

Literaturstudie zu den Auswirkungen von Kühlwasserentnahme und -einleitung auf das aquatische Milieu des Elbeästuars -

**unter besonderer Berücksichtigung von Biomasseschädigungen
des Phytoplanktons, des Zooplanktons und der Fischeier und
Fischlarven sowie die Folgen auf den Sauerstoffhaushalt**

Koordinierungsraum Tideelbe (2010)



Auftraggeber

KOR-TEL FHH · NI · SH – FH Hamburg/BSU · WG Elbe

Juni 2010

Auftraggeber: **Koordinierungsraum Tideelbe (KOR-TEL) FHH-NI-SH**
FH Hamburg/BSU/Wassergütestelle Elbe

Neßdeich 120 - 121
21129 HAMBURG

Titel: **Literaturstudie zu den Auswirkungen von
Kühlwasserentnahme und -einleitung auf das aquatische
Milieu des Elbeästuars – unter besonderer Berücksichtigung
von Biomasseschädigungen des Phytoplanktons, des
Zooplanktons und der Fischeier und Fischlarven sowie die
Folgen auf den Sauerstoffhaushalt**

Endfassung (Rev. 02_05/10 vom 15.06.2010)

Auftragnehmer: **Hans-Joachim Krieg – Beratender Biologe**
Hydrobiologische Untersuchungen und Gutachten
HUuG Tangstedt

Pinneberger Weg 2 · D - 25499 Tangstedt

Telefon 04101 · 27573
Telefax 04101 · 480920

Email huug.krieg@t-online.de

Bearbeiter &
Verfasser: in alphabetischer Reihenfolge
Diplombiologe Hans-Joachim Krieg
HUuG Tangstedt
Verantwortlich für Zooplankton und Rahmenkapitel

Diplombiologe Sven Oesmann
Hamburg
Verantwortlich für Fischeier und Fischlarven

Diplombiologin Gabriele Stiller
Biologische Kartierungen und Gutachten Hamburg
Verantwortlich für Phytoplankton

Mitarbeit von Diplombiologin Anja Maria Jacobi
HUuG Tangstedt

Inhalt: 118 Seiten + Literaturanhang (10 Seiten) + Anhangtabellen

Datum: 15. Juni 2010

INHALTSVERZEICHNIS	SEITE
1 Einleitung	6
1.1 Prolog	6
1.2 Auswirkung durch die Kühlwasserentnahme und die Durchflusskühlung	8
1.3 Zielsetzung	9
2 Ausgangssituation	10
2.1 Abiotische Kern-Parameter	10
2.1.1 Brackwasser	11
2.1.2 Trübung	11
2.1.3 Sauerstoff	12
2.1.4 Oberwasser	15
2.2 Plankton der Tideelbe	15
2.2.1 Phytoplankton	16
2.2.2 Zooplankton	24
2.2.3 Fischeier und -larven	35
2.3 Anmerkungen zum Gesamtbiosseaufbau	44
3 Methoden	46
3.1 Mortalitätsraten der Fischeier und -larven	46
3.2 Biosseabschätzung der Fischeier und -larven	46
4 Ergebnisse	47
4.1 Phytoplankton	47
4.1.1 Auswirkungen der Kühlwasserentnahme (Entrainment)	47
4.1.2 Auswirkungen der Kühlwasserrückgabe auf das Oberflächengewässer	53
4.2 Zooplankton	55
4.2.1 Auswirkungen der Kühlwasserentnahme (Entrainment)	55
4.2.2 Auswirkungen der Kühlwasserrückgabe auf das Oberflächengewässer	61
4.3 Fischlarven	64
4.3.1 Mortalitätsraten durch Entrainment	64
4.3.2 Auswirkungen der Kühlwasserrückgabe auf das Oberflächengewässer	69
5 Diskussion	71
5.1 Phytoplankton	71
5.1.1 Mortalitätsraten	71
5.1.2 Biosseschädigung und Auswirkungen auf den Sauerstoffhaushalt	74
5.1.3 Erkenntnisse und Defizite	80
5.2 Zooplankton	82
5.2.1 Mortalitätsraten	82
5.2.2 Biosseschädigung und Auswirkungen auf den Sauerstoffhaushalt	85
5.2.3 Erkenntnisse und Defizite	90
5.3 Fischlarven	92
5.3.1 Mortalitätsraten	92
5.3.2 Biosseschädigung und Auswirkungen auf den Sauerstoffhaushalt	93
5.3.3 Erkenntnisse und Defizite	95
6 Zusammenfassung	100

6.1	Phytoplankton	100
6.2	Zooplankton	102
6.3	Fischlarven	104
7	Fazit	106
7.1	Gesamtbiomasseaufbau Tideelbe	106
7.2	Mortalitätsraten	107
8	Literatur (im Text zitiert)	109
	ANHANG	119
	Literatur (gesichtet, nicht im Text zitiert)	120
	Anhangtabellen A.1+2: Schädigungen und Mortalitäten Fische durch Entrainment & Datenquellen	130 ff.

ABBILDUNGSVERZEICHNIS #**SEITE**

1	Standorte aktueller und geplanter, thermischer Kraftwerke sowie Unterteilung der Tideelbe in Brack- und Süßwasserzone (limnische TEL)	6
2	Prinzipienskizze der Kühlwasserkette zwischen Fluss, Entnahme- und Rückgabebauwerk (veränd. nach IMS 2008) und Ort/Stätte der Schädigung durch „Impingement“ (mechanisch) und „Entrainment“ (Temperaturschock & mechanisch)	7
3	Physikalisch-chemische Parameter – monatliche Längsprofilmessungen in der Tideelbe	13
4	Sauerstoffgehalt in Abhängigkeit von der Wassertemperatur an der stationären Messstelle Grauerort (Tagesminimum- und Tagesmaximum-Werte der kontinuierlichen Messungen)	14
5	Spezifische Biomasseparameter (Zellzahl und Biovolumen) des Phytoplanktons an den Messstationen im limnischen und oligohalinen Abschnitt der TEL	19
6	Chlorophyll-a-Konzentration für die Jahre 2002-2006 und 2008-2009 im Längsverlauf der TEL von Zollenspieker bis Kugelbake für die Vegetationsperiode Mai bis August	21
7	Mittlere monatliche Chlorophyll-a-Konzentration für die Jahre 2002-2006 und 2008-2009 im Längsverlauf der TEL	22
8	Individuenzahlen [Ind./m ³] bezogen auf den Jahresdurchschnitt (1984-1986) im Längsprofil TEL zusammengefasst nach Regionen (Datenbasis: FIEDLER 1991)	29
9	Verbreitung von <i>Eurytemora affinis</i> (Copepoda) und <i>Bosmina longirostris</i> (Cladocera) im Längsschnitt	30
10	Biomasse aller Zooplankton-Organismen dargestellt als Mittelwert und Spannweite (Min & Max) bezogen auf vier (ob. Fig.) bzw. drei (unt. Fig.) Halinitätszonen der TEL (Datenbasis: FIEDLER 1991)	32
11	Biomasse wichtiger Fauneneinheiten des Zooplanktons dargestellt als Mittelwert und Spannweite (Min & Max) bezogen auf drei Halinitätszonen der TEL (Datenbasis: FIEDLER 1991). Obere Figur: alle Organismen Copepoda; untere Figur: alle Organismen Cladocera	33
12	Abundanzzusammensetzung der Fischlarvengemeinschaft in verschiedenen Bereichen des Hauptstroms der TEL	40
13	Saisonale Verteilung der Ichthyoplanktonbiomasse (Fischlarven und -eier) in der TEL aus oberflächennahen Probennahmen	41
14	Verteilung der Ichthyoplanktonbiomasse im Längsschnitt der TEL	42
15	Ichthyoplanktonbiomasse im Hauptstrom (HS) und den Nebeneiben (NE) der TEL	43
16-1	Drei Trophie- (Biomasse-) pyramiden des Planktons	45
16-2	dto. Drei Trophie- (Biomasse-) pyramiden des Planktons	106
17	Störungsgrad als Funktion des Anstiegs der Wassertemperatur (mod. n. KERKUM et al. 2004)	62
18	Anfangs-Entrainment-Mortalitäten von Fischlarven und Juvenilen ausgewählter taxonomischer Gruppen aus Literaturangaben	66
19	Sauerstoffzehrung in [t/d] für die 90-Perzentil- und Maximum-Werte der Chlorophyll-a-Konzentration für die Jahre 2002-2006 und 2008-2009 an vier Standorten der TEL	76
20	Feuchtbiomasse und Trockenbiomasse in Abhängigkeit vom Ei-Durchmesser bei <i>C. harengus</i>	99

TABELLENVERZEICHNIS #		SEITE
1	Abflusswerte der Tideelbe am Pegel Neu Darchau	15
2	Chlorophyll-a-Konzentration [$\mu\text{g/l}$] im Verlauf des Tideelbestroms - Zeitreihe 2002-2006 und 2008-2009 für alle 6 Messungen (Feb - Nov) der Hubschrauber-Längsprofile bzw. für die 4 Messungen innerhalb der Vegetationsperiode des Phytoplanktons (Mai - Aug)	20
3	Mittlere und maximale Chlorophyll-a-Konzentration [$\mu\text{g/l}$] der Zeitreihe 2002-2006 und 2008-2009 innerhalb der Vegetationsperiode des Phytoplanktons (Mai-Aug, 2009: Mai-Jun)	22
4	Spektrum des Zooplanktons	25
5	Literaturdatenquellen für die Beurteilung der Abundanz- und Biomasseverhältnisse von Fischlarven	37
6	Spektrum der in der Tideelbe nachgewiesenen Fischlarven	38
7	Bezeichnung der in Bezug auf Fischlarven unterschiedenen Bereiche	40
8	Biomassezusammensetzung [%] des Ichthyoplanktons (Larven) in verschiedenen Bereichen der TEL	43
9	Angaben zu Schädigung und Mortalität des Phytoplanktons nach Passage der Kühlwasserkette	49
10	Angaben zu Schädigung und Mortalität des Zooplanktons nach Passage der Kühlwasserkette	58
11	Chlorophyll-a-Konzentrationen (Chl-a), Biomasse (BM) und Sauerstoff-Zehrung (O_2) für vier Messstationen im Längsverlauf der TEL bezogen auf eine Kühlwassermenge von $35 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, Mortalitätsrate 40 %, Sauerstoffäquivalent 1,56 g	75
12	Absolute Sauerstoff-Zehrung (O_2) für vier Messstationen im Längsverlauf der TEL bezogen auf eine Kühlwassermenge von $35 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ und den 90-Perzentil-Wert der Chlorophyll-a-Konzentrationen (vgl. Tab. 11-1) sowie Abfluss, Sauerstoffgehalte (O_2) und Sauerstoffzehrung bezogen auf den Abfluss in Prozent und absolut	77
13	Mortalitätsraten durch thermischen Stress von <i>Acartia tonsa</i> & <i>Eurytemora affinis</i> (Copepoda)	83
14	Hochrechnung der Letalitätsrate (Bezug: Promille [‰]) verschiedener FE Zooplankton bei unterschiedlichen Fahrweisen bzw. Kühlwasserentnahmen	86
15	Mittlere Abundanzen (MW [Ind. $(100 \text{ m})^{-3}$]) Makro-/Mega-Zooplankton auf Querschnitt Brunsbüttel (Strom-km 693) (SCHUBERT & OESMANN 2009)	87
16	Mittlere Biomassen (MW [g FG $(100 \text{ m})^{-3}$]) Makro-/Mega-Zooplankton auf Querschnitt Brunsbüttel (Strom-km 693) (SCHUBERT & OESMANN 2009)	87
17	Biomassen, betriebsbedingte Mortalität und Sauerstoff-Zehrung (O_2 -Äquivalent 1,56 g) der Copepoda (syn. Meso-Zooplankton) bei Zugrundelegung der maximalen Kühlwasserleistung	88
18	Biomassen, betriebsbedingte Mortalität und Sauerstoff-Zehrung (O_2 -Äquivalent 1,56 g) des Makro- & Mega-Zooplanktons bei Zugrundelegung der maximalen Kühlwasserleistung	88
19	Biomassen, betriebsbedingte Mortalität und Sauerstoff-Zehrung des Zooplanktons mit Bezug auf den Median des Tidewasserabflusses bei Brunsbüttel	89
20	Biomasse [g / 100 m^3] des Ichthyoplanktons (Larven & Eier) in den Bereichen I und II im Zeitraum Mai/ Juni 2008. Potenzielles Entrainment bei $35 \text{ m}^3/\text{s}$ Kühlwasserentnahme; potenzielle O_2 -Zehrung bei einem Sauerstoffäquivalent von 1,56g O_2 /g Biomasse	95
21	Datenlage der aktuellen Untersuchungen in den unterschiedenen Bereichen der TEL	96
22	Vergleich der Mittelwerte der mit unterschiedlichen Methoden erhobenen Biomassedaten in den Bereichen I und II im Hauptstrom der TEL	98
23	Mortalität des Zooplanktons (in %) infolge der Temperaturerhöhung	107
A.1+2	Anhangtabellen: Schädigungen und Mortalitäten Fische durch Entrainment und Datenquellen	130 ff.

1 Einleitung

1.1 Prolog

Eine der großen, infrastrukturellen Herausforderungen ist die Erneuerung einiger in den 60-er und 70-er Jahren erbauter thermischer Kraftwerke. Diese thermischen Kraftwerke benötigen für ihren Betrieb Kühlwasser. Die ökonomisch attraktivste Kühlwassergewinnung ist das Oberflächenwasser. Derzeit sind entlang der Tide-Elbe einige neue Steinkohle-Kraftwerke in Planung, die ihr Kühlwasser aus der Elbe entnehmen und eine signifikante Wärmemenge in den Fluss wieder einleiten werden (s. Abbildung 1). Die EU-WFD (2000) fordert, den Einfluss von Kühlwasserentnahme und -einleitung auf die Gewässerökologie und die Umwelt zu quantifizieren und zu minimieren.

Im Jahr 1973 wurde ein erster Wärmelastplan für die Elbe aufgestellt (ARGE ELBE 1973). Dieser beinhaltete **etwa 10.000 MW Wärmeproduktion und enthielt etwa 6.500 MW Wärmeaustausch mit der Tideelbe (im Weiteren = TEL) sowie die Gewinnung von etwa 3.500 MW elektrischer Energie**. Nach 1973 wurden zwei große Atomkraftwerke neu gebaut, während zwei kleinere Kraftwerke außer Betrieb genommen wurden. Momentan sind mehr als **16.000 MW (8.000 MW Wärmeaustausch)** mit der TEL) geplant oder im Bau (STOSCHEK et al. 2009).

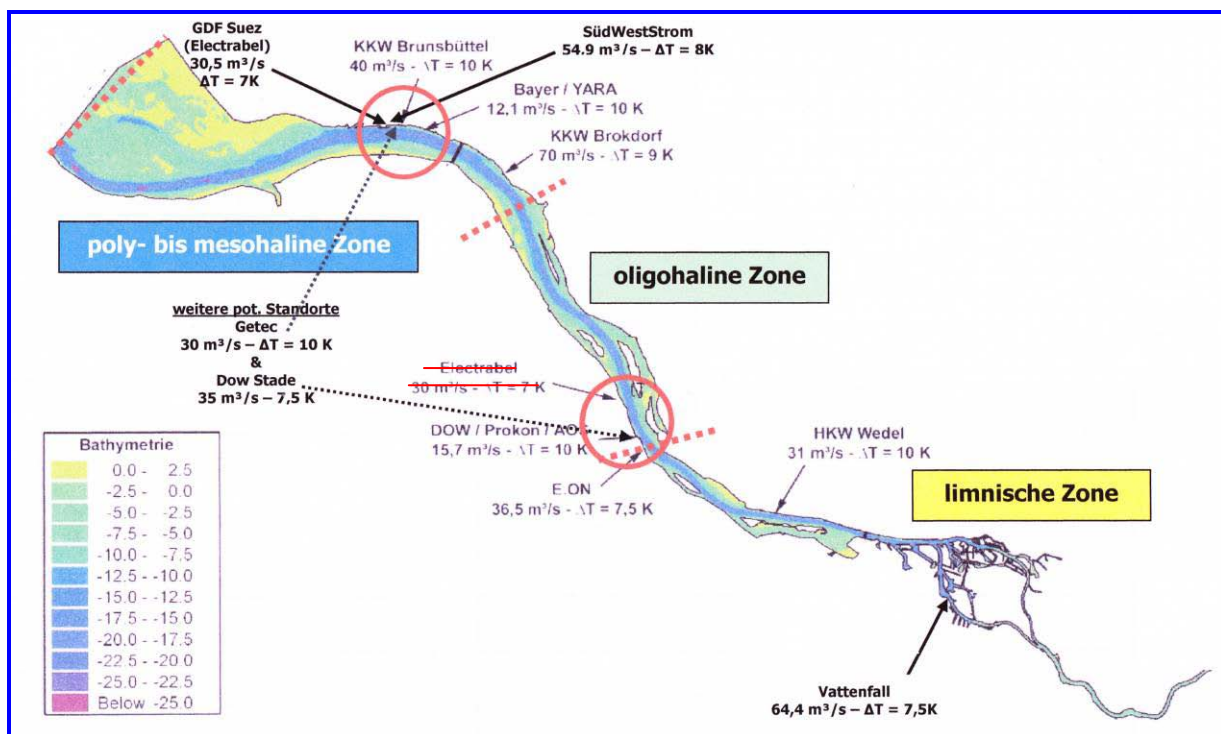


Abb. 1: Standorte aktueller und geplanter, thermischer Kraftwerke sowie Unterteilung der Tideelbe in Brack- (poly- bis meso- und oligohaline Z.) & Süßwasserzone (limnische Z.) (Abb. geän. n. DHI-WASY 2008)

Dieser Sachverhalt führte dazu, dass ein neuer Wärmelastplan von den Anrainerländern Hamburg, Niedersachsen und Schleswig-Holstein entwickelt wurde (ARGE ELBE 2008c). Aufgrund europäischer Richtlinien (2006/44/EG) und nationaler Empfehlungen (LAWA) wurden folgende Orientierungswerte zum Maßstab für die TEL erhoben, die für den Ort der Beurteilung¹ gelten:

¹ Repräsentativer Messort im Gewässer. Für die Parameter Temperatur liegt er am Rande der Durchmischungszone, höchstens jedoch 500 m von der Einleitstelle entfernt. Für den O₂-Gehalt ist sowohl der Wirkungsnah- als auch der -fernbereich abzudecken. Folglich können diese Messpunkte mehr als 500 m von dem Ort der Einleitung entfernt sein.

Max. zul. Gewässertemperatur:	28 °C
Max. zul. Aufwärmspanne im Gewässer:	3 K
Mindest-O ₂ -Konzentration im Gewässer:	3 mg/l
Zielwert d. O ₂ -Konzentration im Gewässer:	6 mg/l

In der Durchmischungszone zwischen Einleitstelle und Ort der Beurteilung ist eine Überschreitung der max. zul. Gewässertemperatur von 28 °C und der max. Aufwärmspanne von ΔT 3 K für max. 1/3 des Fließquerschnitts zulässig: Empfehlung für die kühlwasserbedingte Wassertemperatur und Erwärmung 30 °C bzw. ΔT 6 K (Sommerbetrieb) und ΔT 7,5 K (Winterbetrieb). Dies gilt für das gleitende 6-Stunden-Mittel und eine max. zul. jährliche Überschreitung von 2%.

Ab einer Sauerstoffkonzentration von 3 mg/l im Gewässer ist durch die Festlegungen im Wärmelastplan eine weitere Kühlwassereinleitung unzulässig, sofern kein Nachweis einer neutralen Sauerstoffbilanz der Kühlwassernutzung für den Nah- und Fernbereich der Einleitung erbracht wurde.

Wärmeeinleitungen von Kraftwerken können eine Vielzahl von Auswirkungen auf einen Oberflächenwasserkörper haben (LANGFORD 1990). Erstens beeinflusst die zusätzliche Wärme direkt die Sauerstofflöslichkeit und die biologischen Umsetzungsprozesse, woraus letztendlich ein höherer Sauerstoffbedarf resultiert. Zweitens erhöht die Passage durch die Kühlwasserkette des Kraftwerks die Mortalität der eingesaugten Organismen – mechanisch wie thermisch. Darüber hinaus beeinflussen Chemikalien zur Verhinderung von Korrosion und von Aufwuchsbildung (Anti-Fouling) in den Rohrleitungen der Kühlkette die biologischen, physikalischen und chemischen Eigenschaften des Wassers - bspw. die Oberflächenspannung.

In Abbildung 2 ist das Prinzip der Kühlwasserkette dargestellt, darüber hinaus die Art der möglichen Letalschädigungen.

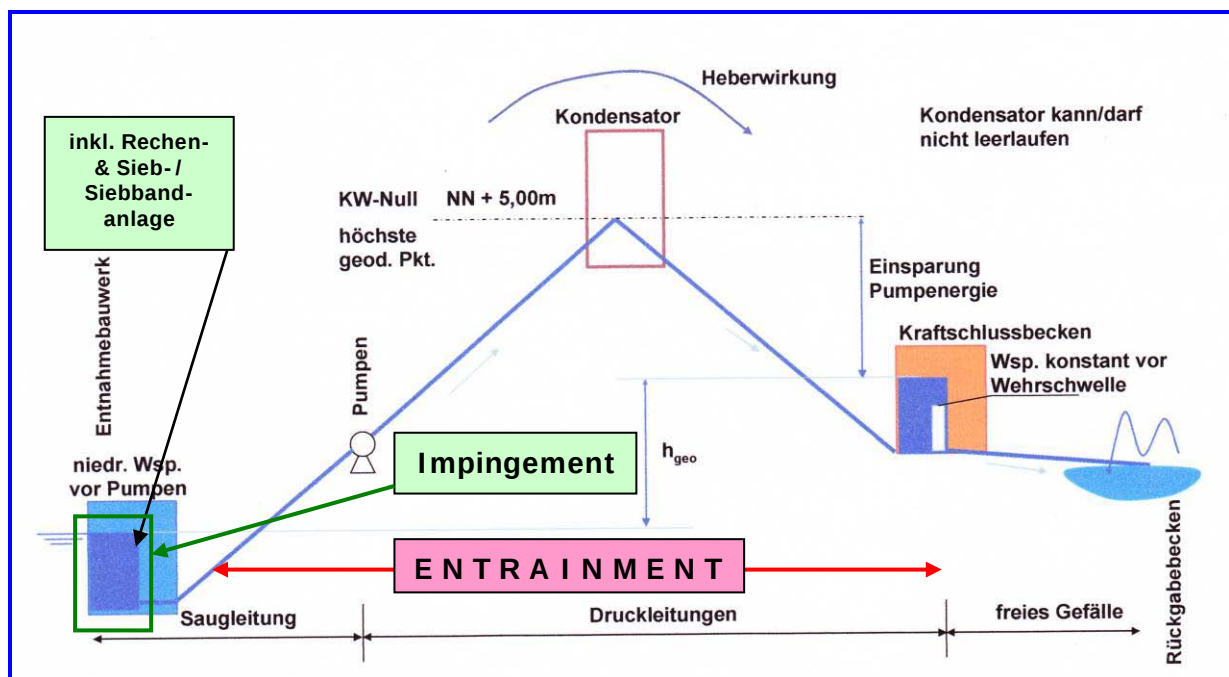


Abb. 2: Prinziipskizze der Kühlwasserkette zwischen Fluss, Entnahme- und Rückgabebauwerk (veränd. nach IMS 2008) und Ort/Stätte der Schädigung durch „Impingement“ (mechanisch) und „Entrainment“ (Temperaturschock & mechanisch)

Die Einsaugöffnungen im Entnahmebauwerk sind so gestaltet, dass sie mit möglichst geringer Ansauggeschwindigkeit (< 20 cm/s bis max. < 30 cm/s) das Flusswasser entnehmen. Im Rohr-

kanal bzw. den -leitungen variieren die Strömungsgeschwindigkeiten je nach Konstruktion und Fahrweise zwischen 1,5 m/s und 2,6 m/s. Im Einsaugbauwerk können bereits die Rechen- und Reinigungsanlage sowie Siebbandmaschine installiert sein; alternativ auch in dem nachgeschalteten Pumpenhaus. Hinter den Pumpen beginnt die sog. Druckseite (≥ 2 atm). Von hier wird das Kühlwasser zum Kondensator gedrückt. Das tiefer liegende Kraftschlussbecken wirkt in der Kette als „Heber“, indem es das Wasser über den höchsten Punkt des Kühlwassersystems, den Kondensator, ansaugt. Dadurch wird Pumpenenergie gespart.

1.2 Auswirkungen durch die Kühlwasserentnahme und die Durchflusskühlung

Mit der Nutzung von Kühlwasser aus marinem oder ästuarinem Milieu oder Süßwasser, werden zahlreiche Organismen mit eingesaugt. Das Spektrum variiert von Phytoplankton (Algen) über Zooplankton (Cladoceren, Copepoden, Rädertiere, Fischlaich und -larven), Hyperbenthos bzw. Megazooplankton (Mysidaceen, „echte“ Garnelen, Krabben) bis zu den Fischen. Um Schäden durch Verstopfungen im Kühlwassersystem oder Querschnittsminimierungen in den Rohren/Kanälen zu verhindern, wird das Kühlwasser von organischen Inhaltsstoffen durch Siebung gereinigt.

Während Fische, Makro- und Mega-Zooplankton in den vorgeschalteten Grobrechen (Spaltbreite 3 – 10 cm) und letztendlich in einer rotierenden Siebbandanlage (Feinreinigung; Maschenweite 2 mm) abgefangen werden, durchlaufen kleine Organismen, wie bspw. das Phytoplankton, Meso-Zooplankton (≤ 1 mm) und Fischlaich die gesamte Kühlwasserkette.

Dies trifft insbesondere Organismen, die über keine Möglichkeit der Eigenbewegung verfügen, sondern lediglich im Wasser schweben. Sie können sich der Ansaugströmung, sei sie auch noch so gering, nicht entziehen und werden mit dem Kühlwasser eingesaugt. Hierbei können sie mechanisch oder thermisch geschädigt werden; das trifft im Besonderen das Plankton (Holo- und Meroplankton²).

Innerhalb der o.g. Kühlwasserkette können verschiedene Effekte negative Auswirkungen auf die an- bzw. eingesaugten Organismen haben und letztendlich ihren Tod auslösen:

- (1) mechanische Ursachen
- (2) thermische Ursachen
- (3) Konditionierungseffekte (Chemikalien- und Biozid-Einsatz)
- (4) Kombination verschiedener Effekte

Eine mechanische Schädigung können die eingesaugten Plankter im Zuge der Passage durch die verschiedenen Elemente des Kühlsystems erleiden, wie Rechen- und Siebbandanlage, Rohre, Pumpen, Kraftschlussbecken, außerdem durch die variierenden Geschwindigkeits- und Druckunterschiede im System. Darüber hinaus sind thermische Schädigungen als Folge der Passage durch den Kondensator zu erwarten (schockartige Erwärmung i. d. R. von 5 K bis max. 10 K).

Die o.g. Punkte (1) + (2) werden in der aktuellen Literaturstudie behandelt sowie die Kombination der beiden Effekte (in 4). Punkt (3) bleibt in dieser Recherche unberücksichtigt (s. dazu v.a. GARTISER & URICH (2002), HARTHOLT & JAGER (2004) und KERKUM et al. (2004).

Für die Sterblichkeit in Zusammenhang mit ihrer Ursache werden in der Fachliteratur in der Regel zwei *Termini* genannt (so auch im vorliegenden Text):

² Holoplankton = verbringt den gesamten Lebenszyklus planktisch im Pelagial, bspw. Rädertiere (Rotatoria), Wasserflöhe (Cladocera), Hüpferlinge (Copepoda).

Meroplankton = nur Ei- und Larvenstadien sind planktisch, bspw. Seepocken (Balaniden), vielborstige Würmer (Polychaeta), Fische (Pisces)

- (a) *impingement*:
organisches Material wird mit dem Kühlwasser angesaugt und bleibt auf den Sieben der Siebband- oder Feinfilteranlage liegen; betrifft im wesentlichen Fische und Mega-Zooplankton (analog Hyperbenthos) - wird marginal mit erfasst.
- (b) *entrainment*:
organisches Material wird mit dem Kühlwasser eingesaugt und passiert die gesamte Kühlwasserkette; betrifft im wesentlichen das Phyto- und Zooplankton (Holo- und Meroplankton), da es durch die Siebmaschenweiten nicht zurückgehalten wird. Ist zentraler Gegenstand dieser Recherche.

1.3 Zielsetzungen

- (a) Kurze Abhandlung der Rahmenbedingungen in der heutigen Tideelbe (v.a. Hydrodynamik) und Synopsis des Planktons.
- (b) Im Sinne der Aufgabenstellung Definition und Darstellung der Biomassen Phytoplankton, Zooplankton und Fischlaich/-larven. Die dsbzgl. Datensätzen sollten grundsätzlich aus Untersuchungen ab 1990 erhoben werden. Wenn möglich räumliche Trennung in limnische, oligohaline und meso-/polyhaline Zone der TEL mit dem Ziel einer jeweiligen „Biomassepyramide“ (trophische Anordnung), aufgebaut aus den drei genannten Kompartimenten. Letztendlich soll die regionale Zusammensetzung der „Trophie- (Biomasse-) pyramiden“ eine Vorstellung geben, in welcher Größenordnung das Plankton (Phyto-, Zooplankton und Fischeier/-larven) durch die Effekte „Impingement“ und „Entrainment“ in der jeweiligen Flusszone minimiert bzw. geschädigt wird.
- (c) Zentraler Punkt ist die Recherche zeitgemäßer Literatur (grundsätzlich ab 1970) der o.g. Planktonkompartimente unter dem Aspekt „Impingement/Entrainment“: Mögliche Schädigungen ursachenbezogen ermitteln (mechanisch, thermisch) und Spanne der Mortalitätsraten herausstellen (tabellarisch). Widersprüche aufzeigen und verbal-argumentativ analysieren.
- (d) **Wenn möglich**, Übertragung der Literaturangaben auf die aktuelle Situation der Tideelbe (kompartimentbezogene Schädigungen und Mortalitätsraten) und Rückschluss auf das (potentielle) Ausmaß der Biomasseschädigungen und deren Folgen für den Sauerstoffhaushalt.
- (e) Defizitanalyse: Aufzeigen von Wissenslücken. Einerseits hinsichtlich der Ausgangssituation (Punkt b), andererseits bezüglich der Literaturrecherche (Punkt c). Hinterfragung der bisher angesetzten Eckwerte zu Schädigung und Mortalität durch „Impingement/Entrainment“.
- (f) Den Untersuchungsbedarf zur Klärung der Wissenslücken präzisieren.

2 Ausgangssituation

Ästuar leitet sich sprachlich von dem lateinischen Substantiv aestus ab (= Flut, Brandung; lat. auch aestuarium = der Flut ausgesetzte Flussmündung). An Senkungsküsten bilden sich Ästuarare unter dem Einfluss der Gezeitenströme, wobei die Flussmündung trichterförmig erweitert wird. Eine wirksame Größe ist dabei die Corioliskraft: Bei Flut fließt das Meerwasser auf der Nordhalbkugel stärker am linken Stromufer elbeaufwärts, während es bei Ebbe am rechten wieder ins Meer zurückfließt (südlich des Äquators ist es umgekehrt).

Die Gezeiten bewirken eine Pendelbewegung von zumeist größerem Volumen als der nordseewärts gerichtete Oberwasserabfluss. Ästuarare entstehen nur dann, wenn die Transportkraft der Gezeiten, hier Ebbe und Flut, stärker ist, als die des Flussunterlaufs im Mündungsbereich. Der Tideeinfluss ist durch die 1960 gebaute Staustufe bei Geesthacht (km 585,9) künstlich begrenzt. Bei Cuxhaven (Steubenhöft) beträgt der MTh 2,9 m, in der Nordsee bei Helgoland 2,3 m. In Hamburg ist er mit 3,6 m am höchsten (St. Pauli), und in der oberen limnischen Tideelbe bei Zollenspieker sinkt der mittlere Tidehub wiederum auf 2,8 m.

Die heutige TEL misst im Längsverlauf bis zur Cuxhavener Kugelbake (km 727,7) rd. 142 km. Das Ästuar ist im Stromtal von Blankenese bis Brunsbüttel in etwa zwischen 1 und 2,5 km breit und weitet sich dann im Mündungstrichter bis Cuxhaven auf etwa 15 km auf. Von dem Wehr bis nach Hamburg ist die Elbe vergleichsweise flach mit einer Wassertiefe von 4 – 6 m. Dieser Teil wird obere limnische Tideelbe genannt. In Hamburg teilt sich der Strom in zwei Flussabschnitte, in die sog. Stromspaltung mit Süder- und Norderelbe. Die Wassertiefe nimmt unterhalb der Elbbrücken sprunghaft auf 15 – 18 m zu, was mit der Nutzung als Seeschiffahrtsstraße und der Hafenstruktur zusammenhängt. Beide Flussabschnitte fließen durch die Stadt Hamburg, vereinigen sich am Köhlbrandhöft und bilden ab dort die untere Tideelbe (syn. Unterelbe). Die untere TEL ist gekennzeichnet durch die tiefe Fahrrinne, quasi ein Kanal im Fluss. Im Verlauf der TEL haben sich umfangreiche Wattstrukturen (= Eulitoral) geformt. Diese Flusswatten bilden einige der größten Süß- und Brackwasserwattgebiete in Europa und unterliegen einem besonderen Schutz.

In der Wasserrahmenrichtlinie sind neben den Küstengewässern die Ästuarare mit einer eignen Fließgewässerkategorie typisiert: dem Übergangsgewässer (transitional zone). In der Tideelbe erstreckt sich dieser Typ T1 von km 654,9 (Schwinge-Mündung) bis km 727,7 (Kugelbake).

Das Elbeästuar unterliegt, wie bereits gesagt, in seiner Gesamtheit der Tidedynamik, wobei als **Masterfaktoren** v.a. der Salz- und Schwebstoffgehalt, die Strömungsverhältnisse (Variabilität und Umkehr) sowie der Wasserstand (Tidehub) gelten. Auf diese haben drei variable Größen einen steuernden Einfluss: Die hydrologischen, die meteorologischen Rahmenbedingungen und die hydrodynamische Charakteristik, hier Systemgeometrie. Letztere definiert durch die Parameter Wassertiefe, Querschnittsweite und Fluträume, erstere hingegen über das Oberwasser sowie die Tideverhältnisse in der Deutschen Bucht/Außenelbe und die Wetterszenarien. D. h., die Tideelbe ist ein hochdynamisches System, welches bei Geesthacht durch das künstliche Querbauwerk in seiner Dynamik „gebremst“ wird. Diese Charakteristik ist für das weitere Verständnis entscheidend, insbesondere für die Verbreitung des Planktons hinsichtlich Zeit und Raum. Zum besseren Verständnis sei an dieser Stelle auf die ausführlichen Grundlagenstudien v.a. von LUCHT (1953, 1964), ROHDE (1971), KÜHL (1972) verwiesen.

2.1 Abiotische Kern-Parameter

Die Variabilität ausgewählter, abiotischer Parameter, die des Salz- und Schwebstoffgehalts sowie die des Sauerstoffs und des Oberwassers, soll aufgrund ihrer zentralen Stellung für die Hydrobiologie der TEL im Nachfolgenden charakterisiert werden.

2.1.1 Brackwasser

Die besondere Eigenschaft eines Tidegewässers ist die Vermischung von Meer- und Süßwasser. Der Mischungsbereich ist die sog. Brackwasserzone oder auch Mixohalinikum mit Salzgehalten zwischen 0,5 ‰ und 30 ‰. Die Vermischung geschieht durch den Wechsel der Flut- und Ebbe-strömung und den damit verbundenen Turbulenzen. Die Lage und Ausdehnung der Brackwasserzone wird dabei maßgeblich von den Wetterszenarien und dem Oberwasserabfluss bestimmt. Im Mittel erstreckt sich die Zone über ca. 30 - 35 km. Die stromaufwärtigste Position der oberen Brackwassergrenze liegt im Bereich der Schwinge-Mündung, etwa bei km 655 (auf Basis der Chlorid-Längsprofile 1953 - 2003; vgl. dazu BERGEMANN 2004). In Abhängigkeit vom Oberwasser kann es jedoch zu erheblichen Verschiebungen kommen. Steigt der Abfluss weit über den sommerlichen Niedrigwasserabfluss (vgl. Tab. 1), wie während des Jahrhunderthochwassers im August 2002³, so kann sich die obere Brackwassergrenze bis 80 km elbeabwärts verlagern. So wurde mit der Hochwasserwelle 2002 (reines) Süßwasser bis nach Cuxhaven transportiert.

Grundsätzlich bleibt aber die Erkenntnis, dass sich die obere Brackwassergrenze seit den 50-er Jahren elbeaufwärts verschoben hat. Nach CASPERS (1959a+b) lag die obere Grenze der Brackwasserzone damals bei Glückstadt (km 670), heute bei niedrigen, sommerlichen Oberwasserabflüssen bereits stromauf der Schwinge-Mündung (km > 640 < 655) (BERGEMANN 1995).

Nicht nur anhand der Chlorid- und Leitfähigkeitsmessungen lässt sich die anthropogen verursachte Verschiebung der oberen Brackwassergrenze belegen, sondern auch eindeutig an der aktuellen, elbeaufwärts gerichteten Invasion mariner bzw. euryhalin-mariner Bodenfauna. Der abundante Nachweis benthischer Invertebraten, wie bspw. der marinen Oligochaeta *Akte-drilus monospermathecus* (Tubificidae) und *Amphichaeta sannio* (Naididae), in der TEL bis km 640 - 635 (Hahnöfersand) (KRIEG in BIOCONSULT 2003, 2005), ist ein Indiz für die noch weitere, stromaufwärtige Verlagerung der Grenze zwischen Süß- und Brackwasser. Oberflächennah, im Eulitoral und Flachwasser, tritt das Phänomen nicht auf. Es kann sich daher nur um schweres Salzwasser handeln, dass mit der Flut sohnah weiter aufsteigt als an der Oberfläche. Die zwei genannten, marinen Oligochaeta siedeln in der poly- und euhalinen Zone im Eulitoral; *Akte-drilus* sogar bevorzugt an der Hochwasserlinie. In der schwach salzhaltigen Brackwasserzone (Oligohalinikum) zeigen diese Tiere, wie auch weitere euryhalin-marine Evertrebraten, ein deutliches Submergenzverhalten: D. h., sie tauchen aktiv ab in die dichte bodennahe Salzwasserzone und nutzen den Flutstrom, um weiter elbeauf zu vagabundieren.

2.1.2 Trübung

Die Elbe ist in ihrem Unterlauf durch eine Trübungszone ausgezeichnet, wie bspw. auch die tidebeeinflusste Weser oder die Gironde. So sind die Schwebstoffkonzentrationen in der oberen limnischen Tideelbe wie in der marinen Nordsee um ein Vielfaches geringer als in der Unterelbe. Verschiedene hydrografische Faktoren tragen zum Aufbau und Erhalt der starken Trübung bei. Salzgehaltsbedingte Dichteunterschiede des Wassers führen zur Ausbildung von Restströmungen, wodurch im Bereich des Nullpunkts dieser Strömungen Partikel akkumuliert werden. An der Schwebstoffgenese sind außerdem biologische Prozesse beteiligt, wie die bakterielle und protozoologische Besiedlung des Materials. Darüber hinaus scheiden u.a. Algen und Bakterien unter Salzstress Schleime und organische Verbindungen aus, die auch zur Aggregatbildung beitragen.

Trübungs- und Brackwasserzone sind im Elbeästuar nicht deckungsgleich. Vielmehr kann bereits am Hamburger Hafenausgang (km 628) ein erster Anstieg der Schwebstoffgehalte gemessen werden, obwohl der Salzgehalt im Elbewasser noch keinen Meerwassereinfluss erkennen lässt. Ein zeitweise stromauf gerichteter Netto-Feststofftransport führt zu einer Akkumulation in der

³ Oberwasser am 09.07.2002: $Q_0 = 365 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ und am 26.08.2002: $Q_0 = 3.020 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$

Trübungszone. Das Phänomen eines stromaufwärtigen Nettotransports beruht generell auf zwei Ursachen (s. LANG 1990, SPINGAT 1997):

(1) In der anthropogen überformten Tideelbe war mit fortschreitendem Ausbau eine zunehmende Asymmetrie zwischen Flut- und Ebbestrom zu beobachten. Mit Einsetzen der Flut werden mittlerweile extreme Strömungsspitzen gemessen, wie sie während der Ebbe nicht erreicht werden. Dies Phänomen verstärkt sich stromauf in Richtung Hamburg mit dem Effekt, dass mit der Flut mehr resuspendierte Feststoffe aufwärts transportiert werden als während der Ebbe- phase abwärts. Dieser insgesamt elbeaufwärts gerichtete „Partikelstrom“ ist als „tidal pumping“ bekannt. Dieser Mechanismus wirkt grundsätzlich von Cuxhaven bis Hamburg-Hafen (km 628).

(2) Mit Abschwächen des Ebbestroms schiebt sich sohnlah eine Zunge marinen Salzwassers unter den noch an der Oberfläche ablaufenden Wasserkörper. Bei Kenterung K_E sinken die Schweb- bzw. Feststoffe auf den Horizont des dichten, salzhaltigen Tiefenwassers ab. Mit zunehmendem Dichtegradienten nimmt die Sinkgeschwindigkeit der Aggregate wiederum ab, und die Partikelfracht wird bodennah weiter stromauf als während der Ebbe stromab transportiert. Das Phänomen ist auf den Abschnitt Cuxhaven bis Brunsbüttel begrenzt.

Während Perioden mit geringen Oberwassermengen steigen die Schwebstoffkonzentrationen deutlich an. Ein Hochwasser-Ereignis wirkt dagegen verdünnend und verdriftet einen großen Teil der Schwebstoffe in die Nordsee, wo sie auf den Watten sedimentieren. Der Schwerpunkt der Trübungszone liegt i. d. R. zwischen der Oste- und Schwingemündung. Trotz der großen Streuung der Werte konzentrieren sich die abfiltrierbaren Stoffe v.a. bei Brunsbüttel, Freiburg sowie zwischen Glückstadt und Pagensand. Ein erster Peak unterhalb Hamburgs liegt im Bereich der Lühemündung. Grundsätzlich sind Spitzen dort ausgeprägt, wo ein erhöhter Aufwand in der Unterhaltungsbaggerei besteht (BERGEMANN 2004). In Abhängigkeit von Abflussklassen variiert das Schwebstoffinventar. So ergab eine Hochrechnung bezogen auf das Wasservolumen eines Kilometers TEL folgende drei Eckwerte (BERGEMANN 2004):

Schwebstoffinventar	Q_O -Klassen
557.000 t	< 500 m ³ /s
470.000 t	500 - 900 m ³ /s
361.000 t	> 900 m ³ /s

2.1.3 Sauerstoff

Der Sauerstoffgehalt der TEL ist abhängig von abiotischen Faktoren (u.a. spez. Oberfläche, Temperatur, Oberwasserabfluss, Wetterbedingungen), der biogenen Sauerstoffproduktion im Gewässer und Zehrungsprozessen (Abbau). Die biogene Sauerstoffproduktion wird direkt von der Algenkonzentration bestimmt, die durch das Tageslicht und die Eindringtiefe des Lichts limitiert ist. Alle beteiligten Prozesse gemeinsam ergeben die Sauerstoffbilanz des Gewässers.

Die kontinuierlichen und Sauerstoff-Längsprofilmessungen der ARGE ELBE in der Tideelbe lassen eine klare Saisonalität erkennen (ARGE ELBE 2004, 2005a+b, 2006, 2007a-c, 2008a+b, 2009): Im Winter Konzentrationen > 10 bis 14 mg O₂/l, dann mit steigenden Wassertemperaturen ein deutlicher Rückgang im Sommer, mit dem charakteristischen „Sauerstoffloch“ unterhalb des Hamburger Hafens, ausgelöst durch dominierende sauerstoffzehrende Prozesse. Der O₂-Gehalt nimmt ab, wenn viel organisches Material aus der Mittelbe in die Unterelbe eingebracht, und es dort länger verweilt bzw. nicht weiter stromab abtransportiert wird. Verbunden mit der vertikalen Zunahme auf Seeschifftiefe im Hamburger Hafen wie auch der euphotischen Zone verschlechtern sich die Lichtbedingungen im Gewässer. Dadurch stirbt das Phytoplankton zum großen Teil ab und steht daher als Substrat für den mikrobiellen Abbau zur Verfügung, der mit einer erheblichen Sauerstoffzehrung einhergeht („Sekundärverschmutzung“). Abgesehen von dem relativ geringen physikalischen und biogenen Sauerstoffeintrag aufgrund ungünstiger spezifischer Oberfläche sowie hoher Schwebstoffgehalte, verläuft der Nettotransport in Richtung

Mündung wegen der Querschnittsaufweitung sehr viel langsamer, so dass sich der aerobe Abbau in einem relativ kurzen Streckenabschnitt konzentriert.

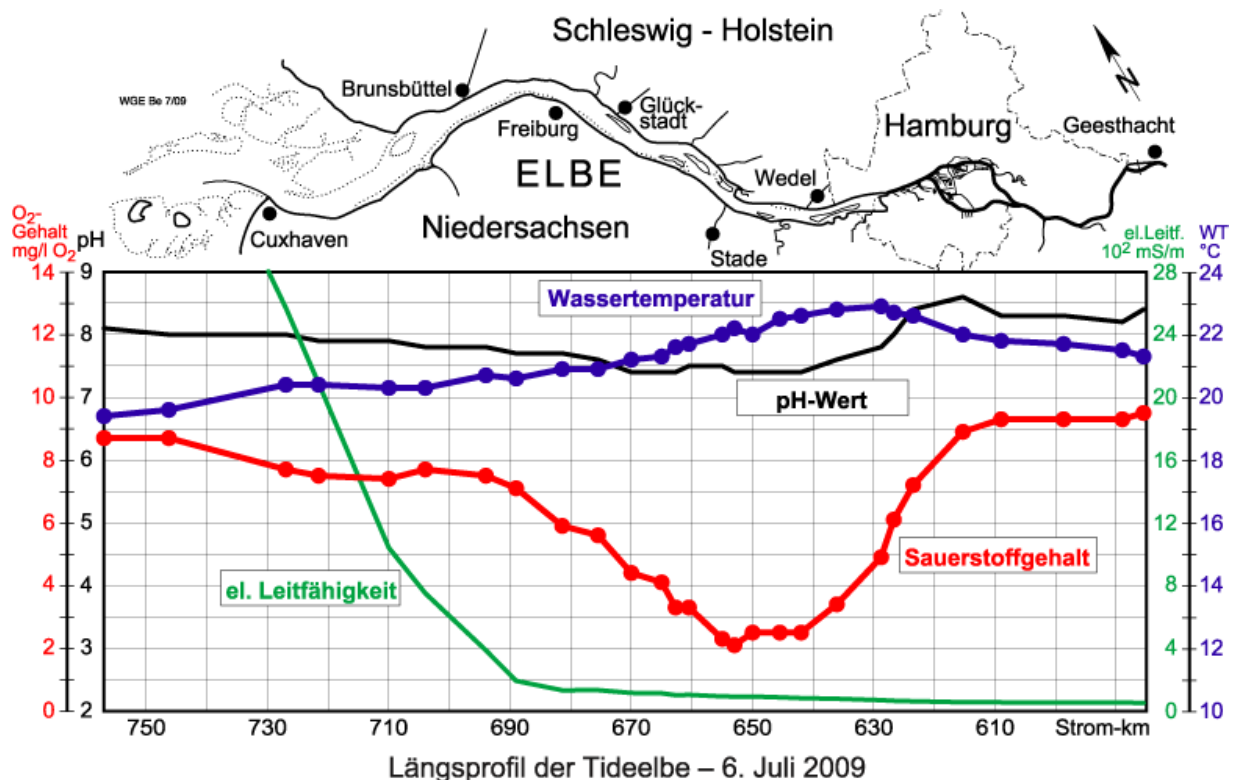
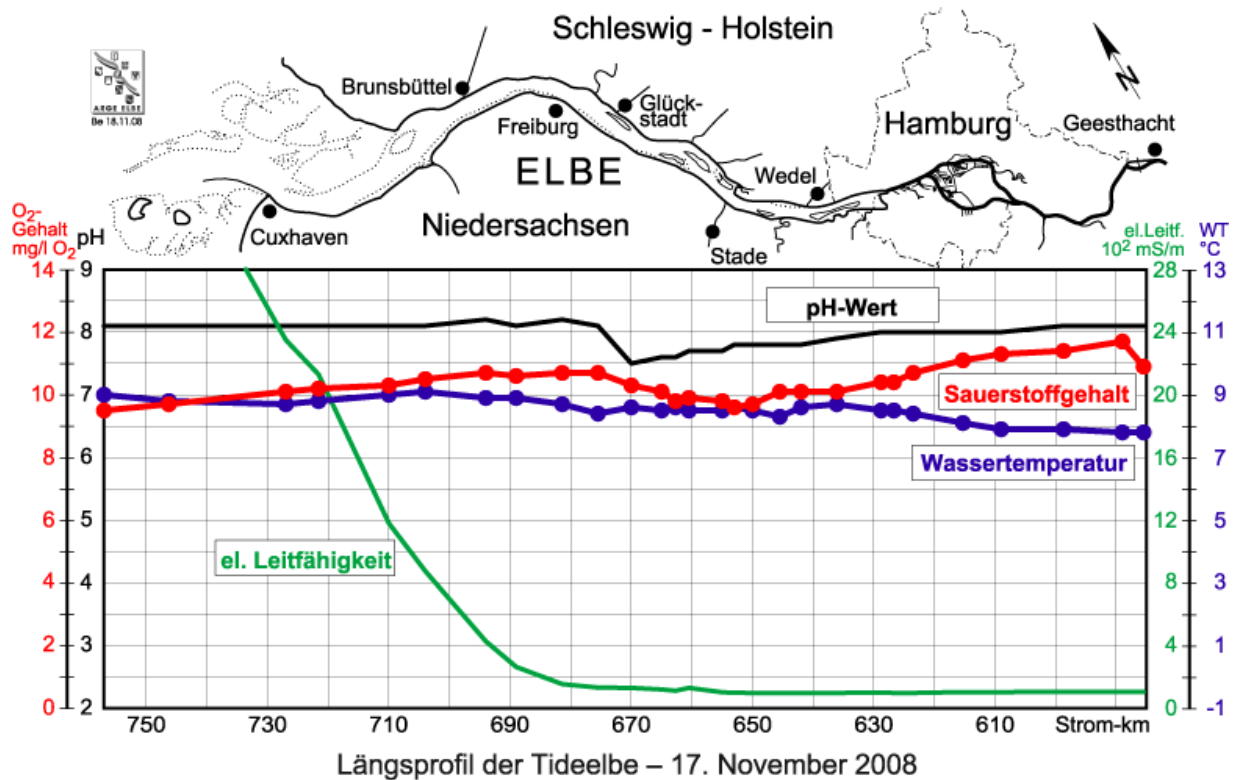


Abb. 3: Physikalisch-chemische Parameter – monatliche Längsprofilmessungen in der Tideelbe

Legende: hier rot = Ganglinie Sauerstoff [mg O_2 /l]

obere Fig. = Nov. 2008 und untere Fig. = Juli 2009 (Quelle: www.arge-elbe.de)

Bis zur Schwingemündung wird ein erheblicher Teil der biologisch leicht abbaubaren Substanzen unter O_2 -Verbrauch wieder mineralisiert. Ab hier überwiegt i. d. R. der Sauerstoffeintrag, der in der Unterelbe zum größeren Teil physikalisch und zum kleineren Teil biogen erfolgt. Folglich steigt der Sauerstoffgehalt in der Regel bei Grauerort wieder an.

In der obigen Abbildung 3 ist u.a. die Ganglinie Sauerstoff [$mg\ O_2/l$] für die antagonistischen Monate November und Juli der Jahre 2008 & 2009 beispielhaft herausgestellt (www.arge-elbe.de/wge/Galerie/Laengspr.html): monatliche Längsprofilmessungen der ARGE ELBE).

Die saisonalen Unterschiede könnten gegensätzlicher nicht sein: Am 17.11.08 wurden bei Wedel (km 640) über $10\ mg\ O_2/l$ bei einer Wassertemperatur von ca. $+ 8\ ^\circ C$ zum Zeitpunkt der Probenahme gemessen. Bis Cuxhaven (km 730) verharnte der Stichprobenwert auf dem hohen Niveau und fiel dann Richtung Nordsee leicht unter die $10\ mg\ O_2/l$ –Marke ab. Am 06.07.2009 befand sich dagegen zwischen Wedel (Strom-km 640) und Stadersand (km 655) das sommerliche Sauerstoffloch mit $< 3\ mg\ O_2/l$ während der Längsprofilbeprobung; die Wassertemperatur pendelte deutlich über $22\ ^\circ C$ am Tage. Erst bei Freiburg (km 680) stellte sich wieder ein Sauerstoffgehalt $\geq 6\ mg\ O_2/l$ ein. Diese jährlich wiederkehrende Saisonalität ist symptomatisch für diesen Abschnitt der TEL (s. ARGE ELBE 2006, 2008a+b).

Jahreszeitliche Variabilität und interannuelle Differenzen lassen sich auch sehr gut anhand der stationären Dauermessungen verfolgen. In Abbildung 4 sind die täglichen Minimum- und Maximum-Werte der O_2 -Konzentrationen an der Messstation Grauerort von 2002 bis 2008 dargestellt (ARGE ELBE 2004, 2005a+b, 2007a+b, 2009 & schrift. Mitt. BERGEMANN, WGEIbe 2009).

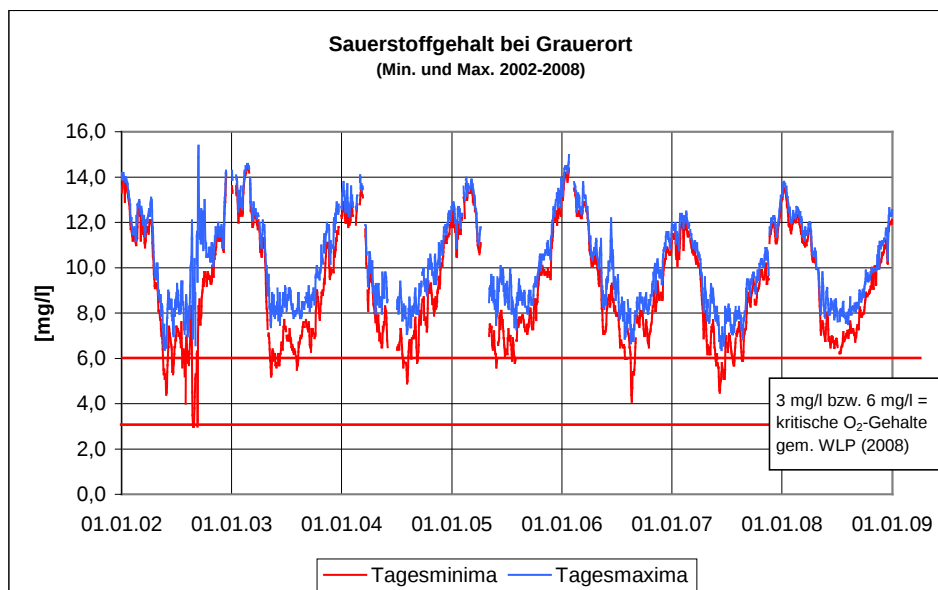


Abb. 4: Sauerstoffgehalt in Abhängigkeit von der Wassertemperatur an der stationären Messstelle Grauerort (Tagesminimum- und Tagesmaximum-Werte der kontinuierlichen Messungen)

Legende: Messstation Grauerort bei Strom-km 660,5 (Südufer/Niedersachsen); WLP = Wärmelastplan

Aus der Abbildung geht hervor, dass der Zielwert von $6\ mg\ O_2/l$ gemäß Wärmelastplan bei Grauerort mit Ausnahme des Jahres 2008 regelmäßig im Sommer unterschritten wird, was bei der zukünftigen Ansiedlung von thermischen Kraftwerken und deren Kontrolle zu berücksichtigen ist.

2.1.4 Oberwasser

Der Oberwasserabfluss unterliegt einer saisonalen Schwankung und ist über die Jahre unterschiedlich. Es handelt sich um ein nivo-pluviales Regime, d.h., Abflussmaxima werden in der Regel im Frühjahr nach Schneeschmelzen in den Mittelgebirgen erreicht, im Herbst sind geringe Niederschlagsmengen für die häufig auftretenden Niedrigwasserperioden verantwortlich (Ausnahme Hochwassersituation August 2002).

Der mittlere Tidenhub beträgt bei Stade rund 3,0 Meter. Dabei ist zu berücksichtigen, dass das Tidevolumen hier etwa 250 Mio. m³ beträgt. Dies entspricht einem Durchfluss bei Niedrigwasser von ca. 8.500 m³/s (DHI 2008). Damit wird der Einfluss des Oberwasserzuflusses (im Mittel rund 700 m³/s) durch die Tidedynamik deutlich überprägt (BAW 2008). Das Tidevolumen umfasst bei Brunsbüttel hingegen 1,4 Mia. m³ (PEITSCH 1992). Das entspricht einem Tidewasserabfluss $Q_{\text{MEDIAN}} = 20.886 \text{ m}^3/\text{s}$ (Quartil 25 = 14.237 m³ & Quartil 75 = 24.125 m³/s) (Datenbasis entnommen aus Modellrechnung DHI-WASY 2009). In Relation dazu sind die Mengen des Oberwasserabflusses Neu Darchau (ND) derart gering, so dass bei Brunsbüttel nur der Tideabfluss zu berücksichtigen bleibt (DHI-WASY 2009).

In Tabelle 1 sind die Abflusswerte gemessen am Pegel Neu Darchau für die Jahre 2002-2008 zusammengefasst.

Tab. 1: Abflusswerte der Elbe am Pegel **Neu Darchau** (Kontinuierliche Messungen)

Jahr	Niedrigster Abfluss NQ [m ³ /s]	Höchster Abfluss HQ [m ³ /s]	Mittlerer Abfluss MQ [m ³ /s]
2002	363	3.410	1.137
2003	173	3.020	628
2004	202	1.400	511
2005	265	2.280	670
2006	230	3.590	707
2007	293	1.820	697
2008	215	1.326	644

2.2 Das Plankton der Tideelbe

Unter dem Begriff Plankton werden im freien Wasser, im Wasserkörper schwebende kleine Organismen zusammengefasst. Wenn überhaupt, so besitzen sie nur eine geringe, eigene Fortbewegung. Das wichtigste Merkmal ist seine Vermehrung in der fließenden Welle. Dadurch unterscheidet es sich von der organismischen Drift (vom Ursprung gleich Benthos), die die Welle nur als Transportmedium nutzt (SCHÖNBORN 2003).

Das Plankton der Fließgewässer wird als Potamoplankton bezeichnet. Auch in Tidegewässern ist der Nettotransport immer meerwärts gerichtet. Daher muss es immer wieder erneuert werden, sei es durch Beimpfung/Eintrag aus verbundenen Neben-/Alt- und Standgewässern oder durch eigene Fortpflanzung. Insgesamt wird es Abschnitte in der TEL geben, in denen Reproduktion und Wachstumsraten für den Erhalt einer (autochthonen) Population ausreichen. Dies sind vor allem Gebiete mit langen Wasseraufenthaltszeiten, bspw. die Nebenelben oder Flachwassergebiete. Elbeabschnitte mit negativen Wachstumsraten sind insbesondere zu Zeiten mit hohen Oberwasserabflüssen auf Nachschub aus diesen Bereichen angewiesen (PEITSCH 1992).

In der nachfolgenden Synopsis werden das autotrophe Phytoplankton und die heterotrophen Kompartimente Zooplankton und Fischeier sowie deren Larven abgehandelt. Dargestellt wird jeweils der qualitative und der quantitative Aspekt. Qualitativ heißt die Beschreibung des Artenspektrums und dessen Veränderung entlang des Salzgradienten. Quantitativ werden Abundanzen und Biomassen (letztere soweit möglich) diskutiert.

Da der Parameter **Biomasse** in der vorliegenden Studie im Fokus des Interesses steht, vorweg die Definition derselben:

„Menge lebender Organismen in Masse- oder Volumeneinheiten, meist bezogen auf eine Volumen- oder Flächeneinheit. Die Biomasse ist die Grundlage der Produktion (zit. SCHWOERBEL & BRENDENBERGER 2005)“.

Die Bildung von Biomasse⁴ wird, je nach dem ob es sich um Neu- (Produzenten) oder Umbildung (Konsumenten) handelt, genauer als Primär- oder Sekundärproduktion bezeichnet. Der Begriff Produktion ist doppelsinnig. Bei der Kennzeichnung der drei organismischen Funktionsgruppen (Produzenten, Konsumenten & Destruenten) wird er ausnahmslos für die photoautotrophe Neubildung von Biomasse verwendet. In seiner trivialen Bedeutung ist dieser Begriff aber mit jeder Bildung von Biomasse gleichzusetzen. Die Änderung der Biomasse ist nicht gleichzusetzen mit ihrer (spezifischen) Produktionsrate. Denn die Biomasseänderung ergibt sich aus der Nettoproduktion (Produktion minus Atmung) und der Summe aller Verluste (v.a. Exkretion, Tod, Fraß u. a.). Aus der Ermittlung der Biomasse zu einem diskreten Zeitpunkt kann die Produktion nicht angegeben werden - dies betrifft aber den „standing crop“.

Die Biomasse kann auf verschiedene Art und Weise ermittelt werden, bspw. als Feuchtgewicht, Trockengewicht, aschefreies Trockengewicht, in Kalorien oder Joule. Standardisierte Konvertierungsfaktoren zwischen den unterschiedlichen Gewichtsangaben gibt es nicht, auch nicht zwischen Gewichts- und Energiewertangabe. Anhand vielfacher Wiederholungsmessungen kann für jede Art im Idealfall eine Längen-Gewichts-Regression ermittelt werden, die sich allerdings nur auf eine (festgelegte) Maßeinheit bezieht. Darüber hinaus erschweren bzw. Verhindern unterschiedliche Strategien bei der Probenahme und das Methoden-Design, ob bei der Probenentnahme oder Bearbeitung, den Vergleich.

Dies nur als erster Hinweis auf die zu erwartenden Schwierigkeiten, Gemeinsamkeiten aus verschiedenen Untersuchungen zu ziehen.

2.2.1 Phytoplankton

Als Primärproduzent und Nahrungsquelle für höhere trophische Ebenen nimmt das Phytoplankton eine zentrale Position in der Tideelbe ein. Darüber hinaus ist es nach seinem Absterben, als abbaubares organisches Material von Bedeutung für den Sauerstoffhaushalt der TEL.

Zum Phytoplankton zählen alle autotrophen Planktonorganismen, die Photosynthese betreiben. Diese werden, wie andere Planktonorganismen, u. a. in Größenklassen eingeteilt, von denen die Nanoplankter (2 µm bis 20 µm) schwer einer Ernährungsform zuzuordnen sind (viele dieser Organismen ernähren sich mixotroph). Im Folgenden wird nur das Phytoplankton berücksichtigt, welches Photosynthese betreibt.

Die Zusammensetzung und Entwicklung der Biomasse der Phytoplanktongemeinschaft wird allgemein durch abiotische (Nährstoffangebot, Unterwasserlichtverfügbarkeit, Temperatur, Aufenthaltszeiten, Sedimentation des Planktons in tiefere Wasserschichten) und biotische Faktoren (Fraßdruck durch Zooplankton und benthische Wirbellose) bestimmt, die wiederum in Wechselwirkung miteinander stehen. Diese Faktoren können trotz der z. T. hohen Strömung in der Tideelbe wirken, da durch die Stromumkehr während der Gezeiten und durch das Stromaufwärtsfließen des Wassers bei Flut die Verweildauer des Wasserkörpers insgesamt groß ist. Zusätzlich haben die Abflussmengen aus dem Oberlauf der Elbe einen Einfluss auf die Phytoplanktongemeinschaften.

⁴ Biomasse = fünf wichtige Elemente, die bei der Synthese eine Rolle spielen, werden berücksichtigt: organischer Kohlenstoff, Wasserstoff, Sauerstoff, Stickstoff und Phosphor in den „idealen“ Verhältnissen 106 : 180 : 45 : 16 : 1

Durch geringe Abflussmengen z. B. werden hohe Algenproduktionen im Mittellauf der Elbe begünstigt und eine geringe Produktion in der Tideelbe hervorgerufen, da die Nährstoffe hier schon verbraucht sind (SCHÖL 2008). Allerdings bewirken hohe Oberwasserabflüsse geringe Verweilzeiten des Wasserkörpers und damit des Phytoplanktons z. T. bis auf wenige Tage. Daher verdriftet das Phytoplankton durch die unterschiedlichen Salzgehaltszonen (mit erhöhter Sauerstoffzehrung), ohne dass es zu einer ausreichenden Regeneration der Phytoplanktonbestände durch Vermehrung kommen kann (UVU-Materialband VII 1997).

Auch die für das Elbeästuar typische Trübung des Wasserkörpers beeinflusst das Phytoplankton in seinem Wachstum. Die Trübungszone entsteht durch eine Akkumulation von Schwebstoffen, weil über längere Zeiträume der Netto-Transport von Feststoffen in Richtung Nordsee kleiner ist als der Transport von Oberstrom. Der Schwerpunkt der Trübungszone liegt etwa zwischen der Schwingemündung und Brunsbüttel (BERGEMANN 1995, 2004). Bei maximaler Ausdehnung erstreckt sie sich von Seemannshöft (km 628,8) bis zur Insel Scharhörn (km 746,3). Hier wird das Algenwachstum eher durch Licht als durch Nährstoffe limitiert (MISCHKE & BEHRENDT 2005). Die wesentliche Bedeutung des Lichtes für die Produktion des Phytoplanktons in der Elbe konnte in vergangenen Untersuchungen belegt werden (UVU-MATERIALBAND VII 1997). Die Ausdehnung der euphotischen Zone, in der noch eine positive Nettophotosynthese möglich ist, liegt zwischen 30 cm in der Trübungszone bei Brunsbüttel und max. 200 cm im limnischen Bereich (NÖTHLICH 1972, ARGE ELBE 1984, KIES et al. 1992). Die Verweildauer des Phytoplanktons in der euphotischen Zone ist aufgrund der hohen Trübung und starken Turbulenzen sehr kurz. Daher kann hier nur etwa 20 % des Phytoplanktons zur biogenen Sauerstoffproduktion beitragen (FAST 1993).

Schließlich ist der Salzgehalt ein bestimmender Faktor für die Entwicklung und Zusammensetzung des Phytoplanktons. Die Brackwasserzone der Tideelbe ist aufgrund des ständig wechselnden Salzgehaltes und der durch die Tiden bedingten starken Wassertrübung durch Schwebstoffe (vgl. Kap. 2.1) sowohl für limnische als auch für marine Arten kein optimaler Lebensraum.

2.2.1.1 *Datengrundlage*

Im Folgenden werden der strukturelle Aufbau und die Biomasse des Phytoplanktons im Längsverlauf der Tideelbe beschrieben. Als Kenngröße für die Ermittlung der Phytoplankton-Biomasse dient die Chlorophyll-a-Konzentration [$\mu\text{g/l}$]. Darüber hinaus wird das Phytoplankton qualitativ sowie quantitativ über Artenlisten und Abundanzen von Arten bzw. Algengruppen beschrieben.

Grundlage hierfür bilden die im Tideelbestrom von Geesthacht bis Cuxhaven stattfindenden Untersuchungen bzw. vorliegenden Daten aus dem ARGE-ELBE-Messprogramm. Bei der Auswahl des betrachteten Zeitraums und der Wahl des Datenpools waren die Aktualität der Daten und eine der hohen Variabilität des Phytoplanktons gerecht werdende zeitliche wie räumliche Probenahmedichte im Betrachtungsraum zu beachten. Darüber hinaus galt es, die im Längsverlauf des Tideelbestroms vorhandenen Gradienten vom limnischen, oligohalinen bis hin zum meso- und polyhalinen Abschnitt abzubilden.

Ein Vergleich der Daten der Dauermessstationen und der Hubschrauber-Längsprofile ergab, dass letztere für den gesamten Tideelbestrom die durchgängigsten (zeitlich wie räumlich) Daten liefern. Die Längsprofile haben darüber hinaus den Vorteil, dass mit der Hubschrauberbefliegung an allen Punkten zum jeweils gleichen Zeitpunkt der Tidephase eine Wasserprobe entnommen wird. Damit bieten die Längsprofile eine höchstmögliche Vergleichbarkeit der Proben bzw. Daten im Hinblick auf den Gezeiteinfluss (ARGE ELBE 2000).

Über die Hubschrauberbefliegungen wird das Phytoplankton jährlich sechs Mal, und zwar in den Monaten Februar, Mai, Juni, Juli, August und November, an sechs Messstellen im Elbestrom gemessen. Hiervon wurden die Messstellen Zollenspieker (Zo - km 598,7), Seemannshöft (Se - km 628,8), Grauerort (Gr - km 660,5) und Cuxhaven Kugelbake (Ku - km 727,0) für die Be-

schreibung des Phytoplanktons im Tideelbestrom ausgewählt. Dabei repräsentieren Zollen-spieker und Seemannshöft den limnischen Abschnitt ober- und unterhalb Hamburgs, Grauerort den oligohalinen und Kugelbake den meso-/polyhalinen Abschnitt der TEL (vgl. Kap. 1.1, Abb. 1). Insgesamt wurden für die Beschreibung des Phytoplanktons die nachstehenden Daten für den Tideelbestrom ausgewertet:

Zahlentafeln 2002-2007 der ARBEITSGEMEINSCHAFT FÜR DIE REINHALTUNG DER ELBE (ARGE ELBE 2004, 2005a+b, 2007a+b):

- Chlorophyll-a-Messungen der Hubschrauber-Längsprofile für die Jahre 2002-2006

Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz (NLWKN), Betriebsstelle Stade (schrift. Mitt. BAUMGÄRTNER 2009):

- Chlorophyll-a-Messungen der Hubschrauber-Längsprofile für die Jahre 2008-2009

Für das Jahr 2007 liegen keine Chlorophyll-a-Daten vor, da keine Messungen erfolgten. Darüber hinaus wurden bereits ausgewertete Daten zur taxonomischen und strukturellen Zusammensetzung aus den Unterlagen zur „Anpassung der Fahrrinne der Unter- und Außenelbe“ (IBL 2007) entnommen und aufbereitet.

2.2.1.2 *Status quo Phytoplankton*

Die qualitative und quantitative Zusammensetzung der Phytoplanktongemeinschaft der Tideelbe wird im gesamten Verlauf hauptsächlich von Diatomeen (Kieselalgen), Chlorophyceen (Grünalgen) und Cyanophyceen (Blaualgen) bestimmt.

Was die **taxonomische Zusammensetzung** anbelangt, so machen diese drei Algenklassen bis zu 90 % aller Taxa im Betrachtungszeitraum 1997-2004 aus (IBL 2007). Dabei verteilen sich die Anteile zu ca. 10 % auf die Blaualgen, während die Kieselalgen und Grünalgen je nach Standort 30-50 % ausmachen. Alle übrigen Algenklassen (Dinophyceae, Chrysophyceae, Conjugatophyceae, Euglenophyceae und Cryptophyceae) sind entsprechend mit insgesamt maximal 10 % am Bestandsaufbau beteiligt. Eine Ausnahme hiervon bildet der äußerste Mündungsbe-reich, wo neben den Kieselalgen die Gruppe der Cryptophyceen vorherrschen. Die mittleren Artenzahlen für die ausgewertete Zeitreihe liegen für den limnischen Abschnitt oberhalb Ham-burgs bei 46 und unterhalb Hamburgs bei 43. Unterhalb von Grauerort beträgt die Artenzahl im Durchschnitt 34. Damit ist das Phytoplankton der Tideelbe artenreich (KIES 2006).

