

Ist Phytoplankton als Qualitätskomponente zur Bewertung der deutschen Übergangsgewässer gemäß EG-WRRL geeignet?

Dr. J.E.E. van Beusekom

Alfred-Wegener-Institut für Polar- und Meeresforschung

Wattenmeerstation Sylt

Juli 2011 (1. Fassung)

In Auftrag für das NLWKN

1. Hintergrund und Fragestellung

Der ökologische Zustand der Übergangsgewässer wird von deutscher Seite bisher über die Qualitätskomponenten Fische, Makrozoobenthos sowie Makrophyten beurteilt. Das Phytoplankton wird hier nicht betrachtet. Gemäß EG-WRRL ist jedoch auch in den Übergangsgewässern die Qualitätskomponente Phytoplankton zur Bewertung des ökologischen Zustands heranzuziehen. Im europäischen Vergleich ist Deutschland in der NEA GIG das einzige Land, das dies nicht umsetzt sondern argumentiert, dass aufgrund der hohen Schwebstoffkonzentrationen und der damit verbundenen starken Wassertrübung der Lichteinfall so gering ist, dass sich keine eigene Phytoplankton-Population ausbilden kann (Jaklin et al., 2007). Vorhandenes Phytoplankton wird aus dem limnischen oder dem marinen Bereich eingetragen.

Gemäß WRRL sollen die biologischen Qualitätskomponenten Aussagen über das Ausmaß der anthropogenen Belastungen des jeweiligen Wasserkörpers aufzeigen. Phytoplankton ist hierbei ein guter Anzeiger für die Eutrophierung. Wird das Wachstum des Phytoplanktons jedoch durch das zur Verfügung stehende Licht begrenzt, lässt sich mit dieser Qualitätskomponente keine Aussage über die anthropogen erhöhten Nährstoffkonzentrationen machen. Vor diesem Hintergrund soll folgende Frage beantwortet werden:

- **Ist Phytoplankton als Qualitätskomponente zur Bewertung der deutschen Übergangsgewässer gemäß EG-WRRL geeignet?**

Voraussetzung hierfür ist, dass sich mit Hilfe von Phytoplankton Änderungen der anthropogen verursachten Belastung (Eutrophierung) abbilden lassen. Das heißt ein Abfall bzw. ein Anstieg der Nährstoffkonzentrationen müsste mit Änderungen der Phytoplankton-Biomasse (Chlorophyll a) korrelieren. In diesem Bericht haben wir Daten und Literatur für die Elbe und Ems zusammengetragen. Anhand dieser Daten werden wir der Frage nachgehen, ob Phytoplankton als Qualitätskomponente in den Übergangsgewässern der Elbe, Weser und Ems geeignet ist.

Datenlage

Es konnte festgestellt werden, dass die Datenlage für eine Bewertung unzureichend ist. Es fällt besonders auf, dass die Phytoplankton- und Nährstoff-Gradienten nicht ausreichend und nicht gemeinsam geprobt werden. Zwar existieren Längsschnitte durch das Elbe-Ästuar, aber hier werden routinemäßig nur Nährstoffe aber kein Chlorophyll gemessen. Deswegen haben wir zur Beantwortung der Fragestellung eine Kombination von vorhandenen und Literaturdaten genutzt.

2. Untersuchungsgebiet

Deutschland hat Eider (hier nicht weiter betrachtet), Elbe, Weser und Ems als Übergangsgewässer laut WRRL definiert. Diese grenzen sich wie folgt von dem limnischen und dem marinen Bereich ab:

- Elbe: ab Grauerort (660,5 km) bis zur Seegrenze bei Cuxhaven (727,0 km)
- Weser: Brake bis Bremerhaven (Verbindungsline zwischen dem Kirchturm von Langwarden und der Mündung des Arenschen Baches)
- Ems: Leerort bis Verbindungsline zwischen Emshörn und Emshaven

Die Lage der hier berücksichtigten Übergangsgewässer ist in Abbildung 1 dargestellt

