



IFM-GEOMAR

Leibniz-Institut für Meereswissenschaften
an der Universität Kiel



Nährstofffluss in einer geschlossenen Kreislaufanlage mit integrierter Prozesswasserklärung über Algenfilter

-

Modell und Wirklichkeit

Dissertation
zur Erlangung des Doktorgrades
der Mathematisch-Naturwissenschaftlichen Fakultät
an der Christian-Albrechts-Universität zu Kiel

vorgelegt von
Bert Wecker

Kiel, 2006

Gefördert durch das
Stipendienprogramm der
Deutschen Bundesstiftung Umwelt



Deutsche Bundesstiftung Umwelt

Referent: Prof. Dr. Dr. h.c. mult. Harald Rosenthal

Koreferent: Prof. Dr. Dietrich Schnack

Tag der mündlichen Prüfung: 02.11.2006

Zum Druck genehmigt:

Kiel, den

Der Dekan



We suspect
that living in the true harmony with the natural world,
in a manner sustainable over the long run, is something
no modern human society has yet learned how to do.
The survival of the natural world, however,
and likely our survival as a species,
depends on our learning to this.

It will be a unique experience in human history.

(Bock und Bock 2000)

1	Einleitung	7
1.1	Marikultur	7
1.2	Rezirkulierende Aquakultur Systeme (RAS)	8
1.2.1	Technologische Konzepte der Wasseraufbereitung.....	9
1.2.2	Wirtschaftlichkeit und kommerzielle Umsetzung.....	11
1.3	Integrierte Produktionsverfahren in der Aquakultur	14
1.4	Das MARE Konzept (Marine Artificial Recirculating Ecosystem)	18
1.5	Biologische Filtration durch Makroalgen.....	19
1.6	Forschungsvorhaben und Zielsetzung der Arbeit.....	21
2	Material und Methoden	23
2.1	Der Versuchskreislauf und seine Systemkomponenten	23
2.1.1	Fischbecken	24
2.1.2	Detritivorusreaktor.....	24
2.1.3	Makroalgenfilter.....	24
2.1.4	Abschäumung	25
2.1.5	Ozonisierung	26
2.2	Die Arten	27
2.2.1	<i>Sparus aurata</i>	27
2.2.2	<i>Nereis diversicolor</i>	28
2.2.3	<i>Solieria chordalis</i>	29
2.2.4	<i>Ulva lactuca</i>	29
2.2.5	<i>Palmaria palmata</i>	29
2.3	Die Bestimmung der biotischen Parameter	30
2.3.1	Biomassebestimmung.....	30
2.3.1.1	Fischbecken.....	30
2.3.1.2	Detritivorusreaktor	30
2.3.1.3	Makroalgenfilter	30
2.3.2	Wachstumsbestimmung.....	30
2.3.2.1	Fischbecken und Detritivorusreaktor	30
2.3.2.2	Makroalgenfilter	31
2.4	Die Bestimmung der abiotischen Faktoren.....	31
2.4.1	pH-Wert und Temperatur	31
2.4.2	Sauerstoff und Temperatur	31
2.4.3	Salzgehalt.....	32
2.4.4	Redoxpotential	32
2.4.5	Messdatenerfassung im Versuchskreislauf	32
2.4.6	Ammonium-Stickstoff.....	32
2.4.6.1	Indophenolblau-Methode (nach Koroleff 1970).....	32
2.4.6.2	Salicylatmethode (DIN 38406, ISO/DIS 11732)	35
2.4.7	Nitrit-Stickstoff.....	36
2.4.7.1	Diazotierungsmethode (HACH Methode 8507).....	36
2.4.7.2	Diazotierungsmethode (DIN 38405, ISO/DIS 13395)	37
2.4.8	Nitrat-Stickstoff.....	38
2.4.8.1	Cadmium-Reduktionsmethode (HACH Methode 8507).....	38
2.4.8.2	Hydrazin-Reduktionsmethode	39
2.4.9	Orthophosphat	40
2.4.9.1	Aminosäuremethode (HACH Methode 8178)	40
2.4.9.2	Ascorbinsäuremethode.....	41
2.4.10	Suspendierte Feststoffe.....	42
2.5	Die Versuchsabläufe	42
2.5.1	Bestimmung der biotischen Faktoren im Versuchskreislauf	43
2.5.2	Bestimmung der abiotischen Faktoren im Versuchskreislauf	43
2.5.3	Versuch zur Makroalgenverwertung.....	44
2.5.4	Durchflussexperimente zur TAN Aufnahme verschiedener Makroalgen	44
2.6	Das Konzept der numerischen Modellierung.....	45
2.6.1	Modellierung des Fischwachstums im Versuchskreislauf	45
2.6.2	Modellierung der Nährstoffflüsse im Versuchskreislauf	45
2.6.3	Simulation und Validierung der Nährstoffflüsse im Versuchskreislauf	46

2.6.4	Nährstoffbilanz des Versuchskreislaufs	46
2.6.5	Anwendungsorientierte Modellierung MARIS	46
2.7	Die statistische Auswertung.....	47
3	Ergebnisse	48
3.1	Ergebnisse der biotischen Faktoren im Versuchskreislauf.....	48
3.1.1	Wachstum von <i>Sparus aurata</i>	48
3.1.2	Wachstum von <i>Nereis diversicolor</i>	49
3.1.3	Wachstum von <i>Solieria chordalis</i>	49
3.1.4	Stickstoff- und Kohlenstoffgehalt von <i>Solieria chordalis</i>	51
3.2	Ergebnisse der abiotischen Faktoren im Versuchskreislauf	52
3.3	Modellierung des Fischwachstums im Versuchskreislauf	55
3.4	Modellierung der Nährstoffflüsse im Versuchskreislauf	56
3.4.1	Fisch	58
3.4.2	Feststoffseparation I: Abschäumung	61
3.4.3	Feststoffseparation II: Detritivorusreaktor	62
3.4.4	Nitrifikation	67
3.4.5	Denitrifikation	69
3.4.6	Bakterienwachstum.....	70
3.4.7	Makroalgenfilter.....	70
3.5	Simulation der Nährstoffflüsse im Versuchskreislauf	72
3.6	Nährstoffbilanz des Versuchskreislaufs.....	74
3.7	Makroalgenverwertung durch <i>Sparus aurata</i>	75
3.8	Lichtabhängige TAN Aufnahme verschiedener Makroalgen	79
3.8.1	Berechnung der TAN Aufnahme auf Basis der Durchflusseexperimente	79
3.8.2	TAN Aufnahme von <i>Palmaria palmata</i> für verschiedene Lichtklassen	80
3.8.3	TAN Aufnahme in Abhängigkeit von der TAN Menge und Lichtintensität	81
3.8.3.1	Entwicklung des multivariaten regressionsanalytischen Modells.....	81
3.8.3.2	Reoptimierung des multivariaten regressionsanalytischen Modells	84
3.8.4	Vergleich der TAN Aufnahme verschiedener Makroalgen	87
3.9	Anwendungsorientierte Modellierung MARIS	89
4	Diskussion	95
4.1	Methodische Aspekte zum Design des Versuchskreislaufs	95
4.1.1	Gesamtkonzept der experimentellen Kreislaufanlage	96
4.1.2	Effizienz der Feststoffseparation	97
4.1.3	Eignung von Makroalgenfiltern als Filter für gelöste Nährstoffe	98
4.1.4	Physikalisch/Chemische Konditionierung des Prozesswassers.....	103
4.2	Methodische Aspekte zur Bestimmung der abiotischen Faktoren.....	104
4.2.1	Strategie der Probennahme im Versuchskreislauf.....	104
4.2.2	Strategie der Probennahme in den Durchflusseexperimenten	104
4.2.3	Auswahl der Bestimmungsmethoden	105
4.3	Methodische Aspekte zur numerischen Modellierung.....	106
4.3.1	Identifizierung und Beschreibung der Modellprozesse	106
4.3.2	Entwicklung des iterativen Rechenalgorithmus.....	107
4.3.3	Aussagefähigkeit des numerischen Modells	108
4.4	Wachstum von <i>Sparus aurata</i> im Versuchskreislauf	109
4.5	Wachstum von <i>Solieria chordalis</i> im Versuchskreislauf	110
4.6	Bewertung der modellierten Nährstoffflüsse im Versuchskreislauf.....	110
4.6.1	Fisch	111
4.6.2	Feststoffseparation I: Abschäumung	112
4.6.3	Feststoffseparation II: Detritivorusreaktor	113
4.6.4	Nitrifikation.....	115
4.6.5	Denitrifikation	116
4.6.6	Bakterienwachstum.....	117
4.6.7	Makroalgenfilter.....	117
4.7	Verwertungswege für die im Versuchskreislauf integrierten Produktionen	119
4.7.1	Makroalgen als Nahrungsergänzung für Fisch	119
4.7.2	Weitere Verwertungswege für Makroalgen	119
4.7.3	Verwertungswege für <i>Nereis diversicolor</i>	121

4.8	Vergleich der lichtabhängigen TAN Aufnahme verschiedener Makroalgen.....	121
4.8.1	Einfluss der Lichtintensität auf die TAN Aufnahme	121
4.8.2	Vergleich der TAN Aufnahme von verschiedenen Makroalgen.....	122
4.9	Anwendungsorientierte Modellierung des MARE Konzepts	123
4.9.1	Methodische Aspekte zur Programmierung von MARIS	123
4.9.2	Optimierung des experimentellen Versuchskreislauf	124
4.9.3	Betrachtungen zur Wirtschaftlichkeit des optimierten Versuchskreislaufs...	124
4.9.4	Anwendungsmöglichkeiten des numerischen Modells	125
4.10	Schlussfolgerungen	125
5	Zusammenfassung	127
6	Danksagung	129
7	Abbildungsverzeichnis	131
8	Literaturverzeichnis.....	136
9	Anhang.....	157

1 Einleitung

Weltweit werden zahlreiche Fischbestände in den Meeren überfischt oder bis an die Grenzen ihrer Produktivität ausgenutzt (Pauly et al. 1998; Pauly und Palomares 2005). Gleichzeitig steigt die Weltbevölkerung und der Bedarf an tierischem Protein wächst damit stetig, wobei dem Fisch als gesunde Nahrung eine besondere Bedeutung zukommt. Abbildung 1.1 zeigt anhand von Daten der „Food and Agriculture Organization of the United Nations“ (FAO) die Entwicklung der Fischerei und Aquakultur: während die Erträge der Fangfischerei weitgehend stagnieren, steigen die aus der Aquakultur stetig an. Folgerichtig gewinnt die Aquakultur an Bedeutung. Die jährliche Wachstumsrate in den letzten drei Dekaden betrug durchschnittlich 9,2 %.

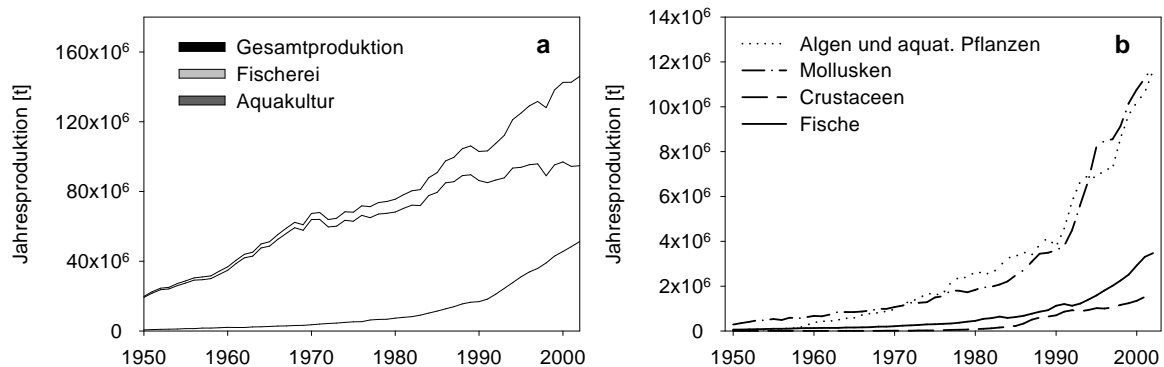


Abbildung 1.1 - Entwicklung der weltweiten Erträge der Fischerei und Aquakultur von 1950 – 2002 (FAO, Fishstat+). b) Entwicklung der Marikultur von 1950 – 2002 dargestellt für die wichtigsten Gruppen aquatischer Organismen (FAO, Fishstat+).

Auf Basis vereinfachter, rein ökonomischer Modelle wird für 2030 eine Verdoppelung der Aquakultur Produktion prognostiziert (FAO 2002). Diese Entwicklung wird mit konventionellen Verfahren, wie Teichanlagen oder Durchflusssysteme, aufgrund von Land- und Wassermangel in vielen Teilen der Welt (Phillips et al. 1991) allein nicht zu erreichen sein, sondern erfordert die Nutzung anderer Produktionssysteme, wie Netzkäfiganlagen oder rezirkulierender Systeme. Auch steigende gesetzliche Reglementierungen (Stickney 1994; Boyd 2003) sowie Limitierungen natürlicher Ressourcen erfordern eine Ausweitung auf alternative Verfahren, wie z.B. Recycling von Wasser und Nährstoffen. Für den Bereich der Süßwasseraquakultur sind die fallenden Grundwasserspiegel in vielen Teilen der Welt, die auf eine Verknappung der Wasserressourcen hinweisen, ein deutliches Warnsignal (World Water Council 2000).

Durch angepasste Entwicklung der Aufzucht von aquatischen Organismen unter kontrollierten Bedingungen in Zuchtanlagen kann in steigendem Maße ein Beitrag zur menschlichen Ernährung geleistet werden, wobei eine einseitige Nutzung von natürlichen Ressourcen vermieden werden sollte (NACA/FAO 2000). Der „Code of Conduct for Responsible Fishing: Article 9 - Aquaculture Development“ dient als Leitfaden für eine zukunftsfähige Entwicklung der Aquakultur (FAO 1995). Auch moderne Verfahren werden nur durch eine integrierte Nutzung verschiedener Ressourcen nachhaltig entwickelt werden können (FAO Fisheries Department 1997). Dies ist ein Anliegen der vorliegenden Forschungsarbeit.

1.1 Marikultur

Die aquatische Produktion in See- und Brackwasser wird Marikultur genannt. Abbildung 1.1 zeigt, dass mengenmäßig überwiegend Mollusken und Algen produziert werden. Aufgrund des hohen Marktwertes wurden jedoch im Jahr 2002 ungefähr 9 Milliarden US\$ mit Meerestischen und 8,5 Milliarden US\$ mit Crustaceen umgesetzt. Das entspricht zusammen 50% des Aquakulturmarktes (FAO Statistik). Die marine Produktion ist in der letzten Dekade durchschnittlich mit 9% pro Jahr gewachsen. Von einem weiteren

Wachstum dieses Sektors kann vor dem Hintergrund stagnierender bzw. rückläufiger Fangerträge und eines steigenden Bedarfs ausgegangen werden. Die marine Aquakultur als Anlieger entlang der Küsten wird aufgrund der Konkurrenz zu anderen Nutzern (Fischerei, Tourismus, Hafenwirtschaft, Industrie) in vielen Regionen nur auf der Basis neuer Konzepte und Technologien entwickelt werden können, wie es von internationalen Organisationen und den Gremien der Fachwelt gefordert wird (GESAMP 2001; ICES Mariculture Committee 2002).

Konventionelle Verfahren der Marikultur stellen bei unzureichender Planung eine potentielle Gefahr für anliegende Ökosysteme dar (Ackefors und Enell 1994; Rennert 1994). Netzkäfige für die Fischzucht an Küsten geraten immer stärker in die Kritik der Öffentlichkeit. Ungeachtet der spezifischen Gegebenheiten und damit des Gefahrenpotentials an den unterschiedlichen Standorten werden immer wieder der Nährstoffeintrag, das Entkommen von Zuchtfischen, die Möglichkeit einer Übertragung von Krankheiten und der Eintrag von Betriebsstoffen (Schadstoffen) als Argumente gegen diese Anlagen angeführt (Braaten et al. 1983; Weston 1991). Heutige Managementstrategien erlauben es, den Nährstoff- und Betriebsstoffeintrag zu minimieren (Bergheim und Cripps 2002) und zahlreiche Untersuchungen haben dazu beigetragen, dass in vielen Aquakulturländern strikte Auflagen durchgesetzt wurden, während die Problematik entkommener Fische für die Beeinträchtigung der natürlichen Bestände noch immer ein reales Problem darstellt (ICES Mariculture Committee 2004).

Der Umweltaspekt muss aber auch aus einer anderen Perspektive betrachtet werden. Nach einer Statistik der FAO über die anthropogenen Einflüsse in Küstengebieten durch Urbanisierung und Industrialisierung sind beinahe 80% der europäischen Küste als stark gefährdet eingestuft. Die weltweit zunehmende Nutzung und Verschmutzung der Küstengewässer führt auch zu erheblichen Standortproblemen für die Aquakultur, die auch von anderen Ressourcennutzern negativ beeinflusst werden kann (Tisdell 1995; ICES Mariculture Committee 2003). In vielen Regionen wird es schwierig sein, spezifische Reglementierungen dieser Nutzer zum Schutze der Aquakultur durchzusetzen (Chamberlain und Rosenthal 1995; Rosenthal 2001).

1.2 Rezirkulierende Aquakultur Systeme (RAS)

Ergebnisse aus verschiedenen Produktionssystemen der Aquakultur für Fische zeigen, dass nur 10–49% des als Protein im Futter zugegebenen Stickstoffs in körpereigene Substanz umgewandelt wird (Tabelle 9.2 im Anhang). Bei Phosphor liegt dieser Wert zwischen 17–40%. Die unterschiedliche Physiologie und Produktionsformen der untersuchten Arten bedingen neben dem Fütterungsregime (Paspatis et al. 2000; Van Ham et al. 2003) sowie der Futterzusammensetzung (Johnsen et al. 1993; Ballestrazzi et al. 1994; Hillestad und Johnsen 1994) die hohe Schwankungsbreite zwischen den Ergebnissen der einzelnen Forschungsarbeiten. Die Ergebnisse zeigen jedoch deutlich, dass ein Großteil der Nährstoffe in gelöster und partikulärer Form wieder ausgeschieden wird. Diese Stoffe haben das Potential weit reichende Umweltprobleme (Eutrophierung), speziell in oligotrophen Ökosystemen, zu verursachen und erfordern daher je nach Standort starke Limitierungen der Produktionskapazitäten (Davenport et al. 2003; ICES Mariculture Committee 2003).

In rezirkulierenden Aquakultur Systemen (RAS) werden diese Stoffe durch mechanische, chemische oder biologische Filterstufen in für die kultivierten Organismen unschädliche Formen überführt und aus dem Wasser eliminiert. In den letzten 25 Jahren stand bei dieser Entwicklung die Schaffung geeigneter Wasserparameter für die Haltung von Meeresorganismen im Vordergrund. Moderne rezirkulierende Systeme ermöglichen heute eine Intensivhaltung von Meeresorganismen bei nahezu optimalen Lebensbedingungen und minimalen Wasseraustausch (Otte und Rosenthal 1979; Scott und Allard 1984; Rosenthal et al. 1984; Bovendeur et al. 1987; Heinsbroek 1990; Twarowska et al. 1997; Singh et al. 1999; Menasveta et al. 2001; Waller et al. 2001; Waller et al. 2002; Barak et al. 2003; Waller et al. 2003; Suzuki et al. 2003).

Im RAS wird das Produktionswasser teilweise oder vollständig wieder verwendet (Eleftheriou 1997). Ab einer Wasseraustauschrate von $<10\% \text{ d}^{-1}$ bezogen auf das Gesamtvolumen der Anlage spricht man von geschlossenen rezirkulierenden Systemen (EIFAC 1986b). In modernen Anlagen beträgt diese Rate ca. $1\% \text{ d}^{-1}$, da nur mit partikulären und gelösten Nährstoffen aufkonzentriertes Schmutzwasser ausgetauscht wird (Waller et al. 2001; Waller et al. 2002; Waller et al. 2003). Die Wasserverluste durch Verdunstung werden auch in marinen Systemen mit Süßwasser ausgeglichen. Das in einem Kreislauf geführte Produktionswasser wird über eine oder mehrere Reinigungsstufen geleitet, in denen schädliche bzw. angereicherte Wasserinhaltsstoffe entfernt werden. Im Gegensatz zu einem RAS erfolgt die Einhaltung der Wasserqualität in so genannten Durchlaufanlagen oder offenen Anlagen durch permanenten Wasseraustausch mit der Umgebung (Waller 2000a).

Die Umwelteinflüsse in einem RAS sind im Gegensatz zu konventionellen oder offenen Verfahren gut zu kontrollieren. Daher können diese Systeme auch beim Auftreten von Umweltproblemen, die von anderen Ressourcennutzern verursacht werden (z.B. Öl- oder Chemieunfälle, toxische Algenblüten – „Red Tides“ etc.) ohne Risiko betrieben werden.

Moderne rezirkulierende Systeme mit ihrer umweltfreundlichen Biotechnologie werden in Zukunft an Bedeutung gewinnen, da diese Anlagen die Aufzucht unter kontrollierten Bedingungen erlauben, weitgehend standortunabhängig sind und nicht in direktem Austausch mit der Umwelt stehen. Diese Prognose gilt jedoch nur, wenn die noch offenen biotechnologischen und damit verbundenen Kostenfragen durch weitere Forschung und Entwicklung bis zur Konkurrenzfähigkeit mit konventionellen Systemen optimiert werden können und die Systemtechnik auch marktwirtschaftlichen Kriterien genügt. Ein multidisziplinärer Ansatz ist daher erforderlich, der gleichermaßen biologische, biotechnologische, umweltrelevante, ökonomische und produktionstechnische Belange untersucht und die Kriterien für eine optimierte Produktionskette definiert.

1.2.1 Technologische Konzepte der Wasseraufbereitung

Die Einhaltung einer optimalen Wasserqualität hat in Aquakultursystemen eine sehr hohe Priorität. Die Endprodukte des Fischmetabolismus, wie Kohlendioxid, Ammonium, Harnstoff und partikuläre sowie gelöste, fäkale Ausscheidungen beeinflussen die Wasserqualität negativ und müssen daher schnellstmöglich aus dem Wasser entfernt werden. Die Wasseraufbereitung im RAS muss dieser komplexen Anforderung entsprechen, da negative Wasserwerte das Wachstum und die Widerstandsfähigkeit der kultivierten Arten vermindern und bei Überschreitung kritischer Werte Produktionsausfälle zur Folge haben können.

Das Auftreten von Feststoffen in der Aquakultur ist stark abhängig von der Menge und Qualität der Futtermittel und beträgt ca. 30-50% der eingesetzten Futtermenge (Summerfelt 2002). Die wirkungsvolle Elimination dieser Stoffe ist für den Erfolg eines RAS von potentieller Bedeutung. Durch die Abbauprozesse heterotroph lebender Bakterien bilden sie eine zusätzliche Quelle für gelöste Nährstoffe und müssen daher so schnell wie möglich aus dem Prozesswasser entfernt werden (Liao und Mayo 1974; Spotte 1979).

Tabelle 9.3 (Anhang) zeigt einen Überblick über die in einem RAS eingesetzten Separationstechniken. Feststoffe mit einer Partikelgröße $>100\mu\text{m}$ können leicht durch einfache Sedimentationstechniken, wie Sedimentationsbecken oder –fallen, entfernt werden, bei Partikeln $>70\mu\text{m}$ sind komplexere Sedimentationstechniken, wie Wirbelstromseparator oder Lamellenfilter notwendig. In dem Größenbereich $<70\mu\text{m}$ befinden sich die Feststoffe im Wasserkreislauf meist in Suspension. Daher müssen diese Partikel mit Hilfe mechanischer Separationstechniken (z.B. Trommelfilter, Sandfilter oder Beadfilter) aus dem Wasser entfernt werden. Ein Großteil dieser suspendierten Feststoffe (ca. 40-70%) in einem RAS hat eine Partikelgröße $<20\mu\text{m}$ (Chen et al. 1997). Ein wirkungsvolles Verfahren, diese Feinstoffe zu entfernen, ist die Abschäumung. Es wird deutlich, dass jede der vorgestellten Technologien nur in einem eingeschränkten

Größenbereich effizient arbeitet. Eine kombinierte Anwendung mehrerer Verfahren erscheint daher von entscheidender Bedeutung, um das gesamte Größenspektrum im RAS anfallender Feststoffpartikel zu erfassen. Eine Kombination von Sedimentation mit mechanischen Separationstechniken wurde von mehreren Autoren beschrieben (Losordo et al. 1999; Summerfelt 2002). Ein weiterer, viel versprechender Ansatz ist der Einsatz einer Abschäumung in Kombination mit konventionellen Separationstechniken, wie z.B. Wirbelstromseparator oder Trommelfilter (Waller 2000b; Waller et al. 2002).

Neben einer Vielzahl von Stoffwechselendprodukten wird bei Fischen vor allem Ammonium-Stickstoff, als gelöstes Endprodukt des Proteinstoffwechsels, zum größten Teil über die Kiemen ausgeschieden (Fiedler 1991). Ammonium liegt in einem Gleichgewicht mit dem undissoziierten Ammoniak vor, das vom pH-Wert, der Temperatur und im geringeren Maße vom Salzgehalt beeinflusst wird (Trussell 1972; Bower 1978). Ammoniak wiederum kann auf Dauer schon in geringen Konzentrationen zu Wachstumsstörungen, einer Schwächung der Immunabwehr, Hautschäden und zu einer Verringerung der Fruchtbarkeit bei Fischen führen (Colt und Armstrong 1979; Russo und Thurston 1991; Hargreaves 1998). Die akute Toxizität von Ammoniak bei Fischen ist art- und entwicklungsspezifischen Kriterien unterworfen und abhängig von einer Vielzahl von Faktoren, wie zum Beispiel Temperatur, gelöster Sauerstoff, pH-Wert, Salinität, Ionenzusammensetzung, Einwirkungs- und Eingewöhnungszeit und der Gegenwart von weiteren giftigen Substanzen (Russo und Thurston 1991).

Die am weitesten verbreitete Methode Ammonium aus dem Prozesswasser zu entfernen, ist die biologische Nitrifikation. Unter aeroben Bedingungen bauen nitrifizierende Bakterien das Ammonium über Nitrit zu Nitrat ab (Rheinheimer et al. 1988; Hagopian und Riley 1998).

Tabelle 9.4 (Anhang) gibt einen Überblick über in der Aquakultur eingesetzte Verfahren zur biologischen Nitrifikation. Zahlreiche Filtertechniken haben sich in den letzten Jahren entwickelt. Der Trend geht allerdings in Richtung der Fließ- und Bewegtbettfilter. Diese zeichnen sich durch eine sehr große spezifische Oberfläche aus und erreichen damit bei gleichzeitiger Prozessstabilität eine sehr hohe Abbaurate pro Volumeneinheit (Losordo et al. 1999; Timmons und Summerfelt 2002). Bewegtbettfilter arbeiten dazu sehr energiesparend, da sie austarierte Filtermedien nutzen und mit Hilfe von hydropneumatischen Pumpen (Airlift) betrieben werden können. Der Vorteil von Beadfiltern liegt in der Kombination von biologischer Nitrifikation und Feststoffseparation (Malone et al. 2002). Die Leistung der Nitrifikation kann jedoch großen Schwankungen unterworfen sein, vor allem wenn die Feststoffseparation das primäre Ziel ist (Malone und Beecher 2000).

Nitrit ist ebenfalls hochgiftig für eine Vielzahl von Fischen. Eine Kumulation von Nitrit, welches bei einer unvollständigen Nitrifikation oder Denitrifikation im Prozesswasser gebildet wird, muss daher vermieden werden. Nitrit gelangt durch die Kiemen über die Transportmechanismen für Chlorid in die Blutbahn der Fische und oxidiert dort das zweiwertige Eisen im Hämoglobinmolekül. Das resultierende Produkt, das Methämoglobin, ist unfähig, sich reversibel an Sauerstoff zu binden (Meinelt et al. 1997). Mit zunehmender Nitritkonzentration im Medium und damit auch im Blut sinkt die Sauerstoff-Bindungskapazität des Blutes und die Fische müssen die Atemfrequenz erhöhen. Nitrit kann ebenfalls in hohen Konzentrationen zum Tod führen (Russo und Thurston 1991). Neben artspezifischen Unterschieden ist die Toxizität von Nitrit auch abhängig vom pH-Wert sowie der Konzentration an Chlorid- und Calciumionen (Colt und Armstrong 1979; Russo und Thurston 1991). Nitrit kann durch den Prozess der Nitrifikation zu Nitrat aufoxidiert oder durch den Prozess der Denitrifikation zu molekularem Stickstoff reduziert werden. Eine chemische Oxidation von Nitrit zu Nitrat durch Ozon wurde ebenfalls von mehreren Autoren beschrieben (Rosenthal und Wilson 1987; Summerfelt und Hochheimer 1997; Brazil et al. 1998) und wird in der Praxis eingesetzt.

Nitrat, das Endprodukt der Nitrifikation, ist im Bezug auf die Aquakultur die ungefährlichste anorganische Stickstoffverbindung und dementsprechend wurde an der Toxizität von Nitrat für Fische nur wenig gearbeitet (Russo und Thurston 1991). In hohen Konzentrationen kann Nitrat einen Einfluss auf die Osmoregulation und den Sauerstofftransport bei Fischen haben (Colt und Armstrong 1979; Kioussis et al. 2000).

Im Stickstoffkreislauf der Natur ist die anaerobe Denitrifikation der entscheidende Schritt, durch das Nitrat terrestrischer und aquatischer Lebensräume zu gasförmigen Endprodukten reduziert und damit aus dem betreffenden Ökosystem entfernt wird (Ebrahimipour 1998). Als Prozess der Denitrifikation wird die dissimilatorische Reduktion im Wasser gelöster oxydierter Stickstoffverbindungen zu gasförmigen Endprodukten bezeichnet (Rheinheimer et al. 1988; Schlegel 1992). Zahlreiche aerob lebende Bakterien sind in der Lage unter anaeroben Bedingungen, Nitrat oder Nitrit als Sauerstoffquelle, also als terminalen Elektronenakzeptor der Atmungskette, zu nutzen. Die Nitratreduktion bis hin zu den gasförmigen Endprodukten erfolgt in mehreren durch spezifische Enzyme katalysierten Schritten. Der Einsatz der Denitrifikation in der kommerziellen Aquakultur ist häufig noch mit biotechnologischen Problemen, insbesondere der richtigen Dosierung der notwendigen organischen Kohlenstoffquelle, verbunden und daher kaum vorhanden. Zahlreiche Arbeiten konnten jedoch das Verfahren der Denitrifikation erfolgreich in geschlossene Kreislaufanlagen, auch wenn mit überwiegend experimentellen Charakter, integrieren (Tabelle 9.5, Anhang). Das Design des Fließbettfilters bzw. Bewegtbettfilters ist für die biologische Denitrifikation das am besten geeignete Verfahren. Neben der hohen spezifischen Oberfläche ist die ständige Bewegung des Filtermediums ein weiterer Vorteil. Damit wird der Aufwuchs durch Bakterien in Grenzen gehalten und ein Zuwachsen des Filters verhindert (Wecker 2002).

1.2.2 Wirtschaftlichkeit und kommerzielle Umsetzung

Der Nachweis einer wirtschaftlich nachhaltigen Produktion im RAS wurde bisher nur vereinzelt erbracht. Ohne Zweifel besitzt diese Technologie jedoch das Potential, sich in Zukunft zu einer gängigen, wirtschaftlich nachhaltigen Produktionsform für die Aquakultur zu entwickeln. Mit Hilfe einer SWOT-Analyse (Analysis of strengths, weaknesses, opportunities and threats) werden in Tabelle 1.1 die Möglichkeiten für eine kommerzielle Umsetzung dieser Technologie für die Aquakultur aufgezeigt. Die SWOT-Analyse ist eines der gebräuchlichsten strategischen Modelle und basiert auf der Entwicklung von Strategien als einen beabsichtigten und durchdachten Prozess. Betrachtet werden die Stärken und Schwächen einer Technologie (interne Analyse) sowie die Chancen und Bedrohungen bezüglich des Marktes (externe Analyse). Auf Basis dieser Gegenüberstellung kann eine strukturierte Entwicklung von Strategien zur Umsetzung dieser Technologie stattfinden. Eine solche Szenarienbildung kann helfen, die Erfolgsaussicht, aber ebenso die Aussichtslosigkeit ihrer Entwicklung zu verdeutlichen.

Tabelle 1.1 – SWOT-Analyse. Die Stärken und Schwächen eines RAS werden anhand der folgenden Kriterien beurteilt: Investitions- und Betriebskosten, aquatische Produktion und Umwelteinfluss. Die Analyse der Chancen und Risiken des Aquakulturmarktes aus Trends und Veränderungen der Umwelt erfolgt mit Hilfe des PEST(E)-Modells (political, economical, socio-cultural, technological, and ecological criteria)

Stärken	Schwächen
Investitions- und Betriebskosten	
<p>Der Standort für die Produktion richtet sich rein nach marktwirtschaftlichen Gesichtspunkten, das heißt Kosteneinsparungen, wie z.B. beim Kauf eines Grundstückes oder beim Vertrieb sind möglich und optimieren das Betriebsergebnis.</p>	<p>Der Einsatz eines RAS zeichnet sich durch einen im Vergleich zu anderen Produktionsmethoden erhöhten Investitionsbedarf aus. Im Bereich der Betriebskosten sind Mehrausgaben durch einen höheren Energieverbrauch und qualifiziertes Fachpersonal zu erwarten.</p>
Aquatische Produktion	
<p>Kontrollierbare und damit optimierbare Umweltbedingungen führen zu verkürzten Produktionszyklen bei gleichbleibender Qualität. Durch konstante Umweltbedingungen und das gestaffelte Einsetzen mehrerer Kohorten pro Jahr kann der Fisch ganzjährig vermarktet werden. Durch die Entkopplung von der Umwelt wird das Risiko von Produktionsverlusten durch Umwelteinflüsse oder Krankheiten vermindert.</p>	<p>Unzureichende Systemstabilität und Kontrolle stellen in vielen Anlagen momentan noch ein zu hohes Sicherheitsrisiko dar.</p>
Umwelteinfluss	
<p>Durch die Wasseraufbereitung im RAS wird der Nährstoffaustrag verringert bzw. kontrolliert entsorgt, und die Ressource Wasser nachhaltig genutzt.</p>	
Chancen	Risiken
Politische Einflussfaktoren	
<p>Die Erträge der Fangfischerei werden auch durch Fangquoten limitiert, die eine nachhaltige Bewirtschaftung der Fischbestände gewährleisten sollen. Vor dem Hintergrund der weltweiten Überfischung ist eine weitere Abnahme der Fangquoten zu erwarten.</p>	<p>Dem Leitbild der Nachhaltigkeit folgend werden in Zukunft weltweit zahlreiche gesetzliche Reglementierungen zum Schutze der natürlichen Ressourcen greifen, die unmittelbaren Einfluss auf die Wirtschaftlichkeit und Produktionskapazitäten der Aquakulturproduktion haben werden. Nach der EU Wasserrahmenrichtlinie sollen in Zukunft die Wasserpreise direkt an die verbrauchte Wassermenge bzw. die verursachte Verschmutzung gekoppelt sein.</p>
Wirtschaftliche Einflussfaktoren	
<p>Die Erträge aus der Fangfischerei stagnieren bzw. sind leicht rückläufig. Nach Daten der FAO steigt der Bedarf an Fisch seit 1961 weltweit mit 2,4% pro Jahr und die Aquakulturproduktion seit 1970 mit 9,2% pro Jahr. Ökonomisch basierte Modelle prognostizieren für die nächsten drei Dekaden folgende Trends (FAO 2002): (1) Weltproduktion, Verbrauch, Nachfrage und Pro-Kopf-Verbrauch werden in den nächsten drei Dekaden steigen, auch wenn das bisherige Wachstum sich über die Zeit verlangsamt. (2) Die Erträge aus Fangfischerei werden stagnieren, während die Aquakultur Produktion steigt, auch wenn mit einer geringeren Wachstumsrate als in der Vergangenheit. (3) In den hoch entwickelten Ländern kommt es zu einer verstärkten Nachfrage und dem Import von hochpreisigen Arten. (4) In den sich entwickelnden Ländern werden hochpreisige Arten produziert und exportiert, sowie Arten mit geringerem Wert importiert.</p>	<p>Durch das schnelle Wachstum der Aquakultur wird die Branche wettbewerbsbedingten Risiken, wie z.B. Preiseinbrüche bei Überproduktionen, Preisdumping, verringerte Nachfrage nach negativen Presseberichten oder niedrigere Betriebskosten bei Produktion in sich entwickelnden Ländern, unterliegen. Des Weiteren kann es zu einem enormen Preisdruck von Großhandelskonzernen bei zu starker Abhängigkeit oder schlechter vertraglicher Bindung kommen. Eine Direktvermarktung ist oft nur bei regionaler Nischenproduktion möglich. Die in der Aquakultur eingesetzten Futtermittel basieren zum Teil auf limitierte Ressourcen (z.B. Fischmehl und Fischöl), die zu einer starken Preisabhängigkeit führen können. Die Abhängigkeit von Wildbeständen (Elterntiere, Setzlinge) bei Arten, die nicht künstlich vermehrt werden können, stellen unkalkulierbare ökonomische Risiken dar.</p>

Soziokulturelle Einflussfaktoren

AquatISChe Organismen haben in vielen Regionen einen traditionell hohen Bekanntheits- und Beliebtheitsgrad.

Vor allem in Küstenzonen kommt es durch unterschiedliche Nutzergruppen zu Interessen-Konflikten.

Technologische Einflussfaktoren

Durch technologische Weiterentwicklungen, wie z.B. in der IT-Branche (kabellose Datenübertragung, webbasierte Datenanalyse), der Entwicklung neuartiger Messsonden (optische oder ionenselektive Sensoren) oder neuartiger Filterkonzepte für die Wasseraufbereitung (Biomembranen) kann die Anwendung rezirkulierender Systeme vereinfacht bzw. verbessert werden.

Die Entwicklung bzw. der Ausbau innovativer Produktionsformen, wie z.B. der Offshore-Technologie, kann in Konkurrenz zu rezirkulierenden Systemen treten.

Ökologische Einflussfaktoren

Die Anwendung rezirkulierender System bietet neben der Kreislaufführung des Prozesswassers ebenfalls die Möglichkeit, naturähnliche Stoffkreisläufe zu realisieren. Natürliche Ressourcen können dabei in die aquatische Produktion miteinbezogen werden, wie z.B. in der organischen Aquakultur.

Wasser entwickelt sich in vielen Teilen der Welt zu einer limitierenden Ressource. Daraus ergeben sich Standortprobleme für konventionelle Produktionssysteme. Der Bedarf an Setzlingen für die Aquakultur wird in vielen Teilen der Welt durch Wildfänge gedeckt. Steigende Preise deuten daraufhin, dass sich Setzlinge bei vielen Arten zu einer limitierenden Ressource entwickeln.

Auf Basis der SWOT Analyse ergeben sich folgende Strategien für eine Anwendung rezirkulierender Systeme in der Aquakultur:

- (1) Der prognostizierte steigende Bedarf an Fisch wird durch die Erträge der Fangfischerei nicht zu decken sein. Eine unbegrenzte Ausweitung der Produktion mit konventionellen Produktionsverfahren ist aus einer ökologischen aber auch ökonomischen Sicht nicht zu erwarten. In Zukunft ist auch bei diesen Verfahren mit erhöhten Betriebskosten zu rechnen. Nach der EU Wasserrahmenrichtlinie soll jeder Nutzer für die Kosten der Nutzung der Wasserressourcen, einschließlich der Umwelt- und Ressourcenkosten, aufkommen. Darüber hinaus sollen die Wasserpreise direkt an die verbrauchte Wassermenge bzw. die verursachte Verschmutzung gekoppelt sein. Die politischen, soziokulturellen und ökologischen Risiken des Aquakulturmarktes deuten darauf hin, dass die Konkurrenzfähigkeit von rezirkulierenden Systemen zu konventionellen Systemen in den entwickelten Ländern bald erreicht ist. Die SWOT Analyse verdeutlicht, dass die Stärken rezirkulierender Systeme geeignet sind, die identifizierten Risiken im Aquakulturmarkt zu neutralisieren oder in Chancen umzuwandeln.
- (2) Nach gängiger Meinung ist die Kreislauftechnologie immer noch eine sehr kostenintensive Produktionsform. Vor allem die Investitions- und Betriebskosten sind im Vergleich zu konventionellen Verfahren höher, so dass sich der Betrieb oft nur bei sehr wertvollen Arten (z.B. Kaviar vom Stör, Meerwasserfische) oder einem relativ großen Produktionsmaßstab („Economies of scale“; dt. Bezeichnung „Gesetz der steigenden Skalenerträge“) rentiert. Die SWOT-Analyse zeigt jedoch, dass einige der Stärken auch unmittelbaren Einfluss auf das Betriebsergebnis haben, wie z.B. die technologische Standortunabhängigkeit, verkürzte Produktionszyklen bei ganzjähriger Vermarktungsfähigkeit, das verminderte Risiko durch Krankheiten oder Diebstahl, eine reproduzierbare Fischqualität, usw. Insbesondere die technologische Standortunabhängigkeit bietet eine Reihe marktwirtschaftlicher Chancen vor allem in den hoch entwickelten Ländern. Standorte können nach Kostengesichtspunkten ausgewählt werden, wie z.B. gute Infrastruktur, niedrige Grundstückspreise, kurze Vertriebswege. Die Nutzung von Abwärme, z.B. aus Kläranlagen, Stahlwerken oder Heizkraftwerken minimiert die Betriebskosten und ermöglicht eine Produktion von Warmwasserarten mit einem hohen Marktwert auch in gemäßigten Breiten. Möglich ist ebenfalls eine Produktion mariner Arten in den

Ballungszentren im Landesinneren. Kurze Vertriebswege und frische Produkte, wie z.B. mariner Fisch oder Crustaceen, ermöglichen hohe Verkaufserlöse. Gleichzeitig kann die Verbraucherakzeptanz durch eine transparente Produktion und integrierte Gastronomie- und Erholungsbereiche verbessert werden. Nach gegenwärtigem Erkenntnisstand ist eine profitable aquatische Produktion in rezirkulierenden Aquakultur Systemen bei guter Planung möglich (Dunning et al. 1998).

- (3) Ein entscheidender Erfolgsfaktor für die Entwicklung der Aquakultur wird eine erfolgreiche Nachzucht der kultivierten Arten sein. Die Unabhängigkeit von den Wildbeständen ist nicht nur aus ökologischer Sicht unabdingbar, sondern bedeutet auch wirtschaftliche Nachhaltigkeit. Die Kreislauftechnologie ermöglicht die Haltung krankheitsfreier Elterntierbestände für eine den Anforderungen des Marktes angepasste Setzlingsproduktion.
- (4) Künstliche Ökosysteme oder integrierte Produktionsformen bieten die Möglichkeit, diese Technologieform ökologisch und ökonomisch nachhaltig weiter zu entwickeln. Diese Strategie soll in der vorliegenden Forschungsarbeit entwickelt werden.

1.3 Integrierte Produktionsverfahren in der Aquakultur

International wird von der Gesellschaft in immer stärkerem Maße der Nachweis der Nachhaltigkeit neuer Entwicklungen gefordert. Dies bedeutet, sich unter Berücksichtigung ökonomischer und sozialer Dimensionen an den Grenzen der Tragfähigkeit des Naturhaushaltes zu orientieren. Der Begriff der Nachhaltigkeit gilt seit einigen Jahren als Leitbild für eine zukunftsfähige Entwicklung und beinhaltet den zukunftsfähigen Umgang mit den Ressourcen. Diese umfassen neben den Bodenschätzen und nachwachsenden Rohstoffen ebenfalls die vielfältig vernetzten lokalen, regionalen und globalen Ökosysteme und letztendlich die gesamte Erde mit ihrer Erdatmosphäre.

Nachhaltiges Wirtschaften im Bereich der Aquakultur umfasst vor allem den effizienten Einsatz von Land, Wasser, genetischer Ressourcen, Energie und Futtermitteln unter Berücksichtigung der Tragfähigkeit des Naturhaushaltes. Die eingesetzten Verfahren müssen dabei auch ökonomischen und sozialen Ansprüchen genügen (FAO Fisheries Department 1997; European Commission 2002).

Ein bedeutender Schritt sind ohne Frage die positiven Entwicklungen im Bereich der Systemtechnik bzw. Systemkontrolle (Waller et al. 2003), die in der Nährstoffverwertung verbesserten Futterstoffe (Ackefors und Enell 1994; Piedrahita 2003) und Zucht von schnell wachsenden, an die Produktionsbedingungen angepassten Aquakultur Beständen (Newkirk et al. 1979; Bakos 1992; Subasinghe et al. 2003). Die Integration des Produktionsprozesses in andere Verfahren findet jedoch noch zu wenig Beachtung. Auch wenn moderne, rezirkulierende Systeme den Wasserkreislauf nahezu schließen, werden im Produktionsprozess anfallende Stoffe kaum wiederverwertet oder genutzt. „Abfälle“ aus einer modernen Anlage sollten als „neue Ressource“ verstanden werden (Chamberlain und Rosenthal 1995). Vor diesem Hintergrund und die von der Gesellschaft in immer stärkerem Maße geforderte Nachhaltigkeit, verwundert es nicht, dass sich ein Focus der Forschung heute auf Energie- und Nährstoffrecycling und damit der optimalen Ressourcennutzung und -schonung konzentriert (Chopin et al. 2001; Troell et al. 2003; Neori et al. 2004; Schneider et al. 2005).

In der vorliegenden Arbeit wird der Begriff der „Integration“ als koordinierte Produktion von aquatischen Organismen verschiedener trophischer Ebenen definiert. Durch den Aufbau von Nahrungsketten, die gleichzeitig als Produktketten betrachtet werden sollen, kann durch eine verbesserte Ressourcennutzung die Wirtschaftlichkeit der Aquakulturproduktion nachhaltig gesteigert werden. Im Produktionsprozess anfallende Nährstoffe werden für den Aufbau neuer, hochwertiger Biomasse genutzt. Die Integration fördert eine effiziente Ausnutzung der eingesetzten Ressourcen und minimiert den Einfluss auf die Umwelt (Asgard et al. 1999; Schneider et al. 2005). Die zusätzlich

gewonnene Biomasse erhöht die ökonomische Diversifikation und kann den Gewinn pro Produktionseinheit nachhaltig steigern (Chopin et al. 2001).

Die ökologischen Prinzipien der integrierten Aquakultur sind nicht neu, sondern existieren bereits seit Tausenden von Jahren. Bereits während der Han Dynastie (2200-2100 v.C.) wurde in China durch You Hou Bin über die Integration von Fisch mit Wasserpflanzen und Gemüseproduktion berichtet (Beveridge und Little 2002). Die Entwicklung der Polykultur geht auf die Zeit der Tang Dynastie (1380-1100 v.C.) zurück. Im Zuge einer fortschreitenden Intensivierung und Globalisierung der Aquakultur ist jedoch dieses Wissen immer weiter in den Hintergrund getreten. Es ist ein Anliegen dieser Forschungsarbeit, die Idee einer ökologischen Aquakultur (Costa-Pierce 2002) in moderne Produktionsverfahren, wie rezirkulierende Systeme, zu integrieren.

Abbildung 1.2 zeigt Möglichkeiten für die Integration einer Fischproduktion. Die anfallenden gelösten Nährstoffe, wie vor allem Stickstoff- und Phosphorverbindungen, können von Algen oder Hydrokulturen (Aquaponics) genutzt werden. Die partikulären Nährstoffe, wie Faeces, nutzen niedere Tiere, die diese filtrieren oder in absedimentierter Form vom Boden aufnehmen (Detritivore Organismen). Künstliche Feuchtgebiete stellen eine Mischform dar, bei der die Biologie sich weitestgehend selbst überlassen bleibt und sich eigene, komplexe Nahrungsnetze ausbilden.

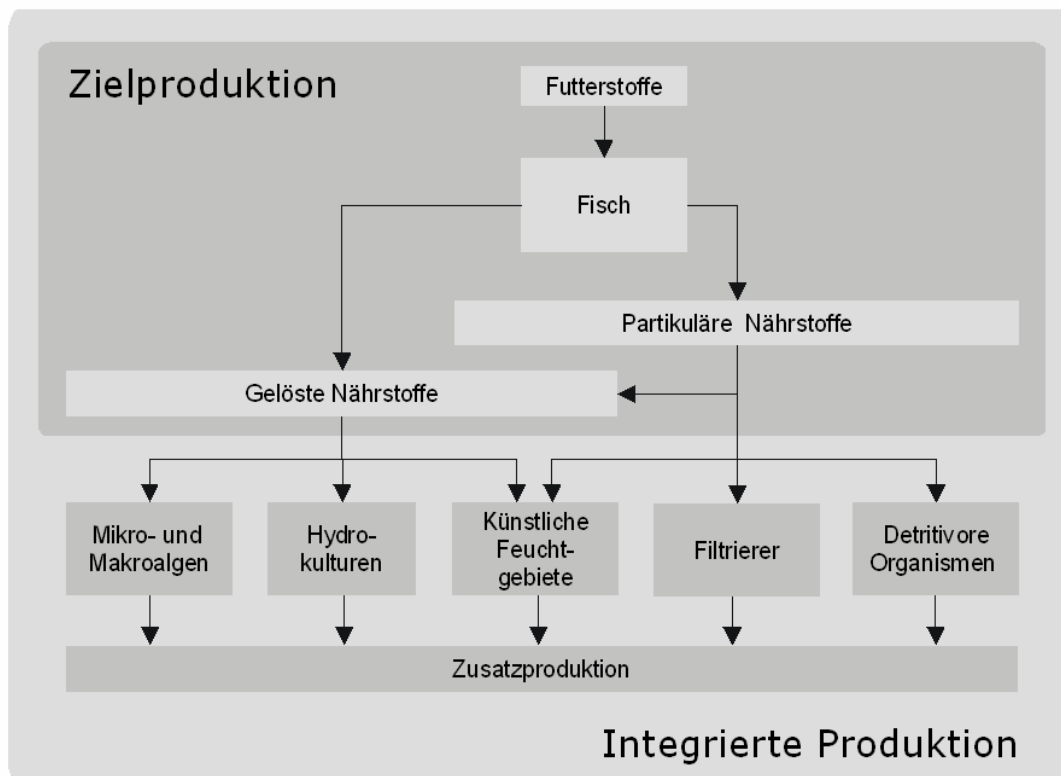


Abbildung 1.2 – Das Schema zeigt die Möglichkeiten einer integrierten Aquakultur Produktion. Der aus gewinnorientierter Sicht wertvollste Organismus definiert die Umweltbedingungen (z.B. Temperatur, Salinität), im Rahmen derer geeignete Arten für die Integration gefunden werden müssen. Der Zielorganismus in diesem Beispiel ist Fisch.

Die zusätzlich gewonnene Biomasse kann direkt (Futterzusatzstoffe, Vermehrungs- und Setzlingsaufzucht) oder indirekt (Energiegewinnung durch Fermentation) wieder in die Zielproduktion zurückgeführt werden. Integrierte Systeme werden in Zukunft den Stand der Technik in der Aquakultur definieren, da sie ein umfassendes Recycling von Nährstoffen und Energie ermöglichen und neben der Umweltverträglichkeit zu einer verbesserten Wirtschaftlichkeit führen können (Neori et al. 2004). Tabelle 1.2 zeigt eine Auswahl bereits untersuchter integrierter Produktionssysteme in der Aquakultur.

Tabelle 1.2 – Auswahl experimentell untersuchter integrierter Produktionssysteme in der Aquakultur

Integrationsstufen	Zielarten	Forschungsarbeiten
Mikroalgen		
Chaetoceros sp.	Penaeidae ^{b, 4}	(Wang 2003)
Navicula lenzi	Sparus aurata ^{b, 2}	(Tandler 2003, unpubl.)
Scenedesmus spp.	Cyprinus carpio, Tilapia mossambica ^{a, 4}	(Naegel 1977)
Skeletonema costatum	Psetta maxima, Dicentrarchus labrax, Crassostrea gigas ^{b, 2}	(Hussenot et al. 1998)
Makroalgen		
Asparagopsis armata	Sparus aurata ^{b, 2}	(Schuenhoff et al. 2006; Mata et al. 2006)
Chondrus crispus, Gracilaria bursa pastoris, Palmaria palmata	Scophthalmus maximus, Dicentrarchus labrax ^{b, 2}	(Matos et al. 2006)
Gracilaria edulis	Penaeus japonicus ^{b, 1}	(Jones et al. 2001)
Gracilaria conferta	Sparus aurata, Haliotis discus hannai ^{b, 4}	(Neori et al. 2000)
Gracilaria sp., Ulva lactuca	Fundulus heteroclitus ^{b, 5}	(Harlin et al. 1978)
Gracilaria chilensis	Oncorhynchus kisutch, O. mykiss ^{b, 2}	(Buschman et al. 1994)
Gracilaria sp.	Penaeus monodon, Mytilus edulis ^{b, 2}	(Enander und Hasselström 1994)
Gracilaria chilensis	Oncorhynchus mykiss ^{b, 3}	(Troell et al. 1997)
Gracilaria parvispora	Penaeidae ^{b, 2}	(Nelson et al. 2001)
Hypnea musciformes	Tapes japonica ^{b, 2}	(Langton et al. 1977)
Kappaphycus alvarezii	Pinctada martensi ^{b, 3}	(Qian et al. 1996)
Palmaria mollis	Haliotis rufescens ^{b, 2}	(Evans und Langdon 2000)
Palmaria palmata	Haliotis tuberculata ^{b, 2}	(Lüning, unpubl.)
Porphyra yezoensis	Salmo salar ^{b, 3}	(Chopin et al. 1999)
Ulva lactuca	Sparus aurata ^{b, 2/4}	(Cohen und Neori 1991; Shpigel et al. 1993; Krom et al. 1995; Neori et al. 1996; Shpigel und Neori 1996; Ellner et al. 1996; Schuenhoff et al. 2003)
Ulva lactuca	Sparus aurata, Haliotis discus hanna ^{b, 4}	(Neori et al. 2000)
Ulva rigida	Dicentrarchus labrax, Sparus aurata ^{b, 2}	(Porrello et al. 2003a; Porrello et al. 2003b)
Ulvacea	Dicentrarchus labrax ^{b, 4}	(Pagand et al. 2000b; Deviller et al. 2004; Metaxa et al. 2006)
Ulva lactuca	Austern, Haliotis rufescens, H. fulgens, H. discus ^{b, 2}	(Tenore 1976)

Hydrokulturen		
Lactuca sativa longifolia	Oreochromis niloticus ^{a,5}	(Seawright et al. 1998)
Lycopersicon esculentum (Tomate), Zea mays (Mais)	Anguilla anguilla ^{a,4}	(Jungersen 1991)
Lycopersicon esculentum (Tomate), Cucumis sativus (Gurke)	Cyprinus carpio ^{a,4}	(Rennert 1992)
Lycopersicon esculentum (Tomate), Lactuca sativa (Eissalat)	Cyprinus carpio, Tilapia mossambica ^{a,4}	(Naegel 1977)
Lycopersicon esculentum (Tomate)	Onchorynchus mykiss ^{a,5}	(MacKay und Toever 1981)
Künstliche Feuchtgebiete		
Ipomoea aquatica, Paspalum vaginatum, Phragmites australis	Chanos chanos ^{a,1}	(Lin.Y.-F. et al. 2002)
Phragmites australis	Onchorynchus mykiss ^{a,2}	(Schulz et al. 2003)
Salicornia spp.	Sparus aurata ^{b,5}	(Shpigel unpubl.)
Scirpus acutus, Eleocharis palustris, Sparangium emersum, Carex obnupta	Onchorynchus tshawytscha, O. kisutch ^{a,2}	(Michael Jr 2003)
Filtrierer		
Crassostrea gigas, Tapes semidecussatus	Sparus aurata ^{b,4}	(Shpigel et al. 1993; Shpigel und Neori 1996)
Crassostrea virginica	Penaeidae ^{b,1}	(Wang und Jakob 1991; Jakob et al. 1993)
Crassostrea gigas	Psetta maxima, Dicentrarchus labrax ^{b,2}	(Hussenot et al. 1998)
Crassostrea gigas	Oncorhynchus tshawytscha ^{b,3}	(Jones und Iwama 1991)
Crassostrea gigas	Sparus aurata ^{b,1}	(Hughes-Games 1977)
Mytilus edulis	Penaeus monodon ^{b,2}	(Enander und Hasselström 1994)
Saccostrea commercialis	Penaeus japonicus ^{b,1}	(Jones et al. 2001)
Detritivore Organismen		
Nereis diversicolor	Dicentrarchus labrax, Sparus aurata ^{b,5}	(Bischoff 2003)

Süßwasser Aquakultur (a), Marikultur (b); Produktionssysteme: Teichanlagen, PAS [Partitionated Aquaculture System] (1), Durchflussanlagen (2), Netzkäfiganlagen (3), Rezirkulierende Systeme (4), Geschlossene Rezirkulierende Systeme (5)

Schneider et al. (2005) untersuchten in der Literatur vorhandene integrierte Aquakultursysteme bezüglich ihrer Nährstoffverwertung (Tabelle 9.7, Anhang). Die Produktion von Fisch kombiniert mit einer phototrophen Produktion (Makro- und Mikroalgen, Makrophyten) und anschließender Verwertung durch herbivore Organismen (Abalone, Muscheln) erhöht die Nährstoffverwertung von 20-42% auf 29-45%. Grund für

diesen doch nur sehr geringen Unterschied ist die Nährstoffverwertung der herbivoren Organismen. Diese liegt bei 15-40% für Stickstoff und 10-50% für Phosphor. Dennoch ergeben sich aus marktwirtschaftlicher Perspektive Vorteile. Neori et al. (2004) kalkulierten, dass durch eine Verwertung der anfallenden Makroalgenbiomasse durch Abalone oder Seeigel der Jahresgewinn mehr als verdoppelt werden kann. Eine Verwertung der partikulären Nährstoffe durch detritivore Organismen oder Bakterien verbesserte nur zu einem geringen Teil die Gesamtnährstoffverwertung in den untersuchten Systemen (Schneider et al. 2005). Dennoch ist die Nutzung partikulärer Nährstoffe für die Entwicklung geschlossener integrierter Aquakultursysteme von entscheidender Bedeutung.

1.4 Das MARE Konzept (Marine Artificial Recirculating Ecosystem)

Das im Rahmen dieser Arbeit erarbeitete Konzept MARE (Marine Artificial Recirculating Ecosystem) basiert auf den Erfahrungen moderner rezirkulierender Systeme, die am IFM-GEOMAR seit mehreren Jahren grundlegend mitentwickelt wurden (Rosenthal und Krüner 1984; Waller et al. 2001; Waller et al. 2002). Ergebnisse aus der Grundlagenforschung gingen dabei in den Technologietransfer, d.h. in Pilotmodulen und kommerziellen Anlagen wurden die Ergebnisse angewandt (Waller et al. 2005). Bisher konzentrierten sich die Arbeiten auf das primäre Produktionsmodul. Aspekte des Stoff- und Energierecyclings wurden bisher nur grundlegend in Einzelexperimenten untersucht (Bischoff 2003; Wecker et al. 2005). Auf Basis dieser Ergebnisse wurde ein Konzept für ein integriertes rezirkulierendes System entwickelt, das die Forderungen internationaler Fachgremien nach nachhaltigen Systemen für die kommerzielle Aquakultur reflektiert.

MARE ist die systematische Umsetzung bekannter ökologischer Prinzipien in modernen rezirkulierenden Aquakultur Systemen (Ökotechnologie). Diese ökologischen Prinzipien finden auch in konventionellen integrierten Produktionssystemen Anwendung, wenn auch eher extensiv und unkontrolliert. Das Konzept basiert auf einem vereinfachten, in sich geschlossenen Ökosystem. Die modulare Kultivierung von Arten verschiedener trophischer Ebenen in einem geschlossenen Wasserkreislauf ermöglicht neben dem Wasser- auch erstmalig ein umfassendes Nährstoffrecycling in einem marinen Produktionssystem. Die Kreislaufführung des Prozesswassers bietet ein hohes Maß an externer Kontrolle und eine effizientere Nutzung der im System vorhandenen Nährstoffe. Durch die Integration von Arten verschiedener trophischer Ebenen wird das vorhandene Nährstoffspektrum optimal genutzt.

Das in Abbildung 1.3 dargestellte Konzept beinhaltet neben der Produktion der eigentlichen Zielart Sekundärproduktionen zur Verwertung von grobpartikulären Nährstoffen durch detritivore Organismen, feinputikulären Nährstoffen durch filtrierende Organismen und gelösten Nährstoffen durch Mikro- und Makroalgen. Der aus gewinnorientierter Sicht wertvollste Organismus, die Zielart, definiert die abiotischen Bedingungen im System (z.B. Temperatur, Salinität), im Rahmen derer geeignete Arten für die Integration gefunden werden müssen. In dieser Arbeit wurde das MARE Konzept erstmalig in einem experimentellen Versuchskreislauf umgesetzt (siehe Abbildung 1.3).

Die Kontrolle der abiotischen Faktoren in Kreislaufsystemen ist von entscheidender Bedeutung für die kultivierten Organismen. Dieser Aspekt gilt ganz besonders für den integrierten Kreislauf, da der Toleranzbereich der kultivierten Organismen sich durch Überschneidungen stark einengen kann und die Wasseraufbereitung auf den Wechselwirkungen (Abgabe vs. Aufnahme von Nährstoffen) zwischen den Organismen basiert. Eine Grundvoraussetzung für eine integrierte Produktion ist daher die Dimensionierung der Module untereinander, so dass die Nährstoffflüsse optimal aufeinander abgestimmt sind. Dadurch werden eine Kumulation der Nährstoffe und damit Verschlechterung der Wasserqualität vermieden.

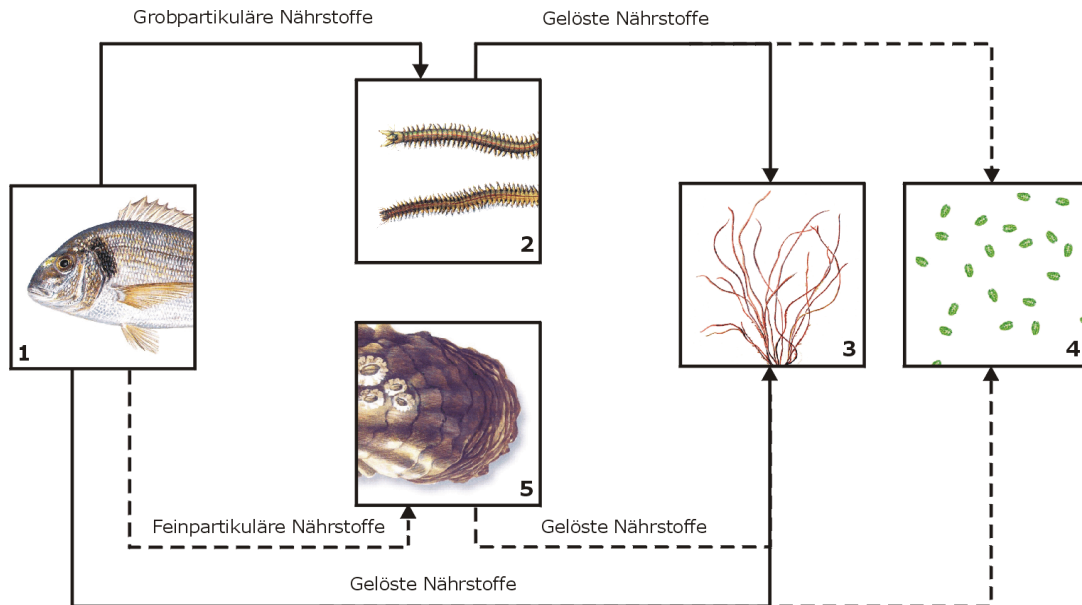


Abbildung 1.3 – Verwertung der von der Zielart [1] nicht genutzten Nährstoffe im MARE Konzept durch Organismen verschiedener trophischer Ebenen und Nahrungsspektren. Der in dieser Arbeit experimentell untersuchte Versuchskreislauf (durchgezogene Linie) kombinierte die Zielart [1, *Sparus aurata*] mit detritivoren Organismen [2, *Nereis diversicolor*] und Makroalgen [3, *Solieria chordalis*]. Weitere Module, wie Mikroalgen [4] oder filtrierende Organismen [5] wurden in weiterführenden Forschungsarbeiten (Kube et al. 2006) untersucht (gestrichelte Linie).

Das MARE Konzept berücksichtigt zusätzlich die Erfahrungen in der Entwicklung moderner Kreislaufsysteme. Insbesondere bei der Feststoffseparation ist im MARE Konzept eine Kombination verschiedener Technologien vorgesehen, um das gesamte Größenspektrum der anfallenden Feststofffrachten zu erfassen (siehe Kapitel 1.2.1). Die eingesetzte Technologie bestimmt, in welchem Größenbereich die Feststoffe anfallen und durch welchen Organismus sie möglichst effektiv verwertet werden können. Klassische Sedimentationstechniken eignen sich dabei besonders gut für detritivore Organismen. Das Verfahren der Abschäumung entfernt feinpartikuläre Feststoffe, die im Spülwasser suspendiert vorliegen und besser durch filtrierende Organismen, wie z.B. Muscheln, verwertet werden können. Der Einsatz von Ozon ist im MARE Konzept wesentlicher Bestandteil. In Kombination mit dem Verfahren der Abschäumung kontrolliert Ozon die Gesamtkeimzahl im Prozesswasser, unterstützt den bakteriellen Abbau organischer Substanzen und entfernt Huminstoffe (Rosenthal et al. 1978; Rosenthal 1981; Rosenthal und Wilson 1987).

1.5 Biologische Filtration durch Makroalgen

Die Verwertung der gelösten Nährstoffe durch Makroalgen im MARE Konzept war ein wesentlicher Forschungsschwerpunkt dieser Arbeit.

Zahlreiche physiologische und ökologische Forschungsarbeiten haben gezeigt, dass Algen befähigt sind erhebliche Mengen an Nährstoffen, besonders Stickstoff und Phosphor aufzunehmen (Schramm 1991). Hochwertige Proteine und essentielle, ungesättigte Fettsäuren werden durch Pflanzen und Algen synthetisiert und in das Nahrungsnetz eingebracht. Darauf basiert grundsätzlich die natürliche Produktion. Die Zucht von Algen und Pflanzen auf der Basis der aus der Tierproduktion freigesetzten Nährstoffe können Rohstoffe für die Futtermittelherstellung sein und, wie einige Untersuchungen zeigen, die Umweltfreundlichkeit und Wirtschaftlichkeit dieser Anlagen signifikant verbessern (Neori et al. 2004).

Traditionell sind Pflanzenbetten im Süßwasser seit langem in Asien bekannt, um Nährstoffe effizient in nutzbare Produkte umzusetzen. Schon 1972 liefen erste Versuche in den USA mit Phytoplankton und Makroalgen, die für die Reinigung und

Nährstoffrecycling von häuslichen Abwässern eingesetzt wurden (Ryther et al. 1972). Langton et al. (1977) berichtete über einen exzellenten Zuwachs der Rotalge *Hypnea musciformes* im Auslaufwasser von Muschelkulturen (*Tapes japonica*). Harlin et al. (1979) benutzte die Makroalgen *Ulva lactuca* und *Gracilaria* sp. für eine biologische Filterung des Prozesswassers in einer experimentellen Aquarienkreislaufanlage. Mit Makroalgen integrierte Systeme gelten als eine sehr viel versprechende Form für eine nachhaltige Aquakulturproduktion, deren Praktikabilität, Funktionalität und Wirtschaftlichkeit in mehreren Arbeiten beschrieben wurde (Cohen und Neori 1991; Neori et al. 1991; Shpigel et al. 1993; Troell et al. 2003; Vandermeulen und Gordin 2005).

Tabelle 1.2 (Seite 16) gibt einen ausführlichen Überblick über in der Literatur vorhandene integrierte Systeme mit deutlichem Schwerpunkt im Bereich der Makroalgen. Sie werden als Nährstofffilter in Teichsystemen (Jones et al. 2001), Durchflusssystemen (Langton et al. 1977; Buschman et al. 1994; Nelson et al. 2001; Porrello et al. 2003b; Matos et al. 2006; Hernandez et al. 2006), auf Netzkäfiganlagen (Qian et al. 1996; Troell et al. 1997; Chopin et al. 1999) sowie in rezirkulierenden Systemen (Neori et al. 2000; Pagand et al. 2000b; Schuenhoff et al. 2003; Metaxa et al. 2006) eingesetzt. Die Integration phototropher Organismen ist vorteilhaft, da ein Großteil der ungenutzten Nährstoffe aus Aquakulturanlagen in gelöster Form vorliegt. In den letzten Jahren wurde auch die Produktion von Makroalgen in landbasierten Tank-Systemen intensiviert (Edelstein et al. 1976; Fralick et al. 1981; Friedlander und Lipkin 1982; Bidwell et al. 1985; Lignell et al. 1987). Bei Monokulturen werden die Nährstoffzugaben sowie Kultivierungsbedingungen den Anforderungen der jeweiligen Art entsprechend optimiert. Diese intensiven Systeme eignen sich aber auch besonders gut als Filter für integrierte Aquakultursysteme, da sie die ungenutzten Nährstoffe der Zielproduktion kontrolliert und effizient verwerten.

Obwohl in der wissenschaftlichen Literatur zahlreiche Untersuchungen zur Nährstoffaufnahme von Makroalgen existieren, wurde der Einfluss abiotischer Faktoren, wie Licht und Temperatur, kaum in den funktionalen Modellen berücksichtigt. In vielen Arbeiten wurde allein die Abhängigkeit der Nährstoffaufnahme von der Nährstoffkonzentration mit Michaelis-Menten-Kinetiken funktional beschrieben (Wallentinus 1984; Fujita 1985). Diese Daten wurden ebenfalls dafür genutzt, die Filterleistung von Makroalgen in der Aquakultur abzuschätzen (Cohen und Neori 1991; Ellner et al. 1996). Mata et al. (2006) wiesen darauf hin, dass bei der Anwendung von Makroalgen als Nährstofffilter in der Aquakultur sich ändernde Bedingungen wie Licht und Temperatur zu berücksichtigen sind. Eine Übertragbarkeit von Laborergebnissen unter konstanten Umweltbedingungen ist damit oft nur schwer gegeben. Einflüsse, wie die Verfügbarkeit von Nährstoffen, Licht und Temperatur agieren dabei interaktiv. Dies bedeutet, dass die Ausprägung eines Faktors, die Auswirkung eines anderen Faktors mit beeinflusst. Diese Zusammenhänge wurden von mehreren Autoren für verschiedene Makroalgen beschrieben (Lapointe und Tenore 1981; Rosenberg und Ramus 1982; Lapointe und Duke 1984; Duke et al. 1986). Modelle, welche die Nährstoffaufnahme von Makroalgen in Abhängigkeit von den Lichtbedingungen am Einsatzort abschätzen, sind kaum vorhanden. Ein Ansatz ist dabei, über die in der Photosynthese absorbierte Lichtmenge die Menge an assimilierten Nährstoffen und damit das Wachstum zu berechnen (Magnusson et al. 1994).

In dieser Arbeit wurde ein neuer Modellansatz angewandt, der neben der zur Verfügung stehenden Nährstoffkonzentration bzw. -menge ebenfalls die Lichtintensität am Einsatzort berücksichtigt, um die Filterleistung von Makroalgen abzuschätzen. Die Interaktionen zwischen diesen beiden Umweltfaktoren wurden dabei in dem Modell berücksichtigt.

Die anfallende Algenbiomasse kann vielfältig verwendet werden. Durch industriell vielseitig genutzte Inhaltsstoffe, wie z.B. Agar, Alginate und Carrageen, besitzen Algen einen sehr hohen wirtschaftlichen Wert und spielen daher schon seit langem eine große Rolle in der Aquakultur. Neori et al. (2000) verfütterten in einem rezirkulierenden Aquakultur System *Ulva lactuca* an Japanische Abalone (*Haliotis discus hannai*) und

produzierten pro 1 kg Fisch (*Sparus aurata*, ca. 7US\$ kg⁻¹) ca. ¼ kg dieser wirtschaftlich sehr wertvollen Meeresschnecke (ca. 50 US\$ kg⁻¹). Makroalgen eignen sich aufgrund ihres relativ hohen Proteingehalts sowie der hohen Anzahl an essentiellen Amino- und Fettsäuren auch als kostengünstige Protein- und Lipidquelle für Fischfutter (Wahbeh, 1997). Dieser Verwertungsweg wurde in der vorliegenden Forschungsarbeit experimentell umgesetzt. Es soll nicht unerwähnt bleiben, dass im asiatischen Raum Algen schon seit Generationen auch als Nahrungsquelle für den Menschen genutzt werden.

1.6 Forschungsvorhaben und Zielsetzung der Arbeit

Am Anfang dieses Forschungsvorhabens stand die experimentelle Umsetzung und modellhafte Beschreibung des MARE Konzepts unter festgelegten, konzeptionellen Vorgaben:

- (1) Die Produktion der Zielart (*Sparus aurata*) in einem geschlossenen RAS wurde mit der Produktion von detritivoren Organismen (*Nereis diversicolor*) und Makroalgen (*Solieria chordalis*) integriert. Der am IFM-GEOMAR errichtete experimentelle Versuchskreislauf diente als Plattform für multidisziplinäres Arbeiten, um vielfältige experimentelle Datensätze simultan zu erarbeiten (Bischoff et al. 2005). Dieser Ansatz erforderte die Zusammenarbeit Mehrerer, die Teilaspekte gezielt und unabhängig voneinander untersuchten, aber die gleichen experimentellen Bedingungen nutzten und somit die Vergleichbarkeit der Ergebnisse untereinander erheblich verbesserten. Aufgrund dieser gezielt koordinierten Zusammenarbeit wurde ein umfassender empirischer Datensatz gewonnen. Die beiden integrierten Produktionsstufen waren jeweils Forschungsschwerpunkt eines Promotionsvorhabens. Im Mittelpunkt dieser Arbeit stand die Integration von Makroalgen als Nährstofffilter in geschlossenen rezirkulierenden Systemen. Der Makroalgenfilter im experimentellen Versuchskreislauf wurde daher im Rahmen dieser Arbeit empirisch untersucht. Die Produktion der detritivoren Organismen im Versuchskreislauf als Verwerter der grobpartikulären Nährstoffe wurde von Dipl. Biol. Adrian Bischoff im Rahmen seines Promotionsvorhabens „Reduzierung der nicht genutzten Feststofffrachten geschlossener Aquakultur-Kreislaufsysteme durch detritivore Organismen“ wissenschaftlich bearbeitet.
- (2) Die am experimentellen Versuchskreislauf empirisch gewonnenen Daten waren wichtiger Bestandteil der modellhaften Beschreibung der Nährstoffflüsse im MARE Konzept, die in der vorliegenden Arbeit erarbeitet wurden (Wecker et al. 2006).

In Bezug auf eine Anwendung des MARE Konzepts wurden weiterführende Versuche durchgeführt, die über die Beprobung des Versuchskreislaufes hinausgingen, die Machbarkeit dieses Konzepts aber wesentlich mitbestimmen:

- (3) In Durchflussexperimenten wurde die Nährstoffaufnahme verschiedener Makroalgen in Abhängigkeit von der Lichtintensität untersucht und als Teilmodell beschrieben. Anhand der Ergebnisse ist eine saisonale und standortunabhängige Bewertung von Makroalgen als Nährstofffilter für die Aquakultur möglich (Wecker et al. 2005).
- (4) Der wirtschaftliche Erfolg des MARE Konzepts wird stark von der Vermarktung bzw. Weiternutzung der Sekundärproduktionen bestimmt. Die Möglichkeiten sind dabei vielfältig und werden von biologischen, biotechnologischen und ökonomischen Faktoren bestimmt, die zum Teil auch regional sehr verschieden sein können. In dieser Arbeit wurde ein sehr pragmatischer Ansatz gewählt, in dem ein Teil des pelletierten Fischfutters durch die produzierte Algenbiomasse ersetzt und somit im System direkt wiederverwertet wurde. Im Rahmen dieses Teilversuches wurde untersucht, inwieweit die Futterergänzung durch Makroalgen das Wachstum der Zielart beeinflusste.

Zielsetzung dieser Arbeit war es, einen neuartigen Weg für die marine Aquakultur zu erarbeiten. MARE ist die systematische Umsetzung bekannter ökologischer Prinzipien in

modernen rezirkulierenden Aquakultursystemen (Ökotechnologie). Die biologische, biotechnologische und ökonomische Machbarkeit dieses Konzeptes kann nur in einem dynamischen Modellansatz untersucht werden, der die Anforderungen des Anwenders berücksichtigt und dabei vielfältige Gestaltungsmöglichkeiten bietet:

- (5) Auf Basis der Ergebnisse dieser Arbeit wurde im Rahmen einer betreuten Diplomarbeit das anwendungsorientierte Computerprogramm MARIS entwickelt, mit dem die Machbarkeit des MARE Konzept untersucht wurde (von Halem 2006). Im Mittelpunkt stand dabei die Optimierung der integrierten Sekundärproduktionen in Abhängigkeit von der angestrebten Produktionsgröße der Zielart.

2 Material und Methoden

2.1 Der Versuchskreislauf und seine Systemkomponenten

Abbildung 2.1 zeigt schematisch die experimentelle Versuchsanlage und deren Systemkomponenten sowie das Fließschema des Wasserkreislaufes.

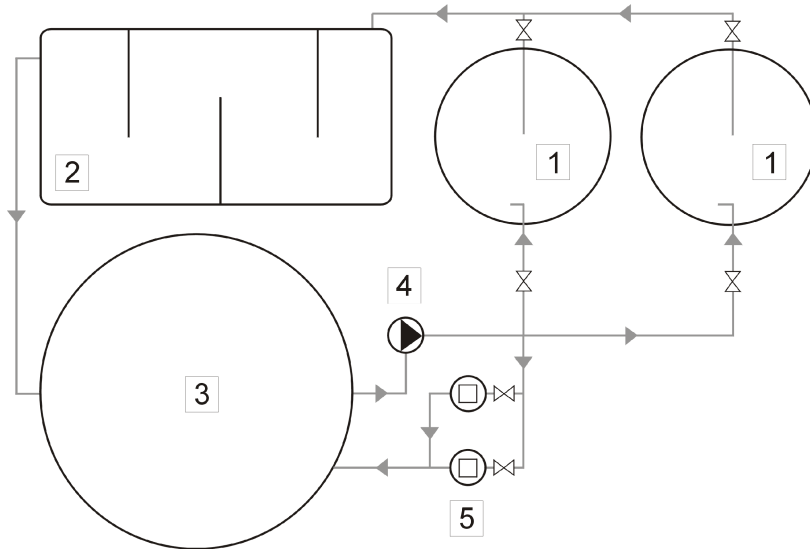


Abbildung 2.1 – Fließschema des experimentellen Versuchskreislaufes: Fischtank (1), Detritivorusreaktor (2), Makroalgenfilter (3), Zirkulationspumpe (4) und Abschäumer (5).

Der Versuchskreislauf beinhaltete zwei Fischbecken, einen Detritivorusreaktor, einen Makroalgenfilter, zwei Abschäumer und eine Zirkulationspumpe. Das Wasser gelangte über einen Bodenablauf der Fischtanks in den Detritivorusreaktor und anschließend in den Makroalgenfilter, der zusätzlich als Pumpensumpf diente. Die Becken wurden kaskadenförmig angeordnet, so dass der Wasserstrom vom Fischbecken bis zum Makroalgenfilter über ein natürliches Gefälle realisiert wurde (vergleichend Abbildung 2.2). Das Wasser wurde dann vom Makroalgenfilter über eine Kreislumpumpe zurück in die Fischbecken und in die zwei im Parallelstrom betriebenen Abschäumer gepumpt. Die Durchflussraten wurde über Schwebekörperdurchflussmesser bestimmt und über Kugelventile auf die in Tabelle 2.1 aufgeführten Sollwerte täglich einreguliert. Der Versuchskreislauf war in einer Klimakammer am IFM-GEOMAR installiert und wurde bei einer mittleren Temperatur von 20°C betrieben. Im Folgenden werden die einzelnen Systemkomponenten dargestellt.

Tabelle 2.1 – Charakteristika der im Versuchskreislauf eingesetzten Systemkomponenten

Systemkomponente	Material	Volumen	Oberfläche	Durchflussrate	Retentionszeit
		m ³	m ²	m ³ h ⁻¹	h
Fischtank	GFK ^a	0,60	0,7	0,6	1,0
Detritivorusreaktor	GFK ^a	1,80	2,1	1,2	1,5
Makroalgenfilter	PE ^b	2,00	2,3	1,2	1,7
Abschäumung	PVC ^c /Acrylglas	0,05	-	1,0	0,05

a - glasfaserverstärkter Kunststoff, b – Polyethylen, c - Polyvinylchlorid

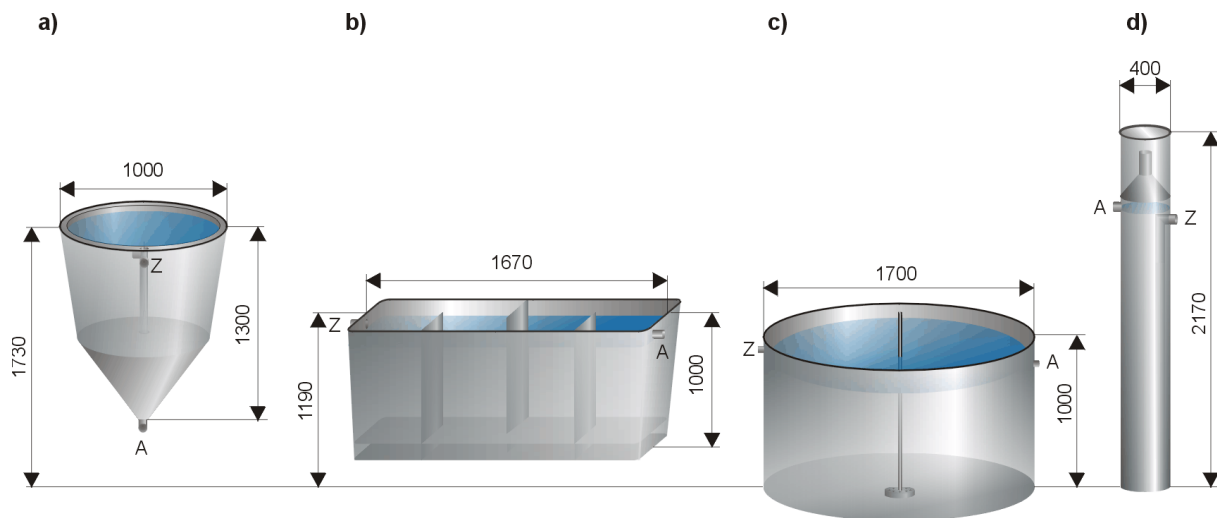


Abbildung 2.2 – Systemkomponenten im Maßstab 1:40. Dargestellt sind a) das Fischbecken b) der Detritivorusreaktor c) der Makroalgenfilter und d) die Abschäumung (Z-Zulauf, A-Auslauf, alle Größenangaben in mm)

2.1.1 Fischbecken

Die Fischbecken (Abbildung 2.2a) waren rund mit einem konisch zulaufenden Boden. Durch den tangentialen Zulauf des Wassers in Oberflächennähe wurde in den Tanks eine kreisförmige Strömung erzeugt. Ein Airlift (hydropneumatische Pumpe), der seitlich im Fischbecken angebracht war und bodennahes Wasser zur Oberfläche förderte, wurde tangential abgeleitet, so dass er die Kreisströmung verstärkte und zusätzlich der Belüftung des Wassers diente. Die Bodenabläufe der Fischtanks mündeten in ein Drainagerohr mit anschließendem Steigrohr, dessen Überlaufhöhe den Wasserstand in den Fischbecken bestimmte. Das auslaufende Wasser wurde in den Detritivorusreaktor geleitet.