Im limnischen Abschnitt unterhalb Hamburgs dominieren im heutigen Zustand ganzjährig zentri-sche Kieselalgen, insbesondere Arten der Gattung *Stephanodiscus*, *Cyclostephanus*, *Aulacoseira* und *Cyclotella* die Phytoplanktongemeinschaft. Als Plankton-Leitformen des Fließgewässertyps 22.3 Ströme der Marschen, zu dem der Elbabschnitt von unterhalb Hamburg bis Grauerort gehört, werden aktuell die Arten *Actinocyclus normanii* und *Stephanodiscus lucens* angesehen (vgl. ARGE ELBE (2007): Entwurf Steckbrief OWK Elbe-West; FGW-Typ 22.3, Subtyp Tideelbe, Stand 10.05.07). Oberhalb Hamburgs kommen zusätzlich coccale Grünalgen vor, bei denen es sich um typische Süßwasserplankter handelt (vgl. ARGE ELBE (2007): Entwurf Steckbrief OWK Elbe-Ost; FGW-Typ 20: Sandgeprägte Ströme, Subtyp Tideelbe, Stand 11.05.07).

Auch im oligohalinen Abschnitt unterhalb von Grauerort, der zum Übergangsgewässer gehört, treten die zentrischen Kieselalgen *Actinocyclus normanii*, *Aulacoseira granulata* und *Stephano-discus hantzschii* regelmäßig auf. Hierbei handelt es sich um kosmopolitische Plankter, die einen erhöhten Elektrolytgehalt tolerieren (KRAMMER & LANGE-BERTALOT 1988-1997, zit. in IBL 2007). Häufig ist ferner *Cyclotella striata*, eine Brackwasserart, die auch in flachen Küstenge-wässern vorkommt. Unter den Grünalgen kommen die Gattungen *Crucigenia*, *Monoraphidium*, *Scenedesmus* und *Tetrastrum* regelmäßig vor. Elbabwärts im meso- und polyhalinen Bereich treten vermehrt Brack- und Salzwasserarten hinzu.

Auch bei der **quantitativen Zusammensetzung** wird das Phytoplankton von den zuvor genannten drei Algengruppen beherrscht. Im Zeitraum 1997-2004 dominieren anhand der Zellzahlen bei Zollenspieker und Seemannshöft die Kieselalgen gefolgt von den Grünalgen. Bei Grauerort sind deren Anteile vertauscht. Mit 5-15 % sind die Blaualgen und mit weniger als 10 % die übrigen Algengruppen am quantitativen Aufbau beteiligt (Abb. 5, obere Fig.). Von einer weitergehenden Differenzierung der Algengruppen (z. B. in filamentöse Formen oder Aggregatbildner) wurde abgesehen, da sich die Angaben zu den Mortalitätsraten infolge einer Kühlwasserpassage in der Literatur nahezu ausschließlich auf Phytoplankton allgemein beziehen. Es wird maximal zwischen den vorgenannten Algengruppen unterschieden (vgl. Kap.4.1).

Da die Kieselalgen deutlich größere bzw. voluminösere Zellen ausbilden als Blau- und Grünalgen, ist ihr Anteil am Aufbau der Biomasse unter Berücksichtigung des Biovolumens entsprechend höher, als bei der Betrachtung der Zellzahlen zum Tragen kommt (Abb. 5, untere Fig.). Hiernach machen die Diatomeen weit über 80 % der Phytoplankton-Biomasse in der TEL aus. Es folgen weit abgeschlagen die Cyanophyceen mit 4-7 % und die Chlorophyceen mit 3-5 %.

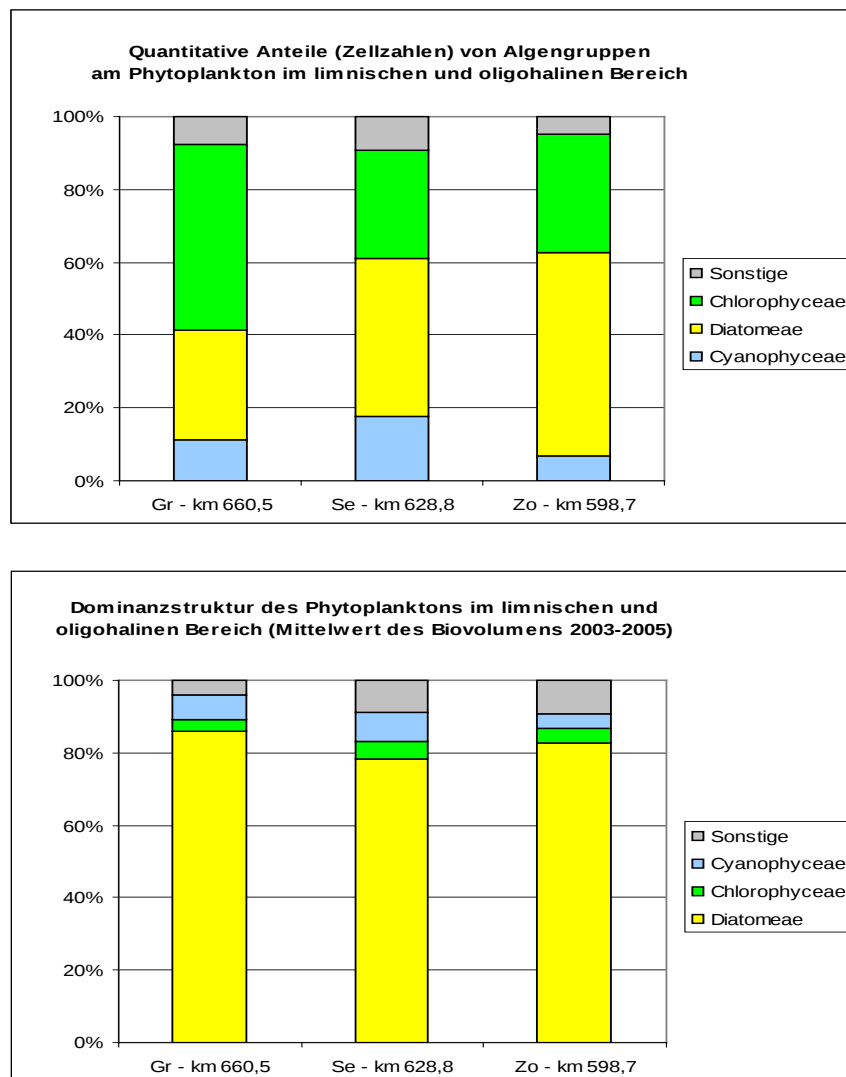


Abb. 5: Spezifische Biomasseparameter (Zellzahl und Biovolumen) des Phytoplanktons an den Messstationen im limnischen und oligohalinen Abschnitt der TEL
obere Fig. = Prozentuale Anteile der Zellzahlen wichtiger Algengruppen für den Zeitraum 1997-2004 (nach IBL 2007) und untere Fig. = Dominanzstruktur des Phytoplanktons anhand des Biovolumens für den Zeitraum 2003-2005 (Datengrundlage: SPETH & SPETH GbR (2003); DÜRSELEN / AQUAECOLOG (2004); GUTOWSKI (2005) jeweils im Auftrag der ARGE ELBE)

Im Verlauf der TEL zeigen beide Parameter ein starke stromabwärts gerichtete Abnahme. So nimmt die Gesamtzellzahl von 43,7 Mio. bei Zollenspieker auf 10,7 Mio. bei Seemannshöft, d. h. auf etwa ein Viertel ab. Diese Zahl sinkt noch einmal um ein Zehntel auf 1,5 Mio. bei Grauerort und erreicht bei Kugelbake mit < 1 Millionen Zellen pro Liter nur noch ca. 2 % der bei Zollerspieker gemessenen Zellzahl. Aufgrund der geringen Zellzahlen bei Kugelbake wiesen die quantitativen Anteile sehr starke jährliche Unterschiede auf, so dass in Abbildung 5 auf die Darstellung der Verteilung der Algengruppen verzichtet wurde. Hier hat neben den Kieselalgen die Gruppe der Cryptophyceen offenbar größere Anteile am Phytoplankton. Das Biovolumen verringert sich von knapp 20 mm³/l bei Zollenspieker auf 6 mm³/l bei Seemannshöft und 1,5 mm³/l bei Grauerort ab.

Da alle Phytoplankter (Cyanobakterien und Eukaryoten) Chlorophyll-a enthalten, wird die **Phytoplankton-Biomasse** häufig als **Chlorophyll-a-Konzentration** [µg/l] angegeben. Der Chlorophyll-Gehalt ist abhängig vom physiologischen Zustand der Algen und variiert innerhalb der Algenklassen, so dass die Chlorophyll-a-Konzentrationen Näherungswerte der Phytoplankton-Biomasse darstellen. Die Chlorophyll-a-Konzentration wird somit als Hilfsgröße verstanden und gibt die Phytoplanktongemeinschaft summarisch wieder.

Aus der Abbildung 6 und der dazugehörigen Tabelle 2 geht hervor, dass sich **stromabwärts eine starke Abnahme der Chlorophyll-a-Konzentrationen** verzeichnen lässt. Diese nehmen in der Vegetationsperiode Mai bis August von 151,5 µg/l bei Zollenspieker auf 9,0 µg/l bei Kugelbake ab (Median der Zeitreihe 2002-2006 und 2008-2009). Dabei reduziert sich der Chlorophyll-a-Gehalt zunächst von Zollenspieker nach Seemannshöft von 151,5 µg/l auf 49,0 µg/l, was einem Verbleib von 32 % der oberhalb des Hamburger Hafens ermittelten Algenbiomasse entspricht.

Von Seemannshöft nach Grauerort sinkt der Chlorophyll-a-Gehalt von 49,0 µg/l auf 13,0 µg/l und wird damit noch einmal um mehr als zwei Drittel reduziert. Ab hier setzt sich der Rückgang bis Cuxhaven Kugelbake auf 9,0 µg/l weiter fort. Die Chlorophyll-a-Konzentration entspricht hier nur noch 6 % der bei Zollenspieker innerhalb der gleichen Tidephase gemessenen Werte.

Tab. 2: Chlorophyll-a-Konzentration [µg/l] im Verlauf des Tideelbestroms - Zeitreihe 2002-2006 und 2008-2009 für alle 6 Messungen (Feb - Nov) der Hubschrauber-Längsprofile bzw. für die 4 Messungen innerhalb der Vegetationsperiode des Phytoplanktons (Mai - Aug)

2002-2006 und 2008-2009	Minimum		Mittelwert		Median		90 % Perzentil		Maximum	
	Feb- Nov	Mai- Aug	Feb- Nov	Mai- Aug	Feb- Nov	Mai- Aug	Feb- Nov	Mai- Aug	Feb- Nov	Mai- Aug
Zollenspieker km 598,7	4,4	44,4	109,9	152,0	114,5	151,5	215,1	225,0	296,0	296,0
Seemannshöft km 628,8	5,9	28,0	44,8	60,5	40,0	49,0	91,8	97,1	130,0	130,0
Grauerort km 660,5	4,4	6,0	16,9	19,9	12,5	13,0	25,9	41,5	85,0	85,0
Kugelbake km 727,0	2,0	3,0	8,7	10,2	8,5	9,0	14,0	14,5	41,0	41,0

Die hohen Algenbiomassen bei Zollenspieker gehen nur zu einem geringen Teil auf autochthone Algenproduktion zurück. Vielmehr stammt der größte Teil des Phytoplanktons von oberstrom. Bis in die 1980er und 1990er Jahre begrenzte die stoffliche Belastung der Elbe die Entwicklung größerer Planktonpopulationen im Bereich der mittleren Elbe. Seitdem hat sich die Gewässergüte wesentlich verbessert, was ein starkes Wachstum des Phytoplanktons im Sommer ermöglicht.

Die starke Abnahme der Chlorophyll-a-Konzentration in der TEL unterhalb des Hamburger Hafens ist auf die Veränderung des Verhältnisses von Oberfläche zu Tiefe (von KN 2–3 m Tiefe bei Bunthaus auf KN 10–15 m Tiefe im Hafengebiet) zurückzuführen. Hier verringert sich die Fließgeschwindigkeit, was zu einem verstärkten Absinken der Phytoplankter aus der euphotischen Zone führt, was dann ein vermehrtes Absterben der Phytoplankter auslöst. Außerdem verursacht das vergrößerte Wasservolumen durch Verdünnungseffekte eine Reduzierung der Primärproduzenten.

Die für das Phytoplankton anhand der Medianwerte beschriebene Tendenz der **stromabwärts gerichteten Biomasseabnahme** gilt auch für den Mittelwert sowie die Extremwerte für die Vegetationsperiode der betrachteten Zeitreihe, wie die nachfolgende Abbildung 6 zeigt. Dabei liegen die Minimum-Werte zwischen 44,4 µg/l bei Zollenspieker und 3,0 µg/l bei Kugelbake. Die Maxima betrugen 296,0 µg/l oberhalb von Hamburg und 41,0 µg/l im Mündungsbereich der TEL.

Lediglich die Minimum-Werte nähern sich unter Berücksichtigung der Messungen außerhalb der Vegetationsperiode Februar und November für alle Messstellen einander an. Ursache hierfür sind der allgemeine Temperaturrückgang und die schlechten Lichtverhältnisse, die das Wachstum des Phytoplanktons in den Wintermonaten begrenzen.

Anhand der aufgezeigten stromabwärts gerichteten Abnahme der Chlorophyll-a-Konzentration in der TEL können die Messstellen und damit die Elbabschnitte, die sie repräsentieren in Anlehnung an die zur Phytoplankton-Bewertung gemäß EG-WRRL vorliegende Klassifizierung (MISCHKE et al. 2005) in planktonführende (> 20 µg/l) und planktonarme (< 20 µg/l) Abschnitte eingeteilt werden.

In der nachstehenden Tabelle 3 sind die mittleren und maximalen Chlorophyll-a-Konzentrationen für die Jahre 2002-2006 und 2008-2009 dargestellt. Hieraus geht hervor, dass an den Messstellen Zollenspieker und Seemannshöft, d. h. im limnischen Abschnitt über die gesamte Zeitreihe der Wert von 20 µg/l Chlorophyll-a durchweg überschritten wurde. Flussabwärts im oligohalinen Abschnitt (Messstelle Grauerort) geschah dies nur in den Jahren 2002 und 2006. Im meso-/polyhalinen Abschnitt (Messstelle Kugelbake) wurde dieser Wert anhand der mittleren Chlorophyll-a-Gehalte nicht erreicht.

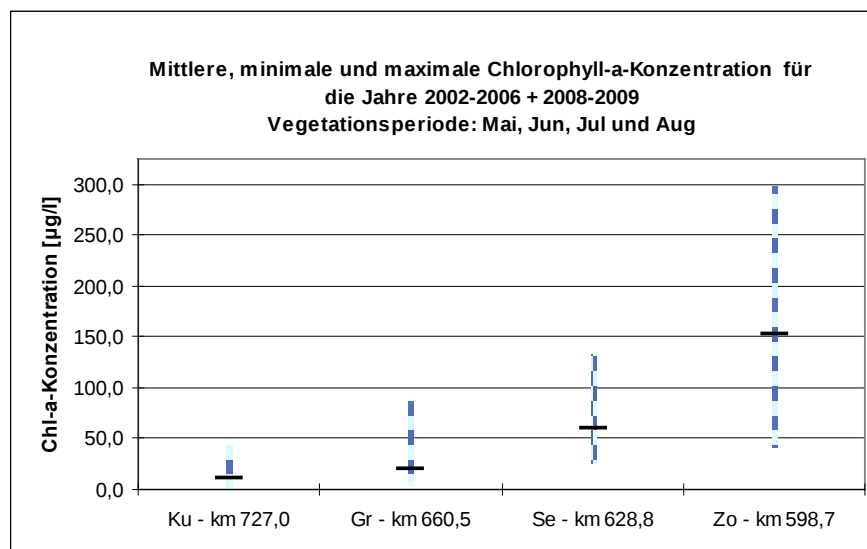


Abb. 6: Chlorophyll-a-Konzentration für die Jahre 2002-2006 und 2008-2009 im Längsverlauf der TEL von Zollenspieker bis Kugelbake für die Vegetationsperiode Mai bis August

Auf der Basis der ausgewerteten Chlorophyll-a-Konzentrationen kann der limnische Abschnitt der Tideelbe als planktonführend eingestuft werden, während der oligohaline und der meso-/polyhaline Abschnitt als planktonarm gelten.

Tab. 3: Mittlere und maximale Chlorophyll-a-Konzentration [$\mu\text{g/l}$] der Zeitreihe 2002-2006 und 2008-2009 innerhalb der Vegetationsperiode des Phytoplanktons (Mai-Aug, 2009: Mai-Jun) - blau markiert = mittlere Chl-a-Konz. > 20 $\mu\text{g/l}$

	Kugelbake km 727,0		Grauerort km 660,5		Seemannshöft km 628,8		Zollenspieker km 598,7	
	Mittelwert	Maximum	Mittelwert	Maximum	Mittelwert	Maximum	Mittelwert	Maximum
2002	7,1	10,4	27,4	54,8	89,9	130,0	189,6	296,0
2003	9,8	12,0	15,8	21,0	43,0	61,0	130,3	168,0
2004	7,5	11,0	10,3	15,0	57,0	72,0	199,0	230,0
2005	16,8	41,0	12,3	16,0	70,3	105,0	183,5	213,0
2006	5,5	6,0	46,3	85,0	54,8	76,0	78,3	95,0
2007	keine Messungen							
2008	14,5	20,0	13,3	19,0	37,0	46,0	137,8	162,0
2009	10,5	14,0	9,0	12,0	71,0	83,0	139,5	145,0

Die Phytoplanktongemeinschaft unterliegt einer **saisonalen Dynamik**. Der jährliche Wechsel von Vegetationsperiode und relativer Vegetationsruhe ist in erster Linie mit jahreszeitlichen Veränderungen verknüpft. Günstige Temperatur- und Nährstoffverhältnisse bedingen im Frühjahr einen Anstieg der Primärproduktion. Daraus resultiert eine starke Zunahme der Phytoplankton-Biomasse - das so genannte Frühjahrsmaximum. Dem anschließenden, vorübergehenden Rückgang der Biomasse im Sommer (unter anderem durch Fraßdruck und Silikatmangel) folgt ein zweiter, meist geringerer Biomasseanstieg im zeitigen Herbst.

Die Auswertung der monatlichen Chlorophyll-a-Konzentrationen aus den Längsprofilmessungen (Abb. 7) zeigt, dass der Wechsel von winterlicher Ruhephase und sommerlicher Vegetationsperiode besonders ausgeprägt ist für die Phytoplanktongemeinschaft im limnischen Abschnitt der TEL. Aber auch bei Grauerort und Kugelbake ist ein Schwerpunkt der Entwicklung des Phytoplanktons in den Sommermonaten erkennbar.

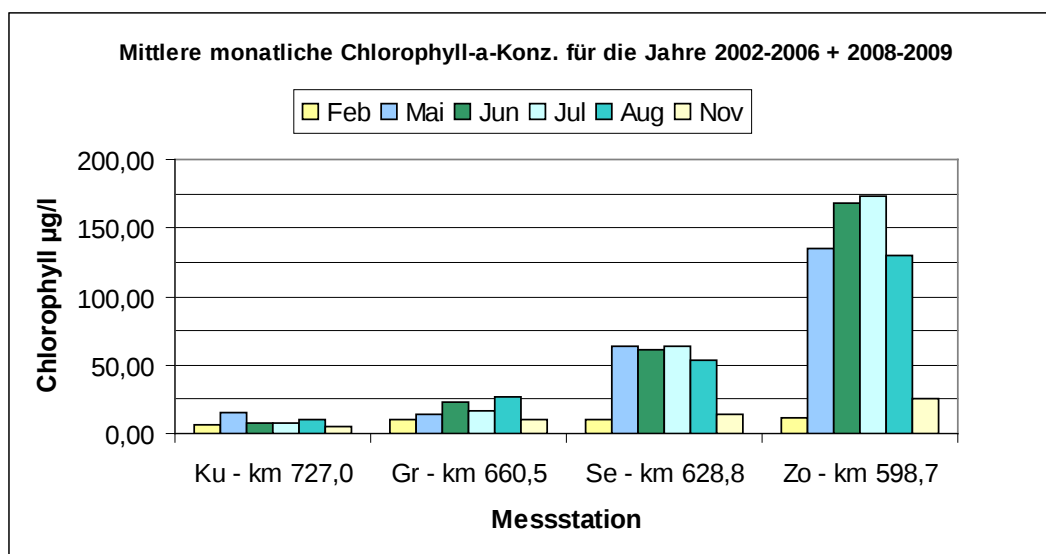


Abb. 7: Mittlere monatliche Chlorophyll-a-Konzentration für die Jahre 2002-2006 und 2008-2009 im Längsverlauf der TEL

Analog zur Chlorophyll-a-Konzentration spiegelt der **Phaeophytingehalt** (Summe der Abbauprodukte des Chlorophyll-a) die Vitalität der Phytoplanktongemeinschaft wider. Abbauprodukte entstehen vermehrt unter ungünstigen Bedingungen, wie Licht- und Nährstoffmangel, sowie Fraßdruck. Nähern sich die Phaeopigment- und die Chlorophyll-a-Konzentrationen an (Quotient aus Phaeo/Chloro a = 1), ist dies ein Indiz für gesteigerte Phytoplanktonmortalität in gealterten und/oder geschädigten, nicht mehr im Wachstum befindlichen Phytoplanktonbiozöten.

Im Allgemeinen finden sich niedrige Quotienten von < 1 von Geesthacht bis etwa Seemannshöft. Ab hier liegen die Werte > 1 , so dass hier die Biomasse im Durchschnitt mehr Phaeophytin als Chlorophyll-a enthält. Allerdings schwanken die Werte insgesamt stark (IBL 2007). Die hohen Quotienten unterhalb Seemannshöft stehen auch im Zusammenhang mit der eingangs erwähnten Trübungszone und der stattfindenden Akkumulation von Schwebstoffen.

2.2.1.3 *Fazit Status quo Phytoplankton im Tideelbestrom*

- Bestandsbildner sowohl qualitativ (Artenzahl) als auch quantitativ (Zellzahlen) im gesamten Verlauf der Tideelbe von Geesthacht bis Kugelbake sind Kieselalgen (Diatomeen), Grünalgen (Chlorophyceen) und Blaualgen (Cyanophyceen).
- Die Kieselalgen steuern an allen Messstellen die weitaus größten Biomasseanteile bei, gefolgt von Blaualgen und coccalen Grünalgen, die geringe Biomasseanteile, jedoch ähnlich hohe Zellzahlen wie die Kieselalgen aufweisen. Alle übrigen Algengruppen tragen nur wenig zum Bestandsaufbau des Phytoplanktons bei.
- Die Artenspektren des limnischen und des oligohalinen Elbabschnitts entsprechen sich weitgehend. Elbabwärts treten dagegen Brack- und Salzwasserarten hinzu.
- Wichtige Arten sind die centriscen Kieselalgen *Cyclotella meneghiniana*, *Stephanodiscus hantzschii* und *Aulacoseira granulata* im limnischen Bereich und *Actinocyclus normanii* und *Cyclotella striata* im mixohalinen Bereich.
- Von Zollenspieker bis Kugelbake nehmen die Gesamtzellzahl und die Chlorophyll-a-Konzentration und damit die Phytoplankton-Biomasse kontinuierlich ab. Die stärkste Abnahme erfolgt während der Passage des Hamburger Hafens, d. h. zwischen Zollenspieker und Seemannshöft.
- Der Chlorophyll-a-Gehalt reduziert sich von Zollenspieker nach Seemannshöft von 151,5 µg/l auf 49,0 µg/l. Von Seemannshöft nach Grauerort sinkt er von 49,0 µg/l auf 13,0 µg/l und bis Kugelbake weiter auf 9,0 µg/l. Die Chlorophyll-a-Konzentration entspricht hier nur noch 6 % der bei Zollenspieker innerhalb der gleichen Tidephase gemessenen Werte.
- Die ausgewerteten Zeitreihen 2002-2006 und 2008-2009 zeigen keinen Trend hin zur allgemeinen Zu- oder Abnahme der Chlorophyll-Konzentrationen im Tideelbestrom an den jeweiligen Stationen. Auffallend sind starke jährliche Unterschiede, die insbesondere durch die Abflusssituation bestimmt werden, an allen Stationen.
- Der limnische Abschnitt der TEL kann als planktonführend bezeichnet werden, da die mittleren Chlorophyll-a-Konzentrationen den Wert von > 20 µg/l dauerhaft übersteigen.
- Ab Grauerort liegen die Chlorophyll-a-Konzentrationen mit Ausnahme der Jahre 2002 und 2006 < 20 µg/l und bei Kugelbake wird dieser Wert dauerhaft deutlich unterschritten. Damit sind der oligohaline und der meso-/polyhaline Elbabschnitt als planktonarm einzustufen.
- Das Phytoplankton zeigt eine ausgeprägte saisonale Dynamik mit einem Vegetationsmaximum im Frühjahr und einem zweiten, meist geringer ausgeprägten im Spätsommer.
- Der Phaeophytin/Chlorophyll-a-Quotient, der als Zeiger für die Vitalität der Phytoplanktongemeinschaft angesehen wird, liegt von Geesthacht bis ca. Seemannshöft < 1 . Ab hier steigt er stromabwärts auf Werte > 1 .

2.2.2 Zooplankton

Die typische Lebensgemeinschaft des freien Wasserkörpers ist das Plankton. Charakteristisch für diese Zönose ist das Schweben, das beim Zooplankton mit der Fähigkeit des aktiven Schwimmens kombiniert ist. Verglichen mit der Wasserbewegung im Fluss ist die Eigenbewegung des Zooplanktons jedoch unbedeutend: Alle Plankter werden fast immer passiv verdriftet. I. d. R. dient die Eigenbewegung der Höhenkorrektur, dem Nahrungserwerb, der Flucht.

Das Zooplankton ist eine sehr diverse Gemeinschaft; fast alle Tierstämme sind in ihr vertreten, entweder als Meroplankton (planktisch nur in bestimmten Lebensphasen, Entwicklungszyklen) oder als Holoplankton (der gesamte Lebenszyklus ist planktisch). Die Einteilung des Zooplanktons basiert (a) auf der Systematik und Taxonomie der Stämme des Tierreichs und (b) auf Größenklassen (SOMMER 1994). Die Körpergrößen reichen von „mikroskopisch klein“ (bspw. Einzeller von 0,2 – 200 µm) bis zu > 2 cm (bspw. Fischlarven). Für den vorliegenden Beitrag gilt die Beschränkung auf das Meso- und Makro-Zooplankton (Größenklassen von 200 µm über 1.000 µm bis zu 2 cm). Das sind im wesentlichen Copepoden (Ruderfußkrebse), Cladoceren (Blattfußkrebse), einige Rotatorien (Rädertiere), Mysidaceen (Spaltfußkrebse) sowie Palaemonidae und Crangonidae (Garnelen).

Im Rahmen der vorliegenden Studie beschränkten sich alle nachfolgenden Ausführungen einzig auf Literaturdaten: v.a. BERNÁT (1988), FIEDLER (1991), PEITSCH (1992), BERNÁT et al. (1994), KÖPCKE & KAUSCH (1996), KÖPCKE (2002, 2004). Die grundlegenden Arbeiten von SCHULZ (1961), GIERE (1968) und NÖTLICH (1972) sind eher historisch und bleiben im Wesentlichen unberücksichtigt. Verschwiegen werden darf allerdings nicht, dass die Datengrundlage für die Auswertung des Zooplanktons mit Mängeln behaftet ist, da keine neueren Angaben seit 1990 vorliegen. Deshalb die Beschränkung der Analyse vorrangig auf die Untersuchungsergebnisse des interdisziplinären Sonderforschungsbereichs 327 „Wechselwirkungen zwischen abiotischen und biotischen Prozessen in der Tide-Elbe, Teilprojekt B3“ (u.a. KAUSCH & NELLEN 1994).

Andererseits drängt sich in diesem Zusammenhang förmlich die Frage auf, hat sich in den letzten 20 Jahren, seit der Wiedervereinigung und sukzessiven Verbesserung der Rahmenbedingungen, das Zooplankton des Elbeästuars qualitativ-quantitativ grundlegend verändert? Nach gutachterlicher Einschätzung wahrscheinlich nicht. Begründung:

Mit Stilllegung der schadstoffemittierenden Industrie- und Gewerbebetriebe der ehemaligen DDR und ČSSR hat sich die Gewässergüte der Elbe seit 1990 positiv verändert, und dieser Trend hat sich nicht umgekehrt. Die letzte Elbe-Vertiefung (1999-2000), als letzte, bedeutende Strombaumaßnahme, hatte auf die Wirbellosenfauna keine nachweisbaren Auswirkungen (BIOCONSULT 1999, 2002-2005), allerdings war Zooplankton nicht Gegenstand der Beweissicherung. Die Antwort haben die Gutachter aber bereits damals mit der Vorlage des UVU-MATERIALBANDs VII (1997) gegeben: Dem Ist-Zustand des Zooplanktons in den Untersuchungsabschnitten wurde grundsätzlich eine hohe bis mittlere Wertigkeit zugebilligt. Gemäß den Kriterien der EU-WFD (2001) entspräche dies einer guten bis mäßigen ökologischen Zustandsklasse. Die Beeinträchtigungen des Zooplanktons durch Ausbau, Betrieb und Unterhaltungsaufwand wurden von den Gutachtern gering eingeschätzt. So formulierten sie: „Keine der prognostizierten ... Veränderungen wird bewirken, daß sich die Bewertung eines ganzen Untersuchungsabschnittes (...) um eine Wertstufe verschiebt“ (UVU-MATERIALBAND VII l.c.).

2.2.2.1 Artenspektrum

Im Zooplankton der TEL werden massenhaft calanoide und cyclopoide Copepoden (Ruderfußkrebse) gefunden, assoziiert mit Cladoceren (Blattfußkrebse), Rotatorien (Rädertiere), Turbellarien und Nematoden (niedere Würmer), Oligochäten (wenigborstige Würmer) sowie Larvenstadien von Mollusken, aber auch die Medusengenerationen von Coelenteraten (Hohltiere). Mit zu-

nehmendem Salzgehalt außerdem Larven von Polychäten (vielborstige Würmer), Cirripedia (Rankenfüßkrebse), Echinodermata (Seesterne) und Bryozoa (Moostierchen).

Tab. 4: Spektrum des Zooplanktons (nicht vollständig; Beschränkung auf das Wesentliche der Biozönose)
 Quellen: PEITSCH (1992), KAUSCH & PEITSCH (1992), PEITSCH et al. (2000), KÖPCKE & KAUSCH (1996), UVU-MATERIALBAND VII (1997), HOLST et al. (1998), KÖPCKE (2002, 2004)

Phyla	System	Art
Porifera		Planulae-Larven
Coelenterata	Hydrozoa	<i>Bougainvillia ramosa</i>
		<i>Bougainvillia</i> spp.
		<i>Cordylophora caspia</i>
		<i>Obelia</i> spp.
		<i>Rathkei</i> spp.
		<i>Sarsia</i> spp.
	Scyphozoa	<i>Aurelia aurita</i> - Ephyra
Plathelminthes	Turbellaria	divers
	Nematoda	divers
Nemertini		divers
Nemathelminthes	Rotatoria	<i>Asplanchna</i> sp.
		<i>Brachionus angularis</i>
		<i>Brachionus calyciflorus</i>
		<i>Brachionus quadridentatus</i>
		<i>Brachionus urceolaris</i>
		<i>Brachionus</i> spp.
		<i>Cephalodella gibba</i>
		<i>Filinia cornuta</i>
		<i>Filinia longiseta</i>
		<i>Filinia</i> spp.
		<i>Keratella cochlearis</i>
		<i>Keratella quadrata</i>
		<i>Monostyla</i> spp.
		<i>Notholca</i> spp.
		<i>Philodina</i> spp.
		<i>Polyarthra dolichoptera</i>
		<i>Polyarthra vulgaris</i>
		<i>Polyarthra</i> spp.
		<i>Rotaria rotatoria</i>
		<i>Rotaria</i> spp.
		<i>Synchaeta bicornis</i>
		<i>Synchaeta litoralis</i>
		<i>Testudinella patina</i>
		<i>Trichocerca</i> spp.
Mollusca	Gastropoda	Larven divers
	Bivalvia	<i>Dreissena polymorpha</i>
		<i>Mytilus edulis</i>
Annelida	Oligochaeta	divers
	Polychaeta (Larvenstadien)	<i>Capitella capitata</i>
		Capitellidae div. indet.
		<i>Eteone longa</i>
		<i>Heteromastus filiformis</i>
		<i>Manayunkia aestuarina</i>
		<i>Marenzelleria viridis</i>

Tabelle 4: Fortsetzung		
Annelida	Polychaeta (Larvenstadien)	<i>Marenzelleria wireni</i>
		<i>Marenzelleria</i> sp.
		<i>Nephtys</i> spp.
		<i>Nereis</i> (H.) <i>diversicolor</i>
		<i>Nereis</i> (N.) <i>succinea</i>
		Phyllodocidae div. indet.
		<i>Polydora ciliata</i>
		<i>Polydora</i> spp.
		<i>Pygospio elegans</i>
		<i>Scoloplos</i> sp.
		Spionodae div. indet.
Crustacea	Cladocera	<i>Alona</i> sp.
		<i>Bosmina coregoni</i>
		<i>Bosmina longirostris</i>
		<i>Ceriodaphnia quadrangula</i>
		<i>Ceriodaphnia</i> sp.
		<i>Chydorus</i> sp.
		<i>Chydorus sphaericus</i>
		<i>Daphnia cucullata</i>
		<i>Daphnia galatea</i>
		<i>Daphnia hyalina</i>
		<i>Daphnia longispina</i>
		<i>Daphnia</i> sp.
		<i>Evadne normanni</i>
		<i>Illiocryptus sordidus</i>
	Copepoda: Calanoida	<i>Acartia clausi</i>
		<i>Acartia tonsa</i>
		<i>Centropages hamatus</i>
		<i>Diaptomus castor</i>
		<i>Diaptomus vulgaris</i>
		<i>Eudiaptomus gracilis</i>
		<i>Eurytemora affinis</i>
		<i>Oithona similis</i>
		<i>Paracalanus parvus</i>
		<i>Pseudocalanus elongatus</i>
		<i>Temora longicornis</i>
	Copepoda: Cyclopoida	<i>Acanthocyclops robustus</i>
		<i>Eucyclops serrulatus</i>
		<i>Cyclops robustus</i>
		<i>Cyclops vicinus</i>
		<i>Eucyclops serrulatus</i>
		<i>Mesocyclops leuckarti</i>
		<i>Oithona similis</i>
	Copepoda: Harpacticoida	divers
	Cirripedia (Larvenstadien)	<i>Balanus crenatus</i>
		<i>Balanus improvisus</i>
		<i>Balanus</i> sp.
		div. Nauplien
	Ostracoda	divers
	Mysidacea	<i>Gastrosaccus spinifer</i>
		<i>Mesipodopsis slabberi</i>

Tabelle 4: Fortsetzung		
Crustacea	Mysidacea	<i>Neomysis integer</i>
		<i>Schistomysis kervillei</i>
	Decapoda	<i>Carcinus maenas</i>
		<i>Crangon crangon</i>
		<i>Palaemon longirostris</i>
		<i>Palaemon</i> sp.
Crustacea		divers indet. Zoea, Megalopa & Dekapodit
Tentaculata	Bryozoa	<i>Electra crustulenta</i>
Echinodermata		Gastrulae div. indet.

Zellenschattierung: grundsätzliche Dominanzstruktur, wobei

rosa = eudominant; gelb = dominant; hellgelb = subdominant; weiß = rezedent oder subrezedent

Am seewärtigen Ende des Ästuars driften typische Nordseeorganismen im Wasserkörper. Dazu zählen die calanoiden Copepoden *Temora longicornis*, *Pseudocalanus elongatus*, *Paracalanus parvus*, *Oithona similis* und *Centropages hamatus*, sowie die auch aus dem mesohalinen Bereich des Brackwassers bekannte Art *Acartia tonsa*. Die cyclopoiden Spezies *Eucyclops serrulatus* und *Mesocyclops leuckarti* halten sich ausschließlich im Bereich sehr geringen Salzgehaltes auf. Verschiedene euryhaline Arten aus dem stromaufwärtigen, limnischen Abschnitt des Ästuars treten im Frühjahr i. d. R. im Raum Brunsbüttel in Erscheinung: Vor allem *Bosmina longirostris* (Cladocera) und *Acanthocyclops robustus* (Copepoda: Cyclopoida) (Tab. 4).

Innerhalb des Elbeästuars ist mit hoher Wahrscheinlichkeit davon auszugehen, dass der calanoiden Copepode *Eurytemora affinis* in der Dominanzstruktur des Zooplanktons ganzjährig die Spitze bildet (neben der Fauneneinheit Rotatoria in der TEL eudominant verbreitet). Zwar gehen während des Sommers die Individuenzahlen der Spezies leicht zurück, während die der Cladoceren und cyclopoiden Copepoden leicht ansteigen, ebenso wie die Dichte des calanoiden Copepoden *Acartia tonsa* im meso- bis polyhalinen Abschnitt der TEL. Letztendlich bleibt die Hierarchie aber von den annuellen Fluktuationen unberührt: *Eurytemora affinis* ist in der TEL die abundanteste, reproduktivste Art des Zooplanktons.

Die Verteilung von *E. affinis* im Längsprofil der TEL zeigt deutliche Abundanzmaxima im Hamburger Raum, also im limnischen Bereich der TEL (KÖPCKE 2002, 2004). Verbreitet ist der euryhaline Copepode allerdings von Hamburg (km 620) bis in die Nordsee hinein (km 740). Bezüglich seiner Habitatpräferenz siedelt und reproduziert sich das Tier in den Nebenelben (bspw. Hahnöfer Nebenelbe) oder in den flachen, strömungsberuhigten Seitenräumen (bspw. Mühlenberger Loch). Die Verbreitung von *Eurytemora*, seine Abundanzspitzen in der TEL sind nicht primär von der Salinität oder Temperatur abhängig (die Spezies euryhalin und eurytherm), sondern mit hoher Wahrscheinlichkeit vom Oberwasserabfluss. In Zeiten hoher Abflüsse liegt der Abundanzpeak stromab Hamburgs und während niedriger Oberwasserabflüsse wandert er stromaufwärts (PEITSCH et al. 2000).

Neben den Copepoden bilden die Cladoceren (Wasserflöhe) die zweithäufigste Fauneneinheit innerhalb des Makro- und Mesozooplanktons der TEL (KAUSCH & PEITSCH 1992). Die Arten *Daphnia longispina* und *Bosmina longirostris* sind hinsichtlich ihrer Abundanz und Verbreitung entlang der Längsachse TEL dominierend, während andere Spezies, wie *Daphnia galeata* und *D. hyalina*, weniger häufig und auf den Süßwasserbereich beschränkt sind. *Evadne nordmanni* tritt als typisch marine Cladocere nur im Mündungsbereich der TEL auf (KAUSCH & PEITSCH l.c.); ihre untere Salztoleranz liegt bei 10 ‰ (GIERE 1968).

Innerhalb der Größenordnung des Makrozooplankton (> 2.000 µm Maschenweite) sind *Neomysis integer* und *Mesopodopsis slabberi* zwei der (eu-) dominanten Mysidaceen-Arten der TEL (s. Tabelle 4). Während sich die Verbreitung der Brackwasserart *M. slabberi* primär auf das Me-

sohalinikum beschränkt (3 - 17 ‰) (KÖPCKE & KAUSCH 1996), vagabundiert *N. integer* entlang des Salzgradientens der TEL (0 - 30 ‰) - von der Nordsee bis zum Wehr Geesthacht (KRIEG 2007, 2008). Für letztere Art werden sehr viel höhere Individuenzahlen in den flachen Seitenräumen und Nebenelben ermittelt als in der strömungsexponierten Stromelbe. Außerdem tritt die Spezies in der limnischen TEL mit einer sehr viel größeren Schwärmdichte auf, als seewärts in Richtung Nordsee (KRIEG 2009). Es ist nicht unwahrscheinlich, dass die Schwebgarnele ihrem bevorzugten Beutetier *Eurytemora affinis* folgt (KÖPCKE & KAUSCH l.c.).

So wie die Crustaceen innerhalb des Mesozooplanktons die vorherrschende Gruppe sind, so dominiert innerhalb des Mikrozooplanktons (MW < 200 µm) die Fauneneinheit Rotatoria (Rädertiere). Hinweise zu Vorkommen und Verbreitung dieser Tiere entlang der Längsachse TEL geben die Untersuchungen von HOLST et al. (1998) und SCHULZ (1961). Letzter Arbeit liegt allerdings 50 Jahre zurück, ist jedoch die einzige, detaillierte Informationsquelle für den Bereich der oberen limnischen TEL. 2005 wurde stichprobenartig der Süßwasserabschnitt der TEL beprobt und u.a. auf das Zooplankton untersucht (SCHÖL & GÜNSTER 2006). Unter Berücksichtigung der beiden zeitnahen Arbeiten dürften die Aussagen von SCHULZ (l.c.) im Grundsatz immer noch gültig sein.

Die Zooplanktongemeinschaft der limnischen TEL wird damals wie heute von den Rotatorien-Gattungen *Brachionus* (v.a. *B. calyciflorus*, *B. quadridentatus* und *B. angularis*) und *Keratella* beherrscht. Unter den Crustaceen treten nur Copepoden-Nauplien sowie *Bosmina longirostris* (spp.) in nennenswerten Individuendichten auf. Elbeabwärts Hamburgs gehen die Abundanzen und das Süßwasserartenspektrum in Richtung Nordsee zurück. Dafür wird mit *Synchaeta bicornis*, einer typischen Brackwasserart, sowie weiteren Spezies aus der Gattung *Synchaeta* das Spektrum erweitert/verändert (HOLST et al. 1998). Die lokale Verbreitung der Rotatorien im Längsprofil der TEL ist wie so häufig eine „Funktion des Oberwasserabflusses“.

2.2.2.2 Häufigkeiten des Zooplanktons im Längsprofil der Tideelbe

FIEDLER (1991) fand mit Bezug auf das Gesamtzooplankton das Abundanzmaximum im Jahresmittel im (noch) limnischen Bereich unterhalb Hamburgs (Strom-km 635-638) (Abbildung 8, obere Figur). Die hohe Individuendichte beruhte einzig und allein auf der Abundanz der **Copepoden**; ihr alleiniger Prozentsatz an der Gesamtabundanz betrug 94%. Eudominant war wie immer der calanoide Copepode *Eurytemora affinis*. Bezogen auf das Crustaceenplankton der TEL liegt der Anteil dieser Spezies meist zwischen > 80 und < 99% (PEITSCH 1992, KÖPCKE 2002).

Interessant ist in diesem Zusammenhang der damals wie heute starke Rückgang des Chlorophyll-Gehalts unterhalb des Hamburger Hafens. Vergleichbares stellten SCHÖL & GÜNSTER (2006) auch auf ihrer Bereisung 2005 fest: Hohe Zooplankton-Individuendichten, bei gleichzeitig niedrigen Chlorophyll-Gehalten. Gemäß der Autoren könnte die Grazingaktivität der Copepoden bzw. Rotatorien die beschriebene Abnahme der Phytoplankton-Biomasse in diesem Abschnitt verursacht haben.

Die Dominanz der Copepoden innerhalb der Fauneneinheit Zooplankton wird deutlich, wenn ihre Abundanzverteilung im Längsschnitt im gleichen Maßstab betrachtet wird (Abbildung 8, mittlere Figur).

Wie bereits gesagt, wird das Crustaceenplankton durch *Eurytemora affinis* (Calanoida; Copepoda) bestimmt. Das Populationsmaximum von *E. affinis* im limnischen Abschnitt der TEL nahe Hamburgs wurde bereits von SOLTANPOUR-GARGARI & WELLERSHAUS (1987) beobachtet, und stimmt mit dem von FIEDLER (1991) überein. Der obige Prozentsatz umfasst alle Entwicklungsstadien der Spezies: *E. affinis* durchläuft im Reifeprozess sechs Nauplien- und fünf Copepodit-Stadien, bevor die letzte Häutung den adulten Copepoden hervorbringt. Die einzelnen Reifestadien zeigen in der Längsachse TEL keine einheitliche Verbreitung (PEITSCH & KAUSCH 1993). Im Frühjahr (Hauptreproduktionsperiode) werden die Adulten und die jüngsten Nauplien-Sta-

dien (N1) i. d. R. im Süßwasser angetroffen (stromauf km 650), dagegen liegen die Abundanzmaxima der älteren Nauplien- und Copepodit-Stadien (N2- bis C5-Stadium) nordseewärts in der mesohalinen Brackwasserzone (km 690-720) (PEITSCH & KAUSCH l.c.).

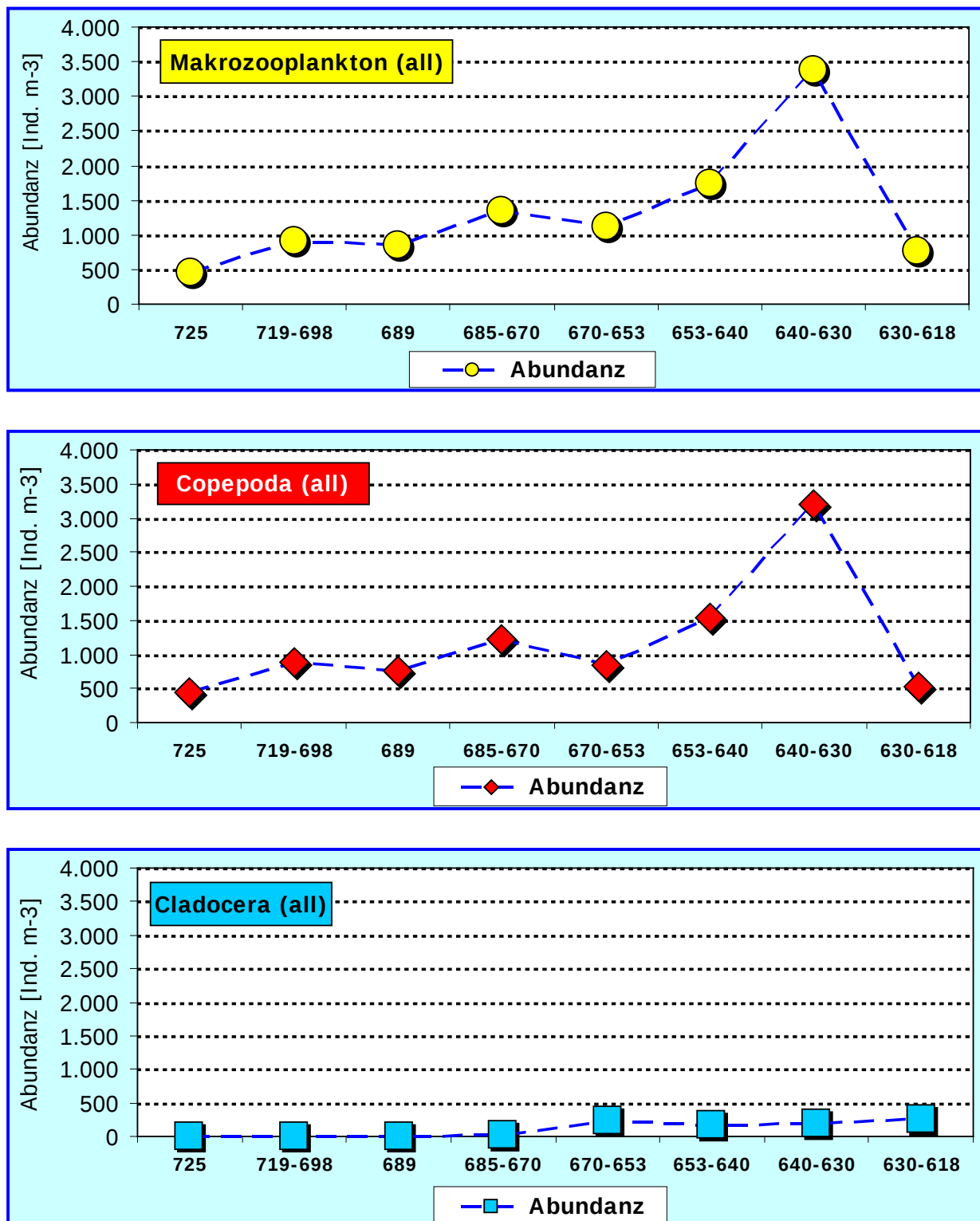


Abb. 8: Individuenzahlen [Ind./m³] bezogen auf den Jahresdurchschnitt (1984-1986) im Längsprofil TEL zusammengefasst nach Regionen (Datenbasis: FIEDLER 1991)

Obere Figur: mittlere Abundanzen Zooplankton Gesamt Siebfraction > 500 µm

Mittlere Figur: mittlere Abundanzen **Copepoda** Gesamt Siebfraction > 500 µm

Untere Figur: mittlere Abundanzen **Cladocera** Gesamt Siebfraction > 500 µm

Der Vergleich der Untersuchungen von SCHULZ (1961) und FIEDLER (1991) macht deutlich, dass die Abundanzverteilung von *Eurytemora affinis* im Juli 1957 und 30 Jahre später (1987) ein fast identisches Bild zeigt (Abbildung 9, obere Figur). Auch NÖTLICH (1972) bestätigte mit seinen 1967 gemachten Beprobungen das Ergebnis.

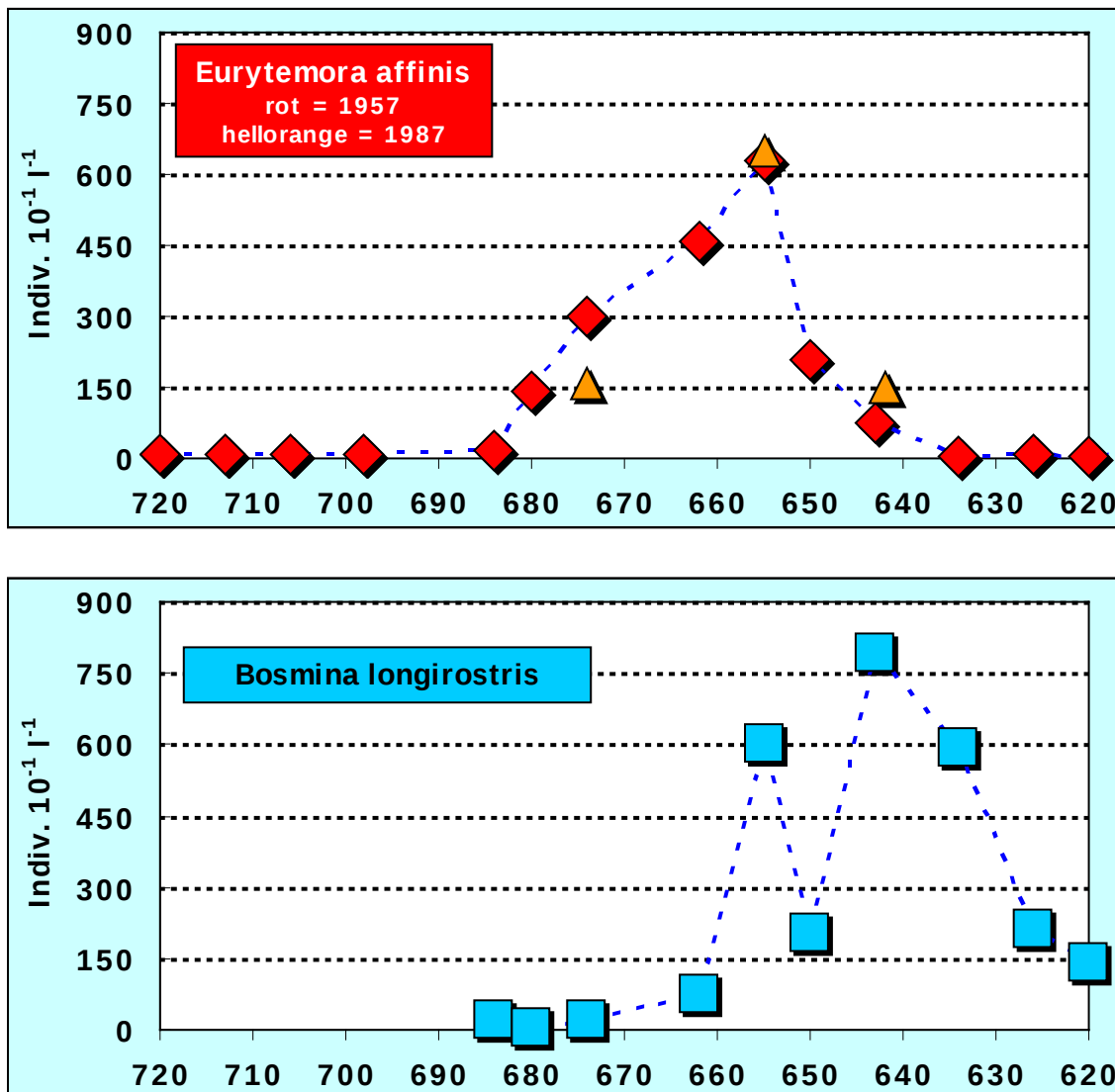


Abb. 9: Verbreitung von *Eurytemora affinis* (Copepoda) und *Bosmina longirostris* (Cladocera) im Längsschnitt

Obere Figur: *Eurytemora affinis*; Daten aus Juli 1957 (SCHULZ 1961) und 1987 (FIEDLER 1991)

Untere Figur: *Bosmina longirostris*; Daten aus Juli 1957 (SCHULZ 1961)

Die **Cladoceren** stellen die zweithäufigste Organismengruppe des Mesozooplanktons der TEL dar; ihr Vorkommen bleibt jedoch primär auf den Stromabschnitt oberhalb Glückstadts begrenzt (Abbildung 8, untere Figur).

Zur Längsverteilung verschiedener Cladoceren-Arten in der TEL liegen seit SCHULZ (1961) nur wenige, neuere Daten vor. Die Gesellschaft des Crustaceenplanktons in der oberen limnischen TEL bzw. der Oberelbe wurde in erster Linie durch den Wasserfloh *Bosmina longirostris* bestimmt. Während die Individuenzahlen der meisten Süßwasserplankter unterhalb Hamburgs stark abfielen, wies *Bosmina* im Hamburger Bereich und darüber hinaus hohe Abundanzwerte auf; unterhalb der Schwing-Mündung war dann ein sehr starker Rückgang der Individuendichte zu verzeichnen (obige Abbildung 9, untere Figur).

NÖTLICH (1972) betonte die gute Übereinstimmung der von SCHULZ (l.c.) festgestellten Längsverteilung mit seinen Ergebnissen. Fast 50 Jahre später kamen SCHÖL & GÜNSTER (2006) zu einer analogen Aussage:

„Die ... Gruppe der Phyllopoda (Blattfußkrebse) wird durch Organismen der Gattung *Bosmina* geprägt. ... Die Längsverteilung der Crustaceen wies eine deutliche Zonierung auf. Die Krebstierchen zeigten im Mai und August im Abschnitt Hamburger Hafen (ab km 615) bis Lühesand (km 645) deutlich höhere Dichten ($> 1000 \text{ Ind./l}$) als im oberen Abschnitt der Tideelbe von Geesthacht (km 590) bis etwa Bunthaus (km 609). ... Sie entwickeln ihre hohen Abundanzen in Bereich des Hamburger Hafens und dem anschließenden Elbabschnitt mit der Hahnöfer Nebelbe“.

Bereits zu Beginn des Jahrhunderts betonte VOLK (1906) eben sowie LADIGES (1935) 30 Jahre später, die Bedeutung des Hamburger Hafens bzw. der Hafenbecken als Brutgebiete für *Bosmina longirostris*. Dieser These widersprachen jedoch KÜHL & MANN (1963). Nach deren Erkenntnis stellt der *Bosmina*-Bestand der Unterelbe eine eigenständige Population dar – ohne auf die Beimpfung aus den Hafenbecken angewiesen zu sein.

2.2.2.3 *Biomassen des Zooplanktons im Längsprofil der Tideelbe*

Die Eingangsvoraussetzung ausschließlich Daten nach 1990 in der Studie zu berücksichtigen, erwies sich erneut als Illusion. Repräsentative Angaben zur Biomasse des Zooplanktons liegen aufgrund mangelnder Verfügbarkeit nicht vor, da keine Untersuchung nach 1990 auf der (gesamten) Längsachse der TEL durchgeführt wurde, und der Parameter Biomasse nicht im Fokus des Interesses stand. Und was letztendlich wesentlich kritischer zu sehen ist, ist die mangelnde Vergleichbarkeit. Punktuell, kleinskalig, auf verschiedenen Querprofilen wurde vor bzw. um 1990 gearbeitet – jedoch ohne eine zeitliche, geschweige denn methodische Koordination. Zu unterschiedlich sind die ausgewählten Fauneneinheiten oder Taxa, zu unterschiedlich die Probenahmestrategien und Methoden. Angefangen bei den Siebmaschenweiten während der Probenahme, der Auswertungsintensität bis hin zur Ergebnisdarstellung als Feucht- (FG), Trocken- (TG) oder aschefreies Trockengewicht (AFTG) oder als kCal oder kJoule.

Um überhaupt eine Aussage zur Biomasse des Zooplanktons treffen zu können, wurde auf die Daten von FIEDLER (1991) zurückgegriffen. Der Autor untersuchte das Makrozooplankton ($MW \geq 500 \mu\text{m}^5$) im Längsprofil der TEL von Cuxhaven (km 723) bis Hamburg (km 618) im Zeitraum von Mai 1985 bis Juni 1986. Die Biomassen wurden überwiegend als aschefreies Trockengewicht pro Kubikmeter berechnet.

Die Daten wurden von FIEDLER (l.c.) auf verschiedenen Taxa-Niveau in acht regionale Klassen zusammengefasst, gemäß seiner Einteilung der TEL im Längsschnitt. Für die vorliegende Auswertung wurden Fiedlers Ergebnisse aufgegriffen und die regionalen Klassen in drei bzw. vier Daten-Kollektive umgeformt, die die mittlere Biomasse als AFTG für die jeweilige Halinitätszone (vgl. Abbildung 1) repräsentieren.

Das AFTG des Makrozooplankton_(ALL) ist in Abbildung 10, obere Figur, für vier Halinitätszonen dargestellt. In der Grafik wurde die mittlere Biomasse getrennt für die poly- und mesohaline berechnet, um den seewärtigen Rückgang aufzuzeigen. Im Mesohalinikum zwischen Brunsbüttel und der Stör-Mündung (km 698-678) wurde mit rd. 54 mg/m^3 die höchste mittlere Biomasse für eine Zone ermittelt ($n = 35$ Stichproben). Mit durchschnittlich $22,5 \text{ mg/m}^3$ lag das AFTG im polyhalinen Öffnungsbereich (km 723-707) zur Nordsee deutlich darunter ($n = 31$ Stichproben); allerdings sind die Mittelwertdifferenzen nicht signifikant. Die Tendenz zu höheren Biomassen im Raum Brunsbüttel (bis Glückstadt) ergibt sich grundsätzlich aus der Vermischung des Limno- mit dem des marinen Zooplanktons in diesem Abschnitt der TEL. Da sich die Abweichungen der

⁵ bis $> 2.000 \mu\text{m}$, zu den Copepoden und Cladoceren gesellen sich biomassereiche Organismen, v.a. Mysidaceen, Decapoden, wie Crangon, Palaemon und Larven höherer Krebse

Mittelwerte als zufällig erwiesen, konnten die Datenpools beider Zonen problemlos zusammengelegt werden. Die Zusammenlegung beruht außerdem darauf, dass seewärts der Oste-Mündung keine Groß-Kraftwerke bzw. Kraftwerks-Planungen bestehen (s. Abbildung 1).

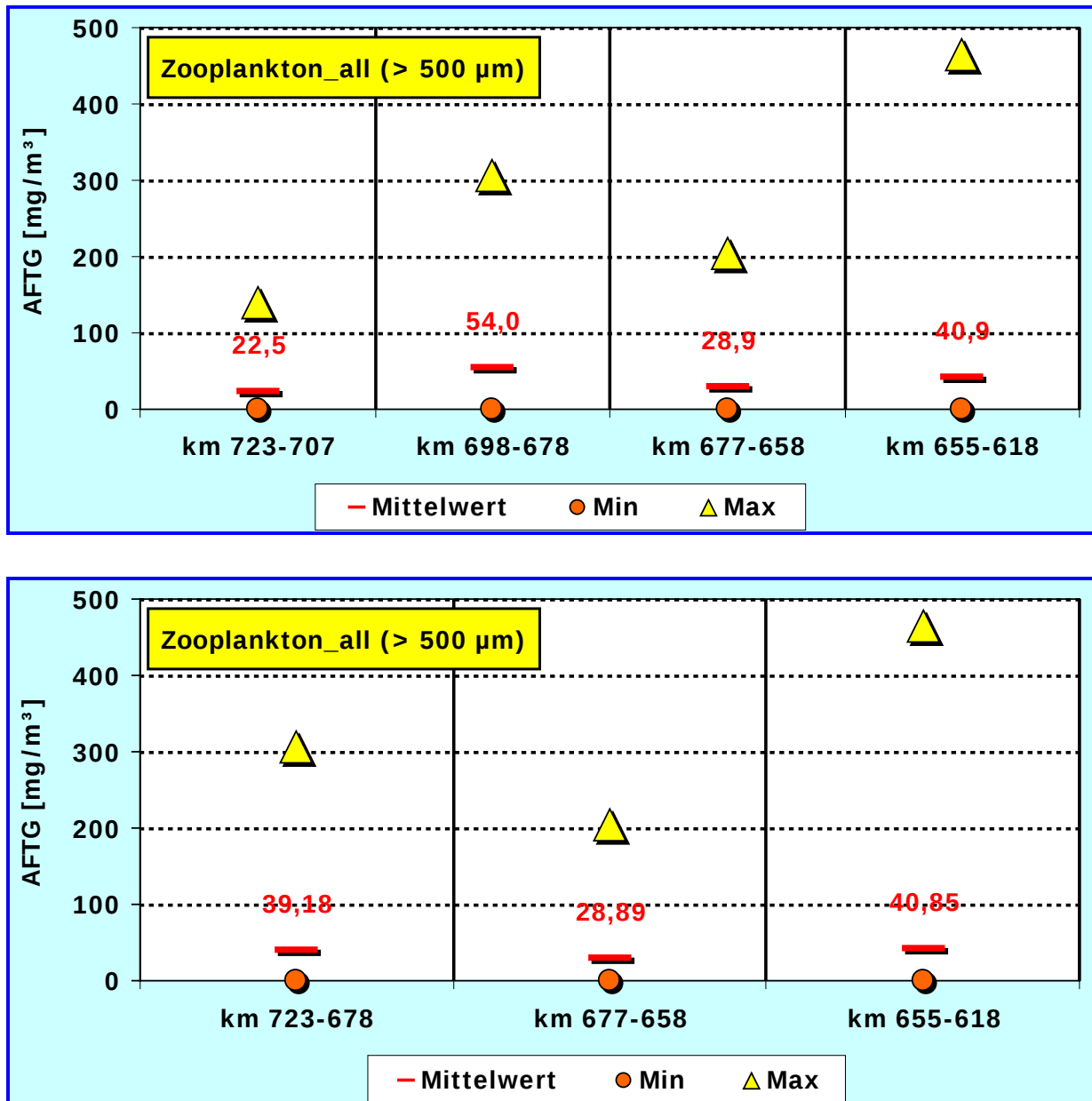


Abb. 10: Biomasse aller Zooplankton-Organismen dargestellt als Mittelwert und Spannweite (Min & Max) bezogen auf vier (ob. Fig.) bzw. drei (unt. Fig.) Halinitätszonen der TEL (Datenbasis: FIEDLER 1991)

Legende: km 723-707 = polyhaline Zone; km 698-678 = mesohaline Zone; km 723-678 = Zusammenfassung der poly- und mesohalinen Zonen; km 677-658 = oligohaline Zone, km 655-618 = limnische Zone

Mit knapp 29 mg/m³ entspricht die mittlere Biomasse des Oligohalinikums (km 677-658) dem relativ niedrigen Niveau des Polyhalinikums (Mittelwertdifferenzen zufällig). Im regionalen Vergleich ergaben sich für die Glückstädter Nebelnelbe, ebenso wie für das Gebiet Pagensand und Nebengewässer mit rd. 10 mg/m³ niedrige Biomasse-Werte. Dies ist analog dem Elbe-Abschnitt Brunsbüttel – Cuxhaven. Im Süßwasserbereich (km 655-618) kommt es wiederum zu einem Anstieg der Gesamtbiomasse. Im Mühlenberger Loch, der Hahnöfer Nebelnelbe, auf dem Fährmannssand liegen die großen Reproduktionsstätten des limnischen Mesozooplanktons der TEL (KAUSCH & PEITSCH 1992; HOLST et al. 1998; KÖPCKE 2002, 2004), so dass der Zuwachs an

Biomasse erwartungsgemäß ist. Spitzenwerte um 400 mg/m^3 AFTG wurden in der Lühesander Nebelbe und im Flachwasser von Hollerwettern-Twielenfleth (km 652) sowie im Mühlenberger Loch (km 636) und in der Hahnöfer Nebelbe im April 1986 gemessen (FIEDLER 1991).

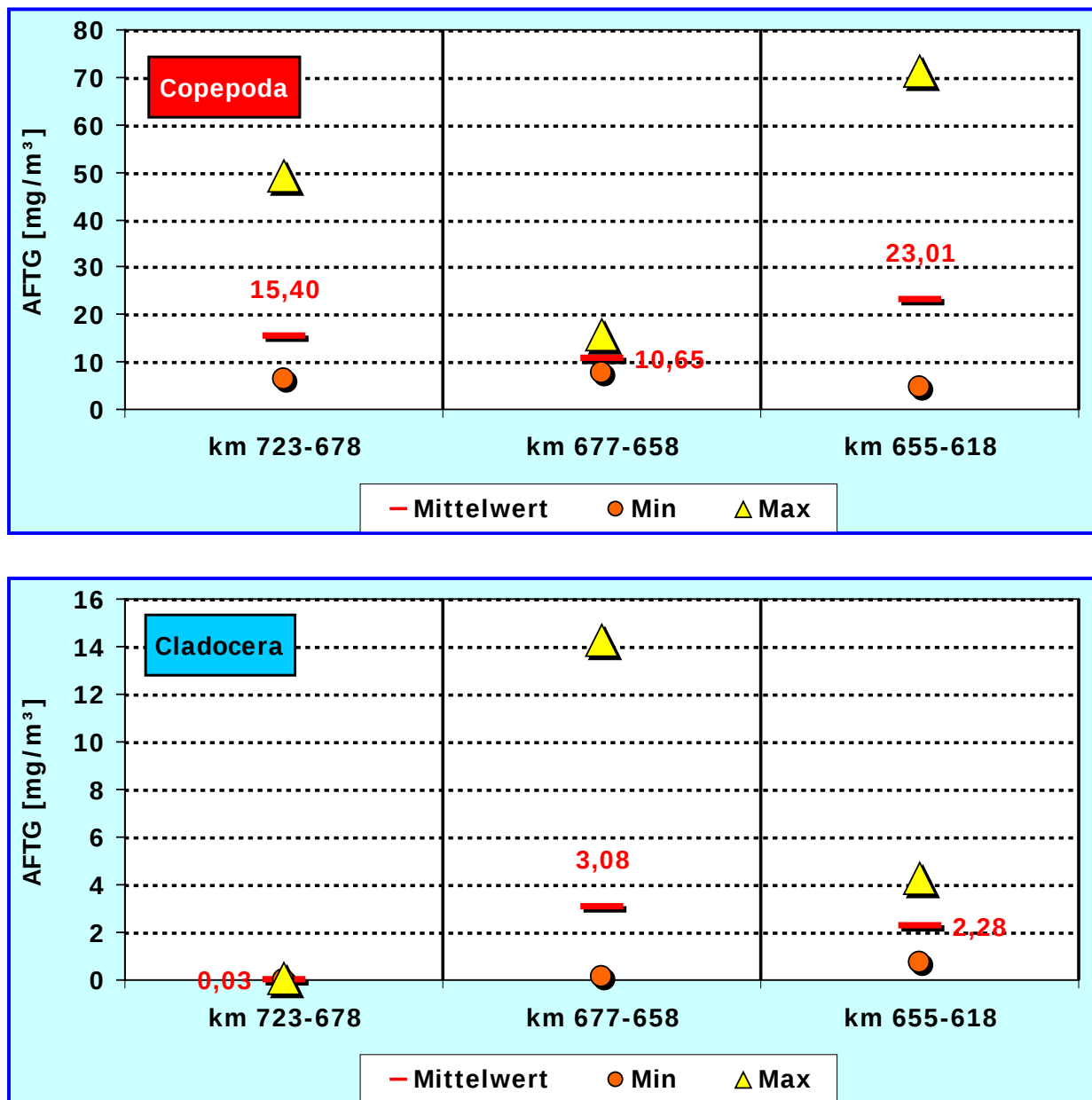


Abb. 11: Biomasse wichtiger Fauneneinheiten des Zooplanktons dargestellt als Mittelwert und Spannweite (Min & Max) bezogen auf drei Halinitätszonen der TEL (Datenbasis: FIEDLER 1991). Obere Figur: alle Organismen Copepoda; untere Figur: alle Organismen Cladocera

Legende: km 723-678 = Zusammenfassung der poly- und mesohalinen Zonen; km 677-658 = oligohaline Zone, km 655-618 = limnische Zone

Wie bereits im vorstehenden Kapitel erwähnt, sind die Copepoden die individuenstärkste Fraktion im Crustaceenplankton der Tideelbe. Die Biomasse-Werte lagen selten unter 10 mg/m^3 und erreichten im Gebiet Mühlenberger Loch/Hahnöfer Nebelbe mit im Mittel $71,5 \text{ mg/m}^3$ Spitzenwerte. Mit durchschnittlich rd. 23 mg/m^3 AFTG erwies sich der Süßwasserbereich zwischen km 655 bis 618 auf der Basis Copepoda am biomassereichsten ($n = 70$ Stichproben) (Abbildung 11, ob. Fig.). Im Poly-/Mesohalinikum lag der Mittelwert bei über 15 mg/m^3 ; die Differenz gegenüber dem Mittelwert des Süßwasser war wiederum zufällig.

Im Gebiet Brunsbüttel sind von PEITSCH (1992) im Zeitraum 25.04. bis 01.09.1989 Biomasse-Werte generiert worden. Die Biomassen wurden auf einer täglichen Basis berechnet, wobei die Werte zwischen den Probenahmetagen interpoliert wurden. Mit den Daten von FIEDLER (l.c.) sind die Angaben nicht vergleichbar, da (a) nur punktuell erhoben und auf *Eurytemora affinis* bezogen sowie (b) die Biomasse auf der Basis des Trockengewichts (TG) ermittelt wurde.

