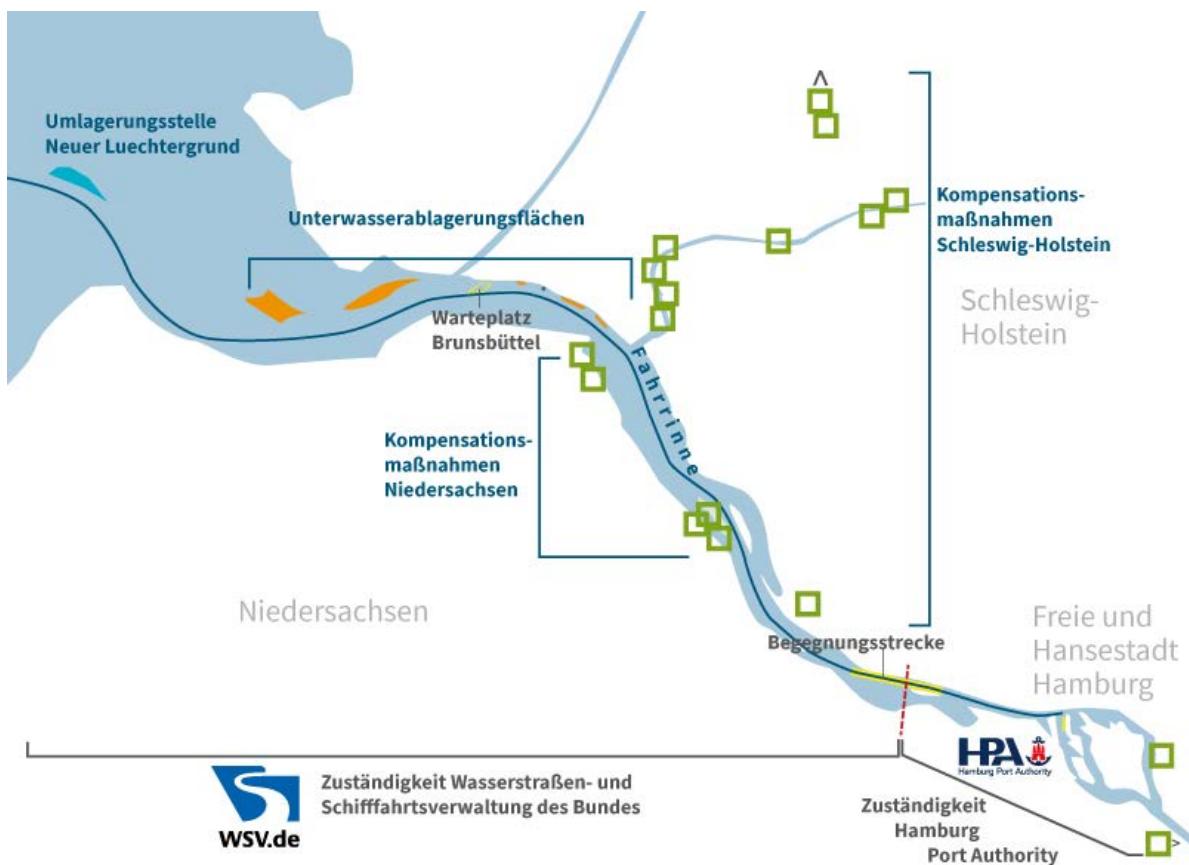


Fahrrinnenanpassung von Unter- und Außenelbe für 14,5 m tiefgehende Containerschiffe



1. Bericht zur Beweissicherung mit Dokumentation der Wasserbauarbeiten, Kompensationsmaßnahmen und Bauwerke

Dezember 2025

Wasserstraßen- und Schifffahrtsamt Elbe-Nordsee
Fachbereich F Fachdienste und Projekte
Moorweidenstraße 14, 20148 Hamburg

Hamburg Port Authority AöR
WS/WI Infrastruktur Wasser
Neuer Wandrahm 1 - 4, 20457 Hamburg

Inhaltsverzeichnis

Abkürzungsverzeichnis	5
Zusammenfassung	9
1 Veranlassung	13
1.1 Beschreibung des Vorhabens	13
1.2 Aufbau und Struktur des Beweissicherungsberichtes	15
2 Grundlagen	17
2.1 Rechtliche Voraussetzungen	17
2.2 Datenbereitstellung	17
2.3 Hydrologische und morphologische Entwicklungen seit 2000	21
3 Baudokumentation	25
3.1 Wasserbauarbeiten	25
3.1.1 Unterwasserablagerungsflächen (Strombauwerke)	25
3.1.2 Nassbaggerarbeiten (Baggergutverbringung)	26
3.2 Kompensations- und Kohärenzsicherungsmaßnahmen	28
3.2.1 Schleswig-Holstein	29
3.2.2 Niedersachsen	35
3.2.3 Hamburg	41
3.2.4 Erfolgskontrollen	43
3.3 Einzelne Baumaßnahmen (Hamburger Delegationsstrecke)	44
3.3.1 Neue Richtfeuerlinie Blankenese	44
3.3.2 Düker Neßsand	45
3.3.3 Sicherung der östlichen Böschung des Köhlbrands	46
3.4 Unterhaltungsbaggerung	46
4 Hydrologie	50
4.1 Wasserstände	50
4.1.1 Langjährige Entwicklung der Tidekennwerte	50

4.1.2	Wasserstandsentwicklung nach dem Niemeyer-Verfahren	52
4.2	Salzgehalt.....	57
4.2.1	Entwicklung der Salzgehalte pro Tide.....	57
4.2.2	Salzgehaltsbestimmung mittels künstlicher neuronaler Netze	60
4.2.3	Leitfähigkeitsmessnetz zur Schutzaufgabe Obstbau	63
4.3	Sauerstoff.....	64
4.3.1	Sauerstoffentwicklung in der Tideelbe in den Jahren 2011–2024	65
4.3.2	Zeitliche Entwicklung des Eingangssignals am Wehr Geesthacht	68
4.3.3	Sensitivitätsanalysen zum Sauerstoffhaushalt der Tideelbe	71
4.3.4	Gemeinsame Schlussfolgerungen der Untersuchungen von BfG und BAW	75
4.4	Wellenmessungen.....	75
5	Topographie	79
5.1	Zustand vor Ausbau	79
5.2	Topographische Gesamtaufnahme der Tide- und Außenelbe 2022.....	80
5.2.1	Digitales Geländemodell mit Wasserlauf (DGM-W).....	81
5.2.2	Uferlinien (MThw)	83
5.2.3	Morphologische Einheiten.....	83
5.3	Unterwasserablagerungsflächen in der Elbmündung	84
5.3.1	UWA Neufelder Sand	84
5.3.2	UWA Medemrinne	86
5.4	Begegnungsstrecke	89
5.5	Entwicklung der Ufer am Hauptstrom und an den Nebengewässern.....	91
5.5.1	Geländehöhen am Hauptstrom und an den Nebengewässern.....	91
5.5.2	Verlandung von Nebenflüssen	92
5.5.3	Abbruchkanten	92
6	Gewässerökologie.....	93
6.1	Miesmuscheln	93
6.2	Finte	94
6.2.1	Untersuchungsmethodik	95
6.2.2	Fintenbestand in der Elbe	97

6.2.3	Einflussfaktoren	99
6.2.4	Fazit	101
6.3	Makrozoobenthos	102
6.4	Makrophyten	103
6.4.1	Ökologische Zustandsklasse der Messstellen.....	104
6.4.2	Auswertung des Arteninventars / Zeigerarten Salinität	105
6.4.3	Einfluss des Wellenschlags auf die Vegetation.....	106
7	Weitere Schutzauflagen gem. Planfeststellungsbeschluss.....	112
7.1	Deichbestick (A.II.5.1).....	112
7.2	Schiffsgeschwindigkeit (A.II.5.3).....	112
7.3	Anordnungen zur Fischerei (A.II.5.4).....	115
7.4	Standsicherheit der Deiche bei Elbe-km 644,6 und 654,8 (A.II.5.9)	115
8	Literatur.....	117
	Anlagen.....	119

Abkürzungsverzeichnis

AeTi	Ästuartypieverfahren inkl. erweiterte Artenliste
AeTV	Ästuartypieverfahren
AIS	Automatic Identification System
ALS	Airborne-Laser-Scan
BAW DH	Bundesanstalt für Wasserbau (Dienststelle Hamburg)
BfG	Bundesanstalt für Gewässerkunde
BMT	Bewertung der Makrophyten in Tidegewässern
BOB	Bindige und organische Böden
BSH	Bundesanstalt für Seeschifffahrt und Hydrographie
BUKEA	Behörde für Umwelt, Klima, Energie und Agrarwirtschaft (Hamburg)
CSV	Comma-Separated Values, übersetzt „durch Komma getrennte Werte“
DGM-W	Digitales Geländemodell des Wasserlaufs

FAP	Fahrrinnenanpassung
FdW	Fahrt durchs Wasser
FFH-RL	Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie
FG-Typ	Fließgewässertypologie
FGG-Elbe	Flussgebietsgemeinschaft Elbe
FS	Feature Selection
FüG	Fahrt über Grund
GDWS	Generaldirektion Wasserstraßen und Schifffahrt
GÜBAK	Gemeinsame Übergangsbestimmungen zum Umgang mit Baggergut im Küstenbereich
HDD	Horizontal Directional Drilling, übersetzt „gesteuertes Horizontalbohrverfahren“
HNE	Hahnöfer Nebenelbe
HPA	Hamburg Port Authority
HU	Institut für Hygiene und Umwelt der Freien und Hansestadt Hamburg
KEMP	Koordinierten Elbe Messprogramme
KI	Künstliche Intelligenz
KN	Kartennull
KNN	Künstliche neuronale Netze
LBP	Landschaftspflegerischer Begleitplan
LKN SH	Landesbetrieb für Küstenschutz, Nationalpark und Meeresschutz Schleswig-Holstein
LRT	Lebensraumtyp
MThb	Mittlerer Tidehub
MThw	Mittleres Tidehochwasser
MTnw	Mittleres Tideniedrigwasser
NLWKN	Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz
NB	Nichtbindige Böden
NHN	Normalhöhennull
NPorts	Niedersachsen Ports

NSG	Naturschutzgebiet
OWK	Oberwasserkörper
ÖZK	Ökologische Zustandsklasse
POC	Particulate organic carbon, übersetzt „partikulärer organischer Kohlenstoff“
QK	Qualitätskomponenten
QT	Quertransekt
RGBI	Red Green Blue Intensity
SKN	Seekartennull
STI _{MT}	Standorttypieindex Makrophyten in Tidegewässern
TdV	Träger des Vorhabens
Thb	Tidehub
Thw	Tidehochwasser
Tmw	Tidemittelwasser
Tnw	Tideniedrigwasser
TUHH	Technische Universität Hamburg-Harburg
UL	Umlagerungsfläche
ÜT	Übertiefenverfüllung
UVU	Umweltverträglichkeitsuntersuchung
UWA	Unterwasserablagerungsfläche
WI	Wasserinjektion
WMS	Web Map Service
WRRL	Wasserrahmenrichtlinie
WSA	Wasserstraßen- und Schifffahrtsamt
WSV	Wasserstraßen- und Schifffahrtsverwaltung
ZDM	Zentrales Datenmanagement

Zusammenfassung

Der vorliegende Bericht umfasst thematisch zum einen die ersten Ergebnisse zur Beweissicherung für den Zeitraum 2022-2024, zum anderen geht er auch auf die bauliche Umsetzung des Projektes „Fahrrinnenanpassung von Unter- und Außenelbe“, kurz „Fahrrinnenanpassung“, in den Jahren 2019-2021 ein. Die Wasserbauarbeiten, die Kompensationsmaßnahmen und die ergänzenden Baumaßnahmen werden in diesem Bericht dokumentiert.

Das Untersuchungsprogramm zur Beweissicherung ist in den Planfeststellungsbeschlüssen zur Fahrrinnenanpassung des Bundes sowie der Freien und Hansestadt Hamburg vom 23.04.2012 in den Anordnungen unter Kapitel A.II in Verbindung mit der Anlage 1 festgeschrieben. Im Kern geht es bei der Beweissicherung darum, durch Messungen in der Natur die Prognosen zu den Auswirkungen des Fahrrinnenausbaus, die während der Planungsphase der Maßnahme erstellt wurden, zu überprüfen. Die Beweissicherung ist auf einen Zeitraum von 12 Jahren ausgelegt. Eine Berichterstattung zu den Untersuchungen und Ergebnissen der Beweissicherung soll nach den Vorgaben der Planfeststellungsbeschlüsse alle drei Jahre erfolgen.

Der Bericht beinhaltet u.a. Analysen langjähriger Daten, die teilweise seit Jahrzehnten, seit der vorherigen „Fahrrinnenanpassung 1999/2000“ oder seit Ende der zugehörigen Beweissicherung 2012 erhoben werden. So können die Ergebnisse des Beweissicherungszeitraumes 2022-2024 unter Berücksichtigung langjähriger Entwicklungen, z.B. des Oberwasserabflusses in die Tideelbe, eingeordnet werden. Aussagen über ausbaubedingte Veränderungen durch die Fahrrinnenanpassung mit konkretem Bezug zum Referenzzustand nach Ausbau 2022 können zum aktuellen Zeitpunkt aufgrund des zu kurzen Untersuchungszeitraumes nach Ende des Ausbaus allerdings noch nicht getroffen werden.

Des Weiteren wird dieser Bericht genutzt, um die im Planfeststellungsbeschluss vorgegebenen Berechnungsmethoden, z.B. zur Wasserstandsentwicklung („Niemeyer-Verfahren“) und Salzgehaltsbestimmung mittels künstlicher neuronaler Netze (KNN), ausführlich zu erläutern.

Zusammenfassend lassen sich die Untersuchungen hinsichtlich der zentralen Themen „Hydrologie“, „Topographie“ und „Gewässerökologie“ wie folgt beschreiben:

Die Darstellung der langjährigen Entwicklung der **Tidekennwerte** erfolgt exemplarisch anhand der Pegel St. Pauli (inneres Ästuar) und Cuxhaven (äußeres Ästuar). Die Entwicklung der Leitfähigkeit und der **Salzgehalte** werden anhand von Daten einer Multiparamettermessstelle im Bereich der Brackwasserzone Höhe Glückstadt (Station D4, Rhinplate Nord) erläutert. Hierzu liegen Daten seit 1998 vor. Hinsichtlich der Analyse zur **Sauerstoffentwicklung** in der Tideelbe liegen durchgehende Datenreihen seit 2011 vor. Im Fokus stehen hier die Messstellen Bunthaus und Seemannshöft/Blankenese. Die Auswertung aller Stationen zu den Tidekennwerten, den Salzgehalten und zum Sauerstoffhaushalt sind in den jeweiligen Anhängen zum Fachkapitel zu finden. Sämtliche Zeitreihendaten, auf denen die Auswertungen basieren, werden auf dem **Portal Küstendaten** unter <https://www.portaltideelbe.de/download> bereitgestellt. Hier werden langjährige Zeitreihen hydrologischer und anderer Basisparameter wie z.B. Ebb- und Flutdauer von diversen Messstellen im Bereich der Tideelbe zur Verfügung gestellt.

Eine der wichtigsten Grundlagen für die Anwendung des „**Niemeyer-Verfahrens**“ zur Ermittlung vorhabensbedingter Änderungen der Tidehoch- und Niedrigwasserstände in der Tideelbe ist die Festlegung eines Referenzzeitraumes. Aufgrund der sehr heterogenen hydrologischen Verhältnisse vor Beginn der Ausbauarbeiten Mitte 2019 war die Betrachtung eines konventionellen 5-Jahres-Zeitraumes fachlich nicht sinnvoll. In Abstimmung mit den Ländervertretern aus Schleswig-Holstein, Hamburg und Niedersachsen wurde nach umfangreichen Analysen der Referenzzeitraum 01.11.2000 – 30.06.2019 als Basis für die Auswertungen festgelegt.

Ziel der Salzgehaltsbestimmung mittels **künstlicher neuronaler Netze (KNN)** ist die Approximation der Salinität ohne den Einfluss der Fahrinnenanpassung an 14 Untersuchungsstationen entlang des Elbeästuars, um diese mit den gemessenen Naturwerten zu vergleichen. In einem ersten Schritt wurden von der Ausbaumaßnahme unbeeinflusste, unabhängige Variablen bzw. Einflussfaktoren, sogenannte „Features“, ermittelt. Hieraus erfolgte im Anschluss eine Auswahl mittels „Feature Selection“. Im weiteren Schritt werden dann die KNN aufgestellt und trainiert. Das Training von KNN wird dabei mit einer geeigneten Teilmenge von Daten aus dem festgelegten Referenzzeitraum (01.11.2000 bis 30.06.2019, vgl. „Niemeyer-Verfahren“) durchgeführt. Nach dem Training erfolgt dann die Anwendung des Verfahrens.

Zur Förderung des Systemverständnisses wurde eine modellbasierte **Sensitivitätsanalyse zum Sauerstoffhaushalt** der Tideelbe durchgeführt. 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 Mittelelbe. Deutlich geringer sind die Veränderung 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.

In den Jahren 2015 und 2024 wurden **Wellenmessungen** an drei Standorten entlang der Unterelbe (Hollerwettern, Bielenberg und Schwarztonnensand) hinsichtlich des Einflusses des schiffserzeugten Wellenschlags auf die Ufervegetation durchgeführt. Obwohl die Größe der Schiffe in Länge und Breite sowie die Anzahl der Schiffspassagen pro Woche 2015 zu 2024 an allen drei Standorten gestiegen sind, sind die Schiffswellenereignisse pro Woche an den Ufern zurückgegangen. Im Jahr 2019 wurde auf der Elbe im Rahmen einer angeordneten Schutzaufgabe im Planfeststellungsbeschluss eine Höchstgeschwindigkeitsregelung eingeführt. Die Auswertungen aller Standorte deuten darauf hin, dass die Abnahme der gemessenen schiffserzeugten Wellen hauptsächlich auf die reduzierte Geschwindigkeit der Schiffe zurückzuführen ist.

Im Rahmen topographischen Untersuchungen wurde unmittelbar nach dem Ausbau 2022 die Gesamtopographie der Tide- und Außenelbe vom Wehr Geesthacht bis zur Nordsee aufgenommen und mittels eines digitalen Geländemodells mit Gewässerdaten (**DGM-W 2022**) als Referenzzustand aufbereitet. Auf dieser Grundlage können weitere Produkte wie **Uferlinien** und **morphologische Einheiten** abgeleitet werden. In Analogie zu den Zeitreihendaten werden sämtliche Geodaten auf dem Portal Küstendaten unter https://www.portaltideelbe.de/download_geodaten bereitgestellt. Aufnahmen in den Folgejahren ermöglichen Auswertungen zu Veränderungen im Elberegime.

Zur Entwicklung der Unterwasserablagerungsflächen (UWA) im Mündungsgebiet der Elbe kann anhand der Gewässerdaten festgehalten werden, dass sich die **UWA Neufelder Sand** inklusive des Randdammes als lagestabil erweist, während sich das Gebiet der **Medemrinne** - erwartungsgemäß – deutlich verändert. Der Bereich der UWA Medemrinne inklusive des Initialdammes hat sich verflacht, während sich westlich der UWA eine Rinne ausgebildet hat.

Hinsichtlich der **Uferentwicklung** am Hauptstrom und an den Nebengewässern kann ebenfalls auf langjährige Daten zurückgegriffen werden. Seit der Fahrinnenanpassung 1999/2000 werden in regelmäßigm Turnus, i.d.R. alle drei Jahre, Querprofile lagegetreu aufgenommen und aufbereitet. Anhand dieser Daten können Langzeitentwicklungen abgeleitet werden. Erst Aufnahmen in den Folgejahren ermöglichen Analysen zu Veränderungen der Ufertopographie, s.o.

Die gewässerökologischen Untersuchungen umfassen das Monitoring von **Miesmuscheln**, **Fischen** bzw. **Finten**, **Makrozoobenthos** und **Makrophyten**. Das Miesmuschelmonitoring, welches im Rahmen der vorgezogenen Maßnahme „Ufersicherung Altenbrucher Bogen“ angeordnet wurde, fand im Zeitraum von 2010 und 2015 statt. Als Ergebnis bleibt festzuhalten, dass sich aufgrund der örtlichen Baumaßnahme keine negativen Auswirkungen auf das Miesmuschelvorkommen ergeben haben.

Das Monitoring der biologischen Qualitätskomponenten Fische, Makrozoobenthos und Makrophyten gemäß Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) ergänzen die bereits bestehenden „Koordinierten Elbe Messprogramme (KEMP)“ der Länder Hamburg, Niedersachsen und Schleswig-Holstein. So werden z.B. im Bereich des Übergangsgewässers zusätzliche Untersuchungen zu Makrozoobenthosvorkommen in einem gesonderten Profil durchgeführt sowie im Bereich der Brackwasserzone an sechs zusätzlichen Standorten Makrophytenbestände kartiert und ausgewertet. Mögliche ausbaubedingte Änderungen lassen sich bislang nicht detektieren.

Das Fischmonitoring findet im Rahmen des Fintenmonitorings statt, welches seit 2011 durchgeführt wird. Dieses Monitoring setzt den Fokus auf das Laichgebiet der Finte zwischen dem Mühlenberger Loch und der Schwingemündung. Im interannuellen Vergleich zeigen sich die Finteneidichten und -larvenzahlen naturgemäß jeweils in einer großen Bandbreite. Es lässt sich kein eindeutiger Trend ermitteln, für die Eidichten kann man ein grobes Muster mit einem Maxi- bzw. Minimum alle 3 Jahre ausmachen.

Seit 2013 wird das Makrozoobenthosmonitoring auf dem Schrägprofil Schwarztonnensand – Kollmar durchgeführt. Im Ergebnis bleibt festzuhalten, dass sich der Bestand seit längerem in einem unbefriedigenden Zustand gemäß WRRL befindet.

Seit 2008 wird das Monitoring der Makrophytenbestände hinsichtlich des Einflusses der Salinität an jeweils drei Standorten in Niedersachsen und Schleswig-Holstein durchgeführt. Seit Beginn der Untersuchungen hat sich die Einordnung in die ökologischen Zustandsklassen kaum verändert. Die Bewertung schwankt leicht zwischen den Zuständen „mäßig“ und „unbefriedigend“ gemäß WRRL. Die Auswertung des Arteninventars zeigt, dass es innerhalb der letzten 17 Jahre an allen Monitoringstandorten wiederholt zu geringen Zu- bzw. Abnahmen der Artenzahlen gekommen ist.

Seit 2015 wird zusätzlich ein Monitoring der Makrophytenbestände hinsichtlich des Einflusses des schiffsinduzierten Wellenschlages an drei Standorten (Hollerwettern, Bielenberg und Schwarztonnensand) in der Unterelbe durchgeführt. Zusammen mit den Ergebnissen der Vermessung der jeweils vorgelagerten Topographie des Wattbereichs, der Aufnahmen der Makrophytenbestände mittels einer Flugdrohne und der o.g. Wellenmessungen kann so unter Berücksichtigung der verschiedenen Fachdisziplinen eine Bewertung hinsichtlich des Einflusses des Wellenschlags auf die Ufervegetation erfolgen. Auch an diesen Standorten zeigt sich bezüglich der Einordnung in die ökologischen Zustandsklassen ein mäßiger bis unbefriedigender Zustand. Die Auswertung des Arteninventars hingegen zeigt, dass sich die Gesamtartenzahlen auf dem hohen Niveau der letzten Jahre stabilisiert haben, es wurden mit 29 Arten für Schwarztonnensand und 30 Arten für Bielenberg eine Art bzw. drei Arten mehr als im Vorjahr festgestellt, während in Hollerwettern die Artenzahl mit 44 Arten identisch zum Vorjahr war.

Sämtliche Gutachten zu den erwähnten Themen sind in der Publikationsdatenbank auf dem Portal Küstendaten unter <https://www.kuestendaten.de/publikation> veröffentlicht.

Der nächste Bericht zur Beweissicherung ist turnusgemäß für 2028 vorgesehen.

1 Veranlassung

1.1 Beschreibung des Vorhabens

Bereits kurz nach Fertigstellung der Fahrrinnenanpassung 1999/2000 wurde 2002 mit der Planung einer weiteren Fahrrinnenvertiefung und -verbreiterung begonnen. Dieser Fahrrinnenausbau hatte zwei Ausbauziele:

- Containerschiffen mit einem Tiefgang von 14,50 m (in Salzwasser¹) sollte ein tideabhängig aus Hamburg auslaufender Verkehr ermöglicht werden. Vorgesehen war ein zweistündiges Startfenster pro Tide.
- Containerschiffen mit einem Salzwassertiefgang von 13,50 m sollte ein tideunabhängiger Verkehr ermöglicht werden.

Grundlage der Planungen war ein Bemessungsschiff mit einer Länge von 350 m, einer Breite von 46 m und einem Tiefgang von 14,50 m.

Die Ausbaustrecke reichte von der Außenelbe (Tonne 7, km 755,3) bis in den Hamburger Hafen zum Containerterminal Altenwerder (Süderelbe, km 619,5) bzw. zum Mittleren Freihafen (Norderelbe, km 624). Die sich aus den gewählten Ansätzen (zeitliche Lage des Startfensters für den tideabhängig auslaufenden Verkehr, Schiffsgeschwindigkeiten, Squat und andere tiefgangsrelevante Parameter) ergebenden Ausbautiefen der Fahrrinne sind in Abbildung 1-1 im Längsprofil dargestellt.

