

1. Einleitung

Der Formenkreis der Renken (*Coregonus lavaretus*, L.) ist in Europa weit verbreitet. Die Art ist in vielen europäischen Seen als Glazialrelikt vorhanden (PIVNICKA *et al.* 1987, in MALBROUCK *et al.* 2005). Seit 1880 wurde sie an vielen Standorten außerhalb ihrer natürlichen Verbreitung besetzt (WELCOME 1988, in MALBROUCK *et al.* 2005).

Die Renke ist eine hoch polymorphe Spezies. Oft besiedeln zumindest zwei Formen ein Gewässer sympatrisch. Als einziges haltbares Merkmal zur Unterscheidung verschiedener Formen wird von vielen Autoren die Anzahl der Kiemenreusendornen genannt (SVÄRDSON 1952; 1957; 1979; 1998; BODALY 1979; BERGSTRAND 1982; AMUNDSEN 1988a; 1988b; SANDLUND *et al.* 1996; AMUNDSEN *et al.* 2002; 2004; alle in AMUNDSEN 2004a). Sympatrisch lebende Formen zeigen oft grundlegende Unterschiede in Habitats- und Nahrungsselektion. Dieser Ressourcennutzungspolymorphismus beinhaltet typischerweise das Vorkommen einer benthischen, vorwiegend Zoobenthos konsumierenden, und einer pelagischen, auf Zooplankton spezialisierte Form (AMUNDSEN *et al.* 2004a, b).

Dieses Muster wurde bei vielen Süßwasserfischen beobachtet, wie zum Beispiel bei Saiblingen (KLEMENTSEN & GROTNES 1980; WALKER *et al.* 1988; beide in AMUNDSEN *et al.* 2004b), Stichlingen (LAVIN & MCPHAIL 1993; SCHLUTER & MCPHAIL 1993; beide in AMUNDSEN *et al.* 2004b), und Sonnenbarschen (EHLINGER & WILSON 1988; ROBINSON *et al.* 1993; beide in AMUNDSEN *et al.* 2004b). Bei den Renken dominiert die Form mit vielen und langen Kiemenreusendornen das Pelagial und sie nutzen vorwiegend Zooplankton als Nahrungsquelle, jene mit wenigen und kurzen Kiemenreusendornen besiedeln vorwiegend das Litoral, und ihre Nahrung besteht vorwiegend aus benthischen Invertebraten (AMUNDSEN 1988a; AMUNDSEN *et al.* 1999; BØHN & AMUNDSEN 1998; 2001; alle in AMUNDSEN *et al.* 2004b; BØHN & AMUNDSEN 2004b; LEHTONEN *et al.* 1998). Die Rolle der Kiemenreusendornen für die Ernährung der Renken ist bis jetzt noch nicht ganz geklärt (KAHILAINEN 2004).

In vielen Voralpen- und Alpenseen Mitteleuropas sind die Fischbestände von Renken dominiert, welche oft einen wesentlichen Bestandteil der kommerziellen Fischerei darstellen (LAHNSTEINER & WANZENBÖCK 2004), in den österreichischen Voralpen- und Alpenseen ist sie sogar die wichtigste Fischart für die Berufsfischer (GASSNER *et al.* 1998; 2004). Die Reinanke ist allerdings auch unter den Freizeitanglern sehr beliebt, da sie ist relativ leicht zu erbeuten und ihr Fleisch von ausgezeichneter Qualität ist (MÜLLER 2004, 2005). Die Anglerei ist eine Freizeitbeschäftigung, die sich in Österreich regen Zulaufs erfreut. Derzeit gibt es im Bundesgebiet rund 380.000 Angler, die Fische mit einem geschätzten Gesamtgewicht von etwa 1000 t pro Jahr aus den heimischen Gewässern fangen (SPINDLER 1997, in GASSNER *et al.* 1998).

1.1. Der Weissensee

Der oligotrophe und meromiktische Weissensee (FINDENEKG 1934) ist ein Paradebeispiel für den Typ eines Seeforellen-Sees (HONSIG-ERLENBURG 2002). Die ursprüngliche, autochthone Fischfauna bestand aus Seeforelle, Bachforelle, Seesaibling, Aitel, Schleie, Gründling und Elritze (HONSIG-ERLENBURG 1999). Nach Besatzmaßnahmen vor allem Mitte des letzten Jahrhunderts und dem Aussterben von Gründling und Elritze vor über 25 Jahren besiedeln heute 18 Fischarten den Weissensee (MÜLLER 2004). Das Fischereirecht ist im Besitz der Agrargemeinschaft der fünf Dorfschaften (A5D), die Bewirtschaftung des Weissensees war bis zum Jahr 2003 ausschließlich auf die Angelfischerei ausgerichtet, seit dem Sommer 2004 wird im Ostteil des Sees auch kommerzieller Fischfang mit Kiemennetzen betrieben (MÜLLER 2005). Zu den Eckdaten des Weissensees siehe Tabelle 1.

Tabelle 1: Übersicht über die wichtigsten Eckdaten des Weissensees.

Seehöhe:	930 m
Länge:	11,5 km
maximale Breite:	900 m
mittlere Breite:	572 m
Fläche	6,5 km ²
maximale Tiefe:	99 m
mittlere Tiefe:	35,1 m
Einzugsgebiet:	46 km ²
Wasservolumen:	229.165.045 m ³
theoretische Wassererneuerungszeit:	11,0 Jahre

Der Weissensee lässt sich hinsichtlich seiner Tiefenverhältnisse in folgende Abschnitte gliedern (siehe Abbildung 1):

Westmulde:	a) Westende des Sees bis zur Brücke („Gatschacher Becken“); maximale Tiefe: 6 m. b) Brücke bis zum Mühlbach in Neusach; maximale Tiefe: 16 m.
Mittlerer Abschnitt:	Mühlbach bis ca. 1 km östlich vom Ronacherfels; maximale Tiefe: 55 m.
Östlicher Abschnitt:	Ca. 1 km östlich des Ronacherfels bis zum Ostende des Sees; maximale Tiefe: 99 m.



Abbildung 1: Übersichtskarte über den Weissensee.

Im Weissensee wurden Reinanken (*Coregonus lavaretus*, L.) erstmals im Jahr 1934 in Form von Larven besetzt (PAWLIK 1990). Beim Besatz von allochthonen Fischarten in ein Gewässer kommt es oft anfangs zu spektakulärem Wachstum und anschließend zur Verbüttung (NILSSON 1972), dies traf auf die Renken im Weissensee allerdings überhaupt nicht zu. Diese Besatzfische gerieten mehr oder weniger in Vergessenheit und entwickelten in den folgenden 50 Jahren einen sehr guten und vor allem auch großwüchsigen Bestand. Dieser blieb allerdings unbeachtet, weil am Weissensee keine kommerzielle Fischerei betrieben wurde, und den Angelfischern keine effektive Fangmethode zur Verfügung stand (MÜLLER 2004; GASSNER 1996). Erst die Verwendung einer neuen Angeltechnik, der Hegene, machte die Renke auch für Freizeitfischer interessant, diese Technik wurde um 1980 in Österreich aus der Schweiz eingeführt (GASSNER et al 2004).

Nach wenigen Jahren war die Reinanke der beliebteste Angelfisch des Weissensees, und somit auch der wirtschaftlich wertvollste. Ab dem Jahr 1986 wurden regelmäßige Besatzmaßnahmen durch die A5D durchgeführt, wobei der Herkunft der Fische kaum Beachtung geschenkt wurde, und sowohl Bodenseeforen, als auch großwüchsige Maränen aus Waldviertler Teichen in den See gelangten. Von einer genetischen Vermischung verschiedener Coregonenformen kann daher ausgegangen werden (MÜLLER 2004).

Zum Zwecke des Aufbaus eines ökologisch und ökonomisch vertretbaren Fischbestandes wurde 1996 ein mehrjähriges Projekt gestartet. Besonderes Augenmerk lag auf dem praktisch erloschenen Seeforellenbestand, beteiligt waren das Institut für Fischforschung (Dr. Steiner, Innsbruck), das Kärntner Institut für Seenforschung und die A5D.

Ergänzend zu diesem Projekt befasste sich Herr Mag. Müller im Rahmen seiner Diplomarbeit in erster Linie mit den Reinanken des Weissensees. Er untersuchte die Fischartenverteilung in den Teilhabitaten Pelagial und Litoral, die Populationsstruktur der Renken, sowie deren Parasitenbefall, Nahrungsversorgung und Kondition. Seine Untersuchungen in den Jahren 1999 bis 2001 wiesen auf einen Trend zur Verbüttung der Renken hin, die Konditionsfaktoren waren rückläufig (MÜLLER 2004). Starke intraspezifische Konkurrenz führt vor allem bei den größeren Größenklassen oftmals

zu Wachstumsinderungen, und kann sogar zum Unterdrücken der für Coregonen typischen ontogenetischen Nischenwechsel führen (TOLONEN & KJELLMAN 2001).

Gleichzeitig klagte die Angelfischerei darüber, dass zwar viele, allerdings größtenteils untermaßige Renken (MÜLLER, pers. Komm.) an die Angel gingen. Durch den hohen Befischungsdruck, verbunden mit einem relativ hohen Mindestmaß von 40 cm, wurden vor allem die großwüchsigen Fische ausselektiert, und langsamwüchsige Fische begünstigt, die das Brittel gar nicht oder erst spät erreichten (MÜLLER 2004). Das zu hohe Mindestmaß lässt sich durchaus mit der Verwendung von zu großen Maschenweiten bei der kommerziellen Fischerei vergleichen, was ebenfalls zu einer Selektion gegen großwüchsige Formen führen kann (ARONSUU & HUHMARNIEMI 2004).

Die Ernährungssituation stellte sich als alles andere als günstig heraus, die Saturitäten und Konditionsfaktoren zeigten im Vergleich zu anderen Seen sehr niedrige Werte (MAYR 1988; SCHULZ 1979), offensichtlich war die Populationsdichte der Reinanken im Verhältnis zur verfügbaren Nahrung zu hoch (MÜLLER 2004).

Um diesen Ergebnissen Rechnung zu tragen, wurden neue Bewirtschaftungsmaßnahmen ergriffen. Das Mindestmaß wurde von 40 cm auf 35 cm herabgesetzt, das Fanglimit von 3 Edelfischen pro Tag wurde beibehalten, allerdings durfte nur eine Reinanke zwischen 40 und 50 cm entnommen werden (MÜLLER 2005). Diese Neuerungen führten zu einem mehr als verdoppelten Ausfang, und in der Folge zu einer Ausdünnung der Population, was eine verbesserte Ernährungssituation zur Folge haben sollte. Weiters sollten die großwüchsigen Renken im besten Laichalter deutlich entlastet werden und sich die gesamte Population in Richtung eines höheren Anteils großwüchsiger Fische entwickeln. Untersuchungen von GASSNER *et al.* (2004) zeigten, dass gefangene und wieder zurückgesetzte Renken keinen signifikant schlechteren Konditionsfaktor hatten, als solche, die noch nie an einem Haken gehangen waren, somit scheint ein Zwischenschonmaß eine durchaus geeignete Maßnahme darzustellen.

Die seit Sommer 2004 durchgeführten kommerziellen Kiemennetzbefischungen sollen einerseits die örtliche Gastronomie mit qualitativ hochwertigen Speisefischen versorgen, andererseits dienen sie auch als Unterstützung der oben angeführten Managementmaßnahmen. Da der Reinankenbestand im pelagischen Ostteil des Sees von den Anglern praktisch nicht genutzt wird, ist dies die beste Möglichkeit, auch diesen Bestand auszudünnen und die intraspezifische Konkurrenz zu verringern (MÜLLER, 2005).

Die vorliegende Arbeit bezieht sich auf den Zeitraum Sommer 2003 bis Herbst 2005, beginnt also zwei Jahre nach dem Einsetzen der neuen Managementmaßnahmen. Neben der Klärung von Fragen, die in der Arbeit von Herrn Mag. Müller offen geblieben sind, bzw. erst im Zuge dieser evident wurden, war vor allem die Untersuchung der Auswirkungen der geänderten Bewirtschaftung von besonderem Interesse.

1.2. Fragestellung:

Wie fängig sind verschiedene Maschenweiten und wie größenselektiv sind Kiemennetze?

Kiemennetze werden sowohl für den kommerziellen Fischfang als auch für fischbiologische Untersuchungen oft verwendet (HANSEN *et al.* 1997). Die Fängigkeit von Kiemennetzen hängt von verschiedenen Faktoren ab, vor allem Maschenweite und Garnstärke und –beschaffenheit haben einen hohen Einfluss auf Fangerfolg. Die gleichzeitige Verwendung verschiedener Maschenweiten und Monofildurchmesser lässt somit Rückschlüsse auf deren Auswirkungen auf den Catch per unit effort (CPUE) zu (TURUNEN *et al.* 1998).

Auf die hohe Größenselektivität von Kiemennetzen wird in der Literatur oft hingewiesen (ARONSUU & HUHMAINIEMI 2004; TURUNEN *et al.* 1998; HANSEN *et al.* 1997), allerdings ist diese nicht für alle Fischarten gleich ausgebildet. Oft befinden sich zu große Reinanken im Netz, offensichtlich verfangen sie sich mit vorstehenden Körperteilen (zum Beispiel mit der Maxille) im Netzgarn und wickeln

sich ein (MÜLLER 2004). Die Rotaugen (*Rutilus rutilus*, L.) sind deutlich hochrückiger als die Renken und haben somit eine größere Schwankungsbreite zwischen den kleinsten und größten Individuen, die genau in die Maschenweite passen. Da sie aber über keinerlei abstehende Strukturen verfügen, mit denen sie sich verfangen könnten, sollten sie sich deutlich größenselektiver fangen lassen.

Wie sind die Größenklassen der Reinanken im See verteilt?

Die Habitaterfordernisse können zwischen Individuen einer Art oder für ein Individuum während seines Lebens variieren (HAYES *et al.* 1996). Reinanken sind in ihrer Habitatwahl sehr flexibel, sie werden bei sympatrischen Vorkommen verschiedener Formen unter anderem über ihr bevorzugtes Habitat unterschieden (NILSSON 1965, 1967; BERGSTRAND 1982; AMUNDSEN 1988). Allgemein besteht ein Zusammenhang zwischen bevorzugter Nahrung, Anzahl der Kiemenreusendornen, und dem hauptsächlich genutzten Habitat (TOLONEN 1999; BØHN & AMUNDSEN 2004). Renken neigen auch zu ontogenetischen Nischenwechseln, verbunden mit Habitatwechseln zwischen Litoral und Pelagial (SANDLUND *et al.* 1995). Die aus den vorangegangenen Untersuchungen unterschiedenen Formen (MÜLLER 2004) sollten somit auch unterschiedliche Größenklassenverteilungen in den Teilhabitaten Litoral und Pelagial zeigen.

Wie entwickeln sich die Gonaden und ab welcher Totallänge werden die Reinanken laichreif?

Die Gonadenentwicklung dürfte unter den Reinankenpopulationen Mittel- und Nordeuropas saisonal weitgehend ähnlich von statten gehen, die Laichzeiten beschränken sich im Wesentlichen auf die Herbst- und Wintermonate (SCHULZ 1979b). Große Unterschiede gibt es allerdings bezüglich der Größe bzw. des Alters, ab welchem die erste Laichreife eintritt (BØHN & AMUNDSEN 2004; GASSNER *et al.* 1998). Diese Parameter dürften nicht nur von genetischen Voraussetzungen, sondern von vielen weiteren Faktoren, wie Populationsdichte und Nutzungsintensität abhängen (HEALEY 1978).

In Reinankenpopulationen Nordeuropas kommt es häufig zu einer deutlichen Wachstumsreduktion (bzw. fast zum Stillstand) nach Erreichen der ersten Maturität (TOLONEN & KJELLMAN 2001; AMUNDSEN 1988; NÆSJE *et al.* 2004; SANDLUND *et al.* 1991, alle in SANDLUND *et al.* 1995; TRUDEL *et al.* 2001), dies könnte aber aus der Verbindung von schlechter Nahrungsversorgung mit niedrigen Wassertemperaturen hervorgehen, und ist für die Weissenseerenken nicht zu erwarten, zumal aus den Fanglisten der vergangenen Jahre und Jahrzehnte ersichtlich ist, dass sie stattliche Größen erreichen (MÜLLER 2005). Der Nutzungsgrad eines Fischbestandes hat oftmals direkte Auswirkungen auf das Alter der ersten Maturität (HEALEY 1978). Am Weissensee lag der Hauptbefischungsdruck aufgrund der ausschließlichen Befischung durch Freizeitangler auf den größeren und älteren Fischen, was sich durch ein relativ niedriges Laichalter ausdrücken sollte (MILLS & CHALANCHUK 1988). Weiters ist zu erwarten, dass die Milchner deutlich früher als die Rogner die Laichreife erreichen (LESKELÄ *et al.* 2004; ARONSUU & HUHMARNIEMI 2004).

Wo und wann laichen die Renken?

Die Laichstandorte der Renken waren bisher weitgehend unbekannt, es wurde davon ausgegangen, dass sich die Fische vor allem über relativ flachen Schotterstandorten, in erster Linie an temporären Zuflüssen (vor allem Almbach und Nagglbach, siehe Abb. 2) zum Laichen einfinden. Auch die Möglichkeit des freien Ablachens im Pelagial über den tiefsten Stellen des Sees wie am Bodensee (ECKMANN 1987; RUHLÉ 1986; in ECKMANN 1995; ECKMANN und PUSCH 1989) wurde in Betracht gezogen. Durch die Befischungen vor, während, und nach der Laichzeit sollten die Laichplätze bestimmt werden können. Eventuelle Unterschiede bezüglich der durchschnittlichen Größen der laichenden Fische könnten auf verschiedene Formen von Reinanken hinweisen, und wichtige Informationen für zukünftige Laichfischfänge bringen. Eine verzögerte, sich lange hinziehende Laichzeit weist oft auf das Vorhandensein mehrerer Formen (KIRCHHOFER & LINDT-KIRCHHOFER 1998) oder eine gestörte Population (SCHULZ 1979b) hin, ist aber für den Weissensee nicht zu erwarten.

Wie entwickeln sich die Nahrungspräferenzen im Jahresverlauf und gibt es Unterschiede zwischen den Größenklassen bzw. zwischen Pelagial und Litoral?

Reinanken sind opportunistische Fresser, sie orientieren sich weitgehend nach dem für sie nutzbaren Angebot (ENZ 2001; JACOBSEN 1982). Ihr Nahrungsspektrum reicht von Zooplankton und benthischen Invertebraten über Anflug bis zu kleinen Fischen (NILSSON 1958; SANDLUND 1987; in LEHTONEN *et al.* 1999; SANDLUND *et al.* 1992, in LEHTONEN & KAHILAINEN 2002; MALBROUCK *et al.* 2005). Was als Nahrung zur Verfügung steht, hängt natürlich auch stark vom Teil des Wasserkörpers ab, in dem sich die Fische aufhalten, somit sollte sich auch ein Zusammenhang zwischen Teilhabitat (Pelagial bzw. Litoral) und der aufgenommenen Nahrung herstellen lassen (AMUNDSEN 1988).

Das Nahrungsangebot ändert sich deutlich im Jahresverlauf, dementsprechend sollte sich auch die Nahrungszusammensetzung der Weissenseecoregonen anpassen (TOLONEN *et al.* 1999). Die Mageninhalte reflektieren somit saisonale Veränderungen in der Nahrungsverfügbarkeit (MOOKERJI *et al.* 1998, in ENZ 2001).

Renken durchlaufen während ihres Lebens ontogenetische Nischenwechsel, welche auch ihre bevorzugte Beutegröße betreffen, das heißt, dass die optimale Beutegröße mit der Fischgröße korreliert (LEHTONEN & KAHILAINEN 2002; SANDLUND *et al.* 1995). Häufig beschrieben ist der Wechsel von einer zooplanktondominierten, zu einer vor allem von größeren Zoobenthosorganismen geprägten Nahrungszusammensetzung (TOLONEN 1999). Der Anteil an größeren Nahrungsorganismen steigt mit der Totallänge der Fische (BØHN & AMUNDSEN 2004), eine ähnliche Tendenz ist auch für die Weissenseerenken zu erwarten.

Wie stellen sich der Ernährungszustand (Anteil leerer Mägen, Saturität) und der Konditionsfaktor im Jahresverlauf dar?

Der Ernährungszustand hängt sowohl vom Angebot an verwertbarer Nahrung und der Wassertemperatur, als auch von Verhaltensmustern der Fische ab, wie z. B. der

eingeschränkten Nahrungsaufnahme vor, während und nach der Laichzeit (SCHULZ 1979; ENZ 2001), bzw. dem sommerlichen Ausweichen in tiefere Wasserschichten, da die Reinanke als Kaltwasserspezies hohe Wassertemperaturen meidet (LEHTONEN & NIEMELÄ 1998). Allgemein ist der Jahresverlauf folgendermaßen zu erwarten: hohe Ernährungsrate und niedriger Konditionsfaktor im Frühjahr, allmählicher Anstieg des Konditionsfaktors bis zur Laichzeit; Hauptfresszeit, und somit „Mastzeit“ im Frühjahr und Sommer, weitgehendes Einstellen der Nahrungsaufnahme zur Laichzeit und geringe Nahrungsaufnahme während der Wintermonate (TOLONEN 1999). Der Konditionsfaktor der Rogner weist sicherlich eine wesentlich größere Amplitude als jener der Milchner auf, da die Gonadenbildung für sie mit ungleich größerem Aufwand verbunden ist (SCHULZ 1979a; 1979b).

Haben sich Konditionsfaktor, Nahrungspräferenzen, Ernährungszustand und Saisonalität durch das Ausdünnen der Population verändert und sind diese Veränderungen auch für den Freizeitangler sichtbar?

Die speziellen Gegebenheiten am Weissensee bieten die seltene Chance, die Auswirkungen von geändertem Management auf eine Coregonenpopulation zu untersuchen. Die vorangegangene Arbeit von MÜLLER (2004) hat die Parameter Konditionsfaktor, Nahrungspräferenz, Ernährungszustand und Saisonalität des Ernährungszustands genau erfasst, und das in einem Zeitraum direkt vor dem erhöhten Ausfang, 1999 bis 2001. Da Fischbestände sehr schnell auf Veränderungen ihrer Umweltbedingungen reagieren (YLIKARJULA *et al.* 1999), waren deutliche Veränderungen bereits in den hier untersuchten Jahren 2003 bis 2005 zu erwarten.

TOLONEN (1997, in TOLONEN *et al.* 1999) befand, dass vor allem die kleineren Größenklassen der Renken bevorzugt Zooplankton konsumieren. Im Walenstadt-See (CH) ernährten sich alle Renken vorwiegend von Zooplankton, und stiegen erst bei geringen Planktonabundanzen auf Zoobenthosorganismen um (RUHLÉ & GAMMETER 1998).

Nachdem bei den Litoralfängen der Voruntersuchungen der Anteil des Zooplanktons an der gesamten Nahrung relativ gering war, ließ dies darauf schließen, dass die Fischdichte für das vorhandene Zooplankton zu hoch war (MÜLLER 2004). Die Verringerung der Renkenpopulation sollte sich positiv auf die Entwicklung des Zooplanktons ausgewirkt haben und deshalb wäre eine Erhöhung des Zooplanktonanteils in den Renkenmägen zu erwarten.

Hinsichtlich der Saisonalität wurde bei verschiedenen Renkenpopulationen ein deutlicher Unterschied in der Fressaktivität zwischen Sommer und Herbst (vor der Laichzeit) beobachtet, mit hohen Saturitäten und kaum leeren Mägen im Sommer und starker Abnahme der Nahrungsaufnahme zum Herbst hin (LEHTONEN & KAHILAINEN 2002; ENZ 2001; SCHULZ 1979b). Dies wurde so gedeutet, dass die Nahrungsaufnahme im Herbst eingeschränkt wird, da im Sommer bei ausreichender Nahrungsversorgung bereits genügend Fettreserven angelegt werden konnten, um die Fische über die energieraubende Laichzeit und den Winter zu bringen (RESHETNIKOV *et al.* 1970, in TOLONEN 1999). Sind die Nahrungsressourcen knapp, so sind die Fische gezwungen, bis zur Laichzeit eine hohe Ernährungsrate beizubehalten. Falls sich die Ernährungssituation der Weissenseerenken nach dem Ausdünnen der Population verbessert hat, sollte sich auch eine deutlichere Saisonalität in der Fressaktivität ausbilden.

Fischwachstum ist stark von der Nahrungsverfügbarkeit abhängig, entweder durch eine geringere Gesamtmenge, die vom Fisch aufgenommen werden kann, oder durch den erhöhten Energieaufwand, der für die Beschaffung einer bestimmten Nahrungsmenge betrieben werden muss (KIRCHHOFER 1995). Allgemein führen intensive Befischungen zu einem Ansteigen von Wachstum und Kondition und zu einer Abnahme des Fangerfolgs (SARJAMO 1989; SVÄRDSON 1979). Der umgekehrte Effekt, nämlich die Wachstumsminderung nach Besatzmaßnahmen wurde bereits vielfach bestätigt (SALOJÄRVI 1993; SALONEN *et al.* 1996; SALONEN *et al.* 1997; in TOLONEN & KJELLMAN 2001; TOLONEN *et al.* 1999; SALONEN *et al.* 1998). Besonders die Verbindung von intensivem Besatz und extensiver Befischung führen zu Einbußen in Wachstum und Kondition (SALOJÄRVI 1988; 1992). Nach dem mehr als verdoppelten Ausfang seit der Angelsaison 2001, welcher durch kommerzielle Kiemennetzfischerei ab dem Sommer 2004 noch

verstärkt wurde, sollte sich der Trend der Jahre 1999 bis 2001 umkehren, eine signifikante Erhöhung des durchschnittlichen Konditionsfaktors wäre zu erwarten.

Insgesamt sollte sich die geringere Bestandesdichte durch sinkende Renkenfänge in den Fanglisten der Angelfischer ausdrücken. All die zu erwartenden Auswirkungen auf die fischereibiologischen Parameter sollten sich auch in besseren Erfolgen der Angler widerspiegeln. Unter Erfolg wäre eine Zunahme an großen erbeuteten Fischen zu verstehen, diese wird aber nur über den Preis von insgesamt deutlich weniger gefangenen Renken zu erreichen sein.

2. Methoden und Standorte

2.1. Befischungen, Erhebung der fischereibiologischen Parameter

Um den Jahresverlauf in der Entwicklung der ökologischen Faktoren beobachten zu können, wurde an zwei fixen Standorten (ein Pelagial- und ein Litoralstandort), jeweils ein bis zwei Tage pro Monat, mit den gleichen Netzen gefischt. Lediglich in den Monaten Jänner und März erfolgten keine Befischungen, da dies der Zustand der Eisbedeckung nicht zuließ. Unter Eis wurden die Netze nur einmal gesetzt, da der personelle und materielle Aufwand ungleich höher war. Der Untersuchungszeitraum erstreckte sich von August 2003 bis Juli 2004.