Die Biomasseentwicklung war geprägt von der Präsenz und Abundanz adulter *Eurytemora affinis*, da sie mit rd. 5 - 10 µg Trockengewicht pro Individuum in Abhängigkeit von Geschlecht und Wassertemperatur die schwersten Tiere waren. Die Nauplien (Stadien N I-VI) trugen mit 0,07 – 0,3 µg TG Ind.⁻¹ hingegen nur wenig zur Biomasse bei.

Das Biomassemaximum des Bezugszeitraum 1989 für *Eurytemora affinis* wurde Ende Mai/Anfang Juni mit einem Spitzenwert über 300 µg TG l⁻¹ (analog 300 mg/m³ TG) erreicht. Im Sommer traten noch mehrere kleine Biomassepeaks zwischen 50 und 100 µg TG l⁻¹ auf. Ab Anfang August fiel der Wert dann von 50 µg TG kontinuierlich bis zum 01.09.89 auf unter 10 µg TG l⁻¹ ab.

Die Cladoceren sind die zweithäufigste Fauneneinheit im Crustaceenplankton der Tideelbe. Der regionale Vergleich zeigt, dass zwischen Cuxhaven und Brunsbüttel (km 723-678) die geringsten Biomasse-Werte (und Individuenzahlen) für Cladoceren ermittelt wurden, bspw. im Einzelfall 0 - < 0,001 mg/m³ AFTG (< 1 Individuum) (FIEDLER 1991). Die mittlere Biomasse erreichte im trichterförmigen Abschnitt von km 723 bis 678 gerade mal 0,03 mg/m³ AFTG. Elbeaufwärts, ab km 670, stieg die mittlere Biomasse bis Pagensand an, um im Gebiet unterhalb Hamburgs wieder abzufallen (Abbildung 11, untere Fig.; vgl. auch Abbildung 9). Das Biomasse-Maximum an Cladoceren wurde mit 57 mg/m³ folgerichtig zwischen Glückstadt und Pagensand im Juli 1985 registriert (Einzelfall).

2.2.3 Fischeier und -larven

In der TEL wurden bisher 85 Fischarten nachgewiesen (ARGE Elbe WWW). Die vergleichsweise hohe Anzahl der im Elbeästuar vorkommenden Fischarten hat ihre Ursache in den von marinen Arten hierher durchgeführten Laich- und Fraßwanderungen (THIEL et al. 1995). Ästulare stellen wichtige Aufwuchsgebiete für marine (ELLIOT et al. 1990) und euryhaline Fischarten dar.

Die Untersuchung von Ei- und Larvalstadien der in der Tideelbe vorkommenden Fische hat eine lange Tradition. Die Ende des 19-ten Jahrhunderts angefertigten Arbeiten von EHRENBAUM (1894 und 1905) geben sehr detaillierte Einblicke in die Ei- und Larvalentwicklung vieler hier vorkommender Arten. Auch MOHR (1930) machte sehr genaue Angaben über die Maifische. Damals lag der Schwerpunkt auf autökologischen Themen. Seiner Zeit lagen bereits sehr detaillierte Kenntnisse z.B. zur vertikalen Verteilung von Fischeiern in der Wassersäule vor, die allerdings nicht auf quantitativen Daten beruhten.

Synökologische Fragestellungen kamen später im Rahmen größerer Forschungsprojekte auf. Die Anlässe der jeweiligen Arbeiten waren meist sehr speziell und zielten nicht darauf ab Daten für einen späteren Vergleich bereit zu stellen.

Eine erste quantitative Übersicht der Verteilung von Finteneiern im Pelagial der TEL gab HASS (1968) für die Untersuchungsjahre 1961 und 1962. Damals wurde ein deutlicher Gradient der vertikalen Verteilung der Finteneier in der Wassersäule festgestellt, der von späteren Arbeiten bestätigt wurde (vgl. THIEL et al. 1996, SCHUBERT & OESMANN 2009).

Erste quantitative Abschätzungen der Verteilung der Fischlarvengemeinschaft in der TEL zwischen Cuxhaven und dem Köhlbrand in Hamburg stellten die Arbeiten von DIECKWISCH (1987) und MÖLLER (1988) für die Untersuchungsjahre 1985 bis 1986 dar. Seiner Zeit waren die Verteilungsmuster der Fischlarven von Sauerstoffmangelsituationen geprägt, die im damaligen Untersuchungszeitraum vornehmlich im Hauptstrom zwischen Hamburg und Stade auftraten. Diese hatten ein Zurückdrängen der Stint und Fintenlarven auf weiter elbabwärts gelegene Bereiche zur Folge und wirkten sich ebenfalls auf die Fischlarvenbesiedlung der besser mit Sauerstoff versorgten Flachwasserbereiche in den Nebelbecken aus (DIECKWISCH 1987, KAFEMANN et al. 1996).

Auch die Lage und Ausdehnung des Laichgebietes der Finte war – wie in anderen europäischen Flusssystemen (vgl. APRAHAMIAN & APRAHAMIAN 1990, DE GROOT 1990, APRAHAMIAN et al. 2003) – seiner Zeit von der Sauerstoffmangel- und Belastungssituation in der TEL geprägt. THIEL et al. (1996) fanden eine Elbaufwärtsverlagerung des Hauptlaichgebietes der Finte um 20 km die möglicherweise die Folge einer verbesserten Wasserqualität war.

2.2.3.1 *Datengrundlage: Aktuelle Literatur zum Thema Fischlarven in der Tideelbe*

In den vergangenen 20 Jahren ist eine Vielzahl von Untersuchungen im Bereich der Tideelbe durchgeführt worden, in denen quantitative Aussagen zum Thema Fischlarven enthalten waren. In einigen Fällen waren Fischlarven das zentrale Thema. Meistens war das Untersuchungsgebiet auf den Bereich unterhalb Hamburgs beschränkt.

2.2.3.1.1 *Verwendete Fangmethoden*

Bezüglich der Dokumentation der Probennahmen sind die durchgeführten Arbeiten sehr heterogen. Zum Teil wurde weder die Fangmethode noch die Methode der Identifizierung der Arten und Larvalstadien erläutert. Gelegentlich standen rein qualitative Aspekte im Focus.

In allen Fällen wurden u.a. Ringnetze zur Beschreibung der pelagischen Fischlarvenzönose eingesetzt. Bezüglich der Dimensionierung der verwendeten Ringnetze gab es erhebliche Unterschiede. Die Netzöffnungsfläche der verwendeten Netze lag zwischen 0,29 und 0,694 m². Die Einsatzmethoden der verwendeten Netze waren unterschiedlich. Einige Autoren setzen die Netze aktiv, vom in Fahrt befindlichen Boot oder Schiff ein. Andere Autoren exponierten die Netze als passive Fanggeräte in den Tidestrom. Gelegentlich wurden beide Varianten kombiniert.

In einigen Arbeiten wurden die Befischungen an der Gewässeroberfläche durchgeführt. Gelegentlich wurde die vertikale Verteilung der Fischlarven entweder als Teilaspekt oder Themenschwerpunkt durch Befischung tiefer gelegener Tiefenhorizonte einbezogen. Andere Arbeiten bezogen die gesamte Wassersäule ein ohne die unterschiedlichen Tiefenhorizonte zu differenzieren.

All diese methodischen, die Handhabung der Fanggeräte betreffenden Aspekte führen zu Unterschieden bezüglich der Fängigkeit dieser Geräte. Beispielsweise führt die Verwendung einer gröberen Maschenweite zu einer verminderten Fangeffizienz für kleinere Larven oder frühere (kleinere) Entwicklungsstadien.

Auch bezüglich der verwendeten Maschenweite gab es Unterschiede. Das Spektrum reichte von 0,5 mm bis 2 mm.

GERKENS (1998) setzte für einen Fanggerätevergleich unterschiedliche Maschenweiten an den gleichen Probennahmeterminen ein. Er fand signifikante Unterschiede in den Fangzusammensetzungen in gleich dimensionierten Ringnetzen mit unterschiedlichen Maschenweiten. Dabei war die Fangeffizienz einer kleinen Maschenweite für kleinere Larven höher als bei größeren Maschenweiten. Allerdings hat der höhere Staudruck möglicherweise eine Verringerung der Fangeffizienz für größere Larven verursacht.

Eine kleinere Netzöffnung oder eine passive Fangmethode begünstigt möglicherweise die Flucht mobilerer größerer Entwicklungsstadien (vgl. DAHLBERG 1979, SCHUBERT & OESMANN 2009).

Da einigen Autoren keine Angaben zum Einsatz des oder der Netze machten ist die Einschätzung der Vergleichbarkeit mit anderen Datensätzen schwierig.

Eine Vergleichbarkeit der recherchierten Daten ist durch übereinstimmende Fangmethoden teilweise gegeben. Zur Beurteilung der aktuellen Abundanz- und Biomasseverhältnisse in der TEL wurden die in Tab. 5 aufgeführten Arbeiten herangezogen. Sie stimmten weitgehend bezüglich der verwendeten Fanggeräte, der Standardisierung auf Volumeneinheiten und die vorgenommene Quantifizierung überein. Unterschiede gab es bezüglich der untersuchten Tiefenhorizonte und eines aktiven oder passiven Fanggeräteeinsatzes.

Tab. 5: Literaturdatenquellen für die Beurteilung der Abundanz- und Biomasseverhältnisse von Fischlarven.

Literaturquelle	Jahr	Zeitraum	Intervall	Fangg.	Methode	Netzöff. [m²]	Maschen [µm]	Stat	Auflösung	Holz TEL-Bereich	Skm von - bis	Zone	Zielart
OESMANN (2009)	2008	Ende April - Ende Juni	2 wöchig	Ringnetz	aktiv / passiv	0,636	1000	3	3 Tiefenstufen / Oberfläche	32 Hauptstrom bei Wedel	638,7	III	Finle
SCHUBERT & OESMANN (2009)	2008	Mitte April - Mitte Juli	2 wöchig	Ringnetz	aktiv / passiv	0,636	1000	12	3 Tiefenstufen / Oberfläche	156 Hauptstrom Nebenstrom	693,23 - 671,50	I & II	Finle
OESMANN & PEZEMBURG (2008)	2007	Mitte April - Mitte Juli	2 wöchig	Ringnetz	aktiv	0,636	500	20	Oberfläche	140 Nebenstrom Nebenstrom / Hauptstrom	670 - 630	II	Finle
SCHUBERT (2006)	2006	März - Juni	ohne Angaben	Ringnetz	aktiv	0,636	500	20	Oberfläche		628,4 - 615,5	IV	Alle
THIEL & PEZEMBURG (2001)	2000	Anfang April - Mitte Juni	wöchentlich	Ringnetz	aktiv	0,694	500 / 1000	5	Oberfläche	65 Mühlenberger Loch	ca 636 bis 633	III	Alle
SCHUBERT et al. (1995)	1995	Anfang April - Ende Mai	2 wöchig	Ringnetz	aktiv	0,636	500	7	Oberfläche	28 Kühlbrand	621,43 - 622,45	IV	Alle

Legende:

Fangg. Fanggerät
Netzöff. Netzöffnungsfläche
Maschen Maschenweite

2.2.3.2 Artenspektrum

Im Ichthyoplankton der TEL wurden bisher 21 Arten aus 9 Familien nachgewiesen. (Tab. 6).

Tab. 6: Spektrum der in der Tideelbe nachgewiesenen Fischlarven.

Quellen: DIECKWISCH (1987), GERKENS (1998), OESMANN & PEZENBURG (2009), SCHUBERT et al. (1995), THIEL & PEZENBURG (2001).

Familie	Art	Wiss. Name
Clupeidae	Finte	<i>Alosa fallax</i>
	Hering	<i>Clupea harengus</i>
	Sprotte	<i>Sprattus sprattus</i>
Coregonidae		<i>Coregonus</i> spp.
Cyprinidae	Aland	<i>Leuciscus idus</i>
	Brassen	<i>Abramis brama</i>
	Döbel	<i>Squalius cephalus</i>
	Gründling	<i>Gobio gobio</i>
	Güster	<i>Blicca bjoerkna</i>
	Plötze	<i>Rutilus rutilus</i>
	Rapfen	<i>Aspius aspius</i>
	Ukelei	<i>Alburnus alburnus</i>
	Zope	<i>Abramis ballerus</i>
Gadidae	Quappe	<i>Lota lota</i>
Gasterosteidae	Dreistacheliger Stichling	<i>Gasterosteus aculeatus</i>
	Neunstacheliger Stichling	<i>Pungitius pungitius</i>
Gobiidae	Strandgrundel	<i>Pomatoschistus microps</i>
Osmeridae	Stint	<i>Osmerus eperlanus</i>
Percidae	Flussbarsch	<i>Perca fluviatilis</i>
	Kaulbarsch	<i>Gymnocephalus cernuus</i>
	Zander	<i>Sander lucioperca</i>
Pleuronectidae	Flunder	<i>Pleuronectes flesus</i>

Von den clupeiden Hering und Sprotte wurden bisher keine Eier in der TEL nachgewiesen. Ihre Larven erreichen den Unterelberaum driftend, nutzen die TEL als Aufwuchsgebiet und dringen dabei unterschiedlich weit in die TEL vor. Während die Sprotte im mesohalinen Bereich auftritt, können Heringslarven durchaus im oligohalinen Bereich angetroffen werden.

Die Finte hat ihr Laichgebiet im limnischen und oligohalinen Bereich der TEL unterhalb Hamburgs. Hier schlüpfen die Larven (SCHUBERT & OESMANN 2009, OESMANN 2008). Sie wachsen im Unterelberaum zum juvenilen Fisch heran und wandern im Spätsommer in Weidegründe im Mesohalinikum ab (OESMANN 1994, THIEL et al. 1996, SCHUBERT & OESMANN 2009).

Bei *Coregonus* spp. Handelt es sich höchstwahrscheinlich um den Schnäpel, der – nach seinem Aussterben um 1940 herum (FREYHOF & KOTTELAT 2007) – seit mehreren Jahren besetzt wird. Diese im Winter, ursprünglich in Zuflüssen und der mittleren Elbe laichende Art (vgl. DIERCKING & WEHRMANN 1991) nutzt die TEL als Wanderkorridor und Aufwuchsgebiet.

Cyprinide Fischlarven sind im Pelagial der TEL unterhalb Hamburgs selten (vgl. DIECKWISCH 1987). Ihr Vorkommen konzentriert sich hauptsächlich auf den limnischen Bereich, in dem sie vornehmlich in lenitischen Zonen anzutreffen sind (GERKENS 1998).

Die Quappe ist die einzige im Süßwasser lebende gadide Fischart. Diese kälteliebende Art laicht im Winter. Die pelagischen Larven sind sehr klein und gehen schnell zum Bodenleben über. In den Arbeiten der letzten Jahre sind Einzelfänge von Quappenlarven erwähnt.

Die Stichlinge sind Brutpflegende Arten, deren Larven als Frühlarven das vom Männchen bewachte Nest verlassen. Die Reproduktion des Dreistacheligen Stichlings findet in der TEL unterhalb Hamburgs überwiegend in strömungsberuhigten Bereichen statt, die des limnophilen Neunstacheligen Stichlings findet wahrscheinlich überwiegend in Nebengewässern statt (GERKENS 1998).

Die ebenfalls Brutpflege betreibende Strandgrundel erreicht ihre Aufwuchsgebiete driftend, während einer planktischen Larvalphase. Sie tritt erst im Sommer in der Ichthyoplanktongemeinschaft auf (SCHUBERT & OESMANN 2009).

Der Stint dominiert die Ichthyoplanktongemeinschaft der TEL (vgl. DIECKWISCH 1987, THIEL & PEZENBURG 2001, OESMANN & PEZENBURG 2008, SCHUBERT & OESMANN 2009). Das Laichgebiet dieser Art erstreckt sich in der TEL schwerpunktmäßig von der Ilmenaumündung bis oberhalb des Hamburger Hafens und bezieht Zuflüsse mit ein (SEPÚLVEDA et al. 1993). Das Laichgeschehen dieser Art findet in der TEL hauptsächlich März und April statt (EHRENBAUM 1894, THIEL et al. 1995). Der Eidurchmesser der Stinteier liegt zwischen 0,75 und 0,90 mm (SEPÚLVEDA 1994). Die Dominanz des Stintes im Elbeästuar ist nach THIEL & POTTER (2001) möglicherweise u.a. darauf zurückzuführen, dass sein Hauptlaichgebiet in einem weniger extrem für die Schifffahrt ausgebauten Bereich der TEL stromauf des Hamburger Hafens gelegen ist und die Eier und Larven weiterhin in die ursprünglich stromab gelegenen Aufwuchsgebiete verdriften.

Die Larven der eurytopen perciden Fische sind während ihrer Entwicklung auf strömungsberuhigte Gewässerbereiche angewiesen (GERKENS 1998). Im Bereich der Mittleren Elbe machten sie einen Anteil zwischen 33,4 und 82,6 % der Abundanz des driftenden Ichthyoplanktons im Monat Mai aus (OESMANN 2003).

Flunderlarven nutzen die Gezeitenströme für ihren Aufwärtstransport in der Elbmündung. Frühe Larvalstadien dieser Art wurden in der TEL nicht beobachtet (BOS 1999).

Einige der recherchierten Arbeiten lieferten sehr genaue saisonale und regionale Beschreibungen der Verteilung der Eier und Larvalstadien der jeweiligen Zielarten. Nicht im Focus stehende Arten wurden teilweise ebenfalls analysiert, sofern sie im Untersuchungszeitraum auftraten. Die Hauptlaich- und –schlupfzeiten der Nicht-Zielarten blieben aber zum Teil unberücksichtigt. Dadurch können Gipfel in den Abundanzen einiger Arten (z.B. Stint) unberücksichtigt geblieben sein, oder die Reproduktion generell nicht nachgewiesen sein. Letzteres ist für den Schnäpel möglicherweise der Fall. Schnäpel wurden seit 1997 in der Elbe besetzt. Eine eigenständige Reproduktion ist bislang nicht sicher nachgewiesen. Dieses ist unter Umständen lediglich auf fehlende Untersuchungen im entsprechenden Zeitraum zurückzuführen.

2.2.3.3 *Häufigkeiten der wichtigsten Arten des Ichthyoplanktons im Längsprofil der Tideelbe*

Die Zusammensetzung der Fischlarvenzönose im Längsschnitt des Hauptstroms der TEL ist in Abb. 12 dargestellt. Der in der Datengrundlage unterrepräsentierte Bereich III, aus dem nur eine geringe Datenmenge zugrunde liegt, ist grau überlagert dargestellt. Der Stichprobenumfang dieses Bereiches wird als nicht annähernd repräsentativ eingestuft (vgl. Kap. 2.2.3.1).

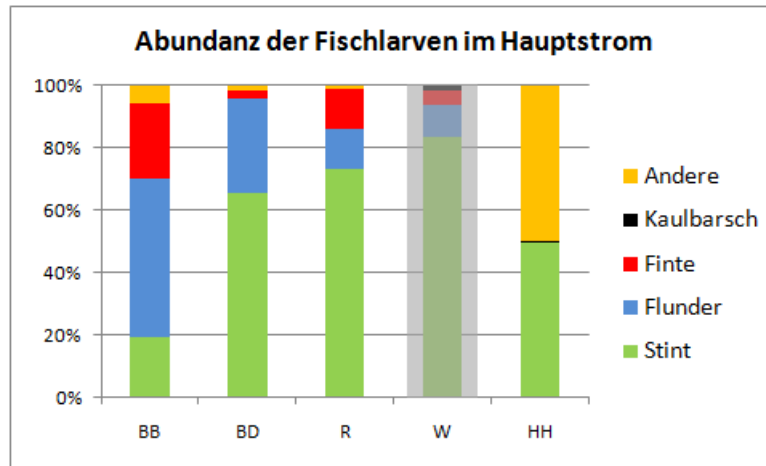


Abb. 12: Abundanzzusammensetzung der Fischlarvengemeinschaft in verschiedenen Bereichen des Hauptstroms der TEL (Datengrundlage SCHUBERT & OESMANN 2009, OESMANN 2009 und SCHUBERT 2006).

Legende: BB: Brunsbüttel, Zone I; BD: Brokdorf, Zone I; R: Rhinplate, Zone II; W: Wedel, Zone III; HH: Hamburger Stromspaltungsgebiet, Zone IV. Grau überlagert: unzureichende Datengrundlage aufgrund mangelnder räumlicher Auflösung.

Der Anteil des Stintes an der Fischlarvengemeinschaft stieg von ca. 19% im Bereich Brunsbüttel auf einen Anteil von >83% im Bereich Wedel an, während der Anteil der Flunderlarven gegenläufig war (BB: ca. 51% bis W: ca. 10%). Im Bereich des Hamburger Stromspaltungsgebietes nahm der Stintanteil auf ca. 49% ab. Hier stieg der Anteil anderer Arten, zu denen hauptsächlich cyprinide und perfide Fischlarven (ohne Kaulbarsch) gehörten auf ca. 50% der Abundanz an. In den weiter stromab gelegenen Bereichen machten Cyprinide und Perfide weniger als 1% der Abundanz aus. Die Larven der Finte hatten sehr unterschiedliche Abundanzanteile in den unterschiedenen Regionen. Der geringste Anteil wurde im Bereich HH mit ca. 0,1 % festgestellt. In den anderen Bereichen lag der Abundanzanteil der Fintenlarven zwischen ca. 3% (BD) und 24% (BB).

Hierbei handelt es sich um Mittelwerte über jeweils eine ganze Untersuchungsaison. Saisonale Aspekte sind dabei insgesamt unberücksichtigt. Da die Larven der verschiedenen Arten saisonal variierende regionale Verteilungsmaxima ausbilden können, kann die Abundanzzusammensetzung saisonal erheblich von den beschriebenen Trends abweichen.

2.2.3.4 Biomasseabschätzungen

Da die Abflusssituation im Frühjahr, zur Laich- und Schlupfzeit vieler Arten zu einer Verschiebung der Salinitätszonen in Richtung Elbmündung hervorrufen kann, werden im Folgenden der Stromkilometrierung folgende Bereiche im Längsverlauf der Tideelbe als Georeferenz gewählt, die den in Abb. 1 unterschiedenen Salinitätszonen in etwa räumlich entsprechen (Tab. 7).

Tab. 7: Bezeichnung der in Bezug auf Fischlarven unterschiedenen Bereiche, SKM = Stromkilometer

BEZEICHNUNG	BEZEICHNUNG IN ABB. 1	SKM VON	SKM BIS
I	Meso- bis Polyhalin	730	680
II	Oligohalin	≤680	653
III	Limnisch, unterhalb Hafen HH	≤653	632
IV	Limnisch, Hafen HH	≤632	615

2.2.3.4.1 Saisonale Verteilung von Ichthyoplanktonbiomasse

Maximale Ichthyoplanktonbiomassen von über 250g pro 100m³ wurden in den oberflächennah erhobenen Datensätzen in den Monaten April und Mai festgestellt (Abb. 13). Die 90-Perzentile der einbezogenen Ichthyoplanktonbiomassen waren in den Monaten Mai (51,75g/100m³) und Juni (50,65g/100m³) am höchsten.

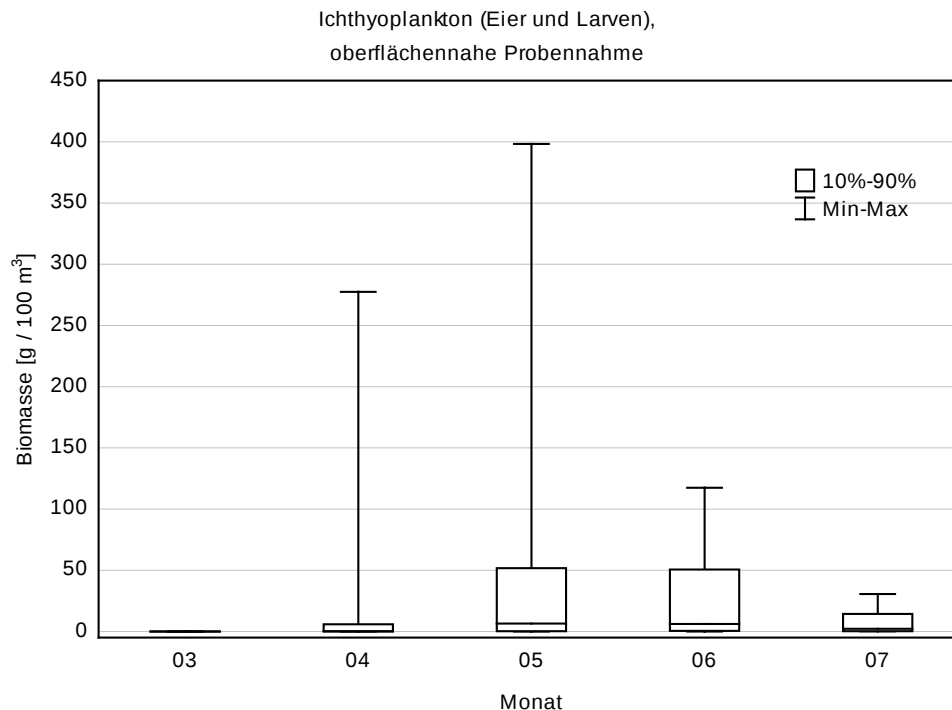


Abb. 13: Saisonale Verteilung der Ichthyoplanktonbiomasse (Fischlarven und –eier) in der TEL aus oberflächennahen Probennahmen. Datengrundlage: siehe Tab. 5

Die Hauptreproduktionszeit vieler im Bereich der TEL laichenden Arten fällt in die Monate März (Stint), April (Stint, Finte), Mai (Finte, Percide, Cyprinide) und Juni (Finte, Cyprinide). Zu methodisch bedingten Einschränkungen der Aussagekraft dieser Darstellung siehe Kap. 5.3.3.1.1.

2.2.3.4.2 Biomasseverteilung im Längsschnitt der TEL

Im Längsverlauf der TEL wurden anhand der einbezogenen Daten die höchsten Ichthyoplanktonbiomassen in den Bereichen II (entspricht dem oligohalinen Bereich) und III (entspricht dem limnischen Bereich unterhalb des Hamburger Hafens) festgestellt (Abb. 14). In diesem Bereich befinden sich wichtige Laich- und Aufwuchsgebiete der dominanten Fischarten des Ichthyoplanktons der TEL. Besonders die Laichaktivitäten und das Heranwachsen der Larven von Stint und Finte sind für diese Trends von Bedeutung. Aber auch die Einwanderung der Flunderlarven aus dem marinen Milieu hat einen Einfluss auf die Biomasseverteilung im Pelagial der TEL.

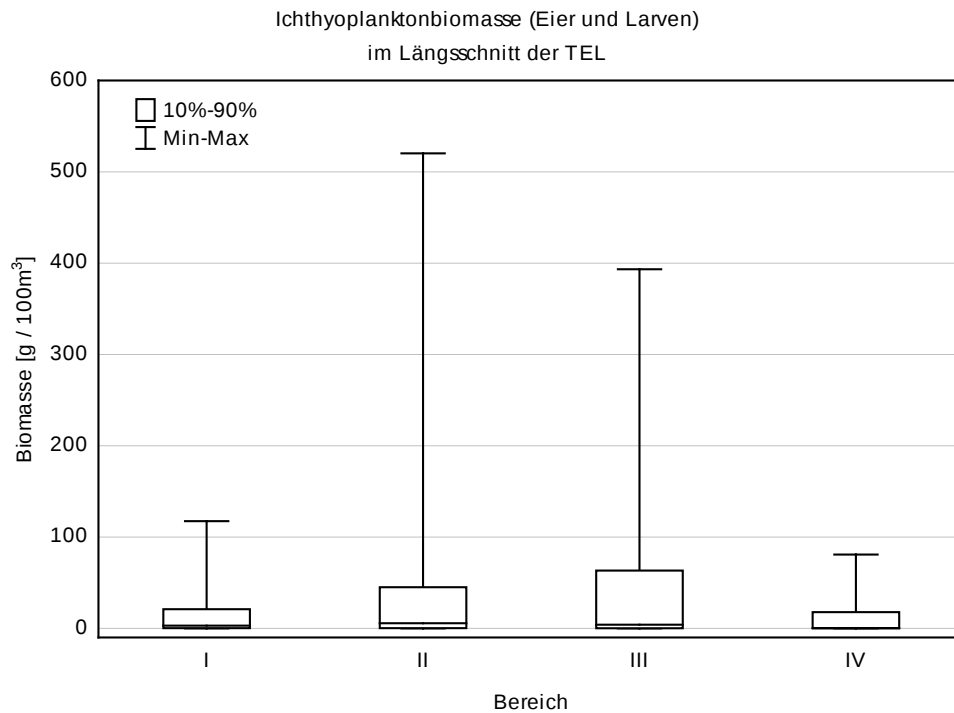


Abb. 14: Verteilung der Ichthyoplanktonbiomasse im Längsschnitt der TEL. Datengrundlage: siehe Tab. 5

Für die Bereiche II und III muss die Repräsentativität der in Abb. 14 gezeigten Biomasseverteilung eingeschränkt werden, da die Datengrundlage für Teile dieser Region unzureichend ist (siehe Kapitel 5.3.3.1).

2.2.3.4.3 *Laterale Gradienten der Ichthyoplanktonbiomasse*

Ästuare spielen eine entscheidende Rolle in den Lebenszyklen diadromer Arten (THIEL & POTTER 2001). Sie haben essenzielle Funktionen als Laich- und Aufwuchsgebiete vieler Fischarten (THIEL 2001). Die besondere Bedeutung der Nebenstrombereiche der Tideelbe als Laich- und Aufwuchsgebiete für Fischlarven und Jungfische wurden von mehreren Autoren thematisiert (vgl. KAFEMANN et al. 1996, THIEL 2001, THIEL & PEZENBURG 2001, OESMANN & PEZENBURG 2008). Dabei wurden die höchsten Produktionsraten in den limnischen Flachwasserbereichen im südlichen Bereich der TEL festgestellt (THIEL 2001). Die hohen Nährtierkonzentrationen in diesem Bereich bieten günstige Aufwuchsbedingungen (KAFEMANN et al. 1996, THIEL 2001, THIEL & PEZENBURG 2001) für Fischlarven.

Die Fischlarvenbiomasse der Nebelbbereiche war dementsprechend deutlich höher als im Hauptstrom der TEL (Abb. 15). Die 90-Perzentilwerte unterschieden sich ungefähr um den Faktor 3, die Maxima um den Faktor 2.

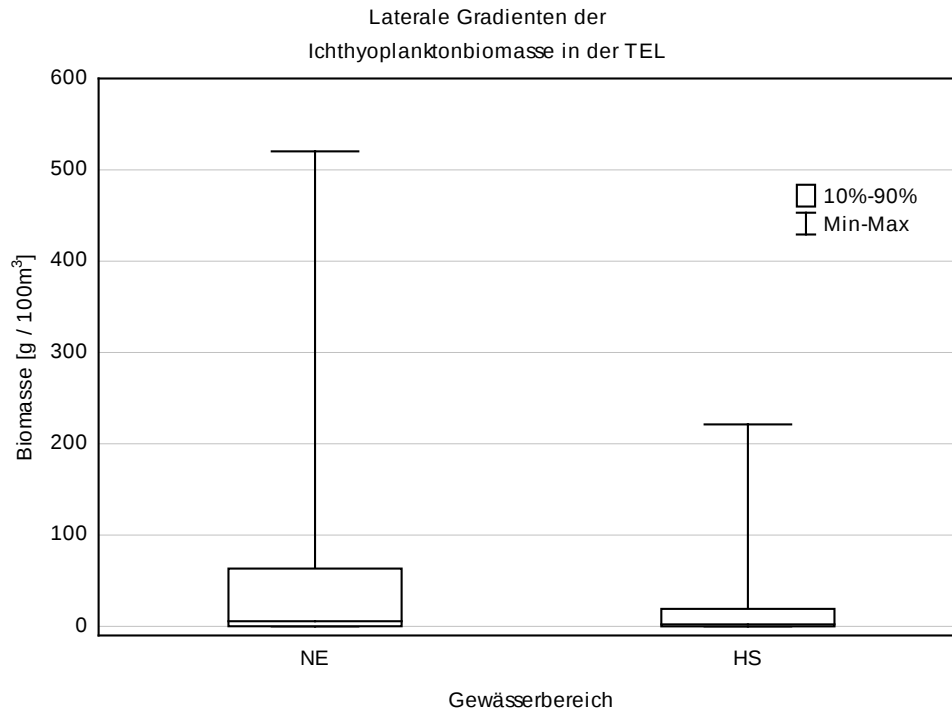


Abb. 15: Ichthyoplanktonbiomasse im Hauptstrom (HS) und den Nebelnelben (NE) der TEL. Datengrundlage: siehe Tab. 5

2.2.3.4.4 *Biomassezusammensetzung*

SCHUBERT & OESMANN (2009) gaben für ein im oligo- und mesohalinen Bereich (Bereiche I und II) der TEL gelegenes Untersuchungsgebiet eine mittlere Biomassezusammensetzung der Altersgruppe 0 im Gesamtfang von 84,2% Stint, 7,0% Hering, 4,2% Flunder, 2,8% Sprotte, 1,0% Finte und 0,7% andere Arten an (Tab. 8).

OESMANN & PEZENBURG (2008) stellten in den Nebelnelbbereichen im limnischen Bereich (Bereich III) der TEL einen Stintanteil von 89,2% fest, gefolgt von Hering (5,4%), Flunder (2,3%) und Finte (2,0%). Andere Arten waren mit Anteilen von weit unter einem Prozent im Fang vertreten.

Im Hauptstrom bei Wedel (ebenfalls Bereich III) fand OESMANN (2009) eine ähnlich strukturierte Fischlarvenbiomasse. Der Anteil der Clupeiden war etwas geringer (4,4%), während die Flunder einen etwas höheren Anteil (4,8%) hatte.

Tab. 8: Biomassezusammensetzung [%] des Ichthyoplanktons (Larven) in verschiedenen Bereichen der TEL.

Quelle	Bereich	Stint	Clupeide	Flunder	Cyprinide	Percide	Andere
SCHUBERT & OESMANN 2009	I & II	84,2	10,8	4,2	<1	<1	0,7
OESMANN & PEZENBURG 2008	III (NE)	89,2	7,4	2,3	<1	<1	1,1
OESMANN 2009	III (HS)	87,5	4,4	4,8	<1	0	0,05
SCHUBERT 2006	IV	40,3	0,1	0,1	57,1	0	1,2

Im Bereich des Hamburger Stromspaltungsgebietes wurde von SCHUBERT (2006) eine von den stromab gelegenen Bereichen deutlich abweichende Zusammensetzung der Fischlarvenbiomasse festgestellt. Hier waren Cyprinide mit 57% dominant (42% Brassen). Der Stint hatte in diesem Bereich (IV) einen Anteil von 40,3%, Percide von 1,2% und Andere von 1,2%.

2.3 Anmerkungen zum Gesamtbiomasseaufbau

Ausgangspunkt dieser Betrachtung ist die sog. Trophie- (Biomasse-) pyramide. Ihr prinzipieller Aufbau folgt der Erkenntnis, dass die in einer trophischen Ebene gebildete Biomasse und gespeicherte Energie nur als Bruchteil in die nächst übergeordnete Stufe bzw. Glied der Fresskette weiter gereicht wird. Die einzelnen Ebenen, Stufen resp. Glieder setzen sich im Gewässer zusammen aus (SCHWOERBEL & BRENDENBERGER 2010):

- (1) Primärproduzenten (pro- und eukaryotische Algen)
- (2) Konsumenten 1. Ordnung (bakteriophagen und herbivoren Zooplankton)
- (3) Konsumenten 2. Ordnung (räuberische Rotatorien; viele Copepoden und wenige Cladoceren, die herbivoren Zooplankton fressen)
- (4) Konsumenten 3. Ordnung (zooplanktivore Fische)
- (5) Konsumenten 4. Ordnung (Raubfische)

Bedingung ist, dass die Basis, die Primärproduzenten, eine ausreichende Nährstoffkonzentration zum Leben hat.

Überschlagsmäßig reduziert sich der Energiegehalt von einem zum nächst höheren Trophie-Level auf 10% der Ausgangsstufe. Für eine Konsumentenketten im Wasserkörper ergibt sich i. d. R. ein stufiger Pyramidenaufbau mit dem höchsten Konsumenten an der Spitze. Ausgehend von dieser Erkenntnis wurde für die limnische Tideelbe im Hamburger Raum anhand konservativer Annahmen eine Trophie- (Biomasse-) pyramide konstruiert und verifiziert (Aktennotiz GAUMERT, BSU/Wassergütestelle Elbe v. 19.07. 2008 & pers. Mitt. GAUMERT & SCHWARTZ, FH Hamburg, BSU/AfU, 04. April 2009). Danach setzt sich die „Pyramide“ für den speziellen Fall des „Entrainments“ zusammen aus:

100 Anteilen Phytoplankton, 10 Anteilen Zooplankton und 1 Anteil Fischeier und –larven.

In Zusammenhang mit der Literaturstudie sollte geprüft werden, ob dieser Aufbau der Trophie- (Biomasse-) pyramide auch weiter elbeabwärts in Richtung Nordsee übernommen werden kann. Allerdings wäre vorher noch die Frage zu beantworten, ob es möglich ist, aufgrund der vorliegenden und verfügbaren Daten zum Phytoplankton, Zooplankton sowie Fischeier und –larven, eine repräsentative Darstellung für das Oligohalinikum und das Poly-/Mesohalinikum zu konstruieren. Um es kurz zu machen, die Antwort lautet „nein“.

Über die Veränderungen an der Basis, den Primärproduzenten (hier Phytoplankton) lässt sich durchaus einiges vermuten, ohne spekulativ zu werden. Für dieses Kompartiment wurde in den letzten Jahrzehnten durch die ARGE ELBE eine Datenbasis geschaffen, mit der es sich „arbeiten lässt“. Für die nächst folgende Ebene, das Zooplankton, sind die Grundlagen jedoch zu dürrig, zu lückenhaft – nicht zeitnah, ohne einen aktuellen Bezug. Gleiches gilt für die „Spitze“ der Pyramide, die Fischeier und –larven. Während beim Zooplankton notfalls auf Daten seit 1980 ff. zurückgegriffen werden kann, um eine Hypothese aufzustellen, insbesondere in Relation zu den Veränderungen des Phytoplanktons im Längsprofil, entfällt auch dies beim Kompartiment Fischlaich/Larven. Dafür wurden in Zusammenhang mit den Kraftwerksplanungen an der TEL in den letzten Jahren zwar aktuelle Daten generiert, die, so die eine „Seite der Medaille“, bei weitem nicht ausreichend sind, und gleich zur anderen „Seite der Medaille“, sich durch mangelnde Verfügbarkeit auszeichnen, denn einige Antragsteller geben die Daten derzeit (noch) nicht frei.

Die Chlorophyll-a-Konzentration steht stellvertretend für die lebende Algenbiomasse. Gemäß ARGE ELBE (2004a, 2005a+b, 2007a+b) ist in Hamburg üblicherweise von Werten um 150 µg/l auszugehen; der Mittelwert bei Grauerort entspricht knapp 20 µg/l (s. Abbildung 6). Für das Gebiet Brunsbüttel fällt der Chlorophyll-a-Gehalt noch weiter ab und sinkt auf durchschnittlich 3 µg/l, bei einer Spanne von 1,0 bis 5,7 µg/l (BERNÁT et al. 1994). Die Chlorophyll-a-Konzentrationen für Cuxhaven (Kugelbake) schwanken zwischen 3 und 41 µg/l bei einem Mittelwert von rd. 10 µg/l (ARGE ELBE 2004a, 2005a+b, 2007a+b) (s. Abbildung 6 & Tabelle 3).

Die mittleren Biomassen des Gesamtzooplanktons ^{MAKRO} (FIEDLER 1991!) folgen dem starken Rückgang des Chlorophylls in Richtung Nordsee nicht. Im Gegenteil, mit rd. 40 mg/m³ AFTG stimmen die Durchschnittswerte der limnischen und poly-/mesohalinen Zone gut überein. Das Minimum liegt mit durchschnittlich < 30 mg/m³ AFTG in der zwischengeschalteten oligohalinen Zone (s. Abbildung 10).

Zu den Fischeiern bzw. -larven wäre nur so viel zu ergänzen, dass seewärts zumindest die juvenilen Fische zunehmen sollen (ANONYMUS). Das **Maximum** der Eier und Larven liegt aber im Hamburger Raum (unterhalb Hafen; s. Abb. 14); elbeauf- & elbeabwärts nimmt es dann ab.

Die Zusammensetzung der Trophie- (Biomasse-) pyramide aus dem limnischen Abschnitt der TEL ist auf den Mündungsbereich zur Nordsee demnach nicht übertragbar. Die Relation der Ebenen Phytoplankton zu Zooplankton zu Fischeier/Fischlarven ist mit Sicherheit anders strukturiert. Insbesondere der hohe Anteil des Phytoplanktons aus dem Süßwasser bedarf eines kräftigen Korrektivs. Die (extrem) hohen Schwebstoffgehalte (syn. Aggregate, suspended particulate matter = SPM) in der Trübungszone bei Brunsbüttel reduzieren die euphotische Zone auf ein Minimum und begrenzen so in höchstem Maße die Primärproduktion. Zwischen Chlorophyll-a und der Photosyntheserate besteht eine positive Korrelation (FAST 1993). Unter Berücksichtigung dieser Erkenntnis und in Anbetracht der sehr niedrigen, lokalen Chlorophyll-a-Gehalte in der poly-/mesohalinen Zone, dürfte die Primärproduktion des Phytoplanktons gering sein und für den Sauerstoffhaushalt der Trübungszone keine bedeutende Rolle spielen. Auch als Nahrungskomponente ist der Bestand der Diatomeen, Grün- und Blaualgen im Vergleich zur limnischen TEL minimal (PEITSCH 1992).

Mit anderen Worten: Die Pyramidendarstellung der limnischen Trophie-Biomasse-Struktur ist elbeabwärts zu verwerfen. Mit hoher Wahrscheinlichkeit ist die „Pyramide“ **invers** aufgebaut, denn das Phytoplankton hat im Mixohalinikum (Brackwasserzone) geringere Biomassen als das Zooplankton. Die „Spitze“ der Pyramide, die Anteile der Fischlarven an der Biomasse, wird in Richtung Nordsee wahrscheinlich auch vergrößert (s. nachfolgende Abbildung 16).

So viel zur Formwandlung der „Pyramide“. Aussagen zu den seewärtigen, regionalen Anteilen der Biomasse pro Level wären wegen der unterschiedlichen Zeitbezüge spekulativ. Denn letztendlich sind die Wissenslücken betreffend die Kompartimente Zooplankton und Fischeier/-larven zu groß.

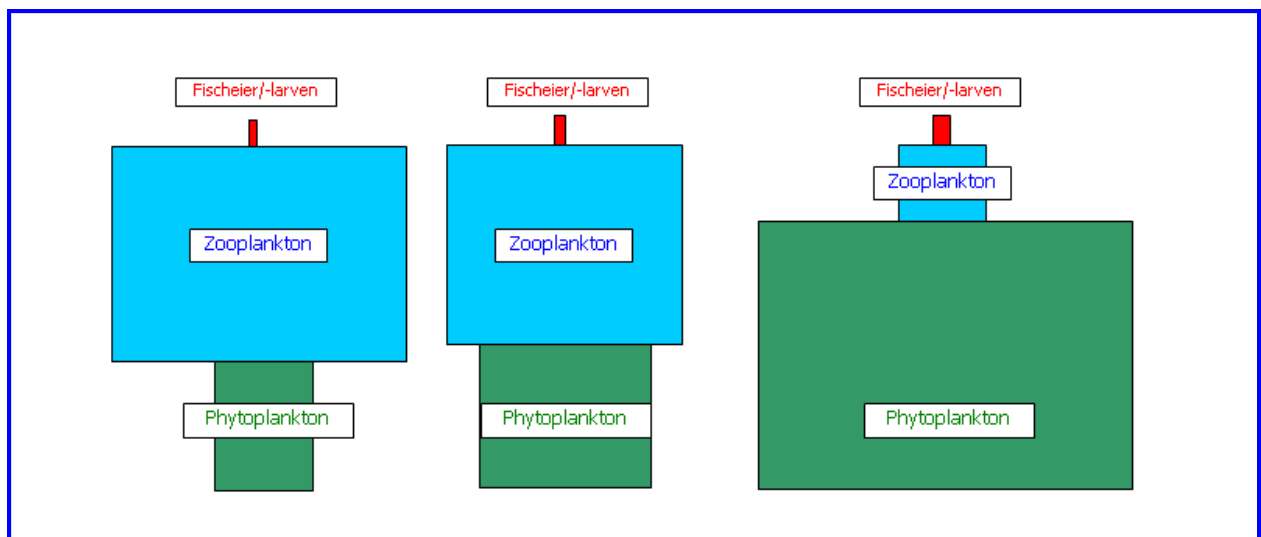


Abb. 16-1: Drei Trophie- (Biomasse-) pyramiden des Planktons
 Rechts: normaler Aufbau im Süßwasser TEL (Anteile Biomasse/Level wie 100:10:1)
 Mitte: inverse Pyramide des Oligohalinikums TEL
 Links: inverse Pyramide des Poly-/Mesohalinikums TEL

3 Methode

Für die Literaturrecherche zu den Auswirkungen von Kühlwasserentnahme und Kühlwassereinleitung auf das aquatische Milieu der Tideelbe, unter besonderer Berücksichtigung von Biomasseschädigungen und deren Folgen auf den Sauerstoffhaushalt, wurde zunächst im Literaturbestand des Zentrums für Marine und Atmosphärische Wissenschaften (ZMAW) nach relevanten Texten, Monographien, Zeitschriften, Sammelwerken und Büchern gesucht. Zusätzlich wurden Online-Datenbanken mit verschiedenen Schlagwörtern in deutscher und englischer Sprache abgefragt und im ZMAW eine Recherche im Informationssystem Aquatic Sciences and Fisheries Abstracts (ASFA) in englischer Sprache durchgeführt. Nach einer Beurteilung der ersten gesichteten Literatur wurden nun gezielt Autoren, Bücher und wissenschaftliche Aufsätze ermittelt.

Die gefundenen, relevanten Mortalitätsraten und letalen Temperaturen wurden für die einzelnen Komponenten Phytoplankton, Zooplankton und Ichthyoplankton zur Übersicht in Tabellen zusammengefasst und mit der entsprechenden Literaturquelle aufgelistet.

3.1 Mortalitätsraten der Fischeier und -larven

Nach Sichtung der Literatur wurden die in den relevanten Beiträgen enthaltenen Daten zusammengetragen, um sie für die grafische Darstellung aneinander anzupassen. Dazu wurden Überlebensraten oder –faktoren in Mortalitätsraten umgerechnet. Einbezogen wurden auch Literatur die nicht-peer-reviewed war, unter anderem Veröffentlichungen der EPRI (Electric Power Research Institute, Inc., USA; „ELECTRIFY THE WORLD“).

3.2 Biomasseabschätzungen der Fischeier und -larven

Sofern den Arbeiten Abundanz- und Biomassedaten zu entnehmen waren, wurden daraus Maximal-, 90-Perzentil und Mittelwerte der Biomassen für die unterschiedenen Gewässerbereiche (siehe Tabelle 7) berechnet.

Dabei sind saisonale Unterschiede weitestgehend unberücksichtigt geblieben. Sie sind lediglich in den Maxima repräsentiert.

Aus der gesichteten Literatur wurden Daten nicht mit einbezogen, deren Vergleichbarkeit aufgrund von Abweichungen bezüglich der Standardisierung auf Volumeneinheiten nicht gegeben war. Ebenso wurden Daten nicht berücksichtigt, wenn die Einsatzmethode der Netze nicht nachvollziehbar, oder die Netzöffnungsfläche deutlich kleiner als 0,6m² war. Tabelle 5 stellt die für die Berechnungen herangezogenen Quellen dar.

4 Ergebnisse

4.1 Phytoplankton

Mit der Kühlwassernutzung werden, wie eingangs beschrieben, aquatische Organismen (Phytoplankton, Zooplankton, Fischeier und -larven) eingesaugt und in unterschiedlichem Umfang geschädigt bzw. getötet. Diese tote Biomasse gelangt zurück in die TEL und wird unter Sauerstoffzehrung abgebaut. Die Einleitung von Kühlwasser führt darüber hinaus im Umfeld der Einleitung zur Erwärmung des Flusswassers, wodurch die sauerstoffzehrenden Abbauprozesse in der TEL beschleunigt werden. Neben der direkten Schädigung der Organismen kommt es somit zu indirekten Einflüssen auf das Gewässerökosystem. Hier wird neben der Wassertemperatur in erster Linie der Sauerstoffhaushalt des Gewässers negativ beeinträchtigt.

Im Folgenden werden zunächst die Ergebnisse der Literaturrecherche zu den direkten Schädigungen des Phytoplanktons dargestellt. Anschließend werden die Auswirkungen der Einleitungen des erwärmten Kühlwassers auf die Phytoplanktonbiozönose beschrieben.

4.1.1 Auswirkungen der Kühlwasserentnahme (entrainment)

Während größere Organismen in den vorgeschalteten Rechen- bzw. Sieb- und Filteranlagen abgefangen werden (impingement), werden kleine Organismen (≤ 1 mm) bei der Kühlwasserentnahme eingesaugt und durchlaufen das gesamte Kühlsystem (entrainment). Dies trifft insbesondere Organismen, die wie das Phytoplankton über keine Möglichkeit der Eigenbewegung verfügen, sondern sich lediglich schwebend im Wasser aufhalten. Sie können sich der Einsaugströmung, sei sie auch noch so gering, nicht entziehen und werden entsprechend mit dem Kühlwasser eingesaugt. Hierbei können sie mechanisch, thermisch und/oder chemisch geschädigt werden.

Die folgende Tabelle 9 enthält die im Rahmen der vorliegenden Literaturrecherche ermittelten Angaben über die Art der Schädigungen und die daraus resultierenden Schädigungs- bzw. Mortalitätsraten von Phytoplankton infolge einer Kühlwasserpassage. Da nicht alle Kraftwerke Biozide einsetzen, um das Wachstum von Organismen, das sog. Biofouling, in Teilen der Kühlwasserkette (Rohre, Leitungen etc.) zu verhindern, lag der Schwerpunkt der Recherche auf den mechanischen und thermischen Schädigungen des Phytoplanktons.

Angaben über die Art der mechanischen und thermischen Belastungen sowie Mortalitätsraten von Phytoplankton durch eine Kühlwasserpassage sind in der Literatur sehr unterschiedlich. Dabei trennen nicht alle Autoren konsequent zwischen diesen beiden Effekten, so dass sich die genannten Mortalitätsraten teilweise aus einer Kombination beider ergeben. Sofern auch chemische Effekte eine Rolle spielen, wurde dies in der Tabelle unter Bemerkungen angeführt.

Eine mechanische Schädigung können die eingesaugten Organismen im Zuge der Passage der verschiedenen Bauelemente (Rechen, Filter, Rohre, Pumpen, Kraftschlussbecken, Tauchkanal etc.) durch Abrieb, Aufprall, Turbulenzen sowie die herrschenden Geschwindigkeits- und Druckunterschiede erleiden (MARCY et al. 1978). Die recherchierten Angaben zu mechanischen Schädigungen gehen weit auseinander.

Mechanische Schädigungen des Phytoplanktons infolge Passage des Kühlsystems wurden u. a. bei koloniebildenden Diatomeen untersucht. Dabei haben selbst relativ empfindliche Kolonien die Passage ohne Schädigung überstanden (KOOPS 1975). Es wird daher angenommen, dass einfacher gebaute Diatomeen ebenfalls keinen mechanischen Schaden erleiden (HADDERINGH & JANSSEN-MOMMEN 2000). Vergleichbare Ergebnisse ergaben Untersuchungen zu marinem Phytoplankton, wonach bei Proben an der Entnahme- und der Auslassstelle keine Zunahme von toten Zellen in den Proben der Auslassstellen festgestellt werden konnten (SAVAGE 1970).

Auch EDLER geht aufgrund von eigenen Untersuchungen am Kraftwerk Barsebäck in Schweden (EDLER et al. 1980) für das Steinkohlekraftwerk Greifswalder Bodden davon aus, dass es keinerlei mechanische Schädigungen des Phytoplanktons gibt (EDLER 2008). In ihrer Kühlwasserstudie zum Kraftwerk Greifswald kommen BURCHARD & SCHERNEWSKI (2008) zum gleichen Ergebnis für die Passage der Filteranlagen mit kleinstem Lochdurchmesser von 5 mm. Bei der Passage einer Propellerpumpe sind dagegen nach WASMUND (mdl. in BURCHARD & SCHERNEWSKI 2008) Absterbevorgänge in der Größenordnung einiger Prozente der Biomasse denkbar.

Entgegen diesen Angaben gehen KAUSCH & HINZ (1984) auf der Grundlage einer umfangreichen Literaturstudie im Zusammenhang mit der Kühlwassereinleitung durch das Kraftwerk Tiefstack von Verlusten in einer Größenordnung von 7-50 % durch mechanische Schädigungen aus.

MARCY et al. (1978) geben eine umfassende Übersicht über Untersuchungen zum Einfluss von mechanischen Belastungen auf das Plankton für mehrere Kraftwerke verteilt über die USA. Dabei wurden auch hier für das Phytoplankton überwiegend negative Einflüsse durch mechanische Belastungen festgestellt. Die Sterblichkeitsraten für Phytoplankton liegen bei vier Kraftwerken bei 11-13 %. Für zwei weitere Kraftwerke wurden Mortalitätsraten von 0-68 % bzw. 74 % angegeben.

Auch JORDAN et al. (1983) geben Verlustraten mit einer Spanne von 25-80 % für Diatomeen-Taxa bzw. -Gruppen an einem Kraftwerk in den USA an. Dabei nennen sie als Grund für die Sterblichkeitsraten bei der Kieselalge *Skeletonema costatum*, eine Art, die auch in der TEL vorkommt, Turbulenzen, d. h. mechanische Belastungen innerhalb der Kühlkette. Für benthische Diatomeen, die tagsüber auf die Oberfläche des Sediments wandern und daher dem Einsaugstrom ausgesetzt sind, führen die Autoren die Reduzierung der Biomasse dagegen auf Wegfraß durch benthische Zooplankter in den Ein- und Auslaufrohren zurück.

Insgesamt existieren nur wenige Untersuchungen, die ausschließlich mechanische Effekte beschreiben. Der größte Teil differenziert nicht ausdrücklich zwischen mechanischen und thermischen Einflüssen oder geht ausschließlich auf letztere ein, wie die folgenden Erläuterungen zeigen.

Thermische Schädigungen erfahren die Phytoplankton-Organismen als Folge der Passage des Kondensators. Bei den thermischen Belastungen besteht Einigkeit darüber, dass zwei Faktoren entscheidend sind für das Ausmaß der Schädigung, und zwar die absolute Temperatur (°C) und der Temperatursprung (ΔK), den das Kühlwasser am Kondensator erfährt.

Was die Temperaturtoleranz des Phytoplanktons hinsichtlich der absoluten Temperaturen anbelangt, so liegen die Angaben überwiegend bei $> 30^{\circ} C$. Auch KAUSCH & HINZ (1984) gehen bei der Beurteilung der Auswirkungen der Kühlwassereinleitung durch das Kraftwerk Tiefstack anhand ihrer Literaturstudien davon aus, dass Letaltemperaturen für das Phytoplankton durchweg über $30^{\circ} C$ liegen. Nach PATRICK (1969) ergaben Untersuchungen zum Einfluss von erhöhten Temperaturen auf limnisches Phytoplankton, dass solange die Kondensatortemperaturen $34-34,5^{\circ} C$ nicht überschreiten, Schäden, wenn überhaupt, nur in geringem Umfang auftreten.

Wesentliche Langzeitschäden treten bei marinem und limnischem Phytoplankton nach LANGFORD (1990) sogar erst bei Kühlwassertemperaturen oberhalb von $37^{\circ} C$ auf, und geschädigte Phytoplanktonpopulationen erholen sich innerhalb einer relativ kurzen Zeit. Für die Gruppe der Cryptophyceen geben JORDAN et al. (1983) dagegen bereits bei Temperaturen ab $27,2^{\circ} C$ signifikante Verluste an, ohne nähere Aussagen zu den prozentualen Anteilen zu machen.

Nach EDLER (2008) stellt der durch plötzliche Temperaturerhöhung bedingte Schock vermutlich den bedeutendsten Faktor dar, der das Phytoplankton in den Kühlsystemen beeinträchtigt. Sofern der Temperaturschock jedoch wie z. B. beim Kraftwerk Greifswald von geringer Dauer ist, wird nach seiner Einschätzung der größte Teil des Phytoplanktons die Kühlwasserpassage überleben und sogar eine stimulierte Wachstumsrate aufweisen.

Tab. 9: Angaben zu Schädigung und Mortalität des Phytoplanktons nach Passage durch die Kühlwasserkette

Literaturquelle	Standort / Umgebung / Studie	System	Spezies / Taxon	mechanische Belastungen		thermische Belastungen		Schädigung / Mortalität [%]	Bemerkungen
				Schädigung ja/nein	Exitus ja/nein	Rückgang Primärprod.	Letalbereich Temp. [°C]		
AEC (1974) ²⁾	KW Millstone Point, USA	Phytoplankton	n.a.	-	ja	-	-	74	
AHAMED et al. (1993)	Labor + KW Kalpakkam, Indien	marines PP	n.a.	-	-	ja	-	16-17	bei geringer Chlor-Konzentration
		marines PP	n.a.	-	-	ja	-	30-70	
BRIAND (1975)	Southern California Power Plants, USA	Diatomeae	marine Organismen	-	-	-	Δ 6-11 K	45,7	Mortalitätsraten steigen mit hohen und sinken mit niedrigen Entnahmetemperaturen
		Dinophyceae	marine Organismen	-	-	-	Δ 6-11 K	32,8	
		gesamtes PP	marine Organismen	-	ja (einige)	-	Δ 6-11 K	42	
Consumers Power Comp. (1973) ²⁾	KW Palisades, USA	Phytoplankton	n.a.	-	ja	-	-	0-68	inkl. chemischer Belastungen
		Phytoplankton	n.a.	-	ja	-	ja	0-81	
EDLER et al. (1980)	KW Barsebäck, S	marines + limn. PP	n.a.	nein	nein	ja	-	40	mechanische Belastung von geringerer Bedeutung als andere Faktoren
EDLER (2008)	KW Greifswald, GER	marines + limn. PP	n.a.	nein	nein	ja	max. Δ 8 K	ca. 1	Temp-Schock nur von kurzer Dauer, daher überlebt der größte Teil des PP bzw. regeneriert sich
FLEMER et al. (1971) ²⁾	KW Morgantown, USA	Phytoplankton	n.a.	-	ja	-	-	13	
HADDERINGH & JANSSEN- MOMMEN (2000)	KW Shell Moerdijk, NL	Diatomeae ¹⁾	n.a.	-	-	-	Δ 10 K, 20/30	0	Sterblichkeiten durch Temperaturschock: Δ 10-20° C; ausgehend von Entnahmetemperaturen von 20° C; Mortalitätsraten beziehen sich nur auf im Frühjahr dominante Taxa, die im Sommer nur geringe Abundanzen aufweisen
		Diatomeae ¹⁾	n.a.	-	-	-	Δ 14 K, 20/34	< 25	
		Diatomeae ¹⁾	n.a.	-	-	-	Δ 17 K, 20/37	25 - 50	
		Diatomeae ¹⁾	n.a.	-	-	-	Δ 20 K, 20/40	> 50	
		Übriges PP	n.a.	nein	nein	-	30-40	0	
HARDY (1971) ²⁾	KW Allen, USA	Phytoplankton	n.a.	-	ja	-	-	11	
JORDAN et al. (1983)	Surry Power Plant, Virginia, USA	Cryptophyceae	n.a.	-	-	-	27,2 - 37,5	Verluste	Korrelation Temp/Mort signifikant
		Diatomeae	<i>Skeletonema costatum</i>	-	ja	-	-	25-80	Turbulenz
		Diatomeae	benthische Diatomeen	-	(ja)	-	-	25-80	Wegfress durch benthische Zooplankter in Ein- und Auslass- Rohren

pp = Phytoplankton; n.a. = nicht angeführt; "n." = nicht bearbeitet in jeweiliger Quelle; ²⁾ zit. in MARCY (1978)

Tab. 9: Fortsetzung

Literaturquelle	Standort / Umgebung / Studie	System	Spezies / Taxon	mechanische Belastungen		thermische Belastungen		Schädigung / Mortalität [%]	Bemerkungen
				Schädigung ja/nein	Exitus ja/nein	Rückgang Primärprod.	Letalbereich Temp. [°C]		
KAUSCH & HINZ (1984)	KW HH-Tierstack, GER	Phytoplankton	n.a.	-	-	-	< 30	0	
		Phytoplankton	n.a.	-	-	-	Δ 10 K, 22/32	ja (minimal)	Temp-Erhöhung von 22° auf 32° C / Sommer
		Phytoplankton	n.a.	-	-	-	Δ 9 K, 11/20	50-60	Temp-Erhöhung von 11° auf 20° C / Winter
		Phytoplankton	n.a.	-	ja	-	-	7-50	
		Phytoplankton	n.a.	-	ja	-	ja	40	Annahme für Gesamtmortalität (mech+Temp)
KOOPS (1970, 1975)	KW Flevo, NL	Diatomeae	<i>Asterionella formosa</i>	nein	nein	-	-	0	empfindliche koloniebildende Taxa
		Diatomeae	<i>Diatoma elongatum</i>	nein	nein	-	-	0	empfindliche koloniebildende Taxa
LANGFORD (1990)	div. KW, USA	marines + limn. PP	n.a.	-	-	-	< 37	0	darüber wesentliche Langzeitschäden möglich, jedoch Erholung innerhalb kurzer Zeit
PATRICK (1969)	KW, USA	limnisches PP	n.a.	-	-	-	< 34-34,5	ggf. minimal	
POORNIMA et al. (2006)	Labor + KW Kalpakkam, Indien	marines PP	n.a.	-	-	ja	max. Δ 8,4 K	19	rasche Regeneration
		marines PP	n.a.	-	ja	-	max. Δ 8,4 K	20-80	inkl. chemischer Belastung (Clor)
		marines PP	n.a.	-	ja	ja	-	35-80	inkl. chemischer Belastung (Clor)
		Phytoplankton	n.a.	-	ja	-	-	11-12	
RESTAINO et al. (1975) ²⁾	KW Zion, USA	Phytoplankton	n.a.	-	ja	-	ja	3-20	inkl. chemischer Belastungen
RIEDEL-LORJÉ (1994)	KW Brokdorf, GER	Phytoplankton	n.a.	nein	nein	nein	nein	0	10-jährige Beweissicherung
SAVAGE (1970)	KW Southampton, UK	Diatomeae	marine Organismen	nein	nein	-	-	0	
SCE (Southern California Edison Co.) (1975, 1983)	KW Ormond Beach, USA	Phytoplankton	n.a.	nein	nein	nein	nein	0	
WASMUND (mü.) in BURCHARD & SCHERNEWSKI (2008)	KW Greifswald, GER	marines + limn. PP	n.a.	-	nein	-	-	0	bei Passage der Filteranlage (5 mm)
		marines + limn. PP	n.a.	-	ja	-	-	einige %	bei Passage der Propellerpumpe
		marines + limn. PP	n.a.	-	-	-	Δ 7,55 K	0	auf max. 32° C innerhalb weniger Min. führt max. zu physiol. Schock, Regeneration innerhalb weniger Stunden
		marines + limn. PP	n.a.	-	-	-	> 45	ja	bei Einwirkzeiten von mehreren Stunden
WEISS (unpub.) ²⁾	KW Florida plants, USA	Phytoplankton	n.a.	-	ja (einige)	-	ja	70-90	inkl. chemischer Belastungen
Wisconsin Public SC (1974) ²⁾	KW Kewaunee, USA	Phytoplankton	n.a.	-	ja	-	-	11	

pp = Phytoplankton; n.a. = nicht angeführt; "-." = nicht bearbeitet in jeweiliger Quelle; ²⁾ zit. in MARCY (1978)

So geben EDLER et al. (1980) für ein Kraftwerk in Schweden eine Zunahme der Primärproduktion um 40 % für das Phytoplankton, das die Kühlwasserpassage überlebt hat an, während sie für ein Kraftwerk an der Ostküste der USA eine 15 %-ige Abnahme der Primärproduktion nennen. Ihren Beobachtungen zufolge sind die Reaktionen des Phytoplanktons abhängig von der Jahreszeit und der Umgebungswassertemperatur. Bei Untersuchungen an einem indischen Kraftwerk kam es dagegen unabhängig davon generell zur Reduktion der Primärproduktion. Die teilweise hohen Werte zwischen 30 und 80 % ergaben sich hier jedoch auch auf den Einsatz von Chlor in geringer Konzentration (AHAMED et al. 1993, POORNIMA et al. 2006).

Eine Abtötung des Phytoplanktons durch eine plötzliche Erwärmung um 7,55 K auf max. 32° C innerhalb weniger Minuten ist beim Kraftwerk Greifswald nach WASMUND (mdl. in BURCHARD & SCHERNEWSKI 2008) ebenfalls nicht zu erwarten. Es kann aber zu physiologischen Schockzuständen kommen, von denen sich das Phytoplankton jedoch innerhalb einiger Stunden erholen können sollte. Absterbevorgänge wären bei einer nicht umkehrbaren Denaturierung von Proteinen zu befürchten. Diese tritt erst bei Einwirkzeiten von mehreren Stunden und Temperaturen von mindestens 45 °C ein, die hier nicht gegeben sind.

Umfangreichen Literaturstudien aus den Niederlanden zufolge kommt es jedoch durch Temperaturschocks bei höheren Temperaturen zum Absterben von Phytoplankton (HARTHOLT & JAGER 2004, HOLTHAUS et al. 2003, KERKUM et al. 2003, 2004).

So wurden Sterblichkeiten durch kurze Temperaturschocks für Diatomeen bei einer Temperaturerhöhung von Δ 10-20 K mit maximalen Temperaturen von 30-40° C und einer Entnahmetemperatur von 20° C nachgewiesen. Hiernach überlebten Diatomeen zunächst eine Temperaturerhöhung von 20° auf 30° C ohne Schaden. Bei einer Temperaturerhöhung von 20° auf 34° C setzte jedoch eine Sterblichkeit von 25 % ein, die mit steigenden maximalen Temperaturen weiter zunahm (HADDERINGH & JANSSEN-MOMMEN 2000). Bei Erhöhung auf 37° C starben 25-50 % und bei 40° C über 50 % der Diatomeen in Verbindung mit dem Temperaturschock ab.

Je stärker dabei das Ausmaß der Schädigung ist, desto länger ist die Zeit bis zur Wiederherstellung der Population auf das ursprüngliche Niveau - sie liegt zwischen 5 und > 15 Tagen. Die für die Diatomeen angeführten Mortalitätsraten gelten jedoch nur für Taxa, die im Frühjahr häufig sind und im Sommer geringe Abundanzen aufweisen. Die übrigen Phytoplanktongruppen überstehen dagegen die Temperatursprünge und maximalen Temperaturen unbeschadet.

Eine umfassende Untersuchung der Auswirkungen während der Kühlwasserpassage auf das Phytoplankton an der Westküste der USA hat gezeigt, dass die Mortalitätsrate der Diatomeen bei einer Erwärmung um Δ 6-11 K bei 45,7 % lag (BRIAND 1975). Unter den wärmeliebenden Dinophyceen wurden bei gleichen Temperaturdifferenzen 32,8 % abgetötet. Insgesamt geht BRIAND bei der Kühlwasserpassage von einer Mortalität von 42 % durch thermische und mechanische Effekte für das marine Phytoplankton aus.

Dabei stellte BRIAND fest, dass neben der Temperaturerhöhung das Ausmaß der Schädigung außerdem durch die Temperatur des eingesaugten Wassers bestimmt wird. Nach seinen Untersuchungen waren die Mortalitätsraten beim Phytoplankton bei höheren Temperaturen des eingesaugten Kühlwassers höher als bei geringen Entnahmetemperaturen.

Genau das Gegenteil beschreiben EDLER (2008), EDLER et al. (1980) sowie KAUSCH & HINZ (1984), die bei geringeren Entnahmetemperaturen von höheren Belastungen für das Phytoplankton ausgehen. Der Grund hierfür ist, dass die an winterliche Temperaturen angepassten, kaltstenothermen Winter- und Frühjahrsarten empfindlicher gegenüber der schockartigen Erwärmung sind als wärmeliebende Sommerarten. Diese Beobachtungen entsprechen HADDERINGH & MOMMEN (2000), deren Mortalitätsangaben sich ausschließlich auf Frühjahrsarten unter den Diatomeen beziehen (s. o.). Gleiche Temperaturdifferenzen (Δ K) können somit je nach Entnahmetemperatur (Jahreszeit) zu unterschiedlich hohen Schädigungsraten führen.

KAUSCH & HINZ (1984) geben für Temperaturerhöhungen von $\Delta 10$ K im Sommer (22° auf 32° C) eine minimale Sterblichkeit an. Die gleiche Erhöhung führt dagegen im Winter bei einer Ausgangstemperatur von 11° C zu einer Mortalität von 50-60 %.

Für drei der bei MARCY et al. (1978) angeführten Kraftwerke wurden neben den mechanischen Schädigungen (s. o.) auch Angaben zur Gesamtmortalität gemacht. Dabei gingen aber nicht nur die thermische Schädigung, sondern auch chemische Einflüsse (Biozide) in die Zahlen ein. Während die Gesamtmortalitätsraten hier für ein Kraftwerk mit 3-20 % relativ niedrig liegen, wurden an einem anderen Kraftwerk extrem hohe Werte von 70-90 % ermittelt. Bei einem dritten Kraftwerk spreizen die Untersuchungsergebnisse von 0-81 %.

Zu ähnlich hohen bzw. auseinander klaffenden Sterblichkeitsraten (20-80 %) kommen auch POORNIMA et al. (2006), die an einem Kraftwerk in Indien sowohl Feldstudien als auch Laborversuche durchgeführt haben. Allerdings lag auch hier eine Kombination aus thermischen, mechanischen und chemischen Schädigungen vor. Versuche ohne Chlorung und unter weitgehender Ausschaltung der mechanischen Effekte ergaben eine Phytoplankton-Sterblichkeit von 19 % bei einer Temperaturdifferenz von max. $\Delta 8,4$ K. Ähnliche Werte (16-17 %) hatten auch AHAMED et al. (1993) an gleicher Stelle im Zusammenhang mit Untersuchungen zum Rückgang der Primärproduktion des Phytoplanktons ermittelt.

Während sich bei den zuvor dargestellten Untersuchungen durchweg nennenswerte oder zumindest geringe Mortalitätsraten fanden, fielen zwei Studien auf, die keinerlei Auswirkungen der Kühlwassernutzung auf das Phytoplankton angeben. So war aus den Daten der 10-jährigen Beweissicherung (1984-1993) am Kraftwerk Brokdorf ein vermehrtes Absterben infolge thermischer bzw. mechanischer Schädigung nicht abzuleiten (RIEDEL-LORJÉ 1994). Auch die Untersuchungen am Kraftwerk Ormond Beach in Virginia, USA, schlossen mit dem Ergebnis ab, dass „entrained“ Phytoplankton keine signifikanten Schädigungen erfährt (SCE 1975, 1983).

Dem gegenüber stehen die zuvor zitierten Quellen BRIAND (1975) und KAUSCH & HINZ (1984) mit einer Mortalitätsrate von ca. 40 % durch mechanische und thermische Effekte sowie die niederländischen Daten mit Sterblichkeiten von bis zu über 50 % durch Temperaturschock für die Diatomeen.

