (1979) allgemein postuliert worden ist.

In dieser Arbeit wurden 2 verschiedene Endwirtssysteme bezüglich *A. crassus* untersucht, nämlich der Europäische Aal, dessen Erstkontakt mit dem asiatischen Schwimmblasen-Nematoden erstmals 1982 in der Weser-Ems Region festgestellt wurde (Neumann 1985) und der Japanische Aal in Taiwan. Vergleicht man zusammenfassend die parasitologischen Datensätze der beiden Aalarten ohne habitatsspezifische Faktoren mit einzubeziehen, so lässt sich folgendes Fazit ziehen: Der Europäische Aal ist sowohl mit Larven als auch mit adulten Nematoden durchschnittlich hochsignifikant stärker mit *A. crassus* infiziert als der Japanische Aal in Taiwan. Ähnliches gilt für die Befallsintensität, bei der nur die tatsächlich infizierten Aale berücksichtigt werden. Allerdings unterschieden sich die Daten im Bezug auf die Larven nur signifikant, während bei den Adulten auch hierzu hochsignifikante Differenzen festge-

stellte wurden. Interessant war dabei die Tatsache, dass der durchschnittliche Larvendruck auf den Aal bei beiden Arten äußerst ähnlich war (*A. anguilla*: 4,6 Larven/ Schwimmblase; *A. japonica*: 4,3 Larven/ Schwimmblase), was die Repräsentativität der Datensätze unterstreicht. Ein Vergleich der adulten Nematoden bringt jedoch ein interessantes Ergebnis zu Tage: Während beim Europäischen Aal die Befallsintensität der Larven im Vergleich zu den geschlechtsreifen, adulten Stadien nur unwesentlich niedriger ist (4,1 Adulte/ Schwimmblase), scheint beim Japanischen Aal regelrecht eine Selektion stattzufinden. Hier wurden nur noch 2,5 adulte Parasiten/ Schwimmblase detektiert. Dieser Befund kann als adaptive Immunisierung des Wirtes gegenüber dem Parasiten interpretiert werden und ist auf die lange co-evolutionäre Beziehung zwischen dem Japanischen Aal und *A. crassus* zurückzuführen (Kirk 2003).

Unterstützt wird diese These durch die hohe Anzahl toter Würmer in den Schwimmblasen von Japanischen Aalen. Dabei war die Intensität der abgetöteten Stadien etwa 3,5-mal so hoch wie beim Europäischen Aal, was die Naivität dieser Spezies gegenüber dem Parasiten unterstreicht. Überhaupt keine toten Würmer wiesen die 50 untersuchten Europäischen Aale aus dem Olsztyneker See in Ostpolen auf; offenbar scheinen diese Aale über keinerlei Immunabwehr gegenüber *A. crassus* zu verfügen, so dass der Erstkontakt der beiden Arten erst vor kurzer Zeit stattgefunden haben könnte. Unterstützt wird diese These durch die in Europa mittlerweile ungewöhnlich hohen Befallsdaten ( $P = 98\%$ ;  $MI = 12,0$  *A. crassus*/ Aal).

In Analogie zu diesen Freilanddaten konnten Knopf & Mahnke (2004) ebenfalls signifikante Unterschiede in der Empfänglichkeit zwischen Europäischen und Japanischen Aalen gegenüber *A. crassus* detektieren. In dieser Studie wurden beide Aalarten mit infektiösen L<sub>3</sub>-Stadien experimentell infiziert (98 d, 23 °C). Die Wiederfindungsrate des Parasiten in der Schwimmblase war beim Japanischen Aal nicht einmal halb so groß wie beim Europäischen Aal (13,8 % bzw. 33,2 %). Beinahe 60 % der gefundenen Würmer im Japanischen Aal waren tot oder bereits eingekapselt, während beim Europäischen Aal keine abgetöteten Larven bzw. Adulte gefunden wurden. Die Ergebnisse dieser Studie decken sich mit denen, die im Rahmen dieser Arbeit im Freiland observiert wurden und demonstrieren, dass der ursprüngliche Wirt *A. japonica* effektivere Abwehrmechanismen gegenüber *A. crassus* besitzt als der nicht-adaptierte Wirt *A. anguilla*. Auch die ELISA-Studien von Nielsen (1999), bei denen polyklonale Antikörper gegen verschiedene Antigene von adulten *A. crassus* gerichtet waren, zeigten eine stärkere Immunantwort des Japanischen Aals im Vergleich zum Europäischen Wirt und könnten die unterschiedlichen Empfänglichkeiten zumindest teilweise erklären. Obwohl in einer anderen Studie bereits die Antikörper-Reaktion gegen adulte *A. crassus* auch beim Europäischen Aal nachgewiesen wurde, bleibt es unklar, inwieweit diese Immunantwort überhaupt eine Schutzfunktion erfüllt (Knopf et al. 2000a, b).

#### 4.2.2.3 Saisonalität

Der Schwimmbblasen-Nematode *A. crassus* konnte in Analogie zu anderen publizierten Arbeiten auch in dieser Studie ganzjährig und ohne generelle Saisonalitäten in Europäischen Wildaalen (*A. anguilla*) nachgewiesen werden (Kennedy & Fitch 1990, Thomas & Ollevier 1992b, Molnár et al. 1994, Würtz et al. 1998, Schabuss et al. 2005). Einige Autoren berichten jedoch auch von jahreszeitlichen Schwankungen der Befallsdaten von Aalen mit dem Parasiten (Benajiba et al. 1994, Hartmann 1994, Palíková & Navrátil 2001, Lefebvre et al. 2002a). Hartmann (1994) und Palíková & Navrátil (2001) fanden erhöhte Prävalenzen und Befallsintensitäten vornehmlich im Sommer, während Lefebvre et al. (2002a) in der 4-jährigen parasitologischen Untersuchung von Rhône-Aalen sowohl im Frühjahr als auch im Spätwinter ein vermehrtes Auftreten von *A. crassus* registrieren konnte.

Einige der in dieser Arbeit untersuchten Gewässer wurden in regelmäßigen Abständen mehrfach beprobt, so dass auch hier ein saisonales Auftreten von *A. crassus* in seinem Endwirt verfolgt werden konnte. Es zeigte sich, dass sich Flüsse offenbar von Stillgewässern darin unterscheiden. So waren sowohl Europäische Aale aus dem Rhein bei Karlsruhe als auch Japanische Aale aus dem „Kao-Ping River“ über den gesamten Beprobungszeitraum relativ homogen und ohne signifikante saisonale Unterschiede mit *A. crassus* infiziert. Dagegen konnte der Nachweis einer saisonalen Befallspräferenz eindeutig bei den Tieren aus dem „Lago di Bracciano“ erbracht werden. Hier waren Aale, die im Frühsommer gefangen wurden, teilweise hochsignifikant stärker mit Larven befallen als die anderen Aale. Eine plausible Erklärung für diesen Befund liefert das Zooplankton, das sich in Seen erst nach der Algenblüte explosionsartig vermehrt und durch Kompensation des kleinzelligen Algenplanktons das „Klarwasserstadium“ einleitet (Lampert et al. 1986). Die Hauptreproduktionsphase des Zooplanktons, zu dem auch die Zwischenwirte von *A. crassus* gehören, findet daher im Frühjahr statt. Während dieser Zeit dürfte wohl auch die Hauptinfektionsphase von Copepoden mit den freien L<sub>2</sub>-Stadien des Nematoden zu suchen sein. Über diese befallenen Kleinkrebse, in denen sich innerhalb weniger Wochen die L<sub>2</sub> zur infektiösen L<sub>3</sub> häutet, geschieht letztlich auch die Infektion der Aale (Kennedy et al. 1992). Bezieht man ebenfalls die Zeit mit ein, welche die Larven für die Wanderung aus dem Darm, durch die Leibeshöhle und schließlich in die Schwimmblasenwand benötigen, so kann man den höchsten Larvenbefall gegen Mai und Juni erwarten. Insgesamt wird für die Entwicklung der infektiösen L<sub>3</sub> zum adulten Wurm im Lumen der Schwimmblaase, etwa 50 – 80 Tage bei einer Wassertemperatur von ca. 20 °C benötigt (De Charleroy et al. 1990, Knopf et al. 1998, Sures et al. 1999). Die durchschnittliche Befallsintensität von Aalen aus dem „Lago di Bracciano“ (Italien) mit Larven, die Ende Mai gemessen wurde, untermauert die theoretische Darstellung der vom Zwischenwirt abhängigen saisonalen Fluktuation von *A. crassus*. Sie lag zu diesem Zeitpunkt bei 8,5 Larven/ Aal und war damit 2 – 3-mal höher als während den anderen Probennahmen.

Die Befallsdaten aus diesem See vulkanischen Ursprungs nahe Rom bestätigen aber auch einen zweiten hochinteressanten Sachverhalt in Bezug auf Saisonalität und Ökologie von *A. crassus*, nämlich ein zweimaliges verstarktes Auftreten innerhalb eines Jahres und kann folgendermaßen erklärt werden: Der akkumulierte Befall mit Larven im Mai führt zu einer erhöhten Infrapopulation adulter Nematoden gegen Ende des Jahres und leitet damit erneut

die Hauptreproduktionsphase zu Beginn des Frühjahrs ein. Einen 6-monatigen Entwicklungszyklus, wie er für andere mediterrane Binnengewässer vorgeschlagen wurde und durch eine zweimalige Akkumulation von Larven gekennzeichnet ist (Thomas & Ollevier 1993, Benajiba et al. 1994, Lefebvre et al. 2002a), konnte im „Lago di Bracciano“ nicht beobachtet werden.

Saisonale Unterschiede wurden auch aus dem österreichischen Neusiedler See berichtet (Schabuss et al. 2005); hier waren sowohl die Prävalenzen als auch die Abundanzen bei Aalen, die im Frühjahr gefangen wurden, niedriger als im Sommer und Herbst. So waren in diesem See im April (1996) lediglich 40 % und im August (1997) 82 % der untersuchten Aale mit *A. crassus* befallen. Die Daten stimmen mit denen aus dem „Lago di Bracciano“ (Italien) überein; hier konnten im April (2004) eine Prävalenz von 45 % bzw. von 75 % im September (2004) detektiert werden. Eine weitere Übereinstimmung der beiden Binnengewässer konnte in Bezug auf die Befallsintensität festgestellt werden, deren Höchstwerte jeweils im Mai erreicht wurden und somit die These einer saisonalen Hauptinfektion, zumindest für Aale aus stehenden Gewässern, bekräftigt. Die Hypothese eines 6-Monats-Zyklus für die Entwicklung von *A. crassus* konnte auch im österreichischen Neusiedler See nicht bestätigt werden (Schabuss et al. 2005) und beruht auf 2 verschiedenen Ursachen: Die Entwicklung der L<sub>3</sub> zur L<sub>4</sub> wird durch die niedrige Wassertemperatur im Winter gehemmt (Knopf et al. 1998) und die Nahrungsaufnahme von Aalen während den Wintermonaten ist praktisch nicht vorhanden (Baruš et al. 1996). Folglich bleiben Neu-Infektionen mit *A. crassus* in gemäßigten Zonen mit kontinentalem Klima auf warme Monate beschränkt (Kennedy & Fitch 1990), während in subtropischen Zonen mit mediterranem Klima, zu denen zwar auch der „Lago di Bracciano“ zählt, eine Zweit-Infektion auch noch in den späten Wintermonaten erfolgen kann (Benajiba et al. 1994, Lefebvre et al. 2002a).

#### **4.2.2.4 Wirtsabhängige Befallsregulierung**

Weitere Faktoren, die die Infrapopulation eines Parasiten regulieren, sind bspw. alterserbene Wirtsimmunitäten und auch, was vielfach nicht berücksichtigt wird, veränderte Fressverhalten (Kirk 2003). Gerade der letzte Aspekt könnte beim Aal eine ungemein wichtige Rolle bei seiner Parasitozönose spielen, da er vielleicht wie kein anderes Tier, sehr schnell heranwächst und dadurch einem stetig veränderten Beutespektrum obliegt. So dringt er als nur 0,5 g schwerer Glasaal ins Süßwasser ein und frisst innerhalb von 10 - 12 Jahren mehr als das 3000-fache seines ursprünglichen Gewichts an, bis er als Blank- oder Silberaal wieder die Flüsse verlässt und zur Sagasso-See abwandert (Tesch 1999).

Schabuss et al. (2005) konnten in Europäischen Aalen aus dem Neusiedler See zeigen, dass eine signifikante Korrelation zwischen der Infektion mit *A. crassus* und der Körperlänge der Aale besteht; große Aale waren stärker mit dem Nematoden befallen als kleine. Die Akkumulation der Parasiten in großen Aalen wurde mit der längeren Expositionszeit der älteren (= größeren) Aale gegenüber *A. crassus*, aber auch mit dem gesteigerten Fressverhalten wachsender Aale sowie mit der differenzierten Effizienz in der Transmissionsrate zwischen den Zwischen- und Stapelwirten begründet (Lefebvre et al. 2002a).

Die im Rahmen der vorliegenden Arbeit durchgeführten korrelationsanalytischen Vergleiche der Abundanzen von unterschiedlich großen Europäischen Aalen aus Fliess- und Stillgewässern mit *A. crassus* konnten signifikante Zusammenhänge zwischen Körperlänge und Befall in freier Natur nicht bestätigen. Daher kann prinzipiell eine eingeschränkte Infestationsbereitschaft mit zunehmendem Alter und eine damit verbundene adaptive Immunität des Europäischen Aals praktisch ausgeschlossen werden. Weiterhin muss vehement zwischen einer Individualentwicklung im Fliess- und Stillgewässer differenziert werden (s. Abb. 3.8 und 3.16), da das Angebot von Zooplankton und anderen Zwischenwirten in beiden Habitaten stark divergieren kann.

Experimentelle Untersuchungen zeigten, dass sich der Aal bereits im Glasaal-Stadium über Copepoden mit dem Schwimmblasen-Nematoden infiziert, sobald er mit der Nahrungssuche im Süßwasser beginnt (Nimeth et al. 2000). Kleine planktonspezialisierte Gelbaale (Kirk 2003) infizieren sich demnach in stehenden Gewässern ungleich stärker als in ihrem eigentlichen Habitat, dem Fluss. Aggregiert ist der Parasit unabhängig von der Körpergröße des Wirtes in beiden Habitaten, jedoch mit deutlichen Präferenzen zugunsten der Aale aus Stillgewässern. Die Verteilungsform könnte eine logische Konsequenz der akkumulierten Aufnahme von infektiösen L<sub>3</sub> über Stapelwirte bzw. der individuell spezialisierten Aufnahme von Copepoden oder anderen Zwischenwirten sein (Thomas & Ollevier 1992a, Moravec & Škoríková 1998), welche auch die homogenisierte Aggregation zwischen den 3 Größenklassen der Aale erklärt.

Ebenso ist die vielfach veröffentlichte These, dass größere Aale mehr Nahrung zu sich nehmen, dadurch einer höheren potenziellen Infektionsmöglichkeit unterliegen und letztlich auch stärker mit *A. crassus* befallen sind, nur bedingt richtig (Möller et al. 1991, Thomas & Ollevier 1992a, Molnár et al. 1994, Baruš et al. 1996, Rahhou et al. 2001, Lefebvre et al. 2002a, b, Audenaert et al. 2003, Schabuss et al. 2005). In dieser Studie konnte gezeigt werden, dass sehr kleine Aale (< 35 cm) aus Stillgewässern ebenfalls stark befallen sein können und dass unterschiedlich große Aale aus Fliessgewässern sich in Bezug auf eine Infektion mit *A. crassus* überhaupt nicht unterscheiden (s. Abb. 3.16). Allerdings konnte tatsächlich eine stetige Zunahme der Parasitierung bei Aalen aus stehenden Gewässern zwischen 40 und 65 cm beobachtet werden. Dagegen waren Aale mit Körperlängen von über 70 cm kaum noch mit *A. crassus* infiziert, was der obigen These vollständig widerspricht. Die Ursache für diesen heterogen wirkenden Zusammenhang zwischen Infektionsgrad und Alter bzw. Größe des Aals, lässt sich nur über eine Analyse des unterschiedlichen Fressverhaltens ermitteln. So ist der hohe durchschnittliche Befall von kleinen Aalen sicherlich primär mit deren Spezialisierung auf das Zooplankton begründet (Thomas & Ollevier 1992a), das, wie bereits erwähnt, das Zwischenwirtsspektrum von *A. crassus* stellt. Mit zunehmendem Alter verändern die heranwachsenden Aale ihr Fressverhalten und sind in der Lage auch Kleinfische zu erbeuten (Tesch 1977). Gerade diese Klein- und Jungfische treten dann als Stapelwirte von *A. crassus* in Erscheinung und übernehmen die Funktion des Planktons als Infektionsquelle (Kirk 2003), obwohl sie ein hohes Maß an Opportunismus zeigen (Moravec & Škoríková 1998) und auch noch im hohen Alter Zooplankton zu sich nehmen (Kennedy et al. 1992). Ab einer gewissen

Altersklasse verändern die Aale allerdings grundlegend ihre bisherige Lebensweise, die primär auf eine kontinuierliche Größenzunahme sowie auf die Einlagerung von Fett konzentriert war und stellen ihre Nahrungsaufnahme komplett ein (Tesch 1999). Dabei bildet sich der Verdauungstrakt zugunsten der Gonadenanlagen um. Dieser Sachverhalt spiegelt sich auch im Hinblick auf den Befall der Aale mit *A. crassus* wider. Die größten und damit auch die ältesten untersuchten Aale aus Stillgewässern waren mit Abstand am geringsten mit dem Schwimmblasen-Nematoden infiziert.

Das Eindringen in den Wirt ist die wichtigste Hürde, die ein Endoparasit wie *A. crassus* zum Erreichen seines Mikrohabitats, in dem Fall die Schwimmblase des Aals, überwinden muss. Auch dieser Weg ist wie die Wirtssuche mit allgemein hohen Verlusten des Parasiten verbunden (Zander 1998). Die Wiederfindungsrate von *A. crassus* bei experimentellen Infektionsversuchen mit Aalen liegt zwischen 10 und 48 % und ist damit relativ heterogen (De Charleroy et al. 1990, Höglund & Thomas 1992, Knopf et al. 1998, 2004). Der größte Teil der Larven wurde also bereits auf dem Weg zur Schwimmblase bspw. durch unspezifische Abwehrmechanismen des Wirts abgetötet oder ging auf andere Weise verloren.

In dieser Studie konnte allerdings auch gezeigt werden, dass die Schwimmblasengröße einen Einfluss auf den Befall mit *A. crassus* auszuüben vermag. Zwar konnte pauschal keine Korrelation zwischen der Länge des hydrostatischen Organs und der Anzahl der Nematoden festgestellt werden, jedoch waren die kleinsten Schwimmblasen (< 3 cm) sowohl bei Aalen aus Flüssen als auch aus Seen weitaus weniger mit *A. crassus* parasitiert als größere Schwimmblasen.

Offensichtlich werden kleine Organe von wandernden Larven weniger leicht gefunden als größere und sind deshalb auch geringer befallen. Sicherlich scheint dieses Freilandergebnis plausibel zu sein, dennoch muss es mit Vorsicht genossen und über Infektionsversuche bestätigt werden.

### 4.2.3 Pathologie von *A. crassus* auf seinen Endwirt

*A. crassus* ist nicht nur das Paradebeispiel für einen erfolgreichen Kolonialisten, er ist auch zugleich wohl der Parasit, der in den letzten Jahren in Bezug auf seine Pathogenität am ausführlichsten untersucht wurde, sofern man von den human-pathogenen Parasitosen absieht. Kann die Anguillicolose als eine derart schwere parasitäre Fischkrankheit gesehen werden, die den Fortbestand des Europäischen Aals im gesamten gefährden könnte oder werden die Effekte von *A. crassus* auf seinen Wirt „überdramatisiert“? Diese Frage soll im Folgenden anhand von Literaturstudien sowie eigenen jahrelangen Erfahrungen und Untersuchungen mit Argumenten und Gegenargumenten diskutiert werden.

So belegen zahlreiche Untersuchungen dramatische histopathologische Veränderungen der Schwimmblasenwand, die wahrscheinlich auf Entzündungen zurückzuführen und durch die blutsaugende Ernährungsweise von *A. crassus* bedingt sind (Van Banning & Haenen 1990, Molnár 1993, Molnár et al. 1993, 1995, Haenen et al. 1994, Nimeth et al. 2000, Würtz & Taraschewski 2000). Getrübte, stark verdickte und sogar völlig verschwartete Schwimmblasen

konnten auch in dieser Freiland-Studie beobachtet werden, jedoch weit weniger als laut Literatur erwartet; Lefebvre et al. (2002b) detektierten in 92 % der untersuchten Aale degenerierte Schwimmblasen, die auf die pathogene Lebensweise von *A. crassus* zurückgeführt wurden. So wiesen in dieser Untersuchung gerade mal 6,9 % der Europäischen und sogar 3,8 % der Japanischen Aale optisch veränderte Schwimmblasenwände auf. Verdickte oder entzündete Schwimmblasenwände konnten auch bei den Untersuchungen der Aale aus dem Neusiedler See in nur sehr geringem Umfang detektiert werden (Schabuss et al. 2005). Die Befunde, dieser beiden unabhängig voneinander durchgeführten, langjährigen Untersuchungen, können als Bestätigung der unter Kapitel 4.2.1 behandelten aggregativen Verteilungsform von *A. crassus* gesehen werden, aus der resultiert, dass nur ein verschwindend geringer Teil einer Wirtspopulation gravierend geschädigt wird.

Strukturelle Veränderungen der Schwimmblasenwand können zu einem Diffusionsabstand des epithelialen Gewebes und damit der Gasdrüsenzellen zu den Blutbahnen des hydrostatischen Gewebes, das als Rete mirabile (Wundernetz) bezeichnet wird, führen. Die Folge davon kann im Extremfall ein Verlust des Root-Effekts, also der Ansäuerung des Blutes durch anaerobe Glykolyse im Schwimmblasenepithel, bedeuten und damit eine starke Verminderung der Gassekretion in die Schwimmblase verursachen. Würtz et al. (1996) demonstrierte, dass bei stark infizierten Aalen ( $> 10$  adulte Nematoden/ Aal) eine Reduktion des O<sub>2</sub>-Gehalts in der Schwimmblase um etwa 60 % gegenüber uninifizierten Kontrollaalen stattfand und primär auf die schädigende hämatophage Lebensweise von *A. crassus* zurückzuführen ist. In eigenen gas-chromatographischen Messungen befallener Schwimmblasen (unpubl.) konnten in Analogie zu diesem Ergebnis ebenfalls eine Verminderung der O<sub>2</sub>-Konzentration festgestellt werden. Jedoch zeigten parallel durchgeführte *in vitro* Versuche mit inkubierten *A. crassus*, dass die Reduktion dieses Gases nicht oder nur geringfügig auf einer Schädigung der Schwimmblasenwände basieren konnte, sondern dass die Nematoden in der Lage waren, O<sub>2</sub> zu CO<sub>2</sub> zu veratmen. Dabei korrelierte die O<sub>2</sub>-Reduktion sowohl mit der CO<sub>2</sub>-Produktion als auch mit der Trockenmasse der inkubierten Würmer (Münsterle et al. unpubliziert). Mit dieser Untersuchung kann jedoch auch eine prinzipielle Schädigung der Schwimmblasenwand durch die hämatophage Lebensweise nicht ausgeschlossen werden, jedoch soll sie zeigen, dass die Messung der Gaszusammensetzung in Schwimmblasen keine adäquate Möglichkeit zur Untersuchung pathologischer Effekte von *A. crassus* bietet.

Anderen Studien zur Folge treten bei stark infizierten Aalen abdominale Schwellungen durch vergrößerte Schwimmblasen, bakterielle Läsionen des posterioren Abdomens und rötliche Schwellungen des Anusbereichs auf (Van Banning & Haenen 1990). All diese Beobachtungen wurden ebenfalls in der vorliegenden Arbeit primär bei Silberaalen bzw. bei präadulten Aalen beobachtet, werden aber anders interpretiert: Demnach können derartige Schwellungen und Läsionen auch eine Folge von Umwandlungsprozessen des Magen-Darm-Trakts während der Reifung der Gonadenanlage sein (Tesch 1999). Entzündungen des Anusbereichs wurden häufig festgestellt, sind aber eher ein Resultat von bakteriellen Fischerkrankungen, die für gewöhnlich dann stattfinden, wenn die Immunantwort des Fisches durch Stressfaktoren negativ beeinflusst wird (Pickering 1981, Pickering & Durston 1983, Woo et al. 1987, Pickering & Pottinger 1989, Sures et al. 2001). Meist geschieht dies durch zu stark erwärmte Gewässer und der damit verbundenen O<sub>2</sub>-Armut des Wassers. Solche für Aal- und anderen Fischbestän-

den katastrophalen Ereignisse treten bei extrem, heißen Sommermonaten auf und führten zu einem Massensterben von verschiedenen Fischarten des Rheins und seinen Zuflüssen im Sommer des Jahres 2003 (LFU 2004). Ähnliche Berichte existieren von intensiv genutzten Aal-Aquakulturen (Liewes & Schaminee-Main 1987, Mellergaard 1988, Van Banning & Haenen 1990), aus dem Plattensee (Molnár et al. 1991, 1995), aus dem Vranov-Reservoir und anderen Reservoirs aus der Tschechischen Republik (Baruš 1994, 1995), interessanterweise allesamt in Kombination mit extrem dichten Aalbeständen, hohen Wassertemperaturen zwischen Juli und August ( $> 27^{\circ}\text{C}$  !) und niedrigen Sauerstoffgehalten. In all diesen Fällen wurde in Kombination mit den genannten umweltbedingten Stressoren und bakteriellen Sekundärinfektionen auch ein parasiten-induziertes Aalsterben durch *A. crassus* diskutiert (Kirk 2003). Van Banning & Haenen (1990) berichteten, dass es sehr schwer sei, die primär auf *A. crassus* zurückgeföhrten Verluste von Farm- und Wildaalen miteinander vergleichen zu wollen, da in der Aquakultur verendete und erkrankte Aale leichter detektiert werden können. Andererseits stellt sich aber auch die Frage, ob Binnengewässer, wie der ungarische Plattensee überhaupt sinnvolle Habitate für Flussaale darstellen oder ob diesen Besatzaalen nicht zwangsläufig das gleiche Schicksal wie den verendeten Farmaalen ereilt, da sie umweltbedingten Veränderungen (Erhöhung der Wassertemperatur, O<sub>2</sub>-Armut) hoffnungslos ausgesetzt sind.

Weiterhin hatten laut Baruš (1994) und Baruš & Prokeš (1996) große Aale ( $> 100\text{ g}$ ) der nai-ven europäischen Wirts-Populationen aus dem Plattensee und aus dem Vranov Reservoir höhere Intensitäten mit *A. crassus* als kleine Aale und waren daher einer größeren Sterberate ausgesetzt. Dagegen wurden in dieser Studie, bei der Aale zwischen 15 g und 1348 g bzw. 28 cm und 88 cm untersucht wurden, eine Minderung des Befalls bei ausgewachsenen Fischen im Vergleich zu jungen Gelbaalstadien aus Stillgewässern detektiert, wodurch die Ergebnisse aus den oben genannten Biotopen nicht unterstützt werden.

Sprengel & Lüchtenberg (1991) demonstrierten, dass die Schwimmleistungen von Aalen signifikant durch Infektionen mit *A. crassus* reduziert sind. Dabei war die maximale Schwimmgeschwindigkeit um mehr als 18 % bei stark infizierten Aalen ( $> 10$  Nematoden/ Aal) gesunken. Weiterhin konnte eine mit dem Parasitierungsgrad einhergehende Reduktion der Schwimmgeschwindigkeit im Zirkulationskanal verzeichnet werden. Eine derartige Beeinflussung des Parasiten auf die Physiologie des Aals, würde einer ernsthaften Bedrohung für den Bestand gleichkommen, da dadurch die infizierten Fische ihren Fraßfeinden und kommerziellen Trawlern nicht nur leichter zum Opfer fallen, sondern insbesondere die Migration zu den etwa 6000 km weit entfernten Laichplätzen in Frage stellt (Sprengel & Lüchtenberg 1991, Barse & Secor 1999). Thomas & Ollevier (1992b) fanden vornehmlich stark infizierte Aale in den Kühlwasser-Kreislaufsystemen von Kraftwerken und führten die Beobachtung ebenfalls auf das reduzierte Schwimmvermögen von Aalen zurück (Sprengel & Lüchtenberg 1991).

Eigene Untersuchungen über die Schwimmaktivität von infizierten Aalen (Münsterle et al. 2004) widersprechen allerdings den Ergebnissen von Sprengel und Lüchtenberg. Dabei wurde individuell und mehrfach die Schwimmdauer von 70 Europäischen Aalen in einem Strömungskanal mit konstanter Fließgeschwindigkeit gemessen. Die maximale Zeit mit der sich die Aale vor ihrer Abdrift gegen die Strömung widersetzen konnten, korrelierte in keiner

Weise mit einem Befall von *A. crassus*. Im Gegensatz dazu konnte eine dramatische Reduktion der Schwimmdauer um 47 % nach einer Infektion mit dem Ciliaten *Ichthyophthirius multifiliis* gemessen werden, die zeigt, dass diesem parasitischen Protozoen eine wesentlich stärkere Pathogenität zukommt als *A. crassus*.

Verschiedene Publikationen über Europäische Farmaale zeigten, dass infizierte Tiere zu Appetitosigkeit neigen, die Nahrung verweigern und dementsprechend abmagern (Liewes & Schaminee-Main 1987, Van Banning & Haenen 1990, Nagasawa et al. 1994). Hinweise auf eine mögliche Einflussnahme von *A. crassus* auf veränderte Fressverhalten bei Europäischen Aalen im Freiland konnten weder in Bezug auf deren Abwuchsrate, die durch die k-Faktoren repräsentiert werden, noch bei der Analyse der Wachstumskurve des Wirtes beobachtet werden. So nahm das Gewicht sowohl bei stark infizierten Aalen ( $\geq 10$  Nematoden/ Aal) als auch bei uninfizierten Aalen gleichermaßen in Relation zur Körperlänge zu. Ein Vergleich der k-Faktoren zwischen 4 unterschiedlich befallenen Gruppen von Freilandaalen (uninfiziert, 1 – 10, 11 – 20 und  $> 20$  Nematoden/ Aal) ergab keinen Unterschied. Demnach kann auch hierzu ein eindeutiges Fazit gezogen werden: Der Europäische Aal wird weder in seiner Fitness (gemessen am k-Faktor und Schwimmleistung) noch in seinem Wachstum auf irgend eine Art und Weise durch *A. crassus* geschwächt oder beeinträchtigt. Die festgestellten Defizite in der Abwuchsrate bei Europäischen Farmaalen können bspw. auch auf Stressreaktionen dieser Fische in Aquakulturen zurückgeführt werden und letztlich von der Verweigerung der Nahrungsaufnahme bis hin zur völligen Unterdrückung des Immun- und neuroendokrinologischen Systems reichen (Ellis 1981). Dennoch ist die Gefahr durch *A. crassus* in Zuchtanlagen nicht gänzlich auszuschließen, denn Sures et al. (2001) konnten in Infektionsexperimenten zeigen, dass Larven, nicht aber die adulten Stadien, durchaus in der Lage waren, ebenfalls Stress in ihren Wirten zu induzieren. Dabei stiegen die Serum-Cortisol-Gehalte in stark infizierten Aalen signifikant an, wodurch ein massenhafter Befall mit Larven in Kombination mit umweltbedingten Faktoren, wie Wassertemperatur, pH-Wert, O<sub>2</sub>-Konzentration, Verschmutzung und Populationsdichte nicht vernachlässigt werden darf.

In Analogie zum Europäischen Aal konnte auch beim Japanisch Aal gezeigt werden, dass eine Beeinflussung der Abwuchsrate (gemessen am Konditionsfaktor) sowohl im Freiland als auch in der Aquakultur nicht mit einer Infektion des Schwimmblasen-Nematoden *A. crassus* in Verbindung gebracht werden darf. Dieser Befund ist besonders für die Aquakultur von zentraler ökonomischer Bedeutung.

Die Analyse der Hepatosomatischen Indices, welche ein Maß für die Energiereserven von Fischen sind (Wotton 1984, Lambert & Dutil 1997), wurden durch *A. crassus* in dieser Studie nicht beeinträchtigt. Auch die Untersuchung des Milzsomatischen Index erbrachte keine Hinweise auf eine parasiten-induzierte Erythropoese oder auf eine verstärkte Phagocytenproduktion im Aal. Teilweise zur gleichen Auffassung kam Lefebvre et al. (2004a), der ebenfalls keinen Einfluss des Parasitendrucks auf die relative Lebermasse feststellen konnte. Allerdings suggerierte er eine Hyper-Synthese von Blutzellen als Antwort auf die blutsaugende Lebensweise der Schwimmblasenwürmer, die durch eine Zunahme des relativen Milzgewichts gekennzeichnet war.

Die pathologische Untersuchung von *A. crassus* auf den Europäischen Aal war nicht der zentrale Kern der vorliegenden Arbeit und soll daher auch keineswegs Ergebnisse aus anderen Studien vergangener Jahre in Frage stellen. Es ist jedoch fraglich, ob es sich bei den extremen Störungen der Schwimmblasenfunktion, den gravierenden histopathologischen Veränderungen der Schwimmblasenwand und den physiologischen und physischen Effekten nur um individuelle Einzelschicksale handelt oder eine generelle Erscheinung der Anguillicolose auf den Europäischen Aal darstellt. Keine dieser und auch der zukünftigen Untersuchungen wird die Frage, ob der Europäische Aal in seinem Bestand durch *A. crassus* ernsthaft gefährdet ist, wohl jemals ausreichend beantworten können. Die Schuld am katastrophalen Bestandsrückgang des Europäischen Aals primär im eingewanderten Parasiten zu sehen, wäre allerdings zu augenscheinlich und zu naiv betrachtet und würde darüber hinaus auch nicht das Aussterben der anadromen Wanderfische, wie Lachs (*Salmo salar*), Meerforelle (*Salmo trutta forma trutta*), Maifisch (*Alosa alosa*), Finte (*Alosa fallax*) oder Stör (*Acipenser sturio*) in unseren Gewässer erklären (Roth 1988, De Groot 1989, Lelek & Köhler 1989, Hirt 1996). Umweltverschmutzung, Kanalisierung und Verbau von ehemals natürlichen Fließgewässern für Schiffsverkehr oder der generelle Trend zu Kleinkraftanlagen als regenerative Energiequellen stellen für die einheimische Fischfauna ein weitaus größeres Gefährdungspotenzial dar (Solmsdorf et al. 1975, Kunz 1982). Recherchen des sächsischen Naturschutzbundes ergaben, dass bereits eine Kleinwasserkraftanlage ausreicht, um 50 – 90 % der abwandernden fortpflanzungsbereiten Aale zu vernichten ([www.nabu-sachsen.de](http://www.nabu-sachsen.de), 01.03.2001). Nach sieben hintereinanderfolgenden Anlagen sind bei einer Tötungsrate mit nur 50 %, von ursprünglich 1000 Aalen, an der letzten gerade noch 15 am Leben! Diese Tatsachen lassen berechtigt die Annahme zu, dass wahrscheinlich kein einziger Aal die Laichgewässer der Sargasso-See erreicht. Mittlerweile resultiert das Vorkommen des gesamten Aalbestandes der Rheinzuflüsse praktisch nur noch auf Besatzmaßnahmen von Gelbaalen. Die Intensivierung der Glasalfischerei führte dazu, dass noch weniger Glasaaale die europäischen Küsten erreichen (Tesch 1999).

Anthropogene Veränderungen der mitteleuropäischen Flusssysteme werden für einen möglichen Rückgang einheimischer Fischarten leider zu selten diskutiert. Obwohl die Wasserqualität vieler Fließgewässer durch den Bau moderner Kläranlagen zunehmend verbessert werden konnte, scheint ein Rückgang aquatischer Lebewesen, wie Fische, Amphibien, Crustaceen und Insekten weiterhin zu bestehen. Allerdings bezieht sich die tendenzielle Abnahme der Gewässerbelastung lediglich auf den Grad der Eutrophierung und nicht auf die unabschätzbare Menge von Umweltgiften, die jährlich in unsere aquatischen Lebensräume gelangen, deren schädigende Wirkung bislang kaum erforscht sind und seitens der Industrie wahrscheinlich auch kaum erforscht werden sollen. So wurden für einige Substanzen pseudohormonelle Effekte beschrieben, die die Verweiblichung männlicher Fische (und Amphibien) auslösen können, während sich organische Chlorverbindungen aufgrund des hohen Fettreichtums der Aale im Gewebe ablagern und in einer verminderten Fortpflanzungsfähigkeit resultieren kann (Jobling et al. 1998, Kime 1999, Kloas 1999).

Die Ausführungen über die Gefährdungsursachen zeigen, dass der eingewanderte Schwimmblasen-Nematode *A. crassus* eine nur untergeordnete Rolle von vielen möglichen Szenarien im Bestandsrückgang des Europäischen Aals (*A. anguilla*) spielt. Fakt ist jedoch auch, dass

die Aal-Aquakultur sehr sensibel auf parasitologische Untersuchungen reagiert und gegebenenfalls zu radikalen Bekämpfungsmaßnahmen gegenüber Parasiten und deren Zwischenwirte greift, die wiederum ungeahnte Auswirkungen für die Umwelt haben können. So konnte während des mehrwöchigen Forschungsaufenthalts in Taiwan auch Kulturanlagen besichtigt werden, in denen mit chemischen Substanzen (z. B. 0, 0-dimethyl (2,2,2, trichloro-1-hydroxyethyl)-Phosphonat) präventiv nicht nur Ektoparasiten, sondern ubiquitär alle Kleinlebewesen vernichtet werden. Die Methode der „chemischen Keule“ wurde schon bereits vor 25 Jahren in asiatischen Aquakulturen gegen *A. globiceps* praktiziert (Puqin & Yuru 1980) und ist laut Taraschewski et al. (1988) weder effektiv noch umweltfreundlich.

Die Botschaft dieser Arbeit richtet sich daher auch an die Parasitologie, die besonders im Falle von Massenmortalitäten in Aquakulturen und Stillgewässern sorgfältig und verantwortungsvoll deren Ursachen zu prüfen hat, so dass einseitig geführte Recherchen nicht in ökologischen Katastrophen enden oder dass die wahren Gründe für den Rückgang einheimischer Tier- und Pflanzenarten nicht im Verborgenen bleiben!

## 4.3 Morphometrische Untersuchung

### 4.3.1 Morphologische Identifizierung und Systematik

Die aktuelle parasitologische Untersuchung und die anschließende morphometrische Vermessung der adulten Würmer zeigte, dass der Europäische Aal (*A. anguilla*) im Freiland Europas nur von einer Spezies der Gattung *Anguillicola* befallen ist, nämlich mit dem aus Ostasien eingewanderten Schwimmblasen-Nematoden *A. crassus*.

Die Forschungsstudie in Taiwan ergab, dass *A. crassus* als endemischer Parasit des Japanischen Aals (*A. japonica*) sowohl in der hiesigen Aquakultur als auch im Freiland weit verbreitet ist. *A. globiceps*, ein weiterer Schwimmblasen-Nematode des Japanischen Aals wurde während des gesamten Beprobungszeitraums nicht gefunden. Dieser Parasit, ursprünglich von Yamaguti (1935) für Japan beschrieben, unterscheidet sich in verschiedenen morphologischen Gesichtspunkten (Kopfkapselgröße und Anzahl der peribuccalen Zähne) von allen anderen Schwimmblasenwürmern der Gattung *Anguillicola* (Taraschewski et al. 1987, Moravec & Taraschewski 1988). So erreicht die Kopfkapsel bei *A. globiceps* eine Länge von 68 – 109 µm (M) bzw. 109 – 122 µm (W) und eine Breite von 273 – 408 µm (M) bzw. 408 µm (W); die Mundöffnung ist bei beiden Geschlechtern in etwa von 80 zirkulär angeordneten, kleinen Zähnen umgeben, also doppelt soviel wie bei *A. crassus*. Dennoch gehen aus japanischen, chinesischen und taiwanesischen Studien hervor, dass *A. crassus* und *A. globiceps* oftmals fehlidentifiziert wurden und somit ihre genaue Verbreitung in Ostasien unsicher bleibt (siehe Nagasawa et al. 1994, Kuo 1994).

Ebenfalls nur spekuliert werden kann über die Artzugehörigkeit der 6 weiblichen Nematoden aus *A. marmorata* und einem männlichen Nematoden aus *A. japonica*. Aufgrund der geringen Größe der Kopfkapsel (Länge: 6 – 8 µm; Breite 15 – 19 µm) konnte sowohl *A. crassus* als

auch *A. globiceps* ausgeschlossen werden. Auch *A. papernai*, ein weiterer Nematode der Gattung *Anguillicola*, weist im Vergleich zu den im Südwesten Taiwans gefundenen Nematoden, eine relativ große Kopfkapsel auf (Länge: 11 – 12 µm; Breite 30 µm). Diese Art parasitiert die ostafrikanische Aalart *A. mossambica*, deren Verbreitungsgebiet etwa von Sansibar bis zum Kap der Guten Hoffnung reicht (Tesch 1999, Taraschewski et al. 2005). Moravec & Taraschewski (1988) zeigten zwar experimentell, dass auch andere Aalarten, wie z.B. der Europäische Aal (*A. anguilla*), für *A. papernai* empfänglich sein können, dennoch wurde bislang diesem Parasiten keine „invasiven“ Fähigkeiten nachgewiesen.

Somit bleiben nur noch die beiden Arten *A. australiensis* (Endwirt: *A. reinhardtii*) und *A. novaezelandiae* (Endwirt: *A. australis*, evtl. *A. dieffenbachii*), deren Verbreitungsschwerpunkte gemäß ihrer natürlichen Endwirte im südlichen und südöstlichen Pazifik zu suchen sind. Doch auch hier scheidet zumindest *A. australiensis* aufgrund der Kopfformation als mögliche Art vorzeitig aus; das Kopfende weist bei dieser Spezies eine charakteristische knollenförmige Auswölbung auf. Zwar erreicht die Kopfkapsel ebenfalls nur eine Länge von 9 µm, dafür aber eine Breite von 30 – 33 µm (Moravec & Taraschewski 1988). Sollte es sich bei den nicht-identifizierten Nematoden aus Taiwan nicht um eine unbeschriebene Art handeln, so stellt *A. novaezelandiae* die einzige mögliche Alternative für eine Artzuordnung dar. Moravec & Taraschewski (1988) beschreiben für diese Spezies Kopfkapseln, deren Größen (Länge: 6 – 9 µm; Breite 18 – 21 µm) im Vergleich zu den unbekannten Nematoden nahezu identisch sind. Die eigenen morphometrischen Vermessungen von *A. novaezelandiae*, die aus Australischen Aalen Neuseelands stammten, zeigen ähnliche Ergebnisse in Bezug auf dieses Merkmal; hier betrug die Länge der Kopfkapsel 6 – 8, die Breite dagegen 21 – 27 µm (siehe Lefebvre et al. 2004b).

Ob es sich bei den in Taiwan gefundenen Nematoden wirklich um *A. novaezelandiae* handelt, kann nur spekuliert werden, gilt aber als sehr wahrscheinlich. Darüber hinaus hat diese Art bereits bewiesen, dass sie potenziell auch auf andere Aalarten (s. Bsp. *A. anguilla* im „Lago di Bracciano“) überzuspringen vermag (Paggi et al. 1982, Moravec et al. 1994). Betrachtet man die geographische Verbreitung von *A. marmorata* (s. Abb. 4.1), aus dem 6 der taiwanesischen Nematoden isoliert wurden, so stellt sich heraus, dass diese Aalart mit Abstand am weitesten verbreitet ist (Ege 1939, Jubb 1961, 1964, Kiener 1965, Matsui 1952, Nishi & Sadahiko 1969, Tesch 1999). Diese tropische Aalart kommt in weiten Teilen des Indischen und Pazifischen Ozeans vor; die westlichsten Verbreitungsareale sind Madagaskar und Mauritius bis Südafrika (Port Elizabeth), östlich reicht ihr Areal bis zu den westpazifischen Inseln wie Samoa. Im Norden des Pazifischen Ozeans erstreckt sich das Vorkommen von *A. marmorata* über Sumatra, Hongkong, Taiwan, Marianen-Inseln (Laichgebiet des Japanischen Aals), Südjapan (Yaku) und den Philippinen, im Süden dagegen bis nach Neukaledonien. Es ist daher nicht auszuschließen, dass *A. novaezelandiae* nicht nur den Australischen und Europäischen Aal zu parasitieren vermag, sondern auch ein natürlicher Parasit von *A. marmorata* bzw. *A. japonica* darstellt und somit ein weitaus größeres Verbreitungsareal aufweist als bisher angenommen.

In der vorliegenden Arbeit wurden erstmals Schwimmblasen von *A. marmorata* untersucht, so dass diese Funde erste Hinweise auf mögliche Parasitozönosen dieser Aalart darstellen; gleichzeitig wird aber auch offenbart, wie lückenhaft das Wissen über die Schwimmblasen-Nematoden der Gattung *Anguillicola*, mit Ausnahme vielleicht von *A. crassus*, ist.

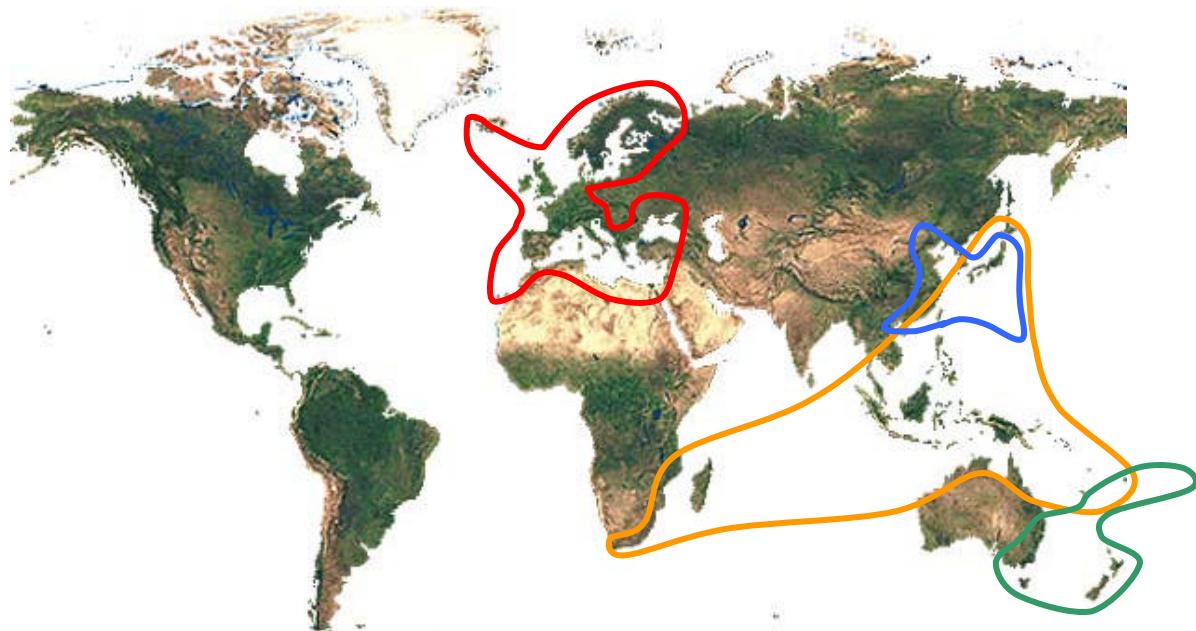


Abb. 4.1: Verbreitungsareal der tropischen Aalspezies *A. marmorata* (-) im Vergleich zu *A. anguilla* (-), *A. japonica* (-) und *A. australis* (-).

Insgesamt wurden für die morphometrische Untersuchung 1251 Individuen von *A. crassus* aus Europa und Taiwan untersucht, so dass diese Arbeit als derzeit umfangreichste und detaillierte Datensammlung über die morphologischen Merkmale dieses erfolgreichen Parasiten aufgefasst werden kann. Ein Vergleich der hier gewonnenen Datensätze mit denen von Moravec (1994) offenbart, dass die Spannweite der verschiedenen Merkmale aber wesentlich breitgefächter ist als bisher angenommen und die gängige Bestimmungsliteratur neu bearbeitet werden sollte. Die wichtigsten Eckdaten der beiden Arbeiten sind in der folgenden Tabelle kurz zusammengefasst:

Tabelle 4.1: Vergleich der Spannweiten von morphologischen Merkmalen des Schwimmbblasen-Nematoden *A. crassus* aus der Studie von Moravec (1994) und der vorliegenden Arbeit.

Morphologisches Merkmal	Studie von Moravec (1994)		Vorliegende Studie	
	M	W	M	W
Anzahl der Zähne	21 – 28	21 – 28	15 – 34	17 – 36
Körperlänge (mm)	5,8 – 23,1	13,1 – 44,7	1,3 – 42,9	1,8 – 60,5
Körperbreite (mm)	0,3 – 1,8	1,2 – 5,0	0,1 – 2,6	0,2 – 6,7
Länge Ösophagus (µm)	571 – 843	775 – 1090	361 – 1129	446 – 1347
Breite Ösophagus (µm)	135 – 258	204 – 381	69 – 545	114 – 624
Länge Kopfkapsel (µm)	21 – 27	24 – 27	13 – 28	14 – 29
Breite Kopfkapsel (µm)	48 – 63	54 – 63	38 – 81	39 – 87

Ein zweiter nicht-endemischer Schwimmblasen-Nematode, der nach Europa eingeschleppt wurde, ist *A. novaezelandiae* (Moravec & Taraschewski 1988). Ursprünglich für Neuseeland und Australien beschrieben, gelangte er 1975 durch Besatzmaßnahmen mit Australischen Aa-

len in den „Lago di Bracciano“, wo er zunächst erfolgreich auf den Europäischen Aal überspringen konnte (Paggi et al. 1982). Allerdings waren die Befallsraten auch 8 Jahre nach seiner Einführung im Vergleich zu *A. crassus*, der zu diesem Zeitpunkt erst sein „Siegeszug“ durch Europa startete, mit 40 % infizierter Aale eher bescheiden. Bis 1992 war *A. novaezelandiae* die einzige Spezies seiner Gattung und erreichte in mittelgroßen Aalen inzwischen Prävalenzen von bis zu 80 %, die saisonal variieren konnten (Moravec et al. 1994). Die höchsten Befallsintensitäten mit durchschnittlich 11 Nematoden/ Schwimmblase und einem Maximalbefall von 27 Würmern wurden im Mai 1988 detektiert.

Erst im Oktober 1993 veränderte sich die Situation grundlegend als neben *A. novaezelandiae* auch erstmals *A. crassus* in diesem mittelitalienischen Binnengewässer auftauchte (Moravec et al. 1994). Zu diesem Zeitpunkt konnte *A. novaezelandiae* nur noch bei 21 % der Aale mit durchschnittlichen 2 Nematoden/ Schwimmblase nachgewiesen werden. Dagegen war die Prävalenz von *A. crassus* mit 47 % in beträchtlichem Maße höher; die Intensität reichte von 1 – 14 Parasiten (durchschnittlich 4 Nematoden/ Aal). Interessanterweise konnten allerdings keine Mischinfektionen der Aale detektiert werden.

In den Jahren 2002 und 2004 wurden im Rahmen dieser Arbeit über 100 Europäische Aale aus dem „Lago di Bracciano“ auf Befall mit Schwimmblasen-Nematoden untersucht; von 72 männlichen und 66 weiblichen Nematoden wurden die morphometrischen Daten erfasst.

*A. novaezelandiae* oder hybridisierte Formen zwischen dieser Art und *A. crassus* konnten in keinem der Fälle nachgewiesen werden. Dieser Parasit wurde offensichtlich ca. 25 Jahre nach seiner Einwanderung in den „Lago di Bracciano“ vollständig durch den aggressiveren, aus Ostasien stammenden *A. crassus* verdrängt.

### 4.3.2 Geschlechtsverhältnis und –dimorphismus bei *A. crassus*

Die Geschlechtsdeterminierung erfolgt bei vielen parasitären Nematoden durch Geschlechtschromosomen, wobei das Männchen (XO) in der Regel eins weniger hat als das Weibchen (XX) (Mehlhorn & Piekarski 1995). Bei einigen Nematoden ist auch das XY-XX-System ausgebildet. In beiden Fällen jedoch entstehen während der Meiose 2 Arten von Spermien (X oder O bzw. X oder Y), die gleich häufig auftreten und die letztlich für ein Geschlechtsverhältnis von 1 : 1 sorgen.

Im Rahmen dieser Arbeit wurden insgesamt 1416 männliche und 1282 weibliche *A. crassus* gezählt, was einem Verhältnis von 52 % zu 48 % (1,04 : 0,96) entspricht und damit dem theoretischen Idealfall eines diploiden Organismus sehr nahe kommt.

Schwimmblasen-Nematoden der Gattung *Anguillicola* zählen allgemein zu den Organismen, die einen extremen Größenbezogenen Geschlechtsdimorphismus aufweisen, wobei Weibchen stets größer werden können als Männchen (Moravec 1994). Die morphometrische Untersuchung von *A. crassus* zeigte, dass die Körperlänge von weiblichen Nematoden durchschnittlich um das 1,6-fache und die Körperbreite sogar um das 2,2-fache größer war als bei männlichen Nematoden und dadurch gedrungener wirken. Die Trockenmasse war bei Weibchen sogar um den Faktor 4,6 größer als bei Männchen.

Ein Vergleich des Ösophagus führte sowohl in Bezug auf die Länge als auch auf die Breite zu einem 1,2-fachen Größenunterschied zugunsten der Weibchen. Am wenigsten war der Geschlechtsdimorphismus bei der Kopfkapselgröße ausgeprägt; die Länge und Breite dieses morphologischen Merkmals war bei weiblichen Nematoden durchschnittlich nur 1,1-mal so groß wie bei männlichen Individuen.

Lediglich die Anzahl der peribuccalen Zähne waren sowohl bei Männchen als auch bei Weibchen identisch und stellen somit kein geschlechtsspezifisches Merkmal dar.

Das Phänomen des Geschlechtsdimorphismus ist bei parasitischen Nematoden keineswegs eine Seltenheit. Das bekannteste Beispiel ist sicherlich der mit den Schwimmblasenwürmern nah verwandte *Dracunculus medinensis* (Nematoda, Dracunculoidea), auch Medinawurm genannt und beim Menschen für die als Dracontiasis bezeichnete Unterhaut-Erkrankung verantwortlich. Das Weibchen wird 70 bis 80 cm lang, während das Männchen mit nur 3 cm ein Zwerg bleibt (Lucius & Loos-Frank 1997). Der Mensch tritt bei diesem Parasit als Endwirt in Erscheinung, der sich über Copepoden mit infektiösen L<sub>3</sub>-Stadien infiziert (Vergleich: *A. crassus*-Aal!). Im Unterhautbindegewebe kann es zur schmerzhaften Entzündungen und bakteriellen Sekundärinfektionen kommen, sobald die adulten Weibchen bei Wasserkontakten die Haut durchbrechen um die L<sub>1</sub>-Stadien zu entlassen.

#### 4.3.3 Wirtsbedingte und intraspezifische Größenregulierungen bei *A. crassus*

Allgemein formuliert Harrison (1915), dass bei Parasiten innerhalb einer Gattung, die über eine beträchtliche Anzahl von nah verwandten Wirten verteilt sind, die Parasitengröße sich annähernd proportional zur Wirtsgröße verhält. Zahlreiche Untersuchungen bestätigen dieses Postulat, beschreiben allerdings auch andere Parameter, die für die Größe eines Parasiten entscheidend sind und primär vom jeweiligen Wirtssystem und Art der Parasitierung (z.B. Ekto- oder Endoparasitismus) abhängen können (Anderson & May 1978, Keymer 1982).

Im wesentlichen können diese als wirtsbedingte und intraspezifische Faktoren (z.B. Wirtsgröße, Größe des parasitierten Organs, Immunabwehr, innerartliche Konkurrenzen) zusammengefasst werden und können ebenfalls das Wachstum von Parasiten beeinflussen (Andreassen et al. 1999, Bush & Lotz 2000, Roberts 2000, Paterson & Viney 2002).

Harvey & Keymer (1991) konnten signifikante Korrelationen zwischen der Größe von Läusen und deren Wirte (Beutelratten) feststellen, bei denen phylogenetische Gründe ausgeschlossen werden konnten. Das Ergebnis interpretierten sie mit der Deutung, dass größere Wirte länger leben, wodurch den Läusen wiederum eine längere Wachstumsphase ermöglicht wird und ebenfalls größer werden können (s. auch Morand & Poulin 2000). Reed et al. (2000) argumentierten jedoch, dass diese Logik bei im Vergleich zum Wirt kurzlebigen Läusen kein Sinn ergäbe und postulierten in Analogie zu Morand et al. (2000), dass die optimale Körpergröße von Läusen auf Beutelratten durch den Haardurchmesser ihrer Wirte und damit auch von der Größe ihrer Wirte bestimmt wird. Weiterhin konnte ein signifikanter Zusammenhang zwischen der Lausgröße und ihrer jeweiligen Kopffurche detektiert werden; diese Furche befindet sich am Apex des Kopfes und ermöglicht dem Ektoparasit sich am Haarbalg des Wirtes fest-

zuhalten. Streng genommen handelt es sich bei diesem als Schlüssel-Loch-Prinzip („lock-and-key“) bezeichneten Phänomen um selektive Adaptationen; weder zu große noch zu kleine Parasiten können das Haar fest genug umklammern und werden vom Wirt leichter abgeschüttelt.

Ein anderes Szenario eröffnet sich dagegen bei Endoparasiten, die im Falle von darmbewohnenden Cestoden, Nematoden, digenen Trematoden und Acanthocephalen zwar ebenfalls über mannigfaltige Haltevorrichtungen verfügen müssen, um einem „Abgang“ durch die Darmperistaltik vorzubeugen, prinzipiell aber anderen Faktoren der Größenregulierung ausgesetzt sind. Im Allgemeinen sind diese Parasiten vollständig vom Energiestoffwechsel ihrer Wirte in Bezug auf Wachstum und Entwicklung abhängig (Bush et al. 2001); die Infektion von besseren Nahrungskonkurrenten wirkt sich somit auch profitabel auf den Parasiten selbst aus. Bei *A. crassus* stellten größere Wirte oder größere Schwimmblasen keine energetischen Vorteile beim Wachstum dar und kann sicherlich auf die omnipotente Nahrungsquelle zurückgeführt werden. Dagegen gibt es aber auch Parasiten, die wesentlich stärkeren Schwankungen bei der Nährstoffzufuhr durch den Wirt unterliegen. Die Pleroceroide des Cestoden *Schistocephalus solidus* kommen gewöhnlich bei Dreistachligen Stichlingen (*Gasterosteus aculeatus*) vor (Wootton 1976), die sich über Copepoden infizieren, welche wiederum die infektiösen Procercoide beherbergen können. Die Plerocercoid-Stadien wachsen extrem schnell in der Leibeshöhle des Fisches heran, verbrauchen dafür enorme Energiemengen und machen letztlich bis zu 50 % des infizierten Fischgewichts aus (Arme & Owen 1967). Erst im Darm von Vögeln erreichen sie ihre Geschlechtreife und Adultstatus (Smyth 1985). Bei *S. solidus* konnte Barber (2005) in experimentellen Infektionsversuchen mit Stichlingen zeigen, dass das Wachstum von Wirt und Parasit eng miteinander verbunden ist. Schneller wachsende Wirte bieten daher ideale Umweltbedingungen für Parasiten und ermöglichen ihnen dadurch ein gesteigertes Größenwachstum (Barber 2005). In diesem Wirt- Parasit-System konnten bereits bei früheren Freilanduntersuchungen auch dichteabhängigen Regulierungen auf Größe und Infektiosität der Plerocercoid-Larve nachgewiesen werden und sind als sogenannte „Crowding effects“ beschrieben (Heins et al. 2002).

Besonders dichteabhängige/ intraspezifische Effekte bezüglich Wachstum und Reproduktivität sind bei Helminthen in ihren Endwirten ausgiebig dokumentiert. So zeigt bspw. *Hymenolepis diminuta* (Rattenbandwurm) ein markant reziprokes Verhältnis zwischen der Anzahl der Parasiten im jeweiligen Darm und ihrer individuellen Länge bzw. Masse (Chandler 1939, Read 1951, Kennedy & Behnke 2001).

Im Gegensatz zu Cestoden sind Nematoden im allgemeinen starrer bezüglich ihres Körperbaus, obwohl in experimentellen Studien auch bei ihnen gewisse Wachstumshemmungen mit steigender Parasitenanzahl nachgewiesen werden konnten (Michael & Bundy 1989, Norozian-Amiri & Behnke 1994); allerdings waren die gemessenen Effekte weitaus geringer als bei Bandwurm-Infektionen. Ein interessantes Beispiel für eine dichteabhängige Größenregulierung ist *Protospirura muricola*, ein relativ großer Nematode ( $W > 5$  cm), der den Magen von Stachelmäusen (*Acomys dimidiatus*) parasitiert (Behnke et al. 2000). Manche in freier Natur infizierten Nager beherbergen mehr als 100 dieser Würmer, deren Gesamtmasse dann über 2 % der Körpermasse ausmachen können. In experimentellen Infektionsversuchen von Labormäusen konnte gezeigt werden, dass dichteabhängige Effekte auch das Wachstum von

parasitischen Nematoden beeinflussen können (Lowrie et al. 2004). Dabei nahm sowohl die Körperlänge als auch die Masse der Würmer bei steigender Parasitenzahl ab. Das Wachstum von *P. muricola* war somit bei zunehmender Befallsdichte gehemmt, allerdings war die detektierte Reduktion dieser Körpergrößen relativ gering im Vergleich zur Gesamtgröße der Nematoden.

Eine prinzipielle Beobachtung der vorliegenden morphometrischen Untersuchung war der enorme Größenunterschied von *A. crassus* innerhalb seiner europäischen Infra- und Metapopulationen, die in erster Linie natürlich mit dem Alter und Geschlecht des Nematoden selbst zusammenhängen dürfte, aber aufgrund der Annahme einer normalverteilten Datenmenge zu vernachlässigen ist. Daher wurden im Rahmen dieser Arbeit verschiedene Ansätze zur Untersuchung einer möglichen Größenregulierung bei *A. crassus* im Europäischen Aal erarbeitet. Korrelationen zwischen größenspezifischen Merkmalen von *A. crassus* (Trockenmasse, Körperlänge und -breite) und der Körper- bzw. der Schwimmblasenlänge der untersuchten Wirte konnten jedoch nicht festgestellt werden. Das bedeutet in diesem Zusammenhang, dass größere Aale oder größere Schwimmblasen nicht zwangsläufig energetisch bessere Nahrungsressourcen sein müssen, die für das Wachstum des Parasiten auf irgendeine Weise förderlich wären. Vielmehr scheinen die Nematoden der Gattung *Anguillicola* in der Schwimmblase des Aals eine Nische mit einer unerschöpflichen Nahrungsquelle erobert zu haben, die in Bezug auf die Größe des Parasiten kein limitierender Faktor zu sein scheint.

Intraspezifische (dichteabhängige) Effekte auf Größenregulierungen, die anhand verschiedener Ansätze untersucht wurden, konnten bei diesem Wirt-Parasit-System ebenfalls nicht registriert werden. Einerseits korrelierten auch hier die oben genannten größenspezifischen Merkmale von *A. crassus* nicht mit den jeweiligen Befallsintensitäten, andererseits stieg sogar die durchschnittliche Körperlänge von *A. crassus*/ Aal mit zunehmender Gesamtmasse der Nematoden/ Aal an. Bei einer negativen Beeinflussung des Körperwachstums durch eine steigende Anzahl der Parasiten, hätte man einen reziproken Verlauf und damit eine Verringerung der Körperlänge erwarten dürfen. Auch dieses Ergebnis spricht für die oben genannte These, dass unabhängig vom Grad der Parasitierung genügend Nährstoffe für das Wachstum von *A. crassus* in der Schwimmblase des Aals zur Verfügung stehen.

Zusammenfassend sind also für *A. crassus* im Europäischen Aal keine der aus anderen Wirt-Parasit-Beziehung beschriebenen Optionen zur Regulierung der Körpergröße nachgewiesen worden und sollen daher im folgenden Kapitel mit den morphologischen Ergebnissen der taiwanesischen Nematoden aus evolutionsbiologischer und phylogenetischer Sicht diskutiert werden.

#### 4.3.4 Evolutionsprozesse bei *A. crassus*

Die Invasion des Schwimmbblasen-Nematoden *A. crassus* zu Beginn der 1980er Jahre auf den Europäischen Kontinent war begleitet von einer dramatischen Veränderung des Mikrohabitats, nämlich dem Wirtswechsel („host switch“) vom Japanischen Aal (*A. japonica*) auf den Europäischen Aal (*A. anguilla*). Sicherlich wurde der Wirtswechsel erleichtert, da *A. crassus* im Europäischen Aal weitestgehend eine unbesetzte Nische (Ausnahme: *D. anguillae*) gefunden hat (Kirk 2003). Darüber hinaus stellte auch die veränderte Situation in Bezug auf den Entwicklungszyklus von *A. crassus* eine besondere Herausforderung dar. Es ist zwar anzunehmen, dass auch das naive Immunsystem der Zwischenwirte und paratenischen Wirte für eine erfolgreiche und dauerhafte Kolonisierung von *A. crassus* beigetragen hat, dennoch scheinen genetische und evolutionäre Prozesse das Invasionspotenzial einer Art ebenfalls mitzubestimmen. Bestes Beispiel hierfür ist die in Kapitel 4.3.1 beschriebene Verdrängung von *A. novaezelandiae* durch *A. crassus* im „Lago di Bracciano“. Obwohl sich beide Arten im Hinblick auf die Biologie, Lebensweise und Entwicklungszyklus kaum unterscheiden, erwies sich *A. crassus* als der erfolgreicher Kolonist!

Die Ergebnisse der morphologischen Untersuchungen von *A. crassus* aus Europäischen Aalen Europas und aus Japanischen Aalen Taiwans haben gezeigt, dass dieser Wirtswechsel und/oder die geographische Isolierung der europäischen und taiwanesischen Populationen zu messbaren Veränderungen des Phänotyps geführt hat. Dabei konnten erstaunliche Divergenzen in Bezug auf durchschnittliche Größen und Maximalwerten detektiert werden. Demnach ist die Körperlänge von männlichen Nematoden aus Europa im Schnitt 1,7-mal so groß wie bei taiwanesischen Männchen; weibliche Nematoden sind in Europa durchschnittlich 1,6-mal so groß wie in Taiwan. Noch deutlicher wird der Größenunterschied bei einem Vergleich der maximalen Körperlängen. Das größte europäische Männchen, das in dieser Studie vermessen werden konnte, erreichte eine Länge von 42,9 mm, das größte Männchen in Taiwan lediglich 23,2 mm. Bei den Weibchen betrug die Maximallänge in Europa 60,5 mm, in Taiwan dagegen nur 31,5 mm. In Analogie zur Körperlänge waren bei europäischen Schwimmbblasen-Nematoden auch alle anderen großenbezogenen Merkmale hochsignifikant größer als bei *A. crassus* aus Taiwan (s. Tabelle 3.19).

Zu vergleichbaren Ergebnissen kamen Knopf & Mahnke (2004), die bei Europäischen und Japanischen Aalen experimentelle Infektionsversuche mit einer *A. crassus*-Population durchführten. Dabei konnte festgestellt werden, dass durchschnittlich die individuelle Frischmasse von Nematoden aus Europäischen Aalen um den Faktor 9 (bei Weibchen) bzw. 10 (bei Männchen) schwerer war als bei Nematoden, die aus den Japanischen Aalen isoliert wurden. In der vorliegenden Studie waren die Trockenmassen der europäischen Nematoden um den Faktor 2,4 (bei Weibchen) bzw. 6,3 (bei Männchen) höher als bei taiwanesischen Nematoden. Die Möglichkeit, dass *A. crassus* in seinem neuen Wirt größere Dimensionen erreicht und somit einen anderen Phänotypus ausbildet, kann daher als Modifikation aufgefasst werden. Der Genotyp bleibt bei dieser nichterblichen Abwandlung unverändert.

Die morphologische Diskrepanz, die zwischen europäischen *A. crassus* im Europäischen Aal und taiwanesischen *A. crassus* im Japanischen Aal unter dem Aspekt einer allgemeinen Größenzunahme festgestellt wurde, kann aber auch als einen rasant ablaufenden Evolutionsprozess interpretiert werden. Denn nicht die gesamte Evolution besteht aus der Entwicklung von Anpassungen durch natürliche Selektion (Futuyma 1990). Viele andere Faktoren, wie z. B. Zufall, beeinflussen die Evolution. Dabei sieht die klassische Darwinistische Sichtweise gegen Mitte des 19. Jahrhunderts die Evolution eher als einen langsamem Prozess, der durch die Zeit bestimmt wird und gegebenenfalls in einer Adaptation oder einer substanziellem Veränderung resultieren kann (Futuyma 1990). Globalisierung, Umweltverschmutzung, Klimawandel, Austausch von Faunen- und Floengesellschaften durch die Einwanderung neuer Tier- und Pflanzenarten eröffnen jedoch in unserer heutigen Welt einen völlig neuen Horizont bei der Untersuchung von Evolutionsprozessen (Reznick & Ghalambor 2001).

Prinzipiell lassen sich die genannten Ereignisse auf 2 verschiedene Ebenen einteilen (Reznick & Ghalambor 2001): Lokaladaptationen, die im Zusammenhang mit einer veränderten Umwelt stehen und heterogene Metapopulationen hervorbringt (1) und die Kolonialisierung neuer Habitate, wobei ebenfalls neue adaptierte Populationen entstehen (2). Dabei können die eingewanderten Arten selbst adaptieren oder stellen als potenzielle Wirte, Nahrungsquellen, Fraßfeinde, Parasiten oder zwischenartlichen Konkurrenten für einheimische Arten vor neuen Herausforderungen. Lokaladaptationen werden meist mit plötzlich auftretenden anthropogenen Veränderungen in Verbindung gebracht, die bei Hunderten von Tier- und Pflanzenarten aus aller Welt dokumentiert wurden; klassische Beispiele sind Insektizid- bzw. Herbizid-Resistenzen oder Tolleranzen gegenüber Schwermetallen und Luftverschmutzung (Antonovics et al. 1971, Mallet 1989, Macnair 1991, Rosenheim et al. 1996). Auch die seit langem bekannten Industriemelanismen, Kettlewell (1973) konnte allein über 70 Arten in England beschreiben, sind Adaptationen an eine veränderte Umwelt. Berühmtestes Beispiel ist sicherlich die melanistische Form des Birkenspanners (*Biston betularia*) während der industriellen Revolution gegen Ende des 19. Jahrhunderts in England (Kettlewell 1973, Bishop & Cook 1980). Die Charaktere, die sich allgemein bei Adaptationen entfalten können, lassen sich demnach in 5 Kategorien einteilen, nämlich in die bereits erwähnte Morphologie, Physiologie, Entwicklungsprozesse, Phänologie und Verhalten (Reznick & Ghalambor 2001).

Eine erfolgreiche Invasion, wie im Falle des Schwimmblasen-Nematoden *A. crassus*, setzt sich generell aus 3 chronologisch ablaufenden Ereignissen zusammen (Crawley 1986), nämlich aus der Einwanderung der jeweiligen Art in ein neues Habitat (1), der anfänglichen Kolonialisierung und der erfolgreichen Festsetzung (2) und schließlich der weiteren Verbreitung in neue Habitate (3). Dabei spielen genetische und evolutionäre Prozesse eine entscheidende Rolle bei der Adaptation an neue Situationen, so dass prinzipiell eingewanderte Arten auch eine ideale Möglichkeit bieten, um schnellablaufende Evolutionsschritte verfolgen zu können (Ellstrand & Schierenbeck 2000, Quinn et al. 2000).

Bei *A. crassus* führte die Kolonialisierung des Europäischen Wirtes zu einem morphologischen Gigantismus, dessen Vorteil bspw. in einer gesteigerten Reproduktionsrate gesehen werden kann. Erstaunlicherweise konnte genau dieses Phänomen bereits bei parasitischen Nematoden

nachgewiesen werden. Demnach stehen Größenzunahmen bei dieser Gruppe von Helminthen in Assoziation mit einer verzögerten Geschlechtsreife, aber mit einer gesteigerten Fruchtbarkeit (Harvey & Keymer 1991, Skorping et al. 1991, Morand 1996, Sorci et al. 1997) und scheint ein Begleiteffekt der Evolution parasitischer Nematoden zu sein (Kirchner et al. 1980, Morand & Sorci 1998). Eine Steigerung der Reproduktionsrate ist wohl das Erfolgsrezept vieler invasiver Tier- und Pflanzenarten schlechthin (Newsome & Noble 1986), da sie dadurch in der Lage sind, regelrecht ihre Habitate (oder Wirte) zu überschwemmen („swampers“ bzw. „mass germinators“). Tatsächlich trug die Kolonisierung des Europäischen Wirtes auch zu einer Vergrößerung der Populationsdichte von *A. crassus* im Vergleich zu seinem natürlichen Endwirt bei (s. auch Kapitel 4.2.2.2). Reznick & Ghalambor (2001) suggerieren, dass gerade solche Möglichkeiten aus denen das Wachstum von Populationen resultiert, wiederum der Schlüsselefaktor einer rasanten adaptiven Evolution darstellt.

