

Der Sauerstoffhaushalt der Tideelbe

Von MICHAEL BERGEMANN, GERD BLÖCKER, HEINZ HARMS, MARTIN KERNER,
REGINA MEYER-NEHLS, WILHELM PETERSEN, FRIEDHELM SCHROEDER

Zusammenfassung

Die im Zuge der politischen Wende in den neuen Bundesländern erfolgten Industriestillungen haben die Belastung der Elbe und die den Sauerstoffhaushalt beeinflussenden Größen deutlich verändert. Durch die Verbesserung der Wasserqualität treten seit 1991 im Sommer in der Mittelelbe regelmäßig Algenmassenentwicklungen und Ammoniumgehalte unter 0,1 mg/l N auf. Die Folgen sind ein verstärkter biogener Sauerstoffeintrag und eine zunehmende Sekundärbelastung durch den späteren Abbau der Algenbiomasse. Dennoch bilden sich weiterhin in der Tideelbe in den Sommermonaten regelmäßig Sauerstoffminima aus.

In den früheren Jahren hemmte die Einleitung toxischer Stoffe die Nitrifikation und das Algenwachstum in der Mittelelbe. Das sich ausbildende Sauerstofftal in der Tideelbe war maßgeblich durch die erst hier ablaufende Nitrifikation bestimmt.

In neuerer Zeit zeigen jedoch die Zeitserien an Feststationen und Messungen saisonaler Längsprofile zusammen mit einem damit kalibrierten numerischen Gewässergütemodell, daß nicht mehr der Prozeß der Nitrifikation, sondern die Primärproduktion aufgrund des biogenen Sauerstoffeintrages und der infolge auftretenden Sekundärbelastung den Sauerstoffhaushalt der Tideelbe prägt. Die Primärproduktion wird durch das Lichtangebot und damit durch das Wetter und das Lichtklima im Wasserkörper gesteuert. Da sich die Lichtverhältnisse infolge der Vertiefung der Elbe ab Hamburg deutlich verschlechtern, verringert sich auch der biogene Sauerstoffeintrag. Das Sauerstofftal entsteht durch die dann zunehmend an Bedeutung gewinnende Sauerstoffzehrung, die sich zu einem kleineren Teil aus Einleitungen und zu einem größeren Teil aus dem Abbau der in der Mittelelbe gebildeten Algenbiomasse (Sekundärbelastung) zusammensetzt. Die wesentlichen mikrobiologischen Umsetzungen finden dabei in und an den Schwebstoffen statt. Zusätzlich verringert sich aufgrund der verkleinerten spezifischen Wasseroberfläche in der Höhe des Hamburger Hafens auch der atmosphärische Sauerstoffeintrag.

Weiter unterhalb steigt der Sauerstoffgehalt wieder an, nachdem im Wasserkörper die sauerstoffzehrenden Stoffe weitgehend abgebaut sind, und die physikalische Belüftung an Bedeutung gewinnt. Der Vergleich von Längsprofilen zu verschiedenen Oberwasserabflüssen und das Prozeßmodell zeigen, daß die Lage des Sauerstofftales durch die Transportgeschwindigkeit (Verweilzeit), die sich aus dem Oberwasserabfluß und aus den Querschnittsflächen ergibt, und den temperaturabhängigen Umsetzungsraten bestimmt wird.

Eine weitere Verbesserung der sommerlichen Sauerstoffgehalte der Tideelbe ist maßgeblich nur durch eine Verringerung der Algenkonzentrationen in der Mittelelbe zu erreichen. Da der Phosphatgehalt für die Algen in der Elbe limitierend ist, wird eine Verringerung der Phosphoreinträge als geeignetes Mittel zur Reduzierung der Algenkonzentrationen angesehen.

Für eine genauere modellmäßige Quantifizierung des Sauerstoffhaushaltes der Tideelbe sollten in Zukunft der atmosphärische Sauerstoffeintrag, der von der Algenart abhängige Wirkungsgrad der Primärproduktion (P-I-Kurven) und die Bedeutung von Algensedimentation und Grazing näher untersucht werden.

Summary

A direct consequence of industrial closures in the former East Germany has been the radically altered load of pollutants entering the river Elbe which in turn has affected the oxygen regime of this river. Since summer 1991 the improvement in the water quality has resulted in regular algal blooms in the middle stretches of the Elbe river and ammonium concentrations less than 0.1 mg/l N. This has led to an increase in the oxygen concentration and increased concentrations

of oxygen consuming biomass due to primary production. Nevertheless, oxygen deficits regularly occur in the tidal regions of the Elbe during the summer months.

In former years, the presence of toxic substances prevented both nitrification processes and the growth of algae in the middle Elbe. During this time the development of an oxygen deficiency in the tidal Elbe was mainly caused by the degree of nitrification taking place.

However, recent time series measurements obtained from permanent sampling stations and seasonal measurements along longitudinal profiles together with a calibrated numerical water quality model show that nowadays the process of nitrification plays a minor role in the oxygen budget of the tidal Elbe. The oxygen budget of this region is now controlled mainly by the primary production and the subsequent oxygen consumption by microbial decomposition of the algae.

The primary production is influenced by the availability of light, prevailing weather conditions and the turbidity of the water column. As the water depth increases at Hamburg Harbour and downstream, the light conditions deteriorate dramatically, and the biogenic oxygen production decreases accordingly. An oxygen deficiency then occurs resulting from an increased oxygen consumption, brought about primarily by the decomposition of algal biomass produced in the middle Elbe, and to a lesser extent by the oxygen demand of sewage inputs. The essential microbiological processes occur in and on the suspended matter. In addition, the ratio of water surface area to depth decreases at Hamburg Harbour and beyond, resulting in a lowering of the atmospheric oxygen input.

Further downstream the oxygen content again increases. This is due to the fact that the physical aeration via the surface gains in importance over the oxygen consumption which decreases due to a reduction in the amount of organic material present in the water column. A comparison between longitudinal profiles at various surface water discharges together with the process model shows that the location of the oxygen minimum is influenced primarily by the transport speed (residence time of the water body) which is dependent on the fresh water discharge and the cross-sectional area. The temperature dependent reaction rates also determine the location of this minimum.

A further improvement in the oxygen content of the tidal Elbe in summer can only be achieved by reducing the concentration of algae in the middle Elbe. Since phosphate is a limiting factor for algal production, a reduction in phosphate input is considered a suitable means of limiting algal growth.

To obtain a more reliable quantitative understanding of the oxygen budget future investigations should focus on the quantification of the input of oxygen from the atmosphere and on the production efficiency (*P-I* curves) of algal species. Furthermore, closer attention should also be paid to the importance of algal-sedimentation and -grazing in the oxygen budget.

Keywords

Elbe, oxygen consumption, oxygen input, oxygen model, suspended solids, chlorophyll

Inhalt

Verzeichnis der Abkürzungen	201
1. Einleitung	201
2. Material und Methoden	203
3. Einflußgrößen	204
3.1 Transport	204
3.2 Sauerstoffeintrag	206
3.3 Sauerstoffzehrung	206
4. Ausbildung des Sauerstoffminimums in der Tideelbe - Experimentelle Befunde	211
4.1 Typische Frühjahrsentwicklung	211
4.2 Entwicklung in den 80er und 90er Jahren	212

4.2.1 Vergleich der Längsprofile Juli 1983 und August 1993	212
4.2.2 Zeitliche Entwicklung des Sauerstoff-, BSB- und Ammoniumgehaltes	213
4.3 Primärproduktion und Zehrung am Wehr Geesthacht	215
4.4 Primärproduktion und Zehrung im Längsprofil der Tideelbe	219
4.5 Einfluß des Oberwasserabflusses auf die Lage des Sauerstoffminimums	223
5. Bewertung einzelner Prozesse im Sauerstoffhaushalt der Tideelbe – Modellabschätzungen und Szenarien	228
5.1 Vereinfachtes Gewässergütemodell	228
5.2 Anpassung und Kalibrierung des Gewässergütemodells	238
5.3 Modellsimulationen	242
5.4 Schlußfolgerungen aus den Modellsimulationen	256
6. Danksagung	258
7. Schriftenverzeichnis	259

Verzeichnis der Abkürzungen

BSB	Biochemischer Sauerstoffbedarf
GV	Glühverlust
HW	Hochwasser
NW	Niedrigwasser
Tnw	Tideniedrigwasser

1. Einleitung

Abb. 1 zeigt den untersuchten Abschnitt der unteren Mittel- und Unterelbe von Schnackenburg bis zum Wehr Geesthacht und die Unterelbe, die, entgegen der Hamburger Sprachregelung, vom Wehr Geesthacht bis zur See reicht. Da die Unterelbe auf der ganzen Strecke tidebeeinflusst ist, wird sie auch Tideelbe genannt.

Sommerliche Sauerstoffdefizite, bei denen Konzentrationen erreicht werden, die zu einem Absterben der benthischen Lebensgemeinschaft oder gar zu Fischsterben führen, sind für die Elbe immer wieder beschrieben worden.

Meßwerte aus den Jahren 1904, 1905 (VOLK, 1906; KOLKWITZ, 1907) und 1925 (Hygienisches Staatsinstitut, Hamburg, 1928, unveröff.) zeigen, daß das Phänomen des Sauerstofftales unterhalb Hamburgs offensichtlich mindestens seit Anfang des Jahrhunderts vorhanden war. Seit 1953 kann das sommerliche Auftreten des Sauerstofftales lückenlos durch Messungen der „Untersuchungsstelle für die Wassergüte der Elbe“ (Monatsberichte 1953–1976, unveröff.) belegt werden. Die Sauerstoffgehalte unterschritten immer wieder 3 mg/l O_2 . In den 70er Jahren wurde es der Normalfall, daß in trockenen, warmen Sommern der Sauerstoffgehalt im Zentrum des Sauerstofftales dauerhaft auf Werte unter 3 mg/l O_2 absank und auch Werte unter 1 mg/l O_2 gemessen wurden. Hauptsächlich im Mai, während der rasanten



Abb. 1: Die untere Mittel- und Unterelbe

Ausbildung des Sauerstofftales, kam es immer wieder zu Fischsterben, wenn Fische von sauerstoffarmem Wasser eingeschlossen wurden und die Richtungsorientierung zu den sauerstoffreicheren Flachwasserbereichen verloren. Akute Fischsterben wurden in der Regel bei Sauerstoffgehalten unter 1 mg/l O₂ beobachtet. Betroffen waren entsprechend ihrem hohen Anteil an der Gesamt-Fischpopulation verschiedene Weißfischarten wie Brassen, Güster oder Plötzen. Auch tote Flußbarsche und Kaulbarsche wurden gefunden. Selten jedoch waren die häufig vorkommenden Aale betroffen (Beobachtungen ARGE Elbe).

In der Literatur sind auch für andere Ästuar Sauerstoffmangelsituationen unter zum Teil sehr unterschiedlichen Umweltbedingungen beschrieben. Im Schelde-Ästuar sind sauerstofffreie (anoxische) Bereiche im Freiwasser auf den Abschnitt im Längsprofil beschränkt, in dem die Algen aus dem Süßwasser mit dem Anstieg der Salzgehalte und der Trübung absterben und unter Sauerstoffzehrung schnell abgebaut werden (BODERIE et al., 1993). An der Loire wird das Sauerstoffminimum regelmäßig im Bereich der Trübungszone beobachtet (THOUVENIN, 1992). In dem Ästuar des Jangtsekiang treten niedrige Sauerstoffkonzentrationen bevorzugt am äußeren Rand der dem Meerwasser aufliegenden Süßwasserlinse auf. Der Wasserkörper ist hier charakterisiert durch eine Salinität von 26 ‰ und niedrigen Feststoffgehalten (10 mg/l). Zusammen mit einem guten Nährstoffangebot begünstigen diese Faktoren ein schnelles Algenwachstum im Oberflächenwasser. Da die produzierte Biomasse kaum verdriftet wird, kommt es bei einem Absinken und Absterben des Phytoplanktons in den Tiefenbereichen zu einem erhöhten Substratangebot, das die Sauerstoffzehrung bestimmt und zu einer Erniedrigung der O₂-Konzentrationen auf unter 3 mg/l O₂ führt (TIAN et al., 1993). Wieder andere Bedingungen bestimmen in der Chesapeake Bay die jahreszeitlichen Veränderungen im Sauerstoffgehalt (OFFICER et al., 1984). Mit Beginn der Ausbildung einer Tiefenschichtung im Februar und März sinken die Sauerstoffkonzentrationen kontinuierlich ab. Innerhalb von 2–3 Monaten stellen sich anoxische Bedingungen im Tiefenwasser unterhalb von 8 m ein. Ein Anstieg der Sauerstoffkonzentrationen erfolgt erst wieder nach einer Durchmischung der Wassersäule im September/Oktober. Das organische Substrat für die Sauerstoffzehrung stammt in der Chesapeake Bay aus den Phytoplanktonblüten im Sommer und Herbst des vorangegangenen Jahres. Da zur Zeit des Algenwachstums anoxische Bedingungen im Tiefenwasser vorherrschen, wird eine Mineralisierung des absinkenden Materials weitgehend verhindert. Auch durch die niedrigen Temperaturen im Winter bleibt das organische Material in bodennahen Schichten bis zum Frühjahr fast vollständig erhalten. Erst mit wieder ansteigenden Temperaturen kann die Algenbiomasse aus dem Vorjahr aerob abgebaut werden, was erneut eine hohe Sauerstoffzehrung zur Folge hat (TAFT et al., 1980).

In Übereinstimmung mit den oben genannten Literaturangaben konnte in jüngsten Untersuchungen auch im Elbe-Ästuar die Entstehung von Sauerstoffmangelsituationen ursächlich auf die Verfügbarkeit von Algen als Substrat für heterotrophe Prozesse zurückgeführt werden (KERNER et al., 1995). In älteren Arbeiten wurden Erniedrigungen des Sauerstoffgehaltes unterhalb Hamburgs hauptsächlich mit einem erhöhten Sauerstoffverbrauch bei der Nitrifikation der Ammoniumfracht aus der Mittelelbe erklärt (FLÜGGE, 1985; WIETING, 1988).

Die vorliegende Arbeit hat zum Ziel, das Problem des Sauerstoffmangels im Elbe-Ästuar umfassend darzustellen, aktuelle Wissensdefizite aufzuzeigen und die Auswirkung möglicher Veränderungen durch menschliche Eingriffe abzuschätzen. Dazu werden zunächst die verschiedenen Einflußgrößen auf den Sauerstoffhaushalt im Elbe-Ästuar dargestellt. Daran anschließend wird mit einfachen Modellrechnungen versucht, eine Bewertung der einzelnen Prozesse für den Sauerstoffhaushalt des Elbe-Ästuars durchzuführen.

2. Material und Methoden

Von den in der ARGE Elbe zusammengeschlossenen Länderinstitutionen wurden ab 1977 automatische Messungen in Meßstationen und wöchentliche Messungen an Einzelproben durchgeführt. Im folgenden wird auf die Messungen bei Seemannshöft (Umweltbehörde Hamburg) Bezug genommen. Zur Beschreibung der räumlichen Verteilung in der Tideelbe wurden Längsprofile gemessen, die ab 1979 für eine tidephasengleiche Beprobung vom Hub-schrauber aus vorgenommen wurden. Die Daten dieser Messungen wurden als Jahressbände veröffentlicht (ARGE Elbe, 1979–1994). Die Meßmethoden, die sich in der Regel nach der DIN (DEV) richteten, sind diesen Veröffentlichungen zu entnehmen.

Mit einem einfachen eindimensionalen Modell wurden von der Wassergütestelle Elbe Berechnungen zum Transport in der Tideelbe durchgeführt. Durch die Beschränkung auf eine mittlere Tide und die Anpassung der Elementlängen an den jeweiligen Transportweg, der einem Zeitschritt entspricht, ist das Modell sehr kompakt und schnell.

Um den Einfluß der schwebstoffgebundenen Mikroflora auf die Sauerstoffbilanz in der Elbe zu prüfen, wurden das Nitrifikationspotential, die Exoenzymaktivität und die Zellgröße der freisuspendierten und schwebstoffassoziierten Bakterienpopulation in Wasserproben verschiedener Elbstandorte untersucht. Die Fraktionierung der Wasserproben in die freisuspendierte und schwebstoffgebundene Bakterienpopulation erfolgte durch Zentrifugation (20 min bei 600 g).

Am Wehr Geesthacht wurde seit 1993 vom GKSS-Forschungszentrum eine Durchflußmeßstrecke in einem Meßcontainer betrieben, mit der, neben den üblichen Parametern wie Sauerstoff, pH, Temperatur, zusätzlich noch Chlorophyll-a, gelöstes CO₂ und die Trübung (Schwebstoffgehalt) (Zeitauflösung 1 min) sowie die Nährstoffe (Nitrat, Phosphat, Ammonium) und Silikat (Zeitauflösung 0,5-1h) kontinuierlich erfaßt werden können. Da die dort eingesetzten Methoden noch nicht publiziert wurden, sind diese hier etwas ausführlicher beschrieben. Die Nährstoffe und Silikat werden mit einem automatischen Pumpenphotometer (APP, Fa. ME) gemessen.

Zur CO₂-Bestimmung wird im Nebenstrom ein konstanter Volumenstrom von 750 l Elbewasser pro Stunde durch einen Durchflußzylinder geleitet. Im Gegenstrom werden dem Modul 6 l/h Stickstoff zugeführt und dabei etwa 90 % des physikalisch gelösten CO₂ gestrippt. Der CO₂-Gehalt des Stripppgases wird in einem IR-Detektor (ASTRO) analysiert. Das Strippingverfahren in Kombination mit dem IR-Detektor liefert sehr gut reproduzierbare Werte und weist eine sehr viel bessere Langzeitstabilität auf als z. B. die pH- und O₂-Elektroden, bei denen insbesondere bei hohen biologischen Aktivitäten immer wieder Bewuchsprobleme auftreten.

Chlorophyll-a wird indirekt mit einem Fluorometer (TURNER) gemessen. Hierzu wurde das Fluorometer mit HPLC-analysierten Einzelproben auf Chlorophyll-a kalibriert. Zur Analyse der Einzelproben wurde eine geeignete Gradienten-HPLC-Methode mit optischer Detektion (Filtration: Glasfaserfilter; Aufschluß: Aceton-Extraktion/Ultraschall; Trennung: 25 cm Reversed-phase Säule; Detektoren: Diodenarray/Fluoreszenz-Detektor) aufgebaut (WILTSHIRE, 1992).

Die Meßstrecke wurde auch zur Erfassung von Längsprofilen mit dem fahrenden Schiff eingesetzt. Die Fahrten wurden mit dem Forschungsschiff Ludwig Prandtl durchgeführt. Im Regelfall wurde der zu untersuchende Elbabschnitt bei ablaufendem Wasser vom Wehr Geesthacht bis Brunsbüttel bzw. Cuxhaven mit möglichst konstanter Geschwindigkeit (ca. 13 km/h) abgefahren und das Wasser kontinuierlich durch die Meßstrecke gepumpt, wobei sich eine Ortsauflösung von ca. 100 m ergab.

3. Einflußgrößen

Der aktuelle Sauerstoffgehalt eines Fließgewässers ergibt sich dabei aus der von oberstrom herantransportierten Sauerstoffmenge, der Sauerstoffzehrung und dem Sauerstoffeintrag. Sind der Sauerstoffverbrauch und der Sauerstoffeintrag im Gleichgewicht, so bleibt der Sauerstoffgehalt konstant. Wenn der Verbrauch jedoch den Eintrag übersteigt, sinkt die Sauerstoffkonzentration ab. Diese Zusammenhänge sind in Abb. 2 dargestellt.

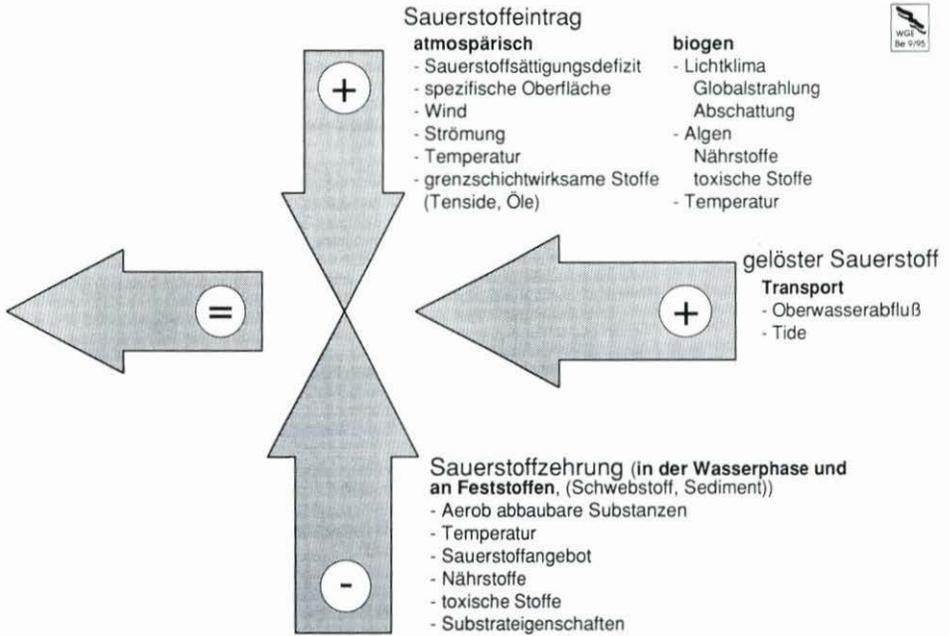


Abb. 2: Die Einflußgrößen auf den Sauerstoffgehalt eines Fließgewässers

3.1 Transport

In Abb. 3 sind überschlägig ermittelte Tagesstrecken in der Tideelbe bei drei verschiedenen Oberwasserabflüssen und einer gleichbleibenden, mittleren Tide dargestellt. Täglich viermal legt ein Wasserteilchen (im Mittel) einen Tideweg von 15 bis 20 km zurück. Je nach Tide und örtlichen Gegebenheiten können das auch 25 km sein. Bei gleichbleibender Tide ergibt sich aus der Differenz der Strecken stromauf und stromab die Tagesstrecke, die das Wasser durchschnittlich in Richtung Mündung vorankommt. Bei einem Oberwasserabfluß von 250 m³/s benötigt ein Wasserteilchen für die 140 km vom Wehr Geesthacht bis Cuxhaven rd. 12 Wochen. Das entspricht einer durchschnittlichen Geschwindigkeit von nur 0,02 m/s. Diese Berechnungen zeigen, daß für die verschiedenen Auf- und Abbauvorgänge sehr viel Zeit vorhanden ist, selbst für Prozesse mit geringer Reaktionsgeschwindigkeit.

Legt man einen normalen Binnenfluß (ohne Tide) zugrunde, in dem ein Wasserteilchen wie in der Tideelbe eine mittlere Laufzeit von 12 Wochen bei niedrigem Sommerabfluß hätte, so wäre dieser 6000 bis 8000 km lang.

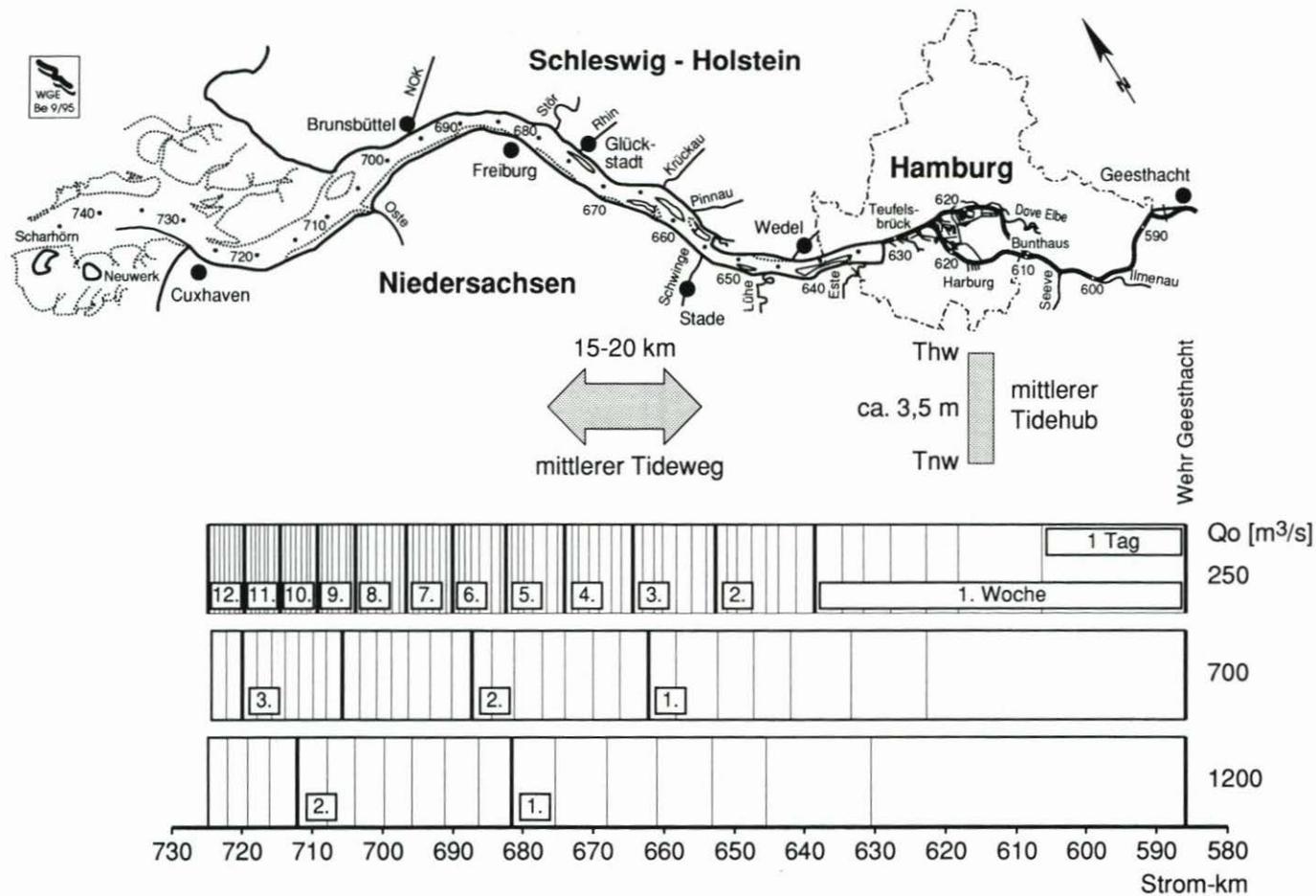


Abb. 3: Mittlere Laufzeit eines Wasserteilchens in der Tideelbe (Abschätzung)

3.2 Sauerstoffeintrag

Bei dem atmosphärischen Sauerstoffeintrag wird der in die oberste Wasserschicht diffundierte Luftsauerstoff durch die Wasserbewegung (Turbulenz, Konvektion) in tiefere Wasserschichten transportiert und gleichzeitig sauerstoffärmeres, aufnahmefähiges Wasser an die Oberfläche gebracht. Wichtigste Größe für den Nettoeintrag (und -austrag) ist die Differenz zwischen dem maximalen Sauerstofflösungsvermögen des Wassers (abhängig von Temperatur, Luftdruck) und dem aktuellen Sauerstoffgehalt. Strömung und Wind begünstigen den Gasaustausch. Übersteigt der Sauerstoffverbrauch im Gewässer den Eintrag, so sinkt der Sauerstoffgehalt. Als Folge vergrößert sich der Fehlbetrag zum Sättigungswert. Der Sauerstoffgehalt pendelt sich schließlich auf einen Wert ein, bei dem Sauerstoffverbrauch und Eintrag wieder im Gleichgewicht sind.

Die spezifische Wasseroberfläche gibt an, welche Wasseroberfläche pro Wasservolumen zur Verfügung steht. In der Mittelelbe ist das Verhältnis größer als $0,3 \text{ m}^2/\text{m}^3$. Bei niedrigem Wasserstand wird teilweise $1 \text{ m}^2/\text{m}^3$ überschritten. In der Unterelbe hingegen beträgt die spezifische Wasseroberfläche im Mittel $0,1 \text{ m}^2/\text{m}^3$. Hier ist die mittlere Wassertiefe deutlich größer.

Der biogene Eintrag erfolgt durch Wasserpflanzen (Photosynthese). In der Tideelbe sind das überwiegend Algen. Beeinflusst wird der biogene Eintrag durch die Algenkonzentration, das Lichtklima, die Nährstoffgehalte (Phosphat, Nitrat, Ammonium, Silikat) und evtl. der Menge an toxischen Stoffen. Als Folge einer Algenmassenentwicklung steigt der pH-Wert in der Mittelelbe häufig auf Werte über 9, und der Sauerstoffgehalt steigt über den Sättigungswert an. Bei Belüftungsversuchen von Wasserproben mit reinem Sauerstoff wurde beobachtet, daß der Sauerstoff auch bei einer Übersättigung von über 200 % in Lösung blieb. Es wird regelmäßig beobachtet, daß auch in der Elbe bei einem starken biogenen Sauerstoffeintrag der Sauerstoff über die Sättigungsgrenze hinaus in Lösung bleibt, obwohl reichlich „Kondensationskerne“ für die Bläschenbildung in Form von Schwebstoffflocken vorhanden sind (ARGE Elbe, 1991–94).

Die für die Photosynthese notwendige Lichtintensität ist in der Tideelbe in der Regel nur bis etwa 1 m Wassertiefe gegeben. Oftmals werden in den obersten 10 cm des Wasserkörpers 50 bis 70 % der Globalstrahlung absorbiert (ARGE Elbe, 1983). Die von Wasserwirbeln nur kurzzeitig in die durchlichtete Zone gebrachten Algen erhalten im Mittel nur 10 bis 20 % der Tageslichtmenge. Daher ist der biogene O_2 -Eintrag relativ niedrig. Bei Hell-Dunkelflaschen-Versuchen im Sommer 1983 wurden im Köhlfleet bei klarem Himmel maximale Sauerstoffeintragswerte von nur 5 bis $7 \text{ g}/\text{m}^2 \cdot \text{d}$ O_2 ermittelt (ARGE Elbe, 1983).