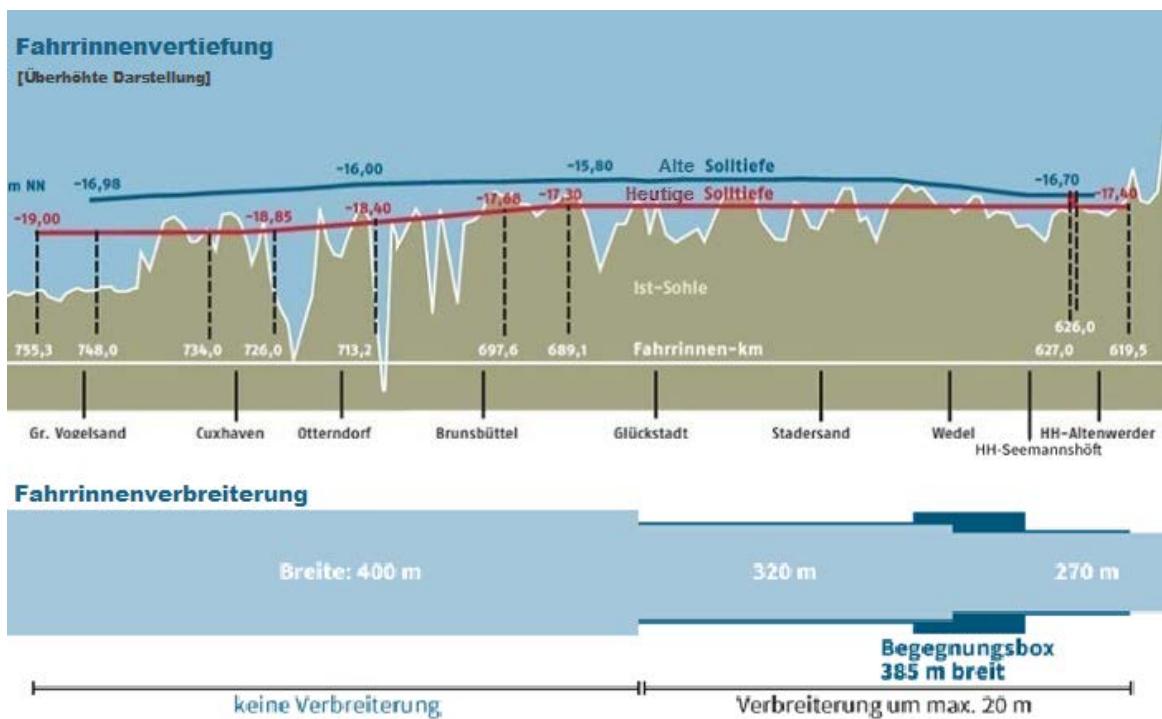


Abbildung 1-1: Vertiefung und Verbreiterung der Fahrrinne

Für den Bereich der Ausbaugrenzen im Hamburger Hafen wurde eine Solltiefe der Fahrrinne von NHN -17,40 m festgelegt. Die Fahrrinnentiefe über dem BAB-Elbtunnel bleibt gegenüber dem bisherigen Zustand unverändert bei NHN -16,70 m. Vom Elbtunnel (km 627) bis St. Margarethen

¹ Unter Frischwasserbedingungen (im Hamburger Hafen) sind die Tiefgänge aufgrund der geringeren Dichte des Wassers ca. 0,30 m größer (14,50 m Tiefgang in Salzwasser = 14,80 m Tiefgang in Frischwasser)

(km 689,1) beträgt die neue Solltiefe NHN -17,30, unterhalb fällt diese stetig bis auf NHN -19,00 m bei km 734 (Mittelgrund) und bleibt bis zur Ausbaugrenze bei km 755,3 auf diesem Niveau.

Für die Bemessung der Fahrinnenbreite wurde vom Regelfall einer Begegnung zweier Bemessungs-Containerschiffe ausgegangen. Von km 748 bis etwa Glückstadt (Störkurve) wurde die ursprüngliche Regelbreite von 400 m nicht verändert. Stromauf von Glückstadt erfolgte eine Verbreiterung der Fahrinne um 20 m, so dass Schiffe mit einer addierten Breite von 92 m (ehemals 90 m) sicher aneinander vorbeifahren können. Auf der Hamburger Delegationsstrecke wurde die Regelbreite der Fahrinne bereichsweise ebenfalls um maximal 20 m vergrößert. Eine Besonderheit ist die zwischen km 644 (Lühekurve) und km 636 (Blankenese) realisierte Begegnungsstrecke mit einer Fahrinnenbreite von 385 m. Sie wurde für die sichere Begegnung tideabhängig einlaufender Massengutschiffe mit tideabhängig auslaufenden Großcontainerschiffen mit einer addierten Breite von 104 m konzipiert. Die neuen Breiten der Fahrinne sind ebenfalls in Abbildung 1-1 dargestellt.

Bei den Planungen wurde von einer Ausbaubaggermenge (Bundes- und Delegationsstrecke) von 38,5 Mio. m³ ausgegangen. Für die Verbringung des Ausbaubaggerguts wurde ein Strombaukonzept entwickelt, das auf eine Minimierung hydrologischer Ausbauwirkungen (z.B. Wasserstandsänderungen) abzielte. Zentrales Element des Strombaukonzepts sind die beiden Unterwasserablagerungsflächen (UWA) Medemrinne und Neufelder Sand in der Elbmündung (vgl. Übersicht [Anlage 1-1](#)), die planmäßig eine Fläche von 628 ha bzw. 490 ha aufweisen und zugleich den größten Teil des Ausbaubaggerguts aufnehmen sollten (zusammen 22,5 Mio. m³). Weitere kleine UWA mit einer Kapazität von maximal 2,3 Mio. m³ waren am Glameyer Stack, sowie in der Unterelbe bei St. Margarethen, Scheelenkuhlen und Brokdorf vorgesehen. Zusätzlich zur UWA am Glameyer Stack sollten dort zur Ufersicherung Buhnenbauwerke errichtet werden. Ein weiterer größerer Teil des Ausbaubaggerguts sollte für die Umlagerung auf zwei Stellen in der Außenelbe (Medembogen, Neuer Luechtergrund, 2,5 Mio. m³ und 12,5 Mio. m³) genutzt werden.

Eine landseitige Verbringung von Baggergut war nicht vorgesehen. Auf die ursprünglich geplanten Ufervorspülungen wurde verzichtet.

Neben dem Ausbau der Fahrinne umfasst das Projekt weitere Teilmaßnahmen, die unmittelbar mit den Ausbaumaßnahmen verknüpft sind bzw. durch diese erforderlich werden. Dabei handelt es sich um:

- Neubau der Richtfeuerlinie Blankenese (Hamburger Delegationsstrecke): In Hamburg wurde aufgrund der sich ändernden Fahrinnentrassierung im Bereich der Begegnungsstrecke ein Neubau der Richtfeuerlinie Blankenese (Ober- und Unterfeuer) erforderlich (Kap. 3.3.1).
- Neubau Düker Neßsand (Hamburger Delegationsstrecke): Da für den Düker bei km 636,8 infolge des Ausbaus die verbleibenden Überdeckungshöhen zu gering waren, wurde ein Neubau des Dükers zwischen Wittenbergen und Neßsand erforderlich (Kap. 3.3.2).
- Sicherung der östlichen Böschung des Köhlbrands (Hamburger Delegationsstrecke): Die Vertiefung des Köhlbrands führt zwangsläufig zu einer Versteilung der Uferböschung, die deren Standsicherheit gefährden könnte. Auf der östlichen Seite des Köhlbrands wurde daher eine Sicherung der Uferböschung geplant und umgesetzt, um den aus der Vertiefung entstehenden Geländesprung aufzufangen (Kap. 3.3.3).
- Warteplatz Brunsbüttel: Zur Erhöhung der Sicherheit und Leichtigkeit des Schiffsverkehrs auf der Elbe wurde für den tidegebundenen Verkehr ungefähr auf halber Revierstrecke bei Brunsbüttel (Fahrinnen-km 694 bis 696,3) ein Warteplatz eingerichtet. Der Warteplatz war für den Fall gedacht, wenn ein tiefgehendes Massengutschiff das Tidefenster verpasst und

im Revier die nächste Tide abwarten muss. Der Bemessungsfall war ein wartendes Massengutschiff mit einem Tiefgang von 15,60 m bei niedrigstem Tideniedrigwasser. Unter Hinzuziehung eines Sicherheitszuschlages ergab sich eine Sohltiefe von NHN -18,30 m für den Warteplatz.

Die Planungs- und Genehmigungsphase mündete in den Planfeststellungsbeschlüssen (des Bundes sowie der Freien und Hansestadt Hamburg) vom 23.04.2012. Nach drei Planergänzungsverfahren konnte schließlich am 23.08.2018 der 3. Ergänzungsbeschluss erlassen werden. Er bildete den Startschuss für die bauliche Umsetzung der Maßnahmen. Nach einer Vielzahl an EU-weiten Ausschreibungs- und Vergabeverfahren wurden in 21 Monaten Bauzeit die Nassbaggerarbeiten auf der 135 km langen Strecke bis zur Elbmündung durchgeführt, fünf (von sechs) UWA hergestellt sowie die Erd- und Massivbauarbeiten für 12 Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen in Niedersachsen, Schleswig-Holstein und Hamburg realisiert.

Am 3. Mai 2021 erfolgte die 1. Freigabestufe (bis zu 0,9 Meter erhöhten Tiefgang) und am 24. Januar 2022 die Vollfreigabe (Tiefgang bis zu 1,90 Meter zusätzlich). Mit der Freigabe schließt sich ein umfangreiches Beweissicherungsprogramm mit einer Dauer von 12 Jahren an. Das Jahr 2022 wird somit als das erste Jahr der Beweissicherung definiert. Nach dem 3., 6., 9. und 12. Jahr wird jeweils ein Bericht angefertigt.

1.2 Aufbau und Struktur des Beweissicherungsberichtes

Der vorliegende Bericht umfasst die hydrologischen und naturschutzfachlichen Messungen, Untersuchungen und die Dokumentation der Datenentwicklung der letzten drei Jahre bzw. bei Vorlage langjähriger Zeitreihen und Geodaten der Jahre seit Ende der letzten Beweissicherung (2011/2012) zur Fahrrinnenanpassung 1999/2000.

Im 2. Kapitel werden zunächst die Grundlagen für das Beweissicherungsprogramm beschrieben: die rechtlichen Voraussetzungen, die Datenbereitstellung über das Zentrale Datenmanagement (ZDM) sowie die Entwicklung seit Ende der letzten Beweissicherung zur Fahrrinnenanpassung 1999/2000. Ein Großteil der Messungen aus der alten Beweissicherung wurde nach 2012 fortgeführt, so dass die zwischenzeitliche Entwicklung von 2013 bis 2021 sehr gut beschrieben werden kann. Die erfassten Daten bilden somit eine gute Grundlage zur Beschreibung und Bewertung des Zustandes vor und während des Ausbaus.

In diesem 1. Beweissicherungsbericht wird ausführlich auf die bauliche Umsetzung der Fahrrinnenanpassung eingegangen (Kapitel 3):

- Wasserbauarbeiten: Herstellung der Unterwasserablagerungsflächen (UWA) und die Nassbaggerarbeiten,
- Kompensations- und Kohärenzsicherungsmaßnahmen in Schleswig-Holstein, Niedersachsen und Hamburg,
- Hoch- und Tiefbaumaßnahmen an der Hamburger Delegationsstrecke.

In den Kapiteln 4, 5 und 6 werden die Untersuchungen im Rahmen der Fachdisziplinen Hydrologie, Topographie und Gewässerökologie ausführlich dokumentiert:

Die hydrologischen Untersuchungen umfassen die Wasserstands-, Salzgehalts- und Sauerstoffauswertungen der gesamten Tideelbe. Hierbei werden Messstellen der Wasserstraßen- und Schifffahrtsämter (WSÄ) Elbe-Nordsee und Elbe sowie der Hamburg Port Authority (HPA) zugrunde gelegt. Messstellen des Niedersächsischen Landesbetriebes für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz (NLWKN), des Instituts für Hygiene und Umwelt der Hansestadt Hamburg (HU) und der Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG) werden ebenfalls berücksichtigt.

Die Bewertung der Veränderung der land- und wasserseitigen Topographie erfolgt u.a. auf Basis von digitalen Geländemodellen mit Wasserlauf (DGM-W). Die Untersuchungen umfassen ebenso die Entwicklung der Abbruchkanten und Uferlinien (MThw-Linie) sowie der morphologischen Einheiten (Vorland, Watt, Flachwasser, Tiefwasser). Besonderes Augenmerk gilt der Entwicklung der Unterwasserablagerungsflächen (UWA) in der Medemrinne und am Neufelder Sand hinsichtlich der Lagestabilität und Strombauwirkung sowie der Begegnungsstrecke auf Höhe der Reviergrenze zwischen der HPA und der WSV.

Im Rahmen der gewässerökologischen Analysen werden die biologischen Qualitätskomponenten (QK) Makrophyten, Makrozoobenthos sowie Fische untersucht. Diese Untersuchungen ergänzen die bereits bestehenden „Koordinierten Elbe Messprogramme (KEMP)“ der Länder Hamburg, Niedersachsen und Schleswig-Holstein für das Monitoring im Zusammenhang mit der Wasserrahmenrichtlinie (WRRL). Zusätzlich wird ein umfangreiches Monitoring zur Entwicklung des Fintenbestandes sowie zur räumlichen und zeitlichen Verteilung des Laichgeschehens, des Laichs und der Larven durchgeführt.

Abschließend werden Ergebnisse der Schutzauflagen, die sich thematisch nicht in die Kapitel 4, 5 und 6 eingliedern lassen, in einem 7. Kapitel dargestellt.

2 Grundlagen

2.1 Rechtliche Voraussetzungen

Rechtliche Grundlagen für die Untersuchungen im Rahmen der Beweissicherung bildet der Erlass der Planfeststellungsbeschlüsse v. 23.04.2012 (Wasser- und Schifffahrtsdirektion (WSD) Nord, heute Generaldirektion Wasserstraßen und Schifffahrt (GDWS), Freie und Hansestadt Hamburg (FHH)-BWVI) und der 2. Ergänzungsbeschlüsse v. 24.03.2016 (GDWS/BWVI). Für weitergehende Informationen sind sämtliche Beschlüsse und Antragsunterlagen auf dem Portal Tideelbe unter dem Link <https://www.portaltideelbe.de/Planfeststellung-FAP2019> einsehbar.

Die relevanten Anordnungen der Beschlüsse hinsichtlich der Beweissicherungsauflagen gliedern sich wie folgt:

- Baumaßnahmen: Strombauwerke, Baggergutverbringung
- Kompensationsmaßnahmen
- Umweltschutz: Finte
- Weitere Schutzauflagen zu den Themen: Deichbestick, Obstbau, Schiffsgeschwindigkeit, Fischerei, Verlandung von Nebengewässern, Sielbauwerke, Häfen und Anlagen sowie Standsicherheit der Deiche
- Beweissicherung: Messprogramme der TdV s. Anlage 1 der Beschlüsse)

Ein Auszug des verfügenden Teils, hier die Anordnungen unter A.II. in Verbindung mit der Anlage 1 des Beschlusses sind in der [Anlage 2-1](#) zu finden.

Schwerpunkte im vorliegenden Bericht sind die Anordnungen zum Umweltschutz, zu den Schutzauflagen und zur Beweissicherung. Dabei gliedern sich die meisten Schutzauflagen thematisch in die Struktur der Beweissicherung ein. Ferner werden auch beweissicherungsrelevante Anordnungen zu den Baumaßnahmen in diesen Bericht eingebunden.

In diesem Bericht werden die aufgeführten fachspezifischen Anordnungen unter dem Begriff „Beweissicherung“ subsummiert.

2.2 Datenbereitstellung

Das Zentrale Datenmanagement der GDWS – Standort Kiel (ZDM) veröffentlicht unter <https://www.kuestendaten.de> bzw. (<https://www.portal-tideelbe.de>) sämtliche Zeitreihen und Geodaten, die im Rahmen der Beweissicherung zu erfassen sind (Abbildung 2-1). Weiterhin werden die Planfeststellungsunterlagen, Informationen zu der Baumaßnahme, den Kompensationsmaßnahmen und den Schutzauflagen veröffentlicht. Diverse Publikationen, Videos und Flyer zum Projekt werden ebenfalls bereitgestellt.

[Tideelbe](#) ▶ [Projekte](#) ▶ [Fahrrinnenanpassung 2019](#)

Fahrrinnenanpassung von Unter- und Außenelbe für 14,5 m tiefgehende Containerschiffe

Nach der baulichen Umsetzung der Fahrrinnenanpassung im Jahr 2021 können Schiffe mit einem Tiefgang von 14,5 m (in Salzwasser) tideabhängig den Hamburger Hafen erreichen. Der Ausbaubereich der Bundesstrecke erstreckte sich von der westlichen Landesgrenze der Freien und Hansestadt Hamburg bis zur Mündung in die Nordsee. Die Arbeiten östlich der Landesgrenze lagen in der Zuständigkeit der [Hamburg Port Authority \(HPA\)](#). Im Zusammenhang mit den Baggerarbeiten wurden sogenannte Unterwasserablagerungsflächen (UWA) im Bereich der Elbmündung errichtet, die sowohl eine strombauliche Funktion erfüllen als auch zur Aufnahme des Baggergutes dienten (Abb. 1).

Aufgrund der Eingriffe in Natur und Landschaft sind aquatische und terrestrische → [Kompensations- und Kohärenzsicherungsmaßnahmen](#) durchgeführt worden. In Schleswig-Holstein wurden z.B. mehrere Flächen an der Stör aufgewertet. Hierbei wurden u.a. neue, tideabhängige Flachwasserbereiche durch Öffnung der Sommerdeiche geschaffen. In Niedersachsen wurden insgesamt fünf Maßnahmenkomplexe direkt an der Tideelbe umgesetzt, wobei es sich bei der Herstellung der Strömungsrinne in der Schwarztoneinsander Nebenelbe um eine aquatische Kompensationsmaßnahme handelt. Weiter stromab wurden in Allwörden u.a. Bauarbeiten zur Wiedervernässung der Vorlandflächen durchgeführt. In Hamburg wurden zwei Kompensationsmaßnahmen umgesetzt.

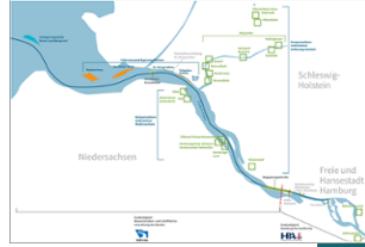


Abb. 1: Übersicht der Maßnahmen,
Quelle: WSV



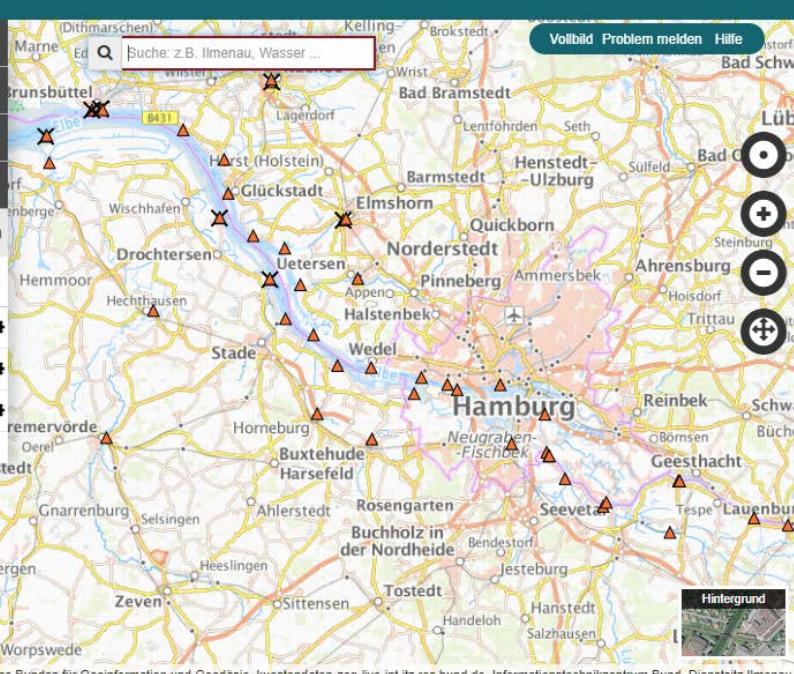
Abbildung 2-1: Startseite zum Projekt Fahrrinnenanpassung (<https://www.portaltideelbe.de/fap2019>)

Die im Rahmen der Beweissicherung festgelegten Tidepegel mit den zugehörigen Parametern Wasserstand, Tidehochwasser, Tideniedrigwasser und Tidemittelwasser, Flutdauer und Ebbedauer können auf dem Portal in unterschiedlicher Weise abgerufen werden (Abbildung 2-2).

[Küstendaten](#) ▶

- ▶ Teilen
- ▶ Drucken
- ▶ Zeichnen & Messen auf der Karte
- ▶ Erweiterte Werkzeuge
- ▶ Küstendaten Thema wechseln
- ▼ Dargestellte Karten Pegelstationen Chlorophyllstationen Pegelstationen

Nach weiteren Karten suchen? ▲ Menü schliessen



© Daten: Dienstleistungszentrum des Bundes für Geoinformation und Geodäsie, kuestendaten-zeg-live-int.itz.bund.de, Informationstechnikzentrum Bund, Dienstsitz: Ilmenau

20 km UTM 32N - ETRS89 (East/North) Schieben

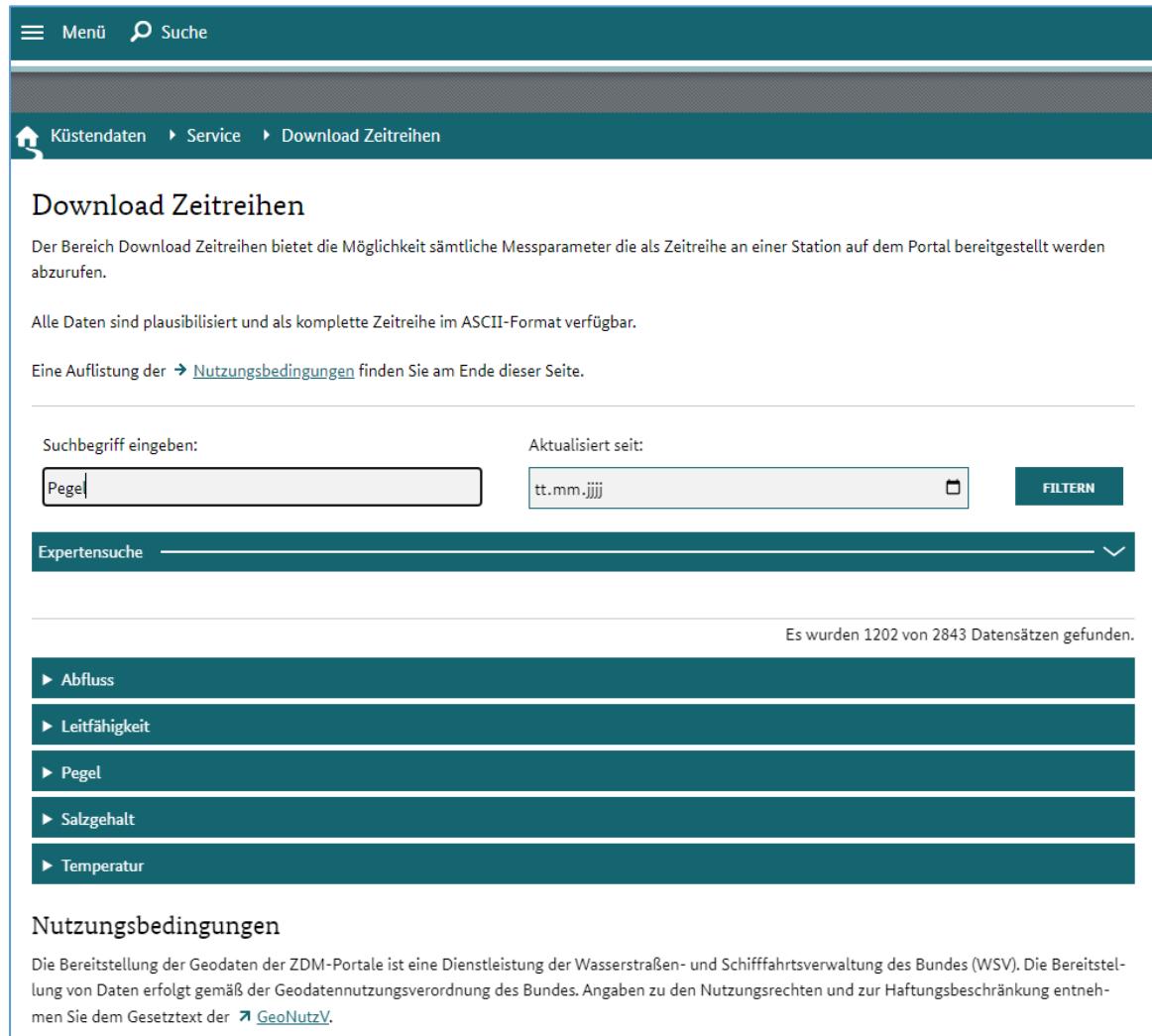
Vollbild Problem melden Hilfe + - +

Hintergrund Sitemap Impressum Datenschutz

Abbildung 2-2: Kartenansicht im ZDM Portal mit aktivem Layer der Pegelstationen (<https://www.portaltideelbe.de/Pegel>)

Die Kartenansicht gibt eine gute Übersicht über die Lage der Beweissicherungspegel. Es kann an jeder Station ein Steckbrief abgerufen werden, der die wesentlichen Metadaten der Station sowie die dort erfassten Parameter enthält. Ein direkter Wechsel in den Datendownload (Abbildung 2-3) ist möglich.

Weiterhin sind in der Kartenanwendung die Themenbereiche Fahrrinne / Kilometrierung, Luftbilder, Vegetation (Biotoptypen), Sedimentkataster, Topographie / DGM-W inklusive terrestrischer Messdaten aus den Bereichen Abbruchkanten, Längs- und Querprofile und MThw-Linien zu finden.



Menü Suche

Küstendaten > Service > Download Zeitreihen

Download Zeitreihen

Der Bereich Download Zeitreihen bietet die Möglichkeit sämtliche Messparameter die als Zeitreihe an einer Station auf dem Portal bereitgestellt werden abzurufen.

Alle Daten sind plausibilisiert und als komplette Zeitreihe im ASCII-Format verfügbar.

Eine Auflistung der → [Nutzungsbedingungen](#) finden Sie am Ende dieser Seite.

Suchbegriff eingeben: Aktualisiert seit:

Expertensuche

Es wurden 1202 von 2843 Datensätzen gefunden.

- Abfluss
- Leitfähigkeit
- Pegel
- Salzgehalt
- Temperatur

Nutzungsbedingungen

Die Bereitstellung der Geodaten der ZDM-Portale ist eine Dienstleistung der Wasserstraßen- und Schifffahrtsverwaltung des Bundes (WSV). Die Bereitstellung von Daten erfolgt gemäß der Geodatennutzungsverordnung des Bundes. Angaben zu den Nutzungsrechten und zur Haftungsbeschränkung entnehmen Sie dem Gesetztext der [GeoNutzV](#).

