

Langzeitmodellierung der Gewässergüte in der Elbe mit Fokus auf die Sauerstoffbilanz im Ästuar

Andreas Schöl, Birte Hein, Jens Wyrwa und Volker Kirchesch

Zusammenfassung

Das eindimensionale Gewässergütemodell QSim wird für den deutschen Teil der Elbe einschließlich ihres Ästuars (km 0 bis 727) angewendet. Durch den Vergleich von Simulations- und Messergebnissen wird eine Validierung für das Modell gezeigt. Mit der Berechnung der Gewässergüte für den 585 km langen Flusslauf der Elbe wird ein konsistentes Eingangssignal für das Ästuar erzeugt, um damit den Sauerstoffhaushalt und die Entwicklung des Phytoplanktons im Bereich des Hamburger Hafens und der Seeschiffahrtsstraße mit seinen großen mittleren Wassertiefen (> 10 m) zu modellieren. Die Simulationen für das Jahr 2006 zeigen, dass in der Vegetationsperiode von Mai bis Oktober hohe Algenbiomassen von im Mittel etwa $150 \mu\text{g chl a l}^{-1}$ im flachen und eutrophen Flussabschnitt der Elbe produziert werden. Diese hohe Primärproduktion führt auch zu deutlichen Sauerstoffübersättigungen auf der Flussstrecke. Im anschließenden limnischen Abschnitt des Elbe-Ästuars gehen dann die Algengehalte deutlich zurück. Parallel dazu treten Sauerstoffdefizite auf. Die Analyse der Modellergebnisse bezüglich des Rückgangs der Algen zeigt, dass das Netto-Algenwachstum in den tiefen Abschnitten des Ästuars aufgrund der Lichtlimitierung negative Raten annimmt und gleichzeitig starke Verluste durch den Wegfraß durch das Zooplankton (Saisonmittel von 0,5 pro Tag) auftreten. Der Eintrag von lebenden Algen und leicht abbaubaren algenbürtigen Kohlenstoffverbindungen aus dem Fluss in das Ästuar führt im Sommer zu heterotrophen Bedingungen im Elbe-Ästuar und als Folge zu Sauerstoffdefiziten.

Mit dem großskaligen eindimensionalen Modellansatz werden zudem für einen 13-jährigen Zeitraum (1998-2010) die Wassertemperatur, das Phytoplankton und der Sauerstoff für den Flusslauf und das Ästuar simuliert und validiert. Darüber hinaus werden neue Entwicklungen vorgestellt, wie das Modell QSim mit mehrdimensionalen hydrodynamischen Modellen offline gekoppelt und betrieben werden kann. Für ein Testgebiet wird die horizontale Verteilung der Wassertemperatur in einem durch Nebenrinnen charakterisierten Abschnitt des Ästuars simuliert und mit Beobachtungswerten verglichen.

Schlagwörter

Gewässergütemodell, Elbe-Ästuar, Wassertemperatur, Sauerstoff, Phytoplankton

Summary

The current status of numerical water quality modelling of the German part of the Elbe and its estuary (km 0 to 727) with the model QSim is presented and simulation results are compared with field data for validation. Based on a large scale 1d approach, a consistent input signal from the river (upper 585 km) is generated to investigate the context between phytoplankton development and oxygen deficits in the estuary

with enhanced mean water depth (> 10 m). In the shallow and eutrophic river, phytoplankton biomass is produced up to a seasonal mean (May-October 2006) of nearly 150 µg chl a l⁻¹ causing oxygen supersaturation. In the freshwater part of the estuary, the algae biomass declines sharply and oxygen deficits occur. Our simulations demonstrate that net algae growth rates become negative due to light limitation, while high grazing losses by zooplankton (seasonal mean of 0.5 per day) causes a decline of the biomass. Due to the input of algal derived and easily degradable organic carbon imported from the river and organic carbon from algal die-off, the Elbe Estuary becomes heterotrophic and depleted of oxygen in summer.

Referring to the large scale 1d approach, we simulate and validate the long term development of the water temperature, phytoplankton, and oxygen of the Elbe Estuary for a 13-year period (1998-2010). Recent developmental steps towards more-dimensional water quality modelling with QSim by offline coupling with a hydrodynamic model are outlined. This approach is tested concerning the horizontal water temperature distribution of a side channel system of the estuary.

Keywords

water quality model, Elbe Estuary, water temperature, oxygen, phytoplankton

Inhalt

1	Einleitung	220
2	Das Modell QSim.....	222
2.1	Konzept für die Kopplung von QSim mit hydrodynamischen Modellen	222
2.2	Beschreibung der QSim-Module.....	224
3	QSim-Anwendung für die Elbe und ihr Ästuar.....	227
3.1	Modellgebiet.....	227
3.2	Randbedingungen	229
3.3	Modellkalibrierung.....	230
4	Ergebnisse	232
4.1	Wasserstände im Ästuar.....	232
4.2	Längsprofile der Gewässergüteparameter.....	233
4.3	Validierung der Langzeit-Simulation	238
4.4	Simulation der Wassertemperatur im Elbeästuar mit 2D-QSim.....	242
5	Diskussion.....	243
6	Schlussfolgerungen und Ausblick	246
7	Danksagung.....	247
8	Schriftenverzeichnis.....	247

1 Einleitung

Die Gewässergüte und das Gewässermanagement in Ästuaren sind in den letzten Jahren zunehmend in den Mittelpunkt der Aufmerksamkeit gerückt. Ein bedeutendes ökologisches Problem in Ästuaren und angrenzenden Küstengewässern ist das Auftreten

von sehr geringen Sauerstoffkonzentrationen (Hypoxie) (RABALAIS et al. 2009; HOWARTH et al. 2011; ZHU et al. 2011).

Es wurde für viele Flusssysteme gezeigt, dass eine Nährstoffübersorgung in den Einzugsgebieten Phytoplanktonblüten und Eutrophierung in den mittleren und unteren Flussabschnitten begünstigen kann (SALMASO and BRAIONI 2008; PUSCH et al. 2009). Die auf das Phytoplankton zurückzuführende hohe Belastung mit organischem Material in den eutrophen Flussabschnitten führt zu heterotrophen Bedingungen in den Ästuaren, die hauptsächlich durch Sauerstoffdefizite angezeigt werden (PAERL and PINCKNEY 1998; GARNIER et al. 2001). In gut durchmischten Ästuaren scheint die Lage der Zonen mit niedrigem Sauerstoffgehalt für jedes Ästuar im Längsprofil spezifisch zu sein. So ist in Ästuaren mit geringer Eutrophierung das Sauerstoffminimum häufig in der Zone des Trübungsmaximums zu beobachten, während in stärker eutrophierten Ästuaren das Sauerstoffminimum im limnischen Abschnitt liegt (GARNIER et al. 2001). Zusätzlich zur Belastung mit organischem Material und zur Menge des in das Ästuar eintretenden Süßwassers (Oberwasserabfluss) ist auch die Bathymetrie ein wichtiger Einflussfaktor für die Sauerstoffkonzentration im Ästuar.

Im limnischen Abschnitt des Elbeästuars traten in den letzten 40 Jahren im Sommer regelmäßig niedrige Sauerstoffkonzentrationen auf. Das Phänomen des Sauerstoffmangels im Elbeästuar wurde von CASPERS (1984), ARGE ELBE (1984), FLÜGGE (1985) und danach auch von BERGEMANN et al. (1996) und YASSERI (1999) beschrieben.

Zu den meisten biogeochemischen Prozessen der Sauerstoffzehrung in Ästuaren liegen umfangreiche Beschreibungen vor. Dennoch bedarf es einer zeitlich und räumlich detaillierten quantitativen Analyse, um die Wirkung von Managementstrategien wie etwa die Minderung der Eutrophierung durch Nährstoffreduzierung abzuschätzen. Die numerische Modellierung der Gewässergüte kann solche Analysen unterstützen und wurde in vielen Studien als Management-Tool und zu wissenschaftlichen Zwecken eingesetzt, um Sauerstoffdefizite in Ästuaren zu untersuchen und zu quantifizieren (BILLEN et al. 2001; ZHENG et al. 2004).

In diesem Beitrag wird ein Ansatz für die numerische Modellierung der Gewässergüte, insbesondere der Wassertemperatur, Algen- und Zooplankton-Entwicklung sowie Sauerstoffbedingungen, für den deutschen Teil der Elbe und das Elbeästuar vorgestellt. Für die Simulation der Gewässergüte müssen die physikalischen Transportvorgänge und die biogeochemischen Prozesse miteinander verknüpft werden. Es wird daher ein hydrodynamisches Modell mit einem Gewässergütemodell gekoppelt, das die biogeochemischen Prozesse simuliert. Dieser allgemeine Ansatz der Kopplung von Modellen wurde im Chesapeake Bay Model Package (CBMP) von CERCO und COLE (1993) umgesetzt und ist mittlerweile Bestandteil vieler „Softwarefamilien“. So wurde in jüngster Zeit ein gekoppeltes hydrodynamisch-biogeochemisches Modell auf das Schelde-Ästuar angewendet (ARNDT et al. (2011); GYPENS et al. (2013)). Andere Entwicklungen beinhalten Konzepte einer dynamischen Kopplung hydrodynamischer Modelle an biogeochemische Module wie das Framework of Aquatic Biogeochemical Models (FABM) (BRUCE et al. 2013).

Die Modellkopplung ist für eine oder mehrere Dimensionen im Raum möglich. Bei Ansätzen mit 1D-Modellen werden die Systeme stark vereinfacht, indem von einem vollständig durchmischten Wasserkörper ausgegangen und die laterale und vertikale Auflösung vernachlässigt wird. Dennoch werden solche Modelle bei großskaligen Simulationen (mit dominanten Längsgradienten) wie z. B. Einzugsgebieten oder großen Flussabschnitten

erfolgreich eingesetzt, insbesondere im Rahmen von Untersuchungen zum Klimawandel (BILLEN et al. 2001; DUCHARNE et al. 2007; QUIEL et al. 2011). Im Gegensatz dazu sind mehrdimensionale Modelle bei Untersuchungen mit kleinerem Maßstab sinnvoll, beispielsweise von Hafenbecken oder auch in Seitenräumen von Ästuaren, in denen Trockenfallen und Überflutung eine bedeutende Rolle spielen.

2 Das Modell QSim

Das Modell QSim simuliert physikalische, chemische und biologische Prozesse in Flüssen (KIRCHESCH und SCHÖL 1999; SCHÖL et al. 2002; MATZINGER et al. 2013). QSim wurde in den 1980er Jahren entwickelt und wurde seither stetig erweitert und verbessert (SCHÖL et al. 2006 a/b; BECKER et al. 2010; QUIEL et al. 2011).

QSim ist ein deterministisches Modell mit einem modularen Aufbau, das heißt, die einzelnen auf die Wärme-, Nährstoff- und Sauerstoffbilanz sowie die Planktonentwicklung wirkenden Prozesse werden als separate Module in Form von Differential- und algebraischen Gleichungen ohne jeglichen stochastischen Einfluss beschrieben.

2.1 Konzept für die Kopplung von QSim mit hydrodynamischen Modellen

Für die Simulation der Gewässergüte mit QSim wird ein hydrodynamisches Modell benötigt. Abhängig von der Dimension des hydrodynamischen Modells ist eine 1D-, 2D- oder 3D-Simulation der Gewässergüte möglich. Beim 1D-Ansatz ist QSim offline an HYDRAX (OPPERMANN 1989) gekoppelt. Die Kopplung von QSim und HYDRAX erfolgt mithilfe der Benutzeroberfläche GERRIS (BfG 2013). Beim 2D-Ansatz wurde QSim vor Kurzem offline an casu (WYRWA 2003) gekoppelt (Abb. 1). Dabei konnte der in Form von FORTRAN-Subroutinen vorliegende, bestehende QSim-Code durch Implementierung von sogenannten Hüll-Routinen zunächst gekapselt und dann eingebettet werden.

Eindimensionaler QSim-Ansatz mit HYDRAX

HYDRAX ist ein eindimensionales hydrodynamisches Modell zur Simulation instationärer Strömungsverhältnisse in einem Gewässernetz (OPPERMANN 1989, 2010). In HYDRAX erfolgt die Lösung der Saint Venant-Gleichungen numerisch mit dem impliziten Differenzenschema nach Preissmann (CUNGE et al. 1980). Das nichtlineare Gleichungssystem wird mit zwei verschiedenen Double Sweep-Verfahren für baum- und netzartige Gewässergraphen iterativ gelöst (CUNGE et al. 1980; FRJASINOV 1970). Die Strömung kann entweder stationär oder instationär berechnet werden. HYDRAX errechnet die hydraulischen Bedingungen (Oberwasserabfluss, Wasserstand, mittlere Wassertiefe und Strömungsgeschwindigkeit) entlang des Flussabschnitts mit Hilfe von Querschnittsprofilen, der Rauheit der Sohle und der Neigung des Gewässerabschnitts. Am oberen Modellrand und den einmündenden Nebenflüssen wird der gemessene Abfluss vorgegeben. Am unteren Rand wird HYDRAX durch gemessene Wasserstände angetrieben. Die Bereitstellung der Daten der hydraulischen Bedingungen für QSim erfolgt im untersuchten Gewässerabschnitt über die gemeinsame Gitterstruktur.

Eingangsdaten zur Gewässergüte werden für die Nebenflüsse, für den oberen und - im Fall der Modellierung eines Ästuars mit tidebedingten Wechseln der Strömungsrichtung - für den unteren Modellrand benötigt, damit die Anfangsbedingungen für die Modellrechnungen feststehen. Die biogeochemischen Prozesse in QSim werden im Allgemeinen stündlich errechnet. Aus Gründen der Stabilität werden die Advektion und Diffusion der 70 biologischen Variablen mittels Unterzeitschritten berechnet. In der Fallstudie Elbe wird der QUICKEST Transportalgorithmus zweiter Ordnung, der eine Limiter-Funktion beinhaltet, angewendet (LEONARD 1961).