Das gleiche Phänomen konnte bei verschiedenen Untersuchungen mariner Muscheln gezeigt werden (Roy et al. 2001, Kaustuv 2002). Demnach spielen Körpergrößen eine wesentliche Rolle für die erfolgreiche Besiedelung neuer Habitate; auch hier bestimmen Fruchtbarkeit und Reproduktionsrate das Populationswachstum, korrelieren tendenziell mit der Größe der Muschel (Ehrlich 1989, Duncan et al. 2001) und entscheiden letztlich den Invasionserfolg.

Interessanterweise müssen diese Evolutionsprozesse nicht zwangsläufig nur bei der einwandernden Art erfolgen, sondern können wie die folgenden Beispiele zeigen sollen, auch Auswirkungen auf mit ihnen interagierenden, endemischen Tier- und Pflanzenarten haben. Die 1935 nach Australien eingeführte Agakröte (*Bufo marinus*) verfügt über ein Gift, das üblicherweise als chemische Abwehr gegenüber Fraßfeinden fungiert und allgemein bei Kröten verbreitet ist. Allerdings kommen in Australien keine Krötenarten vor (Tyler 1994), so dass einheimische, räuberisch lebende Tierarten keinen Umgang mit diesen giftigen Amphibien erlernen konnten, sie aufgrund ihrer morphologischen Ähnlichkeit mit harmlosen Australischen Froscharten verwechseln und sie zu erbeuten versuchen. Fatalerweise reagieren verschiedene Räuber äußerst sensibel auf deren Toxine, erkranken oder sterben sogar (Crossland & Azevedo-Ramos 1999, Phillips et al. 2003). Dies führte zum Rückgang einheimischer Schlangen- und Echsenarten sowie verschiedener Beuteltiere und kann als Evolutionsfalle („Evolutionary trap“) interpretiert werden, sofern diese Arten tatsächlich in Folge durch die eingewanderte *Bufo marinus* aussterben sollten (Phillips et al. 2003). Überraschenderweise konnte nachgewiesen werden, dass gewisse Australische Schlangen sich an die neuere Situation anzupassen vermögen, indem sie ihre Maulgröße in Verhältnis zur Körperlänge reduzieren und dadurch eine orale Aufnahme der tödlichen Agens vermeiden (Phillips & Shine 2004). Offensichtlich wurden Schlangen, die aufgrund ihrer Maulgröße in der Lage waren, die Kröten zu fressen, regelrecht ausselektiert. Akzeptiert man diesen beobachteten morphologischen Wandel als Konsequenz einer Selektion, so bedeutet dies, dass aus dieser Selektion eine evolutionsbiologische Veränderung resultiert.

Natürlich kann eine Interaktion zwischen 2 Arten, die nicht an einer gemeinsamen Evolutionsgeschichte teilgenommen haben, auch zu einem positiven Ergebnis für eine oder sogar beide Arten führen. Solche Ereignisse werden der Evolutionsfalle gegenübergestellt und als

Evolutionsfreilassung („Evolutionary release“) bezeichnet. Als Beispiel hierfür kann der Amerikanische Ochsenfrosch (*Rana catesbeiana*) genannt werden, der in den Westen der Vereinigten Staaten eingewandert ist, mittlerweile aber auch in verschiedenen Baggerseen in der Umgebung von Karlsruhe vorkommt und sich äußerst schädigend auf die Amphibienfauna auswirkt (Laufer 2004). Diese überaus große Froschart ernährt sich von anderen Amphibien oder deren Kaulquappen, Fischen und Schildkröten (Lawler et al. 1999, Kiesecker et al. 2001, Rosen & Schwalbe 2002), die *R. catesbeiana* nicht als potenziell gefährlichen Fraßfeind erkennen und ihm leicht zur Beute fallen. Resultat der Einwanderung ist die Befreiung („release“) des Ochsenfrosches von jeglicher Schwierigkeit, die mit der Nahrungssuche verbunden ist (Kiesecker & Blaustein 1997, Baber & Babbitt 2003).

Prinzipiell kann die Option frei zu evolviieren auch auf *A. crassus* übertragen werden, da offensichtlich vom Europäischen Wirt keine selektiven Maßnahmen gegenüber dem Parasit ergriffen werden können. Eine weitere generelle Beobachtung bei europäischen *A. crassus*, die vor allem durch die Regressionsanalysen eindrucksvoll dokumentiert werden konnte, war die markante Streuung der morphologischen Daten innerhalb eines Merkmals. Im Gegensatz dazu wiesen die Merkmale der taiwanesischen Nematoden eher geringe Spannweiten auf und scheinen bezüglich ihrer Morphologie regelrecht „konserviert“ zu sein.

In der modernen Evolutionsbiologie wird der Effekt, der hier bei europäischen *A. crassus*-Populationen beschrieben worden ist, auch als phänotypische Plastizität („phenotypic plasticity“), also die Fähigkeit aus einem Ausgangs-Genotyp verschiedene phänotypische Merkmalsausprägungen aufgrund veränderter Umwelteinflüsse zu entwickeln, bezeichnet (Lee, 2002). Dieser Sachverhalt steht im Einklang mit der These, dass „phenotypic plasticity“ die Evolution von Spezialisten limitiere (Weinig, 2000). Tatsächlich kann *A. crassus*, wie seine erfolgreiche Eroberung des europäischen und amerikanischen Kontinents (*A. anguilla* bzw. *A. rostrata*) beweist, nicht als Spezialist betrachtet werden, der nur eine Aalart als Endwirt präferiert. Demgegenüber kann der „Canalization“-Effekt gestellt werden, der eine Limitierung von möglichen Phänotypen durch den Zugzwang des jeweiligen Entwicklungsweges voraussieht (Lee, 2002).

Die genannten Beispiele sollen veranschaulichen, dass adaptive Evolutionsprozesse auch binnen ganz kurzer Zeit beobachtbar sind und innerhalb nur weniger Generationen erfolgen können. Offensichtlich ist die Kapazität zur Diversität eines Organismus und zur Diversität einer Eigenschaft weitaus größer als bislang durch fossile Funde belegt werden konnte (Reznick & Ghalambor 2001). Sollte dies tatsächlich der Fall sein, dann suggerieren rasant ablaufende Adaptationen weiterhin, dass die Evolution durch natürliche Selektion nicht augenscheinlich zu sehen ist, weil sie zu langsam vonstatten geht, sondern eher weil sie zu schnell ist! Der Darwinistische Grundgedanke über die natürliche Selektion während der Makroevolution wird dennoch erfüllt, allerdings um die These erweitert, dass manchen Organismen zu einem bestimmten Zeitpunkt auf eine bestimmte Selektionsform mit Hilfe der phänotypischen Plastizität relativ schnell reagieren können, wodurch ihnen ein größeres Evolutions- und Invasionspotenzial zukommt.

Bei einwandernden, nicht-endemischen Arten, wie *A. crassus*, scheint der Invasionserfolg direkt von der Möglichkeit des Populationswachstums abzuhängen. Diese Herausforderung

erklärt die Größenzunahme, die bei europäischen Nematoden stattgefunden hat und resultiert letztlich in einer gesteigerten Reproduktion.

Bleibt letztlich die spannende Frage, inwieweit das Invasionspotenzial eines Parasiten, welches sich z. B. in der Möglichkeit einer zunehmenden Körpergröße widerspiegelt, von ihm selbst bestimmt wird oder ob weiteren Kriterien (bspw. Immunabwehr des Wirtes) zufällig über Erfolg und Misserfolg einer Art entscheiden und falls ja, was die treibende Kraft für eine morphologische Veränderung sein kann.

Sorci et al. (2003) konnten nachweisen, dass die Körpergröße weiblicher Parasiten von *Enterobius vermicularis* (Oxyuridae, Nematoda) negativ mit der Konzentration eosinophiler Zellen in Primaten (Endwirte) korrelierte, wohingegen die Konzentration der beiden anderen Leukozytenarten (Neutrophile und Lymphozyten) nicht mit der Körpergröße in Verbindung gebracht werden konnte. Auch die Eigröße der Parasiten sank mit zunehmender Konzentration eosinophiler Zellen des Wirts, aber unabhängig von der Größe der geschlechtsreifen Weibchen. Diese auch als Madenwürmer des Menschen bezeichneten Parasiten besiedeln den unteren Dünnd- und oberen Dickdarm, sind weltweit verbreitet und stellen besonders bei Kindern ein Problem dar (Lucius & Loos-Frank, 1997). *Enterobius vermicularis* gilt nicht nur als extrem wirtsspezifisch, sondern scheint auch in co-evolutionären Prozessen des Wirtes mit einbezogen zu sein (Sorci et al. 2003). Wirte mit der stärksten Immunabwehr werden von kleinen weiblichen Madenwürmern parasitiert, die wiederum nur kleine Eier freizusetzen vermögen. Diese Ergebnisse illustrieren das Potenzial einer Immunabwehr des Wirtes als einen Faktor, der die Phylogenetse und Evolution eines Parasiten mitbestimmt. Zu einer grundlegenden morphologischen Veränderung (z.B. Körpergröße) kann es also bei einer veränderten Immunantwort, wie sie im Falle eines Wirtswechsels erfolgt, durchaus kommen.

Allgemein kann postuliert werden, dass freilebende wie auch parasitische Organismen genau „abzuwagen versuchen“, welche Strategie beim Erreichen der Geschlechtsreife und Fruchtbarkeit für das Überleben, für den Fortbestand und darüber hinaus für die erfolgreiche Kolonialisierung neuer Habitate am günstigsten erscheint (Gemmell et al. 1999, Morand & Poulin 2000). Eine Verzögerung der Geschlechtsreife bringt bei parasitischen Nematoden größere weiblichere Individuen hervor, deren Vorteil in der größeren Fertilität und damit in der gesteigerten Reproduktivität liegen, jedoch in energetischen Kosten und in erhöhten Mortalitätsrisikos durch die Immunabwehr des Wirts resultieren (Skorping et al. 1991, Morand 1996, Morand & Sorci 1998). Parasiten, die einer erhöhten Sterblichkeit vor Erlangung ihrer Geschlechtsreife ausgesetzt sind (siehe Kapitel 3.2.2.2: *A. crassus* in *A. japonica*), reagieren darauf mit einer sehr frühen Reproduktion, die sich in einer reduzierten Körpergröße widerspiegelt. Beide Optionen werden eben durch verschiedene Umweltfaktoren beeinflusst, sei es durch die zur Verfügung stehende Nahrungsquelle oder durch die verschiedenartige Immunabwehr des Wirts, die eine effektive Waffe gegenüber Parasiten sein kann (Wakelin 1996). In Abbildung 4.2 sind die Erkenntnisse über den Invasionserfolg bei *A. crassus* basierend auf den morphologischen bzw. parasitologischen Untersuchungen dieser Arbeit und die Informationen aus verschiedenen Literaturstudien zu einem Modell zusammengefasst. Demnach kommt es in den beiden Wirtssystemen (*A. japonica* und *A. anguilla*) zur Ausbildung zweier verschiedener Phänotypen von *A. crassus*, die durch eine differenzierte Immunantwort indu-

ziert wird. Eine mögliche Option bietet die zelluläre Immunabwehr eosinophiler Granulozyten, die nicht nur für die erhöhte Mortalität des Parasiten in seinem natürlichen Endwirt verantwortlich sein könnte, sondern auch „langsam“ heranreifende und damit verzögert reproduktionsfähigen Individuen von *A. crassus* regelrecht ausselektiert werden. Die Adaptation des Parasiten an die Immunabwehr gewährleistet ihm die Reproduktion und kann wohl als essentieller Bestandteil einer Überlebensstrategie von *A. crassus* in seinem natürlichen Endwirt interpretiert werden. Im neuen Wirt (*A. anguilla*) scheint diese immunologische Herausforderung und den damit verbundenen Selektionsdruck nicht oder zumindest nicht ausreichend zu existieren; dem Parasit wird mit der Steigerung der Körpergröße und der erhöhten Reproduktionsmöglichkeit „Tür und Angel“ für eine erfolgreiche Kolonisierung ganzer Kontinente geöffnet. Dem Zugzwang einer adaptiven Evolution durch selektive Prozesse, wie sie für viele invasive Arten beschrieben wurden (Reznick & Ghalambor 2001, Sakai et al. 2001), war der Parasit im Europäischen Aal offensichtlich bislang nicht ausgesetzt! Tatsächlich konnte im Japanischen Aal eine Erhöhung der Zahl unreifer Leukozyten festgestellt werden, wenn der Fisch eine Infektionskrankheit zu überstehen hatte (Enomoto 1969, Tesch 1999). Die Immunabwehr des Europäischen Aals kann zusätzlich über die von Sures et al. (2001) nachgewiesene cortisol-abhängige Stressinduktion durch larvale Stadien von *A. crassus* aktiv geschwächt werden. In Bezug auf das Komplementsystem des Wirtes existieren nur ansatzweise Vermutungen über Größenregulationen bei Parasiten (Meeusen & Balic 2000).

Die Fähigkeit durch eine erhöhte Fertilität die jeweiligen Habitate mit Larven zu „überschwemmen“ und die Plastizität in Bezug auf die zahlreichen Zwischen- und Stapelwirte, stellen die Grundvoraussetzung des enormen Invasionspotenzials von *A. crassus* dar. Der Nachteil dieses erhöhten energetischen Aufwandes kann unter dem Aspekt einer weltweiten Eroberung von *A. crassus* gerne in Kauf genommen werden.

Inwieweit das unterschiedlich adaptierte Immunsystem in Form von eosinophilen Zellen der beiden Aalarten (*A. japonica* und *A. anguilla*) auf das Wachstum der Parasiten regulierend eingreift oder gar ausbleibt, kann im Rahmen dieser Arbeit nur spekuliert werden. Eosinophile Granulozyten und deren Entwicklung sind beim Europäischen Aal (*A. anguilla*) seit langem bestens dokumentiert (Kreutzmann 1976). Prinzipiell scheint also diese Möglichkeit plausibel zu sein, da in Analogie zum genannten Wirt-Parasit-System (*Enterobius vermicularis* – Mensch) auch die asiatischen Schwimmblasen-Nematoden eine lange, von Selektionsprozessen begleitete Co-Evolution mit seinem natürlichen Endwirt *A. japonica* bestritten haben. Dieser entscheidende Zusammenhang erklärt, weshalb überhaupt eine Größenzunahme von *A. crassus* im Europäischen Aal stattfinden konnte und zeigt, dass ein Wechselspiel zwischen nicht-adaptierter Immunabwehr des neuen Wirts aber auch der Modifikationsbereitschaft, die durch das Phänomen der phänotypischen Plastizität umschrieben wird, die Grundvoraussetzung für eine erfolgreiche Invasion, Etablierung in einem Habitat und der weiteren Ausbreitung darstellen. Sollte die These dieser primär auf zellulärer Ebene stattfindenden Größenregulierung tatsächlich richtig sein, stellt sich weiterhin die Frage, ob und wann es beim Europäischen Aal durch adaptive Evolutionsprozesse zu einer Veränderung seines Immunsystems kommt, die wieder eine Reduzierung der Körpergröße europäischer *A. crassus*-Populationen zur Folge haben könnte.

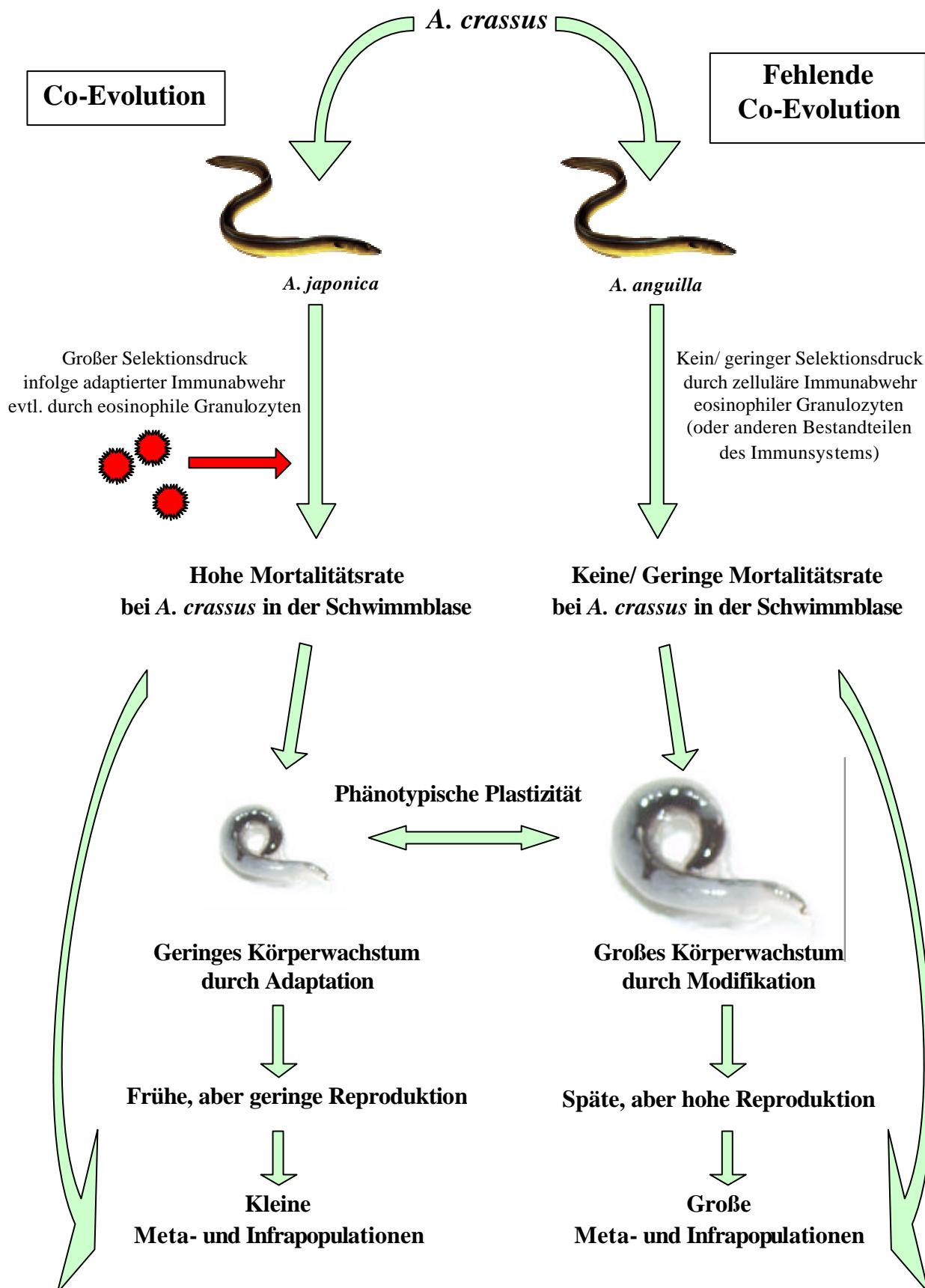


Abb. 4.2: Hypothetisches Evolutions-Modell von *A. crassus* im nativen (*A. japonica*) bzw. im naiven Wirt (*A. anguilla*) und das damit verbundene „Invasionspotenzial“, basierend auf den Studien an anderen Wirt-Parasit-Systemen (Skorping et al. 1991, Morand 1996, Morand & Sorci 1998, Sorci et al. 2003) und den morphologischen bzw. parasitologischen Untersuchungen dieser Arbeit.

### 4.3.5 Speziationsprozesse bei *A. crassus*

Fasst man die morphologischen Ergebnisse taiwanesischer und europäischer Nematoden aus evolutionsbiologischer Sicht zusammen, so können diese gravierenden Unterschiede als modifizierte Prozesse interpretiert werden, die einem enormen Potenzial an phänotypischer Plastizität von *A. crassus* zugrunde liegen, wahrscheinlich durch das nicht-adaptierte Immunsystem des Europäischen Aals begünstigt werden und wie die Beispiele in diesem Kapitel zeigen werden, auch als Grundlage einer Artbildung aufgefasst werden können.

Als ideales taxonomisches Merkmal, das zur Identifizierung von Schwimmblasen-Nematoden der Gattung *Anguillicola* herangezogen werden kann, hat sich wie bereits mehrfach erwähnt die Kopfkapselgröße (s. Kapitel 3.4.1) bewährt, da sie frühzeitig in der Postembryonalentwicklung determiniert ist und daher nicht von der Körpergröße abhängt. Daher können verschiedene Populationen von *Anguillicola* spp. eindeutig voneinander unterschieden werden und als separate Arten definiert werden. Die Unterschiede und Gemeinsamkeiten der untersuchten *A. crassus*-Populationen in Bezug auf verschiedene Merkmale, insbesondere die der Kopfkapselgröße, wurde im Ergebnisteil ausführlich dargestellt. In diesem letzten Kapitel der morphologischen Untersuchungen soll abschließend eine Bewertung über den Entstehungsprozess neuer Arten („Speciation“) der Gattung *Anguillicola* in Europa erarbeitet werden und anhand von Beispielen aus anderen Wirt-Parasit-Systemen bzw. freilebenden Organismen anschauend dokumentiert werden.

Die Evolution im Allgemeinen und damit auch die Artbildung im Besonderen ist ein fließender Prozess. Die Artbeschreibung ist daher ein Versuch, dieses Kontinuum in abgegrenzte, biologisch sinnvolle Einheiten zu unterteilen und bedeutet nichts anderes, als das solche Spektren eingegrenzt werden in denen die jeweiligen untersuchten Arten klar definiert sind. Prinzipiell gibt es verschiedene Auffassungen über Artdefinitionen, die meist das gleiche Phänomen beschreiben (Aye & Roth 2005), aber zu heterogenen Systematiken führen können. So gilt nach dem Biologischen Artkonzept („Biological Species Concept – BSC“, Dobzhansky 1937 und Mayr 1942) eine Art als eine Gruppe von Populationen, die von anderen reproduktiv tatsächlich oder potenziell isoliert ist. Bricht die räumliche Isolation zusammen, bleiben die Arten durch ihre reproduktive Isolation dennoch genetisch voneinander getrennt. Hybridisation tritt dann nur in geringem Umfang auf, so dass beide Genpools nicht miteinander verschmelzen, sondern ihre Eigenständigkeit bewahren. Klassisches Beispiel hierfür wäre die parapatrische Artbildung der östlichen Nebelkrähe (*Corvus corone cornix*) und der westlichen Rabenkrähe (*Corvus corone corone*), die beide von einer gemeinsamen Art abstammen und durch eiszeitliche Gletscher im Alpenraum getrennt wurden. Seit dem Pleistozän (vor ca. 10000 Jahren) existiert jedoch eine schmale Hybridzone zwischen beiden Taxa dieser Aaskrähen (Futuyma 1990), da am Ende der Eiszeit die geographische Isolierung durch Klimaerwärmung verschwand.

Das Evolutionäre Artkonzept („Evolutionary Species Concept – ESC“, Simpson 1961) besagt, dass Arten Populationen bestimmter evolutionärer Linien mit eigenen Tendenzen und Vergangenheit sind, die sich von anderen Linien in Raum und Zeit abgrenzen und ihr individuel-

les Schicksal haben. Prinzipiell ist dieses Artkonzept mit dem Biologischen Artkonzept kompatibel.

Das Arterkennungskonzept („Recognition Species Concept – RSC“, Paterson 1985) ist eine Variante des Biologischen Artkonzepts und beschreibt die Art als Gruppe von Individuen, die sich gegenseitig als potenzielle Geschlechtspartner erkennen.

Beim Phylogenetischen Artkonzept („Phylogenetic Species Concept“ – PSC, Cracraft 1983) sind Arten Populationen von verwandten Individuen, die von anderen Populationen unterscheidbar sind. Die Art ist damit die kleinste zu unterscheidende Gruppe von Individuen, die auf gemeinsame Vorfahren zurückgehen; Unterarten, aber auch Populationen, welche sich genetisch unterscheiden aber phänotypisch bspw. identisch sind, würden nach diesem durchaus fragwürdigen Konzept ebenfalls den Status einer Art erlangen.

Ein aus der Evolution allgemein bekannter Prozess, der aber durch die globalisierte Welt völlig neue Dimensionen erreicht hat, ist die von einzelnen Individuen anfängliche Kolonisierung neuer Habitate und die damit verbundene Isolierung gegenüber der Ursprungspopulation.

Überstehen diese Organismen den ersten selektiven Druck der neuen Umwelt, so können im Laufe der Zeit adaptive Radiationen erfolgen und sich Metapopulationsstrukturen herausbilden, die sich wiederum von anderen Populationen unterscheiden und aus denen letztlich neue Arten hervorgehen (Losos & Schlüter 2000).

Betrachtet man die Veränderung der Körpergröße im Allgemeinen und die Entwicklung der Kopfkapsel von *A. crassus* im Speziellen, so ist demnach nicht nur die Evolution dieses Nematoden, sondern auch der Artbildungsprozess in Europa in vollem Gange.

Wie bereits mehrfach erwähnt ist die Kopfkapselgröße von Schwimmblasen-Nematoden der Gattung *Anguillicola* ein wichtiges taxonomisches Bestimmungskriterium. Darüber hinaus kann bei diesem Merkmal eine Anpassung an verschiedene Wirtsarten ausgeschlossen werden, da die hämatophage Lebensweise der 5 *Anguillicola*-Arten in den jeweiligen Wirten einheitlich und ohne spezielle Anpassungen erfolgen kann. Außerdem zeigte *A. novaezelандiae* nach seiner Einwanderung in den „Lago di Bracciano“, der auch von einem Wirtswechsel geprägt war, auch Jahre später keine erkennbaren Veränderungen der Kopfstruktur gegenüber neuseeländischen Artgenossen (Vergleich: Paggi et al. 1982, Moravec & Taraschewski 1988). Vielmehr scheint dieses Merkmal genetisch festgelegt zu sein und von Generation zu Generation vererbt zu werden.

Die in dieser Arbeit ebenfalls untersuchte neuseeländische Art *A. novaezelандiae* konnte diesbezüglich eindeutig vom hier dargestellten *A. crassus*-Komplex abgegrenzt werden (s. Abbildung). Ein statistischer Vergleich der Kopfkapseln von *A. crassus* aus dem Rhein zu anderen Populationen offenbarte in den meisten Fällen keinen signifikanten Unterschied. Möglicherweise könnte hierfür aber auch eine stetige Vermischung der Genpools von *A. crassus*-Populationen in Mitteleuropa verantwortlich sein, die in Flüssen durch Verdriftung der embryonierten Eier, vor allem aber durch die Ein- und Abwanderung verschiedener Fischarten (paratenische Wirs), aber natürlich auch durch die Migration des Aals selbst sowie durch die unkontrollierten Besatzmaßnahmen mit Gelbaalen herführt (Tesch 1999, Schabuss et al. 2005). Hochsignifikante Größenunterschiede zwischen den Kopfkapseln der Rhein-Population konnten bspw. gegenüber und insbesondere zwischen den ostpolnischen und tai-

wanesischen Nematoden detektiert werden, allesamt Populationen zwischen denen ein Genfluss höchst unwahrscheinlich erscheint. Analysiert man die Kopfkapseln dieser beiden Populationen genauer, so ist zu erkennen, dass sie nur noch einen schmalen Grad gemeinsamer Überlappung aufweisen. Bedenkt man, dass dieses Merkmal zur Taxonomie herangezogen werden kann und dass dieses Merkmal weitestgehend von der Größe und somit von einer Adaptation an den Wirt unabhängig ist, so deutet dies energisch auf einen Speziationsprozess hin. Höchstwahrscheinlich wird dies durch einen Flaschenhals („Bottleneck“)-Effekt verstärkt, da schließlich nur ein Teil des Genpools von Asien nach Mitteleuropa und nur noch ein verschwindend kleiner Genpool in den See bei Olsztynek gelangt ist. Tatsächlich erfolgte die Ausbreitung von *A. crassus* zunächst über die Weser-Ems Region Anfang der 1980er Jahre und die Kolonisierung Polens erst Jahre später (Koops & Hartmann 1989, Kirk 2003). Allerdings kann der Prozess der Artbildung keineswegs als abgeschlossen betrachtet werden, da jeweils eine kleine aber detektierbare Gruppe von Individuen aus den Populationen des „Kao-Ping Rivers“ und des Olsztyneker Sees noch immer kongruent zueinander sind; bestenfalls sollte in diesem Zusammenhang von Rassen gesprochen werden. Andererseits stimmen diese beobachteten Daten und morphologischen Veränderungen in beeindruckender Weise mit dem Evolutionären Artkonzept überein, wodurch eine gemeinsame Abstammungslinie aller bekannten Nematoden der Gattung *Anguillicola* ersichtlich wird.

Eine der zentralen Aussagen dieser Arbeit kann daher wie folgt formuliert werden: Der ursprüngliche und gemeinsame Vorfahre aller 5 Arten von *Anguillicola* spp. hat vermutlich eine Aalart parasitiert; erst die Wirtswechsel auf andere Aalspezies und die damit verbundene geographische und reproduktive Isolierung konnte eine bis heute andauernde Speziation dieser Parasitenart induzieren. Abbildung 4.3 zeigt eine schematische Darstellung der Kopfkapselveränderung der bisher beschriebenen *Anguillicola*-Arten und deren nachgewiesenen Wirte.

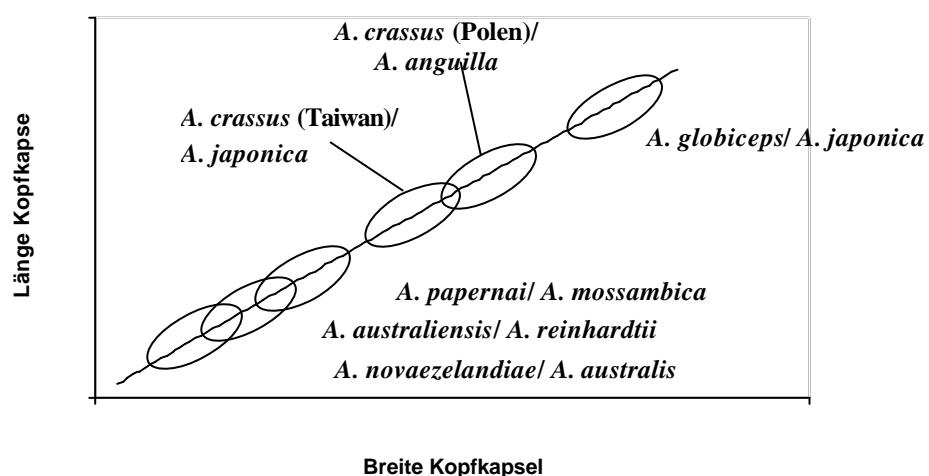


Abb. 4.3: Schematische Darstellung der Kopfkapselentwicklung von Schwimmblasen-Nematoden der Gattung *Anguillicola* und ihre Wirte.

Die morphologische Studie von *A. crassus*, insbesondere die der polnischen und taiwanesischen Populationen, kann nicht nur als Beweis einer rasant ablaufenden Veränderung einer

äußerst erfolgreichen Art interpretiert werden, sondern demonstriert wie eingangs erwähnt, dass die Evolution ein fließender und kontinuierlicher Vorgang darstellt. Dabei beruht die Veränderung der Kopfkapsel sicherlich nicht primär auf einer Anpassung an den Wirt, sondern resultiert vermutlich aus der Reduktion des Genpools infolge von Gründereffekten.

Wie rasant auch eine adaptive Differenzierung zur Entstehung von Rassen beitragen kann, belegt das Beispiel der endemischen Wanzenart *Jadera haematoloma* (Carroll et al. 2001). Dieses Insekt konnte erfolgreich auf eine eingewanderte Wirtspflanze überspringen und innerhalb weniger Generationen (ca. 100) divergieren. Mittlerweile lassen sich mit Hilfe von genetischen und morphologischen Untersuchungen 2 unterschiedliche Rassen unterscheiden; eine kommt auf der einheimischen Pflanzenart vor, die andere auf der eingewanderten (Carroll et al. 1997, 1998, 2001). Dieses Phänomen kann übrigens auch als „Evolutionary release“ bezeichnet werden, da durch die Einwanderung der neuen Wirtspflanze regelrecht eine „Freisetzung von Arten“ erfolgte.

Ein weiteres interessantes Beispiel nicht nur aus evolutionsbiologischer, sondern auch aus humanpathogener Sicht, ist der parasitische Nematode *Ascaris lumbricoides*, der den Magen-Darm-Trakt von mehr als 1,4 Milliarden Menschen weltweit infiziert (Chan et al. 1994, Crompton 1999). Seine Schwesternart *Ascaris suum* befällt dagegen unzählige domestizierte Haus- und auch freilebende Wildschweine und ist für enorme wirtschaftliche Schäden in der Schweinemast verantwortlich (Loreille & Bouchet 2003). Man glaubt, dass der mutmaßliche Vorfahre dieser Würmer sowohl Schwein als auch Mensch befallen hat und erst mit der Domestizierung von Schweinen die Möglichkeit offeriert bekam, sich auf einen Wirt zu spezialisieren und sich zu einer neuen Art zu entwickeln.

Die These, dass die Entstehung einer neuen Art durch einen Wirtswechsel und einer adaptiven Radiation induziert werden kann, wurde auch bei Fischparasiten der Gattung *Gyrodactylus* (Monogenea, Gyrodactylidae) aufgestellt (Zietara & Lumme 2002), die durch ihr ungewöhnlich reiches Artenspektrum auffallen. Bisher wurden 400 verschiedene *Gyrodactylus*-Arten beschrieben, aber man schätzt die Anzahl dieser Fischektoparasiten monogener Plathelminthen auf über 20000 Arten. Durch phylogenetischer Untersuchungen ribosomaler Gene konnte die These der durch Wirtswechsel induzierten Artbildung bewiesen werden, wobei interessanterweise die adaptive Radiation als logische Konsequenz des Wirtswechsels zu sein schien (Zietara & Lumme 2002, Meinila et al. 2004). Die Ergebnisse dieser Untersuchungen sollten aber auch zu verstehen geben, dass das Tempo der Artbildung unter *Gyrodactylus* spec. um ein Vielfaches schneller abzulaufen scheint als bei den Wirten selbst (Zietara & Lumme 2002).

Sorenson et al. (2003) konnte bei afrikanischen Vogelarten der Gattung *Vidua* spp., die in Analogie zum einheimischen Kuckuck Nestparasiten anderer Vögel sind, mit Hilfe von mitochondrialer Haplotypen und genomischer Allelfrequenzen zeigen, dass Wirtswechsel auch zur Entstehung neuer Brutparasitischer Vogelarten beitragen können.

All diese Beispiele, inklusive des Modellorganismus dieser Arbeit, nämlich *A. crassus*, haben trotz ihrer völlig unterschiedlichen Systematik (Nematoda, Monogenea, Insecta und Aves) eines gemeinsam, nämlich den Wechsel eines Wirtsorganismus und somit eine weitreichende Veränderung des Habitats. Natürlich bleibt ungewiss und wissenschaftlich nicht belegbar, wie

viele Fehlversuche passieren müssen, bis eine Art sich erfolgreich auf oder in einem neuen Wirt etablieren kann. Die weitere Konsequenz des Wirtswechsels, nämlich die Evolution und Speziation scheint dagegen ein Nebeneffekt, geprägt von Raum und Zeit, zu sein!

## 4.4 Allozym-Analysen

Die ersten Untersuchungen von genetischer Variation mit Hilfe der Allozym-Elektrophorese wurden 1966 publiziert, als Harris über die Variation an 10 Enzymgenorten beim Menschen berichtete und Lewontin & Hubby 18 Genorte in mehreren Populationen von *Drosophila pseudoobscura* untersuchten (Futuyma 1990). Die Daten von Lewontin & Hubby (1966) waren eine Überraschung für die klassische Schule der Genetik. Sie führten nämlich zur Schlussfolgerung, dass eine durchschnittliche *Drosophila*-Population an nicht weniger als 30 % ihrer Genorte polymorph ist und dass sich 2 beliebige Fliegen aus einer einzelnen Population in etwa 25 % ihrer Genorte unterscheiden. Heute weiß man, dass diese Schätzungen über die genetische Variation, zumindest was die elektrophoretisch untersuchten Genorte betrifft, eher Untertreibungen waren (Futuyma 1990). Denn Variation ist eine essentielle Eigenschaft von Lebewesen innerhalb der Populationen; praktisch kein Individuum gleicht dem anderen perfekt und ohne entsprechender Variation wäre Evolution nicht möglich, da Selektion nicht aus verschiedenen Varianten „auswählen“ könnte. Mittlerweile bilden Allele (= Varianten eines Gens) als molekulare Marker das Standardwerkzeug zum Studium der Populationsgenetik, die die natürlicherweise vorkommenden genetischen Unterschiede zwischen Individuen untersucht und deren Gesamtheit die genetische Variation darstellt. Die genetische Variation ist prinzipiell auf 3 hierarchischen Ebenen vorhanden: innerhalb von Populationen (1), zwischen Populationen der gleichen Art (2) und zwischen Populationen verschiedener Arten (3), wovon im Rahmen dieser Arbeit lediglich die ersten beiden Stufen in Bezug auf den Schwimmblasen-Nematoden *A. crassus* untersucht werden konnte. Weiterhin sei darauf hingewiesen, dass die hier durchgeführten Allozym-Analysen keinesfalls einer vollständigen populationsdynamischen Untersuchung von *A. crassus* entspricht, da der individuelle Probenumfang, insbesondere der der asiatischen Nematoden, sowie die Anzahl der eingesetzten Enzyme als zu gering angesehen werden darf. Sie sollen vielmehr erste tendenzielle Evolutionsschritte des asiatischen Schwimmblasenwurms offenbaren, die sich innerhalb eines  $\frac{1}{4}$  Jahrhunderts nach seiner Kolonisierung Europas zugetragen haben könnten. Außerdem sind 2 elementare Voraussetzungen entscheidend für spätere Aussagen aus evolutionsbiologischer Sicht: der Genpool der taiwanesischen Nematoden aus der Aquakulturanlage von Bu-Dai entspricht ungefähr dem Genpool von *A. crassus* aus dem Freiland (1) und wurde nicht zu stark bspw. durch Flaschenhalseffekte (z. B. Verlust von Wildallelen) reduziert (2). Weitere Allozym-Analysen bzw. andere molekulare Methoden der Evolutionsforschung sind daher in Bezug auf diesen Parasiten dringend erforderlich.

#### **4.4.1 Genetische Variation innerhalb von *A. crassus*-Populationen**

Eine Möglichkeit die genetische Variation innerhalb einer Populationen zu beschreiben, ist die Bestimmung des Anteils der polymorphen Genorte oder den Heterozygotiegrad (Heterozygosität,  $H$ ). Grund für diese Annahme ist, dass verschiedene Formen von Enzymen durch verschiedene Allele kodiert werden können. Daher sind zwei Individuen mit derselben Enzymform vermutlich genetisch identisch und einen invarianten Genort lässt sich durch das Entdecken eines invarianten Enzyms identifizieren (Futuyma 1990). Indem man weiterhin von einer zufälligen Stichprobe aus allen möglichen Enzymen den Anteil bestimmt, der genetisch variabel ist, kann man auf den Anteil der polymorphen Genorte schließen und letztlich die genetische Variation in einer Population definieren.

Die genetischen Variationen innerhalb der untersuchten Populationen von *A. crassus* waren in den meisten Fällen relativ gering und zeigten daher ein hohes Maß an Homogenität bezüglich der untersuchten Allozyme. Das bedeutet, dass sich die einzelnen Individuen einer Population genetisch kaum unterschieden und somit nahe miteinander verwandt sind. Bei Arten mit Selbstbefruchtung oder Parthenogenese ist daher die Heterozygotie  $H = 0$  (Storch et al. 2001), wird im Falle von *A. crassus* aber ausgeschlossen. Eine recht plausible Erklärung für den niedrigen Heterozygotiegrad liefert bspw. das Alter der Populationen, da allgemein junge und von wenigen Individuen gegründeten Populationen aufgrund eines reduzierten Genpools auch einen verminderten Polymorphismus zeigen (sog. Gründereffekt; „Founder-Effect“). Das gleiche gilt im Übrigen auch für Populationen, deren Größe reduziert wurde und dann wieder anstieg (sog. Flaschenhalseffekt; „Bottleneck-Effect“); meist dauert es über 1000 Generationen, bis die Heterozygotie in solchen Populationen wieder den mittleren Wert großer Populationen erreicht (Storch et al. 2001). Das extremste bekannte Beispiel für einen Flaschenhalseffekt stellt der Nördliche See-Elefant (*Mirounga angustirostris*) dar, der in den 1890er Jahre durch Bejagung auf etwa 20 Tiere dezimiert wurde; seit damals ist die Population auf über 30000 Tiere angewachsen (Futuyma 1990). Von allen Arten, die elektrophoretisch jemals untersucht wurden, ist dieser See-Elefant ziemlich einzigartig, denn Bonnell & Selander (1974) fanden keine genetische Variation in einer Stichprobe von 24 Genorten. Beim Südlichen See-Elefanten (*M. leonina*), der nie so ernsthaft dezimiert wurde, konnte genetische Variation dagegen nachgewiesen werden (Futuyma 1990).

Beide Szenarien (Gründer- und Flaschenhalseffekt) sind sowohl für die europäischen Populationen als auch für die Nematoden aus der taiwanesischen Aquakulturanlage prinzipiell denkbar, da sie allesamt keine Ursprungspopulationen darstellen, sondern aufgrund von Invasionsprozessen und/ oder Besatzmaßnahmen in die jeweiligen Habitate gelangt sind. Besonders kleine Populationen (z.B. in Zuchtbecken von Aquakulturanlagen und Seen), bei denen Genfluss zwischen anderen Populationen ausscheidet, zeigen nur bedingt genetische Variationen. Die höchsten Heterozygositäten wurden bei den *A. crassus*-Populationen aus dem Plauer See, aus dem Rhein bei St. Goar und aus dem Main bei Würzburg nachgewiesen, interessanterweise allesamt aus Aalen, die von Berufsfischern abgekauft wurden und deren Herkunft nicht genau verfolgt werden kann. Daher ist es möglich, dass diese Fische aus unterschiedlichen Habitaten oder Gewässern stammen und folglich Nematoden verschiedener Populationen beherbergen, wodurch die genetischen Variationen „verfälscht“ werden können.

Lehmann (2000) untersuchte ebenfalls verschiedene *A. crassus*-Populationen aus Europa, Asien und Nordamerika mit Hilfe von RAPD-Markern und schloss sowohl Gründer- als auch Flaschenhalseffekte erwiesenermaßen aus. Bei dieser Methode stiegen die Polymorphiegrade der Populationen in folgender Reihenfolge: Nordamerika (84 %) > Europa (70 %) > Asien (63 %) und verlaufen damit äquivalent zu der Anzahl der eingesetzten Individuen: Nordamerika (10/ Lokalität) > Europa (7,4/ Lokalität) > Asien (insgesamt 5 Individuen!). Bedenkt man, dass der zu detektierende Polymorphiegrad mit zunehmender Anzahl untersuchter Individuen steigt, so wird schnell ersichtlich, dass dieses Ergebnis „überinterpretiert“ wird und die Aussage eines nicht vorhandenen Flaschenhalseffekts nur bedingt standhält.

Lee (2002) beschreibt die genetische Drift und die natürliche Selektion als die wichtigsten Faktoren, die den genetischen Bauplan („genetic architecture“) von invasiven Arten modifizieren und letztlich die Adaptation an ein neues Habitat beeinflussen. Tatsächlich ist bekannt, dass eine anfänglich kleine Population eine stochastische genetische Veränderung durch einen Gründereffekt unterliegt, da der Verlust von seltenen Allelen auch eine Verminderung der Heterozygotität bedeutet und damit einen rapiden Wechsel der Allelfrequenzen einleitet (Hartl & Clark 1997, Hedrick 2000). Obwohl der potenzielle Evolutionseffekt bei Gründerereignissen beträchtlich ist, ist es nach wie vor nicht klar wie wichtig sie für echte Populationen sind (Barton & Charlesworth 1984, Johnson 1988).

Falls Populationen von einheimischen Arten durch enorme Verluste der genetischen Variation einem größeren Risiko des Aussterbens ausgesetzt sind, dann ist auch vorstellbar, dass erfolgreich eingewanderte Arten nicht anfällig für einen Gründereffekt und damit für eine merkliche Reduktion der Variation zu sein scheinen (Barton & Charlesworth 1984). Trotzdem wurde bei zahlreichen invasiven Arten von Gründereffekten berichtet. Beispielsweise hat die sukzessive Einwanderung der mediterranen Fruchtfliege *Ceratitis capitata* während des 20. Jahrhunderts in Kalifornien zu einem Verlust von 60 % der genetischen Variation bei angestammten Allozymen geführt (Villablanca et al. 1998). Signifikante Verminderungen der genetischen Variabilität gegenüber der Ursprungspopulation konnten vor allem auch bei eingewanderten Pflanzen (Eckert et al. 1996, Amsellem 2000, Goodisman et al. 2001), Insekten (Berlocher 1984, Tsutsui et al. 2000), Vögeln (Baker & Moeed 1987) und Mollusken (Selander & Ochman 1983, Knight et al. 1987, Johnson 1988) registriert werden.

Weshalb die genetische Variation verkleinert wird, wenn die Population von Generation zu Generation in der Größe schwankt, soll kurz veranschaulicht werden. Besteht bspw. die Populationen in  $t$  aufeinanderfolgenden Generationen ( $N_i$ ) aus 3000, 100 und schließlich wieder 5000 Individuen, so kann die effektive Populationsgröße  $N_e$  etwa durch das harmonische Mittel (s. Formel 15) und nicht durch das arithmetische Mittel beschrieben werden (Futuyma 1990):

$$(15) \frac{1}{N_e} = \frac{1}{t} \sum_{i=1}^t \frac{1}{N_i}$$

Daher ergibt sich für  $N_e$  annäherungsweise 285 und nicht 2700 (arithmetische Mittel);  $N_e$  wird stärker durch die kleinen als durch die großen Populationsgrößen beeinflusst. Somit wird ver-

ständlich, dass durch die Verringerung der effektiven Populationsgröße, auch wenn sich die Population nachher wieder unter günstigeren Verhältnissen sogar vergrößert hat, ein beträchtlicher Verlust des Genpools und damit der genetischen Variation erfolgt.

Gründer- und Flaschenhalseffekte sind daher aus evolutionsbiologischer Sicht eine logische Konsequenz von Fluktuationen in der Populationsgröße (Futuyma 1990) und haben sich somit auch zwischen europäischen und asiatischen Populationen von *A. crassus* zugetragen, sind aber aus zweierlei Gründen nicht mehr detailliert nachzuweisen: es ist nach wie vor nicht sicher, von wo genau und von welcher Population die Invasion nach Europa stattfand (1) und es ist weiterhin nicht auszuschließen, dass auch nach der Erstkolonialisierung weitere Invasionschübe von Individuen anderer oder der gleichen *A. crassus*-Populationen erfolgten (2).

#### **4.4.2 Genetische Differenzierungen zwischen *A. crassus*-Populationen**

Die Eroberung des europäischen, nordamerikanischen und nordafrikanischen Kontinents und die Wirtswechsel von der pazifischen Aalart (*A. japonica*) auf die beiden atlantischen Arten (*A. anguilla* und *A. rostrata*) ermöglichen dem ostasiatischen Schwimmblasen-Nematoden *A. crassus* eine ideale Plattform für Evolutions- und Speziationsprozesse. Damit ist sicherlich die essentielle Ausgangssituation für eine allopatrische Artbildung erfüllt, nämlich die geographische und damit reproduktive sowie genetische Isolierung von verschiedenen Populationen zur asiatischen Ursprungspopulation. Mit dem Wirtswechsel wurde aber gleichzeitig auch ein immens wichtiger Aspekt partizipiert, der für die Induktion einer sympatrischen Artbildung aus zahlreichen anderen Wirt-Parasit-Systemen beschrieben worden ist. Artbildungsprozesse, die durch Isolierung von kleinen Populationen an der Peripherie von größeren angestammten Populationen entstehen, werden als parapatrisch bezeichnet. Die bereits erwähnten Gründereffekte sind typische Erscheinungen für diese Variante der Speziation (Bush et al. 2001). Die hochsignifikante Vergrößerung der Kopfkapsel osteuropäischer Nematoden im Vergleich zu ihren mitteleuropäischen Verwandten, von denen die Kolonisierung Europas ausging, könnte durchaus als Indiz für einen solchen Gründereffekt aufgefasst werden.

In diesem letzten Kapitel soll die genetische Variation zwischen verschiedenen *A. crassus*-Populationen anhand der ermittelten genetischen Distanz-Indices  $D_{Nei}$  (Nei 1972) analysiert werden und mit anderen Wirt-Parasit-Systemen verglichen werden.

Die im Rahmen dieser Arbeit durchgeföhrten Allozym-Analysen zeigten für die europäischen Population relativ homogene und niedrige Werte für  $D_{Nei}$ , so dass von einem hohen Verwandtschaftsgrad dieser Populationen ausgegangen werden kann. Die einzige europäische Population, die nicht in diesen Modus zu passen scheint, stellt die aus dem Plauer See dar; hier betrug  $D_{Nei} = 0,18$ . Weshalb sich diese Nematoden genetisch von den anderen Populationen so gravierend unterscheiden, kann nur spekulativ beantwortet werden. Tatsache ist, dass die Aalbestände in diesem See größtenteils über Besatzmaßnahmen aus Aquakulturen erfolgt (mündliche Mitteilung eines Fischereibetriebes in Plau) und offensichtlich wiederum Nematoden unbekannter Herkunft in dieses Habitat gelangt sind. Interessanterweise unterschied sich diese Population auch hinsichtlich einiger morphologischer Merkmale (z.B. Trockenmas-

se und Ösophagus) enorm von anderen europäischen Populationen (s. Kapitel 3.3.1 und 3.3.5).

Die größten genetischen Unterschiede zur Kontrollgruppe (Rhein-Population bei Karlsruhe) zeigten jedoch die taiwanesischen Nematoden aus der Aquakulturanlage bei Bu-Dai mit einem Distanz-Index von  $D_{Nei} = 0,24$ . Erfahrungsgemäß lässt sich für die Allozym-Elektrophorese sagen, dass Populationen, die eng miteinander verwandt sind zu Werten unter 0,1 tendieren und unterschiedliche Populationen oder gar separate Arten Werte von über 0,2 aufweisen (Bader 1998).

Lehmann (2000) konnte bei seinen RAPD-PCR-Untersuchungen zeigen, dass die gemittelte genetische Distanz nach Nei & Li (1979) zwischen *A. crassus*-Individuen aus Europa und Asien bei 0,433 lag. Weitaus niedriger waren die genetischen Distanzen jeweils zwischen den Nematoden aus Europa und den USA (0,371) sowie zwischen denen aus Asien und den USA (0,394). Allerdings lagen die durchschnittlichen Distanz-Werte zwischen *A. crassus* innerhalb der Populationen eines Kontinents zwar bei homogenen, aber ebenfalls sehr hohen Werten von 0,29 (Europa, aus *Anguilla anguilla*), 0,33 (Amerika, aus *Anguilla rostrata*) und 0,40 (Asien, aus *Anguilla japonica*), so dass diese Methode letztlich nur geringfügige genetische Differenzierungen zwischen den kontinentalen Populationen offenbarte.

Um die in der vorliegenden Studie errechneten genetischen Distanzen zwischen den *A. crassus*-Populationen besser interpretieren zu können, soll der von Mattiucci et al. (1997) anhand von Allozym-Analysen untersuchte *Anisakis simplex*-Komplex herangezogen werden. Dieser Parasit verursacht beim Menschen (= Fehlwirt) die sog. Anisakiasis (Mehlhorn & Piekarski 1995), eine schmerzhafte Erkrankung des Magens und/ oder oberen Dünndarms durch Verzehr von rohem Fisch (2. Zwischenwirt); Endwirte sind marine Säugetiere (Delphine, Wale, Seehunde etc.). Bei *A. simplex* konnte bereits Nascetti et al. (1983, 1986) zwei reproduktiv isolierte Geschwisterarten nachweisen, welche „morphospecies“ darstellten und die zunächst als *A. simplex* A bzw. *A. simplex* B und später als *Anisakis pegreffii* bzw. *A. simplex* sensu stricto bezeichnet wurden. Solche „morphospecies“ konnten auch bei anderen endoparasitischen Helminthengruppen festgestellt werden (Chilton et al. 1993, Orecchia et al. 1994) und zeichnen sich durch ein hohes Maß morphologischer Übereinstimmung, jedoch genetischer und ökologischer Divergenz aus. Weitere Analysen von *A. simplex*-Proben aus Borealen und Australischen Region ergaben eine weitaus kompliziertere Taxonomie als bislang angenommen und suggerieren eine weitere Art, nämlich *A. simplex* C (Mattiucci et al. 1997). Ein intraspezifischer Vergleich zeigte, dass in den nach Allelfrequenzen berechneten genetischen Distanzen für alle 3 Arten sehr niedrig waren ( $D_{Nei} = 0,01$ ); demnach wurden bei *A. pegreffii* Werte für  $D_{Nei}$  zwischen 0,002 – 0,005 gefunden, bei *A. simplex* sensu stricto aus Europäischen und Atlantischen Regionen zwischen 0,003 – 0,011 und bei *A. simplex* C von Australischen Regionen zwischen 0,002 – 0,011. Solch niedrige Werte sind durchaus erstaunlich, wenn man bedenkt, dass die Populationen Tausende Kilometer von einander entfernt sind. Ähnlich geringe genetische Distanzen wurden beim *Pseudoterranova decipiens*-Komplex (Paggi et al. 1991), dem *Contracecum osculatum*-Komplex (Nascetti et al. 1993, Orecchia et al. 1994) und in anderen Endoparasiten (Nadler 1995) beschrieben. Die Ursache für diesen homogenisierenden Effekt dürfte nach Mattiucci et al. (1997) am Genfluss liegen, der durch die hohe Mobilität der paratenischen Wirte, Zwischen- und Endwirte verstärkt wird.

Auf dem interspezifischen Level rangierten die Werte der genetischen Distanzen  $D_{Nei}$  von 0,36 (zwischen *A. simplex* sensu stricto und *A. simplex* C) bis 0,46 (*A. simplex* C und *A. pegreffi*) und fallen damit in den Bereich des *C. osculatum*-Komplex:  $D_{Nei}$ : 0,21 – 0,76 (Orecchia et al. 1994) und *P. decipiens*-Komplex:  $D_{Nei}$ : 0,22 – 0,79 (Paggi et al. 1991). Ein Vergleich dieser Werte zu den wesentlich geringeren genetischen Distanzen  $D_{Nei}$  von europäischen und taiwanesischen *A. crassus*-Populationen, die in der vorliegenden Arbeit ermittelt wurden, offenbart daher, dass von einer möglichen kontinentalen Artbildung erwiesenermaßen noch nicht gesprochen werden kann.

Das Fazit, das aus den Allozym-Analysen gezogen werden kann, steht im Einklang mit den Ergebnissen der morphometrischen Untersuchung und kann wie folgt formuliert werden: In der ca. 25-jährigen Isolationsphase von europäischen und asiatischen Schwimmblasen-Nematoden, welche durch einen Wirtswechsel vom Japanischen Aal (*A. japonica*) auf den Europäischen Aal (*A. anguilla*) eingeleitet wurde, konnte erwartungsgemäß keine Differenzierung auf der Arrebene erfolgen, wohl aber ließen sich eindeutige Evolutionsprozesse detektieren, die bereits nach kurzer Zeit zu morphologisch (s. Kapitel 3.4.4 und 3.4.5) und genetisch messbaren distinkten Merkmalen bei diesen Populationen geführt haben.

Die Entstehung von neuen Arten in der Gattung *Anguillicola* dürfte demnach nur noch eine Frage der Zeit sein!

## 5 Zusammenfassung

Die vorliegende Arbeit behandelt die Ökologie, Morphologie und Genetik von verschiedenen Populationen des Schwimmblasen-Nematoden *Anguillicola crassus* aus dem Europäischen Aal (*Anguilla anguilla*) im Vergleich zu seinem natürlichen Endwirt, dem Japanischen Aal (*Anguilla japonica*). Basierend auf den mit verschiedenen Techniken gewonnenen Ergebnissen, konnten neue Erkenntnisse zum Wirt-Parasit-Verhältnis und zur Evolution des aus Ostasien eingeführten Parasiten gewonnen werden.

Das parasitologische Monitoring (2002 – 2005) von 990 Europäischen Aalen aus verschiedenen Fliess- und Stillgewässern Europas erbrachte lediglich den Nachweis von *A. crassus*. Sämtliche untersuchten Schwimmblasen-Nematoden aus dem italienischen „Lago di Bracciano“ konnten ebenfalls als *A. crassus* identifiziert werden; *Anguillicola novaezelandiae*, eine mit Australischen Aalen (*Anguilla australis*) in dieses Gewässer eingeführte *Anguillicola*-Art, wurde ohne Hinweise auf mögliche Hybridisierungen von *A. crassus* verdrängt.

Die ebenfalls untersuchten 240 Exemplare des Japanischen Aals (*A. japonica*) in Taiwan waren, bis auf die Ausnahme eines nicht-identifizierbaren Nematoden, lediglich mit *A. crassus* befallen. Die Schwimmblasen-Nematoden der indopazifischen Aalart *Anguilla marmorata* konnten gemäß der gängigen Bestimmungsliteratur nicht eindeutig identifiziert werden, zeigen jedoch in Bezug auf die Kopfkapsel übereinstimmende Merkmalsausprägungen mit der für Australien und Neuseeland beschriebenen Art *A. novaezelandiae*.

Die Untersuchung der Meta- und Infrapopulationen zeigte, dass die Verbreitung von *A. crassus* sowohl in seinem natürlichen als auch in seinem neuen Endwirt aggregiert ist. Vorteil dieser Wechselwirkung zwischen Makroparasit und Aal ist die Schädigung nur weniger Wirte und damit die Sicherung der Reproduktion beider Protagonisten.

Ferner konnte unter dem Aspekt der Pathologie weder eine Beeinflussung der Abwuchsrate (gemessen am Konditionsfaktor) des Europäischen Aals noch des Japanischen Wild- und Kulturaals verzeichnet werden; eine Veränderung der milz- und hepatosomatischen Indices durch *A. crassus* im Europäischen Aal wurde ebenfalls nicht registriert.

Anhand der europäischen Freilandstudien konnte in dieser Arbeit gezeigt werden, dass *A. crassus* in Stillgewässern eindeutig höhere Populationsdichten erreicht als in Flüssen. Die habitatspezifische Befallspräferenz kann im Wesentlichen durch die organismische Drift in Fliessgewässern, aber auch mit der unterschiedlichen Zusammensetzung des Stapel- und Zwischenwirtsspektrums erklärt werden. Die Bedeutung des im Frühjahr explosionsartig vermehrenden Zooplanktons als intermediäre Infektionsquelle des Aales wird umso mehr durch die saisonale Fluktuation von *A. crassus* aus dem „Lago di Bracciano“ verdeutlicht, die weder im europäischen noch im taiwanesischen Fliessgewässer (Rhein bzw. „Kao-Ping River“) detektiert werden konnte.

Bezüglich des Infektionsstatus von unterschiedlich großen Aalen konnte keine stetige Zunahme des Befalls mit *A. crassus* bei gleichzeitig zunehmender Körperlänge des Aales registriert werden; vielmehr zeigte sich bei den Studien der Stillgewässer, dass kleine Aale (< 35 cm) etwa doppelt so stark parasitiert waren als große Aale (> 70 cm), während sich der Infektionsgrad bei Aalen aus Flüssen in den beiden Größenklassen nicht unterschied.

Darüber hinaus konnte in Aalen mit den kleinsten Schwimmblasen (< 3 cm) der geringste Befall mit *A. crassus* beobachtet werden.

Ein Vergleich der Befallsdaten von Europäischen und Japanischen Aalen mit *A. crassus* spiegelt die unterschiedliche Evolutionsgeschichte der beiden Wirt-Parasit-Systeme wider: So konnten im Europäischen Aal höhere Befallsintensitäten als im Japanischen Aal nachgewiesen werden. Die hohe Prävalenz und Intensität von abgestorbenen Larven und adulten Würmern im Japanischen Aal in Taiwan weist auf eine starke Dichteregulation des Parasiten in seinem indigenen Wirt hin („concomitant immunity“). Im Gegensatz dazu fiel die Mortalitätsrate der Parasiten im Europäischen Aal aufgrund seines nicht-adaptierten Immunsystems gering aus.

Die morphometrische Untersuchung der europäischen und taiwanesischen Populationen von *A. crassus* ergaben gravierende Größenunterschiede, die nicht auf dichteabhängige Regulierungen durch den Parasiten zurückzuführen waren und in beiden Geschlechtern gleichermaßen detektiert werden konnte. Dabei wurde eine durchschnittlich 1,8-fache Vergrößerung der Körpermaße bei *A. crassus* aus dem Europäischen Aal gegenüber *A. crassus* aus dem Japanischen Aal festgestellt. Experimentelle Untersuchungen anderer Autoren (Knopf & Mahnke 2004) an parallel mit europäischen Nematoden infizierten Europäischen und Japanischen Aalen, lassen den Rückschluss zu, dass es sich bei den Größenunterschieden um eine Modifikation handelt. Resultat, dieser wohl primär auf dem unterschiedlich adaptierten Immunsystem der beiden Wirtsarten beruhende „Phänotypischen Plastizität“, ist eine Steigerung der Reproduktivität europäischer Würmer, welche offenbar die Grundlage für die erfolgreiche Invasion ganzer Kontinente bildet.

Die hier vorgelegte Arbeit präsentiert aber auch Hinweise darauf, dass die morphologischen Unterschiede von artspezifischen Merkmalen, wie der Kopfkapsel, zwischen europäischen und taiwanesischen Nematoden teilweise bereits genetisch fixiert sind und dass es bereits erste Anzeichen für Speziationsprozesse gibt, die auf Gründereffekte zurückgeführt werden können.

Die Ergebnisse der Allozym-Analysen korrespondieren mit den morphometrischen Untersuchungen. Europäische Populationen von *A. crassus* zeigten niedrige genetische Distanzen  $D_{Nei}$ , selbst wenn sie geographisch ausreichend isoliert waren und jeglicher Genfluss ausgeschlossen werden konnte. Dagegen offenbarten diese Würmer gegenüber der untersuchten *A. crassus*-Population aus Taiwan enorme genetische Differenzierungen, die als Artbildungsprozesse interpretiert werden können, zumindest aber auf sehr niedrige Verwandtschaftsgrade schließen lassen.

Ausblickend sind Infektionsversuche von Europäischen und Japanischen Aalen mit *A. crassus* vorgesehen, um detaillierte Hinweise auf Modifikationen bzw. Adaptationen dieser morphologisch veränderten Merkmale zu erhalten.

## 6 Literaturverzeichnis

- Adams SB, Frissell CA & Rieman BE (2000) Movements of non-native brook trout in relation to stream channel slope. *Transactions of the American Fisheries Society* 129, 623–638.
- Allendorf FW & Lundquist LL (2003) Introduction: Population Biology, Evolution and Control of Invasive Species. *Conservation Biology* 17, 24–30.
- Amsellem L, Noyer JL, Le Bourgeois T & Hossaert-McKey M (2000) Comparison of genetic diversity of the invasive weed *Rubus alceifolius* Poir. (Rosaceae) in its native range and in areas of introduction, using amplified fragment length polymorphism (AFLP) markers. *Molecular Ecology* 9, 443-455.
- Anderson RM & May RM (1978) Regulation and stability of host-parasite population interactions-I. Regulatory processes. *Journal of Animal Ecology* 47, 219-247.
- Andreassen J, Bennet-Jenkins EM & Bryant C (1999) Immunology and biochemistry of *Hyemenolepis diminuta*. *Advances in Parasitology* 42, 223-275.
- Antonovics J, Bradshaw AD & Turner RG (1971) Heavy metal tolerance in plants. *Advance in Ecology Research* 7, 1-85.
- Arme C & Owen RW (1967) Infections of the three-spined stickleback, *Gasterosteus aculeatus* L. with the plerocercoid larvae of *Schistocephalus solidus* with special reference to pathological effects. *Parasitology* 57, 301-304.
- Aubrecht G (1995) Waschbär (*Procyon lotor*) und Marderhund (*Nyctereutes procyonoides*) – zwei faunenfremde Tierarten erobern Österreich. *Stapfia* 37, 225-236.
- Audenaert V, Huyse T, Goemans G, Belpaire C & Volckaert FAM (2003) Spatio-temporal dynamics of the parasitic nematode *Anguillicola crassus* in Flanders, Belgium. *Diseases of Aquatic Organisms* 56, 223-233.
- Aye R & Roth T (2005) Von der Schwierigkeit, Vogelarten zu erkennen: Weiß ein Zilpzalp, dass er ein Zilpzalp ist? Der Falke. *Das Journal für Vogelbeobachter* 52, 240-246.
- Baber MJ & Babbitt KJ (2003) The relative impacts of native and introduced predatory fish on a temporary wetland tadpole assemblage. *Oecologia* 136, 289-295.
- Bader JM (1998) Measuring genetic variability in natural populations by allozyme electrophoresis. Pages 25-42. In: Tested studies for laboratory teaching, Volume 19. (Karcher SJ, Editor). Proceedings of the 19<sup>th</sup> Workshop/ Conference of the Association for Biology Laboratory Education, 365 pages.
- Baker AJ & Moed A (1987) Rapid genetic differentiation and founder effect in colonizing populations of common mynas (*Acridotheres tristis*). *Evolution* 41, 525-538.
- Barber I (2005) Parasites grow larger in faster growing fish hosts. *International Journal for Parasitology* 35, 137-143.
- Barrett SCH (1992) Genetics of weed invasions. In: Applied Population Biology, ed. SK Jain, LW Botsford, 91–119.

- Barrett SCH & Kohn JR (1991) Genetic and evolutionary consequences of small population size in plants: implications for conservation. Pages 3–30 in Falk DA & Holsinger KE, editors. *Genetics and conservation of rare plants*. Oxford University Press, New York.
- Barse AM & Secor DH (1999) An exotic nematode parasite of the American eel. *Fisheries* 24, 6-10.
- Barton NH & Charlesworth B (1984) Genetic revolutions, founder effects, and speciation. *Annual Review of Ecology and Systematics* 15, 133-164.
- Baruš V (1994) Uhorum hrozi smrt. *Rybářství* 11, 328-329.
- Baruš V (1995) First record of *Anguillicola crassus* (Nematoda) in the Morava River drainage basin. *Helminthologia* 32, 1-2.
- Baruš V & Prokeš M (1996) Length-weight relations of uninfected and infected eels (*Anguilla anguilla*) by *Anguillicola crassus* (Nematoda). *Folia Zoologica* 45, 183-189.
- Baruš V, Halacka K & Prokeš M (1996) Presence and distribution of the nematode *Anguillicola crassus* in the European eel in the Morava River drainage basin, Czech Republic. *Živocišná Výroba* 41, 219-224.
- Baskin Y (2002) A Plague of Rats and Rubbervines: the Growing Threat of Species Invasions. Island Press, Washington, D.C.
- Behnke JM, Barnard CJ, Mason N, Harris PD, Sherif NE, Zalat S & Gilbert FS (2000) Intestinal helminths of spiny mice (*Acomys cahirinus dimidatus*) from St. Katherine's Protectorate in the Sinai, Egypt. *Journal of Helminthology* 74, 31-43.
- Belpaire C, De Charleroi D, Thomas K, Van Damme P & Ollevier F (1989) Effects of eel restocking on the distribution of the swimbladder nematode *Anguillicola crassus* in Flanders, Belgium. *Journal of Applied Ichthyology* 5, 151-153.
- Benajiba MH, Silan P, Marques A & Bouix G (1994) Protozoaires et Métazoaires parasites de l'anguille *A. anguilla* L., 1758. Structure temporelles de leurs populations dans une lagune méditerranéenne. *Annales des Sciences Naturelles* 13, 141-149.
- Berlocher SH (1984) Genetic changes coinciding with the colonisation of California by the walnut husk fly, *Rhagoletis completa*. *Evolution* 38, 906-918.
- Bertin L (1956) Eels, a biology study. Cleaver-Hume Press, London.
- Bishop JA & Cook LM (1980) Industrial melanism and the urban environment. *Advance in Ecology Research* 11, 373-404.
- Blanc G, Bonneau S, Biagioli S & Petter AJ (1992) Description of the larval stages of *Anguillicola crassus* (Nematoda, Dracunculoidea) using light and scanning electron microscopy. *Aquatic Living Resources* 5, 307-318.
- Bonneau S, Blanc G & Petter A (1991) Étude sur la Biologie des premiers stades larvaires d'*Anguillicola crassus* (Nematoda, Dracunculoidea): Spécificité de l'hôte intermédiaire et influence de la température sur la durée du développement. *Bulletin Français de Pêche et de Pisciculture* 320, 1-6.
- Bonnell ML & Selander RK (1974) Elephant seals: genetic variation and near extinction. *Science* 184, 908-909.

- Boon JH, Cannaerts VMH, Augustijn H, Machiels MAM, De Charleroi D & Ollevier F (1990) The effect of different infection levels with infective larvae of *Anguillicola crassus* on haematological parameters of European eel (*Anguilla anguilla*). Aquaculture 87, 243-253.
- Bush AO & Lotz JM (2000) The ecology of “crowding”. Journal of Parasitology 86, 212-213.
- Bush AO, Fernández JC, Esch GW & Seed JR (2001) Parasitism. The diversity and ecology of animal parasites. Cambridge University Press.
- Bush AO, Lafferty KD, Lotz JM & Shostak AW (1997) Parasitology meets ecology on its own terms: Margolis et al. revisited. Journal of Parasitology 83, 575-583.
- Carroll SP, Dingle H & Klassen SP (1997) Genetic differentiation of fitness-associated traits among rapidly evolving populations of the soapberry bug. Evolution 51, 1182-1188.
- Carroll SP, Dingle H & Klassen SP (1998) Rapidly evolving adaptations to host ecology and nutrition in the soapberry bug. Evolutionary Ecology 12, 955-968.
- Carroll SP, Dingle H, Famula TR & Fox CW (2001) Genetic architecture of adaptive differentiation in evolving host races of the soapberry bug, *Jadera haematoloma*. Genetica 112-113, 257-272.
- Chan MS, Medley GF, Jamison D & Bundy DA (1994) The evaluation of potential global morbidity attributable to intestinal nematode infections. Parasitology 109, 373-387.
- Chandler AC (1939) The effect of number and age of worms on development of primary and secondary infections with *Hymenolepis diminuta* in rats and an investigation into the nature of premunition in tapeworm infections. American Journal of Hygiene 29, 105-114.
- Chilton NB, Beveridge I & Andrews RH (1993) Electrophoretic and morphological analysis of *Paramacropostrongylus typicus* (Nematoda: Strongyloidea), with the description of a new species, *Paramacropostrongylus iugalis*, from the eastern grey kangaroo *Macropus giganteus*. Systematic Parasitology 24, 35-44.
- Clark PF, Rainbow PS, Robbins RS, Smith B, Yeomans WE, Thomas M & Dobson G (1998) The alien Chinese mitten crab, *Eriocheir sinensis*, in the Thames catchment. Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom 78, 1215-1221.
- Cox GW (1999) Alien Species in North America and Hawaii: Impacts on Natural Ecosystems. Island Press, Washington, D.C.
- Cracraft J (1983) Species concepts and speciation analysis. Current Ornithology 1, 159-187.
- Crandall KA, Bininda-Emonds ORP, Mace GM & Wayne RK (2000) Considering evolutionary processes in conservation biology. Trends in Ecology & Evolution 15, 290-295.
- Crawley MJ (1986) The population biology of invaders. Philosophical Transactions of the Royal Society of London Ser. B 314, 711-749.
- Crofton HD (1971) A quantitative approach to parasitism. Parasitology 63, 343-364.
- Crompton DW (1999) How much human helminthiasis is there in the world? Journal of Parasitology 85, 397-403.
- Crossland MR & Azevedo-Ramos C (1999) Effects of Bufo (Anura: Bufonidae) toxins on tadpoles from native and exotic Bufo habitats. Herpetologica 55, 192-199.
- Cruz E, Silva P, Grazina Freitas MS & Carvalho-Varela M (1992) First report of *Anguillicola crassus* in the European eel in Portugal. Bulletin of the European Association of Fish Pathologists 12, 154-156.

