

Sensitivitätsanalyse zum
Sauerstoffhaushalt

B3955.03.06.10014

Sensitivitätsanalyse zum
Sauerstoffhaushalt

Auftraggeber: Hamburg Port Authority AöR

Auftrag vom: 14.10.2021, Az.: WI-0690-21-V-DE

Auftragsnummer: BAW-Nr. B3955.03.06.10014

Aufgestellt von:	Abteilung:	Wasserbau Küste
	Referat:	Ästuarsysteme II (K3)
	Bearbeitung:	Dr. sc. ETHZ Arne Hammrich

Hamburg, 30.09.2024

Das Gutachten darf nur ungekürzt vervielfältigt werden. Die Vervielfältigung und eine Veröffentlichung bedürfen der schriftlichen Genehmigung der BAW

Zusammenfassung

In der vorliegenden Studie wurde untersucht, durch welche Faktoren das regelmäßig im Sommer auftretende Sauerstofftal in der Tideelbe zwischen Hamburg und Wedel beeinflusst wird. Dazu wurden in einem numerischen Modell verschiedene Szenarien berechnet und hinsichtlich ihrer Wirkung auf den Sauerstoffgehalt in der Tideelbe ausgewertet. Im Einzelnen wurde die Wirkung des Oberwasserabflusses, des Tidehubs, der organischen Belastung und die Wirkung von Flachwasserbereichen untersucht.

Die Ergebnisse zeigen, wie der Sauerstoffgehalt in der Tideelbe von den verschiedenen Randbedingungen gesteuert und beeinflusst wird. Es zeigte sich jedoch auch, dass das System Tideelbe in sich sehr träge ist und Änderungen des Sauerstoffgehalts durch anthropogene Maßnahmen nur in sehr begrenztem Maße möglich sind. Den größten Effekt auf den Sauerstoffgehalt hat die organische Belastung aus der Mittel- und Unterelbe. Deutlich geringer sind die Veränderungen durch den Oberwasserabfluss und den Tidehub, die beide im Wesentlichen zu räumlichen Verlagerungen des Sauerstofftals führen. Die Schaffung von Flachwassergebieten hat ebenfalls einen positiven Einfluss auf den Sauerstoffgehalt, jedoch bleiben auch sehr große Maßnahmen in ihrer Wirkung eher regional. Die Untersuchungen der Flachwasserbereiche zeigen auch, dass die Ausgestaltung einer solchen Maßnahme einen erheblichen Einfluss auf das Ergebnis hat. Für das Mühlenberger Loch konnte gezeigt werden, dass eine Vertiefung auf -3,5 mNHN aufgrund der geringeren Wiederbelüftungsrate einen geringeren Effekt hat als die Vertiefung derselben Fläche auf lediglich -2,5 mNHN. Rein physikalisch ist für eine möglichst gute Wiederbelüftung ein Flachwassergebiet mit sehr geringen Wassertiefen von Vorteil, was aber auch bedeutet, dass nur ein relativ geringes Volumen mit Sauerstoff angereichert wird. Bei Überlegungen für eine solche Maßnahme muss daher abgewogen werden, wie groß das zusätzliche Wasservolumen sein soll, und wie effektiv die Wiederbelüftung bei den sich dann ergebenden Wassertiefen ist.

Keines der in der vorliegenden Studie untersuchten Szenarien war in seiner Wirkung groß genug, um das Sauerstofftal zu kompensieren. Die grundlegenden Mechanismen konnten jedoch besser identifiziert und gewichtet werden, um daraus Handlungsempfehlungen abzuleiten: Der Eintrag von Phytoplankton und das Absterben im Hamburger Hafen ist und bleibt der zentrale Mechanismus, der zu den sommerlichen Sauerstoffmangelsituationen führt. Die Verringerung von organischen Einträgen hat daher eine direkte Wirkung auf den Sauerstoffgehalt. Zusätzlich gilt es Flachwasserbereiche zu stärken, da diese in zweifacher Weise wirken: Zum einen helfen sie durch Wiederbelüftung die sommerliche Sauerstoffsituation zumindest lokal zu entschärfen, zum anderen dienen sie als lokale Rückzugsgebiete für Fische. Die Trübung hat aufgrund der großen Wassertiefe einen eher geringen Einfluss auf den Sauerstoffgehalt. Eine Verminderung der Trübung kann aber lokal einer besseren Durchleuchtung des Wasserkörpers und damit zumindest zu einem langsameren Absterben des Phytoplanktons führen.

Inhaltsverzeichnis		Seite
1	Veranlassung und Aufgabenstellung	1
2	Sauerstoff in der Tideelbe	2
2.1	Grundsätzliche Prozesse	2
2.2	Situation im Elbeästuar	2
2.3	Wasseralter	4
3	Bearbeitungskonzept	5
3.1	Hydrodynamisches Modell	5
3.2	Wasseraltermodell	7
3.3	Wasserqualitätsmodell	8
3.4	Szenarien	8
3.5	Auswertung	10
3.6	Lichtmessungen	11
4	Modellgenauigkeit	12
4.1	Wasserstände	12
4.2	Wassertemperatur	14
4.3	Sauerstoff	15
5	Untersuchungsergebnisse und Bewertung	18
5.1	Einfluss des Oberwassers	21
5.2	Einfluss des Tidehubs	31
5.3	Einfluss der organischen Belastung (Sekundärverschmutzung)	40
5.4	Einfluss von Flachwassergebieten	41
5.5	Lichtmessungen	56
5.6	Einordnung der Ergebnisse	59
6	Schlussfolgerung und Empfehlungen	62
7	Literaturverzeichnis	63

Abbildungsverzeichnis	Seite
Abbildung 1: Modellgebiet des verwendeten numerischen Modells	6
Abbildung 2: Bathymetrien des Mühlenberger Lochs: DGM-W 2016 (oben links), DGM-W 2022 (oben rechts) und die künstlich vertieften Bathymetrien mit 1,0 m unter mTnw (unten links) und 2,0 m unter mTnw (unten rechts)	9
Abbildung 3: Kilometrierung der Tideelbe, entlang der die Ergebnisse ausgewertet wurden	11
Abbildung 4: Vergleich gemessener (blaue Linie) und modellierter (rote Linie) Wasserstand am Pegel Bunthaus. Aus Gründen der Übersichtlichkeit wird hier nur die erste Julihälfte gezeigt. Der rmse und der bias beziehen sich auf das ganze Jahr 2016.	12
Abbildung 5: Vergleich gemessener (blaue Linie) und modellierter (rote Linie) Wasserstand am Pegel Seemannshöft. Aus Gründen der Übersichtlichkeit wird hier nur die erste Julihälfte gezeigt. Der rmse und der bias beziehen sich auf das ganze Jahr 2016.	13
Abbildung 6: Vergleich gemessener (blaue Linie) und modellierter (rote Linie) Wasserstand am Pegel Stadersand. Aus Gründen der Übersichtlichkeit wird hier nur die erste Julihälfte gezeigt. Der rmse und der bias beziehen sich auf das ganze Jahr 2016.	13
Abbildung 7: Vergleich gemessener (blaue Linie) und modellierter (rote Linie) Wasserstand am Pegel Glückstadt. Aus Gründen der Übersichtlichkeit wird hier nur die erste Julihälfte gezeigt. Der rmse und der bias beziehen sich auf das ganze Jahr 2016.	13
Abbildung 8: Vergleich gemessene (blaue Linie) und modellierte (rote Linie) Wassertemperatur an der Station Bunthaus	14
Abbildung 9: Vergleich gemessene (blaue Linie) und modellierte (rote Linie) Wassertemperatur an der Station Seemannshöft	14
Abbildung 10: Vergleich gemessene (blaue Linie) und modellierte (rote Linie) Wassertemperatur an der Station D2 (Juelsand)	15
Abbildung 11: Vergleich gemessene (blaue Linie) und modellierte (rote Linie) Wassertemperatur an der Station D4 (Rhinplate Nord)	15
Abbildung 12: Vergleich gemessene (blaue Linie) und modellierte (rote Linie) Sauerstoffkonzentration an der Station Bunthaus	16
Abbildung 13: Vergleich gemessene (blaue Linie) und modellierte (rote Linie) Sauerstoffkonzentration an der Station Seemannshöft	16
Abbildung 14: Vergleich gemessene (blaue Linie) und modellierte (rote Linie) Sauerstoffkonzentration an der Station D2 (Juelsand)	16
Abbildung 15: Vergleich gemessene (blaue Linie) und modellierte (rote Linie) Sauerstoffkonzentration an der Station D4 (Rhinplate Nord)	17

Abbildung 16: Vergleich gemessene (blaue Linie) und modellierte (rote Linie) Sauerstoffkonzentration an der Station Hahnöfer Nebelbe 1	17
Abbildung 17: Vergleich gemessene (blaue Linie) und modellierte (rote Linie) Sauerstoffkonzentration an der Station Hahnöfer Nebelbe 2	17
Abbildung 18: Mittlere Wassertiefe im Längsverlauf der Tideelbe entlang der Fahrrinne durch die Norderelbe	19
Abbildung 19: Mittlere spezifische Oberfläche im Längsverlauf der Tideelbe entlang der Fahrrinne durch die Norderelbe	20
Abbildung 20: Mittleres Wasseralter zwischen 01.06.2016 und 30.08.2016 im Längsverlauf der Tideelbe entlang der Fahrrinne durch die Norderelbe bei 457 m ³ /s	20
Abbildung 21: Mittlerer Sauerstoffgehalt zwischen 01.06.2016 und 30.08.2016 im Längsverlauf der Tideelbe entlang der Fahrrinne durch die Norderelbe bei 457 m ³ /s	20
Abbildung 22: Mittlere Sauerstoffsättigung zwischen 01.06.2016 und 30.08.2016 im Längsverlauf der Tideelbe entlang der Fahrrinne durch die Norderelbe bei 457 m ³ /s	20
Abbildung 23: Sommerlicher BSB ₇ an den Stationen Zollenspieker, Seemannshöft und Grauerort	21
Abbildung 24: Mittleres Tidehochwasser zwischen dem 01.06.2016 und 30.08.2016 im Längsverlauf der Tideelbe entlang der Fahrrinne durch die Norderelbe bei 411 m ³ /s (blaue Linie), 457 m ³ /s (schwarze Linie) und 503 m ³ /s (rote Linie)	22
Abbildung 25: Mittleres Tideniedrigwasser zwischen dem 01.06.2016 und 30.08.2016 im Längsverlauf der Tideelbe entlang der Fahrrinne durch die Norderelbe bei 411 m ³ /s (blaue Linie), 457 m ³ /s (schwarze Linie) und 503 m ³ /s (rote Linie)	23
Abbildung 26: Mittlerer Tidehub zwischen dem 01.06.2016 und 30.08.2016 im Längsverlauf der Tideelbe entlang der Fahrrinne durch die Norderelbe bei 411 m ³ /s (blaue Linie), 457 m ³ /s (schwarze Linie) und 503 m ³ /s (rote Linie)	24
Abbildung 27: Mittlere Flutstromgeschwindigkeit zwischen dem 01.06.2016 und 30.08.2016 im Längsverlauf der Tideelbe entlang der Fahrrinne durch die Norderelbe bei 411 m ³ /s (blaue Linie), 457 m ³ /s (schwarze Linie) und 503 m ³ /s (rote Linie)	25
Abbildung 28: Mittlere Ebbstromgeschwindigkeit zwischen dem 01.06.2016 und 30.08.2016 im Längsverlauf der Tideelbe entlang der Fahrrinne durch die Norderelbe bei 411 m ³ /s (blaue Linie), 457 m ³ /s (schwarze Linie) und 503 m ³ /s (rote Linie)	26
Abbildung 29: Mittleres Flut- zu Ebbstromverhältnis zwischen dem 01.06.2016 und 30.08.2016 im Längsverlauf der Tideelbe entlang der Fahrrinne durch die Norderelbe bei 411 m ³ /s (blaue Linie), 457 m ³ /s (schwarze Linie) und 503 m ³ /s (rote Linie)	27

Abbildung 30: Mittlere residuale Tidestromgeschwindigkeit zwischen dem 01.06.2016 und 30.08.2016 im Längsverlauf der Tideelbe entlang der Fahrrinne durch die Norderelbe bei 411 m ³ /s (blaue Linie), 457 m ³ /s (schwarze Linie) und 503 m ³ /s (rote Linie)	28
Abbildung 31: Mittleres Wasseralter zwischen dem 01.06.2016 und 30.08.2016 im Längsverlauf der Tideelbe entlang der Fahrrinne durch die Norderelbe bei 411 m ³ /s (blaue Linie), 457 m ³ /s (schwarze Linie) und 503 m ³ /s (rote Linie)	29
Abbildung 32: Mittlerer Sauerstoffgehalt zwischen dem 01.06.2016 und 30.08.2016 im Längsverlauf der Tideelbe entlang der Fahrrinne durch die Norderelbe bei 411 m ³ /s (blaue Linie), 457 m ³ /s (schwarze Linie) und 503 m ³ /s (rote Linie)	30
Abbildung 33: Verlauf der mittleren Sauerstoffkonzentration zwischen dem 01.06.2016 und 30.08.2016, aufgetragen gegen das Wasseralter bei 411 m ³ /s (blaue Linie), 457 m ³ /s (schwarze Linie) und 503 m ³ /s (rote Linie)	31
Abbildung 34: Mittleres Tidehochwasser zwischen dem 01.06.2016 und 30.08.2016 im Längsverlauf der Tideelbe entlang der Fahrrinne durch die Norderelbe bei dem gemessenen Tidehub bei Bake Z (schwarze Linie), 10% höherem Tidehub (rote Linie) und 10% niedrigerem Tidehub (blaue Linie)	32
Abbildung 35: Mittleres Tideniedrigwasser zwischen dem 01.06.2016 und 30.08.2016 im Längsverlauf der Tideelbe entlang der Fahrrinne durch die Norderelbe bei dem gemessenen Tidehub bei Bake Z (schwarze Linie), 10% höherem Tidehub (rote Linie) und 10% niedrigerem Tidehub (blaue Linie)	33
Abbildung 36: Mittlerer Tidehub zwischen dem 01.06.2016 und 30.08.2016 im Längsverlauf der Tideelbe entlang der Fahrrinne durch die Norderelbe bei dem gemessenen Tidehub bei Bake Z (schwarze Linie), 10% höherem Tidehub (rote Linie) und 10% niedrigerem Tidehub (blaue Linie)	34
Abbildung 37: Mittlere Flutstromgeschwindigkeit zwischen dem 01.06.2016 und 30.08.2016 im Längsverlauf der Tideelbe entlang der Fahrrinne durch die Norderelbe bei dem gemessenen Tidehub bei Bake Z (schwarze Linie), 10% höherem Tidehub (rote Linie) und 10% niedrigerem Tidehub (blaue Linie)	35
Abbildung 38: Mittlere Ebbstromgeschwindigkeit zwischen dem 01.06.2016 und 30.08.2016 im Längsverlauf der Tideelbe entlang der Fahrrinne durch die Norderelbe bei dem gemessenen Tidehub bei Bake Z (schwarze Linie), 10% höherem Tidehub (rote Linie) und 10% niedrigerem Tidehub (blaue Linie)	36
Abbildung 39: Mittleres Flut- zu Ebbstromverhältnis zwischen dem 01.06.2016 und 30.08.2016 im Längsverlauf der Tideelbe entlang der Fahrrinne durch die Norderelbe bei dem gemessenen Tidehub bei Bake Z (schwarze Linie), 10% höherem Tidehub (rote Linie) und 10% niedrigerem Tidehub (blaue Linie)	37
Abbildung 40: Mittlere residuale Tidestromgeschwindigkeit zwischen dem 01.06.2016 und 30.08.2016 im Längsverlauf der Tideelbe entlang der Fahrrinne durch die	

Norderelbe bei dem gemessenen Tidehub bei Bake Z (schwarze Linie), 10% höherem Tidehub (rote Linie) und 10% niedrigerem Tidehub (blaue Linie)	38
Abbildung 41: Mittleres Wasseralter zwischen dem 01.06.2016 und 30.08.2016 im Längsverlauf der Tideelbe entlang der Fahrrinne durch die Norderelbe bei dem gemessenen Tidehub bei Bake Z (schwarze Linie), 10% höherem Tidehub (rote Linie) und 10% niedrigerem Tidehub (blaue Linie)	39
Abbildung 42: Mittlerer Sauerstoffgehalt zwischen dem 01.06.2016 und 30.08.2016 im Längsverlauf der Tideelbe entlang der Fahrrinne durch die Norderelbe bei dem gemessenen Tidehub bei Bake Z (schwarze Linie), 10% höherem Tidehub (rote Linie) und 10% niedrigerem Tidehub (blaue Linie)	40
Abbildung 43: Mittlerer Sauerstoffgehalt zwischen dem 01.06.2016 und 30.08.2016 im Längsverlauf der Tideelbe entlang der Fahrrinne durch die Norderelbe einer mittleren POC Konzentration von 7,4 mgC/l am Wehr Geesthacht (schwarze Linie), 10% höherem POC (rote Linie) und 10% niedrigerem POC (blaue Linie)	41
Abbildung 44: Hypsometrische Kurve des Mühlenberger Lochs in den verschiedenen untersuchten Varianten	42
Abbildung 45: Mittleres Tidehochwasser zwischen dem 01.06.2016 und 30.08.2016 im Längsverlauf der Tideelbe entlang der Fahrrinne durch die Norderelbe mit verschiedenen Bathymetrien im Bereich des Mühlenberger Lochs: -3,55 mNHN (blaue Linie), DGM-W 2016 (schwarze Linie), -2,55 mNHN (rote Linie), DGM-W 2022 (grüne Linie)	43
Abbildung 46: Mittleres Tideniedrigwasser zwischen dem 01.06.2016 und 30.08.2016 im Längsverlauf der Tideelbe entlang der Fahrrinne durch die Norderelbe mit verschiedenen Bathymetrien im Bereich des Mühlenberger Lochs: -3,55 mNHN (blaue Linie), DGM-W 2016 (schwarze Linie), -2,55 mNHN (rote Linie), DGM-W 2022 (grüne Linie)	44
Abbildung 47: Mittlerer Tidehub zwischen dem 01.06.2016 und 30.08.2016 im Längsverlauf der Tideelbe entlang der Fahrrinne durch die Norderelbe mit verschiedenen Bathymetrien im Bereich des Mühlenberger Lochs: -3,55 mNHN (blaue Linie), DGM-W 2016 (schwarze Linie), -2,55 mNHN (rote Linie), DGM-W 2022 (grüne Linie)	45
Abbildung 48: Mittlere Flutstromgeschwindigkeit zwischen dem 01.06.2016 und 30.08.2016 im Längsverlauf der Tideelbe entlang der Fahrrinne durch die Norderelbe mit verschiedenen Bathymetrien im Bereich des Mühlenberger Lochs: -3,55 mNHN (blaue Linie), DGM-W 2016 (schwarze Linie), -2,55 mNHN (rote Linie), DGM-W 2022 (grüne Linie)	46
Abbildung 49: Mittlere Ebbstromgeschwindigkeit zwischen dem 01.06.2016 und 30.08.2016 im Längsverlauf der Tideelbe entlang der Fahrrinne durch die Norderelbe mit verschiedenen Bathymetrien im Bereich des Mühlenberger Lochs: -3,55	

mNHN (blaue Linie), DGM-W 2016 (schwarze Linie), -2,55 mNHN (rote Linie), DGM-W 2022 (grüne Linie)	47
Abbildung 50: Mittleres Flut- zu Ebbstromverhältnis zwischen dem 01.06.2016 und 30.08.2016 im Längsverlauf der Tideelbe entlang der Fahrrinne durch die Norderelbe mit verschiedenen Bathymetrien im Bereich des Mühlenberger Lochs: -3,55 mNHN (blaue Linie), DGM-W 2016 (schwarze Linie), -2,55 mNHN (rote Linie), DGM-W 2022 (grüne Linie)	48
Abbildung 51: Mittlere residuale Tidestromgeschwindigkeit zwischen dem 01.06.2016 und 30.08.2016 im Längsverlauf der Tideelbe entlang der Fahrrinne durch die Norderelbe mit verschiedenen Bathymetrien im Bereich des Mühlenberger Lochs: -3,55 mNHN (blaue Linie), DGM-W 2016 (schwarze Linie), -2,55 mNHN (rote Linie), DGM-W 2022 (grüne Linie)	49
Abbildung 52: Mittleres Wasseralter zwischen dem 01.06.2016 und 30.08.2016 im Längsverlauf der Tideelbe entlang der Fahrrinne durch die Norderelbe mit verschiedenen Bathymetrien im Bereich des Mühlenberger Lochs: -3,55 mNHN (blaue Linie), DGM-W 2016 (schwarze Linie), -2,55 mNHN (rote Linie), DGM-W 2022 (grüne Linie)	50
Abbildung 53: Mittlerer Sauerstoffgehalt zwischen dem 01.06.2016 und 30.08.2016 im Längsverlauf der Tideelbe entlang der Fahrrinne durch die Norderelbe mit verschiedenen Bathymetrien im Bereich des Mühlenberger Lochs: -3,55 mNHN (blaue Linie), DGM-W 2016 (schwarze Linie), -2,55 mNHN (rote Linie), DGM-W 2022 (grüne Linie)	51
Abbildung 54: Spezifische Oberfläche im Längsverlauf der Tideelbe entlang der Fahrrinne durch die Norderelbe mit verschiedenen Bathymetrien im Bereich des Mühlenberger Lochs: -3,55 mNHN (blaue Linie), DGM-W 2016 (schwarze Linie), -2,55 mNHN (rote Linie), DGM-W 2022 (grüne Linie)	52
Abbildung 55: Wiederbelüftungsrate in Abhängigkeit von der Wassertiefe für eine sommerliche Situation im Mühlenberger Loch (schwarze Linie). Die roten Linien zeigen die Wassertiefe und die zugehörigen Wiederbelüftungsraten bei Hoch- und Niedrigwasser für die Ausbaggerungsvariante auf -2,55 mNHN, die blaue Linie zeigt die entsprechenden Werte für die Ausbaggerungsvariante auf -3,55 mNHN	53
Abbildung 56: Aggregationspolygone entlang der Elbe zur Berechnung des Wasservolumens, schwarz: gesamter Querschnitt, gelb: Fahrrinne tiefer 2.0m	54
Abbildung 57: Wasservolumen in den Aggregationspolygonen (Abbildung 56) über den gesamten Fließquerschnitt der Tideelbe: -3,55 mNHN (blaue Linie), DGM-W 2016 (schwarze Linie), -2,55 mNHN (rote Linie), DGM-W 2022 (grüne Linie)	55
Abbildung 58: Wasservolumen in den Aggregationspolygonen (Abbildung 56) in den seitlichen Flachwasserbereichen der Tideelbe: -3,55 mNHN (blaue Linie),	

DGM-W 2016 (schwarze Linie), -2,55 mNHN (rote Linie), DGM-W 2022 (grüne Linie)	56
Abbildung 59: Lichtprofile in der Tideelbe. Die blauen Linien zeigen die Messungen, die schwarzen Linien zeigen jeweils das gefittete Lichtprofil. Oben links: Norderelbe bei Bunthaus, oben rechts: Norderelbe Einfahrt Billwerder Bucht, unten links: Norderelbe Sandtorhöft, unten rechts: Tideelbe bei Wedel	57
Abbildung 60: Mittlere sommerliche SPM Konzentration entlang der Tideelbe	58
Abbildung 61: Euphotische Tiefe verschiedener Lichtmodelle in Abhängigkeit von der SPM-Konzentration	59
Abbildung 62: Sauerstoffgehalt an der Station Seemannshöft (blaue Linie) und Oberwasserabfluss am Pegel Neu Darchau (orange Linie) im langjährigen Vergleich	60
Abbildung 63: Sättigung des Wasserkörpers in Abhängigkeit von der Temperatur bei einem konstanten Sauerstoffgehalt von 5,5 mg/l	61
 Tabellenverzeichnis	 Seite
Tabelle 1: Randwerte und Bathymetrien der verschiedenen gerechneten Szenarien	10
Tabelle 2: Verschiedene Berechnungen des Extinktionskoeffizienten k_d in der Literatur	11
Tabelle 3: Volumendifferenzen der gerechneten Szenarien im Mühlenberger Loch	42

1 Veranlassung und Aufgabenstellung

Die Tideelbe, etwa zwischen Hamburg und Wedel, ist regelmäßig von sommerlichen Sauerstoffmangelsituationen geprägt. Nach derzeitigem Prozessverständnis führen die großen Wassertiefen und die schlechte Durchleuchtung der Wassersäule im Hamburger Hafen zu einem Absterben des Phytoplanktons, das über das Wehr Geesthacht in die Tideelbe transportiert wird. Die anschließende Mineralisation des Phytoplanktons zehrt Sauerstoff und führt zu dem genannten Sauerstoffmangel.

Im Zuge der Planung und Genehmigung der aktuell vollzogenen Fahrrinnenanpassung wurde die Sauerstoffsituation immer wieder thematisiert. Der Planfeststellungsbeschluss (WSD Nord, 2012, BWI Hamburg, 2012) sieht daher im Rahmen des Messprogramms eine „Sensitivitätsstudie zum Sauerstoffhaushalt“ vor. Vorbereitend für die eigentliche Sensitivitätsstudie wurde 2014 eine Synopse des aktuellen Wissensstands zum Sauerstoffhaushalt in der Tideelbe erstellt (KLS-Gewässerschutz, 2014). Die Synopse sollte die für den Sauerstoffgehalt der Tideelbe relevanten physikalischen, biologischen und chemischen Prozesse zusammentragen und beschreiben. Die vorliegende Studie stellt den nächsten Schritt dar und soll die Wirkung von veränderten hydrodynamischen Parametern auf den Sauerstoffgehalt der Tideelbe untersuchen.

Für das Bearbeitungskonzept wurde der Hauptfokus auf die Untersuchung von Wirkungsketten gelegt, bei denen die Wirkung von veränderten hydrodynamischen Parametern auf den Sauerstoffgehalt untersucht wird. Auf diese Weise soll herausgearbeitet werden, inwieweit zum Beispiel ein veränderter bathymetrischer Zustand des Ästuars das Tideregime sowie das Transportverhalten des Gewässers verändert und Veränderungen des Sauerstoffgehaltes nach sich zieht. Zur Identifikation solcher Wirkungsketten wurde für die vorliegende Studie ein numerisches Modell verwendet, bei dem in verschiedenen Modellsimulationen einzelne Einflussgrößen verändert und die Auswirkungen auf den Sauerstoffgehalt untersucht wurden. Auf diese Weise können Veränderungen des Sauerstoffgehaltes einzelnen Ursachen zugeordnet und die Wichtung der Einflussgrößen relativ zueinander bewertet werden.

Ein weiteres Untersuchungsziel ist, zu untersuchen wie gut sich das Wasseralter als Indikator für Veränderungen des Sauerstoffgehaltes eignet. Das Wasseralter definiert sich in diesem Zusammenhang als Zeit, die vergangen ist, seitdem ein Wasserteilchen über das Wehr Geesthacht in die Tideelbe eingetreten ist. Die zugrunde liegende Idee dahinter ist, dass mit zunehmendem Wasseralter die Mineralisationsprozesse im Wasserkörper weiter vorangeschritten sind und somit auch mehr Sauerstoff gezehrt wurde. Ein niedriges Wasseralter sollte demnach ein Hinweis für bessere Sauerstoffverhältnisse sein.

2 Sauerstoff in der Tideelbe

2.1 Grundsätzliche Prozesse

Aus biologischer bzw. chemischer Sicht lässt sich der Sauerstoffgehalt der Tideelbe vor allem durch drei grundsätzliche Prozesse beschreiben: Primärproduktion, Mineralisation und Wiederbelüftung.

Die Primärproduktion bezeichnet die Produktion von Biomasse durch die Primärproduzenten mit Hilfe von Licht. Die Photosynthese als Kernprozess der Primärproduktion ist der wichtigste Prozess, durch den aus anorganischen organische Kohlenstoffverbindungen aufgebaut werden. Die Primärproduktion (Photosynthese) ist der einzige biologische Prozess, bei dem Sauerstoff freigesetzt wird.

Die Mineralisation ist der gegenläufige Prozess zur Primärproduktion. Während bei der Primärproduktion höhere organische Verbindungen aus niedermolekularen anorganischen Verbindungen aufgebaut werden (Anabolismus), werden bei der Mineralisation höhere organische Verbindungen zu niedermolekularen anorganischen Verbindungen abgebaut (Katabolismus). Da dieser Abbau ein oxidativer Prozess ist, zehrt die Mineralisation Sauerstoff.

Die Wiederbelüftung ist der physikalische Austausch von Sauerstoff zwischen dem Wasserkörper und der Atmosphäre. Je nach Sauerstoffsättigung des Gewässers, kann die Wiederbelüftung zu einer Zu- oder einer Abnahme der Sauerstoffkonzentration im Gewässer führen. In der Regel ist die Sauerstoffsättigung in der Tideelbe unterhalb von 100 %, was bedeutet, dass durch die Wiederbelüftung Sauerstoff in den Wasserkörper eingetragen wird. Bei einer Sauerstoffsättigung von über 100 %, was in der Mittelbe durchaus vorkommt, wird durch die Wiederbelüftung Sauerstoff aus dem Wasserkörper ausgetragen. Geringe Wassertiefen begünstigen die Wiederbelüftung durch ein günstigeres Verhältnis von Wasseroberfläche zu darunter liegendem Wasservolumen, da pro Flächeneinheit ein geringeres Volumen zu belüften ist. Als Maß hierfür wird in der Regel der Quotient aus Wasseroberfläche und Wasservolumen in m^2/m^3 angegeben (spezifische Oberfläche).

2.2 Situation im Elbeästuar

Das Phytoplankton in der Tideelbe kann nur in einer relativ dünnen Oberflächenschicht Photosynthese betreiben, der weitaus größte Teil der Wassersäule ist dafür zu dunkel. Insbesondere die stromab der Elbbrücken große Wassertiefe führt daher dazu, dass sich das Phytoplankton länger in Schichten befindet, in denen keine Photosynthese möglich ist. Infolgedessen stirbt das Phytoplankton im schlecht durchleuchteten Bereich der Tideelbe ab und zehrt bei der anschließenden Mineralisation Sauerstoff. Bei diesem regelmäßig im Sommer auftretenden Ereignis greifen eine Vielzahl von Prozessen und äußeren Einflussgrößen ineinander und bestimmen in ihrem Zusammenspiel, wie stark sich das Sauerstofftal in einem Sommer ausprägt. In der Tideelbe wirken darüber hinaus mehrere Einflussgrößen ungünstig zusammen und beeinflussen die Ausprägung der Sauerstoffmangelsituation:

Zunächst einmal wird durch die höhere Temperatur im Sommer die Löslichkeit für Gase im Wasser herabgesetzt, das heißt, dass in der Tideelbe im Sommer grundsätzlich weniger Sauerstoff gelöst ist. Zusätzlich steigert die höhere Temperatur den chemisch/biologischen Umsatz aller Stoffwechselprozesse, was zum einen die Biomasseproduktion in der Mittelbe erhöht und somit mehr Biomasse in die Tideelbe eingetragen wird. Zum anderen wird die sauerstoffzehrende Mineralisation beschleunigt. Im Fließkontinuum führt dies zu einem räumlich konzentrierten und stärker ausgeprägten Sauerstofftal.

In einer ähnlichen Weise kann sich der in der Regel geringere sommerliche Oberwasserabfluss auswirken: Geringerer Oberwasserabfluss vermindert den stromab gerichteten Transport in der Tideelbe, wodurch der Wasserkörper langsamer in Richtung Nordsee transportiert wird und somit die Verweilzeit im Hamburger Gebiet steigt. Die oben genannte Mineralisation verläuft also räumlich konzentrierter und wird sich voraussichtlich in einem räumlich eher kleinem, dafür aber tieferen Sauerstofftal auswirken.

Auch der Tidehub hat einen maßgeblichen Einfluss auf das Transportverhalten der Tideelbe und sollte daher auch einen Einfluss auf den Sauerstoffgehalt haben. Wie sich jedoch im Einzelnen das Flut- zu Ebbstromverhältnis, das Transportverhalten bzw. die Aufenthaltszeit und letztlich der Sauerstoffgehalt durch einen veränderten Tidehub verändern, lässt sich kaum vorhersagen und wurde bisher auch noch nicht untersucht.

Eine weitere wichtige Einflussgröße für den Sauerstoffgehalt ist die Wiederbelüftung, die den Gasaustausch zwischen Wasserkörper und Atmosphäre beschreibt. In der Regel ist die Sauerstoffkonzentration der Tideelbe $<100\%$, weshalb die Wiederbelüftung hier zu einer Erhöhung der Sauerstoffkonzentration führt. Da der Gasaustausch ausschließlich über die Grenzfläche zwischen Wasser und Luft stattfindet, wird die Wiederbelüftung maßgeblich vom Oberflächen-Volumen-Verhältnis des Wasserkörpers beeinflusst. Die große Wassertiefe der Fahrrinne wirkt sich hier negativ auf den Sauerstoffgehalt aus, da, trotz guter Durchmischung, eine ausreichende Belüftung des Wasserkörpers kaum möglich ist. Auch der Verlust von Flachwassergebieten, die einen positiven Einfluss auf die Wiederbelüftung haben, wirkt sich negativ auf den Sauerstoffgehalt in der Tideelbe aus.

Insgesamt wird die sommerliche Sauerstoffbilanz in der Tideelbe also aus einem Zusammenspiel von verschiedenen biologischen, chemischen und physikalischen Prozessen bestimmt. Sommerliche warme Bedingungen führen zu einer vermehrten Algenproduktion in der Mittelbe und damit zu einem vermehrten Eintrag organischer mineralisierbarer Fracht in die Tideelbe. Gleichzeitig wird durch die höhere Temperatur die Löslichkeit von Sauerstoff im Wasser herabgesetzt und somit im Sommer schon aus physikalischen Gründen weniger Sauerstoff im Gewässer gelöst. Höhere Temperaturen führen weiter zu einem schnelleren Umsatz bei biologischen und chemischen Reaktionen, was dazu führt, dass die sauerstoffzehrende Mineralisation in der Tideelbe schneller abläuft. Der in der Regel geringe sommerliche Oberwasserabfluss zieht ein schlechteres stromab gerichtetes Transportverhalten nach sich, was dazu führt, dass die Biomasse lokal relativ begrenzt im Hamburger Gebiet unter Sauerstoffverbrauch mineralisiert wird. Zu diesen von außen auf das Ästuar wirkenden Einflussgrößen kommen die anthropogenen Veränderungen am Flussbett, die auf den Sauerstoffgehalt wirken. Die großen Wassertiefen führen zu dem bereits beschriebenen

Absterben des Phytoplanktons und der anschließenden Mineralisation. Darüber hinaus bewirkt die Aufweitung des Gewässerquerschnitts einen schlechteren stromab gerichteten Transport mit der bereits beschriebenen Folge, dass die Mineralisation der Biomasse eher lokal begrenzt stattfindet. Weiterhin wird durch den tiefen Wasserkörper das Oberflächen-Volumen-Verhältnis verringert, was die Wirksamkeit der Wiederbelüftung vermindert.

