Parasiten von Zackenbarschen als biologische Indikatoren in Südostasien: Anthropogene Verschmutzung und Aquakulturverfahren

Kumulative Dissertation

zur Erlangung des akademischen Grades

Doctor rerum naturalium (Dr. rer. nat.)

an der Mathematisch-Naturwissenschaftlichen Fakultät

der Universität Rostock

vorgelegt von

Kilian Neubert

geboren am 07.06.1983 in Schwerin

Rostock, 2018

urn:nbn:de:gbv:28-diss2018-0194-9

Betreuer und erster Gutachter:

Prof. Dr. rer. nat. habil. Harry W. Palm

Professur für Aquakultur und Sea-Ranching, Universität Rostock

Zweiter Gutachter:

Prof. Dr. rer. nat. habil. Wilhelm Hagen

Fachbereich 02: Biologie/Chemie, Universität Bremen

Jahr der Einreichung: 2018

Jahr der Verteidigung: 2018

„First to doubt, then to inquire, and then to discover!”

Henry Thomas Buckle

Inhaltsverzeichnis

1. Zusammenfassende Darlegung 1

1.1 Kurzfassung 1

1.1.1 Zusammenfassung 1

1.1.2 Abstract 2

1.2 Einleitung 3

1.2.1 Parasitische Lebenszyklen als Grundlage der biologischen Umweltindikation 3

1.2.2 Fischparasiten als biologische Indikatoren 4

1.2.3 Die Biodiversität Südostasiens: Chance und Herausforderung für die biologische Umweltindikation anhand von Fischparasiten 7

1.3 Die untersuchten Zackenbarscharten 8

1.3.1 *Epinephelus coioides* (Hamilton, 1822) 8

1.3.2 *Epinephelus ongus* (Bloch, 1790) 9

1.3.3 Als Vergleichsorganismen genutzte *Epinephelus*-Arten vorangegangener Studien 10

1.4 Untersuchungsgebiete 12

1.5 Arbeitshypothesen 14

1.6 Diskussion 14

1.6.1 Die nachgewiesene Parasitenfauna 14

1.6.2 Parasitenarten und parasitologische Indices mit Indikatorfunktion 16

1.6.3 Die Entwicklung des Star Graph Systems als Hilfsmittel der parasitenbasierten biologischen Indikation 26

1.6.4 Die Verschmutzungsampel (Pollution Light) als Ergänzung des Star Graph Systems 29

1.6.5 Indikation anthropogener Verschmutzung in indonesischen Küstengewässern mithilfe des Star Graph Systems und der Verschmutzungsampel 30

1.6.6 Parasitierungsmuster der untersuchten Zackenbarsche in indonesischen Gewässern..... 32

1.6.7 Bewertung von Aquakulturanlagen in Vietnam unter Anwendung des Star Graph Systems und der Aquakulturampel..... 35

1.6.8 Die Fischgröße 37

1.6.9 Das Potenzial von Fischparasiten als Umweltindikatoren im südostasiatischen Raum 38

1.7 Ausblick..... 39

1.8 Literaturverzeichnis..... 41

1.9 Erklärung über den Eigenanteil an den Veröffentlichungen..... 68

2. Veröffentlichungen..... 70

2.1 Neubert K., Yulianto I., Kleinertz S., Theisen S., Wiryawan, Palm H. W. (2016): Parasite fauna of white-streaked grouper, *Epinephelus ongus* (Bloch, 1790) (Epinephelidae) from Karimunjawa, Indonesia. *Parasitology Open* 2 (e12), 1-11. 70

2.2 Neubert K., Yulianto I., Theisen S., Kleinertz S., Palm, H. W. (2016): Parasite fauna of *Epinephelus coioides* (Hamilton, 1822) (Epinephelidae) as environmental indicator under heavily polluted conditions in Jakarta Bay, Indonesia. *Marine Pollution Bulletin* 110, 747-756. 82

2.3 Truong, T. V., Neubert, K., Unger, P., Bui, T. Q., Ngo, H. T. T., Palm, H. W. und Kleinertz, S. (2017): Assessment of *Epinephelus coioides* (Hamilton, 1822) aquaculture systems in the Gulf of Tonkin, Vietnam, by using fish parasites. *Journal of Applied Ichthyology* 2017; 00, 1-12..... 93

3. Selbstständigkeitserklärung..... 106

4. Curriculum vitae 107

5. Danksagung 110

6. Anhang 111

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1. Die parasitologisch untersuchten Zackenbarscharten. 12

Abbildung 2. Berücksichtigte Standorte. 13

Abbildung 3. Anteil von *Epinephelus ongus* an den angelandeten Zackenbarschen im Karimunjawa Nationalpark. In: **Neubert et al. 2016a** (Seite 3) 73

Abbildung 4. Multidimensionale Skalierung (nach Bray-Curtis-Ähnlichkeit) der analysierten Zackenbarscharten basierend auf der Parasitengemeinschaft in indonesischen Küstengewässern. In: **Neubert et al. 2016a** (Seite 6) 76

Abbildung 5. Star Graphen für die Gewässer von Bali und Jakarta. In: **Neubert et al. 2016b** (Seite 752) 88

Abbildung 6. Star Graphen für die Segara Anakan Lagune. In: **Neubert et al. 2016b** (Seite753) 89

Abbildung 7. Star Graph für die Bucht von Ringgung. **Neubert et al. 2016b** (Seite 753) 89

Abbildung 8. Die Verschmutzungsampel. In: **Neubert et al. 2016b** (Seite 754) 90

Abbildung 9. Hierarchische Clusteranalyse der beprobten Standorte in Indonesien basierend auf den normalisierten parasitologischen Parametern von *Epinephelus coioides*. 90

Abbildung 10. Star Graphen für Aquakulturanlagen in Vietnam. In: **Truong et al. 2017** (Seite 6) 99

Abbildung 11. Die Aquakulturampel. In: **Truong et al. 2017** (Seite 7) 100

Abbildung 12. Multidimensionale Skalierung (nach Bray-Curtis-Ähnlichkeit) der analysierten Zackenbarschzuchten basierend auf den Parasiten von *Epinephelus coioides*. In: **Truong et al. 2017** (Seite 7) 100

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1. Prävalenz in % (P), mittlere Intensität (I_m), Intensität (I) und mittlere Abundanz (A_m) der nachgewiesenen Parasiten von *Epinephelus ongus* aus den Gewässern des Karimunjawa Nationalparks sowie parasitologische Indices mit potenzieller biologische Indikatorfunktion. In: **Neubert et al. 2016a** (Seite 4) 74

Tabelle 2. Vergleich der für *Epinephelus areolatus*, *E. coioides*, *E. fuscoguttatus* und *E. ongus* in indonesischen Küstengewässern nachgewiesenen metazoischen Parasiten. In: **Neubert et al. 2016a** (Seite 5) 75

Tabelle 3. Prävalenz in % (P), mittlere Intensität (I_m), Intensität (I) und mittlere Abundanz (A_m) der nachgewiesenen Parasiten von *Epinephelus coioides* aus bzw. vor der Bucht von Jakarta sowie für die biologische Indikation von Umweltverschmutzung relevante parasitologische Indices. In: **Neubert et al. 2016b** (Seite 749) 85

Tabelle 4. Als Indikatoren für Umweltverschmutzung identifizierte parasitologische Parameter von *Epinephelus coioides* aus/vor der Bucht von Jakarta im Vergleich mit weniger stark anthropogen beanspruchten Gebieten der Javasee (Indonesien). In: **Neubert et al. 2016b** (Seite 750) 86

Tabelle 5. Prävalenz in % (P), mittlere Intensität (I_m), Intensität (I) und mittlere Abundanz (A_m) der nachgewiesenen Parasiten von *Epinephelus coioides* aus dem Golf von Tonkin sowie für die biologische Indikation von Aquakultursystemen relevant parasitologische Indices. In: **Truong et al. 2017** (Seite 4) 97

Tabelle 6. Als Indikatoren für Aquakulturbedingungen identifizierte parasitologische Parameter von *Epinephelus coioides* aus dem Golf von Tonkin (Vietnam). In: **Truong et al. 2017** (Seite 6) 99

Abkürzungen

Abb.	Abbildung
ANOSIM	Ähnlichkeitsanalyse (Analysis of Similarities)
BJ	Bucht von Jakarta
BR	Bucht von Ringgung
bzw.	beziehungsweise
fWHL	freie Wildbahn in Ha Long
gew.	gewöhnlich
GKNP	Gewässer des Karimunjawa Nationalparks
GvB	Gewässer vor der Küste Balis
GvBJ	Gewässer vor der Bucht von Jakarta
GvSA	Gewässer vor der Segara Anakan Lagune
MDS	Multidimensionale Skalierung
N-AqCB	Netzkäfigaquakultur in Cat Ba
N-AqHL	Netzkäfigaquakultur in Ha Long
Ph.D.	Doctor of Philosophy
PSU	Practical Salinity Units (dimensionslose Einheit der Salinität)
SA	Segara Anakan Lagune
SGS	Star Graph System
SIMPER	Prozentuale Ähnlichkeitsanalyse (Similarity Percentages)
Tab.	Tabelle
T-AqNH	Teichaquakultur in Nghia Hung
vgl.	vergleiche

1. Zusammenfassende Darlegung

1.1 Kurzfassung

1.1.1 Zusammenfassung

Die vorgelegte Arbeit untersucht die Eignung von Zackenbarschparasiten als biologische Umweltindikatoren im südostasiatischen Raum. Dabei standen der Nachweis von anthropogener Verschmutzung in den Küstengewässern Indonesiens sowie die Bewertung der Zuchtbedingungen von Aquakulturanlagen im Golf von Tonkin (Vietnam) im Vordergrund. Zusätzlich wurden interspezifische Unterschiede im Parasitierungsmuster nahe verwandter Zackenbarscharten analysiert. Insgesamt konnten 70 *Epinephelus coioides* (Hamilton, 1822) und 35 *E. ongus* (Bloch, 1790) aus Indonesien sowie 133 *E. coioides* aus Vietnam nach standardisierten parasitologischen Methoden untersucht werden. Zudem wurden die Daten von 521 *E. areolatus* (Forsskål, 1775), *E. coioides* und *E. fuscoguttatus* (Forsskål, 1775) aus vorangegangenen Studien erneut analysiert und in die Datenauswertung mit einbezogen. Für die statistische Analyse der empirischen Daten wurden Varianzanalysen (ANOVA), Ähnlichkeitsanalysen (ANOSIM, SIMPER) und Multidimensionale Skalierungen (MDS) genutzt. Die Darstellung der Ergebnisse der Umweltindikationsstudien erfolgte mithilfe des Star Graph Systems (im folgenden Text: SGS), welches im Zuge der verschiedenen Anwendungen ansatzabhängig weiterentwickelt wurde. Außerdem konnte mit der Verschmutzungsampel (bzw. Aquakulturampel) eine neue Komponente in das SGS integriert werden. Die Ergebnisse aus Indonesien zeigen signifikant, dass die Umweltbedingungen entlang der Küste stark variierten. Der "Verschmutzungshotspot" Jakarta belastete die vorgelagerte Bucht sowie die angrenzenden Küstengewässer sehr stark. Neben diesen ökologisch relevanten Erkenntnissen beinhaltet die vorgelegte Arbeit die weltweit ersten umfangreichen Daten über die Parasitenfauna von *E. ongus*. Weiterhin konnte gezeigt werden, dass selbst die Parasitengemeinschaften nahe verwandter Zackenbarscharten differente Muster aufweisen. Darüber hinaus verdeutlicht eine Studie aus Vietnam, dass die Zuchtbedingungen von Zackenbarschaquakulturen anhand der Parasitierungsmuster unterschieden werden können. Dabei wurde die Zucht in brackigen Teichanlagen ehemaliger Großgarnelenfarmen als die beste Methode für den Zackenbarsch *E. coioides* identifiziert. Studienübergreifend konnten 23 neue Wirts- sowie 10 neue Gebietsnachweise erbracht werden. Von besonderer wissenschaftlicher Bedeutung ist die Weiterentwicklung des parasitenbasierten SGSs zur Umweltindikation indonesischer Küstengewässer. Die Konzipierung dieses Systems begann vor 15 Jahren und umfasst bis zum heutigen Tag 6 internationale Veröffentlichungen (Rückert et al. 2009, Palm und Rückert 2009, Palm et al. 2011, Kleinertz et al. 2014, Kleinertz und Palm 2015, **Neubert et al. 2016b**) sowie 2

Dissertationen (Rückert 2006, Kleinertz 2010). Zusätzlich konnte eine weitere Anwendung, die Bewertung von Aquakulturanlagen in Vietnam, erfolgreich etabliert werden. Die Ergebnisse belegen die Eignung von Fischparasiten als biologische Indikatororganismen im südostasiatischen Raum und bieten 2 vielversprechende Anwendungsmöglichkeiten für zukünftige Studien. Darüber hinaus liefert die vorgelegte Arbeit einen bedeutenden Beitrag auf dem Gebiet der marinen Fischparasitologie in einer der artenreichsten Regionen der Welt.

1.1.2 Abstract

The objective of this study was to evaluate the function of grouper parasites as environmental indicators in Southeast Asia. Its focus was on indicating anthropogenic pollution in Indonesian coastal waters as well as assessing operating conditions of aquaculture facilities in the Gulf of Tonkin, Vietnam. Additionally, interspecific patterns of closely related epinephelids were studied. At total of 70 *Epinephelus coioides* and 35 *E. ongus* from Indonesia as well as 133 *E. coioides* from Vietnam were investigated for parasites following standard protocols. The data of 521 *E. areolatus*, *E. coioides* and *E. fuscoguttatus* from previous studies were reanalysed and integrated in the conducted evaluation. The statistical applications analyses of variance (ANOVA), analyses of similarity (ANOSIM, SIMPER) and multi-dimensional scaling (MDS) were used to identify differences in empirical data. The results are visualized with the help of the star graph system (hereinafter referred to as SGS), which was enhanced with regard to the respective application. Furthermore, a new component of the SGS, named pollution light (aquaculture light), could be developed. The results demonstrate, that the environmental conditions significantly variegate along the coastline of Indonesia. The pollution hotspot Jakarta alters the ecosystem of the bay as well as the coastal habitat off this megacity negatively. Apart these environmental issues, the present study represent the first comprehensive analysis of the parasite fauna of *E. ongus* worldwide. Furthermore, distinctly different parasite infection pattern could be documented between closely related epinephelid species. The results from Vietnam reveal that the operating conditions of different grouper culture systems can be assessed by their parasite infection pattern. Former shrimp ponds with brackish water condition could be identified as most appropriated method for *E. coioides* cultivation in Vietnam. Considering all conducted studies, 23 new host and ten new locality records could be established. The development of the SGS which applies fish parasites as environmental indicators started 15 years ago and contains six international publications (Rückert et al. 2009, Palm and Rückert 2009, Palm et al. 2011, Kleinertz et al. 2014, Kleinertz and Palm 2015, **Neubert et al. 2016b**) as well as two Ph.D. theses (Rückert 2006, Kleinertz 2010), with a further development within the present study. In addition, this method was for the first time applied for the assessment auf aquaculture systems in Vietnam. The results demonstrate the function of fish parasites as biological indicators in Southeast Asia and provide promising applications for future studies.

This thesis contributes to the field of marine fish parasitology in one of the most divers regions of the world.

1.2 Einleitung

1.2.1 Parasitische Lebenszyklen als Grundlage der biologischen Umweltindikation

Die Grundlage für die Tatsache, dass Fischparasiten als biologische Umweltindikatoren genutzt werden können, ist deren Lebenszyklus. Dabei sind mit den monoxenen (einwirtig) und heteroxenen (mehrwirtig) Zyklen zunächst 2 Grundtypen zu unterscheiden. Ektoparasiten zeigen in der Regel einen direkten Lebenszyklus, wohingegen Endoparasiten einen indirekten Lebenszyklus aufweisen (Marcogliese 2005b). Das bedeutet, dass die meisten Ektoparasiten sich ohne einen Zwischenwirt fortpflanzen, Endoparasiten jedoch mindestens einen obligatorischen Zwischenwirt für ihre Ontogenese benötigen (Rohde 2005). So umfasst z. B. der Modellzyklus eines Digeneen einen Vertreter der Mollusken als ersten Zwischenwirt und eine Reihe von Taxa (gew. Mollusken, Crustaceen oder Vertebraten) als zweiten Zwischenwirt (Cribb et al. 2001). Dabei ist jede involvierte Zwischenwirtsart für die Individualentwicklung des Parasiten unabdingbar, damit sich der Parasit zum adulten Tier entwickeln kann (Poulin und Cribb 2002). Für die Umweltindikation ist von entscheidender Bedeutung, dass die ersten Zwischenwirte besonders sensibel auf Änderungen der Umweltbedingungen reagieren (Palm 2011). Verschwinden sie, z. B. durch Wasserverschmutzung, ist der Lebenszyklus unterbrochen und die Digeneenart geht verloren (Lafferty 1997). Dementsprechend ist der Einfluss von Verschmutzung auf den Parasiten für gewöhnlich gravierender als auf den Endwirt selbst (Möller 1987). Folgerichtig ist die entsprechende Fischart häufig noch in dem beeinträchtigten Habitat anzutreffen, während der Parasit bereits verschwunden ist (Lafferty 2013). Rekapitulierend führt die Abnahme der verfügbaren Zwischenwirte konsequenterweise zu einem Diversitätsverlust der Endoparasitenfauna des Endwirtes (Palm 2011).

Im Gegensatz dazu zeigen eine Vielzahl an Literaturnachweisen, dass der direkte ektoparasitsche Lebenszyklus zu vermehrtem Auftreten von sich derart fortpflanzenden Parasiten in verschmutzten Gewässern führen kann (Haensly et al. 1982, Khan und Kiceniuk 1988, Khan 1990, Khan und Thulin 1991, Khan et al. 1994, Broeg et al. 1999, MacKenzie 1999, Dzikowski et al. 2003, Schmidt et al. 2003, Ogut und Palm 2005, Fajer-Ávila et al. 2006, Gheorghiu et al. 2006, Palm und Rückert 2009, Rückert et al. 2009a, **Neubert et al. 2016b**). Dies ist auf ein durch Stress geschwächtes Immunsystem der Wirte sowie eine erhöhte Bakterienbiomasse als Nahrungsgrundlage zurückzuführen (Wedemeyer et al. 1976, Palm und Dobberstein 1999). Zusammenfassend lässt sich sagen, dass Ektoparasiten mit zunehmender Verschmutzung die Tendenz zeigen vermehrt aufzutreten, während die Anzahl der endoparasitischen Helminthen abnimmt (MacKenzie 1999). Jedoch kann man diese Aussage

nicht ohne Einschränkung pauschalisieren, da auch negative Auswirkungen von Wasserverschmutzung auf Ektoparasiten dokumentiert werden konnten (siehe 1.2.2). Darüber hinaus zeigt der Fall von *Prosorhynchus* spp. aus den Gewässern vor Jakarta, dass auch Endoparasiten einen Vorteil aus einer stark belasteten Umwelt ziehen können (**Neubert et al. 2016b**). Daher kommt der Auswahl der richtigen Indikatoren bei parasitenbasierten Umweltindikationsstudien ein besonderes Augenmerk zu. Hilfreiche Kriterien wurden bereits in umfangreichen Studien zusammengefasst (Lafferty 1997, MacKenzie 1999, Dzikowski et al. 2003, Marcogliese 2005a, Sures 2008, Vidal-Martinez et al. 2010, Palm 2011).

1.2.2 Fischparasiten als biologische Indikatoren

Parasiten nehmen in jedem aquatischen Ökosystem eine entscheidende Rolle ein, wobei sie aufgrund ihrer Größe und ihrer verborgenen Lebensweise größtenteils unbemerkt bleiben (Marcogliese 2004). Deshalb wurden sie in der Ökosystemforschung lange Zeit vernachlässigt (Lafferty 2013). Jedoch erscheint es für nahezu jede Tierart in den Ozeanen unseres Planetens unmöglich zu sein, nicht als Wirt von mindestens einer Parasitenart genutzt zu werden (Littlewood 2005). Die umfangreiche Verzahnung von Parasiten in der marinen Biozönose sowie ihre mannigfaltigen Wechselbeziehungen mit biotischen als auch abiotischen Umweltfaktoren machen sie dabei zu potenten Modellorganismen der biologischen Indikation. In ihrer Funktion als biologischer Indikator reagieren sie dabei auf verschiedene Umwelteinflüsse in einer spezifischen Art und Weise, wodurch Rückschlüsse auf diese Umwelteinflüsse möglich werden. Der folgende Abschnitt gibt wieder, wie Fischparasiten ihren weg in die Ökosystemforschung fanden und welche Anwendungsgebiete sich etabliert haben.

Bereits am Anfang des 20. Jahrhunderts konnten marine Fischparasiten im Süßwasser, viele hunderte Kilometer vom Meer entfernt, nachgewiesen werden (Lühe 1910). Diese Nachweise belegen das anadrome Wanderverhalten von Salmoniden (Palm 2011) und dürften einen der ersten Fälle parasitenbasierter biologischer Indikation darstellen. Die ersten gezielten Anwendungen von Fischparasiten als Indikatoren befassten sich mit der Differenzierung verschiedener Fischpopulationen anhand ihrer Parasitierungsmuster (z. B. Herrington et al. 1939, Margolis 1956, 1963, Gibson 1972, Hare und Burt 1976, MacKenzie 1983). Ebenso konnten Migrationsbewegungen von Fischen anhand ihrer Parasiten frühzeitig nachvollzogen werden (z. B. Grabda 1974, MacKenzie 1985). Die Identifikation von verschiedenen Fischpopulationen sowie die Abbildung der Migration dieser Populationen sind für die Fischerei von großer Bedeutung, sodass derartige Studien in den vergangenen Jahren konsequent verfolgt wurden (z. B. Hemmingsen et al. 1991, MacKenzie und Longshaw 1995, MacKenzie und Abaunza 1998, Mosquera et al. 2000, Stanley 2005, Lester und MacKenzie 2009, Garcia et al. 2010, Feki et al. 2016).

Neben diesen für die Fischereibiologie interessanten Informationen wurde in den Achtzigerjahren des vergangenen Jahrhunderts erkannt, dass Fischparasiten die Lebensweise ihrer Wirte näher beschreiben können (z. B. MacKenzie 1983, Lester und Ko 1989). So können Parasiten z. B. Nahrungsketten abbilden und postulierte Räuber-Beute-Beziehungen verifizieren. Dementsprechend folgten viele weitere Studien, die sich mit Fischparasiten als biologische Indikatoren der Wirtsökologie beschäftigten (z. B. Konovalov 1995, Palm et al. 1998, Klimpel et al. 2004, Caira 2008, Henriquez et al. 2011). Der große Vorteil von Parasiten in Bezug auf die genannten Anwendungen besteht darin, dass der logistische und finanzielle Aufwand deutlich geringer ausfällt als in gewöhnlichen Markierungsversuchen, bei denen viele tausende Fische gekennzeichnet und aufwändige Wiederfangkampanien durchgeführt werden müssen (Moser 1991).

Eine weitere interessante Disziplin der fischparasitenbasierten Indikation stellt die Bearbeitung von Fragestellungen zur Wirtstaxonomie sowie -phylogenie dar. Durch die umfangreiche Coevolution von Wirt und Parasit lassen sich erstaunliche Rückschlüsse über die Stammesgeschichte der untersuchten Fische ableiten (z. B. Rokicki 1983, Bray et al. 1999, Palm und Klimpel 2007, Palm und Caira 2008, Olson et al. 2010).

In einem natürlichen Habitat ist es auszuschließen, dass Wasserverschmutzung auftritt, ohne eine wie auch immer geartete Reaktion der ansässigen Fischparasitenfauna hervorzurufen (Sures 2008). Das erklärt eine weitere Eignung von Fischparasiten als Indikatoren. Sie können als Anzeiger anthropogener Beeinflussung fungieren, wobei es ein vielfältiges Anwendungsspektrum gibt (z. B. Sindermann 1979, Marcogliese und Cone 1996, Landsberg et al. 1998, MacKenzie 1999, Kleinertz und Palm 2015).

Grundsätzlich können Effekt- und Akkumulationsindikatoren unterschieden werden (Vidal-Martínez et al. 2010). Endoparasiten sind physiologisch eng mit dem Metabolismus ihrer Wirte verbunden. Folgerichtig kommen sie mit den gleichen Stoffen wie ihre Wirte in Kontakt. Einige Vertreter können Schadstoffe in zum Teil deutlich höheren Konzentrationen als im Wirtsgewebe akkumulieren (Palm 2011). Dies geschieht bis zu einem Gleichgewicht zwischen Aufnahme und Ausscheidung (Sures 2004). Die im Vergleich zum Wirt hohe Konzentration erleichtert die Detektion dieser Schadstoffe im Parasiten, wodurch er als Akkumulationsindikator eingesetzt werden kann (Vidal-Martinez et al. 2010). Im Bereich der Fischparasitologie haben sich vor allem die Acanthocephalen in derartigen Studien etabliert (z. B. Sures et al. 1994, Sures und Taraschewski 1995, Sures und Reimann 2003, Zimmermann et al. 2005, Brázová und Miklisová 2012, Nachev und Sures 2016). Neben den Acanthocephalen wurden bereits Cestoden, Digeneen und Nematoden erfolgreich als Akkumulationsindikatoren eingesetzt (Ruus et al. 2001, Tekin-Özan und Kir 2005, Barus et al. 2007, Jirsa et al. 2008, Dural et al. 2010, Nachev et al. 2013, Abdel-Ghaffar et al. 2015, Courtney-Hogue 2016, Morris et al. 2016).

Das breiteste Anwendungsspektrum der parasitenbasierten Umweltindikation stellen die Effektindikatoren dar (Palm 2011). Effektindikatoren sind Organismen, die Abweichungen der Umweltfaktoren durch Änderungen ihrer Physiologie, ihrer chemischen Zusammensetzung, ihres Verhaltens oder ihrer Abundanz anzeigen können (Sures 2006, Vidal-Martinez et al. 2010). Anwendungsbeispiele gibt es viele. Die ektoparasitische Gattung *Trichodina* (protozoische Ciliaten) beispielsweise profitiert offensichtlich von belasteten Umweltbedingungen (Khan 1990, Khan und Thulin 1991, Khan et al. 1994, Broeg et al. 1999, Ogut und Palm 2005, Palm und Rückert 2009, Rückert et al. 2009a). Palm und Dobberstein (1999) führen diese Beobachtung auf die erhöhte Bakterienbiomasse in verschmutzten Gewässern zurück, welche von den filtrierenden Ciliaten als Nahrungsgrundlage genutzt wird. Somit sind trichodinide Ciliaten ausgezeichnete Indikatorarten für Umweltverschmutzung. Laborexperimente zeigen jedoch, dass sehr hohe Schadstoffkonzentrationen auch einen negativen Effekt auf die Prävalenz, Intensität und Abundanz dieser Parasitengruppe haben können (Marcogliese et al. 2012).

Ektoparasitische Monogeneen und Crustaceen zeigen ein ähnliches Muster. Sie können ebenfalls von Wasserverschmutzung profitieren und vermehrt auf Fischen vorkommen (z. B. Haensly et al. 1982, Khan und Kiceniuk 1988, MacKenzie 1999, Dzikowski et al. 2003, Schmidt et al. 2003, Fajer-Ávila et al. 2006, Gheorghiu et al. 2006, **Neubert et al. 2016b**). Es konnten jedoch auch negative Auswirkungen auf beide Taxa durch Wasserverschmutzung dokumentiert werden (Diamant et al. 1999, Dzikowski et al. 2003, Sasal et al. 2007, Bayoumy et al. 2008, Blanar et al. 2009). Laborversuche an Monogeneen verdeutlichen, dass wiederum die Konzentration des Schadstoffes ausschlaggebend ist. Eine niedrige Schadstoffbelastung führt häufig zu verbesserten Wachstumsraten, wohingegen hohe Konzentrationen das Gegenteil bewirken und sogar das Absterben der Monogeneen verursachen können (Gheorgiu et al. 2006, 2007, Sanchez-Ramirez et al. 2007). Trotz dieser Laborversuche kann davon ausgegangen werden, dass unter natürlichen Bedingungen eine zunehmende Wasserverschmutzung auch eine Zunahme der Ektoparasiten bei Fischen verursacht.

Endoparasiten zeigen dagegen ein anderes Muster in Bezug auf eine wachsende Verschmutzung. So ist bekannt, dass Digeneen unter beeinträchtigten Umweltbedingungen weniger häufig in Fischen nachgewiesen werden können (z. B. Khan und Kiceniuk 1983, Khan 1987 Dzikowski et al. 2003, Flores-Lopes und Thomaz 2011, Chapman et al. 2015). **Neubert et al. (2016b)** dokumentierten den ersten Fall, in dem ein Digenee von diesem Muster abweicht (siehe 1.6.2). Neben den meisten Digeneen spiegeln auch die Cestoden den negativen Einfluss von Wasserverschmutzung durch die Abnahme ihrer Prävalenz wieder (z. B. MacKenzie 1987, Hogue und Swig 2007, Kleinertz und Palm 2015). Als weiteres Taxon sind die Nematoden anzuführen, welche mit zunehmender Verschmutzung ebenfalls an Prävalenz in ihren Wirten verlieren (z. B. Nachev und Sures 2009, Madanire-Moyo und Barson 2010, Kleinertz et al.

2014, **Neubert et al. 2016b**). Vertreter der Acanthocephalen werden größtenteils als Akkumulationsindikatoren genutzt (siehe oben), folgen jedoch in Bezug auf die parasitologischen Kenngrößen dem für die Cestoden, Digeneen und Nematoden beschriebenen Muster (MacKenzie 1999, Vidal-Martinez et al. 2010, Kleinertz et al. 2014). All diese Literaturnachweise bestätigen das wissenschaftlich akzeptierte Schema, wonach mit zunehmender Umweltverschmutzung ein Rückgang der Endoparasiten in Fischen beobachtet werden kann (MacKenzie 1999, Marcogliese 2005a). Die ökologische Kausalität hierfür liegt in den vielfältigen und zum Teil äußerst komplexen Lebenszyklen der Endoparasiten begründet (siehe 1.2.1).

1.2.3 Die Biodiversität Südostasiens: Chance und Herausforderung für die biologische Umweltindikation anhand von Fischparasiten

Südostasiens Küstengewässer zeichnen sich durch eine beeindruckende Biodiversität aus (Briggs 1999). Die Meeresgebiete mit der weltweit höchsten Artenvielfalt an Fischen befinden sich im südostasiatischen Raum (Allen 2008). Diese Vielfalt setzt sich in der Parasitenfauna der vorkommenden Fische fort. Weltweit gehen konservative Schätzungen von 3 bis 4 Parasitenarten je Fischart aus (Palm 2011). Nach Justine et al. (2010) ist jede Zackenbarschart im West-Pazifik mit durchschnittlich 10 verschiedenen Parasitenarten infiziert. Die Parasitenfauna Südostasiens ist jedoch als deutlich vielfältiger einzustufen, da aus indonesischen Gewässern bereits bis zu 51 Parasitenarten je Fischart nachgewiesen werden konnten (**Neubert et al. 2016a**). Bis zum heutigen Tag beschränken sich umfangreiche parasitologische Studien mariner Fische im südostasiatischen Raum jedoch auf Indonesien, Vietnam und die Philippinen (Yuasa et al. 1998, Zafran et al. 1998, Bu et al. 1999, Koesharyani et al. 2000, Wijayati und Djunaidah 2001, Palm 2004, Yuniar 2005, Arthur und Te 2006, Rückert 2006, Jakob und Palm 2006, Arthur und Lumanlan-Mayo 1997, Yuniar et al. 2007, Palm et al. 2008, Rückert et al. 2008, Palm und Rückert 2009, Rückert et al. 2009a,b, Kleinertz 2010, Rückert et al. 2010, Vo 2010, Palm et al. 2011, Vo et al. 2012, Dewi und Palm 2013, Kleinertz et al. 2014, Kleinertz und Palm 2015, **Neubert et al. 2016a,b**, **Truong et al.** 2016, **2017**). Trotz der fehlenden Studien aus weiteren Ländern wie z. B. Kambodscha, Laos oder Myanmar ist auf Grundlage der verfügbaren Arbeiten davon auszugehen, dass die Diversität der Parasitenfauna die zu Beginn erwähnten Schätzungen deutlich übertrifft. Werte von 15 bis 20 Parasitenarten je Fischart erscheinen realistisch. Für Indonesien sind derzeit 3.637 marine Fischarten bekannt (Froese und Pauly 2016). Selbst wenn lediglich 20 % der postulierten 15 bis 20 Parasitenarten streng wirtsspezifisch sind, ergibt das einen Wert von 10.911 bzw. 14.548 verschiedenen Arten für indonesische Gewässer. Dieses Rechenbeispiel für das Land mit der größten Fischdiversität Südostasiens (Allen 2008) zeigt, mit welcher großen Menge an Parasitenarten für diese Region zu rechnen ist. Viele Parasiten bedeuten viele Zwischenwirte,

die in die Lebenszyklen der Endoparasiten involviert sind. Somit wird eine große Bandbreite an artspezifischen Ansprüchen an ein Habitat abgefragt, da jeder genutzte Zwischenwirt spezielle ökologische Anforderungen an seinen Lebensraum stellt (MacKenzie 1999). Dieser Umstand erhöht das Potenzial der biologischen Umweltindikation signifikant. Des Weiteren ist die Wahrscheinlichkeit passende Indikatororganismen innerhalb einer vielfaltigen Parasitenfauna zu finden deutlich höher als in einem weniger diversen Ökosystem.

Die große Artenvielfalt der Fischparasiten stellt jedoch auch eine Herausforderung für die biologische Umweltindikation dar. Bevor ein Parasit als Indikator genutzt werden kann, muss dieser taxonomisch bestimmt werden. Dabei ist von großer Bedeutung, dass diese Bestimmung möglichst genau erfolgt (MacKenzie 1999). Unter Berücksichtigung der sehr hohen zu erwartenden Anzahl an Parasitenarten in südostasiatischen Gewässern, konnte bis zum heutigen Tag nur ein Bruchteil der vorhandenen Fauna taxonomisch beschrieben werden. Zusätzlich zeigen viele Nachweise der vorangegangenen Studien, die lediglich das Familienniveau erreichen, dass im Bereich der Taxonomie mariner Fischparasiten in Südostasien dringender Forschungsbedarf besteht. Das Potenzial für Erstbeschreibungen erscheint außerordentlich hoch und dürfte für keine andere Tiergruppe oder Region weltweit ein ähnliches Niveau erreichen. Neben taxonomischen Arbeiten versprechen vor allem Umweltindikationsstudien bedeutende wissenschaftliche Ergebnisse, wie durch die vorangegangenen Studien aus Indonesien gezeigt werden konnte (Rückert et al. 2009, Palm and Rückert 2009, Palm et al. 2011, Kleinertz et al. 2014, Kleinertz and Palm 2015, **Neubert et al. 2016b**). Um dem großen Potenzial von Fischparasiten als biologische Umweltindikatoren gerecht zu werden, sollte dabei der Fokus auf die Auswahl der passenden Indikatorarten sowie -indices und auf die vereinfachte Darstellung komplexer Zusammenhänge gelegt werden. Dieser Ansatz wird in der vorgelegten Arbeit konsequent verfolgt.

1.3 Die untersuchten Zackenbarscharten

Die in der vorgelegten Arbeit berücksichtigten Fische gehören zu den Epinephelidae (Zackenbarsche). Das traditionelle Taxon der Serranidae (Sägebarsche), welches das Taxon der Epinephelinae (Zackenbarsche) einschloss, hat sich als polyphyletische Gruppe herrausgestellt (Smith und Craig 2007). Die 4 für die parasitenbasierte biologische Indikation genutzten Arten sind Vertreter der Gattung *Epinephelus* und werden im folgenden Abschnitt vorgestellt.

1.3.1 *Epinephelus coioides* (Hamilton, 1822)

E. coioides zeichnet sich durch einen langgestreckten Körper aus, wobei die Standardlänge dem 2,9- bis 3,7-Fachen der dorsoventralen Ausdehnung sowie dem 2,3- bis 2,6-Fachen des Kopfes entspricht. Die maximale Länge (TL) wird mit 120 cm angegeben. Das Praeoperculare liegt subangular und das Maxillare erreicht bzw. überschreitet leicht das hintere Ende der

Augenhöhle. Der Oberkiefer erreicht 17 bis 20 % der Standardlänge und hat 8 bis 10 Kiemenreusenfortsätze auf dem oberen sowie 14 bis 17 auf dem unteren Kiemenbogenast. Die Rückenflosse besitzt 11 Hart- und 14 bis 16 Weichflossenstrahlen, wobei der dritte oder vierte Hartflossenstrahl am längsten ausfällt. Die Flossenmembran der Dorsalis ist deutlich abgesetzt. Die Afterflosse setzt sich aus 3 Hart- und 8 Weichflossenstrahlen zusammen und der terminale Flossenrand ist deutlich abgerundet. Die Brustflossen entsprechen der Hälfte bis Zweidrittel der Kopflänge und werden von 18 bis 20 Weichflossenstrahlen gebildet. Die Bauchflossen sind bruststständig und etwas kürzer als die Brustflossen. Die Schwanzflosse ist abgerundet. Das Schuppenkleid besteht aus Ctenoidschuppen und die Anzahl der Schuppen auf der Seitenlinie beträgt 58 bis 65. Die typische Grundfärbung ist hellbraun, welche ventral ins Weißliche übergeht. Auf Kopf, Körper und Rückenflosse finden sich viele orange bis rötliche Punkte. Bestimmungsrelevant sind 5 nach ventral gegabelte unregelmäßig ausgeprägte dunkle Streifen, welche nach dem Fang schnell verloren gehen (Abb. 1) (Heemstra und Randall 1993, Carpenter und Niem 1999, Craig et al. 2011).

Das Verbreitungsgebiet von *E. coioides* erstreckt sich vom Roten Meer entlang der afrikanischen Küste bis mindestens Durban und reicht über die Küsten von Indien bis nach Südostasien. Dabei stellt die nördliche Verbreitungsgrenze Ryukyu dar und im Süden reicht das Verbreitungsgebiet bis nach Australien. *E. coioides* besiedelt sowohl die Küsten des Kontinentalschelfs als auch abgelegene Inselgruppen. Häufig kommt er im Mündungsbereich großer Flüsse und in brackigen Lagunen vor. Er bevorzugt schlammiges oder sandiges Sediment. Das Beutespektrum setzt sich aus Fischen, Tintenfischen und Krustentieren zusammen. Für die Fortpflanzung sind brackige mit Mangroven gesäumte Buchten und Lagunen wichtige Habitate. Die Reproduktion findet hauptsächlich von März bis Juni statt und wie bei vielen Zackenbarschen kann eine Geschlechtsumwandlung vom Weibchen zum Männchen mit zunehmendem Alter beobachtet werden. *E. coioides* hat sowohl für die Fischerei als auch für die Aquakultur eine erhebliche wirtschaftliche Bedeutung (Heemstra und Randall 1993, Sheaves 1995, Carpenter und Niem 1999, Craig et al. 2011).

1.3.2 *Epinephelus ongus* (Bloch, 1790)

E. ongus ist mit einer maximalen Länge (TL) von 40 cm ein kleinerer Vertreter der Zackenbarsche. Sein langgestreckter Körper entspricht dem 2,9- bis 3,2-Fachen der dorsoventralen Ausdehnung. Der Kopf erreicht etwa ein Drittel der Standardlänge. Die interorbital Region ist dabei flach und das Praeoperculare abgerundet. Das Operculum weist dorsal eine stark konvexe Krümmung auf und das Maxillare erreicht bzw. überschreitet leicht das hintere Ende der Augenhöhle. Es befinden sich 8 bis 10 Kiemenreusenfortsätze auf dem oberen sowie 15 bis 18 auf dem unteren Kiemenbogenast (6 bis 8 Kiemenreusenfortsätze rudimentär entwickelt). Die Rückenflosse hat 11 Hart- und 14 bis 16 Weichflossenstrahlen,

wobei der dritte oder vierte Hartflossenstrahl am längsten ausfällt. Die Flossenmembran der Rückenflosse ist deutlich abgesetzt. Die Afterflosse besitzt 3 Hart- und 8 Weichflossenstrahlen sowie einen abgerundeten Flossenrand. Die Brustflossen sind groß und fleischig und entsprechen dem 0,6- bis 0,7-Fachen der Kopflänge. Sie werden von 15 bis 17 Weichflossenstrahlen gebildet und reichen bis kurz vor den Anus. Die Bauchflossen sind bruststständig und entsprechen der Hälfte der Kopflänge. Die Schwanzflosse ist abgerundet und das Schuppenkleid wird durch Ctenoidschuppen gebildet. Die Färbung ist braun bis braunblau, mit vielen weißen Punkten auf dem gesamten Fisch (ab einer Standardlänge von 10 cm sind die Punkte dorsoventral komprimiert). Die juvenilen Tiere, bis 6 cm, haben kleinere dunkel umrandete weiße Punkte (Heemstra und Randall 1993, Carpenter und Niem 1999, Myers 1999, Craig et al. 2011).

Die westliche Verbreitungsgrenze von *E. ongus* stellt die östliche afrikanische Küste dar (Mozambique bis Kenia). Die nördliche Grenze bilden die Marshallinseln und Ryukyu, im Süden erstreckt sich das Verbreitungsgebiet bis an die Nordküste Australiens. Die östliche Grenze der Verbreitung wird durch Neukaledonien und Fiji repräsentiert. Bei Nachweisen von *E. ongus* aus dem Roten Meer handelt es sich aller Voraussicht nach um die dort endemisch vorkommende Art *E. summana* (Heemstra und Randall 1993). *E. ongus* besiedelt Korallenriffe und felsige Substrate in einer Tiefe bis zu 25 m. Dabei bevorzugt er die innere Küstenzone sowie Lagunen (auch Brackwasser) und ist häufig in Höhlen und Spalten anzutreffen. Das Beutespektrum besteht aus Fischen und Krustentieren. Die Reproduktionsbiologie ist bis zum heutigen Tage unbekannt. In Bezug auf die Fischerei gewinnt *E. ongus* zunehmend an Bedeutung im asiatischen Raum (Heemstra und Randall 1993, Carpenter und Niem 1999, Myers 1999, Craig 2007, Craig et al. 2011).

1.3.3 Als Vergleichsorganismen genutzte *Epinephelus*-Arten vorangegangener Studien

Die Standardlänge von *E. areolatus* (Forsskål, 1775) entspricht dem 2,8- bis 3,3-Fachen seiner dorsoventralen Ausdehnung, wobei er eine maximale Länge von 40 cm erreicht (TL). Bei *E. fuscoguttatus* (Forsskål, 1775) liegt die Standardlänge bei dem 2,6- bis 2,9-Fachen der dorsoventralen Ausdehnung. *E. fuscoguttatus* wird mit einer Maximallänge von 120 cm (TL) jedoch deutlich größer als *E. areolatus*. Der Kopf von *E. areolatus* erreicht in seinen Ausmaßen 36 bis 42 % der Standardlänge, bei *E. fuscoguttatus* sind es 40 bis 43 %. Die interorbitale Region ist bei *E. areolatus* konvex. Im Gegensatz dazu ist sie bei *E. fuscoguttatus* flach bzw. leicht konkav. Das Praeoperculare ist bei *E. areolatus* eckig, wohingegen dieses Merkmal bei *E. fuscoguttatus* rund ausgebildet ist. Das Operculum ist bei beiden Arten an der Oberkante konvex (bei *E. fuscoguttatus* deutlicher ausgeprägt). Bei *E. areolatus* erreicht das Maxillare das hintere Ende der Augenhöhle, bei *E. fuscoguttatus* wird diese Grenze deutlich überschritten. Sowohl das Maxillare als auch der Unterkiefer sind bei *E. areolatus* beschuppt, bei *E.*

fuscoguttatus ist dies nicht der Fall. Auf dem oberen Kiemenbogenast hat *E. areolatus* 8 bis 10 und auf dem unteren 14 bis 16 Kiemenreusenfortsätze. Bei *E. fuscoguttatus* sind es 10 bis 12 auf dem oberen bzw. 17 bis 21 auf dem unteren Kiemenbogenast. Die Rückenflosse hat bei beiden Arten 11 Hartflossenstrahlen (die jeweils dritte oder vierte ist am längsten) und 15 bis 17 Weichflossenstrahlen bei *E. areolatus* bzw. 14 bis 15 bei *E. fuscoguttatus*. Die Flossenmembran der Rückenflosse ist bei *E. fuscoguttatus* deutlicher abgesetzt als bei *E. areolatus*. Die Afterflosse ist bei beiden Arten mit 3 Hart- und 8 Weichflossenstrahlen ausgestattet und der Flossenrand ist abgerundet. Die Brustflossen entsprechen bei *E. areolatus* 55 bis 67 % der Kopflänge und bei *E. fuscoguttatus* 48 bis 59 %. Bei *E. areolatus* reichen die Brustflossen bis kurz vor den Anus, wohingegen sie bei *E. fuscoguttatus* deutlich vorher enden. Die Bauchflossen sind bei beiden Arten bruststständig und entsprechen bei *E. areolatus* 48 bis 59 % bzw. bei *E. fuscoguttatus* 40 bis 50 % der Kopflänge. Die Schwanzflosse ist bei *E. areolatus* gerade. Im Gegensatz dazu ist die Caudalis bei *E. fuscoguttatus* rund. Beide Arten besitzen Ctenoidschuppen, wobei *E. areolatus* auf der Seitenlinie 49 bis 53 und *E. fuscoguttatus* 52 bis 58 Schuppen aufweist. Die Grundfärbung ist bei beiden Arten blass braun. *E. areolatus* besitzt viele kleine gelbbraune bis gelbgrüne Punkte auf dem Kopf, dem Körper und den Flossen (Punkte bis zur Größe der Pupille). *E. fuscoguttatus* zeichnet sich durch 5 vertikale Serien aus unregelmäßigen in sich verlaufenden dunkelbraunen Flecken aus (Heemstra und Randall 1993, Carpenter und Niem 1999, Craig 2007, Craig et al. 2011).

Die westliche Verbreitungsgrenze erstreckt sich für beide Arten vom Roten Meer entlang der afrikanischen Küste und reicht für *E. areolatus* bis nach Südafrika und für *E. fuscoguttatus* bis nach Mozambique. Über die Küsten Indiens kommen beide Arten bis nach Südostasien vor, wobei die nördliche Verbreitungsgrenze für *E. areolatus* die Südküste Japans darstellt, wohingegen *E. fuscoguttatus* nur bis auf die Höhe von Taiwan dokumentiert werden konnte. Im Süden erstreckt sich das Verbreitungsgebiet für beide Arten bis an die Nordküste Australiens. Die östliche Verbreitungsgrenze erstreckt sich bei *E. areolatus* bis Neukaledonien und reicht bei *E. fuscoguttatus* bis nach Hawaii. Dabei bevorzugt *E. areolatus* Seegraswiesen und feines Sediment in der Nähe von Korallenriffen in Tiefen bis zu 200 m. Im Gegensatz dazu ist *E. fuscoguttatus* bekannt für flache Korallenriffe und felsigen Untergrund bis zu einer Tiefe von 60 m. *E. areolatus* ernährt sich überwiegend von Krustentieren. Die Beute von *E. fuscoguttatus* setzt sich aus Fischen, Krustentieren und Tintenfischen zusammen. Die Fortpflanzung beider Arten ist weitestgehend unbekannt. *E. areolatus* ist eine häufig angelandete Art, wohingegen adulte *E. fuscoguttatus* seltener vorkommen und daher weniger häufig gefangen werden. *E. fuscoguttatus* wird jedoch häufig in Marikulturanlagen gezüchtet (Heemstra und Randall 1993, Carpenter und Niem 1999, Craig 2007, Craig et al. 2011).

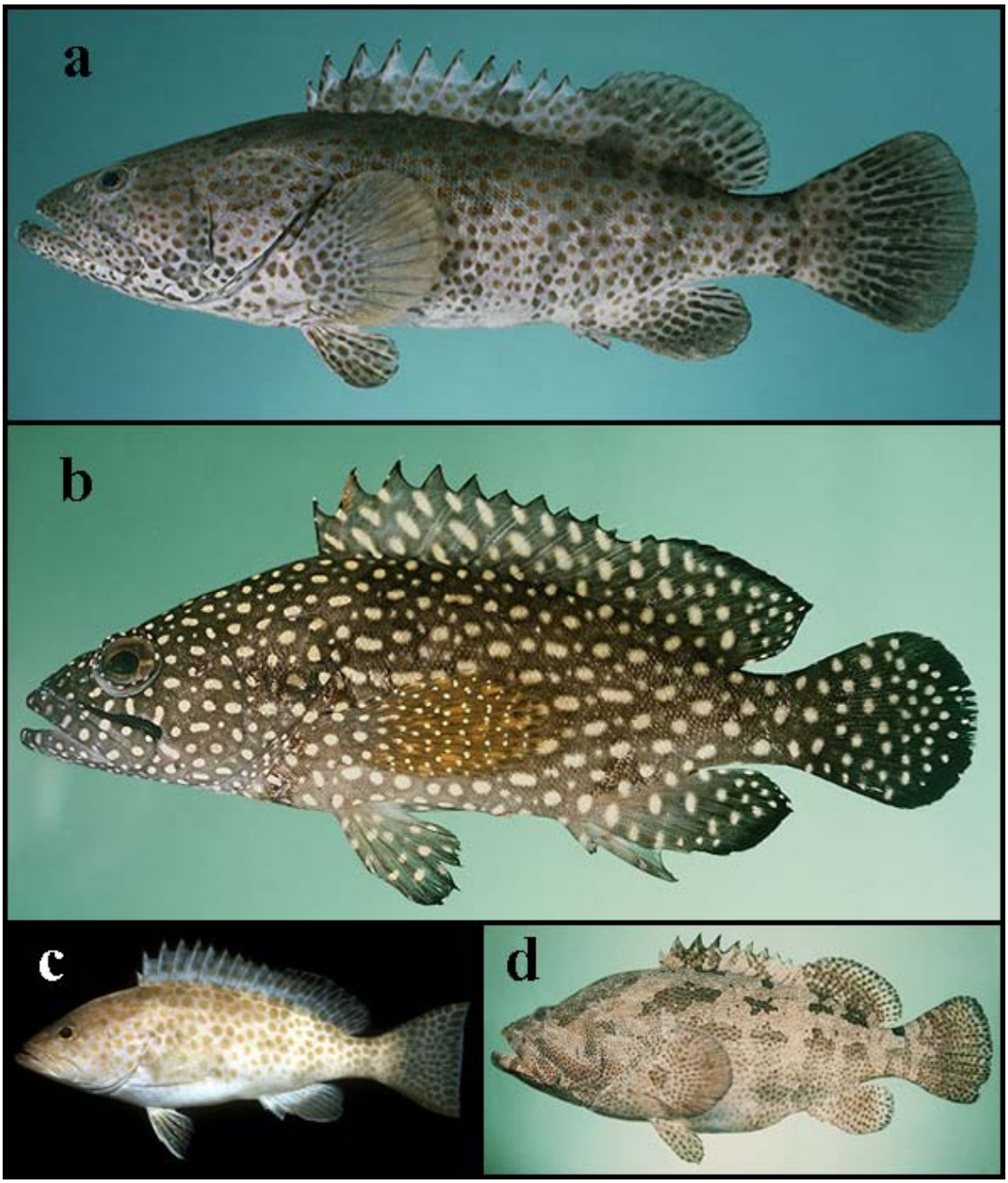

Abbildung 1. Die parasitologisch untersuchten Zackenbarscharten.
Epinephelus coioides (**a**) und *E. ongus* (**b**) sowie die zum Vergleich genutzten Arten *E. areolatus* (**c**) und *E. fuscoguttatus* (**d**) aus den vorangegangenen Studien (Originale: Randall (1997)).

1.4 Untersuchungsgebiete

Die Ergebnisse der vorgelegten Arbeit basieren auf Datensätzen aus der Javasee (Indonesien) und dem Golf von Tonkin (Vietnam). Die Javasee hat eine Fläche von etwa 433.000 km^2 und wird im Norden von den südlichen Ausläufern des südchinesischen Meeres, Borneo und der Straße von Makassar begrenzt. Im Osten bildet die Floressee die Grenze, im Süden die namensgebende Insel Java und im Westen die Ostküste Sumatras (IHO 1953). Bei den Untersuchungsgebieten aus indonesischen Gewässern handelt es sich um die Bucht von Jakarta

(im folgenden Text: BJ), die Bucht von Ringgung (im folgenden Text: BR), die Gewässer des Karimunjawa Nationalparks (im folgenden Text: GKNP), die Segara Anakan Lagune (im folgenden Text: SA), die Gewässer vor der Küste Balis (im folgenden Text: GvB), die Gewässer vor der Bucht von Jakarta (im folgenden Text: GvBJ) und die Gewässer vor der Segara Anakan Lagune (im folgenden Text: GvSA). Der Golf von Tonkin ist der nordwestlichste Ausläufer des Südchinesischen Meeres. Er wird im Norden durch das Festland von Vietnam und China, im Osten durch die chinesische Insel Hainan und im Westen durch Vietnam selbst begrenzt. Im Süden öffnet sich der Golf von Tonkin in das Südchinesische Meer. Etwa 76.000 km^2 der Wasserfläche gehören zu Vietnam (**Truong et al. 2017**). Die Proben aus vietnamesischen Gewässern stammen aus einer Netzaquakultur in Cat Ba (im folgenden Text: N-AqCB), einer Netzaquakultur in Ha Long (im folgenden Text: N-AqHL), einer Teichaquakultur in Nghia Hung (im folgenden Text: T-AqNH) sowie von einem Standort aus der freien Wildbahn in Ha Long (im folgenden Text: fWHL). Eine zusammenfassende Übersicht der im Einzelnen berücksichtigten Standorte bietet Abb. 2.

Abbildung 2. Berücksichtigte Standorte.
Zusammenfassung der in dieser Arbeit berücksichtigten Untersuchungsgebiete. Die obere Hälfte der Abbildung zeigt einen Ausschnitt Vietnams mit den beprobten Standorten (N-AqCB: Netzaquakultur in Cat Ba, N-AqHL: Netzaquakultur in Ha Long, T-AqNH: Teichaquakultur in Nghia Hung, fWHL: frei Wildbahn in Ha Long), die untere Hälfte gibt einen Ausschnitt Indonesiens sowie die dort beprobten Gebiete wieder (BJ: Bucht von Jakarta, BR: Bucht von Ringgung, GKNP: Gewässer des Karimunjawa Nationalparks, SA: Segara Anakan Lagune, GvB: Gewässer vor der Küste Balis, GvBJ: Gewässer vor der Bucht von Jakarta, GvSA: Gewässer vor der Segara Anakan Lagune).