2.1.2 Detritivorusreaktor

Beim Detritivorusreaktor (Abbildung 2.2b) handelte es sich um ein Becken zur Entfernung von sedimentierenden Feststoffpartikeln aus dem Prozesswasser und anschließender Verwertung durch detritivore Organismen. Die Fließgeschwindigkeit des Prozesswassers durch das Becken wurde soweit verringert, dass die Sinkstoffe den Beckenboden erreichten, bevor das Prozesswasser das Becken verließ. Seitenlamellen sorgten für eine Mäandrierung und damit eine Verlängerung der Fließstrecke für den gesamten Volumenstrom. Im Detritivorusreaktor war eine 10cm dicke Sandschicht (Korngröße bis 2mm) eingebracht. Dieses Substrat diente als Lebensraum für den Polychaeten *Nereis diversicolor*, der sich von sedimentierenden Sinkstoffen sowie aufwachsenden Bakterien ernährt (Bischoff 2003).

2.1.3 Makroalgenfilter

Die als Makroalgenfilter eingesetzten Rundbecken (Abbildung 2.3) wurden speziell für die Kultivierung von Makroalgen entwickelt (Spranger Kunststofftechnik GmbH in Zusammenarbeit mit der Sylter Algenfarm). Die Makroalgen wurden freischwebend kultiviert. Am Boden des Rundbeckens befand sich eine zentrierte Luftdüse. Durch die aufsteigenden Luftblasen wurde in der Mitte des Beckens ein aufwärts gerichteter Wasserstrom erzeugt. Im Bereich der Beckenränder floss das Wasser zurück in Bodenrichtung. Die so erzeugte Kreisströmung sorgte dafür, dass die Makroalgen flottierten und in regelmäßigen Abständen an die Oberfläche gelangten. Die Luftzufuhr wurde so eingestellt, dass die Makroalgen in ca. 30 Sekunden einmal umgewälzt wurden. Vor dem Wasserauslauf befand sich eine Siebplatte, um die Makroalgen im Becken zurückzuhalten (in Abbildung 2.3 nicht dargestellt).

Für den Einsatz des Makroalgenfilters im experimentellen Versuchskreislauf wurden zwei HQI-Strahler (Phillips SONT-T Pia Green Power™, 400W) eingesetzt. Die Lichtintensität während der Versuchsphase betrug $400\mu\text{E s}^{-1} \text{m}^{-2}$. Die Lichtdauer pro Tag war auf 16h eingestellt.

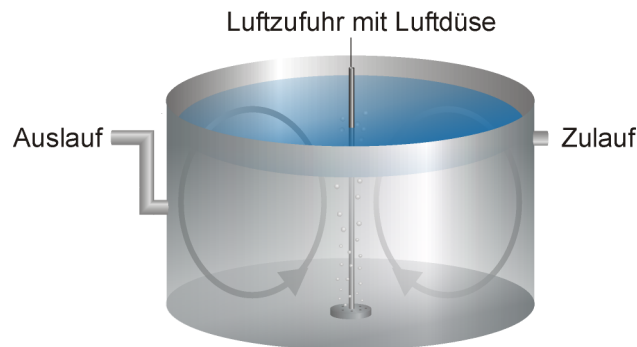


Abbildung 2.3 – Funktionsprinzip der eingesetzten Makroalgenfilter

Die Durchflussexperimente zur Bestimmung der lichtabhängigen Nährstoffaufnahme verschiedener Makroalgenarten wurden dagegen im Außenbereich des Leibniz-Instituts für Meereswissenschaften (IFM-GEOMAR) sowie in den Gewächshäusern der Wattenmeerstation Sylt (List) durchgeführt. Die Lichtintensität und -dauer variierte in Abhängigkeit vom Tagesgang, der Jahreszeit und dem Wetter. Die Makroalgenfilter im Außenbereich am IFM-GEOMAR waren mit Gewächshausfolie überdacht. Tabelle 2.2 gibt einen Überblick über die in den Durchflussexperimenten verwendeten Becken.

Tabelle 2.2 – Charakteristika der Experimente zur Bestimmung der lichtabhängigen Nährstoffaufnahme

Art	<i>Palmaria palmata</i>	<i>Solieria chordalis</i>	<i>Ulva lactuca</i>
Versuchsstandort	List (Sylt)	List (Sylt)	Kiel
Versuchszeitraum	September 2004	September 2004	Juni / Juli 2003
Beckenoberfläche [m^2]	2,6	2,4	2,4
Beckenvolumen [m^3]	2,3	2,2	2,2
Beckenanzahl im Versuch	2	2	2
Besatzdichte [kg FG m^{-2}] ^a	8	8	1,5
Lichtintensität [$\mu\text{E s}^{-1} \text{m}^{-2}$]	0-750	0-660	0-1060
Messintervall [h]	1	1	0,5
Anzahl der untersuchten Messintervalle	167	100	100

a – Abtropfgewicht (FG)

2.1.4 Abschäumung

Für die Separation von Feinpartikeln und kolloidal gelösten Substanzen wurde das bewährte Verfahren der Abschäumung eingesetzt (Rosenthal und Sander 1975; Weeks et al. 1992; Chen et al. 1993a; Chen et al. 1993b). Ein Abschäumer (Abbildung 2.2d) besteht aus folgenden Bau- und Funktionselementen: einem Luftblasenerzeugungssystem mit darunter liegendem Abstromraum und darüber befindlichen Kontakt- und Reaktionsraum, einer Schaumtransportzone und dem

Schaumsammelraum (Sander 1998). Zur Unterstützung der Schaumbildung wurde Ozon (O_3) als Oxidationsmittel im Abschäumer zudosiert.

Der experimentelle Versuchskreislauf beinhaltete zwei parallel geschaltete Außenabschäumer (Typ III, Erwin Sander Elektroapparatebau GmbH). Das Wasser durchströmte den Abschäumer von oben nach unten. Die Luft wurde von unten durch Lindenholzausströmer (Erwin Sander Elektroapparatebau GmbH) eingeblasen und mit dem Wasser im Reaktionsraum feinblasig vermischt. Der Vorteil von Holzluftausströmern ist neben Kostengesichtspunkten das sehr feine Blasenbild. Untersuchungen zeigen, dass ein möglichst geringer Durchmesser der Luftblasen eine signifikant höhere Effizienz des Abschäumungsprozesses bewirkt (Sander 1998). Ozon wurde getrennt vom Luftstrom über einen Keramikausströmer in den Abschäumer eingetragen. Die Luftversorgung der Abschäumung und des Ozongenerators wurde über die Druckluftanlage (max. 5bar) der Klimakammern am IFM-GEOMAR realisiert.

Die Abschäumung ist ein Prozess an der Schnittstelle zwischen der Gas- und Wasserphase der eingetragenen Luftblasen. Die Mehrzahl der kolloidal gelösten und feinpartikulären Substanzen im Prozesswasser weist amphiphile Eigenschaften auf. An der Grenzfläche zwischen Luftblase und Wasser dockt der wasserabweisende Teil an der Luftblase an. Der wasserlösliche Rest wird dann im Wasser durch Hydratation solubilisiert. An der Schnittstelle zwischen Gas- und Wasserphase werden so die kolloidal gelösten und feinpartikulären Substanzen konzentriert gesammelt, mit dem Luftstrom nach oben gerissen und über die Schaumphase aus dem System entfernt. Die Größe und Anzahl der Luftblasen bestimmt die zur Verfügung stehende Grenzfläche zwischen Gas- und Wasserphase und ist somit für die Leistung der Abschäumung mitbestimmend.

Der Schmutzschaum wird mit dem nach oben gerichteten Luftstrom durch das Schaumrohr weiter in den Schaumtopf transportiert. Im Schaumrohr wird der Schaum entwässert und konzentriert, indem überflüssiges Wasser wieder in den Abschäumer zurückfließt. Durch Veränderung des Wasserdurchflusses bzw. der eingetragenen Luftmenge konnte der Schaum unterschiedlich stark aufkonzentriert werden. Der Schaumtopf wurde mit einer automatischen Spülvorrichtung (Außenrohrspülung) in 15-min-Intervallen für eine Minute gespült, um den aufgefangenen Schmutz aus dem Abschäumer zu entfernen. Dabei wurde ein vom Kreislaufsystem unabhängiger Spülwasserkreislauf mit separatem Spülwasserbehälter betrieben (in Abbildung 2.1 und Abbildung 2.2d nicht dargestellt). Der Schaumtopf wurde täglich gereinigt und das Spülwasser mit Frischwasser (25-40L) ersetzt.

2.1.5 Ozonisierung

Ozon (O_3) ist ein aus drei Sauerstoffatomen bestehendes, instabiles Molekül. Es ist das stärkste technisch verfügbare Oxidationsmittel (Sander 1998). Ozon, die allotrope Form von Disauerstoff (O_2), ist bei Raumtemperatur und normalen Luftdruck ein instabiles, blaues, diamagnetisches Gas. Aufgrund seiner oxidierenden Wirkung ist es für den Menschen giftig. Die maximal zugelassene Arbeitsplatz-Konzentration beträgt $0,2\text{mg m}^{-3}$.

Seit den 70er Jahren spielt Ozon eine bedeutende Rolle in der Wasseraufbereitung und ist einer der zentralen Aufbereitungsstufen für Trinkwasser (Rosenthal und Wilson 1987). Ozon besitzt zahlreiche positive Eigenschaften bei der Wasseraufbereitung, die dieses Oxidationsmittel auch für die Aquakultur sehr interessant machen. Ozon zerfällt sehr schnell und bildet somit keine unerwünschten Residuen, beeinträchtigt nicht den Geschmack oder die Farbe des Wassers, ist das stärkste technisch verfügbare Oxidationsmittel und damit auch ein sehr wirkungsvolles Desinfektionsmittel.

Ozon entsteht aus Sauerstoff durch elektrische Entladung oder den Einfluss von Ultravioletttem Licht (100-200nm). Bei diesem Vorgang spaltet sich ein Teil der Sauerstoffmoleküle. Die dabei freiwerdenden Atome verbinden sich entweder wieder zu einem Sauerstoffmolekül oder reagieren mit den Sauerstoffmolekülen zu Ozon.

In den letzten Dekaden verbreitete sich der Einsatz von Ozon auch im Bereich der Aquakultur. Ozon findet vor allem Anwendung beim Desinfizieren von Ein- und Auslaufwasser von Fischbrutanlagen, bei der Kontrolle pathogener Keime, bei der Oxidation von Nitrit, bei der Entfernung von Verfärbungen durch Huminstoffe und beim Abbau von organischen Substanzen (Colberg und Lingg 1978; Rosenthal 1981; Williams et al. 1982; Rosenthal und Wilson 1987; Paller und Lewis 1988; Rueter und Johnson 1995; Summerfelt und Hochheimer 1997; Brazil et al. 1998; Singh und Wheaton 1999; Krumins et al. 2001; Meunpol et al. 2003).

Im experimentellen Versuchskreislauf wurde ein stufenlos einstellbarer ($0\text{-}2\text{g O}_3 \text{ h}^{-1}$) Ozongenerator (Erwin Sander Elektroapparatebau GmbH, Ozonisorator A2000) eingesetzt. Der Generator arbeitet nach dem Prinzip der Funkenentladung. Dieser Vorgang läuft wie in der Natur (Blitzschlag) bei sehr hoher elektrischer Spannung ab, die im Ozongenerator von einem Hochspannungstransformator erzeugt wird. Das aus Glas bestehende Innenrohr der Ozonelektrode ist mit einer elektrisch leitenden Masse gefüllt, die an die Hochspannung angeschlossen ist. Das außen liegende Mantelrohr bildet die Gegenelektrode. Dazwischen befindet sich ein Spalt, durch den getrocknete Luft strömt. Durch den kontinuierlichen Elektronenfluss zwischen den beiden Röhrenelektroden bildet sich aus einem Teil des Luftsauerstoffs Ozon.

Das ozonhaltige Luftgemisch wurde über einen Teflonschlauch mit abschließendem Lüfterstein (Keramik) feinblasig in den Abschäumer eingetragen. Die eingetragene Ozonmenge wurde über das im Auslaufwasser des Abschäumers gemessene Redoxpotential gesteuert. Das Redoxpotential, gemessen in mV, gilt als Maß für die Tendenz einer Lösung entweder Elektronen aufzunehmen (Oxidation, positives Redoxpotential) oder abzugeben (Reduktion, negatives Redoxpotential). Das Redoxpotential wurde mit einer Platinelektrode (Erwin Sander Elektroapparatebau GmbH, Modell PFGK-Gel) gemessen. Über eine Relaissteuerung wurde der Ozongenerator bei der Überschreitung des Sollwertes (450 mV) ausgeschaltet.

2.2 Die Arten

2.2.1 Sparus aurata

Zielart des experimentellen Versuchskreislaufes war *Sparus aurata* (dt. Bezeichnung Dorade oder Goldbrasse), die zur Familie der Sparidae gehört (Abbildung 2.4).

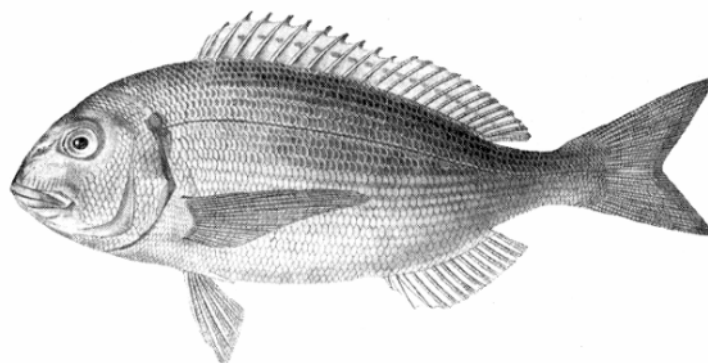


Abbildung 2.4 – *Sparus aurata* (© 2000. Institute of Biology of the Southern Seas, National Academy of Sciences of Ukraine)

Die Dorade lebt in küstennahen Gewässern im Mittelmeer, im Schwarzen Meer und im Atlantik (von England bis zu den Kapverdischen Inseln) in Tiefen zwischen 5 und 30m. Von Frühjahr bis Sommer hält sie sich häufig im Brackwasser von küstennahen Lagunen oder Ästuaren auf. Sie ernährt sich hauptsächlich karnivor von Zoobenthos, gelegentlich aber auch herbivor. Diese omnivore Ernährungsweise machte die Dorade zu einem idealen Kandidaten für die Zielart im MARE Konzept, indem ein Teil der im System produzierten Algenbiomasse direkt an die Dorade verfüttert werden konnte. Weiterhin ist

die Dorade ein besonders geschätzter Speisefisch. Seit einigen Jahren wird sie in Netzkäfiganlagen oder Brackwasserlagunen im Mittelmeerbereich produziert. Die Jahresproduktion 2002 betrug 77.000t (Quelle FAO, FISHSTAT+). Anfang der 90er Jahre wurde die Produktion intensiviert und bis zum Jahr 2000 mehr als verzehnfacht. Der Marktpreis für die Dorade dagegen ist in dem gleichen Zeitraum um ca. 60% gefallen. Derzeit liegt der Marktpreis für die 350g Größe bei ca. 5,50 €/kg. Dieser Preis lässt für die produzierenden Betriebe, deren Produktionskosten zwischen 3-4 €/kg liegen, kaum eine Gewinnspanne (Colloca und Cerasi 2005).

Dennoch existieren einige Marketingstrategien, die eine profitable Produktion erlauben. Eine Strategie wird als „Economies of scale“ (dt. Bezeichnung „Gesetz der steigenden Skalenerträge“) bezeichnet. Demzufolge fallen die durchschnittlichen Produktionskosten bei steigender Produktionsmenge. Diese Strategie ist nur so lange erfolgreich, wie der Markt nicht gesättigt ist. Der konventionelle Markt im Mittelmeerraum für die Dorade dagegen ist nahezu gesättigt. Demzufolge ist die Erschließung neuer Märkte eine Grundvoraussetzung für eine Steigerung der Produktionskapazitäten. Alternativ dazu können kleinere Betriebe den Wert der Dorade durch hochqualitative Ware, unkonventionelle Fischgrößen oder Veredelung erhöhen.

Das MARE Konzept verfolgt bezüglich der Marketingstrategie den Weg der ökonomischen Diversifikation. Einerseits werden zusätzliche Organismen produziert, die den Gewinn pro Produktionseinheit durch Direktvermarktung (z.B. *Nereis diversicolor*) erhöhen, andererseits können die Produktionskosten durch eine verbesserte Nährstoffeffizienz des Gesamtsystems verringert werden.

Weitere Gründe für die Dorade als experimentelle Zielart für die experimentelle Umsetzung des MARE Konzepts waren die gute und preiswerte Verfügbarkeit von Besatzmaterial (0,10-0,18€ pro Fisch, 2g), das gute Wachstum bei Temperaturen von 20-26°C, die gute Anpassungsfähigkeit an die verschiedensten abiotischen Faktoren (Temperatur, Salinität, etc.) und die umfassende wissenschaftliche Literaturbasis.

2.2.2 *Nereis diversicolor*

Für die Verwertung der im Detritivorusreaktor sedimentierenden grobpartikulären Feststoffe wurde der Polychaet *Nereis diversicolor* (dt. Bezeichnung „Schillernder Seeringelwurm“) eingesetzt. Sein Verbreitungsgebiet sind alle Küsten des Nordatlantiks und seine Randmeere. Er dringt auch weit ins Brackwasser vor und kann sogar im Süßwasser von Flussmündungen leben (euryhalin). *Nereis diversicolor* ist in der Lage sich an eine Vielzahl verschiedenster Umweltbedingungen anzupassen. Auch betreffend seiner Ernährung ist er sehr anpassungsfähig (omnivor, mikrophag). Je nach Nahrungsangebot weidet er die Substratoberfläche ab oder verschlingt kleine Wirbellose, Aas und Algenstücke, die er mit den Kieferzangen ergreift. Zusätzlich filtrierte er Feinmaterial. Mit seinen parapodialen Spinndrüsen scheidet er im oberen Gangabschnitt seiner Röhre einen Schleimtrichter ab und pumpt mittels peristaltischer Bewegungen einen Wasserstrom hindurch. Nach einiger Zeit wird der Schleimfilter mitsamt anhaftenden Partikeln gefressen. Bischoff (2003) untersuchte die Verwertung in einer Fischkreislaufanlage anfallender Feststoffe durch *Nereis diversicolor*. Die Ergebnisse zeigten, dass Wachstumsraten von bis zu 2,8% pro Tag und Körpergewicht erreicht werden, wenn die Energiemenge der zugeführten Feststoffe ausreichend ist.

Nereis diversicolor besitzt ein sehr hohes Marktpotential. Im Fachgeschäften für Angler wird diese Art bei einem Stückgewicht von ca. 1g zwischen 0,25-0,50€ pro Wurm angeboten. Würmer der Gattung *Nereis* sind aufgrund der günstigen Zusammensetzung der vorkommenden Fettsäuren auch als Futtermittel in der Aquakultur von Interesse (Wouters et al. 2002). Die Fettsäureprofile beinhalten unter anderem eine Reihe von einfach und mehrfach ungesättigten Fettsäuren, welche beispielsweise die Qualität der Nachkommenschaft bei Fischen beeinflussen (Costa et al. 1999).

Weitere Gründe für den Polychaeten *Nereis diversicolor* als detritivore Art in der experimentellen Umsetzung des MARE Konzepts waren die gute Verfügbarkeit von Besatzmaterial und die gute Anpassungsfähigkeit an die verschiedensten abiotischen Bedingungen (Temperatur, Salinität, etc.).

2.2.3 *Solieria chordalis*

Der Makroalgenfilter des experimentellen Versuchskreislaufes wurde mit der Rotalge *Solieria chordalis* besetzt. Ausschlaggebend war, dass diese Warmwasseralge am besten dem Temperaturbereich der Zielart (*Sparus aurata*) angepasst war. *Solieria chordalis* ist verbreitet im Mittelmeer und in den Golfstrom beeinflussten Gebieten des Nord-Atlantiks. Erfahrungen der Sylter Algenfarm, die diese Alge erfolgreich vermehrt und im semi-kommerziellen Maßstab produziert, zeigen, dass diese Alge vor allem in den Sommermonaten, im Gegensatz zu den einheimischen Makroalgen, schnell wächst. Die Alge ist sehr robust und besitzt gute Abwehrmechanismen gegen Epiphyten.

2.2.4 *Ulva lactuca*

Die Grünalge *Ulva lactuca* (dt. Bezeichnung Meersalat) ist weit verbreitet. Viele Arten der Gattung *Ulva* sind von kommerziellem Interesse, insofern die Alge für den menschlichen Verzehr und als Inhaltsstoff in Tiernahrung (Lognone 2003) von Bedeutung ist. Die opportunistische Alge kommt in einem weiten Temperatur- und Salinitätsbereich vor. Diese ökologische Verträglichkeit, die Fähigkeit sich sehr schnell vegetativ zu vermehren, die hohe spezifische Wachstumsrate und eine vorteilhafte chemische Zusammensetzung sprachen für die Auswahl dieser Art. Kultivierungsmethoden für *Ulva lactuca* wurden in zahlreichen wissenschaftlichen Arbeiten beschrieben (Steffensen 1976; Guist und Humm 1976; Parker 1981; DeBusk et al. 1986), als auch die Anwendung als Nährstofffilter in der Aquakultur (Cohen und Neori 1991; Neori et al. 1991; Shpigel und Neori 1996; Neori et al. 1998).

2.2.5 *Palmaria palmata*

Die Rotalge *Palmaria palmata* ist in den kühleren Gebieten des Atlantik und Pazifik weit verbreitet. Die Alge wird in einer Reihe von Ländern als Futtermittel in der Landwirtschaft eingesetzt und besitzt auch eine langjährige Tradition als Nahrungsmittel. *Palmaria palmata* ist ein ausgezeichnetes Futter für die Europäische Abalone, *Haliotis tuberculata*, (Mgaya 1995) aber auch für kommerziell genutzte, hochbezahlte Arten wie die Rote Abalone, *H. rufescens*, und die Japanische Abalone, *H. discus hannai* (Rosen et al. 2000), und eignet sich damit gut für den Einsatz in integrierten Systemen. Die Alge nutzt dabei die von der Zielart und der Abalone ausgeschiedenen Nährstoffe. Die Meeresschnecken erzielen einen sehr hohen Marktpreis (bis zu 50US\$/kg) und erhöhen somit den Gewinn der Aquakulturproduktion (Neori et al. 2004). In einigen wissenschaftlichen Arbeiten wurde dieses System dahingehend vereinfacht, dass die Produktion der Abalone (Zielart) in Makroalgenkulturen integriert wurde (Evans und Langdon 2000; Demetropoulos und Langdon 2004a; Demetropoulos und Langdon 2004b; Demetropoulos und Langdon 2004c). *Palmaria* kann gut vegetativ vermehrt werden, indem Fragmente als Ausgangspunkt für neue Thalli dienen (Morgan et al. 1980a). Voraussetzung für eine kommerziell anwendbare Massenkultivierung ist jedoch die Fähigkeit, die Alge über den gesamten Generationszyklus zu vermehren (Van der Meer und Todd 1980). Die ganzjährige Induktion der Tetrasporangien, die Freisetzung der Tetrasporen und Massenproduktion vegetativer Thalli ist in der Literatur für *Palmaria palmata* beschrieben (Le Gall et al. 2003; Pang und Lüning 2006).

2.3 Die Bestimmung der biotischen Parameter

2.3.1 Biomassebestimmung

2.3.1.1 Fischbecken

Die Biomasse und Totallänge der Fische wurde in Abständen von 3-4 Wochen bestimmt. Die Wägung der Fische erfolgte 24h nach der letzten Fütterung. Die Fische wurden aus den Versuchsbecken gekeschert und in einem Betäubungsbad (Nelkenöl ca. 0,020mL L⁻¹) sediert. Nach deutlich sichtbarer Minderung der Schwimmaktivität wurde die Totallänge auf einem Messbrett (Messgenauigkeit 5mm) bestimmt. Anschließend wurden die Fische in einer tarierten Kunststoffschale im tropfnassen Zustand gewogen (Messgenauigkeit 0,1g). Für die Biomassebestimmung wurde jedem Becken eine zufällige Stichprobe von mindestens 20 Fischen entnommen. Aus den gemittelten Einzelmessungen wurde das mittlere Stückgewicht pro Becken und die dazugehörige Standardabweichung berechnet. Die Gesamtbiomasse im System ergab sich aus dem mittleren Stückgewicht (W_i) und der Individuenanzahl (n):

$$Biomasse_t = n \cdot W_t$$

Gleichung 2.1

2.3.1.2 Detritivorusreaktor

Die Bestimmung der Biomasse von *Nereis diversicolor* im Detritivorusreaktor wurde nach der Methode von Bischoff (2003) durchgeführt. Mit einem Stechrohr (Ø 10,5cm) wurden drei zufällig verteilte Sedimentproben bis zum Boden ausgestochen und abgesaugt. Anschließend wurden die Würmer aus dem Sediment herausgesiebt, abgespült und auf Haushaltspapier 1min getrocknet. Das individuelle Wurmgewicht wurde mit einer Präzisionswaage (Messgenauigkeit 0,1mg) bestimmt. Dabei wurden nur ganze Würmer berücksichtigt. Die individuellen Wurmgewichte wurden über alle Unterproben gemittelt. Für die Bestimmung der Individuenanzahl pro Unterprobe wurden ganze Würmer und Wurmstücke mit Kopf berücksichtigt. Schwanzstücke wurden nicht berücksichtigt, um Doppelbestimmungen auszuschließen. Die Gesamtbiomasse im Detritivorusreaktor wurde aus dem mittleren Wurmgewicht aller Unterproben (W_i) und der auf die Gesamtfläche hochgerechneten Individuenanzahl (n) nach Gleichung 2.1 berechnet.

2.3.1.3 Makroalgenfilter

Die Biomasse der Makroalgen wurde in Abständen von 7-14 Tagen bestimmt. Die Luftzufuhr der Makroalgentanks wurde abgestellt und die Algenbiomasse vollständig abgekeschert. Die Algen wurden in Wannen mit einem Siebboden überführt, damit anhaftendes Wasser ablaufen konnte. Nach einer Abtropfzeit von 20min wurde das Nassgewicht der Algen in tarierten 10L Eimern gewogen. Der Zuwachs wurde abgeerntet und bis zur weiteren Verwertung bei -40°C in Plastiksäcken gelagert. Eine kleine Unterprobe wurde für chemische Analysen bei 60°C im Trockenschrank 24 Stunden getrocknet. Die Probe wurde anschließend im Keramikmörser zerkleinert und zur weiteren Verwendung in Rollrandgläsern aufbewahrt. Nach der Biomassebestimmung wurde der Algentank wieder mit der ursprünglichen Besatzdichte (siehe Tabelle 2.2, Seite 25) besetzt.

2.3.2 Wachstumsbestimmung

2.3.2.1 Fischbecken und Detritivorusreaktor

Aus den mittleren Stückgewichten (vergleichend Kapitel 2.3.1.1 und 2.3.1.2) zu Beginn und am Ende der Versuchszeiträume wurde der relative Zuwachs (IRGR) wie folgt berechnet:

$$IRGR_T = Ln \frac{W_{t+T}}{W_t} \cdot \frac{1}{T}$$

Gleichung 2.2

$IRGR_T$		Zuwachsrate für den Versuchszeitraum T
W_{t+T}	g	Mittleres Stückgewicht am Ende des Versuchszeitraums T
W_t	g	Mittleres Stückgewicht am Anfang des Versuchszeitraums T
T	d	Dauer des Versuchszeitraums

Der absolute Stückzuwachs (Y) ergab sich aus der Differenz der mittleren Stückgewichte zu Beginn und am Ende eines jeden Versuchsabschnittes:

$$Y_T = W_{t+T} - W_t$$

Gleichung 2.3

Y_T	g	Stückzuwachs für den Versuchszeitraum T
-------	---	---

2.3.2.2 Makroalgenfilter

Aus der Gesamtbiomasse (vergleichend Kapitel 2.3.1.3) zu Beginn und am Ende der Versuchsabschnitte wurde der dazugehörige relative Zuwachs (IRGR) wie folgt berechnet:

$$IRGR_T = Ln \frac{Biomasse_{Alge,t+T}}{Biomasse_{Alge,t}} \cdot \frac{1}{T}$$

Gleichung 2.4

$IRGR_T$		Zuwachsrate für den Versuchszeitraum T
$Biomasse_{Alge,t+T}$	g	Gesamtbiomasse am Ende des Versuchszeitraums T
$Biomasse_{Alge,t}$	g	Gesamtbiomasse am Anfang des Versuchszeitraums T
T	d	Dauer des Versuchszeitraums

2.4 Die Bestimmung der abiotischen Faktoren

Im folgenden werden die Bestimmungsmethoden für die abiotischen Faktoren, aufgrund der Vielzahl eingesetzter Methoden, sehr ausführlich dargestellt. Die Auswahl der Methoden berücksichtigte dabei in erster Linie die Anforderungen des Versuches an die zu untersuchenden Fragestellungen (vergleiche Kapitel 4.2.3 auf Seite 105).

2.4.1 pH-Wert und Temperatur

Der pH-Wert wurde elektronisch mit Einstabmessketten (Firma WTW[®], SenTix[®] 41,) in Kombination mit den pH-Metern pH325 und pH340 oder dem Mehrparameter-Messgerät Multiline[®] P4 direkt im Probenwasser gemessen. Die Temperaturkompensation des pH-Wertes erfolgte durch das Messgerät in Kombination mit dem integrierten Temperaturfühler (NTC, 30K Ω) der Sonde. Die Sonden wurden nach Bedarf und Einsatz, jedoch mindestens einmal pro Woche, kalibriert.

2.4.2 Sauerstoff und Temperatur

Der Sauerstoffgehalt des Wassers wurde elektronisch mit dem membranbedeckten galvanischen Sauerstoffsensor CelloX[®] 325 der Firma WTW[®] mit integriertem Temperaturfühler in Kombination mit dem Mehrparameter-Messgerät Multiline[®] P4

gemessen. Der Sensor wurde im Versuchskreislauf in den Wasserstrom der Steigleitung (vergleichend Kapitel 2.1.1) eingebaut, um eine konstante Anströmgeschwindigkeit zu gewährleisten. Die Sonde war mit einem integrierten Temperaturfühler (NTC, 30K Ω) ausgestattet. Der Sauerstoffsensor wurde wöchentlich kalibriert.

2.4.3 Salzgehalt

Der Salzgehalt des Wassers wurde elektronisch mit einer Standard-Leitfähigkeits-Meßzelle TetraCon[®] 96 der Firma WTW[®] in Kombination mit dem Mehrparameter-Messgerät Multiline[®] P4 gemessen. Die Messgenauigkeit der Sonde wurde monatlich mit geeichten Meerwasserstandards überprüft.

2.4.4 Redoxpotential

Das Redoxpotential wurde mit einer Platinelektrode (Sander[®] Modell PFGK-Gel) in Kombination mit einem Mess- und Regelgerät (Sander[®]) gemessen. Die Messgenauigkeit der Redox-Sonden wurde in regelmäßigen Abständen mit einer geeichten Redoxpuffer-Lösung (Sander[®], 220mV) überprüft und bei einer Abweichung vom Sollwert (>20mV) ausgetauscht.

2.4.5 Messdatenerfassung im Versuchskreislauf

Für die online Messdatenerfassung im Versuchskreislauf wurde das Mehrparameter-Messgerät Multiline[®] P4 eingesetzt. Gemessen wurden der Sauerstoffgehalt, der pH-Wert und die Temperatur. Die dafür eingesetzten Sensoren (CellOx[®] 325 und SenTix[®] 41) waren in den Wasserstrom der Steigleitung (vergleichend Kapitel 2.1.1) eingebaut. Alle 30min wurden die Messparameter erfasst und im Messgerät datums- und zeitbezogen abgespeichert. Die Daten wurden wöchentlich über die serielle Schnittstelle (RS232) des Messgerätes am PC ausgelesen. Die Messung des Redoxpotentials im Auslaufwasser der Abschäumung diente nur der Relaissteuerung des Ozongenerators (vergleichend Kapitel 2.1.5) und wurde nicht separat erfasst.

2.4.6 Ammonium-Stickstoff

Für die Handbestimmung wurde die Indophenolblau-Methode und für die luftsegmentierte kontinuierliche Durchflussanalyse (CFA) die Salicylat-Methode eingesetzt.

2.4.6.1 Indophenolblau-Methode (nach Koroleff 1970)

Mit dieser Methode wird die Menge an Gesamt-Ammonium-Stickstoff (TAN), das heißt die Summe aus undissoziiertem Ammonium (NH₃-N) und dissoziiertem Ammonium (NH₄⁺-N) in der Wasserprobe ermittelt. Das Prinzip der Methode beruht auf der Reaktion von undissoziiertem Ammonium in alkalischer Lösung mit Hypochlorit unter Umsetzung zu Monochloramin, welches in Anwesenheit von Phenol und katalytisch wirkenden Natrium-Nitroprussidionen sowie einem Überschuss an Hypochlorit den Farbstoff Indophenolblau bildet (Koroleff 1970, Hansen und Koroleff 1999). Die Extinktion des blauen Farbkomplexes wurde bei einer Wellenlänge von 630nm in Quarzglas-Küvetten gemessen. Für die manuelle Nachweismethode wurden die in Tabelle 2.3 aufgeführten Reagenzien benötigt. Die angegebenen Reagenzien waren ausreichend für etwa 500 (Reagenz 1 und 2) bzw. 250 (Reagenz 3) Einzelbestimmungen.

Die Probengefäße (Laborflaschen, Duran[®], ISO 4796, 250mL) wurden vor der Probenahme gründlich mit dem Probenwasser vorgespült. Mit Hilfe einer graduierten Auslaufpipette wurden 25mL Probenwasser entnommen und in ein fest verschließbares Reaktionsgefäß (Weithalsstandflaschen, Kalk-Soda-Glas, DIN 12039, 50mL) gefüllt. Anschließend wurden die Reagenzien mit Eppendorfpipetten in folgender Reihenfolge zugegeben: 1mL Phenolreagenz, 0,5mL Citrat-Pufferlösung und 1mL Hypochloritlösung. Nach Zugabe jeder einzelnen Chemikalie wurde das Reaktionsgefäß geschlossen und mit Hilfe eines Minishakers (IKA MS1) sorgfältig durchmischt. Die vollständige Ausbildung des Indophenolfarbstoffes ist erst nach mehreren Stunden abgeschlossen. Untersuchungen zeigten, dass die vollständige Ausbildung im Dunklen nach spätestens 12 Stunden

erreicht war und der Farbstoff weitere 24 Stunden stabil war. Die Extinktion der Proben wurden daher in diesem Zeitfenster mit einem Spektralphotometer (HACH DR/2010) bei einer Wellenlänge von 630nm in 1Zoll Quarzglas-Küvetten gemessen. Wasserproben mit einem zu erwartenden Extinktionswert $>1,0$ wurden vor Zugabe der Reagenzien entsprechend verdünnt. Wasserproben, deren Ammoniumkonzentration nicht unmittelbar nach Probennahme bestimmt werden konnte, wurden bei -20°C in Scintillation Vials (20mL) konserviert.

Tabelle 2.3 – Verwendete Reagenzien für die Bestimmung des Ammonium-Stickstoffs (TAN) nach der Indophenolblaumethode

Reagenz 1		Reagenz 2		Reagenz 3	
Phenolreagenz		Citrat-Pufferlösung		Hypochloritlösung	
80g	Phenol (farblos)	240g	tri-Natriumcitrat-Dihydrat	2,5g	Dichlorisocyanursäure-Natrium-Dihydrat (DTT)
300mL	Ethanol	20g	Dinatriumsalz-Dihydrat (EDTA)	18g	Natriumhydroxid, fest
600mg	Nitroprussid-Natrium-Dihydrat	10mL	Natriumhydroxid-Lösung (1M)		
Phenol wurde in 300mL Ethanol gelöst und mit 600mL Aqua dest aufgefüllt. Nitroprussid-Natrium-Dihydrat wurde in 100mL Aqua dest gelöst und zu der Phenollösung gegeben. Die Lösung war bei Lagerung in einer braunen Glasflasche im Kühlschrank (6°C) mehrere Monate haltbar.		Tri-Natriumcitrat-Dihydrat und EDTA wurden in 600mL Aqua dest gelöst. Anschließend wurde die Natriumhydroxid-Lösung hinzugegeben. Durch Kochen wurde die Lösung auf ein Volumen $<500\text{mL}$ reduziert. Die abgekühlte Lösung wurde mit Aqua dest auf 500mL aufgefüllt und war in einer fest verschlossenen Polyethylenflasche mehrere Wochen haltbar.		Natriumhydroxid wurde in Aqua dest gelöst und auf 500mL aufgefüllt. Anschließend wurde das DTT hinzugegeben und vollständig gelöst. Die Lösung war bei Lagerung in einer braunen Glasflasche im Kühlschrank (6°C) drei Wochen haltbar.	

Die Ausbildung des Indophenolfarbstoffs ist vom Salzgehalt des Wassers abhängig. Dieser Effekt wird dadurch verursacht, dass bei erhöhtem Salzgehalt die Pufferkapazität und die Konzentration an Mg^{2+} -Ionen erhöht wird. Das senkt wiederum den optimalen Reaktions-pH-Wert des Probenwassers und die Ausbildung des Indophenolfarbstoffs wird vermindert. Dieser lineare Zusammenhang (siehe Abbildung 2.5c) wurde bei der Bestimmung der Eichgeraden berücksichtigt. Die Eichung der Messmethode erfolgte durch die Bestimmung einer Eichgeraden unter Berücksichtigung einer Beeinflussung der Messmethode durch den mittleren Salzgehalt des Untersuchungswassers. Die Erstellung der Eichgeraden erfolgte durch Verdünnung einer Ammonium-Standardlösung (NH_4Cl 10mmol dm^{-3}) mit künstlichem Meerwasser entsprechendes Salzgehaltes (Abbildung 2.5b). Im Messbereich der Methode ($0-0,3\text{mg NH}_4^+\text{-N dm}^{-3}$) wurden 6 Eichstandards mit jeweils drei Parallelproben erstellt und wie oben beschrieben mit den Reagenzien versetzt. Die Reagenzblindwerte wurden ebenfalls mit künstlichem Meerwasser angesetzt. Die Ammoniumkonzentration der Wasserprobe wurde aus dem Eichfaktor (cal_x =Steigung der Eichgeraden Konzentration vs. Extinktion) und dem korrigierten Extinktionswert der Probe nach folgender Gleichung berechnet:

$$C = \text{cal}_x \cdot (A - A_B - A_T)$$

Gleichung 2.5

- C – Konzentration [mg dm^{-3}] der Wasserprobe
 cal_x – Eichfaktor [mg dm^{-3}] für Nährstoff x
 A – gemessene Extinktion
 A_B – Extinktion des Reagenzblindwertes
 A_T – Extinktion der Eigentrübung der Wasserprobe

Der Reagenzblindwert (A_B) bezeichnet die Eigentrübung der eingesetzten Reagenzien und entspricht der Extinktion des Nullstandards. Die Eigentrübung der Wasserprobe (A_T) wurde bei jeder Einzelmessung als Nullwert der Extinktion berücksichtigt.

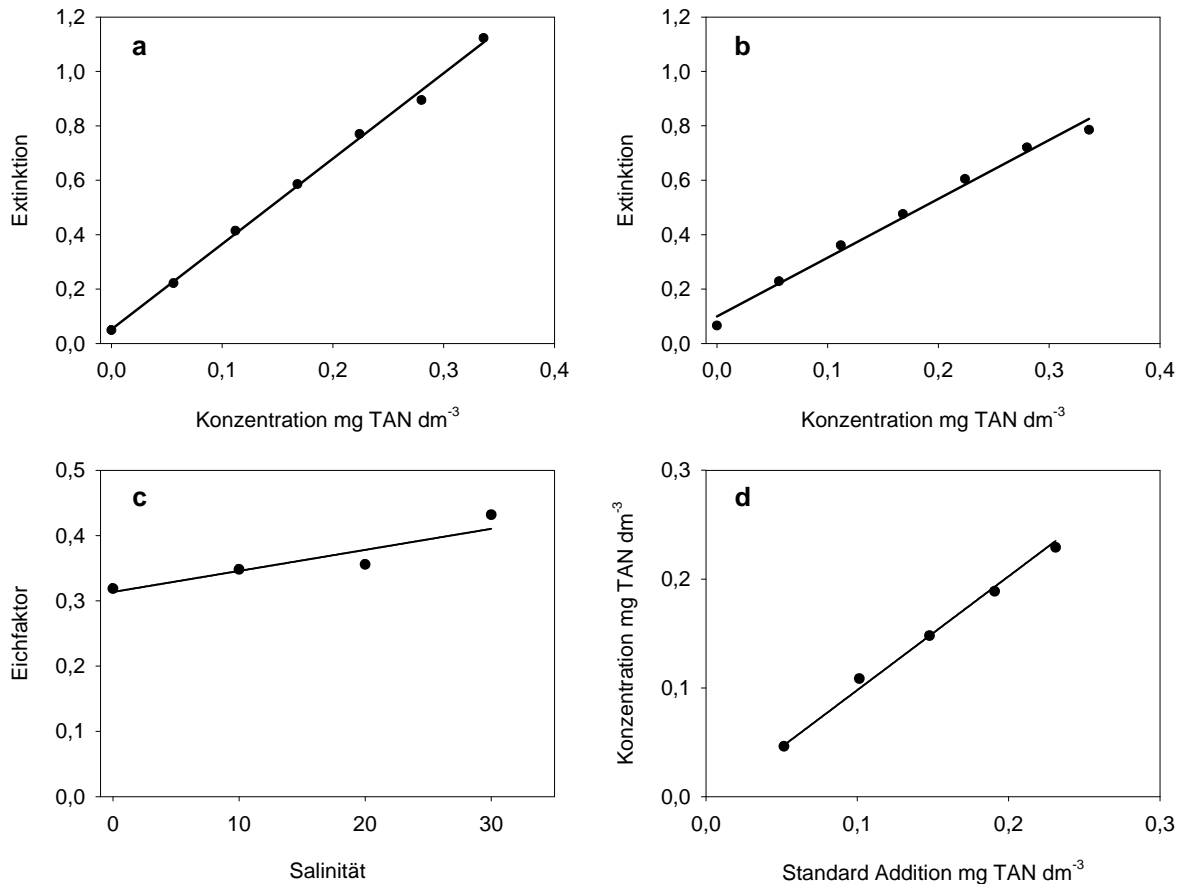


Abbildung 2.5 – Eichgerade für die Bestimmung des Ammonium-Stickstoffs nach der Indophenolblaumethode: a) für entionisiertes Wasser (n=21; r²=1,00) und b) Nordseewasser (n=21; r²=0,99). Dargestellt ist jeweils der Mittelwert aus n=3. c) Lineare Abhängigkeit des aus dem reziproken Wert der Steigung der Regressionsgeraden ermittelten Eichfaktors vom Salzgehalt des Probenwassers (n=4; r²=0,85). Für die Korrektur des Eichfaktors wurde für die verwendeten 1-Zoll Quarzglas-Küvetten folgende Funktion verwendet: $F=(1+0,0032 \cdot S) \cdot 0,31$ d) Additional Standardbestimmung zur Überprüfung der Messgenauigkeit im Probenwasser. Dargestellt ist jeweils der Mittelwert aus n=3. Die Abweichung der Regressionsgeraden von der Steigung 1 (keine Interferenzen) betrug 0,046 (n=15; y[1]=1,046; p<0,01; r²=0,99). Dieser Wert lag im Bereich des Standardfehlers der funktionalen Regressionsanalyse (S.E.=0,053). Der Eichfaktor wurde somit nicht korrigiert.

Abbildung 2.5c zeigt die lineare Abhängigkeit des Eichfaktors vom Salzgehalt des Probenwassers. Anhand der Daten wurde eine funktionale Regressionsanalyse durchgeführt und folgende Funktion für die Salzkorrektur des Eichfaktors bestimmt:

$$cal_x = (1 + 0,0032 \cdot S) \cdot cal_{S=0,x}$$

Gleichung 2.6

$cal_{S=0,x}$ – Eichfaktor für Aqua dest [mg dm⁻³] (Abbildung 2.5a)

S – Salzgehalt

Weiterhin wurde die Messmethode auf Interferenzen mit dem Probenwasser getestet, indem eine additional Standardbestimmung durchgeführt wurde. Dazu wurde eine Wasserprobe, deren Konzentration vorher bestimmt wurde (C_0), mit jeweils definierten Mengen an Standardlösung (C_S) versetzt und die Konzentration (C_x) bestimmt. Entsprechend

die Differenz zwischen den beiden gemessenen Konzentrationen der jeweils zugesetzten Menge an Standardlösung ($C_s = C_x - C_0$) wurde die Messgenauigkeit der Methode nicht durch Interferenzen mit dem Probenwasser beeinflusst. Anhand einer funktionalen Regressionsanalyse (C_x vs. $C_0 + C_s$) und unter der Voraussetzung eines signifikant linearen Zusammenhangs ($p < 0,01$) wurde aus der errechneten Steigung der Regressionsgeraden über den untersuchten Messbereich der Trend einer Unterschätzung ($y[1] < 1$) bzw. Überschätzung ($y[1] > 1$) des Messergebnisses abgelesen (Abbildung 2.5d). War die Abweichung der Steigung vom Wert 1 größer als der Standardfehler der Regressionsanalyse ($|1 - y[1]| > S.E.$) wurde der Eichfaktor entsprechend der Abweichung korrigiert. Die durchgeführte zusätzliche Standardbestimmung ergab, dass die Interferenzen mit dem Probenwasser im Bereich des Standardfehlers der funktionalen Regressionsanalyse lagen ($y[1] = 1,046$; $S.E. = 0,053$; $|1 - y[1]| < S.E.$). Der Eichfaktor wurde somit für die Bestimmung des Ammonium-Stickstoffs (TAN) nicht korrigiert.

2.4.6.2 Salicylatmethode (DIN 38406, ISO/DIS 11732)

Ammonium-Stickstoff reagiert mit Chlor zu einem Monochloramin und anschließend mit Salicylat zu 5-Aminosalicylat. Diese Verbindung wird mit dem Katalysator Natrium-Nitroprussid zu einem blauen Farbkomplex oxidiert. Die Extinktion wurde bei einer Wellenlänge von 660nm gemessen. Für die Anwendung der Nachweismethode wurde ein nass-chemisches Analysen-Gerät zur automatischen Bestimmung komplexer chemischer Reaktionen verwendet (Bran+Luebbe AutoAnalyzer-3[®]). Das System nutzt das Prinzip der luftsegmentierten kontinuierlichen Durchflussanalyse (CFA) zur vollautomatischen Probenbestimmung. Die Proben werden in einem kontinuierlichen Durchfluss mit den Reagenzien vermischt, wobei die einzelnen Probensegmente durch Luftblasen getrennt bleiben. Für die automatische Bestimmung des Ammonium-Stickstoffs nach der automatischen Salicylatmethode wurden die in Tabelle 2.4 aufgeführten Reagenzien benötigt.

Tabelle 2.4 - Verwendete Reagenzien für die automatische Bestimmung des Ammonium-Stickstoffs (TAN) nach der Salicylatmethode

Reagenz 1		Reagenz 2		Reagenz 3	
Citratpufferlösung		Natriumsalicylat		Dichloroisocyanursäure	
40g	tri-Natriumcitrat	40g	Natriumsalicylat	20g	Natriumhydroxid
1mL	Brij-35, 30% Lösung	1g	Natriumnitroprussid	3g	Dichloroisocyanursäure (DCI)
40g tri-Natriumcitrat wurden in 1000mL Aqua dest gelöst und mit 1mL Brij-35 Lösung versetzt. Die Lösung wurde wöchentlich frisch angesetzt.		40g Natriumsalicylat und 1g Natriumnitroprussid wurden in 1000mL Aqua dest gelöst. Die Lösung wurde wöchentlich frisch angesetzt.		20g Natriumhydroxid und 3g Dichloroisocyanursäure wurden in 1000mL Aqua dest gelöst. Die Lösung wurde wöchentlich frisch angesetzt.	

Die Probengefäße (20mL Scintillation Vials) wurden vor der Probennahme gründlich mit dem Probenwasser vorgespült, mit diesem befüllt und anschließend bis zur Analyse bei einer Temperatur von -20°C gelagert. Vor der Analyse (ca. 2h) wurden die Probengefäße bei Raumtemperatur aufgetaut. Wasserproben mit einer zu erwartenden Ammoniumkonzentration außerhalb des Messbereichs ($0-8\text{mg N dm}^{-3}$) wurden vor der Analyse entsprechend verdünnt. Die Bestimmung erfolgte vollautomatisch nach dem Prinzip der kontinuierlichen Durchfluss-Analyse. Geringe Mengen Standardlösung und Wasserprobe wurden von einem XY-Probennehmer angesaugt und mit Hilfe einer peristaltischen Pumpe durch das ganze System befördert. Diese Mehrkanalpumpe lieferte auch die für die Analyse notwendigen Reagenzien und die Luft für die Segmentierung des kontinuierlichen Flüssigkeitsstroms. Die Probensegmente wurden mit Reagenz vermischt und anschließend in Mischspiralen homogenisiert. Die Reaktion verlief dann in allen Segmenten unter den gleichen Bedingungen (Zeit, Fließgeschwindigkeit, Temperatur, Dialyserate). Die Extinktion des Reagenzstroms wurde kontinuierlich photometrisch bestimmt.

Die Konzentration in der Wasserprobe wurde aus der gemittelten Extinktion während der Steady-State-Phase (Extinktionsplateau) berechnet. Eichstandards bekannter Konzentration wurden zusammen mit den Proben in einem Lauf (ca. 50-60 Proben) gemessen und die Probenkonzentration durch Vergleichen mit den Standards errechnet. Ein Grundprinzip der Analyse ist, dass die Eichstandards und die Probe eine ähnliche Matrix oder Zusammensetzung haben und unter gleichen Bedingungen analysiert wurden. Durch die relative Bestimmung war es daher nicht notwendig, die genauen Reaktionsbedingungen zu ermitteln, solange sie konstant blieben. Bei einer Änderung der Reaktionsbedingungen während eines Laufes konnten verschiedene Korrekturen durchgeführt werden, wie z.B. Ausgleich einer Basisliniendrift oder von Empfindlichkeitsänderungen.

2.4.7 Nitrit-Stickstoff

Für die Bestimmung des Nitrit-Stickstoffs wurde die Diazotierungsmethode verwendet. Für die Handbestimmung wurde ein für Meerwasser geeigneter HACH-Reagenziensatz (Methode 8507) verwendet, der sich durch seine einfache Handhabung (gebrauchsfertiges Pulvergemisch) auszeichnet. Für die automatische Bestimmung des Nitrit-Stickstoffs nach dem Prinzip der luftsegmentierten kontinuierlichen Durchflussanalyse (CFA) wurde die in Tabelle 2.5 aufgeführte Reagenz 1 (Farbreagenz) benötigt.

2.4.7.1 Diazotierungsmethode (HACH Methode 8507)

In der Probe enthaltenes Nitrit reagiert in einer sauren Lösung mit Sulfanilamid zu einem Diazoniumsalz. Dieses wird gekoppelt an N-(1-Naphtyl)-ethylendiamin und es bildet sich eine violett-rote p-Aminoazoverbindung.

Die Probengefäße (Laborflaschen, Duran[®], ISO 4796, 250mL) wurden vor der Probennahme gründlich mit dem Probenwasser vorgespült. Mit Hilfe einer graduierten Auslaufpipette wurden 25mL Probenwasser entnommen und in ein fest verschließbares Reaktionsgefäß (Weithalsstandflaschen, Kalk-Soda-Glas, DIN 12039, 50mL) gefüllt. Die in einem Pulverkissen enthaltenen Chemikalien wurden in die Probe gegeben, das Gefäß verschlossen und intensiv geschüttelt. Die vollständige Ausbildung des violett-roten Farbausfalls ist nach ca. 20min abgeschlossen. Die Extinktion der Proben wurden nach dieser Reaktionszeit mit einem Spektralphotometer (HACH DR/2010) bei einer Wellenlänge von 507nm in 1-Zoll Quarzglas-Küvetten gemessen. Wasserproben mit einem zu erwartenden Extinktionswert $>1,5$ wurden vor Zugabe der Reagenzien entsprechend verdünnt. Wasserproben, deren Nitritgehalt nicht unmittelbar nach Probennahme bestimmt werden konnte, wurden bei -20°C in Scintillation Vials (20mL) konserviert.

Die Eichung der Messmethode erfolgte durch die Bestimmung einer Eichgeraden (Abbildung 2.6a). Eine Beeinflussung der Messmethode durch den mittleren Salzgehalt des Untersuchungswassers lag im untersuchten Messbereich bis $0,4\text{mg NO}_2^{-}\text{-N dm}^{-3}$ nicht vor. Die Erstellung der Eichgeraden erfolgte durch Verdünnung einer Nitrit-Standardlösung (NaNO_2 10mmol dm^{-3}) mit Aqua dest. Im Messbereich der Methode ($0\text{--}0,4\text{mg dm}^{-3}$ $\text{NO}_2^{-}\text{-N}$) wurden 6 Eichstandards mit jeweils drei Parallelproben erstellt und wie oben beschrieben mit den Reagenzien versetzt. Die Nitritkonzentration der Wasserprobe wurde aus dem Eichfaktor und dem korrigierten Extinktionswert der Probe nach Gleichung 2.5 berechnet. Die ebenfalls durchgeführte zusätzliche Standardbestimmung (vergleichend Kapitel 2.4.6.1) ergab, dass die Interferenzen mit dem Probenwasser im Bereich des Standardfehlers der funktionalen Regressionsanalyse lagen ($s=0,995$; $S.E.=0,022$; $11\text{-sl}<S.E.$). Der Eichfaktor wurde somit nicht korrigiert (Abbildung 2.6b).

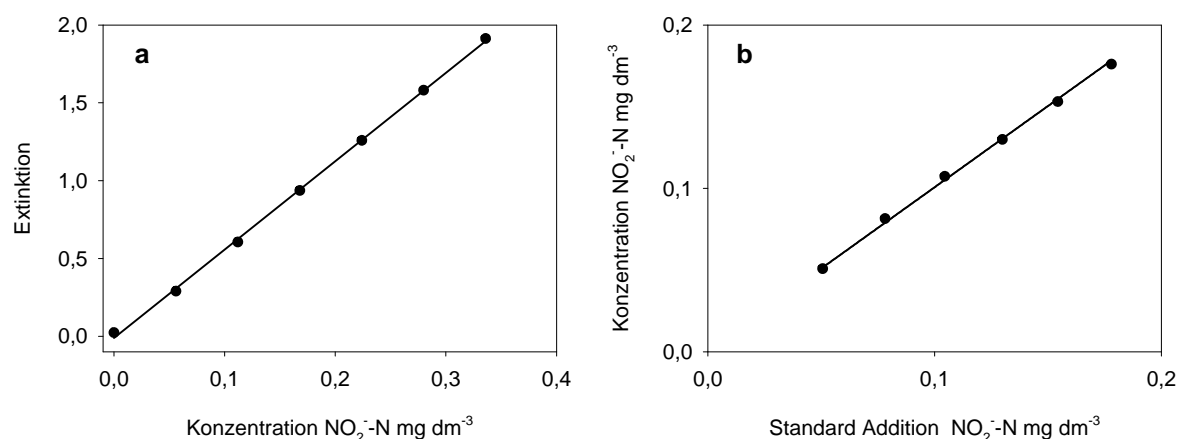


Abbildung 2.6 – a) Eichgerade für die Bestimmung des Nitrit-Stickstoffs nach der Diazotierungsmethode gemittelt über alle untersuchten Salzgehalte (Salzgehalt 0, 10, 20, 30; n=84; $r^2=1,00$). Dargestellt ist jeweils der Mittelwert aus n=12. Die Ergebnisse zeigten, dass die Messmethode vom Salzgehalt des Probenwassers nicht beeinflusst wurde. b) Additional Standardbestimmung zur Überprüfung der Messgenauigkeit im Probenwasser. Dargestellt ist jeweils der Mittelwert aus n=3. Die Abweichung der Regressionsgeraden von der Steigung 1 (keine Interferenzen) betrug -0,005 (n=18; $y[1]=0,995$; $p<0,01$; $r^2=1,00$). Dieser Wert lag im Bereich des Standardfehlers der funktionalen Regressionsanalyse (S.E.=0,022). Der Eichfaktor wurde somit nicht korrigiert.

2.4.7.2 Diazotierungsmethode (DIN 38405, ISO/DIS 13395)

Die Probengefäße (20mL Scintillation Vials) wurden vor der Probennahme gründlich mit dem Probenwasser vorgespült, mit diesem befüllt und anschließend bis zur Analyse bei -20°C gelagert. Vor der Analyse (ca. 2h) wurden die Probengefäße bei Raumtemperatur aufgetaut. Die Bestimmung erfolgte vollautomatisch nach dem Prinzip der kontinuierlichen Durchfluss-Analyse (siehe Kapitel 2.4.6.2).

Tabelle 2.5 - Verwendete Reagenzien für die automatische Bestimmung von Nitrit-Stickstoff (Diazotierungsmethode) und Nitrat-Stickstoff (Hydrazin-Reduktionsmethode)

Reagenz 1		Reagenz 2		Reagenz 3	
Farbreagenz		Natriumhydroxid		Reduktionsreagenz	
10g	Sulfanilamid	10g	Natriumhydroxid	10mL	Kupfersulfat (1g DM-3)
0,5g	N-(1-Naphtyl)-ethylendiamin-dihydrochlorid (NED)	3mL	Orthophosphorsäure	10mL	Zinksulfat (10g DM-3)
100mL	Orthophosphorsäure	1mL	Brij-35, 30% Lösung	3g	Hydrazinsulfat
10 g Sulfanilamid wurden in 600mL Aqua dest gelöst und mit 0,5g NED versetzt und intensiv durchmischt. Anschließend wurde die Orthophosphorsäure zugegeben und auf 1000mL mit Aqua dest aufgefüllt. Die Lösung wurde in einer braunen Glasflasche dunkel und kühl gelagert und wöchentlich frisch angesetzt.		10g Natriumhydroxid wurden in 600mL Aqua dest gelöst und mit 3mL Orthophosphorsäure sowie 1mL Brij-35 Lösung versetzt. Anschließend wurde auf 1000mL mit Aqua dest aufgefüllt.		10mL Kupfersulfatlösung, 10mL Zinksulfatlösung und 2g Hydrazinsulfat wurden in 600mL Aqua dest gegeben und intensiv durchmischt. Anschließend wurde auf 1000mL mit Aqua dest aufgefüllt.	

Die Konzentration in der Wasserprobe wurde aus der gemittelten Extinktion während der Steady-State-Phase (Extinktionsplateau) berechnet. Eichstandards bekannter Konzentration wurden zusammen mit den Proben in einem Lauf (ca. 50-60 Proben)

gemessen und die Probenkonzentration durch Vergleichen mit den Standards errechnet (siehe Kapitel 2.4.6.2).

2.4.8 Nitrat-Stickstoff

Die Nachweisverfahren von Nitrat-Stickstoff in wässrigen Lösungen basieren auf der Reduktion von Nitrat zu Nitrit, welches dann wiederum durch das Prinzip der Diazotierungsmethode (siehe Kapitel 2.4.7) nachgewiesen werden kann. Die tatsächliche Nitratkonzentration ergibt sich nach Abzug der ebenfalls zu messenden Nitritkonzentration. Für die Handbestimmung (Cadmium-Reduktionsmethode) wurde ein für Meerwasser geeigneter HACH-Reagenziensatz (Methode 8507) verwendet, der sich durch seine einfache Handhabung (gebrauchsfertiges Pulvergemisch) auszeichnet. Für die automatische Bestimmung des Nitrat-Stickstoffs nach dem Prinzip der luftsegmentierten kontinuierlichen Durchflussanalyse (CFA) wurde die Hydrazin-Reduktionsmethode eingesetzt. Dafür wurden die in Tabelle 2.5 aufgeführten Reagenzien benötigt.

2.4.8.1 Cadmium-Reduktionsmethode (HACH Methode 8507)

Cadmiumpartikel reduzieren in der Probe enthaltenes Nitrat zu Nitrit. Das Nitrit-Ion reagiert in einem sauren Medium mit Sulfanilamid zu einem Diazoniumsalz, welches dann mit einer schwachen Säure zu einem gelb-bräunlichen Komplex reagiert.

Die Probengefäße (Laborflaschen, Duran[®], ISO 4796, 250mL) wurden vor der Probennahme gründlich mit dem Probenwasser vorgespült. Mit Hilfe einer graduierten Auslaufpipette wurden 25mL Probenwasser entnommen und in ein fest verschließbares Reaktionsgefäß (Weithalsstandflaschen, Kalk-Soda-Glas, DIN 12039, 50mL) gefüllt. Die in einem Pulverkissen enthaltenen Chemikalien wurden in die Probe gegeben, das Gefäß verschlossen und intensiv geschüttelt. Da auch die Schütteltechnik und -intensität Einfluss auf das Messergebnis haben, war es wichtig, diese zu standardisieren. Die Extinktion der Proben wurde nach einer Reaktionszeit von 5min mit einem Spektralphotometer (HACH DR/2010) bei einer Wellenlänge von 500nm in 1-Zoll Quarzglas-Küvetten gemessen. Wasserproben mit einem zu erwartenden Extinktionswert >0,5 wurden vor Zugabe der Reagenzien mit künstlichem Meerwasser entsprechenden Salzgehaltes verdünnt. Wasserproben, deren Nitratgehalt nicht unmittelbar nach Probennahme bestimmt werden konnte, wurden bei -20°C in Scintillation Vials (20mL) konserviert.

Die Eichung der Messmethode erfolgte durch die Bestimmung einer Eichgeraden. Eigene Untersuchungen zeigten, dass obwohl die Messmethode vom Hersteller als meerwassertauglich bezeichnet wurde, diese durch den mittleren Salzgehalt des Untersuchungswassers beeinflusst wurde. Die Erstellung der Eichgeraden erfolgte durch Verdünnung einer Nitrat-Standardlösung (NaNO_3 10mmol dm^{-3}) mit künstlichem Meerwasser entsprechenden Salzgehaltes. Im Messbereich der Methode (0–15mg NO_3^- -N dm^{-3}) wurden 5 Eichstandards mit jeweils drei Parallelproben erstellt und wie oben beschrieben mit den Reagenzien versetzt. Die Nitratkonzentration der Wasserprobe wurde aus dem Eichfaktor und dem korrigierten Extinktionswert der Probe nach Gleichung 2.5 berechnet. Abbildung 2.7c zeigt die lineare Abhängigkeit des Eichfaktors vom Salzgehalt des Probenwassers. Anhand der Daten wurde eine funktionale Regressionsanalyse durchgeführt und folgende Funktion für die Salzkorrektur des Eichfaktors bestimmt:

$$cal_x = (1 + 0,345 \cdot S) \cdot cal_{S=0,x}$$

Gleichung 2.7

Die ebenfalls durchgeführte zusätzliche Standardbestimmung (vergleichend Kapitel 2.4.6.1) ergab, dass die Interferenzen mit dem Probenwasser im Bereich des Standardfehlers der funktionalen Regressionsanalyse lagen ($s=1,003$; $S.E.=0,021$; $|1-s| < S.E.$). Der Eichfaktor wurde somit nicht korrigiert (Abbildung 2.7d).

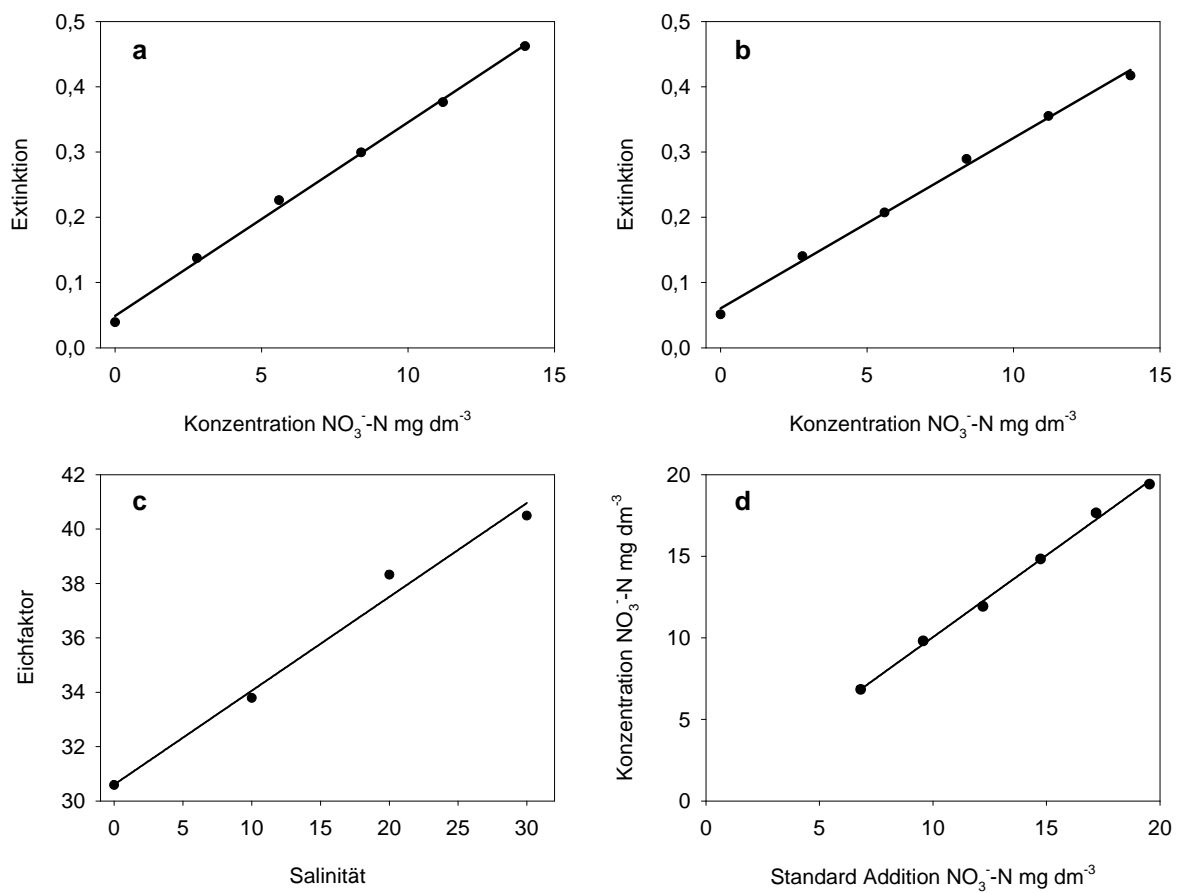


Abbildung 2.7 - Eichgeraden für die Bestimmung des Nitrat-Stickstoffs nach der Cadmium-Reduktionsmethode: a) für Probenwasser mit einem Salzgehalt von 10 ($n=18$; $r^2=1,00$) und b) für Probenwasser mit einem Salzgehalt von 20 ($n=18$; $r^2=1,00$). Dargestellt ist jeweils der Mittelwert aus $n=3$. c) Lineare Abhängigkeit des aus dem reziproken Wert der Steigung der Regressionsgeraden ermittelten Eichfaktors vom Salzgehalt des Probenwassers ($n=4$; $r^2=0,99$). Für die Korrektur des Eichfaktors wurde für die verwendeten 1-Zoll Quarzglas-Küvetten folgende Funktion verwendet: $F=(1+0,345 \cdot \text{Salinität}) \cdot 30,60$ d) Additional Standardbestimmung zur Überprüfung der Messgenauigkeit im Probenwasser. Dargestellt ist jeweils der Mittelwert aus $n=3$. Die Abweichung der Regressionsgeraden von der Steigung 1 (keine Interferenzen) betrug 0,003 ($n=18$; $y[1]=1,003$; $p<0,01$; $r^2=1,00$). Dieser Wert lag im Bereich des Standardfehlers der funktionalen Regressionsanalyse (S.E.=0,021). Der Eichfaktor wurde somit nicht korrigiert.

2.4.8.2 Hydrazin-Reduktionsmethode

Nitrat wird durch Hydrazinsulfat und unter Anwesenheit eines Kupferkatalysators in einer alkalischen Lösung zu Nitrit reduziert. Dieses wird anschließend nach dem Prinzip der Diazotierungsmethode nachgewiesen. Phosphorsäure reduziert den pH-Wert während der Reduktionsphase, um eine Fällung von Calcium- und Magnesiumhydroxid zu unterbinden. Die Zugabe von Zink zur Reduktionsreagenz verhindert die Komplexbildung des Katalysators mit organischem Material.

Die Probengefäße (20mL Scintillation Vials) wurden vor der Probennahme gründlich mit dem Probenwasser vorgespült, mit diesem befüllt und anschließend bis zur Analyse bei -20°C gelagert. Vor der Analyse (ca. 2h) wurden die Probengefäße bei Raumtemperatur aufgetaut. Wasserproben mit einer zu erwartenden Nitratkonzentration außerhalb des Messbereichs ($0\text{-}40\text{mg N dm}^{-3}$) wurden vor der Analyse entsprechend verdünnt. Die Bestimmung erfolgte vollautomatisch nach dem Prinzip der kontinuierlichen Durchfluss-Analyse (vergleichend Kapitel 2.4.6.2).

Die Konzentration in der Wasserprobe wurde aus der gemittelten Extinktion während der Steady-State-Phase (Extinktionsplateau) berechnet. Eichstandards bekannter Konzentration wurden zusammen mit den Proben in einem Lauf (ca. 50-60 Proben)

gemessen und die Probenkonzentration durch Vergleichen mit den Standards errechnet (vergleichend Kapitel 2.4.6.2).

2.4.9 Orthophosphat

Die Nachweisverfahren von Orthophosphat in wässrigen Lösungen basieren auf der Reaktion mit Molybdat in einem sauren Medium zu einem Phosphormolybdatkomplex, welcher wiederum durch die Säurereagenz zu einer blauen Komplexverbindung reduziert wird. Für die Handbestimmung (Aminosäuremethode) wurde ein für Meerwasser geeigneter HACH-Reagenziensatz (Methode 8178) verwendet. Ab Januar 2005 wurde von den Handmethoden auf eine automatische Bestimmung umgestellt. Für die automatische Bestimmung des Orthophosphats nach dem Prinzip der luftsegmentierten kontinuierlichen Durchflussanalyse (CFA) wurde die Ascorbinsäuremethode eingesetzt. Dafür wurden die in Tabelle 2.6 aufgeführten Reagenzien benötigt.

Tabelle 2.6 - Verwendete Reagenzien für die automatische Bestimmung von Orthophosphat nach der Ascorbinsäuremethode

Reagenz 1		Reagenz 2		Reagenz 3	
Ammoniummolybdat		Ascorbinsäure		Schwefelsäure	
1,8g	Ammoniummolybdat	15g	Ascorbinsäure	22,5mL	Schwefelsäure
22,3g	Schwefelsäure			2g	Natriumdodecylsulfat
0,05g	Antimon-Kaliumtartrat				
2g	Natriumdodecylsulfat				
1,8g Ammoniummolybdat wurden in 700mL Aqua dest gelöst. 22,3mL Schwefelsäure wurden langsam und unter Rühren hinein pipettiert. Die Lösung wurde mit 0,05g Antimon-Kaliumtartrat versetzt und auf 1000mL mit Aqua dest aufgefüllt. Anschließend wurden 2g Natriumdodecylsulfat zugegeben. Die Lösung wurde in einer braunen Glasflasche dunkel gelagert und wöchentlich frisch angesetzt.		15g Ascorbinsäure wurden in 1000mL Aqua dest gelöst und in einer braunen Glasflasche gelagert. Die Lösung wurde wöchentlich frisch angesetzt.		22,5mL Schwefelsäure wurden langsam und unter Rühren in 600mL Aqua dest pipettiert. Nach Abkühlen auf Raumtemperatur wurde die Lösung auf 1000mL mit Aqua dest aufgefüllt. Anschließend wurden 2g Natriumdodecylsulfat zugegeben. Die Lösung wurde wöchentlich frisch angesetzt.	

2.4.9.1 Aminosäuremethode (HACH Methode 8178)

In einer stark säurehaltigen Lösung reagiert Ammoniummolybdat mit Phosphat zu einem Molybdat-Phosphor-Komplex. Dieser wird durch eine Aminosäurereagenz reduziert und bildet einen intensiv blauen Farbausschlag.

Die Probengefäße (Laborflaschen, Duran[®], ISO 4796, 250mL) wurden vor der Probennahme gründlich mit dem Probenwasser vorgespült. Mit Hilfe einer graduierten Auslaufpipette wurden 25mL Probenwasser entnommen und in ein fest verschließbares Reaktionsgefäß (Weithalsstandflaschen, Kalk-Soda-Glas, DIN 12039, 50mL) gefüllt. Anschließend wurden die Reagenzien mit Eppendorfpipetten in folgender Reihenfolge zugegeben: 1mL Molybdatreagenz, 1mL Aminosäurereagenz. Nach Zugabe jeder einzelnen Reagenz wurde das Reaktionsgefäß geschlossen und sorgfältig durchmischt. Die Extinktion der Proben wurden nach einer Reaktionszeit von 10min mit einem Spektralphotometer (HACH[®], DR/2010) bei einer Wellenlänge von 530nm in 1-Zoll Quarzglas-Küvetten gemessen. Wasserproben mit einem zu erwartenden Extinktionswert >0,8 wurden vor Zugabe der Reagenzien entsprechend verdünnt. Wasserproben, deren Phosphatgehalt nicht unmittelbar nach Probennahme bestimmt werden konnte, wurden bei -20°C in Scintillation Vials (20mL) konserviert.

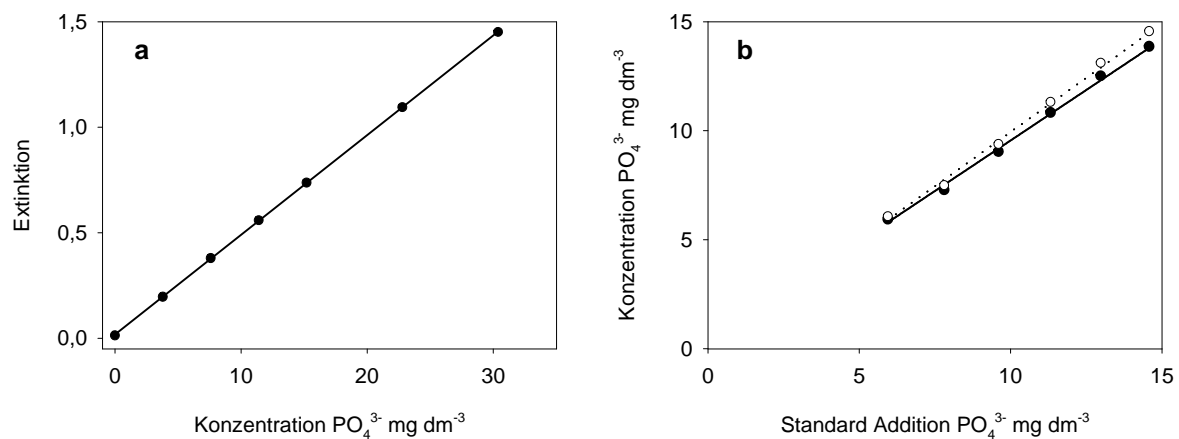


Abbildung 2.8 - a) Eichgerade für die Bestimmung von Orthophosphat nach der Aminosäuremethode gemittelt für alle untersuchten Salzgehalte (Salzgehalt 0, 10, 20, 30; $n=84$; $r^2=1,00$). Dargestellt ist jeweils der Mittelwert aus $n=12$. Die Ergebnisse zeigten, dass die Messmethode vom Salzgehalt des Probenwassers nicht beeinflusst wurde. b) Additional Standardbestimmung zur Überprüfung der Messgenauigkeit im Probenwasser (schwarze Symbole). Dargestellt ist jeweils der Mittelwert aus $n=3$. Die Abweichung der Regressionsgeraden von der Steigung 1 (keine Interferenzen) betrug $-0,074$ (durchgezogene Linie: $n=18$; $y[1]=0,926$; $p<0,01$; $r^2=1,00$). Diese Abweichung konnte nicht über den Standardfehler der funktionalen Regressionsanalyse (S.E.= $0,024$) erklärt werden. Der Eichfaktor wurde somit um den Faktor $1,074$ korrigiert. Auf Basis der daraus resultierenden neuen Konzentrationswerte (weiße Symbole) ergab sich die optimierte Regressionsgerade (gepunktete Linie: $n=18$; $y[1]=0,99$; $p<0,01$; $r^2=1,00$)

Die Eichung der Messmethode erfolgte durch die Bestimmung einer Eichgeraden. Eine Beeinflussung der Messmethode durch den mittleren Salzgehalt des Untersuchungswassers lag im untersuchten Messbereich bis $25\text{mg PO}_4^{3-} \text{ dm}^{-3}$ nicht vor. Die Erstellung der Eichgeraden erfolgte durch Verdünnung einer Phosphat-Standardlösung (KH_2PO_4 10mmol dm^{-3}) mit Aqua dest. Im Messbereich der Methode ($0\text{--}25\text{mg PO}_4^{3-} \text{ dm}^{-3}$) wurden 5 Eichstandards mit jeweils drei Parallelproben erstellt und wie oben beschrieben mit den Reagenzien versetzt. Die Phosphatkonzentration der Wasserprobe wurde aus dem Eichfaktor und dem korrigierten Extinktionswert der Probe nach Gleichung 2.5 berechnet. Die ebenfalls durchgeführte additional Standardbestimmung (vergleichend Kapitel 2.4.6.1) ergab, dass die Interferenzen nicht über den Standardfehler der funktionalen Regressionsanalyse zu erklären waren ($s=0,926$; S.E.= $0,024$; $|1-s|>\text{S.E.}$). Der Eichfaktor wurde somit um den Faktor $1,074$ korrigiert (Abbildung 2.8b).

2.4.9.2 Ascorbinsäuremethode

Orthophosphat reagiert mit Ammoniummolybdat in einer stark saurehaltigen Lösung zu einem Molybdat-Phosphor-Komplex. Dieser wird durch Ascorbinsäure reduziert und bildet einen intensiv blauen Farbausschlag. Antimon-Kaliumtartrat dient als Katalysator dieser Reaktion.

Die Probengefäße (20mL Scintillation Vials) wurden vor der Probennahme gründlich mit dem Probenwasser vorgespült, mit diesem befüllt und anschließend bis zur Analyse bei -20°C gelagert. Vor der Analyse (ca. 2h) wurden die Probengefäße bei Raumtemperatur aufgetaut. Wasserproben mit einer zu erwartenden Orthophosphatkonzentration außerhalb des Messbereichs ($0\text{--}50\text{mg P dm}^{-3}$) wurden vor der Analyse entsprechend verdünnt. Die Bestimmung erfolgte vollautomatisch nach dem Prinzip der kontinuierlichen Durchfluss-Analyse (vergleichend Kapitel 2.4.6.2).

Die Konzentration in der Wasserprobe wurde aus der gemittelten Extinktion während der Steady-State-Phase (Extinktionsplateau) berechnet. Eichstandards bekannter Konzentration wurden zusammen mit den Proben in einem Lauf (ca. 50-60 Proben) gemessen und die Probenkonzentration durch Vergleichen mit den Standards errechnet (vergleichend Kapitel 2.4.6.2).

2.4.10 Suspensierte Feststoffe

Die in der Versuchsanlage anfallenden suspendierten Feststoffpartikel wurden durch das Verfahren der Abschäumung (siehe Kapitel 2.1.4) aus dem Prozesswasser entfernt. Diese kumulierten im Spülwasserkreislauf der Abschäumung. Die Konzentration der separierten Feststoffe im Spülwasser wurde dafür verwendet, die Filterleistung der Abschäumung zu bestimmen.