Obwohl die für die sommerliche Sauerstoffmangelsituation verantwortlichen Prozesse und Einflussgrößen bekannt und grundsätzlich verstanden sind, lässt sich nur schwer abschätzen, wie all diese Faktoren im komplexen Tideregime zusammenwirken und sich gegenseitig beeinflussen. Dieses Zusammenspiel der wichtigsten Einflussgrößen soll in der vorliegenden Studie untersucht und so weit wie möglich eindeutigen Prozessketten zugeordnet werden.

2.3 Wasseralter

Wie in den vorhergehenden Kapiteln beschrieben, spielt das Transportverhalten, bzw. die Verweilzeit des Wasserkörpers im Hamburger Gebiet eine wichtige Rolle für den Sauerstoffgehalt. In der vorliegenden Studie wird daher auch das sogenannte Wasseralter betrachtet. Das Wasseralter beschreibt hier die verstrichene Zeit seit dem Eintritt in das Modellgebiet über das Wehr Geesthacht; mit zunehmender Entfernung zum Wehr „altert“ somit der Wasserkörper. Schlechte stromab gerichtete Transportbedingungen führen daher zu einem höheren Wasseralter des Wasserkörpers im Vergleich zu Szenarien mit besseren Transportbedingungen (z. B. durch höheren Oberwasserabfluss). Das Wasseralter dient also als Indikator für schlechtere Transportbedingungen und damit auch für schlechtere Sauerstoffbedingungen.

3 Bearbeitungskonzept

Der Sauerstoffgehalt in der Tideelbe ist von einer Vielzahl von Parametern abhängig, diese können neben den naheliegenden Parametern, wie z.B. Temperatur oder Oberwasserabfluss, auch aus veränderten Tidekennwerten resultieren. Die vorliegende Studie versucht Wirkketten zu identifizieren, wie diese veränderten Tidekennwerte das Transportverhalten und letztlich den Sauerstoffgehalt in der Tideelbe beeinflussen.

Dazu wird in einem ersten Schritt ein rein hydrodynamisches Modell gerechnet und dann sukzessive einzelne Parameter, wie z.B. der Oberwasserabfluss oder der Tidehub geändert. Im nächsten Schritt wird dann das sogenannte Wasseraltermodell mit den veränderten hydrodynamischen Parametern gerechnet und im letzten Schritt das Wasserqualitätsmodell. Anschließend wird untersucht, ob und wie sich die veränderte Hydrodynamik auf das Transportverhalten (und damit auf das Wasseralter) und den Sauerstoffgehalt auswirkt.

Ziel ist es, aus einer Änderung von Tidekennwerten ableiten zu können, ob und wie sich die Veränderung auf den Sauerstoffgehalt auswirkt. Auf diese Weise lassen sich, zumindest qualitativ, auch morphologische Änderungen über die Änderung der Tidekennwerte hinsichtlich ihrer Auswirkungen auf den Sauerstoffgehalt einordnen.

3.1 Hydrodynamisches Modell

Zur Modellierung wurde das dreidimensionale hydrodynamisch-numerische Verfahren UnTRIM² verwendet. UnTRIM² ist ein semi-implizites Finite-Differenzen Verfahren zur numerischen Lösung der drei-dimensionalen Flachwassergleichungen sowie ein Finite-Volumen Verfahren zur numerischen Lösung der dreidimensionalen Transportgleichungen für Salz, Wärme, suspendierte Sedimente sowie passive Tracer (Casulli, Walters, 2000; Casulli, Zanolli, 2002; Casulli, 2009; Casulli, Stelling, 2011; Sehili et al., 2014). UnTRIM² arbeitet auf einem unstrukturierten, orthogonalen Gitter. Hierbei wird das Lösungsgebiet von einer endlichen Anzahl konvexer Polygone (Dreiecke, Vierecke) überlappungsfrei überdeckt.

Die folgenden physikalischen Prozesse werden in dem mathematischen Modell zur Berechnung der Hydrodynamik und des Transports gelöster Stoffe berücksichtigt:

- Reynolds gemittelte Navier - Stokes - Gleichungen (RANS)
- lokale Beschleunigung (Massenträgheit)
- advective Beschleunigung
- Coriolisbeschleunigung
- barotroper Druckgradient
- barokliner Druckgradient
- hydrostatische oder nicht-hydrostatische Druckverteilung
- horizontale turbulente Viskosität (lokal isotrop, zeit- und ortsvariabel)
- Reibung an der Gewässersohle
- Impulseintrag durch den Wind
- Quellen und Senken (Zu- und Abflüsse)
- Transport von Salz, Wärme, suspendierter Sedimente sowie passiven Tracern

- advektiver Transport durch die Strömung
- horizontale turbulente Diffusivität (lokal isotrop, zeit- und ortsvariabel)
- turbulente Diffusivität in Vertikalrichtung unter Berücksichtigung der vertikalen Dichteschichtung

Die räumliche Ausdehnung des Modellgebietes mit der zu Grunde liegenden Topographie ist in Abbildung 1 abgebildet und umfasst das Elbeästuar vom Wehr Geestacht (km 585,9) bis zur Bake Z (km 755,9). Die Bathymetrie beruht auf dem DGM-W aus dem Jahr 2016 (Wasserstraßen- und Schifffahrtsverwaltung des Bundes, 2016). Die örtliche Auflösung des Rechengitters und die zeitliche Auflösung der Simulation sind so gewählt worden, dass alle charakteristischen, d.h. das Gewässer prägenden, physikalischen Prozesse berücksichtigt werden.

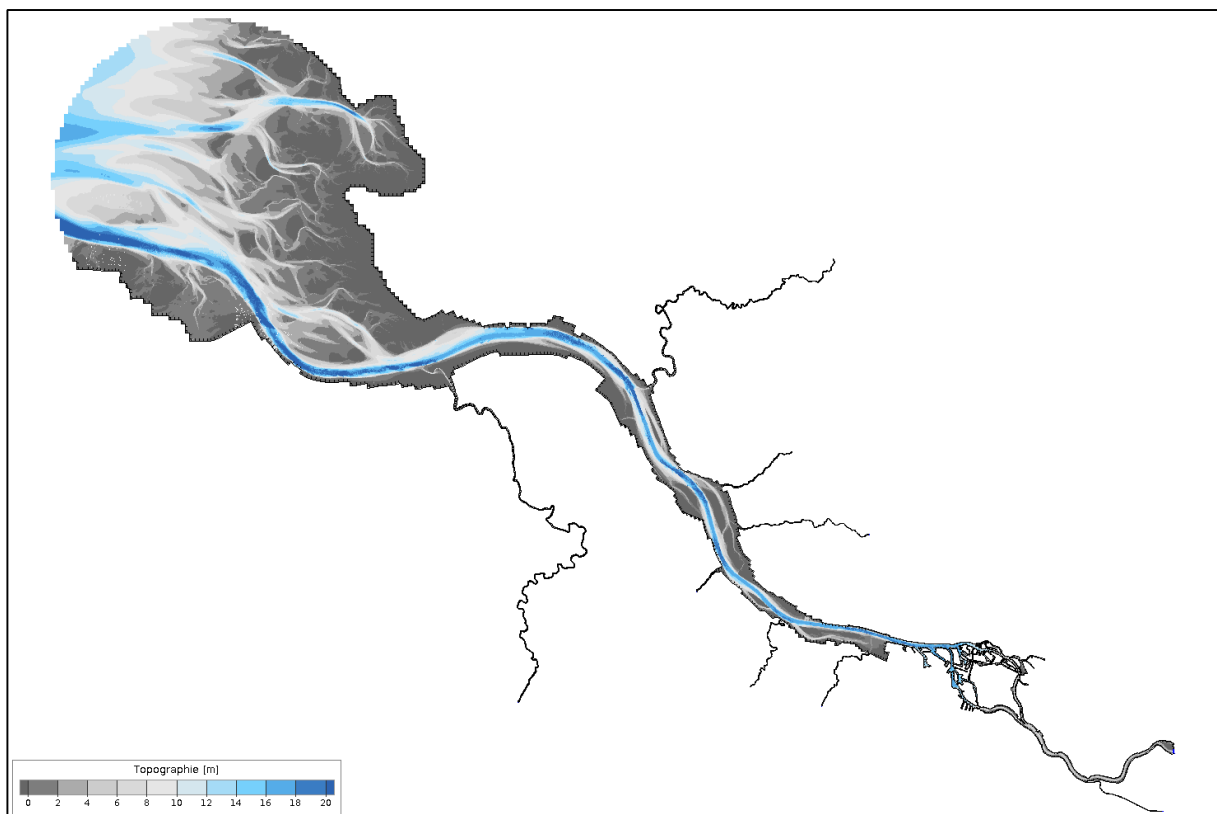


Abbildung 1: Modellgebiet des verwendeten numerischen Modells

Am seeseitigen Rand wurden Daten des Pegels Bake Z (Wasserstraßen- und Schifffahrtsamt Elbe-Nordsee, 2016) verwendet um den Wasserstand zu steuern. Datenlücken wurden mittels KI und den Messdaten umliegender Pegel gefüllt.

Daten für den Salzgehalt und die Temperatur wurden aus einem übergeordneten BAW Modell der Nordsee aus dem Projekt EasyGSH-DB (Hagen et al., 2020) extrahiert und für das vorliegende Modell verwendet.

Am oberen Modellrand der Elbe wurde der Abfluss der Station Neu Darchau mit einem Zeitversatz von einem Tag verwendet (Wasserstraßen- und Schifffahrtsamt Elbe, 2016). Die

Salzkonzentrationen wurden aus Leitfähigkeitsmessungen der Bundesanstalt für Gewässerkunde im Oberwasser des Wehres Geesthacht berechnet (Michael Bergemann, 2005). Datenlücken wurden mit Messungen der Station Seemannshöft (Institut für Hygiene und Umwelt, 2016) aufgefüllt. Auch für die Wassertemperatur wurde auf Messungen der Bundesanstalt für Gewässerkunde am Wehr Geesthacht zurückgegriffen. Datenlücken für diesen Parameter wurden mit Messungen der Station Cumlosen aufgefüllt (Landesamt für Umwelt Brandenburg).

Für die im Modell als Schwingungsraum abgebildeten Nebenflüsse der Elbe wurden ebenfalls konstante Abflüsse (mittlerer Abfluss aus dem Jahr 2016) und die bei diesem Abfluss vorliegenden Salzgehalte angenommen. Bei fehlenden Abflussmessungen wurden konstante Literaturwerte (IKSE, 2015) verwendet. Bei fehlenden Salzgehaltsmessungen wurde die Salzkonzentration des Abflusses konstant auf 0,2 PSU gesetzt. Bei der Wahl dieses Wertes wurden die Messungen an den niedersächsischen Nebenflüssen als Orientierung genutzt (im Mittel 0,19-0,26 PSU).

Als meteorologische Randbedingung für Wind, Luftdruck und Temperatur wurden Daten aus dem Globalmodell ICON des Deutschen Wetterdienstes (Reinert et al., 2020) verwendet.

3.2 Wasseraltermodell

Für das Wasserqualitätsmodell und die Berechnung des Wasseralters wurde Delwaq von Deltares verwendet (Deltares, 2019b), was an der BAW mit den hydrodynamischen Ergebnissen von UnTRIM² angetrieben werden kann (Holzwarth, 2018).

Für die Untersuchung, wie lange ein Wasserpartikel in einem bestimmten Gebiet verweilt, gibt es keine einheitlichen Begrifflichkeiten. In der vorliegenden Studie beschreibt der Begriff Wasseralter die Zeit, die vergangen ist, seitdem ein Wasserpaket über eine Modellgrenze in das Untersuchungsgebiet geflossen ist (Monsen et al., 2002). Im vorliegenden Fall wird also die Zeit erfasst, die vergangen ist, seitdem ein Wasserpaket über den oberen Modellrand bei Geesthacht in das Modellgebiet geflossen ist. Die Berechnung des Wasseralters erfolgt in Anlehnung an die Radiokarbonmethode (Holzwarth et al., 2019; Liu et al., 2020). Zwei Tracer werden am oberen Modellrand in Geesthacht mit gleicher Konzentration in das Modell eingegeben. Einer der beiden Tracer ist konservativ und unterliegt nur der Advektion und Dispersion im Modell, der zweite Tracer unterliegt zusätzlich einem Zerfall 1. Ordnung. Bei bekannter Zerfallsrate kann durch Vergleich der Konzentrationen der beiden Tracer zu jedem Zeitpunkt und an jedem Ort mit folgender Formel die Zeitspanne a in Tagen berechnet werden, die seit Eintritt in das Modell vergangen ist:

$$a = \frac{\ln\left(\frac{dTr}{cTr}\right)}{DecTr}$$

wobei cTr die Konzentration des konservativen Tracers und dTr die Konzentration des zerfallenden Tracers beschreibt. $DecTr$ ist die Zerfallsrate in Tagen des Tracers dTr .

Für beide Tracer wurde am Modellrand am Wehr Geesthacht eine Konzentration von 1 mg/l angesetzt. An allen anderen Rändern betrug die Konzentration 0 mg/l.

3.3 Wasserqualitätsmodell

Das in Delwaq realisierte Wasserqualitätsmodell wurde an der BAW im Rahmen einer Doktorarbeit an UnTRIM² gekoppelt (Holzwarth, 2018) und seitdem kontinuierlich weiterentwickelt. Es umfasst im wesentlichen folgende Bausteine:

- Wachstum und Mortalität von Grünalgen und Diatomeen
- Sedimentation von partikulärem organischem Material
- Nitrifikation/Denitrifikation
- Grazing
- Mineralisation von organischen Verbindungen
- Wiederbelüftung

Für die Randwerte des Wasserqualitätsmodells wurden freundlicherweise Daten aus dem Wasserqualitätsmodell QSim der Bundesanstalt für Gewässerkunde (Kirchesch et al., 2012) bereitgestellt.

Für die Globalstrahlung wurden Messungen des DWD an der Station Fuhlsbüttel verwendet (Deutscher Wetterdienst, 2016).

3.4 Szenarien

Für den Modellaufbau und den Nachweis der Modellgenauigkeit wurde der gemessene Abfluss am Pegel Neu Darchau verwendet. Um, im Sinne einer Sensitivitätsanalyse, den Einfluss des Oberwasserabflusses auf den Sauerstoffgehalt besser untersuchen zu können, wurde für die einzelnen Untersuchungsszenarien ein fester Oberwasserabfluss gewählt. In weiteren Szenarien wurde der Einfluss des Tidehubs bei Bake Z und der Eintrag von organischer, also mineralisierbarer, Biomasse über das Wehr Geesthacht untersucht. Der Einfluss der Temperatur wurde in dieser Studie bewusst ausgeklammert, da die Temperaturabhängigkeit von biologischen und chemischen Prozessen, und damit auch die Wirkung auf den Sauerstoffgehalt, hinlänglich untersucht und bekannt ist.

Für den Basislauf, der als Vergleich für alle Folgeszenarien dient, wurde ein Oberwasserabfluss von 457 m³/s gewählt. Das entspricht dem MQ für die Monate Juni – August seit dem Jahr 2000. Die Monate Juni – August wurden gewählt, da in diesem Zeitraum in der Regel die geringsten Sauerstoffkonzentrationen auftreten. Für den Wasserstand am unteren Modellrand wurde für den Basislauf der gemessene Wasserstand an der Bake Z verwendet, was einem mittleren Tidehub von 2,83 m entspricht. Die mittlere partikuläre organische Kohlenstoffkonzentration (POC), betrug im Basislauf für die Monate Juni – August am Wehr Geesthacht 7,4 mgC/l. Für die verschiedenen Szenarien wurden diese Basisrandwerte nacheinander um 10% erhöht, bzw. verringert und die Wirkung der Änderung auf das Modellergebnis untersucht. Die Veränderung um 10% wurde gewählt, um besser vergleichen zu können, wie groß der Einfluss der jeweiligen Eingangsparameter ist.

Der Einfluss von Flachwasserbereichen auf den Sauerstoffgehalt wurde in insgesamt drei Szenarien mit verschiedenen Bathymetrien des Mühlenberger Lochs untersucht (Abbildung 2). Dazu wurde in einem Szenario für den Bereich des Mühlenberger Lochs die bestehende

Bathymetrie aus dem Jahr 2016 im Modell mit dem DGM-W 2022 ersetzt. So kann der zunehmende Verlust von Flachwasserbereichen durch das sukzessive Aufwachsen und Verlanden dieser Bereiche untersucht werden. In zwei weiteren Szenarien wurde der Bereich des Mühlenberger Lochs im Modell auf 2,0 m bzw. 1,0 m unter dem mittleren Tideniedrigwasser von -1,55 m am Pegel Blankenese vertieft, um den Einfluss zusätzlicher Flachwasserbereiche zu untersuchen.

Tabelle 1: gibt einen Überblick über alle gerechneten Szenarien.

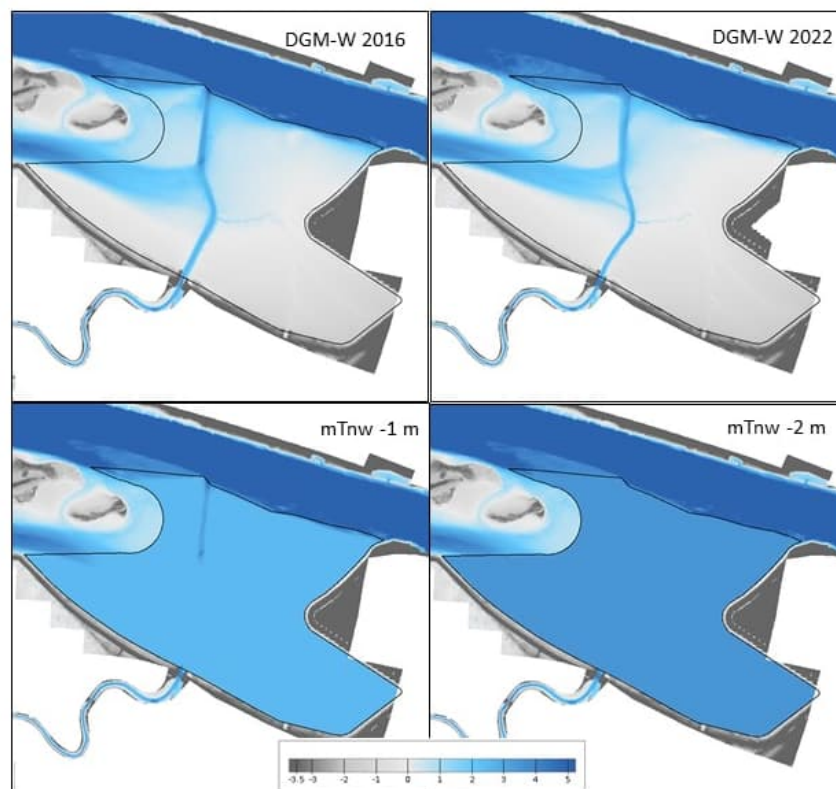


Abbildung 2: Bathymetrien des Mühlenberger Lochs: DGM-W 2016 (oben links), DGM-W 2022 (oben rechts) und die künstlich vertieften Bathymetrien mit 1,0 m unter mTnw (unten links) und 2,0 m unter mTnw (unten rechts)

Tabelle 1: Randwerte und Bathymetrien der verschiedenen gerechneten Szenarien

	Q Neu Darchau	mThb Bake Z	POC Wehr Geesthacht	Bathymetrie Mühlenberger Loch
Basisszenario	457 m ³ /s	2,83 m	7,4 mgC/l	DGM-W 2016
Hohes Oberwasser	503 m ³ /s	2,83 m	7,4 mgC/l	DGM-W 2016
Geringes Oberwasser	411 m ³ /s	2,83 m	7,4 mgC/l	DGM-W 2016
Hoher Tidehub	457 m ³ /s	3,11 m	7,4 mgC/l	DGM-W 2016
Geringer Tidehub	457 m ³ /s	2,55 m	7,4 mgC/l	DGM-W 2016
Hohe POC Konz.	457 m ³ /s	2,83 m	8,2 mgC/l	DGM-W 2016
Geringe POC Konz.	457 m ³ /s	2,83 m	6,8 mgC/l	DGM-W 2016
MüLo 2022	457 m ³ /s	2,83 m	7,4 mgC/l	DGM-W 2022
MüLo -2,55 m NN	457 m ³ /s	2,83 m	7,4 mgC/l	mTnw -1,0 m
MüLo -3,55 m NN	457 m ³ /s	2,83 m	7,4 mgC/l	mTnw -2,0 m

3.5 Auswertung

Die Auswertung der Simulationsergebnisse wurde entlang der Kilometrierung an der Fließgewässerachse vorgenommen (Abbildung 3). Das Wasseralter und die Sauerstoffkonzentration wurden an den dargestellten Punkten pro Tide gemittelt. Da die sauerstoffkritischen Zeitpunkte in der Regel von Juni – August auftreten, wurden in einem zweiten Schritt alle Werte für die einzelnen Tiden in diesem Zeitraum noch einmal gemittelt und als Längsprofil dargestellt.

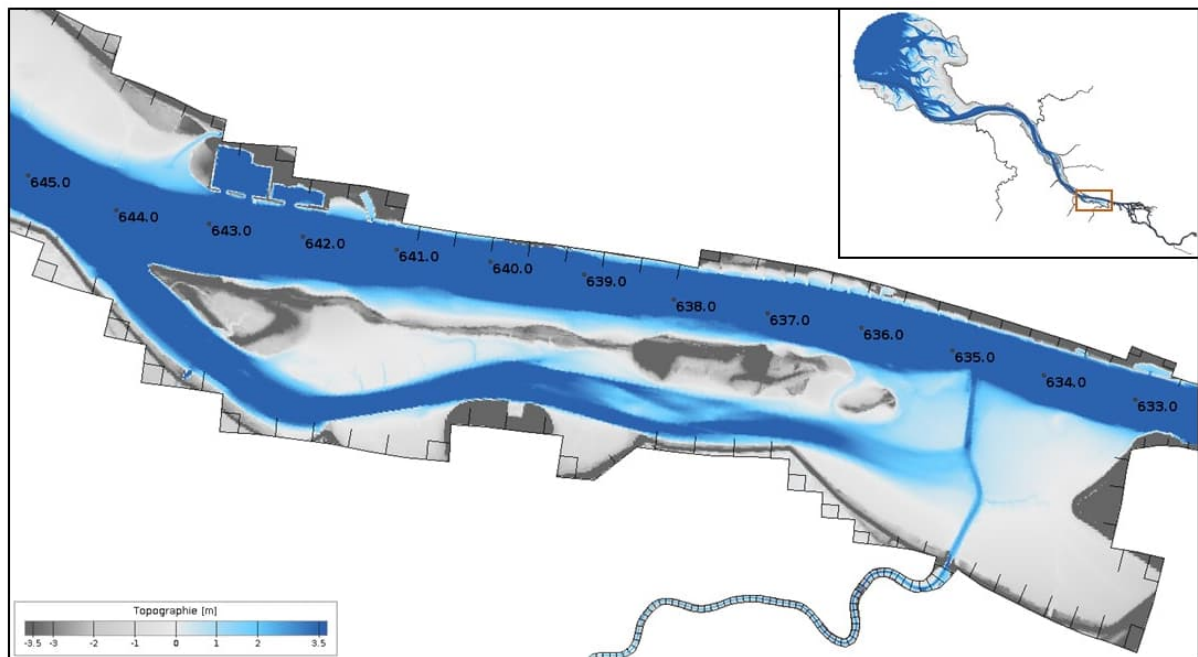


Abbildung 3: Kilometrierung der Tideelbe, entlang der die Ergebnisse ausgewertet wurden

3.6 Lichtmessungen

Die Verfügbarkeit von Licht in der Wassersäule stellt einen zentralen Faktor für das Phytoplankton in der Tideelbe dar (2.2). Mathematisch lässt sich die Lichtabnahme über die Tiefe durch das Lambert-Beersche Gesetz beschreiben:

$$I_z = I_0 * e^{-kd*z}$$

Wobei I_z die Strahlung in der Tiefe z und I_0 die Strahlung an der Oberfläche beschreibt. K_d beschreibt den Extinktionskoeffizienten mit dem die Strahlung über die Tiefe abnimmt. Der Extinktionskoeffizient ist im Wesentlichen von der SPM-Konzentration und einem ortsspezifischen Wichtungsfaktor abhängig. In der Literatur werden verschiedene Berechnungen für k_d beschrieben (siehe auch KLS-Gewässerschutz, 2014), für die Elbe ist jedoch nur eine Untersuchung aus dem Jahr 1993 bekannt (Fast, 1993). Es wurde daher entschieden, eine neue Messkampagne durchzuführen, um eine aktuelle Berechnungsgrundlage für den k_d -Wert zu erstellen.

Tabelle 2: Verschiedene Berechnungen des Extinktionskoeffizienten k_d in der Literatur

Ort	k_d	Autor
Elbe	$0.39*SPM+1.87$	Fast 1993
Schelde	$0.053*SPM+2.27$	Holzhauer 2011
Sylt	$0.04*SPM + 0.6$	Loebl 2009

4 Modellgenauigkeit

Sowohl das hydrodynamische Modell als auch das Wasserqualitätsmodell wurden anhand von Messungen verschiedener Pegel und Messstationen entlang der Tideelbe validiert. Für die Temperatur und den Sauerstoffgehalt wurden die Stationen Seemannshöft und Bunthaus (beide WGMN) sowie die Dauermessstationen D2 und D4 des WSA Elbe-Nordsee verwendet. Die Stationen D1 und D3 weisen für das hier untersuchte Jahr 2016 zum Teil lange Datenlücken auf, weshalb diese Stationen hier nicht gezeigt werden. Für den Sauerstoff wurden zusätzlich die beiden Stationen Hahnöfer Nebel 1 und 2 (beide BfG) verwendet, um zu überprüfen wie gut das verwendete Modell die Flachwasserbereiche abbildet.

Für die Wasserstände des hydrodynamischen Modells wurden die Pegel Bunthaus, Seemannshöft (beide HPA), sowie die in der Nähe von D2 bzw. D4 liegenden Pegel Stadersand und Glückstadt (beide WSA Elbe-Nordsee) verwendet.

Alle zum Nachweis der Modellgenauigkeit verwendeten Messdaten sind auf den Seiten der WSV verfügbar (Wasserstraßen- und Schifffahrtsamt Elbe, 2016).

4.1 Wasserstände

Die Abbildungen Abbildung 4 bis Abbildung 7 zeigen den Vergleich von gemessenen und modellierten Wasserständen entlang der Tideelbe. Am Pegel Bunthaus (Abbildung 4) werden die Niedrigwasserscheitelpunkte geringfügig unterschätzt. Die Hochwasserscheitelpunkte werden sehr gut getroffen. An den stromab gelegenen Pegeln Seemannshöft, Stadersand und Glückstadt werden sowohl die Hochwasserscheitelpunkte als auch die Niedrigwasserscheitelpunkte sehr gut getroffen (Abbildung 5 bis Abbildung 7). Bei dem am weitesten stromab gelegenen Pegel Glückstadt (Abbildung 7) zeigt sich eine geringe Phasenverschiebung im Flutast, da die modellierten Wasserstände im Gegensatz zur Messung etwas zeitverzögert sind.

Insgesamt werden die Wasserstände vom Modell jedoch sehr gut wiedergegeben.

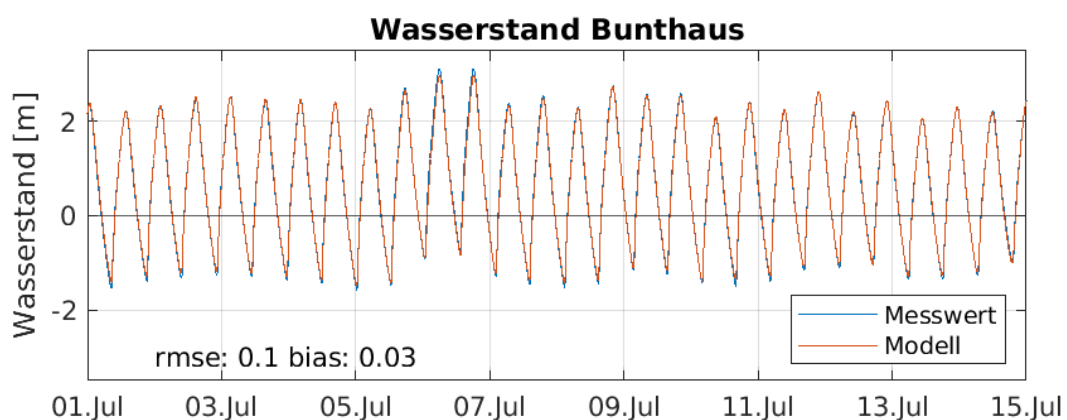


Abbildung 4: Vergleich gemessener (blaue Linie) und modellierter (rote Linie) Wasserstand am Pegel Bunthaus. Aus Gründen der Übersichtlichkeit wird hier nur die erste Julihälfte gezeigt. Der rmse und der bias beziehen sich auf das ganze Jahr 2016.

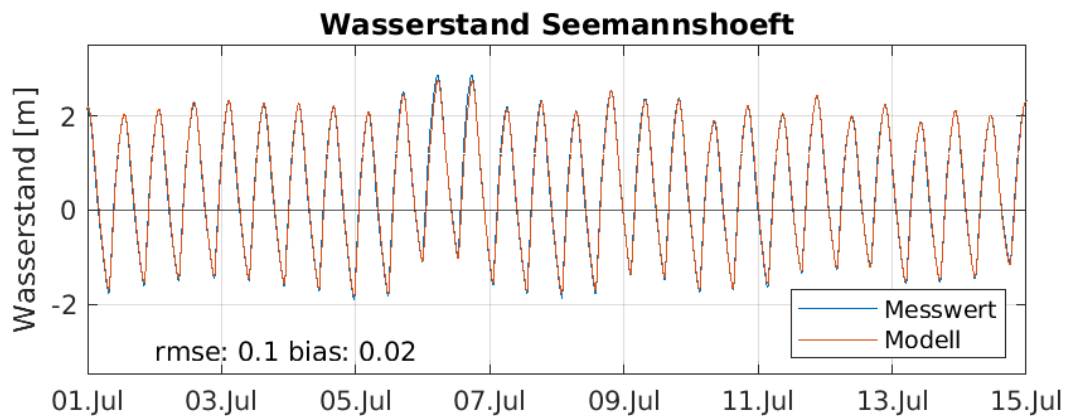


Abbildung 5: Vergleich gemessener (blaue Linie) und modellierter (rote Linie) Wasserstand am Pegel Seemannshoef. Aus Gründen der Übersichtlichkeit wird hier nur die erste Julihälfte gezeigt. Der rmse und der bias beziehen sich auf das ganze Jahr 2016.

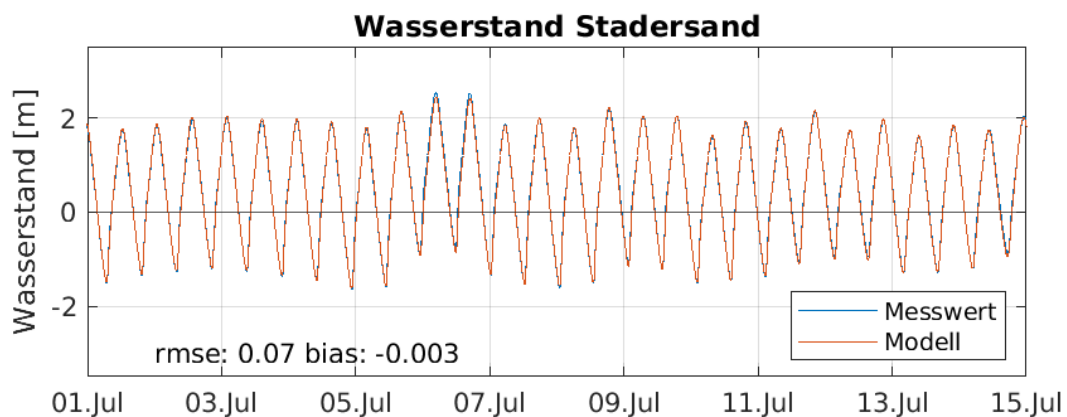


Abbildung 6: Vergleich gemessener (blaue Linie) und modellierter (rote Linie) Wasserstand am Pegel Stadersand. Aus Gründen der Übersichtlichkeit wird hier nur die erste Julihälfte gezeigt. Der rmse und der bias beziehen sich auf das ganze Jahr 2016.

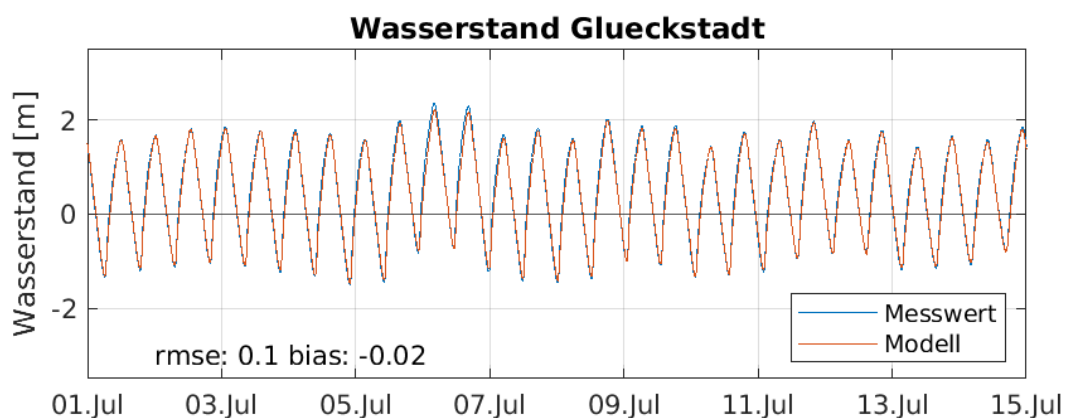


Abbildung 7: Vergleich gemessener (blaue Linie) und modellierter (rote Linie) Wasserstand am Pegel Glückstadt. Aus Gründen der Übersichtlichkeit wird hier nur die erste Julihälfte gezeigt. Der rmse und der bias beziehen sich auf das ganze Jahr 2016.

4.2 Wassertemperatur

Die Abbildungen Abbildung 8 bis Abbildung 11 zeigen den Vergleich von gemessener und modellierter Wassertemperatur entlang der Tideelbe. An allen Stationen zeigt sich, dass das Modell in den Monaten Januar und Februar die Wassertemperatur überschätzt. Ab etwa März folgt die modellierte Wassertemperatur dann dem Verlauf der gemessenen Wassertemperatur deutlich besser. Von der am weitesten stromauf gelegenen Station bis zur am weitesten stromab gelegenen Station D4 zeigt sich eine systematisch abnehmende Übereinstimmung von Messung und Modell.

Insgesamt wird die Wassertemperatur vom Modell, insbesondere in den sauerstoffkritischen Sommermonaten, gut getroffen.