3.3 Sauerstoffzehrung

Meßgrößen, die die Summe der sauerstoffzehrenden Stoffe im Wasser erfassen sollen, sind der schon seit Beginn des Jahrhunderts gebräuchliche KMnO_4 -Verbrauch, der für die gegenwärtige Einleitungsüberwachung wichtige CSB und der BSB. Bei der Bestimmung des KMnO_4 -Verbrauchs und der CSB-Werte werden ein großer Teil der organischen Verbindungen chemisch oxidiert. Ammonium dagegen, das in der Elbe in den 80er Jahren mehr als die Hälfte des Sauerstoffverbrauchs ausmachte, wird nicht oxidiert. Der BSB hingegen ermittelt den tatsächlichen Sauerstoffbedarf für die von Bakterien umgesetzten Stoffe. Nach 21 Tagen sind neben leichter abbaubaren Kohlenstoffverbindungen auch die langsamer abbaubaren Stickstoffverbindungen weitgehend metabolisiert. An den exponentiellen Verlauf der

Zehrungskurve schließt sich dann ein annähernd linearer Teil mit geringer Steigung an. Vergleichende Untersuchungen der Wassergütestelle Elbe zwischen CSB, KMnO_4 -Verbrauch und BSB_{21} zeigten, daß der CSB 64 bis 78 % biologisch nicht abbaubare Stoffe und 22 bis 36 % biochemisch oxidierbare Stoffe erfaßt. Letzterer Anteil plus dem Sauerstoffäquivalent des Ammoniums entspricht annähernd dem BSB_{21} . Der KMnO_4 -Verbrauch erreicht nur etwa 40 % des CSB, weil Kaliumpermanganat im Vergleich zu Kaliumdichromat ein deutlich schwächeres Oxidationsmittel ist. Das Beispiel in Abb. 4 zeigt, daß der größte Teil der von dem CSB und KMnO_4 -Verbrauch erfaßten Stoffe keine Bedeutung für den Sauerstoffhaushalt eines Gewässers hat.

Die Sauerstoffzehrung ist stark temperaturabhängig. Als Beispiel für die Temperaturabhängigkeit sind in Abb. 5 die Ergebnisse von 3 Zehrungsversuchen aufgetragen, bei denen Teilproben des gleichen Wasserkörpers zum einen in einem von Elbwasser durchströmten Behälter bei der in-situ Wassertemperatur und zum anderen im Brutschrank bei 20°C gehalten wurden. Diese Versuche wurden mit großen Volumina (2-l-Flaschen) durchgeführt, um die Streuung der Messungen möglichst gering zu halten. Die Auswertung einer Vielzahl derartiger Versuche von April 1983 bis März 1985 ergab die Darstellung der Temperaturabhängigkeit der Abbauraten des BSB_{21} (UBA, 1988). Die einzelnen, stark streuenden Abbauraten wurden in Temperaturklassen gemittelt und die entstandene Kurve anschließend geglättet. Im Sommer werden bei Temperaturen über 20°C im Mittel täglich 12 bis 14 % des vorhandenen, abbaubaren Materials oxidiert. Im Herbst ist ein Nachlaufen der Zehrung zu

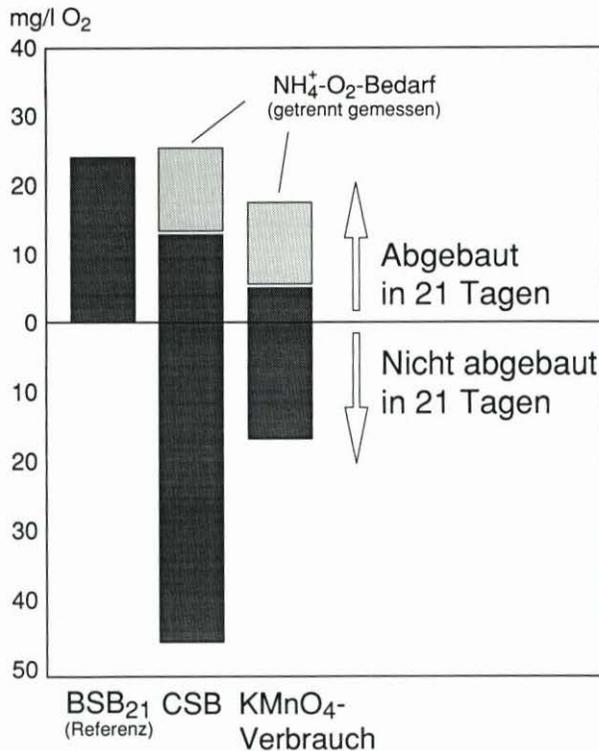


Abb. 4: CSB und KMnO_4 -Verbrauch (PV) sofort und nach 21 Tagen Inkubationszeit, BSB_{21} und Ammonium-Sauerstoffäquivalent – Elbwasserprobe oberhalb von Elbstorf (Strom-km 589, 16. 8. 84)

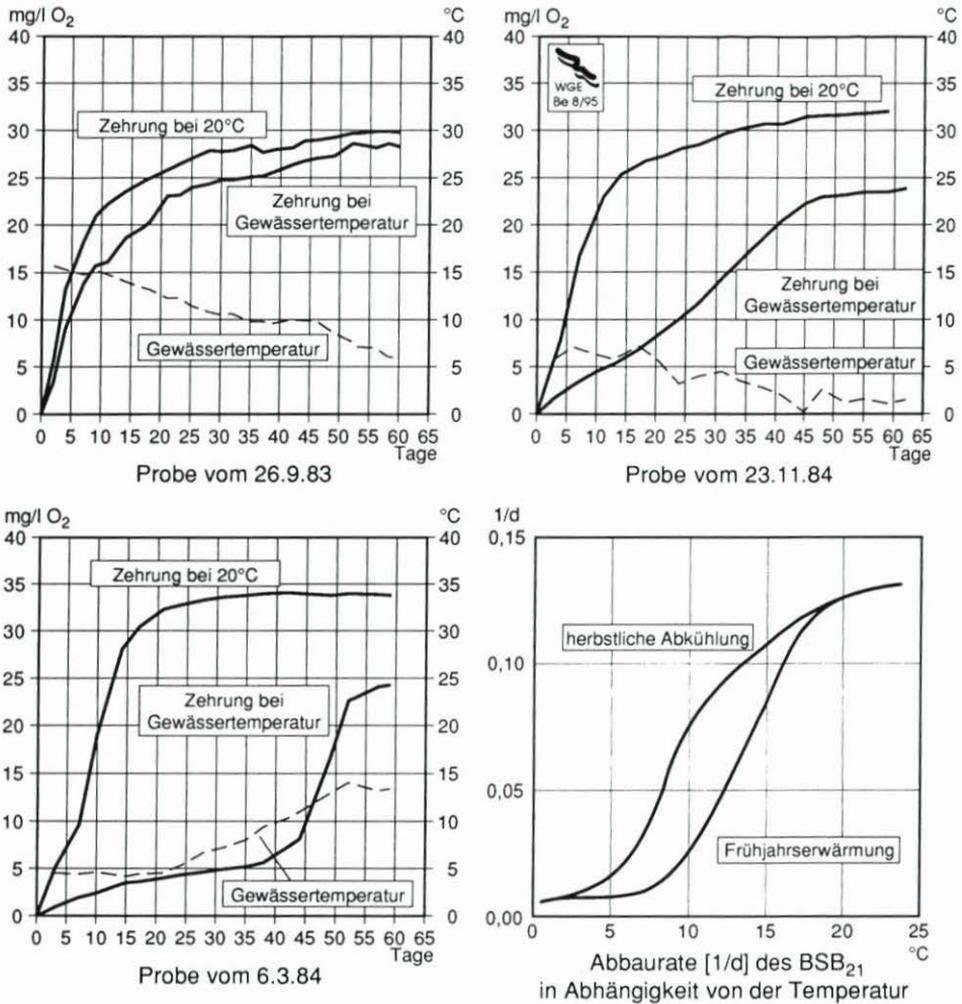


Abb. 5: Sauerstoffzehrung bei Gewässertemperatur und 20°C und errechnete Abbauraten des BSB₂₁, Elbwasserproben bei Seemannshöft (Strom-km 628,8), April 1983 bis März 1985

beobachten, weil die Abbaupotenz noch vorhanden ist, auch wenn die Vermehrungsrate der Bakterien durch die sinkende Temperatur deutlich abnimmt. Im Winter läuft der Abbau der Kohlenstoffverbindungen auf sehr niedrigem Niveau weiter, kommt aber nicht völlig zum Erliegen. Eine Ammoniumoxidation ist nicht mehr meßbar. Im Frühjahr beschleunigt sich die Zehrung deutlich, wenn eine Temperaturschwelle von etwa 10°C überschritten wird (siehe Probe vom 6. 3. 84). Oberhalb dieser Temperatur vermehren sich die Nitrifikanten wieder nennenswert und der Ammoniumabbau führt zu einem verstärkten Sauerstoffverbrauch im Gewässer.

Für die Sauerstoffbilanz eines Fließgewässers kann die schwebstoffassoziierte Mikroflora von großer Bedeutung sein. Die schwebstoffgebundenen Mikroorganismen übernehmen in Ästuaren häufig einen deutlich höheren Anteil am Gesamtstoffumsatz eines Gewässers als die freilebende Bakterienpopulation (KIRCHMAN u. MITCHELL, 1982; HELDER u. DE

VRIES, 1983; PALUMBO et al., 1984). Im freien Wasserkörper liegen im allgemeinen sehr niedrige Substratkonzentrationen vor (MEYER-REIL, 1983). Gelöste, niedermolekulare Nährstoffe werden von den Mikroorganismen rasch abgebaut, insbesondere bei hohen Wassertemperaturen während der Sommermonate. Die Ammoniumgehalte der Elbe bei Seemannshöft (Strom-km 628,8) betragen 1991 bis 1994 im Mittel 0,45 mg/l N mit fallender Tendenz und streuten von <0,10 bis 2,6 mg/l N (14tägliche Messungen, ARGE Elbe). Ähnliche Werte wurden von verschiedenen Autoren oberhalb des Hamburger Hafens und in der Unterelbe (BRUNHOEBER, 1990; HUMANN, 1992) festgestellt. Gebunden an Feststoffen hingegen können deutlich höhere Ammoniumkonzentrationen vorliegen (HÖHENER u. GÄCHTER, 1994). Auch organische Nährstoffe können an Feststoffen adsorbiert und angereichert werden (GROSSART u. SIMON, 1993). Den Schwebstoffbakterien dienen darüber hinaus eingelagerte organische Partikel, wie Detritus und Phytoplankton, als Kohlenstoff-, Stickstoff- und Energiequelle (FEDERLE u. VENTULLO, 1990). Zusätzlich können im Schwebstoff die Ausscheidungsprodukte von Phyto- und Zooplankton genutzt werden (CARMAN, 1994; GLIBERT u. BRONK, 1994). An den Feststoffen eines Gewässers liegen daher im allgemeinen erheblich höhere Nährstoffkonzentrationen vor als im freien Wasserkörper.

Untersuchungen von SOWITZKI (1992) zeigten an der Station Nienstedten unterhalb des Hamburger Hafens eine direkte Abhängigkeit zwischen der Nitrifikationsaktivität und der Schwebstoffkonzentration des sohnlahen Wasserkörpers (Abb. 6). Der übereinstimmende tideabhängige Verlauf des Ammoniak- und Nitritoxidationspotentials mit dem Trockengewicht der Elbwasserproben (Probenahme: 2 m über Grund) weist auf die große Bedeutung der schwebstoffgebundenen Mikroflora für die Stoffumsetzungen in der Elbe hin.

Die Nitrifikation wird in der Elbe bei Hamburg hauptsächlich von den schwebstoffassoziierten Mikroorganismen katalysiert. In Untersuchungen von März 1990 bis Juni 1990 (BRUNHOEBER, 1990) sowie von Februar 1992 bis April 1992 (HUMANN, 1992) war die

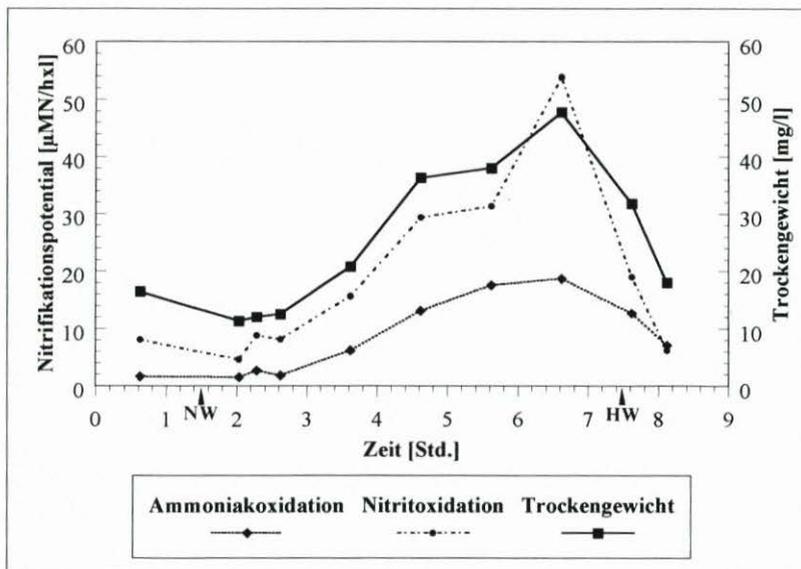


Abb. 6: Tideabhängiger Verlauf des Ammoniak- und Nitritoxidationspotentials sowie des Trockengewichtes von Wasserproben der Station Nienstedten am 7. November 1988. HW = Tide-Hochwasser, NW = Tide-Niedrigwasser. Aus: Sowitzki (1992)

schwebstoffgebundene Bakterienpopulation zu über 60 % für das Ammoniak- und Nitritoxidationspotential der Wasserproben verantwortlich.

Nach NEHLS (1990) und HUMANN (1992) besaßen die Schwebstoffbakterien unabhängig von der Jahreszeit den Hauptanteil auch der Exoenzymaktivität. Sie trugen an den Stationen Oortkaten und Nienstedten mit durchschnittlich 70 % zum eiweißabbauenden Potential der Wasserproben bei, ebenso war die extrazelluläre Kohlenhydrat abbauende Aktivität überwiegend an die Schwebstoffe gebunden.

Im Gegensatz zur Stoffwechselaktivität war die Zellzahl der schwebstoffgebundenen Bakterienpopulation während der Sommermonate deutlich niedriger als die Zellzahl der freilebenden Bakterien (NEHLS, 1990). Trotz des geringeren Anteils der freisuspendierten Bakterien an dem Gesamtstoffumsatz in der Elbe befand sich der überwiegende Anteil der Gesamtpopulation bei hohen Wassertemperaturen freisuspendiert im Wasserkörper. Folglich dürfte der Anteil der aktiven Zellen und/oder die Aktivität pro Zelle bei hohen Wassertemperaturen in der Schwebstoffpopulation wesentlich höher gewesen sein als in der freisuspendierten Fraktion.

In Übereinstimmung mit der geringen Stoffwechselaktivität zeigte die freisuspendierte Bakterienpopulation während der Sommermonate einen hohen Anteil an kleinen Zellen, mit einem Zelldurchmesser von $< 0,4 \mu\text{m}$. Der Anteil an kleinen Zellen lag bei Oortkaten in der freisuspendierten Fraktion von Juni bis September 1989 zwischen 26 % und 52 %, an der Station Nienstedten sogar zwischen 23 % und 70 % (Abb. 7). Bei sinkender Wassertemperatur hingegen wiesen die freisuspendierten Bakterien sowohl oberhalb als auch unterhalb des Hamburger Hafens eine deutlich höhere Zellgröße auf. So betrug der Anteil an kleinen Zellen in der freisuspendierten Bakterienpopulation im November 1989 bei Oortkaten und

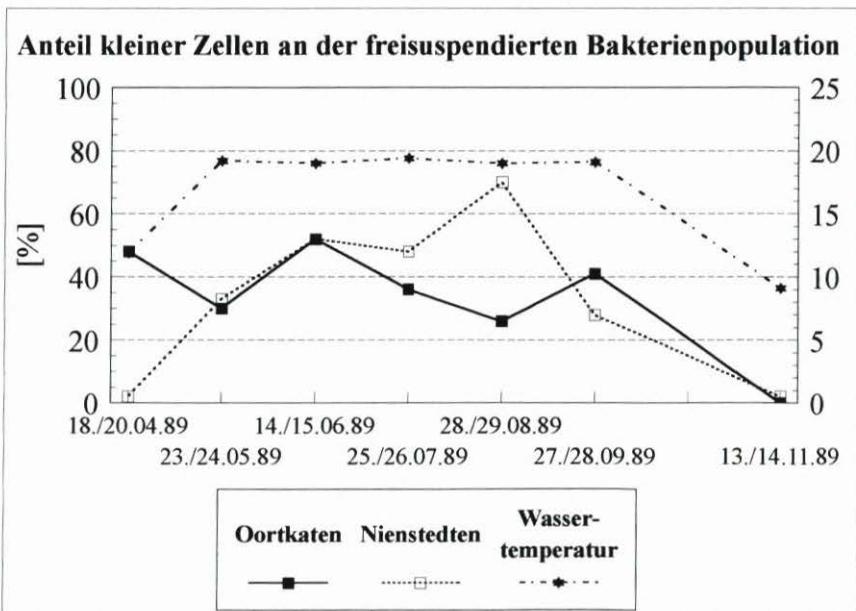


Abb. 7: Prozentualer Anteil von kleinen Zellen (Durchmesser: $< 0,4 \mu\text{m}$) an der freisuspendierten Bakterienpopulation von Wasserproben der Stationen Oortkaten und Nienstedten von Mai 1989 bis November 1989

Nienstedten 0 % bzw. 4 % (Abb. 7). Da aufgrund der Zellgröße Rückschlüsse über den physiologischen Zustand von Mikroorganismen gezogen werden können (PALUMBO et al., 1984; STAL, 1989), dürfte im Sommer in der Elbe für einen großen Teil der freispendierten Bakterien das Wachstum stark eingeschränkt gewesen sein.

4. Ausbildung des Sauerstoffminimums in der Tideelbe – Experimentelle Befunde

4.1 Typische Frühjahrsentwicklung

Als typisches Beispiel für die Frühjahrsentwicklung der Sauerstoffgehalte in der Tideelbe wurden in Abb. 8 die Längsprofilmessungen von April bis Juli 1983 aufgetragen. Alle Längsprofilmessungen der ARGE Elbe fanden seit 1979 tidephasengleich ca. eine Stunde vor Tnw statt und sind somit gut miteinander vergleichbar.

Das April-Längsprofil zeigt bei hohen Abflüssen gute Sauerstoffwerte, auch wenn ein Sauerstoffsättigungsindex von 60–70 % schon auf ablaufende Zehrungsvorgänge hinweist. Ende Mai, bei fallendem Abfluß und steigender Wassertemperatur, hat sich ein ausgeprägtes Sauerstofftal mit dem Minimum bei Schwarztonnensand ausgebildet. Der Gradient der Sauerstoffkurve vom Wehr Geesthacht bis Schwarztonnensand zeigt, daß auf der gesamten Strecke der Sauerstoffverbrauch den Sauerstoffeintrag übersteigt. Im Juni ist der Abfluß auf sommertypische 300 m³/s abgesunken und die Temperatur weiter angestiegen. Als Folge wanderte das Sauerstofftal weiter stromauf. Im Juli schließlich, bei sommerlich warmen 23 °C, wurde die normale Sommerlage erreicht.

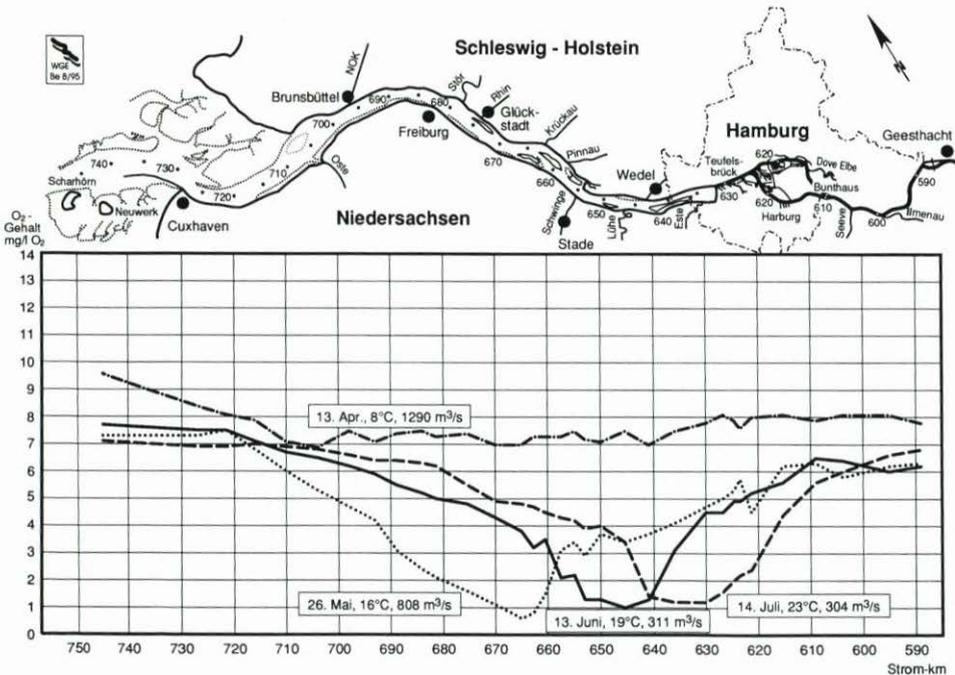


Abb. 8: Sauerstoff-Längsprofile der Tideelbe – Frühjahrsentwicklung 1983

Es ist auffällig, daß das Sauerstofftal sich unterhalb des Hamburger Hafens ausprägt und nicht etwa in der Mittelelbe oberhalb des Wehres Geesthacht, wo die Belastung mit sauerstoffzehrenden Stoffen in der Regel höher ist. Aufgrund der in der Mittelelbe im Verhältnis zur Tideelbe deutlich höheren Transportgeschwindigkeit erreichen Stoffe aus kommunalen und industriellen Einleitungen der neuen Bundesländer das Wehr schon nach wenigen Tagen und sind auch unter günstigen Umständen noch nicht vollständig abgebaut.

4.2 Entwicklung in den 80er und 90er Jahren

4.2.1 Vergleich der Längsprofile Juli 1983 und August 1993

In Abb. 9A ist ein typisches Längsprofil für die Zeit des stark belasteten Sauerstoffhaushaltes und in Abb. 9B ein entsprechendes Längsprofil für die verbesserte Situation in den 90er Jahren dargestellt.

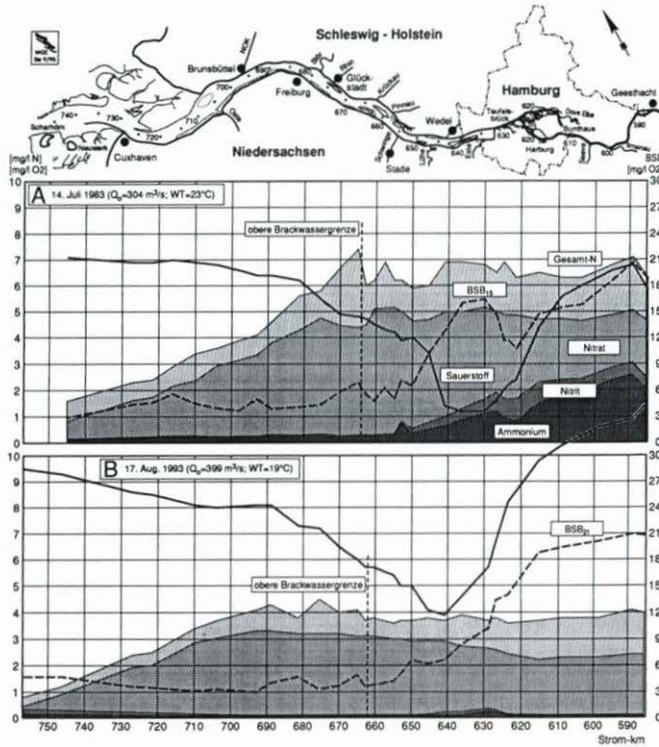


Abb. 9: Ammonium-, Nitrit-, Nitrat- (gestapelt) und Gesamt-Stickstoff-, BSB₁₅ bzw. BSB₂₁- und Sauerstoffgehalte im Längsprofil der Tideelbe. A: 14. Juli 1983, B: 17. August 1993

Längsprofil Juli 1983 (Abb. 9A)

Der Sauerstoffgehalt erhielt durch das Wehr Geesthacht eine geringe Aufstockung. Unterhalb Strom-km 610 kam es zu einer raschen Abnahme des gelösten Sauerstoffs. Auf einer Strecke von 25 km wurde die 3 mg/l O₂-Grenze unterschritten. An der Meßstelle bei Strom-

km 645 machte sich das vom Fährmannsander Watt und aus der Hahnöfer Nebenelbe einströmende, sauerstoffreichere Wasser bemerkbar. Unterhalb dieser Stelle ging die Wiederbelüftung langsamer vonstatten. Vom Wehr bis etwa Strom-km 620 ließ sich parallel zu dem Rückgang des Sauerstoffgehaltes eine Abnahme des BSB₁₅ beobachten. Dann wurde der BSB durch Hamburger Einleitungen, deren größter Teil kommunales Abwasser war, erheblich aufgestockt. Bis Mitte 1983 gelangten ungereinigte, häusliche Abwässer aus dem Bereich Harburg/Wilhelmsburg in die Süderelbe (Umweltbehörde Hamburg, 1985). Der größte Teil des restlichen Hamburger Abwassers wurde nur mechanisch gereinigt. Mit der Inbetriebnahme des Klärwerkes Köhlbrandhöft-Süd im Juni 1983 wurden auch die Harburger Abwässer im Klärwerk behandelt, allerdings ohne biologische Stufe, die erst mit der Fertigstellung des Klärwerkes Dradenau Anfang 1988 in Betrieb genommen wurde.

Der hohe Ammoniumgehalt oberhalb Hamburgs machte mit seinem Sauerstoffbedarf während der Nitrifikation rund 50 % des BSB₁₅ aus. In der Mittelelbe war die Nitrifikation teilweise gehemmt, so daß auch im Sommer ein erheblicher Teil der hier eingeleiteten Ammoniummengen in die Unterelbe gelangte. Die Sauerstoffzehrung war somit deutlich von der Ammoniumbelastung geprägt. Der Verlauf der Nitratkonzentration kann so interpretiert werden, daß das Ammonium quantitativ über Nitrit zu Nitrat oxidiert wurde. Die hohen Nitritwerte zeigen, daß die Abnahme der Ammoniumkonzentration auf Nitrifikation und nicht auf Verdünnungsvorgänge zurückzuführen ist. Die Hamburger Einleitungen lassen sich auch am Verlauf der Ammoniumkonzentration ablesen. In der Brackwasserzone kommt es zu einer Verdünnung des Gesamt-Stickstoffs und des Nitrats. Die eingezeichnete obere Brackwassergrenze markiert den Punkt, an dem ein Meerwassereinfluß eben gerade nachweisbar ist. Eine nennenswerte Verdünnung setzte aber erst unterhalb Strom-km 680 ein. Der BSB hingegen blieb in der Brackwasserzone nahezu konstant. Diese Restzehrung ist auf Sekundärbelastung zurückzuführen.

Längsprofil August 1993 (Abb. 9 B)

Die Situation im August 1993 zeigte sich deutlich verändert. Aus der Mittelelbe kam das Wasser mit einer algenbedingten O₂-Übersättigung von über 130 % am Wehr Geesthacht an. Durch den Überfall am Wehr verlor das Wasser nur einen verhältnismäßig kleinen Teil des Sauerstoffes. Unterhalb des Wehres hatte der Sauerstoffsättigungsindex immer noch einen Wert von über 120 %. Das Sauerstofftal war zwar noch immer sehr ausgeprägt, jedoch war das Minimum fast 2 mg/l O₂ höher als 1983. Im Hamburger Bereich verschlechterte sich das Lichtklima für die Algen so stark, daß diese zum Teil abstarben, und die biogene Belüftung erheblich geringer wurde. Die BSB-Belastung war nur geringfügig niedriger als 1983 (für den Vergleich: der BSB₁₅ beträgt im Mittel 90 % des BSB₂₁), weil sich der Anteil der Sekundärbelastung (z. B. absterbende Algen) vergrößert hatte. Die Ammoniumbelastung war hingegen fast völlig verschwunden, und auch der Einfluß des Hamburger Eintrages war nur noch schwach erkennbar.

4.2.2 Zeitliche Entwicklung des Sauerstoff-, BSB- und Ammoniumgehaltes

Um zu zeigen, daß die Unterschiede der beiden in Abb. 9 gezeigten Längsprofile keine Einzelereignisse waren, sondern dauerhafte Veränderungen beschreiben, wurden in Abb. 10

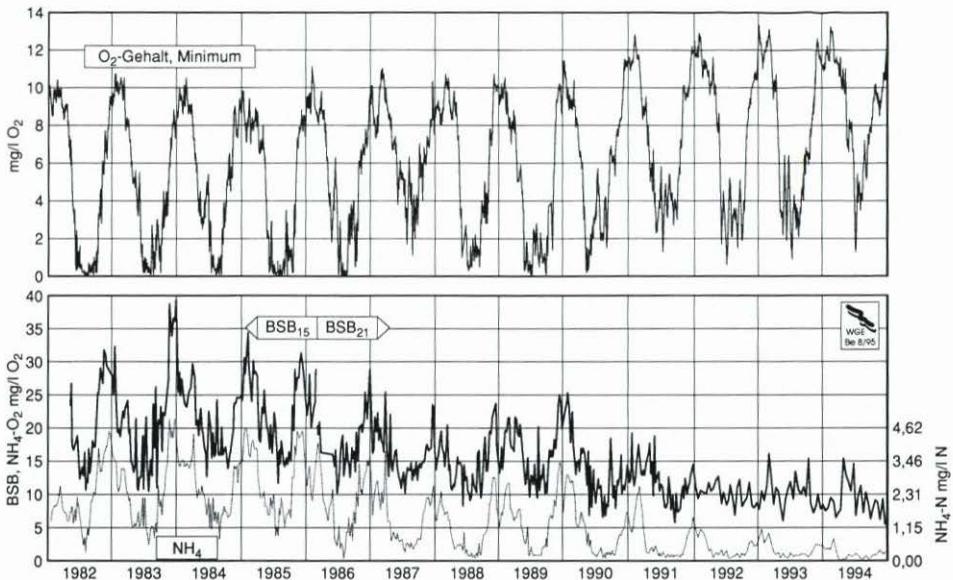


Abb. 10: Tagesminima der Sauerstoffgehalte aus kontinuierlichen Messungen, BSB₁₅/BSB₂₁- und Ammoniumgehalte aus wöchentlichen Einzelproben (ab 1992 14täglich) – Elbe bei Seemannshöft (Strom-km 628,8)

die drei wichtigsten Meßgrößen für die Meßstelle Seemannshöft von 1982 bis 1994 aufgetragen.