Die Hauptstandorte waren für die Pelagialbefischungen (I) auf Höhe der Fischerhütte (ungefähr Mitte des Sees) und in der Bucht gegenüber des Ronacherfels (Südufer) für die Litoralbefischungen (II) lokalisiert. Weiters wurde außerhalb der Angelsaison auf Höhe des Mühlzipfs (III) regelmäßig gefischt (siehe Abb. 2).

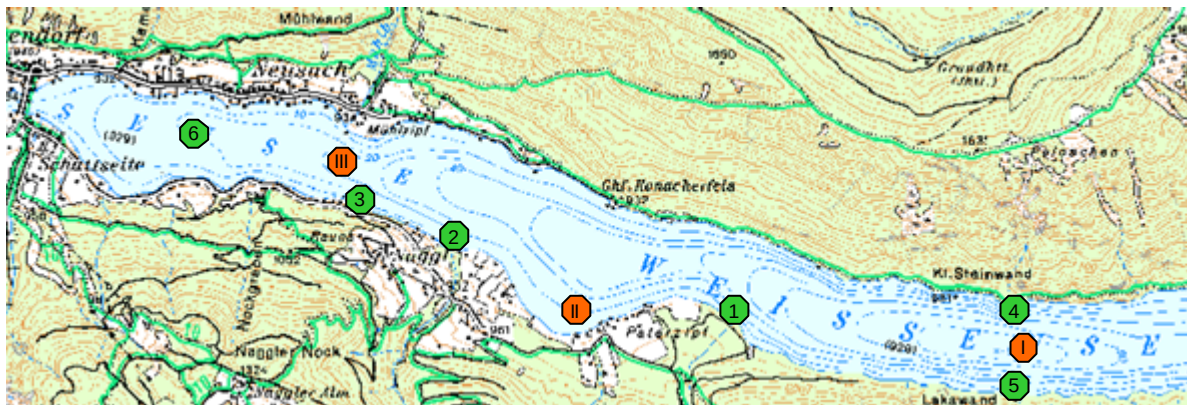


Abbildung 2: Kartenausschnitt vom Weissensee, mit allen Befischungspunkten. I-III stellen die Standorte dar, die regelmäßig befischt wurden, 1-6 wurden nur vereinzelt befischt.

Die Maschenweiten betrugen jeweils 12, 15, 22, 26, 32 und 36 mm (knot to knot), mit einer Netzlänge von jeweils 25 m, also je 150 m Gesamtnetzlänge pro Galerie. Beide Netze wurden in 20 m Tiefe (Bleileine) gesetzt, entsprechend des zu erwartenden höchsten Fangerfolges in diesem Bereich (MÜLLER, 2004). Die Netze hatten unterschiedliche Breiten (2,1 bis 5,2 m) und reichten bis in Tiefen zwischen 18

und 15 m (Oberleine). Die Befischungen erfolgten jeweils über Nacht, und soweit terminlich möglich, jeden Monat zu Neumond, ebenfalls mit dem Ziel, die nötige Anzahl an Fischen mit relativ wenigen Befischungen zu erreichen.

Zusätzliche Befischungen fanden Anfang Dezember statt, um bessere Aussagen über Laichreife und Laichzeit der Reinanken treffen zu können. Weiters wurden außerhalb der Angelsaison (Oktober bis April) einzelne Befischungen mit Grundnetzen an folgenden Standorten durchgeführt: Almbach (1), Nagglbach (2), Martischnig (3), Fischerhütte, je Nord- (4) und Südufer (5) und auf Höhe des Gasthauses „Neusacherhof“ (6). Diese Probennahmen erfolgten, um die Laichplätze der Reinanken festzustellen, bzw. um die kleineren Renken aufzufinden, die für meine Arbeit von besonderem Interesse waren. Bei diesen Befischungen kamen zusätzliche Netze mit den Maschenweiten 25, 40 und 50 mm zum Einsatz.

Das Setzen der Netze erfolgte jeweils knapp vor Sonnenuntergang, danach wurden sie über Nacht im Wasser belassen. Mit der Entnahme der Netze begann ich im ersten Tageslicht. Die Fische wurden aus dem Netz entnommen, getötet, und anschließend entsprechend dem Fangort und der Maschenweite markiert. Die Markierung erfolgte durch wegschneiden von bestimmten Flossen oder des Kiemendeckels (siehe Bilder 1 bis 3).

Aus Rücksicht auf die Angelfischerei und zwecks Schonung des Seeforellenbestandes wurden Karpfen und Seeforellen zurückgesetzt, sofern ein Überleben der Fische absehbar war.

Die Fische wurden sofort gekühlt, um einer schnellen Verdauung und Magenentleerung vorzubeugen (ENZ *et al.* 2001). Anschließend erfolgte der Transport zum Bruthaus in Neusach, welches als Labor diente und wo ich die weiteren Untersuchungen vorgenommen habe.



Bilder 1 bis 3: Einholen der Kiemennetze, Entnahme und Markierung der Fische.

Im Labor wurde zuerst mittels einer Messwaage die Totallänge L_t (auf mm genau) und mit einer Mikrogrammwaage (Mettler PC 4400) das Vollgewicht G_{voll} (auf g genau) ermittelt und jedem Fisch eine fortlaufende ID-Nummer zugeordnet. Das Geschlecht wurde visuell bestimmt (HARROD & GRIFFITHS 2004), anschließend wurden die Gonaden entnommen und auf 0,01 g genau gewogen. Der Verdauungstrakt wurde vom Schlund bis zu den Pylorusanhängen mit einer Schere längs geöffnet (TOLONEN *et al.* 1999) und das Gewicht des Mageninhalts in einer Petrischale ebenfalls auf 0,01 g genau ermittelt.

Anschließend habe ich unter Zugabe von etwas Wasser die Bestandteile in der Petrischale verteilt und auf ihren Volumenanteil geschätzt (SCHULZ 1979a, MÜLLER 2004). Folgende Großgruppen wurden erfasst: Zooplankton, Chironomidenlarven, Chironomidenpuppen, Wasserasseln, Erbsenmuscheln, Gastropoden, Köcher-Eintags- und Steinfliegenlarven, Anflug, Fische, Fischlaich, Detritus und sonstige Bestandteile (alle Partikel im Magen, die nicht unter die vorigen Gruppen fallen). Auf

unterschiedliche Verdauungsgeschwindigkeiten der verschiedenen Nahrungsbestandteile wurde keine Rücksicht genommen (SCHULZ 1979a).

Bei den fischereibiologischen Untersuchungen habe ich mich an die Vorgehensweise von MÜLLER (2004) gehalten, da so die Vergleichbarkeit unserer Ergebnisse am besten gewährleistet war.

2.2. Berechnungen

2.2.1. Catch per unit effort (CPUE)

Um von verschiedenen Netzfächern unabhängig zu sein, wurde der Fangerfolg standardisiert. Der Fangerfolg, im Weiteren als catch per unit effort, beziehungsweise kurz als CPUE bezeichnet, wurde als Anzahl der gefangenen Individuen pro 100 m² Netzfläche und Befischungsnacht berechnet (KLEMENTSEN *et al.* 2002).

2.2.2. Konditionsfaktor

Der Konditionsfaktor Kf beschreibt den Ernährungszustand von Fischen. Die Totallänge wird mit dem Gewicht in Relation gesetzt. Die Berechnung erfolgte nach folgender Formel (FULTON, 1904):

$$Kf = \frac{G_{voll} \times 10^5}{L_t^3}$$

G_{voll} = Vollgewicht [g]

L_t = Totallänge [mm]

Kf = Konditionsfaktor

Um den Verlauf des Konditionsfaktors übers Jahr vergleichen zu können, wurde ein modifizierter Konditionsfaktor Kf* verwendet, bei dem vom Vollgewicht der Mageninhalt und die Gonaden abgezogen wurden (SCHULZ, 1979a). Die Gonaden betragen kurz vor der Laichzeit bis zu 25 % des Gesamtgewichts und würden die Ergebnisse stark verzerren (RITTERBUSCH-NAUWERCK 1995).

$$Kf^* = \frac{G^* \times 10^5}{L_t^3}$$

G^* = Vollgewicht [g] – Mageninhalt [g] – Gonaden [g]

L_t = Totallänge [mm]

Kf^* = modifizierter Konditionsfaktor

2.2.3. Saturität

Die Saturität beschreibt das Verhältnis des Gewichts vom Mageninhalt zum Gesamtgewicht des Fisches. Sie ist somit ein Parameter für den aktuellen Ernährungszustand (SCHULZ, 1979a).

$$Sat = \frac{G_M}{G_{voll}} \times 100$$

G_M = Mageninhalt [g]

G_{voll} = Vollgewicht [g]

Sat = Saturität [%]

2.2.4. Maturität

Der Anteil des Gonadengewichts vom Vollgewicht des Fisches wird als Maturität oder auch gonadosomatischer Index (GSI) bezeichnet (VUORINEN *et al.* 2004; YLIKARJULA *et al.* 1999). Sie wird mit folgender Formel berechnet:

$$Mat = \frac{G_{Gon}}{G_{voll}} \times 100$$

Mat = Maturität [%]

G_{voll} = Vollgewicht [g]

G_{Gon} = Gonadengewicht [g]

Mit der Maturität kann der Reifegrad der Geschlechtsorgane beschrieben werden (SCHULZ, 1979a, b).

2.3. Statistik

Für die statistische Absicherung der Ergebnisse wurde das Programm SPSS, Version 11.5 für Windows verwendet.

2.4. Fanglistenauswertung

Seit dem Jahr 1991 erhält jeder Fischkartennehmer gemeinsam mit der Lizenz auch eine Fangliste, in die er seine Fänge mit Datum, Totallänge und Fangzeit eintragen muss. Diese Fanglisten sind für die Bewirtschaftung von unschätzbarem Wert, da sie Rückschlüsse auf Bestandesentwicklungen, Längenhäufigkeitsverteilungen etc. zulassen (MÜLLER 2004). Da anhand dieser Fanglisten auch Veränderungen im Renkenbestand sichtbar gemacht werden können, wurden sie in meine Untersuchungen einbezogen.

3. Ergebnisse

3.1. Gesamtfang

Im Rahmen meiner Befischungen konnten insgesamt 1338 Fische aus zehn Arten gefangen werden. Den Großteil machten die Reinanken mit 754 Individuen aus, gefolgt von den Rotaugen mit 506 Individuen. Auffallend ist der Unterschied zwischen Freiwasser- und Uferbereich: Im Freiwasser wurden nur 3 Fischarten außer den Renken gefangen, mit jeweils nur einem Individuum, am Ufer acht weitere Arten, mit wesentlich größeren Stückzahlen (siehe Tabelle 2).

Tabelle 2: Übersichtstabelle über die Netzfänge aus Freiwasser- und Uferbereich; n = Anzahl, TL_{min} = minimale Totallänge, TL_x = mittlere Totallänge, SD = Standardabweichung, TL_{max} = maximale Totallänge.

	Freiwasser					Ufer					Summe
	n	TL _{min}	TL _x	SD	TL _{max}	n	TL _{min}	TL _x	SD	TL _{max}	
		[cm]					[cm]				
Reinanke	283	25,7	37,5	3,8	57,4	471	13,3	37,2	6,3	60,8	754
Rotaugen	1		19,7			505	10,3	19,9	5,6	40,9	506
Kaulbarsch						29	7,9	9,8	1,2	12,0	29
Flussbarsch	1		5,7			26	9,2	25,6	9,9	36,5	27
Aitel						7	42,0	45,5	2,1	48,3	7
Seeforelle						5	43,1	50,7	5,5	57,7	5
Hecht						5	43,7	69,4	20,7	93,0	5
Laube						3	13,3	13,5	0,3	13,9	3
Zander						1		76,0			1
Seesaibling	1		28,8								1
Summe	286					1052					1338

Zusätzlich gingen noch 53 Renken, 13 Flussbarsche, 4 Seeforellen und 1 Hecht, welche von Martin Müller im Zuge des Laichfischfangs 2003 gefangen wurden, in meine Untersuchungen ein.

3.2. Untersuchungszeitraum 2003 bis 2004

3.2.1. Effektivität und Selektivität der Kiemennetze

Die Abbildung 3 zeigt die CPUEs der Reinanken für 5 verschiedene Maschenweiten im Litoral. Es zeigt sich zwar eine gewisse Verbindung zwischen Maschenweite und Totallänge der gefangenen Fische, die lineare Regression ergab einen hoch signifikanten Zusammenhang ($p < 0,001$), allerdings bei einem relativ geringen Erklärungswert ($R^2 = 0,186$). Die höchste CPUE erreicht das Netz mit MW 32 mm mit einem Wert von 2,4 Individuen pro 100 m² Netzfläche und Befischungsnacht bei der Größenklasse 400 bis 449 mm, also bei Fischen, die für diese Maschenweite deutlich zu groß sind.

Die Abbildung 4 zeigt die CPUEs der verschiedenen Maschenweiten für Renken aus dem Pelagial. Der Zusammenhang zwischen Maschenweite und Totallänge der gefangenen Fische ist nicht signifikant (lineare Regression, $p > 0,05$). Im Unterschied zu den Litoralfängen ist die Fängigkeit der kleinen Maschenweiten geringer, die der großen deutlich höher. So erreichten die Freiwassernetze ihre höchste Fängigkeit bei der Maschenweite 36 mm, und zwar mit 5,7 Individuen pro 100 m² Netzfläche und Befischungsnacht einen mehr als doppelt so hohen Wert wie im Uferbereich.

Die Rotaugen, welche ebenfalls in großer Zahl und bis auf ein Individuum alle im Litoral gefangen wurden, ließen sich wesentlich selektiver fangen, wie die Abbildung 5 zeigt. Auch die statistische Auswertung bestätigt dies (lineare Regression, $p < 0,001$; $R^2 = 0,761$). Insgesamt war der Fangerfolg deutlich höher, mit einem Maximalwert von 24,8 Individuen pro 100 m² Netzfläche und Befischung.

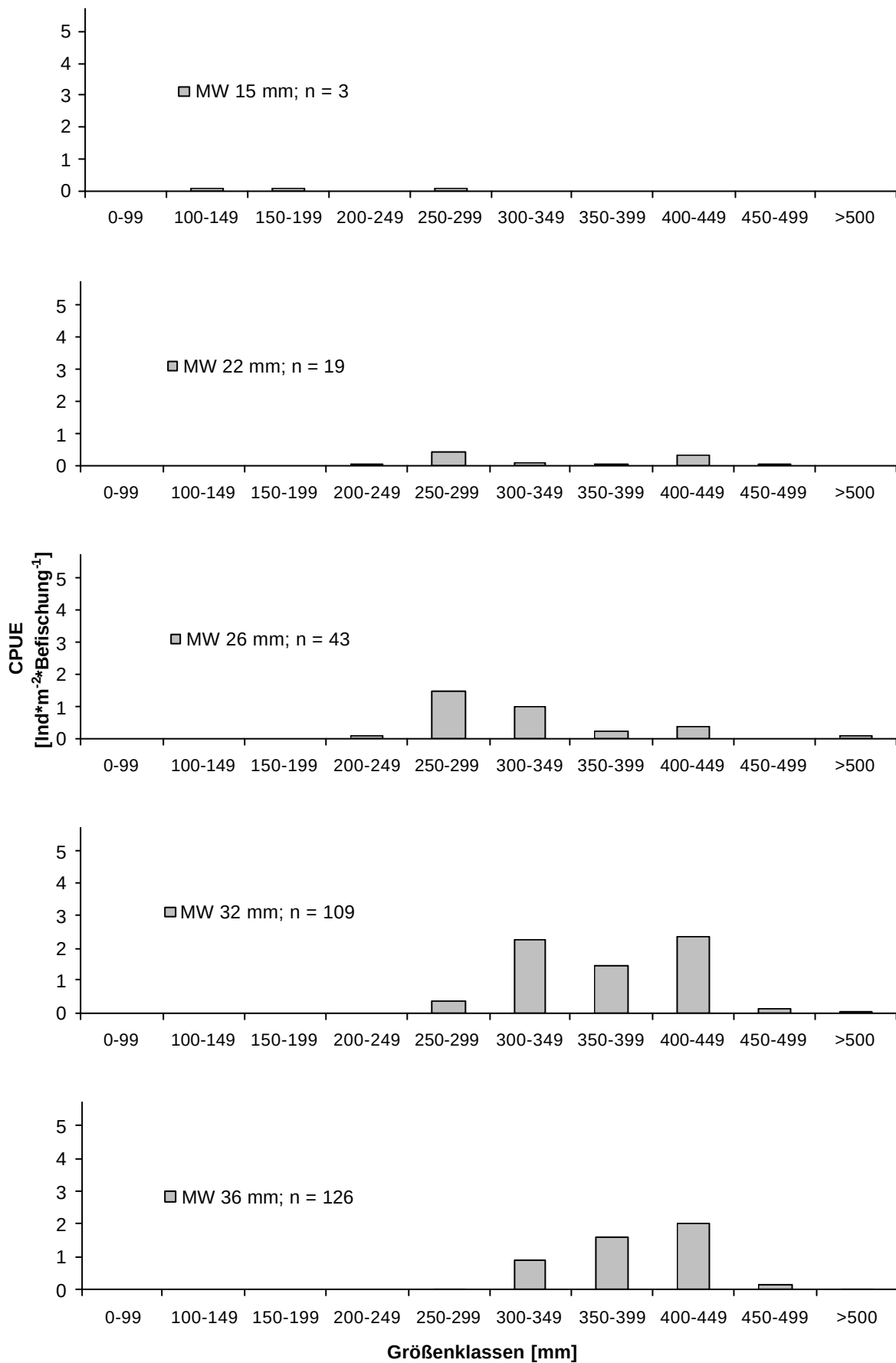


Abbildung 3: Catch per unit effort (CPUE) im Litoral bei verschiedenen Maschenweiten, getrennt nach Größensklassen; n=Anzahl der Renken.

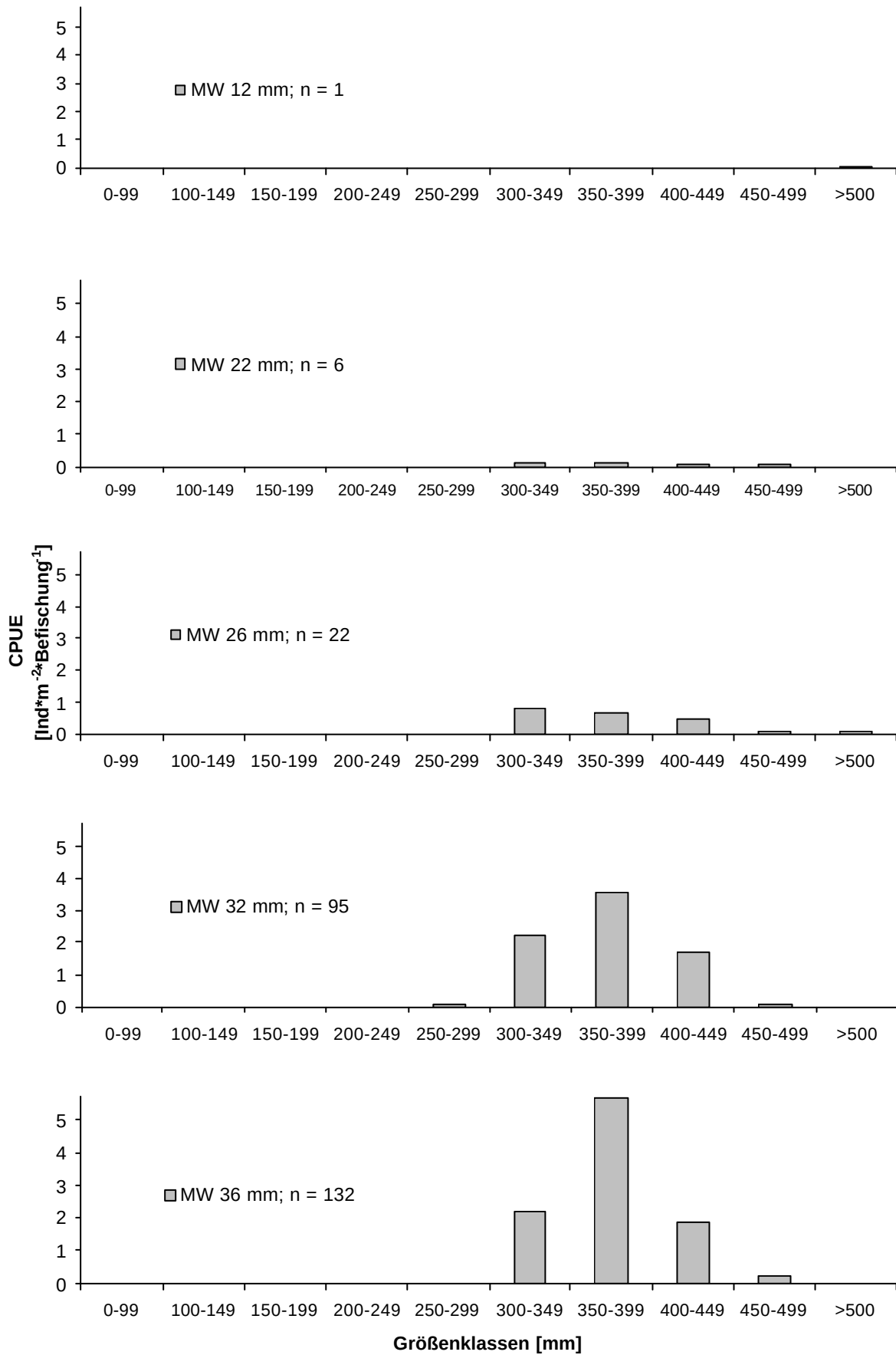


Abbildung 4: Catch per unit effort (CPUE) der Renken im Pelagial bei verschiedenen Maschenweiten, getrennt nach Größensklassen; n=Anzahl der Renken.

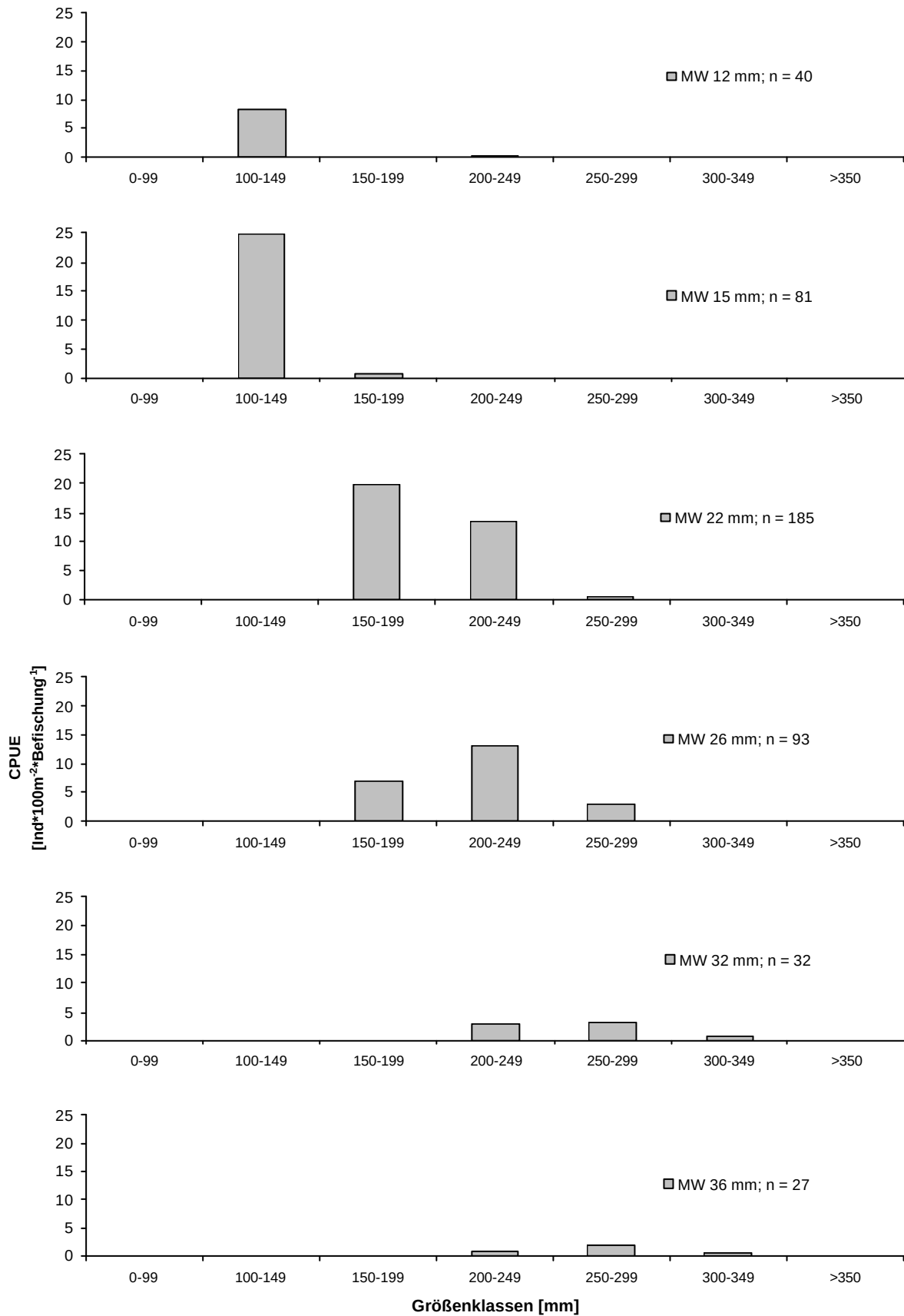


Abbildung 5: Catch per unit effort (CPUE) der Rotaugen im Litoral bei verschiedenen Maschenweiten, getrennt nach Größenklassen; n=Anzahl der Rotaugen.

3.2.2. Größenklassenverteilung

3.2.2.1 Größenklassen im Litoral und Pelagial

Der Vergleich der Fänge aus Ufer- und Freiwasserbereich zeigt deutliche Unterschiede: Im Pelagial kommen Reinanken mehr oder weniger in „Einheitsgröße“ vor (siehe Bild 4), der Hauptanteil der Reinanken liegt in der Größenklasse 350 bis 399 mm. Große Individuen über 500 mm sind selten, Fische unter 250 mm fehlen völlig, zwischen 250 und 299 mm wurden nur 2 Individuen gefangen (siehe Abb. 6).

Im Litoral ist ein deutlich breiteres Längenspektrum vertreten, sowohl kleine Fische (unter 300 mm) als auch größere Exemplare (über 400 mm) waren wesentlich stärker vertreten als im Freiwasser. Bei den mittelgroßen Fischen (350 bis 399 mm) zeigt sich ein deutlicher „Durchhänger“. Im Uferbereich wurden auch die wenigen juvenilen Individuen gefangen (siehe Bild 5), die zahlenmäßig stärkste Größenklasse war jene von 400 bis 449 mm (siehe Abb. 6).



Bild 4: Renken in „Einheitsgröße“ aus dem Pelagial.



Bild 5: Juvenile Renken aus dem Litoral.