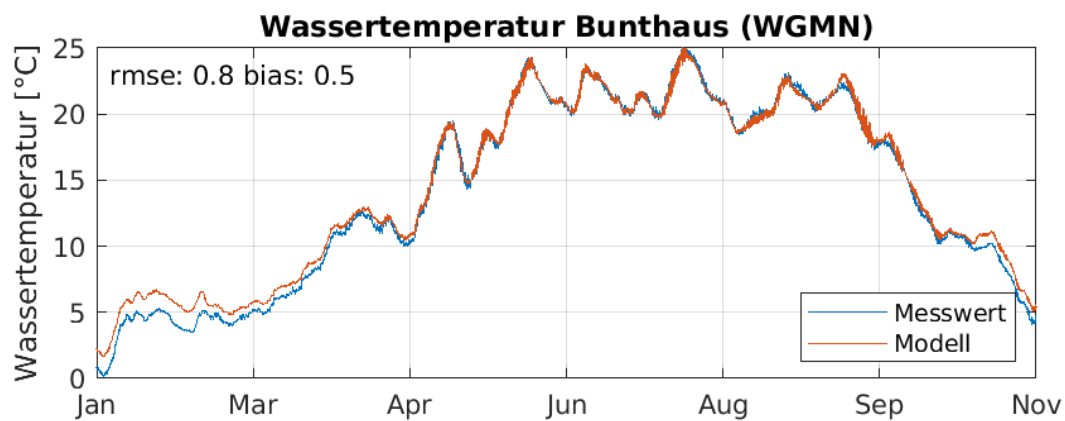


Abbildung 8: Vergleich gemessene (blaue Linie) und modellierte (rote Linie) Wassertemperatur an der Station Bunthaus

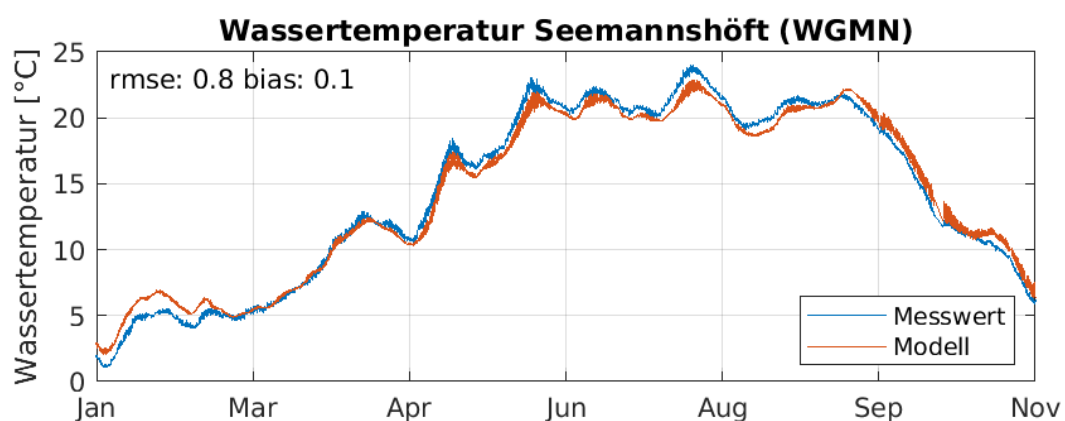


Abbildung 9: Vergleich gemessene (blaue Linie) und modellierte (rote Linie) Wassertemperatur an der Station Seemannshöft

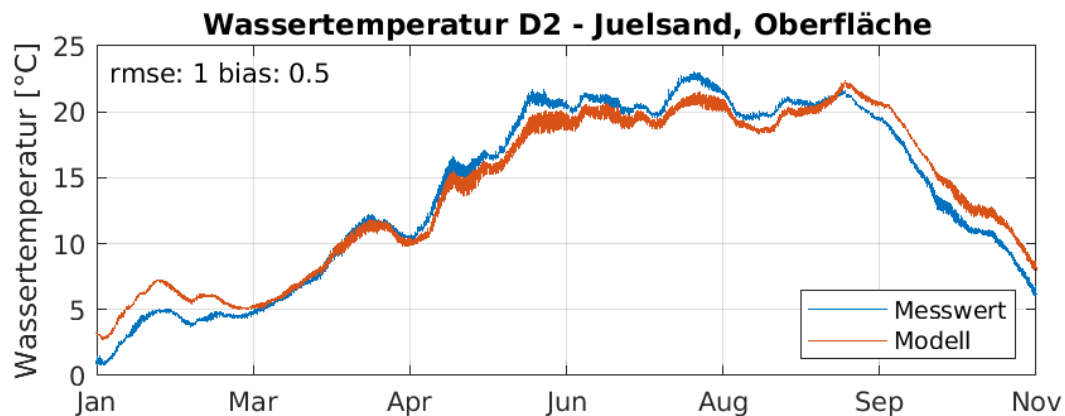


Abbildung 10: Vergleich gemessene (blaue Linie) und modellierte (rote Linie) Wassertemperatur an der Station D2 (Juelsand)

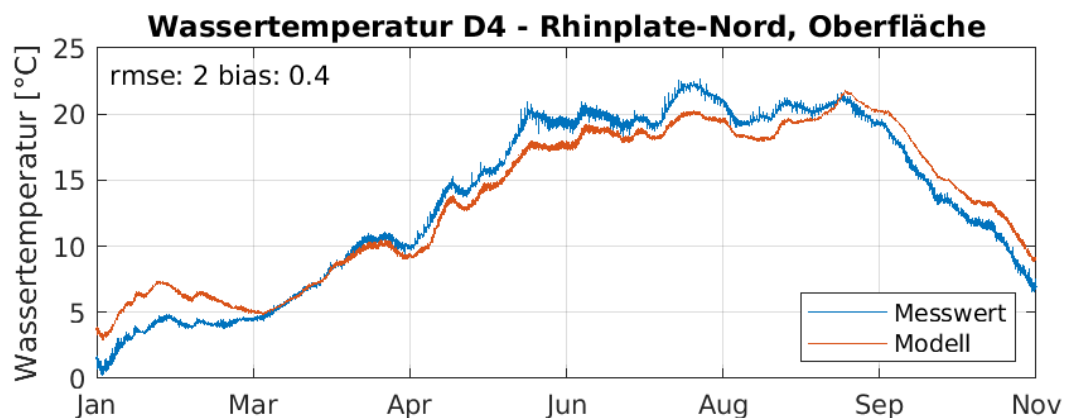


Abbildung 11: Vergleich gemessene (blaue Linie) und modellierte (rote Linie) Wassertemperatur an der Station D4 (Rhinplate Nord)

4.3 Sauerstoff

Die Abbildungen Abbildung 12 bis Abbildung 17 zeigen den Vergleich zwischen gemessener und modellierter Sauerstoffkonzentration. An der Station Bunthaus (Abbildung 12) unterschätzt das Modell die gemessenen Daten im Frühjahr z.T. deutlich mit etwa 2 - 3 mg/l. Dies kehrt sich in den weiter stromab gelegenen Stationen um, wo das Modell die gemessenen Daten im Frühjahr überschätzt. Dies ist insbesondere an der Station D2 (Abbildung 14) mit etwa 2 - 3 mg/l ausgeprägt. Ab etwa Mai zeigt das Modell an allen Stationen dann eine gute Übereinstimmung mit den Messungen. Auch die Stationen Hahnöfer Nebelbe 1 (Abbildung 16) und Hahnöfer Nebelbe 2 (Abbildung 17) zeigen gute Übereinstimmungen zwischen Messung und Modell, was zeigt, dass das Modell die flachwasserrelevanten Prozesse gut abbildet.

Insgesamt zeigt das Modell für die sauerstoffkritischen Sommermonate eine gute Übereinstimmung mit den Messdaten.

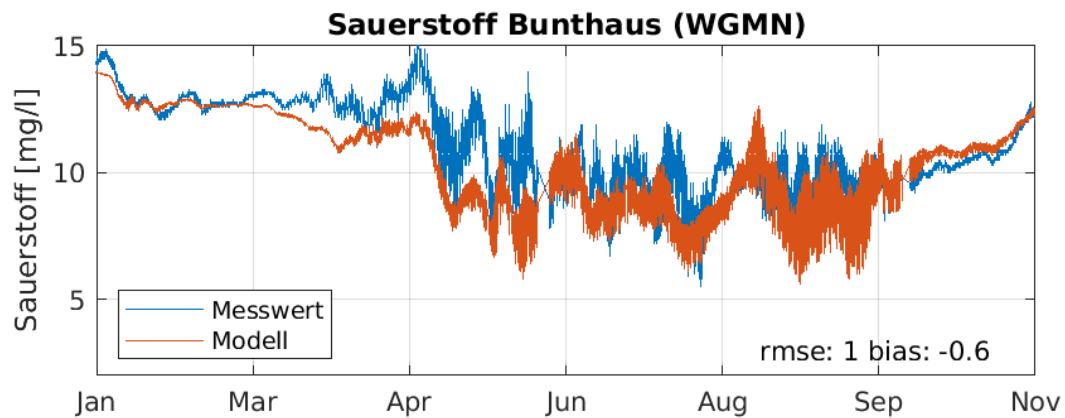


Abbildung 12: Vergleich gemessene (blaue Linie) und modellierte (rote Linie)
Sauerstoffkonzentration an der Station Bunthaus

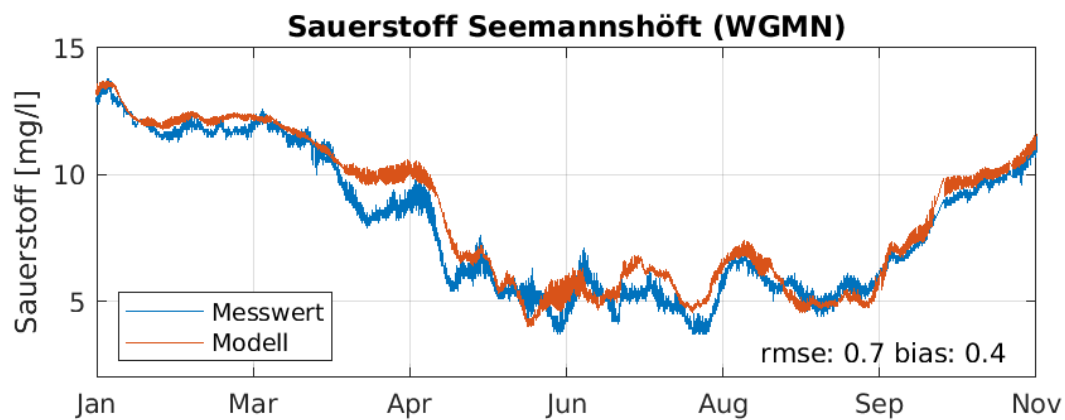


Abbildung 13: Vergleich gemessene (blaue Linie) und modellierte (rote Linie)
Sauerstoffkonzentration an der Station Seemannshöft

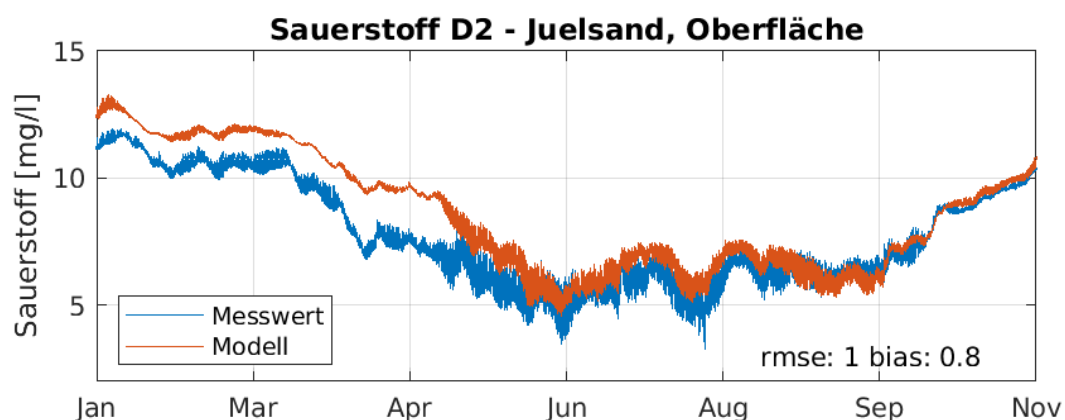


Abbildung 14: Vergleich gemessene (blaue Linie) und modellierte (rote Linie)
Sauerstoffkonzentration an der Station D2 (Juelsand)

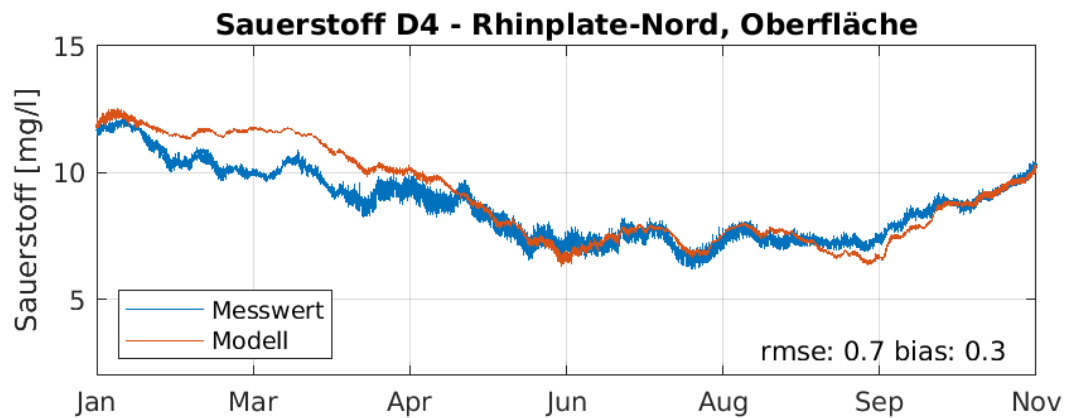


Abbildung 15: Vergleich gemessene (blaue Linie) und modellierte (rote Linie)
Sauerstoffkonzentration an der Station D4 (Rhinplate Nord)

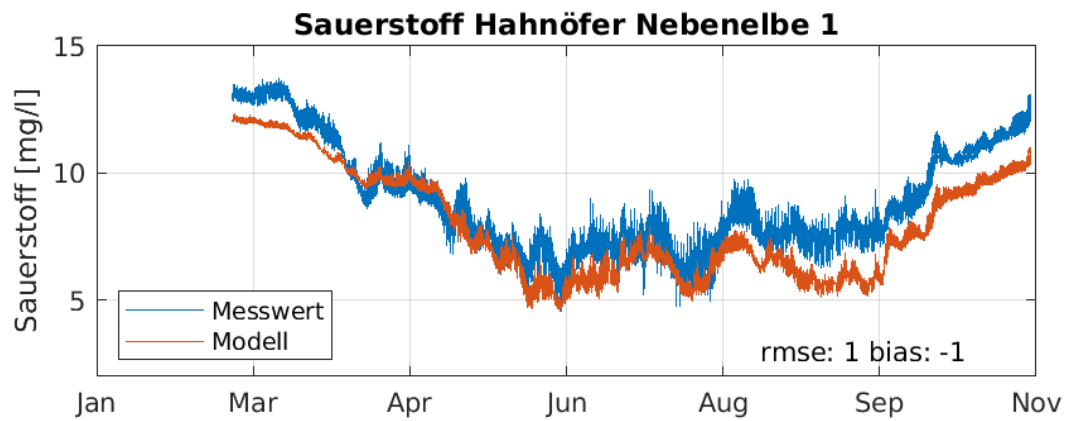


Abbildung 16: Vergleich gemessene (blaue Linie) und modellierte (rote Linie)
Sauerstoffkonzentration an der Station Hahnöfer Nebelbe 1

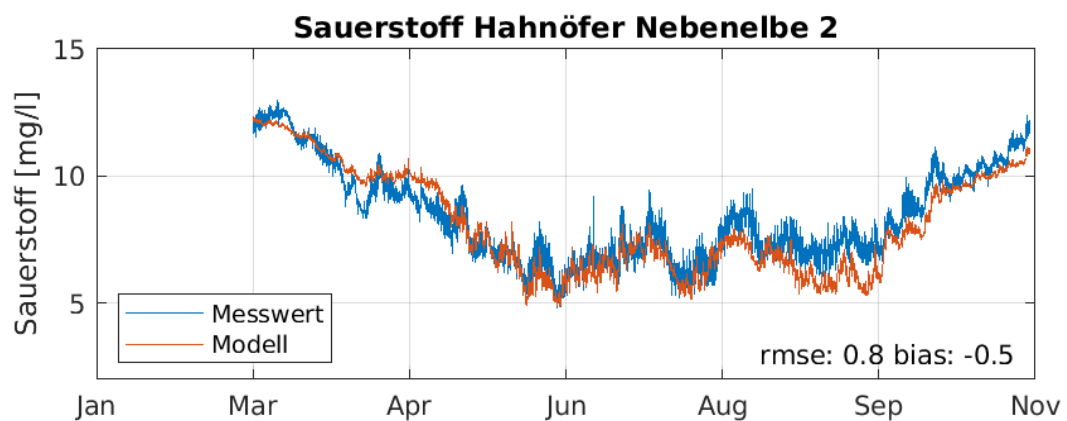


Abbildung 17: Vergleich gemessene (blaue Linie) und modellierte (rote Linie)
Sauerstoffkonzentration an der Station Hahnöfer Nebelbe 2

5 Untersuchungsergebnisse und Bewertung

Abbildung 18 bis Abbildung 22 zeigen die typische sommerliche Situation, wie sie sich im Basisszenario (Kapitel 3.4, Tabelle 1) einstellt. Ab Elbe-km 619 in der Norderelbe nimmt die Wassertiefe stark zu (Abbildung 18). Etwa in diesem Bereich zeigt sich auch die stärkste Abnahme des Sauerstoffgehalts (Abbildung 21). Diese starke Abnahme ist eine direkte Folge des Absterbens und des Mineralisierens des Phytoplanktons im tiefen und lichtarmen Bereich der Tideelbe (Kapitel 2.2). Der Sauerstoffgehalt fällt infolgedessen von etwa 10,5 mg/l oberhalb von Elbe-km 600 bis auf etwa 5,5 mg/l bei Elbe-km 635. Im weiteren Fließverlauf nimmt der Sauerstoffgehalt kontinuierlich wieder bis auf etwa 7,3 mg/l bei Elbe-km 680 zu. Die Zunahme des Sauerstoffgehalts ist vor allem auf die deutliche Untersättigung von nur 60 % bei Elbe-km 635 (Abbildung 22) und die günstigere spezifische Oberfläche (Abbildung 19) stromab von diesem Bereich zurückzuführen. Die zugrunde liegende Wiederbelüftung verläuft umso schneller, je stärker der Wasserkörper untersättigt ist und je größer die spezifische Oberfläche ist. Insbesondere von Elbe-km 620 bis 635 ist die spezifische Oberfläche mit etwa $0,06 \text{ m}^2/\text{m}^3$ sehr gering. In diesem Bereich ist die Tideelbe in weiten Teilen durch senkrechte Spundwände oder steile befestigte Böschungen begrenzt, so dass es hier praktisch keine Flachwasserbereiche gibt. Zwischen Elbe-km 635 und 680 weitet sich der Querschnitt der Tideelbe dann insbesondere auf Höhe der Elbinseln deutlich auf, was sich in einer größeren spezifischen Oberfläche von in weiten Teilen $> 0,1 \text{ m}^2/\text{m}^3$ widerspiegelt.

Wichtig ist, zu verstehen, dass es keine Abschnitte in der Elbe gibt, in denen zum Beispiel nur Mineralisation oder nur Wiederbelüftung stattfindet. Es finden stets alle Prozesse zeitgleich statt. Die Umsatzraten der einzelnen Prozesse entscheiden darüber, ob der Sauerstoffgehalt netto zunimmt oder abnimmt.

Ab dem Wehr Geesthacht bis etwa Seemannshöft wird der Sauerstoffgehalt der Tideelbe von der Mineralisation von organischem Material und der daraus resultierenden Sauerstoffzehrung dominiert. Der BSB_7 kann als Indikator für die im Fließverlauf der Tideelbe fortschreitende Mineralisation von organischem Material dienen. Abbildung 23 zeigt den BSB_7 an den Stationen Zollenspieker, Seemannshöft und Grauerort aus den Jahren 2010 – 2022, jeweils für die Sommermonate Juni – August (FGG Elbe). Es zeigt sich, dass der BSB_7 von im Mittel etwa 7,6 mg/l bei Zollenspieker auf etwa 3,5 mg/l bei Seemannshöft und weiter auf etwa 1,2 mg/l bei Grauerort fällt. Dies ist ein deutlicher Hinweis dafür, dass ein großer Teil der schnell mineralisierbaren Verbindungen im Bereich des Hamburger Hafens bereits abgebaut sind.

Weiter stromab wird die Tideelbe von Prozessen dominiert, die den Sauerstoffgehalt wieder erhöhen. Grundsätzlich kann die Erhöhung des Sauerstoffgehalts durch Primärproduktion oder durch Wiederbelüftung stattfinden, da das sich stromab von Hamburg aufweitende Gewässerbett beide Prozesse begünstigt. In Flachwasserbereichen wird relativ ein größerer Anteil der Wassersäule durchleuchtet als in der tiefen Fahrrinne, was sich positiv auf die Primärproduktion in diesen Bereichen auswirkt. Insgesamt ist der Wasserkörper jedoch auch stromab von Hamburg sehr trüb und entsprechend schlecht durchleuchtet und ein Großteil des Phytoplanktons ist stromauf zwischen Geesthacht und Hamburg bereits abgebaut worden, so dass die Primärproduktion hier nur einen geringen Teil zur Anreicherung mit Sauerstoff beiträgt. Den deutlich größeren Teil zur Erhöhung des Sauerstoffgehalts unterhalb von Hamburg trägt die

Wiederbelüftung bei. Die spezifische Oberfläche nimmt stromab von Seemannshöft bei Neßsand und dem Mühlenberger Loch durch die großen Flachwasserbereiche sprunghaft zu (Abbildung 19). Im flachen Wasser wird die Wiederbelüftung stark begünstigt, da der Wasserkörper über eine größere Oberfläche Kontakt zur Atmosphäre hat. In der tiefen Fahrrinne hätte dasselbe Volumen aufgrund der großen Tiefe eine deutlich geringere Oberfläche und damit auch eine geringere Kontaktfläche zur Atmosphäre. Zusätzlich wird die Wiederbelüftung durch den Konzentrationsgradienten zur Atmosphäre angetrieben, der mit zunehmender Untersättigung steigt. Der Sauerstoffgehalt beträgt auf Höhe des Mühlenberger Lochs etwa 5,5 mg/l (Abbildung 21) was in diesem Fall einer Sättigung von nur etwa 60% entspricht (Abbildung 22).

Der Sauerstoffgehalt nimmt im weiteren Fließverlauf der Tideelbe bis stromab von Pagensand (etwa Elbe-km 670) kontinuierlich bis auf etwa 7 mg/l, bzw. 75% Sättigung zu. Weiter stromab flacht die Sauerstoffzunahme wieder ab. Dieses Abflachen ab Elbe-km 670 fällt in Bereiche der Tideelbe, in denen die spezifische Oberfläche (Abbildung 19) wieder abnimmt und damit geringere Zunahme von Sauerstoff gut erklärt. Zusätzlich wird die Wiederbelüftung in diesem Bereich durch die geringere Untersättigung von „nur“ noch 75% verlangsamt.

Das Wasseralter nimmt im Fließverlauf der Tideelbe kontinuierlich auf etwa 40 Tage stromab von Brunsbüttel zu (Abbildung 20). Bis etwa Bunthaus nimmt das Wasseralter pro Fließstrecke kaum zu, was ein Zeichen dafür ist, dass in diesem Gewässerabschnitt ein zügiger stromab gerichteter Transport stattfindet. Ab etwa Elbe-km 620, wo die Wassertiefe zunimmt, steigt auch das Wasseralter deutlich an, weil der stromab gerichtete Transport durch den stark aufgeweiteten Gewässerquerschnitt deutlich langsamer ist. Im Schnitt nimmt das Wasseralter stromab von Elbe-km 620 um 4 – 5 Tage pro 10 Kilometer zu. Stromab von Elbe-km 680 flacht der Verlauf der Kurve dann wieder geringfügig ab.

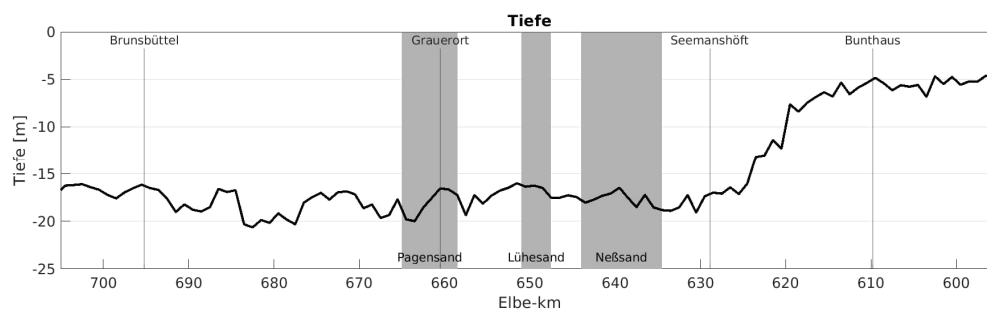


Abbildung 18: Mittlere Wassertiefe im Längsverlauf der Tideelbe entlang der Fahrrinne durch die Norderelbe

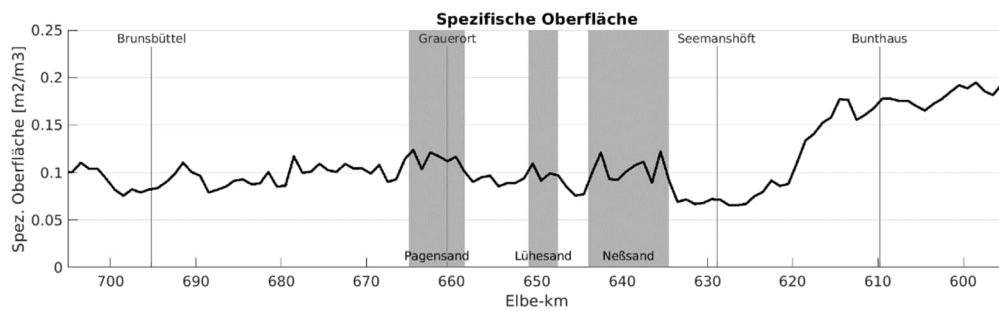


Abbildung 19: Mittlere spezifische Oberfläche im Längsverlauf der Tideelbe entlang der Fahrrinne durch die Norderelbe

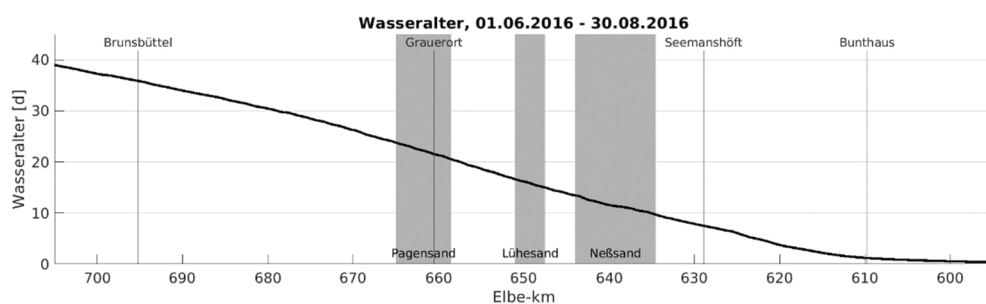


Abbildung 20: Mittleres Wasseralter zwischen 01.06.2016 und 30.08.2016 im Längsverlauf der Tideelbe entlang der Fahrrinne durch die Norderelbe bei 457 m³/s

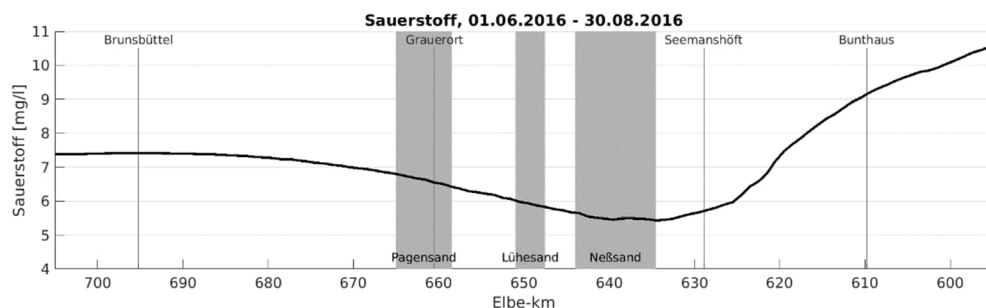


Abbildung 21: Mittlerer Sauerstoffgehalt zwischen 01.06.2016 und 30.08.2016 im Längsverlauf der Tideelbe entlang der Fahrrinne durch die Norderelbe bei 457 m³/s

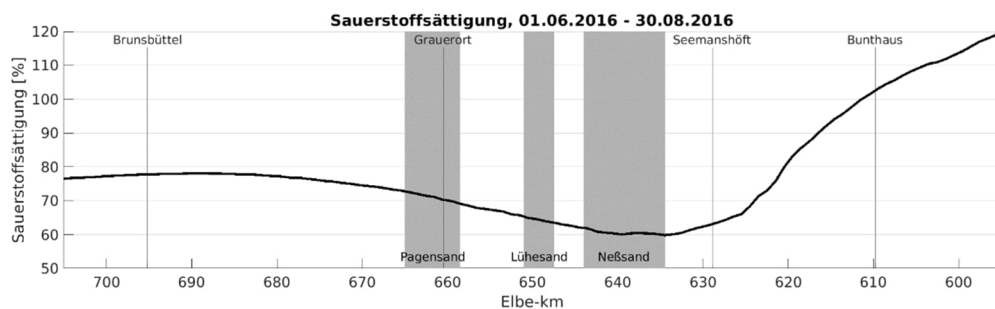


Abbildung 22: Mittlere Sauerstoffsättigung zwischen 01.06.2016 und 30.08.2016 im Längsverlauf der Tideelbe entlang der Fahrrinne durch die Norderelbe bei 457 m³/s

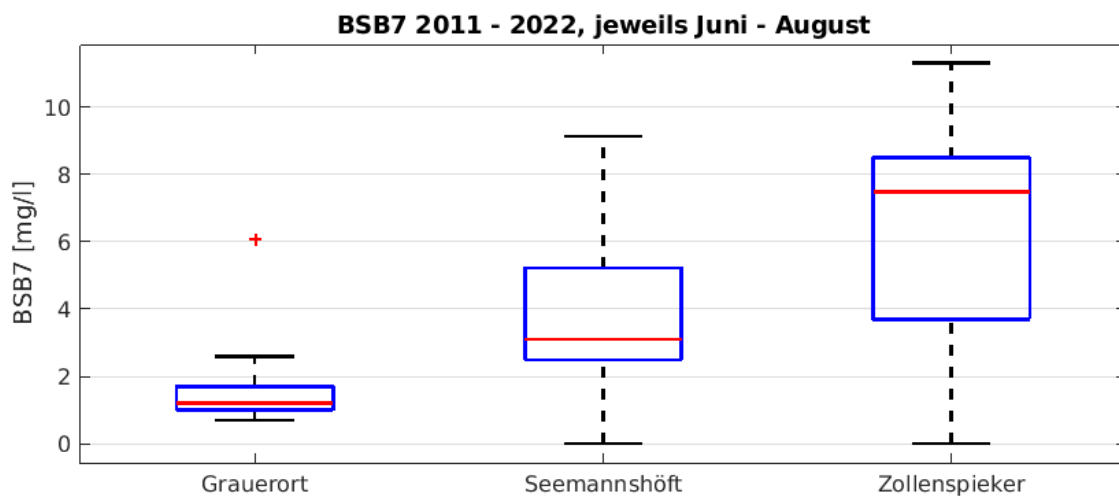


Abbildung 23: Sommerlicher BSB₇ an den Stationen Zollenspieker, Seemannshöft und Grauerort

5.1 Einfluss des Oberwassers

Der Einfluss des Oberwassers auf das Wasseralter und den Sauerstoffgehalt wurde anhand des Basisszenarios mit 457 m³/s und zwei Abflussszenarien untersucht, bei denen der Oberwasserabfluss um 10% auf 503 m³/s erhöht, bzw. um 10% auf 411 m³/s vermindert wurde (Kapitel 3.4, Tabelle 1). Soweit sich durch die Veränderung des Oberwassers symmetrische Veränderungen der ausgewerteten Größen ergeben, werden im Folgenden nur die Änderungen, die durch die Zunahme des Oberwassers hervorgerufen werden im Text erklärt. Eine entsprechende Änderung mit umgekehrten Vorzeichen gilt dann jeweils für das Szenario mit dem geringeren Oberwasser (411 m³/s).

Die Erhöhung des Oberwassers um 10% führt nur zu sehr geringen Änderungen des Tidehochwassers im Vergleich zu dem Basisszenario mit 457 m³/s (Abbildung 24). Oberhalb von Bunthaus nimmt das Tidehochwasser bei 503 m³/s um etwa 2 cm zu. Weiter stromab bleibt eine konstante Veränderung des Tidehochwassers von weniger als 1 cm gegenüber dem Basisszenario. Insgesamt verändert sich das Tidehochwasser um weniger als 1% durch die Erhöhung des Abflusses.

Auf das Tideniedrigwasser hat die Veränderung des Oberwassers einen größeren Einfluss (Abbildung 25). Gegenüber dem Basisszenario nimmt das Tideniedrigwasser oberhalb von Bunthaus bei 503 m³/s um bis zu etwa 10 cm zu, was einer Änderung von etwa 15% entspricht. Unterhalb von Elbe-km 620 hat die Veränderung des Oberwassers um 10% praktisch keinen Einfluss mehr (< 1cm, bzw. < 1%).

Da durch die Erhöhung des Oberwassers das Tideniedrigwasser oberhalb von Bunthaus mehr zunimmt als das Tidehochwasser, nimmt der Tidehub in diesem Bereich ab (Abbildung 26). Im seeschifftiefen Bereich stromab von Elbe-km 620 hat die Veränderung des Oberwassers um 10% praktisch keinen Einfluss (<1 cm, bzw. < 1%).