1.5 Arbeitshypothesen

1. Die Parasitenfauna des Zackenbarsches *Epinephelus coioides* spiegelt den anthropogenen Einfluss auf das Habitat, in dem er lebt, wieder und bietet die Möglichkeit, Verschmutzung zu detektieren.

2. Ein "Verschmutzungshotspot" an der Küste wirkt sich negativ auf das vorgelagerte Habitat aus und die Parasiten von *Epinephelus coioides* zeigen diesen Einfluss an.

3. Gewissenhaft ausgewählte parasitologische Parameter von *Epinephelus coioides* bieten die Möglichkeit, komplexe parasitologische Befunde mithilfe des Star Graph Systems zu vereinfachen und in einer leicht verständlichen Form visuell darzustellen.

4. Es ist möglich, den Flächeninhalt der Star Graphen mit den Umweltbedingungen eines Habitats mathematisch zu korrelieren.

5. Die Parasitenfauna von nahe verwandten Zackenbarschen kann artübergreifend als Indikator genutzt werden.

6. Der Zackenbarsch *Epinephelus ongus* ist ein potenzieller Modellorganismus für zukünftige Indikationsstudien anhand von Fischparasiten im südostasiatischen Raum.

7. Das Star Graph System lässt sich nutzen, um verschiedene Kultivierungsmethoden von Zackenbarschen vergleichend zu bewerten.

1.6 Diskussion

1.6.1 Die nachgewiesene Parasitenfauna

Obwohl sich weltweit viele tausende wissenschaftliche Publikationen mit den Parasiten der Teleostei beschäftigen, gibt es kaum zusammenfassende Arbeiten über die Parasitierung spezifischer taxonomischer Gruppen, was sich vor allem durch die große Menge sowie dem kontroversen Inhalt der relevanten Veröffentlichungen erklären lässt (Cribb et al. 2002). Daher ist es nahezu unmöglich, eine seriöse Gesamtübersicht über die Parasitenfauna der Gattung *Epinephelus* oder gar der Epinephelidae zu geben. So beruhen Angaben der Fachliteratur auf quantitativen Schätzungen. Nach Justine et al. (2010) beherbergt jede Art der Epinephelidae im West-Pazifik durchschnittlich 10 verschiedene Parasitenarten. Diese Schätzung zeichnet die Epinephelidae als ein überaus parasitenreiches Taxon aus.

Die in dieser Arbeit zusammengefasste Anzahl von 14 (*E. ongus*), 18 (*E. areolatus*), 30 (*E. fuscoguttatus*) und 51 (*E. coioides*) Arten aus indonesischen Gewässern sowie die 23 Arten für *E. coioides* aus Vietnam überschreiten die Schätzung von Justine et al. (2010) nochmals deutlich (Tab. 1, 2, 3, 5). Darüber hinaus beruhen diese Zahlen nur auf Nachweisen, die mindestens das Gattungsniveau erreichen und es ist davon auszugehen, dass zukünftige taxonomische Arbeiten diese Werte deutlich erhöhen werden (in den vorangegangenen Studien konnten diverse Parasiten lediglich auf das Familienniveau bestimmt werden, siehe Palm und Rückert 2009, Palm et al. 2011, Rückert et al. 2010, Kleinertz et al. 2014, Kleinertz und Palm 2015, **Neubert et al. 2016a,b**). Auffällig ist, dass für die am umfangreichsten beprobte Art *E. coioides* (356 Fische Indonesien, 133 Fische Vietnam) auch die meisten Parasitenarten dokumentiert werden konnten und die weiteren Zackenbarsche, absteigend der Anzahl an untersuchen Fischen, folgen (*E. fuscoguttatus* 105 Fische, *E. areolatus* 60 Fische und *E. ongus* 35 Fische). Das zeigt, wie wichtig die bereits erwähnten weiterführenden Arbeiten auf dem Gebiet der marinen Parasitologie im südostasiatischen Raum sind. Weitere taxonomische Studien würden die Anzahl der isolierten Arten, vor allem für die weniger umfangreich beprobten Zackenbarscharten, deutlich erhöhen. Dennoch können die untersuchten Fische bereits jetzt als überaus reich an Parasiten bezeichnet werden.

Interessant dabei ist, dass die dokumentierte Parasitenfauna fast keine reinen Spezialisten beinhaltet. Bis auf *Pseudorhabdosynochus quadratus* (*E. ongus*) wurden alle dokumentierten Parasiten bereits für andere Fischarten beschrieben und 53 % der Nachweise sind für mindesten 2 der 4 berücksichtigten Zackenbarsche bekannt (vgl. Palm und Rückert 2009, Rückert et al. 2010, Kleinertz et al. 2014, Kleinertz und Palm 2015, **Neubert et al. 2016a,b**). Ein regionaler Unterschied bei der Parasitierung von Zackenbarschen konnte bereits für indonesische Gewässer dokumentiert werden (Rückert 2006, Palm und Rückert 2009, Kleinertz 2010, Kleinertz et al. 2014, Kleinertz und Palm 2015). Dieser Unterschied bezieht sich jedoch vor allem auf die quantitative Zusammensetzung der Parasitenfauna. Viele der in Tab. 2 zusammengefassten Arten, kommen an mehreren Standorten Indonesiens vor und konnten nun auch in Vietnam isoliert werden. Zu diesen kosmopolitischen Arten zählen z. B. *Alcirona* sp. und *Prosorhynchus luzonicus* (vgl. Tab. 2 und 5).

Die vorgelegte Arbeit zeigt das enorme Potenzial von fischparasitologischen Studien im südostasiatischen Raum und das sogar für bereits umfangreich beprobte Arten. Trotz der vorangegangenen Untersuchungen von *E. coioides* in Indonesien (Yuasa et al. 1998, Zafran et al. 1998, Bu et al. 1999, Koesharyani et al. 2000, Wijayati und Djunaidah 2001, Palm 2004, Yuniar 2005, Rückert 2006, Palm und Rückert 2009, Rückert et al. 2009b, Kleinertz 2010, Dewi und Palm 2013, Kleinertz et al. 2014) und Vietnam (Arthur und Te 2006, Vo 2010, Vo et al. 2012, Truong et al. 2016) konnten insgesamt 10 neue Parasitennachweise sowie 6 neue Gebietsnachweise für indonesische Gewässer erbracht werden (**Neubert et al. 2016b**).

Zusätzlich konnte durch die Probennahme in Vietnam eine neue Art der Gattung *Prosorhynchus* beschrieben werden (Truong et al. 2016).

Im Gegensatz zu *E. coioides* wurde *E. ongus* vor dieser Studie noch nicht intensiv parasitologisch untersucht (keine Daten aus Indonesien oder Vietnam veröffentlicht), obwohl diese Fischart zunehmend an ökonomischer Bedeutung in Indonesien (Abb. 3) sowie in weiteren asiatischen Gebieten gewinnt (Craig 2007). Weltweit wurden bis ins Jahr 2016 lediglich 5 parasitische Arten für *E. ongus* dokumentiert, wovon mindestens eine Art als zweifelhafter Nachweis angesehen werden muss (**Neubert et al. 2016a**). Die Ergebnisse aus den GKNP erhöhen die weltweit bekannte Parasitenfauna von *E. ongus* um mehr als das Dreifache (14 neue Wirtsnachweise) und liefern somit einen großen wissenschaftlichen Beitrag auf dem Feld der marinen Parasitologie. Es ist überaus bemerkenswert, dass lediglich 4 der 17 isolierten Parasiten (*Benedenia hawaiiensis*, *Lepeophtheirus epinepheli*, *Pseudorhabdosynochus quadratus* und *Philometra* cf. *lateolabracis*) neue Gebietsnachweise für Indonesien darstellen. Die restlichen Arten konnten bereits zuvor bei anderen Vertretern der Gattung *Epinephelus* dokumentiert werden. Somit bestätigt sich das zuvor für *E. areolatus*, *E. coioides* und *E. fuscoguttatus* beschriebene Muster einer von Generalisten dominierten Parasitenfauna auch für die Art *E. ongus*.

1.6.2 Parasitenarten und parasitologische Indices mit Indikatorfunktion

Epinephelus coioides

Es ist bekannt, dass Ektoparasiten einen Vorteil aus beeinträchtigten Umweltbedingungen ziehen können und infolgedessen vermehrt in verschmutzten Gewässern auftreten (Haensly et al. 1982, Khan und Kiceniuk 1988, MacKenzie 1999). Unter den isolierten Parasiten zeigt die ektoparasitische Assel *Argathona rhinoceros* dieses Potential. Die höchste Prävalenz wurde in den am stärksten belasteten Gewässern Indonesiens (BJ sowie GvBJ) dokumentiert. In den naturnahen Vergleichsstandorten fehlt sie hingegen komplett (Tab. 4). Ein ähnliches Muster zeigen die parasitischen Ruderfußkrebse *Caligus* spp. Neben den stark belasteten Standorten konnten diese Ektoparasiten jedoch auch im naturnahen Habitat nachgewiesen werden. Die dokumentierte Prävalenz liegt jedoch um mehr als das zehnfache unter den Werten der belasteten Standorte (Tab. 4). Die ebenfalls ektoparasitisch lebenden Hakensaugwürmer *Pseudorhabdosynochus* spp. zeigen ein anderes Muster als die beiden zuvor genannten Taxa. Sie konnten an allen Standorten nachgewiesen werden. Allerdings ist die Prävalenz in den naturnahen sowie den weniger stark belasteten Habitaten signifikant geringer als an den belasteten Standorten (Tab. 4). *A. rhinoceros*, *Caligus* spp. und *Pseudorhabdosynochus* spp. bestätigen die Beobachtungen von Haensly et al. (1982), Khan und Kiceniuk (1988) und MacKenzie (1999) und ermöglichen die Differenzierung des anthropogenen Einflusses auf indonesische Küstengewässer (übereinstimmend mit Kleinertz und Palm 2015).

Im Gegensatz zu Ektoparasiten sind Endoparasiten dafür bekannt unter verschmutzten Umweltbedingungen weniger häufig aufzutreten (Lafferty 1997, MacKenzie 1999, Palm 2011). Das liegt an ihren komplexen Lebenszyklen, in denen viele auf Verschmutzung sensitive reagierende Organismen als Zwischenwirte integriert sind (siehe 1.2.1). Diese Tatsache spiegeln die Nematoden *Philometra* spp. und *Raphidascaris* spp. deutlich wider. *Philometra* spp. konnten mit hoher Prävalenz in den naturnahen Gewässern dokumentiert werden, an den stark beanspruchten Standorten fehlt diese Parasitengruppe dagegen vollständig (Tab. 4). Innerhalb der Parasitenfauna von *E. coioides* erfüllen *Philometra* spp. somit anschaulich das beschriebene Muster für Endoparasiten unter verschmutzten Umweltbedingungen. Gleiches trifft für *Raphidascaris* spp. zu, mit hoher Prävalenz unter naturnahen Bedingungen sowie dem sukzessivem Fehlen unter steigender anthropogener Belastung (Tab. 4). *Raphidascaris* sp. wurde bereits erfolgreich als biologischer Indikator eingesetzt (Palm et al. 2011).

Neben den Nematoden sind auch parasitische Saugwürmer vielversprechende Modellorganismen der biologischen Indikation (Kuris und Lafferty 1994, Huspeni und Lafferty 2004, Huspeni et al. 2005). Sie nutzen zur Vollendung ihres Lebenszyklus eine große Bandbreite an Organismen hoher trophischer Ebenen als Zwischenwirte (Hechinger et al. 2007). Dadurch können sie nicht nur deren Anwesenheit anzeigen, sondern auch den Beweis erbringen, dass komplexe Nahrungsnetze aufrecht erhalten werden können (Gardner und Campbell 1992, Marcogliese und Cone 1998). Diese intakten Nahrungsnetze spiegeln den Artenreichtum der beteiligten freilebenden Organismen wieder, welcher wiederum in direkter Verbindung zur Diversität der vorkommenden Parasiten steht (Lafferty 2012). Durch Umweltverschmutzung verschwinden viele Organismen der beschriebenen Nahrungsnetze, was sich in der Abnahme der isolierten Parasiten widerspiegelt (Lafferty 1997, Palm 2011). Dieser Sachverhalt wird von dem Saugwurm *Allonematobothrium epinepheli* deutlich angezeigt. *All. epinepheli* wurde bereits erfolgreich als Indikator eingesetzt, um regionale Unterschiede der Umweltbedingungen aufzuzeigen (Kleinertz et al. 2014) (*All. epinepheli* wurde in den vorangegangenen Studien als *Didymodiclinus* sp. bestimmt). Sein Potenzial als Indikator von anthropogener Verschmutzung wird durch das Fehlen in stark beanspruchten Habitaten deutlich (siehe Tab. 4). Jedoch konnte auch in den GvBJ (belastete Umweltbedingungen) eine hohe Prävalenz dokumentiert werden, was in diesem Fall jedoch auf die Größe der untersuchten Fische zurückzuführen ist (siehe 1.6.8).

Das letzte als Indikator identifizierte Taxon *Prosorhynchus* spp. stellt einen bemerkenswerten Sonderfall betreffend der biologischen Indikation dar. Obwohl diese Vertreter der Digeneen sehr häufig in indonesischen Zackenbarschen vorkommen (Bray und Palm 2009), konnte noch nie eine Prävalenz von mehr als 27 % nachgewiesen werden. **Neubert et al. (2016b)** dokumentierten in den stark belasteten Gewässern der BJ sowie den GvBJ eine mehr als doppelt so hohe Prävalenz von 65,7 bzw. 77,1 %. Dementsprechend müssen die genutzten

Zwischenwirte überaus resistent gegenüber anthropogener Verschmutzung sein, da *Prosorhynchus* spp. selbst in der BJ ihre Lebenszyklen vollenden können, was die Anwesenheit der Zwischenwirte bedingt. In der BJ konnte bereits eine rapide Abnahme der Molluskenfauna durch die wachsende anthropogene Verschmutzung beschrieben werden (van der Meij et al. 2009). Somit ist hier die Diversität der potenziellen ersten Zwischenwirte deutlich geringer als in naturnahen Habitaten. Neben den verheerenden Auswirkungen der anthropogenen Verschmutzung auf das Ökosystem ist dies eine Chance, den bis jetzt weitestgehend unbekannten Lebenszyklus der Gattung *Prosorhynchus* in indonesischen Gewässern nachzuvollziehen und die involvierten Zwischenwirtsarten zu identifizieren. Fische sind im verschmutzen Wasser gestresst und Ektoparasiten können sich die daraus resultierende Schwächung des Immunsystems zum Vorteil machen (Wedemeyer et al. 1976). Die Tatsache, dass mit *Prosorhynchus* ein Endoparasit anthropogene Verschmutzung zu seinem Vorteil nutzt, ist eine neue Beobachtung in der parasitologischen Forschung (**Neubert et al. 2016b**). Des Weiteren wird deutlich, dass das Taxon *Prosorhynchus* spp. einen adäquaten Indikator für Wasserverschmutzung darstellt (**Neubert et al. 2016b**).

Neben den beschrieben Parasiten zeigen 5 Indices das Potenzial als Verschmutzungsindikatoren eingesetzt zu werden. Rückert (2006) und Rückert et al. (2009) führten den Shannon Index of Species Diversity der Endoparasitenfauna als Indikator anthropogener Belastung ein, da mithilfe dieses Indexes der Diversitätsverlust der Endoparasitengemeinschaft in beeinträchtigten Habitaten nachgewiesen werden kann. **Neubert et al. (2016b)** dokumentierten den höchsten Wert für die BR, welche als mäßig durch den Menschen belastet einzuordnen ist (Damar 2003). Jedoch folgen die Proben des naturnahen Standorts (GvB) mit geringem Abstand. Auch die Proben aus den GvSA erreichen ein ähnliches Niveau und selbst die Probe aus den GvBJ kommt nahe an die zuvor genannten Standorte heran. Demgegenüber steht ein deutlich geringerer Wert für die stark verschmutzte BJ (Tab. 4). Das zeigt, wie sensibel der Shannon Index of Species Diversity der Endoparasitenfauna auf massive Verschmutzung reagiert, besonders da davon auszugehen ist, dass die relativ großen und somit alten Fische aus den GvBJ Parasiten über die Zeit akkumuliert haben (Palm und Bray 2014) und der Wert bei ähnlich großen Fischen deutlich geringer ausgefallen wäre (siehe 1.6.8).

Nach Kleinertz (2010) kann der Pielou Index of Evenness der Endoparasiten dazu genutzt werden, die Verfügbarkeit der Zwischenwirte in einem Gewässer anzuzeigen. Da viele Zwischenwirte sensibel auf Wasserverschmutzung reagieren (Lafferty 1997, Palm 2011), stellt der Pielou Index of Evenness der Endoparasiten einen wirkungsvollen Indikator für anthropogene Verschmutzung dar. In der BJ steht der potenziellen Endoparasitengemeinschaft von *E. coioides* im Vergleich zu unbelasteten Habitaten nur ein Bruchteil der Zwischenwirtsorganismen zur Verfügung, was deutlich durch einen sehr geringen Pielou Index of Evenness angezeigt wird. Die GvB zeigen einen bis zu neunfach so hohen Wert, was

eindrucksvoll den Unterschied zwischen einem naturnahen und einem massiv degradierten Habitat veranschaulicht (Tab. 4).

Diese Beobachtung wird durch den Berger-Parker Index of Dominance bekräftigt. In stark belasteten Gewässern wird die endoparasitische Gemeinschaft von einer Parasitenart bzw. einer geringen Anzahl von Parasitenarten dominiert (Kleinertz et al. 2014). Die absolute Dominanz einer Art (es kommt nur eine einzige Art vor) ergibt einen Wert von 1,0. In der BJ erreicht der Berger-Parker Index of Dominance einen Wert von 0,99. Für diesen außergewöhnlichen Wert ist die Art *Prosorhynchus luzonicus* verantwortlich. Dass ein Vertreter der Gattung *Prosorhynchus* die Parasitenfauna absolut dominiert ist schlüssig, da dieses Taxon nachweislich einen Vorteil aus verschmutzen Umweltbedingungen ziehen kann (siehe oben). Der Berger-Parker Index of Dominance für die GvBJ ist der zweithöchste der Datenreihe (Tab. 4). Ein fast identischer Wert konnte für die Probe GvSA 2008 ermittelt werden. Eine hierarchische Clusteranalyse der Parasitengemeinschaft (Abb. 9) weist diese Probe als einzige aus der stark belasteten SA aus (siehe 1.6.5). Folgerichtig lässt der Berger-Parker Index of Dominance das gleiche Ergebnis erkennen wie die komplexe Ähnlichkeitsanalyse und ist somit als überaus sensitiver Indikator der Verschmutzung zu bewerten.

In unbelasteten tropischen Küstengewässern ist die Anzahl der nachgewiesenen endoparasitischen Arten bei piscivoren Fischen gewöhnlich höher als die der ektoparasitischen Arten (Vidal-Martínez et al. 1998, Jakob und Palm 2006, Rückert et al. 2009a). Daher kann das Verhältnis von Ekto- zu Endoparasiten genutzt werden, um das gestörte Gleichgewicht einer Parasitengemeinschaft in belasteten Gewässern anzuzeigen (Palm und Rückert 2009). Die analysierten Habitate bestätigen diesen Sachverhalt. Alle Proben aus vorgelagerten Küstengewässern zeigen einen Wert kleiner als eins. Mit einem Wert von 2 für die BJ wird die Dominanz der Ektoparasiten in einem belastetet Gewässer eindrucksvoll widergespiegelt (Tab. 4). Es fällt jedoch auf, dass der geringste Wert in den GvBJ registriert werden konnte. Das ist jedoch nicht der Wasserqualität geschuldet, sondern der Fischgröße (siehe 1.6.8). Somit wird deutlich, dass das Verhältnis von Ekto- zu Endoparasiten als Indikator stark abhängig von der Größe der untersuchten Fische ist. Daher ist in Bezug auf diesen Indikator besonders auf eine homogene Größenverteilung der zu untersuchenden Fische zu achten.

Neben dem gestörten Gleichgewicht zwischen Ekto- und Endoparasiten kann häufig eine erhöhte Anzahl von Kiemenparasiten in verschmutzten Gewässern beobachtet werden (Skinner 1982, Dzikowski et al. 2003). Um dieser Tatsache eine besondere Bedeutung beizumessen und im gleichen Zuge der Problematik der Fischgröße zu begegnen, wurde mit dem Verhältnis von Kiemenparasiten (Anzahl) zum Fischgewicht ein neuer Index entwickelt (**Neubert et al. 2016b**). Dieser Index zeigt seinen geringsten Wert unter naturnahen Umweltbedingungen und nimmt mit wachsender Belastung der Gewässer zu (Tab. 4). Dadurch zeigt der vorgeschlagene Index deutlich den anthropogenen Einfluss an und ist darüber hinaus der einzige Parameter, der

die Fischgröße berücksichtigt. Lafferty (1997) erkannte bereits, dass es von Vorteil ist, mehr als eine Parasitenart für eine Umweltindikationsstudie zu nutzen. Daher wurde nicht nur eine der oben beschriebenen Arten bzw. ein Index als Indikator der anthropogenen Verschmutzung ausgewählt, sondern eine Kombination aus den beschriebenen 12 Parametern. Ein Vergleich der analysierten indonesischen Küstengebiete in Bezug auf diese 12 Parameter (normalisiert – siehe 1.6.3) zeigt hochsignifikante Unterschiede (ANOVA: $F = 6{,}47$; $P < 0{,}01$). Die BJ grenzt sich deutlich von den weiteren Standorten ab und wird als das am stärksten belastete Habitat identifiziert (Abb. 8). Dementsprechend kann die erste Hypothese der vorgelegten Arbeit „*Die Parasitenfauna des Zackenbarsches Epinephelus coioides spiegelt den anthropogenen Einfluss auf das Habitat, in dem er lebt, wieder und bietet die Möglichkeit, Verschmutzung zu detektieren*“ verifiziert werden. Die 12 ausgewählten parasitologischen Parameter zeigen ebenso deutlich an, dass die Umweltbedingungen in den GvBJ negativ durch die BJ beinflusst werden (Abb. 8). Somit kann auch die zweite Hypothese dieser Arbeit „*Ein "Verschmutzungshotspot" an der Küste wirkt sich negativ auf das vorgelagerte Habitat aus und die Parasiten von Epinephelus coioides zeigen diesen Einfluss an*“ bestätigt werden. Das für die visuelle Darstellung genutzte SGS sowie dessen Entwicklung werden in Kapitel 1.6.3 vorgestellt und diskutiert.

Die Parasiten von *E. coioides* zeigen neben ihrer Eignung als Umweltindikatoren auch die Möglichkeit, Aquakultursysteme in Hinblick auf ihre Zuchtbedingungen zu bewerten (siehe 1.6.7). Dabei wurde deutlich, dass für diese Anwendung andere Parasitenarten und Indices benötigt werden, als für die Indikation von Umweltverschmutzung in der freien Wildbahn. Die Autoren behielten die Parasitenarten *Philometra* sp., *Prosorhynchus* spp. und *Pseudorhabdosynochus* sp. bei, nutzten aber 7 neue Taxa als Indikatoren. Im Einzelnen handelt es sich um die Ektoparasiten *Benedenia* sp., *Cryptocaryon irritans* und *Trichodina* sp. sowie die Endoparasiten *Allopodocotyle* sp., *Ascarophis* sp., *Centrocestus* sp. und *Ceratomyxa* sp. (Tab. 6).

Ektoparasitische Hakensaugwürmer können in Aquakultursystemen vermehrt auftreten, was ihrem direkten Lebenszyklus und der vereinfachten Rück- bzw. Wiederinfektion in solchen Anlagen geschuldet ist (Ogawa 2014). *Benedenia* sp. und *Pseudorhabdosynochus* sp. sind dafür bekannt, Fische in asiatischen Marikulturanlagen, vor allem Zackenbarsche in Netzaquakulturen, zu infizieren (Chang und Wang 2000, Tonguthai und Leong 2000, Cruz-Lacierda und Erazo-Pagador 2004, Leong et al. 2006, Do und Phan 2007, Ogawa 2014). *Benedenia* sp. sowie *Pseudorhabdosynochus* sp. wurden bereits erfolgreich als Umweltindikatoren eingesetzt (Paperna 1996, Bayoumy et al. 2008, **Neubert et al. 2016b**). Ihre Funktionalität in Bezug auf die Aquakultur zeigen beide Taxa deutlich am Beispiel der vietnamesischen Küste (**Truong et al. 2017**). *Benedenia* sp. konnte ausschließlich in der N-AqCB nachgewiesen werden, welche die höchste Besatzdichte sowie die schlechtesten

Umweltparameter der beprobten Anlagen bietet. *Pseudorhabdosynochus* sp. wurde hingegen an allen 4 Standorten isoliert. Die höchste Prävalenz wurde wiederum für die N-AqCB festgestellt, gefolgt von der zweiten beprobten Netzaquakultur (N-AqHL). Im Vergleich zu den beiden Netzkäfigaquakulturen erreichte die Probe aus der fWHL einen deutlich geringeren Wert (Tab. 5). Die dokumentierten 56,7 % sind als Vergleichswert für einen naturnahen Standort der vietnamesischen Küste zu interpretieren, da in den vorangegangenen Studien indonesischer Küstengewässer ein fast identischer Wert von 53,3 % für den naturnahen Referenzstandort Bali beschrieben werden konnte (Kleinertz und Palm 2015). Somit wird bestätigt, dass die Gattung *Pseudorhabdosynochus* von Natur aus mit hoher Prävalenz auf *E. coioides* vorkommt (siehe oben). Die sehr geringe Prävalenz von 6,7 % für die T-AqNH stellt folglich einen unnatürlichen Zustand dar. Dieser ist jedoch in Hinblick auf die Aquakultur als positiv zu bewerten, da die Infektion mit potenziell schadhaften Parasiten durch die Kultivierungsmethode reduziert werden konnte (**Truong et al. 2017**). Als ausschlaggebender Faktor kann hierbei nur die Salinität des Wassers benannt werden. Die Salinität in der T-AqNH schwankt zwischen 10 und 15 PSU (**Truong et al. 2017**). Der marine Parasit *Pseudorhabdosynochus* sp. wird somit an sein Salinitätsminimum gedrängt, was sich in einer deutlich reduzierten Prävalenz niederschlägt.

Verschmutztes Wasser verursacht Stress bei Fischen und der protozoische Ektoparasit *Cryptocaryon irritans* kann als Indikator für diesen Stress genutzt werden (Overstreet 1993, Diamant et al. 1999). *Trichodina* sp., ein weiterer ektoparasitischer Vertreter der Protozoa, ist dazu geeignet die Bakterienbiomasse auf Fischen in verschmutzten Gewässern abzuschätzen (Palm und Dobberstein 1999, Ogut und Palm 2005, Palm et al. 2011, Kleinertz und Palm 2015). Beide Parasiten verursachen, häufig gekoppelt mit weiteren Faktoren, sekundäre Erkrankungen und erhöhte Mortalitätswerte in intensiven Zackenbarschkulturen (Tonguthai und Leong 2000, Cruz-Lacierda und Erazo-Pagador 2004, Leong et al. 2006). In der N-AqCB zeigen beide Arten die höchste Prävalenz und weisen dementsprechend diese Anlage als diejenige mit den schlechtesten Bedingungen aus. Es folgen jeweils die Werte für die T-AqNH, wohingegen sowohl in der fWHL als auch in der N-AqHL weder *C. irritans* noch *Trichodina* sp. dokumentiert werden konnten (Tab. 5). Diese Beobachtung verdeutlicht, dass die Bedingungen für eine Zackenbarschnetzkultur in Ha Long deutlich besser als in Cat Ba sind, was wahrscheinlich den besseren Umweltbedingungen sowie der geringeren Besatzdichte zuzuschreiben ist (**Truong et al. 2017**). Daraus lässt sich schließen, dass sowohl *C. irritans* als auch *Trichodina* sp. hervorragende Indikatoren für die Bewertung von Aquakulturanlagen darstellen.

Gleiches gilt für die Gattung *Ceratomyxa* (Myxozoa), welche zudem als gefährlicher endoparasitischer Krankheitserreger bei Fischen bekannt ist (Hnath 1983, Alvarez-Pellitero und Sitjà-Bobadilla 1993a,b, Rigos et al. 1997, Rodgers und Furones 1998, Katharios et al. 2007). Die Gattung *Ceratomyxa* hat bereits ihre Eignung als Indikator unter Beweis gestellt (Khan et

al. 1986, Khan 1998). Wie zuvor bei den protozoischen Ektoparasiten, zeigt sich der mit Abstand höchste Wert in der N-AqCB (Tab. 5). Daher ist das Risiko einer verheerenden Gallenblaseninfektion für diesen Standort am höchsten einzuschätzen und die vorherrschenden Zuchtbedingungen in dieser Anlage müssen als ungeeignet eingestuft werden. Eine besondere Problematik für die Fischgesundheit stellt die zumeist ohne externe Symptome verlaufende, krankhafte Veränderung des Gastrointestinaltrakts der Fische durch *Ceratomyxa* sp. dar (Alvarez-Pellitero und Sitjà-Bobadilla 1993b). Dies erschwert die Diagnose einer *Ceratomyxa*-Infektion, besonders für ungeschultes Personal.

Neben den Vertretern der Myxozoa, kann auch der Befall mit metazoischen Endoparasiten einen negativen Effekt auf die Fischgesundheit haben (Hunter und Hunter 1938, Hoffman 1956, Thompson 1983, Moravec und de Buron 2013). Daher wurden *Allopodocotyle* sp., *Ascarophis* sp., *Centrocestus* sp., *Philometra* sp. und *Prosorhynchus* spp. 1 als Indikatorarten für Zuchtbedingungen in Aquakulturanlagen vorgeschlagen (Tab. 5). Grundlage der Entscheidung für diese Taxa war die Annahme, dass eine geringe Belastung mit Endoparasiten als positiv und eine hohe Belastung als negativ für die Aquakultur zu bewerten ist (**Truong et al. 2017**).

Allopodocotyle sp. und *Ascarophis* sp. wurden mit der höchsten Prävalenz in der fWHL dokumentiert. Die erreichten Werte spiegeln den natürlichen oder zumindest einen naturnahen Zustand zwischen Wirt und Parasit wider. Unter Zuchtbedingungen nimmt die Prävalenz ab und beide Taxa weisen die T-AqNH als beste Anlage aus, da hier keine der beiden Arten nachgewiesen werden konnte (Tab. 5). Der Grund hierfür ist die Salinität des Wassers. Eine Infektion der Fische durch *Allopodocotyle* sp. und *Ascarophis* sp. ist auf natürlichem Wege nicht möglich, da die marinen Zwischenwirte fehlen und eine Übertragung durch die verfütterten Fischarten offensichtlich nicht stattfand. Auffällig ist, dass für *Centrocestus* sp. und *Philometra* sp. das Gegenteil der Fall ist. Beide ziehen einen Vorteil aus den brackigen Bedingungen und zeigen die höchsten Werte in der T-AqNH. Interessanterweise handelt es sich bei dem Vertreter der Gattung *Philometra* wahrscheinlich um eine Süßwasser- bzw. Brackwasserart, da sie ausschließlich in diesem Milieu nachgewiesen werden konnte (Tab. 5).

Wie bereits in Bezug auf die Umweltindikation, stellen *Prosorhynchus* spp einen Sonderfall dar. Die höchste Prävalenz wurde nicht, wie bei *Allopodocotyle* sp. und *Ascarophis* sp., in der freien Wildbahn nachgewiesen, sondern in der N-AqCB. Es folgt die N-AqHL und erst dann die fWHL (Tab. 5). **Neubert et al. (2016b)** identifizierten *Prosorhynchus* spp. erstmals als Parasiten, die trotz ihrer endoparasitischen Lebenswese einen Vorteil aus belasteten Umweltbedingungen ziehen können. Folgerichtig erfüllt die Gattung *Prosorhynchus* nicht nur die zuvor erwähnte Prämisse, dass eine hohe Parasitenbelastung als schlecht für die Aquakultur einzuordnen ist, sondern bietet als Endoparasit auch die Möglichkeit ungünstige Zuchtbedingungen in einer Aquakulturanlage anzuzeigen. Damit ist die Gattung *Prosorhynchus* als überaus geeigneter Indikator im Bereich der Aquakultur einzuordnen.

Die für die Indikation der Umweltbedingungen genutzten Indices erfüllen ihren Zweck in Bezug auf die Aquakultur nicht und wurden durch den Berger-Parker Index of Dominance und den Pielou Index of Evenness der gesamten Parasitenfauna ersetzt. Der Berger-Parker Index of Dominance kann dazu genutzt werden, ungünstige Bedingungen in einer Anlage anzuzeigen. Diese Aussage beruht darauf, dass unter solchen Bedingungen nur wenige Arten die gesamte Parasitenfauna dominieren (siehe oben). Die Dominanz einer Art geht häufig mit einer hohen quantitativen Infektion konform. Eine derartige massive Infektion (z. B. Monogeneen) stellt eine ernst zu nehmende Gefährdung der Fischgesundheit dar und ist somit ein großer Risikofaktor in Bezug auf die Wirtschaftlichkeit einer Netzaquakultur (Hutson et al. 2007). Der Berger-Parker Index of Dominance zeigt dieses Gefährdungspotenzial zuverlässig an. Dies wird durch einen geringen Wert für die fWHL deutlich, welcher für eine natürliche und somit ausgewogene Parasitierung spricht. Auch die T-AqNH erreicht einen ähnlichen Wert, was als positiv für dieses Aquakulturverfahren zu werten ist. Im Gegensatz dazu zeigen die sehr hohen Werte in den beiden Netzaquakulturen (N-AqHL und N-AqCB) an, dass das natürlich Verhältnis nachhaltig gestört ist und die Parasitenfauna beinahe komplett von einer Art dominiert wird (Tab. 6). Sowohl bei der N-AqHL als auch bei der N-AqCB handelt es sich dabei um den Monogeneen *Pseudorhabdosynochus* sp., welcher zum Teil mit über 1000 Individuen auf einem Fisch nachgewiesen werden konnte (Tab. 5).

Der Pielou Index of Evenness spiegelt die Verfügbarkeit von Zwischenwirtsorganismen wider (Kleinertz 2010). Viele potenzielle Zwischenwirte ermöglichen vielen Parasitenarten, ihre Lebenszyklen zu vollenden, was zu einer gleichmäßigen Verteilung der Parasitengemeinschaft eines Fisches führt. Wenn jedoch nur wenige Parasiten die gesamte Fauna bestimmen, schlägt sich das in einer ungleich verteilten Parasitengemeinschaft nieder, welche wiederum die Gefahr von gefährlichem Massenauftreten einzelner Arten mit sich bringt. In der Aquakultur gehören die dominierenden Parasiten häufig zu den Monogenea (siehe oben) und diese sind dafür bekannt, die Mortalität bei Fischen in Netzkäfiganlagen zu erhöhen (Thoney und Hargis 1991, Merella et al. 2009, Gonzales et al. 2015). Die geringen Werte des Pielou Index of Evenness für die N-AqHL und N-AqCB zeigen die erhöhte Gefahr einer von Parasiten verursachten Erkrankung der Fische zuverlässig an und weisen diesen Index als geeigneten Indikator für die Haltungsbedingungen von Aquakulturanlagen aus (Tab. 6).

Epinephelus ongus

Die Küstengewässer Indonesiens zeichnen sich durch die weltweit größte Biodiversität mariner Fische aus (Allen 2008). Der Karimunjawa-Nationalpark ist eine der entlegensten und unberührtesten Inselgruppen dieser Region. Daher repräsentiert die dokumentierte Fauna den natürlichen Zustand der Parasitengemeinschaft von *E. ongus* in Indonesien und stellt eine ausgezeichnete Datengrundlage für zukünftige Bioindikationsstudien dar. Aber auch ohne

Vergleichswerte aus Ökosystemen mit anderen Umweltbedingungen lassen sich anhand der dokumentierten Parasiten Rückschlüsse ziehen. In der Arbeit von **Neubert et al. (2016b)** konnte die Gattung *Pseudorhabdosynochus* als Indikator für den Umweltstatus eines Habitats etabliert werden. Eine hohe Prävalenz (> 90 %) dieses Hakensaugwurmes indiziert starke anthropogene Belastung. Die in Karimunjawa dokumentierte Prävalenz von *P. quadratus* liegt mit 77,1 % deutlich unter diesem Schwellenwert. Ein ähnliches Niveau erzielte zum Beispiel *Pseudorhabdosynochus* sp. bei *E. coioides* an dem naturnahen Vergleichsstandort (GvB: 80,0 und 53,3 %). Weiterhin wurde die zweite isolierte Art der Gattung mit lediglich 14,3 % Prävalenz nachgewiesen. *Pseudorhabdosynochus* erfüllte somit auf den ersten Blick das zu erwartende Schema und weist die vorherrschenden Umweltbedingungen in Karimunjawa als naturnah aus. Die mittlere Intensität erreicht jedoch bei *P. quadratus* einen für freilebende indonesische Zackenbarsche noch nie beobachteten Wert von 260,1 (vgl. Palm und Rückert 2009, Rückert et al. 2010, Kleinertz et al. 2014, Kleinertz und Palm 2015, **Neubert et al. 2016b**). Der quantitativ sehr hohe Befall von *E. ongus* durch *P. quadratus* mit bis zu über 1000 Individuen je Fisch führt zu einem Berger-Parker Index of Dominance von 0,97 und einem Pielou Index of Evenness von 0,06. Diese Werte zeigen eindrucksvoll die ausgeprägte Dominanz von *P. quadratus* in Bezug auf die Parasitenfauna von *E. ongus*. Die Dominanz einer Art sowie die erhöhte Intensität von Ektoparasiten sind jedoch typisch für verschmutzte Gewässer (Haensly et al. 1982, Skinner 1982, Khan und Kiceniuk 1988, Marcogliese und Cone 1996, MacKenzie 1999, Dzikowski et al. 2003, Kleinertz und Palm 2015, **Neubert et al. 2016b**). Der Karimunjawa Nationalpark ist dagegen als naturnah zu bewerten. Die Belastung mit Abwässern ist örtlich begrenzt und beruht auf die Haushalte der nicht mehr als 6000 Menschen zählenden lokalen Bevölkerung (Sugianti und Mujiyanto 2014). Daher ist das beobachtete Muster von *P. quadratus* sowie die daraus resultierenden Werte für den Berger-Parker Index of Dominance und den Pielou Index of Evenness in Bezug auf die biologische Umweltindikation als überaus interessant einzustufen. Das allgemein akzeptierte Muster (siehe oben) wird nicht bedient und eine Pauschalisierung, die diplectaniden Monogeneen betreffend, erscheint nicht mehr möglich (siehe 1.6.6). Eine denkbare Erklärung für diese Beobachtung liefert das Alter der analysierten Fische. Im Gegensatz zu *E. ongus* handelt es sich bei den zuvor berücksichtigten Arten um juvenile Tiere und es ist möglich, dass sich *P. quadratus* in den relativ alten Fischen über die Zeit angereichert hat (**Neubert et al. 2016a**). Jedoch sind über die zu erwartende Lebensspanne von *P. quadratus* keine Daten verfügbar.

Eine Alternativerklärung wäre, dass die Umweltbedingungen des Karimunjawa-Nationalparks nicht so naturnah sind, wie von Sugianti und Mujiyanto (2014) berichtet. Diese These wird durch den geringen Shannon Index of Species Diversity sowie die Tatsache gestützt, dass nur eine Digeneenart isoliert werden konnte, obwohl dieses Taxon dafür bekannt ist mit vielen Vertretern in Zackenbarschen vorzukommen (Cribb et al. 2002). Dessen ungeachtet erreicht der

Shannon Index of Species Diversity, beschränkt auf die Endoparasiten, einen für eine Zackenbarschart aus indonesischen Gewässern noch nie dokumentierten Wert von 1,93. Im Vergleich dazu wurde für *E. coioides* der Höchstwert von 1,84, für *E. fuscoguttatus* von 1,78 und für *E. areolatus* von 1,61 beschrieben. Diese Ergebnisse stammen ebenfalls von naturnahen Standorten (Rückert 2006, Palm und Rückert 2009, Rückert et al. 2010, Palm et al. 2011, Kleinertz et al. 2014, Kleinertz und Palm 2015, **Neubert et al. 2016b**). Folgerichtig muss die Endoparasitenfauna von *E. ongus* aus den GKNP als überaus divers bezeichnet werden. Der Shannon Index of Species Diversity ist dafür bekannt, den Diversitätsverlust von Endoparasiten in anthropogen belasteten Habitaten anzuzeigen (Rückert 2006, Rückert et al. 2009a). Somit muss die These über die beeinträchtigte Wasserqualität im Nationalpark Karimunjawa verworfen werden. Das marine Nahrungsnetz ist offensichtlich intakt und bietet daher einer Vielzahl von endoparasitischen Arten die Möglichkeit, ihre komplexen Lebenszyklen zu vollenden. Das indiziert nicht nur die hohe Diversität der Endoparasiten, sondern auch die Normalverteilung der endoparasitischen Gemeinschaft (dargestellt durch einen Pielou Index of Evenness (Endoparasiten) von 0,84 und einen Berger-Parker Index of Dominance (Endoparasiten) von 0,27). Ein derartiges Muster der Endoparasitenfauna ist charakteristisch für unbelastete Habitate (Lafferty 1997, MacKenzie 1999).

Darüber hinaus spricht die hohe Zahl an isolierten Nematodenarten (7) für ein gesundes Ökosystem in Karimunjawa. Offensichtlich ist die vielfältige Fauna von potenziellen Zwischenwirten vorhanden, welche nötig ist, um die komplexen Lebenszyklen dieser Parasitengruppe zu realisieren. Durch die dokumentierten Cestoden wird diese Beobachtung gestützt. Cestoden weisen ebenfalls komplexe Lebenszyklen auf und wurden bereits als Indikatoren für naturnahe Umweltbedingungen beschrieben (Palm 2011). Zudem weist auch das Verhältnis von Ekto- zu Endoparasiten die GKNP als ein Habitat mit naturnahen Umweltbedingungen aus (Rückert et al. 2009). Es sollte jedoch bedacht werden, dass weder die massive (quantitative) Infektion mit *P. quadratus* noch die geringe Artenvielfalt an Digeneen charakteristisch für Zackenbarsche aus naturnahen Ökosystemen ist (vgl. Kleinertz et al. 2014, Kleinertz und Palm 2015, **Neubert et al. 2016b**).

Bei der Arbeit von **Neubert et al. (2016a)** handelt es sich um die erste umfangreiche parasitologische Untersuchung von *E. ongus* weltweit. Somit beruhen die vorgelegten Ergebnisse auf 35 Individuen von nur einem Standort. Das verdeutlicht den dringenden Bedarf an weiteren parasitologischen Studien, um die parasitenbasierte biologische Indikation in den überaus diversen indonesischen Küstengewässern voranzutreiben.

1.6.3 Die Entwicklung des Star Graph Systems als Hilfsmittel der parasitenbasierten biologischen Indikation

Die Darstellung der Ergebnisse in einem Star Graphen basiert auf der Arbeit von Bell und Morse (2003). Palm und Rückert (2009) nutzten erstmals die Möglichkeit der vereinfachten visuellen Darstellung im Bereich der parasitenbasierten Indikation. Die Autoren bewerteten den Umweltzustand des marinen Ökosystems der SA anhand von 3 parasitologischen Parametern. Die Prävalenz von trichodinen Ciliaten diente der Indikation einer erhöhten Bakterienbiomasse in verschmutzten Gewässern (Palm und Dobberstein 1999, Ogut und Palm 2005). Das Verhältnis von Ekto- zu Endoparasiten wurde genutzt, um anzuzeigen, ob die Anzahl der Endoparasiten die der Ektoparasiten überschreitet. Dies wäre ein Zustand, der charakteristisch für Raubfische in naturnahen tropischen Gewässern ist (Vidal-Martínez et al. 1998, Jakob und Palm 2006, Rückert et al. 2009). Der Shannon Index of Species Diversity wurde als Indikator für den Diversitätsverlust der Endoparasitenfauna in anthropogen belasteten Gewässern verwendet (Rückert 2006, Rückert et al. 2009). Die Autoren berücksichtigten in ihren Analysen 3 verschiedene Fischarten, unter denen sich bereits *E. coioides* befand. Die Darstellung der Ergebnisse erfolgte in einer zweidimensionalen Abbildung, in welcher alle 3 Parameter vom Mittelpunkt entsprangen und so eine dreieckige Fläche aufspannten. Da die Parameter mit ihren Optima nach außen orientiert waren, indizierte eine große Fläche naturnahe Umweltbedingungen, wohingegen ein kleiner Wert auf ein negativ beeinflusstes Habitat schließen ließ. Diese Art der Ergebnispräsentation dient einer vereinfachten Darstellung eines komplexen Sachverhaltes und erleichtert den Wissenstransfer zu fachfremden Entscheidungsträgern (Palm und Rückert 2009).

Der nächste Schritt in der Entwicklung des SGSs war die Ergänzung von 3 weiteren Indikatoren. Palm et al. (2011) fügten die Prävalenz von *Scolex pleuronectis*, *Terranova* sp. und *Raphidascaris* sp. den zuvor genannten Indices hinzu und nutzen diese, nun 6, Parameter zur Bewertung der Umweltbedingungen einer *E. fuscoguttatus*-Marikulturanlage. Durch die 6 Parameter zeigte sich erstmalig die namensgebende Sternenform der resultierenden Abbildungen.

Kleinertz et al. (2014) untersuchten den Wirt *E. areolatus* und änderten die Konfiguration des SGSs erneut. Die Autoren nutzten anstelle von *S. pleuronectis* und *Terranova* sp. die Parasiten *Callitetrarhynchus gracilis*, *Didymodiclinus* sp. (korrigiert zu *All. epinepheli* **Neubert et al. (2016b)**), *Parotobothrium balli* und *Serrasentis sagittifer* als Indikatoren für die Umweltbedingungen der berücksichtigten Habitate. Zudem ergänzten sie erstmals den Hepatosomatischen Index, den Pielou Index of Evenness der Endoparasiten sowie den Simpson Index als zusätzliche Parameter. Der Hepatosomatische Index diente der Indikation einer erhöhten enzymatischen Aktivität von gestressten Fischen in verunreinigtem Wasser (Munkittrick et al. 1994). Der Pielou Index of Evenness zeigt die Verfügbarkeit von

potenziellen Zwischenwirten an und der Simpson Index dokumentiert die erfolgreiche Übertragung von Parasiten (Kleinertz 2010). Das SGS beinhaltete nun 10 Parameter, wodurch die Sternenform der Ergebnisabbildung weiter verstärkt wurde.

Kleinertz und Palm (2015) griffen *E. coioides* erneut als Zielorganismus auf und nutzten das SGS, um die Umweltbedingungen verschiedener Habitate entlang der indonesischen Küste zu bewerten. Dafür wurde die Zusammenstellung der Parameter abermals überarbeitet. Die Autoren verwendeten dieselben Indices wie Kleinertz et al. (2014), änderten jedoch erneut die Indikatorarten. Sie griffen auf die bereits von Palm et al. (2011) für *E. fuscoguttatus* genutzten Arten zurück und ergänzten *Zeylanicobdella arugamensis*. Nach erfolgreicher Darstellung der verschieden stark beanspruchten Habitate mithilfe des SGSs blieb jedoch eine Frage offen: Wie reagiert die dokumentierte Parasitenfauna auf starke Verschmutzung (Kleinertz und Palm 2015)?

Diese Frage wurde von **Neubert et al. (2016b)** durch die Weiterentwicklung des SGSs beantwortet (siehe 1.6.5). Darüber hinaus wurde von den Autoren gezeigt, dass sich ein "Verschmutzungshotspot" negativ auf die vorgelagerten Küstengebiete auswirkt und die Parasitenfauna von *E. coioides* zur Indikation anthropogener Verschmutzung genutzt werden kann. Für diesen finalen Schritt in der Entwicklung des SGSs musste die Konfiguration nochmals geändert werden. Der Vergleich der Parasitengemeinschaft von *E. coioides* aus der BJ sowie aus den GvBJ mit den Ergebnissen aus den vorangegangenen Studien (weniger stark belastete bzw. naturnahe Gebiete) ermöglichte die Auswahl der geeigneten Parameter. Dabei bestand die Schwierigkeit, aus den 51 bekannten parasitologischen Taxa (Datenkombination aus Yuniar 2005, Rückert 2006, Palm und Rückert 2009, Kleinertz 2010, Kleinertz und Palm 2015, **Neubert et al. 2016b**) sowie der großen Menge an berechenbaren parasitologischen Kenngrößen die potenziellen Indikatoren für anthropogene Verschmutzung auszuwählen. 7 Parasitentaxa sowie 5 parasitologische Indices erfüllen diese Aufgabe (Tab. 4). Parasiten einer Gattung, die nicht auf das Artniveau bestimmt werden konnten, wurden in einer Gruppe (*species pluralis*) zusammengefasst, wenn sie studienübergreifend im selben Mikrohabitat nachgewiesen werden konnten. Somit konnte die Vergleichbarkeit der Datensätze realisiert werden.

Im Konflikt mit dieser methodischen Maßnahme steht die Aussage, dass selbst nahe verwandte Arten auf Änderungen der Umweltbedingungen verschieden reagieren können (MacKenzie 1999). Kontrovers berichtet Marcogliese (2005a) jedoch, dass nahe verwandte Arten auf die gleiche Weise auf anthropogene Beeinträchtigungen der Umwelt antworten. In Bezug auf die biologische Indikation ist der These von Marcogliese (2005a) zu folgen, wobei überaus wichtig ist, dass die betroffenen Parasiten aus dem gleichen Mikrohabitat stammen müssen. Der gleiche Lebensraum in Kombination mit der nahen taxonomischen Verwandtschaft impliziert einen identischen Lebenszyklus, welcher eine synchrone Reaktion auf anthropogene Beeinflussung

sehr wahrscheinlich macht. An dieser Stelle wird jedoch deutlich, wie dringend weiterführende taxonomische Arbeiten auf dem Gebiet der marinen Fischparasitologie in Indonesien sind, um diesem Konflikt durch Bestimmungen bis auf das Artniveau vorzubeugen.

Die von **Neubert et al. (2016b**) erstmalig für das SGS genutzte Assel *A. rhinoceros*, die Ruderfußkrebse *Caligus* spp. und die Hakensaugwürmer *Pseudorhabdosynochus* spp. erfüllen die an ektoparasitische Organismen gestellten Bedingungen der biologischen Umweltindikation und repräsentieren somit geeignete Indikatorarten (siehe 1.6.2). Im Gegensatz zu Ektoparasiten werden Endoparasiten in verschmutzten Habitaten weniger häufig nachgewiesen (Lafferty 1997, MacKenzie 1999). Die Fadenwürmer *Philometra* spp. zeigen diesen Sachverhalt verlässlich an (siehe 1.6.2) und wurden daher als Indikator für naturnahe Bedingungen in das SGS aufgenommen. Im Gegensatz zu *Philometra* spp. entsprechen die digenetischen Saugwürmer *Prosorhynchus* spp. dem allgemein akzeptierten Schema für Endoparasiten nicht. Sie profitieren von anthropogener Verschmutzung und wurden folgerichtig als Indikatoren für wachsende Verschmutzung in das SGS integriert (**Neubert et al. 2016b**).

Neben den vorgestellten Arten eignen sich 5 parasitologische Indices zur Indikation der Verschmutzungssituation indonesischer Küstengewässer. Dabei konnte das Verhältnis von Ekto- zu Endoparasiten, der Shannon Index of Species Diversity der Endoparasiten nach Palm und Rückert (2009) sowie der Pielou Index of Evenness der Endoparasiten nach Kleinertz et al. (2014) im SGS beibehalten werden. Zusätzlich wurde der Berger-Parker Index of Dominance (Endoparasiten) genutzt, um darzustellen, dass die Parasitenfauna in verschmutzten Gewässern ungleich verteilt ist und nur von wenigen Arten dominiert wird (Marcogliese und Cone 1996, Kleinertz et al. 2014). Außerdem wurde mit dem Verhältnis von Kiemenparasiten (Anzahl) zum Fischgewicht ein neuer Index entwickelt (**Neubert et al. 2016b**). Dieser zeigt an, dass die Anzahl der kiemeninfizierenden Parasiten in verschmutzten Gewässern zunimmt (Haensly et al. 1982, Skinner 1982, MacKenzie 1999, Dzikowski et al. 2003) und berücksichtigt gleichzeitig die Größe der untersuchten Fische (siehe 1.6.8). Da die Anzahl der Individuen für den Index genutzt wird (siehe 1.6.2), ist der Bezug zur Fischgröße von großer Bedeutung. Fische können Parasiten im Laufe der Zeit anreichern (Palm und Bray 2014). Deshalb können auf einem großen und somit älteren Fisch mehr Parasiten nachgewiesen werden als auf einem kleineren derselben Art. Bei kiemeninfizierenden Parasiten spielt somit die Größe der Kiemen, also des verfügbaren Mikrohabitats, eine entscheidende Rolle. Ein großer Fisch bietet dem Parasiten de facto mehr Lebensraum als ein kleiner. Daher ist die Integration der Fischgröße entscheidend, um die Aussagekraft des Indexes nicht zu verfälschen.