Die Tagesminima der Sauerstoffgehalte sanken bis 1989 in den Sommermonaten regelmäßig auf Werte zwischen 0 und 1 mg/l O₂ ab. Eine Ausnahme bildete das nasse Jahr 1987, in dem das Sauerstofftal aufgrund des erhöhten Abflusses 20 bis 40 km weiter stromab lag und das sauerstoffarme Wasser Seemannshöft nicht erreichte. Seit 1991 wurde ein Wert von 2 mg/l O₂ nur noch selten unterschritten. Auf den ersten Blick verblüffend ist, daß auch in den Wintermonaten, in denen die Sauerstoffgehalte aufgrund der stark verlangsamten Zehrung immer hoch waren, eine ansteigende Tendenz zu beobachten ist. Die hohe Belastung in den Wintern der 80er Jahre führte auch bei niedrigen Temperaturen zu einem meßbaren Sauerstoffverbrauch und einem Sauerstoffsättigungsdefizit von etwa 20 %. Dieses verringerte sich in den 90er Jahren auf unter 10 %.

Die positive Tendenz zeigt sich noch deutlicher beim BSB und der Ammoniumkonzentration. Die BSB₂₁-Jahresfrachten bei Seemannshöft fielen im Beobachtungszeitraum von 300 000 bis 600 000 t/a O₂ auf Werte um 200 000 t/a O₂ und die Ammoniumfrachten von 50 000 auf unter 10 000 t/a N. Die Ammoniumgehalte sind in Abb. 10 so skaliert, daß die linke Skala das Sauerstoffäquivalent des Ammoniums angibt (Faktor 4,33) und die rechte den Stickstoffgehalt. Es kann so direkt der Anteil des Ammoniums an der Gesamtzehrung abgelesen werden. Da der Ammoniumgehalt stärker abnahm als der Langzeit-BSB, verringerte sich der durchschnittliche relative Anteil in dem Beobachtungszeitraum (1982 bis 1994) von ca. 45 % auf unter 15 %.

4.3 Primärproduktion und Zehrung am Wehr Geesthacht

Die Dauermessungen am Wehr Geesthacht ermöglichten es, aus den Tag-Nacht-Schwankungen von Sauerstoff und CO_2 die Primärproduktion und Zehrungsraten unter in situ Bedingungen zu ermitteln. Die Ergebnisse können einerseits zur Interpretation der Längsprofile herangezogen werden, sind aber auch die Grundlage zur Kalibrierung der im Sensitivitätsmodell verwendeten Parameter wie Primärproduktion, Belüftungs- und Zehrungsrate.

Exemplarisch für solche Tagesgänge zeigt die Abb. 11 den Verlauf für Sauerstoff, Chlorophyll-a (Fluoreszenzsignal), CO_2 und Protonenkonzentration (pH) im Monat April 1995.

Die Tagesschwankungen beim Chlorophyll sind überlagert mit dem Tagesverlauf der Lichteinstrahlung, da die Fluoreszenzmessung nur die Chlorophyllaktivität mißt und dieses Signal von der Vorbelichtung beeinflusst wird. Dennoch ist aber deutlich der für das Frühjahr typische Anstieg des Chlorophylls parallel zur Zunahme der Sauerstoffkonzentrationen

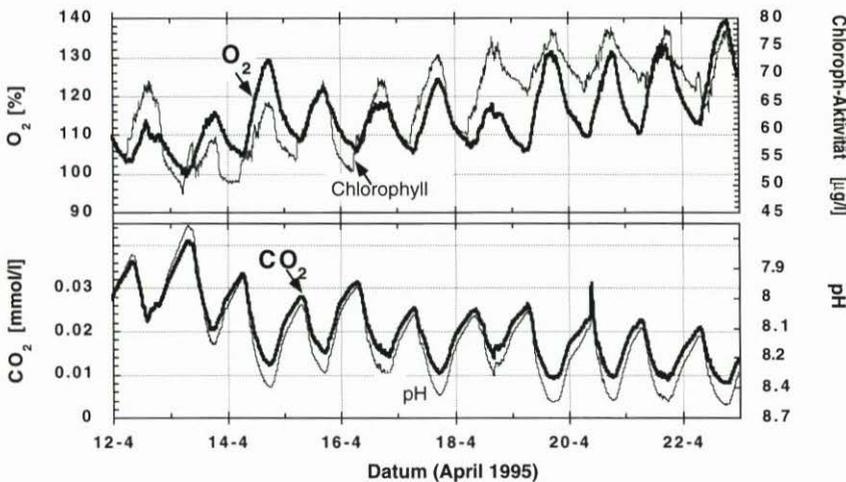


Abb. 11: Tagesgänge von O_2 -Sättigungsindex, Chlorophyll-a-Aktivität (Turner-Fluorimeter), Protonenkonzentrationen (pH-Wert) und gelöstem CO_2 am Wehr Geesthacht im April 1995

zu erkennen. Umgekehrt dazu verlaufen die CO_2 - und Protonenkonzentrationen (reziprok zum pH-Wert), weil gelöstes CO_2 dem Gewässer entzogen wird, was zu einer Abnahme der Protonenkonzentration bzw. zu einem Anstieg des pH-Wertes führt.

Den Jahresverlauf für die Parameter O_2 , Chlorophyll, gelöstes CO_2 , Protonenkonzentration sowie Temperatur und Strahlung für das Jahr 1995 bis einschließlich Oktober zeigt die Abb. 12, wobei nur die Tagesmittelwerte bzw. für Chlorophyll zur besseren Vergleichbarkeit mit den Längsprofilen, die ebenfalls bei Tageslicht aufgenommen wurden, die Tagesmaxima aufgetragen wurden.

Der sehr ähnliche Verlauf von Sauerstoff und Chlorophyll sowohl bei den Tagesgängen als auch beim Jahresgang deutet darauf hin, daß die Sauerstoffkonzentration vom Frühjahr bis zum Herbst weitgehend durch die Primärproduktion, die wiederum fast durchgehend dem Verlauf von Einstrahlung und Wassertemperatur folgt, gesteuert wurde. So führen Einbrüche in der Strahlungsbilanz von nur wenigen Tagen Dauer sofort zu einem entsprechen-

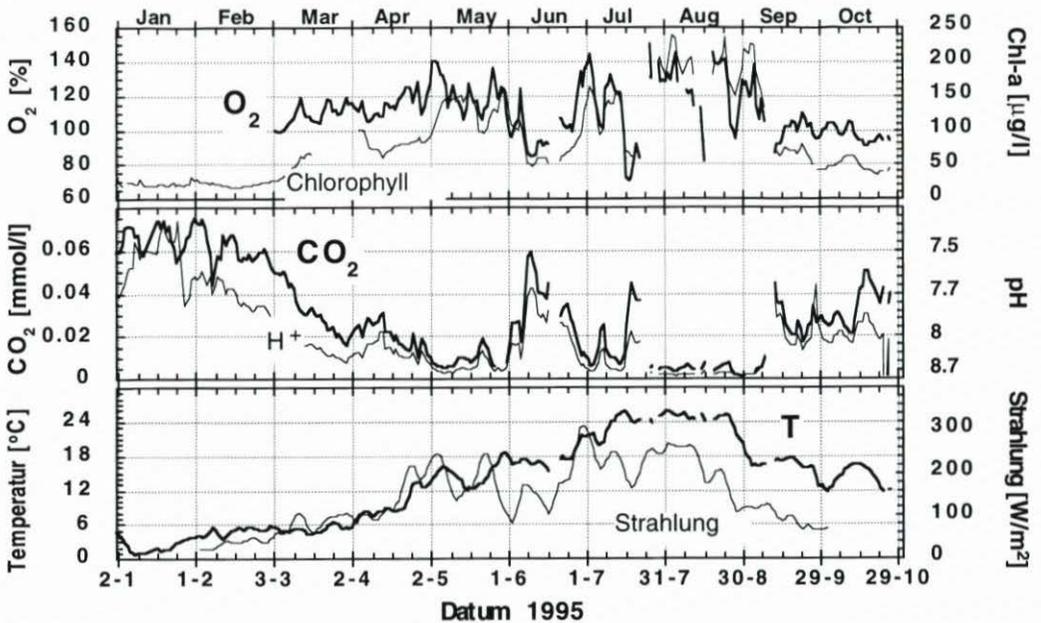


Abb. 12: Jahresgang (1995) der Tagesmittelwerte von O₂-Sättigungsindex, Protonenkonzentrationen (pH-Wert), gelöstem CO₂, Temperatur und Strahlung, Tagesmaximumwerte von Chlorophyll-a (Turner-Fluorimeter) am Wehr Geesthacht

den Chlorophyllenbruch mit der Folge, daß auch die Sauerstoffkonzentrationen stark abfallen. Gleichzeitig steigt dann aufgrund des höheren Anteils der Zehrung das gelöste CO₂ an, wodurch der pH-Wert wiederum sinkt. Kürzere Einbrüche sind im Jahresverlauf in den Monaten Mai und Juli zu erkennen. Ein längerer Zusammenbruch der Algenblüte, bedingt durch eine andauernde Schlechtwetterperiode, war im Monat Juni zu beobachten.

Der funktionale Zusammenhang zwischen gelöstem CO₂ und Sauerstoff kann dazu herangezogen werden, zwischen den Prozessen, die durch Photosynthese bzw. Abbau des organischen Kohlenstoffs gesteuert werden und denen, die durch Stickstoffumsetzungen geprägt sind, zu differenzieren. Während beim Abbau des organischen Kohlenstoffes pro umgesetztem mol O₂ nur 0,17 mol Protonen freigesetzt werden, wird bei der Nitrifikation in der Summe pro umgesetztem O₂ ein Proton freigesetzt. Das wirkt sich damit deutlich stärker auf den Säurehaushalt aus (SIGG u. STUMM, 1994). Da der gebildete anorganische Kohlenstoff über das Kohlensäuregleichgewicht mit der Protonenkonzentration gekoppelt ist, und damit beide Meßgrößen direkt miteinander verknüpft sind, haben der Prozeß des organischen Kohlenstoffabbaus und der Nitrifikationsprozeß einen unterschiedlichen Einfluß auf die Steigung (Korrelationsfaktor) der Korrelationsgeraden zwischen gelöstem CO₂ und gelöstem Sauerstoff. Abb. 13 zeigt die Korrelation des gelösten CO₂ mit dem Sauerstoffsättigungsindex für die Tagesmittelwerte am Wehr Geesthacht des Jahres 1995 von März bis Oktober einschließlich. Dabei wurden für die Regressionsgerade nur die Werte herangezogen, bei denen der Sauerstoffsättigungsindex kleiner als 120 % war. Die stark übersättigten Sauerstoffwerte wurden nicht berücksichtigt, weil bei diesen Werten die Entgasung über Gasblasenbildung dominiert, und der funktionale Zusammenhang zwischen Sauerstoff und gelöstem CO₂ nicht mehr gültig ist.

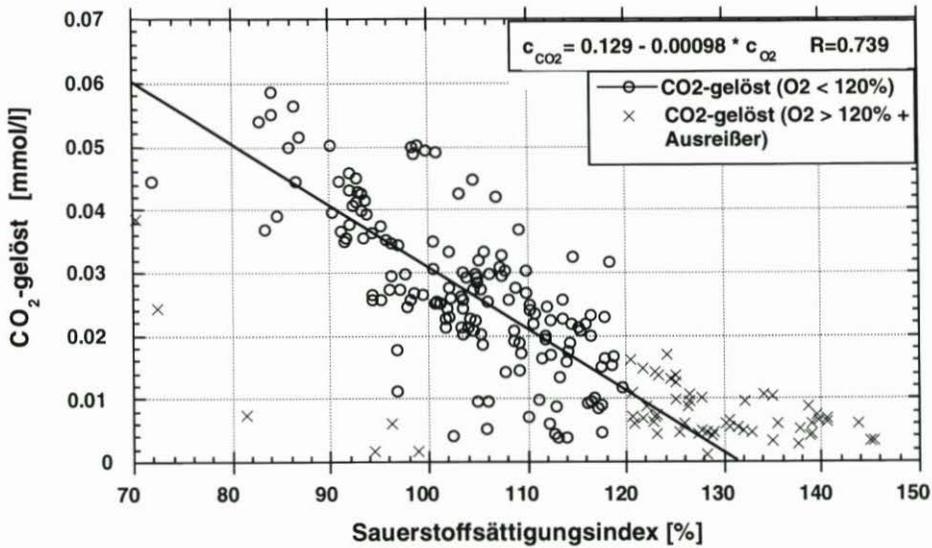


Abb. 13: Korrelation zwischen O₂-Sättigungsindex und gelöstem CO₂ von März bis Oktober 1995 (Für die Korrelationsgerade wurden nur Werte herangezogen, bei denen der Sauerstoffsättigungsindex unter 120 % lag)

Es zeigte sich, daß in einem großen Konzentrationsbereich über den gesamten Zeitraum von März bis Oktober das gelöste CO₂ signifikant mit dem Sauerstoffsättigungsindex korreliert war. Dieser Befund deutet darauf hin, daß die Sauerstoffzehrung im Wasserkörper am Wehr weitgehend durch einen Hauptprozeß dominiert wurde. Wie später bei den Längsprofilen noch gezeigt wird, kann aufgrund der gefundenen Steigung der Korrelationsgeraden (Korrelationsfaktor 0,00098) dieser Prozeß dem Abbau von organischem Kohlenstoff zugeordnet werden, d. h. daß der Sauerstoffhaushalt in diesem Zeitraum tatsächlich vornehmlich durch die Prozesse Primärproduktion und oxidativen Kohlenstoffabbau gesteuert wurde.

Die Abhängigkeit der Sauerstoffkonzentration vom Wechselspiel zwischen Primärproduktion und Zehrung wird besonders deutlich, wenn man Zeiten betrachtet, in denen der Sauerstoffgehalt plötzlich eine starke Absenkung erfährt. Die Abb. 14 zeigt ein Beispiel von Mitte Juli 1995, als der Sauerstoffsättigungsindex nach vorheriger Übersättigung plötzlich auf Werte von nur noch 70 % Sättigung abfiel.

In der Abbildung sind die Verläufe von CO₂, O₂-Sättigungsindex sowie Chlorophyll und Strahlung gezeigt. Deutlich wird, daß dieser Abfall durch eine Schlechtwetterperiode ausgelöst wurde, aufgrund der die Strahlungsintensität sich fast halbierte. Dadurch nahm auch die Chlorophyllkonzentration um mehr als die Hälfte ab. Parallel mit dem Chlorophyllabfall sank die Sauerstoffkonzentration und der CO₂-Gehalt stieg an. Der Chlorophyllzusammenbruch erfolgte nahezu zeitgleich zur Abnahme der Lichtintensität. Daraus kann geschlossen werden, daß offensichtlich aufgrund einer Lichtlimitierung die Population der Algen zusammenbrach, dadurch die Zehrung gegenüber dem biogenen Sauerstoffeintrag ein stärkeres Gewicht bekam und die Sauerstoffkonzentration abnahm.

Beispielhaft wurden für typische Sauerstoffzusammenbrüche im Jahr 1995 die Abnahmeraten für Chlorophyll und Sauerstoff berechnet und in Tab. 1 zusammengestellt. Aus der Chlorophyllabnahme wurde zudem noch der Rückgang an organischem Kohlenstoff abgeschätzt. In der Literatur sind sehr unterschiedliche Angaben zum Kohlenstoffgehalt der Al-

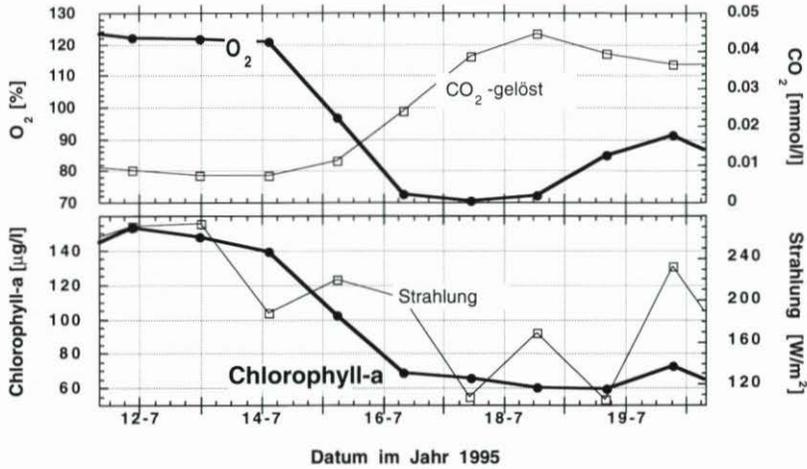


Abb. 14: Typisches Beispiel eines O₂-Einbruchs Mitte Juli 1995 (Tagesmittelwerte bzw. Tagesmaxima für Chlorophyll-a)

Tab. 1: Typische Sauerstoffeinbrüche im Jahr 1995

Datum	Abfluß [m ³ /s]	Tempera- tur °C	Chlorophyll-a zu Beginn des Abfalls [µg/l]	Chlorophyll- Ab- nahme [µg/l/d]	Abnahme an C _{org} aus Chl.-a berechnet [µmol/l/d]	Molare O ₂ -Ab- nahme [µmol/l/d]	O ₂ - Ab- nahme [mg/l/d]
20. 5. 95	1122	13	155	20	30	14	0,45
9. 6. 95	1302	17	120	23	34	48	1,5
18. 7. 95	518	25	150	35	53	60	1,9
9. 9. 95	1021	16	225	17	25	17	0,54

gen zu finden. Bei diesen Rechnungen wurde, da die Algen in der Elbe durch Diatomeen dominiert werden, entsprechend den Angaben von FAST (1993) und REYNOLD (1984) davon ausgegangen, daß 1 µg Chlorophyll-a einer Biomasse von 50 µg mit einem Anteil von 35,8 Gew.-% Kohlenstoff (Redfield-ratio) entspricht.

Der Tabelle ist zu entnehmen, daß die Abnahmeraten eine deutliche saisonale Abhängigkeit aufwiesen. In den wärmeren Phasen waren die höchsten Raten sowohl beim Chlorophyll als auch beim Sauerstoff zu beobachten. Im Normalfall befindet sich die Primärproduktion in einem dynamischen Gleichgewicht mit der gleichzeitig auch ständig ablaufenden Zehrung, d. h. daß praktisch genauso viel Biomasse (C_{org}) synthetisiert bzw. O₂ gebildet wird, wie Biomasse durch Zehrung abgebaut bzw. O₂ verbraucht wird. Es sind nur längerfristige Veränderungen dieses Gleichgewichtes auf ein anderes Niveau, wie z. B. beim Anstieg der Primärproduktion im Frühjahr, festzustellen. Wenn jedoch die Primärproduktion plötzlich aufgrund einer veränderten Wetterlage oder eines verbrauchten und nicht mehr nachgelieferten Nährstoffes (z. B. Silikat bei den Diatomeen) zusammenbricht, läuft die Zehrung zunächst noch auf dem hohen Level weiter, bis sich auf einem anderen Niveau ein neues Gleichgewicht zwischen Produktion und Zehrung einstellt. Beim Vergleich der Abnahmen an Sauerstoff mit den Verlusten des organischen Kohlenstoffes zeigt sich, daß der Verlust an organischem Kohlenstoff eine Abnahme der Sauerstoffkonzentration in der gleichen Größen-

ordnung ergibt. Da in der Photosynthese Gleichung Sauerstoff und Kohlenstoff in einem molaren Verhältnis zueinander stehen, wird während des Zusammenbruchs entsprechend der Menge an gezehrter bzw. nicht synthetisierter Biomasse (C_{org}) auch die gleiche molare Menge an Sauerstoff verbraucht bzw. nicht mehr nachgebildet. Dies zeigt, daß das Niveau des Gleichgewichts von biogenem Sauerstoffeintrag und Zehrung, und damit der durch die Photosynthese gebildete Pool an leicht abbaubarem Substrat, die Zehrungs-raten bei einem plötzlichen Zusammenbruch der Primärproduktion entscheidend beeinflusst.

4.4 Primärproduktion und Zehrung im Längsprofil der Tideelbe

Die seit Oktober 1993 zu verschiedenen Jahreszeiten mit dem Schiff aufgenommenen Längsprofile wie auch die Hubschrauber-Längsprofile der ARGE-Elbe zeigen charakteristische jahreszeitliche Verschiebungen des Sauerstoffminimums im Längsschnitt der Elbe. Die Lage des O_2 -Minimums wird vornehmlich durch die jeweilige Abflußrate gesteuert, weil hierdurch die Verweilzeit des Wasserkörpers bestimmt wird.

Exemplarisch zeigen Abb. 15 und 16 die jeweils bei ablaufendem Wasser gemessenen Längsprofile der Parameter O_2 -Gehalt, Chlorophyll, pH-Wert und gelöstes CO_2 . Die Messungen wurden im Sommer (August) 1993 sowie im Frühjahr (Anfang Mai) 1994 bei sehr unterschiedlichen Abflußsituationen aufgenommen. Während des Mai-Profiles wurden außerdem die Nährstoffe Ammonium und Nitrit gemessen sowie aus dem gemessenen pH-Wert und dem gelösten CO_2 der gesamte, gelöste anorganische Kohlenstoff (TIC) berechnet (STUMM u. MORGAN, 1981; FREIER, 1977).

Während im August 1993 bei einem relativ geringen Abfluß von $500 \text{ m}^3/\text{s}$ (langjähriges Mittel ca. $700 \text{ m}^3/\text{s}$) das Sauerstoffminimum direkt unterhalb Hamburgs bei Strom-km 650 zu finden war, lag das Minimum im Mai 1994 bei hohen Abflußraten weiter stromabwärts bei Strom-km 690. Aus den Abbildungen ersieht man, daß, wie es auch am Wehr beim Zusammenbruch einer Planktonblüte zu beobachten war, die Abnahme der O_2 -Konzentration immer mit einer Abnahme der Chlorophyll- und einem Anstieg der CO_2 -Konzentration ein-

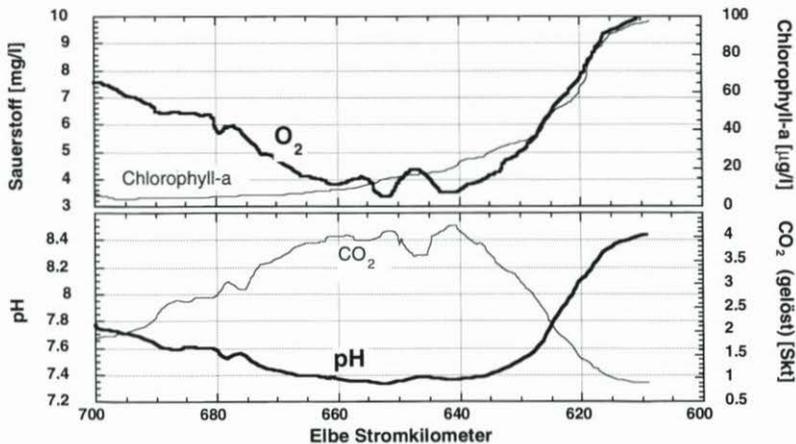


Abb. 15: Kontinuierliche Messung von Chlorophyll-a (Turner), O_2 , CO_2 und pH-Wert – Elbe-Längsprofil vom 5. 8. 93 (Abfluß $500 \text{ m}^3/\text{s}$)

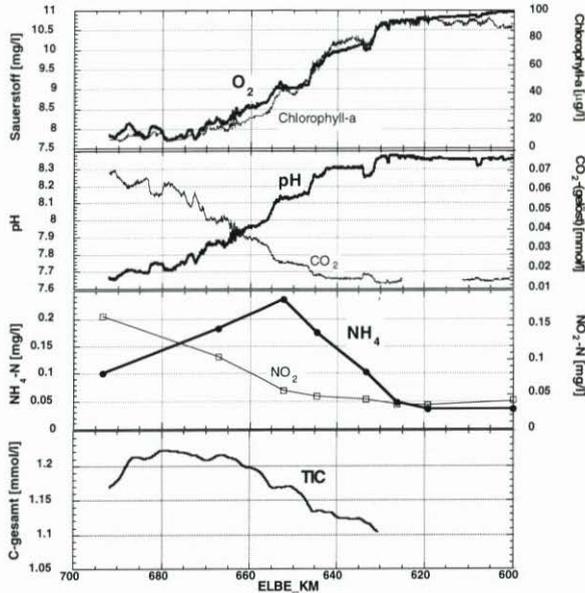


Abb. 16: Kontinuierliche Messung von Chlorophyll-a (Turner), O_2 , CO_2 und pH-Wert, Ammonium und Nitrit aus Einzelproben, TIC (total inorganic carbon) (aus pH und CO_2 berechnet) – Elbelängsprofil vom 3. 5. 94 (Abfluß $1350 \text{ m}^3/\text{s}$)

herging. Im O_2 -Gradienten sind diese 4 Parameter bei allen Längsprofilen hoch signifikant miteinander korreliert ($R > 0,98$). Die im Mai 1994 zusätzlich erfaßten Nährstoffe Ammonium und Nitrit zeigen an, daß im Verlauf des O_2 -Gradienten Ammonium freigesetzt wird.

Die freigesetzte Ammoniumkonzentration entspricht in der Größenordnung der Menge, die aus dem Abbau der Biomasse (berechnet aus der Chlorophyllkonzentration) zu erwarten ist. Bis zum Ammonium-Maximum (Strom-km 652) beträgt der Chlorophyllverlust ca. $50 \mu\text{g/l}$. Dies entspricht ca. $2500 \mu\text{g/l}$ Biomasse (Annahme $1 \mu\text{g}$ Chlorophyll-a = $50 \mu\text{g}$ Biomasse) bzw. $75 \mu\text{mol/l}$ Kohlenstoff (Redfield-Ratio: C-Anteil = 35,8 Gew.-%). Bei einem Verhältnis nach Redfield von $C/N = 6,6$ ergibt das eine theoretische Freisetzung von $11 \mu\text{mol/l}$ Stickstoff. Die gemessene Differenz zwischen den Ammoniumkonzentrationen beträgt $0,2 \text{ mg/l N}$ entsprechend $14 \mu\text{mol/l NH}_4^+$. Dies bestätigt die Vermutung, daß die gefundenen Ammoniumkonzentrationen weitestgehend aus dem Biomassenabbau stammen. Ebenso kann die Sauerstoffabnahme mit der Zunahme an anorganischem Kohlenstoff verglichen werden. Einer O_2 -Abnahme bis Strom-km 665 von $2,2 \text{ mg/l}$ entsprechend $72 \mu\text{mol/l}$ Sauerstoff steht ein entsprechender Anstieg im gelösten anorganischen Kohlenstoff (TIC) von ca. $100 \mu\text{mol/l}$ gegenüber. Es sei jedoch angemerkt, daß aufgrund der Unsicherheiten bei der Umrechnung von Chlorophyll-a in Biomasse nicht zwingend geschlossen werden kann, daß innerhalb der Laufstrecke die Algenbiomasse vollständig mineralisiert wird.

Unterhalb des Ammoniummaximums findet weiter stromabwärts, angezeigt durch den Verlauf des als Zwischenprodukt gebildeten Nitrits, eine deutliche Nitrifikation statt. Der aufgrund eines Geräteausfalles nicht erfaßte Nitratanstieg wäre entsprechend den Messungen aus anderen Längsprofilen unterhalb der Nitritbildung weiter stromab zu beobachten

gewesen. Das diskutierte Profil zeigt so exemplarisch, daß die Sauerstoffzehrung im Längsschnitt der Elbe offensichtlich in der klassischen Reihenfolge Kohlenstoffabbau mit anschließender Nitrifizierung (HAMM, 1991) abläuft.

Die Abfolge von verschiedenen Prozessen im Verlauf der Tideelbe zeigt sich auch in dem funktionalen Zusammenhang zwischen gelöstem CO_2 und Sauerstoff. Exemplarisch hierfür zeigt die Abb. 17 die Korrelation für das Längsprofil vom 3. 5. 94.

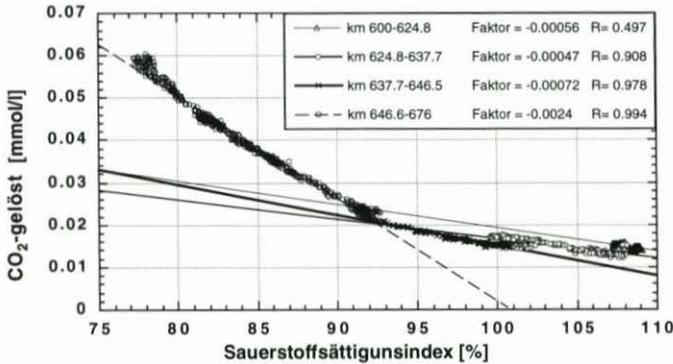


Abb. 17: Korrelation CO_2 -Sauerstoffsättigungsindex für verschiedene km-Abschnitte im Elbe-Längsprofil vom 3. 5. 94

Durch Unterteilung des Profils in unterschiedliche Abschnitte werden mit Ausnahme von einem kleinen Anfangsbereich für das gesamte Profil signifikante Korrelationen erreicht. Bis Elbe-km 647 haben die Ausgleichsgeraden praktisch alle die gleiche Steigung mit Werten zwischen 0,0005 bis 0,0007. Ein Faktor in der gleichen Größe wurde auch im gesamten Jahresgang 1995 am Wehr Geesthacht gefunden und deutet darauf hin, daß der Hauptzehrungsprozeß die Kohlenstoffumsetzung ist. Erst unterhalb von km 647 veränderte sich die Steigung drastisch ca. um den Faktor 4 auf 0,0024. In diesem Abschnitt beginnt auch die Nitrifikation, erkennbar an einer Nitritbildung. Diese Ergebnisse zeigen, daß mit Hilfe des funktionalen Zusammenhangs zwischen Sauerstoffabnahme und CO_2 -Anstieg auch zwischen den Prozessen der Kohlenstoffumsetzung und der Nitrifizierung unterschieden werden kann.

Wie beim Jahresgang am Wehr zeigt sich auch beim Längsprofil, daß das Verhältnis von O_2 -Produktion und Zehrung vornehmlich durch das Lichtangebot gesteuert wird. Zunächst übersteigt die biogene O_2 -Produktion die Sauerstoffzehrung. Während des Sauerstoffabfalls dokumentiert der gleichzeitige Chlorophyllabfall, daß die biogene O_2 -Produktion aufgrund der Verschlechterung des Lichtklimas sinkt. Dies wird auch durch den parallel zu beobachtenden CO_2 -Anstieg bzw. pH-Abfall angezeigt.