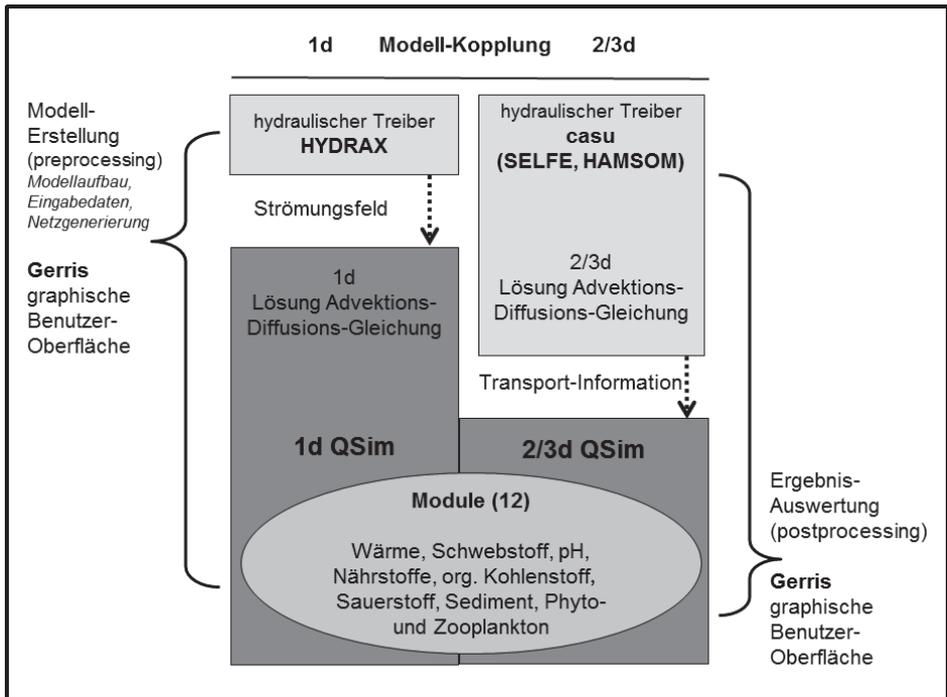


Abbildung 1: Schematischer Aufbau der Kopplung zwischen Gewässergütemodell (QSim) und hydrodynamischen Modellen (HYDRAX oder casu).

Zweidimensionaler QSim-Ansatz mit casu

Die Strömungsberechnungs-Software casu für 3D-Simulationen (WYRWA 2003) basiert auf den numerischen Algorithmen von CASULLI und CHENG (1992). Die Software wird als hydrodynamischer Treiber verwendet und löst die dreidimensionalen Flachwassergleichungen. Wird für die Diskretisierung nur eine Tiefenschicht verwendet, reduziert sich die Berechnung auf ein tiefengemittelttes 2D-Modell. Für die Ränder in unterstromiger/seewärtiger Richtung werden Werte für den Wasserspiegel festgelegt; dies ist auch im Hinblick auf die tidebedingte Umkehrung der Strömungsrichtung angemessen. An den oberstromigen/landseitigen Modellrändern werden Daten aus dem 1D-Modell genutzt. Die Verteilung dieser als Punktwert vorliegenden Randbedingungen entlang der 2D Randlinien wird von casu intern vorgenommen. Dabei wird der Wasserspiegel entlang der seeseitigen Randlinie als ein konstanter Wert angesetzt. Die Verteilung der

Strömungsgeschwindigkeiten an den Modellrändern basiert auf der Annahme, dass jede Vertikale einem geraden, rauen Gerinne entspräche und alle Vertikalen dasselbe Wasserspiegelgefälle hätten. Die mit casu berechneten Lösungen sind instationär. Bei Vorgabe von stationären Randbedingungen konvergiert die Lösung allmählich gegen eine stationäre Lösung. Im Gegensatz zum hydrodynamischen 1D-Modell HYDRAX beinhaltet der dreidimensionale hydrodynamische Treiber casu bereits einen Lösungsalgorithmus für die Advektions-Diffusions-Gleichung, der für den Transport der hydrodynamisch aktiven Konzentrationen (Salz, Schwebstoffe) und die Turbulenzgrößen benötigt wird. In casu erfolgt die Advektionsmodellierung mittels ELM (Euler-Lagrange-Methode) und die Diffusionsmodellierung mit der Finite-Differenzen-Methode (WYRWA 2003). Die offline gespeicherten Transportmatrizen lassen sich in QSim direkt verwenden; sie werden mit den als Vektoren gespeicherten Konzentrationsfeldern multipliziert.

2.2 Beschreibung der QSim-Module

Das Modell QSim umfasst zwölf Module: ein Wärmemodul zur Berechnung der Wassertemperatur, sieben biogeochemische Module für die Prozessbeschreibung der Seston-Bilanz, pH-Wert, Nährstoffdynamik von Stickstoff (N), Phosphor (P) und Silizium (Si), organischem Kohlenstoff sowie Sauerstoffgehalt, drei biologische Module für Phyto- und Zooplankton sowie benthische Filtrierer (für die Elbe nicht angewendet) und ein Sedimentmodul, das die Frühdiagenese der Sedimente einschließlich Sauerstoff-, Kohlenstoff- und Nährstoffflüssen berechnet. Im Nachfolgenden werden eine kurze Beschreibung und Literaturverweise zu diesen Modulen gegeben. Die Eingangsgrößen und Parametrisierung der Prozesse sind in den Tabellen 2 und 3 dargestellt.

Wärmemodul

Grundlage für die Berechnung der Wärmebilanz eines Wasserkörpers ist die vereinfachte Wärmebilanzgleichung. Die Wassertemperatur ist beeinflusst durch Sonneneinstrahlung (q_S), Verdunstung (q_V), Konvektion (q_K), Temperatur an der Gewässersohle (q_{US}), Wärmeaustausch zwischen Sediment und Wasser (q_U) und direkte Abflüsse (q_E) aus Nebenflüssen und Wärmekraftwerken in den Fluss. Als Eingangsdaten werden die Messwerte für die Globalstrahlung, Lufttemperatur, relative Luftfeuchtigkeit, Bewölkung und Windgeschwindigkeit (Tab. 2) an unterschiedlichen Stationen im Modellgebiet verwendet. Weitere Informationen über die Gleichungsterme und Parameter finden sich in IKSR (2013).

Die Wärmebilanzgleichung lautet:

$$\frac{\partial T_W}{\partial t} = \frac{q_S - q_V - q_K + q_{US} - q_U + q_E}{c_W * H * \rho_W} \quad (1)$$

T_W - Wassertemperatur [°C]

t - Zeit [h]

q_S - Wärmefluss aus Strahlung [kJ*h⁻¹*m⁻²]

q_V - Wärmefluss aus Verdunstung [kJ*h⁻¹*m⁻²]

q_K - Wärmefluss aus Konvektion [kJ*h⁻¹*m⁻²]

q_{US} - Wärmefluss aus Strahlungseinwirkung auf das Sediment [kJ*h⁻¹*m⁻²]

q_U - Wärmeaustausch zwischen Sediment und Wasser [kJ*h⁻¹*m⁻²]

q_E - Wärmefluss aus direktem Abfluss [kJ*h⁻¹*m⁻²]

c_W - spezifische Wärmekapazität des Wassers = $4,1868 \cdot 10^3 \text{ J} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{K}^{-1}$

H - mittlere Wassertiefe im Querschnitt [m]

ρ_W - Dichte des Wassers = $1,000 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3}$

Diese Wärmebilanzgleichung lässt sich jedoch nicht explizit lösen, da die unterschiedlichen Terme nicht unabhängig voneinander sind. Die Gleichung wird folglich iterativ gelöst. Dabei sollten bei niedrigen Wassertiefen kurze Zeitschritte für die Iteration verwendet werden, um während der Iterationsschleifen große Unterschiede in der Wassertemperatur zu vermeiden.

Biogeochemische Module

Nährstoffe (N, P, Si)

Das Modell QSim errechnet die wichtigen Prozesse des Nährstoffkreislaufs (KIRCHESCH und SCHÖL 1999). Die Stickstoffvariablen sind Gesamtstickstoff, Ammonium, Nitrit und Nitrat. Zu den wichtigsten Prozessen zählen die Assimilation durch das Phytoplankton, Ammonifikation durch Zersetzung von organischem Material, Nitrifikation und Denitrifikation. Das Wachstum von suspendierten Nitrifikanten (*Nitrosomonas* und *Nitrobacter*) ist abhängig von der Wassertemperatur, Sauerstoffkonzentration und Substratkonzentration (Ammonium oder Nitrit). Der Nitrifikations-/Denitrifikationsprozess und die N-Flüsse vom/ins Sediment sind im Sedimentmodul umgesetzt. Das Gleichgewicht zwischen der partikulären Fraktion des Gesamtphosphors und der gelösten Fraktion von ortho-Phosphat wird simuliert. Während ortho-Phosphat aufgrund der Assimilation durch Algen im Wasser abnimmt, wird es durch die Atmung der Algen, Rotatorien (Rädertiere) und benthischen Filtrierer (Muscheln) sowie durch den Abbau von Detritus produziert. Die von Rotatorien und benthischen Filtrierern abgegebenen Faeces werden durch bakterielle Zersetzung ebenfalls zu ortho-Phosphatquellen. Im Modell ist auch gelöstes Siliziumdioxid berücksichtigt, da es ein Strukturelement der Zellwände von Diatomeen (Kieselalgen) ist und ihr Wachstum beschränken kann. Neben der Aufnahme von Silikat durch die Diatomeen wird im Modell auch eine Freisetzung von Silikat aus dem Sediment durch Zerfall der Kieselalgen berücksichtigt.

Organischer Kohlenstoff

Die Berechnung der Hydrolyse der biologisch abbaubaren organischen Substanzen in monomere Substanzen erfolgt nach dem konzeptionellen Modell für den Abbau organischer Substanz von BILLEN (1991), der einen allgemeinen Überblick über das bakterielle Wachstum in aquatischen Systemen liefert. Das organische Material wird in fünf Fraktionen unterteilt. Dabei ist die partikuläre refraktäre organische Substanz eine permanente Senke und nicht mit den bakteriellen Zersetzungsprozessen verbunden. Die anderen vier Fraktionen sind biologisch abbaubar und durch verschiedene Hydrolyseraten gekennzeichnet. Die Biomasse jeder biologischen Gruppe, die aufgrund von Mortalität, Ausscheidung oder in Form von Faeces in die einzelnen Fraktionen der organischen Substanz übergeht, wird gleichmäßig auf die fünf Fraktionen aufgeteilt. Die Substrataufnahmerate der Bakterien ist nur eine Funktion der verfügbaren Konzentration monomerer Substanzen:

$$up_{Bac} = up_{Bac,max} * \frac{C_M}{C_M + K_{S,C_M}} * f_{Bac}(T) \quad (2)$$

- $up_{Bac,max}$ - maximale Aufnahme rate der Bakterien [d^{-1}]
- C_M - Konzentration an monomeren Substanzen [$mgC \cdot l^{-1}$]
- K_{S,C_M} - Halbsättigungskonstante der Bakterien für monomere Substanzen [$mgC \cdot l^{-1}$]
- $f_{Bac}(T)$ - Temperaturabhängigkeit [-]

Im QSim-Modellansatz ist die bakterielle Biomasse mit dem gesamten biologisch abbaubaren Kohlenstoff und der Abbaubarkeit des Substrats verknüpft. Beide Größen werden aus dem Verhältnis des kohlenstoffbürtigen Anteils des biochemischen Sauerstoffbedarfs (C-BSB₅) zum chemischen Sauerstoffbedarf (CSB) abgeleitet. Dieser Ansatz ermöglicht die Berechnung bakterieller Biomasse aus Routinemessungen, obwohl die bakterielle Biomasse selbst nicht gemessen wurde (BERGFELD 2002).

Biologische Module

Phytoplankton

In QSim lassen sich drei taxonomische Hauptgruppen des Phytoplanktons mit ihren jeweiligen physiologischen Eigenschaften unterscheiden (Tab. 2). Die Änderung der Algenbiomasse ergibt sich aus:

$$\frac{dA}{dt} = (\mu - k_{resp} - k_{mort}) * A - A_{graz} - A_{sed} \quad (3)$$

- A - Algenbiomasse [$mg \cdot l^{-1}$]
- μ - tatsächliche Wachstumsrate [d^{-1}]
- k_{resp} - Respirationsrate [d^{-1}]
- k_{mort} - Mortalitätsrate [d^{-1}]
- A_{graz} - Fraßverluste [$mg \cdot l^{-1} \cdot h^{-1}$]
- A_{sed} - sedimentationsbedingte Verluste [$mg \cdot l^{-1} \cdot h^{-1}$]
- t - Zeit [h]

Die effektive Limitation des Phytoplanktonwachstums durch die drei Parameter Temperatur, Licht und Nährstoffe wird durch Multiplikation der Produktionsrate mit den limitierenden Faktoren dieser Parameter errechnet (SCHÖL et al. 2002, 2006a).

$$\mu = P_{mean} * (Chla : C) * f_T * f_N * f_L \quad (4)$$

- P_{mean} - mittlere Produktionsrate im vertikalen Profil [$mgC \cdot mgChla^{-1} \cdot h^{-1}$]
- $Chla : C$ - Chlorophyll-a/Kohlenstoff-Verhältnis [$mgChla \cdot mgC^{-1}$]
- f_T - Einfluss der Temperatur auf die Wachstumsrate [-]
- f_N - Einfluss der Nährstoffe auf die Wachstumsrate [-]
- f_L - Einfluss des Lichts (Photoinhibition) auf die Wachstumsrate [-]

Die Nährstofflimitation wird durch den Nährstoff mit der stärksten limitierenden Wirkung definiert.

$$f_N = \min \left(\left(N / (k_N + N) \right); \left(P / (k_P + P) \right); \left(Si / (k_{Si} + Si) \right) \right) \quad (5)$$

$k_{N, P, Si}$	- Halbsättigungskonstante des Nährstoffes x [$\text{mg}^* \text{l}^{-1}$]
N	- Stickstoffkonzentration [$\text{mg}^* \text{l}^{-1}$]
P	- Phosphorkonzentration [$\text{mg}^* \text{l}^{-1}$]
Si	- Silikatkonzentration [$\text{mg}^* \text{l}^{-1}$]

Für die Berechnung der Lichtlimitation wird die Quantenausbeute des Phytoplanktons während seines Transports über den vertikalen Lichtgradienten sowie das (lichtabhängige) Chla/Kohlenstoff-Verhältnis berücksichtigt (OLLINGER 1999).

Zooplankton

Das Zooplankton ist durch Rotatorien (Rädertiere) repräsentiert, wie in SCHÖL et al. (2002) beschrieben. In der Elbe dominiert die Gruppe der Rädertiere das Zooplankton (HOLST 2006). Crustaceen entwickeln sich in der Tideelbe zu einer bedeutenden Gruppe, für die jedoch in QSim kein separater Modellansatz vorgesehen ist.

$$\frac{dROT}{dt} = (\mu_{ROT} - resp_{b,ROT} - mort_{ROT}) * ROT \quad (6)$$

ROT	- Biomasse der Rotatorien [$\text{mgC}^* \text{l}^{-1}$]
μ_{ROT}	- Wachstumsrate [d^{-1}]
$resp_{b,ROT}$	- Basisrespirationsrate [d^{-1}]
$mort_{ROT}$	- Mortalitätsrate [d^{-1}]

Sedimentmodul

Das Sedimentmodul wurde nach DI TORO (2001) als Zwei-Schichten-Ansatz mit einer getrennten Implementierung für oxische beziehungsweise anoxische Prozesse entwickelt. Die Berechnung der Kohlenstoffflüsse erfolgt bei jedem Zeitschritt, um eine dynamische Kopplung von Pelagial und Benthos zu erreichen. Ausführlichere Angaben sind BFG (2013) zu entnehmen.