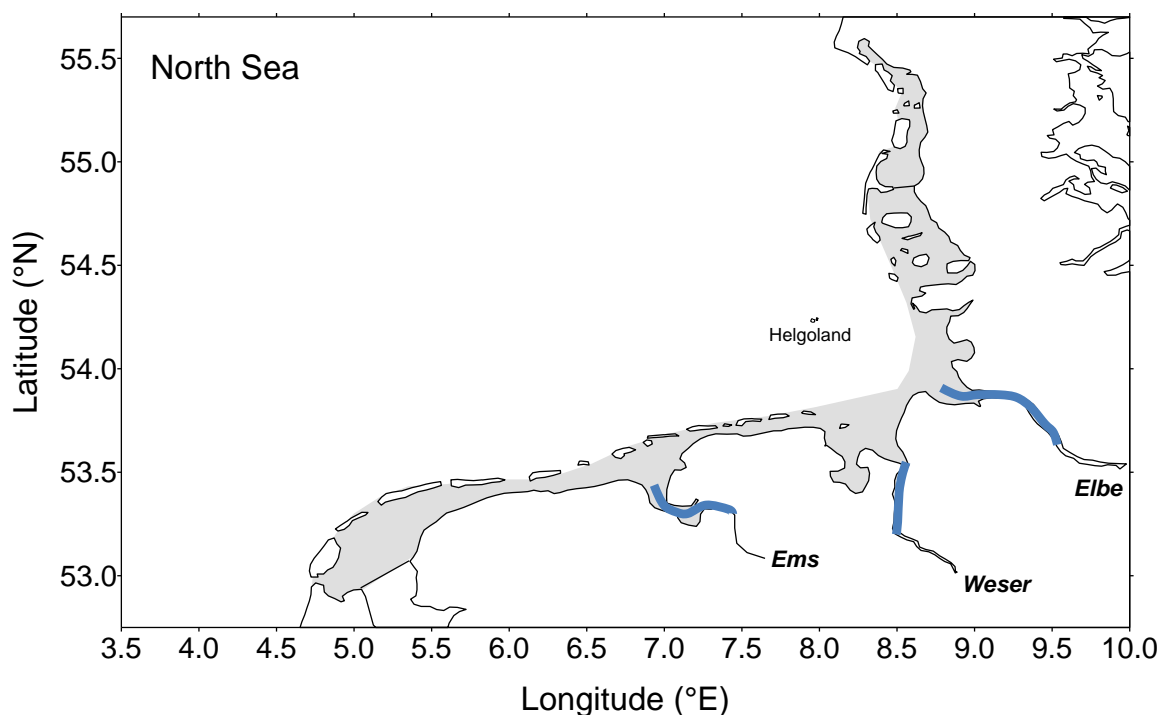


Abbildung 1: Karte der Deutschen Nordseeküste. Eingezeichnet ist die Lage der berücksichtigten Übergangsgewässer.

3. Schwebstoffdynamik in der Ems, Weser und Elbe

Die Ästuarie der Flüsse Ems, Weser und Elbe werden durch ein sogenanntes Schwebstoffmaximum oder Trübungsmaximum gekennzeichnet. Postma und Kalle (1955) haben gezeigt, dass das Entstehen dieser Maxima nicht durch das Ausflocken von fluvialen Schwebstoffen erklärt werden kann. Vielmehr schlagen sie vor, dass die ästuarine Zirkulation hierfür verantwortlich ist: Dadurch, dass Flusswasser leichter als Seewasser ist, wird es in Ästuarie die Neigung haben, an der Oberfläche zu bleiben. Hierdurch entsteht eine Kompensationsströmung im Bodenbereich des Ästuarie, in der Sinkstoffe ständig in Richtung des Übergangsbereiches Seewasser-Flusswasser (etwa bei Salzgehalt = 0) verfrachtet werden. Dort entsteht ein Bereich maximaler Schwebstoffkonzentrationen

(siehe auch Kappenberg et al., 1995). Schoer (1990) hat auf Grund der mineralischen Zusammensetzung der Schwebstoffe im Elbe-Ästuar ihre Herkunft aus der Nordsee nachgewiesen. Die Dynamik des Schwebstoffmaximums in Elbe und Weser wurde zum Beispiel von Kappenberg und Grabemann (2001) beschrieben. De Jonge (1983) beschreibt die Schwebstoffdynamik der Ems. Insbesondere die Vertiefung von Ästuaren kann zu einer Intensivierung der Schwebstoffdynamik führen (de Jonge, 1983).