Der Spülwasserbehälter der Abschäumung wurde täglich mit einer definierten Menge Frischwasser befüllt. Nach 24 Stunden wurde die Wasserstandshöhe im Spülwasserbehälter gemessen und das Gesamtvolumen des Spülwassers berechnet. Durch intensives Rühren wurden die Feststoffe im Spülwasserbehälter gleichmäßig verteilt und eine Unterprobe (1L) genommen. Die Unterproben wurden nochmals mit einem Magnetrührwerk homogenisiert. Anschließend wurden 10 Unterproben (10mL) entnommen und in einer Tischzentrifuge für 10min bei 5000U/min zentrifugiert. Der Überstand (ca. 9ml) wurde in Scintillation Vials pipettiert und für weitere Analysen bei einer Temperatur von -20°C gelagert. Danach wurde die Probe mit Aqua dest. aufgefüllt und nochmals für 10min bei 5000U/min zentrifugiert. Der Überstand wurde mit einer Pipette entnommen und verworfen. Dieser Spülvorgang wurde insgesamt drei Mal ausgeführt, um die Feststoffprobe von anhaftenden Salzen zu reinigen. Die Feststoffproben wurden für 24h bei 60°C in den Zentrifugenröhrchen getrocknet. Danach wurde das entstandene Feststoffpellet entnommen und gewogen (Messgenauigkeit 0,1mg). Aus der mittleren Feststoffkonzentration der Unterproben wurde anhand des Gesamtvolumens des Spülwassers die Gesamtmenge der Feststoffe berechnet. Daraus ergab sich die Filterleistung der Abschäumung über einen Zeitraum von 24h.

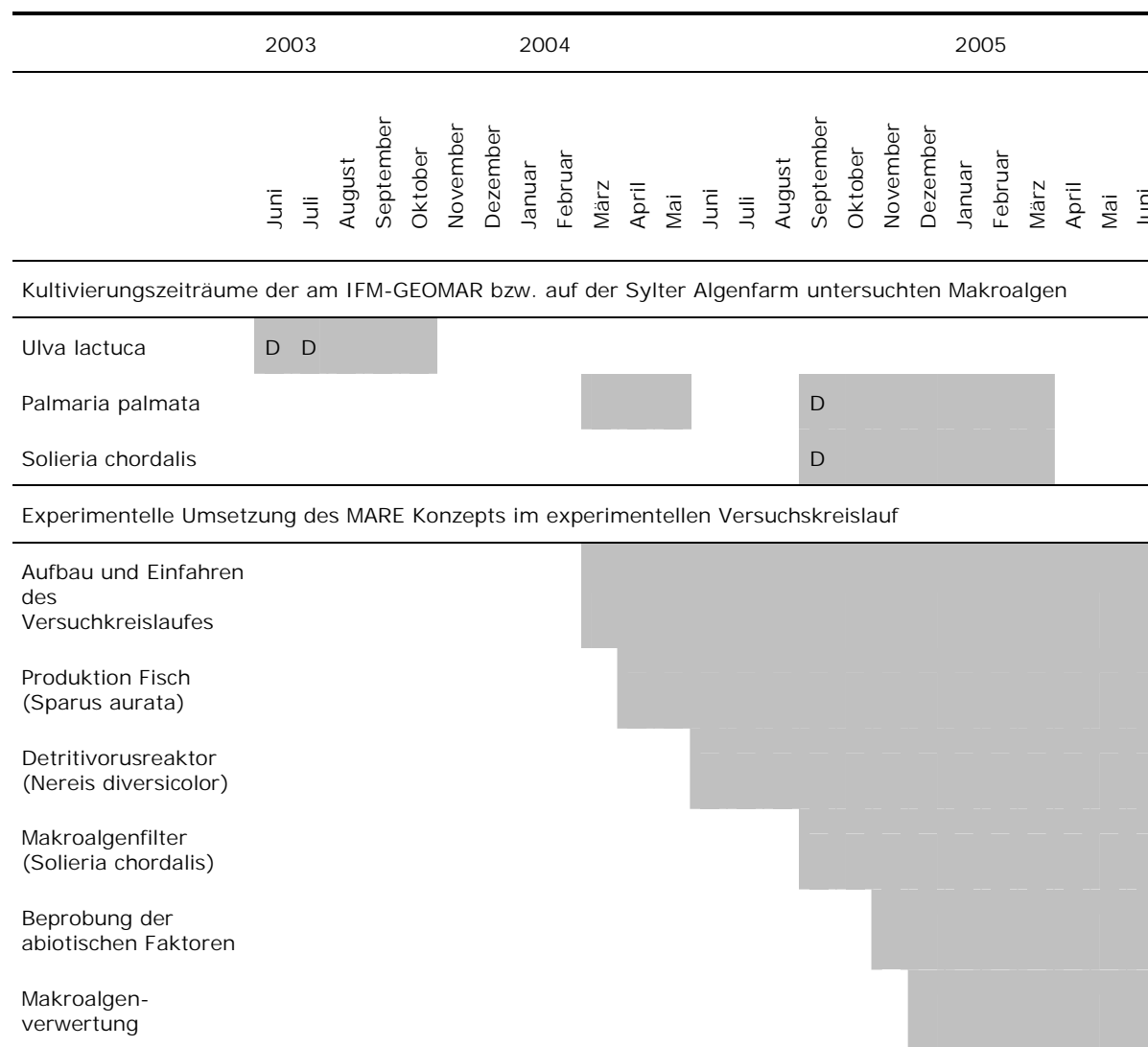
2.5 Die Versuchsabläufe

In dieser Arbeit wurde das MARE Konzept erstmalig experimentell umgesetzt. Der dafür entwickelte Versuchskreislauf (siehe Kapitel 2.1) wurde im März 2004 am IFM-GEOMAR installiert und am 13.05.2004 (Produktionstag 0) mit *Sparus aurata* (Mittleres Gewicht ca. 2g; n=800) besetzt. Das Fischwachstum wurde ab diesem Zeitpunkt in Abständen von 3-4 Wochen bestimmt.

In der ersten Versuchsphase wurde der Betrieb der Sekundärproduktionen optimiert, bis eine gesicherte Systemstabilität erreicht wurde. Bis dahin wurde die Anlage mit einem Bypass nitrifizierenden Biofilter betrieben (Rieselfilter). Am 18.06.2004 (Produktionstag 36) wurden ca. 2000 Würmer mit einer Biomasse von ca. 1,8kg in den Detritivorusreaktor der Versuchsanlage eingesetzt. Am 15.09.2004 (Produktionstag 125) wurde der Makroalgenfilter erstmalig mit 10kg *Solieria chordalis* besetzt. Die Algen stammten von der Wattenmeerstation in List (Sylt) und wurden auf der Sylter Algenfarm (<http://www.algenfarm.de>) produziert. Am 10.01.2005 (Produktionstag 242) wurde der Makroalgenfilter mit 11,2kg *Solieria chordalis* neu besetzt.

Am 11.11.2004 (Produktionstag 182) startete die Probennahme der experimentellen Versuchsphase, in dem zusätzlich zu den biotischen die abiotischen Faktoren und Nährstoffflüsse im Versuchskreislauf intensiv beprobt wurden. Ab diesem Zeitpunkt wurde die Anlage ohne einen Biofilter betrieben. Die Probennahme wurde am 16.06.2006 (Produktionstag 399) abgeschlossen. Der Messdatensatz umfasste 200 Versuchstage und diente als Basis für die Entwicklung der numerischen Algorithmen zur modellhaften Beschreibung der Nährstoffflüsse im Versuchskreislauf.

Tabelle 2.7 – Zeitdiagramm für die Versuchszeiträume (grau hinterlegt)



D – Durchflusseperimente zur Modellierung der lichtabhängigen TAN Aufnahme

2.5.1 Bestimmung der biotischen Faktoren im Versuchskreislauf

Das Wachstum von *Sparus aurata* im Versuchskreislauf wurde anhand von Biomassebestimmungen über einen Zeitraum von 399 Tagen bestimmt (siehe Kapitel 2.3.1.1 und Kapitel 2.3.2.1). Anhand dieser Daten wurden der absolute und relative Zuwachs sowie die Futtermittelverwertung über den Produktionszeitraum berechnet. Diese experimentell bestimmten Daten dienten als Ausgangspunkt für eine numerische Modellierung des Fischwachstums. Ziel dieser Modellierung waren Aussagen über die Wachstumsleistung von *Sparus aurata* im Versuchskreislauf und der Vergleich mit in der wissenschaftlichen Literatur vorhandenen Modellen. Für die experimentelle Überprüfung des MARE Konzepts war dieses Teilmodell von zentraler Bedeutung, da es die Basis für eine weiterführende Modellierung der Nährstoffflüsse im Versuchskreislauf darstellte.

Das Wachstum von *Nereis diversicolor* im Detritivorusreaktor wurde monatlich (siehe Kapitel 2.3.1.2 und Kapitel 2.3.2.1) und das Wachstum von *Solieria chordalis* im Makroalgenfilter wöchentlich bestimmt (siehe Kapitel 2.3.1.3 und Kapitel 2.3.2.2).

2.5.2 Bestimmung der abiotischen Faktoren im Versuchskreislauf

Am 11.11.2004 startete die Probenahme der experimentellen Versuchsphase. Über einen Zeitraum von 200 Tagen wurden die abiotischen Faktoren und die Nährstoffflüsse im Versuchskreislauf täglich bestimmt. Für die Analyse der gelösten Nährstoffe, wie

Ammonium-Stickstoff, Nitrit-Stickstoff, Nitrat-Stickstoff und Orthophosphat, wurden jeweils drei Wasserproben einmal täglich vor der Fütterung (zwischen 8:00-10:00 Uhr) entnommen und in 20mL Scintillation Vials bis zur Analyse bei -20°C gelagert. Folgende Messpunkte wurden beprobt: (1) Auslauf Fischtanks, (2) Auslauf Detritivorusreaktor und (3) Auslauf Makroalgenfilter.

Der pH Wert, die Sauerstoffkonzentration und die Temperatur wurden alle 30min am Messpunkt (1) erfasst und abgespeichert (siehe Kapitel 2.4.5).

Die Trockengewichtsbestimmung der durch die Abschäumung separierten Feststoffe (siehe Kapitel 2.4.10) erfolgte im Zeitraum vom 04.07.-12.07.2004 täglich im Rahmen einer Semesterarbeit. Vom 18.01.-08.04.2005 wurde die Abschäumung im Abstand von 1-2 Wochen beprobt.

2.5.3 Versuch zur Makroalgenverwertung

In diesem Versuch wurde getrocknetes Algenmaterial als Futterergänzungsmittel für *Sparus aurata* eingesetzt. Ziel war eine direkte Verwertung der produzierten Algenbiomasse. Eine direkte Verwertung der im Versuchskreislauf produzierten *Solieria chordalis* war nicht möglich, da erst ab dem 18.02.2005 (Produktionstag 282), die empfohlene Besatzdichte erreicht und wöchentlich Algenmaterial abgeerntet wurde. Als Alge wurde die Rotalge *Palmaria palmata* eingesetzt, die im Rahmen dieser Forschungsarbeit in Außentanks kultiviert wurde (siehe Tabelle 2.7). Der wöchentlich abgeerntete Ertrag wurde bei einer Temperatur von -40°C gelagert. Die Alge wurde vor der Verwendung aufgetaut, bei 60°C im Trockenschrank getrocknet und mit einem Keramikstößel grob zerkleinert. Die Algenstücke (2-8mm) wurden dem pelletierten Futter beigemischt und direkt mitverfüttert. Becken 1 des Versuchskreislaufes diente als Kontrollgruppe. In Becken 2 wurden 10% des täglichen Futters durch getrocknetes Algenmaterial ersetzt. Da im Versuchskreislauf nur zwei Becken zur Verfügung standen, wurde der Versuch auf eine weitere Kreislaufanlage (beschrieben in Waller 2003) ausgedehnt. Die zwei in dieser Anlage zur Verfügung stehenden Becken wurden ebenfalls mit *Sparus aurata* aus der Versuchsanlage besetzt. Da beide Systeme aufgrund unterschiedlicher Wassertemperaturen nicht vergleichbar waren, diente ein Becken ebenfalls als Kontrollgruppe. Im anderen Becken wurde 5% des täglichen Futters durch getrocknetes Algenmaterial ersetzt. Das Wachstum der beiden mit Algenmaterial gefütterten Versuchsguppen wurde mit der jeweiligen Kontrollgruppe verglichen.

2.5.4 Durchflussexperimente zur TAN Aufnahme verschiedener Makroalgen

Die Grünalge *Ulva lactuca* und die Rotalgen *Palmaria palmata* und *Solieria chordalis* wurden für ihren ganzjährigen Einsatz als Filter für gelöste Nährstoffe in geschlossenen Kreislaufsystemen untersucht. Die Auswahl der Algen berücksichtigte die verschiedenen Temperaturoptima und zum Teil auch die späteren Anwendungsmöglichkeiten für die produzierte Biomasse (siehe Kapitel 2.2.3 bis 2.2.5). Die Filterleistung von Makroalgenfiltern ist stark abhängig von den zu erwartenden Lichtintensitäten am Einsatzort. Das Ziel dieses Versuches war daher eine ganzjährige Simulation der Filterleistung von Makroalgenfiltern in Abhängigkeit vom Tages- und Jahresgang der Sonneneinstrahlung. Der Einsatz von Makroalgen als im kontinuierlichen Durchfluss betriebene Nährstofffilter erfordert eine dynamische Modellierung der Nährstoffaufnahme. Als Basis dienten daher Daten aus Durchflussexperimenten, in denen über eine Bestimmung der Zulauf- sowie Auslaufkonzentrationen zu Beginn und Ende eines jeden Messintervalls die Nährstoffaufnahme berechnet wurde. Die Nährstoffaufnahme von *Palmaria palmata*, *Solieria chordalis* und *Ulva lactuca* wurde in Abhängigkeit von der vorhandenen Nährstoffmenge und der Lichtintensität modelliert. Im Rahmen dieser Forschungsarbeit wurde ein multivariater Modellansatz erarbeitet, der sowohl variierende Nährstoffkonzentrationen als auch Lichtintensitäten berücksichtigt. Der erarbeitete Modellansatz ist Ergebnis dieser Forschungsarbeit und wird daher zusammen mit den experimentellen Ergebnissen präsentiert.

Die Versuche wurden am Leibniz-Institut für Meereswissenschaften (IFM-GEOMAR) und der Wattenmeerstation Sylt (List) durchgeführt. Tabelle 2.2 (Seite 25) gibt einen Überblick über die Versuchscharakteristika der Durchflussexperimente.

2.6 Das Konzept der numerischen Modellierung

Mathematische Modelle sind integraler Teil der Forschungsarbeit, insbesondere dann, wenn die Fragestellungen fachübergreifend sind. Sie sind ein wichtiges Bindeglied zwischen den häufig interdisziplinären realen Problemen, indem sie das Wissen verschiedener Fachgebiete und unterschiedlicher Methodiken miteinander verbinden können. Die Vereinfachung ermöglicht erst das Verständnis komplexer Zusammenhänge, indem sie die Konzentration auf das Wesentliche erlaubt. Dieser Prozess erfordert Verständnis, aber er vermehrt auch das Verständnis (Ebenhöh, pers. comm.).

Im Rahmen dieser Forschungsarbeit wurde ein Modell erarbeitet, welches die Nährstoffflüsse im MARE Konzept beschreibt. Ziel der Modellierung war es dabei vorerst, die experimentell bestimmten Nährstoffflüsse in der Versuchsanlage zu simulieren. Im Vordergrund standen dabei die Identifizierung der im Versuchskreislauf ablaufenden biologischen Prozesse, deren funktionale Beschreibung und Einfluss auf das Gesamtsystem. Im Rahmen einer numerischen Modellierung wurde ein Algorithmus entwickelt, der iterativ für jeden Produktionstag die Nährstoffflüsse in der Versuchsanlage beschreibt. Die Systemkomponenten wurden dabei modular betrachtet und in Teilmodellen beschrieben. Im Gesamtmodell der Versuchsanlage wurden die Teilmodelle in einer den Abhängigkeiten entsprechenden Logik iterativ miteinander verknüpft. Die verwendeten funktionalen Zusammenhänge beruhten sowohl auf eigenen theoretischen Überlegungen und regressionsanalytischen Analysen als auch auf in der wissenschaftlichen Literatur beschriebenen Modellen. Die erarbeiteten funktionalen Zusammenhänge und die iterativen Verknüpfungen der numerischen Modellierung sind ein elementares Ergebnis dieser Forschungsarbeit und werden daher, auch aus Verständnisgründen, zusammen mit den Ergebnissen der experimentellen Versuchsphase präsentiert. Diese Darstellungsform vereinfacht ebenso die Validierung des Modells anhand der experimentellen Daten. Im Folgenden wird das Konzept der numerischen Modellierung erläutert.

2.6.1 Modellierung des Fischwachstums im Versuchskreislauf

Anhand der experimentellen Daten aus der Wachstumsbestimmung von *Sparus aurata* wurde eine numerische Modellierung durchgeführt. Dabei wurden die Zielgrößen dieses Teilmodells (absoluter Gewichtszuwachs, relativer Gewichtszuwachs, Futterrate und Futterverwertung) in Abhängigkeit vom individuellen Fischgewicht iterativ für jeden Produktionstag berechnet. Die individuelle Betrachtungsweise vereinfachte eine spätere Anpassung des Modells an beliebige Produktionsgrößen.

2.6.2 Modellierung der Nährstoffflüsse im Versuchskreislauf

Ausgehend von der numerischen Modellierung des Fischwachstums wurden die Nährstoffflüsse im Versuchskreislauf über den Zeitraum der experimentellen Versuchsphase modelliert. Die Systemkomponenten wurden in Teilmodellen funktional beschrieben und die Parameter anhand vorhandener experimenteller Daten regressionsanalytisch bestimmt oder aus der wissenschaftlichen Literatur übernommen. Bei den angewandten regressionsanalytischen Verfahren wird eine metrische Variabel y betrachtet, die von einer oder mehreren metrischen unabhängigen Variablen bestimmt wurde. Die Regressionsanalyse untersucht die Struktur der Abhängigkeit zwischen y und den unabhängigen Variablen. Die Abhängigkeit wurde durch eine Regressionsfunktion beschrieben, die durch folgende Vorgehensweisen bestimmt wurde: (1) Die Regressionsfunktion wurde aus der wissenschaftlichen Literatur übernommen, (2) mit Hilfe einer Computersoftware (TableCurve 2D v5) wurde aus über 8000 Funktionen die bestangepasste Regressionsfunktion iterativ errechnet, (3) die Regressionsfunktion wurde aus theoretischen Überlegungen heraus entwickelt. Die Parameter der Regressionsfunktionen wurden nach der Methode der kleinsten Quadrate ermittelt (Excel,

SigmaPlot). Diese Vorgehensweisen konnten jedoch nur angewendet werden, wenn die abhängige Variable y gut durch experimentelle Daten erklärt wurde. In einigen Fällen des Modells war diese Voraussetzung nicht gegeben und die gesuchten Parameter wurden mit Gleichungssystemen iterativ berechnet. Durch die Verknüpfung der Funktionen untereinander konnte eine Zielfunktion in die Berechnung einbezogen werden, die gut anhand experimenteller Daten validiert werden konnte. Der gesuchte Parameter wurde so lange verändert, bis die Anpassung dieser Zielfunktion an die experimentellen Daten optimiert war. Das Bestimmtheitsmass (r^2) der Funktion modellierte vs. experimentelle Daten war in der Regel die zu maximierende Zielgröße des Gleichungssystems. Zusätzlich wurden einzuhaltende Nebenbedingungen definiert, um unrealistische Ergebnisse zu vermeiden. Die beliebig viele Funktionen und Variablen umfassenden Gleichungssysteme wurden mit dem Microsoft Excel Add In „Solver“ gelöst.

2.6.3 Simulation und Validierung der Nährstoffflüsse im Versuchskreislauf

Die Simulation der Nährstoffflüsse im Versuchskreislauf ermöglichte eine modulare Betrachtungsweise, zeigte jedoch gleichzeitig den Einfluss der Module auf das Gesamtsystem und deren Interaktionen. Die Simulation der Nährstoffflüsse im Versuchskreislauf untersuchte, wie gut das Modell die Nitrat- als auch die Phosphatkonzentration über den experimentell untersuchten Produktionszeitraum vorhersagte. Der Konzentrationsverlauf dieser beiden Nährstoffe im Prozesswasser konnte gut als validierende Messgröße verwendet werden, da er gut messbar war, nur geringen täglichen Schwankungen unterlag, sich relativ langsam änderte und durch alle modellierten Einzelprozesse beeinflusst wurde. Die Vorhersagequalität dieser beiden Variablen ermöglichte Rückschlüsse, wie gut das Modell iterativ verknüpft wurde und ob die wesentlichen biologischen Prozesse identifiziert wurden.

2.6.4 Nährstoffbilanz des Versuchskreislaufs

Auf Basis der modellierten Nährstoffflüsse im Versuchskreislauf wurde eine Nährstoffbilanz aufgestellt. Diese beschreibt den Verbleib der über das Futter eingetragenen Nährstoffe Stickstoff und Phosphor im Versuchskreislauf für jeden einzelnen Produktionstag. Anhand der Nährstoffbilanz wurde untersucht, inwieweit die Nährstoffverwertung durch die Sekundärproduktionen verbessert wurde.

2.6.5 Anwendungsorientierte Modellierung MARIS

Das numerische Modell erklärt die Nährstoffflüsse im experimentellen Versuchskreislauf. Die entwickelten Algorithmen können jedoch auch an andere Produktionssysteme adaptiert werden. Dies setzt eine objektgebundene Programmierung voraus, in der die einzelnen Module durch den Anwender konfiguriert werden können. Im Rahmen einer betreuten Diplomarbeit wurde die numerische Modellierung in MATLAB programmiert (von Halem 2006). Die Umsetzung der Algorithmen in ein numerisches MATLAB Modell vereinfachte weiterführende Untersuchungen des MARE Konzepts. Aus den Ergebnissen dieser Arbeit zur Modellierung des Fischwachstums (siehe Kapitel 3.3) und der Nährstoffflüsse (siehe Kapitel 3.4) wurde das Computerprogramm MARIS als mathematisches Modellsystem entwickelt. Dieses basiert auf den in dieser Arbeit entwickelten funktionalen Zusammenhängen. Wesentlicher Bestandteil von MARIS ist das Optimierungsmodul. Dieses errechnet iterativ die Dimensionierung der Sekundärproduktionen nach frei wählbaren Optimierungskriterien. Diese können z.B. der Gewinn pro Produktionseinheit oder die Nährstoffeffizienz des Systems sein. Darüber hinaus kann das modular aufgebaute Modell an beliebige Produktionssysteme angepasst werden, indem Eingangsvariablen und –funktionen frei wählbar sind und Module einfach zu- oder abgeschaltet werden können. Die objektgebundene Programmierung vereinfacht die Ausbaufähigkeit dieses Modells nach dem MARE Konzept. So berücksichtigt MARIS die ganzjährige Simulation der Filterleistung eines Makroalgenfilters (vergleichend Kapitel 2.5.4) in Abhängigkeit vom Jahresgang der Sonneneinstrahlung. Das erarbeitete Modell ist eine Plattform, die ökonomischen und ökologischen Vorteile integrierter Kreislaufsysteme durch virtuelle Versuchsläufe sehr einfach und schnell zu bewerten.

2.7 Die statistische Auswertung

Für die angewendeten Prüfverfahren wurde mit Irrtumswahrscheinlichkeiten von $p < 0,05$ (95% Signifikanzniveau) und $p < 0,01$ (99% Signifikanzniveau) gerechnet. Die statistische Auswertung erfolgte mit Hilfe des Programms STATISTICA und Microsoft Excel. Vor der Anwendung statistischer Prüfverfahren wurden alle Daten zunächst auf Normalverteilung (Schnelltest nach David et al.) und Varianzhomogenität (F-Test) getestet (Lozan und Kausch 1998).

Für den Vergleich nicht verbundener Stichproben wurden parametrische Nachweisverfahren durchgeführt. Beim Vorliegen großer Stichproben mit nicht allzu unterschiedlichen Umfängen wurde ein t-Test durchgeführt. Bei einem Stichprobenumfang von $n_1 = n_2 \leq 20$ wurden die Stichproben mit dem Schnelltest nach LORD verglichen, der eine Trennschärfe wie der t-Test aufweist (Lozan und Kausch 1998).

Die Regressionsanalyse wurde als statistisches Verfahren zur Analyse der experimentellen Daten für die weiterführende numerische Modellierung angewandt. Dabei wurden einseitige statistische Abhängigkeiten durch Regressionsfunktionen beschrieben (siehe Kapitel 2.6.2) und deren Abhängigkeit analytisch berechnet. Bei dieser rein deskriptiven Statistik wurde vor allem auf den numerischen Aspekt der Regression Wert gelegt. Die Abhängigkeitsstruktur zwischen den x-Werten (unabhängige Variabel) und y (abhängige Variabel) wurde nach der Methode der kleinsten Quadrate ermittelt (Microsoft Excel, SigmaPlot).

Die im Modell angenommenen funktionalen Zusammenhänge wurden anhand einer linearen Regressionsanalyse der Schätzwerte (y-Werte) in Abhängigkeit von den experimentellen Daten (x-Werte) anhand folgender Parameter bewertet: Pearsonsche Korrelationskoeffizient (r), Bestimmtheitsmaß (r^2), Standardfehler der geschätzten y-Werte für alle x-Werte der Regression (S.E.) und Steigung der Regressionsgeraden ($y[1]$). Die Bewertung der Vorhersagequalität des numerischen Modells diente ausschließlich einer besseren Anpassung an die vorhandenen experimentellen Daten. Bei Bedarf wurden die funktionellen Zusammenhänge durch Gleichungssysteme reoptimiert, in denen die Bewertungsparameter der linearen Regressionsanalyse als einzuhaltende Nebenbedingungen definiert wurden.

Das Modell wurde im Rahmen dieser Forschungsarbeit nicht anhand einer unabhängigen Stichprobe validiert. Der vorhandene empirische Datensatz wurde ausschließlich für die Entwicklung und regressionsanalytischen Untersuchungen des numerischen Modells verwendet. Eine Übertragbarkeit der Ergebnisse ist damit im Rahmen der experimentellen Daten dieser Arbeit statistisch nicht gesichert.

3 Ergebnisse

3.1 Ergebnisse der biotischen Faktoren im Versuchskreislauf

3.1.1 Wachstum von *Sparus aurata*

Tabelle 3.1 zeigt die Gewichts- und Längenzunahmen der Versuchsfische über den gesamten Untersuchungszeitraum. Das Wachstum von *Sparus aurata* ist in Abbildung 3.1 über einen Produktionszeitraum von 400 Tagen dargestellt. Die Fische wurden mit einer Größe von 3-5g in das System eingesetzt. Die exponentielle Zunahme des mittleren Fischgewichts (W_{Fisch}) über den gesamten untersuchten Produktionszeitraum (t_1, t_2, \dots, t_{400}) wurde durch folgende Funktion beschrieben (siehe Abbildung 3.1; $a=0,84$; $b=0,25$; $r^2=1,00$):

$$\ln W_{\text{Fisch},t} = a + b \cdot t^{0,5}$$

Gleichung 3.1

Am Produktionstag 162 kam es aufgrund eines Stromausfalls zu einem Verlust von fast 70% des Fischbesatzes. Während der experimentellen Beprobungsphase zur Bestimmung der Nährstoffflüsse in der Versuchsanlage kam es zu keinen weiteren Ausfällen.

Tabelle 3.1 – Übersicht über die mittleren Gewichte und Totallängen (\pm Standardabweichung) von *Sparus aurata* während des Untersuchungszeitraums. Die Mittelwerte wurden bei der jeweiligen Biomassebestimmung aus einer Unterprobe ermittelt ($n > 20$). Die Gewichtsangaben beziehen sich auf das Abtropfgewicht und die Besatzdichten auf m^3 Beckenvolumen.

Datum	Tag	Becken 1				Becken 2			
		Individual- gewicht [g]	Total- länge [mm]	Gesamt- biomasse [kg]	Besatz- dichte [kg m^{-3}]	Individual- gewicht [g]	Total- länge [mm]	Gesamt- biomasse [kg]	Besatz- dichte [kg m^{-3}]
13.05.04	0	4 \pm 1	67 \pm 5	1,3	1,1	5 \pm 1	68 \pm 5	1,3	1,1
02.06.04	20	8 \pm 2	80 \pm 5	2,4	2	8 \pm 1	80 \pm 6	2,4	2
23.06.04	41	14 \pm 2	97 \pm 6	3,8	3,2	14 \pm 3	96 \pm 6	3,7	3,1
09.07.04	57	20 \pm 3	108 \pm 6	5,4	4,5	18 \pm 4	105 \pm 8	4,9	4,1
10.09.04	120	36 \pm 7	133 \pm 8	6,2	5,2	34 \pm 6	129 \pm 8	8,6	7,2
22.10.04	162	51 \pm 8	149 \pm 8	2,4	2	49 \pm 8	146 \pm 8	2,3	1,9
11.11.04	182	71 \pm 12	160 \pm 10	4,3	3,6	62 \pm 10	155 \pm 12	3,8	3,2
01.12.04	202	73 \pm 12	161 \pm 8	4,4	3,7	78 \pm 12	167 \pm 9	4,8	4
22.12.04	223	88 \pm 13	174 \pm 8	5,4	4,5	90 \pm 13	179 \pm 7	5,5	4,6
14.01.05	246	105 \pm 15	185 \pm 9	6,5	5,4	104 \pm 15	186 \pm 10	6,4	5,3
11.02.05	274	133 \pm 16	200 \pm 8	8,2	6,8	132 \pm 16	201 \pm 10	8,0	6,7
14.03.05	305	162 \pm 24	213 \pm 10	10,0	8,3	159 \pm 17	211 \pm 9	9,7	8,1
13.04.05	335	206 \pm 27	226 \pm 11	12,6	10,5	190 \pm 15	222 \pm 12	11,6	9,7
24.05.05	376	268 \pm 36	244 \pm 11	16,4	13,7	242 \pm 10	242 \pm 11	14,9	12,4
16.06.05	399	310 \pm 48	259 \pm 13	19,0	15,8	280 \pm 10	251 \pm 11	17,2	14,3

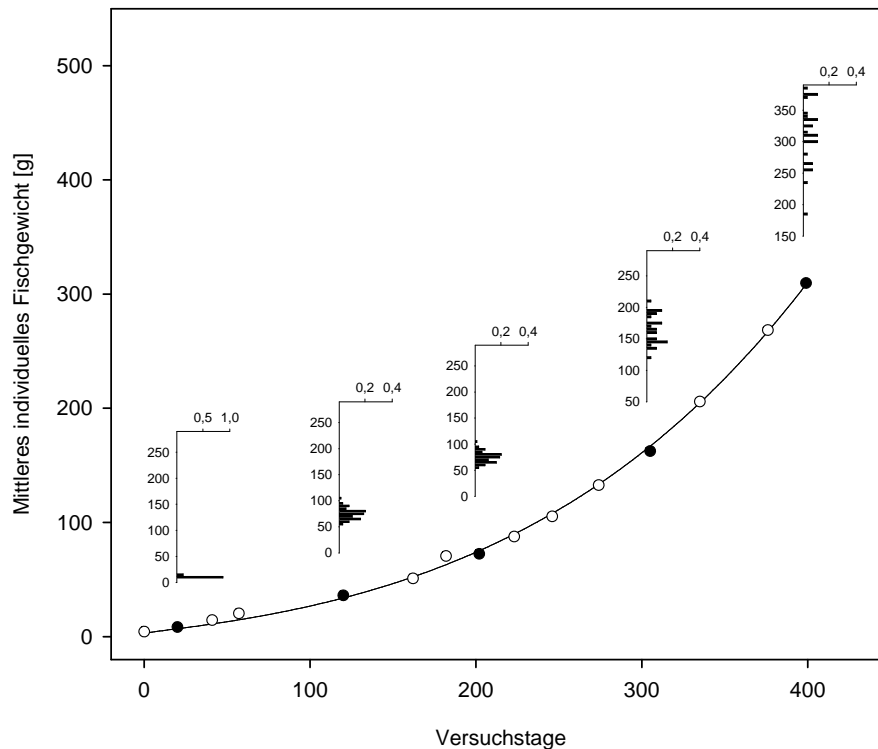


Abbildung 3.1 – Wachstumskurve von *Sparus aurata* über einen Produktionszeitraum von 400 Tagen. Dargestellt sind jeweils die Mittelwerte der während der Biomassebestimmungen gemessenen Fischgewichte (Versuchsanlage Becken 1, $n > 20$). Für die schwarz markierten Symbole sind zusätzlich die relativen Häufigkeitsverteilungen dargestellt. Gleichung 3.1 beschreibt die exponentielle Zunahme des mittleren Fischgewichts. Die Regressionsanalyse ($n=15$) ergab folgende Parameter: $a=0,84$; $b=0,25$; $r^2=1,00$.

Die in Abbildung 3.1 dargestellten Häufigkeitsverteilungen zeigen, dass die Varianz mit steigendem Fischgewicht zunimmt und nach ca. 300 Produktionstagen die Verteilungen mehrgipfelig werden. Demzufolge ist anzunehmen, dass sich Gruppen mit einem unterschiedlichen Gewichtszuwachs etablierten.

3.1.2 Wachstum von *Nereis diversicolor*

Die Wachstumsbestimmungen von *Nereis diversicolor* waren nicht Forschungsschwerpunkt dieser Arbeit und werden nur im Rahmen der numerischen Modellierung der Nährstoffflüsse im Versuchskreislauf präsentiert (vergleichend Kapitel 3.4.3).

3.1.3 Wachstum von *Solieria chordalis*

Das Wachstum von *Solieria chordalis* im Versuchskreislauf über den untersuchten Produktionszeitraum ist in Tabelle 3.2 dargestellt. Die empfohlene Besatzdichte für diese Alge sind 8 kg FG m^{-2} (Lüning, pers. comm.). Das entspricht bei einer Beckenoberfläche des Makroalgenfilters im Versuchskreislauf von $2,3 \text{ m}^2$ einem Besatz von ca. 18 kg FG . Aufgrund von Lieferengpässen der Sylter Algenfarm wurde der Makroalgentank während beider Versuchsphasen nur mit $10,0 \text{ kg FG}$ bzw. $11,2 \text{ kg FG}$ besetzt. Aufgrund der zu geringen Wachstumsraten während der ersten Besatzphase wurde die empfohlene Besatzdichte nicht erreicht. Der Neubesatz wurde notwendig, da ein starker Aufwuchs durch Epiphyten bei *Solieria chordalis* zu beobachten war, die Zuwächse stark abnahmen und die Grünalge *Enteromorpha* mit zunehmender Intensität den Makroalgenfilter durchsetzte. Der Neubesatz mit *Solieria chordalis* wurde am Produktionstag 242 vorgenommen. Im davor liegenden Versuchszeitraum wurde die Biomasse über einem Zeitraum von 46 Tagen nicht bestimmt. Während der zweiten Versuchsphase

verbesserten sich die Zuwachsraten, auch wenn wieder ein starker Aufwuchs bei *Solieria chordalis* und an den lichtexponierten Wänden ein vermehrtes Wachstum von *Enteromorpha* zu beobachten war.

Diese Beobachtung veranlasste die Durchführung eines zusätzlichen Testversuchs (Produktionstage 321-399). In den Makroalgentank wurden zwei, bis knapp über den Boden reichende PVC-Platten senkrecht eingehängt. Dadurch wurde die besiedelbare Oberfläche für aufwachsende Grünalgen im Makroalgentank von 7,5m² auf 13m² erhöht. Der Makroalgentank wurde weiterhin belüftet und es wurde von einer freischwebenden auf eine festsitzende Kultivierung umgestellt. Der zu Beginn beobachtete Zuwachs nahm jedoch im Verlauf des Versuches sichtbar ab.

Tabelle 3.2 - Anfangs- und Endgewichte, absoluter und relativer Zuwachs (IRGR) von *Solieria chordalis* im Versuchskreislauf während des Untersuchungszeitraums. Die Gewichtsangaben beziehen sich auf das Abtropfgewicht (FG).

Versuchszeitraum	Tag	Versuchstage	Anfangsbesatz [g]	Endbesatz [g]	Tägliche Zuwachsrate [g FG d ⁻¹ m ⁻²]	IRGR [100 d ⁻¹]
Besatzphase I						
15.09.2004 - 29.09.2004	126-139	13	10000	11806	60	1,28
29.09.2004 - 06.10.2004	140-146	6	11806	13653	134	2,42
06.10.2004 - 13.10.2004	147-153	6	13653	14561	66	1,07
13.10.2004 - 21.10.2004	154-161	7	14561	15454	56	0,85
21.10.2004 - 27.10.2004	162-167	5	15454	16039	51	0,74
27.10.2004 - 10.11.2004	167-181	13	16039	16800	26	0,36
10.11.2004 - 17.11.2004	182-188	6	16800	17000	15	0,20
17.11.2004 - 24.11.2004	189-195	6	15600	15731	10	0,14
24.11.2004 - 10.01.2005	196-242	46	14331	15000	6	0,10
Besatzphase I						
10.01.2005 - 21.01.2005	243-253	10	11195	11836	28	0,56
21.01.2005 - 02.02.2005	254-265	11	11836	15649	151	2,54
02.02.2005 - 09.02.2005	266-272	6	15649	17201	113	1,58
09.02.2005 - 18.02.2005	273-281	8	17201	20069	156	1,93
18.02.2005 - 25.02.2005	282-288	6	18000	18453	33	0,41
25.02.2005 - 03.03.2005	289-294	5	18000	18785	68	0,85
03.03.2005 - 11.03.2005	295-302	7	18000	20758	171	2,04
11.03.2005 - 17.03.2005	303-308	5	18000	18682	59	0,74
17.03.2005 - 30.03.2005	309-321	12	18000	21054	111	1,31

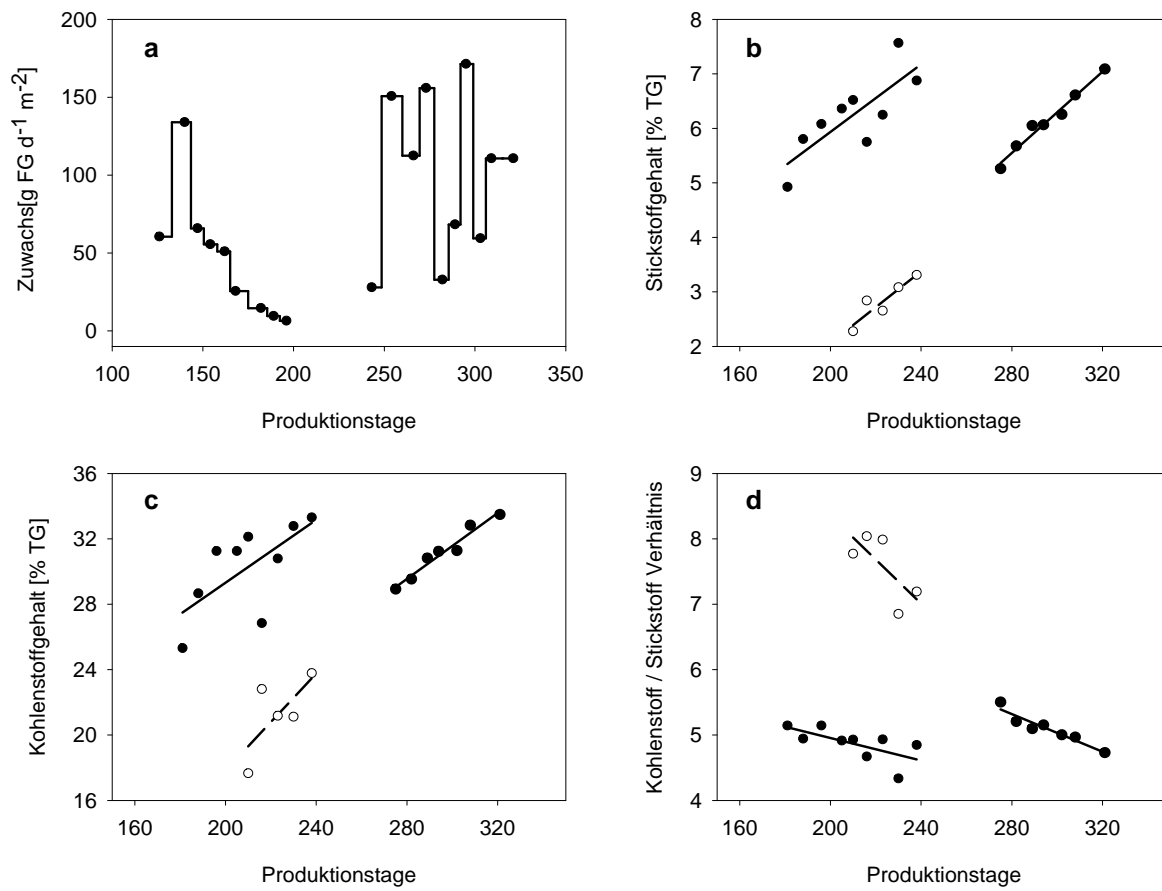


Abbildung 3.2 - Dargestellt sind a) der absolute Tageszuwachs von *Solieria chordalis* (n=19) b) der Stickstoffgehalt, c) der Kohlenstoffgehalt und d) das massenspezifische C/N Verhältnis von *Solieria chordalis* (schwarze Symbole; n=9 und n=7) und *Enteromorpha* (weiße Symbole; n=5) im Makroalgenfilter des Versuchskreislauf über den untersuchten Produktionszeitraum. Die Ergebnisse der linearen Regressionsanalysen sind in Tabelle 3.3 dargestellt.

3.1.4 Stickstoff- und Kohlenstoffgehalt von *Solieria chordalis*

Abbildung 3.2b und Abbildung 3.2c zeigen, dass sowohl die Konzentration von Stickstoff als auch Kohlenstoff in der Algenbiomasse zunahm. Diese Kumulation wurde für beide Besatzphasen in Abhängigkeit von der Zeit regressionsanalytisch untersucht. Die Ergebnisse zeigen, dass im Messbereich dieser Arbeit ein positiv linearer Zusammenhang besteht ($p < 0,05$). In Tabelle 3.3 sind die Ergebnisse der linearen Regressionsanalyse dargestellt.

Tabelle 3.3 – Ergebnisse der linearen Regressionsanalysen aus Abbildung 3.2b-d (TG=Trockengewicht)

Alge	Stickstoffgehalt [N]		Kohlenstoffgehalt [C]		C/N Verhältnis	
	Messbereich	Linearer Trend	Messbereich	Linearer Trend	Messbereich	Linearer Trend
	[% TG]	[% TG d ⁻¹]	[% TG]	[% TG d ⁻¹]	[d ⁻¹]	
<i>Solieria chordalis</i> I	4,9 - 7,6	0,031	25,3 - 33,3	0,096	4,3 - 5,1	-0,009
<i>Solieria chordalis</i> II	5,3 - 7,1	0,037	28,9 - 33,5	0,101	4,7 - 5,5	-0,014
<i>Enteromorpha</i>	2,3 - 3,3	0,033	17,7 - 23,8	0,148	7,8 - 8,0	-0,034

Die mittlere Zunahme des Stickstoffgehalts von *Solieria chordalis* betrug $0,034\% \text{ TG d}^{-1}$. Für den Kohlenstoffgehalt lag diese Rate bei $0,099\% \text{ TG d}^{-1}$. Abbildung 3.2d zeigt jedoch, dass die massenspezifische C:N Rate in der Algenbiomasse über den untersuchten Produktionszeitraum abnahm. Demzufolge kam es in Relation zum Kohlenstoff zu einer erhöhten Kumulation von Stickstoff.

Interessanterweise wurde die Kumulation von Stickstoff und Kohlenstoff auch bei *Enteromorpha* gemessen. Die Ergebnisse zeigen in Übereinstimmung mit der wissenschaftlichen Literatur, dass die Nährstoffkumulation bei Makroalgen im nährstoffreichen Wasser eine verbreitete Strategie ist. Die experimentellen Daten zeigen nicht, inwieweit der Trend der Nährstoffkumulation anhält und in welchem Bereich die physiologisch bedingte Sättigung erreicht ist.

3.2 Ergebnisse der abiotischen Faktoren im Versuchskreislauf

Der Versuchskreislauf wurde während der experimentellen Versuchsphase vom 11.11.2004 bis zum 01.06.2005 täglich beprobt.

Abbildung 3.3 zeigt die Sauerstoffsättigung in den Fischbecken und die Wassertemperatur im Versuchskreislauf über den untersuchten Produktionsverlauf. Die Sauerstoffsättigung lag zwischen 60-90% Sättigung ($4,6\text{-}7,0 \text{ mg O}_2 \text{ dm}^{-3}$) mit deutlich fallendem Trend. Die Ergebnisse zeigen, dass die Belüftung der Fischbecken für die zunehmende Fischbiomasse nicht ausreichte. Die Temperatur im Versuchskreislauf lag im Mittel relativ konstant bei 20°C .

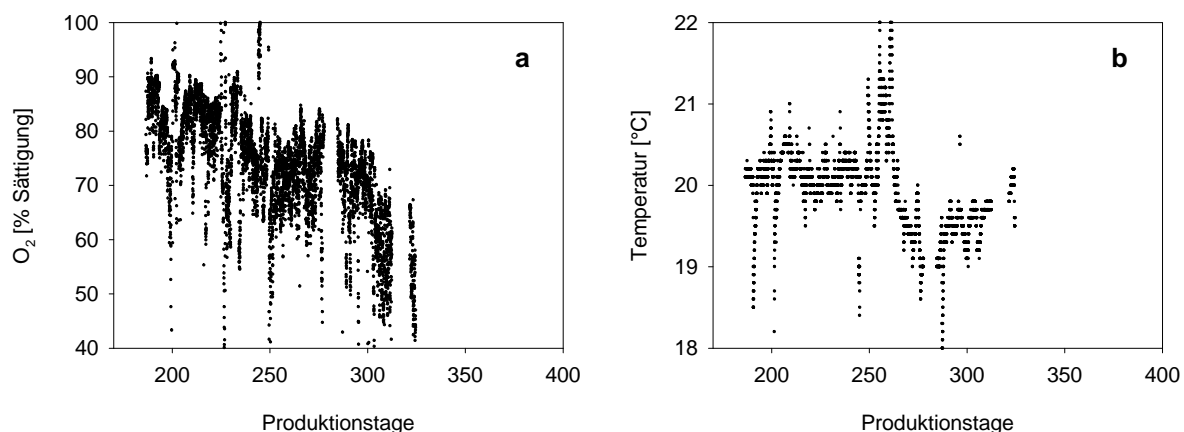


Abbildung 3.3 – a) Sauerstoffsättigung im Auslaufwasser der Fischbecken b) Wassertemperatur im Versuchskreislauf. Ab Produktionstag 330 ist die automatische Messdatenerfassung (siehe Kapitel 2.4.2) ausgefallen. Die Wasserparameter wurden ab diesem Zeitpunkt einmal pro Tag im Rahmen der Wasserprobenentnahme gemessen (in beiden Grafiken nicht dargestellt).

Die Konzentrationen der gelösten Nährstoffe sind in Abbildung 3.4 dargestellt. Mit Ausnahme der TAN Konzentration zwischen dem Produktionstag 225-243 sowie 338-383 lagen diese in einem für die kultivierten Organismen tolerierbaren Bereich (siehe Tabelle 9.1, Anhang). Die zum Teil erhöhten TAN Konzentrationen ($>1 \text{ mg TAN dm}^{-3}$) wurden in Phasen gemessen, in denen die geringen Wachstumsraten im Makroalgenfilter auf eine verringerte TAN Abbauleistung deuteten.

Abbildung 3.5a zeigt eine kumulative Darstellung des Wasserverbrauches. Im Versuchskreislauf wurde nur durch Verdunstung, Spritzwasserverluste, Abschäumung oder Wartungsarbeiten abgegangenes Wasser ersetzt. Daraus resultierte der in Abbildung 3.5a dargestellte Wasserverbrauch von $0,8\%$ des Systemvolumens pro Tag ($y[1]$ in a).

Die stöchiometrische N:P Rate, die das Verhältnis der anorganischen gelösten Stickstoffverbindungen (TIN = Summe aus TAN, Nitrit-Stickstoff und Nitrat-Stickstoff) zum Orthophosphat angibt, ist in Abbildung 3.5b dargestellt. Diese Rate ist insofern bedeutsam, da die Makroalgen ein bestimmtes Verhältnis für die Assimilation dieser

Nährstoffe benötigen. Die experimentellen Daten zeigen, dass die N:P Rate von anfänglich 12 kontinuierlich auf Werte um 1 fiel und dann langsam wieder bis zu einem Wert von 6 anstieg. Ab Produktionstag 340 kam es wieder zu einem langsamen Absinken der N:P Rate.

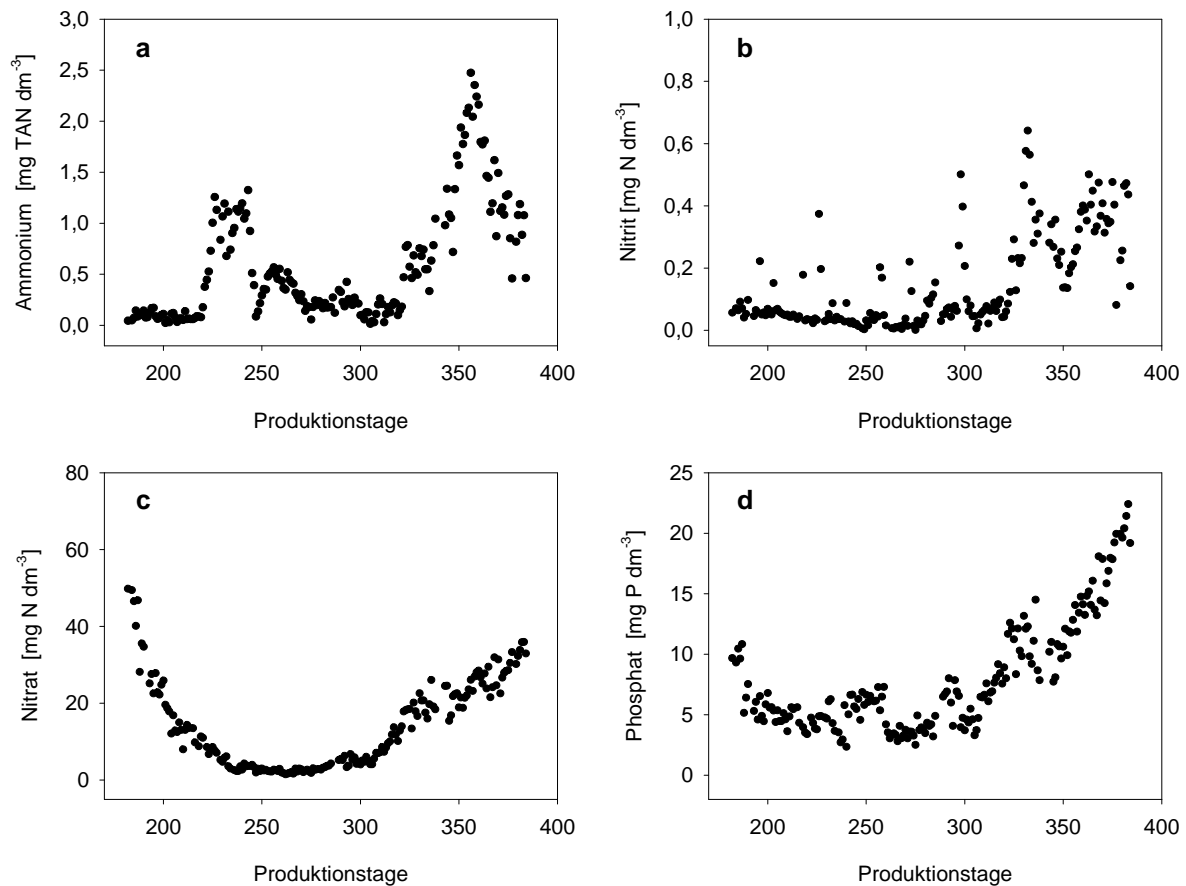


Abbildung 3.4 – Übersicht über die Konzentration der gelösten Nährstoffe im Versuchskreislauf über den untersuchten Produktionszeitraum der experimentellen Versuchsphase. Dargestellt sind die Mittelwerte eines jeden Tages über die Messpunkte 1-3: a) Ammonium-Stickstoff (TAN); n=195 b) Nitrit-Stickstoff; n=185 c) Nitrat-Stickstoff; n=187 d) Orthophosphat; n=187

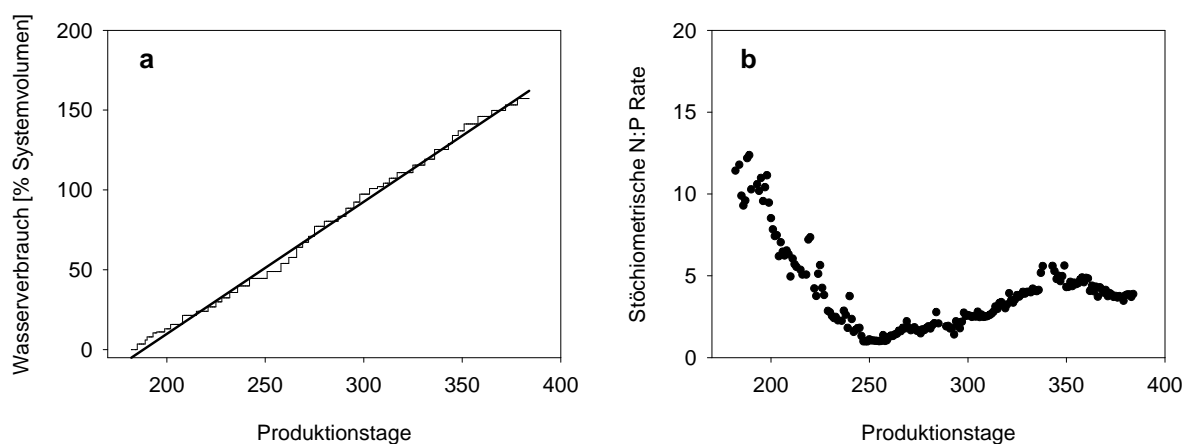


Abbildung 3.5 – a) Kumulative Darstellung des Wasserverbrauchs der experimentellen Versuchsanlage über den untersuchten Produktionszeitraum. Der tägliche Wasserverbrauch ergab sich aus der Steigung der linearen Regression. Dieser betrug 0,8% des Systemvolumens pro Tag (n=202; r²=1,00) b) Stöchiometrisches Verhältnis zwischen den anorganischen, gelösten Stickstoffkomponenten (TIN) und dem gelöstem Orthophosphat (N:P Verhältnis) im experimentellen Versuchskreislauf über den untersuchten Produktionszeitraum (n=185).

Zusammenfassend lässt sich sagen, dass die N:P Rate während des gesamten untersuchten Produktionszeitraums unterhalb einer für Makroalgen optimalen N:P Rate lag. Das bedeutet, dass sich im Versuchskreislauf zuerst Stickstoff zum limitierenden Nährstoff für Makroalgen entwickelt würde. Eine Stickstofflimitierung, gemessen als TIN, während der Versuchsphase lag jedoch nicht vor.

Im Gegensatz zu konventionellen rezirkulierenden Aquakultur Systemen musste in der Versuchsanlage der pH-Wert nicht stabilisiert werden. Aufgrund der Kohlendioxidabgabe der Fische und der bei der Nitrifikation freiwerdenden Protonen (H^+) ist in einem geschlossenen RAS ein Absinken des pH-Wertes zu erwarten. Der Versuchskreislauf unterschied sich in drei wesentlichen Punkten, so dass dieser Effekt vermindert wurde:

- (1) Im Versuchskreislauf wurde auf den Einsatz eines nitrifizierenden Biofilters verzichtet. Es ist jedoch davon auszugehen, dass sowohl sämtliche Oberflächen (Rohrleitungen, Beckenwände, etc.) als auch das Sediment im Detritivorusreaktor biologisch aktiv sind und damit Nitrifikation, als Nährstoff transformierender Prozess, im Versuchskreislauf eine nicht unerhebliche Rolle spielte. Die Modellierung der Nährstoffflüsse unterstützte diese Hypothese (siehe Kapitel 3.4.4).
- (2) Die Makroalgen im Versuchskreislauf assimilierten einen Teil des von den Fischen respirierten Kohlendioxids.
- (3) Das Sediment des Detritivorusreaktors bietet im Zusammenhang mit den dort sedimentierenden organischen Feststoffen einen idealen Nährboden für denitrifizierende Bakterien. Bei dem Prozess der Denitrifikation kommt es zur Freisetzung von Hydroxyl-Ionen (OH^-), die ebenfalls dazu beitragen, den pH-Wert zu stabilisieren. Die Modellierung der Nährstoffflüsse zeigte, dass Denitrifikation im Versuchskreislauf eine nicht unerhebliche Rolle spielte (siehe Kapitel 3.4.5).

Abbildung 3.6a zeigt, dass der pH Wert zu Beginn der experimentellen Versuchsphase sehr stabil war und ein für Meerwasser typischer Wert über 8 erreicht wurde. Ab Produktionstag 300 sank der pH-Wert langsam ab, auch wenn keine kritischen Werte erreicht wurden (vergleiche Tabelle 9.1, Anhang).

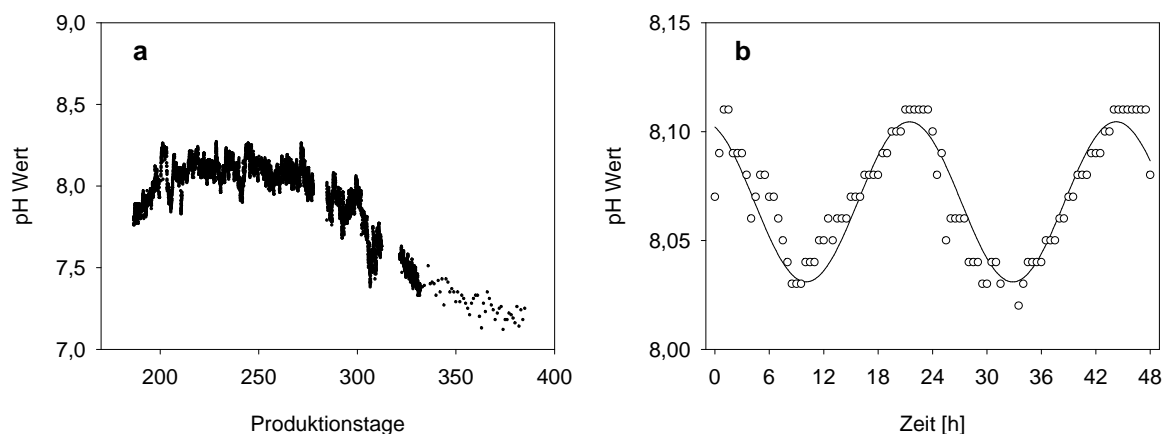


Abbildung 3.6 – a) Entwicklung des pH Wertes über den untersuchten Produktionszeitraum. Der pH Wert wurde alle 30min online gemessen und abgespeichert (n=6078). Ab Produktionstag 332 wurde der pH Wert einmal täglich vor der Fütterung gemessen (n=52). b) pH Wert exemplarisch dargestellt über einen Zeitraum von 48h (07.12.04 12:00Uhr – 09.12.04 12:00 Uh; n=94). Der Tagesgang wurde mit einer Sinusfunktion der in Gleichung 3.2 beschriebenen Form dargestellt ($a=0,04$; $T=22,79$; $c=1,94$; $pH_0=8,07$; $r^2=0,83$).

Der Tagesgang des pH Wertes (Abbildung 3.6b) wurde durch eine Sinusfunktion der folgenden Form beschrieben (siehe Abbildung 3.6b; $a=0,04$; $T=22,79$; $c=1,94$; $pH_0=8,07$; $r^2=0,83$):

$$pH = pH_0 + a \cdot \sin\left(\frac{2\pi \cdot t}{T} + c\right)$$

Gleichung 3.2

pH_0		Anfangselongation
t	h	Zeitachse
a		Amplitude (Elongation)
T	h	Benötigte Zeit für einen vollständigen Durchlauf
c		Phasenverschiebung

In Bezug auf die Untersuchung der abiotischen Faktoren im Versuchskreislauf lässt sich zusammenfassen, dass die Nährstoffflüsse über den untersuchten Produktionszeitraum ausreichend aufeinander abgestimmt waren, um die Wasserparameter in für die kultivierten Organismen tolerierbaren Bereichen zu halten. Dennoch zeigt der Trend in den Daten, insbesondere des pH Wertes, und der Konzentration von Sauerstoff, Nitrat-Stickstoff und Orthophosphat, dass die Dimensionierung nicht ausreichend an eine Steigerung der Fischbiomasse angepasst war.

3.3 Modellierung des Fischwachstums im Versuchskreislauf

Anhand der Wachstumsdaten aus Kapitel 3.1.1 wurde eine numerische Modellierung durchgeführt, indem die Zielgrößen des Modells iterativ für jeden Produktionstag berechnet wurden. Ausgehend von der in Gleichung 3.1 dargestellten Funktion wurde das mittlere Fischgewicht (W_{Fisch}) an jedem Produktionstag (t) bestimmt. Der relative Zuwachs (IRGR) eines jeden Tages ergab sich aus folgender Funktion:

$$IRGR_{t,\text{Fisch}} = \ln \frac{W_{t+1,\text{Fisch}}}{W_{t,\text{Fisch}}}$$

Gleichung 3.3

Der absolute Gewichtszuwachs pro Tag berechnete sich wie folgt:

$$Y_{t,\text{Fisch}} = W_{t,\text{Fisch}} \cdot (e^{IRGR_{t,\text{Fisch}}} - 1)$$

Gleichung 3.4

Auf Basis der täglich berechneten Gewichtszunahme wurde die notwendige Futtermenge berechnet. Dafür wurde der Futterquotient (FCR) benötigt, der das Verhältnis von Futterrate (F) zu absolutem Gewichtszuwachs (Y) angibt und wie folgt berechnet wurde:

$$FCR_t = \frac{F_t}{Y_{t,\text{Fisch}}}$$

Gleichung 3.5

Der Futterquotient nimmt mit zunehmender Fischgröße zu. Das bedeutet, dass die Fische mit zunehmendem Fischgewicht, das eingesetzte Futter zu einem geringeren Teil in Wachstum umsetzen. Dieser funktionale Zusammenhang wurde anhand der experimentellen Daten regressionsanalytisch untersucht und durch folgende Funktion beschrieben (siehe Abbildung 3.7d; $a=-0,359$; $b=0,040$; $r^2=0,86$):

$$\ln FCR_t = a + b \cdot W_{t,\text{Fisch}}^{0,5}$$

Gleichung 3.6

Die täglich einzusetzende Futtermenge wurde durch Umstellung der Gleichung 3.5 wie folgt berechnet:

$$F_t = FCR_t \cdot Y_{t,Fisch}$$

Gleichung 3.7

Die Ergebnisse der numerischen Modellierung sind in Abbildung 3.7 dargestellt. Die experimentellen Daten zeigen die über den jeweiligen Versuchszeitraum (vergleichend Tabelle 3.1, Seite 48) zwischen den Biomassebestimmungen berechneten Kenngrößen. Diese wurden über das gemittelte Fischgewicht am Anfang und am Ende des jeweiligen Versuchszeitraums dargestellt. Der Vergleich der experimentellen Daten mit dem Modell zeigte eine gute Übereinstimmung. Abbildung 3.7a ist zu entnehmen, dass sowohl die modellierte einzusetzende Futtermenge als auch die im Versuch eingesetzte Futtermenge weitestgehend unter den empfohlenen Werten des Futtermittelherstellers lag. Aufgrund von Umbauten oder technischen Problemen konnte an einigen Tagen nicht gefüttert werden. Weiterhin kam es zwischen den Versuchstagen 120-180 zu technischen Problemen in der Anlage, so dass nicht immer nach den Empfehlungen des Futtermittelherstellers (BIOMAR) gefüttert werden konnte.

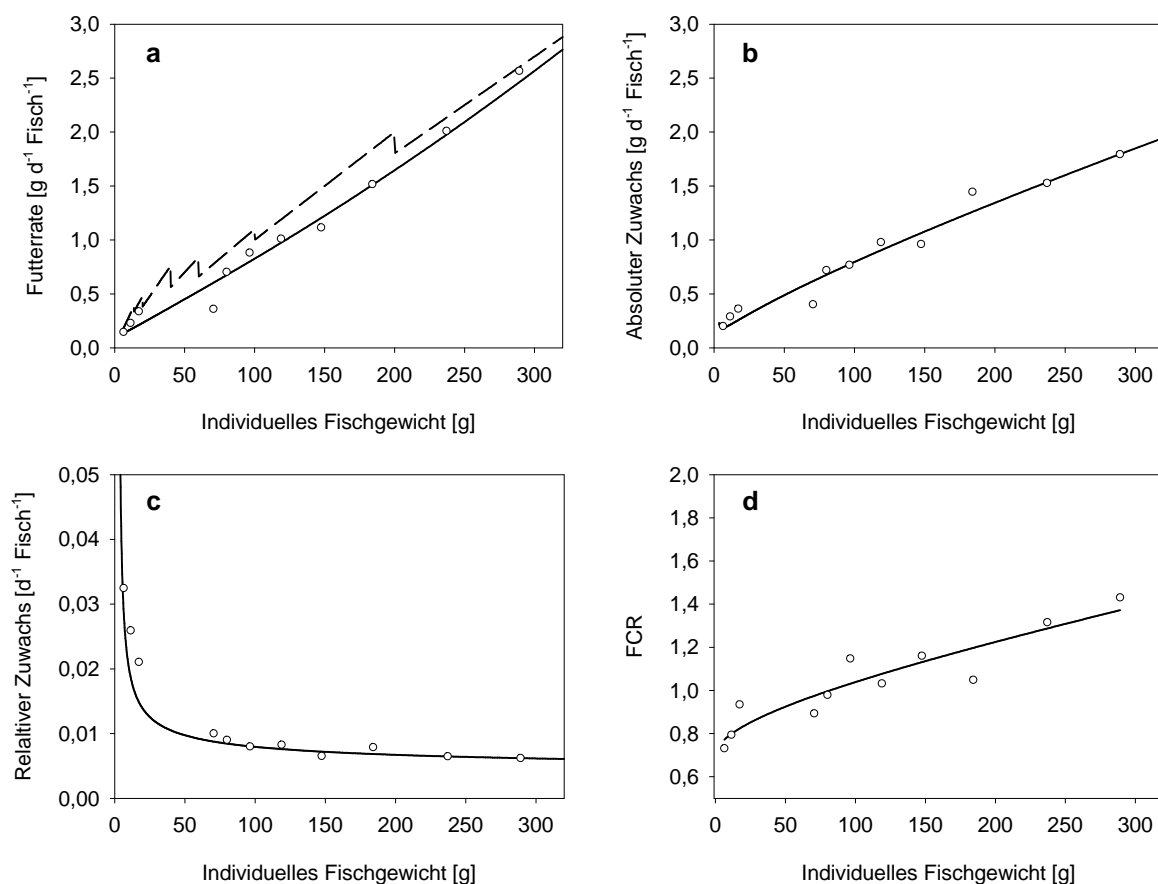


Abbildung 3.7 – Validierung der numerischen Modellierung des Fischwachstums anhand der experimentellen Daten (n=11). Dargestellt sind wichtige Kenngrößen für das Fischwachstum in Abhängigkeit vom mittleren Fischgewicht. Durchgezogene Linien zeigen die numerische Modellierung und gestrichelte Linien die Empfehlungen vom Futtermittelhersteller (Futtermitteltabelle BIOMAR, 20°C) a) Futterrate; $r^2=0,98$ b) Absoluter Zuwachs; $r^2=0,96$ c) Relativer Zuwachs (IRGR); $r^2=0,95$ d) Futterquotient (FCR); $r^2=0,86$

3.4 Modellierung der Nährstoffflüsse im Versuchskreislauf

Ausgehend von den Berechnungen in Kapitel 3.3 wurden die Nährstoffflüsse im Versuchskreislauf modelliert. Abbildung 3.8 zeigt anhand der angenommenen Nährstoffflüsse im Versuchskreislauf die Vorgehensweise der numerischen Modellierung. Die Anordnung der Module im Schema und die Pfeilrichtung verdeutlichen die iterativen Rechenschritte des in dieser Arbeit entwickelten Algorithmus. Die in den folgenden Kapiteln beschriebenen Module folgen so weit wie möglich der Anordnung in diesem Schema. Tabelle 3.4 erläutert die Abkürzungen der im Modell verwendeten Variablen.

Tabelle 3.4 – Überblick über die im Modell verwendeten Variablen und Parameter

Variabel	Einheit	Erläuterung
W	g	Individuelles Stückgewicht
$Biomasse$	g	Gesamtgewicht
t		Produktionstag
$IRGR$	d^{-1}	Relative Wachstumsrate (Fisch)
Y	$g d^{-1}$	Absoluter Gewichtszuwachs
FCR		Futterquotient
F	$g d^{-1}$	Futtermenge
$Faeces$	$g d^{-1}$	Menge an partikulären Ausscheidungen
c	%	Konzentration
c_E	$KJ g^{-1}$	Energiegehalt
ADC		Verdaulichkeitskoeffizient
x		Futterinhaltsstoff
$Retention$	$g d^{-1}$	Retentionsrate
$Exkretion$	$g d^{-1}$	Exkretionsrate
$FaecesUnlöslich$	$g d^{-1}$	Menge an unlöslichen partikulären Ausscheidungen
$FaecesLöslich$	$g d^{-1}$	Menge an löslichen partikulären Ausscheidungen
RM	%	Anteil der unlöslichen Bestandteile in den partikulären Ausscheidungen
$SuspFeststoffe$	$g d^{-1}$	Menge an suspendierten Feststoffpartikeln
$SedFeststoffe$	$g d^{-1}$	Menge an sedimentierenden Feststoffpartikeln
μ	$\% d^{-1}$	Wachstumsrate (Wurm)
E	KJ	Energiemenge
n		Individuenanzahl
M	d^{-1}	Sterblichkeitsrate
M_{Kann}	d^{-1}	Sterblichkeitsrate durch Kannibalismus
c_{TAN}	$g dm^{-3}$	Konzentration von TAN (Gesamt Ammonium-Stickstoff) im Prozesswasser
c_{Nitrat}	$g dm^{-3}$	Konzentration von Nitrat-Stickstoff im Prozesswasser
$c_{Phosphat}$	$g dm^{-3}$	Konzentration von Orthophosphat im Prozesswasser
V	dm^{-3}	Systemvolumen
r	$g d^{-1}$	Aufnahmerate bzw. Umsatzrate
B	$g d^{-1}$	Nährstoffmengenrate
R	$dm^{-3} h^{-1}$	Durchflussrate

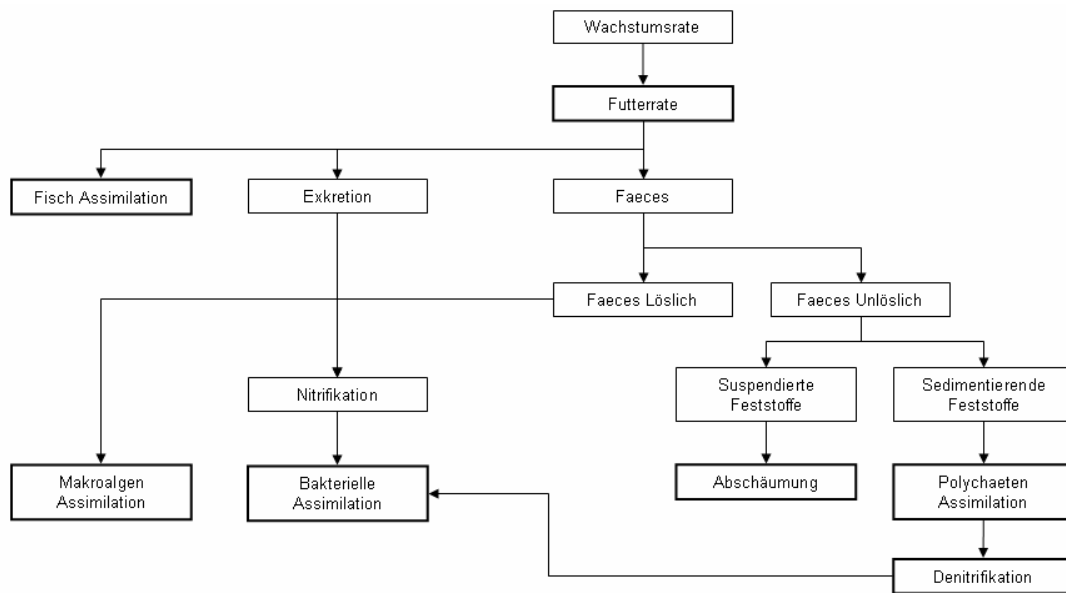


Abbildung 3.8 – Das dargestellte Schema verdeutlicht anhand der Nährstoffflüsse im Versuchskreislauf die Vorgehensweise der numerischen Modellierung. Die hervorgehobenen Kästen markieren die in der Nährstoffbilanz auftauchenden Endgrößen. Die im Modell berücksichtigte Kumulation gelöster Nährstoffe wird im Schema nicht dargestellt. Das Modell untersuchte im Wesentlichen die Nährstoffe Stickstoff und Phosphor.

3.4.1 Fisch

Die täglich eingesetzte Futtermenge (Gleichung 3.7) diente als Basis für die Berechnung des Nährstoffeintrags im System. Der Futtereintrag ist die Gesamtmenge an Nährstoffen, die dem System täglich zugeführt wurden. Anhand von experimentell bestimmten Verdaulichkeitskoeffizienten (ADC) nach Daten von Lupatsch und Kissil (1998b) und der Futterzusammensetzung (siehe Tabelle 3.5) wurden die partikulären Ausscheidungen (Faeces) jeweils als Gesamtmenge der betrachteten Futterinhaltsstoffe (x) täglich berechnet:

$$Faeces_{t,x} = F_t \cdot \frac{c_{x,Futter}}{100} \cdot \frac{100 - ADC_x}{100}$$

Gleichung 3.8

Für das Modell wurden folgende Futterinhaltsstoffe berücksichtigt: Trockengewichtsanteil (DM), Organischer Anteil (OM), partikulärer Stickstoff (PON) und partikulärer Phosphor (POP). Die Konzentrationen dieser Futterinhaltsstoffe sowie die dazugehörigen Verdaulichkeitskoeffizienten sind in Tabelle 3.5 angegeben.

Tabelle 3.5 - Futterzusammensetzung (BIOMAR Ecostart 17) sowie Verdaulichkeitskoeffizienten (20-24°C) und Nährstoffzusammensetzung im Fisch für *Sparus aurata* nach Daten von Lupatsch und Kissil (1998b)

Futterinhaltsstoff [x]	Anteil im Futter (FG)	Verdaulichkeit	Anteil im Fisch (FG)
	[$c_{x, Futter}$]		[$c_{x, Fisch}$]
	%	%	%
Protein	50	82,8	17,8
Stickstoff (PON)	8	82,8	2,85
Phosphor (POP)	1,4	47,8	0,72
Organischer Anteil (OM)	79,9	68,9	
Trockengewichtsanteil (DM)	90,4	60,7	

Die Retention der Nährstoffe Stickstoff und Phosphor wurde über den absoluten Gewichtszuwachs (Y) und die Nährstoffkonzentration (c) im Fisch wie folgt berechnet:

$$Retention_{t,x} = \frac{Y_t \cdot c_{x,Fisch}}{100}$$

Gleichung 3.9

Dabei wurde die Annahme getroffen, dass die Nährstoffkonzentration im Fisch über den untersuchten Produktionszeitraum konstant war.

Die Gesamtmenge an Stickstoff und Phosphor, die dem System täglich zugeführt wurde, ergab sich aus der Futterrate (F) und der Nährstoffkonzentration im Futter. In Gleichung 3.8 und Gleichung 3.9 wurden die partikulären Ausscheidungen in Form von PON und POP sowie die Retention von Stickstoff und Phosphor im Fisch bestimmt. Die Exkretion von Ammonium (TAN) sowie Orthophosphat (PO_4^{3-} -P) wurde als Differenzbetrag berechnet.

$$Exkretion_{t,x} = \frac{F_t \cdot c_{x,Futter}}{100} - Retention_{t,x} - Faeces_{t,x}$$

Gleichung 3.10

Für das Modell wurde die vereinfachende Annahme getroffen, dass kein Harnstoff ausgeschieden bzw. direkt zu Ammonium-Stickstoff (TAN) umgewandelt wurde.

Durch Lösungsprozesse im Wasser, d.h. Übergang von Nährstoffen aus der festen in die flüssige Phase (Leaching), verändert sich die Menge und Nährstoffzusammensetzung der partikulären Ausscheidungen. Tabelle 3.6 zeigt, dass diese Prozesse schon nach ca. 6h abgeschlossen sind (Lupatsch und Kissil 1998b). Für die numerische Modellierung wurde mit den Mittelwerten (siehe Tabelle 3.6, Spalte RM MW) gerechnet.

Tabelle 3.6 - Relative Änderung der partikulären Ausscheidungen nach jeweils 6h, 24h und 48h (20-24°C). Dargestellt ist der verbleibende Anteil (RM) des jeweiligen Nährstoffes in % für *Sparus aurata* nach Daten von Lupatsch und Kissil (1998b).

Futterinhaltsstoff [x]	RM nach 6h	RM nach 24h	RM nach 48h	RM MW
Stickstoff (PON)	57,4	54,9	56,8	56,4
Phosphor (POP)	88,3	81,5	84,0	84,6
Organischer Anteil (OM)	59,0	57,8	57,8	58,2
Trockengewichtanteil (DM)	65,0	63,7	64,6	64,4

Aus den prozentualen Faktoren aus Tabelle 3.6 berechnete sich die Aufteilung der partikulären Ausscheidungen in einen löslichen und unlöslichen Anteil:

$$FaecesUnlöslich_{t,x} = \frac{Faeces_{t,x} \cdot RM_x}{100}$$

Gleichung 3.11

$$FaecesLöslich_{t,x} = \frac{Faeces_{t,x} \cdot (100 - RM_x)}{100}$$

Gleichung 3.12

Abbildung 3.9 zeigt den modellierten Nährstoffumsatz für *Sparus aurata* im Versuchskreislauf in Abhängigkeit vom Fischgewicht. Die Abbildung zeigt, dass sich die

relativen Anteile am Gesamtumsatz über den Produktionsverlauf verändern. Dieser Zusammenhang ist im Wesentlichen auf die sich verändernde Futtermittelverwertung zurückzuführen.

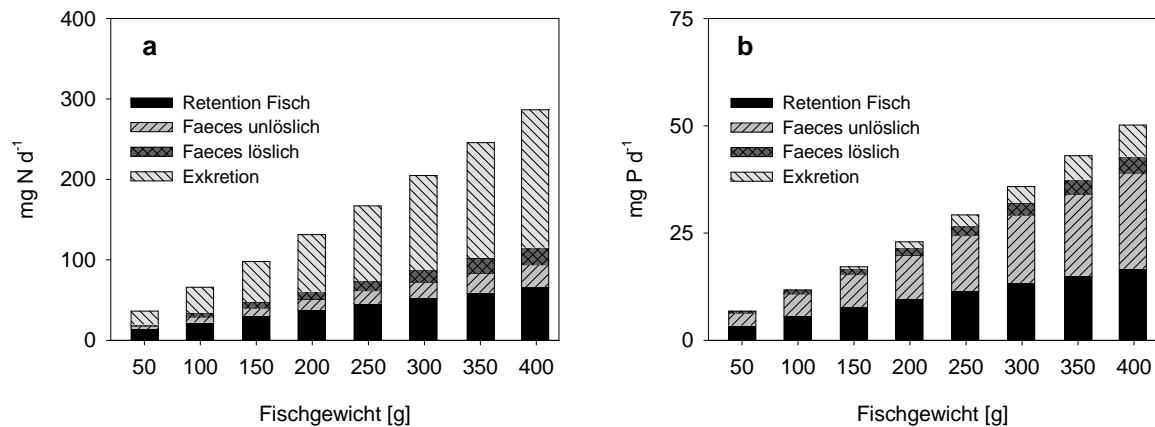


Abbildung 3.9 – Modellierter Nährstoffumsatz für *Sparus aurata* dargestellt als Balkendiagramm in Abhängigkeit vom Fischgewicht. Die Gesamthöhe des Balkens repräsentiert die mit der Futterrate angebotene Nährstoffmenge pro Fisch: a) Stickstoff b) Phosphor

Abbildung 3.10 zeigt, dass für den Nährstoff Stickstoff das Modell gut anhand der experimentellen Daten validiert werden konnte.

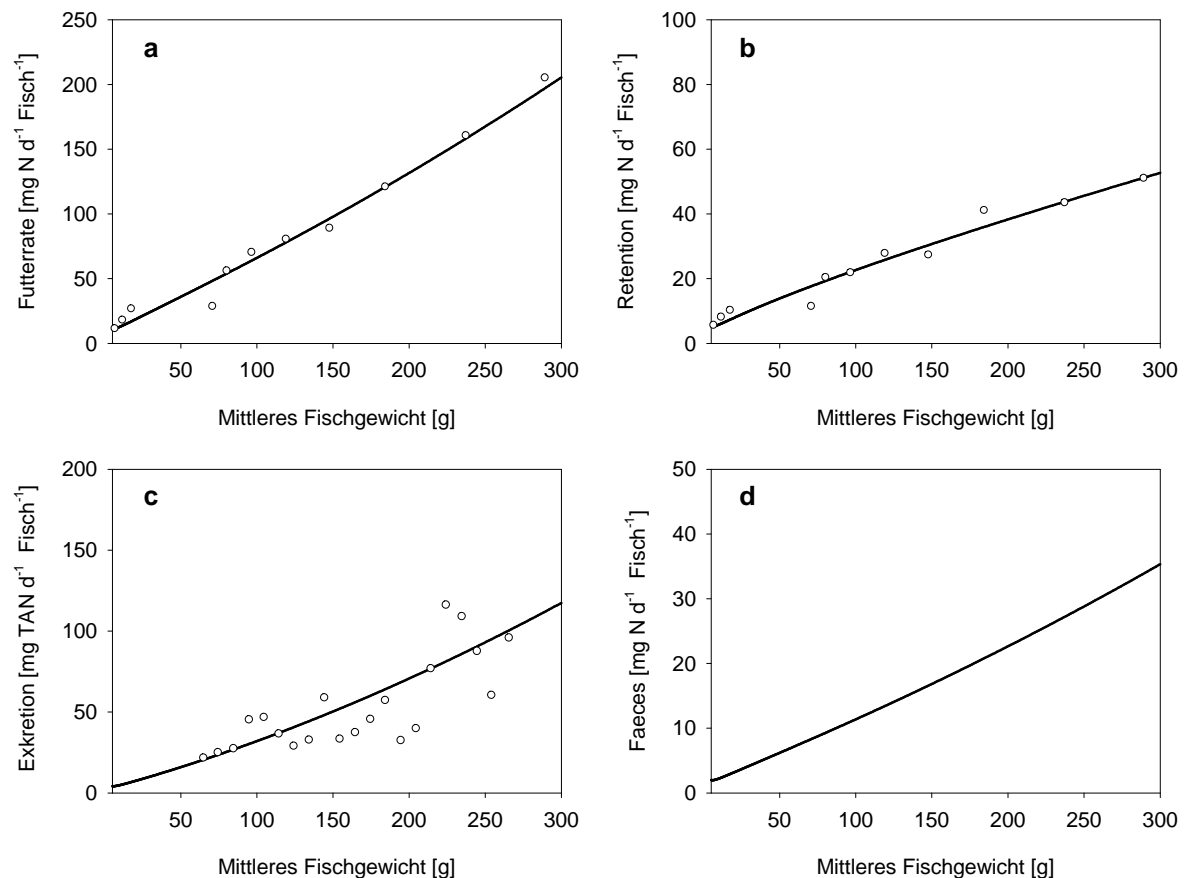


Abbildung 3.10 - Validierung des numerischen Modells für den Nährstoff Stickstoff anhand vorhandener experimenteller Daten a) Futterrate; $r^2=0,98$; $n=11$ b) Retention; $r^2=0,96$; $n=11$ c) TAN Exkretion; $r^2=0,59$; $n=21$; Die experimentellen Daten ($n=195$) wurden in Gewichtsklassen (jeweils 10g) zusammengefasst. Dargestellt ist der Mittelwert aller in dieser Gewichtsklasse gemessenen TAN Exkretionen ($n>5$) über dem mittleren Fischgewicht d) Partikulärer organischer Stickstoff (Faeces). Diese Größe konnte nicht anhand experimenteller Daten validiert werden (vergleiche Text).