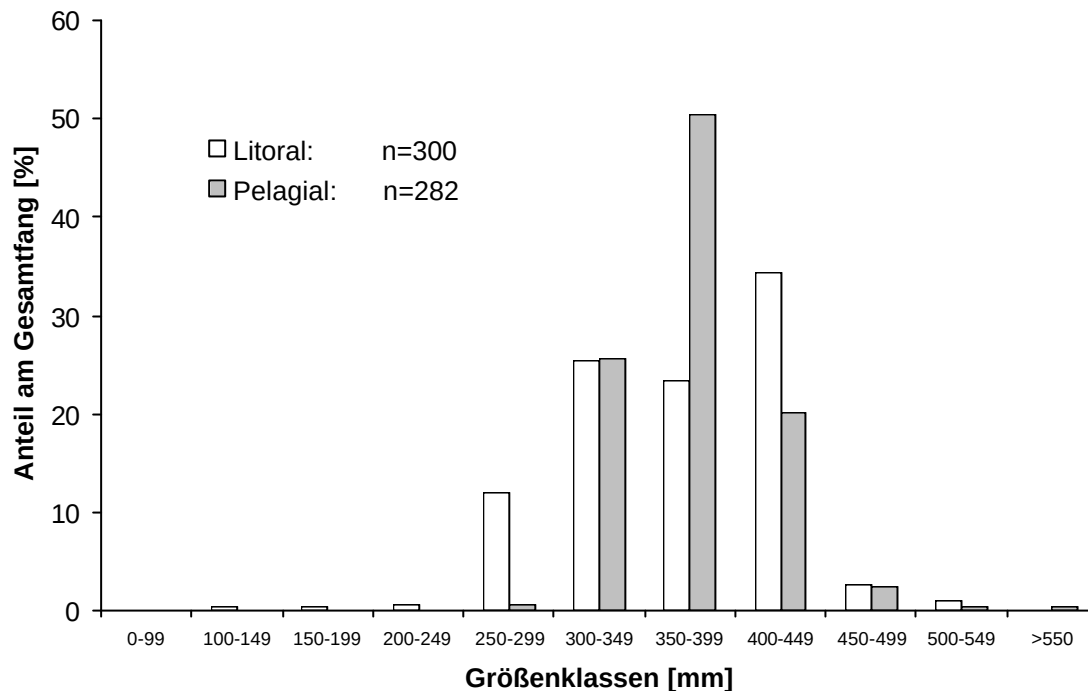


Abbildung 6: Größenklassenverteilung der Reinanken, getrennt nach Pelagial und Litoral, dargestellt als Prozentanteil am Gesamtfang.

3.2.2.2. Längen-Gewichtsregression

Die Abbildung 7 zeigt die Längen-Gewichtsregression aller gefangenen Reinanken. Mit Hilfe der Gleichung der Regressionskurve kann für jede beliebige Totallänge ein das entsprechende mittlere Gewicht (y) zugeordnet werden. Liegt der Exponent der Länge (x) bei 3,0, so liegt isometrisches Wachstum vor, was bedeutet, dass das Vollgewicht des Fisches proportional zur Totallänge zunimmt (TESCH 1991), und der Fisch seine Form bei steigender Totallänge weitgehend beibehält (WINEMILLER 1995). Bei den Weissenseerenken liegt der Längenexponent etwas über 3, das Gewicht nimmt also überproportional zur Länge zu.

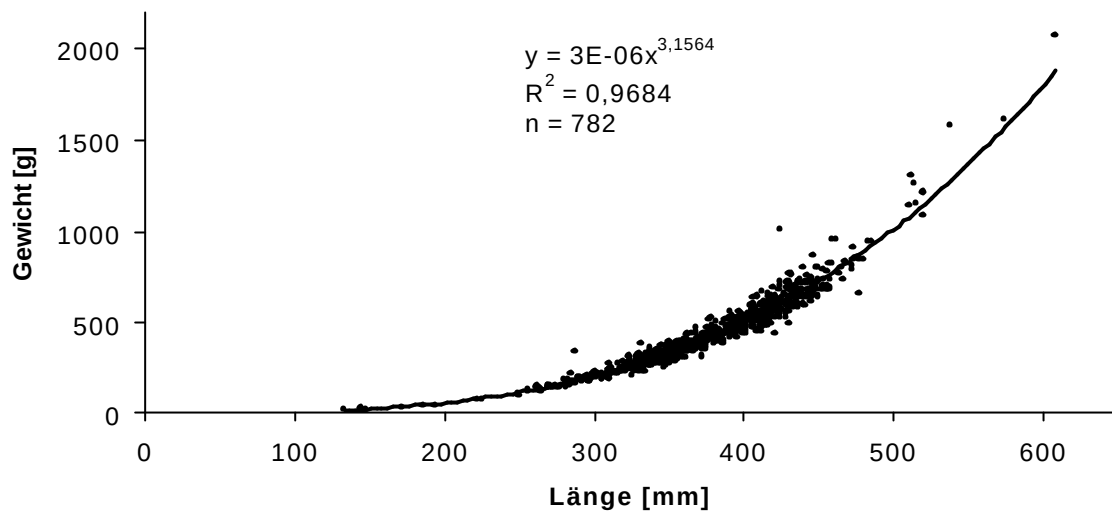


Abbildung 7: Längen-Gewichtsregression aller gefangenen Reinanken.

3.2.2.3. Kohorten

Obwohl im Rahmen meiner Untersuchungen keine Altersbestimmungen durchgeführt wurden, legen die Häufungen bei bestimmten Längen nahe, dass es sich um Kohorten handelt. Hinzu kommt noch, dass eine markierte Reinanke gefangen wurde, die im 5. Lebensjahr (4+) eine Totallänge von 42 cm aufwies. Auffällig ist wieder der Unterschied zwischen Pelagial und Litoral: Am Ufer können zumindest drei Altersklassen unterschieden werden, im Freiwasser nur zwei (siehe Abb. 8 und 9).

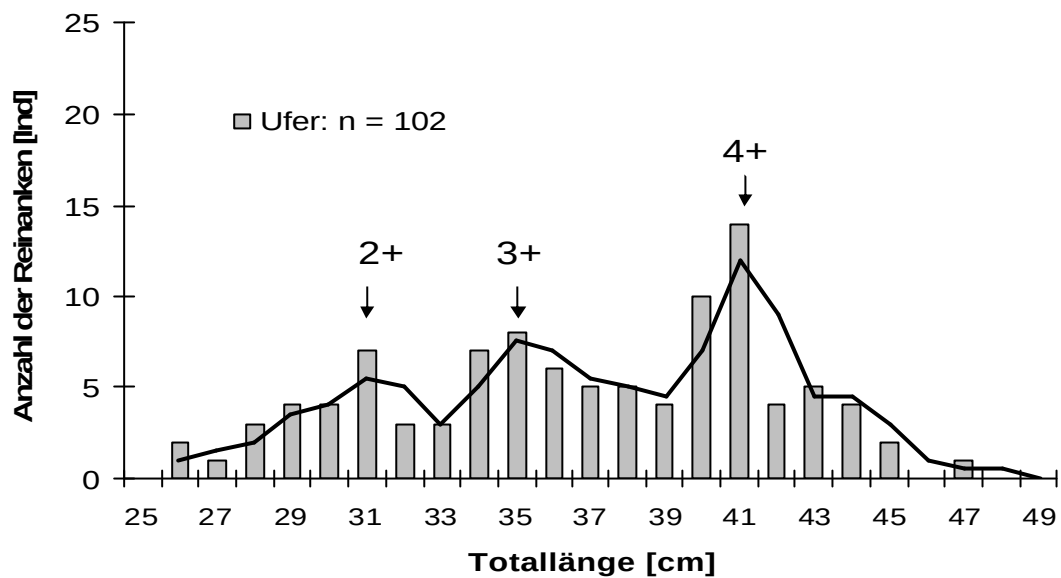


Abbildung 8: Größenklassenverteilung im Uferbereich in Zentimeterschritten; Es wurden nur Fänge aus den Monaten August bis November berücksichtigt. Die Trendlinie entspricht dem gleitenden Durchschnitt, 2+ bis 4+ geben die wahrscheinliche Alterklassenzugehörigkeit an.

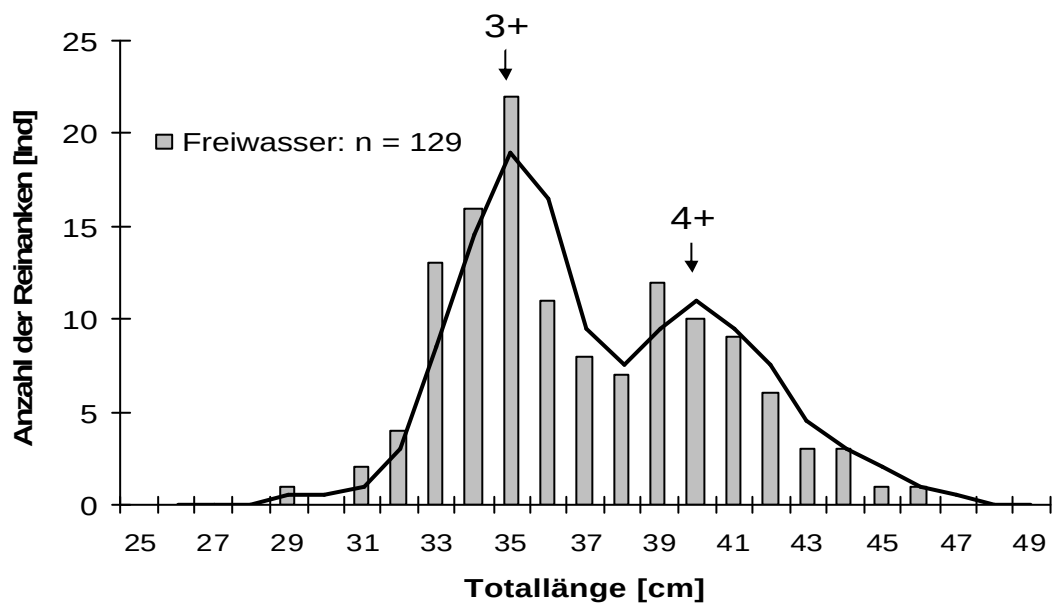


Abbildung 9: Größenklassenverteilung im Freiwasser in Zentimeterschritten; Es wurden nur Fänge aus den Monaten August bis Oktober berücksichtigt. Die Trendlinie entspricht dem gleitenden Durchschnitt, 3+ und 4+ geben die wahrscheinliche Alterklassenzugehörigkeit an.

3.2.3. Fortpflanzung

3.2.3.1. Geschlechterverhältnis

Die Tabelle 3 gibt das Geschlechterverhältnis wieder, wobei nach Untersuchungsjahr und Befischungsbereich getrennt wurde. Auffallend ist die starke Abnahme des Rogneranteils im Uferbereich von 1999 bis 2001. Im Jahr 2003 erfolgte in beiden Bereichen (Freiwasser und Ufer) wieder eine Zunahme der Rogner.

Tabelle 3: Geschlechterverhältnis der Reinanken, getrennt nach Untersuchungsjahr und Befischungsbereich; n = Gesamtanzahl der Reinanken.

Jahr	Freiwasser				Ufer			
	n	Milchner	:	Rogner	n	Milchner	:	Rogner
1999	168	1	:	0,75	27	1	:	1,25
2000	335	1	:	0,94	78	1	:	0,81
2001	96	1	:	0,71	78	1	:	0,63
2003	283	1	:	0,91	471	1	:	0,85

3.2.3.2. Saisonale Gonadenentwicklung

Beide Geschlechter beginnen mit der Entwicklung der Gonaden zwischen März und April. Die Zunahme des Gonadengewichts erfolgt bis August langsam, danach steigt sie sprunghaft an. Die Milchner erreichen ihr Maximum bereits im Oktober, ihre Maturität bleibt bis Ende Dezember (wahrscheinlich bis in den Jänner) annähernd gleich. Die Rogner haben die höchste durchschnittliche Maturität Anfang Dezember, also unmittelbar vor Beginn der Hauptlaichzeit. Der extreme Ausreißer im April ist auf einen einzigen Rogner zurückzuführen, der zu diesem Zeitpunkt kurz vor dem Abbläichen war (siehe Abb. 10).

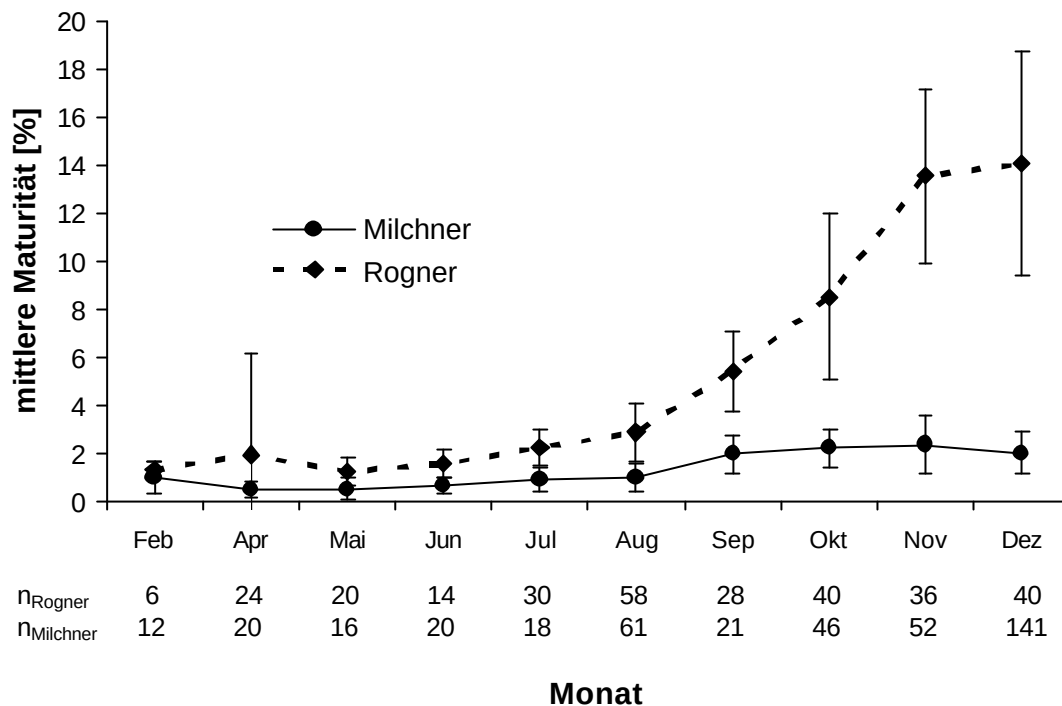


Abbildung 10: Entwicklung der Maturität im Jahresverlauf; n_{Rogner} = Anzahl der Rogner, n_{Milchner} = Anzahl der Milchner.

3.2.3.3. Größenklassen und Laichreife

Für die Ermittlung der Laichreife wurden nur Fänge aus den Monaten August bis Februar herangezogen, da nur bei diesen Fischen abschätzbar war, ob sie in der Laichperiode November/Dezember 2003 die Laichreife erreicht haben bzw. hätten.

Bis zu einer Länge von 250 mm sind alle Fische juvenil, das heißt, sie haben die Gonaden noch nicht einmal angelegt und das Geschlecht ist somit nicht bestimmbar. In den Größenklassen 250 bis 279 mm und 280 bis 309 mm ist der Anteil an Juvenilen bereits sehr gering (6,8 bzw. 7,1 %). Ab 310 mm haben praktisch alle Reinanken die Geschlechtsprodukte angelegt, Ausnahmen bilden sehr schnellwüchsige Fische und solche, die aufgrund eines genetischen Defekts, Krankheit oder Verletzung auf Lebenszeit steril sind.

Die Anlage der Gonaden ist nicht gleichbedeutend mit der Laichreife. Oft werden die Geschlechtsprodukte rudimentär angelegt, reifen in der entsprechenden Saison aber nicht vollständig, und es erfolgt kein Ablaichen (BROWN 1989, in HARROLD & GRIFFITHS 2004). Die Geschlechter können bereits unterschieden werden, und es zeigen sich deutliche Unterschiede zwischen Milchnern und Rognern (siehe Abb. 11).

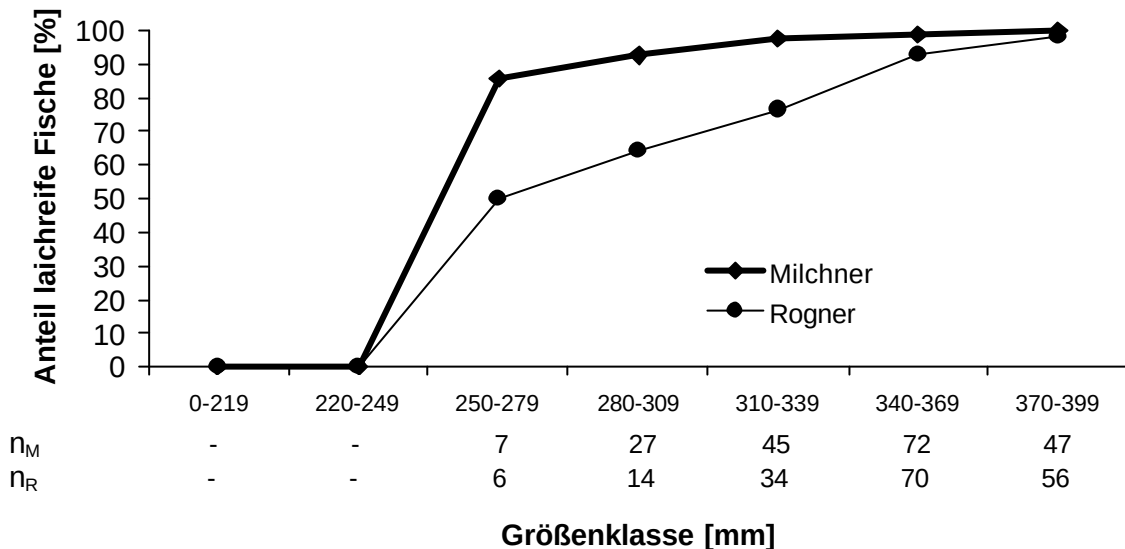


Abbildung 11: Anteil der laichreifen Fische in verschiedenen Größenklassen, nach Geschlechtern getrennt; n_M = Anzahl der Milchner, n_R = Anzahl der Rogner. Die sieben Reinanken unter 250 mm konnten keinem Geschlecht zugeordnet werden.

Die Milchner sind in der Größenklasse 250 bis 279 mm bereits zum Großteil (85,7 %) laichreif, mit 310 bis 339 mm erreichen sie einen Anteil von 97,8 %, was bereits dem Niveau der größeren Größenklassen entspricht. Das bedeutet, dass Milchner ab 31 cm als adult bezeichnet werden können. 100 % werden nicht erreicht, da etwa 1 bis 3 % der Fische steril ist. Es gibt auch innerhalb der Milchner Unterschiede in der Reifeentwicklung, wie die Bilder 6 und 7 deutlich demonstrieren. Die beiden Milchner stammen aus einer Befischung, der kleinere hat bereits voll entwickelte Gonaden, der Größere hat nur Gonadenanlagen, und hätte am Fortpflanzungsgeschehen in dieser Saison nicht teilgenommen.



Bilder 6 und 7: Unterschiedlicher Reifegrad zweier Milchner aus einer Befischung.

Bei den Rognern ist der Reifeunterschied deutlich größer, in der Größenklasse 250 bis 279 mm ist nur die Hälfte der Fische laichreif (genau 50 %), in der Größenklasse 310 bis 339 mm, in der die Milchner bereits vollständig laichreif sind, nur etwa drei Viertel (76,5 %). Erst in der Größenklasse 370 bis 399 mm erreichen die Rogner mit 98,2 % die vollständige Laichreife (siehe Abb. 11).

3.2.3.4. Laichzeit und Laichstandorte

Die gesamte Laichzeit erstreckt sich in etwa von der Mitte November bis Ende Dezember. Die Hauptlaichzeit beschränkt sich auf wenige Tage, sie liegt zwischen dem 3. und 18. Dezember. In diesem kurzen Zeitraum laichen die meisten Rogner ab (siehe Abb. 12).

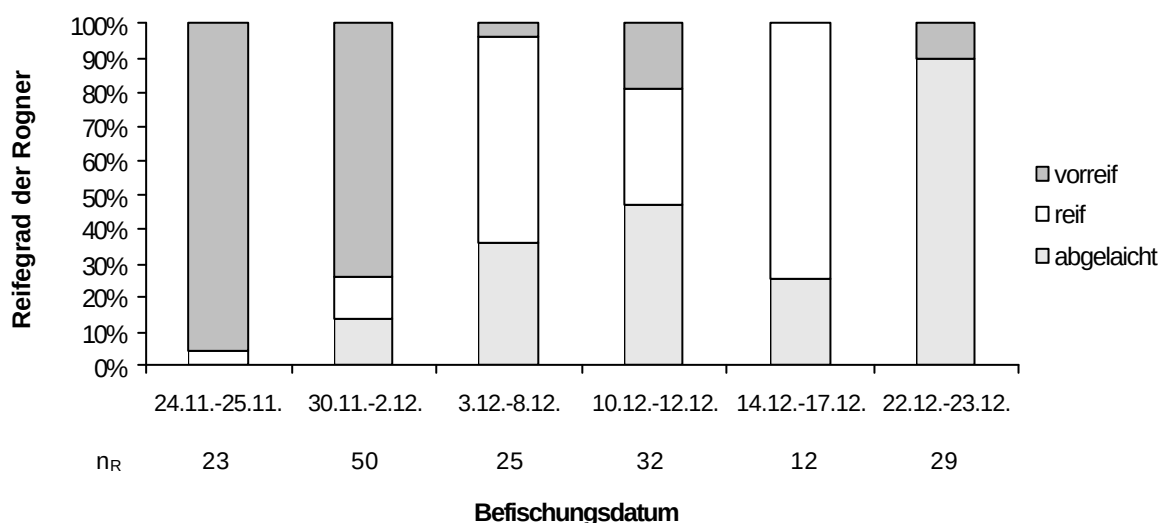


Abbildung 12: Anteil der vorreifen/reifen/abgelaichten Individuen am Gesamtfang an Rognern zwischen 24. 11. 2003 und 23. 12. 2003; n_R=Anzahl der Rogner.

Als „laichreif“ wurden nur jene Rogner eingestuft, die nach LAGLER (1978, in HARROD & GRIFFITHS 2004) der Maturationsstufe VI entsprachen, und als „ripe and running“ bezeichnet werden, was bedeutet, dass die Fische ihre Eier bei Entnahme aus dem Wasser ohne weiter Einwirkung von außen verlieren.

Auf Standorten mit grobem Schottermaterial, wie in den Bereichen von Almbach- (1) und Nagglbachzufluss (2), wurden vorwiegend kleinere laichreife Reinanken (unter 400 mm) gefangen. Hier wurde direkt am Ufer abgelacht, in Tiefen zwischen 1 und 15 m. Größere laichreife Exemplare (über 400 mm) fanden sich in nicht allzu tiefen, ebenen Bereichen mit Schlammuntergrund, wie auf Höhe des Mühlzipfs (3). Im Freiwasser und an Standorten mit Krautbewuchs wurden keine laichreifen Fische gefangen (siehe Abbildung 12).

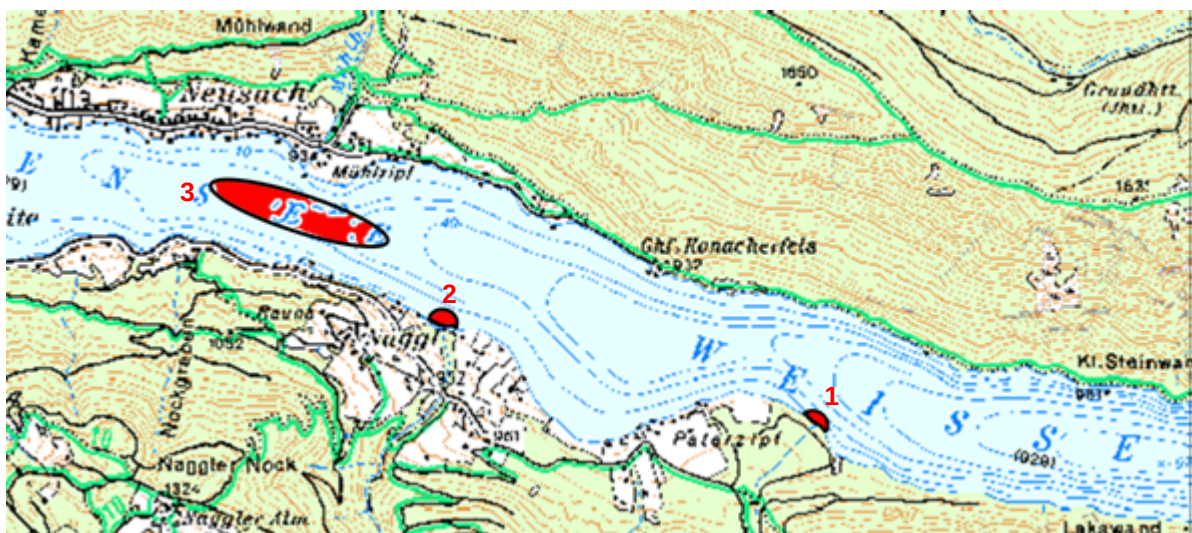


Abbildung 12: Laichplätze der Reinanken (schematisch); 1= Almbach, 2 = Nagglbach, 3 = Mühlzipf.

3.2.4. Nahrung

3.2.4.1. Nahrungszusammensetzung

Bei der Nahrung zeigen sich deutliche Unterschiede zwischen Pelagial und Litoral. Die im Freiwasser gefangen Fische hatten fast ausschließlich Zooplankton im Magen (95,7%), Zuckmückenlarven in geringer Menge (3,3%), die restlichen Nahrungskomponenten waren mit Anteilen zwischen 0 und 0,4 % kaum vorhanden (siehe Abbildung 13).

Am Ufer sieht die Situation völlig anders aus: Zwar war auch hier das Zooplankton am stärksten vertreten (59,7 %), allerdings kommen hier auch vermehrt Nahrungskomponenten vom Grund vor, wobei die Zuckmücken (Larven: 12,7 %, Puppen: 12,3 %) den größten Anteil haben. Weiters vertreten waren Reinakenlaich (5,3 %), Erbsenmuscheln (4,1 %), und Wasserasseln (3,9 %). Auch Detritus (abgestorbene Pflanzenteile) war im Vergleich zum Freiwasser vermehrt vorhanden, dieser wird aber vermutlich bei der Nahrungssuche am Grund unbeabsichtigt aufgenommen (siehe Abb. 13).