4. Phytoplanktodynamik in Übergangsgewässern

Zwei ausführliche Studien über die Produktivität des Phytoplanktons in den hier behandelten Ästuaren liegen für die Ems und Elbe vor. Für die Ems: Colijn (1983); für die Elbe: Fast (1993). Beide Studien kombinierten Feldmessungen (^{14}C) mit Modellberechnungen.

Elbe

Fast (1993) untersuchte die Primärproduktion im Elbe-Ästuar. Die Abbildung 2 zeigt in diesem Zusammenhang die Schwebstoffverteilung und Biomasseverteilung im Ästuar. Es wird deutlich, dass das Schwebstoffmaximum bei einem niedrigen Salzgehalt im Übergangsbereich zu „reinem“ Flusswasser auftritt. Ebenfalls zeigt die Abbildung den Eintrag von Fluss-Phytoplankton (siehe auch Bernat et al., 1994).

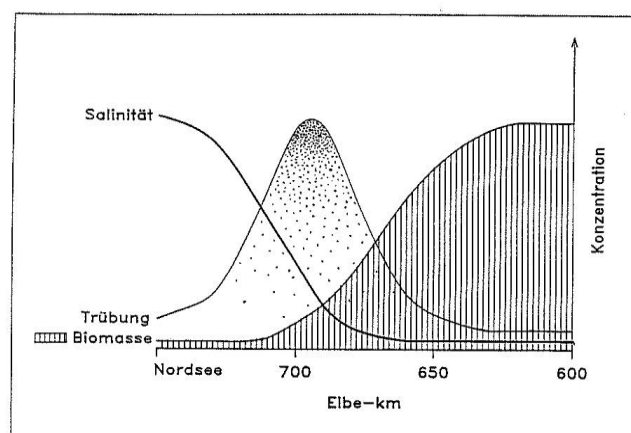


Abbildung 2: Schematische Darstellung zur Lage von Salzgehalt, Trübungsmaximum und Biomasse-Maximum im Elbe-Ästuar (aus Fast, 1993).

Die Primärproduktion im Elbe-Ästuar erreicht im Sommer ihr Maximum (Fast, 1993). Die Verteilung der Primärproduktion im Ästuar im Juni ist in Abbildung 3 dargestellt und zeigt, wie im Bereich des Übergangsgewässers die Primärproduktion ein Minimum erreicht.

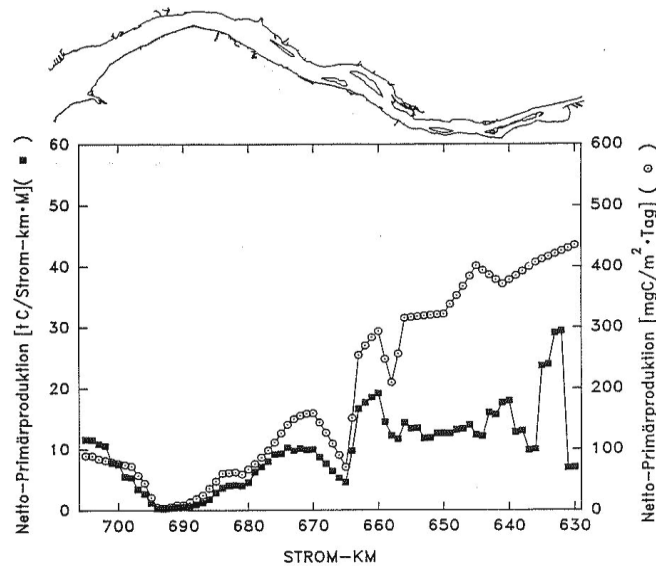


Abbildung 3: Die monatliche Netto-Primärproduktion (Quadrate) und die flächenbezogene Netto-Primärproduktion (Kreise) für Juni 1987, Modellierung unter Verwendung von Daten der ArGe Elbe (Aus Fast, 1993).

Goosen et al. (1999) fanden ebenfalls eine deutliche Lichtlimitierung im Elbe-Ästuar (Abbildung 4) und zeigten ebenso den Zusammenhang zwischen Schwebstoffmaximum und minimaler Primärproduktion.