Durch die vorgestellten Indices sowie Indikatorarten spannen nun 12 Parameter die Fläche des SGSs auf. In den vorangegangenen Arbeiten waren die Achsen des SGSs mit der jeweiligen Skala des anliegenden Parameters versehen. Somit trugen die verschiedenen Parameter nicht im gleichen Umfang zum Ergebnis bei. Das liegt daran, dass die Skalen der verschiedenen Indices

individuell, je nach Parameter, festgelegt wurden und die verschiedenen Parasitengruppen unterschiedlich abundant in den analysierten Zackenbarschen vorkommen. Zum Beispiel sind die Vertreter der Digenea in der Regel viel häufiger anzutreffen als die Vertreter der Acanthocephala. Somit erzielt ein Digenee im Durchschnitt eine höhere Prävalenz und hat dadurch einen größeren Einfluss auf den Star Graphen. Um diesen Problemen zu begegnen, wurden erstmalig in der Nutzung des SGSs die Werte der ausgewählten Indikatoren normalisiert (**Neubert et al. 2016b**). Diese mathematische Transformation auf einen Bereich zwischen 0 und 100, unter Berücksichtigung der jeweiligen Minimal- und Maximalwerte der Parameter, gewährleistet erstmalig in der Entwicklung des SGSs, dass jeder einbezogene Index und jede genutzte Parasitenart im gleichen Maße den entstehenden Star Graphen beeinflusst. Dementsprechend kann die dritte Arbeitshypothese „*Gewissenhaft ausgewählte parasitologische Parameter von Epinephelus coioides bieten die Möglichkeit, komplexe parasitologische Befunde mithilfe des Star Graph Systems zu vereinfachen und in einer leicht verständlichen Form visuell darzustellen*“ bestätigt werden. Zusätzlich konnte durch diesen Schritt eine neue Komponente des SGSs entwickelt werden (siehe 1.6.4).

1.6.4 Die Verschmutzungsampel (Pollution Light) als Ergänzung des Star Graph Systems

Die Normalisierung der Parameter ließ zum ersten Mal in der Entwicklung des SGSs die Berechnung des Flächeninhalts der Star Graphen sowie die Korrelation mit der Belastungssituation des Gewässers zu, ohne das Ergebnis aufgrund der unterschiedlich skalierten Parameter zu beeinflussen. Dies stellt eine signifikante Neuerung in der Entwicklung des SGSs dar und verifiziert die vierte Arbeitshypothese der vorgelegten Studie „*Es ist möglich, den Flächeninhalt der Star Graphen mit den Umweltbedingungen eines Habitats mathematisch zu korrelieren*“. Jeder Star Graph kann nun mit einem spezifischen Wert (Flächeninhalt des Zwölfecks) versehen werden (**Neubert et al. 2016b**). Im Gegensatz zu der rein visuellen Unterscheidung der Star Graphen in den vorherigen Arbeiten, liefert das System nun eine tatsächliche Kenngröße zur Differenzierung der einzelnen Standorte, was den numerischen Vergleich der analysierten Habitate erlaubt. Diese Neuerung ermöglicht die Erstellung einer zusammenfassenden Grafik, in welcher alle Standorte vergleichend gegenübergestellt und die entsprechenden Umweltbedingungen auf einen Blick bewertet werden können. In Anlehnung an eine Verkehrsampel wurde diese Grafik Verschmutzungsampel (Pollution Light) genannt und in 3 Bereiche mit den Farben Grün (gut), Gelb (genügend) und Rot (schlecht) eingeteilt (Abb. 8).
Die Verschmutzungsampel ist eine vielversprechende Darstellungsmethode in Bezug auf Umweltbedingungen und erleichtert die visuelle Abbildung von komplexen Ergebnissen. Das kann vor allem bei der Präsentation von wissenschaftlichen Resultaten vor fachfremden Entscheidungsträgern von großem Vorteil sein. Somit greift die Verschmutzungsampel die Grundidee des SGSs nach Palm und Rückert (2009) auf und bringt die Entwicklung zu einem

erfolgreichen Abschluss. Zusätzlich konnte mit der Aquakulturampel (Modifikation der Verschmutzungsampel) ein neues Anwendungsspektrum im Bereich der Marikultur erschlossen werden (Abb. 11).

Dessen ungeachtet wurde durch die Verschmutzungsampel ein Problem des SGSs offengelegt. Die Anordnung der 12 berücksichtigten Parameter auf der kreisrunden Abbildungsgrundfläche wurde gemäß der Taxonomie der Parasiten vorgenommen. Das Arrangement der Parameter beeinflusst jedoch die Größe des Flächeninhaltes der Star Graphen. Dieses Problem bestand bereits bei den vorangegangenen Arbeiten. Die Unterschiede im Flächeninhalt sind jedoch minimal und die Grundaussage bleibt stets erhalten. Da es sich bei dem SGS sowie bei der Verschmutzungsampel nicht um statistische Verfahren, sondern um Möglichkeiten der Darstellung handelt, können diese minimalen Abweichungen vernachlässigt werden. Um diese Problematik mathematisch zu lösen, müssten alle möglichen Kombinationen der 12 Parameter berechnet und das Ergebnis gemittelt werden. Bei 12 Parametern entspricht das einem Umfang von 12 Fakultät ($12! = 12 \cdot 11 \cdot 10 \cdot 9 \cdot 8 \cdot 7 \cdot 6 \cdot 5 \cdot 4 \cdot 3 \cdot 2 \cdot 1$). Somit kommen 479.001.600 verschiedene Kombinationsmöglichkeiten infrage. Dieser Rechenaufwand könnte nur durch ein Softwareprogramm bewältigt oder durch die Festlegung der Reihenfolge der Parameter umgangen werden. Die Kernaussage der Verschmutzungsampel sowie die Flächen der Star Graphen würden jedoch nicht maßgeblich beeinflusst werden.

1.6.5 Indikation anthropogener Verschmutzung in indonesischen Küstengewässern mithilfe des Star Graph Systems und der Verschmutzungsampel

Die untersuchten Küstengebiete zeigen hochsignifikante Unterschiede in Bezug auf ihre normalisierten parasitologischen Parameter (ANOVA: $F = 6{,}47$; $P < 0{,}01$). In Übereinstimmung mit der statistischen Auswertung offenbaren sich deutliche Abweichungen unter den Star Graphen der entsprechenden Standorte. Diese Unterschiede können dank der Verschmutzungsampel mit spezifischen Werten versehen werden. Der mit Abstand kleinste Star Graph, mit einem Flächeninhalt von 0,3, wurde für die BJ dokumentiert (Abb. 5, 8). Die BJ muss als massiv durch den Menschen beeinträchtigtes Habitat angesehen werden. Die Abwässer von mehr als 10 Millionen Einwohnern sowie von unzähligen Industrieanlagen werden größtenteils ungeklärt in die Bucht geleitet, mit verheerenden Auswirkungen für das marine Ökosystem (Nur et al. 2001, van der Meij et al. 2009, Dsikowitzky et al. 2016).

Mit zunehmender Entfernung zur Küstenlinie nimmt die Belastung mit Schadstoffen in der BJ ab (Dsikowitzky et al. 2014). Die räumliche Entfernung zur Quelle der Verschmutzung ist von Bedeutung, wenn Fischparasiten als Indikatoren anthropogener Belastung genutzt werden (Sasal et al. 2007). Dennoch lässt sich erkennen, dass die GvBJ signifikant unter der massiven Verschmutzung in der BJ leiden. Der aufgespannte Star Graph der Probe aus den GvBJ ist klein und erzielt mit einem Wert von 6,5 den zweit kleinsten Flächeninhalt der Studie (Abb. 5, 8).

Dass das SGS sowie die Verschmutzungsampel diesen Sachverhalt so deutlich anzeigen, ist sehr bemerkenswert, da die Parasitenfauna der Fische aus den GvBJ mit 30 Arten als sehr divers eingeordnet werden muss. Die Anzahl der isolierten Parasiten ist jedoch mit Sicherheit der Fischgröße geschuldet (siehe 1.6.8). Trotz dieser Störgröße arbeitet das SGS zuverlässig und dokumentiert den negativen Einfluss der BJ auf das angrenzende Habitat. Diese Beobachtung bestätigt die Auswahl der Indikatoren sowie die Verifizierung der zweiten Arbeitshypothese.
Die Umweltbedingungen der GvB sind als naturnah einzuordnen (Kleinertz und Palm 2015). Dieser Referenzstandort lieferte die Kontrollwerte (Rohdaten Kleinertz 2010) und machte die Entwicklung des vorgestellten SGS möglich. Die Star Graphen der beiden Proben aus den GvB erzielten folgerichtig die größten Flächeninhalte (Abb. 5, 8). Zusätzlich verdeutlichen die Proben, dass saisonale Unterschiede für dieses tropische Habitat keine entscheidende Rolle spielen. Das ist eine Beobachtung, die bereits für *E. fuscoguttatus* getroffen werden konnte (Rückert et al. 2010).
Die SA steht unter großem anthropogenen Druck (Noegrohati et al. 2008, Dsikowitzky et al. 2011). Dennoch scheinen die vorherrschenden Umweltbedingungen deutlich besser zu sein als in der BJ. Die Star Graphen sind klar größer und erreichen Flächeninhalte zwischen 12,1 und 19,4 (Abb. 6, 8). Die hohen Werte für die Proben direkt aus der SA erscheinen in Bezug auf die Belastungssituation bemerkenswert. Die exakte Herkunft der Proben innerhalb des SA-Komplexes ist jedoch zweifelhaft (Kleinertz und Palm 2015). Das überarbeitete SGS unterstützt diese Feststellung. Es weist die Probe SA 2008/9 als eine Probe aus den vorgelagerten Gewässern und die Probe GvSA 2008 als eine Probe aus dem inneren Bereich der Lagune aus. Dafür sprechen folgende Fakten: Der Flächeninhalt der Probe GvSA 2008 ist der kleinste der gesamten Proben aus dem Komplex der SA (Abb. 6). Dagegen verfehlt die Probe SA 2008/9 mit ihrem Flächeninhalt nur knapp den grünen Bereich der Verschmutzungsampel (Abb. 8). Das stärkste Argument liefert jedoch eine hierarchische Clusteranalyse. Die Proben SA 2008/9, SA 2007/8 und GvSA 2008/9 bilden eine gemeinsame Gruppe, welche sich nur in 2,1 % von der Gruppe der naturnahen GvB unterscheidet. Die Probe GvSA 2008 trennt sich mit 8,1 % deutlich von dieser Gruppe ab (Abb. 9). Die hierarchische Clusteranalyse legt zusätzlich nahe, dass auch die Probe SA 2007/8 nicht aus dem inneren Bereich der Lagune stammt. Ein weiteres Argument bilden die im Verhältnis zur BJ sehr hohen Flächeninhalte der Star Graphen (Abb. 8). Die SA ist wie die BJ einem starken anthropogenen Druck ausgesetzt, auch wenn der Einfluss auf die BJ als noch tiefgreifender bewertet werden muss (siehe oben). Dennoch hat die vom Menschen verursachte Verschmutzung bereits zur deutlichen Abnahme der Endoparasitenfauna innerhalb der SA geführt (Rückert et al. 2009). Der negative Einfluss anthropogener Verschmutzung auf die Parasitenfauna eines Fisches nimmt mit wachsender Entfernung zur Quelle ab (siehe oben). Im Vergleich zur BJ konnten für die SA relativ große Flächeninhalte dokumentiert werden. Die beobachtenden Werte spiegeln demnach eher die Umweltbedingungen außerhalb der Lagune

bzw. nahe der Mündung wieder und nicht die Bedingungen innerhalb der stark belasteten SA (**Neubert et al. 2016b**).

Fische für parasitologische Studien in den Tropen werden häufig auf kleinen lokalen Fischmärkten gekauft. Dabei ist die genaue Herkunft der Tiere nicht immer zweifelsfrei zu klären (siehe Kleinertz und Palm 2015). Durch die Wahl von räumlich gebundenen Fischern kann jedoch die Gefahr minimiert werden, dass die Fische aus anderen Regionen des Landes stammen (wichtig ist hierbei eine gründliche Recherche der Fanggebiete sowie der zur Verfügung stehenden logistischen Mittel). Das überarbeitete SGS bietet in diesem Fall ein Hilfsmittel um den ursprünglichen Fangort der untersuchten *E. coioides* zu identifizieren (siehe oben).

Gegenüber der SA oder der BJ wird das Habitat der BR weniger stark vom Menschen beeinflusst. Die BR liegt im Entwässerungsgebiet der Stadt Bandar Lampung, welche etwa eine Millionen Einwohner zählt. Die Abwässer der Stadt fließen in die vorgelagerte Bucht. Die Belastung mit Schadstoffen ist jedoch nicht so massiv wie in der BJ (Damar 2003). Dieser Sachverhalt wird durch das SGS zuverlässig dargestellt. Der Star Graph erreicht eine deutlich größere Fläche als in der BJ, bleibt dabei jedoch ebenso deutlich unter den Werten des naturnahen Küstenabschnittes (GvB) (Abb. 7). Folgerichtig erreicht der Flächeninhalt einen mittleren Wert in der Verschmutzungsampel (Abb. 8).

Das hier vorgestellte SGS stellt seine Funktionalität überzeugend unter Beweis und reflektiert zuverlässig die Umweltbedingungen entlang der indonesischen Küste anhand der Parasiten von *E. coioides*. Eine kontinuierliche parasitologische Probennahme bietet eine ökonomische Möglichkeit, zukünftige Verschlechterungen sowie potenzielle Verbesserungen der Umweltbedingungen aufzuzeigen und darzustellen. In jüngerer Vergangenheit wurde beispielsweise über die Abnahme der Schwermetallbelastung in der BJ berichtet, welche durch die Einführung von regulierenden Umweltmaßnahmen realisiert werden konnte (Hosono et al. 2011). Ob solche Maßnahmen wirklich zur Verbesserung der Umweltbedingungen beitragen, könnte mithilfe des SGSs verifiziert werden.

1.6.6 Parasitierungsmuster der untersuchten Zackenbarsche in indonesischen Gewässern

Die MDS der dokumentierten Parasitenfauna zeigt eine deutliche Clusterbildung für die Arten *E. areolatus*, *E. fuscoguttatus* und *E. ongus* sowie ein interspezifisch überlappendes Muster für *E. coioides* (Abb. 4). Dabei sind die Unterschiede sowie die Überlagerung hoch signifikant (ANOSIM, Einzelvergleich: *E. ongus* vs. *E. areolatus* (R: 0,90; $P < 0,01$), *E. ongus* vs. *E. fuscoguttatus* (R: 0,95; $P < 0,01$), *E. areolatus* vs. *E. fuscoguttatus* (R: 0,94; $P < 0,01$), *E. coioides* vs. *E. areolatus* (R: 0,30; $P < 0,01$), *E. coioides* vs. *E. fuscoguttatus* (R: 0,18; $P < 0,01$), *E. coioides* vs. *E. ongus* (R: 0,36; $P < 0,01$)). Diese Beobachtung erscheint zunächst überraschend, da die 4 Arten eine sehr ähnliche Verbreitung, Lebensweise sowie Nahrung

aufweisen (siehe 1.3). Es gibt jedoch einen bedeutsamen Unterschied und der liegt in der Größe begründet. *E. coioides* und *E. fuscoguttatus* erreichen eine Totallänge von 120 cm, wohingegen *E. areolatus* und *E. ongus* nicht größer als 40 cm werden (Heemstra und Randall 1993, Craig et al. 2011). Die 556 für die Ähnlichkeitsstrukturanalyse genutzten Fische hatten eine Totallänge zwischen 19,5 und 46,4 cm. Dementsprechend handelte es sich bei fast allen *E. coioides* und *E. fuscoguttatus* um juvenile Exemplare (vgl. Rohdaten Rückert 2006, Kleinertz 2010, 5. Anhang), während die analysierten *E. areolatus* und *E. ongus* ausnahmslos adulte Tiere waren (vgl. Rohdaten Kleinertz 2010, 5. Anhang).

Juvenile *E. coioides* leben über Sand, Schlamm oder losem Geröll, juvenile *E. fuscoguttatus* bevorzugen Seegrasbänke (Heemstra und Randall 1993). Adulte *E. areolatus* kommen ebenfalls über Seegraswiesen oder feinstrukturiertem Sediment vor, jedoch in deutlich größeren Tiefen als die zuvor genannten Arten (Carpenter und Niem 1999). Adulte *E. ongus* sind typische Bewohner von Korallenriffen und felsigem Untergrund (Craig et al. 2011). Dementsprechend besiedeln die 4 analysierten Zackenbarscharten unterschiedliche Habitate in der berücksichtigten Längenklasse. Diese Verteilung im marinen Litoral trägt offensichtlich zur beobachteten Differenzierung der jeweils dokumentierten Parasitengemeinschaft bei (Abb. 4). Dabei ist bemerkenswert, dass die SIMPER-Analyse vor allem Parasiten, die für mehrere der untersuchten Zackenbarsche dokumentiert werden konnten, als entscheidende Arten der bestehenden Disposition identifiziert (z.B. *Alcirona* sp., *Anisakis* aff. *typica* var. *indonesiensis* und *Hysterothylacium* sp. 1). Obwohl diese Parasiten zum Teil alle analysierten Zackenbarscharten besiedeln, gibt es offensichtlich ein spezifisches Muster für jede einzelne Art. Diese artspezifischen Muster sind auf die verschiedenen Habitate der Zackenbarsche zurückzuführen und die damit verbundene heterogene Verfügbarkeit der Zwischenwirtsorganismen.

E. ongus ist der einzige untersuchte Zackenbarsch, bei dem ein Spezialist (*Pseudorhabdosynochus quadratus*) den größten Anteil an der Abgrenzung von den anderen Zackenbarschen hat. Weltweit wurde *P. quadratus* ausnahmslos für *E. ongus* nachgewiesen. Diese Tatsache erscheint schlüssig, da davon auszugehen ist, dass die Gattung *Pseudorhabdosynochus* streng wirtspezifisch ist (Justine 2005, Hinsinger und Justine 2006, Justine 2007a,b, Justine und Sigura 2007, Sigura und Justine 2008, Justine und Henry 2010, Justine et al. 2010, Schoelinck und Justine 2011). Der Nachweis von einer *Pseudorhabdosynochus*-Art auf 2 Fischarten konnte wiederholt auf fehlerhafte morphologische Bestimmung zurückgeführt werden (Justine 2009, Justine et al. 2009) oder beschränkt sich auf Zackenbarsche aus der Tiefsee (Schoelinck et al. 2012). Darüber hinaus ist die morphologische Bestimmung von *Pseudorhabdosynochus* als überaus schwierig einzustufen (Kritsky und Beverley-Burton 1986). Dieser Sachverhalt ist deshalb interessant, weil die SIMPER-Analyse *P. lantauensis* als den hauptverantwortlichen Parasiten für die signifikante Überschneidung des

Parasitierungsmusters von *E. coioides* in Bezug auf die weiteren Zackenbarscharten ausweist. *P. lantauensis* wurde für *E. areolatus*, *E. coioides* und *E. fuscoguttatus* beschrieben (Bu et al. 1999, Rückert 2006, Palm und Rückert 2009, Kleinertz 2010). Unter Berücksichtigung der oben genannten Literatur und der Tatsache, dass die untersuchten Fische nicht aus der Tiefsee stammen, lässt sich vermuten dass es sich hierbei um verschiedene Arten handelt. Dementsprechend würde die Ursache für das überlagernde Muster von *E. coioides* wegfallen.

Neben dieser für die Zusammensetzung der Parasitenfauna sehr wichtigen Beobachtung wird deutlich, dass die als *P. lantauensis* bestimmten Parasiten höchstwahrscheinlich einer Gruppe aus mehreren Arten angehören. Das ist eine These, die bereits durch molekulargenetische sowie morphologische Ergebnisse gestützt werden konnte (Li et al. 2005, Wu et al. 2005). Die Erstbeschreibung von *P. lantauensis* erfolgte auf der Zackenbarschart *E. bruneus* (Beverley-Burton und Suriano 1981). Daher liegt es nahe, dass es sich bei den für *E. areolatus*, *E. coioides* und *E. fuscoguttatus* aus indonesischen Gewässern beschriebenen Vertretern der *P. lantauensis*-Gruppe um 3 noch nicht beschriebe Arten handelt. Folgerichtig wird deutlich, wie wichtig weiterführende morphologische Studien der diplectaniden Monogenen von Zackenbarschen aus indonesischen Küstengewässern sind, um die taxonomischen Beziehungen innerhalb der Gattung *Pseudorhabdosynochus* besser zu verstehen.

Trotz dieses Forschungsbedarfes lässt sich bereits jetzt festhalten, dass sich selbst nahe verwandte Zackenbarscharten hinsichtlich der Struktur ihrer Parasitengemeinschaft signifikant unterscheiden. Somit muss die fünfte Arbeitshypothese „*Die Parasitenfauna von nahe verwandten Zackenbarschen kann artübergreifend als Indikator genutzt werden*“ verneint werden. Die interspezifischen Unterschiede stellen eine zusätzliche Variable dar, welche die biologische Indikation (zum Bespiel von Umweltbedingungen) nicht ermöglicht. Infolgedessen ist der gewissenhaften Identifikation der Wirtsfischarten in zukünftigen Arbeiten eine besondere Aufmerksamkeit zu schenken.

Im Rahmen der Probennahme der vorgelegten Arbeit wurde deutlich, dass der Anteil von *E. coioides* an den angelandeten Fischen auf den lokalen indonesischen Fischmärkten sehr gering ausfällt. Im Gegensatz dazu gewinnt *E. ongus* zunehmend an Bedeutung in Bezug auf die Fischerei im asiatischen Raum (Craig 2007, **Neubert et al. 2016a**). In Kombination mit dem unter 1.6.2 aufgeführten Indikatorpotenzial der Parasitenfauna von *E. ongus* wird diese Zackenbarschart zu einem vielversprechenden Organismus der parasitenbasierten biologischen Indikation. Folgerichtig kann die sechste Hypothese der vorgelegten Arbeit „*Der Zackenbarsch Epinephelus ongus ist ein potenzieller Modellorganismus für zukünftige Indikationsstudien anhand von Fischparasiten im südostasiatischen Raum*“ bestätigt werden.

1.6.7 Bewertung von Aquakulturanlagen in Vietnam unter Anwendung des Star Graph Systems und der Aquakulturampel

Neben der Bewertung von Umweltbedingungen und der Indikation anthropogener Verschmutzung hat das SGS das Potenzial für weitere Anwendungen (**Neubert et al. 2016b**). So nutzten **Truong et al. (2017)** das SGS erfolgreich, um die Zuchtbedingungen verschiedener Zackenbarschkulturen in Vietnam zu beurteilen. Dieser Ansatz machte die erneute Modifikation des SGS notwendig. Die für die Indikation genutzten Parasitenarten sowie Indices wurden bereits im Kapitel 1.6.2 vorgestellt. Die wichtigste Veränderung zu der zuvor diskutierten Anwendung ist, dass das Fehlen von Parasiten als positiv und eine hohe Parasitenlast als negativ bewertet wurde. Dementsprechend folgte die Normalisierung der Werte dem entgegengesetzten Anspruch, da in der freien Wildbahn eine diverse und ausgeprägte Endoparasitenfauna als naturnaher Zustand anzusehen ist (z. B. MacKenzie 1999, Palm 2011). Ektoparasiten zeigen dagegen ein gegensätzliches Muster (z. B. Haensly et al. 1982, Khan und Kiceniuk 1988) und wurden aus diesem Grund im SGS zur Umweltindikation als inverse Parameter behandelt (siehe Tab. 4). Folgerichtig war dieser Schritt in Bezug auf die Aquakulturbedingungen nicht mehr nötig (siehe Tab. 6). Die Normalisierung der Parameter folgte der Formel $X' = 100 \cdot (X - X_{max}) / (X_{min} - X_{max})$ und nicht, wie im Fall der Umweltindikation, der Formel $X' = 100 \cdot (X - X_{min}) / (X_{max} - X_{min})$. Erst diese mathematische Änderung machte es möglich, die erhobenen Daten aus den Marikulturanlagen in Vietnam für das SGS zu nutzen. Die zusammenfassende Darstellung der erzielten Flächeninhalte wurde im Hinblick auf das Ziel der Arbeit von **Truong et al. (2017)** Aquakulturampel genannt (Abb. 11).

Fische, die in ihrem natürlichen Habitat ohne größere Störung des Menschen vorkommen, sind in der Regel gesund (Hedrick 1998). Dieser Zustand schließt eine diverse und ausbalancierte Parasitenfauna ein (Haensly et al. 1982, Skinner 1982, Khan und Kiceniuk 1988, Marcogliese und Cone 1996, MacKenzie 1999, Dzikowski et al. 2003, Kleinertz und Palm 2015, Hennersdorf et al. 2016, **Neubert et al. 2016b**). Der größte Star Graph wurde für die fWHL dokumentiert. Der Flächeninhalt erreicht einen Wert von 21,3 und befindet sich somit im grünen Bereich der Aquakulturampel (Abb. 10, 11). Das SGS spiegelt den natürlichen Zustand wider und zeigt verlässlich an, dass die Tiere aus der freien Wildbahn eine im Vergleich zu den Aquakulturanlagen ausbalancierte Parasitengemeinschaft aufweisen. Dabei ist der Unterschied zwischen der freien Wildbahn, der Netzkäfigaquakultur und der Teichaquakultur deutlich zu erkennen (Abb. 12).

In der Aquakultur steht sowohl die Fischgesundheit als auch das Parasitenvorkommen in enger Verbindung mit den jeweiligen Zuchtbedingungen (Rückert et al. 2009a, 2010, Wedermeyer 1997, Mdegela et al. 2011, Palm et al. 2015). Folgerichtig sind die Bedingungen für die gezüchteten Zackenbarsche sowie die daraus resultierende Fischgesundheit in der T-AqNH als am besten einzustufen, da der Star Graph den zweitgrößten Flächeninhalt aufweist (Abb. 11).

Diese Beobachtung ist wahrscheinlich auf die geringe Besatzdichte sowie die niedrige Salinität der Teichanlage zurückzuführen. Die geringe und schwankende Salinität (10 - 15 PSU) verringert den Befall mit marinen Parasiten, der im Brackwasser gehaltenen *E. coioides*. So ist die Anzahl an ektoparasitischen Hakensaugwürmern, wie z. B. *Pseudorhabdosynochus* spp., deutlich reduziert (siehe 1.6.2). Diese Tatsache ist bezogen auf die Aquakultur als positiv zu bewerten.

Darüber hinaus schwankt die mittlere Totallänge der analysierten Fische zwischen 15,8 und 25,0 cm (**Truong et al. 2017**) und der Großteil der Tiere ist somit als juvenil einzustufen. Die Zucht in Teichen mit brackigem Wasser sowie schlammig-schlickigem Untergrund geht mit der natürlichen Lebensweise von juvenilen *E. coioides* konform, da diese Zackenbarschart dafür bekannt ist, brackiges Wasser von Flussmündungen für die Rekrutierung zu nutzen (Heemstra und Randall 1993, Sheaves 1995). Des Weiteren bevorzugt *E. coioides* ein schlammiges, schlickiges oder feinkörniges Substrat als Untergrund (Craig et al. 2011). Neben der verringerten Parasitenlast ist dies ein weiteres Argument für Teichanlagen wie die in Nghia Hung.

Zusätzlich zwingen wachsende krankheitsbedingte Verluste in der Großgarnelenzucht viele Teichanlagenbetreiber in dieser Region Vietnams dazu, ihren Betrieb auf Fisch umzustellen (**Truong et al. 2017**). Durch die vielen vorhandenen Garnelenteiche ist die Infrastruktur für den Ausbau der Zackenbarschzucht in brackigen Zuchtteichen bereits vorhanden, was einen nicht zu unterschätzenden ökonomischen Aspekt darstellt.

Dass auch die herkömmlich genutzte Netzaquakultur von *E. coioides* Potenzial hat, zeigt der relativ große Star Graph der N-AqHL. Der Flächeninhalt von 14,9 erreicht den gelben Bereich der Aquakulturampel (Abb. 11). Ebenso wird jedoch deutlich, dass die Technik in Cat Ba bereits an ihre Grenzen stößt. So konnte der mit Abstand kleinste Star Graph für die N-AqCB dokumentiert werden (Abb. 10). In Cat Ba ist die Dichte an Netzaquakulturanlagen größer als in Ha Long und auch die Besatzdichte in den Anlagen ist höher (**Truong et al. 2017**). Das hat bereits zu Verschlechterungen der Umweltbedingungen sowie zu vermehrten Krankheitsausbrüchen in den Aquakulturanlagen dieser Region geführt (Mai 2010, Mai et al. 2013, Tran et al. 2013, Le et al. 2014). Das ist ein eindeutiges Zeichen dafür, dass die Gesundheit der kultivierten Zackenbarsche in den Netzaquakulturanlagen in Cat Ba nicht mehr gewährleistet werden kann. Die vorherrschenden Zuchtbedingungen sind als schlecht zu bewerten und das SGS zeigt diesen Sachverhalt deutlich an. Daher kann die siebte Arbeitshypothese der vorgelegten Studie „*Das Star Graph System lässt sich nutzen, um verschiedene Kultivierungsmethoden von Zackenbarschen vergleichend zu bewerten*“ verifiziert werden.

1.6.8 Die Fischgröße

Im Idealfall sollten alle für eine parasitologische Studie genutzten Fische ein ähnliches Körpermaß aufweisen, um intraspezifische Unterschiede beruhend auf der Größe zu minimieren. Dieser Ansatz ist jedoch in der Praxis schwer umzusetzen, besonders wenn solitäre Fische aus schwer zugänglichen Gebieten, wie den Tropen, beprobt werden. Ebenso spielt bei der Verfügbarkeit der verschiedenen Größenklassen die Lebensweise der untersuchten Fische eine entscheidende Rolle. Der für das SGS genutzte Zackenbarsch *E. coioides* nutzt küstennahe Bereiche für die Fortpflanzung (Sheaves 1995). Dabei werden bevorzugt mit Mangroven gesäumte Brackwasserbereiche wie Lagunen und Buchten in Anspruch genommen (Heemstra und Randall 1993, Craig et al. 2011). Mit zunehmendem Alter verlassen die Fische jedoch diese Bereiche und entfernen sich von der Küste (Sheaves 1995). Diese Emigration stellt in Bezug auf die biologische Indikation ein bedeutendes Problem dar, welches durch die Probennahmen im Einzugsgebiet von Jakarta offengelegt wurde. Die Lebensweise macht es schlichtweg unmöglich, Fische der gleichen Größenklasse sowohl aus der Bucht als auch aus den vorgelagerten Gewässern zu beschaffen.

In der Arbeit von **Neubert et al. (2016b)** zeigt sich dieser Sachverhalt deutlich durch das Totalgewicht der untersuchten Zackenbarsche. Die Fische aus der BJ unterscheiden sich mit 253,1 g (SE = 11,4 g) hoch signifikant ($P < 0,01$) von den Tieren aus den GvBJ, welche ein Totalgewicht von 958,8 g (SE = 34,2 g) aufweisen. *E. coioides* nutzt offensichtlich die BJ für die Reproduktion, ältere Tiere verlassen die Bucht und wandern in die vorgelagerten Küstenbereiche ab. Die Diversität der Endoparasitenfauna korreliert nicht mit der Größe des Fischwirtes (Luque et al. 2004). Jedoch können sich Parasiten aufgrund ihrer Langlebigkeit im Fisch anreichern (Palm und Bray 2014). In den großen Fischen aus den GvBJ konnten mehr als doppelt so viele Endoparasitenarten nachgewiesen werden wie für den artenreichsten Standort der vorangegangenen Studie, in welcher ebenfalls kleinere Fische Berücksichtigung fanden (vgl. Kleinertz und Palm 2015). Folgerichtig liegt die Vermutung nahe, dass die hohe Anzahl der Parasitenarten auf die Größe der Fische zurückzuführen ist. Dies konnte bereits für Acanthocephalen und Nematoden im Süßwasser beobachtet werden (Price und Clancy 1983). Auch die hohe Prävalenz von *All. epinepheli* sowie das Verhältnis von Ekto- zu Endoparasiten sind höchstwahrscheinlich auf die Größe der Fische zurückzuführen, was für die biologische Indikation eine wertvolle Information darstellt (siehe 1.6.2).

Obwohl die Art *E. coioides* aus indonesischen Gewässern bereits umfangreich untersucht wurde (Yuasa et al. 1998, Zafran et al. 1998, Bu et al. 1999, Koesharyani et al. 2000, Wijayati und Djunaidah 2001, Palm 2004, Yuniar 2005, Rückert 2006, Palm und Rückert 2009, Rückert et al. 2009b, Kleinertz 2010, Dewi und Palm 2013, Kleinertz et al. 2014, Kleinertz und Palm 2015), konnten für die GvBJ 7 neue Wirtsnachweise erbracht werden (**Neubert et al. 2016b**). In der untersuchten Größenklasse erschließt *E. coioides* offensichtlich ein breiteres Beutespektrum,

wodurch die Anzahl an potenziellen Zwischenwirten erhöht wird. So lässt sich der beachtliche Umfang an neuen Wirtsnachweisen trotz der umfangreichen Voruntersuchung erklären.
Die Problematik der Fischgröße beschränkt sich allerdings nicht nur auf den Vergleich zwischen der BJ und den vorgelagerten Gewässern. Die inkludierten Rohdaten aus der SA, den GvSA, den GvB und der BR (Rückert 2006, Kleinertz 2010) zeigen ebenfalls hoch signifikante Unterschiede in Bezug auf die Fischgröße (Totalgewicht) (ANOVA: $F = 16{,}76$; $P < 0{,}01$). Dementsprechend unterscheidet sich die Kombination aller für die Entwicklung des SGSs genutzten *E. coioides* ebenfalls hoch signifikant (ANOVA: $F = 86{,}96$; $P < 0{,}01$) (**Neubert et al. 2016b**). Dieser Sachverhalt musste bei der Auswahl der geeigneten Indikatoren sowie der Entwicklung des SGSs beachtet werden (siehe 1.6.3).
Weiterhin belegt die Probennahme aus der BJ, dass dieses Habitat trotz der akuten Verschmutzungssituation von *E. coioides* für die Reproduktion genutzt wird. Mangroven gesäumte brackige Mündungsbereiche stellen für juvenile *E. coioides* lebenswichtige Habitate da (Heemstra und Randall 1993, Sheaves 1995, Craig et al. 2011). Dieser Lebensraum ist nach wie vor in der BJ vorhanden, wenngleich in stark limitiertem Umfang (Arifin 2004). Sollte die Degradierung der Bucht weiter voranschreiten und dieser Lebensraum vollends verschwinden, wäre die Rekrutierung von *E. coioides* in diesem Bereich nicht mehr möglich. Es ist davon auszugehen, dass diese Zackenbarschart dann nicht nur für die BJ, sondern auch für die GvBJ verloren gehen würde, eine ökologisch sowie ökonomisch fatale Folge für diese Region.
Neben dieser Beobachtung verifiziert die Fischgröße die mithilfe des SGSs gewonnenen Informationen über die Herkunft der Fische innerhalb des SA-Komplexes. Die als GvSA 2008 bezeichnete Probe setzt sich aus den mit Abstand kleinsten Fischen zusammen (Kleinertz und Palm 2015). Mit zunehmender Größe entfernen sich *E. coioides* jedoch von der Küste (siehe oben). Folglich spricht die Fischgröße eher für einen Fangort innerhalb der Lagune und stützt somit die anhand der Parasitengemeinschaft getroffene Aussage, dass die Probe GvSA 2008 nicht aus den vorgelagerten Gewässern stammt (siehe 1.6.5).

1.6.9 Das Potenzial von Fischparasiten als Umweltindikatoren im südostasiatischen Raum

Parasiten sind bedeutende, aber in der Vergangenheit meist vollkommen vernachlässigte, Bestandteile aquatischer Ökosysteme (Lafferty 2013). Sie besiedeln alle erdenkbaren Gewebe, Strukturen und Organe ihrer Wirtsorganismen. Die Vielfalt sowie die teilweise gezeigte Komplexität ihrer Lebenszyklen erreichen beeindruckende Ausmaße. Dadurch sind Fischparasiten überaus vielschichtig mit allen biotischen und abiotischen Komponenten eines Ökosystems verzahnt, womit sich ihre bereits dokumentierte Eignung als Umweltindikatoren erklären lässt (z. B. Sindermann 1979, Lafferty 1997, Landsberg et al. 1998, MacKenzie 1999, Vidal-Martínez et al. 2010, Palm 2011, Chapman et al. 2015).

Der südostasiatische Raum zeichnet sich durch seine bemerkenswerte marine Biodiversität aus (Briggs 1999, Allen 2008). Doch mehr als 80 % dieser diversen Rifflandschaften sind durch anthropogene Einflüsse in ihrer Existenz gefährdet (Bryant et al. 1998, Spalding et al. 2001). Über die Verschmutzungssituation in Südostasien ist jedoch wenig bekannt, da die meisten Länder dieser Region kaum Information über die Belastung ihrer Gewässer veröffentlichen, schlechte Monitoring-Programme nutzen oder generell kaum wissenschaftliche Arbeit auf diesem Gebiet zulassen (Todd et al. 2010). Es lässt sich vor allem für Ballungszentren dennoch nicht verleugnen, dass die stetig wachsende Verschmutzung katastrophale Folgen für die Natur nach sich zieht (Cleary et al. 2014). Am Beispiel der indonesischen Küste konnte dieser Sachverhalt auf Grundlage der Parasitenfauna von *E. coioides* nachvollzogen werden (Palm und Rückert 2009, Kleinertz und Palm 2015, **Neubert et al. 2016b**). Die eingangs beschriebene Artenvielfalt Südostasiens spiegelt sich auch in der Parasitenfauna der untersuchten Zackenbarsche wider. Exakt diese Diversität ist es, welche die erfolgreiche Entwicklung des SGSs ermöglichte (**Neubert et al. 2016b**).

Bei der Durchführung von parasitenbasierten Bioindikationsstudien ist es von entscheidender Bedeutung, dass die Untersuchung standardisierten Abläufen folgt (Palm 2011). Zusätzlich muss die Auswahl der Indikatoren für jede Fischart neu verifiziert werden, da selbst nahe verwandte Wirte mit ähnlicher Lebensweise signifikant verschiedene Parasitengemeinschaften beherbergen (**Neubert et al. 2016a**). Das Potenzial von Fischparasiten als Umweltindikatoren im südostasiatischen Raum belegen weitere Arbeiten aus Indonesien (Yuniar 2005, Rückert 2006, Yuniar et al. 2007, Rückert et al. 2009, Kleinertz 2010, Palm et al. 2011, Kleinertz et al. 2014, Kleinertz et al. 2016, Hennersdorf et al. 2016), Malaysia (Nhi et al. 2013) und den Philippinen (Paller et al. 2016). Die Literaturrecherche macht jedoch deutlich, dass sich die Umweltindikationsforschung anhand von Fischparasiten weitestgehend auf Indonesien beschränkt. Die biologische Voraussetzung (marine Biodiversität) ist in den anderen südostasiatischen Ländern allerdings ähnlich einzustufen (Briggs 1999, Allen 2008). Die Gefährdung der marinen Lebensgemeinschaft durch wachsende anthropogene Verschmutzung in ganz Südostasien macht passende Monitoring-Systeme dringend erforderlich (Todd et al. 2010). Fischparasiten haben das Potenzial, dieser Aufgabe nachzukommen und das vorgestellte SGS bietet eine praktikable Umsetzung. Dabei scheinen Zackenbarsche besonders geeignet zu sein, da ihre stationäre Lebenswese mögliche Fehlinterpretationen durch migrierende Wirte ausschließt.

1.7 Ausblick

Die vorgelegte Arbeit zeigt, dass die Parasiten des Zackenbarsches *Epinephelus coioides* als Indikatoren anthropogener Verschmutzung in Südostasien genutzt werden können. Darüber hinaus konnte die Eignung der Parasitenfauna als Anzeiger der Zuchtbedingungen

verschiedener Aquakultursysteme verifiziert werden. Beide Aspekte haben großes wissenschaftliches Potenzial, da sowohl die anthropogene Verschmutzung als auch die Aquakultur in Südostasien stetig wächst (Bryant et al. 1998, Spalding et al. 2001, Allen 2008, FAO 2016). Das vorgestellte SGS und die Verschmutzungsampel (Aquakulturampel) bieten für beide Bereiche äußerst praktische Anwendungen, da komplexe Ergebnisse leicht verständlich präsentiert und somit gegebenenfalls auch einem nichtwissenschaftlichen Publikum nähergebracht werden können. Dadurch könnten behördlichen Institutionen biologische Monitoring-Verfahren zur Verfügung gestellt werden, mit deren Hilfe sich kosteneffizient die Umweltbedingungen der Küstengewässer sowie die Zuchtverhältnisse von Aquakulturanlagen bewerten ließen. Dieser Ansatz sollte in Zukunft zielstrebig weiter verfolgt werden. In diesem Zusammenhang wird es entscheidend sein, das System weiter zu vereinfachen. Speziell die Auswahl der Indikatoren muss für jeden Anwendungsbereich und für jede neue Region festgelegt und verifiziert werden. Des Weiteren kommt der Bestimmung der Parasiten eine große Bedeutung zu, da diese zum heutigen Zeitpunkt mit großem wissenschaftlichem Aufwand verbunden ist. Dazu trägt die große Diversität Südostasiens entscheidend bei (siehe 1.2.3). Soll das SGS tatsächlich den Schritt aus der Grundlagenforschung in die Anwendung schaffen, müsste die Bestimmung der Parasiten deutlich vereinfacht werden. Ein Bestimmungsschlüssel, begrenzt auf die für die Umweltindikation relevanten Arten, könnte hier eine Lösung sein. Die softwaregestützte Verarbeitung der mithilfe dieses Schlüssels generierten Daten stellt dagegen ein kleineres Problem da. Ein Computerprogramm mit einer leicht verständlichen Bedieneroberfläche könnte Abhilfe schaffen.

In Bezug auf die geeigneten Wirtsorganismen sollten sich zukünftige Studien auf abundantere Zackenbarscharten wie *E. ongus* konzentrieren. Größere Arten, wie *E. coioides*, sind in der Praxis schwer in ausreichender Menge zu beschaffen. Zudem erschwert ihr schnelles Wachstum die Erhebung homogener Fischproben, was für die parasitenbasierte Umweltindikation jedoch von großer Bedeutung ist. Im Fall von *E. coioides* birgt das Migrationsverhalten mit zunehmender Größe ein weiteres Problem (siehe 1.6.8). Diese Fakten rücken kleinere, stationäre Arten wie *E. ongus* weiter in den Fokus für zukünftige Arbeiten.

Vidal-Martinez et al. (2010) verifizierten mithilfe einer Metaanalyse der in den vergangenen Jahren veröffentlichen Studien, dass Parasiten überaus geeignete Indikatoren anthropogener Beeinträchtigung darstellen. Es wurde deutlich, dass die ideale Methode eine Hybridanalyse aus Feldstudie und in vivo Laborexperiment ist. Daher sollten Laborexperimente, betreffend der physiologischen Reaktion der berücksichtigten Indikatorarten auf definierte Schadstoffe, in weiterführende Studien zum SGS aufgenommen werden.

1.8 Literaturverzeichnis

Allen, G. R. (2008): Conservation hotspots of biodiversity and endemism for Indo-Pacific coral reef fishes. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 18 (5), 541-556.

Abdel-Ghaffar, F., Abdel-Gaber, R., Bashtar, A. R., Morsy, K., Mehlhorn, H., Al Quraishy, S. und Saleh, R. (2015): *Hysterothylacium aduncum* (Nematoda, Anisakidae) with a new host record from the common sole *Solea solea* (Soleidae) and its role as a biological indicator of pollution. *Parasitology Research* 114 (2), 513-522.

Alvarez-Pellitero, P. und Sitjà-Bobadilla, A. (1993a): *Ceratomyxa* spp.(Protozoa: Myxosporea) infections in wild and cultured sea bass, *Dicentrarchus labrax*, from the Spanish Mediterranean area. *Journal of Fish Biology* 42 (6), 889-901.

Alvarez-Pellitero, P. und Sitjà-Bobadilla, A. (1993b): Pathology of Myxosporea in marine fish culture. *Diseases of Aquatic Organisms* 17, 229-229.

Arifin, Z. (2004): Local millennium ecosystem assessment: condition and trend of the greater Jakarta bay ecosystem. *Bericht des indonesischen Umweltministeriums*, 26 Seiten.

Arthur, J. R. und Lumanlan-Mayo, S. (1997): Checklist of the parasites of fishes of the Philippines. *FAO Fisheries Technical Paper* 369, 102 Seiten.

Arthur, J. R. und Te, B. Q. (2006): Checklist of the parasites of fishes of Viet Nam. *FAO Fisheries Technical Paper* 369 (2), 133 Seiten.

Baruš, V., Jarkovský, J. und Prokeš, M. (2007): *Philometra ovata* (Nematoda: Philometroidea): a potential sentinel species of heavy metal accumulation. *Parasitology Research* 100 (5), 929-933.

Bayoumy, E. M., Osman, H. A. M., El-Bana, L. F., und Hassanain, M. A. (2008): Monogenean parasites as bioindicators for heavy metals status in some Egyptian Red Sea fishes. *Global Veterinaria* 2 (3), 117-122.

Bell, S. und Morse, S. (2003): Measuring Sustainability: Learning by Doing. *Earthscan Publications Ltd*, 189 Seiten.

Beverley-Burton, M. und Suriano, D. M. (1981): A revision of *Cycloplectanum* Oliver, 1968 (Monogenea: Diplectanidae) and descriptions of *C. hongkongensis* n. sp. and *C. lantauensis* n. sp. from *Epinephelus* spp. (Serranidae) in the South China Sea. *Canadian Journal of Zoology* 59 (7), 1276-1285.

Blanar, C. A., Munkittrick, K. R., Houlahan, J., MacLatchy, D. L. Und Marcogliese, D. J. (2009): Pollution and parasitism in aquatic animals: a meta-analysis of effect size. *Aquatic Toxicology* 93 (1), 18-28.

Bray, R. A. und Palm, H. W. (2009): Bucephalids (Digenea: Bucephalidae) from marine fishes off the south-western coast of Java, Indonesia, including the description of two new species of *Rhipidocotyle* and comments on the marine fish digenean fauna of Indonesia. *Zootaxa* 2223 (1), 1-24.

Bray, R. A., Littlewood, D. T. J., Herniou, E. A., Williams, B. und Henderson, R. E. (1999): Digenean parasites of deep-sea teleosts: a review and case studies of intrageneric phylogenies. *Parasitology* 119 (1), 125-144.

Brázová, T., Hanzelová, V. und Miklisová, D. (2012): Bioaccumulation of six PCB indicator congeners in a heavily polluted water reservoir in Eastern Slovakia: tissue-specific distribution in fish and their parasites. *Parasitology Research* 111 (2), 779-786.

Briggs, J. C. (1999): Coincident biogeographic patterns: Indo-west Pacific ocean. *Evolution* 53 (2), 326-335.

Broeg, K., Zander, S., Diamant, A., Körting, W., Krüner, G., Paperna, I. und Westernhagen, H. V. (1999): The use of fish metabolic, pathological and parasitological indices in pollution monitoring - I. North Sea. *Helgoland Marine Research* 53 (3), 171-194.

Bryant, D., Burke, L., McManus, J., Spalding, M., Hinrichsen, D. und Wilkinson, C. R. (1999): Reefs at risk: a map-based indicator of threats to the world's coral reefs. *Defenders* 74 (3), 6-15.

Bu, S. S. H., Leong, T. S., Wong, S. Y., Woo, Y. S. N. und Foo, R. W. T. (1999): Three diplectanid monogeneans from marine finfish (*Epinephelus* spp.) in the Far East. *Journal of Helminthology* 73, 301-312.

Caira, J. N. (2008): Metazoan parasites as indicators of elasmobranch biology. In Afonso-Dias, I., Menezes, G., MacKenzie, K. und Eiras, J. C. (2008): Proceedings of the International Workshop on Marine Parasitology: Applied Aspects of Marine Parasitology. *Life and Marine Sciences* 6, 43-44.

Carpenter, K. E. und Niem, V. H. (1999): FAO Species Identification Guide for Fishery Purposes. The Living Marine Resources of the Western Central Pacific. Volume 4. Bony Fishes Part 2 (Mugilidae to Carangidae). *Food and Agriculture Organization of the United Nations*, 2069-2790.

Chang, P. S. und Wang, Y. C. (2000): Studies on the caligusiasis and benedeniasis of marine cage cultured fish in Pingtung area of Taiwan. *Proceedings of the First International Symposium on Cage Aquaculture in Asia, Tungkang, Pingtung (Taiwan)*, 2.-6. Nov. 1999, AFS, WAS-SC.

Chapman, J. M., Marcogliese, D. J., Suski, C. D. und Cooke, S. J. (2015): Variation in parasite communities and health indices of juvenile *Lepomis gibbosus* across a gradient of watershed land-use and habitat quality. *Ecological Indicators* 57, 564-572.

CHC (2014): Báo cáo tình hình phát triển Kinh tế xã hội và An ninh - Quốc phòng năm 2014 và kế hoạch thực hiện năm 2015 huyện Cát Hải (Sozial-ökonomische Leistungen in der Cat Hai Region im Jahr 2014 mit Zielen für das Jahr 2015). *Jährlicher Bericht des Cat Hai Komitee* (in Vietnamesisch, unveröffentlicht).

Cleary, D. F., Polónia, A. R., Renema, W., Hoeksema, B. W., Wolstenholme, J., Tuti, Y. und de Voogd, N. J. (2014): Coral reefs next to a major conurbation: a study of temporal change (1985-2011) in coral cover and composition in the reefs of Jakarta, Indonesia. *Marine Ecology Progress Series* 501, 89-98.

Courtney-Hogue, C. (2016): Heavy metal accumulation in *Lacistorhynchus dollfusi* (Trypanorhyncha: Lacistorhynchidae) infecting *Citharichthys sordidus* (Pleuronectiformes: Bothidae) from Santa Monica Bay, Southern California. *Parasitology* 143 (6), 794-799.

Craig, M. T. (2007): Preliminary observations on the life history of the white-streaked grouper, *Epinephelus ongus*, from Okinawa, Japan. *Ichthyological Research* 54 (1), 81-84.

Craig, M. T., Sadovy de Mitcheson, Y. J. und Heemstra, P. C. (2011): Groupers of the World: A Field and Market Guide. *The National Inquiry Services Centre*, 402 Seiten.

Cribb, T. H., Bray, R. A. und Littlewood, D. T. J. (2001): The nature and evolution of the association among digeneans, molluscs and fishes. *International Journal for Parasitology* 31 (9), 997-1011.

Cribb, T. H., Bray, R. A., Wright, T. und Pichelin, S. (2002): The trematodes of groupers (Serranidae: Epinephelinae): knowledge, nature and evolution. *Parasitology* 124, 23-42.

Cruz-Lacierda, E. R. und Erazo-Pagador, G. E. (2004): Parasitic Diseases. In Nagasawa, K. und Cruz–Lacierda, E. R. (2004): Diseases of cultured groupers. *Southeast Asian Fisheries Development Center, Aquaculture Department Iloilo, Philippines*, 81 Seiten.

Damar, A. (2003): Effects of enrichment on nutrient dynamics, phytoplankton dynamics and productivity in Indonesian tropical waters: A comparison between Jakarta Bay, Lampung Bay and Semangka Bay. *Dissertation, Christian-Albrechts Universität zu Kiel*, 196 Seiten.

Dewi, K. und Palm, H. W. (2013): Two new species of philometrid nematodes (Nematoda: Philometridae) in *Epinephelus coioides* (Hamilton, 1822) from the South Bali Sea, Indonesia. *Zootaxa* 3609 (1), 49-59.

Diamant, A., Banet, A., Paperna, I., v. Westernhagen, H., Broeg, K., Kruener, G., Koerting, W. und Zander, S. (1999): The use of fish metabolic, pathological and parasitological indices in pollution monitoring - II. The Red Sea and Mediterranean. *Helgoland Marine Research* 53 (3), 195-208.

Diani, S., Sunyoto, P. und Danakusumah, E. (1999): Derajat infestasi ektoparasit Hirudinea *Piscicola* sp. pada ikan kerapu macan, *Epinephelus fuscoguttatus* dan kerapu sunu, *Plectropomus maculatus* (Infektionsrate des Hirudinea *Piscicola* sp. auf den Zackenbarschen *Epinephelus fuscoguttatus* und *Plectropomus maculates*). Abstrak makalah seminar nasional Ke penyakit ikan dan udang, Yogjakarta (Bericht der nationalen Konferenz über Krankheiten von Fisch und Shrimps, Yogyakarta) (in Indonesisch).

Do, T. H. und Phan, V. U. (2007): Monogenean disease in cultured grouper (*Epinephelus* spp.) and snapper (*Lutjanus argentimaculatus*) in Khanh Hoa province, Vietnam. *Aquaculture Asia* 12 (4), 40-42.

Dural, M., Genc, E., Yemenicioğlu, S. und Sangun, M. K. (2010): Accumulation of some heavy metals seasonally in *Hysterotylacium aduncum* (Nematoda) and its host Red Sea Bream, *Pagellus erythrinus* (Sparidae) from Gulf of Iskenderun (North-Eastern Mediterranean). *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 84 (1), 125-131.

Dsikowitzky, L., Nordhaus, I., Jennerjahn, T. C., Khrycheva, P., Sivatharshan, Y., Yuwono, E. und Schwarzbauer, J. (2011): Anthropogenic organic contaminants in water, sediments and benthic organisms of the mangrove-fringed Segara Anakan Lagoon, Java, Indonesia. *Marine Pollution Bulletin* 62, 851-862.

Dsikowitzky, L., Heruwati, E., Ariyani, F., Irianto, H. E. und Schwarzbauer, J. (2014): Exceptionally high concentrations of the insect repellent N, N-diethyl-m-toluamide (DEET) in surface waters from Jakarta, Indonesia. *Environmental chemistry letters* 12 (3), 407-411.

Dsikowitzky, L., Ferse, S., Schwarzbauer, J., Vogt, T. S. und Irianto, H. E. (2016): Impacts of megacities on tropical coastal ecosystems – The case of Jakarta, Indonesia. *Marine Pollution Bulletin* 110 (2), 621-623.

Dzikowski, R.,·Paperna, I.·und Diamant, A. (2003): Use of fish parasite species richness indices in analyzing anthropogenically impacted coastal marine ecosystems. *Helgoland Marine Research* 57, 220-227.

Fajer-Ávila, E. J., García-Vásquez, A., Plascencia-González, H., Ríos-Sicairos, J., Garcia-De La Parra, L. M. und Betancourt-Lozano, M. (2006): Copepods and larvae of nematodes parasiting the white mullet *Mugil curema* (Valenciennes, 1836): Indicators of anthropogenic impacts in tropical coastal lagoons?. *Environmental Monitoring and Assessment* 122 (3), 221-237.

FAO (2016): Fishery and Aquaculture Statistics. *Food and Agriculture Organization of the United Nations*. Global capture production (FishStatJ).

