

**Plausibilitätsabschätzung** möglicher Auswirkungen auf das Phytoplankton und die benthische Wirbellosenfauna durch die Kühlwasserentnahme und Kühlwasserrückgabe des geplanten IKW Stade/Dow

## 1 Prolog

Für den Raum Stade bestehen derzeit (noch) Neubaupläne zur Errichtung zweier Kohlekraftwerke an der Unterelbe. Außer DOW beantragt die E.ON Kraftwerke GmbH Hannover einen 1.100 MW-Kraftwerksblock stromaufwärts der Schwinge-Mündung.

Die Dow Deutschland Anlagengesellschaft mbH, Werk Stade (kurz Dow) beabsichtigt unterhalb der Schwinge-Mündung, ein Steinkohlekraftwerk der 800 MW-Klasse auf dem eignen Betriebsgelände zu errichten und zu betreiben. Nach derzeitigem Planungsstand soll die Anlage im Jahr 2016/17 in Betrieb genommen werden. Das Industriekraftwerk wird die Dow zukünftig mit wettbewerbsfähiger Energie und Dampf versorgen.

Die Auswirkungen des wasserseitigen Bauvorhabens des Kühlsystems sowie die Entnahme und Einleitung von Kühlwasser durch das geplante Industriekraftwerk, primär auf die Flora und Fauna der Unterelbe, sind Kernpunkt der Plausibilitätsabschätzung.

Mit der vorgesehenen Leistung fällt das Kraftwerk unter Ziffer 1.1 der Spalte 1 des Anhangs der 4. Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (4. BImSchV) und ist damit eine genehmigungsbedürftige Anlage nach dem Bundes-Immissionsschutzgesetz (BImSchG). Für die Entnahme von Oberflächengewässer bzw. das Einleiten von Abwasser ist weiterhin, unabhängig vom BImSchG-Verfahren, ein wasserrechtliches Verfahren nach dem WHG und Landeswassergesetz (LWG) durchzuführen.

Im vorliegenden Beitrag wird der Status quo dargestellt und bewertet. Zentraler Punkt der Plausibilitätsabschätzung sind die potentiellen Beeinträchtigungen der zukünftigen Kühlwasserentnahme und -abgabe auf die aquatischen Schutzgüter Phytoplankton (syn. Algengesellschaft des freien Wassers) und benthische wirbellose Fauna (syn. Zoobenthos) in dem betroffenen Oberflächenwasserkörper der Tideelbe (OWK „Übergangsgewässer“ und Fließgewässertyp „transitional zone T1“), wie aber auch in der lokalen Kern- und unmittelbaren Nahzone des Untersuchungsgebiets.

Die zu klärenden Fragen lassen sich verkürzt auf einen Nenner bringen: Welche Auswirkungen hat die beantragte Maßnahme auf die Gewässerökologie? Welche Beeinträchtigungen sind durch die Errichtung der geplanten Kühlwasserbauwerke zu erwarten? Welche durch die Kühlwasserentnahme und welche durch die Kühlwasserrückgabe?

## 2 Untersuchungsgebiet und Zeitpunkt der Beprobung

Der Größe des Untersuchungsgebiets (kurz UG) ist durch die Ausdehnung der Kühlwasserfahne (bis zur +0,5 K-Isolinie) im Großen und Ganzen vorgegeben. Elbeaufwärts endet das UG bei Lühesand (Strom-km 650), erstreckt sich dann über die Schwinge-Mündung (Strom-km 655) elbeabwärts bis Schwarztonnensand (Strom-km 661). Weiter elbeauf- wie abwärts bleibt die vorhabensbedingte Erwärmung im Bereich der +0,5 K-Isolinie (vgl. BAW 2009). Es ist also nicht notwendig, den hydrobiologischen Untersuchungsraum bis an die äußerste, noch messbare Grenze der Erwärmung zu legen.

Als wasserseitige Grenze des UG wurde der südliche Tonnenstrich der Fahrinne definiert (Steuerbordseite, grün). Die landseitige Abgrenzung richtete sich nach der Uferlinie analog der mittleren THw-Linie. Das Eulitoral (Watt) ist demzufolge Teil des UG, das Supralitoral dagegen nicht.

Die Probenahme der Weichsubstrate erfolgte im zeitigen Frühjahr, am 24., 25. & 26. März 2009. Zur Beurteilung der Thematik „Kühlwasser“ wurden an 20 Stationen Sedimentproben gezogen, wobei sich eine Probeneinheit aus 9 Parallelen pro Station zusammensetzte.

Bezüglich der Höhenlage wurden aus Watt, dem Flachwasser (MTNw bis -2 m) und dem Tiefwasser (unterhalb -3,3 m NN) Materialproben entnommen. Räumlich getrennt wurde zwischen Kern- (= Flächen mittel-/unmittelbar um Kühlwasserbauwerke) und Referenzzone (= Fernbereiche bei Hollerwettern/Twielenfleth und Grauer Ort/Schwarztonnensand).

### 3 Material und Methoden

In diesem Kapitel werden ausschließlich Verfahren zur Bearbeitung und Auswertung der benthischen Wirbellosenfauna dargestellt. Das Phytoplankton wurde nicht beprobt. Die dsbzgl. Auswertung basiert auf Literaturdaten (ARGE ELBE: hier Wassergütedaten der Elbe von Schmilka bis zur See. Zahlentafeln 2002-2006).

#### 3.1 Probenahme

Ästuarie bedürfen einer eigenständigen Probenahmestrategie und -technik. Die Gründe sind nahe liegend: v.a. Gewässertiefe und -breite, Trübung, Strömungsgeschwindigkeit. Die Methode korrespondiert im wesentlichen mit denen der Küstengewässer (v.a. HELCOM 1998; RUMOHR 1990, 1999; SEYS et al. 1999). Im Elbeästuar ist eine Beprobung vom Schiff aus erforderlich.

Die günstigste Zeitspanne zur Entnahme ist die Stauwasserphase, also der Zeitpunkt um die Kenterpunkte Ebbe oder Flut ( $K_E$  oder  $K_F$ ). Im Falle der TEL ist dies jedoch Theorie, denn eine Stauwasserphase, wenn sie überhaupt eintritt, ist derzeit nur von extrem kurzer Dauer (Minutenmaßstab). Gegen Ende der Ebbephase läuft über Grund die Flut bereits stromauf und umgekehrt (allerdings mit anderen „Vorzeichen“); die Strömungsgeschwindigkeiten über der Sohle können bereits kurz nach  $K_E$  bzw.  $K_F$  extrem sein: Je nach Position im UG zwischen  $0,5 \text{ m s}^{-1}$  und  $2 \text{ m s}^{-1}$ .

Die Konsequenz für die Beprobung der Weichbodensubstrate ist ein möglichst schwerer Bodengreifer. Eingesetzt wurde ein Van-Veen-Greifer (VV-Greifer) mit den Standardmaßen  $0,1 \text{ m}^2$  Oberfläche (OF), 18 cm Grabtiefe, ca. 15 l Volumen und rd. 50 kg Leergewicht.

Grundsätzlich wurden an einer Station drei Parallelen mit dem  $0,1 \text{ m}^2$ -VV-Standardgreifer genommen. Befüllungsgrade unter  $2/3$  des Greifervolumens wurden verworfen. Aus jeder vollen Greiferparallele wurden mit einem Stechrohr (STR mit  $\varnothing = 4,5 \text{ cm}$ ; OF  $15,9 \text{ cm}^2$ ; Tiefe = 10 cm) zwei Proben für die Auswertung der Oligochäten- und Kleinpolychätenfauna entnommen. Die  $3 \times 2$  STR-Proben wurden ungesiebt jeweils in ein Kautex-Gefäß überführt, sofort mit Formaldehyd fixiert (Endkonzentration ca. 4%) und mit Bengalrosa angefärbt (der Proteinfarbstoff wird der Formalinlösung gleich beigemischt: 1 g Bengalrosa auf 1 Liter 4%-iges Formalin).

Abgebrochen wurde die Beprobung einer Station nach 7 Hols (Greiferinhalte  $0 \ll 50\%$ ). Nach Anlaufen einer benachbarten Station wurde das Prozedere wiederholt; war der Erfolg nach  $n = 7$  ebenfalls vergeblich, wurde die Station/Probestelle aufgegeben.