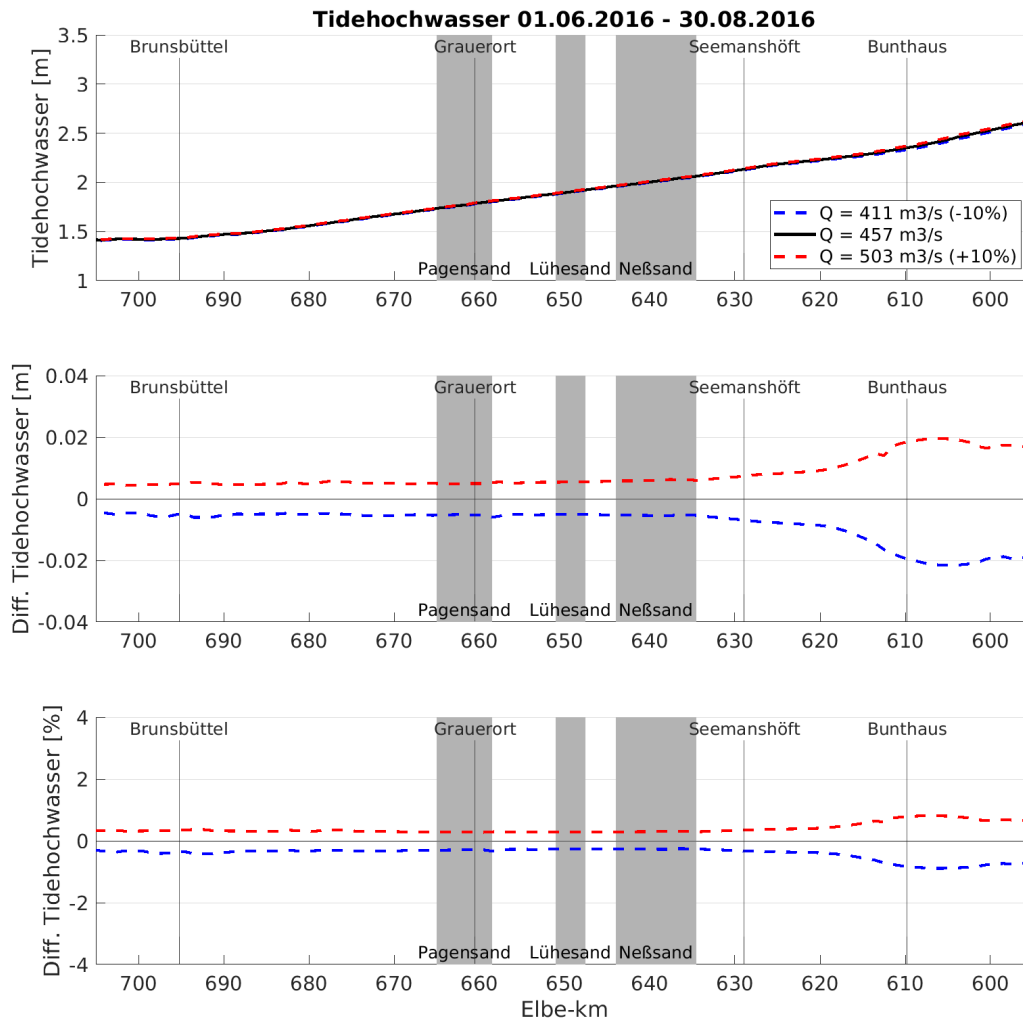


Abbildung 24: Mittleres Tidehochwasser zwischen dem 01.06.2016 und 30.08.2016 im Längsverlauf der Tideelbe entlang der Fahrrinne durch die Norderelbe bei $411 \text{ m}^3/\text{s}$ (blaue Linie), $457 \text{ m}^3/\text{s}$ (schwarze Linie) und $503 \text{ m}^3/\text{s}$ (rote Linie)

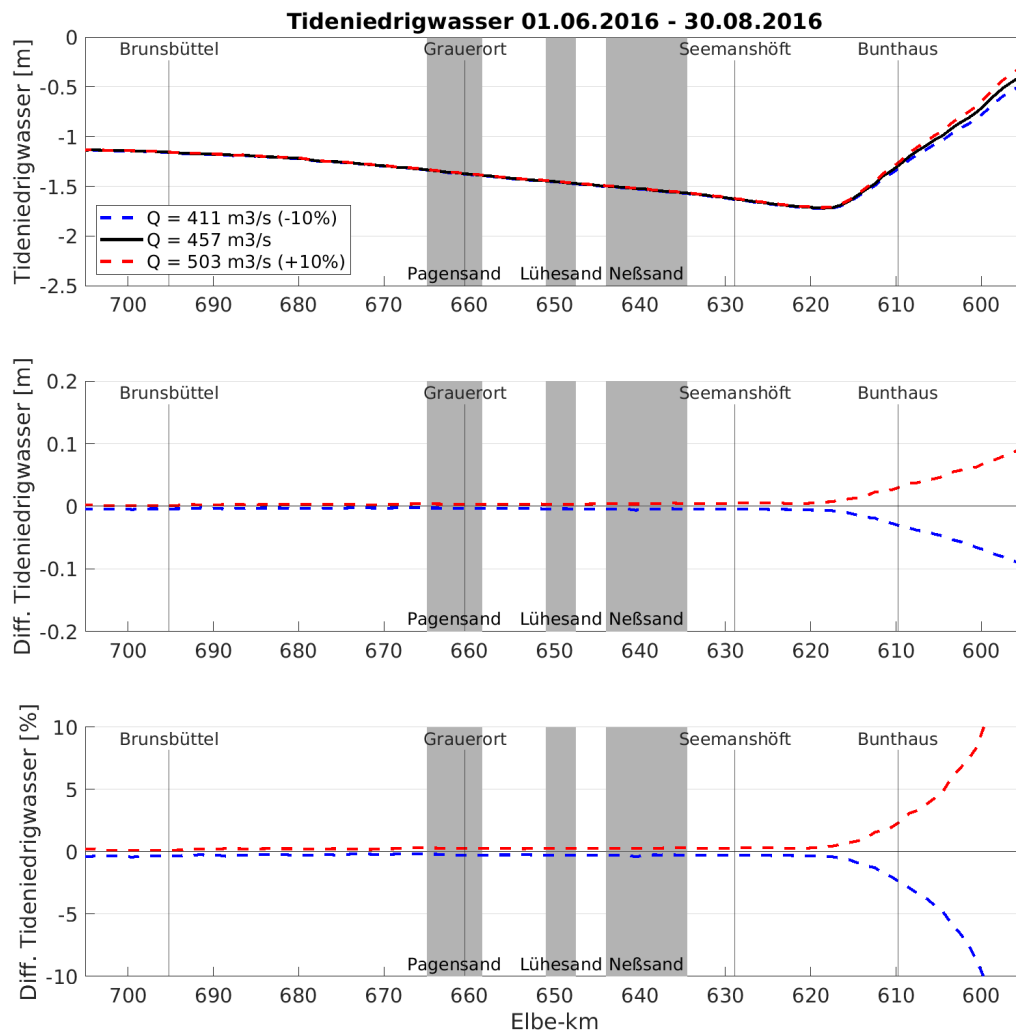


Abbildung 25: Mittleres Tideniedrigwasser zwischen dem 01.06.2016 und 30.08.2016 im Längsverlauf der Tideelbe entlang der Fahrrinne durch die Norderelbe bei $411 \text{ m}^3/\text{s}$ (blaue Linie), $457 \text{ m}^3/\text{s}$ (schwarze Linie) und $503 \text{ m}^3/\text{s}$ (rote Linie)

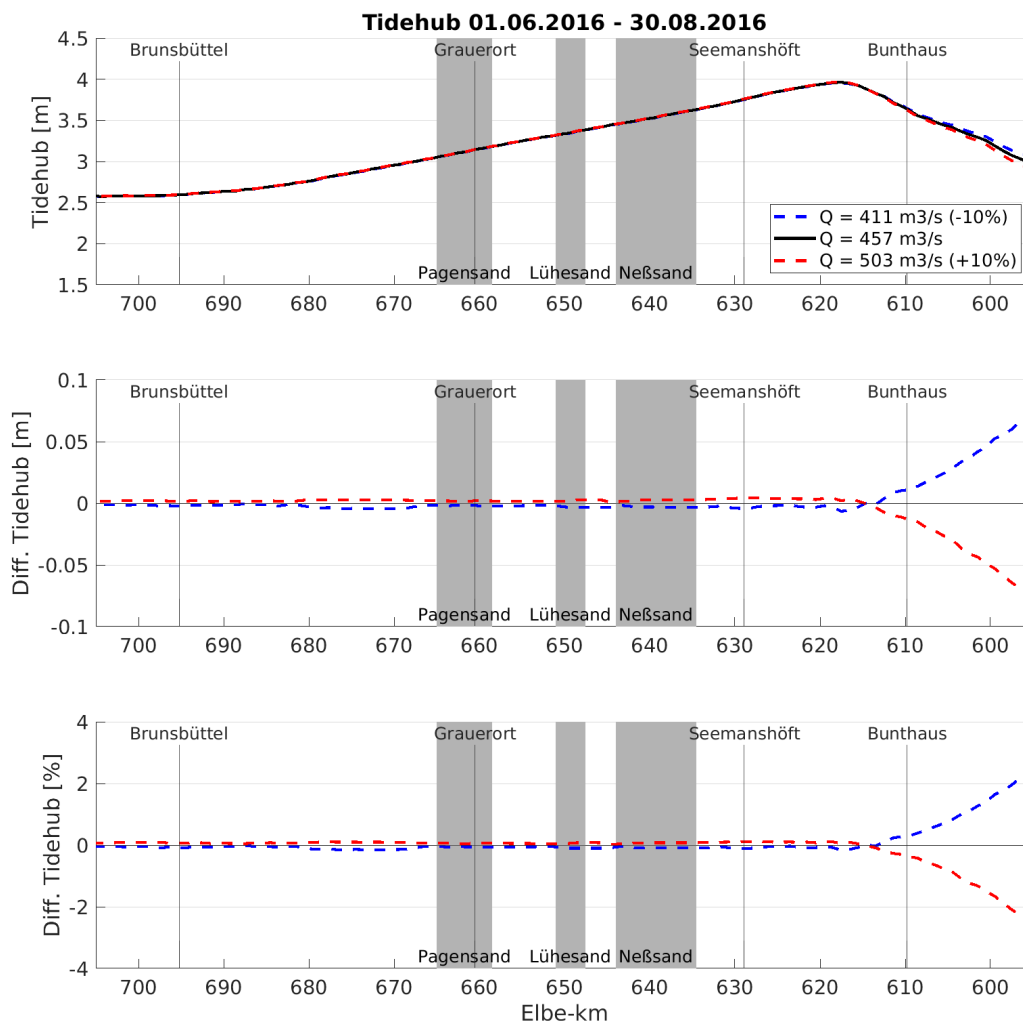


Abbildung 26: Mittlerer Tidehub zwischen dem 01.06.2016 und 30.08.2016 im Längsverlauf der Tideelbe entlang der Fahrrinne durch die Norderelbe bei 411 m³/s (blaue Linie), 457 m³/s (schwarze Linie) und 503 m³/s (rote Linie)

Zunehmender Oberwasserabfluss vermindert die Flutstromgeschwindigkeit stromauf von Elbe-km 620 in den flacheren Bereichen der Tideelbe (Abbildung 27). Die größten Veränderungen der Flutstromgeschwindigkeit treten mit ungefähr 3,5 cm/s stromauf von Elbe-km 600 auf, was einer Änderung von etwa 15% entspricht. Entsprechend umgekehrt führt das höhere Oberwasser zu einer Erhöhung der Ebbstromgeschwindigkeit um bis zu 1cm/s stromauf von Elbe-km 600 gegenüber dem Basisszenario (Abbildung 28). Im seeschifftiefen Bereich stromab von Elbe-km 620 treten nur geringfügige Änderungen der Flut- bzw. Ebbstromgeschwindigkeit auf (< 1cm/s, bzw. <1%).

Die zunehmende Ebbstrom- und abnehmende Flutstromgeschwindigkeit bei höherem Oberwasser führen zu einem abnehmenden Flut- zu Ebbstromverhältnis (Abbildung 29). Auch hier treten die größten Veränderungen gegenüber dem Basisszenario in den flachen, stromauf von Bunthaus gelegenen Bereichen der Tideelbe auf. Hier betragen die Änderungen mehr als 10%.

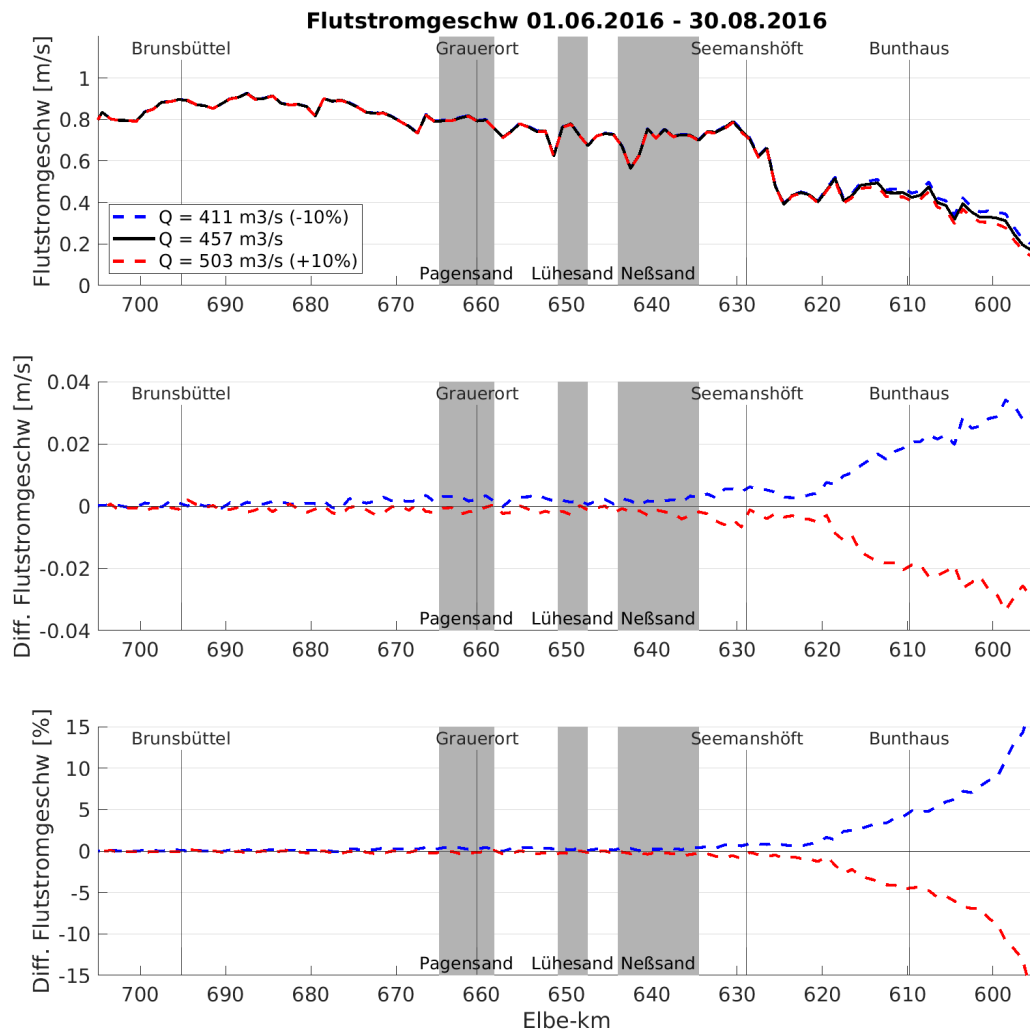


Abbildung 27: Mittlere Flutstromgeschwindigkeit zwischen dem 01.06.2016 und 30.08.2016 im Längsverlauf der Tideelbe entlang der Fahrrinne durch die Norderelbe bei $411 \text{ m}^3/\text{s}$ (blaue Linie), $457 \text{ m}^3/\text{s}$ (schwarze Linie) und $503 \text{ m}^3/\text{s}$ (rote Linie)

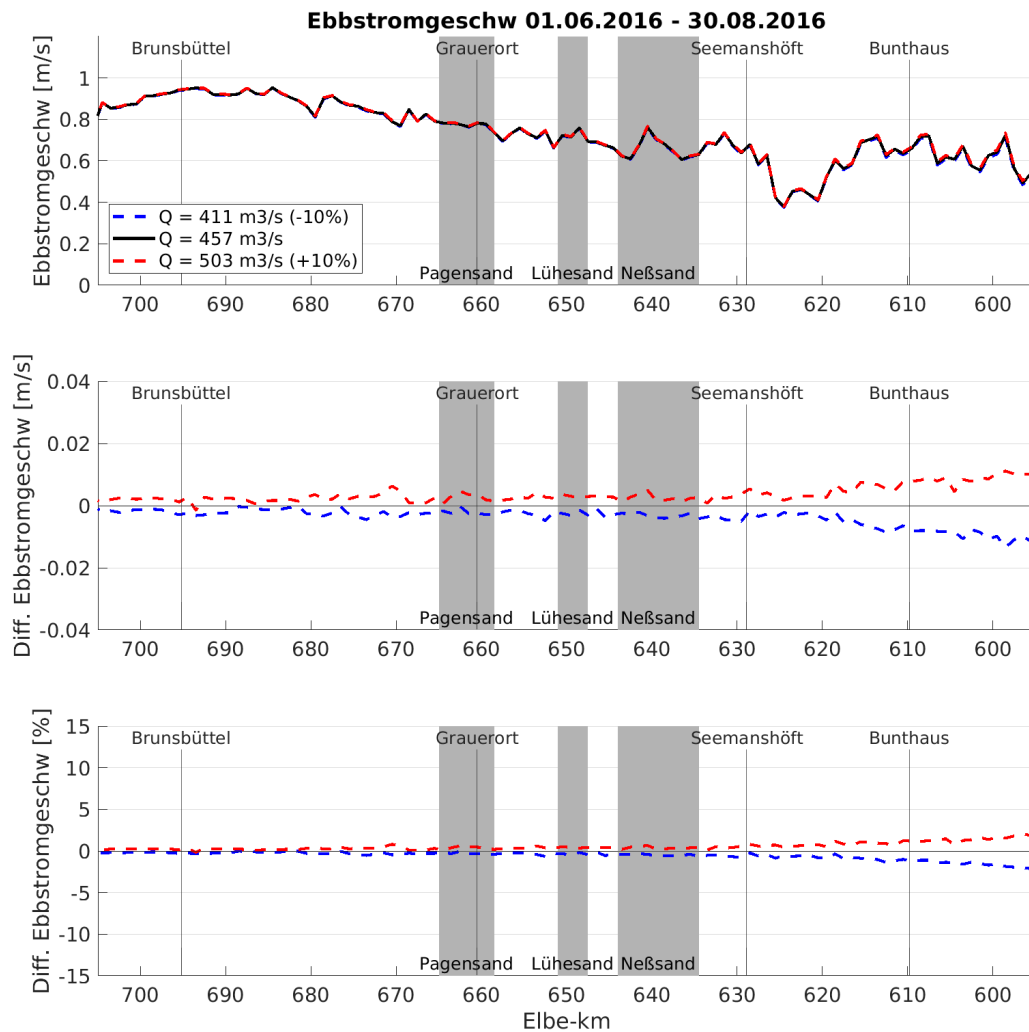


Abbildung 28: Mittlere Ebbstromgeschwindigkeit zwischen dem 01.06.2016 und 30.08.2016 im Längsverlauf der Tideelbe entlang der Fahrrinne durch die Norderelbe bei $411 \text{ m}^3/\text{s}$ (blaue Linie), $457 \text{ m}^3/\text{s}$ (schwarze Linie) und $503 \text{ m}^3/\text{s}$ (rote Linie)

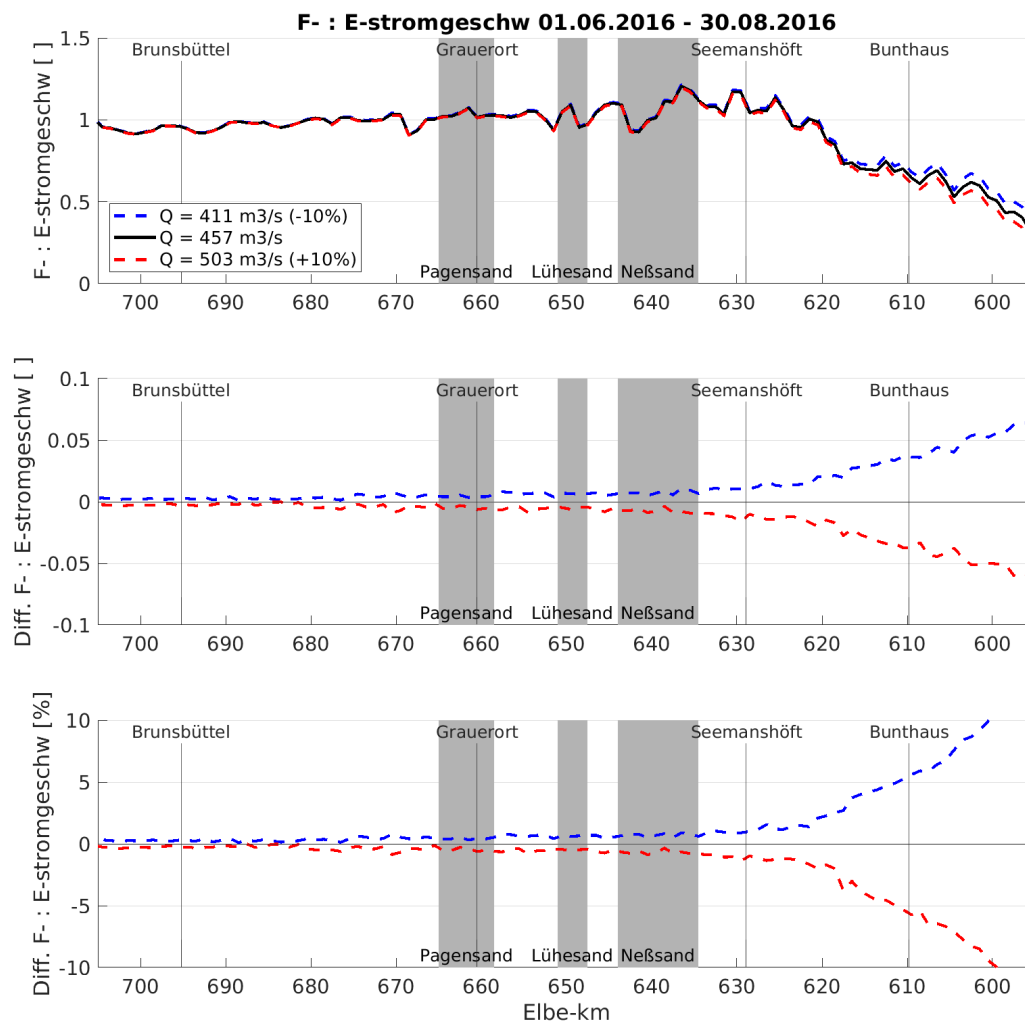


Abbildung 29: Mittleres Flut- zu Ebbstromverhältnis zwischen dem 01.06.2016 und 30.08.2016 im Längsverlauf der Tideelbe entlang der Fahrrinne durch die Norderelbe bei $411 \text{ m}^3/\text{s}$ (blaue Linie), $457 \text{ m}^3/\text{s}$ (schwarze Linie) und $503 \text{ m}^3/\text{s}$ (rote Linie)

Die residuale Tidestromgeschwindigkeit nimmt durch das höhere Oberwasser und die daraus resultierende Stärkung der Ebbstromgeschwindigkeit über die gesamte Tideelbe zu (Abbildung 30). Die größten Veränderungen mit etwa 3 cm/s treten auch hier wieder stromauf von Elbe-km 600 auf, stromab von dieser Position treten nur kleine Änderungen von weniger als 1 cm/s auf. Aufgrund der ohnehin sehr geringen residualen Tidestromgeschwindigkeit in diesem Bereich, machen diese kleinen Änderungen jedoch eine Zunahme von fast 10%, bei Seemannshöft sogar, lokal sehr begrenzt, etwa 25% aus. Erst stromab von Elbe-km 680 fällt die Zunahme der residualen Strömungsgeschwindigkeit konstant unter 5%.

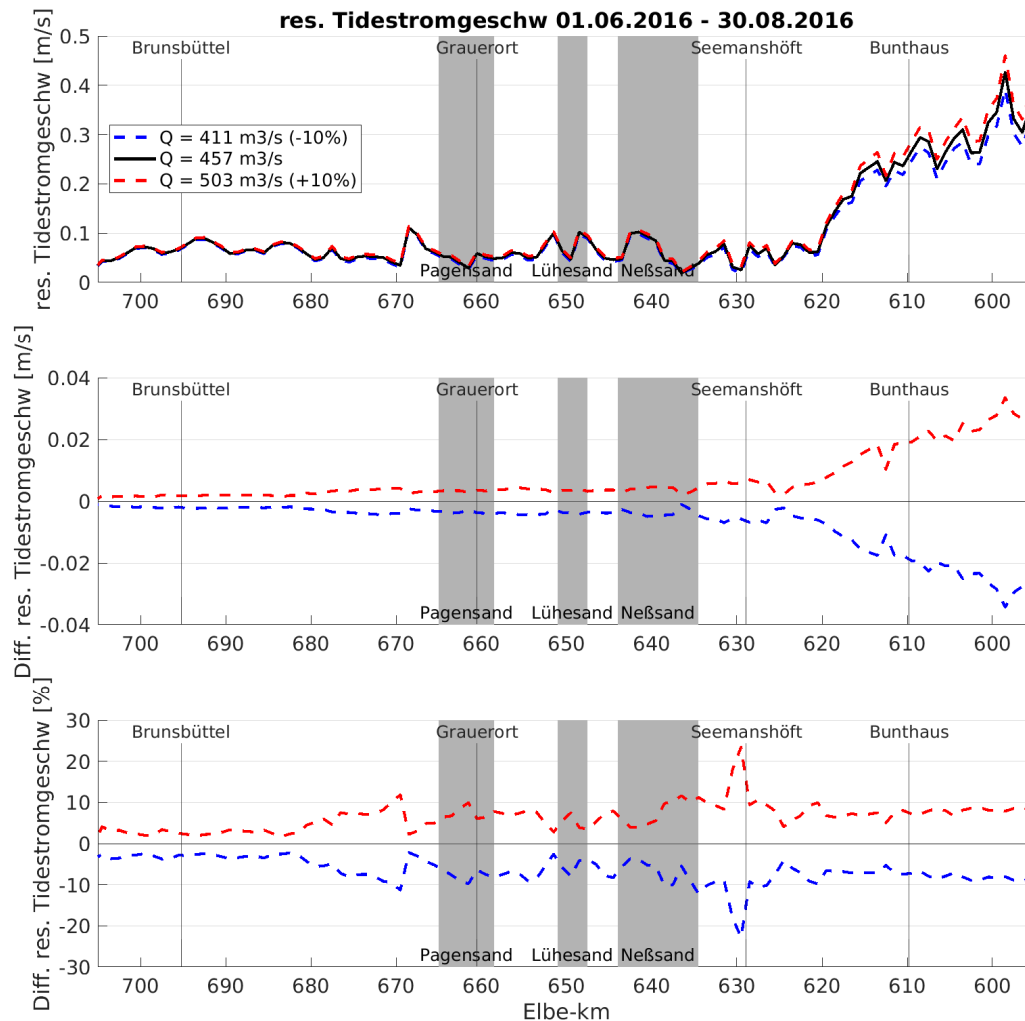


Abbildung 30: Mittlere residuale Tidestromgeschwindigkeit zwischen dem 01.06.2016 und 30.08.2016 im Längsverlauf der Tideelbe entlang der Fahrrinne durch die Norderelbe bei $411 \text{ m}^3/\text{s}$ (blaue Linie), $457 \text{ m}^3/\text{s}$ (schwarze Linie) und $503 \text{ m}^3/\text{s}$ (rote Linie)

Das geringere Flut- zu Ebbstromverhältnis und die höhere residuale Tidestromgeschwindigkeit bei höherem Abfluss führen zu einem geringeren Wasseralter im Fließverlauf der Tideelbe gegenüber dem Basisszenario, wobei die Differenz zwischen den beiden Szenarien im Fließverlauf zunimmt (Abbildung 31). Bei Bunthaus beträgt die Differenz noch deutlich weniger als ein halber Tag, auf Höhe von Seemannshöft etwa ein Tag und bei Cuxhaven knapp 2,5 Tage. Prozentual tritt die größte Verminderung des Wasseralters gegenüber dem Basisszenario mit etwa 12% stromab von Bunthaus bei Elbe-km 615 auf.

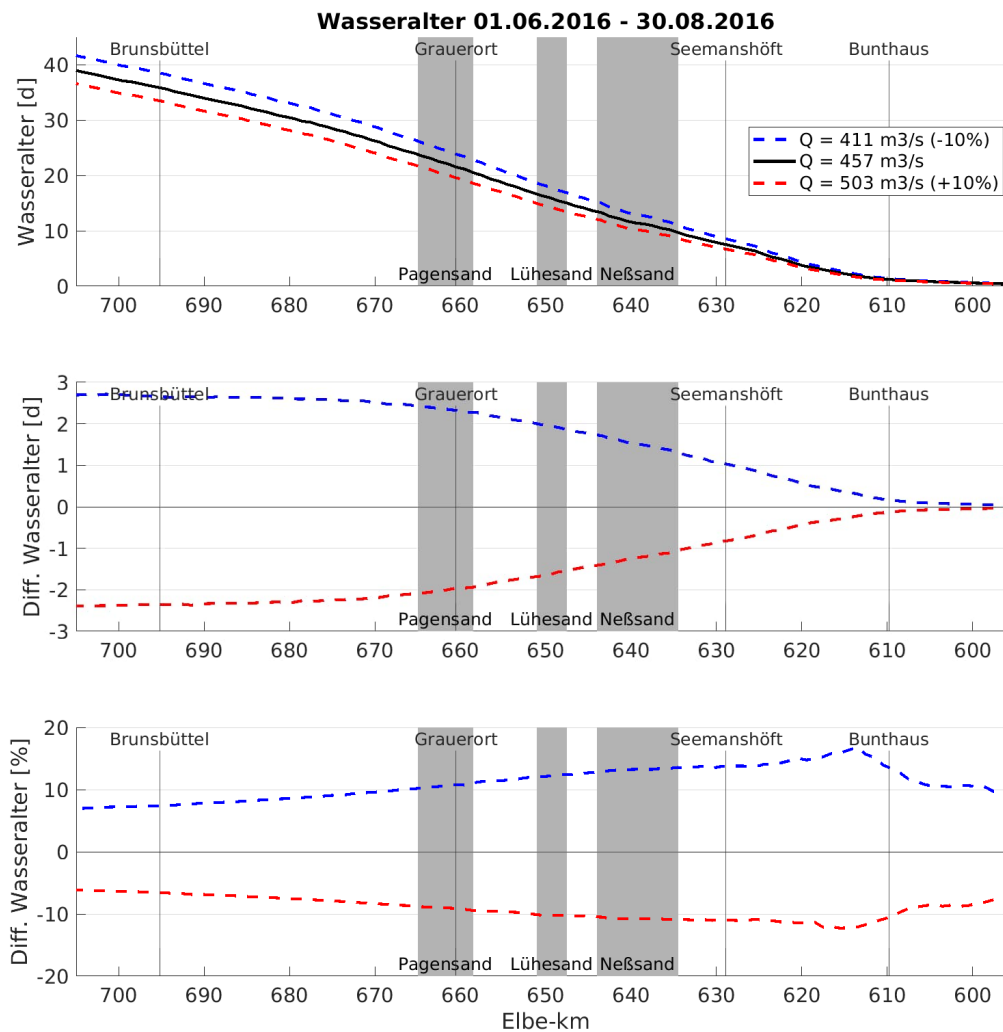


Abbildung 31: Mittleres Wasseralter zwischen dem 01.06.2016 und 30.08.2016 im Längsverlauf der Tideelbe entlang der Fahrrinne durch die Norderelbe bei $411 \text{ m}^3/\text{s}$ (blaue Linie), $457 \text{ m}^3/\text{s}$ (schwarze Linie) und $503 \text{ m}^3/\text{s}$ (rote Linie)

Der Sauerstoffgehalt zeigt in allen gerechneten Abflussszenarien einen typischen sommerlichen Verlauf in der Tideelbe (Abbildung 32). Stromab des Wehrs in Geesthacht, insbesondere stromab von Bunthaus nimmt der Sauerstoffgehalt deutlich ab, bis zu einem Minimum von etwa $5,5 \text{ mg/l}$ etwa bei Elbe-km 635. Weiter stromab nimmt der Sauerstoffgehalt langsam wieder zu und erreicht ab Elbe-km 680 ungefähr $7,5 \text{ mg/l}$. Ein auffälliges Muster zeigt die abflussbedingte Differenz des Sauerstoffgehalts im Vergleich zum Basisszenario (Abbildung 32): Der höhere Abfluss führt zunächst zu einer Zunahme des Sauerstoffgehalts mit einem Maximum von gut $0,2 \text{ mg/l}$ zwischen Bunthaus und Seemannshöft bei Elbe-km 620. Im weiteren Verlauf kehrt sich die Zunahme des Sauerstoffs in eine Abnahme gegenüber dem Basisszenario um und führt ab Lühesand bis Pagensand zu einer Abnahme von etwa $0,2 \text{ mg/l}$. Diese Differenzen sind auf einen räumlichen Versatz der Mineralisationsprozesse, bzw. der Wiederbelüftung im Fließverlauf der Tideelbe zurückzuführen. Der höhere Abfluss bedingt einen schnelleren stromab gerichteten Transport (s.o.), was dazu führt, dass die Mineralisation und damit die sauerstoffzehrenden Prozesse räumlich nach stromab verschoben werden. Auch der sich räumlich anschließende

Bereich in dem die Wiederbelüftung dominiert, wird durch den höheren Abfluss nach stromab verschoben. Im Basisszenario bei $457 \text{ m}^3/\text{s}$ tritt die geringste Sauerstoffkonzentration etwa bei Elbe-km 634 auf, der höhere Abfluss von $503 \text{ m}^3/\text{s}$ verschiebt das Minimum etwa 5 Kilometer stromab. Bei dem geringeren Abfluss von $411 \text{ m}^3/\text{s}$ tritt das Sauerstoffminimum etwa bei Elbe-km 632 auf. Dass die für den Sauerstoffgehalt relevanten Prozesse durch das veränderte Oberwasser nicht kinetisch verändert werden, sondern räumlich im Fließkontinuum der Tideelbe verschoben werden, zeigt sich auch, wenn man den Sauerstoffgehalt gegen das Wasseralter aufträgt (Abbildung 33). Durch die zeitliche Auftragung liegen die Sauerstoffverläufe der drei Abflussszenarien nahezu identisch übereinander, was ein deutliches Zeichen dafür ist, dass die beobachteten Unterschiede auf das Transportverhalten der Tideelbe zurückzuführen sind.