Abbildung 3.10a und Abbildung 3.10b zeigen eine gute Übereinstimmung des Modells mit den experimentellen Daten für die Stickstofffuttermenge und die Stickstoffretention. Diese experimentellen Daten ergaben sich unmittelbar aus der Futtermenge (Abbildung 3.7a) und dem absoluten Biomassezuwachs (Abbildung 3.7b) sowie der jeweiligen Stickstoffkonzentration (vergleichend Tabelle 3.5, Seite 58). Die experimentelle TAN Exkretion wurde täglich aus der Differenz der TAN Konzentration zwischen Zu- und Auslauf der Fischbecken und der Durchflussrate berechnet. Die experimentellen Daten repräsentieren die TAN Exkretion in der Stunde vor der Fütterung. Zu diesem Zeitpunkt war in den Fischbecken die niedrigste TAN Exkretion zu erwarten. Experimentelle Daten aus 24h Messungen ergaben, dass die Messdaten die über den Tag gemittelte Exkretionsrate um den Faktor 2,5 unterschätzten. Die experimentellen Daten in Abbildung 3.10c zeigen bei Berücksichtigung dieses Faktors eine gute Übereinstimmung mit dem Modell. Damit sind für die modellierte Stickstoffbilanz des Fischmoduls, bis auf die partikulären Ausscheidungen, alle Größen in Abbildung 3.9a experimentell validiert. Nach dem Ausschlussprinzip ist zu schlussfolgern, dass das Modell somit die partikulären Ausscheidungen als Gesamtmenge richtig dimensioniert.

Für den Nährstoff Phosphor konnte diese Vorgehensweise nicht angewendet werden. Die Messgenauigkeit der für die Orthophosphat Bestimmung angewandten Methode reichte nicht aus, um die geringen Unterschiede der Konzentration von Orthophosphat zwischen Zu- und Auslauf Fischtank zu messen. Eine Validierung des Modells konnte somit nur über eine Betrachtung des Nährstoffs Phosphor über alle Module des Versuchskreislaufs erfolgen. Das bedeutete, wie gut das Modell in der Lage war, die Konzentration von Orthophosphat über den gesamten Versuchszeitraum zu simulieren (vergleiche Kapitel 3.5).

3.4.2 Feststoffseparation I: Abschäumung

Anhand von Gleichung 3.8 wurde täglich die Gesamtmenge an partikulären Ausscheidungen in Trockengewicht (DM) berechnet. Diese betrug nach Tabelle 3.5 39,3% vom Futtereintrag (TG). Gleichung 3.11 beschreibt den unlöslichen Anteil dieser Feststoffe. Dieser betrug nach Tabelle 3.6 im Mittel 64,4%. Demzufolge verblieben 25,3% vom Futtereintrag (TG) als feste Bestandteile im Prozesswasser. Diese Gesamtmenge an Feststoffen teilte sich in einen sedimentierbaren Anteil und einen suspendierten Anteil.

Die Abschäumung entfernt die in Suspension befindlichen Partikel aus dem Prozesswasser. Es kann davon ausgegangen werden, dass dieser Prozess sehr effektiv abläuft, da die Trübstoffkonzentration in mit Abschäumung betriebenen RAS in konstant niedrigen Bereichen $<7\text{mg TG L}^{-1}$ liegt (Waller et al. 2003). Anhand der experimentellen Daten aus der Abschäumung wurde die in Gleichung 3.11 modellierte Feststofffracht in einen suspendierten sowie sedimentierbaren Anteil zerlegt. Dieser Ansatz setzte die Annahme voraus, dass die Abschäumung vollständig die suspendierten Feststoffe aus dem Prozesswasser entfernt, so dass der durch die Abschäumung separierte Anteil gleich der Menge an suspendierten Feststoffen ist, die im System täglich anfallen. Diese Annahme konnte getroffen werden, insofern keine Kumulation von suspendierten Feststoffen im Versuchskreislauf beobachtet wurde.

Für das Modell wurde unter der Annahme, dass sich der Anteil der anfallenden suspendierten Feststoffe linear zur Futtermenge verhält, die Effizienz der Abschäumung in % vom Futtereintrag (TG) berechnet. Diese wurde iterativ anhand der Anpassung an die experimentellen Daten bestimmt. Zu optimierender Zielparamester des linearen Gleichungssystems war das Bestimmtheitsmaß (r^2) zwischen den suspendierten Feststoffen im Modell und den experimentellen Daten der Abschäumung in Abbildung 3.11a. Gesucht wurde die Effizienz der Abschäumung, bei der die bestmögliche Anpassung erreicht wurde. Diese wurde mit dem Microsoft Excel Add-In „Solver“ bestimmt. Die für den Versuchskreislauf errechnete Effizienz der Abschäumung betrug 9,5% vom Futtereintrag ($r^2=0,71$). Unter Berücksichtigung der getroffenen Annahmen wurden die im Modell täglich anfallenden suspendierten Feststoffen wie folgt berechnet:

$$\text{SuspFeststoffe}_{t,x} = F_t \cdot \frac{c_{x,\text{Futter}}}{100} \cdot \frac{9,5}{100} = \text{FaecesUnlöslich}_{t,x} \cdot \frac{38}{100}$$

Gleichung 3.13

Aus der Differenz zwischen den unlöslichen Feststoffen (Gleichung 3.11) und den suspendierten Feststoffen (Gleichung 3.13) wurde der Anteil der sedimentierenden Feststoffe wie folgt berechnet:

$$\text{SedFeststoffe}_{t,x} = F_t \cdot \frac{c_{x,\text{Futter}}}{100} \cdot \frac{15,8}{100} = \text{FaecesUnlöslich}_{t,x} \cdot \frac{62}{100}$$

Gleichung 3.14

Der Anteil der sedimentierenden Feststoffe betrug 15,8% (25,3%-9,5%) vom Futtereintrag (TG). Experimentelle Daten aus fortführenden Forschungsarbeiten am Versuchskreislauf bestätigen den modellierten Anteil der sedimentierenden Feststoffe (Bischoff unpubl.). An vier verschiedenen Versuchstagen wurde die Sedimentationsrate im Detritivorusreaktor mit 15 gleichmäßig verteilten Feststofffallen beprobt, um die Sedimentationsrate flächendeckend zu erfassen. Die mittlere Sedimentationsrate im Detritivorusreaktor betrug $13,3 \pm 1,5\%$ ($n=60$) vom Futtereintrag (TG). Der geringere Wert könnte darauf zurückgeführt werden, dass sich nicht alle sedimentierenden Feststoffe im Detritivorusreaktor ablagern. Dennoch wurde für die nachfolgenden Modellierungen die vereinfachende Annahme getroffen, dass sich die sedimentierenden Feststoffe zu 100% im Detritivorusreaktor (Sedimentation) und die suspendierten Feststoffe im Spülwasserkreislauf der Abschäumung wieder finden. Daraus ergab sich, dass sich die unlöslichen Feststoffe zu 62% in einen sedimentierenden Anteil und zu 38% in einen suspendierten Anteil aufteilen.

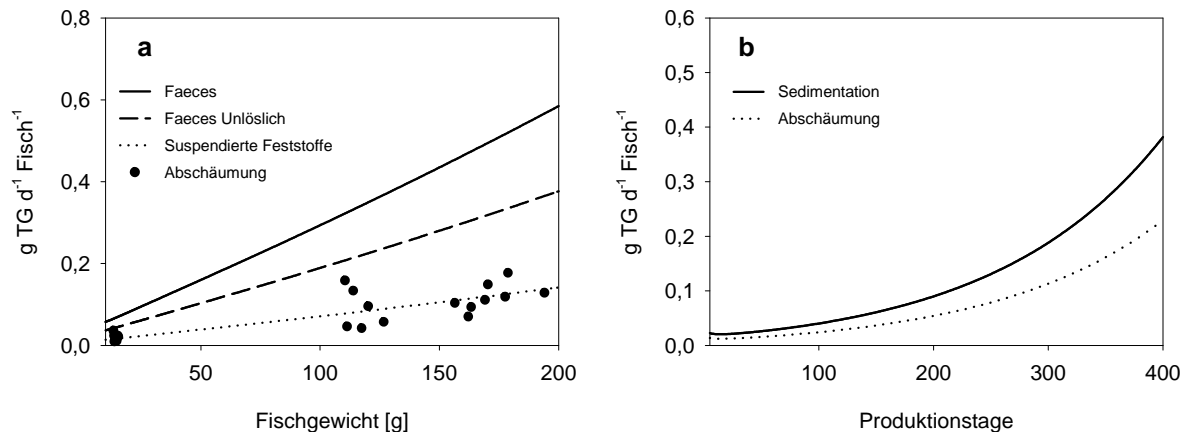


Abbildung 3.11 - a) Die Abbildung zeigt die modellierte Gesamtmenge an partikulären Ausscheidungen (Faeces), den unlöslichen Anteil (Faeces unlöslich) und die im Prozesswasser suspendierte Feststoffmenge in Abhängigkeit vom Fischgewicht. Die Abbildung zeigt, dass die experimentell bestimmte, täglich durch die Abschäumung separierte Feststoffmenge gut mit der modellierten, suspendierten Feststofffracht korrelierte ($r^2=0,71$; $n=24$). b) Täglich in das Modell eingehende Feststoffmenge berechnet für den Detritivorusreaktor (Sedimentation) und die Abschäumung über den gesamten Produktionszeitraum.

3.4.3 Feststoffseparation II: Detritivorusreaktor

Gleichung 3.14 berechnete die täglich im Detritivorusreaktor anfallende Feststoffmenge, die von *Nereis diversicolor* als Nahrungsquelle genutzt wurde. Die relative Wachstumsrate von *Nereis diversicolor* ist im Wesentlichen abhängig von der Menge, der Nährstoffzusammensetzung und dem Energiegehalt der Feststoffe. Experimentelle Wachstumsversuche von Bischoff (2003), in denen *Nereis diversicolor* mit Feststoffen aus dem Wirbelstromseparator einer Fischkreislaufanlage gefüttert wurden, zeigten, dass Wachstumsraten von bis zu $2,8\% \text{ d}^{-1}$ erreicht werden können, wenn die zugeführte

Energiemenge ausreichend ist. Anhand der experimentellen Daten von Bischoff (2003) wurde dieser funktionale Zusammenhang für die numerische Modellierung wie folgt beschrieben und regressionsanalytisch untersucht:

$$\mu_{Wurm} = \frac{(\mu_{max} - \mu_{min}) \cdot E}{K_s + E} + \mu_{min}$$

Gleichung 3.15

μ	% d ⁻¹	Wachstumsrate
μ_{max}	% d ⁻¹	Maximale Wachstumsrate (bei E=∞)
μ_{min}	% d ⁻¹	Minimale Wachstumsrate (bei E=0)
K_s	KJ d ⁻¹ Wurm ⁻¹	Michaeliskonstante
E	KJ d ⁻¹ Wurm ⁻¹	Energiemenge

Abbildung 3.12a zeigt, dass die Wachstumsleistung von *Nereis diversicolor* gut durch den in Gleichung 3.15 beschriebenen funktionalen Zusammenhang erklärt wurde. Die experimentellen Daten zeigen eine signifikante Übereinstimmung mit dem Modell ($p < 0,001$). Die Energiemenge (E) ist somit eine geeignete Variabel das Gewichtswachstum von *Nereis diversicolor* zu beschreiben. Die im Versuchskreislauf täglich zu erwartende Energiemenge der Feststoffe wurde wie folgt berechnet. Der Futtermittelhersteller gibt für das im Versuch eingesetzte Fischfutter eine Bruttoenergie von 20,5MJ kg⁻¹ an. Der Anteil der verdaulichen Energie ist mit 17MJ kg⁻¹ angegeben. Die ungenutzte Energiemenge pro kg Futter betrug also ca. 3,5MJ. Diese Energiemenge verteilt sich im Modell auf die in Gleichung 3.11 berechneten unlöslichen, partikulären Ausscheidungen. Ein möglicher Energieverlust durch das Leaching der Feststoffe wurde im vorliegenden Modellansatz nicht berücksichtigt. Für das Modell ergab sich daraus ein Energiegehalt der Feststoffe von 15KJ g TG⁻¹ (c_E). Experimentelle Messungen konnten diesen Wert bestätigen. Im Rahmen weiterer Untersuchungen wurde der Energiegehalt der Feststoffe im Versuchskreislauf mit 14,6±0,5KJ g TG (n=23) bestimmt (Marohn 2005). Die in das Modell eingehende Energielast der sedimentierenden Feststoffe im Detritivorusreaktor wurde wie folgt berechnet:

$$E_{t,SedFeststoffe} = \frac{SedFeststoffe_{t,DM} \cdot c_{E,Feststoffe}}{n_{t,Wurm}}$$

Gleichung 3.16

Gleichung 3.16 zeigt, dass die Individuendichte (n) bei der Berechnung der Energielast zu berücksichtigen ist, insofern die in Gleichung 3.15 beschriebene Wachstumsfunktion von der individuellen Energielast abhängt. Verständlicherweise ist das Wachstum der Würmer höher, wenn sich die Energielast der Feststoffe nur auf die Hälfte der Würmer aufteilt. Die wurmindividuelle Energielast über den experimentellen Versuchszeitraum ist in Abbildung 3.12b dargestellt. Setzt man diese in Gleichung 3.15 ein, erhält man die relative und absolute Wachstumsrate von *Nereis diversicolor* über den untersuchten Produktionszeitraum (Abbildung 3.12c und Abbildung 3.12d). Das Modell verdeutlichte, dass die Würmer zu Beginn des experimentellen Versuchszeitraums unterversorgt waren. Die Energiemenge war nicht einmal ausreichend, den Grundenergiehaushalt eines jeden Wurmes zu decken.

Am Produktionstag 36 wurden ca. 2.000 Würmer mit einer Biomasse von ca. 1,8±0,2kg eingesetzt. Das mittlere Gewicht der Würmer betrug 890±260mg. Die Biomassebestimmung zu Beginn der experimentellen Versuchsphase am Produktionstag 182 ergab eine Individuendichte von ca. 50.000 Würmern bei einer Biomasse von 4,4±3,7kg. Das Mittlere Gewicht der Würmer betrug 87±73mg. Die Daten zeigen eindeutig, dass es zwischen dem Produktionstag 36 und 182 zu einer Reproduktion bei einem Großteil der Würmer kam. In diesem Zusammenhang ist zu erwähnen, dass *Nereis*

diversicolor nach dem Abbleichvorgang in der Regel stirbt (Scaps 2002). Die hohe Standardabweichung (S.D.=84%) des mittleren Gewichts der Würmer zu Beginn des experimentellen Versuchszeitraums deutet daraufhin, dass einige größere Tiere noch vorhanden waren, die nicht oder noch nicht abgebleicht hatten. Es zeigte sich somit, dass die pro Wurm zur Verfügung stehende Energiemenge aufgrund der hohen Individuenanzahl zu niedrig war.

Für das Modell wurde die Annahme getroffen, dass bei einer Nährstoffunterversorgung die Würmer solange sterben, bis die verfügbare Energiemenge für die verbleibenden Würmer ausreicht. Die experimentell beobachtete Abnahme der Individuendichte unterstützte diese Vermutung (Abbildung 3.13a und Abbildung 3.13c). Im Modell wurde diese Abnahme der Individuendichte aus bereits vorhandenen Variablen generiert. Somit konnte der Verlauf der Individuenanzahl und der Wurmbiomasse im Detritivorusreaktor simuliert werden.

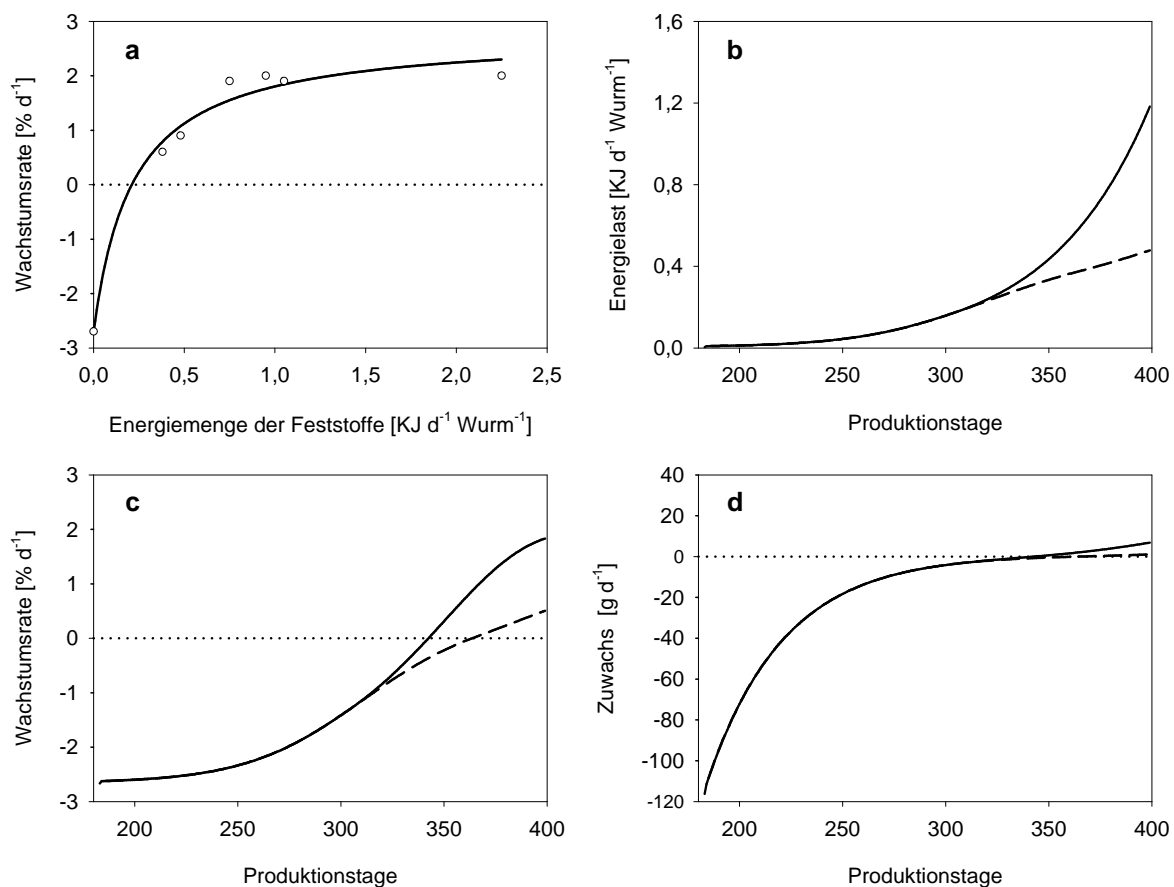


Abbildung 3.12 – a) Wachstumsleistung von *Nereis diversicolor* in Abhängigkeit von der Energiemenge der Feststoffe ($n=7$; nach Daten von Bischoff 2003). Die funktionale Regressionsanalyse ergab für Gleichung 3.15 folgende Parameter: $\mu_{\max}=2,78$; $\mu_{\min}=-2,72$; $K_S=0,22$; $r^2=0,98$ b-d) Modellierung der Energielast (b), der relativen Wachstumsrate (c) und dem absolutem Zuwachs (d) von *Nereis diversicolor* im Detritivorusreaktor über den gesamten Untersuchungszeitraum der experimentellen Versuchsphase. Das Modell wurde jeweils ohne Sterblichkeit durch Kannibalismus unter den Würmern (gestrichelte Linie) und einer relativen Sterblichkeit durch Kannibalismus von $1,3\% \text{ d}^{-1}$ (durchgezogene Linie) gerechnet (vergleichend Text).

Der Zuwachs der Wurmbiomasse im Detritivorusreaktor berechnete sich über die Wachstumsrate (μ_{Wurm}) aus Gleichung 3.15 und der täglichen Wurmbiomasse ($\text{Biomasse}_{\text{Wurm}}$):

$$Y_{t,Wurm} = \frac{\mu_{t,Wurm} \cdot \text{Biomasse}_{t,Wurm}}{100}$$

Das mittlere Wurmgewicht (W_{Wurm}) eines jeden Tages (t) im Detritivorusreaktor bestimmte sich wie folgt:

$$W_{t,Wurm} = W_{t-1,Wurm} + \frac{\left| \frac{W_{t-1,Wurm} \cdot \mu}{100} \right| + \frac{W_{t-1,Wurm} \cdot \mu}{100}}{2}$$

Gleichung 3.18

In Gleichung 3.18 wurde der tägliche Wurmzuwachs mit dem Absolutbetrag addiert und wieder durch 2 dividiert. Dadurch wurde sichergestellt, dass auch bei einer negativen Wachstumsrate das mittlere Wurmgewicht nicht abnehmen kann. Der im Modell kleinstmögliche Zuwachs im mittleren Wurmgewicht ist somit null. Diese vereinfachende Annahme wurde für das Modell getroffen, insofern die Würmer nur zeitlich und energetisch begrenzt von ihrer Körpermasse zehren können. Das Modell ging davon aus, dass bei einer negativen Wachstumsrate die Würmer eher sterben, als dass sie von ihrer eigenen Biomasse zehren. Dementsprechend rechnete das Modell negative Zuwächse in eine Sterblichkeitsrate (M) um:

$$M_t = \frac{\left| Y_{t,Wurm} \right| - Y_{t,Wurm}}{2} \cdot \frac{1}{W_{t,Wurm}}$$

Gleichung 3.19

Aus Gleichung 3.19 geht hervor, dass ausschließlich die negativen Zuwächse in eine Sterblichkeitsrate in Individuen pro Tag umgerechnet wurden. Demzufolge nahm die Individuendichte (n) wie folgt ab:

$$n_{t,Wurm} = n_{t-1,Wurm} - M_{t-1}$$

Gleichung 3.20

Das Modell gewährleistete, dass sich die Individuenanzahl bei negativen Zuwächsen verringerte. Dieser Prozess wurde gestoppt, wenn die Energiemenge pro Wurm ausreichend war, den Energiegrundhaushalt eines jeden Wurmes aus den täglich zugeführten Feststoffen zu decken ($\mu \geq 0$). Das Modell ging ebenfalls davon aus, dass die gestorbenen Würmer von den noch lebenden Würmern verwertet wurden. Die in Gleichung 3.16 berechnete Energiemenge der Feststoffe wurde durch die Sterblichkeit wie folgt erhöht:

$$E_{t,Total} = E_{t,SedFeststoffe} + M_t \cdot W_{t,Wurm} \cdot c_{DM,Wurm} \cdot E_{Wurm}$$

Gleichung 3.21

Für das Modell wurde in Gleichung 3.21 mit einem Trockengewichtsanteil (c_{DM}) der Würmer von 14,2% und einem Energiegehalt (E) von 15,0KJ g⁻¹ TG gerechnet (Bischoff 2003).

Die experimentellen Daten zeigen, dass das Modell in der bis jetzt beschriebenen Form, die Gesamtwurmbiomasse im Detritivorusreaktor gut simulierte, aber Defizite bei der Individuendichte und dem mittleren Wurmgewicht auftraten (vergleichend gestrichelte Linien in Abbildung 3.13a bis Abbildung 3.13c). Dieses Phänomen wurde besonders am Ende des Versuchszeitraums deutlich. Die modellierte Individuendichte lag über den experimentellen Werten, das mittlere individuelle Wurmgewicht lag dagegen darunter. Interessanterweise unterschieden sich die experimentellen und modellierten Daten beider Größen um den Faktor 5. Damit war zu erklären, dass die modellierte Gesamtbiomasse gut mit den experimentellen Werten übereinstimmte. Die Daten ließen jedoch vermuten, dass es zu Kannibalismus unter den Würmern kam. In der Literatur ist Kannibalismus in Populationen von *Nereis diversicolor* beschrieben (Batista et al. 2003). Für das Modell wurde mit einer relativen Sterblichkeit (M_{Kann}) durch Kannibalismus gerechnet. Diese kam

jedoch nur zum Tragen, wenn weniger Würmer durch die Energieunterversorgung starben (M in Gleichung 3.19) als die relative Sterblichkeit durch Kannibalismus ausmachte. Diese Annahme wurde getroffen, da es unrealistisch ist, dass sich der Aasfresser *Nereis diversicolor* gegenseitig auffrisst, wenn genügend tote Würmer vorhanden sind. Dieser funktionale Zusammenhang wurde wie folgt berücksichtigt.

Wenn gilt:

$$\left[\frac{n_{t,Wurm} \cdot M_{Kann}}{100} \right] > \left[\frac{|Y_{t,Wurm} - Y_{t,Wurm}|}{2} \cdot \frac{1}{W_{t,Wurm}} \right]$$

dann berechnet sich die Sterblichkeitsrate wie folgt:

$$M_t = n_{t,Wurm} \cdot M_{Kann}$$

Gleichung 3.22

Analog zur natürlichen Sterblichkeit wurde der zusätzliche Energiebetrag durch Kannibalismus über die Sterblichkeitsrate (M) in Gleichung 3.21 berücksichtigt.

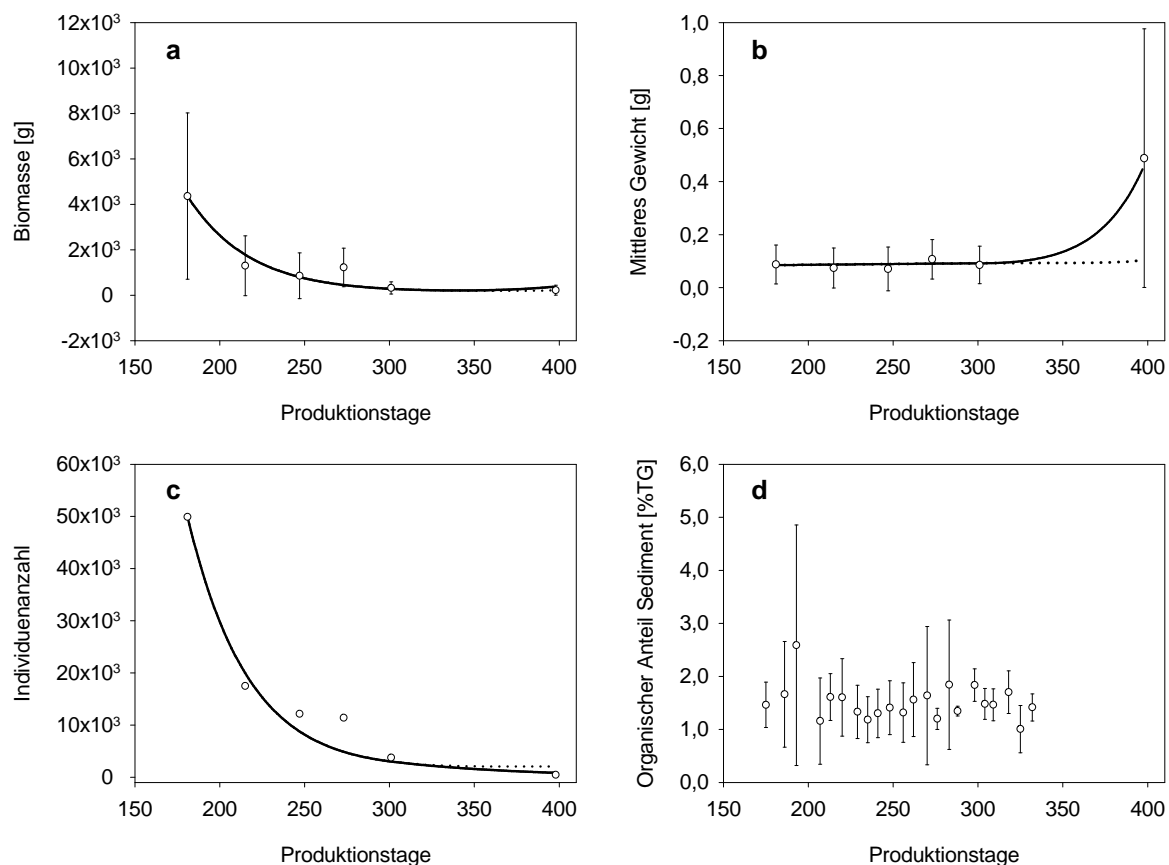


Abbildung 3.13 – Modellierung a) der Gesamtbiomasse, b) des mittleren Wurmgewichts und c) der Individuenanzahl von *Nereis diversicolor* im Detritivorusreaktor über den untersuchten Produktionszeitraum der experimentellen Versuchsphase. Das Modell wurde jeweils ohne Sterblichkeit durch Kannibalismus unter den Würmern (gestrichelte Linie) und einer relativen Sterblichkeit von $1,3\% \text{ d}^{-1}$ (durchgezogene Linie) gerechnet. Das Modell (mit Kannibalismus, durchgezogene Linie) wurde anhand der experimentellen Daten an 6 verschiedenen Messtagen dargestellt als Mittelwert \pm S.D. ($9 \leq n \leq 150$) validiert, indem jeweils das Bestimmtheitsmass berechnet wurde: a) $r^2=0,93$; $n=6$ b) $r^2=0,99$; $n=6$; c) $r^2=0,97$; $n=6$ d) Organischer Anteil im Sediment des Detritivorusreaktors dargestellt als Mittelwert \pm S.D. ($n \geq 3$) an jeweils 22 Messtagen.

Abbildung 3.13 zeigt sehr gut, dass die experimentellen Daten durch Kannibalismus besser zu erklären waren (vergleichend durchgezogene Linien in Abbildung 3.13a bis

Abbildung 3.13c). Die für das Modell ermittelte relative Sterblichkeit durch Kannibalismus betrug $1,3\% \text{ d}^{-1}$. Dieser Wert wurde iterativ über die bestmögliche Anpassung des Modells an die in Abbildung 3.13b dargestellten experimentellen Daten bestimmt. Kannibalismus spielte jedoch erst ab Produktionstag 307 eine Rolle, da vorher die Sterblichkeit durch die Energieunterversorgung größer war. Interessanterweise verbesserte der Kannibalismus den relativen und absoluten Biomassezuwachs (siehe Abbildung 3.12c und Abbildung 3.12d). Dieser Zusammenhang erklärte sich aus der verbesserten Energiezufuhr pro Wurm (siehe Abbildung 3.12b).

Zusammenfassend lässt sich sagen, dass das Modell die experimentellen Daten sehr gut erklärte. Auch wenn das Modell vorerst nur die Sterblichkeit aus den vorhandenen Variablen generiert, findet es eigenständig zu einem Gleichgewichtszustand, indem die optimale Besatzdichte des Detritivorusreaktors in Relation zu der erwartenden Feststofffracht des Fischmoduls erreicht wird.

In Bezug auf eine fortführende Anwendung des Modells ist eine Begrenzung der relativen Sterblichkeit durch Kannibalismus unabdingbar, da andererseits die Individuenzahl im Detritivorusreaktor stetig abnimmt. Die vorliegenden experimentellen Daten erlaubten es jedoch nicht, diesen funktionalen Zusammenhang zu beschreiben. Es wurde jedoch die Hypothese aufgestellt, dass die relative Sterblichkeit antiproportional mit der Wachstumsrate (μ) zusammenhängt. Das bedeutet, dass bei einer Annäherung an die maximale Wachstumsrate die relative Sterblichkeit gegen null läuft. Dieser funktionale Zusammenhang ließe sich wie folgt beschreiben.

$$M_t = n_{t,Wurm} \cdot \frac{s}{\mu} \quad \text{Nebenbedingung: } \mu > 0$$

Gleichung 3.23

Der Parameter s bestimmt die relative Anfangssterblichkeit. Bei einem s von zum Beispiel $0,013$ beträgt bei einer Wachstumsrate von $0,01\% \text{ d}^{-1}$ die relative Sterblichkeit $1,3\% \text{ d}^{-1}$. Bei der maximalen Wachstumsrate dagegen von $2,8\% \text{ d}^{-1}$ beträgt dieser Wert nur noch $0,005\% \text{ d}^{-1}$. Der Parameter s konnte anhand der vorhandenen experimentellen Daten nicht validiert werden. Daher wurde für das vorliegende Modell mit einer konstanten relativen Sterblichkeit von $1,3\% \text{ d}^{-1}$ gerechnet.

3.4.4 Nitrifikation

Im Gegensatz zu einem konventionellen RAS wurde der Versuchskreislauf während der experimentellen Versuchsphase ohne Biofilter betrieben. Dies bedeutete jedoch nicht, dass biologische Nitrifikation im Versuchskreislauf keine Rolle spielte. Vielmehr wurde davon ausgegangen, dass sämtliche Oberflächen auch von Nitrifikanten besiedelt waren, und somit Ammonium zu Nitrat oxidiert wurde. Dieser Prozess spielte insofern eine bedeutsame Rolle, da er eine Konkurrenz zur Ammoniumaufnahme der Makroalgen darstellte. Des Weiteren ist zu vermuten, dass das Sediment des Detritivorusreaktors die biologisch aktive Oberfläche des Versuchskreislaufs erheblich vergrößerte. Die tägliche Leistung der Nitrifikation wurde auf Basis von experimentellen Daten aus dem Biofilter einer ebenfalls am IFM-GEOMAR betriebenen Kreislaufanlage in Abhängigkeit von der TAN Konzentration modelliert (Orellana und Wecker unpubl.). Die abiotischen Faktoren wie Temperatur, Salinität, Trübstoffkonzentration, welche die Leistung der Nitrifikation beeinflussen, waren mit der Versuchsanlage vergleichbar.

Abbildung 3.14 zeigt die Abhängigkeit der TAN Oxidation von der TAN Konzentration. Für das Modell wurde die vereinfachende Annahme getroffen, dass Ammonium vollständig zu Nitrat aufoxidiert wurde. Diese Annahme wurde durch die niedrigen Nitritkonzentrationen ($<0,7 \text{ mg NO}_2^- \text{-N dm}^{-3}$) im Versuchskreislauf über den gesamten Untersuchungszeitraum getragen (vergleichend Abbildung 3.4b). Für das Modell wurde die TAN Oxidation durch eine Reaktionskinetik 1ster Ordnung beschrieben. Das bedeutet, dass sich die Geschwindigkeit der TAN Oxidation verdoppelte, wenn sich die TAN Konzentration

verdoppelte. Aus den experimentellen Daten konnte nicht bestimmt werden, bei welcher TAN Konzentration eine Reaktionskinetik 0ter Ordnung vorlag. Bei dieser ist die TAN Oxidation unabhängig von der TAN Konzentration. In Bezug auf eine fortführende Anwendung des Modells, ist die 0te Ordnung der Nitrifikation zu berücksichtigen, da diese die Maximalleistung der Nitrifikation im System anzeigt.

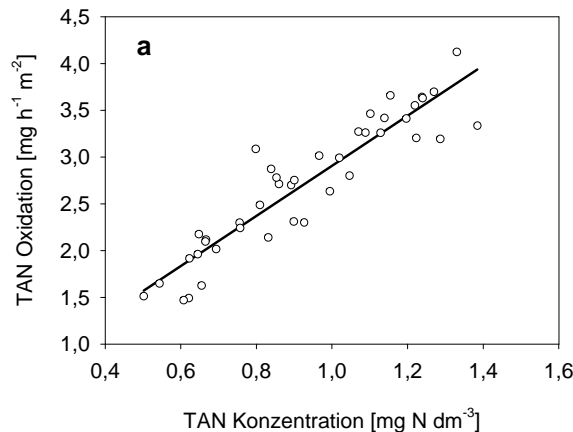


Abbildung 3.14 – a) TAN Oxidation eines Bewegtbettfilters in Abhängigkeit von der TAN Konzentration im Zulauf (Wecker und Orellana unpubl.). Der Bewegtbettfilter war in einem mit Wolfsbarschen (*Dicentrarchus labrax*) besetzten RAS integriert (Waller et al. 2002). Die experimentelle TAN Oxidation wurde über die Differenz der TAN Konzentration im Zu- und Auslauf bestimmt und berücksichtigt nur die Oxidation von TAN zu Nitrit-Stickstoff. Der funktionelle Zusammenhang der TAN Oxidation von der TAN Konzentration wurde durch eine Reaktionskinetik der 1sten Ordnung beschrieben. Die Steigung der Regressionsgeraden ($y[1]=2,68$; $r^2=0,86$; $n=42$) bestimmt das Verhältnis zwischen TAN Oxidation und TAN Konzentration.

Als Basis für die Berechnung der Nitrifikation diente die TAN Konzentration (c_{TAN}). Diese wurde im Modell täglich wie folgt berechnet:

$$c_{t,TAN} = \frac{Exkretion_{t,TAN} + FaecesLöslich_{t,N} + (c_{t-1,TAN} \cdot V - r_{t-1,Nitrifikation} - r_{t-1,TAN,Alge})}{V}$$

Gleichung 3.24

Gleichung 3.24 ist zu entnehmen, dass die TAN Konzentration im System berechnet wurde, indem von der im System vorhandenen TAN Menge am Vortag (c_{TAN}) die jeweilige Menge an nitrifiziertem ($r_{Nitrifikation}$) sowie von den Algen aufgenommenem TAN (r_{Alge}) abgezogen wurde. Dieser Betrag addierte sich jeweils für den betrachteten Tag zur Menge des exkretierten Stickstoffs ($Exkretion_{TAN}$) und des löslichen Stickstoffs der Faeces ($FaecesLöslich_N$). Für die Modellierung wurde die vereinfachende Annahme getroffen, dass der lösliche Stickstoff der Faeces allein als TAN vorlag. Die so täglich bestimmte TAN Menge im System wurde durch Division mit dem Systemvolumen (V) in eine Konzentration umgerechnet. Auf Basis dieser und der Steigung ($y[1]$) der Regressionsgeraden in Abbildung 3.14 wurde die tägliche Rate der Nitrifikation im Versuchskreislauf pro m^2 Oberfläche berechnet.

$$r_{t,Nitrifikation} = y[1] \cdot c_{t,TAN}$$

Gleichung 3.25

Für das Modell wurde mit einer Oberfläche aller Komponenten im Versuchskreislauf von $60m^2$ gerechnet. Diese Fläche berücksichtigt auch das Sediment im Detritivorusreaktor. Messungen der maximalen Nitrifikationsrate im Sediment des Detritivorusreaktors ergaben für diesen eine maximale TAN Oxidation von $3,7 \pm 0,4g \text{ TAN } d^{-1}$ (Bischoff und Prast unpubl.). Die experimentellen Daten zeigten ebenfalls, dass die Bioturbation der Würmer die Nitrifikationsleistung im Sediment signifikant verbesserte.

3.4.5 Denitrifikation

Im Stickstoffkreislauf ist die anaerobe Denitrifikation der entscheidende Schritt, durch den Nitrat über mehrere Reaktionsstufen zu gasförmigen Endprodukten umgesetzt wird und damit aus dem betreffenden Ökosystem entfernt wird (Ebrahimipour 1998). Dieser Vorgang setzt weitgehend anaerobe Verhältnisse voraus. Im Versuchskreislauf waren diese im Sediment des Detritivorusreaktors zu erwarten. Die experimentellen Daten ließen vermuten, dass Denitrifikation im Versuchskreislauf eine erhebliche Rolle spielte. So zeigt Abbildung 3.4c, dass Nitrat zu Beginn der Versuchsphase abgebaut wurde. Ein weiteres Indiz für diese Vermutung verdeutlicht Abbildung 3.13d. Diese zeigt, dass der organische Anteil des Sediments im Detritivorusreaktors über den Untersuchungszeitraum relativ konstant geblieben ist. Da die Würmer die organische Substanz nicht vollständig verwerten, ist zu vermuten, dass unverdaute organische Substanz durch bakterielle Prozesse zusätzlich abgebaut wurde.

Die Nitratkonzentration im Versuchskreislauf berechnete sich analog zu Gleichung 3.24:

$$c_{t,Nitrat} = \frac{c_{t-1,Nitrat} \cdot V + 0,98 \cdot r_{t-1,Nitrifikation} - r_{t-1,Denitrifikation}}{V}$$

Gleichung 3.26

Gleichung 3.26 berücksichtigte, dass ein Teil des nitrifizierten Stickstoffs von den Bakterien für den Aufbau neuer Biomasse assimiliert wurde (siehe Kapitel 3.4.6).

Die Denitrifikation berechnete sich auf Basis der organischen Substanz (B_{OM}), die im System zur Verfügung stand. Diese wurde wie folgt berechnet:

$$B_{t,OM} = \text{Sedimentierene Feststoffe}_{t,OM} - Y_{t,Wurm} \cdot c_{OM,Wurm}$$

Gleichung 3.27

Für Gleichung 3.27 wurde die Annahme getroffen, dass keine organische Substanz im Detritivorusreaktor kumulierte. Das Modell geht davon aus, dass von den Würmern nicht verwertete organische Substanz vollständig von heterotrophen Bakterien, insbesondere denitrifizierende Bakterien, umgesetzt wurde. Diese Annahme wurde durch den in Abbildung 3.13d dargestellten organischen Anteil im Sediment des Detritivorusreaktors unterstützt, da dieser über den untersuchten Versuchszeitraum nicht anstieg. In Gleichung 3.27 wurde daher nur die täglich im Detritivorusreaktor sedimentierende organische Substanz berücksichtigt.

Das Modell berücksichtigte den Abbau der organischen Substanz durch denitrifizierende Bakterien in einer vereinfachten Form, indem der Nitratabbau in ein massenspezifisches Verhältnis (z) zur Menge an organischer Substanz gesetzt wurde. Der Nitratabbau wurde wie folgt berechnet:

$$r_{t,Denitrifikation} = z \cdot B_{t,OM} \quad \text{wenn gilt} \quad c_{t,Nitrat} \geq 0$$

Gleichung 3.28

Für die Bestimmung dieses funktionalen Zusammenhangs standen keine experimentellen Daten zur Verfügung. Der Parameter z wurde daher auf Basis der modellierten Nitratkonzentration und deren Anpassung an die experimentellen Daten iterativ berechnet. Gesucht wurde der Parameter z , bei dem das Bestimmtheitsmaß (r^2) der Funktion modellierte vs. experimentelle Nitratkonzentration (vergleichend Abbildung 3.16c) maximal wird. Der im Modell berechnete Parameter z betrug 3,0 ($r^2=0,79$). Das bedeutet, dass für die vollständige Denitrifikation von 1g Nitrat Stickstoff 3g organische Substanz abgebaut wurden.

3.4.6 Bakterienwachstum

Im Zuge der Nitrifikation und Denitrifikation kommt es zu einer Assimilation der Nährstoffe Stickstoff und Phosphor durch die Bakterien für den Aufbau neuer Biomasse. Bei der Oxidation des Ammonium-Stickstoffs durch Nitrosomonas-Arten werden ca. 0,015mg an organischen Stickstoffverbindungen pro mg an umgesetzten Stickstoff gebildet. Bei der Oxidation des Nitrit-Stickstoffs durch Nitrobacter-Arten beträgt dieser Wert ca. 0,005mg (Rheinheimer et al. 1988). Bei einer vollständigen Reduktion von 1mg Nitrat-Stickstoff zu molekularem Stickstoff durch heterotroph denitrifizierende Bakterien mit Methanol als organische Kohlenstoffquelle werden dagegen 0,065mg organischen Stickstoffs gebildet (McCarty et al. 1969). Die Assimilation der Nährstoffe Stickstoff durch nitrifizierende und denitrifizierende Bakterien wurde wie folgt berechnet:

$$r_{t,N,Bakterien} = 0,020 \cdot r_{t,Nitrifikation} + 0,065 \cdot r_{t,Denitrifikation}$$

Gleichung 3.29

Die Summenformel $C_{250}H_{611}O_{77}N_{55}P_6S$ beschreibt, unabhängig von der Artzugehörigkeit, die mittlere chemische Zusammensetzung der Bakterien (Rheinheimer et al. 1988). Demnach beträgt das stöchiometrische Verhältnis zwischen Stickstoff und Phosphor 9,2. Berücksichtigt man die unterschiedlichen molaren Massen ergibt sich ein Gewichtsverhältnis von 4,2. Die Assimilation von Phosphor wurde auf Basis der Assimilation von Stickstoff und dem Gewichtsverhältnis berechnet:

$$r_{t,P,Bakterien} = \frac{r_{t,N,Bakterien}}{4,2}$$

Gleichung 3.30

3.4.7 Makroalgenfilter

Die TAN Aufnahme im Makroalgenfilter wurde auf Basis der täglich zur Verfügung stehenden TAN Menge bestimmt. Die funktionale Abhängigkeit wurde anhand der experimentellen Daten durch eine Michaelis-Menten-Kinetik beschrieben (Abbildung 3.15a):

$$r_{t,TAN,Alge} = \frac{r_{max} \cdot B_{t,TAN,Alge}}{K_S + B_{t,TAN,Alge}}$$

Gleichung 3.31

Gleichung 3.32 beschreibt den funktionalen Zusammenhang zwischen der relativen TAN Aufnahme und der zur Verfügung stehenden TAN Menge ebenfalls als Michaelis-Menten-Kinetik (Abbildung 3.15b):

$$r_{t,TAN\%,Alge} = \frac{r_{max} \cdot B_{t,TAN,Alge}}{K_S + B_{t,TAN,Alge}} \cdot \frac{100}{B_{t,TAN,Alge}}$$

Gleichung 3.32

Die TAN Menge errechnete sich auf Basis der mittleren TAN Konzentration aus Gleichung 3.24 und der Durchflussrate (R) im Makroalgentank (vergleiche Tabelle 2.1, Seite 23):

$$B_{t,TAN,Alge} = c_{t,TAN} \cdot R_{t,Alge}$$

Gleichung 3.33

Aufgrund der hohen Durchflussrate im Makroalgenfilter repräsentiert Gleichung 3.33 nur einen gut angenäherten Wert, da der Anteil des tatsächlich ausgetauschten Wassers nicht berücksichtigt wurde (vergleiche Kapitel 3.8.1). Abbildung 3.15b zeigt, dass die Michaelis-Menten-Kinetik nach Gleichung 3.32 ($r^2=0,75$) die experimentellen Daten

besser als Gleichung 3.31 ($r^2=0,64$) beschreibt. Dies liegt im Wesentlichen daran, dass die TAN Aufnahme bei niedrigen zur Verfügung stehenden TAN Mengen ($<0,2\text{g TAN h}^{-1}\text{ m}^{-2}$) besser wiedergegeben wurde. Dennoch wurde für das Modell mit der Michaelis-Menten-Kinetik nach Gleichung 3.31 (vergleichend Abbildung 3.15a) gerechnet, da davon ausgegangen wurde, dass die maximale Aufnahmerate ($r_{\text{max}}=0,06\text{g TAN h}^{-1}\text{ m}^{-2}$) nach Gleichung 3.32 unterschätzt wurde.

Abbildung 3.15c vergleicht die modellierte TAN Aufnahme mit den experimentellen Daten. Eine Validierung des Modells war nicht erfolgreich. Dies lag vor allem daran, dass die Dynamik in den experimentellen Daten (vergleiche Abbildung 3.4a) durch das Modell nicht wiedergegeben wurde. Die modellierte TAN Konzentration zeigte einen stetigen Anstieg über den gesamten Untersuchungszeitraum (graphisch nicht dargestellt). Dieser Trend war in den experimentellen Daten nicht zu erkennen, was vor allem daran lag, dass die TAN Konzentration während des Untersuchungszeitraumes großen Schwankungen unterlag und zeitweise auch kritische TAN Werte $>1\text{mg TAN dm}^{-3}$ gemessen wurden (vergleiche Abbildung 3.4a). Die Abweichungen der modellierten TAN Konzentration von den experimentellen Daten fanden sich demzufolge auch bei der modellierten TAN Aufnahme des Makroalgenfilters wieder, da diese von der TAN Konzentration beeinflusst wird (vergleichend Gleichung 3.31 und Gleichung 3.32).

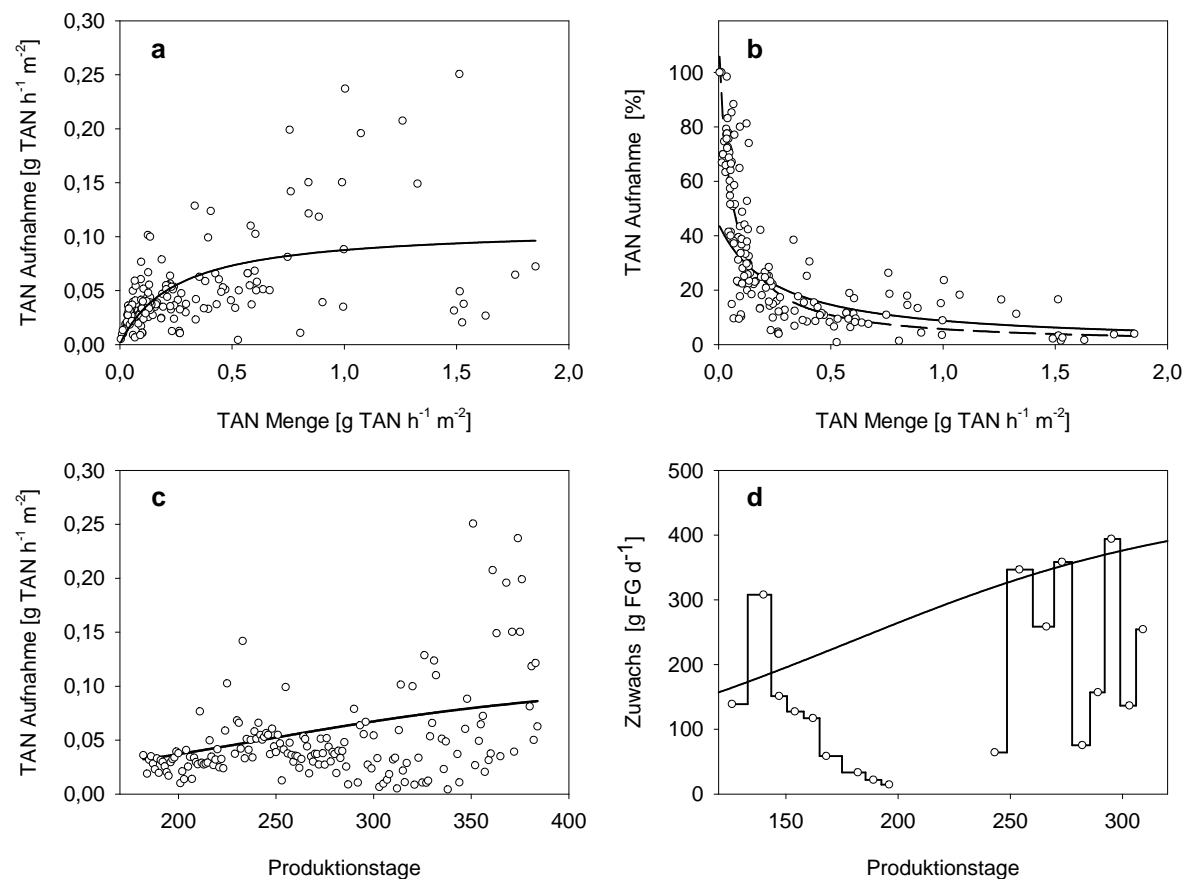


Abbildung 3.15 – Makroalgenfilter: a) Dargestellt ist die absolute TAN Aufnahme in Abhängigkeit von der TAN Menge ($n=165$). Die Regressionsanalyse ergab für die Parameter der Michaelis-Menten-Kinetik (Gleichung 3.31) folgende Werte: $r_{\text{max}}=0,11$; $K_S=0,25$; $r^2=0,28$ b) Dargestellt ist die relative TAN Aufnahme in Abhängigkeit von der TAN Menge ($n=165$). Die durchgezogene Linie entspricht der Michaelis-Menten-Kinetik aus Abbildung 3.15a ($r^2=0,64$). Die gestrichelte Linie entspricht der Michaelis-Menten-Kinetik nach Gleichung 3.32. Die Regressionsanalyse ergab folgende Parameter: $r_{\text{max}}=0,06$; $K_S=0,05$; $r^2=0,75$ c) Vergleich zwischen der modellierten und experimentellen Ammoniumaufnahme im Makroalgenfilter über den untersuchten Produktionszeitraum ($n=165$). Die experimentelle Ammoniumaufnahme wurde auf Basis der TAN Differenz zwischen Zu- und Auslauf berechnet. d) Vergleich zwischen dem modellierten und experimentellen ($n=18$), absoluten Zuwachs im Makroalgenfilter über dem untersuchten Produktionszeitraum.

Abbildung 3.15d zeigt den auf Basis der TAN Aufnahme des Algenfilters modellierten absoluten Zuwachs (Y):

$$Y_{t,Alge} = r_{t,TAN,Alge} \cdot \frac{100}{C_{N,Alge}} \cdot \frac{100}{C_{TG,Alge}}$$

Gleichung 3.34

Für das Modell wurde mit einem konstanten Stickstoffgehalt (N) der Alge von 6% N TG⁻¹ und einem Trockengewichtsanteil (TG) von 14% FG⁻¹ gerechnet. Abbildung 3.2b zeigt jedoch, dass Stickstoff in der Algenbiomasse über den Produktionszeitraum kumulierte. Diese Kumulation wurde über den untersuchten Zeitraum als linearer Trend funktional beschrieben. Die Ergebnisse für Stickstoff und Kohlenstoff sind in Tabelle 3.3 (Seite 51) dargestellt. Abbildung 3.2d zeigt, dass die massenspezifische C:N Rate in der Algenbiomasse über den untersuchten Produktionszeitraum abnahm. Demzufolge kam es in Relation zum Kohlenstoff zu einer erhöhten Kumulation von Stickstoff. Tabelle 3.3 zeigt, dass die mittlere Stickstoffkumulation für *Solieria chordalis* 0,034% TG d⁻¹ betrug. Legt man den niedrigsten gemessenen Stickstoffgehalt von 4,9% TG zu Grunde, wurden täglich etwa 0,7% vom TG Zuwachs und 5% vom FG Zuwachs durch Stickstoffkumulation erklärt. Dadurch wurde der täglich berechnete FG Zuwachs in Gleichung 3.34 um ca. 3-5% überschätzt. Im Modell wurde diese Überschätzung nicht berücksichtigt, da er nur Auswirkungen auf den Ertrag der Makroalgen und nicht auf die Nährstoffflüsse im Versuchskreislauf hatte. Weiterhin erklären die experimentellen Daten nicht, inwieweit der Trend der Nährstoffkumulation anhält und in welchem Bereich die physiologisch bedingte Sättigung erreicht ist.

Die nach Gleichung 3.34 modellierte Wachstumsrate ist in Abbildung 3.15d dargestellt. Die experimentell bestimmten Zuwachsraten zeigten erhebliche Schwankungen über den untersuchten Produktionszeitraum. Diese waren teilweise auf die schon erwähnten Probleme aufgrund der zu geringen Besatzdichten zurückzuführen. Es zeigte sich jedoch, dass die modellierte Wachstumsrate durch experimentelle Daten belegt werden konnte. Dennoch war der experimentelle Zuwachs über den untersuchten Bereich meist geringer als der modellierte Zuwachs.

Die Phosphor Aufnahme der Makroalgen im Modell wurde über die TAN Aufnahme berechnet. Das stöchiometrische Verhältnis zwischen Stickstoff und Phosphor für Algen beträgt in der Regel 1:16 (Redfield Rate). Auch wenn für Makroalgen sehr unterschiedliche Raten beschrieben wurden (Schramm 1991), wurde für das Modell mit einer stöchiometrischen Rate von 16 gerechnet. Berücksichtigt man die unterschiedlichen molaren Massen ergibt sich ein Gewichtsverhältnis von 7,3. Die Aufnahme von Phosphor durch die Makroalgen wurde auf Basis der TAN Aufnahme und des Gewichtsverhältnisses berechnet:

$$r_{t,P,Alge} = \frac{r_{t,TAN,Alge}}{7,3}$$

Gleichung 3.35

3.5 Simulation der Nährstoffflüsse im Versuchskreislauf

Ziel der Modellierung der Nährstoffflüsse in Kapitel 3.4 war es, die biologischen Prozesse im Versuchskreislauf und deren Interaktionen in einem Rechenalgorithmus zu verarbeiten. Die Validierung der Teilmodelle zeigte bis auf die Makroalgen eine gute Übereinstimmung mit den vorhandenen experimentellen Daten. Daraus ist zu schließen, dass diese Prozesse durch die im Modell angenommenen funktionalen Zusammenhänge gut erklärt wurden. In einer Simulation des Gesamtmodells wurde zusätzlich die Vernetzung dieser Teilmodelle getestet. Als validierende Messgrößen wurden die Nitrat- und Phosphatkonzentration im Versuchskreislauf ausgewählt. Der Konzentrationsverlauf dieser beiden Nährstoffe im Prozesswasser konnte gut als validierende Messgröße

verwendet werden, da er gut messbar war, nur geringen täglichen Schwankungen unterlag, sich relativ langsam änderte und durch alle modellierten Einzelprozesse beeinflusst wurde. Die Simulation wurde auf Basis der in Kapitel 3.3 und Kapitel 3.4 beschriebenen Gleichungen gerechnet.

Die Nitratkonzentration im Modell wurde nach Gleichung 3.26 berechnet. Die Phosphatkonzentration berechnete sich analog dazu wie folgt:

$$c_{t,P} = \frac{\text{Exkretion}_{t,P} + \text{FaecesLöslich}_{t,P} + (c_{t-1,P} \cdot V - r_{t-1,P,\text{Bakterien}} - r_{t-1,P,\text{Alge}})}{V}$$

Gleichung 3.36

Abbildung 3.16 zeigt, dass sowohl die Nitrat als auch die Phosphatkonzentration im Versuchskreislauf über den gesamten Untersuchungszeitraum gut durch das Modell wiedergegeben wurde. Das Bestimmtheitsmass (r^2) betrug für Nitrat 0,79 und für Phosphat 0,87. Die linearen Regressionsanalysen in Abbildung 3.16c und Abbildung 3.16d zeigen, dass das Modell die Nitrat und Phosphat Konzentration gut über den gesamten untersuchten Messbereich vorhersagte. Der Standardfehler des Modells für den untersuchten Produktionszeitraum betrug für Nitrat $5,7\text{mg N dm}^{-3}$ und für Phosphat $1,8\text{mg P dm}^{-3}$.

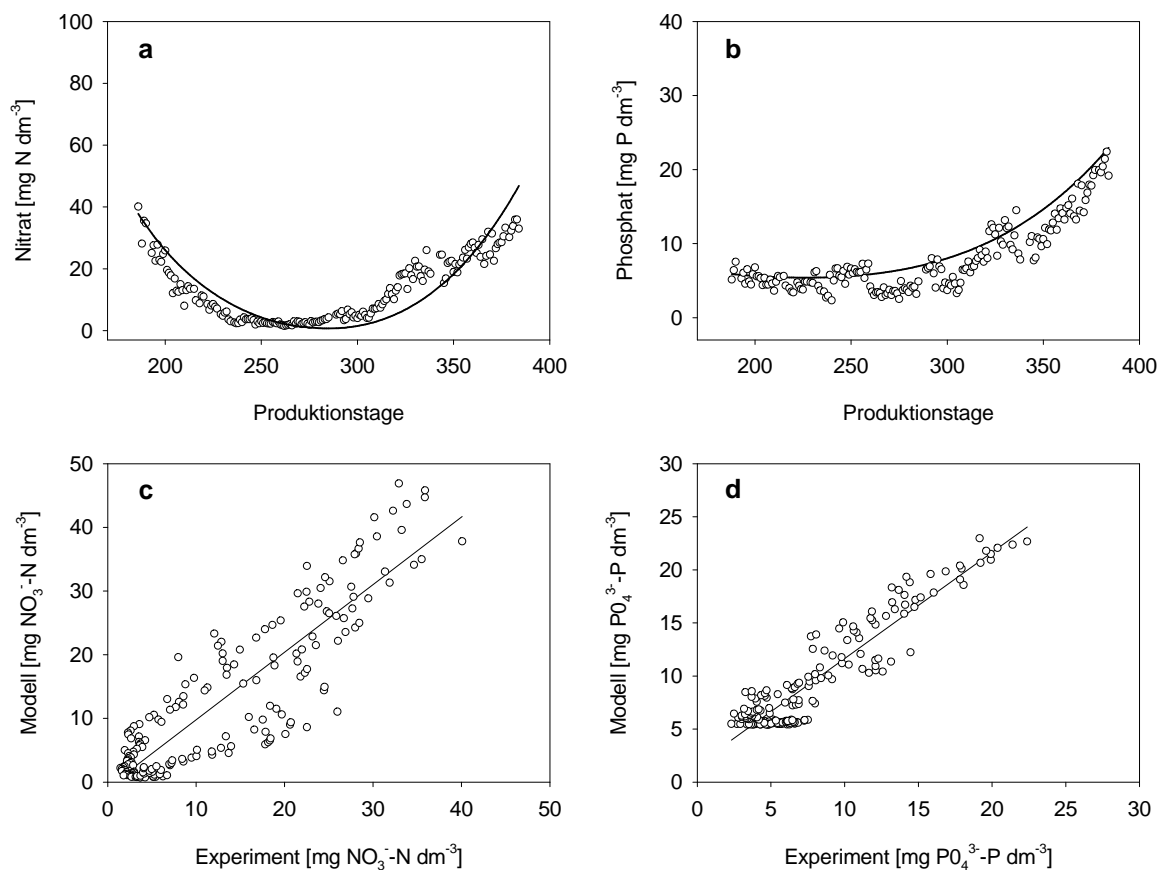


Abbildung 3.16 – a-b) Vergleich der modellierten (durchgezogene Linie) und experimentellen (Symbole) Nährstoffkonzentration im Prozesswasser des Versuchskreislaufs über den untersuchten Produktionszeitraum a) Nitrat b) Phosphat c-d) Lineare Regressionsanalyse: Modellerte vs. experimentelle Nährstoffkonzentration c) Nitrat: $n=183$; $y=1,08x-0,82$; $r=0,89$; $r^2=0,79$; S.E.= $5,7\text{mg N dm}^{-3}$ d) Phosphat: $n=182$; $y=1,01x+1,64$; $r=0,93$; $r^2=0,87$; S.E.= $1,8\text{mg P dm}^{-3}$

Abbildung 3.17 zeigt die experimentell bestimmte sowie modellerte N:P Rate im Prozesswasser des Versuchskreislaufs. Analog zu Abbildung 3.16 wurde diese gut durch das Modell wiedergegeben. Das Bestimmtheitsmass (r^2) betrug 0,81 und der Standardfehler des Modells 1,4.

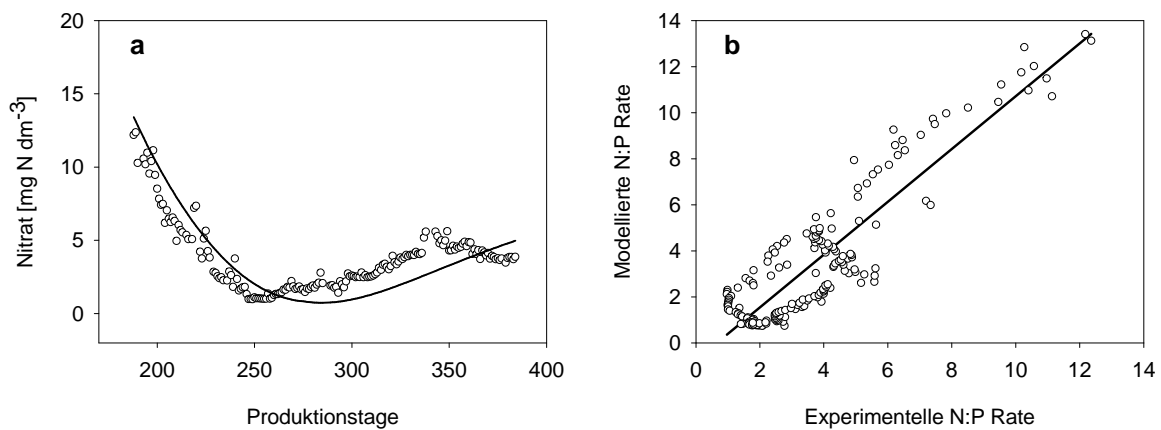


Abbildung 3.17 - a) Vergleich der modellierten (durchgezogene Linie) und experimentellen (Symbole) stöchiometrischen N:P Rate im Prozesswasser des Versuchskreislaufs über den untersuchten Produktionszeitraum b) Lineare Regressionsanalyse: Modellierete vs. experimentelle stöchiometrische N:P Rate; $n=182$; $y=1,14x-0,76$; $r=0,92$; $r^2=0,81$; S.E.=1,4

Abschließend lässt sich anhand der Simulation zusammenfassen, dass die vorliegende numerische Modellierung die experimentell bestimmten Daten sehr gut erklärte. Das Modell identifizierte die wesentlichen biologischen Prozesse und verknüpfte diese zu einem Gesamtmodell, welches in der Lage war, die Nitrat- und Phosphatkonzentration im Versuchskreislauf vorherzusagen. Diese Erkenntnis ermöglichte die Nutzung des Modells für weiterführende Forschungsfragen. Insbesondere die Optimierung der aufeinander abzustimmenden Nährstoffflüsse kann in virtuellen Versuchen (Simulationen) dazu beitragen, die Gesamteffizienz bzw. Wirtschaftlichkeit des Versuchskreislaufs zu verbessern.

3.6 Nährstoffbilanz des Versuchskreislaufs

Abbildung 3.18 zeigt die tägliche, modellierte Nährstoffretention für die im Versuchskreislauf produzierten Organismen über den untersuchten Produktionszeitraum.

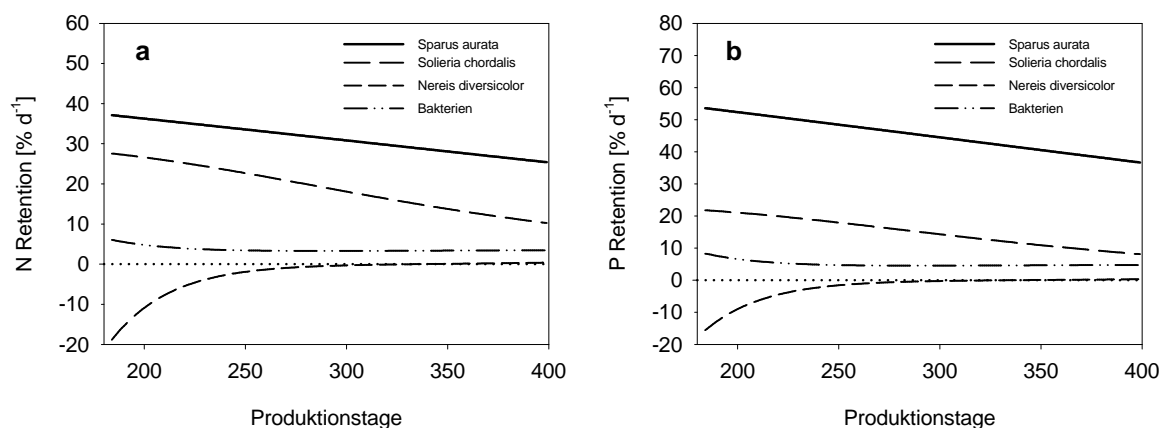


Abbildung 3.18 – Dargestellt ist die tägliche Retention der Nährstoffe a) Stickstoff und b) Phosphor für die im Versuchskreislauf produzierten Organismen über den untersuchten Versuchszeitraum.

Die Nährstoffretention der Fische nahm über den Produktionsverlauf ab. Der Grund war die sich verschlechternde Futterverwertung mit zunehmender Fischgröße (vergleichend FCR in Abbildung 3.7d). Die Nährstoffretention der Makroalgen nahm ebenso ab. Die negative Nährstoffretention der Würmer hing mit den negativen Wachstumsraten zu Beginn des Versuchszeitraumes zusammen (vergleichend Abbildung 3.13a). Ab Produktionstag 334 waren ein positives Wachstum und somit auch eine positive, wenn

auch geringe, Nährstoffretention im Detritivorusreaktor zu verzeichnen. Die Daten zeigen, dass der Detritivorusreaktor noch weit vom Optimum entfernt betrieben wurde.

Die modellierte Nährstoffbilanz für Stickstoff und Phosphor über den gesamten untersuchten Produktionszeitraum ist in Tabelle 3.7 dargestellt. Die Nährstoffretention der Fische war in dem in der Literatur beschriebenen Bereich. Die Daten zeigen, dass die Makroalgen die Nährstoffeffizienz im Versuchskreislauf verbesserten, die Würmer dagegen diese verschlechterten. Das Modell zeigte jedoch, dass aufgrund des Reproduktionsergebnisses im Detritivorusreaktor, sich für die Würmer ungünstige Nahrungsbedingungen einstellten. Diese erklären den negativen Betrag in Tabelle 3.7. Die Nährstoffbilanz zeigt, dass Denitrifikation im Versuchskreislauf eine nicht unerhebliche Rolle spielte. Grund war das Sediment im Detritivorusreaktor. Die dort sedimentierende organische Fracht schaffte optimale Bedingungen für denitrifizierende Bakterien, so dass sich anaerobe Bereiche bildeten, in denen Nitrat reduziert wurde. Aufsteigende Gasblasen bei der Beprobung des Sedimentes im Detritivorusreaktor unterstützten diese Vermutung. Ein Teil der Nährstoffe wurde im Zuge der Nitrifikation und Denitrifikation für den Aufbau neuer Bakterienbiomasse assimiliert. Die restlichen Nährstoffe kumulierten im Spülwasser der Abschäumung und im Prozesswasser des Versuchskreislaufs. Die Nährstoffbilanz konnte für Stickstoff zu 94% und für Phosphor zu 86% geschlossen werden.

Tabelle 3.7 – Nährstoffbilanz für Stickstoff und Phosphor anhand der modellierten Daten dargestellt als Summe und relativer Anteil über den untersuchten Produktionszeitraum (Tag 182-399)

	Stickstoff [g]	Stickstoff [%]	Phosphor [g]	Phosphor [%]
Sparus aurata	1194	30	302	43
Nereis diversicolor	-50	-1	-7	-1
Solieria chordalis	666	17	92	13
Abschäumung	145	4	62	9
Bakterien	134	3	32	5
Denitrifikation	1417	35		
Prozesswasser*	259	6	118	17
Summe	3765	94	599	86
Futtereintrag	4003	100	701	100
Differenz	238	6	102	14

*Kumulation der gelösten Nährstoffe im Prozesswasser des Versuchskreislaufs

Abschließend lässt sich zusammenfassen, dass die Nährstoffeffizienz des Versuchskreislaufs auf Basis dieses ersten Versuches noch nicht das Optimum darstellte. Die Nährstoffretention vermarktungsfähiger bzw. verwertbarer Produkte betrug für Stickstoff 46% und für Phosphor 55%. Das Modell ermöglicht jedoch eine iterative Anpassung der sekundären Produktionen an die Produktion der Zielart. In virtuellen Versuchsläufen (Simulationen) wurde das System mit Hilfe des Computerprogramms MARIS hinsichtlich ökonomischer und ökologischer Gesichtspunkte optimiert (vergleichend Kapitel 3.9).

3.7 Makroalgenverwertung durch Sparus aurata

Das Ziel dieses Versuches bestand darin, einen Teil der produzierten Algenbiomasse als Futterergänzung für Sparus aurata direkt im Versuchskreislauf wiederzuverwerten. Dazu

wurden Wachstumsversuche mit vier Gruppen durchgeführt. Das Fischwachstum wurde jeweils paarweise (Versuchsgruppe + Kontrollgruppe) verglichen. Die Gewichtszunahme der Versuchs- und Kontrollgruppen ist in Abbildung 3.19 dargestellt. Diese zeigt, dass die Versuchsgruppe in der 10% des Futters mit Algenmaterial ersetzt wurde, langsamer wuchs als die Kontrollgruppe. Bei den letzten beiden Biomassebestimmungen konnte ein signifikanter Unterschied im mittleren Fischgewicht nachgewiesen werden (t-Test; $p=0,99$). Dagegen zeigen die Ergebnisse, dass ein 5%iger Algenanteil im Futter das Wachstum nicht wesentlich verschlechterte und kein signifikanter Unterschied zwischen den beiden Gruppen über den gesamten Untersuchungszeitraum nachgewiesen werden konnte.

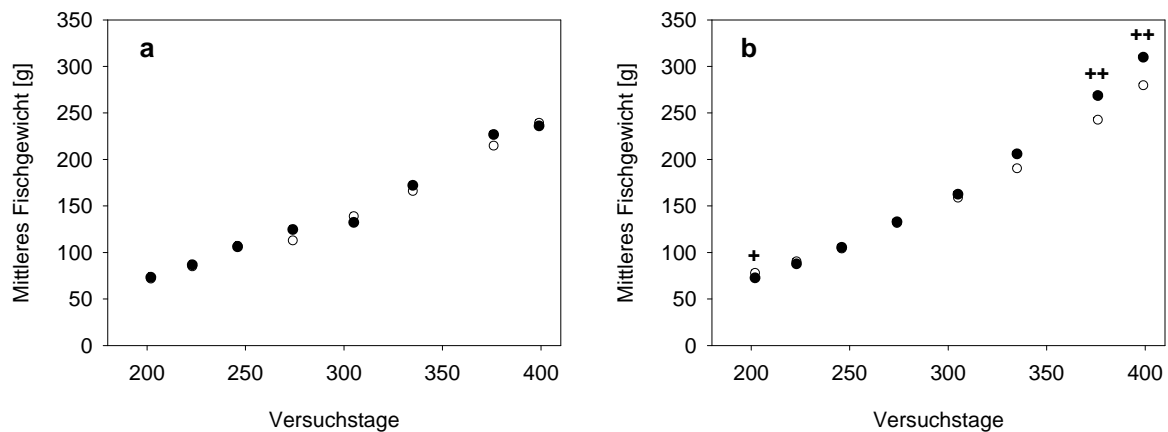


Abbildung 3.19 – Vergleich zwischen der Gewichtszunahme der mit Algen gefütterten Versuchsgruppe (weiße Symbole) und der jeweiligen Kontrollgruppe (schwarze Symbole). a) 5% (15-18°C) b) 10% (20°C) des Futters wurden mit getrockneten Stücken von *Palmaria palmata* ersetzt. Signifikante Gewichtsunterschiede zwischen der Versuchs- und Kontrollgruppe sind für eine Irrtumswahrscheinlichkeit von 5% (+) und 1% (++) angegeben (t-Test). Dargestellt sind jeweils die Mittelwerte der während der Biomassebestimmungen gemessenen Fischgewichte von *Sparus aurata* ($n>20$).

Ein interessanter Aspekt ergab sich bei der Berücksichtigung morphometrischer Analysen. Abbildung 3.20 zeigt die Längen- und Gewichtsbeziehung für *Sparus aurata* in der Versuchsanlage über den gesamten Untersuchungszeitraum. Die Längen- und Gewichtsbeziehung berechnete sich wie folgt:

$$W = a \cdot TL^b$$

Gleichung 3.37

W	g	Gewicht (Abtropfgewicht)
TL	cm	Totallänge

Abbildung 3.20 zeigt, dass die Versuchsgruppe (10% Algenanteil im Futter) bei gleichen Längen am Ende des Untersuchungszeitraums im Mittel ein geringeres Gewicht als die Kontrollgruppe aufwies. Bis zu einem Gewicht von ca. 100g stimmen die beiden Funktionen noch sehr gut überein, da beide mit dem gleichen Futtermittel gefüttert wurden. Die Längen-Gewichts-Beziehung ändert sich jedoch ab Beginn des Fütterungsversuches, indem die Funktion der Versuchsgruppe flacher, als die der Kontrollgruppe verlief. Die Ergebnisse deuten auf einen schlechteren Ernährungszustand der mit Algen gefütterten Versuchsgruppe. Der Ernährungszustand der Fische wurde durch die Ermittlung des Korpulenzfaktors (k) beurteilt. Dieser berechnete sich wie folgt:

$$k = \frac{100 \cdot W}{TL^3}$$

Gleichung 3.38

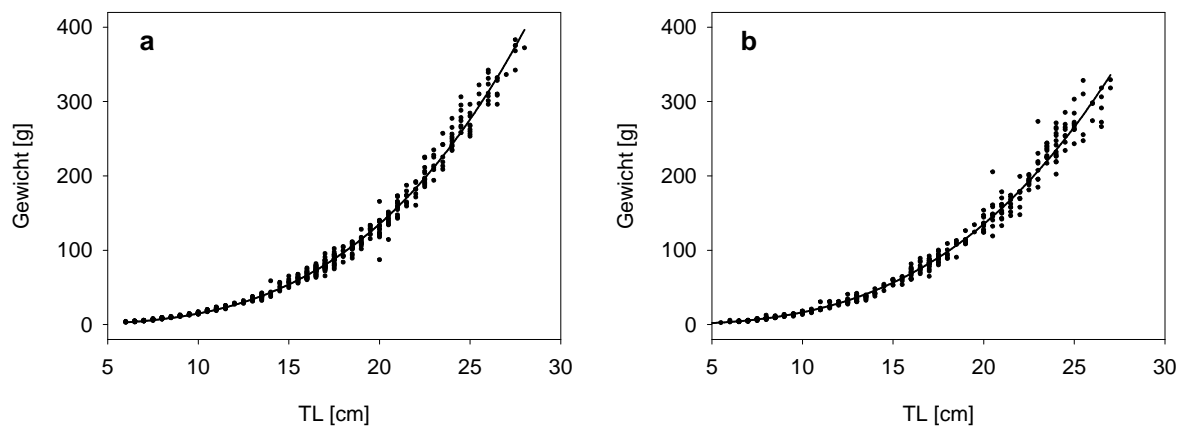


Abbildung 3.20 – Längen-Gewichts-Beziehung von *Sparus aurata* in der experimentellen Versuchsanlage nach Gleichung 3.37: a) Becken 1, Kontrollgruppe ($a=0,010$; $b=3,20$; $r^2=0,99$) b) Becken 2, Versuchsgruppe 10% Algenanteil im Futter ($a=0,015$; $b=3,034$; $r^2=0,99$).

Der Korpulenzfaktor ist neben dem Ernährungszustand noch abhängig von der vererbten Körperform, der augenblicklichen Darmfüllung, dem Alter, dem Geschlecht sowie dem augenblicklichen Entwicklungszustand der Gonaden. Normale Korpulenzfaktoren sind aus diesen Gründen schwer zu ermitteln. Aufgrund gleicher Bedingungen zwischen der jeweiligen Versuchs- und Kontrollgruppe konnte dieser aber gut als Vergleichskriterium für die Beurteilung des Ernährungszustandes herangezogen werden. Der Korpulenzfaktor wurde für jede Biomassebestimmung jeweils aus dem mittleren Fischgewicht und der mittleren Totallänge berechnet. Die über die Versuchszeiträume gemittelten Korpulenzfaktoren sind in Tabelle 3.8 und Tabelle 3.9 dargestellt.

Tabelle 3.8 – Mittlere Korpulenzfaktoren für die beiden Becken im Versuchskreislauf während des Produktionszeitraums vor Versuchbeginn (Tag 0-202). Die statistische Auswertung erfolgte mit Hilfe des LORD Test. Die Stichproben waren normal verteilt (Schnelltest nach David et al.) bei gleichen Varianzen (F-Test).

	Becken 1	Becken 2
Korpulenzfaktor	1,57	1,58
Standardabweichung (s)	0,08	0,07
Variationsbreite (R)	0,26	0,23
n	7	7
R/s - Wert	3,31	3,26
F-Wert		1,24
u-Wert		0,04
Signifikanzschränke $u_{7/0,05}$		0,35

Tabelle 3.8 zeigt die Korpulenzfaktoren für den Produktionszeitraum, in dem beide Gruppen mit dem gleichen Futtermittel gefüttert wurden. Die mittleren Korpulenzfaktoren für den Versuchszeitraum Produktionstag 0-202 zeigen den gleichen Ernährungszustand der beiden Versuchsgruppen. Es konnte kein signifikanter Unterschied der Korpulenzfaktoren zwischen den Fischen beider Becken im Versuchskreislauf nachgewiesen werden (LORD-Test, $p=0,95$).

Tabelle 3.9 zeigt die Korpulenzfaktoren für die Versuchs- und Kontrollgruppen während des Fütterungsversuches. Die mittleren Korpulenzfaktoren lagen in beiden Versuchsgruppen unter denen der Kontrollgruppe. Dennoch konnte kein signifikanter Unterschied nachgewiesen werden (LORD-Test, $p=0,95$).