Die drei VV-Standardgreiferinhalte wurden noch an Bord jeweils mit reichlich Wasser verwirbelt, und das Material über ein Sieb der Maschenweite (MW)  $500 \mu\text{m}$  dekantiert und schonend aufkonzentriert. Fixierung und Konservierung des Siebrückstands wie vorstehend.

Im Rahmen der vorliegenden Untersuchung bildeten  $3 \times 1$  VV-Standardgreiferinhalte und  $3 \times 2$  Stechrohrinhalte das Fundament der Datenerhebung und ökologischen Aus- und Bewertung der Weichsubstrate. D. h., eine Probeneinheit (kurz PE) ist mit insgesamt 9 Einzelproben/Station ausgestattet. Das Kollektiv dürfte mit seiner verhältnismäßig hohen Parallelenzahl [n] der extremalen Variabilität der biologischen Parameter im Ästuar zumindest entgegenwirken.

#### 3.2 Probenbearbeitung

Die Aufarbeitung der konservierten Proben erfolgte im Labor. Das Formol wurde vorsichtig über ein Sieb mit der MW  $250 \mu\text{m}$  dekantiert, und das STR-Material in einem speziellen Verfahren eluiert: Die Wirbel-

losenfauna wird schonend durch einen diskreten Wasserstrom vom Sediment getrennt. Die Stärke des Wasserstroms wird derart reguliert, dass die „leichte“ Endo- und Epifauna aufschwimmt, organische und Tonpartikel ebenfalls, aber die Masse des (mineralischen) Sediments im Spülgefäß verbleibt. Das Eluat wurde über das vorgenannte, gleiche Sieb (MW 250 µm) geleitet, dabei konzentriert und die Schlufffraktion mit reichlich Wasser ausgespült - ohne den schädigenden Prozess des mechanischen Siebvorgangs. Die Siebfraktion wurde dann in einer Sortierlösung zwischengelagert (aus 5% Propylenglykol und 0,2% Propylenphenoxetol gelöst in Deionat; Bedingung für Sortierlösung ist die vorherige Formolkonservierung). Das im Spülgefäß verbleibende Sediment wurde noch stichprobenartig nach großen Organismen durchsucht. Allerdings werden bei richtiger Justierung des Wasserstroms auch diese Faunenelemente quantitativ überspült. Selbst vergleichsweise große, schwergewichtige Tiere, v.a. Schnecken oder Muscheln, werden im Eluatstrom transportiert.

Die bereits an Bord gesiebten Greiferrückstände wurden nochmals mit reichlich Wasser gespült (MW 500 µm) und anschließend in Sortierlösung überführt und gelagert.

Das Sortieren der Organismen nach Taxa höherer Ordnung bzw. Fauneneinheiten (kurz FE) und deren Trennung vom Restsediment sowie die Quantifizierung erfolgte portionsweise in speziellen Bogorov-Zählchalen unter dem Binokular bei 10- bis 40-facher Vergrößerung. Durch den Bengalrosa-Zusatz fallen selbst die kleinsten Organismen auf und werden nicht übersehen (färbt Protein leuchtend rot). Da bei der Probenahme zahlreiche Annelida autotomieren und durch die weitere Bearbeitung die Tiere auch teilweise zerbrechen, was selbst bei schonendster Arbeitsweise unvermeidlich ist, werden nur komplett erhaltene Tiere oder abgetrennte Kopfsegmente bestimmt und gezählt. Bei Muscheln und Schnecken wurden nur Tiere mit Weichkörpern registriert und quantifiziert; leere Schalen und Gehäuse bleiben unberücksichtigt.

Die Artdetermination und quantitative Auswertung erfolgte entsprechend der Organismengröße mit Hilfe von Binokular (max. 40-fache Vergrößerung) und Mikroskop (max. 1.000-fache Vergrößerung). Wenn in Proben die Abundanzen bspw. der Annelida hoch sind (> 350 Individuen), werden in solchen Fällen die Populationen im 10-fach-Planktonteiler geteilt. Je nach Populationsdichte wurden 2/10 bis 6/10 aus dem Teiler entnommen (mind. 111 Tiere). Für die taxonomische Ansprache der Oligochäten wurden Präparate aus BERLESE'schem Aufhellungsgemisch hergestellt. Das Zellgewebe mazeriert in Berlese, und die chitinosen, artdiagnostisch wichtigen Strukturelemente werden deutlich sichtbar.

Im Rahmen dieser Untersuchung konnten erwartungsgemäß nicht sämtliche Tiere bis auf Artniveau bestimmt werden. Insbesondere Juvenilstadien von Polychäten, Tubificiden, Gammariden oder Bathyporeien entziehen sich der Genauigkeit; deshalb i. d. R. als <juv.> und/oder <indet.> angesprochen. Ansprache/Auswertung dieser FE gemäß Vorschrift BLMP Nordsee/Ostsee des UBA Berlin.

### 3.3 Auswertung

Qualitativ ist es das Ziel, das Artenspektrum zu erfassen [n Spezies]; in Ausnahmefällen Gattungen oder Großtaxa (syn. Fauneneinheiten); Phytoplankton allerdings auch auf höherer Ordnungsebene. Gezählt (quantitative Analyse) werden die Individuen/Zellen/Aggregate einer Art, Gattung, FE oder Phyla, außerdem wird die Gesamtindividuenzahl ermittelt, als Ind./m<sup>2</sup> BWF oder Phytoplankton als Zellzahl bzw. Aggregat/ml oder Liter. Aus den Zählgrößen werden die Dominanzwerte [DW%] berechnet und die Artenhierarchie bestimmt. Das Gesamtergebnis repräsentiert den Ist-Zustand der zwei Qualitätskomponenten jeweils für sich im UG während des Erhebungszeitraums 2009.

Die Bewertung des Phytoplanktons im UG erfolgt mittels eines Verfahrens für den Fließgewässertyp 22.3 (analog Fließgewässertyp 20.2 nach MISCHKE 2006). Einzelheiten zu dem Bewertungsverfahren sind dem LAWA-AO-Arbeitspapier III des RaKon Monitoring Teil B (2006) zu entnehmen.

Für die Bewertung der wirbellosen Bodenfauna ist das Ästuartypieverfahren (KRIEG 2005, 2006, 2007a, 2008) die Methode der Wahl. Das Verfahren ist gewässertyp-, also ästuarspezifisch und analysiert die qualitativ-quantitative Struktur einer ästuarinen Indikatorgemeinschaft sowie deren Biodiversität. Berechnet werden als Core-Metric der Ästuar-Typie-Index (kurz AeTI) sowie die Begleitparameter Mittlere Artenzahl (kurz MAZ) und Alpha-Diversität (kurz ADF).

Mittlerweile ist die Methode mehrfach revidiert und als Ästuartypieverfahren (AeTV) im Ausschuss KORTTEL (Koordinierungsraum Tideelbe der Gebiets-ARGE ELBE der Bundesländer Hamburg, Niedersachsen & Schleswig-Holstein) vorgestellt, diskutiert und für das Elbeästuar anerkannte Bewertungsverfahren gem.

EG-WRRL. EU-weit befindet sich die Methodik derzeit im internationalen Vergleich, sprich in der Interkalibrierungsphase.

## 4 Status quo

Das Maßnahmenggebiet des geplanten Industriekraftwerks Stade (Dow) liegt am südlichen Ufer der Unterelbe unterhalb der Schwingemündung (Strom-km 655,5), im Übergangsbereich zwischen mixohaliner und limnischer Zone der TEL. Damit befindet sich das Plangebiet unmittelbar am Beginn des OWK Elbe (Übergangsgewässer), der ab Strom-km 654,9 in den stromaufwärtigen OWK Elbe (West) übergeht. Vom Fließgewässertypus treffen hier „Ströme der Marschen (Typ 22.3)“ und der Typ „Übergangsgewässer T1“ aufeinander.