Feki, M., Châari, M. und Neifar, L. (2016): Spatial variability of helminth parasites and evidence for stock discrimination in the round sardinella, *Sardinella aurita* (Valenciennes, 1847), off the coast of Tunisia. *Journal of Helminthology* 90 (3), 353-358.

Flores-Lopes, F. und Thomaz, A. T. (2011): Assessment of environmental quality through analysis of frequency of the black spot disease in an assemblage of fish, Guaíba Lake, RS, Brazil. *Brazilian Journal of Biology* 71 (4), 915-923.

Froese, R. und Pauly, D. (2016): Fish Base. *World Wide Web Electronic Publication*. www.fishbase.org, Version (06/2016).

Gardner, S. L. und Campbell, M. L. (1992): Parasites as probes for biodiversity. *The Journal of Parasitology* 78, 596-600.

Garcia, A., Mattiucci, S., Damiano, S., Santos, M. N. und Nascetti, G. (2010): Metazoan parasites of swordfish, *Xiphias gladius* (Pisces: Xiphiidae) from the Atlantic Ocean: implications for host stock identification. *ICES Journal of Marine Science* 68 (1), 175-182.

Gheorgiu, C., Marcogliese, D. J. und Scott, M. (2006): Concentration-dependent effects of waterborne zinc on population dynamics of *Gyrodactylus turnbulli* (Monogenea) on isolated guppies (*Poecilia reticulata*). *Parasitology* 132 (2), 225-232.

Gheorghiu, C., Cable, J., Marcogliese, D. J. und Scott, M. E. (2007): Effects of waterborne zinc on reproduction, survival and morphometrics of *Gyrodactylus turnbulli* (Monogenea) on guppies (*Poecilia reticulata*). International Journal for Parasitology 37 (3), 375-381.

Gibson, D. I. (1972): Flounder parasites as biological tags. *Journal of Fish Biology* 4 (1), 1-9.

Gonzales, A. F., Mathews, P. D., Luna, L. E. und Mathews, J. D. (2015): Outbreak of *Notozothecium bethae* (Monogenea: Dactylogyridae) in *Myleus schomburgkii* (Actinopterygii: Characiformes) cultured in the Peruvian Amazon. *Journal of Parasitic Diseases*, 1-5.

Grabda, J. (1974): The dynamics of the nematode larvae *Anisakis simplex* (Rud.) invasion in the South-Western Baltic herring (*Clupea harengus* L.). *Acta Ichthyologica et Piscatoria* 4 (1), 3-21.

Haensly, W. E., Neff, J. M., Sharp, J. R., Morris, A. C., Bedgood, M. F. und Boem, P. D. (1982): Histopathology of *Pleuronectes platessa* L. from Aber Wrac'h and Aber Benoit,

Brittany, France: long-term effects of the Amoco Cadiz crude oil spill. *Journal of Fish Diseases* 5, 365-391.

Hare, G. M. und Burt, M. D. B. (1976): Parasites as potential biological tags of Atlantic salmon (*Salmo salar*) smolts in the Miramichi River system, New Brunswick. *Journal of the Fisheries Board of Canada* 33 (5), 1139-1143.

Hechinger, R. F., Lafferty, K. D., Huspeni, T. C., Brooks, A. J. und Kuris, A. M. (2007): Can parasites be indicators of free-living diversity? Relationships between species richness and the abundance of larval trematodes and of local benthos and fishes. *Oecologia* 151 (1), 82-92.

Hedrick, R. P. (1998): Relationships of the host, pathogen, and environment: implications for diseases of cultured and wild fish populations. *Journal of Aquatic Animal Health* 10 (2), 107-111.

Heemstra, P. C. und Randall, J. E. (1993): FAO Species Catalogue Vol. 16 Groupers of the World (Family Serranidae, Subfamily Epinephelinae): An annotated and illustrated catalogue of the grouper, rockcod, hind, coral grouper, and lyretail species known to date. *Food and Agriculture Organization of the United Nations. FAO Fisheries Synopsis* 125 (16), 382 Seiten.

Hemmingsen, W., Lombardo, I. und MacKenzie, K. (1991): Parasites as biological tags for cod, *Gadus morhua* L., in northern Norway: a pilot study. *Fisheries Research* 12 (4), 365-373.

Hennersdorf, P., Kleinertz, S., Theisen, S., Abdul-Aziz, M. A., Mrotzek, G., Palm, H. W. und Saluz, H. P. (2016): Microbial diversity and parasitic load in tropical fish of different environmental conditions. *PLOS ONE* 11 (3), e0151594.

Henriquez, V. P., Gonzalez, M. T., Licandeo, R. und Carvajal, J. (2011): Metazoan parasite communities of rock cod *Eleginops maclovinus* along southern Chilean coast and their use as biological tags at a local spatial scale. *Journal of Fish Biology* 79 (7), 1851-1865.

Herrington, W. C., Bearse, H. M. und Firth, F. E. (1939): Observations on the life history, occurrence and distribution of the redfish parasite *Sphyrion lumpi*. *United States Department of the Interior. Special Scientific Report* 5, 1-18.

Hinsinger, D. D. und Justine, J. L. (2006): The '*Pseudorhabdosynochus cupatus* group' (Monogenea: Diplectanidae) on *Epinephelus fasciatus*, *E. howlandi*, *E. rivulatus* and *E. merra* (Perciformes: Serranidae) off New Caledonia, with descriptions of *Pseudorhabdosynochus cyathus* n. sp. and *P. calathus* n. sp. *Systematic Parasitology* 64 (2), 69-90.

Hnath, J. G. (1983): Ceratomyxosis. In Mayer, F. P., Warren, J. W. und Carey, T. G. (1983): A guide to integrated fish health management in the Great lake basin. *Great Lakes Fisheries Commission, Special Publication* 83-2, 217-221.

Hoffman, G. L. (1956): The life cycle of *Crassiphiala bulboglossa* (Trematoda: Strigeida). Development of the metacercaria and cyst, and effect on the fish hosts. *The Journal of Parasitology* 42 (4), 435-444.

Hogue, C. und Swig, B. (2007): Habitat quality and endoparasitism in the Pacific sanddab *Citharichthys sordidus* from Santa Monica Bay, southern California. *Journal of Fish Biology* 70 (1), 231-242.

Hosono, T., Su, C. C., Delinom, R., Umezawa, Y., Toyota, T., Kaneko, S. und Taniguchi, M. (2011): Decline in heavy metal contamination in marine sediments in Jakarta Bay, Indonesia due to increasing environmental regulations. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 92 (2), 297-306.

Hunter, G. W. und Hunter, W. S. (1938): Studies on host reactions to larval parasites. I. The effect on weight. *The Journal of Parasitology* 24 (6), 477-481.

Huspeni, T. C. und Lafferty, K. D. (2004): Using larval trematodes that parasitize snails to evaluate a saltmarsh restoration project. *Ecological Applications*, 14 (3), 795-804.

Huspeni, T. C., Hechinger, R. F. und Lafferty, K. D. (2005): Trematode parasites as estuarine indicators: opportunities, applications and comparisons with conventional community approaches. In Bortone, S. A. (2004): Estuarine indicators. *CRC Press*, 297-314.

Hutson, K. S., Ernst, I. und Whittington, I. D. (2007): Risk assessment for metazoan parasites of yellowtail kingfish *Seriola lalandi* (Perciformes: Carangidae) in South Australian sea-cage aquaculture. *Aquaculture* 271 (1), 85-99.

IHO (1953): Limits of oceans and seas. *International Hydrographic Organization, Special Publication* 28 (3), 38 Seiten.

Jakob, E. und Palm, H. W. (2006): Parasites of commercially important fish species from the southern Java coast, Indonesia, including the distribution pattern of trypanorhynch cestodes. *Verhandlungen der Gesellschaft für Ichthyologie* 5, 165-191.

Jirsa, F., Leodolter-Dvorak, M., Krachler, R. und Frank, C. (2008). Heavy metals in the nase, *Chondrostoma nasus* (L. 1758), and its intestinal parasite *Caryophyllaeus laticeps* (Pallas 1781) from Austrian Rivers: Bioindicative Aspects. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 55 (4), 619-626.

Justine, J. - L. (2005): Species of *Pseudorhabdosynochus* Yamaguti, 1958 (Monogenea: Diplectanidae) from *Epinephelus fasciatus* and *E. merra* (Perciformes: Serranidae) off New Caledonia and other parts of the Indo-Pacific Ocean, with a comparison of measurements of specimens prepared using different methods, and a description of *P. caledonicus* n. sp. *Systematic Parasitology* 62 (1), 1-37.

Justine, J. - L. (2007a): Parasite biodiversity in a coral reef fish: twelve species of monogeneans on the gills of the grouper *Epinephelus maculatus* (Perciformes: Serranidae) off New Caledonia, with a description of eight new species of *Pseudorhabdosynochus* (Monogenea: Diplectanidae). *Systematic Parasitology* 66 (2), 81-129.

Justine, J. - L. (2007b): *Pseudorhabdosynochus argus* n. sp. (Monogenea: Diplectanidae) from *Cephalopholis argus*, *P. minutus* n. sp. and *Diplectanum nanus* n. sp. from *C. sonnerati* and other monogeneans from *Cephalopholis* spp.(Perciformes: Serranidae) off Australia and New Caledonia. *Systematic Parasitology* 68 (3), 195-215.

Justine, J. - L. (2009): A redescription of *Pseudorhabdosynochus epinepheli* (Yamaguti, 1938), the type-species of *Pseudorhabdosynochus* Yamaguti, 1958 (Monogenea: Diplectanidae), and the description of *P. satyui* n. sp. from *Epinephelus akaara* off Japan. *Systematic Parasitology* 72 (1), 27-55.

Justine, J. - L. und Henry, E. (2010): Monogeneans from *Epinephelus chlorostigma* (Val.) (Perciformes: Serranidae) off New Caledonia, with the description of three new species of diplectanids. *Systematic Parasitology* 77 (2), 81-105.

Justine, J. - L. und Sigura, A. (2007): Monogeneans of the malabar grouper *Epinephelus malabaricus* (Perciformes, Serranidae) off New Caledonia, with a description of six new species of *Pseudorhabdosynochus* (Monogenea: Diplectanidae). *Zootaxa* 1543, 1-44.

Justine, J. - L., Dupoux, C. und Cribb, T. H. (2009): Resolution of the discrepant host-specificity of *Pseudorhabdosynochus species* (Monogenea, Diplectanidae) from serranid fishes in the tropical Indo-Pacific. *Acta Parasitologica* 54 (2), 119-130.

Justine, J. - L., Beveridge, I., Boxshall, G. A., Bray, R. A., Moravec, F., Trilles, J. P. und Whittington, I. D. (2010): An annotated list of parasites (Isopoda, Copepoda, Monogenea, Digenea, Cestoda and Nematoda) collected in groupers (Serranidae,

Epinephelinae) in New Caledonia emphasizes parasite biodiversity in coral reef fish. *Folia Parasitologica* 57 (4), 237-262.

Katharios, P., Garaffo, M., Sarter, K., Athanassopoulou, F. und Mylonas, C. C. (2007): A case of high mortality due to heavy infestation of *Ceratomyxa diplodae* in sharpsnout sea bream (*Diplodus puntazzo*) treated with reproductive steroids. *Bulletin - European Association of Fish Pathologists* 27 (1), 43-47.

Khan, R. A. (1987): Crude oil and parasites of fish. *Parasitology Today* 3 (4), 99-100.

Khan, R. A. (1998): Parasites of fish as indicators of environmental stress. *Parasitology International* 47, 1-43.

Khan, R. A. (1990): Parasitism in marine fish after chronic exposure to petroleum hydrocarbons in the laboratory and to the Exxon Valdez oil spill. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 44 (5), 759-763.

Khan, R. A. und Kiceniuk, J. (1983): Effects of crude oils on the gastrointestinal parasites of two species of marine fish. *Journal of Wildlife Diseases* 19 (3), 253-258.

Khan, R. A. und Kiceniuk, J. W. (1988): Effect of Petroleum Aromatic Hydrocarbons on Monogeneids Parasitizing Atlantic cod, *Gadus morhua* L. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 41, 94-100.

Khan, R. A. und Thulin, J. (1991): Influence of pollution on parasites of aquatic animals. *Advances in Parasitology* 30, 201-238.

Khan, R. A., Bowering, W. R., Burgeois, C., Lear, H. und Pippy, J. H. (1986): Myxosporean parasites of marine fish from the continental shelf off Newfoundland and Labrador. *Canadian Journal of Zoology* 64 (10), 2218-2226.

Khan, R. A., Barker, D. E., Williams-Ryan, K. und Hooper, R. G. (1994): Influence of crude oil and pulp and paper mill effluent on mixed infections of *Trichodina cottidarium* and *T.*

saintjohnsi (Ciliophora) parasitizing *Myoxocephalus octodecemspinosus* and *M. scorpius*. *Canadian Journal of Zoology* 72 (2), 247-251.

Kleinertz, S. (2010): Fischparasiten als Bioindikatoren: Zum Umweltstatus von Küstenökosystemen und einer Zackenbarschmarikultur in Indonesien. *Dissertation, Universität Bremen*, 263 Seiten.

Kleinertz, S. und Palm, H. W. (2015): Parasites of the grouper fish *Epinephelus coioides* (Serranidae) as potential environmental indicators in Indonesian coastal ecosystems. *Journal of Helminthology* 89, 86-99.

Kleinertz, S., Damriyasa, I. M., Hagen, W., Theisen, S. und Palm, H.W. (2014): An environmental assessment of the parasite fauna of the reef-associated grouper *Epinephelus areolatus* from Indonesian waters. *Journal of Helminthology* 88 (1), 50-63.

Kleinertz, S., Eckhardt, K. U., Theisen, S., Palm, H. W. und Leinweber, P. (2016): Acanthocephalan fish parasites (Rhadinorhynchidae Lühe, 1912) as potential biomarkers: Molecular–chemical screening by pyrolysis-field ionization mass spectrometry. In Thieltges, D. und Wegner, M. (2016): Ecology and evolution of marine parasites and diseases. *Journal of Sea Research* 113, 51-57.

Klimpel, S., Palm, H. W., Rückert, S. und Piatkowski, U. (2004): The life cycle of *Anisakis simplex* in the Norwegian Deep (northern North Sea). *Parasitology Research* 94 (1), 1-9.

Koesharyani, I., Yuasa, K. und Zafran, H. K. (2000): Common ectoparasites of groupers in Indonesia. *Fifth Asian Fisheries Forum, International Conference on Fisheries and Food Security*, 42-43.

Konovalov, S. M. (1995): Parasites as indicators of biological processes, with special reference to sockeye salmon (*Oncorhynchus nerka*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 52 (1), 202-212.

Kritsky, D. C. und Beverley-Burton, M. (1986): The status of *Pseudorhabdosynochus* Yamaguti, 1958, and *Cycloplectanum* Oliver, 1968 (Monogenea: Diplectanidae). *Proceedings of the Biological Society of Washington* 99 (1), 17-20.

Kuris, A. M. und Lafferty, K. D. (1994): Community structure: larval trematodes in snail hosts. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 189-217.

Lafferty, K. D. (1997): Environmental Parasitology: What can Parasites tell us about Human Impacts on the Environment? *Parasitology Today* 13 (7), 251-255.

Lafferty, K. D. (2012): Biodiversity loss decreases parasite diversity: theory and pattern. *Philosophical Transactions Royal Society B: Biological Sciences* 367 (1604), 2814-2827.

Lafferty, K. D. (2013): Parasites in marine food webs. *Bulletin of marine science* 89 (1), 123-134.

Landsberg, J. H., Blakesley, B. A., Reese, R. O., McRae, G. und Forstchen, P. R. (1998): Parasites of fish as indicators of environmental stress. *Environmental Monitoring and Assessment* 51, 211-232.

Le, T. S., Tran, Q. T., Nguyen, C., Pham, H. G. and Tran, V. (2014): Ô Nhiễm Môi Trường khu nuôi cá biển bằng lồng bè điển hình tại Cát Bà – Hải Phòng (Wasserverschmutzung durch Fischzuchtanlagen in Cat Ba - Hai Phong). *Tạp chí Khoa học và Công nghệ Biển (Marine Wissenschaft und Technik)* 14, 265-271 (in Vietnamesisch).

Leong, T. S., Tan, Z. und Enright, W. J. (2006): Important parasitic diseases in cultured marine fish in the Asia-Pacific region. *AQUA* 15, 14-16.

Lester, R. J. G. und Ko, R. C. (1989): Ecology of marine parasites. *Current Concepts in Parasitology*, 165-184.

Lester, R. J. G. und MacKenzie, K. (2009): The use and abuse of parasites as stock markers for fish. *Fisheries Research* 97 (1), 1-2.

Li, A. X., Wu, X. Y., Xie, M. Q., Lin, R. Q., Gasser, R. B. und Zhu, X. Q. (2005): PCR-based identification and delineation of members within the *Pseudorhabdosynochus lantauensis* complex (Monogenea: Diplectanidae). *Parasitology Research* 98 (1), 34-37.

Littlewood, D. T. J. (2005): Marine parasites and the tree of life. In Rohde K. (2005): Marine Parasitology. *CABI Publishing*, 280-286.

Lühe, M. (1910): Parasitische Plattwürmer. II: Cestodes. Die Süsswasserfauna Deutschlands. Eine Exkursionsfauna. *Fischer*, 153 Seiten.

Luque, J. L., Mouillot, D. und Poulin, R. (2004): Parasite biodiversity and its determinants in coastal marine teleost fishes of Brazil. *Parasitology* 128 (6), 671-682.

MacKenzie, K. (1983): Parasites as biological tags in fish population studies. *Advance in Applied Biology* 7, 251-331.

MacKenzie, K. (1985): The use of parasites as biological tags in population studies of herring (*Clupea harengus* L.) in the North Sea and to the north and west of Scotland. *ICES Journal of Marine Science* 42 (1), 33-64.

MacKenzie, K. (1987): Long-term changes in the prevalence of two helminth parasites (Cestoda: Trypanorhyncha) infecting marine fish. *Journal of Fish Biology* 31 (1), 83-87.

MacKenzie, K. (1999): Parasites as pollution indicators in marine ecosystems: a proposed early warning system. *Marine Pollution Bulletin* 38 (11), 955-959.

MacKenzie, K. und Longshaw, M. (1995): Parasites of the hakes *Merluccius australis* and *M. hubbsi* in the waters around the Falkland Islands, southern Chile, and Argentina, with an assessment of their potential value as biological tags. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 52 (1), 213-224.

MacKenzie, K. und Abaunza, P. (1998): Parasites as biological tags for stock discrimination of marine fish: a guide to procedures and methods. *Fisheries Research* 38 (1), 45-56.

Madanire-Moyo, G. und Barson, M. (2010): Diversity of metazoan parasites of the African catfish *Clarias gariepinus* (Burchell, 1822) as indicators of pollution in a subtropical African river system. *Journal of Helminthology* 84 (2), 216-227.

Mai, V. T. (2010): Kết quả quan trắc, cảnh báo môi trường và dịch bệnh thủy sản một số vùng nuôi thủy sản miền Bắc Việt Nam năm 2009 (Entwicklung und Krankheitsüberwachung in der Aquakultur – Warnung für das Nord Vietnam Projekt 2009). *Research Institute for Aquaculture No 1* (in Vietnamesisch).

Mai, V. T., Nguyen, D. B., Nguyen T. M. N und Nguyen, Q. C. (2013): Ứng dụng phương pháp MOM đánh giá tác động của nuôi cá biển đến môi trường tại Việt nam (Modellierung und Anwendung des MOM Systems zur Bewertung des Einflusses der Aquakultur auf die Umwelt in Vietnam). *Tạp chí Nông nghiệp và Phát triển Nông thôn* (Entwicklungen in der Aquakultur und Landwirtschaft) 10, 15-22 (in Vietnamesisch).

Marcogliese, D. J. (2004): Parasites: small players with crucial roles in the ecological theater. *EcoHealth* 1 (2), 151-164.

Marcogliese, D. J. (2005a): Parasites of the superorganism: are they indicators of ecosystem health? *International Journal for Parasitology* 35 (7), 705-716.

Marcogliese, D. J. (2005b): Transmission of marine parasites. In Rohde K. (2005): Marine Parasitology. *CABI Publishing*, 280-286.

Marcogliese, D. J. und Cone, D. K. (1996): On the distribution and abundance of eel parasites in Nova Scotia: influence of pH. *The Journal of Parasitology* 82 (3), 389-399.

Marcogliese, D. J. und Cone, D. K. (1997): Food webs: a plea for parasites. *Trends in Ecology & Evolution* 12 (8), 320-325.

Marcogliese, D. J., Pulkkinen, K. und Valtonen, E. T. (2012): Trichodinid (Ciliophora: Trichodinidae) infections in perch (*Perca fluviatilis*) experimentally exposed to pulp and paper mill effluents. *Archives of environmental contamination and toxicology* 62 (4), 650-656.

Margolis, L. (1956): Parasitic helminths and arthropods from pinnipedia of the Canadian Pacific coast. *Journal of the Fisheries Board of Canada* 13 (4), 489-505.

Margolis, L. (1963): Parasites as indicators of the geographical origin of sockeye salmon, *Oncorhynchus nerka* (Walbaum): occurring in the North Pacific Ocean and adjacent seas. *Bulletin No. II - International North Pacific Fisheries Commission*, 110-156.

Mdegela, R. H., Omary, A. N., Matthew, C. und Nonga, H. E. (2011): Effect of Pond Management on Prevalence of Intestinal Parasites in Nile Tilapia (*Oreochromis niloticus*) under Small Scale Fish Farming Systems in Morogoro, Tanzania. *Livestock Research for Rural Development* 23 (6), 127-132.

Merella, P., Cherchi, S., Garippa, G., Fioravanti, M. L., Gustinelli, A. und Salati, F. (2009): Outbreak of *Sciaenacotyle panceri* (Monogenea) on cage-reared meagre *Argyrosomus regius* (Osteichthyes) from the western Mediterranean Sea. *Diseases of aquatic organisms* 86 (2), 169-173.

Möller, H. (1987): Pollution and parasitism in the aquatic environment. *International Journal for Parasitology* 17 (2), 353-361.

Moravec, F. und de Buron, I. (2013): A synthesis of our current knowledge of philometrid nematodes, a group of increasingly important fish parasites. *Folia Parasitologica* 60 (2), 81-101.

Morris, T., Avenant-Oldewage, A., Lamberth, S. und Reed, C. (2016): Shark parasites as bio-indicators of metals in two South African embayments. *Marine Pollution Bulletin* 104 (1), 221-228.

Moser, M. (1991): Parasites as biological tags. *Parasitology Today* 7 (7), 182-185.

Mosquera, J., Gómez-Gesteira, M. und Pérez-Villar, V. (2000): Using parasites as biological tags of fish populations: a dynamical model. *Bulletin of Mathematical Biology* 62 (1), 87-99.

Munkittrick, K. R., Servos, M. R., Van Der Kraak, G. J., McMaster, M. E., Portt, C. B. und Van Den Heuvel, M. R. (1994): Survey of receiving-water environmental impacts associated with discharges from pulp mills: 2. Gonad size, liver size, hepatic EROD activity and plasma sex steroid levels in white sucker. Environmental *Toxicology and Chemistry* 13 (7), 1089-1101.

Myers, R. F. (1999): Micronesian reef fishes: a comprehensive guide to the doral reef fishes of Micronesia. *Coral Graphics*, 330 Seiten.

Nachev, M. und Sures, B. (2009): The endohelminth fauna of barbel (*Barbus barbus*) correlates with water quality of the Danube River in Bulgaria. *Parasitology* 136 (5), 545-552.

Nachev, M. und Sures, B. (2016): Seasonal profile of metal accumulation in the acanthocephalan *Pomphorhynchus laevis*: a valuable tool to study infection dynamics and implications for metal monitoring. *Parasites & Vectors* 9 (1), 1-9.

Nachev, M., Schertzinger, G. und Sures, B. (2013): Comparison of the metal accumulation capacity between the acanthocephalan *Pomphorhynchus laevis* and larval nematodes of the genus *Eustrongylides* sp. infecting barbel (*Barbus barbus*). *Parasites & Vectors* 6 (1), 1-8.

Neubert, K., Yulianto, I., Kleinertz, S., Theisen, S., Wiryawan, B. und Palm, H. W. (2016a): Parasite fauna of white-streaked grouper, *Epinephelus ongus* (Bloch, 1790) (Epinephelidae) from Karimunjawa, Indonesia. *Parasitology Open* 2 (e12), 1-11.

Neubert, K., Yulianto, I., Theisen, S., Kleinertz, S. und Palm, H. W. (2016b): Parasite fauna of *Epinephelus coioides* (Hamilton, 1822) (Epinephelidae) as environmental indicator

under heavily polluted conditions in Jakarta Bay, Indonesia. *Marine Pollution Bulletin* 110, 747-756.

Nhi, T. T. Y., Shazili, N. A. M. und Shaharom-Harrison, F. (2013): Use of cestodes as indicator of heavy-metal pollution. *Experimental Parasitology* 133 (1), 75-79.

Noegrohati, S., Narsito, Hadi, S. und Sanjayadi (2008): Fate and Behavior of Organochlorine Pesticides in the Indonesian Tropical Climate: A Study in the Segara Anakan Estuarine Ecosystem. *CLEAN - Soil Air Water* 36 (9), 767-774.

Nur, Y., Fazi, S., Wirjoatmodjo, N. und Han, Q. (2001): Towards wise coastal management practice in a tropical megacity - Jakarta. *Ocean & Coastal Management* 44 (5), 335-353.

Ogawa, K. (2014): Diseases of cultured marine fishes caused by Platyhelminthes (Monogenea, Digenea, Cestoda). *Parasitology* 142 (1), 178-195.

Ogut, H., und Palm, H. W. (2005): Seasonal dynamics of *Trichodina* spp. on whiting (*Merlangius merlangus*) in relation to organic pollution on the eastern Black Sea coast of Turkey. *Parasitology Research*, 96 (3), 149-153.

Olson, P. D., Caira, J. N., Jensen, K., Overstreet, R. M., Palm, H. W. und Beveridge, I. (2010): Evolution of the trypanorhynch tapeworms: parasite phylogeny supports independent lineages of sharks and rays. *International Journal for Parasitology* 40 (2), 223-242.

Overstreet, R. M. (1993): Parasitic diseases of fishes and their relationship with toxicants and other environmental factors. In Couch, J. A. und Fournie, J. W. (1993): Pathobiology of marine and estuarine organisms. *CRC Press*, 111-156.

Paller, V. G. V., Resurreccion, D. J. B., de la Cruz, C. P. P. und Bandal M. Z. (2016): Acanthocephalan parasites (*Acanthogyrus* sp.) of Nile Tilapia (*Oreochromis niloticus*) as biosink of lead (Pb) contamination in a Philippine freshwater lake. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 96 (6), 810-815.

Palm, H. W. (2004): The Trypanorhyncha Diesing, 1863. *PKSPL-IPB, Bogor*, 710 Seiten.

Palm, H. W. (2011): Fish parasites as biological indicators in a changing world: Can we monitor environmental impact and climate change? In Mehlhorn, H. (2011): Progress in Parasitology. *Parasitology Research Monographs* 2, 223-250.

Palm, H. W., und Dobberstein, R. C. (1999): Occurrence of trichodinid ciliates (Peritricha: Urceolariidae) in the Kiel Fjord, Baltic Sea, and its possible use as a biological indicator. *Parasitology Research*, 85 (8-9), 726-732.

Palm, H. W. und Klimpel, S. (2007): Evolution of parasitic life in the ocean. *Trends in Parasitology* 23 (1), 10-12.

Palm, H. W. und Caira, J. N. (2008): Host specificity of adult versus larval cestodes of the elasmobranch tapeworm order Trypanorhyncha. *International Journal for Parasitology* 38 (3), 381-388.

Palm, H. W. und Rückert, S. (2009): A new approach to visualize ecosystem health by using parasites. *Parasitology Research* 105, 539-553.

Palm, H. W. und Bray, R. A. (2014): Marine Fish Parasitology in Hawaii. *Westrap and Partner*, 302 Seiten.

Palm, H. W., Reimann, N., Spindler, M. und Plötz, J. (1998): The role of the rock cod *Notothenia coriiceps* Richardson, 1844 in the life-cycle of Antarctic parasites. *Polar Biology* 19 (6), 399-406.

Palm, H. W., Damriyasa, I M., Linda und Oka, I. B. M. (2008): Molecular genotyping of *Anisakis* Dujardin, 1845 (Nematoda: Ascaridoidea: Anisakidae) larvae from marine fish of Balinese and Javanese waters, Indonesia. *Helminthologia* 45 (1), 3-12.

Palm, H. W., Kleinertz, S. und Rückert, S. (2011): Parasite diversity as an indicator of environmental change? An example from tropical grouper (*Epinephelus fuscoguttatus*) mariculture in Indonesia. *Parasitology* 138, 1793-1803.

Palm, H. W., Theisen, S., Damriyasa, I M., Kusmintarsih, E. S., Oka, I. B. M., Setyowati, E. A., Suratma, A., Wibowo, S. und Kleinertz, S. (2017): *Anisakis* (Nematoda: Ascaridoidea) from Indonesia. *Diseases of Aquatic Organisms* 123 (2), 141-157.

Palm, H. W., Yulianto, I., Theisen, S., Rueckert, S. und Kleinertz, S. (2015): *Epinephelus fuscoguttatus* mariculture in Indonesia: implications from fish parasite infections. *Regional Studies in Marine Science* 2, 54-70.

Paprena, I. (1996): Parasites, infections and diseases of fishes in Africa. *CIFA Technical Paper, FAO* 31, 220 Seiten.

Poulin, R. und Cribb, T. H. (2002): Trematode life cycles: short is sweet? *Trends in Parasitology* 18 (4), 176-183.

Price, P. W. und Clancy, K. M. (1983): Patterns in number of helminth parasite species in freshwater fishes. *The Journal of Parasitology* 69 (3), 449-454.

QNC (2014): Báo cáo kết quả nuôi trồng thủy sản năm 2014 và kế hoạch năm 2015 của tỉnh Quảng Ninh (Erfolge der Aquakultur in der Quang Ninh Region 2014 und Pläne für 2015). *Jährlicher Bericht des Quang Ninh Komitee* (in Vietnamesisch, unveröffentlicht).

Rigos, G., Grigorakis, K., Christophilogannis, P., Nengas, I. und Alexis, M. (1997): *Ceratomyxa* spp. (Myxosporea) infection in cultured common dentex from Greece. *Bulletin of the European Association of Fish Pathologists* 17, 174-176.

Rodgers, C. J. und Furones, M. D. (1998): Disease problems in cultured marine fish in the Mediterranean. *Fish Pathology* 33 (4), 157-164.

Rohde, K. (2005): Marine Parasitology. *CABI Publishing*, 565 Seiten

Rokicki, J. (1983): Ectoparasites of the hakes *Merluccius merluccius capensis* (Castelnau) and *Merluccius merluccius paradoxus* (Frank) as an aid to host systematics. *Collected Scientific Papers ICSEWAF* 10, 167-170.

Rückert, S. (2006): Marine Fischparasiten in Indonesien: Befallssituation und Bedeutung für die Marikultur von Zackenbarschen. *Dissertation, Heinrich-Heine-Universität Düsseldorf*, 240 Seiten.

Rückert, S., Palm, H. W. und Klimpel, S. (2008): Parasite fauna of seabass (*Lates calcarifer*) under mariculture conditions in Lampung Bay, Indonesia. *Journal of Applied Ichthyology* 24 (3), 321-327.

Rückert, S., Hagen, W., Yuniar, A. T. und Palm, H. W. (2009a): Metazoan fish parasites of Segara Anakan Lagoon, Indonesia, and their potential use as biological indicators. *Regional Environmental Change* 9 (4), 315-328.

Rückert, S., Klimpel, S., Mehlhorn, H. und Palm, H. W. (2009b): Transmission of fish parasites into grouper mariculture (Serranidae: *Epinephelus coioides* (Hamilton, 1822)) in Lampung Bay, Indonesia. *Parasitology Research* 104, 523-532.

Rückert, S., Klimpel, S. und Palm, H. W. (2010): Parasites of cultured and wild brown-marbled grouper *Epinephelus fuscoguttatus* (Forsskål, 1775) in Lampung Bay, Indonesia. *Aquaculture Research* 41 (8), 1158-1169.

Ruus, A., Skaare, J. U. und Ingebrigtsen, K. (2001): Accumulation of the lipophilic environmental contaminant lindane in metacercariae of *Bucephaloides gracilescens* (Trematoda, Bucephalidae) in the central nervous system of bullrout *Myoxocephalus scorpius*. *Diseases of Aquatic Organisms* 48 (1), 75-77.

Sanchez-Ramirez, C., Vidal-Martinez, V. M., Aguirre-Macedo, M. L., Rodriguez-Canul, R. P., Gold-Bouchot, G. und Sures, B. (2007): *Cichlidogyrus sclerosus* (Monogenea:

Ancyrocephalinae) and its host, the *Nile tilapia* (Oreochromis niloticus), as bioindicators of chemical pollution. *Journal of Parasitology* 93 (5), 1097-1106.

Sasal, P., Mouillot, D., Fichez, R., Chifflet, S. und Kulbicki, M. (2007): The use of fish parasites as biological indicators of anthropogenic influences in coral-reef lagoons: a case study of Apogonidae parasites in New-Caledonia. *Marine Pollution Bulletin* 54 (11), 1697-1706.

Schmidt, V., Zander, S., Körting, W., Broeg, K., Westernhagen, H. V., Dizer, H., Hansen, P. D., Skouras, A. und Steinhagen, D. (2003): Parasites of flounder (*Platichthys flesus* L.) from the German Bight, North Sea, and their potential use in biological effects monitoring. Helgoland Marine Research 57, 262-271.

Schoelinck, C. und Justine, J. L. (2011): Four species of *Pseudorhabdosynochus* (Monogenea: Diplectanidae) from the camouflage grouper *Epinephelus polyphekadion* (Perciformes: Serranidae) off New Caledonia. *Systematic Parasitology* 79 (1), 41-61.

Schoelinck, C., Cruaud, C. und Justine, J. L. (2012): Are all species of *Pseudorhabdosynochus* strictly host specific? - A molecular study. *Parasitology International* 61 (2), 356-359.

Sheaves, M. (1995): Large lutjanid and serranid fishes in tropical estuaries: Are they adults or juveniles? *Marine Ecology Progress Series* 129, 31-41.

Sigura, A. und Justine, J. L. (2008): Monogeneans of the speckled blue grouper, *Epinephelus cyanopodus* (Perciformes, Serranidae), from off New Caledonia, with a description of four new species of *Pseudorhabdosynochus* and one new species of *Laticola* (Monogenea: Diplectanidae), and evidence of monogenean faunal changes according to the size of fish. *Zootaxa* 1695, 1-44.

Sindermann, C. J. (1979): Pollution-associated diseases and abnormalities of fish and shellfish: a review. *Fishery Bulletin* 76 (4), 717-749.

Skinner, R. H. (1982): The interrelation of water quality, gill parasites, and gill pathology of some fishes from south Biscayne Bay, Florida. *Fishery Bulletin* 80 (2), 269-280.

Spalding, M., Ravilious, C. und Green, E. P. (2001): World atlas of coral reefs. *University of California Press*, 404 Seiten.

Stanley, R. D. (2005): Life history characteristics for silvergray rockfish (*Sebastes brevispinis*) in British Columbia waters and the implications for stock assessment and management. *Fishery Bulletin* 103 (4), 670-684.

Sugianti, Y. und Mujiyanto, M. (2014): Kualitas air sebagai dasar pengelolaan ekosistem lamun di kawasan Pulau Parang, Karimunjawa (Die Wasserqualität als Grundlage des Seegras-Managements in den Gewässern um die Parang Insel, Karimunjawa). *Proceedings of the Indonesian Forum on Fish Conservation* 4, KSI-PI45 (in Indonesisch).

Sures, B. (2004): Environmental parasitology: relevancy of parasites in monitoring environmental pollution. *Trends in Parasitology* 20 (4), 170-177.

Sures, B. (2006): How parasitism and pollution affect the physiological homeostasis of aquatic hosts. *Journal of Helminthology* 80 (2), 151-157.

Sures, B. (2008): Environmental parasitology. Interactions between parasites and pollutants in the aquatic environment. *Parasite* 15 (3), 434-438.

Sures, B. und Taraschewski, H. (1995): Cadmium concentrations in two adult acanthocephalans, *Pomphorhynchus laevis* and *Acanthocephalus lucii*, as compared with their fish hosts and cadmium and lead levels in larvae of *A. lucii* as compared with their crustacean host. *Parasitology Research* 81 (6), 494-497.

Sures, B. und Reimann, N. (2003): Analysis of trace metals in the Antarctic host-parasite system *Notothenia coriiceps* and *Aspersentis megarhynchus* (Acanthocephala) caught at King George Island, South Shetland Islands. *Polar Biology* 26 (10), 680-686.

Sures, B., Taraschewski, H. und Jackwerth, E. (1994): Lead accumulation in *Pomphorhynchus laevis* and its host. *The Journal of Parasitology* 80 (3), 355-357.

Tekin-Özan, S. und Kir, İ. (2005): Comparative study on the accumulation of heavy metals in different organs of tench (*Tinca tinca* L. 1758) and plerocercoids of its endoparasite *Ligula intestinalis*. *Parasitology Research* 97 (2), 156-159.

Thompson, S. N. (1983): Biochemical and physiological effects of metazoan endoparasites on their host species. *Comparative Biochemistry and Physiology Part B* 74 (2), 183-211.

Thoney, D. A. und Hargis, W. J. (1991): Monogenea (Platyhelminthes) as hazards for fish in confinement. *Annual Review of Fish Diseases* 1, 133-153.

Todd, P. A., Ong, X. und Chou, L. M. (2010): Impacts of pollution on marine life in Southeast Asia. *Biodiversity and Conservation* 19 (4), 1063-1082.

Tonguthai, K. und Leong, T. S. (2000): Diseases of cage cultured fish in marine and brackish water. In Liao, I. C. und Lin, C. K. (2000): Cage Aquaculture in Asia. *Proceedings of the First International Symposium on Cage Aquaculture in Asia, Tungkang, Pingtung (Taiwan)*, 2.-6. Nov. 1999, AFS, WAS-SC.

Tran, Q. T., Le, T. S., Nguyen, T. L., Đoan, T. H. Und Tran, V. L. (2013): Assessment of water quality at fish cages in the north of Vietnam. *Journal of Science and Development of Vietnam Agriculture Institute* 11, 996-1004.

Truong, T. V., Palm, H. W., Bui, T. Q., Ngo, H. T. T. und Bray, R. A. (2016): *Prosorhynchus* Odhner, 1905 (Digenea: Bucephalidae) from the orange-spotted grouper *Epinephelus coioides* (Hamilton, 1822) (Epinephelidae), including *Prosorhynchus tonkinensis* n. sp., from the Gulf of Tonkin, Vietnam. *Zootaxa* 4170 (1), 71-92.

Truong, T. V., Neubert, K., Unger, P., Bui, T. Q., Ngo, H. T. T., Palm, H. W. und Kleinertz, S. (2017): Assessment of *Epinephelus coioides* (Hamilton, 1822) aquaculture systems in

the Gulf of Tonkin, Vietnam, by using fish parasites. *Journal of Applied Ichthyology* 2017; 00, 1-12.

van der Meij, S. E. T., Moolenbeek, R. G. und Hoeksema, B. W. (2009): Decline of the Jakarta Bay molluscan fauna linked to human impact. *Marine Pollution Bulletin* 59, 101-107.

Vidal-Martínez, V. M., Aguirre-Macedo, M. L., Vivas-Rodríguez, C. M. und Moravec, F. (1998): The macroparasite communities of the red grouper, *Epinephelus morio*, from the Yucatan Peninsula, Mexico. *Proceedings of the 50th Annual meeting of The Gulf and Caribbean Fisheries Institute*, 9-14.

Vidal-Martinez, V. M., Pech, D., Sures, B., Purucker, S. T. und Poulin, R. (2010): Can parasites really reveal environmental impact? *Trends in Parasitology* 26 (1), 44-51.

Vo, T. D. (2010): The parasites from groupers (*Epinephelus* spp.). *Vietnam Ecademy of Science and technology*, 184 Seiten.

Vo, T. D., Bristow, G. A., Nguyen, H. D., Vo, T. D. und Nguyen, N. T. N. (2010): The parasites of grouper and sea bass in Vietnam. *Ho Chi Minh: Agriculture Publishing House*, 180 Seiten.

Wedemeyer, G. A. (1997): Effects of rearing conditions on the health and physiological quality of fish in intensive culture. *Seminar series-society for experimental biology, Cambridge University Press* 62 (1), 35-72.

Wedemeyer, G. A., Meyer, F. P. und Smith, L. (1976): Environmental stress and fish diseases. In Snieszko, S. F. und Axelrod, H. R. (1976): Diseases of fishes. *TFH Publications*, 192 Seiten.

Wijayati, A. und Djunaidah, S. (2001): Identifikasi pathogen ikan kerapu macan (*Epinephelus fuscoguttatus*) pada berbagai stadia pemeliharaan (Pathogenbelastung des „brown-marbled grouper“ (*Epinephelus fuscoguttatus*) in verschiedenen Zuchtstadien). In Aliah, R. S., Herdis, I. D. und Surachman, M. (2001): Peningkata daya saing agribisnis kerapu

yang berkelanjutan melalui penerapan (Verbesserung der Wettbewerbsfähigkeit der Zackenbarschzucht durch Wissenschaft und Technologie). Bericht des Workshops zur Entwicklung der Zackenbarschzucht, Jakarta 28. -29. August 2001 (in Indonesisch).

Wu, X. Y., Chilton, N. B., Zhu, X. Q., Xie, M. Q. und Li, A. X. (2005): Molecular and morphological evidence indicates that *Pseudorhabdosynochus lantauensis* (Monogenea: Diplectanidae) represents two species. *Parasitology* 130 (6), 669-677.

Yuasa, K., Zafran, Koesharyani, I., Roza, D. und Johnny, F. (1998): Diseases in marine fishes reared at Gondol Research Station for coastal fisheries. *Proceeding of coastal fisheries technology Bali* 6. -7. August 1998, 94-98.

Yuniar, A. (2005): Parasites of marine fish from Segara Anakan, Java, Indonesia and their potential use as biological indicators. *Masterarbeit*, *Institut für Marine Zoologie, Universität Bremen*, 90 Seiten.

Yuniar, A. T., Palm, H. W. und Walter, T. (2007): Crustacean fish parasites from Segara Anakan Lagoon, Java, Indonesia. *Parasitology Research* 100 (6), 1193-1204.

Zafran, Roza, D., Koesharyani, I., Johnny, F. und Yuasa, K. (1998): Manual for fish diseases diagnosis. *Marine fish and crustacean diseases in Idonesia*. Gondol Research Station for Coastal Fisheries, Central Research Institute for Fisheries, Agency for Agricultural Research and Development and Japan International Cooperation Agency, Indonesia.

Zimmermann, S., Von Bohlen, A., Messerschmidt, J. und Sures, B. (2005): Accumulation of the precious metals platinum, palladium and rhodium from automobile catalytic converters in *Paratenuisentis ambiguus* as compared with its fish host, *Anguilla anguilla*. *Journal of Helminthology* 79 (1), 85-89.

1.9 Erklärung über den Eigenanteil an den Veröffentlichungen

Neubert K., Yulianto I., Kleinertz S., Theisen S., Wiryawan, Palm H. W. (2016): **Parasite fauna of white-streaked grouper, *Epinephelus ongus* (Bloch, 1790) (Epinephelidae) from Karimunjawa, Indonesia.** *Parasitology Open* 2 (e12), 1-11.

- Planung der Probennahme
- Durchführung der parasitologischen Untersuchung der Fische
- Anfertigung parasitologischer Dauerpräparate
- Umsetzung der taxonomischen Bestimmung der isolierten Parasitenarten
- Realisierung der statistischen Datenanalyse
- Durchführung der Literaturrecherche
- Diskussion und Interpretation der Daten
- Erstellung der Abbildungen und Tabellen
- Verschriftlichung des Manuskriptes
- Korrespondenz mit den Gutachtern

Neubert K., Yulianto I., Theisen S., Kleinertz S., Palm, H. W. (2016): **Parasite fauna of *Epinephelus coioides* (Hamilton, 1822) (Epinephelidae) as environmental indicator under heavily polluted conditions in Jakarta Bay, Indonesia.** *Marine Pollution Bulletin* 110, 747-756.

- Planung der Probennahme
- Durchführung der parasitologischen Untersuchung der Fische
- Anfertigung parasitologischer Dauerpräparate
- Umsetzung der taxonomischen Bestimmung der isolierten Parasitenarten
- Realisierung der statistischen Datenanalyse
- Durchführung der Literaturrecherche
- Diskussion und Interpretation der Daten
- Weiterentwicklung des Star Graph Systems
- Konzipierung der Verschmutzungsampel
- Erstellung der Abbildungen und Tabellen
- Verschriftlichung des Manuskriptes
- Korrespondenz mit den Gutachtern

Truong, T. V., Neubert, K., Unger, P., Bui, T. Q., Ngo, H. T. T., Palm, H. W. und Kleinertz, S. (2017): **Assessment of *Epinephelus coioides* (Hamilton, 1822) aquaculture systems in the Gulf of Tonkin, Vietnam, by using fish parasites.** *Journal of Applied Ichthyology* 2017; 00, 1-12.

- Beteiligung an der taxonomischen Bestimmung der isolierten Parasitenarten
- Mitarbeit an der statistischen Datenanalyse
- Signifikantes Mitwirken an der Diskussion sowie Interpretation der Daten
- Anpassung des Star Graph Systems an die methodische Fragestellung
- Modifikation der Verschmutzungsampel zur Aquakulturampel
- Beteiligung an der Textarbeit
- Erstellung einiger Abbildungen (Star Graph und Aquakulturampel)
- Korrektur des Manuskriptes

2. Veröffentlichungen

2.1 Neubert K., Yulianto I., Kleinertz S., Theisen S., Wiryawan, Palm H. W. (2016): Parasite fauna of white-streaked grouper, *Epinephelus ongus* (Bloch, 1790) (Epinephelidae) from Karimunjawa, Indonesia. *Parasitology Open* 2 (e12), 1-11.

Parasite fauna of white-streaked grouper, *Epinephelus ongus* (Bloch, 1790) (Epinephelidae) from Karimunjawa, Indonesia

KILIAN NEUBERT[1]*, IRFAN YULIANTO[1,2], SONJA KLEINERTZ[1], STEFAN THEISEN[1], BUDY WIRYAWAN[3] *and* HARRY W. PALM[1]

[1] *Aquaculture and Sea-Ranching, Faculty of Agricultural and Environmental Sciences, University of Rostock, Justus-von-Liebig-Weg 6, 18059 Rostock, Germany*
[2] *Wildlife Conservation Society-Indonesia Program, Jl. Atletik No. 8, Bogor, Indonesia*
[3] *Marine Fisheries, Faculty of Fisheries and Marine Sciences, Bogor Agricultural University, Kampus IPB Darmaga, Bogor, Indonesia*

(*Received 4 March 2016; revised 28 April 2016; accepted 10 May 2016*)

SUMMARY

This study provides the first comprehensive information on the parasite fauna of the white-streaked grouper *Epinephelus ongus*. A total of 35 specimens from the archipelago Karimunjawa, Java Sea, Indonesia were studied for metazoan parasites. For comparison, the documented parasite community of 521 *E. areolatus*, *E. coioides* and *E. fuscoguttatus* from previous studies were analysed. A total of 17 different parasite taxa were recognized for *E. ongus*, including 14 new host and four new locality records. This increases the known parasite taxa of *E. ongus* by more than 80%. The ectoparasite fauna was predominated by the monogenean *Pseudorhabdosynochus quadratus* resulting in a low Shannon index of species diversity of the entire parasite community (0.17). By contrast, the species diversity excluding the ectoparasites reached the highest value recorded for Indonesian epinephelids (1.93). The endoparasite fauna was predominated by generalists, which are already known from Indonesia. This demonstrates the potential risk of parasite transmission through *E. ongus* into mariculture and vice versa. One-way analyses of similarity revealed a significantly different parasite community pattern of *E. ongus* compared with *E. areolatus* and *E. fuscoguttatus* as well as minor differences with *E. coioides*. This finding refers to different habitat preferences of these epinephelids within the analysed size range.

Key words: parasite, *Epinephelus ongus*, Epinephelidae, biological indicator, mariculture, Karimunjawa, Indonesia.

INTRODUCTION

Reef fish contribute significantly to food security and income of coastal communities in many developing countries (Donner and Potere, 2007; Hughes *et al*. 2012). Due to its high trade value and increasing demand on the international market, epinephelids belong to the most important fisheries resources, resulting in a continuously growing fishing pressure as well as aquaculture production in Indonesia (Yulianto *et al*. 2015). Indonesia is the second largest grouper producer worldwide (FAO, 2015). Consequently, increasing attention is paid to studies concerning the ecology and biology of wild and cultivated epinephelids. In general, commercially important species are large, such as *Epinephelus coioides* and *E. fuscoguttatus*, with a maximum length up to 120 cm (Craig *et al*. 2011). Both species are relevant for fisheries as well as aquaculture, and have been intensively investigated for diseases and parasites in recent years (e.g. Rückert, 2006; Palm and Rückert, 2009; Kleinertz, 2010; Rückert *et al*. 2010; Palm *et al*. 2011; Kleinertz *et al*. 2014*a*; Kleinertz and Palm, 2015; Neubert *et al*. 2016). In contrast, the knowledge on the parasite fauna of smaller epinephelids, like the white-streaked grouper *Epinephelus ongus*, is very limited.

E. ongus occurs in the Indo-West Pacific and inhabits coastal reefs as well as brackish water lagoons (Heemstra and Randall, 1993). Ledges and caves in depths of five to 25 m are frequently used as shelter (Myers, 1999). The diet consists of fish and crustaceans and a nocturnal feeding pattern can be assumed (Craig, 2007). With a maximum length of about 40 cm (Craig *et al*. 2011) *E. ongus* is a relatively small member of the Epinephelidae (according to Smith and Craig (2007) the traditional taxon Serranidae is polyphyletic, resulting in the resurrection of the Epinephelidae). *E. ongus* increasingly contributes to the regular catches, and e.g. at the Naha fish market in Okinawa, Japan, it became the most landed epinephelid (Craig, 2007). A similar development can be observed in Karimunjawa Islands, where overfishing of commercially important epinephelid species moves *E. ongus* more and more into the focus of fisheries. Thus, *E. ongus* became the

* Corresponding author: Aquaculture and Sea-Ranching, Faculty of Agricultural and Environmental Sciences, University of Rostock, Justus-von-Liebig-Weg 6, 18059 Rostock, Germany. E-mail: kilian.neubert@uni-rostock.de

 © Cambridge University Press 2016. This is an Open Access article, distributed under the terms of the Creative Commons Attribution-NonCommercial-ShareAlike licence (http://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/), which permits non-commercial re-use, distribution, and reproduction in any medium, provided the same Creative Commons licence is included and the original work is properly cited. The written permission of Cambridge University Press must be obtained for commercial re-use.
doi:10.1017/pao.2016.6

most abundant landed epinephelid between 2009 and 2012, and contributed a high proportion to the total weight of landed epinephelids in the Karimunjawa archipelago (Fig. 1).

Karimunjawa is located in the Java Sea, approx. 80 km off the coastal city Jepara, Central Java. This remote archipelago was one of the first areas recognized as being important for the conservation of marine biodiversity in Indonesia (Campbell *et al*. 2013). Consequently, Karimunjawa was declared a National Park in 1999 (Campbell *et al*. 2013). Nevertheless, fishing is still permitted in Karimunjawa, with exception of certain areas such as spawning aggregation sites (Campbell *et al*. 2014) and the fishing pressure has distinctly increased during the last decade (Yulianto *et al*. 2015). This resulted in declining stocks of large epinephelids and a shift towards smaller species, especially *E. ongus* (Fig. 1).

According to Justine *et al*. (2010), epinephelids harbour an average of ten different parasite species in the Western Pacific. For example, *E. coioides* and *E. fuscoguttatus* harbour 51 and 52 parasite taxa, respectively, in Indonesia alone (Rückert *et al*. 2010; Neubert *et al*. 2016). In contrast, not a single parasite was documented for *E. ongus* from Indonesian waters. So far, only three monogeneans, *Pseudorhabdosynochus summanae* (Young, 1969) (synonym: *Diplectanum summanae* Kritsky and Beverley-Burton, 1986), *P. quadratus* (Schoelinck and Justine, 2011) and *Benedenia fieldsi* (Deveney and Whittington, 2010) as well as two digeneans, *Pearsonellum corventum* (Lester and Sewell, 1989; Overstreet and Køie, 1989) and *Lepidapedoides angustus* (Bray *et al*. 1996), have been recorded for this epinephelid. The present study is the first comprehensive analysis of the parasite fauna of *E. ongus* worldwide, discussing: (1) the infection pattern, (2) the use of the documented parasite community as environmental indicator and (3) the potential risk of parasite transmission into mariculture systems and vice versa.

MATERIALS AND METHODS

Collection of fish

Samples were taken within the framework of SPICE III – MABICO (Science for the Protection of Indonesian Coastal Marine Ecosystems – Impacts of Marine Pollution on Biodiversity and Coastal Livelihoods). A total of 35 *E. ongus* were bought from artisanal fishermen collecting live fish in the vicinity of Karimunjawa. Fish were purchased during May and dissected in August 2013. All fish were directly separated into plastic bags, transported on ice and deep frozen (−20 °C) at the Faculty of Fisheries and Marine Sciences, Bogor Agricultural University, Indonesia. Analysed *E. ongus* had a total length of 25.5 cm (S.E. = 0.4 cm). All available raw data of *E. areolatus*, *E. coioides* and *E. fuscoguttatus* from Indonesian waters (Bali, Java and Sumatra) were used to compare the parasite fauna of *E. ongus* with commercially important larger epinephelids. In detail, these were 60 *E. areolatus* with a total length of 32.7 cm (S.E. = 0.3 cm) by Kleinertz (2010), 356 *E. coioides* with a total length of 28.9 cm (S.E. = 0.3 cm) by Yuniar (2005); Rückert (2006); Kleinertz (2010) and Neubert *et al*. (2016) and 105 *E. fuscoguttatus* with a total length of 26.8 cm (S.E. = 0.3 cm) by Rückert (2006).