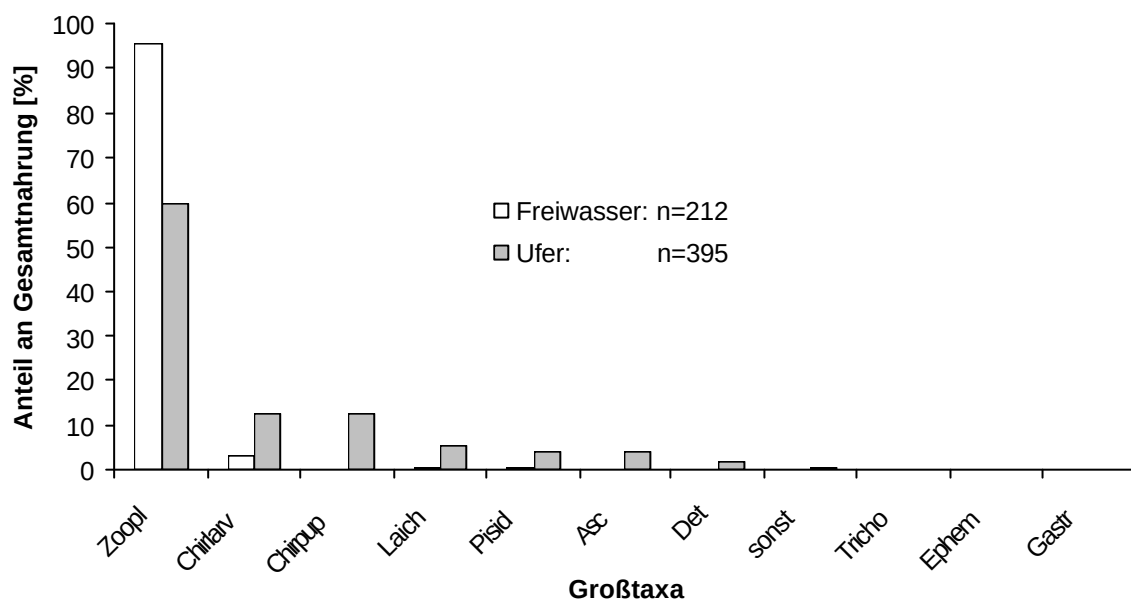


Abbildung 13: Durchschnittliche Nahrungspräferenzen der Reinanken über den gesamten Befischungszeitraum, getrennt nach den Großtaxa und den Bereichen Freiwasser und Ufer.

3.2.4.2. Saisonale Entwicklung der Nahrungszusammensetzung

Im Pelagial zeigen sich kaum saisonale Unterschiede in der Nahrungszusammensetzung. Das Zooplankton bleibt in den Mägen übers ganze Jahr hochdominant, der niedrigste Anteil wird im Februar mit 80 % erreicht, allerdings umfasst diese Stichprobe nur fünf Fische, und ist somit von geringer Aussagekraft. Die zweithäufigsten Nahrungsorganismen stellen Chironomidenlarven dar, Puppen werden kaum konsumiert. Die Aufnahme von Coregonenlaich beschränkt sich auf

den Dezember, Pisidien wurden nur in den Monaten November und Februar konsumiert (siehe Abb. 14).

Im Litoral zeigt sich ein etwas differenzierteres Bild, der Anteil des Zooplanktons variiert zwischen knapp 50 % im August 2003 und im April 2004 und über 80 % im November 2003. Nach einem Tiefstwert im Frühjahr kommt es zu einem stetigen Anstieg bis in den Spätherbst, danach zu einer allmählichen Abnahme. Chironomidenlarven werden übers ganze Jahr in relativ gleichmäßigen Mengen konsumiert, die Zuckmückenpuppen machen zwischen April und September einen großen Anteil der Gesamtnahrung aus, in den Wintermonaten sind sie kaum vorhanden. Wasserrasseln dienen das ganze Jahr über als Nahrung, allerdings in wesentlich geringeren Mengen als Chironomidenlarven und –puppen (siehe Abb. 15).

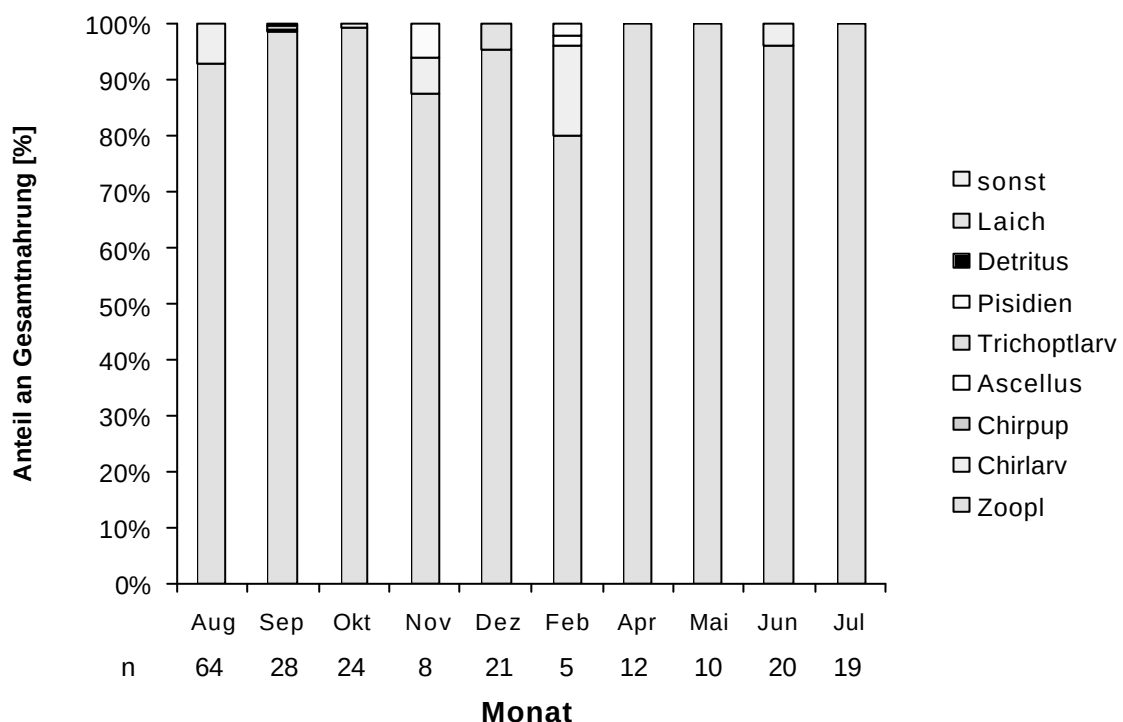
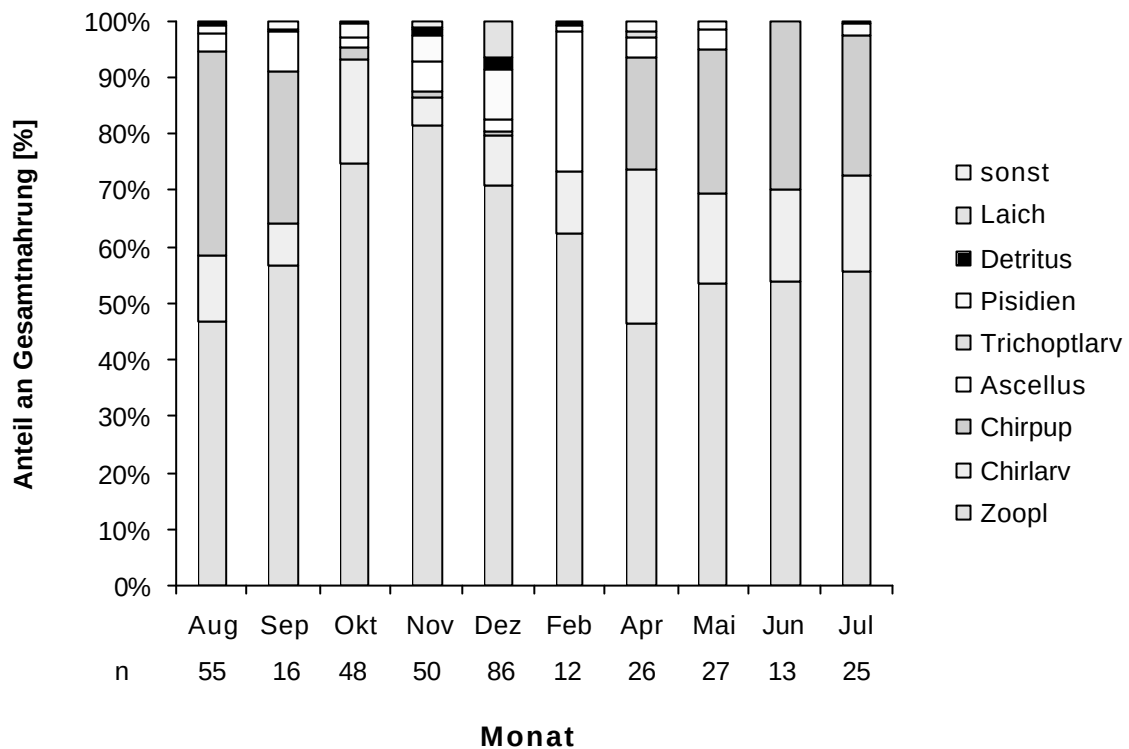


Abbildung 14: Saisonale Entwicklung der Nahrungspräferenzen im Pelagial; die Nahrungsbestandteile wurden nach Großtaxa unterschieden.



Abbildungen 15: Saisonale Entwicklung der Nahrungspräferenzen im Litoral; Die Nahrungsbestandteile wurden nach Großtaxa unterschieden.

3.2.4.3. Nahrungspräferenzen und Größenklassen

Für diesen Vergleich wurden alle Nahrungsbestandteile außer dem Zooplankton unter dem Namen „Benthos“ zusammengefasst. Die Nahrungszusammensetzung ändert sich im Uferbereich auffallend mit der Größe der Fische, besonders deutlich ist die Abnahme des Zooplanktonanteils mit zunehmender Totallänge (siehe Abb. 16).

Im Pelagial sind die Unterschiede zwischen den Größenklassen minimal, der Nahrungsanteil an Zooplankton bleibt auch bei den größten Exemplaren über 93 %, lediglich ein leichter Trend in Richtung mehr Zoobenthosnahrung ist zu verzeichnen (siehe Abb. 17).

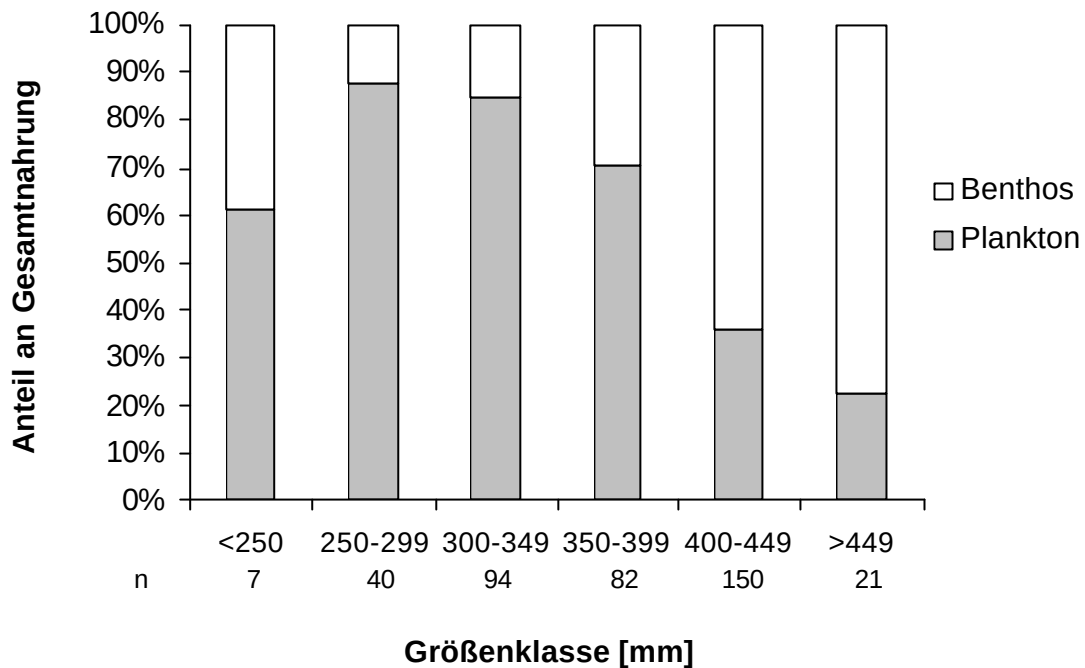


Abbildung 16: Nahrungspräferenzen der verschiedenen Größenklassen im Litoral; sämtliche Nahrungsbestandteile außer dem Zooplankton wurden unter dem Begriff "Benthos" zusammengefasst.

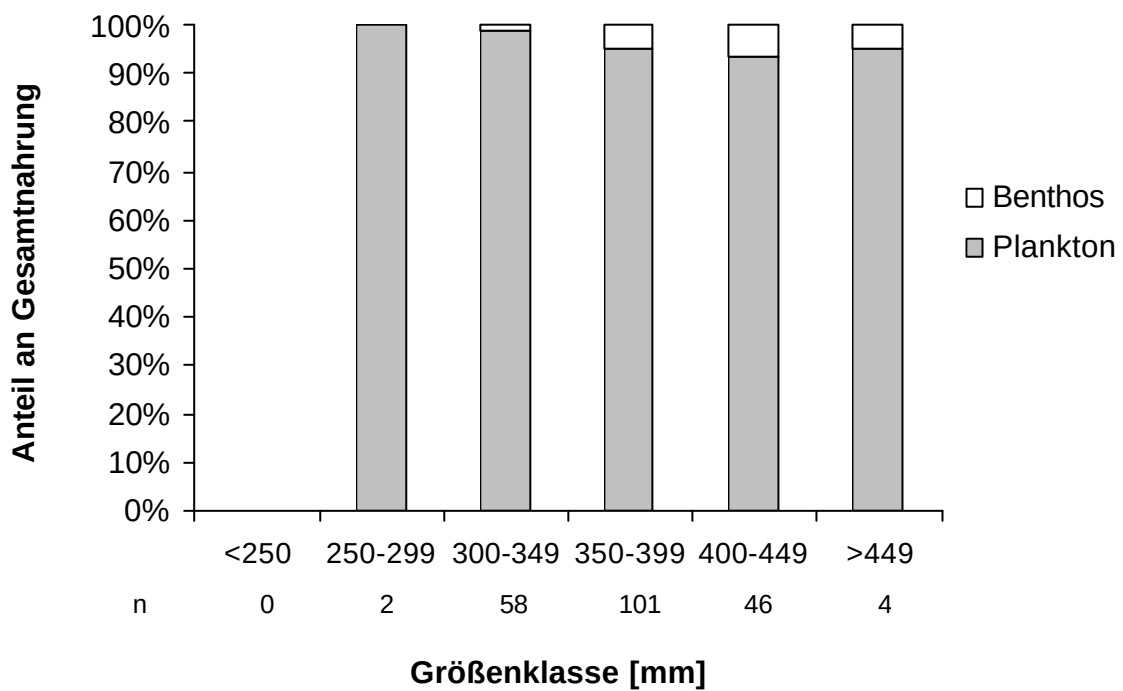


Abbildung 17: Nahrungspräferenzen der verschiedenen Größenklassen im Pelagial; sämtliche Nahrungsbestandteile außer dem Zooplankton wurden unter dem Begriff "Benthos" zusammengefasst.

3.2.4.5. Saisonalität des Ernährungszustands

Der Magenfüllungsgrad und der Anteil der leeren Mägen zeigen deutliche Änderungen im Jahresverlauf (siehe Abb. 18 und 19). Die Saturitäten von Freiwasser- und Uferbereich können nicht direkt verglichen werden, da die Nahrungsbestandteile in ihren Anteilen an der Gesamtnahrung stark differieren und zum Beispiel Zoobenthosorganismen ein deutlich höheres spezifisches Gewicht aufweisen und langsamer verdaut werden als Zooplanktonorganismen. Ein relativer Vergleich ist allerdings möglich, und ein ähnlicher saisonaler Verlauf der Saturitäten im Pelagial und Litoral ist deutlich ersichtlich. Der Anteil leerer Mägen weist im Pelagial größere Schwankungen auf als im Litoral. Erwartungsgemäß zeigen sich in beiden Teilhabitaten die Frühjahrs- und Sommermonate als „Mastzeit“, mit den geringsten Anteilen an leeren Mägen und den höchsten Saturitäten. Die Ergebnisse aus den Befischungen unter Eis im Februar weisen auf eine relativ gute Ernährungslage der Renken im Winter hin, allerdings ist der Stichprobenumfang relativ gering. Den wirklichen Engpass punkto Nahrung bilden die Monate November und Dezember, also der Zeitraum kurz vor, während, und kurz nach der Laichzeit.

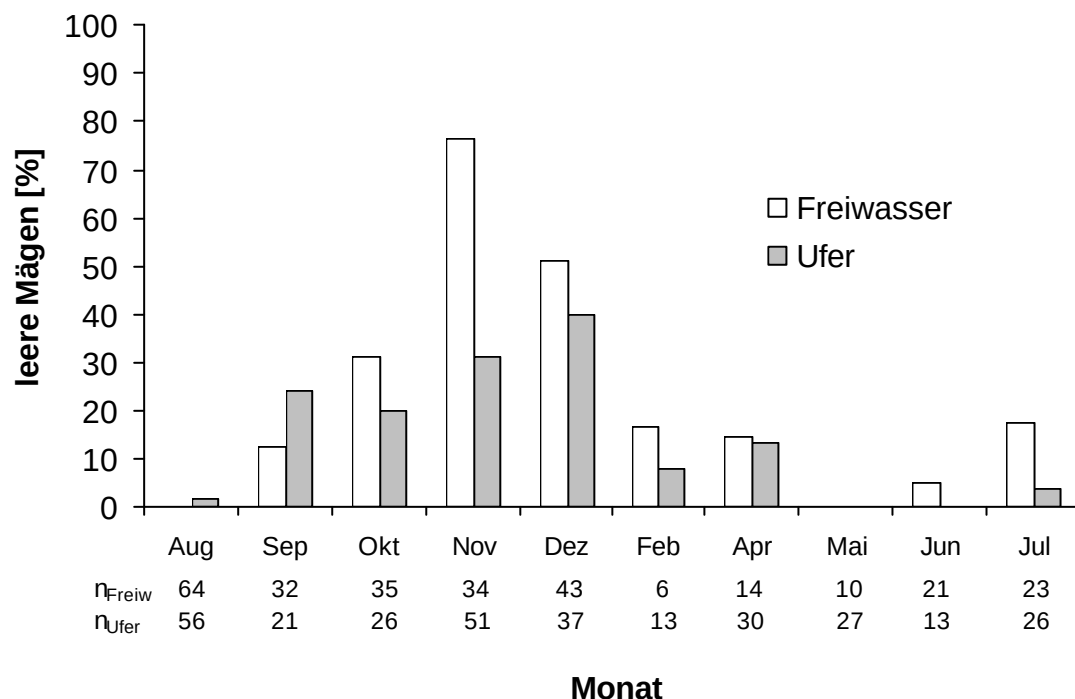


Abbildung 18: Anteil an leeren Mägen im Jahresverlauf; n_{Freiw} =Anzahl der Reinanken im Freiwasser, n_{Ufer} =Anzahl der Reinanken am Ufer.

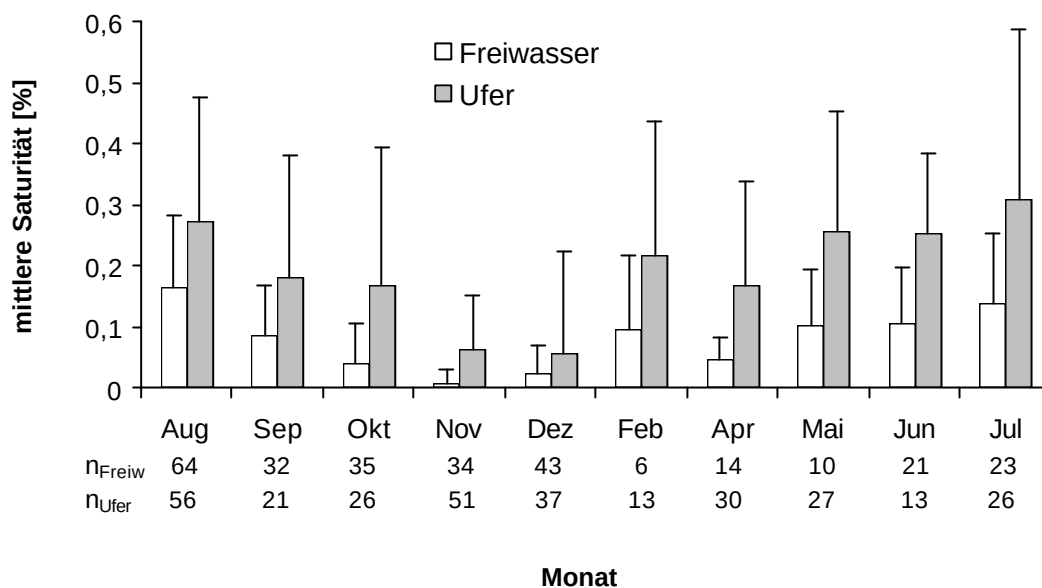


Abbildung 19: Mittlere Saturität im Jahresverlauf; n_{Freiw} = Anzahl der Reinanken im Freiwasser, n_{Ufer} = Anzahl der Reinanken am Ufer.

3.2.5. Konditionsfaktor

Der Konditionsfaktor zeigt eine deutliche Veränderung im Verlauf eines Jahres, wobei es auffällige Unterschiede zwischen den Geschlechtern gibt.

Die Rogner zeigen im Mai den niedrigsten Wert. Danach erfolgt ein Anstieg in den Monaten Juni bis Oktober. In den Monaten Juni und Juli ist die Zunahme sehr stark, ab August flacht sie ab. Ab August öffnet sich die Schere zwischen dem Gesamtkonditionsfaktor (K_{fr}) und dem korrigierten Konditionsfaktor (K_{fr}^*), da ab diesem Zeitpunkt die Entwicklung der Laich stark zunimmt. Ab Oktober verringert sich der Konditionsfaktor relativ deutlich, was sich gut mit der verminderten Nahrungsaufnahme (siehe „Saturität, leere Mägen“) erklären lässt. Der Unterschied zwischen Gesamt- und korrigiertem Konditionsfaktor geht ab Dezember wieder zurück, da zwischen Ende November und Mitte Dezember die meisten Fische ablaichen. Ab Februar verlaufen korrigierter und gesamter Konditionsfaktor wieder annähernd parallel, bis im nächsten August die Gonadenentwicklung wieder stark zunimmt. Der Konditionsfaktor bleibt zwischen November und Februar annähernd gleich, und nimmt von Februar bis Mai noch leicht ab (siehe Abb. 20).

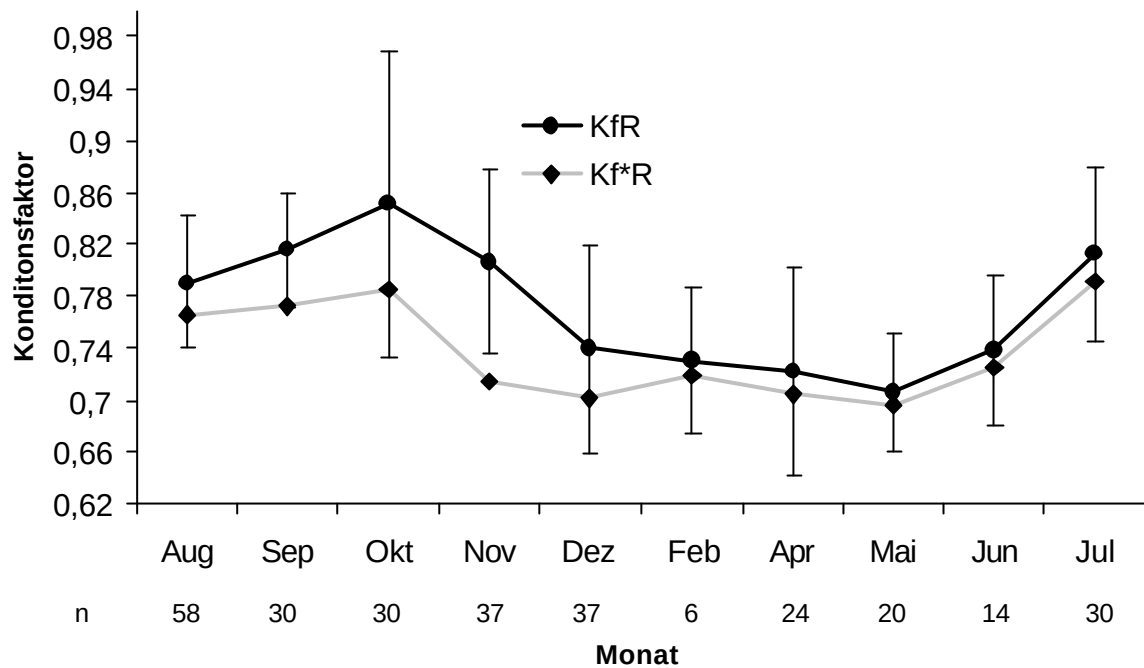


Abbildung 20: Konditionsfaktor (KfR) und korrigierter Konditionsfaktor (Kf*R) der Rogner im Jahresverlauf, von August 2003 bis Juli 2004; n=Anzahl der Rogner, die Standardabweichung ist nur für KfR dargestellt.

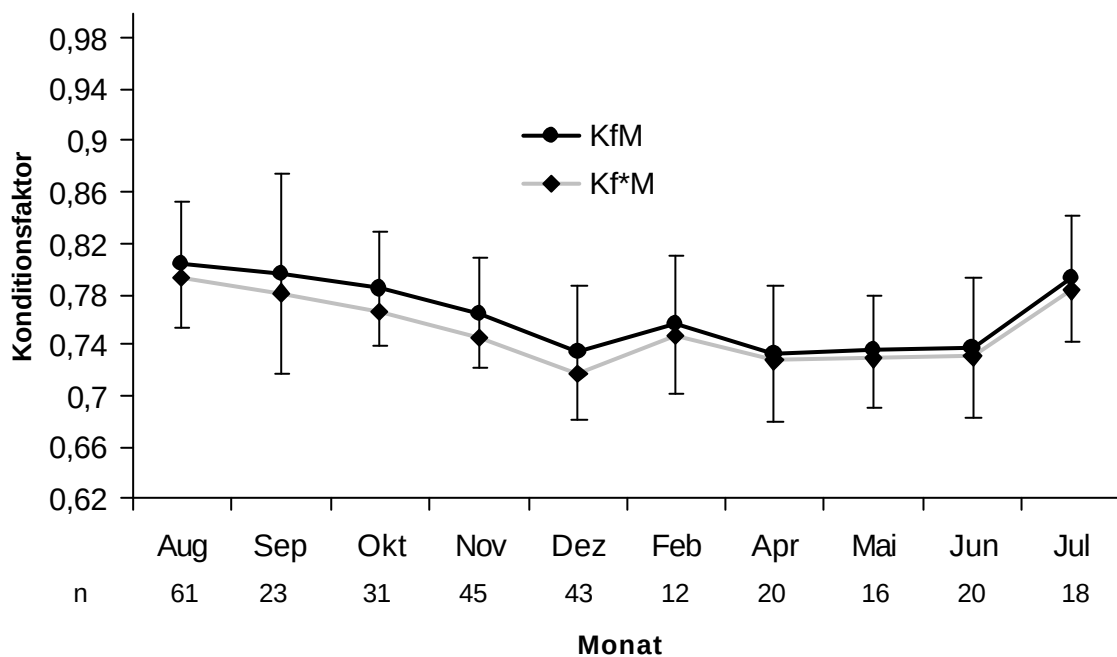


Abbildung 21: Konditionsfaktor (KfM) und korrigierter Konditionsfaktor (Kf*M) der Milchner im Jahresverlauf, von August 2003 bis Juli 2004; n=Anzahl der Milchner, die Standardabweichung ist nur für KfM dargestellt.