### 4.1 Phytoplankton

Für das Schutzgut Phytoplankton wurde keine eigene Probenahme durchgeführt, da durch die ARGE ELBE, jetzt Flussgebietsgemeinschaft ELBE, regelmäßig Bestandserhebungen stattfinden, und die Ergebnisse öffentlich ins Netz gestellt werden. Aus dem Datenfundus wurden die Jahre 2002 bis 2006 als Betrachtungszeitraum für das Phytoplankton für die vorliegende Auswertung gewählt (Kriterien: v. a. zeitnah, jährlicher Oberwasserabfluss, Variabilität). Für die abiotischen Begleitdaten standen darüber hinaus die aktuellen Daten der Jahre 2007 und 2008 zur Auswertung zur Verfügung. Als Bezugspunkt wurde die Messstation Grauerort (Strom-km 660,5) des NLWKN Stade gewählt.

Die Phytoplanktongemeinschaft der TEL unterliegt saisonal einer natürlichen Dynamik. Vegetations-Maxima bilden sich i. d. R. im zeitigen Frühjahr und im Herbst aus. Unterhalb des Hamburger Hafens nehmen die Chlorophyll-a-Konzentrationen stark ab. An der Messstation Grauerort lag der Mittelwert der Zeitreihe 2002-2006 für den Datenpool Einzelproben bei 12,6 µg/l und für die Längsprofile bei 18,2 µg/l. Die Min- (4,0 bzw. 4,4 µg/l) und Max-Werte (85,9 bzw. 85,0 µg/l) waren dagegen für beide Messreihen mehr oder weniger identisch und zeigen die mögliche Bandbreite der Chlorophyll-a-Konzentrationen an der Messstation bzw. im UG.

Die Mittelwerte der Phytoplankton Organismenzahlen lagen in den Jahren 2002-2005 zwischen 894 OZ/ml und 1.980 OZ/ml. Die mittleren Taxazahlen betragen im genannten Zeitraum knapp 20. Im Jahr 2006 weichen die Werte für Organismen- und Taxazahlen aufgrund geänderter Untersuchungsintensität deutlich hiervon ab.

Innerhalb der Phytoplanktongemeinschaft dominierten Kieselalgen, Grünalgen und Blaualgen. Die Phytoplanktonbiozönose der ästuartypischen Trübungszone ist durch hohe Phaeophytin-Konzentrationen charakterisiert, da abgestorbene Algenbiomassen von oberhalb mit großer (tidebedingter) Zeitverzögerung abtransportiert werden. Hieraus resultiert ein hoher Phaeophytin/Chlorophyll-a-Quotient.

Die natürliche Trübungszone bedingt ein ungünstiges Lichtklima für das Phytoplankton. Es wird davon ausgegangen, dass die meisten Algen (vitale und abgestorbene) an Schweb-/Trübstoffe aggregiert vorliegen. Der atmosphärische und biogene Sauerstoffeintrag in das Gewässer ist in den Sommermonaten im Untersuchungsgebiet häufig unzureichend. Dies führt dazu, dass die Sauerstoffzehrung größer ist als der Sauerstoffeintrag. Die Folge sind häufige Sauerstoffmangelsituationen. Das UG Dow-Stade liegt am unteren Ende des sich in den letzten Jahren ausprägenden Sauerstofftals, das sich in der Regel bis Strom-km 670/680 in der TEL ausdehnt.

### 4.2 Benthische Wirbellosenfauna

Grundsätzlich beherbergt der Unterelbeabschnitt mit dem UG eine Vielfalt benthischer Organismen, Arten bzw. FE, wie sie für die Tideelbe im Wechselbereich Süß- zu Salzwasser charakteristisch ist (vgl. KRIEG 2007b & 2009a).

Unbestritten ist die absolute Eudominanz der Oligochaeta, sowohl arten- als auch individuenmäßig. Diese Ordnung ist die charakteristische, bestandsbildende FE im limnisch-oligohalinen Abschnitt der TEL. So wurden in Zusammenhang mit einer Vorstudie im Erhebungsraum Niederelbe/Stade über 100 Arten/Taxa vermutet, einschließlich einiger Neozoa actualia (s. KRIEG 2009b). Diese Annahme beruhte auf dem Vorhandensein von unterschiedlich strukturierten Habitaten/Sedimenttypen im Untersuchungsabschnitt Stade/DOW.

Im Rahmen der vorliegenden Untersuchung erwies sich die Hypothese als grundlegend falsch. Das lokale Sohlmaterial des UG erwies sich bis auf Ufernähe als geschlossene, laminare Kleischicht. Dieser Substrattyp ist derart verdichtet, dass er für die heimische Endofauna nicht besiedelbar ist. Da im Übergangsbereich Süß- zu Brackwasser auch keine „bohrenden“ Organismen als „Bodenvorbereiter“ (engineer-organism) in der TEL existieren, ist der Habitat unbewohnbar. Vergleichbar einer Asphaltoberfläche sind Kleiböden verodet. Elemente der Epifauna, v.a. Amphipoden oder Decapoden, wurden auch nicht gefunden. Die einzigen Organismen waren wenige, verdriftende Exemplare der Körbchenmuschel *Corbicula* spp. (Neozoa). Das UG liegt auf der Prallhangseite der Unterelbe und (sehr) hohe Strömungsgeschwindigkeiten über Grund ( $> 1 \text{ m s}^{-1}$ ) sind kennzeichnend für diesen Flussbogen. Der üblicherweise über der Kleischicht liegende pleistozäne Sand ist komplett erodiert; „Asphalt“ in Form von Klei steht offen an.

Die durchschnittliche Abundanz der wirbellosen Bodenfauna im UG wird auf  $< 10^3 \text{ Ind./m}^2$  geschätzt; d.h., das Mittel der Wohndichten aus Eulitoral, Flachwasser und Tiefwasser. Diese geringe Individuenzahl pro Flächeneinheit liegt weit unter der optimalen Raumkapazität heterogener Sedimente mit  $10^4 \text{ Ind./m}^2$ , wie aber auch unter der der Sande mit  $> 10^3 \text{ Ind./m}^2$ .

Charakteristisch für die vergleichsweise wenigen Arten sind r-Strategie und Opportunismus, unterrepräsentiert ist dagegen ein sensitives Spezialistentum mit ästuar- und flusstypischen Indikatoreigenschaften. Fast alle Oligochäten sind r-Strategen mit opportunistischer Ausprägung. Weitere Arten sind Neozoen und Gewässerubiquisten. Ihre Toleranzbereich ist extrem, so dass sie unter verschiedensten Milieubedingungen existieren und sich vor allen Dingen auch fortpflanzen können. Allerdings sind sie nicht konkurrenzfähig, und deren Populationen unterliegen aufgrund hoher Mortalität starken Individuenfluktuationen.

## 5 Bewertung des Status quo

### 5.1 Phytoplankton

Aus dem Jahr 2005 liegt ein Vorschlag zur Bewertung ausgewählter Fließgewässer anhand des Phytoplanktons gemäß Wasserrahmenrichtlinie vor (MISCHKE & BEHRENDT 2005, MISCHKE et al. 2005). Dabei fanden der FGW-Typ 22.3, dem der OWK Elbe (West) zuzuordnen ist und der FGW-Typ T1, d. h. das Übergangsgewässer keine Berücksichtigung. Mit der Vorlage des Endberichts zum bundesweiten Praxistest wurde die Möglichkeit einer „testweisen Anwendung“ des Verfahrens für den FGW-Typ 22.3 eingerichtet (MISCHKE 2006). Das Übergangsgewässer blieb nach wie vor unberücksichtigt, so dass hier weder ein gültiges Bewertungsverfahren noch ein Testansatz vorliegt.

Da sich das Untersuchungsgebiet Dow-Stade unmittelbar am Beginn des OWK Elbe (Übergangsgewässer) und damit am Ende des OWK Elbe (West) befindet, weist es Eigenschaften beider Fließgewässertypen auf. Aus diesem Grund ist es durchaus statthaft, die „testweise Anwendung“ des Verfahrens für den FGW-Typ 22.3 auf den Abschnitt des UG zu übertragen. Da das Verfahren für den Typ 22.3 nicht validiert ist, sind die Bewertungsergebnisse als orientierende Einschätzung des ökologischen Zustands gemäß WRRL zu verstehen (mdl. Mitt. MISCHKE, BERLIN, Nov. 2008).