Abbildung 2-3: Datendownloadbereich auf dem ZDM Portal (<https://www.portaltideelbe.de/download>)

Der Datendownloadbereich erlaubt es, sämtliche Zeitreihen in einem ASCII-Format für die weitere Nutzung in anderen Anwendungen herunterzuladen. Hierbei werden die Nutzenden durch unterschiedliche Filtermöglichkeiten der Daten unterstützt. So ist in der Standardansicht eine Filterung über einen Suchbegriff und das Aktualisierungsdatum möglich. Die Expertensuche ermöglicht noch weitere Filtermöglichkeiten wie das betreffende Portal, die anbietende Institution, die Messstelle oder den Parameter.

Im Bereich des Datendownload und im Kartentool sind neben Daten der HPA auch Daten Dritter wie z.B. die der Hubschrauberlängsbefliegungen der FGG-Elbe oder Teile des Wassergütemessnetzes vom Institut für Hygiene und Umwelt der Freien und Hansestadt Hamburg (HU) abrufbar.

Eine schnelle Visualisierung der Zeitreihen ist zudem auf den ZDM Portalen direkt möglich. Hierzu werden die verfügbaren Zeitreihen performant in einem Zeitreihenclient dargestellt (Abbildung 2-4).

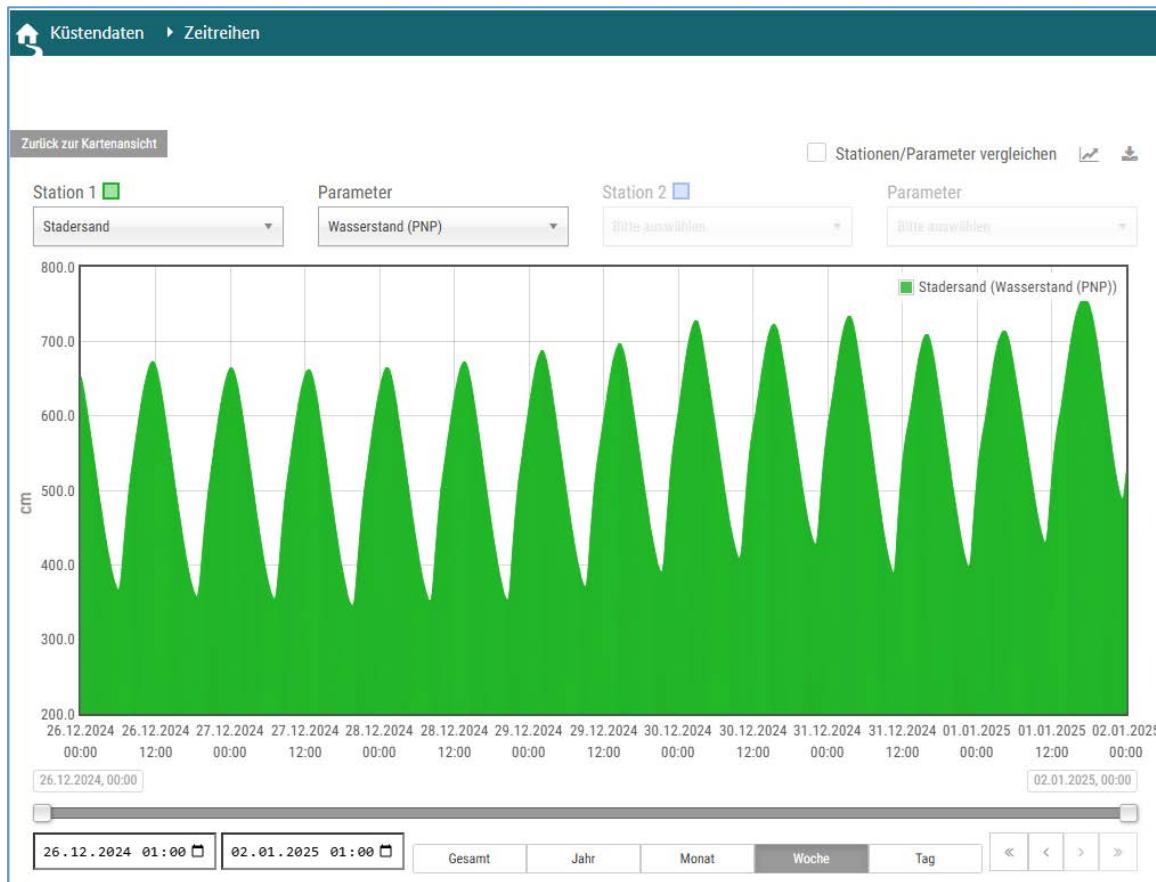


Abbildung 2-4: Zeitreihenclient auf dem ZDM Portal (<https://www.kuestendaten.de/DE/dienste/zeitreihen>)

Der Client bietet die Möglichkeit, verschieden lange Zeitbereiche zu visualisieren. Bei Bedarf ist auch ein Vergleich mit einer zweiten Station oder einem anderen Parameter an der gleichen Station möglich. Der Einstieg erfolgt über eine Kartenansicht. Innerhalb des Clients ist ebenfalls der direkte Download der Zeitreihe möglich. Entweder als gesamte Zeitreihe (ZIP-Datei) oder als Zeitbereich der dargestellten Parameter (CSV-Export). Hierbei ist zu beachten, dass für den CSV-Export großer Zeitbereiche (Gesamtdarstellung) die Daten ggf. generalisiert werden.

Die Bereiche Kartenansicht, Datendownloadbereich und Zeitreihenclient stehen für die Beweissicherungsparameter Wasserstände, Sauerstoff, Temperatur, Salzgehalt oder Leitfähigkeit zur Verfügung.

Geodaten, die weder über die Kartenanwendung noch über den Datendownload angeboten werden können, werden im Bereich „Download Geodaten“ (Abbildung 2-5) zur Verfügung gestellt. Hier finden sich z.B. Informationen zu den Themenfeldern Topographie, Vegetation, Sedimente und insbesondere die Digitalen Geländemodelle des Wasserlaufs (DGM-W). Die Daten werden in speziellen Formaten für die weitere Nutzung in externen Programmsystemen angeboten.

DGM-W 2022 Außen- und Unterelbe
 (Digitales Geländefmodell des Wasserlaufes - Multifunktionsmodell)
 xyz-ASCII-Daten Raster in 1m Auflösung (1 km² Kacheln)

ETRS89 UTM32N

- [Teil1 Scharhörn Hohenhörn Vogelsand Neuwerk Trischen \(zip, 787 MB, Datei ist nicht barrierefrei\)](#)
- [Teil2 Cuxhaven Otterndorf Brunsbüttel Oste \(zip, 882 MB, Datei ist nicht barrierefrei\)](#)
- [Teil3 Brokdorf Stör Krückau Pinnau \(zip, 529 MB, Datei ist nicht barrierefrei\)](#)
- [Teil4 Wedel Buxtehude Hamburg Geesthacht \(zip, 515 MB, Datei ist nicht barrierefrei\)](#)
- [Metadaten \(PDF, 113 KB, Datei ist nicht barrierefrei\)](#)
- [Darstellungsbereiche \(PDF, 123 KB, Datei ist nicht barrierefrei\)](#)

[DGM-W 2022 Esri ASCII Grid \(Gesamtgebiet 1m Auflösung\) \(zip, 978 MB, Datei ist nicht barrierefrei\)](#)

[DGM-W 2022 Esri Grid \(Gesamtgebiet 1m Auflösung\) \(zip, 1,4 GB, Datei ist nicht barrierefrei\)](#)

[DGM-W 2022 GeoTiff \(Gesamtgebiet 1m Auflösung\) \(zip, 1,8 GB, Datei ist nicht barrierefrei\)](#)

[DGM-W 2022 GeoTiff \(Gesamtgebiet 2m Auflösung\) \(zip, 545 MB, Datei ist nicht barrierefrei\)](#)

[Datenquellkarte \(zip, 119 MB, Datei ist nicht barrierefrei\)](#)

Abbildung 2-5: Geodatendownloadbereich des ZDM Portals (https://www.portaltideelbe.de/download_geodaten)

Das Leitfähigkeitsmessnetz und das Höchstgeschwindigkeitstool, die Teile der Schutzauflagen sind, können unter dem Punkt „Service“ als gesonderte Navigationspunkte aufgerufen werden. Eine Beschreibung zu den Schutzauflagen findet sich unter dem Projekt Fahrrinnenanpassung 2019 im Untermenüpunkt Schutzauflagen. Hier wird auch das Fintenmonitoring dokumentiert.

Zur Nutzung in anderen Applikationen stellt das ZDM zudem einen OGC konformen Web Mapping Service (WMS) und einen Web Feature Service (WFS) bereit. Eine Übersicht zu den Diensten findet sich auf der Seite <https://www.portaltideelbe.de/dienste>.

2.3 Hydrologische und morphologische Entwicklungen seit 2000

Im Folgenden wird der Fokus auf die Veränderungen in der Tideelbe in den letzten 25 Jahren gelegt. Während der Tidehub in St. Pauli in den ersten 10 Jahren nach Fertigstellung der Fahrrinnenanpassung von Unter- und Außenelbe in 1999/2000 etwa in der gleichen Geschwindigkeit wie vor dem Ausbau anstieg, hat sich der jährliche Anstieg am Pegel St. Pauli im Zeitraum 2011/2012 bis 2017 zunächst deutlich beschleunigt. Eine ähnliche Entwicklung, aber mit elbabwärts abnehmender Ausprägung, war auch an den Pegeln unterhalb Hamburgs (etwa bis Brokdorf) zu beobachten (Abbildung 2-6). Gleichzeitig zum beschleunigten Tidehubanstieg wurden in der Unterelbe eine Zunahme der Strömungsgeschwindigkeiten, verstärkte Trübung sowie erhöhte Sedimentationsraten beobachtet. Im Elbmündungsgebiet sowie der offenen Nordsee (Pegel Helgoland) blieb der Tidehub in dieser Zeit hingegen weitgehend konstant. Seit 2017 ist an den Pegeln im inneren Ästuar wieder eine gewisse Stabilisierung der Wasserstandsverhältnisse zu verzeichnen.

Die hydrologischen und morphologischen Veränderungen weckten die Aufmerksamkeit der Fachwelt, zumal in diesem Zeitraum keine baulichen Maßnahmen an bzw. in der Tideelbe durchgeführt wurden, die als Ursache in Frage gekommen wären. Es wurde eine interdisziplinäre und ämterübergreifende Arbeitsgruppe mit Mitgliedern der Wasserstraßen- und Schifffahrtsverwaltung des Bundes (WSV), der Bundesanstalten für Wasserbau (BAW) und Gewässerkunde (BfG) sowie der Hamburg Port Authority (HPA) gegründet, um die Beobachtungen eingehend zu analysieren. Die Ergebnisse dieser Arbeitsgruppe werden im Folgenden zusammenfassend skizziert. Ausführlich wurden sie in einem Beitrag in der Zeitschrift „Die Küste“ (Weilbeer et al. 2021) veröffentlicht.

Die Abbildung 2-6 zeigt die Entwicklung des mittleren Tidehubs (MThb) im Jahresmittel an verschiedenen Elbe-Pegeln sowie in Helgoland seit 2000.

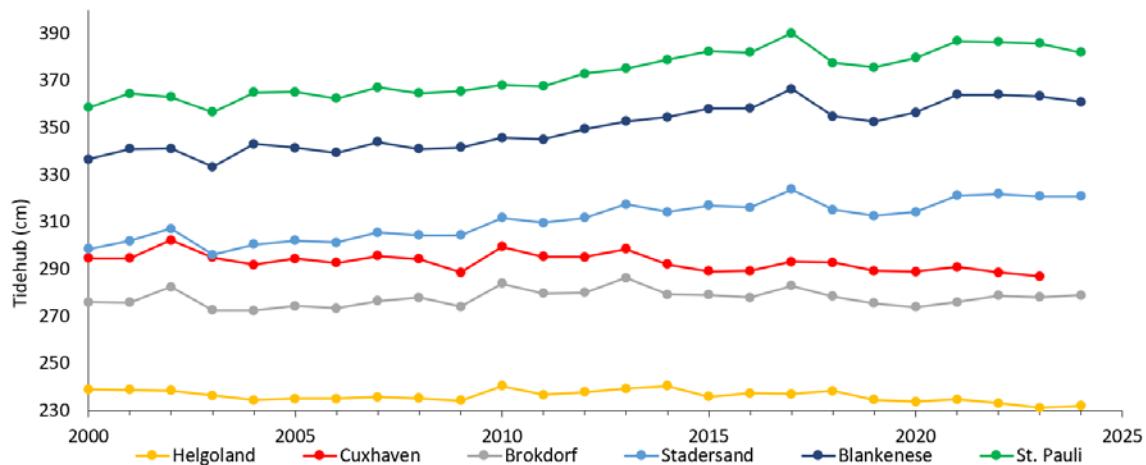


Abbildung 2-6: MThb (Jahresmittelwerte) an verschiedenen Elbe-Pegeln sowie in Helgoland seit 2000 in cm

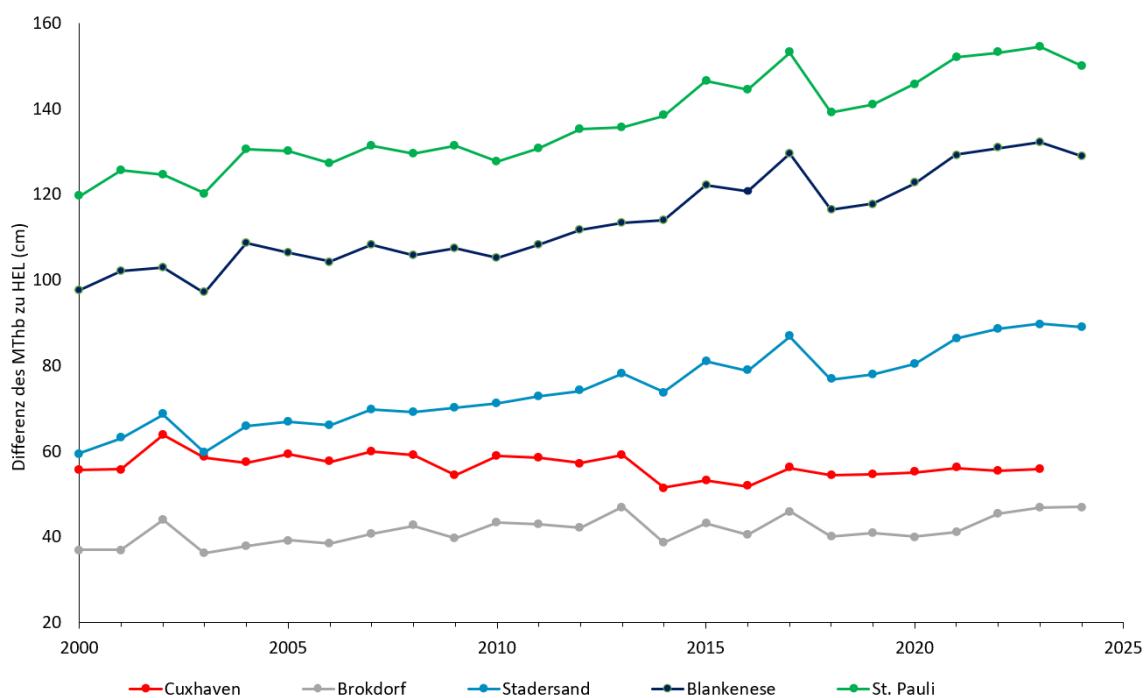


Abbildung 2-7: Differenzen des MThb (Jahresmittelwerte) von verschiedenen Elbe-Pegeln zum Pegel Helgoland seit 2000 in cm

Der beschleunigte Tidehubanstieg wird anhand der Tidehub-Differenzen der Elbe-Pegel zum Nordseepegel Helgoland in Abbildung 2-7 verdeutlicht. Hier wird auch deutlich, dass die Differenzen stromauf zunehmen, im inneren Ästuar somit am stärksten ausgeprägt sind. Die erwähnte Arbeitsgruppe identifizierte die folgenden Ursachen für die Entwicklung der Tidewasserstände:

Oberwasserzufluss: Einen nennenswerten direkten Einfluss auf die Wasserstände der Tideelbe hat der Oberwasserzufluss (gemessen am Pegel Neu Darchau in der Mittelelbe) praktisch nur stromauf des Hamburger Hafens, aufgrund der dort deutlich kleineren Querschnitte des Gewässers.

Gleichwohl spielt der Abfluss der Elbe für das hydromorphologische Geschehen in der Tideelbe eine bedeutende Rolle. Wie Abbildung 2-8 anhand der mittleren Jahresabflüsse am Pegel Neu Darchau seit 2000 zeigt, bewegte sich nach dem Rekord-Hochwasser von Juni 2013 der Oberwasserzufluss der Elbe auf einem im Vergleich zum langjährigen Mittel (30-jähriger Mittelwert MQ30) deutlich unterdurchschnittlichen Niveau. Im Durchschnitt lagen die Jahresmittel des Abflusses ab 2013 rd. 200 m³/s niedriger als der langzeitstatistische Mittelwert. Dabei traten die geringen Abflüsse sowohl im Sommer- als auch im Winterhalbjahr auf. Kennzeichnend waren zudem sehr niedrige Maximalabflüsse (der Höchstwert der hydrologischen Jahre 2014 – 2023 betrug lediglich 1.360 m³/s, am 20.01.2015) und häufige extrem niedrige Abflusswerte, vor allem in den Sommermonaten.

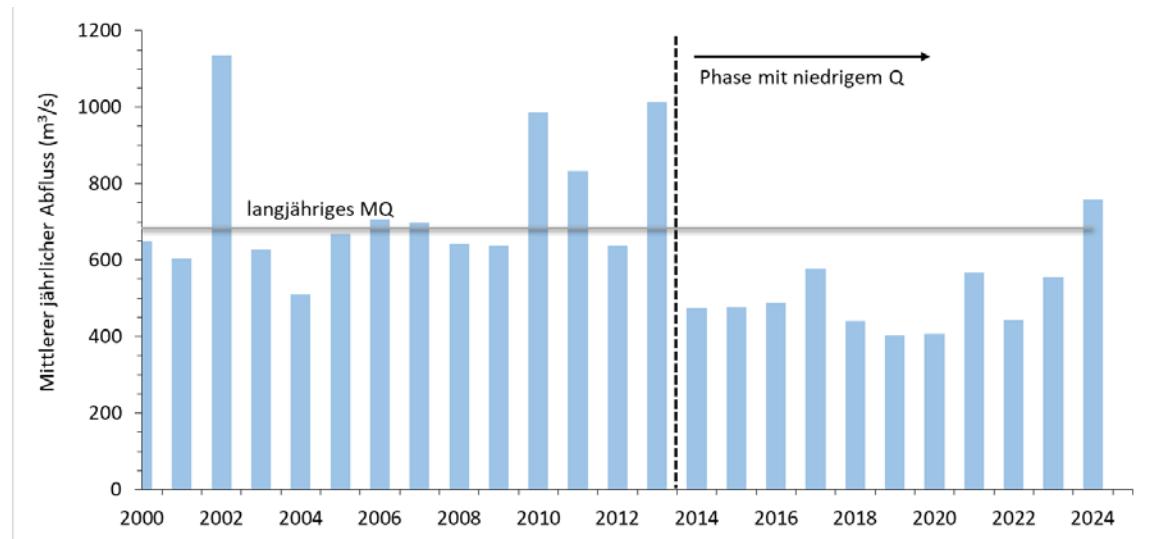


Abbildung 2-8: Mittlerer Jahresabfluss Neu Darchau (Kalenderjahre)

Die Auswirkungen eines dauerhaft niedrigen Oberwasserzuflusses auf den Feinsedimenthaushalt der Tideelbe sind erheblich: Es erfolgt kein natürlicher Austrag von Feinmaterial in Richtung Nordsee und Sedimente werden im Bereich der Unterelbe verstärkt stromauf, d.h. in Richtung Hamburg verfrachtet. Durch den Vergleich mit der (weniger intensiven) Niedrigwasserphase der Elbe zwischen 1989 und 1993 kann gezeigt werden, dass es in Phasen mit niedrigen Oberwasserzuflüssen grundsätzlich zu einer deutlichen Erhöhung des Schwebstoffinventars und einem Anstieg der Schwebstoffgehalte kommt. Entsprechend steigen auch die Baggermengen insbesondere in strömungsberuhigten Hafenbereichen stark an. Zudem ist während dieser Phasen von verstärkten Auflandungen in Nebenbereichen auszugehen.

Morphologische Veränderungen: Das Mündungsgebiet der Elbe ist seit jeher durch intensive und großräumige Umlagerungsvorgänge gekennzeichnet. Wasserbauliche Systemstudien der Bundesanstalt für Wasserbau zeigen, dass eine veränderte Morphologie im Bereich des Mündungstrichters wesentlich für die jüngsten Veränderungen im Wasserstands- und Strömungsgeschehen in der Unterelbe ist. Ein Vergleich der digitalen Geländemodelle des Wasserlaufes (DGM-W) der Tideelbe der Jahre 2010 und 2016 (vgl. Kapitel 5.1) zeigt deutliche Veränderungen im Mündungstrichter. Am auffälligsten ist die Entwicklung der Medemrinne, die 2016 länger gestreckt ist und seewärtig deutlich weiter westlich in das Fahrwasser der Elbe mündet. Zudem besteht eine stärker ausgeprägte Verbindung zwischen der Medemrinne und dem Klotzenloch. Im Rahmen einer Systemstudie im hydronumerischen Modell der BAW zeigte sich, dass die veränderten Tidestromvolumenströme im Mündungsgebiet einen Anstieg des Tidehubs oberhalb von St. Margarethen (Elbe-km 690) bewirken. Beginnend mit dem Durchbruch des

Klotzenlochs (2008/2009) ist etwa ab 2009/2010 von einer Aufweitung des Mündungstrichters und damit von einem verstärkten Energieeintrag in das Elbästuar auszugehen. Allein aufgrund der veränderten Topografie steigt in dieser Systemstudie der Tidehub am Pegel St. Pauli um ca. 8 cm.

Für die Entwicklung des hydrologischen Geschehens in den letzten 25 Jahren sind somit zu einem großen Teil Veränderungen in der Morphologie - insbesondere im Mündungstrichter der Elbe - ursächlich, die durch die Folgen der seit Sommer 2014 anhaltenden Phase unterdurchschnittlich niedriger Oberwasserzuflüsse überlagert und durch ein auf diese Entwicklung unzureichend angepasstes Sedimentmanagement verstärkt werden.

3 Baudokumentation

3.1 Wasserbauarbeiten

3.1.1 Unterwasserablagerungsflächen (Strombauwerke)

Die Unterwasserablagerungsflächen (UWA) bilden die wesentlichen Bauwerke für die Unterbringung von Baggergut. Ihre Funktion ist bedeutsam für die Minimierung des mit der Fahrinnenanpassung verbundenen Umwelteinflusses.

Durch die Ausbaubaggerungen wurde der Gewässerquerschnitt vergrößert. Dadurch kann die Tide leichter in das Tidegewässer einströmen. Die hydrologischen Parameter wie Wasserstände und Strömungen verändern sich zu Ungunsten der bestehenden Ökologie.

Die Strombauwerke wirken der ausbaubedingten Querschnittsvergrößerung durch Querschnittsverbau an anderer Stelle teilweise entgegen. Es kommt dadurch zur:

- Minimierung ausbaubedingter Tidehubänderungen
- Förderung des ebbstromorientierten Sedimenttransports
- Minderung ungünstiger morphologischer Trends, z. B. stärkere Strömungsbelastung der Elbufer, Erosionstendenz der Medemrinne nach Norden und Auflandungstendenz der Nebenelben, Nebenflüsse und Elbhäfen

Verantwortlich für die strombauliche Wirksamkeit sind hauptsächlich die beiden großen Unterwasserablagerungsflächen UWA Medemrinne (Abbildung 3-1) und UWA Neufelder Sand (Abbildung 3-2).



Abbildung 3-1: UWA Medemrinne

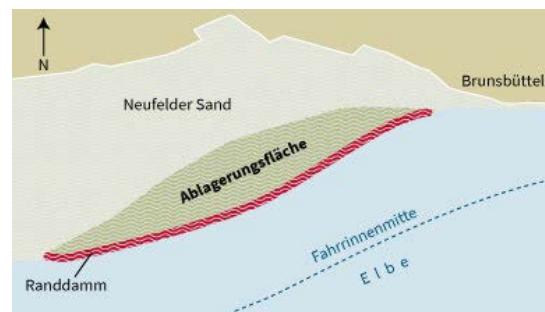


Abbildung 3-2: UWA Neufelder Sand

Das Bauprinzip war bei allen Unterwasserablagerungsflächen im Wesentlichen gleich. Das in die Fläche eingebrachte Baggergut wird durch ein Stabilisierungsbauwerk gehalten. Dieses Bauwerk wurde als Schüttsteindamm mit einem Korngemisch der Klasse 1/200 hergerichtet. Bei der UWA Medemrinne liegt das Dammbauwerk innerhalb der Auffüllungsfläche und wurde vor- und hinterspült, während es sich bei den übrigen Unterwasserablagerungsflächen um Einfassungsbauwerke handelt. Bei der Auffüllung der UWA Medemrinne wurde die vorhandene Topographie mit Rinnenstruktur auf einem höheren Geländeniveau in etwa nachgebildet. Der Initialdamm weist eine Böschungsoberkante von NHN -3,50 m im nordöstlichen Bereich auf, an den im südwestlichen Teil eine Rinne mit einer Oberkante von NHN -5,0 m anschließt. Der Wattanschluss erfolgt bei einer Höhe von NHN -3,50 m. Diese Geometrie ist ebenfalls bei der Befüllung der restlichen Fläche beibehalten worden.

Die Kronenhöhe der Randeinfassung der UWA Neufelder Sand liegt bei NHN -4,60 m. Die Kronenhöhe der Randeinfassung der UWA Scheelenkuhlen liegt bei NHN -6,40 m, die der Unterwasserablagerungsflächen St. Margarethen und Brokdorf bei NHN -5,40 m.

Der Randdamm der UWA Neufelder Sand wurde vom 08.04.2019 bis zum 21.10.2020 errichtet, der Initialdamm der UWA Medemrinne vom 03.03.2019 bis zum 29.06.2019 und somit vor Beginn der „Brandgansrestriktion“ abgeschlossen. Die Anordnung A.II.4.1 des Planfeststellungsbeschlusses legte eine Bauzeitenbeschränkung für die UWA Medemrinne vom 1. Juli bis 31. August jeden Jahres zum Schutz mausernder Brandgänse fest.