Bei den Milchnern ist die saisonale Schwankung weit weniger deutlich. Der niedrigste Wert liegt im April, danach zeigen sich ein leichter Anstieg bis zum Juni und anschließend eine sprunghafte Zunahme bis August. Ab August nimmt der Konditionsfaktor der Milchner relativ gleichmäßig bis zum nächsten Frühjahr ab, einzig der Februarwert zeigt einen Ausreißer, allerdings ist der Stichprobenumfang sehr gering. Die Schere zwischen gesamtem und korrigiertem Konditionsfaktor ist bei weitem nicht so ausgeprägt wie bei den weiblichen Fischen (siehe Abb. 21). Dies ist naheliegend, da die Gonaden der Milchner beim Höchststand im November durchschnittlich nur 2,4 % des Gesamtgewichts betragen, bei Rognern im Dezember im Durchschnitt 14,1 %.

3.3. Vergleich der Jahre 1999-2001 und 2003-2005

3.3.1. Nahrungszusammensetzung

Der Vergleich der Nahrungsanteile zwischen den Jahren 1999 bis 2001 mit meinen Ergebnissen aus den Jahren 2003 und 2004 deutet auf eine Veränderung der Ernährungsgewohnheiten hin. Der Anteil des gefressenen Zooplanktors ist im Freiwasser etwas (von 89,2 auf 94,6 %), im Uferbereich deutlich (von 21,7 auf 64,0 %) angestiegen (siehe Abb. 22 und Abb. 23). Auch die Chironomidenpuppen nahmen als Nahrungsbestandteil im Litoral deutlich zu (von 2,3 auf 14,9 %). Gleichzeitig kam es im Litoral zu einer starken Abnahme von typisch benthischer Nahrung, wie Pisidien, Wasseraseln und auch Renkenlaich. Trichopteren und Fische konnten im Gegensatz zu den Vorjahren nicht mehr nachgewiesen werden.

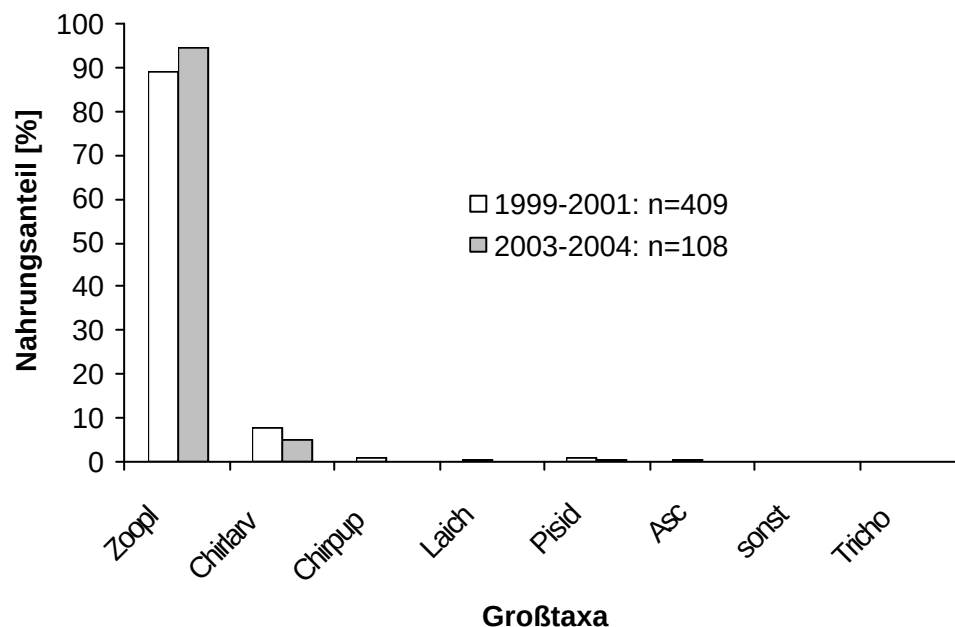


Abbildung 22: Vergleich der Nahrungsanteile im Freiwasserbereich zwischen den Jahren 1999 bis 2001 und 2003 bis 2004; Es wurden nur Fänge aus den Monaten April, August, Oktober und November herangezogen.

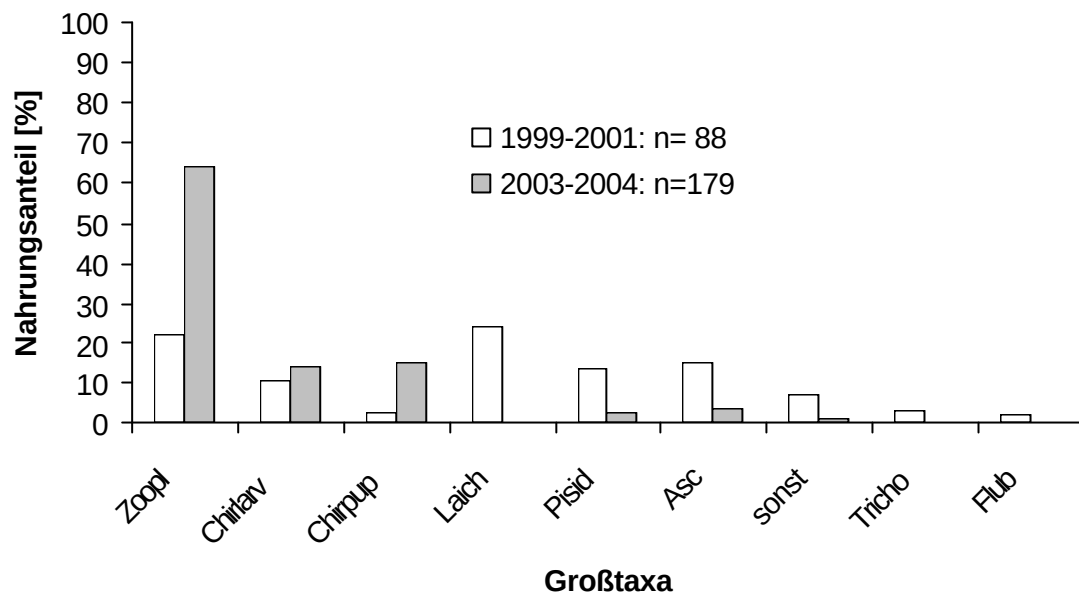


Abbildung 23: Vergleich der Nahrungsanteile im Uferbereich zwischen den Jahren 1999 bis 2001 und 2003 bis 2004; Es wurden nur Fänge aus den Monaten April, August, Oktober und November herangezogen.

3.3.2. Saturität

Dass sich die Ernährungssituation für die Reinanken verändert hat, zeigt sich auch an der Entwicklung der Saturität (Magenfüllungsgrad). Für diesen Vergleich wurden nur Ergebnisse aus dem Freiwasser, aus den Monaten August bis November, für die Größenklassen 300 bis 349 mm (Größenklasse I) und 350 bis 399 mm (Größenklasse II) herangezogen.

Für die Größenklasse I zeigen sich sowohl zwischen 1999 und 2003 als auch zwischen 2000 und 2003 signifikante Unterschiede ($p < 0,05$; U-Test). Die Jahre 1999 und 2000 scheinen ähnlich und unterscheiden sich statistisch nicht. Das Jahr 2001 weist intermediäre Werte auf und unterscheidet sich weder von den Vorjahren noch vom Jahr danach signifikant ($p > 0,05$; U-Test) (siehe Abb. 24).

Für die Größenklasse II zeigen sich für alle Jahresvergleiche außer 1999/2000 und 2001/2003 signifikante Unterschiede ($p < 0,05$; U-Test). Die durchschnittliche Saturität

war im ersten Jahr mit erhöhtem Ausgang (2001) bei den größeren Reinanken offensichtlich bereits deutlich erhöht (siehe Abb. 24).

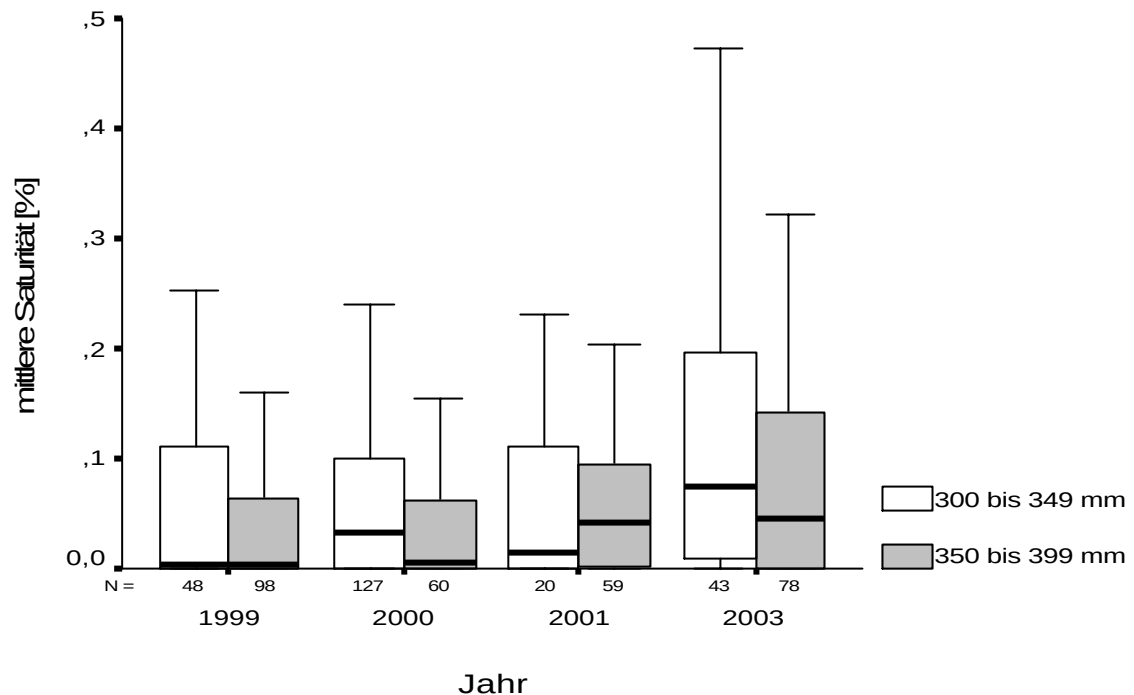


Abbildung 24: Vergleich der mittleren Saturitäten der Jahre 1999 bis 2003, getrennt nach den Größenklassen 300 bis 349 und 350 bis 300 mm; es wurden nur Freiwasserfänge aus den Monaten August bis November herangezogen; N = Anzahl der Reinanken.

3.3.3. Leere Mägen

Beim Vergleich des Anteils an leeren Mägen bildet sich über die Jahre eine immer deutlichere Saisonalität aus (siehe Abb. 25). Waren in den Jahren 1999 und 2000 die leeren Mägen in den Monaten August bis November auf annähernd gleichem, hohem Niveau, so zeigen sich ab dem Jahr 2001 im August und September bereits niedrigere Werte. Im Jahr 2003 waren im August überhaupt keine Mägen mehr leer, im September wenige, danach kam eine beträchtliche Zunahme in den Monaten Oktober und November.

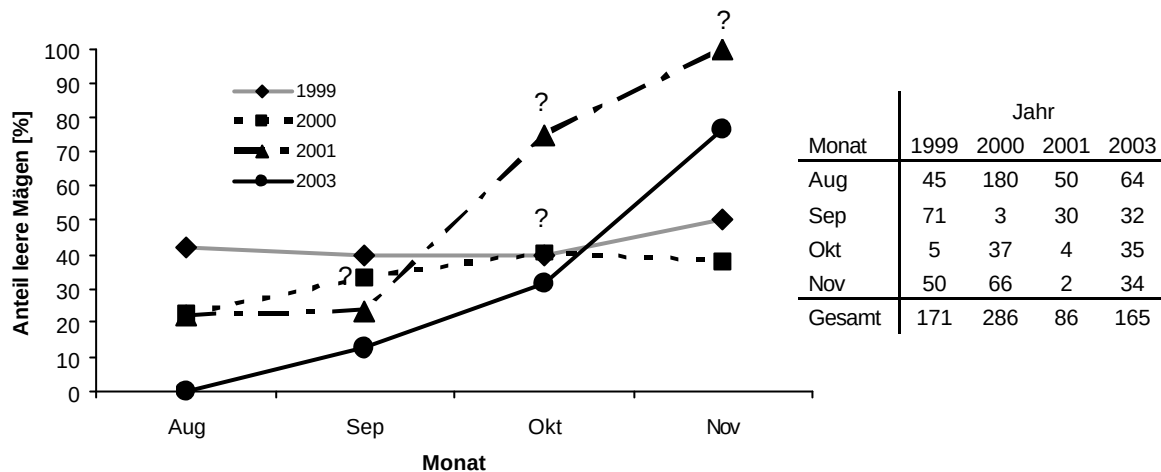


Abbildung 25: Vergleich des Anteils leerer Mägen zwischen den Untersuchungsjahren; Die Fragezeichen (?) markieren Werte von sehr geringem Stichprobenumfängen; Die Tabelle rechts neben der Graphik gibt die jeweilige Anzahl der Reinanken an.

3.3.4. Konditionsfaktor

Für den Vergleich der Konditionsfaktoren über sämtliche Untersuchungsjahre wurden nur Freiwasserfänge der Größenklassen 300 bis 349 mm (Größenklasse I) und 350 bis 399 mm (Größenklasse II) aus den Monaten August und September herangezogen, die Daten aus den Jahren 2004 und 2005 stammen von den kommerziellen Befischungen von Mag. Martin Müller.

In den Jahren 1999 bis 2001 zeigte der Konditionsfaktor einen stetigen Rückgang beider Größenklassen. Bei der Größenklasse I waren die Unterschiede zwischen 1999 und 2000, sowie zwischen 1999 und 2001 statistisch abgesichert ($p < 0,05$; U-Test). Für die Größenklasse II war nur der Unterschied zwischen 1999 und 2000 signifikant ($p < 0,05$; U-Test). Im Jahr 2001, als das Brittelmaß herabgesetzt und der Ausfang erhöht wurde, war der Konditionsfaktor bei beiden Größenklassen auf dem Tiefpunkt (siehe Abb. 26). Auffällig ist auch der Unterschied zwischen den Größenklassen. Die Größenklasse II wies in allen drei Jahren einen signifikant niedrigeren Konditionsfaktor auf als die Größenklasse I ($p < 0,05$; U-Test).

Bei meiner Untersuchung im Jahr 2003 zeigte sich, dass sich der durchschnittliche Konditionsfaktor deutlich erhöht hatte. Er war nun annähernd auf dem Niveau des

Jahres 1999. Weiters hatten sich die Konditionsfaktoren der beiden Größenklassen stark angeglichen, 2003 war das einzige Untersuchungsjahr, in dem die Größenklassen I und II keinen signifikanten Unterschied aufwiesen ($p>0,05$; U-Test). Im Jahr 2004 hatte sich der Konditionsfaktor nochmals erhöht, allerdings ging die Schere zwischen den beiden Größenklassen wieder auf. Ein weiterer Anstieg des mittleren Konditionsfaktors war im Jahr 2005 zu beobachten (siehe Abb. 26). Bei beiden Größenklassen war die Zunahme des mittleren Konditionsfaktors zwischen allen Jahren außer zwischen 2003 und 2004 signifikant ($p<0,05$; U-Test).

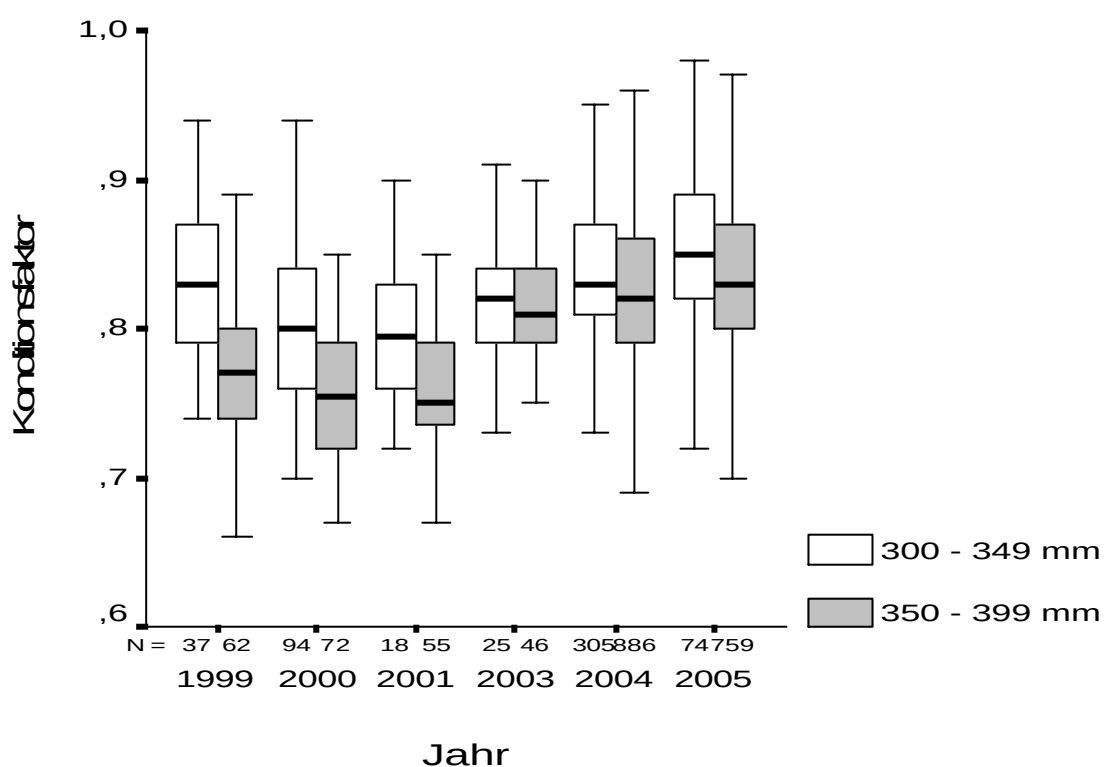


Abbildung 26: Entwicklung des mittleren Konditionsfaktors von 1999 bis 2005, getrennt nach den Größenklassen 300 bis 349 und 350 bis 399 mm, N =Anzahl der Reinanken; Es wurden nur Freiwasserfänge aus den Monaten August und September herangezogen.

3.3.5. Fanglistenauswertung

Die Tabelle 4 zeigt den Verlauf des Ausfangs an Renken durch die Angler von 1991 bis 2004. Das Von 1991 bis 1994 nahm die Anzahl der entnommenen Fische stark zu, danach blieb der Ausfang immer zwischen 3000 und 4000 Individuen. Das Mindestmaß (=Brittelmaß) wurde 2001 von 40 auf 35 cm herabgesetzt, was zu einer Verdoppelung der Entnahme (über 8000 Individuen im Jahr 2001) führte. Seit diesem

Zeitpunkt nimmt der Ausfang stetig ab, am stärksten zwischen den Jahren 2003 und 2004.

Tabelle 4: Gesamtausfang an Renken durch die Angler zwischen 1991 und 2004; BM=Brittelmaß.

Jahr		1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004
BM	[cm]	40	40	40	40	40	40	40	40	40	40	35	35	35	35
Ausfang	[Ind.]	1167	851	1553	3146	3943	4012	3088	3099	2996	3166	8188	7521	7154	6205

Die Abb. 27 zeigt die Fanglistenauswertungen der Jahre 2000 bis 2004. Auffallend sind einerseits die Abnahme der Fänge von 35 bis 41 cm und die Zunahme der erbeuteten Fische über 43 cm Totallänge. Auch bei den wirklich großen Fischen über 60 cm zeigt sich seit den Jahren 2001 und 2002 wieder eine deutliche Zunahme in den Jahren 2003 und 2004.

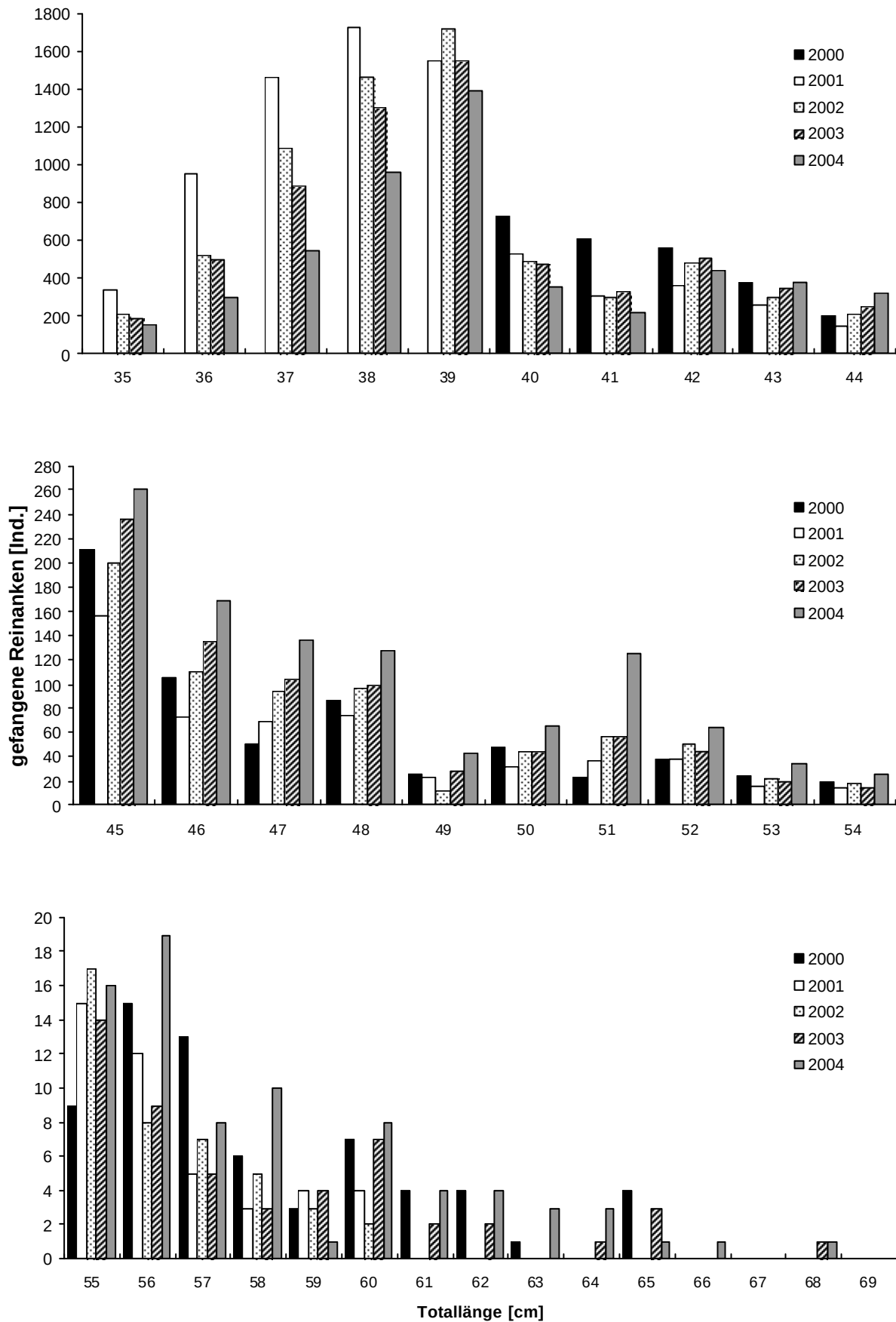


Abbildung 27: Fanglistenauswertung der Jahre 2000 bis 2004; jeweils verschiedene Skalierungen für die Längen 35 bis 44, 45 bis 54 und 55 bis 69 cm. Verändert nach MÜLLER 2005.

4. Diskussion

Fische demonstrieren mehr Variation in ihren Lebensgeschichten als irgendeine andere vergleichbare taxonomische Gruppe. Sogar innerhalb einer Spezies variieren die Individuen in ihren Größen und Altern bei Maturität, Wachstumsraten, Fruchtbarkeit und Lebensspannen (WINEMILLER 1995).

Die europäische Renke *Coregonus lavaretus* ist eine sehr flexible Spezies hinsichtlich ihrer Nahrung, ihrem Wachstum und ihrer besiedelter Habitate (KAHILAINEN & LEHTONEN 2002). Sie zeigt eine große Variation in Ökologie, Lebensgeschichte und morphologischen Charakteristika (SVÄRDSON 1979; NÆSJE *et al.* 2004). Polymorphe Renken sind in der nördlichen Hemisphäre weit verbreitet, ihre Formen sind zum Teil sogar im Freiland unterscheidbar (AMUNDSEN 1988, in KAHILAINEN 2004; AMUNDSEN 2004a). In Weissensee sind zwar zwei Formen vorhanden, allerdings ist deren Unterscheidung nur über statistische Methoden möglich (MÜLLER 2004).

4.1. Untersuchungszeitraum 2003-2004

4.1.1. Fängigkeit der Netze

Die Fängigkeit und Selektivität hängen neben der Maschenweite eines Kiemennetzes von Sichtbarkeit, Elastizität, und Flexibilität des Fadens ab. Dehnbarkeit und Flexibilität steigen mit abnehmendem Durchmesser des Fadens, für die Sichtbarkeit gibt es eine Untergrenze, unter der alle Fadenstärken gleich fängig sind. Auch die Wassertemperatur wirkt sich auf den Fangerfolg aus: Bei niedrigen Wassertemperaturen schwimmen Fische langsamer, was zu schlechteren Fängen führt (TURUNEN *et al.* 1998).

Die Netzfängigkeit nimmt mit der Maschenweite deutlich ab (SCHULZ 1978; KLEMENTSEN *et al.* 2002), dies führt dazu, dass die unteren Größenklassen der Reinanken in jedem Fall weit unterrepräsentiert sind (MÜLLER 2004; GASSNER *et al.* 1998).

In sehr klaren Gewässern, wie dem Weissensee, sind speziell stark optisch orientierte Fische wie Reinanken mit geringen Maschenweiten nur schwer zu erbeuten, da die Nähe der Knöpfe die Sichtigkeit stark erhöht (MÜLLER 2004). BØHN & AMUNDSEN (2004) konnten auch kleine Renken (Totallängen 100 bis 120 mm) in ausreichender Menge fangen, allerdings war das befischte Gewässer mit Secchi-Tiefen zwischen 2 und 6 m wesentlich trüber als der Weissensee mit Secchi-Tiefen zwischen 6 und 14,5 m (MÜLLER 2004). Zur erhöhten Sichtigkeit kommt noch eine geringere Elastizität der Netze, der stärkere Widerstand wird vor allem kleinere Fische abschrecken, bevor sie weit genug durch die Maschen schwimmen, um gefangen zu werden.

Der Unterschied zwischen Pelagial und Litoral ist eventuell auf die unterschiedliche Nahrungsaufnahme zurückzuführen: die Aufnahme von pelagischen Nahrungspartikeln erfordert einen ständigen Schwimmaufwand (KAHILAINEN 2004), bei der Nahrungssuche am Grund sind die Ortsveränderungen wesentlich geringer, daher dürften auch die CPUEs im Freiwasser deutlich höher sein (MÜLLER 2004).