Der NLWKN Stade hat im Jahr 2007 im FGW-Typ 22.3 auf Höhe der Lühe-Mündung (Strom-km 645,5) eine umfangreiche Probenahme bzw. Untersuchung nach dem Verfahrensstand Oktober 2006 durchgeführt (schrift. Mitt. BAUMGÄRTNER, NLWKN Stade, 2008). Das eingesetzte Bewertungssystem ist multimetrisch mit fünf Einzelkenngrößen. Die Bewertungsgrößen und Grenzwerte für den FGW-Typ 22.3 orientieren sich am Fließgewässertyp 20.2. Allen Kenngrößen liegt das Saisonmittel zugrunde, das aus 6 Einzelterminen im Zeitraum April bis einschließlich Oktober 2007 gebildet wird.

**Tab. 1:** Ergebnisse der vom NLWKN Stade im Jahr 2007 durchgeführten Untersuchung der QK Phytoplankton im OWK Elbe (West).

Fließgewässertyp	Gesamtindex	Biomasse	Taxonomische Zusammensetzung			
		Gesamtpigment (Chl-a) [ $\mu\text{g/l}$ ]	TIP [ $\mu\text{g/l}$ ]	Pennales	Chloro	Cyano
22.3	2,7	36,07	4,47	0,19	0,17	1,20

Auf Grundlage dieser Erhebung und der testweisen Anwendung des Bewertungsverfahrens entspricht die ökologische Zustandsklasse des OWK Elbe (West) im Bereich Lühe-Mündung bezüglich der QK Phytoplankton nach EG-WRRL einer **mäßigen** Qualitätsstufe (analog ÖZK 3). Aufgrund der räumlichen Nähe kann diese Bewertung auch für das UG Dow-Stade angenommen werden.

## 5.2 Benthische Wirbellosenfauna

Für die Bewertung der wirbellosen Bodenfauna ist das multimetrische Ästuartypieverfahren (KRIEG 2005, 2006, 2007a, 2008) die Methode der Wahl. Das Verfahren ist WRRL-konform, darüber hinaus gewässertypspezifisch und analysiert die qualitativ-quantitative Struktur einer ästuarinen Indikatorgemeinschaft sowie deren Biodiversität. Mittlerweile ist die Methode mehrfach revidiert und als Ästuartypieverfahren durch den Ausschuss KOR-TEL (Koordinierungsraum Tideelbe) legitimierte Bewertungsmethode für das Elbeästuar.

**Tab. 2:** Zusammenstellung der Bewertungsparameter Ästuartypieverfahren (KRIEG 2006, 2007a, 2008a) und resultierende Einstufung in ÖZK (Grundlage: FGW-Typ T 1 analog Übergangsgewässer)

Legende: FGW-Typ = Fließgewässertyp; ÖZK = ökologische Zustandsklasse

AeTI  $\pm$  s = Ästuar-Typie-Index & Standardabweichung; MAZ = mittlere Artenzahl; ADF =  $\alpha$ -Diversität n. Fisher

<b>AeTV für QK benthische wirbellose Fauna im UG Stade/DOW</b>					
Parameter	<b>AeTI <math>\pm</math> s</b>	<b>MAZ</b>	<b>ADF <math>\pm</math> s</b>	<b>Gesamttaxa</b>	<b>Indikatorarten</b>
n = 214 Stichproben	<b>3,34 <math>\pm</math> 0,14</b>	<b>5,0</b>	<b>2,3 <math>\pm</math> 0,9</b>	<b>53</b>	<b>42</b>
Gültigkeitskriterien AeTI sind erfüllt, da					
1. Standardabweichung AeTI $s < 0,3$					
2. Mindestanzahl Indikatorarten $42 \gg 4^2$					
3. Abundanzverhältnis eco-Arten zu nicht indizierteTaxa $\gg 50\%$					
<b>Bewertung bzw. ÖZK des UG Stade/DOW</b>					
Kernparameter <b>AeTI</b> = Einstufung in ECO-Klasse IV – analog ÖZK <b>ungenügend</b> .					
Begleitparameter <b>Biodiversität</b> :					
gem. Metrik <b>MAZ</b> <b>ungenügend</b> ÖZK (ECO-Klasse IV) und					
gem. Metrik <b>ADF</b> ebenfalls <b>ungenügend</b> ÖZK der QK BWF (wenige eudominante, sehr viele (sub-) rezedente Arten).					
Einstufung nach Core-Metric <b>AeTI</b> und Co-Metric <b>Biodiversität</b> :					
<b>ungenügender ökologischer Zustand analog ECO-Klasse IV</b>					
Der Grad der Vielfalt und Abundanz der wirbellosen Bodenfauna weicht stark von den typspezifischen Referenzbedingungen für ein Übergangsgewässers ab. Empfindliche Arten der ästuarspezifischen Biozönose sind nicht präsent. Dafür Eudominanz euryöker Generalisten/Ubiquisten, keine Ästuarspezialisten [s. PE-CONS 3639/00 ANHANG V REV I (EG-WRRL 2001); vgl. Definitionen „sehr guter“, „guter“ ökol. Zustand].					

Im Rahmen der Vorstudie wurde das Plangebiet basierend auf Analogieschlüssen mit einem guten ökologischen Zustand bewertet (KRIEG 2009b). Nach Auswertung des Probenmaterials war diese gute Bonitierung nicht ansatzweise aufrechtzuerhalten. Mit einem Rechenwert von 3,34 liegt der AeTI im zentralen Bereich der ECO-Klasse IV (Klassenbreite von >2,8 bis 3,9). Demzufolge entspricht dieser Kernparameter einem ungenügenden ökologischen Zustand (analog ÖZK 4). Der ermittelte AeTI ist formal zutreffend, da die Gültigkeitskriterien uneingeschränkt erfüllt sind (vgl. Tabelle 2).

Die zwei Co-Parameter der Biodiversität (MAZ & ADF) bestätigen die ungenügende Einstufung gemäß AeTI. Mit einer mittleren Artenzahl (MAZ) von  $S_c = 5,0$  steht diese Messgröße für eine extrem artenarme Gesellschaft und symbolisiert eine ungenügende Einstufung (bezogen auf FGW-Typ T 1). Der Wert unterschreitet deutlich das Artenminimum für eine Brackwasserzonierung.

Der berechnete Co-Parameter ADF entspricht mit  $\alpha = 2,3$  der ÖZK 4 und ist ebenfalls dem ungenügenden Zustand zuzuordnen. Bezüglich der Diversität wird mit insgesamt 42 indizierten eco-Arten eine schwach strukturierte Gesellschaft aufgezeigt, wobei 27 Zeigerarten für „schlecht“ und „ungenügend“ stehen (fast 2/3 der Summe der eco-Arten). Demgegenüber weisen nur 6 Spezies auf einen potentiell „guten“ ÖZK hin. Unterm Strich mit „ungenügend“ ein zutreffendes Resultat.

## 6 Auswirkungsprognose

### 6.1 Prolog

Für die Versorgung des zukünftigen IKW DOW/Stade mit Kühlwasser aus der TEL ist der Neubau einer Kühlwasserkette geplant, bestehend aus den Bauwerkselementen Entnahme-, Rückgabe- und Pumpbauwerk sowie Kühlwasserstränge (im Detail s. Envi Con & Plant Engineering GmbH).

Zwischen Entnahmehauwerk und Pumpen sind die Leitungsstränge als Saugleitungen ausgelegt, dahinter beginnt die Druckseite bis zum höchsten Punkt, dem Kondensator. Durch Heberwirkung wird das Wasser über den höchsten Punkt in das Kraftschlussbecken gesaugt. Das Kraftschlussbecken spart also Pumpenenergie und ist das Auffangbecken für die Kühlwasserleitungen. Über das Rückgabebauwerk fließt das Kühlwasser in freiem Gefälle in die TEL.

Auswirkungen auf das UG und den OWK Elbe (Übergangsgewässer) können sich während der Bauphase durch die Errichtung der Kühlwasserentnahme- und Kühlwasserrückgabebauwerke ergeben. Die Bauwerke werden in offener Baugrube erstellt. Die zu- und rückführenden Kühlwasserrohrstränge (je 3 Rohrleitungen DN 2400 bzw. 1 x DN 3600) wirken dagegen ohne Beeinträchtigung der Gewässersohle, da die grabenlose Bauweise (Rohrvortrieb) als Variante präferiert wird. Die Dauer der Bauzeit ist mit etwa 1 - 2 Jahr(e) veranschlagt.