Unterhalb des O_2 -Minimums veränderte sich der Gesamtkohlenstoffgehalt wenig, da nur noch ein geringer Kohlenstoffabbau erfolgte. Die leicht abbaubaren Substanzen waren offensichtlich weitgehend gezehrt, wie KERNER et al. (1995) gefunden haben. KLAGES (1995) fand dies auch in Untersuchungen zum Kurzzeit-BSB bestätigt. So wurden im Längsprofil vom 6. 10. 93 oberhalb und auch noch im Abschnitt des O_2 -Abfalls Kurzzeit-BSB-Werte von 4,5-5 $\text{mgO}_2/\text{gGV/h}$ (auf den Glühverlust normiert) gefunden, die dann aber im weiteren Verlauf des Längsprofils bald auf unter 2 $\text{mgO}_2/\text{gGV/h}$ absanken.

Die Ergebnisse aus einer Reihe von Längsprofilen aus den Jahren 1993 und 1994 inklusive der hydrologischen Randbedingungen faßt Tab. 2 zusammen.

Tab. 2: Daten zu den gemessenen Längsprofilen (ablaufendes Wasser) [*Messung bei auflaufendem Wasser, **errechnet aus mittleren Verweilzeiten für den jeweiligen Oberwasserabfluß, ***Beginn noch weiter oberhalb]:

Datum	Abfluß [m ³ /s]	Wasser- tempera- tur [°C]	Beginn des O ₂ -Abfalls [km]	Lage O ₂ - Mini- mum [km]	km-Differenz umgerechnet in Zeit** [d]	O ₂ - Differenz (Abfall-Min) [mg/l]	Berechn. O ₂ -Ver- brauchsrate [mg/l/d]
5. 8. 93	500	21	613	640	3,5	5,70	1,62
6. 10. 93	365	13	614	646	6,6	4,32	0,65
21. 3. 94	1580	5	653	664	1,1	0,90	0,85
3. 5. 94	1350	14	630*	678	5,4	2,82	0,52
29. 5. 94	771	16	635	660	3,7	4,80	1,29
18. 7. 94	350	22	(600)***	615	1,2		2,05

Aus den Ergebnissen ist zu ersehen, daß die Lage des O₂-Abfalls stark vom Oberwasserabfluß geprägt wurde. Bei hohen Abflüssen, z. B. im Frühjahr, lag der Gradient weit unterhalb des Hamburger Hafens, während bei mittleren Abflüssen dieser sich im Hamburger Hafen ausbildete und bei sehr geringem Oberwasserabfluß und hohen Wassertemperaturen sogar schon oberhalb des Hafens zu beobachten war. Im Sommer und Spätsommer 1993, bei geringen Oberwasserabflüssen, begann der O₂-Abfall bei km 613 bzw. km 614. Bei hohen Abflüssen im März 1994 lag er deutlich unterhalb des Hamburger Hafens bei km 653 und verschob sich bei sinkenden Abflüssen wieder elbaufwärts. Das Profil vom 3. 5. 94 unterscheidet sich von den anderen Messungen dadurch, daß hier die Messungen bei Flutstrom durchgeführt wurden, so daß der Beginn des Abfalles etwas weiter stromaufwärts gefunden wurde. Im Juli 1994 lag der Beginn des O₂-Abfalles soweit stromaufwärts, daß der Beginn des Abfalls nicht mehr erfaßt wurde.

Die Ausprägung des O₂-Minimums ist jahreszeitlich beeinflusst. Während im Sommer 1993 die Sauerstoffkonzentration im Gradienten um 5,7 bzw. im Oktober um 4,3 mg/l abnahm, betrug die Absenkung im März 1994 nur noch 0,9 mg/l und stieg dann von 2,8 mg/l bis Ende Mai auf 4,8 mg/l an. Bemerkenswert ist jedoch, daß die Gesamtabenkung sich nicht wesentlich von der früherer Jahre unterscheidet, als die Elbe noch deutlich stärker belastet war. Bedingt dadurch, daß die Eingangswerte am Wehr Geesthacht aufgrund hoher biogener Sauerstoffproduktion wesentlich höher lagen, wurden im Sommer keine fischkritischen Werte mehr erreicht und unterschritten. So betrug im Hubschrauberprofil der ARGE-Elbe vom Juli 1983 (Abb. 9A), in dem über einen längeren Elbabschnitt O₂-Gehalte unterhalb von 3 mg/l gemessen wurden, die gesamte O₂-Absenkung im Sauerstofftal auch nur 5,6 mg/l.

Aus dem Oberwasserabfluß läßt sich gemäß der mittleren Laufzeit des Wasserkörpers für verschiedene Oberwasserabflüsse (s. a. Abb. 3) eine mittlere Verweilzeit des Wasserkörpers im O₂-Gradienten abschätzen und aus O₂-Absenkung und Verweilzeit eine O₂-Abnahmerate ermitteln. Diese ist in der letzten Spalte der Tab. 2 wiedergegeben und zeigte eine starke Abhängigkeit von der Jahreszeit. Extrem hohe Abnahmeraten von bis zu 2,1 mg/l/d fand man in den Sommermonaten sowohl 1993 als auch 1994. Obwohl im Oktober 1993 die O₂-Absenkung noch stark ausgeprägt war, war die O₂-Verbrauchsrate bereits wieder auf 0,65 mg/l/d gesunken. Ein ähnlicher Wert (0,52 mg/l/d) fand sich auch im Frühjahr wieder. Die Sauerstoffabnahmeraten sind gut vergleichbar mit den am Wehr im Jahre 1995 beobachteten Werten, die durch das Absterben von Algen auftraten (s. Tab. 1). Dies bedeutet, daß der Zusammenbruch von Algenpopulationen im nicht tidebeeinflussten Bereich der Elbe offensichtlich die gleichen Auswirkungen auf den Sauerstoffhaushalt hat, wie die Abnahme der

Algenzahl im Verlauf der Tideelbe aufgrund der Verschlechterung des Lichtklimas im Bereich des Hamburger Hafens. Somit laufen im Längsprofil offenbar identische Prozesse ab.

4.5 Einfluß des Oberwasserabflusses auf die Lage des Sauerstoffminimums

Zur näheren Untersuchung des Einflusses des Oberwasserabflusses auf die Lage des Sauerstoffminimums im Längsprofil wurden die Strecken der Längsprofile entsprechend dem Oberwasserabfluß in Laufzeiten des Wasserkörpers umgerechnet, so daß auch Längsprofile, die unter unterschiedlichen Abflußsituationen aber sonst übereinstimmenden Bedingungen aufgenommen wurden, miteinander verglichen werden können. Abb. 18 zeigt den Vergleich zweier Profile vom 6. 10. 93 und 3. 5. 94 bei vergleichbaren Temperaturen (13 bzw. 14 °C) aber sehr unterschiedlichen Abflußsituationen (365 bzw. 1350 m³/s) im Längsprofil (km-Darstellung). Abb. 19 zeigt beide Profile im zeitlichen Ablauf.

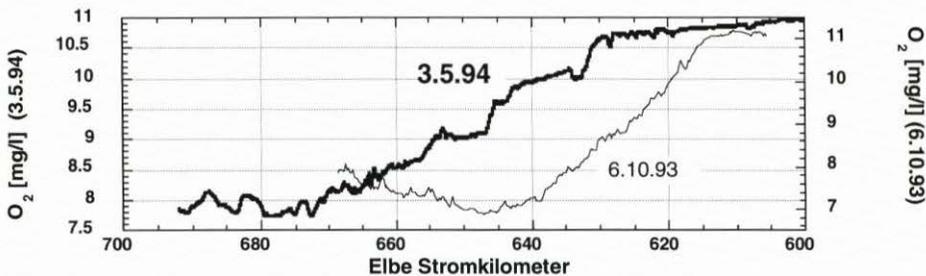


Abb. 18: O_2 -Gehalt im Längsprofil (km-Darstellung) bei unterschiedlichen Abflußbedingungen (Oberwasserabfluß am 6. 10. 93 = 365 m³/s, am 3. 5. 94 = 1350 m³/s)

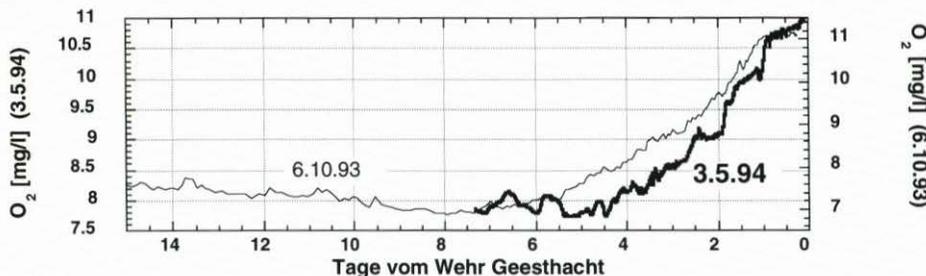


Abb. 19: O_2 -Gehalt im Längsprofil (Zeit-Darstellung) bei unterschiedlichen Abflußbedingungen (Oberwasserabfluß am 6. 10. 93 = 365 m³/s, am 3. 5. 94 = 1350 m³/s)

Während in der km-Darstellung die O_2 -Minima deutlich verschoben sind (645 bzw. 675 km), zeigt die Darstellung in der Zeitachse (Abb. 19), daß unterhalb des Wehres übereinstimmend nach ca. eintägiger Laufzeit eine deutliche Abnahme des O_2 -Gehaltes im Wasserkörper errechnet und das Minimum nach 5–6 Tagen erreicht wurde. Der geringfügige Unterschied zwischen beiden Profilen kann vielleicht auch noch daher rühren, daß das Profil vom Mai 1994 bei einer anderen Tidephase gemessen wurde. Der Vergleich bestätigt daher, daß die Lage des O_2 -Minimums vornehmlich durch den Oberwasserabfluß gesteuert wird.

Der Verlauf der Zeitdarstellung zeigt auch, daß die O_2 -Verbrauchsrate exponentiell mit der Zeit abnimmt, was auf das schon erwähnte sinkende Substratangebot im Stromverlauf zurückgeführt werden kann.

Die Laufzeitnormierung wurde auch für die von der ARGE-Elbe seit 1980 durchgeführten Hubschrauberlängsprofile vorgenommen. Alle laufzeitnormierten Längsprofile mit Wassertemperaturen $T > 15^\circ C$ wurden, sortiert nach drei Abflußklassen, jeweils durch Mittelwertbildung zu einem Profil zusammengefaßt. Ebenso wurde auch mit den BSB_{21} -Werten und den Ammoniumkonzentrationen verfahren. Da eine entscheidende Veränderung der Elbe seit dem Jahre 1990 zu verzeichnen ist, wurden die Profile von 1980–1990 getrennt von den Profilen 1991–1994 behandelt. Die Anzahl der zur Mittelwertbildung verwendeten Profile war unterschiedlich. Während Profile in der Abflußklasse $< 500 m^3/s$ in genügender Anzahl (12-25) existierten, standen für die Jahre 1991–1994 in der Abflußklasse $500-900 m^3/s$ nur zwei und in der Abflußklasse $> 900 m^3/s$ kein Profil zur Verfügung. Die Abb. 21–23 zeigen die gemittelten laufzeitnormierten Längsprofile der Elbe für Sauerstoff, BSB_{21} und Ammonium.

Die Abb. 20 zeigt, daß die Lage der Sauerstoffminima der Elbe bei verschiedenen Abflußraten auch in den über viele Jahre aufgenommenen Längsprofilen der ARGE-Elbe zur Deckung gebracht werden können, wenn Profile ähnlicher Wassertemperatur miteinander verglichen werden. Die stärksten Minima bilden sich bei niedrigen Abflußraten aus. Dagegen sind die BSB_{21} -Werte und auch die Ammoniumkonzentrationen bei hohen Abflußraten deutlich geringer. Beide Phänomene können als Verdünnungseffekt durch höhere Abflüsse gedeutet werden.

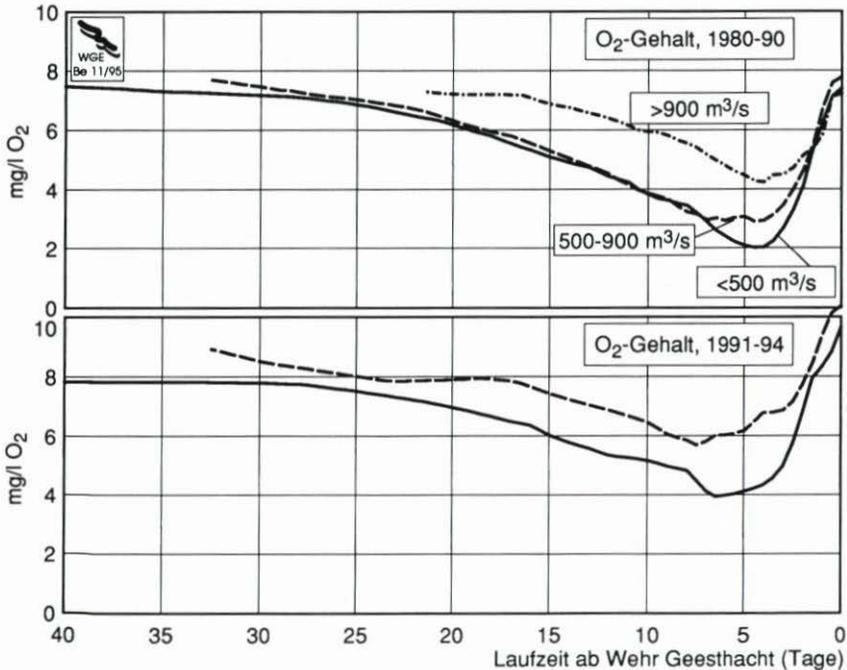


Abb. 20: Laufzeitnormierte, gemittelte O_2 -Längsprofile der Elbe (Wassertemperatur $T > 15^\circ C$) von 1980–1990 und von 1991–1994

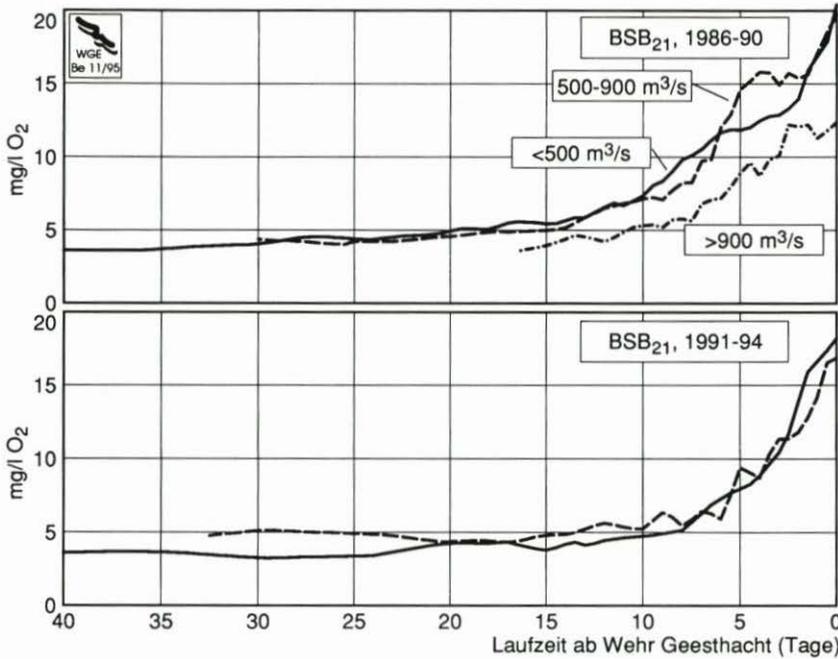


Abb. 21: Laufzeitnormierte, gemittelte BSB₂₁-Längsprofile der Elbe (Wassertemperatur T > 15 °C) von 1980–1990 und von 1991–1994

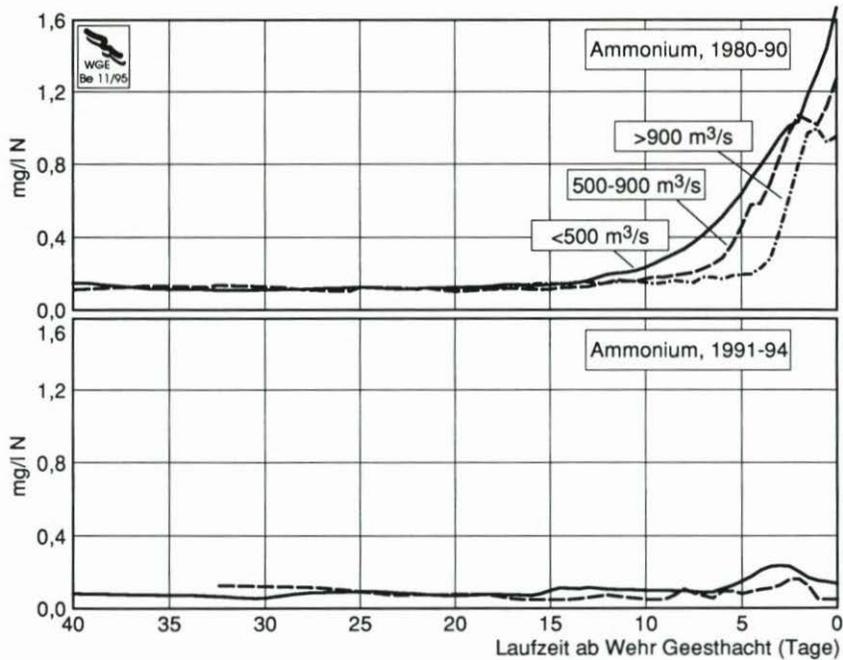


Abb. 22: Laufzeitnormierte, gemittelte Ammonium-Längsprofile der Elbe (Wassertemperatur T > 15 °C) von 1980–1990 und von 1991–1994

Der Vergleich der Kurven 1980–90 mit denen von 1991–1994 zeigt sowohl für den Sauerstoffgehalt als auch für die Ammoniumkonzentration deutlich günstigere Werte. Da die Nitrifizierung schon oberhalb des Wehres abgelaufen ist, findet man unterhalb des Wehres nur noch geringe Mengen Ammonium. Dagegen veränderte sich der BSB₂₁ wenig, weil die durch die Primärproduktion bewirkte Sekundärbelastung deutlich zugenommen hatte, und so der verringerte Eintrag nahezu ausgeglichen wurde. Die Lage des Minimums für die Jahre 1991–1994 verschob sich gegenüber den 80er Jahren von ungefähr 4 Tage auf 5–6 Tage.

Die Primärproduktion und das Angebot an leicht abbaubarem Substrat beeinflussen den Sauerstoffverlauf im Tidebereich der Elbe entscheidend. Das zeigt sich auch an einem eher ungewöhnlichen Längsprofil vom 27. 7. 95, welches aber in ähnlicher Form in vorhergehenden Jahren während warmer Sommermonate ebenfalls beobachtet wurde (Abb. 23).

Bei hohen Wassertemperaturen ($T = 23\text{--}24^\circ\text{C}$) hatte sich das O₂-Minimum schon vor Hamburg (Strom-km 625) ausgebildet und der Sauerstoff war von 9 auf 7 mg/l abgesunken. Unterhalb Hamburgs (ab Strom-km 635) stieg der Sauerstoffgehalt leicht an, um dann ab Strom-km 650 erneut abzufallen. Das Wasser war bereits direkt hinter dem Wehr Geesthacht kaum noch mit Sauerstoff übersättigt (Sättigungswert 8,4 mg/l) was darauf hindeutet, daß die Primärproduktion schon deutlich abgenommen hatte und damit nur noch wenig leicht ab-

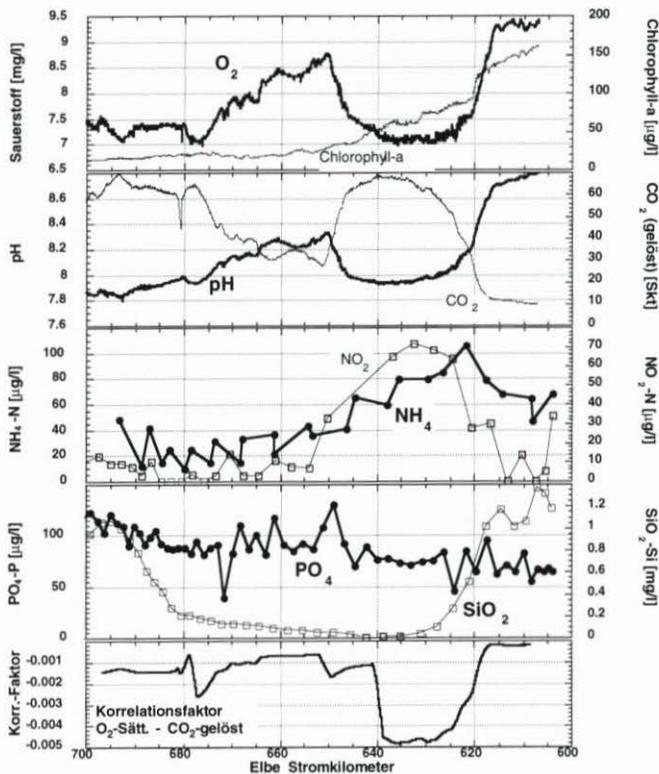


Abb. 23: Kontinuierlich gemessene Konzentrationen (Chlorophyll-a (Turner), O₂, CO₂, pH, Ammonium, Nitrit, Phosphat, Silikat) im Elbelängsprofil am 27. 7. 95 sowie funktioneller Zusammenhang (Korrelationsfaktor) zwischen O₂-Sättigungsindex und gelöstem CO₂ (Korrelationsfaktor abschnittsweise berechnet)

baubares Material zur Verfügung stand. Da im Minimum nur noch wenig leicht abbaubares Substrat vorhanden war, wurde die hier noch vorhandene Zehrung durch Nitrifizierungsprozesse dominiert. Das ist erkennbar am Abfall der Ammoniumkonzentration und dem zeitlich wenig versetzten Anstieg der Nitritkonzentration. Dies wird auch dadurch bestätigt, daß zwar pH und Sauerstoff noch einen parallelen Verlauf zeigten, aber der gelöste CO_2 - und Chlorophyllgehalt nicht mehr miteinander korreliert waren. Man fand mehr Chlorophyll und weniger CO_2 als nach der O_2 -Konzentrationsabnahme zu erwarten wäre. Dementsprechend zeigt der abschnittsweise berechnete Korrelationsfaktor zwischen dem Sauerstoffsättigungsindex und dem gelösten CO_2 ebenfalls einen eklatanten Wechsel im Bereich von Elbekm 625–640 an. Während der Faktor oberhalb und unterhalb ungefähr in dem Bereich lag, der offensichtlich typisch für die durch Kohlenstoffumsetzung geprägte Sauerstoffzehrung ist, stieg der Faktor im Bereich der verstärkten Stickstoffumsetzung deutlich an.

Der Verlauf mit einem ersten Minimum schon vor Hamburg, der nicht den sonstigen Längsprofilen entspricht, läßt sich erklären, wenn man die Vorgeschichte des Wasserkörpers anhand der Messungen am Wehr betrachtet. Abb. 24 zeigt zum Vergleich den Zeitausschnitt am Wehr Geesthacht und das laufzeitnormierte Längsprofil (umgerechnet für einen Abfluß von $400 \text{ m}^3/\text{s}$) in der gleichen Zeitskala.

Der Vergleich zeigt, daß das Minimum oberhalb Hamburgs im gleichen Zeitabschnitt lag, in dem am Wehr die Algenblüte zusammengebrochen war. Aufgrund der reduzierten Primärproduktion hatte sich am Wehr schon ein Sauerstoffminimum ausgebildet, und der Sauerstoffgehalt war von starker Übersättigung auf Werte von 6 bis 7 mg/l abgesunken. Dem Zusammenbruch, ca. 10 Tage vor der Meßfahrt, folgte wenige Tage vor der Aufnahme des

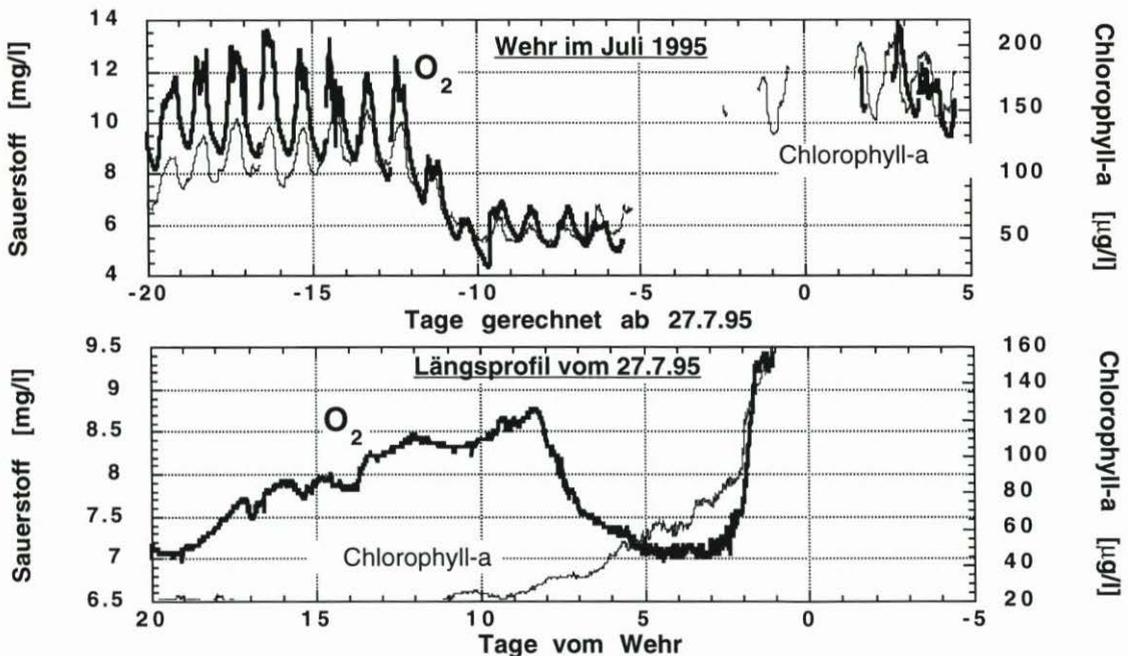


Abb. 24: Verlauf des Chlorophyll-a-Gehaltes und der O_2 -Konzentration vor dem 27. 7. 95 (27. 7. 95 = Zeitpunkt 0) am Wehr Geesthacht (A) und im Längsprofil (B). Das Längsprofil wurde mit mittleren Verweilzeiten für $400 \text{ m}^3/\text{s}$ von km in Zeit umgerechnet

Längsprofils, angezeigt durch den erhöhten Chlorophyllgehalt, ein langsamer Wiederaufbau. Die entsprechend angestiegenen Sauerstoffkonzentrationen wurden aufgrund eines Meßausfalles nicht erfaßt. Da die Algenpopulation durch Kieselalgen dominiert wurde, kann der Zusammenbruch ursächlich mit einem Mangel an verfügbarem Silikat in Zusammenhang gebracht werden, weil zum gleichen Zeitpunkt die bis dahin relativ konstante Konzentration des Silikats (ca. 3 mg/l) sich innerhalb weniger Tage auf Werte deutlich unterhalb von 1mg/l verringerte. Dieser Silikateinbruch findet sich auch im Längsprofil vom 27. 7. 95 wieder, in dem unterhalb Strom-km 615 die Silikatkonzentration schnell auf Werte unter 100 µg/l absank (Abb. 23).

Dies ungewöhnliche Längsprofil kann daher so gedeutet werden, daß das zusätzliche Sauerstofftal von Strom-km 620 bis Strom-km 645 aufgrund eines durch Silikatmangel verursachten Zusammenbruchs der Phytoplanktonblüte oberhalb des Wehres entstanden war. Erst nachdem sich eine neue Phytoplanktonpopulation aufgebaut hatte, wurde wieder sauerstoffreicherer Wasser über das Wehr in den Tidebereich der Elbe eingetragen, so daß oberhalb von Strom-km 615 wieder Sauerstoffübersättigungen gefunden wurden. Weiter unterhalb des Hamburger Hafens bis Strom-km 655 war noch einmal ein leichter Anstieg des Sauerstoffes zu beobachten, weil die zehrenden Prozesse (Kohlenstoffabbau und Nitrifizierung) schon weitgehend abgelaufen waren und damit der relative Anteil des physikalischen Sauerstoffeintrages zugenommen hatte. Möglicherweise wurde auch noch zusätzlich lokal durch kleinere Nebenflüsse (Lühe, Schwinge) und Flachwassergebiete (Fährmannssander Watt) sauerstoffreicherer Wasser eingetragen.

Dieses Beispiel zeigt, daß die Vorgeschichte des Wasserkörpers bei der Betrachtung des O₂-Abfalles eine wesentliche Rolle spielt, und daß beim Übergang in den Tidebereich der Elbe die Primärproduktion entscheidend sowohl die Sauerstoffkonzentration als auch die Menge an abbaubarem Material und damit den Betrag der Sauerstoffabsenkung steuert. Wenn das oxidierbare Material weitgehend aufgezehrt ist und auch die Nitrifikation abgeschlossen ist, findet keine wesentliche Sauerstoffzehrung mehr statt.

5. Bewertung einzelner Prozesse im Sauerstoffhaushalt der Tideelbe – Modellabschätzungen und Szenarien

5.1 Vereinfachtes Gewässergütemodell

Die Sauerstoffbilanz der Tideelbe wird im wesentlichen durch folgende Einflußgrößen bestimmt:

1. Transportprozesse (Vermischung, Schichtung, Dispersion, Turbulenz usw.)
2. Austausch mit der Atmosphäre
3. biogener Sauerstoffeintrag („Primärproduktion“)
4. Sauerstoffzehrung der Wasserphase („biochemischer Sauerstoffbedarf“)
5. Sauerstoffzehrung des Sediments

Die gemessenen Sauerstoffkonzentrationen in der Elbe ergeben sich aus einer vergleichsweise kleinen Differenz zwischen großen Eintrags- und Zehrungsraten. Wegen dieses Zusammenhangs und der komplexen Abhängigkeit dieser Raten von anderen Parametern, z. B. des biogenen Sauerstoffeintrags vom Lichtangebot, lassen sich die Auswirkungen von Parameteränderungen auf die Sauerstoffbilanz allein anhand von Konzentrationsmessungen nur schwer abschätzen.

Im weiteren Beitrag soll deshalb versucht werden, das Zusammenwirken der einzelnen

Prozesse mit Hilfe eines numerischen Modells zu quantifizieren und die Bedeutung der Prozesse für die Sauerstoffbilanz zu bewerten. Anschließend werden mit Hilfe des Modells Plausibilitätsbetrachtungen („Szenarienrechnungen“) durchgeführt.