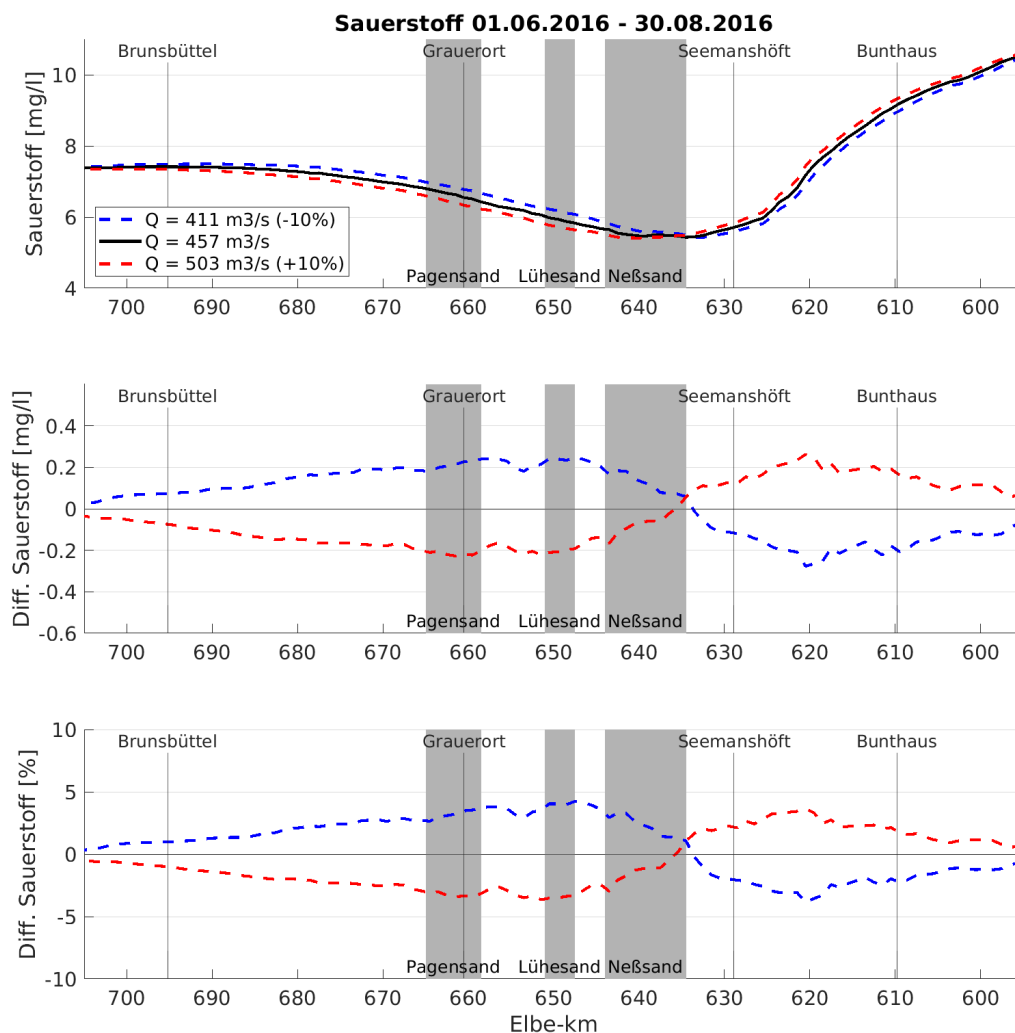


Abbildung 32: Mittlerer Sauerstoffgehalt zwischen dem 01.06.2016 und 30.08.2016 im Längsverlauf der Tideelbe entlang der Fahrrinne durch die Norderelbe bei $411 \text{ m}^3/\text{s}$ (blaue Linie), $457 \text{ m}^3/\text{s}$ (schwarze Linie) und $503 \text{ m}^3/\text{s}$ (rote Linie)

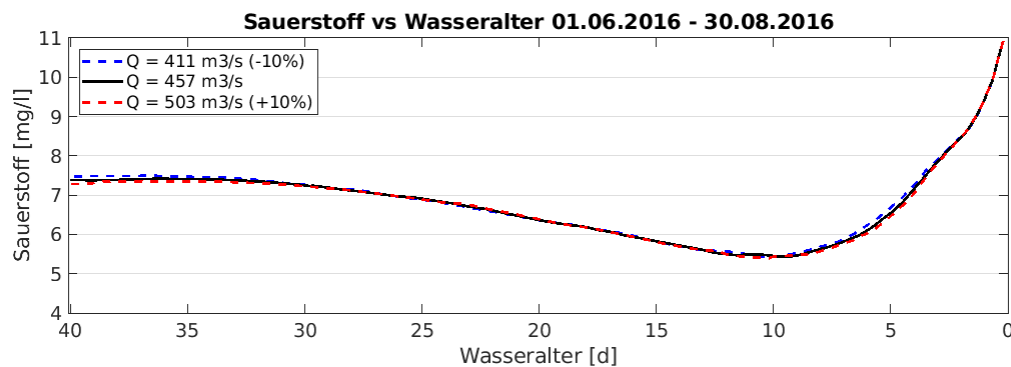


Abbildung 33: Verlauf der mittleren Sauerstoffkonzentration zwischen dem 01.06.2016 und 30.08.2016, aufgetragen gegen das Wasseralter bei 411 m³/s (blaue Linie), 457 m³/s (schwarze Linie) und 503 m³/s (rote Linie)

5.2 Einfluss des Tidehubs

Auch für die Untersuchungen des Tidehubs werden, soweit sich symmetrische Veränderungen einstellen, nur die Änderungen durch den höheren Tidehub textlich erklärt.

Der höhere Tidehub am unteren Modellrand führt zu einem um 11 cm relativ konstant höheren Tidehochwasser über den gesamten Verlauf der Tideelbe (Abbildung 34). Am unteren Modellrand entspricht das etwa 9%, am oberen Modellrand etwa 5% Erhöhung gegenüber dem Basisszenario.

Das Tideniedrigwasser nimmt durch den höheren Tidehub entsprechend ab (Abbildung 35). Stromab von Elbe-km 620 beträgt die Abnahme etwa 5-7 cm, stromauf im flacheren Bereich der Tideelbe flacht die Abnahme bis auf 0 cm etwa bei Elbe-km 600 ab. Noch weiter stromauf nimmt das Tideniedrigwasser geringfügig zu.

Der Tidehub nimmt durch den höheren Tidehub am unteren Modellrand über den gesamten Fließverlauf der Tideelbe um etwa 15 – 17 cm zu, was etwa 7 % am unteren Modellrand und etwa 4% am oberen Modellrand entspricht (Abbildung 36).

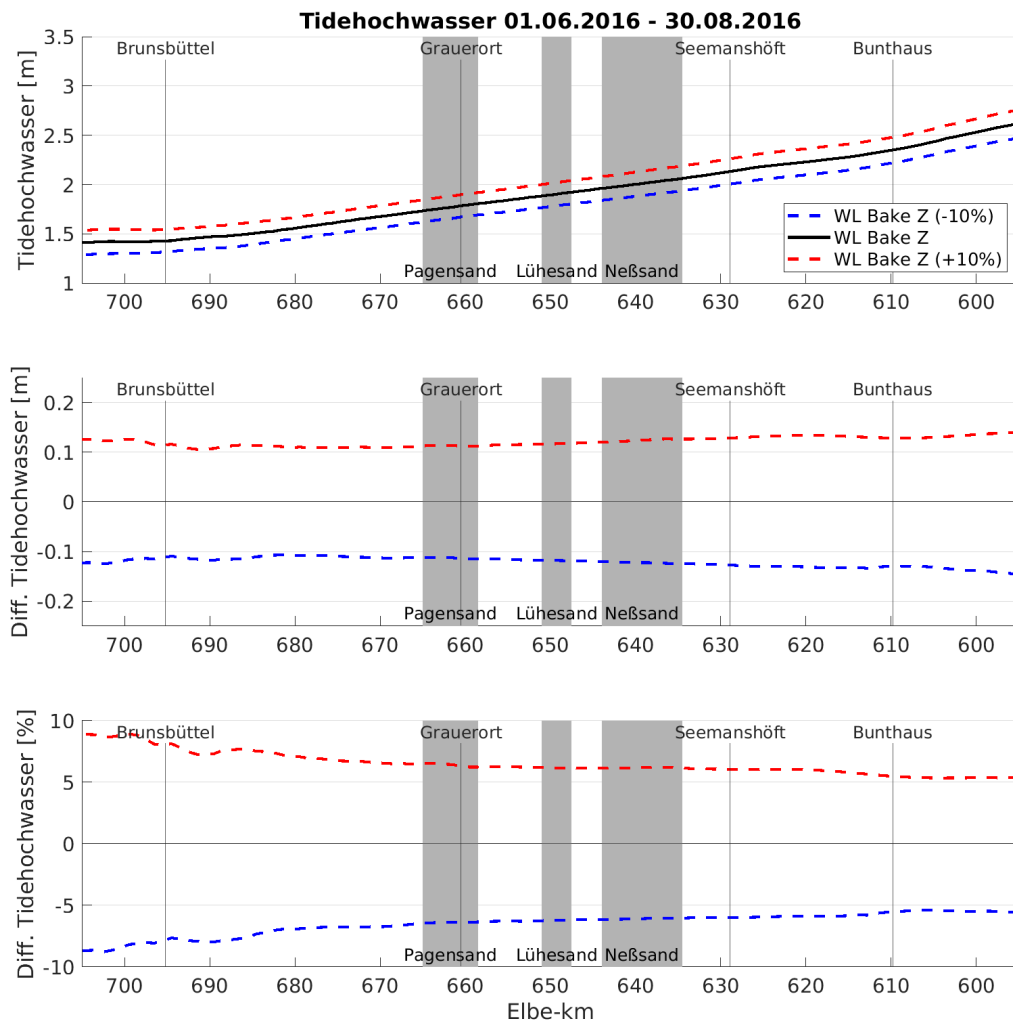


Abbildung 34: Mittleres Tidehochwasser zwischen dem 01.06.2016 und 30.08.2016 im Längsverlauf der Tideelbe entlang der Fahrrinne durch die Norderelbe bei dem gemessenen Tidehub bei Bake Z (schwarze Linie), 10% höherem Tidehub (rote Linie) und 10% niedrigerem Tidehub (blaue Linie)

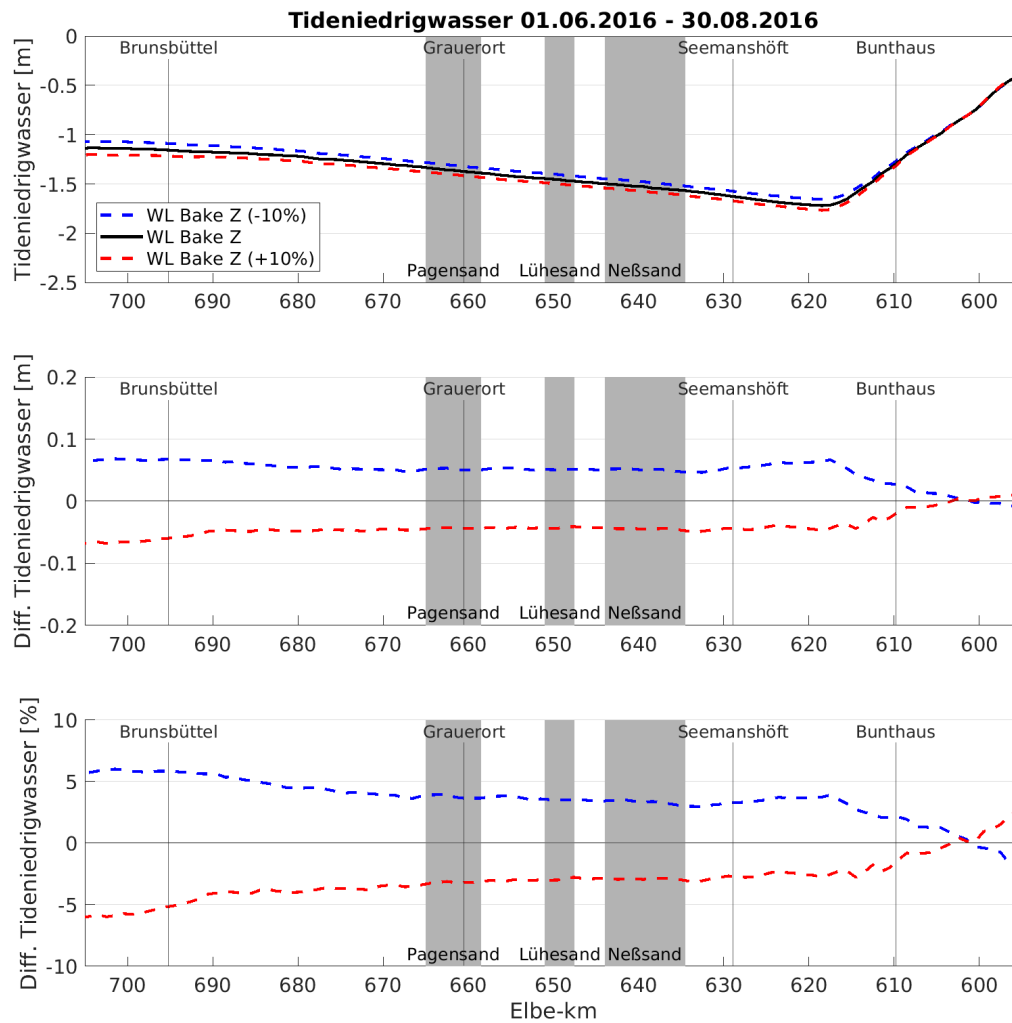


Abbildung 35: Mittleres Tideniedrigwasser zwischen dem 01.06.2016 und 30.08.2016 im Längsverlauf der Tideelbe entlang der Fahrrinne durch die Norderelbe bei dem gemessenen Tidehub bei Bake Z (schwarze Linie), 10% höherem Tidehub (rote Linie) und 10% niedrigerem Tidehub (blaue Linie)

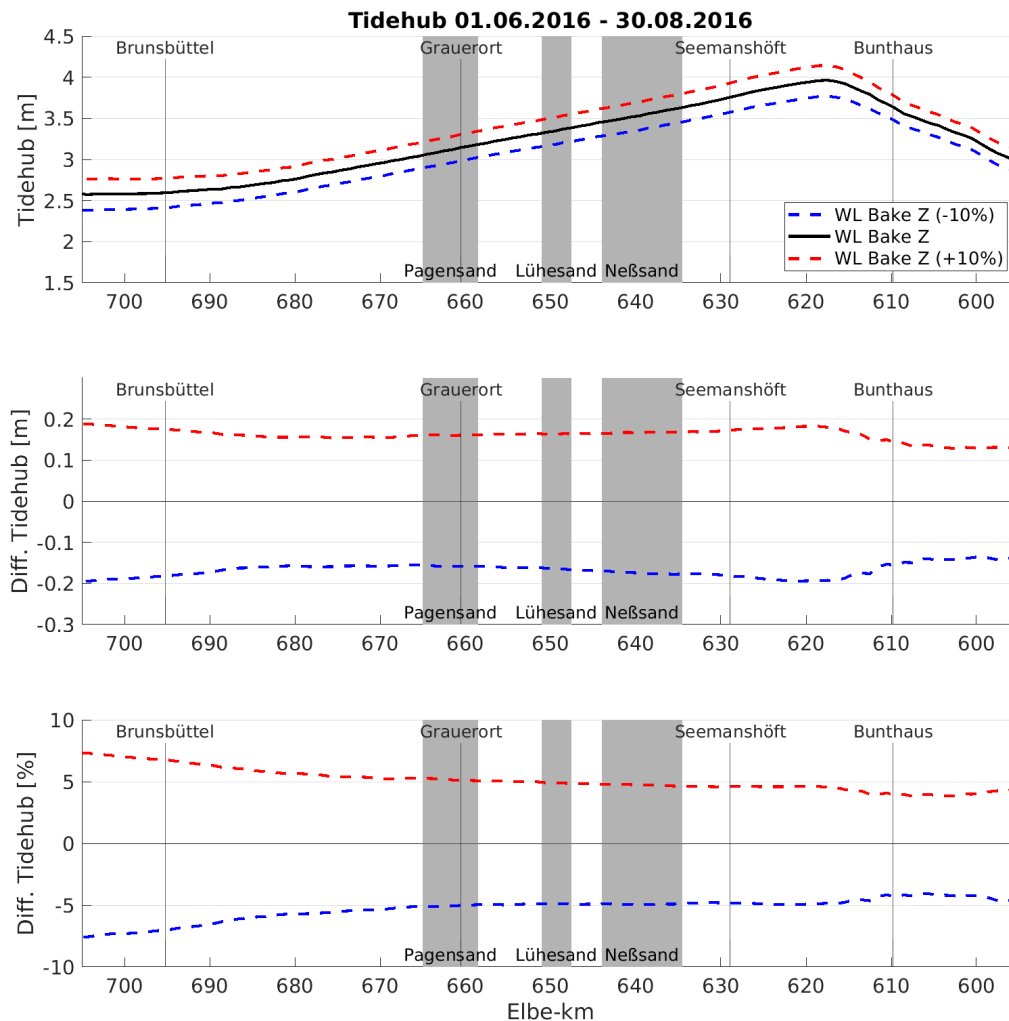


Abbildung 36: Mittlerer Tidehub zwischen dem 01.06.2016 und 30.08.2016 im Längsverlauf der Tideelbe entlang der Fahrrinne durch die Norderelbe bei dem gemessenen Tidehub bei Bake Z (schwarze Linie), 10% höherem Tidehub (rote Linie) und 10% niedrigerem Tidehub (blaue Linie)

Mit der höheren einlaufenden Flutwelle nimmt auch die Flutstromgeschwindigkeit zu (Abbildung 37). Stromab von Elbe-km 625 beträgt die Erhöhung der Flutstromgeschwindigkeit relativ konstant 4 cm/s, stromauf von Elbe-km 625 etwa 2 cm/s. Prozentual erhöht sich die Flutstromgeschwindigkeit um etwa 5% auf der gesamten Länge der Tideelbe.

Analog steigt mit dem niedrigeren Tideniedrigwasser auch die Ebbstromgeschwindigkeit (Abbildung 38). Die Zunahme beträgt etwa 4 cm/s (5%) am unteren Modellrand und vermindert sich relativ konstant auf etwa 1 cm/s (1%) am oberen Modellrand.

Da die tidehubbedingte Zunahme der Ebbstromgeschwindigkeit zum oberen Modellrand hin abnimmt, die Zunahme der Flutstromgeschwindigkeit jedoch relativ konstant ist, nimmt das Flut- zu Ebbstromverhältnis vor allem am oberen Modellrand durch den höheren Tidehub zu (etwa 7%). In Richtung Küste sinkt die Differenz des Flut- zu Ebbstromverhältnis auf Null am unteren Modellrand (Abbildung 39).

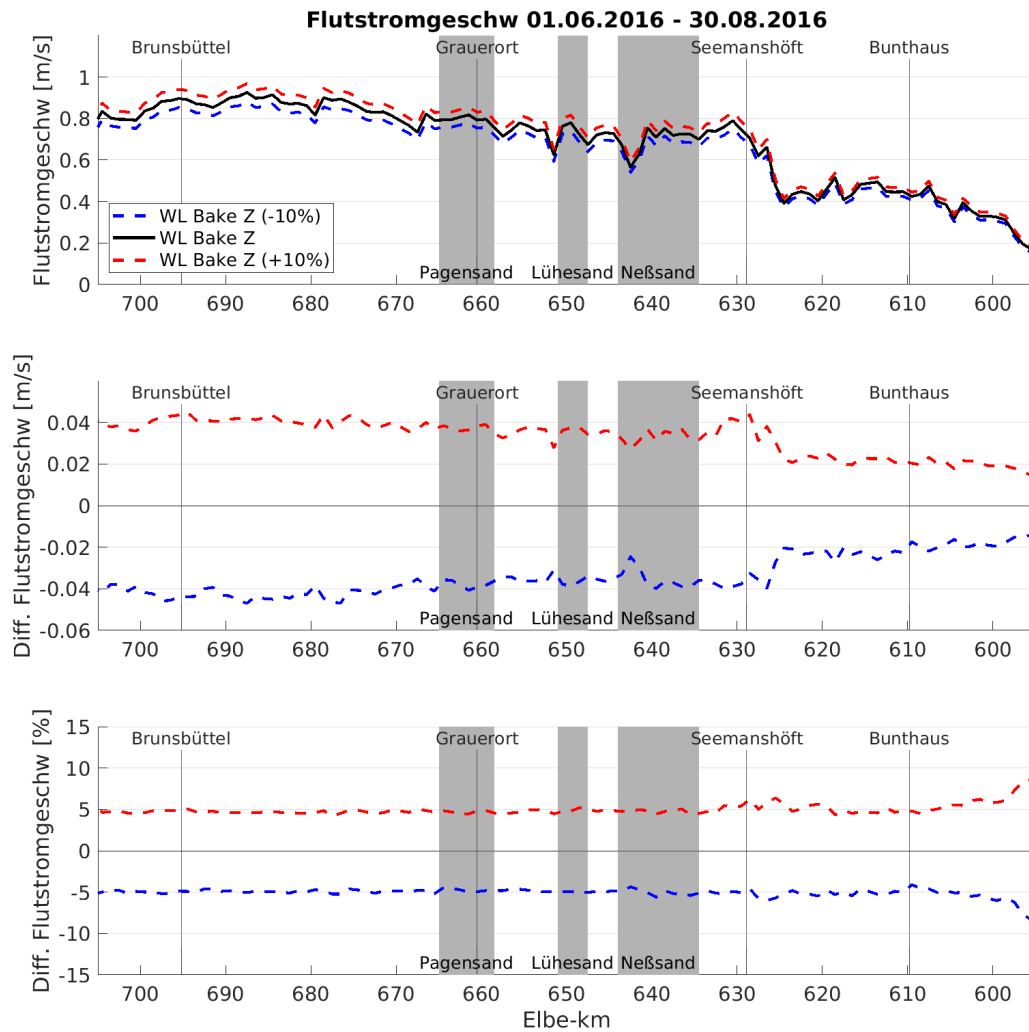


Abbildung 37: Mittlere Flutstromgeschwindigkeit zwischen dem 01.06.2016 und 30.08.2016 im Längsverlauf der Tideelbe entlang der Fahrrinne durch die Norderelbe bei dem gemessenen Tidehub bei Bake Z (schwarze Linie), 10% höherem Tidehub (rote Linie) und 10% niedrigerem Tidehub (blaue Linie)

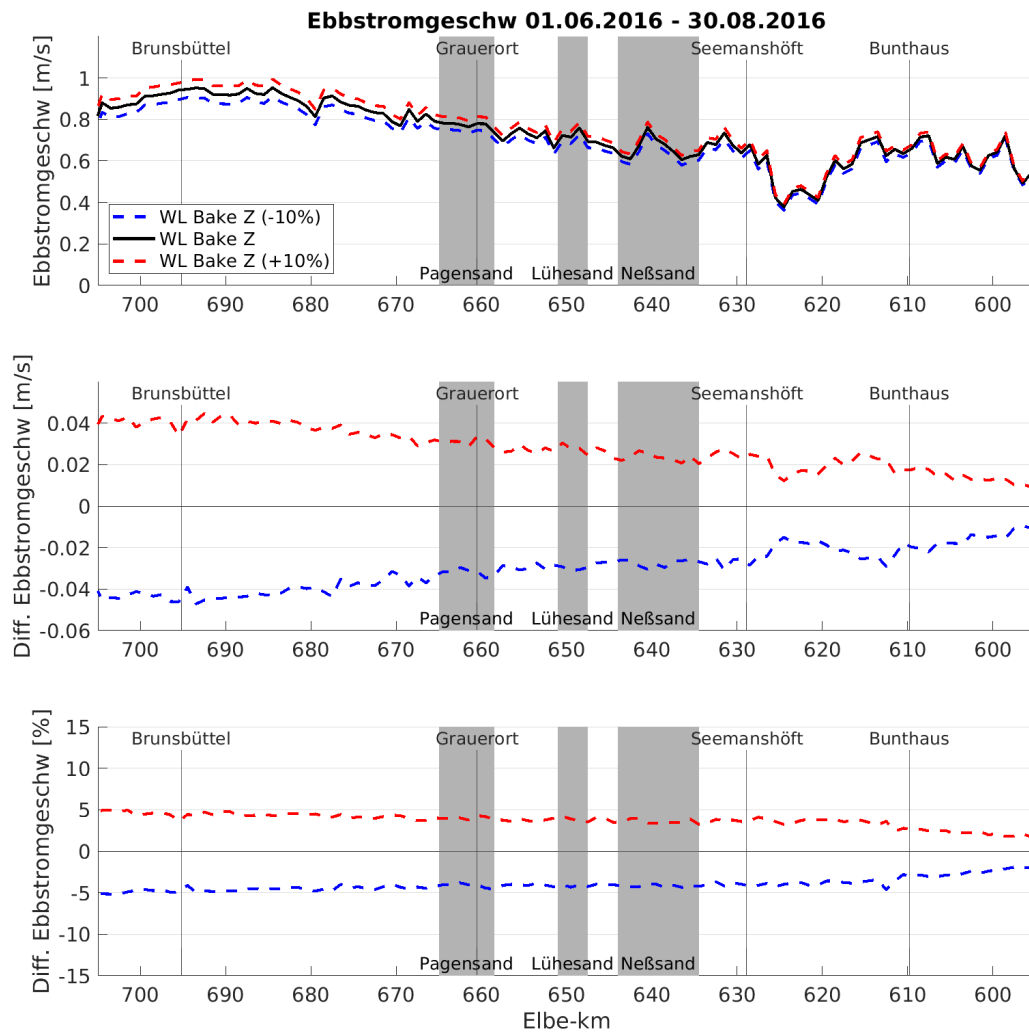


Abbildung 38: Mittlere Ebbstromgeschwindigkeit zwischen dem 01.06.2016 und 30.08.2016 im Längsverlauf der Tideelbe entlang der Fahrrinne durch die Norderelbe bei dem gemessenen Tidehub bei Bake Z (schwarze Linie), 10% höherem Tidehub (rote Linie) und 10% niedrigerem Tidehub (blaue Linie)

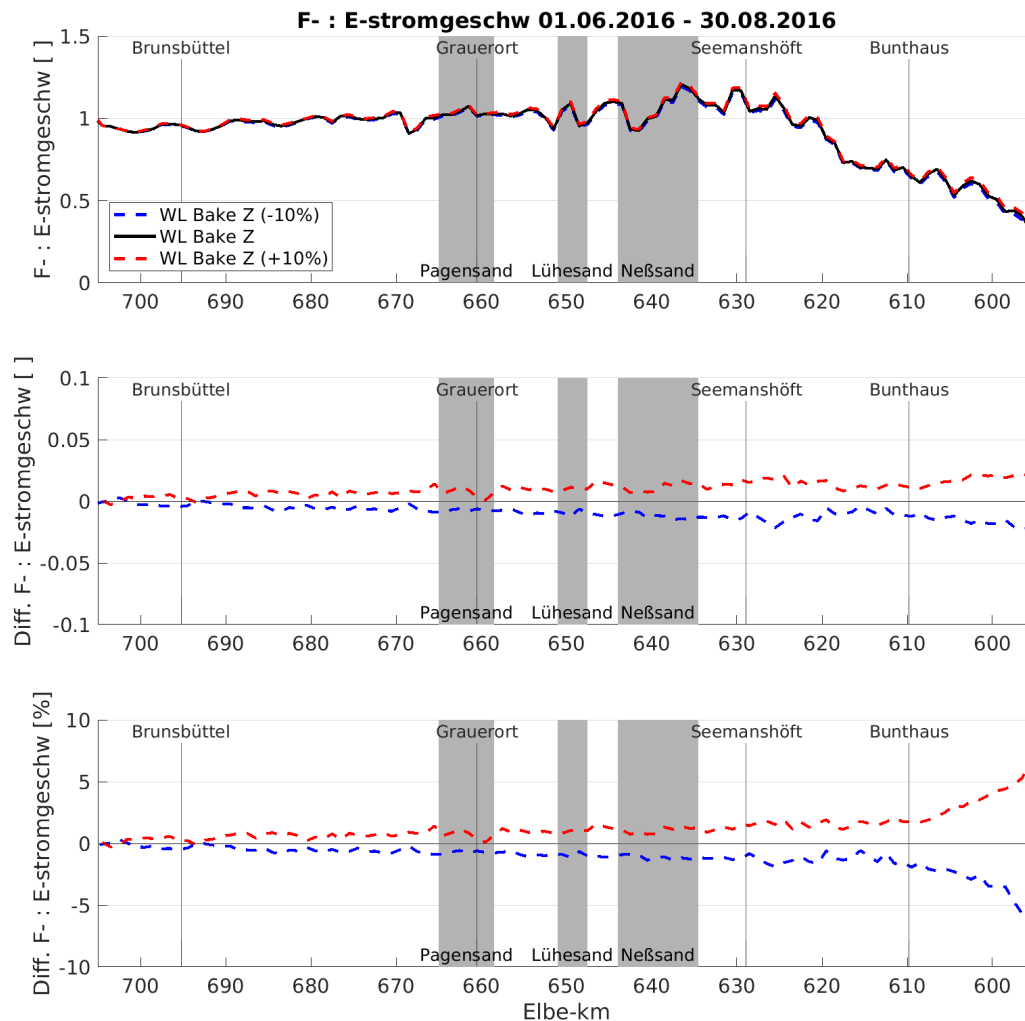


Abbildung 39: Mittleres Flut- zu Ebbstromverhältnis zwischen dem 01.06.2016 und 30.08.2016 im Längsverlauf der Tideelbe entlang der Fahrrinne durch die Norderelbe bei dem gemessenen Tidehub bei Bake Z (schwarze Linie), 10% höherem Tidehub (rote Linie) und 10% niedrigerem Tidehub (blaue Linie)

Mit den höheren Flut- bzw. Ebbstromgeschwindigkeiten steigt auch die residuale Tidestromgeschwindigkeit am unteren Modellrand im Vergleich zum Basisszenario (Abbildung 40). Insgesamt ist die tidehubbedingte Veränderung der residualen Tidestromgeschwindigkeit mit weniger als 1 cm/s sehr gering, aufgrund der ohnehin geringen Geschwindigkeit macht die Veränderung am unteren Modellrand jedoch etwa 10% aus. In Richtung stromauf nimmt die Differenz der residualen Tidenstromgeschwindigkeit kontinuierlich bis auf Null ab.

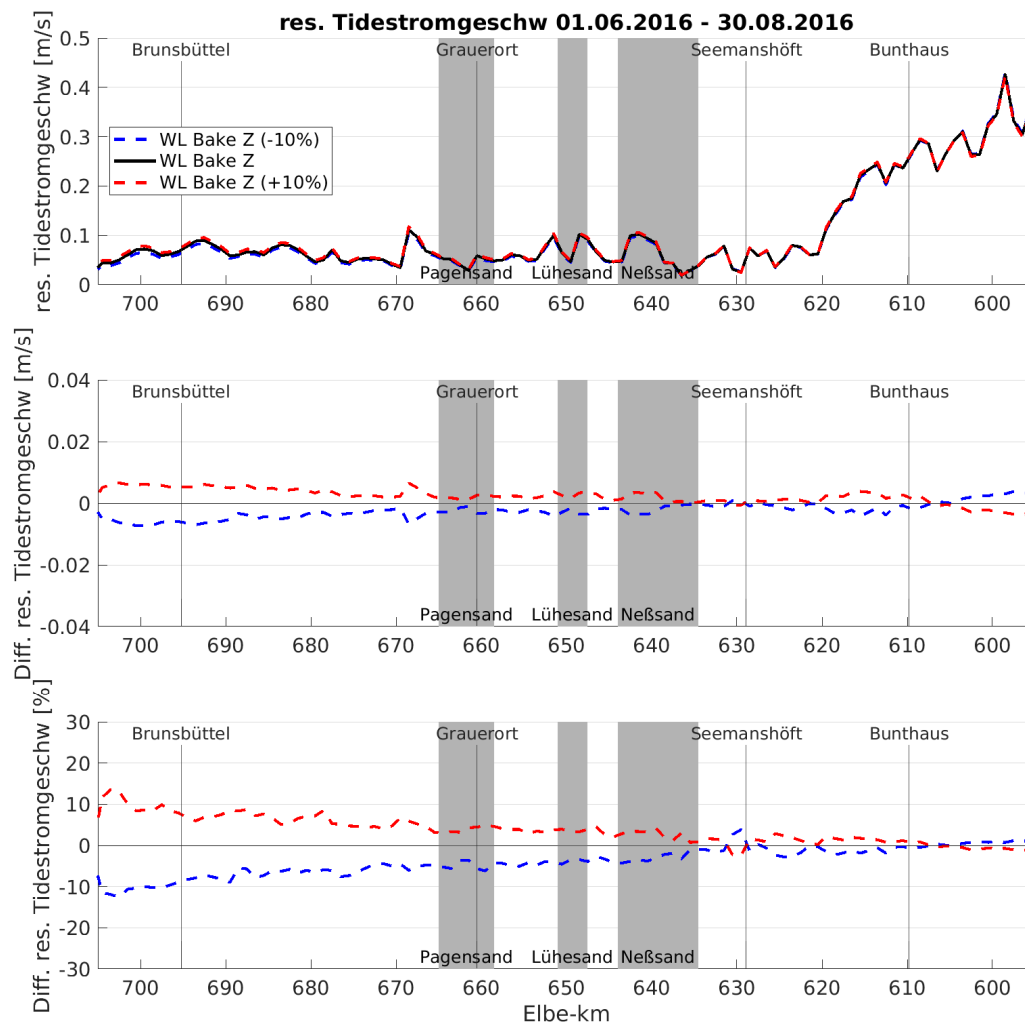


Abbildung 40: Mittlere residuale Tidestromgeschwindigkeit zwischen dem 01.06.2016 und 30.08.2016 im Längsverlauf der Tideelbe entlang der Fahrrinne durch die Norderelbe bei dem gemessenen Tidehub bei Bake Z (schwarze Linie), 10% höherem Tidehub (rote Linie) und 10% niedrigerem Tidehub (blaue Linie)

Der höhere Tidehub führt insgesamt zu geringen Änderungen von weniger als 1 Tag beim Wasseralter im Vergleich zum Basisszenario (Abbildung 41). Auffällig ist die sich im Fließverlauf der Tideelbe umkehrende Wirkung des Tidehubs auf das Wasseralter: Stromauf von Elbe-km 675, wo ein Schwingungsknoten der M2-Tide liegt (Hein et al., 2022), führt der höhere Tidehub zu einer Zunahme des Wasseralters, stromab nimmt das Wasseralter im Vergleich zum Basisszenario ab. Oberhalb dieser Position überwiegt die Wirkung des tidehubbedingten Anstiegs des Flut- zu Ebbstromverhältnisses, was zu einem langsameren stromabgerichteten Transport führt und daher zu einem Ansteigen des Wasseralters. Stromab von Elbe-km 675 nimmt das Flut- zu Ebbstromverhältnis ab und der Einfluss der tidehubbedingten höheren residualen Tidestromgeschwindigkeit überwiegt, was zu einer Abnahme des Wasseralters gegenüber dem Basisszenario führt.