- De Charleroi D, Grisez L, Thomas K, Belpaire C & Ollevier F (1990) The life cycle of *Anguillicola crassus*. Diseases of Aquatic Organisms 8, 77-84.
- De Groot SJ (1989) Data on dutch Fisheries on Salmon (1863 – 1957) and Trout (1886 – 1986) Fisheries in the river Rhine. International Council of Exploration Sea C. M. 1989 Ana. Cat. Fish. Comm. M 18, 1-11.
- Dobzhansky T (1937) Genetics and the origin of species. Columbia University Press, New York.
- Dorn E (1961) Über den Feinbau der Schwimmblase von *Anguilla vulgaris* L. Licht- und Elektronenmikroskopische Untersuchungen. Zeitschrift für Zellforschung 55, 849-912.
- Duncan RP, Bomford M, Forsyth DM & Conibear L (2001) High predictability in introduction outcomes and the geo-graphical range size of introduced Australian birds: a role for climate. Journal of Animal Ecology 70, 621-632.
- Dupont F & Petter A (1988) *Anguillicola* une épizootie plurispécifique en Europe apparition de *Anguillicola crassa* (Nematoda, Anguillicolidae) chez l'Anguille européenne *Anguilla anguilla* en Camargue, sud de la France. Bulletin Français de Pêche et de Pisciculture 308, 38-41.
- Eckert CG, Manicacci D & Barrett SCH (1996) Genetic drift and founder effect in native versus introduced populations of an invading plant, *Lythrum salicaria* (Lythraceae). Evolution 50, 1512-1519.
- Ege W (1939) A revision of the genus *Anguilla* Shaw, a systematic, phylogenetic and geographical study. Dana Report 16, 1-256.
- Egusa S (1979) Notes on the culture of the European eel (*Anguilla anguilla*) in Japanese eel-farming ponds. Rapports et Procès-Verbaux des Réunions du Conseil Permanent International pour l'Exploration de la Mer 174, 51-58.
- Egusa S (1992) Infectious diseases of fish, 648-655. A.A. Balkema, Rotterdam, Brookfield.
- Ehrlich PR (1989) Attributes of invaders and the invading process. In: Biological Invasions: a Global Perspective, eds Drake JA, Mooney HA, di Castri F, Groves RH, Kruger FJ, Rejmanek M & Williamson M, John Wiley & Sons, Chichester, pp. 315-328.
- El Hilali M, Yahyaoui A, Sadak A, Macchi M & Taghy Z (1996) Data on Anguillicolosis observed for the first time in Morocco. Bulletin Francais de Pêche et de Pisciculture 340, 57-60.
- Ellis AE (1981) Stress and the modulation of defence mechanisms in fish. In: Stress and Fish (ed. Pickering AD), 147-196. Academic Press, London.
- Ellstrand NC & Schierenbeck KA (2000) Hybridization as a stimulus for the evolution of invasiveness in plants? Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America 97, 7043-7050.
- Enomoto Y (1969) Some notes on the fluctuations of the immature leucocyte number in the blood of cultured fish. Bulletin of Tokai Regional Fisheries Research Laboratory 58, 191-201.
- Evans DV & Matthews MA (1999) *Anguillicola crassus* (Nematoda, Dracunculoidea); first documented record of this swimbladder parasite of eels in Ireland. J. Fish Biol. 55, 665-668.

- FAO (1997) Aquaculture production statistics 1986-1995. Fisheries Circular No. 815, Rev. 9, Rome, FAO.
- Fontaine Y, Le Belle N, Lopez E, Querat B, Vidal B, Barthélémy L, Sebert P, Alinat J & Petter A (1990) Infestation de populations françaises d'Anguilles (*Anguilla anguilla* L.) par des Nématodes (*Anguillicola crassus*): Essais thérapeutiques évaluation de Risques potentiels liés a l'Écophysiologie de l'hôte. Annales de Parasitologie Humaine et Comparee 65, 64-68.
- Frankham R & Ralls K (1998) Conservation biology: inbreeding leads to extinction. Nature 392, 441-442.
- Fricke H & Kaese RH (1995) Tracking of artificially matured eel's (*Anguilla anguilla*) in the Sargasso Sea and the problem of the eel's spawning side. Naturwissenschaften 82, 32-36.
- Fries LT, Williams DJ & Johnson SK (1996) Occurrence of *Anguillicola crassus*, an exotic parasitic swim bladder nematode of eels, in the southeastern United States. Transactions of the American Fisheries Society 125, 794-797.
- Futuyma DJ (1990) Evolutionsbiologie. Birkhäuser Verlag, Basel.
- Geets A, Liewes E & Ollevier F (1992) Efficacy of some anthelmintics against the swimbladder nematode *Anguillicola crassus* of eel *Anguilla anguilla* under saltwater conditions. Diseases of Aquatic Organisms 13, 123-128.
- Gemmil AW, Skorping A & Read AF (1999) Optimal timing of first reproduction in parasitic nematodes. Journal of Evolutionary Biology 12, 1148-1156.
- Genç E, Sahan A, Altun T, Cengizler I & Nevfiat E (2005) Occurrence of the Swimbladder Parasite *Anguillicola crassus* (Nematoda, Dracunculoidea) in European Eels (*Anguilla anguilla*) in Ceyhan River, Turkey. Turkish Journal of Veterinary and Animal Sciences 29, 661-663.
- Goodisman MAD, Matthews RW & Crozier RH (2001) Hierarchical genetic structure of the introduced wasp *Vespula germanica* in Australia. Molecular Ecology 10, 1423-1432.
- Guyatt HL, Bundy DAP (1991) Estimating prevalence of community morbidity due to intestinal helminths: prevalence of infection as an indicator of the prevalence of disease. Transactions of the Royal Society of Tropical Medicine and Hygiene 85, 778-782.
- Haack RA (2003) Research on *Anoplophora glabripennis* in the United States. Nachrichtenblatt des Deutschen Pflanzenschutzdienstes 55, 68-70.
- Haack RA, Law KR, Mastro VC, Ossenbruggen HS & Raimo BJ (1997) New York's battle with the Asian long-horned beetle. Journal of Forestry 95, 11-15.
- Haenen OLM & van Banning P (1990) Detection of larvae of *Anguillicola crassus* (an eel swimbladder nematode) in freshwater fish species. Aquaculture 87, 103-109.
- Haenen OLM, van Banning P & Dekker W (1994) Infection of eel *Anguilla anguilla* (L.) and smelt *Osmerus eperlanus* (L.) with *Anguillicola crassus* (Nematoda, Dracunculoidea) in the Netherlands from 1986 to 1992. Aquaculture 126, 219-229.
- Hanosset R, Mignon B & Losson B (2004) Données récentes sur une zoonose d'actualité : l'échinococcose alvéolaire due à *Echinococcus multilocularis*. Annales de Médecine Vétérinaire 148, 153-167.

- Harris H (1966) Enzyme polymorphisms in man. Proceedings of the Royal Society of London B 164, 298-310.
- Harrison L (1915) Mallophaga from *Apteryx*, and their significance; with a note on the genus *Rallicola*. Parasitology 8, 88-100.
- Hartl DL & Clark AG (1997) Principles of population genetics. Sinauer Associates, Sunderland, MA.
- Hartmann F (1989) Investigations on the effectiveness of Levamisole as a medication against the eel parasite *Anguillicola crassus* (Nematoda). Diseases of Aquatic Organisms 7, 185-190.
- Hartmann F (1994) Untersuchungen zur Biologie, Epidemiologie und Schadwirkung von *Anguillicola crassus* KUWAHARA, NIIMI & ITAGAKI 1974 (Nematoda), einem blutsaugenden Parasiten in der Schwimmblase des Europäischen Aals (*Anguilla anguilla*). Dissertation, Shaker Verlag Aachen.
- Harvey PH & Keymer AE (1991) Comparing life histories using phylogenies. Philosophical Transactions of the Royal Society of London B 332, 31-39.
- Hedrick PW (2000) Genetics of populations. Jones & Bartlett, Boston, MA.
- Heins DC, Baker JA & Martin HC (2002) The 'crowding effect' in the cestode *Schistocephalus solidus*: density-dependent effects on plerocercoid size and infectivity. Journal of Parasitology 88, 302-307.
- Hirt J (1996) Untersuchungen des Fischanfalles im Rechengut zweier thermischer Kraftwerke am nördlichen Oberrhein. Diplomarbeit, Zoologisches Institut I, Karlsruhe.
- Hoestlandt H (1948). Recherches sur la biologie de *IEriocheir sinensis* H. Milne Edwards (Crustace brachyoure). Annales de l'Institut Oceanographique 24, 1-116.
- Hoffmann R (1995) Fische in Baden-Württemberg: Gefährdung und Schutz. Ministerium für ländlichen Raum, Ernährung, Landwirtschaft und Forsten Baden-Württemberg, Stuttgart 92 S.
- Höglund J & Thomas K (1992) The Black Goby *Gobius niger* as a potential paratenic host for the parasitic nematode *Anguillicola crassus* in a thermal effluent of the Baltic. Diseases of Aquatic Organisms 13, 175-180.
- Höglund J, Andersson J & Hardig J (1992a) Haematological responses in the European eel, *Anguilla anguilla* L., to sublethal infestation by *Anguillicola crassus* in a thermal effluent of the Swedish Baltic. Journal of Fish Diseases 15, 507-514.
- Höglund J, Andersson J, Wickström H & Reizenstein M (1992b) The distribution of *Anguillicola* in Sweden and its association with thermal discharge areas. Irish Fisheries Investigations Series A, 36, 143-150.
- Hohmann U, Kasper M & Gerhard R (2000) Home range size of adult raccoons (*Procyon lotor*) in Germany. Zeitschrift für Säugetierkunde 65, 124-127.
- Hohmann U, Voigt S & Andreas U (2002) Raccoons take the offensive. A current assessment. In: Kovarik I & Starfinger U (Hrsg.): Biologische Invasionen. Herausforderungen zum Handeln? Neobiota 1, 191-192.

- Holland CV & CR Kennedy (1997) A checklist of parasitic helminth and crustacean species recorded in freshwater fish from Ireland. *Biology and Environment: Proceedings of the Royal Irish Academy* 97B, 3, 225-243.
- IKSR-Internationale Kommission zum Schutz des Rheins (2002) Plankton im Rhein 2000. 68. Plenarsitzung Bericht Nr. 129-d.DOC
- Jadzdzweski K & Konopacka A (1993) Survey and distribution of crustacea malacostraca in Poland. *Crustaceana* 65, 177-191.
- Jobling S, Nolan M, Tyler CR, Brighty G & Sumpter JP ( 1998) Widespread Sexual Disruption in Wild Fish. *Environmental Science & Technology* 32, 2498-2506.
- Johnson MS (1988) Founder effects and geographic variation in the land snail *Theba pisana*. *Heredity* 61, 133-142.
- Johnson SK, Loraine TF, Williams J & Huffman DG (1995) Presence of the parasitic swim-bladder nematode, *Anguillicola crassus*, in Texas aquaculture. *World Aquaculture* 26, 35-36.
- Jubb RA (1961) The freshwater eels (*Anguilla* spp.) of Southern Africa. An introduction to their identification and biology. *Annals of the Cape Provincial Museums* 1, 15-48.
- Jubb RA (1964) The eels of South African rivers and observation on their ecology. *Monographiae Biologicae* 14, 186-205.
- Kauhala K (1996) Introduced carnivores in Europe with special reference to central and northern Europe. – *Wildlife Biology* 2, 197-204.
- Kaustuv R, Jablonski D & Valentine JW (2002) Body size and invasion success in marine bivalves. *Ecology Letters* 5, 163-167.
- Kennedy CR (1985) Interactions of fish and parasite populations: to perpetuate or pioneer? In: Rollinson D & Anderson RM (eds.). *Ecology and genetics of host-parasite interactions*. Academic Press, London, pp 1-20.
- Kennedy CR (1990) Helminth communities in freshwater fish: structured communities or stochastic assemblages? In: Escg GW, Bush AO & Aho JM (eds.). *Parasite communities: pattern and processes*. Chapman & Hall, London New York, pp 131-156.
- Kennedy CR (1996) Colonization and establishment of *Pomphorhynchus laevis* (Acanthocephala) in an isolated English river. *Journal of Helminthology* 70, 27-31.
- Kennedy CR & Behnke JM (2001) Intraspecific competition in the cestode, *Hymenolepis diminuta* in rats. pp. 161-165 in Halton DW, Behnke JM & Marshall I (Eds) *Practical exercises in parasitology*. Cambridge, Cambridge University Press.
- Kennedy CR & Fitch DJ (1990) Colonization, larval survival and epidemiology of the nematode *Anguillicola crassus*, parasitic in the eel, *Anguilla anguilla*, in Britain. *Journal of Fish Biology* 36, 117-131.
- Kennedy CR, Bates RM & Brown AF (1989) Discontinuous distributions of the fish acanthocephalans *Pomphorhynchus laevis* and *Acanthocephalus anguillae* in Britain and Ireland: an hypothesis. *Journal of Fish Biology* 34, 607-619.
- Kennedy CR, Nie P, Kaspers J & Paulisse J (1992) Are eels (*Anguilla anguilla* L.) planktonic feeders? Evidence from parasite communities. *Journal of Fish Biology* 41, 567-580.
- Kettlewell B (1973) *The Evolution of Melanism: The Study of a Recurring Necessity*. Clarendon Press, Oxford.

- Keymer A (1982) Density dependent mechanisms in the regulation of intestinal helminth populations. *Parasitology* 84, 573-587.
- Kiener A (1965) Contribution à l'étude écologique et biologique des eaux saumâtres malagaches. *Vie Milieu* 16, 1013-1149.
- Kiesecker JM & Blaustein AR (1997). Population differences in responses of red-legged frogs (*Rana aurora*) to introduced bull-frogs. *Ecology* 78, 1752-1760.
- Kiesecker JM, Blaustein AR & Miller CL (2001). Potential mechanisms underlying the displacement of native red-legged frogs by introduced bullfrogs. *Ecology* 82, 1964-1970.
- Kime DE (1999) A strategy for assessing the effects of xenobiotics on fish reproduction. *Science of the Total Environment*. 225, 3-11.
- Kirchner TB, Anderson RV & Ingham RE (1980) Natural selection and the distribution of nematode sizes. *Ecology* 61, 232-237.
- Kirk RS (2003) The impact of *Anguillicola crassus* on European eels. *Fisheries Management and Ecology* 10, 385-394.
- Kloas W (1999) Amphibians as a model to study endocrine disruptors: II. Estrogenic activity of environmental chemicals *in vitro* and *in vivo*. *Science of the Total Environment* 225, 59-68.
- Knight AJ, Hughes RN & Ward RD (1987) A striking example of the founder effect in the mollusc *Littorina saxatilis*. *Biological Journal of the Linnean Society* 32, 417-426.
- Knopf K & Mahnke M (2004) Differences in susceptibility of the European eel (*Anguilla anguilla*) and the Japanese eel (*Anguilla japonica*) to the swimbladder nematode *Anguillicola crassus*. *Parasitology* 129, 491-496.
- Knopf K, Naser K, van der Heijden MHT & Taraschewski H (2000a) Evaluation of an ELISA and immunoblotting for studying the humoral immune response in *Anguillicola crassus* infected European eel *Anguilla anguilla*. *Diseases of Aquatic Organisms* 43, 39-48.
- Knopf K, Naser K, van der Heijden MHT & Taraschewski H (2000b) Humoral immune response of European eel *Anguilla anguilla* experimentally infected with *Anguillicola crassus*. *Diseases of Aquatic Organisms* 42, 61-69.
- Knopf K, Würz J, Sures B & Taraschewski H (1998) Impact of low water temperature on the development of *Anguillicola crassus* in the final host *Anguilla anguilla*. *Diseases of Aquatic Organisms* 33, 143-149.
- Køie M. (1988a) Parasites in European eel *Anguilla anguilla* (L.) from Danish freshwater, brackish and marine localities. *Ophelia* 29, 93-118.
- Køie M (1988b) Parasites in eel *Anguilla anguilla* (L.), from eutrophic Lake Esrum (Denmark). *Acta Parasitologica Polonica* 33, 89-100.
- Køie M (1991) Swimbladder nematodes (*Anguillicola* spp.) and gill monogeneans (*Pseudodactylogyrus* spp.) parasitic on the European eel (*Anguilla anguilla*). *Journal du Conseil - Conseil International pour l'Exploration de la Mer* 47, 391-398.
- Konecny R & Wais A (1993) Occurrence of *Anguillicola crassus* in eels of Lake Neusiedl, Austria. *Folia Parasitologica* 40, 327.
- Koops H & Hartmann F (1989) *Anguillicola* infestations in Germany and German eel imports. *Journal of Applied Ichthyology* 1, 41-45.

- Kowarik, I (2003) Biologische Invasionen: Neophyten und Neozoen in Mitteleuropa. 380 S. Stuttgart.
- Kreutzmann HL (1976) Blood morphology of the European eel (*Anguilla anguilla*). II. Studies on granulopoiesis. Folia Haematologica. Internationales Magazin für Klinische und Morphologische Blutforschung 103, 686-700.
- Krueger CC, & May B (1991) Ecological and genetic effects of salmonid introductions in North America. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 48, 66–77.
- Kunz E (1982) Flussbauliche Maßnahmen am Oberrhein von Tulla bis heute mit ihren Auswirkungen. Natur und Landschaft am Oberrhein – Versuch einer Bilanz. (Hrsg. Hailer, N.), 34-44.
- Kuo H (1994) Culture eel in perspective. Fisheries Publishing co. Taipei Taiwan 231 pp.
- Kuwahara A, Niimi A & Itagaki H (1974) Studies on a nematode parasitic in the air bladder of the eel I. Description of *Anguillicola crassus* n. sp. (Philometridae, Anguillicolidae). Japanese Journal of Parasitology 23, 275-279.
- Lambert Y & Dutil JD (1997) Can simple condition indices be used to monitor and quantify seasonal changes in the energy reserves of Atlantic cod (*Gadus morhua*)? Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 54, 104-112.
- Lampert W, Fleckner W, Rai H & Taylor BE (1986) Phytoplankton control by grazing zooplankton: A study on the spring clear-water phase. Limnology and Oceanography 31, 478-490.
- Laufer H (2004) Zum Beutespektrum einer Population von Ochsenfröschen nördlich von Karlsruhe. – Faunistische Abhandlungen, Dresden, 25, 139-150.
- Lawler SP, Dritz D, Strange T & Holyoak M (1999). Effects of introduced mosquitofish and bullfrogs on the threatened California red-legged frog. Conservation biology 13, 613-622.
- Lee CE (2002) Evolutionary genetics of invasive species. Trends in Ecology and Evolution 17, 386-391.
- Lefebvre F & Crivelli AJ (2004) Anguillicolosis: dynamics of the infection over two decades. Diseases of Aquatic Organisms 62, 227-232.
- Lefebvre F, Contournet P & Crivelli AJ (2002b) The health state of the eel swimbladder as a measure of parasite pressure by *Anguillicola crassus*. Parasitology 124, 457-463.
- Lefebvre F, Mounaix B, Poizat G & Crivelli AJ (2004a) Impacts of the swimbladder nematode *Anguillicola crassus* on the eel *Anguilla anguilla*: variations in liver and spleen masses. Journal of Fish Biology 64, 1-13.
- Lefebvre F, Contournet P, Priour F, Soulard O & Crivelli AJ (2002a) Spatial and temporal variation in *Anguillicola crassus* counts: results of a 4-year survey in eels from Mediterranean lagoons. Diseases of Aquatic Organisms 50, 181-188.
- Lefebvre F, Schuster T, Münderle M, Hine M & Poulin R (2004b) Anguillicolosis in the short-finned eel *Anguilla australis*: epidemiology and pathogenicity. New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research 38, 577-583.
- Lehmann D (2000) RAPD-PCR-Untersuchungen an vier Aalarten und ihren kolonisierenden Parasiten. Dissertation. Universität Osnabrück.

- Lelek A & Köhler CH (1989) Zustandsanalyse der Fischartengemeinschaft im Rhein (1987 – 1988). *Fischökologie* 1, 47-64.
- Lewontin RC & Hubby JL (1966) A molecular approach to the study of genetic heterozygosity in natural populations. II. Amount of variation and degree of heterozygosity in natural populations of *Drosophila pseudoobscura*. *Genetics* 54, 595-609.
- LFU (2004) Das Niedrigwasser 2003. Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg. Oberirdische Gewässer, Gewässerökologie 85.
- Liewes EW & Schaminee-Main S (1987) Onderzoek aal parasite vordert. *Aquaculture* 2, 5-17.
- Loreille O & Bouchet B (2003) Evolution of Ascariasis in Humans and Pigs: a Multi-disciplinary Approach. *Memórias do Instituto Oswaldo Cruz*, Rio de Janeiro, Vol. 98, 39-46.
- Losos JB & Schlüter D (2000) Analysis of an evolutionary species-area relationship. *Nature* 408, 847-850.
- Lowrie FM, Behnke JM & Barnard CJ (2004) Density-dependent effects on the survival and growth of the rodent stomach worm *Protospirura muricola* in laboratory mice. *Journal of Helminthology* 78, 121-128.
- Lucius R & Loos-Frank B (1997) Parasitologie – Grundlagen für Biologen, Mediziner und Veterinärmediziner. Spektrum Akademischer Verlag Heidelberg Berlin.
- Maamouri F, Gargouri L, Ould Daddah M & Bouix G (1999) Occurrence of *Anguillicoloides crassus* (Nematode, Anguillicolidae) in the Ichkeul lake (Northern Tunisia). *Bulletin of the European Association of Fish Pathologists* 19, 17-19.
- Macnair MR (1991) The genetics of metal tolerance in natural populations, pp. 236-253 in Heavy Metal Tolerance in Plants: Evolutionary Aspects, edited by AJ Shaw. CRC Press, Boca Raton, F.L.
- Mallet J (1989) The evolution of insecticide resistance: have the insects won? *Trends in Ecology and Evolution* 4, 336-340.
- Matsui I (1952) Studies on the morphology, ecology and pondculture of the Japanese eel (*Anguilla japonica* Temminck & Schlegel). *Journal of the Shimonoseki College of Fisheries* 2, 1-245.
- Mattiucci S, Abaunza P, Ramadori L & Nascetti G (2004) Genetic identification of *Anisakis* larvae in European hake from Atlantic and Mediterranean waters for stocks recognition. *Journal of Fish Biology* 65, 495-510.
- Mattiucci S, Nascetti G, Cianchi R, Paggi L, Arduino P, Margolis L, Brattey J, Webb S, D'Amelio S, Orecchia P & Bullini L (1997) Genetic and ecological data on the *Anisakis simplex* complex with evidence for a new species (Nematoda, Ascaridoidea, Anisakidae). *Journal of Parasitology* 83, 401-416.
- Mayr E (1942) Systematics and the Origin of Species. Columbia University Press, New York.
- McKay JK & Latta RG (2002) Adaptive population divergence: markers, QTL and traits. *Trends in Ecology & Evolution* 17, 285-291.
- Meeusen ENT & Balic A (2000) Do eosinophils have a role in the killing of helminth parasites? *Parasitology Today* 16, 95-101.
- Mehlhorn H & Piekarski G (1995) Grundriss der Parasitenkunde. 4. Auflage, Gustav Fischer Verlag, Stuttgart.

- Meinila M, Kuusela J, Zietara MS & Lumme J (2004) Initial steps of speciation by geographic isolation and host switch in salmonid pathogen *Gyrodactylus salaris* (Monogenea: Gyrodactylidae). International Journal of Parasitology 34, 515-526.
- Mellergaard S (1988) Ålens svømmeblaereorm *Anguillicola* - en ny parasit I den europæiske ålebestrand. Nordisk Aquakultur 4, 50-54.
- Michael E & Bundy DAP (1989) Density dependence in establishment, growth and worm fecundity in intestinal helminthiasis: the population biology of *Trichuris muris* (Nematoda) infection in CBA/Ca mice. Parasitology 98, 451-458.
- Mo TA & Steien SH (1994) First observation of the eel swimbladder nematode *Anguillicola crassus* in Norway. Bulletin of the European Association of Fish Pathologists 14, 163-164.
- Möller H, Holst S, Lüchtenberg H & Petersen F (1991) Infection of eel *Anguilla anguilla* from the river Elbe estuary with two nematodes, *Anguillicola crassus* and *Pseudoterranova decipiens*. Diseases of Aquatic Organisms 11, 193-199.
- Molnár K (1993) Effect of decreased oxygen content on eel (*Anguilla anguilla*) infected by *Anguillicola crassus* (Nematoda, Dracunculoidea). Acta Veterinaria Hungarica 41, 349-360.
- Molnár K (1994) Formation of parasitic nodules in the swimmballder and intestinal walls of the eel *Anguilla anguilla* due to infections with larval stages of *Anguillicola crassus*. Diseases of Aquatic Organisms 20, 163-170.
- Molnár K & Moravec F (1994) Third-stage larvae of *Daniconema anguillae* (Nematoda: Dracunculoidea) in the subcutaneous tissue of eel *Anguilla anguilla*. Folia Parasitologica 41, 215-219.
- Molnár K, Szakolczai J & Vetési F (1995) Histological changes in the swimbladder wall of eels due to abnormal location of adult and second stage larvae of *Anguillicola crassus*. Acta Veterinaria Hungarica 43, 125-137.
- Molnár K, Székely C & Baska F (1991) Mass mortality of eel in Lake Balaton due to *Anguillicola crassus* infection. Bulletin of the European Association of Fish Pathologists 11, 211-212.
- Molnár K, Székely C & Perényi M (1994) Dynamics of *Anguillicola crassus* (Nematoda: Dracunculoidea) infection in eels of Lake Balaton, Hungary. Folia Parasitologica 41, 193-202.
- Molnár K, Baska F, Csaba G, Glávits R & Székely C (1993) Pathological and histopathological studies of the swimbladder of eels *Anguilla anguilla* infected by *Anguillicola crassus* (Nematoda: Dracunculoidea). Diseases of Aquatic Organisms 15, 41-50.
- Morand S (1996) Life history traits in parasitic nematodes: a comparative approach for the search of invariants. Functional Ecology 10, 210-218.
- Morand S & Poulin R (2000) Optimal time to patency in parasitic nematodes: host mortality matters. Ecology letters 3, 186-190.
- Morand S & Sorci G (1998) Determinants of life-history evolution in nematodes. Parasitology Today 14, 193-196.

- Morand S, Hafner MS, Page RDM & Reed DL (2000) Comparative body size relationships in pocket gophers and their chewing lice. *Biological Journal of the Linnean Society* 70, 239-249.
- Moravec F (1992) Spreading of the nematode *Anguillicola crassus* (Dracunculoidea) among eel populations in Europe. *Folia Parasitologica* 39, 247-248.
- Moravec F (1994) Parasitic nematodes of Freshwater Fishes of Europe. Academia, Praha.
- Moravec F & Køie M (1987) *Daniconema anguillae* gen. et sp. n., a new nematode of a new family Daniconematidae fam. n. parasitic in European eels. *Folia Parasitologica* 34, 335-340.
- Moravec F & Konecny R (1994) Some new data on the intermediate and paratenic hosts of the nematode *Anguillicola crassus* Kuwahara A, Niimi A & Itagaki H 1974 (Dracunculoidea) a swimbladder parasite of eels. *Folia Parasitologica* 41, 65-70.
- Moravec F & Rohde K (1992) Three species of nematodes of the superfamily Dracunculoidea from Australian fishes. *Acta Societatis Zoologicae Bohemoslovacae* 56, 187-195.
- Moravec F & Scholz T (1991) Observations on the biology of *Pomphorhynchus laevis* (Zoega in Müller, 1776) (Acanthocephala) in the Rokytná River, Czech and Slovak Federative Republic. *Helminthologia* 28, 23-29.
- Moravec F & Skoríková B (1998) Amphibians and larvae of aquatic insects as new paratenic hosts of *Anguillicola crassus* (Nematoda: Dracunculoidea), a swimbladder parasite of eels. *Diseases of Aquatic Organisms* 34, 217-222.
- Moravec F & Taraschewski H (1988) Revision of the genus *Anguillicola* Yamaguti 1935 (Nematoda: Anguillicolidae) of the swimbladder of eels, including descriptions of two new species, *A. novaezelandiae* sp. n. and *A. papernai* sp. n.. *Folia Parasitologica* 35, 125-156.
- Moravec F, Nagasawa K & Miyakawa M (2005) First record of ostracods as natural intermediate hosts of *Anguillicola crassus*, a pathogenic swimbladder parasite of eels *Anguilla* spp. *Diseases of Aquatic Organisms* 66, 171-173.
- Moravec F, Vidal-Martínez V & Aguirre-Macedo L (1999) Branchiurids (*Argulus*) as intermediate hosts of the daniconematid nematode *Mexiconema cichlasomae*. *Folia Parasitologica* 46, 79.
- Moravec F, Dicave D, Orecchia P & Paggi L (1994) Experimental observations on the development of *Anguillicola crassus* (Nematoda, Dracunculoidea) in its definitive host, *Anguilla anguilla* (Pisces). *Folia Parasitologica* 41, 138-148.
- Morewood WD, Hoover K, Neiner PR, McNeil JR & Sellmer JC (2004) Host tree resistance against the polyphagous wood-boring beetle *Anoplophora glabripennis*. *The Netherlands Entomological Society Entomologia Experimentalis et Applicata* 110, 79-86.
- Münderle M & Thielen F (2002) Bedeutung des Makrozoobenthos als Vektor für Fischparasiten im Oberrhein - Literaturstudie und Übersichtsuntersuchung. Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg.
- Münderle M, Sures B & Taraschewski H (2004) Influence of *Anguillicola crassus* (Nematoda) and *Ichthyophthirius multifiliis* (Ciliophora) on swimming activity of European eel *Anguilla anguilla*. *Diseases of Aquatic Organisms* 60, 133-139.

- Nadler SA (1995) Microevolution and the genetic structure of parasite populations. *Journal of Parasitology* 81, 395-403.
- Nagasawa K, Kim YG & Hirose H (1994) *Anguillicola crassus* and *A. globiceps* (Nematoda: Dracunculoidea) parasitic in the swimbladder of eels (*Anguilla japonica* and *A. anguilla*) in East Asia: a review. *Folia Parasitologica* 41, 127-137.
- Nascetti G, Paggi L, Orecchia P, Mattiucci S & Bullini L (1983) Two sibling species within *Anisakis simplex* (Ascaridida: Anisakidae). *Parassitologia* 25, 306-307.
- Nascetti G, Paggi L, Orecchia P, Smith JW, Mattiucci S & Bullini L (1986) Electrophoretic studies on the *Anisakis simplex* complex (Ascaridida: Anisakidae) from the Mediterranean and North-East Atlantic. *International Journal for Parasitology*, 16, 633-640.
- Nascetti G, Cianchi R, Mattiucci S, D'Amelio S, Orecchia P, Paggi L, Brattey J, Berland B, Smith JW & Bullini L (1993). Three sibling species within *Contracaecum osculatum* (Nematoda, Ascaridida, Ascaridoidea) from the Atlantic Arctic-boreal region: reproductive isolation and host preferences. *International Journal for Parasitology* 23, 105-120.
- Nei M (1972) Genetic distance between populations. *The American Naturalist* 106, 283-292.
- Nei M & Li WH (1979) Mathematical model for studying genetic variation in terms of restriction endonucleases. *Proceedings of the National Academy of Science of the United States of America* 76, 5269-5273.
- Neumann W (1985) Schwimmbblasenparasit *Anguillicola* bei Aalen. *Fischer und Teichwirt* 11, 322.
- Newsome AE & Noble IR (1986) Ecological and physiological characters of invading species. In *Ecology of Biological Invasions*, ed. Groves RH, Burdon JJ, pp. 1-20. Cambridge: Cambridge University Press, 166 pp.
- Nielsen ME (1999) An enhanced humoral immune response against the swimbladder nematode, *Anguillicola crassus*, in the Japanese eel, *Anguilla japonica*, compared with the European eel, *A. anguilla*. *Journal of Helminthology* 73, 227-232.
- Nimeth K, Zwerger P, Würtz J, Salvenmoser W & Pelster B (2000) Infection of the glass-eel swimbladder with the nematode *Anguillicola crassus*. *Parasitology* 121, 75-83.
- Nishi G & Sadahiko I (1969) On the juvenile of *Anguilla marmorata* Aouy & Gaimard in Yakushima (Yaku Island). Its ecology and morpholgy. *Memoirs of the Faculty of Fisheries Kagoshima University* 18, 65-76.
- Norozian-Amiri SMB & Behnke JM (1994) Density dependent regulation of the growth of the hookworms *Necator americanus* and *Ancylostoma ceylanicum*. *Parasitology* 109, 119-128.
- Ooi HK, Wang WS, Chang HY, Wu CH, Lin CC & Hsieh MT (1996) An epizootic of anguillicolosis in cultured American eel, *Anguilla rostrata*, in Taiwan. *Journal of Aquatic Animal Health* 8, 163-166.
- Orecchia P, Mattiucci S, D'Amelio S, Paggi L, Plotz J, Cianchi R, Nascetti G, Arduino P & Bullini L (1994) Two new members in the *Contracaecum osculatum* complex (Nematoda, Ascaridoidea) from the Antarctic. *International Journal for Parasitology* 24, 367-377.

- Paggi L, Orecchia P, Minervini R & Mattiucci S (1982) Sulla comparsa di *Anguilllicola australiensis* Johnston & Mawson, 1940 (Dracuncoloidea: Anguillicolidae) in *Anguilla anguilla* del lago di Bracciano. *Parassitologia* 24, 139- 43.
- Paggi L, Nascetti G, Cianchi R, Orecchia P, Mattiucci S, D'Amelio S, Berland B, Brattey J, Smith JW & Bullini L (1991) Genetic evidence for three species within *Pseudoterranova decipiens* (Nematoda, Ascaridida, Ascaridoidea) in the North Atlantic and Norwegian and Barents Seas. *International Journal for Parasitology* 21, 195-212.
- Palíková M & Navrátil S (2001) Occurrence of *Anguilllicola crassus* in the water reservoir Koryany (Czech Republik) and its influence on the health condition and haematological indices of eels. *Acta Veterinaria Brno* 70, 443-449.
- Panning A (1939) The Chinese mitten crab. Report of the Board of Regents of the Smithsonian Institution 3508, 361-375.
- Parker IM, Simberloff D, Lonsdale WM, Goodell K, Wonham M, Kareiva PM, Williamson MH, Von Holle B, Moyle PB, Byers JE & Goldwasser L (1999) Impact: Toward a framework for understanding the ecological effects of invaders. *Biological Invasions* 1, 3-19.
- Paterson HEH (1985) The recognition concept of species. In: Vrba ES, ed. *Species and Speciation*. Transvaal Museum, Pretoria. Transvaal Museum Monograph 4, 21-29.
- Paterson S & Viney ME (2002) Host immune responses are necessary for density dependence in nematode infections. *Parasitology* 125, 283-292.
- Pelster B & Scheid P (1993) Metabolism of the swimbladder epithelium and the single concentrating effect. *Comparative Biochemistry and Physiology* 105 A, 383-388.
- Pennycuick L (1971) Frequency distributions of parasites in a population of three-spined sticklebacks, *Gasterosteus aculeatus* L., with particular reference to the negative binomial distribution. *Parasitology* 63, 389-406.
- Phillips BL & Shine R (2004) Adapting to an invasive species: toxic cane toads induce morphological change in Australian snakes. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 101, 17150-17155.
- Phillips BL, Brown GP & Shine R (2003) Assessing the potential impact of cane toads on Australian snakes. *Conservation Biology* 17, 1738-1747.
- Pickering AD (1981) Introduction: The concept of biological stress. In: *Stress and Fish*, Pickering AD. Academic Press, London, 1-9.
- Pickering AD & Durston J (1983) Administration of cortisol to brown trout, *Salmo trutta* L., and its effects on the susceptibility to *Saprolegnia* infection and furunculosis. *Journal of Fish Biology* 23, 163-175.
- Pickering AD & Pottinger TG (1989) Stress responses and disease resistance in salmonid fish: effects of chronic elevation of plasma cortisol. *Fish Physiology and Biochemistry* 7, 253-258.
- Pimentel D, Lach L, Zuniga R & Morrison D (2000) Environmental and economic costs of nonindigenous species in the United States. *BioScience* 50, 53–65
- Polzer M & Taraschewski H (1993) Identification and characterization of the proteolytic enzymes in the developmental stages of the eel-pathogenic nematode *Anguilllicola crassus*. *Parasitology Research* 79, 24-27.

- Puqin W & Yuru Z (1980) Observations on the life history of *Anguillicoloides globiceps* (Nematoda: Anguillicolidae). *Acta Zoologica Sinica* 26, 243-249.
- Quinn TP, Unwin MJ & Kinnison MT (2000) Evolution of temporal isolation in the wild: genetic divergence in timing of migration and breeding by introduced chinook salmon populations. *Evolution* 54, 1372-1385.
- Rahhou I, Melhaoui M, Lecomte-Finiger R, Morand S & Chergui H (2001) Abundance and Distribution of *Anguillicoloides crassus* (Nematoda) in eel *Anguilla anguilla* from Moulaya estuary (Morocco). *Helminthologia* 38, 93-97.
- Read CP (1951) The “crowding” effect in tapeworm infections. *Journal of Parasitology* 37, 174-178.
- Reed DL, Hafner MS & Allen SK (2000) Mammalian hair diameter as a possible mechanism for host specialization in chewing lice. *Journal of Mammalogy* 81, 999-1007.
- Reimer LW, Hildebrand A, Scharberth D & Walter U (1994) *Anguillicoloides crassus* in the Baltic Sea - field data supporting transmission in brackish waters. *Diseases of Aquatic Organisms* 18, 77-79.
- Reznick DN & Ghalambor CK (2001) The population ecology of contemporary adaptations: what empirical studies reveal about the conditions that promote adaptive evolution. *Genetica* 112, 183-198.
- Ringuet S, Muto F & Raymakers C (2002) Eels – Their harvest and trade in Europe and Asia. *Traffic Bulletin* 19, 2-27.
- Roberts LS (2000) The crowding effect revisited. *Journal of Parasitology* 86, 209-211.
- Rosen PC & Schwalbe CR (2002) Widespread effects of introduced species on reptiles and amphibians in the Sonoran Desert region. In: *Invasive Exotic Species in the Sonoran Region* (ed. Tellman, B.). University of Arizona Press and the Arizona-Sonora Desert Museum, Tucson, AR, pp. 220-240.
- Rosenheim JA, Johnson MW, Mau RFL, Welter SC & others (1996) Biochemical preadaptations, founder events and the evolution of resistance in arthropods. *Journal of Economic Entomology* 89, 263-273.
- Roth J (1988) Die Fischbesiedlung des nördlichen Oberrheins und des Mittelrheins im Jahre 1986. Diplomarbeit TH Darmstadt, 147 S.
- Roy K, Jablonski D & Valentine JW (2001) Climate change, species range limits and body size in marine bivalves. *Ecology letters* 4, 366-370.
- Ruiz GM, Rawlings TK, Dobbs FC, Drake LA, Mullady T, Huq A, & Colwell R (2000) Global spread of micro-organisms by ships. *Nature* 48, 49.
- Sachs L (1992) *Angewandte Statistik*, 7. Aufl. Springer Verlag, Berlin.
- Sakai AK, Allendorf FW, Holt JS, Lodge DM, Molofsky J, With KA, Baughman S, Cabin RJ, Cohen JE, Ellstrand NC, McCauley DE, O’Neil P, Parker IM, Thompson JN & Weller SG (2001) The population biology of invasive species. *Annual Review of Ecology and Systematics* 32, 305-332.

- Sala OE, Chapin III FS, Armesto JJ, Berlow R, Bloomfield J, Dirzo R, Huber-Sanwald E, Huenneke LF, Jackson RB, Kinzig A, Leemans R, Lodge D, Mooney HA, Oesterheld M, Poff NL, Sykes MT, Walker BH, Walker M & Wall DH (2000) Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science* 287, 1770-1774.
- Schabuss M, Kennedy CR, Konecny R, Grillitsch B, Reckendorfer W, Schiemer F & Herzig A (2005) Dynamics and predicted decline of *Anguillicola crassus* infection in European eels, *Anguilla anguilla*, in Neusiedler See, Austria. *Journal of Helminthology* 79, 1-10.
- Schäperclaus W (1990) Fischkrankheiten. Akademie-Verlag Berlin.
- Schmidt J (1923) Breeding places and migrations of the eel. *Nature* 128, 602-604.
- Schmidt J (1925a) The breeding places of the eel. *Annual Report of the Smithsonian Institute* 1924, 279-316.
- Schmidt J (1925b) On the distribution of the freshwater eels (*Anguilla*) throughout the world. II. Indopacific region. *Skr. Kongel. Dansk. Selsk. Nat. Afd. Kobh.* 10, 329-382.
- Secretariat of the Convention on Biological Diversity (ed.) (2001) Assessment and management of alien species that threaten ecosystems, habitats and species. Montreal, sCBD, 146 s. (-CBD Technical Paper 1 ).
- Selander RK & Ochman H (1983) The genetic structure of populations as illustrated by molluscs. *Isozymes* 10, 93-123.
- Shaw DJ & Dobson AP (1995) Patterns of macroparasite abundance and aggregation in wildlife populations: a quantitative review. *Parasitology* 111, 111-133.
- Simberloff D, Schmitz DC & Brown TC (1997) Strangers in Paradise: Impact and Management of Nonindigenous Species in Florida. Island Press, Washington, D.C.
- Simpson GG (1961) Principles of animal taxonomy. Columbia University Press, New York.
- Sire C, Rognon A & Theron A (1998) Failure of *Schistosoma mansoni* to reinfect *Biomphalaria glabrata* snails: acquired humoral resistance or intra-specific larval antagonism. *Parasitology* 117, 117-122.
- Skorping A, Read AF & Keymer AE (1991) Life history covariation in intestinal nematodes of mammals. *Oikos* 60, 365-372.
- Smyth JD (1985) An Introduction to Animal Parasitology. Hodder and Stoughton, London.
- Sneath PHA & Sokal RR (1973) Numerical Taxonomy. Freeman WH, San Francisco.
- Solmsdorf H, Lohmeyer W & Mrass W (1975) Ermittlung und Untersuchung der schutzwürdigen und naturnahen Bereiche entlang des Rheins. *Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz* 11, 1-186.
- Sorci G, Morand S. & Hugot JP (1997) Host-parasite coevolution: comparative evidence for covariation of life history traits in primates and oxyurid parasites. *Proceedings of the Royal Society of London B* 264, 285-289.
- Sorci G, Skarstein F, Morand S & Hugot JP (2003) Correlated evolution between host immunity and parasite life histories in primates and oxyurid parasites *Proceedings of the Royal Society of London B* 270, 2481-2484.
- Sorenson MD, Sefc KM & Payne RB (2003) Speciation by host switch in brood parasitic indigobirds. *Nature* 424, 928-931.

- Sousa E, Naves P, Bonifácio L, Bravo MA, Penas AC, Pires J & Serrão M (2002) Preliminary survey for insects associated with *Bursaphelenchus xylophilus* in Portugal. Bulletin OEPP/EPPO Bulletin 32, 499.
- Sprengel G & Lüchtenberg H (1991) Infection by endoparasites reduces maximum swimming speed of European smelt *Osmerus eperlanus* and European eel *Anguilla anguilla*. Diseases of Aquatic Organisms 11, 31-35.
- Stein B, Kutner LS & Adams JS (2000) Precious Heritage: The Status of Biodiversity in the United States. Oxford: Oxford University Press, 399 pp.
- Storch V, Welsch U & Wink M (2001) Evolutionsbiologie. Springer-Verlag Berlin Heidelberg New York.
- Sures B & Streit B (2001) Eel parasite diversity and intermediate host abundance in the River Rhine, Germany. Parasitology 123, 185-191.
- Sures B, Knopf K & Kloas W (2001) Induction of stress by the swimbladder nematode *Anguillicola crassus* in European eels, *Anguilla anguilla*, after repeated experimental infection. Parasitology 123, 179-184.
- Sures B, Knopf K, Würtz J & Hirt J (1999) Richness and diversity of parasite communities in European eels *Anguilla anguilla* of the River Rhine, Germany, with special reference to helminth parasites. Parasitology 119, 323-330.
- Székely C (1994) Paratenic hosts for the parasitic nematode *Anguillicola crassus* in Lake Balaton, Hungary. Diseases of Aquatic Organisms 18, 11-20.
- Székely C, Láng M & Csaba G (1991) First occurrence of *Anguillicola crassus* in Hungary. Bulletin of the European Association of Fish Pathologists 11, 162-163.
- Taraschewski H, Renner C & Mehlhorn H (1988) Treatment of fish parasites. 3. Effect of levamisole HCL, metrifonate, fenbendazole, mebendazole and ivermectin on *Anguillicola crassus* (nematodes) pathogenic in the air bladder of eels. Parasitology Research 74, 281-289.
- Taraschewski H, Boomker J, Knopf K & Moravec F (2005) Studies on the morphology and ecology of *Anguillicola papernai* (Nematoda: Anguillicolidae) parasitizing the swimbladder of African longfin eel, *Anguilla mossambica*, and on the helminth community in this eel. Diseases of Aquatic Organisms 62, 185-195.
- Taraschewski H, Moravec F, Lamah T & Anders K (1987) Distribution and morphology of two helminths recently introduced into European eel populations: *Anguillicola crassus* (Nematoda, Dracunculoidea) and *Paratenuisentis ambiguus* (Acanthocephala, Tenuisentidae). Diseases of Aquatic Organisms 3, 167-176.
- Taylor LR (1961) Aggregation, variance and the mean. Nature 189, 732-735.
- Taylor LR & Taylor RAJ (1977) Aggregation, migration and population dynamics. Nature 265, 415-421.
- Taylor LR, Woiwod IP & Perry JN (1979) The negative binomial as a dynamic ecological model for aggregation and the density dependence of k. Journal of Animal Ecology 48, 289-304.
- Tempel DJ, Cilimburg AB & Wright V (2004) The Status and Management of Exotic and Invasive Species in National Wildlife Refuge Wilderness Areas. Natural Areas Journal 24, 300-306.

- Tesch FW (1977) The eel. Biology and Management of Anguillid eels. London: Chapman & Hall, 434 pp.
- Tesch FW (1978a) Horizontal and vertical swimming of eels (*Anguilla anguilla*) during the spawning migration at the edge of the continental shelf. In: Schmidt-König K, Keeton WT (Eds.): Animal migration, navigation and homing. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, 378-393.
- Tesch FW (1978b) Telemetric observations on the spawning migration of the eel *Anguilla anguilla* west of the European continental shelf. Environmental Biology of Fishes 3, 203-209.
- Tesch FW (1995) Vertical movements of migrating Silver eels (*Anguilla anguilla*) in the sea. Bulletin of the Sea Fisheries Institute 2, 24-30.
- Tesch FW (1999) Der Aal. Biologie und Fischerei. Verlag Paul Parey, Hamburg.
- Thiel H (1938) Die allgemeinen Ernährungsgrundlagen der chinesischen Wolhandkrabbe (*Eriocheir sinensis* Milne-Edwards) in Deutschland, insbesondere im Einwanderungsbereich im weiteren Sinne. Mitteilungen aus dem Hamburgischen Zoologischen Museum und Institut 47, 50-64.
- Thielen F (2005) Der Einfluß einwandernder Amphipoden-Arten auf die Parasitozönose des Europäischen Aals (*Anguilla anguilla*). Dissertation, Universität Karlsruhe.
- Thomas K (1993) The life cycle of the eel parasite *Anguillicola crassus* (Nematoda, Dracunculoidea). Dissertation, Universität Leuven.
- Thomas K & Ollevier F (1992b) Population biology of *Anguillicola crassus* in the final host *Anguilla anguilla*. Diseases of Aquatic Organisms 14, 163-170.
- Thomas K & Ollevier F (1992a) Paratenic hosts of the swimbladder nematode *Anguillicola crassus*. Diseases of Aquatic Organisms 13, 165-174.
- Thomas K & Ollevier F (1993) Hatching, survival, activity and penetration efficiency of second-stage larvae of *Anguillicola crassus* (Nematoda). Parasitology 107, 211-217.
- Thompson JN (1993) Oviposition preference and the origins of geographic variation in specialization in swallowtail butterflies. Evolution 47, 1585-1594.
- Thompson JN (1998) Rapid evolution as an ecological process. Trends in Ecology and Evolution 13, 329-332.
- Tomiczek C (2003) Der Asiatische Laubholzbockkäfer *Anoplophora glabripennis* – Befallssituation und Bekämpfungsmaßnahmen in Österreich. Nachrichtenblatt des Deutschen Pflanzenschutzdienstes 55, 79-80.
- Tsukamoto K (1992) Discovery of the spawning area for Japanese eel. Nature 356, 789-791.
- Tsutsui ND, Suarez AV, Holway DA & Case TJ (2000) Reduced genetic variation and the success of an invasive species. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America 97, 5948-5953.
- Tyler MJ (1994) Australian Frogs. Reed Books Australia, Chats-wood, NSW.
- Vaillant L (1896) Sur la présence de l'anguille commune en haute mer. Comptes Rendus Hebdomadaires des Séances de l'Académie des Sciences 126, 1429-1430.

- Van Banning P & Haenen OLM (1990) Effects of the swimmbladder nematode *Anguillicola crassus* in wild and farmed eel, *Anguilla anguilla*. In "Pathology in marine science" (eds. Perkins F.O. & Cheng T.C.), 317-330. Academic Press, inc. New York. Proc. 3<sup>rd</sup> Int. Coll. on Path. in Marin Aquaculture, Gloucester Point Virginia.
- Van Banning P, Heermans W & Van Willigen JA (1985) *Anguillicola crassa*, en nieuwe aal-parasiet in Nederlandse wateren Visserij 38, 237-240.
- Van Driesche RG & Bellows TS Jr. (1996) Biological Control. NewYork: Chapman & Hall. 539 pp.
- Villablanca FX, Roderick GK & Palumbi SR (1998) Invasion genetics of the Mediterranean fruit fly: variation in multiple nuclear introns. Molecular Ecology 7, 547-560.
- Vismanis K, Kirjusina M & Rodzins R (1999) An eel nematode *Anguillicola crassus* Kuwahara, Niimi & Itagaki, 1974 (Nematoda: Dracunculoidea) in Latvia. In: Proceedings of the Fifth International Symposium on Fish Parasites. Czech Republic: Institute of Parasitology, Academy of Sciences of the Czech Republic, p. 160.
- Wakelin D (1996) Immunity to parasites. Cambridge University Press.
- Weibel U (1990) Untersuchung zur Fischfauna des nördlichen Oberrheins. Diplomarbeit Universität Heidelberg.
- Weibel U (1991) Neue Ergebnisse zur Fischfauna des nördlichen Oberrheins ermittelt am Rechengut von Kraftwerken. Fischökologie 5, 43-68.
- Weinig C (2000) Plasticity versus canalization: Population differences in the timing of shade-avoidance responses. Evolution 54, 441-451.
- Wilcove DS, Rothstein D, Dubow J, Phillips A & Losos E (1998) Quantifying threats to imperiled species in the United States. BioScience 48, 607-615.
- Williamson M (1996) Biological Invasions. New York: Chapman & Hall, 244 pp.
- Woo PTK, Leatherland JF & Lee MS (1987) *Cryptobia salmositica*: cortisol increases the susceptibility of *Salmo gairdneri* Richardson to experimental cryptobiosis. Journal of Fish Diseases 10, 75-83.
- Wootton RJ (1984) A Functional Biology of Sticklebacks. London: Croom Helm.
- Wootton RJ (1976) The Biology of the Sticklebacks. Academic Press, London.
- Würtz J (1996) Untersuchungen zur Pathogenität des Schwimmblasen-Nematoden *Anguillicola crassus* im Labor und Freiland. Dissertation. Universität Karlsruhe.
- Würtz J & Taraschewski H (2000) Histopathological changes in the swimbladder wall of the European eel *Anguilla anguilla* due to infection with *Anguillicola crassus*. Diseases of Aquatic Organisms 39, 121-134.
- Würtz J, Knopf K & Taraschewski H (1998) Distribution and prevalence of *Anguillicola crassus* (nematoda) in eels *Anguilla anguilla* of the rivers Rhine and Naab, Germany. Diseases of Aquatic Organisms 32, 137-143.
- Würtz J, Taraschewski H & Pelster B (1996) Changes in gas composition in the swimbladder of the European eel (*Anguilla anguilla*) infected with *Anguillicola crassus* (Nematoda). Parasitology 112, 233-238.
- Yamaguti S (1935) Studies on the helminth fauna of Japan. Pt. 9. Nematodes of fishes, I. Japanese Journal of Zoology 6, 337-386.

- Zander CD (1998) Parasit-Wirt-Beziehungen – Einführungen in die ökologische Parasitologie. Springer Verlag, Berlin, Heidelberg.
- Zietara MS & Lumme J (2002) Speciation by host switch and adaptive radiation in a fish parasite genus *Gyrodactylus* (Monogenea, Gyrodactylidae). Evolution 56, 2445-2458.

Internet-Recherche:

[www.abu.naturschutz.de](http://www.abu.naturschutz.de), 05.09.2005

[www.nabu-sachsen.de](http://www.nabu-sachsen.de), 01.03.2001

## **7 Anhang**

Anhang I: Veröffentlichungen, Vorträge und Kongressteilnahmen

Anhang II: Nachweisliste der durch die E-Befischungen registrierten Fischarten

Anhang III: Angaben über individuelle Aaldaten der untersuchten Populationen

Anhang IV: Individuelle Befallsdaten der untersuchten Populationen mit *A. crassus*

Anhang V: Individuelle morphometrische Daten von *Anguilllicola* spp.

## Anhang I: Veröffentlichungen, Vorträge und Kongressteilnahmen

**Münderle M** & Thielen F (2002) Bedeutung des Makrozoobenthos als Vektor für Fischparasiten im Oberrhein - Literaturstudie und Übersichtsuntersuchung. Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg.

**Münderle, M.** Sures, B. Taraschewski, H. (2004) Influence of *Anguillicola crassus* (Nematoda) and *Ichthyophthirius multifiliis* (Ciliophora) on swimming activity of European eel *Anguilla anguilla*. Diseases of Aquatic Organisms 60, 133-139.

Lefebvre F, Shuster T, **Münderle M**, Hine M & Poulin R (2004) Anguillicolosis in the short-finned eel *Anguilla australis*: epidemiology and pathogenicity. New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research 38, 577-583.

**Münderle M**, Taraschewski H, Klar B, Chang CW, He JT, Shen KN, Shiao JC & Tzeng WN (2005) Occurrence of *Anguillicola crassus* (Nematoda: Dracunculoidea) in Japanese eels *Anguilla japonica* of a river in southern Taiwan and in an aquaculture unit in central Taiwan. Diseases of Aquatic Organisms (submitted).

**10.<sup>th</sup> International Congress of Parasitology, Vancouver, Canada** (04.-09. August 2002)  
Vortrag: „Investigations on the influence of *Anguillicola crassus* on the swimbladder of European eels (*Anguilla anguilla*)”

**96. Jahresversammlung der Deutschen Zoologischen Gesellschaft als gemeinsame Tagung mit der Deutschen Gesellschaft für Parasitologie, Berlin** (09. - 13. Juni 2003)  
Vortrag: „Investigations on the influence of *Anguillicola crassus* on the swimbladder of European eels (*Anguilla anguilla*)”

**Symposium Ecological and Environmental Parasitology - The impact of global change, Freudenstadt** (08.-10. April 2005)  
Vortrag: „Morphometric and genetic divergence in European and East Asian populations of the swimbladder nematode *Anguillicola crassus*”

**7.<sup>th</sup> Indo-Pacific Fish Conference Taipei, Taiwan** (16.-20. Mai 2005)  
Poster: „Occurrence of *Anguillicola crassus* (Nematoda: Dracunculoidea) in the wild and cultured Japanese eels *Anguilla japonica* in southwestern Taiwan”

**Ichthyoparasitologisches Symposium (AG Ichthyoparasitologie der Deutschen Gesellschaft für Parasitologie), Karlsruhe** (16.-17. Juni 2005)Vortrag: „Divergenz bei asiatischen und europäischen Populationen von *Anguillicola crassus*“

## Anhang II: Nachweisliste der durch die E-Befischungen registrierten Fischarten

Tabelle 7.1: Liste der Fischarten und deren Schutzstatus in Baden-Württemberg (BW) bzw. in Deutschland (D), die bei den Elektrobefischungen in den jeweiligen Gewässern nachgewiesen werden konnten.

Fischart	Status BW	Status D	Rhein/ Altrhein (Karlsruhe)	Lippe (Hünxe)	Ruhr (Mühlheim)
<b>Petromyzonidae</b>					
1. Bachneunauge ( <i>Lampetra planeri</i> )	3	2	+		
<b>Salmonidae</b>			+		
2. Bachforelle ( <i>Salmo trutta f. fario</i> )			+		
<b>Cyprinidae</b>					
3. Barbe ( <i>Barbus barbus</i> )	3	2	++	++	
4. Gründling ( <i>Gobio gobio</i> )			++	+	++
5. Döbel, Aitel ( <i>Leuciscus cephalus</i> )			+++	++	++
6. Hasel ( <i>Leuciscus leuciscus</i> )		3	+		
7. Rotauge, Plötze ( <i>Rutilus rutilus</i> )			+++		+++
8. Ukelei, Laube ( <i>Alburnus alburnus</i> )			+++		
9. Güster, Blicke ( <i>Blicca bjoerkna</i> )			+++		
10. Brachsen, Blei ( <i>Abramis brama</i> )			+++		
11. Nase ( <i>Chondrostoma nasus</i> )	3	2	+		
12. Schleie ( <i>Tinca tinca</i> )			++		
23. Karpfen ( <i>Cyprinus carpio</i> )		2	+	+	+
<b>Cobitidae</b>					
14. Steinbeißer, Dorngrundel ( <i>Cobitis taenia</i> )	1	2	+		
15. Bachschmerle ( <i>Noemacheilus barbatulus</i> )		3	+	+	+
<b>Gadidae</b>					
16. Quappe, Aalrutte, Trüsche ( <i>Lota lota</i> )	2	2	++		
<b>Siluridae</b>					
17. Wels, Waller ( <i>Silurus glanis</i> )			2	++	
<b>Anguillidae</b>					
18. Europäischer Aal ( <i>Anguilla anguilla</i> )	2	3	+++	+++	++
<b>Gasterosteidae</b>					
19. Dreistachliger Stichling ( <i>Gasterosteus aculeatus</i> )				+	
<b>Centrarchidae</b>					
20. Sonnenbarsch ( <i>Lepomis gibbosus</i> )				+	
<b>Percidae</b>					
21. Flußbarsch ( <i>Perca fluviatilis</i> )			+++	+++	
22. Zander ( <i>Stizostedion lucioperca</i> )			++		
23. Kaulbarsch ( <i>Gymnocephalus cernua</i> )			+++	+++	+++
<b>Cottidae</b>					
24. Groppe ( <i>Cottus gobio</i> )	3	2	+		

(Symbole: 1 = vom Aussterben bedroht, 2 = stark gefährdet, 3 gefährdet, + = selten/ Einzelfund, ++ = verbreitet, +++ = häufig)

### Anhang III: Angaben über individuelle Aaldaten der untersuchten Populationen

Tabelle 7.2: Angaben über individuelle Aaldaten der untersuchten Population.

Population: Rhein/ Karlsruhe – <i>A. anguilla</i>								
Datum: 15.04.02								
Aal Nr.	Masse [g]	Länge [cm]	k-Faktor	m <sub>Leber</sub> [g]	HS-Index	m <sub>Milz</sub> [g]	MS-Index	SB-Länge [cm]
1	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.
2	570	71,5	0,16	7,11	1,25	n. b.	n. b.	n. b.
3	290	53,5	0,19	4,25	1,47	n. b.	n. b.	n. b.
4	385	64,5	0,14	4,51	1,17	n. b.	n. b.	n. b.
5	460	64,0	0,18	7,46	1,62	n. b.	n. b.	n. b.
6	360	61,0	0,16	8,04	2,23	n. b.	n. b.	n. b.
7	266	57,0	0,14	3,73	1,40	n. b.	n. b.	n. b.
8	95	40,5	0,14	1,42	1,49	n. b.	n. b.	n. b.
9	305	57,0	0,16	3,21	1,05	n. b.	n. b.	n. b.
10	580	70,5	0,17	7,79	1,34	n. b.	n. b.	n. b.
11	n. b.	n. b.	n. b.	4,10	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.
12	490	64,5	0,18	6,97	1,42	n. b.	n. b.	n. b.
13	295	56,0	0,17	4,61	1,56	n. b.	n. b.	n. b.
14	280	58,5	0,14	3,62	1,29	n. b.	n. b.	n. b.
15	255	55,5	0,15	3,37	1,32	n. b.	n. b.	n. b.
16	180	50,5	0,14	3,86	2,14	n. b.	n. b.	n. b.
17	215	51,5	0,16	4,07	1,89	n. b.	n. b.	n. b.
18	345	60,0	0,16	5,93	1,72	n. b.	n. b.	n. b.
19	330	64,0	0,13	4,36	1,32	n. b.	n. b.	n. b.
20	170	48,5	0,15	2,10	1,24	n. b.	n. b.	n. b.
21	275	57,5	0,14	2,48	0,90	n. b.	n. b.	n. b.
22	500	69,0	0,15	5,65	1,13	n. b.	n. b.	n. b.
23	155	50,0	0,12	2,54	1,64	n. b.	n. b.	n. b.
24	240	55,0	0,14	2,77	1,15	n. b.	n. b.	n. b.
25	115	45,0	0,13	2,70	2,35	n. b.	n. b.	n. b.
26	120	45,5	0,13	1,83	1,53	n. b.	n. b.	n. b.
27	160	50,0	0,13	2,22	1,39	n. b.	n. b.	n. b.
28	95	42,5	0,12	1,78	1,87	n. b.	n. b.	n. b.

(Symbol: n. b. = nicht bestimmt)

Tabelle 7.3: Angaben über individuelle Aaldaten der untersuchten Population: Angaben über individuelle Aaldaten der untersuchten Population.

Population: Rhein/ Karlsruhe – <i>A. anguilla</i>								
Datum: 19.09.02								
Aal Nr.	Masse [g]	Länge [cm]	k-Faktor	m <sub>Leber</sub> [g]	HS-Index	m <sub>Milz</sub> [g]	MS-Index	SB-Länge [cm]
1	400	66,9	0,13	4,20	1,05	n. b.	n. b.	n. b.
2	340	56,0	0,19	4,55	1,34	n. b.	n. b.	n. b.
3	495	64,0	0,19	5,47	1,11	n. b.	n. b.	n. b.
4	270	55,5	0,16	2,43	0,90	n. b.	n. b.	n. b.
5	270	56,0	0,15	3,08	1,14	n. b.	n. b.	n. b.
6	205	55,0	0,12	2,68	1,31	n. b.	n. b.	n. b.
7	75	41,0	0,11	1,18	1,57	n. b.	n. b.	n. b.*
8	550	70,0	0,16	5,39	0,98	n. b.	n. b.	n. b.
9	250	56,0	0,14	3,20	1,28	n. b.	n. b.	n. b.*
10	505	65,0	0,18	5,49	1,09	n. b.	n. b.	n. b.

<b>Fortsetzung</b>								
<b>Population: Rhein/ Karlsruhe – <i>A. anguilla</i></b>								
<b>Datum: 19.09.02</b>								
Aal Nr.	Masse [g]	Länge [cm]	k-Faktor	m <sub>Leber</sub> [g]	HS-Index	m <sub>Milz</sub> [g]	MS-Index	SB-Länge [cm]
11	440	63,0	0,18	5,11	1,16	n. b.	n. b.	n. b.
12	100	41,0	0,15	1,45	1,45	n. b.	n. b.	n. b.
13	95	41,0	0,14	0,80	0,84	n. b.	n. b.	n. b.
14	640	73,0	0,16	6,73	1,05	n. b.	n. b.	n. b.
15	310	56,0	0,18	3,34	1,08	n. b.	n. b.	n. b.
16	165	44,0	0,19	1,87	1,13	n. b.	n. b.	n. b.
17	155	49,0	0,13	2,13	1,37	n. b.	n. b.	n. b.
18	480	66,0	0,17	4,92	1,03	n. b.	n. b.	n. b.
19	380	63,0	0,15	3,40	0,89	n. b.	n. b.	n. b.
20	210	53,0	0,14	2,70	1,29	n. b.	n. b.	n. b.
21	270	54,5	0,17	2,32	0,86	n. b.	n. b.	n. b.
22	415	62,5	0,17	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.
23	140	48,5	0,12	1,70	1,21	n. b.	n. b.	n. b.

(Symbol: n. b. = nicht bestimmt; \* = Schwimmblase optisch verdickt bzw. getrübt)

Tabelle 7.4: Angaben über individuelle Aaldaten der untersuchten Population.

<b>Population: Rhein/ Karlsruhe – <i>A. anguilla</i></b>								
<b>Datum: 01.04.03</b>								
Aal Nr.	Masse [g]	Länge [cm]	k-Faktor	m <sub>Leber</sub> [g]	HS-Index	m <sub>Milz</sub> [g]	MS-Index	SB-Länge [cm]
1	315	55,5	0,18	7,54	2,39	n. b.	n. b.	4,6
2	410	60,5	0,19	11,66	2,84	n. b.	n. b.	4,19
3	150	45,1	0,16	5,34	3,56	n. b.	n. b.	3,86
4	155	43,9	0,18	4,49	2,90	n. b.	n. b.	3,77
5	70	34,3	0,17	2,30	3,29	n. b.	n. b.	2,32
6	265	54,5	0,16	5,66	2,14	n. b.	n. b.	6,68
7	510	63,5	0,20	9,50	1,86	n. b.	n. b.	7,15
8	345	57,0	0,19	6,30	1,83	n. b.	n. b.	2,53
9	195	47,5	0,18	3,15	1,62	n. b.	n. b.	4,44
10	100	40,5	0,15	2,17	2,17	n. b.	n. b.	4,34
11	340	60,5	0,15	5,28	1,55	n. b.	n. b.	3,95
12	310	62,5	0,13	5,55	1,79	n. b.	n. b.	4,79
13	235	55,5	0,14	2,60	1,11	n. b.	n. b.	6,33
14	100	42,5	0,13	1,78	1,78	n. b.	n. b.	3,81
15	425	63,0	0,17	6,15	1,45	n. b.	n. b.	7,18
16	370	61,0	0,16	7,39	2,00	n. b.	n. b.	5,92
17	140	47,5	0,13	2,95	2,11	n. b.	n. b.	5,76
18	385	60,5	0,17	7,37	1,91	n. b.	n. b.	6,02
19	480	63,5	0,19	7,42	1,55	n. b.	n. b.	8,64
20	95	41,0	0,14	1,79	1,88	n. b.	n. b.	2,65
21	650	70,5	0,19	9,86	1,52	n. b.	n. b.	9,05
22	405	61,0	0,18	6,87	1,70	n. b.	n. b.	4,22
23	610	73,0	0,16	10,44	1,71	n. b.	n. b.	6,35
24	230	52,5	0,16	5,58	2,43	n. b.	n. b.	6,65
25	495	68,0	0,16	5,45	1,10	n. b.	n. b.	6,43
26	605	69,5	0,18	13,61	2,25	n. b.	n. b.	8,94
27	200	51,0	0,15	4,10	2,05	n. b.	n. b.	1,74
28	70	36,5	0,14	1,53	2,19	n. b.	n. b.	4,49
29	440	69,0	0,13	7,10	1,61	n. b.	n. b.	5,59
30	195	51,0	0,15	3,37	1,73	n. b.	n. b.	3,71*

## Anhang

---

Fortsetzung								
Population: Rhein/ Karlsruhe – <i>A. anguilla</i>								
Datum: 01.04.03								
Aal Nr.	Masse [g]	Länge [cm]	k-Faktor	m <sub>Leber</sub> [g]	HS-Index	m <sub>Milz</sub> [g]	MS-Index	SB-Länge [cm]
31	485	64,0	0,19	11,73	2,42	n. b.	n. b.	1,91
32	350	58,5	0,17	6,13	1,75	n. b.	n. b.	4,23
33	480	64,0	0,18	12,30	2,56	n. b.	n. b.	5,92
34	235	52,0	0,17	4,08	1,74	n. b.	n. b.	3,75
35	85	43,5	0,10	1,52	1,79	n. b.	n. b.	4,19
36	470	63,0	0,19	8,06	1,71	n. b.	n. b.	7,65
37	455	67,0	0,15	7,49	1,65	n. b.	n. b.	4,23
38	115	42,0	0,16	2,09	1,82	n. b.	n. b.	4,08
39	550	69,0	0,17	9,67	1,76	n. b.	n. b.	3,98
40	445	65,5	0,16	7,98	1,79	n. b.	n. b.	7,09
41	190	50,0	0,15	4,86	2,56	n. b.	n. b.	3,77
42	125	43,5	0,15	3,04	2,43	n. b.	n. b.	4,59
43	620	70,0	0,18	12,28	1,98	n. b.	n. b.	5,97
44	230	51,0	0,17	4,65	2,02	n. b.	n. b.	5,01
45	150	47,0	0,14	3,22	2,15	n. b.	n. b.	3,52
46	485	66,0	0,17	5,97	1,23	n. b.	n. b.	6,97
47	580	70,5	0,17	8,95	1,54	n. b.	n. b.	5,59
48	385	63,0	0,15	5,83	1,51	n. b.	n. b.	5,03
49	165	49,0	0,14	2,59	1,57	n. b.	n. b.	3,01
50	335	57,5	0,18	6,39	1,91	n. b.	n. b.	6,73
51	155	48,0	0,14	2,89	1,86	n. b.	n. b.	5,17
52	430	69,5	0,13	8,59	2,00	n. b.	n. b.	4,88
53	155	52,0	0,11	3,00	1,94	n. b.	n. b.	3,77
54	390	61,0	0,17	6,50	1,67	n. b.	n. b.	3,92
55	315	61,5	0,14	3,86	1,23	n. b.	n. b.	5,53
56	290	57,0	0,16	4,97	1,71	n. b.	n. b.	5,06
57	270	55,0	0,16	4,49	1,66	n. b.	n. b.	6,81
58	470	65,0	0,17	7,42	1,58	n. b.	n. b.	8,97
59	465	67,0	0,15	10,19	2,19	n. b.	n. b.	6,70
60	155	45,0	0,17	1,89	1,22	n. b.	n. b.	5,62
61	240	54,0	0,15	3,24	1,35	n. b.	n. b.	4,34
62	310	57,0	0,17	4,39	1,42	n. b.	n. b.	5,34
63	145	48,0	0,13	2,78	1,92	n. b.	n. b.	3,34
64	200	50,5	0,16	3,49	1,75	n. b.	n. b.	4,21
65	270	55,0	0,16	3,79	1,40	n. b.	n. b.	4,02
66	105	42,0	0,14	1,82	1,73	n. b.	n. b.	5,00

(Symbol: n. b. = nicht bestimmt; \* = Schwimmblase optisch verdickt bzw. getrübt)

Tabelle 7.5: Angaben über individuelle Aaldaten der untersuchten Population.

Population: Rhein/ Karlsruhe – <i>A. anguilla</i>								
Datum: 28.04.03								
Aal Nr.	Masse [g]	Länge [cm]	k-Faktor	m <sub>Leber</sub> [g]	HS-Index	m <sub>Milz</sub> [g]	MS-Index	SB-Länge [cm]
1	575	67,0	0,19	9,49	1,65	n. b.	n. b.	6,82
2	115	46,0	0,12	1,87	1,63	n. b.	n. b.	2,01
3	405	58,5	0,20	6,14	1,52	n. b.	n. b.	3,95
4	65	35,5	0,15	1,07	1,65	n. b.	n. b.	1,58
5	530	65,0	0,19	9,32	1,76	n. b.	n. b.	5,13
6	160	45,5	0,17	3,62	2,26	n. b.	n. b.	3,76
7	50	32,5	0,15	1,23	2,46	n. b.	n. b.	3,33

<b>Fortsetzung</b>								
<b>Population: Rhein/ Karlsruhe – <i>A. anguilla</i></b>								
<b>Datum: 28.04.03</b>								
Aal Nr.	Masse [g]	Länge [cm]	k-Faktor	m <sub>Leber</sub> [g]	HS-Index	m <sub>Milz</sub> [g]	MS-Index	SB-Länge [cm]
8	590	68,0	0,19	8,08	1,37	n. b.	n. b.	5,48
9	150	49,0	0,13	3,22	2,15	n. b.	n. b.	2,94*
10	520	66,0	0,18	8,76	1,68	n. b.	n. b.	3,72
11	205	48,5	0,18	3,78	1,84	n. b.	n. b.	5,04
12	480	64,5	0,18	9,09	1,89	n. b.	n. b.	5,68
13	90	39,0	0,15	1,99	2,21	n. b.	n. b.	2,77
14	370	63,0	0,15	5,11	1,38	n. b.	n. b.	5,15
15	590	67,5	0,19	14,02	2,38	n. b.	n. b.	3,83
16	75	39,5	0,12	1,02	1,36	n. b.	n. b.	2,48
17	255	54,5	0,16	4,47	1,75	n. b.	n. b.	4,01
18	520	63,5	0,20	7,52	1,45	n. b.	n. b.	4,90
19	120	50,5	0,09	2,38	1,98	n. b.	n. b.	5,02
20	340	58,0	0,17	5,71	1,68	n. b.	n. b.	5,44
21	575	69,0	0,18	8,51	1,48	n. b.	n. b.	4,31
22	200	51,5	0,15	4,45	2,23	n. b.	n. b.	2,80
23	280	56,0	0,16	3,67	1,31	n. b.	n. b.	4,23

(Symbol: n. b. = nicht bestimmt; \* = Schwimmblase optisch verdickt bzw. getrübt)

Tabelle 7.6: Angaben über individuelle Aaldaten der untersuchten Population.