Modellansatz

Eine realistische Modellbeschreibung der Sauerstoffbilanz der Tidelbe sollte zum einen den Transport und die Vermischung von Wasserkörpern auf ihrem Weg vom Wehr in die Unterelbe beschreiben (Ein-, zwei- oder dreidimensionale Transportmodelle). Zum anderen müssen biogeochemische Umsetzungen und Wechselwirkungen verschiedener gelöster und partikulärer Substanzen und Biota berücksichtigt werden (ökologische Modelle). Die Kopplung der beiden Ansätze erfordert einen sehr großen Entwicklungs- und Validierungsaufwand und läßt sich nur bei Beschränkung auf einige bekannte biogeochemische Prozesse realisieren (MÜLLER et al., 1991).

Im vorliegenden Beitrag liegt der Schwerpunkt auf der Wechselwirkung der biogeochemischen Prozesse, während das Transportverhalten der Wasserkörper nur sehr vereinfacht im Modell enthalten ist und nur qualitativ zur Interpretation herangezogen wird. Mit dieser Vorgehensweise wird das Ziel verfolgt, die wesentlichen Prozesse, die für das Zustandekommen des Sauerstoffminimums in der Unterelbe verantwortlich sind, zu identifizieren und die Sensitivität der Sauerstoffbilanz bezüglich dieser Prozesse herauszufinden.

Dem hier verwendeten Ansatz liegt folgende modellhafte, stark vereinfachte Vorstellung zugrunde („Topfmodell“):

- Ein markierter Wasserkörper bewegt sich vom Wehr Geesthacht elbabwärts.
- Im Innern des Wasserkörpers laufen eine Reihe von biogeochemischen Prozessen ab, die zu einer Änderung in den Konzentrationen führen.
- Während des Transports des markierten Wasserkörpers bleibt sein Volumen konstant, d. h., die Dispersion der Inhaltsstoffe in Längsrichtung wird nicht betrachtet.
- Ein Stoffaustausch findet nur mit der Atmosphäre und dem Sediment (Sedimentation, Zehrung und Freisetzung von gelösten Substanzen) statt.
- Die Konzentrationen sind querschnitts- und tiefengemittelt.

Eine Komplikation tritt dadurch auf, daß sich das Verhältnis zwischen Flußquerschnittsfläche zur -breite („hydraulischer Radius“) unterhalb des Stromspaltungsgebietes dramatisch erhöht. Um die Verhältnisse in dem markierten Wasserkörper annähernd wiederzugeben, wird angenommen, daß sich – bei konstantem Volumen – in diesem Bereich seine Oberfläche entsprechend dem hydraulischen Radius verkleinert und die Wassertiefe vergrößert.

Betrachtet man den zeitlichen Verlauf verschiedener Konzentrationen in dem angenommenen Wasserkörper, kann dieser Verlauf in eine Konzentrations-Ortskurve („Längsprofil“) umgewandelt werden, wenn folgende Bedingungen eingehalten werden:

1. Der Oberwasserzufluß ändert sich nicht über das betrachtete Zeitintervall und
2. die Konzentrationen der Wasserinhaltsstoffe am Wehr bleiben während der betrachteten Laufzeit des Wasserkörpers konstant.

Betrachtet man die 13 häufigsten in der Bundesrepublik verwendeten Gewässergütemodelle (ESSER et al., 1987), so ist festzustellen, daß kaum eins für die hier angestrebte Fragestellung geeignet ist; sei es, daß sie viele biozönotische Prozesse enthalten (z. B. verschiedene Phytoplankton- und Zooplanktonpopulationen), über die keine Datenbasis für die Elbe existiert oder aber daß die Beschreibung wesentlicher Prozesse fehlt.

Deshalb wurde in der vorliegenden Arbeit ein eigenes Modell, das sich in wesentlichen Teilen an das „Stream water quality model QUAL2E“ (QUAL2E, ROESNER et al., 1981) anlehnt, entwickelt. Abweichend von diesem Modell erfolgte eine detailliertere Modellierung des für die Elbe wesentlichen Prozesses „Abbau von Kohlenstoffverbindungen“. Zur Lösung der Differentialgleichungen wurde das Programm „STELLA“ der Fa. High Performance Systems, Inc., für Macintosh verwendet.

Im Modell werden die Teilsysteme „Sauerstoff“, „Biomasse des Phytoplanktons“, „Kohlenstoff“, „Stickstoff“ und „Phosphor“ betrachtet.

Modellierung des Teilsystems 1: Sauerstoff

Die im Modell berücksichtigten Prozesse des Teilsystems „Sauerstoff“ sind mit den funktionalen Zusammenhängen in Abb. 25a wiedergegeben. Da mit Ausnahme des Belüftungsterms alle anderen Prozesse in anderen Teilsystemen auftreten und dort beschrieben werden, soll an dieser Stelle nur auf die Belüftung näher eingegangen werden.

Atmosphärischer Sauerstoffeintrag

Die Eintragsrate von atmosphärischem Sauerstoff in einen untersättigten Wasserkörper ist nach STREETER u. PHELPS (1925) linear proportional zum Sauerstoffdefizit, d. h. zur Differenz zwischen der Sättigungskonzentration und der herrschenden Konzentration (vergl. Abb. 25a).

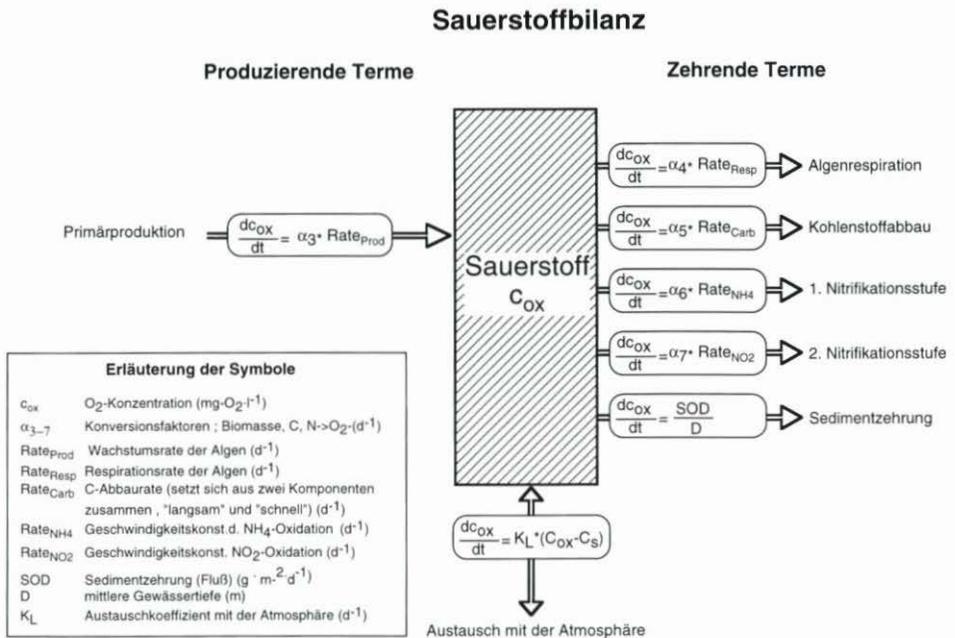


Abb. 25a: Im Modell berücksichtigte Prozesse des Teilsystems „Sauerstoff“

Dieser Formel liegt die Vorstellung zugrunde, daß die Sauerstoffaufnahme eines Fließgewässers von den beiden Vorgängen „Übergang von der Luft in die Grenzschicht Luft/Wasser“ und der „Erneuerung der Grenzschicht“ bestimmt wird.

Es gibt eine Reihe von theoretischen Überlegungen, um den Proportionalitätsfaktor K_L (Austauschkoeffizient) aus hydraulischen Parametern (Strömung, Turbulenz und Wassertiefe) abzuleiten (verschiedene Ansätze werden in MÜLLER (1975) und WOLF (1974) beschrieben). Der in der Literatur diskutierte Bereich für K_L liegt im wesentlichen zwischen 0,05 (Delaware Estuary) und 5,56 (Tennessee River System). Im Modell wird die von OZTURK (1979) für Ästuarien beschriebene Parametrisierung $K_L = (4.56 v^{4/3})/D$ (mit v = über den Tidezyklus gemittelter Betrag der Strömungsgeschwindigkeit und D = mittlere Tiefe) verwendet.

Es muß angemerkt werden, daß die Belüftung über die Gewässeroberfläche durch Wind und Wellen stark erhöht wird. Dies spielt besonders für die größeren Wasserflächen der Unterelbe unterhalb Hamburgs eine große Rolle. Eine mathematische Beschreibung dieser Vorgänge ist zur Zeit allerdings nicht möglich.

Für die Berechnung der Sättigungskonzentration in Abhängigkeit von der Temperatur existieren eine Reihe von Ansätzen (CHURCHILL et al., 1962). Für den Bereich der Unterelbe bis Glückstadt mit weitgehend konstanten Salzgehalten und einer sehr geringen Höhe über NN reicht die Schätzformel $c_s = 475/(33,5+T)$ aus (mit c_s = Sättigungskonzentration und T = Temperatur in °C).

Die Berechnung der Temperaturabhängigkeit des Belüftungskoeffizienten K_L ist zusammen mit den anderen Temperaturabhängigkeiten weiter unten beschrieben.

Modellierung des Teilsystems 2: Algenbiomasse

Der Sauerstoffeintrag durch Photosynthese der Algen hat in vielen Gewässern einen großen Einfluß auf den Sauerstoffgehalt. Infolge ihrer Abhängigkeit von der Lichtintensität folgt die Primärproduktion einem ausgeprägten Tag-Nacht-Rhythmus. Neben der Photosynthese, die zu einer Sauerstoffanreicherung im Wasser führt, umfaßt die Algenaktivität auch die Algenrespiration, bei der Sauerstoff verbraucht und Kohlendioxid freigesetzt wird. Art und Ausmaß der Algenaktivität auf den Sauerstoffhaushalt sind von einer Vielzahl von Faktoren abhängig, von denen die wichtigsten Zahl, Art und Wachstumsstadium der Algen sind. Das Wachstum wird dabei stark von äußeren Faktoren wie Temperatur, pH-Wert, Verschmutzung, Nährstoffangebot u. a. bestimmt. Von großer Bedeutung ist die jeweilige Lichtintensität an der Gewässeroberfläche, die von der Jahreszeit, den meteorologischen Verhältnissen und der geographischen Lage des Gewässers abhängt. Für die Gesamt-Primärproduktion der Wassersäule spielt dann die Lichtextinktion im vertikalen Profil eine entscheidende Rolle. Diese wird u. a. geprägt von der Konzentration der Trübstoffe und der Algenkonzentration selbst (Selbstabschattung). Besonders in Tidengewässern, wie z. B. der Elbe, ändert sich dabei die Trübung des Wassers im Gezeitenrhythmus.

Die im Modell berücksichtigten Prozesse des Teilsystems „Algenbiomasse“ sind mit den funktionalen Zusammenhängen in Abb. 25b wiedergegeben. Im folgenden sollen die wichtigsten Terme kurz erläutert werden:

Das Algenwachstum wird nach dem Ansatz von MONOD (1949) formuliert, wobei die Geschwindigkeitskonstante des Algenwachstums vom Lichtangebot bzw. der Lichtverwertung und dem Nährstoffangebot (Konzentrationen an Ammonium, Nitrat, Phosphat und

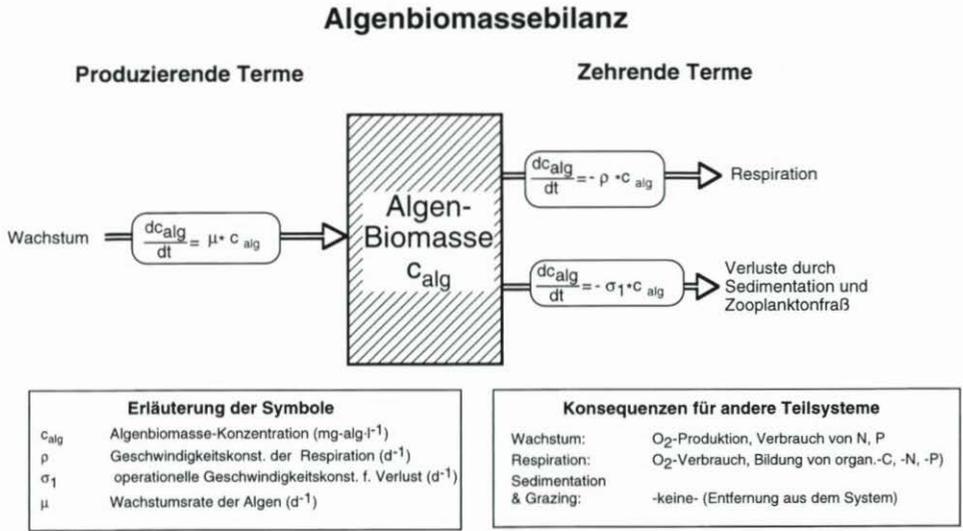


Abb. 25b: Im Modell berücksichtigte Prozesse des Teilsystems „Algenbiomasse“

Karbonat) und dessen Verwertung abhängt (Limitierung). Die einzelnen limitierenden Faktoren wurden im verwendeten Modell über einen multiplikativen Ansatz verknüpft (Qual2E; CHEN, 1970; CHEN et al., 1975), wobei die Nährstofflimitierungen einem Michaelis-Menten-Ansatz folgen.

Algen-Licht-Beziehungen

In der Literatur werden eine Reihe von Beziehungen zwischen Licht und Algenwachstum beschrieben; u. a. von JASSBY u. PLATT (1976), die einen hyperbolischen Zusammenhang zwischen Lichtintensität und Photosyntheserate annahmen. Da sich dieser Ansatz für eine analytische Integration nicht eignet, wurde im vorliegenden Modell ein Zusammenhang verwendet, der von SMITH (1936) formuliert wurde:

Der lichtlimitierende Attenuationsfaktor F_{LZ} für Algenwachstum bei einer bestimmten Lichtintensität ist

$$F_{LZ} = I_z / ((KL_i^2 + I_z^2)^{1/2})$$

mit

- I_z = Lichtintensität (Photonenflussrate) in einer definierten Tiefe ($\mu mol \cdot m^{-2} \cdot s^{-1}$)
- KL_i = Lichtsättigungskonstante (Lichtintensität, bei der 71 % des maximalen Algenwachstums erreicht wird ($\mu mol \cdot m^{-2} \cdot s^{-1}$))

Durch Absorption und Reflexion der Strahlung an Schwebstoffen nimmt mit zunehmender Gewässertiefe die Lichtintensität ab. Berücksichtigt man zusätzlich noch die mögliche Photosynthese-Hemmung durch ein Lichtüberangebot in den obersten Wasserschichten, so ist verständlich, daß es für die einzelnen Algengattungen einen optimalen Produktionsbereich gibt. Eine Komplikation tritt durch die vertikale Dispersion (Zirkulation, Durchmischung) in einem Gewässer auf. Untersuchungen über die Photosyntheserate bei Zirkulation

von Algen im Lichtgradienten (JEWSON u. WOOD, 1975) zeigten jedoch keinen signifikanten Unterschied zu Kontrollversuchen unter konstanten Lichtbedingungen im Lichtsättigungsbereich, solange die Durchmischung auf die trophogene Zone beschränkt blieb. Bei Berücksichtigung von tieferen, dunklen Horizonten kann sich der Hell-Dunkel-Wechsel sogar produktionssteigernd auswirken (HARRIS, 1978), da eine Lichtinhibition erst nach einer Anlaufzeit von 5–10 min einsetzt. PÖHLMANN (1989) konnte zeigen, daß in einem zirkulierenden System – wenn die maximale Wassertiefe die Sichttiefe nicht überschreitet – kein Unterschied in der Wachstumsgeschwindigkeit der Algen in Oberflächennähe bzw. in größeren Tiefen besteht. Überschreitet die Wassertiefe die Sichttiefe, so nimmt die Photosyntheserate deutlich ab, wobei verschiedene Algengattungen die vertikale Dispersion unterschiedlich nutzen können.

Den oben aufgeführten (tiefergemittelten) Wachstumslimitierungsfaktor für Licht erhält man durch Integration von F_{LZ} über die gesamte jeweilige Wassertiefe der trophogenen Zone.

Für den Attenuationskoeffizient I wird eine additive Verknüpfung zwischen mineralischem Anteil und Algenanteil (Selbstabschattung) nach CARDONI u. STEFAN (1982) postuliert.

Algenrespiration

Bei der endogenen Atmung werden Sauerstoff aufgenommen und Zellsubstanz oxidiert, die die Energie für pflanzliche Stoffwechselforgänge liefert. Es wird verschiedentlich diskutiert, inwieweit sich diese Atmung bei Licht und im Dunkeln unterscheidet.

Im vorliegenden Modell werden die Prozesse der endogenen Atmung und die Umwandlung von Algenstickstoff bzw. -Phosphor in anorganischen Stickstoff bzw. Phosphor als „Algenrespiration“ bezeichnet. Dabei wird eine lichtunabhängige Respiration nach einer Kinetik erster Ordnung angenommen.

Algenverluste (Absterben, Sedimentation, Zooplanktonfraß)

Dem Algenwachstum steht stets dessen Verlust gegenüber. Die wichtigsten Prozesse hierfür sind Sedimentation und Fraß durch Zooplankton.

Der Prozeß der Sedimentation ist für Fließgewässer von erheblicher Bedeutung (KOPF et al., 1988). Er bildet in einigen Fließgewässern sogar den Hauptanteil der Verlustrate (SMOL et al., 1984; PÖHLMANN, 1989). Es ist zu erwarten, daß sein Anteil in Tidegewässern mit großen Sedimentationsgebieten eher noch größer sein müßte. Da ein großer Teil der in die Unterelbe eingetragenen Schwebstoffe aus Algen besteht, hat eine hohe Sedimentationsrate im Hamburger Stromspaltungsgebiet auch eine große Bedeutung für das Verhalten von schwebstoffgebundenen Schadstoffen, wie Schwermetallen und organischen Spurenstoffen (SALOMONS et al., 1987).

Unterschiedliche Sinkgeschwindigkeiten der verschiedenen Algen (z. B. Kieselalgen und Grünalgen) führen dazu, daß Algen mit geringerer Wachstumsrate und gleichzeitig niedrigen Sedimentationsraten dominieren können, wobei eine Erhöhung der Turbulenz, wie sie in Ästuarien auftritt, relative Vorteile für Algen mit großen Sinkgeschwindigkeiten bringt (PÖHLMANN, 1989). Das sedimentierte Material wird zunächst dem System entzogen und trägt in Form von Sedimentprozessen (Sauerstoffzehrung, Nährstofffreisetzung) zur Gesamtbilanz des Gewässers bei. Besonders in Tidegewässern spielt allerdings auch die verzö-

gerte Resuspension oder Erosion durch meteorologische und hydrologische Extremereignisse (Wind, Wellen, Oberwasserwellen) eine Rolle.

Die Dezimierung durch Zooplankton stellt in Fließgewässern einen wichtigen Term dar, von dem häufig die maximale Algenkonzentration gesteuert wird. Es existieren Untersuchungen im Rahmen des Sonderforschungsbereichs 327 der Universität Hamburg, die belegen, daß in der Elbe, besonders in den Flachwassergebieten unterhalb des Hamburger Hafens, die Zooplanktonkonzentrationen stark zunehmen. Wegen des Fehlens eines Zooplankton-Teilsystems im vorliegenden Modell, muß eine Erhöhung der Sauerstoffzehrungsrate beim Absterben des Zooplanktons vernachlässigt werden.

Für die beiden Prozesse fehlen belastbare Daten für die Elbe. Deshalb werden im Modell beide Prozesse nur als summarische „Verlustrate“ zusammengefaßt, die von der aktuellen Phytoplanktonkonzentration abhängt. Die speziellen örtlichen Gegebenheiten (Erhöhung der Sedimentationsrate bei der Erhöhung des hydraulischen Radius, Abundanz von Zooplankton unterhalb Hamburgs) werden bei den Sensitivitätsüberlegungen diskutiert (s. u.).

Modellierung des Teilsystems 3: Kohlenstoff

In einem Gewässer treffen abbaubare Stoffe mit unterschiedlichen Vorabbauzeiten und demnach auch unterschiedlichem Abbauverhalten zusammen. Bei der Verfolgung des Sauerstoffverbrauchs durch eine Gruppenbestimmung, wie dem biochemischen Sauerstoffbedarf, wird die Summe der Abbaugeschwindigkeiten erfaßt; sie wechselt jedoch je nach den Anteilen der schnell und langsam abbaubaren Stoffe. Diese Anteile werden durch jede Abwasser-einleitung, aber auch durch Absterben von Algen verändert, wodurch sich auch der BSB verändert.

Bei STREETER u. PHELPS (1925), als auch bei anderen Gewässergütemodellen wird der Kohlenstoffabbau über den BSB_{∞} (abgeschätzt aus dem BSB_{21}) als Kriterium für den Abbau verwendet. Wie WOLF (1974) diskutierte, stellt die Streeter-Phelps-Gleichung eine Näherung dar, die dann für kurze Zeitintervalle angewendet werden kann, wenn nur wenige Abbauschritte durchlaufen werden. Dies gilt z. B. für bereits vorabgebautes Abwasser, nicht aber für frisches, algenbürtiges Material. Der Ansatz läßt sich deshalb immer dann gut anwenden, wenn der Hauptteil des abbaubaren Kohlenstoffs aus Einleitungen stammt, während Probleme bei hoher „Sekundärbelastung“ auftreten, wenn der größte Teil der abbaubaren Kohlenstoffverbindungen aus absterbender Algenbiomasse besteht.

Abb. 26 zeigt die auf ein Zeitintervall von 24 Stunden normierten BSB-Werte für die Monate Februar bis November 1991 an der Meßstelle Elbstorf (Inkubationen im Dunkeln bei 20 °C). Die Messungen wurden von der ARGE Elbe durchgeführt (M. BERGEMANN, persönl. Mittlg.). Eine Kurvenanpassung über eine e-Funktion kann die Werte nur sehr schlecht approximieren (gestrichelte Linie). Die Kurvenanpassung erfolgte deshalb über zwei e-Funktionen mit unterschiedlichen Konstanten (durchgezogene Linien). Dies entspricht zwei Reaktionen mit unterschiedlichen Geschwindigkeitskonstanten. Man erkennt den relativ steilen Abfall zu Beginn, der auf den schnellen Verbrauch von „frischem“ Material zurückzuführen ist. Aus den Kurvenanpassungen erhält man die Anfangszehrungen und zwei Geschwindigkeitskonstanten k_1 und k_2 für die schnelle und die langsame Reaktion. Die Geschwindigkeitskonstante des schnellen C-Abbaus ist dabei 50–1000 mal größer als die des langsamen Abbaus. Allerdings handelt es sich bei dem Beispiel um Messungen bei 20 °C; die für die Modellierung zu verwendenden in-situ-BSB-Werte liegen bei niedrigen Temperaturen darunter.

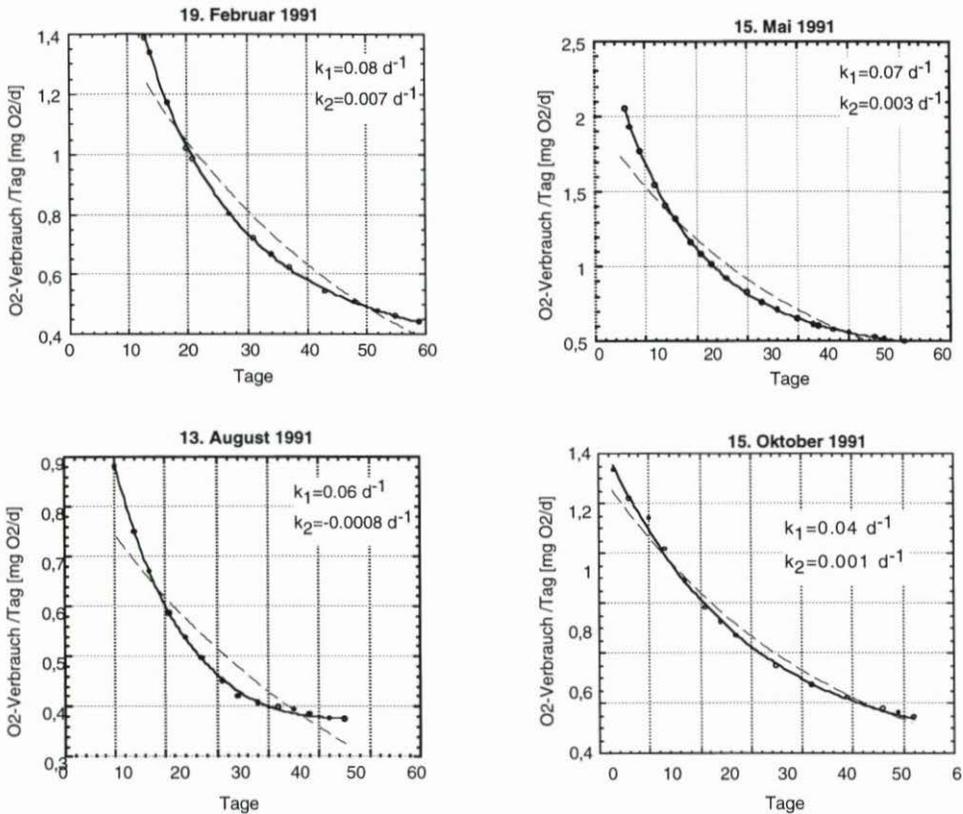


Abb. 26: BSB-Werte (auf ein Zeitintervall von 24 Stunden normiert) – Elbe bei Elbstorf (Inkubationen im Dunkeln bei 20 °C), Februar bis September 1991 –. Die Kurvenanpassungen (Linien) erfolgten über eine bzw. zwei e-Funktionen. (Messungen ARGE Elbe, M. BERGEMANN, persönl. Mittlg.)

Im Modell erfolgt der folgende Ansatz:

- Es existieren zwei „Kohlenstoff-Pools“, die aus leicht und schwer abbaubaren C-Verbindungen bestehen (nur „tote“ Materie).
- Beide Pools werden aus absterbenden Algen gespeist.

Dies charakterisiert den gleichzeitigen Abbau von unterschiedlich persistenten Kohlenstoffverbindungen (langsamer und schneller Abbau). Material, welches nicht durch Abbau von Algenmaterial gebildet wird, sondern bereits zu Beginn im System vorhanden ist (z. B. aus Kläranlagen oder Abschwemmungen aus den Feldern), stellt den Anfangspool des Systems dar.

Die beiden C-Pools entsprechen auch jeweils einem Material mit bestimmtem C:N-Verhältnis; damit ist eine Kopplung zum Teilsystem Stickstoff hergestellt, das sich anhand von Meßdaten (C:N-Verhältnissen) verifizieren läßt. Im Kohlenstoff-Teilsystem wurde die Sedimentation von partikulärem Kohlenstoff nicht berücksichtigt, da in diesem Fall auch eine Mischung mit (älterem) vom Sediment erodierten Material zu berücksichtigen wäre.

Modellierung der Teilsysteme 4 und 5: Stickstoff und Phosphor

Die Modellierung dieser Teilsysteme wurde wegen des Sauerstoffverbrauchs bei der Nitrifikation und wegen der möglichen Limitierung des Algenwachstums infolge von Stickstoff- und Phosphormangel in das Modell einbezogen.

Bei der Formulierung des Teilsystems Stickstoff wurden Ammoniumbildung aus organischem Stickstoff, Nitrifikation, sowie die Nitrat- und Ammoniumaufnahme durch die Algen berücksichtigt. Nicht berücksichtigt wurde die Nitratreduktion (Denitrifikation), die im wesentlichen nur in anoxischem Milieu abläuft (Sedimente, anoxische Schwebstoffbe-
reiche).

Ein Problem bei der Modellierung der Nitrifikation besteht darin, daß die Reaktion eine Anlaufphase aufweist, die von der Zellzahl bzw. dem Wachstum der nitrifizierenden Bakterien abhängt. Da dies wiederum von einer Reihe von Faktoren abhängt (u. a. vom Einschwemmen von Bakterien aus Kläranlagen) ist eine prognostizierende Modellierung sehr schwierig. Aus diesem Grund werden die Parameter des Teilsystems Stickstoff in der vorliegenden Arbeit nur dazu benutzt, um die modellierten Konzentrationen von Ammonium, Nitrit und Nitrat an die gemessenen Konzentrationen anzupassen. Die im Modell angepaßten Reaktionsraten stehen dann für Szenarienuntersuchungen und Sensitivitätsbetrachtungen zur Verfügung.

Bei der Formulierung des Teilsystems Phosphor wurden die Phosphatfreisetzung aus Sedimenten und Schwebstoffen sowie die Phosphataufnahme durch Algen berücksichtigt.

Wegen des Fehlens geeigneter Daten für die Elbe, insbesondere für die Freisetzung aus Sedimenten, müssen hier Schätzdaten verwendet werden. Deshalb sollten die Konzentrations-Zeitkurven für Phosphat nur als Anhaltspunkt verwendet werden.

Sonstige Parameter

Abhängigkeit der Globalstrahlung von der Jahreszeit

Die Abhängigkeit der Globalstrahlung von der Jahreszeit wurde aus den Zahlentafeln der ARGE Elbe (Tagessummen der Globalstrahlung in Sasel) (Deutscher Wetterdienst in: ARGE Elbe, 1992-93) entnommen. Die Umrechnung zwischen Globalstrahlung ($J \cdot cm^{-2} \cdot h^{-1}$) in die biologisch aktive Photonenfluenzrate (PAR) unmittelbar unter der Gewässeroberfläche ($\mu mol \cdot m^{-2} \cdot s^{-1}$) erfolgte mit einem operationellen Umrechnungsfaktor von $F_{PAR} = 5,036$ (FAST, 1993). Hierdurch werden u. a. auch der Anteil der photosynthetisch aktiven Strahlung an der Gesamtglobalstrahlung (ca. 46 %) und der Anteil des an der Wasseroberfläche reflektierten Lichts (ca. 5 %) berücksichtigt.

Tag-Nacht-Rhythmus der Lichtintensität

Während in älteren Modellen für Sauerstoffbilanzrechnungen die Primärproduktion in Form von zeitunabhängigen Mittelwerten berücksichtigt wurde, zeigte sich später die Notwendigkeit, bei stark eutrophierten Gewässern den Tagesgang in die Rechnungen einzubeziehen. Dies ist ganz besonders dann der Fall, wenn bei hohen Algenkonzentrationen ein großer Teil des gebildeten Sauerstoffs ausgast (KOPF et al., 1988).