Parasitological examination

The parasitological investigation was limited on metazoan parasites and followed the standard protocol by Palm (2011) and Palm and Bray (2014). Skin, fins, nostrils, eyes, gills, gill covers, mouth and gill cavity were examined for ectoparasites by using a Zeiss Stemi DV4 binocular microscope. All fluids from the plastic bag in which the fish was frozen were subsequently studied. Examination for endoparasites included the body cavity and mesentery, followed by internal organs, which were separated into Petri dishes and covered with saline solution (0.9%). The microscopic examination of all organs was conducted using a Zeiss Stemi DV4 under 8–32× magnification. A gut wash was performed according to Cribb and Bray (2010). The musculature was sliced in thin layers and studied using a transmitting light source. The recorded parasites were transferred to saline solution (0.9%), cleaned, fixed and preserved in 70% ethanol for morphological identification using an Olympus BX53 DIC microscope. The parasites were dehydrated in an ethanol series and transferred to 100% glycerine (Riemann, 1988). Selected individuals were stained with acetic carmine, dehydrated, cleared with eugenol and mounted in Canada balsam (Palm, 2004). According to Paladini *et al*. (2011), Monogenea were treated with proteinase K and mounted in Malmberg's Solution to observe skeletonized structures, which are necessary for species identification. The parasite identification was conducted by using taxonomic keys and original descriptions. For the ectoparasitic monogeneans the literature consulted was provided by Whittington *et al*. (2001) and Schoelinck and Justine (2011), for the copepods by Ho and Dojiri (1977); Schmidt and Roberts (1989); Boxshall and Halsey (2004) and Ho and Lin (2004) and for the isopods by Kensley and Schotte (1989). Identification literature of endoparasites was provided by Bray and Cribb (1989) for the digeneans, by Palm (2004) for cestodes, and by Anderson *et al*. (2009); Gibbons (2010) and Dewi and Palm (2013) for nematodes. In addition, molecular identification of eight *Hysterothylacium* and one

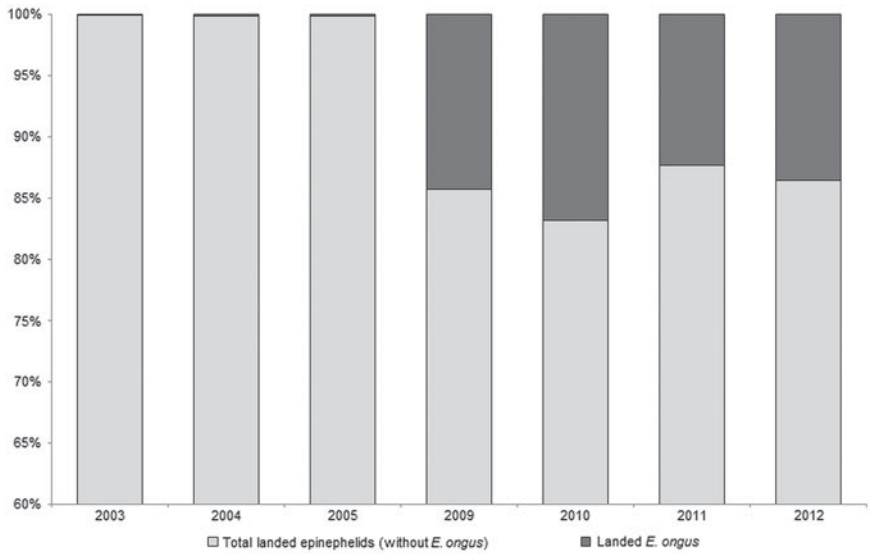

Fig. 1. Development of the contribution of *Epinephelus ongus* to the total landed epinephelids at National Park Karimunjawa, Indonesia between 2003 and 2012 (based on fish weight)

Anisakis specimens was conducted following the protocol by Palm *et al*. (2008). The sequences of the ITS1, 5.8S and ITS2 rDNA are deposited in GenBank under the accession numbers KU705468 for *Hysterothylacium* sp. and KU705469 for *Anisakis typica*.

Quantitative parasite descriptors

The prevalence (P), intensity (I), mean intensity (I_m) and mean abundance (A_m) of all parasites found were calculated following Bush *et al*. (1997). The diversity of the parasite fauna was determined by using the Shannon index of species diversity (Shannon, 1948; Spellerberg and Fedor, 2003) and the Pielou index of evenness (Pielou, 1966). Furthermore, the Berger–Parker index of dominance was used (Berger and Parker, 1970; May 1975). All indices were calculated for the entire parasite fauna as well as for the endoparasite fauna only. Parasites which were only identified to higher taxonomic levels (such as Nematoda indet.) were omitted from these calculations, because they might represent other recorded taxa. The ecto- to endoparasite ratio was calculated (number of ectoparasite species divided by number of endoparasite species) according to Rückert *et al*. (2009*a*) (Table 1).

Data analysis

Raw data by Yuniar (2005); Rückert (2006); Kleinertz (2010) and Neubert *et al*. (2016) (see above) were included in the present study to compare the recorded parasite fauna of *E. ongus* with previous studied epinephelids from Indonesian waters. Higher taxa as well as records of genera, which were previously identified to the species level were omitted, because they might represent prior recorded species. Statistical analyses were performed using Primer 6 version 6.1.13. To display the level of similarity between all 556 analysed fish, a similarity matrix was constructed applying Bray Curtis similarity measure. Fish without parasites and outliers, defined by unequal results in the Kruskal stress formula, were omitted from analyses. The relation between samples based on the comparison of similarity matrices was displayed by using multi-dimensional scaling (MDS). One-way analyses of similarity were applied to identify the differences in parasite species composition between the epinephelid species (routine ANOSIM, R values close to 1 indicate high differences and close to 0 indicate high similarity between species compositions). SIMPER analysis was applied to test, which parasite species contributed most to the shown differences of analysed epinephelids. All recorded parasites, which could be identified at least to the genus level, were summarized in a parasite host list for Indonesian waters. In the case of one or more given species identification within a genus, further records of this genus were not listed (Table 2).

RESULTS

Parasite community

The examined *E. ongus* revealed 17 different parasite taxa, seven ecto- and ten endoparasites (ecto- to endoparasite ratio: 0.7). The most speciose parasites were nematodes with seven, followed by crustaceans with four and monogeneans with three species. Less species rich were the cestodes and digeneans with two and one species, respectively. More than 82% (14) of the reported taxa are new host records for *E. ongus* and four represent first locality records for Indonesian waters (Table 1).

Table 1. Prevalence in % (P), mean intensity (I_m), intensity (I) and mean abundance (A_m) of parasites from *Epinephelus ongus* from Karimunjawa, Indonesia, with additional parasitological indices

Parasite/parasitological index	P (%)	I_m	I	A_m
Ectoparasites				
Benedenia hawaiiensis (M)[a,b]	5.7	1.0	(1)	0.06
Pseudorhabdosynochus quadratus (M)[b]	77.1	260.1	(1–1166)	200.69
Pseudorhabdosynochus sp. (M)	14.3	2.6	(2–4)	0.37
Alcirona sp. (Cr)[a]	14.3	1.6	(1–3)	0.23
Caligus sp. Larvae (Chalimus) (Cr)[a]	60.0	3.0	(1–9)	1.83
Lepeophtheirus epinepheli (Cr)[a,b]	11.4	1.0	(1)	0.11
Gnathiidae indet. Larvae (Praniza) (Cr)[a]	22.9	3.5	(1–8)	0.80
Endoparasites				
Macvicaria macassarensis (D)[a]	8.6	1.3	(1–2)	0.11
Nybelinia sp. (C)[a]	2.9	1.0	(1)	0.03
Tetraphyllidea indet. (*Scolex pleuronectis*) (C)[a]	2.9	2.0	(2)	0.06
Anisakis typica (N)[a]	2.9	1.0	(1)	0.03
Capillaria sp. (N)[a]	5.7	2.0	(1–3)	0.11
Hysterothylacium sp. (N)[a]	22.9	2.3	(1–6)	0.51
Philometra cf. *lateolabracis* (N)[a,b]	14.3	2.0	(1–4)	0.29
Philometra epinepheli (N)[a]	5.7	1.5	(1–2)	0.09
Philometra ocularis (N)[a]	22.9	2.0	(1–4)	0.46
Nematoda indet. (N)	2.9	7.0	(7)	0.20
Parasitological indices				
Shannon index of species diversity (total)			0.17	
Shannon index of species diversity (endoparasites)			1.93	
Berger-Parker index of dominance (total)			0.97	
Berger-Parker index of dominance (endoparasites)			0.27	
Pielou index of evenness (total)			0.06	
Pielou index of evenness (endoparasites)			0.84	
Ecto-/endoparasite ratio			0.7	

C, Cestoda; Cr, Crustacea; D, Digenea; M, Monogenea; N, Nematoda.
[a] Recorded for the first time for *E. ongus*.
[b] New locality record (Indonesia).

Ectoparasites

The gill infecting monogenean *Pseudorhabdosynochus quadratus* was the predominating ectoparasite and represents a core species for *E. ongus* in Karimunjawa (prevalence > 60%). It differs from another recorded *Pseudorhabdosynochus* species (*Pseudorhabdosynochus* sp.) by a wider and elongated tube of the skeletonized vagina. The second most prevalent ectoparasite was the copepod *Caligus* sp. (larval chalimus stage), infecting the gills (second core species). The third most prevalent ectoparasite were gnathiid praniza larvae. These isopods were found on the gills, mouth cavity and operculum. *Alcirona* sp. (Isopoda), *Lepeophtheirus epinepheli* (Copepoda) and *Benedenia hawaiiensis* (Monogenea) were also detected from the gills. Numeric information on the prevalence, intensity, mean intensity and mean abundance of documented ectoparasites are given in Table 1.

Endoparasites

Philometra ocularis as adult females and *Hysterothylacium* sp. as third stage larvae were the predominating endoparasites. *P. ocularis* was recorded under the eyes of examined fish, whereas *Hysterothylacium* sp. occurred in the liver, pyloric caeca, intestine and body cavity. The morphology of *Hysterothylacium* sp. is similar to *Hysterothylacium* sp. I as described by Rückert (2006) and Palm and Rückert (2009). The genetic identification of *Hysterothylacium* sp. revealed highest similarity to *H. deardorffoverstreetorum* (identity 97%, e.g. GenBank accession number JF730200.1) described from a flounder in Brazil (Knoff *et al.* 2012). However, the specimens found in this study differed in 24 base pairs of the ITS1, 5.8S and ITS2 rDNA from *H. deardorffoverstreetorum*, requiring more detailed analyses in terms of species identification. *Philometra* cf. *lateolabracis* (Nematoda) was the third most prevalent endoparasite and was recorded from the gonads of female fish. The digenean *Macvicaria macassarensis* was recorded from the pyloric caeca and intestine and the nematode *Capillaria* sp. in the stomach of the analysed fish. Beside *P. ocularis* and *Philometra* cf. *lateolabracis*, a third member of Philometridae was found. *P. epinepheli* was isolated from the tissue under the skin of the opercula. *Anisakis typica* (Nematoda), which occurred in the stomach, was identified by DNA analysis [identity 100%,

Table 2. Comparison of the metazoan parasite fauna of *Epinephelus areolatus*, *E. coioides*, *E. fuscoguttatus* and *E. ongus* from Indonesian coastal waters (+ present, – absent)

Epinephelid species	*Epinephelus coioides*	*Epinephelus fuscoguttatus*	*Epinephelus areolatus*	*Epinephelus ongus*
Parasite species				
Ectoparasites				
Piscicola sp. (H)[1]	–	+	–	–
Zeylanicobdella arugamensis (H)[2,8]	+	–	–	–
Benedenia epinepheli (M)[3,4,8]	+	+	–	–
Benedenia hawaiiensis (M)[0]	–	–	–	+
Benedenia hoshinai (M)[5]	+	–	–	–
Diplectanum grouperi (M)[6]	+	–	+	–
Diplectanum sp. (M)[7]	–	+	–	–
Haliotrema cromileptis (M)[5]	+	–	–	–
Neobenedenia melleni (M)[3,4]	+	+	–	–
Pseudorhabdosynochus coioidesi (M)[6]	+	–	+	–
Pseudorhabdosynochus epinepheli (M)[2,3]	+	+	–	–
Pseudorhabdosynochus lantauensis (M)[2,3,6,8]	+	+	+	–
Pseudorhabdosynochus quadratus (M)[0]	–	–	–	+
Alcirona sp. (Cr)[0,3,5,8]	+	+	+	+
Argathona rhinoceros (Cr)[3,5]	+	+	–	–
Caligus cf. *epinepheli* (Cr)[8]	+	–	+	–
Caligus sp. larvae (Chalimus) (Cr)[0,5]	+	–	–	+
Cymothoa elegans (Cr)[3]	–	+	–	–
Hatschekia cernae (Cr)[5]	+	–	–	–
Hatschekia sp. (Cr)[8,9]	+	–	+	–
Lepeophtheirus epinepheli (Cr)[0]	–	–	–	+
Lepeophtheirus sp. (Cr)[10,11,12]	+	+	–	–
Sagum epinepheli (Cr)[3,5,8]	+	+	–	–
Endoparasites				
Allonematobothrium epinepheli (D)[2,3,5,8,9,a]	+	–	+	–
Allopodocotyle epinepheli (D)[2,3,5,8]	+	+	–	–
Allopodocotyle sp. (D)[8,9]	–	–	+	–
Cainocraedium epinepheli (D)[8]	+	–	–	–
Lecithochirium magnaporum (D)[2,3,8]	–	+	–	–
Lecithochirium neopacificum (D)[3]	–	+	–	–
Lecithochirium sp. (D)[5]	+	–	–	–
Macvicaria macassarensis (D)[0]	–	–	–	+
Podocotyloides stenometra (D)[5]	+	–	–	–
Prosorhynchus cf. *crucibulum* (D)[2,3]	–	+	–	–
Prosorhynchus luzonicus (D)[3,4,5,8]	+	+	–	–
Prosorhynchus sp. 1 (D)[8,9]	+	+	+	–
Prosorhynchus sp. 2 (D)[8,9]	+	–	+	–
Stephanostomum sp. (D)[5]	+	–	–	–
Bothriocephalus sp. (C)[8,13]	+	–	–	–
Callitetrarhynchus gracilis (C)[8]	+	–	+	–
Nybelinia indica (C)[3,14]	+	+	–	–
Nybelinia sp. (C)[0]	–	–	–	+
Parotobothrium balli (C)[2,3,4,8,14]	+	+	+	–
Tetraphyllidea indet. (*Scolex pleuronectis*) (C)[0,2,3,4,8]	+	+	–	+
Anisakis aff. *typica* var. *indonesiensis* (N)[0,17]	–	–	+	+
Anisakis sp. (HC-2005) (N)[15]	–	–	+	–
Camallanus carangis (N)[2,3,8]	+	+	–	–
Capillaria sp. (N)[0,5]	+	–	–	+
Echinocephalus sp. (N)[3]	+	+	–	–
Hysterothylacium sp. 1 (N)[0,2,3,4,5]	+	+	–	+
Hysterothylacium sp. 2 (N)[5]	+	–	–	–
Paracuaria adunca (N)[3]	+	–	–	–
Philometra cf. *lateolabracis* (N)[0]	–	–	–	+
Philometra epinepheli (N)[0,16]	+	–	–	+
Philometra ocularis (N)[0,3]	+	+	–	+
Philometra sp. 1 (N)[2,3]	+	+	–	–
Philometra sp. 2 (N)[8,9]	+	–	+	–
Raphidascaris sp. 1 (N)[2,3,4,8]	+	+	+	–
Raphidascaris sp. 2 (N)[2,3]	+	+	–	–
Spirophilometra sp. (N)[3,8]	+	–	–	–

Table 2. (*Cont.*)

Epinephelid species	*Epinephelus coioides*	*Epinephelus fuscoguttatus*	*Epinephelus areolatus*	*Epinephelus ongus*
Terranova sp. (N)[2,3,4,5]	+	+	–	–
Gorgorhynchoides golvani (A)[5]	+	–	–	–
Gorgorhynchus sp. (A)[3]	+	–	–	–
Neoechinorhynchus sp. (A)[3]	–	+	–	–
Rhadinorhynchus sp. (A)[5]	+	–	–	–
Serrasentis sagittifer (A)[3,4,5,8]	+	+	+	–
Southwellina hispida (A)[8]	+	–	+	–

A, Acanthocephala; C, Cestoda; Cr, Crustacea; D, Digenea; H, Hirudinea; M, Monogenea; N, Nematoda.
Source: [0]Present study; [1]Diani *et al*. (1999); [2]Palm and Rückert (2009); [3]Rückert (2006); [4]Rückert *et al*. (2009*b*); [5]Neubert *et al*. (2016); [6]Bu *et al*. (1999); [7]Wijayati and Djunaidah (2001); [8]Kleinertz (2010); [9]Kleinertz *et al*. (2014*a*); [10]Koesharyani *et al*. (2000); [11]Yuasa *et al*. (1998); [12]Zafran *et al*. (1998); [13]Yuniar (2005); [14]Palm (2004); [15]Palm *et al*. (2008); [16]Dewi and Palm (2013); [17]Palm *et al*. (2016).
[a] *Didymodiclinus* sp. in Rückert (2006); Palm and Rückert (2009); Kleinertz (2010); Kleinertz *et al*. (2014*a*).

GenBank accession number HF911524.1, Kleinertz *et al*. (2014*b*)]. The specimen found in this study is similar to *Anisakis* sp. 2 by Palm *et al*. (2008) and *A*. aff. *typica* var. *indonesiensis* Palm *et al*. (2016), which is the most frequent genotype of *A*. *typica* (*sensu lato*) in Indonesian waters. A nematode which could not be identified to a precise taxonomic level due to its poor condition was found in the stomach, intestine and pyloric caeca (Nematoda indet.). The larval trypanorhynch cestode *Nybelinia* sp. with inverted tentacles was recorded from the pyloric caeca, and larval tetraphyllids named as Tetraphyllidea indet. (*Scolex pleuronectis*), from the intestine of the analysed *E*. *ongus*. Numeric information on the prevalence, intensity, mean intensity and mean abundance of the recorded endoparasites are given in Table 1.

Parasitological indices

The Shannon index of species diversity for *E*. *ongus* reached 0.17. If only endoparasites were considered, the Shannon index of species diversity differed distinctly and reached a more than ten times higher value of 1.93. This is the result of the predominating ectoparasite *P*. *quadratus*, expressed by a Berger–Parker index of dominance of 0.97. If only endoparasites were considered the Berger–Parker index of dominance decreased distinctly to 0.27. A similar pattern was recognised for the Pielou index of evenness with values of 0.06 for the entire parasite fauna and 0.84 for the endoparasite fauna (Table 1).

Comparison of analysed epinephelids

A total of 66 different parasite species, excluding species identified to higher taxonomic levels, represent the parasite fauna of the four considered epinephelid species in Indonesian waters (Table 2). MDS revealed a distinctly different parasite infection pattern for *E*. *ongus*, *E*. *areolatus* and *E*. *fuscoguttatus* whereas *E*. *coioides* is not clearly separating from the first three epinephelids (Fig. 2). The ANOSIM significantly demonstrated that the difference between the parasite composition of all four epinephelid species is not distinctive (Global R: 0.30, $P < 0.01$). The pair-by-pair comparisons showed that *E*. *coioides* is responsible for this finding (*E*. *coioides vs E*. *areolatus* (R: 0.30, $P < 0.01$), *E*. *coioides vs E*. *fuscoguttatus* (R: 0.18, $P < 0.01$) and *E*. *coioides vs E*. *ongus* (R: 0.36, $P < 0.01$)). The remaining three epinephelids *E*. *ongus*, *E*. *areolatus and E*. *fuscoguttatus* demonstrated a high separation based on their parasites [*E*. *ongus vs E*. *areolatus* (R: 0.90, $P < 0.01$), *E*. *ongus vs E*. *fuscoguttatus* (R: 0.95, $P < 0.01$), *E*. *areolatus vs E*. *fuscoguttatus* (R: 0.94, $P < 0.01$)]. The SIMPER analysis revealed that *P*. *quadratus*, *Hysterothylacium* sp. 1 and *P*. *ocularis* are the main contributors separating *E*. *ongus* from the remaining three epinephelids. *Allonematobothrium epinepheli*, *Anisakis* aff. *typica* var. *indonesiensis* (Palm *et al*. 2016) and *Hatschekia* sp. contributed most to the separation of *E*. *areolatus* and *Alcirona* sp., *All*. *epinepheli* and

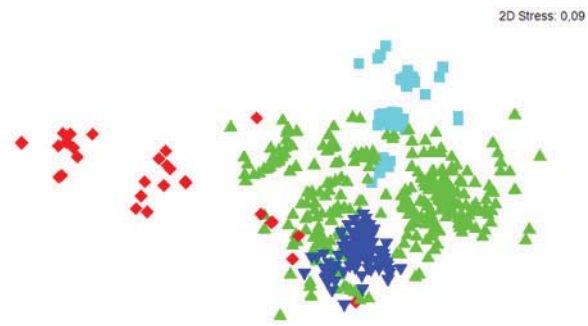

Fig. 2. Multidimensional scaling plot of the parasite fauna from *Epinephelus areolatus* ■, *E*. *coioides* ▲, *E*. *fuscoguttatus* ▼ and *E*. *ongus* ◆ in Indonesian waters based on Bray Curtis similarity

Raphidascaris sp. to the separation of *E. fuscoguttatus*. *Pseudorhabdosynochus lantauensis, Prosorhynchus luzonicus* and *Alcirona* sp. are responsible for the minor separation of *E. coioides* from the remaining three epinephelid species.

DISCUSSION

The information on the parasite fauna of *E. ongus* is very limited. So far, only five species have been recorded (see the 'Introduction'), including the records of *Benedenia fieldsi* (Deveney and Whittington, 2010) and *Pseudorhabdosynochus summanae* (Young, 1969), which must be considered more or less as questionable. *B. fieldsi* was isolated from an aquarium fish and a possible transfer from another fish species in the same fish tank cannot be excluded. *P. summanae* was originally described from *Epinephelus summana* sampled in Australia (Young, 1969), but *E. summana* is endemic to the Red Sea, Gulf of Aden and Socotra Yemen (Heemstra and Randall, 1993; Craig *et al*. 2011). Consequently, Justine (2007) already concluded that *E. summana* cannot be the type-host for this monogenean and declared *E. ongus* or *E. coeruleopunctatus* as potential type-host. Schoelinck and Justine (2011) suggested that *E. ongus* was the original type-host of *P. summanae*, however, not considering Heemstra and Randall (1993) who stated that additional white spotted groupers such as *E. corallicola*, a species which is also known from Australia (Froese and Pauly, 2015), are often confused with *E. summana*. However, Lester and Sewell (1989) reported *Diplectanum summanae* from *E. ongus* sampled at Heron Island, Australia. *D. summanae* is a synonymised name of *P. summanae*. Therefore, we agree with Schoelinck and Justine (2011) which nominated *E. ongus* as type-host of *P. summanae*. Considering the small number of recorded parasites as well as the uncertainty by one of five records, the present study gives a first comprehensive insight into the parasite fauna of *E. ongus*.

Almost all recorded taxa are new host records for *E. ongus*. It is very interesting that only four of 17 taxa represent new locality records, although *E. ongus* was never parasitologically sampled in Indonesia before. Three of these four previously unknown taxa are ectoparasites (*B. hawaiiensis, L. epinepheli* and *P. quadratus*) and only one belongs to the endoparasites (*Philometra* cf. *lateolabracis*). Furthermore, the previously recorded endoparasites are known from other epinephelids of Indonesian waters (*E. areolatus, E. coioides* and *E. fuscoguttatus*) (Table 2). The only exception is *M. macassarensis*, which was originally found in a lethrinid from Sulawesi by Yamaguti (1952). Thus, the endoparasitic fauna of *E. ongus* was distinctly dominated by generalist parasites, which are already known for epinephelids from Indonesian waters (Palm and Rückert, 2009; Rückert *et al*. 2010; Kleinertz *et al*. 2014*a*; Kleinertz and Palm, 2015; Neubert *et al*. 2016). The most abundant endoparasitic taxon was the Nematoda, which contributed 67% to all recorded endoparasites of *E. ongus*. This is the main difference to previously studied epinephelids, where the nematodes hold between 25 and 33% of the entire endoparasite records (Palm and Rückert, 2009; Rückert *et al*. 2010; Kleinertz *et al*. 2014*a*; Kleinertz and Palm, 2015; Neubert *et al*. 2016). Indonesia is the most diverse marine region in the world (Allen, 2008). The fish analysed in this study were obtained from one of the most remote archipelagos in this tropical diversity hotspot. Consequently, the recorded parasite fauna represents the most common parasites of *E. ongus* in an overfished (Yulianto *et al*. 2015), but environmental less affected habitat. It is evident that the parasite richness of *E. ongus* does not reach the species numbers that were recorded for previously investigated *E. coioides* and *E. fuscoguttatus* in Indonesia. However, the records reach a similar level as reported for *E. areolatus* (Table 2). The parasite composition of analysed *E. areolatus, E. fuscoguttatus* and *E. ongus* differs significantly, associated with an overarching pattern for *E. coioides* (Fig. 2). This finding as well as the predominance of nematodes is remarkable, because the ecology, behaviour and feeding of these species have been reported as approximately the same (Heemstra and Randall, 1993; Craig *et al*. 2011). However, one striking difference can be found in the maximum size of these four epinephelids. *E. coioides* and *E. fuscoguttatus* reach a total length up to 120 cm, whereas the maximum recorded length of *E. ongus* and *E. areolatus* is about 40 cm (Heemstra and Randall, 1993; Craig *et al*. 2011). The analysed fish specimens in this study ranged between 19.5 and 46.4 cm. Thus, most *E. coioides* and *E. fuscoguttatus* were juveniles (Rückert, 2006; Kleinertz, 2010), whereas all *E. areolatus* and *E. ongus* were adults (for *E. areolatus*, see Kleinertz, 2010). Juvenile *E. coioides* prefer sand, mud and gravel, while juvenile *E. fuscoguttatus* are often found in seagrass areas (Heemstra and Randall, 1993). Adult *E. areolatus* are likewise found over seagrass or on fine sediment bottoms, but in deeper areas (Carpenter and Niem, 1999). *E. ongus* typically occurs in coral reef habitats and on rocky bottoms (Craig *et al*. 2011). Thus, the considered epinephelids prefer different habitats within the analysed size range. This contributes to the recorded different parasite composition (Fig. 2). However, it is remarkable that also generalist parasites, like *Alcirona* sp., *All. epinepheli, Hysterothylacium* sp. 1 and *P. ocularis*, contribute to the differentiation of the analysed fishes. Even if these parasites can use a broad range of hosts, a pattern can be observed, which allows separation of analysed epinephelids (Fig. 2).

Rückert *et al*. (2009*b*); Rückert *et al*. (2010) and Palm *et al*. (2015) reported the potential risk of parasite transmission between cultured and wild epinephelids. Due to the high number of recorded generalist parasites (see above), this is also the case for *E. ongus*. If one of the recorded parasite species has the potential to increase mortality, decrease fish health or product quality, is a matter of further investigations. This might have relevance in future mariculture development in Indonesia. Parasites infecting several of the four analysed epinephelid species (Fig. 2) contribute most to this potential risk, and can be easily introduced to new localities through the establishment of new mariculture facilities or stocking with non-native species. Karimunjawa is one of the remotest islands of Indonesia. However, mariculture activities are growing in the archipelago (Campbell *et al*. 2010). The present study on *E. ongus* might serve as a reference in terms of: (1) future monitoring programs of these activities (Palm *et al*. 2011) as well as (2) environmental indication based on fish parasites (Kleinertz and Palm, 2015; Neubert *et al*. 2016). We suggest, that *E. ongus* is a suitable species for this purposes due to its increasing contribution to fish landings as well as the decreasing abundance of previously used larger epinephelids like *E. coioides*. Recently, the water quality in Karimunjawa was defined as very good with low, spatial limited inputs of domestic sewage (Sugianti and Mujiyanto, 2014). However, also in Karimunjawa water pollution has increased in recent years and it can be expected that the anthropogenic impact will increase at the same rate as the coastal development increases in Karimunjawa (Campbell *et al*. 2013).

Ectoparasitic flukes have direct life cycles without intermediate hosts (Whittington, 2005). Under polluted conditions increasing infestation rates, high individual numbers and an unequal distribution in favour of ectoparasites were often reported (e.g. Haensly *et al*. 1982; Skinner, 1982; Khan and Kiceniuk, 1988; Marcogliese and Cone, 1996; MacKenzie, 1999; Dzikowski *et al*. 2003). The parasite fauna of *E. ongus* at Karimunjawa was predominated by the diplectanid monogenean *P. quadratus* expressed by a Berger–Parker index of dominance of 0.97 and a Pielou index of evenness of 0.06 (Table 1). The mean intensity of 260.1 is the highest ever recorded for the genus *Pseudorhabdosynochus* from free-living epinephelids in Indonesia (Palm and Rückert, 2009; Rückert *et al*. 2010; Kleinertz *et al*. 2014*a*; Kleinertz and Palm, 2015; Neubert *et al*. 2016). For a near natural environment, like Karimunjawa, this was previously unknown. This finding might be explained with the age of sampled fish. In contrast to *E. ongus*, the previous studied *E. coioides* and *E. fuscoguttatus* were juveniles (see above). Therefore, *E. ongus* were substantially older in the analysed size range and it appears that the relatively old *E. ongus* accumulated *P. quadratus* over time. In addition, it seems that *P. quadratus* dominated the copepod *Caligus* sp. in quantity of infestation. *Caligus* sp. was found at the same site on the gills with a high prevalence (60.0%), but with a distinctly lower mean intensity of 3.0, although *Caligus* sp. is known to occur with high individual numbers (Neubert *et al*. 2016). Another interpretation of the massive *Pseudorhabdosynochus* infection is that the environmental conditions off Karimunjawa are not as good as reported by Sugianti and Mujiyanto (2014). This would be coherent with the low Shannon index of species diversity. However, if only the endoparasites were considered, the parasite fauna of *E. ongus* must be assessed as highly diverse, as the Shannon index of species diversity reached 1.93. This is the highest value documented for an epinephelid in Indonesian waters (see above). For comparison, the highest recorded Shannon index of species diversity of endoparasites for *E. coioides* reached 1.84, for *E. fuscoguttatus* 1.78 and for *E. areolatus* 1.61, and these values are from unaffected habitats as well (Rückert, 2006; Palm and Rückert, 2009; Rückert *et al*. 2010; Palm *et al*. 2011; Kleinertz *et al*. 2014*a*; Kleinertz and Palm, 2015; Neubert *et al*. 2016). The Shannon index of species diversity is known to indicate diversity loss of endoparasites in affected environments (Rückert, 2006; Rückert *et al*. 2009*a*). Referring to the highly diverse endoparasite fauna of *E. ongus*, the environmental conditions in Karimunjawa must be considered as fairly natural. Currently, the marine food web appears to be unspoiled, enabling many endoparasitic species to complete their complex life cycles. The endoparasitic fauna is normally distributed, depicted by a Berger–Parker index of dominance of 0.27 and a Pielou index of evenness of 0.84. However, it is interesting that only a single digenean species was found (see Table 1), although epinephelids appear to harbour rich assemblages of digeneans (Cribb *et al*. 2002). A diverse endoparasite fauna is a hallmark of unpolluted environments (e.g. Lafferty, 1997; MacKenzie, 1999). Consequently, the high number of recorded nematode species indicates that the marine ecosystem off Karimunjawa is healthy and provides the manifold intermediate host fauna, which is needed to fulfil the multiple host life cycles of these parasites. This is underlined by the recorded cestodes, which are indicators of good environmental conditions as well (Palm, 2011). According to Rückert *et al*. (2009*a*), the documented ecto- to endoparasite ratio of 0.7 classifies Karimunjawa likewise as habitat with natural conditions. However, it should be kept in mind, that on the one hand the massive infection with *Pseudorhabdosynochus* and the low digenean diversity is not characteristic for epinephelids from nearly unaffected habitats such as Karimunjawa

Islands (Kleinertz *et al*. 2014*a*; Kleinertz and Palm, 2015); and on the other hand that this is the first comprehensive study on the parasites of *E. ongus*. Thus, the findings are restricted to 35 specimens from one locality, which makes further parasitological investigations on this significant fish urgently needed.

ACKNOWLEDGEMENTS

We are thankful for institutional support to the Leibniz Center for Tropical Marine Ecology, GmbH, Germany, and the Bogor Agricultural University (IPB), Indonesia. Special thanks to Dr Am Azbas Taurusman from IPB for his personal initiative, providing laboratory space and organizational support during laboratory work. We would also like to thank the National Park authority for the sampling permit (approval number: 18/BA/BTNKJ-3/2013).

FINANCIAL SUPPORT

Financial support was provided by the German Federal Ministry of Education and Research (grant number 03F0641D) within the framework of the joint Indonesian–German research project SPICE III – MABICO project (Science for the Protection of Indonesian Coastal marine Ecosystems – Impacts of marine pollution on biodiversity and coastal livelihoods).

CONFLICT OF INTEREST

None.

REFERENCES

Allen, G. R. (2008). Conservation hotspots of biodiversity and endemism for Indo-Pacific coral reef fishes. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* **18**, 541–556.

Anderson, R. C., Chabaud, A. G. and Willmott, S. (2009). *Keys to the Nematode Parasites of Vertebrates: Archival Volume*. CAB International, Wallingford, UK.

Berger, W. H. and Parker, F. L. (1970). Diversity of planktonic foraminifera in deep-sea sediments. *Science* **168**, 1345–1347.

Boxshall, G. A. and Halsey, S. H. (2004). *An Introduction to Copepod Diversity*, Vol. **1** and **2**. Ray Society, London, UK.

Bray, R. A. and Cribb, T. H. (1989). Digeneans of the family Opecoelidae Ozaki, 1925 from the southern Great Barrier Reef, including a new genus and three new species. *Journal of Natural History* **23**, 429–473.

Bray, R. A., Cribb, T. H. and Barker, S. C. (1996). Four species of *Lepidapedoides* Yamaguti, 1970 (Digenea: Lepocreadiidae) from fishes of the southern Great Barrier Reef, with a tabulation of host-parasite data on the group. *Systematic Parasitology* **34**, 179–195.

Bu, S. S. H., Leong, T. S., Wong, S. Y., Woo, Y. S. N. and Foo, R. W. T. (1999). Three diplectanid monogeneans from marine finfish (*Epinephelus* spp.) in the Far East. *Journal of Helminthology* **73**, 301–312.

Bush, A. O., Lafferty, K. D., Lotz, J. M. and Shostak, A. W. (1997). Parasitology meets ecology on its own terms: Margolis *et al*. revisited. *Journal of Parasitology* **83**, 575–583.

Campbell, S. J., Kartawijaya, T., Prasetia, R. and Pardede, S. T. (2010). *Developing sustainable alternative livelihood programs: a pilot project on grouper mariculture in Karimunjawa*. WCSIP Internal Report 2010: 6.

Campbell, S. J., Kartawijaya, T., Yulianto, I., Prasetia, R. and Clifton, J. (2013). Co-management approaches and incentives improve management effectiveness in the Karimunjawa National Park, Indonesia. *Marine Policy* **41**, 72–79.

Campbell, S. J., Mukminin, A., Kartawijaya, T., Huchery, C. and Cinner, J. E. (2014). Changes in a coral reef fishery along a gradient of fishing pressure in an Indonesian marine protected area. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* **24**, 92–103.

Carpenter, K. E. and Niem, V. H. (1999). *FAO Species Identification Guide for Fishery Purposes. The Living Marine Resources of the Western Central Pacific. Volume 4. Bony Fishes Part 2 (Mugilidae to Carangidae)*. FAO, Rome, pp. 2069–2790.

Craig, M. T. (2007). Preliminary observations on the life history of the white-streaked grouper, *Epinephelus ongus*, from Okinawa, Japan. *Ichthyological Research* **54**, 81–84.

Craig, M. T., Sadovy de Mitcheson, Y. J. and Heemstra, P. C. (2011). *Groupers of the World: a Field and Market Guide*. The National Inquiry Services Centre, Grahamstown, South Africa.

Cribb, T. H. and Bray, R. A. (2010). Gut wash, body soak, blender and heat-fixation: approaches to the effective collection, fixation and preservation of trematodes of fishes. *Systematic Parasitology* **76**, 1–7.

Cribb, T. H., Bray, R. A., Wright, T. and Pichelin, S. (2002). The trematodes of groupers (Serranidae: Epinephelinae): knowledge, nature and evolution. *Parasitology* **124**, 23–42.

Deveney, M. and Whittington, I. D. (2010). Three new species of *Benedenia* Diesing, 1858 from the Great Barrier Reef, Australia with a key to species of the genus. *Zootaxa* **2348**, 1–22.

Dewi, K. and Palm, H. W. (2013). Two new species of philometrid nematodes (Nematoda: Philometridae) in *Epinephelus coioides* (Hamilton, 1822) from the South Bali Sea, Indonesia. *Zootaxa* **3609**, 49–59.

Diani, S., Sunyoto, P. and Danakusumah, E. (1999). Derajat infestasi ektoparasit Hirudinea *Piscicola* sp. pada ikan kerapu macan, *Epinephelus fuscoguttatus* dan kerapu sunu, *Plectropomus maculatus* (Degree of infestation of Hirudinea *Piscicola* sp. on grouper *Epinephelus fuscoguttatus* and coral trout *Plectropomus maculates*). Abstrak makalah seminar nasional Ke penyakit ikan dan udang, Yogjakarta (Abstract for the national conference on diseases of fish and shrimp, Yogyakarta) (In Indonesian).

Donner, S. D. and Potere, D. (2007). The inequity of the global threat to coral reefs. *Bioscience* **57**, 214–215.

Dzikowski, R., Paperna, I. and Diamant, A. (2003). Use of fish parasite species richness indices in analyzing anthropogenically impacted coastal marine ecosystems. *Helgoland Marine Research* **57**, 220–227.

Food and Agriculture Organization of the United Nations (2015). Fisheries and aquaculture software. FishStatJ – software for fishery statistical time series. FAO Fisheries and Aquaculture Department (online). Updated 15th April 2014. http://www.fao.org/fishery/statistics/software/fishstatj/en (29th September 2015).

Froese, R. and Pauly, D. (eds) (2015). FishBase (08/2015) World Wide Web electronic publication. http://www.fishbase.org.

Gibbons, L. M. (2010). *Keys to the Nematode Parasite of Vertebrates: Supplementary Volume*. CAB International, Wallingford, UK.

Haensly, W. E., Neff, J. M., Sharp, J. R., Morris, A. C., Bedgood, M. F. and Boem, P. D. (1982). Histopathology of *Pleuronectes platessa* L. from Aber Wrac'h and Aber Benoit, Brittany, France: long-term effects of the *Amoco Cadiz* crude oil spill. *Journal of Fish Diseases* **5**, 365–391.

Heemstra, P. C. and Randall, J. E. (1993). *FAO Species Catalogue vol. 16 Groupers of the World (family serranidae, subfamily epinephelinae): an Annotated and Illustrated Catalogue of the Grouper, Rockcod, Hind, Coral Grouper, and Lyretail Species Known to Date*. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome, Italy. FAO Fisheries Synopsis 125(16).

Ho, J. S. and Dojiri, M. (1977). Parasitic copepods on the fishes of the Great Barrier Reef, Australia. Part II. Caligoida: *Dissonus, Lepeophtheirus*, and *Dentigryps*. *Publications of the Seto Marine Biological Laboratory* **24**, 77–97.

Ho, J. S. and Lin, C. L. (2004). *Sea Lice of Taiwan: Copepoda, Siphonostomatoida, Caligidae*. Sueichan Press, Keelung, Taiwan.

Hughes, S., Yau, A., Max, L., Petrovic, N., Davenport, F., Marshall, M. and Cinner, J. E. (2012). A framework to assess national level vulnerability from the perspective of food security: the case of coral reef fisheries. *Environmental Science & Policy* **23**, 95–108.

Justine, J.-L. (2007). Parasite biodiversity in a coral reef fish: twelve species of monogeneans on the gills of the grouper *Epinephelus maculatus* (Perciformes: Serranidae) off New Caledonia, with a description of eight new species of *Pseudorhabdosynochus* (Monogenea: Diplectanidae). *Systematic Parasitology* **66**, 81–129.

Justine, J.-L., Beveridge, I., Boxshall, G. A., Bray, R. A., Moravec, F., Trilles, J. P. and Whittington, I. D. (2010). An annotated list of parasites (Isopoda, Copepoda, Monogenea, Digenea, Cestoda and Nematoda) collected in groupers (Serranidae, Epinephelinae) in New Caledonia emphasizes parasite biodiversity in coral reef fish. *Folia Parasitologica* **57**, 237–262.

Kensley, B. and Schotte, M. (1989). *Guide to the Marine Isopod Crustaceans of the Caribbean*. Smithsonian Institution Press, Washington, DC, USA.

Khan, R. A. and Kiceniuk, J. W. (1988). Effect of petroleum aromatic hydrocarbons on Monogeneids parasitizing Atlantic cod, *Gadus morhua* L.. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* **41**, 94–100.

Kleinertz, S. (2010). Fischparasiten als Bioindikatoren: Zum Umweltstatus von Küstenökosystemen und einer Zackenbarschmarikultur in Indonesien (Fish parasites as bioindicators: environmental status of coastal marine ecosystems and a grouper mariculture farm in Indonesia). Ph.D. thesis of natural sciences, Faculty 2 (Biology/Chemistry), University of Bremen, Bremen, Germany (In German).

Kleinertz, S. and Palm, H. W. (2015). Parasites of the grouper fish *Epinephelus coioides* (Serranidae) as potential environmental indicators in Indonesian coastal ecosystems. *Journal of Helminthology* **89**, 86–99.

Kleinertz, S., Damriyasa, I. M., Hagen, W., Theisen, S. and Palm, H. W. (2014*a*). An environmental assessment of the parasite fauna of the reef-associated grouper *Epinephelus areolatus* from Indonesian waters. *Journal of Helminthology* **88**, 50–63.

Kleinertz, S., Hermosilla, C., Ziltener, A., Kreicker, S., Hirzmann, J., Abdel-Ghaffar, F. and Taubert, A. (2014*b*). Gastrointestinal parasites of free-living Indo-Pacific bottlenose dolphins (*Tursiops aduncus*) in the Northern Red Sea, Egypt. *Parasitology Research* **113**, 1405–1415.

Knoff, M., Felizardo, N. N., Iñiguez, A. M., Maldonado, A., Jr, Torres, E. J. L., Pinto, R. M. and Gomes, D. C. (2012). Genetic and morphological characterisation of a new species of the genus *Hysterothylacium* (Nematoda) from *Paralichthys isosceles* Jordan, 1890 (Pisces: Teleostei) of the Neotropical Region, State of Rio de Janeiro, Brazil. *Memorias do Instituto Oswaldo Cruz* **107**, 186–193.

Koesharyani, I., Yuasa, K. and Zafran, H. K. (2000). Common ectoparasites of groupers in Indonesia. *Fifth Asian Fisheries Forum, International Conference on Fisheries and Food Security*, pp. 42–43.

Kritsky, D. C. and Beverley-Burton, M. (1986). The status of *Pseudorhabdosynochus* Yamaguti, 1958, and *Cycloplectanum* Oliver, 1968 (Monogenea: Diplectanidae). *Proceedings of the Biological Society of Washington* **99**, 17–20.

Lafferty, K. D. (1997). Environmental parasitology: what can parasites tell us about human impacts on the environment? *Parasitology Today* **13**, 251–255.

Lester, R. J. G. and Sewell, K. B. (1989). Checklist of Parasites From Heron Island, Great-Barrier-Reef. *Australian Journal of Zoology* **37**, 101–128.

MacKenzie, K. (1999). Parasites as pollution indicators in marine ecosystems: a proposed early warning system. *Marine Pollution Bulletin* **38**, 955–959.

Marcogliese, D. J. and Cone, D. K. (1996). On the distribution and abundance of eel parasites in Nova Scotia: influence of pH. *Journal of Parasitology* **82**, 389–399.

May, R. M. (1975). Patterns of species abundance and diversity. In *Ecology and Evolution of Communities* (ed. Cody, M. and Diamond, J.), pp. 81–120. Harvard University, Harvard, USA.

Myers, R. F. (1999). *Micronesian Reef Fishes: a Comprehensive Guide to the Doral Reef Fishes of Micronesia*. Coral Graphics, Barrigada, Guam.

Neubert, K., Yulianto, I., Theisen, S., Kleinertz, S. and Palm, H. W. (2016). Parasite fauna of *Epinephelus coioides* (Hamilton, 1822) (Epinephelidae) as environmental indicator under heavily polluted conditions in Jakarta Bay, Indonesia. *Marine Pollution Bulletin*. http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.02.075.

Overstreet, R. M. and Køie, M. (1989). *Pearsonellum corventum*, gen. et. sp. nov. (Digenea: Sanguinicolidae), in serranid fishes from the Capricornia section of the Great Barrier Reef. *Australian Journal of Zoology* **37**, 71–79.

Paladini, G., Huyse, T. and Shinn, A. P. (2011). *Gyrodactylus salinae* n. sp. (Platyhelminthes: Monogenea) infecting the south European toothcarp *Aphanius fasciatus* (Valenciennes) (Teleostei, Cyprinodontidae) from a hypersaline environment in Italy. *Parasites & Vectors* **4**, 1–12.

Palm, H. W. (2004). *The Trypanorhyncha Diesing, 1863*. PKSPL-IPB, Bogor.

Palm, H. W. (2011). Fish parasites as biological indicators in a changing world: can we monitor environmental impact and climate change? In *Progress in Parasitology* (ed. Mehlhorn, H.), pp. 223–250, Parasitology Research Monographs 2. Springer, Berlin, Germany.

Palm, H. W. and Bray, R. A. (2014). *Marine Fish Parasitology in Hawaii*. Westrap and Partner, Hohenwarsleben, Germany.

Palm, H. W. and Rückert, S. (2009). A new approach to visualize ecosystem health by using parasites. *Parasitology Research* **105**, 539–553.

Palm, H. W., Damriyasa, I. M., Linda, L. and Oka, I. B. M. (2008). Molecular genotyping of *Anisakis* Dujardin, 1845 (Nematoda: Ascaridoidea: Anisakidae) larvae from marine fish of Balinese and Javanese waters, Indonesia. *Helminthologia* **45**, 3–12.

Palm, H. W., Kleinertz, S. and Rückert, S. (2011). Parasite diversity as an indicator of environmental change? An example from tropical grouper (*Epinephelus fuscoguttatus*) mariculture in Indonesia. *Parasitology* **138**, 1793–1803.

Palm, H. W., Yulianto, I., Theisen, S., Rückert, S. and Kleinertz, S. (2015). *Epinephelus fuscoguttatus* mariculture in Indonesia: Implications from fish parasite infections. *Regional Studies of Marine Science* **2**, 54–70.

Palm, H. W., Theisen, S., Damriyasa, I. M., Kusmintarsih, E. S., Oka, I. B. M., Setyowati, E. A., Suratma, A., Wibowo, S. and Kleinertz, S. (2016). Revision of *Anisakis* Dujardin, 1845 (Nematoda: Ascaridoidea) from Indonesia.

Pielou, E. C. (1966). Species-diversity and pattern-diversity in the study of ecological succession. *Journal of Theoretical Biology* **10**, 370–383.

Riemann, F. (1988). Nematoda. In *Introduction to the Study of Meiofauna* (ed. Higgins, R. P. and Thiel, H.), pp. 293–301. Smithsonian Institution Press, Washington, DC, USA.

Rückert, S. (2006). *Marine Fischparasiten in Indonesien: Befallssituation und Bedeutung für die Marikultur von Zackenbarschen (Marine fish parasites in Indonesia: State of infestation and importance for grouper mariculture)*. Ph.D. thesis, Heinrich-Heine University of Düsseldorf, Germany (In German).

Rückert, S., Hagen, W., Yuniar, A. T. and Palm, H. W. (2009*a*). Metazoan fish parasites of Segara Anakan Lagoon, Indonesia, and their potential use as biological indicators. *Regional Environmental Change* **9**, 315–328.

Rückert, S., Klimpel, S., Mehlhorn, H. and Palm, H. W. (2009*b*). Transmission of fish parasites into grouper mariculture (Serranidae: *Epinephelus coioides* (Hamilton, 1822)) in Lampung Bay, Indonesia. *Parasitology Research* **104**, 523–532.

Rückert, S., Klimpel, S. and Palm, H. W. (2010). Parasites of cultured and wild brown-marbled grouper *Epinephelus fuscoguttatus* (Forsskål, 1775) in Lampung Bay, Indonesia. *Aquaculture Research* **41**, 1158–1169.

Schmidt, G. D. and Roberts, L. S. (1989). *Foundations of Parasitology*, 4th Edn. Times Mirror/Mosby College Publications, St. Louis, USA.

Schoelinck, C. and Justine, J.-L. (2011). *Pseudorhabdosynochus quadratus* n. sp. (Monogenea: Diplectanidae) from the white-streaked grouper *Epinephelus ongus* (Bloch) (Perciformes: Serranidae) off New Caledonia. *Systematic Parasitology* **79**, 77–80.

Shannon, C. E. (1948). A mathematical theory of communication. *Bell System Technical Journal* **27**, 379–423.

Skinner, R. H. (1982). The interrelation of water quality, gill parasites, and gill pathology of some fishes from south Biscayne Bay, Florida. *Fishery Bulletin* **80**, 269–280.

Smith, W. L. and Craig, M. T. (2007). Casting the percomorph net widely: the importance of broad taxonomic sampling in the search for the placement of serranid and percid fishes. *Copeia* **2007**, 35–55.

Spellerberg, I. F. and Fedor, P. J. (2003). A tribute to Claude Shannon (1916–2001) and a plea for more rigorous use of species richness, species diversity and the 'Shannon-Wiener' Index. *Global Ecology and Biogeography* **12**, 177–179.

Sugianti, Y. and Mujiyanto, M. (2014). Kualitas air sebagai dasar pengelolaan ekosistem lamun di kawasan Pulau Parang, Karimunjawa (Water quality as basis for the seagrass management in the Parang Island, Karimunjawa). Proceedings of the Indonesian Forum on Fish Conservation 4, KSI-PI45 (In Indonesian).

Whittington, I. D. (2005). Monogenea Monopisthocotylea (Ectoparasitic Flukes). In *Marine Parasitology* (ed. Rohde, K.), pp. 63–72. Csiro Publishing, Canberra, Australia.

Whittington, I. D., Deveney, M. R. and Wyborn, S. J. (2001). A revision of *Benedenia* Diesing, 1858 including a redescription of *B. sciaenae* (van Beneden, 1856) Odhner, 1905 and recognition of *Menziesia* Gibson, 1976 (Monogenea: Capsalidae). *Journal of Natural History* **35**, 663–777.

Wijayati, A. and Djunaidah, S. (2001). Identifikasi pathogen ikan kerapu macan (*Epinephelus fuscoguttatus*) pada berbagai stadia pemeliharaan (Identification of pathogens from brown-marbled grouper (*Epinephelus fuscoguttatus*) in several cultivation stages). In *Peningkata daya saing agribisnis kerapu yang berkelanjutan melalui penerapan IPTEK (Improving the Competitiveness of Grouper Agribusiness through Science and Technology)* (ed. Aliah, R. S., Herdis, I. D. and Surachman, M.), pp. 81–89. *Proceeding of Grouper Agribusiness Development Workshop*, Jakarta, 28–29 August 2001. IPTEK Journals, Surabaya, Indonesia (In Indonesian).

Yamaguti, S. (1952). Parasitic worms mainly from Celebes. Part 1. New digenetic trematodes of fishes. *Acta Medicinae Okayama* **8**, 146–198.

Young, P. C. (1969). Some monogenoideans of the family Diplectanidae Bychowsky, 1957 from Australian teleost fishes. *Journal of Helminthology* **43**, 223–254.

Yuasa, K., Zafran, K., Koesharyani, I., Roza, D. and Johnny, F. (1998). Diseases in marine fishes reared at Gondol Research Station for coastal fisheries. *Proceeding of coastal fisheries technology Bali*, 6–7 August 1998, pp. 94–98.

Yulianto, I., Hammer, C., Wiryawan, B. and Palm, H. W. (2015). Fishing-induced groupers stock dynamics in Karimunjawa National Park, Indonesia. *Fisheries Science* **81**, 417–432.

Yuniar, A. (2005). Parasites of marine fish from Segara Anakan, Java, Indonesia and their potential use as biological indicators. Master of Science Thesis in International Studies, Aquatic Tropical Ecology (ISATEC), University of Bremen, Bremen, Germany.

Zafran, K., Roza, D., Koesharyani, I., Johnny, F. and Yuasa, K. (1998). *Manual for Fish Diseases Diagnosis. Marine Fish and Crustacean Diseases in Idonesia*. Gondol Research Station for Coastal Fisheries, Central Research Institute for Fisheries, Agency for Agricultural Research and Development and Japan International Cooperation Agency, Indonesia.

2.2 Neubert K., Yulianto I., Theisen S., Kleinertz S., Palm, H. W. (2016): Parasite fauna of *Epinephelus coioides* (Hamilton, 1822) (Epinephelidae) as environmental indicator under heavily polluted conditions in Jakarta Bay, Indonesia. *Marine Pollution Bulletin* 110, 747-756.

Marine Pollution Bulletin 110 (2016) 747–756

Contents lists available at ScienceDirect

Marine Pollution Bulletin

journal homepage: www.elsevier.com/locate/marpolbul

Parasite fauna of *Epinephelus coioides* (Hamilton, 1822) (Epinephelidae) as environmental indicator under heavily polluted conditions in Jakarta Bay, Indonesia

Kilian Neubert [a,*], Irfan Yulianto [a,b], Stefan Theisen [a], Sonja Kleinertz [a], Harry W. Palm [a]

[a] Aquaculture and Sea-Ranching, Faculty of Agricultural and Environmental Sciences, University of Rostock, Justus-von-Liebig-Weg 6, 18059, Germany
[b] Marine Fisheries, Faculty of Fisheries and Marine Sciences, Bogor Agricultural University, Kampus IPB Darmaga, Bogor, Indonesia

ARTICLE INFO

Article history:
Received 22 July 2015
Received in revised form 17 February 2016
Accepted 26 February 2016
Available online 12 March 2016

Keywords:
Epinephelus coioides
Parasite
Biological indicator
Star graph
Pollution
Indonesia

ABSTRACT

The objective of this study was to assess the environmental conditions of a heavily polluted marine habitat using descriptors of fish parasites. *Epinephelus coioides* from Jakarta Bay as well as off Jakarta Bay was studied for metazoan parasites. Based on 70 fish and considering previous studies (230 fish), an environmental indicator system was designed. Including the recent study, a total of 51 parasite species have been recorded for *E. coioides* in Indonesian waters. Seven of them combined with five parasitological indices are useful descriptors for the environmental status of marine ecosystems. The results are visualized in a star graph. A significant different parasite infection between nine analyzed localities demonstrates the negative influence of the megacity Jakarta onto the coastal environment. We herewith complete a parasite based indicator system for Indonesian coastal waters, and suggest that it can be used in other marine habitats as well as for further epinephelids.