Abschließend lässt sich zusammenfassen, dass ca. 5% des Futters durch getrocknetes Algenmaterial ersetzt werden können, ohne dass eine signifikante Verschlechterung im Fischwachstum auftritt. Die Untersuchungsergebnisse beziehen sich auf die Rotalge *Palmaria palmata*. Die Übertragbarkeit der Ergebnisse auf andere Makroalgen setzt eine ähnliche chemische Zusammensetzung voraus.

Tabelle 3.9 - Mittlere Korpulenzfaktoren für die Versuchs- und Kontrollgruppen während des Versuchszeitraums (Tag 203-399). Die statistische Auswertung erfolgte mit Hilfe des LORD Test. Die Stichproben waren normal verteilt (Schnelltest nach David et al.) bei gleichen Varianzen (F-Test).

	Kontrollgruppe	Versuchsgruppe 10%Alge	Kontrollgruppe	Versuchsgruppe 5%Alge
Korpulenzfaktor	1,72	1,67	1,76	1,72
Standardabweichung (s)	0,07	0,07	0,07	0,06
Variationsbreite (R)	0,19	0,20	0,20	0,21
n	8	8	8	8
R/s - Wert	2,68	2,87	3,17	3,06
F-Wert		1,03		1,18
u-Wert		0,24		0,20
Signifikanzschränke $u_{8/0,05}$		0,31		0,31

3.8 Lichtabhängige TAN Aufnahme verschiedener Makroalgen

3.8.1 Berechnung der TAN Aufnahme auf Basis der Durchflussexperimente

Der Einsatz von Makroalgen als im Durchfluss betriebene Nährstofffilter erfordert eine dynamische Modellierung der Nährstoffaufnahme. Aufgrund des sehr langsam stattfindenden Austausches des Wasserkörpers bei geringen Durchflussraten war es nicht zulässig, die Nährstoffaufnahme aus der Differenz zwischen Zu- und Auslaufkonzentration zu berechnen. Daher wurde der Anteil des tatsächlich ausgetauschten Wassers berücksichtigt. Dieser berechnete sich wie folgt:

$$K = 1 - e^{\frac{-TR}{V}}$$

Gleichung 3.39

K		Anteil des pro Zeitintervall ausgetauschten Wassers
T	h	Messintervall
R	$\text{m}^3 \text{h}^{-1}$	Durchflussrate
V	m^3	Tankvolumen

Anhand des in Gleichung 3.39 berechneten Anteils an ausgetauschtem Wasser und den mittleren Konzentrationen von Zu- und Auslauf (berechnet als Mittelwert zwischen der Anfangs- und Endkonzentration) wurde eine virtuelle Auslaufkonzentration berechnet, die sich einstellt, wenn die Algen den untersuchten Nährstoff nicht aufnehmen.

$$C_{out,virtuell} = K \cdot \frac{C_{in,t1} + C_{in,t2}}{2} + (1 - K) \cdot \frac{C_{out,t1} + C_{out,t2}}{2}$$

Gleichung 3.40

$C_{out,virtuell}$	g m^{-3}	Virtuelle Auslaufkonzentration zum Zeitpunkt t2
$C_{in,t1}$	g m^{-3}	Zulaufkonzentration zum Zeitpunkt t1
$C_{out,t2}$	g m^{-3}	Auslaufkonzentration zum Zeitpunkt t2

Bei konstanter Zulaufkonzentration vereinfacht sich Gleichung 3.40 wie folgt:

$$C_{out,virtuell} = K \cdot C_{in} + (1 - K) \cdot \frac{C_{out,t1} + C_{out,t2}}{2}$$

Gleichung 3.41

Anhand der Differenz zwischen der virtuellen Konzentration aus Gleichung 3.40 und der experimentell gemessenen Auslaufkonzentration wurde die Nährstoffaufnahme berechnet.

$$r = \frac{(C_{out,virtuell} - C_{out,t2}) \cdot V}{A \cdot T}$$

Gleichung 3.42

r	$\text{g h}^{-1} \text{m}^{-2}$	Nährstoffaufnahme
A	m^2	Tankoberfläche

Die virtuelle Auslaufkonzentration diente gleichzeitig für die Berechnung der Nährstofflast.

$$B = \frac{C_{out, virtuell} \cdot V}{A \cdot T}$$

Gleichung 3.43

B $\text{g h}^{-1} \text{m}^{-2}$ Nährstoffmenge

Die Messintervalle betragen jeweils eine bzw. eine halbe Stunde (siehe Tabelle 2.2, Seite 25). Gleichzeitig wurde sekundlich die Lichtintensität gemessen und für jedes Messintervall gemittelt.

3.8.2 TAN Aufnahme von *Palmaria palmata* für verschiedene Lichtklassen

Abbildung 3.21 zeigt die Einteilung der Datentriplets aus den Durchflussexperimenten in Lichtklassen. Für jede Lichtklasse wurde eine Michaelis-Menten-Kinetik bestimmt, die den funktionalen Zusammenhang zwischen der Nährstoffaufnahme und der zur Verfügung stehenden Nährstoffmenge beschreibt (Gleichung 3.44). Die Parameter der funktionalen Regressionsanalyse sind in Tabelle 3.10 dargestellt.

Tabelle 3.10 – Parameter der Michaelis-Menten-Kinetiken für die TAN Aufnahme von *Palmaria palmata* für die untersuchten Lichtklassen

Lichtklasse	Mittlere Lichtintensität (I)	Maximale Aufnahmerate (V_{max})	Michaelis-Konstante (K_s)	Bestimmtheitsmaß (r^2)	Standardfehler (S.E.)
$\mu\text{E m}^{-2} \text{s}^{-1}$	$\mu\text{E m}^{-2} \text{s}^{-1}$	$\text{g TAN h}^{-1} \text{m}^{-2}$	$\text{g TAN h}^{-1} \text{m}^{-2}$		$\text{g TAN h}^{-1} \text{m}^{-2}$
0-100	74±13	0,141	0,105	0,12	0,046
100-200	157±29	0,158	0,128	0,43	0,041
200-300	258±24	0,206	0,332	0,86	0,022
300-400	362±17	0,255	0,475	0,58	0,055
400-500	453±29	0,451	1,083	0,89	0,039
500-750	607±78	0,584	1,838	0,91	0,048

Auch wenn diese Daten in dieser Form nicht für die Modellierung der Nährstoffaufnahme verwendet wurden, unterstreichen sie die für den funktionalen Zusammenhang der Regressionsanalyse getroffenen Annahmen (siehe Kapitel 3.8.3). Die Abhängigkeit der TAN Aufnahme von der zur Verfügung stehenden TAN Menge folgt einer Michaelis-Menten-Kinetik. Bis auf die Lichtklasse 0-100 $\mu\text{E m}^{-2} \text{s}^{-1}$ ($p=0,11$) war dieser funktionale Zusammenhang signifikant ($p<0,01$). Der Standardfehler der Abschätzung lag in einem tolerierbaren Bereich von 0,022-0,055 $\text{g TAN h}^{-1} \text{m}^{-2}$. Die maximalen Aufnahmeraten und Michaelis-Konstanten steigen mit zunehmender Lichtintensität und nähern sich einem Sättigungsniveau an.

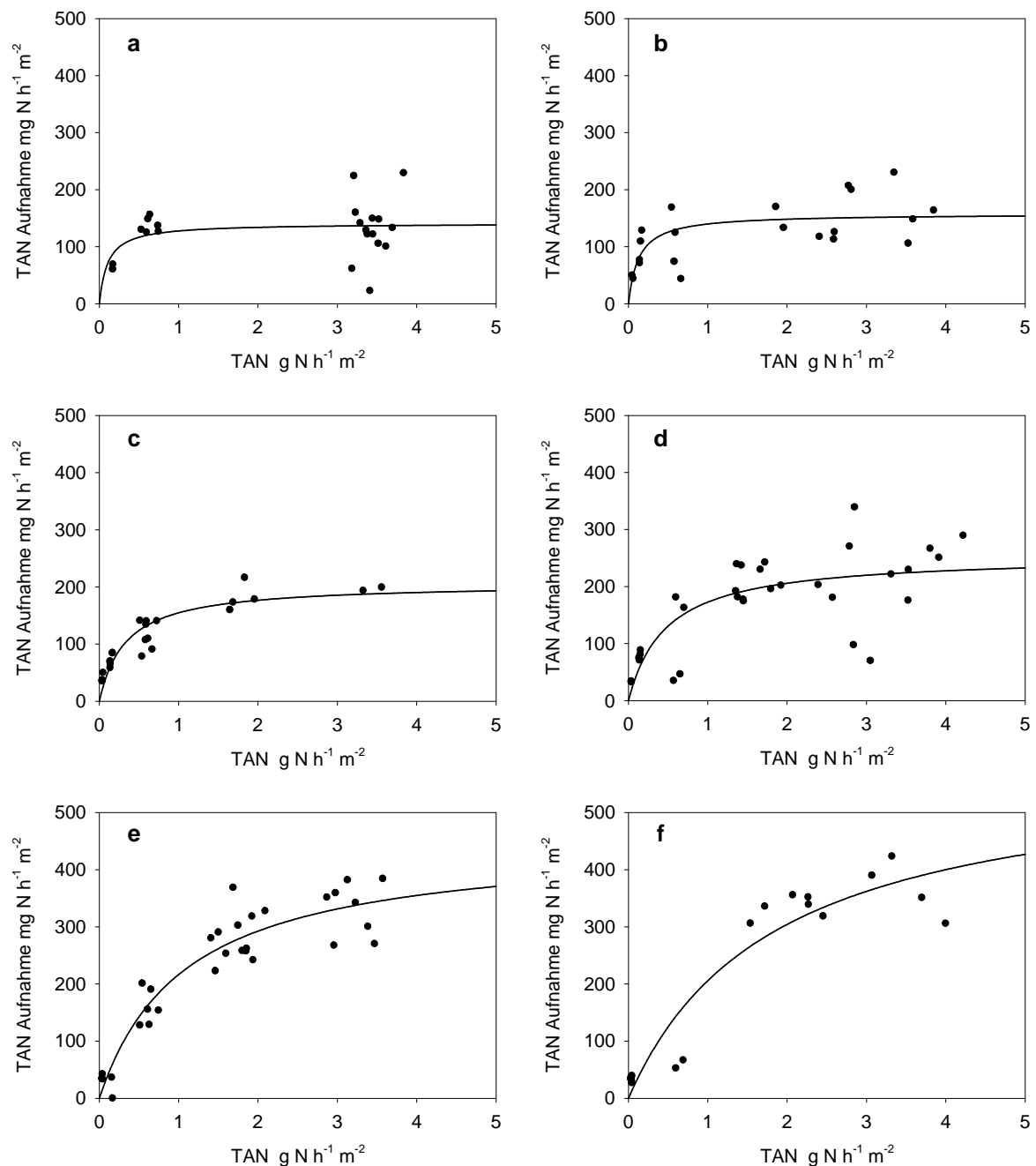


Abbildung 3.21 - Dargestellt ist die funktionale Abhängigkeit (Michaelis-Menten-Kinetik) der TAN Aufnahme von der TAN Menge für *Palmaria palmata*. Folgende Lichtklassen [$\mu\text{E m}^{-2} \text{s}^{-1}$] wurden untersucht: a) 0-100 b) 100-200 c) 200-300 d) 300-400 e) 400-500 f) 500-750

3.8.3 TAN Aufnahme in Abhängigkeit von der TAN Menge und Lichtintensität

Die TAN Aufnahme von *Palmaria palmata*, *Solieria chordalis* und *Ulva lactuca* wurden in Abhängigkeit von der TAN Menge und der Lichtintensität modelliert. Dafür wurde ein multivariates regressionsanalytisches Modell erarbeitet.

3.8.3.1 Entwicklung des multivariaten regressionsanalytischen Modells

Für die Modellierung wurden XYZ-Triplets der in Tabelle 3.11 beschriebenen Form verwendet.

Tabelle 3.11 – Übersicht der für die Modellierung verwendeten XYZ-Triplets

	Messparameter	Symbol	Einheit	Berechnungsmethode
X	Nährstoffmenge (z.B. TAN)	<i>B</i>	g h ⁻¹ m ⁻²	Gleichung 3.43
Y	Lichtintensität	<i>I</i>	μE s ⁻¹ m ⁻²	Arithmetisches Mittel
Z	Nährstoffaufnahme (z.B. TAN)	<i>r</i>	g h ⁻¹ m ⁻²	Gleichung 3.42

Die Modellierung mit zwei Eingangsvariablen (Lichtintensität, TAN Menge) erforderte die Anwendung eines multivariaten Regressionsmodells. Der für die Regressionsanalyse eingesetzte funktionale Zusammenhang beruhte auf folgenden theoretischen Annahmen:

(1) Die Nährstoffaufnahme ist abhängig von der zur Verfügung stehenden Nährstoffmenge. Dieser funktionale Zusammenhang entspricht einer Michaelis-Menten-Kinetik der in Gleichung 3.44 beschriebenen Form (Fujita 1985; Cohen und Neori 1991):

$$r = \frac{V_{\max} \cdot B}{K_s + B}$$

Gleichung 3.44

V_{\max} g TAN h⁻¹ m⁻² Maximale Nährstoffaufnahme
 K_s g TAN h⁻¹ m⁻² Michaelis-Konstante

(2) Der so genannte „surge uptake“, ein Phänomen welches relativ kurzfristig auftritt, wenn nährstofflimitiertes Algenmaterial erhöhten Nährstoffkonzentrationen ausgesetzt wird und die Nährstoffaufnahme für diesen Zeitraum kein Sättigungsniveau erreicht (Pedersen 1994), war in den hier vorgestellten Versuchen nicht zu erwarten. In den Versuchen wurde darauf geachtet, dass die untersuchten Nährstoffe vor Versuchsbeginn nicht limitierend wirkten.

(3) Die bei dauerhaft hohen Lichtintensitäten eintretende Reduktion von Wachstum und Nährstoffaufnahme (Coutinho und Zingmark 1993) wurde für diese Modellierung vernachlässigt. In Anlehnung an die wissenschaftliche Literatur wurde davon ausgegangen, dass durch eine freischwebende, rotierende Kultivierung der Makroalgen in hoher Besatzdichte eine Photoinhibition bei hohen Lichtintensitäten vermieden wird (Aguirre-von Wobeser et al. 2000; Demetropoulos und Langdon 2004b; Mata et al. 2006). Daher wurde davon ausgegangen, dass sich in Bezug auf die Lichtintensität ein Sättigung der maximalen Nährstoffaufnahme einstellt.

(4) Bei konstanter Nährstoffmenge wurde die Abhängigkeit der Nährstoffaufnahme von der Lichtintensität ebenfalls durch eine Sättigungskinetik beschrieben. Das wiederum bedeutete, dass die maximale Nährstoffaufnahme und Michaelis-Konstante aus Gleichung 3.44 von der Lichtintensität abhängig sind. Nur bei einer ausreichenden Lichtintensität kann die maximale Nährstoffaufnahme erreicht werden. Dieser Zusammenhang wurde ebenfalls durch eine Michaelis-Menten-Kinetik beschrieben. Die Idee dahinter war, für jede gegebene Lichtintensität eine individuelle maximale Nährstoffaufnahme und die dazugehörige Michaelis-Konstante zu bestimmen, mit denen dann wiederum anhand der Nährstofflast die tatsächliche Nährstoffaufnahme berechnet wird (Gleichung 3.44). Anhand dieser „verschachtelten“ Michaelis-Menten-Kinetiken konnten sowohl die Lichtintensität als auch die Nährstofflast die Nährstoffaufnahme limitieren. Für die Regressionsanalyse ergab sich der folgende funktionale Zusammenhang:

$$r = \frac{\frac{V_{\max} \cdot I}{I_{\frac{1}{2}V_{\max}} + I} \cdot B}{\frac{K_s \cdot I}{I_{\frac{1}{2}K_s} + I} + B}$$

Gleichung 3.45

V_{\max}	g TAN h ⁻¹ m ⁻²	Maximale Nährstoffaufnahme
K_s	g TAN h ⁻¹ m ⁻²	Michaelis-Konstante
$I_{\frac{1}{2}V_{\max}}$	μE s ⁻¹ m ⁻²	Lichtintensität bei der 50% der maximalen Nährstoffaufnahme erreicht sind
$I_{\frac{1}{2}K_s}$	μE s ⁻¹ m ⁻²	Lichtintensität bei der die Michaelis-Konstante 50% beträgt

Die Parameter aus Gleichung 3.45 wurden mit Hilfe einer multivariaten Regressionsanalyse bestimmt (Regression Wizard, SigmaPlot® 8.0). Die Ergebnisse der funktionalen Regressionsanalysen sind in Tabelle 3.12 dargestellt.

Tabelle 3.12 – Ergebnisse der funktionalen Regressionsanalyse

Parameter	Einheit	Regressionsanalyse		
		Palmaria palmata	Solieria chordalis	Ulva lactuca
Regressionsanalyse Gleichung 3.45				
V_{\max}	g TAN h ⁻¹ m ⁻²	0,81	10,63	0,72
K_s	g TAN h ⁻¹ m ⁻²	1,70	91,81	3,03
$I_{\frac{1}{2}V_{\max}}$	μE s ⁻¹ m ⁻²	509	336	172
$I_{\frac{1}{2}K_s}$	μE s ⁻¹ m ⁻²	426	100	0
S.E.	g TAN h ⁻¹ m ⁻²	0,05	0,04	0,07
r ²		0,77	0,67	0,55
n		167	100	100
Lineare Regression (y=sx+b) Modell vs. Experimentelle Daten (Validierung)				
s		0,87	0,72	0,61
b	g TAN h ⁻¹ m ⁻²	0,015	0,026	0,041

Abbildung 3.22 verdeutlicht die Qualität des vorhandenen experimentellen Datensatz für *Palmaria palmata* und die Anpassung des dazugehörigen regressionsanalytischen Modells nach Gleichung 3.45. Die Daten für *Palmaria palmata* ermöglichten eine sehr gute regressionsanalytische Bestimmung der Parameter. Insbesondere V_{\max} und K_s konnten dem modelltheoretischen Ansatz folgend gut bestimmt werden. Die Sättigung der TAN Aufnahme in Abhängigkeit von der vorhandenen TAN Menge und der Lichtintensität ist graphisch in Abbildung 3.22 zu erkennen und konnte auch regressionsanalytisch bestimmt werden. Demzufolge konnte dieses Modell auch außerhalb des experimentell validierten Bereiches eingesetzt werden. Diese Eigenschaft war für die

anwendungsorientierte Modellierung des Computerprogramms MARIS (siehe Kapitel 3.9) von besonderer Bedeutung, da eine ganzjährige Simulation der Filterleistung auch Lichtintensitäten $>750\mu\text{E m}^{-2} \text{s}^{-1}$ einschließt. Im Gegensatz dazu umfasste der Datensatz für *Solieria chordalis* und *Ulva lactuca* weniger Datentriplets und diese waren über den untersuchten Modellbereich ungünstig verteilt. Besonders für die höheren Aufnahmeraten fehlten die notwendigen Datentriplets, um den Sättigungsbereich zu untersuchen und die dazugehörigen Parameter zu bestimmen. Infolge dessen wurden die Parameter überschätzt und die Sättigungskinetik näherte sich einer linearen Funktion. Das TAN Modell für diese beiden Arten konnte daher für die anwendungsorientierte Modellierung nicht eingesetzt werden.

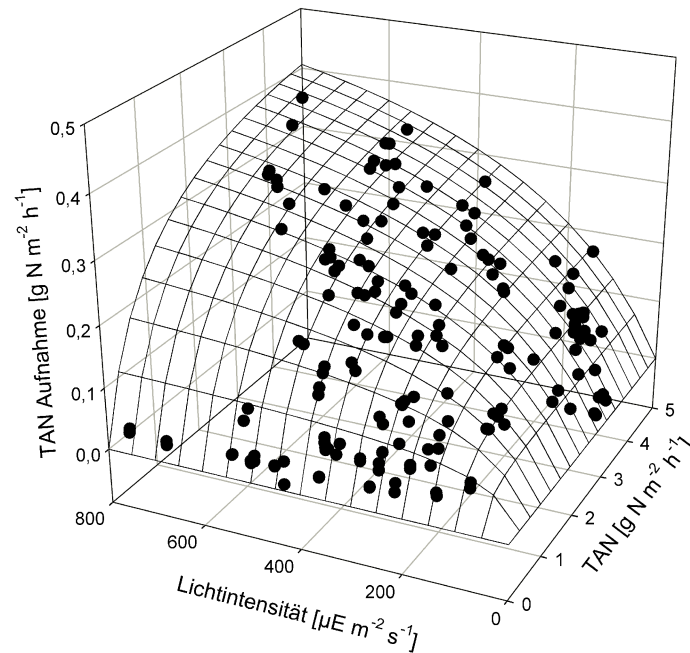


Abbildung 3.22 – Darstellung des regressionsanalytisches Modell für *Palmaria palmata* zur Abschätzung der Nährstoffaufnahme ($\text{g TAN h}^{-1} \text{m}^{-2}$) auf Basis der verfügbaren Nährstoffmenge und Lichtintensität nach Gleichung 3.45 ($n=167$; $r^2=0,77$; $\text{S.E.}=0,05\text{g TAN h}^{-1} \text{m}^{-2}$).

3.8.3.2 Reoptimierung des multivariaten regressionsanalytischen Modells

Ziel der multivariaten Regressionsanalyse ist die bestmögliche Anpassung der Funktion an die gegebenen Daten. Dabei spielt es nur eine untergeordnete Rolle, wie gut das Modell die mittlere Nährstoffaufnahme über den untersuchten Messbereich darstellt. Dieser Zusammenhang kann untersucht werden, in dem eine lineare Regressionsanalyse zwischen modellierten vs. experimentell bestimmten Daten durchgeführt wird (siehe Tabelle 3.12). Die Steigung der Regressionsgeraden beschreibt, wie gut das Modell die mittlere Nährstoffaufnahme über den untersuchten Messbereich beschreibt. Eine Steigung <1 deutet auf eine Unterschätzung und eine Steigung von >1 auf eine Überschätzung des Modells. Dieser für ein Vorhersagemodell wichtige Parameter wird bei einer reinen Regressionsanalyse nicht berücksichtigt. Daher wurde das Regressionsmodell nach folgendem Gleichungssystem reoptimiert:

Zielfunktion:	Minimiere den Standardfehler des Gesamtmodells
Zu optimierende Parameter:	$V_{\max}, K_S, I_{1/2V_{\max}}, I_{1/2K_S}$
Nebenbedingungen:	$0,95 \leq s \leq 1,05$ $0 \leq b \leq 0,01$ $V_{\max}, K_S, I_{1/2V_{\max}}, I_{1/2K_S} > 0$

Das Gleichungssystem wurde mit dem Microsoft Excel® Add-In „Solver“ gelöst. Dabei verschlechterte sich der Standardfehler des Modells zu Gunsten einer besseren Abschätzung der mittleren Nährstoffaufnahme. Die Ergebnisse der Reoptimierung sind in Tabelle 3.13 dargestellt.

Tabelle 3.13 - Ergebnisse der Reoptimierung. Für die in Klammern gesetzten Parameter konnten für den angewandten Modellansatz anhand der zur Verfügung stehenden Daten keine realistischen Werte bestimmt werden.

Parameter	Einheit	Reoptimierung der Regressionsanalyse		
		Palmaria palmata	Solieria chordalis	Ulva lactuca
Reoptimierung der Regressionsanalyse				
V_{\max}	g TAN h ⁻¹ m ⁻²	1,04	(6x10 ⁶)	(2,6x10 ³)
K_S	g TAN h ⁻¹ m ⁻²	2,71	(27x10 ⁶)	(17x10 ³)
$I_{1/2V_{\max}}$	μE s ⁻¹ m ⁻²	509	(483)	(152)
$I_{1/2K_S}$	μE s ⁻¹ m ⁻²	426	(0)	(0)
S.E.	g TAN h ⁻¹ m ⁻²	0,05	0,05	0,09
r ²		0,77	0,57	0,56
Lineare Regression (y=sx+b) Modell vs. Experimentelle Daten (Validierung)				
s		0,98	0,95	0,95
b	g TAN h ⁻¹ m ⁻²	0,01	0,01	0,01

Abbildung 3.23 zeigt das Modell für die TAN Aufnahme von *Palmaria palmata* graphisch als Konturplot und die Anpassung des Modells an die experimentellen Daten. Die Ergebnisse in Tabelle 3.12 zeigen, dass der verwendete theoretische Modellansatz die experimentellen Daten gut beschreibt. Die durchgeführte lineare Regression in Abbildung 3.23b diente einer Bewertung, wie gut das Modell die mittlere Nährstoffaufnahme über den gesamten Untersuchungsbereich abschätzt. Hinsichtlich der beiden Parameter, Steigung und Schnittpunkt mit der y-Achse, wurde das regressionsanalytische Modell im Rahmen der definierten Nebenbedingungen des linearen Gleichungssystems reoptimiert.

Abbildung 3.24a beschreibt die TAN Aufnahme als prozentualen Anteil der zur Verfügung stehenden TAN Menge. Dieser Wert ist von Bedeutung, wenn die Filter ausschließlich im Durchfluss betrieben werden und das Ziel darin besteht, die Nährstoffe möglichst vollständig aus dem Wasser zu filtern. Das Modell beschreibt die Filtereffizienz sehr gut für Nährstofflasten >0,2g TAN h⁻¹ m⁻² (Abbildung 3.24b). Bei geringeren Nährstofflasten betrug die experimentell gemessene Filtereffizienz bis zu 100%. Im Gegensatz dazu betrug die relative Aufnahme im Modell nur maximal 35%. Dennoch relativiert sich der in Abbildung 3.24b dargestellte Unterschied, wenn die dazugehörigen absoluten Abweichungen berücksichtigt werden. Diese waren geringer als der Standardfehler des Modells (<0,05g TAN h⁻¹ m⁻²). Ein weiterer Grund für diese Abweichungen ist die Reoptimierung des Modells zu Gunsten einer besseren Vorhersage über den gesamten untersuchten Messbereich. Den Ergebnissen ist zu entnehmen, dass die Michaelis-Konstante bei der Reoptimierung von 1,70g TAN h⁻¹ m⁻² auf 2,71g TAN h⁻¹ m⁻² erhöht wurde. Das bedeutet eine geringere Anfangssteigung der Michaelis-Menten-Kinetik und erklärt zum Teil die Abweichungen vor allem bei geringen TAN Mengen.

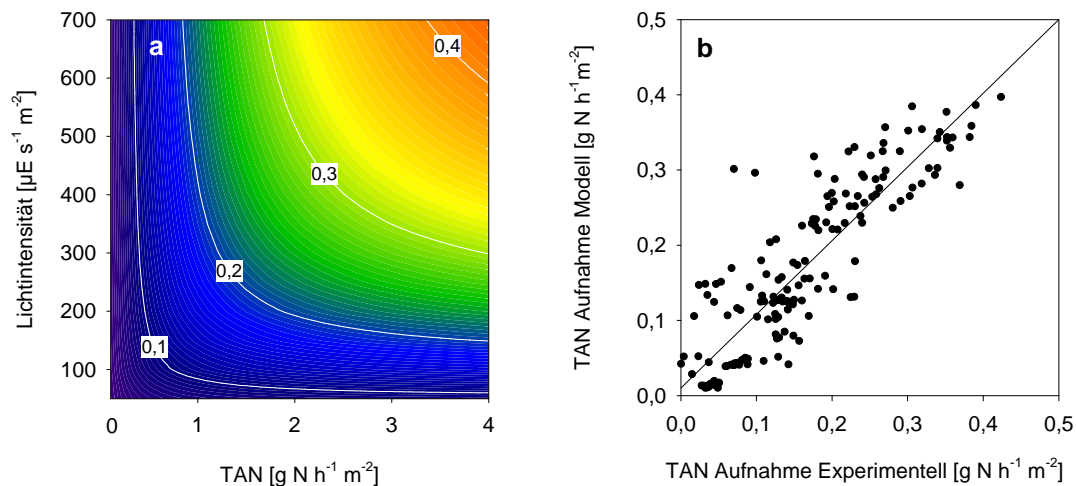


Abbildung 3.23 – *Palmaria palmata*: a) Auf Basis der Nährstofflast und Lichtintensität reoptimiertes, regressionsanalytisches Modell zu Abschätzung der Nährstoffaufnahme (g TAN h⁻¹ m⁻²) b) Anpassung der modellierten an die experimentellen Daten anhand einer linearen Regressionsanalyse (n=167; r²=0,77; S.E.=0,054g TAN h⁻¹ m⁻²).

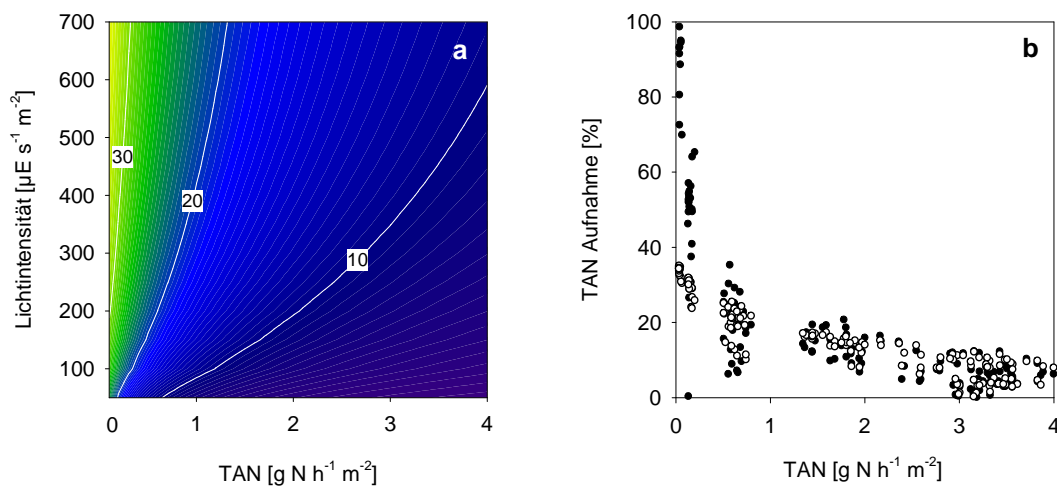


Abbildung 3.24 – a) TAN Aufnahme berechnet als prozentualer Anteil der vorliegenden TAN Menge (*Palmaria palmata*) b) Vergleich der experimentell bestimmten (schwarzen Kreise) und modellierten Filtereffizienz (weiße Kreise) über den untersuchten Nährstoffbereich.

Abbildung 3.25 und Abbildung 3.26 zeigen das Modell für die TAN Aufnahme von *Solieria chordalis* und *Ulva lactuca*. Es wurde bereits darauf hingewiesen, dass der Datensatz für *Solieria chordalis* und *Ulva lactuca* weniger Datentriplets umfasste und diese zusätzlich für die Untersuchungen ungünstig verteilt waren. Die Ergebnisse in Tabelle 3.13 zeigen, dass die Parameter gegen unendlich tendierten und die Sättigungskinetik sich damit einer linearen Funktion annäherte. Die Ergebnisse der linearen Regressionsanalyse in Abbildung 3.25b und Abbildung 3.26b zeigen, dass die experimentellen Daten nur einen sehr begrenzten Nährstoffaufnahmebereich abdecken und zusätzlich sehr stark variierten. Im Vergleich zu dem Modell von *Palmaria palmata* ist die Vorhersagequalität der Modelle für *Solieria chordalis* und *Ulva lactuca* wesentlich verschlechtert.

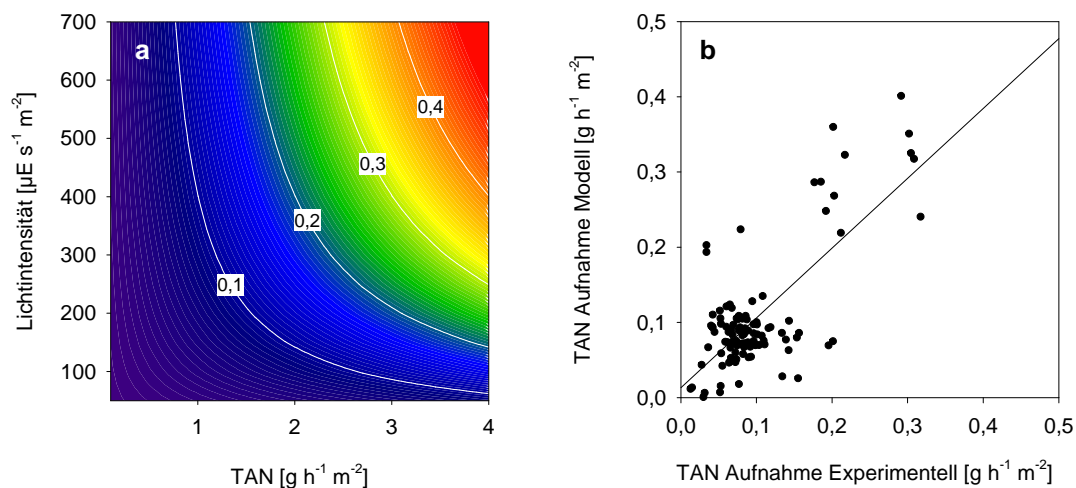


Abbildung 3.25 – *Solieria chordalis*: a) Auf Basis der Nährstofflast und Lichtintensität reoptimiertes, regressionsanalytisches Modell zu Abschätzung der Nährstoffaufnahme ($\text{g TAN h}^{-1} \text{m}^{-2}$) b) Anpassung der modellierten an die experimentellen Daten anhand einer linearen Regressionsanalyse ($n=100$; $r^2=0,57$; S.E.= $0,054 \text{g TAN h}^{-1} \text{m}^{-2}$).

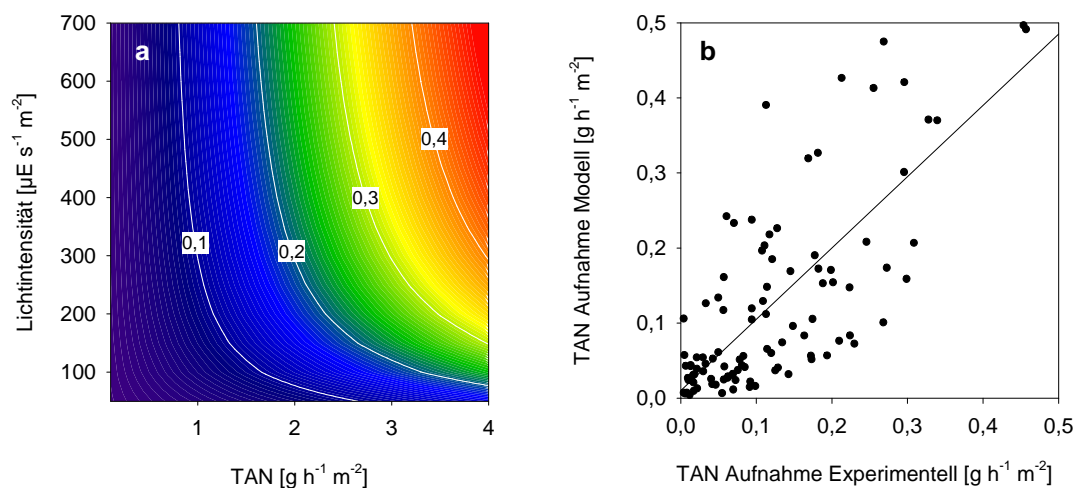


Abbildung 3.26 – *Ulva lactuca*: a) Auf Basis der Nährstofflast und Lichtintensität reoptimiertes, regressionsanalytisches Modell zu Abschätzung der Nährstoffaufnahme ($\text{g TAN h}^{-1} \text{m}^{-2}$) b) Anpassung der modellierten an die experimentellen Daten anhand einer linearen Regressionsanalyse ($n=100$; $r^2=0,56$; S.E.= $0,086 \text{g TAN h}^{-1} \text{m}^{-2}$).

3.8.4 Vergleich der TAN Aufnahme verschiedener Makroalgen

Der Einsatz verschiedener Arten von Makroalgen als Nährstofffilter in einem RAS war ein wichtiger Bestandteil der vorliegenden Arbeit. Durch die unterschiedliche Qualität der für die Modellierung eingesetzten Datensätze war eine Vergleichbarkeit der TAN Aufnahme anhand der Modelle für die untersuchten Arten nur eingeschränkt möglich. Dennoch können sowohl aus dem Vergleich der experimentellen Daten als auch aus den Modellen wertvolle Rückschlüsse getroffen werden, die für nachfolgende Untersuchungen wertvoll sind:

- (1) Die maximale Aufnahmerate für die untersuchten Algenarten war vergleichbar. Diese lag im Modell bei ca. $0,4 \text{g TAN m}^{-2} \text{h}^{-1}$. Die experimentellen Daten für *Palmaria palmata* und *Ulva lactuca* konnten die im Modell bestimmten maximalen Aufnahmeraten bestätigen (siehe Abbildung 3.23b und Abbildung 3.26b). Für

Solieria chordalis fehlten experimentelle Daten für den Bereich $>0,3\text{g TAN m}^{-2} \text{h}^{-1}$ (siehe Abbildung 3.25b).

- (2) *Palmaria palmata* zeigt im Modell eine verbesserte Aufnahmerate bei geringen TAN Mengen gegenüber *Ulva lactuca* und *Solieria chordalis*. Es wird vermutet, dass es sich dabei um ein Artefakt des Modells handelt. Aufgrund der bereits erwähnten Schwierigkeiten beim reoptimierten Regressionsmodell kommt es bei den bestimmten Parametern für *Ulva lactuca* und *Solieria chordalis* zu einer Annäherung der Sättigungskinetik an eine lineare Funktion. Dies führt zu einer Unterschätzung der Aufnahmerate bei geringen und zu einer Überschätzung der Aufnahmerate bei hohen zur Verfügung stehenden TAN Mengen.
- (3) Der Faktor Lichtintensität spielt bei geringen zur Verfügung stehenden TAN Mengen nur eine untergeordnete Rolle. Ähnliches gilt für die zur Verfügung stehenden TAN Mengen bei geringen Lichtintensitäten. Diese Effekte sind bei dem Modell von *Palmaria palmata* besonders deutlich zu sehen.
- (4) Die Entwicklung des vorliegenden Modells zeigt, dass sowohl die Lichtintensität als auch die TAN Menge Einfluss auf die Nährstoffaufnahme von Makroalgenfiltern haben. Eine Modellierung der Leistungsfähigkeit von Makroalgenfiltern in Kreislaufanlagen verlangt somit nach einem dynamischen Modellansatz, indem sowohl die Saisonalität der Lichtintensität als auch die über das Jahr zur Verfügung stehende TAN Menge berücksichtigt werden.

3.9 Anwendungsorientierte Modellierung MARIS

Das Computerprogramm MARIS simuliert das Fischwachstum, das Wachstum der Sekundärorganismen und die Nährstoffflüsse von Stickstoff und Phosphor unter wirtschaftlichen Rahmenbedingungen. Durch iterative Simulationsläufe erfolgte eine Optimierung der Sekundärorganismenmodule, die zu einer Maximierung des Gesamtertrags der Anlage führt. Der Anwender bestimmt vorerst folgende eingehende Modellparameter: (1) Jahresproduktion an Fischbiomasse, (2) Anzahl der Kohorten (bzw. Ernten) pro Jahr, (3) individuelle Fischbiomasse der Setzlinge, (4) individuelle Fischbiomasse bei Marktreife, (5) maximale Besatzdichte, (6) betrachteter Modellzeitraum, (7) Wassererneuerungsrate und (8) Futterzusammensetzung.

Aus diesen Vorgaben wird im Vorlauf zuerst die nötige Dimensionierung der virtuellen Modellanlage und des Fischbesatzes ermittelt. Anschließend wird das Wachstum der Fische während des betrachteten Zeitraums berechnet (siehe Kapitel 3.3). Aus der Entwicklung der Fischbiomasse und der daraus resultierenden Futtermenge werden die resultierenden Nährstofflasten im System berechnet (siehe Kapitel 3.4.1) und in einer Matrix über den gesamten Zeitraum aufgezeichnet (vergleichend Abbildung 3.27).

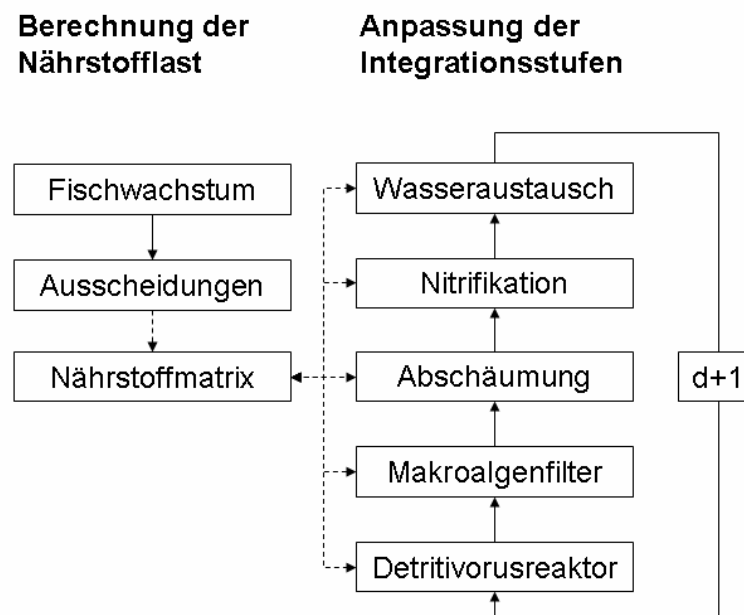


Abbildung 3.27 – Schematische Darstellung des Informationsflusses im MARIS Modells ($d+1$ =Zeitschleife)

Diese Nährstoffmatrix ist Ausgangspunkt für die dynamische Simulation der Nährstoffflüsse im integrierten Kreislaufsystem. In geschachtelten Schleifen, die alle Kombinationen der Modulgrößen für die Sekundärorganismen durchgehen, werden zunächst die Module entsprechender Größe in den Kreislauf integriert und angepasst. Anschließend wird iterativ in tageweiser Taktung die Nährstoffmatrix des entsprechenden Tages (d) ausgelesen, in einen virtuellen Wasserkörper eingefügt und nacheinander durch die Module des Modellkreislaufs entsprechend verändert. Die hierbei eingesetzten Algorithmen sind in Kapitel 3.4.2 bis Kapitel 3.4.7 beschrieben. Anschließend werden die resultierenden Veränderungen innerhalb der Module und des Wasserkörpers in einer multidimensionalen Mastermatrix für den jeweiligen Tag und die momentane Anlagenkonfiguration abgespeichert. Mit Beginn des Schleifendurchlaufs für den nächsten Tag ($d+1$) wird auf Basis der veränderten Ausgangslage die neue Nährstoffmatrix eingelesen.

Nachdem das Modell alle Größenkombinationen für den betrachteten Zeitraum berechnet hat, wird aus der Mastermatrix unter dem Kriterium der Ertragsmaximierung und der Nebenbedingung unkritischer Wasserwerte die beste Anlagenkonfiguration herausgesucht und dargestellt (vergleichend Abbildung 3.28). Im Folgenden wurde die MARE Versuchsanlage im kommerziellen Produktionsmaßstab simuliert. Ziel war die Optimierung der Sekundärorganismenmodule unter wirtschaftlichen Rahmenbedingungen. In Tabelle 3.14 ist die Parameterkonfiguration der Simulation dargestellt.

Tabelle 3.14 – Parameter der Simulation zur Optimierung der Sekundärorganismenmodule im MARE Versuchskreislauf unter kommerziellen Rahmenbedingungen.

Parameter	Wert	Einheit
Gesamtanlage		
Betrachteter Zeitraum	800	D
Wasseraustausch	1	% d ⁻¹
Fischproduktion, Sparus aurata		
Jahresproduktion	100	t a ⁻¹
Anzahl der Ernten pro Jahr	2	
Stückgewicht Setzlinge	2,3	g
Stückgewicht für Marktreife	400	g
Maximale Besatzdichte	70	kg m ⁻³
Detritivorusreaktor, Nereis diversicolor		
Stückgewicht der Setzlinge	0,09	g
Stückgewicht für Marktreife	0,80	g
Besatzdichte für Erstbesatz	4000	m ⁻²
Marktpreis	30	€ kg ⁻¹
Makroalgenfilter, Palmaria palmata		
Besatzdichte nach Ernte	8	kg m ⁻²
Marktpreis	1	€ kg ⁻¹ TG
Tankgrößen		
Oberfläche Detritivorusreaktor	100, 200, ..., 2000	m ²
Oberfläche Makroalgenfilter	1000, 2000, ..., 20000	m ²

Im Vergleich zur Modellierung der experimentellen Versuchsanlage in Kapitel 3.3 und Kapitel 3.4 ergaben sich bei der anwendungsorientierten Modellierung folgende Unterschiede:

- (1) Durch die Staffelung der Fischbiomasse in Kohorten wurde eine konstantere Nährstofffracht erreicht. Im Vergleich zur Versuchsanlage wurde die Variation des täglichen Gesamtfutteeintrags um den Faktor 3 verringert (von Halem 2006). Daraus resultierte eine konstantere Nährstoffversorgung der Sekundärorganismen.
- (2) Der Modellzeitraum wurde mit 800 Tagen ausreichend groß gewählt, so dass Langzeitveränderungen, Gleichgewichtszustände oder Trends besser abgeschätzt werden konnten.
- (3) Die Besatzdichte im Detritivorusreaktor wurde auf 4000 Ind. pro m² festgelegt. Untersuchungen haben gezeigt, dass *Nereis diversicolor* unter diesen Besatzdichten ohne nennenswerte Auswirkungen auf die Population gehalten werden kann (Bischoff pers. comm.).
- (4) Für die Ertragsmaximierung des Gesamtsystems mussten für die Sekundärproduktionen monetäre Vergleichswerte angesetzt werden. Der Marktwert für *Nereis diversicolor* wurde eher konservativ zu Großhandelspreisen angesetzt. Der Wert von 30€ pro kg entspricht dem Einkaufswert der Würmer für die durchgeführten Experimente. Der Marktpreis für die produzierte Algenbiomasse (*Palmaria palmata*) wurde aus der Möglichkeit abgeleitet, dass Fischfutter bis zu 5% durch getrocknete Algenbiomasse ersetzt werden kann (siehe Kapitel 3.7), was zu einer entsprechenden Kostenersparnis führen würde. Futterpreise für Dorade liegen bei ca. 1,00€ pro kg. Demzufolge wurde ein Marktwert für die produzierte Algenbiomasse von ca. 1,00€ pro kg TG angesetzt.
- (5) Ausgehend von dem Design der experimentellen Versuchsanlage wurde der Makroalgenfilter im Modell bisher als klimatisch konstantes, künstlich beleuchtetes Innenraummodul behandelt. In Bezug auf den Flächenbedarf einer kommerziellen Fischzucht, den Kosten bzw. das oft unzureichende Spektrum künstlicher Beleuchtungsquellen, ist eine Verlagerung der Makroalgenfilter in externe Gewächshäuser anzustreben. Dabei sind die klimatischen Bedingungen des Standorts, insbesondere die Lichtintensität, zu berücksichtigen. Für die folgende Simulation wurde die in Kapitel 3.8.3 bestimmte lichtabhängige TAN Aufnahme für *Palmaria palmata* angenommen. Dabei wurde der Jahresgang der mittleren Lichtintensität der Globalstrahlung für die gemäßigten Breiten als Beleuchtungsstärke eingesetzt (Wetterdienst 2006). Im Vergleich zum Innenraummodul der experimentellen Versuchsanlage reduzierte sich die benötigte Oberfläche des Makroalgenfilters in den gemäßigten Breiten um den Faktor 3 und in den subtropischen Breiten um den Faktor 6 (von Halem 2006). Bei der Modellierung wurde bewusst das TAN Aufnahme Modell von *Palmaria palmata* gewählt, da aufgrund der guten Datenbasis bei der Modellentwicklung eine sehr gute Vorhersagequalität erwartet wurde (vergleichend Kapitel 3.8.3). In Bezug auf Warmwasserkreislaufanlagen mit *Sparus aurata* als Zielart wäre *Solieria chordalis* zweifellos besser geeignet gewesen. Für die hier dargestellten Gedankenexperimente und unter Berücksichtigung der Erkenntnis, dass die Unterschiede in der TAN Aufnahme zwischen den untersuchten Makroalgen nur geringfügig waren, wurde diese Kombination trotz unterschiedlicher Temperaturpräferenzen gewählt.
- (6) Auf Basis der Ergebnisse zur Rückführung der Makroalgen als Futterersatz für die Dorade in Kapitel 3.7 wurde die Algenproduktion auf die verfütterbare Biomasse begrenzt. Dies bedeutet, dass die Obergrenze der produzierten Algenbiomasse, gemessen als Trockengewicht, 5% der eingesetzten Fischfuttermenge beträgt (Alternative 1). In einem zusätzlich betrachteten Modellansatz wurde die Algenproduktion nicht begrenzt, um die maximal mögliche Algenproduktion für weitere Verwertungswege abzuschätzen (Alternative 2).
- (7) Aufgrund der Begrenzung der Algenproduktion würden die Ammoniumwerte im Prozesswasser nicht ausreichend kontrolliert. Daher wurde im Modellkreislauf zusätzlich ein Biofilter implementiert.

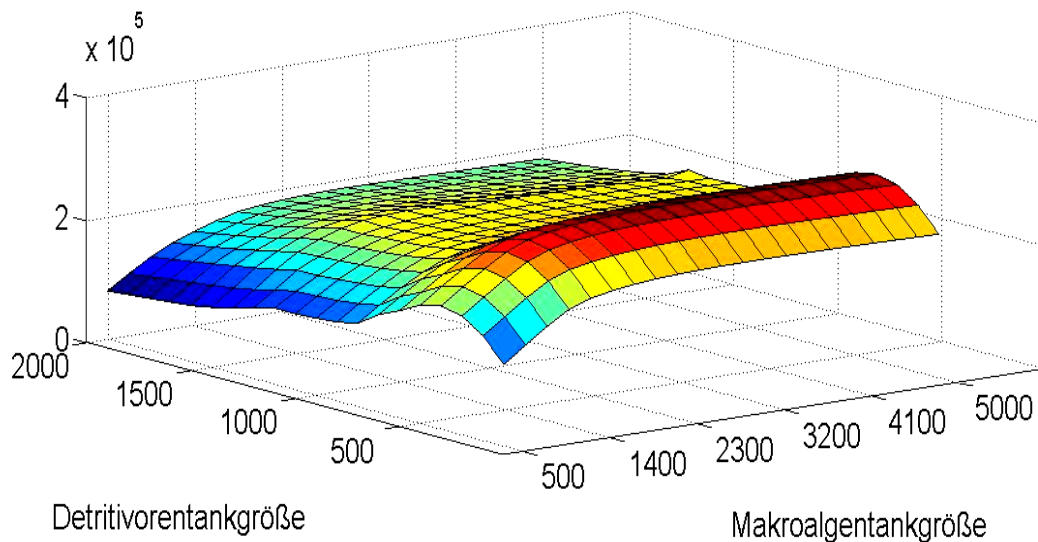


Abbildung 3.28 – Gesamtertrag (€) der Sekundärorganismen nach einem modellierten Zeitraum von 800 Tagen bei unterschiedlichem Flächeneinsatz (m^2) der Sekundärorganismenmodule. Das Ertragsoptimum liegt für den Detritivorusreaktor bei einer Fläche von 400m^2 und für den Makroalgenfilter bei 850m^2 (Alternative 1).

Die Ergebnisse der Simulation stellen ein praktikables Beispiel für eine Anlagenkonfiguration dar. Abbildung 3.28 zeigt, dass die Dimensionierung der Sekundärorganismenmodule durch Anwendung einer Optimierungsfunktion des Ertrages bestimmt werden kann. Die Wasserwerte im Kreislauf wurden in Abhängigkeit vom Toleranzbereich der kultivierten Arten als einzuhaltende Nebenbedingungen definiert. Das Modell zeigt, dass sich der Ertrag einer integrierten Kreislaufanlage mit einer jährlichen Produktion von 100t Fisch (*Sparus aurata*) durch die Integration eines 400m^2 großen Detritivorusreaktors besetzt mit *Nereis diversicolor* bei einem Verkaufserlös von $\text{€}30$ pro kg um $\text{€}58.000$ im Jahr steigern ließe. Ersetzt man 5% des benötigten Fischfutters durch Algen, die man durch Integration eines 850m^2 großen Makroalgenfilters erhielte, ließen sich $\text{€}6.700$ Futterkosten jährlich sparen (Alternative 1). Wählt man einen anderen Verwertungsweg für die Alge, wie z.B. die Verfütterung an herbivore Organismen, wäre eine Begrenzung der Fläche nicht notwendig (Alternative 2). Für die gemäßigten Breiten ergibt sich ein Ertragsmaximum bei einer Fläche von 3200m^2 . Die jährlich zur Verfügung stehende Algenbiomasse an *Palmaria palmata* beträgt ca. 600t FG pro Jahr. Bei einem angenommenen Futterquotienten von 12 (Neori et al. 2004) könnten damit ca. 50t Abalone produziert werden. Der sich daraus ergebende Mehrertrag würde sich bei einem angenommenen Verkaufspreis von $\text{€}35\text{kg}^{-1}$ (Neori et al. 2004) auf ca. $\text{€}1.750.000$ pro Jahr belaufen. In Relation zum Verkaufserlös für die Dorade ($\text{€}5,50\text{kg}^{-1}$, Quelle FAO) ließe sich durch die Integration der Verkaufserlös für die beiden betrachteten Alternativen um 12% bzw. 218% steigern. Für eine genauere ökonomische Betrachtung sind jedoch die dafür notwendigen Investitions- bzw. Betriebskosten zu ermitteln. Eine Rentabilitätsrechnung ist daher nur an konkreten Beispielen möglich.

Abbildung 3.29 zeigt den Einfluss des Jahresgangs der Globalstrahlung auf die Leistungsfähigkeit der Makroalgenfilter. Wie zu erwarten, ist diese in den Wintermonaten bedeutend niedriger. Dennoch zeigen die modellierten Konzentrationen für Nitrat und Phosphat, dass sich auch in den Wintermonaten keine bedenklichen Nährstoffkonzentrationen aufbauen. Die höchste modellierte Konzentration für Nitrat-Stickstoff betrug im Januar zwischenzeitlich 120mg N L^{-1} und für Orthophosphat 10mg P L^{-1} . Die TAN Konzentration wurde nicht graphisch dargestellt, da diese als Kriterium in den Nebenbedingungen berücksichtigt wurde und damit über den gesamten modellierten Zeitraum ebenfalls im Toleranzbereich der kultivierten Arten lag. Abbildung 3.29 macht weiterhin deutlich, dass allein auf Basis der Saisonalität der Lichteinstrahlung und der Fischbiomasse im System bei den Nährstoffkonzentrationen ein sehr hohes Maß an Dynamik entsteht. Dies ist zum Beispiel der Grund, dass, obwohl der Jahresgang der mittleren Lichtintensität der Globalstrahlung keine jährlichen Unterschiede berücksichtigt,

sowohl die Nährstoffaufnahme der Algenfilter als auch die Nährstoffkonzentrationen im Prozesswasser messbare Unterschiede zwischen den betrachteten Jahren zeigen.

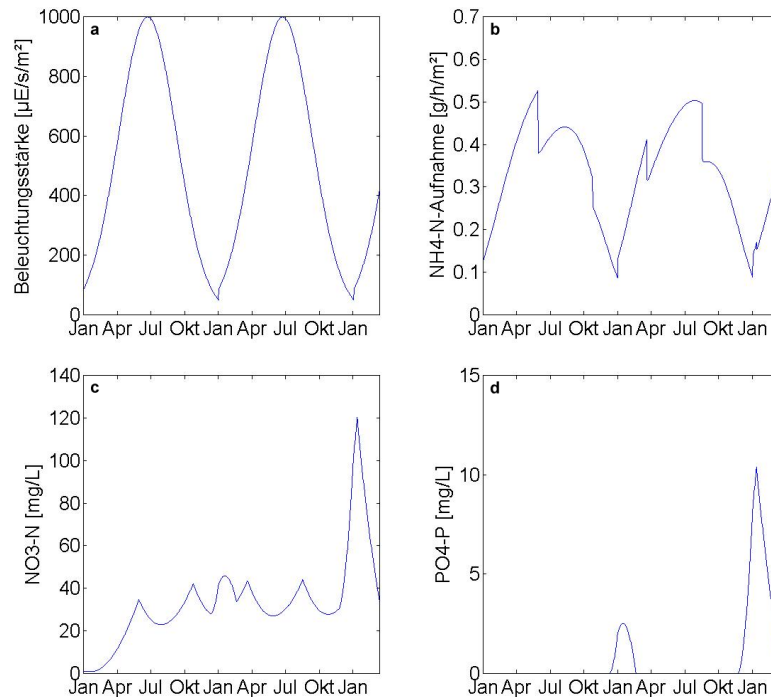


Abbildung 3.29 – Einfluss des Jahresgangs der Beleuchtungsintensität auf die Leistungsfähigkeit der Algenfilter (850m²) und Nährstoffkonzentration im Prozesswasser über den Modellzeitraum von 800 Tagen. a) Beleuchtungsstärke b) TAN Aufnahme Algenfilter c) Konzentration des Nitrat-Stickstoffs und d) Orthophosphat im Prozesswasser

Tabelle 3.15 zeigt den Vergleich der relativen Nährstoffbilanz für Stickstoff und Phosphor zwischen dem MARE Modell auf Basis des experimentellen Versuchskreislaufs (siehe Kapitel 3.6) und der Optimierung unter kommerziellen Bedingungen durch das Computerprogramm MARIS. Es wird deutlich, dass die Sekundärorganismenmodule trotz Ertragsoptimierung ebenfalls bezüglich der Nährstoffeffizienz verbessert wurden. Die Nährstoffretention des Detritivorusreaktors lag für Stickstoff bei 0,7% und für Phosphor bei 0,4%. Für den Makroalgenfilter lag die Retention bei jeweils 45% und 36%. Die leicht verringerte Nährstoffretention für *Sparus aurata* hängt damit zusammen, dass bei der kommerziellen Simulation das Wachstum bis zu einer Marktgröße von 400g betrachtet wurde und der Futterquotient sich mit zunehmender Fischbiomasse verschlechtert. Nach Optimierung durch das MARIS Programm betrug die Nährstoffretention vermarktungsfähiger bzw. verwertbare Produkte für Stickstoff 72% und für Phosphor 73%. Damit wurde die Nährstoffretention im Vergleich zum experimentellen Versuchskreislauf für Stickstoff um 26% und für Phosphor um 17% verbessert.

Tabelle 3.15 – Vergleich der relativen Nährstoffbilanz für Stickstoff und Phosphor anhand der modellierten Daten des MARE Modells und dem optimierten, integrierten Modellsystem anhand des Computerprogramms MARIS. Die Fläche des Makroalgenfilters wurde hier nicht auf 5% der Fischfuttermenge (TG) begrenzt. Der hier dargestellte Wert repräsentiert somit die Nährstoffeffizienz bei Ertragsoptimierung.

	MARIS Modell Stickstoff [%]	MARE Modell Stickstoff [%]	MARIS Modell Phosphor [%]	MARE Modell Phosphor [%]
Sparus aurata	26	30	37	43
Nereis diversicolor	1	-1	0	-1
Palmaria palmata / Solieria chordalis	45	17	36	13
Abschäumung	4	4	10	9
Bakterien	1	3	2	5
Denitrifikation	12	35		
Prozesswasser*	-	6	-	17
Summe	89	94	85	86
Futtereintrag	100	100	100	100
Differenz	11	6	15	14

* Kumulation der gelösten Nährstoffe im Prozesswasser des Versuchskreislaufs

4 Diskussion

Im experimentellen Teil dieser Arbeit wurde das am IFM-GEOMAR entwickelte MARE Konzept (Marine Artificial Recirculating Ecosystem) erstmalig in Teilen umgesetzt. MARE zeigt einen innovativen Weg für die Produktion mariner Organismen. Dabei orientiert es sich am Vorbild der Natur (Ökotechnologie). Der Nachbau eines vereinfachten, künstlichen Ökosystems ermöglicht eine geschlossene Aquakulturproduktion, die neben dem Wasserrecycling auch ein umfassendes Stoffrecycling vorsieht. In dieser Arbeit wurde die Produktion von Fischen (*Sparus aurata*) mit der Produktion von Würmern (*Nereis diversicolor*) und Makroalgen (*Solieria chordalis*) gekoppelt.

Im Rahmen des methodischen Teils der Arbeit wurde ein weitgehend geschlossenes Meerwasserkreislaufsystem nach dem MARE Konzept aufgebaut. Die Wassererneuerungsrate des Versuchskreislaufs beschränkte sich auf den Wassermengenausgleich, der durch Verdunstung, Spritzwasserverluste, der Abschäumung oder Wartungsarbeiten notwendig war. Mit einer durchschnittlichen täglichen Wassererneuerungsrate von 0,8% des Systemvolumens lag das System deutlich unter den Anforderungen, die an moderne landbasierte Aquakultur Anlagen gestellt werden müssen. Eine tägliche Wassererneuerung von weniger als 10% des gesamten Systemwasservolumens wird als umweltverträglich und wirtschaftlich angesehen (Twarowska et al. 1997).

Mit der Fertigstellung der Kreislaufanlage wurde am Leibniz-Institut für Meereswissenschaften (IFM-GEOMAR) eine Plattform für multidisziplinäres Arbeiten an geschlossenen integrierten Systemen etabliert, das die Haltung von Fischen in Kombination mit nährstoffverwertenden Sekundärproduktionen sowie eine detaillierte Untersuchung einzelner Systemkomponenten unter Berücksichtigung biologischer, biochemischer, technologischer und physikalischer Fragestellungen ermöglichte. Die Errichtung der Kreislaufanlage war Voraussetzung für die Durchführung des experimentellen Teils der Arbeit.

Im Focus der experimentellen Arbeiten stand die Erhebung eines umfassenden empirischen Datensatzes, anhand dessen die Nährstoffflüsse im System modellhaft beschrieben werden konnten. Ein wichtiges Ziel der Arbeit war die Entwicklung eines numerischen Modells, durch welches die biologischen und ökonomischen Rahmenbedingungen des MARE Konzepts in kommerziellen Produktionsgrößen untersucht werden können.

Da die Entwicklung, der Aufbau und der Betrieb der experimentellen Kreislaufanlage Bestandteil dieser Arbeit waren, werden im ersten Teil der Diskussion zunächst methodische Aspekte des Gesamtkonzepts des Versuchskreislaufs einschließlich der Systemkomponenten diskutiert. Im zweiten Teil werden die Ergebnisse der einzelnen Versuchszeiträume bzw. des numerischen Modells diskutiert.

4.1 Methodische Aspekte zum Design des Versuchskreislaufs

Betrachtet man kritisch die Ergebnisse dieser Arbeit unter den angestrebten Zielen der experimentellen Überprüfung des MARE Konzepts, dann waren die biotechnologischen Voraussetzungen hinreichend erfüllt, um einen umfangreichen empirischen Datensatz für eine weiterführende Modellierung zu erstellen. Der Versuchskreislauf wurde in verschiedenen Ausbaustufen über einen Zeitraum von 400 Tagen am IFM-GEOMAR betrieben. Über einen Zeitraum von 200 Tagen wurde die Versuchsanlage als erste experimentelle Umsetzung des MARE Konzepts intensiv beprobt.

Eine wichtige Voraussetzung für die Untersuchung der wissenschaftlichen Fragestellungen der Arbeit war eine weitgehende Systemstabilität. Aus diesem Grund wurde das Design des Versuchskreislaufs den Anforderungen der experimentellen Versuchsphase angepasst. Die notwendige Systemstabilität bildete die Grundlage für die Erhebung eines für die Modellierung brauchbaren empirischen Datensatzes. Deshalb wurde auch ein

bewusst geringer Fischbesatz eingesetzt (7kg m^{-3} Systemvolumen, 15kg m^{-3} Beckenvolumen, vergleiche mit Tabelle 4.1). Die Besatzdichten für intensive, kommerzielle Produktionssysteme für *Sparus aurata* liegen für Netzkäfiganlagen zwischen $10\text{-}15\text{kg m}^{-3}$ und für landbasierte Durchflusssysteme zwischen $15\text{-}45\text{kg m}^{-3}$ (Colloca und Cerasi 2005). Die experimentellen Daten (vergleiche Kapitel 3.2) zeigen, dass die geforderte Systemstabilität erreicht und ein umfangreicher empirischer Datensatz für eine weiterführende Modellierung erzeugt werden konnte.

Tabelle 4.1 - Besatzdichten in experimentellen Kreislaufsystemen für verschiedene Fischarten. Die angegebenen Besatzdichten beziehen sich entweder auf das Volumen der Fischbecken (*) oder des Gesamtsystems (**).

Fischart	Besatzdichte [kg m ⁻³]	Referenz
<i>Clarias gariepinus</i>	32 – 436*	(Bovendeur et al. 1987)
<i>Cyprinus carpio</i>	10*	(van Rijn und Rivera 1990)
<i>Dicentrarchus labrax</i>	>100	(Blancheton 2000)
<i>Dicentrarchus labrax</i>	75**	(Waller et al. 2001)
<i>Morone saxatilis</i>	27-40*	(Krumins et al. 2001)
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	10 – 50*	(Schmitz-Schlang und Moskwa 1992)
<i>Oreochromis spec.</i>	43**	(Otte und Rosenthal 1979)
<i>Oreochromis spec.</i>	54*	(Twarowska et al. 1997)

4.1.1 Gesamtkonzept der experimentellen Kreislaufanlage

Die bio-technologische Umsetzung des MARE Konzepts basiert grundlegend auf den Erfahrungen moderner rezirkulierender Systeme, die am IFM-GEOMAR seit mehreren Jahren grundlegend mitentwickelt wurden (Krüner und Rosenthal 1984; Nolting 2000; Waller et al. 2002; Waller et al. 2003). Die daraus entwickelten Erkenntnisse, die auch den weltweiten Kenntnisstand reflektieren (Losordo et al. 1999; Summerfelt 2002), lassen sich im Wesentlichen wie folgt zusammenfassen (vergleichend Kapitel 1.2.1):

- (1) Die Energiekosten, die für die Kreislaufführung des Prozesswassers und dessen Reinigung notwendig sind, können durch Vermeidung zu unterschiedlicher Wasserstandshöhen in den einzelnen Systemkomponenten erheblich reduziert werden (Turk und Lee 1991; Waller et al. 2001).
- (2) Das gesamte Größenspektrum in einem RAS anfallender Feststoffpartikel wird effizienter durch den kombinierten Einsatz verschiedener Separationstechniken aus dem Prozesswasser entfernt (Twarowska et al. 1997; Summerfelt et al. 2004). Am IFM-GEOMAR wird das Verfahren der Abschäumung mit Sedimentationsbecken, Wirbelstromseparator oder Trommelfilter kombiniert (Waller et al. 2005).
- (3) Durch den Einsatz von Ozon in Kombination mit dem Verfahren der Abschäumung werden die Gesamtkeimzahlen im Prozesswasser in konstant niedrigen Bereichen gehalten. Dies führt zu einer verbesserten Produktqualität. Bezüglich der Wasserqualität und der Separation der feinpartikulären Feststoffe bietet Ozon zahlreiche weitere Vorteile (Rosenthal 1981; Rosenthal und Wilson 1987; Summerfelt und Hochheimer 1997; Brazil et al. 1998).
- (4) Durch den Einsatz von Bewegtbettfiltern für die biologische Filtration (Nitrifikation/Denitrifikation) wird das Verhältnis von Umsatzrate zu Filtervolumen signifikant verbessert. Diese Filtertypen zeichnen sich gleichzeitig durch eine sehr hohe Systemstabilität und geringe Energiekosten aus (Losordo et al. 1999; Tal et al. 2003).

Die experimentelle Umsetzung des MARE Konzepts im Versuchskreislauf unterschied sich zum Teil von den vorangegangenen Pilotsystemen am IFM-GEOMAR. Diese technischen Änderungen waren aufgrund der Kultivierung mehrerer Arten, der Probennahmestrategie und Kostengesichtspunkten notwendig. Die Wasserstandshöhen der Systemkomponenten waren kaskadenförmig und nicht auf ähnlichem Niveau angeordnet. Der Wasserfluss wurde somit relativ einfach über das natürliche Gefälle realisiert. Der Makroalgenfilter als tiefster Punkt im System diente gleichzeitig als Pumpensumpf, von dem das Wasser in die Fischtanks zurückgepumpt wurde. Die Druckleitung wurde gleichzeitig für die Bestimmung des Wasserdurchflusses genutzt, indem Schwebkörperdurchflussmesser eingebaut wurden. Diese können nur in Druckleitungen eingesetzt werden. Der Einsatz in mit hydropneumatischen Pumpen betriebenen Kreislaufsystemen war nicht möglich, da der Druckverlust zu hoch ist (Sander pers. comm.). Die genaue Bestimmung des Wasserdurchflusses war eine wichtige Voraussetzung für die spätere Berechnung der Nährstoffflüsse im Versuchskreislauf.

Das kaskadenförmige Design der Versuchsanlage und der Einsatz einer Zirkulationspumpe hatte für die Erhebung des empirischen Datensatzes folgende Vorteile: (1) Durch die kaskadenförmige Anordnung war der Wasserdurchfluss in den Fischbecken und den Sekundärproduktionen gleich. Die Nährstoffflüsse konnten somit sehr einfach miteinander verglichen werden. (2) Der Durchfluss konnte über Durchflussmesser gut kontrolliert und die Nährstoffflüsse somit relativ genau berechnet werden. (3) Ablagerungen von Faeces in den Rohren wurden weitestgehend vermieden.

Abschließend lässt sich zusammenfassen, dass der Versuchskreislauf die Anforderungen hinsichtlich der Probennahmestrategie, Bestimmung der Nährstoffflüsse und der Effizienz der einzelnen Systemkomponenten erfüllte.

4.1.2 Effizienz der Feststoffseparation

Im Versuchskreislauf wurde eine doppelte Feststoffseparation eingesetzt. Tabelle 9.3 (Anhang) zeigt, dass keine Separationstechnik alle in Kreislaufsystemen anfallenden Größenspektren an Feststoffpartikeln effizient entfernt. In der vorliegenden Arbeit wurden grobpartikuläre Feststoffe durch das Verfahren der Sedimentation im Detritivorusreaktor und feinpartikuläre Feststoffe durch das Verfahren der Abschäumung aus dem Wasserstrom entfernt. Durch Lösungsprozesse und die Abbauprozesse heterotroph lebender Bakterien (Mineralisation) bilden sie eine zusätzliche Quelle für gelöste Nährstoffe und müssen daher so schnell wie möglich aus dem Prozesswasser entfernt werden (Liao und Mayo 1974; Spotte 1979). Dies war ein wesentlicher Unterschied im Versuchskreislauf, da die sedimentierenden Feststoffe nicht aus dem System entfernt, sondern in diesem verwertet wurden. Auf die Zeitdauer bis zur Verwertung konnte daher nur bedingt Einfluss genommen werden. Weiterhin ist zu erwähnen, dass durch die Würmer keine vollständige Verwertung erfolgte und somit auch gelöste Nährstoffe als Stoffwechselendprodukte abgegeben wurden. Im Konzept des integrierten Versuchskreislaufs wurden diese Prozesse berücksichtigt und der Makroalgenfilter zur Aufnahme der gelösten Nährstoffe wurde dementsprechend dimensioniert. Die feinpartikulären Feststoffe wurden in diesem Pilotsystem noch nicht verwertet und kumulierten im vom Prozesswasser unabhängigen Spülwasserkreislauf der Abschäumung.

Die Effizienz der Feststoffseparation im Versuchskreislauf war sehr gut. Diese wurde im Rahmen der numerischen Modellierung bestimmt und konnte auch anhand experimenteller Daten belegt werden. Die Effizienz betrug für die Abschäumung 9,5% vom Futtereintrag und für die Sedimentation 15,8% vom Futtereintrag. Daraus ergab sich eine Gesamteffizienz der Feststoffseparation im Versuchskreislauf von ca. 25% vom Futtereintrag. Nach Daten von Summerfelt (2002) ist die Produktion von Feststoffen in Aquakultursystemen stark abhängig von der Menge und Qualität der Futtermittel und beträgt ca. 30-50% der eingesetzten Futtermenge. Durch Lösungsprozesse reduziert sich diese Menge schon innerhalb der ersten 6h um die Hälfte (Lupatsch und Kissil 1998b). Ausgehend von der im Modell ermittelten Menge an separierten Feststoffen und dem

berücksichtigten Abbau der Feststoffe im Prozesswasser betrug die Feststoffproduktion im Versuchskreislauf ca. 40-50% vom täglichen Futtereintrag.

Ca. 68% der separierten Feststoffmenge sedimentierte im Detritivorusreaktor. Eine quantitative Erfassung des Größenspektrums wurde im Rahmen dieser Arbeit nicht vorgenommen. Untersuchungen zeigen, dass klassische Sedimentationstechniken wie Sedimentationsbecken oder –fallen Partikelgrößen $>100\mu\text{m}$ erfassen (Summerfelt 2002). Scott und Allert (1984) fanden heraus, dass in Wirbelstromseparatoren Partikelgrößen $>77\mu\text{m}$ separiert werden. Dieses Ergebnis deckt sich mit Untersuchungen am IFM-GEOMAR (Orellana unpubl.). Die Feststoffseparation des Detritivorusreaktors lag in dieser Arbeit bei 15,8% vom Futtereintrag und damit im Bereich der Literaturangaben für Sedimentationsbecken von 9,2-23,9% vom Futtereintrag (Heinsbroek 1990; Gelfand et al. 2003).

Der Einsatz eines Sedimentationsbeckens, welches hinsichtlich Leistungsfähigkeit in Abhängigkeit vom Reaktorvolumen anderen Technologien zurücksteht, vereinfachte die Integration des Gesamtsystems, da Feststoffseparation und –verwertung kombiniert werden konnten. Der Einsatz von detritivoren Organismen als Verwerter der sedimentierenden Feststoffe, verlangt nach ausreichend Flächen, auch wenn die Besiedlungsdichte von *Nereis diversicolor* bis zu 5000 Individuen pro m^2 betragen kann (Davey und Watson 1995). Bischoff (2003) äußerte die Vermutung, dass die Besiedlungsdichte der Würmer, als Verwerter der in einer Fischzucht anfallenden Feststoffe, die Wachstumsrate beeinflussen kann, auch wenn diese in erster Linie von der zugeführten Energiemenge der Feststoffe abhängt. Weiterführende Untersuchungen in der MARE Versuchsanlage zeigten, dass bei einer ausreichenden Feststoffversorgung und Besiedlungsdichten von 1000-1500 Individuen pro m^2 gute Wachstumsraten $>2\% \text{d}^{-1}$ erzielt werden können (Kube et al. 2006).

In einem weitgehend geschlossenen RAS zeichnen sich die Feststoffpartikel im Allgemeinen durch eine andere Größenverteilung aus als z.B. in einem offenen Durchflusssystem. In einem RAS werden die Feststoffe durch Pumpen und mehrmaliges Passieren der Systemkomponenten mechanisch zerkleinert. Kleinere Partikel können somit in dem System akkumulieren (Libey 1993; Langer et al. 1996). Ein Großteil der suspendierten Feststoffe (ca. 40-70 %) im RAS ist kleiner als $20 \mu\text{m}$ (Chen et al. 1997). In diesem Größenbereich werden die Partikel durch mechanische Separationstechniken, wie z.B. Trommelfilter, Sandfilter, Beadfilter nicht erfasst (siehe Tabelle 9.3, Anhang).

Ein wirkungsvolles Verfahren diese Feintrübe zu entfernen, ist die Abschäumung (Rosenthal und Sander 1975; Chen et al. 1993a; Nolting 2000; Waller et al. 2003). Chen et al. (1993) zeigten, dass die Anzahl der Partikel im Prozesswasser bei einer 30min Abschäumung um 40% reduziert wird. Der Hauptanteil der separierten Partikel lag im Größenbereich $<30\mu\text{m}$. Gemessen anhand der Differenz der Feststoffkonzentrationen zwischen Zu- und Auslauf lag die Effizienz der Abschäumung nach Daten von Hussenot et al. (1998) bei 9,6%. Dennoch, die Leistungsfähigkeit von Abschäumern ist nur schwer zu vergleichen, da sowohl die Wasserqualität (Temperatur, Viskosität, Oberflächenspannung, pH, organische Verbindungen, etc.) als auch die Charakteristika der Abschäumung selbst (Größe, Luft- und Wasserdurchfluss, Luftblasengröße) diese beeinflussen (Lawson und Wheaton 1980). In dieser Arbeit wurde die Effizienz der Abschäumung über die Konzentration der Feststoffe im Spülwasserkreislauf der Abschäumung bestimmt. Diese betrug 9,5% vom Futtereintrag (TG). Daraus ergibt sich ein Anteil der Abschäumung an der gesamten Feststoffseparation von 38%.

4.1.3 Eignung von Makroalgenfiltern als Filter für gelöste Nährstoffe

Ein Großteil der von Fischen oder anderen aquatischen Organismen ausgeschiedenen Nährstoffe liegt in gelöster Form vor (Dosdat et al. 1996; Qian et al. 2001). Zahlreiche physiologische und ökologische Forschungsarbeiten haben gezeigt, dass Algen befähigt sind, einen Teil dieser Nährstoffe aufzunehmen (Schramm 1991). Tabelle 1.2 (Seite 16) gibt einen ausführlichen Überblick über die in der wissenschaftlichen Literatur

vorhandenen integrierten Systeme mit deutlichem Schwerpunkt im Bereich der marinen Makroalgen. Sie werden als Nährstofffilter in Teichsystemen (Jones et al. 2001), Durchflusssystemen (Langton et al. 1977; Buschman et al. 1994; Nelson et al. 2001; Porrello et al. 2003b; Matos et al. 2006; Hernandez et al. 2006), auf Netzkäfiganlagen (Qian et al. 1996; Troell et al. 1997; Chopin et al. 1999) sowie in rezirkulierenden Systemen (Neori et al. 2000; Pagand et al. 2000b; Schuenhoff et al. 2003; Metaxa et al. 2006) eingesetzt. Auch wenn die Aquakultur von Makroalgen in den letzten Jahrzehnten zahlreiche Fortschritte gemacht hat, beschränkt sich die kommerzielle Anwendung auf wenige ausgewählte Arten (Chapman 1980; Kain 1991; Buschman et al. 2001; Nagler et al. 2003).

In dieser Arbeit wurde ein neuer Ansatz experimentell umgesetzt. Die Integration von Makroalgen als Filter für gelöste Nährstoffe in einem marinen RAS wurde in der wissenschaftlichen Literatur kaum untersucht. Harlin et al. (1979) benutzte die Makroalgen *Ulva lactuca* und *Gracilaria* sp. für eine biologische Filterung des Prozesswassers in einer experimentellen Aquarienkreislaufanlage. In neueren Untersuchungen werden Makroalgenfilter auch zunehmend im RAS zur Fischproduktion integriert (Metaxa et al. 2006), auch wenn die Anwendung dieser Technologie noch weit von kommerziellen Produktionsgrößen entfernt ist.

Wang (2003) machte darauf aufmerksam, dass sich die gegenwärtige Forschung und Entwicklung von rezirkulierenden Systemen, im speziellen die biologische Wasseraufbereitung, zum größten Teil auf mikrobielle Verfahren konzentriert, während alternative Verfahren wie z.B. Mikro- und Makroalgen in der Systementwicklung vernachlässigt worden sind. Es steht außer Frage, dass die biologische Filtration durch Bakterien in den letzten Jahrzehnten hinsichtlich ihrer Leistungsfähigkeit, Systemstabilität, Energieverbrauch und Investitionskosten zahlreiche Fortschritte gemacht hat. Jedoch stehen den Investitions- und Betriebskosten kein zusätzlicher Gewinn gegenüber, so dass diese Systeme den kommerziellen Erfolg der Produktion stark mitbestimmen (Losordo und Westermann 1994). Demgegenüber produziert ein algenbasierter Biofilter zusätzliche Biomasse, die weiterverwendet werden kann, und besten Falls den Gewinn signifikant steigert (Neori et al. 2004).

Im Versuchskreislauf wurde der konventionelle Biofilter durch einen Makroalgenfilter ersetzt. Für den experimentellen Ablauf und für die Interpretation der gewonnenen Daten war dies ein Vorteil. Durch diese Versuchsanordnung konnte das Verhalten des Makroalgenfilters sehr gut und unabhängig von anderen Systemkomponenten empirisch untersucht werden. Die experimentellen Daten zeigen, dass die Konzentration der gelösten Nährstoffe (siehe Kapitel 3.2) über den gesamten Untersuchungszeitraum in einem für die kultivierten Organismen tolerierbaren Bereich lagen. Es konnte somit nachgewiesen werden, dass im Rahmen der experimentellen Rahmenbedingungen im Versuchskreislauf kein zusätzlicher Biofilter notwendig war.

Allgemeine Modelle zur Beschreibung der Nährstoffaufnahme von Makroalgen finden sich in Lobban und Harrison (1994). In Bezug auf die Anwendung von Makroalgen als Filter für gelöste Nährstoffe ist zu berücksichtigen, in welchem Aquakultursystem diese eingesetzt werden und zu welchem Zweck. Die Ergebnisse dieser Arbeit zeigen in Übereinstimmung mit der Literatur (Vandermeulen und Gordin 1990; Cohen und Neori 1991; Neori et al. 1991; Schuenhoff et al. 2006), dass steigende TAN Mengen zu einer Abnahme der Aufnahmeeffizienz (siehe Abbildung 3.15b), jedoch zu steigenden Aufnahmeraten führen (siehe Abbildung 3.15a).

Ist die Zielsetzung des Makroalgenfilters, die Nährstoffe möglichst vollständig umzusetzen, sollte die Aufnahmeeffizienz optimiert werden. Liegt die Zielsetzung dagegen auf der Maximierung der Biomasseproduktion, ist die Aufnahmerate zu optimieren, auch wenn das zu einer Verringerung der Aufnahmeeffizienz führt. Dieses antiproportionale Verhalten spielt beim Einsatz eines Makroalgenfilters in einem geschlossenen RAS eine untergeordnete Rolle, insofern nicht aufgenommene Nährstoffe

dem Gesamtsystem durch den geringen Wasseraustausch in nur sehr geringem Maße verloren gehen können. Neori et al. (1996) zeigten, dass durch eine Kreislaufführung des Wassers zwischen Fischteich und Makroalgenfilter gleichzeitig eine hohe Aufnahmeeffizienz als auch $-rate$ erzielt werden kann. Die Ergebnisse der Computersimulation MARIS (siehe Kapitel 3.9) zeigten ebenfalls das wichtige Ergebnis, dass die tägliche Wassererneuerungsrate im RAS die Aufnahmeeffizienz des Makroalgenfilters wesentlich mitbestimmt (Wecker und von Halem, unpubl.).