Für den Tagesgang der Lichtintensität wurde eine einfache Cosinusfunktion verwendet (für die Nacht gilt $I_t = 0$):

$$I_t = (I_{\max}/2) \cdot (1 - \cos(2 \cdot p \cdot (24 \cdot (t - \text{INT}(t)) + N) / N))$$

mit

- I_t = zeitlich abhängige Lichtintensität (PAR) im Wellenlängenbereich von 400–700 nm ($\mu\text{mol} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$)
 I_{\max} = maximale Lichtintensität (PAR) zur Mittagszeit ($\mu\text{mol} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$)
 N = Anzahl der Stunden Tageslicht am Tag
 $\text{INT}()$ = Ganzzahlfunktion
 t = Zeit (d)

Die maximale Einstrahlung am Mittag (I_{\max}) erhält man aus den Tagessummen der PAR durch Multiplikation mit 2, da bei der hier verwendeten Funktion das Integral über die Tageslichtstunden (entspricht den Tagessummen) gleich $0,5 \cdot I_{\max}$ ist.

Der zeitliche Verlauf der PAR unter Berücksichtigung der jahreszeitlichen Abhängigkeit der Globalstrahlung ist in Abb. 27 für die Monate Januar ($N = 7,9$ h) März ($N = 11,8$ h) und Juli ($N = 17,1$ h) wiedergegeben.

Beim Vergleich zwischen den Modellkurven und in situ-Messungen muß berücksichtigt werden, daß wegen Bewölkung u. dgl. selten ein unbeeinflusster Lichtverlauf auftritt.

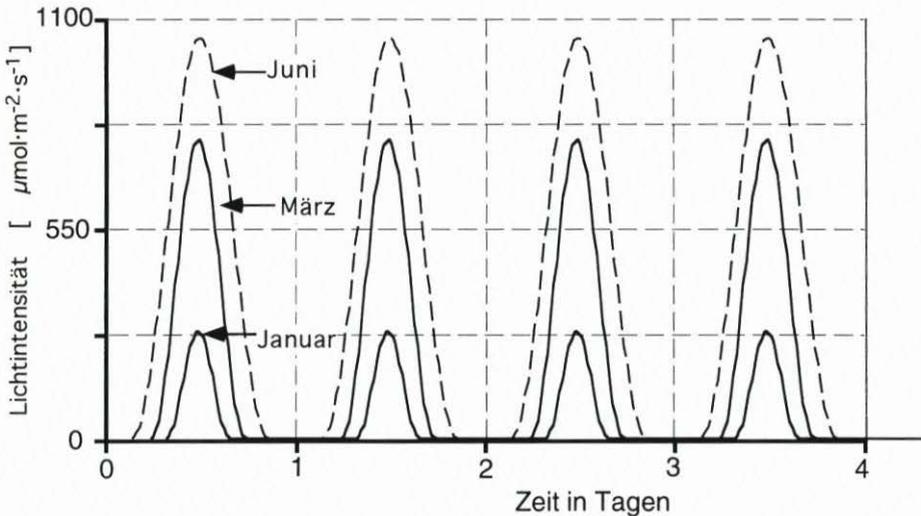


Abb. 27: Lichtfunktion für die Monate Januar, März und Juni

Temperaturabhängigkeit der Prozesse

Für die in der Elbe ablaufenden Prozesse existieren kaum spezifische Daten über ihre Temperaturabhängigkeit. Auf der anderen Seite sollen in dieser Studie keine jahreszeitabhängigen Langfristprognosen erstellt werden. Um die Temperaturabhängigkeit jedoch in die Sensitivitätsüberlegungen einbeziehen zu können, wurde im Modell für alle Prozesse der folgende von STREETER u. PHELPS (1925) verwendete Ansatz verwendet: $k_t = k_{20} \cdot Q^{(T-20)}$, wobei k_t die Geschwindigkeitskonstante bei der Temperatur T , k_{20} die Geschwindigkeitskon-

stante bei der Temperatur $T = 20^\circ\text{C}$ und Q eine empirische Konstante, die von der Aktivierungsenergie der Reaktion abhängig ist, bedeuten.

Die empirischen Konstanten liegen zwischen 1,024 und 1,083; sie wurden (Qual2E) entnommen.

5.2 Anpassung und Kalibrierung des Gewässergütemodells

Vorgehensweise

Das in der vorliegenden Arbeit erstellte Modell verwendet eine Vielzahl von Parametern. Einige davon waren aus experimentellen Untersuchungen an Elbeproben zugänglich, andere mußten aus Literaturwerten von anderen Fließgewässern übernommen werden. Bei einigen sensitiven Parametern war der in der Literatur angegebene Bereich jedoch so groß, daß sich, je nachdem welche Daten im Modell eingesetzt werden, stark unterschiedliche Modellergebnisse ergaben. Aus diesem Grund mußte das Modell zunächst an experimentell erhaltenen Konzentrations-Zeit-Verläufen kalibriert werden, bevor Szenarien- oder Sensitivitätsbetrachtungen durchgeführt werden konnten. Hierfür boten sich die von GKSS am Wehr Geesthacht durchgeführten Dauermessungen an.

Kalibrierung:

Aus den Dauermessungen am Wehr Geesthacht wurden Zeiträume herausgegriffen, in denen über mehrere Tage ein Gleichgewichtszustand („steady-state“) für die Konzentrationen an Sauerstoff und Chlorophyll (Biomasse) herrschte; d. h. bei der die über 24 Stunden gemittelten Konzentrationen konstant blieben. Für diesen Zeitraum kann man davon ausgehen, daß sich die produzierenden und zehrenden Terme gerade aufheben. Durch Heraussuchen dieser „Gleichgewichtszeiten“ wird vermieden, daß man sich in einer Anlauf- oder Abklingphase befindet, in der z. B. eine Algenblüte zusammenbricht. Die Annahme eines Steady-state wurde durch kontinuierliche Sauerstoffmessungen an der Meßstelle der ARGE in Schnackenburg gestützt, die für die zu betrachtenden Zeiten ebenfalls ein konstantes Niveau aufwiesen und deren Schwankungsbreite in Schnackenburg vergleichbar mit denen am Wehr Geesthacht war. Die einzelnen Modellparameter wurden nun innerhalb der durch experimentelle Daten bzw. Literaturwerte vorgegebenen Grenzen so angepaßt, daß die modellierten Tag-Nacht-Konzentrationsverläufe den experimentell ermittelten entsprachen. Nachdem ein Parametersatz gefunden worden war, der die experimentellen Daten richtig widerspiegelte, konnten durch geringfügige Änderungen einzelner Parameter auch Zeiträume angepaßt werden, bei denen die Konzentrationen von Sauerstoff und Chlorophyll einen Gang aufwiesen.

Modellrechnungen:

Nachdem die Parameter des Modells durch die Kalibrierung festgelegt worden waren, konnte der eigentliche Modellauf erfolgen, bei dem die Berechnung der Konzentrationen für einen Zeitraum von 40 Tagen, der in etwa dem Zeitraum entspricht, in dem sich ein Wasserkörper vom Wehr Geesthacht in die Unterelbe bewegt, erfolgte. Blieben alle Bedingungen während dieser Zeit gleich, so würden sich auch die Konzentrationen von Biomasse und Sau-

erstoff so lange nicht ändern, bis ein limitierender Faktor (z. B. die Versorgung mit Nährstoffen) zum Tragen kommt, der zu einem Abfall in der Biomasse führt. Die besonderen topographisch-hydrographischen Bedingungen unterhalb des Hamburger Stromspaltungsgebiets beeinflussen allerdings einige Prozesse. Dies wird in unserem abgeschlossenen null-dimensionalen „Topfmodell“ so berücksichtigt, daß nach einem definierten Zeitintervall nach dem Start die äußeren Randbedingungen (Oberfläche, Lichtangebot usw.) sprunghaft geändert werden.

Kalibrierung des Modells

Anpassung des Modells für die Situation im Mai 1995

Als Beispiel für eine der ausgewählten Situationen, in der sich Sauerstoff und Biomasse über mehrere Tage nicht wesentlich ändert, ist in Abb. 28 der gemessene Konzentrations-Zeitverlauf von Sauerstoff und Chlorophyll-Fluoreszenz für Mai 1995 angegeben. Die Größe der angegebenen Fluoreszenz (Mittelwert) entspricht etwa dem Chlorophyll-a-Gehalt. Bei den zu beobachtenden Tag/Nacht-Schwankungen muß jedoch die Vorbelichtung berücksichtigt werden. Wie man aus der Abbildung sieht, waren die mittleren Gehalte an Sauerstoff und Chlorophyll über einen Zeitraum von 10 Tagen relativ konstant.

Nach einem Testlauf mit den Eingangsparametern erfolgte eine Feinjustierung der Anfangskonzentrationen einzelner Stoffe und ihrer Bildungs- und Zehrungsraten. Ziel dieser

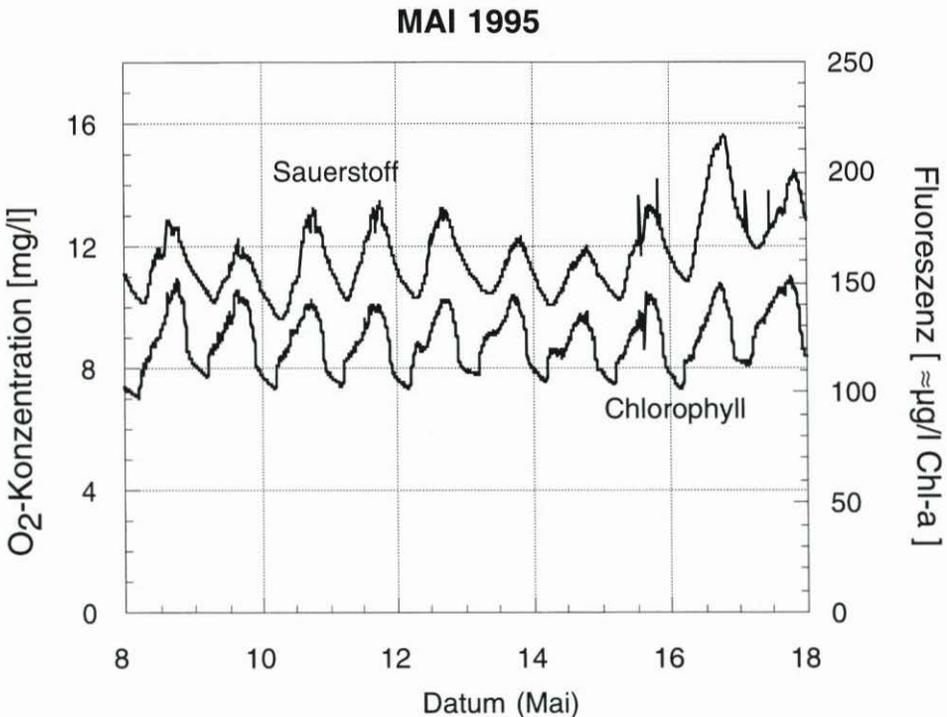


Abb. 28: Kontinuierlich gemessene Sauerstoff- und Chlorophyllkonzentrationen am Wehr Geesthacht im Mai 1995 (Chlorophyll über die prompte Fluoreszenz)

Justierung war es, als Anfangssituation ein „Steady-state“ für Sauerstoff und die Algenbiomasse zu erhalten, wobei keine großen Veränderungen im organischen Kohlenstoff und Stickstoff zuzulassen waren. Gleichzeitig durften die Nährstoffkonzentrationen nicht stark abfallen, da dies nicht den experimentellen Daten für die gewählte Situation entsprach. Es zeigte sich, daß die verschiedenen Beziehungen stark miteinander gekoppelt sind. Dadurch war eine Justierung zwar schwieriger, auf der anderen Seite verringerte sich die Gefahr, das Modell mit falschen Parametern zu justieren.

In Abb. 29 ist eine „Steady-state-Modellierung“ für die Verhältnisse im Mai 1995 wiedergegeben. Einige der für die Modellierung verwendeten Parameter sind in Tab. 3 aufgeführt. Eine Diskussion über die in der Literatur angegebene Variation der einzelnen Größen erfolgt an anderer Stelle (SCHROEDER, 1996).

Im Vergleich zu der kontinuierlichen Messung in Abb. 28 erkennt man, daß die Modellvariation des Sauerstoffs etwa der der Messung entspricht, während die Chlorophyllschwankungen im Modell etwas geringer sind. Damit wurde dem Umstand Rechnung getragen, daß die fluorimetrische Chlorophyllbestimmung etwas durch die Vorbelichtung am Tage beeinflusst wird. Durch eine Sensitivitätsbetrachtung kann gezeigt werden, daß eine geringe Änderung in den Algenwachstums- und -respirationsraten die Chlorophylldynamik stark erhöht (vgl. die Diskussion weiter unten). Ein Unsicherheitsfaktor bei der Modellierung liegt in der Algenverlustrate (Sedimentation u. Grazing), für die nur Literaturwerte von anderen Flüssen vorliegen.

Die Algenverlustrate mußte aus folgendem Grund vergleichsweise groß gewählt werden:

Eine sehr kleine Verlustrate müßte durch eine starke Erhöhung der Algenrespirationsrate ausgeglichen werden, was den Literaturwerten widerspräche. Diese hohe Algenrespirationsrate hätte einen erhöhten Sauerstoffverbrauch zur Folge; damit erhielte man einen zu großen BSB-Wert und eine kleinere Sauerstoffkonzentration als der Realität entspräche.

(Eine Voraussetzung für die „Richtigkeit“ der Modellanpassung liegt darin, daß die Tag/Nacht-Schwankungen an Biomasse ausschließlich durch die beschriebenen Prozesse zustande kommen und nicht etwa durch unterschiedliches Sedimentationsverhalten am Tag bzw. in der Nacht hervorgerufen werden).

Die Bilanz der Bildungs- und Zehrungsraten (Abb. 29b) zeigt, daß ein großer Anteil am Sauerstoffverlust auf den Austausch mit der Atmosphäre zurückgeht, der durch eine hohe Produktion ausgeglichen werden muß. Damit wird klar, daß ein Abfall der Produktion etwa infolge schlechten Wetters sofort einen starken Abfall an Sauerstoff und Chlorophyll zur Folge haben muß. In Abb. 29d erkennt man, daß der größte Anteil an der Sauerstoffzehrung durch die Algenrespiration und durch den Kohlenstoffabbau zustande kommt; der O₂-Anteil durch Nitrifikation und Sedimentzehrung ist dagegen vergleichsweise gering.

Steady-state Modellierung

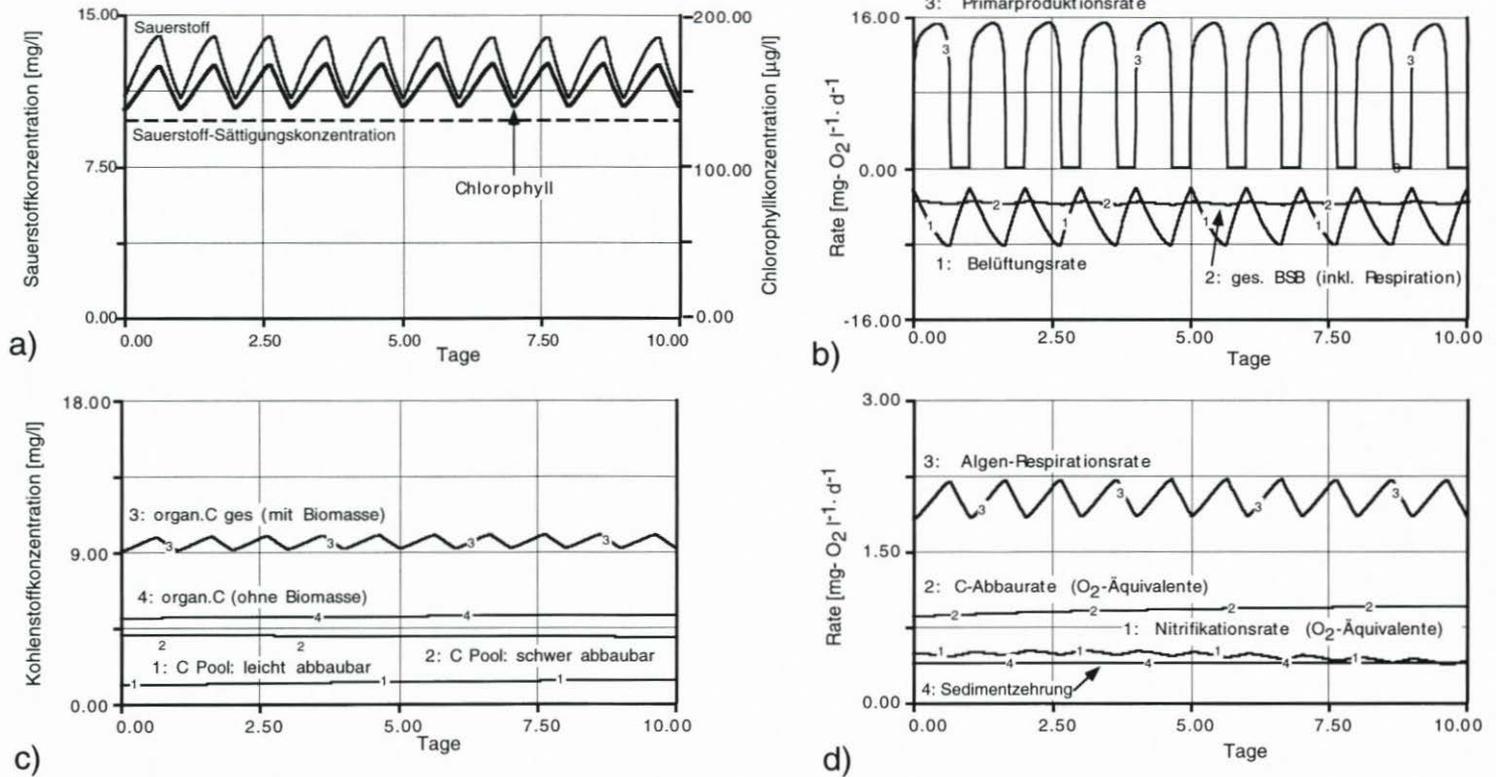


Abb. 29a-d: Ergebnisse einer Modellierung für "Steady-state-Verhältnisse" am Wehr Geesthacht (Parameter s. Text)

5.3 Modellsimulationen

Modellierung des Konzentrationsverlaufs im Längsprofil
(Mai 1995)

Szenario 1 (Grundszenario)

Um die Änderung der einzelnen Größen im Längsprofil zu simulieren, wurden die Parameter von Tab. 3 verwendet, jedoch erfolgen im Modell *nach 2 Tagen Laufzeit* folgende Änderungen gegenüber der „Steady-state-Modellierung“:

- Erhöhung der mittleren Wassertiefe von 2 auf 10 m, entsprechend der Vertiefung der Elbe bei Hamburg (wegen des konstanten Volumens bedeutet dies eine Verkleinerung der Oberfläche). Dies wirkt sich auf die Belüftungsrate, auf die Primärproduktion (Licht) sowie auf die Freisetzung von Ammonium und Phosphat aus dem Sediment aus.
- Erhöhung des Attenuationskoeffizienten der mineralischen Komponente von $l = 2 \text{ m}^{-1}$ (entspricht nach einer Faustformel von KOPF (1983) für den limnischen Bereich einem mittleren (mineralischen) Schwebstoffgehalt von etwa 20 mg/l) auf $l = 5 \text{ m}^{-1}$ (entspricht nach einer empirischen Formel von FAST (1993) für das Elbeästuar einem über die Tide gemittelten Schwebstoffgehalt von etwa 80 mg/l).

Die sich ergebenden Konzentrations-Zeitverläufe sowie die Änderung in den Raten sind in Abb. 30a-d und 31a-d wiedergegeben.

Man erkennt in Abb. 30a den Abfall der Sauerstoffkonzentration von Übersättigung auf Werte unter 7 mg/l nach 7 Tagen (Konzentrationsdifferenz: ca. 5 mg/l O₂). Der Grund hierfür liegt u. a. im Abfall der Biomasse. Das Wachstum ist durch das kleinere Lichtangebot (größere Wassertiefe, höhere Schwebstoffgehalte) stark reduziert; infolge von Algenrespiration und Sedimentation nimmt die Biomasse schnell ab. Die Raten, die zum Auf- und Abbau von Biomasse führen, sind in Abb. 31c wiedergegeben. Man erkennt, daß die Algenverlustrate (im wesentlichen Sedimentation und Grazing) – wie in der Literatur diskutiert – vergleichsweise groß ist. Neben dem starken Abfall der Produktion wird der Abfall der Sauerstoffkonzentration auch von der Verkleinerung der Belüftungsrate (Abb. 30b) – hervorgerufen durch den veränderten hydraulischen Radius – bestimmt (s. Diskussion weiter unten). In Abb. 30d ist zu erkennen, daß der Anteil der Sedimentzehrung bei den großen Wassertiefen weiter an Bedeutung verliert (unter der Voraussetzung, daß sich die mittleren „querschnittsgemittelten“) Zehrungsraten unterhalb Hamburgs nicht wesentlich ändern, s. u.). In Abb. 31a sind die Limitierungsfaktoren wiedergegeben. Man erkennt, daß sich das System von einer starken P-Limitierung sowie einer schwachen N- und Lichtlimitierung zu einer ausschließlich durch das Lichtangebot bestimmten Situation hinbewegt.

Abb. 31b zeigt den Verlauf der Nährstoffkonzentrationen im Längsprofil. Man erkennt, daß die Nährstoffkonzentrationen nach dem Zusammenbruch der Biomasse ansteigen. Ammonium nimmt anschließend durch verstärkte Nitrifikation wieder ab. In der Realität ist häufig eine Verzögerung zwischen dem Ammonium- und dem Nitritmaximum – bedingt durch Hemmung der Nitritoxidation – zu beobachten. Dieses Verhalten kann das Modell nicht wiedergeben. Auch wurde auf eine Modellierung der Anlaufphase verzichtet. Die berechneten Anstiege von Nitrat und Phosphat nach längeren Laufzeiten sind steiler als die beobachteten: Entweder sind die Anfangsterme für die Nachlieferung etwas zu hoch angesetzt oder es spielen weitere, im Modell nicht berücksichtigte Sedimentprozesse (z. B. Denitrifikation) eine Rolle.

Tab. 3: Modellparameter

Eingangsparameter		Einheit	Methode
Geschwindigkeitskonstanten:			
Algen-Wachstumsrate	1,22	d ⁻¹	Anpassung über Tag/Nacht-Rhythmus
Algen-Respirationsrate	0,1	d ⁻¹	Anpassung über Tag/Nacht-Rhythmus
Algen-Verlustrate	0,49	d ⁻¹	Anpassung über Tag/Nacht-Rhythmus
C-Abbaurrate, schnell	0,2	d ⁻¹	Anpassung über Längsprofildaten ¹⁾
C-Abbaurrate, langsam	0,05	d ⁻¹	Anpassung über Längsprofildaten
O ₂ -Belüftungskonstante	2,28	d ⁻¹	Literatur
Anfangskonzentrationen:			
Algenbiomasse	11,5	mg/l	Schätzwerte aus Messung
Kohlenstoff, leicht abbaubar	1	mg/l	Schätzwert
Kohlenstoff, schwer abbaubar	4	mg/l	Schätzwert
Sauerstoff	11	mg/l	Meßwerte
Ammonium	0,3	mg/l	Meßwerte
Nitrit	0,15	mg/l	Meßwerte
Nitrat	4	mg/l	Meßwerte
organ. N	0,9	mg/l	Schätzwert
o-Phosphat	0,25	mg/l	Meßwerte
organ. P	0,08	mg/l	Schätzwert
Konversionsfaktoren:			
Biomasse-> Chlorophyll	12	µg Chloroph./mg Biom.	Literatur
O ₂ -Verbrauch für Algenrespiration	2	mg O ₂ / mg Biomasse	Literatur
O ₂ -Bildung für Algenproduktion	1,4	mg O ₂ / mg Biomasse	Literatur
O ₂ -Verbrauch für 1. Nitrifik. stufe	3	mg O ₂ / mg N	Literatur
O ₂ -Verbrauch für 2. Nitrifik. stufe	1	mg O ₂ / mg N	Literatur
Sonstige Konstanten:			
Lichtsättigungskonstante KL	500	µE m ⁻² · s ⁻¹	Literatur (Fast)
O ₂ -Sedimentzehrung	1	g O ₂ m ⁻² · d ⁻¹	Meßwerte
Mineral. Attenuationskoeffizient	2	m ⁻¹	Schätzwert aus Messungen, Literatur
Selbstabschattungskoeffizient	0,03	m ⁻¹ · (Chlorophyll/l) ⁻¹	Literatur
mittlere Wassertiefe	2	m	Meßwert
Temperatur	15	°C	Meßwert

1) zusammen mit dem Verlauf des C:N-Verhältnisses im Längsprofil

Szenario 1 (Grundszenario)

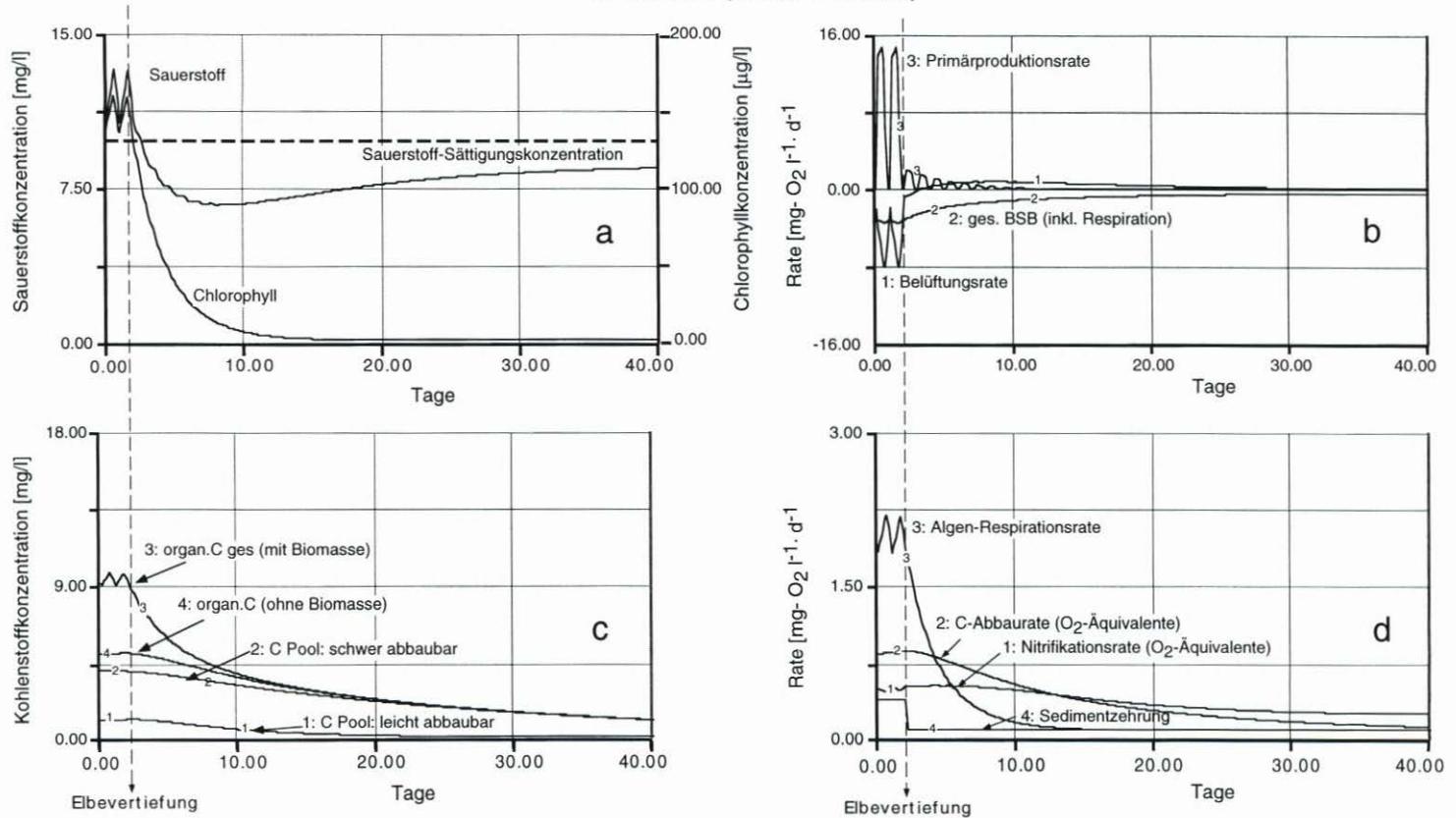


Abb. 30a-d: Modellierung eines Elbe-Längsprofils mit den Parametern von Abb. 29: Sauerstoff und Kohlenstoffkomponenten. (Das Längsprofil wird durch die Laufzeiten vom Wehr Geesthacht dargestellt). An der markierten Stelle „Elbevertiefung“ wird der Steady-state-Zustand verlassen: Änderung von Wassertiefe/Oberfläche und Sedimentzehrungsrate

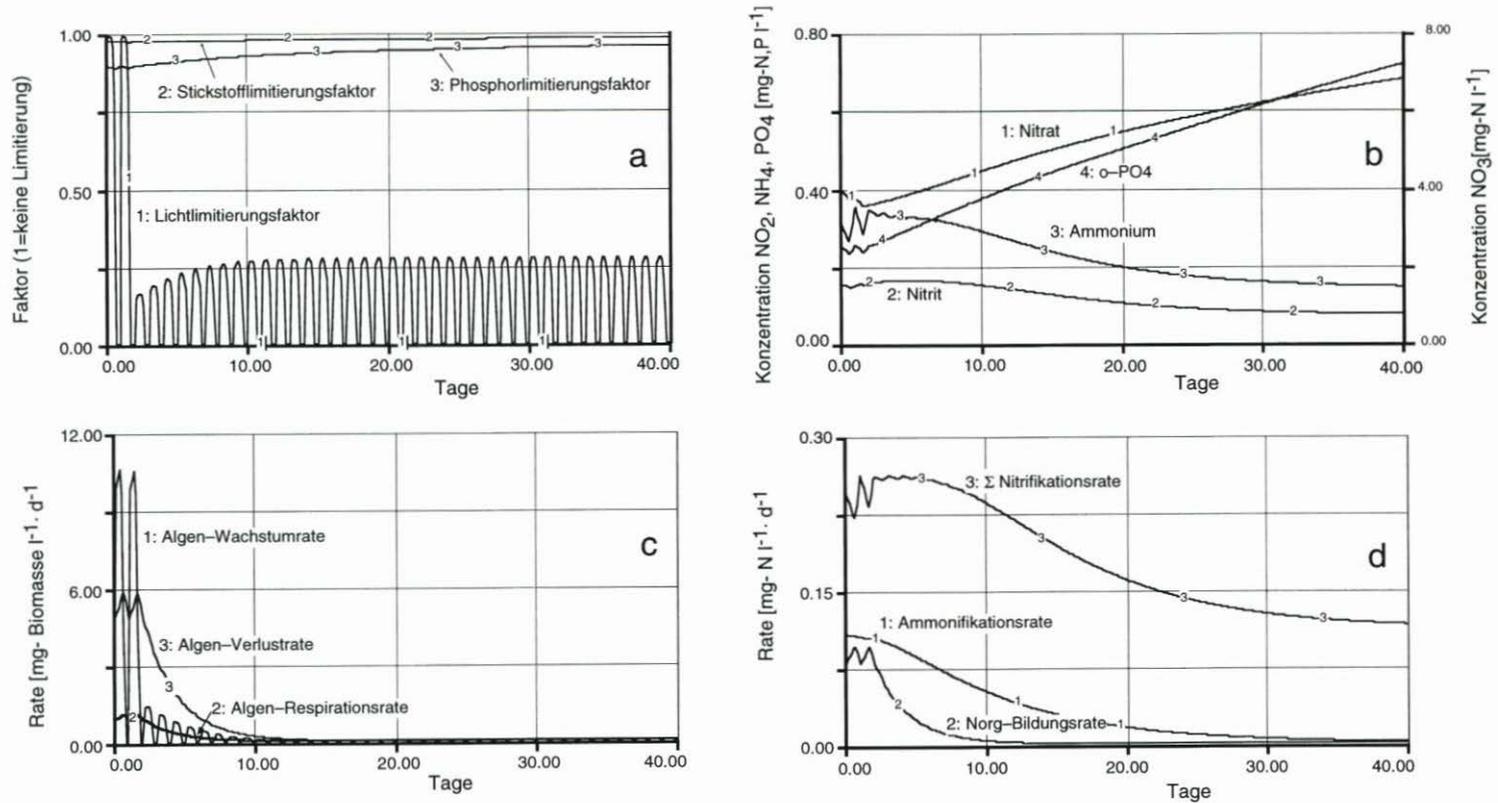


Abb. 31a-d: Modellierung eines Elbe-Längsprofils mit den Parametern von Abb. 29; Zu Abb. 30 gehörende Algen- und Stickstoffkomponenten

Eine Diskussion weiterer Parameter, die durch das Modell wiedergegeben werden, kann an dieser Stelle nicht geführt werden. (Beispielsweise wird die beobachtete Änderung des C:N-Verhältnisses über den Bereich des Sauerstoffminimums richtig wiedergegeben.)