Auch die Lichtintensität spielt beim Fangerfolg eine nicht unwichtige Rolle (MOOKERJI *et al.* 1998, in KAHILAINEN & LEHTONEN 2002). LESKELÄ *et al.* (2000) fanden bei intermediären Lichtbedingungen, also Zwie- oder Dämmerlicht, deutlich erhöhte Schwimgeschwindigkeiten, diese führen in der Folge zu besseren Fangergebnissen. Der Zusammenhang zwischen Lichtverhältnissen (Mondphasen und Witterung) und Fangerfolg konnte für den Weissensee bereits nachgewiesen werden (MÜLLER 2004).

Die Selektivität der Kiemennetze entspricht nur bedingt der Theorie, es werden relativ oft für die jeweilige Maschenweite zu große Fische gefangen (HANSEN *et al.* 1997). Die Renken bleiben gelegentlich mit ihren Maxillen am Monofil hängen, und wickeln sich anschließend beim Befreiungsversuch im Netz ein (MÜLLER 2004). Zusätzlich fangen die kleinen Maschenweiten sehr schlecht, unter 32 mm nehmen die CPUEs für Reinanken deutlich mit der Maschenweite ab. Eine mögliche Erklärung wäre der Umstand, dass die Schwimgeschwindigkeit von Fischen mit ihrer Länge positiv korreliert (LESKELÄ *et al.* 2000). Eine höhere Geschwindigkeit

erhöht vermutlich auch die Wahrscheinlichkeit, ins Netz zu gehen. Es steht in jedem Fall außer Zweifel, dass die kleinen Renken stark unterrepräsentiert sind. Daher zeigt die lineare Regression mit Totallänge und Maschenweite zwar einen signifikanten Zusammenhang, es wird allerdings nur ein kleiner Teil der Varianz erklärt.

Andere Fischarten lassen sich deutlich selektiver fangen, so korrelierten die Totallängen der gefangenen Rotaugen sehr gut mit den entsprechenden Maschenweiten, obwohl sie wesentlich hochrückiger als die Renken gebaut sind und aufgrund ihrer Körperabmessungen ein breiteres Längenspektrum pro Maschenweite gefangen werden kann. Allerdings wickeln sie sich kaum in den Netzen ein, da sie über keinerlei abstehenden Strukturen verfügen, mit denen sie sich wie die Reinanken in den Netzen verfangen könnten. Außerdem scheinen sie das Monofil der Kiemennetze nicht so gut wahrnehmen können wie die Renken, da auch kleine Maschenweiten vergleichsweise gut gefangen haben.

4.1.2. Größenklassenverteilung

Bei Fischen wird das Wachstum als nicht-determiniert bezeichnet, weil sie auch nach Erreichen der Maturität noch wachsen, wenn auch die Wachstumsrate normalerweise mit Alter und Größe abnimmt. Das potentielle Wachstum ist auch bei Fischen, wie bei allen Organismen, genetisch festgelegt, das realisierte Wachstum entsteht aus der Interaktion zwischen Genen und Umwelt (WINEMILLER 1995).

Sympatrische Renkenformen vermeiden Konkurrenz durch Trennung der Nahrungsnischen und optimieren die Nutzung der verfügbaren Nahrung (BERGSTRAND 1982). Dies ist ein generelles Phänomen in relativ jungen Faunen von nah verwandten Spezies mit beträchtlicher ökologischer Plastizität (NILSSON 1967, in LEHTONEN & KAHILAINEN 2002). In postglazialen Seen besteht eine hohe Verfügbarkeit offener Nischen, verbunden mit einer sehr niedrigen Artenzahl, was als Ursache für den Ressourcennutzungspolymorphismus gesehen werden kann (SCHLUTER 1996a, in KAHILAINEN 2004). Die Unterschiede zwischen den Teilhabitaten (z. Bsp. Litoral/Pelagial/Profundal) lassen auf unterschiedliche Raumnutzungen verschiedener Formen oder auf eine hohe phänotypische Plastizität

einer Form mit unterschiedlichen Lebensstrategien schließen (NÆSJE *et al.* 2004). So bestätigten COFFIN *et al.* (2003) für *Coregonus artedii* einen signifikanten Zusammenhang zwischen Standort und Wachstum und schlossen daraus, dass Wachstumsunterschiede sympatrischer Populationen auf extrinsische Faktoren zurückzuführen sind.

SANDLUND *et al.* (1995) beschreiben für den Mjosa-See (N) zumindest zwei ontogenetische Nischenwechsel des Renkenbestandes. Die Jungfische zwischen 70 und 250 mm besiedeln ausschließlich das Litoral und ernähren sich von Zooplankton und kleinen bis mittelgroßen Zoobenthosorganismen und Anflug. Von 250 bis 350 mm weiten sie ihr Habitat vor allem bezüglich der Tiefe aus und dringen bis 90 m Tiefe vor. Gleichzeitig wechselt ein Teil der Population ins Pelagial und ernährt sich vorwiegend von Zooplankton. Renken über 350 mm besiedeln dann bevorzugt das tiefe Litoral (über 30 m Tiefe) und ernähren sich in erster Linie von großen Zoobenthosorganismen.

Insgesamt sind die Jungfische in den Kiemennetzen bei weitem unterrepräsentiert, was jedoch sicher auf die schlechte Fängigkeit der kleinen Maschenweiten zurückzuführen ist. GASSNER *et al.* (1998) fanden für den Irrsee ebenfalls erst ab Totallängen von ca. 350 mm (Altersklasse 3+) repräsentative Fänge, SCHULZ (1978) gab für den Achensee repräsentative Fänge ab einer Totallänge von ca. 230 mm an.

Die pelagischen Renken des Weissensees sind auffallend einheitlich in ihrer Größenverteilung, entweder umfasst die Freiwasserpopulation nur wenige (zwei bis maximal drei) Altersklassen, oder sie bleiben in ihrem Wachstum stehen.

Dies würde im ersten Fall darauf hindeuten, dass nur die mittleren Alters- und Größenklassen das Pelagial nutzen, und die Jungfische unter 250 mm sowie die großen Individuen über 450 mm vorwiegend den Litoralbereich besiedeln (SANDLUND *et al.* 1995). Somit würde eine Weissenseerente während ihres Lebens zumindest zwei ontogenetische Nischenwechsel vollziehen: Die Larval- und Jugendstadien nutzen ausschließlich den Uferbereich, danach wechseln sie ins Pelagial, welches offenbar für die Größenklassen 300 bis 400 mm die besten

Lebensbedingungen bietet. Zwischen einer Totallänge von 400 und 450 mm dürfte sich der kritische Punkt befinden, an dem der Umstieg auf vorwiegend zoobenthische Nahrung und somit der Wechsel ins Litoral einen Vorteil darstellt (MÜLLER 2004; SANDLUND *et al.* 1995).

Der zweite Fall, ein „Stehenbleiben“ im Wachstum, könnte dadurch erklärt werden, dass ein Teil der Population den zweiten ontogenetischen Nischenwechsel ins Litoral nicht vollzieht (TOLONEN & KJELLMAN 2001). Da ab einer gewissen Fischgröße das Verhältnis von Energieertrag zum Aufwand für die Erbeutung im Falle der Ernährung mit Zooplankton relativ ungünstig wird, bleiben diese Fische im Wachstum zurück (MÜLLER 2004). Die gewonnene Energie reicht nur mehr zum Halten des somatischen Gewichts und zur Gonadenbildung, für Wachstum bleibt nur mehr wenig übrig.

Im Litoral finden sich die wenigen kleinen Individuen, die gefangen werden konnten. Offensichtlich wird das Freiwasser von Renken unter 250 mm gemieden, laut NÆSJE (1986) bleiben zumindest die Individuen der Altersklasse 0 während des gesamten ersten Wachstumsjahres im Litoral. Die juvenilen Reinanken (<200 mm) der drei sympatrisch lebenden Renkenformen des Femund-Sees (N) lebten ebenfalls ausschließlich epibenthisch (SANDLUND *et al.* 1995).

Die Größenklassenverteilung im Litoral zeigt bei den Renken zwischen 300 und 400 mm einen deutlichen „Durchhänger“, der darauf hindeuten könnte, dass ein großer Teil dieser Größenklasse ins Pelagial abwandert, weil dort für die mittleren Fischgrößen optimale Bedingungen herrschen (SANDLUND *et al.* 1995). Der starke Anteil an größeren Individuen (>400 mm) und der noch darüber liegenden Größenklassen sind ein starkes Indiz dafür, dass sich diese Größen in erster Linie im Uferbereich erreichen lassen, wo nach Rückkehr aus dem Pelagial vorwiegend benthische Invertebraten als Nahrung dienen (TOLONEN *et al.* 1999; SANDLUND *et al.* 1995).

Das Wachstum wurde als solches in dieser Arbeit nicht untersucht, da keine Altersbestimmungen vorgenommen wurden. Allerdings legen die Häufungen bestimmter Größenklassen nahe, dass es sich bei diesen Peaks um Kohorten

handelt. Die Spitzen bei 310, 350 und 410 mm deuten auf die Altersklassen 2+, 3+ und 4+ hin, zumal eine markierte Reinanke im fünften Lebensjahr (4+) eine Totallänge von 420 mm aufwies (MÜLLER, pers. Komm.). Leider war dies der einzige Fisch, der nach dem Besatz von 1500 markierten Jungfischen wieder gefangen werden konnte und natürlich lässt dies keine allgemeinen Aussagen über das Wachstum der Weissenseerenken zu, aber zumindest ist dieser Fisch ein Indiz dafür, wie gut die Reinanken im Weissensee abwachsen können. Für die Kohortentheorie spricht auch der Vergleich mit gutwüchsigen Renkenpopulationen aus anderen österreichischen Seen: GASSNER *et al.* (1998) geben für Irrsee und Zellersee folgende Durchschnittsgrößen für die jeweiligen Altersklassen an: 2+: 291-304 mm, 3+: 355-359 mm, 4+: 401-403 mm.

4.1.3. Laichreife

Allgemein ist bei den Renken eine große Variabilität beim Alter bzw. der Größe zum Zeitpunkt ihrer ersten Geschlechtsreife zu beobachten (BØHN & AMUNDSEN 2004; GASSNER *et al.* 1998). Die Körperlänge adulter Fische ist stark von ihrer Umwelt abhängig, wie zum Beispiel von der Temperatur und der Nahrungsverfügbarkeit während ihrer Ontogenese (NÆSJE *et al.* 2004). Oft tritt die Maturität der Milchner um ein bis drei Jahre früher als bei den Rognern ein (HEIKINHEIMO & MIKKOLA 2004).

Das Geschlechterverhältnis der Renken im Weissensee hat sich nach einer vor allem im Litoral deutlichen Abnahme bis zum Jahr 2001 wieder nahezu ausgeglichen. Die Ursachen für verzerrte Geschlechterverhältnisse sind noch weitgehend unklar. Mögliche Erklärungen sind saisonale Unterschiede in der Verbreitung (DRYER & BEIL 1968; in SCHAEFFER 2004) oder unterschiedliche Mortalitätsraten (HILE 1936; JOBES 1946; DEASON & HILE 1944; alle in SCHAEFFER 2004). Es wurden aber auch endokrine Reaktionen auf Populationsgrößen als Ursache in Betracht gezogen (GEORGE 1977; in SCHAEFFER 2004). Die Annahme, dass die Rogner aufgrund des starken Befischungsdrucks stärker ausselektiert wurden (MÜLLER 2004) konnte nicht bestätigt werden, da ab 2001 der Befischungsdruck enorm anstieg und trotzdem der Anteil der Rogner im Jahr 2003 deutlich höher war als zuvor.

Die saisonale Entwicklung der Gonaden verläuft bei den Weissenseerenken wie in vielen Renkenpopulationen Mittel- und Nordeuropas. Nach dem Tiefpunkt im Frühjahr steigt das Gewicht der Geschlechtsprodukte langsam bis zum August an. Danach erfolgt ein rasanter Anstieg, bei den Rognern bis zum Zeitpunkt des Abblaus, die Milchner halten hingegen das Gewicht ihrer Geschlechtsprodukte von September bis Jänner weitgehend gleich und sind normalerweise schon vor den Rognern laichreif (RITTERBUSCH-NAUWERCK 1995), wahrscheinlich um auch bei verfrüht oder verspätet laichenden Rognern zum Zug zu kommen (SCHULZ 1979b).

Die Bildung der Eier ist für die Rogner zweifellos eine schwere Zäsur, beträgt der GSI kurz vor dem Abblaus doch durchschnittlich 21,4 % des Gesamtgewichts eines Weibchens, mit Maximalwerten bis über 40 % (SCHULZ 1979). Die Milchner werden durch die Gonadenbildung weit weniger belastet, ihr GSI liegt bei durchschnittlich 3,4 % (SCHULZ 1979). In den nördlichen Verbreitungsgebieten wurden auch deutlich niedrigere Werte festgestellt, so fand TOLONEN (1999) durchschnittliche Maturitätswerte von 12,9 % für Rogner und 2,0 % für Milchner, allerdings war das Verhältnis der Maturitäten zwischen den Geschlechtern ähnlich. Das legt den Schluss nahe, dass für die Kondition und auch für die Wachstumsleistung eines Rogners das Alter bzw. die Größe, bei der die erste Laichreife eintritt, von großer Bedeutung ist. Das Phänomen, dass männliche Reinanken die Laichreife ein bis drei Jahre früher erreichen als die weiblichen, ist oftmals beschrieben (SCHULZ 1979b; HEIKINHEIMO & MIKKOLA 2004). Wahrscheinlich ist eine spätere Reife für das Wachstum eines Rogners von Vorteil, sämtliche Energie fließt in dem Jahr, in dem noch keine Gonaden, bzw. nur Ansätze gebildet werden in das somatische Wachstum. Möglicherweise lassen sich so die großen Unterschiede in der Laichreife der Rogner erklären, die bei den Milchnern weit weniger ausgeprägt sind.

4.1.4. Laichzeit und Laichstandorte

Süßwasser-Coregonen haben eine mehrjährige, periodische Fortpflanzungsstrategie, die sich weiters durch große Gelege mit kleinen Eiern und einen jährlichen Rhythmus auszeichnet (WINEMILLER 1995). Sie sind im allgemeinen Winterlaicher, die

Laichreife wird oftmals durch die Änderung der Wassertemperatur herbeigeführt (SCHULZ 1979; VUORINEN *et al.* 2004). Es gibt zwar auch sommerlaichende Renken, allerdings handelt es sich dabei durchwegs um Tiefenformen, deren Habitat von wechselnden Außentemperaturen weitgehend unabhängig ist (SCHULZ 1979b). KOPFMÜLLER und SCHEFFELT (1924) haben für den Beginn der Laichzeit eine kritische Temperatur von 7° C gefunden (in SCHULZ 1979b).

Die Laichzeit hat sich 2003 im Vergleich zu den Vorjahren ein wenig verschoben, wie sich auch indirekt aus den Nahrungsuntersuchungen ersehen lässt, laut HARROD & GRIFFITHS (2004) ist der Nachweis von Renkenlaich in Renkenmägen zweifellos ein guter indirekter Beweis für Laichaktivität. Befand sich schon im November der Untersuchungsjahre 1999 bis 2001 ein beträchtlicher Anteil von Reinankenlaich in den Mägen, so konnte im November 2003 überhaupt kein Laich in den Mägen festgestellt werden.

Laut NÜMANN (1972, in HARROD & GRIFFITHS 2004) kann eine Eutrophierung zu früheren Reife von Renken und zu späteren Laichzeiten führen, auch HARTMANN und QUOSS (1993) bestätigen den Zusammenhang zwischen Reife und Laichzeiten und der Produktivität des Gewässers. Nun hat sich der Nährstoffgehalt des Weissensees sicher nicht verändert, die Ernährungssituation für die Coregonen allerdings schon, und letztlich wird dies der Faktor sein, der die Reife der Renken bestimmt.

Trotzdem lässt dies keine Schlüsse auf bleibende Veränderungen in den Laichgewohnheiten zu, da die Laichzeit auch von äußeren Bedingungen, wie Witterung und Wassertemperatur abhängt. Schwankungen im Ausmaß von bis zu zwei Wochen zwischen den Jahren sind durchaus als normal anzusehen (SCHULZ 1979b). In Schweizer Seen wurde mehrmals beobachtet, dass bei sympatrischem Vorkommen einer klein- und einer großwüchsigen Form die schlechtwüchsigen Renken bereits im Herbst laichen, die gutwüchsigen erst im Winter (KIRCHHOFER & LINDT-KIRCHHOFER 1998), dies ist im Weissensee sicher nicht der Fall. Der Laichfischfang 2004 bestätigte, dass die Hauptlaichzeit auf wenige Tage, zwischen 5. und 15. Dezember, beschränkt war (MÜLLER, pers. Komm.), das Laichgeschäft

der Weissenseerenken kann durchaus als „geschlossenes“ Laichen bezeichnet werden (SCHULZ 1979b).

Bei den Laichplätzen gibt es allerdings Indizien auf Unterschiede zwischen den Ökoformen (KAHILAINEN 2004). Die ursprünglich für alle Renken angenommenen Laichplätze dürften eher jene der kleinwüchsigen Renken (unter 400 mm) sein, wie zum Beispiel der Almbachzufluss, wo die Reinanken in Tiefen zwischen 1 und 15 m ablaichen. Die großwüchsigen, laichreifen Renken (über 400 mm) fanden sich vorwiegend an ebenen Schlammstandorten in der Mitte des Sees, in Tiefen von 15 bis 30 m. Vor allem der Bereich des Mühlzipfs scheint sehr geeignet zu sein (MÜLLER 2005). Am Bodensee, wo die zwei Ökoformen Blaufelchen und Gangfisch nur statistisch unterschieden werden können, laicht der kleinwüchsige Gangfisch ebenfalls in Ufernähe (HARTMANN & QUOSS 1993).

Auffallend war der Umstand, dass sich im Bereich von Krautbewuchs überhaupt keine laichreifen Rogner aufhielten. Anders als zum Beispiel am Bodensee (ECKMANN 1987; RUHLÉ 1986; in ECKMANN 1995; ECKMANN und PUSCH 1989) war auch im Freiwasser, über großen Tiefen keine Laichaktivität zu beobachten. Dies könnte auf die Meromixie des Weissensees zurückzuführen sein: Aufgrund der mangelnden Durchmischung des Tiefenwassers ist der Sauerstoffgehalt in der Tiefe sehr gering, die Untergrenze für das Überleben von Fischen wird deutlich unterschritten (MÜLLER 2004; 2005). Renkenformen, die über großen Tiefen laichen, würden sich sehr schnell selbst aus dem See eliminieren, da ihre Larven im sauerstoffarmen Tiefenwasser keine Überlebenschance hätten.

Zusammenfassend kann festgestellt werden, dass offensichtlich eine räumliche Trennung zwischen den Größenklassen der Laichfische besteht und Standorte über Krautbewuchs sowie das Freiwasser zum Laichen überhaupt nicht genutzt wurden.

4.1.5. Nahrung: Jahresverlauf und Habitat

Viele Fischarten zeigen saisonale Wechsel in ihrer Nahrungszusammensetzung, entsprechend den Abundanzen der Beuteorganismen (WINEMILLER 2005). Renken

nutzen pelagische und benthische Nahrungsressourcen, können also als opportunistische Fresser bezeichnet werden. Ihre Mageninhalte reflektieren saisonale Veränderungen in der Beuteverfügbarkeit (ENZ 2001; JACOBSEN 1982).

Im Freiwasser des Weissensees zeigt sich übers Jahr kaum eine Saisonalität, das Zooplankton bleibt immer dominant und die weitere Nahrung besteht vor allem aus Chironomidenlarven. Dies macht deutlich, dass auch Renkannen, die im Freiwasser gefangen werden, sich teilweise von Zoobenthosorganismen ernähren, und somit zwischen den Standorten wechseln (MÜLLER 2004).

Im Uferbereich ist das Nahrungsspektrum wesentlich breiter, und es zeigen sich auch saisonale Unterschiede bei den bevorzugt konsumierten Großtaxa. Die jeweiligen Anteile an der Gesamtnahrung spiegeln weitgehend das vorhandene Angebot wieder (JACOBSEN 1982; TOLONEN *et al.* 1999). Im Frühjahr, zur Zeit der geringsten Planktondichten, ist auch dessen Anteil an der Nahrung am Tiefststand (HARTMANN & PROBST 1995; MICHEL 1996; MOOKERJI *et al.* 1998; alle in ENZ 2001; TOLONEN *et al.* 1999), danach steigt er stetig an, bis zum Höchststand im Herbst (AMUNDSEN 1988; LEHTONEN & KAHILAINEN 2002; AMUNDSEN *et al.* 2004a). Zu diesem Zeitpunkt sind die Planktondichten noch relativ hoch, und andere beliebte Nahrungsquellen, wie vor allem Chironomidenpuppen, sind weitgehend versiegt. Danach erfolgt wieder eine Abnahme des Zooplanktonanteils, da dessen Bestand stark abnimmt, bis zum Tiefststand im nächsten Frühjahr. Die einzige Nahrungskomponente, die neben dem Zooplankton durchs ganze Jahr hindurch konsumiert wird, sind Chironomidenlarven. Dies ist naheliegend, da sie als relativ abundante Zoobenthosbewohner ständig verfügbar sind (MÜLLER 2004). Anhand der gefressenen Chironomidenpuppen kann weitgehend die Schlupfzeit der Zuckmücken nachvollzogen werden: Zwischen April und September machen die aufsteigenden Zuckmückenpuppen einen erheblichen Anteil der Renkennahrung aus.

4.1.6. Größenklassen und Nahrung

TOLONEN & KJELLMAN (2001) weisen darauf hin, dass für das Wachstum von Coregonen auch die Verfügbarkeit der Nahrung in der für die jeweilige Phase der ontogenetischen Entwicklung entsprechenden Größe maßgeblich ist. Im Litoral zeigen die verschiedenen Größenklassen der Reinanken großteils das erwartete Muster in ihrer Nahrungszusammenstellung, nämlich eine klare Korrelation der Beutegröße mit der Fischgröße (LEHTONEN & KAHILAINEN 2002; TOLONEN *et al.* 1999; LEHTONEN *et al.* 1999). Der Anteil des Zooplanktons an der Gesamtnahrung nimmt mit steigender Fischgröße ab, die Größe der bevorzugten Beutetiere nimmt mit zunehmender Totallänge des Fisches zu (TOLONEN *et al.* 1999). SCHULZ (1979a) beobachtete im Achensee ebenfalls deutliche Zusammenhänge zwischen Fischgröße und Nahrungspräferenz: Bei den Größenklassen zwischen 190 und 399 mm dominierte eindeutig das Zooplankton (bis zu 77 %), bei den Fischen ab 400 mm betrug der durchschnittliche Zooplanktonanteil nur mehr 20 %. Auch TOLONEN *et al.* (1999) fanden einen deutlichen Wechsel in der Nahrungspräferenz, bis ca. 250 mm Totallänge war Zooplankton die Hauptnahrung der Renken, darüber dominierten Insektenlarven und Mollusken.

Die Weissenseerenken zeigen sehr ähnliche Tendenzen, lediglich die kleinsten Individuen unter 250 mm entsprechen nicht dem Trend, sie haben einen relativ großen Anteil von Benthosnahrung konsumiert. Einerseits könnte der geringe Stichprobenumfang von nur sieben Individuen das Ergebnis verfälschen, andererseits geben SANDLUND *et al.* (1995) für Reinanken unter 250 mm an, dass sie sowohl Zooplankton als auch kleine Zoobenthosorganismen als Nahrungsquelle nutzen. Große Renken ernähren sich im Weissensee in erster Linie von Zoobenthos und besiedeln daher vorwiegend das Litoral (MÜLLER 2004; SANDLUND *et al.* 1995).

Im Pelagial ist dieses Muster nicht zu beobachten, das Zooplankton bleibt die hoch dominante Nahrungsquelle, auch bei den größten Renken. Die Freiwasserrenken sind offensichtlich wesentlich mehr auf ihre bevorzugten Beuteorganismen spezialisiert als jene des Uferbereichs. Die Ursache für diesen Unterschied könnte aber auch darin bestehen, dass ihnen relativ wenig benthische Nahrung zur Verfügung steht, da im Ostteil des Sees die Ufer sehr steil abfallen, und die

mangelnde Sauerstoffsättigung ihr Habitat nach unten stark eingrenzt (MÜLLER 2004).

4.1.7. Ernährungssituation, Konditionsfaktor

Die beiden Parameter „Anteil leerer Mägen“ und „Saturität“ zeigen im Jahresverlauf ein ähnliches, wenn auch inverses Bild: Die Monate mit den höchsten Anteilen leerer Mägen ergeben auch die niedrigsten durchschnittlichen Saturitäten und umgekehrt. Erwartungsgemäß fällt die Hauptfresszeit in den Zeitraum Mai bis August, danach folgt eine deutliche Einschränkung der Fressaktivität ab September (LEHTONEN & KAHILAINEN 2002). Laut RESHETNIKOV *et al.* (1970, in TOLONEN 1999) ist das Anlegen von Fettreserven im Frühsommer maßgeblich für das Erreichen der Laichreife im Herbst. Die geringere Nahrungsaufnahme in den Herbstmonaten geht zweifellos mit insgesamt eingeschränkter Aktivität einher und wird als Vorbereitung auf die Laichzeit gedeutet (ENZ 2001). Die niedrigsten Fressraten zeigen sich vor und während der Laichzeit, wie es bereits bei vielen Laichpopulationen beobachtet wurde (SCHULZ 1979; JACOBSEN 1982; TOLONEN 1999).

Im Juli zeigt sich ein etwas erhöhter Anteil leerer Mägen, dies dürfte jedoch methodische Ursachen haben. Das Freiwassernetz wurde bei den Juli-Befischungen einmal im Epilimnion gesetzt, mit der Erwartung, ein leeres Netz zu bergen, da die Renken normalerweise hohe Wassertemperaturen meiden (LEHTONEN & NIEMELA 1998; MAYR 1998;) und sich in tieferen Wasserschichten aufhalten (ENZ 2001), wie es auch in den Jahren 1999 bis 2001 der Fall war (MÜLLER 2004). Überraschenderweise befanden sich 9 Reinanken im Netz, wobei fünf von ihnen relativ geringe Zooplanktonmengen im Magen hatten und vier gar nichts. Durch die deutlich höhere Temperatur über der Sprungschicht ist die Verdauung wahrscheinlich wesentlich schneller abgelaufen (ENZ 2001) als dies im Hypolimnion der Fall gewesen wäre, daher der hohe Anteil an leeren Mägen und die geringe Saturität für diese Befischung. Alle 9 Individuen hingen bereits verendet im Netz, was beweist, dass hohe Wassertemperaturen den Reinanken nicht gut bekommen. MALBROUCK *et al.* (2005) geben für adulte Renken eine Lethaltemperatur von 22 °C an, welche die oberen Wasserschichten des Weissensees im Juli 2004 offensichtlich überschritten hatten (MÜLLER, pers. Komm.). In tieferen Wasserschichten ist die

Mortalitätsrate bei Kiemennetzbefischungen normalerweise gering, die meisten Fische können lebend aus dem Netz geborgen werden.