© 2016 Elsevier Ltd. All rights reserved.

1. Introduction

There is a direct linkage between parasite richness and richness of free living species resulting in the possibility to indicate ecosystem change (Lafferty, 2012). This is caused by different infection pathways of the different parasite groups. For instance, a trematode life cycle involves molluscs as first intermediate hosts and a number of taxa (e.g. molluscs, crustaceans and vertebrates) as second intermediate hosts (Cribb et al., 2001). The intermediate hosts are necessary to complete the ontogeny of the parasite (Poulin and Cribb, 2002). The primary host is usually a definite species or a small group of close relatives (MacKenzie, 1999). With loss of the primary hosts, for example caused by environmental change or pollution, the trematode disappears as well (Lafferty, 1997). In general, the impact of pollution is stronger to the parasites compared to their fish hosts (Möller, 1987). Often the final host can adapt to the new conditions and still occurs, while the parasite gets lost (Lafferty, 2013). Consequently, a decrease of intermediate hosts alters the endoparasite fauna of the final host as well (Palm, 2011). Multiple host life cycles are characteristic for endoparasites whereas, in general, ectoparasites show direct life cycles without intermediate hosts (Marcogliese, 2005b). The direct life cycles can result in increasing infestation rates of ectoparasites under polluted conditions (e.g. Haensly et al., 1982, Khan and Kiceniuk, 1988, MacKenzie, 1999). According to MacKenzie (1999), it can be summarized that endoparasitic helminths often decrease whereas ectoparasites increase their numbers under growing pollution scenarios. This knowledge can be used to assess the health status of aquatic ecosystems and was applied for the species rich Indonesian coastal waters in recent years (Rückert et al., 2009, Palm and Rückert, 2009, Palm et al., 2011, Kleinertz et al., 2014, Kleinertz and Palm, 2015).

Indonesia is one of the mega biodiversity centers in the world, with a serious need of conservation measures (Allen, 2007). Jakarta is the biggest city in Indonesia, with more than 10 million inhabitants in 2014 (BPS Jakarta, 2014). Marine ecosystems in front of major conurbations are under severe anthropogenic pressure (Cleary et al., 2014). Thus, it is not suppressing that various studies reported heavy, multifaceted pollution in Jakarta Bay (Dsikowitzky et al., 2016). Contaminated waters lead to an altered fauna of coral reefs worldwide (Bellwood et al., 2004), displayed in Jakarta Bay (hereinafter referred to as JB) by a distinct decrease of corals in the last 30 years (Cleary et al., 2014). Consequently, the bay off Indonesians' largest metropolis is the ideal locality to study the anthropogenic impact onto a marine habitat, with the help of fish parasites.

Epinephelus coioides is still present in JB. This fish species inhabits costal reefs and estuaries in the Indo-West Pacific (Heemstra and Randall, 1993). The orange-spotted grouper can be found over muddy as well as sandy bottoms and represents one of the top predators in the subtropical littoral (Craig et al., 2011). Important habitats for juveniles are estuaries with mangroves (Heemstra and Randall, 1993), and

* Corresponding author.
E-mail address: kilian.neubert@uni-rostock.de (K. Neubert).

http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.02.075
0025-326X/© 2016 Elsevier Ltd. All rights reserved.

this ecosystem still limitedly exists in JB (Arifin, 2004). *E. coioides* is of high economic importance because of its high commercial value (Heemstra and Randall, 1993). In Indonesia the fishing effort has increased annually in the last ten years (MMAF, 2013). Due to this, the relevance of parasites increased as well. So far, 44 different parasite species have been recorded for *E. coioides* from Indonesian waters (Kleinertz, 2010). Kleinertz and Palm (2015) described the natural range of ten parasite descriptors from this fauna, according to different habitats with different environmental conditions. However, three major issues still remained: (1) How does the parasite fauna react on polluted conditions (Kleinertz and Palm, 2015)? (2) What impact does a pollution hotspot has onto adjacent areas? (3) Can the parasite fauna of *E. coioides* be used to indicate the influence of pollution onto the environment? We herewith add newly obtained data from the heavily polluted JB and deeper parts several kilometers off the coast of Jakarta Bay (hereinafter referred to as OJB) to available information from less affected habitats investigated by Kleinertz and Palm (2015). This allows finalizing the development of the parasite based indicator system for Indonesian coastal waters.

2. Materials and methods

2.1. Collection of fish

Samples were taken within the framework of SPICE III — MABICO project (Science for the Protection of Indonesian Coastal Marine Ecosystems — Impacts of marine pollution on biodiversity and coastal livelihoods). A total of 70 *E. coioides* were examined. 35 of them were obtained from fishermen collecting live fish at and in vicinity of the jetty Marina Ancol, Jakarta, until the islands Pulau Nirwana and Pulau Untung Jawa. These islands have a maximum distance from the coastline of around 6 km. The fish were purchased during April and dissected in May 2014. A total of 35 specimens from off JB were bought at the fish market Muara Angke, which is supplied with fish from fishing grounds off JB. Considering the fishing techniques, the traditional fishing grounds as well as a lack of trading capacities we can exclude that the fish were imported from other areas. The fish were purchased during April and dissected in August 2013. All specimens were directly separated into plastic bags, transported on ice and deep frozen (−20 °C) at the Faculty of Fisheries and Marine Sciences, Bogor Agricultural University, Indonesia. *E. coioides* from JB had a total weight of 253.1 g (SE = 11.4 g), whereas the samplings from OJB were significantly larger ($P < 0.01$) with a total weight of 958.8 g (SE = 34.2 g). Raw data of 230 *E. coioides* by Rückert (2006) and Kleinertz (2010) were reanalyzed. The size of fish was significantly different (ANOVA: $F = 16.76$, $P < 0.01$), and ranged from 185.1 g (SE = 15.0 g) to 529.0 g (SE = 45.1 g). A combination of all considered fish revealed a significant difference in size (ANOVA: $F = 86.96$, $P < 0.01$).

2.2. Parasitological examination

The study of metazoan fish parasites followed the standard protocol by Palm (2011) and Palm and Bray (2014). Skin, fins, nostrils, eyes, gills, gill covers, mouth and gill cavity were investigated for ectoparasites by using a Zeiss Stemi DV4 binocular microscope. Fluids from the plastic bag, in which the fish was frozen, were subsequently studied. Examination for endoparasites included the body cavity and mesentery, followed by internal organs, which were separated into petri dishes and covered with saline solution (0.9%). Microscopic examination was conducted using a Zeiss Stemi DV4 under 8–32× magnification. A gut wash was performed according to Cribb and Bray (2010). The musculature was sliced in thin layers and studied using a transmitting light source. All recorded parasites were transferred to saline, cleaned, fixed and preserved in 70% ethanol. Acanthocephalans were transferred to freshwater prior fixation, to evert the proboscis structures. Most parasites were dehydrated in an ethanol series and transferred to 100% glycerine (Riemann, 1988) for the morphological identification, using an Olympus BX53 DIC microscope. Selected individuals were stained with acetic carmine, dehydrated, cleared with eugenol and mounted in Canada balsam (Palm, 2004). According to Paladini et al. (2011), Monogenea were treated with proteinase K and mounted in Malmberg's Solution to observe skeletonized structures, which are necessary for species identification. The parasite identification was carried out with the help of taxonomic keys and original descriptions. For the ectoparasitic monogeneans the literature was provided by Whittington et al. (2001) and Dang et al. (2010), for the copepods by Jones (1985); Schmidt and Roberts (1989); Boxshall and Halsey (2004); Ho and Lin (2004) and Ho et al. (2011), and for the isopods by Bruce (1982). Identification literature of endoparasites was provided by Bray and Cribb (1989); Bray and Palm (2009); Bray and Justine (2013) and Yamaguti (1965, 1970) for the digeneans, by Palm (2004) for the cestodes, by Rigby et al. (1998); Moravec et al. (2006); Anderson et al. (2009); Gibbons (2010) and Dewi and Palm (2013) for the nematodes and by Golvan (1969) and Bhattacharya (2007) for the acanthocephalans.

2.3. Quantitative descriptors of the parasite fauna

The prevalence (P), intensity (I), mean intensity (I_m) and mean abundance (A_m) of all parasites found were calculated following Bush et al. (1997). The diversity of the parasite fauna was determined by using the Shannon index of species diversity (Shannon, 1948, Spellerberg and Fedor, 2003) and the Pielou index of evenness (Pielou, 1966). Furthermore, the Berger–Parker index of dominance (Berger and Parker, 1970, May, 1975) was used. All indices were calculated for the entire parasite fauna, as well as for the endoparasite fauna only. The ecto- to endoparasite ratio was calculated (number of ectoparasite species divided by number of endoparasite species) according to Rückert et al. (2009). Additionally, the number of gill parasites to fish weight ratio was calculated (total number of pooled gill parasite individuals divided by total fish weight in gram) (Table 1). Parasites that were only identified to higher taxonomic levels (such as Nematoda indet.) were omitted from calculations, because they might represent other recorded taxa. Raw data by Kleinertz (2010) and Kleinertz and Palm (2015) were in part corrected. Relevant findings from Ringgung Bay, Sumatra (hereinafter referred to as RB), Segara Anakan lagoon, Java (hereinafter referred to as SA), from off the coast of the Segara Anakan lagoon (hereinafter referred to as OSA) and from off the coast of Bali (hereinafter referred to as OB) were added to the present study. A summary of sample localities is given in Fig. 1. If a parasite was only identified to genus level in different studies, *species pluralis* was used as nomenclature.

2.4. Visual integration

According to Palm and Rückert (2009); Palm et al. (2011); Kleinertz et al. (2014) and Kleinertz and Palm (2015), a star graph based on Bell and Morse (2003) was chosen to show the results. This two-dimensional figure consists of 12 parasitological descriptors represented on axes starting from the same point. All selected parameters are given in Table 2. Before the visual integration, by using SigmaPlot Version 11.1, all values were normalized onto a range of zero to 100 ($X' = 100 \cdot (X - X_{min}) / (X_{max} - X_{min})$), where X′ is the normalized parameter, X is the original value and X_{min} and X_{max} are the minimum and the maximum values. High parameter values indicate natural environmental conditions and are oriented to the outer circle of the star graph. Low parameter values indicate affected environmental conditions and are oriented to the inner circle of star graph. The Berger–Parker index of dominance, the gill parasites to fish weight ratio, the ecto- to endoparasite ratio, the prevalences of *Argathona rhinoceros*, *Caligus* spp., *Pseudorhabdosynochus* spp. and *Prosorhynchus* spp. were inverted in the course of normalization ($X' = 100 \cdot (X - X_{max}) / (X_{min} - X_{max})$), following the assumption that high values indicate affected conditions. The

Table 1
Prevalence in % (P), mean intensity (I_m), intensity (I) and mean abundance (A_m) of parasites from *Epinephelus coioides* from/off Jakarta Bay with additional parasitological indices.

Locality	Off the coast of Jakarta Bay (OJB)				Jakarta Bay (JB)			
Year	2013				2014			
Parasite/parasitological index	P	I_m	I	A_m	P	I_m	I	A_m
Benedenia hoshinai (M)[ab]	45.7	8.0	1–63	3.66	2.9	1.0	1	0.03
Haliotrema cromileptis (M)[b]	17.1	13.2	1–55	2.26	–	–	–	–
Pseudorhabdosynochus sp. (M)	91.4	130.6	4–683	119.40	91.4	42.0	1–628	35.34
Caligus sp. (Cr)	85.7	93.1	1–316	79.77	65.7	102.0	1–1114	61.76
Hatschekia cernae (Cr)[ab]	51.4	14.8	1–89	7.60	–	–	–	–
Sagum epinepheli (Cr)	2.9	1.0	1	0.03	–	–	–	–
Copepoda indet. (Cr)	2.9	1.0	1	0.03	–	–	–	–
Alcirona sp. (Cr)	14.3	2.0	1–3	0.29	11.4	1.0	1	0.11
Argathona rhinoceros (Cr)	8.6	2.3	1–3	0.20	8.6	1.3	1–2	0.11
Gnathiidae indet. (praniza larvae) (Cr)	34.3	10.3	1–43	3.54	5.7	2.0	1–2	0.11
Allonematobothrium epinepheli (D)[ab]	45.7	5.7	1–19	2.60	–	–	–	–
Allopodocotyle epinepheli (D)	8.6	19.3	1–53	1.66	–	–	–	–
Lecithochirium sp. (D)	14.3	1.6	1–3	0.23	–	–	–	–
Podocotyloides stenometra (D)[ab]	5.7	1.0	1	0.06	–	–	–	–
Prosorhynchus luzonicus (D)	74.3	13.3	1–43	9.86	65.7	30.0	1–160	18.18
Prosorhynchus sp. (D)	2.9	2.0	2	0.06	–	–	–	–
Stephanostomum sp. (D)[a]	2.9	1.0	1	0.03	–	–	–	–
Didymozoidae indet. I (D)	14.3	4.6	2–9	0.66	–	–	–	–
Didymozoidae indet. II (D)	14.3	1.2	1–2	0.17	–	–	–	–
Parotobothrium balli (C)	2.9	1.0	1	0.03	–	–	–	–
Cestoda indet. (C)	2.9	1.0	1	0.03	–	–	–	–
Camallanus carangis (N)	17.1	1.5	1–3	0.26	–	–	–	–
Capillaria sp. (N)[a]	2.9	1.0	1	0.03	–	–	–	–
Hysterothylacium sp. I (N)	2.9	4.0	4	0.11	–	–	–	–
Hysterothylacium sp. II (N)	37.1	2.8	1–9	1.06	–	–	–	–
Terranova sp. (N)	2.9	1.0	1	0.03	–	–	–	–
Philometra sp. (N)	5.7	1.0	1	0.06	–	–	–	–
Nematoda indet. (N)	–	–	–	–	8.6	1.0	1	0.08
Gorgorhynchoides golvani (A)[ab]	8.6	2.7	1–4	0.23	2.9	7.0	7	0.18
Rhadinorhynchus sp. (A)[a]	2.9	2.0	2	0.06	–	–	–	–
Serrasentis sagittifer (A)	2.9	1.0	1	0.03	–	–	–	–
Gill parasites to fish weight ratio			7.9				14.6	
Ecto- to endoparasite ratio			0.5				2.0	
Shannon index of species diversity (total)			1.32				1.02	
Shannon index of species diversity (endoparasites)			1.52				0.08	
Berger–Parker index of dominance (total)			0.51				0.53	
Berger–Parker index of dominance (endoparasites)			0.57				0.99	
Pielou index of evenness (total)			0.39				0.47	
Pielou index of evenness (endoparasites)			0.51				0.08	

A (Acanthocephala), C (Cestoda), Cr (Crustacea), D (Digenea), M (Monogenea), N (Nematoda).
[a] Recorded for the first time for *E. coioides*.
[b] New locality record (Indonesia).

normalization allowed us to calculate the star graph areas ($A_{star\ graph} = A_1 + A_2 + \ldots + A_{12}$, $A_{xi} = ½\,(a + e) \cdot (b + e) \cdot \sin(\gamma)$, A_{xi} = partial area (triangle) of the star graph formed by two parameters (a, b), e = constant coefficient (radius of the innermost cycle of star graph, e = 5), γ = angle between a and b (γ = 30°), $A_{star\ graph}$ = dimensionless quantity, display unit expressed in thousands). The star graph areas of all analyzed habitats were resumed in a figure, similar to a traffic light, assessing the environmental conditions in a range from poor (= red), medium (= yellow) and good (= green) (Fig. 5). To ascertain statistical differences in the parasite fauna at the nine localities, a one-way ANOVA with Fisher's least significant difference test (LSD) was conducted using IBM SPSS Statistics 2.0. The same was applied to assess the size of

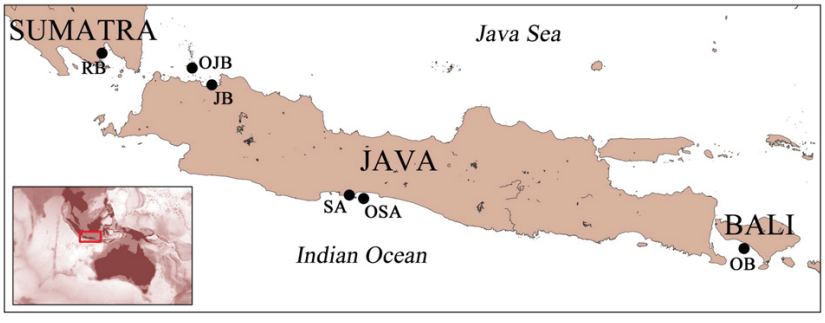

Fig. 1. Sample localities. JB: Jakarta Bay, OB: Off the coast of Bali, OJB: Off the coast of Jakarta Bay, OSA: Off the coast of Segara Anakan lagoon, RB: Ringgung Bay, SA: Segara Anakan lagoon. OB, OSA, and SA modified after Kleinertz (2010) and Kleinertz and Palm (2015). RB modified after Rückert (2006).

Table 2
As environmental indicators defined parasitological parameters of *Epinephelus coioides* from/off Jakarta Bay in comparison to other Javanese and Balinese waters, prevalence in percent (P%), normalized values in brackets.

Locality	Ringgung Bay[a] (RB)	Segara Anakan lagoon[b] (SA)		Off the coast of Segara Anakan lagoon[b] (OSA)		Off the coast of Bali[b] (OB)		Off the coast of Jakarta Bay (OJB)	Jakarta Bay (JB)
Year	2003	2007/8	2008/9	2008	2008/9	2008	2009	2013	2014
Shannon index of species diversity (endoparasites)	1.84 (100.0)	1.54[d] (83.0)	1.26[d] (67.0)	1.14[d] (60.2)	1.71 (92.6)	1.67 (90.3)	1.72[d] (93.2)	1.52 (81.8)	0.08 (0.0)
Pielou index of evenness (endoparasites)	0.71 (80.0)	0.74[d] (82.5)	0.78[d] (87.5)	0.82[d] (92.5)	0.88 (100.0)	0.80 (90.0)	0.88[d] (100.0)	0.51 (53.8)	0.08 (0.0)
Berger–Parker index of dominance (endoparasites)[c]	0.30 (95.8)	0.45 (75.0)	0.38 (84.7)	0.55 (61.1)	0.30 (95.8)	0.38 (84.7)	0.27 (100.0)	0.57 (58.3)	0.99 (0.0)
Argathona rhinoceros (P%)[c]	2.9 (66.3)	– (100.0)	– (100.0)	– (100.0)	– (100.0)	– (100.0)	– (100.0)	8.6 (0.0)	8.6 (0.0)
Caligus spp. (P%)[c]	– (100.0)	– (100.0)	– (100.0)	– (100.0)	– (100.0)	5.7 (93.3)	– (100.0)	85.7 (0.0)	65.7 (23.3)
Pseudorhabdosynochus spp. (P%)[c]	94.3 (6.4)	91.4 (13.0)	97.1 (0.0)	86.7 (23.7)	80.0 (39.0)	80.0 (39.0)	53.3 (100.0)	91.4 (13.0)	91.4 (13.0)
Gill parasites to fish weight ratio[c]	19.3 (0.0)	8.2 (58.6)	3.5 (83.9)	4.0 (81.2)	4.3 (79.6)	5.1 (75.4)	0.4 (100.0)	7.9 (60.3)	14.6 (24.8)
Allonematobothrium epinepheli (P%)[e]	– (0.0)	17.1 (37.4)	31.4 (68.7)	– (0.0)	40.0 (87.5)	2.9 (6.3)	13.3 (29.1)	45.7 (100.0)	– (0.0)
Philometra spp. (P%)	60.0 (100.0)	22.6 (37.7)	34.3 (57.1)	– (0.0)	23.3 (38.8)	34.3 (57.2)	33.3 (55.5)	5.7 (9.5)	– (0.0)
Prosorhynchus spp. (P%)[c]	22.9 (29.7)	5.7 (92.6)	– (100.0)	6.7 (91.3)	16.7 (78.3)	11.4 (85.2)	26.7 (65.4)	77.1 (0.0)	65.7 (14.8)
Raphidascaris spp. (P%)	31.4 (100.0)	2.9 (9.2)	8.6 (27.4)	– (0.0)	3.3 (10.5)	28.6 (91.1)	20.0 (63.7)	– (0.0)	– (0.0)
Ecto- to endoparasite ratio[c]	0.7 (88.7)	0.9 (74.7)	0.7 (88.7)	1.0 (66.7)	0.7 (86.0)	0.9 (74.7)	0.6 (95.3)	0.5 (100.0)	2.0 (0.0)

[a] Data from Rückert (2006).
[b] Data from Kleinertz (2010); Kleinertz and Palm (2015).
[c] Inverse parameter.
[d] Corrected value.
[e] *Didymodiclinus* sp. in previous studies.

dissected fish. Additionally, a hierarchical cluster analysis was performed by using Primer 6 version 6.1.13, to find similarities in the characteristics of analyzed parasite communities.

3. Results

3.1. Parasite community

The sampled fish from JB and OJB revealed 31 different parasite species. The predominant taxa were the Digenea (nine species), followed by the Crustacea and Nematoda (seven species each). Less species rich were the Monogenea, Acanthocephala (three species each) and Cestoda with two species. Seven taxa are recorded for the first time for *E. coioides* and six of them represent first records for Indonesia. Both localities exhibited a different parasite infection pattern. 30 different species were found OJB, representing 97% of all recorded parasites found in both localities. As opposed to this, only nine species were documented in JB (29%). A distinct difference was recorded for endoparasite infections. 20 taxa were documented OJB in contrast to three taxa in JB. The number of ectoparasites differed less distinctly with 10 OJB versus six in JB. That implies an ecto- to endoparasite ratio of 0.5 OJB respectively 2.0 in JB (Table 1).

3.2. Quantitative description of parasites

3.2.1. Ectoparasites

The gill infecting monogenean *Pseudorhabdosynochus* sp. was the predominating ectoparasite. OJB as well as in JB a prevalence of 91.4% was recorded. The second most prevalent ectoparasite was the copepod *Caligus* sp., which infects the gills, with a prevalence of 85.7% OJB and a lower prevalence of 65.7% in JB. The third most prevalent ectoparasite OJB, with a value of 51.4%, was the copepod *Hatschekia cernae*, which lives on the gills. *H. cernae* was not detected in JB. *Benedenia hoshinai* (Monogenea) and praniza larvae (Isopoda) were also frequently detected in the gills of fish from OJB. The prevalence values of 45.7% for *B. hoshinai* and 34.3% for praniza larvae were higher OJB compared to fish from JB with 2.9% respectively 5.7%. The monogenean gill parasite *Haliotrema cromileptis* was found at a prevalence of 17.1% OJB but could not be recorded in fish from JB. The isopod *Alcirona* sp. was found in nostrils, gill covers and gills at both localities. OJB a prevalence of 14.3% was calculated, whereas in JB a value of 11.4% was documented. Nevertheless, *Alcirona* sp. was the third most prevalent ectoparasite in JB. The gill infecting isopod *Argathona rhinoceros* was detected OJB as well as in JB at a prevalence of 8.6%. In addition, a single specimen of *Sagum epinepheli* and a single specimen of a completely reduced copepod, which could not be identified, were found OJB (Table 1).

3.2.2. Endoparasites

Prosorhynchus luzonicus was the predominating endoparasite in JB as well as OJB. This digenean trematode was found in the intestine, stomach and pyloric caeca of examined fish. The prevalence of 74.3% OJB was higher than in JB, where a value of 65.7% was found. The acanthocephalan *Gorgorhynchoides golvani* occurred likewise in both localities, and was recorded from the intestine as well as the body cavity. The prevalence of *G. golvani* OJB was 8.6% and in JB a value of 2.9% was found. The third and last recorded endoparasite in JB was an unidentified nematode from the body cavity and intestine at a prevalence of 8.6%. These findings from JB are in strong contrast to fish from OJB, where 18 additional endoparasites were recorded. The second most prevalent endoparasite OJB was the digenean *Allonematobothrium epinepheli* with 45.7%. This parasite was found under the skin of gill covers, pectoral fins and branchial arches. Kleinertz and Palm (2015) identified *A. epinepheli* as *Didymodiclinus* sp., based on the following characteristics: (1) extended and filiform body, (2) bifurcation of intestine anterior ventral sucker and (3) intestine branches reach posterior body. However, we follow the original description by Yamaguti (1965, Figure 10) with the following characteristics: (1) encysted in tissue, (2) uterus first descending forming one loop, (3) pharynx absent, (4) acetabulum present and (5) body slender. According to Yamaguti (1965), *A. epinepheli* has been recorded from *Epinephelus quernus* at the same infection sites like for *E. coioides* in this study. At a prevalence of 37.1% *Hysterothylacium* sp. II (Nematoda) was the third most prevalent endoparasite OJB. *Hysterothylacium* sp. II infected the liver, body cavity, stomach and intestine, differing from the less abundant *Hysterothylacium* sp. I by a distinct longer appendix which reached the posterior half of body. All further detected endoparasites from OJB did not reach a prevalence of more than 15% (Table 1).

3.3. Indices of parasite diversity

A slight difference of the Shannon index of species diversity was recorded at both localities. OJB a value of 1.32 was determined in contrast

to 1.02 in JB. But, if only the endoparasites were considered, the Shannon index of species diversity differed distinctly with values of 1.52 OJB versus 0.08 in JB. The Berger–Parker index of dominance was almost similar with 0.51 for OJB and 0.53 for JB, if the entire parasite fauna was considered. This changed if only endoparasites were treated. The values differed distinctly with 0.57 for OJB versus 0.99 for JB. A similar pattern was recognized for the Pielou index of evenness with values of 0.39 OJB and 0.47 in JB for all parasites, respectively 0.51 versus 0.08 when only the endoparasites were considered (Table 1).

3.4. Fish parasite descriptors and visual integration

A combination of seven parasite taxa and five indices were chosen as biological descriptors for the environmental conditions. The original values were transformed into a range from 0 to 100 (Table 2). Consequently, all descriptors contribute to the same amount to the resulting star graph. This enabled the calculation of the star graph area. The resulting values are describing the environmental conditions with a single number, and are given in Fig. 5. There was a high significant difference (ANOVA: $F = 6.47$, $P < 0.01$) between the chosen descriptors at the analyzed localities, resulting in distinctly different star graphs. Following, the star graph areas of all sampled localities are descending given. The largest star graph areas were documented OB with 24.2 in the year 2009 and 19.8 in the year 2008, followed by 19.4 OSA in the year 2008/9. For SA values of 17.2 and 14.1 were calculated for the years 2008/9 and 2007/8 respectively. The sample from RB reached an area of 13.2 followed by 12.1 for OSA 2008. The star graph areas OJB as well as in JB were distinctly smaller with 6.5 and 0.3 respectively (Fig. 5). Based on the parasitological descriptors, a significant difference ($P < 0.05$) was found between OJB and all the other localities, with scant exception of the samples OSA 2008 ($P = 0.19$), RB ($P = 0.06$) and SA 2007/8 ($P = 0.06$). The sample from JB differed significantly ($P < 0.05$) from all other localities. The samplings split in three groups: (1) JB, (2) OJB and (3) the remaining localities. The JB sample differed in 69.7% to all other localities and the OJB sample differed in 43.8% to the remaining group (Fig. 6).

4. Discussion

The aims of the present study were to examine for the first time the parasite fauna of *E. coioides* inside the heavily polluted JB as well as to determine the impact of this pollution hotspot onto the adjacent habitat. In comparison with previous studies, this allowed verification and adjustment of the parasite based indicator system for environmental conditions in Indonesian coastal waters, developed by Palm and Rückert (2009); Palm et al. (2011); Kleinertz et al. (2014) and Kleinertz and Palm (2015). JB has been studied in recent years, giving account to the variety of anthropogenic influences. The most important discharge of pollutants originates from the rivers draining in the ocean (Nur et al., 2001). Huge amounts of wastewater from households and industrial facilities are flushed into the bay (Dsikowitzky et al., 2016). This negatively affects the coastal ecosystem. For example, the species diversity of molluscs decreased rapidly during the last century (van der Meij et al., 2009). Parasites are an essential but often underestimated component of aquatic ecosystems (Lafferty, 2013), and they have a broad applicability as indicators of anthropogenic impacts (e.g. Sindermann, 1979, Landsberg et al., 1998, MacKenzie, 1999, Vidal-Martínez et al., 2010, Palm, 2011). This study adds well-chosen parasitological parameters as biological indicators, and demonstrates, that *E. coioides* and its respective parasite fauna reflect the heavily affected environmental conditions of the marine habitat within the JB.

According to the recorded parasites, *E. coioides* from OJB demonstrated a species rich fauna, predominated by metazoan endoparasites (20 species), whereas the parasite fauna of JB was less speciose (three endoparasitic species) and predominated by metazoan ectoparasites. A total of 31 parasite species were recorded at both sampling localities, seven of them represent new host and six new locality records. Several species (e.g. *Allopodocotyle epinepheli*, *Parotobothrium balli*), have been earlier recorded from other Indonesian epinephelids, especially from the well-studied brown-marbled grouper *Epinephelus fuscoguttatus* (e.g. Rückert et al., 2010), demonstrating no strict host specificity. The size of fish OJB was significantly larger compared with those fish from Kleinertz and Palm (2015). Luque et al. (2004) reported that the diversity of endoparasites does not correlate with host size. Nevertheless, fish parasites can be long living inside their hosts (Palm and Bray, 2014) and consequently can accumulate over time. The number of recorded endoparasitic species in large fish from OJB was twice as high as the highest number recorded by Kleinertz and Palm (2015) for smaller fish under natural conditions. The large fish size might explain the high number of endoparasites, as reported by Price and Clancy (1983) for acanthocephalans and nematodes of freshwater fish, as well as the high prevalence of *Allonematobothrium epinepheli* and the high ecto- to endoparasite ratio. We assume, that the high number of new host records OJB is also due to the large size of fish, because they exploit additional prey (intermediate hosts). Juvenile *E. coioides* are associated with estuaries and live in coastal waters. Adults inhabit coral reefs and start to migrate further offshore with increasing age (Sheaves, 1995). Consequently, the coastal sample from JB consisted of smaller sized fish, similar to those from earlier samplings in SA or RB, whereas the sample from OJB comprised larger fish. Due to the biology of *E. coioides*, it is impossible to find smaller fish in an area far from the coast, like OJB. The parasite fauna in JB consisted of nine species, six of them ectoparasites and three endoparasites. Of the latter, only *Prosorhynchus luzonicus* reached a high prevalence. Consequently, at the high polluted JB (Dsikowitzky et al., 2016), *E. coioides* suffered from infections of the core species *Pseudorhabdosynochus* sp., *Caligus* sp. and *P. luzonicus*. This is also expressed by the ecological descriptors Shannon index of diversity, Pielou index of evenness and Berger–Parker index of dominance of endoparasites (Table 1). All other infection patterns so far recorded from Balinese and Javanese waters were distinctly different. We suggest that this can be referred to the environmental conditions at the respective sampling localities.

4.1. Selection of indicator species and parameters

Including the present study, 51 different parasite species have been recorded for *E. coioides* from Indonesian waters (see Kleinertz, 2010, Kleinertz and Palm, 2015). Palm and Rückert (2009); Palm et al. (2011); Kleinertz et al. (2014) and Kleinertz and Palm (2015) developed an indicator system for Indonesian coastal waters, based on the speciose parasite fauna of epinephelids. Palm and Rückert (2009) used three different parameters, the prevalence of trichodinid ciliates, the ecto- to endoparasites ratio and the Shannon index of species diversity of endoparasites as environmental indicators. The prevalence of trichodinid ciliates was chosen to show high bacterial loads of polluted waters (Palm and Dobberstein, 1999, Ogut and Palm, 2005). The ecto- to endoparasite ratio was used to indicate, whether the number of endoparasites was higher than the number of ectoparasites, as it is usual in predatory fish of unaffected tropical regions (Vidal-Martínez et al., 1998, Jakob and Palm, 2006, Rückert et al., 2009). The Shannon index of species diversity was chosen to indicate diversity loss of endoparasites in affected environments (Rückert, 2006, Rückert et al., 2009). The authors applied the system for three different fish species, one of them was *E. coioides*. Palm et al. (2011) used the same parameters and three additional descriptor species, the prevalence of *Scolex pleuronectis*, *Terranova* sp. and *Raphidascaris* sp. to indicate the anthropogenic impact to the environment of an *E. fuscoguttatus* mariculture. Kleinertz et al. (2014) applied the system for the reef-associated grouper *Epinephelus areolatus* and adjusted the parameters. They included the hepatosomatic index to indicate high enzymatic activity of stressed fish (Munkittrick et al., 1994), the Pielou index of evenness to assess the availability of intermediate hosts and the Simpson index to indicate

successful parasite transmission (Kleinertz, 2010). The authors used the prevalence of following parasites as additional descriptors to visualize environmental differences: *Didymodiclinus* sp. (*A. epinepheli* in the recent study), *Callitetrarhynchus gracilis*, *P. balli*, *Raphidascaris* sp. and *Serrasentis sagittifer*. Finally, Kleinertz and Palm (2015) revisited the system for *E. coioides*, applying the same indices as Kleinertz et al. (2014), but changed the indicator species. They used the same species like Palm et al. (2011) for *E. fuscoguttatus* as well as *Zeylanicobdella arugamensis*. Based on the results of the present study, this choice of parameters was finalized including data from the highly degraded tropical environment JB.

As new parasite descriptors, we herewith introduce the following parameters: (1) Number of pooled gill parasite individuals divided by total fish weight, to indicate that gill infecting parasites increase their individual number in polluted waters (e.g. Skinner, 1982, Dzikowski et al., 2003), under consideration of the fish size (see above). (2) The Berger–Parker index of dominance, according to Kleinertz et al. (2014), to consider that only few species dominate the parasite fauna under polluted conditions (Marcogliese and Cone, 1996). (3–5) The prevalence of *A. rhinoceros*, *Caligus* spp. and *Pseudorhabdosynochus* spp. referring to increasing numbers of ectoparasites under polluted conditions (e.g. Haensly et al., 1982, MacKenzie, 1999), as observed in JB. (6) The prevalence of *Philometra* spp. exemplifies an endoparasite species that decreases under polluted conditions (e.g. Lafferty, 1997, MacKenzie, 1999). In contrast to *Philometra* spp., the endoparasite *Prosorhynchus* spp. was documented at the highest prevalence under polluted conditions (Table 2). Though these parasites are common in Indonesian epinephelids (Bray and Palm, 2009), they never reached a prevalence above 27% in previous sampled localities. However, *Prosorhynchus* spp. predominated the endoparasite fauna at the coastal water of JB and OJB. We suggest (7) *Prosorhynchus* spp. as indicator of growing pollution exemplified in the present study. To our knowledge, this is the first documented case that the prevalence of a marine endoparasite increases under polluted condition. Furthermore (8) the ecto- to endoparasites ratio and (9) the Shannon index of species diversity of endoparasites according to Palm and Rückert (2009), (10) the prevalence of *Raphidascaris* sp. according to Palm et al. (2011), (11) the prevalence of *A. epinepheli* (*Didymodiclinus* sp. in previous studies) and (12) the Pielou index of Evenness according to Kleinertz et al. (2014) were used as descriptors (Table 2). If a descriptor species was identified only to genus level, *species pluralis* was used to achieve comparability to previous studies. We are aware that even closely related species can react differently to environmental conditions (MacKenzie, 1999). In contrast, Marcogliese (2005a) assumed that anthropogenic impairments affect a closely related species group in the same way, due to similar life cycles. We follow Marcogliese (2005a), accepting identification to the genus level being sufficient. However, further taxonomic research is urgently needed to provide confidence at the species level.

4.2. Comparison of Jakarta Bay, Segara Anakan lagoon and Balinese waters

Data normalization was a crucial step in the development of the star graph system, allowing comparison of different scaled parasitological descriptors. There was a high significant difference between the descriptors at the nine studied localities (Table 2). In accordance, the star graph from JB was exceptionally small, followed by OJB. The star graphs from Balinese waters were largest (Figs. 2, 5). We suggest that this is referring to the environmental conditions at the different locations, resulting from the different ability of metazoan parasites to complete their life cycles (also see Kleinertz and Palm, 2015). According to Rückert et al. (2010), seasonal differences were less relevant in the case of the parasite fauna of *E. fuscoguttatus*, as also evident in the

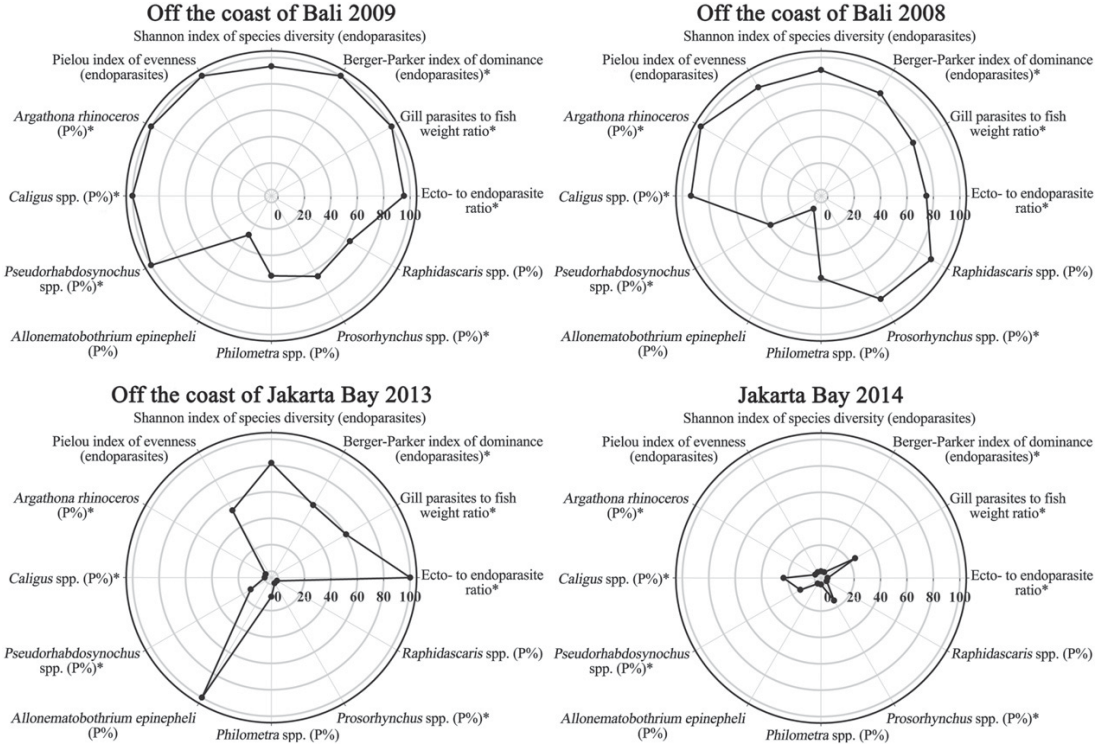

Fig. 2. Star graph: Visual integration of normalized parasitological parameters from *Epinephelus coioides* for an exemplified illustration of environmental conditions in Indonesian coastal waters. Large areas reflect near-natural conditions whereas small areas indicate unnatural conditions. Comparison between the coast off Bali (modified after Kleinertz (2010) and Kleinertz and Palm (2015)) and Jakarta Bay respectively the area off Jakarta Bay. *Inverse parameter.

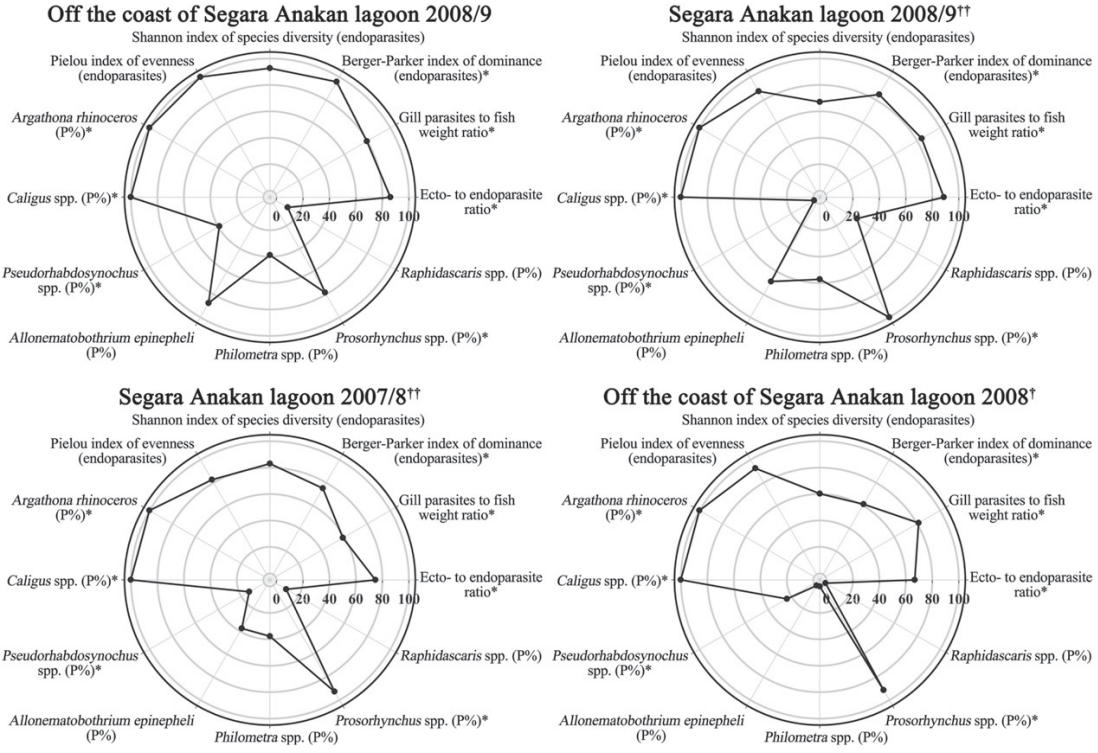

Fig. 3. Star graph: Visual integration of normalized parasitological parameters from *Epinephelus coioides* for an exemplified illustration of environmental conditions in Indonesian coastal waters. Large areas reflect near-natural conditions whereas small areas indicate unnatural conditions. Comparison between four samples from/off the Segara Anakan lagoon (modified after Kleinertz (2010) and Kleinertz and Palm (2015)). *Inverse parameter, †identified as a sample from inside the Segara Anakan lagoon, ††identified as a sample from off the coast of the Segara Anakan lagoon.

present study for *E. coioides* (Balinese waters). It is interesting that the samples from OJB revealed a significantly larger star graph area as in JB (Figs. 2, 5). According to Dsikowitzky et al. (2014), a dilution of contaminants with increasing distance to coast line was reported for JB. This explains the larger star graph area OJB, because the distance to the pollution source is important when the fish parasite fauna is used as an indicator of anthropogenic disturbances (Sasal et al., 2007). Repetitive conducted parasitological surveys could provide an opportunity to monitor further degeneration as well as recovery of the analyzed habitats. Hosono et al. (2011) reported decreased heavy metal contamination in JB and linked this observation to imposed environmental regulations. This might be also assessed with the indicator system suggested in this study.

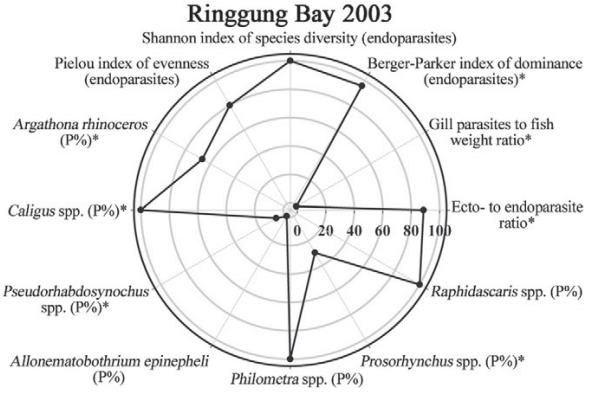

Fig. 4. Star graph: Visual integration of normalized parasitological parameters from *Epinephelus coioides* for an exemplified illustration of environmental conditions in Indonesian coastal waters. Large areas reflect near-natural conditions whereas small areas indicate unnatural conditions. Bay of Ringgung (modified after Rückert (2006)). *Inverse parameter.

The SA must be described as strongly anthropogenically influenced (Noegrohati et al., 2008, Dsikowitzky et al., 2011). However, based on the parasite descriptors the environmental conditions seem to be better as in JB and OJB (Figs. 3, 5). The spatial origin of the fish analyzed from the SA complex cannot be ascertained beyond doubt (Kleinertz and Palm, 2015). The applied indicator system suggests that the sample declared as SA 2008/9 originated from offshore and the sample declared as OSA 2008 from the inner region of SA. Three facts exemplify this conclusion. First, the star graph area of the OSA 2008 sample is the smallest of all the Segara Anakan samples (Fig. 3). Second, the star graph area of the SA 2008/9 sample barely misses good environmental conditions in the "pollution light" (Fig. 5). Third, a hierarchical cluster analysis shows that the samples SA 2008/9, SA 2007/8 and OSA 2008/9 form a group and this group differs only in 2.1% from the nearly natural OB samples, whereas the OSA 2008 sample shows a distinct distance of 8.1% (Fig. 6). Additionally, these findings suggest that the fish of the SA 2007/8 sample also do not originate from the inner lagoon. The assessment that the SA samples do not actually originate from the inner parts of the lagoon, is underlined by the big areas of star graphs in relation to JB. In the Segara Anakan lagoon a distinct decline of fish endoparasites due to the anthropogenic impact was already reported (Rückert et al., 2009). In terms of the spatial distance to the source of pollution (Sasal et al., 2007), the relatively large star graph areas rather indicate the situation close to the estuary mouth or the area off the lagoon, than the conditions inside the heavy polluted Segara Anakan.

The RB is located in the drainage area of the city Bandar Lampung, which has nearly one million inhabitants. The wastewater from Bandar

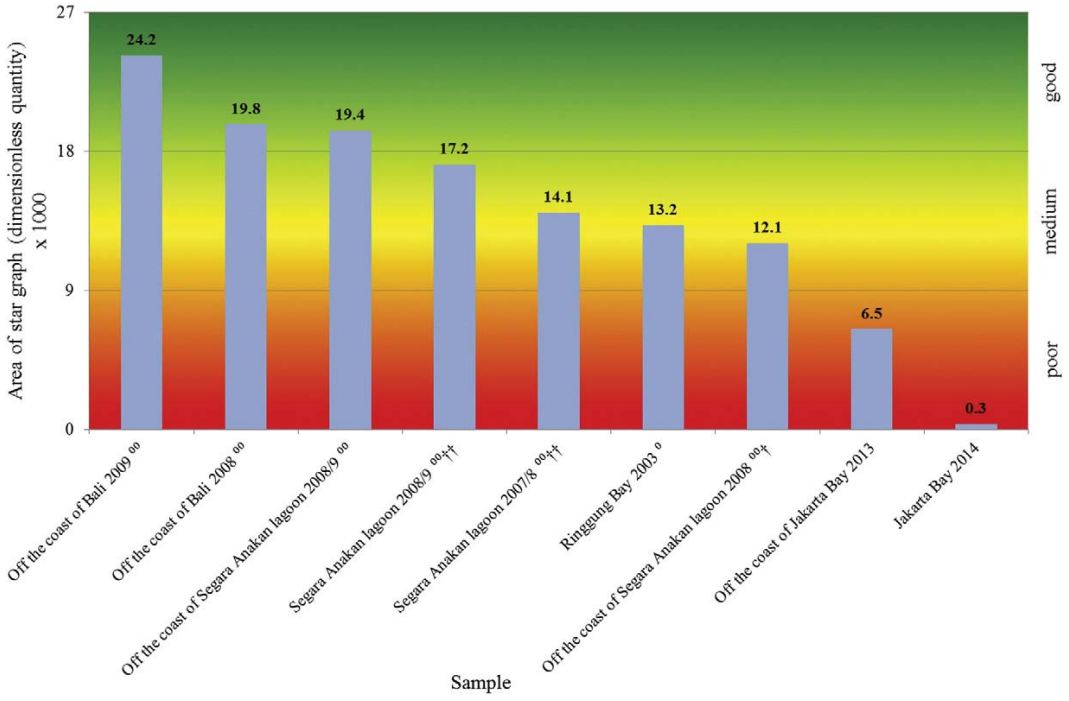

Fig. 5. Pollution light: Areas of star graphs calculated from normalized parasitological parameters of *Epinephelus coioides*. Analyzed habitats sorted in a range from good (green), medium (yellow) and poor (red) to assess environmental conditions of sampled Indonesian coastal waters. °Data from Rückert (2006), °°Data from Kleinertz (2010) and Kleinertz and Palm (2015), †identified as a sample from inside the Segara Anakan lagoon, ††identified as a sample from off the coast of the Segara Anakan lagoon.

Lampung is dumped into the ocean. However, the input is not as high as in JB (Damar, 2003). This is also reflected by the star graph of RB (Fig. 4), showing a distinctly larger area compared to JB as well as a distinctly smaller area compared to OB. Consequently, the star graph area reaches a medium level in the "pollution light" (Fig. 5).

5. Conclusion

The present study demonstrates that well-chosen parasitological parameters indicate the difference in the environmental conditions of *E. coioides* habitats. The developed indicator system shows the massive

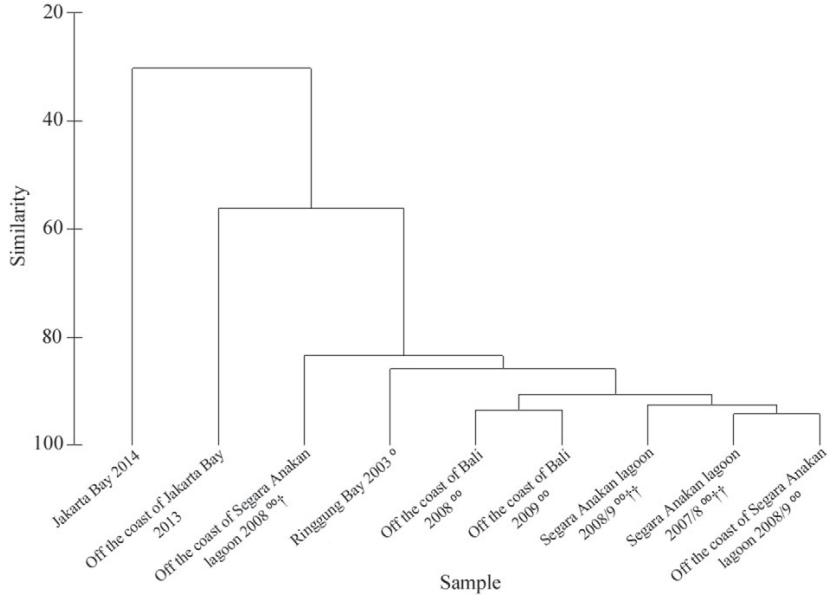

Fig. 6. Similarity of normalized parasitological parameters from *Epinephelus coioides* sampled in Indonesian coastal waters. °Data from Rückert (2006), °°data from Kleinertz (2010) and Kleinertz and Palm (2015), †identified as a sample from inside the Segara Anakan lagoon, ††identified as a sample from off the coast of the Segara Anakan lagoon.

anthropogenic impact of the megacity Jakarta to the coastal ecosystem and states to what level all other sampled localities are impacted. Furthermore, the system as well as the visual integration in a star graph and in the "pollution light" could be transferred from *E. coioides* and Indonesia to other tropical ecosystems as well as further epinephelids.

Financial support

Financial support was provided by the German Federal Ministry of Education and Research (Grant No. 03F0641D) (S.K., H.W.P.) within the framework of the joint Indonesian–German research project SPICE III — MABICO project (Science for the Protection of Indonesian Coastal Marine Ecosystems — Impacts of marine pollution on biodiversity and coastal livelihoods).

Conflict of interest

None.

Acknowledgments

We are thankful for institutional support to the Leibniz Center for Tropical Marine Ecology, GmbH, Germany, and the Bogor Agricultural University (IPB), Indonesia. Special thanks to Dr. Budy Wiryawan and Dr. Am Azbas Taurusman from IPB for their personal initiative, providing laboratory space and organizational support during laboratory work. We would also like to thank Agus Hermansyah for his help to create the map.