Aufgrund morphologischer Veränderungen in der Medemrinne konnte der Initialdamm nicht durchgängig hergestellt werden. Die Herstellung der Durchgängigkeit war erst nach Beendigung der Nassbaggerarbeiten für die Fahrrienenanpassung möglich und wurde vom 20.10.2021 bis zum 14.03.2022 durchgeführt. Die UWA Medemrinne wurde in einer tatsächlichen Größe von ca. 562,5 ha und die UWA Neufelder Sand in einer tatsächlichen Größe von 373,4 ha hergestellt. Die Bauzeiten für die Randeinfassungen der übrigen Unterwasserablagerungsflächen war folgende:

- UWA Brokdorf: 01.02.2019 – 21.06.2019
- UWA St. Margarethen: 26.07.2019 – 18.09.2019
- UWA Scheelenkuhlen: 01.09.2019 – 15.09.2020

Die Befüllung der Unterwasserablagerungsflächen erfolgte überwiegend über eine Schwimmleitung zum Spülton, wo das Material bodennah durch Herabführen des Einspülkopfes bis 1 m über Gewässersohle eingebaut wurde (Abbildung 3-3). Durch den sohnahen Einsatz des Einspülkopfes wurde die Verdriftung des Baggergutes vermindert.

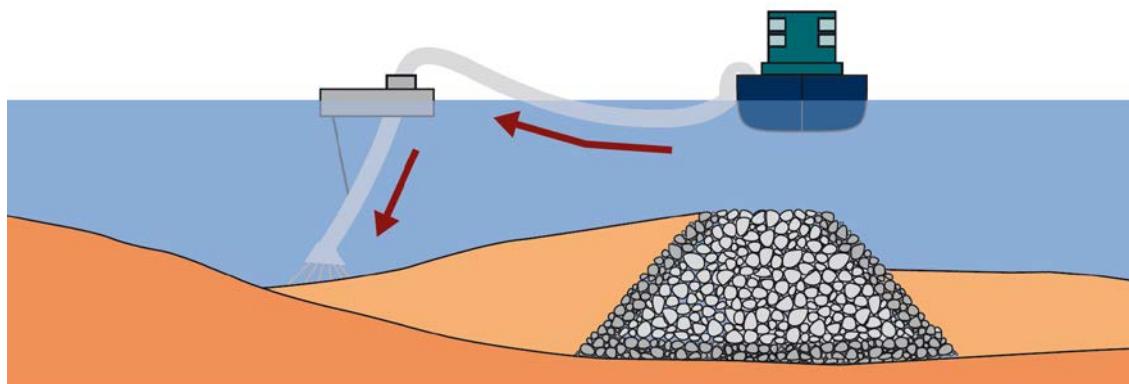


Abbildung 3-3: Funktionsweise des Hopperbaggers und des Spülton

3.1.2 Nassbaggerarbeiten (Baggergutverbringung)

Die Nassbaggerarbeiten für die Fahrrienenanpassung im Bereich der **Bundesstrecke** wurden in der Zeit von Juli 2019 bis Februar 2021 unter Beachtung der „Fintenrestriktion“ durchgeführt. Gemäß Anordnung A.II.4.2 des Planfeststellungsbeschlusses galt zur Vermeidung von Beeinträchtigungen des Finten-Laichs ein Baggerverbot in den zentralen Laichbereichen der Finte zwischen Schwingemündung und Mühlenberger Loch vom 15. April bis 30. Juni.

Für Monitoring, Berechnung von Umlaufergebnissen und Dokumentation der wesentlichen WSV-Nassbaggerarbeiten wurde ein System für elektronische Fernüberwachung eingesetzt. Damit wurden zwei Spültonen sowie sieben Hopperbagger überwacht, die mit 4060 Umläufen ein Gesamtvolumen von 28,7 Mio m³ in 18 Baggerabschnitten baggerten und das Material auf die fünf Unterwasserablagerungsflächen (UWA), eine Übertiefenverfüllung (ÜT) und eine Umlagerungsfläche (UL) verbrachten (Abbildung 3-4).

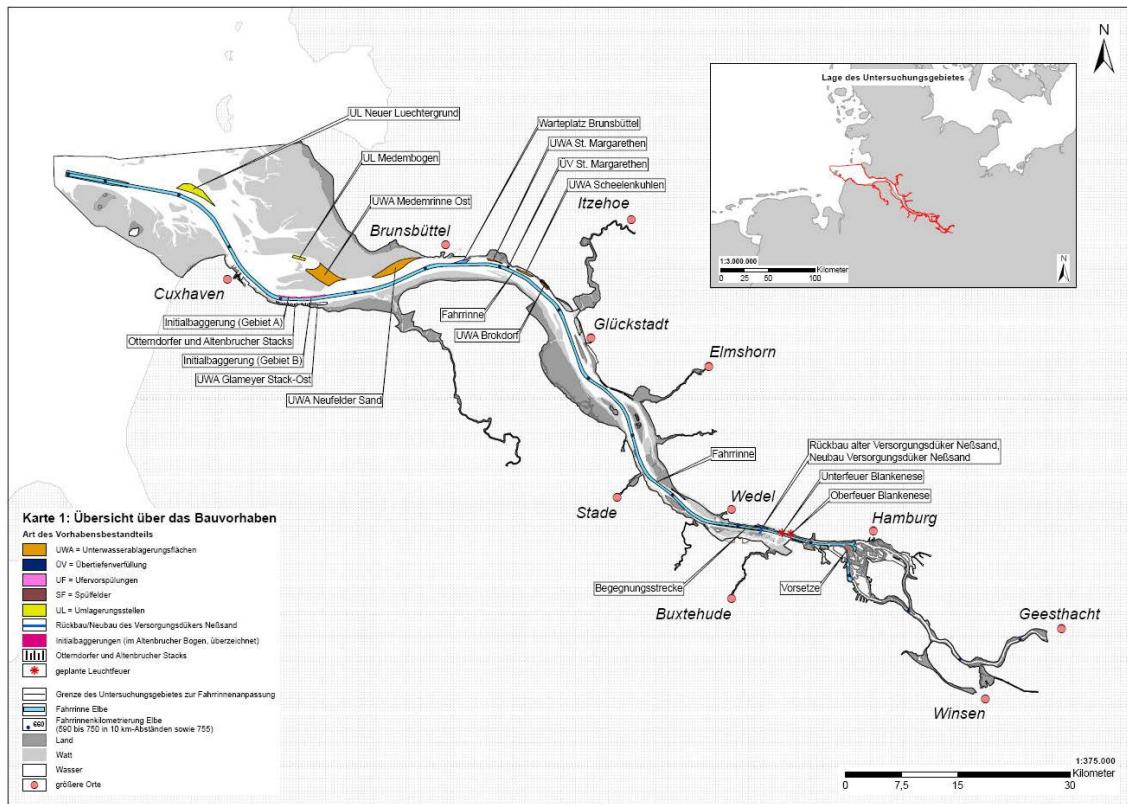


Abbildung 3-4: Projektgebiet und Lage der Verbringungsflächen

Der überwiegende Teil des im Projekt gebaggerten Bodenvolumens wurde mit 86,86% oder rund 25 Mio. m³ auf die UWA Medemrinne und UWA Neufelder Sand mittels Einspülung durch die Pontons „Vagant“ und „Al Dana 1“ verbracht. 15,7 Mio. m³ oder 54,5% des projektweiten Baggerguts entfielen dabei auf die UWA Medemrinne, 32,35% oder 9,3 Mio. m³ auf die UWA Neufelder Sand. In weitem Abstand folgen UWA Scheelenkuhlen mit 1,5 Mio. m³ oder 5,05%, UL Neuer Luechtergrund mit 1,1 Mio m³ oder 3,92% und UWA St. Margarethen mit 625.914 m³ und 2,18%. 467.753 m³ oder 1,63% wurden auf UWA Brokdorf verbracht und 106.312 m³ oder 0,37% auf der ÜT St. Margarethen verklappt. Weitergehende Informationen können dem Bericht zur elektronischen Bauüberwachung entnommen werden ([Anlage 3-1](#)). Die Abnahmepiegelungen der Unterwasserablagerungsflächen sind als Anlagen 3-2a-e (a) [UWA Brokdorf](#), b) [UWA Medemrinne](#), c) [UWA Neufelder Sand](#), d) [UWA Scheelenkuhlen](#) und e) [UWA St. Margarethen](#)) diesem Dokument beigefügt.

Wenn die tatsächlich eingespülte Bodenmenge die ursprünglich berechnete Kapazität einer Unterwasserablagerungsfläche übersteigt, hängt das damit zusammen, dass sich trotz bodennahem Verspülen Verdriftungen von Baggermaterial nicht ganz vermeiden lassen.

Die Umlagerungsstelle Medembogen wurde für eine Verbringung von Baggergut nicht genutzt.

Die Baggerarbeiten zum Fahrrinnenausbau im Bereich der **Hamburger Delegationsstrecke** wurden im Zeitraum vom 29.03.2020 bis zum 28.09.2020 durchgeführt. Diese umfassten neben der Vertiefung und Verbreiterung der Fahrrinne in der Bundeswasserstraße auch die Vertiefung von Zufahrten zu den Liegeplätzen der großen Containerterminals im Parkhafen, Waltershofer Hafen und Vorhafen. Im Bereich des Köhlbrands wurde die neue Ausbautiefe im Verlauf der alten Fahrrinnentrassierung hergestellt, da die geplante Fahrwasser-Verschwenkung in östlicher Richtung erst nach endgültigem Abschluss der Sicherung der Köhlbrand-Ost-Böschung (siehe Kap. 3.3) erfolgen kann.

Das Baggergut mit einem Volumen von rd. 3 Mio. m³ aus der Hamburger Delegationsstrecke wurde im Schutz des vorher hergestellten Dammes der UWA Neufelder Sand bodennah eingebracht und damit ortsfest eingebaut. Definierte Teilbereiche, die so befüllt wurden, sind anschließend mit Material der Bundesstrecke abgedeckt worden. Im Vorwege der Baggergutverbringung in der Elbmündung wurde vor (2016/2017) und nach dem Ausbau (2021/2022) ein umfangreiches Monitoring hinsichtlich sedimentologischer Eigenschaften, Schadstoffen und Ökotoxikologie durchgeführt. Es wurden keine nennenswerten Veränderungen bzw. kein negativer Einfluss auf die Qualität der Sedimente beobachtet. Der ausführliche Bericht der Bundesanstalt für Gewässerkunde „Monitoringbericht zu den Unterwasserablagerungsflächen Neufelder Sand (bei Elbe-km 702) und Medemrinne (bei Elbe-km 713) nach der Fahrrinnenanpassung“ (BfG, Kleisinger 2024) ist als [Anlage 3-3](#) beigefügt.

Beim Fahrrinnenausbau auf der Hamburger Delegationsstrecke wurden leicht lösbare, pumpfähige Bodenarten (Schluff, Sand, Kies) mit Laderaumsaugbaggern (Hopperbaggern) ausgebaut. Die Ausbaumenge leicht lösbarer Bodenarten gemäß Aufmaß der Laderaumsaugbagger betrug 2.271.637 m³. Schwer lösbare, bindige Bodenarten (Mergel, Glimmerschluff) wurden mithilfe eines großen Hydraulikbagger sohnah aufgebrochen und abgetragen. Das Baggergut wurde anschließend in große, selbstfahrende Splitthopperbarges geladen und rd. 75 km bis 90 km stromabwärts transportiert, um es in der UWA Neufelder Sand einzubauen. Insgesamt wurden mit der Gerätekette 678.056 m³ bindiger Boden ausgebaut und in der UWA Neufelder Sand wieder eingebaut. Somit wurden rd. 2,95 Mio. m³ Boden durch Hydraulikbagger und Laderaumsaugbagger auf der Hamburger Delegationsstrecke ausgebaut und zur UWA Neufelder Sand verbracht.

Nachdem auch auf der Bundesstrecke die erforderlichen Arbeiten ausgeführt waren, erfolgte die Freigabe der neuen Solltiefen in zwei Stufen. Dieses Vorgehen wurde gewählt, weil unmittelbar nach Abschluss der Baggerarbeiten noch nachlaufende Veränderungen an den Unterwasserböschungen bis in die Fahrrinne hinein auftreten können. Zum anderen bot dies die Gelegenheit, dass alle Beteiligten Erfahrungen mit den neuen nautischen Bedingungen sammeln konnten.

Die erste Freigabestufe konnte am 3. Mai 2021 umgesetzt werden. Die den Hamburger Hafen anlaufenden Großcontainerschiffe konnten damit die Tiefgangverbesserungen etwa zur Hälfte ausschöpfen. Die Freigabe der zweiten Stufe der Fahrrinnenanpassung erfolgte am 24. Januar 2022. Damit war das Vorhabenziel, 13,5 m tiefgehenden Containerschiffen eine tideunabhängige Erreichbarkeit des Hamburger Hafens zu ermöglichen, erreicht. Tideabhängig sind auch größere Tiefgänge möglich.

3.2 Kompensations- und Kohärenzsicherungsmaßnahmen

Die Fahrrinnenanpassung von Unter- und Außenelbe stellt einen Eingriff in Natur und Landschaft dar, welcher auszugleichen ist. Diesen Ausgleich leisten sogenannte Kompensationsmaßnahmen. Der Begriff Kompensationsmaßnahmen umfasst auch die Kohärenzsicherungsmaßnahmen. Diese sollen den Zusammenhang des europäischen ökologischen Netzes Natura 2000 mit bestimmten Schutz- und Erhaltungszielen sichern. Es sind sowohl Maßnahmen im Gewässer (aquatisch) als auch an Land (terrestrisch) umgesetzt worden.

Die Umsetzung erfolgte gemäß des landschaftspflegerischen Begleitplans (LBP 2008) sowie dessen Ergänzung (LBP/E 2010), wobei sich für die Kompensationsgebiete eine Gesamtfläche von ca. 1.030 Hektar (ha) ergab. Hierbei beträgt der Kohärenzanteil gemäß FFH-Verträglichkeitsprüfung (FFH-VP 2010) eine Fläche von ca. 390 ha.

Insgesamt wurden neun Maßnahmen in Schleswig-Holstein und sechs in Niedersachsen realisiert. Die Gebiete in Schleswig-Holstein befinden sich an der Stör zwischen Wewelsfleth und Kellinghusen, im Offenbütteler Moor und in Giesensand. In Niedersachsen handelt es sich um die

Gebiete Allwördener Außendeich Mitte und Süd, Insel Schwarzonnessand, Schwarzonnessander Nebenelbe, Barnkruger Loch und Ufer am Asseler Sand. Im Bereich der Freien und Hansestadt Hamburg dienen drei Maßnahmen der Kompensation von vorhabensbedingten Beeinträchtigungen: Zollenspieker, Tideanschluss Billwerder Insel und Spadenlander Busch / Kreetsand.

3.2.1 Schleswig-Holstein

In **Wewelsfleth** (Abbildung 3-5) entstanden auf 50 ha insgesamt sehr vielfältige, je nach Wasserstand und Zeitdauer der Vernässung unterschiedliche Biotope, die wiederum einem sehr breiten Spektrum von Pflanzen und Tieren als Standort dienen. Durch ihre Gestaltung sollen sich die Flächen insbesondere Wiesenvögeln als Brut- und Zugvögeln als Rastgebiet anbieten.

Im Nordosten, Westen und am Störufer wurden die Wiesen vernässt und teilweise mit dauerhaften Flachwasserbereichen versehen. Dies geschah durch den Rückbau des bisherigen Entwässerungssystems, durch Aufweitung bestehender Gräben sowie durch die Anlage von Blänen. Im Südosten und im Zentrum entstanden Staupolder, die während des Winterhalbjahres mit Wasser aus der Stör gefüllt und flächendeckend angestaut werden. Hier wurden die bereits bestehenden Randverwallungen genutzt und bei Bedarf ergänzt. Das eingelassene Wasser verteilt sich langsam über die ebenfalls bereits vorhandenen Grüppen und Gräben. Auslassbauwerke regulieren und entleeren die Polderflächen. Um die Wasserströme mit dem größtmöglichen ökologischen Nutzen steuern zu können, war der Bau einiger technischer Einrichtungen erforderlich. Dazu gehören drei Windpumpen, die das einfließende Störwasser auf das höchste Niveau des Polders heben, wozu der Tidehub nicht ausreicht.

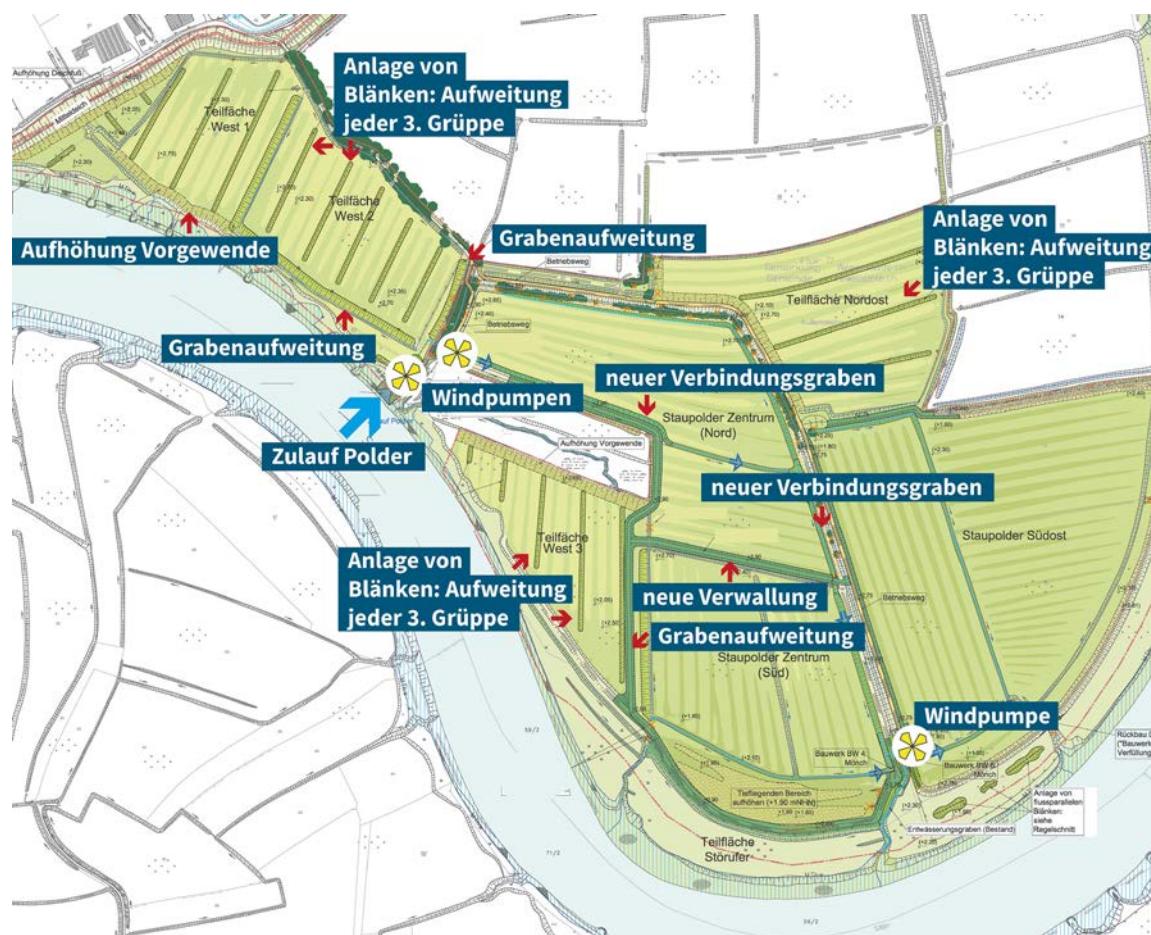


Abbildung 3-5: Übersicht zu den Baumaßnahmen in Wewelsfleth

Im Maßnahmengebiet **Neuenkirchen** (Abbildung 3-6) entstand auf 10 ha ein tidebeeinflusstes Biotop. Durch den Tideeinfluss werden naturnahe Priele, Wattflächen, Röhrichte, Rieder und Tide-Auwald gefördert. So entsteht ein ökologisch hochwertiges Gebiet, u.a. auch für den bedrohten Schierlings-Wasserfenchel.



Abbildung 3-6: Übersicht zu den Baumaßnahmen in Neuenkirchen

Ein weiteres Ziel war eine verbesserte Durchspülung des Sportboothafens. Dafür wurden die Entwässerungsgräben und der Durchlass in den Hafenpriel zurückgebaut. Zwei Durchlassbauwerke im Sommerdeich öffnen die Fläche nun dem Tideeinfluss: Im Süden entstand ein Zufluss, im Norden ein Abfluss. Um die Strömungsrichtung zu steuern, erhielten die Bauwerke Rückstauklappen: beim Zulauf binnenseitig und beim Ablauf außenseitig. Der bestehende Graben in Nord-Süd-Richtung wurde zum Verbindungsgraben aufgeweitet, der an der Sohle 4 Meter breit ist. Die in West-Ost-Richtung verlaufenden Grüppen wurden verbreitert, vertieft und an den Verbindungsgraben angeschlossen. Im Südosten des Gebiets zwischen Verbindungsgraben und Mitteldeich wurden Pappeln gerodet. Der Bodenaushub aus den Gräben wurde auf der Fläche genutzt, um Erhöhungen zu modellieren. Der Hafenpriel wurde an seinem südlichen Rand (Länge 60 m) verbreitert – vom neuen Durchlass bis zur Stör.

Der Störpolder in **Bahrenfleth** (Abbildung 3-7) wurde auf einer Fläche von 5,8 ha umgestaltet. Die Maßnahme zielte durch die Sommerdeichöffnung darauf ab, mehr Landflächen dem Tideeinfluss auszusetzen. So können sich naturnahe Priele und Wattflächen sowie Röhrichte und Gebiete mit schilfartigen Pflanzen in den Uferbereichen entwickeln. Die Maßnahme stärkt die ästuartypische Flora und Fauna des Flussmündungsgebietes. Weiterhin entstand oberhalb der Linie des mittleren Tidehochwassers artenreiches Grünland als nahrungsreiches Brut- und Rastgebiet für Vögel.

Im Detail wurden neue Priele durch die Aufweitung und Vertiefung von vorhandenen Gräben und Grüppen hergestellt. Zum Schutz der angrenzenden Flächen wurde im Westen ein neuer Sommerdeich hergestellt. Das Gelände entlang des vorhandenen Deichfußgrabens am Mitteldeich wurde aufgehöht. Vorhandene Vegetation wurde gemäht, der Oberboden (15 cm) abgeschoben. Die Fläche wurde in ihrem Höhen- und Tiefenprofil neu gestaltet und der Sommerdeich mit einer Öffnung zur Stör versehen. Es entstanden dabei neue Wasser- und Landflächen, Priele und Grabensysteme. In Abhängigkeit vom Baufortschritt wurde der abgeschobene Oberboden wieder auf die Landflächen aufgebracht und erhielt eine Aussaat mit gebietstypischem regionalem Saatgut.



Abbildung 3-7: Übersicht zu den Baumaßnahmen in Bahrenfleth

Das Gebiet **Hodorf** mit 24 ha (Abbildung 3-8) wurde ebenfalls für den Tideeinfluss erschlossen. So entstanden Flächen, die besonders wertvoll sind für die Tier- und Pflanzenwelt der Elbmarschen, vor allem für viele Wasservogelarten und -pflanzen.



Abbildung 3-8: Übersicht zu den Baumaßnahmen in Hodorf

Für den sicheren Hochwasserschutz wurde im Osten der Fläche ein neuer Sommerdeich gebaut. Die angrenzenden Flächen und Siedlungen bleiben damit weiterhin geschützt. Vorhandene Gräben wurden aufgeweitet und vertieft und es wurden neue Gräben hergestellt, um naturnahe Priele und Wattflächen zu fördern, an deren Rändern sich Röhrichte und ufernahe Gehölze entwickeln können. Kleine Inseln, mit Weiden bepflanzt, ergänzen das Ensemble. Für den Bau des neuen Sommerdeichs wurde der bei der Grabenvertiefung anfallende Boden genutzt.

Im Stölpolder **Oelixdorf** wurde auf etwa 37 ha die intensive zu extensiver Grünlandnutzung umgestellt. Baumaßnahmen fanden in dem Gebiet nicht statt.

Im Maßnahmengebiet **Siethfeld** mit 37 ha (Abbildung 3-9) zielen die Maßnahmen darauf ab, durch Öffnungen des Sommerdeiches mehr Landflächen unter Tideeinfluss zu stellen. So können sich naturnahe Priele und Wattflächen sowie Röhrichte und Gebiete mit schilfartigen Pflanzen in den Uferbereichen entwickeln. Die Maßnahmen stärken die typische Flora und Fauna des Flussmündungsgebietes. Weiterhin entstand oberhalb der Linie des mittleren Tidehochwassers artenreiches Grünland als nahrungsreiches Brut- und Rastgebiet für Vögel.



Abbildung 3-9: Übersicht zu den Baumaßnahmen in Siethfeld

Zum Beginn der Baumaßnahmen wurde die vorhandene Vegetation gemäht und der Oberboden abgeschoben. Die Fläche wurde in ihrem Höhen- und Tiefenprofil neu gestaltet und der Sommerdeich mit Öffnungen zur Stör versehen. Es entstanden neue Wasser- und Landflächen, Priele und Grabensysteme - unter Berücksichtigung der topographischen Möglichkeiten des Geländes und der Erfordernisse des Hochwasserschutzes für die benachbarten Nutzungen. In

Abhängigkeit vom Baufortschritt wurde der abgeschobene Oberboden wieder auf die Landflächen aufgebracht und erhielt eine Aussaat mit gebietstypischem regionalem Saatgut.

Die Zielsetzung für die Umgestaltung des Stör-Polders in **Kellinghusen** (Abbildung 3-10) entspricht der in Siethfeld. Die Polderfläche ist z.T. durch einen Sommerdeich und den Mitteldeich eingefasst. Sie hat eine Größe von ca. 17 ha. Der Sommerdeich wurde an zwei Abschnitten von 45 bzw. 75 m Länge rückgebaut, an drei weiteren Stellen erhielt er punktuelle Öffnungen an Endpunkten vorhandener Entwässerungsgräben. An einer Stelle wurde ein Wall zur Eingrenzung des Hochwassereinflusses erstellt.