Im Gegensatz zur Biofiltration durch Bakterien ist die Biofiltration von Algen ein rein assimilativer Vorgang. Die Nährstoffaufnahme der Makroalgen wird daher weitestgehend über die Wachstumsrate bestimmt. Die Wachstumsraten für *Soliera chordalis* im Versuchskreislauf lagen zwischen $7\text{-}170\text{g FG d}^{-1}\text{ m}^{-2}$ ($1\text{-}24\text{g TG d}^{-1}\text{ m}^{-2}$). Die mittlere Wachstumsrate über beide Besatzphasen betrug $72\pm 53\text{g FG d}^{-1}\text{ m}^{-2}$ ($10\pm 8\text{g TG d}^{-1}\text{ m}^{-2}$). Bei einem durchschnittlichen Stickstoffgehalt der Alge von 6% TG^{-1} ergibt sich eine mittlere Aufnahmerate für Stickstoff von $0,6\text{g N d}^{-1}\text{ m}^{-2}$ und eine maximale Aufnahmerate von $1,5\text{g N d}^{-1}\text{ m}^{-2}$.

Diese Werte sind mit Daten aus der Literatur schwer zu vergleichen. Einerseits wurde der Einsatz der Rotalge *Soliera chordalis* als Nährstofffilter in integrierten Systemen nach eigenem Kenntnisstand in der wissenschaftlichen Literatur nicht beschrieben. Andererseits beziehen sich die meisten Untersuchungen über die Leistung von Makroalgenfiltern auf Freiluftexperimente. Die natürliche Sonneneinstrahlung ist in Bezug auf das Wellenspektrum und die eingehende Photonenmenge mit künstlichen Beleuchtungsquellen, wie sie in der Versuchsanlage verwendet wurden, nur schwer vergleichbar.

Tabelle 9.6 (Anhang) gibt einen Überblick über die Leistungsfähigkeit verschiedener, in integrierten Produktionssystemen eingesetzter Makroalgen. Die vorgestellten Arbeiten basieren ausschließlich auf Freiluftexperimenten. Die tägliche TAN Aufnahme schwankt für die Grünalge *Ulva lactuca* zwischen $0,6\text{-}5,6\text{g N d}^{-1}\text{ m}^{-2}$ (Cohen und Neori 1991; Neori et al. 1991; Jimenez del Rio et al. 1994; Neori et al. 1996; Neori et al. 1998; Neori et al. 2000; Schuenhoff et al. 2003). Buschman et al. ermittelten für die Rotalge *Gracilaria chilensis* im Auslaufwasser einer landbasierten Lachsfarm eine mittlere Wachstumsrate von $27\text{g TG d}^{-1}\text{ m}^{-2}$. Bei einem angenommenen mittleren Stickstoffgehalt von 6% TG entspricht das einer Stickstoffaufnahme von ca. $1,6\text{g N d}^{-1}\text{ m}^{-2}$. Eine weitere viel versprechende Rotalge ist *Asparagopsis armata*. Schuenhoff et al. (2006) zeigten, dass sich diese Alge durch eine sehr hohe Stickstoffaufnahme von $2,6$ bis zu $6,5\text{g N d}^{-1}\text{ m}^{-2}$ auszeichnet.

In der vorliegenden Arbeit wurde ausschließlich Ammonium-Stickstoff von den Makroalgen aufgenommen. Die Aufnahme von Nitrat-Stickstoff konnte auch nicht in Zeiträumen, in denen Ammonium-Stickstoff in nur sehr geringen Konzentrationen vorlag, nachgewiesen werden. In der Regel wird die Aufnahme von anderen Stickstoffkomponenten beim Vorhandensein von Ammonium-Stickstoff unterdrückt, auch wenn dies bei einigen Makroalgen nicht der Fall zu sein scheint (Prince 1974; Bird 1976; Harlin et al. 1978; Topinka 1978; Thomas und Harrison 1987). Neori et al. (1996) untersuchten den Einsatz von Makroalgenfiltern (*Ulva lactuca*) in landbasierten integrierten Systemen. Sie fanden ebenfalls, dass im Gegensatz zu Ammonium keine signifikanten Mengen an oxidierten Stickstoffkomponenten aufgenommen wurden. Deviller et al. (2004) fanden dagegen beim Einsatz von Makroalgenfiltern (verschiedene opportunistische Makroalgen wie *Ulva*, *Enteromorpha* und *Cladophora*) in rezirkulierenden Systemen ausschließlich eine Aufnahme von Nitrat-Stickstoff.

Matos et al. (2006) untersuchten verschiedene Makroalgen im Auslaufwasser einer Fischfarm für Steinbutt (*Scophthalmus maximus*) und Wolfsbarsch (*Dicentrarchus labrax*). Der Zuwachs und die Stickstoffaufnahme der Algen waren sehr stark saisonbedingt. Im Frühjahr betrug für die Rotalge *Palmaria palmata* die durchschnittliche Wachstumsleistung $40\text{g TG d}^{-1}\text{ m}^{-2}$ und die Stickstoffaufnahme $2,7\text{g N d}^{-1}\text{ m}^{-2}$. Für die

Sommerbedingungen (Wassertemperatur bis zu 21°C) war diese Alge jedoch ungeeignet. Die Rotalge *Chondrus crispus* zeigte dagegen im Sommer eine verbesserte Wachstumsleistung. Diese betrug durchschnittlich 37g TG d⁻¹ m⁻². Im Frühjahr dagegen lag sie nur bei 8,4g TG d⁻¹ m⁻². Die Ergebnisse lassen erkennen, dass die Funktionalität von Makroalgenfiltern saisonal beeinflusst wird und eine ganzjährig effiziente Anwendung oft den Einsatz verschiedener Makroalgen in Sukzession erfordert (Schramm 1991).

Tabelle 4.2 gibt einen Überblick über die chemische Zusammensetzung von Makroalgen. Diese ist wegen der angestrebten kommerziellen Nutzung und den stoffwechselphysiologischen Anforderungen der Makroalgen von großer Bedeutung. Auch wenn diese nicht innerhalb des Vorhabens bisher analysiert wurde, ist sie wichtig genug, um sie anhand von Literaturdaten zu diskutieren.

Tabelle 4.2 – Konzentrationen in Meerwasser und Makroalgen (bezogen auf TG) gefundener Elemente

Nährstoff	Meerwasser	Makroalgen allgemein ^a	<i>Ulva lactuca</i> ^b	<i>Palmaria palmata</i> ^c
Makronährstoffe in mg g ⁻¹				
Mg*	1.350	1,9-66		3,9-5
S**	901	4,5-82		2,3-3,5
K**	385	30-82	25	22,2-122
Ca**	410	2-36	9	1,1-12,5
N*		0,5-65		13-57
P*		0,03-12		2,5-5,6
Na	10.721		35	1,9-25
Mikronährstoffe in µg g ⁻¹				
B	4600	15-910		46-131
Zn*	10	2-680	62	41-200
Fe	10	90-1.500		153-4.400
Cu*	3	0,6-80	62	22-48
Mn*	1.350.000	4-240		11-110
I	60		50	80-1.200
Ni	2		>2	
As	3		4	10-13
Co	0,1		0,7	0,1-2,6
Mo*	10		0,5	0,3-0,8
F	1.300		6,9	15,2

a (DeBoer 1981)

b (McLachlan 1982)

c (Morgan et al. 1980b)

* benötigt von allen Algen

** benötigt von allen Algen, können aber teilweise durch andere Elemente ersetzt werden

Neben den häufig limitierenden Hauptnährstoffen, wie Kohlenstoff, Stickstoff und Phosphor existieren zahlreiche weitere Nährstoffe, die das Wachstum von Makroalgen beeinflussen. Welche Elemente jedoch als essentielle Nährstoffe für die Makroalgen von Bedeutung sind, wurde bisher durch experimentellen Nachweis selten ermittelt. Die von den Makroalgen benötigten Nährstoffe werden daher eher aufgrund der chemischen Zusammensetzung der Algen und in Analogie zu den besser untersuchten einzelligen Algen und höheren Pflanzen erschlossen.

Die Makronährstoffe C, H, O, P, K, N, S, Ca, Mg sind in vielzelligen Meeresalgen mit höheren Konzentrationen als 1mg pro g Trockengewicht zu finden. Zu den Mikronährstoffen zählen Fe, Cu, Zn, Mn, Si, Co, Mo, V, B, Cl, I, Br (Lüning 1985). Die Elemente C, H, O, N, P, Mg, Cu, Mn, Zn und Mo werden von allen Algen benötigt; S, K, und Ca werden von allen Algen benötigt, können aber durch andere Elemente ersetzt werden; Na, Co, V, Se, Si, Cl, B und I werden nur von einigen Algen benötigt (DeBoer 1981). Bis zu 21 Elemente werden von den Pflanzen benötigt, aber mehr als doppelt so viele finden sich in Makroalgen wieder. Für die Mehrzahl in Makroalgen nachgewiesener Elemente ist nicht sicher, ob sie essentiell sind.

Demetropoulos und Langdon (2004) fanden, dass durch Zugabe von Spurenelementen das Wachstum von *Palmaria mollis* verbessert werden konnte. Wie auch andere Autoren (Hanisak 1979; DeBoer 1981) fanden sie eine positive Korrelation zwischen der Konzentration von Mikronährstoffen im Gewebe und der Wachstumsrate. Die Konzentrationen der Elemente Fe, Zn und Cu im Gewebe korrelierten ebenfalls mit der Menge des zur Verfügung stehenden Nitrat-Stickstoffs. Unklar bleibt jedoch, ob diese Elemente bei einer höheren Stickstoffaufnahme benötigt werden oder die Kumulation dieser Elemente damit zusammenhängt, dass es zu einer Komplexbildung mit dem organischen Stickstoff im Gewebe kommt (Rice und Lapointe 1981).

In dieser Arbeit wurde der Einfluss von Mikronährstoffen auf das Wachstum der Makroalgen nicht näher untersucht, da davon ausgegangen wurde, dass diese durch die Futtermittel ausreichend in das System eingetragen wurden.

Demetropoulos und Langdon (2004) äußerten ebenfalls die Vermutung, dass bei der Verwendung von Abwasser aus Fischzuchtanlagen die Mikronährstoffe auch bei geringen Wasseraustauschraten in ausreichender Menge zur Verfügung stehen sollten. Über die vorhandenen Konzentrationen der Mikronährstoffe im RAS und deren möglichen Veränderungen im rezirkulierenden Prozesswasser (z.B. durch den Einsatz von Ozon oder durch bakterielle Aktivitäten) ist wenig bekannt. Es kann davon ausgegangen werden, dass die Mikronährstoffe in diesen Systemen ausschließlich über das Futter eingetragen werden. Metaxa et al. (2006) verglichen die Konzentration verschiedener Spurenelemente (Cr, Mn, Co, Ni, Cu, Zn, As, Ag, Cd, Sn, Tl, Pb) im Muskel und der Leber von Fischen (*Dicentrarchus labrax*), produziert in einem Durchflusssystem, RAS sowie RAS mit Makroalgenfilter (verschiedene Ulvacea). Es konnte gezeigt werden, dass es im RAS im Gegensatz zum Durchflusssystem zu einer Kumulation von Spurenelementen sowohl im Muskel als auch in der Leber der Fische kam. Interessanterweise waren jedoch die Unterschiede zwischen dem Durchflusssystem und dem RAS mit Makroalgenfilter mit Ausnahme der Elemente Cr und As nicht signifikant. Die Autoren weisen jedoch daraufhin, dass die Ergebnisse für alle Systeme geringer waren, als die in der Literatur beschriebenen Maximalwerte. Dabei ist jedoch anzumerken, dass die Wasseraustauschrate mit >10% des Systemvolumens pro Tag für ein RAS relativ hoch war. Es ist davon auszugehen, dass bei Wasseraustauschraten <1%, wie sie in dieser Arbeit vorlagen, die Kumulation der Spurenelemente im Fisch weiter zunimmt. Wie die Ergebnisse von Metaxa et al. (2006) zeigen, kann durch die Integration von Makroalgen dieser Prozess neutralisiert werden.

In einem geschlossenen RAS könnte es jedoch durch den geringen Wasseraustausch oder dem Einsatz von künstlichem Meersalz auch zu einer Limitierung essentieller Mikronährstoffe kommen. Kulturen von Makroalgen in synthetischem Meerwasser waren

bisher nur in Einzelfällen erfolgreich, im Gegensatz zur problemlosen Aufzucht von Makroalgen in nährstoffangereichertem Meerwasser (DeBoer 1981).

Makroalgen sind eine interessante Quelle für biologisch aktive Substanzen, die zur Prophylaxe und Therapie gegen bakterielle Fischkrankheiten eingesetzt werden können. Rotalgen wie *Asparagopsis armata*, *Ceramium rubrum*, *Drachiella minuta*, *Falkenbergia rufolanosa*, *Gracilaria cornea* und *Halopitys incurvus* wurden aus einer Liste von 26 untersuchten Makroalgenarten als besonders wirksam gegen fischpathogene Bakterien identifiziert (Bansemir et al. 2006). Diese Ergebnisse zeigen in Übereinstimmung mit anderen Arbeiten (Mahasneh et al. 1995; Padmakumar und Ayyakkannu 1997; König und Wright 1997; Vairappan et al. 2001), dass vor allem Rotalgen antibakterielle Substanzen produzieren. Vor allem in Kreislaufsystemen könnten Makroalgen somit als Filtersystem eingesetzt werden, gleichzeitig biologisch aktive Substanzen mit antibakterieller Wirkung an das Prozesswasser abgeben und anschließend als gesundheitsfördernder Futterinhaltsstoff genutzt werden.

Die Optimierung der Makroalgenproduktion in integrierten Systemen verlangt nicht nur nach einer Betrachtung der physikalischen und chemischen Faktoren, wie z.B. Licht, Temperatur, Nährstoffkonzentration, Wasserbewegung und Wasseraustauschrate, sondern auch der biologischen Faktoren, wie natürliche Variabilität, Nährstoffvorgeschichte, durch Kultivierungstechnologie induzierte Morphologie, physiologischer Entwicklungsstand, Kontrolle der reproduktionsbeeinflussenden Parameter sowie dem Verhältnis zwischen Oberfläche und Volumen der Thalli (Chopin et al. 2001). Die nicht optimale Besatzdichte im Makroalgenfilter der Versuchsanlage vor allem in der ersten Besatzphase ist ein gutes Beispiel, wie wichtig die biologischen Faktoren sind. Erfahrungen der Sylter Algenfarm bestätigten, dass bei zu geringen Besatzdichten ein vermehrter Aufwuchs von Epiphyten zu beobachten ist. Es wurde davon ausgegangen, dass dieser neben den geringen zur Verfügung stehenden TAN Mengen zur Abnahme der Wachstumsraten am Ende der ersten Besatzphase führte.

4.1.4 Physikalisch/Chemische Konditionierung des Prozesswassers

Der Sauerstoffeintrag in das System und die Entgasung des Kohlendioxids wurden durch intensive Belüftung in den Fischbecken, der Abschäumung und dem Makroalgenfilter realisiert. Der Sauerstoffgehalt in den Fischbecken lag über dem gesamten Produktionszeitraum zwischen 60-90% Sättigung. Es war ein deutlich fallender Trend in der Sauerstoffsättigung zu beobachten, der darauf schließen lässt, dass der Sauerstoffeintrag in den Fischtanks nicht für die zunehmende Fischbiomasse ausreichte.

Das im Versuchskreislauf eingesetzte Verfahren der Abschäumung in Kombination mit einer Ozonisierung bietet neben der Entfernung der feinstpartikulären Feststoffe (siehe Kapitel 4.1.2) zahlreiche Vorteile. In den Arbeiten von Rosenthal und Sander (1975), Rosenthal & Westernhagen (1976) und Rosenthal et al. (1978) ist der Einsatz von mit Ozon unterstützten Abschäumvorrichtungen zur physikalischen und chemischen Wasseraufbereitung in Meerwasser-Kreislaufanlagen detailliert untersucht worden. Die Ergebnisse zeigen in Übereinstimmung mit anderen Arbeiten zur gleichen Thematik (Lawson und Wheaton 1979; Wheaton et al. 1979; Lawson und Wheaton 1980; Williams et al. 1982; Paller und Lewis 1988; Summerfelt und Hochheimer 1997) eine hohe Effizienz der Abschäumtechnik (z.T. in Kombination mit einer Ozonisierung) bei der Entfernung organischer Verbindungen (Proteine, Aminosäuren, Huminstoffe). Die Ozonisierung des Prozesswassers führt auch ohne Einsatz der Abschäumtechnik nachweislich zu einer Verbesserung der Wasserqualität, insbesondere der Konzentration an suspendierten Feststoffen, gelösten organischen Verbindungen und Huminstoffen (Tango und Gagnon 2003).

Die Oxidation von Stickstoffkomponenten durch Ozon wurde ebenfalls von mehreren Autoren beschrieben (Colberg und Lingg 1978; Rosenthal et al. 1978; Paller und Lewis 1988). Die Oxidation des Ammonium-Stickstoffs zu Nitrat wird im Gegensatz zur Oxidation des Nitrit-Stickstoffs zu Nitrat durch den pH Wert signifikant beeinflusst

(Colberg und Lingg 1978; Brazil et al. 1998). Unter einem pH Wert von 9,3 läuft die Oxidation des Ammonium-Stickstoffs extrem langsam ab (Richard und Brener 1984). Colberg und Ling (1978) ermittelten in Batch-Experimenten bei gleichen Bedingungen (pH 8,2 und $1\text{ mg O}_3\text{ dm}^{-3}$) für Nitrit eine etwa 700mal so hohe Oxidationsrate wie für Ammonium-Stickstoff. Bei den in einem RAS typischen pH-Werten von 6,8-8,4 sind die Bedingungen für die Oxidation des Ammonium-Stickstoffs nicht gegeben. Im Gegensatz zum Ammonium-Stickstoff wird durch den Einsatz von Ozon die Konzentration des Nitrit-Stickstoffs im RAS signifikant verringert (Rosenthal 1981; Paller und Lewis 1988). Damit ist Ozon, im praxisrelevanten Fall einer unvollständigen Nitrifikation oder auch Denitrifikation, ein hervorragender Puffer, um eine Kumulation des Nitrit-Stickstoffs im Kreislauf zu vermeiden (Wecker 2002).

4.2 Methodische Aspekte zur Bestimmung der abiotischen Faktoren

4.2.1 Strategie der Probennahme im Versuchskreislauf

Die im RAS auftretenden Konzentrationen der von den Fischen ausgeschiedenen Stoffwechselendprodukte unterliegen in Abhängigkeit von den verschiedenen Betriebszuständen des Systems sowohl kurzfristigen als auch langfristigen Schwankungen (Rosenthal et al. 1981; Rosenthal et al. 1984). Eine kritische Bewertung der Systemkomponenten setzt eine hohe Frequenz an Probennahmen voraus, um vermutete Kausalitäten zwischen den tageszeitlichen und/oder langfristigen Belastungsschwankungen der Wasserqualitätsparameter und deren Einfluss auf die Leistungseffizienz der Systemkomponenten voneinander abzugrenzen.

Die Probennahmestrategie im Versuchskreislauf war in erster Linie darauf ausgelegt, einen langfristigen empirischen Datensatz (200 Tage) zu erzeugen, der dazu geeignet ist, die Nährstoffflüsse mit einer Auflösung von einem Tag in einem numerischen Modell zu beschreiben. Der Schwerpunkt der experimentellen Untersuchungen lag somit auf den langfristigen Veränderungen im System. Demzufolge wurde der Versuchskreislauf einmal pro Tag beprobt. Für die Probennahme wurde der Zeitpunkt vor der Fütterung zwischen 8:00-10:00 Uhr gewählt. In der Zeit vor der Fütterung ist die Belastung des Kreislaufsystems durch Stoffwechselendprodukte der Fische am niedrigsten. Dieser Betriebszustand des Systems repräsentiert einen Zeitpunkt, bei dem der Einfluss der tageszeitlichen Schwankungen auf die Wasserqualitätsparameter möglichst gering ist. Die Regelmäßigkeit, mit der die Proben für die Bestimmung der wasserchemischen und physikalischen Wasserparameter genommen wurden, reflektiert das Bemühen, für jeden Versuchstag einen vergleichbaren Betriebszustand zu erfassen und damit vergleichbare Ergebnisse zu erhalten. Die gewählte Probennahmestrategie erzeugte einen Datensatz, mit dem die langfristigen Veränderungen der Wasserqualitätsparameter im Versuchskreislauf sehr gut beschrieben und gleichzeitig Aussagen über die Effizienz der Systemkomponenten getroffen werden konnten. Der Einfluss der tageszeitlichen Schwankungen auf die Leistungseffizienz der Systemkomponenten konnte nicht anhand der empirischen Daten untersucht werden, stand jedoch auch nicht im Focus der Untersuchungen. Eine tageszeitabhängige Modellierung der Nährstoffflüsse hätte eine häufigere Probennahme vorausgesetzt und den für das Modell entwickelten iterativen Rechenalgorithmus erheblich verkompliziert.

4.2.2 Strategie der Probennahme in den Durchflussexperimenten

Der Einsatz von Makroalgen als im kontinuierlichen Durchfluss betriebene Nährstofffilter erforderte eine dynamische Modellierung der Nährstoffaufnahme. Als Basis dienten daher Daten aus Durchflussexperimenten, in denen über eine Bestimmung der Zulauf- sowie Auslaufkonzentrationen zu Beginn und Ende eines Messintervalls die Nährstoffaufnahme berechnet wurde. Die Experimente wurden bei relativ geringen Wasseraustauschraten durchgeführt, um die Konzentrationsänderungen zwischen Zu- und Auslauf möglichst genau aufzulösen. Dies war deshalb wichtig, weil auch geringe Bestimmungsfehler beim Hochrechnen auf Massenbilanzen über längere Zeiträume möglichst genau gehalten werden müssen, um die Aussagefähigkeit der Simulationsläufe zuverlässiger zu machen.

Aufgrund des sehr langsam stattfindenden Austausches des Wasserkörpers bei geringen Durchflussraten ist es jedoch nicht zulässig, die Nährstoffaufnahme aus der Differenz zwischen Zu- und Auslaufkonzentration zu berechnen (EIFAC 1986a). Anhand des in Gleichung 3.39 (Seite 79) berechneten Anteils an ausgetauschtem Wasser und den mittleren Konzentrationen von Zu- und Auslauf (berechnet als Mittelwert zwischen der Anfangs- und Endkonzentration) wurde eine virtuelle Auslaufkonzentration berechnet, die sich einstellt, wenn die Algen den untersuchten Nährstoff nicht aufnehmen. Aus der Differenz zwischen dieser virtuellen Auslaufkonzentration und der tatsächlich gemessenen Auslaufkonzentration wurde die Nährstoffaufnahme berechnet. Die Dauer der Messintervalle hat einen starken Einfluss auf die Genauigkeit der Messergebnisse, insbesondere bei wechselhaften Bedingungen, da die Ergebnisse Mittelwerte über das jeweilige Messintervall repräsentieren. Zu lange Messintervalle führen zu einer geringeren Auflösung in den Ergebnissen. Zu kurze Messintervalle führen dazu, dass der Standardfehler der Messungen die Konzentrationsunterschiede zwischen Zu- und Auslauf überdeckt.

4.2.3 Auswahl der Bestimmungsmethoden

Die Bestimmung von TAN in den Wasserproben war neben der Bestimmung der übrigen wasserchemischen Qualitätskriterien ein Schwerpunkt dieser Arbeit, um die Leistungsfähigkeit der Makroalgenfilter in Hinblick auf die TAN Aufnahme zu beurteilen. Die Bestimmung der übrigen Wasserqualitätsparameter, wie Nitrit, Nitrat, Phosphat, Temperatur, pH und Sauerstoff, ermöglichte eine intensive Betrachtung der Nährstoffflüsse im Versuchskreislauf.

In dieser Arbeit kamen verschiedene, den experimentellen Anforderungen entsprechende Bestimmungsmethoden zum Einsatz, die zum Teil unterschiedliche Nachweisverfahren zur Folge hatten. Folgende Kriterien wurde bei der Auswahl berücksichtigt: (1) Messgenauigkeit, (2) Messbereich, (3) Probenvolumen, (4) Arbeitsaufwand und (5) Kosten.

Die Wasserqualitätskriterien im Versuchskreislauf wurden automatisch nach dem Prinzip der luftsegmentierten kontinuierlichen Durchflussanalyse (CFA) bestimmt. Diese hatte folgende Vorteile: (1) Es wurden nur sehr kleine Probenvolumen von ca. 20mL für die Bestimmung aller Nährstoffe benötigt, (2) die Nährstoffe Ammonium und Nitrit sowie Nitrat und Orthophosphat konnten parallel (Zweikanal CFA) bestimmt werden, (3) in einer Stunde konnten bis zu 2x60 Wasserproben analysiert werden, (4) der Messbereich der CFA für die einzelnen Nährstoffe war für die Bestimmungen in dieser Arbeit ausreichend, so dass die Wasserproben größtenteils unverdünnt analysiert werden konnten.

Das Prinzip CFA hat sich in Bezug auf die Bestimmung der Wasserqualitätskriterien im Versuchskreislauf bewährt. Für die Bewertung und modellhafte Beschreibung der Nährstoffflüsse konnte ein umfassender Datensatz produziert werden, der ca. 2400 Einzelbestimmungen umfasste. Diese Datenmenge wäre mit Handmethoden nur mit einem erheblichen Aufwand zu bewältigen gewesen.

Für die Bestimmung von TAN in den Wasserproben der Durchflusseexperimente wurde die Handmethode nach Koroleff (1970) eingesetzt. Die Anwendung der manuellen Indophenolblaumethode erfordert zwar einen erhöhten Zeitaufwand, liefert aber sehr genaue Ergebnisse. Die Bestimmung der TAN Aufnahme der Makroalgen in den Durchflusseexperimenten verlangte nach einer sehr hohen Messgenauigkeit, um die teilweise sehr geringen Unterschiede zwischen Zu- und Auslaufkonzentration zu messen. Die Nährstoffe Nitrit, Nitrat und Orthophosphat wurden ebenfalls mit Handmethoden bestimmt. Dabei wurden jedoch Schnelltestverfahren der Firma Hach® eingesetzt, da keine sehr hohe Messgenauigkeit benötigt wurde und diese Nachweisverfahren sehr einfach zu handhaben waren. Die Seewassertauglichkeit der manuellen Nachweisverfahren wurde im Rahmen dieser Arbeit unabhängig von den Herstellerangaben überprüft und gegebenenfalls Salzkorrekturen vorgenommen. Die

manuellen Nachweisverfahren wurden zusätzlich auf Interferenzen mit dem Probenwasser getestet (vergleichend Kapitel 2.4.6 bis 2.4.9).

4.3 Methodische Aspekte zur numerischen Modellierung

Ein Modell ist ein mit objektiven Mitteln aus der Realität (System) abstrahierter Komplex (Gröger 1986). Simulationsmodelle sind hervorragend geeignet, biologische Systeme inklusive Aquakultursysteme besser zu verstehen und zu managen. In der Aquakultur wurden diese für eine Vielzahl von Arten und Produktionssysteme entwickelt (Roland und Brown 1990; Piedrahita 1990; Watten 1992; Weatherly et al. 1993; Kochba et al. 1994; Ellner et al. 1996; Cho und Bureau 1998; Pagand et al. 2000a; Lefebvre et al. 2001b; Gasca-Leyva et al. 2002). Halachmi et al. (2005) geben einen guten Überblick, weisen jedoch gleichzeitig daraufhin, dass bestehende Modelle oft nur Teilaspekte wiedergeben oder sich an konkreten Forschungsfragen orientieren.

Nach Ellner et al. (1996) bieten diese Modelle für den Anwender folgende Möglichkeiten: (1) Sie repräsentieren eine quantitative Hypothese über die wesentlichen im System ablaufenden Prozesse und vertiefen somit das wissenschaftliche Verständnis. (2) Sie sind eine sehr einfache und preiswerte Methode, das Systemdesign und den Produktionsbetrieb zu optimieren. (3) Sie sind die Arbeitsgrundlage für Vorhersagemodelle zur Beurteilung verschiedener Managemententscheidungen und ermöglichen eine Anpassung des Systems an sich verändernde Bedingungen.

In dieser Arbeit war das Ziel der numerischen Modellierung die mathematische Umsetzung des empirischen Datensatzes in eine allgemeingültige Form zur Beschreibung, Optimierung und Bewertung integrierter Kreislaufsysteme. Die Entwicklung des Rechenalgorithmus basierte auf dem Design und den experimentellen Ergebnissen der Versuchsanlage unter Einbeziehung von Erkenntnissen in der wissenschaftlichen Literatur.

Das Modell erklärt im Wesentlichen die Stoffflüsse der Nährstoffe Stickstoff und Phosphor. Die modellhafte Beschreibung der Nährstoffflüsse im Versuchskreislauf war in Bezug auf die Untersuchung des MARE Konzept hinsichtlich mehrerer Gründe essentiell: (1) Die mathematische Beschreibung der Nährstoffflüsse erforderte ein hohes Maß an Verständnis, der Verständniserfolg war jedoch ohne Zweifel bedeutend höher. (2) Das Modell diente als Basis für die iterative Optimierung des MARE Konzepts hinsichtlich der Dimensionierung der Systemkomponenten. (3) Die modellhafte Beschreibung und die Adaption des Modells an beliebige Produktionsgrößen ermöglichte erst eine Vergleichbarkeit mit in der Literatur beschriebenen Produktionssystemen. Die freie Skalierbarkeit vereinfacht auch Untersuchungen zur ökonomischen Machbarkeit des MARE Konzepts. (4) Das Modell dient als Plattform für weiterführende Untersuchungen. Neue Integrationsstufen können in virtuellen Versuchsläufen (Simulationen) ebenso getestet werden wie die Kombination des MARE Konzepts mit konventionellen Filtertechniken.

4.3.1 Identifizierung und Beschreibung der Modellprozesse

Die modulare Erarbeitung des Modells war Voraussetzung für dessen vielseitige Nutzung, da diese eine Adaption des Modells an beliebige Produktionssysteme und Produktionsgrößen ermöglichte. Es liegt in der Natur der Sache, dass Modelle die in der Realität ablaufenden Prozesse nur in einer stark vereinfachten Form wiedergeben können. Zielsetzung ist es dabei, die wesentlichen Prozesse zu identifizieren. In dieser Arbeit wurden die einzelnen Systemkomponenten in Teilmodellen beschrieben, auch wenn Einzelprozesse, wie z.B. die Nitrifikation, komponentenübergreifend waren. Die Teilmodelle setzten sich wiederum aus mehreren Einzelprozessen zusammen. Die in das Modell eingehenden Prozesse sowie deren iterativen Verknüpfungen sind konzeptionell in Abbildung 3.8 dargestellt.

Das Modell beinhaltet im Wesentlichen nur 15 Einzelprozesse, die den Kenntnisstand der wissenschaftlichen Literatur reflektieren. Ellner et al. (1996) bestätigten durch Sensitivitätsanalysen, dass die modellhafte Beschreibung der Ammonium- und Nitratkonzentration in einem Kreislaufsystem von wenigen Schlüsselprozessen abhängt und die Parameter, die diese Prozesse beschreiben, das Gesamtmodell nicht übermäßig stark beeinflussen.

Die numerische Beschreibung der Nährstoffflüsse verlangt nach einer funktionalen Betrachtung der einzelnen Prozesse. In der Praxis der Modellidentifikation ist es häufig nicht leicht, die richtigen Variablen zur funktionalen Beschreibung der Prozesse zu spezifizieren (Gröger 1986). Bei der Selektion ist zu berücksichtigen, welche unabhängige (oder auch exogene) Variabel im Modell zur Verfügung steht, mit der sich die abhängige (oder auch endogene) Variabel des jeweils betrachteten Einzelprozesses möglichst gut beschreiben und anhand vorhandener empirischer Daten validieren lässt. Die iterative Struktur des Modells implementiert, dass eine abhängige Variabel in der funktionalen Beschreibung nachfolgender Einzelprozesse zu einer neuen unabhängigen Variabel werden kann. Folgendes Beispiel soll diesen Zusammenhang erläutern. Die funktionale Beschreibung der TAN Aufnahme im Makroalgenfilter wurde durch eine Michaelis-Menten-Kinetik beschrieben. Diese Funktion repräsentiert einen Einzelprozess im Teilmodell des Makroalgenfilters. In diesem Fall ist die TAN Menge, die im Makroalgenfilter zur Verfügung steht, die unabhängige und die TAN Aufnahme die abhängige Variabel. Das Wachstum der Makroalgen im Modell basiert wiederum auf der TAN Aufnahme. Das bedeutet, dass in diesem nachfolgenden Einzelprozess die TAN Aufnahme zur unabhängigen und das Makroalgenwachstum zur abhängigen Variabel wird. Die Schwierigkeit der Modellierung bestand darin, einen Rechenalgorithmus zu entwickeln, der dieser iterativen Logik folgt und dabei gleichzeitig alle Einzelprozesse im Modell erklärt. Das bedeutet, dass das Modell in sich schlüssig sein muss.

Die funktionale Beschreibung der Prozesse basierte auf regressionsanalytischen Untersuchungen, bei denen eine asymmetrische Fragestellung unterstellt wurde. Dies bedeutet, dass eine Kausalitätsrichtung vorgegeben wurde, indem eine Zielvariabel (abhängige oder auch endogene Variabel) durch eine unabhängige Variabel erklärt wird. Die durch die Regression beantworteten Fragen können wie folgt zusammengefasst werden (Fahmeir und Hamerle 1984): (1) Parameterschätzung: Wie groß ist der Einfluss der unabhängigen auf die abhängigen Variablen? (2) Residuenanalyse: Besitzen die unabhängigen Variablen überhaupt einen signifikanten Einfluss, d.h. erklären sie die Variation der abhängigen Variabel? (3) Variablen Selektion: Welche Variablen aus einer Menge von potentiellen unabhängigen Variablen, die durch das Modell generiert werden, erklären die Variation der abhängigen Variabel am besten und sollten berücksichtigt werden? (4) Prognose: Wie sieht die zukünftige Entwicklung der abhängigen Variabel aus?

4.3.2 Entwicklung des iterativen Rechenalgorithmus

Ein Algorithmus ist eine präzise, d.h. in einer festgelegten Sprache abgefasste, endliche Beschreibung eines allgemeinen Verfahrens. Zu seiner Verarbeitung wurden die Einzelprozesse als elementare Verarbeitungsschritte verwendet. Der Algorithmus unterliegt einer iterativen Logik, um die Gesamtmenge aller Einzelprozesse in die Berechnungen mit einzubeziehen, aber gleichzeitig die Kausalitätsrichtung der Einzelprozesse zu gewährleisten.

Die iterative Natur numerischer Modelle ermöglicht die Isolation und Bestimmung einzelner Parameter, auch wenn für die abhängige Variabel keine empirischen Daten vorhanden sind (Halachmi et al. 2005). Dies bedeutet, dass Parameter über beliebige große Gleichungssysteme bestimmt werden können, in denen vorhandene empirische Daten einbezogen werden, die nur unmittelbaren Einfluss auf den gesuchten Parameter haben. Ein gutes Beispiel ist das massenspezifische Verhältnis z zwischen dem Nitratabbau und der zur Verfügung stehenden organischen Kohlenstoffquelle im Teilmodell zur Beschreibung der Denitrifikation im Versuchskreislauf (Gleichung 3.28,

Seite 69). Für den Prozess der Denitrifikation standen keine experimentellen Daten zur Verfügung. Der Parameter z wurde daher auf Basis der modellierten Nitratkonzentration und deren Anpassung an die experimentellen Daten iterativ berechnet. Gesucht wurde der Parameter z , bei dem das Bestimmtheitsmaß (r^2) der Funktion modellierte vs. experimentelle Nitratkonzentration (vergleichend Abbildung 3.16c) maximal wird. Der im Modell berechnete Parameter z betrug 3,0 ($r^2=0,79$).

Im Gegensatz zu vielen in der Literatur vorhandenen Modellen, die statischer Natur sind, handelt es sich in dieser Arbeit um ein dynamisches Modell. Diese enthalten die Zeit als eine Einflussgröße. Die Zeit als Einflussgröße in Aquakultursystemen ermöglicht die Simulation von saisonalen oder auch diurnalen Variationen und ermöglicht ebenso die Berücksichtigung des Biomassezuwachses im Produktionssystem. Im vorliegenden Modellansatz wurde der Zeitfaktor wie folgt berücksichtigt: Einerseits bestimmte der Zeitfaktor über die Wachstumsfunktion von *Sparus aurata* (Abbildung 3.1) den Biomassezuwachs im System und beeinflusste somit die nachfolgenden Nährstoffflüsse (vergleichend Abbildung 3.8). Andererseits beeinflusste der Jahresgang der Lichtintensität die Filterleistung der Makroalgenfilter. Dieser funktionale Zusammenhang wurde im Rahmen von Durchflussexperimenten untersucht, um die Saisonalität und den Produktionsstandort im Modell berücksichtigen zu können.

Diurnale Variationen wurden aufgrund der Komplexität im Rechenalgorithmus nicht berücksichtigt, spielen für die ökonomische und ökologische Bewertung von integrierten Kreislaufsystemen aber auch nur eine untergeordnete Rolle.

Bei dem erarbeiteten Modell handelt es sich um ein deterministisches Modell, in dem im Gegensatz zu stochastischen Modellen zufällige Störungen nicht berücksichtigt wurden. Gröger (1986) weist darauf hin, dass stochastische im Gegensatz zu deterministischen Modellen die geeignetere Abbildung gestörter, fischereibiologischer Systeme sind, da sie die Modellabweichung in Form der Residuen berücksichtigen. Erst dadurch wird es möglich, die Modellabweichungen als Minimumkriterium für eine optimale Anpassung von Modell und Daten zu nutzen.

Ziel des vorliegenden Modellansatzes war es, einen funktionierenden und in sich schlüssigen Rechenalgorithmus zu entwickeln. Durch die deterministische Betrachtungsweise fokussierten sich die Untersuchungen auf die theoretischen Grundlagen des Modells. Bei stochastisch gestörten Funktionen erscheinen die zufälligen Störungen bei der Parameterschätzung als Abweichungen des identifizierten Modells von der Realität. Durch die für die Erarbeitung des Modells durchgeführten Regressionsanalysen waren diese Abweichungen für die meisten Prozesse bekannt. In Bezug auf weiterführende Modellierungen ist eine stochastische Betrachtungsweise geplant, d.h. es werden Störgrößen, wie z.B. die Variation der individuellen Futteraufnahme, berücksichtigt.

4.3.3 Aussagefähigkeit des numerischen Modells

Das Modell verbesserte in erster Linie das Verständnis über den Einfluss der identifizierten Prozesse auf das Gesamtsystem. Die Aussagefähigkeit des Modells wurde anhand der modellierten Nitrat- und Phosphatkonzentration im Versuchskreislauf über den untersuchten Produktionszeitraum bewertet. Abbildung 3.16 zeigt, dass diese gut durch das Modell wiedergegeben wurden. Für die Nitratkonzentration wurden 79% der Gesamtstreuung durch das Modell erklärt. Für die Phosphatkonzentration lag dieser Wert bei 87%. Die linearen Regressionsanalysen in Abbildung 3.16c und Abbildung 3.16d zeigen, dass das Modell die Nitrat- und Phosphatkonzentration gut über den gesamten untersuchten Messbereich vorhersagte. Der Standardfehler des Modells für den untersuchten Produktionszeitraum betrug für Nitrat $5,7\text{mg N dm}^{-3}$ und für Phosphat $1,8\text{mg P dm}^{-3}$.

Ein Nachteil dieser Arbeit war, dass das Modell nicht anhand einer unabhängigen Stichprobe validiert werden konnte. Der vorhandene empirische Datensatz wurde

ausschließlich für die Entwicklung und regressionsanalytischen Untersuchungen des numerischen Modells verwendet. Eine Übertragbarkeit der Ergebnisse ist damit im Rahmen der experimentellen Daten dieser Arbeit eingeschränkt. Dennoch wird davon ausgegangen, dass das Modell auf andere Produktionssysteme übertragbar ist und somit gut als Basis für weiterführende Untersuchungen verwendet werden kann. Im Rahmen weiterführender Forschungsarbeiten ist eine Validierung des Modells anhand einer unabhängigen Stichprobe vorgesehen.

4.4 Wachstum von *Sparus aurata* im Versuchskreislauf

Traditionell wurde *Sparus aurata* weitestgehend in Küstenlagunen und Salzwasserteichen gezüchtet. Das italienische „vallicoltura“ oder das ägyptische „hosha“ sind Beispiele für extensive Produktionssysteme, welche die trophisch bedingte Migration der Jungfische vom Meer in die Küstenlagunen nutzen und wie natürliche Fischfallen fungieren. Aufgrund des hohen Marktpreises, der hohen Überlebensrate und der omnivoren Ernährungsweise ist *Sparus aurata* hervorragend für die Produktion in extensiven Produktionssystemen geeignet. Die künstliche Vermehrung wurde 1981-82 in Italien entwickelt und bedeutete, dass die Produktion dieser Art rasch ausgebaut wurde. *Sparus aurata* besitzt eine sehr hohe Anpassungsfähigkeit an die intensive Produktion in Durchflussanlagen, Teichen oder Netzkäfiganlagen. Diese Eigenschaft zusammen mit der omnivoren Ernährungsweise machte *Sparus aurata* zum idealen Versuchsorganismus für die experimentelle Umsetzung des MARE Konzepts.

In der Versuchsanlage wurde *Sparus aurata* mit einem Stückgewicht von 2-3g eingesetzt. Die Produktionsdauer bis zur europäischen Marktgröße von ca. 350-400g betrug in der Versuchsanlage bei einer durchschnittlichen Temperatur von 20°C ca. 14-15 Monate. Die Futtermittelverwertung (FCR) über den gesamten Produktionszeitraum betrug 1,1. Unter guten Bedingungen (18-26°C) und einer Futtermittelverwertung im Bereich 1-1,5 erreichen Doraden (1-5g Stückgewicht) in landbasierten Systemen den kommerziellen Größenbereich von 350-400g in 12-13 Monaten (Lupatsch und Kissil 1998a; Lupatsch et al. 2003; Colloca und Cerasi 2005); in Netzkäfiganlagen beträgt die Produktionsdauer aufgrund der nicht zu beeinflussenden Temperaturbedingungen dagegen 15-16 Monate (Porter et al. 1986; Colloca und Cerasi 2005).

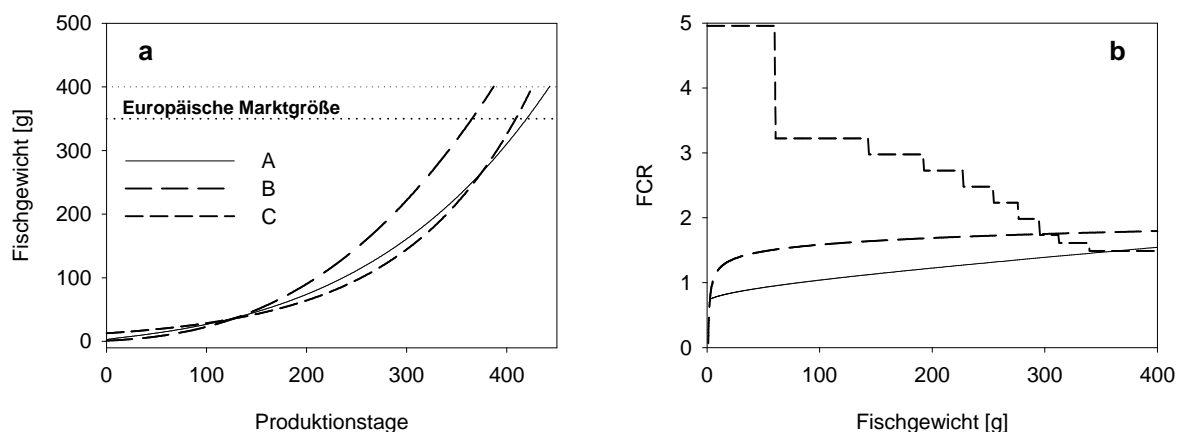


Abbildung 4.1 – Vergleich der a) Wachstumsperformance und b) Futtermittelverwertung (FCR) von *Sparus aurata* in der Versuchsanlage (A) mit Daten von (B) Lupatsch und Kissil (1998, Durchflusssystem, Anfangsgewicht 1,1g) und (C) Porter et al. (1986, Netzkäfiganlage, Anfangsgewicht 12,7g) bis zur europäischen Marktgröße von 350-400g.

Abbildung 4.1 vergleicht die in dieser Arbeit bestimmte Wachstumsfunktion und die Futtermittelverwertung über den Produktionsverlauf mit in der wissenschaftlichen Literatur vorhandenen Daten aus experimentellen Produktionssystemen (Porter et al. 1986; Lupatsch und Kissil 1998b). Aufgrund der unterschiedlichen Startgewichte und teilweise unterschiedlicher Temperaturverläufe sind die Wachstumsfunktionen nur indirekt miteinander zu vergleichen. Das in dieser Arbeit erzielte Wachstum lag im Bereich der

Literaturangaben, dennoch wurde die europäische Marktgröße ca. 2 Monate später als bei Lupatsch und Kissil (1998) erreicht.

Auffällig ist die sehr gute Futtermittelverwertung von *Sparus aurata* im Versuchskreislauf. Obwohl diese mit durchschnittlich 1,1 in dem von Colloca und Cerasi (2005) genannten Bereich von 1-1,3 für kommerzielle Farmen liegt, wurden diese in der wissenschaftlichen Literatur nicht beschrieben. Lupatsch und Kissil (1998) berechneten einen FCR von 1,5, Porter et al. von 2,7. Ohne Zweifel haben die Futtermittelhersteller in den letzten Jahren intensive Anstrengungen unternommen, die Futtermittel den unterschiedlichen Anforderungen der kultivierten Arten anzupassen. Die gute Futtermittelverwertung in dieser Arbeit wurde jedoch mit einem Futtermittel erreicht, welches nicht speziell auf *Sparus aurata* zugeschnitten war. Diese lässt ebenfalls die Vermutung zu, dass das Wachstumspotential noch nicht optimal ausgenutzt wurde. Abbildung 3.7a ist zu entnehmen, dass sowohl die modellierte einzusetzende Futtermenge als auch die im Versuch eingesetzte Futtermenge weitestgehend unter den empfohlenen Werten des Futtermittelherstellers lag.

Aufgrund von Umbauten oder technischen Problemen konnte an einigen Tagen nicht gefüttert werden. Weiterhin kam es zwischen den Versuchstagen 120-180 zu technischen Problemen in der Anlage, so dass nicht nach Futtertabelle gefüttert werden konnte. Abbildung 4.1 zeigt, dass bis zu diesem Zeitpunkt keine Unterschiede zu dem von Lupatsch und Kissil (1998) bestimmten Wachstum auftraten. Jedoch liegt es im Interesse des Futtermittelherstellers, möglichst viel Futter zu verkaufen. Daher ist es durchaus berechtigt, die Futtertabellen der Futtermittelhersteller in Frage zu stellen und zu vermuten, dass die angegebenen Futtermengen einen eher großzügigeren Wert reflektieren.

In dieser Arbeit wurden die Fische jeweils einmal pro Tag zwischen 8:00-10:00 Uhr per Hand gefüttert. Experimente in Teichen mit *Sparus aurata* zeigten, dass der Einsatz von „self feedern“ im Vergleich zur Handfütterung zu einer verbesserten Futtermittelverwertung führt, der Futterbedarf mit einsetzender Dunkelheit zunimmt und in den ersten Abendstunden maximal wird (Sanchez-Muros et al. 2003). Diese Ergebnisse lassen vermuten, dass die in dieser Arbeit gewählte Fütterungsstrategie nicht optimal war.

4.5 Wachstum von *Solieria chordalis* im Versuchskreislauf

Die Wachstumsraten für *Solieria chordalis* im Versuchskreislauf lagen zwischen 7-170g FG d⁻¹ m⁻² (1-24g TG d⁻¹ m⁻²). Die mittlere Wachstumsrate über beide Besatzphasen betrug 72±53g FG d⁻¹ m⁻² (10±8g TG d⁻¹ m⁻²). Der Vergleich der ermittelten Wachstumsrate von 10g TG d⁻¹ m⁻² mit Daten aus der wissenschaftlichen Literatur zeigt, dass diese eher als gering einzustufen ist. In der Literatur existiert eine Reihe von Arbeiten, in denen verschiedene Grün- und Rotalgen als Nährstofffilter zur Reinigung der Abwässer aus Fischfarmen eingesetzt wurden. Die dabei ermittelten Wachstumsraten sind in Tabelle 9.6 (Anhang) zusammengefasst und beziehen sich ausschließlich auf Freilandexperimente. Die Wachstumsraten schwanken für die Grünalge *Ulva lactuca* zwischen 5-55g TG d⁻¹ m⁻² (Cohen und Neori 1991; Neori et al. 1991; Jimenez del Rio et al. 1994; Neori et al. 1996; Neori et al. 1998; Neori et al. 2000; Schuenhoff et al. 2003). Buschman et al. ermittelten für die Rotalge *Gracilaria chilensis* im Auslaufwasser einer landbasierten Lachsfarm eine mittlere Wachstumsrate von 27g TG d⁻¹ m⁻². Eine viel versprechende Rotalge ist *Asparagopsis armata* mit einer Wachstumsrate von bis zu 100g TG d⁻¹ m⁻² (Schuenhoff et al. 2006).

4.6 Bewertung der modellierten Nährstoffflüsse im Versuchskreislauf

Das Modell simulierte die Nährstoffflüsse im Versuchskreislauf und eignete sich als ein hervorragendes Instrument, die Effizienz der integrierten Produktionen zu untersuchen.

4.6.1 Fisch

Das Teilmodell der Nährstoffflüsse in den Fischbecken basierte zum größten Teil auf dem Modell für *Sparus aurata* von Lupatsch und Kissil (1998). Die täglich eingesetzte Futtermenge, die Verdaulichkeitskoeffizienten der betrachteten Nährstoffe sowie die Zusammensetzung des Futters und der Fischbiomasse dienten zur Beschreibung der Nährstoffretention und -ausscheidungen der Fische.

Ergebnisse aus verschiedenen Aquakultur Produktionssystemen für Fische zeigen, dass ungefähr 10-49% des als Protein im Futter zugegebenen Stickstoffs in körpereigene Substanz umgewandelt wird. Bei Phosphor liegt dieser Wert zwischen 17–40% und zeigt eine noch deutlichere Schwankungsbreite. Die unterschiedliche Physiologie und Produktionsformen der untersuchten Arten bedingen neben dem Fütterungsregime (Paspatis et al. 2000; Van Ham et al. 2003) sowie der Futterzusammensetzung (Johnsen et al. 1993; Ballestrazzi et al. 1994; Hillestad und Johnsen 1994) die hohe Varianz zwischen den einzelnen Forschungsarbeiten.

In dieser Arbeit betrug die mittlere Retention der Nährstoffe Stickstoff und Phosphor 30% und 43% (Tabelle 4.3). Die Stickstoffretention reflektiert die Ergebnisse in der wissenschaftlichen Literatur für *Sparus aurata* (19-36%), während die in dieser Arbeit ermittelte Phosphorretention (21-29%) einen höheren Wert zeigte (Krom et al. 1985; Porter et al. 1987b; Krom und Neori 1989; Krom et al. 1995). Dieser könnte darauf zurückgeführt werden, dass die relative Phosphorretention sehr stark von der Konzentration und der Verfügbarkeit dieses Nährstoffes im Futter abhängt. Phosphor ist ein Bestandteil verschiedener Futterinhaltsstoffe und die Verdaulichkeit dieses Nährstoffes wird stark von den chemischen Eigenschaften dieser beeinflusst (Hua und Bureau 2005). Die große Variation in der Zusammensetzung der Futtermittel durch Anpassung dieser an spezifische Arten, an die Kosten und Verfügbarkeit einzelner Futterinhaltsstoffe sowie an die ökologische Verträglichkeit begründet die zu beobachtende Schwankungsbreite. Eine Vergleichbarkeit mit in der Literatur vorhandenen Ergebnissen ist aufgrund der Vielzahl beeinflussender Parameter nur schwer gegeben.

Die modellhafte Beschreibung der partikulären und gelösten Ausscheidungen der Fische diente als Basis für die Nährstoffverwertung durch die Sekundärproduktionen. Die Berechnung der partikulären Ausscheidungen erfolgte mit Hilfe von Verdaulichkeitskoeffizienten. Die Aufteilung der Ausscheidungen in einen partikulären Anteil (Faeces) und einen gelösten Anteil (Exkretion) ist in Tabelle 4.3 dargestellt. Daten in der wissenschaftlichen Literatur für Stickstoff belegen die ermittelten Ergebnisse für *Sparus aurata*, in denen 43-66% als gelöster und 7-20% als partikulärer Stickstoff ausgeschieden werden (Porter et al. 1987b; Neori und Krom 1991; Dosdat et al. 1996).

Tabelle 4.3 – Verbleib der durch das Futter eingetragenen Nährstoffe Stickstoff und Phosphor im fischindividuellen Teilmodell zur Beschreibung der Nährstoffflüsse in den Fischbecken. Dargestellt ist der prozentuale Mittelwert über den untersuchten Produktionszeitraum.

	Stickstoff	Phosphor
Retention Fischbiomasse	31	43
Faeces unlöslich	10	26
Faeces löslich	8	26
Exkretion	51	5

Durch physikalisch/chemische Lösungsprozesse verändert sich die Menge und Nährstoffzusammensetzung der partikulären Ausscheidungen. Im Modell wurde davon ausgegangen, dass sich die Gesamtmenge der partikulären Ausscheidungen für beide

Nährstoffe innerhalb kürzester Zeit um ca. die Hälfte reduziert (Lupatsch und Kissil 1998b). Dieser, in der Literatur als „leaching“ bezeichnete Prozess, stellt somit eine zusätzliche Quelle für gelöste Nährstoffe dar. Im Modell wurde die vereinfachende Annahme getroffen, dass ausschließlich TAN und Orthophosphat durch diesen Prozess zusätzlich zur Exkretion in das System eingebracht wurden.

Der Ammonium-Stickstoff (TAN) ist Endprodukt des Proteinstoffwechsels und wird zum größten Teil über die Kiemen ausgeschieden (Fiedler 1991). Bei *Sparus aurata* werden ca. 35-37% des aufgenommenen Stickstoffes als TAN exkretiert (Porter et al. 1987b; Dosdat et al. 1996). Ein Teil des Stickstoffs wird als gelöster organischer Stickstoff (DON), überwiegend als Harnstoff exkretiert (Hargreaves 1998). Die Exkretion von Harnstoff beträgt nach Daten von Dosdat et al. (1996) ca. 4-6% vom konsumierten Stickstoff. Porter et al. (1991) fanden für *Sparus aurata* keine signifikante Exkretion von Harnstoff, jedoch wurden 30% als DON exkretiert. Für das Modell wurde die vereinfachende Annahme getroffen, dass kein Harnstoff oder DON ausgeschieden wurden bzw. sich sehr schnell zu Ammonium umwandeln. Somit bildete TAN die einzige Stickstoffverbindung im Modell, die exkretiert wurde. Diese Annahme wurde durch Daten von Krom et al. (1995) unterstützt, die zeigen konnten, dass dieser Umwandlungsprozess schon im Fischtank einsetzt. Ellner et al. (1996) gingen in ihrem Modell für *Sparus aurata* davon aus, dass 33% des konsumierten Stickstoffs als TAN und 20% als DON exkretiert werden. Dabei trafen sie ebenfalls die Annahme, dass die Umwandlung von DON in TAN schon im Fischtank stattfindet und rechneten im Modell mit einer Exkretionsrate für TAN von 53% vom Futtereintrag. Diese stimmt sehr gut mit der in dieser Arbeit errechneten Exkretionsrate von 51% überein.

4.6.2 Feststoffseparation I: Abschäumung

Die Effizienz der Feststoffseparation in der Versuchsanlage wurde im Rahmen der numerischen Modellierung bestimmt. Im vorangegangenen Teilmodell zur Berechnung der Nährstoffflüsse in den Fischbecken wurde die tägliche Gesamtmenge an partikulären Ausscheidungen in Trockengewicht berechnet. Diese betrug 39% vom Futtereintrag (TG). Der unlösliche Anteil dieser Feststoffe betrug 64%. Demzufolge verblieben 25% vom Futtereintrag (TG) als feste Bestandteile im Prozesswasser. In Kapitel 4.1.2 wurde bereits darauf eingegangen, dass sich das Größenspektrum der Feststoffpartikel in Kreislaufanlagen stark von anderen Produktionssystemen unterscheidet und keine Technologie das anzutreffende Größenspektrum vollständig separiert.

In dieser Arbeit wurde daher im Versuchskreislauf eine doppelte Feststoffseparation eingesetzt. Dieser Umstand war bei der numerischen Modellierung zu berücksichtigen. Im Modell wurden folgende Annahmen getroffen, die Grundlage für die vorgenommenen Berechnungen waren: (1) Die Gesamtmenge an Feststoffen im Prozesswasser teilt sich in einen sedimentierbaren und suspendierten Anteil. (2) Die sedimentierenden Feststoffe finden sich jeweils zu 100% im Detritivorusreaktor (Sedimentation) und die suspendierten Feststoffe im Spülwasserkreislauf der Abschäumung wieder. (3) Die Feststoffseparation der Abschäumung als auch der Sedimentation verhält sich linear zum Futtereintrag. Dies bedeutet, dass die Effizienz der Feststoffseparation im Modell als Prozentsatz vom Futtereintrag errechnet wurde.

Anhand regressionsanalytischer Berechnungen auf Basis der vorhandenen experimentellen Daten wurde eine Effizienz der Abschäumung von 9,5% vom Futtereintrag (TG) berechnet. Aus der Differenz dieses Wertes mit der modellierten Gesamtmenge an Feststoffen von 25,3% vom Futtereintrag (TG) ergab sich die Effizienz der Sedimentation. Diese betrug 15,8% vom Futtereintrag (TG).

In der wissenschaftlichen Literatur existieren einige Arbeiten, in denen das Verfahren der Abschäumung in Kreislaufanlagen intensiv untersucht wurde (Rosenthal und Sander 1975; Chen et al. 1993a; Chen et al. 1993b). Obwohl in diesen eine Vielzahl von Vorteilen beschrieben wurde, existiert ein Mangel an verlässlichen Designkriterien. Die in dieser Arbeit gefundene Effizienz der Abschäumung von 9,5% vom Futtereintrag (TG)

repräsentiert mehr die im Prozesswasser täglich anfallende Menge an suspendierten Feststoffen als die maximale Leistung der Abschäumung. Ohne Zweifel lässt das Versuchsdesign dieser Arbeit nur die Aussage zu, dass die maximale Leistungsfähigkeit noch nicht erreicht wurde, da andererseits eine Kumulation an suspendierten Feststoffen im Prozesswasser zu beobachten gewesen wäre.

Chen et al. (1993) zeigten, dass nach einer 30min Abschäumung ca. 40% der Partikel $<50\mu\text{m}$ aus dem Prozesswasser separiert wurden. Die eher geringe Effizienz der Abschäumung (gemessen als Differenz zwischen Zu- und Auslauf) als im einmaligen Durchfluss betriebene Feststoffseparation von $<10\%$ (Hussenot et al. 1998) kann durch eine Kreislaufführung des Prozesswassers erheblich verbessert werden (Dwivedy 1973). Anhand eines einfachen Beispiels wird dieser Zusammenhang in Abbildung 4.2 erläutert. Obwohl beide betrachtete Systeme identisch ausgelegt sind, wird durch eine Kreislaufführung des Prozesswassers eine wesentlich größere Menge an Feststoffen entfernt. Dieser einfache Zusammenhang erklärt sich über die Kumulation der Feststoffe im RAS solange bis die gleiche Menge an Feststoffen entfernt wie produziert wird. Die Konzentration der suspendierten Feststoffe liegt dabei immer noch in sicheren Grenzen (Tabelle 9.1, Anhang). Anhand dieses Beispiels wird auch deutlich, dass die alleinige Angabe der Filtereffizienz (gemessen als Differenz zwischen Zu- und Auslauf) nur ungenügend geeignet ist, verschiedene Technologien miteinander zu vergleichen. Aus diesem Grund wurde in dieser Arbeit die Effizienz in Bezug auf den Futtereintrag angegeben, welches in Analogie zu der Bewertung von Biofiltern, ein verlässlicheres Designkriterium darstellt.

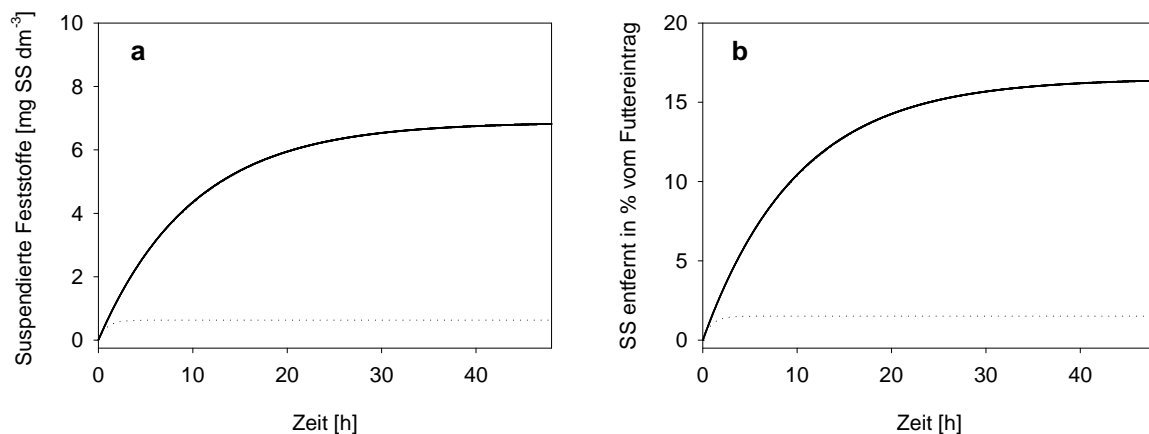


Abbildung 4.2 – Vergleich der Performance eines Abschäumers integriert in ein geschlossenes RAS (durchgezogene Linie) sowie im Auslauf eines Durchflusssystemes (gepunktete Linie) über 48 Stunden. Dargestellt sind a) die resultierenden Feststoffkonzentrationen im System und b) die Effizienz des Abschäumers in Relation zum Futtereintrag. Das Systemvolumen beträgt jeweils 5 m³. Die Durchflussrate des Abschäumers beträgt 100% des Systemvolumens pro Stunde. Es wird angenommen, dass die Produktion an suspendierten Feststoffen konstant 3,4 g h⁻¹ beträgt. Die Daten basieren auf einer Filtereffizienz des Abschäumers von 10% (Differenz zwischen Ein- und Auslauf).

4.6.3 Feststoffseparation II: Detritivorusreaktor

Die im Modell berechnete Effizienz der Sedimentation betrug 16% vom Futtereintrag (TG). Experimentelle Daten aus fortführenden Forschungsarbeiten am Versuchskreislauf bestätigen den modellierten Anteil der sedimentierenden Feststoffe (Bischoff unpubl.). Die mittlere Sedimentationsrate im Detritivorusreaktor betrug demnach $13,3 \pm 1,5$ % vom Futtereintrag (TG). Der etwas geringere Wert könnte darauf zurückgeführt werden, dass sich nicht alle sedimentierenden Feststoffe im Detritivorusreaktor ablagern, das Modell jedoch die vereinfachenden Annahme trifft, dass sich die sedimentierenden Feststoffe zu 100% im Detritivorusreaktor wiederfinden. Eine weitere Erklärung wären mikrobielle Abbauprozesse, die in der Modellierung erst in nachfolgenden Modulen (vergleichend Kapitel 4.6.5) berücksichtigt wurden. Die im Modell als auch die im Experiment bestimmte Feststoffseparation des Detritivorusreaktors lag im Bereich der

Literaturangaben für Sedimentationsbecken von 9,2-23,9% vom Futtereintrag (Heinsbroek 1990; Gelfand et al. 2003).

Im Versuchskreislauf wurden die sedimentierenden Feststoffe nicht aus dem System entfernt, sondern in diesem durch *Nereis diversicolor* verwertet. Experimentelle Wachstumsversuche, in denen diese Art ausschließlich mit Feststoffen aus dem Wirbelstromseparator einer Fischkreislaufanlage gefüttert wurden, zeigten, dass Wachstumsraten von bis zu 2,8% d⁻¹ erreicht werden können, wenn die zugeführte Energiemenge ausreichend ist (Bischoff 2003). In der Literatur wurden für *Nereis diversicolor* relative Wachstumsraten im Bereich von 0,2-6,8% d⁻¹ beschrieben (Nielsen et al. 1995; Olivier et al. 1996; Riisgard et al. 1996; Costa et al. 2000).

Ziel der numerischen Modellierung war es, das Wachstum der Würmer anhand im Modell vorhandener Variablen zu erklären. Anhand der Ergebnisse von Bischoff (2003) wurde eine Wachstumsfunktion auf Basis der zugeführten Energiemenge bestimmt. Die jedem Wurm zur Verfügung stehende Energiemenge der Feststoffe war gut geeignet, das Gewichtswachstum von *Nereis diversicolor* zu beschreiben (siehe Abbildung 3.12a).

Die im Versuchskreislauf täglich zu erwartende Energiemenge der Feststoffe ergab sich aus der ungenutzten Energiemenge. Diese betrug ca. 3,5MJ pro kg Futter und verteilte sich im Wesentlichen auf die in Gleichung 3.11 berechneten unlöslichen, partikulären Ausscheidungen. Für das Modell ergab sich daraus ein Energiegehalt der Feststoffe von 15KJ g TG⁻¹ (c_E). Experimentelle Messungen konnten diesen Wert bestätigen. Im Rahmen weiterer Untersuchungen wurde der Energiegehalt der Feststoffe im Versuchskreislauf mit 14,6±0,5KJ g TG (n=23) bestimmt (Marohn 2005).

Anhand der im Detritivorusreaktor zur Verfügung stehenden Energiemenge pro Wurm (siehe Abbildung 3.12b) und der Wachstumsfunktion von *Nereis diversicolor* (siehe Abbildung 3.12a) konnte für jeden Produktionstag das relative (siehe Abbildung 3.12c) und absolute (siehe Abbildung 3.12d) Gewichtswachstum berechnet werden. Die Herausforderung der Modellierung bestand darin, dass die unabhängige Variabel der Wachstumsfunktion (Energiemenge pro Wurm) Kenntnis nach der aktuellen Individuenanzahl verlangt. Diese wiederum ist im zeitlichen Verlauf nicht konstant, da es zu einer Abnahme (Mortalität) oder Zunahme (Reproduktion) kommen kann. Insbesondere die Mortalität spielte im untersuchten Produktionszeitraum eine zu berücksichtigende Größe. Die Reproduktion der Würmer dagegen wurde im Modell bisher nicht simuliert.

Die Simulation der Individuenanzahl basierte auf der Mortalität der Würmer. Einerseits berechnete das Modell eine natürliche Mortalität, die einsetzte, wenn die Würmer mit Nährstoffen unterversorgt waren und die Wachstumsfunktion ein negatives Wachstum berechnete. Der negative Biomassezuwachs wurde im Modell anhand des mittleren Gewichts der Würmer in eine Mortalitätsrate umgerechnet. Andererseits berechnete das Modell eine relative Sterblichkeit durch Kannibalismus. In der Literatur ist Kannibalismus in Populationen von *Nereis diversicolor* beschrieben (Batista et al. 2003). Diese kam im Modell jedoch nur zum Tragen, wenn weniger Würmer natürlich starben als die relative Sterblichkeit durch Kannibalismus ausmachte. Diese Annahme wurde getroffen, da Kannibalismus bei dem Aasfresser *Nereis diversicolor* unrealistisch ist, wenn genügend tote Würmer vorhanden sind. In diesem Zusammenhang ist zu erwähnen, dass das Modell sowohl die Energiemenge der natürlich gestorbenen Würmer (Aasfraß) als auch durch Kannibalismus gefressene Würmer mit berücksichtigt.

Abbildung 3.13 zeigt sehr gut, dass die experimentellen Daten besser mit einer zusätzlich durch Kannibalismus verursachten relativen Sterblichkeit zu erklären waren (vergleichend durchgezogene Linien in Abbildung 3.13a bis Abbildung 3.13c). Im Modell wurde die relative Sterblichkeit durch Kannibalismus durch regressionsanalytische Berechnungen mit 1,3% d⁻¹ bestimmt. In der Modellsimulation spielte Kannibalismus erst ab Produktionstag 307 eine Rolle, da vorher die natürliche Sterblichkeit durch die

Energieunterversorgung größer war. Interessanterweise verbesserte der Kannibalismus den relativen und absoluten Biomassezuwachs (siehe Abbildung 3.12c und Abbildung 3.12d). Dieser Zusammenhang erklärte sich aus der verbesserten Energiezufuhr pro Wurm (siehe Abbildung 3.12b).

In Bezug auf eine fortführende Anwendung des Modells wurde die Hypothese aufgestellt, dass die durch Kannibalismus verursachte relative Sterblichkeit antiproportional mit der Wachstumsrate (μ) zusammenhängt. Das bedeutet, dass bei einer Annäherung an die maximale Wachstumsrate die relative Sterblichkeit gegen null läuft. Andererseits würde die Individuenanzahl zu schnell abnehmen. Die Frage ist, inwieweit Kannibalismus bei *Nereis diversicolor* eine Rolle spielt, wenn die Energieversorgung optimal ist.

Zusammenfassend lässt sich sagen, dass das Modell die experimentellen Daten im Detritivorusreaktor sehr gut erklärt. Auch wenn das Modell vorerst nur die natürliche Sterblichkeit aus den vorhandenen Variablen generiert, findet es eigenständig zu einem Gleichgewichtszustand, indem eine optimale Besatzdichte des Detritivorusreaktors in Relation zu der erwartende Feststofffracht des Fischmoduls erreicht wird.

4.6.4 Nitrifikation

Im Stickstoffkreislauf der Natur existieren zwei mikrobielle Prozesse, die Ammonium als Substrat nutzen: Nitrifikation und ANAMMOX (Madigan et al. 2001).

Die biologische Nitrifikation ist ein aerober Prozess, bei dem Ammonium über Nitrit zu Nitrat oxidiert wird. Im Gegensatz zu gängigen Kreislaufsystemen wurde der Versuchskreislauf ohne einen nitrifizierenden Biofilter betrieben. Dies bedeutete jedoch nicht, dass Nitrifikation als Nährstoff transformierender Prozess im Versuchskreislauf keine Rolle spielte. Der Zusammenhang zwischen verfügbarer Oberfläche für den Bakterienbewuchs und Nitrifikationsleistung von Biofiltern ist von mehreren Autoren beschrieben worden (Krüner und Rosenthal 1983; Rosenthal und Krüner 1984; Spotte 1991; Wheaton et al. 1994; Losordo und Westers 1997; Rydl 2005). Im Modell wurde die Annahme getroffen, dass sämtliche Oberflächen im RAS, wie z.B. Becken, Rohrleitungen, Sediment, etc., als biologisch aktiv anzusehen sind. Losordo und Westers (1997) schätzten, dass die TAN Oxidation in einem RAS zu ca. 30-50% außerhalb des Biofilters abläuft. Rydl (2005) untersuchte die bakterielle Aktivität in einem RAS und zeigte, dass die gemessenen Umsatzraten zwischen den Bakterien auf den Biofilterfüllkörpern und den restlichen Oberflächen im RAS vergleichbar waren.

Im Gegensatz zu Biofiltern, in denen Eigenschaften wie die Verweilzeit des Wassers oder auch die räumliche Struktur des Filtermaterials Einfluss auf die Nitrifikationsleistung haben, ist bei den Oberflächen in einem RAS davon auszugehen, dass die Nitrifikationsrate nahezu ausschließlich von der Nährstoffverfügbarkeit im System (TAN, NO_2 , O_2) und der besiedelbaren Oberfläche im System bestimmt wird. Dieser Zusammenhang vereinfachte die modellhafte Beschreibung der Nitrifikation im Versuchskreislauf.

Die Nitrifikationsrate in Abhängigkeit von der Nährstoffverfügung (TAN) konnte nicht anhand der experimentellen Daten dieser Arbeit modelliert werden. Daher wurde diese auf Basis von experimentellen Daten aus dem Bewegtbett-Biofilter einer ebenfalls am IFM-GEOMAR betriebenen Kreislaufanlage (Waller et al. 2002; Waller et al. 2003) in Abhängigkeit von der TAN Konzentration modelliert. Die abiotischen Faktoren wie Temperatur, Salinität, Trübungskonzentration, welche die Leistung der Nitrifikation mit beeinflussen, waren zwischen den beiden Systemen vergleichbar. Für das Modell wurde die vereinfachende Annahme getroffen, dass Ammonium vollständig zu Nitrat oxidiert wurde. Diese Annahme wurde durch die niedrigen Nitritkonzentrationen ($<0,7 \text{ mg N dm}^{-3}$) im Versuchskreislauf über den gesamten Untersuchungszeitraum unterstützt (vergleiche Abbildung 3.4b). Für das Modell wurde die TAN Oxidation durch eine Reaktionskinetik 1ter Ordnung beschrieben. In Bezug auf eine fortführende Anwendung des Modells, ist

die Ote Ordnung der Nitrifikation zu berücksichtigen, da diese die Leistung der Nitrifikation im System begrenzt.

Tabelle 9.4 (Anhang) gibt einen Überblick über in der Aquakultur eingesetzte Verfahren zur biologischen Nitrifikation. Die Daten zeigen, dass Bewegtbettfilter im Vergleich zu anderen Verfahren, wie z.B. Riesel- oder Beadfilter, sich durch eine sehr hohe Filterleistung pro Volumeneinheit auszeichnen. Losordo et al. (1999) und Tal et al. (2003) ermittelten TAN Oxidationsraten zwischen 295-575g TAN d⁻¹ m⁻³. Dies liegt vor allem an der hohen spezifischen Oberfläche der eingesetzten Füllkörper. Bezieht man die in Tabelle 9.4 aufgeführten TAN Oxidationsraten auf die eingesetzten Oberflächen, sind die Abbauraten mit denen der anderen Technologien vergleichbar. Die aus Tabelle 9.4 resultierenden TAN Oxidationsraten schwanken zwischen 0,1-0,8g TAN d⁻¹ m⁻². Diese Unterschiede sind jedoch weniger auf das eingesetzte Verfahren als auf die experimentellen Versuchsbedingungen zurückzuführen. Dies zeigt, dass die modellierte Nitrifikationsleistung eines Bewegtbettfilters in Abhängigkeit von der zur Verfügung stehenden Oberfläche gut an das Modell adaptiert werden konnte. Interessanterweise wurde durch Sensitivitätsanalysen ermittelt, dass die ermittelte tägliche Nitrifikationsleistung kaum von der in das Modell eingehenden Oberfläche beeinflusst wurde. Entscheidend war in erster Linie die TAN Konzentration im Prozesswasser. Dies war eine wichtige Information für die Anwendung des Modells, da insbesondere die biologisch aktive Oberfläche des Sediments im Detritivorusreaktor nur geschätzt werden konnte.

ANAMMOX ist ein Prozess, der bei anoxischen bzw. suboxischen Bedingungen abläuft und bei dem Ammonium aber auch Nitrit zu molekularem Stickstoff reduziert werden. Diese Bedingungen sind in den tieferen Sedimentschichten des Detritivorusreaktors zu erwarten. Im Rahmen der zur Verfügung stehenden experimentellen Daten kann nicht ausgeschlossen werden, dass im Versuchskreislauf durch diesen Prozess ebenfalls Ammonium abgebaut wurde. Im Modell konnte dieser Prozess somit nicht direkt berücksichtigt werden. Es ist jedoch zu erwähnen, dass bei diesem Prozess analog zur Denitrifikation ebenfalls eine Kohlenstoffquelle benötigt wird. Der in Kapitel 3.4.5 ermittelte Zusammenhang zwischen organischer Substanz und Denitrifikation anhand der empirischen Daten löst nicht auf, inwieweit die Reduktion oxidierter Stickstoffverbindungen zu molekularem Stickstoff auf den Prozess der Denitrifikation oder ANAMMOX zurückzuführen ist.

4.6.5 Denitrifikation

Der Rückgang der Nitratkonzentration im Versuchskreislauf zu Beginn des Untersuchungszeitraums und die nicht messbare Nitrataufnahme des Makroalgenfilters ließen vermuten, dass Denitrifikation im Versuchskreislauf eine erhebliche Rolle spielte.

Im Stickstoffkreislauf ist die anaerobe Denitrifikation der entscheidende Schritt, durch den Nitrat über mehrere Reaktionsstufen zu gasförmigen Endprodukten umgesetzt und damit aus dem betreffenden Ökosystem entfernt wird (Ebrahimipour 1998). Dieser Vorgang setzt weitgehend anaerobe Verhältnisse voraus. Im Versuchskreislauf waren diese im Sediment des Detritivorusreaktors zu erwarten.

Für die Modellierung wurde die Annahme getroffen, dass von den Würmern nicht verwertete organische Substanz vollständig von heterotrophen Bakterien, insbesondere denitrifizierenden Bakterien, umgesetzt wurde. Diese Annahme wurde durch den in Abbildung 3.13d dargestellten organischen Anteil im Sediment des Detritivorusreaktor unterstützt, da dieser über den untersuchten Versuchszeitraum nicht anstieg. Dadurch wurde im Modell nur die täglich sedimentierende organische Last berücksichtigt (siehe Gleichung 3.27), welche durch denitrifizierende Bakterien vollständig für die Reduktion des Nitrat-Stickstoffs genutzt wurde. Das Modell berücksichtigte diese Abbauprozesse in einer vereinfachten Form, indem der Nitratabbau in ein bestimmtes Verhältnis zur organischen Last gesetzt wurde. Der Parameter z bezeichnet das Verhältnis des zur Verfügung stehenden organischen Materials und der Nitratreduktion (OM:N Rate). Für

das Modell wurde eine massenspezifische OM:N Rate von 3,0 ($r^2=0,79$) regressionsanalytisch bestimmt. Das bedeutet, dass für die vollständige Denitrifikation von 1g Nitrat Stickstoff 3g TG organische Substanz abgebaut wurden. Dieser Wert ist als sehr effektiv einzustufen, wenn man berücksichtigt, dass McCarty et al. (1969) für den Prozess der Denitrifikation mit Methanol als organische Kohlenstoffquelle eine massenspezifische Rate von 2,47 ermittelte. Die mögliche Nutzung der in einem RAS anfallenden Feststoffe als organische Kohlenstoffquelle wurde von mehreren Autoren beschrieben (van Rijn und Rivera 1990; Schmitz-Schlang und Moskwa 1992; Arbiv und van Rijn 1995; Schuster und Steltz 1998; Shnel et al. 2002). Jedoch fehlen zuverlässige Designkriterien und massenspezifische Umsatzraten, die eine Berücksichtigung dieser Ergebnisse im Modell ermöglichen.

4.6.6 Bakterienwachstum

Im Zuge der Nitrifikation und Denitrifikation kommt es zu einer Assimilation der Nährstoffe Stickstoff und Phosphor durch die Bakterien für den Aufbau neuer Biomasse. Bei der Oxidation des Ammonium-Stickstoffs durch Nitrosomonas-Arten werden ca. 0,015 mg an organischen Stickstoffverbindungen pro mg an umgesetzten Stickstoff gebildet. Bei der Oxidation des Nitrit-Stickstoffs durch Nitrobacter-Arten beträgt dieser Wert ca. 0,005 mg (Rheinheimer et al. 1988). Bei einer vollständigen Reduktion von 1 mg Nitrat-Stickstoff zu molekularem Stickstoff durch heterotroph denitrifizierende Bakterien mit Methanol als organische Kohlenstoffquelle werden dagegen ca. 0,065 mg organischer Stickstoff gebildet (McCarty et al. 1969; Wecker 2002). Die Assimilation von Stickstoff konnte somit anhand der im Modell bestimmten Nitrifikations- und Denitrifikationsrate berechnet werden. Die Assimilation von Phosphor wurde auf Basis der chemischen Zusammensetzung der Bakterienbiomasse berechnet. Die Summenformel $C_{250}H_{611}O_{77}N_{55}P_6S$ beschreibt, unabhängig von der Artenzugehörigkeit, die mittlere chemische Zusammensetzung der Bakterien (Rheinheimer et al. 1988). Demnach beträgt das stöchiometrische Verhältnis zwischen Stickstoff und Phosphor 9,2. Berücksichtigt man die unterschiedlichen Molaren Massen ergibt sich ein Gewichtsverhältnis von 4,2.

4.6.7 Makroalgenfilter

Allgemeine Modelle zur Beschreibung der Nährstoffaufnahme von Makroalgen finden sich in Lobban und Harrison (1994). Die TAN Aufnahme im Makroalgenfilter wurde in Abhängigkeit von der täglich zur Verfügung stehenden TAN Menge durch eine Michaelis-Menten-Kinetik bestimmt. Cohen und Neori (1991) untersuchten die TAN Aufnahme von Makroalgenfiltern (*Ulva lactuca*) im Auslaufwasser von marinen Fischfarmen. In Übereinstimmung mit anderen Autoren (Fujita und Goldman 1985) konnten sie zeigen, dass die TAN Menge, als Produkt der Nährstoffkonzentration mit der Durchflussrate, besser geeignet ist, die TAN Aufnahme zu beschreiben als die TAN Konzentration.