3 QSim-Anwendung für die Elbe und ihr Ästuar

Die Beschreibung des Modellgebiets sowie der Randbedingungen, Modellkalibrierung und Parametrisierung bezieht sich auf den eindimensionalen QSim-Ansatz mit HYDRAX. Modellspezifische Optionen des 2D-Ansatzes (Kopplung von QSim an casu) werden aufgeführt.

3.1 Modellgebiet

Die Länge der Elbe von ihrer Quelle im Riesengebirge (Tschechien) bis zur Nordsee (Deutschland) beträgt 1.094 km. Die wichtigsten deutschen Nebenflüsse sind die Schwarze Elster, Mulde, Saale und Havel.

Im 1D-Ansatz beginnt das Modellgebiet etwa 367 km unterhalb des Ursprungs der Elbe an der tschechisch-deutschen Grenze (Elbe-Km 0) und reicht bis zur Nordsee bei Cuxhaven (Elbe-Km 727). Darin enthalten ist der Abschnitt der Mittel-Elbe bis zum Tidewehr in Geesthacht (Km 0 bis Km 585) und das Elbeästuar (Km 585 bis Km 727) (Abb. 2). Das Ästuar lässt sich in eine limnische Zone ($< 0,5$ PSU), eine oligohaline Zone

(0,5-5 PSU) und eine mesohaline Zone (5-18 PSU) aufteilen. Die Grenzwerte für den Salzgehalt folgen dem „Venedig-System“. Die hier gezeigte Bestimmung der Zonen basiert auf einem Längsprofil des Salzgehalts, das von der Flussgebietsgemeinschaft Elbe (FGG Elbe: <http://www.fgg-elbe.de/fgg-elbe.html>) am 24.08.2006 bei Ebbstrom gemessen wurde. Der mittlere Abfluss im Zeitraum vom 24.07.2006 bis 24.08.2006 betrug am Pegel Neu Darchau (Km 536) $413 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$.

Die Nebenflüsse sind laterale Modellränder. Der Flussabschnitt ist in 1622 Segmente unterteilt. Im Allgemeinen beträgt die räumliche Auflösung von Fluss und Ästuar 500 m. Der 1D-Ansatz wird durch Implementierung von Bühnenfeldern, die die Hauptströmung durch lateralen Stoffaustausch beeinflussen, erweitert (SCHÖL et al. 2006a). Der gesamte Gewässerabschnitt wird modelliert, um einen konsistenten Eingangsdatensatz für die Simulation der Gewässergüte im Ästuar zu erhalten.

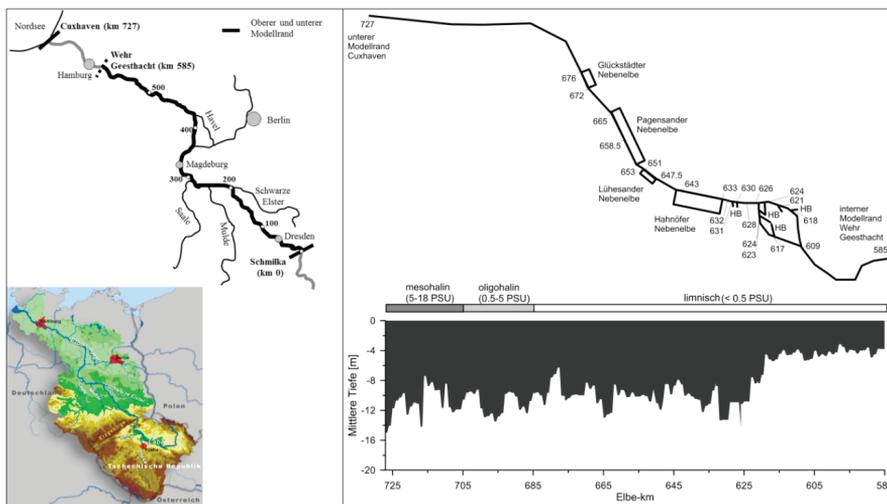


Abbildung 2: Gesamtes Modellgebiet (links) und 1D-Modellstruktur des Elbeästuars mit Längsprofil der simulierten mittleren Wassertiefe [m] (rechts) und Salzgehaltszonierung. HB – Hafenbecken.

Der 2D-Modellansatz deckt nur das Elbeästuar ab. Das aus unregelmäßigen Dreiecken bestehende Netz verfügt über 42.442 Knoten und 76.357 Elemente mit einer mittleren Kantenlänge von 90 m im Bereich von 4,6 m bis 440 m sowie einer mittleren Zellgröße von 5.300 m^2 im Bereich von 18 m^2 bis 120.000 m^2 . Die biologischen und physikalisch-chemischen Randbedingungen am Oberwasserzufluss bei Geesthacht (Km 585) werden für den 2D-Ansatz von QSim aus den Ergebnissen des 1D-Modells abgeleitet. Eine Auflistung der hydrologischen Eigenschaften des 1D- sowie des 2D-Ansatzes sind Tab. 1 zu entnehmen.

Tabelle 1: Wassermenge [km^3], Wasseroberfläche [km^2] und mittlere Tiefe [m] des Elbeästuars.

Modell Elbeästuar	Volumen [km^3]	Wasseroberfläche [km^2]	Mittlere Tiefe [m]
1D	2,3	245,9	8,2
2D	2,4	305	7,7

3.2 Randbedingungen

Im 1D-QSim-Modell der Elbe und ihres Ästuars werden eine Vielzahl von biochemischen Eingangsgrößen an allen Modellrändern sowie meteorologische Antriebsdaten verwendet (Tab. 2). Wie im 1D-Ansatz basiert die Temperatursimulation in 2D-QSim auf den meteorologischen Antriebsdaten der Wetterstationen in Hamburg und Cuxhaven. Den Wassertemperaturen am Wehr Geesthacht am oberen Rand des 2D-Modells liegen die Ergebnisse des 1D-Modells zugrunde.

Tabelle 2: Für die Gewässergütemodellierung mit QSim benötigte Eingangsdaten.

Morphologisch/hydrologisch: Bathymetrie (Querschnitte), Abfluss, Wasserstand
Meteorologisch: Globalstrahlung, Lufttemperatur, Wolkenbedeckung, relative Luftfeuchtigkeit, Windgeschwindigkeit
Biologisch: Biologischer Sauerstoffbedarf (kohlenstoffbürtiger Anteil, C-BSB und Nitrifikationssauerstoffbedarf, N-BSB), Biomasse des Phytoplanktons (Chlorophyll-a) und Anteil von Diatomeen, Grünalgen, Cyanobakterien, Biomasse des Zooplanktons, Biomasse der Nitrifikanten
Physikalisch-chemisch: Wassertemperatur, Sauerstoff, chemischer Sauerstoffbedarf, Gesamtstickstoff, Nitrat, Nitrit, Ammonium, Silikat, Alkalinität, Seston, Gesamtphosphor, ortho-Phosphat, Kalzium, Leitfähigkeit

Hydrologie und Wasserstand

Der obere Modellrand bei Km 0 wird mit täglichen Abflussmesswerten angetrieben; diese liegen auch für die vier wichtigsten Nebenflüsse (Schwarze Elster, Mulde, Saale, Havel) sowie sechs weitere große Nebenflüsse vor. Für acht weitere, kleinere Nebenflüsse wird nur der mittlere langjährige Abfluss berücksichtigt. Je nach Verfügbarkeit werden für Kläranlagen tägliche oder monatliche Werte verwendet. Der Pegel Cuxhaven-Steubenhöft liefert die Antriebsdaten für den unteren Modellrand.

Meteorologie

Die folgenden Parameter wurden vom Deutschen Wetterdienst für die Jahre 1998-2010 als tägliche Daten bereitgestellt: Tagessumme der Globalstrahlung ($J \cdot cm^{-2}$), Minimum und Maximum der gemessenen Lufttemperatur ($^{\circ}C$), mittlere relative Luftfeuchtigkeit (%), mittlere Windgeschwindigkeit ($m \cdot s^{-1}$) und mittlere Wolkenbedeckung. Für den betrachteten Flussabschnitt stehen Daten von vier Messstationen (Dresden, Wittenberg, Magdeburg, Seehausen) und für das Ästuar Daten von zwei Stationen (Hamburg und Cuxhaven) zur Verfügung. Die Globalstrahlung wird an den Stationen Magdeburg und Cuxhaven nicht erfasst und daher durch Daten der nahegelegenen Messstationen Braunschweig beziehungsweise Hamburg ersetzt.

Parameter der Gewässergüte und Phytoplankton-Biomasse

Die Parameter der Gewässergüte werden von der Flussgebietsgemeinschaft Elbe (FGG Elbe) und vom Hamburger Wassergütemessnetz (Institut für Hygiene und Umwelt) bereitgestellt. Mit den Gewässergütedaten der Stationen Schmilka (Km 3,9) und Cuxhaven (Km 727) wird das Modell an den offenen Rändern angetrieben. Für die wichtigsten

Nebenflüsse werden die Daten der folgenden Messstationen verwendet: Gorsdorf (Schwarze Elster), Dessau (Mulde), Rosenberg (Saale) und Toppel (Havel).

Die größten Kläranlagen im Flussabschnitt der Elbe (Dresden-Kaditz und Magdeburg-Gerwisch) und im Elbeästuar (Hamburg-Dradenau) sind ebenfalls im Modell implementiert.

3.3 Modellkalibrierung

Wasserstand

Der Wasserstand wird mittels des hydrodynamischen 1D-Modells HYDRAX berechnet. Zur Charakterisierung der Strömung können verschiedene Zonen (Retentionsraum, Vorland, Hauptgerinne) unterschieden werden. Die Festlegung eines spezifischen Rauheitsbeiwerts nach Manning ist für jede Zone möglich.

Für die Mittelelbe wird für die einzelnen Zonen jeweils ein konstanter Manning-Beiwert verwendet: $40 \text{ m}^{1/3}\cdot\text{s}^{-1}$ für das Hauptgerinne, $12 \text{ m}^{1/3}\cdot\text{s}^{-1}$ für das Elbevorland, $0 \text{ m}^{1/3}\cdot\text{s}^{-1}$ für den Retentionsraum. Für das Elbeästuar wird die Rauheit des Hauptgerinnes durch eine vom Wasserstand abhängige Funktion des Rauheitsbeiwerts berechnet (Abb. 3). Derselbe Ansatz wird mit einem Faktor von 0,3 für das Vorland angewendet. Der Wert für den Retentionsraum des Ästuars wird entsprechend des im Flussabschnitt verwendeten Werts festgelegt.

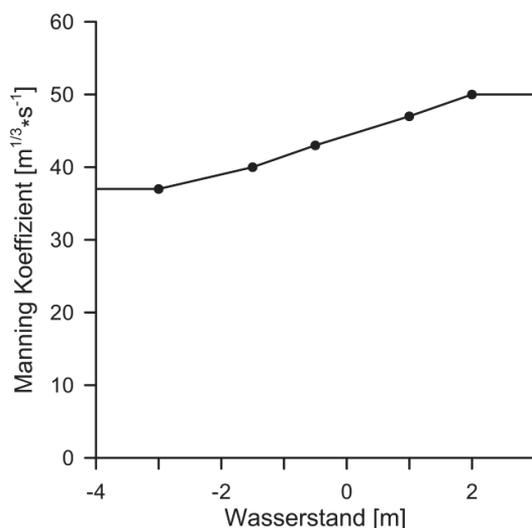


Abbildung 3: Manning Rauheitsbeiwert [$\text{m}^{1/3}\cdot\text{s}^{-1}$] für das Hauptgerinne des Elbeästuars.

Biologische Parameter

Der Standardsatz an Parametern in QSim, der entweder aus der Fachliteratur oder aus eigenen experimentellen Ergebnissen abgeleitet ist, wurde für das Elbeästuar angepasst (Tab. 3). So wurde für Diatomeen und Grünalgen die Lichtsättigung erhöht und die maximale Wachstumsrate verringert. Mit den Anpassungen sollte der besonderen Spezieszusammensetzung in der Elbe Rechnung getragen werden. Der Koeffizient der Absorption

von Gelbstoffen (Humus) bei 440 nm wurde um den Faktor 10 erhöht. Damit wurde der Einfluss des hohen Sestongehalts im Elbeästuar parametrisiert.

Abundanzen des Zooplanktons werden im regulären Überwachungsprogramm der Elbe nicht erfasst. Aus diesem Grund werden die Abundanzen am oberen (Km 0) und am unteren (Km 727) Modellrand mit dem Wert 25 Ind*l⁻¹ geschätzt. Diese niedrige Abundanz ist als Inokulum ausreichend, um die Entwicklung des Zooplanktons in Abhängigkeit des Nahrungsangebots durch das Phytoplankton zu ermöglichen.

Tabelle 3: Liste der Parameter für Grünalgen, Diatomeen, Cyanobakterien, Rotatorien, Nitrifikanten etc. in Qsim.

Parameter	Einheit	Wert
Grünalgen/Diatomeen/Cyanobakterien		
Verhältnis Chlorophyll a/Biomasse	µgChla*mgBio ⁻¹	21,5/21,5/21,5
Maximale Wachstumsrate	d ⁻¹	1,6/ 1,3/ 1
Lichtsättigung der Photosynthese	µE*m ⁻² *s ⁻¹	176/ 78/ 34
Halbsättigungskonstante Stickstoff (N)	mg*l ⁻¹	0,048/ 0,018/ 0,02
Halbsättigungskonstante Phosphor (P)	mg*l ⁻¹	0,022/ 0,02/ 0,02
Halbsättigungskonstante Silizium (Si)	mg*l ⁻¹	-/ 0,08 / -
Basisrespiration	d ⁻¹	0,085
Anteil wachstumsabhängiger Respirationsrate	-	0,2
C-BSB ₅ des Phytoplanktons		0,004/0,021/0,004
CSB des Phytoplanktons		0,073/0,105/0,073
Maximaler N-Gehalt der Zelle	mg*mgBio ⁻¹	0,049/ 0,1/ 0,085
Maximaler P-Gehalt der Zelle	mg*mgBio ⁻¹	0,012/ 0,009/ 0,007
Maximaler Si-Gehalt der Zelle	mg*mgBio ⁻¹	-/ 0,18/ -
Minimaler N-Gehalt der Zelle	mg*mgBio ⁻¹	0,008/ 0,017/ 0,014
Minimaler P-Gehalt der Zelle	mg*mgBio ⁻¹	0,0016/ 0,0011/ 0,0009
Minimaler Si-Gehalt der Zelle	mg*mgBio ⁻¹	-/ 0,18/ -
Maximale Aufnahme rate N	d ⁻¹	0,09/ 0,31/ 0,31
Maximale Aufnahme rate P	d ⁻¹	0,69/ 0,62/ 0,62
Maximale Aufnahme rate Si	d ⁻¹	-/ 2,5/ -
Minimale O ₂ -Produktion	mg O ₂ *mgBio ⁻¹	1,3
Maximale O ₂ -Produktion	mg O ₂ *mgBio ⁻¹	1,8
Intensität der Sedimentation	zwischen 0 und 1	0,5/0,5/0
Temperaturoptimum	°C	33,5/20/26
Letale Temperatur	°C	47/31/35
Rotatorien		
Maximale Ingestionsrate	µgC*µgC ^{-2/3} *d ⁻¹	2,9
Halbsättigungskonstante für C-Ingestion	mg*l ⁻¹	0,43
Biomasse (Trockenmasse)	µg	0,3
Basisrespiration	d ⁻¹	0,12
Filtrierbarkeit von Diatomeen	0-1	0,6
Parameter		
Filtrierbarkeit von Grünalgen	0-1	0,8
Filtrierbarkeit von Cyanobakterien	0-1	0,1
Nitrifikanten		
Maximale Wachstumsrate Nitrosomonas	d ⁻¹	1,08
Halbsättigungskonstante Nitrosomonas	mg NH ₄ -N*l ⁻¹	0,48
Mortalitätsrate Nitrosomonas	d ⁻¹	0,1