Neben der mechanischen und thermischen Schädigung erfährt das Phytoplankton wie eingangs erwähnt je nach Kraftwerk auch chemische Schädigungen. Um das unerwünschte Wachstum von Organismen, das sog. Biofouling, z. B. innerhalb der Kühlwasserleitungen zu vermeiden, werden Biozide eingesetzt. In den meisten Fällen handelt es sich hierbei um „aktives Chlor“, das die betreffenden Organismen abtötet.

Einigen der zuvor angesprochenen Untersuchungen können neben Angaben zu mechanischen und thermischen Einflüssen auch Hinweise auf chemische Schädigung des Phytoplanktons z. B. infolge Chlorung entnommen werden. So zeigten die Feld- und Laborversuche von AHAMED et al. (1995) sowie POORNIMA et al. (2006), dass die durch den Einsatz von Chlor hervorgerufene Schädigung beim Phytoplankton größer ist als durch mechanische und thermische Einflüsse gleichzeitig. Ohne Chlorung lagen die Mortalitätsraten bei knapp 20 % mit Chlorung dagegen bei 30-70 bzw. 20-80 %. Die Primärproduktion wurde mit Chlorung ebenfalls stark herabgesetzt (35-80 %).

Bei den Untersuchungen von CARPENTER et al. (1972) wurde selbst bei Chlor-Konzentrationen, die noch unterhalb der erlaubten Höchstmenge liegen, die Produktivität des Phytoplanktons bereits um 83 % herabgesetzt. HUGGETT & COOK (1991) zufolge wird die Biomasse um 55 % reduziert und die Produktivität um 33 % eingeschränkt, was ebenfalls in erster Linie auf Chlorung zurückzuführen ist. Eine Mortalitätsrate von 57 % bzw. 50 % durch Chlorung geben FOX & MOYER (1975) und HENRY (2006) für das Phytoplankton an.

Bei den zitierten Studien führt der Einsatz von Bioziden (z. B. Chlor) somit durchweg zu größeren Schäden beim Phytoplankton als dies durch mechanische und/oder thermische Einflüsse der Fall war.

4.1.2 Auswirkungen der Kühlwasserrückgabe auf das Oberflächengewässer

Die Einleitung von erwärmtem Kühlwasser führt im Umfeld der Einleitstelle, d. h. lokal, und darüber hinaus regional zur Erwärmung des Gewässers. Dabei ist das Ausmaß der Erwärmung in erster Linie von den Standortbedingungen und von der Art und Leistung des jeweiligen Kraftwerks abhängig, wobei jedoch im Falle der Tideelbe die Vorgaben des Wärmelastplans (SONDERAUFGABENBEREICH TIDEELBE 2008) einzuhalten sind:

Hiernach ist außerhalb eines 500 m-Radius die Einhaltung einer maximalen Gewässertemperatur von 28° C sowie einer maximalen Aufwärmspanne im Gewässer von 3,0 K nachzuweisen, innerhalb dieser Zone ist eine Überschreitung dieser Werte zulässig. Dabei ist allerdings eine kühlwasserbedingte Wassertemperatur von 30° C und eine kühlwasserbedingte Erwärmung von 6 K im Sommer bzw. 7,5 K im Winter einzuhalten. Die Einhaltung der Werte ist als gleitendes 6-Stundenmittel mit einer maximal zulässigen jährlichen Überschreitungshäufigkeit von 2 % nachzuweisen.

Da die Gewässertemperatur eine zentrale Rolle für die im Gewässer lebenden Organismen u. a. im Hinblick auf den Stoffwechsel spielt, ist mit Auswirkungen auf die Biozönosen zu rechnen. Außer der direkten Auswirkung auf das Phytoplankton infolge der Kühlwassernutzung hat die Rückgabe des erwärmten Kühlwassers somit auch indirekte Auswirkungen auf die im Gewässer befindliche Phytoplanktonbiozönose.

In der Tideelbe kommen Gewässertemperaturen von > 28° C natürlicherweise nicht vor. An diese Gegebenheiten sind die aquatischen Organismen, wie auch das Phytoplankton, optimal angepasst und haben die vorhandenen ökologischen Nischen entsprechend besetzt. Generell wirken sich erhöhte Gewässertemperaturen zunächst wachstumsfördernd aus. Somit reagiert das Phytoplankton auf erhöhte Temperaturen mit einer Steigerung der Intensität der Primärproduktion. Die Zunahme erfolgt so lange, bis eine artspezifische Schwelle erreicht wird, ab der das Phytoplankton dann geschädigt wird. Nach KAUSCH & HINZ (1984) ist die Photosyntheseleistung des Phytoplanktons bis 30° C nicht eingeschränkt. Es sind jedoch u. a. Verschiebungen der jeweils an die Umgebung angepassten Artenzusammensetzung möglich.

Aufgrund der im vorangegangenen Kapitel dargelegten hohen Temperaturtoleranz des Phytoplanktons von teilweise > 30° C, ist ein unmittelbares vermehrtes Absterben durch die Kühlwassereinleitungen nicht anzunehmen.

Anhand von Untersuchungen konnten jedoch folgende Veränderungen durch erhöhte Wassertemperaturen beim Phytoplankton festgestellt werden (u. a. HARTHOLT & JAGER 2004, HICKMANN & KLARER 1975, KERKUM et al. 2004, PATRICK 1969):

- Zunahme von Wachstumsgeschwindigkeiten, Primärproduktion bzw. Chlorophyllgehalt
- Vermehrtes Auftreten von Algenblüten
- Abnahme der Zellgröße
- Verlängerung der Vegetationsperiode
- Veränderungen der Artenzusammensetzung
- Reduktion der Artenzahl und Rückgang der Diversität

Den Untersuchungen zufolge kann es durch die Einleitung erwärmten Wassers zu erhöhter Primärproduktion kommen und damit zu einer Zunahme der Biomasse. Darüber hinaus können die natürlichen saisonalen Entwicklungen der Phytoplanktonpopulationen beeinflusst werden, indem z. B. die Vegetationsperiode in den Herbst/Winter hinein verlängert wird.

Ebenso können wärmeliebende Arten und/oder Exoten, worunter sich mitunter Krankheitserreger befinden, gefördert werden. Umgekehrt fallen kaltstenotherme Arten aus. Insbesondere wenn die Wärmeeinträge zu Temperaturen von 25-30° C führen, kann die Phytoplankton-Produktion ein unerwünscht hohes Maß annehmen und u. U. zu Algenblüten führen. Damit kann es ab 25° C zu merkbaren Auswirkungen kommen, wenn diese Temperaturen länger und großflächig auftreten.

In diesen Fällen führt die Gewässererwärmung zu Veränderungen der Artenzusammensetzung des Phytoplanktons bei gleichzeitiger Abnahme der Artenzahl. Entsprechend der unterschiedlichen Temperturtoleranzen bzw. -optima führen erhöhte Temperaturen zu einer Verschiebung der im Gewässer bzw. der Tideelbe vorkommenden Diatomeen-Populationen zu Grünalgen und schließlich zu Blaualgen dominierten Beständen, da das Wachstumsoptimum der Kieselalgen im Allgemeinen unter 25° C liegt (u. a. LAWA 1971, PATRICK 1969). Oberhalb 25° C sterben diese Algen größtenteils ab. Sie werden dann durch Grün- und Blaualg

en ersetzt, deren Wachstumsoptimum meist bei 28-30° C, bei bestimmten Blaualg

en-Arten sogar wesentlich höher liegt. Das Vorherrschen von Blaualg

en ist jedoch im Hinblick auf die Funktion des Phytoplanktons als Nahrungsgrundlage für andere aquatische Organismen kritisch zu sehen. Da Blaualg

4.2 Zooplankton

Mit der Kühlwassernutzung wird das Zooplankton eingesaugt und in unterschiedlichem Umfang geschädigt oder abgetötet. Die abgestorbene Biomasse wiederum wird unter zusätzlichem Sauerstoffverbrauch in der TEL abgebaut. Des Weiteren führt die Kühlwasserrückgabe im Umfeld der Einleitung zur Erwärmung des Wasserkörpers, wodurch aerobe Abbauprozesse beschleunigt werden. Neben der direkten Schädigung der Zooplankter kommt es also auch zu indirekten Beeinträchtigungen des Gewässerökosystems.

Im Folgenden werden zunächst die Ergebnisse der Literaturrecherche zu den direkten Schädigungen des Zooplanktons dargestellt. Anschließend werden die Auswirkungen der thermischen Einleitung auf die Zooplanktongemeinschaft des freien Wassers analysiert.

4.2.1 Auswirkungen der Kühlwasserentnahme (entrainment)

Innerhalb der Kühlwasserkette können verschiedene Effekte negative Auswirkungen auf die an- bzw. eingesaugten Organismen haben und letztendlich ihren Tod auslösen. Zwei Termini stehen für diesen Prozess:

- (a) *impingement*: Organisches Material wird mit dem Kühlwasser angesaugt und bleibt auf den Sieben der Siebband- oder Feinfilteranlage liegen; betrifft im wesentlichen Fische und Mega-Zooplankton (analog Hyperbenthos).
- (b) *entrainment*: Organisches Material wird mit dem Kühlwasser eingesaugt und passiert die gesamte Kühlwasserkette; betrifft im Wesentlichen das Zooplankton (Holo- und Meroplankton), da es durch die Siebmaschenweiten nicht zurückgehalten wird.

Die Tabelle 10 enthält die im Zusammenhang mit der vorliegenden Literaturrecherche ermittelten Angaben über die Art der Schädigung und die daraus resultierenden Schädigungs- und/oder Mortalitätsraten als Folge der Kühlwasserpassage. Auftragsgemäß lag der Fokus der Recherche auf den mechanischen und thermischen Schädigungen des Zooplanktons. Darüber hinaus spielten aber weitere Beeinträchtigungen eine Rolle, die nicht nur in Einzelfällen als sehr viel schwerwiegender beurteilt wurden, v.a. der Einsatz von Bioziden (Antifoulingmitteln), um den heterotrophen Mikro-/Makroaufwuchs im Kühltank zu bekämpfen.

Angaben über die Art des mechanischen und/oder thermischen Stresses sowie die Mortalitätsraten des Zooplanktons bei der Passage durch die Kühlwasserkette sind in der Literatur sehr unterschiedlich: Die Variationsbreite erstreckt sich von „keine“ bis hin zu „Totalverlust“. Aufgrund der Fragestellungen und unterschiedlicher Versuchsansätze war es nicht immer möglich, konsequent zwischen den beiden Stressoren zu trennen, so dass sich die Mortalitätsraten dann aus einer Kombination beider Wirkungen ergaben. Sofern chemische Effekte eine Rolle spielten (Biozid-Einsatz), wurde dies in der Tabelle in der entsprechenden Spalte angeführt.

Eine **mechanische** Schädigung können die eingesaugten Zooplankter auf dem Wege durch die Kühlwasserkette theoretisch überall erleiden (s. Abb. 2). Dies beginnt bereits in dem Kühlwasserentnahmebauwerk und pflanzt sich fort in den Kühlwasserrohren/-kanälen, Rechen, Filter- und Siebbandanlage, Pumpen, Kondensator, Kraftschlussbecken und Tauchkanal etc. Im Wesentlichen sind es Reibung, Aufprall, Turbulenz sowie die herrschenden Geschwindigkeiten (von < 20 cm bis > 200 cm/s) und Druckdifferenzen (von 0 bis 2 Atm Überdruck), die die subletalen Schäden oder den sofortigen bzw. späteren Tod verursachen. Auf jeden Fall gehen die Angaben über den mechanischen und hydraulischen Stress weit auseinander.

Die einzigen Autoren, die sich mit der Frage subletaler Schäden beschäftigten, waren BAMBER & SEABY (2004). Experimentell ermittelten die Wissenschaftler an drei Versuchsorganismen unterschiedlicher Altersstadien, dass das entrainment keine subletalen Schäden verursacht. Jedoch führten verschiedenartige Wirkungen zum Tod: *Acartia tonsa*, ein in der mesohalinen TEL verbreiteter Copepod, erlitt bei Druckanstiegen bis zu 2 Atm Überdruck gleich 10%

Totalverlust. Und für Decapodenlarven von *Homarus gammarus* registrierten sie 8% Mortalität aufgrund mechanischen Stress'. Larven von *Crangon crangon* (Garnele) war gegen jede Art dieser „Stressqualität“ widerstandsfähig (keine Mortalität).

ALDEN et al. (1976) ermittelten im Freiland (Power plant Crystal River estuary/Florida) für diverse Copepoden-Arten unterschiedlichen Alters (vom Nauplius bis zum Adultus) ähnlich hohe Mortalitätsraten aufgrund mechanischer Auswirkungen: Für *Acartia tonsa* bis 5% oder für *Paracalanus crassirostris* bis 10% Totalverluste. Darüber hinaus stellten sie fest, dass Larvalstadien gegenüber hydraulisch-mechanischem Stress unempfindlicher sind als adulte Copepoden.

Nach CARPENTER et al. (1974) ist nach dem Transport durch die Kühlwasserkette für adulte Copepoden (u.a. *Acartia tonsa*) mit sehr viel höheren Totalausfällen zu rechnen (Millstone Point Nuclear power plant am Long Island Sound/Connecticut). Danach sterben 70% der Tiere durch den mechanisch-hydraulischen Stress (entrainment). In Freilandexperimenten wiesen die Autoren nach, dass der Tod verzögert eintrat: 50% 3,5 Tage nach der Kraftwerkspassage und nach 5 Tagen summierte sich die Sterberate auf 70%.

HARTHOLT & JAGER (2004) bestätigten in ihrer Studie subletale Schäden und Mortalitäten aufgrund mechanischer Effekte; zitierten i. d. Z. v.a. CARPENTER et al. (l.c.) und BAMBER & SEABY (l.c.).

KAUSCH & HINZ (1984) schätzten die mechanischen Totalverluste der Fauneneinheit Zooplankton auf 20 bis 80% (Kraftwerk Tiefstack). Allerdings nicht aus eigenen Messungen, sondern anhand der damals üblichen Literaturgrundlage von CARPENTER et al. (1974).

Fazit zu mechanisch-hydraulischen Schäden und Mortalitäten:

Scheinbar sind subletale Auswirkungen zu vernachlässigen; mit Sicherheit ist diese Wirkung nicht genügend untersucht. Wahrscheinlich tritt der Tod nach mechanischen Hautverletzungen, Gliedmaßenverlust u.a. erst sehr viel später ein; Sekundärinfektionen, Pilzbefall, verminderte Beweglichkeit wären indirekte Todesfolgen.

Mortalität: Raten von 0 über 10 bis max. 80%. Wahrscheinlich liegt eine artspezifische Stressempfindlichkeit vor. Juvenilstadien sind offenbar unempfindlicher als adulte Copepoden, und innerhalb der adulten sind weibliche Tiere wiederum unempfindlicher gegen mechanischen Stress als männliche Vertreter.

Thermische Schädigungen erfahren die Zooplankter während der Kondensatorpassage (= Wärmeaustauscher). Bzgl. der thermischen Belastungen ist unstrittig, dass zwei Faktoren entscheidend sind für das Ausmaß der Schädigung, und zwar die absolute Temperatur (°C) und der spontane Temperaturanstieg (ΔK) des Prozesswassers im Kondensator. Die Verweilzeit im Kondensator ist kurz, i. d. R. zwischen 10 und 15 sec.; der Aufenthalt in der Kühlwasserkette dagegen sehr viel länger: 20 bis 45 min und mehr. Zeitbestimmend ist meist die Länge der Kühlwasserrohre/-kanäle, aber auch die Betriebsart, ob Voll- oder Teillast gefahren wird.

Was die Temperaturtoleranz des Zooplanktons hinsichtlich der absoluten Temperaturen anbelangt, so liegen die Angaben in der Mehrzahl der Nennungen (weit) über dem Schwellenwert von 30 °C.

Der höchste Temperaturmesswert wurde im Experiment als CTMax mit 41,03 °C von ZHI-BING JIANG et al. (2009) registriert. Ausgehend von einer in-situ Temperatur von 28 °C überlebten marine Spezies von *Acartia* spp. und *Pseudodiaptomus* spp. bis zu dem genannten „critical thermal maximum“. Nach Erkenntnissen von ALDEN et al. (1976) wird mit steigender Salinität die Mortalitätsrate geringer (ab 30 – 35 °C). Die Angaben zur „upper lethal temperature“ liegen ausnahmslos wie bereits erwähnt über 30 °C, v.a.:

BAMBER (1990), allgemein Zooplankton 33 °C; GONZALES (1974), *Acartia tonsa* bis 38 °C; HADDERINGH & JANSSEN-MOMMEN (2000), allgemein Rotatoria 37 °C; HOFFMEYER et al. (2005); *Acartia tonsa* und *Eurytemora americana* bis 36 °C, MELTON & SERVISS (2000), *Acartia tonsa* 38,1 °C.

Ein letaler Verlust von Larven der Garnele *Crangon crangon* durch eine plötzliche Erwärmung um ΔT 13,5 K innerhalb weniger Minuten wurde von BAMBER & SEABY (2004) im Experiment nicht nachgewiesen. Die Larven von *Homarus gammarus* reagierten dagegen etwas empfindlicher: Bei einem ΔT 12 K starben max. 5%, bei einem ΔT 12,5 K aber bereits 25%, und bei einem ΔT 19,5 K betrug die Mortalitätsrate 100%. Die Mortalitätsrate von *Acartia tonsa* betrug bei einem ΔT 10 K im Experiment bereits 8 und im Freiland sogar 20% (Power plant Fawley, GB) (BAMBER 1990).

CARPENTER et al. (1974) registrierten zwischen ΔT 5,3 - 12,4 K keine auffälligen Totalverluste. Nach ihrer Einschätzung ist die Wirkkomponente thermischer Stress für Copepoden unbedeutend. Ähnlich schätzten HADDERINGH & JANSSEN-MOMMEN (2000) diesen Effekt ein, allerdings differenziert zwischen den Fauneneinheiten Cladocera, Copepoda und Rotatoria. Ausgehend von einer in-situ Temperatur von 20 °C starben bei einem ΔT 14 K 50-80% der Wasserflöhe; bei ΔT 17 K kommt es zum Totalverlust der Population (vgl. auch KOOPS 1971). Bei den Copepoden überlebten bei demselben ΔT immerhin 50% der Tiere. Am robustesten waren die Rädertiere: Bei ΔT 17 K variierte die Mortalitätsrate zwischen 0 und max. 50%. Selbst bei einem ΔT 20 K (!) überlebten noch 20% der Rädertier-Population. URK (1979) kam bezogen auf die Fauneneinheiten Cladocera vs. Copepoda zu einer vergleichbaren Abstufung der thermischen Empfindlichkeiten:

Cladocera _{juvenil} (*Daphnia hyalina*) > Cladocera _{adult} (*Bosmina longirostris*) > Copepoda _{Nauplius} (*Cyclops* sp.).

HEINLE (1976) wies für Copepoden, v.a. *Acartia tonsa* und *Eurytemora affinis*, bei vergleichenden Untersuchungen dreier Kraftwerke in Maryland/USA vergleichbare „robuste“ Resultate wie CARPENTER et al. (l.c.) nach. Gemäß seiner Einschätzung haben der thermische Stress, aber auch der mechanische, keine Bedeutung i. S. der Mortalität.

Die Untersuchungsergebnisse von KARAS (1992) an vier schwedischen AKWs konnten die Resistenz gegen thermischen (und mechanischen) Stress nur bestätigen. Die Verlustraten, bezogen auf diese Wirkungskomponenten, waren nicht quantifizierbar (= „low“). Hier war ein ganz anderer, natürlicher Effekt maßgebend; doch dazu im nachfolgenden Text. Darüber hinaus beobachtet bzw. bestätigte HEINLE (l.c.) das zeitverzögerte Absterben des Crustaceenplanktons nach der Kühlwasserpassage (s. CARPENTER l.c.), insbesondere für Cladoceren.

Die Kraftwerksuntersuchung von HOFFMEYER et al. (2005) im Bahia Bianca estuary (Argentinien) kommt zu einem anderen Ergebnis: Der thermische Stress erwies sich in diesem Fall durchaus als Problem. Je nach Spezies lag die ursachenbezogene Mortalitätsrate zwischen 40 (u.a. *Acartia tonsa*; alle Entwicklungsstadien) und über 60% (Larven von *Balanus glandula*). Zwischen den Larven und adulten Tieren konnten keine Unterschiede in der Empfindlichkeit gegen die Stressfaktoren nachgewiesen werden. Zu ähnlich hohen Sterblichkeitsraten (von 5 bis 50 - 60 %) kamen KAUSCH & HINZ (1984), die für das Hamburger Kraftwerk Tiefstack gutachterlich tätig waren. Auch ZHITENJOWA & NIKANOROW (1972) ermittelten in ihrer Freilanduntersuchung hohe Mortalitäten durch die direkte Wärmebelastung: Rotatoria und Copepoda 60% sowie Cladoceren 60 – 100%.

Tab. 10: Angaben zu Schädigung und Mortalität des Zooplanktons nach Passage durch die Kühlwasserkette

Literaturquelle	System	Species/Taxon	Altersstadien	mechanisch		thermisch		weitere Mortalität durch Effekt (%)	Bemerkungen
				Schädigung [%]	Mortalität [%]	sublethal Temp. [°C]	letal Temp. [°C]		
ALDEN et al. (1976)	Copepoda	<i>Oithona colcarva</i>	Nauplii, Copepodite, Adulti	n.a.	0	< 30	delta T: 5,88 K	0-20	Crystal River power plant, Florida/Golf-Küste (USA) at the Crystal River Estuary; Salinität 1,5-3,0‰; GMT 15 -30°C. Grundsätzlich ist die Mortalität der Juvenilstadien gerin- ger als die der Adulten; signifikant für <i>A. tonsa</i> und <i>E. acutifrons</i> . Außerdem sind "males" empfindlicher gegen mechan. und therm. Stress als "females".
		<i>Acartia tonsa</i>			3-5		Grundsätzlich: Bei hohen Temp. (30 - 35°C) & hoher Salinität wird die Mortalitätsrate geringer!!	0-25	
		<i>Paracalanus crassirostris</i>			5-10			0-50	
		<i>Euterpina acutifrons</i>			5-10			0-70	
BAMBER (1990)	Crustacea	Zooplankton			n.a.		upper lethal temperature deltaT: 8 - 12 K +/- 33 °C	n.a.	Drei signifikante Aspekte des Temperaturregimes im Einleitbereich wurden identifiziert: (1) die hohe mittlere Temperatur, (2) die absolute Temperatur & (3) die tidebedingten Temperaturfluktuationen.
BAMBER et al. (1993, 1995)	Copepoda	<i>Acartia tonsa</i>	adult	n.a.	n.a.	n.a.	deltaT: 10 K	20	Vergleichende Untersuchungen britischer Kraftwerken; e.g. Fawley, Dungeness, Tilbury.
	Decapoda	Cancer pagurus	Larvenstadium					15	
		Palaemon sp.						27	
	Copepoda	<i>Acartia tonsa</i>	adult (30 d)					8	
BAMBER & SEABY (2004)	Decapoda	<i>Crangon crangon</i>	Larve	No	No	n.a.	delta T: 7-13,5 K	no (0%)	Laborexperiment mit einer "entrainment mimic unit (EMU)"; simuliert die Passage durch die Kühlwasserkette. Übertragen auf den Standard-KW-Betrieb liegt die Mortalität für <i>Acartia</i> bei 20% (Druck+Biozid); <i>Crangon</i> bei 20% (Temp.+Biozid) und <i>Homarus</i> bei 10% (physical damage)
		<i>Homarus gammarus</i>	Larve	No	mechanical: 8	n.a.	delta T: 4 - 12 K	0 (max. < 5)	
				No		n.a.	delta T: > 12,5 K	25	
				No		n.a.	delta T: > 19,5 K	100	
BERGHAHN (1976)	Rotatoria	divers	n.a.	?	?	?	> 30	5-10	Heizkraftwerk Wedel; Freilanduntersuchungen zur Mortalität des Zooplanktons
	Copepoda	<i>Eurytemora affinis</i>	adult	?	?	?	> 30	0	
	Copepoda	divers	adult (large individuals)	n.a.	mechanical and hydraulic stress (entrainment): 70	n.a.	delta T: (0 -> 5,3 - 12,4 K (summer high, winter low)	Wirkung ja; Größe nicht quantifiziert	
CARPENTER et al. (1974)	Copepoda	divers	adult (large individuals)	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	Freilandexperiment: Tod nach Kraftwerkpassage verzögert: 50% nach 3,5d & 70% nach 5d. Wirkgrößen = mechanischer und hydraulischer Stress.
	Copepoda	divers	adult (large individuals)	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	
DE ZWART (1982)	Zooplankton	divers	n.a.	n.a.	n.a.	<= 30 °C	n.a.	n.a.	Literaturstudie zur Durchflussskühlung
GONZALES (1974)	Copepoda	<i>Acartia tonsa</i>	adult	n.a.	n.a.	< 32°C	> 32 - 38°C > 37 °C für 10 min	n.a.	Laborexperiment zu oberen Letaltemperaturen . <i>A. tonsa</i> wärmetoleranter als <i>A. clausi</i> . In kalten Medien größere Temp.spänne als in tropischen Gewässern (da dort bereits "Leben am oberen Temp.Limit").
		<i>Acartia clausi</i>						n.a.	
HADDERRINGH & JANSSEN-MOMMEN (2000)	Zooplankton	Cladocera div.	adult	n.a.	n.a.	30	34	50-80	"Entrainment", hier thermischer Stress; Ausgangstemperatur im Gewässer 20°C; deltaT 10 -20 K Reihung nach Sensitivität: Rotatoria < Copepoda << Cladocera
		Copepoda div.					37	95-100	
							37	50	
							40	95	
						34	37	0-50	
							40	50-80	

Tab. 10: Fortsetzung (1)

Literaturquelle	System	Species/Taxon	Altersstadien	mechanisch		thermisch		weitere Mortalität durch Effekt (%)	Bemerkungen
				Schädigung [%]	Mortalität [%]	sublethal Temp. [°C]	letal Temp. [°C]		
HARTHOLT & JÄGER (2004)	Phytoplankton	divers	ja	ja	ja	ja	ja	Biozide	Umfassende Literaturstudie zu den Auswirkungen der (1) Kühlwasserentnahme & Kühlwasserkette; (2) Kühlwasserreinleitung auf das aquatische System; (3) Kriterien für Kühlwassergebrauch (Nachhaltigkeit); (4) Empfehlungen
	Zooplankton		ja	ja	ja	ja	ja	Biozide	Umfassende Literaturstudie zu den Auswirkungen der (1) Kühlwasserentnahme & Kühlwasserkette; (2) Kühlwasserreinleitung auf das aquatische System; (3) Kriterien für Kühlwassergebrauch (Nachhaltigkeit); (4) Empfehlungen
HEINLE (1976)	Zooplankton	divers	ja	ja	ja	ja	ja	Biozide	Umfassende Literaturstudie zu den Auswirkungen der (1) Kühlwasserentnahme & Kühlwasserkette; (2) Kühlwasserreinleitung auf das aquatische System; (3) Kriterien für Kühlwassergebrauch (Nachhaltigkeit); (4) Empfehlungen
	Zooplankton		ja	ja	ja	ja	ja	Biozide	Umfassende Literaturstudie zu den Auswirkungen der (1) Kühlwasserentnahme & Kühlwasserkette; (2) Kühlwasserreinleitung auf das aquatische System; (3) Kriterien für Kühlwassergebrauch (Nachhaltigkeit); (4) Empfehlungen
HOFFMEYER et al. (2005)	Zooplankton	divers	ja	ja	ja	ja	ja	Biozide	Umfassende Literaturstudie zu den Auswirkungen der (1) Kühlwasserentnahme & Kühlwasserkette; (2) Kühlwasserreinleitung auf das aquatische System; (3) Kriterien für Kühlwassergebrauch (Nachhaltigkeit); (4) Empfehlungen
	Zooplankton		ja	ja	ja	ja	ja	Biozide	Umfassende Literaturstudie zu den Auswirkungen der (1) Kühlwasserentnahme & Kühlwasserkette; (2) Kühlwasserreinleitung auf das aquatische System; (3) Kriterien für Kühlwassergebrauch (Nachhaltigkeit); (4) Empfehlungen
HUMPECH (1981)	Zooplankton	divers	ja	ja	ja	ja	ja	Biozide	Umfassende Literaturstudie zu den Auswirkungen der (1) Kühlwasserentnahme & Kühlwasserkette; (2) Kühlwasserreinleitung auf das aquatische System; (3) Kriterien für Kühlwassergebrauch (Nachhaltigkeit); (4) Empfehlungen
	Zooplankton		ja	ja	ja	ja	ja	Biozide	Umfassende Literaturstudie zu den Auswirkungen der (1) Kühlwasserentnahme & Kühlwasserkette; (2) Kühlwasserreinleitung auf das aquatische System; (3) Kriterien für Kühlwassergebrauch (Nachhaltigkeit); (4) Empfehlungen
KARAS (1992)	Zooplankton	divers	ja	ja	ja	ja	ja	Biozide	Umfassende Literaturstudie zu den Auswirkungen der (1) Kühlwasserentnahme & Kühlwasserkette; (2) Kühlwasserreinleitung auf das aquatische System; (3) Kriterien für Kühlwassergebrauch (Nachhaltigkeit); (4) Empfehlungen
	Zooplankton		ja	ja	ja	ja	ja	Biozide	Umfassende Literaturstudie zu den Auswirkungen der (1) Kühlwasserentnahme & Kühlwasserkette; (2) Kühlwasserreinleitung auf das aquatische System; (3) Kriterien für Kühlwassergebrauch (Nachhaltigkeit); (4) Empfehlungen
KAUSCH & HINZ (1984)	Zooplankton	divers	ja	ja	ja	ja	ja	Biozide	Umfassende Literaturstudie zu den Auswirkungen der (1) Kühlwasserentnahme & Kühlwasserkette; (2) Kühlwasserreinleitung auf das aquatische System; (3) Kriterien für Kühlwassergebrauch (Nachhaltigkeit); (4) Empfehlungen
	Zooplankton		ja	ja	ja	ja	ja	Biozide	Umfassende Literaturstudie zu den Auswirkungen der (1) Kühlwasserentnahme & Kühlwasserkette; (2) Kühlwasserreinleitung auf das aquatische System; (3) Kriterien für Kühlwassergebrauch (Nachhaltigkeit); (4) Empfehlungen
KERKUM et al. (2004)	Zooplankton	divers	ja	ja	ja	ja	ja	Biozide	Umfassende Literaturstudie zu den Auswirkungen der (1) Kühlwasserentnahme & Kühlwasserkette; (2) Kühlwasserreinleitung auf das aquatische System; (3) Kriterien für Kühlwassergebrauch (Nachhaltigkeit); (4) Empfehlungen
	Zooplankton		ja	ja	ja	ja	ja	Biozide	Umfassende Literaturstudie zu den Auswirkungen der (1) Kühlwasserentnahme & Kühlwasserkette; (2) Kühlwasserreinleitung auf das aquatische System; (3) Kriterien für Kühlwassergebrauch (Nachhaltigkeit); (4) Empfehlungen
KDOOPS (1971)	Zooplankton	divers	ja	ja	ja	ja	ja	Biozide	Umfassende Literaturstudie zu den Auswirkungen der (1) Kühlwasserentnahme & Kühlwasserkette; (2) Kühlwasserreinleitung auf das aquatische System; (3) Kriterien für Kühlwassergebrauch (Nachhaltigkeit); (4) Empfehlungen
	Zooplankton		ja	ja	ja	ja	ja	Biozide	Umfassende Literaturstudie zu den Auswirkungen der (1) Kühlwasserentnahme & Kühlwasserkette; (2) Kühlwasserreinleitung auf das aquatische System; (3) Kriterien für Kühlwassergebrauch (Nachhaltigkeit); (4) Empfehlungen

Tab. 10: Fortsetzung (2)

Literaturquelle	System	Spezies/Taxon	Altersstadien	mechanisch		thermisch		weitere Mortalität durch Effekt (%)	Bemerkungen
				Schädigung [%]	Mortalität [%]	sublethal Temp. [°C]	letal Temp. [°C]		
MAYHEW et al. (2000)	Plankton, Nekton				n.a.			Biozide	Review über Veröffentlichungen zum Thema Entrainment . Stress-Effekte: thermisch, physikalisch (mechanisch und Druck) und chemisch (Biozide). Frühere Studien (70-er bis 80-er) fokussierten sich auf die Abundanz und prognostizierten 100%-ige Mortalität. Mit Verbesserung der PN-Techniken u. verfeinerter Auswertung, kommt man heute zu anderen Überlebensraten (survival up to 90-100%).
MELTON & SERVISS (2000)	Copepoda Decapoda	<i>Acartia tonsa</i> "crab"	adult juvenil	n.a. n.a.	n.a. n.a.	n.a. n.a.	delta T: 5,7-7,3 K Temp. Kondensator out 29,6 - 38,1°C	0-60 0-80	Anclote Power Plant, Florida (USA): Mortalität: Kondensator outflow
NIE (1979)	Zooplankton	Rotatoria, Cladocera, Copepoda	juvenil & adult	??	??	??	delta T > 7,5 K (für 3,5h) Cladocera, all <i>Leptodora kindtii</i> Nauplien (Cope)	2 - 3 19 - 33 25 - 28	Bergum Power Station at Lake Bergum (Netherlands). Individuendichte Zooplankton zwischen Inlet und Outlet um 20 - 30% geringer. Nach 1,5 bis 2 km bezogen auf Outlet keine Dichtedifferenz mehr messbar. Das Artenspektrum war unverändert, keine Differenzen.
REEVE & COSPER (1970)	Copepoda	<i>Acartia tonsa</i>	adult	n.a.	n.a.	n.a.	32°C für 3h	50	Laborexperiment : in situ 21°C (Biscayne Bay, winter)
SUCHANEK & GROSSMAN (1971)	Copepoda	divers	ja	n.a.	n.a.	n.a.	36°C für 6h	25	Laborexperiment : in situ 27°C (Biscayne Bay, summer)
WAN URK & KOOLEN (1972)	Zooplankton	divers	ja	n.a.	n.a.	n.a.	> 34°C	100	Northport Power Plant, Long Island Sound (USA): Mortalität durch Kondensatorpassage
URK (1979)	Cladocera	<i>Daphnia hyalina</i> (Monokultur)	juv. (4-5 d)	30°C für 15' -1h 32°C für 15' -30'	n.a.	n.a.	32°C für 1h -3h 34°C für 15' -30' 36°C ab 15'	59-93 74-92 100	bei 28°C ist die Reproduktion analog der bei 20°C
			adult	30°C für 15' -30' 32°C für 15' -3h 36°C für 15' -30'	n.a.	32°C für 30' -3h 34°C für 15' -3h 36°C für 15' -30' 36°C ab 1h	33-100 40-88 92-93 100	Überleben und Reproduktion bei hohen Temperaturen (> 30°C) sind grundsätzlich abhängig von einer hohen Nahrungskonzentration.	
	Copepoda	<i>Cyclops</i> sp.	Nauplius	30°C für 15' -3h 32°C für 15' -3h	n.a.	n.a.	34°C bis 15' 36°C bis 15' 34°C bis 30' 34°C bis 2h 36°C bis 30' 36°C bis 2h	0 0 45 70 77 96	
	Rotatoria	n.a.					60		Wärmekraftwerk Kanokow (UdSSR); Freilanduntersuchung
	Cladocera	<i>Leptodora</i> sp. <i>Daphnia</i> spp.	n.a.	n.a.	n.a.	> 30	100 60		
	Copepoda	n.a.					60		
	ZHI-BING JIANG et al. (2009)	Copepoda	<i>Pseudodaptomus</i> spp. <i>Acartia</i> spp. <i>Labidocera</i> sp.	adult	n.a.	n.a.	In-situ Temp.: 16 °C 20 °C 28 °C In-situ Temp.: 28 °C	UILT: 26,4 - 29,1 °C 27,3 - 30,1 °C 32,9 - 36,9 °C CTMax: 35,8 - 41,03 °C	n.a.

Fazit zu den thermisch verursachten Mortalitäten:

Subletale Auswirkungen sind offenbar vernachlässigbar, solange die Temperaturschranke von 30-32 °C für nicht mehr als 1 bis 3 Stunden überschritten wird. Cladoceren reagieren auch hier am empfindlichsten (URK 1979; HADDDERIGH & JANSSEN-MOMMEEN 2000).

Mortalität: Raten von 0 bis 100%-igem Totalverlust. Mit Sicherheit liegt eine artspezifische thermische Stressempfindlichkeit vor, die allerdings von der in-situ Temperatur, aber auch von dem Salzgehalt beeinflusst wird. Über die Empfindlichkeit der Juvenilstadien liegen widersprüchliche Aussagen vor - mal reagieren sie empfindlicher, mal die Adulten. Einheitlich wird dagegen die geringe Toleranz der Cladoceren gegen thermische Effekte beurteilt.

Neben den mechanischen und thermischen Stressoren erfährt das Zooplankton wie bereits erwähnt je nach Kraftwerk auch chemische Schädigungen. Um das ungehemmte Wachstum von Aufwuchs innerhalb der Bauwerke, Kühlwasserrohre/-kanäle zu unterbinden, werden regelmäßig Biozide eingesetzt. Häufig handelt es sich dabei um sog. „aktives Chlor“, das den Mikro-/Makroaufwuchs abtötet.

Anmerkung: Für den Kondensator bietet sich das schonende, chemiefreie Taprogge-System an (ständige mechanische Reinigung durch Permanenteinsatz von Schaumgummikugeln). Außerdem dienen hydrophobe Wand-/Rohrinnenbeschichtungen auf Silikonbasis (ungiftig) der Prävention.

Aus einigen der zuvor angesprochenen Untersuchungen konnten neben Angaben zu den mechanisch-thermischen Beeinträchtigungen auch klare Worte auf chemische Schädigung entnommen werden. So zeigten die Laborversuche von BAMBER & SEABY (2004), dass die Chlorierung gegenüber den mechanisch-hydraulischen und thermischen Stressoren am negativsten ist. Ohne Chlorung lagen die Mortalitätsraten zwischen 0 und knapp 8%, mit Chlorung dagegen bei 20%.

Bereits CARPENTER et al. (1972) wiesen auf die Schadwirkung des Biozid-Einsatzes hin. Aussagen zur ursachenbezogenen Mortalität der Copepoden konnten jedoch nicht getroffen werden. HEINLE (1976) äußerte sich dagegen sehr klar zu den Sterberaten innerhalb der dominanten Copepoden-Gesellschaft, v.a. *Eurytemora affinis* & *Acartia tonsa*: Mechanisch-thermische Wirkungen unbedeutend, aber „chlorine as a biocide caused extensive mortalities ... 60-80%“.

KARAS (1992) bezifferte die Letalverluste nach Chlorierungen in den schwedischen AKWs mit 30 bis 60%; „chlorination raised mortality severe“.

Von demselben Autor wurde eine weitere, allerdings **natürliche Ursache** genannt, die nachweislich für hohe Letalverluste in schwedischen, aber auch norwegischen Kraftwerken verantwortlich war. Der **Grazing**-Effekt durch sessile Filtrierer (hauptsächlich *Mytilus edulis*, Coelenterata, Bryozoa, Porifera u.a.) in den Kühlwasserkanälen sowie in den Entnahme- und Rückgabebauwerken (filtering-off hypothesis). Danach wurden bis 50% des Crustaceenplanktons weggefiltert; dieser Effekt war mit der Länge der Kühlwasserkanäle positiv, signifikant korreliert!

Fazit: Bei den zitierten Studien führt der Einsatz von **Bioziden** durchweg zu größeren Schäden beim Crustaceenplankton als dies durch mechanische und/oder thermische Einflüsse der Fall war. Außerdem stellt der grazing-Effekt durch filter-feeder im System eine ernsthafte Größe dar.

4.2.2 Auswirkungen der Kühlwasserrückgabe auf das Oberflächengewässer

Die Einleitung von erwärmtem Kühlwasser führt im Umfeld der Einleitstelle, d. h. lokal, und darüber hinaus regional zur Erwärmung des Gewässers. Dabei ist das Ausmaß der Erwärmung in erster Linie von den Standortbedingungen (v.a. stehendes oder Fließgewässer, Oberwasser, Wasseraustausch, Wasseraufenthaltszeiten; u. a. DE ZWART 1982, ROBERTS et al. 2008) und von der Art und Leistung des jeweiligen Kraftwerks abhängig, wobei im Falle der Tideelbe die Vorgaben des Wärmelastplans (ARGE ELBE 2008c) einzuhalten sind (vgl. Kap. 1.1).

Wassertemperaturen größer 28 °C können in den Sommermonaten Juli, August möglicherweise in der TEL im stromaufwärtigen Stromtal erreicht werden. Im Trichterbereich des Elbeästuars bis Brunsbüttel/St. Margarethen ist der vorteilhafte Einfluss kühleren Nordseewassers hingegen prägend. Hohe Gewässertemperaturen (> 24 °C) traten bereits in der Vergangenheit bspw. im Jahr 2003 und 2006 an 27 bzw. 25 Tagen auf. Aufgrund der Klimaveränderungen ist mit potentiellen Temperaturanstiegen und insbesondere einer Zunahme der Extremwertfrequenz zu rechnen.

Erhöhte Wassertemperaturen wirken sich zunächst auf die aquatischen Biozönosen wachstumsfördernd aus. Die damit einhergehende Intensivierung des Metabolismus führt jedoch zu einer Zunahme des O₂-Verbrauchs im Milieu. Gleichzeitig sinkt die physikalische Löslichkeit des Sauerstoffs im Wasser mit ansteigender Temperatur. Bei 30 °C Wassertemperatur können sich max. 7,2 mg/l O₂ im Wasser lösen (analog 100% O₂-Sättigung); bei 20 °C sind es bereits 8,9 mg und bei 10 °C lösen sich 11,1 mg/l O₂. Die Gefährlichkeit der Aufheizung durch Kühlwasser liegt in erster Linie in der Herabsetzung des Sauerstoffgehalts und der gleichzeitigen Steigerung des O₂-Bedarfs aller Organismen mit aerobem Stoffwechsel.

Als Folge hydrologischer und anthropogen verursachter Gegebenheiten können in der TEL bereits ab 20 °C Wassertemperatur starke Sauerstoffdefizite mit < 3 mg/l O₂ auftreten – allerdings primär ein Phänomen im Bereich Hamburg bis Stadersand. Im TEL-Abschnitt ab etwa km 660 (Stader-/Pagensand) und oberhalb Hamburgs ist die dsbzgl. Situation im Großen und Ganzen stabil (vgl. Kap. 2.1.3), insbesondere nach der Wiedervereinigung 1990 – eine Folge der Verbesserung der Wasserqualität aufgrund der Abschaltung von Schmutzwasseremittenten der ehemaligen DDR bzw. getroffener Maßnahmen im Flussgebiet der Elbe.

Allgemein fördern und beschleunigen höhere Wassertemperaturen jedoch das Wachstum. Im Winter kann der temperaturabhängige Entwicklungszyklus der Zooplankter im Einleitradius dadurch vorverlegt werden. Die Eier können sich früher und schneller entwickeln, und die Larven, Jugendstadien schlüpfen früh im Jahr. Dabei besteht die Gefahr, dass noch nicht ausreichend (verfügbare und konsumierbare) Nahrung für die Juvenilstadien vorhanden ist und sie deshalb verhungern. Allerdings ist der Beginn der Fortpflanzungsaktivität auch von der Tageslänge abhängig. Ein Faktor allein wirkt nicht, sondern beide zusammen. Darüber hinaus sind thermotolerante Arten, v.a. Ubiquisten, Opportunisten, Neozoa, im Vorteil, da sie aufgrund ihrer hohen Toleranzschwellen auf extrem variable Umweltbedingungen, wie in der Brackwasserzone vorherrschend, i. d. R. passend reagieren.

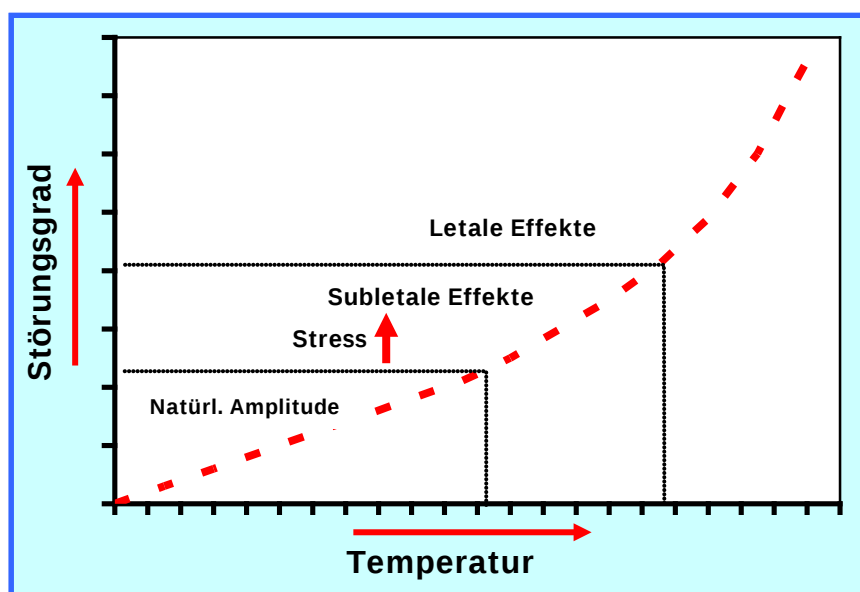


Abb. 17: Störungsgrad als Funktion des Anstiegs der Wassertemperatur (mod. n. KERKUM et al. 2004)

Temperaturtoleranzen für aquatische Organismen sind je nach Art und äußeren Faktoren unterschiedlich. In unseren gemäßigten Breiten werden 30 °C als oberer Schwellenwert für eine optimale Entfaltung vieler wasserbewohnender Invertebraten gesehen; Temperaturen > 30 °C bedeuten dagegen bereits Stress (SCHÖNBORN 2003) (vgl. obige Abb. 17).

Wie schon erwähnt liegen die Letaltemperaturen des Crustaceenplanktons i. d. R. über dem Schwellenwert von 30 °C. Eurytherme Copepoden, bspw. *Eurytemora affinis* oder *Acartia tonsa*, überleben sogar noch bei Wassertemperaturen von 37 ° bis 38 °C. Die Skala der subletalen Temperaturen ist je nach Fauneneinheit individuell gespreizt. So sind Cladoceren bekanntermaßen am empfindlichsten gegen Temperaturerhöhungen und zeigen knapp über 32 °C bereits starke Ausfallerscheinungen; bei Copepoden tritt dies erst ab 34 °C und bei Rotatorien ab 37 °C ein (u.a. URK 1979, HADDERINGH & JANSSEN-MOMMEN 2000). In Anbetracht der subletalen Temperaturgröße und der Spanne bis zur Letaltemperatur einzelner Zooplanktonspezies wird deutlich, dass eine in-situ Erwärmung durch die Kühlwasserrückgabe gemäß den Regeln des Wärmelastplans (ARGE ELBE 2008c) dieser planktischen Zönose nicht nachhaltig schadet.

Andererseits hat eine Erhöhung der Gewässertemperatur durch die Kühlwasserrückgabe, wie vorstehend erwähnt, deutliche Auswirkungen auf das Wachstum und die Reproduktionsrate des Zooplanktons (URK 1997, DE MOTT 1989). Mit Ansteigen der Temperatur in diskreten Schritten (unterhalb des subletalen Stresslimits) beginnt die Cladocerenart *Daphnia magna* früher mit der Reproduktion (MCKEE & EBERT 1996). DE WIT (zit. in KERKUM et al. 2004) registrierte ab ≈ 20 °C in-situ Temperatur für *Daphnia* spp. ein schnelleres und besseres Wachstum sowie höhere Reproduktionsraten. ORCUTT & PORTER (1983, 1984) widersprachen dem und kamen zu dem Schluss, dass Wachstums- und Reproduktionsrate von einem ausreichenden Nahrungsangebot und dessen guter Verfügbarkeit abhängig sind; Temperaturerhöhungen seien nachgeordnet. Der kritische Faktor bleibt ein konsumierbares Nahrungsangebot. Bspw. ist eine hohe Dichte von Blaualgen für *Daphnia pulex* unvorteilhaft, da sie für diese Art, wie für Daphnien allgemein, einen geringen Nahrungswert haben (ARNOLD 1971).

URK (1979) konnte im Experiment nachweisen, dass beide Faktoren synergistisch wirken. Wachstum, Überleben und Reproduktion des Testorganismus *Daphnia hyalina* werden bei höheren Temperaturen von der Futterkonzentration beeinflusst. Bei subletalen 28 °C überlebten in gefiltertem Seewasser die Testorganismen 11 Tage; bei gefiltertem Seewasser und Zusatz von *Chlorella* sp. (Grünalge) waren es dagegen 30 Tage. Bei 1. Bedingung war Fortpflanzungserfolg gleich null, bei analogen 28 °C und Zusatz von *Chlorella* wurden 42 Juvenile reproduziert, und das Populationswachstum lag bei 0,31/d; im 1. Versuchsansatz dagegen negativ. D. h., bei einem adäquaten Nahrungsangebot ist die Größe der Reproduktion bei 28 °C demnach analog der bei 20 °C (URK 1979).

Eine höhere Temperatur kann für das Zooplankton von Vorteil sein, wenn sie mit einem Anstieg der Primärproduzenten gekoppelt ist. Allerdings verschlechtert sich das Nahrungsangebot, die Verwertbarkeit dann, wenn sich innerhalb des Phytoplanktons die Dominanzstruktur hin zu Blaualgen verschiebt. Dieser unvorteilhafte Wechsel in der Hierarchie wird oft in Zusammenhang gebracht mit Temperaturanstiegen durch Kühlwassereinleitungen, jedoch wurde der zweifelsfreie Beweis bisher nicht erbracht (COMMITTEE ON ENTRAINMENT 1978, NIE 1979, WANDERS et al. 1980). Aufgrund seiner laborexperimentellen Versuche mit Cladoceren und Copepoden kam URK (1979) zu dem Schluss, dass moderate Temperaturanstiege durch Kühlwassereinleitungen bei normalen Wassertemperaturen von 20 – 23 °C keine negativen Auswirkungen auf das Überleben und die Reproduktionsrate des Crustaceenplanktons, insbesondere für *Daphnia hyalina* haben. Allerdings muss der Co-Faktor Nahrungsangebot/-verfügbarkeit stimmen.

4.3 Fischlarven

Die in Kapitel 4.2 getroffenen Aussagen bezüglich der Wirkung einer Kühlwasserentnahme auf Zooplanktonorganismen treffen ebenfalls für die Fischlarven und -eier zu. Allerdings sind Fischlarven und -eier im Mittel größer als die meisten ästuarinen Zooplankter. Eier und Larven weisen zum Teil Individualgrößen auf, die teilweise von Feinrechen mit 2 mm Rechenweite zurückgehalten werden können. Eine eindeutige theoretische Zuordnung zum Entrainment oder zum Impingement kann daher in den meisten Fällen nicht vorgenommen werden. Selbst wenn wie bei der Finte, deren Eidurchmesser mit ca. 3,85 mm (HASS 1968) bis 4,3 mm (MOHR 1930) angegeben werden, deren Größe über der theoretischen Rechenweite von 2 mm liegt, so ist bei einem entsprechenden Druckgradienten eine Passage des Rechens bei elastischen Eiern nicht auszuschließen. Wenn die Eier jedoch erfolgreich, d.h. ohne zu bersten, zurückgehalten werden, bliebe die Frage, inwieweit ein Impingement sich auf den Zustand der Organismen auswirken wird. Bei einer hohen impingementbedingten Mortalitätsrate wäre bei einer Rückführung letal geschädigter Organismen, ein vergleichbarer Effekt auf den Sauerstoffhaushalt des Flusses gegeben wie beim Entrainment.

Mögliche Effekte, die durch das Einsaugen planktischer Lebensstadien von Fischen in industrielle Kühlwasseranlagen verursacht werden, wurden lange Zeit wenig beachtet (EPRI 2000). In den USA wurde mit der Verabschiedung des „Clean Water Act“ im Jahre 1972 eine Gesetzesgrundlage geschaffen, die die best verfügbare Technik zur Verhinderung ungünstiger Umwelteinwirkungen festschrieb. Infolge dieses Gesetzes wurde eine Anzahl von zum Teil unveröffentlichten Untersuchungen zur Abschätzung der Überlebensraten der betroffenen Arten und Entwicklungsstadien durchgeführt, die im Auftrag des Electric Power Research Institute Inc. (EPRI) für die betroffenen Fischarten zusammengefasst wurden (EPRI 2000).

Dem steht eine sehr geringe Anzahl an Untersuchungen zu diesen Themen im europäischen Raum gegenüber. Dementsprechend sind die im europäischen Raum auftretenden Arten in den vorliegenden Arbeiten deutlich unterrepräsentiert.

Einige dieser Untersuchungen belegen art- und entwicklungsstadiumspezifische Unterschiede in den Überlebensraten sowohl beim Entrainment als auch beim Impingement.

4.3.1 Mortalitätsraten durch Entrainment

Die beim Entrainment in Frage kommenden potenziell schädigenden Faktoren sind vielfältig und lassen sich grob in die Kategorien mechanisch, thermisch und chemisch einteilen (MARCY 1978). Nimmt man die Rückführung in ein Milieu wechselnden Salzgehaltes hinzu, wie es im mixohalinen Bereich einer ästuarinen Umgebung vorkommen kann, könnte man vielleicht noch eine osmotische Kategorie hinzufügen.

Im Focus dieser Arbeit standen die mechanisch und thermisch verursachten Effekte beim Entrainment bei Kühlwasserentnahmen (vgl. Kapitel 1). Impingement-Effekte wurden nicht berücksichtigt.

In den analysierten Studien wurden meistens sogenannte Anfangsmortalitäten/Initialsterblichkeiten erhoben und diesen dann, wenn möglich – durch Hälterungsexperimente – Aussagen über Nachwirkungen der Kühlwasserpassage in Form einer verspäteten Mortalität hinzugefügt.

4.3.1.1 Entrainment

Insgesamt wurden 39 Literaturquellen (siehe Anhang A.2) 260 Datensätze zur Entrainment-Sterblichkeit von Fischen entnommen (siehe Anhang Tabelle A.1). 24 Datensätze bezogen sich auf Arten mit Verbreitung im europäischen Raum. 5 Arten mit Präsenz im Ichthyoplankton der TEL waren darin vertreten.

Die Entrainment-Sterblichkeit ist nach EPRI (2000) hauptsächlich von den Schlüsselfaktoren Art, Größe der eingesogenen Larve (je größer, desto höher die Überlebensrate), Einsatz von Bioziden, sowie mechanischen (Abschürfungen, Druckunterschiede) und thermischen Effekten wie der Aufwärmtemperatur (ab 30 – 32° C nehmen die Überlebensraten rapide ab) abhängig.

Dem Entwicklungsstadium kommt bei der Beurteilung der Empfindlichkeit eine besondere Bedeutung zu. Als besonders Empfindlich gelten Frühlarven (NAWROCKI 1977, zit. i. MARCY 1978).

MARCY (1978) beschreibt die Schwierigkeiten bei der genauen Zuordnung der durch Entrainment entstandenen Mortalitätsraten zu speziellen Ursachen, da es sich bei entrainmentbedingten Schädigungen meist um kumulative Effekte handelt. Darüber hinaus ist nach seinen Angaben der Vergleich methodisch unterschiedlicher Untersuchungen zum Thema Mortalität schwierig. Dennoch stellte er 15 Feldstudien an in Betrieb befindlichen Kraftwerken zusammenfassend durch Entrainment verursachte Gesamtmortalitätsraten bei Eiern und Larven zwischen 28 und 100% heraus, wobei sich viele im Bereich von 100% bewegten. Die aus diversen US-Kraftwerks-Überwachungen zusammengetragenen „Durchlaufmortalitäten“ Anfang der 70-er Jahre (MARCY 1971, 1973, 1976, PROFITT 1969, CLARK & BROWNELL 1973, EPA 1972, LAUER et al. 1974, FLEMER et al. 1971b, alle zit. i. MARCY 1978; AEC 1973), bei denen die Schädigungen weder den Ursachen noch nach den Arten differenziert wurden, lagen für Eier und „young“ über 97% - mit Ausnahme der Ergebnisse von LAUER et al. (1974, zit. i. MARCY 1978: 39%) und FLEMER et al. (1971b, zit. i. MARCY 1978: 92,4%) (vgl. Anhang-Tabs. A.1+2).

In späteren, differenzierteren Studien wurde – begünstigt durch Fortschritte in der Untersuchungsmethodik – festgestellt, dass es bezüglich der Individuenbezogenen Auswirkungen des Entrainments durchaus robustere (Mortalitäten < 50%) und weniger robuste Arten (Mortalitäten > 75%) gibt.

Dabei überwogen die physischen Schädigungen die thermischen Effekte (MARCY 1978).

4.3.1.1.1 *Physische Effekte*

Die physischen Schädigungen lassen sich in zwei Kategorien unterteilen, mechanische und durch Druck induzierte. Mechanische Schädigungen können auftreten, wenn die Eier oder Larven in direkten Kontakt mit Rechenanlagen, Pumpen, Rohrleitungen oder anderen Anlagenbestandteilen kommen. Weitere physische Schädigungen können durch Druckunterschiede im Kühlwassersystem verursacht werden. Dabei können besonders negative Druckgradienten zu Dekompressionseffekten führen und z.B. Luftgefüllte Hohlräume zum Bersten bringen. Beide entsprechen prinzipiell den Schädigungen wie HOLZNER (2000) sie für die Turbinenpassage beschrieb.

4.3.1.1.2 *Thermische Effekte*

LILLELUND (1965) stellte in einer Literaturstudie heraus, dass insgesamt der Temperaturtoleranzbereich von Larven geringer ist als der von Adulten. Dieses wurde später von ALABASTER & LLOYD (1980) bestätigt. Ferner fand LILLELUND (1965) bei marinen Fischen eine geringere Temperaturtoleranz als bei limnischen.

Bezüglich der (Sauerstoff- und) Temperaturtoleranz ausgewählter Fischarten sei an dieser Stelle auf OTTO & ZAHN (2008) verwiesen. Sie weisen darauf hin, dass Literaturangaben über letale Temperaturen für nur wenige Arten vorliegen.

Der Einfluss der thermischen Komponente des Entrainments auf Arten die im europäischen Raum vorkommen wird aus den Untersuchungen von HADDERINGH et al. (2000, zit. in KERKUM et al. 2004) deutlich. Die unmittelbar nach der Kühlwasserpassage ohne Aufwärmung ermittelten Sterblichkeiten waren deutlich geringer als die nach einer Aufwärmspanne von 6 bis

7,5°C festgestellten. Für die in der Literatur als relativ robust geltenden perciden Larven führte eine bloße Passage des Kühlwassersystems des Kraftwerks Flevozentrale in den Niederlanden ohne Erwärmung zu einer spontanen Mortalität von 18 bis 19%. Nach einer Aufwärmspanne von 6 bis 7,5°C hatte sich die initiale Sterblichkeit mit 26 bis 49% ungefähr verdoppelt. Bei einer geringeren Aufwärmspanne war die maximale ermittelte Mortalität mit 34 bis 37% (nach 24h) etwas geringer.

Nach EPRI (2000) nehmen die Überlebensraten von nordamerikanischen Fischlarven im Entrainment im Temperaturbereich (Auslasstemperatur) oberhalb von 30°C drastisch ab, während sie mit abnehmender Auslasstemperatur günstiger beurteilt werden.

4.3.1.1.3 *Entrainment-Sterblichkeiten von Fischlarven und Juvenilen unterschiedlicher taxonomischer Gruppen: Beurteilung anhand der entrainmentbedingten Initial-Sterblichkeit*

Die Initiale Sterblichkeit bezeichnet die unmittelbar nach Einwirkung der Kühlwasserpassage gemessene Sterblichkeit. Sie wurde in vielen Arbeiten ermittelt und ist daher abgesehen von methodischen Unterschieden (s. Kap. 5.3.1) relativ gut vergleichbar.

Die Anfangs-Entrainment-Mortalitäten (Initial-Sterblichkeiten) der Larven und Juvenilen von Fischen aus unterschiedlichen taxonomischen Gruppen sind in Abbildung 18 dargestellt. In die Darstellung sind auch Datensätze einbezogen, in denen keine Kühlwasseraufwärmung stattfand.

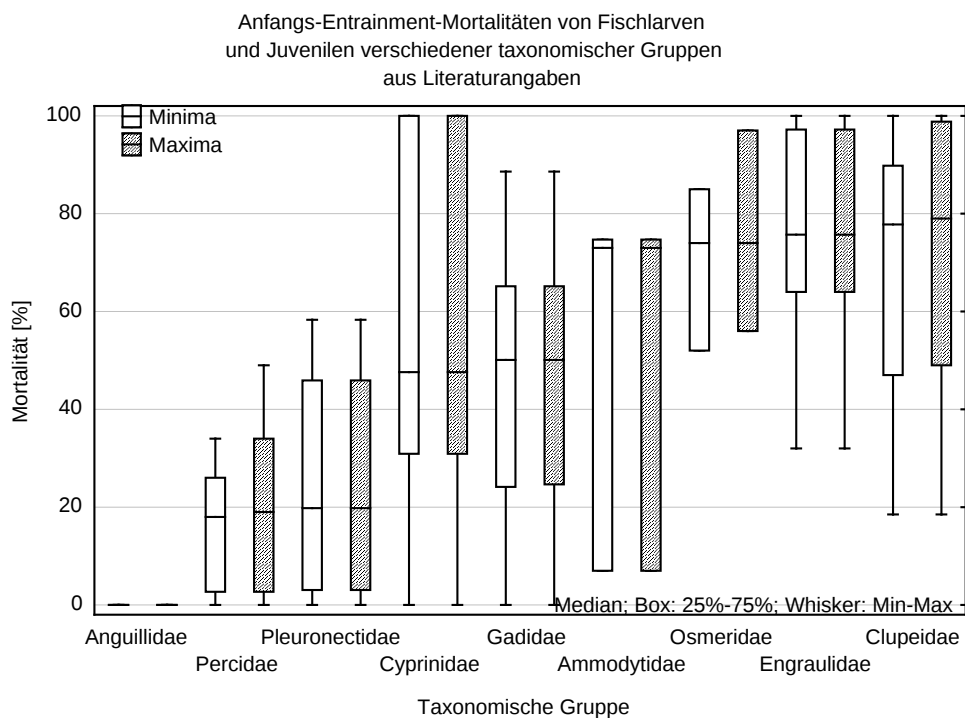


Abb. 18: Anfangs-Entrainment-Mortalitäten von Fischlarven und Juvenilen ausgewählter taxonomischer Gruppen aus Literaturangaben (siehe Tab. A1 und A2 im Anhang). Box- und Whiskerplot, Mediane, 25-Perzentile, Minima – Maxima.

Sehr robust schienen die juvenilen Anguilliden zu sein. Eine Untersuchung am amerikanischen **Aal** ergab keine Anfangsmortalität dieser Art im Falle eines Entrainments von Juvenilen.

Bei den bisher untersuchten nordamerikanischen **Perciden** (*P. flavescens* und *E. olmstedii*; siehe Anhang, Tab. A.1) wurden deutliche Anfangssterblichkeiten festgestellt. Die Werte lagen

zwischen 0% und 49% bei Medianen von 18% (Versuchsminima) und 19% (Versuchsmaxima). Die Untersuchungen bezogen unterschiedliche Larvalstadien ein.

Etwas höher lagen die Anfangs-Entrainment-Sterblichkeiten bei den nordamerikanischen Pleuronectiden (Spannweite 0 bis 58,3%, beide Mediane 19,8%), von denen die „winter flounder“ (*Pleuronectes americanus*) in einigen Kühlwasseranlagen nachgewiesen wurde.

Bei den **Cypriniden** wurden Anfangs-Mortalitäten zwischen 0 und 100% ermittelt. Die Mediane lagen bei 47,6%. Diese große taxonomische Gruppe umfasst sehr viele Arten aus unterschiedlichen ökologischen Gilden. Für Arten mit europäischem Verbreitungsgebiet gingen nur wenige Datensätze älteren Datums ein. Diese wiesen jeweils Sterblichkeiten von 100% aus.

Die **Gadiden** wiesen eine mittlere Anfangsmortalität im Entrainment auf. Bei einem Median von 50,1% lagen die Werte zwischen 0 und 88,6%.

Die **Ammodytiden** hatten eine Anfangssterblichkeit zwischen 7 und 74,7% bei einem Median von 73%.

Sehr viel empfindlicher waren die **Osmeriden** bei denen die Anfangsmortalität beim Entrainment zwischen 52 und 97% lag (Median 74%). Der geringere Wert wurde für ein Entrainment ohne Aufwärmung gefunden. Für den europäischen **Stint** (*O. eperlanus*) lagen die entrainmentbedingten Anfangsmortalitäten nach einer Passage einer Kühlwasserkette mit Aufwärmung bei 74 bis 94%, für den nordamerikanischen Regenbogenstint (*O. mordax*) wurden 100% Sterblichkeit gefunden.

Für den nordamerikanischen Stint (*Osmerus mordax*) fand NAWROCKI (1977, zit. i. MARCY 1978) eine abnehmende Entrainment-Mortalität mit zunehmender Fischlänge. Während diese für Larven von über 14mm bei 100% lag war sie für Juvenile von 40mm bei 77%.

Sehr empfindlich gegen Entrainment waren auch die nordamerikanischen **Engrauliden** die Anfangs-Entrainment-Mortalitäten von 32 bis 100% zeigten (Median 75,7%).

Die höchsten medianen Anfangs-Sterblichkeiten beim Entrainment wurden bei den **Clupeiden** festgestellt (Mediane der Minima: 77,8% und Maxima: 79%). Bei ihnen lagen die Werte zwischen 18,5 und 100%.

Die besondere Empfindlichkeit von Heringsartigen ist aus mehreren Untersuchungen in ästuarinen Bereichen bekannt (TARZWELL 1972, MARCY 1973, COPELAND et al. 1975, zit. in MARCY 1978). Ihre hohe Mortalität bei schnellen Druckschwankungen ist nach HOLZNER (2000) darauf zurück zu führen, dass ihre Schwimmblase in den Kopfbereich hineinreicht und dort mit dem Gehirn in Kontakt steht. Dies ist nach seinen Angaben auch für die besondere Empfindlichkeit von Maifischen von entscheidender Bedeutung. Andere Autoren sehen in einem durch mechanische Einflüsse verursachten Schuppenverlust und einem damit verbundenen osmotischen Schock eine mögliche Ursache der besonderen Empfindlichkeit von Clupeiden.

4.3.1.1.4 Bezug zur Ichthyoplanktongemeinschaft der TEL

Der relative Mangel an aktuellen Entrainment-Sterblichkeitsuntersuchungen an potenziell betroffenen einheimischen Fischarten erschwert die Einschätzung der Auswirkungen von Kühlwasserentnahmen auf die in der Tideelbe vorkommenden Fischlarven.

Stint

Beim dem als sehr empfindlich geltenden Stint, einer der Hauptarten des Ichthyoplanktons der TEL, wurden von HADDERINGH et al. (2000, zit. i. KERKUM et al. 2004) sehr hohe Entrainment-Mortalitäten ermittelt. Ohne Erwärmung führte die Passage des Kühlwassersystems der Larven dieser Art zu 52 bis 56% Initial-Sterblichkeit. Eine Aufwärmspanne von 6 bis 7,5°C erhöhte die

durch Entrainment verursachte Initial-Sterblichkeit auf 85 bis 97%. Dabei lagen die nach 24 Stunden gemessenen Sterblichkeiten der Stinte über den direkt nach der Passage gemessenen Initialwerten, was auf eine deutliche Schädigung der vorerst überlebenden Larven hinweist.

Clupeide

Clupeide Fische sind eine der am empfindlichsten auf Entrainment reagierenden Artengruppen. In der Literatur wurden für nordamerikanische clupeide Fische initiale Entrainment-Sterblichkeiten zwischen 18,5 und 100% gefunden. Der Median lag bei 79%, der 75-Perzentilwert bei 98,8%. Nach 96 Stunden wurden Werte zwischen 31,4 und 100% ermittelt. Der Median lag bei 100%. Entrainment-Sterblichkeiten von weit über 90% sind für die Eier und Larven dieser Arten nicht unrealistisch. Es gibt Hinweise darauf, dass die Entrainment-Mortalität bei einigen Arten dieser Gruppe temperaturabhängig ist.

Zur entrainmentbedingten Sterblichkeit von Eiern clupeider Fische wurde eine Angabe über *Alosa pseudoharengus* in der Literatur gefunden. Die initiale Sterblichkeit von 37,5% erhöhte sich auf 91,8% nach 96 Stunden.

Cyprinide

Die für einheimische cyprinide Fische ermittelten Mortalitäten waren sehr heterogen. Sie lagen nach HADDERINGH (1978) zwischen 25% bei Plötzenlarven und 64% für juvenile Brassen. Von CARTER & READER 2000 wurden für Cyprinide Entrainment-Mortalitätsraten von 100% für die als 0+ beschriebenen Entwicklungsstadien der Arten *Abramis brama*, *Rutilus rutilus*, *Blicca björkna* und *Alburnus alburnus* geschätzt.

Für nordamerikanische Cyprinide wurden in mehreren von EPRI (2000) zitierten Arbeiten deutlich geringere Entrainment-Mortalitäten bei einer deutlichen Temperaturabhängigkeit gefunden (siehe Tab F2).

Percide

Angaben über Sterblichkeiten einheimischer percider Fischlarven oder -eier waren in den einbezogenen Entrainment-Studien nicht enthalten. Die initialen Entrainment-Sterblichkeiten der untersuchten nordamerikanischen Barsche lagen zwischen 0 und 49%. Der Median lag bei 19%. Die Untersuchungen zu verspäteten Mortalitätsraten ergaben Widersprüchliches: In einer Untersuchung wurde nach 3 Stunden eine Verspätete Mortalität von 97,4% festgestellt, in einer anderen 37% nach 24 Stunden.

Flunder

Auch für die Flunder wurden keine Literaturangaben zur Entrainment-Mortalität ermittelt. Für die nordamerikanische Verwandte der Flunder, die winter flounder (*P. americanus*) wurden initiale Entrainment-Mortalitätsraten zwischen 0 und 58,3% in der Literatur gefunden. Der Mittelwert lag bei 24,5%, der Median bei 19,8 %. Die Literaturangaben zur verzögerten Mortalität dieser Art waren widersprüchlich. Die Mortalität nach 48 Stunden war höher als der Mittelwert nach 96 Stunden (42,4%) mehrerer Experimente. Das Maximum nach 96 Stunden lag bei 80,9% (Gesamtsterblichkeit: Mittelwert 56,8%, max. 90,5%).

4.3.1.1.6 Regionale Unterschiede in den Auswirkungen des Entrainments von Fischlarven und -eiern in der TEL

Die unterschiedliche Empfindlichkeit der die Fischlarvenzönose dominierenden Hauptarten in der TEL führt dazu, dass die gesamte durch Entrainment verursachte Mortalität in verschiedenen Bereichen der TEL von der lokalen artlichen Zusammensetzung der Ichthyoplanktonzönose abhängig ist. Im gesamten Bereich stromab des Hamburger Hafens (Bereiche I bis III) muss von einer sehr hohen Sterblichkeit bezogen auf die gesamte vom Entrainment betroffene Ichthyoplanktonbiomasse ausgegangen werden, da hier die besonders empfindlichen Stinte und

Heringsartigen die größten Anteile an der Larvenbiomasse ausmachen. Wenn die möglichen Spätfolgen (verspätete Mortalität) mit einbezogen werden ist eine nahezu quantitative Abtötung der eingesogenen Fischlarvenbiomasse durch Entrainment in diesem Bereich sehr wahrscheinlich.