Beeinträchtigungen im laufenden Betrieb sind durch die Entnahme von Elbewasser für Kühlzwecke (Ansaugvolumina je nach Fahrweise: im Normalbetrieb rd.  $26 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$  und im Sommerbetrieb bis max.  $36 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ ) und durch die Rückleitung des erhitzten Prozesswassers (je nach Jahreszeit Aufwärmspanne im Sommer von 6 K und im Normalbetrieb 8 K) in die TEL zu erwarten.

Die Auswirkungen auf die Gewässerbiozönose sind dabei zum einen unter dem Gesichtspunkt des Schutzgutes aquatische Fauna von Bedeutung, zum anderen im Hinblick auf das Schutzgut Wasser als Bestandteil des Landschaftshaushaltes. Der Betrieb kann dabei über eine Veränderung/Beeinflussung der aquatischen Rahmendaten sowie die direkte Schädigung von Organismen (Phytoplankton, benthische wirbellose Fauna und/oder Fische) zu einer nachteiligen Veränderung des ökologischen Zustands des UG, möglicherweise auch des OWK führen.

In Zusammenhang mit dem Bau und Betrieb des Kühlwassersystems und den prognostizierten Auswirkungen ist es notwendig, dass vorab Schwellenwerte zwischen einer erheblichen, einer unerheblichen und keiner Beeinträchtigung gezogen werden. In der nachfolgenden Tabelle 3 werden Kriterien aufgestellt, um zwischen der Qualität einer Beeinträchtigung planerisch differenzieren zu können. Es handelt sich um Vorschläge anhand von expert-judgement, da exakte Schwellenwerte in der Natur nicht existieren - Veränderungen ökologischer Prozesse erfolgen i. d. R. kontinuierlich und schleichend.

**Tab. 3:** Definition einer Beeinträchtigung

Beeinträchtigung (= B.)		
erheblich	unerheblich	keine
a. Änderung ist mess- oder beobachtbar b. Strukturen und Funktionen der Biozönose gehen verloren oder werden negativ verändert c. <u>B.</u> dauert an, ist langfristig ( $\geq 3$ Jahre) d. <u>B.</u> geht über die Größe einer Baugatellfläche hinaus ( $> 0,15$ ha)	a. Änderung ist mess- oder beobachtbar b. Strukturen und Funktionen der Biozönose bleiben weitgehend erhalten oder werden nur sehr geringfügig negativ verändert c. kurzfristig ( $< 3$ Jahre)	a. keine mess- oder beobachtbare negative oder positive Veränderung b. Strukturen und Funktionen der Biozönose bleiben vollständig erhalten

## 6.2 Phytoplankton

Als Primärproduzent nimmt das Phytoplankton eine zentrale Rolle im Gewässerökosystem ein. Darüber hinaus dient es als Nahrungsgrundlage für Makrozoobenthos, Fische u. a. aquatische Organismen. Als tote Biomasse trägt das Phytoplankton wesentlich zu den gewässerinternen Sauerstoffzehrungsprozessen bei und beeinflusst damit direkt den Sauerstoffhaushalt eines Gewässers. Aus diesem Grund ist die Abschätzung der Auswirkungen des Kraftwerksbetriebs auf das Phytoplankton von gesamtökologischer Bedeutung für das Gewässer.

### 6.2.1 Bauphase

Als Bestandteil des freien Wassers ist das Phytoplankton von den zur Errichtung der Kühlwasserentnahme- und Kühlwasserrückgabebauwerke notwendigen Baumaßnahmen im Gewässer nicht direkt betroffen. Indirekte Auswirkungen können sich durch baubedingte Arbeiten ergeben. Hierdurch kommt es zur Aufwirbelung von Sedimenten. Insbesondere Sedimente mit hohem Anteil an Feinsubstrat können ein hohes Sauerstoffzehrungspotenzial aufweisen, so dass durch die Sedimentaufwirbelungen der Sauerstoffhaushalt zumindest im betroffenen Bereich negativ beeinflusst wird. Außerdem verschlechtert sich durch das aufgewirbelte Sediment das Lichtklima des ohnehin durch hohe Trübung gekennzeichneten Gewässerabschnitts weiter. Durch die baubedingten Wasserturbulenzen gelangen Phytoplankton-Organismen in stärker getrübe, lichtlose Bereiche, sterben dort mangels Licht ab und belasten durch ihren Abbau den Sauerstoffhaushalt im UG.

Die **Auswirkungen der Bauphase** auf das Schutzgut Phytoplankton und den Sauerstoffhaushalt sind lokal und zeitlich auf die Bauphase beschränkt und damit für sich betrachtet unerheblich. Eine Verschlechterung des Ist-Zustandes des Schutzguts Phytoplankton wird hierdurch **nicht** eintreten.

### 6.2.2 Betriebsphase

Mit der Kühlwassernutzung werden aquatische Organismen, wie das Phytoplankton 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 des geplanten Standortes zur Erwärmung des Flusswassers, wodurch die sauerstoffzehrenden Abbauprozesse im Gewässer beschleunigt werden. Neben der direkten Schädigung der Phytoplankton-Organismen kommt es somit zu indirekten Einflüssen auf das Gewässerökosystem. Hier wird neben der Wassertemperatur in erster Linie der Sauerstoffgehalt des Gewässers beeinträchtigt.

### **6.2.2.1 Kühlwasserentnahme**

Während größere Organismen in den vorgeschalteten Rechen- bzw. Sieb- und Filteranlagen abgefangen werden, werden kleine Organismen (hier: < 1 mm) bei der Kühlwasserentnahme eingesaugt und durchlaufen das gesamte Kühlsystem. 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 oder thermisch geschädigt werden.

Angaben zu Art und Umfang der Schädigungen und die daraus resultierenden Mortalitätsraten von Phytoplankton durch eine Kühlwasserpassage sind sehr unterschiedlich. Bei einer angenommenen Mortalitätsrate von 40 % ergibt sich je nach Abflussgeschehen eine Schädigung des Phytoplanktons in einer Größenordnung von bis zu 5,2 % im Sommerbetrieb (ca.  $36 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ ). Für den Normalbetrieb mit einer Kühlwassermengenentnahme von ca.  $26 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$  liegen die Werte entsprechend niedriger.

Mit dieser prognostizierten Reduktion des Phytoplanktons im Gewässer verringert sich prinzipiell der biogene Sauerstoffeintrag und vermindert sich das Nahrungsangebot für Makrozoobenthos u. a. aquatische Organismen. In Anbetracht der nachgewiesenen großen natürlichen Bestandschwankungen kann bei den errechneten Werten jedoch nicht von einer gravierenden Veränderung der Abundanz und/oder Artenzusammensetzung des Phytoplanktons im UG ausgegangen werden. Bei den aufgezeigten Verlustraten ist anzunehmen, dass die Hauptfunktionen des Phytoplanktons als Primärproduzent und Nahrungsgrundlage erhalten bleiben.

### **6.2.2.2 Kühlwassereinleitung**

Die Auswirkungen der Kühlwassernutzung liegen beim Phytoplankton weniger in der direkten Beeinträchtigung des Schutzguts. Entscheidend ist vielmehr der negative Effekt auf das Gewässer durch das Abtöten der Phytoplankton-Biomasse und deren Wiedereinbringen in das Gewässer sowie durch den betriebsbedingten Wärmeeintrag (erhöhte mikrobielle Umsatzrate).

Aus diesem Grund muss abgeschätzt werden, wie groß die Biomasseschädigung durch die Kühlwasserpassage ist, welche Mengen an toter Biomasse in die Tideelbe eingebracht werden und wie groß die hierdurch bedingte zusätzliche Sauerstoffzehrung im Gewässer ist.

Ausgangspunkt für die Biomasseberechnungen bildet die Chlorophyll-a-Konzentration, die stellvertretend für die lebende Algenbiomasse steht.

Ausgewertet wurden die Chlorophyll-a-Konzentrationen der Jahre 2002-2006 für die ARGE ELBE-Dauermessstelle Grauerort. Zur Darstellung „mittlerer Verhältnisse“ wurde der 90-Perzentil-Wert ermittelt ( $18,6 \mu\text{g l}^{-1}$ ). Besondere Belastungssituationen werden mit dem Maximum-Wert ( $85,9 \mu\text{g l}^{-1}$ ) aus dem genannten Zeitraum erfasst.