Abbildung 3-10: Übersicht zu den Baumaßnahmen in Kellinghusen

Im Rahmen der Umsetzung wurde die vorhandene Vegetation gemäht, der Oberboden abgeschoben und die Fläche in ihrem Höhen- und Tiefenprofil neu gestaltet. Es entstanden neue Wasser- und Landflächen, Priele und Grabensysteme - unter Berücksichtigung der topographischen Möglichkeiten des Geländes und der Erfordernisse des Hochwasserschutzes für die benachbarten Nutzungen. In Abhängigkeit vom Baufortschritt wurde der abgeschobene Oberboden wieder auf die Landflächen aufgebracht und erhielt eine Aussaat mit gebietstypischem regionalem Saatgut.

Im **Offenbütteler Moor** fanden keine Baumaßnahmen statt. Die Kompensationsmaßnahme auf 220 ha bestand hier in der Extensivierung von Grünland bzw. der Nutzungsaufgabe auf Teilflächen.

Im Bereich **Giesensand** wurden ebenfalls keine Baumaßnahmen umgesetzt. Als Kompensationsmaßnahme wurde hier auf einer Fläche von 112 ha die Jagdbefriedung eingeführt.

3.2.2 Niedersachsen

Auf den beiden Flächen am **Allwördener Außendeich** (Mitte und Süd) stehen als ökologische Ziele die Verbesserung ästuartypischer Lebensräume für Pflanzen und Tiere im Fokus. Dies wertet auch den Gesamtlebensraumtyp Elbeästuar mit allen Wechselwirkungen seiner Elemente auf. Um das zu erreichen, wird der Tide mehr Einfluss gegeben. So finden Wat- und Wasservögel bessere Rast- und Brutbedingungen. Auch das artenreiche feuchte und wechselfeuchte Marschgrünland kann sich leichter entwickeln. Integraler Bestandteil des Konzepts ist die bereits laufende extensive Gründlandbewirtschaftung einschließlich Beweidung.

Auf der Fläche **Allwördener Außendeich Mitte** (Abbildung 3-11) entstand auf 121,4 ha ein abwechslungsreiches Tide-Biotop mit einem neuen Prielsystem. Tidetümpel bilden attraktive Wasserflächen mit großem Einfluss der Gezeiten, Kleingewässer in den höher gelegenen Flächen dagegen Lebensraum mit geringerer Tidewirkung. Ganz sich selbst überlassen (natürliche Sukzession) wird ein Streifen entlang der Elbe.



Abbildung 3-11: Übersicht der Maßnahmen auf der Fläche Allwördener Außendeich Mitte.

Im Detail ergänzen zwei Prielaeste den vorhandenen Marschpriel zu einem Prielsystem, das auf die ganze Fläche wirkt. Um der Tide mehr Raum zu geben, wurden Gräben aufgeweitet, vertieft und Gruppen an sie angeschlossen, einige Gruppen wurden auch abgedämmt. Sechs Kleingewässer mit jeweils mehr als 25 m² Wasserfläche und vier Tidetümpel entstanden auf der Fläche. Uferbefestigungen aus lose geschütteten Ziegel- und Betonsteinen wurden entfernt. Neue Grabenüberfahrten, die Erhöhung der Triftwege und der Ersatz einer Brücke im Süden stellen die Bewirtschaftung der Fläche und Fluchtwege für das Vieh bei Hochwasser sicher. An zwei Stellen wurde die Grabenüberfahrten so gestaltet, dass der Graben bzw. Priel ungehindert darunter hindurchfließen kann.

Um einen stärkeren Tideeinfluss, und damit die oben genannten ökologischen Ziele, zu erreichen, wurde auf der 38,7 ha großen Fläche **Allwördener Außendeich Süd** (Abbildung 3-12) der Deichdurchlass im Süden zurückgebaut und der Sommerdeich im Osten geöffnet. Ein hier außendeichs liegender Priel verband sich so mit den Gräben im Gebiet. Die Prielsstruktur wurde ausgebaut, indem vorhandene Gräben aufgeweitet, vertieft und abschnittsweise Verbindungsgräben geschaffen wurden. Vorhandene Gruppen wurden an das Prielsystem angeschlossen. Die Vernässung des Grünlands wurde durch Abdämmung einiger Gräben unterstützt und dadurch, dass Gräben bzw. Grabenabschnitte aus der Unterhaltung genommen wurden.



Abbildung 3-12: Übersicht der Maßnahmen auf der Fläche Allwördener Außendeich Süd.

Auf der **Insel Schwarztönnsand** soll auf 46 ha der Erhaltungszustand des Lebensraumtyps Ästuarien (LRT 1130) verbessert werden. Die Umsetzung der Baumaßnahmen erfolgte nur auf Teilen der Insel. So wurden im Nordteil Tide-Weiden-Auwald im Komplex mit Röhrichten und feuchten Hochstaudenfluren geschaffen und im Inselsüden Lebensräume für Offenbodenbrüter und eine Graudünenlandschaft errichtet.

Im Detail wurde im Nordteil auf ca. 6 ha eine große flache Mulde mit einem abwechslungsreichen Relief hergestellt (Abbildung 3-13). Erhebungen bis zu 3 m über Normalhöhennull (NHN) wechseln sich mit kleinflächigen tieferen Senken (bis NHN +1,60 m) ab. Die Böschungen wurden flach gestaltet. Um die Auwaldentwicklung zu fördern, wurden Gehölzinseln aus Korb- und Silberweiden angepflanzt. Flache Abgrabungen im Südwesten verbessern die Anbindung der Mulde an die Schwarztönnsander Nebenelbe. Die vorhandenen Auwaldstrukturen am Inselrand sind miteinbezogen worden. Auf einer Fläche von 2,3 ha wurde das Geländeniveau bis auf eine Tiefe von NHN 0,00 m abgegraben. So entstand eine kleine Mulde, die ständig wasserführend ist. Das sind u. a. gute Lebensbedingungen für Röhrichte und feuchte Hochstaudenfluren, die wichtig für unterschiedliche Insekten- und Vogelarten sind.



Abbildung 3-13: Maßnahmen des Nordteils (Mulden und Pflanzfelder)

An der Südostspitze der Insel entstand ein flacher Uferbereich mit Offenboden, d.h. nicht oder nur spärlich bewachsenem Boden (Abbildung 3-14). Durch Fräsen wird die Fläche in diesem Zustand gehalten. Sie ist ca. 10 ha groß, erstreckt sich ca. 400 m am Ufer entlang und ist 200–300 m breit. Die Fläche wurde vom Ufer flach ansteigend bis auf NHN +2,5 m modelliert. Von dieser Höhe aus steigt das Gelände weiter sehr flach an bis auf NHN +3,0 m. Die Fläche mit der offenen Anflugmöglichkeit ist ideal für Offenbodenbrüter, z.B. Kiebitz, Austernfischer, Regenpfeifer und Seeschwalbe. Aus den gebaggerten Sandböden wurde in südlicher Nachbarschaft zum Offenbodenareal eine Dünenlandschaft modelliert (Abbildung 3-15).



Abbildung 3-14: Offenbodenbereich im Südteil der Insel



Abbildung 3-15: Dünenlandschaft im Südteil der Insel

Die aquatische Kompensations- und Kohärenzsicherungsmaßnahme setzt sich aus den Teilmaßnahmen **Schwarztonnensander Nebenelbe**, **Barnkruger Loch** und der **Uferschlenze am Ufer des Asseler Sandes** zusammen. Das neue große und hochwertige Flachwasserbiotop erschließt einen artenreichen und ausstrahlungsfähigen „biologischen Stützpunkt“ für die gesamte Tideelbe und bietet mobilen Tierarten wichtigen Rückzugsraum, insbesondere Wasserlebewesen und Zug- und Rastvögeln.

Die stark verlandete Schwarztonnensander Nebenelbe wurde durchgehend auf eine Sohltiefe von NHN -3,0 m vertieft und somit besser an den Hauptstrom angebunden. Eine neue Strömungsrinne von 6 km Länge und mind. 100 m Breite entstand. Damit werden bisher trocken fallende Gebiete in ihrem stromauf gelegenen Abschnitt wieder während des gesamten Tidezyklus überflutet. (Abbildung 3-16).



Abbildung 3-16: Schwarztonnensander Nebenelbe Blickrichtung Norden bei Flut

Die Baggerarbeiten erfolgten von Süden aus, und zwar mit Rücksicht auf die benachbarten Naturschutzgebiete durch besonders präzise und schonend arbeitende Löffelbagger auf Stelzenpontons. Es waren maximal 4 Bagger gleichzeitig im Einsatz. Das Baggern war anfangs in jeder Tide nur ca. 4 Stunden rund um das Hochwasser möglich, weil der Wasserstand noch nicht ausreichte. Schuten transportierten das Baggergut zur UWA Scheelenkuhlen.

Die neue Uferschlenze weist eine Größe von ca. 19.300 m² auf und hat einen direkten Anschluss an den Flachwasserbereich der Nebenelbe (Abbildung 3-17). Diese Uferschlenze bietet guten Lebensraum insbesondere für Kleinorganismen und laichende Fische.

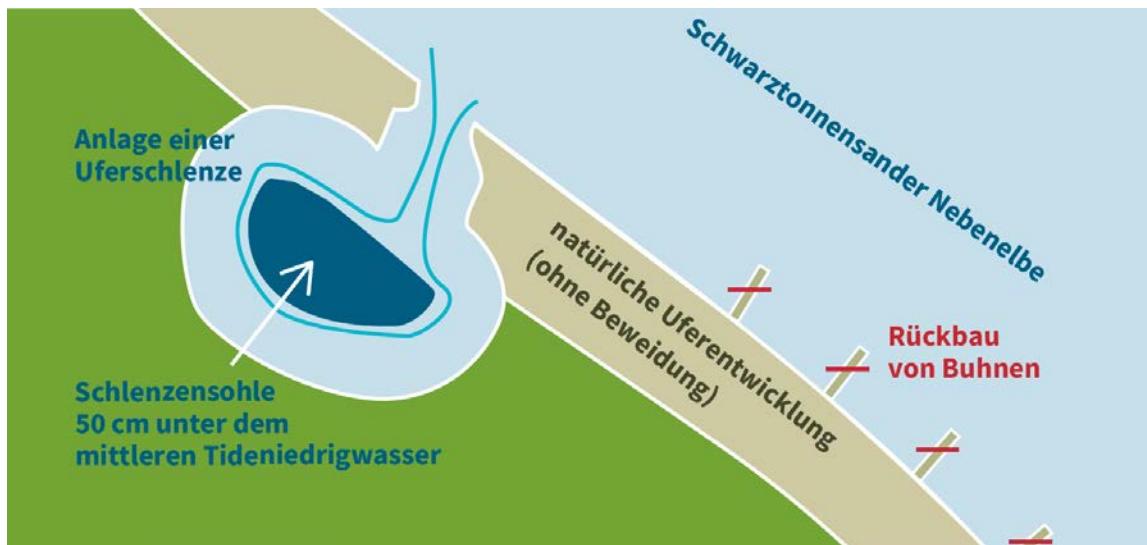


Abbildung 3-17: Skizze zur Uferschlense am Asseler Sand

Die Schlenzensohle liegt ca. 50 cm unter dem mittleren Tideniedrigwasser, die Überlaufschwelle im Zulaufbereich bei ca. NHN +0,80 m. Die Schlenze steht stetig unter Tideeinfluss und fällt dabei aber nicht gänzlich trocken. Im Randbereich sorgt eine Böschungsneigung von 1:10 für differenzierte Lebensräume mit unterschiedlichen Wasserständen bzw. Überflutungszeiten. Die übrigen Flächen des Vorlandes werden natürlichem Bewuchs mit Entwicklung von Hochstaudenfluren und Schilfröhrichten überlassen.

Im angrenzenden Vorland, dem Asseler Sand, wurden auf einem Streifen von 1.200 m die Voraussetzungen für eine natürliche Uferentwicklung geschaffen. Dabei wurden auf 530 m vorhandene Uferbefestigungen rückgebaut (Abbildung 3-18; roter Kasten). Nassbaggerarbeiten im Bereich des Barnkruger Lochs zur Verbesserung der Durchströmung und des Sauerstoffgehaltes der Nebenelbe rundeten die Gesamtmaßnahme ab.

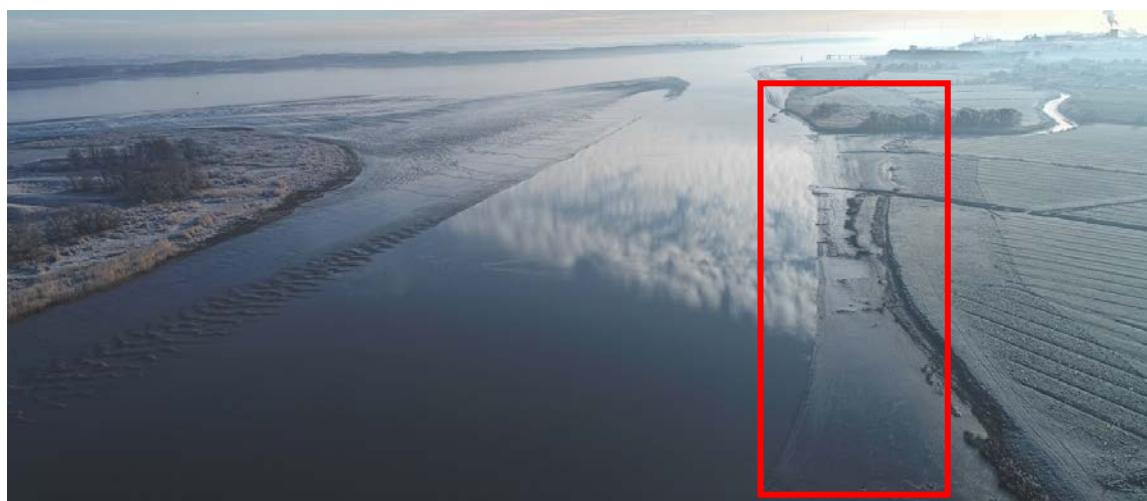


Abbildung 3-18: Asseler Sand mit Zugang zum Barnkruger Loch; roter Kasten = Bereich Rückbau Uferbefestigung

3.2.3 Hamburg

Die Maßnahmen **Zollenspieker** (24,2 ha) und **Tideanschluss Billwerder Insel** (9 ha) sind sowohl Kompensationsmaßnahmen gemäß Eingriffsregelung als auch Kohärenzsicherungsmaßnahmen für den LRT 1130 Ästuarien und die prioritäre Anhang II-Art *Oenanthe coniooides* (Schierlings-Wasserfenchel).

Im NSG **Zollenspieker** (rechtes Ufer der Oberen Tideelbe bei Elbe-km 599) war die Entwicklung eines naturnahen Priels im Vorland, die Entwicklung von Tide-Weidenauwald, Rückbau von Uferverbau sowie die Anlage flacher Schlenzen vorgesehen (Abbildung 3-19). Nach aufwändigen und umfangreichen Vorarbeiten wurde mit den Erdarbeiten zum Bau des Priels im Februar 2022 begonnen. Die Profilierung des Priels begann im April 2022, parallel starteten die Arbeiten an den Schlenzen und die Verfüllung eines ehemaligen Stichkanals. Im September 2022 konnten die Arbeiten am Priel und den Schlenzen abgeschlossen werden. Es schlossen sich der Rückbau von Ufersteinschüttungen und die Ertüchtigung des westlichen elbseitigen Prielanschlusses an. Im November 2022 wurden Initialpflanzungen für den Weidenauwald abgeschlossen und die Baustelle geräumt. Die endgültige Fertigstellung der Maßnahme erfolgte 2023 mit Ansiedlung von Schierlings-Wasserfenchel.



Abbildung 3-19 Luftbild der Maßnahme am 01.05.2024 (Foto: Behörde für Umwelt, Klima, Energie und Agrarwirtschaft (BUKEA), Hamburg)

Zwei nicht mehr genutzte Absetzbecken des ehemaligen Wasserwerks **Billwerder Insel** (über die Billwerder Bucht und den Holzhafen an die Norderelbe bei Elbe-km 615 angebunden) wurden unter Tideeinfluss gesetzt und umgestaltet. Das Sperrwerk Billwerder Bucht bleibt bis zu einem Wasserstand von NHN +3,50 m geöffnet, so dass neben Normaltiden auch Hochwasser bis zu einem Niveau von ca. 1,3 m über MThw in das Maßnahmengebiet gelangen. Die aus Ziegeln und Mörtel bestehende Sohle der Absetzbecken wurde entfernt. Die Beckenränder blieben weitgehend

stehen, um den Baumbestand zu erhalten und den Belangen des Denkmalschutzes Rechnung zu tragen. In den Becken wurden Priele, Wattflächen und Inseln angelegt (Abbildung 3-20).



Abbildung 3-20: Luftbild der Maßnahme Tideanschluss Billwerder Insel, Mai 2021 (© Falcon Crest)

Die Becken wurden über Durchstiche miteinander sowie mit dem tidebeeinflussten Holzhafengraben verbunden. Auf den Inseln wurden Initialpflanzungen für einen Tideweidenauwald vorgenommen, in geeigneten Wattbereichen wurde Schierlings-Wasserfenchel ausgesät oder angepflanzt.

So entstanden ca. 3,8 ha geeignete Wuchsflächen für den Schierlings-Wasserfenchel. Beide Becken sind vollständig umgestaltet und an die Tide angeschlossen. Die bauliche Ausführung wurde im Februar 2021 abgeschlossen. Inzwischen haben zahlreiche Weiden eine Höhe von mehreren Metern erreicht. Im ersten Becken wurden im August 2020 und im Mai 2021 Rosetten des Schierlings-Wasserfenchels gepflanzt und Samen ausgebracht. Im zweiten Becken wurde im August 2021 Schierlings-Wasserfenchel gepflanzt.

Die Maßnahme **Spadenlander Busch / Kreetsand** (31,6 ha) nimmt eine Sonderstellung ein; sie wurde als Maßnahme des Tideelbekonzeptes zunächst unabhängig von der Fahrrinnenanpassung geplant, genehmigt und realisiert, dient aber gleichwohl der Kompensation ausbaubedingter Beeinträchtigungen gemäß Eingriffsregelung und wurde im Stellungnahmeverfahren gegenüber der EU-Kommission als Teil der Kohärenzsicherung betrachtet.

An der Norderelbe (Höhe Elbe-km 614) wurde ein tidebeeinflusster Flachwasserbereich mit naturnahen Ufern auf dem Gebiet eines ehemaligen Spülfelds geschaffen (Abbildung 3-21). Die Genehmigung der Maßnahme erfolgte bereits im April 2012; im Frühjahr 2013 wurde mit dem großflächigen Bodenaushub für die Schaffung des neuen Flachwassergebiets begonnen.

Es entstanden wertvolle Tidelebensräume (LRT 1130 Ästuarien) inklusive geeigneter Standorte für den Schierlings-Wasserfenchel. Das neue Flachwassergebiet, das durch eine einseitige Anbindung an die Norderelbe dem regelmäßigen Tideeinfluss unterliegt, bietet einen Rückzugsraum für eine

Vielzahl an Fischen, wie z.B. den Rapfen oder die Finte. Für die Herstellung des Flachwassergebietes wurden rd. zwei Millionen Kubikmeter Böden ausgebaut, wobei Stillgewässer, Prielstrukturen sowie Auwaldbereiche geschaffen wurden. Insbesondere die neuen Seitenpriele sollen Aufwuchsmöglichkeiten für den Schierlings-Wasserfenchel bieten. Die Maßnahme wurde Ende 2022 fertiggestellt.



Abbildung 3-21: Ausbauzustand Maßnahme Kreeksand Mai 2022; Blick von Süden (Foto: Aufwind Luftbilder).

3.2.4 Erfolgskontrollen

Für die umgesetzten Maßnahmen zur Kompensation und Kohärenzsicherung werden Erfolgskontrollen durchgeführt, die sicherstellen sollen, dass die jeweiligen in den Planunterlagen formulierten Ziele zu einem hohen Grad erreicht werden.

Dazu werden, jeweils angepasst an die Besonderheiten der einzelnen Kompensations- und Kohärenzsicherungsmaßnahmen, Daten zur Landschaftsökologie, Vegetationskunde und Avifauna vom Ist-Zustand vor der Maßnahmenumsetzung sowie Daten aus Kartierungen nach der Umsetzung der Maßnahmen herangezogen. Bei Feststellung mangelnder Wirksamkeit der Maßnahmen sind diese zeitnah zu ändern oder unmittelbar weitere Maßnahmen abzuleiten und durchzuführen.

Über den Stand der Erfolgskontrollen in den Maßnahmengebieten berichten die TdV seit 2012 regelmäßig an die EU-Kommission. Eine Zusammenfassung, die entsprechenden Berichte und detaillierte Gutachten stehen im Internet zum Download bereit (<https://www.portaltideelbe.de/berichte-eu>).

In den Hamburger Maßnahmengebieten steht die zahlenmäßige Entwicklung des Schierlings-Wasserfenchels im Fokus. Dabei soll das definierte Ziel von 200 Exemplaren nur durch die Maßnahmen Zollenspieker und Tideanschluss Billwerder Insel erreicht werden.

Nachfolgende Tabelle gibt einen zusammenfassenden Überblick über die Funde des Schierlings-Wasserfenchels in den Gebieten zur Kohärenzsicherung der Freien und Hansestadt Hamburg seit 2020. Das Jahr der Fertigstellung der Maßnahmen ist rot hervorgehoben.

Tabelle 3-1: Übersicht Nachweise des Schierlings-Wasserfenchels im Zeitraum 2020 – 2024.

	2020	2021	2022	2023	2024
Tideanschluss Billwerder Insel	7	683	710	2237	826
Zollenspieker	1	0	1	0	0
Kreetsand	0	0	1	1	2
Summe	8	683	712	2238	828
Summe Zollenspieker & Billwerder Insel	8	683	711	2237	826

3.3 Einzelne Baumaßnahmen (Hamburger Delegationsstrecke)

3.3.1 Neue Richtfeuerlinie Blankenese

Im Zuge der Fahrrinnenanpassung wurde zwischen Hamburg-Blankenese (km 636) und der Lühekurve (km 644) eine 385 m breite Begegnungsstrecke für die Großschifffahrt gebaut. Aus diesem Grund verschiebt sich die Richtfeuerlinie Blankenese für einlaufende Schiffe um 125 m in Richtung Süden, und die nautischen Einrichtungen mussten angepasst und neugebaut werden. Das bedeutete, dass am nördlichen Elbufer an neuen Standorten auf der neuen Richtfeuerlinie zwei neue Richtfeuertürme in Stahlbauweise (OK Unterfeuer NHN +36 m und OK Oberfeuer NHN +68,5 m) zu errichten waren und die ursprünglichen Richtfeuertürme (Unterfeuer und Oberfeuer) im Anschluss rückgebaut werden mussten. Das neue Unterfeuer (UF) wurde ca. 90 m östlich des Anlegers Blankenese im Wasser und das neue Oberfeuer (OF) nördlich des Jachthafens Mühlenberg an Land errichtet (Abbildung 3-22). Nach Inbetriebnahme der neuen Richtfeuerlinie wurde das ursprüngliche Richtfeuer zurückgebaut.

Ergänzend wurden zwei Quermarkenfeuer errichtet: Ein bestehendes Feuer wurde am Standort Falkensteiner Ufer erneuert, ein zusätzliches Quermarkenfeuer wurde im Bereich Strandweg neu erstellt. Das Quermarkenfeuer am Falkensteiner Ufer zeigt auslaufenden Schiffen den Wechsel von der Richtfeuerlinie Wittenbergen-Tinsdal auf die Richtfeuerlinie Grünendeich an, während das neue Quermarkenfeuer im Bereich Strandweg einlaufenden Schiffen den Wechsel von der neuen Richtfeuerlinie Blankenese auf die Richtfeuerlinie Bubendey-Ufer anzeigt.



Abbildung 3-22: Systemskizze der Richtfeuerlinie Blankenese sowie Gestaltung des neuen Ober- und Unterfeuers

Die Maßnahmen begannen Ende 2018 mit bauvorbereitenden Arbeiten, insbesondere einer Kampfmittelsondierung und der Beseitigung von Verdachtspunkten in den Baufeldern und endeten mit dem Rückbau des alten Oberfeuers im März 2021. Die neue Richtfeuerlinie wurde am 26.10.2020 in Betrieb genommen. Zeitgleich erfolgte die Außerbetriebnahme der alten Richtfeuerlinie. Die neuen ergänzenden Quermarkenfeuer wurden im Januar 2021 in Betrieb genommen.

3.3.2 Düker Neßsand

Auf der Elbinsel Neßsand befinden sich ein Radarturm der HPA sowie ein Betriebsgebäude, das technische Anlagen und Sozialräume enthält. Zur Anbindung dieser Anlagen an das öffentliche Strom- und Trinkwassernetz sowie das HPA-eigene Datennetz wurde die Insel bei km 636,81 über einen Verbunddüker (Beton ummanteltes Stahlrohr, Durchmesser ca. 70 cm) mit dem nördlich gelegenen Elbufer (Campingplatz an der Straße Falkensteiner Ufer) verbunden. Dieser Düker hätte infolge des Fahrrinnenausbau keine ausreichende Überdeckung mehr gehabt und musste daher neu gebaut werden.



Abbildung 3-23: HDD-Rig für Pilotbohrung und Einzug des neuen Dükers Neßsand mit Lärmschutzeinhäusung

Nach Abwägung der Vor- und Nachteile wurde entschieden, den Düker mit dem HDD-Verfahren (Horizontal Directional Drilling) zu bauen; dabei handelt es sich um ein grabenloses Verfahren, bei dem offene tiefbauliche Eingriffe lediglich im Bereich der Start- und Zielgruben erfolgen. Aufgrund der Lärmintensität des HDD-Verfahrens ergab sich die Erfordernis zum Bau einer temporären Lärmschutzeinhäusung (Abbildung 3-23). Unter Berücksichtigung aller zeitlichen Restriktionen und bauzeitbeeinflussenden Faktoren (Lärmschutz, Naturschutz, Hochwasserschutz sowie Betrieb des Campingplatzes am nördlichen Elbufer) wurde die Baumaßnahme im Juli 2019 begonnen und größtenteils Ende 2019 inkl. Teilrückbau des Bestandsdükers beendet. Ergänzend erfolgten bis Ende Dezember 2020 Ersatzpflanzungen am nördlichen Elbufer, die Flächenrückgabe an den Betreiber des Campingplatzes und die Räumung des Baustellenbereichs auf Neßsand. Der neue Düker verläuft im Bereich der Fahrrinne mit ca. 15 m Überdeckung in einem erkundeten Glimmerschluff.