Im Bereich des Hamburger Stromspaltungsgebietes dominierten in den zugrunde gelegten Datensätzen die Cypriniden mit über 57% Anteil an der Fischlarvenbiomasse. Hierbei sind allerdings die Defizite der Datengrundlage zu beachten (siehe Kap. 5.3.3.1).

Innerhalb der Familie Cyprinidae gibt es offenbar große artspezifische Unterschiede bezüglich der Widerstandsfähigkeit gegen Entrainment-Effekte, die möglicherweise mit dem weiten Spektrum an ökologischen Ansprüchen der einzelnen Arten zusammen hängen. Der Brassen scheint beispielsweise als Larve einer der empfindlicheren Cypriniden zu sein. Dennoch besteht zumindest die Möglichkeit, dass durch den hohen Cyprinidenanteil ein etwas größerer Anteil der eingesogenen Fischlarvenbiomasse eine Überlebenschance hat als in den weiter stromab gelegenen Bereichen. Diese Chance besteht allerdings wohl nur, wenn die Auslasstemperatur einer Kühlwasserrückführung unter 30°C gehalten werden kann.

4.3.2 Auswirkungen der Kühlwasserrückgabe auf das Oberflächengewässer

Neben den direkten Effekten der Kühlwasserentnahme durch die bei Entrainment auftretenden erhöhten Sterblichkeiten der Fischlarven und –eier treten, abhängig von der Menge und der Aufwärmspanne des entnommenen und rückgeführten Kühlwassers, als Folgewirkungen auch Effekte auf das Oberflächengewässer auf.

Neben den in Kapitel 4.2.2 dargestellten Effekten sind weitere Auswirkungen der Rückgabe erwärmten Kühlwassers auf die Lebensgemeinschaft des Vorfluters zu erwarten. Durch Temperaturerhöhung wird der Stoffwechsel wechselwarmer Organismen beeinflusst. Abhängig von der Jahreszeit können artspezifische Wirkungen eintreten.

Insgesamt beeinflusst die Wassertemperatur bei Fischen das Laichgeschehen. Beispielsweise kann das Laichprozess winterlaichender Arten wie z.B. einiger Coregoniden beeinflusst oder im Falle von Cypriniden vorzeitig ausgelöst werden. Die Lage der Laichgebiete sowie den Beginn und die Dauer der Laichzeit sind von diesem Parameter abhängig. Darüber hinaus ist die Entwicklung von Fischeiern und –Larven in hohem Maße von der Temperatur beeinflusst (LILLELUND 1965).

Erhöhte Temperatur führt zu einem früheren Schlupf der Larven, deren Größe mit zunehmender Inkubationstemperatur abnimmt (LILLELUND 1965). Die Größe der geschlüpften Larven hat möglicherweise Auswirkungen auf deren motorische Fähigkeiten und somit auf die Erfolgschancen beim Nahrungserwerb.

Temperatursteigerungen um 8°C während der Eientwicklung können beispielsweise beim Dorsch (, einer marinen, kaltstenothermen Art mit nördlichem Verbreitungsgebiet,) hohe Ei-Sterblichkeiten verursachen (HENSEN 1952, zit. in LILLELUND 1965). Beim Stint nimmt die obere letale Temperaturgrenze mit fortschreitender Embryonalentwicklung zu (LILLELUND 1961). Der durch höhere Wassertemperaturen gesteigerte Metabolismus führt zu einer beschleunigten Aufzehrung des Dottervorrats bei Dottersacklarven (BLAXTER & HEMPEL 1963). Morphologisch kann eine erhöhte Temperatur beim Hering zu einer veränderten Myomerenanzahl der schlüpfenden Larve führen (HEMPEL & BLAXTER 1961).

Die Temperaturtoleranzbereiche sind art- und entwicklungsstadiumspezifisch (OTTO & ZAHN 2008).

Da bei vielen Fischarten die Synchronisation der ersten Nahrungsaufnahme der geschlüpften Larven mit hohen Nährtierabundanzen von essenzieller Bedeutung für eine erfolgreiche Reproduktion ist, sind Einflussnahmen in diesem Zusammenhang besonders kritisch.

Inwieweit Veränderungen des Temperaturregimes oder episodische Veränderungen der Umgebungstemperatur über die o.g. Wirkketten die Mortalität beeinflussen ist nicht in ausreichendem Maße beschrieben.

Insgesamt kann durch Veränderungen des Temperaturregimes die Dominanzstruktur einer Fischbiozönose beeinflusst werden.

5 Diskussion

5.1 Phytoplankton

5.1.1 Mortalitätsraten

Die in Kapitel 4 vorgestellten recherchierten Angaben zum Ausmaß der Schädigung bzw. der Mortalität des Phytoplanktons infolge der Kühlwassernutzung zeigen eine große Spanne. Diese reicht von keinerlei Schädigung bis nahezu 100 % Sterblichkeit. Dabei weichen sowohl die Angaben für mechanische und thermische Schädigungen als auch für die Gesamtmortalität beträchtlich voneinander ab.

Die Spanne der Sterblichkeitsrate infolge mechanischer Belastungen ist mit 0 bis max. 80 % insgesamt betrachtet größer als dies bei den thermischen Einflüssen der Fall ist. Die große Spanne der Werte hängt hier außer vom Organismus (Typ, Form, Entwicklungsstadium, Größe) in erster Linie von dem sehr individuellen Aufbau der Kühlsysteme bzw. -ketten und dem Betrieb der untersuchten Kraftwerke ab. Schließlich reagieren diese Faktoren auf unterschiedliche Weise miteinander, so dass die Ergebnisse stark voneinander abweichen können und kaum vergleichbar sind. Das mangelnde Verständnis für dieses Zusammenspiel (MARCY et al. 1978) sowie die unterschiedlichen Methoden zur Erfassung der Sterblichkeiten erschweren die Interpretationen der ermittelten Daten.

Nach MARCY et al. (1978) stellen die mechanischen Einflüsse den wichtigsten Parameter bei der Schädigung bzw. Sterblichkeit der Organismen dar, da sie in jedem Kraftwerk greifen solange Wasser eingesaugt und gepumpt wird. Im Gegensatz hierzu sehen die Autoren bei der Temperatur und dem Einsatz von Bioziden einen größeren Spielraum zur Minimierung dieser Einflüsse.

- > Für eine Mortalitätsrate durch mechanische Einflüsse konnte insgesamt eine **Spanne von 0 bis max. 80 %** ermittelt werden.

Im Hinblick auf den Einfluss der Temperatur spreizen die Angaben zur Sterblichkeitsrate des Phytoplanktons „nur“ zwischen 0 und 50-60 %. Der Grund für die etwas geringere Spreizung der Werte ist, dass einerseits der Toleranzbereich der Organismen gegenüber dem Faktor Temperatur einheitlicher scheint. Andererseits sind die absoluten Temperaturen und die Temperaturdifferenzen, die die Kraftwerke im Betrieb fahren dürfen vermutlich ebenfalls einheitlicher als dies bei den Bauteilkomponenten und der Betriebs- bzw. Funktionsart, die die mechanischen Schädigungen hervorrufen, der Fall ist.

Es zeichnet sich ab, dass das Phytoplankton keine bis kaum Schäden erleidet, solange eine absolute Temperatur des Kühlwassers von ca. 30-35° C nicht über einen längeren Zeitraum überschritten wird. Einigkeit besteht auch darüber, dass das Phytoplankton Schäden durch den Temperatursprung, den das Kühlwasser im Kondensator erfährt, erleiden kann. Allerdings hängt das Ausmaß hier stark von den Entnahmetemperaturen, der Temperaturdifferenz (ΔT), der Einwirkzeit und der sich ergebenden maximalen Temperatur ab.

Die teilweise hohen Sterblichkeitsraten niederländischer Untersuchungen (HADDERINGH & JANSSEN-MOMMEN 2000) von > 50 % für Diatomeen gehen auf Temperaturdifferenzen von $\Delta 10-20$ K zurück. Diese sind jedoch lediglich theoretischer Natur, da derart hohe ΔT gemäß Wärmelastplan beispielsweise für die Tideelbe nicht zulässig sind (SONDERAUFGABENBEREICH TIDEELBE 2008). Außerdem wurden die Zahlen nur für kälteliebende Diatomeen-Taxa, die im Frühjahr hohe Anteile an der Phytoplankton-Population haben, ermittelt. Für das übrige Phytoplankton wurde bei gleichem Versuchsaufbau keine erhöhte Sterblichkeit festgestellt.

Praxisnaher liegen dagegen die in den Untersuchungen von BRIAND (1975) und bei KAUSCH & HINZ (1984) zugrunde gelegten Temperaturdifferenzen von $\Delta 6-11$ K bzw. $\Delta 9$ K. Hier kommen

die Autoren zu Mortalitäten durch Temperaturschock für das Phytoplankton von 42 % bzw. 50-60 %. Diese können allerdings für einige Organismengruppen und je nach Entnahmetemperatur höher oder niedriger liegen. So sinken sie nach KAUSCH & HINZ (1984) im Sommer bei höheren Entnahmetemperaturen auf nahezu Null, während BRIAND (1975) im Sommer wiederum höhere Sterblichkeiten annimmt.

Andere Untersuchungen, die gezielt mechanische, thermische und chemische Einflüsse gemeinsam und getrennt ermittelt haben, geben Mortalitätsraten für thermische Schädigung von knapp 20 % an (AHAMED et al. 1995, POORNIMA et al. 2006).

- > Für eine Mortalitätsrate durch **thermische Einflüsse** konnte insgesamt eine **Spanne von 0 bis max. 60 %** ermittelt werden.

Mit wenigen Ausnahmen wurde in den recherchierten Untersuchungen nicht zwischen einzelnen Taxa oder Algengruppen unterschieden, so dass die Angaben für das Phytoplankton allgemein gelten. Die Ergebnisse zweier Untersuchungen differenzieren jedoch zwischen den Diatomeen und dem übrigen Phytoplankton. In beiden Fällen sprechen die Ergebnisse dafür, dass die Diatomeen gegenüber Temperaturschocks empfindlicher sind als die übrigen Gruppen des Phytoplanktons. Insbesondere die wärmeliebenden Dinophyceen sind gegenüber Temperaturschwankungen unempfindlicher (BRIAND 1975). Durch die Kühlwasserpassage wird somit die Artenzusammensetzung des Phytoplanktons beeinflusst, indem in erster Linie wärmeliebende und/oder gegenüber mechanischen Belastungen robuste bzw. kleinere Arten, gefördert werden, da diese am ehesten die Kühlwasserpassage überleben.

- > Was die Empfindlichkeit der Algengruppen anbelangt, so werden die Diatomeen als relativ sensibel gegenüber auftretenden Temperaturschwankungen angesehen. Da Diatomeen, je nach dem ob die Zellzahl oder das Biovolumen betrachtet wird, 60 % bis über 80% im Phytoplankton der TEL ausmachen können (vgl. Kap. 2), ist auch ein großer Teil des Phytoplanktons der TEL von den nachgewiesenen hohen Mortalitätsraten betroffen.

Während einige Autoren den mechanischen Belastungen eine größere bzw. die größten Einflüsse auf die Schädigungs- bzw. Mortalitätsrate des Phytoplanktons zuschreiben (MARCY et al. 1978), spielt für andere Autoren die mechanische Belastung gegenüber der thermischen eine untergeordnete bzw. unbedeutende Rolle (u. a. EDLER 2008, EDLER et al. 1980, KERKUM et al. 2004). Untersuchungen, die auch die Auswirkungen von Bioziden (z. B. Chlor) berücksichtigen, wiesen durchweg größere Schäden bzw. Mortalitätsraten (bis 90 %) für das Phytoplankton auf als dies durch mechanische und/oder thermische Einflüsse der Fall ist.

Insgesamt lässt sich aus den ausgewerteten Quellen jedoch keine eindeutige Aussage ableiten, welcher der im Kühlsystem wirkenden Einflüsse - mechanisch, thermisch, chemisch oder eine Kombination aus mehreren dieser Faktoren - das Ausmaß der Schädigung der Phytoplanktons letztendlich bestimmt. Dies wäre jedoch im Hinblick auf Maßnahmen zur Minimierung der Schäden eine wichtige Information. Ohne Einsatz von Bioziden variieren die Angaben zur Mortalität durch mechanische und thermische Belastungen des Phytoplanktons zwischen keinem vermehrten Absterben (RIEDEL-LORJÉ 1994, SCE 1975, 1983) und einer Mortalitätsrate von ca. 40 % (BRIAND 1975, KAUSCH & HINZ 1984).

Schließlich weisen MAYHEW et al. (2000) darauf hin, dass frühere Untersuchungen überwiegend von einer 100 %-igen Mortalität für Plankton (hier: Phyto- und Zooplankton) ausgingen. Ihren Recherchen zufolge haben jedoch verbesserte Untersuchungsmethoden seit den späten 1970er und frühen 1980er Jahren gezeigt, dass ein Großteil der eingesaugten Organismen überlebt. Weitere Optimierung der Beprobungstechniken haben Überlebensraten für einige Taxa von > 90 % und damit Mortalitätsraten von < 10 % nachgewiesen.

- > Für eine Mortalitätsrate durch **mechanische und thermische Einflüsse** konnte insgesamt eine **Spanne von 0 bis max. 40 %** ermittelt werden.

Mit dieser Aussage schließt sich der Kreis der Widersprüchlichkeiten, die sich im Hinblick auf die Mortalitätsraten durch die gesamte Literaturstudie hindurch ziehen. Hiernach liegen die Angaben zur Gesamtmortalität aus mechanischer und thermischer Belastung mit 40 % teils deutlich unter den Werten, die sich bei der getrennten Betrachtung der mechanischen bzw. thermischen Einflüsse ergeben hatten (s. o.).

Ursachen für die extreme Heterogenität der Angaben zur Mortalität von Phytoplankton durch die Kühlwasserpassage in der Literatur sind u. a. in der Individualität der Untersuchungen, der Fragestellungen und des Untersuchungsdesigns, der mangelnden Aktualität und der Regionalität der vorliegenden Untersuchungen zu suchen. Darüber hinaus konzentrieren sich viele Untersuchungen auf Teilbereiche, sei es bei den Organismen (Algengruppen, Taxa) und/oder den Einflüssen, die betrachtet werden (mechanisch, thermisch, chemisch).

Ferner stimmen die Randbedingungen, insbesondere was die Bau- und Betriebsart der Kraftwerke anbelangt, in den Studien kaum überein. Hinzu kommen die Abweichungen im Hinblick auf die untersuchten Standorte (Süß-, Brack- und Salzwasser) und Jahreszeiten. Schließlich sind die Untersuchungsmethoden (Probenahme), Bestimmung des Todes und der Todesursache sowie die statistische Auswertung der Ergebnisse etc. keineswegs standardisiert.

- > Als Fazit der Literaturrecherche kann festgehalten werden, dass die weiten Spannen sowie die teilweise Widersprüchlichkeit der Angaben zur Mortalität **keine allgemeingültigen oder gar beliebig übertragbaren Aussagen zur Mortalität des Phytoplanktons** infolge einer Kühlwasserpassage zulassen.

Vor dem Hintergrund der Zielsetzung der vorliegenden Arbeit, nämlich die Übertragung der Literaturangaben auf die aktuelle Situation der Tideelbe und Rückschluss auf das potenzielle Ausmaß der Biomasseschädigungen und deren Auswirkungen auf den Sauerstoffhaushalt (vgl. Kap. Zielsetzungen), würde das bedeuten, dass zum jetzigen Zeitpunkt keinerlei Aussagen diesbezüglich möglich wären.

Da der aktuell zugänglichen Literatur offenbar keine einheitlichen bzw. konkreten Angaben zu entnehmen sind, wären mögliche Aussagen erst nach umfangreichen Vor-Ort-Untersuchungen möglich (vgl. Kap. 5.1.3). Allerdings benötigen diese Vorlauf und sind sehr zeitintensiv, so dass hier nur mittel- bis langfristig mit Ergebnissen zu rechnen ist.

Da jedoch u. a. zur **Hinterfragung der bisher für die TEL angesetzten Eckwerte zur Mortalität des Phytoplanktons** (KLS 2006, BSU 2008) bereits zum jetzigen Zeitpunkt Ergebnisse wünschenswert wären, soll aus der Vielfalt der recherchierten Aussagen und Angaben zur Mortalität des Phytoplanktons die Plausibilität der bisher angewandten 40 %-igen Mortalitätsrate anhand folgender Annahmen bzw. Anhaltspunkte abgeschätzt werden:

- Ungeachtet einiger weniger Studien, die pauschal keinerlei Schädigung des Phytoplanktons infolge einer Kühlwasserpassage annehmen, ist davon auszugehen, dass es infolge von Stress zu einer erhöhten Mortalität des mit dem Kühlwasser transportierten Phytoplanktons kommt.
- Die höchsten Mortalitätsraten ergeben sich durch den Einsatz von Bioziden. Ohne Biozide entfallen die chemischen Belastungen, so dass die höchsten Mortalitätsraten (> 60 %) hier unberücksichtigt bleiben sollen.
- Damit würde die Mortalitätsrate zunächst auf > 0 und < 60 % „eingegrenzt“ werden.
- Plausibel erscheint der Ansatz von MARCY et al. (1978), wonach die mechanischen Einflüsse „allgegenwärtig“ sind und im Gegensatz zum Biozideinsatz oder zur Temperatur nicht „einfach“ zu minimieren sind. Somit wird von einer gewissen Grundschädigung durch die mechanische Belastung der Organismen im Verlauf der Kraftwerkspassage ausgegangen.

- Die thermischen Einflüsse lassen sich bei niedrigen absoluten Temperaturen und moderaten Temperatursprüngen ($\Delta 7,5$ K) am Kondensator minimal halten. Da es jedoch bei niedrigen Entnahmetemperaturen zu nachgewiesenen beachtlichen Schädigungen kommt, wird auch hier grundsätzlich eine erhöhte Mortalität angenommen.
- Einige Autoren gehen davon aus, dass ein Teil des Planktons (einschl. Phytoplankton), der die Kühlwasserpassage überlebt hat, nach der Einleitung des Kühlwassers nachträglich im Gewässer abstirbt (ROBERTS et al.2008). D. h. „delayed mortality and sublethal effects“ müssten ebenfalls in die Mortalitätsrate einbezogen werden.

Unter Berücksichtigung der vorgenannten Ausführungen sowie der 42 %-igen Mortalitätsrate aus den Untersuchungen von BRIAND (1975) erscheint die bislang für die TEL angenommene Phytoplankton-Mortalitätsrate von 40 % (KLS 2006, BSU 2008), die sich überwiegend auf KAUSCH & HINZ (1984) stützt, auf der Grundlage der Literaturstudie eher annehmbar als widerlegbar.

Um dem Ausmaß der Biomasseschädigung sowie den Auswirkungen auf den Sauerstoffhaushalt gerecht zu werden bzw. maßvoll entgegen zu wirken, sollte daher zunächst der Annahme für die Berechnungen im Zusammenhang mit dem Genehmigungsverfahren zum Kraftwerk Moorburg in Hamburg entsprochen und eine **Gesamt mortalität von 40 % für das Phytoplankton** infolge einer Kühlwasserpassage beibehalten werden.

5.1.2 Biomasseschädigung und Auswirkungen auf den Sauerstoffhaushalt

Wie im Kapitel 2.1.3 deutlich gemacht wurde, ist der Sauerstoffhaushalt der Tideelbe bereits stark vorbelastet und im Bereich Hamburg sogar überlastet (ARGE ELBE 2007c). Eine der Handlungsoptionen zur Verbesserung des Sauerstoffhaushaltes in der TEL ist daher die Reduzierung der Sauerstoffzehrung im Gewässer. Zusätzliche Einträge sauerstoffzehrender Stoffe, wie sie bei der Kühlwassernutzung durch Kraftwerke entstehen können, wirken diesem Vorhaben entgegen.

Im Folgenden soll daher für die Komponente Phytoplankton abgeschätzt werden, wie groß die Biomasseschädigung durch die Kühlwasserpassage ist, welche Mengen an toter Biomasse damit in die Tideelbe eingebracht werden und wie groß die hierdurch bedingte zusätzliche Sauerstoffzehrung für ein fiktives Kraftwerk ist. Als Mortalitätsrate wird auf der Grundlage der vorliegenden Literaturstudie aus den zuvor diskutierten Gründen 40 % angenommen. Es sei an dieser Stelle noch einmal ausdrücklich darauf hingewiesen, dass diese Mortalitätsrate auf einer Plausibilitätsabschätzung anhand der Literaturstudie basiert und, dass es sich nicht um eine aktuell nachgewiesene, allgemeingültige Maßzahl handelt.

Außer von der Mortalitätsrate hängen der Umfang der Schädigung des Phytoplanktons und das Ausmaß auf den Sauerstoffhaushalt von der Konzentration des Phytoplanktons im Gewässer und der entnommenen Kühlwassermenge ab.

Als Kühlwassermenge werden auf der Grundlage der aktuellen und geplanten Kraftwerke (vgl. Abb. 1, Kap. 1.1) $35 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ im Normalbetrieb angenommen. Die Konzentration des Phytoplanktons wurde bei der Beschreibung der Ausgangssituation als Chlorophyll-a-Konzentration (vgl. Kap. 2.2.1) für die vier ARGE ELBE-Messstationen Zollenspieker, Seemannshöft, Grauerort und Kugelbake für den Zeitraum 2002-2006 und 2008-2009 berechnet. Hiernach verändert sich die Phytoplankton-Konzentration im Längsverlauf der Tideelbe stark, so dass sich auch das Ausmaß der zu erwartenden Biomasseschädigung im Verlauf der TEL unterscheidet.

Unter Zugrundelegung dieser Konzentrationen erfolgt zunächst die Umrechnung von Chlorophyll-a in organischen Kohlenstoff bzw. Biomasse und anschließend die Berechnung der zusätzlichen Sauerstoffzehrung.

Für die Berechnungen liegt im Zusammenhang mit dem Genehmigungsverfahren zum Kraftwerk Moorburg in Hamburg ein Vorschlag zur Vorgehensweise vor (BSU 2008). Von den hier für den Standort Moorburg formulierten Annahmen werden die folgenden Eckpunkte für die Berechnung der Biomasse und der Sauerstoffzehrung aus den Chlorophyll-a-Gehalten übernommen:

- die **Chlorophyll-a-Konzentration** steht stellvertretend für die lebende Algenbiomasse
- die **Bestimmung** der Chlorophyll-a-Konzentration erfolgt nach DIN 38412-Teil 16
- relevanter **Betrachtungszeitraum** ist die Vegetationsperiode (1. Mai bis 30. Sept.)
- anstelle des arithmetischen Mittels wird im Sinne eines realistischen Belastungszustands das ausreißerfreie Maximum (**90-Perzentil**) verwendet
- die **Mortalitätsrate** des Phytoplanktons aufgrund der Kühlwasserpassage beträgt 40 % (Hinweis: dieser Annahme wird durch die vorliegende Literaturstudie entsprochen - Näheres vgl. Ausführungen im vorangegangenen Kapitel)
- der **Umrechnungsfaktor** von Chlorophyll-a in Biomasse (Chl-a-BM-Umrechnungsfaktor) beträgt 50 (Anm.: je nach physiologischem Zustand des Phytoplanktons bis 100)
- als **Sauerstoffäquivalent** gilt 1,0 g Biomasse entspricht 1,56 g O₂

Die folgende Tabelle 11 enthält das Ergebnis der Berechnungen für die vier Messstationen Zollenspieker, Seemannshöft, Grauerort und Kugelbake im Betrachtungszeitraum 2002-2006 und 2008-2009. Hiernach liegen die **90-Perzentil-Werte** bei Zollenspieker bei 225 µg/l und bei Seemannshöft bei 97,1 µg/l Chlorophyll-a. Für Grauerort ergibt sich ein Wert von 41,5 µg/l und bei Kugelbake beträgt der 90-Perzentil-Wert für die Chlorophyll-a-Konzentration 14,5 µg/l. Die Tabelle enthält außer den 90-Perzentil-Werten, die zur Darstellung von „mittleren Verhältnissen“ zugrunde gelegt werden, auch die **Maximum-Werte** der Vegetationsperiode für die vier Stationen, um besondere Belastungssituationen ebenfalls zu erfassen.

Tab 11: Chlorophyll-a-Konzentrationen (Chl-a), Biomasse (BM) und Sauerstoff-Zehrung (O₂) für vier Messstationen im Längsverlauf der TEL bezogen auf eine Kühlwassermenge von 35 m³ s⁻¹, Mortalitätsrate 40 %, Sauerstoffäquivalent 1,56 g

	Chl a [µg/l]	BM [t/d]	O ₂ -Zehrung [t/d]	BM [t/d]	O ₂ -Zehrung [t/d]
	90-Perzentil Max-Wert	Chl-a-BM-Umrechnungsfaktor = 50		Chl-a-BM-Umrechnungsfaktor = 100	
Zollenspieker km 598,7	225,0	13,61	21,23	27,22	42,46
	296,0	17,90	27,92	35,80	55,84
Seemannshöft km 628,8	97,1	5,87	9,16	11,74	18,31
	130,0	7,86	12,26	15,72	24,52
Grauerort km 660,5	41,5	2,51	3,91	5,02	7,83
	85,0	5,14	8,02	10,28	16,04
Kugelbake km 727,0	14,5	0,88	1,37	1,75	2,73
	41,0	2,48	3,87	4,96	7,74

Für diese Konzentrationen ergeben sich bei einer Kühlwassermenge von 35 m³ s⁻¹ die in der Tabelle dargestellten Mengen an Biomasse, die täglich (24 h) durch die Abtötung von Phytoplankton entstehen und in die TEL eingeleitet werden würden. Danach kann unter Annahme der 40 %-igen Phytoplankton-Mortalitätsrate je nach physiologischem Zustand des Phytoplanktons (Chl-a-BM-Umrechnungsfaktor) ein Eintrag an toter Biomasse in Höhe von 13,61 t bis 27,22 t pro Tag bei Zollenspieker erfolgen. Für die Maxima-Werte liegt der Eintrag toter Biomasse hier noch einmal ca. 1/3 höher. Der Eintrag an toter Biomasse nimmt bei gleicher Kühlwassermenge

an den elbabwärts gelegenen Standorten entsprechend den sinkenden Phytoplankton-Konzentrationen ab. Während bei Seemannshöft noch 6-12 t und bei Grauerort 2,5-5,0 t tote Biomasse pro Tag anfallen würden, wären es bei Kugelbake nur noch ca. 1 bis 2 t/d, die in die TEL durch das Beispiel-Kraftwerk eingetragen würden.

Aus dieser kraftwerksinduzierten Abtötung der Phytoplankton-Biomasse ergibt sich für den Standort Zollenspieker eine zusätzliche Sauerstoffzehrung von 21,23 bis 42,46 t O₂ pro Tag für die 90-Perzentil-Werte bzw. 27,92 bis 55,84 t O₂ pro Tag bei möglichen maximalen Chlorophyll-a-Konzentrationen. Elbabwärts würde sich entsprechend der geringeren Biomasseeinträge die zusätzliche Zehrung verringern (nachstehende Abbildung 19).

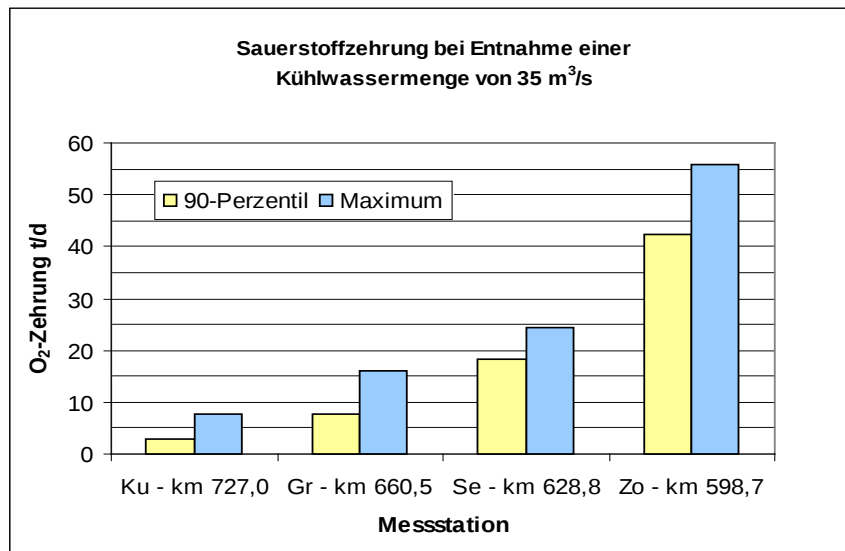


Abb. 19: Sauerstoffzehrung in [t/d] für die 90-Perzentil- und Maximum-Werte der Chlorophyll-a-Konzentration für die Jahre 2002-2006 und 2008-2009 an vier Standorten der TEL

Die unterschiedlichen Mengen an Biomasse bzw. Sauerstoffzehrung zeigen auf, wie groß der Einfluss der den Berechnungen zugrunde gelegten Annahmen (Ermittlung der Chlorophyll-a-Konzentration, Biomasse-Umrechnungsfaktor, Mortalitätsrate) ist.

Ferner wurde bei der Berechnung anhand der Chlorophyll-a-Konzentrationen ausschließlich die Algenbiomasse berücksichtigt. Geht man von einer Trophie- / **Biomassepyramide** aus, die sich aus 100 Anteilen Phytoplankton, 10 Anteilen Zooplankton und 1 Anteil Fischeier und -larven zusammensetzt, entspricht die Algenbiomasse ca. 90 % der Gesamtbiomasse im Wasserkörper. Somit wären die errechneten Werte zur Erfassung der gesamten Biomasse um ca. 10 % höher anzusetzen.

Da die angeführte Aufteilung der Biomassen bzw. die Biomassepyramide für limnische Gewässer (SCHWOERBEL 1999) gilt, träfe dies jedoch nur für die Standorte Zollenspieker, Seemannshöft und vermutlich auch Grauerort zu. Weiter stromabwärts ist eine Überprüfung dieser Biomassenverteilung notwendig.

Hier macht u. U. das Zooplankton einen größeren Anteil aus, so dass die Phytoplankton-Biomasse-Werte für Kugelbake weiter von der Gesamtbiomasse entfernt liegen als dies an den weiter elbaufwärts gelegenen Stationen der Fall ist. Aus Sicht des Gewässerschutzes sind prinzipiell die „Worst-Case“-Fälle zu betrachten - gerade vor dem Hintergrund weiterer Kraftwerksplanungen an der TEL. Insofern ist die Abschätzung der Biomasseanteile aller drei Komponenten von Bedeutung.

Unter Beachtung dieser Hinweise kann davon ausgegangen werden, dass es durch die eingetragenen Mengen an toter Phytoplankton-Biomasse am Rückgabebauwerk des Kraftwerks

und je nach Durchmischung des Wassers auch im Nah- und Fernbereich zu einer zusätzlichen Sauerstoffzehrung kommt. Lokal kann dies zu einer erheblichen Verringerung der Sauerstoffkonzentration im Gewässer führen, wie die folgenden Beispielberechnungen zeigen.

Um den Anteil der **kraftwerksinduzierten O₂-Zehrung** am Sauerstoffgehalt in der TEL beurteilen zu können, wurde für die vier Stationen Zollenspieker, Seemannshöft, Grauerort und Cuxhaven Kugelbake die zuvor für ein fiktives Kraftwerk berechnete zusätzliche absolute Sauerstoff-Zehrung (vgl. Tab. 11) in Relation zum vorhandenen Sauerstoffvorrat an den jeweiligen Stationen gestellt. Für die in der folgenden Tabelle 12 dargestellten Beispielrechnungen wurden Sauerstoffgehalte von 6 mg O₂/l und 8 mg O₂/l angenommen und zugrunde gelegt.

Dabei wurden aus der Vielzahl der denkbaren Eingangsgrößen zur Abbildung einer möglichst realistischen Belastungssituation der 90-Perzentil-Wert für die Chlorophyll-a-Konzentrationen und der Biomasse-Umrechnungsfaktor von 100 für die Berechnungen gewählt. Als Bezugsgröße für den Durchfluss wurde im Sinne einer „worst-case“-Betrachtung der mittlere Niedrigwasserabfluss (MNQ) zugrunde gelegt. Für die Standorte Grauerort und Kugelbake tritt der Oberwasserabfluss im Vergleich zum Tidewaterabfluss stärker zurück. Für diese Standorte wurden die Berechnungen für beide Abflusssituationen durchgeführt.

Tab 12: Absolute Sauerstoff-Zehrung (O₂) für vier Messstationen im Längsverlauf der TEL bezogen auf eine Kühlwassermenge von 35 m³ s⁻¹ und den 90-Perzentil-Wert der Chlorophyll-a-Konzentrationen (vgl. Tab. 11) sowie Abfluss, Sauerstoffgehalte (O₂) und Sauerstoffzehrung bezogen auf den Abfluss in Prozent und absolut

	O ₂ -Zehrung	Ober- bzw. Tidewaterabfluss	O ₂ -Gehalt	O ₂ -Gehalt beim jeweiligen Abfluss	O ₂ -Zehrung am Abfluss	
	[t/d]	[m ³ /s]	[mg/l]	[t/d]	[%]	[mg/l]
Zollenspieker km 598,7	42,46	253 ¹	6,0	131	32,38	1,943
			8,0	175	24,28	
Seemannshöft km 628,8	18,31	266 ¹	6,0	138	13,28	0,797
			8,0	184	9,96	
Grauerort km 660,5	7,83	271 ¹	6,0	140	5,57	0,334
			8,0	187	4,18	
		10.000 ²	6,0	5.184	0,15	0,009
			8,0	6.912	0,11	
Kugelbake km 727,0	2,73	299 ¹	6,0	155	1,76	0,106
			8,0	207	1,32	
		20.886 ³	6,0	10.827	0,03	0,002
			8,0	14.436	0,02	

¹ mittlerer Niedrigwasserabfluss (MNQ) für den Zeitraum 2002-2006 für den Pegel Neu Darchau = 247 m³/s (Quelle: ARGE ELBE, Zahlentafeln 2002-2006) - jeweils mit Abflussfaktor für Zuflüsse unterhalb von Neu Darchau: 1,025 für Zo; 1,077 für Se; 1,1 für Gr; 1,21 für Ku (mdl. Mitt. BERGEMANN 2010)

² Datenbasis BAW Hamburg (2007)

³ Datenbasis entnommen aus Modellrechnung DHI-WASY (2009)

Bei einem Sauerstoff-Gehalt von 8,0 mg O₂/l liegt der Anteil der kraftwerksinduzierten O₂-Zehrung bedingt durch die hohen Chlorophyll-a-Gehalte bei Zollenspieker bei knapp 25 % und bei Seemannshöft bei knapp 10 %. Dies entspricht einer absoluten Sauerstoff-Zehrung von 1,9 mg O₂/l bzw. ca. 0,8 mg O₂/l, was bezogen auf den angenommenen Sauerstoff-Gehalt von 8,0 mg O₂/l als erheblich bezeichnet werden kann. Bei geringeren Ausgangswerten für den O₂-Gehalt

(hier: 6,0 mg O₂/l) ist der Anteil der zusätzlichen O₂-Zehrung am vorhandenen Sauerstoff entsprechend höher (vgl. Tabelle 12).

Unter Berücksichtigung des Oberwasserabflusses beträgt die zusätzliche O₂-Zehrung bei Grauerort ca. 4 % und bei Kugelbake knapp 2 % - absolut entspricht dies 0,3 mg O₂/l bzw. 0,1 mg O₂/l. Diese Werte sind zwar relativ niedrig, können sich allerdings im Falle mehrerer Kraftwerke entsprechend aufsummieren. Bei Zugrundelegung des Tidewasserabflusses ist die zusätzliche O₂-Zehrung aufgrund der großen Wassermengen geringer (0,1 mg O₂/l bei Grauerort und 0,02 mg O₂/l bei Kugelbake).

Bei Verwendung des Tidewasserabflusses ist jedoch das Wiederkehrintervall und damit einhergehend die Verweildauer der Teilchen im direkt durch das Kraftwerk beeinflussten Teil des Gewässers zu berücksichtigen. Hierdurch kann es zu einer Kumulation der sauerstoffzehrenden Abbauprozesse im Kraftwerksumfeld führen, wodurch sich die Zehrungswerte wiederum denen aus der Berechnung über den Oberwasserabfluss nähern würden. Da der Nettotransport des Wasserkörpers in Richtung Meer maßgeblich vom Oberwasserabfluss gesteuert wird, empfiehlt der Wärmelastplan (SONDERAUFGABENBEREICH TIDEELBE 2008) diesen als Bemessungsgrundlage heranzuziehen. Danach sind die bezogen auf das Oberwasser ermittelten Zahlen auch für die Standorte Grauerort und Kugelbake maßgeblich.

Als Fazit aus den Berechnungen ergibt sich, dass der Anteil der Sauerstoff-Zehrung für ein Kraftwerk mit gleicher Leistung aufgrund der sinkenden Phytoplankton-Biomasse bei gleichzeitig zunehmenden Abflussmengen von Zollenspieker über Seemannshöft und Grauerort bis nach Cuxhaven Kugelbake deutlich abnimmt. Es sei jedoch darauf hingewiesen, dass es sich bei den hier vorgestellten Szenarien um Fallbeispiele handelt, die nicht beliebig übertragbar sind. Für anstehende Kraftwerks-Planungen ist die voraussichtliche Sauerstoff-Zehrung mit entsprechend konkreten Eckdaten für einen konkreten Standort zu ermitteln.

Unabhängig von dieser prognostizierten zusätzlichen Sauerstoffzehrung durch die über die Kühlwassernutzung frühzeitig abgetötete Biomasse, ist zu berücksichtigen, dass durch die kraftwerksbedingte Erwärmung des Elbewassers die gesamte bereits abgestorbene bzw. im Absterbeprozess befindliche Biomasse im Wasserkörper selbst beschleunigt umgesetzt wird, d. h. ihr Zehrungspotenzial ebenfalls im Kraftwerksbereich umsetzt.

Durch die Kombination dieser Prozesse sind Auswirkungen auf den Sauerstoffhaushalt insbesondere in der warmen Jahreszeit im Kraftwerksbereich nicht auszuschließen. In diesen Fällen muss eine Sauerstoffanreicherung über das Kühlwasserrückgabebauwerk erfolgen, deren ausgleichende Wirkung auf den Sauerstoffhaushalt derart dimensioniert sein muss, dass sie auch über den Bereich nahe dem Rückgabebauwerk hinausgeht.

Prinzipiell ist davon auszugehen, dass sich auch bei Einhaltung der maximal zulässigen Gewässertemperatur von 28° C und der maximal zulässigen Aufwärmspanne von 3,0 K im Nahbereich eines Kraftwerks bzw. am Ort der Beurteilung, (d. h. am Rand der Durchmischungszone, jedoch maximal 500 m von der Einleitstelle gelegen; vgl. Wärmelastplan, SONDERAUFGABENBEREICH TIDEELBE 2008) folgende Auswirkungen auf den Sauerstoffhaushalt der Tideelbe an den vorhandenen und geplanten Kraftwerksstandorten ergeben:

- erhöhtes Angebot an sauerstoffzehrender Biomasse
- temperaturbedingte, erhöhte mikrobielle Umsatzrate
- temperaturbedingte, reduzierte Sauerstoff-Aufnahmekapazität des Wassers

Versuche haben gezeigt, dass der Kurzzeit BSB (Biologischer Sauerstoffbedarf innerhalb von 12 Stunden) je 1° C Temperaturerhöhung um 8 bis 10 % steigt (Behörde für Stadtentwicklung und Umwelt, Hamburg: Stellungnahme der Abteilung Gewässerschutz des Amts für Umweltschutz U1303 zum Neubau Kraftwerk Moorburg vom 31.08.2007). Bei einer Temperaturerhö-

hung von 4° C beträgt der zusätzliche Sauerstoffbedarf durchschnittlich 0,25 mg/l. Somit würden sich auch geringe Temperaturerhöhungen negativ auf den Sauerstoffhaushalt auswirken, so dass auch von Auswirkungen im Fernbereich auszugehen ist. Neben der kraftwerksbedingten Einleitung der toten Biomasse hat somit die Temperatur des eingeleiteten Kühlwassers entscheidenden Einfluss auf die Gewässerökologie.

Die berechneten Mengen an zusätzlicher Sauerstoffzehrung in der TEL machen deutlich, wie wichtig neben der benötigten Kühlwassermenge der Standort eines Kraftwerks für das Gewässer ist.

Neben der Phytoplankton-Konzentration im Gewässer ist die Vorbelastung des Gewässers hinsichtlich des Sauerstoffhaushalts bedeutend. Diese ist beispielsweise im Bereich um Hamburg herum extrem hoch. Darüber hinaus sind die Expositions- und Strömungsverhältnisse am geplanten Kraftwerks-Standort sowie der Anteil des Kühlwassers an der Wasserführung entscheidend für das Ausmaß der Auswirkungen der Kühlwassernutzung.

Für die Tideelbe gilt, dass es durch die tidebedingte Verweilzeit der Wasserteilchen im Wasserkörper bei fehlender Durchmischung des Wassers zu einer kumulativen Belastung des Gewässers mit toter Biomasse und Wärmeeintrag kommt, die bei niedrigem Oberwasser am größten und bei hohen Abflüssen am geringsten ist. Diese Prozesse sind insbesondere im Zusammenhang mit den zahlreichen Kraftwerks-Planungen in der TEL zu berücksichtigen (Summationseffekt).

5.1.3 Erkenntnisse und Defizite

Als Grundlage für die vorliegende Studie sollte die Ausgangssituation für die Kompartimente Phytoplankton, Zooplankton sowie Fischeier und -larven in der Tideelbe anhand des strukturellen Aufbaus und der Biomassen beschrieben werden. Für das Phytoplankton liegen hierzu umfangreiche Daten aus den langjährigen Untersuchungen des ARGE ELBE-Messprogramms vor, die eine gute Basis zur Beschreibung der Ausgangssituation bildeten, so dass die Phytoplankton-Situation im Verlauf der TEL gut abgebildet werden konnte.

Mit dem Messprogramm 2007 wurden die Phytoplankton-Erhebungen und die Chlorophyll-Messungen im Verlauf der TEL zum Teil eingestellt, so dass hier Lücken bzw. Unregelmäßigkeiten in der Untersuchungsreihe auftreten. Hiervon betroffen sind v. a. die Dauermessstellen, die zur Plausibilitätsprüfung der ausgewerteten Hubschrauber-Längsprofile herangezogen wurden. Aufgrund der hohen Variabilität des Phytoplanktons ist jedoch ein räumlich dichtes Messnetz und zeitlich kontinuierliches Messprogramm unentbehrlich, so dass der ehemalige Messumfang im Hinblick auf das Monitoring von natürlichen und anthropogen bedingten Veränderungen beibehalten werden sollte.

Im Gegensatz zur Ausgangssituation ergaben sich für die Literaturrecherche zur Mortalität des Phytoplanktons durch die Kühlwasserpassage zahlreiche Widersprüche und Wissenslücken.

Die recherchierten Quellen geben einen Überblick über nationale und internationale Untersuchungen. Dabei handelt es sich vorwiegend um Feldversuche an Kraftwerken, zum Teil mit Laborversuchen gekoppelt. Die Standorte verteilen sich auf limnische Gewässerabschnitte sowie Küsten und Ästuare. Bei der Recherche kristallisierten sich einige ältere Untersuchungen (1970-1990) heraus, die bis heute - auch mangels aktueller Untersuchungen - Gültigkeit zu haben scheinen und in aktuellen Unterlagen bzw. Genehmigungsverfahren zu Kraftwerksplanungen Verwendung finden (u. a. ROBERTS et al. 2008). Auch aus den umfangreichen Literaturstudien aus den Niederlanden gehen weder einheitliche, allgemeingültige noch übertragbare, geschweige denn aktuelle Angaben zur Mortalität hervor (HARTHOLT & JAGER 2004, HOLTHAUS et al. 2003, KERKUM et al. 2003, 2004). Die Autoren gehen davon aus, dass ein Teil der kraftwerksbezogenen aktuellen Untersuchungen öffentlich nicht zugänglich ist und/oder nur auf nationaler Ebene (auch Sprache) vorliegt.

Was die recherchierten Untersuchungen anbelangt, so liegen die Ursachen für die extreme Heterogenität der Angaben zur Phytoplankton-Mortalität (vgl. Kap. 5.1.1) in der **Individualität der Untersuchungen**, der Fragestellungen und des Untersuchungsdesigns, der mangelnden Aktualität und der Regionalität der Untersuchungen. Darüber hinaus konzentrieren sich viele Untersuchungen auf Teilbereiche, sei es bei den Organismen (Algengruppen, Taxa) und/oder den Einflüssen, die betrachtet werden (mechanisch, thermisch, chemisch).

Ferner stimmen die Randbedingungen, insbesondere was die Bau- und Betriebsart der Kraftwerke anbelangt, in den Studien kaum überein. Hinzu kommen die Abweichungen im Hinblick auf die untersuchten Standorte (Süß-, Brack- und Salzwasser) und Jahreszeiten. Schließlich sind die Untersuchungsmethoden (Probenahme), Bestimmung des Todes und der Todesursache sowie die statistische Auswertung der Ergebnisse etc. keineswegs standardisiert.

Aufgrund der festgestellten Defizite lassen sich drei Bereiche herausstellen, die bearbeitet werden müssten: Standardisierung der Untersuchungsmethoden, Grundlagenforschung zum Phytoplankton und kraftwerksbezogene Untersuchungen.

Die große Vielzahl von verschiedenen Untersuchungsmethoden macht es notwendig, sich zunächst einen Überblick über allgemein angewandte Techniken zu Probenahme, Bestimmung des Todes und der Todesursache und statistische Auswertung zu verschaffen. Geeignete Methoden müssten dann zu einer Art **Standard-Untersuchungsdesign** zusammengefasst werden, welches geplanten Untersuchungen zugrunde gelegt werden kann.

Insgesamt fehlen aussagekräftige Untersuchungen über die Auswirkung der Wärmebelastung zumindest auf Ebene der Algengruppen. Untersuchungen auf Gruppen- und besser Art-Niveau sind notwendig, da jede Gruppe oder gar Art spezifische Anordnungen an die Temperatur hat. Aber auch gegenüber den mechanischen Einflüssen reagieren die Arten je nach Typ, Größe, Entwicklungsstadium und Aufbau sehr unterschiedlich. Hier ist aktuelle **Grundlagenforschung** mit heutigen Methodenstandards notwendig.

Zusätzlich zur Grundlagenforschung müssen aufgrund der Vielfalt der möglichen Einflussfaktoren (u. a. in der Bau- und Betriebsart, Temperatur der Austauschflächen der Kraftwerke, Regionalität Gewässertyp, Jahreszeiten) darüber hinaus umfangreiche **kraftwerksbezogene Untersuchungen** erfolgen. Hier sind entsprechend kontinuierliche Messungen an Einlauf- und Auslauf-Bauwerken der Kraftwerke notwendig.

Allen recherchierten Angaben zur Mortalität des Phytoplanktons gemeinsam ist, dass die genannten Prozentzahlen sich ausschließlich auf die direkt im Zuge der Kühlwasserpassage abgetöteten Organismen beziehen. Einige Autoren gehen jedoch davon aus, dass ein Teil des Planktons (einschl. Phytoplankton), der die Kühlwasserpassage überlebt hat, nach der Einleitung des Kühlwassers nachträglich im Gewässer abstirbt (ROBERTS et al.2008). Dieser Aspekt wurde in den bisherigen Untersuchungen kaum oder gar nicht berücksichtigt. Hiernach würden sich durch „delayed mortality and sublethal effects“ die recherchierten Mortalitätsraten entsprechend erhöhen. Untersuchungen darüber, wie groß das Ausmaß dieser nachträglichen Sterblichkeit ist, existieren nicht, so dass hier ebenfalls Forschungsbedarf vorliegt.

Außer den direkten Auswirkungen der Kühlwasserpassage auf das Phytoplankton und der eben angesprochenen möglichen nachträglichen Sterblichkeit des Phytoplanktons wurde im Vorangegangenen immer wieder auf die indirekten Auswirkungen auf das Phytoplankton im Gewässersystem infolge der Einleitung des erwärmten Kühlwassers hingewiesen (Veränderungen der Artenzusammensetzung, Primärproduktion etc.). Aber auch Auswirkungen auf die übrige Biozönose und physikalische Parameter, wie den Sauerstoffhaushalt sind möglich. Es gibt bislang keine standardisierten Programme zur Überwachung der Auswirkungen der Wärmebelastung z. B. im Nah- und Fernbereich eines Kraftwerks, so dass nur wenige Untersuchungen bzw. Erkenntnisse hierzu existieren.

Nach KERKUM et al. (2004) stellt die Gruppe der sessilen Diatomeen eventuell einen geeigneten Indikator dar, um Auswirkungen der Wärmebelastung auf das Gewässerökosystem zu überwachen. Sofern dies zutrifft, könnte diese Gruppe als Basis für die Beurteilung der Auswirkungen eingesetzt werden - allerdings gibt es nur wenige Studien, die dies bislang belegen, so dass auch hier Forschungsbedarf besteht.

5.2 Zooplankton

5.2.1 Mortalitätsraten

Die in Kapitel 4.2 recherchierten Angaben zur Größe der subletalen Schädigung bzw. der Mortalität des Zooplanktons infolge des „entrainment“ unterliegen einer erheblichen Variabilität. Der Prozentsatz reicht von null bis 100 % Sterblichkeitsrate. Dabei weichen sowohl die Prozentsätze für mechanisch-hydraulische wie thermische Beeinträchtigungen als auch für die Gesamtmortalität je nach Autor voneinander ab.

Die Spanne der Sterblichkeitsrate infolge des **mechanisch-hydraulischen** Stresses ist mit 0 bis 80% insgesamt größer, als dies bei den thermischen Einflüssen der Fall ist. Der große Streubereich der Werte hängt außer vom Organismus (Typ, Form, Entwicklungsstadium, Größe) in erster Linie vom technischen Aufbau der einzelnen Elemente der Kühlwasserkette und der Betriebsweise der Kraftwerke ab. Schlussendlich reagieren die Faktoren auf unterschiedliche Weise miteinander, so dass die Ergebnisse stark voneinander abweichen und kaum vergleichbar sind. Das mangelnde Verständnis für die technischen Zusammenhänge sowie die Praxis unterschiedlicher Methoden zur Erfassung der einzelnen Stresskomponenten erschweren eine Interpretation der ermittelten Daten, so die Kritik von MARCY et al. (1978) sowie MAYHEW et al. (2000).

Nach MARCY et al. (1978) ist der mechanisch-hydraulische Stress der negativste Parameter hinsichtlich subletaler und letaler Schäden, da er in jedem Kraftwerk greift, solange Wasser eingesaugt und gepumpt wird. Im Gegensatz hierzu sehen die Autoren bei der Temperatur und dem Einsatz von Bioziden einen größeren Spielraum zur Minimierung der Beeinträchtigungen.

- > Die Mortalitätsrate **mechanisch-hydraulischer** Effekte variiert für die eingesaugten Zooplankter zwischen den Extrema **0** und **80 %**.

Im Hinblick auf den Einfluss der **Temperatur** streuen die Angaben der Sterblichkeitsraten für Zooplankton über die gesamte Skala: von null bis 100%. Die extreme Spannweite ist einerseits eine Konsequenz des unterschiedlichen Auflösungs-niveaus. Auf dem kleinsten Bestimmungslevel „Zooplankton“, aber auch für den untergeordneten Begriff „Fauneneinheit“, wird die Mortalitätsrate eher hoch bzw. als worst-case mit 100% angesetzt oder gar keine diesbezügliche Angabe. Allerdings sind auch in Fällen der präzisen Artdiagnostik, weit streuende Letalitätsraten nicht weg zu diskutieren.

Eurytemora affinis und *Acartia tonsa*, zwei calanoide **Copepoden**, sind im Elbeästuar abundant. Erstere driftet im gesamten System, mit Schwerpunkt im Süßwasser der TEL, während *A. tonsa* den mesohalinen Trichterbereich bevorzugt. Beiden Arten gemeinsam ist die Eurythermie – ein Charakteristikum für ästuarines Zooplankton.

Wie werden nun deren Mortalitätsraten während der Kühlwasserpassage aufgrund thermischer Beeinträchtigungen eingeschätzt? Sehr unterschiedlich, die Extrema variieren zwischen 0% und 60% (s. nachfolgende Tabelle 13 und Ursprungstabelle 10, Seite 58 ff.).

Eine möglicherweise, gerichtete Tendenz unterbleibt auch dann, wenn die Gewässer nach Wassertemperaturen, übergeordnet nach Subtropen, Tropen oder boreal sortiert werden. Wird der Parameter Salzgehalt als Kriterium herangezogen, ebenfalls gegenteilige Erkenntnisse. ALDEN et al. (1976) äußern sich dahingehend, dass mit steigendem Salzgehalt (> 3 ‰) die Mortalität der Copepoden sinkt. Die Ergebnisse von KARAS (1992) in verschiedenen, schwedischen AKWs bestätigen das nicht. Ob Kattegat (20-30 ‰), Ostsee (≈ 10 ‰) oder Bottnischer Meerbusen (4-5 ‰), die Mortalität war unterschiedslos „low“.

Recht präzise Angaben machen HOFFMEYER et al. (2005) mit 40% Sterblichkeit für *A. tonsa*; dem steht bei MELTON & SERVISS (2000) ein weiter Letalitätsbereich zwischen 0 und 60 gegenüber. Beide Quoten wurden allerdings in subtropischen Gewässern ermittelt.

Werden als Maßstab die Entwicklungsstadien zugrunde gelegt, wird das Bild auch nicht einheitlicher. Nach HOFFMEYER et al. (2005) wurden zwischen Nauplien, Copepoditen und Adulten keine signifikanten Empfindlichkeiten gegenüber thermisch-(mechanischem) Stress nachgewiesen (ΔT 6,2 -10,2 K). ALDEN et al. (1976) äußerten sich diesbezüglich, dass die Mortalität der Larval- und Juvenilstadien nach der Kondensatorpassage grundsätzlich geringer ist, als die der adulten Copepoden; für *Acartia tonsa* sogar signifikant bewiesen (bei einem ΔT von knapp 6 K). KARAS (1992) ergänzte die besagten Empfindlichkeiten dahingehend, dass es die Nauplien sind, die die höchsten Mortalitätsraten aufweisen; Copepodite und Adulte „have a low sensitivity against thermal stress“. Im Übrigen wurden die schwedischen AKWs mit vergleichsweise hohen Aufwärmspannen gefahren: ΔT 10 – 12 (13) K. Allerdings blieben die Temperaturen am Ort der Einleitung immer unter 32 °C.

Tab. 13: Mortalitätsraten durch thermischen Stress von *Acartia tonsa* & *Eurytemora affinis* (Calanoida; Copepoda)

Art	Bemerkung	Mortalitätsrate [%]	Empfindlichkeit larval vs. adult	Art d. Oberflächen-gewässers
<i>Acartia tonsa</i>	Salz↑ Mortalität↓	0 - 25	Larval ↓ adult ↑ female ↓ male ↑	Crystal River estuary/Florida/USA
	Biozid-Einsatz	20		Nordsee/U.K.
	experimentell	8		entfällt
	Arten-Assoziation Biozid-Einsatz	7 - 10		Nanticoke River estuary, Patuxent River estuary, Potomac River estuary (Maryland/USA)
		40	Keine Unterschiede	Bahia Bianca estuary/Argentinien
	Biozid-Einsatz Grazing (filter feeders)	Low nicht quantifizierbar	Larval ↑ adult ↓ Nauplien am empfindlichsten	Kattegat, Ostsee, Bottnischer Meerbusen (Schweden)
		0 - 60		Anclote River estuary/Florida/USA
	Winter Mortalität↑	25 - 50		Biscayne Bay/Florida/USA
<i>Eurytemora affinis</i>		0		Elbeästuar, KW Wedel / BRD
	Arten-Assoziation Biozid-Einsatz	7 - 10		Nanticoke River estuary, Patuxent River estuary, Potomac River estuary (Maryland/USA)
	<i>Eurytemora americana</i>	56	Keine Unterschiede	Bahia Bianca estuary/Argentinien
	Biozid-Einsatz Grazing (filter feeders)	Low nicht quantifizierbar		Kattegat, Ostsee, Bottnischer Meerbusen (Schweden)

HOFFMEYER et al (l.c.) konnten die Beobachtung/Hypothese von CARPENTER et al. (1974) bestätigen, dass der Tod bei den Copepoden nach dem thermischen Schock nicht sofort in Gänze eintritt, sondern die höchsten Mortalitätsraten erst nach dem „entrainment“ verzögert registriert werden. In den Untersuchungen von CARPENTER et al. (l.c.) betrug die Sterberate nach 3½ d rd. 50% und nach 5 d stieg die Quote auf 70%. Allerdings war der primäre Wirk-

faktor nicht die Temperatur, sondern ursächlich der hydraulisch-mechanische Stress. Die Autoren bestritten thermische Effekte nicht, konnten sie methodisch aber nicht quantifizieren.

HOFFMEYER et al. (l.c.) differenzierten zwischen zwei Todesursachen: Zuerst der Tod durch den thermischen Schock im Kondensator (nach spätestens 24 h) - mechanische Ursachen als Co-Faktor schlossen sie nicht aus, dann der spätere Tod (3 bis 7 d) außerhalb der Kühlwasserkette. Die sog. „post-capture mortality“ war immer höher als die nach 24 h, sowohl bei den Entwicklungsstadien als auch bei den adulten Tieren.

Die **Cladoceren** als Fauneneinheit reagieren auf Temperaturstress sensitiver als Copepoden. Bereits bei 34 °C wird die LT_{50} überschritten; nur 20 bis max. 50% der Tiere überleben bei diesen Temperaturkonditionen (HADDERINGH & JANSSEN-MOMMEN 2000). Nach KOOPS (1971) starben nach „entrainment“ mit Temperaturanstieg auf 34-37 °C im Kondensator 100% der Wasserflöhe (Totalverlust). URK (1979) registrierte für *Daphnia hyalina* (juvenil) bei einer Temperatur von 36 °C und Expositionszeit von 15 min den Totalverlust der Versuchspopulation; bei *Bosmina longirostris* (adult) trat dies nach einer Stunde ein. Zum Vergleich, die Mortalitätsrate der Nauplien von *Cyclops* sp. (Copepoda) lag nach 2 h und 36 °C bei 96%. Auch andere Autoren bestätigen die mit Copepoden vergleichsweise geringe Wärmetoleranz bzw. -belastbarkeit der Cladoceren (NIE 1979, KERKUM et al. 2004 u.a.).

Bei der Abwägung der Mortalitätsraten verhindern zahlreiche Einflussgrößen den (direkten) Vergleich der Literaturangaben: v.a. die unterschiedliche geografische Lage und die verschiedenartig technische Auslegung/Leistung eines Kraftwerks; die Wärmespanne des ΔT und seine Schockartigkeit, die Zeit, um die Kühlwasserkette zu passieren (min bis Stunden), einschließlich der extrem unterschiedlich langen Kühlwasserkanäle (m- bis km-Maßstab → Aufwuchs vs. Grauzing); der strukturelle Aufbau des Zooplankton, bspw. Arten – und Altersstruktur.

Nach MAYHEW et al. (2000) waren die Studien der 70-er und 80-er Jahren auf den Abundanzvergleich zwischen „inlet“ und „outlet“ fokussiert, um daraus auf meist hohe spontane Mortalitätsraten bis zu 100% zu schließen. In neueren Reports sind die Angaben zur unmittelbaren Letalität geringer. Mit Verbesserung der Probenahmestrategie und -technik („larvae table sampling“) so wie ausgefeilteren „statistical tools“ werden heute andere, mit bis zu 90 - 100% Überlebensraten registriert (HOFFMEYER et al. 2005 und MAYHEW et al. 2000).

Fazit:

- Die Mortalitätsrate **thermischer** Effekte variiert für die Zooplankter zwischen den Extrema **0** und **100 %**.
- Aufgrund verbesserter Techniken & Auswertung dürfte die Quote unter Berücksichtigung zeitnaher Untersuchungen eher zwischen 0 und 50% Sterblichkeit variieren (auch abhängig vom Bestimmungsniveau).
- Bezüglich der Empfindlichkeit der Larvalstadien Nauplius vs. Copepodit, aber auch Larvalstadium vs. Adultus sind die Aussagen widersprüchlich.
- Cladoceren reagieren auf thermischen Stress (sehr) empfindlicher als Copepoden.

Aufgrund variabler Rahmenbedingungen ist die Ermittlung der Mortalitätsrate stets im Einzelfall zu prüfen.

5.2.2 Biomasseschädigung und Auswirkungen auf den Sauerstoffhaushalt

Wie in Kapitel 2.1.3 dargestellt, ist der Sauerstoffhaushalt der Tideelbe stark vorbelastet und im Bereich Hamburg sogar überlastet (ARGE ELBE 2007c). Eine der Handlungsoptionen zur Verbesserung des Sauerstoffhaushaltes der TEL ist die Reduzierung der aeroben Zehrung im Fluss. Zusätzliche Einträge O₂-zehrender Substanzen oder eine, wenn auch nur lokale Anhebung des Wärmeniveaus, wie sie bei der Kühlwassernutzung durch Kraftwerke entstehen, sind in diesem Sinne kontraproduktiv.

Im Weiteren soll für das Kompartiment Zooplankton abgeschätzt werden, wie groß die mögliche Biomasseschädigung ist - ausgelöst durch die Durchflussskühlung. Welche Mengen werden abgetötet und damit als tote Biomasse zusätzlich in die Tideelbe eingebracht? Wie groß ist der darauf basierende O₂-Verbrauch für ein gedachtes Standardkraftwerk?

Aus den aktuellen Planungen an der TEL wird für das Fallbeispiel ein Zwei-Block-Kraftwerk aus dem Raum Brunsbüttel gewählt (vgl. Kap. 1.1: Abb. 1). Die benötigte Kühlwassermenge bei maximaler Leistung soll 2 x 58,3 m³/s betragen.

Die Festlegung auf Brunsbüttel ergibt sich primär aus der Fragestellung: „Wo ist in der TEL hinsichtlich **Zooplankton** die beste Datengrundlage zu finden?“. Der Untersuchungsschwerpunkt des Sonderforschungsbereichs 327 „Wechselwirkungen zwischen abiotischen und biotischen Prozessen in der Tide-Elbe, Teilprojekt B3“ (u.a. KAUSCH & NELLEN 1994) war im Raum Brunsbüttel konzentriert. Das Zooplankton wurde im Gebiet von Juni 1986 bis zum September 1988 von PEITSCH (1992) beprobt und ausgewertet. Ergo Beschränkung auf diesen TEL-Abschnitt.

Das **Fallbeispiel** ist nur für den Raum Brunsbüttel und für das angenommene Kraftwerk mit den genannten Rahmenbedingungen gültig.

Als Mortalitätsrate wird auf Grundlage der recherchierten Literatur auf die Daten von HADDERINGH & JANSSEN-MOMMEN (2000) zurückgegriffen. In Abhängigkeit von der Wassertemperatur und verschiedener ΔT ermöglichen deren Erkenntnisse die notwendige Differenzierung zwischen den einzelnen Fauneneinheiten des Zooplanktons. Es sei an dieser Stelle ausdrücklich darauf hingewiesen, dass diese Mortalitätsrate für die TEL, für ein tatsächliches Kraftwerk nicht repräsentativ sein muss. Es handelt sich um keine für die TEL allgemeingültigern Maßzahlen, aber sie erscheinen plausibel, und sie sind brauchbar, um zu einer belastbaren Abschätzung zu kommen.

Außer von der Mortalitätsrate hängt der Umfang der Schädigung des Zooplanktons von seiner Individuendichte im Wasser und der entnommenen Kühlwassermenge bzw. deren Anteil an der Wasserführung ab.

Das Tidevolumen der TEL umfasst bei Brunsbüttel etwa 1,4 Mia. m³ (PEITSCH 1992). Dies entspricht einem **Tidewasserabfluss** $Q_{\text{MEDIAN}} = 20.886 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ (Quartil 25 = 14.237 m³ & Quartil 75 = 24.125 m³ s⁻¹) (Datenbasis entnommen aus Modellrechnung DHI-WASY 2009). Im Vergleich dazu sind die Mengen des Oberwasserabflusses der Messstelle Neu Darchau (ND) so gering, dass nur der Tideabfluss Q von Brunsbüttel für die folgende Hochrechnung berücksichtigt wird.⁶

Am Schluss des Kapitels wird die zusätzliche Sauerstoffzehrung aufgrund der abgestorbenen Biomasse Zooplankton auch unter Einbeziehung des Wiederkehrintervalls abgeschätzt.

⁶ Für die Jahre 2002-2006 ergab sich bei ND ein mittlerer Abfluss von 731 m³ s⁻¹ mit einem Minimum von 247 m³ und einem Maximum von 2.740 m³ s⁻¹ (Quelle: ARGE ELBE, Zahlentafeln 2002-2006).

Tab. 14: Hochrechnung der Letalitätsrate (Bezug: Promille ‰) verschiedener FE Zooplankton bei unterschiedlichen Fahrweisen bzw. Kühlwasserentnahmen

Tidewasserabflüsse = TWA Q_{MEDIAN} (Q_M) = 20.886 m³ s⁻¹; TWA $Q_{\text{QUARTIL25}}$ (Q_{25}) = 14.237 m³ s⁻¹ und TWA $Q_{\text{QUARTIL75}}$ (Q_{75}) = 24.125 m³ s⁻¹

Kühlwassermenge Brunsbüttel	Maximale Kühl- wasser-Leistung	Mittlere Kühl- wasser-Leistung	Minimale Kühlwasser- Leistung
[m ³ s ⁻¹]	58,3	48	35
[Mio. m ³ d ⁻¹]	5,04	4,15	3,02
[Mio. m ³ a ⁻¹]	1.839	1.514	1.104
Anteil KüWa am TWA Q_{MEDIAN} [%]	0,28	0,23	0,17
Anteil KüWa am TWA $Q_{\text{QUARTIL25}}$ [%]	0,41	0,34	0,26
Anteil KüWa am TWA $Q_{\text{QUARTIL75}}$ [%]	0,24	0,20	0,15
Anteil an getötetem Zooplankton [‰] (= Letalitätsrate = Letal.)			
Letal. Cladocera bzgl. Q_M	2,8	2,3	1,7
Letal. Cladocera bzgl. Q_{25}	4,1	3,4	2,6
Letal. Cladocera bzgl. Q_{75}	2,4	2,0	1,5
Letal. Copepoda bzgl. Q_M	1,4	1,2	0,9
Letal. Copepoda bzgl. Q_{25}	2,1	1,7	1,3
Letal. Copepoda bzgl. Q_{75}	1,2	1,0	0,8
Letal. Rotatoria bzgl. Q_M	0,7	0,6	0,4
Letal. Rotatoria bzgl. Q_{25}	1,0	0,9	0,7
Letal. Rotatoria bzgl. Q_{75}	0,6	0,5	0,4
Letal. Makro-/Megazoopl. bzgl. Q_M	0,3	0,2	0,2
Letal. Makro-/Megazoopl. bzgl. Q_{25}	0,4	0,3	0,3
Letal. Makro-/Megazoopl. bzgl. Q_{75}	0,2	0,2	0,2

Folgende **Annahmen** (i. S. einer **worst-case** Betrachtung) wurden für die Berechnung der o.g. Letalitätsraten getroffen: Die Wassertemperatur entspricht mit 27 °C hochsommerlichen Werten. Die Aufwärmspanne im Kondensator liegt bei ΔT 10 K. Demnach gelten 37 °C als Mortalitäts- und Schocktemperatur. Folglich sterben 100% der Cladoceren während der Kühlwasserpassage, 50% der Copepoden, 25% der Rotatorien (HADDERINGH & JANSSEN-MOMMEN 2000), und 10% des Makro-/Mega-Zooplankton wird durch „entrainment“ abgetötet.

Die „großen“ Zooplankter sind i. d. R. aktive, gute Schwimmer und sind durch Ansauggeschwindigkeiten $< 0,3 \text{ m s}^{-1}$ nicht gefährdet. Zum Vergleich: Die Strömungsgeschwindigkeiten in der TEL bei Brunsbüttel schwanken je nach Tidezeitpunkt zwischen 0 m und $> 1,5 \text{ m s}^{-1}$. Darüber hinaus meidet *Neomysis integer* (Mysidacea) Wasserkörper mit hohen Temperaturen ($> 25 \text{ °C}$) und weicht dem aktiv aus, durch Aufsuchen kühlerer, meist tieferer Wasserschichten (ARNDT & JANSSEN 1986). *Mesopodopsis slabberi* präferiert offenbar höhere Temperaturen, allerdings in Abhängigkeit vom Salzgehalt (CASTEL 1993). Sollten außerdem Garnelen in das Kühlwasserentnahmebauwerk gelangen, dürften die wenigsten den Feinfilter passieren (Maschenweiten meist 1-2 mm). Über die Fischrückführung würden sie in die TEL rückgespült. Die 10%-ige Mortalität durch die Kühlwasserpassage stellt somit eine worst case-Annahme dar.

Mit anderen Worten: Die Höhe der Letalitätsrate ist für jede Fauneneinheit des Zooplanktons unterschiedlich, und darüber hinaus differiert sie noch mit der Fahrweise der Kühlwasserentnahme und den jeweiligen Tidewasserabflussvolumen (Tab. 14). Für die Cladoceren schwanken die Extrema zwischen 1,5 und 4,1 ‰, für die Copepoden zwischen 0,8 und 2,1 ‰, für die Rotatorien von $< 0,4$ bis 1,0 ‰ und für das Makro-/Mega-Zooplankton von $< 0,2$ bis max. 0,4 ‰.

Zwei **Zahlenbeispiele** dazu. Zum einen für die Copepoda, am Fallbeispiel *Eurytemora affinis*. Die calanoide Art hat am Crustaceenplankton einen Dominanzwert von $> 85\%$ (PEITSCH 1992) bzw. am Gesamtplankton $> 50\%$ (KÖPCKE 2004). Zum anderen für die zwei o.g. Schweb-

garnelen (Mysidacea). Die decapoden Garnelen *Crangon crangon* und *Palaemon longirostris* bleiben unberücksichtigt, da aufgrund der Größe das Kühlsystem wahrscheinlich nicht passiert wird.

- (a) Der Mittelwert der Abundanzen für den bestandsbildenden Copepoden *Eurytemora affinis* (einschließlich Nauplien und Copepodite) aus den Jahren 1986 & 1987 betrug 120 Ind. l⁻¹ (PEITSCH 1992) oder 120.000 Ind. m⁻³. Hochgerechnet auf die maximale Kühlwasserleistung werden demnach rd. 7 Mio. Ind. s⁻¹ eingesaugt. Auf dem Brunsbüttler Querschnitt fließen aber bei $Q_{\text{MEDIAN}} = 20.886 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ gleichzeitig 2,51 Milliarden Ind. s⁻¹ vorbei (Gleichverteilung vorausgesetzt). Abgetötet werden letztendlich bezogen auf den Median des Tideabflusses 3,51 Millionen Ind. pro Zeiteinheit.
- (b) Die durchschnittliche Abundanz der Mysidaceen-Arten wurde SCHUBERT & OESMANN (2009) entnommen und betrug 3.225 [Ind. (100 m)⁻³] (s. nachstehende Tab. 15) oder 32,25 Ind. m⁻³. Hochgerechnet auf die maximale Kühlwasserleistung werden demnach rd. 1.880 Ind. s⁻¹ eingesaugt. Auf dem Brunsbüttler Querschnitt fließen aber bei $Q_{\text{MEDIAN}} = 20.886 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ gleichzeitig 673.574 Ind. s⁻¹ vorbei (Gleichverteilung vorausgesetzt). Abgetötet werden letztendlich von der lokalen Mysidaceen-Population nur 2.021 Ind. pro v.g. Zeiteinheit.