<b>Population: Rhein/ Karlsruhe – <i>A. anguilla</i></b>								
<b>Datum: 10.07.03</b>								
Aal Nr.	Masse [g]	Länge [cm]	k-Faktor	m <sub>Leber</sub> [g]	HS-Index	m <sub>Milz</sub> [g]	MS-Index	SB-Länge [cm]
1	657,5	68,5	0,20	10,54	1,60	n. b.	n. b.	9,01
2	500	67,0	0,17	4,47	0,89	n. b.	n. b.	10,20
3	70	35,6	0,16	0,78	1,11	n. b.	n. b.	4,33
4	1145	81,0	0,22	11,63	1,02	n. b.	n. b.	7,07
5	305	55,5	0,18	3,53	1,16	n. b.	n. b.	6,38
6	72,5	37,5	0,14	0,99	1,37	n. b.	n. b.	2,94
7	110	42,0	0,15	1,42	1,29	n. b.	n. b.	3,25
8	245	54,4	0,15	2,99	1,22	n. b.	n. b.	7,74
9	85	39,7	0,14	1,28	1,51	n. b.	n. b.	4,73
10	120	46,3	0,12	1,65	1,38	n. b.	n. b.	7,70
11	610	66,5	0,21	6,86	1,12	n. b.	n. b.	n. b.
12	495	64,5	0,18	4,18	0,84	n. b.	n. b.	n. b.
13	95	41,0	0,14	1,39	1,46	n. b.	n. b.	n. b.
14	375	63,4	0,15	4,01	1,07	n. b.	n. b.	n. b.
15	350	59,2	0,17	4,19	1,20	n. b.	n. b.	n. b.
16	215	54,2	0,14	3,17	1,47	n. b.	n. b.	n. b.
17	150	46,0	0,15	1,89	1,26	n. b.	n. b.	n. b.
18	175	52,4	0,12	2,06	1,18	n. b.	n. b.	n. b.
19	140	48,5	0,12	1,67	1,19	n. b.	n. b.	n. b.
20	90	36,0	0,19	1,01	1,12	n. b.	n. b.	n. b.

(Symbol: n. b. = nicht bestimmt)

## Anhang

---

Tabelle 7.7: Angaben über individuelle Aaldaten der untersuchten Population.

Population: Rhein/ Karlsruhe – <i>A. anguilla</i>								
Datum: 09.09.03								
Aal Nr.	Masse [g]	Länge [cm]	k-Faktor	m <sub>Leber</sub> [g]	HS-Index	m <sub>Milz</sub> [g]	MS-Index	SB-Länge [cm]
1	497,5	62,7	0,20	5,62	1,13	n. b.	n. b.	6,20*
2	60	36,6	0,12	0,75	1,25	n. b.	n. b.	3,84
3	160	50,2	0,13	1,91	1,19	n. b.	n. b.	4,54
4	390	61,9	0,16	3,22	0,83	n. b.	n. b.	6,69
5	410	63,0	0,16	4,17	1,02	n. b.	n. b.	8,25
6	110	39,3	0,18	0,87	0,79	n. b.	n. b.	1,20
7	65	36,3	0,14	0,70	1,08	n. b.	n. b.	5,25
8	125	45,5	0,13	1,57	1,26	n. b.	n. b.	7,25
9	325,5	62,4	0,13	4,31	1,32	n. b.	n. b.	4,50
10	140	45,6	0,15	1,85	1,32	n. b.	n. b.	4,37
11	55	36,5	0,11	0,68	1,24	n. b.	n. b.	4,33

(Symbol: n. b. = nicht bestimmt; \* = Schwimmblase optisch verdickt bzw. getrübt)

Tabelle 7.8: Angaben über individuelle Aaldaten der untersuchten Population.

Population: Rhein/ Karlsruhe – <i>A. anguilla</i>								
Datum: 25.03.04								
Aal Nr.	Masse [g]	Länge [cm]	k-Faktor	m <sub>Leber</sub> [g]	HS-Index	m <sub>Milz</sub> [g]	MS-Index	SB-Länge [cm]
1	500	67,5	0,16	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	6,29
2	550	69,2	0,17	8,09	1,47	0,81	0,1479	10,29
3	520	66,3	0,18	6,14	1,18	0,55	0,1060	10,31
4	415	64,5	0,15	4,66	1,12	0,39	0,0939	8,92
5	285	58,0	0,15	3,86	1,35	0,41	0,1429	7,82
6	370	60,5	0,17	4,55	1,23	0,68	0,1840	7,83

(Symbol: n. b. = nicht bestimmt)

Tabelle 7.9: Angaben über individuelle Aaldaten der untersuchten Population.

Population: Rhein/ Karlsruhe – <i>A. anguilla</i>								
Datum: 08.11.04								
Aal Nr.	Masse [g]	Länge [cm]	k-Faktor	m <sub>Leber</sub> [g]	HS-Index	m <sub>Milz</sub> [g]	MS-Index	SB-Länge [cm]
1	760	71,0	0,21	8,25	1,08	0,52	0,07	7,89
2	280	57,5	0,15	3,27	1,17	0,33	0,12	9,78
3	105	42,0	0,14	1,32	1,26	0,10	0,10	6,97
4	140	48,5	0,12	2,04	1,46	0,28	0,20	4,02
5	735	68,7	0,23	2,58	0,35	1,22	0,17	7,50
6	100	40,5	0,15	1,42	1,42	0,15	0,15	3,90
7	350	59,0	0,17	4,58	1,31	0,42	0,12	7,48
8	395	63,2	0,16	5,51	1,39	0,39	0,10	10,96
9	260	65,5	0,09	2,79	1,07	0,29	0,11	8,98
10	660	68,3	0,21	9,36	1,42	0,87	0,13	13,10
11	175	50,5	0,14	3,22	1,84	0,20	0,11	5,52
12	265	56,5	0,15	4,03	1,52	0,49	0,19	6,63
13	905	78,5	0,19	15,12	1,67	1,08	0,12	7,73
14	490	65,5	0,17	6,93	1,41	0,50	0,10	10,15

<b>Fortsetzung</b>								
<b>Population: Rhein/ Karlsruhe – <i>A. anguilla</i></b>								
<b>Datum: 08.11.04</b>								
Aal Nr.	Masse [g]	Länge [cm]	k-Faktor	m <sub>Leber</sub> [g]	HS-Index	m <sub>Milz</sub> [g]	MS-Index	SB-Länge [cm]
15	230	53,5	0,15	3,33	1,45	0,25	0,11	7,37
16	85	40,0	0,13	1,26	1,48	0,14	0,16	2,99
17	390	59,7	0,18	5,02	1,29	0,38	0,10	7,42
18	50	34,0	0,13	0,93	1,85	0,11	0,22	2,35
19	70	36,0	0,15	1,26	1,80	0,12	0,17	5,40

Tabelle 7.10: Angaben über individuelle Aaldaten der untersuchten Population.

<b>Population: Rhein/ Karlsruhe – <i>A. anguilla</i></b>								
<b>Datum: 19.07.05</b>								
Aal Nr.	Masse [g]	Länge [cm]	k-Faktor	m <sub>Leber</sub> [g]	HS-Index	m <sub>Milz</sub> [g]	MS-Index	SB-Länge [cm]
1	135	42,5	0,18	1,34	0,99	0,20	0,14	5,69
2	150	46,0	0,15	1,90	1,26	0,18	0,12	5,17
3	35	30,2	0,13	0,60	1,71	0,07	0,20	3,25
4	75	36,5	0,15	0,93	1,23	0,13	0,17	4,00*
5	210	48,8	0,18	3,07	1,46	0,31	0,15	9,13
6	325	57,7	0,17	4,17	1,28	0,29	0,09	4,55
7	70	38,2	0,13	1,17	1,67	0,12	0,17	1,23
8	135	43,0	0,17	1,40	1,04	0,22	0,17	4,92*
9	145	45,9	0,15	1,49	1,02	0,21	0,15	3,24*
10	65	33,5	0,17	0,70	1,08	0,12	0,18	4,14
11	600	71,0	0,17	6,90	1,15	0,50	0,08	4,99
12	320	55,5	0,19	4,94	1,54	0,30	0,09	6,52
13	252,5	53,5	0,16	3,94	1,56	0,30	0,12	6,28*
14	240	52,5	0,17	2,30	0,96	0,24	0,10	5,79
15	230	52,4	0,16	2,25	0,98	0,45	0,20	5,45
16	385	59,0	0,19	4,54	1,18	0,27	0,07	8,45
17	445	62,2	0,18	5,52	1,24	0,57	0,13	5,24
18	130	45,0	0,14	1,32	1,02	0,33	0,25	6,55
19	335	58,2	0,17	3,49	1,04	0,61	0,18	9,26
20	300	56,0	0,17	3,36	1,12	0,44	0,15	5,82

(Symbol: \* = Schwimmblase optisch verdickt bzw. getrübt)

Tabelle 7.11: Angaben über individuelle Aaldaten der untersuchten Population.

<b>Population: Altrhein/ Karlsruhe – <i>A. anguilla</i></b>								
<b>Datum: 18.04.02</b>								
Aal Nr.	Masse [g]	Länge [cm]	k-Faktor	m <sub>Leber</sub> [g]	HS-Index	m <sub>Milz</sub> [g]	MS-Index	SB-Länge [cm]
1	645	68,0	0,21	11,20	1,74	n. b.	n. b.	n. b.
2	125	45,0	0,14	2,32	1,86	n. b.	n. b.	n. b.
3	270	56,0	0,15	5,25	1,94	n. b.	n. b.	n. b.
4	205	52,5	0,14	2,81	1,37	n. b.	n. b.	n. b.
5	310	57,0	0,17	6,79	2,19	n. b.	n. b.	n. b.
6	595	70,0	0,17	10,22	1,72	n. b.	n. b.	n. b.
7	365	60,0	0,17	4,77	1,31	n. b.	n. b.	n. b.
8	245	53,0	0,16	6,16	2,51	n. b.	n. b.	n. b.
9	460	63,5	0,18	8,37	1,82	n. b.	n. b.	n. b.

## Anhang

---

Fortsetzung								
Population: Altrhein/ Karlsruhe – <i>A. anguilla</i>								
Datum: 18.04.02								
Aal Nr.	Masse [g]	Länge [cm]	k-Faktor	m <sub>Leber</sub> [g]	HS-Index	m <sub>Milz</sub> [g]	MS-Index	SB-Länge [cm]
10	140	45,0	0,15	2,59	1,85	n. b.	n. b.	n. b.
11	340	57,0	0,18	5,73	1,69	n. b.	n. b.	n. b.
12	255	54,0	0,16	2,85	1,12	n. b.	n. b.	n. b.

(Symbol: n. b. = nicht bestimmt)

Tabelle 7.12: Angaben über individuelle Aaldaten der untersuchten Population.

Population: Altrhein/ Mannheim – <i>A. anguilla</i>								
Datum: 29.04.02								
Aal Nr.	Masse [g]	Länge [cm]	k-Faktor	m <sub>Leber</sub> [g]	HS-Index	m <sub>Milz</sub> [g]	MS-Index	SB-Länge [cm]
1	310	59,0	0,15	3,12	1,01	n. b.	n. b.	n. b.
2	295	58,0	0,15	5,11	1,73	n. b.	n. b.	n. b.
3	195	50,5	0,15	2,50	1,28	n. b.	n. b.	n. b.
4	485	66,0	0,17	6,44	1,33	n. b.	n. b.	n. b.
5	340	59,5	0,16	5,10	1,50	n. b.	n. b.	n. b.
6	250	52,0	0,18	3,39	1,36	n. b.	n. b.	n. b.
7	250	54,0	0,16	3,52	1,41	n. b.	n. b.	n. b.
8	190	51,0	0,14	3,26	1,72	n. b.	n. b.	n. b.
9	195	51,5	0,14	2,72	1,39	n. b.	n. b.	n. b.
10	170	50,0	0,14	2,40	1,41	n. b.	n. b.	n. b.
11	135	41,0	0,20	1,93	1,43	n. b.	n. b.	n. b.
12	250	55,0	0,15	3,88	1,55	n. b.	n. b.	n. b.
13	120	44,5	0,14	1,69	1,41	n. b.	n. b.	n. b.
14	215	51,5	0,16	5,26	2,45	n. b.	n. b.	n. b.
15	175	49,0	0,15	2,35	1,34	n. b.	n. b.	n. b.
16	205	50,0	0,16	2,57	1,25	n. b.	n. b.	n. b.
17	145	46,0	0,15	2,69	1,86	n. b.	n. b.	n. b.
18	215	52,0	0,15	3,54	1,65	n. b.	n. b.	n. b.
19	140	44,5	0,16	2,44	1,74	n. b.	n. b.	n. b.

Tabelle 7.13: Angaben über individuelle Aaldaten der untersuchten Population.

Population: Altrhein/ Mannheim – <i>A. anguilla</i>								
Datum: 12.06.02								
Aal Nr.	Masse [g]	Länge [cm]	k-Faktor	m <sub>Leber</sub> [g]	HS-Index	m <sub>Milz</sub> [g]	MS-Index	SB-Länge [cm]
1	300	57,0	0,16	3,66	1,22	n. b.	n. b.	n. b.
2	285	54,0	0,18	3,24	1,14	n. b.	n. b.	n. b.
3	400	60,0	0,19	5,96	1,49	n. b.	n. b.	n. b.
4	105	40,0	0,16	1,60	1,52	n. b.	n. b.	n. b.
5	405	64,0	0,15	6,62	1,63	n. b.	n. b.	n. b.
6	110	43,5	0,13	1,35	1,23	n. b.	n. b.	n. b.
7	205	50,5	0,16	2,38	1,16	n. b.	n. b.	n. b.
8	375	62,0	0,16	5,12	1,37	n. b.	n. b.	n. b.
9	155	47,0	0,15	1,88	1,21	n. b.	n. b.	n. b.
10	60	37,5	0,11	0,88	1,47	n. b.	n. b.	n. b.

(Symbol: n. b. = nicht bestimmt)

Tabelle 7.14: Angaben über individuelle Aaldaten der untersuchten Population.

Population: Altrhein/ Mannheim – <i>A. anguilla</i>								
Datum: 28.08.02								
Aal Nr.	Masse [g]	Länge [cm]	k-Faktor	M <sub>Leber</sub> [g]	HS-Index	m <sub>Milz</sub> [g]	MS-Index	SB-Länge [cm]
1	220	52,0	0,16	3,90	1,77	n. b.	n. b.	n. b.
2	325	56,0	0,19	5,93	1,82	n. b.	n. b.	n. b.
3	520	65,0	0,19	7,28	1,40	n. b.	n. b.	n. b.
4	300	56,0	0,17	3,18	1,06	n. b.	n. b.	n. b.
5	330	57,0	0,18	6,01	1,82	n. b.	n. b.	n. b.
6	295	56,0	0,17	3,60	1,22	n. b.	n. b.	n. b.
7	190	50,0	0,15	3,16	1,66	n. b.	n. b.	n. b.
8	390	60,0	0,18	5,81	1,49	n. b.	n. b.	n. b.
9	220	53,0	0,15	5,37	2,44	n. b.	n. b.	n. b.
10	455	62,0	0,19	5,41	1,19	n. b.	n. b.	n. b.
11	235	52,5	0,16	3,61	1,54	n. b.	n. b.	n. b.
12	170	46,0	0,17	4,26	2,51	n. b.	n. b.	n. b.
13	330	55,0	0,20	3,86	1,17	n. b.	n. b.	n. b.
14	420	61,5	0,18	6,63	1,58	n. b.	n. b.	n. b.
15	480	67,0	0,16	7,18	1,50	n. b.	n. b.	n. b.
16	315	57,0	0,17	4,98	1,58	n. b.	n. b.	n. b.
17	250	55,0	0,15	4,82	1,93	n. b.	n. b.	n. b.
18	450	61,5	0,19	6,06	1,35	n. b.	n. b.	n. b.
19	180	51,0	0,14	2,73	1,52	n. b.	n. b.	n. b.
20	185	50,0	0,15	2,75	1,49	n. b.	n. b.	n. b.

(Symbol: n. b. = nicht bestimmt)

Tabelle 7.15: Angaben über individuelle Aaldaten der untersuchten Population.

Population: Altrhein/ Mannheim – <i>A. anguilla</i>								
Datum: 08.10.02								
Aal Nr.	Masse [g]	Länge [cm]	k-Faktor	m <sub>Leber</sub> [g]	HS-Index	m <sub>Milz</sub> [g]	MS-Index	SB-Länge [cm]
1	405	61,5	0,17	7,46	1,84	n. b.	n. b.	n. b.
2	150	46,5	0,15	2,02	1,35	n. b.	n. b.	n. b.
3	435	65,0	0,16	6,12	1,41	n. b.	n. b.	n. b.
4	165	48,0	0,15	2,05	1,24	n. b.	n. b.	n. b.
5	235	50,5	0,18	3,31	1,41	n. b.	n. b.	n. b.*
6	170	48,0	0,15	2,65	1,56	n. b.	n. b.	n. b.
7	225	52,0	0,16	4,06	1,80	n. b.	n. b.	n. b.
8	170	51,0	0,13	2,45	1,44	n. b.	n. b.	n. b.
9	190	49,0	0,16	3,90	2,05	n. b.	n. b.	n. b.
10	175	50,0	0,14	2,79	1,59	n. b.	n. b.	n. b.
11	400	64,0	0,15	3,35	0,84	n. b.	n. b.	n. b.
12	305	59,5	0,14	3,77	1,24	n. b.	n. b.	n. b.
13	625	73,0	0,16	5,77	0,92	n. b.	n. b.	n. b.
14	245	49,0	0,21	4,90	2,00	n. b.	n. b.	n. b.
15	245	53,0	0,16	2,75	1,12	n. b.	n. b.	n. b.
16	410	61,0	0,18	4,77	1,16	n. b.	n. b.	n. b.
17	220	51,5	0,16	3,41	1,55	n. b.	n. b.	n. b.
18	425	64,5	0,16	7,40	1,74	n. b.	n. b.	n. b.
19	225	52,0	0,16	3,55	1,58	n. b.	n. b.	n. b.
20	375	65,0	0,14	4,05	1,08	n. b.	n. b.	n. b.

(Symbol: n. b. = nicht bestimmt; \* = Schwimmblase optisch verdickt bzw. getrübt)

## Anhang

---

Tabelle 7.16: Angaben über individuelle Aaldaten der untersuchten Population.

Population: Altrhein/ Mannheim – <i>A. anguilla</i>								
Datum: 25.10.02								
Aal Nr.	Masse [g]	Länge [cm]	k-Faktor	m <sub>Leber</sub> [g]	HS-Index	m <sub>Milz</sub> [g]	MS-Index	SB-Länge [cm]
1	220	55,0	0,13	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.
2	295	58,0	0,15	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.
3	400	63,0	0,16	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.
4	370	63,5	0,14	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.
5	365	61,5	0,16	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.
6	325	60,0	0,15	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.
7	305	57,0	0,16	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.
8	290	56,0	0,17	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.
9	385	62,0	0,16	5,06	1,31	n. b.	n. b.	n. b.
10	375	59,0	0,18	3,84	1,02	n. b.	n. b.	n. b.
11	280	56,0	0,16	4,25	1,52	n. b.	n. b.	n. b.
12	220	55,0	0,13	2,91	1,32	n. b.	n. b.	n. b.
13	280	57,0	0,15	4,24	1,51	n. b.	n. b.	n. b.
14	390	61,0	0,17	4,52	1,16	n. b.	n. b.	n. b.
15	230	53,0	0,15	2,59	1,13	n. b.	n. b.	n. b.
16	305	58,5	0,15	4,12	1,35	n. b.	n. b.	n. b.
17	345	59,0	0,17	4,75	1,38	n. b.	n. b.	n. b.
18	270	56,0	0,15	4,17	1,54	n. b.	n. b.	n. b.
19	370	63,5	0,14	4,65	1,26	n. b.	n. b.	n. b.
20	180	49,0	0,15	2,98	1,66	n. b.	n. b.	n. b.

(Symbol: n. b. = nicht bestimmt)

Tabelle 7.17: Angaben über individuelle Aaldaten der untersuchten Population.

Population: Altrhein/ Mannheim – <i>A. anguilla</i>								
Datum: 11.07.03								
Aal Nr.	Masse [g]	Länge [cm]	k-Faktor	m <sub>Leber</sub> [g]	HS-Index	m <sub>Milz</sub> [g]	MS-Index	SB-Länge [cm]
1	310	58,2	0,16	4,48	1,45	n. b.	n. b.	8,12
2	220	53,6	0,14	2,46	1,12	n. b.	n. b.	5,24
3	170	48,5	0,15	2,60	1,53	n. b.	n. b.	5,23
4	150	50,3	0,12	2,13	1,42	n. b.	n. b.	9,00
5	235	53,0	0,16	3,32	1,41	n. b.	n. b.	7,19
6	295	56,7	0,16	4,14	1,40	n. b.	n. b.	8,24
7	165	46,5	0,16	2,33	1,41	n. b.	n. b.	8,55
8	210	49,5	0,17	2,67	1,27	n. b.	n. b.	8,19
9	222,5	52,3	0,16	2,15	0,97	n. b.	n. b.	7,86
10	400	61,6	0,17	4,89	1,22	n. b.	n. b.	8,75
11	240	53,8	0,15	3,42	1,43	n. b.	n. b.	7,70
12	210	51,0	0,16	4,84	2,30	n. b.	n. b.	6,50
13	190	43,6	0,23	3,99	2,10	n. b.	n. b.	4,91
14	297,5	55,6	0,17	4,68	1,57	n. b.	n. b.	7,40
15	365	63,3	0,14	6,43	1,76	n. b.	n. b.	9,62
16	375	56,6	0,21	5,14	1,37	n. b.	n. b.	8,18
17	250	55,4	0,15	3,20	1,28	n. b.	n. b.	6,33
18	165	45,7	0,17	2,39	1,45	n. b.	n. b.	6,94
19	245	51,5	0,18	3,12	1,27	n. b.	n. b.	6,39
20	342,5	62,4	0,14	5,23	1,53	n. b.	n. b.	8,90
21	245	53,2	0,16	4,63	1,89	n. b.	n. b.	6,80
22	240	51,4	0,18	3,55	1,48	n. b.	n. b.	7,57

<b>Fortsetzung</b>								
<b>Population: Altrhein/ Mannheim – <i>A. anguilla</i></b>								
<b>Datum: 11.07.03</b>								
Aal Nr.	Masse [g]	Länge [cm]	k-Faktor	m <sub>Leber</sub> [g]	HS-Index	m <sub>Milz</sub> [g]	MS-Index	SB-Länge [cm]
23	310	57,0	0,17	5,08	1,64	n. b.	n. b.	9,05
24	445	66,1	0,15	5,41	1,22	n. b.	n. b.	8,90
25	315	57,3	0,17	6,01	1,91	n. b.	n. b.	8,61
26	235	49,5	0,19	4,88	2,08	n. b.	n. b.	9,49
27	185	49,5	0,15	2,51	1,36	n. b.	n. b.	9,32

(Symbol: n. b. = nicht bestimmt)

Tabelle 7.18: Angaben über individuelle Aaldaten der untersuchten Population.

<b>Population: Altrhein/ Mannheim – <i>A. anguilla</i></b>								
<b>Datum: 15.08.03</b>								
Aal Nr.	Masse [g]	Länge [cm]	k-Faktor	m <sub>Leber</sub> [g]	HS-Index	m <sub>Milz</sub> [g]	MS-Index	SB-Länge [cm]
1	345	61,0	0,15	3,72	1,08	n. b.	n. b.	6,91
2	150	46,7	0,15	1,93	1,29	n. b.	n. b.	7,00
3	190	48,9	0,16	2,21	1,16	n. b.	n. b.	6,69*
4	195	53,4	0,13	3,15	1,62	n. b.	n. b.	7,96
5	180	49,2	0,15	2,87	1,59	n. b.	n. b.	8,37
6	175	46,8	0,17	2,42	1,38	n. b.	n. b.	7,33
7	220	56,0	0,13	2,65	1,20	n. b.	n. b.	4,64
8	160	47,5	0,15	2,78	1,74	n. b.	n. b.	7,23
9	315	59,3	0,15	3,40	1,08	n. b.	n. b.	7,16
10	155	44,6	0,17	1,83	1,18	n. b.	n. b.	6,25
11	305	59,1	0,15	4,46	1,46	n. b.	n. b.	n. b.
12	230	55,0	0,14	2,98	1,30	n. b.	n. b.	n. b.
13	315	59,4	0,15	3,11	0,99	n. b.	n. b.	n. b.
14	160	45,6	0,17	1,79	1,12	n. b.	n. b.	n. b.
15	280	55,0	0,17	3,29	1,18	n. b.	n. b.	n. b.*
16	175	48,0	0,16	2,23	1,27	n. b.	n. b.	n. b.
17	225	52,1	0,16	3,75	1,67	n. b.	n. b.	n. b.
18	335	52,7	0,23	2,77	0,83	n. b.	n. b.	n. b.
19	252,5	52,4	0,18	3,04	1,20	n. b.	n. b.	n. b.
20	175	46,8	0,17	2,80	1,60	n. b.	n. b.	n. b.

(Symbol: n. b. = nicht bestimmt; \* = Schwimmblase optisch verdickt bzw. getrübt)

Tabelle 7.19: Angaben über individuelle Aaldaten der untersuchten Population.

<b>Population: Sulzbach/ Lauffenburg (CH) – <i>A. anguilla</i></b>								
<b>Datum: 20.05.03</b>								
Aal Nr.	Masse [g]	Länge [cm]	k-Faktor	m <sub>Leber</sub> [g]	HS-Index	m <sub>Milz</sub> [g]	MS-Index	SB-Länge [cm]
1	320	56,0	0,18	4,08	1,28	n. b.	n. b.	4,11
2	735	69,5	0,22	14,68	2,00	n. b.	n. b.	7,24
3	150	47,0	0,14	2,09	1,39	n. b.	n. b.	4,67
4	90	41,5	0,13	1,83	2,03	n. b.	n. b.	1,83
5	370	61,0	0,16	7,03	1,90	n. b.	n. b.	6,54
6	160	46,0	0,16	2,95	1,84	n. b.	n. b.	3,93
7	420	62,0	0,18	7,73	1,84	n. b.	n. b.	4,49

Anhang

Fortsetzung								
Population: Sulzbach/ Lauffenburg (CH) – <i>A. anguilla</i>								
Datum: 20.05.03								
Aal Nr.	Masse [g]	Länge [cm]	k-Faktor	m <sub>Leber</sub> [g]	HS-Index	m <sub>Milz</sub> [g]	MS-Index	SB-Länge [cm]
8	185	48,5	0,16	4,17	2,25	n. b.	n. b.	3,00
9	180	46,0	0,18	2,88	1,60	n. b.	n. b.	3,28
10	310	54,5	0,19	4,21	1,36	n. b.	n. b.	3,18
11	55	36,5	0,11	0,74	1,35	n. b.	n. b.	3,16
12	120	42,5	0,16	2,36	1,97	n. b.	n. b.	2,82
13	205	51,5	0,15	3,53	1,72	n. b.	n. b.	4,90
14	240	52,5	0,17	3,15	1,31	n. b.	n. b.	6,16
15	85	40,0	0,13	1,24	1,46	n. b.	n. b.	3,70
16	80	38,5	0,14	1,37	1,71	n. b.	n. b.	4,59
17	100	40,5	0,15	1,94	1,94	n. b.	n. b.	3,32
18	125	45,5	0,13	2,27	1,82	n. b.	n. b.	3,34
19	145	48,0	0,13	2,38	1,64	n. b.	n. b.	5,57
20	160	47,0	0,15	2,83	1,77	n. b.	n. b.	3,81
21	320	55,0	0,19	3,95	1,23	n. b.	n. b.	8,97
22	555	66,5	0,19	7,04	1,27	n. b.	n. b.	8,15
23	705	65,0	0,26	15,02	2,13	n. b.	n. b.	6,57
24	90	41,0	0,13	1,49	1,66	n. b.	n. b.	2,65
25	150	45,5	0,16	2,56	1,71	n. b.	n. b.	6,61
26	175	49,5	0,14	2,93	1,67	n. b.	n. b.	4,74
27	85	41,0	0,12	1,52	1,79	n. b.	n. b.	2,37
28	65	36,0	0,14	1,19	1,83	n. b.	n. b.	3,21
29	65	36,5	0,13	1,09	1,68	n. b.	n. b.	2,79
30	270	55,5	0,16	3,21	1,19	n. b.	n. b.	1,91
31	120	44,5	0,14	1,63	1,36	n. b.	n. b.	2,60
32	270	57,5	0,14	3,68	1,36	n. b.	n. b.	7,74
33	70	39,5	0,11	1,08	1,54	n. b.	n. b.	3,11
34	105	43,0	0,13	2,02	1,92	n. b.	n. b.	3,54
35	280	56,5	0,16	5,26	1,88	n. b.	n. b.	1,33
36	445	67,5	0,14	6,74	1,51	n. b.	n. b.	5,90

(Symbol: n. b. = nicht bestimmt)

Tabelle 7.20: Angaben über individuelle Aaldaten der untersuchten Population.

Population: Rhein/ Lauffenburg (CH) – <i>A. anguilla</i>								
Datum: 12.08.03								
Aal Nr.	Masse [g]	Länge [cm]	k-Faktor	m <sub>Leber</sub> [g]	HS-Index	m <sub>Milz</sub> [g]	MS-Index	SB-Länge [cm]
1	270	54,5	0,17	3,47	1,29	n. b.	n. b.	6,62
2	57,5	34,2	0,14	0,75	1,30	n. b.	n. b.	1,95*
3	65	34,5	0,16	1,17	1,80	n. b.	n. b.	4,29
4	70	36,4	0,15	1,12	1,60	n. b.	n. b.	5,36
5	545	66,4	0,19	4,00	0,73	n. b.	n. b.	6,85
6	360	58,4	0,18	3,19	0,89	n. b.	n. b.	5,24
7	345	58,7	0,17	3,70	1,07	n. b.	n. b.	7,62
8	157,5	47,0	0,15	2,65	1,68	n. b.	n. b.	5,65
9	370	60,3	0,17	3,50	0,95	n. b.	n. b.	8,96
10	70	37,6	0,13	1,06	1,51	n. b.	n. b.	3,23*
11	125	43,4	0,15	1,45	1,16	n. b.	n. b.	5,79
12	65	36,0	0,14	0,77	1,18	n. b.	n. b.	3,93
13	440	61,0	0,19	6,26	1,42	n. b.	n. b.	n. b.
14	60	34,0	0,15	0,64	1,07	n. b.	n. b.	n. b.

<b>Fortsetzung</b>								
<b>Population: Rhein/ Lauffenburg (CH) – <i>A. anguilla</i></b>								
<b>Datum: 12.08.03</b>								
Aal Nr.	Masse [g]	Länge [cm]	k-Faktor	m <sub>Leber</sub> [g]	HS-Index	m <sub>Milz</sub> [g]	MS-Index	SB-Länge [cm]
15	250	54,0	0,16	2,75	1,10	n. b.	n. b.	n. b.
16	105	43,5	0,13	1,06	1,01	n. b.	n. b.	n. b.
17	85	40,3	0,13	0,98	1,15	n. b.	n. b.	n. b.
18	195	51,4	0,14	2,08	1,07	n. b.	n. b.	n. b.
19	60	39,5	0,10	0,86	1,43	n. b.	n. b.	n. b.
20	72,5	39,0	0,12	1,04	1,43	n. b.	n. b.	n. b.
21	285	54,6	0,18	3,86	1,35	n. b.	n. b.	n. b.
22	525	66,0	0,18	5,15	0,98	n. b.	n. b.	n. b.
23	180	48,3	0,16	2,13	1,18	n. b.	n. b.	n. b.
24	140	47,4	0,13	1,57	1,12	n. b.	n. b.	n. b.
25	40	31,9	0,12	0,60	1,50	n. b.	n. b.	n. b.
26	50	34,7	0,12	0,40	0,80	n. b.	n. b.	n. b.
27	85	41,3	0,12	0,97	1,14	n. b.	n. b.	n. b.

(Symbol: n. b. = nicht bestimmt; \* = Schwimmblase optisch verdickt bzw. getrübt)

Tabelle 7.21: Angaben über individuelle Aaldaten der untersuchten Population.

<b>Population: Rhein/ Lauffenburg (CH) – <i>A. anguilla</i></b>								
<b>Datum: 17.11.03</b>								
Aal Nr.	Masse [g]	Länge [cm]	k-Faktor	m <sub>Leber</sub> [g]	HS-Index	m <sub>Milz</sub> [g]	MS-Index	SB-Länge [cm]
1	425	60,2	0,19	4,80	1,13	0,53	0,12	6,05*
2	155	49,2	0,13	1,80	1,16	0,35	0,22	2,89*
3	565	65,5	0,20	7,71	1,37	0,61	0,11	5,92*
4	150	48,7	0,13	1,84	1,23	0,28	0,19	7,18
5	155	47,6	0,14	1,72	1,11	0,25	0,16	7,32
6	252,5	52,8	0,17	1,28	0,51	0,42	0,17	8,23
7	220	51,5	0,16	3,27	1,49	0,88	0,40	7,99
8	170	50,3	0,13	3,03	1,78	0,32	0,19	6,79
9	120	45,0	0,13	1,61	1,34	0,28	0,24	4,25
10	210	53,7	0,14	2,64	1,26	0,33	0,16	5,07*
11	280	56,6	0,15	4,93	1,76	0,54	0,19	8,84
12	120	44,2	0,14	1,50	1,25	0,21	0,17	3,78
13	105	43,1	0,13	1,59	1,51	0,18	0,17	7,39
14	35	33,0	0,10	0,65	1,86	0,13	0,37	3,05
15	40	32,3	0,12	0,60	1,50	0,07	0,17	4,44
16	390	61,5	0,17	3,70	0,95	0,51	0,13	9,82
17	50	34,5	0,12	0,55	1,09	0,09	0,17	2,34
18	55	35,8	0,12	0,71	1,29	0,09	0,17	3,04
19	235	50,6	0,18	1,93	0,82	0,35	0,15	4,98*
20	25	29,0	0,10	0,33	1,32	0,08	0,33	3,55
21	400	64,3	0,15	5,92	1,48	n. b.	n. b.	n. b.
22	50	34,9	0,12	0,65	1,30	n. b.	n. b.	n. b.*
23	115	40,5	0,17	1,00	0,87	n. b.	n. b.	n. b.
24	87,5	40,0	0,14	1,44	1,65	n. b.	n. b.	n. b.
25	210	51,5	0,15	2,47	1,18	n. b.	n. b.	n. b.
26	245	54,5	0,15	2,54	1,04	n. b.	n. b.	n. b.
27	55	35,6	0,12	0,85	1,54	n. b.	n. b.	n. b.
28	180	50,3	0,14	1,72	0,95	n. b.	n. b.	n. b.
29	60	34,3	0,15	0,92	1,54	n. b.	n. b.	n. b.
30	60	35,5	0,13	0,82	1,37	n. b.	n. b.	n. b.

Fortsetzung								
Population: Rhein/ Lauffenburg (CH) – <i>A. anguilla</i>								
Datum: 17.11.03								
Aal Nr.	Masse [g]	Länge [cm]	k-Faktor	m <sub>Leber</sub> [g]	HS-Index	m <sub>Milz</sub> [g]	MS-Index	SB-Länge [cm]
31	60	36,5	0,12	0,72	1,19	n. b.	n. b.	n. b.*
32	435	60,6	0,20	6,48	1,49	n. b.	n. b.	n. b.
33	65	42,0	0,09	1,26	1,94	n. b.	n. b.	n. b.
34	400	63,5	0,16	7,12	1,78	n. b.	n. b.	n. b.
35	30	32,6	0,09	0,47	1,57	n. b.	n. b.	n. b.
36	55	36,3	0,11	0,80	1,46	n. b.	n. b.	n. b.
37	15	28,0	0,07	0,35	2,34	n. b.	n. b.	n. b.

(Symbol: n. b. = nicht bestimmt; \* = Schwimmblase optisch verdickt bzw. getrübt)

Tabelle 7.22: Angaben über individuelle Aaldaten der untersuchten Population.

Population: Rhein/ St. Goar – <i>A. anguilla</i>								
Datum: 03.11.03								
Aal Nr.	Masse [g]	Länge [cm]	k-Faktor	m <sub>Leber</sub> [g]	HS-Index	m <sub>Milz</sub> [g]	MS-Index	SB-Länge [cm]
1	360	61,7	0,15	5,07	1,41	0,62	0,17	6,59*
2	520	66,4	0,18	4,79	0,92	0,39	0,08	8,17
3	405	64,2	0,15	5,10	1,26	0,58	0,14	5,70*
4	390	63,2	0,15	5,74	1,47	0,99	0,25	7,46
5	415	63,5	0,16	6,00	1,44	0,51	0,12	6,98
6	225	49,4	0,19	2,48	1,10	0,22	0,10	9,00
7	440	60,8	0,20	6,13	1,39	0,65	0,15	6,22
8	440	62,1	0,18	5,75	1,31	0,27	0,06	7,24*
9	460	68,4	0,14	7,98	1,74	0,64	0,14	4,90*
10	270	53,2	0,18	4,34	1,61	0,44	0,16	4,35*
11	330	55,5	0,19	4,69	1,42	n. b.	n. b.	3,87*
12	420	58,2	0,21	5,36	1,28	0,60	0,14	6,99
13	390	59,3	0,19	5,90	1,51	0,48	0,12	6,01*
14	445	65,3	0,16	7,22	1,62	0,68	0,15	7,65
15	450	65,0	0,16	5,23	1,16	0,57	0,13	4,09*
16	227,5	51,4	0,17	2,74	1,21	n. b.	n. b.	n. b.
17	350	62,1	0,15	6,00	1,72	n. b.	n. b.	n. b.*
18	527,5	66,6	0,18	6,58	1,25	n. b.	n. b.	n. b.*
19	480	65,8	0,17	5,81	1,21	n. b.	n. b.	n. b.
20	420	63,9	0,16	6,24	1,49	n. b.	n. b.	n. b.*
21	465	66,9	0,16	5,19	1,12	n. b.	n. b.	n. b.
22	287,5	53,0	0,19	3,77	1,31	n. b.	n. b.	n. b.*
23	330	56,8	0,18	4,00	1,21	n. b.	n. b.	n. b.
24	225	49,5	0,19	3,11	1,38	n. b.	n. b.	n. b.*
25	482,5	65,0	0,18	6,19	1,28	n. b.	n. b.	n. b.
26	395	60,9	0,17	4,56	1,15	n. b.	n. b.	n. b.
27	300	56,6	0,17	4,34	1,45	n. b.	n. b.	n. b.
28	295	50,1	0,23	4,14	1,40	n. b.	n. b.	n. b.
29	505	62,5	0,21	6,85	1,36	n. b.	n. b.	n. b.*

(Symbol: n. b. = nicht bestimmt; \* = Schwimmblase optisch verdickt bzw. getrübt)

Tabelle 7.23: Angaben über individuelle Aaldaten der untersuchten Population.

Population: Rhein/ Arnheim (NL) – <i>A. anguilla</i>								
Datum: 13.10.03								
Aal Nr.	Masse [g]	Länge [cm]	k-Faktor	m <sub>Leber</sub> [g]	HS-Index	m <sub>Milz</sub> [g]	MS-Index	SB-Länge [cm]
1	400	59,8	0,19	4,88	1,22	0,14	0,03	10,01
2	245	54,8	0,15	4,53	1,85	1,16	0,47	6,85
3	72,5	39,1	0,12	0,93	1,28	0,24	0,33	5,17
4	265	53,6	0,17	3,63	1,37	0,46	0,17	4,57
5	260	55,1	0,16	3,81	1,47	0,68	0,26	6,25
6	295	56,8	0,16	4,06	1,38	0,43	0,14	5,24
7	260	54,0	0,17	4,29	1,65	0,94	0,36	5,79
8	602,5	66,1	0,21	8,15	1,35	0,42	0,07	4,65
9	195	54,8	0,12	2,51	1,29	0,27	0,14	7,72
10	290	53,4	0,19	4,02	1,39	0,79	0,27	4,49
11	330	58,7	0,16	3,84	1,16	0,59	0,18	4,36
12	470	58,8	0,23	7,02	1,49	0,74	0,16	6,85
13	297,5	59,0	0,14	3,07	1,03	0,42	0,14	6,60
14	365	56,3	0,20	4,78	1,31	0,93	0,25	6,79
15	290	53,2	0,19	4,48	1,54	0,80	0,28	4,64
16	200	48,3	0,18	2,11	1,06	0,19	0,09	5,61
17	310	56,6	0,17	5,22	1,68	1,09	0,35	7,72
18	250	54,1	0,16	2,93	1,17	0,51	0,20	8,76
19	380	58,7	0,19	5,05	1,33	1,56	0,41	5,79
20	305	54,6	0,19	4,14	1,36	0,22	0,07	4,73
21	345	60,4	0,16	3,62	1,05	n. b.	n. b.	n. b.
22	280	54,2	0,18	4,22	1,51	n. b.	n. b.	n. b.
23	290	52,5	0,20	3,69	1,27	n. b.	n. b.	n. b.
24	320	60,8	0,14	4,24	1,33	n. b.	n. b.	n. b.
25	255	53,2	0,17	3,02	1,18	n. b.	n. b.	n. b.
26	290	53,5	0,19	3,50	1,21	n. b.	n. b.	n. b.
27	295	56,8	0,16	3,65	1,24	n. b.	n. b.	n. b.
28	295	55,4	0,17	3,46	1,17	n. b.	n. b.	n. b.
29	330	56,8	0,18	3,35	1,02	n. b.	n. b.	n. b.
30	340	56,3	0,19	3,77	1,11	n. b.	n. b.	n. b.
31	270	53,7	0,17	4,29	1,59	n. b.	n. b.	n. b.
32	355	60,2	0,16	5,26	1,48	n. b.	n. b.	n. b.
33	235	52,4	0,16	3,46	1,47	n. b.	n. b.	n. b.
34	275	54,3	0,17	4,22	1,53	n. b.	n. b.	n. b.
35	270	53,2	0,18	3,25	1,20	n. b.	n. b.	n. b.
36	340	56,0	0,19	5,13	1,51	n. b.	n. b.	n. b.
37	425	63,2	0,17	6,64	1,56	n. b.	n. b.	n. b.
38	240	52,6	0,16	3,44	1,43	n. b.	n. b.	n. b.
39	420	62,5	0,17	5,04	1,20	n. b.	n. b.	n. b.
40	295	55,5	0,17	5,15	1,75	n. b.	n. b.	n. b.
41	335	57,6	0,18	4,51	1,35	n. b.	n. b.	n. b.*
42	310	55,6	0,18	4,56	1,47	n. b.	n. b.	n. b.
43	225	51,6	0,16	3,15	1,40	n. b.	n. b.	n. b.

(Symbol: n. b. = nicht bestimmt; \* = Schwimmblase optisch verdickt bzw. getrübt)

## Anhang

---

Tabelle 7.24: Angaben über individuelle Aaldaten der untersuchten Population.

Population: Main/ Würzburg – <i>A. anguilla</i>								
Datum: 09.07.03								
Aal Nr.	Masse [g]	Länge [cm]	k-Faktor	m <sub>Leber</sub> [g]	HS-Index	m <sub>Milz</sub> [g]	MS-Index	SB-Länge [cm]
1	335	56,5	0,19	3,50	1,04	n. b.	n. b.	7,31
2	255	52,7	0,17	5,30	2,08	n. b.	n. b.	6,19
3	87,5	37,5	0,17	1,89	2,16	n. b.	n. b.	5,06
4	475	60,5	0,21	11,47	2,41	n. b.	n. b.	7,40
5	155	46,1	0,16	3,72	2,40	n. b.	n. b.	3,77
6	n. b.	76,6	n. b.	1,34	n. b.	n. b.	n. b.	7,59
7	385	60,7	0,17	4,69	1,22	n. b.	n. b.	8,59
8	265	56,0	0,15	4,19	1,58	n. b.	n. b.	5,75
9	225	52,6	0,15	3,28	1,46	n. b.	n. b.	8,57
10	95	40,5	0,14	1,19	1,25	n. b.	n. b.	5,38
11	70	40,0	0,11	1,01	1,44	n. b.	n. b.	3,98
12	162,5	46,0	0,17	1,46	0,90	n. b.	n. b.	7,45
13	325	53,6	0,21	4,71	1,45	n. b.	n. b.	8,59
14	105	44,0	0,12	1,24	1,18	n. b.	n. b.	5,52
15	325	57,4	0,17	3,81	1,17	n. b.	n. b.	6,71
16	145	44,5	0,16	1,45	1,00	n. b.	n. b.	5,87
17	385	62,8	0,16	4,97	1,29	n. b.	n. b.	6,50
18	187,5	53,3	0,12	2,25	1,20	n. b.	n. b.	6,85
19	195	49,8	0,16	3,24	1,66	n. b.	n. b.	4,74
20	100	42,5	0,13	1,65	1,65	n. b.	n. b.	5,87
21	165	47,7	0,15	2,42	1,47	n. b.	n. b.	4,84
22	165	48,3	0,15	2,82	1,71	n. b.	n. b.	7,04

(Symbol: n. b. = nicht bestimmt)

Tabelle 7.25: Angaben über individuelle Aaldaten der untersuchten Population.

Population: Sauer/ Rosport (L) – <i>A. anguilla</i>								
Datum: 21.07.03								
Aal Nr.	Masse [g]	Länge [cm]	k-Faktor	m <sub>Leber</sub> [g]	HS-Index	m <sub>Milz</sub> [g]	MS-Index	SB-Länge [cm]
1	250	55,7	0,14	4,69	1,88	n. b.	n. b.	5,68
2	125	46,3	0,13	2,02	1,62	n. b.	n. b.	2,73
3	355	61,4	0,15	3,51	0,99	n. b.	n. b.	6,85
4	120	42,0	0,16	2,46	2,05	n. b.	n. b.	3,63
5	755	73,5	0,19	8,22	1,09	n. b.	n. b.	8,60
6	90	40,1	0,14	0,40	0,44	n. b.	n. b.	5,83
7	135	50,1	0,11	1,52	1,13	n. b.	n. b.	5,04
8	585	68,6	0,18	7,06	1,21	n. b.	n. b.	10,67
9	140	47,0	0,13	1,73	1,24	n. b.	n. b.	6,66
10	50	36,3	0,10	0,54	1,08	n. b.	n. b.	3,37
11	150	47,6	0,14	1,39	0,93	n. b.	n. b.	5,23
12	125	46,7	0,12	1,66	1,33	n. b.	n. b.	6,52
13	115	46,5	0,11	1,63	1,42	n. b.	n. b.	8,94
14	275	53,6	0,18	2,14	0,78	n. b.	n. b.	8,77
15	n. b.	n. b.	n. b.	3,98	n. b.	n. b.	n. b.	9,00
16	165	49,0	0,14	2,64	1,60	n. b.	n. b.	8,33
17	272,5	55,5	0,16	3,73	1,37	n. b.	n. b.	8,45
18	155	50,0	0,12	1,90	1,23	n. b.	n. b.	7,90
19	55	35,2	0,13	0,75	1,36	n. b.	n. b.	5,92
20	70	35,4	0,16	1,04	1,49	n. b.	n. b.	4,73

Tabelle 7.26: Angaben über individuelle Aaldaten der untersuchten Population.

<b>Population: Sauer/ Rosport (L) – <i>A. anguilla</i></b>								
<b>Datum: 20.10.03</b>								
<b>Aal Nr.</b>	<b>Masse [g]</b>	<b>Länge [cm]</b>	<b>k-Faktor</b>	<b>m<sub>Leber</sub> [g]</b>	<b>HS-Index</b>	<b>m<sub>Milz</sub> [g]</b>	<b>MS-Index</b>	<b>SB-Länge [cm]</b>
<b>1</b>	580	65,8	0,20	7,58	1,31	n. b.	n. b.	n. b.*
<b>2</b>	200	56,0	0,11	2,21	1,11	n. b.	n. b.	n. b.
<b>3</b>	580	64,4	0,22	6,49	1,12	n. b.	n. b.	n. b.*
<b>4</b>	460	65,2	0,17	6,85	1,49	n. b.	n. b.	n. b.
<b>5</b>	475	63,4	0,19	5,68	1,20	n. b.	n. b.	n. b.
<b>6</b>	690	71,4	0,19	7,98	1,16	n. b.	n. b.	n. b.
<b>7</b>	555	65,0	0,20	6,49	1,17	n. b.	n. b.	n. b.*
<b>8</b>	155	46,1	0,16	1,95	1,26	n. b.	n. b.	n. b.

(Symbol: n. b. = nicht bestimmt; \* = Schwimmblase optisch verdickt bzw. getrübt)

Tabelle 7.27: Angaben über individuelle Aaldaten der untersuchten Population.

<b>Population: Ruhr/ Mühlheim – <i>A. anguilla</i></b>								
<b>Datum: 02.12.03</b>								
<b>Aal Nr.</b>	<b>Masse [g]</b>	<b>Länge [cm]</b>	<b>k-Faktor</b>	<b>m<sub>Leber</sub> [g]</b>	<b>HS-Index</b>	<b>m<sub>Milz</sub> [g]</b>	<b>MS-Index</b>	<b>SB-Länge [cm]</b>
<b>1</b>	200	50,2	0,16	3,08	1,54	0,28	0,14	6,39
<b>2</b>	260	53,6	0,17	3,86	1,48	0,40	0,16	7,90
<b>3</b>	340	63,0	0,14	4,79	1,41	0,56	0,17	5,87
<b>4</b>	185	51,3	0,14	2,44	1,32	0,31	0,17	6,82
<b>5</b>	220	53,0	0,15	4,00	1,82	0,31	0,14	8,00
<b>6</b>	115	44,1	0,13	2,12	1,84	0,18	0,15	4,78
<b>7</b>	620	69,5	0,18	11,58	1,87	0,41	0,07	9,44
<b>8</b>	465	65,5	0,17	8,15	1,75	0,56	0,12	3,50*
<b>9</b>	365	59,0	0,18	3,75	1,03	0,30	0,08	3,25*
<b>10</b>	635	70,0	0,19	9,58	1,51	1,10	0,17	9,64
<b>11</b>	105	41,5	0,15	1,44	1,37	0,20	0,19	5,62
<b>12</b>	100	42,0	0,13	1,49	1,49	0,28	0,28	3,40

(Symbol: \* = Schwimmblase optisch verdickt bzw. getrübt)

Tabelle 7.28: Angaben über individuelle Aaldaten der untersuchten Population.

<b>Population: Lippe/ Hünxe – <i>A. anguilla</i></b>								
<b>Datum: 04.12.03</b>								
<b>Aal Nr.</b>	<b>Masse [g]</b>	<b>Länge [cm]</b>	<b>k-Faktor</b>	<b>m<sub>Leber</sub> [g]</b>	<b>HS-Index</b>	<b>m<sub>Milz</sub> [g]</b>	<b>MS-Index</b>	<b>SB-Länge [cm]</b>
<b>1</b>	275	50,6	0,21	5,81	2,11	1,07	0,39	4,89
<b>2</b>	230	50,0	0,18	3,36	1,46	0,32	0,14	6,14
<b>3</b>	255	54,9	0,15	3,77	1,48	0,42	0,16	1,86
<b>4</b>	160	47,0	0,15	2,43	1,52	0,24	0,15	6,30
<b>5</b>	560	61,0	0,25	8,74	1,56	0,81	0,14	10,74
<b>6</b>	210	50,8	0,16	3,11	1,48	0,44	0,21	6,95
<b>7</b>	170	46,2	0,17	2,17	1,28	0,27	0,16	5,78
<b>8</b>	460	62,3	0,19	6,59	1,43	0,66	0,14	8,41
<b>9</b>	150	46,6	0,15	2,31	1,54	0,18	0,12	2,16*
<b>10</b>	125	41,8	0,17	2,41	1,93	0,31	0,24	1,65*
<b>11</b>	225	52,8	0,15	2,75	1,22	n. b.	n. b.	n. b.*

Fortsetzung								
Population: Lippe/ Hünxe – <i>A. anguilla</i>								
Datum: 04.12.03								
Aal Nr.	Masse [g]	Länge [cm]	k-Faktor	m <sub>Leber</sub> [g]	HS-Index	m <sub>Milz</sub> [g]	MS-Index	SB-Länge [cm]
12	235	54,2	0,15	2,98	1,27	n. b.	n. b.	n. b.
13	40	32,3	0,12	0,64	1,61	n. b.	n. b.	n. b.
14	245	52,0	0,17	4,51	1,84	n. b.	n. b.	n. b.
15	140	44,5	0,16	2,11	1,51	n. b.	n. b.	n. b.
16	160	41,0	0,23	2,23	1,39	n. b.	n. b.	n. b.
17	270	52,3	0,19	3,81	1,41	n. b.	n. b.	n. b.
18	120	44,0	0,14	1,87	1,56	n. b.	n. b.	n. b.
19	105	49,5	0,09	1,92	1,83	n. b.	n. b.	n. b.
20	255	49,5	0,21	5,45	2,14	n. b.	n. b.	n. b.
21	330	53,8	0,21	4,67	1,41	0,99	0,30	8,00
22	235	50,3	0,18	3,52	1,50	0,36	0,15	7,66
23	190	49,5	0,16	3,19	1,68	0,39	0,20	6,87
24	35	35,0	0,08	0,49	1,41	0,09	0,25	4,25
25	265	53,0	0,18	3,45	1,30	0,39	0,15	6,04*
26	270	53,4	0,18	4,12	1,53	n. b.	n. b.	n. b.
27	180	41,5	0,25	2,01	1,11	n. b.	n. b.	n. b.*
28	305	54,0	0,19	4,24	1,39	n. b.	n. b.	n. b.
29	120	42,2	0,16	2,01	1,68	n. b.	n. b.	n. b.
30	185	41,9	0,25	2,58	1,39	n. b.	n. b.	n. b.
31	265	52,6	0,18	3,83	1,45	n. b.	n. b.	n. b.

(Symbol: n. b. = nicht bestimmt; \* = Schwimmblase optisch verdickt bzw. getrübt)

Tabelle 7.29: Angaben über individuelle Aaldaten der untersuchten Population.

Population: IJsselmeer/ Makkum (NL) – <i>A. anguilla</i>								
Datum: 09.10.03								
Aal Nr.	Masse [g]	Länge [cm]	k-Faktor	m <sub>Leber</sub> [g]	HS-Index	m <sub>Milz</sub> [g]	MS-Index	SB-Länge [cm]
1	145	45,3	0,16	2,77	1,91	0,23	0,16	6,19
2	50	33,1	0,14	0,97	1,94	0,07	0,14	6,28
3	80	37,4	0,15	1,34	1,68	0,21	0,26	3,37*
4	55	34,5	0,13	0,87	1,58	0,10	0,18	4,03
5	45	31,2	0,15	0,79	1,76	0,05	0,12	3,61
6	50	32,5	0,15	0,84	1,68	0,07	0,13	2,09
7	85	37,5	0,16	1,49	1,75	0,20	0,23	2,33
8	135	44,0	0,16	2,63	1,95	0,39	0,29	4,09*
9	70	33,6	0,18	1,40	2,00	0,06	0,09	3,06
10	50	33,7	0,13	1,37	2,74	0,07	0,14	3,76*
11	47,5	32,8	0,13	0,98	2,06	0,10	0,21	3,05*
12	45	32,2	0,13	1,09	2,42	0,11	0,25	2,65
13	65	35,5	0,15	1,07	1,65	0,13	0,20	5,86
14	50	34,6	0,12	1,04	2,08	0,14	0,29	2,55*
15	47,5	32,3	0,14	0,86	1,81	0,09	0,19	4,40
16	60	32,9	0,17	1,25	2,08	0,11	0,18	5,13
17	95	39,3	0,16	1,48	1,56	0,21	0,22	4,20
18	55	34,5	0,13	1,05	1,91	0,08	0,15	4,69
19	50	34,0	0,13	1,05	2,10	0,11	0,23	4,84
20	165	48,1	0,15	3,37	2,04	0,38	0,23	7,15
21	50	34,6	0,12	1,17	2,34	n. b.	n. b.	n. b.
22	60	37,3	0,12	0,85	1,42	n. b.	n. b.	n. b.
23	50	31,5	0,16	0,82	1,64	n. b.	n. b.	n. b.

<b>Fortsetzung</b>								
<b>Population: IJsselmeer/ Makkum (NL) – <i>A. anguilla</i></b>								
<b>Datum: 09.10.03</b>								
Aal Nr.	Masse [g]	Länge [cm]	k-Faktor	m <sub>Leber</sub> [g]	HS-Index	m <sub>Milz</sub> [g]	MS-Index	SB-Länge [cm]
24	60	33,1	0,17	0,74	1,23	n. b.	n. b.	n. b.
25	55	34,0	0,14	1,03	1,87	n. b.	n. b.	n. b.
26	45	33,0	0,13	1,00	2,23	n. b.	n. b.	n. b.
27	52,5	33,5	0,14	0,72	1,37	n. b.	n. b.	n. b.
28	135	43,5	0,16	2,01	1,49	n. b.	n. b.	n. b.
29	60	34,6	0,14	0,82	1,37	n. b.	n. b.	n. b.
30	55	33,1	0,15	1,00	1,82	n. b.	n. b.	n. b.
31	150	44,5	0,17	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.
32	50	31,5	0,16	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.
33	50	31,9	0,15	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.
34	52,5	32,2	0,16	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.
35	55	36,0	0,12	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.
36	147,5	47,3	0,14	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.
37	50	33,3	0,14	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.
38	45	33,1	0,12	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.
39	45	31,5	0,14	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.
40	75	36,6	0,15	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.
41	40	32,2	0,12	0,95	2,38	0,09	0,23	3,51
42	65	38,1	0,12	1,05	1,61	0,21	0,32	4,92
43	60	34,8	0,14	0,68	1,14	0,08	0,13	6,19
44	60	35,3	0,14	0,92	1,54	0,18	0,31	4,08
45	55	36,0	0,12	0,84	1,53	0,16	0,29	4,75
46	75	38,7	0,13	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.
47	72,5	39,3	0,12	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.
48	65	38,2	0,12	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.
49	45	33,5	0,12	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.
50	40	31,5	0,13	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.

(Symbol: n. b. = nicht bestimmt; \* = Schwimmblase optisch verdickt bzw. getrübt)

Tabelle 7.30: Angaben über individuelle Aaldaten der untersuchten Population.

<b>Population: Müggelsee/ Berlin – <i>A. anguilla</i></b>								
<b>Datum: 16.09.03</b>								
Aal Nr.	Masse [g]	Länge [cm]	k-Faktor	m <sub>Leber</sub> [g]	HS-Index	m <sub>Milz</sub> [g]	MS-Index	SB-Länge [cm]
1	42,5	34,0	0,11	0,59	1,39	n. b.	n. b.	4,19
2	110	46,6	0,11	2,15	1,95	n. b.	n. b.	4,88
3	125	47,8	0,11	3,27	2,62	n. b.	n. b.	2,89*
4	45	32,0	0,14	1,08	2,40	n. b.	n. b.	4,18
5	95	43,7	0,11	1,36	1,43	n. b.	n. b.	3,39
6	145	44,5	0,16	1,96	1,35	n. b.	n. b.	3,52
7	130	46,6	0,13	1,74	1,34	n. b.	n. b.	7,96
8	110	43,1	0,14	1,46	1,33	n. b.	n. b.	7,53
9	80	38,9	0,14	1,57	1,96	n. b.	n. b.	6,85
10	90	42,7	0,12	1,12	1,24	n. b.	n. b.	6,44
11	100	41,5	0,14	1,08	1,08	n. b.	n. b.	6,13
12	75	37,2	0,15	0,99	1,32	n. b.	n. b.	4,13
13	120	42,4	0,16	1,28	1,07	n. b.	n. b.	5,15
14	95	39,8	0,15	1,49	1,57	n. b.	n. b.	4,52
15	65	37,0	0,13	1,05	1,62	n. b.	n. b.	5,85
16	130	45,8	0,14	1,88	1,45	n. b.	n. b.	n. b.

<b>Fortsetzung</b>								
<b>Population: Müggelsee/ Berlin – <i>A. anguilla</i></b>								
<b>Datum: 16.09.03</b>								
Aal Nr.	Masse [g]	Länge [cm]	k-Faktor	m <sub>Leber</sub> [g]	HS-Index	m <sub>Milz</sub> [g]	MS-Index	SB-Länge [cm]
17	105	41,8	0,14	1,65	1,57	n. b.	n. b.	n. b.
18	90	37,8	0,17	1,15	1,28	n. b.	n. b.	n. b.
19	102,5	44,2	0,12	1,73	1,69	n. b.	n. b.	n. b.
20	120	43,8	0,14	2,21	1,84	n. b.	n. b.	n. b.
21	120	44,5	0,14	1,85	1,54	n. b.	n. b.	n. b.
22	95	42,4	0,12	1,27	1,34	n. b.	n. b.	n. b.
23	115	45,6	0,12	1,68	1,46	n. b.	n. b.	n. b.*
24	145	46,2	0,15	1,96	1,35	n. b.	n. b.	n. b.
25	157,5	48,3	0,14	1,94	1,23	n. b.	n. b.	n. b.
26	60	36,0	0,13	0,93	1,55	n. b.	n. b.	n. b.
27	90	40,2	0,14	1,27	1,41	n. b.	n. b.	n. b.
28	35	31,3	0,11	0,55	1,57	n. b.	n. b.	n. b.
29	55	36,3	0,11	0,70	1,27	n. b.	n. b.	n. b.
30	20	28,5	0,09	0,34	1,70	n. b.	n. b.	n. b.
31	150	47,2	0,14	2,07	1,38	n. b.	n. b.	n. b.
32	35	29,6	0,13	0,53	1,51	n. b.	n. b.	n. b.*
33	75	39,5	0,12	1,17	1,56	n. b.	n. b.	n. b.
34	140	44,6	0,16	1,89	1,35	n. b.	n. b.	n. b.
35	127,5	48,7	0,11	1,84	1,44	n. b.	n. b.	n. b.
36	120	43,6	0,14	1,76	1,47	n. b.	n. b.	n. b.

(Symbol: n. b. = nicht bestimmt ; \* = Schwimmblase optisch verdickt bzw. getrübt)

Tabelle 7.31: Angaben über individuelle Aaldaten der untersuchten Population.

<b>Population: Plau am See – <i>A. anguilla</i></b>								
<b>Datum: 02.05.03</b>								
Aal Nr.	Masse [g]	Länge [cm]	k-Faktor	m <sub>Leber</sub> [g]	HS-Index	m <sub>Milz</sub> [g]	MS-Index	SB-Länge [cm]
1	320	60,0	0,15	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	7,85
2	525	71,4	0,14	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	7,51
3	560	65,0	0,20	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	3,00
4	417,5	65,4	0,15	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	8,03
5	397,5	61,0	0,18	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	4,69
6	520	63,6	0,20	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	2,51
7	440	58,8	0,22	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	2,14
8	340	64,5	0,13	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	6,19
9	440	63,8	0,17	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	5,20
10	270	52,4	0,19	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	3,05
11	530	68,3	0,17	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	8,19
12	440	64,9	0,16	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	5,23
13	327,5	57,0	0,18	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	3,45
14	315	55,3	0,19	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	5,39
15	340	60,1	0,16	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	6,13
16	320	61,0	0,14	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	5,50
17	597,5	71,2	0,17	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	8,90
18	555	65,4	0,20	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	4,85*
19	445	63,2	0,18	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	5,88
20	407,5	58,6	0,20	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	4,41*
21	380	62,3	0,16	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	6,51
22	450	66,9	0,15	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	5,03*
23	420	67,0	0,14	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	5,20

<b>Fortsetzung</b>								
<b>Population: Plau am See – <i>A. anguilla</i></b>								
<b>Datum: 02.05.03</b>								
Aal Nr.	Masse [g]	Länge [cm]	k-Faktor	m <sub>Leber</sub> [g]	HS-Index	m <sub>Milz</sub> [g]	MS-Index	SB-Länge [cm]
24	375	62,1	0,16	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	5,07
25	265	54,5	0,16	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	7,41
26	422,5	64,4	0,16	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	9,17
27	522,5	64,9	0,19	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	6,00

(Symbol: n. b. = nicht bestimmt; \* = Schwimmblase optisch verdickt bzw. getrübt)

Tabelle 7.32: Angaben über individuelle Aaldaten der untersuchten Population.

<b>Population: Olsztynek (PL) – <i>A. anguilla</i></b>								
<b>Datum: 12.05.03</b>								
Aal Nr.	Masse [g]	Länge [cm]	k-Faktor	m <sub>Leber</sub> [g]	HS-Index	m <sub>Milz</sub> [g]	MS-Index	SB-Länge [cm]
1	315	59,2	0,15	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	7,18
2	270	56,7	0,15	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	6,35
3	350	61,3	0,15	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	4,93
4	365	59,9	0,17	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	7,00
5	305	61,4	0,13	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	5,00
6	300	59,3	0,14	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	7,28
7	185	48,9	0,16	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	5,40
8	247,5	54,0	0,16	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	6,39
9	190	48,1	0,17	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	4,47
10	240	55,2	0,14	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	5,90
11	275	55,6	0,16	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	4,03
12	232,5	51,4	0,17	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	4,87
13	295	55,9	0,17	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	5,30
14	245	56,1	0,14	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	6,81
15	305	54,3	0,19	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	6,24
16	302,5	57,6	0,16	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	5,17
17	240	53,5	0,16	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	7,90
18	265	57,5	0,14	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	4,91
19	355	60,6	0,16	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	9,23
20	295	56,3	0,17	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	6,79
21	205	52,3	0,14	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	4,12
22	230	52,2	0,16	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	4,94
23	305	57,6	0,16	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	6,30
24	200	50,0	0,16	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	5,32
25	215	52,2	0,15	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	6,44
26	285	59,0	0,14	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	8,52
27	155	45,0	0,17	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	5,42
28	117,5	45,1	0,13	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	5,54
29	195	51,6	0,14	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	4,41
30	145	47,9	0,13	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	7,13
31	325	58,6	0,16	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	9,82
32	235	54,1	0,15	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	4,40
33	290	59,8	0,14	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	6,74
34	245	52,3	0,17	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	7,13
35	250	53,3	0,17	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	8,32
36	90	40,8	0,13	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	6,23
37	270	57,1	0,15	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	6,41
38	215	53,5	0,14	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	6,63
39	280	55,2	0,17	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	7,00

## Anhang

---

Fortsetzung								
Population: Olsztynek (PL) – <i>A. anguilla</i>								
Datum: 12.05.03								
Aal Nr.	Masse [g]	Länge [cm]	k-Faktor	m <sub>Leber</sub> [g]	HS-Index	m <sub>Milz</sub> [g]	MS-Index	SB-Länge [cm]
40	310	57,3	0,16	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	6,05
41	305	57,9	0,16	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	6,72
42	110	44,0	0,13	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	3,42
43	225	51,3	0,17	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	5,95
44	285	57,8	0,15	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	4,92
45	220	52,7	0,15	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	5,31
46	202,5	52,0	0,14	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	7,47
47	147,5	44,0	0,17	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	3,62
48	265	58,6	0,13	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	8,71
49	265	55,2	0,16	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	8,82
50	220	51,6	0,16	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	5,90

(Symbol: n. b. = nicht bestimmt)

Tabelle 7.33: Angaben über individuelle Aaldaten der untersuchten Population.

Population: Ostsee/ Stockholm (S) – <i>A. anguilla</i>								
Datum: 08.06.03								
Aal Nr.	Masse [g]	Länge [cm]	k-Faktor	m <sub>Leber</sub> [g]	HS-Index	m <sub>Milz</sub> [g]	MS-Index	SB-Länge [cm]
1	880	75,0	0,21	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	7,61
2	782,5	70,3	0,23	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	7,09
3	915	75,0	0,22	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	9,00
4	1025	78,1	0,22	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	8,29
5	1135	88,4	0,16	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	9,89
6	987,5	76,4	0,22	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	8,42
7	1347,5	84,5	0,22	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	9,07
8	937,5	75,9	0,21	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	8,76
9	1250	81,9	0,23	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	9,82
10	957,5	78,0	0,20	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	9,25

(Symbol: n. b. = nicht bestimmt)

Tabelle 7.34: Angaben über individuelle Aaldaten der untersuchten Population.

Population: Lago di Trassimeno (I) – <i>A. anguilla</i>								
Datum: 16.04.04								
Aal Nr.	Masse [g]	Länge [cm]	k-Faktor	m <sub>Leber</sub> [g]	HS-Index	m <sub>Milz</sub> [g]	MS-Index	SB-Länge [cm]
1	160	48,4	0,14	1,04	0,65	0,09	0,06	6,06
2	89	39,3	0,15	1,64	1,85	0,13	0,14	5,98
3	199	50,6	0,15	1,84	0,93	0,24	0,12	5,44
4	142	50,0	0,11	1,48	1,04	0,06	0,04	7,79
5	273	53,7	0,18	3,78	1,38	0,17	0,06	6,15
6	262	56,5	0,15	3,11	1,19	0,20	0,08	7,35
7	156	46,3	0,16	1,89	1,21	0,12	0,08	6,69
8	298	54,5	0,18	2,90	0,97	0,27	0,09	6,28
9	209	51,6	0,15	1,97	0,94	0,17	0,08	7,47
10	146	45,1	0,16	1,66	1,13	0,14	0,10	6,44
11	156	46,9	0,15	1,97	1,26	0,18	0,11	7,20

<b>Fortsetzung</b>								
<b>Population: Lago di Trasimeno (I) – <i>A. anguilla</i></b>								
<b>Datum: 16.04.04</b>								
Aal Nr.	Masse [g]	Länge [cm]	k-Faktor	m <sub>Leber</sub> [g]	HS-Index	m <sub>Milz</sub> [g]	MS-Index	SB-Länge [cm]
12	87	38,5	0,15	1,14	1,31	0,08	0,09	5,12
13	275	54,7	0,17	2,32	0,85	0,21	0,07	7,49
14	165	49,5	0,14	3,10	1,88	0,16	0,10	7,73
15	127	44,1	0,15	1,46	1,15	0,19	0,15	8,13
16	404	59,9	0,19	3,56	0,88	0,46	0,11	6,00
17	101	40,0	0,16	0,97	0,96	0,13	0,13	6,88
18	269	53,3	0,18	2,17	0,81	0,23	0,08	6,38
19	83	38,4	0,15	1,18	1,42	0,16	0,20	5,82
20	84	38,0	0,15	1,28	1,52	0,21	0,25	6,11
21	300	56,3	0,17	2,71	0,90	0,34	0,11	5,70
22	83	40,8	0,12	1,10	1,32	0,15	0,19	3,04
23	231	55,2	0,14	2,50	1,08	0,23	0,10	9,00
24	96	43,1	0,12	1,24	1,29	0,30	0,31	7,00
25	111	42,9	0,14	1,33	1,20	0,24	0,22	6,28
26	174	51,0	0,13	2,20	1,27	0,43	0,25	7,82
27	136	44,1	0,16	1,83	1,34	0,22	0,16	6,49
28	165	49,6	0,14	1,60	0,97	0,18	0,11	7,03
29	92	38,5	0,16	1,11	1,21	0,17	0,19	5,85
30	278	54,9	0,17	2,29	0,83	0,33	0,12	7,29
31	217	51,5	0,16	1,55	0,71	0,15	0,07	4,75
32	73	36,4	0,15	1,18	1,61	0,14	0,19	5,51
33	105	41,1	0,15	1,33	1,27	0,24	0,23	5,47
34	87	40,2	0,13	0,89	1,03	0,13	0,15	5,32
35	216	51,7	0,16	1,52	0,70	0,12	0,06	8,15
36	164	47,8	0,15	1,24	0,76	0,32	0,20	5,88
37	112	44,2	0,13	1,17	1,04	0,15	0,14	6,81
38	208	56,3	0,12	1,94	0,93	0,20	0,10	7,11
39	215	52,7	0,15	2,03	0,94	0,37	0,17	10,57
40	109	40,2	0,17	1,21	1,11	0,15	0,14	5,33
41	173	51,8	0,12	1,91	1,10	0,32	0,19	7,57

Tabelle 7.35: Angaben über individuelle Aaldaten der untersuchten Population.