Bei der max. sommerlichen Kühlwassermenge von ca.  $36 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$  ergeben sich die in Tabelle 4 dargestellten Mengen an Biomasse, die täglich durch die Abtötung von Phytoplankton entstehen und in die TEL eingeleitet werden. Danach kann im Sommerbetrieb unter Annahme einer 40-%igen Phytoplankton-Mortalitätsrate je nach physiologischem Zustand des Phytoplanktons ein Eintrag an toter Biomasse in Höhe von 1,13 bis 2,25 t pro Tag (90-Perzentil-Wert) bzw. 5,20 bis

10,39 t pro Tag (Max-Wert) erfolgen. Bei dieser Betrachtung finden gemäß Biomassepyramide ca. 90 % der gesamten Biomasse im untersuchten Abschnitt Berücksichtigung.

Aus dieser kraftwerksinduzierten Abtötung der Phytoplankton-Biomasse ergibt sich somit eine zusätzliche Sauerstoffzehrung von 1,76 bis 3,51 t O<sub>2</sub> pro Tag (90-Perzentil-Wert) bzw. 8,10 bis 16,21 t O<sub>2</sub> pro Tag (Max-Wert) im UG.

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 beschleunigt umgesetzt wird, d. h. ihr Zehrungspotenzial ebenfalls im Kraftwerksbereich umsetzt.

**Tab. 4:** Chlorophyll-a-Konzentrationen (Chl-a), Biomasse (BM) und Sauerstoff-Zehrung (O<sub>2</sub>) für die TEL-Dauermessstelle Grauerort (Strom-km 660,5) bezogen auf die Betriebsart Sommer (36 m<sup>3</sup> s<sup>-1</sup>), Mortalitätsrate 40 %, Sauerstoffäquivalent 1,56 g

Chl a [µg/l]	BM [t/d]	O <sub>2</sub> -Zehrung [t/d]	BM [t/d]	O <sub>2</sub> -Zehrung [t/d]
	Chl-a-BM-Umrechnungsfaktor = 50		Chl-a-BM-Umrechnungsfaktor = 100	
18,6	1,13	1,76	2,25	3,51
85,9	5,20	8,10	10,39	16,21

Durch die Kombination dieser Prozesse können Auswirkungen auf den Sauerstoffhaushalt insbesondere in der warmen Jahreszeit nicht ausgeschlossen werden. In diesen Fällen ist eine Sauerstoffanreicherung über das Kühlwasserrückgabebauwerk vorgesehen, 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 durch den Betrieb des geplanten IKW Stade/DOW folgende Auswirkungen auf den Sauerstoffhaushalt der Tideelbe im Plangebiet ergeben:

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

Neben der kraftwerksbedingten Einleitung der toten Biomasse hat somit die Temperatur des eingeleiteten Kühlwassers entscheidenden Einfluss auf die Gewässerökologie.

Die Auswirkungen der Betriebsphase durch die Kühlwasserentnahme und Kühlwassereinleitung auf das Phytoplankton sind lokal begrenzt und führen aufgrund der hohen natürlichen Variabilität des Phytoplanktons zu keinen messbar negativen Beeinträchtigungen der strukturellen Zusammensetzung und Funktion des Schutzguts Phytoplankton im UG. Eine Verschlechterung des Ist-Zustandes des Schutzguts Phytoplankton wird hierdurch nicht eintreten.

Die Auswirkungen der Betriebsphase auf den Sauerstoffhaushalt sind unter Annahme von maximalen Phytoplankton-Konzentrationen (vgl. Max-Wert, Tabelle 4) im Einleit- bzw. Kernbereich des Rückgabebauwerks und im 500 m-Radius als grenzwertig zu bezeichnen. Für mittlere Phytoplankton-Konzentrationen (vgl. 90-Perzentil-Wert, Tabelle 4) ist hier ebenso von einer potentiellen Gefahr auszugehen. Grund hierfür ist einerseits die erhöhte Sauerstoffzehrung durch die im Zuge der Kühlwasserpassage abgetötete Biomasse. Andererseits führt die kraftwerksbedingte Erwärmung dazu, dass die hier stattfindenden Abbauprozesse beschleunigt werden, wodurch im Kraftwerksumfeld der Sauerstoffbedarf weiter steigt.

Durch die tidebedingte Verweilzeit der Wasserteilchen im Wasserkörper kommt es bei fehlender Durchmischung des Wassers zu einer kumulativen Belastung des Wasserkörpers mit toter Biomasse und Wärmeeintrag, die bei niedrigem Oberwasser am größten und bei hohen Abflüssen am geringsten ist. Diese Prozesse sind insbesondere im Zusammenhang mit weiteren Kraftwerks-Planungen im Bereich Stade zu berücksichtigen (Summationseffekt).

### **6.3 Benthische Wirbellosenfauna**

Die wirbellose Bodenfauna hat eine bedeutende Stellung im Ökosystem des Süß- und Brackwassers der TEL, da fast der gesamte nach oben gerichtete Energiefluss zu den Sekundär- und Endkonsumenten, v.a. Fische und Wasservogel über diese Biozönose verläuft. Nicht umsonst wird im Kontext der wirbellosen Bodenfauna von sog. „Nährtieren“ gesprochen - mit Bezug auf das genannte Konsumentenkollektiv der Fraßfeinde. Der Wert der Fauneneinheit als Nahrungsgrundlage für Sekundär- und Endkonsumenten ergibt sich aus ihrem hohen Energiegehalt sowie aus der Dichte und ihrer Verfügbarkeit im Ökosystem TEL.

#### **6.3.1 Bauphase**

Im aquatischen Milieu erfolgt die Einbringung der Hauptkühlwasserstränge im Rohrvortrieb unter der Gewässersohle. Diese Verlegungstechnik ist für die epi-/endobenthische Wirbellosenfauna, aber auch für die Oberflächenstruktur der Biotope die ökologisch verträglichste Variante.

Eine Beeinträchtigung des Schutzguts mittels dieser Verfahrenstechnik ist unerheblich. Eine signifikante Verschlechterung des Plangebiets Stade/DOW ist aufgrund der ökologisch verträglichen Variante Rohrvortrieb auszuschließen (Näheres zum Verschlechterungsverbot, s. EG-WRRL 2001).

Was wird quantitativ an benthischen Wirbellosen durch die Konstruktion der Kühlwasserbauwerke nachhaltig in seiner Existenz vernichtet? Die Letalausfälle werden lokal eng begrenzt ausfallen. Die strukturelle und funktionelle Integrität der Biozönose des Plangebiets bleibt erhalten. Zwei Faktoren sind dafür ausschlaggebend:

- (a) Der Flächenbedarf des Entnahmebauwerks liegt bei rd. 500 m<sup>2</sup>, der des Einleitbauwerks bei rd. 600 m<sup>2</sup>; werden noch jeweils 200 m<sup>2</sup> flächiger Erosionsschutz hinzugerechnet, bleibt der Flächenverbrauch im Rahmen eines Bagatellfalls (vgl. Tabelle 3).
- (b) Die Gründungen der Kühlwasserbauwerke liegen im Sublitoral (Flach- bis Tiefwasser) und hier steht massiv Klei an. Der wiederum ist mehr oder weniger nicht besiedelt. Bereits im Ist-Zustand ist das Gebiet verödet (extrem arten- und individuenarm); der Schaden, wenn überhaupt, minimal.

Es liegt also der seltene Fall vor, dass die Baumaßnahme nachhaltig ist, weil Fläche dauerhaft überbaut, aber unerheblich, da aufgrund des Sohlsubstrats Klei das Gebiet weiträumig verödet ist.

Darüber hinaus ist eine signifikante Verschlechterung des UG nicht gegeben, denn die Nachhaltigkeit der Baumaßnahme ist im Vergleich zum UG kleinräumig (= Bagatellfall).