References

Allen, G.R., 2007. Conservation hotspots of biodiversity and endemism for Indo-Pacific coral reef fishes. Aquat. Conserv. Mar. Freshwat. Ecosyst. 18, 541–556.
Anderson, R.C., Chabaud, A.G., Willmott, S., 2009. Keys to the Nematode Parasites of Vertebrates: Archival Volume. CAB International (463 pp.).
Arifin, Z., 2004. Local Millennium Ecosystem Assessment: Condition and Trend of the Greater Jakarta Bay Ecosystem. The Ministry of Environment, Republic of Indonesia (26 pp.).
Bell, S., Morse, S., 2003. Measuring Sustainability: Learning by Doing. Sterling VA Earthscan Publications Ltd (189 pp.).
Bellwood, D.R., Hughes, T.P., Folke, C., Nyström, M., 2004. Confronting the coral reef crisis. Nature 429, 827–833.
Berger, W.H., Parker, F.L., 1970. Diversity of planktonic foraminifera in deep-sea sediments. Science 168 (3937), 1345–1347.
Bhattacharya, S.B., 2007. Handbook on Indian Acanthocephala. Zoological Survey of India, Kolkata (225 pp.).
Boxshall, G.A., Halsey, S.H., 2004. An Introduction to Copepod Diversity vol. 1 & 2. Ray Society (966 pp.).
BPS Jakarta, 2014. Jakarta in Figures 2014. BPS Statistics of Jakarta Province (626 pp.).
Bray, R.A., Cribb, T.H., 1989. Digeneans of the family Opecoelidae Ozaki, 1925 from the southern Great Barrier Reef, including a new genus and three new species. J. Nat. Hist. 23 (2), 429–473.
Bray, R.A., Justine, J.-L., 2013. Bucephalidae (Digenea) from epinephelines (Serranidae: Perciformes) from the waters off New Caledonia, including *Neidhartia lochepintade* n. sp. Parasite 20, 56.
Bray, R.A., Palm, H.W., 2009. Bucephalids (Digenea: Bucephalidae) from marine fishes off the south-western coast of Java, Indonesia, including the description of two new species of *Rhipidocotyle* and comments on the marine fish digenean fauna of Indonesia. Zootaxa 2223, 1–24.
Bruce, N.L., 1982. Species of *Argathona* Stebbing, 1905 (Isopoda, Corrallanidae) new to Australia, with description of two new species. Crustaceana 42 (1), 12–25.
Bush, A.O., Lafferty, K.D., Lotz, J.M., Shostak, A.W., 1997. Parasitology meets ecology on its own terms: Margolis et al. revisited. J. Parasitol. 83 (4), 575–583.
Cleary, D.F.R., Polónia, A.R.M., Renema, W., Hoeksema, B.W., Wolstenholme, J., Tuti, Y., de Voogd, N.J., 2014. Coral reefs next to a major conurbation: a study of temporal change (1985–2011) in coral cover and composition in the reefs of Jakarta, Indonesia. Mar. Ecol. Prog. Ser. 501, 89–98.
Craig, M.T., Sadovy de Mitcheson, Y.J., Heemstra, P.C., 2011. Groupers of the World: A Field and Market Guide. The National Inquiry Services Centre (356 pp.).
Cribb, T.H., Bray, R.A., 2010. Gut wash, body soak, blender and heat-fixation: approaches to the effective collection, fixation and preservation of trematodes of fishes. Syst. Parasitol. 76 (1), 1–7.
Cribb, T.H., Bray, R.A., Littlewood, D.T.J., 2001. The nature and evolution of the association among digeneans, molluscs and fishes. Int. J. Parasitol. 31, 997–1011.
Damar, A., 2003. Effects of Enrichment on Nutrient Dynamics, Phytoplankton Dynamics and Productivity in Indonesian Tropical Waters: A Comparison Between Jakarta Bay, Lampung Bay and Semangka Bay (Ph.D. Thesis of natural sciences) Christian-Albrechts University of Kiel (196 pp.).
Dang, B.T., Levsen, A., Schander, C., Bristow, G.A., 2010. Some *Haliotrema* (Monogenea: Dactylogyridae) from cultured grouper (*Epinephelus* spp.) with emphasis on the phylogenetic position of *Haliotrema cromileptis*. J. Parasitol. 96 (1), 30–39.
Dewi, K., Palm, H.W., 2013. Two new species of philometrid nematodes (Nematoda: Philometridae) in *Epinephelus coioides* (Hamilton, 1822) from the South Bali Sea, Indonesia. Zootaxa 3609 (1), 49–59.
Dsikowitzky, L., Nordhaus, I., Jennerjahn, T.C., Khrycheva, P., Sivatharshan, Y., Yuwono, E., Schwarzbauer, J., 2011. Anthropogenic organic contaminants in water, sediments and benthic organisms of the mangrove-fringed Segara Anakan Lagoon, Java, Indonesia. Mar. Pollut. Bull. 62, 851–862.
Dsikowitzky, L., Dwiyitno, Heruwati E., Ariyani, F., Irianto, H.E., Schwarzbauer, J., 2014. Exceptionally high concentrations of the insect repellent N,N-diethyl-m-toluamide (DEET) in surface waters from Jakarta, Indonesia. Environ. Chem. Lett. 12 (3), 407–411.
Dsikowitzky, L., Ferse, S., Schwarzbauer, J., Vogt, T.S., Irianto, H.E., 2016. Editorial — impacts of megacities on tropical coastal ecosystems — the case of Jakarta, Indonesia. In: Dsikowitzky, L., Schwarzbauer, J. (Eds.), Impacts of megacities on tropical coastal ecosystems — the case of Jakarta, Indonesia. Special Issue, Marine Pollution Bulletin 110, pp. 621–623.
Dzikowski R., · Paperna I. and · Diamant A. (2003): Use of fish parasite species richness indices in analyzing anthropogenically impacted coastal marine ecosystems. Helgol. Mar. Res. 57, 220–227.
Gibbons, L.M., 2010. Keys to the Nematode Parasite of Vertebrates: Supplementary Volume. CAB International (416 pp.).
Golvan, Y.J., 1969. Classification of Acanthocephalans (Acanthocephala Rudolphi 1801). Éditions du Muséum (367 pp. In French).
Haensly, W.E., Neff, J.M., Sharp, J.R., Morris, A.C., Bedgood, M.F., Boem, P.D., 1982. Histopathology of *Pleuronectes platessa* L. from Aber Wrac'h and Aber Benoit, Brittany, France: long-term effects of the *Amoco Cadiz* crude oil spill. J. Fish Dis. 5, 365–391.
Heemstra, P.C., Randall, J.E., 1993. FAO species catalogue Vol. 16. Groupers of the world (family Serranidae, Subfamily Epinephelinae). An annotated and illustrated catalogue of the grouper, rockcod, hind, coral grouper and lyretail species known to date. FAO Fish. Synop. 125 (16) (382 pp.).
Ho, J.S., Lin, C.L., 2004. Sea Lice of Taiwan: Copepoda, Siphonostomatoida, Caligidae. Sueichan Press (388 pp.).
Ho, J.S., Liu, W.C., Lin, C.L., 2011. Six species of the Lernanthropidae (Crustacea: Copepoda) parasitic on marine fishes of Taiwan, with a key to 18 species of the family known from Taiwan. Zool. Stud. 50 (5), 611–635.
Hosono, T., Su, C.-C., Delinom, R., Umezawa, Y., Toyota, T., Kaneko, S., Taniguchi, M., 2011. Decline in heavy metal contamination in marine sediments in Jakarta Bay, Indonesia due to increasing environmental regulations. Estuar. Coast. Shelf Sci. 92 (2), 297–306.
Jakob, E., Palm, H.W., 2006. Parasites of commercially important fish species from the southern Java coast, Indonesia, including the distribution pattern of trypanorhynch cestodes. Verh. Ges. Ichthyol. 5, 165–191.
Jones, J.B., 1985. A revision of *Hatschekia* Poche, 1902 (Copepoda: Hatschekiidae), parasitic on marine fishes. NZ J. Zool. 12 (2), 213–271.
Khan, R.A., Kiceniuk, J.W., 1988. Effect of petroleum aromatic hydrocarbons on monogeneids parasitizing Atlantic cod, *Gadus morhua* L. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 41, 94–100.
Kleinertz, 2010. Fish parasites as bioindicators: environmental status of coastal marine ecosystems and a grouper mariculture farm in Indonesia (Ph.D. Thesis of natural sciences) Faculty 2 (Biology/Chemistry). University of Bremen (263 pp. In German).
Kleinertz, S., Palm, H.W., 2015. Parasites of the grouper fish *Epinephelus coioides* (Serranidae) as potential environmental indicators in Indonesian coastal ecosystems. J. Helminthol. 89, 86–99.
Kleinertz, S., Damriyasa, I.M., Hagen, W., Theisen, S., Palm, H.W., 2014. An environmental assessment of the parasite fauna of the reef-associated grouper *Epinephelus areolatus* from Indonesian waters. J. Helminthol. 88 (1), 50–63.
Lafferty, K.D., 1997. Environmental parasitology: what can parasites tell us about human impacts on the environment? Parasitol. Today 13 (7), 251–255.
Lafferty, K.D., 2012. Biodiversity loss decreases parasite diversity: theory and pattern. Philos. Trans. R. Soc. B 367, 2814–2827.
Lafferty, K.D., 2013. Parasites in marine food webs. Bull. Mar. Sci. 89 (1), 123–134.
Landsberg, J.H., Blakesley, B.A., Reese, R.O., McRae, G., Forstchen, P.R., 1998. Parasites of fish as indicator of environmental stress. Environ. Monit. Assess. 51, 211–232.
Luque, J.L., Mouillot, D., Poulin, R., 2004. Parasite biodiversity and its determinants in coastal marine teleost fishes of Brazil. Parasitology 128, 671–682.
MacKenzie, K., 1999. Parasites as pollution indicators in marine ecosystems: a proposed early warning system. Mar. Pollut. Bull. 38 (11), 955–959.
Marcogliese, D.J., 2005a. Parasites of the superorganism: are they indicators of ecosystem health? Int. J. Parasitol. 35, 705–716.
Marcogliese, D.J., 2005b. Transmission of marine parasites. In: K., Rohde (Ed.), (2005): Marine Parasitology. Csiro Publishing, pp. 280–286.
Marcogliese, D.J., Cone, D.K., 1996. On the distribution and abundance of eel parasites in Nova Scotia: influence of pH. J. Parasitol. 82 (3), 389–399.
May, R.M., 1975. Patterns of species abundance and diversity. In: M., Cody, J., Diamond (Eds.), (1975): Ecology and Evolution of Communities. Harvard University, pp. 81–120.
MMAF (Ministry of Marine Affairs and Fisheries), 2013. Capture fisheries statistics of Indonesia year 2012. Ministry of Marine Affairs and Fisheries. Jakarta, Indonesia (240 pp.).
Möller, H., 1987. Pollution and parasitism in the aquatic environment. Int. J. Parasitol. 17 (2), 353–361.
Moravec, F., Justine, J.-L., Rigby, M.C., 2006. Some camallanid nematodes from marine perciform fishes off New Caledonia. Folia Parasitol. 53, 223–239.

Munkittrick, K.R., Servos, M.R., van der Kraak, G.J., McMaster, M.E., Portt, C.B., van den Heuvel, M.R., 1994. Survey of receiving-water environmental impacts associated with discharges from pulp mills: 2. Gonad size, liver size, hepatic EROD activity and plasma sex steroid levels in white sucker. Environ. Toxicol. Chem. 13 (7), 1089–1101.
Noegrohati, S., Narsito, Hadi S., Sanjayadi, 2008. Fate and behavior of organochlorine pesticides in the Indonesian tropical climate: a study in the Segara Anakan estuarine ecosystem. Clean: Soil, Air, Water 36 (9), 767–774.
Nur, Y., Fazi, S., Wirjoatmodjo, N., Han, Q., 2001. Towards wise coastal management practice in a tropical megacity — Jakarta. Ocean Coast. Manag. 44, 335–353.
Ogut, H., Palm, H.W., 2005. Seasonal dynamics of *Trichodina* spp. on whiting (*Merlangius merlangus*) in relation to organic pollution on the eastern Black Sea coast of Turkey. Parasitol. Res. 96 (3), 149–153.
Paladini, G., Huyse, T., Shinn, A.P., 2011. *Gyrodactylus salinae* n. sp. (Platyhelminthes: Monogenea) infecting the south European toothcarp *Aphanius fasciatus* (Valenciennes) (Teleostei, Cyprinodontidae) from a hypersaline environment in Italy. Parasites Vectors 4 (100), 1–12.
Palm, H.W., 2004. The Trypanorhyncha Diesing, 1863. PKSPL-IPB, Bogor (710 pp.).
Palm, H.W., 2011. Fish parasites as biological indicators in a changing world: can we monitor environmental impact and climate change? In: H., Mehlhorn (Ed.), (2011): Progress in Parasitology. Parasitology Research Monographs 2, pp. 223–250
Palm, H.W., Bray, R.A., 2014. Marine fish parasitology in Hawaii. Westrap and Partner (XII + 302 pp.).
Palm, H.W., Dobberstein, R.C., 1999. Occurrence of trichodinid ciliates (Peritricha: Urceolariidae) in the Kiel Fjord, Baltic Sea, and its possible use as a biological indicator. Parasitol. Res. 85 (8–9), 726–732.
Palm, H.W., Rückert, S., 2009. A new approach to visualize ecosystem health by using parasites. Parasitol. Res. 105, 539–553.
Palm, H.W., Kleinertz, S., Rückert, S., 2011. Parasite diversity as an indicator of environmental change? An example from tropical grouper (*Epinephelus fuscoguttatus*) mariculture in Indonesia. Parasitology 138, 1793–1803.
Pielou, E.C., 1966. Species-diversity and pattern-diversity in the study of ecological succession. J. Theor. Biol. 10 (2), 370–383.
Poulin, R., Cribb, T.H., 2002. Trematode life cycles: short is sweet? Trends Parasitol. 18 (4), 176–183.
Price, P.W., Clancy, K.M., 1983. Patterns in number of helminth parasite species in freshwater fishes. J. Parasitol. 69 (3), 449–454.
Riemann, F., 1988. Nematoda. In: R.P., Higgins, Thiel, H. (Eds.), (1988): Introduction to the Study of Meiofauna. Smithsonian Institution Press, pp. 293–301.
Rigby, M.C., Adamson, M.L., Deardorff, T.L., 1998. *Camallanus carangis* Olsen, 1954 (Nematoda: Camallanidae) reported from French Polynesia and Hawai'i with a redescription of the species. J. Parasitol. 84 (1), 158–162.
Rückert, S., 2006. Marine Fish Parasites in Indonesia: State of Infestation and Importance for Grouper Mariculture (Ph.D. thesis) Heinrich-Heine University of Düsseldorf, Germany (181 pp. In German).
Rückert, S., Hagen, W., Yuniar, A.T., Palm, H.W., 2009. Metazoan fish parasites of Segara Anakan Lagoon, Indonesia, and their potential use as biological indicators. Reg. Environ. *Chang.* 9 (4), 315–328.
Rückert, S., Klimpel, S., Palm, H.W., 2010. Parasites of cultured and wild brown-marbled grouper *Epinephelus fuscoguttatus* (Forsskål, 1775) in Lampung Bay, Indonesia. Aquac. Res. 41 (8), 1158–1169.
Sasal, P., Mouillot, D., Fichez, R., Chifflet, S., Kulbicki, M., 2007. The use of fish parasites as biological indicators of anthropogenic influences in coral-reef lagoons: a case study of Apogonidae parasites in New-Caledonia. Mar. Pollut. Bull. 54, 1697–1706.
Schmidt, G.D., Roberts, L.S., 1989. Foundations of Parasitology. fourth ed. Times Mirror/Mosby College Publications (750 pp.).
Shannon, C.E., 1948. A mathematical theory of communication. Bell Syst. Tech. J. 27, 379–423.
Sheaves, M., 1995. Large lutjanid and serranid fishes in tropical estuaries: are they adults or juveniles? Mar. Ecol. Prog. Ser. 129, 31–40.
Sindermann, C.J., 1979. Pollution-associated diseases and abnormalities of fish and shellfish: a review. Fish. Bull. 76, 717–749.
Skinner, R.H., 1982. The interrelation of water quality, gill parasites, and gill pathology of some fishes from south Biscayne Bay, Florida. Fish. Bull. 80 (2), 269–280.
Spellerberg, I.F., Fedor, P.J., 2003. A tribute to Claude Shannon (1916–2001) and a plea for more rigorous use of species richness, species diversity and the 'Shannon–Wiener' Index. Glob. Ecol. Biogeogr. 12 (3), 177–179.
van der Meij, S.E.T., Moolenbeek, R.G., Hoeksema, B.W., 2009. Decline of the Jakarta Bay molluscan fauna linked to human impact. Mar. Pollut. Bull. 59, 101–107.
Vidal-Martínez, V.M., Aguirre-Macedo, M.L., Vivas-Rodríguez, C.M., Moravec, F., 1998. The macroparasite communities of the red grouper, *Epinephelus morio*, from the Yucatan Peninsula, Mexico. Proceedings of the 50th Annual Meeting of The Gulf and Caribbean Fisheries Institute, pp. 9–14.
Vidal-Martínez, V.M., Pech, D., Sures, B., Purucker, S.T., Poulin, R., 2010. Can parasites really reveal environmental impact? Trends Parasitol. 26 (1), 44–51.
Whittington, I.D., Deveney, M.R., S.J., Wyborn, 2001. A revision of Benedenia Diesing, 1858 including a redescription of B. sciaenae (van Beneden, 1856) Odhner, 1905 and recognition of Menziesia Gibson, 1976 (Monogenea: Capsalidae). J. Nat. Hist. 35 (5), 663–777.
Yamaguti, S., 1965. New digenetic trematodes from Hawaiian fishes. Pac. Sci. 19 (4), 458–481.
Yamaguti, S., 1970. Digenetic Trematodes of Hawaiian Fishes. Keigaku Publishing (436 pp.).

2.3 Truong, T. V., Neubert, K., Unger, P., Bui, T. Q., Ngo, H. T. T., Palm, H. W. und Kleinertz, S. (2017): Assessment of *Epinephelus coioides* (Hamilton, 1822) aquaculture systems in the Gulf of Tonkin, Vietnam, by using fish parasites. *Journal of Applied Ichthyology* 2017; 00, 1-12.

Received: 7 December 2016 | Accepted: 18 April 2017

DOI: 10.1111/jai.13475

ORIGINAL ARTICLE

WILEY Journal of Applied Ichthyology DWK

Assessment of *Epinephelus coioides* (Hamilton, 1822) aquaculture systems in the Gulf of Tonkin, Vietnam, by using fish parasites

T. V. Truong[1,2] | K. Neubert[1] | P. Unger[1] | T. Q. Bui[3] | H. T. T. Ngo[4] | H. W. Palm[1] | S. Kleinertz[1]

[1]Aquaculture and Sea-Ranching, Faculty of Agricultural and Environmental Sciences, University of Rostock, Rostock, Germany

[2]Fisheries College, Dinh Bang, Tu Son, Bac Ninh, Vietnam

[3]Research Institute for Aquaculture No. 1, Center of Aquaculture Biotechnology, Dinh Bang, Tu Son, Bac Ninh, Vietnam

[4]Geochemistry and Environment, Vietnam Institute of Geosciences and Mineral Resources, Thanh Xuan, Hanoi, Vietnam

Correspondence
Sonja Kleinertz, Aquaculture and Sea-Ranching, Faculty of Agricultural and Environmental Sciences, University of Rostock, Rostock, Germany.
Email: sonja.kleinertz@uni-rostock.de

Funding information
Ministry of Agriculture and Rural Development of Vietnam

Summary

The parasite fauna of *Epinephelus coioides* can be used as an indicator to assess different aquaculture systems. A total of 133 *E. coioides* were collected from fishermen (wild fish) and marine fish farms (net cages, pond farms) in the Gulf of Tonkin (Ha Long, Cat Ba and Nghia Hung), Vietnam in 2013 and 2014, and examined for the presence of protozoan and metazoan parasites. Different patterns of parasite infections were found. The monogenean *Pseudorhabdosynochus* spp. was predominant in the net cage system; and the protozoans *Trichodina* spp. and *Cryptocaryon irritans* were found exclusively in pond and net cage cultivation sites in Nghia Hung and Cat Ba. These three species were assessed in addition to seven further indicator species and two dominance indices, to visualize the potential of assessing different aquaculture systems in Vietnam. This suggests the use of former shrimp ponds for grouper cultivation, reducing the pressure to further extend net cage cultivation in already highly influenced mariculture regions in Vietnam.

1 | INTRODUCTION

Finfish mariculture in Vietnam has rapidly developed in recent years. For example, in the Gulf of Tonkin the number of floating net cages increased from around 1,200 in the year 1998 to nearly 16,000 in 2014 (Cat Hai Committee, 2014; Quang Ninh DARD, 2014; Tuan, Nho, & Hambrey, 2000). The main cultured species in this rapid development are groupers (*Epinephelus* spp., especially *E. coioides*), cobia (*Ranchycentron canadum*), barramundi (*Lates calcarifer*), red drum (*Sciaenops ocellatus*), pompano (*Trachinotus* sp.) and snappers (*Lutjanus* spp.) (Tuan et al., 2000). Grouper production increased from 766 tonnes in 2007 to 6,500 tonnes in 2012 (Kongkeo, Wayne, Murdjani, Bunliptanon, & Chien, 2010; Petersen, Glencross, Tien, Tuan, & Phuong, 2015).

Disease agents and parasites can infest intensive finfish mariculture (Bondad-Reantaso et al., 2005; Leong, Tan, & Enright, 2006; Xu, Zhang, Feng, & Wang, 2014). Phan (2006) reported mass mortalities of marine finfish due to parasite infections in marine aquaculture in Vietnam. Le, Tran, Nguyen, Pham, and Tran (2014) reported environmental pollution from marine fish cage culture areas in the Gulf of Tonkin. Caused by recent economic losses resulting from the increase of shrimp diseases in the region, many shrimp cultures have been converted into finfish mariculture, especially in Nam Dinh and Thai Binh provinces (Nam Dinh DARD, 2014; Thai Binh DARD, 2013).

Because of the high market value and commercial interests, fish parasitological studies in the tropics focused on wild as well as cultured groupers (Rückert, Hagen, Yuniar, & Palm, 2009). In Vietnam, marine parasitology is thus far mainly limited to parasite identification and systematics (e.g., Truong, Palm, Bui, Ngo, & Bray, 2016). Comprehensive fish parasitological investigations that allow further insight into the spatial distribution and ecology of fish parasites are rare. Arthur and Te (2006) listed 16 parasite species/taxa from *E. bruneus*, *E. merra*, *E. sexfasciatus* and *E. tauvina*. Vo, Bristow, Nguyen, and Nguyen (2012) reported 55 parasite species/taxa from *E. bleekeri*, *E. coioides*, *E. malabricus* and

 © 2017 Blackwell Verlag GmbH

TABLE 1 Measurement characteristics of *Epinephelus coioides* sampled in Gulf of Tonkin, Vietnam: total length (TL) and total weight (TW). The fish from Cat Ba originated from two neighboring net cages (n = 40 and n = 13)

Locality	Aquaculture systems	Density (fish/m^3)	Volume cage/pond (m^3)	Sample size (fish)	Mean TL (range) (cm)	Mean TW (range) (g)
Ha Long	Net cage	7–9	27	20	25.0 (15.0–45.3)	286.5 (42.2–1124.7)
Ha Long	Wild	—	—	30	15.8 (13.2–20.0)	52.2 (29.6–89.7)
Cat Ba	Net cage	9–15	27	53	25.3 (12.5–34.5[a])	240.9 (20.3–580.0[a])
Nghia Hung	Pond	0.5–0.7	7500	30	24.3 (13.0–41.0)	303.2 (34.3–1120.0)

[a]Value excluding 11 specimens ranging from 8.0 to 10.3 cm (13–19 g) and two specimens ranging from 48.5 to 58.0 cm (2,180–3,250 g).

E. tauvina in Vietnam. Of these, 46 parasites originate from *Epinephelus coioides*. Truong et al. (2016) provided a first detailed study on prosorhynchids from groupers in Vietnam, including the description of one new species and new host records from the Gulf of Tonkin.

Fish parasites have been used as biological indicators in tropical waters, as exemplified by the free-living *E. areolatus* and *E. coioides* (e.g., Kleinertz, Damriyasa, Hagen, Theisen, & Palm, 2014; Kleinertz & Palm, 2015; Neubert, Yulianto, Theisen, Kleinertz, & Palm, 2016) and maricultured *E. coioides* and *E. fuscoguttatus* (Palm, Kleinertz, & Rückert, 2011; Palm, Yulianto, Theisen, Rückert, & Kleinertz, 2015; Rückert, Klimpel, Al-Quraishy, Mehlhorn, & Palm, 2009). The aim of the present study was to apply this methodology to maricultured *E. coioides* obtained from the wild as well as from three different aquaculture systems in the Gulf of Tonkin.

2 | MATERIAL AND METHODS

2.1 | Collection of fish samples

A total of 133 *E. coioides* from the Gulf of Tonkin, Vietnam were studied between July 2013 and July 2014. Thirty specimens were collected from local fishermen (wild fish), while 20 specimens originated from a single floating net cage from a farm in Ha Long Bay (20°57′14″N 107°18′23″E), 53 specimens from two neighboring floating net cages (n = 40 and n = 13) from a farm in Cat Ba Island (20°46′30″N 107°04′38″E), and 30 specimens from a fish farm pond in Nghia Hung district, Nam Dinh province (19°59′18.5″N 106°10′45″E) (Table 1). Cages and ponds in the middle of each farm were chosen in order to display regular conditions. Due to limited access to the mariculture farms, replicates could not be taken; when possible, 20–30 specimens were sampled in order to represent the subpopulation. According to Jovani and Tella (2006), by measuring the prevalence data, uncertainty rapidly decreases with increases in sample sizes of up to 10–20 individuals, but not much more by further sizes of increasing samplings. A sample size of around 15 can be used as a reasonable trade-off between not losing too much data from analyses and maintaining acceptable levels of uncertainty.

The smallest fish originated from the wild. Larger specimens were sampled from the aquaculture farms whereby fish with a minimum size of 12.5–15.0 cm total length (TL) were kept in aquaculture for at least 3 months (Table 1). In general, fish from aquaculture attained a larger size due to better growth rates compared with wild fish (Gracia-López & Castelló-Orvay, 2003) of similar age. Fish samples were immediately separated into plastic bags kept on ice for 20–30 min to anesthetize fish for blood and smear sample testing. Blood was taken directly from the heart or caudal vein by using a syringe. Smears were taken from the gills, inner opercula and skin of the live fish. Fishes were transferred on ice to the laboratory of the Fisheries College in Bac Ninh and frozen for further examination (−20°C). Fish total lengths (TL) and weights (TW) were measured to nearest 0.1 cm and 0.1 g (Table 1).

2.2 | Culture conditions and fingerling sources

In Ha Long, the fish farm began operations in 2007 and is located at a water depth between seven and nine meters, and was maintained at a temperature of 29–33°C and a salinity of 24–28 PSU during the study period. The fish were reared in polyethylene (PE) net cages, 3 m length, 3 m width and 3 m depth, with a stocking density ranging between 7 and 9 fish/m^3 during cultivation, and fed with common fresh trash fish from the Gulf of Tonkin. Although not sampled for parasites, trash fish has been identified as a regular parasite transmitter into cultivated groupers (Rückert, Hagen, et al., 2009; Rückert, Klimpel, et al., 2009). Stocked fingerlings originated from the natural environment. In Cat Ba, the fish farm has been in operatation since 2001 and is located at a water depth between four and seven meters. The same net cages and range of trash fish species as in Ha Long were used, but the fish was kept at a higher stocking density (ranging between 9 and 15 fish/m^3). Fingerlings used in Cat Ba were of hatchery origin. To prevent fouling and parasite outbreaks, the nets were usually changed once a month, and the fish treated with regular freshwater baths for 10–15 min. No chemicals, medicines or vitamin supplements were used.

In Nghia Hung, fingerlings originating from a hatchery were reared in earthen ponds of approximately 5,000 m^2 in volume, 1.5 m in depth, with a stocking density of one fish per 1.0–1.5 m^2 (0.5–0.7 fish/m^3). Common trash fish, similar to the net farm systems, was fed. Prior to cultivation, the ponds were treated with quicklime.

2.3 | Parasitological examination

Examination for parasites was carried out under a Nikon SMZ-1 stereomicroscope, following the standard procedures provided by Palm

(2011) and Palm and Bray (2014). Skin, fins, gills, opercula, mouth cavity, nostrils were examined for ectoparasites. The fish and its container were rinsed with saline (0.9%); the resultant fluid was examined for ectoparasites. Inner organs, stomach, pyloric caeca, intestine, gall bladder, spleen, kidney, gonads, heart, eyes, swim bladder and liver were isolated and covered with saline before examination. The body cavity was rinsed with saline and the resulting fluid was also examined for parasites. A gut wash was performed according to Cribb and Bray (2010). Musculature, body cavity and conjunctive tissue of the skin as well as the eyes were also investigated. A search for larval trematodes (metacercaria) in the muscle was according to Sohn (2009), using the compression method for small fish (<150 g) and the artificial digestion method for large fish (>150 g). All parasites found were transferred to saline and taxonomically pre-classified. Isolated parasites were fixed and preserved in 70% ethanol for morphological identification.

For taxonomic identification, permanent mounts were prepared. Digenea, Monogenea, Nematoda and Crustacea (Isopoda, Copepoda) were dehydrated in ethanol and transferred to 100% glycerine (Riemann, 1988). If this method did not provide sufficient results, the parasites were stained with acetic carmine, dehydrated, cleared with eugenol and mounted in Canada balsam (Palm, 2004). The same method was used for Cestoda. Some Monogenea were treated with proteinase K and mounted in Malmberg's Solution to observe hard structures (Paladini, Gustinelli, Fioravanti, Hansen, & Shinn, 2009). Modified after Klein (1926, 1958), smears from skin, gills and opercula were dried and stained using silver nitrate ($AgNO_3$). Slides were covered with 5% sliver nitrate solution and stored for 30 min in the dark. Following this, they were dipped in distilled water and exposed to ultraviolet light for 30–40 min until dry, followed by the investigation for trichodinid ciliates.

Taxonomic identification of parasites was performed under an Olympus BX53F DIC microscope, based on taxonomic keys and original descriptions. Emphasis was given to genus identification. Identification of some species requires more detailed and separate taxonomic treatment (e.g., Truong et al., 2016). For the ectoparasites, identification followed Whittington, Deveney, and Wyborn (2010), Dang, Levsen, Schander, and Bristow (2010) (Monogenea), Bruce (1982) (Isopoda), Ho and Lin (2004) Ho, Liu, and Lin (2011) (Copepoda). For the endoparasites, identification followed Bray and Cribb (1989), Bray and Palm (2009), Bray and Justine (2013), Yamaguti (1965, 1970) (Digenea), Palm (2004) (Cestoda), Moravec, Justine, and Rigby (2006), Anderson, Chabaud, and Willmott (2009), Dewi and Palm (2013), Gibbons (2010) (Nematoda), Lom and Dyková (1992, 2006) and Vo et al. (2012) (Protozoa).

2.4 | Quantitative descriptors of the parasite fauna

Prevalence (P%), intensity (I), mean intensity (mI) and mean abundance (mA) of all parasites found were calculated following Bush, Lafferty, Lotz, and Shostak (1997) (Table 2). Diversity of the parasite fauna was determined by using Shannon index of species diversity (Shannon, 1948; Spellerberg & Fedor, 2003) and the Pielou's evenness index (Pielou, 1966). Furthermore, the Berger–Parker index of dominance was calculated (Berger & Parker, 1970; May, 1975). Parasites that could only be identified to a higher taxonomic level (such as Prosorhynchinae gen. et sp. indet.) were omitted from calculations, since they might represent other recorded taxa (see Kleinertz & Palm, 2015; Kleinertz et al., 2014; Palm, 2011).

2.5 | Visual integration (star graph)

Visual integration is shown in a two-dimensional figure, based on Bell and Morse (2003), which consists of 12 parasite indicators represented on axes starting from the same point, following Kleinertz et al. (2014), Kleinertz and Palm (2015), and Neubert et al. (2016). Besides the Berger–Parker index of dominance and the Pielou index of evenness, 10 prevalence values of recorded parasite species were chosen. Six were selected according to Palm et al. (2011), Kleinertz et al. (2014), Kleinertz and Palm (2015), and Neubert et al. (2016). Additionally, four indicators were newly introduced (*Ascarophis* sp., *Centrocestus* sp., *Ceratomyxa* spp., and *Philometra* sp. 1). The resulting figure was created with SigmaPlot Version 11.1 and is called a star graph (Figure 1). The parasite taxa and indices (hereinafter referred to as parasitological parameters) applied as indicators are given in Table 3. All parasitological parameters were normalized onto a range of zero to 100. We interpret the absence of fish parasites as beneficial for finfish aquaculture, and a high parasite burden as an adverse condition. Thus, the calculation $X' = 100\,(X - X_{max})/(X_{min} - X_{max})$ was used, where X' is the standardized value, X is original value, X_{min} and X_{max} are the minimum and maximum values of the parameter) (Table 3). With an orientation of high values towards the outer circle of the star graph indicating suitable aquaculture conditions, low values indicate unsuitable conditions and are oriented towards the inner circle of the star graph. The Pielou index of evenness was inverted in the course of normalization ($X' = 100\,(X - X_{min})/(X_{max} - X_{min})$) because an uneven parasite community indicates high infection levels with one or few parasite species, which is often problematic for finfish aquaculture. Normalization makes it possible to calculate the area of the star graph ($A_{\text{star graph}} = A_1 + A_2 + \ldots + A_{12}$; $A_{xi} = \frac{1}{2}\,(a + e)\,(b + e) \cdot \sin(\gamma)$, A_{xi} = partial area (triangle) of the star graph formed by two parameters (a, b), e = constant coefficient (radius of the innermost circle of the star graph, $e = 5$), γ = angle between a and b ($\gamma = 30°$), $A_{\text{star graph}}$ = dimensionless quantity). Star graph areas of all analyzed aquaculture farms are resumed in a figure, similar to a traffic light, to visualize the cultivation conditions (modified after Neubert et al., 2016) (Figure 2).

2.6 | Data analysis

Multivariate statistical analyses for community composition tests were performed utilizing Primer software (release 6.1.11; Primer-E Ltd., Ivybridge, Devon, UK). Initially, the parasite community abundance data were square root-transformed to avoid overvaluation of high abundances. Subsequently, a lower triangular similarity matrix was constructed using the Bray-Curtis similarity measure. To analyze the similarities and relations among the four tested groups, non-metric Multi-Dimensional Scaling (MDS) was performed in

TABLE 2 Prevalence (P%), mean intensity (mI), intensity (I), and mean abundance (mA) of parasites from wild and cultured *Epinephelus coioides*, Gulf of Tonkin, Vietnam

Locality	Ha Long						Cat Ba			Nghia Hung		
Cultivation methods	Wild (2013)			Net cage (2013)			Net cage (2014)			Pond (2014)		
Parasite/parasitological index	P%	mI (I)	mA	P%	mI (I)	mA	P%	mI (I)	mA	P%	mI (I)	mA
Ectoparasite												
Trichodina spp. (Ci, a)	–	–	–	–	–	–	13.2	–	–	10.0	–	–
Cryptocarion irritans (Ci, a)	–	–	–	–	–	–	5.7	–	–	3.3	–	–
Transversotrema patialense (D, a)	–	–	–	–	–	–	–	–	–	3.3	1.0 (0–1)	0.03
Benedenia sp. (Mo, a)	–	–	–	–	–	–	5.7	10.3 (6–15)	0.58	–	–	–
Pseudorhabdosynochus spp. (Mo, a)	56.7	10.9 (1–42)	6.20	80.0	201.4 (54–522)	161.10	88.7	192.6 (1–1016)	170.81	6.7	51.0 (3–99)	3.40
Alcirona sp. (Cr, a)	3.3	1.0 (0–1)	0.03	5.0	1.0 (0–1)	0.05	1.9	1.0 (0–1)	0.02	–	–	–
Caligus sp. (Cr, a)	73.3	25.2 (3–88)	18.47	5.0	3.0 (0–3)	0.15	7.5	2.0 (1–3)	0.15	10.0	2.7 (1–4)	0.27
Gnathiidae gen.et sp.indet. (Cr, l)	–	–	–	–	–	–	1.9	1.0 (0–1)	0.02	–	–	–
Endoparasite												
Ceratomyxa sp. (My, a)	–	–	–	–	–	–	17.0	–	–	3.3	–	–
Allopodocotyle sp. (D, a)	43.3	7.8 (1–56)	3.40	10.0	1.0 (0–1)	0.10	7.5	1.3 (1–2)	0.09	–	–	–
Aponurus sp. (D, a)*	–	–	–	–	–	–	1.9	1.0 (0–1)	0.02	–	–	–
Centrocestus sp. (D, l)	–	–	–	20.0	6.3 (1–15)	1.25	24.5	23.2 (2–105)	5.25	40.0	101.4 (5–218)	40.57
Helicometra sp. (D, a)	6.7	1.0 (0–1)	0.07	–	–	–	1.9	1.0 (0–1)	0.02	–	–	–
Prosorhynchus luzonicus (D, a)	13.3	7.0 (2–12)	0.93	20.0	7.0 (1–12)	1.40	37.7	5.8 (1–37)	2.17	16.7	7.6 (1–31)	1.27
Prosorhynchus sp. A (D, a)	3.3	1.0 (0–1)	0.03	5.0	2.0 (0–2)	0.10	7.5	1.0 (0–1)	0.08	–	–	–
Prosorhynchus sp. B (D, a)	–	–	–	–	–	–	5.7	2.3 (1–3)	0.13	–	–	–
Prosorhynchus maternus (D, a)	–	–	–	–	–	–	1.9	1.0 (0–1)	0.02	–	–	–
Prosorhynchinae gen.et sp. indet. (D, l)	3.3	5.0 (0–5)	0.17	–	–	–	–	–	–	–	–	–
Stephanostomum sp. (D, a)	–	–	–	–	–	–	–	–	–	3.3	1.0 (0–1)	0.03
Didymozoidae gen. et sp. indet. (D, l)	–	–	–	–	–	–	1.9	1.0 (0–1)	0.02	–	–	–

(Continues)

TABLE 2 (Continued)

Locality	Ha Long						Cat Ba			Nghia Hung		
Cultivation methods	Wild (2013)			Net cage (2013)			Net cage (2014)			Pond (2014)		
Parasite/parasitological index	P%	mI (I)	mA	P%	mI (I)	mA	P%	mI (I)	mA	P%	mI (I)	mA
Heterophyidae gen.et sp. indet. (D, I)	–	–	–	–	–	–	–	–	–	30.0	64.3 (2–222)	19.30
Digenea gen.et sp. indet. (D, I)	–	–	–	–	–	–	1.9	1.0 (0–1)	0.02	–	–	–
Tetraphyllidea gen. et sp. indet. (C, I)	–	–	–	–	–	–	3.8	2.0 (1–3)	0.08	–	–	–
Cestoda gen. et sp. indet. (C, I)	3.3	2.0 (0–2)	0.07	–	–	–	–	–	–	–	–	–
Ascarophis sp. (N, a)*	60.0	2.8 (1–10)	1.67	10.0	2.0 (0–2)	0.20	3.8	1.0 (0–1)	0.04	–	–	–
Capillaria sp. (N, a, I)	–	–	–	5.0	1.0 (0–1)	0.05	–	–	–	–	–	–
Hysterothylacium sp. (N, I)	3.3	1.0 (0–1)	0.03	5.0	1.0 (0–1)	0.05	3.8	1.0 (0–1)	0.04	–	–	–
Philometra sp. 1 (N, a)	–	–	–	–	–	–	–	–	–	6.7	1.5 (1–2)	0.10
Philometra sp. 2 (N, a)	–	–	–	–	–	–	1.9	2.0 (0–2)	0.04	–	–	–
Raphidascaris sp. (N, a)	16.7	1.2 (1–2)	0.20	–	–	–	–	–	–	–	–	–
Shannon–Wiener diversity index		1.22			0.13			0.26			0.93	
Evenness index of Pielou		0.51			0.06			0.09			0.45	
Berger–Parker index of dominance		0.59			0.98			0.95			0.62	

C, Cestoda; Ci, Ciliophora; Cr, Crustacea; D, Digenea; M, Monogenea; My, Myxozoa; N, Nematoda; a, adult; I, larval stage.
*New host record.

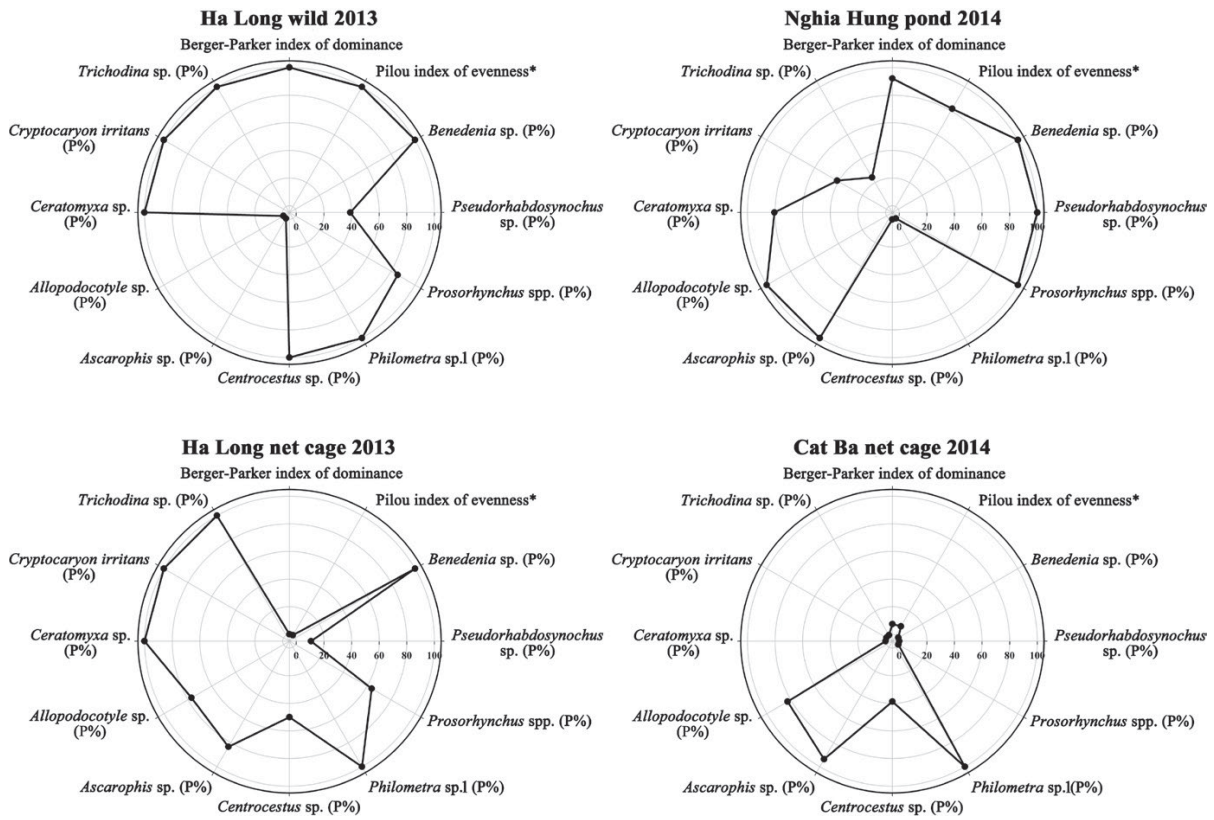

FIGURE 1 Star graph: Visual integration of normalized parasitological parameters from *Epinephelus coioides* for exemplified illustration of aquaculture conditions in Vietnamese coastal waters. Large areas reflect good culture conditions; small areas indicate poor conditions. Comparisons of three aquaculture systems (Nghia Hung pond, Ha Long net cage, Cat Ba net cage) and the natural environment (Ha Long wild), *Inverse parameter

TABLE 3 Parasitological parameters of *Epinephelus coioides* from Vietnamese waters defined as indicators, prevalence in percent (P%), normalized values in brackets

Locality	Ha Long				Cat Ba		Nghia Hung	
Habitat	Net cage		Wild		Net cage		Pond	
Year	2013		2013		2014		2014	
Berger–Parker index of dominance	0.98	(0.0)	0.59	(100.0)	0.95	(7.4)	0.62	(92.4)
Pielou index of evenness[a]	0.06	(0.0)	0.53	(100.0)	0.09	(7.3)	0.45	(81.7)
Ceratomyxa spp. (P%)	–	(100.0)	–	(100.0)	16.98	(0.0)	3.33	(80.4)
Cryptocaryon irritans (P%)	–	(100.0)	–	(100.0)	5.66	(0.0)	3.33	(41.1)
Trichodina spp. (P%)	–	(100.0)	–	(100.0)	13.21	(0.0)	10.00	(24.3)
Benedenia sp. (P%)	–	(100.0)	–	(100.0)	5.66	(0.0)	–	(100.0)
Pseudorhabdosynochus spp. (P%)	80.00	(10.6)	56.67	(39.0)	88.68	(0.0)	6.67	(100.0)
Allopodocotyle sp. (P%)	10.00	(76.9)	43.33	(0.0)	7.55	(82.6)	–	(100.0)
Ascarophis sp. (P%)	10.00	(83.3)	60.00	(0.0)	3.77	(93.7)	–	(100.0)
Centrocestus sp. (P%)	20.00	(50.0)	–	(100.0)	24.50	(38.8)	40.00	(0.0)
Philometra sp. 1 (P%)	–	(100.0)	–	(100.0)	–	(100.0)	6.67	(0.0)
Prosorhynchus spp. (P%)	25.00	(63.7)	20.00	(85.5)	39.62	(0.0)	16.67	(100.0)

[a]Inverse parameter.

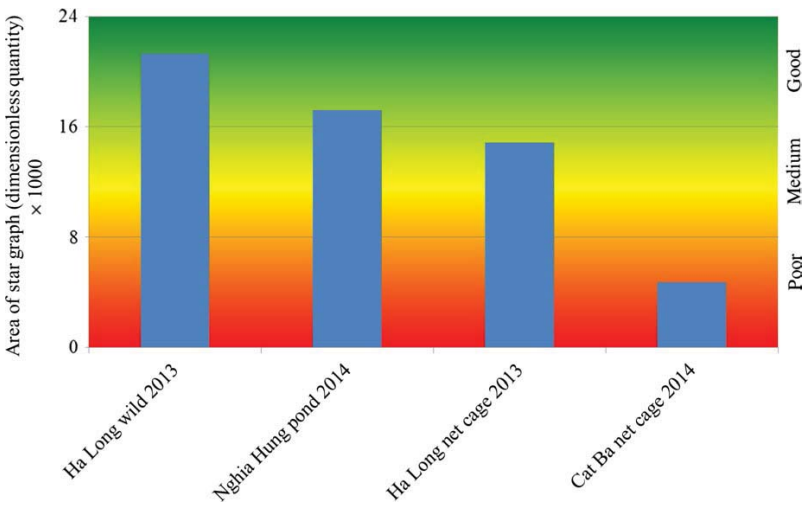

FIGURE 2 Areas of star graphs calculated from normalized parasitological parameters of *Epinephelus coioides*, based on Figure 1. Analyzed aquaculture systems were compared with the natural environment, sorted in a range from good (green), medium (yellow) to poor (red) to assess aquaculture conditions of sampled facilities from Vietnamese coastal waters

order to visualize the low-dimensional relationships among infracommunities based on relative similarity in composition and abundance. The distance between points in the MDS plot reflects how (dis-)similar the samples are. Thus, the closest points represent communities with the greatest similarity and the points furthest from each other represent communities that are most dissimilar (Mladineo, Segvic, & Petric, 2011). Routine SIMPER (similarity percentage) analysis was applied to test the contribution of each single parasite species to the differentiation of the farms. Analysis of similarity (ANOSIM) was used to evaluate the differences of parasite communities from different farms (according to Clarke, 1993; Bell & Barnes, 2003; Mladineo et al., 2011). With the help of IBM SPSS Statistics 2.0, a one-way ANOVA with Fisher's least significant difference test (LDS) was conducted to determine statistical differences among the normalized parasitological parameters of tested aquaculture systems.

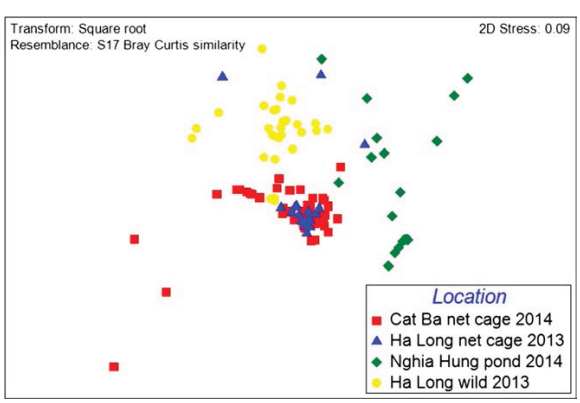

FIGURE 3 Multidimensional scaling plot of parasite fauna from *Epinephelus coioides*, Gulf of Tonkin, based on Bray Curtis similarity. Red square = net cage culture in Cat Ba; Blue triangle = net culture in Ha Long; Green diamond = pond culture in Nghia Hung; Yellow circle = wild fish in Ha Long

3 | RESULTS

3.1 | Parasite infections

A total of eight ecto- and 22 endoparasite taxa were collected from *E. coioides* from the three different localities. They belonged to the Protozoa (2), Myxozoa (1), Digenea (14), Monogenea (2), Cestoda (2), Nematoda (6) and Crustacea (3). *Epinephelus coioides* from net cage culture in Cat Ba exhibited highest parasite richness with 22 species/taxa, followed by wild fish from Ha Long (12 taxa), pond culture in Nghia Hung (11 taxa) and net cage culture in Ha Long (10 taxa). Two new host records could be established (*Aponurus* sp. and *Ascarophis* sp.). The ectoparasite infection differed among the four analyzed samples. *Epinephelus coioides* cultured in Cat Ba and Nghia Hung revealed more ectoparasites compared to wild and cultured fish in Ha Long (seven and five taxa vs. three taxa). The number of endoparasite species/taxa found in cultured *E. coioides* in Cat Ba (15) was also distinctly higher than those of cultured *E. coioides* in Ha Long and Nghia Hung, with seven and six species/taxa, respectively (Table 2).

3.2 | Quantitative descriptions of the parasite fauna

3.2.1 | Ectoparasites

The monogenean *Pseudorhabdosynochus* spp. was the predominant taxon with a prevalence of 88.7% and 80.0% from the net cage cultured grouper in Ha Long and Cat Ba; in contrast, the infection was very low in pond-cultured grouper in Nghia Hung (6.7%). Although the infection of *Pseudorhabdosynochus* spp. from wild grouper in Ha Long was high (56.7%), the predominant species in the wild fish was the crustacean *Caligus* sp. (73.3%). However, this infection was relatively low for cultured grouper in Ha Long, Cat Ba and Nghia Hung with 5.0%, 7.5% and 10.0%, respectively (Table 2). The protozoans *Trichodina* sp. and *Cryptocaryon irritans* were recorded from cultured grouper in the net cage farm in Cat Ba (13.2% and 5.7%) as well as in the pond culture in Nghia Hung (10.0% and

3.3%), but not from the wild and cultured grouper in Ha Long. The monogenean *Benedenia* sp. and the crustacean Gnathiidae gen. et sp. indet. were only found in Cat Ba. The digenean *Transversotrema patialense* was restricted to the pond culture in Nghia Hung. In contrast, the crustacean species *Alcirona* sp. was isolated only from the wild and net cage in Ha Long (3.3% and 5.0%) and Cat Ba (1.9%) (Table 2).

3.2.2 | Endoparasites

The nematode *Ascarophis* sp. was the predominant endoparasite species from wild grouper in Ha Long with a prevalence of 60.0%, whereas prevalence was much lower in net cage cultures in Ha Long (10.0%) and Cat Ba (3.8%). This species was not found from pond-cultured grouper, where the trematode *Centrocestus* sp. was the predominant species (40.0%). In contrast, *Centrocestus* sp. was not detected from wild grouper in Ha Long. The digenean *Prosorhynchus luzonicus* was the predominant endoparasite species of net cage culture in Cat Ba (37.7%). It was also detected in wild and cultured grouper in Ha Long and Nghia Hung, but with a lower prevalence of 13.3% and 20.0%, respectively. Heterophyidae gen. et sp. indet. (digenean metacercaria), *Philometra* sp. 1 (Nematoda) and *Stephanostomum* sp. (Digenea) infections were detected only in pond cultured grouper with moderate and low prevalence (30.0%, 6.7% and 3.3%). The digenean *Allopodocotyle* sp. was present in wild and cultured grouper (except in pond cultivation), with the highest prevalence in wild grouper (43.3%). Three endoparasites, *Raphidascaris* sp. (Nematoda), Cestoda gen. et sp. indet. and Prosorhynchinae gen. et sp. indet. were exclusively recorded from wild grouper (16.7%, 3.3% and 3.3%) (Table 2).

3.3 | Indices of parasite diversity

The Shannon index of species diversity (H') from wild groupers in Ha Long (1.22) differed from pond cultured grouper in Nghia Hung (0.93). Furthermore, these values were distinctly higher compared with cultured grouper from Ha Long and Cat Ba (0.13 and 0.26). The calculated Pielou index of evenness (E) of wild and pond-cultured grouper (0.51 and 0.45) were similar. However, these indices were distinctly higher than those recorded from net cage cultured grouper in Ha Long and Cat Ba (0.06 and 0.09). The Berger–Parker index of dominance from net cage cultured grouper in Ha Long was similar to that in Cat Ba (0.98 and 0.95), as well as from wild and pond cultured grouper (0.59 and 0.62). Consequently, the Berger–Parker indices from net cage cultured grouper were distinctly higher than those from wild grouper in Ha Long and pond cultured grouper in Nghia Hung.

4 | DISCUSSION

Fish parasite infections are influenced by various factors such as host species (including geographical and seasonal distribution of the host), diet, life cycle, and environmental conditions (Arthur, 1997; Williams, MacKenzie, & McCarthy, 1992). These factors are altered under aquaculture conditions and they can support or diminish parasite occurrence and distribution. In aquaculture, (endo)parasite diversity is generally reduced, caused by limited exchange of parasites between wild and cultivated fish (Nowak, 2007). Such decreased endoparasite diversity was reported for cultured *E. fuscoguttatus* in Indonesian waters (Rückert, Klimpel, & Palm, 2010), as well as in the present study where the highest parasite diversity was documented in the fish from the natural habitat (Table 2). Multi-dimensional scaling grouped three clusters, representing fish of the natural habitat, net cage and pond cultivation (stress level = 0.09). The first cluster represents fish from the net cage culture systems in Cat Ba and Ha Long. The parasite communities of these two groups were not statistically different (ANOSIM $R = -.056$, $p = .79$), but both of them differed from the other clusters. The second cluster represents the parasite community from the pond culture system in Nghia Hung and the third cluster characterizes wild-caught fish from Ha Long (see Figure 3). Although the wild grouper were sampled in the surroundings of the net cage culture in Ha Long, the parasite communities were significantly different (ANOSIM $R = .552$, $p \leq .001$; SIMPER average dissimilarity = 84.3%). ANOSIM and SIMPER analysis revealed the highest difference ($R = .7$, av. diss. = 93.1%) between the mariculture grouper in Cat Ba and those from the ponds, reaching high significance ($p \leq .001$). We can conclude that the species diversity within this study is linked to the culture condition applied.