Sensitivitätsbetrachtungen für die Unterelbe

Vergleicht man das modellierte Sauerstoffprofil mit den gemessenen Längsprofilen in den vorherigen Abschnitten, so fällt auf, daß 1. die gemessenen Sauerstoff-Minimalkonzentrationen meist niedriger sind und 2. der Anstieg der Sauerstoffkonzentration nach dem Minimum steiler ist als im Modell. Die Gründe für letzteres liegen aller Wahrscheinlichkeit nach in der stärkeren Belüftung der elbabwärts liegenden Bereiche infolge von Wind und Wellen.

Bei einer Betrachtung der gemessenen Sauerstoff-Minima muß zwischen dem Absolutwert des Minimums (niedrigste Konzentration) und der „Tiefe des Sauerstofftals“ (Differenz zwischen den Werten am Wehr und dem Minimum) unterschieden werden: Die sogenannte Tiefe des Sauerstofftals wird vor allem durch die beteiligten Prozesse gesteuert, während die gemessenen Absolutwerte stark von der Ausgangskonzentration am Wehr abhängen, die sich beispielsweise infolge von Wetteränderungen kurzfristig ändern kann. Es wurde häufig beobachtet, daß bei einer Algenblüte mit hoher Biomasse die Sauerstoffkonzentration bei trübem Wetter innerhalb von 1–2 Tagen um 3–4 mg/l fallen kann, während das Zehrungspotential des großen Biomasseanteils bestehen bleibt.

Die Tiefe des O₂-Tals wird sehr empfindlich von den unterschiedlichen Prozessen gesteuert. Um deren Einflüsse besser zu verstehen, wurden verschiedene Parameter geändert und deren Wirkung auf das O₂-Minimum beobachtet.

Dabei sind drei Kategorien zu unterscheiden:

1. Prozesse, die sich beim Übergang von der Mittel- in die Unterelbe ändern, beispielsweise der Austausch mit der Atmosphäre, die Trübung und die Sedimentzehrung in der Unterelbe. Diese Parameter können unter Konstanthaltung aller anderen Parameter variiert werden.
2. Prozesse, die zwar die Sauerstoffkonzentration am Wehr, nicht aber die Biosynthese und Mineralisation beeinflussen (z. B. Belüftung, Nitrifikation, Sedimentzehrung in der Mittelelbe). Diese Parameter können paarweise so variiert werden, daß die O₂-Ausgangssituation unverändert bleibt.
3. Prozesse, die den Biomasse Auf- und Abbau beeinflussen (z. B. Wachstumsraten, Algen-Verlustraten, Algenrespiration, Lichtverwertung, Attenuationskoeffizient). Eine Änderung dieser Parameter kann nur so erfolgen, daß alle sich gegenseitig beeinflussenden Prozesse innerhalb der zulässigen Grenzen so variiert werden, daß die sich im Modell ergebenden Tag/Nacht-Variationen den kontinuierlichen Messungen am Wehr entsprechen.

Im folgenden soll an einigen Beispielen die Bedeutung einiger Parameter aufgezeigt werden. Eine detaillierte Diskussion ist in Vorbereitung (SCHROEDER, 1996).

Szenario 2: Änderung der Verlustrate

In Abb. 32 ist das Ergebnis einer Modellierung mit veränderten Parametern wiedergegeben (Szenario 2), die die gemessenen Sauerstoff- und Chlorophyllkonzentrationen am Wehr ebenfalls reproduzieren. Die verwendeten Parameter sind in Tab. 4 aufgeführt.

Tab. 4: Raten für Szenario 2 [d^{-1}]

Parameter	Grundszenario 1	Szenario 2 (neu)
Algen-Verlustrate	0,49	0,3
Algen-Wachstumsrate	1,22	1,12
Algen-Respirationsrate	0,1	0,25
O ₂ -Belüftungskonstante	2,28	0,9

Es wurde die Verlustrate verkleinert und durch eine Erhöhung der Algenrespirationsrate ausgeglichen. Die Werte liegen noch gut innerhalb des in der Literatur beschriebenen Bereichs. Mit dieser Kombination lagen jedoch die simulierten Sauerstoffwerte und deren Schwankungsbreite deutlich niedriger als die gemessenen. Dieses ließ sich nur durch eine starke Änderung der Belüftungskonstante ausgleichen. Deren neuer Wert liegt nun im unteren Bereich der in der Literatur angegebenen Schätzwerte (IMHOFF, 1966). Da in diesem Szenario weniger Algenbiomasse durch Verlust aus dem System entfernt wird, sind die Zehrungswerte höher als im vorhergehenden Beispiel. Man erhält hiermit in situ-BSB-Werte von 6,7 mg/l O₂, was deutlich zu hoch ist. Dies ließe sich auch nicht mehr durch eine Änderung der Kohlenstoffzehrungsraten ausgleichen.

In Abb. 32a ist zu erkennen, daß aus den geänderten Parametern ein tieferes O₂-Minimum von 3,8 mg/l resultiert. Gleichzeitig tritt das Minimum etwas früher auf, was durch die erhöhte Zehrung zu erklären ist. Ammonium und Nitrit weisen ein ausgeprägteres Maximum in der Nähe des O₂-Minimums auf (Abb. 32b). Dieser Verlauf wird häufig bei Längsprofilmessungen gefunden.

Insgesamt kann gesagt werden, daß Szenario 2 wegen der zu großen Zehrungswerte nicht sehr realistisch ist. Der wirkliche Zustand des Systems wird zwischen Szenario 1 und 2 liegen. Man erkennt jedoch daran, daß vergleichsweise wenig Freiheitsgrade zur Variation des Systems zur Verfügung stehen.

Szenario 3: Änderung der Belüftungsrate in der Unterelbe

In den vorherigen Szenarios wurde in der Unterelbe mit einer Belüftungsrate von 0,45 d^{-1} gerechnet. Wegen der größeren Wassertiefe von 10 m ist die Konstante hier deutlich kleiner als in der Mittelelbe. In Abb. 33a wurde die Belüftungskonstante in der Unterelbe in mehreren Schritten von 0,18 d^{-1} bis auf 1,15 d^{-1} erhöht. Diese Variationsbreite entspricht einem Bereich der mittleren Strömungsgeschwindigkeit von 0,5⁻² m/s. Man erkennt den großen Einfluß, den die Belüftung für die Ausprägung des Sauerstoffminimums hat. Die Belüftung hängt zusätzlich noch stark von Wind und Wellen ab, so daß ein Sauerstoffminimum durch Windereignisse schnell aufgefüllt werden kann.

Szenario 4: Änderung der Sedimentzehrung in der Unterelbe

Abb. 33b zeigt das Ergebnis einer Variation der Sedimentzehrung in der Unterelbe zwischen 0,5 und 2 $g\ m^{-2}\cdot\ d^{-1}$ O₂. Zehrungswerte von 2 $g\ m^{-2}\cdot\ d^{-1}$ O₂ treten nur in einigen Schlickgebieten der Unterelbe auf (SCHROEDER et al., 1995). Die über den Flußquerschnitt

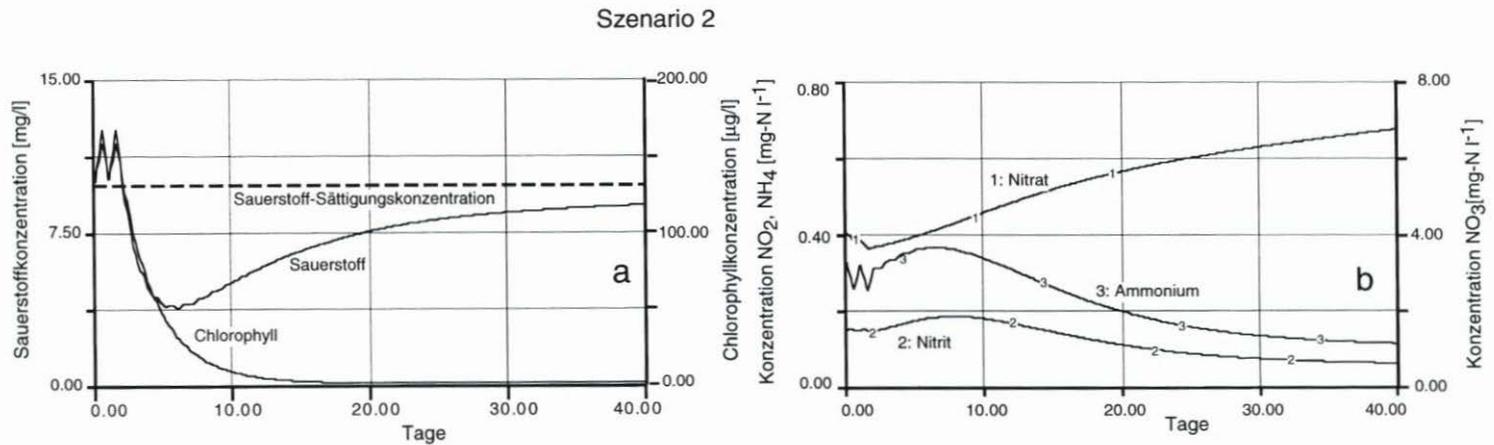


Abb. 32: Modellauf mit den Parametern wie in Abb. 29, jedoch Änderung des Verhältnisses Algenverluste : Algenrespiration (s. Tab. 4)

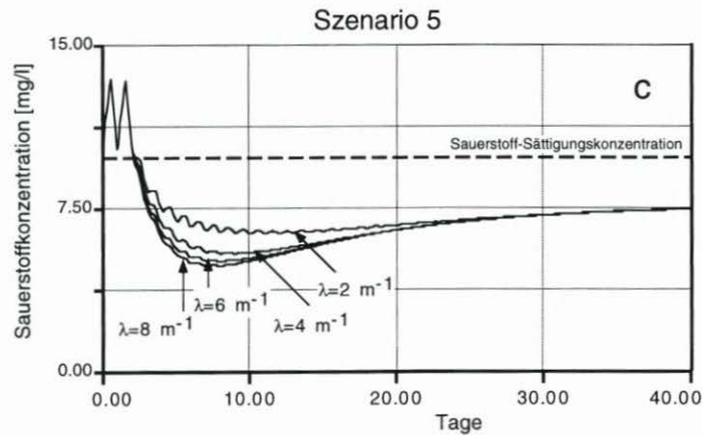
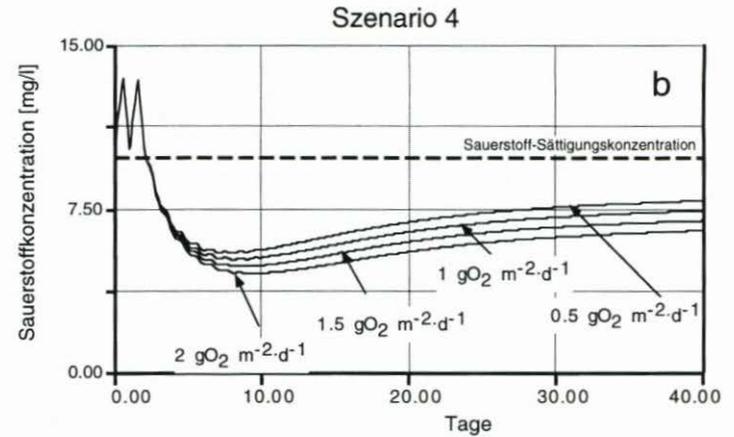
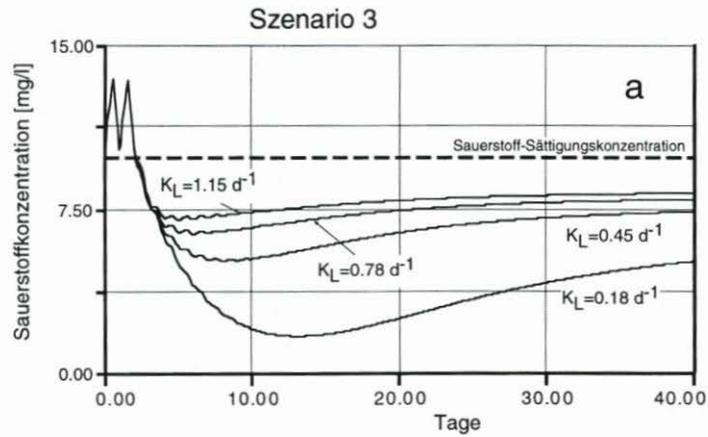


Abb. 33: Modellauf mit den Parametern wie in Abb. 29, jedoch Variation von Belüftungsrate (a), Sedimentzehrung (b) und Attenuationskoeffizient (c)

gemittelten Werte sollten eher bei $1 \text{ g m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1} \text{ O}_2$ liegen. Man sieht, daß der Einfluß auf das Sauerstoffminimum vergleichsweise gering ist.

Szenario 5: Änderung des Attenuationskoeffizienten (Schwebstoffgehalt) in der Unterelbe

Abb. 33c zeigt eine Variation des (mineralischen) Attenuationskoeffizienten zwischen 2 und 8 m^{-1} (entsprechend einem Schwebstoffgehalt zwischen ungefähr 20 und 160 mg/l). Man erkennt, daß die erhöhte Trübung in der Unterelbe zwar am Zustandekommen des O_2 -Minimums beteiligt ist, höhere Schwebstoffgehalte als 50 mg/l beeinflussen wegen der großen Wassertiefe das Minimum jedoch weiter nicht. Dies ist zu erwarten, da bei 50 mg/l die 1%-Lichttiefe nur noch $1,20 \text{ m}$ beträgt.

Sensitivitätsbetrachtungen für den Eintrag über das Wehr Geesthacht

In den bisherigen Szenarios wurden lediglich die Parameter in der Unterelbe verändert. Das Sauerstoffminimum wird jedoch zum größten Teil durch Umsetzungsprozesse geprägt, die sich aus den Eintrags-Stoffkonzentrationen am Wehr Geesthacht ergeben. In den folgenden Betrachtungen soll deshalb versucht werden, mit den bisherigen Modellparametern die „Vorgeschichte“ des Wasserkörpers am Wehr zurückzuverfolgen. Weiterhin soll durch gezielte Änderung der Parameter aufgezeigt werden, welche Parameteränderungen den größten Effekt auf das Sauerstoffminimum haben.

An dieser Stelle muß erwähnt werden, daß die folgenden Abschätzungen nur als Tendenz zu verstehen sind. Die absoluten Konzentrationen sind vergleichsweise unsicher wegen verschiedenlicher Änderungen im Lauf der Mittelbe (z. B. Einleitungen, Nebenflüsse, Verschiebung von Planktonpopulationen u. a. m.), die mit dem verwendeten Modell nicht wiedergegeben werden können.

Szenario 6: Algenwachstum in der Mittelbe mit den Parametern des Grundszenarios

Abb. 34 zeigt das Ergebnis einer Simulation mit den Parametern des Grundszenarios über einen Zeitraum von 100 Tagen. Im Gegensatz zum Grundszenario wurde jedoch von folgenden kleineren Anfangskonzentrationen ausgegangen: Biomasse 2 mg/l ($\approx 24 \mu\text{g/l}$ Chlorophyll), Sauerstoff 8 mg/l und Nitrat 1 mg/l N . Man erkennt den langsamen Anstieg der Biomasse bis zum Steady-state am Wehr. Zu Beginn wird der BSB stark durch die Nitrifikation bestimmt; später überwiegt dann die Respiration der Algen. Die Nährstoffe steigen zu Beginn durch Freisetzung aus Sedimenten und Einschwemmungen an und fallen dann infolge der Algenassimilation wieder ab.

Szenario 6

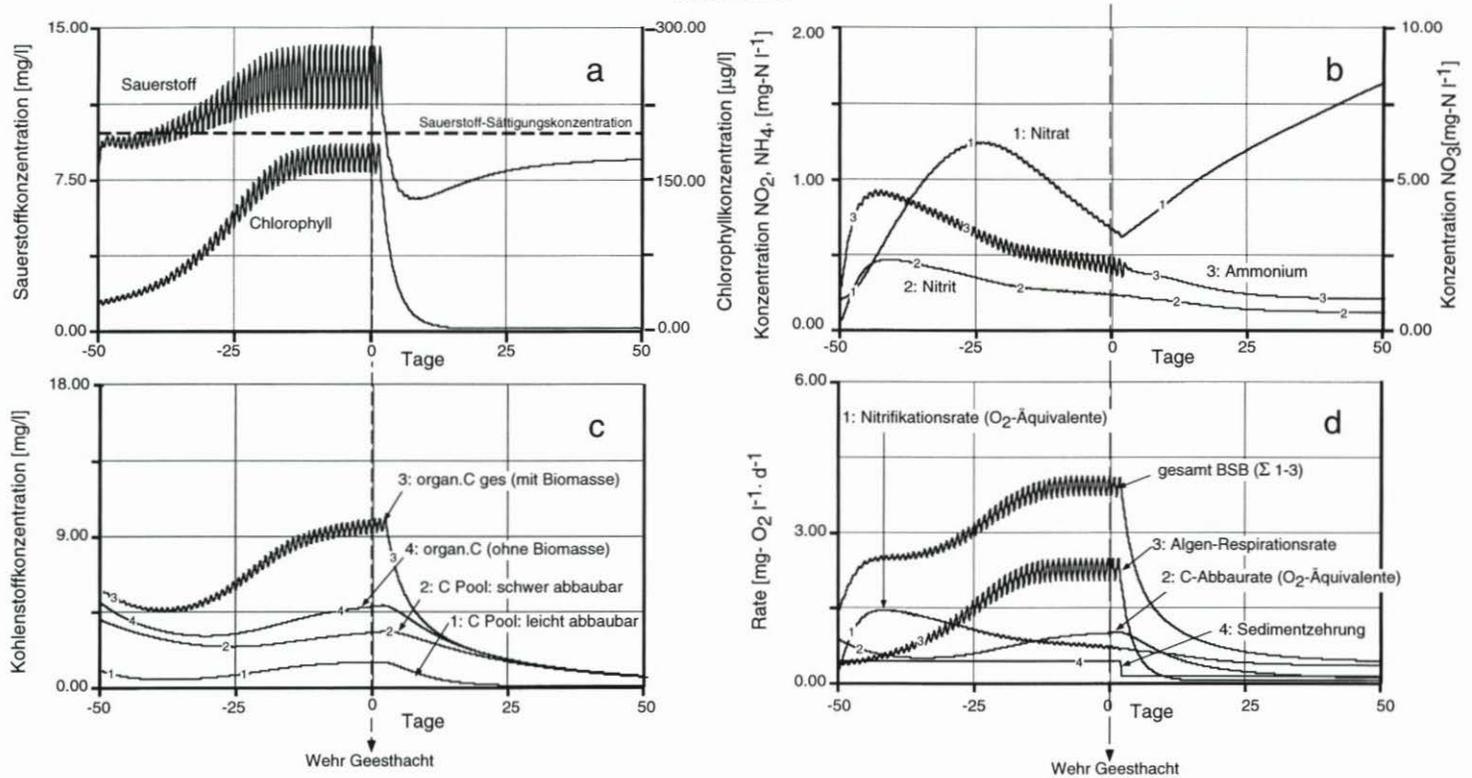


Abb. 34: Darstellung eines Modellaufs zur Anlaufphase vor dem Wehr mit den Parametern von Abb. 29 u. 30 (Zeit 0 = Wehr Geesthacht)

Szenario 7: Einfluß der Trübung auf das Algenwachstum in der Mittelelbe

In Abb. 35 wurde abweichend vom Grundszenario der Attenuationskoeffizient von 1,5 bis 5 m^{-1} variiert ($\approx 5\text{-}80 \text{ mg/l}$ Schwebstoffgehalt). Es ist ein starker Einfluß auf das Algenwachstum und als Folge davon ein mäßiger Einfluß auf den BSB zu verzeichnen. Das Minimum der Sauerstoffkonzentration in der Unterelbe ändert sich zwar nicht wesentlich, die „Tiefe des Sauerstofftals“ wird jedoch mit steigender Biomasse größer (höhere Übersättigung am Wehr). Das größere Zehrungspotential gewinnt dann an Bedeutung, wenn eine Algenblüte in der Mittelelbe zusammenbricht und kurzfristig die Sauerstoffkonzentrationen fallen. Der große algenbürtige BSB kann dann die Sauerstoffkonzentration im Minimum stark erniedrigen.

Szenario 8: Einfluß von Nährstoffkonzentrationen auf das Algenwachstum

Abb. 36 zeigt das Ergebnis einer Simulation, bei der abweichend vom Grundszenario die Phosphatkonzentrationen zwischen 0,05 bis 0,2 mg/l P variiert wurden (um vergleichbare Verhältnisse zu bekommen, wurde das Teilsystem „Phosphor“, welches Verbrauch und Bildung beinhaltet, hier durch einen konstanten Term ersetzt!). Bei den Rechnungen wurde von einer Halbsättigungskonstante der Algen für P von $K_P = 0,01 \text{ mg/l P}$ ausgegangen. Da diese (Algenart abhängige) Größe für die Elbe nicht verfügbar ist, sind die absoluten Werte der P-Konzentrationen mit Vorsicht zu betrachten. Man erkennt, daß das Algenwachstum bei Konzentrationen $< 0,1 \text{ mg/l P}$ stark behindert ist. Bei höheren Konzentrationen ist nur eine geringe P-Limitierung vorhanden. Die Tiefe des Sauerstofftals wird wie in Szenario 7 stark durch das Niveau an Biomasse am Wehr geprägt. Eine ähnliche Limitierung kann auch durch Variation des anorganischen Stickstoffs erreicht werden. Vergleichbare Konzentrationskurven wie in Abb. 36 erhält man bei konstanten N-Konzentrationen zwischen 0,5 und 3 mg/l N (bei einer Halbsättigungskonstante der Algen für N von $K_N = 0,1 \text{ mg/l N}$).

Szenario 9: Einfluß des nicht-algenbürtigen Kohlenstoffpools auf das O_2 -Minimum

Es taucht die Frage auf: Wie stark hängt die Zehrung in der Unterelbe noch von der Größe der Anfangskonzentrationen an Kohlenstoff (leicht und schwer abbaubar), d. h. von dem durch Einleitungen und Einschwemmung eingebrachten allochthonen Material ab. Abb. 37 zeigt die Simulation mit Kohlenstoff-Anfangskonzentrationen wie in allen vorangegangenen Szenarios in Kurve {1} sowie mit Kohlenstoffanfangskonzentrationen von Null in Kurve {2}. Im zweiten Fall wird also sämtlicher Kohlenstoff erst durch das Absterben der Algen gebildet. Man erkennt, daß nach etwa 40 Tagen nur noch ein geringer Unterschied in den C-Konzentrationen (bedingt durch einen „Rest“ an schwer abbaubarem C) und kein Unterschied im BSB bzw. in den Sauerstoffkonzentrationen existiert. Man kann daraus schließen, daß bei der betrachteten Situation im Mai nach etwa 40 Tagen Laufzeit die Zehrungsprozesse im wesentlichen durch den algenbürtigen Kohlenstoff bestimmt werden („Sekundärbelastung“).

Szenario 7

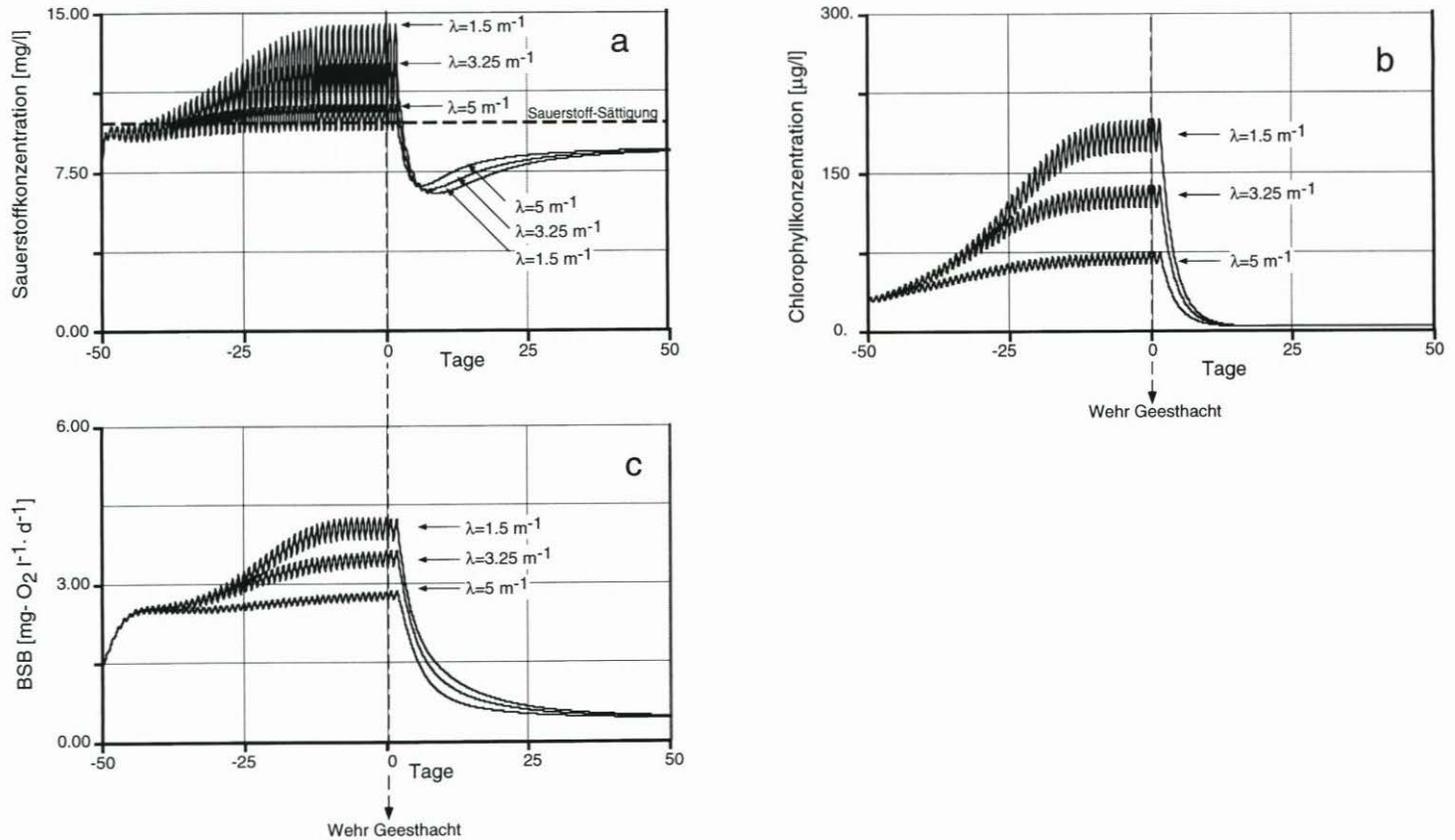


Abb. 35: Modelllauf unter Variation des Attenuationskoeffizienten (Schwebstoffgehalt) in der Mittelelbe zur Demonstration der Auswirkungen auf das Algenwachstum und das Sauerstoffminimum in der Unterelbe