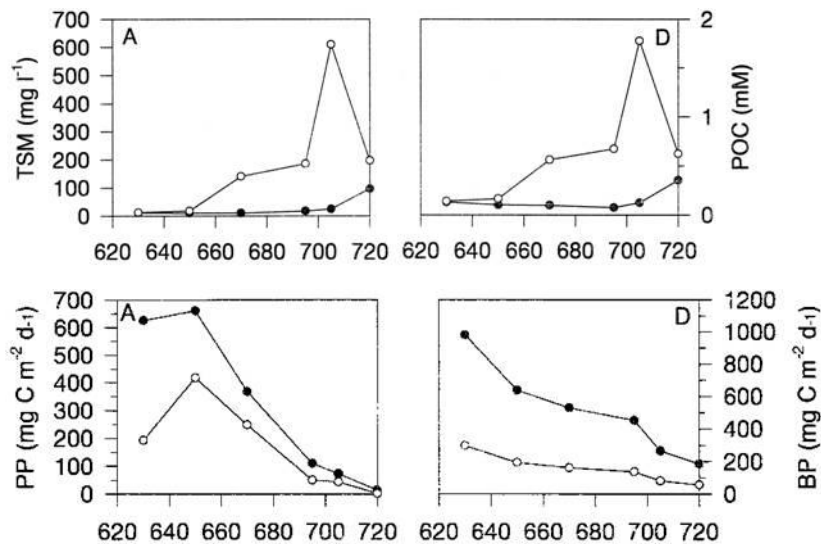


Abbildung 4: Oben: Schwebstoffgehalt (A) und partikulärer Kohlenstoff (POC) (D) im Elbe-Ästuar. Unten: Primärproduktion (A) und bakterielle Produktion (D) im Elbe-Ästuar. April 1994 (Goosen et al., 1999).

Ems

Colijn (1983) untersuchte die Phytoplankton-Produktivität im Ems-Ästuar bereits Ende der 1970-er Jahre. Er kam zu dem Schluss, dass im mittleren Teil des Ästuars die Produktion des Phytoplanktons lichtlimitiert ist. Colijn et al. (1987) kombinierten Messungen zur Primärproduktion sowie Modellrechnungen und zeigten ebenfalls, dass im Bereich der Übergangsgewässer (Kompartimente 2-4 in Colijn et al., 1987) die niedrigsten Produktionsraten gemessen werden. Im nördlichen Bereich von Eemshaven verdoppelte sich die Primärproduktion durch die dort vorherrschenden, guten Lichtbedingungen.

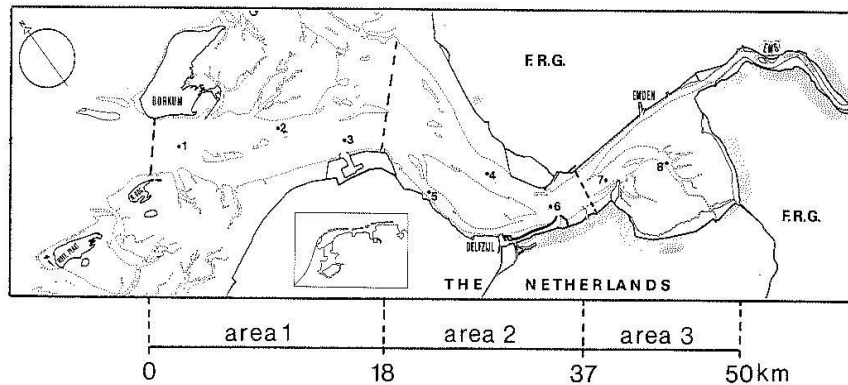


Abbildung 5: Karte des Ems-Ästuars mit der Lage der von Colijn (1983) untersuchten Stationen (aus Colijn, 1983).

Abbildung 5 zeigt eine Karte des Ems-Ästuars und die Lage der Stationen an der Colijn (1983) Primärproduktionsmessungen durchgeführt hat. Die Jahressgänge in den verschiedenen Bereichen des Ästuars sind in Abbildung 6 dargestellt.

Deutlich zu erkennen ist die Abnahme der Primärproduktion vom seewärtigen Bereich (Gebiet 1) zum inneren Bereich (Gebiet 2, 3). Tabelle 1 fasst die jährliche Primärproduktion zusammen und zeigt ebenfalls eine deutliche Abnahme.

Tabelle 1: Jährliche Primärproduktion ($g\ C/m^2$) im Ems-Ästuar. Die Lage der Stationen ist in Abbildung 5 dargestellt. Die Stationen um den Bereich des Übergangsgewässers sind fett gedruckt (Aus Colijn, 1983).