Tab. 15: Mittlere Abundanzen (MW [Ind. (100 m)⁻³]) Makro-/Mega-Zooplankton auf Querschnitt Brunsbüttel (Strom-km 693) (SCHUBERT & OESMANN 2009)

QS Brunsbüttel	M. slabberi	N. integer	Palaemon	Crangon	Ges.-Summe
T 11	332	3.345	6	663	4.346
T 12	1.070	4.828	5	591	6.494
T 13	2.931	6.842	4	348	10.126
MW A	1.445	5.005	5	534	
MW B	3.225		269		

Tab. 16: Mittlere Biomassen (MW [g FG (100 m)⁻³]) Makro-/Mega-Zooplankton auf Querschnitt Brunsbüttel (Strom-km 693) (SCHUBERT & OESMANN 2009)

QS Brunsbüttel	M. slabberi	N. integer	Palaemon	Crangon	Ges.-Summe
T 11	1,1	27,1	6,1	3,6	37,9
T 12	3,3	42,8	3,4	6,1	55,6
T 13	11,8	36,7	0,0	1,1	49,6
MW A	5,4	35,5	3,2	3,6	
MW B	20,5		3,4		

Prinzipiell verringern sich mit der Reduktion des Zooplanktons im Flussabschnitt Brunsbüttel Nahrungsangebot und Verfügbarkeit für das Makro- sowie Mega-Zooplankton und die Fischfauna. In Anbetracht der extremen natürlichen Variabilität biologischer Parameter kann bei errechneten Werten von maximal 4,1‰ abgetötetem Zooplankton jedoch nicht von einer relevanten Veränderung der Abundanz und/oder Artenzusammensetzung des Zooplanktons im UG ausgegangen werden. Bei den geringen Mortalitätsraten durch die Kühlwasserpassage ist vor auszusetzen, dass v. a. die Funktion des Zooplanktons als Nahrungsgrundlage innerhalb der natürlichen Schwankungsbreite erhalten bleibt.

Im Folgenden soll abgeschätzt werden, wie groß die potentielle Biomasseschädigung durch die Kühlwasserpassage sein kann, welche Mengen an toter Biomasse in die TEL zurückgebracht werden, und wie groß die dadurch bedingte zusätzliche Sauerstoffzehrung in der TEL sein könnte.

Folgende Annahmen werden für den Querschnitt Brunsbüttel festgelegt:

- der Median des Durchflusses Q_M bei Brunsbüttel beträgt $20.886 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ und die maximale Kühlwasserleistung $58,3 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$
- Berücksichtigt werden aufgrund der Datenlage die Copepoden und das Makro- sowie Mega-Zooplankton. Zwar rangiert die Individuendominanz der Rotatoria meist um 30%, der Biomasseanteil dieser zum Mikro-Zooplankton gehörenden Fauneneinheit dürfte aber (vernachlässigbar) gering sein
- die Basis der Abundanzen Copepoda (syn. Meso-Zooplankton) sind der Mittelwert der Jahre 1986 & 1987
- die Basis der Abundanzen und Biomassen Makro- & Mega-Zooplankton sind die Mittelwerte gem. SCHUBERT & OESMANN (2009)
- die Biomasse eines adulten Copepoden beträgt im Mittel $7,5 \text{ } \mu\text{g TG/Ind.}$
- die Biomasse eines Nauplius (Copepoda) beträgt im Mittel $0,185 \text{ } \mu\text{g TG/Ind.}$
- die Mortalitätsrate der Copepoda aufgrund der Kühlwasserpassage beträgt $1,4 \text{ } \text{‰}$, die des Makro-/Mega-Zooplanktons $0,3 \text{ } \text{‰}$.
- als Sauerstoffäquivalent gilt $1,0 \text{ g Biomasse}$ entspricht $1,56 \text{ g O}_2$

Bei einer maximalen Kühlwasserleistung von $58,3 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ je Block ergeben sich die in Tabellen 17 & 18 dargestellten Mengen an Biomasse, die täglich das Kühlwassersystem passieren; außerdem die Größe der während der Passage abgestorbenen Copepoden (syn. Meso-Zooplankton) und des Makro- bzw. Mega-Zooplanktons. Danach kann bei maximaler Kühlwasserleistung, unter Annahme der Mortalitätsraten, je nach physiologischem Zustand des Schutzguts ein Eintrag an abgestorbener Biomasse in Höhe von $3,1 \text{ kg}$ pro Tag erfolgen.

Aus dieser kraftwerksinduzierten Mortalität des Zooplanktons ergibt sich eine zusätzliche Sauerstoffzehrung von rd. 5 kg O_2 pro Tag im Kern- und Nahbereich der Kühlwassereinleitung.

Tabelle 17: Biomassen, betriebsbedingte Mortalität und Sauerstoff-Zehrung (O_2 -Äquivalent $1,56 \text{ g}$) der Copepoda (syn. Meso-Zooplankton) bei Zugrundelegung der maximalen Kühlwasserleistung ($2 \times 58,3 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$)

Copepoda	Abundanz	Biomasse (Trockengewicht)				Mortalität	O_2 Äquivalent
	Ind./m ³	$\mu\text{g TG/m}^3$	$\mu\text{g TG/sec}$	$\mu\text{g TG/d}$	g TG/d	g TG/d	$\text{g O}_2/\text{d}$
E.a (Ad+Cop)	50.110	375.825	21.910.598	1.893.075.624.000	1.893.076	2.650	4.134
E.a. (Naup)	62.490	11.561	673.986	58.232.381.328	58.232	82	127
sonst. Naup.	7.590	1.404	81.862	7.072.872.048	7.073	10	15
Summe	120.190	388.790	22.666.445	1.958.380.877.376	1.958.381	2.742	4.277

Tab. 18: Biomassen, betriebsbedingte Mortalität und Sauerstoff-Zehrung (O_2 -Äquivalent $1,56 \text{ g}$) des Makro- & Mega-Zooplanktons bei Zugrundelegung der maximalen Kühlwasserleistung ($2 \times 58,3 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$)

Makro-/ Mega-ZP.	Biomasse (Feuchtgewicht)			Mortalität	O_2 Äquiv.
	g/m^3	g/sec	g/d	g TG/d	$\text{g O}_2/\text{d}$
Mysidacea	0,2045	11,9	1.030.170	360,4	562,2
Decapoda	0,0340	2,0	171.014		
Summe	0,2385	13,9	1.201.183		

Auf der Basis des Tidewasserabflusses bei Brunsbüttel sieht die Hochrechnung bzgl. der Dimensionsangabe etwas anders aus. Es bleibt allerdings zu bedenken, dass sich die Letalitätsraten (= %-Satz betriebsbedingte Mortalität) der Zooplankter dadurch nicht im mindesten ändern.

Die berechnete Biomasse Zooplankton entspricht 1.132 t pro Tag auf dem Querschnitt Brunsbüttel (Summe Copepoden – syn. Meso-Zooplankton plus Makro- und Mega-Zooplankton), wo-

von betriebsbedingt 1,11 t d⁻¹ absterben. Der aerobe Abbau dieser Biomasse wird rd. 1,7 t Sauerstoff pro Tag zehren. Sicherlich sind fast zwei Tonnen Sauerstoff am Tag ein verhältnismäßig hoher Zehrungswert, der sich jedoch schnell relativiert, wenn der zusätzliche Verbrauch dem systemeigenen „Vorrat“ gegenübergestellt wird (Tabelle 19).

Tab. 19: Biomassen, betriebsbedingte Mortalität und Sauerstoff-Zehrung des Zooplanktons mit Bezug auf den Median des Tidewasserabflusses bei Brunsbüttel

Tidedurchfluss	Sum Meso-, Makro- & Mega-Zooplankton		
Q _{Median}	Biomasse	Mortalität	O ₂ -Zehrung
t BM oder O ₂ /d	1.131,92	1,11	1,73
Q _{Median}	Sauerstoffkonzentration		
g O ₂ /m ³	5	6	8
t O ₂ /d	9.023	10.827	14.436

Im Öffnungsbereich zur Nordsee sind Sauerstoffmangelsituationen im Gegensatz zum Hamburger Tideelbe-Abschnitt die Ausnahme. In den letzten Jahren wurde der fischkritische Grenzwert von 3 mg O₂ l⁻¹ bei Brunsbüttel nicht erreicht, geschweige denn unterschritten. Die rechnerischen Jahresmittelwerte der Periode 2002 bis 2005 lagen stets über 10 mg O₂ l⁻¹ und die gemessenen Min-Werte über 5 mg O₂ l⁻¹.

Selbst bei einer relativ niedrigen Konzentration von 5 mg O₂ l⁻¹ bzw. 5 g O₂ m⁻³ fließen über 9.000 t O₂ d⁻¹ durch den Querschnitt bei Brunsbüttel (bei Q_{Median} 20.886 m³ s⁻¹); bei 8 g O₂ m⁻³ bereits fast 1,5 x 10⁴ t d⁻¹. Mit anderen Worten: **Rd. zwei Tonnen aerobe Zehrung durch die betriebsbedingte, abgestorbene Biomasse stellen den Sauerstoffhaushalt des Gewässersystem Tideelbe vor kein Problem.** Durch den tidebedingten Einstrom von i. d. R. sauerstoffreichem Nordseewasser wird der zusätzliche Bedarf kompensiert.

Wird bei der Abschätzung das Wiederkehrintervall⁷ berücksichtigt, sind die ermittelten Werte der Parameter überschlagsmäßig mit dem Faktor 10 zu multiplizieren. Dieses worst-case Szenario setzt steady-state Bedingungen voraus, ohne Berücksichtigung der biotischen bzw. abiotischen Systemdynamik. Letztendlich würde die zusätzliche O₂-Zehrung bei Annahme der ungünstigen Rahmenbedingungen dann 17,3 t O₂ d⁻¹ betragen. Bei Zugrundelegung von 5 g O₂ m⁻³ entspräche die Zehrung aufgrund der abgestorbenen Biomasse demnach 0,2%.

Zum Schluss erneut der Hinweis, dass das **Fallbeispiel ausschließlich für die gewählten Rahmenbedingungen repräsentativ ist.** Im Stader Raum oder in der Süderelbe herrschen völlig andere Milieubedingungen, und die technische Auslegung fällt von Kraftwerk zu Kraftwerk sehr unterschiedlich aus. Darüber hinaus muss noch bedacht werden, dass die Letalitätsraten und die Größen der abgestorbenen Biomasse inklusive dem zusätzlichen O₂-Verbrauch einzig auf dem **thermischen** Effekt beruhen. Über den mechanisch-hydraulischen Stress, über diese wirkungsbezogene Mortalität und deren Folgen (hier die sog. **delayed mortality**), wird für das Fallbeispiel keine Aussage getroffen, da diese Beeinträchtigungen sehr eng mit der technischen Ausstattung und der Fahrweise/Auslastung des Kraftwerks gekoppelt sind (HOFFMEYER et al. 2005).

In der Konsequenz bleibt als Mittel der Wahl die Einzelfallprüfung; zumindest aber die Prüfung innerhalb einer Halinitätszone und im Süßwasserbereich.

⁷ Bei mittlerem Oberwasserabfluss von rd. 730 m³ s⁻¹ sind es bei Strom-km 695 ca. 20 Passagen von Ebbe und Flut, also 10 Tiden. Der Median des Durchflusses Q_M ist aus einer Volltide (Ebbe & Flut) berechnet (DHI-WASY 2009)

5.2.3 Erkenntnisse und Defizite

Als Grundlage für die vorliegende Studie sollte der **Status quo** für die Kompartimente Phytoplankton, Zooplankton sowie Fischeier und -larven in der Tideelbe anhand des strukturellen Aufbaus und der Biomassen beschrieben werden.

Für das **Zooplankton** liegen jedoch **keine** ausreichend **zeitnahen** Daten vor. Im Rahmen dieses Reports wurde die Ausgangssituation im Wesentlichen auf der Basis der Daten und Erkenntnisse des SFB 327 dargestellt und diskutiert (v.a. BERNÁT 1988, PEITSCH 1992, 1993, BERNÁT et al. 1994, KAUSCH & PEITSCH 1992, KAUSCH & NELLEN 1994).

Seit 2005 werden von der BfG Koblenz wieder Stichproben zum Zooplankton in der limnischen TEL genommen (SCHÖL & GÜNSTER 2006). Zur Beurteilung des Elbeästuars, insbesondere zur Klärung der direkten und indirekten Folgen der Kühlwasserentnahme/-einleitung, ist es jedoch zwingend notwendig, diese Untersuchungen auf das gesamte System auszudehnen; räumliche wie zeitliche Aspekte müssen dabei berücksichtigt werden. Die **Artdiagnostik** muss verfeinert werden; sie muss zumindest zwischen dominanten Arten trennen (die „Palette“ von subdominant über dominant bis eudominant). Angaben, wie Phyllopoda, Cladocera, Copepoda, sind weder qualitativ noch quantitativ ausreichend. Die Fauneneinheiten reagieren zwar unterschiedlich hinsichtlich der Folgen des „entrainments“, die Arten aber auch (s. Kap. 5.2.1). Summarische Angaben sind ungenügend, die Art sollte für die Größe und das Ausmaß der mechanisch wie thermischen Schäden im Vordergrund stehen. Dazu und im Besonderen werden Angaben zur Biomasse dringend benötigt, ebenfalls in einem zeitlich-räumlich aufgelösten Raster. Als Parameter ist dem **aschefreien Trockengewicht** der Vorzug zu geben. Erstens ist die Größe im Rahmen von Biomasse-Ermittlungen bzgl. der Genauigkeit am präzisesten, zweitens kann der Wert als Analogon für den organischen C-Gehalt eingesetzt werden. Das ist wiederum erforderlich, um eine entsprechende Vergleichsbasis für die Konstruktion der einzelnen Ebenen der Trophie- (Biomasse-) pyramiden zu bekommen.

Aufgrund der extremen, natürlichen Variabilität des Zooplanktons ist ein räumlich dichtes Messnetz und zeitlich kontinuierliches **Messprogramm** unentbehrlich, so dass ein ausreichender Stichprobenumfang im Hinblick ein Monitoring zukünftig als Grundlage zur Beurteilung der Kühlwasserproblematik zur Verfügung steht.

Wie auch zur Status-quo-Beschreibung ergaben sich aus der **Literaturrecherche** zur Mortalität des Zooplanktons durch die Kühlwasserpassage erhebliche Wissenslücken, abgesehen von den zahlreichen Widersprüchen.

Die recherchierten Quellen geben einen Überblick über nationale und internationale Untersuchungen. Dabei handelt es sich vorwiegend um Freilanduntersuchungen an Kraftwerken, zum Teil mit eigenständigen Laborexperimenten oder mit Feldversuchen gekoppelt. Die Standorte verteilen sich auf limnische Gewässer sowie Ästuar- und Küstengewässer. Bei der Recherche kristallisierten sich einige ältere Untersuchungen (1970-1990) heraus, die bis heute, mangels zeitnaher Untersuchungen, wohl Gültigkeit haben und in aktuellen Genehmigungsverfahren zu Kraftwerksplanungen Verwendung finden (vgl. dsbzgl. Genehmigungsanträge TEL). Auch aus den umfangreichen Literaturstudien der Niederlande (s. v.a. HARTHOLT & JAGER 2004, HOLT-HAUS et al. 2003, KERKUM et al. 2003, 2004), gehen weder einheitliche noch allgemeingültige oder übertragbare, geschweige denn aktuelle Angaben zur Mortalität hervor - obwohl empfehlenswerte Standardlektüre.

Eine Erkenntnis der Literaturrecherche ist die, dass die Ursachen für die auffällige Heterogenität der Angaben zur Zooplankton-Mortalität (vgl. Kap. 5.2.1) in der **Individualität** der Untersuchungen, ihrer Fragestellungen liegen; die Aktualität wäre auch zu bemängeln. Darüber hinaus konzentrieren sich zahlreiche Untersuchungen auf Teilbereiche, sei es bei den Organismen und/oder den Einflüssen, die betrachtet werden (mechanisch, hydraulisch, thermisch, chemisch), was allerdings den richtigen Weg weist.

Ferner stimmen die Randbedingungen, insbesondere was die **Bau- und Betriebsart** der Kraftwerke anbelangt, in den Studien kaum überein. Hinzu kommen die **Abweichungen** im Hinblick auf die untersuchten Standorte (Süß-, Brack- und Salzwasser), geographische Lage und Jahreszeiten. Schließlich sind die Untersuchungsmethoden (Probenahme), Bestimmung des Todes und der Todesursache sowie die statistische Auswertung der Ergebnisse etc. keineswegs standardisiert.

Aufgrund der festgestellten Defizite lassen sich drei Bereiche herausstellen, die bearbeitet werden müssten: Standardisierung der Untersuchungsmethoden, kontinuierliche Bestandserhebungen zum Zooplankton der TEL und kraftwerksbezogene Untersuchungen.

Die große Vielzahl verschiedener Untersuchungsmethoden macht es notwendig, zunächst einen Überblick über allgemein angewandte Techniken zu Probenahme, Bestimmung des Todes und der Todesursache und statistischer Auswertung zu verschaffen. Geeignete Methoden werden dann zu einer Art **Standard** zusammengefasst, um sie zukünftigen Untersuchungen zugrunde zulegen.

Untersuchungen auf Art-Niveau sind essentiell, da jede Spezies ihr Wärmeprofil hat: Der Präferenzbereich als natürliche Amplitude, die subletalen und letalen Grenzwerte. Aber auch gegenüber den mechanisch-hydraulischen Einflüssen reagieren die Arten je nach Geschlecht, Entwicklungsstadium und Größe/Habitus offenbar unterschiedlich. Hier ist **aktuelle** Forschung mit heutigen Methodenstandards notwendig.

Zusätzlich zur Grundlagenforschung müssen aufgrund der Vielfalt der möglichen Variablen, v.a. in der Bau- und Betriebsart, Temperaturprofil der Wärmeaustauscherflächen, Gewässertyp, Regionalität, Jahreszeiten, umfangreiche **kraftwerksbezogene** Untersuchungen erfolgen. Hier sind entsprechend kontinuierliche Analysen an den Entnahme- und Rückgabebauwerken Kraftwerke notwendig.

Einige Autoren gehen davon aus, dass ein (Groß-) Teil des Zooplanktons, das in der Kühlwasserkette überlebt hat, erst 3 bis 5 Tage nach der Einleitung im Gewässer abstirbt (CARPENTER et al. 1974, KARAS 1992, HOFFMEYER et al. 2005). Dieser Aspekt blieb in vielen Untersuchungen unberücksichtigt. Untersuchungen darüber, wie groß das Ausmaß dieser „**delayed mortality**“ tatsächlich ist, sind „Mangelware“ und deshalb muss im Einzelfall geprüft werden.

Der Verlust durch Makroaufwuchs, der Anteil an der Mortalitätsrate durch filtrierende, sesshafte Organismen innerhalb der Kühlwasserkette muss in die Betrachtungen einbezogen werden (**filter feeder-hypothesis**, s. KARAS 1992).

Abgesehen vom Zooplankton wird die Einleitung von Prozesswärme aus den Kraftwerken die übrige planktische Biozönose des Pelagials und physikalische Parameter, wie v.a. den Sauerstoffhaushalt beeinträchtigen (s. Kap. 4.2.2). Bislang gibt es keine standardisierten Programme zur Überwachung der Auswirkungen der Wärmebelastung, bspw. im Nah- und Fernbereich eines Kraftwerks, so dass nur wenige Erkenntnisse hierüber existieren.

5.3 Fischlarven

Neuere Arbeiten (SCHUBERT & OESMANN 2009) haben zeitweise signifikante laterale und vertikale Abundanzgradienten verschiedener Entwicklungsstadien einzelner Arten in der TEL festgestellt. Darüber hinaus wurden die zur Beschreibung der Ausgangssituation herangezogenen Daten im Allgemeinen bei Tage erhoben. Gerade Driftprozesse von planktischen Lebensstadien der Fische haben meist nachts ihre Maxima (vgl. HADDERINGH 1978, OLIVIER 1992, PAVLOV 1994, OESMANN 2003). Die über relativ große Zonen im Längsverlauf der Tideelbe gemittelten, bei Tage erhobenen Werte können daher nur als sehr grobe Abschätzung der Größenordnung der Biomasseverhältnisse besonders im Hauptstrom der TEL dienen. Unterschiede in der zugrunde gelegten Methode führen dabei zu methodenspezifischen Unterschätzungen von Abundanzen und Biomassen bestimmter Entwicklungsstadien verschiedener Arten (siehe Kap. 5.3.3.1.1).

5.3.1 Mortalitätsraten

Die genaue Unterscheidung zwischen Entrainment und Impingement ist für Fischlarven und –eier sehr schwierig, weil sie zum einen größenabhängig bezüglich der Ei- und Larvengröße ist. Andererseits sind die bauliche Ausführung und die Betriebsart des anlagenseitigen Fischschutzes in Form von Feinrechen- und Siebbandanlagen, Fischrückführungen und Scheuchanlagen, sowie deren Wirksamkeit Einfluss nehmende Faktoren.

Die entrainment- und impingementinduzierten Mortalitätsraten hängen von der Art und der Intensität der Stressfaktoren und der Toleranz der betroffenen Organismen gegenüber diesen Faktoren ab (JINKS 2005).

Auch in Bezug auf die Ermittlung von Mortalitätsraten sind methodische Aspekte für die Beurteilung der zugrunde gelegten Daten von Bedeutung. Beispielsweise hat sich in Nordamerika in Sterblichkeitsstudien die Korrektur der Ergebnisse mit der Anzahl der lebenden Fische in einer Kontrollgruppe etabliert (EPRI 2005). Damit soll die handhabungsbedingte Sterblichkeit einbezogen werden, deren Vernachlässigung nach Einschätzung von EPRI (2005) zu einer Überschätzung der durch Entrainment / Impingement verursachten Mortalität führt. In der Praxis kommen dabei z. T. Überlebensraten von über 100% zustande. Darüber hinaus liegen die Sterblichkeiten bei längeren Hälterungen recht oft unter den unmittelbar nach der Kühlwasserpassage ermittelten. Gerade bei empfindlichen Arten wie Clupeiden und Osmeriden sind Hälterungsversuche dadurch oft ausgeschlossen. Wenn daraus die Annahme resultierte, dass es gerade bei empfindlichen Arten keine verzögerte entrainmentbedingte Mortalität gäbe, wäre dies sicherlich unangemessen. Eine Berechnung ohne Korrektur dagegen scheint ein sehr konservativeres Ergebnis zu erzielen. Die Vergleichbarkeit von Ergebnissen mit und ohne Korrektur scheint eingeschränkt.

5.3.1.1 *Entrainment*

Entrainmentinduzierte Mortalitätsraten von Arten mit europäischem Verbreitungsgebiet sind in der Literatur sehr rar. Das liegt zum einen daran, dass die Studien zu diesem Thema sehr heikel in Bezug auf eine adäquate Untersuchungstechnik und sehr aufwendig sind. Der benötigte Stichprobenaufwand steigt auch hier mit der benötigten Genauigkeit (vgl. VAUGHAN & KUMAR 1982). Zum Anderen liegt es daran, dass mögliche Effekte auf die Fischlarvengemeinschaft bisher in Europa nicht allzu sehr im Focus des Interesses standen.

Die Mehrheit der gefundenen entrainmentinduzierten Mortalitätsraten basieren auf in situ Studien der „Durchlauf-Mortalität“. Bei der Passage des Kühlwassersystems kommen neben dem thermischen Effekt unterschiedliche Wirkungen zusammen. Durch die Passage des Pumpwerkes und der Kühlwasserleitungen wird beispielsweise mechanischer Stress auf die eingesaugten Organismen ausgeübt. Hier kommt es z.B. zu hohen Druckunterschieden in kurzen Zeitintervallen. Thermische Effekte kommen im „Wärmetauscher“ hinzu. Im Bereich des Salinitätsgradien-

ten kann die Dauer der Kühlwasserpassage in Kombination mit den Gezeiten dazu führen, dass die eingesogenen Organismen in einen Wasserkörper unterschiedlicher Salinität zurückgegeben werden. Dieser Salinitätsstress kann ebenfalls eine Beeinflussung der betroffenen Organismen darstellen. All diese Parameter sind aber von Anlage zu Anlage sehr verschieden. Zum Beispiel ist die Aufwärmspanne eine Größe in der deutliche Unterschiede zwischen den Anlagen bestehen.

Nach EPRI (2000) ist der grundlegende Schluss aus den von ihnen zusammengefassten Entrainment-Untersuchungen der, dass nicht verallgemeinernd von einer 100%igen Sterblichkeit für alle in Kühlwassersysteme eingesogenen Organismen ausgegangen werden kann. Sie fanden heraus, dass die Entrainment-Überlebensraten einiger im Hudson River vorkommender Moroniden und einer gadiden Art über 50% liegen. Bei den empfindlicheren Gruppen wie beispielsweise den Clupeiden fanden sie bemerkenswert niedrige Überlebensraten (bzw. hohe Mortalitätsraten).

Die Empfindlichkeit der letztgenannten Gruppe erschwerte die Untersuchungen in vielen Fällen. Die lebende Probennahme und Hälterung von frisch gefangenen Larven dieser Tiergruppe ist besonders schwierig. Daher sind Angaben über verspätete Mortalitäts- oder Überlebensraten durch Entrainment-Effekte in der Literatur sehr selten.

Dennoch kann trotz einer relativ weiten Spanne der in der recherchierten Literatur gefundenen Werte von sehr hohen Mortalitäten beim Stint und den clupeiden Fischen ausgegangen werden. Da bei diesen Arten auch verspätete Folgen des Entrainments zu erwarten sind, diese aber in den durchgeführten Studien deutlich unterrepräsentiert sind, ist eine Mortalitätsrate von bis zu 100% durchaus realistisch.

Die Cypriniden sind eine in Bezug auf ihre Lebensrauanprüche sehr heterogene Gruppe. Das weite Feld der von Vertretern dieser Gruppe besetzten ökologischen Nischen lässt eine ebenso weite Spannweite bezüglich ihrer Empfindlichkeit erwarten. Obwohl diese Gruppe in den ausgewerteten, überwiegend im nordamerikanischen Raum durchgeführten Studien bezüglich ihrer „Entrainment-Anfälligkeit“ im Mittelfeld lag, ist es daher nicht möglich auf konkrete entrainmentbedingte Sterblichkeiten der Hauptarten im TEL-Bereich des Hamburger Stromspaltungsgebietes und stromauf davon zu schließen.

5.3.1.2 *Impingement*

Die Funktion von Fischschutzmaßnahmen in Form von speziellen Feinrechen- und Fischrückführungsanlagen, möglicherweise in Kombination mit akustischen oder elektrischen Scheuchanlagen bleibt in dieser Arbeit unberücksichtigt. Angaben zur Effektivität solcher Anlagen für Fischlarven wurden im Rahmen dieser Studie nicht recherchiert. Diesbezüglich sollte der worst-case vorausgesetzt werden, insbesondere hinsichtlich des Stints und der Finte.

5.3.2 Biomasseschädigung und Auswirkung auf den Sauerstoffhaushalt

Die Verteilung der im Tideelberaum auftretenden Fischlarven ist nicht gleichmäßig. Für die Größenordnung des Ichthyoplankton-Entrainments spielt daher die Lage der Laich- und Aufwuchsgebiete und die relative Lage einer Kühlwasserentnahmestelle relativ zu den erstgenannten eine Rolle (vgl. SCHUBERT & OESMANN 2009). Gerade die planktischen Lebensstadien werden durch die Strömungen im Tideelberaum von ihren Laichplätzen und Weidegründen verdriftet. Dabei nutzen einige Arten die periodische Tideströmungsumkehr für Migrationsprozesse. Dadurch kommt es zur saisonalen Ausbildung lateraler und vertikaler Gradienten der Abundanzen und Biomassen der Larven einzelner Arten (vgl. SCHUBERT & OESMANN 2009). Mit fortschreitender Individualentwicklung spielt hierbei auch das Verhalten und die zunehmende Mobilität der Larven eine Rolle (OESMANN & PEZENBURG 2008). Für das Entrainment und das Impingement stellen der konkrete Standort mit den dort auftretenden Larven- und Ei-Konzentrationen und möglicherweise auch die Gestaltung des Entnahmebauwerkes wichtige Einflussgrößen dar. Da-

her ist im konkreten Einzelfall die genaue theoretische quantitative Einschätzung dieser Werte, besonders mit einer unzureichenden Datengrundlage kaum möglich. Die hier gewonnenen Aussagen können daher höchstens eine sehr grobe Einschätzung der Größenordnung liefern. Aus diesem Grund wurden auch die Nebenstrombereiche mit einbezogen. Ausgehend von diesen Bereichen finden möglicherweise verstärkt nachts Verdriftungsprozesse statt. Im Rahmen diverser Entrainment-Studien wurden nachts deutlich höhere Anzahlen und Biomassen von Fischlarven im Entrainment industrieller Kühlsysteme gefunden (z.B. HADDERINGH 1978, OLIVIER 1992).

Die außerordentliche Bedeutung der Flachwasserbereiche am südlichen Ufer der TEL im limnischen Bereich der Tideelbe (THIEL 2001) und insbesondere des Mühlenberger Lochs (THIEL et al. 1995, THIEL und PEZENBURG 2001) als Aufwuchsgebiet für Fische der Altersgruppe 0 ließen die Einbeziehung der Biomassewerte aus Datenerhebungen vor der teilweisen Verfüllung dieses Areals nicht sinnvoll erscheinen, da Auswirkungen für Larvenproduktion des gesamten Unterelberaums von dieser Maßnahme ausgegangen sein können.

Die aeroben Zersetzungsprozesse der bei der Kühlwasserpassage abgestorbenen Organismen führen zu einer Verminderung des Sauerstoffgehaltes im Vorfluter (siehe Kap. 1.1). Im folgenden Szenario wurde die Rückführung potenziell abgestorbener Ichthyoplanktonbiomasse wie in Kap. 5.1.2 entsprechend dem Vorschlag der BSU (2008) mit dem Faktor 1,56 in Sauerstoffzehrung umgerechnet. Daher folgen die Sauerstoffbedarfsrechnungen den Verteilungen der Biomasse. Der Umrechnungsfaktor ist allerdings möglicherweise für die Berechnung des Sauerstoffzehrungspotenzials von Finteneiern ungeeignet (siehe Kap. 5.3.3.1.3).

Im Fokus stehen im Folgenden lediglich die durch Entrainment verursachten Mortalitäten, wie sie in Kapitel 4.3.1 dargestellt wurden. Von hohen entrainmentbedingten Sterblichkeiten ist in den Bereichen I bis III auszugehen. Für eine Überschlagsrechnung wurden 100% Sterblichkeit angenommen. Dieses wäre zwar im Einzelfall zu prüfen, gibt aber einen guten Eindruck zu erwartender Größenordnungen potenzieller Auswirkungen. Eingangsgrößen waren Stations-Tagesmittel der Biomassen aus jeweils synchron in 3 Tiefenstufen erhobenen Ringnetzproben.

Die unzulängliche Datengrundlage im Bereich III aus dem nur sehr wenige tiefenstratifizierte Datensätze vorlagen ließ eine Überschlagsrechnung für diese Region nicht sinnvoll erscheinen.

Für den Bereich II war die prozentuale Abdeckung des Untersuchungsgebietes mit Probennahmestationen ebenfalls nicht ausreichend. Da die Stichprobenanzahl hier höher war wurde eine Überschlagsrechnung durchgeführt, deren Ergebnis aber unter dem Vorbehalt einer unzureichenden Datengrundlage steht (siehe Kap. 5.3.3.1.1).

Für den Bereich IV konnte aufgrund der Defizite der Datengrundlage (siehe Kap. 5.3.3) und aufgrund der Defizite bei der Einschätzung der Entrainment-Mortalität keine Überschlagsrechnung durchgeführt werden.

Die Ergebnisse dieser Berechnung sind in Tabelle 20 dargestellt. Der Mittelwert der potenziellen Sauerstoffzehrung lag in der Zone I bei 320kg O₂ pro Tag, der 90-Perzentilwert bei 650 kg O₂ pro Tag und das Maximum bei 690kg O₂ pro Tag. In der Zone II (oligohaliner Bereich) waren die potenziellen Zehrungswerte um ein Vielfaches höher. Der Mittelwert lag bei 1,6t O₂ pro Tag, der 90-Perzentilwert bei 2,07 t O₂ pro Tag und der Maximalwert bei 11,43t O₂ pro Tag.

Tab. 20: Biomasse [g / 100m³] des Ichthyoplanktons (Larven & Eier) in den Bereichen I und II im Zeitraum Mai/Juni 2008. Potenzielles Entrainment bei 35 m³/s Kühlwasserentnahme; potenzielle O₂-Zehrung bei einem Sauerstoffäquivalent von 1,56g O₂/g Biomasse.

Zone	N	Biomasse Gesamt		Potenzielle Entrainment [t/d]	Potenzielle O ₂ -Zehrung [t/d]
		[g / 100 m ³]	% Eier		
I	12	Mittelwert	6,77	34,0	0,20
		90-Perzentil	13,80		0,42
		Maximum	14,54	0,44	0,69
II	21	Mittelwert	34,00	40,0	1,03
		90-Perzentil	43,90		1,33
		Maximum	242,38	7,33	11,43

5.3.3 Erkenntnisse und Defizite

Vorweg die Defizite Datengrundlagen zur Beschreibung der Ausgangssituation. In der nachstehenden Tabelle 21 sind die Datendefizite (rot unterlegt) der im Bereich der TEL erhobenen aktuellen Ichthyoplanktondaten aufgeführt.

Für die vier betrachteten Zonen des **Hauptstroms** der Tideelbe zusammen liegen zur Zeit Datensätze unterschiedlichen Umfanges, die jeweils mehr oder weniger große Teilabschnitte beschreiben, aus den Jahren 1995 (Zone IV), 2006 (Zone IV) und 2008 (Zonen I bis III) vor (Tab. 5). Detaillierte, vertikal stratifizierte Untersuchungen basierend auf relativ gleichmäßig verteilten Stichproben liegen zur Zeit aus dem Jahr 2008 für den Hauptstrom aus Teilen der Bereiche I, II und III vor.

Die Probennahmeraster der verschiedenen Untersuchungen beziehen unterschiedlich große Anteile der unterschiedenen Zonen ein. Zur Beurteilung wurde der longitudinalen Ausdehnung der unterschiedenen Zonen die maximale longitudinale Ausdehnung des jeweiligen Probennahmerasters (Lage der Stationen als Differenz der Stromkilometer) als % Abdeckung gegenüber gestellt.

Unter dem Aspekt der räumlichen Abdeckung sind die Hauptstrombereiche II und III mit ca. <1 % der Strecke im Längsverlauf, von den vorliegenden Daten völlig unzureichend beschrieben.

Etwas höher, aber immer noch unzureichend ist der Anteil der untersuchten Strecke mit ca. 19 % in Zone I.

In Zone IV, dem Hafenbereich ist die räumliche Abdeckung des Hauptstrombereiches mit dem Probennahmeraster der herangezogenen Untersuchungen mit ca. 73 % relativ gut.

Zur Erfassung der interannuellen natürlichen Variabilität ist die Einbeziehung von vergleichbaren Datensätzen aus mehreren Untersuchungsjahren wünschenswert. Diesbezüglich stellt sich die Datenlage in den Zonen I bis III mit einem Untersuchungsjahr als unbefriedigend dar. In der Zone IV sind Daten aus zwei Untersuchungsjahren verfügbar.

Für die Einbeziehung vertikaler Verteilungsunterschiede der Fischlarven ist eine, die gesamte Wassersäule einbeziehende Probennahme wichtig. Dieser Aspekt ist in den vorliegenden Daten der Zonen I bis III berücksichtigt. Für die Zone IV (Hamburger Stromspaltungsgebiet), sowie stromauf bis zum Wehr Geesthacht liegen zur Zeit keine vertikal stratifizierten, oder die gesamte Wassersäule einbeziehenden Datensätze vor.

Neben der vertikalen Auflösung ist die Anordnung der Probennahmestationen im Querschnitt des Hauptstroms zur Abbildung von lateralen Gradienten wichtig. Dieser Aspekt ist auch in Arbeiten älteren Datums nur exemplarisch berücksichtigt (vgl. MÖLLER 1988) und erschwert die Deutung der vermeintlichen longitudinal gefundenen Gradienten und Trends.

Aus den **Nebenstrombereichen** sind momentan Teildatensätze aus den Untersuchungsjahren 1995 (Zone IV), 2000 (Zone III), 2006 (Zone IV), 2007 (Zone III) und 2008 (Zone II) verfügbar. In Zone I sind keine Nebenstrombereiche vorhanden.

Insgesamt ist die Abdeckung der Nebenstrombereiche mit oberflächennahen Probenahmen in den Zonen II und III mit über 90 % gut. In Zone IV ist sie mit 2 % gering.

Die Abdeckung mit Datensätzen aus vertikalen Untersuchungen ist mit 23 % erheblich schlechter.

Die Nebeneilbereiche wurden oberflächennah im Jahr 2007 zwischen Stromkilometer 667 und 633 untersucht. Da diese Bereiche verglichen mit dem Hauptstrom relativ flach sind, fällt der methodisch bedingte Fehler bei nicht Einbeziehung der tieferen Wasserschichten mit abnehmender Wassertiefe geringer aus, als in tieferen Bereichen. Für den Bereich des Mühlenberger Lochs und der Hahnöfer Nebeneilbe sind Abundanz- und Biomassedaten aus zwei Jahren (2000 & 2007) verfügbar.

Tab. 21: Datenlage der aktuellen Untersuchungen in den unterschiedenen Bereichen der TEL. **Rot** hervorgehoben = Defizite; **Grün** hervorgehoben = ausreichend

Gewässerbereich	Zone	Methode	Länge [km]	untersuchte Strecke [km]	Anteil [%]	Skm von	bis	Jahre
Hauptstrom	I - IV	Alle	115	77,9	68	693	616	
	I	Oberfläche	50	9,3	19	693	684	1
		Vertikal	50	9,3	19	693	684	1
	II	Oberfläche	27	0,2	1	674	674	1
		Vertikal	27	0,3	1	674	674	1
	III	Oberfläche	20	0,2	1	639	639	1
		Vertikal	20	0,2	1	639	639	1
	IV	Oberfläche	18	13,1	73	628	616	2
		Vertikal			keine Daten			
	I - IV	Alle	115	59,6	52	677	618	
Nebeneilben	I		50	keine Nebeneilbereiche vorhanden				
	II	Oberfläche	27	26,8	99	677	651	2
		Vertikal	27	6,1	23	677	672	1
	III	Oberfläche	20	18,4	92	651	633	2
		Vertikal			keine Daten			
	IV	Oberfläche	18	0,4	2	618	618	1
		Vertikal			keine Daten			

Vertikal integrierende oder auflösende Untersuchungen waren in der Vergangenheit in den Nebenstrombereichen eher die Ausnahme. Aus den Bereichen II liegen Daten aus dem Jahr 2008 vor. Aus den Bereichen III und IV sind keine derartigen Daten verfügbar.

Insgesamt ist der Probenumfang mit jeweils 242 Proben aus beiden Gewässerbereichen Hauptstrom und Nebenstrom angesichts der Größe der Tideelbe als sehr gering einzuschätzen.

Generell wurden die ufernahen Flachwasserbereiche aus den bisherigen Untersuchungen der betrachteten Zonen ausgeklammert. Für diese Gewässerbereiche existieren lediglich Daten aus Schlenzen oberhalb Hamburgs und aus Sportboothäfen im Bereich zwischen Wedel und Finkenwerder. Für den überwiegenden Bereich der Tideelbe unterhalb Hamburgs wurden keine Daten ermittelt.

Diurnale Verteilungsunterschiede sind in den meisten Studien über die Verteilung von Fischlarven im Tideelberaum ebenfalls entweder unberücksichtigt oder stellen einen Teilaspekt dar. Im limnischen Bereich der mittleren Elbe kann davon ausgegangen werden, dass die Driftraten bzw. die Fischlarvenabundanzen und –biomassen im Pelagial nachts ansteigen. Dies ist ein allgemeiner Trend bei typischen Süßwasserfischen. Wie es sich im ästuarinen Bereich der Tideelbe verhält ist zurzeit nicht ausreichend untersucht. Die der Literatur entnommenen und in die Auswertung einbezogenen Daten basieren ausschließlich auf bei Tage genommenen Proben. Erhöhte nächtliche Entrainment/Impingement-Raten stellten HADDERINGH (1978) und OLIVIER (1992) fest.

Was die Betrachtung einzelner Arten angeht klafft die größte Datenlücke bei den frühlaichenden Arten. Besondere Aufmerksamkeit verdient hierbei der Schnäpel, dessen aktuelle Reproduktionssituation unklar ist. Hier besteht dringender Nachholbedarf. Aber auch die Reproduktion der Quappe in der TEL ist alles andere als gut untersucht.

Für den Stint sind für die letzten Jahre kaum Daten über den Beginn der Laichzeit im Bereich der Tideelbe. Dies liegt daran, dass der Focus vieler UVUs z.B. auf gefährdete Arten wie die Finte gelegt wurde.

5.3.3.1.1 *Biomasseabschätzungen*

Die Ergebnisse neuerer Arbeiten über die Verteilung der Finteneier und –larven zeigen, dass für Fischeier und bestimmte Larvalstadien einzelner Arten die Angabe der verwendeten Methode für die Deutung essenziell ist. Einige Entwicklungsstadien bestimmter Arten zeigen signifikante vertikale Verteilungsunterschiede. Beispielsweise nimmt die Konzentration von Finteneiern und Vorlarven der Finte zum Grund hin tendenziell zu (HASS 1968), während sich spätere Larvalstadien tagsüber eher zur Gewässeroberfläche hin orientieren (SCHUBERT & OESMANN 2009).

Daraus wird deutlich, dass Aussagen zu Abundanzen und Biomassen nicht für die gesamte Wassersäule repräsentativ sind, sofern die Stichproben z.B. nur an der Gewässeroberfläche oder bis zur Mitte der Wassersäule erhoben wurden. Für die jeweiligen Entwicklungsstadien sind Probennahmen die ausschließlich in deren Hauptverbreitungs- (-tiefen) -horizont durchgeführt wurden für qualitative Aussagen adäquat. Für quantitative Aussagen, die jeweils andere Wassertiefen betreffen sind sie aber mit zunehmender Wassertiefe zunehmend ungeeignet den Eier- und Larvengehalt für die gesamte Wassersäule zu beschreiben. Daher sind viele Arbeiten älteren Datums für quantitative, die gesamte Wassersäule besonders der Hauptstrombereiche betreffende Aussagen nicht geeignet.

Die in Kap. 2.2.3.1.1 erwähnten Unterschiede in den zur Erhebung der Biomasse verwandten Methoden kommen daher zu unterschiedlichen Ergebnissen. In Tabelle 11 sind exemplarisch die Ergebnisse oberflächennah und vertikal stratifizierter Probennahmen gegenübergestellt. Auffällig ist die Unterrepräsentation von Fischeiern in den oberflächennah erhobenen Proben. In den vertikal stratifizierten Probennahmen betrug der Anteil der Ei-Biomasse im Hauptstrom im

Bereich II 17,5 % während er in den oberflächennah erhobenen Proben 0% war (s. Tab. 22). Im Bereich I wurden in den vertikal stratifizierten Probennahmen Biomasseanteile von Fischeiern von 13,3% ermittelt, oberflächennah <0,01%.

Tab. 22: Vergleich der Mittelwerte der mit unterschiedlichen Methoden erhobenen Biomassedaten in den Bereichen I und II im Hauptstrom der TEL.

Gewässerbereich	Zone	Methode	Biomasse				
			Larven N	Eier [g / 100 m ³]	Eier [g / 100 m ³]	Gesamt [g / 100 m ³]	% Eier
Hauptstrom	I	Oberfläche	24	3,58	<0,01	3,58	<0,01
		Vertikal	52	10,35	1,59	11,94	13,3
	II	Oberfläche	12	8,99	0	8,99	0
		Vertikal	27	5,48	1,16	6,64	17,5

Auch die mit beiden Methoden ermittelten Larven- und Gesamtbiomassen unterschieden sich deutlich. Während beide Werte in der Zone I mit der vertikal stratifizierten um ungefähr den Faktor 3 über den oberflächennah ermittelten lagen, waren sie in der Zone II geringer als die oberflächennahen.

Daraus wird deutlich, dass ausschließlich in einer Tiefe durchgeführte Probennahmen nicht repräsentativ für die gesamte Wassersäule sind.

Die aktuelle Datenlage erlaubt keine repräsentativen, quantitativen Aussagen zu den Fischlarvenbiomassen in den Bereichen stromauf von Stromkilometer 670. Für diese Region sind zurzeit lediglich Daten aus dem Bereich Wedel in der benötigten vertikalen Auflösung verfügbar, die Aussagen über die gesamte Wassersäule ermöglichte. Daran wird sich möglicherweise kurzfristig etwas ändern, falls weitere in diesem Bereich durchgeführte Untersuchungen veröffentlicht werden.

Aber selbst wenn dies geschehen würde, wären – je nach Bereich – aktuelle Daten aus ein bis zwei Untersuchungsjahren pro Zone verfügbar. Aufgrund der natürlichen Variabilität des Eier- und Larvenaufkommens wären daraus abzuleitende Abschätzungen recht ungenau.

5.3.3.1.2 *Entrainment*

Bezüglich der Auswirkungen von Entrainment auf Fischlarven liegen nur sehr wenige Untersuchungen über Arten mit europäischem Verbreitungsgebiet vor. Obwohl generelle Trends der Empfindlichkeit unterschiedlicher taxonomischer Gruppen erkennbar sind, ist die Übertragbarkeit auf die Verhältnisse der TEL sehr eingeschränkt. Gerade die große Gruppe der Cypriniden, deren Vertreter in vielen ökologischen Gilden zu finden sind, ist in der aktuell verfügbaren Literatur nicht angemessen repräsentiert. In Teilen des limnischen Bereiches der TEL, der fischökologisch als Brassenregion eingestuft ist – die das Hamburger Stromspaltungsgebiet und stromauf davon gelegene Bereiche umfasst (siehe ARGE Elbe 1995) – stellt diese Gruppe einen großen Anteil der Fischlarvenzönose. Für diese Region kann abgesehen von der Feststellung, dass (sofern die Auslaststemperaturen nicht allzu hoch ausfallen) bessere Überlebenschancen bestehen könnten, als in weiter stromab gelegenen Bereichen – keine realistische Einschätzung der Größenordnung der durch Entrainment verursachten Mortalität vorgenommen werden.

5.3.3.1.3 Sauerstoffzehrung

Die in Kapitel 5.3.2 dargestellten Auswirkungen der Rückführung abgestorbener Biomasse auf den Sauerstoffgehalt der TEL basieren auf den vom BSU (2008) vorgeschlagenen Sauerstoff-äquivalent von 1,56g O₂ /g Biomasse.

Finteneier machen saisonal einen erheblichen Anteil an der Ichthyoplanktonbiomasse der TEL aus (vgl. Kap. 5.3.3.1.3). Durch die Ausbildung eines besonders großen perivittelinischen Raumes durch Quellung nach der Eiablage besitzen sie eine vergleichsweise hohe Biomasse. Sie weisen daher einen besonders großen Durchmesser auf (HASS 1968). Möglicherweise ist ihr Wassergehalt größer als bei in anderer Form vorliegender Biomasse. Daher scheint die Anwendung eines konstanten Umrechnungsfaktors zur Ermittlung der potenziellen Sauerstoffzehrung diesbezüglich möglicherweise zu einer Überschätzung des entrainment verursachten Effektes auf den Sauerstoffhaushalt der TEL zu führen.

Die von KRISTOFFERSEN & FINN (2008) ermittelten Daten zum Zusammenhang zwischen Ei-Durchmesser und Ei-Biomasse bei *C. harengus* (Abb. 20) beziehen sich auf die Oogenese.

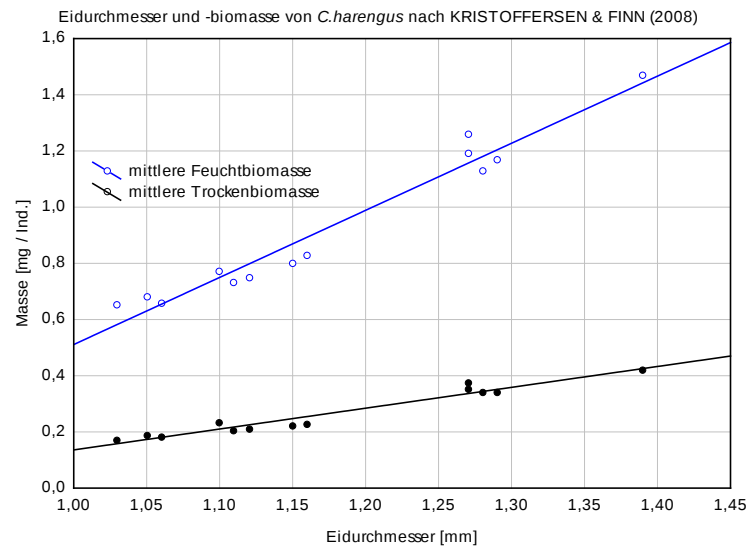


Abb. 20: Feuchtbio-masse und Trockenbio-masse in Abhängigkeit vom Ei-Durchmesser bei Heringseiern, *C. harengus* während der Ei-Hydration (Daten aus KRISTOFFERSEN & FINN 2008).

Nach KRISTOFFERSEN & FINN (2008) ist der Grad der Ei-Hydration bei pelagophilen und benthophilen Arten unterschiedlich. Der Zusammenhang zwischen Feucht- und Trockenbio-masse ist aber sicher nicht auf bereits abgelegte Eier der Finte übertragbar.

6 Zusammenfassung

6.1 Phytoplankton

Als Primärproduzent und Nahrungsquelle für höhere trophische Ebenen nimmt das Phytoplankton eine zentrale Position in der Tideelbe ein. Darüber hinaus ist es nach seinem Absterben als abbaubares organisches Material für den Sauerstoffhaushalt der TEL von Bedeutung.

Ausgangssituation

Grundlage für die Beschreibung der Ausgangssituation des Phytoplanktons bildeten die Untersuchungen des ARGE ELBE-Messprogramms. Als Betrachtungszeitraum wurden die Jahre 1997-2004 für die taxonomische Zusammensetzung und 2002-2009 für die Ermittlung der Chlorophyll-a-Konzentrationen als Maß für die Phytoplankton-Biomasse im Längsverlauf der Tideelbe herangezogen. Dabei wurden die Daten getrennt für den limnischen, oligo- und meso-/polyhalinen Elbabschnitt ausgewertet.

Bestandsbildner sowohl qualitativ als auch quantitativ im gesamten Verlauf der Tideelbe von Geesthacht bis Kugelbake sind Kieselalgen (Diatomeen), Grünalgen (Chlorophyceen) und Blaualgen (Cyanophyceen). Dabei steuern die Kieselalgen durchweg die größten Biomasseanteile bei, gefolgt von den coccalen Grünalgen und Blaualgen. Alle übrigen Algengruppen tragen nur wenig zum Bestandsaufbau des Phytoplanktons bei.

Von Zollenspieker bis Cuxhaven Kugelbake nehmen die Gesamtzellzahl und die Chlorophyll-a-Konzentration und damit die **Phytoplankton-Biomasse kontinuierlich ab**. Die stärkste Abnahme erfolgt während der Passage des Hamburger Hafens, d. h. zwischen Zollenspieker und Seemannshöft. Der Chlorophyll-a-Gehalt reduziert sich von Zollenspieker nach Seemannshöft von 151,5 auf 49,0 µg/l. Von Seemannshöft nach Grauerort sinkt er von 49,0 auf 13,0 µg/l und bis Kugelbake weiter auf 9,0 µg/l. Die Chlorophyll-a-Konzentration entspricht hier nur noch 6 % der bei Zollenspieker innerhalb der gleichen Tidephase gemessenen Werte.

Literaturstudie

Die recherchierten Quellen geben einen Überblick über nationale und internationale Untersuchungen. Dabei handelt es sich um Feldversuche an Kraftwerken, zum Teil mit Laborversuchen gekoppelt. Die Standorte verteilen sich auf limnische Gewässerabschnitte sowie Küsten und Ästuar. Bei der Recherche kristallisierten sich einige ältere Untersuchungen aus den frühen 1970er und 1980er Jahren heraus, die bis heute - auch mangels aktueller Untersuchungen - Gültigkeit zu haben scheinen. Aktuelle Untersuchungen sind dagegen rar.

Die recherchierten Angaben zum Ausmaß der Schädigung bzw. der **Mortalität des Phytoplanktons** infolge der Kühlwassernutzung zeigen eine **große Spanne**. Diese reicht von keinerlei Schädigung bis nahezu 100 % Sterblichkeit. Im Einzelnen wurde für mechanische Einflüsse eine Mortalitätsrate mit einer Spanne von 0 bis max. 80 % ermittelt. Als Mortalitätsrate durch thermische Einflüsse ergab sich eine Spanne von 0 bis max. 60 % und für die Kombination beider spreizen die Angaben zur Mortalität von 0 bis max. 40 %. Außer das die Angaben sehr weit auseinander lagen, waren sie in großen Teilen widersprüchlich.

Ursachen für die extreme Heterogenität der Angaben sind u. a. in der Individualität der Untersuchungen und der Fragestellungen, der mangelnden Aktualität und der Regionalität zu suchen. Schließlich liegen keine standardisierten Methoden zur Probenahme, Bestimmung des Todes und der Todesursache sowie zur statistischen Auswertung der Ergebnisse vor, so dass die Ergebnisse stark voneinander abweichen können und kaum vergleichbar sind.

Als Fazit der Literaturstudie kann festgehalten werden, dass die weiten Spannen sowie die teilweise Widersprüchlichkeit der Angaben zur Mortalität **keine allgemeingültigen oder gar**

beliebig übertragbaren Aussagen zur Mortalität des Phytoplanktons infolge einer Kühlwasserpassage zulassen.

Vor dem Hintergrund der Zielsetzung der vorliegenden Arbeit, nämlich die Übertragung der Literaturangaben auf die aktuelle Situation der Tideelbe und Rückschluss auf das potenzielle Ausmaß der Biomasseschädigungen und deren Auswirkungen auf den Sauerstoffhaushalt, sind hiernach zum jetzigen Zeitpunkt keine abschließenden Aussagen möglich. Zur Hinterfragung der bisher für die TEL angesetzten Eckwerte zur Mortalität des Phytoplanktons wurde daher aus der Vielfalt der recherchierten Aussagen und Angaben zur Phytoplankton-Mortalität die Plausibilität der bisher angenommenen Mortalitätsrate von 40 % abgeschätzt.

Unter Berücksichtigung der durch die Literaturstudie gewonnenen Erkenntnisse erscheint die bislang für die TEL angewendete Phytoplankton-Mortalitätsrate von 40 % **eher annehmbar als widerlegbar** zu sein. Um dem Ausmaß der Biomasseschädigung sowie den Auswirkungen auf den Sauerstoffhaushalt gerecht zu werden bzw. maßvoll entgegen zu wirken, wird daher empfohlen, die bislang verwendete **Gesamt mortalität von 40 % für das Phytoplankton** beizubehalten. Es wird jedoch ausdrücklich darauf hingewiesen, dass diese Mortalitätsrate auf einer Plausibilitätsabschätzung anhand der Literaturstudie basiert und, dass es sich nicht um eine aktuell nachgewiesene, allgemeingültige Maßzahl handelt.

Auf der Grundlage der Phytoplankton-Biomasse-Berechnung aus der Ausgangssituation wurde unter Verwendung der 40 %-igen Mortalitätsrate berechnet, welche Mengen an toter Biomasse in die Tideelbe eingebracht werden und wie groß die hierdurch bedingte zusätzliche Sauerstoffzehrung für ein fiktives Kraftwerk ($35 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$) an vier verschiedenen Standorten der TEL ist. Hiernach ergibt sich für den Elbabschnitt oberhalb Hamburgs eine **zusätzliche Sauerstoffzehrung** von bis zu 42,46 t O₂ pro Tag allein durch das Phytoplankton. Dies entspricht einem Anteil von knapp 25 % bzw. 1,9 mg O₂/l bei einem Sauerstoff-Gehalt von 8,0 mg O₂/l. Für Seemannshöft liegt die kraftwerksinduzierte zusätzliche O₂-Zehrung bei 10 % bzw. ca. 0,8 mg O₂/l. Unter Berücksichtigung des Oberwasserabflusses beträgt die zusätzliche O₂-Zehrung bei Grauerort ca. 4 % und bei Cuxhaven Kugelbake knapp 2 % - absolut entspricht dies 0,3 mg O₂/l bzw. 0,1 mg O₂/l.

Hiernach sinkt der Anteil der zusätzlichen Sauerstoff-Zehrung am jeweiligen Sauerstoffgehalt für ein Kraftwerk mit gleicher Leistung entsprechend den geringeren Biomasseeinträgen im Verlauf der TEL. Für die dargestellten Fallbeispiele können die Auswirkungen der Kühlwassernutzung auf den Sauerstoffgehalt an den Stationen Zollenspieker und Seemannshöft als erheblich bezeichnet werden, während sie für die stromabwärts gelegenen Stationen Grauerort und Kugelbake eher unerheblich sind. An diesen Standorten kommt jedoch, wie überall an der TEL, die in der vorliegenden Studie nicht bezifferbare, zusätzliche Sauerstoffzehrung als Folge der Einleitung des erwärmten Kühlwassers im Kraftwerksbereich hinzu.

Es sei jedoch darauf hingewiesen, dass es sich bei den vorgestellten Szenarien um Fallbeispiele handelt, die nicht beliebig übertragbar sind. Für anstehende Kraftwerks-Planungen ist die voraussichtliche Sauerstoff-Zehrung mit entsprechend konkreten Eckdaten für einen konkreten Standort zu ermitteln.

Während die Ausgangssituation für das Phytoplankton der Tideelbe anhand der vorliegenden Daten zufrieden stellend beschrieben werden konnte, hat die Literaturstudie zur Mortalitätsrate des Phytoplanktons zahlreiche Lücken und Fragen aufgeworfen. Aus der Literaturstudie geht hervor, dass **umfangreicher Untersuchungs- und Forschungsbedarf** im Hinblick auf die Sterblichkeit des Phytoplanktons durch die Kühlwasserpassage im Bearbeitungsgebiet der Tideelbe besteht. Dies gilt sowohl für die direkte Schädigung im Zuge der Kraftwerkspassage als auch für die indirekte Schädigung des Gewässersystems infolge der Einleitung des erwärmten Kühlwassers.

6.2 Zooplankton

Im Rahmen der Sekundärproduktion und als Nahrungsquelle für höhere trophische Level nimmt das Zooplankton ebenfalls eine zentrale Position in Fließgewässerbiozönose der Tideelbe ein. Darüber hinaus ist es nach seinem Absterben als biologisch leicht abbaubares, organisches Material nicht bedeutungslos für den Sauerstoffhaushalt der TEL.

Status quo

Aktuelle, für die Studie verwertbare Untersuchungen zum Zooplankton Tideelbe liegen nicht vor. Deshalb wurde v.a. auf Literaturdaten nachfolgender Autoren zurückgegriffen, da ihre „Aktualität“ im Großen und Ganzen unbestritten ist und deren Inhalte heute noch weitgehende Gültigkeit haben:

BERNÁT (1988), FIEDLER (1991), KAUSCH & PEITSCH (1992), PEITSCH (1992), PEITSCH & KAUSCH (1993), BERNÁT et al. (1994), KÖPCKE & KAUSCH (1996), KÖPCKE (2002, 2004).

Darüber hinaus blieben die historischen Arbeiten von SCHULZ (1961), GIERE (1968) und NÖTLICH (1972) nicht unberücksichtigt.

Die Haupttaxa innerhalb des Mesozooplanktons der TEL sind Copepoden (Ruderfußkrebse), Cladoceren (Blattfußkrebse, vulgo Wasserflöhe) und Rotatorien (Rädertiere). Geprägt wird das Meso-Zooplankton des Elbeästuars durch die beiden erstgenannten Fauneneinheiten (FE).

Innerhalb des **Crustaceenplanktons** und fast ganzjährig auch innerhalb des Gesamtzooplanktons stellt der calanoide Copepode *Eurytemora affinis* die dominierende Art dar. Die in der TEL bedeutendste Cladocerenart ist *Bosmina longirostris*.

Die Individuendichten weisen im Jahresverlauf ein Abundanzmaximum im Frühjahr sowie ein kleineres, nachgeordnetes im Herbst auf. Das Frühjahrsmaximum des Meso-Zooplanktons wird von Copepoden bestimmt. Während des Hochsommers nimmt die Individuenzahl der Copepoden ab, insbesondere die von *Eurytemora affinis*. Dagegen steigen die Bestandszahlen von *Acartia* spp. im Mesohalinikum an. Gleichzeitig sind Rotatoria und Cladocera regional individuenstark vertreten, jedoch nicht in dem Ausmaß des Frühjahrsmaximums.

Zu Zeiten geringer Reproduktion (Winter) und/oder kräftiger Oberwasserabflüsse (Frühjahr) findet ein Netto-Austrag von *Eurytemora affinis* aus der TEL in die Nordsee statt. Für den Erhalt der Populationen sind Flachwassergebiete und Nebelnelben Voraussetzung, da sie extrem hohe Reproduktionsraten gewährleisten und somit die Verluste des Meso-Zooplanktons durch Mortalität und Netto-Drift kompensieren. Der seewärtige Bereich des Elbeästuars ist mit diesen Biotoptypen mangelhaft ausgestattet und somit weitgehend von der Produktion aus dem limnischen und oligohalinen Bereich der TEL abhängig.

Die in der gesamten Unterelbe in hohen Dichten auftretende Art *Eurytemora affinis* stellt eine entscheidende Nahrungsgrundlage für die Elbfische dar. Die zum Makro-Zooplankton zählende Schwebgarnele *Neomysis integer* (Mysidacea) ist ebenfalls in der gesamten TEL verbreitet und spielt eine entscheidende Rolle als Nährtier zahlreicher Fische. Andersherum ist *E. affinis* eine wichtige Nahrungskomponente für die Schwebgarnelen und echten Garnelen (Decapoda).

Die Biomasseentwicklung des Meso-Zooplanktons ist geprägt vom Auftreten adulter Copepoden, da sie naturgemäß die schwersten Tiere waren. Das Biomassemaximum wurde im Frühjahr mit über 300 µg TG l⁻¹ erreicht. Im Sommer traten mehrere kleine Biomassepeaks auf. Ab August fiel der Wert dann von 50 µg TG l⁻¹ unter 10 µg TG l⁻¹ zum Herbst hin ab.

Die Zusammensetzung der Trophie- (Biomasse-) pyramide aus dem limnischen Abschnitt der TEL (Anteile Phytoplankton : Zooplankton : Fischeier/-larven wie 100 : 10 : 1) ist auf den Mündungsbereich zur Nordsee nicht übertragbar. Die Relation der Ebenen ist mit Sicherheit anders

strukturiert. Insbesondere der hohe Anteil des Phytoplanktons aus dem Süßwasser bedarf eines kräftigen Korrektivs. Mit anderen Worten: Die Pyramidendarstellung der limnischen Trophie-Biomasse-Struktur ist elbeabwärts zu verwerfen. Mit hoher Wahrscheinlichkeit ist die „Pyramide“ **invers** aufgebaut, denn das Phytoplankton hat im Mixohalinikum (Brackwasserzone) geringere Biomassen als das Zooplankton. Die „Spitze“ der Pyramide, die Anteile der Fischeier/-larven an der Biomasse, wird in Richtung Nordsee wahrscheinlich auch vergrößert.

Literaturstudie

Die recherchierten Quellen geben einen Überblick über den Stand der nationalen und internationalen Untersuchungen. Dabei handelt es sich um Freilanduntersuchungen an Kraftwerken, zum Teil mit Feldversuchen gekoppelt oder Laborexperimente. Die Standorte verteilen sich auf limnische Gewässer sowie Ästuar- und Küstengewässer. Bei der Recherche kristallisierten sich einige ältere Untersuchungen aus den frühen 70-er und 80-er Jahren heraus, die bis heute - mangels aktueller Untersuchungen – offenbar noch Gültigkeit haben. Zeitnahe Untersuchungen sind dagegen seltener.

Die recherchierten Angaben zum Ausmaß der Schädigung bzw. der **Mortalität** des Zooplanktons infolge der Kühlwassernutzung zeigen eine große **Variabilität**. Diese reicht von keiner Beeinträchtigung bis 100 % Sterblichkeit. Im Einzelnen wurde aus mechanisch-hydraulischen Effekten eine Mortalitätsrate bis zu 70 % ermittelt. Als Letalitätsrate durch thermischen Stress ergab sich die extreme Spannweite von 0 bis 100 %. Außer dass die Angaben extrem streuen, waren sie in großen Teilen noch widersprüchlich.

Ursachen für die erhebliche Heterogenität der Angaben sind u.a. in der Individualität der Untersuchungen und ihrer Fragestellungen, der mangelnden Aktualität und der Regionalität zu suchen. Da keine Standardmethoden zur Probenahme, Bestimmung des Todes wie der Todesursache und zur statistischen Auswertung der Ergebnisse vorliegen, sind die Ergebnisse weder vergleichbar noch allgemeingültig.

Als **Fazit** der Literaturstudie kann festgehalten werden, dass die große Spannweite sowie die Widersprüchlichkeit der Angaben bzgl. der Mortalität **keine allgemeingültige oder gar beliebig übertragbare Aussage zur Sterberate** infolge des entrainment-Effekts zulassen.

Vor dem Hintergrund der Zielsetzung, nämlich die Übertragung der Literaturdaten auf die Situation der TEL mit dem Rückschluss auf das potentielle Ausmaß von Biomasseschädigungen so wie deren Auswirkungen auf den O₂-Haushalt, sind aus dieser Quelle keine verbindlichen Antworten möglich.

Anhand des **Fallbeispiels Brunsbüttel** wurde unter Zugrundelegung der Mortalitätsraten nach HADDERINGH & JANSSEN-MOMMEN (2000) die Biomasseschädigung durch eine definierte Kühlwasserpassage abgeschätzt. Danach kann bei maximaler Kühlwasserleistung, unter Annahme der Sterblichkeitsraten, je nach physiologischem Zustand des Zooplanktons ein Eintrag an abgestorbener Biomasse in Höhe von 3,1 kg pro Tag erfolgen. Aus dieser kraftwerksinduzierten Mortalität des Zooplanktons ergibt sich eine zusätzliche Sauerstoffzehrung von rd. 5 kg O₂ pro Tag im Kern- und Nahbereich der Einleitung. Auf der Basis des Tidewasserabflusses bei Brunsbüttel sieht die Hochrechnung bzgl. der Dimensionsangabe etwas anders aus. Die berechnete Biomasse Zooplankton entspricht 1.132 t pro Tag auf dem Querschnitt Brunsbüttel (Summe Copepoden – syn. Meso-Zooplankton plus Makro- und Mega-Zooplankton), wovon betriebsbedingt 1,11 t d⁻¹ absterben. Der **aerobe Abbau** dieser Biomasse dürfte rd. **1,7 t Sauerstoff** pro Tag zehren.

Analog der Status-quo-Beschreibung ergaben sich auch aus der **Literaturrecherche** zur Mortalität des Zooplanktons durch die Kühlwasserpassage erhebliche Wissenslücken, abgesehen von den zahlreichen Widersprüchen. Aus der Literaturstudie geht hervor, dass **umfangreicher**

Untersuchungs- und Forschungsbedarf im Hinblick auf das Kompartiment Zooplankton besteht.

Da **keine** zeitnahen Untersuchungen vorliegen, musste der Status quo der TEL aus 20 bis 30 Jahre alten Daten rekonstruiert werden. Im übertragenen Sinne: „**Zooplankton**-Forschung tut Not!“. Aufgrund der extremen, natürlichen Variabilität des Zooplanktons ist ein räumlich dichtes Messnetz und zeitlich kontinuierliches Messprogramm unentbehrlich, so dass ein ausreichend qualitativ-quantitativer Stichprobenumfang im Hinblick ein **Monitoring** zukünftig als Grundlage zur Beurteilung der Kühlwasserproblematik zur Verfügung steht. Dazu und im Besonderen werden Angaben zur **Biomasse** dringend benötigt, ebenfalls in einem zeitlich-räumlich aufgelösten Raster. Als Parameter ist dem aschefreien Trockengewicht der Vorzug zu geben.

6.3 Fischlarven

Die Datengrundlage für die Berechnungen des Entrainments und der daraus resultierenden Auswirkungen für den Sauerstoffhaushalt der Tideelbe der ist für weite Bereiche des Untersuchungsgebietes unzureichend.

Zum einen sind aktuelle, repräsentative Biomassedaten für weite Bereiche der Tideelbe nicht verfügbar. Viele Literaturangaben beziehen sich auf oberflächennahe Probennahmen. Neuere Arbeiten zeigen aber vertikale und laterale Gradienten der Abundanzen und Biomassen von Fischeiern und –larven an. Es besteht ein Mangel an auf tiefenintegrierten Probennahmen basierenden Biomasseangaben.

Zum Anderen besteht ein Mangel an Angaben über die Entrainment-Sterblichkeiten der dominanten einheimischen Fischarten.

Auf der Basis der gesichteten Literatur wurden die in weiten Bereichen der Tideelbe unterhalb des Hamburger Hafens dominanten Fischlarven, Stint und Heringsartige als sehr empfindlich gegenüber Entrainment-Effekten eingestuft. Daher ist in diesen Regionen von einer hohen entrainmentbedingten Mortalität auszugehen. Für die Einschätzung potenzieller Auswirkungen der Rückführung durch Entrainment abgetöteten Ichthyoplanktonbiomasse wurde in dieser Arbeit vereinfachend von einer Mortalität von 100% ausgegangen. Fischschutzmaßnahmen blieben unberücksichtigt.

Im vorliegenden Fall wurde die Biomasse mit dem Faktor 1,56 in Sauerstoffzehrung umgerechnet. Daher folgen die Sauerstoffbedarfsrechnungen den beschriebenen Verteilungen der Biomasse. Die Angemessenheit des verwendeten Umrechnungsfaktors für Fischeier ist allerdings fragwürdig.

Für zwei Bereiche der Tideelbe wurde die durch Entrainment verursachte potenzielle Sauerstoffzehrung für die Monate Mai und Juni 2008 berechnet. Die 90-Perzentilwerte lagen im mesohalinen Bereich bei 0,65t O₂/d und im oligohalinen Bereich bei 2,07 t O₂/d, die Maximalwerte entsprechend bei 0,69 t O₂/d und 11,43t O₂/d.

Die genaue theoretische Unterscheidung zwischen Entrainment und Impingement ist für Fischlarven und –eier sehr schwierig, weil sie größenabhängig bezüglich der Ei- und Larvengröße ist.