In dieser Arbeit wurde ebenfalls dieser Ansatz gewählt, wobei gleichzeitig untersucht wurde, ob die relative TAN Aufnahme besser durch eine Michaelis-Menten-Kinetik wiedergegeben werden kann als die absolute TAN Aufnahme. Dies begründete sich in der Beobachtung, dass bei geringen zur Verfügung stehenden TAN Mengen die relative TAN Aufnahme bis zu 100% betragen kann (vergleichend Abbildung 3.15b). Auf Basis der Michaelis-Menten-Kinetik (Gleichung 3.31) in Abbildung 3.15a waren diese experimentellen Daten nicht zu erklären. Die maximal mögliche relative TAN Aufnahme lag bei ca. 40%. Im Gegensatz dazu ließ sich die relative TAN Aufnahme besser durch eine Michaelis-Menten-Kinetik (Gleichung 3.32) erklären, insbesondere bei geringen TAN Mengen ($<0,2g\ N\ h^{-1}\ m^{-2}$). Dennoch zeigte die absolute Michaelis-Menten-Kinetik nach Gleichung 3.31 im Gesamtmodell eine bessere Anpassung an die experimentellen Daten. Insbesondere die maximale TAN Aufnahmerate wurde besser abgeschätzt. Diese betrug im Modell $0,11g\ TAN\ h^{-1}\ m^{-2}$.

Im Vergleich zu den weiterführenden Untersuchungen unter Freilandbedingungen (siehe Kapitel 4.8) ist die im Modell bestimmte maximale TAN Aufnahmerate als gering einzuordnen. Dies mag in erster Linie damit zusammenhängen, dass in der

Versuchsanlage ausschließlich künstliche Lichtquellen eingesetzt wurden, die in Intensität und Qualität (Spektrum) natürlichem Sonnenlicht weit nachstehen. Zusätzlich waren die Kultivierungsbedingungen, besonders zu Anfang des Versuches, nicht optimal. Neben der zu geringen Besatzdichte trat eine Limitierung von Ammonium im Makroalgenfilter auf. Diese wiederum begrenzte das Algenwachstum und förderte damit auch den Bewuchs der Algen durch Epiphyten.

Für das Modell wurde mit einem konstanten Stickstoffgehalt (N) der Alge von 6% N TG⁻¹ gerechnet. Abbildung 3.2b zeigt jedoch, dass Stickstoff in der Algenbiomasse über den Produktionszeitraum kumulierte. Diese Kumulation wurde über den untersuchten Zeitraum als linearer Trend funktional beschrieben. Abbildung 3.2d zeigt gleichzeitig, dass die massenspezifische C:N Rate in der Algenbiomasse über den untersuchten Produktionszeitraum abnahm. Demzufolge kam es in Relation zum Kohlenstoff zu einer erhöhten Kumulation von Stickstoff. Tabelle 3.3 (Seite 51) zeigt, dass die mittlere Stickstoffkumulation für *Solieria chordalis* 0,034% TG d⁻¹ betrug. Legt man den niedrigsten gemessenen Stickstoffgehalt von 4,9% TG zu Grunde wurden täglich etwa 0,7% vom TG Zuwachs und 5% vom FG Zuwachs durch Stickstoffkumulation erklärt. Dadurch wurde der täglich berechnete FG Zuwachs in Gleichung 3.34 um ca. 3-5% überschätzt.

Im Modell wurde diese Überschätzung nicht berücksichtigt, da er nur Auswirkungen auf den Ertrag der Makroalgen und nicht auf die Nährstoffflüsse im Versuchskreislauf hatte. Weiterhin erklären die experimentellen Daten nicht, inwieweit der Trend der Nährstoffkumulation anhält und in welchem Bereich die physiologische Grenze erreicht ist. Interessanterweise wurde die Kumulation von Stickstoff und Kohlenstoff auch bei *Enteromorpha spec.* beobachtet. Die Ergebnisse zeigen in Übereinstimmung mit der Literatur, dass der Nährstoffgehalt im Gewebe von der Verfügbarkeit des Nährstoffs abhängt (Guist und Humm 1976; Bird et al. 1981; DeBusk et al. 1986; Duke et al. 1989). Cohen und Neori (1991) zeigten, dass dieser Zusammenhang für *Ulva lactuca* ebenfalls durch eine Michaelis-Menten-Kinetik beschrieben werden kann.

Die Phosphor Aufnahme der Makroalgen im Modell wurde über die TAN Aufnahme berechnet. Das stöchiometrische Verhältnis zwischen Stickstoff und Phosphor für Algen beträgt in der Regel 1:16 (Redfield Rate). Auch wenn für Makroalgen Raten bis zu 30 beschrieben wurden (Schramm 1991), wurde für das Modell vereinfachend mit einer stöchiometrischen Rate von 16 gerechnet. Die experimentellen Daten zeigen, dass die stöchiometrische N:P Rate im Prozesswasser von anfänglich 12 kontinuierlich auf Werte um 1 fällt und dann langsam wieder ansteigt. In der Literatur existiert bezüglich der optimalen N:P Rate im Prozesswasser für Makroalgen eine große Schwankungsbreite zwischen und innerhalb der Untersuchungen. Die im Prozesswasser ermittelten N:P Raten für optimales Wachstum betragen für *Ulva lactuca* 2-48 (Steffensen 1976), für *Palmaria mollis* 14-36 (Demetropoulos und Langdon 2004c), für *Ectocarpus* 5 (Boalch 1961) und für *Fucus vesiculosus* sowie *Enteromorpha intestinalis* 30 (Prince 1974). Für viele Phytoplanktonarten liegt die optimale N:P Rate zwischen 6-10 (Ryther und Dunstan 1971). Zusammenfassend kann die Vermutung geäußert werden, dass die N:P Rate während des gesamten untersuchten Produktionszeitraums eher unterhalb einer für Makroalgen optimalen N:P Rate lag. Das bedeutet jedoch nicht, dass es im Versuchskreislauf zu einer Stickstoff Limitierung kam.

Die nach Gleichung 3.34 modellierte Wachstumsrate für *Solieria chordalis* ist in Abbildung 3.15d dargestellt. Die experimentell bestimmten Zuwachsraten wiesen erhebliche Schwankungen über den untersuchten Produktionszeitraum auf. Diese waren teilweise auf die schon erwähnten Probleme aufgrund der zu geringen Besatzdichten zurückzuführen. Es zeigte sich jedoch, dass die modellierte Wachstumsrate durch experimentelle Daten belegt werden konnte. Dennoch war der experimentelle Zuwachs über den untersuchten Bereich meist geringer als der modellierte Zuwachs.

4.7 Verwertungswege für die im Versuchskreislauf integrierten Produktionen

Der Schlüssel zum Erfolg für integrierte Produktionen liegt in der erfolgreichen Vermarktung der zusätzlich produzierten Organismen. Es wurde schon darauf hingewiesen, dass die möglichen Verwertungswege und der kommerzielle Wert wichtige Kriterien bei der Auswahl geeigneter Arten für die Integration sind. Deshalb ist es wichtig die Verwertungswege anhand des heutigen Kenntnisstands zu diskutieren, in dem Bewusstsein, dass die Produktentwicklung und Marktchancen sich zurzeit sehr dynamisch entwickeln.

4.7.1 Makroalgen als Nahrungsergänzung für Fisch

Verschiedene Forschungsarbeiten untersuchten das Potential von Makroalgen als partielle Proteinquelle für Fischfutter (Appler 1985; Nakagawa et al. 1987; Hashim und Mat Saat 1992; Wahbeh 1997; Davies et al. 1997; Valente et al. 2006). Der Einsatz von Makroalgen als Biofilter in Fischzuchtanlagen kann aufgrund der hohen Nährstoffkonzentrationen zu einem erhöhten Proteingehalt führen (Cohen und Neori 1991; Pinchetti et al. 1998). Neben der Substituierung von Protein beinhalten Makro- und Mikroalgen weitere Inhaltstoffe, die für eine Nutzung in Fischfutter sprechen. So können sie wertvolle Fettsäuren (Nakagawa et al. 1987; Wahbeh 1997) und natürliche Farbstoffe liefern (Sommer et al. 1992; Gouveia et al. 2003), dienen als Bindemittel für pelletierte Futtermittel (Hashim und Mat Saat 1992) oder gesundheitsfördernder Futterinhaltsstoff (Bansemir et al. 2006).

In dieser Arbeit wurde ein Teil der produzierten Algenbiomasse von *Palmaria palmata* als Futterergänzung für *Sparus aurata* im Versuchskreislauf verwertet. Der Versuch wurde möglichst einfach gehalten. Auf die Herstellung eines mit Algen versetzten Pelletfutters wurde verzichtet. Die Algen wurden getrocknet, anschließend grob zerkleinert und dem Fischfutter beigemischt. Die Ergebnisse zeigen, dass 5% des Fischfutters durch *Palmaria palmata* ersetzt werden konnten, ohne dass eine signifikante Verschlechterung im Wachstum beobachtet wurde. Dagegen zeigten die Ergebnisse, dass die Versuchsgruppe, in der 10% des Futters mit Algenmaterial ersetzt wurden, langsamer wuchs als die Kontrollgruppe. Bei den letzten beiden Biomassebestimmungen wurde ein signifikanter Unterschied im mittleren Fischgewicht nachgewiesen (t-Test; $p=0,99$).

Am „National Center for Mariculture“ in Eilat (Golf von Aqaba, Israel) wurden Experimente durchgeführt, in denen die Grünalge *Ulva lactuca* ebenfalls an Doraden (*Sparus aurata*) in getrockneter Form verfüttert wurden. Die Ergebnisse zeigten, dass schon eine 2%ige Zufütterung mit getrockneten Algenstücken die Farbgebung der Dorade positiv beeinflusst, indem die Goldfärbung am Kiemendeckelrand hervorgehoben wird (Lupatsch pers. comm.). Dies führt zu einer Erhöhung des Marktwertes.

Valente et al. (2006) untersuchten die Makroalgen *Gracilaria bursa-pastoris*, *Ulva rigida* und *Gracilaria cornea* als Futterbestandteil für juvenile Wolfsbarsche (*Dicentrarchus labrax*). Sie fanden ebenfalls für alle drei Makroalgen heraus, dass 5% des Futters ersetzt werden können, ohne dass eine signifikante Verschlechterung im Wachstum einsetzt. Des Weiteren veränderte sich auch nicht die Nährstoffverwertung oder chemische Zusammensetzung der Wolfsbarsche. Im Gegensatz zu dieser Arbeit konnten für die Makroalgen *Gracilaria bursa-pastoris* und *Ulva rigida* sogar 10% des Futters ersetzt werden, wobei bei *Gracilaria cornea* ebenfalls eine signifikante Verschlechterung im Wachstum eintrat.

4.7.2 Weitere Verwertungswege für Makroalgen

Die anfallende Algenbiomasse kann neben dem Einsatz als partialer Futterersatz für Fische vielfältig verwendet werden. Neori et al. (2000) verfütterten zum Beispiel *Ulva lactuca* in einem mehrfach integrierten Aquakultursystem an Japanische Abalone (*Haliotis discus hannai*) und produzierten pro 1 kg Fisch (*Sparus aurata*, ca. 7 US\$ / kg) ca. ¼ kg dieser wirtschaftlich sehr wertvollen Meeresschnecke (ca. 50 US\$ / kg).

Die in dieser Arbeit ebenfalls untersuchte Rotalge *Palmaria palmata* ist zum Beispiel ein ausgezeichnetes Futter für die Europäische Abalone, *Haliotis tuberculata*, (Mgaya 1995), aber auch für kommerziell genutzte Arten wie die Rote Abalone, *H. rufescens*, und die Japanische Abalone, *H. discus hannai* (Rosen et al. 2000).

In einigen wissenschaftlichen Arbeiten wurde dieses System dahingehend vereinfacht, dass die Produktion der Abalone (Zielart) einfach in Makroalgenkulturen integriert wurde, die gleichzeitig als Nährstofffilter und Futtermittel dienen (Evans und Langdon 2000; Demetropoulos und Langdon 2004a; Demetropoulos und Langdon 2004b; Demetropoulos und Langdon 2004c).

Schneider et al. (2005) untersuchten in der Literatur vorhandene integrierte Aquakultursysteme bezüglich ihrer Nährstoffverwertung und wiesen darauf hin, dass die Verwertung der phototrophen Produktion durch herbivore Organismen zur einer Verringerung der Nährstoffverwertung im Gesamtsystem führt (vergleiche Tabelle 9.7, Anhang). Grund ist die geringe Nährstoffverwertung herbivorer Organismen, die für Stickstoff bei 15-40% und für Phosphor bei 10-50% liegt. Dennoch ergeben sich aus marktwirtschaftlicher Perspektive Vorteile. Neori et al. (2004) kalkulierten, dass durch eine Verwertung der anfallenden Makroalgenbiomasse durch Abalone oder Seeigel der Jahresgewinn mehr als verdoppelt werden kann (vergleiche Kapitel 4.9.3).

Durch weitere industriell vielseitig genutzte Inhaltsstoffe, wie z.B. Agar, Alginate und Carrageen, besitzen Algen einen sehr hohen wirtschaftlichen Wert. Nach der FAO-Statistik betrug die Weltjahresproduktion 1999 von Makroalgen 11,3 Millionen Tonnen. Der größte Teil davon entfällt mit 60% auf die Alginate liefernden Braunalgen. Aufgrund der weltweit zur Verfügung stehenden Biomassen aus Wildbeständen und der Kultivierung im asiatischen Raum scheint der Markt für Braunalgen aber gesättigt. Die Galactane, Carrageen und Agar, werden aus dem amorphen Teil der Zellwand von Rotalgen gewonnen. Seit der erfolgreichen Einführung der Aquakultur mit der Rotalge *Euchema* in den 70er-Jahren auf den Philippinen scheint der Welt-Carrageen-Markt ebenfalls gedeckt. Hauptproduzenten sind die Philippinen und Indonesien, die zahlreiche Arten der Gattung *Euchema* und *Kappaphycus* im großen Maßstab kultivieren. Der Weltbedarf an Agar wird heute hauptsächlich aus Wildfängen der Rotalge *Gracilaria* gedeckt. Die Kultivierung Agar liefernder Rotalgen, wie *Gelidium* und *Gracilaria*, verlief bisher nur mit wenig Erfolg.

Auch wenn der Markt für die industriell genutzten Inhaltsstoffe von Makroalgen gesättigt scheint, ist es nicht auszuschließen, dass spezifische Inhaltsstoffe kommerziell genutzt werden können. So enthalten Algen für die Pharmaindustrie wertvolle Inhaltsstoffe. Viele Arten von Braunalgen zum Beispiel enthalten einen hohen Gehalt an Polysacchariden mit antioxidativen Wirkungen, die antivirale und antitumorale Eigenschaften aufweisen (Beress, 1993).

Es soll nicht unerwähnt bleiben, dass im asiatischen Raum Algen schon seit Generationen auch als Nahrungsquelle für den Menschen genutzt werden. Hochwertiges, vom Körper gut nutzbares Eiweiß, essenzielle Fettsäuren, Mineralstoffe und Spurenelemente wie Zink, Selen, Magnesium, die Vitamine C und E machen Algen auch in Europa als Nahrungsmittelergänzung oder für die Kosmetikindustrie immer populärer. Als Beispiel mag hier das Kieler Unternehmen O'Well (<http://www.owell.de>) dienen. Dieses produziert in der Kieler Förde auf Langleinen die einheimische Braunalge *Laminaria saccharina*. Durch eine speziell entwickelte Fermentationstechnik werden Algenextrakte hergestellt, die in einer Vielzahl von Produkten im Lebensmittel- und Kosmetikbereich verarbeitet werden. Ein weiteres Beispiel ist die Sylter Algenfarm (<http://www.sylteralgenfarm.de>), die seit einigen Jahren erfolgreich einheimische Makroalgen, wie *Palmaria palmata*, *Laminaria saccharina* oder *Ulva lactuca*, für den gehobenen Gastronomiebereich produziert.

4.7.3 Verwertungswege für *Nereis diversicolor*

Wie bereits erwähnt besitzt *Nereis diversicolor* ein sehr hohes Marktpotential. In Fachgeschäften für Angler wird diese Art bei einem Stückgewicht von ca. 1g zwischen 0,25-0,50€/Wurm angeboten.

Würmer der Gattung *Nereis* sind aufgrund der günstigen Zusammensetzung der vorkommenden Fettsäuren auch als Futtermittel in der Aquakultur von Interesse (Wouters et al. 2002). Die Fettsäureprofile beinhalten unter anderem eine Reihe von einfach und mehrfach ungesättigten Fettsäuren, welche beispielsweise die Qualität der Nachkommenschaft bei Fischen beeinflussen (Costa et al. 1999). Das Fischmagazin (3/2006) berichtete, dass die englische Firma „Dragon Baits“, die bisher *Nereis virens* im großen Maßstab ausschließlich als Köder für die Angelfischerei produzierte, ein Futter für die Aquakultur auf Basis dieses Polychaeten plant. Die holländische Firma „Topsy Baits“ (<http://www.topsybaits.com>) vermarktet bereits Futtermittel für die Aquakultur mit Proteinanteilen dieses Polychaeten.

4.8 Vergleich der lichtabhängigen TAN Aufnahme verschiedener Makroalgen

Die Entwicklung des TAN Aufnahme Modells für die untersuchten Makroalgenarten *Palmaria palmata*, *Solieria chordalis* und *Ulva lactuca* lieferte wertvolle Ergebnisse, die in den anwendungsorientierten Modellierungen (siehe Kapitel 3.9) berücksichtigt wurden.

Das Modell zeigt, dass sowohl die Lichtintensität als auch die TAN Menge Einfluss auf die TAN Aufnahme von Makroalgenfiltern haben. Eine Modellierung der Leistungsfähigkeit von Makroalgenfiltern in Kreislaufanlagen verlangt somit nach einem multivariaten und dynamischen Modellansatz, indem sowohl die Saisonalität der Lichtintensität als auch die über das Jahr zur Verfügung stehende TAN Menge berücksichtigt werden.

4.8.1 Einfluss der Lichtintensität auf die TAN Aufnahme

Der Einfluss der Lichtintensität auf das Wachstum von Makroalgen wurde von mehreren Autoren untersucht (Morgan und Simpson 1981; Duke et al. 1986; Geertz-Hansen und Sand-Jensen 1992; Coutinho und Zingmark 1993; Markager 1993), wenn auch mit überwiegend deskriptivem Charakter. Verlässliche funktionale Zusammenhänge, die eine Abschätzung der Wachstums- oder Nährstoffaufnahme von Makroalgen in Abhängigkeit von der Lichtintensität ermöglichen, sind in der Literatur kaum vorhanden.

Mata et al. (2006) wiesen darauf hin, dass bei der Anwendung von Makroalgenfiltern in der Aquakultur sich ändernde Bedingungen wie Licht und Temperatur zu berücksichtigen sind. Eine Übertragbarkeit von Laborergebnissen unter konstanten Umweltbedingungen ist damit oft nur schwer gegeben.

Einflüsse, wie die Verfügbarkeit von Nährstoffen, Licht und Temperatur, agieren dabei interaktiv. Dies bedeutet, dass die Ausprägung eines Faktors die Auswirkung eines anderen Faktors mit beeinflusst. Diese Zusammenhänge wurden von mehreren Autoren für verschiedene Makroalgen beschrieben (Lapointe und Tenore 1981; Rosenberg und Ramus 1982; Lapointe und Duke 1984; Duke et al. 1986). So wird das Wachstum von *Ulva* Arten bei steigenden Temperaturen und Stickstofflasten stärker durch den Faktor Lichtintensität beeinflusst (Duke et al. 1986).

In dieser Arbeit lag die Zielsetzung auf einer modellhaften Beschreibung der TAN Aufnahme unter dem Einfluss von interagierenden Umwelteinflüssen. Das Wachstum von Makroalgen und ebenfalls die TAN Aufnahme ist im Wesentlichen abhängig von der Nährstoffverfügbarkeit, insbesondere TAN (bzw. DIN) und DIC, sowie Lichtintensität und Temperatur (Lapointe et al. 1976). Ein Modell, welches die Interaktionen dieser Faktoren vollständig berücksichtigt, scheint kaum möglich. Aufgrund der Anwendung der Makroalgenfilter in geschlossenen, rezirkulierenden Aquakultursystemen konnten jedoch Annahmen getroffen werden, die entscheidenden Umweltfaktoren einzugrenzen.

In geschlossenen Aquakulturanlagen, wie sie in dieser Arbeit eingesetzt wurden, werden die Umweltbedingungen an die kultivierte Art angepasst. Insbesondere die Temperatur ist dabei einer der entscheidenden Faktoren, die Wachstumsleistung zu optimieren. Ziel ist es daher, diese ganzjährig in einem für die kultivierte Art optimalen Bereich zu halten und unterliegt daher nur geringen Schwankungen. In dieser Arbeit wurde der Faktor Temperatur daher als Einflussgröße auf die Leistungsfähigkeit des Makroalgenfilters nicht berücksichtigt.

Die Nährstoffverfügbarkeit als auch die Lichtintensität sind jedoch Umweltbedingungen, die auch in geschlossenen, rezirkulierenden Systemen sehr variabel sind und saisonalen sowie diurnalen Schwankungen unterliegen und somit im Modell zu berücksichtigen sind. In dieser Arbeit wurde ein multivariater, regressionsanalytische Ansatz gewählt, der sowohl den Einfluss der Nährstoffverfügbarkeit als auch der Lichtintensität auf die Nährstoffaufnahme interaktiv berücksichtigte. Im vorliegenden Modell wurden bisher nur die zur Verfügung stehende TAN Menge und die daraus resultierende TAN Aufnahme berücksichtigt.

Der erarbeitete Modellansatz kann jedoch auch auf andere Nährstoffe ausgeweitet werden. Anhand der experimentellen Daten konnte keine signifikante Aufnahme von Nitrat-Stickstoff nachgewiesen werden. Der Einfluss der zur Verfügung stehenden DIC Menge (Gelöster Anorganischer Kohlenstoff) wurde nicht untersucht. Bidwell et al. (1985) zeigten, dass durch eine Zugabe von Kohlendioxid die Produktion der Rotalge *Chondrus crispus* signifikant gesteigert werden konnte. Eine Limitierung dieses Nährstoffs in der vorliegenden Arbeit war jedoch kaum zu erwarten, da dieser Nährstoff in einem Kreislaufsystem im Überschuss vorhanden ist und in konventionellen Systemen kontinuierlich entfernt werden muss.

Der Einfluss der Lichtintensität auf die Photosynthese- und Wachstumsleistung kann durch ein exponentielles Inhibitionsmodell beschrieben werden (Parker 1974; Coutinho und Zingmark 1993). Bei dauerhaft hohen Lichtintensitäten ist eine Reduktion von Photosynthese, Wachstum und Nährstoffaufnahme zu erwarten (Coutinho und Zingmark 1993; Markager 1993). In dieser Arbeit wurde jedoch in Anlehnung an die wissenschaftliche Literatur davon ausgegangen, dass durch eine freischwebende, rotierende Kultivierung der Makroalgen in hoher Besatzdichte eine Photoinhibition bei hohen Lichtintensitäten vermieden wird (Aguirre-von Wobeser et al. 2000; Demetropoulos und Langdon 2004b; Mata et al. 2006). Daher kann bei einer konstanter Nährstofflast die Abhängigkeit der TAN Aufnahme von der Lichtintensität ebenfalls durch eine Sättigungskinetik beschrieben werden (Demetropoulos und Langdon 2004b). Bidwell et al. (1985) konnten sogar nachweisen, dass die Photosyntheserate bei einer gepulsten Lichteinstrahlung effizienter ist als bei Dauerlicht.

Die Interaktion der zur Verfügung stehenden TAN Menge und der Lichtintensität auf die TAN Aufnahme wurde durch die Anwendung eines regressionsanalytischen Modells funktional dargestellt (Gleichung 3.45). Steigende Lichtintensitäten und TAN Mengen führen zu einer steigenden TAN Aufnahme. Die Ergebnisse zeigen jedoch, dass der Faktor Lichtintensität bei geringen zur Verfügung stehenden TAN Mengen nur eine untergeordnete Rolle spielt. Ähnliches gilt für die zur Verfügung stehenden TAN Mengen bei geringen Lichtintensitäten. Diese Effekte sind bei dem Modell von *Palmaria palmata* besonders deutlich zu erkennen.

4.8.2 Vergleich der TAN Aufnahme von verschiedenen Makroalgen

Tabelle 9.6 (Anhang) gibt einen Überblick über die Leistungsfähigkeit verschiedener in integrierten Produktionssystemen eingesetzter Makroalgen. Diese wurde bereits in Kapitel 4.1.3 ausführlich diskutiert.

In dieser Arbeit wurde die TAN Aufnahme erstmalig in Abhängigkeit von der zur Verfügung stehenden TAN Menge und Lichtintensität modelliert. Dies erlaubt eine sehr hohe Auflösung bei der Bestimmung der TAN Aufnahme und ermöglicht die

Berücksichtigung diurnaler als auch saisonaler Einflüsse. So ist zum Beispiel während der Mittagsstunden die täglich höchste TAN Aufnahme zu erwarten und die Vergleichbarkeit von Tageswerten ist abhängig vom saisonalen Zeitpunkt der Untersuchung und der geographischen Breite des Untersuchungsgebietes.

Die maximalen TAN Aufnahmeraten für die untersuchten Algenarten waren vergleichbar. Diese lagen im Modell bei ca. $0,4 \text{ g TAN m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ und wurden bei einer Nährstofflast von ca. $4 \text{ g TAN m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ und einer Lichtintensität von ca. $600 \mu\text{E m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ bestimmt. Der für das Modell eingesetzte empirische Datensatz war auf diesen Bereich begrenzt. Die mittlere Lichtintensität während der Sommermonate beträgt jedoch in den gemäßigten Breiten bis zu $1000 \mu\text{E m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ (siehe Abbildung 3.29a) und in den subtropischen Breiten bis zu $1600 \mu\text{E m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ (Wetterdienst 2006).

In dieser Arbeit wurde jedoch davon ausgegangen, dass die TAN Aufnahme von *Palmaria palmata* durch das Modell auch für die höheren Lichtintensitäten gut abgeschätzt wurde. Abbildung 3.29b zeigt, dass die maximale TAN Aufnahme von *Palmaria palmata* durch das Modell mit $0,5 \text{ g TAN m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ bestimmt wurde. Betrachtet man den Jahresgang und die tägliche Lichtdauer, so schwankt die tägliche TAN Aufnahme für *Palmaria palmata* im Modell zwischen $0,8\text{-}5,0 \text{ g TAN m}^{-2} \text{ d}^{-1}$. Diese Rate liegt im Bereich der bereits in integrierten Systemen untersuchten Makroalgen (siehe Tabelle 9.6, Anhang) von $0,6\text{-}6,5 \text{ g TAN d}^{-1} \text{ m}^{-2}$ (Cohen und Neori 1991; Neori et al. 1991; Jimenez del Rio et al. 1994; Neori et al. 1996; Neori et al. 1998; Neori et al. 2000; Schuenhoff et al. 2003; Schuenhoff et al. 2006; Matos et al. 2006).

Durch die unterschiedliche Qualität der für die Modellierung eingesetzten Datensätze war die Vergleichbarkeit der TAN Aufnahme für die untersuchten Makroalgen anhand der Modelle nur eingeschränkt möglich. Auf Basis der Literatur und den Ergebnissen der vorliegenden Arbeit wird jedoch die Vermutung geäußert, dass die Filterleistung der in dieser Arbeit untersuchten Makroalgen vergleichbar war.

4.9 Anwendungsorientierte Modellierung des MARE Konzepts

Die anwendungsorientierte Modellierung des MARE Konzepts ermöglicht weiterführende Untersuchungen bezüglich integrierter Kreislaufsysteme. Ein Schwerpunkt dieser Arbeit lag neben der experimentellen Umsetzung des MARE Konzepts auf der Erarbeitung der mathematischen Grundlagen eines allgemein gültigen Modells zur Beschreibung und Bewertung integrierter Kreislaufsysteme.

Das Computerprogramm MARIS ermöglicht eine anwenderfreundliche Nutzung der im Rahmen dieser Arbeit geschaffenen Grundlagen. Wesentlicher Bestandteil von MARIS ist das Optimierungsmodul. Dieses errechnet iterativ die Dimensionierung der Sekundärproduktionen nach frei wählbaren Optimierungskriterien. Im Rahmen der Ergebnisse konnte gezeigt werden, dass der Gesamtertrag der Sekundärorganismenmodule am besten für eine Optimierungsfunktion geeignet ist. Das Optimierungskriterium Nährstoffretention ist eher ungeeignet, da eine Vergrößerung der für die Sekundärproduktionen eingesetzten Fläche stetig zu einer Verbesserung der Nährstoffeffizienz führt, jedoch nicht zwingend zu einer Produktionssteigerung.

4.9.1 Methodische Aspekte zur Programmierung von MARIS

MARIS ist ein Computerprogramm, welches auf den in dieser Arbeit erarbeiteten mathematischen Grundlagen zur Beschreibung integrierter Kreislaufsysteme basiert. Die methodischen Aspekte des eingesetzten numerischen Modellansatzes wurden bereits ausführlich in Kapitel 4.3 diskutiert. Das Computerprogramm MARIS ist als logische Konsequenz zu verstehen, die geschaffenen mathematischen Grundlagen in Algorithmen zu überführen, die nachfolgend umfassende Gestaltungs- und Untersuchungsmöglichkeiten bieten.

Im Rahmen dieser Arbeit diente die Entwicklung von MARIS in erster Linie der Optimierung des experimentellen Versuchskreislaufs. Durch iterative Simulationsläufe erfolgte eine Optimierung der Sekundärorganismenmodule, die zu einer Maximierung des Gesamtertrags der Anlage führten. Im Folgenden können wirtschaftliche Betrachtungen in einer sehr einfachen Form einbezogen werden.

4.9.2 Optimierung des experimentellen Versuchskreislauf

Die MARIS Simulation diente im Rahmen dieser Arbeit einer ökonomischen und ökologischen Bewertung des experimentell untersuchten MARE Systems unter folgenden optimierten Bedingungen: (1) Durch die Staffelung der Fischbiomasse in Kohorten wurde eine konstantere Nährstofffracht erreicht. (2) Der Modellzeitraum wurde mit 800 Tagen ausreichend groß gewählt, so dass Langzeitveränderungen, Gleichgewichtszustände oder Trends besser abgeschätzt werden konnten. (3) Die Besatzdichten im Detritivorusreaktor und dem Makroalgenfilter wurden optimiert. (4) Im Modellkreislauf wurde zusätzlich ein Biofilter implementiert. (5) Die Makroalgenfilter wurden im Modellkreislauf in externe Gewächshäuser verlagert und der Jahresgang der mittleren Lichtintensität der Globalstrahlung für die gemäßigten Breiten als Beleuchtungsstärke eingesetzt (Wetterdienst 2006).

Die Ergebnisse der MARIS Simulation zeigen, dass die Sekundärorganismenmodule trotz Ertragsoptimierung ebenfalls bezüglich der Nährstoffeffizienz verbessert wurden (Tabelle 3.15, Seite 94). Die Nährstoffretention vermarktungsfähiger bzw. verwertbarer Produkte betrug für Stickstoff 72% und für Phosphor 73%. Damit wurde die Nährstoffretention im Vergleich zum experimentellen Versuchskreislauf für Stickstoff um 26% und für Phosphor um 17% verbessert.

Schneider et al. (2005) untersuchten in der Literatur vorhandene integrierte Aquakultursysteme bezüglich ihrer Stickstoffverwertung. Die Produktion von Fisch kombiniert mit einer phototrophen Produktion von Makroalgen, *Ulva lactuca*, erhöhte die Nährstoffretention für Stickstoff um 22-32% (Shpigel und Neori 1996; Neori et al. 2000). Im Vergleich dazu liegt die in der MARIS Simulation bestimmte Stickstoffretention für den Makroalgenfilter von 45% deutlich höher. Der Grund liegt in der bereits diskutierten verbesserten Nährstoffverfügbarkeit in geschlossenen Kreislaufsystemen (Kapitel 4.1.3).

Schneider et al. (2005) wiesen jedoch daraufhin, dass bei anschließender Verwertung der produzierten Algenbiomasse durch herbivore Organismen (wie z.B. Abalone) die Nährstoffverwertung des Gesamtsystems nur von 20-42% auf 29-45% erhöht wird. Grund für diesen doch nur sehr geringen Unterschied ist die Nährstoffverwertung der herbivoren Organismen. Diese liegt bei 15-40% für Stickstoff und 10-50% für Phosphor.

Auf Basis dieser Daten und der optimierten Nährstoffbilanz in der MARIS Simulation ergibt sich für ein integriertes System mit Fisch, Polychaeten, Makroalgen und Abalone eine Nährstoffretention für Stickstoff von 35%-46% und für Phosphor von 41%-55%. Durch die Integration der Sekundärorganismen wurde die Nährstoffretention für Stickstoff um 9%-20% und für Phosphor um 4-18% verbessert.

Dieses Ergebnis liegt im Bereich der Arbeiten von Neori et al. (2000) für den subtropischen Klimabereich (Golf von Aqaba, Israel), die für ein integriertes Kreislaufsystem mit Fisch (*Sparus aurata*), Makroalgen (*Ulva lactuca*) und Abalone (*Haliotis discus hannai*) eine Stickstoffretention von 32% bestimmten. Im Vergleich zu einer Fisch-Monokultur verbesserten sie die Stickstoffretention um 12%.

4.9.3 Betrachtungen zur Wirtschaftlichkeit des optimierten Versuchskreislaufs

Die MARIS Simulation zeigt, dass sich der Ertrag einer integrierten Kreislaufanlage mit einer jährlichen Produktion von 100t Fisch (*Sparus aurata*) durch die Integration eines 400m² großen Detritivorusreaktors besetzt mit *Nereis diversicolor* bei einem Verkaufserlös von €30 pro kg um €58.000 im Jahr steigern ließe. Ersetzt man 5% des

benötigten Fischfutters durch Algen, die man durch Integration eines 850m² großen Makroalgenfilters erhalte, ließen sich €6.700 Futterkosten jährlich sparen (Alternative 1). Für die gemäßigten Breiten liegt das Ertragsmaximum eines Makroalgenfilters jedoch bei einer Fläche von 3200m². Die jährlich zur Verfügung stehende Algenbiomasse beträgt dann ca. 600t FG pro Jahr. Bei einem angenommenen Futterquotienten von 12 (Neori et al. 2004) könnten damit ca. 50t Abalone produziert werden. Der sich daraus ergebende Mehrertrag würde sich bei einem angenommenen Verkaufspreis von €35kg⁻¹ (Neori et al. 2004) auf ca. €1.750.000 pro Jahr belaufen (Alternative 2). In Relation zum Verkaufserlös für die Dorade (€5,50 kg⁻¹, Quelle FAO) ließe sich durch die Integration der Verkaufserlös für die beiden betrachteten Alternativen um 12% bzw. 218% steigern.

Für eine genauere ökonomische Betrachtung auf Basis des Gewinns sind jedoch die dafür notwendigen Investitions- bzw. Betriebskosten zu ermitteln. Eine Rentabilitätsrechnung ist daher nur an konkreten Beispielen möglich und wurde daher in dieser Arbeit nicht berücksichtigt. Es muss jedoch angemerkt werden, dass im Vergleich zur Fischproduktion, dem Verkaufserlös der Sekundärorganismen in der Regel erheblich weniger Betriebskosten gegenüber stehen. Die Nährstoffe für den Aufbau neuer Biomasse generieren sich ausschließlich aus dem System heraus. Kosten entstehen daher hauptsächlich aufgrund des zusätzlich benötigten Energiebedarfs und der Personalkosten im Zuge der Wartung.

Der Investitionsaufwand wird die Anwendung dieser Technologie hauptsächlich in den gemäßigten Breiten begrenzen, da die Makroalgenfilter in Gewächshäusern betrieben werden müssen, um den Wärmeverlust im Außenbereich zu minimieren. Ein weiteres wesentliches Rentabilitätskriterium sind die benötigten Flächen bzw. die daraus entstehenden Kosten. Diese werden den Gewinn maßgeblich mitbestimmen.

4.9.4 Anwendungsmöglichkeiten des numerischen Modells

Die Anwendungsmöglichkeiten des Computerprogramms MARIS sind vielfältig, indem es einfach an neue Forschungsfragen adaptiert werden kann. MARIS lässt sich an beliebige Produktionssysteme anpassen, indem Eingangsvariablen und -funktionen frei wählbar sind und Module einfach zu- oder abgeschaltet werden können. Die objektgebundene Programmierung vereinfacht die Ausbaufähigkeit dieses Modells nach dem MARE Konzept. Die Berücksichtigung der Ergebnisse zur lichtabhängigen TAN Aufnahme verschiedener Makroalgen zur ganzjährigen Simulation der Filterleistung eines Makroalgenfilters dient als ein gutes Beispiel, inwieweit MARIS die bearbeiteten Forschungsfragen zielgerichtet miteinander verknüpft. Das erarbeitete Modell ist eine Plattform zur einfachen und schnellen Bewertung der ökonomischen und ökologischen Vorteile integrierter Kreislaufsysteme.

4.10 Schlussfolgerungen

Im experimentellen Teil dieser Arbeit wurde die grundsätzliche Machbarkeit des am IFM-GEOMAR entwickelten MARE Konzept (Marine Artificial Recirculating Ecosystem) nachgewiesen. Dabei wurde die Produktion von Fischen (*Sparus aurata*) mit der Produktion von Würmern (*Nereis diversicolor*) und Makroalgen (*Solieria chordalis*) gekoppelt. Der Versuchskreislauf wurde über einen Zeitraum von 200 Tagen erfolgreich betrieben.

Der am IFM-GEOMAR errichtete experimentelle Versuchskreislauf diente als Plattform für multidisziplinäres Arbeiten, um vielfältige experimentelle Datensätze simultan zu erarbeiten. Diese waren wichtiger Bestandteil der modellhaften Beschreibung der Nährstoffflüsse im MARE Konzept, die in der vorliegenden Arbeit erarbeitet wurden (Wecker et al. 2006). Die experimentell bestimmten Daten wurden sehr gut durch das Modell wiedergegeben. Dieses identifizierte die wesentlichen biologischen Prozesse und verknüpfte diese zu einem Gesamtmodell, welches die Nitrat- und Phosphatkonzentration im Versuchskreislauf vorhersagte. Diese Erkenntnis ermöglichte die Nutzung des Modells für weiterführende Forschungsfragen.

Auf Basis der in dieser Arbeit erarbeiteten mathematischen Grundlagen zur modellhaften Beschreibung integrierter Kreisläufe wurde das Computerprogramm MARIS entwickelt. Wesentlicher Bestandteil von MARIS ist das Optimierungsmodul. Dieses errechnet iterativ die Dimensionierung der Sekundärproduktionen nach frei wählbaren Optimierungskriterien. Als ein wichtiges Ergebnis dieser Arbeit konnte gezeigt werden, dass der Gesamtertrag der Sekundärorganismenmodule am besten für eine Optimierungsfunktion geeignet ist.

In Bezug auf eine Anwendung des MARE Konzepts wurden weiterführende Versuche durchgeführt, die über die Beprobung des experimentellen Versuchskreislaufes hinausgingen, die Machbarkeit dieses Konzepts aber wesentlich mitbestimmen. Einerseits konnte dabei gezeigt werden, dass ein Teil der produzierten Biomasse an Makroalgen als partielle Futterquelle genutzt werden kann. 5% des Fischfutters konnten durch getrocknetes Algenmaterial (*Palmaria palmata*) ersetzt werden, ohne dass eine signifikante Verschlechterung im Wachstum bei *Sparus aurata* auftritt. Andererseits konnte in dieser Arbeit gezeigt werden, dass sowohl die Lichtintensität als auch die TAN Menge Einfluss auf die TAN Aufnahme von Makroalgenfiltern haben. Als ein wichtiges Ergebnis dieser Arbeit wurde ein multivariater und dynamischer Modellansatz erarbeitet, der die Leistungsfähigkeit von Makroalgenfiltern in rezirkulierenden Aquakultur Systemen beschreibt.

Das Computerprogramm MARIS ermöglichte eine kombinierte Betrachtung aller in dieser Arbeit gewonnenen Erkenntnisse. In einer Modellsimulation wurde der experimentell untersuchte Versuchskreislauf unter definierten Rahmenbedingungen optimiert. Die Ergebnisse zeigen, dass die Sekundärorganismenmodule trotz Ertragsoptimierung ebenfalls bezüglich der Nährstoffeffizienz verbessert wurden. Die Nährstoffretention vermarktungsfähiger bzw. verwertbarer Produkte betrug für Stickstoff 72% und für Phosphor 73%. Damit wurde durch die Optimierungsfunktion die Nährstoffretention im Vergleich zum experimentellen Versuchskreislauf für Stickstoff um 26% und für Phosphor um 17% verbessert.

Die Ergebnisse zeigen, dass MARE ein innovativer Weg für die Produktion mariner Organismen ist. Es konnte gezeigt werden, dass durch eine Kreislaufführung des Prozesswassers die im System vorhandenen Nährstoffe effizient genutzt werden können. Dies ist ein Vorteil gegenüber offenen integrierten Systemen.

Auf Basis der Produktanalyse, wie sie sich schon aus der Fachliteratur ergibt, lässt sich schließen, dass weitere Untersuchungen zur Kombination verschiedener Arten unterschiedlicher trophischer Ebenen nach dem MARE Konzept zu wirtschaftlich nachhaltigen Konzepten führen können. Das Computerprogramm MARIS ermöglicht dabei eine erste und unkomplizierte Bewertung der bio-technologischen und ökonomischen Machbarkeit.

5 Zusammenfassung

Die Nachhaltigkeit neuer Entwicklungen ist eine Grundvoraussetzung für eine zukunftsfähige Entwicklung der Aquakultur. In dieser Arbeit wurde die Machbarkeit des am IFM-GEOMAR entwickelten MARE Konzepts (Marine Artificial Recirculating Ecosystem) erstmalig in einem experimentellen Versuchskreislauf nachgewiesen. MARE zeigt einen innovativen Weg für die Produktion mariner Organismen und ist die systematische Umsetzung bekannter ökologischer Prinzipien in modernen rezirkulierenden Systemen für die Aquakultur (Ökotechnologie). Das Konzept basiert auf einem vereinfachten, in sich geschlossenen Ökosystem. Die modulare Kultivierung von Arten verschiedener trophischer Ebenen in einem geschlossenen Wasserkreislauf ermöglicht neben dem Wasser- auch erstmalig ein umfassendes Nährstoffrecycling in einem marinen Produktionssystem. Die Kreislaufführung des Prozesswassers bietet ein hohes Maß an Kontrolle über die Wasserparameter und eine effizientere Nutzung der im System vorhandenen Nährstoffe. Gleichzeitig werden die äußeren Umwelteinflüsse und damit auch die Interaktionen mit der Umwelt minimiert. Durch die Integration von Arten verschiedener trophischer Ebenen wird das vorhandene Nährstoffspektrum optimal genutzt und die Wirtschaftlichkeit der Aquakulturproduktion nachhaltig gesteigert.

Im Versuchskreislauf wurde die Produktion von Fischen (*Sparus aurata*) mit der Produktion von Würmern (*Nereis diversicolor*) und Makroalgen (*Solieria chordalis*) gekoppelt. Die partikulären Nährstoffe der Fischproduktion wurden von *Nereis diversicolor* und die gelösten Nährstoffe von *Solieria chordalis* verwertet. Damit wurde die Wassererneuerungsrate auf weniger als 1% des Systemvolumens pro Tag reduziert. Anhand der experimentellen Daten konnte gezeigt werden, dass die Nährstoffflüsse über den untersuchten Produktionszeitraum ausreichend aufeinander abgestimmt waren, um die Wasserparameter in für die kultivierten Organismen tolerierbaren Bereichen zu halten. Die Nährstoffretention vermarktungsfähiger bzw. verwertbarer Produkte betrug für Stickstoff 46% und für Phosphor 55%.

Die experimentell bestimmten Daten über einen Zeitraum von 400 Tagen waren die Basis für eine modellhafte Beschreibung der Nährstoffflüsse im MARE Konzept, die in der vorliegenden Arbeit erarbeitet wurde. Das Modell identifizierte die wesentlichen biologischen Prozesse und verknüpfte diese zu einem Algorithmus, welcher die Nährstoffflüsse und die Nitrat- und Phosphatkonzentration im experimentellen Versuchskreislauf simulierte. Das Modell ermöglichte eine iterative Anpassung der sekundären Produktionen an die Produktion der Zielart. Als ein wichtiges Bestandteil des MARE Konzepts wurde ein multivariater und dynamischer Modellansatz erarbeitet, der die Leistungsfähigkeit von Makroalgenfiltern für die Anwendung in rezirkulierenden Aquakultur Systemen beschreibt. In virtuellen Versuchsläufen (Simulationen) wurde das System mit Hilfe des Computerprogramms MARIS optimiert. Durch die Optimierungsfunktion wurde eine mögliche Nährstoffretention für Stickstoff von 72% und für Phosphor von 73% simuliert.

Die Ergebnisse zeigen in Übereinstimmung mit der Literatur, dass im Vergleich zu Monokulturen die in das Aquakultur System eingebrachten Nährstoffe effizienter durch Polykulturen oder integrierte Produktionen genutzt werden. Im MARE Konzept wurden durch eine Kreislaufführung des Prozesswassers die im System verfügbaren Nährstoffe noch effizienter genutzt. Dies ist ein Vorteil des MARE Konzepts gegenüber offenen integrierten Systemen, welche mit der Umwelt interagieren.

Summary

Sustainability is the minimum condition for the future development of intensive aquaculture. In this thesis the feasibility of the MARE concept (Marine Artificial Recirculating Ecosystem), developed by the mariculture group at the IFM GEOMAR, was evaluated in an experimental scale recirculating aquaculture system (RAS). MARE is an innovative way for the production of marine organisms that follows ecological principles. The eco-technology of the experimental RAS was in principle a combination of organisms from different trophic levels. The different biological reactors that had been installed in a closed recirculating system allowed to maintain high water quality and the recycling of energy and matter. This kind of aquaculture systems facilitate an optimum control of the internal environment and at the same time can be independent from surrounding environments. With that the environmental interaction can be minimized. This is a major demand of future aquaculture technology.

In the experimental RAS the production of fish (*Sparus aurata*) was combined with the production of worms (*Nereis diversicolor*) and seaweed (*Solieria chordalis*). Solid waste was consumed by *N. diversicolor* while dissolved nutrients were used to produce the algae biomass. In doing so, the make up water flow could be reduced to less than 1% of the systems volume per day. The experimental results proofed, that the different reactors were well balanced (size, flow rate). Water quality always remained in safe limits. The total nitrogen retention of the system amounted to 46%. The total phosphorus retention was 55%.

The experimental data collected during a 400 day experimental period were used to describe the nutrient flows within the MARE system. A major effort of this thesis was the compilation of a numerical model allowing the identification of the most important biological processes and the prediction of nutrient flows and concentrations. Another purpose was to support the virtual design of RAS through the adjustment of primary and secondary reactors; virtual test runs became possible with the computer program MARIS. An important step was the development of a multivariate model for seaweed reactors that worked as biofilter and nutrient sink in the MARE system. The optimization resulted in a possible nutrient retention of 72 % for nitrogen and 73 % for phosphorous.

The results emphasize that the MARE aquaculture system utilized nutrients more efficiently than conventional RAS. In MARE systems the flow of energy and matter could be carefully controlled. This makes these systems also superior over integrated pond systems that are interacting with the surrounding environment. The MARE concept can be an important step towards sustainability of intensive aquaculture. Sustainability is anticipated by the scientific community and intensively discussed in the relevant scientific literature.

6 Danksagung

Die vorliegende Arbeit wäre nicht ohne die Mitarbeit und Unterstützung Vieler möglich gewesen. Diese Danksagung als ein Kapitel in meiner Arbeit gibt mir nur ansatzweise die Möglichkeit, den vielen helfenden Händen, die auf unterschiedlichster Weise aber entscheidend zum Erfolg dieser Arbeit beigetragen haben, gebührend Dank zu sagen.

Als ich im Jahr 2002 mein Studium der Fischereibiologie am heutigen Leibniz-Institut für Meereswissenschaften in Kiel erfolgreich abgeschlossen hatte, war ich sicher, mit dem Bereich der Aquakultur ein wissenschaftliches Thema gefunden zu haben, für welches ich mich begeistern und in dem ich mich beruflich wiederfinden kann. Dies lag vor allem an dem Enthusiasmus, den ich von meinem Doktorvater Dr. Dr. h.c. mult. Harald Rosenthal und Dr. Uwe Waller, dem Leiter unserer „selbsternannten“ Arbeitsgruppe Marikultur, vorgelebt bekommen habe. Lieber Harald und lieber Uwe, ich möchte euch recht herzlich danken, für das Wissen was ihr mir vermittelt habt, für eure Begeisterungsfähigkeit gegenüber neuen Ideen, die Unterstützung die ihr mir in der vorliegenden Arbeit aber auch in anderen Projekten und Lebenslagen habt zukommen lassen und das Vertrauen, mit dem ihr mir immer das Gefühl vermittelt habt, einen wichtigen Beitrag in der wissenschaftlichen Gemeinschaft zu leisten.

Eine Doktorarbeit, die auf experimentellen Daten basiert, Versuche mit lebenden Organismen beinhaltet, einen empirischen Datensatz voraussetzt, der für ein nachfolgendes Modelling zu gebrauchen ist, und das alles in einer modernen Technologieform, wie sie rezirkulierende Aquakultur Systeme darstellen, scheint im nachhinein nicht möglich – zumindest nicht für einen allein. Diese Arbeit wäre in ihrer jetzigen Form nicht zustande gekommen, wenn nicht ein Team von Kollegen sich gegenseitig zugearbeitet hätte, um damit einen umfassenden Datensatz zu erzeugen. Es hat mich immer gefreut und irgendwo auch mit Stolz erfüllt, dass sich das MARE Konzept zu einer erfolgreichen Schnittstelle für unsere Arbeitsgruppe entwickelte. Mein Dank gilt ganz besonders Adrian Bischoff und Nicole Kube, mit denen ich gemeinsam das MARE Konzept experimentell umgesetzt habe. Die vielen gemeinsamen Stunden, die wir in diesen Versuchskreislauf investierten, resultierten meiner Meinung nach für uns alle in ein zufriedenstellendes und respektables Ergebnis. Ein großer Dank gilt auch Jaime Orellana, der noch während der Zeit meiner Diplomarbeit zusammen mit Dr. Uwe Waller den ersten neuartigen Pilotkreislauf am IFM-GEOMAR aufgebaut und betreut hat. Die vielen Stunden, die wir in die Weiterentwicklung und experimentelle Beprobung gesteckt haben, haben meinen, aber ich denke auch den weltweiten Kenntnisstand über moderne rezirkulierende Systeme ein gutes Stück vorangebracht. Ich möchte mich hiermit auch recht herzlich für die experimentelle Unterstützung internationaler Gastforscher, wie Jie He aus China oder Kari Attramadal aus Norwegen, bedanken.

Ein ganz besonderer Dank gilt auch Oliver von Halem, der im Rahmen seiner Diplomarbeit das Modelling dieser Arbeit in zahlreichen, äußerst effektiven Zwei-Mann-Workshops in ein Computerprogramm überführt hat. Das ausgezeichnete Ergebnis seiner Diplomarbeit zeigt, dass damit ein Werkzeug mit sehr viel Entwicklungspotential geschaffen wurde, an dem wir mit Sicherheit noch sehr viel Freude haben werden.

Eine technisch angewandte Arbeit setzt einige handwerklichen Kenntnisse voraus, die mir schon seit der Zeit meiner Diplomarbeit immer wieder bereitwillig von den Mitarbeitern des Kieler Schauaquariums am IFM-GEOMAR, Herrn Michael Gruber und dem mittlerweile pensionierten Egon Glapa, beigebracht wurden. Weiterhin möchte ich mich bei Ihnen bedanken für die vielen kreativen Ideen und Ressourcen, die sie zur Entwicklung unserer experimentellen Kreislaufanlagen beigetragen haben.

Als Fischereibiologe hatte ich während meines Studiums nur wenig wissenschaftlichen Kontakt mit Makroalgen und dies mag mit einer der Gründe gewesen sein, warum diese Arbeit auch länger dauerte als ursprünglich geplant. Daher war ich überaus froh, auf das Wissen von Prof. Dr. Klaus Lüning, einen der weltweit anerkannten Spezialisten für

Makroalgen, und die jahrelangen Erfahrungen seiner Sylter Algenfarm zurückgreifen zu können. Ich danke ihm und seiner Arbeitsgruppe für interessante und produktive Aufenthalte auf Sylt (List) und werde als leidenschaftlicher Hobbykoch nie den Abend vergessen, an dem Klaus für uns alle Meeresalgen zum Dinner servierte.

Der wohl wichtigste Dank für die Möglichkeit der Realisierung eines eigenen Forschungsthemas gilt der Deutschen Bundesstiftung Umwelt. Es ist mir ein ganz besonderes Anliegen, klarzustellen, dass dieser Dank weit über die rein finanzielle Unterstützung hinausgeht. Die ermöglichte Teilnahme am Stipendienprogramm der DBU integrierte mich in ein Netzwerk junger Wissenschaftler auf den unterschiedlichsten Gebieten. Der Erfahrungsaustausch auf den Veranstaltungen der DBU war mir immer wieder eine Freude, bei der ich unheimlich viel gelernt habe. Ich hoffe und eigentlich bin ich mir sicher, dass die DBU meinen weiteren Weg begleiten wird. Es freut mich ganz besonders, dass sich die DBU mittlerweile zu einem der wichtigsten nationalen Förderer auf dem Gebiet der Aquakultur entwickelt hat und mein Promotionsthema somit auch einen gewissen Anfang darstellte.

Zu guter Letzt gilt ein großer Dank meiner Familie. Vor allem meine Eltern und meine Liebe Natalie haben mich in allen meinen Entscheidungen immer bestmöglich unterstützt und mir damit ein Gefühl von Sicherheit vermittelt. Mit eurem Interesse, der Bestätigung und der Fürsorge an meinem Studium und an meiner wissenschaftlichen Arbeit wart ihr immer der Rückhalt, den man sich nur wünschen kann.

7 Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1.1 - Entwicklung der weltweiten Erträge der Fischerei und Aquakultur von 1950 – 2002 (FAO, Fishstat+). b) Entwicklung der Marikultur von 1950 – 2002 dargestellt für die wichtigsten Gruppen aquatischer Organismen (FAO, Fishstat+).	7
Abbildung 1.2 – Das Schema zeigt die Möglichkeiten einer integrierten Aquakultur Produktion. Der aus gewinnorientierter Sicht wertvollste Organismus definiert die Umweltbedingungen (z.B. Temperatur, Salinität), im Rahmen derer geeignete Arten für die Integration gefunden werden müssen. Der Zielorganismus in diesem Beispiel ist Fisch.	15
Abbildung 1.3 – Verwertung der von der Zielart [1] nicht genutzten Nährstoffe im MARE Konzept durch Organismen verschiedener trophischer Ebenen und Nahrungsspektren. Der in dieser Arbeit experimentell untersuchte Versuchskreislauf (durchgezogene Linie) kombinierte die Zielart [1, Sparus aurata] mit detritivoren Organismen [2, Nereis diversicolor] und Makroalgen [3, Solieria chordalis]. Weitere Module, wie Mikroalgen [4] oder filtrierende Organismen [5] wurden in weiterführenden Forschungsarbeiten (Kube et al. 2006) untersucht (gestrichelte Linie).	19
Abbildung 2.1 – Fliessschema des experimentellen Versuchskreislaufes: Fischtank (1), Detritivorusreaktor (2), Makroalgenfilter (3), Zirkulationspumpe (4) und Abschäumer (5).	23
Abbildung 2.2 – Systemkomponenten im Maßstab 1:40. Dargestellt sind a) das Fischbecken b) der Detritivorusreaktor c) der Makroalgenfilter und d) die Abschäumung (Z-Zulauf, A-Auslauf, alle Größenangaben in mm)	24
Abbildung 2.3 – Funktionsprinzip der eingesetzten Makroalgenfilter	25
Abbildung 2.4 – Sparus aurata (© 2000. Institute of Biology of the Southern Seas, National Academy of Sciences of Ukraine)	27
Abbildung 2.5 – Eichgerade für die Bestimmung des Ammonium-Stickstoffs nach der Indophenolblaumethode: a) für entionisiertes Wasser (n=21; $r^2=1,00$) und b) Nordseewasser (n=21; $r^2=0,99$). Dargestellt ist jeweils der Mittelwert aus n=3. c) Lineare Abhängigkeit des aus dem reziproken Wert der Steigung der Regressionsgeraden ermittelten Eichfaktors vom Salzgehalt des Probenwassers (n=4; $r^2=0,85$). Für die Korrektur des Eichfaktors wurde für die verwendeten 1-Zoll Quarzglas-Küvetten folgende Funktion verwendet: $F=(1+0,0032*S)*0,31$ d) Additional Standardbestimmung zur Überprüfung der Messgenauigkeit im Probenwasser. Dargestellt ist jeweils der Mittelwert aus n=3. Die Abweichung der Regressionsgeraden von der Steigung 1 (keine Interferenzen) betrug 0,046 (n=15; $y[1]=1,046$; $p<0,01$; $r^2=0,99$). Dieser Wert lag im Bereich des Standardfehlers der funktionalen Regressionsanalyse (S.E.=0,053)). Der Eichfaktor wurde somit nicht korrigiert.	34
Abbildung 2.6 – a) Eichgerade für die Bestimmung des Nitrit-Stickstoffs nach der Diazotierungsmethode gemittelt über alle untersuchten Salzgehalte (Salzgehalt 0, 10, 20, 30; n=84; $r^2=1,00$). Dargestellt ist jeweils der Mittelwert aus n=12. Die Ergebnisse zeigten, dass die Messmethode vom Salzgehalt des Probenwassers nicht beeinflusst wurde. b) Additional Standardbestimmung zur Überprüfung der Messgenauigkeit im Probenwasser. Dargestellt ist jeweils der Mittelwert aus n=3. Die Abweichung der Regressionsgeraden von der Steigung 1 (keine Interferenzen) betrug -0,005 (n=18; $y[1]=0,995$; $p<0,01$; $r^2=1,00$). Dieser Wert lag im Bereich des Standardfehlers der funktionalen Regressionsanalyse (S.E.=0,022). Der Eichfaktor wurde somit nicht korrigiert.	37
Abbildung 2.7 - Eichgerade für die Bestimmung des Nitrat-Stickstoffs nach der Cadmium-Reduktionsmethode: a) für Probenwasser mit einem Salzgehalt von 10 (n=18; $r^2=1,00$) und b) für Probenwasser mit einem Salzgehalt von 20 (n=18; $r^2=1,00$). Dargestellt ist jeweils der Mittelwert aus n=3. c) Lineare Abhängigkeit des aus dem reziproken Wert der Steigung der Regressionsgeraden ermittelten Eichfaktors vom Salzgehalt des Probenwassers (n=4; $r^2=0,99$). Für die Korrektur des Eichfaktors wurde für die	

verwendeten 1-Zoll Quarzglas-Küvetten folgende Funktion verwendet: $F=(1+0,345*\text{Salinität})*30,60$ d) Additional Standardbestimmung zur Überprüfung der Messgenauigkeit im Probenwasser. Dargestellt ist jeweils der Mittelwert aus $n=3$. Die Abweichung der Regressionsgeraden von der Steigung 1 (keine Interferenzen) betrug 0,003 ($n=18$; $y[1]=1,003$; $p<0,01$; $r^2=1,00$). Dieser Wert lag im Bereich des Standardfehlers der funktionalen Regressionsanalyse (S.E.=0,021). Der Eichfaktor wurde somit nicht korrigiert.39

Abbildung 2.8 - a) Eichgerade für die Bestimmung von Orthophosphat nach der Aminosäuremethode gemittelt für alle untersuchten Salzgehalte (Salzgehalt 0, 10, 20, 30; $n=84$; $r^2=1,00$). Dargestellt ist jeweils der Mittelwert aus $n=12$. Die Ergebnisse zeigten, dass die Messmethode vom Salzgehalt des Probenwassers nicht beeinflusst wurde. b) Additional Standardbestimmung zur Überprüfung der Messgenauigkeit im Probenwasser (schwarze Symbole). Dargestellt ist jeweils der Mittelwert aus $n=3$. Die Abweichung der Regressionsgeraden von der Steigung 1 (keine Interferenzen) betrug -0,074 (durchgezogene Linie: $n=18$; $y[1]=0,926$; $p<0,01$; $r^2=1,00$). Diese Abweichung konnte nicht über den Standardfehler der funktionalen Regressionsanalyse (S.E.=0,024) erklärt werden. Der Eichfaktor wurde somit um den Faktor 1,074 korrigiert. Auf Basis der daraus resultierenden neuen Konzentrationswerte (weiße Symbole) ergab sich die optimierte Regressionsgerade (gepunktete Linie: $n=18$; $y[1]=0,99$; $p<0,01$; $r^2=1,00$).41

Abbildung 3.1 – Wachstumskurve von *Sparus aurata* über einen Produktionszeitraum von 400 Tagen. Dargestellt sind jeweils die Mittelwerte der während der Biomassebestimmungen gemessenen Fischgewichte (Versuchsanlage Becken 1, $n>20$). Für die schwarz markierten Symbole sind zusätzlich die relativen Häufigkeitsverteilungen dargestellt. Gleichung 3.1 beschreibt die exponentielle Zunahme des mittleren Fischgewichts. Die Regressionsanalyse ($n=15$) ergab folgende Parameter: $a=0,84$; $b=0,25$; $r^2=1,00$49

Abbildung 3.2 - Dargestellt sind a) der absolute Tageszuwachs von *Solieria chordalis* ($n=19$) b) der Stickstoffgehalt, c) der Kohlenstoffgehalt und d) das massenspezifische C/N Verhältnis von *Solieria chordalis* (schwarze Symbole; $n=9$ und $n=7$) und *Enteromorpha* (weiße Symbole; $n=5$) im Makroalgenfilter des Versuchskreislauf über den untersuchten Produktionszeitraum. Die Ergebnisse der linearen Regressionsanalysen sind in Tabelle 3.3 dargestellt.51

Abbildung 3.3 – a) Sauerstoffsättigung im Auslaufwasser der Fischbecken b) Wassertemperatur im Versuchskreislauf. Ab Produktionstag 330 ist die automatische Messdatenerfassung (siehe Kapitel 2.4.2) ausgefallen. Die Wasserparameter wurden ab diesem Zeitpunkt einmal pro Tag im Rahmen der Wasserprobenentnahme gemessen (in beiden Grafiken nicht dargestellt).52

Abbildung 3.4 – Übersicht über die Konzentration der gelösten Nährstoffe im Versuchskreislauf über den untersuchten Produktionszeitraum der experimentellen Versuchsphase. Dargestellt sind die Mittelwerte eines jeden Tages über die Messpunkte 1-3: a) Ammonium-Stickstoff (TAN); $n=195$ b) Nitrit-Stickstoff; $n=185$ c) Nitrat-Stickstoff; $n=187$ d) Orthophosphat; $n=187$53

Abbildung 3.5 – a) Kumulative Darstellung des Wasserverbrauchs der experimentellen Versuchsanlage über den untersuchten Produktionszeitraum. Der tägliche Wasserverbrauch ergab sich aus der Steigung der linearen Regression. Dieser betrug 0,8% des Systemvolumens pro Tag ($n=202$; $r^2=1,00$) b) Stöchiometrisches Verhältnis zwischen den anorganischen, gelösten Stickstoffkomponenten (TIN) und dem gelöstem Orthophosphat (N:P Verhältnis) im experimentellen Versuchskreislauf über den untersuchten Produktionszeitraum ($n=185$).53

Abbildung 3.6 – a) Entwicklung des pH Wertes über den untersuchten Produktionszeitraum. Der pH Wert wurde alle 30min online gemessen und abgespeichert ($n=6078$). Ab Produktionstag 332 wurde der pH Wert einmal täglich vor der Fütterung gemessen ($n=52$). b) pH Wert exemplarisch dargestellt über einen Zeitraum von 48h (07.12.04 12:00Uhr – 09.12.04 12:00 Uh; $n=94$). Der Tagesgang wurde mit einer

- Sinusfunktion der in Gleichung 3.2 beschriebenen Form dargestellt ($a=0,04$; $T=22,79$; $c=1,94$; $pH_0=8,07$; $r^2=0,83$).54
- Abbildung 3.7 – Validierung der numerischen Modellierung des Fischwachstums anhand der experimentellen Daten ($n=11$). Dargestellt sind wichtige Kenngrößen für das Fischwachstum in Abhängigkeit vom mittleren Fischgewicht. Durchgezogene Linien zeigen die numerische Modellierung und gestrichelte Linien die Empfehlungen vom Futtermittelhersteller (Futtertabelle BIOMAR, 20°C) a) Futterrate; $r^2=0,98$ b) Absoluter Zuwachs; $r^2=0,96$ c) Relativer Zuwachs (IRGR); $r^2=0,95$ d) Futterquotient (FCR); $r^2=0,86$56
- Abbildung 3.8 – Das dargestellte Schema verdeutlicht anhand der Nährstoffflüsse im Versuchskreislauf die Vorgehensweise der numerischen Modellierung. Die hervorgehobenen Kästen markieren die in der Nährstoffbilanz auftauchenden Endgrößen. Die im Modell berücksichtigte Kumulation gelöster Nährstoffe wird im Schema nicht dargestellt. Das Modell untersuchte im Wesentlichen die Nährstoffe Stickstoff und Phosphor.58
- Abbildung 3.9 – Modellierter Nährstoffumsatz für *Sparus aurata* dargestellt als Balkendiagramm in Abhängigkeit vom Fischgewicht. Die Gesamthöhe des Balkens repräsentiert die mit der Futterrate angebotene Nährstoffmenge pro Fisch: a) Stickstoff b) Phosphor60
- Abbildung 3.10 - Validierung des numerischen Modells für den Nährstoff Stickstoff anhand vorhandener experimenteller Daten a) Futterrate; $r^2=0,98$; $n=11$ b) Retention; $r^2=0,96$; $n=11$ c) TAN Exkretion; $r^2=0,59$; $n=21$; Die experimentellen Daten ($n=195$) wurden in Gewichtsklassen (jeweils 10g) zusammengefasst. Dargestellt ist der Mittelwert aller in dieser Gewichtsklasse gemessenen TAN Exkretionen ($n>5$) über dem mittleren Fischgewicht d) Partikulärer organischer Stickstoff (Faeces). Diese Größe konnte nicht anhand experimenteller Daten validiert werden (vergleiche Text).60
- Abbildung 3.11 - a) Die Abbildung zeigt die modellierte Gesamtmenge an partikulären Ausscheidungen (Faeces), den unlöslichen Anteil (Faeces unlöslich) und die im Prozesswasser suspendierte Feststoffmenge in Abhängigkeit vom Fischgewicht. Die Abbildung zeigt, dass die experimentell bestimmte, täglich durch die Abschäumung separierte Feststoffmenge gut mit der modellierten, suspendierten Feststofffracht korrelierte ($r^2=0,71$; $n=24$). b) Täglich in das Modell eingehende Feststoffmenge berechnet für den Detritivorusreaktor (Sedimentation) und die Abschäumung über den gesamten Produktionszeitraum.62
- Abbildung 3.12 – a) Wachstumsleistung von *Nereis diversicolor* in Abhängigkeit von der Energiemenge der Feststoffe ($n=7$; nach Daten von Bischoff 2003). Die funktionale Regressionsanalyse ergab für Gleichung 3.15 folgende Parameter: $\mu_{max}=2,78$; $\mu_{min}=-2,72$; $K_s=0,22$; $r^2=0,98$ b-d) Modellierung der Energielast (b), der relativen Wachstumsrate (c) und dem absolutem Zuwachs (d) von *Nereis diversicolor* im Detritivorusreaktor über den gesamten Untersuchungszeitraum der experimentellen Versuchsphase. Das Modell wurde jeweils ohne Sterblichkeit durch Kannibalismus unter den Würmern (gestrichelte Linie) und einer relativen Sterblichkeit durch Kannibalismus von $1,3\% d^{-1}$ (durchgezogene Linie) gerechnet (vergleichend Text).64
- Abbildung 3.13 – Modellierung a) der Gesamtbiomasse, b) des mittleren Wurmgewichts und c) der Individuenanzahl von *Nereis diversicolor* im Detritivorusreaktor über den untersuchten Produktionszeitraum der experimentellen Versuchsphase. Das Modell wurde jeweils ohne Sterblichkeit durch Kannibalismus unter den Würmern (gestrichelte Linie) und einer relativen Sterblichkeit von $1,3\% d^{-1}$ (durchgezogene Linie) gerechnet. Das Modell (mit Kannibalismus, durchgezogene Linie) wurde anhand der experimentellen Daten an 6 verschiedenen Messtagen dargestellt als Mittelwert \pm S.D. ($9\leq n\leq 150$) validiert, indem jeweils das Bestimmtheitsmass berechnet wurde: a) $r^2=0,93$; $n=6$ b) $r^2=0,99$; $n=6$; c) $r^2=0,97$; $n=6$ d) Organischer Anteil im Sediment des Detritivorusreaktors dargestellt als Mittelwert \pm S.D ($n\geq 3$) an jeweils 22 Messtagen.66

- Abbildung 3.14 – a) TAN Oxidation eines Bewegtbettfilters in Abhängigkeit von der TAN Konzentration im Zulauf (Wecker und Orellana unpubl.). Der Bewegtbettfilter war in einem mit Wolfsbarschen (*Dicentrarchus labrax*) besetzten RAS integriert (Waller et al. 2002). Die experimentelle TAN Oxidation wurde über die Differenz der TAN Konzentration im Zu- und Auslauf bestimmt und berücksichtigt nur die Oxidation von TAN zu Nitrit-Stickstoff. Der funktionelle Zusammenhang der TAN Oxidation von der TAN Konzentration wurde durch eine Reaktionskinetik der 1sten Ordnung beschrieben. Die Steigung der Regressionsgeraden ($y[1]=2,68$; $r^2=0,86$; $n=42$) bestimmt das Verhältnis zwischen TAN Oxidation und TAN Konzentration.68
- Abbildung 3.15 – Makroalgenfilter: a) Dargestellt ist die absolute TAN Aufnahme in Abhängigkeit von der TAN Menge ($n=165$). Die Regressionsanalyse ergab für die Parameter der Michaelis-Menten-Kinetik (Gleichung 3.31) folgende Werte: $r_{max}=0,11$; $K_S=0,25$; $r^2=0,28$ b) Dargestellt ist die relative TAN Aufnahme in Abhängigkeit von der TAN Menge ($n=165$). Die durchgezogene Linie entspricht der Michaelis-Menten-Kinetik aus Abbildung 3.15a ($r^2=0,64$). Die gestrichelte Linie entspricht der Michaelis-Menten-Kinetik nach Gleichung 3.32. Die Regressionsanalyse ergab folgende Parameter: $r_{max}=0,06$; $K_S=0,05$; $r^2=0,75$ c) Vergleich zwischen der modellierten und experimentellen Ammoniumaufnahme im Makroalgenfilter über den untersuchten Produktionszeitraum ($n=165$). Die experimentelle Ammoniumaufnahme wurde auf Basis der TAN Differenz zwischen Zu- und Auslauf berechnet. d) Vergleich zwischen dem modellierten und experimentellen ($n=18$), absoluten Zuwachs im Makroalgenfilter über dem untersuchten Produktionszeitraum.71
- Abbildung 3.16 – a-b) Vergleich der modellierten (durchgezogene Linie) und experimentellen (Symbole) Nährstoffkonzentration im Prozesswasser des Versuchskreislaufs über den untersuchten Produktionszeitraum a) Nitrat b) Phosphat c-d) Lineare Regressionsanalyse: Modellierte vs. experimentelle Nährstoffkonzentration c) Nitrat: $n=183$; $y=1,08x-0,82$; $r=0,89$; $r^2=0,79$; S.E.= $5,7\text{mg N dm}^{-3}$ d) Phosphat: $n=182$; $y=1,01x+1,64$; $r=0,93$; $r^2=0,87$; S.E.= $1,8\text{mg P dm}^{-3}$ 73
- Abbildung 3.17 - a) Vergleich der modellierten (durchgezogene Linie) und experimentellen (Symbole) stöchiometrischen N:P Rate im Prozesswasser des Versuchskreislaufs über den untersuchten Produktionszeitraum b) Lineare Regressionsanalyse: Modellierte vs. experimentelle stöchiometrische N:P Rate; $n=182$; $y=1,14x-0,76$; $r=0,92$; $r^2=0,81$; S.E.= $1,4$ 74
- Abbildung 3.18 – Dargestellt ist die tägliche Retention der Nährstoffe a) Stickstoff und b) Phosphor für die im Versuchskreislauf produzierten Organismen über den untersuchten Versuchszeitraum.74
- Abbildung 3.19 – Vergleich zwischen der Gewichtszunahme der mit Algen gefütterten Versuchsgruppe (weiße Symbole) und der jeweiligen Kontrollgruppe (schwarze Symbole). a) 5% (15-18°C) b) 10 % (20°C) des Futters wurden mit getrockneten Stücken von *Palmaria palmata* ersetzt. Signifikante Gewichtsunterschiede zwischen der Versuchs- und Kontrollgruppe sind für eine Irrtumswahrscheinlichkeit von 5% (+) und 1% (++) angegeben (t-Test). Dargestellt sind jeweils die Mittelwerte der während der Biomassebestimmungen gemessenen Fischgewichte von *Sparus aurata* ($n>20$).76
- Abbildung 3.20 – Längen-Gewichts-Beziehung von *Sparus aurata* in der experimentellen Versuchsanlage nach Gleichung 3.37: a) Becken 1, Kontrollgruppe ($a=0,010$; $b=3,20$; $r^2=0,99$) b) Becken 2, Versuchsgruppe 10% Algenanteil im Futter ($a=0,015$; $b=3,034$; $r^2=0,99$).77
- Abbildung 3.21 - Dargestellt ist die funktionale Abhängigkeit (Michaelis-Menten-Kinetik) der TAN Aufnahme von der TAN Menge für *Palmaria palmata*. Folgende Lichtklassen [$\mu\text{E m}^{-2} \text{s}^{-1}$] wurden untersucht: a) 0-100 b) 100-200 c) 200-300 d) 300-400 e) 400-500 f) 500-75081
- Abbildung 3.22 – Darstellung des regressionsanalytisches Modell für *Palmaria palmata* zur Abschätzung der Nährstoffaufnahme ($g \text{ TAN h}^{-1} \text{ m}^{-2}$) auf Basis der verfügbaren

Nährstoffmenge und Lichtintensität nach Gleichung 3.45 (n=167; $r^2=0,77$; S.E.=0,05g TAN $h^{-1} m^{-2}$).....	84
Abbildung 3.23 – <i>Palmaria palmata</i> : a) Auf Basis der Nährstofflast und Lichtintensität reoptimiertes, regressionsanalytisches Modell zu Abschätzung der Nährstoffaufnahme (g TAN $h^{-1} m^{-2}$) b) Anpassung der modellierten an die experimentellen Daten anhand einer linearen Regressionsanalyse (n=167; $r^2=0,77$; S.E.=0,054g TAN $h^{-1} m^{-2}$).....	86
Abbildung 3.24 – a) TAN Aufnahme berechnet als prozentualer Anteil der vorliegenden TAN Menge (<i>Palmaria palmata</i>) b) Vergleich der experimentell bestimmten (schwarzen Kreise) und modellierten Filtereffizienz (weiße Kreise) über den untersuchten Nährstoffbereich.....	86
Abbildung 3.25 – <i>Solieria chordalis</i> : a) Auf Basis der Nährstofflast und Lichtintensität reoptimiertes, regressionsanalytisches Modell zu Abschätzung der Nährstoffaufnahme (g TAN $h^{-1} m^{-2}$) b) Anpassung der modellierten an die experimentellen Daten anhand einer linearen Regressionsanalyse (n=100; $r^2=0,57$; S.E.=0,054g TAN $h^{-1} m^{-2}$).....	87
Abbildung 3.26 – <i>Ulva lactuca</i> : a) Auf Basis der Nährstofflast und Lichtintensität reoptimiertes, regressionsanalytisches Modell zu Abschätzung der Nährstoffaufnahme (g TAN $h^{-1} m^{-2}$) b) Anpassung der modellierten an die experimentellen Daten anhand einer linearen Regressionsanalyse (n=100; $r^2=0,56$; S.E.=0,086g TAN $h^{-1} m^{-2}$).....	87
Abbildung 3.27 – Schematische Darstellung des Informationsflusses im MARIS Modells (d+1=Zeitschleife)	89
Abbildung 3.28 – Gesamtertrag (€) der Sekundärorganismen nach einem modellierten Zeitraum von 800 Tagen bei unterschiedlichem Flächeneinsatz (m^2) der Sekundärorganismenmodule. Das Ertragsoptimum liegt für den Detritivorusreaktor bei einer Fläche von $400m^2$ und für den Makroalgenfilter bei $850m^2$ (Alternative 1).....	92
Abbildung 3.29 – Einfluss des Jahrgangs der Beleuchtungsintensität auf die Leistungsfähigkeit der Algenfilter ($850m^2$) und Nährstoffkonzentration im Prozesswasser über den Modellzeitraum von 800 Tagen. a) Beleuchtungsstärke b) TAN Aufnahme Algenfilter c) Konzentration des Nitrat-Stickstoffs und d) Orthophosphat im Prozesswasser.....	93
Abbildung 4.1 – Vergleich der a) Wachstumsperformance und b) Futterverwertung (FCR) von <i>Sparus aurata</i> in der Versuchsanlage (A) mit Daten von (B) Lupatsch und Kissil (1998, Durchflusssystem, Anfangsgewicht 1,1g) und (C) Porter et al. (1986, Netzkäfiganlage, Anfangsgewicht 12,7g) bis zur europäischen Marktgröße von 350-400g.	109
Abbildung 4.2 – Vergleich der Performance eines Abschäumers integriert in ein geschlossenes RAS (durchgezogene Linie) sowie im Auslauf eines Durchflusssystems (gepunktete Linie) über 48 Stunden. Dargestellt sind a) die resultierenden Feststoffkonzentrationen im System und b) die Effizienz des Abschäumers in Relation zum Futtereintrag. Das Systemvolumen beträgt jeweils $5 m^3$. Die Durchflussrate des Abschäumers beträgt 100% des Systemvolumens pro Stunde. Es wird angenommen, dass die Produktion an suspendierten Feststoffen konstant $3,4 g h^{-1}$ beträgt. Die Daten basieren auf einer Filtereffizienz des Abschäumers von 10% (Differenz zwischen Ein- und Auslauf).	113

8 Literaturverzeichnis

1. Ackefors, H. and Enell, M. 1994. The release of nutrients and organic matter from aquaculture systems in Nordic countries. *Journal Applied Ichthyology* 10: 225-241.
2. Aguirre-von Wobeser, E., Figueroa, F.L., and Cabello-Pasini, A. 2000. Effects of UV radiation on photoinhibition of marine macrophytes in culture systems. *Journal of Applied Phycology* 12: 159-168.
3. Appler, H.N. 1985. Evaluation of *Hydrodictyon reticulatum* as protein source in feeds for *Oreocromis (Tilapia) niloticus* and *Tilapia zillii*. *Journal of Fish Biology* 27: 327-334.
4. Arbiv, R. and van Rijn, J. 1995. Performance of a treatment system for inorganic nitrogen removal in intensive aquaculture systems. *Aquacultural Engineering* 14: 189-203.
5. Asgard, T., Austreng, E., Holmefjord, I., and Hillestad, M. 1999. Resource efficiency in the production of various species. In *Sustainable Aquaculture: Food for the Future? Proceedings of the second international symposium on sustainable aquaculture/Oslo/Norway/2-5 November 1997*. Edited by N.Svennevig, H.Reinertsen, and M.New. A.A.Balkema, Rotterdam pp. 171-183.
6. Avnimelech, Y. and Lacher, M. 1979. A tentative nutrient balance for intensive fish ponds. *Isr.J.Aquacult./Bamidgeh* 31: 3-8.
7. Bakos, J. 1992. Recent Developments in genetic improvement of fish species. In *Aquaculture research needs for 2000 A.D.* A.A.Balkema, Rotterdam pp. 197-203.
8. Ballestrazzi, D., Lanari, D., Agaro, E.D., and Mion, A. 1994. The effect of dietary protein level and source on growth, body composition, total ammonia and reactive phosphate excretion of growing sea bass (*Dicentrarchus labrax*). *Aquaculture* 127: 197-206.
9. Bansemir, A., Blume, M., Schröder, S., and Lindequist, U. 2006. Screening of cultivated seaweeds for antibacterial activity against fish pathogenic bacteria. *Aquaculture* 252: 79-84.
10. Barak, Y., Cytryn, E., Gelfand, I., Krom, M.D., and Riley, J.G. 2003. Phosphorus removal in a marine prototype, recirculating aquaculture system. *Aquaculture* 220: 313-326.
11. Batista, F.M., Fidalgo e Costa, P., Matias, D., Joaquim, S., Massapina, C., Passos, A.M., Pousao Ferreira, P., and Cancela da Fonseca, L. 2003. Preliminary results on the growth and survival of the polychaete *Nereis diversicolor* (O.F. Mueller, 1776), when fed with faeces from the carpet shell clam *Ruditapes decussatus* (L., 1758). *Boletin Instituto Espanol de Oceanografia* 19: 443-446.
12. Bergheim, A. and Cripps, S.J. 2002. Effluent management: Overview of the European experience. *Proceedings of the 2nd International Conference on Recirculating Aquaculture 2002*.
13. Bergheim, A., Cripps, S.J., and Liltved, H. 1998. A system for the treatment of sludge from land-based fish farms. *Aquat.Living Ressour.* 11: 279-287.