Station	1978	1979	1980
1	260	408	474
2	175	382	377
3	192	336	291
4	96	136	87
5	126	154	---
6	---	104	120
7	64	63	111
8	44	78	---

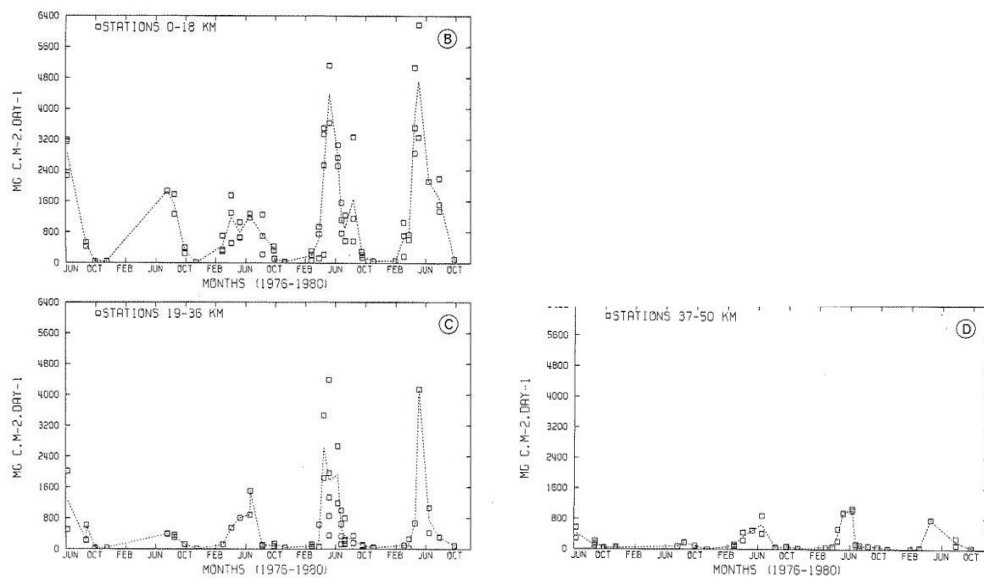


Abbildung 6: Jahresgang der Primärproduktion in den Subregionen des Ems-Ästuars (Colijn, 1983).

5. Nährstoffdynamik in den Übergangsgewässern

Die Nährstoffdynamik in Übergangsgewässern gibt Hinweise darauf, ob Phytoplankton-Wachstum einen Einfluss auf die Nährstoffkonzentrationen hat. In Abbildung 7 haben wir exemplarisch für den Sommer die Nitratkonzentrationen als Funktion des Salzgehalts dargestellt. Die Elbe-Daten stammen von der ArGe Elbe, die Ems-Daten stammen aus einem Projekt des niederländischen Rijkswaterstaat (EFFEMIS, de Jonge and van Beusekom, unpublished Data, siehe auch van Beusekom and de Jonge, 1994; 1998a). In beiden Fällen ist ein deutlicher linearer Zusammenhang zwischen Nitrat und Salzgehalt festzustellen. Das bedeutet, dass im Bereich der Übergangsgewässer die Aufnahme von Nährstoffen durch Phytoplankton keinen nennenswerten Einfluss auf die Nährstoffkonzentrationen hat. Interessant ist, dass der Salzgehalt, bei dem Nitrat gegen Null geht (Ems) oder die Extrapolation des linearen Zusammenhangs (Pfeil in Abbildung 7) gegen Null geht (Elbe), bei einem Salzgehalt von 25-30 liegt. Dies deutet darauf hin, dass an der seewärtigen Seite des Ästuars eine Nährstoffsinke sein muss. Das Phytoplankton ist für diese Senke mit höchster Wahrscheinlichkeit verantwortlich, weil im äußeren Bereich der Ästuarie die Lichtbedingungen ein üppiges Wachstum des Phytoplanktons zulassen (Colijn, 1983; Colijn et al., 1987; Fast, 1993; Goosen et al., 1999). Für die Ems ist der Übergangsbereich durch Messungen abgedeckt und liegt in etwa bei Eemshaven. Im Winter findet keine Nährstoffaufnahme durch das Phytoplankton statt. Des Weiteren zeigt sich ein konservatives Verhalten von Nitrat über den gesamten Salzgehaltgradienten. Dies bedeutet, dass kein Knick in der Kurve vorliegt (siehe van Beusekom and de Jonge, 1994; 1998a, b).