<b>Population: Lago di Bolsena (I) – <i>A. anguilla</i></b>								
<b>Datum: 30.04.04</b>								
Aal Nr.	Masse [g]	Länge [cm]	k-Faktor	m <sub>Leber</sub> [g]	HS-Index	m <sub>Milz</sub> [g]	MS-Index	SB-Länge [cm]
1	412	59,1	0,20	6,22	1,51	0,28	0,07	9,38
2	509	74,0	0,13	5,05	0,99	0,26	0,05	11,04
3	166	45,2	0,18	4,85	2,92	0,30	0,18	6,89
4	497	63,7	0,19	6,28	1,26	0,40	0,08	12,21
5	171	46,5	0,17	3,01	1,76	0,33	0,19	5,77
6	385	57,6	0,20	6,21	1,61	0,46	0,12	8,99
7	252	49,3	0,21	4,59	1,82	0,42	0,17	7,65
8	120	41,1	0,17	1,82	1,52	0,20	0,17	4,90
9	115	43,6	0,14	1,55	1,35	0,20	0,17	6,13
10	331	55,5	0,19	5,91	1,78	0,77	0,23	10,04
11	713	73,0	0,18	10,08	1,41	0,61	0,09	8,55
12	444	63,3	0,18	8,16	1,84	0,43	0,10	10,58
13	122	43,2	0,15	3,95	3,24	0,23	0,19	7,61
14	117	41,6	0,16	1,23	1,05	0,10	0,09	6,69
15	83	34,5	0,20	2,00	2,41	0,16	0,20	4,24

Fortsetzung								
Population: Lago di Bolsena (I) – <i>A. anguilla</i>								
Datum: 30.04.04								
Aal Nr.	Masse [g]	Länge [cm]	k-Faktor	m <sub>Leber</sub> [g]	HS-Index	m <sub>Milz</sub> [g]	MS-Index	SB-Länge [cm]
16	509	66,5	0,17	5,55	1,09	0,22	0,04	6,82*
17	317	53,5	0,21	5,57	1,76	0,47	0,15	6,60
18	239	48,5	0,21	5,97	2,50	0,25	0,10	6,02
19	197	48,2	0,18	4,28	2,17	0,69	0,35	3,75
20	118	42,5	0,15	1,75	1,48	0,14	0,12	6,71
21	113	40,0	0,18	1,53	1,35	0,15	0,14	3,71
22	119	39,4	0,19	3,78	3,18	0,13	0,11	4,81
23	204	48,6	0,18	3,45	1,69	0,55	0,27	6,70
24	337	54,2	0,21	5,07	1,50	0,37	0,11	5,24*
25	797	79,0	0,16	9,41	1,18	0,73	0,09	n. b.*
26	111	41,0	0,16	1,24	1,12	0,18	0,16	4,65
27	72	36,6	0,15	0,89	1,23	0,08	0,11	4,90

(Symbol: n. b. = nicht bestimmt; \* = Schwimmblase optisch verdickt bzw. getrübt)

Tabelle 7.36: Angaben über individuelle Aaldaten der untersuchten Population.

Population: Lago di Bracciano (I) – <i>A. anguilla</i>								
Datum: 24.04.04								
Aal Nr.	Masse [g]	Länge [cm]	k-Faktor	m <sub>Leber</sub> [g]	HS-Index	m <sub>Milz</sub> [g]	MS-Index	SB-Länge [cm]
1	123	45,0	0,13	1,08	0,88	0,12	0,09	5,55
2	399	60,2	0,18	4,64	1,16	0,39	0,10	6,23*
3	74	37,3	0,14	0,79	1,07	0,05	0,07	4,38
4	342	59,1	0,17	3,34	0,98	0,16	0,05	6,29
5	171	47,4	0,16	2,16	1,26	0,26	0,15	5,07
6	82	39,6	0,13	1,15	1,40	0,13	0,16	3,85
7	215	55,6	0,13	2,63	1,22	0,33	0,15	5,00
8	67	37,4	0,13	0,65	0,97	0,11	0,16	5,00
9	94	41,7	0,13	0,89	0,94	0,11	0,12	4,15
10	428	66,4	0,15	5,43	1,27	0,25	0,06	6,04*
11	65	37,5	0,12	0,70	1,08	0,12	0,19	3,18
12	122	42,7	0,16	2,05	1,68	0,15	0,13	5,03
13	450	64,2	0,17	4,41	0,98	0,49	0,11	8,23
14	122	43,6	0,15	1,22	1,00	0,11	0,09	6,89
15	112	40,6	0,17	1,85	1,65	0,15	0,14	5,58
16	277	56,2	0,16	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.
17	233	53,0	0,16	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.
18	66	38,2	0,12	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.
19	111	42,4	0,15	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.
20	135	45,0	0,15	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.

(Symbol: n. b. = nicht bestimmt; \* = Schwimmblase optisch verdickt bzw. getrübt)

Tabelle 7.37: Angaben über individuelle Aaldaten der untersuchten Population.

Population: Lago di Bracciano (I) – <i>A. anguilla</i>								
Datum: 01.06.04								
Aal Nr.	Masse [g]	Länge [cm]	k-Faktor	m <sub>Leber</sub> [g]	HS-Index	m <sub>Milz</sub> [g]	MS-Index	SB-Länge [cm]
1	65	36,8	0,13	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.
2	153	37,9	0,28	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.
3	134	44,9	0,15	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.
4	36	29,7	0,14	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.
5	67	38,8	0,11	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.
6	126	38,2	0,23	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.
7	98	40,3	0,15	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.
8	63	33,3	0,17	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.
9	133	44,8	0,15	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.
10	165	46,7	0,16	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.
11	94	38,8	0,16	0,68	0,73	0,03	0,03	2,83
12	151	41,6	0,21	2,04	1,35	1,14	0,75	n. b.*
13	44	31,5	0,14	0,48	1,08	0,05	0,11	5,00
14	133	44,9	0,15	1,33	1,00	0,06	0,05	5,15
15	134	39,5	0,22	1,83	1,37	0,26	0,19	4,21
16	84	41,3	0,12	0,72	0,86	0,05	0,06	n. b.
17	49	33,1	0,14	0,56	1,15	0,05	0,10	3,06
18	153	44,5	0,17	2,07	1,35	0,15	0,10	4,67
19	42	29,1	0,17	0,39	0,93	0,04	0,09	4,33
20	60	33,3	0,16	0,49	0,81	0,05	0,08	n. b.
21	52	32,1	0,16	0,58	1,12	0,09	0,18	4,56
22	133	42,2	0,18	1,07	0,81	0,16	0,12	2,18*
23	89	38,0	0,16	1,19	1,34	0,20	0,22	4,93
24	40	31,1	0,13	0,61	1,53	0,07	0,17	n. b.

(Symbol: n. b. = nicht bestimmt; \* = Schwimmblase optisch verdickt bzw. getrübt)

Tabelle 7.38: Angaben über individuelle Aaldaten der untersuchten Population.

Population: Lago di Bracciano (I) – <i>A. anguilla</i>								
Datum: 21.07.04								
Aal Nr.	Masse [g]	Länge [cm]	k-Faktor	m <sub>Leber</sub> [g]	HS-Index	m <sub>Milz</sub> [g]	MS-Index	SB-Länge [cm]
1	144	41,7	0,20	1,74	1,20	0,09	0,06	5,34
2	127	45,0	0,14	0,67	0,53	0,08	0,06	4,45
3	88	37,7	0,16	0,92	1,05	0,06	0,07	3,28
4	294	54,2	0,18	3,72	1,26	0,34	0,11	6,50
5	111	40,3	0,17	0,99	0,90	0,05	0,04	n. b.
6	113	42,2	0,15	1,12	0,99	0,31	0,28	3,27
7	95	37,3	0,18	0,90	0,95	0,13	0,13	6,15
8	186	48,9	0,16	2,78	1,49	0,19	0,10	6,38
9	218	51,5	0,16	2,59	1,19	0,20	0,09	6,07
10	90	40,7	0,13	0,85	0,94	0,09	0,10	3,00
11	149	43,6	0,18	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.
12	177	48,7	0,15	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.
13	147	47,0	0,14	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.
14	127	44,5	0,14	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.
15	193	49,2	0,16	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.
16	95	40,5	0,14	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.
17	52	35,5	0,12	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.
18	75	40,7	0,11	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.

Fortsetzung								
Population: Lago di Bracciano (I) – <i>A. anguilla</i>								
Datum: 21.07.04								
Aal Nr.	Masse [g]	Länge [cm]	k-Faktor	m <sub>Leber</sub> [g]	HS-Index	m <sub>Milz</sub> [g]	MS-Index	SB-Länge [cm]
19	205	51,0	0,15	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.*
20	80	37,9	0,15	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.
21	68	37,9	0,12	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.
22	80	37,1	0,16	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.
23	48	36,2	0,10	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.
24	53	34,2	0,13	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.*
25	89	38,0	0,16	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.
26	60	34,0	0,15	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.
27	88	39,4	0,14	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.

(Symbol: n. b. = nicht bestimmt; \* = Schwimmblase optisch verdickt bzw. getrübt)

Tabelle 7.39: Angaben über individuelle Aaldaten der untersuchten Population.

Population: Lago di Bracciano (I) – <i>A. anguilla</i>								
Datum: 03.09.04								
Aal Nr.	Masse [g]	Länge [cm]	k-Faktor	m <sub>Leber</sub> [g]	HS-Index	m <sub>Milz</sub> [g]	MS-Index	SB-Länge [cm]
1	434	61,1	0,19	5,05	1,16	0,84	0,19	6,64*
2	98	39,5	0,16	1,21	1,24	0,20	0,20	2,69
3	259	54,6	0,16	2,89	1,12	0,43	0,16	8,15
4	79	35,2	0,18	1,06	1,35	0,17	0,21	5,38
5	254	54,5	0,16	3,80	1,49	0,59	0,23	7,00
6	49	31,5	0,16	0,73	1,49	0,08	0,16	3,75
7	245	51,5	0,18	3,65	1,49	0,43	0,17	5,25
8	58	31,6	0,18	0,82	1,42	0,12	0,21	4,99
9	67	32,7	0,19	0,92	1,37	0,14	0,20	5,17
10	57	34,1	0,14	0,74	1,30	0,07	0,13	6,85
11	120	47,0	0,12	1,42	1,18	0,22	0,19	7,00
12	157	43,3	0,19	1,94	1,24	0,22	0,14	2,76
13	64	36,0	0,14	0,59	0,92	0,07	0,11	3,93
14	49	31,0	0,16	0,67	1,37	0,04	0,08	3,80
15	69	33,2	0,19	0,65	0,95	0,09	0,13	6,07
16	63	34,5	0,15	0,73	1,17	0,07	0,10	n. b.
17	94	37,8	0,17	1,60	1,70	0,14	0,15	4,94
18	75	35,9	0,16	0,83	1,11	0,12	0,16	6,54
19	90	36,5	0,19	1,11	1,23	0,15	0,17	6,57
20	73	34,7	0,17	0,98	1,35	0,08	0,10	3,78
21	102	40,2	0,16	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.
22	115	38,5	0,20	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.
23	59	33,8	0,15	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.
24	59	31,4	0,19	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.
25	71	34,6	0,17	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.
26	62	33,5	0,16	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.
27	58	33,2	0,16	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.
28	66	33,0	0,18	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.

(Symbol: n. b. = nicht bestimmt; \* = Schwimmblase optisch verdickt bzw. getrübt)

Tabelle 7.40: Angaben über individuelle Aaldaten der untersuchten Population.

Population: Zuo-Zheng Aquaculture/ Tainan (ROC) – <i>A. anguilla</i>								
Datum: 02.03.03								
Aal Nr.	Masse [g]	Länge [cm]	k-Faktor	m <sub>Leber</sub> [g]	HS-Index	m <sub>Milz</sub> [g]	MS-Index	SB-Länge [cm]
1	140,6	42,3	0,19	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	4,58
2	195,5	46,0	0,20	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	4,64
3	154,5	43,8	0,18	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	2,80
4	153,3	43,5	0,19	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	4,16
5	141,0	41,0	0,20	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	3,79
6	175,1	46,5	0,17	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	3,21
7	137,3	42,5	0,18	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	3,69
8	149,9	45,6	0,16	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	3,05
9	144,3	44,5	0,16	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	3,18
10	150,0	42,8	0,19	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	2,94
11	146,1	45,0	0,16	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.
12	202,8	48,5	0,18	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.
13	188,0	48,0	0,17	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.
14	195,8	47,5	0,18	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.
15	163,4	44,7	0,18	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.
16	140,9	40,8	0,21	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.
17	162,9	43,9	0,19	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.
18	143,8	42,5	0,19	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.
19	172,0	45,5	0,18	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.
20	150,7	44,3	0,17	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.
21	159,8	44,1	0,19	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.
22	164,5	44,0	0,19	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.
23	144,0	44,0	0,17	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.
24	170,5	48,0	0,15	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.
25	138,2	42,0	0,19	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.

(Symbol: n. b. = nicht bestimmt)

Tabelle 7.41: Angaben über individuelle Aaldaten der untersuchten Population.

Population: Bu-Dai Aquaculture (ROC) – <i>A. japonica</i>								
Datum: 25.02.03								
Aal Nr.	Masse [g]	Länge [cm]	k-Faktor	m <sub>Leber</sub> [g]	HS-Index	m <sub>Milz</sub> [g]	MS-Index	SB-Länge [cm]
1	277,8	58,3	0,14	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	6,94
2	300,1	54,2	0,19	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	7,20
3	233,3	52,7	0,16	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	7,16
4	300,9	57,4	0,16	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	5,22
5	218,0	50,9	0,17	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	3,44
6	393,0	60,5	0,18	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	7,14
7	187,3	51,0	0,14	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	6,32
8	254,8	53,8	0,16	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	7,34
9	305,4	55,2	0,18	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	7,22
10	213,7	54,0	0,14	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	5,00
11	241,7	52,4	0,17	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	7,38
12	204,0	52,9	0,14	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	4,14
13	253,2	55,6	0,15	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	4,22
14	219,8	52,8	0,15	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	3,97
15	231,0	53,0	0,16	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	6,33
16	249,6	54,0	0,16	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	4,96
17	175,6	51,8	0,13	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	4,32

<b>Fortsetzung</b>								
<b>Population: Bu-Dai Aquaculture (ROC) – <i>A. japonica</i></b>								
<b>Datum: 25.02.03</b>								
Aal Nr.	Masse [g]	Länge [cm]	k-Faktor	m <sub>Leber</sub> [g]	HS-Index	m <sub>Milz</sub> [g]	MS-Index	SB-Länge [cm]
18	207,1	50,3	0,16	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	7,05
19	281,6	56,3	0,16	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	4,79
20	235,4	53,9	0,15	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	4,49
21	199,3	50,4	0,16	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	6,75
22	186,8	47,7	0,17	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	5,09
23	271,5	56,3	0,15	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	6,3
24	244,5	53,1	0,16	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	4,57
25	313,5	59,3	0,15	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	4,71

(Symbol: n. b. = nicht bestimmt)

Tabelle 7.42: Angaben über individuelle Aaldaten der untersuchten Population.

<b>Population: Bu-Dai Aquaculture (ROC) – <i>A. japonica</i></b>								
<b>Datum: 07.03.03</b>								
Aal Nr.	Masse [g]	Länge [cm]	k-Faktor	m <sub>Leber</sub> [g]	HS-Index	m <sub>Milz</sub> [g]	MS-Index	SB-Länge [cm]
1	264,0	56,7	0,14	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	4,07
2	222,1	62,2	0,09	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	5,00
3	221,3	53,1	0,15	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	4,17
4	225,7	53,1	0,15	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	4,49
5	281,1	57,4	0,15	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	3,56
6	294,4	53,8	0,19	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	5,15
7	254,6	54,5	0,16	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	3,67
8	273,4	56,5	0,15	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	3,59
9	223,7	54,0	0,14	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	4,53
10	231,1	53,8	0,15	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	3,96
11	289,3	57,6	0,15	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	4,51
12	232,1	52,8	0,16	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	3,89
13	222,8	52,6	0,15	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	6,65
14	263,4	56,1	0,15	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	6,52
15	233,2	55,0	0,14	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	5,73
16	208,3	52,0	0,15	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	3,86
17	202,6	53,3	0,13	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	3,92
18	240,3	56,5	0,13	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	5,60
19	219,6	57,0	0,12	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	4,24
20	223,7	53,8	0,14	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	4,26
21	235,7	57,1	0,13	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	3,85
22	222,3	53,6	0,14	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	5,98
23	277,1	59,4	0,13	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	4,68
24	199,4	52,6	0,14	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	4,55
25	306,9	56,6	0,17	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	5,12
26	213,0	52,6	0,15	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	4,38
27	244,7	56,4	0,14	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	5,19
28	263,9	60,6	0,12	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	4,68
29	231,1	55,5	0,14	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	5,37
30	194,2	52,4	0,13	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	4,17
31	221,9	54,9	0,13	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	5,26
32	255,2	56,7	0,14	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	5,75
33	254,7	52,9	0,17	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	5,54
34	222,4	54,1	0,14	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	4,14
35	202,2	52,2	0,14	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	4,24

<b>Fortsetzung</b>								
<b>Population: Bu-Dai Aquaculture (ROC) – <i>A. japonica</i></b>								
<b>Datum: 07.03.03</b>								
Aal Nr.	Masse [g]	Länge [cm]	k-Faktor	m <sub>Leber</sub> [g]	HS-Index	m <sub>Milz</sub> [g]	MS-Index	SB-Länge [cm]
<b>36</b>	208,3	51,0	0,16	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	5,53
<b>37</b>	226,8	54,2	0,14	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	3,60
<b>38</b>	234,5	54,6	0,14	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	4,87
<b>39</b>	231,5	52,0	0,16	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	4,81
<b>40</b>	213,2	52,1	0,15	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	3,50
<b>41</b>	233,3	55,5	0,14	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	3,76
<b>42</b>	220,0	52,9	0,15	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	5,27
<b>43</b>	236,2	52,9	0,16	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	5,79
<b>44</b>	214,4	53,2	0,14	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	5,33
<b>45</b>	271,1	55,0	0,16	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	3,52
<b>46</b>	257,2	56,9	0,14	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	5,51

(Symbol: n. b. = nicht bestimmt)

Tabelle 7.43: Angaben über individuelle Aaldaten der untersuchten Population.

<b>Population: Kao-Ping River (ROC) – <i>A. japonica</i></b>								
<b>Datum: 21.12.00</b>								
Aal Nr.	Masse [g]	Länge [cm]	k-Faktor	m <sub>Leber</sub> [g]	HS-Index	m <sub>Milz</sub> [g]	MS-Index	SB-Länge [cm]
<b>1</b>	210,7	59,6	0,10	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.
<b>2</b>	499,7	66,2	0,17	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.*
<b>3</b>	542,9	66,1	0,19	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.
<b>4</b>	341,5	60,3	0,16	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.
<b>5</b>	851,6	79,4	0,17	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.*
<b>6</b>	468,7	67,4	0,15	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.*
<b>7</b>	397,5	60,2	0,18	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.*
<b>8</b>	273,4	58,5	0,14	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.
<b>9</b>	314,6	58,5	0,16	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.
<b>10</b>	235,0	56,5	0,13	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.*
<b>11</b>	256,9	58,8	0,13	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.*
<b>12</b>	351,6	62,5	0,14	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.
<b>13</b>	385,8	60,4	0,18	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.
<b>14</b>	262,4	53,7	0,17	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.

(Symbol: n. b. = nicht bestimmt; \* = Schwimmblase optisch verdickt bzw. getrübt)

Tabelle 7.44: Angaben über individuelle Aaldaten der untersuchten Population.

<b>Population: Kao-Ping River (ROC) – <i>A. japonica</i></b>								
<b>Datum: 27.03.01</b>								
Aal Nr.	Masse [g]	Länge [cm]	k-Faktor	m <sub>Leber</sub> [g]	HS-Index	m <sub>Milz</sub> [g]	MS-Index	SB-Länge [cm]
<b>1</b>	370,2	71,0	0,10	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.*
<b>2</b>	504,7	69,3	0,15	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.
<b>3</b>	621,3	73,0	0,16	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.
<b>4</b>	366,2	64,0	0,14	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.
<b>5</b>	274,0	60,0	0,13	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.
<b>6</b>	328,9	64,7	0,12	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.
<b>7</b>	429,9	63,4	0,17	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.

Fortsetzung								
Population: Kao-Ping River (ROC) – <i>A. japonica</i>								
Datum: 27.03.01								
Aal Nr.	Masse [g]	Länge [cm]	k-Faktor	m <sub>Leber</sub> [g]	HS-Index	m <sub>Milz</sub> [g]	MS-Index	SB-Länge [cm]
8	343,8	61,6	0,15	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.
9	276,5	58,9	0,14	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.
10	313,7	59,6	0,15	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.
11	266,1	56,2	0,15	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.
12	198,6	54,4	0,12	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.*
13	274,1	60,7	0,12	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.
14	189,0	52,7	0,13	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.
15	193,1	52,4	0,13	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.
16	170,1	49,2	0,14	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.
17	158	48,4	0,14	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.
18	193,7	52,2	0,14	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.
19	185,8	50,6	0,14	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.
20	130,8	45,5	0,14	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.

(Symbol: n. b. = nicht bestimmt; \* = Schwimmblase optisch verdickt bzw. getrübt)

Tabelle 7.45: Angaben über individuelle Aaldaten der untersuchten Population.

Population: Kao-Ping River (ROC) – <i>A. japonica</i>								
Datum: 21.06.01								
Aal Nr.	Masse [g]	Länge [cm]	k-Faktor	m <sub>Leber</sub> [g]	HS-Index	m <sub>Milz</sub> [g]	MS-Index	SB-Länge [cm]
1	312,4	54,4	0,19	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.
2	197,1	51,0	0,15	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.
3	199,5	50,4	0,16	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.
4	203,2	51,5	0,15	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.
5	319,9	56,1	0,18	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.
6	307,5	57,6	0,16	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.
7	139,6	47,0	0,13	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.
8	191,4	51,0	0,14	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.
9	123,1	43,0	0,15	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.
10	103,5	43,5	0,13	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.
11	298,4	55,0	0,18	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.
12	286,0	53,3	0,19	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.
13	329,4	59,7	0,15	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.
14	187,1	48,2	0,17	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.
15	257,1	54,4	0,16	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.
16	210,7	50,2	0,17	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.
17	229,0	54,0	0,15	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.
18	241,6	56,0	0,14	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.
19	261,0	53,8	0,17	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.
20	190,1	50,8	0,15	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.

(Symbol: n. b. = nicht bestimmt)

Tabelle 7.46: Angaben über individuelle Aaldaten der untersuchten Population.

Population: Kao-Ping River (ROC) – <i>A. japonica</i>								
Datum: 11.09.01								
Aal Nr.	Masse [g]	Länge [cm]	k-Faktor	m <sub>Leber</sub> [g]	HS-Index	m <sub>Milz</sub> [g]	MS-Index	SB-Länge [cm]
1	225,3	53,4	0,15	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.
2	173,3	50,0	0,14	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.
3	175,3	51,0	0,13	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.
4	235,9	56,0	0,13	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.
5	162,4	52,5	0,11	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.
6	140,1	47,8	0,13	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.
7	159,2	51,0	0,12	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.
8	144,7	49,8	0,12	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.
9	103,6	44,5	0,12	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.
10	111,8	46,5	0,11	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.
11	76,9	40,5	0,12	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.
12	240,2	58,0	0,12	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.
13	216,1	54,8	0,13	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.
14	237,8	57,0	0,13	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.
15	235,6	55,6	0,14	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.
16	171,1	50,5	0,13	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.
17	171,4	52,0	0,12	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.
18	203,6	50,3	0,16	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.
19	202,0	57,0	0,11	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.
20	177,4	49,0	0,15	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.
21	175,0	52,0	0,12	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.

Tabelle 7.47: Angaben über individuelle Aaldaten der untersuchten Population.

Population: Kao-Ping River (ROC) – <i>A. japonica</i>								
Datum: 01.08.02								
Aal Nr.	Masse [g]	Länge [cm]	k-Faktor	m <sub>Leber</sub> [g]	HS-Index	m <sub>Milz</sub> [g]	MS-Index	SB-Länge [cm]
1	348,9	59,5	0,17	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.
2	185,3	50,9	0,14	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.
3	203,6	52,3	0,14	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.
4	164,8	47,7	0,15	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.
5	150,1	44,5	0,17	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.
6	177,9	48,0	0,16	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.
7	155,7	46,0	0,16	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.
8	127,2	44,3	0,15	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.
9	121,0	43,6	0,15	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.
10	111,7	43,6	0,13	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.
11	91,6	42,7	0,12	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.
12	101,7	42,3	0,13	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.
13	106,5	41,0	0,15	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.
14	87,4	39,4	0,14	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.
15	173,6	49,3	0,14	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.
16	135,2	47,2	0,13	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.
17	211,6	52,5	0,15	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.
18	558,5	65,5	0,20	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.*
19	541,1	74,7	0,13	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.
20	351,6	60,4	0,16	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.

(Symbol: n. b. = nicht bestimmt; \* = Schwimmblase optisch verdickt bzw. getrübt)

Tabelle 7.48: Angaben über individuelle Aaldaten der untersuchten Population.

Population: Kao-Ping River (ROC) – <i>A. japonica</i>								
Datum: 02.03.03								
Aal Nr.	Masse [g]	Länge [cm]	k-Faktor	m <sub>Leber</sub> [g]	HS-Index	m <sub>Milz</sub> [g]	MS-Index	SB-Länge [cm]
1	147,5	54,8	0,09	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	8,33
2	41,7	33,6	0,11	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	4,62
3	129,9	49,3	0,11	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	4,87
4	99,0	45,2	0,11	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	4,24
5	34,2	32,0	0,10	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	3,50
6	42,5	35,0	0,10	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	2,95
7	112,9	48,5	0,10	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	5,05
8	144,2	52,1	0,10	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	5,21
9	87,4	43,6	0,11	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	4,00
10	27,5	32,0	0,08	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	3,33
11	123,1	50,5	0,10	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	5,59
12	183,7	53,4	0,12	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	5,85
13	79,8	43,1	0,10	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	3,98
14	56,8	37,0	0,11	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	3,88
15	214,4	53,2	0,14	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	3,11
16	38,3	33,1	0,11	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	4,92
17	26,2	29,4	0,10	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	2,92
18	210,2	56,9	0,11	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	4,90
19	183,0	53,2	0,12	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	4,70
20	294,1	61,3	0,13	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	8,23
21	57,6	36,5	0,12	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	3,01
22	146,3	51,1	0,11	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	3,81
23	64,4	39,7	0,10	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	4,55
24	32,2	34,5	0,08	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	4,70
25	26,1	32,0	0,08	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	3,41
26	66,8	40,5	0,10	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	3,11
27	74,5	42,0	0,10	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	7,81
28	75,9	44,6	0,09	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	4,13
29	345,2	64,0	0,13	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	5,29
30	126,4	45,9	0,13	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	4,78
31	31,4	36,8	0,06	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	5,54
32	191,1	55,0	0,11	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	5,07
33	75,7	40,1	0,12	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	5,58
34	45,3	36,8	0,09	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	3,55
35	59,0	35,9	0,13	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	4,46
36	74,4	43,5	0,09	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	5,13
37	388,0	60,3	0,18	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	5,33
38	376,8	60,2	0,17	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	5,17
39	384,5	61,1	0,17	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	4,37
40	171,4	51,0	0,13	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	5,02
41	92,1	39,2	0,15	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	4,21
42	144,0	48,0	0,13	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	5,50
43	93,5	43,0	0,12	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	5,11
44	117,1	44,5	0,13	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	5,01
45	101,0	42,0	0,14	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	3,69
46	72,4	39,8	0,11	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	3,85
47	71,1	38,3	0,13	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	3,58
48	77,0	41,0	0,11	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	3,33
49	44,8	33,9	0,11	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	3,53
50	37,1	32,4	0,11	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	3,46
51	48,7	34,0	0,12	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	3,13
52	119,8	46,0	0,12	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	3,82
53	92,9	42,7	0,12	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	4,29

<b>Fortsetzung</b>								
<b>Population: Kao-Ping River (ROC) – <i>A. japonica</i></b>								
<b>Datum: 02.03.03</b>								
Aal Nr.	Masse [g]	Länge [cm]	k-Faktor	m <sub>Leber</sub> [g]	HS-Index	m <sub>Milz</sub> [g]	MS-Index	SB-Länge [cm]
54	50,9	35,0	0,12	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	3,95
55	38,0	32,1	0,11	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	4,04
56	41,2	33,4	0,11	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	3,31
57	89,3	43,3	0,11	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.
58	162,9	51,5	0,12	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	5,20
59	1104,7	89,2	0,16	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	5,72
60	46,1	34,7	0,11	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	3,23
61	401,9	70,0	0,12	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	3,26
62	159,1	48,9	0,14	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	4,54
63	53,0	35,7	0,12	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	3,89
64	70,0	40,1	0,11	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	3,67
65	55,5	37,5	0,11	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	2,86
66	35,5	32,3	0,11	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	3,61
67	134,9	48,3	0,12	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	6,75
68	43,3	33,6	0,11	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	2,89
69	152,5	46,7	0,15	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	4,29
70	24,5	31,2	0,08	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	3,40
71	27,0	29,0	0,11	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	3,26
72	107,3	44,6	0,12	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	4,66
73	88,5	41,0	0,13	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	3,95
74	34,0	34,4	0,08	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	3,99

(Symbol: n. b. = nicht bestimmt)

**Anhang IV: Angaben über individuelle Befalldaten mit *A. crassus***Tabelle 7.49: Angaben über individuelle Befallsdaten mit *A. crassus*.

Population: Rhein/ Karlsruhe – <i>A. anguilla</i>										
Datum: 15.04.02										
Aal Nr.	L <sub>3</sub>	L <sub>4</sub>	Larven Gesamt	M	W	Adulte Gesamt	Gesamt	Tote Larven	Tote Adulte	Tote Gesamt
1	9	13	22	0	1	1	23	n. b.	n. b.	0
2	0	1	1	0	0	0	1	n. b.	n. b.	0
3	0	0	0	0	0	0	0	n. b.	n. b.	0
4	0	0	0	0	0	0	0	n. b.	n. b.	1
5	0	0	0	0	0	0	0	n. b.	n. b.	0
6	0	0	0	0	1	1	1	n. b.	n. b.	0
7	0	0	0	2	1	3	3	n. b.	n. b.	0
8	0	0	0	1	0	1	1	n. b.	n. b.	0
9	0	0	0	1	3	4	4	n. b.	n. b.	1
10	0	1	1	0	0	0	1	n. b.	n. b.	0
11	0	1	1	0	0	0	1	n. b.	n. b.	1
12	0	2	2	2	3	5	7	n. b.	n. b.	0
13	0	0	0	0	0	0	0	n. b.	n. b.	0
14	1	2	3	0	0	0	3	n. b.	n. b.	0
15	0	0	0	0	0	0	0	n. b.	n. b.	0
16	1	1	2	0	0	0	2	n. b.	n. b.	0
17	0	0	0	2	0	2	2	n. b.	n. b.	2
18	1	2	3	0	0	0	3	n. b.	n. b.	0
19	0	0	0	0	0	0	0	n. b.	n. b.	0
20	0	0	0	2	0	2	2	n. b.	n. b.	0
21	0	1	1	2	3	5	6	n. b.	n. b.	0
22	0	1	1	1	3	4	5	n. b.	n. b.	0
23	0	0	0	1	1	2	2	n. b.	n. b.	0
24	2	1	3	0	0	0	3	n. b.	n. b.	1
25	0	5	5	0	0	0	5	n. b.	n. b.	0
26	1	0	1	0	1	1	2	n. b.	n. b.	0
27	0	0	0	0	0	0	0	n. b.	n. b.	0
28	0	0	0	0	0	0	0	n. b.	n. b.	0

(Symbol: n. b. = nicht bestimmt)

Tabelle 7.50: Angaben über individuelle Befallsdaten mit *A. crassus*.

Population: Rhein/ Karlsruhe – <i>A. anguilla</i>										
Datum: 19.09.02										
Aal Nr.	L <sub>3</sub>	L <sub>4</sub>	Larven Gesamt	M	W	Adulte Gesamt	Gesamt	Tote Larven	Tote Adulte	Tote Gesamt
1	0	0	0	0	0	0	0	n. b.	n. b.	0
2	0	4	4	0	0	0	4	n. b.	n. b.	1
3	2	7	9	0	2	2	11	n. b.	n. b.	0
4	0	0	0	1	2	3	3	n. b.	n. b.	0
5	0	0	0	0	0	0	0	n. b.	n. b.	1
6	0	1	1	0	1	1	2	n. b.	n. b.	0
7	0	2	2	0	0	0	2	n. b.	n. b.	0
8	0	2	2	2	2	4	6	n. b.	n. b.	0
9	0	0	0	0	0	0	0	n. b.	n. b.	0
10	0	2	2	1	3	4	6	n. b.	n. b.	0
11	0	1	1	2	2	4	5	n. b.	n. b.	0

Fortsetzung										
Population: Rhein/ Karlsruhe – <i>A. anguilla</i>										
Datum: 19.09.02										
Aal Nr.	L <sub>3</sub>	L <sub>4</sub>	Larven Gesamt	M	W	Adulte Gesamt	Gesamt	Tote Larven	Tote Adulte	Tote Gesamt
12	0	3	3	1	2	3	6	n. b.	n. b.	0
13	0	3	3	0	0	0	3	n. b.	n. b.	0
14	0	2	2	2	1	3	5	n. b.	n. b.	2
15	0	0	0	3	2	5	5	n. b.	n. b.	0
16	0	1	1	1	2	3	4	n. b.	n. b.	1
17	0	0	0	2	1	3	3	n. b.	n. b.	0
18	0	0	0	0	0	0	0	n. b.	n. b.	0
19	0	1	1	2	1	3	4	n. b.	n. b.	0
20	0	0	0	0	0	0	0	n. b.	n. b.	0
21	0	1	1	1	0	1	2	n. b.	n. b.	0
22	1	0	1	0	0	0	1	n. b.	n. b.	0
23	0	0	0	0	0	0	0	n. b.	n. b.	0

(Symbol: n. b. = nicht bestimmt)

Tabelle 7.51: Angaben über individuelle Befallsdaten mit *A. crassus*.

Population: Rhein/ Karlsruhe – <i>A. anguilla</i>										
Datum: 01.04.03										
Aal Nr.	L <sub>3</sub>	L <sub>4</sub>	Larven Gesamt	M	W	Adulte Gesamt	Gesamt	Tote Larven	Tote Adulte	Tote Gesamt
1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3	0	0	0	1	0	1	1	0	0	0
4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5	0	1	1	0	0	0	1	1	4	5
6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
7	0	0	0	0	2	2	2	0	0	0
8	0	0	0	1	0	1	1	0	2	2
9	0	0	0	3	0	3	3	0	0	0
10	0	0	0	0	0	0	0	0	3	3
11	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1
12	0	0	0	0	1	1	1	0	0	0
13	0	1	1	0	0	0	1	0	1	1
14	0	0	0	1	0	1	1	0	0	0
15	0	0	0	1	0	1	1	0	2	2
16	1	1	2	1	0	1	3	0	0	0
17	0	1	1	0	0	0	1	0	0	0
18	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
19	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
20	1	2	3	0	0	0	3	0	0	0
21	0	1	1	0	0	0	1	0	0	0
22	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
23	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
24	0	0	0	0	0	0	0	0	2	2
25	0	1	1	0	0	0	1	0	0	0
26	1	4	5	2	3	5	10	0	0	0
27	0	1	1	0	0	0	1	0	0	0
28	1	0	1	2	0	2	3	0	0	0
29	0	1	1	0	6	6	7	0	0	0
30	0	0	0	1	2	3	3	0	1	1
31	0	0	0	2	0	2	2	0	0	0

Fortsetzung										
Population: Rhein/ Karlsruhe – <i>A. anguilla</i>										
Datum: 01.04.03										
Aal Nr.	L <sub>3</sub>	L <sub>4</sub>	Larven Gesamt	M	W	Adulte Gesamt	Gesamt	Tote Larven	Tote Adulte	Tote Gesamt
32	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
33	1	1	2	7	4	11	13	0	2	2
34	1	2	3	1	3	4	7	0	0	0
35	1	1	2	2	2	4	6	0	0	0
36	2	0	2	1	0	1	3	0	0	0
37	2	11	13	6	5	11	24	0	2	2
38	0	1	1	1	1	2	3	0	1	1
39	1	0	1	0	0	0	1	0	1	1
40	0	0	0	1	0	1	1	0	0	0
41	0	0	0	1	1	2	2	0	0	0
42	1	1	2	1	1	2	4	0	0	0
43	0	0	0	0	1	1	1	0	1	1
44	0	0	0	3	0	3	3	0	2	2
45	0	3	3	2	1	3	6	0	0	0
46	0	0	0	3	3	6	6	0	0	0
47	1	2	3	0	1	1	4	0	0	0
48	0	0	0	0	1	1	1	0	0	0
49	0	1	1	0	1	1	2	0	0	0
50	0	0	0	1	0	1	1	0	1	1
51	4	3	7	0	1	1	8	0	1	1
52	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
53	0	0	0	1	1	2	2	0	0	0
54	1	1	2	0	0	0	2	0	0	0
55	0	0	0	1	0	1	1	0	2	2
56	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
57	1	0	1	0	0	0	1	0	0	0
58	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
59	0	0	0	0	2	2	2	0	0	0
60	0	1	1	0	2	2	3	0	0	0
61	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1
62	0	2	2	0	0	0	2	0	0	0
63	0	0	0	0	1	1	1	0	2	2
64	3	0	3	0	0	0	3	0	0	0
65	0	0	0	3	0	3	3	0	0	0
66	0	1	1	3	1	4	5	0	2	2

Tabelle 7.52: Angaben über individuelle Befallsdaten mit *A. crassus*.

Population: Rhein/ Karlsruhe – <i>A. anguilla</i>										
Datum: 28.04.03										
Aal Nr.	L <sub>3</sub>	L <sub>4</sub>	Larven Gesamt	M	W	Adulte Gesamt	Gesamt	Tote Larven	Tote Adulte	Tote Gesamt
1	9	7	16	10	10	20	36	0	2	2
2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3	1	3	4	0	0	0	4	0	0	0
4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5	0	0	0	0	1	1	1	0	1	1
6	0	1	1	0	1	1	2	0	0	0
7	0	1	1	4	1	5	6	0	0	0
8	0	0	0	1	0	1	1	0	1	1
9	2	3	5	0	0	0	5	0	0	0
10	0	1	1	0	0	0	1	0	0	0

Fortsetzung										
Population: Rhein/ Karlsruhe – <i>A. anguilla</i>										
Datum: 28.04.03										
Aal Nr.	L <sub>3</sub>	L <sub>4</sub>	Larven Gesamt	M	W	Adulte Gesamt	Gesamt	Tote Larven	Tote Adulte	Tote Gesamt
11	0	0	0	0	4	4	4	0	0	0
12	1	2	3	4	2	6	9	0	0	0
13	5	1	6	0	0	0	6	0	0	0
14	0	0	0	3	0	3	3	0	0	0
15	2	0	2	1	0	1	3	0	1	1
16	0	0	0	1	0	1	1	0	0	0
17	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1
18	0	2	2	2	0	2	4	0	0	0
19	1	0	1	0	0	0	1	0	1	1
20	0	1	1	1	0	1	2	0	0	0
21	0	0	0	0	1	1	1	0	0	0
22	0	0	0	1	0	1	1	0	0	0
23	0	1	1	0	0	0	1	0	0	0

Tabelle 7.53: Angaben über individuelle Befallsdaten mit *A. crassus*.

Population: Rhein/ Karlsruhe – <i>A. anguilla</i>										
Datum: 10.07.03										
Aal Nr.	L <sub>3</sub>	L <sub>4</sub>	Larven Gesamt	M	W	Adulte Gesamt	Gesamt	Tote Larven	Tote Adulte	Tote Gesamt
1	8	15	23	14	4	18	41	0	2	2
2	0	0	0	1	1	2	2	0	2	2
3	0	1	1	0	0	0	1	0	0	0
4	1	3	4	1	1	2	6	0	0	0
5	1	3	4	1	3	4	8	0	0	0
6	0	0	0	0	1	1	1	0	0	0
7	1	0	1	6	1	7	8	0	0	0
8	0	1	1	1	0	1	2	0	1	1
9	0	0	0	1	0	1	1	0	1	1
10	0	0	0	1	0	1	1	0	0	0
11	0	2	2	3	1	4	6	0	0	0
12	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
13	0	1	1	2	2	4	5	0	0	0
14	0	1	1	0	0	0	1	0	1	1
15	0	0	0	1	4	5	5	0	3	3
16	0	1	1	2	0	2	3	0	0	0
17	0	4	4	0	3	3	7	0	1	1
18	0	1	1	0	3	3	4	0	0	0
19	0	3	3	0	0	0	3	0	0	0
20	0	0	0	2	2	4	4	1	1	2

Tabelle 7.54: Angaben über individuelle Befallsdaten mit *A. crassus*.

Population: Rhein/ Karlsruhe – <i>A. anguilla</i>										
Datum: 09.09.03										
Aal Nr.	L <sub>3</sub>	L <sub>4</sub>	Larven Gesamt	M	W	Adulte Gesamt	Gesamt	Tote Larven	Tote Adulte	Tote Gesamt
1	0	1	1	0	2	2	3	n. b.	n. b.	0
2	0	0	0	0	1	1	1	n. b.	n. b.	1
3	0	1	1	4	0	4	5	n. b.	n. b.	2

Fortsetzung										
Population: Rhein/ Karlsruhe – <i>A. anguilla</i>										
Datum: 09.09.03										
Aal Nr.	L <sub>3</sub>	L <sub>4</sub>	Larven Gesamt	M	W	Adulte Gesamt	Gesamt	Tote Larven	Tote Adulte	Tote Gesamt
4	0	0	0	0	0	0	0	n. b.	n. b.	0
5	0	0	0	0	0	0	0	n. b.	n. b.	0
6	0	0	0	0	0	0	0	n. b.	n. b.	0
7	0	1	1	0	1	1	2	n. b.	n. b.	0
8	0	0	0	1	4	5	5	n. b.	n. b.	3
9	0	1	1	1	0	1	2	n. b.	n. b.	0
10	0	0	0	1	2	3	3	n. b.	n. b.	0
11	0	0	0	0	0	0	0	n. b.	n. b.	1

(Symbol: n. b. = nicht bestimmt)

Tabelle 7.55: Angaben über individuelle Befallsdaten mit *A. crassus*.

Population: Rhein/ Karlsruhe – <i>A. anguilla</i>										
Datum: 25.03.04										
Aal Nr.	L <sub>3</sub>	L <sub>4</sub>	Larven Gesamt	M	W	Adulte Gesamt	Gesamt	Tote Larven	Tote Adulte	Tote Gesamt
1	0	1	1	3	4	7	8	0	0	0
2	0	0	0	3	1	4	4	0	0	0
3	0	0	0	0	1	1	1	0	1	1
4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
6	0	1	1	0	0	0	1	0	0	0

Tabelle 7.56: Angaben über individuelle Befallsdaten mit *A. crassus*.

Population: Rhein/ Karlsruhe – <i>A. anguilla</i>										
Datum: 08.11.04										
Aal Nr.	L <sub>3</sub>	L <sub>4</sub>	Larven Gesamt	M	W	Adulte Gesamt	Gesamt	Tote Larven	Tote Adulte	Tote Gesamt
1	0	0	0	0	3	3	3	0	0	0
2	0	0	0	1	2	3	3	0	0	0
3	0	0	0	0	2	2	2	1	0	1
4	0	1	1	2	0	2	3	0	0	0
5	0	0	0	5	1	6	6	0	0	0
6	0	0	0	1	0	1	1	0	0	0
7	1	0	1	1	4	5	6	0	3	3
8	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1
9	0	0	0	0	1	1	1	0	0	0
10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
11	0	0	0	1	1	2	2	0	0	0
12	0	3	3	0	0	0	3	0	0	0
13	0	6	6	3	2	5	11	0	0	0
14	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
15	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
16	0	0	0	0	1	1	1	0	0	0
17	0	0	0	0	1	1	1	0	1	1
18	0	0	0	3	0	3	3	0	0	0
19	0	0	0	1	0	1	1	0	1	1

Tabelle 7.57: Angaben über individuelle Befallsdaten mit *A. crassus*.

Population: Rhein/ Karlsruhe – <i>A. anguilla</i>										
Datum: 19.07.05										
Aal Nr.	L <sub>3</sub>	L <sub>4</sub>	Larven Gesamt	M	W	Adulte Gesamt	Gesamt	Tote Larven	Tote Adulте	Tote Gesamt
1	0	1	1	0	2	2	3	0	0	0
2	0	0	0	1	0	1	1	0	0	0
3	1	0	1	0	0	0	1	0	0	0
4	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1
5	0	1	1	5	0	5	6	0	0	0
6	0	0	0	1	2	3	3	0	0	0
7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
8	0	1	1	0	0	0	1	0	3	3
9	n. b.	n. b.	n. b.	0	0	0	0	0	0	0
10	0	1	1	0	0	0	1	0	0	0
11	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
12	1	2	3	1	3	4	7	0	0	0
13	n. b.	n. b.	n. b.	0	0	0	0	0	0	0
14	0	0	0	1	0	1	1	0	0	0
15	0	0	0	1	1	2	2	0	0	0
16	0	0	0	0	1	1	1	0	1	1
17	1	0	1	0	0	0	1	0	1	1
18	0	1	1	0	0	0	1	0	0	0
19	0	0	0	0	1	1	1	0	0	0
20	0	1	1	1	1	2	3	0	0	0

(Symbol: n. b. = nicht bestimmt)

Tabelle 7.58: Angaben über individuelle Befallsdaten mit *A. crassus*.

Population: Altrhein/ Karlsruhe – <i>A. anguilla</i>										
Datum: 18.04.02										
Aal Nr.	L <sub>3</sub>	L <sub>4</sub>	Larven Gesamt	M	W	Adulte Gesamt	Gesamt	Tote Larven	Tote Adulте	Tote Gesamt
1	0	0	0	3	0	3	3	n. b.	n. b.	0
2	0	1	1	0	4	4	5	n. b.	n. b.	1
3	0	1	1	2	0	2	3	n. b.	n. b.	4
4	0	2	2	1	1	2	4	n. b.	n. b.	0
5	0	0	0	1	0	1	1	n. b.	n. b.	0
6	0	0	0	1	1	2	2	n. b.	n. b.	3
7	0	0	0	1	0	1	1	n. b.	n. b.	0
8	0	0	0	3	0	3	3	n. b.	n. b.	0
9	0	0	0	1	4	5	5	n. b.	n. b.	1
10	2	7	9	1	1	2	11	n. b.	n. b.	1
11	0	0	0	0	0	0	0	n. b.	n. b.	1
12	0	0	0	1	0	1	1	n. b.	n. b.	1

(Symbol: n. b. = nicht bestimmt)

## Anhang

---

Tabelle 7.59: Angaben über individuelle Befallsdaten mit *A. crassus*.

Population: Altrhein/ Mannheim – <i>A. anguilla</i>										
Datum: 29.04.02										
Aal Nr.	L <sub>3</sub>	L <sub>4</sub>	Larven Gesamt	M	W	Adulte Gesamt	Gesamt	Tote Larven	Tote Adulte	Tote Gesamt
1	0	2	2	2	0	2	4	n. b.	n. b.	0
2	0	5	5	6	7	13	18	n. b.	n. b.	1
3	0	0	0	0	0	0	0	n. b.	n. b.	1
4	0	0	0	0	1	1	1	n. b.	n. b.	0
5	20	45	65	0	0	0	65	n. b.	n. b.	0
6	0	0	0	2	0	2	2	n. b.	n. b.	0
7	0	0	0	0	0	0	0	n. b.	n. b.	2
8	0	1	1	0	0	0	1	n. b.	n. b.	0
9	1	3	4	2	6	8	12	n. b.	n. b.	0
10	0	1	1	4	0	4	5	n. b.	n. b.	0
11	1	3	4	2	2	4	8	n. b.	n. b.	0
12	0	0	0	2	2	4	4	n. b.	n. b.	2
13	1	1	2	2	5	7	9	n. b.	n. b.	1
14	0	2	2	3	0	3	5	n. b.	n. b.	0
15	0	1	1	0	0	0	1	n. b.	n. b.	0
16	0	0	0	1	2	3	3	n. b.	n. b.	0
17	0	0	0	0	0	0	0	n. b.	n. b.	0
18	0	0	0	0	2	2	2	n. b.	n. b.	0
19	0	0	0	0	0	0	0	n. b.	n. b.	0

(Symbol: n. b. = nicht bestimmt)

Tabelle 7.60: Angaben über individuelle Befallsdaten mit *A. crassus*.

Population: Altrhein/ Mannheim – <i>A. anguilla</i>										
Datum: 12.06.02										
Aal Nr.	L <sub>3</sub>	L <sub>4</sub>	Larven Gesamt	M	W	Adulte Gesamt	Gesamt	Tote Larven	Tote Adulte	Tote Gesamt
1	2	0	2	3	10	13	15	n. b.	n. b.	0
2	1	3	4	5	6	11	15	n. b.	n. b.	0
3	0	0	0	0	3	3	3	n. b.	n. b.	0
4	3	4	7	3	2	5	12	n. b.	n. b.	0
5	1	3	4	4	0	4	8	n. b.	n. b.	0
6	0	0	0	0	0	0	0	n. b.	n. b.	0
7	1	3	4	0	0	0	4	n. b.	n. b.	2
8	0	0	0	1	0	1	1	n. b.	n. b.	1
9	0	2	2	4	7	11	13	n. b.	n. b.	1
10	0	3	3	0	0	0	3	n. b.	n. b.	0

(Symbol: n. b. = nicht bestimmt)

Tabelle 7.61: Angaben über individuelle Befallsdaten mit *A. crassus*.

Population: Altrhein/ Mannheim – <i>A. anguilla</i>										
Datum: 28.08.02										
Aal Nr.	L <sub>3</sub>	L <sub>4</sub>	Larven Gesamt	M	W	Adulte Gesamt	Gesamt	Tote Larven	Tote Adulte	Tote Gesamt
1	0	0	0	2	0	2	2	n. b.	n. b.	0
2	0	0	0	0	0	0	0	n. b.	n. b.	0
3	0	2	2	0	0	0	2	n. b.	n. b.	2
4	0	3	3	2	6	8	11	n. b.	n. b.	1
5	0	1	1	3	3	6	7	n. b.	n. b.	0
6	0	0	0	0	0	0	0	n. b.	n. b.	0
7	0	1	1	0	2	2	3	n. b.	n. b.	0
8	0	1	1	0	0	0	1	n. b.	n. b.	0
9	0	0	0	3	2	5	5	n. b.	n. b.	0
10	0	1	1	0	1	1	2	n. b.	n. b.	0
11	0	2	2	8	9	17	19	n. b.	n. b.	0
12	3	7	10	0	2	2	12	n. b.	n. b.	0
13	2	4	6	0	0	0	6	n. b.	n. b.	1
14	1	0	1	5	5	10	11	n. b.	n. b.	3
15	14	28	42	1	5	6	48	n. b.	n. b.	1
16	3	4	7	0	0	0	7	n. b.	n. b.	1
17	0	2	2	0	0	0	2	n. b.	n. b.	0
18	5	10	15	8	19	27	42	n. b.	n. b.	1
19	1	1	2	5	0	5	7	n. b.	n. b.	0
20	0	0	0	0	0	0	0	n. b.	n. b.	0

(Symbol: n. b. = nicht bestimmt)

Tabelle 7.62: Angaben über individuelle Befallsdaten mit *A. crassus*.

Population: Altrhein/ Mannheim – <i>A. anguilla</i>										
Datum: 08.10.02										
Aal Nr.	L <sub>3</sub>	L <sub>4</sub>	Larven Gesamt	M	W	Adulte Gesamt	Gesamt	Tote Larven	Tote Adulte	Tote Gesamt
1	0	1	1	2	4	6	7	n. b.	n. b.	0
2	0	2	2	0	1	1	3	n. b.	n. b.	1
3	5	18	23	4	1	5	28	n. b.	n. b.	1
4	0	1	1	4	1	5	6	n. b.	n. b.	0
5	0	15	15	10	11	21	36	n. b.	n. b.	0
6	0	1	1	0	0	0	1	n. b.	n. b.	0
7	3	5	8	7	9	16	24	n. b.	n. b.	2
8	2	2	4	2	1	3	7	n. b.	n. b.	0
9	0	2	2	0	0	0	2	n. b.	n. b.	0
10	0	5	5	6	4	10	15	n. b.	n. b.	0
11	0	1	1	1	4	5	6	n. b.	n. b.	0
12	6	17	23	1	2	3	26	n. b.	n. b.	2
13	0	1	1	2	2	4	5	n. b.	n. b.	1
14	0	9	9	0	0	0	9	n. b.	n. b.	0
15	0	6	6	0	0	0	6	n. b.	n. b.	0
16	0	0	0	0	0	0	0	n. b.	n. b.	0
17	0	4	4	1	1	2	6	n. b.	n. b.	0
18	0	0	0	0	0	0	0	n. b.	n. b.	0
19	0	1	1	0	1	1	2	n. b.	n. b.	0
20	0	0	0	0	1	1	1	n. b.	n. b.	0

(Symbol: n. b. = nicht bestimmt)

## Anhang

---

Tabelle 7.63: Angaben über individuelle Befallsdaten mit *A. crassus*.

Population: Altrhein/ Mannheim – <i>A. anguilla</i>										
Datum: 25.10.02										
Aal Nr.	L <sub>3</sub>	L <sub>4</sub>	Larven Gesamt	M	W	Adulte Gesamt	Gesamt	Tote Larven	Tote Adulte	Tote Gesamt
1	0	0	0	0	0	0	0	n. b.	n. b.	2
2	0	3	3	10	10	20	23	n. b.	n. b.	0
3	0	0	0	1	0	1	1	n. b.	n. b.	0
4	n. b.	n. b.	n. b.	2	1	3	3	n. b.	n. b.	0
5	0	0	0	0	0	0	0	n. b.	n. b.	0
6	n. b.	n. b.	n. b.	5	5	10	10	n. b.	n. b.	1
7	0	0	0	0	0	0	0	n. b.	n. b.	0
8	0	0	0	0	0	0	0	n. b.	n. b.	0
9	1	6	7	9	10	19	26	n. b.	n. b.	1
10	0	3	3	5	2	7	10	n. b.	n. b.	0
11	1	0	1	2	2	4	5	n. b.	n. b.	0
12	0	0	0	1	0	1	1	n. b.	n. b.	0
13	0	2	2	0	0	0	2	n. b.	n. b.	0
14	0	0	0	0	0	0	0	n. b.	n. b.	0
15	0	0	0	0	0	0	0	n. b.	n. b.	0
16	0	3	3	9	10	19	22	n. b.	n. b.	0
17	0	1	1	1	0	1	2	n. b.	n. b.	0
18	0	0	0	4	4	8	8	n. b.	n. b.	0
19	0	2	2	0	1	1	3	n. b.	n. b.	0
20	1	1	2	3	3	6	8	n. b.	n. b.	0

(Symbol: n. b. = nicht bestimmt)

Tabelle 7.64: Angaben über individuelle Befallsdaten mit *A. crassus*.

Population: Altrhein/ Mannheim – <i>A. anguilla</i>										
Datum: 11.07.03										
Aal Nr.	L <sub>3</sub>	L <sub>4</sub>	Larven Gesamt	M	W	Adulte Gesamt	Gesamt	Tote Larven	Tote Adulte	Tote Gesamt
1	0	0	0	0	3	3	3	n. b.	n. b.	0
2	0	0	0	0	0	0	0	n. b.	n. b.	0
3	0	4	4	6	2	8	12	n. b.	n. b.	1
4	0	1	1	0	1	1	2	n. b.	n. b.	0
5	0	0	0	2	0	2	2	n. b.	n. b.	0
6	0	1	1	1	3	4	5	n. b.	n. b.	0
7	0	0	0	1	1	2	2	n. b.	n. b.	1
8	0	0	0	0	0	0	0	n. b.	n. b.	0
9	0	1	1	0	0	0	1	n. b.	n. b.	0
10	1	4	5	3	0	3	8	n. b.	n. b.	0
11	0	0	0	0	0	0	0	n. b.	n. b.	1
12	2	6	8	11	4	15	23	n. b.	n. b.	3
13	0	0	0	0	0	0	0	n. b.	n. b.	0
14	1	0	1	0	0	0	1	n. b.	n. b.	0
15	1	7	8	9	13	22	30	n. b.	n. b.	0
16	0	1	1	2	0	2	3	n. b.	n. b.	2
17	0	0	0	1	0	1	1	n. b.	n. b.	0
18	2	3	5	0	0	0	5	n. b.	n. b.	0
19	0	1	1	0	0	0	1	n. b.	n. b.	0
20	0	0	0	4	3	7	7	n. b.	n. b.	0
21	0	1	1	0	0	0	1	n. b.	n. b.	1
22	0	2	2	0	1	1	3	n. b.	n. b.	1

<b>Fortsetzung</b>										
<b>Population: Altrhein/ Mannheim – <i>A. anguilla</i></b>										
<b>Datum: 11.07.03</b>										
Aal Nr.	L <sub>3</sub>	L <sub>4</sub>	Larven Gesamt	M	W	Adulte Gesamt	Gesamt	Tote Larven	Tote Adulte	Tote Gesamt
23	1	0	1	1	0	1	2	n. b.	n. b.	0
24	0	3	3	0	0	0	3	n. b.	n. b.	0
25	0	1	1	0	0	0	1	n. b.	n. b.	0
26	0	0	0	1	3	4	4	n. b.	n. b.	0
27	0	4	4	1	6	7	11	n. b.	n. b.	0

(Symbol: n. b. = nicht bestimmt)

Tabelle 7.65: Angaben über individuelle Befallsdaten mit *A. crassus*.

<b>Population: Altrhein/ Mannheim – <i>A. anguilla</i></b>										
<b>Datum: 15.08.03</b>										
Aal Nr.	L <sub>3</sub>	L <sub>4</sub>	Larven Gesamt	M	W	Adulte Gesamt	Gesamt	Tote Larven	Tote Adulte	Tote Gesamt
1	0	0	0	0	0	0	0	0	2	2
2	1	0	1	0	1	1	2	0	1	1
3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4	0	1	1	1	1	2	3	1	0	1
5	0	0	0	2	2	4	4	0	1	1
6	0	3	3	0	1	1	4	0	1	1
7	0	0	0	1	0	1	1	0	0	0
8	0	1	1	2	0	2	3	0	1	1
9	0	0	0	1	1	2	2	0	0	0
10	0	1	1	1	0	1	2	0	0	0
11	0	0	0	5	6	11	11	0	9	9
12	0	7	7	3	2	5	12	0	1	1
13	0	0	0	0	3	3	3	0	0	0
14	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
15	0	2	2	0	1	1	3	0	0	0
16	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
17	0	1	1	10	17	27	28	1	2	3
18	0	1	1	5	3	8	9	0	0	0
19	0	3	3	0	0	0	3	0	0	0
20	0	0	0	2	2	4	4	0	0	0

Tabelle 7.66: Angaben über individuelle Befallsdaten mit *A. crassus*.

<b>Population: Sulzbach/ Lauffenburg (CH) – <i>A. anguilla</i></b>										
<b>Datum: 20.05.03</b>										
Aal Nr.	L <sub>3</sub>	L <sub>4</sub>	Larven Gesamt	M	W	Adulte Gesamt	Gesamt	Tote Larven	Tote Adulte	Tote Gesamt
1	0	0	0	0	0	0	0	n. b.	n. b.	0
2	0	0	0	0	0	0	0	n. b.	n. b.	0
3	0	0	0	0	0	0	0	n. b.	n. b.	0
4	0	0	0	0	0	0	0	n. b.	n. b.	0
5	0	0	0	3	0	3	3	n. b.	n. b.	0
6	0	0	0	0	0	0	0	n. b.	n. b.	0
7	0	0	0	1	1	2	2	n. b.	n. b.	0
8	0	0	0	0	0	0	0	n. b.	n. b.	0
9	0	0	0	0	0	0	0	n. b.	n. b.	0

Fortsetzung										
Population: Sulzbach/ Lauffenburg (CH) – <i>A. anguilla</i>										
Datum: 20.05.03										
Aal Nr.	L <sub>3</sub>	L <sub>4</sub>	Larven Gesamt	M	W	Adulte Gesamt	Gesamt	Tote Larven	Tote Adulte	Tote Gesamt
10	0	0	0	0	0	0	0	n. b.	n. b.	0
11	0	0	0	0	0	0	0	n. b.	n. b.	0
12	0	0	0	0	0	0	0	n. b.	n. b.	0
13	0	0	0	2	0	2	2	n. b.	n. b.	0
14	0	0	0	0	0	0	0	n. b.	n. b.	0
15	0	1	1	0	0	0	1	n. b.	n. b.	0
16	0	0	0	0	0	0	0	n. b.	n. b.	0
17	0	0	0	0	0	0	0	n. b.	n. b.	0
18	0	0	0	1	0	1	1	n. b.	n. b.	0
19	0	0	0	0	0	0	0	n. b.	n. b.	0
20	0	0	0	0	0	0	0	n. b.	n. b.	0
21	0	0	0	0	0	0	0	n. b.	n. b.	0
22	0	0	0	0	0	0	0	n. b.	n. b.	1
23	0	0	0	0	0	0	0	n. b.	n. b.	0
24	0	0	0	0	0	0	0	n. b.	n. b.	0
25	0	0	0	0	0	0	0	n. b.	n. b.	0
26	0	0	0	0	0	0	0	n. b.	n. b.	0
27	0	0	0	2	0	2	2	n. b.	n. b.	0
28	0	0	0	0	0	0	0	n. b.	n. b.	0
29	0	0	0	1	0	1	1	n. b.	n. b.	0
30	0	0	0	0	0	0	0	n. b.	n. b.	0
31	0	0	0	0	0	0	0	n. b.	n. b.	0
32	0	0	0	1	0	1	1	n. b.	n. b.	0
33	0	0	0	0	0	0	0	n. b.	n. b.	0
34	0	0	0	0	0	0	0	n. b.	n. b.	0
35	0	0	0	0	0	0	0	n. b.	n. b.	0
36	0	0	0	0	0	0	0	n. b.	n. b.	0

(Symbol: n. b. = nicht bestimmt)

Tabelle 7.67: Angaben über individuelle Befallsdaten mit *A. crassus*.

Population: Rhein/ Lauffenburg (CH) – <i>A. anguilla</i>										
Datum: 12.08.03										
Aal Nr.	L <sub>3</sub>	L <sub>4</sub>	Larven Gesamt	M	W	Adulte Gesamt	Gesamt	Tote Larven	Tote Adulte	Tote Gesamt
1	0	5	5	9	6	15	20	0	0	0
2	1	0	1	4	2	6	7	0	1	1
3	0	0	0	2	3	5	5	0	0	0
4	0	0	0	1	0	1	1	0	0	0
5	0	2	2	0	0	0	2	0	0	0
6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
7	0	0	0	0	1	1	1	0	0	0
8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
9	4	4	8	2	0	2	10	1	0	1
10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
11	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
12	0	0	0	0	0	0	0	0	3	3
13	3	8	11	0	0	0	11	0	0	0
14	0	1	1	4	1	5	6	0	2	2
15	0	2	2	4	5	9	11	0	1	1
16	1	3	4	0	0	0	4	0	1	1

Fortsetzung										
Population: Rhein/ Lauffenburg (CH) – <i>A. anguilla</i>										
Datum: 12.08.03										
Aal Nr.	L <sub>3</sub>	L <sub>4</sub>	Larven Gesamt	M	W	Adulte Gesamt	Gesamt	Tote Larven	Tote Adulte	Tote Gesamt
17	2	0	2	0	0	0	2	0	0	0
18	0	2	2	1	1	2	4	0	0	0
19	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
20	0	1	1	1	0	1	2	0	0	0
21	0	1	1	0	0	0	1	0	0	0
22	1	5	6	3	4	7	13	0	0	0
23	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1
24	0	0	0	3	5	8	8	0	0	0
25	0	2	2	1	0	1	3	0	10	10
26	0	1	1	2	1	3	4	0	0	0
27	0	2	2	0	1	1	3	0	0	0

Tabelle 7.68: Angaben über individuelle Befallsdaten mit *A. crassus*.

Population: Rhein/ Lauffenburg (CH) – <i>A. anguilla</i>										
Datum: 17.11.03										
Aal Nr.	L <sub>3</sub>	L <sub>4</sub>	Larven Gesamt	M	W	Adulte Gesamt	Gesamt	Tote Larven	Tote Adulte	Tote Gesamt
1	1	9	10	2	2	4	14	0	0	0
2	0	1	1	0	0	0	1	0	0	0
3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4	5	7	12	1	0	1	13	0	1	1
5	5	2	7	7	3	10	17	0	0	0
6	0	0	0	1	1	2	2	0	1	1
7	2	6	8	5	7	12	20	0	0	0
8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
9	1	0	1	0	0	0	1	0	1	1
10	0	1	1	1	1	2	3	0	0	0
11	0	1	1	1	3	4	5	0	0	0
12	0	0	0	1	1	2	2	0	0	0
13	4	7	11	4	4	8	19	0	0	0
14	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
15	0	0	0	2	0	2	2	0	0	0
16	0	0	0	3	5	8	8	1	1	2
17	2	0	2	0	1	1	3	0	1	1
18	1	1	2	1	1	2	4	0	1	1
19	6	4	10	0	1	1	11	0	0	0
20	1	0	1	0	1	1	2	0	0	0
21	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
22	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
23	0	0	0	2	2	4	4	0	0	0
24	0	0	0	0	1	1	1	0	9	9
25	0	1	1	0	2	2	3	0	3	3
26	0	1	1	1	3	4	5	0	0	0
27	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1
28	0	2	2	0	0	0	2	0	0	0
29	1	3	4	1	2	3	7	0	0	0
30	1	0	1	0	0	0	1	0	0	0
31	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
32	0	0	0	2	1	3	3	0	2	2
33	1	2	3	0	0	0	3	0	1	1
34	0	1	1	1	0	1	2	0	1	1

Fortsetzung										
Population: Rhein/ Lauffenburg (CH) – <i>A. anguilla</i>										
Datum: 17.11.03										
Aal Nr.	L <sub>3</sub>	L <sub>4</sub>	Larven Gesamt	M	W	Adulte Gesamt	Gesamt	Tote Larven	Tote Adulte	Tote Gesamt
35	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
36	0	1	1	1	1	2	3	0	0	0
37	0	2	2	0	0	0	2	0	1	1

Tabelle 7.69: Angaben über individuelle Befallsdaten mit *A. crassus*.

Population: Rhein/ St. Goar – <i>A. anguilla</i>										
Datum: 03.11.03										
Aal Nr.	L <sub>3</sub>	L <sub>4</sub>	Larven Gesamt	M	W	Adulte Gesamt	Gesamt	Tote Larven	Tote Adulte	Tote Gesamt
1	0	4	4	4	4	8	12	0	0	0
2	0	1	1	3	3	6	7	0	1	1
3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4	0	0	0	0	5	5	5	0	1	1
5	0	2	2	1	0	1	3	0	0	0
6	0	0	0	2	12	14	14	0	1	1
7	0	2	2	0	0	0	2	0	0	0
8	0	0	0	0	1	1	1	0	0	0
9	0	0	0	0	1	1	1	0	0	0
10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
11	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
12	0	1	1	0	1	1	2	0	0	0
13	0	0	0	2	2	4	4	0	0	0
14	0	7	7	11	7	18	25	0	0	0
15	0	0	0	1	1	2	2	0	0	0
16	0	3	3	6	1	7	10	0	1	1
17	0	2	2	1	0	1	3	0	0	0
18	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
19	2	18	20	10	6	16	36	0	0	0
20	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
21	0	0	0	0	1	1	1	0	1	1
22	0	0	0	5	3	8	8	0	0	0
23	0	2	2	4	1	5	7	0	0	0
24	0	0	0	6	3	9	9	0	0	0
25	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
26	0	8	8	4	5	9	17	0	0	0
27	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
28	0	1	1	0	6	6	7	0	0	0
29	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Tabelle 7.70: Angaben über individuelle Befallsdaten mit *A. crassus*.

Population: Rhein/ Arnheim (NL) – <i>A. anguilla</i>										
Datum: 13.10.03										
Aal Nr.	L <sub>3</sub>	L <sub>4</sub>	Larven Gesamt	M	W	Adulte Gesamt	Gesamt	Tote Larven	Tote Adulte	Tote Gesamt
1	0	1	1	4	5	9	10	0	0	0
2	0	0	0	0	1	1	1	0	0	0
3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4	0	1	1	0	0	0	1	0	1	1
5	0	0	0	0	2	2	2	0	0	0
6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
7	0	0	0	1	0	1	1	0	0	0
8	0	1	1	4	1	5	6	0	0	0
9	0	0	0	2	0	2	2	0	0	0
10	0	0	0	0	2	2	2	0	0	0
11	0	0	0	4	0	4	4	0	0	0
12	0	1	1	0	2	2	3	0	0	0
13	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
14	0	0	0	1	5	6	6	0	0	0
15	0	0	0	0	2	2	2	0	0	0
16	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
17	0	0	0	3	0	3	3	0	0	0
18	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
19	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
20	0	2	2	0	0	0	2	0	0	0
21	0	0	0	3	1	4	4	0	1	1
22	0	0	0	4	3	7	7	0	0	0
23	0	0	0	2	3	5	5	0	1	1
24	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
25	0	0	0	2	0	2	2	0	0	0
26	0	3	3	2	1	3	6	0	9	9
27	0	0	0	1	2	3	3	0	0	0
28	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
29	0	0	0	1	1	2	2	0	1	1
30	0	0	0	2	1	3	3	0	4	4
31	0	0	0	1	1	2	2	0	0	0
32	0	0	0	0	0	0	0	0	2	2
33	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
34	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
35	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
36	0	1	1	3	3	6	7	0	0	0
37	1	2	3	4	4	8	11	0	0	0
38	0	1	1	0	0	0	1	0	0	0
39	0	1	1	0	0	0	1	0	0	0
40	0	0	0	1	1	2	2	0	1	1
41	0	0	0	3	3	6	6	0	1	1
42	0	1	1	4	4	8	9	0	0	0
43	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

## Anhang

---

Tabelle 7.71: Angaben über individuelle Befallsdaten mit *A. crassus*.

Population: Main/ Würzburg – <i>A. anguilla</i>										
Datum: 09.07.03										
Aal Nr.	L <sub>3</sub>	L <sub>4</sub>	Larven Gesamt	M	W	Adulte Gesamt	Gesamt	Tote Larven	Tote Adulte	Tote Gesamt
1	0	1	1	8	5	13	14	0	2	2
2	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1
3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4	0	1	1	1	3	4	5	0	2	2
5	4	5	9	1	0	1	10	0	0	0
6	0	0	0	2	0	2	2	0	0	0
7	4	6	10	4	3	7	17	2	0	2
8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
9	2	2	4	0	0	0	4	0	0	0
10	1	6	7	1	2	3	10	4	3	7
11	1	0	1	0	0	0	1	0	0	0
12	0	2	2	0	0	0	2	0	1	1
13	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1
14	1	3	4	0	0	0	4	0	1	1
15	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1
16	1	4	5	2	6	8	13	0	1	1
17	1	5	6	9	8	17	23	0	0	0
18	1	2	3	0	0	0	3	0	1	1
19	0	0	0	0	1	1	1	0	0	0
20	3	4	7	0	0	0	7	0	0	0
21	0	1	1	0	0	0	1	0	0	0
22	0	3	3	0	0	0	3	0	0	0

Tabelle 7.72: Angaben über individuelle Befallsdaten mit *A. crassus*.

Population: Sauer/ Rosport (L) – <i>A. anguilla</i>										
Datum: 21.07.03										
Aal Nr.	L <sub>3</sub>	L <sub>4</sub>	Larven Gesamt	M	W	Adulte Gesamt	Gesamt	Tote Larven	Tote Adulte	Tote Gesamt
1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4	0	1	1	1	0	1	2	0	1	1
5	0	2	2	1	4	5	7	0	0	0
6	0	0	0	0	1	1	1	0	0	0
7	0	0	0	0	2	2	2	0	0	0
8	0	2	2	1	0	1	3	0	2	2
9	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1
10	2	1	3	2	2	4	7	1	0	1
11	0	1	1	0	0	0	1	0	8	8
12	1	2	3	8	5	13	16	0	1	1
13	2	2	4	0	0	0	4	3	0	3
14	0	0	0	1	3	4	4	0	0	0
15	2	2	4	0	2	2	6	0	0	0
16	0	0	0	9	2	11	11	0	2	2
17	0	2	2	0	0	0	2	0	0	0
18	0	0	0	1	0	1	1	0	1	1
19	0	1	1	2	5	7	8	0	1	1
20	1	0	1	0	0	0	1	0	1	1

Tabelle 7.73: Angaben über individuelle Befallsdaten mit *A. crassus*.