Im Falle der im Tideelberaum auftretenden Fischlarven ist nicht von einer gleichmäßigen Verteilung auszugehen. Diesbezüglich spielt die Lage der Laich- und Aufwuchsgebiete und die relative Lage einer Kühlwasserentnahmestelle zu den erstgenannten eine entscheidende Rolle. Gerade die planktischen Lebensstadien werden durch die Strömungen im Tideelberaum von ihren Schlupf- und Weidegründen verdriftet. Dabei nutzen einige Arten die periodische Tideströmungsumkehr für Migrationsprozesse. Dadurch kommt es zur Ausbildung lateraler und vertikaler Gradienten der Abundanzen und Biomassen der Larven einzelner Arten. Mit fortschreitender Individualentwicklung spielt hierbei auch das Verhalten und die zunehmende Mobilität

der Larven eine Rolle. Für das Entrainment sind der konkrete Standort und möglicherweise auch die Gestaltung des Entnahmebauwerkes wichtige Größen. Die hier gewonnenen Aussagen liefern eine sehr grobe Einschätzung der Größenordnung. Aus diesem Grund wurden auch die Nebenstrombereiche mit einbezogen. Ausgehend von diesen Bereichen finden möglicherweise verstärkt nachts Verdriftungsprozesse statt.

Was die Betrachtung der Ausgangssituation einzelner Arten angeht besteht die größte Datenlücke bei den frühlaichenden Arten. Besondere Aufmerksamkeit verdient hierbei der Schnäpel, dessen aktuelle Reproduktionssituation unklar ist. Hier besteht dringender Nachholbedarf. Aber auch die Reproduktion der Quappe ist nicht ausreichend untersucht.

7 Fazit

„Es gibt keine absolute Wahrheit“ – diese Erkenntnis bleibt nach Durchsicht und Auswertung der vorliegenden Fachliteratur. Die Spannweite der Angaben ist mit **0% bis 100%** extrem. Schlussendlich sind es **Zeit und Ort so wie Kraftwerkskonzeption (technische Auslegung) und Fahrweise (v.a. Sommer, Winter, Volllast)**, die die **Mortalität** des Planktons beim Ansaugen (Impingement) und während der Passage (Entrainment) **bestimmen**. Über das Ausmaß der „delayed mortality“ (nach Überleben der Kühlwasserkette) kann nur spekuliert werden; einzige Erkenntnis, sie ist groß.

Als Quintessenz der Literaturstudie bleibt die Empfehlung, das Phänomen Mortalität bzw. Biomasseverluste durch Kraftwerkspassage im **Einzelfall** zu prüfen; auf jeden Fall für die einzelnen Halinitätszonen und den Süßwasserbereich eines Ästuars. Denn außer von der Mortalitätsrate hängt der Umfang der Schädigung des Planktons von seiner Konzentration bzw. Individuendichte im Gewässer und der entnommenen Kühlwassermenge bzw. deren Anteil an der Wasserführung ab. Als erster Schritt empfiehlt es sich, **in situ-Messungen**, differenzierte Untersuchungen an bestehenden Kraftwerken vorzunehmen (u.a. Tideelbe). Voraussetzung ist allerdings auch die qualitativ-quantitative Erfassung der zu beurteilenden Kompartimente des Planktons.

7.1 Gesamtbiosseaufbau Tideelbe

Im Gegensatz zum Süßwasser ist die Trophie-/Biossepyramide nordseewärts **invers** aufgebaut, da das Phytoplankton im Mixohalinikum geringere Biomassen hat als das Zooplankton. Aussagen zu den seewärtigen, regionalen Anteilen der Biomasse pro Trophieebene sind wegen der unterschiedlichen Zeitbezüge und Datenbasis spekulativ. Die „Spitze“ der Pyramide, die Anteile Fischeier & -larven, nimmt ausgehend von einem Maximum im limnischen Bereich unterhalb Hamburgs sehr wahrscheinlich in beiden Richtungen ab. Dies hängt mit dem Heranwachsen von Larven euryhaliner Arten der zu- und abwandernden Juvenilen zusammen, die dann – als Juvenile - aus der Betrachtung rausfallen.

Die Wissenslücken betreffend die Kompartimente Zooplankton und Fischeier/-larven sind sehr groß, da es an regelmäßig wiederkehrenden Untersuchungen (kurze Zeitintervalle) im Längs- und Querprofil mangelt.

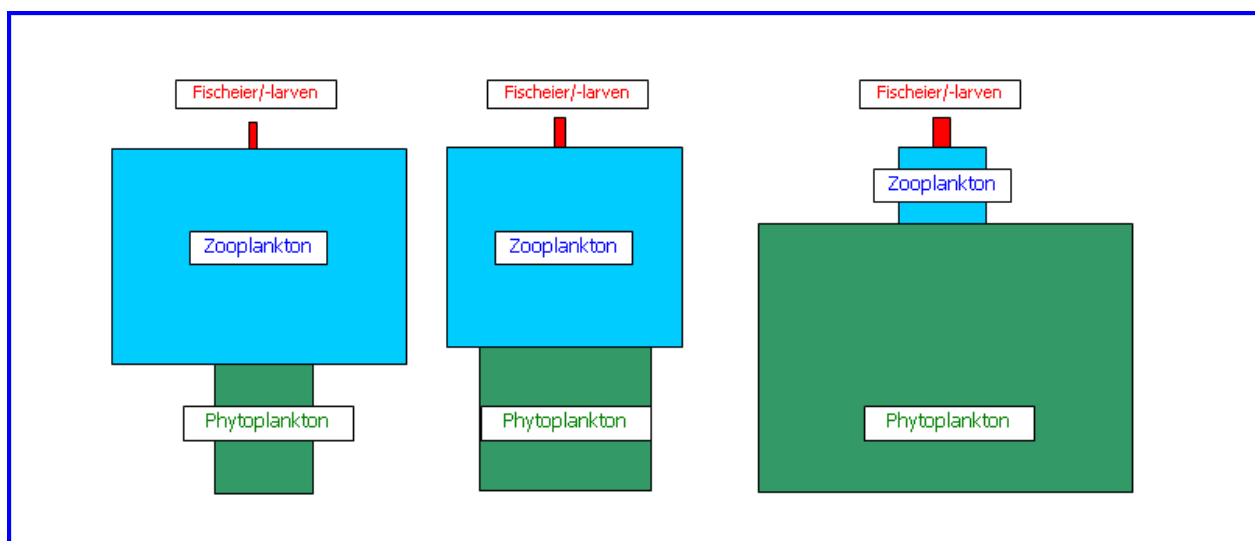


Abb. 16-2: Drei Trophie-/Biossepyramiden des Planktons Tideelbe (TEL)
 Rechts: normaler Aufbau im Süßwasser TEL (Anteile Biomasse/Level wie 100:10:1)
 Mitte: inverse Pyramide des Oligohalinikums TEL
 Links: inverse Pyramide des Poly-/Mesohalinikums TEL

7.2 Mortalitätsraten

7.2.1 Phytoplankton

Die Angaben zum Ausmaß der Schädigung bzw. der **Mortalität des Phytoplanktons** infolge einer Kühlwasserpassage zeigen eine **große Spanne**. Diese reicht von **keinerlei** Schädigung bis nahezu **100 % Sterblichkeit**. Im Einzelnen wurde für mechanische Einflüsse eine Mortalitätsrate von 0 bis max. 80 % ermittelt. Als Mortalitätsrate durch thermische Einflüsse ergab sich eine Spanne von 0 bis max. 60 % und für die Kombination beider spreizen die Angaben zur Mortalität von 0 bis max. 40 %. Außer dass die Angaben sehr weit auseinander liegen, sind sie in großen Teilen **widersprüchlich**, so dass sie **keine allgemeingültigen**, beliebig übertragbaren **Aussagen** zur Mortalität des Phytoplanktons zulassen.

Nur wenige der Untersuchungen differenzieren bei der Angabe von Mortalitätsraten zwischen Algengruppen oder gar einzelnen Taxa. Allgemein werden durch die Kühlwasserpassage vor allem wärmeliebende und/oder gegenüber mechanischen Belastungen robuste bzw. kleinere Arten gefördert, da diese am ehesten die Kühlwasserpassage überleben. Im Gegensatz hierzu werden die Diatomeen, die den größten Anteil am Phytoplankton der TEL ausmachen, als relativ sensibel gegenüber auftretenden Temperaturschwankungen angesehen.

Auf der Grundlage der durch die Literaturstudie gewonnenen Erkenntnisse ist die bislang für die TEL angewendete Phytoplankton-Mortalitätsrate von 40 % eher annehmbar als widerlegbar. Um dem Ausmaß der Biomasseschädigung sowie den Auswirkungen auf den Sauerstoffhaushalt gerecht zu werden bzw. maßvoll entgegen zu wirken, wird daher empfohlen, die bislang verwendete **Gesamt mortalität von 40 % für das Phytoplankton beizubehalten**. Es wird jedoch ausdrücklich darauf hingewiesen, dass diese Mortalitätsrate auf einer Plausibilitätsabschätzung anhand der Literaturstudie basiert und, dass es sich nicht um eine aktuell nachgewiesene, allgemeingültige Maßzahl handelt.

7.2.2 Zooplankton

Für das Zooplankton (Rotatoria, Copepoda, Cladocera) variieren die summarischen Angaben zur **Mortalität** zwischen **0% und 100%**, wobei zwischen mechanisch-hydraulischem Stress und der thermischen Belastung differenziert werden muss. Letztere hat offensichtlich geringere, letale/subletale Auswirkungen als die mechanischen Beschädigungen. Dabei können thermische Effekte während der Kühlwasserpassage sowohl durch die absolute Temperatur in der Kühlkette als auch durch die Temperaturerhöhung zwischen Entnahme- und Kondensatortemperatur bewirkt werden.

Bezüglich des thermischen Stresses muss zwischen den Fauneneinheiten Zooplankton differenziert werden. So sind die Cladocera am empfindlichsten und die Rotatoria sehr robust bzw. wärmetolerant. HADDERINGH & JANSSEN-MOMMEN (2000) haben das Phänomen differenziert untersucht und für die Fauneneinheiten nachfolgende, temperaturabhängige Letalitätsraten ermittelt. **Aus gutachterlicher Sicht empfiehlt es sich, diese Eckwerte als verbindliche (Grundsatz-) Daten vorerst zu übernehmen (vgl. dazu Tabelle 23).**

Tab. 23: **Mortalität** des Zooplanktons (in %) infolge der **Temperaturerhöhung**
(Quelle: HADDERINGH & JANSSEN-MOMMEN 2000)

FE Zooplankton	30 °C *	34 °C	37 °C	40 °C
Cladocera	0	50-80	95-100	100
Copepoda	0	0	50	95
Rotatoria	0	0	0-50	50-80
Wiederherstellbarkeit		5-10 d	10-15 d	keine oder >15 d

* **Anmerkung:** Gemäß Auflagen darf das Kühlwasser nur bis 30° C aufgewärmt werden

Bei einer Anhebung der max. Temperatur auf 34° C setzt bei den Cladoceren bereits eine Sterblichkeit von >50% ein und nimmt mit steigenden Gradzahlen rasch zu. Bei den Copepoden liegt die LD₅₀ erst bei 37 °C, und die Rotatoria sind sehr viel robuster; ihre LD₅₀ wird erst bei Erreichen von 40 °C überschritten. Die Wiederherstellbarkeit der Population auf das Ausgangsplateau vollzieht sich innerhalb von rd. ein bis zwei Wochen und dauert bei hohen Mortalitätsraten dementsprechend länger; kann aber genauso zum Totalverlust führen.

Die Angaben über Mortalitäten bzgl. des **mechanisch-hydraulischen** Stresses reichen von 0% über 10% bis max. 80%. Die Mehrzahl der Aussagen zur **unmittelbaren** Sterblichkeit variiert zwischen **8% und 15%**. Sehr wahrscheinlich sind die subletalen und letalen Auswirkungen spezifisch: Art vs. Art; juvenil vs. adult; male vs. female.

7.2.3 Fischeier & -larven

Bezüglich der Fischeier und –larven wird für den stromab des Hamburger Hafengebietes gelegenen Bereich **empfohlen**, von der bisher angenommenen Entrainment-Mortalität von **100% auszugehen**. Die das Ichthyoplankton in dieser Region dominierenden Arten sind nach Sichtung der Literatur als sehr empfindlich einzustufen. Da eine **verspätete Mortalität** bei den Fischlarven und –eiern, selbst bei robusten Arten, **eine erhebliche Rolle spielt**, diese bei den empfindlichen, aber aufgrund ihrer Sensibilität und den damit verbundenen Schwierigkeiten bis her kaum untersucht werden konnten, und bereits sehr hohe Initial-Mortalitäten um 80% dokumentiert sind, ist diese Annahme vertretbar. Möglicherweise gibt es auch bei den empfindlichen Arten einen Temperatureffekt. Die Einleittemperaturen muss so gering wie möglich gehalten werden; 30°C sollten keinesfalls überschritten werden.

Für den Bereich des Hamburger Stromspaltungsgebietes und stromauf davon ist die Dominanz der dort vorkommenden Cyprinidenlarven ein **Unsicherheitsfaktor** in der Prognose möglicher Biomasseschädigungen. Es besteht durchaus die Möglichkeit, dass die Gesamtmortalität etwas geringer ausfallen kann, als in den weiter stromab gelegenen Bereichen.

Insgesamt werden in situ-Studien zu den Mortalitäten der dominanten Arten der TEL empfohlen. Für weite Bereiche der TEL fehlen repräsentative Angaben zur Biomasseverteilung der Fischeier und –larven.

8 Literatur

(im Text zitiert)

- AGER, D., MARTTILA, D. & PATRICK, P. (2008): Bay Shore Power Plant Cooling water intake structure information and I&E sampling data. Kinetrics Report, Toronto, Canada.
- AHAMED, M. S., SURESH, K., DURAIRAJ, G. & NAIR, K. V. K. (1993): Effect of cooling water chlorination on primary productivity of entrained phytoplankton at Kalpakkam, east coast of India. - *Hydrobiologia* 271 (3), 165-168.
- ALABASTER, J. S. & LLOYD, R. (1980): *Water Quality Criteria for Freshwater Fish*. – Butterworth & Co (Publishers) Ltd, 47-78.
- ALDEN, R. W., MATURO, F. J. S. & INGRAM, W. (1976): Interactive effects of temperature, salinity and other factors on coastal copepods. – In: ESCH, G. W. & MCFARLANE, R. W. (Eds.): *Thermal ecology*. – II. ERDA Symp. Series, Conf. 750425, 336-348.
- APRAHAMIAN, M. W. and APRAHAMIAN, C. D. (1990): Status of the genus *Alosa* in the British Isles; past and present. *Journal Fish Biology* 37 (Supplement A): 257-258.
- APRAHAMIAN, M. W., BAGLINIÈRE, J.-L., SABATIÉ, M. R., ALEXANDRINO, P., THIEL, R. & APRAHAMIAN, C. D., 2003: Biology, Status, and Conservation of the Anadromous Atlantic Twaite Shad *Alosa fallax fallax*. *American Fisheries Society Symposium* 35: 103-124.
- ARBEITSGEMEINSCHAFT FÜR DIE REINHALTUNG DER ELBE (ARGE Elbe) (1973): Wärmelastplan für die Elbe von Schnackenburg bis Cuxhaven. – Wassergütestelle Elbe, Hamburg, 45 S.
- ARBEITSGEMEINSCHAFT FÜR DIE REINHALTUNG DER ELBE (ARGE ELBE) (1984): Gewässerökologische Studie der Elbe von Schnackenburg bis zur See. - Wassergütestelle Elbe Hamburg: 98 S.
- ARBEITSGEMEINSCHAFT FÜR DIE REINHALTUNG DER ELBE (ARGE ELBE) (1992): Salzgehalts- und Trübstoffverhältnisse in dem oberen Brackwassergebiet der Elbe. - Wassergütestelle Elbe, 145 S.
- ARBEITSGEMEINSCHAFT FÜR DIE REINHALTUNG DER ELBE (ARGE ELBE) (1995): Spektrum und Verbreitung der Rundmäuler und Fische in der Elbe von der Quelle bis zur Mündung. – Wassergütestelle Elbe, 29 S.
- ARBEITSGEMEINSCHAFT FÜR DIE REINHALTUNG DER ELBE (ARGE ELBE) (2000): Stoffkonzentrationen in mittels Hubschrauber entnommenen Elbewasserproben (1979 bis 1998). - Wassergütestelle Elbe Hamburg: 201 S. + Anhang.
- ARBEITSGEMEINSCHAFT FÜR DIE REINHALTUNG DER ELBE (ARGE ELBE) (2004): Wassergütedaten der Elbe von Schmilka bis zur See. Zahlentafeln 2002. - Wassergütestelle Elbe, Hamburg, 195 S.
- ARBEITSGEMEINSCHAFT FÜR DIE REINHALTUNG DER ELBE (ARGE ELBE) (2005a): Wassergütedaten der Elbe von Schmilka bis zur See. Zahlentafeln 2003. - Wassergütestelle Elbe, Hamburg, 187 S.
- ARBEITSGEMEINSCHAFT FÜR DIE REINHALTUNG DER ELBE (ARGE ELBE) (2005b): Wassergütedaten der Elbe von Schmilka bis zur See. Zahlentafeln 2004. - Wassergütestelle Elbe, Hamburg, 209 S.
- ARBEITSGEMEINSCHAFT FÜR DIE REINHALTUNG DER ELBE (ARGE ELBE) (2006): Wassergütebericht 2005 der Elbe von Schmilka bis zur See. - Wassergütestelle Elbe, Hamburg, 64 S.
- ARBEITSGEMEINSCHAFT FÜR DIE REINHALTUNG DER ELBE (ARGE ELBE) (2007a): Wassergütedaten der Elbe von Schmilka bis zur See. Zahlentafeln 2005. - Wassergütestelle Elbe, Hamburg, 205 S.
- ARBEITSGEMEINSCHAFT FÜR DIE REINHALTUNG DER ELBE (ARGE ELBE) (2007b): Wassergütedaten der Elbe von Schmilka bis zur See. Zahlentafeln 2006. - Wassergütestelle Elbe, Hamburg, 202 S.
- ARBEITSGEMEINSCHAFT FÜR DIE REINHALTUNG DER ELBE (ARGE ELBE) (2007c): Sauerstoffgehalte der Tideelbe. Bericht der Wassergütestelle Elbe, Hamburg, 10 S.
- ARBEITSGEMEINSCHAFT FÜR DIE REINHALTUNG DER ELBE (ARGE ELBE) (2008a): Wassergütebericht 2006 der Elbe von Schmilka bis zur See. - Wassergütestelle Elbe, Hamburg, 96 S.
- ARBEITSGEMEINSCHAFT FÜR DIE REINHALTUNG DER ELBE (ARGE ELBE) (2008b): Wassergütebericht 2007 der Elbe von Schmilka bis zur See. - Wassergütestelle Elbe, Hamburg, 71 S.
- ARBEITSGEMEINSCHAFT ZUR REINHALTUNG DER ELBE (ARGE ELBE) (2008c): Wärmelastplan für die Tideelbe. – i. A. Sonderaufgabenbereich Tideelbe, Wassergütestelle Elbe, Hamburg, 15 S.

- ARBEITSGEMEINSCHAFT FÜR DIE REINHALTUNG DER ELBE (ARGE ELBE) (2009): Wassergütedaten der Elbe von Schmilka bis zur See. Zahlentafeln 2007. - Wassergütestelle Elbe, Hamburg, 206 S.
- ARGE Elbe WWW: <http://www.arge-elbe.de/wge/Fische/TEL/>
- ARNDT, E. A. & JANSEN, W. (1986): *Neomysis integer* (LEACH) in the chain of boddens south of Darss/Zingst (Western Baltic) - Ecophysiology and population dynamics. – Ophelia, Suppl. 4, 1-15.
- ARNOLD, D. E. (1971): Ingestion, assimilation, survival and reproduction ba *Daphnia pulex* fed seven species of blue-green algae. – Limnol. Oceano. 16, 906-920.
- BAMBER, R. N. & SEABY, R. M. H. (1995): The effects of entrainment passage on planktonic stages of the bass, *Dicentrarchus labrax* (L.). - Fawley arl Ltd Client Report to Nuclear Electric plc, No. FRR160/95.
- BAMBER, R. N. & SEABY, R. M. H. (2004): The effects of power station entrainment passage on three species of marine planktonic crustacean, *Acartia tonsa* (Copepoda), *Crangon crangon* (Decapoda) and *Homarus gammarus* (Decapoda). – Mar. Environm. Res. 57, 281-294.
- BAMBER, R. N. (2003): Power station thermal effluents and marine crustaceans. – J. Thermal Biol. 15 (1), 91-96.
- BAMBER, R. N., SEABY, R. M. H., TURNPENNY A. W. H. & Fleming, J. M. (1993): Sizewell ichthyoplankton survey, 1992-1993. - Report to Nuclear Electric by Fawley arl FCR074/93.
- BAW HAMBURG (BUNDESANSTALT FÜR WASSERBAU - HAMBURG) (2007): Wasserbauliche Systemanalyse der Elbe für den Bau eines E.ON Kraftwerkes bei Stade (Kühlwassereinleitung Anleger)- Entwurf-BAW-Nr.: A 3955 02 10097: 74 S.
- BAW HAMBURG (BUNDESANSTALT FÜR WASSERBAU - HAMBURG) (2008): Darstellung der Simulationsergebnisse der Temperatúrausbreitung in der Elbe. Wasserbauliche Systemanalyse als Grundlage für das Genehmigungsverfahren des Kohlekraftwerkes EnBW-Stade. Unveröff. Gutachten i. A. der EnBW AG Karlsruhe (vorläufige Ergebnisse). – BAW Hamburg, 23 Power-Point-Folien.
- BEITINGER, T. L., BENNETT, W. A. & MCCAULEY, R. W. (2000): Temperature tolerances of North American freshwater fishes exposed to dynamic changes in temperature. - Environmental Biology of Fishes, 58, 237–275.
- BERGEMANN, M. (1995): Die Lage der oberen Brackwassergrenze im Elbeästuar. – Dtsch. Gewässerkd. Mitt. 39 (4/5), 134- 137 (<http://www.arge-elbe.de/wge/Download/DTexteH.html>).
- BERGEMANN, M. (2004): Die Trübungszone in der Tideelbe – Beschreibung der räumlichen und zeitlichen Entwicklung. – Wassergütestelle Elbe, Hamburg, 8 S. (<http://www.arge-elbe.de/wge/Download/DTexteH.html>).
- BERGHAHN, R. (1976): Schädigung und Letalität von Zooplankton im Süßwasserbereich der Elbe bei der Passage durch industrielle Kühlwassersysteme. – Diplomarbeit (unveröff.), Inst. Hydrobiol. FB Biol. Univ. Hamburg, 1-92.
- BERNÄT, N. (1988): Untersuchung zur Verteilung des Zooplanktons auf einem Querschnitt der Elbe bei Scheelenkuhlen unter besonderer Berücksichtigung der dominierenden Art *Eurytemora affinis* (Copepoda, Calanoida). – Dipl.-Arbeit, unveröff., FB Biol. Univ. Hamburg, 84 S.
- BERNÄT, N., KÖPCKE, B., YASSARI, S., THIEL, R. & WOLFSTEIN, K. (1994): Tidal variation in bacteria, phytoplankton, Zooplankton, mysids, fish and suspended matter in the turbidity zone of the Elbe estuary; interrelationships and causes. – Neth. J. Aq. Ecol. 28 (3-4): 467-476.
- BIOCONSULT (1999): Makrozoobenthos in der Außen- und Unterelbe. Ergebnisse Frühjahr 1999. Unveröff. Gutachten i. A. WSA Hamburg. - Bioconsult Bremen (Schuchardt & Scholle GbR), 41 S + Anhang.
- BIOCONSULT (2002): Beweissicherung zur Fahrrinnenanpassung. Makrozoobenthos in der Außen- und Unterelbe. Fahrrinne Unterelbe (km 647 – 653). Ergebnisse Frühjahr 2001 und Vergleich 1999 vs. 2001. Gutachten i. A. WSV Kiel, WSA Hamburg. – Bioconsult Bremen (Schuchardt & Scholle GbR) und HUuG Tangstedt (Krieg).
- BIOCONSULT (2003a): Beweissicherung zur Fahrrinnenanpassung. Makrozoobenthos in der Außen- und Unterelbe. Fahrrinne Unterelbe (km 647 – 653). Ergebnisse Frühjahr 2002 und Vergleich 1999 vs. 2001 & 2002. Gutachten i. A. WSV Kiel, WSA Hamburg. – Bioconsult Bremen (Schuchardt & Scholle GbR) und HUuG Tangstedt (Krieg).

- BIOCONSULT (2003b): Monitoring des Zoobenthos im Einbringungsbereich von Hamburger Baggergut bei Neßsand in der Unterelbe. Abschlussbericht der Untersuchungen 2000-2002. Bd. I & II. Unveröff. Gutachten i. A. FHH Wirtschaftsbehörde, Amt Strom- und Hafenbau, Hamburg. – Bioconsult Bremen und HUuG Tangstedt (Krieg).
- BIOCONSULT (2004a): Beweissicherung zur Fahrrinnenanpassung. Makrozoobenthos in der Außen- und Unterelbe. Fahrrinne Unterelbe (km 647 – 653). Ergebnisse Frühjahr 2003 und Vergleich 1999 vs. 2001 - 2003. Gutachten i. A. WSV Kiel, WSA Hamburg. – Bioconsult Bremen (Schuchardt & Scholle GbR) und HUuG Tangstedt (Krieg).
- BIOCONSULT (2004b): Untersuchungen zum Makrozoobenthos im Bereich verschiedener Klappstellen der Unter- und Außenelbe. HABAK/HABAB 2002/2003. Unveröff. Gutachten i. A. WSV Kiel, WSA Hamburg. – Bioconsult Bremen (Schuchardt & Scholle GbR) und HUuG Tangstedt (Krieg).
- BIOCONSULT (2005): Beweissicherung zur Fahrrinnenanpassung. Makrozoobenthos in der Außen- und Unterelbe. Fahrrinne Unterelbe (km 647 – 653). Ergebnisse Frühjahr 2004 und Vergleich 1999 vs. 2001 - 2004. Gutachten i. A. WSV Kiel, WSA Hamburg (unveröff.). – Bioconsult Bremen (Schuchardt & Scholle GbR) und HUuG Tangstedt (Krieg).
- BLAXTER, J. H. S. & HEMPEL, G. (1963): The influence of egg size on herring larvae (*Clupea harengus* L.). J. Cons. 28 (2). 211-240.
- BOS, A. R. (1999): Tidal transport of flounder larvae (*Pleuronectes flesus*) in the Elbe River, Germany. Arch. Fish. Mar. Res. 47(1), 47-60.
- BRIAND, F. J. P. (1975): Effects of Power-Plant Cooling Systems on Marine Phytoplankton, Marine Biology, Vol. 33, 135-146.
- BSU (2008): Umweltverträglichkeitsprüfung für das geplante Steinkohle-Kraftwerk Moorburg. - Anlage 8 zum Erlaubnisbescheid 4/5 Al 43, Behörde für Stadtentwicklung und Umwelt, Amt für Immissionschutz und Betriebe - IB, Hamburg, 144 S.
- BURCHARD, H. & SCHERNEWSKI, G. (2008): Physikalische und ökologische Auswirkungen einer Kühlwasserausbreitung im Greifswalder Bodden. Gutachten in Auftrag gegeben vom Staatlichen Amt für Umwelt und Natur Stralsund, Rostock, Warnemünde.
- CARPENTER, E. J., PECK, B. B. & ANDERSON, S. J. (1972): Cooling Water Chlorination and Productivity of Entrained Phytoplankton, Marine Biology, Vol. 16, 37-40.
- CARPENTER, E. J., PECK, B. B. & ANDERSON, S. J. (1974): Survival of copepods passing through a nuclear power station on northeastern Long Island Sound, USA. – Mar. Biol. 24, 49-55.
- CARTER, K.L. & READER, J.P. (2000): Patterns of drift and power station entrainment of 0+ fish in the River Trent, England. Fisheries Management and Ecology, 7, 447-464.
- CASPERS, H. (1959a): Die Einteilung der Brackwasserregionen in einem Aestuar. – Arch. Oceanogr. Limnol. 9, 153-169.
- CASPERS, H. (1959b): Biologie der Brackwasserzone im Elbeästuar. – Verh. Intern. Verein Limnol. 13, 687-698.
- CASTEL, J. (1993): Long-term distribution of Zooplankton in the Gironde estuary and its relation with river flow and suspended matter. – Cah. Biol. Mar. 34, 145-163.
- ČIHAR, J. (1993): Europäische Süßwasserfische. – Verlag Werner Dausien Hanau/Main, 184 S.
- COMMITTEE ON ENTRAINMENT (1978): On selecting the excess temperature to minimize the entrainment mortality rate. – In: SCHUBEL, J. R. & MARCY, B. C.: Power plant entrainment. A biological assessment, 211-227.
- DAHLBERG, M. D. (1979): Review of Survival Rates of Fish Eggs and Larvae in Relation to Impact Assessments. Marine Fisheries Review. 1-12.
- DE MOTT, W. R. (1989): The role of competition in zooplankton succession. - In Sommer, U. (Ed): Plankton ecology. Succession in plankton communities. - Springer Verlag, Berlin, 195-252.
- DE ZWART, D. (1982): De biologische effecten van doorstroomkoeling.- Een literatuurstudie. - Rijksinstituut voor Drinkwatervoorziening, Den Haag, rapport nr. 82, 8, 48.
- DHI-WASY (2008): Bestimmung der Temperaturverteilung im Bereich der Einleitung eines geplanten Kraftwerkes bei Stade. – Unveröff. Bericht, im Auftrag der E.ON Kraftwerke GmbH. – DHI-WASY, Syke, 61 S.

- DHI-WASY (2009): Auswirkungen der Kühlwassereinleitung eines geplanten Kohlekraftwerks in Brunsbüttel auf die Elbe. Gutachten, unveröff., i. A. SüdWestStrom, Tübingen. – DHI-WASY GmbH, Syke, Deutschland, 142 S.
- DIECKWISCH, B. (1987): Die Verteilung der Fischbrut in der Unterelbe. Diplomarbeit, Christian-Albrechts-Universität Kiel, 87 S.
- EDLER, L. (2008): Einfluss einer Warmwassereinleitung auf Phytoplankton im Greifswalder Bodden - In: UVU Errichtung und Betrieb des Steinkohlekraftwerks Greifswald - Erläuterungsbericht - Anlage 21
- EDLER, L., GRANÉLI, E. & SJÖSTEDT, B. (1980): Influence of the Cooling Water System on Plankton an Barsebäck Nuclear Power Plant, SW Coast of Sweden. Vatten no 1, 26-34.
- EHRENBAUM, E. (1894): Beiträge zur Naturgeschichte einiger Elbfische. - Helgol. Wiss.Meeresunters. 1, 35 – 79.
- EHRENBAUM, E. (1905): Eier und Larven von Fischen des Nordischen Planktons. Verl. Lipsius & Tischler. Kiel und Leipzig, 413 S.
- ELLIOT, J. M. (1981): Some aspects of thermal stress in freshwater teleosts. - In: PICKERING, A.D. (Ed.): Stress and Fish. - Academic Press, London and New York, 209-245.
- ELLIOTT, J. M. (1991): Tolerance and resistance to thermal stress in juvenile Atlantic salmon, *Salmo salar*. - Freshwater Biology 25, 61-70.
- EPRI (2000): Review of Entrainment Survival Studies: 1970–2000, EPRI, Palo Alto, CA: 2000. 1000757.
- EPRI (2005): Impingement and Entrainment Survival Studies Technical Support Document. EPRI, Palo Alto, CA: 2005. 1011278.
- EUROPÄISCHE GEMEINSCHAFT-WASSERRAHMENRICHTLINIE (EU-WFD) (2000): Richtlinie 2000/60/ EG des europäischen Parlaments des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik.- Abl. L 327 vom 22.12.2000, geändert durch Entscheidung Nr. 2455/2001/EG des europäischen Parlaments und des Rates vom 20. November 2001 - Abl. L 331 vom 15.12.2001.
- FAST, T. (1993): Zur Dynamik von Biomasse und Primärproduktion des Phytoplanktons im Elbe-Ästuar. – Ph. D. Thesis FB Biol. Univ. Hamburg.
- FIEDLER, M. (1991): Die Bedeutung von Makrozoobenthos und Zooplankton der Unterelbe als Fischnahrung. - Ber. Inst. f. Meereskunde, Kiel, 204, 226 S.
- FOX, J.L., MOYER, M.S., 1975. Effect of power plant chlorination on estuarine productivity. Chesapeake Science 16, 66-68.
- FREYHOF, J. & KOTTELAT, M. (2007): Handbook of European Freshwater Fishes. Kottelat, Cornol, Switzerland and Freyhof, Berlin, Germany.
- GARTISER, S. & URICH, E. (2002): Einsatz umweltverträglicher Chemikalien in der Kühlwasserkonditionierung. F+E-Projekt i. A. UBA Berlin. – UBA, Berlin, FB 000298, 106 S.
- GAUMERT, D. & KÄMMEREIT, M. (1993): Süßwasserfische in Niedersachsen. - Hrsg. Niedersächsisches Landesamt für Ökologie, Dezernat Binnenfischerei, 32-35.
- GERKENS, M. (1998): Die Bedeutung strukturell verschiedener Hafenbecken in der Tide-Elbe bei Hamburg als Laich- und Aufwuchsgebiet für Fische. – Unveröff. Dipl.-Arbeit, FB Biol. Univ. Hamburg, 85 S.
- GIERE, O. (1968): Die Fluktuationen des marinen Zooplanktons im Elbe-Aestuar. – Arch. Hydrobiol./Suppl. 31, 379-546.
- GONZÁLEZ, J. G. (1974): Critical thermal maxima and upper lethal temperatures for the calanoid copepods *Acartia tonsa* and *A. clausi*. – Mar. Biol. 27, 219-223.
- HADDERINGH, R. H. & JANSSEN-MOMMEN, J. P. M. (2000): Inventarisatie gevoeligheid oppervlaktewateren voor warmtelozingen. - Rapport in opdracht van RWS. - KEMA rapport nr. 50050786 KPS/MEC 00-6057.
- HADDERINGH, R. H. (1978): Mortality of young fish in the cooling water system of Bergum power station. – Verh. Internat. Verein. Limnol. 20, 1827-1832.

- HADDERINGH, R. H., VAN AERSSSEN G. H. F. M. & KAMPEN, J. (2000): Onderzoek naar de effecten van koelwaterlozingen op de visstand in het Rotterdamse havengebied. - KEMA, Arnhem, rapport nr. 99550665- KPS.MEC 00-6052.
- HARTHOLT, J. G. & JAGER, Z. (2004): Effecten van koelwater op het zoute aquatische milieu. – RIZA rapport 20004.043.
- HASS, H. (1968): Untersuchungen über die vertikale und horizontale Verteilung der Eier der Finte, *Alosa fallax* (Lacépède 1803), in der Elbe. Arch. Fischereiwiss. XIX, 1, 46-55.
- HEINLE, D. R. (1976): Effects of passage through power plant cooling systems on estuarine copepods. – Environ. Poll. 11, 39-58.
- HEMPEL, G. & BLAXTER, J. H. S. (1961): Einfluss von Temperatur und Salzgehalt auf Myomerenzahl und Körpergröße beim Hering (*Clupea harengus*). Naturwissenschaften, (40): 467-468.
- HENRY, M. F. (2006): Effects of cooling water discharge from a thermoelectric power plant on the nutrient and phytoplankton dynamics in Port Moody Arm, British Columbia, Canada. - Biological Sciences, Diss. Abstracts International Part B. - Science and Engineering 67 (3), 1314 pp.
- HICKMAN, M. & KLARER, D. M. (1975): The effect of the discharge of thermal effluent from a powerstation on the primary productivity of an epiphytic algal community. - Br. Phycol. J., 10, 81-91.
- HOFFMEYER, M. S., BIANCALANA, F. & BERASATEGUI, A. (2005): Impact of a power plant cooling system on copepod and Meroplankton survival (Bahia Blanca Estuary, Argentina). – Iheringia, Ser. Zool. 95 (3), 311-318.
- HOLST, H., ZIMMERMANN, H., KAUSCH, H. & KOSTE, W. (1998): Temporal and spatial dynamics of planktonic rotifers in the Elbe Estuary during spring. – Estuar., Coast. Shelf Sc. 47, 261-273.
- HOLTHAUS, K. I. E., WEBER, A. & KAAG, N. H. B. M. (2003): Ecosysteemeffecten koelwatergebruik Noordzeekanaal. - TNO-rapport R 2002/631.
- HOROSZEWICZ, L. (1973): Lethal and disturbing temperature in some fish species from lakes with normal and artificially elevated temperature. - J. Fish Biol. 5, 165-181.
- HUGGETT, J. A. & COOK, P. A. (1991): The effects of entrainment on plankton at Koeberg nuclear power station. - South African Journal of Marine Science 11, 211-226.
- IBL (2007), Anpassung der Fahrrinne der Unter- und Außenelbe an die Containerschiffahrt. Planfeststellungsunterlage nach Bundeswasserstraßengesetz. Schutzgut Tiere und Pflanzen, aquatisch – Teilgutachten Aquatische Flora- Bestand und Prognose. – IBL Oldenburg, 104 S.
- IMS (2008): Ver- und Entsorgungseinrichtungen Kohlekraftwerk Stadersand. Kühlwasserbauwerke. – IMS, Hamburg, Ber.Nr. VE_9011-04, 103 S.
- JINKS, S. (2005): A Review of Impingement Survival Studies at Stream-Electric Power Stations. Proceedings Report: Symposium on Cooling Water Intake Technologies to Protect Aquatic Organisms. EPA 625-C05-002, 219 - 242.
- JOHNSON, I. C. (2005): Fish Return System Efficacy and Monitoring Studies for JEA's Northside Generating Station. Proceedings Report: Symposium on Cooling Water Intake Technologies to Protect Aquatic Organisms. EPA 625-C05-002, 151 – 162.
- JORDAN, R. A., MARTIN, P. G., SUTTON, C. E. (1983): Selective effects of phytoplankton entrainment at the Surry power plant, James River, Virginia. Hydrobiologia 106, 253-261.
- KAFEMANN, R., THIEL, R. & SEPULVEDA, A., 1996: Die fischökologische Bedeutung der Nebenstromgewässer der Unterelbe. – Arch. Hydrobiol. / Suppl. 110 (2/3): 199 – 214.
- KARAS, P. (1992): Zooplankton entrainment at Swedish nuclear power plants. – Mar. Poll. Bull. 24 (1), 27-32.
- KAUSCH, H. & HINZ, V. (1984): Die Beeinflussung der Gewässergütesituation in der Billwerder Bucht bei Kühlwassereinleitung durch das Kraftwerk Tiefstack. Unveröff. Gutachten i. A. HEW, Hamburg. - Inst. Hydrobiol. & Fisch.Wiss. - Hydrobiol. Abtlg., Univ. Hamburg, 123 S.
- KAUSCH, H. & NELLEN, W. (1994): Folgeproduktion in der Tide-Elbe. - Tätigkeitsbericht 1992-1994 des Sonderforschungsbereiches 327 „Wechselwirkungen zwischen abiotischen und biotischen Prozessen in der Tide-Elbe“, Teilprojekt B3.

- KAUSCH, H. & PEITSCH, A. (1992): Das Zooplankton und seine Verteilung im Elbe-Ästuar. In: KAUSCH, H. (Hrsg.): Die Unterelbe – Natürlicher Zustand und Veränderungen durch den Menschen. – Ber. Zentr. Meeres- & Klima-Forsch., Univ. Hamburg, 169-189.
- KERKUM, L. C. M., BIJ DE VAATE, A., BIJSTA, D., DE JONG, S. P. & JENNE, H. A. (2004): Effecten van koelwater of het zoete aquatische milieu. – RIZA rapport 20004.033, 87 pp.
- KERKUM, L. C. M., VAATE BIJ DE, A., VENDRING, K. & BIJSTRA, D. (2003): Effecten van thermische verontreiniging op aquatische flora en fauna. Een literatuurstudie. - Ministerie van Verkeer en Waterstaat, RIZA werkdokumentnr.: 2003.082X, 61 pp.
- KIES, L., L. NEUGEBOHRN, M. BAKER, T. FAST, C. GÄTJE & A. SEELING (1992): Primärproduzenten und Primärproduktion im Elbe-Ästuar. - In: KAUSCH, H. (Hrsg.): Die Unterelbe. – Ber. Zentrum Meeres- und Klimaforsch. Univ. Hamburg 19.
- KIES, L. (2006): Die Algenvegetation der Tideelbe, gestern, heute und morgen. - Kurzversion des am 29.08.2006 anlässlich der Verleihung der Hans Adolf von Stosch-Medaille gehaltenen Vortrages.
- KLS, SPIECKER, J. (2006): Kraftwerk Moorburg. Fachbeitrag Oberflächengewässer, Nr. 05-061-Bericht. – Spiecker, KLS Hamburg, 184 S.
- KOHLA, U. (2004): Fischereiliche Untersuchungen in der Hahnöfer Nebenelbe im Bereich der neuen Ausgleichsfläche (West) bei Hahnöfersand im Hinblick auf deren Eignung als Aufwuchs- und Laichbiotop für Fische. Untersuchung im Auftrag der Realisierungsgesellschaft Finkenwerder mbH. – Kohla Biol. Untersuchungen, Hamburg, 16 S.
- KOHLA, U. (2007): Erstbewertung des Erhaltungszustandes und Monitoringkonzept für FFH-Fischarten in FFH-Gebieten der Hamburger Unter- und Stromelbe sowie deren Nebengewässern. Studie im Auftrag Behörde für Stadtentwicklung und Umwelt der Freien und Hansestadt Hamburg, Naturschutzamt. 35 S.
- KOOPS, F. B. J. (1975): Plankton investigations near Flevo power station. - Verh. Internat. Verein. Limnol. 19, 2207-2213.
- KÖPCKE, B. & KAUSCH, H. (1996): Distribution and variability in abundance of *Neomysis integer* and *Mesopodopsis slabberi* (Mysidacea; Crustacea) in relation to environmental factors in the Elbe estuary. – Arch. Hydrobiol./Suppl. 110 (2/3): 107-157.
- KÖPCKE, B. (2002): Die Bedeutung der Nebenelben und Flachwasserbereiche für den Populationserhalt von *Eurytemora affinis* (Poppe, 1880) (Copepoda; Crustacea) in der Tide-Elbe. – Diss. FB Biol. Univ. Hamburg; dissertation.de, Verlag im Internet, 302 S.
- KÖPCKE, B. (2004): The importance of peripheral areas and mudflats for the maintenance of *Eurytemora affinis* (POPPE, 1880) (Copepoda; Crustacea) populations in the Elbe Estuary. – Arch. Hydrobiol./Suppl. 110 (4) (Unters. Elbe-Ästuar 7): 329-443.
- KRIEG, H.-J. & KAUSCH, H. (1982): Die Bedeutung einer Kühlwasserentnahme und -abgabe durch das geplante 400 MW-Kondensationskraftwerk auf dem Tiefstack für die Norderelbe und die Billwerder Bucht. Unveröff. Gutachten i.A. FH Hamburg/BBNU. – Inst. Hydrobiol. & Fisch.wiss. Univ. Hamburg, 46 pp.
- KRIEG, H.-J. (2007): Vorgezogene, überblicksweise Überwachung der Tideelbe – Durchführung der Untersuchung und Bewertung der Oberflächenwasserkörper des Tideelbestroms (QK benthische wirbellose Fauna). - F+E-Vorhaben i. A. ARGE ELBE & FH Hamburg, BSU/WG Elbe. – Krieg, Beratender Biologe - HUuG Tangstedt, 41 S.
- KRIEG, H.-J. (2008): Überblicksweise Überwachung der Tideelbe – Biomonitoring und Bewertung der Oberflächenwasserkörper des Tideelbestroms (QK benthische wirbellose Fauna). - i. A. ARGE ELBE & FH Hamburg, BSU/WG Elbe. – Krieg, Beratender Biologe - HUuG Tangstedt, 47 S.
- KRIEG, H.-J. (2009): Antrag auf Genehmigung nach BImSchG für Errichtung und Betrieb Kohlekraftwerk Brunsbüttel. Kapitel 18.11: Fachbeitrag Hydrobiologie – Zooplankton. Unveröff. Gutachten i. A. Süd-WestStrom. – Krieg, Beratender Biologe - HUuG Tangstedt, 79 S.
- KÜHL, H. & MANN, H. (1963): Über das Zooplankton der Unterelbe. – Veröff. Inst. Meeresf. Bremerhaven, 53-69.
- KÜHL, H. (1972): Hydrographie and biology of the Elbe Estuary. – In: BARNES, H. (Ed.). – Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev. 10, 225-309.

- LADIGES, W. (1935): Über die Bedeutung der Copepoden als Fischnahrung. – Z. Fisch. 33, 1-84.
- LANG, G. (1990): Zur Schwebstoffdynamik von Trübungszonen in Ästuarien. – Inst. f. Strömungsmech. & Elektron. Rechnen im Bauwesen, Univ. Hannover, Bericht 26 (ISSN 0177 – 9028).
- LANGFORD, T.E.L. (1990): Ecological effects of thermal discharges. Elsevier, London, 468 pp.
- LAWA (Arbeitsgemeinschaft Wasser) (1971): Grundlagen für die Beurteilung der Wärmebelastungen von Gewässern.
- LILLELUND, K. (1961): Untersuchungen über die Biologie und Populationsdynamik des Stintes. Arch. Fischewreiwiss., 12 (1): 1-128.
- LILLELUND, K. (1965): Effect of abiotic factors in young stages of marine fish. ICNAF spec. publ. vol. 6, 673-686.
- LUCHT, F. (1953): Hydrographische Untersuchungen in der Brackwasserzone der Elbe. – Dt. Hydr. Z. 6, 18-33.
- LUCHT, F. (1964): Hydrographie des Elbe-Aestuars. – Arch. Hydrobiol. Suppl. Elbe-Aestuar 29 (1/2), 1-96.
- MACEY, D. J. & POTTER, I. C. (1978): Lethal temperatures of ammocoetes of the Southern Hemisphere lamprey, *Geotria australis* Gray. - Env. Biol. Fish. Vol. 3 (2), 241-243.
- MARCY, B. C. jr. (1971): Survival of young fish in the discharge canal of a nuclear power plant. - J. Fish. Res. Bd. Canada 28, 1057-1060.
- MARCY, B. C. jr. (1976): Planctonic fish eggs and larvae of the lower Connecticut River and the effects of the Connecticut Yankee Plant including entrainment. - In: MERRIMAN D. & THORPE L. M. (Eds.): The Connecticut River Ecology Study, 61-114.
- MARCY, B. C., BECK, A. D. & ULANOWICZ, R. E. (1978): Effects and impacts of physical stress on entrained organisms. - In: SCHUBEL, J. R. & MARCY, B. C. (eds.) Power Plant Entrainment: A Biological Assessment. Academic Press, 135-188.
- MAYHEW, D. A., JENSEN, L. D., HANSON, D. F. & MUESSIG, P. H. (2000): A comparative review of entrainment survival studies at power plants in estuarine environments. – Environ. Sci. Policy 3 (1), 295-301.
- MCKEE, D. & EBERT, D. (1996): The effect of temperature on maturation threshold body length *Daphnia Magna*. - Oecologia, 108, 627-630.
- MELTON & SERVISS (2000): Survival of Zooplankton. Anclote Power Plant Entrainment (Florida Power Corporation) - Environ. Sc. & Policy 3, 233-248.
- MISCHKE, U. & H. Behrendt (2005): Vorschlag zur Bewertung ausgewählter Fließgewässertypen anhand des Phytoplanktons. Limnologie aktuell Band 11, Typologie - Bewertung - Management von Oberflächengewässern, Stuttgart.
- MÖLLER, H. (1988): Fischbestände und Fischkrankheiten in der Unterelbe 1984 – 1986. - Verlag Möller Kiel, 344 S.
- NIE, H. W. de (1979): Effects of thermal effluents from the Bergum power station on the zooplankton in Lake Bergum. – Aquat. Ecol. 13 (2-3), p. 100.
- NÖTHLICH, I. (1972): Trophische Struktur und Bioaktivität der Planktongesellschaft im unteren limnischen Bereich des Elbe-Ästuars. Kriterien zur saprobiellen Einstufung eines Tidegewässers. – Arch. Hydrobiol./Suppl. 43, 33-117.
- OESMANN, S. & PEZENBURG, M. (2008): Vorhaben Kraftwerk Stade-Bützfleth. Teilbeitrag Fischlarven. Unveröff. Gutachten i. A. Electrabel Deutschland AG. – Limnobios Büro für Fisch- und Gewässerökologie, 28 S.
- OESMANN, S. (1994): Nahrung und Wachstum clupeider Fische in der Unterelbe. Diplomarbeit, Univ. Hamburg. 94 S.
- OESMANN, S. (2003): Vertical, lateral and diurnal drift patterns of fish larvae in a large lowland river, the Elbe. J. Appl. Ichthyol. 19, 284-293.
- OESMANN, S. (2009): Das Fischlarvenaufkommen im Bereich des Sedimentfanges bei Wedel. – Untersuchung i. A. Hamburg Port Authority. – limnobios Büro für Fisch- und Gewässerökologie, 46 S.

- OLIVIER, J.-M. (1992): Rythmes de derive des alevin en milieu fluvial. Diplome de doctorat, Universite Claude Bernard, Lyon I, p. 127.
- ORCUTT, J. D., Jr & PORTER, K. G. (1983): Diel vertical migration by zooplankton: constant and fluctuating temperature effects on life history parameters of *Daphnia*. - Limnol. Oceanogr. 28, 720-730.
- ORCUTT, J. R., Jr & PORTER, K. G. (1984): The synergistic effects of temperature and food concentration on life history parameters of *Daphnia*. - Oecologia 63, 300-306.
- OTTO, S. A. & ZAHN, S. (2008): Temperatur- und Sauerstoff-Toleranz ausgewählter Wanderfischarten der Elbe. - Literaturrecherche. – Inst. Binnenfischerei e.V. Potsdam, 43 S.
- PATRICK, R. 1969. Some effects of temperature on freshwater algae. – In: P.A. KRENKEL AND F.L. PARKER (Eds): Biological Aspects of Thermal Pollution, Proceedings of the National Symposium on Thermal Pollution. Sponsored by the Federal Water Pollution Control Administration and Vanderbilt University, Portland, Oregon, June 3-5, 1968. - Vanderbilt University Press, 161-198 pp.
- PAVLOV, D. S. (1994): The downstream migration of young fishes in rivers: mechanisms and distribution. Folia Zool. 43, 193-208.
- PEITSCH, A. & KAUSCH, H. (1993): Distribution and tidal transport of different developmental stages of *Eurytemora affinis* (Copepoda: Calanoidea) in the Elbe estuary. – Arch. Hydrobiol./Suppl. 75, 341-355.
- PEITSCH, A. (1992): Untersuchungen zur Populationsdynamik und Produktion von *Eurytemora affinis* (Calanoida; Copepoda) im Brackwasserbereich des Elbe-Ästuars. - Diss. FB Biologie der Univ. Hamburg (unveröff.): 166 S.
- PEITSCH, A. (1993): Difficulties in estimating mortality rates of *Eurytemora affinis* in the brackish water region of the Elbe estuary. – Cah. Biol. Mar. 34, 215-224.
- PEITSCH, A., KÖPCKE, B. & BERNÁT, N. (2000): Long-term investigation of the distribution of *Eurytemora affinis* (Calanoida; Copepoda) in the Elbe Estuary. – Limnologica 30, 175-182.
- POORNIMA E. H., RAJADURAI M., RAO V. N. R., NARASIMHAN S. V. & VENUGOPALAN V. P. (2006): Use of coastal waters as condenser coolant in electric power plants: Impact on phytoplankton and primary productivity. Journal of Thermal Biology 31, 556-564.
- REEVE, M. R. & COSPER, E. (1970): The acute thermal effects of heated effluents on the copepoda *Acartia tonsa* from a subtropical bay and some problems of assessment. – F. A. O. Techn. conference on mar. poll. and its effects on living sources and fishing, 1-5.
- RIEDEL-LORJÉ, J. C. (1994): Analyse der hydrobiologischen Beweissicherungs-Messungen 1984-1993 für das Kernkraftwerk Brokdorf, Elbe. – Unveröff. Gutachten i. A. Amt für Land- und Wasserwirtschaft Itzehoe. – Inst. f. Frischwasser, Hamburg, 144 S.
- ROBERTS, D., KNOTT, N. & JOHNSTON, E. (2008): Conceptual Models of Potential Ecological Impacts of Plankton Entrainment in the Port Kembla Steelworks Cogeneration Plant for CH2M HILL Australia Pty Ltd. - Ref:J073454, Report prepared on behalf of UNSW Global Pty Limited, 24 pp.
- ROHDE, H. (1971): Eine Studie über die Entwicklung der Elbe als Schifffahrtstraße. – Mitt. Franzius-Inst. Grund- u. Wasserbau 36, 17-241.
- SADLER, K. (1979): Effects of temperature on the growth and survival of the european eel, *Anguilla anguilla*. - L. J. Fish. Biol., 15, 499-507.
- SAFT, R. J. (1996): Warmte-emissies in Wvo-vergunningen: een handreiking voor vergunning-verleners. - Rijksinstituut voor Integraal Zoetwaterbeheer & Afvalwaterbehandeling, Lelystad, rapport nr. 96.027, 32 S.
- SAVAGE, P. D. (1970): Some aspects of the phytoplankton of Southampton water. - Brit. Phycol. Bull., 2, (51), 516.
- SCE (Southern California Edison Co.) (1975): Analysis of effects on the nearshore environment. Vol. I & Vol. II. Ormond Beach Generating Station. - Southern California Edison Co., Rosemead, 251 pp.
- SCE (Southern California Edison Co.) (1983): Ormond Beach Generating Station 316(b) demonstration. - Southern California Edison Co., Rosemead, 31 pp.
- SCHÖL, A. & GÜNSTER, C. (2006): Längsprofilmessungen zum Zooplankton und Chlorophyllgehalt in der Unterelbe (km 590-645) im Mai und August des Jahres 2005. – BfG Koblenz, BfG-1510, 15 S.

- SCHÖL, A. (2008): Steuernde Einflussfaktoren und Prozesse im Sauerstoffhaushalt der Tideelbe, FGG/ARGE-Kolloquium, Hamburg, 22. April 2008 Sauerstoffhaushalt der Tideelbe
- SCHÖNBORN, W. (2003): Lehrbuch der Limnologie. – E. Schweizerbart'sche Verl. Stuttgart, 588 S.
- SCHUBERT, H.-J. & GERKENS, M. (2007): Vorhaben Kraftwerk Stade-Bützfleth, Fachbeitrag Fischfauna. Unveröff. Gutachten i. A. Electrabel Deutschland AG. - limnobios Büro für Fisch- und Gewässerökologie, 47 S.
- SCHUBERT, H.-J. & GERKENS, M. (2008): Vorhaben Kraftwerk Brunsbüttel, Fachbeitrag Fischfauna. Unveröff. Gutachten i. A. Electrabel Deutschland AG. – limnobios Büro für Fisch- und Gewässerökologie, 47 S.
- SCHUBERT, H.-J. & OESMANN, S. (2009): Antrag auf Genehmigung nach Bundes-Immissionsschutzgesetz für Errichtung und Betrieb des KW Brunsbüttel. Fachbeitrag Fische. – Gutachten i. A. SüdWestStrom Stadtkraftwerk Brunsbüttel GmbH & CO KG. – limnobios Büro für Fisch- und Gewässerökologie, 121 S.
- SCHUBERT, H.-J. (2006): Vorhaben Kraftwerk Moorburg, Fachbeitrag Fischfauna. – Unveröff. Gutachten i. A. Vattenfall Europe Generation AG & CO KG. - limnobios Büro für Fisch- und Gewässerökologie, 56 S.
- SCHUBERT, H.-J., OESMANN, S. & BECKEDORF, R. (1995): Einflüsse der Kühlwasserentnahme und –abgabe auf den Fisch- und Planktonbestand im Köhlbrand. Fachbeitrag A11, Gutachten, Müllverwertungsanlage Rugenberger Damm. – limnobios Büro für Fisch- und Gewässerökologie, 92 S.
- SCHULZ, H. (1961): Qualitative und quantitative Plankton-Untersuchungen im Elbe-Aestuar. – Arch. Hydrobiol./Suppl. 26 (1), 5-105.
- SCHWOERBEL, J. & BRENDENBERGER, H. (2010): Einführung in die Limnologie. – Spektrum Akad. Verl. Heidelberg, 340 S.
- SCHWOERBEL, J. (1999): Einführung in die Limnologie. - Gustav Fischer Verlag, Jena, Stuttgart, 465 S.
- SEPÚLVEDA, A. (1994): Daily growth increments in the otoliths of European smelt *Osmerus eperlanus* larvae. Mar. Ecol. Prog. Ser. 108: 33-42.
- SEPÚLVEDA, A., THIEL, R. und NELLEN, W. (1993): Distribution patterns of early life stages of European smelt, *Osmerus eperlanus* L., from the Elbe River. Comm. Meet. Int. Coun. Explor. Sea C.M.-ICES/M:52, p. 20.
- SOLTANPOUR-GARGARI, A. & WELLERSHAUS, S. (1987): Very low salinity stretches in estuaries. – the main habitat of *Eurytemora affinis*, a plankton copepod. – Contrib. Alfred-Wegener-Inst. Polar and Mar. Res. 37, 199-208.
- SOMMER, U. (1994): Planktologie. – Springer Verlag, Hamburg, Stuttgart, 274 S.
- SONDERAUFGABENBEREICH TIDEELBE der Länder Hamburg, Niedersachsen und Schleswig-Holstein mit der Wassergütestelle Elbe (2008): Wärmelastplan für die Tideelbe. - Projektgruppe Wärmelastplan Tideelbe, Hamburg, 15 S.
- SPINGAT, F. M. (1997): Analyse der Schwebstoffdynamik in der Trübungszone eines Tideflusses. - Leichtweiss-Inst. f. Wasserbau Techn. Univ. Braunschweig, Heft 139 (ISSN 0343 – 1223).
- SPRENGEL, G. (1997): Verluste an Organismen im Bereich der deutschen Küsten von Nord- und Ostsee einschließlich der Ästuarie durch Entnahme von Wasser für großtechnische Kühlsysteme. - Bestandsaufnahme, ökologische Bewertung und Vorstellung von Verfahren zur Problemminderung. – UBA, FB 20204258. – GUT Umwelttechnik GMBH, 352 S.
- STOSCHEK, O., POTTHOFF, M., PETERSEN, O. S., LARSEN, O. & ENGELS, R. (2009): Ökologische Modellierung von Gewässergüteparametern an der Tide-Elbe. – Aachener Software-Tage Wasserwirtsch., www.fh-aachen.de/tagung2009/html
- SUCHANEK, T. H. & GROSSMAN, C. (1971): Viability of Zooplankton. – In: WILLIAMS, G. C., MITTON, J. B., SCHANEK, T. H., GEBELEIN, N., GROSSMAN, C., PEARCE, J., YOUNG, J., TAYLOR, C. E., MULSTAY, R. & HARDY, C. D. (Eds.): Studies on the effects of the a steam-electric generating plant in the marine environment at Northport. – Mar. Sc. Res. Center, SU New York, Tech. Rep. 9, 61-74.
- TETRA TECH (2009): Bay Shore Power Plant. Intake and Thermal Discharge NPDES Compliance Option Evaluation. Final Report.

- THIEL, R. & PEZENBURG, M. (2001): Einfluss gewässerbaulicher Maßnahmen auf die Funktion des Mühlenberger Lochs als Laich- und Aufwuchsgebiet für Fische. – Gutachten im Auftrag der Umweltbehörde Hamburg, 96 S.
- THIEL, R. & POTTER, I. (2001): The ichthyofaunal composition of the Elbe Estuary: an analysis in space and time. *Marine Biology* 138: 603-616.
- THIEL, R. (2001): Spatial gradients of food consumption and production of juvenile fish in the lower River Elbe. *Arch. Hydrobiol. Suppl.* 135/2-4, p. 441-462.
- THIEL, R., SEPÚLVEDA, A. & OESMANN, S. (1996): Occurrence and distribution of twaite shad (*Alosa fallax* Lacépède) in the lower Elbe River, Germany. Conservation of Endangered Freshwater Fish in Europe. Kirchhofer & Hefti (eds). Birkhäuser Verlag Basel / Switzerland. 157-170.
- TURNPENNY, A. W. H. & TAYLOR, C. J. L. (2000): An assessment of the effect of the Sizewell power station on fish populations. – *Hydroécol. Appl. Tome*, Vol. 12 (1-2), 87-134.
- URK, G. van & KOOLEN, J. (1972): Effecten van warmtelozingen. - RIZA, Lelystad, ongepubliceerd rapport.
- URK, G. van (1979): The effects of a temperature shock on Zooplankton. – *Aquat. Ecology* 13 (2/3), 101-105.
- UVU-MATERIALBAND VII (1997): UVU zur Anpassung der Fahrrinne der Unter- und Außenelbe an die Containerschifffahrt. Tiere und Pflanzen - aquatische Lebensgemeinschaften. Unveröff. Gutachten i. A. der WSV Kiel, WSA Hamburg, Amt Strom- und Hafenbau, Hamburg und Planungsgruppe Ökologie und Umwelt Nord, Hamburg. - Inst. Hydrobiol. Fisch.wiss. Univ. Hamburg und Krieg – Beratender Biologe, HUuG Tangstedt, 567 S.
- VAN AERSEN, G. H. F. M. & HADDERINGH, R. H. (1983): Oriënterend onderzoek naar sterke temperatuurfluctuaties van geloosd koelwater in de winter bij de Flevocentrale en de invloed hiervan op vis. - KEMA memo VII 83-32 MO-B.
- VAN DENSEN, W. L. T. & HADDERINGH, R. H. (1982): Effects of entrapment and cooling water discharge by the Bergum Power Station on 0+ fish in the Bergumermeer. *Hydrobiologia* 95, 351-368.
- VAUGHAN, D.S. & KUMAR, K.D. (1982): Entrainment Mortality of Ichthyoplankton: Detectability and Precision of Estimates. *Environmental Management*, Vol. 6, No. 2, pp. 155-162.
- VOLK, R. (1906): Hamburgische Elbe-Untersuchungen. VIII. Studie über die Einwirkung der Trockenwetterperiode im Sommer 1904 auf die biologischen Verhältnisse der Elbe bei Hamburg. – *Mitt. Naturhist. Mus. Hamburg*, 23, 1-101.
- WANDERS, B., DE NIE, H., RICHTER, B., FRANK-LANDMAN, A. & SWART, K. (1980): Gevolgen van koelwaterlozing op groei en voorkomen van plankton in het Bergumermeer. – *Limnol. Inst. Nieuwersluis en Oosterzee*, rapport nr. 1980-2.
- ZHI-BING JIANG, JIANG-NING ZENG .. et al. (2009): Potential impact of rising seawater temperature on copepods due to the coastal power plants of subtropical areas. – *J. Experim. Mar. Biol. Ecol.* 368 (2), 196-201.
- ZHITENJOWA, T. S. & NIKANOROW, J. I. (1972): Der Einfluss des vom Konakowschen Wärmekraftwerk abfließenden Warmwassers und die biologischen Prozesse Iwanjkowo Stausee. – *Verh. Int. Ver. theor. & angew. Limnol.* 18, 833-836.

Tangstedt, den 15. Juni 2010

Endfassung (Rev. 02_06/10)


HUuG Tangstedt
H.-J. KRIEG – Beratender Biologe
Pinneberger Weg 2 - 25499 Tangstedt
Telefon 04101 / 275 73

(Auftragnehmer und Projektleitung)

A N H A N G

gesichtete nicht zitierte Literatur (zur Empfehlung)

&

Anhangtabellen A.1 & A.2

Angaben über Schädigung und Mortalität Jungfische, Larven und Eier nach
Kühlwasserpassage („entrainment“) und Literaturquelle

- AARTS, H. P. A. (2000): Natuurlijke levensgemeenschappen van de Nederlandse binnenwateren. Deel 11, Rijkskanalen. - Achtergronddocument bij het 'Handboek Natuurdoeltypen in Nederland'. Expertise-centrum LNV. rapport EC-LNV nr. AS-11, Wageningen.
- ADAMEK, A. & OBRDLIK, P. (1977): Food of important cyprinid species in the warmed barb-zone of the Oslava river. - Folia Zool. 26, 171-182.
- ALABASTER, J. S. & DOWNING, A. L. (1966): A field and laboratory investigation of the effect of heated effluents on fish. - In: Fish. Invest., Minist. Agric. Fish., UK series I, vol. VI, nr. 4.
- ALABASTER, J. S. (1964): The effect of heated effluents on fish. - Adv. Water Poll. Res., Proc. 1st Int. Conf., 1962.
- ALABASTER, J. S. (1967): The survival of salmon (*Salmo salar*) and sea-trout (*Salmo trutta*) in fresh and saline water at high temperatures. - Wat. Res. 1, 717-730.
- ALMATAR, S. M. (1984): Effect of acute changes in temperature and salinity on the oxygen uptake of larvae of herring (*Clupea harengus*) and plaice (*Pleuronectes platessa*). - Mar. Biol. 80, 117-124.
- ANONYMUS (1983): Voorstudie naar de effecten van koelwaterlozing op het milieu van het IJmeer. Koelwaterstudie centrale Diemen. - DHV, Amersfoort, dossier 1-1914-00-24. 69 S.
- ANONYMUS (1984): Elektriciteitsproductie en koelwater. Een discussienota betreffende het gebruik van oppervlaktewater als koelwater voor elektriciteitsproductie. - Rapport Vereniging van directeuren van elektriciteitsbedrijven in Nederland. Nr. 84-258, 56 S.
- ANONYMUS (1985): Oriënterend onderzoek naar het effect van doorspoeling/uitwisseling van het Veerse meer. - Directie Waterhuishouding en Waterbeweging Distrikt Zuidwest, Nota nr. 22.001.11, Dordrecht
- ANONYMUS (1986): Koelwaterlozingen. State-of -the-art far-field beschrijving. - Verslag literatuurstudie. Waterloopkundig Laboratorium, Delft, rapport nr. R899-4, 56 S.
- ARBEITSGEMEINSCHAFT FÜR DIE REINHALTUNG DER ELBE (ARGE ELBE) (2005): Kontrolluntersuchungen im Fischaufstieg im Elbewehr bei Geesthacht-Oktober-Dezember 2004. – Wassergütestelle Elbe Hamburg, 16 S.
- BAK, A., KAPER, A., REEZE A. J. G. & VAN SPLUNDER, I. (2000): Biologische monitoring zoete rijkswateren. Noordzeekanaal, Amsterdam Rijnkanaal, Kanaal Gent naar Terneuzen, Twenthekanalen 1997. - RIZA, Lelystad, rapport 2000.031.
- BAKKER, C., NOORDHUIS, R. & PRINS, K. H. (1997): Biologische monitoring zoete rijkswateren. Watersysteemrapportage Rijn 1995. - RIZA, Lelystad, rapport nr. 97.066.
- BAMBER, R. N. (1990): Power station thermal effluents and marine crustaceans. - J. Therm. Biol. 15, 91-96.
- BAUR, W. H. & RAPP, J. (2003): Gesunde Fische. - Parey Buchverlag Berlin, 2. Auflage, 317 S.
- BIJ DE VAATE, A., NABER, A. & DEN BESTEN, P. J. (1994): Population dynamics of *Melanoides tuberculata* (Müller) (*Gastropoda: Prosobranchia: Thiaridae*) near a cooling water discharge in the Twenthe Canal (The Netherlands). - Basteria 58 (1/2), 3-10.
- BIJ DE VAATE, A. & BREUKELAAR, A. W. (2001): De migratie van Zeeforel in Nederland. Rijksinstituut voor Integraal Zoetwaterbeheer & Afvalwaterbehandeling. - Rapport nr. 2001.046, ISBN 9036954037.
- BIJ DE VAATE, A., JAZDZEWSKI, K., KETELAARS, H., GOLLASCH, S. & VAN DER VELDE, G. (2002): Geographical patterns in range extension of macro-invertebrate Ponto-Caspian species in Europe. - Can. J. Fish. Aquat. Sci. 59, 1159-1174.
- BITTER, O. & SAFT, R. (1995): Hoge watertemperaturen 1994. gevolgen voor organismen, koelwaterlozingen en stroomvoorziening. - Ministerie van Economische Zaken, Ministerie van Verkeer en Waterstaat, 'Sgravehage. Nota nr.: 94.064, 47 S.
- BOENNE, E. N. A. & HADDERINGH, R. H. (1977): Vergelijkend onderzoek naar macrofauna op de beschoeiing van het inlaat – en het uitlaatgebied van de Flevocentrale (september 1972 – december 1974). - KEMA, Arnhem, rapport nr. 6535-77 MO-biol. 28 S.
- BORGTS, H. E. M. (1978): Vergelijkend onderzoek aan Dipteralarven van het in- en uitlaatgebied van de Bergumermeercentrale, gedurende 3 jaar (1973,1974,1976). KEMA, Arnhem, rapport nr. 5010-78 MO-biol., 20 S.