3.3.3 Sicherung der östlichen Böschung des Köhlbrands

Im Rahmen der Fahrinnenanpassung waren im Köhlbrand zur Sicherstellung der Fahrinnenbreite von 200 m eine Verschwenkung der Fahrinnenbegrenzungslinie um rund 15 m nach Osten und eine Vertiefung von NHN -16,70 m auf NHN -17,40 m vorgesehen. Das Maßnahmengebiet für die Sicherung der östlichen Böschung erstreckte sich vom nördlichen Ende des Köhlbrands bis zur Köhlbrandbrücke und war mit einer Gesamtlänge von 2140 m in 6 Abschnitte unterteilt (Abbildung 3-24).

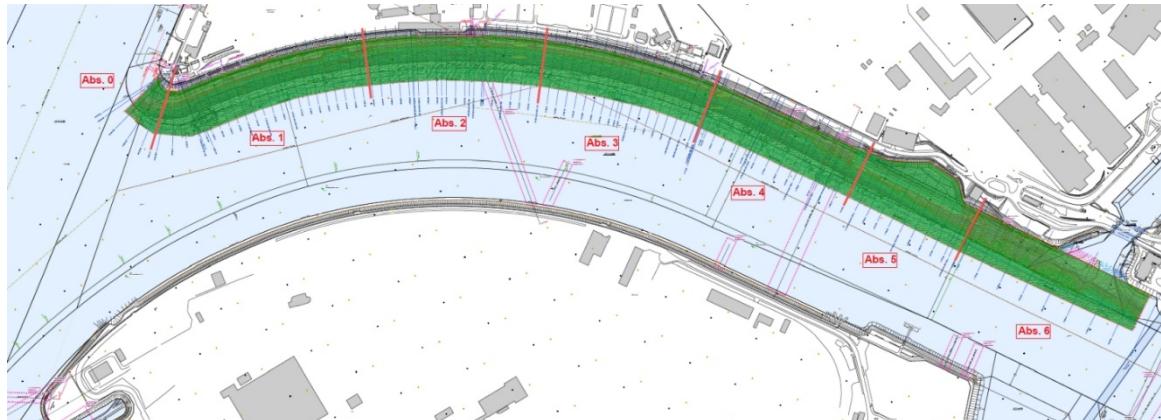


Abbildung 3-24: Projektgebiet der Sicherung der Köhlbrand-Ostböschung

Um die Verschwenkung und Vertiefung der Fahrinne vorzunehmen, war die Sicherung der Bestandsböschung in diesem Bereich erforderlich. Zunächst war geplant, diese Sicherung durch ein in die Böschung eingebautes Vorsetzen-Bauwerk zu gewährleisten. Im Rahmen der bauvorbereitenden Planungen zu diesem Vorsetzen-Bauwerk wurde ein schlechter baulicher Zustand der Böschung bekannt. Im weiteren Verlauf dieser Planung verdichtete sich im Rahmen von Risikobetrachtungen von Bauzwischenzuständen der Verdacht, dass eine sichere Bauausführung mit wirtschaftlichem Mitteleinsatz nicht zu erreichen sein würde. Als Alternative zum Vorsetzen-Bauwerk wurde im Jahr 2019 eine Instandsetzung der Köhlbrand-Ost-Böschung betrachtet. Diese Betrachtungen ergaben, dass auch mit einer Instandsetzung der Böschung die gewünschte Verschwenkung der Fahrinne erzielt werden kann. Der Planungsprozess für eine Vorsetze wurde eingestellt, und es wurde mit einer neuen Böschungsbau-Planung begonnen. Die bestehende Böschung wurde unter Berücksichtigung der genannten Änderungen der Geometrie (Verschwenkung und Sollsohle) instandgesetzt. Die Maßnahme begann im August 2021 und wurde inzwischen fertiggestellt. Die Neutrassierung der Fahrinne muss noch umgesetzt werden. Die Böschungsbauarbeiten wurden durch ein engmaschiges Monitoring überwacht, welches auch nach Fertigstellung der Böschungsprofilierung fortgeführt werden soll.

3.4 Unterhaltungsbaggerung

Im Zeitraum 2013 bis 2019 betrugen die jährlichen WSV-Unterhaltungsbaggermengen (Hopperbaggerung) im Mittel rd. 12,6 Mio. m³/a. Nach dem Ausbau ist die Jahresbaggermenge in den Jahren 2021 bis 2024 deutlich angestiegen, wobei es sich vor allem um zusätzliches sandiges Baggergut handelte (Abbildung 3-25). In 2020 wurde parallel zum Ausbau noch in gleicher Größenordnung wie im Mittel 2013 bis 2019 unterhalten, in den Jahren 2021, 2023 und 2024 wurden dann jeweils um die 20 Mio. m³/a gefördert. Besonders hohe Mengen waren im Jahr 2022 mit rd. 28,7 Mio. m³/a zu verzeichnen.

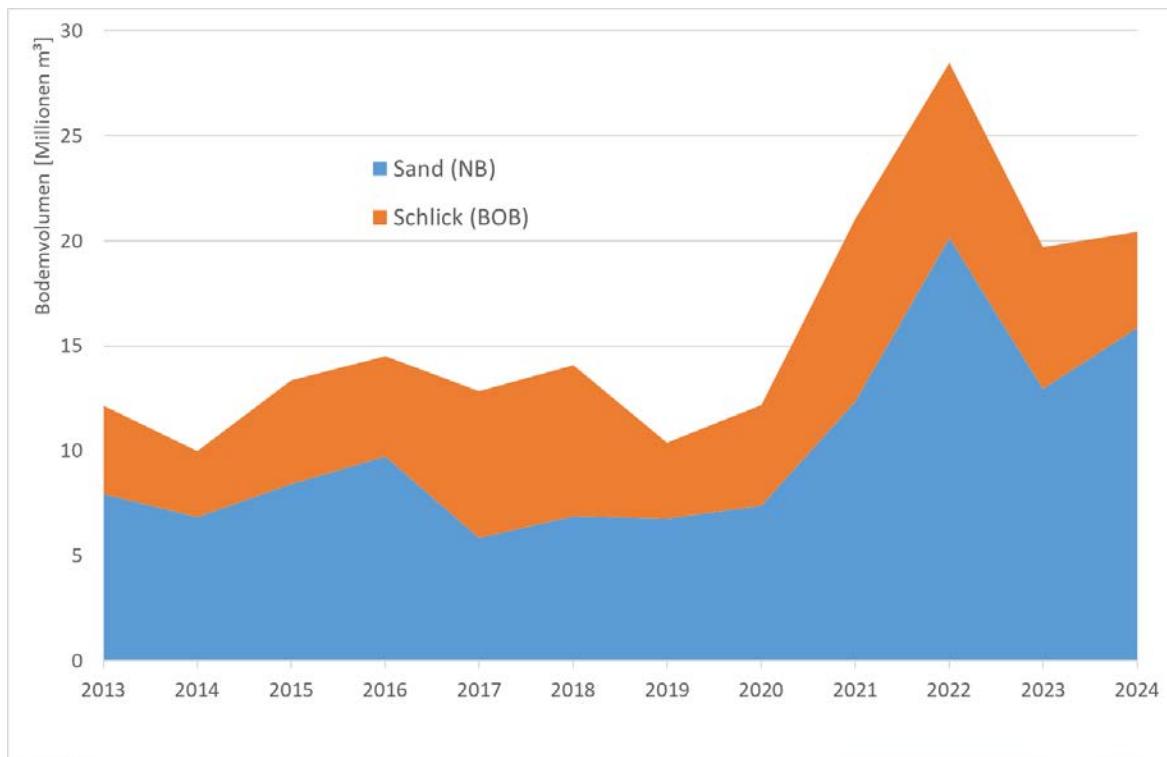


Abbildung 3-25: Jährliche WSV-Unterhaltungsbaggermengen (Hopperbaggerung) 2013 bis 2024 [m³/a]

Dabei stammte das schlickige Baggergut (BOB - Bindige und organische Böden) fast ausschließlich aus den an den Hamburger Hafenbereich angrenzenden Fahrtrinnenabschnitten bei Wedel bis Juelssand (Elbe-km 638,9 bis 654,5). Hier wurde im Mittel 25% bis 30% der WSV-Gesamtbaggermenge gefördert (Abbildung 3-26) und anschließend über längere Transportwege in Verbringbereiche bei St. Margarethen (Elbe-km 686 bis 690) und am Neuen Luechtergrund (Elbe-km 730 bis 740) umgelagert. Gegenüber dem Zeitraum vor Ausbau haben die Gesamt-Schlickbaggermengen im Mittel um rd. 20% zugenommen. Wie von der BAW (DH) vor Ausbau prognostiziert, liegt der Hauptbaggerbereich in der Begegnungsstrecke oberhalb der Lühekurve (Prognose: Zunahme Baggermenge in diesem Bereich um mehr als 50%). Die Höhe der jährlichen Schlickbaggermengen steht dabei in mittelbarem Zusammenhang mit dem Oberwasserabfluss (vgl. Kapitel 2.3), der die Höhe der Schwebstoffgehalte (und damit die Sedimentationsmengen) in diesem Abschnitt maßgeblich beeinflusst. 2023 und 2024 waren die Schlickbaggermengen dementsprechend geringer als in den Vorjahren (niedrigere Schwebstoffgehalte aufgrund höherer Oberwasserzuflüsse). Gleiche Effekte waren in den beiden Jahren auch in Nebenarmen und Seitenbereichen der Tideelbe zu beobachten. Weiter stromab waren im Bereich des Osteriffs (km 698,5 – 709) ab 2021 kaum noch Schlickbaggermengen zu verzeichnen. Hier fiel vor Ausbau in der Unterhaltung überwiegend bindiges Baggergut an, nach Ausbau ist das Baggergut bisher fast ausschließlich feinsandig bis sandig.

Beim sandigen Baggergut (NB - Nichtbindige Böden) stammten über 50% aus Baggerbereichen stromab der Zufahrt zum Nord-Ostsee-Kanal in Mündungstrichter und Außenelbe (Abbildung 3-26). In den Baggerabschnitten zwischen Juelssand und Brunsbüttel fielen demgegenüber vergleichsweise geringe Sandbaggermengen an. Hier treten in Fahrtrinnenabschnitten mit subaquatischen Dünen vorrangig Einzeluntiefen auf, die bevorzugt mit dem Wasserinjektionsverfahren beseitigt werden (lokale Umlagerung in Dünentäler im Fahrtrinnenbereich). Soweit Hopperbagger eingesetzt werden, wird das Baggergut ebenfalls ortsnah (d.h. auf kurzen Transportwegen) in Randbereiche umgelagert.

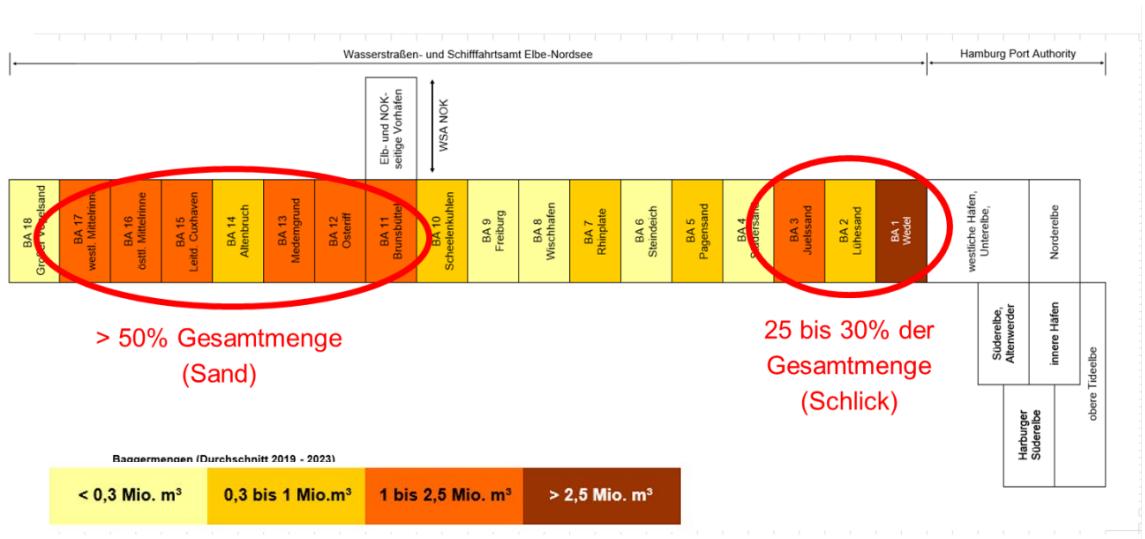


Abbildung 3-26: Mittlere Baggermengen 2020 bis 2024 in den 18 WSV-Baggerabschnitten [m³/a]

Gegenüber dem Zeitraum vor Ausbau haben sich die Sandbaggermengen nahezu verdoppelt. Dabei haben sich Effekte des morphologischen Nachlaufes und Sturmflutauswirkungen überlagert. In 2021 waren nach Abschluss der Wasserbauarbeiten Nachlaufeffekte in Böschungsbereichen zu beobachten. Gleichzeitig waren hier die Schlickbaggermengen in der seit 2014 anhaltenden Phase mit niedrigem Oberwasserabfluss noch vergleichsweise hoch (entsprechend höherer Anteil an der Gesamtbaggermenge). Im Winterhalbjahr 2021/2022 wurde die Unterhaltungssituation mit dem Auftreten von 16 Sturmfluten dann maßgeblich verändert. Insbesondere im Mündungstrichter stiegen die Sandbaggermengen deutlich an, in Folge wurde in 2022 die bereits oben genannten Gesamtbaggermenge von 28,7 Mio. m³/a erreicht. Zur Einordnung: Es traten dreimal so viele Sturmfluten als im langjährigen Mittel auf, gehäuft in Ketten. Entsprechend viel Material wurde aus dem Bereich der Watten mobilisiert.

Grundsätzlich wurde in 2022, wie auch in den beiden Folgejahren, die Strategie verfolgt, sandiges Baggergut bevorzugt ortsnah umzulagern, um den Mündungstrichter durch Sandausträge nicht unnötig auszuweiten und damit Dämpfungseffekte im Sinne des Integrierten Strombaukonzeptes zur Fahrrinnenanpassung nicht zu verringern. Dabei mussten allerdings zeitweise vermehrt lokale Sand(teil-)kreisläufe mit Wiedereintrieb in Fahrrinnenbereiche (und damit erneuter Baggerung) in Kauf genommen werden. Die Sturmflutsaison 2022/2023 kann als vergleichsweise ruhig mit eher positiven Auswirkungen auf die Unterhaltung eingestuft werden, während in 2023/2024 mit 13 Nordseesturmfluten wiederum erhebliche Materialmobilisierungen zu verzeichnen waren.

Die detaillierten Jahresbaggermengen in den 18 WSV-Baggerabschnitten im Zeitraum 2013 bis 2024 können der Tabelle in der [Anlage 3-4](#) entnommen werden. Aus dem Zahlenwerk sind die beschriebenen Baggermengenerhöhungen im Bereich der Begegnungsstrecke sowie deutliche Zunahmen im Bereich des Mündungstrichters und der Außenelbe ersichtlich. Die Baggerabschnitte 11 und 12 im Bereich Brunsbüttel bis Osteriff sind gemeinsam zu betrachten; hier haben sich mit dem Fahrrinnenausbau und der Errichtung der UWA Neufelder Sand lokale Verschiebungen bezüglich der Baggermengen ergeben. Die Daten der Nassbaggerarbeiten werden auch regelmäßig auf dem Portal Küstendaten unter <https://www.kuestendaten.de/nassbaggerarbeiten> veröffentlicht.

Die Abbildung 3-27 zeigt die Entwicklung der jährlichen Unterhaltungsbaggermengen im Hamburger Hafen (Bundeswasserstraße und Landeshafengewässer) von 2013 bis 2024 in Mio. m³, unterteilt in verschiedene Verbringungsarten und -orte: Umlagerung bei Neßsand (Landesgrenze), St. Margarethen (Verbringstelle der WSV), Tonne E3 (Nordsee), Neuer Lüchtergrund

(Verbringstelle der WSV) sowie Landbehandlung. Die Grafik belegt erhebliche jährliche Schwankungen, wobei die mit Abstand größte Gesamtmenge (> 14 Mio. m³) 2021 anfiel. Seitdem sind die Baggermengen in Hamburg deutlich gesunken, was nicht zuletzt auf eine kontinuierlich gesteigerte Verbringung von Baggergut in Bereiche mit (überwiegend) stromabwärts gerichtetem Sedimenttransport und eine Minimierung kleinräumiger Sedimentkreisläufe zurückzuführen ist. Neben natürlichen Randbedingungen (Abfluss aus der Mittelelbe, Wasserqualität, Sturmfluten) hat die Verfügbarkeit von Verbringstellen einen entscheidenden Einfluss darauf, in welcher Weise die Wassertiefeninstandhaltung in Hamburg erfolgen kann. Sie entscheidet darüber, ob ein effektiver Austrag von Sediment erfolgen kann bzw. in welchem Maße die kleinräumige Kreislaufbewirtschaftung (Umlagerung bei Neßsand) fortgesetzt werden muss, um die erforderlichen Wassertiefen für die Schifffahrt bereitzustellen und zu unterhalten.

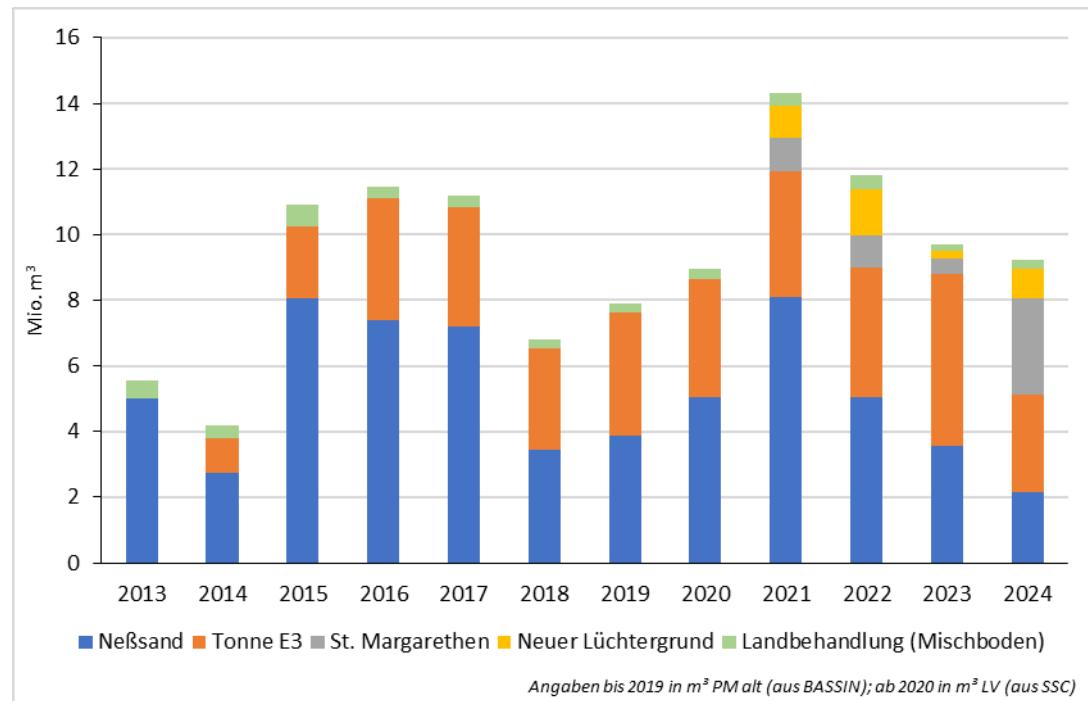


Abbildung 3-27: Unterhaltungsbaggermengen Hamburger Hafen nach Verbleib [Mio. m³]

Im Detail wird die Wassertiefeninstandhaltung in Hamburg in jährlichen Berichten dokumentiert, die u.a. auf www.tideelbe.info und www.hamburg-port-authority.de bereitgestellt werden. Dort finden sich auch separate Jahresberichte, die sich speziell mit der Umlagerung bei Neßsand sowie bei Tonne E3 (Nordsee) befassen.

4 Hydrologie

Die hydrologischen Untersuchungen umfassen die Wasserstands-, Salzgehalts- und Sauerstoffentwicklungen u.a. auf Basis des Messprogramms, welches in Anlage 1 des Planfeststellungsbeschlusses definiert ist ([Anlage 2-1](#)). Die Daten werden von den gewässerkundlichen Abteilungen der Wasserstraßen- und Schifffahrtsämter Elbe-Nordsee, Elbe und der Hamburg Port Authority (HPA) erhoben, plausibilisiert und im Internet über die Website des Zentralen Datenmanagements (ZDM) der GDWS (<https://www.kuestendaten.de/download>) veröffentlicht, vgl. Kapitel 2.2.

Eine Reihe von Pegelstationen wird zur Erfassung der Wasserstandsentwicklung genutzt. Für die Datenerfassung der Gewässergüteparameter werden unter anderem bojengebundene sowie an Messpfählen verankerte Sensoren mit Datenfernübertragung eingesetzt. Eine Übersicht zum gewässerkundlichen Untersuchungsprogramm findet sich in der [Anlage 4-1](#).

4.1 Wasserstände

Der Wasserstand ist einer der wichtigsten Parameter der Beweissicherung. Er reagiert erfahrungsgemäß unmittelbar auf einen Fahrrinnenausbau. Das Ausmaß der Wasserstandsänderungen ist zugleich ein wichtiger Indikator für die Intensität der ökologischen Folgen einer Ausbaumaßnahme. Große Wasserstandsänderungen gehen einher mit Veränderungen der weiteren hydrologischen Parameter, z.B. der Strömung, die wiederum gemeinsam auf die Ufertopografie, ufernahe Biotope und weitere Schutzgüter wirken. Im Umkehrschluss kann also angenommen werden, dass geringfügige Wasserstandsänderungen kaum zu nennenswerten Beeinträchtigungen der Umwelt führen.

Um die Entwicklung der Wasserstände zu untersuchen, werden die Scheitelwasserstände, das sind Tideniedrig- bzw. Tidehochwasser (Tnw/Thw), der Tidehub (Thb) und das Tidemittelwasser (Tmw), ausgewertet. In Analogie zur Fahrrinnenanpassung 1999/2000 soll zudem eine Auswertung der Wasserstände nach dem Niemeyer-Verfahren (1996) erfolgen.

4.1.1 Langjährige Entwicklung der Tidekennwerte

In diesem Kapitel wird die Wasserstandsentwicklung der Unterelbe skizziert, vornehmlich auf Basis von Jahresmittelwerten des Tidehoch- und Tideniedrigwassers sowie des Tidehubs der Pegel Cuxhaven-Steubenhöft und Hamburg-St. Pauli. Die Beschreibung dieser Entwicklung ist zugleich eine wichtige Grundlage für das Verständnis der Ermittlung der durch die Fahrrinnenanpassung bedingten Wasserstandsänderungen.

Zur besseren Einordnung der jüngeren Wasserstandsentwicklung der Tideelbe ist es sinnvoll, auch die langfristige Entwicklung der letzten Jahrzehnte zu betrachten. Dies geschieht in Abbildung 4-1 und Abbildung 4-2 anhand der Darstellung des mittleren Tidehochwassers (MThw) und Tideniedrigwassers (MTnw) an den Pegeln Hamburg-St. Pauli und Cuxhaven-Steubenhöft seit 1950. Am Pegel St. Pauli ist – bei erheblichen jährlichen Schwankungen – ein Anstieg des MThw zu verzeichnen, der bis etwa Mitte der 1980er Jahre mit durchschnittlich rd. 1,3 cm/Jahr deutlich kräftiger ausfiel als in den anschließenden Jahrzehnten. Seit Mitte der 1980er Jahre liegt der mittlere MThw-Anstieg in St. Pauli nur bei rd. 0,25 cm/Jahr. Ein wesentlicher Teil des gesamten Anstiegs von rd. 55 cm seit 1950 trat in den 1970er Jahren ein, als die Unter- und Außenelbe (u.a. durch den KN -13,5 m-Ausbau der Fahrrinne, durch Sandentnahmen für den Deichbau sowie durch diverse Maßnahmen im Hafen, die zu einem Verlust an Wasservolumen innerhalb des Tideprismas führten) massiv verändert wurde.

Auch am Pegel Cuxhaven ist ein kontinuierlicher Anstieg des MThw zu verzeichnen, allerdings fällt dieser wesentlich gleichmäßiger und geringer aus als in St. Pauli. Von 1950 bis Mitte der 1980er

Jahre lag er im Durchschnitt bei etwa 0,6 cm/Jahr, seitdem ist – wenn überhaupt – nur eine schwache Anstiegstendenz festzustellen.

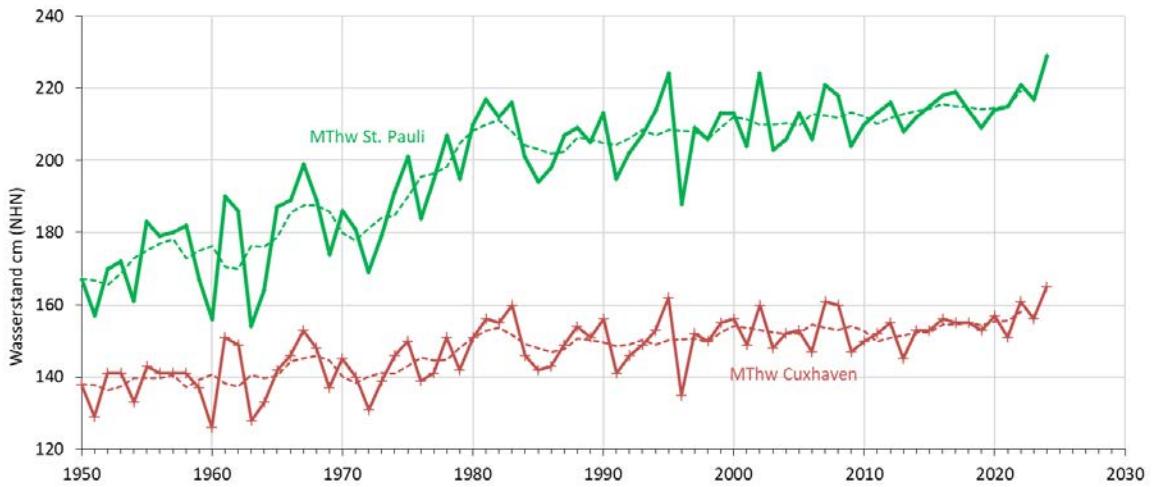


Abbildung 4-1: MThw (Jahresmittelwerte und 5-jährige gleitende Mittelwerte [gestrichelte Linien]) an den Pegeln St. Pauli und Cuxhaven seit 1950 in cm NHN

Etwas komplexer stellt sich die Entwicklung des mittleren Tideniedrigwassers (MTnw) an den beiden Pegeln dar. In St. Pauli ist ein Absenk augenfällig, der insbesondere während der 1970er Jahre mit rd. 40 cm deutlich ausfiel. Ursächlich waren, wie oben erwähnt, verschiedene anthropogene Veränderungen in und an der Elbe sowie im Hamburger Hafen. Auch anschließend war in St. Pauli eine Absinktendenz des Tnw zu verzeichnen, die sich nach einer längeren, relativ stabilen Phase vor gut 15 Jahren (etwa 2010/11) erneut verstärkte, ohne dass hierfür größere Baumaßnahmen als Ursache in Frage gekommen wären. Ein Zusammenhang zur Fahrrinnenanpassung 1999 ist – über 10 Jahre nach Abschluss der Bauarbeiten und ohne jegliche Änderung des vorherigen Trends – nicht herzustellen. Auch ein Einfluss der Airbus-Erweiterung im Mühlenberger Loch (Fertigstellung 2003) scheidet als mögliche Ursache aus.