Der relativ gute Ernährungszustand der Renken im Februar ist schwer zu deuten, einerseits könnte der geringe Stichprobenumfang das Ergebnis verzerren, andererseits wäre möglich, dass es innerhalb der Population unterschiedliche Strategien der Überwinterung gibt, und ein Teil die Ernährung weitgehend einstellt, während ein anderer Teil auch im Winter Nahrung aufnimmt. Mit Kiemennetzen kann natürlich nur der aktive Teil, und somit die fressenden Fische, gefangen werden.

Die Kondition von Fischen kann von vielen Faktoren beeinflusst werden, wie Ernährungsrate, Stress, Status der Reproduktion und Habitatcharakteristika (WINEMILLER 1995). Die Kondition eines Fisches kann wiederum Auswirkungen auf seine Fähigkeit zur Reproduktion haben, VUORINEN *et al.* (2004) zogen in Betracht, dass durch schnelle Gewichtszunahme aufgrund reichlicher Nahrungsressourcen die sexuelle Maturation möglicherweise beschleunigt wird.

Der saisonale Verlauf des Konditionsfaktors der Weissenseerenken zeigt eine relativ frühe Abnahme im Herbst, noch deutlich vor der Laichzeit (MÜLLER 2004). Offensichtlich sind die Reserven, die im Frühjahr und Sommer angelegt wurden, nicht ausreichend für die Gonadenentwicklung und für das Halten des somatischen Körpergewichts (SCHULZ 1979b; TOLONEN 1999). Auffällig ist auch der Unterschied zwischen Milchnern und Rognern (SCHULZ 1979b), auch am Weissensee sind die Rogner wesentlich stärker von Schwankungen des Konditionsfaktors betroffen.

4.2. Vergleich der Jahre 1999-2001 und 2003-2005

Fische zeichnen sich durch unbestimmtes Wachstum und plastische Reaktionen in anderen autökologischen Parametern auf veränderte Umweltbedingungen aus (WOOTTON 1998). Daher sind sie besonders für Studien über Reaktionen in ihren Lebensgeschichten auf Veränderungen der biotischen oder abiotischen Umweltbedingungen geeignet. Veränderungen in ihren

Lebensgeschichtencharakteren sind auf dem Populationslevel für ihre Anzahl relevant, auf dem Individuumslevel für ihr somatisches Wachstum (BØHN & AMUNDSEN 2004).

Die ab dem Jahr 2001 veränderte Bewirtschaftung des Weissensees, vor allem das Ausdünnen der Population durch erhöhten Ausfang, stellt eine Veränderung der biotischen Bedingungen der Weissenseerenken dar. Somit bot sich die Möglichkeit, deren Reaktionen in Bezug auf Qualität, Quantität und Saisonalität ihrer Ernährung, sowie den daraus resultierenden verbesserten Konditionsfaktor und erhöhten Anteil großer Fische zu untersuchen.

4.2.1. Nahrungszusammensetzung

Die Konsumation der Fische beeinflusst die Dynamiken ihrer Beuteorganismen, dies kann zu Veränderungen in deren Abundanz, Produktion und Größenstruktur führen (BROOKS & DODSEN 1965, in HAYES *et al.* 1996). Am Beispiel des Ammersees (D) zeigten MORSCHEID & MAYR (2002), dass abundante, pelagische Fischpopulationen deutliche Auswirkungen auf die unteren trophischen Stufen haben können. Dem Zooplankton kommt als Mediator zwischen Primärproduktion, mikrobiellem Nahrungsnetz und planktivoren Fischen eine Schlüsselrolle in der Nahrungsnetzstruktur zu.

BØHN & AMUNDSEN (2001) stellten eine durch Konkurrenz induzierte Trennung der Nahrungsnischen zwischen den Planktonspezialisten der Spezies *Coregonus abula* und den omnivoren Renken *Coregonus lavaretus* fest. Nach der Ausbreitung von *C. albula* wechselten die Renken von Planktonnahrung zu Zoobenthos und Anflug, um die interspezifische Konkurrenz zu vermindern. Ähnliche Trennungen der Nahrungsnischen können auch innerhalb einer Spezies zur Verringerung der intraspezifischen Konkurrenz führen, wahrscheinlich waren im Weissensee auch die Größenklassen unter 400 mm aufgrund mangelnder Nahrungsressourcen im Freiwasser gezwungen, auf Benthosnahrung zurückzugreifen (MÜLLER 2004).

Erhebliche Dichteverringerungen bei den planktivoren Fischen, wie es am Weissensee der Fall war, sollten zu höheren Zooplanktonabundanzen führen. Das

Zooplankton wurde im Rahmen dieser Arbeit nicht untersucht, aber nachdem sich die Nahrungspräferenzen der Renken weitgehend nach dem Angebot richten, sollten sich höhere Zooplanktondichten durch einen höheren Anteil an der Gesamtnahrung widerspiegeln (JACOBSEN 1982).

Die Nahrungszusammensetzung hat sich im Pelagial nur wenig verändert, da das Zooplankton schon vor dem Ausdünnen der Population hoch dominant war, trotzdem ist ein leichter Anstieg erkennbar. Wirklich frappant sind die Veränderungen im Litoral: Der Zooplanktonanteil hat sich fast verdreifacht, gleichzeitig gab es starke Abnahmen bei den typisch benthischen Nahrungsbestandteilen wie Pisidien, Wasserasseln und Fischlaich. Die geänderten Ernährungsgewohnheiten dürften auf ein verändertes (in diesem Fall verbessertes) Nahrungsangebot hinweisen, da sich die Ernährung der Reinanken weitgehend an der Verfügbarkeit der entsprechenden Beute orientiert (JACOBSEN 1982). So fraßen die Renken im Annecy-See (F) kaum Bodennahrung, da die Zooplanktondichten für den Fischbestand mehr als ausreichend waren. Andere Beuteorganismen, wie zum Beispiel Chironomiden, wurden vor allem in Zeiten mit geringeren Planktondichten konsumiert. Dies ist ein weiterer Hinweis darauf, dass die Renken Zooplankton als Nahrung bevorzugen, sofern es in entsprechenden Mengen vorhanden ist (GERDEAUX *et al.* 2002).

Der sehr geringe Anteil von Renkenlaich an der Gesamtnahrung täuscht etwas, da die Laichzeit im Vergleich zu den Vorjahren etwas nach hinten verschoben war, und die Dezemberfänge in diese Auswertung nicht einbezogen wurden.

Chironomidenpuppen sind zwar zum Makrozoobenthos zu zählen, werden aber sicher zu einem großen Teil während des Aufsteigens vor allem von Reinanken genommen, die sich in der freien Wassersäule von Zooplankton ernähren. Auch ihr Anteil hat sich enorm erhöht, was ebenfalls dafür spricht, dass vor allem die Reinanken der kleineren und mittleren Größenklassen weit weniger auf für sie schlecht geeignete Bodennahrung angewiesen sind (MÜLLER 2004). Dafür spricht auch die Tatsache, dass der Gesamtfangerfolg der Angler nach 2001 deutlich zurückging, und das Verhältnis von mäßigen zu untermäßigen Fischen deutlich besser wurde, so dass nur mehr wenige Fische zurückgesetzt werden mussten.

Offensichtlich befinden sich einfach weniger kleine Fische am Grund oder knapp darüber (MÜLLER, pers. Komm.).

4.2.2. Saturität

Die Menge der Ressourcen, die für jeden Fisch verfügbar ist, sinkt mit der Abundanz der Fische (HAYES *et al.* 1996). Somit kann sich ein großer Fischbestand negativ auf die eigene Ernährungssituation auswirken, in weiterer Folge auch auf das Wachstum (MORSCHIED & MAYR 2002). Da die Maßnahme des erhöhten Ausfangs offenbar gegriffen hat, sind nicht nur qualitative Veränderungen in der Ernährung festzustellen, auch die Quantität dürfte sich verändert haben. Nach den sehr niedrigen Saturitäten, die in den Jahren 1999 und 2000 festgestellt wurden, zeigte sich bereits im Jahr 2001 ein Anstieg der durchschnittlichen Saturität. Der Großteil der Renken wird von den Anglern im Frühjahr gefangen (MÜLLER, pers. Komm.), offensichtlich war der erhöhte Ausfang bereits ab dem Sommer dieses Jahres spürbar. Zwei Jahre nach dem Beginn des erhöhten Ausfangs hat sich die Saturität deutlich gesteigert, die Magenfüllungsgrade des Jahres 2003 sind aber immer noch auf vergleichsweise niedrigem Niveau (RIEDELBERGER 1995, SCHULZ 1979a). Zu einer Verbesserung der Ernährungssituation hat das Ausdünnen der Population in jedem Fall geführt, ob eine weitere Steigerung erfolgt, wird sich erst zeigen müssen.

4.2.3. Saisonalität des Ernährungszustands

Wie angenommen, zeigt der Anteil leerer Mägen in den Jahren 1999 und 2000 kaum Veränderungen zwischen den Sommer- und Herbstmonaten, wie es in anderen Coregonenpopulationen vielfach beobachtet wurde (LEHTONEN & KAHILAINEN 2002). Offensichtlich waren die Renken aufgrund einer schlechten Nahrungsversorgung nicht in der Lage, in den Hauptfresszeiten genügend Reserven anzulegen, sodass sie im Herbst die Nahrungsaufnahme und somit die Aktivität einschränken hätten können, um sich auf die bevorstehende Laichzeit vorzubereiten (RESHETNIKOV *et al.* 1970, in TOLONEN 1999; ENZ 2001). Zur Erhaltung ihres somatischen Gewichts und für die Bildung der Gonaden war es daher nötig, bis direkt

vor die Laichzeit eine relativ hohe Ernährungsrate beizubehalten (RESHETNIKOV 1970, in TOLONEN 1999).

Zwei Jahre später war diese Notwendigkeit aufgrund verbesserter Nahrungsverfügbarkeit offensichtlich nicht mehr gegeben. Nachdem im Sommer die Nahrungsmenge offenbar deutlich höher war, konnten mehr Reserven angelegt werden als in den Vorjahren und die Fressaktivität konnte im Herbst weitgehend eingeschränkt werden.

4.2.4. Konditionsfaktor

Das Wachstum von Fischen stellt innerhalb eines genetischen Rahmens ein integrierendes Maß für verschiedene biotische und abiotische Einflüsse dar (GASSNER *et al.* 1998). Da Fische ektotherme Organismen sind, hat jedes Individuum eine Optimaltemperatur für Nahrungsassimilation und Wachstum, was sie von den Umweltbedingungen stark abhängig macht. Allerdings sind limnische Systeme aufgrund der speziellen physikalischen Eigenschaften des Wassers gegen Temperaturänderungen wesentlich besser abgepuffert als terrestrische, somit kommt den biotischen Faktoren eine große Bedeutung zu. Ein Beispiel dafür wäre reduziertes Wachstum durch starke Konkurrenz um limitierte Ressourcen aufgrund von Überpopulation (WINEMILLER 1995; COFFIN *et al.* 2003; JANSEN *et al.* 2002; NILSSON 1972).

Dass das Wachstum dichteabhängig ist, wurde schon anhand vieler Fischpopulationen demonstriert (BECKMAN 1941; LANGELAND 1986; DONALD & ALGER 1989; AMUNDSEN *et al.* 1993; alle in AMUNDSEN *et al.* 2002), auch Dichteverringerungen durch das bloße Einstellen von Besatzmaßnahmen können sich positiv auf Wachstum und Kondition auswirken (TOLONEN & KJELLMAN 2001). Der umgekehrte Effekt wurde schon vielfach bestätigt, so nahm das Wachstum der Coregonen in allen von LEHTONEN & NIEMELÄ (1998) untersuchten Seen nach gesteigertem Besatz ab. Die Fischdichte beeinflusst somatische Wachstumsraten über die Nahrungsverfügbarkeit für individuelle Fische (AMUNDSEN & KLEMENTSEN 1988; AMUNDSEN 1989). Dies gilt ganz besonders für Coregonen

(HEALEY 1980; SARVALA *et al.* 1994). Als Beispiel wären Untersuchungen im Inari-See (FL) zu nennen, bei denen sich die Gewichte zwischen den stärksten und den schwächsten Jahresklassen der Altersklasse 5+ um den Faktor zwei unterschieden (SALONEN *et al.* 1998).

Intensive Fischentnahmen sind als Methode zur qualitativen Verbesserung verbütteter Fischbestände mehrfach empfohlen worden (BECKMAN 1941; TIEMER & ELDER 1960; DONALD & ALGER 1989; AMUNDSEN *et al.* 1993; alle in AMUNDSEN *et al.* 2002; LEHTONEN & NIEMELÄ 1998; JANSEN *et al.* 2002). Langzeituntersuchungen von AMUNDSEN *et al.* (2002) an verbütteten Renkenbeständen im Stuorajavri-See (N), die mittels rigoroser Dichteverringung in Richtung einer Population von gutwüchsigen Fischen überführt werden sollten, zeigten schnell Ergebnisse. Im See lebten zwei Renkenformen sympatrisch, wobei vor allem die benthische Population schnell mit deutlich verbessertem Wachstum reagierte, das Gewicht einer Altersklasse verdoppelte sich nach der Bestandesverringung. Die pelagische Form änderte ihr Wachstum weit weniger. Allerdings stellte sich der neue Zustand als nicht stabil heraus, 13 bis 15 Jahre nach den intensiven Befischungen waren Populationsstruktur und Wachstumsleistungen wieder auf dem ursprünglichen Niveau. Der Versuch hat allerdings gezeigt, dass ein verbütteter und von Parasiten schwer befallener Bestand durch Intensivbefischungen in einen für Fischerei und menschlichen Verzehr brauchbaren umgewandelt werden kann.

Ein ähnlicher Versuch von KLEMENTSEN *et al.* (2002) im Takvatn-See (N) mit einem verzwertgen Seesaiblingsbestand (*Salvelinus alpinus*, L.) war wesentlich erfolgreicher, auch 10 Jahre nach dem Ausdünnen der Population war kein Trend in Richtung Rückentwicklung erkennbar. Auch im See Riasten (N) reagierten die Seesaiblinge in ähnlicher Weise (JANSEN *et al.* 2002). Allerdings wird vermutet, dass bei Saiblings der Kannibalismus eine wesentliche Rolle für die Selbstregulation der Population spielt (AMUNDSEN 1994). Dieser ist bei Renken, abgesehen vom Laichraub, nur in Einzelfällen nachgewiesen worden (ENZ 2001), und fällt zumindest für den Weissensee als Regulativ aus.

Die Konditionsfaktoren der Weissenseerenken in den Jahren 1999 bis 2001 zeigen einen deutlichen Abwärtstrend, wie es für verbuttende Populationen charakteristisch ist. Der auffällige Unterschied zwischen den Größenklassen 300 bis 349 mm und 350 bis 399 mm könnte auf Konditionseinbußen durch die erste Maturität zurückzuführen sein (TOLONEN & KJELLMAN 2001; TRUDEL et al. 2001). Allgemein nimmt der Konditionsfaktor von Renken mit ihrer Totallänge zu (KÖLBING 1974), allerdings wurden niedrigere Konditionsfaktoren bei den mittleren Größenklassen ebenfalls schon beobachtet (KLEIN 1990). SHATUNOVSKII (1980, in MOISEENKO 2002) stellte fest, dass die Priorität bei geschlechtsreifen Fischen auf der Erhaltung jener metabolischen Abläufe liegt, die für die Reproduktion notwendig sind. Unter Bedingungen mit limitierter Energieversorgung wird die Energie vor allem für die Fortpflanzung aufgewendet, was zu Lasten des Wachstums geht.

Eingeschränktes Wachstum nach Erreichen der Laichreife ist vor allem für Renkenvorkommen der nördlichen Breiten charakteristisch, aber auch „Durchhänger“ in Wachstumsleistung und Kondition zum Zeitpunkt der ersten Geschlechtsreife wurden untersucht (TOLONEN 1999; TOLONEN & KJELLMAN 2001; KLEIN 1990). SCHULZ (1979b) zeigte, dass Coregonen gezwungen sind, zur Bildung der Geschlechtsprodukte Körpereiweiß abzubauen. Es ist durchaus wahrscheinlich, dass die Größenklasse 350 bis 399 mm deutlich stärker von schlechter Nahrungsversorgung beeinflusst wird, da innerhalb dieser Größenklasse die meisten Erst- und Zweitlaicher zu finden sind, während in der Größenklasse 300 bis 349 mm noch ein großer Teil subadulter, nicht geschlechtsreifer Fische vorhanden ist (KIRCHHOFER 1995).

Eine zweite Möglichkeit bestünde darin, dass sich gerade Fische der Größenklasse 350 bis 399 mm in der kritischen Phase des Nahrungswechsels befinden (TOLONEN & KJELLMAN 2001). Entweder könnte die Rentabilität der Ernährung von Zooplankton abnehmen, oder sie haben die Umstellung auf Zoobenthosorganismen bereits vollzogen und besitzen noch nicht die Effizienz der größeren Größenklassen. Natürlich wäre auch ein Zusammenspielen von Konditionseinbußen durch das Erreichen der Maturität und einer Krise durch den Diätwechsel denkbar.

HEALEY (1980; 1975) konnte beweisen, dass die Nutzung einer Coregonenpopulation zu gesteigertem Wachstum führen kann, und das Ausmaß der Reaktion von der Nutzungsintensität abhängt. Die Entwicklung des Konditionsfaktors der Weissenseerenken nach Verringern der Populationsdichte entspricht genau den Erwartungen, offensichtlich hat sich der erhöhte Ausfang günstig auf die Abundanz der Nährtiere, vor allem des Zooplanktons ausgewirkt, wie in den vorherigen Ausführungen über Nahrungszusammensetzung, Saturität und leere Mägen bereits beschrieben. Diese Parameter über den aktuellen Ernährungszustand wirken sich natürlich langfristig auf den Konditionsfaktor aus, der Aufschluss darüber gibt, wie es diesem Fisch im Lauf seiner ganzen Lebensgeschichte ergangen ist (WOOTTON 1998).

Der Effekt dieser verbesserten Nahrungsressourcen spiegelt sich im deutlich gestiegenen Konditionsfaktor im Jahr 2003 wieder, und auch in den darauf folgenden Jahren war nochmals ein signifikanter Anstieg zu vermerken. Offensichtlich ist der negative Trend der Jahre 1999 bis 2001 völlig umgekehrt worden. Speziell die Größenklasse 350 bis 399 mm dürfte von den geänderten Bedingungen stark profitieren, ihre Konditionsfaktoren liegen in den Jahren 2003 bis 2005 bei weitem nicht mehr so deutlich unter jenen der kleineren Größenklasse. Dies deutet darauf hin, dass die Energieverluste, die mit ihrer ersten Geschlechtsreife und eventuell auch dem ontogenetischen Nahrungswechsel verbunden sind, durch die ausreichende Versorgung mit Nahrung verringert werden konnten. Ein vergleichbarer Effekt konnte auch am Kilpisjärvi-See (FL) beobachtet werden: Der Wachstumseinbruch, der mit dem Eintreten der Geschlechtsreife einherging, konnte durch verbesserte Nahrungsbedingungen erheblich abgeschwächt werden (TOLONEN & KJELLMAN 2001).

4.2.5. Fanglistenauswertung

Alle Ergebnisse bezüglich der Veränderungen seit dem erhöhten Ausfang ab dem Jahr 2001, welcher noch durch die kommerzielle Fischerei ab dem Jahr 2004 verstärkt wurde, schlagen sich auch in den Fanglistenauswertungen nieder. Der seit 2001 kontinuierlich sinkende Gesamtausfang der Angler ist ein starkes Indiz für ein

Sinken der Populationsdichte der Renken. Das für den Weissensee angepeilte Ziel, nämlich die Erhöhung der Attraktivität des Renkenbestands für die Angelfischerei, ist zweifellos erreicht worden. Der Anteil von untermaßigen Fischen wurde wesentlich verringert, das Zurücksetzen von zu kleinen Fischen ist eher selten geworden. LANGE LAND (1986, in KLEMENTSEN 2002) stellte fest, dass die selektive Ernte mit kleinen Maschenweiten den Anteil großer Fische in einer Population erhöht. Im Jahr 2000 mussten für jede Reinanke über dem Brittelmaß (damals noch 40 cm) cirka 15 untermaßige Fische zurückgesetzt werden. Heute gehen zwar deutlich weniger Fische an die Angel, aber wenn ein Anbiss erfolgt, so ist es meist ein schönes Exemplar von über 40 cm. Vor allem seit dem Jahr 2003 nehmen die Fänge von starken bis kapitalen Renken deutlich zu, im Jahr 2005 konnte sogar eine Renke mit 71 cm Totallänge von einem Angler gefangen werden (MÜLLER, pers. Komm.).

4.3. Ergänzende Bemerkungen, Empfehlungen für die Bewirtschaftung und zukünftige Studien

Die Rolle des Klimawandels für die Produktivität von Fischpopulationen ist relativ unklar. Es gibt Hinweise auf positive Auswirkungen für die Überlebensraten von Renkenlarven nach Erhöhung der durchschnittlichen Wassertemperatur, der Einfluss der Temperatur auf eine Renkenpopulation sollte auch keinen Fall unterschätzt werden (KIRCHHOFFER 1995). GRIFFITH (1992) bestätigt eine positive Korrelation zwischen der Temperatur und dem Wachstum subadulter Renken.

Für Larven ist die Verbindung von einem kalten Winter und einem warmen Frühling besonders günstig (GERDEAUX 2004). Kalte Wassertemperaturen zögern den Schlüpftermin hinaus, diese Tatsache wird in Fischzuchten dahingehend genutzt, dass die Fischeier bei sehr niedrigen Temperaturen gehalten werden, damit der Schlupf erst zu einem Zeitpunkt erfolgt, wenn die Primärproduktion im See wieder angelaufen ist und auch die Zooplanktondichten ansteigen (KLEIN 1988, in GERDEAUX 2004). Ein warmer Frühling, bzw. Spätwinter kann große Auswirkungen auf den Beginn der Primärproduktion haben. Aufgrund einer klimatisch günstigen Phase begann im Genfer See die Primärproduktion im Vergleich zu 10 Jahre zuvor um einen Monat früher (ANNEVILLE 2001; ANNEVILLE *et al.* 2001; ANNEVILLE &

LEBOULANGER 2001, alle in GERDEAUX 2004). Der Schlupfzeitpunkt der Renkenlarven blieb gleich, da das Schlupfareal in einer Tiefe lag, die von der Erwärmung weitgehend unberührt blieb, aber die trophischen Bedingungen waren erheblich verbessert. In diesem Zeitraum war auch ein Anstieg der Renkenpopulation zu beobachten (GERDEAUX 2004). ECKMANN und PUSCH (1989) gehen andererseits davon aus, dass für das Wachstum der Renkenlarven die Nahrungsversorgung eine untergeordnete Rolle spielt, und vor allem die Temperatur den Hauptfaktor darstellt.

Wie dem auch sei, die Aufzeichnungen über die Eisbedeckung von JANK (in MÜLLER 2004) lassen darauf schließen, dass sich auch der Weissensee erwärmt. Der Einfluss dieser Erwärmung auf die Renkenpopulation ist schwer abzuschätzen. Sollten sich die Bestände durch den von GERDEAUX (2004) beschriebenen Effekt deutlich erhöhen, wäre durchaus möglich, dass der erhöhte Ausfang durch gesteigerte Überlebensraten von Larven und Jungfischen mehr oder weniger kompensiert wird. Dies würde dem derzeit verfolgten Managementziel, den Bestand zu verringern, eindeutig zuwiderlaufen.

Die Zielsetzungen im Fischereimanagement sind weit gestreut, und hängen von vielen Umständen ab. Generell sollte ein limnisches System in biologisch und ökologisch reproduktiven Zustand erhalten werden. Den Idealfall stellt ein integriertes Fischereimanagement dar, welches biologische, soziale und ökonomische Betrachtungs- und Vorgehensweisen kombiniert (MARTTUNEN & VEHANEN, 2004).

Das Management von langlebigen und hochfertilen Fischen, deren Bestand stark genutzt wird, erfordert die Erhaltung einer kritischen Bestandsdichte adulter Individuen und den Schutz ihres Laichhabitats während der Laichsaison. Da das Fortkommen einer Jahresklasse von unvorhersehbaren, oft kurzfristigen Veränderungen der Umweltbedingungen abhängt, ist diese kritische Bestandsdichte unmöglich präzise zu bestimmen. Die meisten Larven wachsen auch unter Optimalbedingungen niemals in die Adultpopulation, was es notwendig macht, dass jedes Jahr zumindest ein Teil der Laichaktivität ungestört von Statten geht (WINEMILLER 1995).

Die Eignung von Besatzmaßnahmen wurde von einigen Autoren prinzipiell in Frage gestellt, vor allem, wenn die natürliche Reproduktion eines Fischbestandes funktioniert (SALOJÄRVI 1992, in TOLONEN & KJELLMAN 2001; SALONEN *et al.* 1998). Allerdings darf nicht übersehen werden, dass die Fischgemeinschaft des Weissensees durch den Besatz allochthoner und die Ausrottung autochthoner Arten stark anthropogen überprägt ist. Der ursprüngliche Zustand lässt sich nicht mehr herstellen, daher muss das Ziel sein, einen ökologisch und ökonomisch funktionierenden Fischbestand zu erhalten. Besatzdichten über dem biologischen Optimum sind allerdings auch ökonomisch zumindest als fragwürdig zu betrachten (SALONEN *et al.* 1998).

Durch dichteabhängige Kompensationsprozesse kann ein zu hoher Besatz zu einem unerwünschten Ergebnis führen (SALONEN *et al.* 1998). Beim Besatz ist darauf zu achten, nur mit einer Renkenform zu besetzen, die für das jeweilige Gewässer geeignet ist (LEHTONEN *et al.* 1999). Im Fall des Weissensees ist diese Eignung dadurch sichergestellt, dass ohnehin Laichfischfang betrieben wird, und nur Fische abgestreift werden, die eine Mindestgröße (40 cm) aufweisen.

Sehr wünschenswert wäre eine Erfolgskontrolle der Besatzmaßnahmen, SALONEN *et al.* (1998) fanden im Zuge ihrer Untersuchungen am Inari-See (FL) bei den Anteilen der Besatzfische am Gesamtaufang große Unterschiede (12 bis 55 %) zwischen verschiedenen Jahresklassen. Allerdings sind Untersuchungen in diese Richtung immer mit nicht unerheblichem Zeit- und Kostenaufwand verbunden. Im Weissensee wurden bereits einmal 1500 vorgestreckte Reinanken besetzt, die mittels entfernen der Fettflosse markiert waren, allerdings wurde nur ein Exemplar wieder gefangen, wie bereits beim Kapitel „Kohorten“ beschrieben. Um bei den gefangenen Renken zwischen Besatzfischen und Naturaufkommen unterscheiden zu können, müssten daher alle Besatzfische markiert werden (GERDEAUX 2004). Eine relativ kostengünstige und schnelle Methode zur Massenmarkierung von kleinen Fischen stellt die „spray marking method“ dar. Bei entsprechend sorgfältiger Durchführung mit speziellem Augenmerk auf Druck, Temperatur und Größe der Fische ist der Ausfall vernachlässigbar, und die Markierungen sind zumindest drei Jahre problemlos sichtbar (FRIMAN & LESKELÄ 1998).