Szenario 8

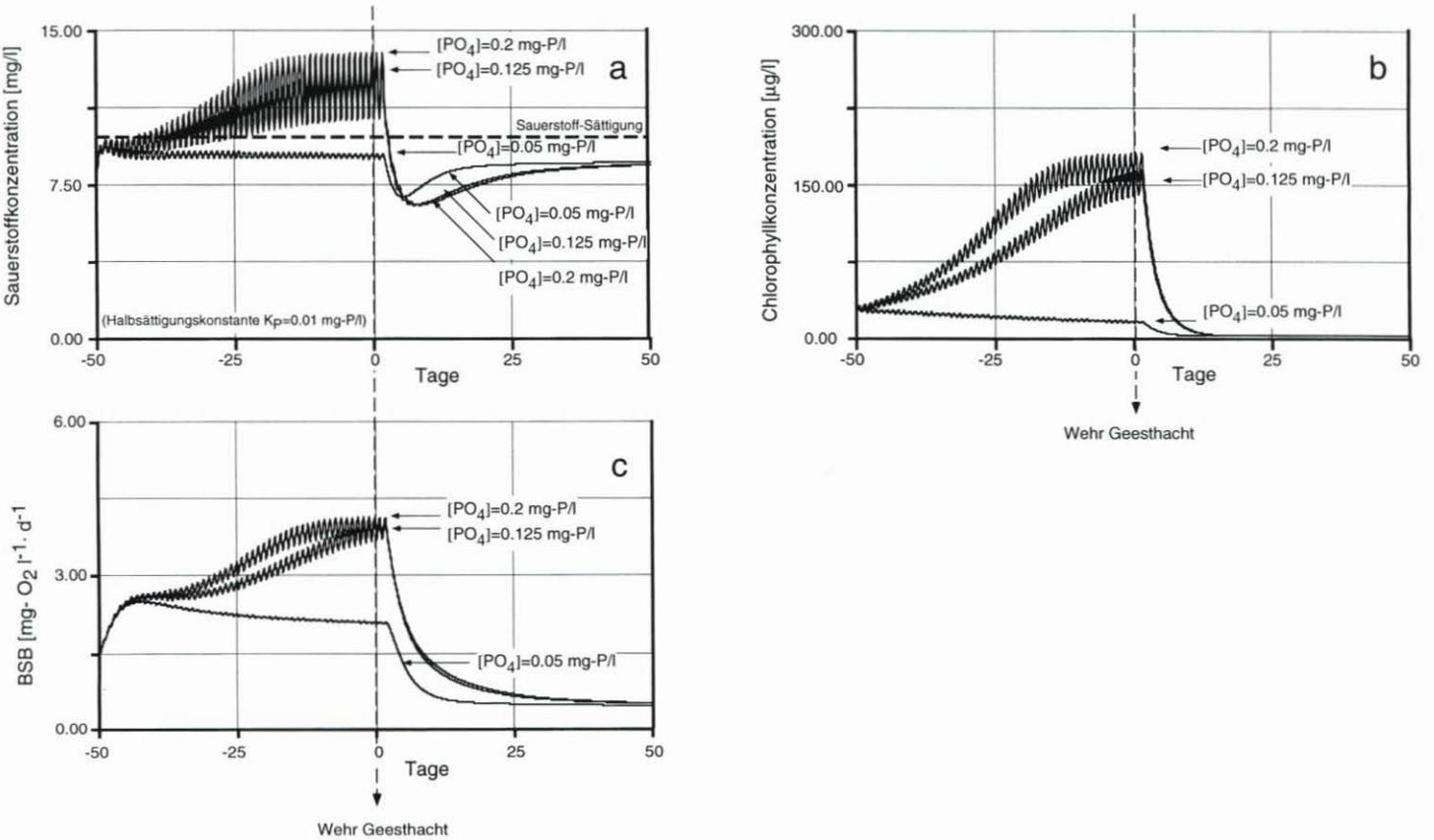


Abb. 36: Modellauf unter Variation der Phosphatkonzentration in der Mittelrelbe zur Demonstration der Auswirkungen auf das Algenwachstum und das Sauerstoffminimum in der Unterrelbe

Szenario 9

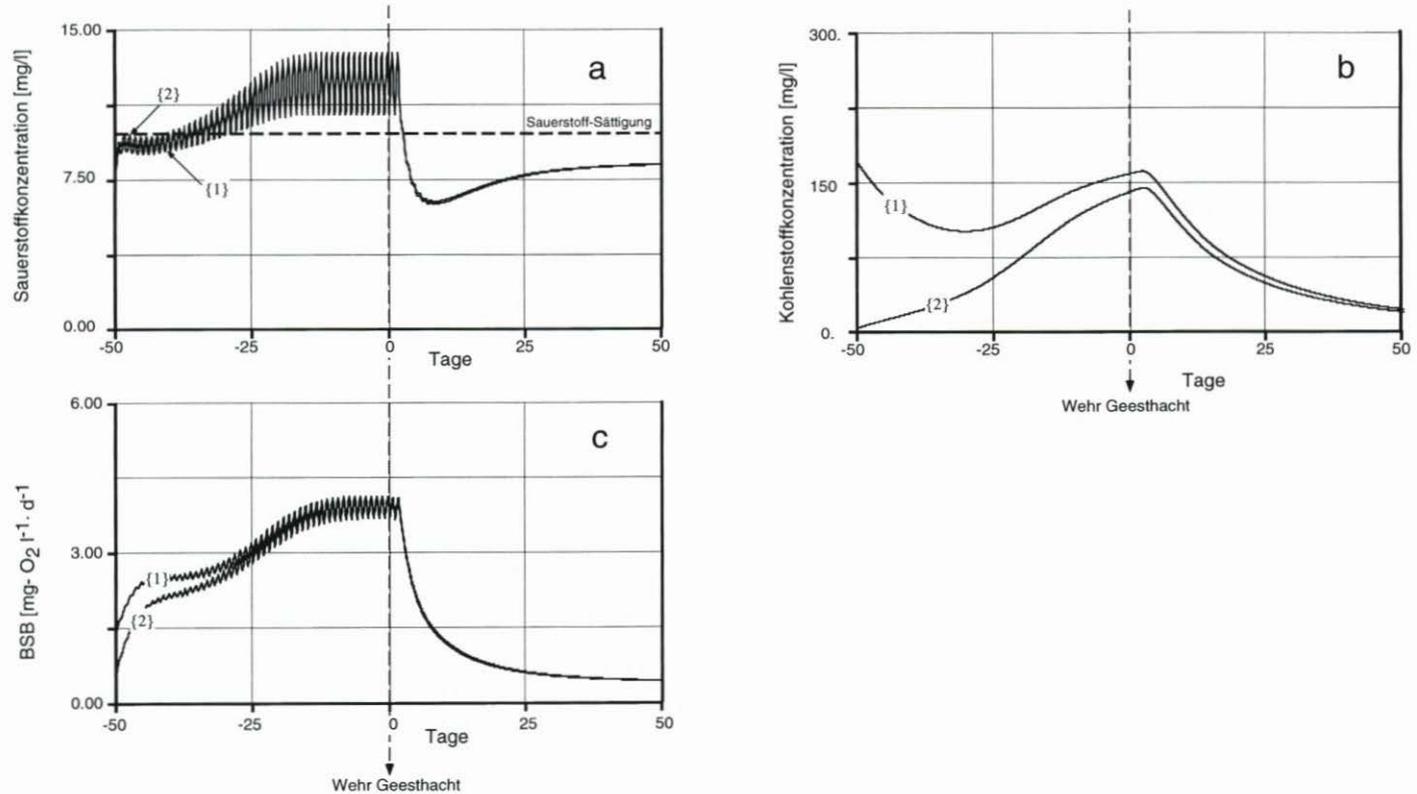


Abb. 37: Modellauf unter Variation der nicht-algenbürtigen Kohlenstoff-Anfangskonzentration in der Mittelrelbe zur Demonstration der Auswirkungen auf das Algenwachstum und das Sauerstoffminimum in der Unterrelbe
 {1}. C-Anfangskonzentration = 5 mg/l (wie in Abb. 29 und 30)
 {2}. C-Anfangskonzentration = 0

Szenario 10: Temperatureinfluß

Die bisher diskutierten Szenariosrechnungen erfolgten bei einer Temperatur von 15 °C. In Abb. 38 erfolgte eine Variation der Temperatur zwischen 10 °C und 25 °C. Es muß an dieser Stelle betont werden, daß hiermit nicht eine jahreszeitliche Variation simuliert werden kann, da sich hierbei auch viele andere Parameter ändern würden (andere Algenpopulationen, andere Qualität des organischen Materials, Änderung der Globalstrahlung usw.), sondern lediglich der Temperatureinfluß auf die Prozeßgrößen abgeschätzt werden soll.

Um die Sauerstoffkonzentrationen besser bewerten zu können, sind diese hier als Sättigungsindexwerte aufgetragen. Obwohl der Temperatureinfluß auf die Primärproduktion in der Literatur als eher gering eingeschätzt wird, erkennt man den Einfluß sowohl auf das Algenwachstum als auch auf die Zehrung. Damit variiert die Differenz der O₂-Konzentrationen zwischen Wehr und O₂-Minimum über einen sehr großen Bereich zwischen 2,7 mg/l und 10,5 mg/l.

5.4 Schlußfolgerungen aus den Modellsimulationen

Aus den bisherigen Betrachtungen kann abgeleitet werden, daß das verwendete Modell es gestattet, die Bedeutung einzelner Prozesse für die Sauerstoffbilanz und die Gründe für das Zustandekommen des Sauerstoff-Minimums besser als bisher zu bewerten. Wegen des starken Einflusses einzelner Parameter, wie z. B. dem Austauschkoeffizienten mit der Atmosphäre, P-I-Kurven des Phytoplanktons usw., für die bisher nur unzureichend elbespezifische Daten vorliegen, sind die absoluten Werte der modellierten Konzentrationen jedoch noch mit großen Unsicherheiten behaftet.

Steuernde Prozesse oberhalb Hamburgs

Aus den beschriebenen Modellszenarios sieht eine Bewertung der Prozesse vom Wehr bis zum Sauerstoffminimum bei Hamburg wie folgt aus:

Es handelt sich um ein hoch eutrophes System, dessen Biomasse bei guten Lichtverhältnissen vor allem durch Phosphat und bei sehr hohen Chlorophyllgehalten in geringerem Umfang auch durch die Trübung (Selbstabschattung) limitiert wird (Meßergebnisse weisen auch auf eine zeitweise Limitierung der Diatomeen durch Silikat hin; dies wurde jedoch im Modell nicht berücksichtigt). Dies führt bei gutem Wetter zu hohen Sauerstoffübersättigungen am Wehr, die jedoch empfindlich auf kurzfristige Änderungen im Lichtangebot reagieren. Die maximalen Sauerstoffkonzentrationen werden durch Austausch mit der Atmosphäre limitiert. Die sich einstellenden Algenkonzentrationen sind durch hohe Wachstums- und Abbau- bzw. Verlustraten geprägt, so daß beispielsweise eine Verringerung des Lichtangebots über wenige Tage bereits zu einer starken Abnahme der Biomasse führt.

Infolge der hohen Biomassekonzentrationen liegt ein großes Zehrungspotential vor, welches sich überwiegend aus Algenrespiration und Kohlenstoffabbau (aus algenbürtigem Material) zusammensetzt. Demgegenüber treten andere Prozesse wie Nitrifikation und Sedimentzehrung in den Hintergrund.

Szenario 10

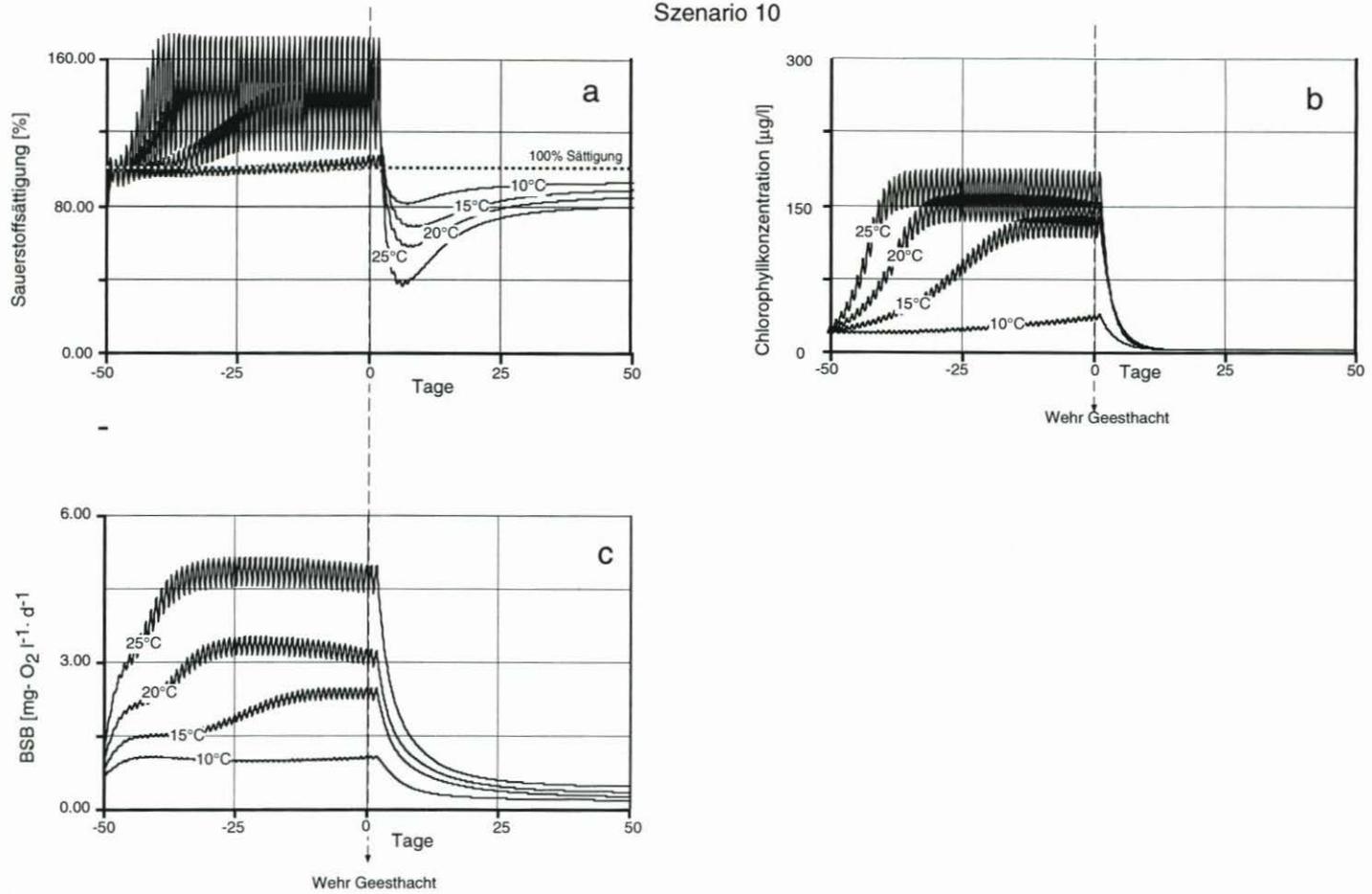


Abb. 38: Modellauf unter Variation der Temperatur zur Demonstration der Auswirkungen auf das Algenwachstum und das Sauerstoffminimum in der Unterelbe

Steuernde Prozesse für das Sauerstoffminimum unterhalb Hamburgs

Die vom Wehr Geesthacht kommenden Wasserkörper gelangen bei Hamburg in ein Gebiet, in dem sich infolge der Vertiefung das Lichtangebot deutlich verschlechtert, was außerdem durch eine Zunahme der Trübung noch verstärkt wird. Genau wie oberhalb des Wehrs bei einer Verschlechterung der Lichtbedingungen die Algenbiomasse schnell abnimmt, fällt auch im Längsprofil bei den größeren Wassertiefen die Algenbiomasse schnell auf kleine Werte ab. Ein Grund hierfür ist u. a. auch in der starken „Algen-Verlustrate“ durch Sedimentation (und evtl. Grazing) zu sehen. Die Abnahme der Biomasse in der Wasserphase führt in Verbindung mit der geringen mittleren Lichtintensität zu einer starken Erniedrigung der Sauerstoffkonzentration. Der Effekt wird noch wesentlich verstärkt durch den verringerten Austausch des Wasserkörpers mit der Atmosphäre infolge der größeren Wassertiefe. Da zudem die Verweilzeit des Wasserkörpers in diesem Gebiet relativ groß ist, spielen sich diese Vorgänge auf einer vergleichsweise kurzen Strecke ab. Im Vergleich zu den steuernden Prozessen „Primärproduktion“, „Austausch mit der Atmosphäre“ und „Zehrung durch Kohlenstoffabbau“ spielen die anderen Prozesse nur eine untergeordnete Rolle. Dabei zeigt sich, daß die Kohlenstoffzehrung überwiegend durch Mineralisierung von Algenbiomasse zustande kommt („Sekundärbelastung“).

Die absolute O_2 -Konzentration im Minimum wird wesentlich durch die (wetterabhängigen) O_2 -Anfangskonzentrationen am Wehr bestimmt, während die „Tiefe des O_2 -Tals“ durch die beteiligten Prozesse gesteuert wird.

Maßnahmen zur Beeinflussung der Sauerstoffsituation in der Elbe

Aus den Modellergebnissen kann geschlossen werden, daß die Sauerstoffsituation in der Elbe außer durch physikalisch-topographische Einflüsse im wesentlichen durch die Algenkonzentration oberhalb des Wehrs bestimmt wird. Maßnahmen zur Verbesserung der Sauerstoffsituation in der Unterelbe könnten deshalb vor allem durch eine Verringerung des Algenwachstums erfolgen. Dies erscheint vor allem durch Reduzierung des Phosphateintrags möglich, da das Algenwachstum in der Elbe bereits jetzt durch Phosphor limitiert wird, während bei den vorhandenen hohen Konzentrationen an anorganischem Stickstoff wesentlich größere Reduzierungen notwendig wären, um zu einer Limitierung zu kommen. Allerdings müssen für eine Phosphorreduzierung die aus den Sedimenten (Buhnenfelder) stammenden Phosphormengen mit in die Betrachtungen einbezogen werden.

6. Danksagung

Die Untersuchungen wurden zum Teil (H. HARMS u. R. MEYER-NEHLS) durch die Wirtschaftsbehörde – Amt für Strom- und Hafenausbau – und durch die Umweltbehörde – Amt für Gewässer- und Bodenschutz – der Freien und Hansestadt Hamburg unterstützt.

7. Schriftenverzeichnis

- ARGE ELBE: Wassergütedaten der Elbe von Schnackenburg bis zur See. Arbeitsgemeinschaft für die Reinhaltung der Elbe (Eigenverlag). ISSN 0931-2153, 1980-1994.
- BODERIE, P. M. A., ZWOLSMAN, J. J. G., VAN ECK, G. T. M. u. VAN DER WEIJDEN, C. H.: Nutrient biogeochemistry in the water column (N, P, Si) and pore water (N) of sandy sediment of the Scheldt Estuary (SW-Netherlands). *Neth. J. Aquat. Ecol.* 27: 309-318, 1993.
- BRUNHOEBER, S. I.: Verteilung und Stoffwechselaktivität nitrifizierender Bakterien in der Elbe bei Hamburg. Diplomarbeit, Universität Hamburg, 1990.
- CARDONI, J. J. u. STEFAN, H. G.: A model of light and temperature limited primary productivity in Lake Chicot. External memorandum M-177. St. Falls Hydraulic Laboratory, University of Minnesota Minneapolis, MN Anthony, 1982.
- CARMAN, K. R.: Stimulation of marine free-living and epibiotic bacterial activity by copepod excretions. *FEMS Microbiol. Ecol.* 14: 255-262, 1994.
- CHEN, C. W.: Concepts and utilities of ecological model, *ASCE, SED*, 96, SA-5: 1085, 1970.
- CHEN, C. W. u. ORLOB, G. T. in: Patten (ed.) *Systems analysis and simulation in ecology*, Vol. 3: 476-537, Acad. Press, New York, 1975.
- CHURCHILL, M. A., ELMORE, H. L. u. BUCKINGHAM, R. A.: The prediction of stream reaeration rates. *Int. J. Air and Water Poll.*, Vol. 6: 467-504, 1962.
- ESSER, W. u. MÜLLER, D.: Vergleichende Zusammenstellung häufig verwendeter Gewässergütemodelle in der Bundesrepublik Deutschland. *Korrespondenz Abwasser* 6: 670-77, 1987.
- FAST, Th.: Zur Dynamik und Primärproduktion des Phytoplanktons im Elbe-Ästuar. Dissertation, Univ. Hamburg, 1993.
- FEDERLE, T. W. u. VENTULLO, R. M.: Mineralization of surfactants by microbionics of submerged plant detritus. *Appl. Environ. Microbiol.* 56: 333-339, 1990.
- FLÜGGE, G.: Gewässerökologische Überwachung der Elbe- Sauerstoffmangel / Fischsterben / Schwermetalle / chlorierte Kohlenwasserstoffe- Analysen der Ursachen. *Abh. Naturw. Verein Bremen* 40: 217-232, 1985.
- FREIER, R. K.: *Aqueous solutions: data for inorganic and organic compounds*. Walter de Gruyter & Co., Berlin, 1977.
- GLIBERT, P. M. u. BRONK, D. A.: Release of dissolved organic nitrogen by marine diazotrophic cyanobacteria, *Trichodesmium* spp. *Appl. Environ. Microbiol.* 60: 3996-4000, 1994.
- GROSSART, H.-P. u. SIMON, M.: Limnetic macroscopic organic aggregates (lake snow): Occurrence, characteristics, and microbial dynamics in Lake Constance. *Limnol. Oceanogr.* 38: 532-546, 1993.
- HAMM, A.: Studie über Wirkungen und Qualitätsziele von Nährstoffen in Fließgewässern. Academia Verlag, Sankt Augustin, 1991.
- HARRIS, G. P.: Photosynthesis, productivity and growth: The physiological ecology of phytoplankton. *Arch. hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol.* H. 10, 1-171, 1978.
- HELDER, W. u. DE VRIES, R. T. P.: Estuarine nitrite maxima and nitrifying bacteria (Ems-Dollard estuary). *Neth. J. Sea Res.* 17: 1-18, 1983.
- HÖHENER, P. u. GÄCHTER, R.: Nitrogen cycling across the sediment-water interface in an eutrophic, artificially oxygenated lake. *Aquatic Sciences* 56: 115-132, 1994.
- HUMANN, K.: Stoffwechselaktivität verschiedener Bakteriengruppen in der Elbe bei Hamburg. Diplomarbeit, Univ. Hamburg, 1992.
- IMHOFF, K.: *Taschenbuch der Stadtentwässerung*. R Oldenbourg Verlag, München-Wien, 1966.
- JASSBY, A. D. u. PLATT, T.: Mathematical formulation of the relationship between photosynthesis and light for phytoplankton. *Limnol. Oceanogr.*, Vol. 21, 4: 540-547, 1976.
- JEWSON, D. H. u. Wood, R. B.: Some effects on integral photosynthesis of artificial circulation of phytoplankton through light gradients. *Verh. Internat. Limnol.* 19: 1037-1044, 1975.
- KERNER, M., KAPPENBERG, J., BROCKMANN, U. u. EDELKRAUT, F.: A case study on the O₂ budget in the freshwater part of the Elbe estuary: I. The effect of changes in the physico-chemical conditions on the oxygen consumption. *Archiv für Hydrobiologie/Suppl.* 110: 1-25, 1995.
- KIRCHMAN, D. u. MITCHELL, R.: Contribution of particle-bound bacteria to total microheterotrophic activity of five ponds and two marshes. *Appl. Environ. Microbiol.* 43: 200-209, 1982.

- KLAGES, D.: Potentials of oxygen consumption in the longitudinal profile of the river Elbe. In: Kerner, M. et al. (eds.): A case study on the O₂ budget in the freshwater part of the Elbe estuary. Archiv f. Hydrobiologie. Suppl. 110: (im Druck), 1995.
- KOLKOWITZ u. EHRlich, F.: Chemisch-biologische Untersuchungen der Elbe und Saale. Mitteilungen aus der Königl. Prüfungsanstalt für Wasserversorgung und Abwasserbeseitigung zu Berlin, H. 9, 1907.
- KOPF, W., PÖHLMANN, W. u. REIMANN, K.: Grundlagen der Eutrophierung von Fließgewässern. dargestellt am Beispiel von Main und Regnitz. Bericht d. Bayer. Landesanstalt f. Wasserforschung (Hrsg.) München, 1988.
- KOPF, W.: Some aspects of the underwater light climate of a regulated river. Z. Wasser-Abwasser-Forsch. 16: 168-172, 1983.
- MEYER-REIL, L.-A.: Benthic response to sedimentation events during autumn to spring at a shallow water station in the Western Kiel Bight. Mar. Biol. 77: 247-256, 1983.
- MONOD, J.: The growth of bacterial cultures. Ann. Rev. Microbiol., 3: 371-394, 1949.
- MÜLLER, A., KUNZE, B. u. GRABEMANN, I.: Water quality modelling: prediction of the transport of water constituents in the Weser Estuary (Germany). In 2nd Intern. Conference/WW Div. ASCE, Tampa, Florida, Nov. 13-15, 1991.
- MÜLLER, S.: Sauerstoffhaushalt in Fließgewässern. Schriftenreihe Wasserwirtschaftliche Rahmenplanung, Hrsg.: Bayerisches Landesamt für Umweltschutz, H. 1, 1975.
- NEHLS, R.: Die Populationsdichte freisuspendierter und schwebstoffgebundener Zellen proteolytischer Bakterien an verschiedenen Standorten. Diplomarbeit, Univ. Hamburg, 1990.
- OFFICER, C. B., BIGGS, R. B., TAFT, J. L., CRONIN, L. E., TYLER, M. A. u. BOYNTON, W. R.: Chesapeake Bay anoxia: Origin, development, and significance. Science 223: 22-27, 1984.
- OZTURK, Y. F.: Mathematical modelling of dissolved oxygen in mixed estuaries. ASCE, J. Environmental Engineering Division, 105, No. EE5. 883-904, 1979.
- PALUMBO, A. V., FERGUSON, R. L. u. RUBLEE, P. A.: Size of suspended bacterial cells and association of heterotrophic activity with size fractions of particles in estuarine and coastal waters. Appl. Environ. Microbiol. 48: 157-164, 1984.
- PÖHLMANN, W.: Zur Eutrophierung von Fließgewässern. Teil 2: Einfluß von Licht, Turbulenz, Gewässertiefe und Primärbelastung des Vorfluters auf das Wachstum von Phytoplankton (In situ Messungen). Z. Wasser-Abwasser-Forsch. 22: 196-202, 1989.
- PROWN, L. C. u. BARNWELL, JR., T. O.: The enhanced stream water quality models Qual2E and Qual2E. UNCAS: Documentation and user manual. EPA-600/3-87/007. U.S. Environmental Protection Agency, Athens, GA (s. a. Roesner et al.), 1987.
- ROESNER, L. A., GIGUERE, P. R. u. EVENSON, D. E.: Computer program documentation for stream quality modeling (Qual-II). U.S. Environmental Protection Agency, Athens, GA. EPA-600/9-81-014 Roesner, L. A., Giguere, P. R. and Evenson, D. E. (1981) Computer program documentation for stream quality modeling (Qual-II). U.S. Environmental Protection Agency, Athens, GA. EPA-600/9-81-014, 1981.
- SALOMONS, W., SCHWEDHELM, E., SCHOER, J. u. KNAUTH, H.-D.: Natural tracers to determine the origin of sediments in estuaries. In: Awaya, Y.; Kusuda, T. (Eds.): Coastal and estuarine pollution-proceedings of the specialised conference on coastal and estuarine pollution. Fukuoka: Department of Civil Engineering, Kyushu University, pp. 119-132, 1987.
- SCHROEDER, F., WILTSHIRE, K. H., KLAGES, D., MATHIEU, B. u. KNAUTH, H.-D.: Nitrogen and oxygen processes in sediments of the Elbe Estuary. Arch. f. Hydrobiol. (in publ.), 1995.
- SCHROEDER, F.: The oxygen minimum in the Elbe Estuary: Sensitivity due to different processes estimated by means of a simple water quality model., in Vorbereitung, 1996.
- STIGG, L. u. STUMM, W.: Aquatische Chemie - Eine Einführung in die Chemie wäßriger Lösungen und natürlicher Gewässer. Verlag der Fachvereine Zürich, B. G. Teubner Verlag Stuttgart, Zürich, Stuttgart, 1994.
- SMITH, E. L.: Photosynthesis in relation to light and carbon dioxide. Proc. Nat. Acad. Sci., 22: 504-510, 1936.
- SMOL, J. P., BROWN, S. R. u. MCINTOSH, H. J.: A hypothetical relationship between differential algal sedimentation and diatom succession. Verh. Internat. Verein. Limnol. 22: 1361-1365, 1984.
- SOWITZKI, S. C.: Populationsdynamik nitrifizierender Bakterien in der Elbe bei Hamburg sowie serologische Spezifität ihrer antigenen Determinanten für die Zellzahlbestimmung mit der Immunofluoreszenz-Technik. Dissertation, Univ. Hamburg, 1992.

- STAL, L. J.: Cellular physiology and interactions of biofilm organisms, S. 269–289. In: W. G. Characklis und P. A. Wilderer (Hrsg.), *Structure and function of biofilms*. Wiley & Sons, Chichester, New York, Toronto, 1989.
- STREETER, H. W. u. PHELPS, E. B.: A study of the pollution and natural purification of the Ohio River. *Public Health Bulletin 146*, U.S. Public Health Service, Washington D. C., 1925.
- STUMM, W. u. MORGAN, J. J.: *Aquatic chemistry – An introduction emphasizing chemical equilibria in natural waters*. John Wiley & Sons, New York, 1981.
- TAFT, J. L., TAYLOR, W. R., HARTWIG, E. D. u. LOFTUS, R.: Seasonal oxygen depletion in Chesapeake Bay. *Estuaries* 3: 242–247, 1980.
- THOUVENIN, B., LE HIR, P. u. ROMANA, L. A.: Dissolved oxygen model in the Loire Estuary. In: DYER, K. R. & Orth, R. J. (eds): *Changes in fluxes in estuaries*. ECSA22/ERF Symposium, 1992.
- TIAN, R. C., HU, F. X. u. MARTIN, J. M.: Summer nutrient fronts in the Changjiang (Yantze River) estuary. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 37: 27–41, 1993.
- UMWELTBEHÖRDE HAMBURG: *Gewässergütebericht '84*, *Hamburger Umweltberichte* 2/85, 1985.
- VOLK, R.: Studien über die Einwirkungen der Trockenperiode im Sommer 1904 auf die biologischen Verhältnisse der Elbe bei Hamburg. *Mitteilungen aus dem Naturhistorischen Museum XXIII*, 1906.
- WIETING, J.: Herkunft und Einfluß von sauerstoffzehrenden Substanzen aus der DDR auf die Wassergüte in der Unterelbe. *Wasser und Boden* 1: 14–18, 1988.
- WILTSHIRE, K. H.: Untersuchungen zum Einfluß des Mikrophytobenthos auf den Nährstoffaustausch zwischen Sediment und Wasser in der Tide-Elbe. *Dissertation Univ. Hamburg; GKSS 92/E/47*, 1992.
- WOLF, P.: *Simulation des Sauerstoffhaushaltes in Fließgewässern*, Kommissionsverlag R. Oldenbourg, München, 1974.