14. Beveridge, M.C.M. and Little, D.C. 2002. The history of aquaculture in traditional societies. In *Ecological Aquaculture - The evolution of the blue revolution*. Edited by B.A. Costa-Pierce. Blackwell Science, Oxford pp. 3-29.
15. Bidwell, R.G.S., McLachlan, J., and Lloyd, N.D.H. 1985. Tank cultivation of Irish moss, *Chondrus crispus* Stackh. *Botanica Marina* 28: 87-97.
16. Bird, K.T. 1976. Simultaneous assimilation of ammonium and nitrate by *Gelidium nudifrons* (Gelidiales, Rhodophyta). *Journal of Phycology* 12: 238-241.
17. Bird, K.T., Hanisak, M.D., and Ryther, J.H. 1981. Chemical quality and production of agars extracted from *Gracilaria tikvahidae* grown in different nitrogen enrichment conditions. *Botanica Marina* 14: 441-444.
18. Bischoff, A. Experiments on growth and mortality of a marine polychaete of the genus *Nereis*. Leibniz Institute of Marine Sciences.
19. Bischoff, A., Kube, N., Wecker, B., and Waller, U. 2005. MARE - Marine artificial recirculated ecosystem: Steps towards closed systems for the production of marine organisms. *European Aquaculture Society Special Publication* 35: 135-136.
20. Blancheton, J.P. 2000. Developments in recirculation systems for Mediterranean fish species. *Aquacultural Engineering* 22: 17-31.
21. Boalch, G.T. 1961. Studies on *Ectocarpus* in culture II. Growth and nutrition of bacteria free culture. *J.Mar.Biol.Assoc.U.K.* 41: 287-304.
22. Bock, C. and Bock, J. 2000. *The View From Bald Hill: Thirty Years in an Arizona Grassland*. University of California Press, Berkeley, CA.
23. Bovendeur, J., Eding, E.H., and Henken, A.M. 1987. Design and Performance of a water recirculation system for high-density culture of the African catfish, *Claria gariepinus* (Burchell 1822). *Aquaculture* 63: 329-353.
24. Bower, C.E. 1978. Ionization of ammonia in seawater: Effects of temperature, pH, and salinity. *J.Fish.Res.Board Can.* 35: 1012-1016.
25. Boyd, C.E. 2003. Guidelines for aquaculture effluent management at the farm-level. *Aquaculture* 226: 101-112.
26. Braaten, B., Aure, J., Ervik, A., and Boge, E. 1983. Pollution problems in Norwegian fish farming. *ICES CM 1983/F:26* 1-11.
27. Brazil, B.L., Summerfelt, S.T., and Libey, G.S. 1998. Application of ozone to recirculating aquaculture system. *NRAES* 1: 373-389.
28. Brune, E.D., Schwartz, G., Eversole, A.G., Collier, J.A., and Schwedler, T.E. 2003. Intensification of pond aquaculture and high rate photosynthetic systems. *Aquacultural Engineering* 28: 65-86.
29. Buschman, A.H., Correa, J.A., Westermeier, R., Hernandez-Gonzalez, M., and Norambuena, R. 2001. Red algal farming in Chile: a review. *Aquaculture* 194: 203-220.
30. Buschman, A.H., Mora, O.A., Gomez, M.B., Buitano, S., Retamales, C., Vergara, P.A., and Gutierrez, A. 1994. *Gracilaria chilensis* outdoor tank cultivation in Chile: Use of land-based Salmon culture effluents. *Aquacultural Engineering* 13: 283-300.

31. Chamberlain,G. and Rosenthal,H. 1995. Aquaculture in the next century: Opportunities for growth challenges of sustainability. *World Aquaculture* 26: 21-25.
32. Chapman,V.J. 1980. Mariculture of seaweeds. In *Seaweeds and their Uses*. Edited by V.J.Chapman and D.J.Chapman. Chapman and Hall, London pp. 241-252.
33. Chen,S., Stechey,D., and Malone,R.F. 1997. Suspended solids control in recirculating aquaculture systems. In *Aquaculture water reuse systems: Engineering design and management*. Edited by M.B.Timmons and T.M.Losordo. Elsevier, Amsterdam, The Netherlands pp. 61-100.
34. Chen,S., Timmons,M.B., Bisogni Jr,J.J., and Aneshansley,D.J. 1993a. Suspended-solids removal by foam fractionation. *The Progressive Fish-Culturist* 55: 69-75.
35. Chen,S., Timmons,M.B., Bisogni,J.J., and Aneshansley,D.J. 1993b. Protein and its removal by foam fractionation. *The Progressive Fish-Culturist* 55: 76-82.
36. Cho,C.Y. and Bureau,D.P. 1998. Development of bioenergetic models and the Fish-PrFEQ software to estimate production, feeding ration and waste output in aquaculture. *Aquat.Living Ressour.* 11: 199-210.
37. Chopin,T., Buschman,A.H., Halling,C., Troell,M., Kautsky,N., Neori,A., Kraemer,G.P., Zertuche-Gonzales,J.A., Yarish,C., and Neefus,C. 2001. Integrating seaweeds into marine aquaculture systems: A key toward sustainability. *Journal of Phycology* 37: 975-986.
38. Chopin,T., Yarish,C., Wilkes,R., Belyea,E., Lu,S., and Mathieson,A. 1999. Developing Porphyra/salmon integrated aquaculture for bioremediation and diversification of the aquaculture industry. *Journal of Applied Phycology* 11: 463-472.
39. Cohen,I. and Neori,A. 1991. *Ulva lactuca* biofilters for marine fishpond effluents I. Ammonia uptake kinetics and nitrogen content. *Botanica Marina* 34: 475-482.
40. Colberg,P.J. and Lingg,A.J. 1978. Effect of ozonation on microbial fish pathogens, ammonia, nitrate, nitrite, and BOD in simulated reuse hatchery water. *J.Fish.Res.Board Can.* 35: 1290-1296.
41. Colloca, F. and Cerasi, S. *Cultured Aquatic Species Information Programme - Sparus aurata*. *Cultured Aquatic Species Fact Sheets* . 2005. FAO - Rome. 17-3-2006.

Ref Type: Electronic Citation

42. Colt,J. and Armstrong,D. 1979. Nitrogen toxicity to fish, crustaceans and molluscs. Department of Civil Engineering, University of California, Davis, California.
43. Costa,O.F.E., Narciso,L., and da Fonseca,L.C. 1999. Growth, survival and fatty acid profile of *Nereis diversicolor* (O. F. Mueller, 1776) fed on six different diets. *Bulletin of Marine Science* 67: 337-343.
44. Costa,P.F.E., Narciso,L., and da Fonseca,L.C. 2000. Growth, survival and fatty acid profile of *Nereis diversicolor* (O. F. Mueller, 1776) fed on six different diets. *Bulletin of Marine Science* 67: 337-343.
45. Costa-Pierce,B.A. 2002. *Ecological Aquaculture - The evolution of the blue revolution*. Blackwell Science, Oxford.

46. Coutinho,R. and Zingmark,R. 1993. Interactions of light and nitrogen on photosynthesis and growth of the marine macroalga *Ulva curvata* (Kuetzing) De Toni. *J.Exp.Mar.Biol.Ecol.* 176: 11-19.
47. Davenport,J., Black,K.D., Burnell,G., Cross,T., Culloty,S., Ekaratne,S., Furness,B., Mulcaphy,M., and Thetmeyer,H. 2003. *Aquaculture: the ecological issues*. British Ecological Society.
48. Davey,J.T. and Watson,P.G. 1995. The activity of *Nereis diversicolor* (Polychaeta) and its impact on nutrient fluxes in estuarine waters. *Ophelia* 41: 57-70.
49. Davies,S.J., Brown,M.T., and Camilleri,M. 1997. Preliminary assessment of the seaweed *Porphyra purpurea* in artificial diets for the thick-lipped grey mullet (*Chelon labrosus*). *Aquaculture* 152: 249-258.
50. DeBoer,J.A. 1981. Nutrients. In *The Biology of seaweeds*. Edited by C.S.Lobban and M.J.Wynne. Blackwell Scientific Publications, Oxford pp. 356-392.
51. DeBusk,T.A., Blakeslee,M., and Ryther,J.H. 1986. Studies on the outdoor cultivation of *Ulva lactuca*. *Botanica Marina* 29: 381-386.
52. DeLosReyes,A.A. and Lawson,T.B. 1996. Combination of a bead filter and rotating biological contactor in a recirculating fish culture system. *Aquacultural Engineering* 15: 27-39.
53. Demetropoulos,C.L. and Langdon,C.J. 2004a. Enhanced production of Pacific dulse (*Palmaria mollis*) for co-culture with abalone in a land-based system: effects of seawater exchange, pH, and inorganic carbon concentration. *Aquaculture* 235.
54. Demetropoulos,C.L. and Langdon,C.J. 2004b. Enhanced production of Pacific dulse (*Palmaria mollis*) for co-culture with abalone in a land-based system: effects of stocking density, light, salinity and temperature. *Aquaculture* 235: 471-488.
55. Demetropoulos,C.L. and Langdon,C.J. 2004c. Enhanced production of Pacific dulse (*Palmaria mollis*) for co-culture with abalone in a land-based system: nitrogen, phosphorus, and trace metal nutrition. *Aquaculture* 235.
56. Deviller,G., Aliaume,C., Nava,M.A.F., Casellas,C., and Blancheton,J.P. 2004. High-rate algal pond treatment for water reuse in an integrated marine fish recirculating system: effect on water quality and sea bass growth. *Aquaculture* 235: 331-344.
57. Dosdat,A., Servais,F., Metailler,R., Huelvan,C., and Desbruyeres,E. 1996. Comparison of nitrogenous losses in five teleost fish species. *Aquaculture* 141: 107-127.
58. Duke,C.S., Lapointe,B.E., and Ramus,J. 1986. Effects of light on growth, RuBPCase activity and chemical composition of *Ulva* species (Chlorophyta). *Journal of Phycology* 22: 362-370.
59. Duke,C.S., Litaker,W., and Ramus,J. 1989. Effect of temperature on nitrogen-limited growth rate and chemical composition of *Ulva curvata* (Ulvales: Chlorophyta). *Botanica Marina* 100: 143-150.
60. Dunning,R.D., Losordo,T.M., and Hobbs,A.O. 1998. The economics of recirculating tank systems: A spreadsheet for individual analysis. SRAC Publication 456.

61. Dwivedy,R.C. 1973. Removal of dissolved organics through foam fractionation in closed cycle systems for oyster production. In Paper n° 73-561. St. Joseph, Michigan.
 62. Ebrahimipour,G. Denitrifikationspotentiale und Charakterisierung der Denitrifikanten-Lebensgemeinschaften in Wattsedimenten. IfM.
 63. Edelstein,T., Bird,C., and McLachlan,J. 1976. Studies on Gracilaria: Growth under greenhouse conditions. Canadian Journal of Botany 54: 2275-2290.
 64. EIFAC 1986a. Flow-through and recirculation systems. Report of the working group on terminology, format and units of measurement. EIFAC Technical Paper 49.
 65. EIFAC 1986b. Flow-through and Recirculation Systems. Report of the working group on terminology, format and units of measurement. EIFAC Technical Paper 49.
 66. Eleftheriou,M. 1997. Aqualex: A Glossary of Aquaculture Terms. John Wiley & Sons, Chichester.
 67. Ellner,S., Neori,A., Krom,M.D., Tsai,K., and Easterling,M.R. 1996. Simulation model of recirculating mariculture with seaweed biofilter: Development and experimental tests of the model. Aquaculture 143: 167-184.
 68. Enander,M. and Hasselström,M. 1994. An experimental wastewater treatment system for a shrimp farm. INFOFISH Int.(Aquaculture) 4: 56-61.
 69. Enell,M. 1987. Environmental impact of cage fish farming with special reference to phosphorus and nitrogen loadings (sic. loadings). C.M.-ICES/F 11 : 13 pp.
 70. European Commission. A strategy for the sustainable development of european aquaculture. http://europa.eu.int/eur-lex/en/com/cnc/2002/com2002_0511en01.pdf . 2002.
 71. Evans,F. and Langdon,C.J. 2000. Co-culture of dulse *Palmaria mollis* and red abalone *Haliotis rufescens* under limited flow conditions. Aquaculture 185: 137-158.
 72. Fahmeir,L. and Hamerle,A. 1984. Multivariate statistische Verfahren. Walter de Gruyter, Berlin.
 73. FAO 1995. Code of conduct for responsible fisheries. FAO, Rome, Italy.
 74. FAO. World review of fisheries and aquaculture. Editorial Group FAO Information Division. FAO , 1-150. 2002.
- Ref Type: Electronic Citation
75. FAO Fisheries Department 1997. Aquaculture development. FAO technical guidelines for responsible fisheries No.5. FAO, Rome, Italy.
 76. Fiedler,K. 1991. Lehrbuch der Speziellen Zoologie. Band II: Wirbeltiere. Teil 2: Fische. Gustav Fischer Verlag, Jena.
 77. Fralick,R.A., Huguenin,J.E., and Lapointe,B.E. 1981. The growth of commercially useful seaweeds in a nutrient enriched multipurpose aquaculture system. In Proceedings of the eight international seaweed symposium. Edited by G.E.Fogg and W.Eifion Jones. The Marine Science Laboratories, Menai Bridge pp. 692-698.

78. Friedlander, M. and Lipkin, Y. 1982. Rearing of agarophytes and carrageenophytes under field conditions in the Eastern Mediterranean. *Botanica Marina* 25: 101-105.
79. Fujita, R.M. 1985. The role of nitrogen status in regulating transient ammonium uptake and nitrogen storage by macroalgae. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 92: 283-301.
80. Fujita, R.M. and Goldman, J.C. 1985. Nutrient flux and growth of the red alga *Gracilaria tikvahiae* McLachlan (Rhodophyta). *Botanica Marina* 28: 265-268.
81. Gasca-Leyva, E., Leon, C.J., Hernandez, J.M., and Vergara, J.M. 2002. Bioeconomic analysis of production location of sea bream (*Sparus aurata*) cultivation. *Aquaculture* 213: 219-232.
82. Geertz-Hansen, O. and Sand-Jensen, K. 1992. Growth rates and photon yield of growth in natural populations of a marine macroalga *Ulva lactuca*. *Marine Ecology Progress Series* 81: 179-183.
83. Gelfand, I., Barak, Y., Even-Chen, Z., Cytryn, E., van Rijn, J., Krom, M.D., and Neori, A. 2003. A Novel Zero Discharge Intensive Seawater Recirculating System for the Culture of Marine Fish. *Journal of the World Aquaculture Society* 34: 344-358.
84. GESAMP 2001. Planning and management for sustainable coastal aquaculture development. *Rep. Stud. GESAMP* 68: 1-90.
85. Gouveia, A., Rema, P., Pereira, R., and Empis, J. 2003. Colouring ornamental fish (*Cyprinus carpio* and *Carassius auratus*) with microalgal biomass. *Aquacult. Nutr.* 9: 123-129.
86. Greiner, A.D. and Timmons, M.B. 1998. Evaluation of the nitrification rates of microbead and trickling filters in an intensive recirculating tilapia production facility. *Aquacultural Engineering* 18: 189-200.
87. Gröger, J. Möglichkeiten zur Darstellung wachstumsgekoppelter Größen in der Aquakultur anhand der Modelltheorie. Institut für Meereskunde an der Universität Kiel.
88. Guist, G.G.Jr. and Humm, H.J. 1976. Effects of sewage effluents on growth of *Ulva lactuca*. *Biol. Sci.* 4: 267-271.
89. Haakanson, L., Ervik, A., Maekinen, T., and Moeller, B. 1988. Basic concepts concerning assessments of environmental effects of marine fish farms. *NORDIC COUNCIL OF MINISTERS, COPENHAGEN (DENMARK)*, 103 pp.
90. Hagopian, D.S. and Riley, J.G. 1998. A closer look at the bacteriology of nitrification. *Aquacultural Engineering* 18: 223-244.
91. Halachmi, I., Simon, Y., Guetta, R., and Hallerman, E.M. 2005. A novel computer simulation model for design and management of re-circulating aquaculture systems. *Aquacultural Engineering* 32: 443-464.
92. Hall, P.O.J., Holby, O., Kollberg, S., and Samuelsson, M.-O. 1992. Chemical fluxes and mass balances in a marine fish cage farm. IV. Nitrogen. *Marine Ecology Progress Series* 89: 81-91.
93. Hanisak, M.D. 1979. Nitrogen limitations of *Codium fragile* ssp. *tomentosoides* as determined by tissue analysis. *Marine Biology* 5: 337.

94. Hargreaves, J.A. 1998. Nitrogen biogeochemistry of aquaculture ponds. *Aquaculture* 166: 181-212.
95. Harlin, M.M., Thorne-Miller, B., and Thursby, G.B. 1978. Ammonium uptake by *Gracilaria* sp. (Florideophyceae) and *Ulva lactuca* (Chlorophyceae) in closed system fish culture. In *Proceedings of the ninth International Seaweed Symposium, Santa Barbara, California (USA), 20-27 August 1977*. Science Press, Princeton, NJ (USA) pp. 285-292.
96. Hashim, R. and Mat Saat, N.A. 1992. The utilization of seaweed meals as binding agent in pelleted feeds for snakehead (*Channa striatus*) fry and their effects on growth. *Aquaculture* 108: 299-308.
97. Heinen, J.M., Hankins, J.A., Weber, A.L., and Watten, B.J. 1996. A semiclosed recirculating-water system for high-density culture of rainbow trout. *The Progressive Fish-Culturist* 58: 11-22.
98. Heinsbroek, L.T.N. 1990. Design and performance of water recirculation systems for the future. *Aquacultural Engineering* 9: 187-207.
99. Hernandez, I., Perez-Pastor, A., Vergara, J.J., Martinez-Aragon, J.F., Fernandez-Engo, M.A., and Perez-Llorens, J.L. 2006. Studies on the biofiltration capacity of *Gracilariopsis longissima*: From microscale to macroscale. *Aquaculture* 252: 43-53.
100. Hilge, V. 1982. Experimental pH - stabilization of recycled fish water through denitrification. *ICES Council Meeting 1982 (Collected Papers)* 1-10.
101. Hillestad, M. and Johnsen, F. 1994. High-energy/low-protein diets for Atlantic salmon: Effects on growth, nutrient retention and slaughter quality. *Aquaculture* 124: 109-116.
102. Hochheimer, J.N. and Wheaton, F. 1997. Intensive culture of striped bass. In *Striped Bass and Morone Culture*. Elsevier Science, Amsterdam, The Netherlands pp. 127-165.
103. Hochheimer, J.N. and Wheaton, F. 2002. Biological filters: Trickling and RBC design. *Proceedings of the 2nd International Conference on Recirculating Aquaculture*. [np]. 2002 291-318.
104. Holby, O. and Hall, P.O.J. 1991. Chemical fluxes and mass balances in a marine fish cage farm. 2. Phosphorus. *Marine Ecology Progress Series* 70: 263-272.
105. Hua, K. and Bureau, D.P. 2005. Modelling digestible phosphorus content of salmonid fish feeds. *Aquaculture*.
106. Hughes-Games, W.L. 1977. Growing the Japanese oyster (*Crassostrea gigas*) in subtropical seawater fish ponds. 1. Growth rate, survival and quality index. *Aquaculture* 11: 217-229.
107. Hussenot, J., Lefebvre, S., and Brossard, N. 1998. Open-air treatment of wastewater from land-based marine fish farms in extensive and intensive systems: Current technology and future perspectives. *Aquat. Living Resour.* 11: 297-304.
108. ICES Mariculture Committee 2002. Report of the working group on environmental interactions of mariculture (WGEIM). ICES CM 2002/F:04 1-101.

109. ICES Mariculture Committee 2003. Report of the working group on environmental interactions of mariculture (WGEIM). ICES CM 2003/F:04 1-114.
110. ICES Mariculture Committee 2004. Report of the working group on environmental interactions of mariculture (WGEIM). ICES CM 2004/F:02 1-100.
111. Jakob,G.S., Pruder,G.D., and Wang,J.-K. 1993. Growth trial with the American oyster *Crassostrea virginica* using shrimp pond water as feed. *Journal of the World Aquaculture Society* 24: 344-351.
112. Jimenez del Rio,M., Ramazanov,Z., and Garcia-Reina,G. 1994. Optimization of yield and biofiltering efficiencies of *Ulva rigida* C. Ag. cultivated with *Sparus aurata* L. waste waters. *Scientia Marina* 58: 329-335.
113. Johnsen,F., Hillestad,M., and Austreng,E. 1993. High energy diets for Atlantic salmon. Effects on pollution. In *Fish Nutrition in Practice*. Edited by S.J.Kaushik and P.Luquet. INRA, Paris pp. 391-401.
114. Jones,A.B., Dennison,W.C., and Preston,N.P. 2001. Integrated treatment of shrimp effluent by sedimentation, oyster filtration and macroalgal absorption: a laboratory scale study. *Aquaculture* 193: 155-178.
115. Jones,T.O. and Iwama,G.K. 1991. Polyculture of the Pacific oyster, *Crassostrea gigas* (Thunberg), with chinook salmon, *Oncorhynchus tshawytscha*. *Aquaculture* 92: 313-322.
116. Jungersen,G. 1991. Resource-saving and ecological aspects of using wastewater from eel breeding as a source of nutrients, water, and carbon dioxide for plant production. In *Ecological engineering for wastewater treatment. Proceedings of the International Conference at Stensund Folk College Sweden March 24 - 28, 1991*. Edited by C.Etnier and B.Guterstam. Bak Skagen, Skagen pp. 208-215.
117. Kain,J.M. 1991. Cultivation of attached seaweeds. In *Seaweed resources in Europe: Uses and potential*. Edited by M.Guiry and G.Blunden. John Wiley & Sons, Chichester pp. 309-377.
118. Kamstra,A., van der Heul,J.W., and Nijhof,M. 1998. Performance and optimisation of trickling filters on eel farms. *Aquacultural Engineering* 17: 175-192.
119. Kioussis,D.R., Wheaton,F.W., and Kofinas,P. 2000. Reactive nitrogen and phosphorus removal from aquaculture wastewater effluents using polymer hydrogels. *Aquacultural Engineering* 23: 315-332.
120. Knoesche,R. and Tscheu,E. 1974. Das Belebtschlammverfahren zur Reinigung des Abwassers aus Fischzuchtanlagen. *Zeitschrift fuer die Binnenfischerei der DDR* 21: 16-23.
121. Kochba,M., Diab,S., and Avnimelech,Y. 1994. Modelling of nitrogen transformation in intensively aerated fish ponds. *Aquaculture* 120: 95-104.
122. König,G.M. and Wright,A.D. 1997. Sesquiterpene content of the antibacterial dichloromethane extract of the red alga *Laurencia obtusa*. *Planta Med.* 63: 186-187.
123. Krom,M.D., Ellner,S., van Rijn,J., and Neori,A. 1995. Nitrogen and phosphorus cycling and transformations in a prototype 'non-polluting' integrated mariculture system, Eilat, Israel. *Marine Ecology Progress Series* 118: 25-36.

124. Krom, M.D. and Neori, A. 1989. A total nutrient budget for an experimental intensive fishpond with circularly moving seawater. *Aquaculture* 83: 345-358.
125. Krom, M.D., Porter, C., and Gordin, H. 1985. Nutrient budget of a marine fish pond in Eilat, Israel. *Aquaculture* 51: 65-80.
126. Krumins, V., Ebeling, J., and Wheaton, F. 2001. Part-day ozonation for nitrogen and organic carbon control in recirculating aquaculture systems. *Aquacultural Engineering* 24: 231-241.
127. Krüner, G. and Rosenthal, H. 1983. Efficiency of nitrification in trickling filters using different substrates. *Aquacultural Engineering* 2: 49-67.
128. Krüner, G. and Rosenthal, H. 1984. Nitrogen removal by biological denitrification in a recirculated fish culture system. ICES Council Meeting 1984 (Collected Papers) 1-19.
129. Kube, N., Bischoff, A., Blümel, M., Wecker, B., and Waller, U. 2006. MARE - Marine Artificial Recirculated Ecosystem II: Influence on the nitrogen cycle in a marine recirculation system with low water discharge by cultivating detritivorous organisms and phototrophic microalgae. In *The integration of microalgal photobioreactors in a recirculation system for low water discharge mariculture* (Dr. Thesis). Edited by N.Kube. Leibniz-Institute of Marine Sciences, Kiel pp. 147-170.
130. Langer, J., Efthimiou, S., Rosenthal, H., and Bronzi, P. 1996. Drum filter performance in a recirculating eel culture unit. *Journal Applied Ichthyology* 12: 61-65.
131. Langton, R.W., Haines, K.C., and Lyon, R.E. 1977. Ammonia-nitrogen production by the bivalve mollusc *Tapes japonica* and its recovery by the red seaweed *Hypnea musciformis* in a tropical mariculture system. *Helgoländer wissenschaftliche Meeresuntersuchungen* 30: 217-229.
132. Lapointe, B.E. and Duke, C.S. 1984. Biochemical strategies for growth of *Gracilaria tikvahiae* (Rhodophyta) in relation to light intensity and nitrogen availability. *Journal of Phycology* 20: 488-495.
133. Lapointe, B.E. and Tenore, K.R. 1981. Experimental outdoor studies with *Ulva fasciata* Delile. I. Interaction of light and nitrogen on nutrient uptake, growth and biochemical composition. *J.Exp.Mar.Biol.Ecol.* 53: 135-152.
134. Lapointe, B.E., Williams, L.D., Goldman, J.C., and Ryther, J.H. 1976. The mass outdoor culture of macroscopic marine algae. *Aquaculture* 8: 9-21.
135. Lawson, T.B. and Wheaton, F. 1979. Purification in fish culture wastewater by foam fractionation. American Soc.Agric.Eng.(ASAE) Paper No.78-5539, St.Joseph, Michigan.
136. Lawson, T.B. and Wheaton, F. 1980. Removal of organics from fish culture water by foam fractionation. *Proc.World Maric.Soc.* 11: 128-134.
137. Le Gall, L.L., Pien, S., and Rusig, A.-M. 2003. Cultivation of *Palmaria palmata* (Palmariales, Rhodophyta) from isolated spores in semi-controlled conditions. *Aquaculture* 2003: 181-191.

138. Lefebvre, S., Bacher, C., Meuret, A., and Hussenot, J. 2001a. Modelling Nitrogen Cycling in a Mariculture Ecosystem as a Tool to Evaluate its Outflow. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 52: 305-325.
139. Lefebvre, S., Bacher, C., Meuret, A., and Hussenot, J. 2001b. Modelling nitrogen cycling in a mariculture ecosystem as a tool to evaluate its outflow. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 52: 305-325.
140. Lekang, O.-I. and Kleppe, H. 2000. Efficiency of nitrification in trickling filters using different filter media. *Aquacultural Engineering* 21: 191-199.
141. Lemarie, G., Martin, J.-L.M., Dutto, G., and Garidou, C. 1998. Nitrogenous and phosphorus waste production in a flow-through land-based farm of European seabass (*Dicentrarchus labrax*). *Aquat. Living Ressour.* 11: 247-254.
142. Liao, P.B. and Mayo, R.D. 1974. Intensified fish culture combining water reconditioning with pollution abatement. *Aquaculture* 3: 61-85.
143. Libey, G.S. 1993. Evaluation of a drum filter for removal of solids from a recirculating aquaculture system. In *Techniques for modern aquaculture*, Aquacult. Eng. Conf., Spokane, WA (USA), 21-23 Jun. 1993. Edited by J.-K.Wang. pp. 519-532.
144. Lignell, A., Ekman, P., and Pedersen, M. 1987. Cultivation technique for marine seaweeds allowing controlled and optimized conditions in the laboratory and on a pilot scale. *Botanica Marina* 30: 417-424.
145. Lin, Y.-F., Jing, S.-R., Lee, D.-Y., and Wang, T.-W. 2002. Nutrient removal from aquaculture wastewater using a constructed wetlands system. *Aquaculture* 209: 169-184.
146. Lognone, V. 2003. Algen in der Tierernährung. *Lohmann Information* 3: 1-4.
147. Losordo, T.M., Masser, M.P., and Rakocy, J.E. 1999. Recirculating aquaculture tank production systems: A review of component options. SRAC Publication 453.
148. Losordo, T.M. and Westermann, P.W. 1994. An analysis of biological, economic, and engineering factors affecting the cost of fish production in recirculating aquaculture systems. *Journal of the World Aquaculture Society* 25: 193-203.
149. Losordo, T.M. and Westers, H. 1997. System carrying capacity and flow estimations. In *Aquaculture water reuse systems: Engineering design and management*. Edited by M.B. Timmons and T.M. Losordo. Elsevier, Amsterdam pp. 9-60.
150. Lozan, J.L. and Kausch, H. 1998. *Angewandte Statistik für Naturwissenschaftler*. Pareys Studentexte 74.
151. Lüning, K. 1985. *Meeresbotanik*. Thieme, Stuttgart.
152. Lupatsch, I. and Kissil, G.W. 1998a. Energy and protein requirements for maintenance and growth in gilthead seabream (*Sparus aurata* L.). *Aquaculture Nutrition* 4: 165-173.
153. Lupatsch, I. and Kissil, G.W. 1998b. Predicting aquaculture waste from gilthead seabream (*Sparus aurata*) culture using a nutritional approach. *Aquat. Living Ressour.* 11: 265-268.

154. Lupatsch, I., Kissil, G.W., and Sklan, D. 2003. Comparison of energy and protein efficiency among three fish species gilthead sea bream (*Sparus aurata*), European sea bass (*Dicentrarchus labrax*) and white grouper (*Epinephelus aeneus*): energy expenditure for protein and lipid deposition. *Aquaculture* 225: 175-189.
155. MacKay, K.T. and Toever, W.v. 1981. An Ecological Approach to a Water Recirculating System for Salmonids: Preliminary Experience. *FCS Publ.* 1: 249-258.
156. Madigan, M.T., Martinko, J.M., and Parker, J. 2001. *Brock Mikrobiologie*. Spektrum Akademischer Verlag, Berlin.
157. Magnusson, G., Axelsson, L., Larsson, C., and Ryberg, H. 1994. A model for calculation of nutrient uptake capacity of seaweeds in cultivation. *Botanica Marina* 37: 115-123.
158. Mahasneh, I., Jamal, M., Kashashneh, M., and Zibdeh, M. 1995. Antibiotic activity of marine algae against multiantibiotic resistant bacteria. *Microbios* 83: 23-26.
159. Malone, R.F. and Beecher, L.E. 2000. Use of floating bead filters to recondition recirculating waters in warmwater aquaculture production systems. *Aquacultural Engineering* 22: 57-73.
160. Malone, R.F., Beecher, L.E., and DeLosReyes, A.A. 2002. Sizing and management of floating bead bioclarifiers. *Proceedings of the 2nd International Conference on Recirculating Aquaculture*. [np]. 2002 319-341.
161. Malone, R.F. and delos Reyes, A.A. 1997. Categories of recirculating aquaculture systems. In *Advances in aquacultural engineering*. Edited by M.B. Timmons and T.M. Losordo. NRAES, Ithaca pp. 197-208.
162. Markager, S. 1993. Light absorption and quantum yield for growth in five species of marine macroalgae. *Journal of Phycology* 29: 54-63.
163. Marohn, L. Tauglichkeit der Sandgarnele *Crangon crangon* als Sekundärorganismus in der Aquakultur: Verwertung der anfallenden Feststoffe von *Sparus aurata* durch *Crangon crangon*. Leibniz-Institute of Marine Sciences.
164. Mata, L., Silva, J., Schuenhoff, A., and Santos, R. 2006. The effects of light and temperature on the photosynthesis of the *Asparagopsis armata* tetrasporophyte (*Falkenbergia rufolanosa*), cultivated in tanks. *Aquaculture* 252: 12-19.
165. Matos, J., Costa, S., Rodriguez, A., Pereira, R., and Pinto, I.S. 2006. Experimental integrated aquaculture of fish and red seaweeds in Northern Portugal. *Aquaculture* 252: 31-42.
166. McCarty, P.L., Beck, L., and St. Amant, P. 1969. Biological denitrification of wastewaters by addition of organic materials. In *Proceedings of the 24th Industrial Waste Conference*. Purdue University, Lafayette, Indiana pp. 1271-1285.
167. McLachlan, J. 1982. Inorganic nutrition of marine macro-algae in culture. In *Synthetic and degradative processes in marine macrophytes*. Edited by L.M. Srivastava. Walter de Gruyter, Berlin pp. 71-97.
168. Meinelt, T., Schreckenbach, K., Stüber, A., and Steinberg, C. 1997. Fischtoxizität von Nitrit. *Fischer & Teichwirt* 10: 421-426.

169. Menasveta,P., Panritdam,T., Sihanonth,P., Powtongsook,S., Chuntapa,B., and Lee,P. 2001. Design and function of a closed, recirculating seawater system with denitrification for the culture of black tiger shrimp broodstock. *Aquacultural Engineering* 25: 35-49.
170. Metaxa,E., Deviller,G., Pagand,P., Alliaume,C., Casellas,C., and Blancheton,J.P. 2006. High rate algal pond treatment for water reuse in a marine fish recirculation system: Water purification and fish health. *Aquaculture* 252: 92-101.
171. Meunpol,O., Lopinyosiri,K., and Menasveta,P. 2003. The effects of ozone and probiotics on the survival of black tiger shrimp (*Penaeus monodon*). *Aquaculture* 220: 437-448.
172. Mgaya,Y.D. 1995. Synopsis of biological data on the European abalone (Ormer) *Haliotis tuberculata* Linnaeus, 1758 (Gastropoda, Haliotidae). *FAO fisheries synopsis* 156: 0-28.
173. Michael Jr,J.H. 2003. Nutrients in salmon hatchery wastewater and its removal through the use of a wetland constructed to treat off-line settling pond effluent. *Aquaculture* 226: 213-225.
174. Morgan,K.C., Shacklock,P.F., and Simpson,F.J. 1980a. Some aspects of the culture of *Palmaria palmata* in greenhouse tanks. *Botanica Marina* 13: 765-770.
175. Morgan,K.C. and Simpson,F.J. 1981. The cultivation of *Palmaria palmata*. Effect of light intensity and temperature on growth and chemical composition. *Botanica Marina* 24: 547-552.
176. Morgan,K.C., Wright,J.L.C., and Simpson,F.J. 1980b. Review of the chemical constituents of the red alga *Palmaria palmata* (dulse). *Economic Botany* 34: 27-50.
177. NACA/FAO 2000. Aquaculture development beyond 2000: the Bangkok declaration and strategy. Conference on aquaculture in the third millenium, 20-25 February 2000, Bangkok, Thailand. Network of Aquaculture Centres in Asia-Pacific, Bangkok, Thailand and Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome, Italy.
178. Naegel,L.C.A. 1977. Combined production of fish and plants in recirculating water. *Aquaculture* 10: 17-24.
179. Nagler,P.L., Glenn,E.P., Nelson,S.G., and Napolean,S. 2003. Effects of fertilization treatment and stocking density on the growth and production of the economic seaweed *Gracilaria parvispora* (Rhodophyta) in cage culture at Molokai, Hawaii. *Aquaculture* 219: 379-391.
180. Nakagawa,H., Kasahara,S., and Suigiyama,T. 1987. Effect of *Ulva* meal supplementation on lipid metabolism of black sea bream, *Acanthopagrus sclegeli* (Bleeker). *Aquaculture* 62: 109-121.
181. Nelson,S.G., Glenn,E.P., Conn,J., Moore,D., Walsh,T., and Akutagawa,M. 2001. Cultivation of *Gracilaria parvispora* (Rhodophyta) in shrimp-farm effluent ditches and floating cages in Hawaii: a two-phase polyculture system. *Aquaculture* 193: 239-248.
182. Neori,A., Chopin,T., Troel,M., Buschman,A.H., Kraemer,G.P., Halling,C., Shpigel,A.M., and Yarish,C. 2004. Integrated aquaculture: rationale, evolution and

- state of the art emphasizing seaweed biofiltration in modern mariculture. *Aquaculture* 231: 361-391.
183. Neori,A., Cohen,I., and Gordin,H. 1991. *Ulva lactuca* biofilters for marine fishpond effluents II. Growth rate, yield and C:N ratio. *Botanica Marina* 34: 483-489.
184. Neori,A. and Krom,M.D. 1991. Nitrogen and phosphorus budgets in an intensive marine fishpond: the importance of microplankton. In *Nutritional strategies and aquaculture waste*. Edited by C.B.Cowey and C.Y.Cho. University of Guelph, Guelph, Ontario, Canada pp. 223-230.
185. Neori,A., Krom,M.D., Ellner,S.P., Boyd,C.E., Popper,D., Rabinovitch,R., Davison,P.J., Dvir,O., Zuber,D., Ucko,M., Angel,D., and Gordin,H. 1996. Seaweed biofilters as regulators of water quality in integrated fish-seaweed culture units. *Aquaculture* 141: 183-199.
186. Neori,A., Ragg,N.L.C., and Shpigel,A.M. 1998. The integrated culture of seaweed, abalone, fish and clams in modular intensive land-based systems: II. Performance and nitrogen partitioning within an abalone (*Haliotis tuberculata*) and macroalgae culture system. *Aquacultural Engineering* 17: 215-239.
187. Neori,A., Shpigel,A.M., and Ben-Ezra,D. 2000. A sustainable integrated system for culture of fish, seaweed and abalone. *Aquaculture* 186: 279-291.
188. Newkirk,G.F., Doyle,R.W., and Haley,L.E. 1979. The role of genetics in mariculture. *ICES CM 1979 / F:56* 1-6.
189. Nielsen,A.M., Eriksen,N.T., Iversen,J.J.L., and Riisgard,H.U. 1995. Feeding, growth and respiration in the Polychaetes *Nereis diversicolor* (facultative filter-feeder) and *N. virens* (omnivorous) - a comparative study. *Marine Ecology Progress Series* 125: 149-158.
190. Nolting,M. Einfluß des Salzgehaltes auf die Nitrifikationsleistung von Biofiltern einer experimentellen Kreislaufanlage bei annähernd gleicher Biomasse der Fische (*Oreochromis niloticus*). IfM.
191. Olivier,M., Desrosiers,G., Caron,A., and Retiere,C. 1996. Juvenile growth of the polychaete *Nereis virens* feeding on a range of marine vascular and macroalgal plant sources. *Marine Biology* 125: 693-699.
192. Otte,G. and Rosenthal,H. 1979. Management of a closed brackish water system for high density fish culture by biological and chemical water treatment. *Aquaculture* 18: 169-181.
193. Padmakumar,K. and Ayyakkannu,K. 1997. Seasonal variation of antibacterial and antifungal activities of the extracts of marine algae from southern coast of India. *Botanica Marina* 40: 507-515.
194. Pagand,P., Blancheton,J.P., and Casellas,C. 2000a. A model for predicting the quantities of dissolved inorganic nitrogen released in effluents from a sea bass (*Dicentrarchus labrax*) recirculating water system. *Aquacultural Engineering* 22: 137-153.
195. Pagand,P., Blancheton,J.P., Lemoalle,J., and Casellas,C. 2000b. High rate algal pond for the treatment of marine effluent from a semi-closed fish rearing system. *Aquaculture Research* 31.

196. Paller, M.H. and Lewis, W.M. 1988. Use of ozone and fluidized-bed biofilters for increased ammonia removal and fish loading rates. *The Progressive Fish-Culturist* 50: 141-147.
197. Pang, S.J. and Lüning, K. 2006. Tank cultivation of the red alga *Palmaria palmata*: Year-round induction of tetrasporangia, tetraspore release in darkness and mass cultivation of vegetative thalli. *Aquaculture* 252: 20-30.
198. Parker, H.S. 1981. Influence of relative water motion on the growth, ammonium uptake and carbon and nitrogen composition of *Ulva lactuca* (Chlorophyta). *Marine Biology* 63: 309-318.
199. Parker, R.A. 1974. Empirical functions relating metabolic processes in aquatic systems to environmental variables. *J. Fish. Res. Board Can.* 31: 1550-1552.
200. Paspatis, M., Boujard, T., Maragoudaki, D., and Kentouri, M. 2000. European sea bass growth and N and P loss under different feeding practices. *Aquaculture* 184: 77-88.
201. Pauly, D., Christensen, V., Dalsgaard, J., Froese, R., and Torres Jr., F. 1998. Fishing Down Marine Food Webs. *Science* 279: 860-863.
202. Pauly, D. and Palomares, M.-L. 2005. Fishing down marine food web: It is far more pervasive than we thought. *Bulletin of Marine Science* 76: 197-211.
203. Pedersen, M.F. 1994. Transient ammonium uptake in the macroalga *Ulva LACTUCA* (Chlorophyta): nature, regulation, and the consequences for choice of measuring technique. *Journal of Phycology* 30: 980-986.
204. Phillips, M.J., Beveridge, M.C.M., and Clarke, R.M. 1991. Impact of aquaculture on water resources. In *Aquaculture and Water Quality*. Edited by E.D. Brune and J.R. Tomasso. World Aquaculture Society, Baton Rouge, LA pp. 568-591.
205. Piedrahita, R.H. 1990. Calibration and validation of TAP, an aquaculture pond water quality model. *Aquacultural Engineering* 9: 75-96.
206. Piedrahita, R.H. 2003. Reducing the potential environmental impact of tank aquaculture effluents through intensification and recirculation. *Aquaculture* 226: 35-44.
207. Pinchetti, J.L.G., Fernandez, E.C., Diez, P.M., and Reina, G.G. 1998. Nitrogen availability influences the biochemical composition and photosynthesis of tank-cultivated *Ulva rigida* (Chlorophyta). *Journal of Applied Phycology* 10: 383-389.
208. Porrello, S., Ferrari, G., Lenzi, M., and Persia, E. 2003a. Ammonia variations in phytotreatment ponds of land-based fish farm wastewater. *Aquaculture* 219: 485-494.
209. Porrello, S., Lenzi, M., Persia, E., Tomassetti, P., and Finoia, M.G. 2003b. Reduction of aquaculture wastewater eutrophication by phototreatment ponds system I. Dissolved and particulate nitrogen and phosphorus. *Aquaculture* 219: 515-529.
210. Porter, C.B., Krom, M.D., and Gordin, H. 1986. The effect of water quality on the growth of *Sparus aurata* in marine fish ponds. *Aquaculture* 59: 299-315.
211. Porter, C.P., Krom, M.D., Robbins, M.G., Bricknell, L., and Davidson, A. 1987a. Ammonia excretion and total N budget for gilthead seabream (*Sparus aurata*) and its effect on water quality conditions. *Aquaculture* 59: 299-315.

212. Porter,C.P., Krom,M.D., Robbins,M.G., Bricknell,L., and Davidson,A. 1987b. Ammonia excretion and total N budget for gilthead seabream (*Sparus aurata*) and its effect on water quality conditions. *Aquaculture* 59: 299-315.
213. Prince,J.S. 1974. Nutrient assimilation and growth of some seaweeds in mixture of seawater and secondary sewage treatment effluents. *Aquaculture* 4: 69-79.
214. Qian,P.-Y., Wu,C.Y., Wu,M., and Xie,Y.K. 1996. Integrated cultivation of the red alga *Kappaphycus alvarezii* and the pearl oyster *Pinctada martensi*. *Aquaculture* 147: 21-35.
215. Qian,P.-Y., Wu,M.C.S., and Ni,I.-H. 2001. Comparison of nutrients release among some maricultured animals. *Aquaculture* 200: 305-316.
216. Rennert,B. 1992. Simple recirculation systems and the possibility of combined fish and vegetable production. *European Aquaculture Society Special Publication* 17: 91-97.
217. Rennert,B. 1994. Water pollution by a land based trout farm. *Journal Applied Ichthyology* 10: 373-378.
218. Rheinheimer,G., Hegemann,W., Raff,J., and Sekoulov,I. 1988. Stickstoffkreislauf im Wasser: Stickstoffumsetzungen in natürlichen Gewässern, in der Abwasserreinigung und Wasserversorgung. R. Oldenburg Verlag GmbH, München.
219. Rice,D.L. and Lapointe,B.E. 1981. Experimental outdoor studies with *Ulva fasciata* Delile: II. Trace metal chemistry. *J.Exp.Mar.Biol.Ecol.* 54: 1-11.
220. Richard,Y. and Brener,L. 1984. Removal of ammonia and other nitrogen derivatives from drinking water with ozone. In *Handbook of ozone technology and application volume II: ozone for drinking water treatment*. Edited by R.G.Rice and A.Netzer. Butterworth Publishers, Boston, Massachusetts pp. 99-140.
221. Riisgard,H.U., Poulsen,L., and Larsen,P.S. 1996. Phytoplankton reduction in near-bottom water caused by filter-feeding *Nereis diversicolor* - Implications for worm growth and population grazing impact. *Marine Ecology Progress Series* 141: 47-54.
222. Roland,W.G. and Brown,J.R. 1990. Production model for suspended culture of Pacific oyster. *Aquaculture* 87: 35-52.
223. Rosen,G., Langdon,C.J., and Evans,F. 2000. The nutritional value of *Palmaria mollis* cultured under different light intensities and water exchange rates for juvenile red abalone *Haliotis rufescens*. *Aquaculture* 185: 121-136.
224. Rosenberg,G. and Ramus,J. 1982. Ecological growth strategies in the seaweeds *Gracilaria foliifera* (Rhodophyceae) and *Ulva* sp. (Chlorophyceae): Photosynthesis and antenna composition. *Marine Ecology Progress Series* 8: 233-241.
225. Rosenthal,H. 1981. Ozonation and sterilization. In *Proceedings of World Symposium on Aquaculture in Heated Effluents and Recirculation Systems*. Edited by K.Tiews. Berlin pp. 219-274.
226. Rosenthal,H. 2001. Mechanisms for stakeholders consensus building. In *Marine Aquaculture and the Environment: A Meeting for Stakeholders in the northeast*. Edited by M.Tlusty, D.Bengtson, H.O.Halvorson, J.Pearce, S.Oktay, and R.B.J.Rheault. Cape Cod Press, Falmouth MA pp. 250-283.

227. Rosenthal,H., Andjus,R., and Krüner,G. 1981. Daily variations of water quality parameters under intensive culture conditions in a recycling system. In Proc. World Symp. on aquaculture in heated effluents and recirculation systems, Vol.1. Edited by K.Tiews. Heenemann Verlagsgesellschaft, Berlin, Germany pp. 113-120.
228. Rosenthal,H., Chiba,K., and Krüner,G. 1984. Daily fluctuation of water quality in a recirculating system and its influence on the performance of a rotating bionet biological filter. ICES Council Meeting 1984/F: 20 Mariculture Committee 1-11.
229. Rosenthal,H. and Krüner,G. 1984. Kombination von biologischer Wasseraufbereitung und Ozonisierung in einem geschlossenen Meerwasser-Kreislaufsystem. Fachinformationszentrum Energie, Physik, Mathematik GmbH, Karlsruhe.
230. Rosenthal,H., Krüner,G., and Otte,G. 1978. Effects of ozone treatment on recirculating water in a closed fish culture system. ICES CM 1978 / F: 8 1-16.
231. Rosenthal,H. and Sander,E. 1975. An improved aeration method combined with waste foam removal in a sea-water recycling system. ICES CM 1975 / E 14: 1-16.
232. Rosenthal,H. and Wilson,J.S. 1987. An updated bibliography (1845-1986) on ozone, its biological effects and technical applications. Can.Tech.Rep.Fish.Aquat.Sci. 1542: 1-249.
233. Rueter,J. and Johnson,R. 1995. The use of ozone to improve solids removal during disinfection. Aquacultural Engineering 14: 123-141.
234. Russo,R.C. and Thurston,R.V. 1991. Toxicity of ammonia, nitrite and nitrate to fishes. In Aquaculture and Water Quality. Edited by E.D.Brune and J.R.Tomasso. The World Aquaculture Society, LA pp. 58-89.
235. Rydl,A. Sukzession und Analyse des bakteriellen Bewuchses an Fischen und Materialoberflächen in einer geschlossenen Fischzuchtanlage. Leibniz-Institute of Marine Sciences.
236. Ryther,J.H. and Dunstan,W.M. 1971. Nitrogen, phosphorus and eutrophication in the coastal marine environment. Science 171: 1008-1013.
237. Ryther,J.H., Dunstan,W.M., Tenore,K.R., and Huguenin,J.E. 1972. Controlled eutrophication-increasing food production from the sea by recycling human wastes. Bioscience 22: 144-152.
238. Sanchez-Muros,M.J., Corchete,V., Suarez,M.D., Cardenete,G., Gomez-Milan,E., and de la Higuera,M. 2003. Effect of feeding method and protein source on Sparus aurata feeding patterns. Aquaculture 224: 89-103.
239. Sander,M. 1998. Aquarientechnik. Eugen Ulmer, Stuttgart (Hohenheim).
240. Sastry,B.N., DeLosReyes,A.A., Kelly,A.R., and Malone,R.F. 1999. Nitrification performance of a bubble-washed bead filter for combined solids removal and biological filtration in a recirculating aquaculture system. Aquacultural Engineering 19: 105-117.
241. Scaps,P. 2002. A review of the biology, ecology and potential use of the common ragworm Hediste diversicolor (O.F. Mueller) (Annelida, Polychaeta). Hydrobiologia 470: 203-218.
242. Schlegel,H.G. 1992. Allgemeine Mikrobiologie. Georg Thieme Verlag, Stuttgart.

243. Schmitz-Schlang,O. and Moskwa,G. 1992. Design characteristics and production capacity of a closed recirculating fish culture system with continuous denitrification. *European Aquaculture Society Special Publication 17*: 79-90.
244. Schneider,O., Sereti,V., Eding,E.H., and Verreth,J.A.J. 2005. Analysis of nutrient flows in integrated intensive aquaculture systems. *Aquacultural Engineering 32*: 379-401.
245. Schramm,W. 1991. Seaweeds for waste water treatment and recycling of nutrients. In *Seaweed resources in Europe: Uses and potential*. Edited by M.Guiry and G.Blunden. John Wiley & Sons, Chichester pp. 149-169.
246. Schroeder,G.L., Alkon,A., and Laher,M. 1991. Nutrient flow in pond aquaculture systems. In *Aquaculture and Water Quality*. Edited by E.D.Brune and J.R.Tomasso. The World Aquaculture Society, Baton Rouge, LA pp. 489-505.
247. Schuenhoff,A., Mata,L., and Santos,R. 2006. The tetrasporophyte of *Asparagopsis armata* as a novel seaweed biofilter. *Aquaculture 252*: 3-11.
248. Schuenhoff,A., Shpigel,A.M., Lupatsch,I., Ashkenazi,A., Msuya,F.E., and Neori,A. 2003. A semi-recirculating, integrated system for the culture of fish and seaweed. *Aquaculture 221*: 167-181.
249. Schulz,C., Gelbrecht,J., and Rennert,B. 2003. Treatment of rainbow trout farm effluents in constructed wetland with emergent plants and subsurface horizontal water flow. *Aquaculture 217*: 207-221.
250. Schuster,C. and Steltz,H. 1998. Reduction in the make-up water in semi-closed recirculating aquaculture systems. *Aquacultural Engineering 17*: 167-174.
251. Scott,K.R. and Allard,L. 1984. A four-tank water recirculation system with a hydrocyclone prefilter and a single water reconditioning unit. *The Progressive Fish-Culturist 46*: 254-261.
252. Seawright,D.E., Stickney,R.R., and Walker,R.B. 1998. Nutrient dynamics in integrated aquaculture-hydroponics systems. *Aquaculture 160*: 215-237.
253. Shnel,N., Barak,Y., Ezer,T., Dafni,Z., and van Rijn,J. 2002. Design and performance of a zero-discharge tilapia recirculating system. *Aquacultural Engineering 26*: 191-203.
254. Shpigel,A.M. and Neori,A. 1996. The integrated culture of seaweed, abalone, fish and clams in modular intensive land-based systems: I. proportions of size and projected revenues. *Aquacultural Engineering 15*: 313-326.
255. Shpigel,A.M., Neori,A., Popper,D.M., and Gordin,H. 1993. A proposed model for "environmentally clean" land-based culture of fish, bivalves and seaweeds. *Aquaculture 117*: 115-128.
256. Siddiqui,A.B. and Al-Harbi,A.H. 1999. Nutrient budgets in tanks with different stocking densities of hybrid tilapia. *Aquaculture 170*: 245-252.
257. Singh,S., Ebeling,J., and Wheaton,F. 1999. Water quality trials in four recirculating aquacultural system configurations. *Aquacultural Engineering 20*: 75-84.
258. Singh,S. and Wheaton,F. 1999. Ozone Application in Aquaculture. *Aquaculture Magazine 25*: 58-63.

259. Sommer, T.R., D'Sousa, F.M.L., and Morrissy, N.M. 1992. Pigmentation of adult rainbow trout, *Onchorhynchus mykiss*, using the green alga *Haematococcus pluvalis*. *Aquaculture* 106: 63-74.
260. Spotte, S. 1979. *Seawater aquariums: the captive environment*. John Wiley & Sons, New York.
261. Spotte, S. 1991. *Captive seawater fishes, science and technology*. J. Wiley & Sons, New York.
262. Steffensen, D.A. 1976. The effect of nutrient enrichment and temperature on the growth in culture of *Ulva lactuca* L. *Aquatic Botany* 2: 337-351.
263. Stickney, R.R. 1994. *Principles of aquaculture*. John Wiley & Sons, New York.
264. Subasinghe, R.P., Curry, D., McGladdery, S.E., and Bartley, D. 2003. Recent technological innovations in aquaculture. *Review of the state of world aquaculture* 886: 59-74.
265. Summerfelt, S.T. 2002. An integrated approach to aquaculture waste management in flowing water systems. *Proceedings of the 2nd International Conference on Recirculating Aquaculture*. [np]. 2002 87-97.
266. Summerfelt, S.T., Davidson, J.W., Waldrop, T.B., Tsukuda, S.M., and Bebak-Williams, J. 2004. A partial-reuse system for coldwater aquaculture. *A* 31: 157-181.
267. Summerfelt, S.T. and Hochheimer, J.N. 1997. Review of ozone processes and applications as an oxidizing agent in aquaculture. *The Progressive Fish-Culturist* 59: 94-105.
268. Suzuki, Y., Maruyama, T., Numata, H., Sato, H., and Asakawa, M. 2003. Performance of a closed recirculating system with foam separation, nitrification and denitrification units for intensive culture of eel: towards zero emission. *Aquacultural Engineering* 29: 165-182.
269. Tal, Y., Watts, J.E.M., Schreier, S.B., Sowers, K.R., and Schreier, H.J. 2003. Characterization of the microbial community and nitrogen transformation processes associated with moving bed bioreactors in a closed recirculated mariculture system. *Aquaculture* 215: 187-202.
270. Tango, M.S. and Gagnon, G.A. 2003. Impact of ozonation on water quality in marine recirculation systems. *Aquacultural Engineering* 29: 125-137.
271. Tenore, K.R. 1976. Food chain dynamics of abalone in a polyculture system. *Aquaculture* 8: 23-27.
272. Thoman, E.S., Ingall, E.D., Davis, D.A., and Arnold, C.R. 2001. A nitrogen budget for a closed, recirculating mariculture system. *Aquacultural Engineering* 24: 195-211.
273. Thomas, T.E. and Harrison, P.J. 1987. Rapid ammonium uptake and nitrogen interactions in five intertidal seaweeds grown under field conditions. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 107: 1-8.
274. Timmons, M.B. and Summerfelt, S.T. 2002. Application of fluidized-sand biofilters to aquaculture. *Proceedings of the 2nd International Conference on Recirculating Aquaculture*. [np]. 2002 342-354.

275. Tisdell, C.A. 1995. Economics, the environment and sustainable aquaculture: extending the discussion. The University of Queensland, Department of Economics, Discussion Papers 180: 0-19.
276. Topinka, J.A. 1978. Nitrogen uptake by *Fucus spiralis* (Phaeophyceae). *Journal of Phycology* 14: 241-247.
277. Troell, M., Halling, C., Neori, A., Chopin, T., Buschman, A.H., Kautsky, N., and Yarish, C. 2003. Integrated mariculture: asking the right questions. *Aquaculture* 226: 69-90.
278. Troell, M., Halling, C., Nilsson, A., Buschman, A.H., Kautsky, N., and Kautsky, L. 1997. Integrated marine cultivation of *Gracilaria chilensis* (Gracilariales, Bangiophyceae) and salmon cages for reduced environmental impact and increased economic output. *Aquaculture* 156: 46-61.
279. Trussell, R.P. 1972. The percent un-ionized ammonia in aqueous ammonia solutions at different pH levels and temperatures. *J.Fish.Res.Board Can.* 29: 1505-1507.
280. Turk, P.E. and Lee, P.G. 1991. Design and economic analyses airlift versus electrical pump driven recirculating aquaculture systems. In *Engineering aspects of intensive aquaculture*. Northeast Regional Agricultural Engineering Service, Ithaca, NY pp. 271-283.
281. Twarowska, J.G., Westermann, P.W., and Losordo, T.M. 1997. Water treatment and waste characterization evaluation of an intensive recirculating fish production system. *Aquacultural Engineering* 16: 133-147.
282. Vairappan, C.C., Daitoh, M., Suzuki, M., Abe, T., and Masuda, M. 2001. Antibacterial haloogenated metabolites from the Malaysian *Laurencia* sp. *Phytochemistry* 58: 291-297.
283. Valente, L.M.P., Gouveia, A., Rema, P., Matos, J., Gomes, E.F., and Pinto, I.S. 2006. Evaluation of three seaweeds *Gracilaria bursa-pastoris*, *Ulva rigida* and *Gracilaria cornea* as dietary ingredients in European sea bass (*Dicentrarchus labrax*) juveniles. *Aquaculture* 252: 85-91.
284. Van der Meer, J.P. and Todd, E.R. 1980. The life history of *Palmaria palmata* in culture. A new type for the Rhodophyta. *Canadian Journal of Botany* 58: 1250-1256.
285. Van Ham, E.H., Berntssen, M.H.G., Imsland, A.K., Parpoura, A.C., Wendelaar Bonga, S.E., and Stefansson, S.O. 2003. The influence of temperature and ration on growth, feed conversion, body composition and nutrient retention of juvenile turbot (*Scophthalmus maximus*). *Aquaculture* 217: 547-558.
286. van Rijn, J. and Rivera, G. 1990. Aerobic and anaerobic biofiltration in an aquaculture unit - nitrite accumulation as a result of nitrification and denitrification. *Aquacultural Engineering* 9: 217-234.
287. Vandermeulen, H. and Gordin, H. 1990. Ammonium uptake using *Ulva* (Chlorophyta) in intensive fishpond systems: mass culture and treatment of effluent. *Journal of Applied Phycology* 2: 363-374.
288. Vandermeulen, H. and Gordin, H. 2005. Ammonium uptake using *Ulva* (Chlorophyta) in intensive fishpond systems: mass culture and treatment of effluent. *Journal of Applied Phycology* 2: 363-374.

289. von Halem, O. Numerische Modellierung der Nährstoffdynamik einer integrierten Aquakultur-Kreislaufanlage. University Oldenburg.
290. Wahbeh, M.I. 1997. Amino acid and fatty acid profiles of four species of macroalgae from Aqaba and their suitability for use in fish diets. *Aquaculture* 159: 101-109.
291. Wallentinus, I. 1984. Comparisons of nutrient uptake rates for Baltic macroalgae with different thallus morphologies. *Marine Biology* 80: 215-225.
292. Waller, U. 2000a. Tank Culture and recirculating systems. In *Environmental impacts of aquaculture*. Edited by K.D.Black. Sheffield Academic Press, pp. 99-127.
293. Waller, U. 2000b. Tank culture – including raceways and re-circulating systems. In *Environmental impacts of aquaculture*. Edited by K.D.Black. Sheffield Academic Press.
294. Waller, U., Bischoff, A., Orellana, J., Sander, M., and Wecker, B. 2003. An advanced technology for clear water aquaculture recirculation systems: Results from a pilot production of Sea bass and hints towards "Zero Discharge". *European Aquaculture Society Special Publications No.33* 356-357.
295. Waller, U., Orellana, J., Schiller, A., and Sander, M. 2002. The growth of young sea bass (*Dicentrarchus labrax*) in a new type of re-circulation system. *ICES CM 2001/Session S*.
296. Waller, U., Sander, M., and Piker, L. 2001. Low energy and low water consumption recirculating system for marine fish: first results from a test run with *Dicentrarchus labrax* in an improved recirculating system and suggestions on an integration into secondary production lines. *European Aquaculture Society Special Publication 29*: 265-266.
297. Waller, U., Sander, M., and Orellana, J. 2005. A "low energy" commercial scale recirculation system for marine finfish. *European Aquaculture Society Special Publication*.
298. Wang, J.-K. 2003. Conceptual design of a microalgae-based recirculating oyster and shrimp system. *Aquacultural Engineering* 28: 37-46.
299. Wang, J.-K. and Jakob, G.S. 1991. The design of an integrated oyster and shrimp production system. In *Engineering Aspects of an Intensive Aquaculture*, Proceedings of the Aquaculture Symposium, 4-6 April, 1991. Cornell University, Ithaca, NY pp. 88-101.
300. Watten, B.J. 1992. Modelling the effects of sequential rearing on the potential production of controlled environment fish-culture systems. *Aquacultural Engineering* 12: 33-46.
301. Weatherly, L.R., Hill, R.G., and Macmillan, K.J. 1993. Process modelling of an intensive aquaculture system. *Aquacultural Engineering* 12: 215-230.
302. Wecker, B. Anorganische Stoffflüsse in einer experimentellen Kreislaufanlage mit definiertem Fischbesatz. Institut für Meereskunde.
303. Wecker, B., Bischoff, A., He, J., Kube, N., Lüning, K., and Waller, U. 2005. Modelling the nutrient uptake and benefits of seaweed filter integrated in a closed

- recirculating system. European Aquaculture Society Special Publication 35: 465-466.
304. Wecker, B., Kube, N., Bischoff, A., and Waller, U. 2006. MARE - Marine Artificial Recirculating Ecosystem: feasibility and modelling of a novel integrated recirculation system. In *The integration of microalga photobioreactors in a recirculation system for low water discharge mariculture* (Dr. Thesis). Edited by N.Kube. Leibniz-Institute of Marine Sciences, Kiel pp. 39-88.
305. Weeks, N.C., Timmons, M.B., and Chen, S. 1992. Feasibility of using foam fractionation for the removal of dissolved and suspended solids from fish culture water. *Aquacultural Engineering* 11: 251-265.
306. Weston, D.P. 1991. The effects of aquaculture on indigenous biota. In *Aquaculture and Water Quality*. Edited by E.D.Brune. World Aquaculture Society, Baton Rouge, LA pp. 534-567.
307. Wheaton, F., Lawson, T.B., and Lomax, K.M. 1979. Foam fractionation applied to aquacultural systems. *Proc. World Maric. Soc.* 10: 795-808.
308. Wheaton, F.W., Hochheimer, J.N., Kaiser, G.E., Krones, M.J., Libey, G.S., and Easter, C.C. 1994. Nitrification filter principles. In *Aquaculture water reuse systems: engineering design and mangement*. Developments in aquaculture and fisheries science. Edited by M.B.Timmons and T.M.Losordo. Elsevier Science, Amsterdam pp. 101-126.
309. Wickins, J.F. 1980. Water quality requirements for intensive aquaculture: A review. *EIFAC* 80: 1-17.
310. Williams, R.C., Hughes, S.G., and Rumsey, G.L. 1982. Use of ozone in a water reuse system for salmonids. *Progressive Fish-Culturist* 44: 102-105.
311. World Water Council 2000. *World Water Vision: Making Water Everybody's Business*. Earthscan Publications Ltd, London, UK.
312. Wouters, R., Zambrano, B., Espin, M., Calderon, J., Lavens, P., and Sorgeloos, P. 2002. Experimental broodstock diets as partial fresh food substitutes in white shrimp *Litopenaeus vannamei* B. *Aquaculture Nutrition* 8: 249-256.

9 Anhang

Tabelle 9.1 – Empfohlene Wasserparameter für marine Kreislaufsysteme nach verschiedenen Autoren

Parameter	(Malone und delos Reyes 1997)	(Wickins 1980)	(Hochheimer und Wheaton 1997)
pH	>7,0	>7,7	6,5–9,0
Sauerstoff [mg L ⁻¹]	>5,0	>5,0	> 5,0
TAN [mg N L ⁻¹]	<1,0	<0,1 *	< 0,0125*
Nitrit [mg N L ⁻¹]	<1,0	< 1,0	< 1.0
Nitrat [mg N L ⁻¹]	<200	<100	
TSS [mg TG L ⁻¹]	< 15	< 15	< 80

* angegeben als undissoziierter Ammonium-Stickstoff in mg NH₃-N L⁻¹

Tabelle 9.2– Retention, Ausscheidung und Exkretion von Stickstoff und Phosphor (in % des Stickstoff und Phosphoreintrags) für ausgewählte Fischarten

Retention Fischbiomasse		Partikuläre Nährstoffe		Gelöste Nährstoffe		Fischart	Größenklasse [g]	Temperatur [°C]	Produktionssystem	Referenz
N	P	N	P	N	P					
11	32					Cyprinus carpio				(Avnimelech und Lacher 1979)
10	40	35	15	55	45	Dicentrarchus labrax		16,5-18,5	Fischfarm, Durchfluss ^b	(Lemarie et al. 1998)
19		13		68		Dicentrarchus labrax	0-500	7-27	Salzwasserteich ^b	(Lefebvre et al. 2001a)
		7,2/6,6		47/43		Dicentrarchus labrax	11/132	20/16	Tanks, Durchfluss ^b	(Dosdat et al. 1996)
21-22	18,8	3,6-5,4	19-22	59-72	60-62	O. nilotica x O. aurea	81	18-25	Tanks, Durchfluss ^a	(Siddiqui und Al-Harbi 1999)
42	23					O. nilotica x O. aurea			Strömungsteich ^a	(Schroeder et al. 1991)
25	30	15	70	60	0	Onchorynchus mykiss			Netzkäfigfarm ^b	(Haakanson et al. 1988)
26		16,3		57,7		Onchorynchus mykiss			Netzkäfigfarm ^a	(Enell 1987)
		5,5/5,7		37/42		Onchorynchus mykiss	13/98	16	Tanks, Durchfluss ^a	(Dosdat et al. 1996)
49	36	14	55	37	9	Salmo salar	200-1150		Tanks, Durchfluss ^b	(Johnsen et al. 1993)
	17-19		48-54		28-34	Salmo salar	100-1000	0-19	Netzkäfigfarm ^b	(Holby und Hall 1991)
29-33		21-23		46-48		Salmo salar	100-1000	0-19	Netzkäfigfarm ^b	(Hall et al. 1992)
		6,0/8,2		40/37		Salmo trutta fario	8/106	16	Tanks, Durchfluss ^a	(Dosdat et al. 1996)
28-34		8-16		39-50		Sciaenops ocellatus	38	27-28	Kreislaufsystem ^b	(Thoman et al. 2001)
		9,9/6,4		28/29		Scophthalmus maximus	14/179	20/16	Tanks, Durchfluss ^b	(Dosdat et al. 1996)
30		10		60		Sparus aurata	3-90	24	Tanks, Durchfluss ^b	(Porter et al. 1987a)
19-26						Sparus aurata		14-23	Tanks, rezirkulierend ^b	(Krom et al. 1995)

a - Süßwasser, b - Seewasser, Brackwasser

Tabelle 9.3 – Übersicht über in der Aquakultur eingesetzte Verfahren zur Separation von Feststoffen in Kreislauf- (RAS) und Durchflusssystemen (FLOW)

Separationsverfahren	Partikelgröße	Feststoffseparation		Feststoffkonzentration	Arten	System	Wasser-austausch	Referenz
	µm	% vom Zulauf	% vom Futter-eintrag	mg TG L ⁻¹			% d ⁻¹ vom System-volumen	
Sedimentation	>100	40-60		> 6		Review		(Summerfelt 2002)
Sedimentationsfalle		44-70		4,3	<i>Anguilla anguilla</i>	RAS		(Langer et al. 1996)
Sedimentationstank			10-24		<i>Anguilla anguilla</i>	RAS		(Heinsbroek 1990)
Sedimentationstank			9		<i>Sparus aurata</i>	RAS	<<1	(Gelfand et al. 2003)
Wirbelstromseparator	>77	87			<i>Salmo gairdneri</i>	RAS	200	(Scott und Allard 1984)
Mikrosiebe	>60	22-80				Review		(Blancheton 2000; Summerfelt 2002)
Trommelfilter	>40	10-18		4,3	<i>Anguilla anguilla</i>	RAS		(Langer et al. 1996)
Trommelfilter	>90	70-75	8	0,5-1,2	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	FLOW		(Bergheim et al. 1998)
Trommelfilter	>60	41	18	7,5	<i>Oreochromis nilotica</i> , <i>O. nilotica</i> x <i>O. aurea</i> ,	RAS	7,5	(Twarowska et al. 1997)
Triangelfilter	>20	52	28	5-12	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	RAS	260	(Heinen et al. 1996)
Triangelfilter	>80		4-24		<i>Anguilla anguilla</i>	RAS		(Heinsbroek 1990)
Granuläre Medien	>30	20-95				Review		(Schneider et al. 2005)
Bead Filter			16	2,2	<i>Oreochromis nilotica</i>	RAS	3,8	(DeLosReyes und Lawson 1996)
Abschäumung	<30	<50				Review		(Chen et al. 1997)
Abschäumung	<30	40			<i>Oncorhynchus mykiss</i>	RAS	1-2	(Chen et al. 1993a)
Abschäumung		10			<i>Dicentrarchus labrax</i>	FLOW		(Hussenot et al. 1998)

Tabelle 9.4 – Übersicht über in der Aquakultur eingesetzte Verfahren zur biologischen Nitrifikation

Technik	TAN-Abbau	Nitrit-Abbau	Filtermedium	Spez. Oberfläche	Temperatur	TAN Konz.	Referenz
	g N d ⁻¹ m ⁻³	g N d ⁻¹ m ⁻³	m ³ kg Futter ⁻¹ d ⁻¹	m ² m ⁻³	C°	mg L ⁻¹	
Rotierender Biofilter	76		0,33	200			(Losordo et al. 1999)
	63	73	0,40	246	27-33	<1	(DeLosReyes und Lawson 1996)
	150		0,17	200	24		(Hochheimer und Wheaton 2002)
Rieselfilter	90		0,28	330			(Losordo et al. 1999)
	23-58		0,43	260	23-30	<4	(Shnel et al. 2002)
	86		0,29	200	24-29	2	(van Rijn und Rivera 1990)
	110		0,23	200	15	9,9	(Bovendeur et al. 1987)
	48-129		0,19-0,52	160–234	23-25	0,5–2,5	(Kamstra et al. 1998)
	647		0,04	165	26	2,5	(Greiner und Timmons 1998)
	28-60		0,42–0,89	220–500	15	1,3	(Lekang und Kleppe 2000)
Bead Filter	325		0,08	1150-1475			(Losordo et al. 1999)
	380	518	0,03	1150	27-30	<1	(Sastry et al. 1999)
	59	8	0,43	1047	27-33	<1	(DeLosReyes und Lawson 1996)
	140-340		0,06	1150-1475	20-30	<1	(Malone und Beecher 2000)
Fließbettfilter	500-1000		0,03-0,05	Sand			(Losordo et al. 1999)
	500/2700		0,04/0,03	Sand	15/25		(Timmons und Summerfelt 2002)
Bewegtbettfilter	400-575		0,04-0,06	800-1150			(Losordo et al. 1999)
	295-375		0,07–0,08	500	26	3	(Tal et al. 2003)

Tabelle 9.5 - Übersicht über in der Aquakultur eingesetzte Verfahren zur biologischen Denitrifikation

Technik	Nitrat Abbau g N d ⁻¹ m ⁻³	Reaktorvolumen dm ³	Filtermedium m ³ kg Futter ⁻¹ d ⁻¹	Filtermedium	Temperatur C°	Referenz
Fließbettfilter	860	6	0,03	Quarzsand 0,1 dm ³ (0,3-0,9mm)	23-27	(Arbiv und van Rijn 1995)
	1331	130	0,02	Quarzsand 30dm ³ (0,7mm)	23-30	(Shnel et al. 2002)
	432	132	0,06	Quarzsand 13dm ³ (0,3-0,9 mm)	24-29	(van Rijn und Rivera 1990)
	1112	47	0,02	Foraminiferen Sand 20dm ³ (1-2 mm)	10-14	(Wecker 2002)
Sedimentation	141	12000	0,18	-	23-30	(Shnel et al. 2002)
Getauchter Filter	149-186	280	0,13	46m ² Hydropak Folie	24	(Hilge 1982)

Tabelle 9.6 – Übersicht über den Einsatz von landbasierten Makroalgenfiltern in Aquakulturanlagen

Art	Tank- volumen [m ³]	Tank- oberfläche [m ²]	Kultivierte Arten	Algen- besatz- dichte kg FG m ⁻²	FG / TG Ratio FG TG ⁻¹	TG Zuwachs g TG m ⁻² d ⁻¹	N Aufnahme g N m ⁻² d ⁻¹	Temperatur °C	Land / Ort	Referenz
Ulva lactuca	0,6	1	Sparus aurata	1	5,3-6,9	22-55	max 5,6		Israel / Eilat	(Cohen und Neori 1991; Neori et al. 1991)
Ulva rigida	0,8		Sparus aurata			40		24		(Jimenez del Rio et al. 1994)
Ulva lactuca	100	100	Sparus aurata	2		5,8a		12-33	Israel / Eilat	(Neori et al. 1996)
Ulva lactuca	1,5	3,3	Sparus aurata	1,5	5,5	15/52	0,8-3,3	15-23/20-29	Israel / Eilat	(Neori et al. 1998)
Ulva lactuca	12	44	Sparus aurata	1	7,1/8,6	11,6/12,2	0,75/0,65	16,6-23,1	Israel / Eilat	(Schuenhoff et al. 2003)
Ulva lactuca	0,6	1	Sparus aurata	1,5		39	1,7	18,1-31,2	Israel / Eilat	(Neori et al. 2000)
Gracilaria chilensis	0,5	0,7	O. kisutch, O. mykiss	4,5	5,9	22,1	1,4	10-18	Chile / Puerto Montt	(Buschman et al. 1994)
Palmaria palmata	0,3	0,6	Scophthalmus maximus, Dicentrarchus labrax	3		40,2	2,74	17-21	Portugal/Porto	(Matos et al. 2006)
Chondrus crispus	1,5	1,4	Scophthalmus maximus, Dicentrarchus labrax	5		36,6	0,86	19	Portugal/Porto	(Matos et al. 2006)
Asparagopsis armata	0,11	0,23	Sparus aurata	2,4	4,1	40-100	2,6-6,5*	22	Portugal	(Schuenhoff et al. 2006)

* Berechnet mit einem Stickstoffgehalt von 6,5%TG⁻¹

Tabelle 9.7 – Vergleich verschiedener integrierter Aquakultursysteme nach Schneider et al. (2005)

System	Art	Futter		Produktion		Literaturquelle
		g N kg ⁻¹ Futter	g N kg ⁻¹ Futter	% N Retention	kg FG kg ⁻¹ Futter	
Fisch	<i>Sparus aurata</i>	72	14	20	0,5	(Neori et al. 2000)
Makroalge	<i>Ulva lactuca</i>		23	32	2,8	
Total			37	52	3,3	
Fisch	<i>Sparus aurata</i>	72	14	20	0,5	(Neori et al. 2000)
Makroalge	<i>Ulva lactuca</i>		23 ^c	32 ^c		
Abalone	<i>Haliotis discus hannai</i>		9 ^e	12	1,7	
Total			23	32	0,22	
Fisch	<i>Ictalurus punctatus</i>	58	14	25	1	(Brune et al. 2003)
Mikroalge	Scenedesmus und andere		22 ^c	37,5 ^c		
Bakterien			22 ^c	37,5 ^c		
Fisch	<i>Oreochromis niloticus</i>		5 ^d	9	0,2	
Total			19,4	34	1,2	
Shrimp	<i>Penaeus vannamei</i>	80	17	21	1	(Wang 2003)
Mikroalgen	<i>Chaetoceros</i> sp.		40 ^c	50 ^c		
Muscheln	<i>Crassostrea virginica</i>		5,8	7	2,5	
Total			23	28	3,5	

System	Art	Futter		Produktion		Literaturquelle
		g N kg ⁻¹ Futter	g N kg ⁻¹ Futter	% N Retention	kg FG kg ⁻¹ Futter	
Fisch	<i>Sparus aurata</i>	64	16,6	26	0,3	(Shpigel et al. 1993)
Muscheln	<i>Crassostea gigas</i> , <i>Tapes semideccusatus</i>		9,3	14,5	1,7	
Makroalgen	<i>Ulva lactuca</i>		14,2	22,4	1	
Total			40,1	62,9	3	
Fisch	<i>Oreochromis niloticus</i>	72	30 ^d	42	1,3	(Schneider unpubl.)
Makrophyten	<i>Lemna minor</i>		11	15	3,8	
Total			41	57	5,1	
Fisch	<i>Cyprinus carpio</i>	54 ^a	14 ^b	26 ^a	0,6 ^a	(Knoesche und Tscheu 1974)
Bakterien	Heterotrophe Bakterien		4	7	0,05	
Total			18	33	0,65	
Fisch	<i>Dicentrarchus labrax</i>	67	19	28,4	0,6	(Bischoff 2003)
Würmer	<i>Nereis diversicolor</i>		0,04	0,06	0,003	
Total			19	28,5	0,6	

a - Basierend auf den Kalkulationen in Knoesche und Tscheu (1974)

b - Basierend auf einem Proteingehalt von 175 g pro kg Fisch und einem Futterquotient (FCR) von 2

c - Dieses Produkt wird nicht geerntet sondern direkt im System wiederverwertet. Daher wird es in der Gesamtmenge nicht berücksichtigt.

d - Basierend auf einem Fischproteingehalt von 16 % (in Prozent Frischgewicht, Schneider unpublished)

e - FCR=5 (Neori et al. 2000)

Lebenslauf

Angaben zur Person

Name Bert Wecker
Adresse Bräutigamweg 19, 24159 Kiel-Holtenau
Telefon privat +49 431 320 99 13
Mobil +49 160 96 22 63 44
URL <http://www.bertwecker.de>
Email bert.wecker@t-online.de

Staatsangehörigkeit deutsch

Geburtsdatum / -ort 31.08.1975 / Plauen

Schulische Ausbildung

01.04.2002 – 02.11.2006 Promotion
an der Christian-Albrechts-Universität Kiel,
Leibniz-Institut für Meereswissenschaften
Düsternbrooker Weg 20, 24105 Kiel

Finanziert durch das Stipendienprogramm der
Deutschen Bundesstiftung Umwelt (DBU)

01.04.2002 – 01.03.2005 Wirtschaftszertifikat für Naturwissenschaftler
an der Christian-Albrechts-Universität Kiel,
Studienkolleg Betriebswirtschaftslehre
Westring 425 , 24118 Kiel

Betriebswirtschaftliche Grundausbildung für
Naturwissenschaftler

01.10.1996 – 31.03.2002 Studium der Biologie
an der Christian-Albrechts-Universität Kiel,
Mathematisch und Naturwissenschaftliche Fakultät
Christian-Albrechts-Platz 4, 24118 Kiel

Hauptfach: Fischereibiologie
Nebenfächer: Zoologie, Geologie

Diplomarbeit "Anorganische Stoffflüsse in einer
experimentellen Kreislaufanlage mit definiertem
Fischbesatz"

1994 Abitur
am Naturwissenschaftlichen Gymnasium "Marie Curie"
Demminer Str. 42, 17034 Neubrandenburg

Leistungskurse: Biologie, Englisch

Berufliche Tätigkeiten

- 01.05.2006 – HEUTE
Universität Osnabrück
Institut für Umweltsystemforschung
Barbarastr. 12, 49069 Osnabrück

DBU Projekt "Nachhaltige Aquakulturkonzepte für
Usbekistan: Erarbeitung einer Machbarkeitsstudie"
- 01.03.2005 – HEUTE
Holsten-Stör Fischzucht GmbH & Co KG
Schönkirchener Str. 7, 24149 Kiel

Wissenschaftlicher Berater der Geschäftsführung
- 16.04.2004 – 18.05.2004
Leibniz-Institut für Meereswissenschaften
Düsternbrooker Weg 20, 24105 Kiel

EU Projekt "ECOCARP", Wuhan, China
- 02.08.2005 – 12.08.2005
01.11.2003 – 22.11.2003
Leibniz-Institut für Meereswissenschaften
Düsternbrooker Weg 20, 24105 Kiel

BmbF Projekt "Ecology of Red Sea ornamental reef
species", Aqaba, Jordanien
- 01.05.2003 - Heute
World Sturgeon Conservation Society e.V.
Schifferstr. 48, 21629 Neu Wulmstorf

Webmaster – <http://www.wscs.info>
- 10.09.2001 – 15.09.2001
11.03.2002 – 19.03.2002
07.04.2002 – 11.04.2002
02.05.2002 – 03.05.2002
11.10.2002 – 01.11.2002
Dr. M. Voigt Consulting
Kampstr. 7, 24601 Stolpe

Umwelt-Consulting
Freiberuflicher Biologe
- 01.09.2000 – 01.10.2000
Leibniz-Institut für Meereswissenschaften
Düsternbrooker Weg 20, 24105 Kiel

BmbF Projekt "Ballast Water Sampling" im Rahmen
einer bilateralen Forschungskooperation zwischen
Kanada und Deutschland
- 01.03.1998 – 01.04.1998
01.02.2000 – 01.04.2000
Bundesforschungsanstalt für Fischerei
Palmaille 9, 22767 Hamburg

EU-Projekt "Sampling of commercial fishing vessels"
- 01.04.1999 – 01.09.1999
Werbeagentur Jens Uhl
Dorfstr. 207, 24147 Klausdorf

Freiberuflicher Grafikdesigner

Erklärung

Hiermit erkläre ich, dass die vorliegende Arbeit nach Inhalt und Form und die ihr zugrunde liegenden Versuche meine eigene Arbeit sind. Es wurden – abgesehen von der Beratung durch meine akademischen Lehrer – keine anderen Hilfsmittel und Quellen verwendet. Wörtlich und inhaltlich aus anderen Quellen entnommene Textstellen sind als solche kenntlich gemacht.

Diese Arbeit wurde weder ganz noch in Auszügen an einer anderen Stelle im Rahmen eines Prüfungsverfahrens vorgelegt. Ferner erkläre ich hiermit, dass ich noch keine früheren Promotionsversuche unternommen habe.

Für die Prüfung wird die Form der Disputation gewählt. Der Zulassung von Zuhörern/Zuhörerinnen bei der mündlichen Prüfung wird nicht widersprochen.

Kiel, den

Bert Wecker