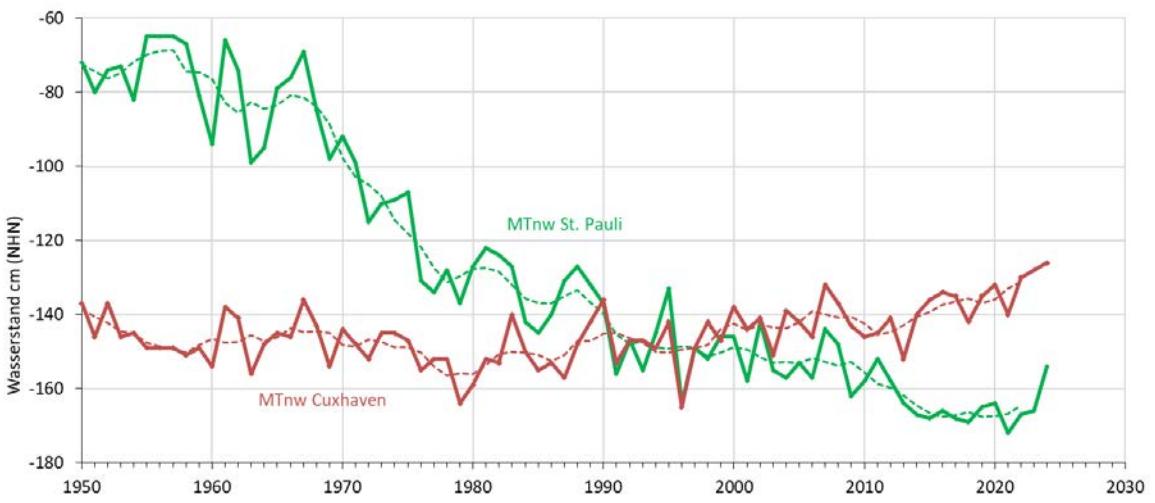


Abbildung 4-2: MTnw (Jahresmittelwerte und 5-jährige gleitende Mittelwerte [gestrichelte Linien]) an den Pegeln St. Pauli und Cuxhaven seit 1950 in cm NHN

In Cuxhaven war von 1950 bis etwa Anfang der 1980er Jahre ein – im Vergleich zu St. Pauli wesentlich geringerer – Absenk des MTnw zu verzeichnen. Seitdem steigt das MTnw in Cuxhaven kontinuierlich an, und zwar mit einer mittleren Geschwindigkeit von knapp 0,6 cm/Jahr. Im Ergebnis

liegt das MTnw in Cuxhaven seit Mitte der 1990er Jahre höher als in St. Pauli, wobei die Differenz tendenziell weiter zunimmt und derzeit gut 30 cm beträgt.

Während der mittlere Tidehub (MThb) in St. Pauli seit 1950 somit kontinuierlich um fast 1,50 m angestiegen ist (Abbildung 4-3), sieht die Entwicklung in Cuxhaven anders aus: Von 1950 bis Anfang der 1980er Jahre war ein Anstieg um rd. 30 cm (auf > 3,0 m) zu verzeichnen, seitdem nimmt der Tidehub leicht ab und beträgt derzeit etwa 2,90 m.

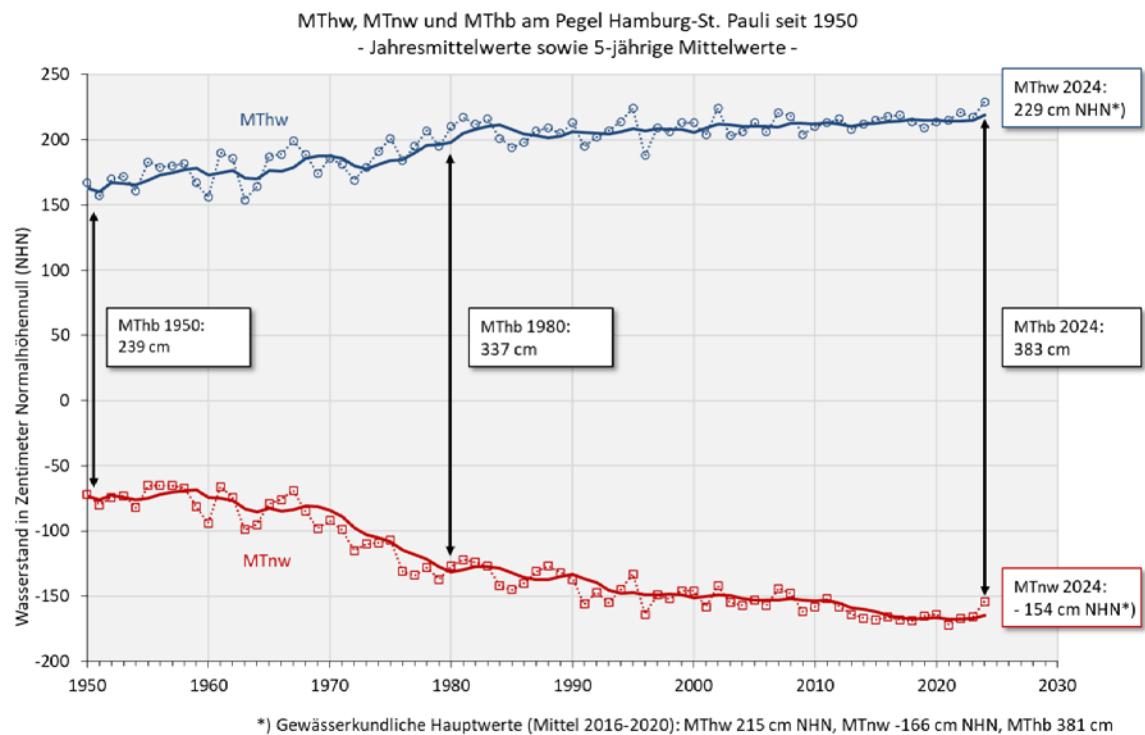


Abbildung 4-3: Entwicklung der Tidekennwerte für den Pegel St. Pauli 1950–2024 (Quelle: HPA 2024)

Weitere Auswertungen sind in den [Anlagen 4-2](#) und [4-3](#) zu finden. Zum einen der Jahresbericht der HPA „Gewässerkundliche Information“, in dem aufbereitete Daten der Hamburger Pegel veröffentlicht werden ([Anlage 4-2, https://hydroonline.hpanet.de/details/information](https://hydroonline.hpanet.de/details/information)). Zum anderen die Übersicht „Wasserstandshauptzahlen 2021-2024“ ([Anlage 4-3](#)): Für die Pegel der WSV sind die Jahreswerte für MThw, MTnw und MThb tabellarisch zusammengestellt. Ebenfalls enthalten sind die 5- und 10-Jahresmittelwerte, z.B. MThw und MTnw der Jahre 2011 bis 2020, welche als Berechnungsgrundlagen für die Bestimmung der Uferlinien (Kapitel 5.2.2) und der morphologischen Einheiten (Kapitel 5.2.3) verwendet werden. Des Weiteren wird auf das Portal des ZDM (<https://www.kuestendaten.de/download>) verwiesen.

4.1.2 Wasserstandsentwicklung nach dem Niemeyer-Verfahren

Ziel und Umfang der Wasserstandsuntersuchungen

Gemäß der Anordnung des Planfeststellungsbeschlusses zur Beweissicherung werden „ausbaubedingte Änderungen bei den mittleren Tidescheiteln, dem Tidemittelwasser und den Tidehüben [...] analog der Methode der Fahrrinnenanpassung 1999/2000 (Niemeyer 1995) unter Berücksichtigung eines Toleranzwertes von 2 cm für die Pegel an der Tideelbe ermittelt und dokumentiert. An den Pegeln der Nebenflüsse wird zur Plausibilitätsprüfung analog verfahren.“

Die Untersuchungen der Wasserstände umfassen insgesamt 19 Pegel direkt an der Tideelbe sowie weitere 13 Nebenflusspegel. Die folgende Übersicht in Abbildung 4-4 zeigt die Standorte einer Auswahl an Tideelbepiegeln an der Elbe.



Abbildung 4-4: Ausgewählte Tidepegel im Untersuchungsgebiet (rote Markierungen)

Folgende Untersuchungen sind mit den Wasserstandsdaten und den daraus abgeleiteten Kenngrößen durchzuführen:

- Erhebung der Wasserstandsdaten als vollständige Ganglinie und Ableitung gängiger Tidekennwerte nach Pegelvorschrift.
- Ermittlung der ausbaubedingten Veränderungen der mittleren Tidekenngrößen: MTnw, MThw, Tmw und MThb im gesamten Tideästuar und den Nebenflüssen.

Schließlich steht am Ende dieser Auswertungen ein Vergleich der Ergebnisse mit den Prognosen aus der UVU unter Berücksichtigung eines Toleranzwertes von jeweils 2 cm. Da für die Bewertung 5-Jahresmittelwerte zu verwenden sind und ein solcher Zeitraum seit Fertigstellung der Fahrinnenanpassung noch nicht vorliegt, werden noch keine Ergebnisse dargestellt, sondern lediglich die Methodik des Niemeyer-Verfahrens erläutert.

Methodik des Niemeyer-Verfahrens

Das gemäß den Auflagen zum Planfeststellungsbeschluss anzuwendende Verfahren zur Ermittlung der ausbaubedingten Änderungen der mittleren Scheitelwasserstände, welches auch schon bei vorangegangenen Ausbaumaßnahmen sowohl an Unter- und Außenelbe als auch bei verschiedenen Vertiefungen der Unter- und Außenweser angewandt wurde, basiert auf einem Ansatz nach Niemeyer (1995).

Grundgedanke des Niemeyer-Verfahrens ist, die Wasserstände zu ermitteln, die sich ohne den Fahrinnenausbau eingestellt hätten und diese mit den tatsächlich eingetretenen Wasserständen zu vergleichen. Die Differenz zwischen berechneten und eingetretenen Wasserständen wird auf den Ausbau zurückgeführt. Zur Berechnung der ohne Ausbau eingetretenen Wasserstände wird ein empirisch-deterministisches Modell (siehe Formel (4.1)) angewendet, bei dem es sich im Grunde um eine multiple Regression handelt. Somit wird das Tideniedrigwasser an einem Untersuchungspegel aus dem Tideniedrigwasser und dem Tidehub an einem von der Fahrinnenanpassung unbeeinflussten Referenzpegel auf Helgoland sowie dem Oberwasserabfluss, gemessen am Pegel Neu Darchau oberhalb des Wehres Geesthacht,

berechnet. Die Regressionskoeffizienten, welche die Beziehungen zwischen den Scheiteln an den Untersuchungspegeln und den genannten unabhängigen Variablen angeben, werden für einen Referenzzeitraum für jeden Untersuchungspegel ermittelt. Analog wird mit den Daten für das Tidehochwasser verfahren. Als unbeeinflusster Referenzpegel für die natürliche Entwicklung der mittleren Scheitelwasserstände soll der Pegel Helgoland die von jeglichen Ausbaumaßnahmen im Ästuar unbeeinflussten Verhältnisse in der Nordsee repräsentieren.

Da sich auch schon bei der Beweissicherung zur Fahrrinnenanpassung 1999/2000 gezeigt hat, dass das Standard-Niemeyer-Verfahren (1995) in seiner ursprünglichen Form nicht anzuwenden ist, werden im Folgenden erläuterte Änderungen angewandt:

Hinzunahme einer Konstante

Das ursprüngliche Niemeyer-Verfahren wurde, wie bereits bei der Fahrrinnenanpassung 1999/2000 praktiziert, um eine Konstante e als weitere Variable ergänzt. Die damaligen Untersuchungen zeigten, dass die Ergänzung einer Konstanten zu einer erheblichen Verbesserung der Korrelation führt, ohne dadurch den Ansatz des Niemeyer-Verfahrens zu verwerfen. Im Ergebnis kann dadurch auch eine plausiblere, d.h. kontinuierliche Änderung der Regressionskoeffizienten, d. h. Gewichtung der Einflussfaktoren mit Entfernung zum Referenzpegel, nachgewiesen werden.

Tidekennwerte statt Monatsmittel

Abweichend vom Standard-Niemeyer-Verfahren (1995) werden statt Monatsmittel tidespezifische Tidekennwerte und Tagesabflussdaten verwendet. Dies erhöht den zugrundeliegenden Datensatz der multiplen Regression und erlaubt eine genauere Ermittlung der Beziehungen zwischen den Scheiteln an den Untersuchungspegeln und den unabhängigen Variablen (Scheitelwerte und Tidehub am Referenzpegel Helgoland und Oberwasserabfluss). Folglich wird die Güte der multiplen Regression verbessert.

Festlegung des Referenzzeitraums

Da die Doppelsummenanalyse nach Niemeyer (1995) zur Bestimmung des Referenzzeitraums kein geeignetes objektives Werkzeug zur Ermittlung eines konsistenten Referenzzeitraums darstellt, wurde hierauf gänzlich verzichtet und der Referenzzeitraum in Absprache mit den Einvernehmensbehörden auf den 01.11.2000 – 30.06.2019 gelegt. Dieser Zeitraum deckt die Jahre seit Fertigstellung der Fahrrinnenanpassung 1999/2000 bis zum Beginn der neuen Fahrrinnenanpassung im Juli 2019 ab und umfasst zugleich einen ganzzahligen Nodalzyklus. Über einen Nodalzyklus, dessen Periode 18,6 Jahre beträgt, variieren die astronomisch bedingten gezeitenerzeugenden Kräfte, was zu Tidehubvariationen in der Deutschen Bucht von bis zu 6 cm führt. Durch die Wahl eines ganzen Nodalzyklus werden diese Tidehubvariationen für den Referenzzeitraum herausgemittelt. Zudem sollte der Referenzzeitraum die vollen Spannweiten der unabhängigen Variablen (Einflussfaktoren) und deren mögliche Kombination abdecken. Dies wird besonders deutlich, schaut man sich den Einfluss des Abflusses auf das Tideniedrigwasser am Pegel St. Pauli an: Die blaue Kurve in Abbildung 4-5 zeigt die über iterative Minimierung der Fehlerquadrate berechnete Exponentialfunktion des Abflusses aus der multiplen Regression für einen Referenzzeitraum mit nur niedrigen Oberwasserverhältnissen vom 01.11.2014 – 30.06.2019 (dunkelblaue Punkte). Die rote Kurve zeigt die Exponentialfunktion des Zeitraumes vom 01.11.2000 – 30.06.2019 in dem die gesamte Bandbreite des Abflusses abgebildet ist. Man erkennt, dass der ermittelte Oberwassereinfluss auf das Tnw stark vom gewählten Referenzzeitraum abhängt. In diesem Beispiel würde ein Abfluss von etwas mehr als 4.000 m³/s, wie er im Jahr 2013 auftrat, bei einem zu kurz gewählten Referenzzeitraum (2014 bis 2019) einen unrealistischen Anstieg des Tideniedrigwassers um etwa 7 m für den Pegel St. Pauli bedeuten. Tatsächlich beträgt der Einfluss jedoch nur etwa 30 cm, wenn man einen längeren Referenzzeitraum wählt, der die ganze Spannweite möglicher Abflussverhältnisse berücksichtigt.

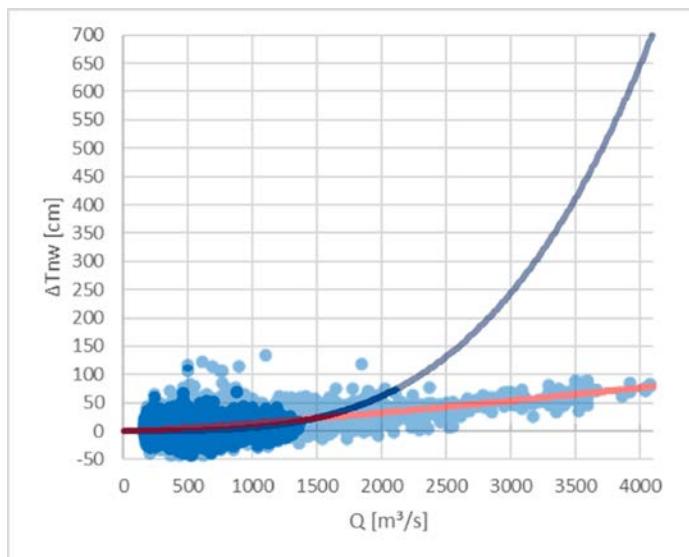


Abbildung 4-5: Einfluss des Abflusses auf das Tnw bei St. Pauli. In dunkelblau mit zugehöriger dunkelblauer Funktionskurve sind die Werte vom 01.11.2014 – 30.06.2019 gezeigt, in denen nur Abflüsse kleiner 1400 m³/s auftraten. In hellblau mit zugehöriger roter Funktionskurve sind die Werte vom 01.11.2000 – 30.06.2019 dargestellt, in denen die volle Bandbreite des Abflusses abgebildet ist.

Trend-Korrektur

Ein auch schon bei der letzten Fahrrinnenanpassung viel diskutiertes Problem des Niemeyer-Verfahrens ist, dass das Verfahren eine Stationarität, sprich gleichbleibende Bedingungen, über den Referenzzeitraum bedingt. Dies ist jedoch in der Tideelbe spätestens seit Anfang des 20. Jh. nicht mehr gegeben. Das ist beispielsweise gut an der Tidehubentwicklung am Pegel St. Pauli seit dem KN -13,5 m-Ausbau der Fahrrinne in den 70er Jahren zu erkennen (Abbildung 4-6). Der Tidehub zeigt eindeutig ansteigende Trends.

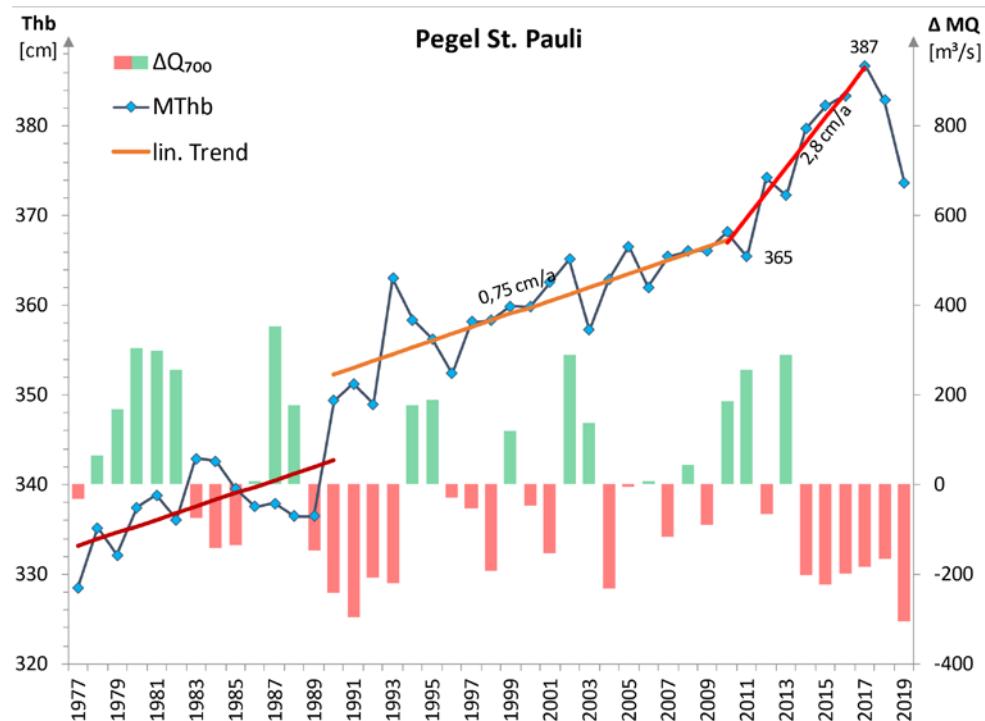


Abbildung 4-6: Entwicklung des jährlichen mittleren Tidehubs (Thb) und die jährlichen Abweichungen des Oberwasserabflusses von dessen langjährigem Mittel von 700 m³/s (ΔMQ)

Das Problem der Nicht-Stationarität besteht darin, dass die ermittelten Regressionskoeffizienten die mittleren Bedingungen des Referenzzeitraums repräsentieren. Unterliegen die Variablen linearen Trends, so spiegeln die Regressionskoeffizienten den Zustand zur Halbzeit des Referenzzeitraumes wider. Wenn man mit dieser Methodik die Auswirkungen der Fahrrinnenanpassung bestimmen möchte, zeigt das Ergebnis nicht nur die tatsächlich ausbaubedingten Veränderungen, sondern anteilig auch die ausbauunabhängige Entwicklung vor der Fahrrinnenanpassung seit der Mitte des Referenzzeitraums. Visualisiert ist dies in Abbildung 4-7. Betrachtet werden die Residuen der Tidekennwerte, sprich die eingetretenen Messwerte minus der nach Niemeyer berechnete Werte. Es ist zu erkennen, dass die Residuen einen eindeutig positiven Trend aufweisen, der die Nulllinie (Messwert gleich Niemeyer-Modellwert) zur Halbzeit des Referenzzeitraumes schneidet. Am Anfang des Referenzzeitraumes sind die tatsächlich gemessenen Werte aufgrund des Trends niedriger als die Modellergebnisse. Mit fortschreitender Zeit nehmen die Messwerte zu, bis sie am Ende des Referenzzeitraums mehr als 5 cm oberhalb der Modellwerte liegen. Dies bedeutet, dass das Niemeyer-Verfahren schon vor Beginn der Fahrrinnenanpassung über 5 cm ausbaubedingte Thw-Erhöhung detektiert. Dies ist offensichtlich nicht korrekt und zeigt, dass der Offset am Ende des linearen Trends der Residuen bei den Berechnungen der Auswirkungen der Fahrrinnenanpassung im Beobachtungszeitraum berücksichtigt werden muss. Dies erfolgt durch Addition des Offsets als weitere Konstante ξ bei der Berechnung der Modellwerte, sodass die Formel des im Rahmen der Beweissicherung angewandten angepassten Niemeyer-Verfahrens wie folgt lautet:

$$Tnw_{BP} = a * Tnw_{HEL} + b * Thb_{HEL} + c * Q^d + e + \xi \quad (4.1)$$

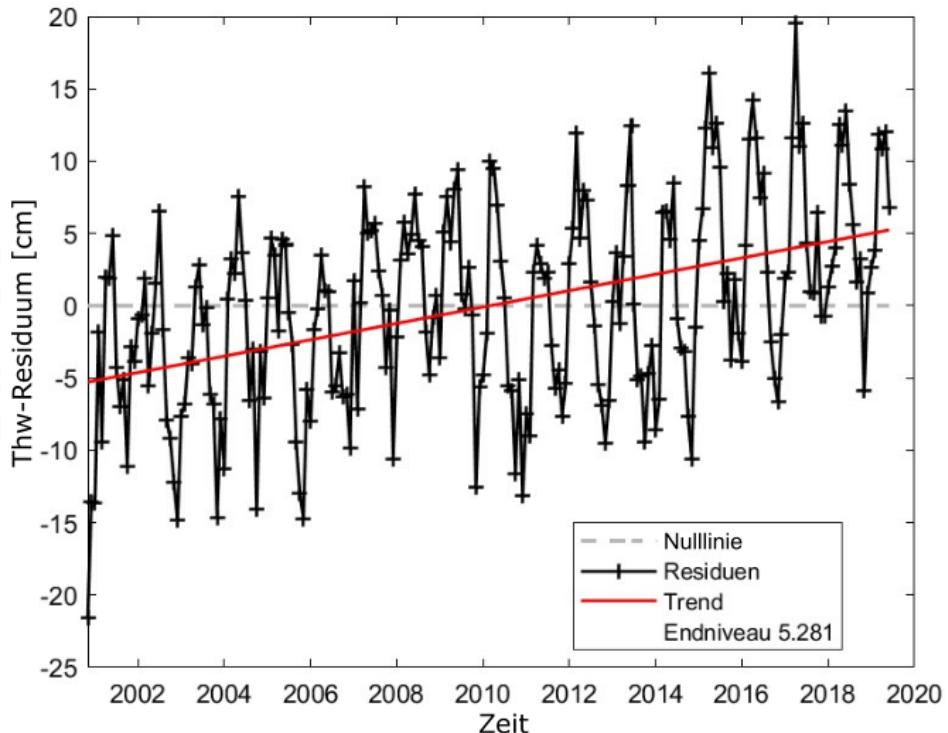


Abbildung 4-7: Thw-Residuen (eingetretene Messwerte minus Niemeyer-Modellwert) am Pegel St. Pauli über den Referenzzeitraum vor der Fahrrinnenanpassung

4.2 Salzgehalt

Die Salzgehalte in der Unter- und Außenelbe werden im Rahmen der Beweissicherung an insgesamt 12 Stationen erfasst, indem Leitfähigkeit und Wassertemperatur gemessen werden.

Die Messungen sind grundsätzlich für das ganze Jahr angesetzt. Für das Wechseln der Messgeräte und das Auslesen der Messdaten ist ein Zwei- bzw. Drei-Wochen-Takt vorgesehen. Eine genaue Beschreibung des gewässerkundlichen Untersuchungsprogramms zum Salzgehalt und anderen Parametern ist in [Anlage 4-1](#) zu finden.