Population: Sauer/ Rosport (L) – <i>A. anguilla</i>										
Datum: 20.10.03										
Aal Nr.	L <sub>3</sub>	L <sub>4</sub>	Larven Gesamt	M	W	Adulte Gesamt	Gesamt	Tote Larven	Tote Adulte	Tote Gesamt
1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3	0	0	0	8	0	8	8	0	0	0
4	0	0	0	3	1	4	4	0	1	1
5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
7	0	2	2	0	0	0	2	0	0	0
8	0	1	1	0	0	0	1	0	0	0

Tabelle 7.74: Angaben über individuelle Befallsdaten mit *A. crassus*.

Population: Ruhr/ Mühlheim – <i>A. anguilla</i>										
Datum: 02.12.03										
Aal Nr.	L <sub>3</sub>	L <sub>4</sub>	Larven Gesamt	M	W	Adulte Gesamt	Gesamt	Tote Larven	Tote Adulte	Tote Gesamt
1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2	2	2	4	0	0	0	4	0	0	0
3	0	2	2	1	1	2	4	0	1	1
4	0	0	0	2	0	2	2	0	5	5
5	10	8	18	0	1	1	19	0	10	10
6	2	3	5	1	0	1	6	0	0	0
7	1	4	5	0	0	0	5	0	8	8
8	n. b.	n. b.	0	1	0	1	1	0	6	6
9	n. b.	n. b.	0	0	1	1	1	0	1	1
10	5	4	9	6	8	14	23	0	1	1
11	0	0	0	2	0	2	2	0	0	0
12	7	5	12	1	0	1	13	3	0	3

(Symbol: n. b. = nicht bestimmt)

Tabelle 7.75: Angaben über individuelle Befallsdaten mit *A. crassus*.

Population: Lippe/ Hünxe – <i>A. anguilla</i>										
Datum: 04.12.03										
Aal Nr.	L <sub>3</sub>	L <sub>4</sub>	Larven Gesamt	M	W	Adulte Gesamt	Gesamt	Tote Larven	Tote Adulte	Tote Gesamt
1	0	0	0	2	0	2	2	0	0	0
2	1	4	5	2	1	3	8	0	1	1
3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4	0	3	3	1	3	4	7	0	0	0
5	0	3	3	1	2	3	6	0	0	0
6	0	2	2	6	4	10	12	0	0	0
7	1	0	1	0	0	0	1	0	0	0
8	1	2	3	2	2	4	7	0	0	0
9	0	0	0	1	0	1	1	2	0	2
10	0	1	1	2	0	2	3	1	0	1
11	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
12	2	4	6	3	2	5	11	0	3	3
13	1	0	1	1	1	2	3	2	0	2

Fortsetzung										
Population: Lippe/ Hünxe – <i>A. anguilla</i>										
Datum: 04.12.03										
Aal Nr.	L <sub>3</sub>	L <sub>4</sub>	Larven Gesamt	M	W	Adulte Gesamt	Gesamt	Tote Larven	Tote Adulte	Tote Gesamt
14	0	1	1	0	0	0	1	0	0	0
15	0	0	0	2	2	4	4	0	0	0
16	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
17	0	1	1	1	1	2	3	0	1	1
18	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
19	0	3	3	1	2	3	6	0	3	3
20	2	7	9	0	2	2	11	1	1	2
21	0	2	2	1	2	3	5	0	1	1
22	0	2	2	2	5	7	9	0	0	0
23	0	2	2	4	5	9	11	0	0	0
24	0	2	2	0	1	1	3	1	1	2
25	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
26	7	5	12	5	4	9	21	1	0	1
27	n. b.	n. b.	0	0	0	0	0	0	0	0
28	0	0	0	1	0	1	1	0	0	0
29	5	1	6	1	0	1	7	0	0	0
30	0	2	2	2	0	2	4	1	0	1
31	1	2	3	3	1	4	7	0	1	1

(Symbol: n. b. = nicht bestimmt)

Tabelle 7.76: Angaben über individuelle Befallsdaten mit *A. crassus*.

Population: IJsselmeer/ Makkum (NL) – <i>A. anguilla</i>										
Datum: 09.10.03										
Aal Nr.	L <sub>3</sub>	L <sub>4</sub>	Larven Gesamt	M	W	Adulte Gesamt	Gesamt	Tote Larven	Tote Adulte	Tote Gesamt
1	0	0	0	0	1	1	1	0	0	0
2	2	3	5	0	1	1	6	0	0	0
3	3	3	6	2	3	5	11	0	0	0
4	1	0	1	0	0	0	1	0	0	0
5	0	2	2	3	4	7	9	0	6	6
6	1	1	2	0	0	0	2	0	0	0
7	3	4	7	2	6	8	15	0	2	2
8	1	2	3	4	1	5	8	0	0	0
9	20	28	48	1	2	3	51	0	0	0
10	0	0	0	7	4	11	11	0	5	5
11	0	0	0	1	2	3	3	1	0	1
12	1	0	1	2	0	2	3	1	0	1
13	0	0	0	2	2	4	4	0	0	0
14	0	1	1	0	0	0	1	2	0	2
15	7	3	10	2	5	7	17	0	1	1
16	0	4	4	0	2	2	6	0	0	0
17	0	6	6	4	2	6	12	0	0	0
18	5	15	20	0	0	0	20	3	0	3
19	1	10	11	11	1	12	23	3	0	3
20	10	9	19	0	1	1	20	56	2	58
21	1	0	1	0	1	1	2	9	0	9
22	4	8	12	4	1	5	17	2	0	2
23	0	0	0	2	2	4	4	0	0	0
24	0	0	0	4	3	7	7	0	0	0
25	1	5	6	6	5	11	17	0	0	0

Fortsetzung										
Population: IJsselmeer/ Makkum (NL) – <i>A. anguilla</i>										
Datum: 09.10.03										
Aal Nr.	L <sub>3</sub>	L <sub>4</sub>	Larven Gesamt	M	W	Adulte Gesamt	Gesamt	Tote Larven	Tote Adulte	Tote Gesamt
26	0	3	3	0	2	2	5	0	0	0
27	1	1	2	0	0	0	2	0	0	0
28	0	0	0	1	2	3	3	0	0	0
29	0	0	0	4	5	9	9	0	4	4
30	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
31	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1
32	0	0	0	0	1	1	1	0	1	1
33	0	0	0	1	0	1	1	0	4	4
34	0	0	0	1	2	3	3	0	0	0
35	4	2	6	2	1	3	9	0	1	1
36	0	0	0	7	10	17	17	0	3	3
37	0	2	2	5	7	12	14	1	2	3
38	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
39	1	1	2	1	1	2	4	11	3	14
40	0	1	1	1	3	4	5	4	0	4
41	0	0	0	1	1	2	2	0	0	0
42	2	2	4	2	3	5	9	0	1	1
43	3	6	9	0	0	0	9	2	1	3
44	2	2	4	5	6	11	15	0	0	0
45	1	1	2	0	5	5	7	0	2	2
46	2	0	2	0	0	0	2	0	0	0
47	0	0	0	0	1	1	1	1	0	1
48	3	0	3	3	1	4	7	0	1	1
49	0	1	1	2	4	6	7	2	2	4
50	0	1	1	7	6	13	14	1	2	3

Tabelle 7.77: Angaben über individuelle Befallsdaten mit *A. crassus*.

Population: Müggelsee/ Berlin – <i>A. anguilla</i>										
Datum: 16.09.03										
Aal Nr.	L <sub>3</sub>	L <sub>4</sub>	Larven Gesamt	M	W	Adulte Gesamt	Gesamt	Tote Larven	Tote Adulte	Tote Gesamt
1	0	0	0	0	1	1	1	2	0	2
2	0	6	6	5	4	9	15	0	3	3
3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4	0	1	1	1	1	2	3	4	1	5
5	1	0	1	1	2	3	4	0	0	0
6	0	0	0	2	1	3	3	0	4	4
7	0	0	0	0	1	1	1	4	8	12
8	1	5	6	3	2	5	11	1	5	6
9	0	1	1	6	4	10	11	4	2	6
10	0	8	8	5	6	11	19	5	0	5
11	0	0	0	0	0	0	0	0	2	2
12	10	0	10	5	1	6	16	0	1	1
13	0	3	3	0	0	0	3	0	1	1
14	4	1	5	0	0	0	5	0	0	0
15	0	0	0	0	2	2	2	0	0	0
16	0	6	6	2	0	2	8	2	20	22
17	0	0	0	2	0	2	2	0	0	0
18	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
19	0	2	2	0	0	0	2	0	0	0
20	2	6	8	10	6	16	24	0	0	0

Fortsetzung										
Population: Müggelsee/ Berlin – <i>A. anguilla</i>										
Datum: 16.09.03										
Aal Nr.	L <sub>3</sub>	L <sub>4</sub>	Larven Gesamt	M	W	Adulte Gesamt	Gesamt	Tote Larven	Tote Adulte	Tote Gesamt
21	0	2	2	1	0	1	3	0	1	1
22	0	0	0	1	0	1	1	0	1	1
23	1	2	3	3	0	3	6	0	0	0
24	1	2	3	0	0	0	3	0	0	0
25	0	3	3	0	0	0	3	0	0	0
26	2	0	2	3	2	5	7	0	2	2
27	5	1	6	1	2	3	9	0	0	0
28	4	2	6	1	0	1	7	0	0	0
29	1	0	1	0	0	0	1	0	0	0
30	1	2	3	1	1	2	5	0	0	0
31	6	1	7	0	0	0	7	0	0	0
32	0	0	0	1	1	2	2	2	2	4
33	2	3	5	13	5	18	23	0	0	0
34	7	2	9	0	0	0	9	3	0	3
35	20	5	25	0	0	0	25	2	2	4
36	1	0	1	0	0	0	1	0	0	0

Tabelle 7.78: Angaben über individuelle Befallsdaten mit *A. crassus*.

Population: Plau am See – <i>A. anguilla</i>										
Datum: 10.05.02										
Aal Nr.	L <sub>3</sub>	L <sub>4</sub>	Larven Gesamt	M	W	Adulte Gesamt	Gesamt	Tote Larven	Tote Adulte	Tote Gesamt
1	1	4	5	0	0	0	5	n. b.	n. b.	0
2	0	1	1	0	0	0	1	n. b.	n. b.	0
3	4	6	10	9	4	13	23	n. b.	n. b.	0
4	0	2	2	1	0	1	3	n. b.	n. b.	3
5	1	1	2	0	1	1	3	n. b.	n. b.	0
6	0	0	0	0	0	0	0	n. b.	n. b.	0
7	5	3	8	9	8	17	25	n. b.	n. b.	10
8	1	10	11	2	2	4	15	n. b.	n. b.	1
9	1	2	3	2	0	2	5	n. b.	n. b.	1
10	0	0	0	0	0	0	0	n. b.	n. b.	0
11	0	1	1	0	0	0	1	n. b.	n. b.	2
12	0	1	1	1	1	2	3	n. b.	n. b.	3
13	0	4	4	1	1	2	6	n. b.	n. b.	2
14	0	0	0	0	1	1	1	n. b.	n. b.	2
15	0	0	0	1	0	1	1	n. b.	n. b.	2
16	1	0	1	0	0	0	1	n. b.	n. b.	0
17	0	0	0	0	0	0	0	n. b.	n. b.	0
18	0	1	1	0	0	0	1	n. b.	n. b.	1
19	1	1	2	0	2	2	4	n. b.	n. b.	1
20	1	5	6	0	1	1	7	n. b.	n. b.	0
21	0	0	0	5	3	8	8	n. b.	n. b.	0

(Symbol: n. b. = nicht bestimmt)

Tabelle 7.79: Angaben über individuelle Befallsdaten mit *A. crassus*.

Population: Plau am See – <i>A. anguilla</i>										
Datum: 02.05.03										
Aal Nr.	L <sub>3</sub>	L <sub>4</sub>	Larven Gesamt	M	W	Adulte Gesamt	Gesamt	Tote Larven	Tote Adulte	Tote Gesamt
1	0	0	0	0	1	1	1	0	0	0
2	0	0	0	0	1	1	1	0	0	0
3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4	1	2	3	0	0	0	3	0	0	0
5	6	9	15	5	1	6	21	1	0	1
6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
8	0	2	2	2	0	2	4	0	2	2
9	10	10	20	16	15	31	51	0	0	0
10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
11	3	7	10	1	0	1	11	0	4	4
12	5	6	11	1	7	8	19	0	1	1
13	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
14	0	6	6	1	1	2	8	0	0	0
15	0	2	2	3	1	4	6	0	1	1
16	0	2	2	1	2	3	5	0	0	0
17	1	3	4	2	3	5	9	0	1	1
18	0	0	0	7	4	11	11	0	1	1
19	0	1	1	0	2	2	3	0	0	0
20	0	3	3	1	0	1	4	0	1	1
21	2	5	7	5	5	10	17	0	3	3
22	0	0	0	1	1	2	2	0	3	3
23	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
24	0	4	4	0	3	3	7	0	1	1
25	0	2	2	0	0	0	2	0	5	5
26	0	0	0	1	0	1	1	0	0	0
27	0	0	0	2	0	2	2	0	0	0

Tabelle 7.80: Angaben über individuelle Befallsdaten mit *A. crassus*.

Population: Olsztynek (PL) – <i>A. anguilla</i>										
Datum: 12.05.03										
Aal Nr.	L <sub>3</sub>	L <sub>4</sub>	Larven Gesamt	M	W	Adulte Gesamt	Gesamt	Tote Larven	Tote Adulte	Tote Gesamt
1	0	1	1	2	6	8	9	0	0	0
2	0	0	0	7	2	9	9	0	0	0
3	0	5	5	0	2	2	7	0	0	0
4	3	5	8	1	2	3	11	0	0	0
5	6	14	20	1	2	3	23	0	0	0
6	8	19	27	3	0	3	30	0	0	0
7	0	3	3	1	1	2	5	0	0	0
8	0	0	0	4	3	7	7	0	0	0
9	2	6	8	0	0	0	8	0	0	0
10	3	14	17	4	2	6	23	0	0	0
11	2	2	4	2	1	3	7	0	0	0
12	0	0	0	1	1	2	2	0	0	0
13	0	0	0	1	0	1	1	0	0	0
14	2	11	13	7	2	9	22	0	0	0
15	3	6	9	0	0	0	9	0	0	0
16	0	0	0	1	0	1	1	0	0	0
17	3	3	6	0	0	0	6	0	0	0

Fortsetzung										
Population: Olsztynek (PL) – <i>A. anguilla</i>										
Datum: 12.05.03										
Aal Nr.	L <sub>3</sub>	L <sub>4</sub>	Larven Gesamt	M	W	Adulte Gesamt	Gesamt	Tote Larven	Tote Adulte	Tote Gesamt
18	0	0	0	3	0	3	3	0	0	0
19	1	6	7	0	3	3	10	0	0	0
20	0	1	1	0	0	0	1	0	0	0
21	8	8	16	0	0	0	16	0	0	0
22	0	2	2	5	3	8	10	0	0	0
23	2	3	5	7	0	7	12	0	0	0
24	0	1	1	0	2	2	3	0	0	0
25	17	10	27	3	1	4	31	0	0	0
26	0	1	1	1	1	2	3	0	0	0
27	0	0	0	2	0	2	2	0	0	0
28	8	0	8	0	0	0	8	0	0	0
29	6	18	24	3	1	4	28	0	0	0
30	31	21	52	0	0	0	52	0	0	0
31	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
32	4	6	10	3	0	3	13	0	0	0
33	12	17	29	5	4	9	38	0	0	0
34	0	0	0	0	1	1	1	0	0	0
35	4	6	10	0	1	1	11	0	0	0
36	3	0	3	0	0	0	3	0	0	0
37	3	13	16	0	0	0	16	0	0	0
38	0	19	19	3	0	3	22	0	0	0
39	12	6	18	2	3	5	23	0	0	0
40	6	3	9	3	2	5	14	0	0	0
41	1	2	3	6	3	9	12	0	0	0
42	1	0	1	0	0	0	1	0	0	0
43	7	9	16	0	0	0	16	0	0	0
44	1	9	10	7	0	7	17	0	0	0
45	0	2	2	0	1	1	3	0	0	0
46	0	2	2	0	2	2	4	0	0	0
47	0	0	0	1	0	1	1	0	0	0
48	3	3	6	0	1	1	7	0	0	0
49	2	1	3	0	0	0	3	0	0	0
50	4	15	19	3	2	5	24	0	0	0

Tabelle 7.81: Angaben über individuelle Befallsdaten mit *A. crassus*.

Population: Ostsee/ Stockholm (S) – <i>A. anguilla</i>										
Datum: 08.06.03										
Aal Nr.	L <sub>3</sub>	L <sub>4</sub>	Larven Gesamt	M	W	Adulte Gesamt	Gesamt	Tote Larven	Tote Adulte	Tote Gesamt
1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5	0	0	0	5	2	7	7	0	0	0
6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
8	0	0	0	5	3	8	8	0	0	0
9	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Tabelle 7.82: Angaben über individuelle Befallsdaten mit *A. crassus*.

Population: Lago di Trasimeno (I) – <i>A. anguilla</i>										
Datum: 16.04.04										
Aal Nr.	L <sub>3</sub>	L <sub>4</sub>	Larven Gesamt	M	W	Adulte Gesamt	Gesamt	Tote Larven	Tote Adulte	Tote Gesamt
1	0	0	0	0	0	0	0	0	2	2
2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3	0	2	2	1	0	1	3	0	0	0
4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5	1	2	3	0	0	0	3	0	0	0
6	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1
7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
8	0	0	0	1	1	2	2	0	0	0
9	0	1	1	0	0	0	1	0	0	0
10	1	2	3	0	0	0	3	0	4	4
11	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
12	1	2	3	0	0	0	3	0	1	1
13	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
14	3	2	5	2	0	2	7	0	0	0
15	0	0	0	1	1	2	2	0	1	1
16	0	4	4	1	0	1	5	0	0	0
17	0	0	0	0	1	1	1	0	0	0
18	0	0	0	0	1	1	1	0	0	0
19	0	0	0	0	0	0	0	0	8	8
20	0	1	1	1	0	1	2	0	5	5
21	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1
22	0	0	0	1	2	3	3	0	2	2
23	0	1	1	2	0	2	3	0	2	2
24	1	0	1	0	0	0	1	1	7	8
25	0	0	0	0	0	0	0	0	2	2
26	0	1	1	0	0	0	1	0	0	0
27	0	1	1	1	0	1	2	0	1	1
28	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
29	0	2	2	0	0	0	2	0	3	3
30	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
31	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
32	0	0	0	0	1	1	1	0	1	1
33	1	7	8	0	0	0	8	0	0	0
34	0	1	1	0	0	0	1	0	1	1
35	0	2	2	0	0	0	2	0	11	11
36	0	0	0	0	0	0	0	0	2	2
37	0	0	0	1	0	1	1	0	0	0
38	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
39	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1
40	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
41	1	0	1	0	0	0	1	0	2	2

Tabelle 7.83: Angaben über individuelle Befallsdaten mit *A. crassus*.

Population: Lago di Bolsena (I) – <i>A. anguilla</i>										
Datum: 30.04.04										
Aal Nr.	L <sub>3</sub>	L <sub>4</sub>	Larven Gesamt	M	W	Adulte Gesamt	Gesamt	Tote Larven	Tote Adulte	Tote Gesamt
1	0	0	0	1	0	1	1	0	1	1
2	0	0	0	1	0	1	1	0	1	1
3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Fortsetzung										
Population: Lago di Bolsena (I) – <i>A. anguilla</i>										
Datum: 30.04.04										
Aal Nr.	L <sub>3</sub>	L <sub>4</sub>	Larven Gesamt	M	W	Adulte Gesamt	Gesamt	Tote Larven	Tote Adulte	Tote Gesamt
4	1	0	1	0	1	1	2	0	3	3
5	1	2	3	0	1	1	4	0	0	0
6	0	0	0	0	0	0	0	0	9	9
7	4	2	6	0	0	0	6	25	5	30
8	0	0	0	1	1	2	2	1	0	1
9	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
10	0	0	0	0	0	0	0	0	4	4
11	0	1	1	0	0	0	1	0	0	0
12	2	1	3	0	0	0	3	0	3	3
13	5	0	5	0	0	0	5	0	0	0
14	0	3	3	0	0	0	3	0	0	0
15	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
16	0	0	0	1	0	1	1	0	0	0
17	3	0	3	2	2	4	7	0	2	2
18	1	0	1	2	0	2	3	0	6	6
19	0	0	0	0	0	0	0	0	2	2
20	0	0	0	1	4	5	5	0	1	1
21	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
22	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
23	0	0	0	1	0	1	1	0	3	3
24	0	0	0	1	2	3	3	0	3	3
25	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
26	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
27	0	1	1	0	1	1	2	0	0	0

Tabelle 7.84: Angaben über individuelle Befallsdaten mit *A. crassus*.

Population: Lago di Bracciano (I) – <i>A. anguilla</i>										
Datum: 24.04.04										
Aal Nr.	L <sub>3</sub>	L <sub>4</sub>	Larven Gesamt	M	W	Adulte Gesamt	Gesamt	Tote Larven	Tote Adulte	Tote Gesamt
1	0	1	1	2	0	2	3	0	2	2
2	0	1	1	0	0	0	1	1	6	7
3	2	4	6	4	3	7	13	0	3	3
4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1
6	0	0	0	0	0	0	0	0	2	2
7	0	0	0	0	0	0	0	0	8	8
8	1	2	3	5	3	8	11	0	3	3
9	2	0	2	2	1	3	5	0	1	1
10	0	0	0	0	0	0	0	0	2	2
11	0	0	0	2	0	2	2	0	1	1
12	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
13	0	0	0	5	8	13	13	0	2	2
14	0	0	0	1	4	5	5	0	0	0
15	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1
16	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
17	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
18	0	4	4	0	0	0	4	0	2	2
19	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1
20	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Tabelle 7.85: Angaben über individuelle Befallsdaten mit *A. crassus*.

Population: Lago di Bracciano (I) – <i>A. anguilla</i>										
Datum: 01.06.04										
Aal Nr.	L <sub>3</sub>	L <sub>4</sub>	Larven Gesamt	M	W	Adulte Gesamt	Gesamt	Tote Larven	Tote Adulte	Tote Gesamt
1	0	0	0	2	0	2	2	0	1	1
2	10	2	12	0	0	0	12	0	6	6
3	0	2	2	4	3	7	9	1	3	4
4	5	1	6	0	0	0	6	1	6	7
5	0	0	0	2	0	2	2	0	2	2
6	10	10	20	2	1	3	23	0	1	1
7	1	6	7	4	2	6	13	2	0	2
8	2	6	8	1	2	3	11	0	4	4
9	5	8	13	3	0	3	16	4	4	8
10	0	0	0	0	3	3	3	0	0	0
11	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1
12	0	1	1	0	0	0	1	0	0	0
13	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
14	1	0	1	2	2	4	5	0	3	3
15	4	7	11	0	0	0	11	1	11	12
16	0	0	0	0	0	0	0	0	4	4
17	2	7	9	0	0	0	9	0	1	1
18	0	3	3	1	0	1	4	0	0	0
19	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
20	6	17	23	1	1	2	25	11	1	12
21	4	1	5	0	0	0	5	0	15	15
22	2	5	7	0	0	0	7	0	1	1
23	0	0	0	0	1	1	1	0	2	2
24	0	0	0	3	0	3	3	0	3	3

Tabelle 7.86: Angaben über individuelle Befallsdaten mit *A. crassus*.

Population: Lago di Bracciano (I) – <i>A. anguilla</i>										
Datum: 21.07.04										
Aal Nr.	L <sub>3</sub>	L <sub>4</sub>	Larven Gesamt	M	W	Adulte Gesamt	Gesamt	Tote Larven	Tote Adulte	Tote Gesamt
1	1	2	3	4	4	8	11	1	0	1
2	0	0	0	1	0	1	1	0	0	0
3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4	3	8	11	4	3	7	18	0	21	21
5	0	0	0	0	1	1	1	0	3	3
6	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1
7	0	0	0	4	5	9	9	0	9	9
8	1	0	1	4	4	8	9	0	1	1
9	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1
10	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1
11	0	0	0	0	0	0	0	0	2	2
12	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1
13	3	4	7	1	0	1	8	0	1	1
14	1	1	2	0	0	0	2	0	2	2
15	0	0	0	1	0	1	1	0	3	3
16	1	0	1	1	0	1	2	0	1	1
17	3	0	3	0	3	3	6	0	3	3
18	0	0	0	1	0	1	1	0	0	0
19	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1
20	0	0	0	0	1	1	1	0	0	0

Fortsetzung										
Population: Lago di Bracciano (I) – <i>A. anguilla</i>										
Datum: 21.07.04										
Aal Nr.	L <sub>3</sub>	L <sub>4</sub>	Larven Gesamt	M	W	Adulte Gesamt	Gesamt	Tote Larven	Tote Adulte	Tote Gesamt
21	0	2	2	0	2	2	4	0	2	2
22	5	0	5	0	1	1	6	0	3	3
23	0	4	4	1	0	1	5	1	6	7
24	0	0	0	3	0	3	3	0	2	2
25	1	4	5	0	0	0	5	0	1	1
26	0	1	1	0	1	1	2	0	0	0
27	0	0	0	3	3	6	6	0	3	3

Tabelle 7.87: Angaben über individuelle Befallsdaten mit *A. crassus*.

Population: Lago di Bracciano (I) – <i>A. anguilla</i>										
Datum: 03.09.04										
Aal Nr.	L <sub>3</sub>	L <sub>4</sub>	Larven Gesamt	M	W	Adulte Gesamt	Gesamt	Tote Larven	Tote Adulte	Tote Gesamt
1	n. b.	n. b.	n. b.	0	0	0	0	n. b.	n. b.	n. b.
2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3	0	8	8	1	2	3	11	0	7	7
4	0	0	0	2	1	3	3	0	1	1
5	0	3	3	0	0	0	3	0	0	0
6	0	0	0	5	0	5	5	0	0	0
7	0	0	0	1	3	4	4	0	0	0
8	0	1	1	0	0	0	1	0	1	1
9	1	4	5	3	4	7	12	0	4	4
10	0	0	0	0	2	2	2	0	0	0
11	0	1	1	0	0	0	1	0	3	3
12	0	1	1	1	0	1	2	0	1	1
13	0	0	0	0	0	0	0	0	4	4
14	0	0	0	2	4	6	6	0	0	0
15	0	1	1	0	4	4	5	0	0	0
16	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1
17	0	1	1	2	2	4	5	0	0	0
18	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
19	0	2	2	0	0	0	2	0	0	0
20	0	0	0	1	1	2	2	0	0	0
21	0	0	0	2	3	5	5	0	0	0
22	0	0	0	4	4	8	8	0	0	0
23	0	0	0	0	2	2	2	0	2	2
24	0	0	0	3	0	3	3	0	1	1
25	0	0	0	3	5	8	8	0	1	1
26	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1
27	0	0	0	2	2	4	4	0	1	1
28	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

(Symbol: n. b. = nicht bestimmt)

Tabelle 7.88: Angaben über individuelle Befallsdaten mit *A. crassus*.

Population: Bu-Dai Aquaculture (ROC) – <i>A. japonica</i>										
Datum: 25.02.03										
Aal Nr.	L <sub>3</sub>	L <sub>4</sub>	Larven Gesamt	M	W	Adulte Gesamt	Gesamt	Tote Larven	Tote Adulte	Tote Gesamt
1	1	5	6	1	0	1	7	n. b.	n. b.	9
2	1	1	2	0	0	0	2	n. b.	n. b.	20
3	0	1	1	3	4	7	8	n. b.	n. b.	10
4	0	0	0	1	0	1	1	n. b.	n. b.	20
5	1	6	7	0	1	1	8	n. b.	n. b.	20
6	0	1	1	0	0	0	1	n. b.	n. b.	20
7	0	0	0	1	0	1	1	n. b.	n. b.	5
8	0	0	0	0	0	0	0	n. b.	n. b.	10
9	3	4	7	1	0	1	8	n. b.	n. b.	5
10	0	3	3	0	4	4	7	n. b.	n. b.	10
11	0	2	2	0	0	0	2	n. b.	n. b.	10
12	0	0	0	0	1	1	1	n. b.	n. b.	20
13	0	3	3	0	3	3	6	n. b.	n. b.	0
14	42	22	64	5	4	9	73	n. b.	n. b.	5
15	0	1	1	0	0	0	1	n. b.	n. b.	0
16	0	2	2	2	0	2	4	n. b.	n. b.	10
17	1	5	6	1	1	2	8	n. b.	n. b.	0
18	3	1	4	1	2	3	7	n. b.	n. b.	10
19	0	0	0	1	0	1	1	n. b.	n. b.	0
20	1	0	1	0	0	0	1	n. b.	n. b.	10
21	1	5	6	4	2	6	12	n. b.	n. b.	10
22	0	0	0	0	0	0	0	n. b.	n. b.	10
23	0	0	0	0	0	0	0	n. b.	n. b.	10
24	0	5	5	1	2	3	8	n. b.	n. b.	20
25	0	1	1	0	0	0	1	n. b.	n. b.	0

(Symbol: n. b. = nicht bestimmt)

Tabelle 7.89: Angaben über individuelle Befallsdaten mit *A. crassus*.

Population: Bu-Dai Aquaculture (ROC) – <i>A. japonica</i>										
Datum: 07.03.03										
Aal Nr.	L <sub>3</sub>	L <sub>4</sub>	Larven Gesamt	M	W	Adulte Gesamt	Gesamt	Tote Larven	Tote Adulte	Tote Gesamt
1	0	0	0	0	0	0	0	n. b.	n. b.	0
2	0	0	0	2	0	2	2	n. b.	n. b.	0
3	0	0	0	0	0	0	0	n. b.	n. b.	0
4	0	0	0	5	5	10	10	n. b.	n. b.	20
5	0	0	0	0	0	0	0	n. b.	n. b.	3
6	0	0	0	1	0	1	1	n. b.	n. b.	0
7	12	30	42	1	4	5	47	n. b.	n. b.	0
8	0	1	1	1	1	2	3	n. b.	n. b.	0
9	0	0	0	0	0	0	0	n. b.	n. b.	0
10	0	0	0	0	0	0	0	n. b.	n. b.	0
11	0	0	0	1	0	1	1	n. b.	n. b.	0
12	0	0	0	0	0	0	0	n. b.	n. b.	0
13	3	5	8	4	3	7	15	n. b.	n. b.	6
14	0	0	0	2	0	2	2	n. b.	n. b.	2
15	0	0	0	0	0	0	0	n. b.	n. b.	0
16	0	1	1	0	3	3	4	n. b.	n. b.	3
17	0	1	1	0	0	0	1	n. b.	n. b.	0

Fortsetzung										
Population: Bu-Dai Aquaculture (ROC) – <i>A. japonica</i>										
Datum: 07.03.03										
Aal Nr.	L <sub>3</sub>	L <sub>4</sub>	Larven Gesamt	M	W	Adulte Gesamt	Gesamt	Tote Larven	Tote Adulte	Tote Gesamt
18	4	12	16	1	6	7	23	n. b.	n. b.	20
19	0	0	0	1	0	1	1	n. b.	n. b.	0
20	0	0	0	0	0	0	0	n. b.	n. b.	0
21	0	1	1	1	0	1	2	n. b.	n. b.	0
22	0	1	1	1	1	2	3	n. b.	n. b.	0
23	0	0	0	0	0	0	0	n. b.	n. b.	10
24	0	0	0	0	1	1	1	n. b.	n. b.	0
25	0	0	0	0	0	0	0	n. b.	n. b.	20
26	0	0	0	0	0	0	0	n. b.	n. b.	2
27	0	2	2	1	0	1	3	n. b.	n. b.	20
28	0	2	2	0	0	0	2	n. b.	n. b.	7
29	0	0	0	0	0	0	0	n. b.	n. b.	0
30	1	2	3	0	3	3	6	n. b.	n. b.	10
31	0	0	0	0	0	0	0	n. b.	n. b.	0
32	0	0	0	0	2	2	2	n. b.	n. b.	20
33	0	0	0	0	0	0	0	n. b.	n. b.	0
34	1	1	2	2	0	2	4	n. b.	n. b.	0
35	1	2	3	3	2	5	8	n. b.	n. b.	20
36	0	2	2	0	0	0	2	n. b.	n. b.	20
37	0	2	2	6	4	10	12	n. b.	n. b.	2
38	0	1	1	0	3	3	4	n. b.	n. b.	0
39	0	0	0	4	4	8	8	n. b.	n. b.	6
40	0	1	1	0	0	0	1	n. b.	n. b.	0
41	0	1	1	1	1	2	3	n. b.	n. b.	3
42	0	0	0	0	0	0	0	n. b.	n. b.	20
43	0	1	1	0	0	0	1	n. b.	n. b.	0
44	0	1	1	1	0	1	2	n. b.	n. b.	0
45	0	0	0	0	0	0	0	n. b.	n. b.	0
46	9	12	21	3	4	7	28	n. b.	n. b.	20

(Symbol: n. b. = nicht bestimmt)

Tabelle 7.90: Angaben über individuelle Befallsdaten mit *A. crassus*.

Population: Kao-Ping River (ROC) – <i>A. japonica</i>										
Datum: 21.12.00										
Aal Nr.	L <sub>3</sub>	L <sub>4</sub>	Larven Gesamt	M	W	Adulte Gesamt	Gesamt	Tote Larven	Tote Adulte	Tote Gesamt
1	0	0	0	0	1	1	1	0	0	0
2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3	0	2	2	1	0	1	3	0	0	0
4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1
6	0	0	0	0	0	0	0	20	0	20
7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
9	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
10	0	0	0	5	1	6	6	0	0	0
11	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
12	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
13	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
14	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Tabelle 7.91: Angaben über individuelle Befallsdaten mit *A. crassus*.

Population: Kao-Ping River (ROC) – <i>A. japonica</i>										
Datum: 27.03.01										
Aal Nr.	L <sub>3</sub>	L <sub>4</sub>	Larven Gesamt	M	W	Adulte Gesamt	Gesamt	Tote Larven	Tote Adulte	Tote Gesamt
1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2	1	0	1	0	0	0	1	0	0	0
3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4	0	0	0	2	0	2	2	0	0	0
5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
7	0	0	0	1	0	1	1	0	0	0
8	0	0	0	1	0	1	1	10	0	10
9	0	0	0	1	0	1	1	1	0	1
10	0	1	1	1	1	2	3	7	0	7
11	0	0	0	1	0	1	1	0	0	0
12	0	0	0	0	0	0	0	10	0	10
13	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
14	0	0	0	1	0	1	1	0	0	0
15	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1
16	0	0	0	1	1	2	2	0	0	0
17	0	2	2	5	1	6	8	9	0	9
18	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
19	0	0	0	1	0	1	1	5	0	5
20	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Tabelle 7.92: Angaben über individuelle Befallsdaten mit *A. crassus*.

Population: Kao-Ping River (ROC) – <i>A. japonica</i>										
Datum: 21.06.01										
Aal Nr.	L <sub>3</sub>	L <sub>4</sub>	Larven Gesamt	M	W	Adulte Gesamt	Gesamt	Tote Larven	Tote Adulte	Tote Gesamt
1	0	1	1	0	1	1	2	0	0	0
2	0	1	1	3	1	4	5	0	0	0
3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5	0	1	1	1	0	1	2	0	0	0
6	1	1	2	0	0	0	2	0	0	0
7	0	0	0	1	0	1	1	0	0	0
8	0	0	0	1	0	1	1	0	0	0
9	0	0	0	1	0	1	1	0	0	0
10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
11	0	2	2	1	1	2	4	0	0	0
12	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
13	0	0	0	2	0	2	2	0	0	0
14	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
15	0	0	0	2	0	2	2	0	0	0
16	0	1	1	0	0	0	1	0	0	0
17	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
18	0	1	1	0	0	0	1	0	0	0
19	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1
20	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

## Anhang

---

Tabelle 7.93: Angaben über individuelle Befallsdaten mit *A. crassus*.

Population: Kao-Ping River (ROC) – <i>A. japonica</i>										
Datum: 11.09.01										
Aal Nr.	L <sub>3</sub>	L <sub>4</sub>	Larven Gesamt	M	W	Adulte Gesamt	Gesamt	Tote Larven	Tote Adulte	Tote Gesamt
1	0	0	0	1	0	1	1	0	0	0
2	0	0	0	1	0	1	1	0	0	0
3	0	1	1	1	1	2	3	0	0	0
4	0	0	0	3	1	4	4	0	0	0
5	0	0	0	0	1	1	1	0	0	0
6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
7	0	0	0	0	1	1	1	0	0	0
8	0	1	1	0	0	0	1	0	0	0
9	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
10	0	5	5	7	5	12	17	0	0	0
11	2	2	4	2	1	3	7	0	0	0
12	0	0	0	0	0	0	0	3	0	3
13	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1
14	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
15	0	0	0	1	1	2	2	0	0	0
16	0	0	0	1	0	1	1	0	0	0
17	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
18	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
19	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
20	0	0	0	2	0	2	2	0	0	0
21	0	0	0	1	0	1	1	0	0	0

Tabelle 7.94: Angaben über individuelle Befallsdaten mit *A. crassus*.

Population: Kao-Ping River (ROC) – <i>A. japonica</i>										
Datum: 01.08.02										
Aal Nr.	L <sub>3</sub>	L <sub>4</sub>	Larven Gesamt	M	W	Adulte Gesamt	Gesamt	Tote Larven	Tote Adulte	Tote Gesamt
1	0	0	0	0	0	0	0	n. b.	n. b.	4
2	0	0	0	0	0	0	0	n. b.	n. b.	0
3	0	8	8	4	5	9	17	n. b.	n. b.	0
4	0	0	0	0	0	0	0	n. b.	n. b.	2
5	0	1	1	3	1	4	5	n. b.	n. b.	0
6	2	3	5	0	1	1	6	n. b.	n. b.	0
7	0	0	0	0	0	0	0	n. b.	n. b.	0
8	0	0	0	0	0	0	0	n. b.	n. b.	0
9	0	0	0	0	0	0	0	n. b.	n. b.	1
10	0	0	0	1	0	1	1	n. b.	n. b.	0
11	0	0	0	0	0	0	0	n. b.	n. b.	0
12	0	1	1	0	0	0	1	n. b.	n. b.	0
13	0	0	0	1	1	2	2	n. b.	n. b.	5
14	0	0	0	2	1	3	3	n. b.	n. b.	0
15	0	0	0	0	1	1	1	n. b.	n. b.	1
16	0	1	1	0	0	0	1	n. b.	n. b.	0
17	0	0	0	0	0	0	0	n. b.	n. b.	0
18	0	0	0	0	1	1	1	n. b.	n. b.	20
19	0	1	1	0	0	0	1	n. b.	n. b.	0
20	1	1	2	1	0	1	3	n. b.	n. b.	0

(Symbol: n. b. = nicht bestimmt)

Tabelle 7.95: Angaben über individuelle Befallsdaten mit *A. crassus*.

Population: Kao-Ping River (ROC) – <i>A. japonica</i>										
Datum: 02.03.03										
Aal Nr.	L <sub>3</sub>	L <sub>4</sub>	Larven Gesamt	M	W	Adulte Gesamt	Gesamt	Tote Larven	Tote Adulte	Tote Gesamt
1	0	0	0	0	0	0	0	n. b.	n. b.	0
2	0	1	1	1	0	1	2	n. b.	n. b.	0
3	0	0	0	0	0	0	0	n. b.	n. b.	0
4	0	0	0	0	0	0	0	n. b.	n. b.	0
5	0	0	0	1	1	2	2	n. b.	n. b.	2
6	0	0	0	0	1	1	1	n. b.	n. b.	0
7	0	0	0	0	0	0	0	n. b.	n. b.	1
8	0	0	0	0	0	0	0	n. b.	n. b.	0
9	0	0	0	0	0	0	0	n. b.	n. b.	0
10	0	0	0	1	2	3	3	n. b.	n. b.	4
11	0	0	0	1	2	3	3	n. b.	n. b.	0
12	0	1	1	1	1	2	3	n. b.	n. b.	10
13	0	0	0	1	0	1	1	n. b.	n. b.	0
14	0	0	0	2	0	2	2	n. b.	n. b.	0
15	0	0	0	0	0	0	0	n. b.	n. b.	0
16	0	1	1	0	0	0	1	n. b.	n. b.	0
17	0	0	0	0	1	1	1	n. b.	n. b.	10
18	0	0	0	0	0	0	0	n. b.	n. b.	0
19	0	0	0	0	1	1	1	n. b.	n. b.	0
20	2	5	7	0	0	0	7	n. b.	n. b.	20
21	1	1	2	0	0	0	2	n. b.	n. b.	0
22	0	1	1	2	0	2	3	n. b.	n. b.	0
23	5	7	12	0	0	0	12	n. b.	n. b.	0
24	1	1	2	0	1	1	3	n. b.	n. b.	0
25	1	1	2	1	1	2	4	n. b.	n. b.	0
26	0	0	0	1	0	1	1	n. b.	n. b.	0
27	0	0	0	0	1	1	1	n. b.	n. b.	0
28	0	0	0	0	0	0	0	n. b.	n. b.	1
29	0	0	0	0	0	0	0	n. b.	n. b.	60
30	0	0	0	2	0	2	2	n. b.	n. b.	2
31	0	0	0	0	0	0	0	n. b.	n. b.	0
32	0	0	0	0	0	0	0	n. b.	n. b.	0
33	0	0	0	0	0	0	0	n. b.	n. b.	0
34	0	0	0	0	0	0	0	n. b.	n. b.	0
35	0	0	0	2	0	2	2	n. b.	n. b.	0
36	0	1	1	1	4	5	6	n. b.	n. b.	0
37	0	0	0	0	0	0	0	n. b.	n. b.	4
38	0	0	0	0	0	0	0	n. b.	n. b.	0
39	0	2	2	0	0	0	2	n. b.	n. b.	10
40	0	0	0	0	1	1	1	n. b.	n. b.	0
41	0	0	0	0	0	0	0	n. b.	n. b.	0
42	0	0	0	1	0	1	1	n. b.	n. b.	0
43	0	0	0	0	0	0	0	n. b.	n. b.	3
44	0	0	0	0	1	1	1	n. b.	n. b.	0
45	0	0	0	0	1	1	1	n. b.	n. b.	0
46	0	0	0	0	0	0	0	n. b.	n. b.	0
47	0	0	0	0	0	0	0	n. b.	n. b.	0
48	0	1	1	0	0	0	1	n. b.	n. b.	9
49	0	0	0	0	0	0	0	n. b.	n. b.	0
50	0	0	0	1	0	1	1	n. b.	n. b.	2
51	0	0	0	0	0	0	0	n. b.	n. b.	0
52	0	0	0	1	0	1	1	n. b.	n. b.	0
53	0	0	0	1	0	1	1	n. b.	n. b.	0

Fortsetzung										
Population: Kao-Ping River (ROC) – <i>A. japonica</i>										
Datum: 02.03.03										
Aal Nr.	L <sub>3</sub>	L <sub>4</sub>	Larven Gesamt	M	W	Adulte Gesamt	Gesamt	Tote Larven	Tote Adulte	Tote Gesamt
54	0	0	0	0	0	0	0	n. b.	n. b.	2
55	0	0	0	1	0	1	1	n. b.	n. b.	0
56	0	0	0	0	0	0	0	n. b.	n. b.	0
57	0	0	0	1	1	2	2	n. b.	n. b.	0
58	0	0	0	1	1	2	2	n. b.	n. b.	2
59	0	0	0	0	0	0	0	n. b.	n. b.	0
60	0	0	0	0	0	0	0	n. b.	n. b.	0
61	0	0	0	0	0	0	0	n. b.	n. b.	2
62	0	0	0	1	1	2	2	n. b.	n. b.	0
63	0	0	0	0	0	0	0	n. b.	n. b.	0
64	0	0	0	0	0	0	0	n. b.	n. b.	0
65	0	0	0	0	0	0	0	n. b.	n. b.	1
66	0	0	0	0	0	0	0	n. b.	n. b.	0
67	0	0	0	0	0	0	0	n. b.	n. b.	0
68	0	0	0	1	0	1	1	n. b.	n. b.	20
69	0	0	0	4	0	4	4	n. b.	n. b.	0
70	0	0	0	0	0	0	0	n. b.	n. b.	2
71	0	0	0	0	0	0	0	n. b.	n. b.	0
72	0	0	0	0	0	0	0	n. b.	n. b.	0
73	0	0	0	0	0	0	0	n. b.	n. b.	0
74*	135	22	157	1	0	1	158	n. b.	n. b.	0

(Symbol: n. b. = nicht bestimmt; \* = Datensatz verworfen, da statistischer Ausreißer)

**Anhang V: Individuelle morphometrische Daten von *Anguilllicola* spp.**Tabelle 7.96: Individuelle morphometrische Daten von *Anguilllicola* spp.

Population: Rhein/ Karlsruhe M												
Datum: 01.04.03												
A. c. Nr.	Aal Nr.	Anzahl Zähne	Trocken- masse [mg]	Körper			Ösophagus			Kopfkapsel		
				Länge [mm]	Breite [mm]	Ratio	Länge [µm]	Breite [µm]	Ratio	Länge [µm]	Breite [µm]	Ratio
1	3	25	0,0	5,12	0,32	15,98	465	99	4,7	19	49	2,6
4	8	22	0,6	13,06	0,91	14,31	762	257	3,0	20	56	2,8
5	9	24	0,5	17,71	0,83	21,21	733	287	2,6	19	52	2,8
6	9	22	1,3	15,11	1,07	14,15	792	297	2,7	22	59	2,6
8	14	23	0,7	10,23	0,60	16,99	703	238	3,0	19	55	2,9
9	15	18	0,6	11,30	0,64	17,63	703	248	2,8	22	53	2,4
10	16	19	0,0	8,85	0,50	17,54	713	257	2,8	22	56	2,5
14	26	24	6,6	23,51	2,27	10,35	941	257	3,7	25	58	2,3
15	26	25	0,3	10,38	0,68	15,28	n. b.	n. b.	n. b.	24	67	2,9
16	28	24	1,7	17,25	1,07	16,15	832	287	2,9	20	53	2,6
17	28	26	0,4	12,98	0,80	16,30	782	327	2,4	18	49	2,8
26	30	22	0,0	6,94	0,33	21,02	663	198	3,4	20	62	3,1
27	31	21	0,0	9,92	0,62	15,97	733	238	3,1	20	54	2,7
28	31	23	0,1	7,79	0,60	12,94	663	208	3,2	18	47	2,7
30	33	28	5,4	23,82	2,16	11,05	931	366	2,5	27	64	2,3
31	33	21	7,0	27,18	2,21	12,28	950	366	2,6	20	53	2,6
32	33	23	7,1	28,40	2,31	12,29	980	386	2,5	20	59	2,9
33	33	22	7,0	23,36	1,98	11,79	911	366	2,5	20	55	2,8
34	33	20	2,5	17,10	1,53	11,15	871	337	2,6	20	61	3,1
35	33	22	9,2	26,72	1,92	13,90	1059	446	2,4	21	55	2,6
36	33	24	5,5	23,97	1,83	13,13	901	337	2,7	20	62	3,1
37	34	23	4,0	32,21	1,84	17,46	941	446	2,1	19	52	2,8
39	35	22	1,4	12,37	1,18	10,44	762	267	2,9	19	56	3,0
40	35	22	2,5	16,95	1,57	10,77	782	267	2,9	18	56	3,2
42	36	22	0,2	10,08	0,62	16,22	683	257	2,7	19	52	2,8
43	38	22	3,5	20,00	1,59	12,56	861	356	2,4	19	52	2,8
45	40	24	0,0	10,51	0,49	21,65	713	257	2,8	19	54	2,9
47	41	26	2,8	19,39	1,63	11,89	891	356	2,5	22	59	2,6
50	44	21	1,6	18,78	1,46	12,89	772	317	2,4	19	53	2,8
51	44	26	0,7	17,56	0,89	19,66	802	317	2,5	22	66	2,9
52	44	24	0,0	13,74	0,68	20,22	891	307	2,9	22	65	2,9
54	45	19	1,4	21,22	1,22	17,35	762	228	3,3	21	48	2,3
55	45	22	0,8	14,05	0,91	15,39	743	267	2,8	21	53	2,5
67	37	n. b.	8,7	34,96	2,12	16,52	960	416	2,3	20	58	2,9
68	37	26	4,3	24,43	1,81	13,53	901	297	3,0	21	65	3,1
69	37	25	3,2	17,56	1,51	11,59	876	287	3,1	21	60	2,8
70	37	26	3,1	20,31	1,50	13,58	911	297	3,1	21	62	2,9
71	37	25	5,3	27,02	1,83	14,81	881	297	3,0	20	53	2,6
72	37	25	4,8	22,14	1,57	14,08	931	347	2,7	22	59	2,6

(Symbol: n. b. = nicht bestimmt)

## Anhang

---

Tabelle 7.97: Individuelle morphometrische Daten von *Anguilllicola* spp.

Population: Rhein/ Karlsruhe W												
Datum: 01.04.03												
A. c. Nr.	Aal Nr.	Anzahl Zähne	Trocken- masse [mg]	Körper			Ösophagus			Kopfkapsel		
				Länge [mm]	Breite [mm]	Ratio	Länge [µm]	Breite [µm]	Ratio	Länge [µm]	Breite [µm]	Ratio
2	7	24	15,9	39,54	3,82	10,36	1079	386	2,8	22	65	2,9
3	7	24	11,0	32,52	3,36	9,68	1020	436	2,3	22	66	2,9
7	12	25	0,3	8,70	0,52	16,60	703	208	3,4	21	60	2,8
11	26	21	2,8	16,95	3,82	4,44	970	317	3,1	25	66	2,7
12	26	24	10,2	19,85	4,89	4,06	1178	317	3,7	24	69	3,0
13	26	n. b.	18,4	17,10	5,34	3,20	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.
18	29	23	2,7	21,07	1,84	11,42	891	287	3,1	24	79	3,4
19	29	18	3,8	27,02	2,21	12,21	1010	386	2,6	15	48	3,2
20	29	24	9,5	30,38	3,03	10,03	1079	376	2,9	25	65	2,6
21	29	23	6,8	29,01	2,82	10,30	990	396	2,5	24	65	2,8
22	29	24	5,5	25,50	2,49	10,26	1129	396	2,9	25	74	3,0
23	29	21	0,5	13,89	1,05	13,25	802	317	2,5	22	66	2,9
24	30	n. b.	2,2	17,56	1,48	11,90	1020	218	4,7	n. b.	n. b.	n. b.
25	30	n. b.	3,7	32,06	2,60	12,32	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.
29	33	21	20,9	28,70	3,66	7,83	970	317	3,1	25	66	2,7
38	35	26	0,0	5,55	0,35	15,87	624	208	3,0	24	65	2,8
41	35	24	16,0	30,08	3,36	8,95	921	327	2,8	25	62	2,5
44	38	25	28,8	30,99	3,36	9,23	1059	347	3,1	24	65	2,8
46	41	23	24,7	38,78	3,97	9,77	941	356	2,6	22	58	2,6
48	42	19	5,3	23,66	2,47	9,60	881	297	3,0	21	59	2,8
49	43	23	4,1	29,16	2,29	12,73	941	356	2,6	25	64	2,6
53	45	24	4,3	21,83	2,62	8,33	1010	356	2,8	19	54	2,9
56	33	25	17,8	44,43	3,66	12,13	1000	356	2,8	22	61	2,7
57	33	22	37,4	40,31	4,89	8,25	1099	386	2,8	21	59	2,8
58	33	23	15,2	31,30	4,27	7,32	1109	337	3,3	24	62	2,7
59	34	n. b.	10,0	32,06	3,21	10,00	921	376	2,4	20	52	2,6
60	34	24	21,6	34,20	4,27	8,00	1099	465	2,4	20	54	2,7
61	34	25	20,9	31,30	3,97	7,88	970	366	2,6	20	53	2,6
62	37	25	18,6	54,66	3,82	14,32	1267	604	2,1	22	60	2,7
63	37	26	9,3	28,09	4,27	6,57	1139	446	2,6	21	61	2,9
64	37	27	5,5	23,51	2,90	8,11	1000	376	2,7	26	71	2,7
65	37	24	18,8	30,69	4,27	7,18	1139	465	2,4	22	66	2,9
66	37	29	2,0	18,47	1,48	12,52	921	307	3,0	25	71	2,9

(Symbol: n. b. = nicht bestimmt)

Tabelle 7.98: Individuelle morphometrische Daten von *Anguilllicola* spp.

Population: Rhein/ Karlsruhe M												
Datum: 29.04.03												
A. c. Nr.	Aal Nr.	Anzahl Zähne	Trocken- masse [mg]	Körper			Ösophagus			Kopfkapsel		
				Länge [mm]	Breite [mm]	Ratio	Länge [µm]	Breite [µm]	Ratio	Länge [µm]	Breite [µm]	Ratio
1	1	25	5,2	28,09	1,77	15,90	970	406	2,4	20	54	2,7
2	1	28	3,1	23,97	2,00	11,98	911	371	2,5	22	65	2,9
3	1	0	7,3	30,08	2,25	13,35	911	356	2,6	22	58	2,7
4	1	0	4,8	27,63	2,02	13,68	1050	416	2,5	20	60	3,0
5	1	25	6,1	26,56	1,90	13,96	866	337	2,6	21	59	2,8
6	1	29	1,4	17,40	1,18	14,69	812	297	2,7	27	72	2,7
7	1	32	0,0	8,99	0,53	16,84	688	267	2,6	20	60	3,0

Fortsetzung												
Population: Rhein/ Karlsruhe M												
Datum: 29.04.03												
A. c. Nr.	Aal Nr.	Anzahl Zähne	Trocken- masse [mg]	Körper			Ösophagus			Kopfkapsel		
				Länge [mm]	Breite [mm]	Ratio	Länge [µm]	Breite [µm]	Ratio	Länge [µm]	Breite [µm]	Ratio
8	1	30	0,4	11,81	0,74	16,00	713	248	2,9	18	58	3,2
9	1	25	0,0	5,36	0,31	17,25	668	257	2,6	19	61	3,3
10	1	25	0,0	6,17	0,29	21,20	634	228	2,8	21	63	3,0
26	7	21	0,0	13,79	0,97	14,20	733	277	2,6	22	59	2,6
27	7	21	5,5	22,90	1,75	13,10	881	337	2,6	20	51	2,5
28	7	20	4,5	21,53	1,71	12,60	827	391	2,1	21	51	2,4
29	7	21	3,7	23,05	1,55	14,84	787	327	2,4	20	51	2,5
30	8	23	1,5	16,03	1,28	12,51	896	411	2,2	20	58	2,9
35	12	21	8,6	26,41	2,04	12,95	1050	406	2,6	21	56	2,7
36	12	22	4,7	28,24	1,73	16,34	921	376	2,4	20	54	2,7
37	12	24	2,0	20,76	1,40	14,85	861	287	3,0	24	64	2,7
38	12	25	4,2	23,51	1,59	14,77	891	297	3,0	24	56	2,4
39	14	22	0,0	9,46	0,62	15,22	713	267	2,7	20	56	2,8
40	14	21	0,1	7,84	0,52	14,96	698	257	2,7	19	54	2,9
41	14	21	0,1	9,38	0,41	23,00	703	257	2,7	19	55	2,9
42	15	22	0,5	10,97	0,72	15,27	792	272	2,9	21	56	2,7
43	16	21	0,2	10,99	0,60	18,26	743	307	2,4	18	54	3,0
44	18	n. b.	0,0	4,47	0,64	6,97	752	277	2,7	21	56	2,7
45	18	24	0,0	6,27	0,32	19,58	614	178	3,4	20	55	2,8
46	20	23	1,0	17,10	1,03	16,62	931	347	2,7	19	54	2,9
48	22	21	0,0	7,15	0,43	16,73	574	198	2,9	17	48	2,8

Tabelle 7.99: Individuelle morphometrische Daten von *Anguillicolac* spp.

Population: Rhein/ Karlsruhe W												
Datum: 29.04.03												
A. c. Nr.	Aal Nr.	Anzahl Zähne	Trocken- masse [mg]	Körper			Ösophagus			Kopfkapsel		
				Länge [mm]	Breite [mm]	Ratio	Länge [µm]	Breite [µm]	Ratio	Länge [µm]	Breite [µm]	Ratio
11	1	29	13,0	32,06	2,47	13,00	1000	406	2,5	28	74	2,7
12	1	21	8,9	34,96	3,36	10,41	n. b.	n. b.	n. b.	26	71	2,7
13	1	23	15,2	26,41	5,19	5,09	n. b.	n. b.	n. b.	22	68	3,0
14	1	28	11,6	35,42	3,05	11,60	1079	401	2,7	28	74	2,6
15	1	22	27,3	38,47	4,27	9,00	1114	441	2,5	24	67	2,8
16	1	27	16,0	36,64	4,27	8,57	1267	545	2,3	28	70	2,5
17	1	n. b.	16,6	40,92	3,97	10,31	1188	490	2,4	26	65	2,5
18	1	22	15,7	60,46	4,27	14,14	1198	465	2,6	23	75	3,3
19	1	23	11,9	32,82	3,05	10,75	1094	386	2,8	24	64	2,7
20	12	22	7,7	46,56	2,64	17,63	1089	416	2,6	24	69	3,0
21	12	21	25,5	40,00	3,82	10,48	1193	411	2,9	25	64	2,5
22	1	24	0,1	6,14	0,47	13,17	693	208	3,3	24	68	2,9
23	5	21	14,5	31,91	3,66	8,71	1050	554	1,9	22	52	2,3
24	6	21	8,0	27,48	2,23	12,31	950	337	2,8	21	58	2,7
25	7	25	30,9	38,93	4,43	8,79	1144	386	3,0	25	65	2,6
31	11	n. b.	0,8	15,88	1,03	15,43	931	406	2,3	21	74	3,5
32	11	27	5,0	30,08	2,23	13,47	1035	386	2,7	22	66	3,0
33	11	n. b.	2,0	39,24	2,27	17,27	1040	386	2,7	21	61	2,9
34	11	25	0,0	8,64	1,01	8,56	658	198	3,3	20	71	3,5
47	21	25	3,9	22,60	2,04	11,08	1035	386	2,7	26	69	2,7

(Symbol: n. b. = nicht bestimmt)

## Anhang

---

Tabelle 7.100: Individuelle morphometrische Daten von *Anguilllicola* spp.

Population: Rhein/ Karlsruhe M												
Datum: 10.07.03												
A. c. Nr.	Aal Nr.	Anzahl Zähne	Trocken- masse [mg]	Körper			Ösophagus			Kopfkapsel		
				Länge [mm]	Breite [mm]	Ratio	Länge [µm]	Breite [µm]	Ratio	Länge [µm]	Breite [µm]	Ratio
1	1	25	0,0	5,18	0,31	16,69	653	218	3,0	23	64	2,8
2	1	25	0,0	4,87	0,33	14,76	718	218	3,3	22	64	2,8
3	1	21	0,0	7,11	0,54	13,07	723	218	3,3	21	59	2,8
4	1	24	0,4	12,43	0,78	16,00	743	208	3,6	21	60	2,8
5	1	23	0,4	12,37	0,80	15,54	921	371	2,5	24	69	3,0
6	1	23	0,6	13,28	0,92	14,40	797	342	2,3	22	61	2,7
7	1	31	0,7	12,68	0,72	17,65	802	277	2,9	21	62	3,0
8	1	26	1,8	18,50	1,07	17,32	871	327	2,7	22	62	2,8
9	1	28	2,2	15,75	1,28	12,29	921	406	2,3	19	62	3,3
10	1	26	3,4	19,45	1,32	14,73	891	401	2,2	24	63	2,7
11	1	25	2,7	18,25	1,28	14,24	896	366	2,4	20	58	2,9
12	1	26	4,2	20,90	1,38	15,16	980	386	2,5	21	59	2,9
13	1	24	1,7	15,15	1,13	13,45	842	337	2,5	22	64	2,8
14	1	24	1,9	15,05	1,07	14,09	817	327	2,5	22	61	2,8
15	2	24	3,3	20,55	1,48	13,93	886	342	2,6	21	58	2,8
16	4	23	0,3	9,75	0,62	15,69	708	257	2,8	22	58	2,6
17	5	19	3,6	25,00	1,55	16,09	955	450	2,1	19	53	2,8
18	7	25	0,2	11,15	0,87	12,76	594	198	3,0	22	59	2,6
19	7	30	0,6	15,60	0,95	16,40	n. b.	n. b.	n. b.	19	60	3,2
20	7	23	3,0	34,65	1,48	23,48	777	243	3,2	21	59	2,9
21	7	27	4,9	38,40	1,84	20,82	941	376	2,5	17	53	3,1
22	7	23	4,8	39,35	1,90	20,68	842	347	2,4	17	45	2,6
23	7	27	1,3	26,80	1,22	21,91	n. b.	n. b.	n. b.	24	65	2,8
24	8	n. b.	0,2	12,50	0,70	17,88	668	252	2,6	16	45	2,7
25	9	20	0,2	7,67	0,72	10,68	663	218	3,0	16	44	2,6
29	10	23	0,1	9,18	0,47	19,71	673	248	2,7	21	58	2,8

(Symbol: n. b. = nicht bestimmt)

Tabelle 7.101: Individuelle morphometrische Daten von *Anguilllicola* spp.

Population: Rhein/ Karlsruhe W												
Datum: 10.07.03												
A. c. Nr.	Aal Nr.	Anzahl Zähne	Trocken- masse [mg]	Körper			Ösophagus			Kopfkapsel		
				Länge [mm]	Breite [mm]	Ratio	Länge [µm]	Breite [µm]	Ratio	Länge [µm]	Breite [µm]	Ratio
26	5	23	5,7	29,31	2,90	10,11	842	347	2,4	24	59	2,5
27	5	n. b.	31,3	43,66	5,65	7,73	1104	455	2,4	24	68	2,9
28	5	20	13,8	34,35	4,35	7,89	1025	376	2,7	24	59	2,4
30	1	21	0,2	8,99	0,64	14,03	743	228	3,3	19	59	3,0
31	1	28	0,6	13,86	0,97	14,28	817	287	2,8	26	79	3,0
32	1	19	5,6	26,90	2,39	11,26	926	347	2,7	24	61	2,6
33	1	26	10,7	32,40	2,90	11,17	861	371	2,3	22	64	2,8
34	2	n. b.	2,8	25,15	2,56	9,81	891	317	2,8	19	55	2,9
35	4	27	4,4	20,95	2,27	9,22	797	262	3,0	24	64	2,7
36	6	24	5,7	23,60	2,06	11,47	901	366	2,5	26	63	2,4
37	7	31	2,7	31,25	1,92	16,26	906	297	3,1	19	68	3,6

(Symbol: n. b. = nicht bestimmt)

Tabelle 7.102: Individuelle morphometrische Daten von *Anguilllicola* spp.

Population: Rhein/ Karlsruhe M												
Datum: 09.09.03												
A. c. Nr.	Aal Nr.	Anzahl Zähne	Trocken- masse [mg]	Körper			Ösophagus			Kopfkapsel		
				Länge [mm]	Breite [mm]	Ratio	Länge [µm]	Breite [µm]	Ratio	Länge [µm]	Breite [µm]	Ratio
4	3	26	1,9	15,88	2,06	7,71	866	317	2,7	20	54	2,7
5	3	25	1,1	22,29	1,55	14,35	738	248	3,0	19	58	3,1
6	3	24	0,0	3,98	0,27	14,64	579	203	2,9	21	64	3,0
7	3	27	0,2	1,98	0,21	9,27	n. b.	n. b.	n. b.	25	66	2,7
13	8	25	0,2	6,66	0,64	10,39	703	248	2,8	18	58	3,2
14	9	20	8,4	25,19	2,23	11,28	1109	495	2,2	20	53	2,6
15	10	27	7,0	22,90	2,29	9,99	990	441	2,2	19	58	3,0

(Symbol: n. b. = nicht bestimmt)

Tabelle 7.103: Individuelle morphometrische Daten von *Anguilllicola* spp.

Population: Rhein/ Karlsruhe W												
Datum: 09.09.03												
A. c. Nr.	Aal Nr.	Anzahl Zähne	Trocken- masse [mg]	Körper			Ösophagus			Kopfkapsel		
				Länge [mm]	Breite [mm]	Ratio	Länge [µm]	Breite [µm]	Ratio	Länge [µm]	Breite [µm]	Ratio
1	1	19	5,3	23,05	2,08	11,10	906	545	1,7	22	52	2,4
2	1	25	1,7	23,05	1,84	12,50	1005	396	2,5	27	61	2,2
3	2	21	7,2	15,57	3,51	4,43	1045	337	3,1	20	49	2,5
8	7	22	8,6	29,92	2,45	12,23	955	426	2,2	20	53	2,6
9	8	24	0,0	3,28	0,23	14,08	525	163	3,2	20	58	2,9
10	8	21	10,4	27,02	3,05	8,85	1114	455	2,4	21	58	2,7
11	8	27	2,0	18,32	1,53	11,94	921	356	2,6	22	62	2,9
12	8	24	6,0	19,54	1,69	11,57	1040	416	2,5	20	62	3,1
16	10	27	25,4	32,06	4,27	7,50	1347	604	2,2	22	65	3,0
17	10	25	2,1	15,88	2,64	6,01	871	287	3,0	24	67	2,9

Tabelle 7.104: Individuelle morphometrische Daten von *Anguilllicola* spp.

Population: Rhein/ Karlsruhe M												
Datum: 25.03.04												
A. c. Nr.	Aal Nr.	Anzahl Zähne	Trocken- masse [mg]	Körper			Ösophagus			Kopfkapsel		
				Länge [mm]	Breite [mm]	Ratio	Länge [µm]	Breite [µm]	Ratio	Länge [µm]	Breite [µm]	Ratio
1	1	22	4,5	23,80	1,79	13,32	921	361	2,5	21	58	2,7
2	1	29	3,9	24,90	1,51	16,44	965	366	2,6	23	62	2,7
3	1	20	2,3	20,00	1,38	14,51	1099	545	2,0	24	56	2,3
8	2	22	0,1	9,71	0,51	18,87	663	198	3,4	20	56	2,8
9	2	23	0,4	12,45	0,82	15,27	718	248	2,9	21	61	2,9
10	2	24	0,4	10,55	0,71	14,89	629	208	3,0	18	51	2,9

## Anhang

---

Tabelle 7.105: Individuelle morphometrische Daten von *Anguilllicola* spp.

Population: Rhein/ Karlsruhe W												
Datum: 25.03.04												
A. c. Nr.	Aal Nr.	Anzahl Zähne	Trocken- masse [mg]	Körper			Ösophagus			Kopfkapsel		
				Länge [mm]	Breite [mm]	Ratio	Länge [µm]	Breite [µm]	Ratio	Länge [µm]	Breite [µm]	Ratio
4	1	30	0,0	5,92	0,33	17,94	663	218	3,0	20	68	3,4
5	1	26	20,4	38,63	3,75	10,30	1079	441	2,4	24	64	2,7
6	1	25	21,4	42,60	3,35	12,72	1079	485	2,2	21	61	3,0
7	1	26	12,9	54,81	3,35	16,36	1074	381	2,8	21	64	3,1
11	2	25	0,9	15,25	1,17	13,09	871	287	3,0	24	65	2,8
12	3	23	3,8	26,15	2,56	10,20	847	332	2,6	24	56	2,4

Tabelle 7.106: Individuelle morphometrische Daten von *Anguilllicola* spp.

Population: Rhein/ Karlsruhe M												
Datum: 08.11.04												
A. c. Nr.	Aal Nr.	Anzahl Zähne	Trocken- masse [mg]	Körper			Ösophagus			Kopfkapsel		
				Länge [mm]	Breite [mm]	Ratio	Länge [µm]	Breite [µm]	Ratio	Länge [µm]	Breite [µm]	Ratio
13	2	24	7,0	28,65	1,96	14,61	931	366	2,5	22	52	2,3
16	4	17	0,2	10,40	0,60	17,28	723	238	3,0	18	44	2,5
17	4	n. b.	0,9	13,30	0,91	14,57	718	317	2,3	18	49	2,8
18	5	n. b.	1,8	21,55	1,36	15,85	965	386	2,5	n. b.	58	n. b.
19	5	26	0,0	5,55	0,41	13,62	683	153	4,5	24	68	2,9
20	5	n. b.	0,8	12,75	1,34	9,52	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.
21	5	25	3,8	19,10	1,46	13,12	876	322	2,7	20	55	2,8
22	5	18	2,0	17,85	1,42	12,59	861	248	3,5	20	53	2,6
23	6	19	0,4	10,65	0,64	16,62	723	287	2,5	21	55	2,7
24	7	19	3,6	21,60	1,67	12,93	842	327	2,6	19	47	2,5
27	11	23	1,4	15,95	0,99	16,11	762	267	2,9	24	59	2,5
28	13	25	3,8	15,00	1,57	9,54	822	277	3,0	23	60	2,6
29	13	20	2,9	16,00	1,69	9,47	837	297	2,8	24	59	2,5
30	13	n. b.	1,1	18,35	1,11	16,58	802	272	2,9	21	61	3,0
33	18	n. b.	1,3	14,35	1,17	12,32	792	287	2,8	16	44	2,8
34	18	23	1,2	14,15	1,03	13,75	832	371	2,2	16	45	2,8
35	18	17	0,4	8,90	0,78	11,46	614	163	3,8	17	40	2,3
36	19	21	0,3	8,54	0,50	16,92	624	198	3,2	19	42	2,3

(Symbol: n. b. = nicht bestimmt)

Tabelle 7.107: Individuelle morphometrische Daten von *Anguilllicola* spp.

Population: Rhein/ Karlsruhe W												
Datum: 08.11.04												
A. c. Nr.	Aal Nr.	Anzahl Zähne	Trocken- masse [mg]	Körper			Ösophagus			Kopfkapsel		
				Länge [mm]	Breite [mm]	Ratio	Länge [µm]	Breite [µm]	Ratio	Länge [µm]	Breite [µm]	Ratio
1	5	24	21,1	37,20	4,10	9,07	1139	441	2,6	25	67	2,7
2	7	n. b.	0,6	15,75	1,38	11,42	644	153	4,2	24	72	3,1
3	7	20	11,3	33,90	3,65	9,29	1000	376	2,7	21	55	2,7
4	7	22	8,9	28,30	3,00	9,43	1005	391	2,6	24	60	2,5
5	7	21	12,9	32,60	3,35	9,73	1074	436	2,5	24	61	2,6
6	13	32	10,9	n. b.	n. b.	n. b.	980	347	2,8	24	64	2,7

Fortsetzung												
Population: Rhein/ Karlsruhe W												
Datum: 08.11.04												
A. c. Nr.	Aal Nr.	Anzahl Zähne	Trocken- masse [mg]	Körper			Ösophagus			Kopfkapsel		
				Länge [mm]	Breite [mm]	Ratio	Länge [µm]	Breite [µm]	Ratio	Länge [µm]	Breite [µm]	Ratio
7	13	20	7,9	31,40	3,00	10,47	1030	376	2,7	25	65	2,6
8	1	21	5,2	25,80	1,98	13,03	1000	376	2,7	24	64	2,6
9	1	25	4,5	22,95	1,75	13,13	955	376	2,5	23	62	2,7
10	1	n. b.	7,1	29,75	2,37	12,56	1059	347	3,1	19	55	2,9
11	2	n. b.	13,4	33,65	3,00	11,22	1015	386	2,6	22	60	2,8
12	2	n. b.	13,0	n. b.	n. b.	n. b.	1129	554	2,0	20	62	3,1
14	3	20	5,4	24,60	2,08	11,84	970	332	2,9	21	56	2,7
15	3	n. b.	11,4	35,15	2,90	12,12	921	361	2,5	16	51	3,1
25	9	22	3,1	19,35	1,86	10,38	851	297	2,9	19	55	2,9
26	11	25	2,8	19,55	1,61	12,13	822	262	3,1	22	71	3,3
31	16	n. b.	11,2	25,50	2,60	9,80	921	327	2,8	19	53	2,7
32	17	22	0,2	7,70	0,56	13,67	713	178	4,0	21	61	2,9

(Symbol: n. b. = nicht bestimmt)

Tabelle 7.108: Individuelle morphometrische Daten von *Anguillicoloides* spp.