Maximale Wachstumsrate Nitrobacter	d ⁻¹	1,1
Halbsättigungskonstante Nitrobacter	mg NO ₂ -N*l ⁻¹	1,3
Mortalitätsrate Nitrobacter	d ⁻¹	0,1
Sonstige		
Maximale NH ₄ -Oxidationsrate in Sedimenten	m*d ⁻¹	0,25
Maximale Denitrifikationsrate in Sedimenten	m*d ⁻¹	0,32
Hydrolyserate für leicht abbaubare partikuläre organische C-Verbindungen	d ⁻¹	0,12
Hydrolyserate für leicht abbaubare gelöste organische C-Verbindungen	d ⁻¹	18
Halbsättigungskonstante für Hydrolyse leicht abbaubarer gelöster organischer C-Verbindungen	mgC*l ⁻¹	0,25
Halbsättigungskonstante für Hydrolyse schwer abbaubarer gelöster organischer C-Verbindungen	mgC*l ⁻¹	2,5
Halbsättigungskonstante für Abbau monomerer C-Verbindungen	mgC*l ⁻¹	0,1
Maximale Aufnahme rate monomerer C-Verbindungen durch Bakterien	d ⁻¹	24,7
Ertragskoeffizient für Bakterienbiomasse	-	0,25
Basisrespiration heterotropher Bakterien	d ⁻¹	0,03
Absorptionskoeffizient für Gelbstoffe/Humus bei 440 nm	-	7,5

4 Ergebnisse

4.1 Wasserstände im Ästuar

Die Messungen und Modellwerte des Wasserstandes am Pegel St. Pauli (Km 623) werden für das 1D-Modell HYDRAX und das 2D-Modell casu miteinander verglichen (Abb. 4a und b). Das hydrodynamische Modell HYDRAX liefert eine gute Simulation des Zeitpunkts von Tidehochwasser und Tideniedrigwasser. Auch die Amplituden sind gut reproduziert. Die Werte des Tideniedrigwassers werden jedoch häufig unterschätzt: Auf Basis stündlich gemessener und simulierter Werte für den Zeitraum 25.09.2006 bis 09.10.2006 beträgt die mittlere Abweichung zwischen den Messungen und den Simulationen in Bezug auf die absoluten Werte 0,11 m.

Ausgehend von 15-minütigen Werten, die im 2D-Ansatz mit casu simuliert werden, ist eine mittlere Abweichung von 0,10 m für den Zeitraum 03.07.2010 bis 17.07.2010 zu verzeichnen.

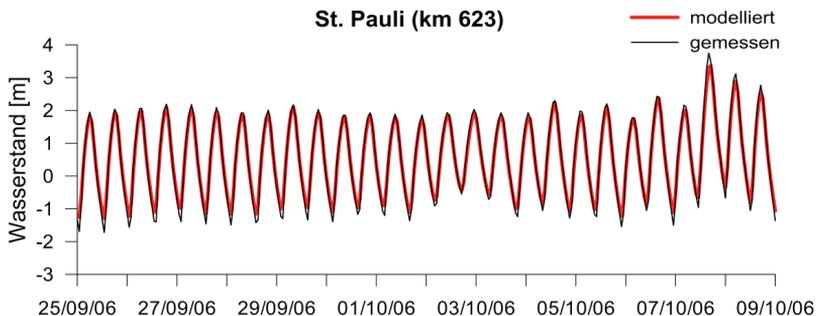


Abbildung 4a: Messungen (schwarze Linie) und Modellwerte (rote Linie) des Wasserstandes [m] im 1D-Modell HYDRAX am Pegel St. Pauli (Km 623) für den Zeitraum 25.09.2006 bis 09.10.2006 (Messdaten: Hamburg Port Authority).

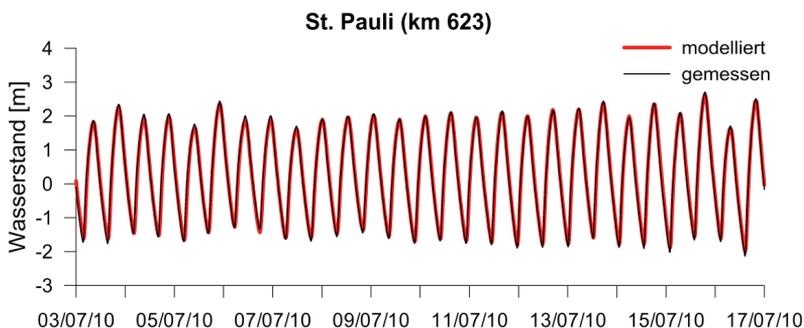


Abbildung 4b: Messungen (schwarze Linie) und Modellwerte (rote Linie) des Wasserstandes [m] im 2D-Modell casu am Pegel St. Pauli (Km 623) für den Zeitraum 03.07.2010 bis 17.07.2010 (Messdaten: Hamburg Port Authority).

4.2 Längsprofile der Gewässergüteparameter

Die 1D-QSim-Simulationen des Jahres 2006 werden mit gemessenen Daten verglichen. Dafür wird ein saisonales Mittel des Zeitraums vom 01.05.2006 bis 31.10.2006 als repräsentativer Wert für die Vegetationsperiode verwendet. In dieser Periode herrschen günstige Bedingungen für ein Algenwachstum aufgrund der ausreichenden Globalstrahlung, hohen Wassertemperaturen und niedrigen Abflussbedingungen, die im Fluss (Km 0 bis Km 586) zu einer Fließzeit von mehr als fünf Tagen führen.

Der Salzgehaltsgrenzwert von 0,5 PSU befand sich im betrachteten Zeitraum bei Brokdorf (Km 685), was bedeutet, dass der limnische Abschnitt des Ästuars etwa 100 km weit ab dem Tidewehr von Geesthacht (Km 585) in das Ästuar hineinreichte (Abb. 2).

Phytoplankton

Das Inokulum der Algenbiomasse am Modellrand (Km 0) ist mit einem mittleren Wert von $54 \mu\text{g Chla} \cdot \text{l}^{-1}$ hoch. Die Entwicklung des Phytoplanktons im Längsprofil wird anhand der saisonalen Mittelwerte des Chla-Gehaltes und ihrer Standardabweichungen gezeigt (Abb. 5). Sowohl bei den modellierten als auch bei den gemessenen Mittelwerten des Chla-Gehaltes zeigt sich ein Anstieg entlang des Flusses. Die Modellwerte erreichten

ein Maximum von $143 \mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$ bei Km 574, einige Kilometer stromauf des Wehrs Geesthacht (Km 585); die gemessenen Werte erreichten ein Maximum von $167 \mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$ bei Km 598, nur einige Kilometer unterhalb des Wehrs. Entlang des Ästuars ist ein deutlicher Rückgang der Algenbiomasse zu verzeichnen. Bei Km 660 nahe der seeseitigen Grenze des limnischen Abschnitts errechnet das Modell einen niedrigen mittleren Wert von $6 (\pm 9) \mu\text{g Chla} \cdot \text{l}^{-1}$. An diesem Punkt wird für die Messwerte ein saisonales Mittel von $12 (\pm 5) \mu\text{g Chla} \cdot \text{l}^{-1}$ beobachtet.

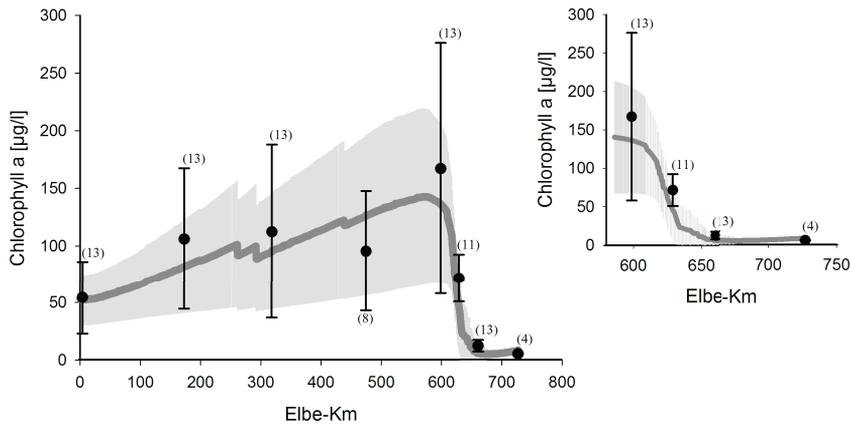


Abbildung 5: Längsprofil der gemessenen (schwarze Punkte) und modellierten (dunkelgraue Linie) saisonalen Mittelwerte von Chlorophyll a [$\mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$] im Zeitraum von Mai bis Oktober 2006 zwischen Schmilka (Km 0) und Cuxhaven (Km 727). Die Zahl der Messungen ist in Klammern angegeben. Die Standardabweichungen der Messungen sind durch Balken, die der Modelldaten ($n = 184$) durch den hellgrauen Bereich markiert.

Neben der Übereinstimmung des Anstiegs und der Abnahme der modellierten und gemessenen saisonalen Mittelwerte des Chla-Gehaltes ist bemerkenswert, dass die Standardabweichungen (σ) der Modelldaten und Messungen in derselben Größenordnung und mit demselben Muster im Längsprofil vorliegen. Im Fluss wird ein breites Spektrum an Chla-Konzentrationen gemessen, was zu einer hohen Standardabweichung σ führt. Hauptursache dafür sind die wechselnden Abflussbedingungen mit der Folge unterschiedlicher Entwicklungszeiten für die Algen im Fluss. Die Randwerte geben bereits einen Hinweis auf diese Abhängigkeit. Dieser Zusammenhang ist in der Simulation gut wiedergegeben. Wird ein Zusammenhang zwischen dem Chla-Gehalt und den Abflussbedingungen bei Km 586 hergestellt, ergibt sich eine schwache negative Korrelation mit $r^2 = 0,21$. Im Ästuar besteht eine nennenswerte saisonale Variabilität von Chla nur im oberen Abschnitt. Bereits bei Km 629 sinkt σ auf $20 \mu\text{g Chla} \cdot \text{l}^{-1}$; das gemessene Mittel beträgt $71 \mu\text{g Chla} \cdot \text{l}^{-1}$. Bei den modellierten Werten ergibt sich für σ ein Wert von $38 \mu\text{g Chla} \cdot \text{l}^{-1}$ und ein Mittel von $45 \mu\text{g Chla} \cdot \text{l}^{-1}$. Bei Km 660 ist ein weiterer Rückgang des σ -Wertes zu verzeichnen (s. oben). Im Ästuar besteht eine geringere Wirkung des Abflusses auf die Variabilität der Chla-Konzentration, aber eine Analyse der Modellergebnisse zeigt einen zunehmenden Einfluss durch Wegfraß durch das Zooplankton.

Zooplankton

Simulationen für die Vegetationsperiode im Jahr 2006 zeigen einen mittleren Anstieg des Zooplanktons (im QSim-Ansatz durch Rotatorien der Gattung *Brachionus sp.* repräsentiert) entlang des Flussabschnitts von geschätzten 25 Ind*1⁻¹ am oberen Modellrand bei Km 0 auf 160 Ind*1⁻¹ bei Km 470 und 318 Ind*1⁻¹ bei Km 586 am Eingang zum Ästuar (Daten nicht gezeigt). Die Entwicklung der Zooplankter im Ästuar wird infolge des optimalen Nahrungsangebots und der langen Aufenthaltszeiten stark begünstigt. So zeigen die Modellergebnisse für das Hamburger Hafengebiet ein jahreszeitliches Mittel von 1.482 Ind*1⁻¹ sowie eine maximale Abundanz von bis zu 4.256 Ind*1⁻¹ (Km 629). Weiter stromabwärts ist ein rascher Rückgang der mittleren Abundanzen auf unter 500 Ind*1⁻¹ bei Km 660 zu verzeichnen.

Für die Elbe sind nur wenige Daten zu gezählten Dichten des Zooplanktons verfügbar. Im Jahr 2006 wurde das Gewässer bei Cumlosen (Km 470) durch die Umweltbehörde Brandenburg und bei Seemannshöft (Km 629) durch das Institut für Hygiene und Umwelt, Hamburg im Abstand von 14 Tagen beprobt. Hierbei wurde ein Volumen von 10 bis 20 l Wasser durch ein Netz mit 55-µm-Maschen gefiltert. Die Zählung der fixierten Proben erfolgte unter einem inversen Mikroskop. Für 2006 wurden für Rotatorien und Crustaceen Saisonmittelwerte (Mai – Oktober) von 555 beziehungsweise 81 Ind*1⁻¹ bei Km 470 (n = 13) sowie 822 beziehungsweise 221 Ind*1⁻¹ bei Km 629 (n = 12) ermittelt.

Auf Basis der modellierten Zooplankton-Abundanzen werden die Fraßraten im Verlauf der Elbe und im Ästuar errechnet. In unserem 1D-Modellierungsansatz ist der Wegfraß die dominierende Einflussgröße für den Rückgang des Phytoplanktons im Elbeästuar. Die Saisonmittelwerte (Mai - Oktober) der Zooplankton-Fraßraten im Fluss erreichen bei Km 470 nur 0,02 pro Tag; im Ästuar jedoch steigen sie bei Km 629 auf einen Wert von 0,5 pro Tag mit einem Höchstwert von 2,0 pro Tag an.

BSB (Biochemischer Sauerstoffbedarf)

Die eng mit der Algenentwicklung verbundene Entwicklung des C-BSB₅ zeigt für die Vegetationsperiode im Modell einen mittleren Anstieg im Flussverlauf von 5,3 mg O₂*1⁻¹ am Anfang (Modellrand) auf maximal 7,0 mg O₂*1⁻¹ bei Km 577. Im Ästuar gehen die mittleren Werte von 5,5 mg O₂*1⁻¹ bei Km 629 auf unter 3 mg O₂*1⁻¹ bei Km 653 zurück (Abb. 6). Da der C-BSB₅ nicht Teil des Elbe-Überwachungsprogramms ist, wird zu Vergleichszwecken der gemessene BSB₇ verwendet. Die Inkubationszeit unterscheidet sich um zwei Tage und der BSB beinhaltet den Sauerstoffverbrauch durch Nitrifikation. Aus diesem Grund wird der modellierte C-BSB₅-Wert mit dem Faktor 1,5 multipliziert, um für beide Parameter dieselbe Spanne an Werten zu erhalten. Die methodisch bedingte hohe Variation der Parameter und die niedrige Anzahl an Stichproben führen dazu, dass in den gemessenen mittleren BSB₇-Werten kein eindeutiger Trend für den Fluss erkennbar ist (Spanne von 4,7 bis 7,7 mg O₂*1⁻¹), während jedoch an den ästuarinen Messstationen ein eindeutiger Rückgang von 5,6 mg O₂*1⁻¹ bei Km 629 auf Werte von maximal 2 mg O₂*1⁻¹ ab Km 660 zu sehen ist.