Festzuhalten sei, dass in den Übergangsgewässern keine nennenswerte Aufnahme stattfindet. Somit zeigt auch die Nährstoffdynamik, dass Licht und nicht Nährstoffe die Produktivität des Phytoplanktons limitieren. Colijn (1983) kam ebenfalls zu diesem Schluss.

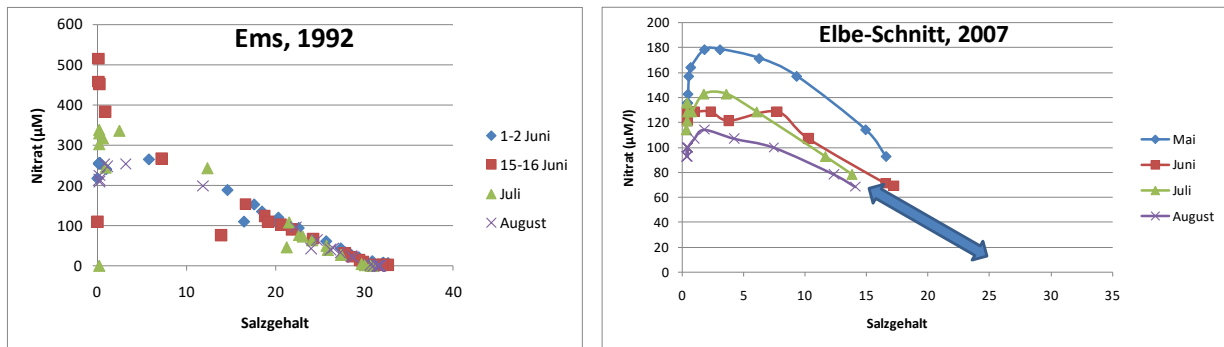


Abbildung 7: Die Nitratkonzentrationen in Abhängigkeit des Salzgehaltes für die Ems und Elbe im Sommer (Mai-August). Die Elbedaten entstammen der Arge Elbe (Hubschrauber-Längsschnitte; 2007); die Ems-Daten aus dem EFFEMIS-Projekt des niederländischen Rijkswaterstaat.

6. Schlussfolgerungen

Für die Übergangsgewässer der Ems und Elbe gibt es ausreichend Hinweise dafür, dass die Phytoplankton-Produktion lichtlimitiert ist. Dies wird durch die hohen Schwebstoffkonzentrationen begründet, die im Zusammenhang mit der für die Ästuare der Ems, Weser und Elbe typischen Schwebstoffmaxima stehen. Es ist davon auszugehen, dass auch das Phytoplankton in der Weser lichtlimitiert ist. Die Produktivität des Phytoplanktons nimmt sowohl in Richtung See als auch in Richtung Fluss zu. Die Nährstoffdynamik (hier gezeigt anhand des Nitrats) deutet darauf hin, dass erstens genügend Nährstoffe vorhanden sind und zweitens keine nennenswerte Aufnahme stattfindet. Wenn die Phytoplankton-Zusammensetzung in Küstengewässern und Flüssen auf eine Eutrophierung hinweisen, ist anzunehmen, dass das in der Phytoplankton-Zusammensetzung der Übergangsgewässer zu erkennen ist. Für eine Bewertung wäre es aus unserer Sicht angebracht, die jeweiligen Flüsse und Küstengewässer und nicht die Übergangsgewässer zu bewerten.

Ausblick

Cloern (1999) hat eine rechnerische Methode entwickelt, um die relative Bedeutung von Nährstoff- und Lichtlimitierung an einem bestimmten Ort zu vergleichen. Die Methode nutzt Angaben über Tiefe, Lichtextinktion, Lichteinstrahlung, Phytoplankton-Biomasse und Nährstoffkonzentrationen. Mit dieser Methode wäre es ebenfalls routinemäßig möglich, die Frage ob Nährstoffe oder Licht das Wachstum des Phytoplanktons limitieren, zu beantworten. Loebel et al. (2009) haben diese Methode für die Küstengewässer der südlichen Nordsee angewandt und fanden klare regionale Unterschiede. Von allen untersuchten Gewässern zeigte das Lister Tidebecken die deutlichste Nährstofflimitierung. Die deutlichste Lichtlimitierung zeigte sich vor der belgischen Küste. Lichtlimitierung ist nicht nur eine Funktion der Schwebstoffkonzentration sondern auch der Tiefe.