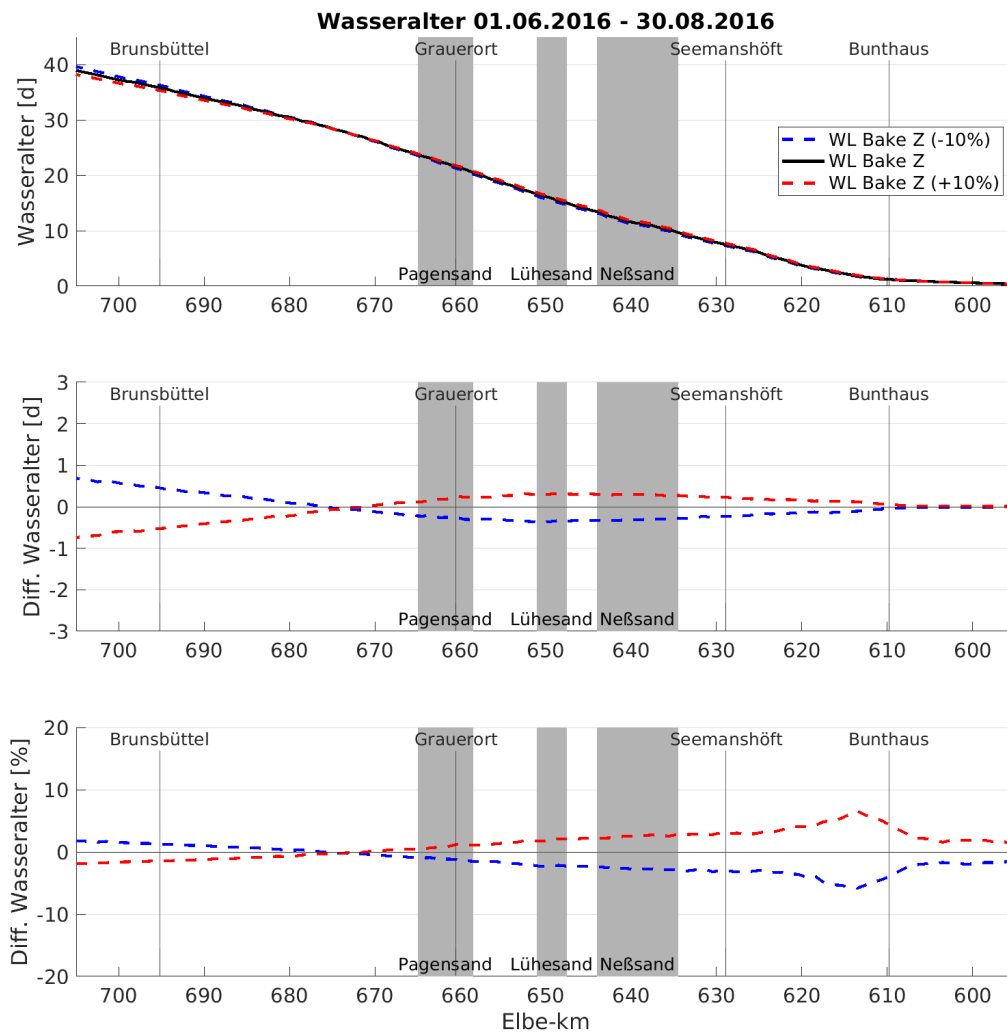


Abbildung 41: Mittleres Wasseralter zwischen dem 01.06.2016 und 30.08.2016 im Längsverlauf der Tideelbe entlang der Fahrrinne durch die Norderelbe bei dem gemessenen Tidehub bei Bake Z (schwarze Linie), 10% höherem Tidehub (rote Linie) und 10% niedrigerem Tidehub (blaue Linie)

Der tidehubbedingt verlangsamte stromab gerichtete Transport zwischen Geesthacht und Elbe-km 675 führt dazu, dass im Vergleich zum Basisszenario mehr Biomasse zwischen Bunthaus und Seemannshöft mineralisiert wird, was eine Abnahme des Sauerstoffgehalts in diesem Bereich nach sich zieht (Abbildung 42). Ähnlich wie der Abfluss beeinflusst also auch der Tidehub wo die Biomasse im Fließverlauf der Tideelbe mineralisiert wird. Dies geschieht jedoch mit einer Abnahme von knapp 0,1 mg/l zwischen Bunthaus und Seemannshöft im Vergleich zum Abfluss in deutlich geringerem Maße. Zwischen Seemannshöft und dem Schwingungsknoten der M2-Tide bei Elbe-km 675 führt der höhere Tidehub dann zu einer Zunahme des Sauerstoffgehalts um knapp 0,1 mg/l im Vergleich zum Basisszenario. Stromab des Schwingungsknotens kehrt sich der Sauerstoffgehalt dann noch einmal zu einer Abnahme von weniger als 0,1 mg/l gegenüber dem Basisszenario. Diese Abnahme ist auf die höhere residuale Tidestromgeschwindigkeit zurückzuführen, die einen geringeren Einfluss von sauerstoffreicherem Wasser vom unteren

Modellrand zulässt. Prozentual bleiben die tidehubbedingten Änderungen des Sauerstoffgehalts bei etwa 1 %, bzw. darunter.

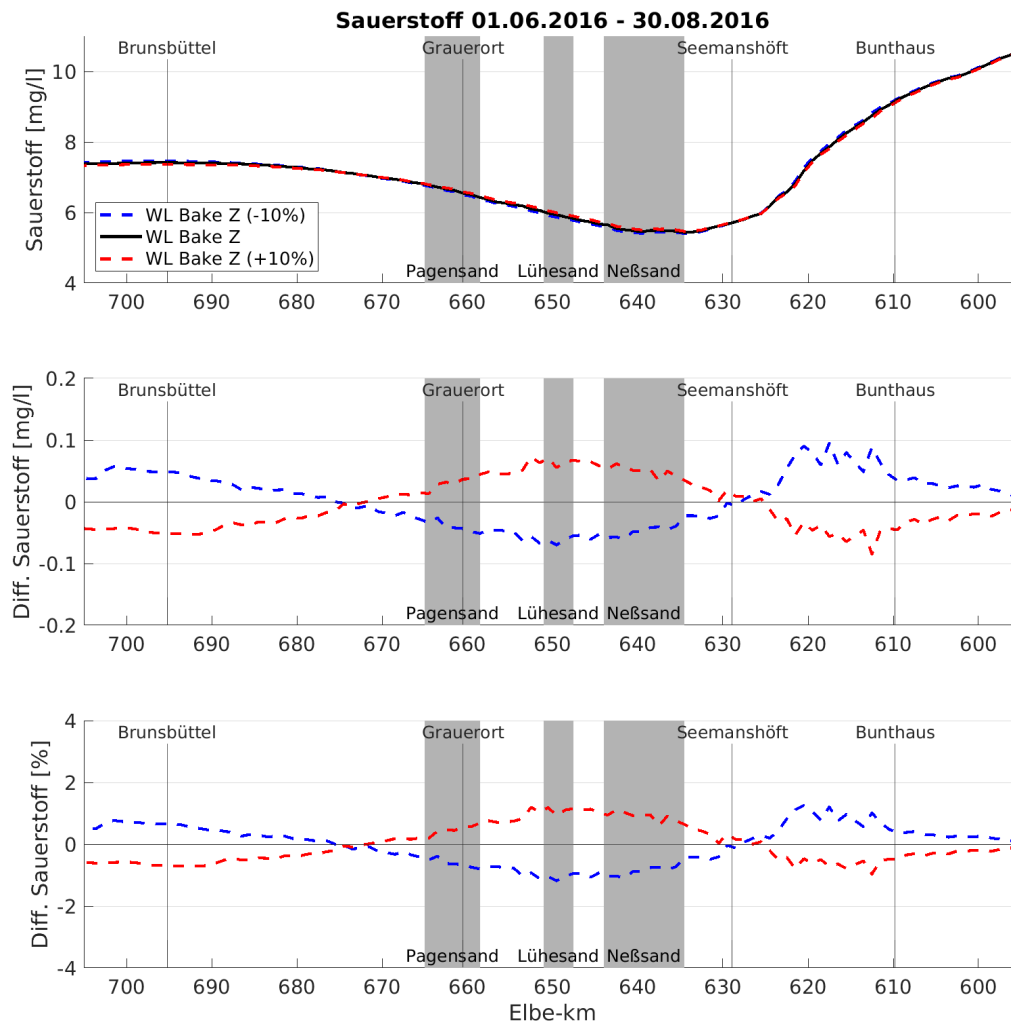


Abbildung 42: Mittlerer Sauerstoffgehalt zwischen dem 01.06.2016 und 30.08.2016 im Längsverlauf der Tideelbe entlang der Fahrrinne durch die Norderelbe bei dem gemessenen Tidehub bei Bake Z (schwarze Linie), 10% höherem Tidehub (rote Linie) und 10% niedrigerem Tidehub (blaue Linie)

5.3 Einfluss der organischen Belastung (Sekundärverschmutzung)

Die drei Szenarien zum Einfluss der organischen Belastung durch partikulären organischen Kohlenstoff wurden mit den hydraulischen Bedingungen des Basisszenarios gerechnet, d.h. einem Oberwasserabfluss von 457 m³/s am oberen Modellrand und einen Tidehub von 2,83 m am unteren Modellrand. Für die Tidekennwerte und das Wasseralter ergeben sich daher keine Änderungen zwischen den Szenarien. Daher wurde hier nur der Sauerstoffgehalt ausgewertet, der durch die verschiedenen POC Konzentrationen am Wehr Geesthacht beeinflusst wird. Wie auch bereits in den Kapiteln vorher, wird hier nur der Einfluss einer höheren organischen Fracht textlich erläutert.

Die Erhöhung der POC Konzentration führt zu einer deutlichen Verminderung des Sauerstoffgehalts von knapp 0,4 mg/l (6%) bei Seemannshöft gegenüber dem Basislauf (Abbildung 43). Die höhere Konzentration von mineralisierbarer Biomasse führt zwischen Geesthacht und Seemannshöft zu einer kontinuierlich größer werdenden Differenz im Vergleich zum Basislauf. Stromab von Seemannshöft, wo die Wiederbelüftung des Wasserkörpers dominiert, gleichen sich die Sauerstoffgehalte zwischen dem Basislauf und dem Lauf mit höherer organischer Fracht wieder an.

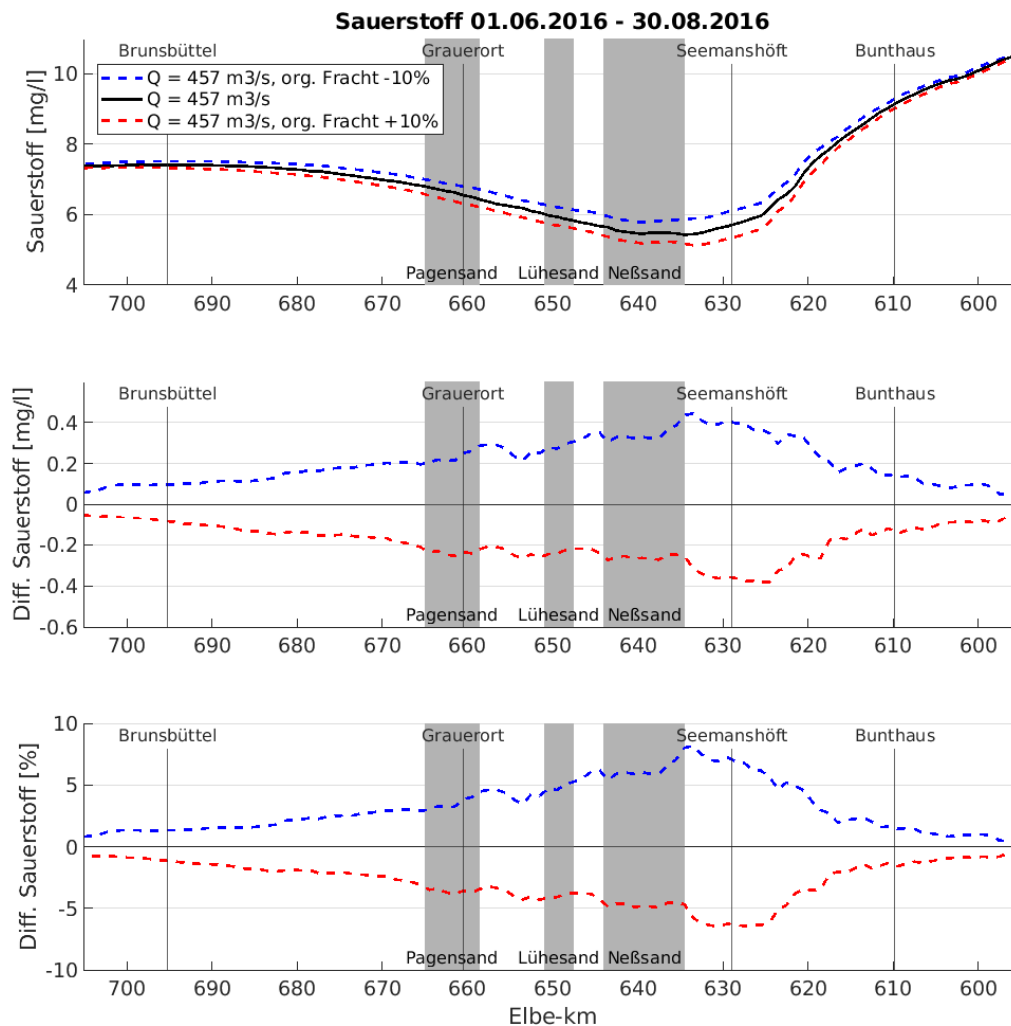


Abbildung 43: Mittlerer Sauerstoffgehalt zwischen dem 01.06.2016 und 30.08.2016 im Längsverlauf der Tideelbe entlang der Fahrrinne durch die Norderelbe einer mittleren POC Konzentration von 7,4 mgC/l am Wehr Geesthacht (schwarze Linie), 10% höherem POC (rote Linie) und 10% niedrigerem POC (blaue Linie)

5.4 Einfluss von Flachwassergebieten

Für die Untersuchung des Einflusses von Flachwassergebieten auf den Sauerstoffgehalt wurden verschiedene Bathymetrien für das Mühlenberger Loch verwendet. Der Verlust von Flachwasserbereichen durch Aufwachsen der Watten wurde mit dem DGM-W 2022 untersucht, indem im Bereich des Mühlenberger Lochs die Bereiche zwischen mittlerem Tideniedrigwasser

und mittlerem Tidehochwasser um etwa 20 – 25 cm aufgewachsen sind im Vergleich zum DGM-W 2016 (Abbildung 44). Da auch im DGM-W 2016 weite Bereiche des Mühleberger Lochs oberhalb der Tideniedrigwasserlinie liegen und somit zumindest zeitweise nicht mehr als Flachwassergebiet wirksam sind, wurde das Mühlenberger Loch in zwei Szenarien auf -2,55 mNHN (1 Meter unter mTnw), bzw. -3,55 mNHN (2 Meter unter mTnw) vertieft, um den Einfluss zusätzlicher Flachwassergebiete zu untersuchen. Tabelle 3 gibt einen Überblick über die unterschiedlichen Sediment- und Tidevolumen der drei Szenarien im Vergleich zum Basisszenario (DGM-W 2016).

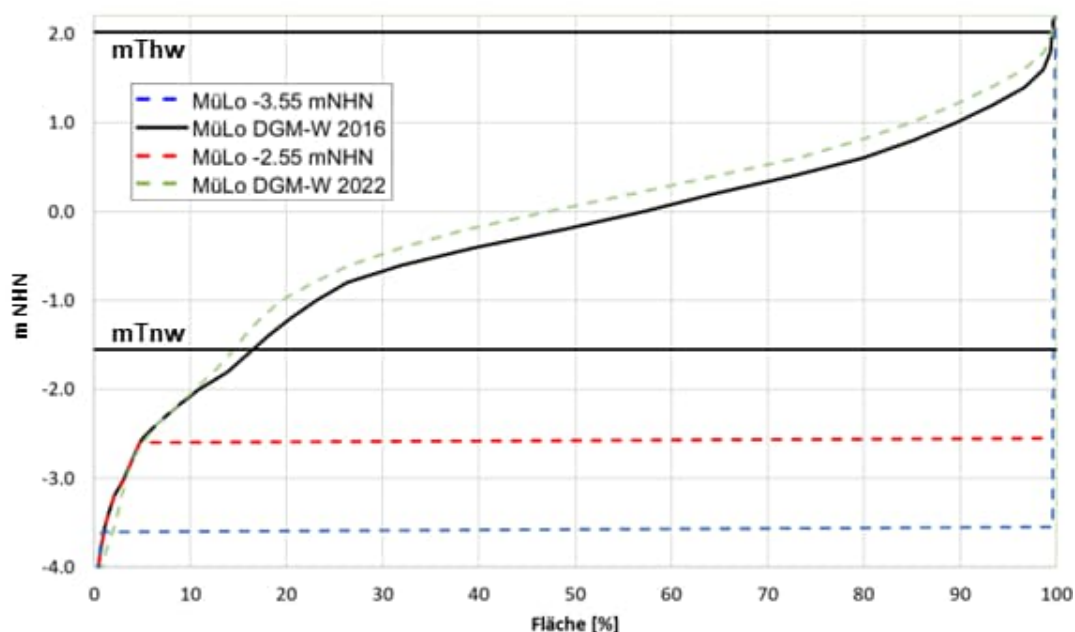


Abbildung 44: Hypsometrische Kurve des Mühlenberger Lochs in den verschiedenen untersuchten Varianten

Tabelle 3: Volumendifferenzen der gerechneten Szenarien im Mühlenberger Loch

	Differenz Sediment- volumen zum DGM-W 2016	Differenz Tidevolumen zum DGM-W 2016
DGM-W 2022	+0,9 Mio. m ³	-0,9 Mio. m ³
DGM-W 2016 -2,55 mNHN	-11,5 Mio. m ³	+6,9 Mio. m ³
DGM-W 2016 -3,55 mNHN	-16,5 Mio. m ³	+6,9 Mio. m ³

Das zusätzliche Tidevolumen durch die Vertiefung des Mühlenberger Lochs bewirkt eine Absenkung des Tidehochwassers um etwa 1 bis knapp 2 cm in weiten Teilen der Tideelbe

(Abbildung 45). Die Absenkung des Tidehochwassers erstreckt sich von stromauf Bunthaus bis stromab von Brunsbüttel. Der Verlust von Tidevolumen im DGM-W 2022 führt umgekehrt zu einem Ansteigen des Tidehochwassers, ebenfalls über fast die gesamte Länge der Tideelbe. Aufgrund der geringeren Differenz im Tidevolumen gegenüber dem Basisszenario sind die Differenzen mit < 1cm jedoch deutlich geringer.

Das Tideniedrigwasser wird durch das zusätzliche Tidevolumen insbesondere im Bereich um Seemannshöft gestützt (Abbildung 46). Zwischen Elbe-km 615 und 650 erhöht sich das Tideniedrigwasser um etwa 4-5 cm gegenüber dem Basisszenario. Der Verlust von Tidevolumen im DGM-W 2022 bewirkt umgekehrt ein Absinken des Tideniedrigwassers (< 1cm) im Vergleich zum Basisszenario.

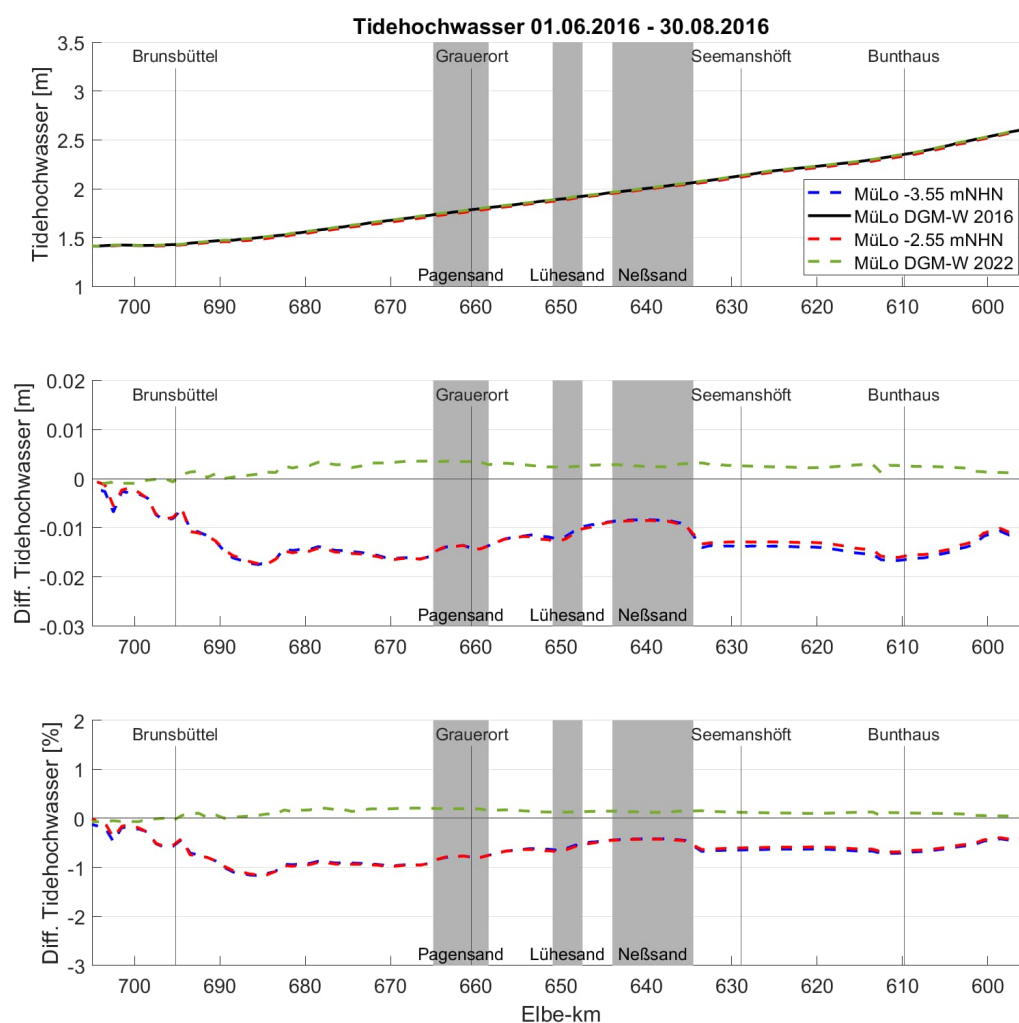


Abbildung 45: Mittleres Tidehochwasser zwischen dem 01.06.2016 und 30.08.2016 im Längsverlauf der Tideelbe entlang der Fahrrinne durch die Norderelbe mit verschiedenen Bathymetrien im Bereich des Mühlenberger Lochs: -3,55 mNHN (blaue Linie), DGM-W 2016 (schwarze Linie), -2,55 mNHN (rote Linie), DGM-W 2022 (grüne Linie)

Entsprechend den Entwicklungen des Tidehoch- bzw. Tideniedrigwasser senkt sich der Tidehub durch das zusätzliche Tidevolumen (Abbildung 47) um bis zu knapp 6 cm zwischen Bunthaus und Seemannshöft. Die beiden Szenarien mit der Bathymetrie bei -2,55 mNHN und -3,55 mNHN

unterschieden sich hierbei kaum, was daran liegt, dass durch die zusätzliche Vertiefung auf -3,55 mNHN kein zusätzliches Tidevolumen geschaffen wird.

Der Verlust von Tidevolumen im DGM-W 2022 führt entsprechend zu einem höheren Tidehub (< 1 cm) gegenüber dem DGM-W2016.

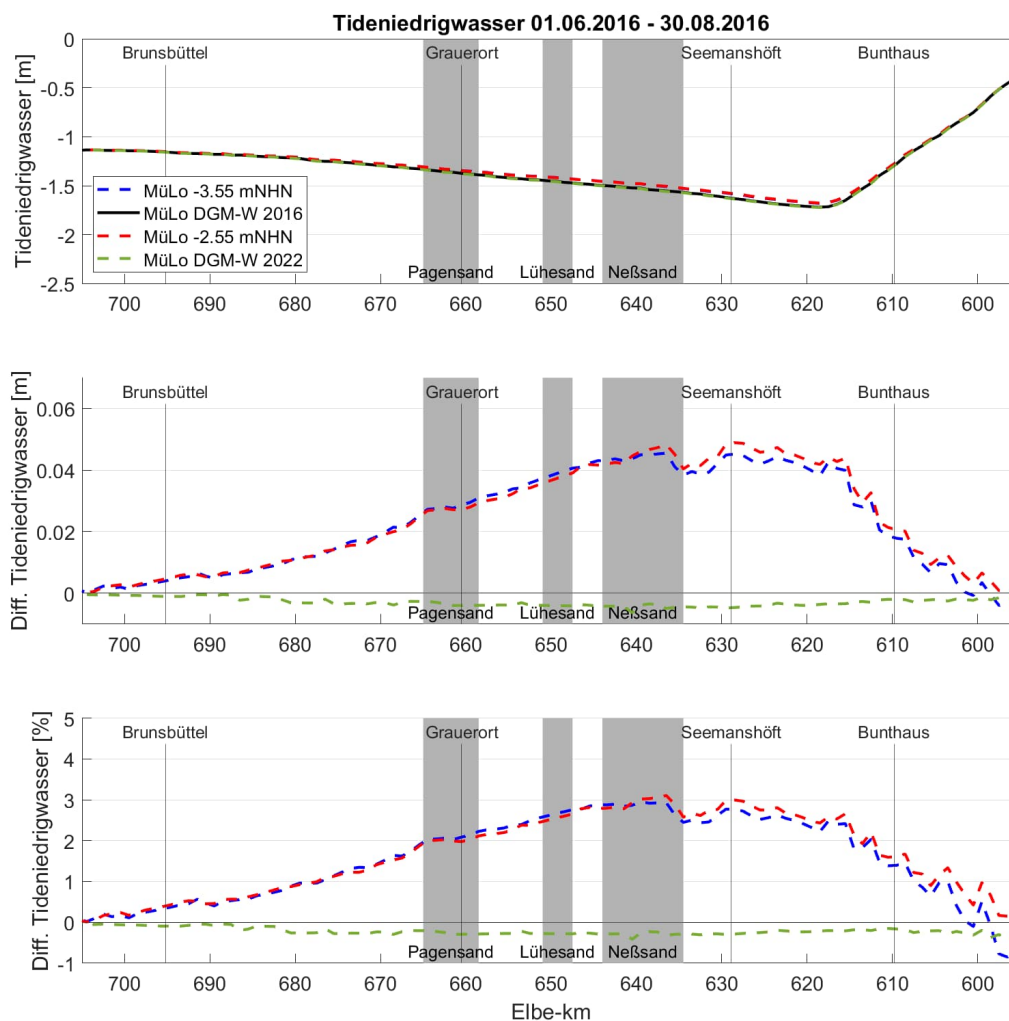


Abbildung 46: Mittleres Tideniedrigwasser zwischen dem 01.06.2016 und 30.08.2016 im Längsverlauf der Tideelbe entlang der Fahrinne durch die Norderelbe mit verschiedenen Bathymetrien im Bereich des Mühlenberger Lochs: -3,55 mNHN (blaue Linie), DGM-W 2016 (schwarze Linie), -2,55 mNHN (rote Linie), DGM-W 2022 (grüne Linie)

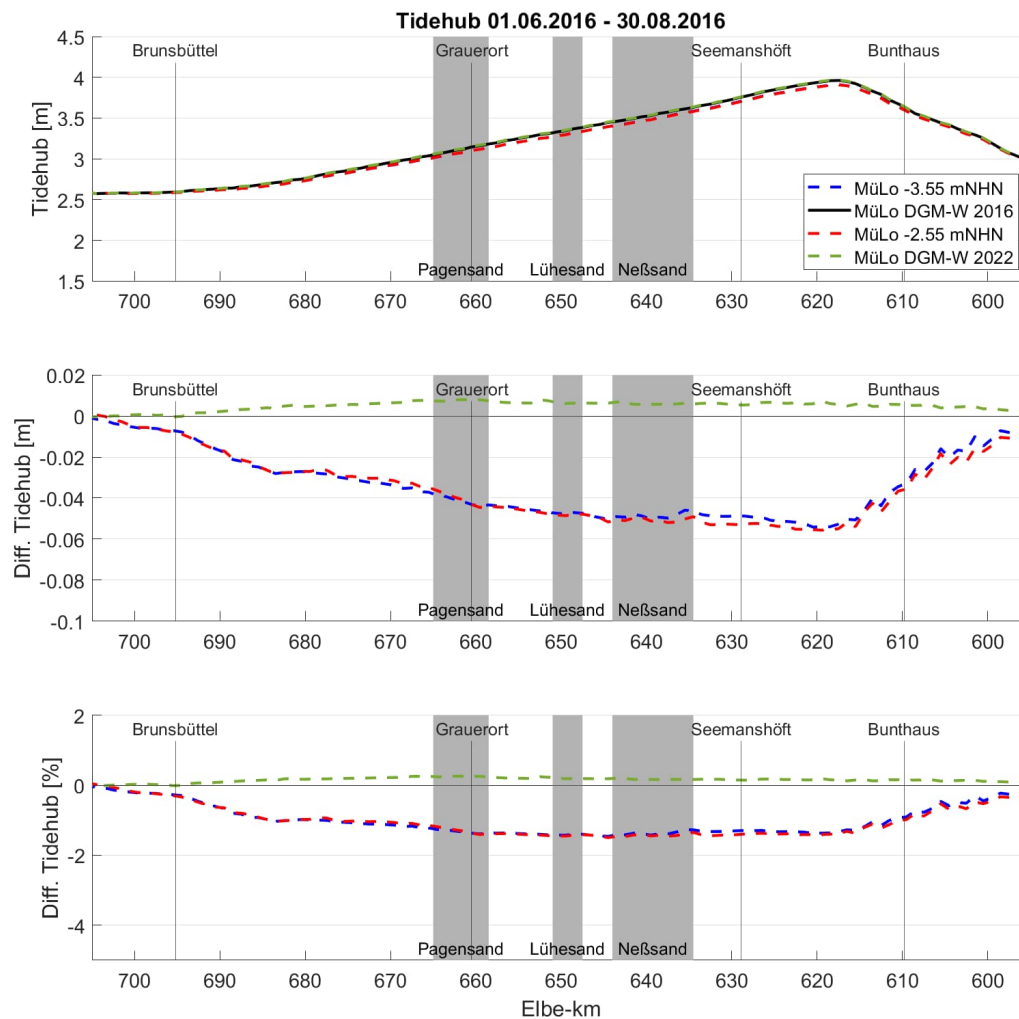


Abbildung 47: Mittlerer Tidehub zwischen dem 01.06.2016 und 30.08.2016 im Längsverlauf der Tideelbe entlang der Fahrrinne durch die Norderelbe mit verschiedenen Bathymetrien im Bereich des Mühlenberger Lochs: -3,55 mNHN (blaue Linie), DGM-W 2016 (schwarze Linie), -2,55 mNHN (rote Linie), DGM-W 2022 (grüne Linie)

Das größere Tidevolumen, das durch die Vertiefung des Mühlenberger Lochs zur Verfügung steht, führt punktuell zu einer markanten Zunahme der Flutstromgeschwindigkeit auf Höhe des Mühlenberger Lochs um etwa 4 cm/s (Abbildung 48). Stromab wird diese Zunahme mit zunehmender Entfernung zum Mühlenberger Loch geringer, bis sie stromab von Elbe-km 675 in eine geringe Abnahme der Flutstromgeschwindigkeit (<1 cm) übergeht. Stromauf des Mühlenberger Lochs nimmt die Flutstromgeschwindigkeit punktuell um etwa 3 cm/s ab und nimmt dann stromauf von Seemannshöft gegenüber dem Basisszenario mit deutlich weniger als 1 cm/s sehr geringfügig zu. Aufgrund der relativ geringen Abnahme des Tidevolumens verändert sich die Flutstromgeschwindigkeit durch die Verlandung des Mühlenberger Lochs nur lokal sehr begrenzt im Bereich des Mühlenberger Lochs (-3 cm/s).

Für die Veränderung der Ebbstromgeschwindigkeit stellt sich grundsätzlich ein ähnliches Muster ein. Stromab des Mühlenberger Lochs kommt es durch die Vertiefung zu einer lokalen Zunahme der Ebbstromgeschwindigkeit gegenüber dem Basisszenario die mit

zunehmender Entfernung abnimmt (Abbildung 49). Stromab von Elbe-km 680 tritt praktisch keine Veränderung der Ebbstromgeschwindigkeit mehr auf. Stromauf vom Mühlenberger Loch führt die Vertiefung zu einer Abnahme der Ebbstromgeschwindigkeit von, lokal sehr begrenzt, etwa 3 cm/s. Weiter stromauf wird diese Abnahme geringer, bis sie stromauf von Bunthaus Null wird. Die Abnahme des Tidevolumens durch Verlandung führt zu einer lokal begrenzten Abnahme der Ebbstromgeschwindigkeit von etwa 3 cm/s im Bereich des Mühlenberger Lochs.