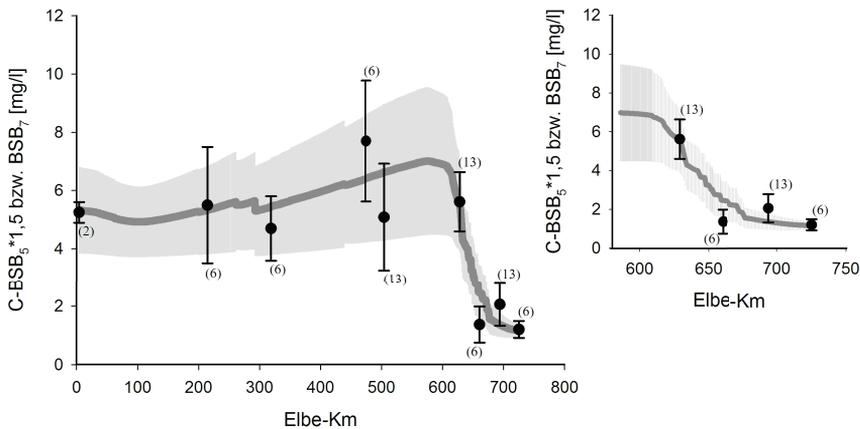


Abbildung 6: Längsprofil der gemessenen Saisonmittelwerte des BSB₇ [mg*l⁻¹] (schwarze Punkte) und Modellwerte des C-BSB₅ [mg*l⁻¹] (dunkelgraue Linie) im Zeitraum Mai bis Oktober 2006 von Schmilka (Km 0) bis Cuxhaven (Km 727). Die Zahl der Messungen ist in Klammern angegeben. Die Standardabweichungen der Messungen sind durch Balken, die der Modelldaten (n = 184) durch den hellgrauen Bereich markiert.

Sauerstoff

Der mittlere saisonale Sauerstoffgehalt wird aus den Dauermessungen mittels Sonden an festgelegten Gütemessstellen abgeleitet (FGG Elbe: <http://www.fgg-elbe.de/fgg-elbe.html>). Die Mittel der Messwerte erhöhen sich im Flussverlauf von 9,6 mg O₂*l⁻¹ bei Km 4 auf 12,6 mg O₂*l⁻¹ bei Km 474, während der modellierte Höchstwert, der mit 11,1 mg O₂*l⁻¹ etwas niedriger liegt, bei Km 566 erreicht wird (Abb. 7).

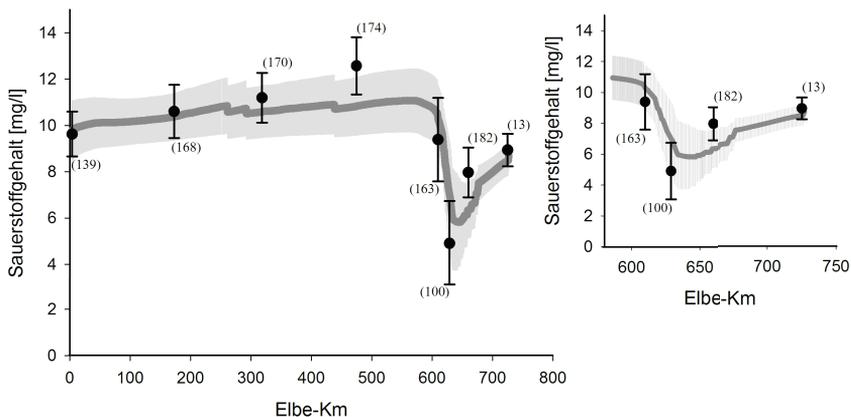


Abbildung 7: Längsprofil der Messungen (schwarze Punkte) und Modellwerte (dunkelgraue Linie) des Sauerstoffgehalts [mg*l⁻¹] im Zeitraum von Mai bis Oktober 2006 zwischen Schmilka (Km 0) und Cuxhaven (Km 727). Die Zahl der Messungen ist in Klammern angegeben. Die Standardabweichungen der Messungen sind durch Balken, die der Modelldaten (n = 184) durch den hellgrauen Bereich markiert.

Am Eingang des Ästuars ist der Sauerstoffgehalt bei Km 609, dem oberen Ende des Hamburger Hafens, immer noch hoch (gemessen: $9,4 \text{ mg O}_2 \cdot \text{l}^{-1}$; modelliert: $10,4 \text{ mg O}_2 \cdot \text{l}^{-1}$). Weiter stromab ergeben die Messungen und die Modellierung einen starken Rückgang des Sauerstoffgehalts: Das Mittel der beobachteten Werte erreicht das Minimum von $4,9 (\pm 1,83) \text{ mg O}_2 \cdot \text{l}^{-1}$ bei Km 629, das Mittel der modellierten Werte erreicht das Minimum von $5,8 (\pm 1,90) \text{ mg O}_2 \cdot \text{l}^{-1}$ bei Km 644. An beiden Stellen lagen etwa 16 % der gemessenen und modellierten Werte unter $3,1 \text{ mg O}_2 \cdot \text{l}^{-1}$ beziehungsweise $3,9 \text{ mg O}_2 \cdot \text{l}^{-1}$. Noch weiter stromabwärts an der seeseitigen Grenze zum limnischen Abschnitt (Km 660) liegt wieder ein erhöhter Sauerstoffgehalt vor. Die Messungen zeigen einen mittleren Wert von $8,0 \text{ mg O}_2 \cdot \text{l}^{-1}$ und die Modellergebnisse einen Wert von $6,4 \text{ mg O}_2 \cdot \text{l}^{-1}$, das heißt, der von QSim berechnete Anstieg der Sauerstoffkonzentration ist weniger ausgeprägt.

Unter Berücksichtigung der Variabilität des täglich gemessenen Sauerstoffgehalts liegt die höchste Abweichung mit $\sigma = 1,8 \text{ mg O}_2 \cdot \text{l}^{-1}$ bei Km 609 sowie in der Zone des Sauerstoffminimums des Ästuars bei Km 629. Bei den Modellergebnissen wird ein σ -Wert von $1,8 \text{ mg O}_2 \cdot \text{l}^{-1}$ für den Abschnitt zwischen Km 619 und Km 647 errechnet.

Sauerstoffbilanz des Ästuars

Der simulierte Sauerstoffverbrauch und die Sauerstoffeintragsraten zeigen über das Längsprofil hinweg deutliche Unterschiede (Tab. 4). Die für den oberstromigen Bereich des Ästuars bei Km 609 errechneten Verbrauchsraten (Verbrauch $-1,72$ und Eintrag $1,04 \text{ mg O}_2 \cdot \text{l}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$) sind höher als die in den stromabwärts gelegenen Abschnitten. Zusätzlich ist die Differenz zwischen Verbrauch und Eintrag an beiden oberstromigen Stellen (Km 609 und Km 629) groß (das Delta der absoluten Werte des Gesamteintrags und der Verbrauchsraten ist $0,68$ beziehungsweise $0,66 \text{ mg O}_2 \cdot \text{l}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$), während für den am weitesten stromab gelegenen Abschnitt (Km 660) eine ausgeglichene Sauerstoffbilanz errechnet wird.

Betrachtet man die einzelnen Prozesse, so ist eine starke Abnahme der algenbezogenen Sauerstoffraten im Längsverlauf deutlich erkennbar: Die Produktionsraten von $1,11 \text{ mg O}_2 \cdot \text{l}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ gehen auf $0,03 \text{ mg O}_2 \cdot \text{l}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ zurück und die Werte der Respirationen von $0,87$ auf $0,04 \text{ mg O}_2 \cdot \text{l}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$. Die Sauerstoffbilanz des Phytoplanktons bzw. das Verhältnis von Eintrag zu Respiration entwickelt sich daher von einem positiven Wert (Delta von $0,24 \text{ mg O}_2 \cdot \text{l}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ bei Km 609) zu einem negativen Wert (Delta von $-0,07 \text{ mg O}_2 \cdot \text{l}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ und $-0,01 \text{ mg O}_2 \cdot \text{l}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ bei Km 629 und 660). Das heißt, die Algen atmen mehr Sauerstoff ein als sie produzieren. Die insgesamt rückläufigen Raten lassen sich einfach durch die Abnahme der Algenbiomasse erklären, während die Veränderung des Verhältnisses in erster Linie durch die stärkere Lichtlimitation in den tieferen Ästuarbereichen bedingt ist.

Die physikalische Wiederbelüftungsrate ist in hohem Maße anhängig von der vorhandenen Sauerstoffsättigung. Wegen der Übersättigung des Wassers wird daher bei Km 609 im Saisonmittel ein Sauerstoffaustrag errechnet. Im stromab gelegenen Bereich ist der Sauerstoffeintrag bei Km 660 höher als bei Km 629, möglicherweise auf Grund der niedrigeren mittleren Tiefe an dieser Stelle im Ästuar. Der Sauerstoffverbrauch heterotropher Bakterien stellt den wichtigsten Sauerstoffverbrauchsprozess an den Stellen weiter stromab (Km 629 und Km 660) dar. Bei Km 629 haben alle anderen Verbrauchsraten (Nitrifikation, Sauerstoffzehrung im Sediment und Respiration durch Zooplankton) auch einen

bedeutenden Anteil am Gesamtsauerstoffverbrauch. Bei Km 660 hingegen ist neben den heterotrophen Organismen nur die Nitrifikation ein wichtiger Zehrungsprozess. An der am weitesten stromauf gelegenen Stelle (Km 609) sind bei der Sauerstoffzehrung des Sediments höhere Verbrauchsdaten erkennbar als beim Sauerstoffbedarf heterotropher Organismen. Die geringe mittlere Wassertiefe (3,6 m) in diesem Bereich fördert den Einfluss des Sediments auf die Sauerstoffbilanz der Wassersäule.

Tabelle 4: Sauerstoffbilanz im limnischen Abschnitt des Elbeästuars – mittlere saisonale (Mai – Oktober 2006) Raten [$\text{mg O}_2 \cdot \text{l}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$] und Standardabweichung (in Klammern) der Prozesse sowie Summe der Verbrauchs- und Eintragsraten an drei verschiedenen Orten (Km 609, Km 629, Km 660).

Prozesse	Saisonale mittlere Rate [$\text{mg O}_2 \cdot \text{l}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$]		
	Km 609	Km 629	Km 660
Wiederbelüftung	-0,07 (\pm 0,15)	0,18 (\pm 0,14)	0,28 (\pm 0,09)
O ₂ -Produktion durch Algen	1,11 (\pm 0,51)	0,19 (\pm 0,17)	0,03 (\pm 0,06)
Σ Eintrag	1,04	0,38	0,31
Respiration durch Algen	-0,87 (\pm 0,40)	-0,26 (\pm 0,21)	-0,04 (\pm 0,05)
Nitrifikation	-0,02 (\pm 0,02)	-0,16 (\pm 0,15)	-0,10 (\pm 0,04)
Verbrauch durch heterotrophe Bakterien	-0,26 (\pm 0,08)	-0,30 (\pm 0,13)	-0,12 (\pm 0,05)
Respiration durch Zooplankton	-0,07 (\pm 0,06)	-0,18 (\pm 0,17)	-0,04 (\pm 0,04)
Sauerstoffzehrung des Sediments	-0,49 (\pm 0,08)	-0,12 (\pm 0,01)	-0,02 (\pm 0,006)
Σ Verbrauch	-1,72	-1,04	-0,31

4.3 Validierung der Langzeit-Simulation

Wassertemperatur

Die Langzeitreihen der modellierten Wassertemperatur (Tagesmittelwerte) im Zeitraum 1998 bis 2010 werden für drei Stellen (Km 609, 629, 660) entlang des Ästuars dargestellt und mit den gemessenen Tagesmittelwerten der Wassertemperatur (berechnet aus den Dauermessungen) verglichen (Abb. 8).

Die Quantifizierung der Abweichungen erfolgt durch Berechnung der Nash-Sutcliffe-Effizienz (NSE) (MORIASI et al. 2007). Die NSE beschreibt die Differenz zwischen den beobachteten Werten und den Modellwerten. Hinsichtlich der jahreszeitlichen Dynamik zeigt die NSE eine gute Übereinstimmung zwischen Modellwerten und Messungen (basierend auf den gemessenen Tagesmittelwerten zeigt die NSE eine Bandbreite von 0,960 bis 0,967 über alle Stationen).

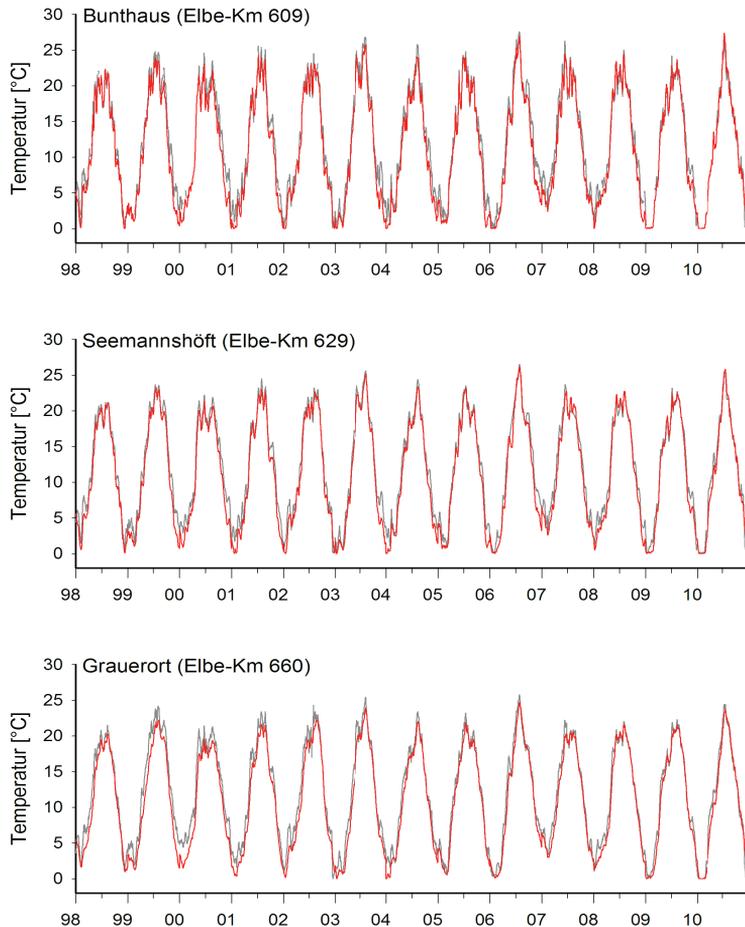


Abbildung 8: Messungen (graue Linie) und Modellwerte (rote Linie) der Wassertemperatur [°C] an den Messstationen Bunthaus (Km 609), Seemannshöft (Km 629) und Grauerort (Km 660) für den Zeitraum 1998-2010 (Messdaten: Institut für Hygiene und Umwelt, Hamburg und NLWKN Stade).