- BRETT, J. R. (1970): Fishes, functional responses. - In: KINNE, O. (Ed.), Marine Ecology: A Comprehensive, Integrated Treatise on Life in Oceans and Coastal Waters. Vol. I. Environmental Factors, Part 1. – Wiley & Son, New York, 516-560.
- BREUKERS, C. & WESTPAL, R. (1993): Maximum koelcapaciteit IJmeer. - Rijksinstituut voor Integraal Zoetwaterbeheer & Afvalwaterbehandeling, Lelystad, rapport nr. 92.064.
- BROCK, T. D. (1975): Predicting the ecological consequences of thermal pollution from observations on geothermal habitats. - In: IAEA, International Atomic Energy Agency: Environmental effects of cooling systems at nuclear power plants. - Nr IAEA-SM-187/9, Vienna, 599-621.
- BRUIJS, M. C. M. (2004): Effectiviteit visgeleidingssystemen bij de bestaande waterkrachtcentrales Linne en Alphen. - KEMA Power Generation & Sustainables, 50351962-KPS/MEC 04-7019.
- BUCK, J. D. (1970): Connecticut River Microbiology. October 1965-September 1969. - Marine Research Laboratory, University of Connecticut, Noank.
- CAIRNS, J. (1956): Effects of increased temperatures on aquatic organisms. - Ind. Wastes, 1, 150-152.
- CAIRNS, J. Jr. (1971): Thermal pollution: a cause for concern. - J. Water Poll. Contr. Fed. 43, 55-66.
- CHURCHILL, M. A. & WOJTALIK, T. A. (1969): Effects of heated discharges: The TVA experience. - Nucl. News, 12: 80-86.
- CLARIDGE, P. N., POTTER, I. C. & HARDISTY, M. W. (1986): Seasonal changes in movement, abundance, size composition and diversity of the fish fauna of the Severn Estuary. - J. Mar. Biol. Ass. U.K. 66, 119-258.
- COMMISSIE MILIEUZAKEN (1984): Elektriciteitsproductie en koelwater. Een discussienota betreffende het gebruik van oppervlaktewater als koelwater voor elektriciteitsproductie. MO-K 84-258, Fko+Swe/ARJ, 84-10-03
- CORTEN, A. (1996): Ecoprofiel Haring. - RIVO-DLO rapport CO59-95.
- COTTER, A. J. R., PHILLIPS, D. J. H. & AHSANULLAH, M. (1982): The significance of temperature, salinity and zinc as lethal factors for the mussel, *Mytilus edulis* in a polluted estuary. - Mar. Biol., 68, 135-141.
- DALE, V. H. & SWARTZMAN, G. L. (1984): Simulating the effects of increased Temperature in a Plankton Ecosystem: A Case Study. – In: SHUBERT L. E. (ed.): Algae as Ecological Indicators. - Academic Press, 395-427.
- DE KRUIK, H. J. (1983): Overzicht van hydrobiologisch koelwateronderzoek in Nederland. Stand van zaken 30 juni 1983. - Commissie Koelwater Normen, 's Gravenhage, nota nr. WH-83, 13, 72 S.
- DE NIE, H. (1982): Effects of thermal effluents from the Bergum Power Station on the zooplankton populatie in the Bergummermeer. - Hydrobiologia 95, 337-349.
- DIRKSEN, P. W. (1989): Koelwaterlozing PEGUS centrales te Utrecht. - Rijksinstituut voor Integraal Zoetwaterbeheer & Afvalwaterbehandeling, Lelystad, rapport nr. 89.013.
- DIVE, D. G., LECLERC, H. & DEJONCKHEERE, J. F. (1981): Isolation of *Naegleria fowleri* from the cooling pond of an electric power plant in France. - Ann. Microbiol. 132, 97-105.
- DOKULIL, M. T., HUMPESCH, U. H., SCHMIDT R. & PÖCKL M. (1993): Limnologie: Auswirkungen geänderter Klimaverhältnisse auf die Ökologie von Oberflächengewässer in Österreich. Anthropogene Klimaänderungen. – Verl. Österr. Akad. Wissensch.
- DUNSTALL, TH. G. (2007): Effects of Entrainment on Phytoplankton Primary Production at Four Thermal Electric Generating Stations on the Laurentian Great Lakes. –Int. Rev. Ges. Hydrobiol. und Hydrogr. 70 (2), 247-257.
- DUSOGE, K. & WISNIEWSKI R. J. (1976): Effect of heated waters on biocenosis of the moderately polluted Narew river macrobenthos. – Pol. Arch. Hydrobiol. 23 (4), 539-555.
- EIFAC (1968): Water quality criteria for European freshwater fish. Report on water temperature and inland fisheries based mainly on Slavonic literature. - EIFAC Tech. Papers no. 6, 32 S.
- ELSON, P. F. (1969): High temperature and river ascent by atlantic salmon. - International Council Explor. Sea, rapport C.M. 1969/ M 12.
- ENRIGHT, J.T. (1977): Power plants and plankton. – Mar. Pollut. Bull. 8, 158-161.

- EPA (2002): Clean Water Act NPDES permitting determinations for thermal discharge and cooling water intake Brayton Point Station in Somerset, MA. - Rapport EPA New England, nr. MA 3654.
- ESCH, G. W. & MCFARLANE, R. W. (Eds.) (1976): Thermal ecology II. - Technical Information Centre, Energy Research and Development Administration, ERDA Symposium Series (Conf. 750425), Springfield, Va.
- FERRY-GRAHAM, L., DORIN, M. & LIN, P. (2008): Understanding entrainment at coastal power plants: Informing a program to study impacts and their reduction. - Contract No. 500-04-025. *Prepared For:* California Energy Commission, USA, 50 pp.
- FFH-RICHTLINIE (1992): Richtlinie 92/43EWG des Rates vom 21. Mai 1992 zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen (FFH-Richtlinie). - ABl. Nr. L 206 vom 22.7.1992; 7. Änderung 97/62/EG – ABl. Nr. L 305 vom 8.11.1997, 42 S.
- FLINT, N. A. & Madsen, J. D. (1995): The effect of temperature and daylight on the germination of *Potamogeton nodosus* tubers. - J. Freshw. Ecol. 10, 125-128.
- FRAIKIN, S. J. & VAN DEN BERGS, J. (1996): Thermisch infrarood opnamen: koelwaterpluim van de Eemscentrale. - Ministerie van Verkeer en Waterstaat, Rijkswaterstaat, Meetkundige Dienst (RWS, MD). – Delft. 16 S., ill. MD-GAT-1996-44.
- FRIEDRICH, G. & POHLMANN, M. (2009): Long-term plankton studies at the lower Rhine/Germany. – Limnologica 39 (1), 14-39.
- FRY, E. J., HART J. S. & WALKER, K. F. (1946): Lethal temperature relations for a sample of young speckled trout (*Salvelinus fontinalis*). - Studies Biol. Series, Univ. Toronto 54, 1-35.
- FRY, F. E. J. (1967): Responses of vertebrate poikilotherms to temperature. – In: ROSE, E. (ed.), 375-420.
- GAUMERT, Th. (1985): Synthese und Abbau von Biomasse im Gewässer. - Wassergütestelle Elbe Hamburg, Hamburg, 8 S.
- GELTINK, H. (1983): Effecten van de temperatuur van het inundatiewater op de reactie van de schorrevegetatie bij verlengde inundatie. - Delta Instituut voor Hydrobiologisch Onderzoek, Yerseke, rapport nr. 3-1983, 33 S.
- GESSNER, F. (1970): Temperature, plants. Hoofdstuk 3.2 - In: KINNE, O.: Marine ecology, vol. 1, part 1, Wiley-Interscience.
- GLAZENBURG, B., ongedateerd: Een experimenteel onderzoek naar de groei van 0-groep schol in relatie tot de watertemperatuur. - Nederlands Instituut voor Onderzoek der Zee, Texel, ongenummerd rapport, 19 S.
- GRAIG, J. F. (1987): The biology of perch and related fish. - Timber Press, Wilshire, USA, 333 S.
- GRINTEN VAN DER, E., HERPEN VAN DER, F. C. J., WIJNEN, H. J., EVERS, C. H. M., WUIJTS, S. & VERWEIJ, W. (2007): Afleiding maximumtemperatuurnorm goede ecologische toestand (GET) voor Nederlandse grote rivieren. - RIVM Rapport 607800003/2007, 12 S.
- HAAGSMA, J. (1973): De etiologie en epidemiologie van botulismus bij watervogels in Nederland. - Proefschrift Rijksuniversiteit van Utrecht, 205 S.
- HADDERINGH, R. H. & JAGER, Z. (2002): Comparison of fish impingement by a thermal power station with fish populations in the Ems Estuary. - Journal of Fish Biology 61, 105-124.
- HADDERINGH, R. H. & POTTER DE, M. R. (1995): Reduction of fish mortality at power stations. - POWER-GEN'95 EUROPE, 16-18 May Amsterdam.
- HADDERINGH, R. H. (1975): Effects of the cooling water discharge on the macroinvertebrates and fish populations around Flevo power station. - Verh. Internat Verein. Limnol. 19, 2214-2218.
- HADDERINGH, R. H. (1977): Results of four years of investigation of the bottom fauna at the inlet and outlet of the Flevo power station. - KEMA, Arnhem, rapport nr. 10051-76 MO-biol.
- HADDERINGH, R. H. (1979): Fish impact mortality at power stations. The problem and its remedy. – Aquatic Ecology, Vol. 13 (2-3), 83-93.
- HADDERINGH, R. H. (1979): Schade aan ingezogen vis door elektriciteitscentrales. Het probleem en wat er aan te doen is. - Electrotechniek 57 (11), 564-583.

- HADDERINGH, R. H. (1980): Invloed van koelwaterlozingen op de dichtheid van bodemfauna in het Bergumermeer en aangrenzende kanalen (samenvattend memorandum). - KEMA, Arnhem, rapport nr. 80-28 MO-Biol.
- HADDERINGH, R. H. (1982): Experimental reduction of fish impingement by artificial illumination at Bergum Power Station. – Int. Revue ges. Hydrobiol., 67 (6), 887-900.
- HADDERINGH, R. H. (1996): Herstel van zalmachtigen in de Nederlandse rivieren in relatie met de E-bedrijven. - Rapport 64518-KES/WBR, 96-3109.
- Hadderingh, R. H., (1994^A): Literatuurstudie naar de reactie van migrerende salmoniden op verhoogde watertemperatuur, met bijzondere aandacht voor opgewarmd koelwater. - KEMA, rapport 63887-KES/WBR 94-3121.
- HADDERINGH, R. H., (1994^B): Gedrag van jonge salmoniden onder laboratoriumomstandigheden op verhoogde watertemperatuur. - KEMA, rapport 63887-KES/WBR, 94-3114.
- HADDERINGH, R. H., AERSSSEN VAN G. H. F. M., GROENEFELD, H. A., JENNER, H. A. & STOEP VAN DER, J. W. (1983): Fish impingement at power station situated along the rivers Rhine and Meuse in the Netherlands. – Hydrobiological Bulletin 17(2), 129-141.
- HADDERINGH, R. H., VAN DER VELDE G. & SCHNABEL, P. G. (1987): The effect of heated effluent on the occurrence and the reproduction of the freshwater limpets *Ancylus fluviatilis* Müller, 1774, *Ferrissia wautieri* (Mirolli, 1960) and *Acroloxus lacustris* (L., 1758) in two Dutch water bodies. - Hydrobiological Bulletin 21, 193-205.
- HAGELIN, L.-O. & STEFFNER, N. (1958): Notes on the spawning habits of the river lamprey (*Petromyzon fluviatilis*). - Oikos 9 (II), 221-238.
- HALSBAND, E. & HALSBAND, I. (1992): Die Entwicklung der Elektrofischereianlagen von den Anfängen bis zur Hightech der Gegenwart und ihr Einsatz in der Praxis. - Fischer & Teichwirt 8, 302-304.
- HARTNOLL, R. G. (1978): The effect of salinity and temperature on the post-larval growth of the crab, *Rhithropanopeus harrisi*. – In: MCLUSKY & BERRY (Eds.), 349-358.
- HENDERSON, P. A. & SEABY, R. M. H. (2000): Technical evaluation of US Environmental Protection Agency proposed cooling water intake regulations for new facilities.
- HENDERSON, P. A. (1987): On the population biology of the common shrimp *Crangon crangon* in the Severn estuary and Bristol Channel. - J. Mar. Biol. UK. 67, 825-847.
- HENDERSON, P. A. (1989): On the structure of the inshore fish community of England and Wales. - J. mar. biol. Ass. U.K., 69, 145-163.
- HENDERSON, P. A., TURNPENNY A. W. H. & BAMBER, R. N. (1984): Long-term stability of a sand smelt (*Atherina presbyter* Cuvier) population subject to power station cropping. - Journal of Applied Ecology 21, 1-10.
- HICKMAN M. (1982): The removal of a heated water discharge from a lake and the effect upon an epiphytic algal community. - Hydrobiologia, 87 (1), 21-32.
- HICKMAN, M. & KLARER D. M. (1974): The growth of some epiphytic algae in a lake receiving thermal effluent. - Arch. Hydrobiology, 74, 403-426.
- HICKMAN, M. & KLARER, D. M. (1975): The effect of the discharge of thermal effluent from a powerstation on the primary productivity of an epiphytic algal community. - Br. Phycol. J., 10, 81-91.
- HOCÍK, J. (1986): The freshwater fishes of Europe. - Vol. 1, part 1: Petromyzontiformes. - Aula Verlag, Wiesbaden, 315 S.
- HOHENDORF, K. (1963): Der Einfluss der Temperatur auf die Salzgehaltstoleranz und Osmoregulation von *Nereis diversicolor*. - O.F. Muell. - Kieler Meeresforschungen 19, 196-218.
- HOLTHAUS, K. I. E., WEBER, A. & KAAG, N. H. B. M. (2003): Ecosysteemeffecten koelwatergebruik Noordzeekanaal. – Rijkswaterstaat directie Noord-Holland, Haarlem, TNO-Rapport R 2002/631, 47 pp.
- HOLZNER, M. (2000): Untersuchungen über die Schädigung von Fischen bei der Passage des Mainkraftwerks Dettelbach. – Diss. TU München, 351 S.
- HOOGENDORN, D. & QUIST, A. (1981): De koelcapaciteit van een langgerekt stagnant water. Gelaagde stroming bij een diffusorlozing in ondiep water. Waterloopkundig Laboratorium, Delft, rapport nr. M1629, 94 S.

- HORST, T. J. (1975): The assessment of impact due to entrainment of ichthyoplankton. – In: SAILA S.B. (Ed.): Fisheries and energy production. - A symposium, 107-118.
- HOUSTON, A. H. (1982): Thermal effects upon fishes, NRCC associate committee on scientific criteria for environmental quality. - National Research Council of Canada, Ottawa, publ. nr. 18566.
- HUMPESCH, U. M., DOKULIL, M., ELIOTT J. M. & HERZIG, A. (1981): Auswirkungen der thermischen Gewässerbeeinflussung. - Wasserwirtschaft, Wasserversorge. - Forschungsarbeiten no. 257 BM Land- und Forstwirtschaft, Sekt. IV, Wien.
- IBL (2007): Potenziale zur Kühlwassernutzung am Kraftwerksstandort Wilhelmshaven –Gewässerökologisches Gutachten i. A. Stadt Wilhelmshaven – IBL Oldenburg, 288 S.
- IGER, Y., JENNER, H. A. & WENDELAAR-BONGA, S. E. (1994): Cellular responses in the skin of the trout (*Oncorhynchus mykiss*) exposed to temperature elevation. - J. Fish Biol. 44, 921-935.
- JAARSMA, N. G. & VERDONSCROT, P. F. M. (2000): Natuurlijke levensgemeenschappen van de Nederlandse binnenwateren. Deel 10, Regionale kanalen. - Achtergronddocument bij het 'Handboek Natuurdoeltypen in Nederland'. Expertisecentrum LNV rapport EC-LNV nr. AS-10, Wageningen.
- JAGER, Z. (1992): Een onderzoek naar de vissterfte ten gevolge van koelwaterinname uit het Eems-estuarium door de Eemscentrale in 1981/1982. - Rapport DGW-92.026, Rijkswaterstaat, Rijksinstituut voor Kust en Zee/RIKZ.
- JENNER, H. A. (1983): Control of mussel fouling in the Netherlands: experimental and existing methods. - In: On condenser macrofouling control technologies, Symp. Hyannis, Mass.
- KEMA (1991): Milieu-Effect-Rapport Uitbreiding Eemscentrale met gasgestookte eenheden EC 95/96. - Doc. Nr. EPON EC3/MM0020. Ref. Nr. KEMA 93494-WPB, 90-220.
- KENNEDY, M. & FIZMAURICE, P. (1972): Some aspects of the biology of the gudgeon (*Gobio gobio* (L.)). - In: Irish waters. - J. Fish Biol. vol. 4.
- KENNEDY, V. S. & MIHURSKY, J. A. (1967): Bibliography on the effects of temperature in the aquatic environment. - Contr. Nat. Resour. Inst. Univ. Md.
- KINNE, O. (ed.) (1970): Marine Ecology. A comprehensive, integrated treatise on life in oceans and coastal waters. Volume 1, Environmental factors, Part 1. - Wiley- Interscience, New York. 681 S.
- KITITSYNA, L. A. (1980): Ecological and physiological peculiarities of *Dikerogammarus haemobaphes* (Eichw.) in the region of the Tripolye State Supercentral Electric Station heated water discharge. - Gidrobiol. Zh., 16, 77-85.
- KLINGE, M., BUIJSE, A. D., CAZEMIER, W. G., LAMMENS, E. H. R. R. & PRINS, K. H. (1998): Biologische monitoring zoete Rijkswateren: Vis in de zoete Rijkswateren. - RIZA, Lelystad, rapport nr. 98.017, 53 S.
- KLINK, A. (1988): Drift van makro-evertebraten. - Hydrobiologisch Adviesburo Klink bv, Wageningen. Rapporten en mededelingen 34, 1988.
- KLOPPER, J. W. (1994): Koelwater Eemscentrale. Brief RIKZ/AB-94.40080. - Rijksinstituut voor Kust en Zee, Haren.
- KLUG, M. J. & REDDY, C. A.(eds.) Current Perspectives in Microbial Ecology. - American Society of Microbiology, Washington, 314-319.
- KNIGHT-JONES, E. W. & MORGAN, E. (1966): Responses of marine animals to changes in hydrostatic pressure. - In: Barnes, H. (Ed.), Oceanography and Marine Biology. – Oceanogr. Mar. Biol. Annual review 4, 267-299.
- KOOPS, F. B. J. & POLDERMAN, A. M. (1987): Menspathogene organismen en koelwater. - KEMA, Arnhem, rapport nr. 60023-MOB, 86-3081.
- KOOPS, F. B. J. (1971): Rapport betreffende incidenteel biologisch onderzoek in het koelwatercircuit van de elektriciteitscentrale te 's Gravenhage op 20/9 - 21/9 en 23/9 - 24/9 1971. - KEMA, Arnhem, rapport nr. IV, 9889-71.
- KOOPS, F. B. J. (1975): Plankton investigations near Flevo power station. - Verh. Internat. Verein. Limnol. 19, 2207-2213.
- KOOPS, F. B. J. (1979): Vegetatie langs en in het noordelijk deel van het Bergumermeer in 1970 en 1978. - KEMA, Arnhem, rapport nr. IV, 4297-79 MO-B.

- KOOPS, F. B. J. (1981): De invloed van de koelwaterlozing door de centrale Bergum op chemie en plankton in het Bergummeer. Deel 1 t/m 3. - KEMA, Arnhem, rapport nr. 6632-81 MO-biol., deel 1.
- KOOPS, F. B. J. (1993): Koelwaterlozingen en wateren voor zalmachtigen. - KEMA, Arnhem, rapport nr. 63529-KES/MAD 93-3001.
- KOOPS, F. B. J. (1994): Koelwaterpluimen in rivieren en migrerende vis. - KEMA, Arnhem, rapport nr. 63742-KES/MAD 94-3016.
- KOOPS, F. B. J. , DONZE M. & HADDERINGH R. H. (1980): Optimizing the use of cooling water to reduce its impact on the aquatic environment. - Proc. 11th World Energy Conference München, Vol 3, 424-439.
- KORTBEEK, L. M. & MANK, T. G. (1999): Epidemiologie van parasieten in Nederland. - Ned. Tijdsch. Klin. Chem., 24, 11-17.
- KOVALEV, P. M. (1973): Natural reproductive conditions of the pike-perch, perch and ruff of lake Ilmen. - Journ. of Ichth., Vol 13 (6), 943-949.
- KRENKEL, P. A. & PARKER, F. L. (1969): Biological aspects of thermal pollution. - Proceedings of the national symposium on thermal pollution.
- KÜTTEL, S., PETER, A. & WÜEST, A. (2002): Temperaturpräferenzen und –limiten von Fischarten Schweizerischer Fließgewässer. - Rhône Revitalisierung, Publikation Nummer 1.
- LAMPERT, W. (1977): Studies on the carbon balance of *Daphnia pulex* De Geer as related to environmental conditions. IV. Determination of the "threshold" concentration as a factor controlling the abundance of zooplankton species. – Arch. Hydrobiol. Suppl. 48, 361-368.
- LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT WASSER (LAWA) (1971): Grundlagen für die Beurteilung der Wärmebelastungen von Gewässern. – LAWA-AG Wärmebelast. v. Gewässern, 88 S.
- LANGFORD, T. E. (1971): The biological assessment of thermal effects in some British rivers. – In Symp. Freshwat. Biol. and Elect. Power Generation 22nd April 1972, Cent. Elect. Generating Bd.: 9-40.
- LANNING, G. (2003): Physiologische Grundlagen temperaturabhängiger Biogeographie bei marinen Fischen. – Diss. Universität Bremen , 151 S.
- LANTERS, R. L.P., ROZEMEIJER, M. J. C., HADDERINGH R. H. & HEESSEN, M. J. (2000): De visstand in het Rotterdamse havengebied en mogelijke effecten van koelwaterlozingen. - Rijksinstituut voor Kust en Zee, 's Gravenhage, rapport nr. 2000.053, 49 S.
- LEWIS, R. M. (1966): Effects of salinity and temperature on survival and development of larval Atlantic menhaden *Brevoortia tyrannus*. - Trans. Am. Fish. Soc., 95 (4): 423-426.
- LIEBMAN, H. (1962): Handbuch der Frischwasser- und Abwasserbiologie. - Oldenbourg Verlag, München.
- LOEFFELMAN, P. H., KLINECT D. A. & VAN HASSEL, J. H. (1991): Fish protection at water intakes using a new signal development process and sound system. - In: Waterpower '91. Proceedings of the International Conference on Hydropower. American Society of Civil Engineers, Denver, Colorado, 355-365.
- LYNCH, M. (1977): Fitness and optimal size in zooplankton populations. - Ecology, 58, 763-774.
- MARQUET, P. L. (1959): Vissen van Zuid-Limburg 2; de Rivierprik (*Lampetra fluviatilis*) negenuiger-nege-noog. - Natuurhist. Maandbl. 49 (1-2), 10- 12.
- MARTEIJN, E., VAN DE KAMER, J., PAKES, U., KRUITWAGEN P. & SAFT, R. J. (1994): Letale effecten van temperatuur op organismen. - Rijksinstituut voor Integraal Zoetwaterbeheer & Afvalwaterbehandeling, ongepubliceerd rapport, 6 S.
- MATTHEWS, W. J. (1986): Geographic variation in thermal tolerance of a widespread minnow, *Notropis lutrensis* of the North American midwest. - J. Fish Biol. 28, 407-417.
- MCLEESE, D. W. (1956): Effects of temperature, salinity and oxygen on the survival of the American lobster. - I. Fish. Res. Board Can, 13 (2), 247-272.
- MENEZES, J. K., DOLAT, S. W., TILLER, G. W. & DOLAN, P. J. (1992): The electronic fish startle system. - Sonalysts, Inc., Waterford, Connecticut.
- MINISTERIE VAN VERKEER EN WATERSTAAT (1989): Derde Nota Waterhuishouding. - Tweede Kamer 1988-1989, 21250, nrs 1-2.

- MINISTERIE VAN VERKEER EN WATERSTAAT (1993): Beheersplan voor de Rijkswateren 1992-1996. - Ministerie van Verkeer en waterstaat, Rijkswaterstaat, mei 1993.
- MIQUELIS, A., ROUGIER, C. & POURRIOT, R. (1998): Impact of turbulence and turbidity on the grazing rate of the rotifer *Brachionus calyciflorus* (Pallas). – *Hydrobiologia* 386, 203-211.
- MÜLLER, K. (1996): Ökologische Typisierung der aquatischen Makrofauna. - Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft., München, 543 S.
- MURPHY, J. C., GARTEN, C. T., SMITH M. H. & STANDORA, E. A. (1976): Thermal tolerance and respiratory movement of bluegill from two populations tested at different levels of acclimation temperature and water hardness, 145-147. - In: ESCH, G.W. & MCFARLANE R. W. (Eds.): *Thermal Ecology II*. CONF 750425. ERDA Symposium Series.
- NEILL, W. E. (1981): Developmental responses of juvenile *Daphnia rosea* to experimental alteration of temperature and natural seston concentration. - *Can. J. Zool.* 38, 1357-1362.
- NIJBOER, R., JAARSMA, N. G., VERDONSCHOT, P. F. M., VAN DER MOLEN, D. T., GEILEN, N. & BACKX, J. (2000): Natuurlijke levensgemeenschappen van de Nederlandse binnenwateren. Deel 3, Wateren in het rivierengebied. - Achtergronddocument bij het 'Handboek Natuurdoeltypen in Nederland'. Expertisecentrum LNV rapport EC-LNV nr. AS-03, Wageningen.
- NOLAN, D. T., HADDERINGH, R. H., SPANNINGS, F. A. T., JENNER, H. A. & WENDELAAR BONGA, S. E. (2000): Acute temperature elevation in tap and Rhine water affects skin and gill epithelia, hydromineral balance, and gill Na⁺/K⁺-ATPase activity of brown trout (*Salmo trutta*) smolts. - *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 57, 708-718.
- NOORDHUIS, R. (2000): Biologische monitoring zoete rijkswateren. IJsselmeer en Markermeer. - RIZA rapport 2000.050, Lelystad.
- OOMS, E. J. (1995): Koelwaterlozingen in het Rotterdamse havengebied: een belemmering voor de terugkeer van de zalm? - Rijkswaterstaat Directie Zuid-Holland, Rotterdam, rapport nr. APS/95.065.
- ORTEGA, J., STEEGE, V. & H. KAUSCH (1994): Hydrobiologische Untersuchungen im Hamburger Hafen. Vorschläge für Maßnahmen zur Verbesserung der gewässerökologischen Situation im Hafen. Band 1-3. Unveröff. Gutachten i. A. FHH Umweltbehörde Hamburg, Amt f. Umweltschutz UB/W. - Inst. f. Hydrobiol. u. Fisch.wiss. d. Univ. Hamburg.
- PATRICK, R. (1969): Some effects of temperature on fresh water algae. - In: KRENKEL P. A. & PARKER F. L. (eds.) *Biological aspects of thermal pollution*. Vanderbilt Univ. Press.
- PATRICK, R. (1974): Effects of abnormal temperatures on algal communities. - In GIBBONS, J. W. & SHARITZ, R. R. (Eds.), *Thermal Ecology*, 335-349.
- PAVLOV, D. S. (1969): The optomotor reaction of fishes. - *Fisheries Reports*. F.A.O., 62 (3), 803-808.
- PAVLOV, D. S. (1970): The optomotor reaction and peculiarities of fish orientation in a water flow. - Nauka, Moskow.
- PAVLOV, D. S. (1979): The biological basis of fish behaviour control in a water flow. - Nauka, Moscow.
- PAVLOV, D. S. (1989): Structures assisting the migration of non-salmonid fish. - USSR. F.A.O. Technical Paper, No. 308, Rome, F.A.O.
- PAVLOV, D. S., MIKHEEV V. N., LUPANDIN A. I. & SKOROBOGATOV, M. A. (2008): Ecological and behavioural influences on juvenile fish migrations in regulated rivers: a review of experimental and field studies. - *Hydrobiologia* 609, 125-138.
- PONCIN, P. (1986): Induction of repeated spawnings in female barbel (*Barbus barbus*). - Abstr. 7th Confl (fish. cult), 3 pp.
- POORNIMA, E.H., RAJADURAI, M., RAO, T.S., ANUPKUMAR, B., RAJAMOCHAN, R., NARASIMHAN, S.V., RAO, V.N.R., VENUGOPALAN, V.P. (2005): Impact of thermal discharge from a tropical coastal power plant on phytoplankton. – *J. of Thermal Biol.* 30, 307-316.
- POTTER DE, M. R. & VAN AERSEN, G. H. F. M. (1995): Inzuiging van vis, garnalen, krabben en kwallen door centrale Borssele 1994-1995. - Kema Milieu Serviecs, 64205-KES/WBR 95-3110.
- PRINGUEZ, E. (2001): Environmental control of *Naegleria fowleri*. - In: IXth International Meeting on the Biology and Pathogenicity of free-living Amoebae (eds. BILLOT-BONEF, S., CABANNES, P. A., MARCIANO-CABRAL, F., PERNIN P. & PRINGUEZ E.), Printed by John LibbeyEurtext, France, ISBN: 2-7420-0371-1, 340.

- RAAT, A. J. P. (ed.) (1993): Vismigratie, visgeleiding en vispassages in Nederland. Lezingen en posterpresentaties van de Studiedag Vismigratie, Jaarbeurs Utrecht, 15 december 1993. - Organisatie ter Verbetering van de Binnenvisserij, Nieuwegein, 279 pag.
- RANEY, E. C. & MENZEL, B. W. (1967): A bibliography: heated effluents and effects on aquatic life with emphasis on fishes. - Bull. Philad. Elect. Co. Ichthyol. Associates.
- REINARTZ, R. (2007): Auswirkungen der Gewässererwärmung auf die Physiologie und Ökologie der Süßwasserfische Bayerns. - Literaturstudie im Auftrag des Bayerischen Landesamtes für Umwelt Referat 57 / Gewässerökologie. - Büro für Fischereifragen und Gewässerökologie, Münster, 124 S.
- REYNOLDS, C. S. (1997): Excellence in ecology. Vegetation processes in the pelagic: a model for ecosystem theory. - Ecology Institute Oldendorf/Luhe, Germany.
- ROBARTS, R. D. & ZOHARY, T. (1987): Temperature effects on photosynthetic capacity, respiration and growth rates of bloom-forming cyanobacteria. - N. Z. J. Mar. Freshwater Research 21, 391-399.
- ROSE, A. H. (ed.) (1967): Thermobiology. - Academic Press, London, New York.
- ROZEVELD, J. (1981): Wees wijs met vissen in de Waddenzee. De vissterfte ten gevolge van impingement in het koelwatersysteem van de Eemscentrale. - Rapport Nr. BI-MV 81.01. Rijkswaterstaat, RIZA.
- RUGGLES, C. P. (1992): What's new in downstream fish passage? - Fourth International Atlantic Salmon Symposium, St. Andrews, New Brunswick, Canada. N.Z.J. - Mar. Freshw. Res. 21, 391-399.
- SAVAGE, P. D. (1970): Some aspects of the phytoplankton of Southampton water. - Brit. Phycol. Bull., 2 (51), 516.
- SCHINDLER, O. (1959): Unsere Süßwasserfische. - Kosmos, Stuttgart, 234 S.
- SCHMIDT, J. (1989): Beziehungen zwischen Wassertemperatur und Phytoplankton im südlichen Greifswalder Bodden.- Acta hydrophysica 34, 131-170.
- SCHMIDT, J. (1990): Beziehungen zwischen Phytoplankton und Nährstoffverhältnissen im südlichen Greifswalder Bodden.- Wiss. Z. Univ. Greifswald, Math.-Nat. Reihe 39, 35-38.
- SCHROEDER, L. A. & CALLAGHAN, W. M. (1981): Thermal tolerance and acclimation of two species of *Hydra*. - Limnol. Oceanogr. 26, 690-696.
- SCHUCHARDT, B., WITTING, S. & SCHIRMER, M. (2008): Klimawandel und Ästuare. Perspektiven für den Naturschutz. - WWF Deutschland, Frankfurt am Main, 70 S.
- SEMMEKROT, S. & VRIESE, F. T. (1992): Paai- en opgroeigebieden voor vis in de Maas. - Rapport nr. 9 van het project "Ecologisch herstel Maas", Rijksinstituut voor Integraal Zoetwaterbeheer & Afvalwaterbehandeling en Rijkswaterstaat, Regionale Directie Limburg, 78 S.
- SHIAH, F.-K., WU, T.-H., LI, K.-Y., KAO, S.-J., TSENG, Y.-F., CHUNG, J.-L., JAN, S. (2006): Thermal effects of heterotrophic processes in a coastal ecosystem adjacent to a nuclear power plant. - Mar. Ecol. Prog. Series 309, 55-65.
- SINGARAJAH, K. V. (1991): Responses of zooplankton to changes in hydrostatic pressure. - J. Mar. Biol. Ass. India 33 (1-2), 317-334.
- SOMMER, U. (ed) (1989): Plankton ecology: succession in plankton communities. - Brock/Springer Series in Contemporary Bioscience. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, New York, 369 S.
- SONNEVELDT, H. L. A. & BAART, A. C. (1996): Berekeningen van chemische en thermische barrières voor zalmachtigen. - Waterloopkundig Laboratorium, rapport T1619.
- STEINLEIN, H. (1978): Die Auswirkungen menschlicher Einflüsse auf die thermischen Verhältnisse in Fließgewässern. - Naturwiss. 65, 473-479.
- SVENSSON, R. & WIGREN-SVENSSON, M. (1992): Effects of cooling water discharge on the vegetation in the Forsmark Biotest Basin, Sweden. - Aquat. Bot. 42, 121-141.
- SWEERS, H. E. & KOOPS, F. B. J. (1980): Kritiek op de literatuurstudie van mw. Vulto betreffende de biologische effecten van warmtelozingen. - KEMA, Arnhem, rapport nr. 80-16 MO-koelw.
- TAGATZ, M. E. (1961): Tolerance of striped bass and American shad to changes of temperature and salinity. - United States Fish and Wildlife Service, Special Scientific Report, Fisheries No. 388, Washington, D.C., 8 S.

- TAYLOR, C. J. L. (2006): The effects of biological fouling control at coastal and estuarine power stations. – Mar. Pollut. Bull. 53, 30-48.
- TILMAN, D. & KIESLING, R. L. (1984): Freshwater algal taxonomy: taxonomic tradeoffs in the temperature dependence of nutrient competitive abilities. - In: KLUG, M. J. & REDDY C. A. (eds.): Current Perspectives in Microbial Ecology, 314-319. - American Society of Microbiology, Washington.
- TURCZYNSKA, J. & WISNIEWSKI, R. J. (1976): Effect of heated waters on biocenosis of the moderately polluted narew river phyto plankton. - Pol Arch Hydrobiol, (1976 (Recd 1977)) 23 (4) , 507-518.
- TURNPENNY, A. W. H. & COUGHLAN, J. (1992): Power generation on the british coast: thirty years of marine biological research. – Hydroécol. Appl. Tome 4 (1), 1-11.
- TURNPENNY, A. W. H. & COUGHLAN, J. (2003): Using water well? Studies of power stations and the aquatic environment. - Innogy plc. 7.
- TURNPENNY, A. W. H. & UTTING, N. J. (1979): Winter diel patterns of fish impingement at Dungeness 'A' Nuclear Power Station, with special reference to the sprat (*Sprattus sprattus* L.). - Central Electricity Generating Board internal publication. CERL.RD/L/N 188/79.
- TURNPENNY, A. W. H. (1989): The equivalent adult approach for assessing the value of juvenile fish kills, with reference to commercial species in British water. - CEBG Research Report No. RD/L/3454/R89.
- UILENREEF, J. M. (1978): Onderzoek in 1977 naar het effect van de maaswijdte van de draaizeven op de sterfte van vislarven, die het koelsysteem van de Flevocentrale passeren. KEMA- rapport 4039-78 MO-Biol, Arnhem.
- VAN BEEK, G. (1990): Evaluatie bemonstering trommelzeven van koelwatercircuits aan het Noordzeekanaal 1988-1990. - Rijkswaterstaat directie Noord-Holland, Haarlem, rapport nr. ANW 90.14, 21 S.
- VAN BEERS, P. W. M. & VERDONSCHOT, P.F.M. (2000): Natuurlijke levensgemeenschappen van de Nederlandse binnenwateren. Deel 4, Brakke binnenwateren. - Achtergronddocument bij het 'Handboek Natuurdoeltypen in Nederland'. Expertisecentrum LNV rapport ECLN nr. AS-4, Wageningen.
- VAN DEN BRINK, F. W. B. & VAN DER VELDE, G. (1986^A): Observations on the seasonal and yearly occurrence and the distribution of *Atyaephyra desmaresti* (Millet, 1831) (*Crustacea, Decapoda, Natantia*) in The Netherlands. Hydrobiol. Bulletin 19, 193-198.
- VAN DEN BRINK, F. W. B. & VAN DER VELDE, G. (1986^B): Observations on the population dynamics and distribution of the white prawn *Palaemon longirostris* H. Milne Edwards, 1837) (*Crustacea, Decapoda, Natantia*) in The Netherlands, with special reference to its occurrence in the major rivers. Arch. Hydrobiol. 107, 465-495.
- VAN DEN BRINK, F. W. B., VAN DER VELDE, G. & GEELLEN, J. F. M. (1988): Life history parameters and temperature-related activity of an American crayfish, *Orconectus limosus* (Rafinesque, 1817) (*Crustacea, Decapoda*), in the area of the major rivers in The Netherlands. Arch. Hydrobiol. 114, 272-289.
- VAN DENSEN, W. L. T. & HADDERINGH, R. H. (1982): Effects of entrapment and cooling water discharge by the Bergum Power Station on 0+ fish in the Bergumermeer. - Hydrobiologia 95, 351-368.
- VAN DER HEUL, J. W. (1978): Verslag over een onderzoek naar het effect van de temperatuur op de ontwikkeling van snoekbaarseieren. - RIVO-rapport ZS 78-04.
- VAN DER STOEP, J. W. & HADDERINGH, R. H. (1991): Ecologische aspecten van koelwaterlozing van de centrale Hemweg. - KEMA, Arnhem, rapport nr. 13148-MOZ 91-3577.
- VAN DER STOEP, J. W. (1977): Resultaten van het onderzoek naar de bodemfauna van het Bergumermeer gedurende de periode september 1974 tot januari 1976. - KEMA, Arnhem, rapport nr. 77-63 MO-Biol.
- VAN DER VELDE, G., NAGELKERKEN, I., RAJAGOPAL S. & BIJ DE VAATE, A. (2002): Invasions by alien species in inland freshwater bodies in Western Europe: the Rhine delta. - In: LEPPÄKOSKI, E., GOLLASCH S. & OLENIN S. (Eds.): Aquatic invasive species of Europe. Distribution, impacts and management. - Kluwer, Dordrecht, 360-372.
- VAN WIERINGEN, M. (1998): Ecologische effecten van warmtelozingen boven 30°C op het Noordzeekanaalsysteem en de Buitenhaven tijdens zeer warme perioden. - Rijkswaterstaat Directie Noord-Holland, Haarlem, rapport ANW 98.02.

- VARLEY, M. E. (1963): British freshwater fishes. Factors affecting their distribution. Buckland Foundation, London, 148 S.
- VERDONSCHOT, P. F. M. (2000): Natuurlijke levensgemeenschappen van de Nederlandse binnenwateren. Deel 2, Beken. - Achtergronddocument bij het 'Handboek Natuurdoeltypen in Nederland'. Expertise-centrum LNV rapport EC-LNV nr. AS-02, Wageningen.
- VIDELER, J. J. (1993): Fish swimming. - Fish and Fisheries Series 10 Chapman & Hall, London. ISBN 0 412 40860 0.
- VINK-LIEVAART, M. A., GROENENDIJK, A. M., BOUTS M. & GELTINK, H. (1984): Effecten van de temperatuur van het inundatiewater op de reactie van een aantal schorreplanten bij verlengde inundatie. - VEGIN, Yerseke, rapport nr. 3-1984.
- VISSER, P. M. (1995): Growth and vertical movement of the cyanobacterium *Microcystis* in stable and artificially mixed water columns. - Thesis Universiteit van Amsterdam.
- VRIESE, F. T. (1993): Visgeleidingssystemen bij waterkrachtcentrales. - OR/OVB 1992-02. Nieuwegein, Organisatie ter Verbetering van de Binnenvisserij. - OVB-Onderzoeksrapport 1993-20.
- VULTO, T. J. A. (1979): Literatuurstudie naar de biologische effecten van temperatuurverhogingen in lozingsgebieden van centrales. - Ministerie van Volksgezondheid en Milieuhygiene, 's Gravenhage, ongenummerd rapport, 73 S.
- WANINK, J. (1999): Effecten van klimaatverandering op aquatische gemeenschappen. Literatuurstudie voor het project WIN. - Koeman & Bijkerk, Haren, rapport nr. 99-46, 39 S.
- WAVERSVELD, J. VAN (1981): Invloed van temperatuur, lichaamsgewicht en voedselopname op groei en conversie-efficiëntie van baars. - RIVO-rapport ZS 81-03.
- WHEELER, A. (1969): The fishes of the British Isles and North-West Europe. - Macmillan, London, 613 pp.
- WILKONSKA, H. (1988): The effect of heated water discharge in the Konin lakes Poland on their ichthyofauna. - Ekol Pol, 36, 145-164.
- WISNIEWSKI, R. J. (1976): Effect of heated waters on biocenosis of the moderately polluted narew river oligochaeta. - Pol. Arch. Hydrobiol 23 (4), 527-538.
- WOOD, C. M. & MCDONALD, D. G. (1997): Global warming: implications for freshwater and marine fish. - Cambridge University Press, Cambridge, 441 pp.
- WRÓBLEWSKIEGO, A. (1977): Bottom fauna of the heated Konin lakes. - Monogr. Fauny Polski, Vol 7, 359 pp.
- WUNDERLICH, M. (1996): Wärmebelastung durch Kraftwerke. – In LOZÁN, J.L. & KAUSCH, H. (Hrsg.): Warnsignale aus Flüssen und Ästuaren. – Parey Buchverl. Wissensch.-Verlag Berlin, 100-103 pp.
- YAGI, H. & CECCALDI, H. J. (1984): The combined effects of temperature and salinity on the metamorphosis and larval growth of the common prawn, *Palaemon serratur* (Pennant), (Crustacea, Decapoda, Palaemonidae). - Aquaculture 37, 73-85.
- YEUNG, H. Y. (1983): A review of the effects of temperature and thermal discharge from power stations on aquatic biota with particular reference to China Light and Power Castle- Peak "A" Power Station. - China Light and Power Co. Ltd. Scientific and Technical Services Department, report nr. SSB/ES/R/10-83, 231-266 pp.

Tab. A1: Entrainmentmortalitäten aus Literaturangaben. LNr: Literaturzitat-Nr aus Tabelle A2.

taxon. Gruppe	Spezies	LNr	EWS	Länge [mm] von bis	Einzel- Parameter	Aufwärm- spanne von bis	Auslass- temperatur von bis	Kor.	Initial von bis	nach 3h von bis	Mortalität		nach 24h von bis	nach 48h von bis	nach 96h von bis	"Total" von bis	Bed.	
Ammodytidae	Ammodytes americanus	24	PL			mit		x	74,7					92,9		98,2	N	
		28	PL			mit	12 18	x	73,0						9,1	75,5	N	
		28	PL			mit	12 18	x	7,0						9,1	14,5	N	
Anguillidae	Anguilla rostrata	28	J			mit	12 18	x	0,0						0,0	0,0	N	
		28	J			mit	12 18	x	0,0						0,0	0,0	N	
Atherinidae	Menidia menidia	22	L / J			mit	<	25	x							0,0	N	
		22	L / J			mit	25 30	x								0,0	N	
		22	L / J			mit	30 35	x								52,0	N	
		22	L / J			mit	>	35	x							100,0	N	
Blenniidae	nicht spezifiziert	8	L			mit	n.a.	x	18,9 28,0					2,6 48,7		21,0 63,1	N	
Catastomidae	nicht spezifiziert	9	DSL			mit	26 32	x								11,9	N	
		9	DSL			mit	32 36	x								13,6	N	
		9	PL			mit	26 32	x								1,6	N	
		9	PL			mit	32 36	x								8,8	N	
98% Clupeide	nicht spezifiziert	10	PL			mit	35		100,0								N	
Clupeidae	Alosa aestivalis	14	L			20,0			100,0								Lab	
	Alosa pseudoharengus Eier	15	E			mit		x	37,5						91,8		N	
	Alosa sapidissima	14	L			20,0			100,0								Lab	
	Brevoortia tyrannus	22	L / J			mit	<	25	x							0,0 13,0	N	
	Clupea harengus pallasii	22	L / J			mit	25 30	x									45,0	N
		22	L / J			mit	30 35	x									76,0	N
		22	L / J			mit	>	35	x								100,0	N
		29	L			mit	18 19	x	26,3						31,4		N	
		23	FL			mit		x	98,8								30,0	N
		23	FL			mit		x										N
		12	J			mit		x	18,5						a	a	N	
		23	J			mit		x			75,0							N
		32	J			mit		x	55,2						a	a	N	
		33	J			mit	24 37	x	83,8									N
	34	J			mit	24 30	x	76,0									N	
	Alsoa spp.	34	J			mit	30 33	x	100,0									N
		34	J			mit	33 36	x	100,0									N
		36	J			mit		x	100,0									N
		4	PL			mit	20 21	x	49,0									N
		6	PL			mit		x	42,2 100,0						100,0	100,0		N
		12	PL			mit		x	46,4						a	a		N
		17	PL			mit	30 33	x	83,3 86,7						a			N
		18	PL			mit	>	30	x	69,5								N
		18	PL			mit	30 33	x	77,8									N
		19	PL			mit	<	29	x	38,5								N
		21	PL			mit		x	47,0								78,0	N
		23	PL			mit		x			62,1							N
		32	PL			mit		x	60,0						a	a		N
		33	PL			mit	24 31	x	40,8									N
		33	PL			mit	31 37	x	89,8									N
		34	PL			mit	24 30	x	81,0									N
	34	PL			mit	30 33	x	89,0									N	
	34	PL			mit	33 36	x	100,0									N	
	35	PL			mit		x	79,0							100,0	100,0	N	
	35	PL			mit		x	82,2							100,0	100,0	N	
	36	PL			mit		x	77,3									N	
Centrarchidae	Lepomis sp.	7	L			mit		x	-2,6								N	
Cottidae	Cottus sp.	28	PL				12 18	x	0,0						25,0	25,0	N	
Cyprinidae	Abramis brama	37	0+			n.a.			100,0								N	
	Alburnus alburnus	37	0+			n.a.			100,0								N	
	Blicca björkna	37	0+			n.a.			100,0								N	
	Rutilus rutilus	37	0+			n.a.			100,0								N	
	nicht spezifiziert	9	DSL			mit	26 32	x								14,9	N	
		9	DSL			mit	32 36	x								74,6	N	
		31	L			mit		x	2,9									N
		31	L			mit		x	8,1									N
		30	L / J			mit	31 31	x	47,0									N
		30	L / J			mit	33 33	x	37,2									N
		30	L / J			mit	28 34	x	59,4									N
		30	L / J			mit	38 39	x	92,7									N
		9	PL			mit	26 32	x									14,9	N
		9	PL			mit	32 36	x									26,5	N
		12	PL			mit		x	47,6							0,0	65,2	N
		23	PL			mit		x										N
		32	PL			mit		x	0,0							0,0	0,0	N
		33	PL			mit	24 37	x	30,9									N
Engraulidae	Anchoa mitchilli	20	DSL			mit	27 30	x	75,7					0,0 24,3			N	
		25	E			mit	<	27	x	18,8							N	
		25	E			mit	32	x	49,4						2,9	17,5	N	
		25	E			mit	>	33	x	57,3					21,3	60,2	N	
		25	L			mit	26 27	x	32,0						68,7	83,3	N	
		25	L			mit	30 35	x	32,4								N	
		25	L			mit	>	35	x	99,9							N	
		8	L / J			mit	n.a.	x	64,9 72,0									N
		22	L / J			mit	<	25	x							94,6 97,1	N	
		22	L / J			mit	25 30	x								0,0 50,0	N	
		22	L / J			mit	30 35	x								77,0	N	
		22	L / J			mit	>	35	x							100,0	N	
		12	PL			mit		x	72,7						a	100,0	N	
		16	PL			mit	26 30	x	64,0							a		N
		16	PL			mit	30 33	x	82,0									N
		16	PL			mit	26 30	x	60,0									N
		21	PL			mit		x	75,0									N
		17	PL			mit	30 33	x	100,0						100,0			N
		18	PL			mit	>	30	x	93,0								N
		18	PL			mit	30 33	x	97,2									N
		19	PL			mit	<	29	x	96,0								N
		19	PL			mit	>	33	x	98,4								N

Tab. A1: Fortsetzung

taxon. Gruppe	Spezies	LNr	EWS	Länge [mm] von bis	Einzel- Parameter	Aufwärm- spanne von bis	Auslass- temperatur von bis	Kor.	Initial von bis	nach 3h von bis	Mortalität nach 24h von bis	nach 48h von bis	nach 96h von bis	"Total" von bis	Bed.
Gadidae	<i>Enchelyopus cimbrius</i>	28	E			mit	12 18	x					0,0	0,0	N
		28	E			mit	12 18	x					26,9	26,9	N
	<i>Microgadus tomcod</i>	4	DSL			mit	6 18	x	15,0 16,0						N
		34	DSL			mit	7 17	x	59,0						N
		35	DSL			mit		x	69,2				0,0	69,2	N
		35	DSL			mit		x	33,3				0,0	33,3	N
		19	J			mit	> 27	x	52,0						N
		18	L			mit	12 16		36,2						N
		18	L			mit	16 18		48,2						N
		18	L			mit	18 20		70,7						N
		18	L			mit	20 22		88,6						N
		5	PL			mit		x	0,0				1,0	1,0	N
		19	PL			mit	< 26	x	12,3						N
		35	PL			mit		x	61,1				0,0	61,1	N
Gobiidae	<i>Gobiosoma bosc</i>	8	L			mit	n.a.	x	0,0 26,9			2,0		2,0 12,3	N
Moronidae	<i>Dicentrarchus labrax</i>	41	E		Temperaturerhöhung	8,0 10,0			signifikante Verringerung der Schlupfrate						Lab
		41	E		mechanischer Stress				k. E.						Lab
		41	E / L		Druckunterschiede				k. E.						Lab
		41	L			8,0 10,0			40,0 46,0						Lab
		41	L		Temperaturerhöhung				signifikant						Lab
		41	L		mechanischer Stress				k. E.						Lab
		41	L		Druckunterschiede				k. E.						Lab
	<i>Morone americana</i>	33	J		Chlorierung >= 2ppm	mit	31 37	x	30,0 70,0						Lab
		35	J			mit		x	40,4				37,6	44,9	N
		36	J			mit		x	11,7						N
		3	PL			mit		x	0,0				0,0	0,0	N
		4	PL			mit		x	38,0 84,0						N
		5	PL			mit		x	49,7				39,7	69,2	N
		6	PL			mit		x	56,7				27,3	68,5	N
		12	PL			mit		x	0,0				a	a	N
		16	PL			mit	26 30	x	27,0						N
		16	PL			mit	30 33	x	11,0						N
		17	PL			mit	30 33	x	29,2 100,0				41,7 100,0		N
		18	PL			mit	> 30	x	68,0						N
		18	PL			mit	30 33	x	71,1						N
		19	PL			mit	29	x	10,2						N
		19	PL			mit	> 33	x	50,4						N
		21	PL			mit		x	55,0						N
		32	PL			mit		x	59,2	15,6			a	a	N
		33	PL			mit	24 31	x	20,8						N
		33	PL			mit	31 37	x	88,7						N
		34	PL			mit	24 30	x	48,0						N
		34	PL			mit	30 33	x	55,0						N
		34	PL			mit	33 36	x	100,0						N
		35	PL			mit		x	41,9				4,0	44,2	N
		35	PL			mit		x	0,0				4,0	4,0	N
		36	PL			mit		x	32,7						N
	<i>Morone chrysops</i>	23	PL			mit		x	7,1						N
	<i>Morone saxatilis</i>	5	DSL			mit		x	0,0				28,0	28,0	N
		16	DSL			mit	26 30	x	37,0						N
		17	DSL			mit	30 33	x	100,0				100,0		N
		18	DSL			mit	> 30	x	41,4						N
		18	DSL			mit	30 33	x	25,0						N
		19	DSL			mit	< 29	x	33,3						N
		19	DSL			mit	30 32	x	43,8						N
		21	DSL			mit		x	28,0					40,0	N
		36	DSL			mit		x	12,2						N
		18	E			mit	24 28		26,4						N
		19	E			mit	24 31	x	42,5						N
		47	E / L			n.a.			99,7						N
		4	J			mit	20 36	x	10,0 57,0						N
		33	J			mit	31 37	x	20,0						N
		34	J			mit	24 30	x	0,0						N
		36	J			mit		x	29,4						N
		14	L			mit	20,0		100,0						Lab
		26	L	12,8		mit	27 29	x	79,5						N
		26	L	12,8		mit	30 32	x	46,2						N
		27	L			mit	< 30	x						39,2	N
		27	L			mit	30 31,9	x						57,6	N
		27	L			mit	32 33,9	x						80,9	N
		26	L / J	21,6		mit	27 29	x	6,5						N
		26	L / J	21,6		mit	30 32	x	9,7						N
		26	L / J	21,6		mit	33 35	x	66,7						N
		26	L / J	21,6		mit	36 37	x	88,2						N
		3	PL			mit		x	8,6				23,0	29,6	N
		4	PL			mit	20 36	x	0,0 59,0						N
		6	PL			mit		x	40,0 44,0				30,2 57,9	58,1 76,4	N
		11	PL			mit	19 29	x	5,0						N
		11	PL			mit	30 32	x	42,5						N
		11	PL			mit	33 34	x	100,0						N
		11	PL			mit	24 29	x	68,5						N
		11	PL			mit	30 32	x	11,1						N
		11	PL			mit	33 35	x	85,2						N
		11	PL			mit	36 38	x	74,1						N
		12	PL			mit		x	4,9				a	a	N
		16	PL			mit	26 30	x	15,0						N
		16	PL			mit	30 33	x	13,0						N
		17	PL			mit	30 33	x	31,2 100,0				18,2 100,0		N
		18	PL			mit	> 30	x	37,0						N
		18	PL			mit	30 33	x	29,9						N
		19	PL			mit	< 29	x	25,8						N
		19	PL			mit	30 32	x	18,8						N
		19	PL			mit	> 33	x	45,0						N
		21	PL			mit		x	24,0	0,0				21,0	N
		32	PL			mit		x	24,4				50,4	62,5	N
		33	PL			mit	24 31	x	42,0						N
		33	PL			mit	31 37	x	81,1						N
		34	PL			mit	24 30	x	42,0						N
		34	PL			mit	30 33	x	68,0						N
		34	PL			mit	33 36	x	94,0						N
		35	PL			mit		x	53,7				0,0	53,7	N
		36	PL			mit		x	11,8						N
	<i>Morone spp.</i>	3	PL			mit		x	0,0				0,0	0,0	N
Osmeridae	<i>Osmerus eperlanus</i>	39	L	6 18		0,0	12 15		52,0 56,0						N
		39	L	6 18		6,0	17 25		74,0						N
		39	L	6 18		6,0 7,5	22 24		85,0 97,0		87,0				N
	<i>Osmerus mordax</i>	15				mit		x	100,0						N
Percidae	<i>Etheostoma olmstedii</i>	32	PL			mit		x	0,0				0,0	0,0	N
	<i>Perca flavescens</i>	23	FL			mit		x		97,4					N
		23	PL			mit		x	2,7						N
	nicht spezifiziert	9	DSL			mit	26 32	x						40,6	N
		9	DSL			mit	32 36	x						80,6	N
		39	L	6 18		0,0	12 15		18,0 19,0						N
		39	L	6 18		6,0	17 25		34,0		37,0				N
		39	L	6 18		6,0 7,5	22 24		26,0 49,0						N
Pisces	nicht spezifiziert	1	J			mit									N
		1	J			ohne mit									N
		1	L	n.a.		mit	n.a.								N
		1	L		mechanisch	ohne mit			70,5 86,8						N
		10	L		Biozid	ohne			76,1 80,8						N

Tab. A1: Fortsetzung

taxon. Gruppe	Spezies	LNr	EWS	Länge [mm] von bis	Einzel- Parameter	Aufwärm- spanne von bis	Auslass- temperatur von bis	Korr.	Initial von bis	nach 3h von bis	Mortalität nach 24h von bis	nach 48h von bis	nach 96h von bis	"Total" von bis	Bed.
		10 10 40	L L L			mit mit mit	28 34 29		74,1 75,9 87,9						N N N
Pleuronectidae	<i>Pleuronectes americanus</i>	25 25 24 28	L L PL PL			mit mit mit mit	14 15 18 12	x x x x	6,1 33,5 58,3 0,0			77,0	11,3 80,9 90,4 35,1	16,5 85,2 90,4 35,1	N N N N
Sciaenidae	<i>Aplodinotus grunniens</i>	23 13 31 30 30 30 30 23 8 22 22 22 22 22 22 22 22	FL L L L / J L / J L / J L / J PL J L / J L / J L / J L / J L / J L / J L / J L / J			mit mit mit mit mit mit mit mit mit mit mit mit mit mit mit mit	29 37 31 33 28 38 n.a. 25 25 30 35 35 25 30 35 35	x x x x x x x x x x x x x x x x	100,0 59,5 37,2 38,1 69,6 68,3 97,6 93,8 0,0 15,1			0,0	0,0 0,0 19,0 47,0 75,0 0,0 66,0 89,0 100,0	N N N N N N N N N N N N N N N N	
	<i>Leiostomus xanthurus</i>	23 8 22 22 22 22 22 22 22 22	PL J L / J L / J L / J L / J L / J L / J L / J L / J			mit mit mit mit mit mit mit mit mit mit	n.a. 25 25 30 35 35 25 30 35 35	x x x x x x x x x x	0,0 15,1		0,0				N N N N N N N N N N
	<i>Micropogonias undulatus</i>	22 22 22 22 22 22 22 22 22 22	L / J L / J L / J L / J L / J L / J L / J L / J L / J L / J			mit mit mit mit mit mit mit mit mit mit	< 25 30 35 35 25 30 35 35	x x x x x x x x x x	15,1						N N N N N N N N N N
Scophthalmidae	<i>Pseta maxima</i>	41 41 41 41 41 41	E E E E E L		Temperaturerhöhung Chlorierung Druckunterschiede	8,0 10,0			Verlust der Schwimmfähigkeit bei 60% Schlupfinduktion bei bis zu 20% der sinkenden Eier k. E. verringering der Schlupfrate um 3%						Lab Lab Lab Lab
Soleidae	<i>Solea vulgaris</i>	41 41 41 41 41 41	E E PL PL PL PL / E		Temperaturerhöhung Chlorierung Temperaturerhöhung Chlorierung mechanischer Stress Druckunterschiede	8,0 10,0			signifikant k. E. signifikant signifikant k. E. k. E.						Lab Lab Lab Lab Lab
Syngnathidae	<i>Syngnathus fuscus</i>	24	J					x	45,0			7,4		49,0	N
nicht spezifiziert	24 Spezies	38	E / L			n.a.			100,0						N
nicht spezifiziert	diverse	42	E / L			n.a.			100,0						N
nicht spezifiziert	diverse	43	E / L			n.a.			100,0						N
nicht spezifiziert	diverse	45	E / L			n.a.			100,0						N
nicht spezifiziert	diverse	46	E / L			n.a.			39,0						N
nicht spezifiziert	nicht spezifiziert	47	E / L			n.a.			92,4						N
nicht spezifiziert	nicht spezifiziert	44	E / L			n.a.			97,5						N
nicht spezifiziert	nicht spezifiziert	13	L			mit		x	19,4 91,6				0,0	0,0	N N
nicht spezifiziert	nicht spezifiziert	5	PL			mit		x	0,0						N
Legende:			E	Eier	L	Larven	n.a.	nicht angegeben	von	Minimum					
			DSL	Dottersacklarven	J	Juvenile	k.E.	kein Ergebnis	bis	Maximum					
Grün			FL	Frühtarven			Korr.	Korrektur mit Kontrollgruppe	N	Normaler Kraftwerksbetrieb					
Hellgrün			PL	Postlarven			a	Versuchsabbruch	Lab	Laborbedingungen					

Tab. A2: Datenquellen der Entrainmentmortalitäten aus Tabelle A1.

NR	Author	Title	Kraftwerk	Ort	Land
1	CCI 1996*	CCI Environmental Services, Inc. 1996. Zooplankton Entrainment Survival Study, Anclote Power Plant, Pasco County, Florida. CCI, Palmetto, FL.	Anclote Power Plant	Anclote River, FL	USA
3	EA 1976a*	Ecological Analysis, Inc. 1976. Bowline Point Generating Station Entrainment Survival and Abundance Studies, 1975 Annual Report.	Bowline Point Generating Station	Hudson River	USA
4	EA 1976b*	Ecological Analysis, Inc. 1976. Bowline Point Generating Station Entrainment Survival, 1977 Annual Report.	Bowline Point Generating Station	Hudson River	USA
5	EA 1978*	Ecological Analysis, Inc. 1979. Bowline Point Generating Station Entrainment Abundance and Survival Studies, 1978 Annual Report.	Bowline Point Generating Station	Hudson River	USA
6	EA 1980a*	Ecological Analysis, Inc. 1980. Bowline Point Generating Station Entrainment Abundance and Survival Studies, 1979 Annual Report with Overview of 1975-1979 Studies.	Bowline Point Generating Station	Hudson River	USA
7	EA 1990*	EA Science and Technology, Inc. 1990. Results of Entrainment and Impingement Studies Conducted at the Bradwood Nuclear Station and the Adjacent Kankakee River.	Bradwood Nuclear Station	Kankakee River, Illinois	USA
8	EA 1981*	Ecological Analysis, Inc. 1981. Entrainment Abundance and Viability Studies, Calvert Cliffs Nuclear Power Plant, Final Report 1978-1980.	Calvert Cliffs Nuclear Power Plant	Chesapeake Bay	USA
9	EA 1980b*	Ecological Analysis, Inc. 1980. Entrainment Survival Studies at the Cayuga Generating Plant 1979.	Cayuga Generating Plant	Webush River, Indiana	USA
10	MARCY 1971 & 1973*	Marcy, B. C., Jr. 1971. Survival of young fish in the discharge canal of a nuclear power plant. J. Fish. Res. Bd. Canada 28: 1057-1060.	Connecticut Yankee Atomic Power Plant	Connecticut River	USA
10	MARCY 1971 & 1973*	Marcy, B. C., Jr. 1973. Vulnerability and survival of young Connecticut River fish entrained at a nuclear power plant. J. Fish. Res. Bd. Canada 30: 1195-1203.	Connecticut Yankee Atomic Power Plant	Connecticut River	USA
11	STEVENS & FINLAYSON 1978*	Stevens, D. and B. Finlayson. 1978. Mortality of Young Striped Bass Entrained at two Power Plants in the Sacramento-San Joaquin Delta, California, pp. 57-69 in: Fourth National Workshop on Entrainment and Impingement (L. Jensen, ed.). EA Communications, a Division of Ecological Analysis, Inc., Melville, NY.	Contra Costa Power Plant	San Joaquin River, California	USA
12	EA 1976b*	Ecological Analysis, Inc. 1976. Danskammer Point Generating Station Impingement and Entrainment Survival Studies, 1975 Annual Report.	Danskammer Point Generating Station	Hudson River	USA
13	KING 1978*	King, R. 1978. Entrainment of Missouri River Fish Larvae through Fort Calhoun Station, pp. 45-56 in: Fourth National Workshop on Entrainment and Impingement (L. Jensen, ed.). EA Communications, a Division of Ecological Analysis, Inc., Melville, NY.	Fort Calhoun Nuclear Station	Missouri River	USA
14	SCHUBEL*	SCHUBEL, J. R., SMITH, C. F. & KOO, T. S. Y. (1977). Thermal Effects of Power Plant Entrainment on Survival of Larval Fishes. A Laboratory Assessment. Chesapeake Science, Vol. 18, No. 3 (Sep. 1977), pp. 290-298.	Labor		
15	EA 1981*	Ecological Analysis, Inc. 1981. Entrainment Survival Studies. Prepared for Empire State Electric Energy Research Corporation (ESEERCO).	Ginna Generating Station	Lake Ontario	USA
16	EA 1977*	Ecological Analysis, Inc. 1979. Indian Point Generating Station Entrainment Survival and Related Studies, 1977 Annual Report.	Indian Point Generating Station	Hudson River	USA
17	EA 1979*	Ecological Analysis, Inc. 1979. Indian Point Generating Station Entrainment Survival and Related Studies, 1978 Annual Report.	Indian Point Generating Station	Hudson River	USA
18	EA 1981*	Ecological Analysis, Inc. 1981. Indian Point Generating Station Entrainment Survival and Related Studies, 1979 Annual Report.	Indian Point Generating Station	Hudson River	USA
19	EA 1982*	Ecological Analysis, Inc. 1982. Indian Point Generating Station Entrainment Survival and Related Studies, 1980 Annual Report.	Indian Point Generating Station	Hudson River	USA
20	EAST 1986*	EA Science and Technology 1986, Indian Point Generating Station Entrainment Survival Study 1985 Annual Report.	Indian Point Generating Station	Hudson River	USA
21	EA 1988*	Ecological Analysis, Inc. 1988. Impact of the Cooling Water Intake at the Indian River Power Plant. a § 316(b) Evaluation.	Indian River Power Plant	Hudson River	USA
22	EA 1978*	Ecological Analysis, Inc. 1978. Impact of the Cooling Water Intake at the Indian River Power Plant. a § 316(b) Evaluation.	Indian River Power Plant	Indian River Estuary, Delaware	USA
23	EA 1982*	Ecological Analysis, Inc. 1982. Entrainment Survival Studies at the Monroe Power Plant 1982.	Monroe Power Plant	Raisin River, Western Lake Erie	USA
24	EA 1981*	Ecological Analysis, Inc. 1981. Entrainment Survival Studies. Prepared for Empire State Electric Energy Research Corporation (ESEERCO).	Northport Generating Station	Long Island Sound	USA
25	EA 1988*	EA Engineering, Science, and Technology, Inc. 1988. Entrainment and Impingement Studies at Oyster Creek Nuclear Generating Station, 1984-1985.	Oyster Creek Nuclear Generating Station	Barnegat Bay, New Jersey	USA
26	Stevens & Finlayson. 1978*	Mortality of Young Striped Bass Entrained at two Power Plants in the Sacramento-San Joaquin Delta, California, pp. 57-69 in: Fourth National Workshop on Entrainment and Impingement (L. Jensen, ed.). EA Communications, a Division of Ecological Analysis, Inc., Melville, NY.	Pittsburg Power Plant	Suisun Bay, San Joaquin Delta, California	USA
27	EA 1981*	Ecological Analysis, Inc. 1981. Pittsburg Power Plant Cooling Water Intake Structures 316(b) Demonstration.	Pittsburg Power Plant	Suisun Bay, San Joaquin Delta, California	USA
28	EA 1978*	Ecological Analysis, Inc. 1980. Port Jefferson Generating Station Entrainment Survival Study.	Port Jefferson Generating Station	Port Jefferson Harbor, Long Island Sound	USA
29	EA 1980*	Ecological Analysis, Inc. 1980. Port Jefferson Generating Station Entrainment Survival Study.	Port Jefferson Generating Station	Port Jefferson Harbor, Long Island Sound	USA
30	HES 1978*	Lawler, Matusky & Shelly Engineers, Inc. 1978. The Survival of Entrained Ichthyoplankton at Quad Cities Station 1978.	Quad Cities Station	Mississippi River, Illinois	USA
31	LMS 1985*	Ecological Analysis, Inc. 1985. Quad-Cities Aquatic Program, 1984 Annual Report.	Quad Cities Station	Mississippi River, Illinois	USA
32	EA 1976*	Ecological Analysis, Inc. 1976. Roseton Generating Station Impingement and Entrainment Survival Studies, Annual Report.	Roseton Generating Station	Hudson River	USA
33	EA 1978*	Ecological Analysis, Inc. 1978. Roseton Generating Station Impingement and Entrainment Survival Studies, 1976 Annual Report.	Roseton Generating Station	Hudson River	USA
34	EA 1978*	Ecological Analysis, Inc. 1978. Roseton Generating Station Impingement and Entrainment Survival Studies, 1977 Annual Report.	Roseton Generating Station	Hudson River	USA
35	EA 1980*	Ecological Analysis, Inc. 1980. Roseton Generating Station Impingement and Entrainment Survival Studies, 1978 Annual Report.	Roseton Generating Station	Hudson River	USA
36	EA 1983*	Ecological Analysis, Inc. 1983. Roseton Generating Station Entrainment Survival Studies, 1980 Annual Report.	Roseton Generating Station	Hudson River	USA
37	CARTER & READER 2000	Patterns of drift and power station entrainment of 0+ fish in the River Trent, England. Fisheries Management and Ecology, 7, 447-464.	Ratcliffe on Soar Power Station,	Hudson River	UK
38	AEC (1973)**	Draft environmental impact statement related to the Oyster Creek nuclear generating station. Docket No. 50-219.	Oyster Creek Plant, USA	River Trent,	UK
39	HADDERINGH et al. (2000)***	HADDERINGH, R. H., VAN AERSEN, G. H. F. M. & KAMPEN, J. (2000). Onderzoek naar de effecten van koelwaterinzogen op de visstand in het Rotterdamse havengebied. - KEWA, Arnhem, rapport nr. 99550665 - KPS.MEC 00-052.	KW Floccentrale & KW Bergum		NL
40	HARDTHOLT & JAGER 2004	HARDTHOLT, J. G. & JAGER, Z. (2004). Effecten van koelwater op het zoute aquatische milieu. - RIZA rapport 20004 043.	Sizewell Power Plant		UK
41	TURNPENNY & TAYLOR 2000	TURNPENNY, A. W. H. & TAYLOR, C. J. L. (2000). An assessment of the effect of the Sizewell power station on fish populations. - Hydrobiol. Appl. Tome, Vol. 12 (1-2), 87-134.	Sizewell Power Plant		UK
42	MARCY (1971, 1973, 1976)**	MARCY, B. C., Jr. (1971). Survival of young fish in the discharge canal of a nuclear power plant. J. Fish. Res. Board Can. 28: 1057-1060.	Connecticut Yankee Plant		USA
42	MARCY (1971, 1973, 1976)**	MARCY, B. C., Jr. (1973). Vulnerability and survival of young Connecticut River fish entrained at a nuclear power plant. J. Fish. Res. Board Can. 30: 1195-1203.	Connecticut Yankee Plant		USA
42	MARCY (1971, 1973, 1976)**	MARCY, B. C., Jr. (1976). Placentic fish eggs and larvae of the lower Connecticut River and the effects of the Connecticut Yankee Plant including entrainment, p. 115-139. In: D. Merriman and L. Thorpe (eds.), The Connecticut River ecological study: the impact of a nuclear power plant. Am. Fish. Soc. Monograph No. 3.	Connecticut Yankee Plant		USA
43	PROFITIT (1969)**	PROFITIT, M. A. (1969). Effects of heated discharge upon aquatic resources of the White River at Petersburg, Indiana. Petersburg Univ. Water Res. Ct. Rep. of Invest. No. 3.	White River, Indiana		USA
44	CLARK and BROWNELL (1973)**	CLARK, J. & BROWNELL, W. (1973). Electric power plants in the coastal zone: environmental issues. Spec. Publ. No. 7, Am. Litt. Soc., Highlands, N.J.	Indian Point Plant		USA
45	EPA (1972a)**	Proceedings in the matter of pollution of Mount Hope Bay and its tributaries.	Brayton Point Plant		USA
46	LAUER et al. (1974)**	LAUER, G. J., WALLER, W. T., BATH, D. W., MEERS, W., HEFFNER, R., GINN, T., ZUBARIK, L., BIBKO, P. and STORM, P. C. (1974). Entrainment studies on Hudson River organisms, p. 37-42. In: L. D. Jensen, 1974. Proceedings of the second entrainment and intake screening workshop. Rept. No. 15, The Johns Hopkins Univ., Baltimore, Md.	Indian Point Plant		USA
47	FLEMER et al. (1971b)**	FLEMER, D. A., HEINLE, D. R., MORGAN, R. P., KEEFE, C. W., GROTE, M. C. and MIHURSKY, J. A. Preliminary report on the effects of steam electric power station operations on entrained organisms. A progress report to the Maryland Dept. Nat. Res. Under the post-operative assessment of effects of estuarine power plants grant. Univ. of Maryland, College Park, Md.	Vierma Plant & Oyster Creek Plant		USA
*	zit. in EPRI (2000)	EPRI (2000): Review of Entrainment Survival Studies: 1970-2000, EPRI, Palo Alto, CA: 2000. 1000757.			
**	zit. in MARCY (1978)	MARCY, B. C., BECK, A. D. & ULANOWICZ, R. E. (1978). Effects and impacts of physical stress on entrained organisms. - In: SCHUBEL, J. R. & MARCY, B. C. (eds.) Power Plant Entrainment. A Biological Assessment. Academic Press, 135-188.			
***	zit. in KERKUM et al. (2004)	KERKUM, L. C. M., BLIJ DE VAATE, A., BUISTA, D., DE JONG, S. P. & JENNE, H. A. (2004). Effecten van koelwater of het zoute aquatische milieu - RIZA rapport 20004 033. 87 pp.			