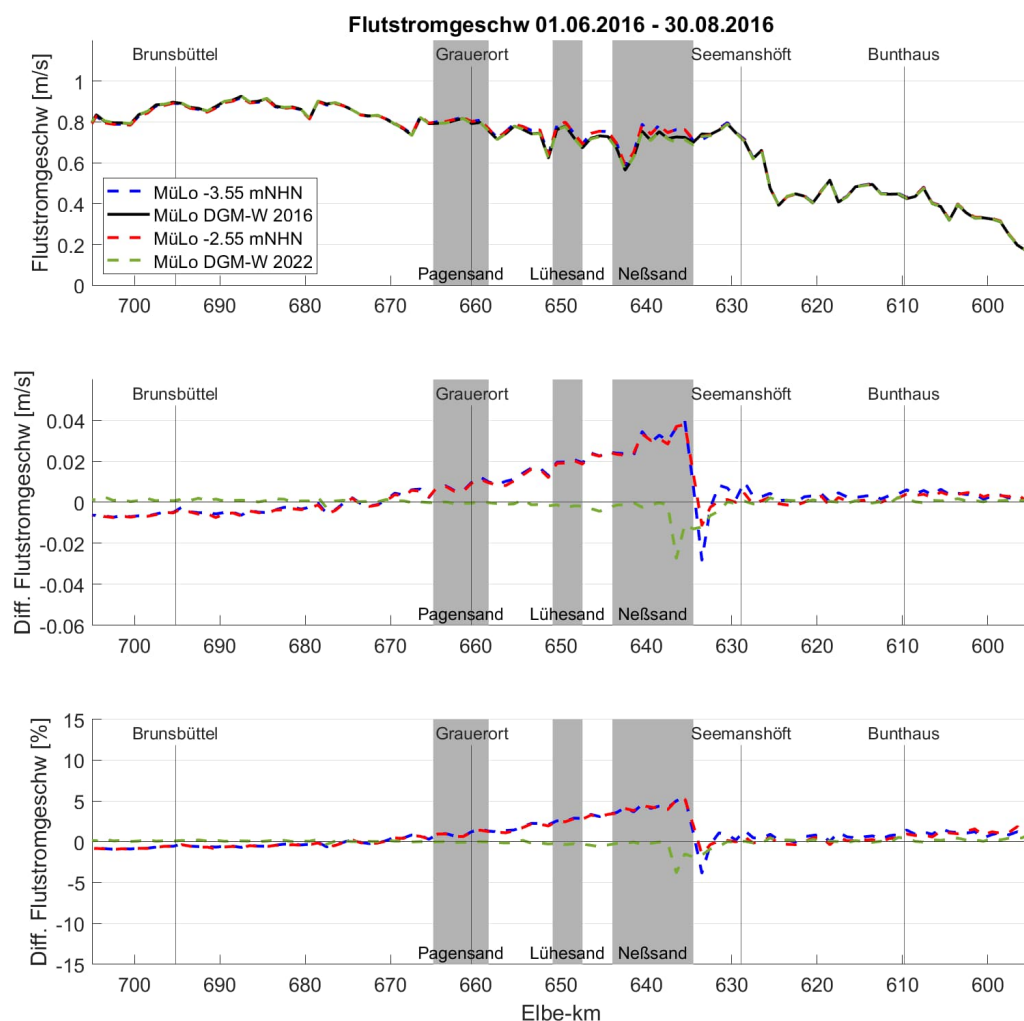


Abbildung 48: Mittlere Flutstromgeschwindigkeit zwischen dem 01.06.2016 und 30.08.2016 im Längsverlauf der Tideelbe entlang der Fahrrinne durch die Norderelbe mit verschiedenen Bathymetrien im Bereich des Mühlenberger Lochs: -3,55 mNHN (blaue Linie), DGM-W 2016 (schwarze Linie), -2,55 mNHN (rote Linie), DGM-W 2022 (grüne Linie)

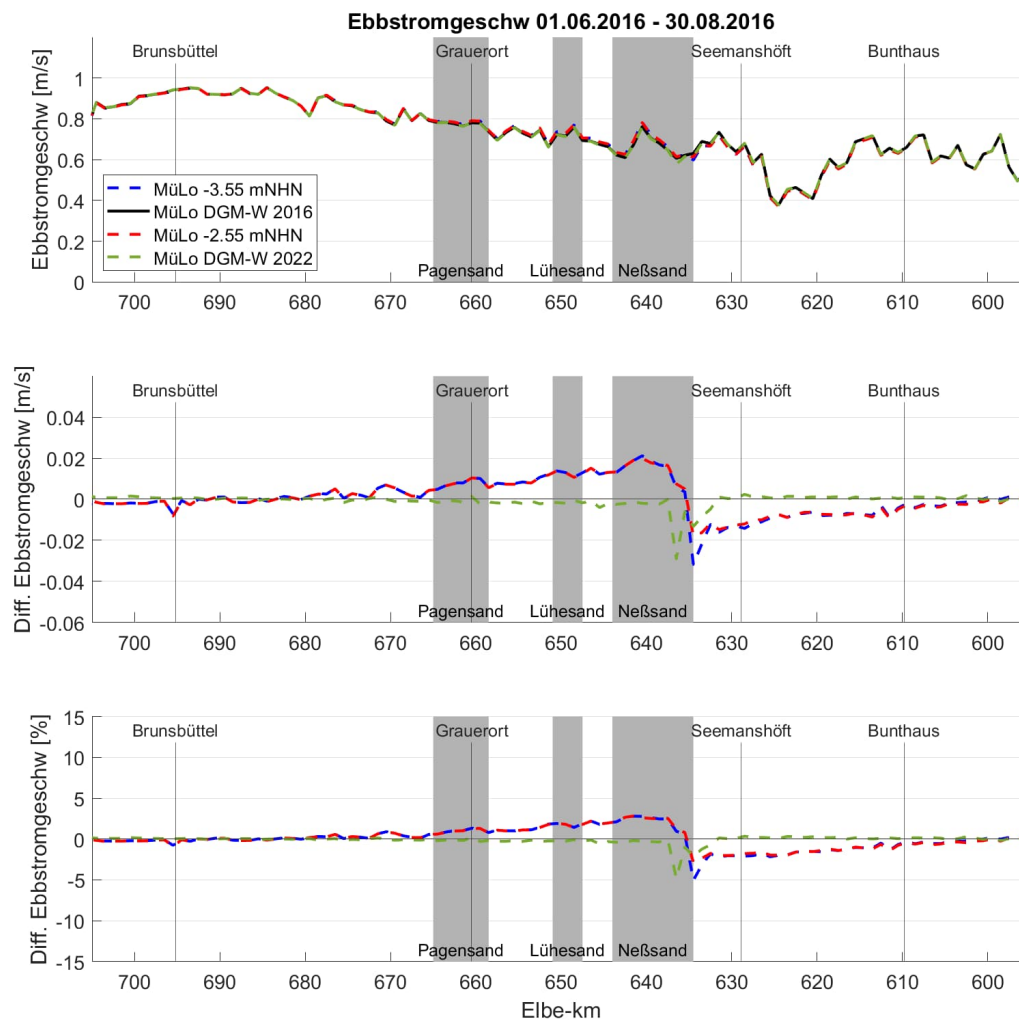


Abbildung 49: Mittlere Ebbstromgeschwindigkeit zwischen dem 01.06.2016 und 30.08.2016 im Längsverlauf der Tideelbe entlang der Fahrrinne durch die Norderelbe mit verschiedenen Bathymetrien im Bereich des Mühlenberger Lochs: -3,55 mNHN (blaue Linie), DGM-W 2016 (schwarze Linie), -2,55 mNHN (rote Linie), DGM-W 2022 (grüne Linie)

Die Veränderungen der Strömungsgeschwindigkeiten führen auch zu einem veränderten Flut- zu Ebbstromverhältnis (Abbildung 50). Die Vertiefung führt lokal im Bereich des Mühlenberger Lochs zu einer Zunahme von etwa 0,06. Stromab fällt das Flut- zu Ebbstromverhältnis rasch auf etwa 0,01 und kehrt sich stromab von Elbe-km in den sehr gering negativen Bereich. Stromauf des Mühlenberger Lochs pendelt sich das Flut- zu Ebbstromverhältnis bei Seemannshöft bei einer Zunahme von 0,025 gegenüber dem Basisszenario ein und nimmt nach stromauf kontinuierlich ab. Die Verlandung des Mühlenberger Lochs führt zu praktisch keinen Veränderungen des Flut- zu Ebbstromverhältnis.

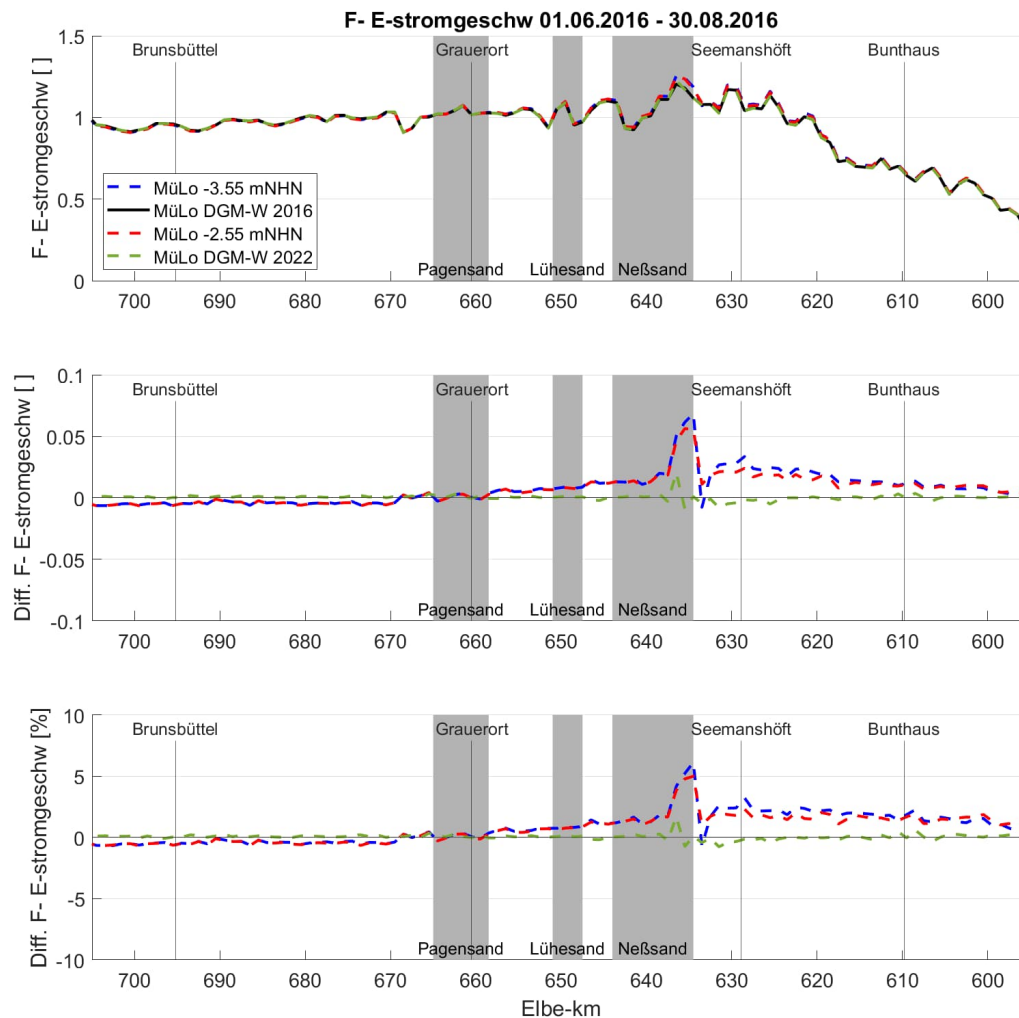


Abbildung 50: Mittleres Flut- zu Ebbsstromverhältnis zwischen dem 01.06.2016 und 30.08.2016 im Längsverlauf der Tideelbe entlang der Fahrrinne durch die Norderelbe mit verschiedenen Bathymetrien im Bereich des Mühlenberger Lochs: -3,55 mNHN (blaue Linie), DGM-W 2016 (schwarze Linie), -2,55 mNHN (rote Linie), DGM-W 2022 (grüne Linie)

Die Vertiefung des Mühlenberger Lochs führt zu einer markanten, lokal begrenzten Abnahme der residualen Strömungsgeschwindigkeit im Bereich der Maßnahme von etwa 2 cm/s (Abbildung 51). Stromab des Mühlenberger Lochs nimmt die residuale Strömung sehr geringfügig im Vergleich zum Basisszenario zu ($< 1\text{cm/s}$). Die Verlandung des Mühlenberger Lochs führt ebenfalls nur zu geringen Änderungen der residualen Tidestromgeschwindigkeit ($< 1\text{ cm/s}$).

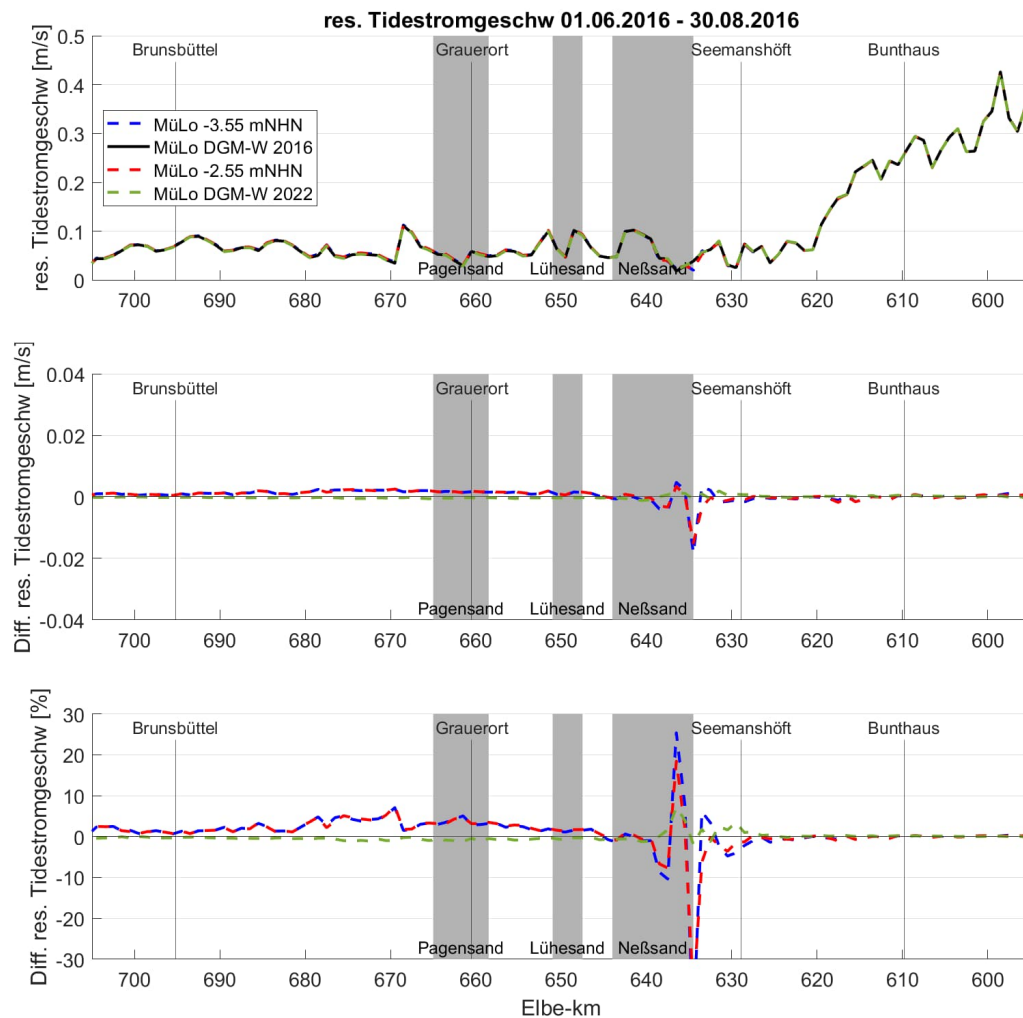


Abbildung 51: Mittlere residuale Tidestromgeschwindigkeit zwischen dem 01.06.2016 und 30.08.2016 im Längsverlauf der Tideelbe entlang der Fahrrinne durch die Norderelbe mit verschiedenen Bathymetrien im Bereich des Mühlenberger Lochs: - 3,55 mNHN (blaue Linie), DGM-W 2016 (schwarze Linie), -2,55 mNHN (rote Linie), DGM-W 2022 (grüne Linie)

Die Vertiefung des Mühlenberger Lochs führt zu einer Aufweitung des Fließquerschnitts, was, zumindest lokal, die residuale Tidestromgeschwindigkeit herabsetzt und damit den stromab gerichteten Transport verlangsamt. Als direkte Folge des verlangsamteten Transportes steigt im Bereich des Mühlenberger Lochs das Wasseralter um knapp 0,8 Tage (8%, Vertiefung auf -3,5 mNHN) bzw. um 0,6 Tage (6%, Vertiefung auf -2,5 mNHN) an (Abbildung 52). Im weiteren Fließverlauf mischt sich dieser „ältere“ Wasserkörper aus dem Mühlenberger Loch in den Wasserkörper des Fahrwassers ein, was die Differenz des Wasseralters zwischen dem Basisszenario und den Szenarien mit vertieftem Mühlenberger Loch verkleinert. Ab etwa Grauerort führt die Vertiefung auf -3,5 mNHN zu einer relativ konstanten Erhöhung des Wasseralters von etwa 0,3 Tagen, bei einer Vertiefung von -2,5 mNHN zu einer Erhöhung von etwa 0,2 Tagen. Der Verlandung des Mühlenberger Lochs führt zu einer lokalen Verminderung des Wasseralters um weniger als 0,1 Tagen.

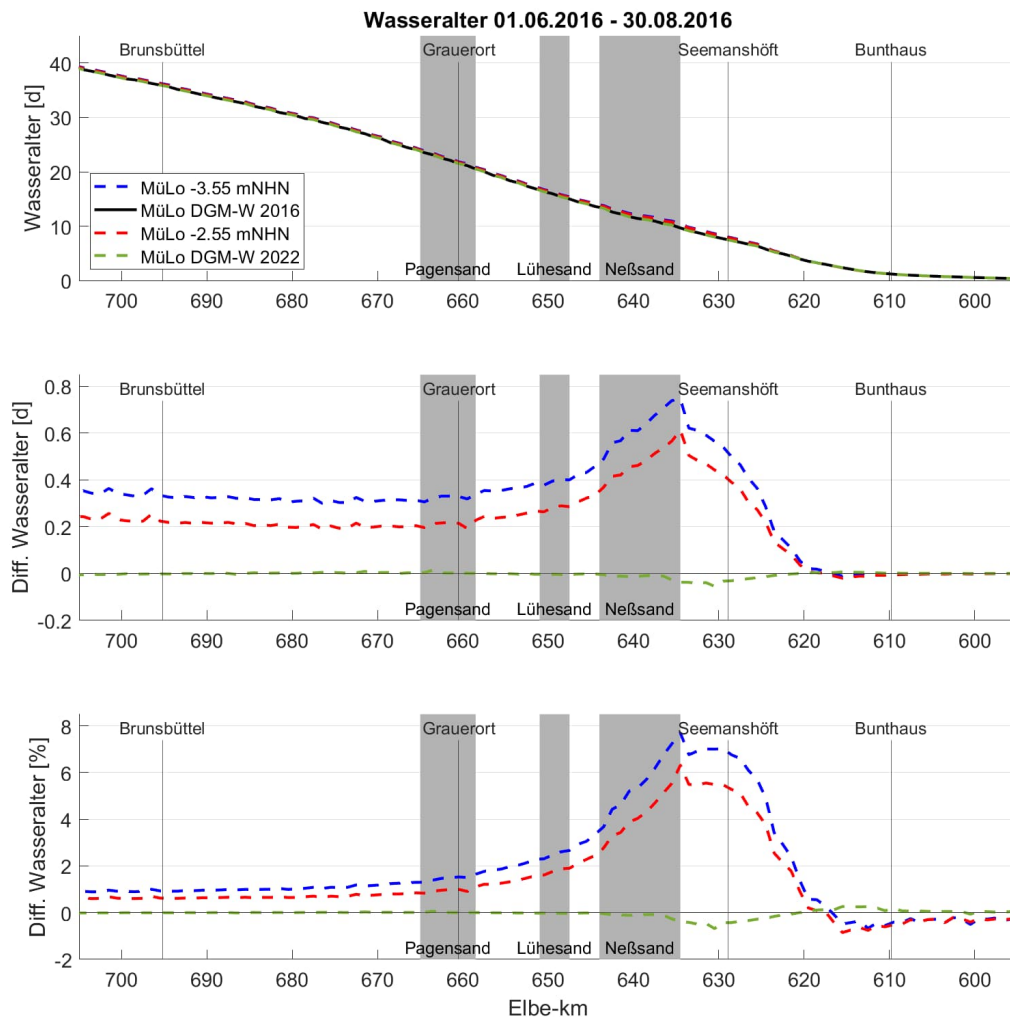


Abbildung 52: Mittleres Wasseralter zwischen dem 01.06.2016 und 30.08.2016 im Längsverlauf der Tideelbe entlang der Fahrrinne durch die Norderelbe mit verschiedenen Bathymetrien im Bereich des Mühlenberger Lochs: -3,55 mNHN (blaue Linie), DGM-W 2016 (schwarze Linie), -2,55 mNHN (rote Linie), DGM-W 2022 (grüne Linie)

Der Sauerstoffgehalt nimmt infolge der Vertiefung des Mühlenberger Lochs um etwas mehr als 0,1 mg/l (etwa 2,5%) bei Elbe-km 641 gegenüber dem Basisszenario zu (Abbildung 53). Weiter stromab nimmt die Differenz kontinuierlich auf fast Null stromab von Brunsbüttel ab. Die Zunahme des Sauerstoffgehalts lässt sich direkt auf die Vertiefung des Mühlenberger Lochs zurückführen und die damit verbundene Erhöhung der spezifischen Oberfläche (Abbildung 54). Die Vertiefung des Mühlenberger Lochs auf -3,55 mNHN vergrößert die spezifische Oberfläche auf Höhe des Mühlenberger Lochs um etwa 0,1 m²/m³ auf etwa 0,16 m²/m³. Aufgrund der geringeren Tiefe erhöht die Vertiefung auf -2,55 mNHN die spezifische Oberfläche um etwa 0,13 m²/m³ auf knapp 0,2 m²/m³. Die etwas günstigere spezifische Oberfläche bei der geringeren Vertiefung des Mühlenberger Lochs zeigt sich in der besseren Belüftung und damit einem geringfügig höheren Sauerstoffgehalt im Bereich Seemannshöft (Abbildung 53). Bei einem mittleren Tidehochwasser von 2,02 m (Pegel Blankenese) ergibt sich eine Wassersäule von 5,57 m bei der Ausbaggerungsvariante von -3,55 mNHN und eine Wassersäule von 2,0 m bei Niedrigwasser (mTnw: 1,55m). Für die Ausbaggerungsvariante auf -2,55 mNHN ergeben sich entsprechend 1

Meter geringere Wassersäulen. Da die Wiederbelüftungsrate exponentiell mit der Wassertiefe abnimmt (Deltares, 2019a), wirkt sich diese Tiefendifferenz sehr deutlich aus. Abbildung 55 zeigt exemplarisch, wie sich die Wiederbelüftungsrate bei sommerlichen Bedingungen im Mühlenberger Loch (Windgeschwindigkeit: 4,5 m/s, Fließgeschwindigkeit: 0,2 m/s, Wassertemperatur: 21 °C, Sauerstoffkonzentration: 5,5 mg/l) mit der Tiefe ändert: Für die Wassertiefen bei Tidehochwasser unterscheiden sich die Wiederbelüftungsrate nur geringfügig, bei Tideniedrigwasser ergibt sich jedoch eine Wiederbelüftungsrate von etwa $14 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ für die Variante -2,55 mNHN und etwa $6,1 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ für die Variante -3,55 mNHN.

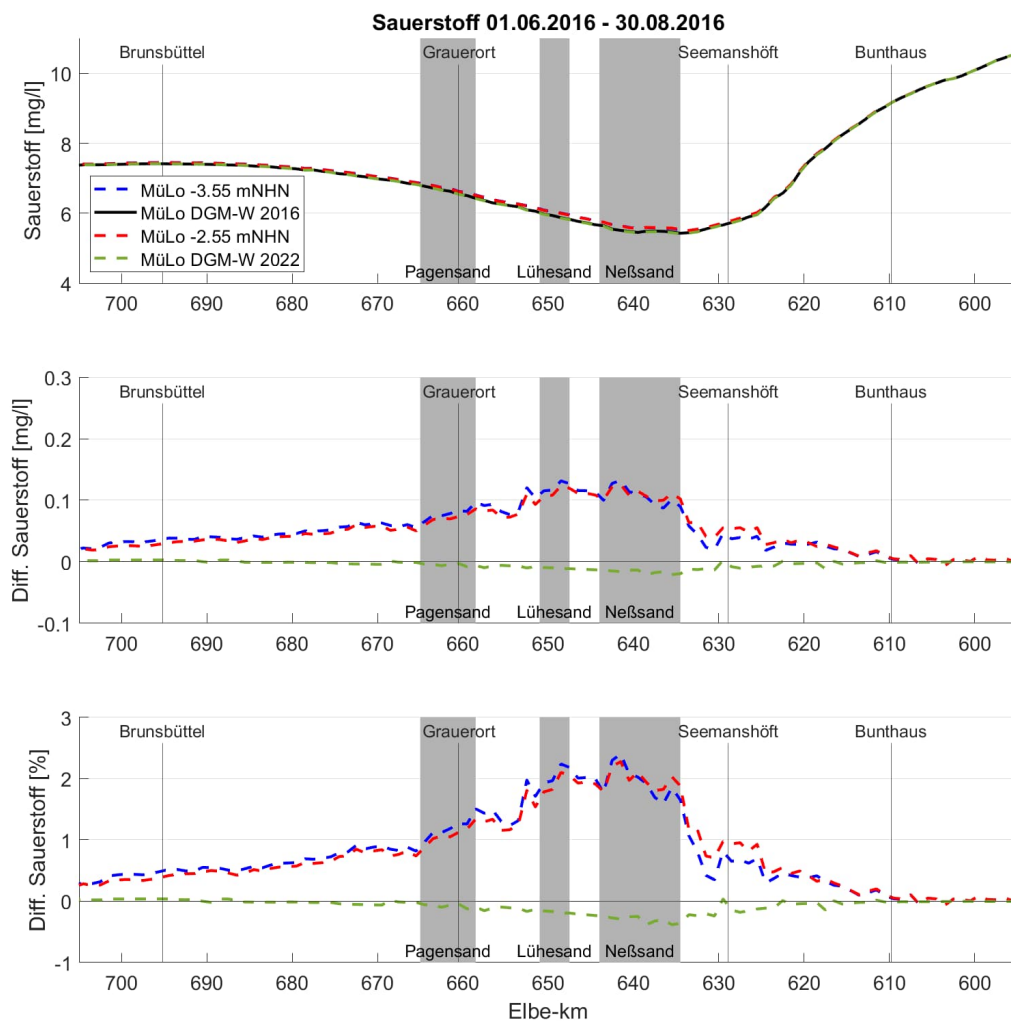


Abbildung 53: Mittlerer Sauerstoffgehalt zwischen dem 01.06.2016 und 30.08.2016 im Längsverlauf der Tideelbe entlang der Fahrrinne durch die Norderelbe mit verschiedenen Bathymetrien im Bereich des Mühlenberger Lochs: -3,55 mNHN (blaue Linie), DGM-W 2016 (schwarze Linie), -2,55 mNHN (rote Linie), DGM-W 2022 (grüne Linie)

Umgekehrt führt der Verlust von Flachwasserbereichen durch Verlandung zu einer Abnahme des Sauerstoffgehalts (Abbildung 53). Trotz der großen Fläche des Mühlenberger Lochs wirkt sich der

Flächen- und Volumenverlust im DGM-W 2022 gegenüber dem DGM-W 2016 mit einer Abnahme von weniger als 0,1 mg/l Sauerstoff relativ gering aus.

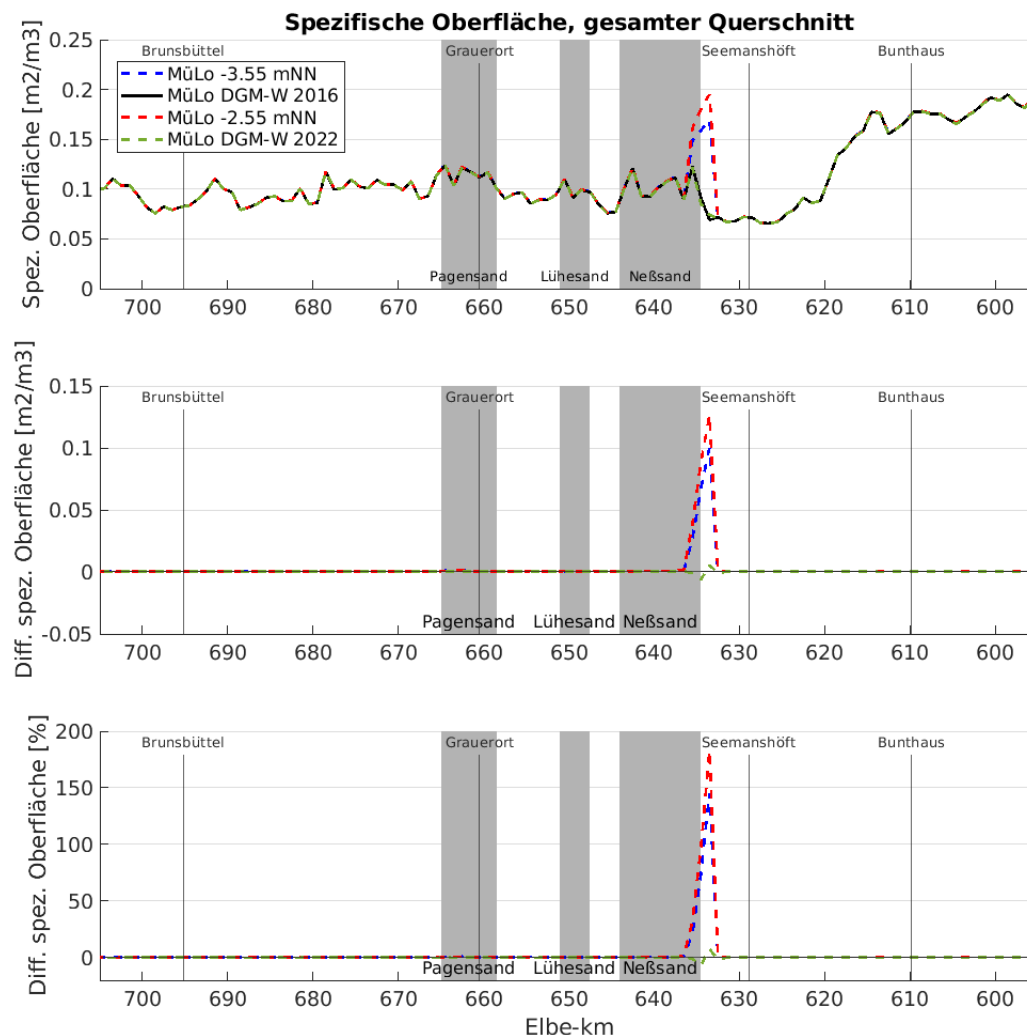


Abbildung 54: Spezifische Oberfläche im Längsverlauf der Tideelbe entlang der Fahrrinne durch die Norderelbe mit verschiedenen Bathymetrien im Bereich des Mühlenberger Lochs: -3,55 mNHN (blaue Linie), DGM-W 2016 (schwarze Linie), -2,55 mNHN (rote Linie), DGM-W 2022 (grüne Linie)

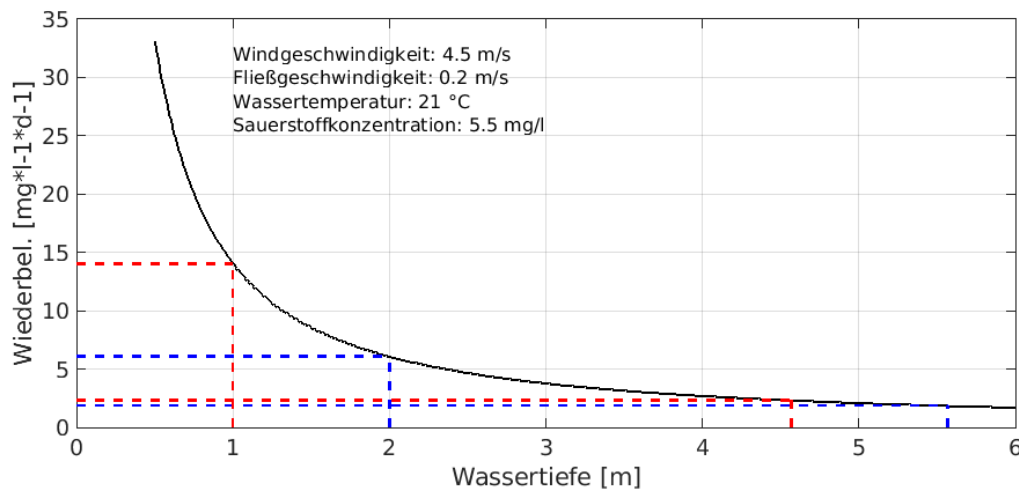


Abbildung 55: Wiederbelüftungsrate in Abhängigkeit von der Wassertiefe für eine sommerliche Situation im Mühlenberger Loch (schwarze Linie). Die roten Linien zeigen die Wassertiefe und die zugehörigen Wiederbelüftungsrate bei Hoch- und Niedrigwasser für die Ausbaggerungsvariante auf -2,55 mNHN, die blaue Linie zeigt die entsprechenden Werte für die Ausbaggerungsvariante auf -3,55 mNHN

Um den Nutzen von Flachwasserbereichen auf die gesamte Breite der Tideelbe besser einordnen zu können, ist es wichtig, das Volumen der jeweiligen Flachwasserbereiche in Relation zum Volumen des gesamten Fließquerschnitts zu setzen. Abbildung 57 zeigt das Volumen der Tideelbe über den gesamten Querschnitt der Tideelbe aggregiert in etwa 1 km Abschnitte (Abbildung 56). Durch die kontinuierliche Aufweitung des Ästuars in Richtung Küste nimmt auch das Volumen zu. Bei Seemannshöft beträgt das Volumen etwa 10 Mio. m³, bei Grauerort etwa 20 Mio. m³ und stromab von Brunsbüttel etwa 30 Mio. m³. In den flachen Seitenbereichen der Tideelbe beträgt das Volumen bei Seemannshöft etwa 3 Mio. m³ und schwankt weiter stromab zwischen etwa 1 und 5 Mio. m³ (Abbildung 58). Durch die Vertiefung des Mühlenberger Lochs nimmt das Volumen in diesem Bereich um etwa 4,5 Mio. m³ (Vertiefung auf -2,55 mNHN), bzw. 7 Mio. m³ (Vertiefung auf -3,55 mNHN) zu. Selbst bei der Vertiefung des Mühlenberger Lochs auf -3,55 mNHN ist das Volumen der Fahrrinne in diesem Bereich also immer noch mehr als 4 mal so groß als das Volumen des Mühlenberger Lochs. Jegliche Verbesserungen des Sauerstoffgehalts in diesem Bereich verdünnen sich beim Einmischen in den Wasserkörper der Fahrrinne damit sehr stark und verschleiern so auch den Mehrwert dieser Gebiete. Auch die Flachwasserbereiche bei zum Beispiel Lühesand und Pagensand begünstigen die Wiederbelüftung und damit den Sauerstoffgehalt in der Tideelbe. Aufgrund der in diesen Bereichen noch größeren Volumendifferenz zwischen Fahrrinne und Flachwasserbereich (Abbildung 57 und Abbildung 58) ist dies jedoch im Fahrrinnenbereich nicht sichtbar (Abbildung 53).