Diese Übereinstimmung ist an Km 609 und Km 629 im Winter (NSE: 0,888 und 0,944) weniger ausgeprägt als im Sommer, was bedeutet, dass die modellierten Werte besonders in der Vegetationsperiode besser zu den Messungen passen. Das Bestimmtheitsmaß (r^2) der Messungen und der Modellwerte liegt für alle drei Stationen im Bereich von 0,971 bis 0,976. Die entsprechenden Steigungen (s) des linearen Zusammenhangs im Bereich von 0,931 bis 0,949 zeigen, dass die Wassertemperatur in der Simulation leicht unterschätzt wird. Die saisonalen Unterschiede zwischen Messungen und Modellwerten lassen sich durch die nicht berücksichtigten Wärmeeinleitungen aus Kühltürmen erklären, wobei dieser Effekt im Winter am größten ist. Ein weiterer Grund für die Abweichungen zwischen Messung und Simulation ist der 1D-Ansatz, in dem der Einfluss der Wattflächen auf die Wärmebilanz im ästuarinen Gewässer vernachlässigt wird.

Chlorophyll

Die Algenbiomasse wird im Ästuar bei Km 609 und Km 629 kontinuierlich mit Fluoreszenz-Sonden gemessen. Für einen Vergleich mit den modellierten Chla-Werten (Abb. 9), die den nach der deutschen Standardmethode durch Alkoholextraktion und photometrische Messung bestimmten Chla-Werten entsprechen (s. Beschreibung von Chla als Eingangsparameter an den Modellrändern), werden die gemessenen Fluoreszenzwerte mit dem Faktor 1,7 multipliziert.

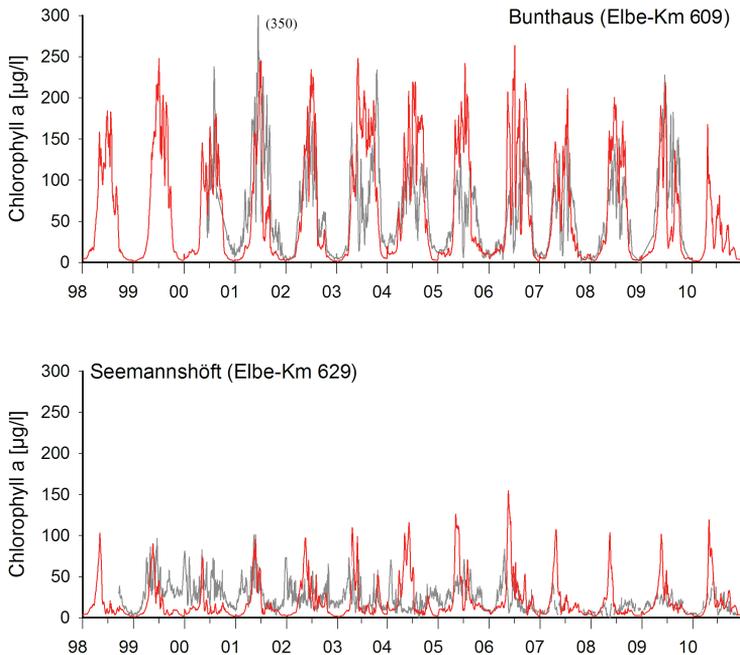


Abbildung 9: Messungen (graue Linie) und Modellwerte (rote Linie) von Chlorophyll a [$\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$] an den Messstationen Bunthaus (Km 609) und Seemannshöft (Km 629) für den Zeitraum 1998-2010 (Messdaten: Institut für Hygiene und Umwelt, Hamburg).

Die saisonale Entwicklung von Chla bei Km 609 wird für die meisten Jahre zwischen 2000 und 2009 adäquat simuliert ($\text{NSE} = 0,382$), mit Ausnahme bestimmter Jahre wie z. B. 2003 und 2006, in denen eine Überschätzung der Chla-Werte in der Simulation erkennbar ist. Auch hier zeigt der Vergleich der saisonalen Mittelwerte (Mai - Oktober), dass die modellierten Chla-Werte mit $108 (\pm 66) \mu\text{g Chla}\cdot\text{l}^{-1}$ geringfügig höher sind als die Messungen mit $93 (\pm 51) \mu\text{g Chla}\cdot\text{l}^{-1}$. Eine Betrachtung der modellierten und gemessenen Werte für den Zeitraum 1998 bis 2010 bei Km 629 zeigt saisonale Unterschiede. In der Mehrzahl der Jahre liegen die simulierten Chla-Konzentrationen im Frühjahr und Sommer weit über den beobachteten Werten. Dennoch ist das saisonale Mittel bei den Modellwerten ($28 \pm 27 \mu\text{g Chla}\cdot\text{l}^{-1}$) etwas niedriger als bei den Messungen ($33 \pm 16 \mu\text{g Chla}\cdot\text{l}^{-1}$). Die niedrige NSE von 0,007 für Km 629 bringt diese saisonalen Differenzen zum Ausdruck.

Sauerstoff

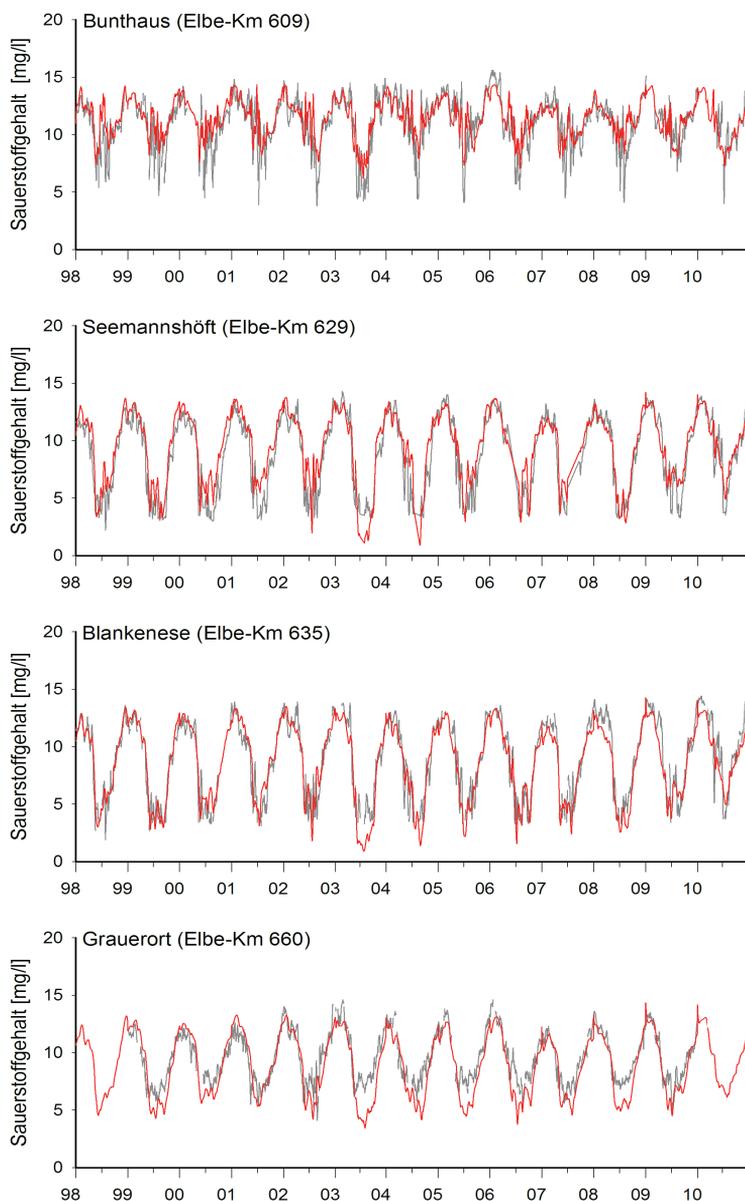


Abbildung 10: Messungen (graue Linie) und Modellwerte (rote Linie) der Sauerstoffgehalte [$\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$] an den Messstationen Bunthaus (Km 609), Seemannshöft (Km 629), Blankenese (Km 635) und Grauerort (Km 660) für den Zeitraum 1998-2010 (Messdaten: Institut für Hygiene und Umwelt, Hamburg und NLWKN Stade).

Für die meisten Messstationen entlang des Ästuars ist eine gute Übereinstimmung der Modellwerte des Sauerstoffs mit den Messungen festzustellen (Abb. 10). Die gemessenen

Werte sind Tagesmittelwerte, die auf Basis kontinuierlicher Messungen (10-minütig) mit Sonden berechnet wurden. Die jahreszeitliche Dynamik und besonders die niedrigen Sauerstoffgehalte während des Sommers werden in den Simulationen gut reproduziert. Bei Betrachtung der gesamten Periode von 1998 bis 2010 liegt der saisonale Mittelwert (Mai - Oktober) für die Messungen des Sauerstoffgehalts an Km 609 bei $9,6 \text{ mg O}_2 \cdot \text{l}^{-1}$ und für die Simulationen bei $10,3 \text{ mg O}_2 \cdot \text{l}^{-1}$, an Km 629 bei $5,7$ beziehungsweise $6,9 \text{ mg O}_2 \cdot \text{l}^{-1}$, an Km 635 bei $6,4$ beziehungsweise $6,2 \text{ mg O}_2 \cdot \text{l}^{-1}$ und an Km 660 bei $7,8$ beziehungsweise $6,7 \text{ mg O}_2 \cdot \text{l}^{-1}$. Die NSE zeigt eine gute Übereinstimmung zwischen Simulation und Messung für Km 629 (NSE = 0,758), Km 635 (NSE = 0,844) und Km 660 (NSE = 0,725). Für Km 609 fällt die NSE jedoch niedriger aus (NSE = 0,284). Diese Unterschiede werden durch das Bestimmtheitsmaß (r^2) für Km 629 bis 660 bestätigt, das im Bereich zwischen 0,778 und 0,857 liegt, während es bei Km 609 mit 0,296 deutlich niedriger ist. Die entsprechenden Steigungen (s) zeigen Werte oberhalb von 1 für Km 609 ($s = 1,016$) und Km 629 ($s = 1,042$), was auf eine leichte Überschätzung der Sauerstoffgehalte in der Modellierung hinweist. An den Messstationen weiter stromab liegen die Steigungen unter 1 ($s = 0,963$ bei Km 635, $s = 0,936$ bei Km 660), woraus eine Unterschätzung der Sauerstoffwerte durch die Simulation ersichtlich ist.

4.4 Simulation der Wassertemperatur im Elbeästuar mit 2D-QSim

Die 2D-tiefengemittelte Simulation der Verteilung der Wassertemperatur im Elbeästuar erfolgt durch Kopplung von QSim an das mehrdimensionale hydrodynamische Modell casu.

Es wird derselbe meteorologische Antrieb wie beim 1D-QSim-Modell verwendet. Der obere Modellrand befindet sich beim Wehr Geesthacht (Km 585) und wird mit den Ergebnissen des 1D-Modells für die Wassertemperatur angetrieben. Abb.11 zeigt die Tagesmittelwerte der Wassertemperatur. Dabei ist zu erkennen, dass diese in den Nebenrinnen und auf den Wattflächen höher sind als in der Fahrrinne. Der gemessene Tagesmittelwert der Wassertemperatur in der Fahrrinne an der Boje D1 (Km 643) beträgt $23,62 \text{ }^\circ\text{C}$, der simulierte $23,35 \text{ }^\circ\text{C}$. In der Nebenrinne an der Boje HNE wurden $24,41 \text{ }^\circ\text{C}$ gemessen und $24,09 \text{ }^\circ\text{C}$ simuliert. Der Temperaturunterschied zwischen Fahrrinne und Nebenrinne beträgt also gemessen $0,79 \text{ }^\circ\text{C}$ und simuliert $0,74 \text{ }^\circ\text{C}$. Während die größte gemessene Differenz während des Tageszyklus in der Fahrrinne bei $1,8 \text{ }^\circ\text{C}$ liegt, fällt die Differenz der Modellwerte mit $1,08 \text{ }^\circ\text{C}$ geringer aus. Die tägliche Amplitude an Boje HNE beträgt bei den Messungen $3,4 \text{ }^\circ\text{C}$ und in der Simulation $1,7 \text{ }^\circ\text{C}$.

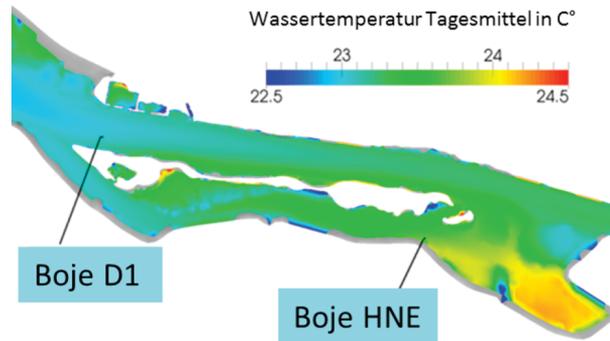


Abbildung 11: Die Verteilung der täglichen mittleren Wassertemperatur [°C] am 09.07.2010 im Abschnitt des Elbeästuars zwischen Km 636 und Km 653 einschließlich der Nebenrinne Hahnöfer Nebenelbe und angrenzender Wattflächen.

Ein Vergleich der Messungen und Simulation der Wassertemperatur über den 10-Tages-Zeitraum vom 03.07.2010 bis zum 13.07.2010 zeigt eine hinreichende Übereinstimmung von absoluten Werten und Wertebereich. Die Messungen an Boje D1 ergaben eine mittlere Wassertemperatur von 23,41 °C und die Simulationen einen Wert von 23,06 °C. An Boje HNE wurden Werte von 24,41 und 24,03 °C erreicht. Auch hier war das tägliche Spektrum der Wassertemperaturen in den Messungen höher als in der Simulation. Es ist eine Verfeinerung des Berechnungsgitters geplant, um zu untersuchen, ob dieser Effekt aus der Transportsimulation oder der Modellierung der Wärmebilanz des Sediments resultiert.