Die baubedingten Stressoren Unterwasserschall und Erschütterungen werden auf die Biozönose über das unmittelbare Baugebiet hinaus Auswirkungen haben. Inwiefern die Beeinträchtigungen aber relevant sind, insbesondere unter dem Aspekt der Emissionen des Schiffsverkehrs, ist nicht zweifelsfrei zu beantworten; zumindest solange nicht, wie der Wasserschallpegel, der Backgroundwert des Schiffsverkehrs unbekannt ist.

### 6.3.2 Betriebsphase

Prinzipiell gilt, dass mit der Nutzung von Kühlwasser aus marinem oder ästuarinem Milieu oder Süßwasser zahlreiche Organismen mit eingesaugt werden. Das Spektrum variiert von Phytoplankton (Algen) über Zooplankton (Cladoceren, Copepoden, Rädertiere, Fischlaich und -larven), Mega-Zooplankton (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 ( $\leq 1$  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 Meroplankton<sup>1</sup>).

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

- (1) mechanische Ursachen (= Impingement)
- (2) thermische Ursachen (= Entrainment)
- (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).

Für die benthische Wirbellosenfauna sind Letalschädigungen durch den Kühlwasserbetrieb dagegen marginal.

#### 6.3.2.1 Kühlwasserentnahme

Die wirbellose Weichbodenfauna wird durch den Ansaugvorgang (mit ca.  $36 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ ) bei einer maximalen Ansauggeschwindigkeit von  $20,5 \text{ cm s}^{-1}$  keine Beeinträchtigungen, keine bestandsgefährdeten Verluste erleiden, da sie, je nach Art, mal mehr, mal weniger tief im Sediment siedelt (1 bis  $> 10$  cm). Darüber hinaus ist der Gewässergrund vor dem Entnahmebauwerk mit Deckwerk (Wasserbausteine) gegen Erosion geschützt. Die Hartsubstratsiedler, die diesen Habitat besiedeln werden, sind i. d. R. sessil oder hemi-sessil, so dass sie dem grundsätzlich schwachen Ansaugstrom problemlos widerstehen. Die vagilen Folgebesiedler werden als Mikrohabitat das offene Lückensystem der Steine bevorzugen oder sich im Aufwuchsrasen verbergen. Das Epi- (bspw. Flohkrebse) und Hyperbenthos (über und auf der Sohle aktive Evertebraten, wie bspw. die dekapode Garnele *Palaemon longirostris* oder die Schwebgarnele *Neomysis integer*) ist möglicherweise dem Ansaugstrom ausgesetzt.

---

<sup>1</sup> 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)

Allerdings dürfte der Grad der Gefährdung selbst bei  $20,5 \text{ cm s}^{-1}$  minimal sein, zumal in diesem Abschnitt der TEL um ein Vielfaches höhere Strömungsgeschwindigkeiten herrschen (max.  $1,2 \text{ m s}^{-1}$ ).

Den meroplanktischen Larvenstadien von *D. polymorpha* (= Dreikant- oder Zebrauschel) wird durch die Kühlwasserentnahme und Passage eine zwar messbare, jedoch in ihrer Beeinträchtigung unerhebliche Umweltauswirkung im Nahbereich des UG zugewiesen. Bezogen auf den Flussquerschnitt und die lokale Abflusssituation werden die Individuen planktischer Veligerlarven proportional zur Kühlwassermenge eingesaugt. Die Sterblichkeit der Tiere dürfte je nach Altersaufbau, Jahreszeit und Fahrweise der Kühlung zwischen realistischen 0 – 5%, im Einzelfall bis 50% variieren (in Analogie zu dem empfindlichen Kompartiment Zooplankton). Selbst unter Annahme des Worst-Case-Szenarios, dass die Larven zu 100% im Kühlwassersystem abgetötet werden, bleibt die *Dreissena*-Population im UG und OWK mit ihren integralen Merkmalen ungefährdet erhalten.

Eine Degradation der BWF durch den Ansaugvorgang und die Kühlwasserpassage ist auszuschließen: Weder eine signifikante Veränderung innerhalb der Bewertungsklasse, noch ein Wechsel der Bewertungsstufe (kein Verstoß gegen Verschlechterungsverbot gem. EG-WRRL).

### **6.3.2.2 Kühlwassereinleitung**

Die Gewässertemperatur hat einen maßgeblichen Einfluss auf physikalische und biologische Prozesse. Insbesondere für den  $\text{O}_2$ -Haushalt des Gewässers kommt der Wassertemperatur eine steuernde Funktion zu, außerdem der Intensität der Stoffwechselforgänge im Wasser.

Temperatortoleranzen für aquatische Organismen sind je nach Art und äußeren Faktoren unterschiedlich. In unseren gemäßigten Breiten werden  $30 \text{ °C}$  als oberer Grenzwert für eine optimale Entfaltung vieler wasserbewohnender Invertebraten gesehen; Temperaturen  $> 30 \text{ °C}$  bedeuten dagegen eindeutig Stress.

Im Elbeästuar, wie auch in den weiteren Nordseeästuaren, dominieren innerhalb der Bodenfauna eindeutig eurytherme Evertrebraten. So übersteht bspw. die in der TEL eudominante FE *Oligochaeta* extreme Temperaturerhöhungen problemlos. Die im Sublitoral siedelnden Arten sind mit wenigen Ausnahmen dieselben wie im Eulitoral (einschließlich Supralitoral). Insbesondere in den letztgenannten Extrembiotopen müssen sie den natürlichen, täglichen Temperaturschwankungen bis zu  $15 \text{ °C}$  widerstehen können - insbesondere im Sommer, wenn die Temperaturen im Wasser bei  $+20 \text{ °C}$  liegen und auf den exponierten Wattflächen bis über  $35 \text{ °C}$  ansteigen. Die Temperaturen der obersten Bodenschichten variieren im Jahresgang um  $40 \text{ °C}$ ; sie liegen zwischen  $-5 \text{ °C}$  und  $> +35 \text{ °C}$ . Letztendlich ist für die wirbellose Bodenfauna, ihre Vitalität, der Parameter Gewässererwärmung nachrangig. Keines der nachgewiesenen Faunenelemente im Maßnahengebiet ist als kalt stenotherm zu definieren. Weder sind die präsenten Arten auf ein sommerkühles, noch sommerwarmes Fließgewässer angewiesen. Als eurytherme Organismen ist die Spanne ihrer Temperatortoleranz sehr groß: von  $>0 \text{ °C}$  bis  $> 30 \text{ °C}$ . Schädigungen ihrer Vitalfunktionen, v.a. Reproduktion, Ernährung, Wachstum, treten erst über der  $30 \text{ °C}$ -Grenze auf.

Die Embryonen der Oligochäten (Kokonstadien) haben eine geringere Temperatortoleranz als die Adulti. Bis  $+ 25 \text{ °C}$  verläuft die Entwicklung ungestört, darüber kommt es zu Schädigungen in der Embryonalentwicklung. D. h., wenn überhaupt gefährdet, dann sind es die Oligochäten während der empfindlichen Kokonphase. Die Kokons selbst werden im Interstitial (Sandlückensystem) deponiert. Die Temperatur im Porenwasser ist also entscheidend und nicht in der Wassersäule. Gemäß Prognosen BAW wird das Wasser über der Gewässersohle zwar erwärmt, im Nahbereich logischerweise höher als stromauf/stromab, eine Beeinträchtigung der Biozönose ist allerdings vernachlässigbar.

Der Effekt der Temperaturerhöhung im Gewässer kann auf das Kühlsystem direkt zurückwirken. Möglich ist ein verstärktes Auftreten von Muscheln - und zwar von *Dreissena polymorpha*. Wenn die Wassertemperatur im Winterhabjahr nicht mehr unter 10 °C absinkt, so muss befürchtet werden, dass die Reproduktion von *Dreissena* nicht mehr unterbrochen, die Population vielmehr ein verlängertes Wachstum zeigen wird. Über eine vermehrt anhaltende Larvendrift kann es quasi über das Entnahmebauwerk zur Autoinkubation der Kühlwasserkette kommen.

Der Wärmelastplan Tideelbe (SONDERAUFGABENBEREICH TIDEELBE 2008) schreibt folgende Orientierungswerte als fachlicher Maßstab für die Nutzung durch Abwärme-Großemittenten vor:

Maximal zulässige Gewässertemperatur 28 °C.

Maximal zulässige Aufwärmspanne im Gewässer +3,0 K.