Nach den bereits erwähnten Ergebnissen vom Stuorajavri-See folgte AMUNDSEN (2002), dass Überpopulation und Verbutterung eventuell ein stabiles Stadium für einen Bestand darstellen könnte, dem die Population nach Entfernung der Störung (wie zum Beispiel Intensivbefischungen) wieder zustrebt. Somit wäre die reine Massenentnahme nicht ausreichend, sie müsste auch von Selektion begleitet werden. Obwohl die Renken große Plastizität bei ihren Wachstumsraten aufweisen, wurden auch Beweise für Unterschiede auf genetischer Basis gefunden (LESKELÄ & KUCHARCYK 1995, in HEIKINHEIMO & MIKKOLA 2004; KIRCHHOFER & LINDT-KIRCHHOFER 1998). CONNOVER & MUNCH (2002, in HEIKINHEIMO & MIKKOLA 2004) empfehlen die Einführung von maximalen Größenlimits anstatt minimaler Limits für die Entnahme von Renken, um gegen kleinwüchsige Ökoformen zu selektieren. Am Weissensee wird diese Selektion zurzeit durch relativ kleine Maschenweiten bei der kommerziellen Fischerei, niedriges Brittelmaß und Schonung der schnellwüchsigen Renken durch das Zwischenschonmaß, sowie den Besatz mit vorgestreckten Jungfischen von großwüchsigen Mutterfischen aus dem Laichfischfang durchaus effizient verfolgt.

Die Entwicklung der Größenklassenverteilung und des Konditionsfaktors sollten auf jeden Fall laufend beobachtet werden. Die lückenlose Erfassung der Fänge aus der kommerziellen Fischerei und die Auswertung der Fanglisten sind dafür zweifellos sehr effiziente Instrumente. Nur so kann im Fall von Veränderungen im Bestand, wie zum Beispiel einem Rückgang des Konditionsfaktors und des Wachstums, rechtzeitig reagiert werden. Allerdings dürfen kurzfristige Bestandesschwankungen nicht überschätzt werden, Wechsel zwischen schwachen und starken Jahresklassen sind natürlich und von der Nutzung teilweise unabhängig. Variable Jahresklassen und fluktuierende Erntemengen wurden bislang in den meisten kommerziellen Fischereibetrieben beobachtet (BELL *et al.* 1977; HENDERSON *et al.* 1983; LEHTONEN 1981; alle in UGEDAL *et al.* 2002). Wird jedoch eine kontinuierliche Abnahme von Konditionsfaktor und Wachstum beobachtet, muss selbstverständlich darauf reagiert werden. Mögliche Maßnahmen gegen einen neuerlichen Trend zur Verbutterung wären etwa die Einschränkung des Besatzes, die Erhöhung des Fanglimits für die Angelfischer, oder eine Aufstockung des Kontingents für die kommerzielle Fischerei.

Der Besatz von Seesaiblingen, wie er in der Vergangenheit durchgeführt wurde, ist selbstverständlich durchaus denkbar, und wird sicher von vielen Anglern begrüßt. Allerdings darf nicht erwartet werden, dass sich ein selbst erhaltender Bestand ausbildet, da der starke Renkenbestand vermutlich keinen solchen zulassen wird. In verschiedensten Untersuchungen hat sich gezeigt, dass die Renke konkurrenzstärker ist, und der Bestand an Seesaiblingen immer negativ mit dem Renkenbestand korreliert (LEHTONEN & NIEMELÄ 1998; NILSSON 1972). Die Saiblinge weichen der Konkurrenz durch Renken normalerweise in die Tiefe aus (NILSSON 1963; SVÄRDSON 1976; beide in WOOTTON 1998), dies wird aufgrund der Sauerstoffbedingungen im Weissensee nicht möglich sein (MÜLLER 2004).

Ganz allgemein darf nicht vergessen werden, dass ein „gesunder“ oligotropher See in Zentraleuropa zwar typischerweise eine diverse Fischfauna beherbergt, aber nicht die Basis für hohe Fischernten darstellt (RELLSTAB *et al.* 2004). Der Gesamtaufang im Weissensee muss sich stets nach dem Bestand an Fischen richten, und nicht nach der Nachfrage. Der aktuelle Usus, die Fangquoten für die kommerzielle Fischerei jedes Jahr entsprechend den Entwicklungen des Renkenbestandes festzulegen (MÜLLER 2005), ist sehr zu begrüßen und nach Möglichkeit auch in Zukunft beizubehalten.

Für die Zukunft wären Untersuchungen der Planktongemeinschaft in Verbindung mit der Renkenpopulation sehr interessant. Ein Vergleich der Artenzusammensetzung, der Verteilung und der Abundanzen des Planktons mit den Ergebnissen von RINTELEN (2002) könnte zeigen, inwieweit sich Top-down-Effekte durch Manipulation des Renkenbestandes auf die unteren trophischen Stufen im Weissensee ausgewirkt haben. Beim Renkenbestand wäre interessant, wie lange der Aufwärtstrend hinsichtlich Wachstum und Kondition anhält, beziehungsweise ob und wann sich ein stabiler Zustand einstellt. Weiters wären auch Befischungen mit tiefen Kiemennetzen, wie sie MÜLLER (2004) durchgeführt hat, wieder von Interesse, da die Renken offensichtlich tagesrhythmische Vertikalwanderungen durchführen, wie es in den Vorjahren nicht der Fall war.

5. Literatur

- Aaronsuu, K.,
Huhmarniemi, A.,
(2004): Changes in the European whitefish (*Coregonus lavaretus* (L.)) population of the Kalajoki - potential consequences of the alterations of fishing patterns in the Gulf of Bothnia; Ann. Zool. Fennici 41: 195-204; Finnish Zoological and Botanical Publishing Board 2004.
- Amundsen, P.-A.,
Bøhn, T., Våga, G. H.
(2004a): Gill raker morphology and feeding ecology of two sympatric morphs of European whitefish (*Coregonus lavaretus*); Ann. Zool. Fennici 41: 291-300; Finnish Zoological and Botanical Publishing Board 2004.
- Amundsen, P.-A.,
Knudsen, R.,
Klementsén, A.,
Kristoffersen, R.
(2004b): Resource competition and interactive segregation between sympatric whitefish morphs; Ann. Zool. Fennici 41: 301-307; Finnish Zoological and Botanical Publishing Board 2004.
- Amundsen, P.-A.,
Kristoffersen, R.,
Knudsen, R.,
Klementsén, A., (2002): Long-term effects of a stock depletion programme: the rise and the fall of a rehabilitated whitefish population; Arch. Hydrobiol. Spec. Issues Advanc. Limnol. 57: p. 577-588; 2002 E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, D-70176 Stuttgart.
- Bøhn, T., Amundsen,
P.-A. (2004): Invasion-mediated changes in the population biology of a dimorphic whitefish *Coregonus lavaretus* population; Ann. Zool. Fennici 41: 125-136; Finnish Zoological and Botanical Publishing Board 2004.
- Coffin, A. B., Pereira,
D. L., Spangler, G. R.
(2003): Stock-specific growth rates of lake herring, *Coregonus artedii*, in western Lake Superior ; Environmental Biology of Fishes 68: 39-48.
- Eckmann, R. (1995): Abundance and horizontal distribution of Lake Constance pelagic whitefish (*Coregonus lavaretus* L.) during winter; Arch. Hydrobiol. Spec. Issues Advanc. Limnol. 46: p. 249-259; 1995 E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, D-70176 Stuttgart.
- Eckmann, R., Pusch,
M. (1989): The influence of temperature on growth of young coregonids (*Coregonus lavaretus* L.) in a large prealpine lake; Rapp. P.-v. Réun. Cons. int. Explor. Mer, 191: 201-208.
- Enz, C. A., Bürgi, H. R.,
Stössel, F., Müller, R.
(2001): Food preference of adult whitefish in eutrophic Lake Hallwil (Switzerland), and the question of cannibalism ; Arch. Hydrobiol. 152/1: 81-98; Stuttgart, August 2001.

- Findenegg, I. (1934): Umschichtungsvorgänge im Millstätter- und Weißensee in Kärnten. - Sonderdruck aus: Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie und Hydrographie, 31, 88-98.
- Friman, L. T., Leskelä, A. J. (1998): Spray marking one-summer-old coregonid fish with fluorescent pigment; Arch. Hydrobiol. Spec. Issues Advanc. Limnol. 50: p. 471-477; 1998 E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, D-70176 Stuttgart.
- Fulton, T. W. (1904): The rate of growth of fishes; Fisheries Board of Scotland Annual Report, 22: 141-241.
- Gassner, H., Hassan, Y., Wanzenböck, J. (2004): Adaptive management for a whitefish population exclusively exploited by anglers - first results after a test period of four years; Ann. Zool. Fennici 41: 367-373; Finnish Zoological and Botanical Publishing Board 2004.
- Gassner, H., Riedlsperger, R., Patzner, R. A. (1998): Das Wachstum der Renken (*Coregonus lavaretus*) des Irrsees und des Zeller Sees; Österreichs Fischerei, Jahrgang 51, S. 14-19.
- Gassner, H., Riedlsperger, R., Patzner, R. A., Jagsch, A. (1998): The efficacy of the size limit of white fish, *Coregonus lavaretus* L., in two Austrian lakes based on test fishing with gill nets (with 2 figures und 2 tables); Arch. Hydrobiol. Spec. Issues Advanc. Limnol. 50: p. 49-59; 1998 E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, D-70176 Stuttgart.
- Gerdeaux, D., (2004): The recent restoration of the whitefish fisheries in Lake Geneva: the roles of stocking, reoligotrophication, and climate change; Ann. Zool. Fennici 41: 181-189; Finnish Zoological and Botanical Publishing Board 2004.
- Gerdeaux, D., Bergeret, S., Fortin, J., Baronnet, T. (2002) : Diet and seasonal patterns of food composition of *Coregonus lavaretus* in Lake Annecy: comparison with the diet of the other species of the fish community ; Arch. Hydrobiol. Spec. Issues Advanc. Limnol. 57: 199-207; 2002 E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, D-70176 Stuttgart.
- Gjelland, K. O., Bøhn, T., Knudsen, F. R., Amundsen, P.-A. (2004): Influence of light on the swimming speed of coregonids in subarctic lakes; Ann. Zool. Fennici 41: 137-146; Finnish Zoological and Botanical Publishing Board 2004.
- Hansen, M. J., Madenjian, C. P., Selgeby, J. H., Helser, T. E. (1997): Gillnet selectivity for lake trout (*Salvelinus namaycush*) in Lake Superior; Can. J. Fish. Aquat. Sci. 54: 2483-2490 (1997).

- Harrod, C., Griffiths, D. (2004): Reproduction and fecundity of the Irish pollan (*Coregonus autumnalis* Pallas, 1776), a threatened lake coregonid; Ann. Zool. Fennici 41: 117-124; Finnish Zoological and Botanical Publishing Board 2004.
- Hartmann, J., Quoß, H. (1993): Zunehmende Vermischung der Felchen (*Coregonus lavaretus*), Gangfisch und Blaufelchen im Bodensee?; Österreichs Fischerei, Jahrgang 46/1993: 44-47.
- Hayes, D. B., Ferreri, C. P., Taylor, W. W. (1996): Linking fish habitat to their population dynamics; Can. J. Fish. Aquat. Sci. 53(Suppl. 1): 383-390 (1996).
- Heikinheimo, O., Mikkola, J. (2004): Effect of selective gill-net fishing on the length distribution of European whitefish (*Coregonus lavaretus*) in the Gulf of Finland; Ann. Zool. Fennici 41: 357-366; Finnish Zoological and Botanical Publishing Board 2004.
- Hjelm, J., Johansson, F. (2003): Temporal variation in feeding morphology and size-structured population dynamics in fishes; Proc. R. Soc. Lond. B (2003) 270, 1407-1412.
- Honsig-Erlenburg, W. (1999): Die Seeforelle des Weissensees (Kärnten, Österreich) - Mögliche Ursachen des Aussterbens. - Verhandlungen der Gesellschaft für Ichthyologie, Band 1.
- Honsig-Erlenburg, W., Petutschnig, W. (2002): Fische, Neunaugen, Flusskrebse, Großmuscheln; Sonderreihe des Naturwissenschaftlichen Vereins für Kärnten, 256 S.
- Jacobsen, O. J. (1982): A review of food and feeding habits in coregonid fishes; POLSKIE ARCHIWUM HYDROBIOLOGII/29/1:179-200.
- Jansen, P. A., Finstad, A. G., Langeland, A. (2002): The relevance of individual size to management of Arctic charr, *Salvelinus alpinus*, populations; Environmental Biology of Fishes 64: 313-320; 2002 Kluwer Academic Publishers.
- Kahilainen, K. (2004): Ecology of sympatric whitefish (*Coregonus lavaretus* (L.)) forms in a subarctic lake; Dissertation.
- Kahilainen, K., Lehtonen, H. (2002): Habitat use and growth of three sympatric forms of European whitefish, *Coregonus lavaretus* (L.), in subarctic Lake Muddusjärvi; Arch. Hydrobiol. Spec. Issues Advanc. Limnol. 57: p. 277-290; 2002 E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, D-70176 Stuttgart.
- Kirchhofer, A. (1995): Growth characteristics of coregonid populations in three lakes with different trophic states and decreasing nutrient concentrations; Arch. Hydrobiol. Spec. Issues Advanc. Limnol. 46: 61-70.

- Kirchhofer, A., Lindt-
Kirchhofer, Th. (1998): Growth and development during early life stages of *Coregonus lavaretus* from three lakes in Switzerland (with 5 figures and 3 tables); Arch. Hydrobiol. Spec. Issues Advanc. Limnol. 50: p. 49-59; 1998 E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, D-70176 Stuttgart.
- Klein, M. (1990b): Fischereibiologische Untersuchungen an Fischbeständen des Königsees, Obersees und Grünsees im Nationalpark Berchtesgaden. In: Fischbiologie des Königssees. Fischereibiologie und Parasitologie. Forschungsbericht 21. Nationalpark Berchtesgaden.
- Klements, A.,
Amundsen, P.-A.,
Grotnes, P.-E.,
Knudsen, R.,
Kristoffersen, R.,
Svenning, M.-A. (2002): Takvatn through 20 years: long-term effects of an experimental mass removal of Arctic charr, *Salvelinus alpinus*, from a subarctic lake; Environmental Biology of Fishes 64: 39-47, 2002; 2002 Kluwer Academic Publishers.
- Kölbing, A. (1974): Der Starnbergersee und die seinem Trophiezustand angemessene Bewirtschaftungsweise des Coregonenbestandes. - Veröff. Zoolog. Staatssammlung München 17: 1-108.
- Kölbing, A. (1975): Über Stellnetz-Maschenweiten in der Coregonenfischerei; Arch. Hydrobiol./75/3, S. 402-408.
- Lahnsteiner, B.,
Wanzenböck, J. (2004): Variability in the spation-temporal distribution of larval European whitefish (*Coregonus lavaretus* (L.)) in two Austrian lakes; Ann. Zool. Fennici 41: 171-179; Finnish Zoological and Botanical Publishing Board 2004.
- Lehtonen, H.,
Kahilainen, K. (2002): Food composition and diet overlap of three sympatric forms of European whitefish, *Coregonus lavaretus* (L.), in a subarctic lake; Arch. Hydrobiol. Spec. Issues Advanc. Limnol. 57: p. 383-395; 2002 E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, D-70176 Stuttgart.
- Lehtonen, H., Niemelä,
E. (1998): Growth and population structure of whitefish (*Coregonus lavaretus* (L.)) in mountain lakes of northern Finland; Arch. Hydrobiol. Spec. Issues Advanc. Limnol. 50: 81-95. 1998 E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, D-70176 Stuttgart.
- Lehtonen, H., Peltonen,
H., Heikinheimo, O.,
Saarijärvi, E., Saulamo,
K., Vinni, M., Nurmio, T.
(1998): Application of coded microtags to study growth rates of stocked sympatric whitefish (*Coregonus lavaretus* (L.)) forms; Fisheries Research 39 (1998), pp. 9-15.

- Leskelä, A., Jokikokko, E., Huhmarniemi, A., Siira, A.; Savolainen, H. (2004): Stocking results of spray-marked one-summer old anadromous European whitefish in the Gulf of Bothnia; Ann. Zool. Fennici 41: 171-179; Finnish Zoological and Botanical Publishing Board 2004.
- Malbrouck, C., Mergen, P., Micha, J.-C., (2005): Growth and diet of introduced coregonid fish *Coregonus peled* (Gmelin) and *Coregonus lavaretus* (L.) in two Belgian reservoir lakes; APPLIED ECOLOGY AND ENVIRONMENTAL RESEARCH 4(1): 27-44.
- Marttunen, M., Vehanen, T. (2004): Toward Adaptive Management: The Impacts of Different Management Strategies on Fish Stocks and Fisheries in a Large Regulated Lake; Environmental Management Vol. 33, No. 6, pp. 840-854; 2004 Springer-Verlag New York, LLC.
- Mills, K. H., Chanlanchuk, S. M., Allan, D. J., Mohr, L. C. (1995): Responses of lake whitefish (*Coregonus clupeaformis*) to exploitation at the Experimental Lakes Area, northwestern Ontario; Arch. Hydrobiol. Spec. Issues Advanc. Limnol. 46: p. 249-259; 1995 E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, D-70176 Stuttgart.
- Moiseenko, T. I. (2002): Change in the Life Cycle Strategy of Fish under the Effect of Chronic Water Pollution; Russian Journal of Exology, Vol. 33. No. 1 2002, pp. 45-55.
- Morscheid, H., Mayr, Ch. (2002): Supply and demand - The interplay of vertical distribution of European whitefish (*Coregonus lavaretus* L.) and zooplankton in Lake Ammersee; Arch. Hydrobiol. Spec. Issues Advanc. Limnol. 57: p. 411-421; 2002 E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, D-70176 Stuttgart.
- Müller, Martin (2004): Zur Ökologie der Reinanke (*Coregonus lavaretus*) des Weissensees in Kärnten; Diplomarbeit, Universität Wien.
- Müller, Martin (2005): Informationsblatt über die Fischerei am Weissensee.
- Næsje, T. F., Vuorinen, J. A., Sandlund, O. T. (2004): Genetic and morphometric differentiation among sympatric spawning stocks of whitefish (*Coregonus lavaretus* L.) in Lake Femund, Norway; J. Limnol. 63(2): 233-243.
- Nilsson, N.-A. (1972): Effects of Introductions of Salmonids into Barren Lakes; J. Fish. Res. Bd. Canada 29: 693-697.
- Pawlick, J. (1990): Studie über die Ichthyofauna des Weißensees/Kärnten (Ökologie-Limnologie-Fischbestand-Besatzvorschlag); Unveröffentlichter Bericht, 105 S.

- Rellstab, Ch., Bürgi, H. R., Müller, R. (2004): Population regulation in coregonids: the significance of zooplankton concentration for larval mortality; Ann. Zool. Fennici 41: 281-290; Finnish Zoological and Botanical Publishing Board 2004.
- Riedelsperger, Reinhard (1995): Die Coregonen (*Coregonus lavaretus*) des Zellersees (Salzburg, Pinzgau) Artbestimmung und Ernährungssituation im Vergleich zum Irrsee (Oberösterreich, Salzkammergut); Diplomarbeit.
- Ritterbusch-Nauwerck, B. (1995): Condition or corpulence, fitness or fatness: a discussion of terms; Arch. Hydrobiol. Spec. Issues Advanc. Limnol. 46: 109-112. 1995 E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, D-70176 Stuttgart.
- Ruhlé, C., Gammeter, S. (1998): Alterations in the trophic status of Lake Walenstadt (Switzerland) and in the growth of its slow-growing whitefish (*Coregonus lavaretus* L.); Arch. Hydrobiol. Spec. Issues Advanc. Limnol. 50:109-120; 1998 E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, D-70176 Stuttgart.
- Salonen, E., Ahonen, M., Mutenia, A. (1998): Development of whitefish (*Coregonus lavaretus*) population and effects of large-scale compensation stocking in Lake Inari, northern Finland; Arch. Hydrobiol. Spec. Issues Advanc. Limnol. 50: 439-448; 1998 E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, D-70176 Stuttgart.
- Sandlund, O. T., Næsje, T. F.; Saksgård, R. (1995): Ecological diversity in whitefish *Coregonus lavaretus*: ontogenetic niche shifts and polymorphism; Arch. Hydrobiol. Spec. Issues Advanc. Limnol. 46: p. 49-59: 1995 E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, D-70176 Stuttgart.
- Schaeffer, J. S. (2004): Population dynamics of bloaters *Coregonus hoyi* in Lake Huron, 1980-1998; Ann. Zool. Fennici 41:271-279; Finnish Zoological and Botanical Publishing Board 2004.
- Schulz, N. (1978): Untersuchungen an Coregonen (Pisces:Salmonidae) im Achensee (Tirol, Österreich); Ber. nat. -med. Ver. Innsbruck, Band 65, S. 139-162.
- Schulz, N.(1979a): Untersuchungen zur Nahrungsaufnahme der Coregonen (*Coregonus wartmanni* BLOCH) (Pisces: Salmonidae) im Achensee (Tirol, Österreich); Ber. nat. -med. Ver. Innsbruck, Band 66, S.109-124.

- Schulz, N.(1979b): Untersuchungen zur Fortpflanzung der Coregonen (*Coregonus wartmanni* BLOCH) im Achensee (Tirol, Österreich); Sonderdruck aus Veröffentlichungen des Museum Fernandeum, Band 59, Jahrgang 1979.
- Tesch, F. W. (1971): Age and growth, In: Fish Production in Fresh Waters (ed. W. E. Ricker), Blackwell, Oxford, pp. 98-130.
- Tolonen, A. (1999): Application of a bioenergetixs model for ananalysis of growth and food consumption of subarctic whitefish *Coregonus lavaretus* (L.) in Lake Kilpisjärvi, Finnish Lapland; *Hydrobiologia* 390: 153-169; 1999 Kluwer Academic Publishers.
- Tolonen, A., Kjellman, J. (2001): Post-stocking perturbations in a population of subarctic whitefish, *Coregonus lavaretus* (L.): effects on growth, condition and cestode infection; *Hydrobiologia* 445: 57-66.
- Tolonen, A., Kjellman, J., Lappalainen, J. (1999): Diet overlap between burbot (*Lota lota* (L.)) and whitefish (*Coregonus lavaretus* (L.)) in a subarctic lake; *Ann. Zool. Fennici* 36: 205-214. Finnish Zoological and Botanical Publishing Board 1999.
- Trudel, M., Tremblay, A., Schetagne, R., Rasmussen, J. B. (2001): Why are dwarf fish so small? An energetic analysis of polymorphism in lake whitefish (*Coregonus clupeaformis*); *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 58: 394-405 (2001).
- Turunen, T., Kurkilahti, M., Suuronen, P. (1998): Gill net catchability and selectivity of whitefish (*Coregonus lavaretus* L. s.l.): seasonal effect of mesh size and twine diameter; *Arch. Hydrobiol. Spec. Issues Advanc. Limnol.* 50: p. 429-437; 1998 E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, D-70176 Stuttgart.
- Ugedal, O., Næsje, T. F., Saksgård, R., Sandlund, O. T., Østbye, K. (2002): Do commercial gill-net fisheries impact polymorphic European whitefish in Lake Femund, Norway? *Arch. Hydrobiol. Spec. Issues Advanc. Limnol.* 57: p. 563-576; 2002 E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, D-70176 Stuttgart.
- Vuorinen P. J., Keinänen, M., Lappalainen, A., Peuranen, S.; Rask, M. (2004): Physiological status of whitefish (*Coregonus lavaretus pallasii*) prior to spawning in lakes of differing acidity; *Aquat. Sci.* 66 (2004): 305-314; EAWAG, Dübendorf, 2004.
- Wootton, R. J. (1998): Ecology of Teleost Fishes - Second edition; Kluwer Academic Publishers.

Ylikarjula, J., Heino, M., Ecology and adaptation of stunted growth in fish;
Dieckmann, U. (1999): Evolutionary Ecology 13, 433-353; 2000 Kluwer Academic
Publishers.

Inhaltsverzeichnis

1. Einleitung	1
1.1. Der Weissensee.....	2
1.2. Fragestellung:.....	6
2. Methoden und Standorte	13
2.1. Befischungen, Erhebung der fischereibiologischen Parameter	13
2.2. Berechnungen.....	16
2.2.1. Catch per unit effort (CPUE).....	16
2.2.2. Konditionsfaktor	16
2.2.3. Saturität.....	17
2.2.4. Maturität	17
2.3. Statistik.....	18
2.4. Fanglistenauswertung	18
3. Ergebnisse	19
3.1. Gesamtfang	19
3.2. Untersuchungszeitraum 2003 bis 2004	20
3.2.1. Effektivität und Selektivität der Kiemennetze	20
3.2.2. Größenklassenverteilung	24
3.2.2.1 Größenklassen im Litoral und Pelagial	24
3.2.2.2. Längen-Gewichtsregression	25
3.2.2.3. Kohorten.....	26
3.2.3. Fortpflanzung	28
3.2.3.1. Geschlechterverhältnis	28
3.2.3.2. Saisonale Gonadenentwicklung	28
3.2.3.3. Größenklassen und Laichreife	29
3.2.3.4. Laichzeit und Laichstandorte	31
3.2.4. Nahrung	32
3.2.4.1. Nahrungszusammensetzung	32
3.2.4.2. Saisonale Entwicklung der Nahrungszusammensetzung	33
3.2.4.3. Nahrungspräferenzen und Größenklassen.....	35
3.2.4.5. Saisonalität des Ernährungszustands	37
3.2.5. Konditionsfaktor	38
3.3. Vergleich der Jahre 1999-2001 und 2003-2005	41
3.3.1. Nahrungszusammensetzung	41

3.3.2.	Saturität.....	42
3.3.3.	Leere Mägen	43
3.3.4.	Konditionsfaktor	44
3.3.5.	Fanglistenauswertung	45
4.	Diskussion.....	48
4.1.	Untersuchungszeitraum 2003-2004	48
4.1.1.	Fängigkeit der Netze	48
4.1.2.	Größenklassenverteilung	50
4.1.3.	Laichreife.....	53
4.1.4.	Laichzeit und Laichstandorte	54
4.1.5.	Nahrung: Jahresverlauf und Habitat.....	56
4.1.6.	Größenklassen und Nahrung	58
4.1.7.	Ernährungssituation, Konditionsfaktor	59
4.2.	Vergleich der Jahre 1999-2001 und 2003-2005	60
4.2.1.	Nahrungszusammensetzung	61
4.2.2.	Saturität.....	63
4.2.3.	Saisonalität des Ernährungszustands	63
4.2.4.	Konditionsfaktor	64
4.2.5.	Fanglistenauswertung	67
4.3.	Ergänzende Bemerkungen, Empfehlungen für die Bewirtschaftung und zukünftige Studien.....	68
5.	Literatur	73