5 Diskussion

Die Modellierung der Gewässergüte stellt ein sehr vereinfachendes Abbild der realen Bedingungen dar. Dies ist in erster Linie der Notwendigkeit geschuldet, die biologische und funktionale Diversität der Ökosysteme zu vereinfachen. So besteht beispielsweise das Phytoplankton im Elbeästuar aus mehr als 290 Arten (KOPPELMANN und KIES 1989, veröffentlicht in ARGE 1998) mit ihrer jeweiligen artspezifischen Physiologie. Das Gewässergütemodell QSim bedient sich eines allgemein üblichen Ansatzes, bei dem nur drei funktionale Algengruppen (Diatomeen, Grünalgen und Cyanobakterien) mit drei Gruppen physiologischer Parameter die gesamte Lebensgemeinschaft repräsentativ darstellen. Oft ist auch die Modellbeschreibung eine Vereinfachung, da separate Prozesse zusammengefasst werden oder sogar unberücksichtigt bleiben. Die (hydrodynamischen) Wasserströmungen sind in Modellen besser reproduzierbar, da die Bewegungsprozesse des Wassers physikalisch und mathematisch besser zu beschreiben sind.

Als Konsequenz für die Praxis ergibt sich aus diesem Unterschied in der Prozessvereinfachung die Notwendigkeit, für biogeochemische Simulationen deutlich mehr Kalibrierungsläufe und Wiederholungsläufe durchzuführen als für hydrodynamische Simulationen. Hier bietet der Ansatz einer offline-Kopplung Vorteile, da Einsparungen an Hardware-Ressourcen möglich sind, wenn nur die Simulationen der biogeochemischen Prozesse wiederholt werden müssen. Ein solcher Ansatz ermöglicht die

Transportberechnung für eine Vielzahl von Größen - Konzentrationen wie auch Prozessraten - im Rahmen von mehreren Langzeitsimulationen für die Gewässergüte.

Im vorliegenden Beitrag zeigen wir die Bedeutung der großskaligen (den Einzugsbereich einschließenden) Gewässergütemodellierung für die quantitative Analyse von Sauerstoffdefiziten im limnischen Abschnitt des Elbeästuars. Die Vorgehensweise verdeutlicht, wie wichtig die Aufenthaltszeiten des Wassers in jedem Teil des Flusssystemes sind. Im Fluss sind die Aufenthaltszeiten vergleichsweise kurz (5-10 Tage), doch im tidebeeinflussten Ästuar liegen sie, in Abhängigkeit von den Oberwasserabflüssen, deutlich höher (Wochen). Im limnischen Abschnitt einschließlich der tiefen Abschnitte des Hamburger Hafens lässt sich bereits ein deutlicher Anstieg der Aufenthaltszeiten verzeichnen. Die Änderungen der Verweilzeiten sind hochsignifikant, da biologische Prozesse wie Wachstum, Abbau oder Grazing oft in Stunden oder Tagen ablaufen (MONSEN et al. 2002).

Für die Modellierung ästuariner Bilanzen und Prozesse ist die Datenqualität des Eingangssignals aus dem Fluss von wesentlicher Bedeutung. Die benötigten Daten könnten direkt aus Messungen nahe dem Zufluss in das Ästuar abgeleitet werden. Es ist jedoch selten der Fall, dass alle erforderlichen Parameter in ausreichender Auflösung gemessen werden und daher liegt für den Modellrand meist kein konsistenter Datensatz vor. Außerdem werden die im Modell berechneten Prozessraten im oberen Ästuarabschnitt noch stark von den gemessenen Randbedingungen beeinflusst. Zur Behebung dieser Nachteile empfehlen wir einen großskaligen Ansatz: Das Modellgebiet wurde um einen 585 km langen Binnenabschnitt der Elbe erweitert, wobei aber die Sauerstoffbilanz des Ästuars nach wie vor den Schwerpunkt der Untersuchungen bildet. Dadurch nimmt die Abhängigkeit der Modellergebnisse im Ästuar von den vorgegebenen Randbedingungen ab und die simulierten Prozessraten im Ästuar selbst sind im Modell konsistent.

Zur Berücksichtigung der biologischen Saisonalität ist es wichtig, Wassergütesimulationen zumindest über die Vegetationsperiode hinweg durchzuführen. Der jährliche Zyklus von Wachstum und Abbau von Phytoplankton beispielweise spielt in der Sauerstoffbilanz des Ästuars eine bedeutende Rolle. Für Aufgaben eines Flussgebietsmanagements ist es darüber hinaus erforderlich noch längere Zeiträume zu simulieren, um auch die interannuelle Variabilität der Wasserbeschaffenheit zu bewerten.

Auf Basis des 1D-Ansatzes ist es auch möglich, die Anforderungen an die langfristige Modellierung der Gewässergüte bei Studien zum Klimawandel zu erfüllen. Die Ergebnisse für die Wärme- und Sauerstoffbilanz der Elbe über den 13-Jahres-Zeitraum von 1998 bis 2010 lassen sich als Referenzperiode für die Untersuchung der Auswirkungen einer klimatisch bedingten Veränderung von Lufttemperatur oder Abflüssen nutzen. Dieser Ansatz wurde im KLIWAS-Forschungsprogramm umgesetzt (BFG et al. 2014). Die Ergebnisse zeigen, dass zukünftig veränderte Abflussbedingungen der Haupteinflussfaktor für die Algenentwicklung im betrachteten Abschnitt der Elbe und die daraus resultierende Sauerstoffbilanz in ihrem Ästuar sind (QUIEL et al. 2011; HEIN et al. 2014).

Im folgenden Abschnitt werden die Ergebnisse im Hinblick auf die Modellierung von Phytoplankton und Sauerstoffbilanz im Fluss-/Ästuarssystem diskutiert. Ein besonders auffälliges Charakteristikum des Elbeästuars in diesem Zusammenhang ist die große Bedeutung des Oberwasserabflusses und damit des Eintrags von algenbürtigem organischem Kohlenstoff. In Ästuaren von Flüssen mit kleineren Einzugsgebieten oder in trockeneren Regionen der Erde ist dieser Effekt weniger zu beobachten; typische Merkmale solcher Systeme sind vielmehr Einströme von Meerwasser oder eine autochthone

Primärproduktion (COLE and PEIERLS 1992). Im Falle des Elbeästuars umfasst der Einfluss des Flusswassers den gesamten limnischen Abschnitt, einem in diesem Ästuar sehr ausgedehnten Bereich. Auf Grund der großen Bedeutung dieses Phänomens werden im oberen Ästuarbereich höhere Raten mikrobieller Aktivität als in den weiter stromab gelegenen Bereichen simuliert. Die Abnahme der über das Ästuar-Längsprofil gemessenen BSB₇-Werte spiegelt den Rückgang der mikrobiellen Aktivität wider. Der niedrigste Wert wird zwischen dem unteren Ende des limnischen Abschnitts und der mesohalinen Zone (Km 660 und Km 725) verzeichnet. Darin eingeschlossen ist die Trübungszone.

Die Ergebnisse bestätigen, dass eine Analyse der Sauerstoffbilanz des Ästuars nur möglich ist, wenn eine gute Modellierung des Phytoplanktonwachstums im eutrophen Flussabschnitt der Elbe erreicht wird. Das Phytoplankton macht in eutrophen Flüssen wie der Elbe den Hauptanteil am Kohlenstoffkreislauf aus und bestimmt die Bereitstellung von Kohlenstoffsubstrat für den Sauerstoffverbrauch durch heterotrophe Bakterien (THORP and DELONG 2002). Zudem ist das Phytoplankton über die Produktion oder die Veratmung von Sauerstoff direkt an der Sauerstoffbilanz beteiligt. Im limnischen Abschnitt des Elbeästuars wechselt der direkte Einfluss des Phytoplanktons auf die Sauerstoffbilanz von einem positiven Effekt (Km 585 bis Km 609) – mit einer im Mittel höheren Sauerstoffproduktion als Respiration - zu einem negativen Effekt weiter stromab (Km 609 bis Km 629). Entlang dieses Abschnitts nimmt die Wassertiefe deutlich zu, mit einer einhergehenden Lichtlimitation für das Algenwachstum, während die Respirationsrate der bestehenden Biomasse nach wie vor hoch ist.

Bei Betrachtung des Phytoplanktons stellt das Verschwinden der Algenbiomasse im oberen limnischen Abschnitt des Elbeästuars eine Herausforderung für das Verständnis und die Modellierung dar. Physiologisch bedingtes Absterben, Sedimentation oder Grazing sind wichtige interne und externe Verlustprozesse (MORTAZAVI et al. 2000; HAGY III et al. 2005). Bei einem Absterben infolge algenphysiologischer Prozesse kommt es erst nach einer gewissen Zeit zum Verschwinden der Algenbiomasse, auch wenn eine Nährstofflimitation möglicherweise den Rückgang begünstigt. In gut durchmischten Ästuaren wie dem Elbeästuar sind Bereiche mit niedrigen Strömungsgeschwindigkeiten oder eine langanhaltende Ebbkenterungsphase Voraussetzungen für die Sedimentation von Algen und damit dem Rückgang von Algenbiomasse. Im Bereich des Hamburger Hafens werden diese Kriterien möglicherweise im Bereich der Hafenbecken erfüllt. Dies sollte in der mehrdimensionalen Modellierung berücksichtigt werden.

In unserem 1D-Modellansatz zeigt sich Wegfraß als dominierender Einflussfaktor auf den Rückgang von Phytoplankton im Elbeästuar. Die saisonalen mittleren Fraßraten von 0,5 pro Tag bedeuten, dass täglich nahezu 40 % des vorhandenen Bestands an Phytoplankton konsumiert werden. Die errechneten Fraßraten von 2,0 pro Tag führen zu einem Verlust von 87 % und damit zu einer beinahe vollständigen Kontrolle der Algenbiomasse. Ein vergleichbar hoher Fraßdruck hauptsächlich durch Mikrozooplankton wird für die Lebensgemeinschaft im Schelde-Ästuar beschrieben und es wurden tägliche Fraßraten von 0,41 bis 1,83 gemessen (LIONARD et al. 1997). Das Elbeästuar ist insbesondere auf Grund des ausreichenden Nahrungsangebots ein bevorzugter Lebensraum für Copepoda (Ruderfußkrebse) und vom Fluss eingetragene Rotatorien (Rädertierchen). Bereits im Fluss wurde bei Untersuchungen im Längsprofil von Schmilka bis zum Wehr von Geesthacht eine starke Zunahme der Abundanzen des Zooplanktons beobachtet (HOLST 2006; HARDENBICKER 2014). Die größten Vorkommen wurden für Geesthacht erreicht:

bis zu 10.000 Ind*1⁻¹ in der dominanten Zooplanktongruppe der Rotatorien und bis zu 40 Ind*1⁻¹ in der Gruppe der Crustaceen (HOLST 2006). Unsere Simulationsergebnisse für das Jahr 2006 zeigen einen saisonalen Durchschnitt von 320 (+/- 190) Ind*1⁻¹ Rotatorien am Übergang zum Ästuar bei Km 586.

Im Ästuar erreichte das Zooplankton bei Km 629 eine maximale Abundanz von 4.250 Ind*1⁻¹ und ein saisonales Mittel von 1.500 Ind*1⁻¹. Die gezählte Individuendichte (Rotatorien und Crustaceen) betrug an dieser Stelle im saisonalen Mittel 1.050 Ind*1⁻¹. Vergleichbar hohe Zahlen zwischen 200 und 1.800 Ind*1⁻¹ wurden im Schelde-Ästuar gemessen (LIONARD et al. 1997). Die Abweichung zwischen den simulierten und beobachteten Abundanzen in der Elbe lässt sich möglicherweise dadurch erklären, dass das Zooplankton im Ästuar nicht mehr, wie im QSim-Modell angenommen, hauptsächlich durch Rotatorien repräsentiert wird, sondern die dominante Gruppe vielmehr aus Copepoden mit einem größeren Biovolumen und größerem individuellem Trockengewicht besteht. Des Weiteren werden höhere Abundanzen von Zooplankton simuliert, da kein externer Verlust an die höhere trophische Ebene im Nahrungsnetz berücksichtigt wird. Es ist aber bekannt, dass Zooplankton eine wichtige Nahrungsquelle für Fischbrut und Jungfische in Ästuaren darstellt (MEHNER und THIEL 1999), und dieser Wegfraß könnte eine deutliche Reduzierung der Abundanzen des Zooplanktons bewirken. Zur Simulation und Bewertung der Rolle des Zooplanktons im Elbeästuar sind noch zahlreiche weitere Untersuchungen und Daten erforderlich.

Neben der Entwicklung von Phytoplankton und Sauerstoff entlang des Längsprofils ist auch die laterale Verteilung der Sauerstoffkonzentrationen für wissenschaftliche Untersuchungen und das Gewässermanagement von Relevanz. Die Bedeutung der Wattflächen, Systeme der Nebenrinnen oder Hafenbecken als Sauerstoffsensenken oder -quellen ist ein wichtiges Themenfeld, für dessen gründliche Untersuchung ein mehrdimensionaler Modellansatz Voraussetzung ist. In einem ersten Schritt wird das Modellkopplungskonzept durch Simulation der Wärmebilanz eines Nebenrinnensystems verifiziert. Hier zeigen sich beträchtliche Wassertemperaturdifferenzen zwischen dem Hauptgerinne und der Nebenrinne. Die höheren Wassertemperaturen in der Nebenrinne sind die Folge einer niedrigeren mittleren Wassertiefe und des Erwärmungseffekts der Wattflächen.

6 Schlussfolgerungen und Ausblick

Der eindimensionale Simulationsansatz des QSim-Modells bestätigt, dass Wachstum und Rückgang des Phytoplanktons in der eutrophen Elbe und ihrem Ästuar möglichst genau simuliert werden müssen, um ein realistisches Bild der Sauerstoffbilanz des Ästuars zu gewinnen. Im eutrophen Fluss entsteht im saisonalen Mittel (Periode Mai - Oktober 2006) eine Phytoplanktonbiomasse von nahezu 150 µg Chla*1⁻¹. Im limnischen Abschnitt des Ästuars liegt das Algenwachstum infolge der Lichtlimitation im negativen Bereich, was zu einem Nettosauerstoffverbrauch der Algen durch Respiration führt. Zusätzlich wird die Algenbiomasse durch hohe Fraßverluste (saisonales Mittel von 0,5 pro Tag) durch das Zooplankton stark verringert. Algenbürtiger organischer Kohlenstoff, der vom Fluss eingetragen wird und während des Absterbens der Algen im Ästuar entsteht, bietet ein Substrat für sauerstoffzehrende heterotrophe Bakterien.

Mit dem großskaligen eindimensionalen QSim-Ansatz, der einen 585 km langen Flussabschnitt einschließt, wird ein konsistenter Satz an Gewässergütevariablen

bereitgestellt, der als Eingangssignal für die Modellierung der Sauerstoffbilanz des Elbe-Ästuars dient. Zudem wurde die Eignung für die Simulation langer Zeitperioden nachgewiesen. Dies ist eine zentrale Voraussetzung für Simulationen von Wassertemperatur und Sauerstoff im Kontext eines Klimawandels. Bei detaillierten Untersuchungen in den Nebenrinnensystemen des Elbe-Ästuars mit den Wattflächen hat sich hingegen gezeigt, dass die höhere Auflösung eines mehrdimensionalen Modells unabdingbar ist. Horizontale Unterschiede bei den Gewässergüteparametern, die in erster Linie auf morphologische Strukturen wie Nebenrinnen oder Hafenbecken zurückzuführen sind, haben ökologische Relevanz (verbesserte Sauerstoffbedingungen oder Nahrungsgründe für Jungfische) und sollten mit Hilfe von mehrdimensionalen Ästuar-Modellen untersucht werden. Dies beinhaltet eine möglichst genaue Simulation der Aufenthaltszeiten des Wassers in bestimmten Bereichen des Ästuars.