Population: Altrhein/ Mannheim M												
Datum: 14.07.03												
A. c. Nr.	Aal Nr.	Anzahl Zähne	Trocken- masse [mg]	Körper			Ösophagus			Kopfkapsel		
				Länge [mm]	Breite [mm]	Ratio	Länge [µm]	Breite [µm]	Ratio	Länge [µm]	Breite [µm]	Ratio
23	3	n. b.	4,1	23,85	2,33	10,24	926	327	2,8	n. b.	n. b.	n. b.
24	3	n. b.	4,2	31,35	1,94	16,15	1000	495	2,0	19	52	2,8
25	3	28	8,6	28,75	2,19	13,10	911	396	2,3	20	54	2,7
26	3	n. b.	8,6	22,30	2,39	9,34	946	416	2,3	18	47	2,7
27	3	n. b.	0,8	12,75	0,85	14,92	748	218	3,4	16	50	3,0
28	3	24	0,8	13,25	0,93	14,22	812	332	2,4	18	54	3,1
32	5	27	0,2	10,29	0,56	18,28	703	233	3,0	23	65	2,8
33	5	21	0,2	11,44	0,54	21,04	683	218	3,1	25	62	2,5
34	6	n. b.	8,4	31,10	1,88	16,51	965	386	2,5	24	63	2,7
38	7	27	0,8	16,35	1,05	15,59	n. b.	n. b.	n. b.	24	71	3,0
40	10	23	0,0	8,43	0,38	22,26	634	188	3,4	23	58	2,5
41	10	25	0,3	11,67	0,54	21,46	738	257	2,9	25	58	2,4
42	10	22	0,1	8,45	0,44	19,33	614	163	3,8	21	52	2,5
47	12	26	0,1	6,06	0,31	19,50	653	208	3,1	21	66	3,2
48	12	n. b.	0,9	16,95	0,95	17,81	767	257	3,0	21	60	2,9
49	12	21	1,4	18,15	1,11	16,40	832	287	2,9	20	56	2,8
50	12	23	1,5	19,40	1,20	16,11	822	356	2,3	19	52	2,8
51	12	n. b.	0,7	15,50	1,34	11,57	n. b.	n. b.	n. b.	25	65	2,6
52	12	n. b.	0,2	8,89	0,54	16,36	738	238	3,1	20	60	3,0
53	12	28	0,3	13,60	0,83	16,29	728	238	3,1	24	64	2,7
54	12	n. b.	3,5	23,25	1,46	15,97	832	312	2,7	20	54	2,7
55	12	n. b.	10,3	36,15	2,31	15,64	990	386	2,6	20	56	2,8
56	12	n. b.	7,5	30,20	2,47	12,25	990	361	2,7	24	56	2,4
57	12	23	2,1	20,90	1,24	16,82	782	248	3,2	21	55	2,6
58	15	24	0,1	10,40	0,54	19,13	678	188	3,6	21	64	3,0
59	15	n. b.	5,0	21,75	1,65	13,18	842	342	2,5	19	49	2,6
60	15	25	0,0	7,22	0,37	19,58	634	223	2,8	24	69	3,0
61	15	25	0,1	8,89	0,50	17,62	639	188	3,4	22	64	2,8
62	15	26	4,2	23,60	1,63	14,47	866	292	3,0	21	59	2,8

Fortsetzung												
Population: Altrhein/ Mannheim M												
Datum: 14.07.03												
A. c. Nr.	Aal Nr.	Anzahl Zähne	Trocken- masse [mg]	Körper			Ösophagus			Kopfkapsel		
				Länge [mm]	Breite [mm]	Ratio	Länge [µm]	Breite [µm]	Ratio	Länge [µm]	Breite [µm]	Ratio
63	15	n. b.	0,7	13,65	0,83	16,35	545	188	2,9	22	56	2,5
64	15	n. b.	3,2	22,65	1,79	12,68	748	248	3,0	24	58	2,4
65	15	21	6,9	28,90	1,79	16,18	1000	332	3,0	24	55	2,4
66	16	n. b.	1,0	15,70	1,20	13,04	832	277	3,0	21	60	2,9
67	16	25	2,0	18,60	1,59	11,68	931	366	2,5	24	64	2,6
68	17	24	0,4	6,66	0,93	7,15	693	257	2,7	21	57	2,7
72	20	25	0,8	14,85	0,91	16,27	683	208	3,3	21	52	2,4
73	20	n. b.	0,9	15,25	1,09	14,02	743	257	2,9	22	56	2,6
74	20	22	2,9	24,15	1,75	13,82	827	317	2,6	24	57	2,4
75	20	25	0,6	12,25	0,85	14,34	748	218	3,4	19	53	2,8
77	23	23	0,2	7,67	0,43	17,95	569	153	3,7	19	45	2,4
81	26	23	2,7	20,85	1,59	13,09	911	337	2,7	25	61	2,4
82	27	25	2,6	24,85	1,32	18,82	842	297	2,8	19	48	2,6
83	15	n. b.	0,0	5,17	0,32	16,12	n. b.	n. b.	n. b.	18	46	2,6

(Symbol: n. b. = nicht bestimmt)

Tabelle 7.109: Individuelle morphometrische Daten von *Anguilllicola* spp.

Population: Altrhein/ Mannheim W												
Datum: 14.07.03												
A. c. Nr.	Aal Nr.	Anzahl Zähne	Trocken- masse [mg]	Körper			Ösophagus			Kopfkapsel		
				Länge [mm]	Breite [mm]	Ratio	Länge [µm]	Breite [µm]	Ratio	Länge [µm]	Breite [µm]	Ratio
1	1	24	0,8	13,89	0,91	15,22	842	272	3,1	25	74	3,0
2	1	n. b.	3,6	14,73	2,67	5,51	876	307	2,9	27	68	2,5
3	1	n. b.	20,6	41,37	4,43	9,34	1134	411	2,8	23	62	2,7
4	27	21	37,0	39,01	5,04	7,74	1168	505	2,3	22	61	2,8
5	27	26	2,8	28,70	2,90	9,89	901	292	3,1	24	68	2,8
6	27	22	9,8	29,08	2,59	11,24	896	332	2,7	20	52	2,6
7	27	21	4,1	20,61	1,77	11,66	941	297	3,2	23	57	2,5
8	27	26	2,2	18,32	1,40	13,10	797	262	3,0	24	60	2,6
9	27	27	2,9	21,83	1,59	13,71	837	287	2,9	22	66	2,9
10	15	26	23,8	48,40	5,80	8,34	1198	411	2,9	26	66	2,6
11	15	26	19,2	37,56	4,58	8,20	n. b.	n. b.	n. b.	24	68	2,9
12	15	27	17,6	39,24	3,82	10,28	970	436	2,2	24	65	2,8
13	15	n. b.	39,7	42,14	6,72	6,27	1119	485	2,3	n. b.	n. b.	n. b.
14	15	17	6,7	35,11	3,97	8,85	n. b.	n. b.	n. b.	25	65	2,6
15	15	22	18,3	31,15	3,97	7,85	1030	386	2,7	24	62	2,7
16	15	24	10,1	38,78	3,82	10,16	1124	480	2,3	21	63	3,0
17	15	30	10,9	30,53	2,90	10,53	990	386	2,6	25	69	2,8
18	15	25	17,7	37,56	3,36	11,18	1045	450	2,3	21	61	2,9
19	15	25	7,4	27,18	2,39	11,38	866	381	2,3	24	74	3,2
20	15	32	3,8	23,51	1,71	13,76	866	312	2,8	25	70	2,8
21	15	27	5,6	27,02	1,75	15,46	931	386	2,4	19	57	2,9
22	15	25	1,4	16,79	1,09	15,44	837	287	2,9	27	76	2,8
29	3	24	0,9	13,15	0,99	13,28	733	248	3,0	20	59	2,9
30	3	n. b.	8,3	29,60	2,62	11,29	1020	416	2,5	22	55	2,5
31	4	21	7,8	29,75	2,52	11,79	970	386	2,5	21	61	2,9
35	6	26	0,0	6,60	0,27	24,29	649	188	3,4	22	69	3,1
36	6	n. b.	16,5	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	27	72	2,7

Fortsetzung												
Population: Altrhein/ Mannheim W												
Datum: 14.07.03												
A. c. Nr.	Aal Nr.	Anzahl Zähne	Trocken- masse [mg]	Körper			Ösophagus			Kopfkapsel		
				Länge [mm]	Breite [mm]	Ratio	Länge [µm]	Breite [µm]	Ratio	Länge [µm]	Breite [µm]	
37	6	n. b.	11,8	30,65	4,95	6,19	1139	327	3,5	20	59	2,9
39	7	n. b.	5,5	n. b.	n. b.	n. b.	1173	436	2,7	25	67	2,7
43	12	n. b.	0,1	7,63	0,45	17,09	698	218	3,2	25	74	3,0
44	12	n. b.	8,5	35,50	2,66	13,34	990	356	2,8	21	58	2,8
45	12	30	2,7	28,75	2,62	10,97	866	257	3,4	25	72	2,9
46	12	n. b.	2,8	25,40	2,95	8,61	n. b.	n. b.	n. b.	26	75	2,8
69	20	23	1,3	16,50	1,22	13,49	629	267	2,4	23	66	2,9
70	20	23	15,2	35,45	3,40	10,43	1040	307	3,4	21	58	2,7
71	20	n. b.	29,4	36,55	3,90	9,37	1134	406	2,8	21	59	2,8
76	22	n. b.	0,0	5,57	0,27	20,50	574	158	3,6	17	40	2,3
78	26	n. b.	15,7	34,75	5,40	6,44	1064	287	3,7	27	74	2,7
79	26	24	6,6	27,60	2,58	10,69	1020	297	3,4	24	66	2,8
80	26	32	10,5	30,95	3,50	8,84	1069	446	2,4	22	72	3,2

(Symbol: n. b. = nicht bestimmt)

Tabelle 7.110: Individuelle morphometrische Daten von *Anguilllicola* spp.

Population: Altrhein/ Mannheim M												
Datum: 15.08.03												
A. c. Nr.	Aal Nr.	Anzahl Zähne	Trocken- masse [mg]	Körper			Ösophagus			Kopfkapsel		
				Länge [mm]	Breite [mm]	Ratio	Länge [µm]	Breite [µm]	Ratio	Länge [µm]	Breite [µm]	
3	4	21	1,4	15,15	1,03	14,72	807	332	2,4	17	46	2,7
6	5	19	4,2	26,26	1,94	13,52	1129	480	2,4	19	54	2,9
7	5	24	2,4	34,05	1,79	19,06	871	287	3,0	21	61	2,9
9	7	24	0,4	7,24	0,47	15,54	658	198	3,3	20	54	2,7
10	8	21	1,1	14,95	1,17	12,83	842	366	2,3	20	55	2,8
11	8	25	0,2	12,17	0,66	18,44	728	238	3,1	21	58	2,8
12	9	26	3,5	14,95	1,71	8,75	891	416	2,1	21	61	2,9
14	10	27	0,0	6,70	0,39	17,25	723	198	3,7	24	65	2,8

Tabelle 7.111: Individuelle morphometrische Daten von *Anguilllicola* spp.

Population: Altrhein/ Mannheim W												
Datum: 15.08.03												
A. c. Nr.	Aal Nr.	Anzahl Zähne	Trocken- masse [mg]	Körper			Ösophagus			Kopfkapsel		
				Länge [mm]	Breite [mm]	Ratio	Länge [µm]	Breite [µm]	Ratio	Länge [µm]	Breite [µm]	
1	2	25	7,5	30,23	2,68	11,28	1030	426	2,4	23	69	3,0
2	4	21	7,8	32,06	3,36	9,55	1089	525	2,1	20	53	2,6
4	5	20	3,8	16,21	1,75	9,28	871	317	2,8	19	51	2,6
5	5	21	0,3	5,57	0,39	14,35	584	173	3,4	22	58	2,6
8	6	n. b.	0,5	14,56	1,50	9,74	822	327	2,5	22	78	3,5
13	9	25	32,4	32,06	3,76	8,53	1020	396	2,6	26	67	2,6

(Symbol: n. b. = nicht bestimmt)

## Anhang

---

Tabelle 7.112: Individuelle morphometrische Daten von *Anguilllicola* spp.

Population: Rhein-Sulzbach/ Lauffenburg (CH) M												
Datum: 20.05.03												
A. c. Nr.	Aal Nr.	Anzahl Zähne	Trocken- masse [mg]	Körper			Ösophagus			Kopfkapsel		
				Länge [mm]	Breite [mm]	Ratio	Länge [µm]	Breite [µm]	Ratio	Länge [µm]	Breite [µm]	Ratio
1	5	20	0,2	9,51	0,64	14,85	837	347	2,4	19	49	2,6
2	5	23	0,1	10,64	0,72	14,81	743	317	2,3	21	55	2,7
3	5	n. b.	0,2	8,00	0,52	15,26	673	257	2,6	24	65	2,7
4	7	25	1,2	18,70	1,32	14,16	941	322	2,9	22	59	2,7
6	13	19	0,3	6,50	0,70	9,31	772	277	2,8	18	53	2,9
7	13	26	0,1	9,90	0,49	20,40	738	248	3,0	20	57	2,9
8	18	25	0,0	9,51	0,76	12,56	802	347	2,3	24	64	2,7
9	27	22	0,1	11,84	0,78	15,25	762	327	2,3	23	61	2,7
10	27	22	0,3	11,36	0,68	16,71	782	312	2,5	21	64	3,1
11	29	21	0,0	7,71	0,39	19,85	619	238	2,6	21	51	2,5
12	32	22	0,7	12,36	1,03	12,01	822	361	2,3	21	59	2,9

(Symbol: n. b. = nicht bestimmt)

Tabelle 7.113: Individuelle morphometrische Daten von *Anguilllicola* spp.

Population: Rhein-Sulzbach/ Lauffenburg (CH) W												
Datum: 20.05.03												
A. c. Nr.	Aal Nr.	Anzahl Zähne	Trocken- masse [mg]	Körper			Ösophagus			Kopfkapsel		
				Länge [mm]	Breite [mm]	Ratio	Länge [µm]	Breite [µm]	Ratio	Länge [µm]	Breite [µm]	Ratio
5	7	23	5,5	19,85	3,75	5,29	1015	327	3,1	24	61	2,6

Tabelle 7.114: Individuelle morphometrische Daten von *Anguilllicola* spp.

Population: Rhein-Sulzbach/ Lauffenburg (CH) M												
Datum: 12.08.03												
A. c. Nr.	Aal Nr.	Anzahl Zähne	Trocken- masse [mg]	Körper			Ösophagus			Kopfkapsel		
				Länge [mm]	Breite [mm]	Ratio	Länge [µm]	Breite [µm]	Ratio	Länge [µm]	Breite [µm]	Ratio
13	1	34	0,9	14,30	1,18	12,07	n. b.	n. b.	n. b.	20	58	2,9
14	1	21	2,2	21,80	1,75	12,47	936	307	3,0	22	60	2,8
15	1	n. b.	2,0	20,00	1,18	16,89	990	347	2,9	22	59	2,6
16	1	20	2,5	25,35	1,75	14,51	955	312	3,1	20	53	2,6
17	1	30	2,8	17,50	1,36	12,88	837	312	2,7	22	59	2,6
18	1	21	1,3	14,35	1,77	8,12	728	252	2,9	22	57	2,6
19	2	20	1,8	17,70	1,32	13,41	792	292	2,7	18	44	2,5
20	2	16	2,2	18,70	0,93	20,06	837	361	2,3	19	43	2,3
21	2	17	5,6	21,65	1,40	15,49	891	267	3,3	21	51	2,4
22	2	17	1,8	18,35	1,57	11,67	752	297	2,5	20	48	2,4
23	3	22	0,0	4,29	2,43	1,77	520	149	3,5	19	51	2,6
24	3	23	0,1	9,32	1,50	6,23	599	178	3,4	20	55	2,8
25	4	23	0,1	4,87	0,23	20,92	520	168	3,1	18	55	3,1
26	9	27	0,1	5,22	0,58	8,97	624	213	2,9	24	64	2,7
27	9	22	0,5	11,30	0,29	38,80	748	322	2,3	20	54	2,7

(Symbol: n. b. = nicht bestimmt)

Tabelle 7.115: Individuelle morphometrische Daten von *Anguilllicola* spp.

Population: Rhein-Sulzbach/ Lauffenburg (CH) W												
Datum: 12.08.03												
A. c. Nr.	Aal Nr.	Anzahl Zähne	Trocken- masse [mg]	Körper			Ösophagus			Kopfkapsel		
				Länge [mm]	Breite [mm]	Ratio	Länge [µm]	Breite [µm]	Ratio	Länge [µm]	Breite [µm]	Ratio
1	1	21	5,1	25,34	3,89	6,51	886	287	3,1	24	65	2,8
2	1	24	4,5	20,92	3,36	6,23	955	366	2,6	25	68	2,8
3	1	25	3,9	22,60	2,04	11,08	1005	386	2,6	24	62	2,7
4	1	22	4,8	27,33	3,05	8,95	946	332	2,9	26	64	2,5
5	1	21	14,5	26,87	3,05	8,80	842	327	2,6	22	56	2,5
6	1	24	34,1	49,92	4,43	11,28	1089	564	1,9	22	59	2,6
7	2	20	15,3	37,50	3,85	9,74	1030	381	2,7	20	56	2,8
8	2	21	3,7	19,25	1,94	9,91	886	307	2,9	19	59	3,0
9	3	24	0,1	6,08	0,76	8,03	619	158	3,9	21	61	2,9
10	3	23	2,8	23,85	1,63	14,62	926	302	3,1	18	56	3,2
11	3	18	5,7	21,75	2,27	9,57	965	302	3,2	22	51	2,3
12	7	19	1,9	20,00	1,63	12,26	1069	396	2,7	24	62	2,7

Tabelle 7.116: Individuelle morphometrische Daten von *Anguilllicola* spp.

Population: Rhein-Sulzbach/ Lauffenburg (CH) M												
Datum: 17.11.03												
A. c. Nr.	Aal Nr.	Anzahl Zähne	Trocken- masse [mg]	Körper			Ösophagus			Kopfkapsel		
				Länge [mm]	Breite [mm]	Ratio	Länge [µm]	Breite [µm]	Ratio	Länge [µm]	Breite [µm]	Ratio
32	1	22	0,5	11,30	0,74	15,32	762	252	3,0	24	60	2,6
33	1	22	1,0	15,15	0,91	16,60	787	312	2,5	20	61	3,1
34	4	25	0,2	6,89	0,54	12,68	644	248	2,6	26	67	2,5
35	5	24	0,2	4,45	0,35	12,72	579	198	2,9	18	55	3,1
36	5	24	0,1	7,20	0,52	13,74	634	233	2,7	19	53	2,7
37	5	25	0,0	4,43	0,27	16,29	n. b.	n. b.	n. b.	22	66	3,0
38	5	n. b.	0,0	6,66	0,50	13,19	752	262	2,9	n. b.	61	n. b.
39	5	24	0,2	4,91	0,39	12,65	634	213	3,0	21	59	2,8
40	5	n. b.	0,1	4,23	0,52	8,07	683	257	2,7	21	55	2,6
41	5	22	0,4	7,07	0,56	12,55	604	198	3,1	20	53	2,6
42	6	21	2,4	15,35	1,46	10,54	777	252	3,1	22	59	2,7
43	10	n. b.	0,0	2,76	0,21	12,91	569	163	3,5	n. b.	n. b.	n. b.
44	11	20	0,2	9,00	0,67	13,43	619	238	2,6	24	64	2,7
45	12	18	4,9	22,00	1,71	12,88	916	361	2,5	22	56	2,6
46	7	25	5,5	21,35	1,75	12,22	876	327	2,7	22	57	2,6
47	7	26	3,0	18,90	1,53	12,32	812	292	2,8	21	57	2,8
48	7	29	1,6	15,65	1,18	13,21	832	252	3,3	26	65	2,5
49	7	23	3,3	19,50	1,73	11,28	891	307	2,9	20	48	2,4
50	7	n. b.	4,7	20,50	1,77	11,60	946	302	3,1	24	60	2,6
51	13	26	0,1	6,49	0,45	14,52	609	208	2,9	21	57	2,7
52	13	19	3,8	20,55	1,67	12,31	975	386	2,5	22	51	2,3
53	13	21	3,4	23,50	1,59	14,76	851	312	2,7	24	60	2,6
54	13	n. b.	2,5	16,45	1,71	9,63	960	376	2,6	19	53	2,8
55	16	28	0,1	2,60	0,19	13,40	535	153	3,5	19	60	3,2
56	16	22	2,5	16,30	1,50	10,90	921	312	3,0	22	58	2,6
57	16	21	1,9	20,00	1,22	16,35	861	312	2,8	20	48	2,4
58	18	n. b.	0,8	11,95	1,11	10,80	n. b.	n. b.	n. b.	18	59	3,2
59	15	20	0,1	8,00	0,52	15,26	604	203	3,0	20	53	2,6
60	15	21	0,3	6,68	0,45	14,96	634	213	3,0	21	56	2,7

(Symbol: n. b. = nicht bestimmt)

## Anhang

---

Tabelle 7.117: Individuelle morphometrische Daten von *Anguilllicola* spp.

Population: Rhein-Sulzbach/ Lauffenburg (CH) W												
Datum: 17.11.03												
A. c. Nr.	Aal Nr.	Anzahl Zähne	Trocken- masse [mg]	Körper			Ösophagus			Kopfkapsel		
				Länge [mm]	Breite [mm]	Ratio	Länge [µm]	Breite [µm]	Ratio	Länge [µm]	Breite [µm]	Ratio
1	7	25	1,8	14,96	1,42	10,56	876	248	3,5	26	73	2,8
2	7	23	6,4	23,97	2,90	8,26	1163	376	3,1	25	65	2,6
3	7	24	22,7	28,40	4,58	6,20	1114	371	3,0	26	66	2,6
4	7	26	8,0	26,26	2,75	9,56	970	302	3,2	21	62	2,9
5	7	22	24,2	35,42	4,73	7,48	1144	436	2,6	24	60	2,6
6	7	23	19,7	41,83	4,58	9,13	1149	406	2,8	24	68	2,9
7	7	24	24,8	35,11	4,73	7,42	1109	436	2,5	24	67	2,9
8	11	n. b.	9,0	29,77	3,36	8,86	1010	495	2,0	24	67	2,8
9	11	n. b.	5,1	24,58	2,90	8,47	1020	431	2,4	n. b.	n. b.	n. b.
10	11	25	6,5	25,34	2,31	10,97	1163	460	2,5	25	74	3,0
11	13	25	18,5	35,88	3,97	9,04	1114	470	2,4	24	67	2,8
12	13	21	16,3	38,32	4,27	8,96	n. b.	n. b.	n. b.	22	63	2,9
13	13	20	12,1	35,80	3,36	10,66	1228	505	2,4	26	65	2,5
14	16	26	14,9	34,50	3,36	10,27	1089	411	2,7	24	64	2,7
15	16	24	27,7	35,27	4,43	7,97	1163	515	2,3	22	62	2,9
16	16	24	25,0	38,32	4,27	8,96	1163	426	2,7	25	68	2,7
17	16	19	10,2	31,30	4,12	7,59	1198	535	2,2	22	59	2,6
18	16	29	7,0	24,58	2,45	10,05	1005	356	2,8	25	70	2,8
19	13	28	0,1	6,60	0,41	16,19	792	267	3,0	24	69	2,9
20	1	20	0,5	7,57	0,59	12,79	703	228	3,1	23	65	2,8
21	1	23	1,3	30,30	1,86	16,25	817	252	3,2	24	67	2,8
22	5	22	1,4	16,00	1,69	9,47	861	267	3,2	21	60	2,8
23	5	20	1,5	12,90	1,73	7,46	782	302	2,6	24	63	2,7
24	5	22	3,4	17,85	1,98	9,01	891	337	2,6	24	64	2,7
25	6	23	13,1	31,20	3,55	8,79	941	317	3,0	21	56	2,7
26	10	25	6,4	31,00	2,72	11,40	911	361	2,5	24	65	2,7
27	12	n. b.	10,1	27,65	3,40	8,13	1015	446	2,3	23	59	2,6
28	17	21	2,7	21,60	1,98	10,91	871	292	3,0	20	59	3,0
29	18	25	0,1	6,31	0,37	17,11	624	203	3,1	21	61	3,0
30	19	20	1,4	12,00	1,92	6,24	861	n. b.	n. b.	22	65	2,9
31	20	22	2,7	20,05	2,04	9,83	1005	347	2,9	16	47	2,9

(Symbol: n. b. = nicht bestimmt)

Tabelle 7.118: Individuelle morphometrische Daten von *Anguilllicola* spp.

Population: Rhein/ St. Goar M												
Datum: 03.11.03												
A. c. Nr.	Aal Nr.	Anzahl Zähne	Trocken- masse [mg]	Körper			Ösophagus			Kopfkapsel		
				Länge [mm]	Breite [mm]	Ratio	Länge [µm]	Breite [µm]	Ratio	Länge [µm]	Breite [µm]	Ratio
12	1	22	1,8	17,95	1,09	16,51	817	248	3,3	23	56	2,4
13	1	22	0,8	12,70	0,80	15,95	703	208	3,4	19	52	2,8
14	1	22	0,2	7,07	0,47	15,17	639	158	4,0	21	53	2,5
15	1	20	0,1	6,74	0,42	16,14	559	149	3,8	23	56	2,4
23	2	26	5,1	24,25	1,71	14,19	856	297	2,9	19	49	2,6
24	2	n. b.	2,6	18,55	1,46	12,74	787	297	2,7	21	53	2,6
25	2	n. b.	0,5	9,03	0,58	15,50	649	188	3,4	24	59	2,5
31	5	21	0,1	5,44	0,29	18,67	559	149	3,8	20	53	2,6
33	6	21	5,7	24,75	2,41	10,28	896	347	2,6	19	52	2,8

Fortsetzung											
Population: Rhein/ St. Goar M											
Datum: 03.11.03											
A. c. Nr.	Aal Nr.	Anzahl Zähne	Trocken- masse [mg]	Körper			Ösophagus			Kopfkapsel	
				Länge [mm]	Breite [mm]	Ratio	Länge [µm]	Breite [µm]	Ratio	Länge [µm]	Breite [µm]
34	6	18	3,8	21,55	1,75	12,33	822	243	3,4	21	52
38	13	21	1,5	19,90	1,05	18,98	782	252	3,1	20	49
39	13	n. b.	1,3	20,85	1,09	19,17	812	327	2,5	21	56
49	14	23	3,8	22,00	1,57	13,99	817	287	2,8	21	56
50	14	24	1,5	18,85	1,13	16,74	817	267	3,1	24	62
51	14	21	3,6	22,75	1,48	15,42	827	282	2,9	22	55
52	14	23	2,0	18,85	1,01	18,67	748	208	3,6	25	63
53	14	22	1,5	16,50	1,05	15,74	713	178	4,0	20	55
54	14	25	2,7	20,30	1,22	16,59	822	243	3,4	20	57
55	14	18	1,7	15,35	1,09	14,12	713	208	3,4	21	47
56	14	19	2,2	16,75	1,36	12,32	703	233	3,0	19	49
57	14	19	3,0	19,10	1,30	14,68	708	248	2,9	21	48
58	14	n. b.	0,4	8,31	0,66	12,59	624	178	3,5	22	53
59	14	23	0,2	7,98	0,58	13,70	619	173	3,6	19	55
61	15	23	0,1	6,91	0,39	17,80	594	183	3,2	22	57

(Symbol: n. b. = nicht bestimmt)

Tabelle 7.119: Individuelle morphometrische Daten von *Anguillilcola* spp.

Population: Rhein/ St. Goar W											
Datum: 03.11.03											
A. c. Nr.	Aal Nr.	Anzahl Zähne	Trocken- masse [mg]	Körper			Ösophagus			Kopfkapsel	
				Länge [mm]	Breite [mm]	Ratio	Länge [µm]	Breite [µm]	Ratio	Länge [µm]	Breite [µm]
1	6	22	16,6	36,79	3,97	9,27	1045	465	2,2	21	60
2	6	25	6,2	27,48	2,62	10,48	985	361	2,7	20	53
3	6	23	11,4	28,55	2,90	9,84	1158	391	3,0	24	66
4	6	21	7,0	23,05	2,58	8,93	975	366	2,7	21	58
5	6	26	23,0	41,22	4,12	10,00	1213	505	2,4	22	65
6	6	24	9,8	31,15	3,05	10,20	1059	386	2,7	26	71
7	6	25	14,8	28,85	3,66	7,88	1158	396	2,9	24	64
8	6	24	16,6	27,18	3,82	7,12	1129	416	2,7	25	71
9	6	21	24,7	32,82	3,97	8,27	1178	366	3,2	24	69
10	6	24	18,9	37,71	3,66	10,29	1129	421	2,7	24	64
11	6	24	21,4	31,30	3,66	8,54	1139	446	2,6	24	68
16	1	23	5,1	28,55	1,79	15,98	901	238	3,8	21	56
17	1	27	0,3	9,26	0,41	22,71	693	188	3,7	22	66
18	1	25	0,5	10,91	0,66	16,53	683	149	4,6	21	59
19	1	22	0,1	9,46	0,34	27,83	678	149	4,6	24	60
20	2	25	3,5	24,80	1,63	15,20	851	267	3,2	24	59
21	2	22	16,7	35,00	3,65	9,59	916	381	2,4	24	54
22	2	n. b.	17,5	40,05	3,60	11,13	876	366	2,4	24	55
26	4	n. b.	7,1	28,25	4,00	7,06	990	297	3,3	20	61
27	4	26	3,9	25,95	2,17	11,93	946	292	3,2	24	76
28	4	n. b.	4,0	25,75	2,02	12,75	975	317	3,1	26	72
29	4	22	0,7	14,15	1,07	13,25	861	223	3,9	26	68
30	4	22	2,1	17,35	1,51	11,46	782	223	3,5	21	56
32	6	n. b.	15,8	n. b.	n. b.	n. b.	970	421	2,3	n. b.	n. b.
35	8	24	5,7	24,40	2,10	11,64	861	267	3,2	21	58
36	9	22	0,1	9,30	0,49	19,16	644	178	3,6	25	62

Fortsetzung												
Population: Rhein/ St. Goar W												
Datum: 03.11.03												
A. c. Nr.	Aal Nr.	Anzahl Zähne	Trocken- masse [mg]	Körper			Ösophagus			Kopfkapsel		
				Länge [mm]	Breite [mm]	Ratio	Länge [µm]	Breite [µm]	Ratio	Länge [µm]	Breite [µm]	Ratio
37	12	20	0,0	4,37	0,39	11,25	n. b.	n. b.	n. b.	22	53	2,4
40	13	18	2,4	21,45	1,84	11,63	842	312	2,7	21	64	3,0
41	13	27	6,1	27,40	2,04	13,44	881	282	3,1	25	59	2,3
42	14	24	2,1	18,25	1,26	14,46	767	248	3,1	25	67	2,7
43	14	21	7,5	28,75	2,43	11,85	896	327	2,7	22	62	2,8
44	14	18	0,3	6,60	0,49	13,60	634	158	4,0	22	57	2,6
45	14	17	0,1	5,92	0,37	16,05	609	153	4,0	22	58	2,6
46	14	19	0,3	n. b.	n. b.	n. b.	653	134	4,9	19	50	2,7
47	14	22	2,8	19,75	1,77	11,18	881	257	3,4	22	62	2,8
48	14	n. b.	21,2	38,45	3,85	9,99	911	381	2,4	25	61	2,5
60	15	n. b.	0,3	11,50	0,74	15,59	723	208	3,5	22	57	2,6

(Symbol: n. b. = nicht bestimmt)

Tabelle 7.120: Individuelle morphometrische Daten von *Anguilllicola* spp.

Population: Rhein/ Arnheim (NL) M												
Datum: 13.10.03												
A. c. Nr.	Aal Nr.	Anzahl Zähne	Trocken- masse [mg]	Körper			Ösophagus			Kopfkapsel		
				Länge [mm]	Breite [mm]	Ratio	Länge [µm]	Breite [µm]	Ratio	Länge [µm]	Breite [µm]	Ratio
11	1	27	7,6	18,05	2,02	8,94	1030	366	2,8	18	53	2,9
12	1	n. b.	4,4	17,75	1,88	9,42	911	312	2,9	22	55	2,5
13	1	24	7,9	22,35	2,12	10,56	965	327	3,0	18	49	2,7
14	1	21	9,6	26,75	2,23	11,98	911	347	2,6	18	45	2,5
18	7	21	0,3	11,50	0,66	17,42	723	248	2,9	20	54	2,7
19	8	24	2,4	17,80	1,40	12,73	797	307	2,6	19	54	2,9
20	8	22	2,1	19,15	1,28	14,94	861	287	3,0	19	54	2,9
21	8	24	1,6	15,60	1,09	14,35	752	248	3,0	25	64	2,6
22	8	22	0,1	5,51	0,42	13,21	609	188	3,2	20	60	3,0
24	9	20	0,6	11,05	0,76	14,59	713	248	2,9	16	51	3,1
25	9	n. b.	1,2	18,65	1,07	17,46	822	347	2,4	16	45	2,8
28	11	26	1,1	17,30	1,03	16,81	891	376	2,4	22	63	2,8
29	11	n. b.	1,0	14,65	1,05	13,97	782	282	2,8	19	49	2,6
30	11	21	0,9	16,00	1,07	14,98	866	297	2,9	18	47	2,7
31	11	24	0,9	14,60	1,07	13,67	817	287	2,8	19	58	3,0
34	14	n. b.	7,6	22,90	2,23	10,26	931	322	2,9	20	52	2,6
37	17	n. b.	1,5	16,75	1,05	15,97	876	356	2,5	20	54	2,7
38	17	21	1,5	15,30	1,18	12,92	792	312	2,5	19	51	2,6
39	17	23	0,7	12,30	0,83	14,73	757	287	2,6	19	56	3,0

(Symbol: n. b. = nicht bestimmt)

Tabelle 7.121: Individuelle morphometrische Daten von *Anguilllicola* spp.

Population: Rhein/ Arnheim (NL) W												
Datum: 13.10.03												
A. c. Nr.	Aal Nr.	Anzahl Zähne	Trocken- masse [mg]	Körper			Ösophagus			Kopfkapsel		
				Länge [mm]	Breite [mm]	Ratio	Länge [µm]	Breite [µm]	Ratio	Länge [µm]	Breite [µm]	Ratio
1	1	27	36,2	38,17	5,19	7,35	1134	446	2,5	23	70	3,1
2	1	24	27,6	49,16	6,26	7,85	1233	574	2,1	21	66	3,1
3	1	24	34,1	41,07	4,27	9,61	1243	465	2,7	23	65	2,8
4	1	24	15,3	25,04	3,66	6,83	1010	401	2,5	21	65	3,1
5	1	24	19,0	27,02	3,97	6,81	1114	386	2,9	22	65	2,9
6	14	24	39,8	39,24	4,20	9,35	1262	564	2,2	23	66	2,9
7	14	23	34,8	32,37	4,05	8,00	1282	495	2,6	24	70	3,0
8	14	24	37,9	44,12	4,58	9,63	1213	520	2,3	25	71	2,9
9	14	25	23,0	31,76	3,97	8,00	1262	584	2,2	22	58	2,7
10	14	24	1,3	13,89	1,18	11,73	990	307	3,2	24	74	3,2
15	2	21	0,3	15,55	1,17	13,35	777	366	2,1	21	60	2,9
16	5	22	10,7	29,30	3,05	9,61	n. b.	n. b.	n. b.	20	61	3,1
17	5	n. b.	9,1	27,50	2,85	9,65	881	302	2,9	21	55	2,6
23	8	26	23,0	47,75	4,00	11,94	1045	460	2,3	21	60	2,8
26	10	22	2,2	16,55	1,42	11,68	713	238	3,0	19	58	3,1
27	10	21	13,0	n. b.	n. b.	n. b.	1104	530	2,1	21	55	2,6
32	12	24	0,1	5,79	0,33	17,53	639	198	3,2	24	69	3,0
33	12	n. b.	19,6	39,08	4,05	9,65	1069	535	2,0	24	58	2,5
35	15	22	0,1	4,97	0,28	17,66	604	188	3,2	21	65	3,1
36	15	21	3,8	22,95	2,27	10,10	827	371	2,2	19	58	3,1

(Symbol: n. b. = nicht bestimmt)

Tabelle 7.122: Individuelle morphometrische Daten von *Anguilllicola* spp.

Population: Main/ Würzburg M												
Datum: 15.07.03												
A. c. Nr.	Aal Nr.	Anzahl Zähne	Trocken- masse [mg]	Körper			Ösophagus			Kopfkapsel		
				Länge [mm]	Breite [mm]	Ratio	Länge [µm]	Breite [µm]	Ratio	Länge [µm]	Breite [µm]	Ratio
9	4	n. b.	0,6	16,30	1,07	15,26	767	243	3,2	21	61	2,9
10	5	23	0,0	7,01	0,56	12,45	634	168	3,8	20	58	2,9
11	6	22	0,1	7,48	0,47	16,04	614	193	3,2	22	53	2,4
12	6	24	0,1	7,50	0,39	19,30	658	188	3,5	24	61	2,6
13	7	n. b.	6,0	30,50	2,12	14,41	1030	366	2,8	20	53	2,6
14	7	25	5,2	31,55	1,98	15,93	1064	455	2,3	24	65	2,7
15	7	n. b.	1,1	24,05	1,32	18,21	891	248	3,6	23	65	2,8
16	7	24	2,2	23,70	1,36	17,44	1005	446	2,3	21	59	2,8
17	10	21	0,9	13,00	0,95	13,66	787	257	3,1	18	48	2,6

(Symbol: n. b. = nicht bestimmt)

## Anhang

---

Tabelle 7.123: Individuelle morphometrische Daten von *Anguilllicola* spp.

Population: Main/ Würzburg W												
Datum: 15.07.03												
A. c. Nr.	Aal Nr.	Anzahl Zähne	Trocken- masse [mg]	Körper			Ösophagus			Kopfkapsel		
				Länge [mm]	Breite [mm]	Ratio	Länge [µm]	Breite [µm]	Ratio	Länge [µm]	Breite [µm]	Ratio
1	7	25	15,9	46,11	4,50	10,24	1327	535	2,5	22	65	2,9
2	7	26	4,4	24,58	1,90	12,97	1094	411	2,7	23	76	3,3
3	7	27	3,6	21,53	1,67	12,89	926	386	2,4	21	60	2,9
4	10	27	20,6	32,06	3,74	8,57	1252	545	2,3	24	71	3,0
5	10	24	2,3	16,03	1,40	11,47	851	401	2,1	24	64	2,7
6	4	20	5,2	26,50	2,02	13,12	866	317	2,7	22	62	2,8
7	4	21	5,6	25,00	2,16	11,60	817	287	2,8	21	59	2,8
8	4	23	0,3	11,75	0,62	18,91	668	223	3,0	23	68	3,0

Tabelle 7.124: Individuelle morphometrische Daten von *Anguilllicola* spp.

Population: Sauer/ Rosport (L) M												
Datum: 21.07.03												
A. c. Nr.	Aal Nr.	Anzahl Zähne	Trocken- masse [mg]	Körper			Ösophagus			Kopfkapsel		
				Länge [mm]	Breite [mm]	Ratio	Länge [µm]	Breite [µm]	Ratio	Länge [µm]	Breite [µm]	Ratio
6	4	32	5,0	31,00	1,65	18,78	1045	411	2,5	22	59	2,6
7	5	27	0,9	14,40	0,97	14,83	782	282	2,8	22	59	2,6
8	5	22	0,0	6,19	0,41	15,19	604	188	3,2	20	63	3,1
9	5	n. b.	1,6	20,40	1,17	17,51	683	248	2,8	22	59	2,6
10	5	21	3,6	26,10	1,88	13,86	891	366	2,4	25	64	2,6
11	5	22	0,7	15,15	0,91	16,60	733	228	3,2	26	72	2,7
14	16	n. b.	3,5	22,05	1,48	14,94	955	337	2,8	20	65	3,2
15	16	n. b.	5,3	24,80	1,84	13,44	995	450	2,2	21	59	2,8
16	16	23	8,3	25,50	2,04	12,51	980	386	2,5	19	49	2,6
17	16	23	6,3	27,30	1,73	15,80	970	381	2,5	22	55	2,5
18	16	27	5,7	23,30	2,10	11,11	1030	421	2,4	24	60	2,6
19	16	n. b.	0,9	16,25	1,40	11,62	762	238	3,2	25	62	2,5
20	16	22	1,2	14,00	0,93	15,02	807	282	2,9	25	65	2,6
21	16	21	0,5	10,75	0,74	14,57	693	238	2,9	18	53	3,0
22	16	n. b.	0,3	14,25	0,85	16,68	n. b.	n. b.	n. b.	21	62	2,9
23	18	22	0,2	7,57	0,47	16,25	668	188	3,6	22	55	2,5
24	19	n. b.	1,7	15,50	1,15	13,53	713	252	2,8	19	55	2,9
25	19	20	0,5	12,40	0,70	17,74	683	198	3,5	19	51	2,7

(Symbol: n. b. = nicht bestimmt)

Tabelle 7.125: Individuelle morphometrische Daten von *Anguilllicola* spp.

Population: Sauer/ Rosport (L) W												
Datum: 21.07.03												
A. c. Nr.	Aal Nr.	Anzahl Zähne	Trocken- masse [mg]	Körper			Ösophagus			Kopfkapsel		
				Länge [mm]	Breite [mm]	Ratio	Länge [µm]	Breite [µm]	Ratio	Länge [µm]	Breite [µm]	Ratio
1	19	22	30,5	37,86	4,05	9,36	1163	426	2,7	21	64	3,1
2	19	28	23,0	31,91	3,82	8,36	1282	460	2,8	21	61	2,9
3	19	23	7,5	27,94	3,28	8,51	975	356	2,7	22	58	2,7
4	19	24	12,6	25,95	2,90	8,95	901	356	2,5	20	63	3,1

<b>Fortsetzung</b>												
<b>Population: Sauer/ Rospert (L) W</b>												
<b>Datum: 21.07.03</b>												
<b>A. c. Nr.</b>	<b>Aal Nr.</b>	<b>Anzahl Zähne</b>	<b>Trocken- masse [mg]</b>	<b>Körper</b>			<b>Ösophagus</b>			<b>Kopfkapsel</b>		
				<b>Länge [mm]</b>	<b>Breite [mm]</b>	<b>Ratio</b>	<b>Länge [µm]</b>	<b>Breite [µm]</b>	<b>Ratio</b>	<b>Länge [µm]</b>	<b>Breite [µm]</b>	<b>Ratio</b>
<b>5</b>	19	n. b.	4,6	20,92	1,71	12,24	713	287	2,5	19	58	3,1
<b>12</b>	16	n. b.	10,9	34,81	4,00	8,70	1099	307	3,6	26	74	2,8
<b>13</b>	16	26	0,1	7,55	0,68	11,11	713	238	3,0	24	71	3,0

(Symbol: n. b. = nicht bestimmt)

Tabelle 7.126: Individuelle morphometrische Daten von *Anguilllicola* spp.

<b>Population: Ruhr/ Mühlheim M</b>												
<b>Datum: 02.12.03</b>												
<b>A. c. Nr.</b>	<b>Aal Nr.</b>	<b>Anzahl Zähne</b>	<b>Trocken- masse [mg]</b>	<b>Körper</b>			<b>Ösophagus</b>			<b>Kopfkapsel</b>		
				<b>Länge [mm]</b>	<b>Breite [mm]</b>	<b>Ratio</b>	<b>Länge [µm]</b>	<b>Breite [µm]</b>	<b>Ratio</b>	<b>Länge [µm]</b>	<b>Breite [µm]</b>	<b>Ratio</b>
<b>11</b>	3	24	1,8	20,80	1,44	14,48	1025	446	2,3	20	56	2,8
<b>12</b>	4	23	0,2	11,83	0,54	21,75	634	223	2,8	22	62	2,8
<b>13</b>	4	n. b.	3,0	29,90	1,75	17,11	950	396	2,4	21	58	2,7
<b>15</b>	6	28	0,2	14,00	0,60	23,26	762	312	2,4	19	59	3,1
<b>16</b>	8	27	2,1	21,80	1,55	14,03	817	272	3,0	24	65	2,8
<b>17</b>	10	26	0,1	6,49	0,47	13,92	738	203	3,6	21	64	3,0
<b>18</b>	10	n. b.	0,1	5,34	0,35	15,28	644	188	3,4	24	64	2,7
<b>19</b>	10	24	6,7	31,45	1,88	16,70	975	366	2,7	24	67	2,9
<b>20</b>	10	22	7,6	30,40	1,88	16,14	975	391	2,5	25	60	2,4
<b>21</b>	10	n. b.	5,3	26,45	2,14	12,38	950	361	2,6	24	59	2,4
<b>22</b>	10	22	6,3	26,60	2,04	13,05	990	465	2,1	23	60	2,6
<b>23</b>	11	19	0,3	11,90	0,64	18,57	683	248	2,8	16	47	2,9
<b>24</b>	11	24	0,3	10,56	0,62	17,00	738	277	2,7	21	62	2,9
<b>25</b>	12	22	0,2	9,46	0,49	19,48	748	257	2,9	20	58	2,9

Tabelle 7.127: Individuelle morphometrische Daten von *Anguilllicola* spp.

<b>Population: Ruhr/ Mühlheim W</b>												
<b>Datum: 02.12.03</b>												
<b>A. c. Nr.</b>	<b>Aal Nr.</b>	<b>Anzahl Zähne</b>	<b>Trocken- masse [mg]</b>	<b>Körper</b>			<b>Ösophagus</b>			<b>Kopfkapsel</b>		
				<b>Länge [mm]</b>	<b>Breite [mm]</b>	<b>Ratio</b>	<b>Länge [µm]</b>	<b>Breite [µm]</b>	<b>Ratio</b>	<b>Länge [µm]</b>	<b>Breite [µm]</b>	<b>Ratio</b>
<b>1</b>	9	25	11,8	58,63	5,04	11,64	1129	436	2,6	24	69	2,9
<b>2</b>	10	26	1,5	10,69	0,78	13,76	1005	347	2,9	24	76	3,1
<b>3</b>	10	24	0,1	6,21	0,37	16,84	772	243	3,2	22	74	3,3
<b>4</b>	10	25	2,5	19,24	1,36	14,15	916	386	2,4	24	71	3,0
<b>5</b>	10	22	7,5	25,19	3,51	7,17	1144	381	3,0	22	61	2,8
<b>6</b>	10	25	28,1	50,38	4,58	11,00	1248	525	2,4	23	65	2,8
<b>7</b>	10	21	12,5	45,65	3,97	11,50	1193	525	2,3	24	71	3,0
<b>8</b>	10	23	11,0	28,55	4,12	6,93	1183	n. b.	n. b.	23	61	2,7
<b>9</b>	10	27	56,4	43,21	5,34	8,09	1193	n. b.	n. b.	22	66	2,9
<b>10</b>	3	n. b.	2,1	25,45	2,43	10,49	1040	421	2,5	19	62	3,2
<b>14</b>	5	n. b.	6,1	28,25	2,54	11,11	1059	421	2,5	22	61	2,7

(Symbol: n. b. = nicht bestimmt)

## Anhang

---

Tabelle 7.128: Individuelle morphometrische Daten von *Anguilllicola* spp.

Population: Lippe (Hünxe) M												
Datum: 04.12.03												
A. c. Nr.	Aal Nr.	Anzahl Zähne	Trocken- masse [mg]	Körper			Ösophagus			Kopfkapsel		
				Länge [mm]	Breite [mm]	Ratio	Länge [µm]	Breite [µm]	Ratio	Länge [µm]	Breite [µm]	Ratio
5	1	25	0,2	10,08	0,55	18,21	624	188	3,3	19	48	2,5
6	1	24	0,3	6,50	0,39	16,75	579	153	3,8	20	51	2,5
8	2	n. b.	0,9	13,95	0,95	14,66	693	238	2,9	26	59	2,3
9	2	n. b.	2,8	22,80	1,36	16,77	723	267	2,7	21	52	2,5
13	4	30	2,1	17,95	1,26	14,22	782	287	2,7	22	57	2,6
14	5	n. b.	0,2	9,53	0,56	16,93	668	208	3,2	19	48	2,5
17	6	n. b.	0,7	13,45	0,91	14,74	733	178	4,1	18	46	2,6
18	6	25	9,2	28,85	2,23	12,92	980	366	2,7	22	63	2,8
19	6	31	0,3	10,93	0,72	15,22	629	158	4,0	19	55	2,9
20	6	26	6,5	24,40	1,79	13,66	901	327	2,8	19	54	2,8
21	6	24	5,4	29,50	1,84	15,99	1000	327	3,1	24	53	2,3
22	6	n. b.	1,8	14,25	1,09	13,10	693	228	3,0	21	54	2,5
25	8	n. b.	0,4	15,15	0,95	15,92	757	233	3,3	19	44	2,3
26	8	n. b.	0,7	17,10	1,20	14,20	n. b.	n. b.	n. b.	22	48	2,2
27	9	n. b.	0,2	10,68	0,58	18,33	644	198	3,3	19	49	2,5
28	10	23	0,3	12,47	0,62	20,06	678	257	2,6	22	53	2,4
29	10	26	0,3	10,64	0,56	18,90	624	198	3,2	21	49	2,4
32	21	22	0,6	13,55	0,76	17,89	614	188	3,3	21	50	2,4
38	22	n. b.	2,8	23,65	1,46	16,24	960	411	2,3	16	44	2,7
39	22	24	0,3	39,60	1,13	35,16	n. b.	n. b.	n. b.	21	54	2,6
40	23	n. b.	3,0	20,15	1,61	12,50	851	312	2,7	22	53	2,4
41	23	25	2,7	22,95	1,84	12,44	851	327	2,6	22	54	2,5
42	23	n. b.	0,1	6,74	0,31	21,69	545	134	4,1	16	46	2,9
43	23	n. b.	1,6	15,25	1,34	11,38	743	267	2,8	22	48	2,2

(Symbol: n. b. = nicht bestimmt)

Tabelle 7.129: Individuelle morphometrische Daten von *Anguilllicola* spp.

Population: Lippe (Hünxe) W												
Datum: 04.12.03												
A. c. Nr.	Aal Nr.	Anzahl Zähne	Trocken- masse [mg]	Körper			Ösophagus			Kopfkapsel		
				Länge [mm]	Breite [mm]	Ratio	Länge [µm]	Breite [µm]	Ratio	Länge [µm]	Breite [µm]	Ratio
1	6	25	19,8	34,05	3,82	8,92	1193	480	2,5	22	68	3,1
2	6	24	19,6	36,34	3,66	9,92	1168	505	2,3	21	63	3,0
3	6	29	34,9	38,63	4,58	8,43	1297	624	2,1	20	61	3,1
4	6	25	1,8	19,39	1,67	11,61	1035	396	2,6	20	68	3,4
7	2	n. b.	12,0	37,85	3,75	10,09	985	297	3,3	21	53	2,5
10	4	26	0,3	11,75	0,68	17,29	653	183	3,6	22	63	2,8
11	4	23	11,2	28,15	3,05	9,23	965	302	3,2	24	66	2,8
12	4	n. b.	3,6	22,10	2,62	8,43	876	337	2,6	n. b.	n. b.	n. b.
15	5	23	0,5	13,75	0,78	17,70	683	213	3,2	24	64	2,7
16	5	n. b.	0,2	11,60	0,54	21,34	738	238	3,1	27	71	2,6
23	8	25	7,6	36,40	3,15	11,56	995	366	2,7	26	66	2,6
24	8	n. b.	4,8	27,60	2,90	9,52	1069	505	2,1	25	62	2,5
30	21	n. b.	14,0	34,00	3,10	10,97	1168	505	2,3	21	62	2,9
31	21	n. b.	9,5	31,25	2,37	13,19	950	337	2,8	21	60	2,8
33	22	26	0,7	15,20	0,97	15,66	807	248	3,3	20	58	2,9
34	22	n. b.	13,5	34,96	4,25	8,23	1124	436	2,6	22	58	2,6

Fortsetzung												
Population: Lippe (Hünxe) W												
Datum: 04.12.03												
A. c. Nr.	Aal Nr.	Anzahl Zähne	Trocken- masse [mg]	Körper			Ösophagus			Kopfkapsel		
				Länge [mm]	Breite [mm]	Ratio	Länge [µm]	Breite [µm]	Ratio	Länge [µm]	Breite [µm]	Ratio
35	22	n. b.	2,3	21,35	1,50	14,28	832	257	3,2	23	59	2,6
36	22	21	5,8	33,15	2,90	11,43	1064	347	3,1	22	58	2,6
37	22	30	4,2	29,25	2,23	13,10	1050	381	2,8	22	60	2,8
44	23	n. b.	14,4	36,75	4,00	9,19	980	396	2,5	20	55	2,8
45	23	23	3,6	21,40	1,73	12,38	787	248	3,2	25	59	2,4
46	23	25	1,2	15,95	1,18	13,47	762	248	3,1	23	71	3,1
47	23	n. b.	12,5	37,15	3,50	10,61	941	337	2,8	25	62	2,5
48	23	21	3,0	25,15	1,59	15,80	842	356	2,4	19	51	2,6
49	24	n. b.	3,5	12,35	2,47	5,01	1020	396	2,6	n. b.	n. b.	n. b.

(Symbol: n. b. = nicht bestimmt)

Tabelle 7.130: Individuelle morphometrische Daten von *Anguillilcola* spp.

Population: IJsselmeer/ Makkum (NL) M												
Datum: 09.10.03												
A. c. Nr.	Aal Nr.	Anzahl Zähne	Trocken- masse [mg]	Körper			Ösophagus			Kopfkapsel		
				Länge [mm]	Breite [mm]	Ratio	Länge [µm]	Breite [µm]	Ratio	Länge [µm]	Breite [µm]	Ratio
19	2	25	0,1	1,28	0,27	4,71	n. b.	n. b.	n. b.	21	46	2,2
22	3	25	0,2	9,40	0,72	13,08	614	193	3,2	21	53	2,5
23	3	25	0,2	6,05	0,49	12,46	530	149	3,6	20	51	2,5
24	5	n. b.	1,3	14,45	1,26	11,45	718	252	2,8	20	47	2,4
25	5	20	1,7	17,65	1,46	12,12	802	257	3,1	24	55	2,3
26	5	24	0,8	14,40	1,17	12,36	767	302	2,5	15	45	3,0
33	7	n. b.	1,6	18,85	1,28	14,71	807	327	2,5	22	60	2,7
34	7	n. b.	0,1	8,06	0,56	14,31	708	178	4,0	n. b.	n. b.	n. b.
36	8	22	1,0	14,50	1,01	14,36	698	238	2,9	19	47	2,4
37	8	31	0,9	14,35	0,97	14,78	698	243	2,9	21	55	2,6
38	8	23	0,4	9,75	0,68	14,35	649	485	1,3	21	51	2,4
41	9	n. b.	0,2	10,37	0,68	15,26	728	257	2,8	20	51	2,5
42	10	n. b.	3,7	22,00	1,84	11,93	871	426	2,0	19	45	2,4
43	10	27	0,0	6,91	0,52	13,19	713	228	3,1	26	71	2,7
44	10	n. b.	2,0	26,35	1,11	23,81	881	376	2,3	24	56	2,3
45	10	n. b.	2,4	25,90	1,30	19,91	896	327	2,7	21	48	2,3
46	10	n. b.	2,0	20,50	1,48	13,89	876	386	2,3	18	49	2,8
47	10	n. b.	5,8	29,40	1,71	17,21	871	396	2,2	21	45	2,2
48	10	23	0,4	15,35	0,82	18,82	703	287	2,4	22	59	2,6
51	11	16	1,6	19,50	1,38	14,14	941	307	3,1	18	45	2,6
52	12	19	0,3	8,83	0,68	13,00	653	228	2,9	19	52	2,7
53	12	n. b.	0,1	7,53	0,49	15,52	777	243	3,2	25	61	2,4
54	13	21	3,4	17,50	1,61	10,86	906	356	2,5	18	51	2,9
55	13	23	4,3	23,30	1,75	13,33	906	401	2,3	19	52	2,8
56	15	24	0,0	2,66	0,17	15,22	505	129	3,9	21	58	2,8
57	15	21	5,9	18,30	2,23	8,20	891	396	2,3	21	54	2,6
60	17	n. b.	1,4	18,25	1,22	14,92	876	317	2,8	16	45	2,8
61	17	26	6,6	21,40	2,08	10,30	955	356	2,7	22	58	2,6
62	17	19	4,5	19,45	1,79	10,89	941	317	3,0	16	41	2,5
63	17	n. b.	0,1	8,15	0,80	10,24	n. b.	n. b.	n. b.	18	58	3,3
66	19	n. b.	0,1	2,35	0,23	10,08	470	104	4,5	15	39	2,5
67	19	25	0,0	5,07	0,29	17,40	589	144	4,1	20	61	3,0

Fortsetzung											
Population: IJsselmeer/ Makkum (NL) M											
Datum: 09.10.03											
A. c. Nr.	Aal Nr.	Anzahl Zähne	Trocken- masse [mg]	Körper			Ösophagus			Kopfkapsel	
				Länge [mm]	Breite [mm]	Ratio	Länge [µm]	Breite [µm]	Ratio	Länge [µm]	Breite [µm]
68	19	21	5,1	18,25	1,84	9,89	866	307	2,8	21	52
69	19	n. b.	0,6	12,30	1,01	12,18	743	203	3,7	18	56
70	19	19	3,4	18,00	1,50	12,04	881	356	2,5	21	54
71	19	22	1,5	13,00	1,18	10,98	797	257	3,1	20	51
72	19	15	2,4	14,75	1,38	10,70	797	277	2,9	18	42
73	19	n. b.	1,0	13,75	1,28	10,73	787	282	2,8	18	48
74	19	n. b.	5,1	21,45	1,57	13,64	812	312	2,6	21	53
75	19	19	1,7	13,35	1,20	11,09	713	223	3,2	15	40
78	41	22	0,2	6,25	0,58	10,73	584	208	2,8	18	53
79	42	n. b.	5,0	24,25	2,47	9,83	1015	366	2,8	22	55
80	42	n. b.	1,5	n. b.	n. b.	n. b.	817	307	2,7	21	48
84	44	27	0,1	6,04	0,27	22,21	564	139	4,1	19	54
85	44	n. b.	1,7	19,70	1,17	16,91	842	267	3,1	22	53
86	44	27	0,1	7,11	0,62	11,44	n. b.	n. b.	n. b.	16	47
87	44	n. b.	4,6	23,80	1,79	13,32	896	297	3,0	23	58
88	44	19	4,1	21,45	1,79	12,01	782	248	3,2	19	49

(Symbol: n. b. = nicht bestimmt)

Tabelle 7.131: Individuelle morphometrische Daten von *Anguillilcola* spp.

Population: IJsselmeer/ Makkum (NL) W											
Datum: 09.10.03											
A. c. Nr.	Aal Nr.	Anzahl Zähne	Trocken- masse [mg]	Körper			Ösophagus			Kopfkapsel	
				Länge [mm]	Breite [mm]	Ratio	Länge [µm]	Breite [µm]	Ratio	Länge [µm]	Breite [µm]
1	5	25	12,7	29,62	3,21	9,24	980	436	2,3	22	60
2	5	24	10,9	32,06	3,82	8,40	1069	505	2,1	22	65
3	5	23	2,0	21,07	1,57	13,40	911	366	2,5	24	64
4	5	25	1,0	16,18	1,32	12,26	817	307	2,7	25	73
5	10	22	0,0	9,71	0,68	14,29	812	297	2,7	25	67
6	10	n. b.	1,6	18,32	2,62	6,99	970	436	2,2	18	67
7	10	n. b.	11,1	33,13	4,58	7,23	1020	465	2,2	19	45
8	10	24	3,3	31,91	2,23	14,29	1000	436	2,3	25	65
9	13	24	11,7	32,98	3,82	8,64	1213	515	2,4	22	66
10	13	27	16,2	33,89	3,66	9,25	1059	485	2,2	18	58
11	15	18	0,0	4,27	0,45	9,57	644	119	5,4	24	69
12	15	26	0,6	15,30	1,15	13,36	896	297	3,0	21	66
13	15	24	18,3	38,47	3,82	10,08	1218	446	2,7	25	69
14	15	24	10,5	34,05	3,05	11,15	965	272	3,5	25	73
15	15	23	13,5	29,77	3,05	9,75	1030	396	2,6	24	68
16	17	26	1,5	15,01	1,24	12,08	792	248	3,2	20	59
17	17	21	20,7	33,13	4,27	7,75	1129	535	2,1	16	51
18	1	19	1,2	22,95	1,61	14,24	842	238	3,5	22	56
20	3	n. b.	8,8	31,60	2,80	11,29	980	406	2,4	25	62
21	3	20	7,6	25,15	2,64	9,52	965	356	2,7	21	53
27	7	n. b.	7,0	n. b.	n. b.	n. b.	941	267	3,5	19	54
28	7	n. b.	3,4	n. b.	n. b.	n. b.	866	248	3,5	n. b.	n. b.
29	7	n. b.	4,1	23,05	2,12	10,89	931	277	3,4	20	49
30	7	n. b.	1,4	17,75	1,50	11,87	772	198	3,9	19	49
31	7	n. b.	0,3	10,85	0,87	12,42	n. b.	n. b.	n. b.	19	56

<b>Fortsetzung</b>												
<b>Population: IJsselmeer/ Makkum (NL) W</b>												
<b>Datum: 09.10.03</b>												
<b>A. c. Nr.</b>	<b>Aal Nr.</b>	<b>Anzahl Zähne</b>	<b>Trocken- masse [mg]</b>	<b>Körper</b>			<b>Ösophagus</b>			<b>Kopfkapsel</b>		
				<b>Länge [mm]</b>	<b>Breite [mm]</b>	<b>Ratio</b>	<b>Länge [µm]</b>	<b>Breite [µm]</b>	<b>Ratio</b>	<b>Länge [µm]</b>	<b>Breite [µm]</b>	<b>Ratio</b>
32	7	18	0,2	5,80	0,99	5,86	n. b.	n. b.	n. b.	21	53	2,5
35	8	24	0,3	8,06	0,58	13,83	614	178	3,4	25	66	2,7
39	9	n. b.	0,1	7,70	0,45	17,24	n. b.	n. b.	n. b.	21	52	2,4
40	9	27	1,6	18,70	1,77	10,58	881	307	2,9	24	62	2,7
49	11	n. b.	7,8	23,80	3,55	6,70	916	376	2,4	18	54	2,9
50	11	n. b.	4,4	20,60	3,50	5,89	941	342	2,8	18	48	2,6
58	16	22	2,2	18,15	1,38	13,17	802	257	3,1	24	54	2,3
59	16	24	0,2	8,64	0,54	15,89	688	218	3,2	19	54	2,8
64	19	21	10,9	30,45	4,15	7,34	1040	495	2,1	21	61	2,9
65	19	23	8,7	28,80	2,65	10,87	876	356	2,5	21	57	2,7
76	20	n. b.	0,0	3,73	0,21	17,45	589	114	5,2	n. b.	n. b.	n. b.
77	41	n. b.	3,4	26,30	1,98	13,28	802	198	4,1	n. b.	n. b.	n. b.
81	42	n. b.	14,5	26,95	4,35	6,20	n. b.	n. b.	n. b.	19	53	2,8
82	42	n. b.	7,7	n. b.	n. b.	n. b.	906	267	3,4	21	55	2,7
83	42	n. b.	16,4	29,90	3,60	8,31	1015	426	2,4	19	47	2,5
89	44	23	0,1	6,14	0,35	17,56	584	149	3,9	24	64	2,7
90	44	n. b.	0,0	4,83	0,17	27,67	510	129	4,0	19	54	2,9
91	44	n. b.	0,8	11,50	0,99	11,61	678	168	4,0	21	59	2,9
92	44	22	9,6	31,40	3,25	9,66	906	282	3,2	21	55	2,6
93	44	n. b.	22,3	36,45	4,35	8,38	911	416	2,2	19	53	2,8
94	44	23	22,1	35,15	4,05	8,68	921	347	2,7	23	64	2,8
95	45	20	0,2	6,74	0,49	13,88	584	183	3,2	21	55	2,6
96	45	20	1,3	n. b.	n. b.	n. b.	713	228	3,1	18	48	2,7
97	45	24	6,7	22,00	2,08	10,59	916	347	2,6	19	54	2,9
98	45	n. b.	8,5	31,90	3,00	10,63	950	396	2,4	18	55	3,1
99	45	n. b.	4,8	21,50	2,00	10,75	886	297	3,0	19	52	2,7

(Symbol: n. b. = nicht bestimmt)

Tabelle 7.132: Individuelle morphometrische Daten von *Anguillicolae* spp.

<b>Population: Müggelsee/ Berlin M</b>												
<b>Datum: 16.09.03</b>												
<b>A. c. Nr.</b>	<b>Aal Nr.</b>	<b>Anzahl Zähne</b>	<b>Trocken- masse [mg]</b>	<b>Körper</b>			<b>Ösophagus</b>			<b>Kopfkapsel</b>		
				<b>Länge [mm]</b>	<b>Breite [mm]</b>	<b>Ratio</b>	<b>Länge [µm]</b>	<b>Breite [µm]</b>	<b>Ratio</b>	<b>Länge [µm]</b>	<b>Breite [µm]</b>	<b>Ratio</b>
16	2	28	0,1	5,84	0,35	16,72	649	198	3,3	16	56	3,4
17	2	23	2,8	20,40	1,55	13,13	891	366	2,4	22	55	2,5
18	2	23	4,0	18,90	1,73	10,94	827	297	2,8	23	58	2,5
19	2	24	3,1	20,55	1,40	14,70	842	297	2,8	23	59	2,6
20	2	20	5,4	22,55	1,96	11,50	901	292	3,1	20	54	2,7
22	4	n. b.	2,3	20,50	1,75	11,73	886	347	2,6	18	41	2,3
23	5	23	0,3	10,31	0,52	19,67	673	233	2,9	20	47	2,4
26	6	23	4,7	22,65	1,77	12,82	1005	446	2,3	26	67	2,6
27	6	23	2,4	17,10	1,20	14,20	827	297	2,8	20	58	2,9
30	8	n. b.	0,1	3,03	0,17	17,33	525	129	4,1	n. b.	n. b.	n. b.
31	8	n. b.	0,7	5,24	1,01	5,19	817	287	2,8	n. b.	n. b.	n. b.
32	8	n. b.	0,1	7,95	0,61	13,00	653	149	4,4	25	58	2,3
35	9	25	0,2	7,98	0,49	16,44	594	168	3,5	20	53	2,6
36	9	n. b.	0,1	4,00	0,26	15,26	485	109	4,5	16	47	2,9
37	9	n. b.	4,5	27,50	1,67	16,47	851	366	2,3	16	49	3,1

Anhang

Fortsetzung												
Population: Müggelsee/ Berlin M												
Datum: 16.09.03												
A. c. Nr.	Aal Nr.	Anzahl Zähne	Trocken- masse [mg]	Körper			Ösophagus			Kopfkapsel		
				Länge [mm]	Breite [mm]	Ratio	Länge [µm]	Breite [µm]	Ratio	Länge [µm]	Breite [µm]	Ratio
38	9	24	0,8	13,45	0,95	14,14	792	277	2,9	19	59	3,1
39	9	n. b.	2,2	20,20	1,42	14,25	782	267	2,9	21	64	3,0
40	9	n. b.	3,0	22,45	1,94	11,56	970	376	2,6	20	51	2,6
41	10	23	9,2	28,10	2,02	13,91	886	297	3,0	21	59	2,8
42	10	27	0,1	3,28	0,21	15,36	599	158	3,8	21	71	3,4
43	10	n. b.	0,8	18,45	1,30	14,18	n. b.	n. b.	n. b.	20	54	2,7
44	10	n. b.	0,2	11,17	0,70	15,97	772	238	3,3	24	61	2,6
45	10	26	4,3	20,20	1,77	11,43	881	317	2,8	18	58	3,3
46	12	n. b.	0,0	5,11	0,41	12,52	644	168	3,8	20	57	2,9
47	12	n. b.	5,7	24,05	1,81	13,32	980	386	2,5	22	54	2,4
48	12	n. b.	3,1	24,85	1,65	15,06	1069	307	3,5	20	49	2,5
49	12	n. b.	4,1	24,25	1,84	13,15	901	406	2,2	21	53	2,5
50	12	23	1,8	20,80	1,55	13,39	822	277	3,0	16	43	2,6

(Symbol: n. b. = nicht bestimmt)

Tabelle 7.133: Individuelle morphometrische Daten von *Anguillicoloides* spp.

Population: Müggelsee/ Berlin W												
Datum: 16.09.03												
A. c. Nr.	Aal Nr.	Anzahl Zähne	Trocken- masse [mg]	Körper			Ösophagus			Kopfkapsel		
				Länge [mm]	Breite [mm]	Ratio	Länge [µm]	Breite [µm]	Ratio	Länge [µm]	Breite [µm]	Ratio
1	2	25	20,2	38,93	3,05	12,75	1213	515	2,4	24	71	2,9
2	2	25	24,1	34,05	4,58	7,43	1337	505	2,6	23	66	2,9
3	2	29	11,3	30,84	3,97	7,77	1119	475	2,4	23	71	3,1
4	2	25	5,7	21,68	2,27	9,54	1050	376	2,8	24	78	3,2
5	9	24	22,8	54,50	4,12	13,22	1252	530	2,4	24	71	3,0
6	9	19	15,3	41,98	4,12	10,19	1297	589	2,2	22	58	2,6
7	9	30	10,9	34,20	4,73	7,23	1198	426	2,8	22	66	3,1
8	9	n. b.	7,2	28,70	2,52	11,37	1069	525	2,0	22	70	3,1
9	10	32	0,7	11,30	1,05	10,77	896	342	2,6	22	76	3,4
10	10	24	19,3	32,52	3,66	8,88	1158	426	2,7	24	68	2,8
11	10	25	31,8	35,11	3,82	9,20	1183	564	2,1	22	69	3,2
12	10	n. b.	13,2	33,74	4,58	7,37	n. b.	n. b.	n. b.	22	65	3,0
13	10	22	5,8	27,94	3,66	7,63	n. b.	n. b.	n. b.	26	72	2,8
14	10	21	15,5	32,52	3,66	8,88	1198	495	2,4	21	61	2,9
15	1	23	8,5	33,80	3,15	10,73	1139	455	2,5	19	51	2,7
21	4	n. b.	0,0	4,19	0,21	19,64	495	124	4,0	18	48	2,7
24	5	30	0,0	5,07	0,41	12,43	614	188	3,3	22	65	2,9
25	5	n. b.	0,2	8,00	0,56	14,21	594	208	2,9	19	53	2,8
28	6	27	6,8	27,40	1,98	13,83	931	337	2,8	21	60	2,8
29	7	n. b.	0,0	1,77	0,20	8,67	446	119	3,8	17	49	2,9
33	8	21	7,4	23,55	2,80	8,41	970	327	3,0	23	55	2,4
34	8	23	2,0	18,00	2,60	6,92	827	272	3,0	25	67	2,7
51	12	n. b.	1,6	20,20	2,33	8,67	752	223	3,4	19	58	3,1
52	15	n. b.	8,7	23,75	2,27	10,45	1030	406	2,5	19	52	2,8
53	15	26	7,8	27,90	2,52	11,05	1040	347	3,0	21	58	2,8

(Symbol: n. b. = nicht bestimmt)

Tabelle 7.134: Individuelle morphometrische Daten von *Anguilllicola* spp.

Population: Plau am See M												
Datum: 02.05.03												
A. c. Nr.	Aal Nr.	Anzahl Zähne	Trocken- masse [mg]	Körper			Ösophagus			Kopfkapsel		
				Länge [mm]	Breite [mm]	Ratio	Länge [µm]	Breite [µm]	Ratio	Länge [µm]	Breite [µm]	Ratio
18	5	n. b.	5,5	36,40	2,04	17,85	985	455	2,2	n. b.	n. b.	n. b.
19	5	24	3,2	25,65	2,02	12,70	980	401	2,4	20	54	2,7
20	5	n. b.	1,0	20,55	1,07	19,24	851	332	2,6	24	67	2,9
21	5	n. b.	2,2	25,00	1,40	17,88	946	366	2,6	21	58	2,8
22	5	24	0,6	16,30	0,74	22,09	738	243	3,0	21	58	2,7
23	8	24	0,2	11,00	0,80	13,82	n. b.	n. b.	n. b.	22	56	2,5
24	8	23	0,2	4,76	0,33	14,41	594	178	3,3	20	56	2,8
25	11	24	0,2	15,30	0,56	27,17	718	188	3,8	20	62	3,1
32	12	27	0,1	3,57	0,39	9,20	584	198	3,0	21	61	2,9
33	14	n. b.	0,1	2,99	0,27	11,00	500	153	3,3	19	52	2,8
36	15	20	1,0	17,40	0,99	17,57	822	282	2,9	22	59	2,7
37	15	20	1,0	16,50	1,34	12,32	822	292	2,8	22	54	2,4
38	15	20	0,5	14,15	0,85	16,56	713	257	2,8	13	41	3,2
39	9	25	1,0	15,70	1,18	13,25	748	262	2,8	22	59	2,6
40	9	23	1,2	16,75	1,13	14,87	688	277	2,5	23	61	2,7
41	9	20	1,1	15,00	1,07	14,05	797	282	2,8	24	55	2,4
42	9	22	1,0	16,25	1,20	13,50	767	302	2,5	23	61	2,6
43	9	23	0,9	13,30	1,17	11,42	738	267	2,8	22	64	2,8
44	9	23	0,8	12,85	1,03	12,49	757	243	3,1	25	64	2,6
45	9	21	1,0	13,40	1,17	11,41	743	238	3,1	21	54	2,6
46	9	26	1,0	12,00	1,16	10,39	743	248	3,0	21	58	2,7
47	9	n. b.	0,7	11,60	1,11	10,48	673	252	2,7	21	56	2,7
48	9	28	0,5	11,55	0,86	13,37	738	248	3,0	25	66	2,7
49	9	n. b.	0,3	10,15	0,82	12,45	748	218	3,4	24	61	2,5
50	9	25	0,3	11,00	0,76	14,53	713	243	2,9	24	64	2,6
51	9	21	0,3	11,05	0,68	16,26	728	218	3,3	20	56	2,8
52	9	25	0,1	8,15	0,66	12,34	723	257	2,8	21	62	2,9
53	9	26	0,1	8,10	0,49	16,69	713	218	3,3	24	64	2,6
54	9	21	0,2	7,80	0,50	15,45	649	183	3,5	22	58	2,6

(Symbol: n. b. = nicht bestimmt)

Tabelle 7.135: Individuelle morphometrische Daten von *Anguilllicola* spp.