Literatur

- Bernát, N., Köpcke, B., Yasseri, S., Thiel, R., Wolfstein, K., 1994. Tidal variation in bacteria, phytoplankton, zooplankton, mysids, fish and suspended particulate matter in the turbidity zone of the Elbe estuary; Interrelationships and causes. *Netherlands Journal of Aquatic Ecology* 28, 467-476.
- Cloern, J.E., 1999. The relative importance of light and nutrient limitation of phytoplankton growth: a simple index of coastal ecosystem sensitivity to nutrient enrichment. *Aquatic Ecology* 33, 3-16.
- Colijn, F., 1983. Primary production in the Ems Dollard estuary. PhD Thesis, State University Groningen, Groningen, p. 123.
- Colijn, F., Admiraal, W., Baretta, J.W., Ruardij, P., 1987. Primary production in a turbid estuary, the Ems-Dollard: field and model studies. *Continental Shelf Research* 7, 1405-1409.
- de Jonge, V.N., 1983. Relations between annual dredging activities, suspended matter concentrations and the development of the tidal range in the Ems estuary. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science* 40, 289-300.
- Fast, T., 1993. Zur Dynamik von Biomasse und Primärproduktion des Phytoplanktons im Elbe-Ästuars. PhD Thesis, University of Hamburg, 152 pp.
- Goosen, N.K., Kromkamp, J., Peene, J., Van Rijswijk, P., Van Breugel, P., 1999. Bacterial and phytoplankton production in the maximum turbidity zone of three European estuaries: The Elbe, Westerschelde and Gironde. *Journal of Marine Systems* 22, 151-171.
- Jaklin, S., Petersen, B., Adolph, W., Petri, G., & W. Heiber (2007): Aufbau einer Bewertungsmatrix für die Gewässertypen nach EG-WRRL im Küstengebiet der Nordsee, Schwerpunkt Flussgebietseinheiten Weser und Elbe. Abschlussbericht Teil A: Nährstoffe, Fische, Phytoplankton, Makrophyten (Makroalgen und Seegras). Berichte des NLWKN 2007, 86 Seiten, Brake-Oldenburg-Wilhelmshaven-Norderney.
- Kappenberg, J., Grabemann, I., 2001. Variability of the mixing zones and estuarine turbidity maxima in the Elbe and Weser estuaries. *Estuaries* 24, 699-706.
- Kappenberg, J., Schymura, G., Fanger, H.U., 1995. Sediment dynamics and estuarine circulation in the turbidity maximum of the Elbe river. *Netherlands Journal of Aquatic Ecology* 29, 229-237.
- Loebl, M., Colijn, F., van Beusekom, J.E.E., Baretta-Bekker, J.G., Lancelot, C., Philippart, C.J.M., Rousseau, V., Wiltshire, K.H., 2009. Recent patterns in potential phytoplankton limitation along the Northwest European continental coast. *Journal of Sea Research* 61, 34-43.
- Postma, H., Kalle, K., 1955. On the development of turbid zones in the lower course of rivers with special consideration of conditions in the lower Elbe. Die Entstehung von Trübungszonen im Unterlauf der Flüsse, speziell im Hinblick auf die Verhältnisse in der Untereibe 8, 137-144.
- Schoer, J.H., 1990. Determination of the origin of suspended matter and sediments in the Elbe estuary using natural tracers. *Estuaries* 13, 161-172.

- van Beusekom, J.E.E., de Jonge, V.N., 1994. The role of suspended matter in the distribution of dissolved inorganic phosphate, iron and aluminium in the Ems estuary. *Netherlands Journal of Aquatic Ecology* 28, 383-395.
- van Beusekom, J.E.E., de Jonge, V.N., 1998a. Retention of phosphorus and nitrogen in the Ems estuary. *Estuaries* 21, 527-539.
- van Beusekom, J.E.E., Brockmann, U.H., 1998b. Transformation of phosphorus in the Elbe estuary. *Estuaries* 21, 518-526.