7 Danksagung

Wir danken Werner Blohm, Carsten Viergutz und Helmut Fischer für ihre Unterstützung und ihre konstruktiven Anmerkungen zu dieser Arbeit. Die hier vorgestellten Erkenntnisse beruhen auf den Ergebnissen des Projekts 3.08 „Einfluss von klimabedingt veränderten Stoffeinträgen und Oberwasserabflüssen auf die Sauerstoffgehalte der Nordsee-Ästuar – Folgen für die Sedimentbewirtschaftung“ im Rahmen des KLIWAS-Forschungsprogramms des Bundesministeriums für Verkehr und digitale Infrastruktur (BMVI).

8 Schriftenverzeichnis

- ARGE ELBE: Gewässerökologische Studie der Elbe. 98 pp., 1984.
- ARNDT, S.; LACROIX, G.; GYPENS, N.; REGNIER, P. and LANCELOT, C.: Nutrient dynamics and phytoplankton development along an estuary-coastal zone continuum: A model study. *Journal of Marine Systems*, Vol. 84, 3-4, 49-66, 2011.
- BECKER, A.; KIRCHESCH, V.; BAUMERT, H. Z.; FISCHER, H. and SCHÖL, A.: Modelling the effects of thermal stratification on the oxygen budget of an impounded river. *River Research and Applications*, Vol. 26, 5, 572-588, 2010.
- BERGEMANN, M.; BLÖCKER, G.; HARMS, H.; KERNER, M.; MEYER-NEHLS, R.; PETERSEN, W. und SCHRÖDER, F.: Der Sauerstoffhaushalt der Tidelbe. *Die Küste*, Vol. 58, 199-261, 1996.
- BERGFELD, T.: Dynamics of microbial food web components in three large rivers (Rhine, Mosel and Saar) with the main focus on heterotrophic nanoflagellates. Thesis. University Cologne, 126 pp., 2002.
- BFG: Das Gewässergütemodell QSim: Handbuch zur Benutzeroberfläche GERRIS. Report No. 1778, 99 pp., 2013.
- BFG; DWD; BSH und BAW: KLIWAS Auswirkungen des Klimawandels auf Wasserstraßen und Schifffahrt - Entwicklung von Anpassungsoptionen. Synthesebericht für Entscheidungsträger, KLIWAS-57/2014, 2014.
- BILLEN, G.: Protein degradation in aquatic environments. In: CHRÖST, R. (Ed.): *Microbial enzymes in aquatic environments*. Springer Verlag, New York, 122-142, 1991.

- BILLEN, G.; GARNIER, J.; FICHT, A. and CUN, C.: Modelling the Response of Water Quality in the Seine River Estuary to Human Activity in its Watershed Over the Last 50 Years. *Estuaries*, Vol. 24, 6B, 977-993, 2001.
- BRUCE, L. C.; COOK, P. L. M.; TEAKLE, I. and HIPSEY, M. R.: Controls on oxygen dynamics in a riverine salt-wedge estuary – a three-dimensional model of the Yarra River estuary, Australia. *Hydrol. Earth Syst. Sci. Discuss.*, Vol. 10, 9799-9845, 2013.
- CASPERS, H.: Die Sauerstoffproduktion einer Bucht im Süßwasserbereich des Elbe-Ästuars. – Untersuchungen im „Mühlenberger Loch“ in Hamburg. *Archiv für Hydrobiologie*, Suppl.-Bd. 62, 5, 509-542, 1984.
- CASULLI, V. and CHENG, R. T.: Semi-implicit finite difference methods for three-dimensional shallow water flow, *International Journal for Numerical Methods in Fluids*, Vol. 15, 629-648, 1992.
- CUNGE, J. A.; HOLLY, F. M. and VERWEY, A.: *Practical Aspects of Computational River Hydraulics*. Pitman Advanced Publishing Program, London, 420 pp., 1980.
- CERCO, C. F. and COLE, T.: Three-dimensional eutrophication model of Chesapeake Bay. *Journal of Environmental Engineering*, Vol. 119, No. 6, 1006-1025, 1993.
- COLE, J. J. and PEIERLS, P. L.: Can phytoplankton maintain a positive carbon balance in a turbid, freshwater, tidal estuary? *Limnol. Oceanogr.*, 37, 1608-1617, 1992.
- DI TORO, D. M.: *Sediment flux modelling*. Vol. 116. Wiley, New York, 624 pp., 2001.
- DUCHARNE, A.; BAUBION, C.; BEAUDOIN, N.; BENOIT, M.; BILLEN, G.; BRISSON, N.; GARNIER, J.; KIEKEN, H.; LEBONVALLET, S.; LEDOUX, E.; MARY, B.; MIGNOLET, C.; POUX, X.; SAUBOUA, E.; SCHOTT, C.; THÉRY, S. and VIENNOT, P.: Long term prospective of the Seine River system: Confronting climatic and direct anthropogenic changes. *Science of the Total Environment*, Vol. 375, 292-311, 2007.
- FLÜGGE, G.: *Gewässerökologische Überwachung der Elbe*. *Abh. Naturw. Ver. Bremen*, 40, 217-232, 1985.
- FRJASINOV, I. V.: Algoritm resenija raznostnyh zadac na grafah. *Zyrnal vycislitel'noj matematiki i matematičeskoj fiziki* 10, 1970.
- GARNIER, J.; SERVAIS, P.; BILLEN, G.; AKOPIAN, M. and BRION, N.: Lower Seine River and Estuary (France) Carbon and Oxygen Budgets During Low Flow. *Estuaries*, Vol. 24, 6B, 964-976, 2001.
- GYPENS, N.; DELHEZ, E.; VANHOUTTE-BRUNIER, A.; BURTON, S.; THIEU, V.; PASSY, P.; LIU, Y.; CALLENS, J.; ROUSSEAU, V. and LANCELOT, C.: Modelling phytoplankton succession and nutrient transfer along the Scheldt estuary (Belgium, The Netherlands). *Journal of Marine Systems*, Vol. 128, 89-105, 2013.
- HAGY III, J. D., BOYNTON, W. R. and JASINSKI, D. A.: Modelling phytoplankton deposition to Chesapeake Bay sediments during winter–spring: interannual variability in relation to river flow. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, Vol. 62, 25-40, 2005.
- HARDENBICKER, P.: *Phytoplankton dynamics in two large rivers: long-term trends, longitudinal dynamics and potential impacts of climate change*. Thesis, Technical University of Dresden, 119 pp., 2014.
- HEIN, B.; WYRWA, J.; VIERGUTZ, C. und SCHÖL, A.: Projektionen für den Sauerstoffhaushalt des Elbe-Ästuars – Folgen für die Sedimentbewirtschaftung und das ökologische Potenzial. *Schlussbericht KLIWAS-Projekt 3.08*. KLIWAS-42/2014, doi: 10.5675/Kliwas_42/2014_3.08, 2014.

- HOLST, H.: Zooplankton im Pelagial des Hauptstroms. In: PUSCH, M. and FISCHER, H. (Eds.): Stoffdynamik und Habitatstruktur in der Elbe – Konzepte für die nachhaltige Entwicklung einer Flusslandschaft. Weißensee Verlag, Berlin, 56-64, 2006.
- HOWARTH, R.; CHAN, F.; CONLEY, D. J.; GARNIER, J.; DONEY, S. C.; MARINO, R. and BILLEN, G.: Coupled biogeochemical cycles: Eutrophication and hypoxia in temperate estuaries and coastal marine ecosystems. *Frontiers in Ecology and the Environment*, Vol. 9, 1, 18-26, doi: 10.1890/100008, 2011.
- IKSR: Estimation of the effects of climate change scenarios on future Rhine water temperature development – Extensive Version. International Commission for the Protection of the Rhine. Report, 214, 57 pp., 2013.
- KIRCHESCH, V. und SCHÖL, A.: Das Gewässergütemodell QSim - Ein Instrument zur Simulation und Prognose des Stoffhaushaltes und der Planktodynamik von Fließgewässern. *Hydrologie und Wasserbewirtschaftung*, Vol. 43, 302-309, 1999.
- LEONARD, B. P.: A stable and accurate convective modelling procedure based on quadratic upstream interpolation. *Computer Methods in Applied Mechanics and Engineering*, Vol. 19, 59-98, 1961.
- LIONARD, M.; AZEMAR, F.; BOULETREAU, S.; MUylaERT, K.; TACKX, M. and VYVERMAN, W.: Grazing by meso- and microzooplankton on phytoplankton in the upper reaches of the Schelde estuary (Belgium/The Netherlands). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, Vol. 64, 764-774, 2005.
- MATZINGER, A.; FISCHER, H. and SCHMID, M.: Modellierung von biogeochemischen Prozessen in Fließgewässern. *Handbuch Angewandte Limnologie*, 29, 5/12, 32 pp., 2012.
- MORIASI, D. N.; ARNOLD, J. G.; VAN LIEW, M. W.; BINGNER, R. L.; HARMEL, R. D. and VEITH, T. L.: Model evaluation guidelines for systematic quantification of accuracy in watershed simulations. *Transactions of the American Society of Agricultural and Biological Engineers*, Vol. 50, 885-900, 2007.
- MEHNER, T. and THIEL, R.: A review of predation impact by 0+ fish on zooplankton in fresh and brackish waters of the temperate northern hemisphere. *Environmental Biology of Fishes*, Vol. 6, 169-181, 1999.
- MONSEN, N. E.; CLOERN, J. E.; LUCAS, L. V. and MONISMITH, S. G.: A comment on the use of flushing time, residence time, and age as transport time scales. *Limnology and Oceanography*, Vol. 47, 5, 1545-1553, 2002.
- MORTAZAVI, B.; IVERSON, R. L.; LANDING, W. M.; LEWIS, F. G. and WENRUI, H.: Control of phytoplankton production and biomass in a river-dominated estuary: Apalachicola Bay, Florida, USA. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, Vol. 198, 19-31, 2000.
- OLLINGER, D.: Modellierung von Temperatur, Turbulenz und Algenwachstum mit einem gekoppelten physikalisch-biologischen Modell. Thesis, Universität Heidelberg, 1999.
- OPPERMANN, R.: Eindimensionale Simulation allmählich veränderlicher instationärer Fließvorgänge in Gewässernetzen. *Mitteilungen des Instituts für Wasserwirtschaft*, H. 50. VEB Verlag für Bauwesen, Berlin, 1989.
- OPPERMANN, R.: Das Programmsystem HYDRAX 5.0 – Mathematisches Modell und Datenschnittstellen. Ingenieurbüro für Wasser und Umwelt Berlin, 11 pp., 2010.
- PAERL, H. and PINCKNEY, J.: Ecosystem response to interannual and watershed organic matter loading: consequences for hypoxia in the eutrophying Neuse River Estuary, North Carolina, USA. *Marine Progress Series*, Vol. 146, 17-25, 1998.

- PUSCH, M.; ANDERSEN, H. E.; BÄTKE, J.; BEHRENDT, H.; FISCHER, H.; FRIBERG, N.; GANCARCZYK, A.; HOFFMANN, C. C.; HACHOL, J.; KRONVANG, B.; NOWACKI, F.; PEDERSON, M. L.; SANDIN, L.; SCHÖLL, F.; SCHOLTEN, M.; STENDERA, S.; SVENDSEN, L. M.; WNUK-GLAWDEL, E. and WOLTER, C.: Rivers of the Central European Highlands and Plains. In: TOCKNER, K.; ROBINSON, C. T. and UEHLINGER, U. (Eds.): Rivers of Europe. London, 525-576, 2009.
- QUIEL, K.; BECKER, A.; KIRCHESCH, V.; SCHÖL, A. and FISCHER, H.: Influence of global change on phytoplankton and nutrient cycling in the Elbe River. Regional Environmental Change, Vol. 11, 2, 405-421, 2011.
- RABALAIS, N. N.; EUGENE, R.; DIAZ, R. J. and JUSTIĆ, D.: Global change and eutrophication of coastal waters. ICES Journal of Marine Science, Vol. 66, 1528-1537, 2009.
- SALMASO, N. and BRAIONI, M.G.: Factors controlling the seasonal development and distribution of the phytoplankton community in the lowland course of a large river in Northern Italy (River Adige). Aquatic Ecology, Vol. 42, 533-545, 2008.
- SCHÖL, A.; EIDNER, R.; BÖHME, M. and KIRCHESCH, V.: Integrierte Modellierung der Wasserbeschaffenheit mit QSim. In: PUSCH, M. and FISCHER, H. (Eds.): Stoffdynamik und Habitatstruktur in der Elbe, Bd. 5, Weißensee Verlag, Berlin, 233-242, 2006a.
- SCHÖL, A.; EIDNER, R.; BÖHME, M. und KIRCHESCH, V.: Einfluss der Buhnenfelder auf die Wasserbeschaffenheit der Mittleren Elbe. In: PUSCH, M. und FISCHER, H. (Eds.): Stoffdynamik und Habitatstruktur in der Elbe, Bd. 5, Weißensee Verlag, Berlin, 243-263, 2006b.
- SCHÖL, A.; KIRCHESCH, V.; BERGFELD, T.; SCHÖLL, F.; BORCHERDING, J. and MÜLLER, D.: Modelling the chlorophyll *a* content of the River Rhine - Interrelation between riverine algal production and population biomass of grazers, rotifers and the zebra mussel, *Dreissena polymorpha*. Internat. Rev. Hydrobiol., Vol. 87, 295-317, 2002.
- THORP, J. M. and DELONG, M. D.: Dominance of autochthonous autotrophic carbon in food webs of heterotrophic rivers. Oikos, Vol. 96, 3, 543-550, 2002.
- WYRWA, J.: Turbulenzmodellierung für stabil dichteschichtete Strömungen bei der Simulation des Transports von kohäsiven Sedimenten in Ästuaren. Thesis. TU Berlin, 2003.
- YASSERI, M. S.: Untersuchungen zum Einfluss von Sauerstoffmangelsituationen auf den mikrobiell-heterotrophen Stoffumsatz an Schwebstoffen in der Tideelbe. Ad-fontes-Verlag, Hamburg, 97 pp., 1999.
- ZHENG, L.; CHEN, C. and ZHANG, F.: Development of water quality model in the Satilla River Estuary, Georgia. Ecological Modelling, Vol. 178, 457-482, 2004.
- ZHU, Z.-Y.; ZHANG, J.; WU, Y.; ZHANG, Y.-Y.; LIN, J. and LIU, S. M.: Hypoxia of the Changjiang (Yangtze River) Estuary: Oxygen depletion and organic matter decomposition. Marine Chemistry, Vol. 125, 108-116, 2011.