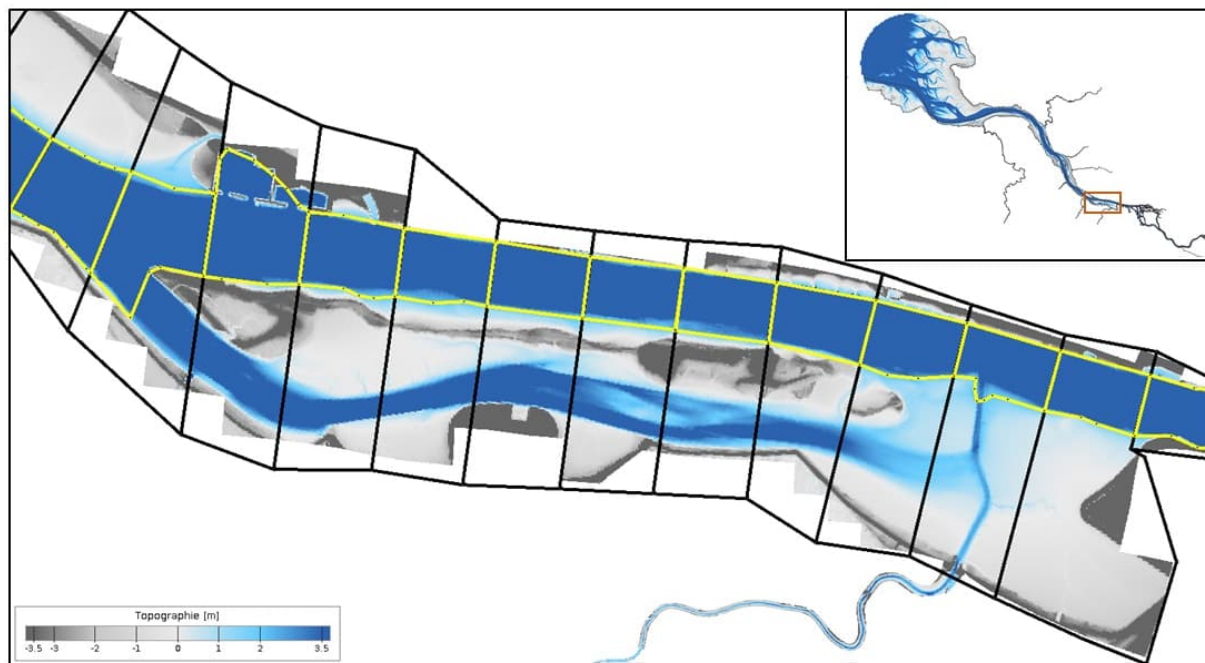


Abbildung 56: Aggregationspolygone entlang der Elbe zur Berechnung des Wasservolumens, schwarz: gesamter Querschnitt, gelb: Fahrrinne tiefer 2.0m

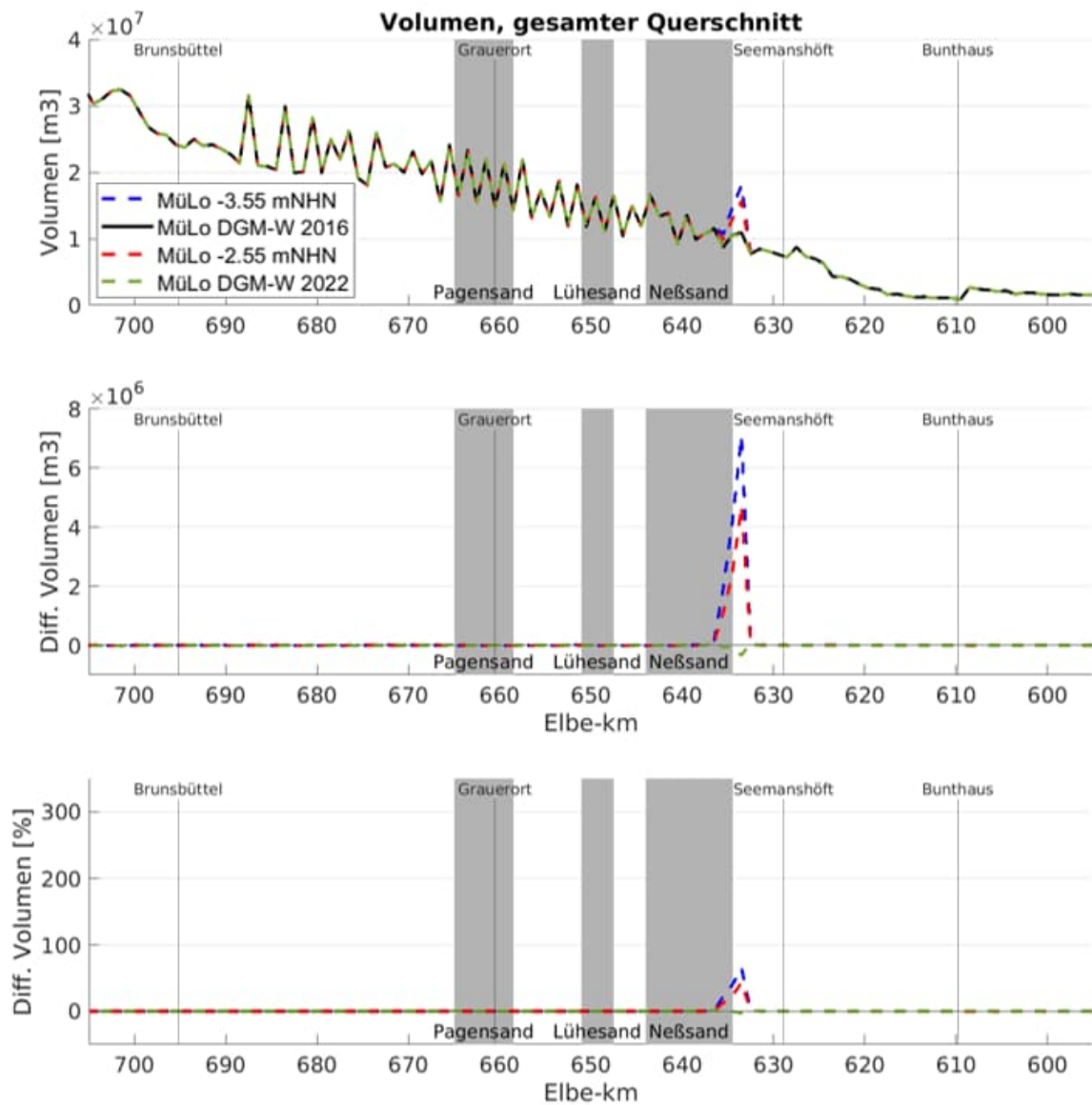


Abbildung 57: Wasservolumen in den Aggregationspolygonen (Abbildung 56) über den gesamten Fließquerschnitt der Tideelbe: -3,55 mNHN (blaue Linie), DGM-W 2016 (schwarze Linie), -2,55 mNHN (rote Linie), DGM-W 2022 (grüne Linie)

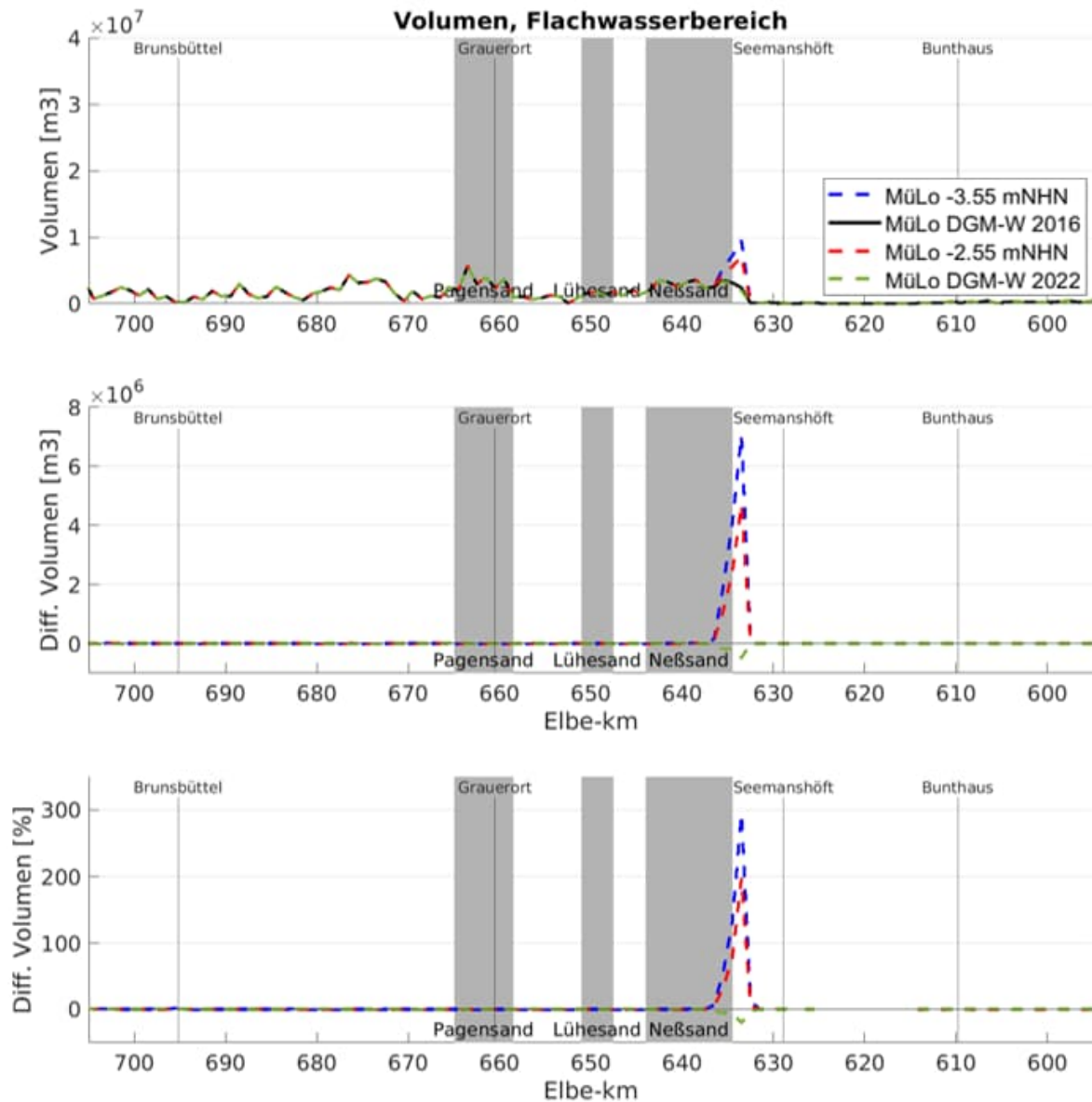


Abbildung 58: Wasservolumen in den Aggregationspolygonen (Abbildung 56) in den seitlichen Flachwasserbereichen der Tideelbe: -3,55 mNHN (blaue Linie), DGM-W 2016 (schwarze Linie), -2,55 mNHN (rote Linie), DGM-W 2022 (grüne Linie)

5.5 Lichtmessungen

Insgesamt wurden im Juli 2024 48 Lichtprofile zwischen Bunthaus und der Tideelbe auf Höhe des Kraftwerks Wedel gemessen. Abbildung 59 zeigt exemplarisch 4 Messungen aus der Norderelbe und der Stromelbe bei Wedel. Die blaue Linie zeigt jeweils den gemessenen photosynthetisch aktiven Teil der Globalstrahlung (Photosynthetic Active Radiation (PAR), 400 – 700 nm) in Abhängigkeit von der Tiefe, die schwarze Linie zeigt die jeweils gefitteten Kurvenverläufe. Die

euphotische Tiefe beschreibt die Tiefe, in der nur noch 1% Prozent der Oberflächenstrahlung ankommt, unterhalb dieser Tiefe ist in der Regel keine Primärproduktion mehr möglich. Die Messungen zeigen, wie mit zunehmender SPM Konzentration im Fließverlauf der Tideelbe (Abbildung 60) die euphotische Tiefe abnimmt. Bei Bunthaus und auf Höhe der Billwerder Bucht beträgt die euphotische Tiefe 1,54m bzw. 1,62m (Abbildung 61, obere Reihe). Auf Höhe des Sandtorhöfts und des Kraftwerks Wedel nimmt die euphotische Tiefe auf 1,11 m bzw. 1,12 m ab (Abbildung 61, untere Reihe).

Aus den einzelnen gefitteten Lichtprofilen wurde für die Bestimmung des Extinktionskoeffizienten k_d folgende Berechnungsformel gemittelt:

$$k_d = 0.097 \cdot \text{SPM}$$

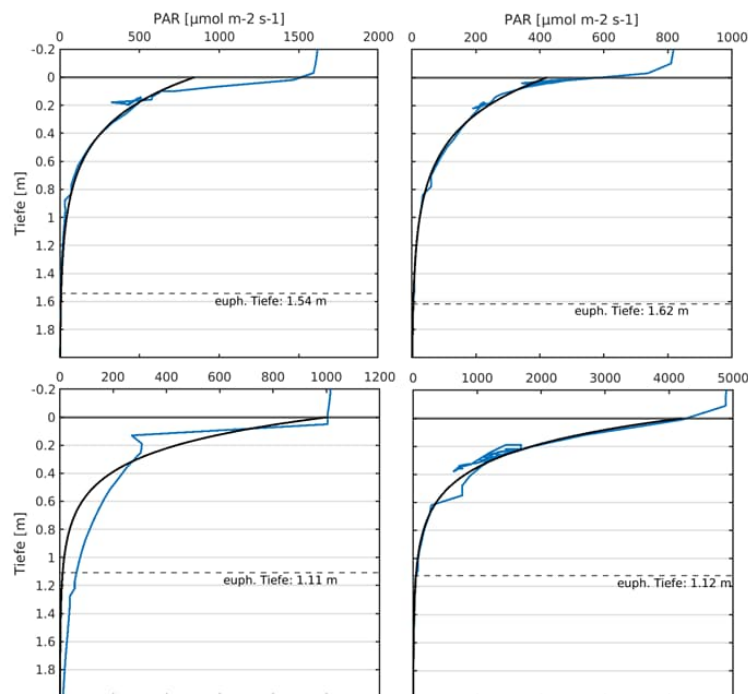


Abbildung 59: Lichtprofile in der Tideelbe. Die blauen Linien zeigen die Messungen, die schwarzen Linien zeigen jeweils das gefittete Lichtprofil. Oben links: Norderelbe bei Bunthaus, oben rechts: Norderelbe Einfahrt Billwerder Bucht, unten links: Norderelbe Sandtorhöft, unten rechts: Tideelbe bei Wedel

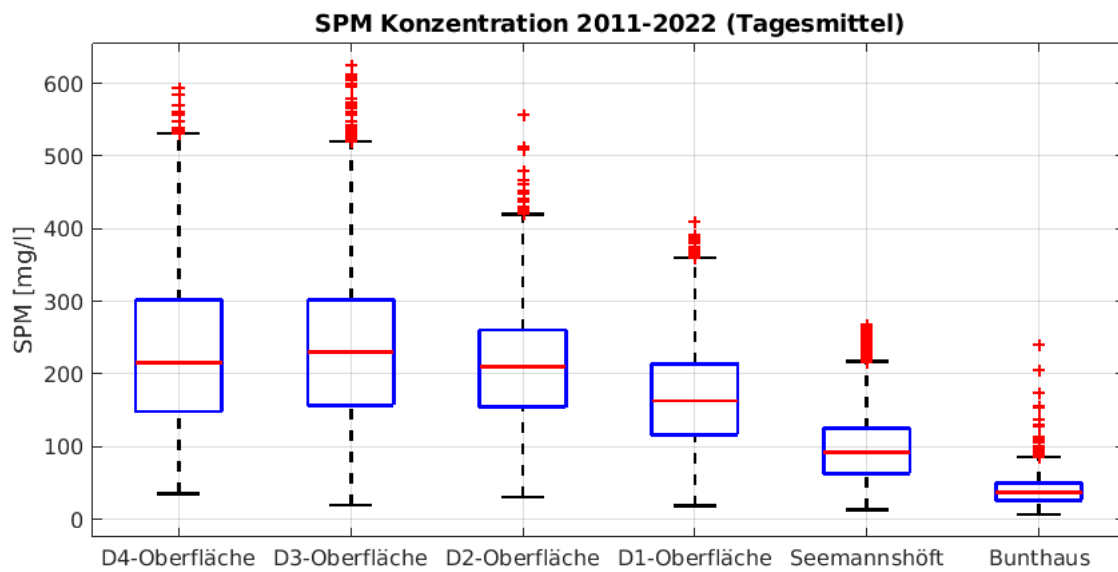


Abbildung 60: Mittlere sommerliche SPM Konzentration entlang der Tideelbe

Abbildung 61 zeigt, wie sich die verschiedenen Extinktionskoeffizienten auf die Berechnung der euphotischen Tiefe auswirken. Insbesondere bei SPM Konzentrationen unterhalb von 200 mg/l, wie sie in der Regel zwischen Bunthaus und Seemannshöft auftreten, unterscheiden sich die berechneten euphotischen Tiefen stark.

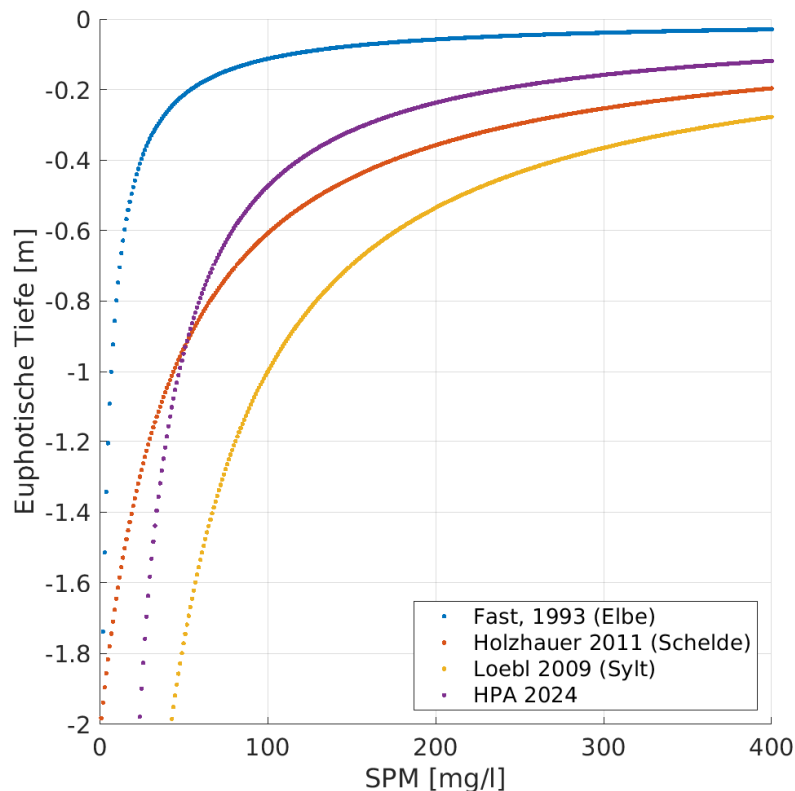


Abbildung 61: Euphotische Tiefe verschiedener Lichtmodelle in Abhängigkeit von der SPM-Konzentration

5.6 Einordnung der Ergebnisse

Die in der vorliegenden Studie gemachten Untersuchungen zeigen, wie der Sauerstoffgehalt in der Tideelbe von den verschiedenen Randbedingungen gesteuert und beeinflusst wird. Es zeigt sich jedoch auch, dass das System Tideelbe in sich sehr träge ist, und Änderungen des Sauerstoffgehalts aufgrund des großen Wasserkörpers der Fahrrinne nur in sehr begrenztem Maße möglich sind. Aufgrund der Tidedynamik und des Schwingungsverhaltens der Tideelbe sind alle Veränderungen, die in dieser Studie untersucht wurden, grundsätzlich ortsspezifisch und wirken sich nicht gleichmäßig auf die gesamte Tideelbe aus. Betrachtet man nur die Änderungen des Sauerstoffgehalts zwischen Hamburg und Wedel, wo sich das sommerliche Sauerstofftal am stärksten ausprägt, lassen sich die einzelnen Szenarien hinsichtlich ihrer Wirkung sortieren: Den größten Effekt, mit einer Abnahme des Sauerstoffgehalts von etwa 5%, zeigte die 10%-Erhöhung des partikulären organischen Kohlenstoffs bei Geesthacht. Die Erhöhung des Oberwasserabflusses um 10% bewirkte eine Erhöhung des Sauerstoffgehalts von etwa 1%. Die Erhöhung des Tidehubs um 10% wirkte sich mit einer Erhöhung des Sauerstoffgehalts von deutlich weniger als 1% nur sehr geringfügig aus.

Das systematische Versuchsdesign, bei dem immer ein Eingangsparameter um 10% verändert wird, lässt sich nicht exakt auf die Vertiefungen des Mühlenberger Lochs anpassen. Eine Vertiefung in diesem Bereich auf -2,5 mNHN (1 Meter unter mTnw) verbesserte den

Sauerstoffgehalt jedoch um 2%. Eine weitere Vertiefung auf -3,5 mNHN ergab keine weitere Verbesserung, da die Wiederbelüftung in dem tieferen Wasserkörper weniger effizient wirkt. Der Verlust von Flachwasserbereichen durch das Aufwachsen der Watten führte zu einer geringen Abnahme des Sauerstoffgehalts von <1%.

Wichtig ist, dass die Änderung des Oberwasserabflusses (5.1) oder des Tidehubs (5.2) an sich im Wesentlichen zu einer räumlichen Verlagerung des Sauerstofftals führen. Eine grundsätzliche Verbesserung oder Verschlechterung des Sauerstoffgehalts ist daraus erst einmal nicht abzuleiten. Dennoch zeigt die Erfahrung, dass ein niedriger Oberwasserabfluss mit niedrigen Sauerstoffgehalten einhergeht (Abbildung 62). Dies ist die Folge mehrerer Effekte, die ungünstig zusammenfallen: Zunächst einmal treten niedrige Abflüsse in der Regel im Sommer auf, das heißt die Wassertemperatur ist hoch, was rein physikalisch dazu führt, dass der Wasserkörper weniger Sauerstoff lösen kann und die Wiederbelüftungsrate sinkt. Weiterhin ist im Sommer die Algenkonzentration in der Mittelelbe hoch, was dann in der Tideelbe zu einer großen Menge mineralisierbarer Biomasse und entsprechend starker Sauerstoffzehrung führt. Der geringere Oberwasserabfluss bewirkt, dass der stromab gerichtete Transport langsamer wird und das Wasseralter steigt. Als Folge wird das Sauerstofftal räumlich kleiner und verschiebt sich nach stromauf. Ein sehr hoher sommerlicher Oberwasserabfluss verschiebt dagegen das Sauerstofftal nach stromab und zieht es gleichzeitig in die Länge. Diese grundsätzlichen Effekte lassen sich aus den Ergebnissen in Kapitel 5.1 ableiten und begründen. Einschränkend muss jedoch darauf hingewiesen werden, dass in der vorliegenden Untersuchung ausschließlich stationär mit festen Oberwasserabflüssen gerechnet wurde.

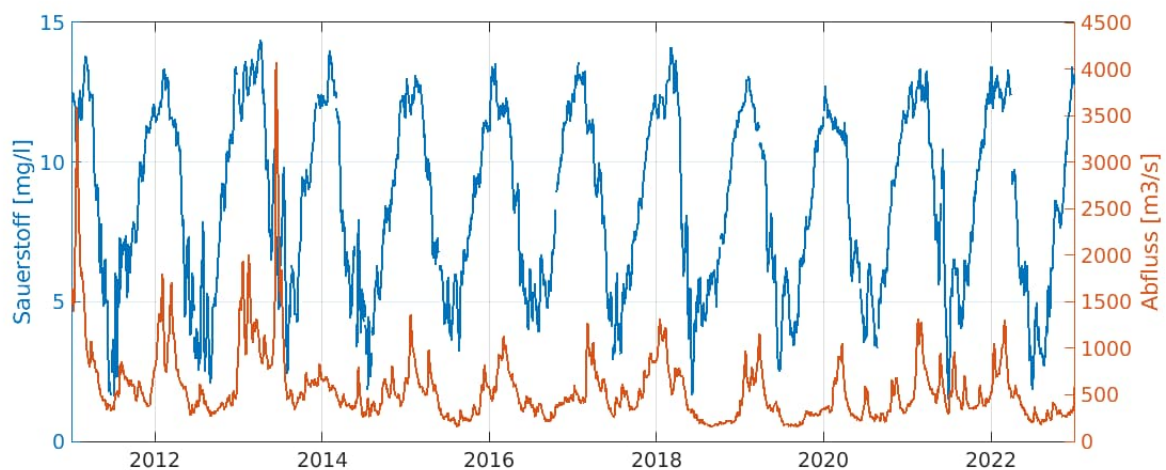


Abbildung 62: Sauerstoffgehalt an der Station Seemannshöft (blaue Linie) und Oberwasserabfluss am Pegel Neu Darchau (orange Linie) im langjährigen Vergleich

Wie sich ein instationäres Ereignis über die beschriebenen grundsätzlichen Mechanismen hinaus auswirkt, ist schwer vorherzusagen und hängt stark davon ab, wie sich die organische Belastung während des Ereignisses verändert. Je nach Höhe des Ereignisses ist zum Beispiel davon auszugehen, dass zu Beginn die Bühnenfelder in der Mittelelbe ausgeräumt werden, was ggf. zu einer sehr hohen organischen Belastung und damit auch einer weiteren Sauerstoffzehrung führen kann.

Flachwasserbereiche können das Absterben des Phytoplanktons und die anschließende Zehrung von Sauerstoff nicht verhindern, sie können jedoch helfen die Folgen abzumildern (5.4). Im Flachwasser wird die Wiederbelüftung durch ein besseres Oberflächen- Volumenverhältnis begünstigt und kann so, zumindest teilweise, der Sauerstoffzehrung entgegenwirken. Um eine möglichst große Wirkung zu entfalten, müssen jedoch verschiedene Bedingungen beachtet werden: Die Ergebnisse in Kapitel 5.3 zeigen, dass die Wiederbelüftung des Wasserkörpers exponentiell mit der Tiefe abnimmt. Rein physikalisch ist für eine möglichst gute Wiederbelüftung also ein Flachwassergebiet mit sehr geringen Wassertiefen von Vorteil, was aber auch bedeutet, dass nur ein relativ geringes Volumen mit Sauerstoff angereichert wird. Mischt sich dieser kleine Wasserkörper in den großen Wasserkörper der Fahrrinne ein, bleibt kaum ein nachhaltiger Effekt erhalten. Ein weiterer Effekt von sehr flachen Wasserkörpern ist die potentielle Aufwärmung. Flache Wasserkörper neigen im Sommer zu einer stärkeren Aufwärmung, was eine schlechtere Wiederbelüftung bewirkt, da die Sättigung bei Erwärmung und gleichbleibendem Sauerstoffgehalt steigt (Abbildung 63). Der Grad der Untersättigung ist jedoch (neben der Wassertiefe) ein maßgeblicher Faktor, wie schnell, bzw. effizient, die Wiederbelüftung abläuft. Umgekehrt sind, zumindest hinsichtlich der Wiederbelüftung, Flachwasserbereiche oberhalb von etwa Bunthaus kontraproduktiv, da hier die Sauerstoffsättigung im Sommer regelmäßig oberhalb von 100% liegt und die Wiederbelüftung dann zu einem Austreiben von Sauerstoff aus dem Wasserkörper führt.

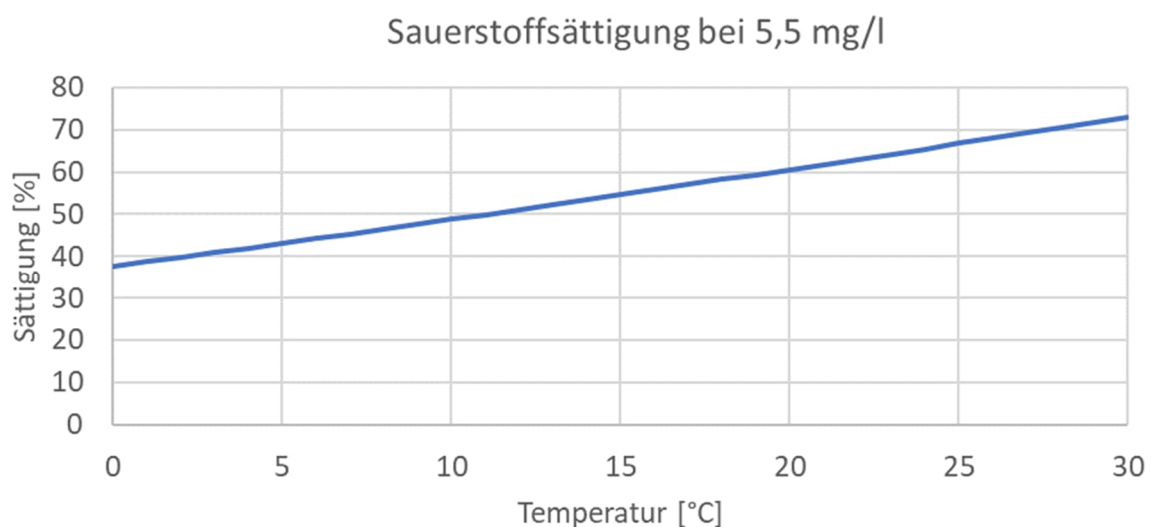


Abbildung 63: Sättigung des Wasserkörpers in Abhängigkeit von der Temperatur bei einem konstanten Sauerstoffgehalt von 5,5 mg/l

Die Verminderung der organischen Belastung wirkt als einzige der hier untersuchten Maßnahmen auf die Konzentration der mineralisierbaren Biomasse und damit direkt auf den Sauerstoffgehalt in der Tideelbe (5.3). Die Verminderung der Biomasse zeigt, wie stark das Sauerstofftal durch die Mineralisierung von Biomasse geprägt ist.

6 Schlussfolgerung und Empfehlungen

Die vorliegende Untersuchung zeigt auf, wie träge das System Tideelbe hinsichtlich des Sauerstoffgehalts auf äußere Änderungen reagiert, und wie schwer Verbesserungen der sommerlichen Sauerstoffmangelsituationen zu erreichen sind. Die in der vorliegenden Studie untersuchten Szenarien zeigen, dass Verbesserungen des Sauerstoffgehalts grundsätzlich möglich sind, sich jedoch selbst mit sehr großen Maßnahmen nur kleine und lokale Verbesserungen erreichen lassen. Dennoch lassen sich Mechanismen identifizieren, die den Sauerstoffgehalt beeinflussen:

- Den eindeutig stärksten Einfluss auf den Sauerstoffgehalt zeigt die Menge an mineralisierbarer Biomasse aus der Mittel- und Unterelbe. Die hohen Stickstoffeinträge in diesem Bereich der Elbe führen zu einer vermehrten Primärproduktion und letztlich zu einer erhöhten organischen Fracht in die Tideelbe. Inwieweit eine Reduktion der Stickstoffeinträge möglich ist, ist fraglich. Eine Potentialanalyse zur Aufschlüsselung der Stickstoffeintragspfade und der Verminderung der Primärproduktion in der Mittel- und Unterelbe scheint jedoch sinnvoll.
- Flachwasserbereiche erfüllen mehrere wichtige ökologische Funktionen. Auch wenn die vorliegende Studie zeigt, dass kaum eine einzelne Maßnahme groß genug ist, um das gesamte Sauerstofftal zu verhindern, so zeigt sich jedoch, dass Flachwasserbereiche lokal eine große Wirkung entfalten können und als Rückzugsbereich für Fische dienen können. Das Mühlenberger Loch ist aufgrund seiner Größe und der Nähe zum Sauerstofftal ein wichtiges Flachwassergebiet, das vor weiterer Verlandung geschützt werden sollte. Dies hätte zwar eine wichtige lokale Wirkung, könnte jedoch nicht die Barrierewirkung des Sauerstofftals für Wanderfische aufheben. Dazu wäre eine Kette von kleineren Maßnahmen entlang der Süder- und/oder Norderelbe notwendig (Trittsteinkonzept). Hier sollte geprüft werden, welche Flächen im Hamburger Hafen durch Verlandung nicht mehr als Flachwasserbereich zur Verfügung stehen, bzw. drohen zu verlanden, und inwieweit solche Flächen durch bessere Unterhaltung als Flachwasserbereich dienen und das Oberflächen- /Volumenverhältnis verbessern können.
- Die Trübung des Wasserkörpers in Verbindung mit der großen Wassertiefe führt zum Absterben des Phytoplanktons und der anschließenden Zehrung von Sauerstoff. Maßnahmen zur Verminderung der Trübung sollten daher auch unter dem Aspekt des Sauerstofftals berücksichtigt werden. Vor diesem Hintergrund sind die Bemühungen, um alternative Verbringoptionen im Mündungsbereich der Tideelbe positiv zu bewerten, da dies zu einer Verminderung der Trübung führt.
- Die vorliegende Studie hat nicht quantifiziert, wieviel organisches Material von unterstrom durch tidal pumping in den Hamburger Bereich gelangt. Es wird angenommen, dass dies im Gegensatz zu dem Eintrag von oberstrom eher gering ist. Eine Verminderung des tidal pumpings könnte jedoch, neben anderen positiven Effekten, auch beim Sauerstoff einen Beitrag leisten.

7 Literaturverzeichnis

Behörde für Wirtschaft und Innovation (BWI 2012): Planfeststellungsbeschluss für die Fahrrinnenanpassung der Unter- und Außenelbe. Az.: R/150.1401-200

Casulli, V. (2009): A high-resolution wetting and drying algorithm for free-surface hydrodynamics. In: *Int. J. Numer. Meth. Fluids*, 60, 4, S. 391–408.

Casulli, V., Stelling, G. S. (2011): Semi-implicit subgrid modelling of three-dimensional free-surface flows. In: *Int. J. Numer. Meth. Fluids*, 67, 4, S. 441–449.

Casulli, V., Walters, R. A. (2000): An unstructured grid, three-dimensional model based on the shallow water equations. In: *Int. J. Numer. Meth. Fluids*, 32, 3, S. 331–348.

Casulli, V., Zanolli, P. (2002): Semi-implicit numerical modeling of nonhydrostatic free-surface flows for environmental problems. In: *Mathematical and Computer Modelling*, 36, 9-10, S. 1131–1149.

Deltares (2019a): D-Water Quality Processes Library Description.

Deltares (2019b): D-Water Quality, User Manual. Online verfügbar unter https://content.oss.deltares.nl/delft3d/manuals/D-Water_Quality_User_Manual.pdf.

Deutscher Wetterdienst (2016): Climate Data Center. Online verfügbar unter https://www.dwd.de/DE/klimaumwelt/cdc/cdc_node.html.

Fast, T. (1993): Zur Dynamik von Biomasse und Primärproduktion des Phytoplanktons im Elbe-Ästuar.

FGG Elbe: Datenportal der FGG Elbe. Online verfügbar unter <https://www.elbe-datenportal.de/FisFggElbe>.

Hagen, R. et al. (2020): Validierungsdokument EasyGSH-DB. Teil: UnTRIM2 - SediMorph - UnK. Hg. v. Bundesanstalt für Wasserbau, Hamburg.

Holzwarth, I. (2018): Implications of direct anthropogenic pressures on dissolved oxygen dynamics in a well-mixed estuary. PhD Thesis. Online verfügbar unter <https://hdl.handle.net/20.500.11970/105564>.

Holzwarth, I. et al. (2019): The effect of bathymetric modification on water age in the Elbe Estuary. In: *Die Küste*, 87.

IKSE (2015): Die Elbe und ihr Einzugsgebiet. Ein geographisch-hydrologischer und wasserwirtschaftlicher Überblick.

Institut für Hygiene und Umwelt (2016): Wassergütemessnetz Hamburg. Online verfügbar unter www.hamburg.de/wasserguetemessnetz/.

Kirchesch, V. et al. (2012): QSim - das Gewässergütemodell der BfG. Ein Instrument zur Simulation und Prognose des Stoffhaushalts und der Planktodynamik in Fließgewässern.

KLS-Gewässerschutz (2014): Sauerstoffhaushalt der Tideelbe, Synopse und Datamining.

Liu, S. et al. (2020): Wind Effects on the Water Age in a Large Shallow Lake. In: *Water*, 12, 5, S. 1246.

- Michael Bergemann (2005): Berechnung des Salzgehaltes der Elbe. Hg. v. Wassergütestelle Elbe.
- Monsen, N. E. et al. (2002): A comment on the use of flushing time, residence time, and age as transport time scales. In: Limnol. Oceanogr., 47, 5, S. 1545–1553.
- Reinert, D. et al. (2020): DWD Database Reference for the Global and Regional ICON and ICON-EPS Forecasting System. Hg. v. Deutscher Wetterdienst.
- Sehili, A. et al. (2014): High-resolution subgrid models: background, grid generation, and implementation. In: Ocean Dynamics, 64, 4, S. 519–535.
- Wasserstraßen- und Schifffahrtsamt Elbe (2016): Portal Küstendaten. Online verfügbar unter www.kuestendaten.de.
- Wasserstraßen- und Schifffahrtsamt Elbe-Nordsee (2016): Portal Küstendaten. Online verfügbar unter www.kuestendaten.de.
- Wasserstraßen- und Schifffahrtsverwaltung des Bundes (2016): Digitales Geländemodell des Wasserlaufes. DGM-W 2016 der Unter- und Außenelbe. Online verfügbar unter www.kuestendaten.de.
- WSD Nord (2012): Planfeststellungsbeschluss für die Fahrrinnenanpassung der Unter- und Außenelbe für 14,5 m tiefgehende Containerschiffe. Az.: P-143.3/46.

Bundesanstalt für Wasserbau
Hamburg, 30.09.2024

Im Auftrag

Bearbeitung

gez. Kelln

gez. Hammrich

Dr. Ing. Jessica Kelln

Dr. sc. ETHZ Arne Hammrich



Kußmaulstraße 17 · 76187 Karlsruhe
Tel. +49 (0) 721 97 26-0 · Fax +49 (0) 721 97 26-45 40

www.baw.de

Wedeler Landstraße 157 · 22559 Hamburg
Tel. +49 (0) 40 81 908-0 · Fax +49 (0) 40 81 908-373