Außerdem O<sub>2</sub>-Gehalte als Minimum- & Zielwert von 3,0 mg bzw. 6,0 mg O<sub>2</sub>/l im Gewässer.

Die Orientierungswerte der max. Gewässertemperatur und max. Aufwärmspanne (einschl. O<sub>2</sub>-Anforderungen) müssen am jeweiligen Ort der Beurteilung über die gesamte tideabhängige Wassertiefe als gleitendes 6-Stunden-Mittel eingehalten werden. Der Ort für die Beurteilung der Parameter Temperatur ist der Rand der Mischungszone - maximal r = 500 m von der Einleitungsstelle entfernt. Grundsätzlich sind die flut-, die ebb- und kenterphasenbedingten Ausdehnungen der Wärmeemissionen zur Festlegung der einzelnen Messpunkte zu beachten. Es ist davon auszugehen, dass Richtwerte eingehalten werden.

Durch die Kühlwassereinleitung des geplanten IKW Stade/DOW kommt es im UG der Unterelbe lokal und regional zu unterschiedlichen Temperaturerhöhungen. Im direkten Kern- bzw. Rückgabebereich des Einleitbauwerks ist von < +10 K auszugehen, stromauf/stromab im Nahbereich des 500 m-Radius' sind grundsätzlich bis +3 K und im Fernbereich werden generell < +0,5 bis ≥ +2 K anzusetzen. Mit Ausnahme im unmittelbaren Bereich der Einleitungsstelle werden Wassertemperaturen von 28 °C in der Unterelbe durch den Einstrom erhitzten Kühlwassers wahrscheinlich nicht überschritten.

Für den OWK Übergangsgewässer Tideelbe, wie aber auch lokal für das begrenzte Maßnahmengebiet, werden die Beeinträchtigungen durch eine zusätzliche potentielle Wärmebelastung auf die benthische Wirbellosenfauna deshalb marginal eingeschätzt: Keine Beeinträchtigung, da die Auswirkungen weder subletal noch letal sind, und die funktionelle und strukturelle Integrität der benthischen Gemeinschaft erhalten bleibt. Für den räumlich begrenzten 500 m Radius (gem. Wärmelastplan) um die Einleitung kann sich durch die geplante Kühlwassereinleitung durchaus eine mess- oder beobachtbare Veränderung einstellen. Die Funktion und Struktur der benthischen Biozönose wird jedoch erhalten bleiben, im Extremfall geringfügig tangiert. Entsprechend der Definition nach Tabelle 3 ist somit eine unerhebliche Beeinträchtigung das Maß der Dinge.

Eine Verschlechterung gegenüber dem Status quo BWF wird nicht eintreten. Es ist weder eine signifikante Verschiebung in der Bewertungsklasse, geschweige denn ein Wechsel der Bewertungsstufe für das UG Stade und den OWK Elbe (Übergangsgewässer) zu erwarten.

## 7 Literatur

ARBEITSGEMEINSCHAFT FÜR DIE REINHALTUNG DER ELBE (ARGE ELBE) (2004a): 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) (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.

- BAW HAMBURG (BUNDESANSTALT FÜR WASSERBAU - HAMBURG) (2009): Darstellung der Simulationsergebnisse der Temperaturausbreitung 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.
- EUROPÄISCHE GEMEINSCHAFT-WASSERRAHMENRICHTLINIE (EG-WRRL) (2001): 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.
- HELCOM (1998): Marine monitoring in the combine programme of HELCOM. Annex C-8: Soft Bottom Macrozoobenthos.
- KRIEG, H.-J. (2005): Die Entwicklung eines modifizierten Potamon-Typie-Index (Qualitätskomponente benthische Wirbellosenfauna) zur Bewertung des ökologischen Zustands der Tideelbe von Geesthacht bis zur Seegrenze. Gutachten i. A. der ARGE ELBE, Wassergütestelle Elbe, Hamburg. – HUuG Tangstedt: 38 S.
- KRIEG, H.-J. (2006): Prüfung des erweiterten Aestuar-Typie-Indexes (AeTI) in der Tideelbe als geeignete Methode für die Bewertung der Qualitätskomponente benthische Wirbellosenfauna gemäß EU-Wasserrahmenrichtlinie im Rahmen eines vorläufigen Überwachungskonzeptes (Biomonitoring). Praxistest AETI anhand aktueller Daten der wirbellosen Bodenfauna (Zoobenthos) im Untersuchungsraum Tideelbe (2005) und Konzept zur Probenahme-strategie sowie Design und Probenauf- und Bearbeitung. Gutachten i. A. ARGE ELBE & FH Hamburg, BSU/WG Elbe. – HUuG Tangstedt: 48 S.
- KRIEG, H.-J. (2007a): 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. (2007b): Hafen Stade-Bützfleth. Norderweiterung des Nordwest-Kais und Kohlekraftwerk Stade-Bützfleth. Fachbeitrag QK benthische wirbellose Fauna. Ist-Zustand, Bewertung und Wirkungsprognose. Unveröff. Gutachten i. A. Niedersachsen Ports GmbH & Co. KG und ARSU Oldenburg - Krieg, Beratender Biologe - HUuG Tangstedt: 67 S.
- KRIEG, H.-J. (2008): Überblicksweise Überwachung der Tideelbe 2007 – 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. (2009a): Kohlekraftwerk Stadersand. Hydrobiologischer Fachbeitrag zu den Schutzgütern aquatische Flora und Fauna – Phytoplankton und benthische wirbellose Fauna. Ist-Zustand und Bewertung der Biozönosen sowie Auswirkungsprognose durch die geplante Kühlwasserentnahme und Kühlwasserabgabe in die Tideelbe. Gutachten i. A. E.ON Kraftwerke GmbH Hannover. - Krieg, Beratender Biologe - HUuG Tangstedt: 110 S.
- KRIEG, H.-J. (2009b): Kohlekraftwerk der EnBW/DOW am Standort Stade. Schutzgut aquatische Flora und Fauna – Phytoplankton und benthische Wirbellosenfauna. Ist-Zustand und Bewertung der Biozönosen sowie Auswirkungsprognose durch die geplante Kühlwasserentnahme und Kühlwasserabgabe auf die Kompartimente im aquatischen Plangebiet. Gutachten i.A. der EnBW AG Karlsruhe. - Krieg, Beratender Biologe - HUuG Tangstedt: 107 S.
- MISCHKE, U. (2006): Endbericht zum LAWA-Vorhaben: Bundesweiter Praxistest eines Bewertungsverfahrens für Phytoplankton in Fließgewässern Deutschlands zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie, Verfahrensvereinfachung und -überprüfung mit Handbuchentwurf. LAWA-Projekt: O 3.05: 70S.
- MISCHKE, U. & H. BEHRENDT (2005): Vorschlag zur Bewertung ausgewählter Fließgewässertypen anhand des Phytoplanktons. Limnologie aktuell Band 11, Typologie - Bewertung - Management von Oberflächengewässern, Stuttgart.
- MISCHKE, U., D. OPITZ, H. BEHRENDT & J. KÖHLER (2005): Überarbeiteter Endbericht zum LAWA-Vorhaben: Entwicklung eines Bewertungsverfahrens für Fließgewässer mittels Phytoplankton zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie. 100 S.
- RUHMOHR, H. (1999): Soft bottom macrofauna collection, treatment and quality assurance of samples. – ICES Techniques in Marine Environmental Sciences, No. 27.
- RUMOHR, H. (1990): Soft bottom macrofauna. Collection and treatment of samples. – Int. Council. Explor. Sea, Copenhagen: 3-18.
- SEYS, J., M. VINCX & P. MEIRE (1999): Spatial distribution of oligochaetes (Clitellata) in the tidal freshwater and brackish parts of the Schelde estuary. – Hydrobiologia 406, 119-132.
- SONDERAUFGABENBEREICH TIDEELBE der Länder Hamburg, Niedersachsen und Schleswig-Holstein mit der Wassergütestelle Elbe (2008): Wärmelastplan für die Tideelbe. - Projektgruppe Wärmelastplan Tideelbe, Hamburg, 15 S.

Tangstedt, den 20. März 2011

Plausibilitätsabschätzung (Rev. 1)

(Ergebnis und Prognose vorläufig; vorbehaltlich Endbericht)



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