Ectoparasites can increase under cultured conditions, caused by their direct life cycles and easy re-infection of fish within the net cage (Ogawa, 2014), especially under high stocking densities. An increase of the monogenean *Pseudorhabdosynochus* sp. as well as the ciliate *Trichodina* sp. had been reported in Malaysia and Indonesia (Leong & Wong, 1988; Rückert et al., 2010). The infection rate of *Pseudorhabdosynochus* spp. and especially the intensity in the cultured grouper was higher compared with wild grouper, and the infection levels inside the net cages were much higher than inside the ponds. These differences can be explained with the 20× higher stocking density of cage cultured fish in Cat Ba (9–15 fish/m^3) and Ha Long (7–9 fish/m^3) compared with Nghia Hung as well as the reduced salinity conditions inside the ponds, which negatively affect marine fish parasites. Similarly, the ciliates *Trichodina* sp. and *Cryptocaryon irritans* occurred only on the cultured fish except in Ha Long (Table 2). The occurrence of the crustacean *Caligus* sp. is reduced in all studied cultivation systems. This is caused by the regular practice of freshwater bathing or net changing, as reported previously from different authors (Johnson, Treasurer, Bravo, Nagasawa, & Kabata, 2004; Leong et al., 2006).

Aquaculture conditions often negatively impact endoparasites with a multiple host (heteroxenous) life cycle (Bryne, Holland, Poole, & Kennedy, 2002; Leong, 1997; Rückert et al., 2010). This is supported by the present study. Prevalence of the endoparasitic *Allopodocotyle* sp. and *Ascarophis* sp. from wild grouper was higher than in all three aquaculture sites, and both parasites were absent inside the pond system. In contrast, the digenean *Centrocestus* sp. was reported with high infection rates from cultured fish but could not be observed from wild grouper. This parasite seems to benefit from high numbers of first intermediate hosts (gastropods) available under culture conditions, inside the ponds as well as on the net cages. These intermediate hosts

appear to be most abundant under brackish water conditions, explaining the highest prevalence and intensity of *Centrocestus* sp. reported in Nghia Hung.

4.1 | Selection of indicator species and parameters

The selection of adequate indicator species and parameters usually depends on the host species, environment, parasite communities and study objectives. Palm (2011) summarized relevant factors enabling fish parasites to be used as biological indicators. Palm et al. (2011) demonstrated long-term environmental changes while monitoring the fish parasite fauna inside a mariculture farm, and Palm et al. (2015) for the first time used fish parasites to describe aquaculture management practices such as feeding strategy and stocking density in Indonesian mariculture farms. We herewith modify this method with emphasis on different aquaculture systems in the Gulf of Tonkin, selecting 12 parasite descriptors: (1) The Berger–Parker index of dominance, according to (Kleinertz et al., 2014), to indicate that few species dominate the parasite fauna under adverse conditions. Additionally, it is known that the Berger–Parker index increases from undisturbed to disturbed conditions in terrestrial habitats (Caruso, Pigino, Bernini, Bargagli, & Migliorini, 2007). (2) The Pielou index of evenness to indicate high predominance of certain parasites (Kleinertz et al., 2014), possibly causing an increased risk of fish diseases. (3) Prevalence of *Ceratomyxa* sp. (applied for the first time to the star graph system) because *Ceratomyxa* spp. has been reported as an important pathogen in fish (e.g., Alvarez-Pellitero & Sitjà-Bobadilla, 1993; Katharios, Garaffo, Sarter, Athanassopoulou, & Mylonas, 2007). Furthermore, *Ceratomyxa* spp. was used as a biological indicator to evaluate environmental health (Khan & Billiard, 2007; Khan & Thulin, 1991). (4–5) Prevalence of *Trichodina* sp. because it has been used to estimate bacterial biomass in polluted waters (Kleinertz & Palm, 2015; Ogut & Palm, 2005; Palm et al., 2011) and *Cryptocaryon irritans* as it has been documented as an indicator for stress and polluted environments (Diamant et al., 1999; Overstreet, 1993). Both parasite species (often interacting with stress factors) cause diseases and mortality in intensive grouper culture systems in Asia (Cruz-Lacierda & Erazo-Pagador, 2004; Tonguthai & Leong, 2000), and consequently are a threat to the health status of the sampled fish. (6–7) Prevalence of the monogeneans *Benedenia* sp. and *Pseudorhabdosynochus* spp. were selected because both parasites have been successfully applied as biological indicators in environmental assessment studies (Bayoumy, Osman, El-Bana, & Hassanain, 2008; Neubert et al., 2016) and regularly infect cultured marine fishes, especially groupers from floating net cage systems (e.g., Chang & Wang, 2000; Ogawa, 2014). (8–12) *Allopodocotyle* sp., *Centrocestus* sp., *Prosorhynchus* spp., *Ascarophis* sp. and *Philometra* sp.1 were also chosen, although these parasites have not been reported previously to be pathogenic in aquaculture. However, endoparasite infections can have negative effects on fish health (Hoffman, 1956; Hunter & Hunter, 1938; Moravec & de Buron, 2013; Thompson, 1983) and the digeneans *Allopodocotyle* sp. and *Prosorhynchus* sp. have been used as biological indicators during previous studies to assess environmental conditions in coastal ecosystems (e.g., Kleinertz, 2010; Neubert et al., 2016). Barus, Jarkovsky, and Prokes (2007) stated that *Philometra ovata* can be used as potential bioindicators for heavy metal pollutions. These 12 indicators were used in a preliminary approach to visualize the different cultivation systems with help of the star graph.

4.2 | Assessment of the cultivation systems: A preliminary approach

According to Neubert et al. (2016), the original values of selected indicators were transformed into a range from 0 to 100 (Table 3). Therefore, all descriptors contribute to the same amount to the resulting star graph (Figure 1) and the area can be resumed in a single figure (Figure 2). There was a significant difference (ANOVA $F = 3.356$, $p < .05$) between the chosen descriptors, resulting in distinctly different star graphs. The star graph of wild caught grouper from Ha Long had the largest area (21.3), followed by the pond culture in Nghia Hung (17.2) and the net cage culture in Ha Long (14.9). The significantly ($p = .022$) smallest area was observed in Cat Ba (4.7). The largest star graph from wild grouper in Ha Long indicates that the free-living grouper had a regular, more balanced parasite community compared with cultured grouper. The star graph area of the pond cultivation system (17.2) was larger compared with the net cage system in Ha Long (14.9) and in Cat Ba (4.7). This suggests that the pond cultivation has an advantage in order to reduce parasite infections, possibly caused by low and changing salinity conditions (≤15 PSU, occasionally <10 PSU).

Stocking densities inside the net cage systems in Cat Ba were the highest (9–15 fish/m^3), and according to our observations, the number of net cages per surface area was much higher than in Ha Long. According to Tran, Le, Nguyen, Đoan, and Tran (2013), as well as Le et al. (2014), water pollution and lower oxygen levels (DO < 5.0 mg/L) were reported from the fish farms in Cat Ba. Additionally, severe disease outbreaks caused by *Vibrio* spp. as well as by water pollution were observed in the same region from 2008 to 2011 (Mai, 2010; Mai, Nguyen, Nguyen, & Nguyen, 2013). In this preliminary approach, we assessed Cat Ba, based on parasites of *E. coioides*, as the worst area for aquaculture of all analyzed localities. This is reflected by the smallest star graph area for net cage culture in Cat Ba (red = poor) compared to Ha Long net cage (yellow = medium) and Nghia Hung pond (green = good) (Figure 2). This suggests that the carrying capacity of finfish net cage cultivation in Cat Ba is overextended, resulting in a higher risk of disease outbreaks.

5 | CONCLUSION

The present study indicates that the parasite fauna of *E. coioides* can be used to evaluate different cultivation methods. Although the assessment of aquaculture conditions is complicated and depends on many factors, the use of parasites as potential indicators is an important and promising tool for further fish farm management. We herewith demonstrate a high parasite load with potentially pathogenic ectoparasites in the net cage cultivation in Cat Ba compared with

Ha Long, and a minor parasite burden in the earthen ponds in Nghia Hung. This suggests a further use of former shrimp ponds for grouper cultivation in Vietnam, reducing the pressure to extend net cage farming systems in already highly influenced regions like Cat Ba.

ACKNOWLEDGEMENTS

We are thankful for the financial support through the Post-graduate program "Biotechnology in Agriculture and Fisheries program" from the Ministry of Agriculture and Rural Development of Vietnam. Especially we would like to thank Dr. Bray from the Natural History Museum London for his support to identify digenean parasites. We also would like to thank the staff of the fish disease laboratory of the Vietnam Fisheries College and the staff of Center for Environmental and Disease Monitoring in Aquaculture – Research institute for Aquaculture No 1 (CEDMA-RIA 1, Vietnam) for their assistance. Without the facilities and practical assistance through the Parasite Laboratory of the Department of Aquaculture and Sea-Ranching, University of Rostock, Germany, this work would have not been successfully accomplished.

CONFLICT OF INTEREST

None.

REFERENCES

Alvarez-Pellitero, P., & Sitjà-Bobadilla, A. (1993). *Ceratomyxa* spp. (Protozoa: Myxosporea) infections in wild and cultured sea bass, *Dicentrarchus labrax*, from the Spanish Mediterranean area. *Journal of Fish Biology*, *42*, 889–901. https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.1993.tb00398.x

Anderson, R. C., Chabaud, A. G., & Willmott, S. (2009). *Keys to the nematode parasites of vertebrates. Archival volume*. Wallingford: CABI. 463 pp.

Arthur, J. R. (1997). Recent advances in the use of parasites as biological tags for marine fish. In T. W. Flegel & I. H. MacRae (Eds.), *Diseases in Asian aquaculture III*, *Fish Health Section* (pp. 141–154). Manila: Asian Fisheries Society.

Arthur, J. R., & Te, B. Q. (2006). Checklist of the parasites of fishes of Viet Nam. FAO fisheries technical paper: Vol. 369/2. Rome: FAO. 140 pp.

Barus, V., Jarkovsky, J., & Prokes, M. (2007). *Philometra ovata* (Nematoda: Philometroidea): A potential sentinel species of heavy metal accumulation. *Parasitology Research*, *100*, 929–933. https://doi.org/10.1007/s00436-006-0384-8

Bayoumy, E. M., Osman, H. A. M., El-Bana, L. F., & Hassanain, M. A. (2008). Monogenean parasites as bioindicators for heavy metals status in some Egyptian Red Sea fishes. *Global Veterinaria*, *2*, 117–122.

Bell, J. J., & Barnes, D. K. A. (2003). Effect of disturbance on assemblages: An example using porifera. *The Biological Bulletin*, *205*, 144–159.

Bell, S., & Morse, S. (2003). *Measuring sustainability: Learning by doing*. London: Earthscan. 191 pp.

Berger, W. H., & Parker, F. L. (1970). Diversity of Planktonic Foraminifera in Deep-Sea Sediments. *Science*, *168*, 1345–1347. https://doi.org/10.1126/science.168.3937.1345

Bondad-Reantaso, M. G., Subasinghe, R. P., Arthur, J. R., Ogawa, K., Chinabut, S., Adlard, R., & Shariff, M. (2005). Disease and health management in Asian aquaculture. *Veterinary Parasitology*, *132*, 249–272. https://doi.org/10.1016/j.vetpar.2005.07.005

Bray, R. A., & Cribb, T. H. (1989). Digeneans of the family Opecoelidae Ozaki, 1925 from the Southern Great Barrier Reef, including a new genus and three new species. *Journal of Natural History*, *23*, 429–473. https://doi.org/10.1080/00222938900770261

Bray, R. A., & Justine, J. L. (2013). Bucephalidae (Digenea) from epinephelines (Serranidae: Perciformes) from the waters off New Caledonia, including *Neidhartia lochepintade* n. sp. *Parasite*, *20*, 56. https://doi.org/10.1051/parasite/2013055

Bray, R. A., & Palm, H. W. (2009). Bucephalids (Digenea: Bucephalidae) from marine fishes off the south-western coast of Java, Indonesia, including the description of two new species of *Rhipidocotyle* and comments on the marine fish digenean fauna of Indonesia. *Zootaxa*, *22–23*, 1. https://doi.org/10.11646/zootaxa.2223.1.1

Bruce, N. L. (1982). Species of *Argathona* Stebbing, 1905 (Isopoda, Corrallanidae) new to Australia, with description of two new species. *Crustaceana*, *42*, 12–25. https://doi.org/10.1163/156854082X00650

Bryne, C. J., Holland, C. V., Poole, R., & Kennedy, C. R. (2002). Comparison of the macroparasite communities of wild and stocked brown trout (*Salmo trutta* L.) in the west of Ireland. *Parasitology*, *124*, 435–445.

Bush, A. O., Lafferty, K. D., Lotz, J. M., & Shostak, A. W. (1997). Parasitology meets ecology on its own terms. *The Journal of Parasitology*, *83*, 575–583.

Caruso, T., Pigino, G., Bernini, F., Bargagli, R., & Migliorini, M. (2007). The Berger–Parker index as an effective tool for monitoring the biodiversity of disturbed soils: A case study on Mediterranean oribatid (Acari: Oribatida) assemblages. *Biodiversity and Conservation*, *16*, 3277–3285.

Cat Hai Committee (2014). Báo cáo tình hình phát triển Kinh tế xã hội và An ninh- Quốc phòng năm 2014 và kế hoạch thực hiện năm 2015 huyện Cát Hải. (Annual report on achievements of socio-economic and military - security in 2014 and implementation plan for 2015 of Cat Hai district.) Hai Phong: Administration report. 11 pp. (in Vietnamese).

Chang, P., & Wang, Y. (2000). Studies on the Caligusiasis and Benedeniasis of marine cage cultured fish in Pingtung area of Taiwan. In I. C. Liao & C. K. Lin (Eds.), *Cage aquaculture in Asia: Proceedings of the First International Symposium on Cage Aquaculture in Asia* (p. 292). Manila and Bangkok: Asian Fisheries Society and World Aquaculture Society.

Clarke, K. R. (1993). Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Austral Ecology*, *18*, 117–143.

Cribb, T. H., & Bray, R. A. (2010). Gut wash, body soak, blender and heat-fixation: Approaches to the effective collection, fixation and preservation of trematodes of fishes. *Systematic parasitology*, *76*, 1–7. https://doi.org/10.1007/s11230-010-9229-z

Cruz-Lacierda, E. R., & Erazo-Pagador, G. E. (2004). Chapter 4. Parasitic diseases. In K. Nagasawa & E. R. Cruz-Lacierda (Eds.), *Diseases of cultured groupers* (pp. 33–57). Tigbauan, Iloilo: Aquaculture Department, Southeast Asian Fisheries Development Center.

Dang, B. T., Levsen, A., Schander, C., & Bristow, G. A. (2010). Some *Haliotrema* (Monogenea: Dactylogyridae) from cultured grouper (*Epinephelus* spp.) with emphasis on the phylogenetic position of *Haliotrema cromileptis*. *The Journal of Parasitology*, *96*, 30–39. https://doi.org/10.1645/GE-2140.1

Dewi, K., & Palm, H. W. (2013). Two new species of philometrid nematodes (Nematoda: Philometridae) in *Epinephelus coioides* (Hamilton, 1822) from the South Bali Sea, Indonesia. *Zootaxa*, *3609*, 49–59. https://doi.org/10.11646/zootaxa.3609.1.3

Diamant, A., Paperna, I., Westernhagen, H. V., Kruener, G., Banet, A., Koerting, W., & Zander, S. (1999). The use of fish metabolic, pathological and parasitological indices in pollution monitoring. *Helgoland Marine Research*, *53*, 195–208. https://doi.org/10.1007/s101520050024

Gibbons, L. M. (2010). *Keys to the nematode parasites of vertebrates*. Wallingford and Cambridge, MA: CABI. 415 pp.

Gracia-López, V., & Castelló-Orvay, F. (2003). Preliminary data on the culture of juveniles of the dusky grouper, *Epinephelus marginatus* (Lowe, 1834). *Hidrobiológica*, *13*, 321–327.

Ho, J. S., & Lin, C. L. (2004). *Sea lice of Taiwan (Copepoda: Siphonostomatoida, Caligidae)*. Keelung: Sueichan Press. 388 pp.

Ho, J. S., Liu, W. C., & Lin, C. L. (2011). Six species of the Lernanthropidae (Crustacea: Copepoda) parasitic on marine fishes of Taiwan, with a key

to 18 species of the family known from Taiwan. *Zoological Studies*, *50*, 611–635.

Hoffman, G. L. (1956). The life cycle of *Crassiphiala bulboglossa* (Trematoda: Strigeida). Development of the metacercaria and cyst, and effect on the fish hosts. *The Journal of Parasitology*, *42*, 435–444.

Hunter, G. W., & Hunter, W. S. (1938). Studies on host reactions to larval parasites. I. The Effect on Weight. *The Journal of Parasitology*, *24*, 477–481. https://doi.org/10.2307/3272273

Johnson, S. C., Treasurer, J. W., Bravo, S., Nagasawa, K., & Kabata, Z. (2004). A Review of the impact of parasitic copepods on marine aquaculture. *Zoological Studies*, *43*, 229–243. https://doi.org/10.1163/1568540043165985

Jovani, R., & Tella, J. L. (2006). Parasite prevalence and sample size: Misconceptions and solutions. *Trends in parasitology*, *22*, 214–218. https://doi.org/10.1016/j.pt.2006.02.011

Katharios, P., Garaffo, M., Sarter, K., Athanassopoulou, F., & Mylonas, C. C. (2007). A case of high mortality due to heavy infestation of *Ceratomyxa diplodae* in sharpsnout sea bream (*Diplodus puntazzo*) treated with reproductive steroids. *Bulletin of the European Association of Fish Pathologists*, *23*, 43–47.

Khan, R. A., & Billiard, S. M. (2007). Parasites of winter flounder (*Pleuronectes americanus*) as an additional bioindicator of stress-related exposure to untreated pulp and paper mill effluent: A 5-year field study. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, *52*, 243–250.

Khan, R. A., & Thulin, J. (1991). Influence of pollution on parasites of aquatic animals. *Advances in parasitology*, *30*, 201–238.

Klein, B. M. (1926). Ergebnisse mit einer Silbermethode bei Ciliaten. *Archiv für Protistenkunde*, *56*, 243–279. (in German).

Klein, B. M. (1958). The "Dry" Silver method and its proper use. *The Journal of Protozoology*, *5*, 99–103.

Kleinertz, S. (2010). *Fischparasiten als Bioindikatoren: Zum Umweltstatus von Küstenökosystemen und einer Zackenbarschmarikultur in Indonesien* (Fish parasites as Bioindicators: On the environemtal status of coastal ecosystems and pike perch mariculture in Indonesia). Ph.D. thesis, University of Bremen, Germany, 322 pp. (in German).

Kleinertz, S., Damriyasa, I. M., Hagen, W., Theisen, S., & Palm, H. W. (2014). An environmental assessment of the parasite fauna of the reef-associated grouper *Epinephelus areolatus* from Indonesian waters. *Journal of Helminthology*, *88*, 50–63.

Kleinertz, S., & Palm, H. W. (2015). Parasites of the grouper fish *Epinephelus coioides* (Serranidae) as potential environmental indicators in Indonesian coastal ecosystems. *Journal of Helminthology*, *89*, 86–99.

Kongkeo, H., Wayne, C., Murdjani, M., Bunliptanon, P., & Chien, T. (2010). Current practices of marine finfish cage culture in China, Indonesia, Thailand and Vietnam. *Aquaculture Asia Magazine*, *15*, 32–40.

Le, T. S., Tran, Q. T., Nguyen, C., Pham, H. G., & Tran, V. (2014). Ô nhiễm môi trường khu nuôi cá biển bằng lồng điển hình: Trường hợp nghiên cứu tại Cát Bà - Hải Phòng (Water pollution from marine fish cage culture region: Case study in Cat Ba - Hai Phong). *Tạp chí Khoa học và Công nghệ Biển (Journal of Marine Science and Technology)*, *14*, 265–271. https://doi.org/10.15625/1859-3097/14/3/3983(in Vietnamese)

Leong, T. S. (1997). Control of parasites in cultured marine finfishes in Southeast Asia – an Overview. *International Journal for Parasitology*, *27*, 1177–1184. https://doi.org/10.1016/S0020-7519(97)00115-X

Leong, T. S., Tan, Z., & Enright, W. J. (2006). Important parasitic diseases in cultured marine fish in the Asia-Pacific region. *AQUA Culture AsiaPacific Magazine*, *2*, 14–16.

Leong, T. S., & Wong, S. Y. (1988). A comparative study of the parasite fauna of wild and cultured grouper (*Epinephelus malabaricus* Bloch et Schneider) in Malaysia. *Aquaculture*, *68*, 203–207. https://doi.org/10.1016/0044-8486(88)90353-5

Lom, J., & Dyková, I. (1992). *Protozoan parasites of fishes: Developments in aquaculture and fisheries science* (Vol. 26). Amsterdam: Elsevier. 315 pp.

Lom, J., & Dyková, I. (2006). Myxozoan genera: Definition and notes on taxonomy, life-cycle terminology and pathogenic species. *Folia Parasitologica*, *53*, 1–36. https://doi.org/10.14411/fp.2006.001

Mai, V. T. (2010). Kết quả quan trắc, cảnh báo môi trường và dịch bệnh thủy sản một số vùng nuôi thủy sản miền Bắc Việt Nam năm 2009 (Result of Aquaculture environment and disease monitoring and warning in the north of Vietnam project in 2009). Scientific report. RIA 1, Bac Ninh, Vietnam. Retrieved from Research Institute for Aquaculture No. 1. http://www.ria1.org/ria1/defaults.aspx?ctl=Project&LangID=1&mID=152&stID=55 (in Vietnamese).

Mai, V. T., Nguyen, D. B., Nguyen, T. M. N, & Nguyen, Q. C. (2013). Ứng dụng phương pháp MOM (Modelling – Ongrowing fish farm – Monitoring system) đánh giá tác động của nuôi cá biển đến môi trường tại Việt nam. (Applying MOM (Modelling – Ongrowing fish farm – Monitoring system) to assess finfish mariculture impact to environment in Vietnam). *Tạp chí Nông nghiệp và Phát triển Nông thôn (Journal of Agriculture and Rural development - Vietnam)*, *10*, 15–22. (in Vietnamese)

May, R. M. (1975). Patterns of species abundance and diversity. In M. L. Cody & J. M. Diamond (Eds.), *Ecology and evolution of communities* (pp. 81–120). Cambridge: Harvard University Press.

Mladineo, I., Segvic, T., & Petric, M. (2011). Do captive conditions favor shedding of parasites in the reared Atlantic bluefin tuna (*Thunnus thynnus*)? *Parasitology International*, *60*, 25–33. https://doi.org/10.1016/j.parint.2010.09.007

Moravec, F., & de Buron, I. (2013). A synthesis of our current knowledge of philometrid nematodes, a group of increasingly important fish parasites. *Folia Parasitologica*, *60*, 81–101.

Moravec, F., Justine, J. L., & Rigby, M. C. (2006). Some camallanid nematodes from marine perciform fishes off New Caledonia. *Folia Parasitologica*, *53*, 223–239.

Nam Dinh DARD (Nam Dinh Department of Agriculture & Rural Development). (2014). Báo cáo kết quả nuôi trồng thủy sản năm 2013 và kế hoạch năm 2014 của tỉnh Nam Dinh. (Annual report on aquaculture achievement in 2013 and implementation plan for 2014 of Nam Dinh province.) Nam Dinh: Administration report. 12 pp. (in Vietnamese)

Neubert, K., Yulianto, I., Theisen, S., Kleinertz, S., & Palm, H. W. (2016). Parasite fauna of *Epinephelus coioides* (Hamilton, 1822) (Epinephelidae) as environmental indicator under heavily polluted conditions in Jakarta Bay, Indonesia. *Marine Pollution Bulletin*, *110*, 747–756.

Nowak, B. F. (2007). Parasitic diseases in marine cage culture – An example of experimental evolution of parasites? *International Journal for Parasitology*, *37*, 581–588. https://doi.org/10.1016/j.ijpara.2007.01.003

Ogawa, K. (2014). Diseases of cultured marine fishes caused by Platyhelminthes. (Monogenea, Digenea, Cestoda). *Parasitology*, *142*, 178–195.

Ogut, H., & Palm, H. W. (2005). Seasonal dynamics of *Trichodina* spp. on whiting (*Merlangius merlangus*) in relation to organic pollution on the Eastern black sea coast of Turkey. *Parasitology Research*, *96*, 149–153. https://doi.org/10.1007/s00436-005-1346-2

Overstreet, R. M. (1993). Parasitic diseases of fishes and their relationship with toxicants and other environmental factors. In J. A. Couch & J. W. Fournie (Eds.), *Pathobiology of marine and estuarine organisms*, Chapter 5 (pp. 111–156). Boca Raton, FL: CRC Press.

Paladini, G., Gustinelli, A., Fioravanti, M. L., Hansen, H., & Shinn, A. P. (2009). The first report of *Gyrodactylus salaris* Malmberg, 1957 (Platyhelminthes, Monogenea) on Italian cultured stocks of rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss* Walbaum). *Veterinary Parasitology*, *165*, 290–297. https://doi.org/10.1016/j.vetpar.2009.07.025

Palm, H. W. (2004). *The Trypanorhyncha Diesing, 1863*. Bogor: PKSPL-IPB Press. 711 pp.

Palm, H. W. (2011). Fish parasites biological indicators in a changing world: Can we monitor environmental impact and climate change? In H. Mehlhorn (Ed.), *Progress in parasitology* (pp.

223–250). New York, NY: Springer, Berlin Heidelberg. https://doi.org/10.1007/978-3-642-21396-0

Palm, H. W., & Bray, R. A. (2014). *Marine fish parasitology in Hawaii*. Hohenwarsleben: Westarp. 302 pp.

Palm, H. W., Kleinertz, S., & Rückert, S. (2011). Parasite diversity as an indicator of environmental change?: An example from tropical grouper (*Epinephelus fuscoguttatus*) mariculture in Indonesia. *Parasitology*, *138*, 1793–1803. https://doi.org/10.1017/S0031182011000011

Palm, H. W., Yulianto, I., Theisen, S., Rückert, S., & Kleinertz, S. (2015). *Epinephelus fuscoguttatus* mariculture in Indonesia: Implications from fish parasite infections. *Regional Studies in Marine Science*, *2*, 54–70. https://doi.org/10.1016/j.rsma.2015.07.003

Petersen, E. H., Glencross, B. D., Tien, N. V., Tuan, V. A., & Phuong, T. H. (2015). Recent changes in the bio-economic of finfish mariculture in Vietnam. *Journal Aquaculture Research & Development*, *06*, 1–9.

Phan, T. V. (2006). Nghiên cứu tác nhân gây bệnh thường gặp trên cá Song, cá Giò và đề xuất biện pháp phòng bệnh (The study of common disease pathogens in grouper, Cobia and suggest preventation methods). Scientific report, RIA 1. Bac Ninh: Research Institute for Aquaculture No. 1. 106 pp. (in Vietnamese)

Pielou, E. C. (1966). Species-diversity and pattern-diversity in the study of ecological succession. *Journal of Theoretical Biology*, *10*, 370–383. https://doi.org/10.1016/0022-5193(66)90133-0

Quang Ninh DARD (Quang Ninh Department of Agriculture & Rural Development). (2014). Báo cáo kết quả nuôi trồng thủy sản năm 2014 và kế hoạch năm 2015 của tỉnh Quảng Ninh. (Annual report on aquaculture achievement in 2014 and implementation plan for 2015 of Quang Ninh province.) Quang Ninh: Administration report. 12 pp. (in Vietnamese)

Riemann, F. (1988). Nematoda. In R. P. Higgins & H. Thiel (Eds.), *Introduction to the study of meiofauna* (pp. 293–301). Washington, DC: Smithsonian Institution Press.

Rückert, S., Hagen, W., Yuniar, A. T., & Palm, H. W. (2009). Metazoan fish parasites of Segara Anakan Lagoon, Indonesia, and their potential use as biological indicators. *Regional Environmental Change*, *9*, 315–328. https://doi.org/10.1007/s10113-008-0076-2

Rückert, S., Klimpel, S., Al-Quraishy, S., Mehlhorn, H., & Palm, H. W. (2009). Transmission of fish parasites into grouper mariculture (Serranidae: *Epinephelus coioides* (Hamilton, 1822)) in Lampung Bay, Indonesia. *Parasitology Research*, *104*, 523–532. https://doi.org/10.1007/s00436-008-1226-7

Rückert, S., Klimpel, S., & Palm, H. W. (2010). Parasites of cultured and wild brown-marbled grouper *Epinephelus fuscoguttatus* (Forsskål, 1775) in Lampung Bay, Indonesia. *Aquaculture Research*, *41*, 1158–1169. https://doi.org/10.1111/j.1365-2109.2009.02403.x

Shannon, C. E. (1948). A mathematical theory of communication. *The Bell System Technical Journal*, *27*, 379–423.

Sohn, W. M. (2009). Fish-borne zoonotic trematode metacercariae in the Republic of Korea. *The Korean Journal of Parasitology*, *47*, 103–113. https://doi.org/10.3347/kjp.2009.47.S.S103

Spellerberg, I. F., & Fedor, P. J. (2003). A tribute to Claude Shannon (1916-2001) and a plea for more rigorous use of species richness, species diversity and the 'Shannon-Wiener' Index. *Global Ecology and Biogeography*, *12*, 177–179. https://doi.org/10.1046/j.1466-822X.2003.00015.x

Thai Binh DARD (Thai Binh Department of Agricultrue & Rural Development). (2013). Báo cáo kết quả nuôi trồng thủy sản năm 2012 và kế hoạch năm 2013 của tỉnh Thai Binh. (Annual report on aquaculture achievement in 2012 and implementation plan for 2013 of Thai Binh province.) Thai Binh: Administration report. 11 pp. (in Vietnamese)

Thompson, S. N. (1983). Biochemical and physiological effects of metazoan endoparasites on their host species. *Comparative Biochemistry and Physiology Part B: Comparative Biochemistry*, *74*, 183–211.

Tonguthai, K., & Leong, T. S. (2000). Diseases of cage cultured fish in marine and brackish water. In I. C. Liao & C. K. Lin (Eds.), *Cage aquaculture in Asia: Proceedings of the First International Symposium on Cage Aquaculture in Asia* (pp. 217–224). Manila and Bangkok: Asian Fisheries Society and World Aquaculture Society.

Tran, Q. T., Le, T. S., Nguyen, T. L., Đoan, T. H., & Tran, V. L. (2013). Assessment of water quality at fish cages in the north of Vietnam. *Journal of Science & Development*, *11*, 996–1004. Retrieved from http://www.vnua.edu.vn:85/tc_khktnn/Upload%5C12122013-tc_so_7.2013_banbong996-1004.pdf

Truong, T. V., Palm, H. W., Bui, T. Q., Ngo, H. T. T., & Bray, R. A. (2016). *Prosorhynchus* Odhner, 1905 (Digenea: Bucephalidae) from the orange-spotted grouper *Epinephelus coioides* (Hamilton, 1822) (Epinephelidae), including *Prosorhynchus tonkinensis* n. sp., from the Gulf of Tonkin, Vietnam. *Zootaxa*, *4170*, 71–100. https://doi.org/10.11646/zootaxa.4170.1.3

Tuan, L. A., Nho, T. N., & Hambrey, J. B. (2000). Status of cage mariculture in Vietnam. In I. C. Liao & C. K. Lin (Eds.), *Cage aquaculture in Asia: Proceedings of the first international symposium on cage aquaculture in Asia* (pp. 111–123). Manila and Bangkok: Asian Fisheries Society and World Aquaculture Society.

Vo, T. D., Bristow, G. A., Nguyen, H. D., & Nguyen, N. T. N. (2012). *The parasites of grouper and sea bass in Vietnam*. Ho Chi Minh City: Vietnam Agriculture Publishing House. 180 pp.

Whittington, I. D., Deveney, M. R., & Wyborn, S. J. (2010). A revision of *Benedenia* Diesing, 1858 including a redescription of *B. sciaenae* (van Beneden, 1856) Odhner, 1905 and recognition of Menziesia Gibson, 1976 (Monogenea: Capsalidae). *Journal of Natural History*, *35*, 663–777. https://doi.org/10.1080/00222930152023090

Williams, H. H., MacKenzie, K., & McCarthy, A. M. (1992). Parasites as biological indicators of the population biology, migrations, diet, and phylogenetics of fish. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, *2*, 144–176. https://doi.org/10.1007/BF00042882

Xu, L. W., Zhang, J. Y., Feng, J., & Wang, J. G. (2014). Mass mortality of cage-cultured orange-spotted grouper *Epinephelus coioides* associated with renal sphaerosporosis caused by *Sphaerospora epinepheli* in South China Sea. *Fish Pathology*, *49*, 202–205. https://doi.org/10.3147/jsfp.49.202

Yamaguti, S. (1965). New monogenetic trematodes from Hawaiian fishes. *Pacific Science*, *19*, 55–95.

Yamaguti, S. (1970). *Digenetic trematodes of Hawaiian fishes*. Tokyo: Keigaku Publ. Co. 436 pp.

How to cite this article: Truong TV, Neubert K, Unger P, et al. Assessment of *Epinephelus coioides* (Hamilton, 1822) aquaculture systems in the Gulf of Tonkin, Vietnam, by using fish parasites. *J Appl Ichthyol*. 2017;00:1–12. https://doi.org/10.1111/jai.13475

3. Selbstständigkeitserklärung

Ich versichere hiermit an Eides statt, dass ich die vorliegende Arbeit selbstständig angefertigt und ohne fremde Hilfe verfasst habe. Dazu habe ich keine außer den von mir angegebenen Hilfsmitteln und Quellen verwendet und die den benutzten Werken inhaltlich und wörtlich entnommenen Stellen habe ich als solche kenntlich gemacht.

Rostock, den

Unterschrift

4. Curriculum vitae

Persönliche Daten

Name:	Kilian Neubert
Adresse:	Kasper-Ohm-Weg 5, 18055 Rostock
E-Mail:	kilian.neubert@uni.rostock.de
	kilian.neubert@web.de

Geburtsort und -datum:	07. Juni 1983, Schwerin
Familienstand:	verheiratet, eine Tochter

Universitäre Ausbildung

Studium der Meteorologie an der FU Berlin — April 2005 – Sept. 2005

Studium der Biologie an der Universität Rostock — Okt. 2005 – Dez. 2011

Abschluss des Hochschulstudiums mit Erreichen des akademischen Grades Diplom-Biologe (Gesamtnote: 1,2)
Titel der Diplomarbeit: Die Salinität als limitierender Faktor der Reproduktion des Hechtes (*Esox lucius* L., 1758) im Brackwasser der Ostsee

Promotionsstudium an der Universität Rostock — März 2012 – März 2018

Titel der Dissertation: Parasiten von Zackenbarschen als biologische Indikatoren in Südostasien: Anthropogene Verschmutzung und Aquakulturverfahren

Universitäre Anstellung

Studentische Hilfskraft (Universität Rostock) — Juli 2011 – Dez. 2011

Populationsanalyse des Kormorans in Mecklenburg-Vorpommern

Wissenschaftlicher Angestellter (Universität Rostock) März 2012 – Feb. 2016

Projekt: SPICE III – Science for the Protection of Indonesian Coastal Marine Ecosystems Phase III

Auslandsaufenthalte

Forschungsaufenthalt in Indonesien (Bogor, Tausend Inseln)

Parasitologische Untersuchungen von Zackenbarschen Juli – Aug. 2013

Parasitologische Untersuchungen von Zackenbarschen Mai 2014

Abschlusskonferenz SPICE Projekt (Bali) Jan. 2016

Präsentation der Projektergebnisse (Vortrag und Poster)

Veranstaltungen

Lange Nacht der Wissenschaften (Universität Rostock) April 2012, 2013, 2015

Vertretung des Lehrstuhls Aquakultur

First Educational Workshop on Marine Fish Parasites in Indonesia (Bali) Juli 2013

Planung, Umsetzung, Betreuung, internationale Korrespondenz

International Summer Course Aquaculture (Universität Rostock) Sep. 2013

Betreuung parasitologisches Praktikum

Fischparasitologisches Praktikum (Universität Rostock) Mai 2015

Betreuung der parasitologischen Untersuchungen

Vorlesung: Human pathogenic diseases caused by zoonotic fish parasites

Kongressbeiträge

First Educational Workshop on Marine Fish Parasites in Indonesia (Bali) Juli 2013

Thorny-headed worms (Acanthocephala) of marine fishes from Indonesia

31. Ichthyoparasitologisches Symposium der DGP (Boiensdorf) Mai 2015

Die Parasiten von Zackenbarschen *Epinephelus coioides* als biologische Indikatoren der Umweltbelastung indonesischer Küstengewässer: Missing Link Jakarta Bay

Abschlusskonferenz SPICE Projekt (Bali) Jan. 2016

Parasites as environmental indicators

Poster

9th International Symposium on Fish Parasites (Valencia) Sep. 2015

Parasite fauna of *Epinephelus coioides* as environmental indicator under heavily polluted conditions in Jakarta Bay, Indonesia

Abschlusskonferenz SPICE Projekt (Bali) Jan. 2016

Parasite fauna of *Epinephelus coioides* as environmental indicator under heavily polluted conditions in Jakarta Bay, Indonesia

Publikationen

Neubert, K., Yulianto, I., Kleinertz, S., Theisen, S., Wiryawan, B. und Palm, H. W. (2016a): Parasite fauna of white-streaked grouper, *Epinephelus ongus* (Bloch, 1790) (Epinephelidae) from Karimunjawa, Indonesia. Parasitology Open 2 (e12), 1-11.

Neubert, K., Yulianto, I., Theisen, S., Kleinertz, S. und Palm, H. W. (2016b): Parasite fauna of *Epinephelus coioides* (Hamilton, 1822) (Epinephelidae) as environmental indicator under heavily polluted conditions in Jakarta Bay, Indonesia. Marine Pollution Bulletin 110, 747-756.

Truong, T. V., Neubert, K., Unger, P., Bui, T. Q., Ngo, H. T. T., Palm, H. W. und Kleinertz, S. (2017): Assessment of *Epinephelus coioides* (Hamilton, 1822) aquaculture systems in the Gulf of Tonkin, Vietnam, by using fish parasites. Journal of Applied Ichthyology 2017; 00, 1-12.

Unger, P., Neubert, K. und Palm, H. W. (angenommen): Metazoan parasite fauna of migrating common garfish (*Belone belone* L.) in the Baltic Sea. Acta Parasitologica.

Rostock, den

Unterschrift

5. Danksagung

Für die tatkräftige und kompetente Betreuung meiner Promotion möchte ich mich bei Herrn Prof. Dr. Harry W. Palm bedanken. Mein Dank gilt des Weiteren dem vom Fakultätsrat bestimmten Zweitgutachter für das Erstellen des Gutachtens.

Allen Mitarbeitern des Lehrstuhls für Aquakultur und Sea-Ranching, mit denen ich meine Jahre an der Universität Rostock geteilt habe, danke ich für eine tolle Zeit sowie die tatkräftige Unterstützung. Dies gilt besonders für Patrick Unger, Stefan Theisen, Ekaterina Pikalov, Irfan Yulianto und Sonja Kleinertz. Als Kollegen begonnen, sind sie zu Freunden geworden.

Vor 6 Jahren dankte ich meiner Freundin Jana für das Korrekturlesen meiner Diplomarbeit, diesen Dank kann ich nun für meine Dissertation an meine Frau Jana wiederholen. Deine Unterstützung ging weit über das Gegenlesen hinaus. Zusammen mit unserer Tochter Johanna bist du meine Basis, ohne die diese Arbeit nicht möglich gewesen wäre. Dafür möchte ich mich aus tiefstem Herzen bedanken!

Besondere Dankbarkeit empfinde ich gegenüber meinen Eltern. Ihr habt mich immer unterstützt und mir das Gefühl gegeben das Richtige zu tun. Vielen Dank!

6. Anhang

6.1 Originaldaten der dokumentierten Parasitenfaunen von *Epinephelus coioides* aus den Gewässern vor der Bucht von Jakarta (j: juvenil, w: weiblich).

Morphometrie Fisch							**Parasitenart**																										
Nummer	**Totallänge (cm)**	**Standardlänge (cm)**	**Totalgewicht (g)**	**Schlachtgewicht (g)**	**Lebergewicht (g)**	**Geschlecht**	*Benedenia hoshinai*	*Haliotrema cromileptis*	*Pseudorhabdosynochus* sp.	*Alcirona* sp.	*Argathona rhinoceros*	Gnathiidae indet. Larvae (Praniza)	*Caligus* sp. Larvae (Chalimus)	*Hatschekia cernae*	*Sagum epinepheli*	Copepoda indet.	*Allonematobothrium epinepheli*	*Allopodocotyle epinepheli*	*Lecithochirium* sp.	*Podocotyloides stenometra*	*Prosorhynchus luzonicus*	*Prosorhynchus* sp.	*Stephanostomum* sp.	Didymozoidae indet. I	Didymozoidae indet. II	*Parotobothrium balli*	Cestoda indet.	*Camallanus carangis*	*Capillaria* sp.	*Hysterothylacium* sp.1	*Hysterothylacium* sp.2	*Terranova* sp.	Philometridae indet.	*Gorgorhynchoides golvani*	*Rhadinorhynchus* sp.	*Serrasentis sagittifer*
1	42,0	36,5	1015,3	967,8	6,2	j	0	0	238	3	0	0	85	1	0	0	1	0	0	0	31	0	0	0	2	0	0	0	0	4	1	0	1	0	0	0
2	40,0	34,4	916,1	846,5	17,8	j	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	2	0	0	0	0	3	0	0	0	2	0	0	0	1	0	0	0	0
3	43,3	36,6	1117,5	1073,8	6,6	j	3	1	128	0	0	0	51	0	0	0	8	4	0	0	3	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4	43,0	36,5	1107,9	1053,7	12,0	j	0	0	8	0	3	0	292	1	0	0	0	53	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	1	0	0	0
5	37,3	30,9	661,3	625,7	4,2	j	0	1	200	0	0	0	25	0	0	0	1	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
6	43,8	37,5	1131,1	1086,9	8,0	w	0	0	597	0	0	28	56	1	0	1	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
7	44,7	38,3	1239,1	1158,1	11,6	j	0	0	197	0	0	7	0	61	0	0	0	0	0	0	40	0	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
8	42,5	36,1	983,3	933,0	7,9	j	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	3	0	0	0	0	0
9	35,0	32,2	895,3	771,0	19,3	j	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	19	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
10	43,3	36,9	1244,4	1166,0	8,4	j	0	0	267	0	0	0	39	0	0	0	0	0	0	0	13	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
11	40,9	34,3	1003,8	919,6	10,0	j	4	18	7	0	0	1	65	0	0	0	12	0	0	1	0	0	0	9	1	1	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0
12	42,8	36,1	1025,3	981,0	6,5	j	21	55	683	0	0	0	26	3	0	0	0	0	1	0	11	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
13	38,5	32,5	791,0	727,8	8,8	j	0	0	54	0	0	0	1	0	0	0	12	0	0	0	5	0	0	0	1	0	0	0	0	0	9	0	0	4	0	0
14	41,9	34,4	957,5	883,9	13,8	j	1	2	27	2	0	0	109	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	5	0	0	0	0	0
15	41,1	35,2	1146,2	1061,8	28,5	j	63	0	272	0	0	34	195	89	0	0	5	0	1	0	21	0	0	2	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	2	1
16	38,8	33,6	820,0	763,0	5,5	j	1	0	12	0	0	0	34	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
17	41,7	36,2	1032,4	968,6	6,2	j	0	0	334	0	0	0	94	41	0	0	13	0	0	0	43	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
18	42,1	35,9	1060,6	1003,4	9,6	j	0	0	126	0	0	0	0	13	0	0	0	0	0	0	24	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
19	40,0	34,1	837,5	796,3	6,2	j	6	0	106	1	0	2	316	1	0	0	0	0	3	0	8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
20	42,1	35,5	956,2	907,2	5,2	j	1	0	164	0	0	1	27	16	0	0	1	0	0	0	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
21	43,3	36,7	1188,6	1099,2	11,9	j	3	0	117	2	0	0	91	1	0	0	1	0	0	0	9	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
22	39,1	33,8	883,0	831,2	13,5	j	0	0	189	0	0	2	183	0	0	0	7	0	0	0	26	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
23	42,1	35,7	1044,2	983,7	7,1	j	0	0	13	0	1	1	80	4	0	0	0	0	0	0	11	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
24	40,4	37,0	1263,9	1161,9	10,9	j	0	2	39	0	0	1	27	1	0	0	0	0	0	0	9	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
25	42,5	35,0	1149,7	1052,6	11,6	j	0	0	7	2	0	0	84	4	1	0	6	0	0	1	3	0	0	0	1	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0
26	38,0	32,0	799,0	757,7	5,9	j	2	0	11	0	0	0	54	4	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0
27	35,5	29,5	602,2	561,9	4,2	j	1	0	54	0	0	0	72	0	0	0	2	0	0	0	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
28	36,5	30,0	702,5	666,5	5,0	j	4	0	61	0	0	0	11	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
29	35,5	30,5	608,9	568,0	4,8	j	2	0	4	0	0	43	12	0	0	0	0	0	0	0	8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
30	34,5	30,0	570,1	538,2	5,4	j	6	0	82	0	0	0	109	0	0	0	0	0	0	0	17	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
31	41,1	34,9	912,3	872,6	5,1	j	7	0	63	0	0	0	281	5	0	0	0	0	0	0	8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
32	38,8	32,0	755,7	710,2	7,8	j	3	0	21	0	0	0	57	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	1	0	3	0	0	0	0	0
33	38,5	32,3	699,8	654,4	5,8	j	0	0	4	0	0	0	11	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0
34	42,6	36,6	1167,3	975,5	7,7	j	0	0	27	0	3	3	60	19	0	0	0	0	0	0	19	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
35	45,2	38,1	1268,9	1195,1	10,4	w	0	0	67	0	0	0	245	1	0	0	0	0	0	0	16	2	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0

6.2 Originaldaten der dokumentierten Parasitenfaunen von *Epinephelus coioides* aus der Bucht von Jakarta (j: juvenil).

Morphometrie Fisch							Parasitenart								
Nummer	**Totallänge (cm)**	**Standardlänge (cm)**	**Totalgewicht (g)**	**Schlachtgewicht (g)**	**Lebergewicht (g)**	**Geschlecht**	*Prosorhynchus luzonicus*	*Pseudrhabdosynochus* sp.	*Benedenia hoshinai*	*Alcirona* sp.	*Argathona rhinoceros*	Gnathiidae indet. Larvae (Praniza)	*Caligus* sp. Larvae (Chalimus)	*Gorgorhynchoides golvani*	Nematoda indet.
1	23,5	20,0	196,6	182,9	1,6	j	3	0	0	0	0	0	0	0	0
2	24,0	20,0	198,7	186,0	3,3	j	121	3	0	0	0	0	0	0	1
3	25,0	21,5	257,3	241,8	2,8	j	25	17	0	1	0	0	3	0	0
4	25,5	22,0	279,9	268,4	1,1	j	4	2	0	0	0	0	2	0	0
5	20,5	17,0	151,4	144,4	1,2	j	28	16	0	0	0	0	7	0	0
6	25,5	22,0	266,6	248,9	3,2	j	160	21	0	0	0	0	18	0	0
7	22,5	19,0	169,8	161,0	1,3	j	0	24	0	0	0	0	0	0	0
8	23,0	19,5	175,3	163,6	1,2	j	1	9	0	0	0	0	2	0	0
9	22,7	19,8	197,6	183,9	1,5	j	155	7	0	0	0	0	1114	0	0
10	22,5	19,4	184,0	170,5	1,2	j	0	17	0	0	0	0	22	0	0
11	27,4	23,5	279,4	262,7	2,5	j	10	3	0	0	0	0	131	0	0
12	24,6	21,3	204,1	187,1	1,4	j	4	15	0	0	0	0	0	0	0
13	24,4	22,5	254,4	234,3	2,8	j	16	5	0	0	0	0	464	0	1
14	26,2	22,0	259,8	244,6	2,2	j	2	3	0	0	0	0	0	0	0
15	24,0	20,0	210,2	188,9	1,5	j	0	38	0	0	0	0	0	0	0
16	23,3	19,5	182,0	162,1	0,9	j	0	5	0	0	0	0	0	0	0
17	25,2	21,8	230,8	206,9	1,5	j	0	66	0	0	2	0	35	0	0
18	26,5	22,5	288,8	262,0	2,5	j	0	0	0	0	0	0	1	0	0
19	26,2	22,0	258,7	237,9	2,6	j	0	15	0	0	0	0	28	7	0
20	29,7	24,5	448,3	412,9	7,4	j	0	9	0	0	0	0	0	0	0
21	25,6	21,1	270,3	251,5	3,3	j	9	0	0	1	1	0	147	0	0
22	26,8	23,0	275,3	259,4	2,2	j	77	9	0	0	0	0	1	0	0
23	25,0	21,5	254,8	237,7	1,4	j	0	3	0	0	0	1	0	0	0
24	22,0	18,5	167,6	153,1	1,0	j	1	1	0	0	0	0	0	0	0
25	30,3	25,6	449,7	418,8	3,9	j	1	628	1	0	0	2	151	0	1
26	24,4	20,8	249,5	217,0	3,2	j	5	110	0	0	0	0	4	0	0
27	28,7	24,4	295,1	277,4	1,7	j	0	45	0	1	0	0	69	0	0
28	23,9	20,3	187,7	174,7	1,9	j	0	74	0	0	0	0	0	0	0
29	26,7	22,4	252,4	240,3	2,8	j	3	12	0	0	0	0	22	0	0
30	26,5	22,5	284,4	263,8	3,7	j	6	37	0	0	0	0	32	0	0
31	25,5	21,1	264,9	241,8	3,3	j	4	16	0	0	0	0	13	0	0
32	27,0	22,5	294,9	279,5	2,1	j	6	41	0	0	0	0	29	0	0
33	29,5	24,6	332,1	308,1	2,0	j	0	54	0	1	1	0	44	0	0
34	26,9	23,1	280,0	257,4	1,5	j	45	23	0	0	0	0	0	0	0
35	28,2	23,9	306,6	289,0	2,4	j	5	15	0	0	0	0	8	0	0

6.3 Originaldaten der dokumentierten Parasitenfaunen von *Epinephelus ongus* aus den Gewässern des Karimunjawa Nationalpark (m: männlich, w: weiblich).

Morphometrie Fisch							Parasitenart														
Nummer	**Totallänge (cm)**	**Standardlänge (cm)**	**Totalgewicht (g)**	**Schlachtgewicht (g)**	**Lebergewicht (g)**	**Geschlecht**	*Macvicaria macassarensis*	*Pseudorhabdosynochus quadratus*	*Pseudorhabdosynochus* sp.	*Benedenia hawaiiensis*	Gnathiidae indet. Larvae (Praniza)	*Alcirona* sp.	*Lepeophtheirus epinepheli*	*Caligus* sp. Larvae (Chalimus)	*Anisakis typica*	*Capillaria* sp.	*Hysterothylacium* sp.	*Philometra* cf. *lateolabracis*	*Philometra occularis*	Philometridae indet. I	Nematoda indet.	Tetraphyllidea indet. (*Scolex pleuronectis*)	*Nybelinia* sp.
1	24,5	21	253,5	214,0	3,2	w	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2	27,9	24,6	386,8	346,9	3,8	w	0	0	0	0	0	0	1	4	0	0	0	0	0	0	7	0	0
3	29,9	26,2	498,0	463,6	7,0	m	0	9	0	0	0	0	1	9	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4	25,9	21,3	277,1	221,2	3,2	w	0	1166	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5	27,0	23,3	228,6	207,4	2,1	w	0	49	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
6	28,5	24,7	292,7	273,8	4,4	w	0	165	0	0	0	0	0	6	1	0	3	0	0	0	0	0	0
7	26,0	22,8	271,1	224,1	3,2	w	0	671	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0
8	23,7	20	188,3	168,0	1,7	w	1	0	0	0	8	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0
9	24,9	21,1	196,1	180,7	1,4	w	0	111	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
10	23,9	22,6	217,2	201,4	1,2	w	0	701	0	1	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
11	24,9	21	208,4	200,0	1,8	w	0	158	2	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
12	25,1	21,1	206,4	195,0	1,3	w	1	434	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0
13	21,2	18,1	151,9	138,8	2,3	w	0	53	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0
14	25,2	21,4	228,0	212,7	3,8	w	0	2	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	2	0	0	0	0
15	30,4	25,6	450,3	398,1	5,7	w	0	0	0	0	7	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1
16	27,4	23,3	289,3	247,9	6,2	w	0	731	3	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0
17	24,0	21	247,0	227,7	1,9	w	0	8	0	0	0	0	1	4	0	0	0	0	4	0	0	0	0
18	25,5	21,5	319,5	275,9	4,1	w	0	13	2	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
19	20,5	17	108,5	99,8	2,0	m	0	17	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0
20	25,7	21,7	252,1	233,6	2,4	w	0	235	0	0	0	0	0	6	0	0	1	2	0	0	0	0	0
21	28,0	24,6	368,4	313,7	6,2	w	0	21	0	0	0	0	0	1	0	3	0	0	0	0	0	0	0
22	25,7	22	312,1	226,0	3,9	w	0	1161	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0	2	2	0	0	0
23	26,3	22,3	330,2	276,8	6,2	w	0	29	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
24	23,0	19,4	208,5	191,4	2,6	m	0	54	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
25	26,4	22,4	267,6	250,8	3,2	w	0	116	0	0	0	0	0	2	0	0	4	0	1	0	0	0	0
26	27,3	22,9	342,0	315,6	3,0	w	0	6	0	0	0	0	0	9	0	0	6	0	0	0	0	0	0
27	28,5	25	365,3	319,4	4,5	w	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0
28	22,0	19	129,3	122,6	0,8	m	0	928	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0
29	21,6	18,4	160,8	136,6	3,9	w	0	183	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0
30	29,2	24,6	402,0	384,1	2,4	m	0	0	0	0	2	3	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
31	22,5	18,6	158,4	151,8	1,0	m	2	0	0	0	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
32	24,0	20,4	239,5	214,2	3,5	m	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
33	28,0	23,6	328,1	298,9	3,0	w	0	0	0	0	2	1	0	3	0	0	0	0	4	0	0	0	0
34	25,2	20,5	260,0	236,0	2,4	m	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0
35	23,4	19,5	176,9	161,7	1,7	w	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0