Population: Plau am See W												
Datum: 02.05.03												
A. c. Nr.	Aal Nr.	Anzahl Zähne	Trocken- masse [mg]	Körper			Ösophagus			Kopfkapsel		
				Länge [mm]	Breite [mm]	Ratio	Länge [µm]	Breite [µm]	Ratio	Länge [µm]	Breite [µm]	Ratio
1	9	30	6,5	25,04	2,90	8,63	950	371	2,6	23	76	3,3
2	9	22	8,0	28,70	3,44	8,36	1010	396	2,6	20	54	2,7
3	9	25	3,0	18,47	1,75	10,57	851	366	2,3	22	67	3,0
4	9	24	3,0	21,68	2,25	9,62	802	208	3,9	22	59	2,7
5	9	27	1,5	17,86	1,48	12,10	842	297	2,8	20	56	2,8
6	9	25	2,2	23,05	1,63	14,13	941	327	2,9	21	62	2,9
7	9	n. b.	1,1	18,17	1,57	11,55	871	297	2,9	25	73	3,0
8	9	30	1,3	10,63	1,26	8,43	787	292	2,7	24	72	3,1
9	9	23	0,8	12,67	1,34	9,46	950	391	2,4	22	65	2,9
10	9	29	0,4	7,81	0,74	10,58	797	277	2,9	23	71	3,1
11	9	25	1,6	13,03	1,42	9,19	772	307	2,5	24	66	2,8

Fortsetzung												
Population: Plau am See W												
Datum: 02.05.03												
A. c. Nr.	Aal Nr.	Anzahl Zähne	Trocken- masse [mg]	Körper			Ösophagus			Kopfkapsel		
				Länge [mm]	Breite [mm]	Ratio	Länge [µm]	Breite [µm]	Ratio	Länge [µm]	Breite [µm]	Ratio
12	9	24	13,6	32,67	3,82	8,56	1094	450	2,4	22	68	3,1
13	9	23	4,8	23,36	2,17	10,74	896	327	2,7	20	61	3,1
14	9	24	6,8	25,65	3,05	8,40	1015	416	2,4	23	69	3,0
15	9	25	0,4	21,22	1,63	13,01	861	317	2,7	28	78	2,8
16	1	n. b.	2,4	18,55	1,71	10,86	856	327	2,6	22	60	2,7
17	5	n. b.	2,5	27,40	2,29	11,96	782	252	3,1	n. b.	64	n. b.
26	12	25	3,0	21,50	1,94	11,07	916	356	2,6	25	67	2,7
27	12	24	4,4	27,90	2,14	13,06	921	391	2,4	24	61	2,6
28	12	23	1,2	17,45	1,18	14,73	866	327	2,7	25	69	2,7
29	12	20	0,2	10,70	0,61	17,49	718	228	3,2	23	60	2,6
30	12	n. b.	0,0	5,86	0,42	14,05	599	168	3,6	20	60	3,0
31	12	n. b.	0,0	5,92	0,43	13,86	658	218	3,0	22	58	2,6
34	14	24	0,0	4,27	0,35	12,22	545	178	3,1	21	64	3,0
35	15	23	0,4	16,30	0,83	19,52	718	252	2,8	24	61	2,6

(Symbol: n. b. = nicht bestimmt)

Tabelle 7.136: Individuelle morphometrische Daten von *Anguilllicola* spp.

Population: Olsztyneker See (PL) M												
Datum: 12.05.03												
A. c. Nr.	Aal Nr.	Anzahl Zähne	Trocken- masse [mg]	Körper			Ösophagus			Kopfkapsel		
				Länge [mm]	Breite [mm]	Ratio	Länge [µm]	Breite [µm]	Ratio	Länge [µm]	Breite [µm]	Ratio
15	1	n. b.	0,9	11,45	1,17	9,83	797	257	3,1	21	52	2,4
16	1	26	2,0	15,70	1,46	10,78	782	252	3,1	24	65	2,8
17	2	26	2,9	21,50	1,69	12,73	866	287	3,0	20	53	2,6
18	2	n. b.	4,2	24,55	1,77	13,89	921	371	2,5	22	61	2,7
19	2	n. b.	4,4	27,20	1,88	14,44	906	411	2,2	25	65	2,6
20	2	n. b.	5,2	24,55	1,94	12,64	876	391	2,2	21	55	2,6
21	2	31	4,3	24,50	1,71	14,34	866	376	2,3	24	62	2,7
22	2	n. b.	4,3	26,20	1,83	14,35	926	386	2,4	25	60	2,4
27	4	20	0,1	8,50	0,59	14,35	713	267	2,7	26	66	2,5
30	5	n. b.	0,3	13,70	0,83	16,60	861	297	2,9	24	65	2,7
31	6	n. b.	0,6	16,20	1,24	13,04	832	312	2,7	19	62	3,2
32	6	30	0,0	10,68	0,65	16,42	703	218	3,2	24	73	3,1
33	6	25	0,1	5,67	0,39	14,60	589	149	4,0	19	52	2,7
34	7	n. b.	0,0	9,22	0,62	14,84	644	238	2,7	21	62	2,9
36	8	n. b.	5,4	40,95	2,02	20,28	985	317	3,1	23	59	2,6
37	8	n. b.	1,7	23,10	1,53	15,06	822	287	2,9	25	64	2,6
38	8	24	1,0	18,20	0,93	19,53	733	238	3,1	22	64	2,8
39	8	24	0,6	17,40	1,13	15,45	876	193	4,5	26	71	2,8
40	10	24	3,4	42,90	2,62	16,37	926	356	2,6	22	60	2,7
41	10	24	1,7	21,15	1,22	17,29	851	267	3,2	24	60	2,6
42	10	22	0,6	13,65	0,97	14,06	762	267	2,9	24	59	2,5
43	10	22	0,2	9,25	0,76	12,21	728	248	2,9	23	61	2,7
44	11	24	0,2	3,88	0,38	10,26	609	188	3,2	n. b.	n. b.	n. b.
45	11	23	0,5	15,20	0,95	15,98	752	282	2,7	22	61	2,7
48	12	22	0,2	6,52	0,64	10,18	743	317	2,3	24	64	2,7
49	13	21	0,2	8,25	0,66	12,50	678	252	2,7	22	55	2,5
52	14	21	5,8	23,00	1,88	12,21	876	292	3,0	21	59	2,8

Fortsetzung											
Population: Olsztyneker See (PL) M											
Datum: 12.05.03											
A. c. Nr.	Aal Nr.	Anzahl Zähne	Trocken- masse [mg]	Körper			Ösophagus			Kopfkapsel	
				Länge [mm]	Breite [mm]	Ratio	Länge [µm]	Breite [µm]	Ratio	Länge [µm]	Breite [µm]
53	14	22	2,2	18,20	1,38	13,20	797	252	3,2	24	67
54	14	n. b.	3,7	17,35	1,65	10,51	891	292	3,1	22	62
55	14	n. b.	4,9	19,35	1,75	11,07	797	238	3,4	21	60
56	14	23	4,7	22,80	1,79	12,76	985	287	3,4	26	65
57	14	29	0,8	13,85	1,01	13,72	906	282	3,2	23	65
58	14	n. b.	0,4	8,41	0,83	10,07	703	198	3,6	22	59
59	16	27	0,2	n. b.	n. b.	n. b.	802	317	2,5	25	70
60	18	n. b.	0,2	7,98	0,82	9,79	n. b.	n. b.	n. b.	22	73
61	18	n. b.	0,4	10,49	0,83	12,56	708	257	2,8	26	64
62	18	n. b.	3,1	23,10	1,75	13,22	950	347	2,7	24	59
69	22	30	4,5	23,60	1,84	12,79	1030	421	2,4	27	66
70	22	23	2,2	38,00	1,79	21,27	1005	252	4,0	25	81
71	22	27	3,2	22,25	n. b.	n. b.	955	297	3,2	28	69
72	22	27	1,2	14,95	1,11	13,51	772	262	2,9	26	68
73	22	n. b.	1,4	13,75	1,40	9,84	802	322	2,5	25	62
74	23	23	2,6	19,60	1,51	12,94	748	292	2,6	22	56
75	23	n. b.	2,2	20,00	1,34	14,93	941	312	3,0	19	47
76	23	n. b.	2,8	18,25	1,36	13,43	881	356	2,5	22	56
77	23	22	1,3	14,00	1,26	11,09	787	252	3,1	22	51
78	23	24	2,6	17,00	1,36	12,51	886	327	2,7	20	54
79	23	n. b.	0,7	13,80	1,03	13,41	847	312	2,7	n. b.	n. b.
80	23	28	0,4	8,65	0,70	12,37	728	272	2,7	24	67
82	25	24	0,2	5,57	0,33	16,88	639	168	3,8	20	59
83	25	26	0,4	12,75	0,72	17,75	708	228	3,1	22	61
84	25	22	0,2	10,70	0,66	16,21	644	228	2,8	20	56

(Symbol: n. b. = nicht bestimmt)

Tabelle 7.137: Individuelle morphometrische Daten von *Anguillilicola* spp.

Population: Olsztyneker See (PL) W											
Datum: 12.05.03											
A. c. Nr.	Aal Nr.	Anzahl Zähne	Trocken- masse [mg]	Körper			Ösophagus			Kopfkapsel	
				Länge [mm]	Breite [mm]	Ratio	Länge [µm]	Breite [µm]	Ratio	Länge [µm]	Breite [µm]
1	1	31	10,1	27,33	2,64	10,35	926	267	3,5	24	73
2	1	22	19,1	38,47	3,66	10,50	1045	361	2,9	25	67
3	1	27	5,8	30,38	2,08	14,62	906	317	2,9	26	71
4	1	22	3,6	20,31	1,61	12,60	866	292	3,0	25	62
5	1	23	0,7	11,88	1,07	11,13	881	307	2,9	25	73
6	2	n. b.	18,4	42,75	3,44	12,44	1188	495	2,4	28	75
7	2	25	9,5	34,35	3,66	9,38	n. b.	n. b.	n. b.	27	75
8	8	24	16,7	45,80	3,82	12,00	1188	356	3,3	28	74
9	8	n. b.	6,7	49,01	3,44	14,27	1129	356	3,2	26	73
10	8	35	4,6	29,62	1,90	15,56	n. b.	n. b.	n. b.	24	87
11	10	27	36,4	50,99	4,96	10,28	1312	614	2,1	22	63
12	10	28	0,2	9,18	0,62	14,78	733	243	3,0	22	67
13	24	36	15,2	37,10	3,82	9,72	1094	495	2,2	28	78
14	24	22	12,5	35,11	3,36	10,45	1025	406	2,5	23	68
23	3	n. b.	3,2	18,70	2,33	8,03	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.
24	3	n. b.	2,7	22,00	1,94	11,33	1045	317	3,3	27	67

Fortsetzung												
Population: Olsztyneker See (PL) W												
Datum: 12.05.03												
A. c. Nr.	Aal Nr.	Anzahl Zähne	Trocken- masse [mg]	Körper			Ösophagus			Kopfkapsel		
				Länge [mm]	Breite [mm]	Ratio	Länge [µm]	Breite [µm]	Ratio	Länge [µm]	Breite [µm]	
25	4	30	0,0	8,58	0,56	15,24	698	198	3,5	29	82	2,8
26	4	20	4,9	14,85	2,95	5,03	1094	262	4,2	22	64	2,8
28	5	n. b.	1,8	28,80	1,94	14,83	941	342	2,8	23	71	3,1
29	5	23	5,1	29,30	2,39	12,27	975	371	2,6	22	65	2,9
35	7	23	0,2	6,25	0,41	15,33	639	208	3,1	25	69	2,7
46	11	23	3,8	25,70	2,21	11,61	990	351	2,8	24	69	2,9
47	12	22	0,1	5,67	0,45	12,70	663	208	3,2	24	66	2,8
50	14	25	9,1	32,65	2,80	11,66	1015	347	2,9	26	72	2,8
51	14	n. b.	4,0	26,45	1,67	15,84	965	351	2,7	29	79	2,7
63	19	24	3,6	20,60	1,59	12,94	901	356	2,5	26	67	2,6
64	19	n. b.	2,2	18,55	1,55	11,94	901	347	2,6	25	74	2,9
65	19	24	0,3	9,81	0,80	12,32	896	277	3,2	29	68	2,4
66	22	21	2,0	24,65	2,49	9,92	817	243	3,4	25	73	3,0
67	22	n. b.	13,7	34,85	4,00	8,71	1000	347	2,9	25	68	2,8
68	22	n. b.	4,9	31,95	2,23	14,31	1094	356	3,1	24	68	2,9
81	25	25	1,3	17,55	1,46	12,05	847	267	3,2	25	68	2,8

(Symbol: n. b. = nicht bestimmt)

Tabelle 7.138: Individuelle morphometrische Daten von *Anguilllicola* spp.

Population: Ostsee/ Stockholm (S) M												
Datum: 08.06.03												
A. c. Nr.	Aal Nr.	Anzahl Zähne	Trocken- masse [mg]	Körper			Ösophagus			Kopfkapsel		
				Länge [mm]	Breite [mm]	Ratio	Länge [µm]	Breite [µm]	Ratio	Länge [µm]	Breite [µm]	
1	5	n. b.	0,7	19,30	0,93	20,71	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	
2	5	n. b.	2,0	19,10	1,13	16,96	752	218	3,5	19	48	2,6
3	5	n. b.	2,5	24,55	1,46	16,86	812	218	3,7	19	46	2,4
4	5	18	1,8	20,40	1,17	17,51	738	272	2,7	19	48	2,5
5	5	n. b.	4,5	25,85	1,42	18,24	827	243	3,4	19	54	2,9
8	8	n. b.	1,2	15,60	1,01	15,45	678	208	3,3	19	56	3,0
9	8	n. b.	0,6	17,90	0,74	24,26	619	149	4,2	21	52	2,5
10	8	n. b.	1,7	16,75	1,20	13,91	703	193	3,6	20	53	2,6
11	8	n. b.	1,7	19,45	1,18	16,42	594	203	2,9	25	56	2,3
12	8	n. b.	1,1	17,45	1,01	17,28	688	178	3,9	21	53	2,5

(Symbol: n. b. = nicht bestimmt)

Tabelle 7.139: Individuelle morphometrische Daten von *Anguilllicola* spp.

Population: Ostsee/ Stockholm (S) W												
Datum: 08.06.03												
A. c. Nr.	Aal Nr.	Anzahl Zähne	Trocken- masse [mg]	Körper			Ösophagus			Kopfkapsel		
				Länge [mm]	Breite [mm]	Ratio	Länge [µm]	Breite [µm]	Ratio	Länge [µm]	Breite [µm]	Ratio
6	5	n. b.	20,0	39,25	3,65	10,75	871	257	3,4	19	53	2,8
7	5	18	1,3	19,55	1,73	11,31	n. b.	n. b.	n. b.	19	51	2,7
13	8	n. b.	5,9	26,25	2,39	10,99	822	272	3,0	18	60	3,4
14	8	n. b.	9,1	28,65	2,14	13,41	748	233	3,2	20	61	3,1
15	8	n. b.	6,4	34,15	2,23	15,29	n. b.	n. b.	n. b.	21	66	3,2

(Symbol: n. b. = nicht bestimmt)

Tabelle 7.140: Individuelle morphometrische Daten von *Anguilllicola* spp.

Population: Lago di Trassimeno (I) M												
Datum: 16.04.04												
A. c. Nr.	Aal Nr.	Anzahl Zähne	Trocken- masse [mg]	Körper			Ösophagus			Kopfkapsel		
				Länge [mm]	Breite [mm]	Ratio	Länge [µm]	Breite [µm]	Ratio	Länge [µm]	Breite [µm]	Ratio
1	3	28	0,5	12,65	0,76	16,70	733	317	2,3	21	58	2,8
2	8	24	3,7	20,35	1,55	13,10	822	337	2,4	22	52	2,3
4	14	21	0,1	4,33	0,58	7,43	738	228	3,2	20	49	2,5
5	14	24	0,1	9,25	0,49	19,06	688	267	2,6	23	56	2,5
6	15	22	0,3	8,55	0,70	12,23	777	302	2,6	21	61	3,0
8	16	25	0,1	4,54	0,35	13,00	584	173	3,4	22	61	2,8
11	20	17	0,1	4,39	0,25	17,38	485	178	2,7	17	48	2,8
14	22	24	2,2	16,10	1,40	11,52	950	416	2,3	20	58	2,9
15	23	n. b.	0,1	3,01	0,50	5,96	663	198	3,4	n. b.	54	n. b.
16	23	27	0,2	3,61	0,56	6,41	787	267	2,9	20	58	2,9
17	27	22	0,4	12,30	0,78	15,84	678	257	2,6	18	51	2,9
19	37	25	0,3	11,70	0,58	20,09	673	238	2,8	20	53	2,6

(Symbol: n. b. = nicht bestimmt)

Tabelle 7.141: Individuelle morphometrische Daten von *Anguilllicola* spp.

Population: Lago di Trassimeno (I) W												
Datum: 16.04.04												
A. c. Nr.	Aal Nr.	Anzahl Zähne	Trocken- masse [mg]	Körper			Ösophagus			Kopfkapsel		
				Länge [mm]	Breite [mm]	Ratio	Länge [µm]	Breite [µm]	Ratio	Länge [µm]	Breite [µm]	Ratio
3	8	25	10,0	31,20	2,43	12,85	936	406	2,3	21	58	2,8
7	15	n. b.	14,1	29,55	3,65	8,10	1342	540	2,5	21	55	2,6
9	17	22	0,2	6,75	0,50	13,37	525	153	3,4	19	54	2,8
10	18	31	0,8	16,85	1,34	12,58	792	297	2,7	21	61	3,0
12	22	28	14,5	28,45	3,00	9,48	995	396	2,5	22	63	2,8
13	22	n. b.	3,4	20,45	1,77	11,57	752	252	3,0	20	56	2,8
18	32	24	0,1	5,77	0,43	13,50	564	193	2,9	20	56	2,8

(Symbol: n. b. = nicht bestimmt)

## Anhang

---

Tabelle 7.142: Individuelle morphometrische Daten von *Anguilllicola* spp.

Population: Lago di Bolsena (I) M												
Datum: 30.04.04												
A. c. Nr.	Aal Nr.	Anzahl Zähne	Trocken- masse [mg]	Körper			Ösophagus			Kopfkapsel		
				Länge [mm]	Breite [mm]	Ratio	Länge [µm]	Breite [µm]	Ratio	Länge [µm]	Breite [µm]	Ratio
5	1	24	0,6	14,30	0,76	18,88	728	257	2,8	18	56	3,2
6	2	22	0,2	10,05	0,54	18,48	649	198	3,3	21	55	2,6
9	8	23	0,0	11,90	0,70	17,02	703	218	3,2	21	53	2,5
10	16	21	1,5	19,40	1,38	14,07	926	416	2,2	19	50	2,6
11	24	24	0,5	14,25	0,85	16,68	634	228	2,8	19	52	2,7
15	23	25	0,3	12,50	0,64	19,51	693	228	3,0	24	56	2,3
16	20	23	3,1	22,45	1,88	11,92	782	243	3,2	16	44	2,6
17	18	27	0,7	14,35	0,82	17,60	807	297	2,7	21	55	2,6
18	18	n. b.	0,6	16,20	0,91	17,75	851	327	2,6	19	60	3,2
19	17	n. b.	0,0	14,75	0,89	16,51	688	208	3,3	n. b.	n. b.	n. b.
20	17	n. b.	0,5	17,25	1,22	14,10	886	356	2,5	19	53	2,8

(Symbol: n. b. = nicht bestimmt)

Tabelle 7.143: Individuelle morphometrische Daten von *Anguilllicola* spp.

Population: Lago di Bolsena (I) W												
Datum: 30.04.04												
A. c. Nr.	Aal Nr.	Anzahl Zähne	Trocken- masse [mg]	Körper			Ösophagus			Kopfkapsel		
				Länge [mm]	Breite [mm]	Ratio	Länge [µm]	Breite [µm]	Ratio	Länge [µm]	Breite [µm]	Ratio
1	20	n. b.	18,5	36,25	3,90	9,29	847	381	2,2	16	46	2,9
2	20	20	15,7	30,20	4,10	7,37	891	421	2,1	18	51	2,9
3	20	n. b.	13,0	24,35	3,60	6,76	871	376	2,3	n. b.	n. b.	n. b.
4	20	n. b.	13,7	28,10	3,85	7,30	926	401	2,3	19	55	2,9
7	4	n. b.	6,4	25,35	2,68	9,46	1094	500	2,2	22	59	2,6
8	5	22	1,4	24,25	1,44	16,88	866	292	3,0	20	56	2,8
12	27	22	3,7	17,35	1,75	9,93	743	228	3,3	22	58	2,6
13	24	24	4,2	22,60	2,14	10,58	807	366	2,2	22	60	2,7
14	24	27	7,4	34,50	2,58	13,36	1099	446	2,5	23	55	2,4
21	17	25	10,2	27,95	2,95	9,47	1054	327	3,2	21	61	2,9
22	17	31	3,8	26,60	2,70	9,85	1119	421	2,7	23	65	2,8

(Symbol: n. b. = nicht bestimmt)

Tabelle 7.144: Individuelle morphometrische Daten von *Anguilllicola* spp.

Population: Lago di Bracciano (I) M												
Datum: 29.11.02												
A. c. Nr.	Aal Nr.	Anzahl Zähne	Trocken- masse [mg]	Körper			Ösophagus			Kopfkapsel		
				Länge [mm]	Breite [mm]	Ratio	Länge [µm]	Breite [µm]	Ratio	Länge [µm]	Breite [µm]	Ratio
1	n. b.	19	2,0	1,45	0,12	12,00	n. b.	n. b.	n. b.	18	47	2,7
2	n. b.	21	2,2	1,85	0,17	11,09	832	307	2,7	22	56	2,5
3	n. b.	20	1,0	1,47	0,12	12,13	713	267	2,7	21	55	2,6
4	n. b.	20	2,4	1,62	0,14	11,89	792	307	2,6	24	59	2,5
5	n. b.	18	2,8	1,98	0,17	11,91	792	267	3,0	21	56	2,7
6	n. b.	22	2,5	1,77	0,12	14,63	673	218	3,1	20	59	2,9

<b>Fortsetzung</b>												
<b>Population: Lago di Bracciano (I) M</b>												
<b>Datum: 29.11.02</b>												
<b>A. c. Nr.</b>	<b>Aal Nr.</b>	<b>Anzahl Zähne</b>	<b>Trocken- masse [mg]</b>	<b>Körper</b>			<b>Ösophagus</b>			<b>Kopfkapsel</b>		
				<b>Länge [mm]</b>	<b>Breite [mm]</b>	<b>Ratio</b>	<b>Länge [µm]</b>	<b>Breite [µm]</b>	<b>Ratio</b>	<b>Länge [µm]</b>	<b>Breite [µm]</b>	<b>Ratio</b>
<b>7</b>	n. b.	19	0,9	1,48	0,11	14,00	703	228	3,1	n. b.	n. b.	n. b.
<b>8</b>	n. b.	21	1,6	1,50	0,14	11,00	772	267	2,9	21	54	2,6
<b>9</b>	n. b.	20	1,3	1,30	0,15	8,60	683	228	3,0	22	54	2,4

(Symbol: n. b. = nicht bestimmt)

Tabelle 7.145: Individuelle morphometrische Daten von *Anguillilicola* spp.

<b>Population: Lago di Bracciano (I) W</b>												
<b>Datum: 29.11.02</b>												
<b>A. c. Nr.</b>	<b>Aal Nr.</b>	<b>Anzahl Zähne</b>	<b>Trocken- masse [mg]</b>	<b>Körper</b>			<b>Ösophagus</b>			<b>Kopfkapsel</b>		
				<b>Länge [mm]</b>	<b>Breite [mm]</b>	<b>Ratio</b>	<b>Länge [µm]</b>	<b>Breite [µm]</b>	<b>Ratio</b>	<b>Länge [µm]</b>	<b>Breite [µm]</b>	<b>Ratio</b>
<b>10</b>	n. b.	24	2,3	2,36	0,24	9,75	802	248	3,2	20	53	2,6
<b>11</b>	n. b.	24	0,1	2,47	0,26	9,59	782	297	2,6	22	58	2,6

(Symbol: n. b. = nicht bestimmt)

Tabelle 7.146: Individuelle morphometrische Daten von *Anguillilicola* spp.

<b>Population: Lago di Bracciano (I) M</b>												
<b>Datum: 26.04.04</b>												
<b>A. c. Nr.</b>	<b>Aal Nr.</b>	<b>Anzahl Zähne</b>	<b>Trocken- masse [mg]</b>	<b>Körper</b>			<b>Ösophagus</b>			<b>Kopfkapsel</b>		
				<b>Länge [mm]</b>	<b>Breite [mm]</b>	<b>Ratio</b>	<b>Länge [µm]</b>	<b>Breite [µm]</b>	<b>Ratio</b>	<b>Länge [µm]</b>	<b>Breite [µm]</b>	<b>Ratio</b>
<b>11</b>	3	25	0	2,85	0,29	9,80	653	228	2,9	19	55	2,9
<b>16</b>	1	n. b.	0,6	10,55	0,91	11,56	772	307	2,5	23	62	2,7
<b>17</b>	1	n. b.	0,2	11,50	0,78	14,81	832	386	2,2	22	61	2,8
<b>18</b>	3	n. b.	2	17,00	1,42	11,99	946	332	2,9	24	65	2,8
<b>19</b>	3	25	3,7	23,60	1,88	12,53	1020	450	2,3	24	65	2,8
<b>20</b>	3	n. b.	2	16,80	1,42	11,85	941	376	2,5	21	59	2,8
<b>21</b>	8	31	4,8	18,00	1,69	10,66	965	376	2,6	21	58	2,8
<b>22</b>	8	23	0	n. b.	n. b.	n. b.	1020	396	2,6	19	54	2,8
<b>23</b>	8	23	5,3	21,55	1,69	12,76	1045	396	2,6	22	61	2,8
<b>24</b>	8	n. b.	5,1	20,30	1,90	10,67	941	371	2,5	21	55	2,7
<b>25</b>	8	n. b.	0,2	4,97	0,47	10,67	644	198	3,3	19	48	2,6
<b>26</b>	9	29	3,8	22,65	1,57	14,40	950	361	2,6	22	64	2,8
<b>27</b>	9	25	2,3	19,20	1,28	14,98	856	287	3,0	22	56	2,6
<b>28</b>	11	24	1,4	8,95	1,65	5,42	970	317	3,1	21	68	3,2
<b>29</b>	11	n. b.	1,6	21,05	1,55	13,55	644	238	2,7	19	49	2,6
<b>30</b>	13	27	0,1	10,10	0,66	15,30	n. b.	n. b.	n. b.	23	68	3,0
<b>32</b>	13	26	3,6	33,20	1,73	19,21	906	332	2,7	24	64	2,7
<b>33</b>	13	33	3,3	17,95	1,84	9,73	901	312	2,9	25	67	2,7
<b>34</b>	13	28	3,3	14,70	1,32	11,13	827	302	2,7	26	75	2,9
<b>35</b>	13	24	2,3	14,35	1,30	11,03	980	376	2,6	22	61	2,8
<b>40</b>	14	n. b.	0,3	6,60	0,83	7,90	856	307	2,8	20	54	2,7

(Symbol: n. b. = nicht bestimmt)

## Anhang

---

Tabelle 7.147: Individuelle morphometrische Daten von *Anguilllicola* spp.

Population: Lago di Bracciano (I) W												
Datum: 26.04.04												
A. c. Nr.	Aal Nr.	Anzahl Zähne	Trocken- masse [mg]	Körper			Ösophagus			Kopfkapsel		
				Länge [mm]	Breite [mm]	Ratio	Länge [µm]	Breite [µm]	Ratio	Länge [µm]	Breite [µm]	Ratio
1	13	21	21,8	37,30	4,65	8,02	1168	495	2,4	25	60	2,4
2	13	23	4,4	22,45	2,85	7,88	950	267	3,6	24	59	2,5
3	13	24	32,0	31,55	4,20	7,51	1079	485	2,2	25	64	2,6
4	13	22	15,8	30,50	5,15	5,92	1208	416	2,9	25	67	2,7
5	13	20	17,7	29,50	4,05	7,28	1257	450	2,8	25	69	2,8
6	13	n. b.	0,3	7,96	1,18	6,72	n. b.	n. b.	n. b.	22	72	3,2
7	13	28	0,4	17,86	1,30	13,73	851	257	3,3	20	64	3,2
8	8	23	20,2	32,90	4,50	7,31	1099	436	2,5	24	66	2,7
9	8	23	3,9	18,50	1,90	9,72	886	356	2,5	21	64	3,0
10	8	21	0,0	5,83	0,41	14,29	743	228	3,3	21	67	3,2
12	3	23	8,4	35,65	3,80	9,38	n. b.	n. b.	n. b.	24	62	2,7
13	3	n. b.	17,5	34,60	4,15	8,34	1109	431	2,6	24	66	2,8
14	3	n. b.	12,1	30,25	3,15	9,60	1188	490	2,4	21	62	2,9
15	9	24	24,8	34,50	4,60	7,50	1020	446	2,3	22	62	2,8
31	13	22	1,5	19,80	1,71	11,59	871	248	3,5	26	70	2,7
36	14	21	3,5	20,70	2,16	9,60	1158	436	2,7	20	62	3,1
37	14	22	1,2	15,05	1,40	10,76	881	307	2,9	21	65	3,1
38	14	n. b.	2,4	13,15	1,96	6,71	1025	307	3,3	24	66	2,8
39	14	25	2,6	17,45	1,65	10,57	975	396	2,5	21	64	3,0

(Symbol: n. b. = nicht bestimmt)

Tabelle 7.148: Individuelle morphometrische Daten von *Anguilllicola* spp.

Population: Lago di Bracciano (I) M												
Datum: 01.06.04												
A. c. Nr.	Aal Nr.	Anzahl Zähne	Trocken- masse [mg]	Körper			Ösophagus			Kopfkapsel		
				Länge [mm]	Breite [mm]	Ratio	Länge [µm]	Breite [µm]	Ratio	Länge [µm]	Breite [µm]	Ratio
3	14	26	2,0	22,15	1,73	12,82	837	292	2,9	22	58	2,6
4	14	28	0,7	13,60	1,44	9,46	n. b.	n. b.	n. b.	26	73	2,8
5	18	18	0,0	4,66	0,23	20,00	525	144	3,7	19	49	2,6
6	20	23	0,2	10,40	0,72	14,48	634	238	2,7	20	55	2,8
9	24	21	3,5	18,45	1,73	10,68	837	366	2,3	21	56	2,7
10	24	22	3,9	24,05	1,81	13,32	941	327	2,9	19	52	2,8
11	24	19	4,0	18,40	2,02	9,11	792	386	2,1	16	56	3,4

(Symbol: n. b. = nicht bestimmt)

Tabelle 7.149: Individuelle morphometrische Daten von *Anguilllicola* spp.

Population: Lago di Bracciano (I) W												
Datum: 01.06.04												
A. c. Nr.	Aal Nr.	Anzahl Zähne	Trocken- masse [mg]	Körper			Ösophagus			Kopfkapsel		
				Länge [mm]	Breite [mm]	Ratio	Länge [µm]	Breite [µm]	Ratio	Länge [µm]	Breite [µm]	Ratio
1	14	27	4,5	24,25	2,95	8,22	941	347	2,7	22	66	2,9
2	14	n. b.	1,6	22,55	1,88	11,97	955	347	2,8	26	75	2,9
7	20	20	0,0	3,18	0,27	11,71	614	198	3,1	21	64	3,0
8	23	25	0,2	10,65	0,64	16,62	599	208	2,9	19	62	3,3

(Symbol: n. b. = nicht bestimmt)

Tabelle 7.150: Individuelle morphometrische Daten von *Anguilllicola* spp.

Population: Lago di Bracciano (I) M												
Datum: 21.07.04												
A. c. Nr.	Aal Nr.	Anzahl Zähne	Trocken- masse [mg]	Körper			Ösophagus			Kopfkapsel		
				Länge [mm]	Breite [mm]	Ratio	Länge [µm]	Breite [µm]	Ratio	Länge [µm]	Breite [µm]	Ratio
10	1	n. b.	0,0	8,14	0,35	23,28	584	158	3,7	21	54	2,6
11	1	n. b.	0,2	10,33	0,50	20,46	574	173	3,3	20	50	2,5
12	1	21	0,1	4,70	0,29	16,13	545	149	3,7	19	52	2,8
13	1	27	1,5	18,40	1,09	16,92	782	366	2,1	19	60	3,1
18	2	n. b.	2,8	21,60	1,75	12,36	911	356	2,6	n. b.	53	n. b.
19	4	n. b.	0,0	4,99	0,29	17,13	535	144	3,7	16	49	3,0
20	4	19	0,0	2,17	0,25	8,62	n. b.	n. b.	n. b.	21	53	2,6
21	4	21	0,1	7,73	0,39	19,90	644	198	3,3	19	59	3,0
22	4	19	0,0	6,64	0,30	22,06	530	173	3,1	18	47	2,6
28	7	23	3,1	21,80	1,40	15,59	698	233	3,0	19	48	2,5
29	7	29	1,5	21,80	1,69	12,90	827	198	4,2	21	56	2,7
30	7	n. b.	4,9	29,25	1,98	14,77	881	342	2,6	21	52	2,4
31	7	29	2,3	18,65	1,13	16,56	802	272	2,9	22	59	2,6
32	8	22	6,3	25,45	2,06	12,36	1030	391	2,6	24	59	2,5
33	8	n. b.	6,1	30,95	1,84	16,78	921	426	2,2	20	49	2,5
34	8	21	7,7	28,90	2,20	13,14	965	401	2,4	22	53	2,4
35	8	n. b.	7,1	29,85	2,12	14,10	950	371	2,6	25	59	2,4

(Symbol: n. b. = nicht bestimmt)

Tabelle 7.151: Individuelle morphometrische Daten von *Anguilllicola* spp.

Population: Lago di Bracciano (I) W												
Datum: 21.07.04												
A. c. Nr.	Aal Nr.	Anzahl Zähne	Trocken- masse [mg]	Körper			Ösophagus			Kopfkapsel		
				Länge [mm]	Breite [mm]	Ratio	Länge [µm]	Breite [µm]	Ratio	Länge [µm]	Breite [µm]	Ratio
1	8	20	8,6	33,70	2,90	11,62	950	441	2,2	20	66	3,3
2	8	24	17,7	48,55	4,40	11,03	1025	386	2,7	25	68	2,7
3	8	23	7,5	35,10	3,25	10,80	990	347	2,9	25	67	2,7
4	8	n. b.	7,0	31,25	2,66	11,75	995	386	2,6	18	55	3,1
5	7	23	0,2	6,85	0,47	14,70	624	158	3,9	20	60	3,0
6	7	n. b.	6,9	28,55	3,90	7,32	1005	446	2,3	n. b.	n. b.	n. b.
7	7	n. b.	8,1	35,70	3,50	10,20	960	431	2,2	20	55	2,7

Fortsetzung												
Population: Lago di Bracciano (I) W												
Datum: 21.07.04												
A. c. Nr.	Aal Nr.	Anzahl Zähne	Trocken- masse [mg]	Körper			Ösophagus			Kopfkapsel		
				Länge [mm]	Breite [mm]	Ratio	Länge [µm]	Breite [µm]	Ratio	Länge [µm]	Breite [µm]	Ratio
8	7	25	3,2	23,65	3,55	6,66	896	342	2,6	25	74	2,9
9	7	n. b.	14,9	37,35	3,75	9,96	950	406	2,3	24	65	2,8
14	1	26	5,7	24,15	2,17	11,10	881	297	3,0	19	52	2,8
15	1	23	1,5	16,95	1,63	10,39	891	332	2,7	21	59	2,9
16	1	n. b.	7,3	28,85	2,41	11,98	881	327	2,7	21	53	2,5
17	1	n. b.	1,5	15,85	1,44	11,03	842	287	2,9	20	58	2,9
23	4	n. b.	0,0	4,85	0,23	20,83	545	149	3,7	n. b.	44	n. b.
24	4	22	0,0	6,12	0,37	16,58	614	188	3,3	22	64	2,8
25	4	n. b.	0,1	8,74	0,52	16,67	604	163	3,7	21	55	2,7
26	4	n. b.	0,4	11,35	0,72	15,80	743	228	3,3	22	55	2,5
27	5	25	10,7	36,85	3,35	11,00	n. b.	243	n. b.	23	65	2,8

(Symbol: n. b. = nicht bestimmt)

Tabelle 7.152: Individuelle morphometrische Daten von *Anguillilicola* spp.

Population: Lago di Bracciano (I) M												
Datum: 03.09.04												
A. c. Nr.	Aal Nr.	Anzahl Zähne	Trocken- masse [mg]	Körper			Ösophagus			Kopfkapsel		
				Länge [mm]	Breite [mm]	Ratio	Länge [µm]	Breite [µm]	Ratio	Länge [µm]	Breite [µm]	Ratio
18	3	n. b.	1,7	16,25	1,20	13,50	837	277	3,0	21	47	2,2
19	4	n. b.	4,0	20,55	1,73	11,89	797	297	2,7	n. b.	n. b.	n. b.
20	4	n. b.	2,0	19,30	1,32	14,62	851	356	2,4	n. b.	n. b.	n. b.
21	6	n. b.	2,9	22,60	1,67	13,53	866	337	2,6	n. b.	n. b.	n. b.
22	6	22	1,4	21,40	1,44	14,89	777	297	2,6	16	47	2,9
23	6	22	2,9	23,85	1,84	12,93	921	351	2,6	22	56	2,6
24	6	21	1,6	21,25	1,42	14,99	906	297	3,1	21	51	2,5
25	6	n. b.	3,8	21,70	1,84	11,76	856	287	3,0	24	53	2,3
26	7	23	0,5	11,40	0,80	14,32	658	183	3,6	23	58	2,5
30	9	n. b.	2,4	16,25	1,42	11,46	797	287	2,8	19	53	2,8
31	9	24	2,6	23,15	1,46	15,90	876	317	2,8	18	47	2,7
32	9	n. b.	2,0	21,00	1,22	17,17	792	272	2,9	n. b.	n. b.	n. b.
35	12	27	0,2	9,42	0,52	17,96	678	173	3,9	21	54	2,6
36	14	n. b.	2,3	22,95	1,48	15,55	881	307	2,9	17	48	2,8
37	14	22	1,2	15,95	1,05	15,21	743	228	3,3	18	46	2,6
38	17	n. b.	1,5	16,10	1,09	14,81	822	297	2,8	19	55	2,9
39	17	n. b.	2,1	16,65	1,24	13,40	817	257	3,2	20	53	2,6
40	20	24	0,4	12,80	0,80	16,08	733	228	3,2	21	52	2,5

(Symbol: n. b. = nicht bestimmt)

Tabelle 7.153: Individuelle morphometrische Daten von *Anguilllicola* spp.

Population: Lago di Bracciano (I) W												
Datum: 03.09.04												
A. c. Nr.	Aal Nr.	Anzahl Zähne	Trocken- masse [mg]	Körper			Ösophagus			Kopfkapsel		
				Länge [mm]	Breite [mm]	Ratio	Länge [µm]	Breite [µm]	Ratio	Länge [µm]	Breite [µm]	Ratio
1	4	19	17,4	40,55	4,00	10,14	995	322	3,1	19	60	3,1
2	9	23	3,6	n. b.	n. b.	n. b.	871	287	3,0	21	59	2,8
3	9	23	11,2	41,05	3,40	12,07	1000	332	3,0	21	54	2,5
4	9	n. b.	4,4	28,25	1,98	14,26	916	307	3,0	23	53	2,3
5	9	23	1,5	19,75	1,24	15,89	807	218	3,7	22	56	2,6
6	14	21	0,1	8,06	0,45	18,04	n. b.	n. b.	n. b.	23	61	2,7
7	14	23	1,2	20,10	2,16	9,33	n. b.	n. b.	n. b.	22	65	2,9
8	14	n. b.	4,4	28,85	3,25	8,88	842	297	2,8	21	65	3,1
9	14	23	20,3	37,15	4,50	8,26	970	396	2,5	22	59	2,6
10	15	23	17,6	31,75	3,85	8,25	1104	455	2,4	23	62	2,7
11	15	23	8,4	27,00	2,17	12,42	990	287	3,4	21	55	2,6
12	15	23	10,7	30,50	3,15	9,68	960	401	2,4	20	53	2,6
13	15	19	13,8	32,30	2,62	12,32	941	317	3,0	20	56	2,8
14	17	19	8,8	33,10	3,55	9,32	1050	356	2,9	22	59	2,6
15	17	24	16,3	40,35	3,65	11,05	1114	376	3,0	22	57	2,6
16	3	n. b.	2,3	24,30	2,33	10,43	827	262	3,2	27	70	2,6
17	3	23	0,1	8,31	0,49	17,12	738	203	3,6	25	67	2,7
27	7	23	0,6	12,35	0,82	15,14	703	208	3,4	23	71	3,1
28	7	n. b.	1,0	14,80	0,91	16,22	698	198	3,5	23	59	2,6
29	7	n. b.	3,5	21,20	1,69	12,55	866	243	3,6	24	64	2,7
33	10	25	0,2	10,00	0,66	15,15	703	188	3,7	21	61	2,9
34	10	21	14,8	30,70	3,40	9,03	1099	485	2,3	22	55	2,5
41	20	n. b.	0,0	5,84	0,39	15,05	629	153	4,1	23	55	2,4

(Symbol: n. b. = nicht bestimmt)

Tabelle 7.154: Individuelle morphometrische Daten von *Anguilllicola* spp.

Population: Bu-Dai Aquaculture (ROC) M												
Datum: 25.02.03												
A. c. Nr.	Aal Nr.	Anzahl Zähne	Trocken- masse [mg]	Körper			Ösophagus			Kopfkapsel		
				Länge [mm]	Breite [mm]	Ratio	Länge [µm]	Breite [µm]	Ratio	Länge [µm]	Breite [µm]	Ratio
1	1	28	0,1	5,94	0,29	20,4	574	149	3,9	19	60	3,2
5	3	24	0,1	6,06	0,24	25,0	619	144	4,3	22	46	2,1
6	3	28	0,3	8,42	0,35	24,1	653	173	3,8	21	52	2,4
7	3	27	0,2	6,22	0,31	20,0	639	158	4,0	21	58	2,8
8	4	22	0,0	5,83	0,25	23,1	495	119	4,2	18	48	2,7
10	7	23	0,1	9,01	0,52	17,2	653	198	3,3	18	47	2,6
11	9	26	0,2	8,54	0,48	18,0	644	183	3,5	20	53	2,6

## Anhang

---

Tabelle 7.155: Individuelle morphometrische Daten von *Anguilllicola* spp.

Population: Bu-Dai Aquaculture (ROC) W												
Datum: 25.02.03												
A. c. Nr.	Aal Nr.	Anzahl Zähne	Trocken- masse [mg]	Körper			Ösophagus			Kopfkapsel		
				Länge [mm]	Breite [mm]	Ratio	Länge [µm]	Breite [µm]	Ratio	Länge [µm]	Breite [µm]	Ratio
2	3	26	0,4	6,20	0,39	16,0	653	183	3,6	21	60	2,8
3	3	26	0,0	5,22	0,30	17,4	619	144	4,3	19	61	3,2
4	3	28	0,1	3,28	0,22	14,7	540	119	4,5	14	45	3,3
9	5	27	0,0	5,73	0,38	15,1	614	168	3,6	20	59	2,9
12	10	30	2,2	19,69	1,30	15,1	921	287	3,2	24	69	2,9
13	10	26	1,8	16,79	1,20	13,9	886	252	3,5	21	59	2,8
14	10	24	0,0	7,79	0,41	19,1	634	119	5,3	24	67	2,9
15	10	30	0,0	7,19	0,34	21,2	594	149	4,0	22	67	3,0

Tabelle 7.156: Individuelle morphometrische Daten von *Anguilllicola* spp.

Population: Kao-Ping River (ROC) M												
Datum: 21.12.00												
A. c. Nr.	Aal Nr.	Anzahl Zähne	Trocken- masse [mg]	Körper			Ösophagus			Kopfkapsel		
				Länge [mm]	Breite [mm]	Ratio	Länge [µm]	Breite [µm]	Ratio	Länge [µm]	Breite [µm]	Ratio
1	3	26	2,6	14,66	1,44	10,2	723	188	3,8	22	53	2,4
2	5	26	0,1	6,87	0,47	14,8	485	99	4,9	19	46	2,4
4	12	28	0,1	5,46	0,35	15,6	535	99	5,4	21	52	2,4
5	12	26	0,5	12,37	0,72	17,2	653	153	4,3	20	47	2,4
6	12	27	0,6	13,89	0,76	18,3	703	139	5,1	19	55	2,9
7	12	29	0,8	14,66	0,87	16,8	n. b.	n. b.	n. b.	19	49	2,6

(Symbol: n. b. = nicht bestimmt)

Tabelle 7.157: Individuelle morphometrische Daten von *Anguilllicola* spp.

Population: Kao-Ping River (ROC) W												
Datum: 21.12.00												
A. c. Nr.	Aal Nr.	Anzahl Zähne	Trocken- masse [mg]	Körper			Ösophagus			Kopfkapsel		
				Länge [mm]	Breite [mm]	Ratio	Länge [µm]	Breite [µm]	Ratio	Länge [µm]	Breite [µm]	Ratio
3	12	23	2,3	21,07	1,28	16,4	802	188	4,3	21	60	2,8
8	12	27	0,0	6,00	0,39	15,5	n. b.	n. b.	n. b.	15	48	3,2

(Symbol: n. b. = nicht bestimmt)

Tabelle 7.158: Individuelle morphometrische Daten von *Anguilllicola* spp.

Population: Kao-Ping River (ROC) M												
Datum: 27.03.01												
A. c. Nr.	Aal Nr.	Anzahl Zähne	Trocken- masse [mg]	Körper			Ösophagus			Kopfkapsel		
				Länge [mm]	Breite [mm]	Ratio	Länge [µm]	Breite [µm]	Ratio	Länge [µm]	Breite [µm]	Ratio
1	7	33	0,2	13,11	0,70	18,75	703	218	3,2	19	56	3,0
2	8	25	0,0	8,49	0,50	16,81	574	168	3,4	20	47	2,4
3	9	26	0,9	14,50	0,83	17,37	757	193	3,9	21	54	2,6

<b>Fortsetzung</b>												
<b>Population: Kao-Ping River (ROC) M</b>												
<b>Datum: 27.03.01</b>												
<i>A. c.</i> Nr.	<i>Aal</i> Nr.	<b>Anzahl</b> <b>Zähne</b>	<b>Trocken-</b> <b>masse</b> [mg]	<b>Körper</b>			<b>Ösophagus</b>			<b>Kopfkapsel</b>		
				Länge [mm]	Breite [mm]	Ratio	Länge [µm]	Breite [µm]	Ratio	Länge [µm]	Breite [µm]	Ratio
4	10	26	0,0	8,19	0,39	21,10	604	144	4,2	21	54	2,6
6	16	24	0,3	11,71	0,52	22,33	540	129	4,2	15	42	2,8
8	17	n. b.	0,5	13,24	0,43	31,00	564	119	4,8	22	54	2,4
9	17	n. b.	0,3	5,77	0,31	18,56	525	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.

(Symbol: n. b. = nicht bestimmt)

Tabelle 7.159: Individuelle morphometrische Daten von *Anguilllicola* spp.

<b>Population: Kao-Ping River (ROC) W</b>												
<b>Datum: 27.03.01</b>												
<i>A. c.</i> Nr.	<i>Aal</i> Nr.	<b>Anzahl</b> <b>Zähne</b>	<b>Trocken-</b> <b>masse</b> [mg]	<b>Körper</b>			<b>Ösophagus</b>			<b>Kopfkapsel</b>		
				Länge [mm]	Breite [mm]	Ratio	Länge [µm]	Breite [µm]	Ratio	Länge [µm]	Breite [µm]	Ratio
5	10	22	0,2	9,40	0,60	15,61	653	158	4,1	24	58	2,5
7	16	25	0,3	11,20	0,43	26,23	639	129	5,0	21	47	2,3
10	17	n. b.	0,8	15,83	0,62	25,47	604	158	3,8	24	58	2,5

(Symbol: n. b. = nicht bestimmt)

Tabelle 7.160: Individuelle morphometrische Daten von *Anguilllicola* spp.

<b>Population: Kao-Ping River (ROC) M</b>												
<b>Datum: 21.06.01</b>												
<i>A. c.</i> Nr.	<i>Aal</i> Nr.	<b>Anzahl</b> <b>Zähne</b>	<b>Trocken-</b> <b>masse</b> [mg]	<b>Körper</b>			<b>Ösophagus</b>			<b>Kopfkapsel</b>		
				Länge [mm]	Breite [mm]	Ratio	Länge [µm]	Breite [µm]	Ratio	Länge [µm]	Breite [µm]	Ratio
2	2	n. b.	0,1	8,02	0,39	20,65	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.
3	2	n. b.	0,3	10,23	0,47	21,96	594	139	4,3	20	47	2,4
4	7	n. b.	0,0	7,13	0,37	19,32	559	149	3,8	19	52	2,8
5	8	28	0,1	10,52	0,29	36,13	525	168	3,1	21	61	3,0
6	9	25	0,0	5,63	0,33	17,06	574	129	4,5	14	46	3,3
7	11	24	0,3	5,73	0,31	18,44	629	139	4,5	20	59	2,9
9	13	n. b.	0,3	9,44	0,68	13,89	683	188	3,6	16	52	3,1
10	15	26	0,0	10,87	0,56	19,31	604	168	3,6	20	51	2,5
11	15	25	0,0	9,18	0,50	18,19	579	109	5,3	20	45	2,2

Tabelle 7.161: Individuelle morphometrische Daten von *Anguilllicola* spp.

<b>Population: Kao-Ping River (ROC) W</b>												
<b>Datum: 21.06.01</b>												
<i>A. c.</i> Nr.	<i>Aal</i> Nr.	<b>Anzahl</b> <b>Zähne</b>	<b>Trocken-</b> <b>masse</b> [mg]	<b>Körper</b>			<b>Ösophagus</b>			<b>Kopfkapsel</b>		
				Länge [mm]	Breite [mm]	Ratio	Länge [µm]	Breite [µm]	Ratio	Länge [µm]	Breite [µm]	Ratio
1	1	n. b.	0,8	13,11	0,82	16,08	698	158	4,4	21	56	2,6
8	11	27	0,2	6,82	0,43	15,95	624	129	4,8	19	61	3,2

(Symbol: n. b. = nicht bestimmt)

## Anhang

---

Tabelle 7.162: Individuelle morphometrische Daten von *Anguilllicola* spp.

Population: Kao-Ping River (ROC) M												
Datum: 11.09.01												
A. c. Nr.	Aal Nr.	Anzahl Zähne	Trocken- masse [mg]	Körper			Ösophagus			Kopfkapsel		
				Länge [mm]	Breite [mm]	Ratio	Länge [µm]	Breite [µm]	Ratio	Länge [µm]	Breite [µm]	Ratio
1	3	26	1,6	14,66	1,05	13,98	871	238	3,7	18	49	2,7
4	7	21	0,2	4,02	0,31	12,94	520	114	4,6	15	39	2,5
9	10	26	0,9	10,84	0,82	13,29	n. b.	n. b.	n. b.	15	46	3,0
11	10	n. b.	1,0	10,53	0,87	12,06	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.
12	10	24	0,0	9,03	0,65	13,88	639	158	4,0	19	53	2,8
13	10	n. b.	0,0	5,98	0,64	9,33	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.
14	10	n. b.	0,5	11,45	0,72	15,94	644	158	4,1	17	45	2,6
15	10	24	0,4	10,08	0,72	14,03	629	144	4,4	15	39	2,5
16	10	24	0,6	9,16	0,95	9,63	n. b.	n. b.	n. b.	16	53	3,2
19	16	23	0,0	8,49	0,47	18,22	594	153	3,9	18	49	2,7
20	20	22	0,0	9,59	0,41	23,52	515	79	6,5	16	42	2,6
21	21	n. b.	0,0	10,91	0,49	22,47	639	188	3,4	20	49	2,5

(Symbol: n. b. = nicht bestimmt)

Tabelle 7.163: Individuelle morphometrische Daten von *Anguilllicola* spp.

Population: Kao-Ping River (ROC) W												
Datum: 11.09.01												
A. c. Nr.	Aal Nr.	Anzahl Zähne	Trocken- masse [mg]	Körper			Ösophagus			Kopfkapsel		
				Länge [mm]	Breite [mm]	Ratio	Länge [µm]	Breite [µm]	Ratio	Länge [µm]	Breite [µm]	Ratio
2	4	24	15,0	30,08	3,36	8,95	941	248	3,8	20	52	2,6
3	4	23	0,2	7,42	0,49	15,28	n. b.	n. b.	n. b.	19	48	2,5
5	10	n. b.	3,1	18,02	1,71	10,54	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.
6	10	n. b.	12,1	29,01	2,90	10,00	896	228	3,9	20	48	2,4
7	10	24	20,8	27,02	3,59	7,53	911	218	4,2	21	58	2,7
8	10	23	3,5	16,34	1,98	8,25	634	168	3,8	19	46	2,4
10	10	25	2,2	14,20	1,36	10,45	782	178	4,4	20	52	2,6
17	11	n. b.	8,4	26,72	2,25	11,86	936	208	4,5	19	55	2,8
18	15	25	7,9	24,58	2,43	10,13	822	188	4,4	19	52	2,8

(Symbol: n. b. = nicht bestimmt)

Tabelle 7.164: Individuelle morphometrische Daten von *Anguilllicola* spp.

Population: Kao-Ping River (ROC) M												
Datum: 01.08.02												
A. c. Nr.	Aal Nr.	Anzahl Zähne	Trocken- masse [mg]	Körper			Ösophagus			Kopfkapsel		
				Länge [mm]	Breite [mm]	Ratio	Länge [µm]	Breite [µm]	Ratio	Länge [µm]	Breite [µm]	Ratio
1	3	n. b.	0,9	13,74	0,87	15,73	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.
2	3	25	0,9	12,37	0,82	15,16	574	119	4,8	18	45	2,5
3	3	25	0,6	12,06	0,68	17,75	589	114	5,2	19	47	2,5
5	5	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.
6	5	23	0,0	3,01	0,21	14,09	361	69	5,2	15	41	2,7
7	5	n. b.	0,1	2,29	0,14	16,86	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.
9	10	23	0,1	10,27	0,47	22,04	n. b.	n. b.	n. b.	17	44	2,6

<b>Fortsetzung</b>												
<b>Population: Kao-Ping River (ROC) M</b>												
<b>Datum: 01.08.02</b>												
<i>A. c.</i> Nr.	<i>Aal</i> Nr.	Anzahl Zähne	Trocken- masse [mg]	Körper			Ösophagus			Kopfkapsel		
				Länge [mm]	Breite [mm]	Ratio	Länge [µm]	Breite [µm]	Ratio	Länge [µm]	Breite [µm]	Ratio
<b>1</b>	3	27	1,2	22,75	1,01	22,53	728	178	4,1	17	46	2,7
<b>9</b>	14	n. b.	0,5	23,21	1,55	14,94	723	208	3,5	18	47	2,7
<b>10</b>	14	n. b.	0,0	9,32	0,52	17,78	n. b.	n. b.	n. b.	18	49	2,8
<b>14</b>	20	27	0,0	10,08	0,60	16,74	574	149	3,9	19	48	2,5

(Symbol: n. b. = nicht bestimmt)

Tabelle 7.165: Individuelle morphometrische Daten von *Anguilllicola* spp.

<b>Population: Kao-Ping River (ROC) W</b>												
<b>Datum: 01.08.02</b>												
<i>A. c.</i> Nr.	<i>Aal</i> Nr.	Anzahl Zähne	Trocken- masse [mg]	Körper			Ösophagus			Kopfkapsel		
				Länge [mm]	Breite [mm]	Ratio	Länge [µm]	Breite [µm]	Ratio	Länge [µm]	Breite [µm]	Ratio
<b>2</b>	3	25	6,0	25,95	2,54	10,20	782	218	3,6	21	53	2,6
<b>3</b>	3	n. b.	7,3	29,77	2,58	11,53	827	248	3,3	21	55	2,6
<b>4</b>	3	n. b.	8,2	31,45	3,36	9,36	822	223	3,7	19	53	2,8
<b>5</b>	3	26	0,6	13,13	1,11	11,86	639	188	3,4	20	61	3,1
<b>6</b>	3	25	0,6	7,75	0,43	18,14	n. b.	n. b.	n. b.	18	49	2,8
<b>7</b>	5	n. b.	0,7	14,20	1,17	12,19	673	208	3,2	18	47	2,7
<b>8</b>	6	24	0,8	13,13	0,93	14,09	668	168	4,0	19	53	2,7
<b>11</b>	14	n. b.	3,6	19,54	1,98	9,87	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.
<b>12</b>	15	26	0,0	6,35	0,31	20,44	n. b.	n. b.	n. b.	16	39	2,4
<b>13</b>	18	30	0,2	5,90	0,32	18,42	n. b.	n. b.	n. b.	19	52	2,8

(Symbol: n. b. = nicht bestimmt)

Tabelle 7.166: Individuelle morphometrische Daten von *Anguilllicola* spp.

<b>Population: Kao-Ping River (ROC) M</b>												
<b>Datum: 02.03.03</b>												
<i>A. c.</i> Nr.	<i>Aal</i> Nr.	Anzahl Zähne	Trocken- masse [mg]	Körper			Ösophagus			Kopfkapsel		
				Länge [mm]	Breite [mm]	Ratio	Länge [µm]	Breite [µm]	Ratio	Länge [µm]	Breite [µm]	Ratio
<b>1</b>	2	22	0,5	7,18	0,49	14,80	614	178	3,4	15	40	2,6
<b>2</b>	5	21	0,9	10,23	0,80	12,85	683	228	3,0	20	52	2,6
<b>5</b>	10	20	0,4	8,93	0,74	12,11	653	198	3,3	15	40	2,6
<b>8</b>	11	21	0,0	6,17	0,45	13,83	634	198	3,2	20	51	2,5
<b>13</b>	74	20	0,0	3,46	0,19	17,80	446	109	4,1	15	42	2,8
<b>14</b>	13	21	0,1	6,23	0,41	15,29	584	198	3,0	16	44	2,6
<b>15</b>	14	21	0,0	5,81	0,49	11,96	594	168	3,5	15	45	2,9
<b>16</b>	14	22	0,2	6,91	0,41	16,95	594	168	3,5	18	47	2,7
<b>17</b>	12	22	0,9	11,76	1,05	11,21	743	238	3,1	21	59	2,8
<b>19</b>	22	21	0,5	7,67	0,62	12,34	703	178	3,9	20	49	2,5
<b>20</b>	22	22	0,3	9,61	0,78	12,38	752	248	3,0	16	46	2,8
<b>22</b>	25	20	1,1	14,50	1,20	12,05	713	198	3,6	13	38	2,9
<b>23</b>	26	20	0,0	4,39	0,27	16,14	584	168	3,5	18	46	2,6
<b>25</b>	35	n. b.	0,2	8,10	0,45	18,13	614	178	3,4	22	51	2,3
<b>26</b>	36	18	1,6	12,06	1,17	10,35	733	238	3,1	19	44	2,3

Fortsetzung												
Population: Kao-Ping River (ROC) M												
Datum: 02.03.03												
A. c. Nr.	Aal Nr.	Anzahl Zähne	Trocken- masse [mg]	Körper			Ösophagus			Kopfkapsel		
				Länge [mm]	Breite [mm]	Ratio	Länge [µm]	Breite [µm]	Ratio	Länge [µm]	Breite [µm]	Ratio
32	42	21	0,0	8,14	0,49	16,8	634	188	3,4	21	52	2,4
35	50	28	0,2	7,71	0,47	16,5	673	248	2,7	19	54	2,9
36	52	28	0,0	7,81	0,49	16,1	743	208	3,6	21	59	2,8
37	53	27	0,0	8,50	0,49	17,5	653	238	2,8	16	47	2,9
38	55	21	0,1	5,77	0,29	19,8	525	149	3,5	15	45	2,9
41	62	22	0,0	4,14	0,27	15,2	564	149	3,8	19	46	2,4
43	68	25	0,1	6,45	0,37	17,5	634	188	3,4	21	55	2,6
44	69	27	0,4	8,82	0,68	13,0	673	208	3,2	18	47	2,7
45	69	21	0,3	8,58	0,62	13,8	584	208	2,8	19	47	2,5
46	69	27	0,0	8,14	0,62	13,1	634	158	4,0	18	45	2,5
47	69	26	0,2	7,40	0,51	14,7	614	168	3,6	18	41	2,3

(Symbol: n. b. = nicht bestimmt)

Tabelle 7.167: Individuelle morphometrische Daten von *Anguilllicola* spp.

Population: Kao-Ping River (ROC) W												
Datum: 02.03.03												
A. c. Nr.	Aal Nr.	Anzahl Zähne	Trocken- masse [mg]	Körper			Ösophagus			Kopfkapsel		
				Länge [mm]	Breite [mm]	Ratio	Länge [µm]	Breite [µm]	Ratio	Länge [µm]	Breite [µm]	Ratio
3	5	24	1,5	16,03	1,46	11,01	832	248	3,4	22	53	2,4
4	6	22	2,6	16,49	1,57	10,48	792	248	3,2	16	48	2,9
6	10	23	6,3	19,69	2,16	9,14	842	277	3,0	22	59	2,6
7	10	22	0,8	10,04	0,91	11,00	733	208	3,5	22	56	2,5
9	11	24	11,4	26,72	2,43	11,01	921	297	3,1	20	56	2,8
10	11	23	11,2	24,12	2,43	9,94	851	257	3,3	21	49	2,3
11	12	24	0,0	8,00	0,58	13,73	683	188	3,6	22	61	2,7
12	17	22	0,6	11,91	0,80	14,96	743	198	3,8	21	55	2,6
18	19	21	3,3	17,10	1,65	10,36	842	257	3,3	22	69	3,1
21	24	20	0,2	4,91	0,27	18,07	653	178	3,7	21	56	2,7
24	27	n. b.	3,0	15,42	1,48	10,45	693	257	2,7	19	42	2,3
27	36	22	12,3	23,21	2,90	8,00	1040	317	3,3	20	60	3,0
28	36	n. b.	8,9	23,36	2,90	8,05	980	347	2,8	19	46	2,4
29	36	26	3,5	17,56	1,92	9,13	921	347	2,7	18	55	3,1
30	36	24	1,2	10,08	1,13	8,95	812	257	3,2	20	54	2,7
31	4	21	13,4	26,41	2,41	11,0	941	287	3,3	21	54	2,6
33	44	21	1,3	14,20	1,18	12,0	822	228	3,6	20	53	2,6
34	45	21	0,1	9,61	0,78	12,4	673	188	3,6	20	52	2,6
39	57	21	3,2	20,46	1,65	12,4	832	208	4,0	18	51	2,9
40	58	25	1,2	14,05	1,26	11,1	752	188	4,0	20	49	2,5
42	62	22	0,0	4,54	0,21	21,3	554	139	4,0	19	51	2,7

(Symbol: n. b. = nicht bestimmt)

Tabelle 7.168: Individuelle morphometrische Daten von *Anguilllicola* spp.

<b>Population: Canterbury (NZ) M</b>												
<b>Datum: 12.12.03</b>												
<b>A. c. Nr.</b>	<b>Aal Nr.</b>	<b>Anzahl Zähne</b>	<b>Trocken- masse [mg]</b>	<b>Körper</b>			<b>Ösophagus</b>			<b>Kopfkapsel</b>		
				<b>Länge [mm]</b>	<b>Breite [mm]</b>	<b>Ratio</b>	<b>Länge [µm]</b>	<b>Breite [µm]</b>	<b>Ratio</b>	<b>Länge [µm]</b>	<b>Breite [µm]</b>	<b>Ratio</b>
<b>7</b>	6	n.b.	1,6	22,29	1,55	14,35	752	257	2,9	7	21	3,0
<b>8</b>	8	n.b.	0,3	15,27	0,62	24,57	663	183	3,6	8	24	3,1
<b>9</b>	8	n.b.	0,1	14,47	0,62	23,29	644	178	3,6	8	24	2,9
<b>14</b>	7	n.b.	0,0	5,34	0,21	25,00	500	69	7,2	7	24	3,4

(Symbol: n. b. = nicht bestimmt)

Tabelle 7.169: Individuelle morphometrische Daten von *Anguilllicola* spp.

<b>Population: Canterbury (NZ) W</b>												
<b>Datum: 12.12.03</b>												
<b>A. c. Nr.</b>	<b>Aal Nr.</b>	<b>Anzahl Zähne</b>	<b>Trocken- masse [mg]</b>	<b>Körper</b>			<b>Ösophagus</b>			<b>Kopfkapsel</b>		
				<b>Länge [mm]</b>	<b>Breite [mm]</b>	<b>Ratio</b>	<b>Länge [µm]</b>	<b>Breite [µm]</b>	<b>Ratio</b>	<b>Länge [µm]</b>	<b>Breite [µm]</b>	<b>Ratio</b>
<b>1</b>	2	n.b.	0,0	14,45	0,56	25,66	634	139	4,6	7	25	3,5
<b>2</b>	3	n.b.	0,0	5,03	0,21	23,55	505	79	6,4	7	25	3,5
<b>3</b>	4	n.b.	1,5	20,76	1,26	16,45	634	173	3,7	6	27	4,2
<b>4</b>	4	n.b.	1,7	20,61	1,65	12,49	644	158	4,1	6	23	3,5
<b>5</b>	5	n.b.	0,0	3,71	0,18	21,22	450	79	5,7	6	21	3,3
<b>6</b>	6	n.b.	7,1	26,72	3,51	7,61	693	257	2,7	n.b.	n.b.	n.b.
<b>10</b>	8	n.b.	0,4	17,71	0,78	22,80	703	188	3,7	8	25	3,2
<b>11</b>	8	n.b.	0,5	16,95	0,87	19,39	663	168	3,9	7	25	3,5
<b>12</b>	9	n.b.	1,8	18,47	1,20	15,34	723	188	3,8	8	26	3,2
<b>13</b>	9	35	0,0	7,38	0,60	12,26	545	79	6,9	7	26	3,7

(Symbol: n. b. = nicht bestimmt)



## **8 Danksagung**

An erster Stelle möchte ich mich bei Herrn Prof. Dr. H. Taraschewski für die Bereitstellung eines Arbeitsplatzes, die mir gewährten Freiheiten und die hilfreichen Ideen, die zum Gelingen dieser Arbeit beigetragen haben, ganz herzlich bedanken.

Herrn Prof. Dr. W. Haas (Zoologisches Institut der Universität Erlangen-Nürnberg) danke ich vielmals für die freundliche Übernahme des Korreferats.

Bei Herrn Dr. Bernd Sures möchte ich mich nicht nur herzlichst für die zahlreichen wertvollen Ratschläge bedanken, sondern auch dafür, dass ich von seiner wissenschaftlichen Kompetenz und den gemeinsamen Kongressteilnahmen sehr viel lernen konnte.

Hervorgehoben sei in dieser Danksagung Fränkie Thielen. Durch die gemeinsamen Elektro-Befischungen verschiedener Rheinabschnitte bzw. anderer Fließgewässer und die parasitologischen Untersuchungen der Aale bis spät in der Nacht, trug er mit viel Freude und Begeisterung zum wesentlichen Gelingen dieser Arbeit bei. Vielen Dank!

Der gesamten Arbeitsgruppe Ökologie/ Parasitologie danke ich für das überaus angenehme Arbeitsklima, ganz besonders aber meinen Freunden Dipl. Biol. Fränkie Thielen und Dr. Felix Reitze mit denen ich zusammen wundervolle Promotionsjahre erleben durfte.

Frau Prof. Dr. S. Mattiucci und Frau Prof. Dr. L. Paggi gebührt mein außerordentlicher Dank für die herzliche Aufnahme am parasitologischen Institut der Universität Rom „La Sapienza“, die parasitologische Untersuchung von Europäischen Aalen und die Durchführung der Allozym-Elektrophoresen.

Das Zoologische Institut der „National Taiwan University“ in Taipei ermöglichte mir die parasitologische Untersuchung von Wild- und Kulturaalen, sowie die Beschaffung von Japanischen Glasaalen. Dafür und für die überaus liebenswerte Gastfreundschaft möchte ich mich bei Herrn Prof. Dr. W.N. Tzeng und seiner gesamten Arbeitsgruppe von ganzem Herzen bedanken.

Herrn Dr. K. Knopf (Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei Berlin - IGB), Frau Dr. E. Dzika und Prof. J. Szerbowski (Zoologisches Institut der „Warmia and Mazury University“ in Olsztyn) danke ich für die Beschaffung von Europäischen Aalen aus dem Müggelsee bzw. aus dem Olsztyneker See (Ostpolen).

## **Danksagung**

---

Dank der Kooperation mit den Herren Prof. Dr. R. Poulin, Dr. F. Lefebvre , Dr. M. Hine und T. Schuster des Zoologisches Instituts der „University of Otago“ in Dunedin, New Zealand, bzw. dem „National Centre for Disease Investigation“ (Ministry of Agriculture and Forestry) in Upper Hutt, ebenfalls New Zealand, konnten auch Nematoden aus Australischen Aalen morphometrisch untersucht werden.

Weiterhin sei den Herren Prof. Dr. F. Moravec und Prof. Dr. T. Scholz für die gastfreundschaftliche Aufnahme am parasitologischen Institut der „Academy of Sciences of the Czech Republic“ in Ceské Budejovice und die aufschlussreiche Einweisung in die Vermessung von morphologischen Merkmalen bei Nematoden gedankt.

Dr. B. Klar (Institut für Mathematische Stochastik der Universität Karlsruhe) danke ich vielmals für die hilfreichen Ratschläge in Bezug auf statistische Testverfahren.

Gedankt sei auch den fleißigen Korrekturlesern Marita, Rita, Bernd und den vielen kleinen und großen Hilfen von Thomas und Daniel.

Bei der Landesgraduiertenförderung Baden-Württembergs bedanke ich mich herzlichst für das 2-jährige Promotionsstipendium sowie für die finanzielle Ermöglichung des 5-wöchigen Forschungsprojekts in Taiwan.

Dem Deutschen Akademischen Austauschdienst (DAAD) danke ich für das 3-monatige Forschungsstipendium an der Universität Rom „La Sapienza“ und damit nicht nur der wissenschaftlichen Umsetzung meiner Arbeit, sondern auch für die Möglichkeit, die italienische Kultur und Lebensart kennen gelernt zu haben.

Von ganzem Herzen möchte ich meiner Familie, besonders meiner Mutter und Großmutter, für die liebevolle Unterstützung während meines gesamten Studiums bis hin zur Promotion danken und dass sie mir mit viel Geduld und Rücksicht stets zur Seite stand.

Meiner Freundin Rita danke ich nicht nur für den seelischen und moralischen Beistand, sondern insbesondere für all die wundervollen Jahre, die wir gemeinsam verbringen konnten.

## *Curriculum vitae*

<b>Persönliche Daten</b>	
<b>Name, Vorname:</b>	Münsterle, Marcel Rouven
<b>Straße:</b>	Rintheimerstr. 15
<b>PLZ/ Wohnort:</b>	76131 Karlsruhe
<b>Geburtsdatum:</b>	11.10.1973
<b>Geburtsort:</b>	Pforzheim
<b>Familienstand:</b>	ledig
<b>Staatsangehörigkeit:</b>	deutsch
<b>Schulausbildung</b>	
von / bis	
1980-1984	Grundschule Dillweißenstein
1984-1993	Theodor-Heuss-Gymnasium Pforzheim
1993	Abitur
<b>Zivildienst</b>	
von / bis	
1993-1994	Arbeiter-Samariter-Bund Pforzheim
<b>Studium</b>	
von / bis	
1994-2001	Diplom-Biologie an der Universität Karlsruhe (TH)
Seit 2001	Promotion an der Universität Karlsruhe (TH)



**Erklärung:**

Hiermit versichere ich, dass ich die vorliegende Arbeit selbstständig angefertigt und keine anderen als die angegebenen Quellen und Hilfsmittel verwendet habe.

Karlsruhe, den 02. November 2005

.....