Ein häufiges Wechseln und Reinigen der Messgeräte ist insbesondere bei den Langzeitmessstationen (LZ-Stationen) im Elbmündungsgebiet von Bedeutung, da die Messsensoren hier sehr schnell verschmutzen u.a. durch Seepockenbewuchs. Ein Anfahren der LZ-Stationen in den geplanten Intervallen ist jedoch u.a. aufgrund der Arbeitssicherheit nicht immer realisierbar.

Eine direkte Übertragung der Messdaten der Messstationen an der Fahrinne ist aus technischen Gründen nur an einigen oberflächennahen Messpositionen der Dauermessstationen (D-Stationen) in der Unterelbe möglich. Diese Übertragungstechnik muss jedoch, um Beschädigungen zu vermeiden, bei Eisgang wieder eingeholt werden. Die D-Stationen in der Unterelbe sind zudem von Versandung bedroht. Eine Versandung des Ankersteins kann bei der Entnahme der Messgeräte zum Reißen des Zugdrahts und damit zum Verlust der gesamten Messeinheit samt Messdaten führen.

Anhand der gewonnenen Messdaten werden analog zu den Scheitelwasserständen der maximale, minimale und mittlere Salzgehalt pro Tide bestimmt. Weiterhin wird anhand dieser Daten eine Auswertung mittels künstlicher neuronaler Netze (KNN) (Berkenbrink & Niemeyer 2011) vorgenommen.

4.2.1 Entwicklung der Salzgehalte pro Tide

In Abbildung 4-8 und Abbildung 4-9 sind die Verläufe des Salzgehaltes an der Messstation D4 bei Elbe-km 676,5 für die Positionen Oberfläche und Sohle dargestellt. Betrachtet man die Entwicklung des Salzgehaltes über das Jahr verteilt, so zeigen sich im Frühjahr typische, niedrige Salzgehalte infolge des hohen Oberwasserabflusses bedingt durch mehr Regen, der dem Einfluss der Tide entgegenwirkt. Im Sommer dagegen treten aufgrund des trockeneren und wärmeren Wetters, dass zu weniger Oberwasserabfluss führt, höhere Salzgehalte auf. Dies wird auch durch den höheren seeseitigen Salzgehalt begünstigt.

Im Winter dagegen haben Sturmfluten einen verstärkten Einfluss auf die Salzgehalte im Ästuar, da sie zu einer raschen Verschiebung der Brackwasserzone flussaufwärts führen können. Bei niedrigeren Oberwasserabflüssen kann es jedoch auch im Winter zu einem Anstieg des Salzgehaltes kommen.

Min-, Max- und Mittelwerte des Salzgehalts während einer Tide an der Station D4
(Rhinplate Nord - Elbe-km 676,5) - Oberfläche - 2022 - 2024

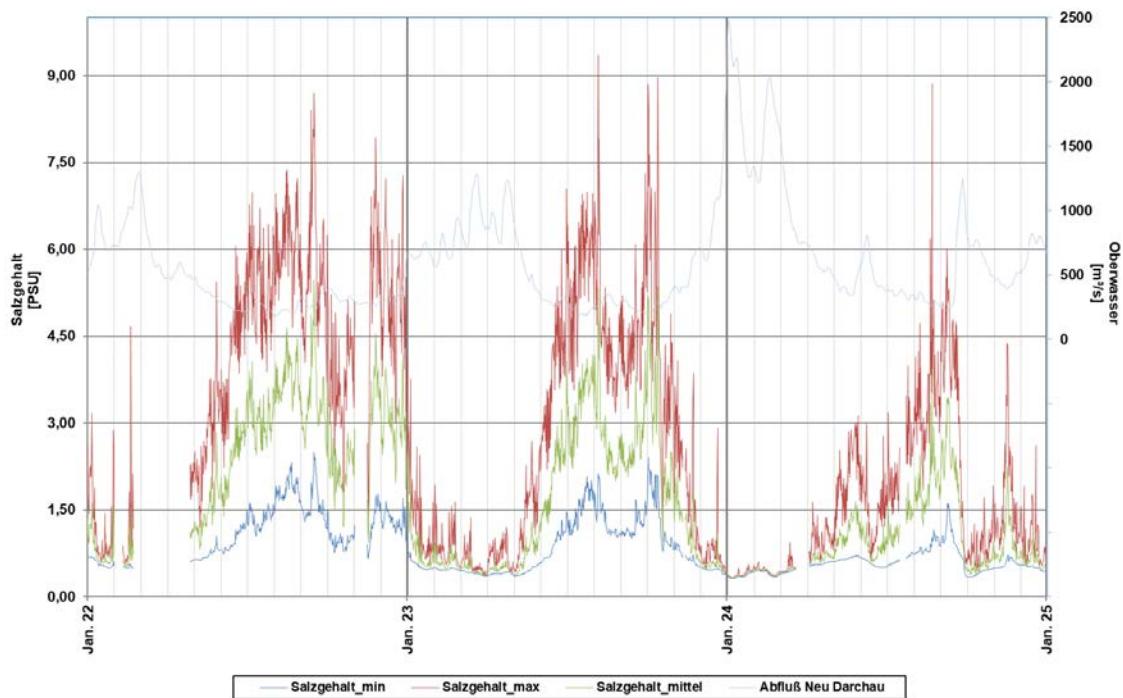


Abbildung 4-8: Min-, Max- und Mittelwerte der Leitfähigkeit während einer Tide an der Station D4 (Oberfläche) für die Jahre 2022 bis 2024

Min-, Max- und Mittelwerte des Salzgehalts während einer Tide an der Station D4
(Rhinplate Nord - Elbe-km 676,5) - Sohle - 2022 - 2024

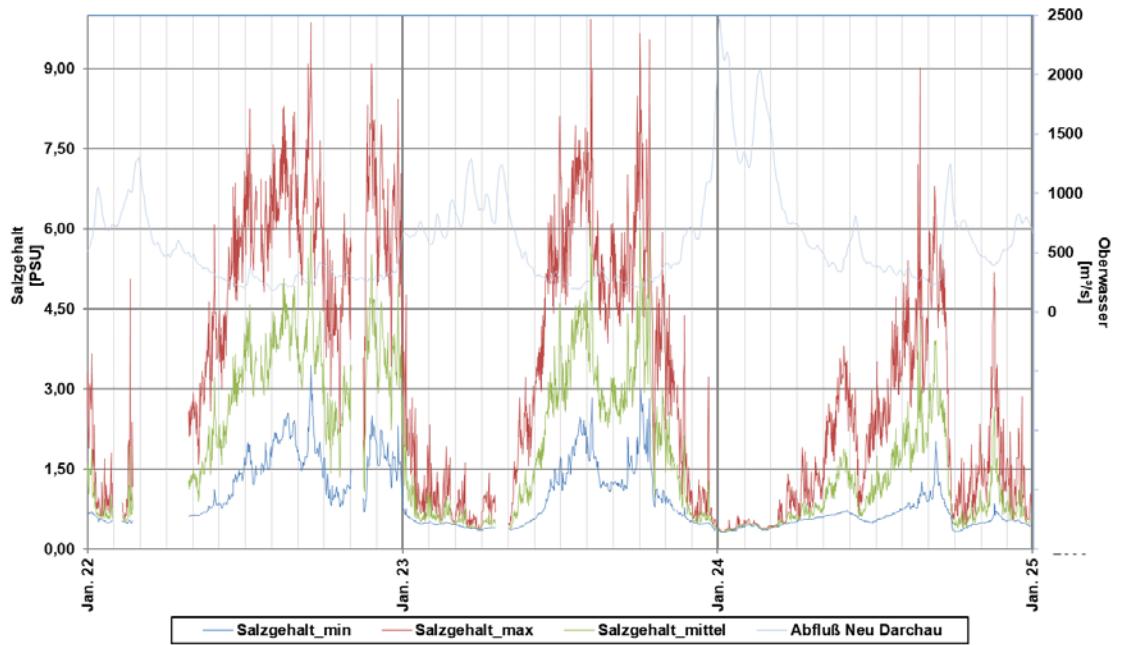


Abbildung 4-9: Min-, Max- und Mittelwerte der Leitfähigkeit während einer Tide an der Station D4 (Sohle) für die Jahre 2022 bis 2024

Allgemein ist der Salzgehalt in der Tideelbe stark vom Oberwasserabfluss abhängig. In Abbildung 4-10 ist der Mittelwert des Salzgehaltes pro Tide als Boxplot sowie das Jahresmittel des Minimum-, Mittel-, und Maximalwertes pro Tide an der Sohlposition der Station D4 sowie der Oberwasserabfluss in Neu Darchau dargestellt. Die Auswertungen zu den anderen Messstationen finden sich in den Anlagen 4-4a-c (a) [Unterelbe](#), b) [Außenelbe](#) und c) [Hamburg](#)). Des Weiteren wird auf das Portal des ZDM (<https://www.kuestendaten.de/download>) verwiesen.

Aus der Abbildung 4-10 lässt sich der starke Einfluss des Oberwassers auf den Salzgehalt erkennen. Betrachtet man den Verlauf der Salinität über die Zeit, so zeigt sich, dass insbesondere ab 2015 hohe Salzgehalte im Ästuar auftreten. Dies ist durch eine seit 2014 lang anhaltende Trockenperiode mit durchschnittlichen jährlichen Abflüssen von unter $500 \text{ m}^3/\text{s}$ zu erklären, vgl. dazu auch Abbildung 2-8. Längere Trockenperioden sind an der Elbe zwar nicht ungewöhnlich, so gab es solche Trockenperioden beispielsweise ebenfalls von 1949 bis 1952, 1971 bis 1974, 1982 bis 1985 und von 1989 bis 1993, jedoch hielten diese Perioden bei weitem nicht so lange an wie die Periode von 2014 bis 2023.

Infolge dieser lang anhaltenden Trockenperiode kam es zu einer starken Verschiebung der Brackwasserzone flussaufwärts. Dadurch kam es auch zu natürlichen morphologischen Veränderungen, die ein Vordringen von salzhaltigem Meerwasser in das Ästuar weiter begünstigten. Besonders ab dem extrem trockenen Jahr 2018 kam es zu einer starken Erhöhung des Salzgehaltes an der Station D4, wobei nicht nur im Mittel der Salzgehalt stark anstieg, sondern es auch zu einer größeren Streuung der Werte nach oben hin kam. Ähnlich hohe Salzgehalte konnten dann auch in den besonders abflussarmen Folgejahren 2019, 2020 und 2022 beobachtet werden.

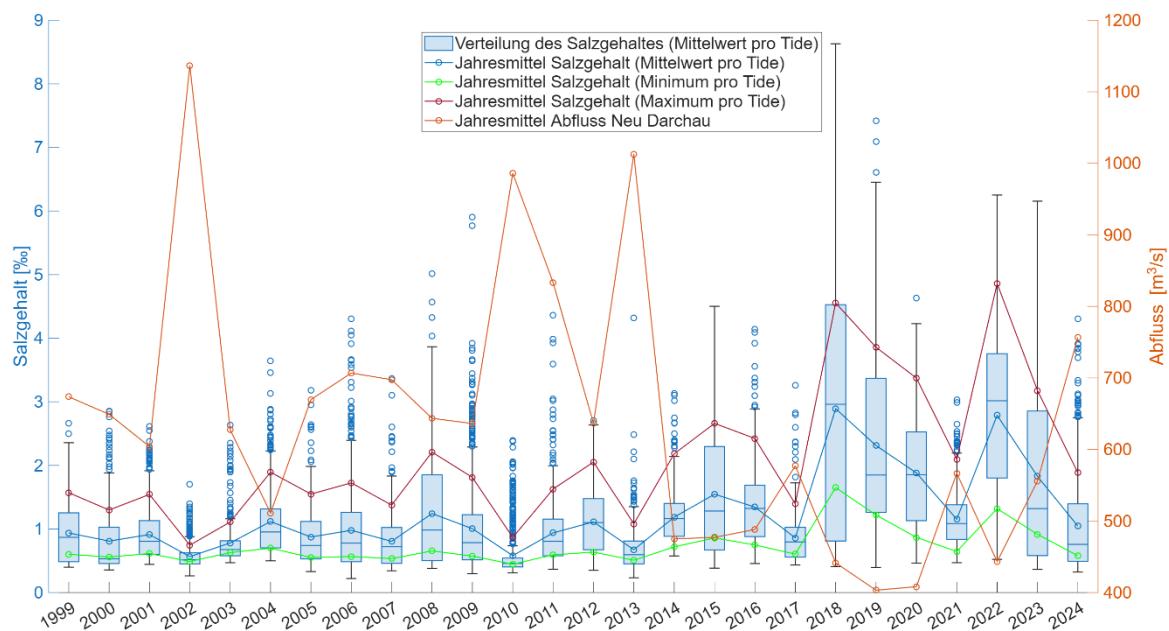


Abbildung 4-10: Verteilung des mittleren Salzgehaltes pro Tide an der Station D4 (Sohle), Rhinplate-Nord seit 1999

Betrachtet man den Verlauf des Salzgehaltes nach der Baumaßnahme, so kann man einen Anstieg des Salzgehaltes für das Jahr 2021 mit anschließendem Absinken in den Folgejahren erkennen. Aufgrund des kurzen Betrachtungszeitraums in Kombination mit den extrem niedrigen Abflussverhältnissen bis zum Jahr 2024 ist eine genaue Einordnung jedoch nur schwer möglich. Fest steht, dass sich für das Jahr 2024 mit im langjährigen Vergleich wieder „normalen“ Abflusswerten auch die Salzgehalte wie vor der Trockenperiode einstellten.

4.2.2 Salzgehaltsbestimmung mittels künstlicher neuronaler Netze

Neben der Auswertung des Salzgehaltes hinsichtlich des maximalen, minimalen und mittleren Wertes pro Tide ist laut Planfeststellungsbeschlusses zur Fahrrinnenanpassung auch eine Auswertung mittels künstlicher neuronaler Netze (KNN) vorgesehen. Da für die Bewertung der geforderte Auswertezeitraum von 5-Jahren seit der Fertigstellung der Fahrrinnenanpassung noch nicht vorliegt, wird im Folgenden lediglich die Methodik beschrieben.

Zur Bewertung der Salzgehaltsentwicklung hat die Bundesanstalt für Wasserbau (BAW) die Auswertemethodik nach Berkenbrink und Niemeyer (2011) verfeinert und diese in einem Gutachten detailliert dokumentiert (BAW, Lauer 2025, [Anlage 4-5](#)). Ziel der Salzgehaltsbestimmung mittels künstlicher neuronaler Netze ist die Approximation der Salinität ohne den Einfluss der Fahrrinnenanpassung an den in Abbildung 4-11 dargestellten Untersuchungsstationen entlang der Unter- und Außenelbe, um diese mit den gemessenen Naturwerten zu vergleichen.

Hierzu werden von der Fahrrinnenanpassung unbeeinflusste, unabhängige Variablen bzw. Einflussfaktoren (im Folgenden auch als „Features“ bezeichnet) zur Bestimmung verwendet. Bei den vorgegebenen Untersuchungsgrößen handelt es sich um die Kennwerte des maximalen (xsa), minimalen (nsa) und mittleren (msa) Salzgehaltes pro Tide. Diese Untersuchungsgrößen werden im Folgenden auch als „Targets“ bezeichnet.

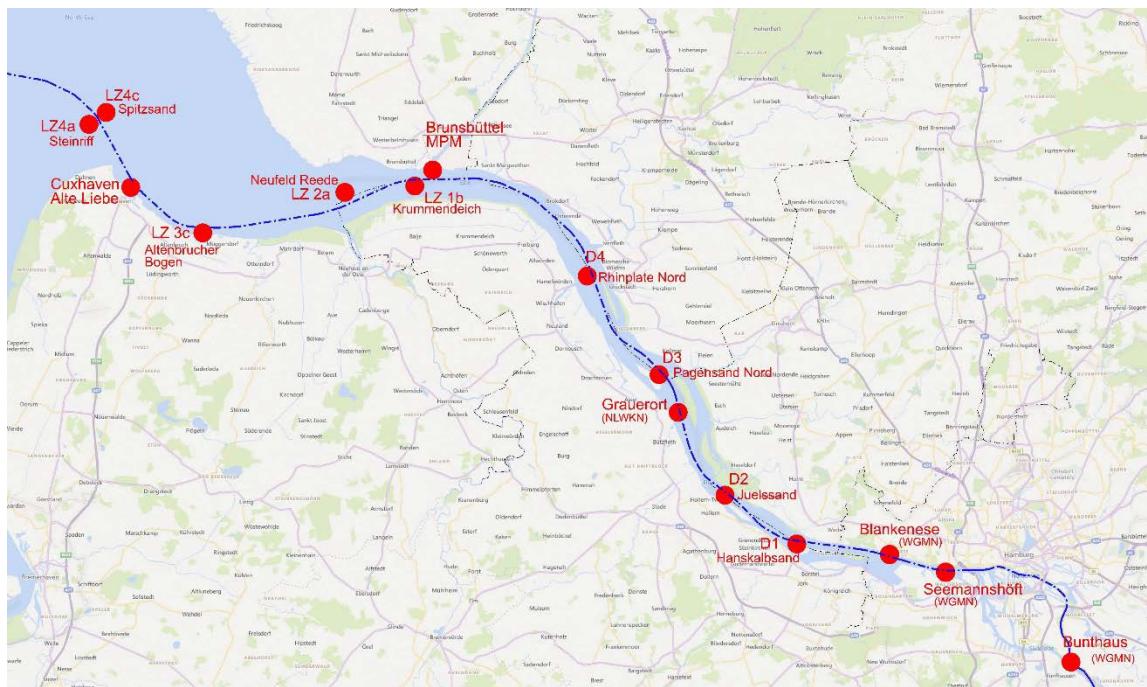


Abbildung 4-11: Kartenausschnitt mit den Untersuchungsstationen und der Station Bunthaus (BAW, Lauer 2025)

Für die Beweissicherung ist ein robustes, empirisch-deterministisches Verfahren erforderlich, welches Naturdaten mit sehr hoher Genauigkeit approximiert. Berkenbrink und Niemeyer (2011, 2014) haben hierfür einen maschinellen Lernansatz mit künstlichen neuronalen Netzen vorgeschlagen. Diese Methode der Künstlichen Intelligenz (KI) wurde 2013 in einer ergänzenden Auswertung für den Beweissicherungsbericht zum SKN -14 m-Ausbau der Tideweser umfangreich getestet, diskutiert und bewertet (Lange 2010, ebd. 2014).

Im Rahmen der Beweissicherung zur Fahrrinnenanpassung von Unter- und Außenelbe wird diese Auswertemethodik weiterentwickelt. Nach aktuellem Stand der Forschung und Entwicklung haben sich die Einsatzmöglichkeiten von KI-Methoden stark verändert und verbessert. Durch Verfahren wie die Auswahl von Eingangsparametern („Feature Importance and Selection“), die Optimierung

der Einstellungen von KNN („Hyperparameteroptimierung“) und Analysen zur Erklärbarkeit von künstlicher Intelligenz („XAI“) können belastbare KNN aufgebaut und für die Beweissicherung eingesetzt werden (Lauer und Kösters 2024).

Bevor KNN aufgebaut werden, ist es empfehlenswert einen Vergleich vorhandener Referenzgrößen und Stationen vorzunehmen, um Redundanzen zu vermeiden, den Rechenaufwand zu reduzieren und solide KNN zu generieren. Dabei werden Algorithmen zur sogenannten Feature Selection (FS) eingesetzt. Die FS kann zum einen nacheinander (sequenzielle Methoden) berechnet werden, d.h. der relevanteste Parameter wird zuerst gewählt (meistens der Oberwasserzufluss Q), und dann wird nacheinander eine Auswahl aus den verbleibenden Parametern getroffen. Die zuvor ausgewählten Parameter bleiben in jeder neuen Berechnung erhalten, insbesondere, um eine redundante Auswahl auszuschließen. Andere FS-Methoden stellen die Beziehung zu der Untersuchungsgröße unabhängig oder nahezu unabhängig vom Vorhandensein anderer Referenzgrößen her (rank-basierte Methoden).

Zur Auswahl der Referenzparameter in der Beweissicherung wurde die Art der statistischen Abhängigkeit und des funktionalen Zusammenhangs der Features mit dem jeweiligen Target mithilfe von vier unterschiedlichen Feature Selection-Methoden herausgearbeitet. Verwendet wurden der Pearson-Korrelationskoeffizient (PCC), der F-Test, der Relief-Algorithmus sowie ein mRmR-Algorithmus. Der Pearson-Korrelationskoeffizient und der F-Test ermitteln hauptsächlich die Stärke einfacher, direkter Beziehungen zwischen den Referenzgrößen und dem Target. Relief und mRmR-Analysen (mRmR steht für „minimale Redundanz, maximale Relevanz“) erkennen auch komplexe, nichtlineare oder interaktive Beziehungen. Der mRmR-Algorithmus berücksichtigt dabei zusätzlich die Redundanz zwischen den Features, um Multikollinearitäten zu verhindern. Die Auswahl der Referenzgrößen auf Basis der Untersuchungsergebnisse ist in Tabelle 4-1 dargestellt.

Im weiteren Schritt werden dann die KNN aufgestellt und trainiert. Bei der Regression im sogenannten überwachten Lernen werden dem KNN die Features (Referenzgrößen) und die Targets (Untersuchungsgrößen) vorgegeben. Die Gewichtung und Anpassung des Netzes erfolgen iterativ in sogenannten Epochen. Ziel dieser Trainingsepochen ist es, die Differenz zwischen den vom Netz errechneten Ausgaben und den vorgegebenen Werten des Targets zu minimieren, ohne dass das KNN diese Daten auswendig lernt („overfitting“). Das Training von KNN sollte dabei mit einer geeigneten Teilmenge von Daten aus dem auslaufenden Referenzzeitraum (01.11.2000 bis 30.06.2019, vgl. Kapitel 4.1.2) erfolgen. Um Extrapolationen zu vermeiden, sollte die gewählte Trainingsteilmenge den gesamten Wertebereich der Features und des Targets abdecken.

Wann ein KNN ausreichend trainiert ist, wird über eine sogenannte Abbruchbedingung festgelegt. Eine gängige Variante lässt sich über einen abgespaltenen, ungesiehten Datensatz (Validierung) erzeugen, welcher neben dem Trainingsdatensatz in jeder Epoche mitberechnet wird. Üblicherweise werden die Daten dazu am Anfang mithilfe zufälliger Indizes in 80% zu 20% geteilt. Vergrößert sich im 20-prozentigen Validierungsdatensatz die Differenz zwischen den Target-Werten und der berechneten Ausgabe in sechs aufeinanderfolgenden Epochen, spricht dies dafür, dass das KNN ein lokales oder globales Minimum gefunden hat. An diesem Umkehrpunkt stellt das KNN einen guten Kompromiss zwischen Anpassungsqualität an die Trainingsdaten und Allgemeingültigkeit der funktionalen Zusammenhänge dar, sodass die Prognosefähigkeit erhalten bleibt.

Tabelle 4-1: Selektive Empfehlung geeigneter Features für den Beweissicherungsfall (BAW, Lauer 2025)

✓ = relevante Referenzgröße; ✗ = vernachlässigbare Referenzgröße; „optional“ = optionale Referenzgrößen

Referenz- größen und -stationen	Untersuchungsgröße	nSa	mSa	xSa
Seeseitig: Tidekennwerte				
Tideniedrigwasser	@ Helgoland	✓	✓	✓
Tidehochwasser	@ Helgoland	✗	✗	✓
Tidehub	@ Helgoland	✓	✓	✗
Tidemittelwasser	@ Helgoland	✗	✗	✓
Ebbdauer	@ Helgoland	✓	✓	✓
Seeseitig: Salzgehalt, Wassertemperatur				
Salzgehalt	@ Helgoland Pangaea	✓	✓	✓
Wassertemperatur	@ Alte Weser	✓	✓	✓
Binnenseitig: Tidekennwerte				
Tideniedrigwasser	@ Geesthacht Wehr UP	✓	✓	✗
Tidehochwasser	@ Geesthacht Wehr UP	✗	✓	✓
Tidehub	@ Geesthacht Wehr UP	✓	✓	✓
Flutdauer	@ Geesthacht Wehr UP	✓	✓	✓
Binnenseitig: Salzgehalt, Wassertemperatur				
maximaler Salzgehalt	@ Bunthaus WGMN	✗	✓	✓
mittlerer Salzgehalt	@ Bunthaus WGMN	✓	✓	✓
minimaler Salzgehalt	@ Bunthaus WGMN	✓	✓	✗
Wassertemperatur	@ Bunthaus WGMN	✓	✓	✓
Oberwasser				
Abfluss	@ Neu Darchau	✓	✓	✓
Nebenflüsse – Abfluss (Q)				
Abfluss	@ Stör	optional	optional	✗
Abfluss	@ Este	optional	optional	✗
Wind				
Ost-West-Windkomponente u	@ Cuxhaven (891)	✓	✓	✓
Nord-Süd-Windkomponente v	@ Cuxhaven (891)	✓	✓	✓

Die Einstellungen (sog. „Hyperparameter“) von neuronalen Netzen müssen bei der ersten Anwendung optimiert werden. Diese Auswahl und Optimierung der Hyperparameter stellen die Hauptaufgabe beim Aufbau eines neuronalen Netzes dar. Die Optimierung kann bei KNN global oder lokal erfolgen. Bei der hier verwendeten globalen Optimierung werden die KNN für eine Untersuchungsgröße (z.B. maximaler Salzgehalt) für alle Untersuchungsstationen gleich aufgebaut. Bei einer lokalen Optimierung würden dagegen für jede Größe und jede Untersuchungsstation unterschiedliche KNN aufgestellt werden.

Für jede Untersuchungsgröße an einer Untersuchungsstation werden mehrere KNN trainiert und berechnet. Basierend auf den geringsten Trainingsfehlern wird die Auswahl der KNN reduziert, um unterschiedliche Anfangsbelegungen oder mögliche Irrläufer beim KNN-Training zu ignorieren.

Die final trainierten neuronalen Netze werden anschließend zur Beweissicherung eingesetzt, um zwei Testfälle zu berechnen und voneinander zu differenzieren (Abbildung 4-12). Testfall 1 beinhaltet Daten aus dem Referenzzeitraum vor der Fahrrienenanpassung, welche aber nicht im Training/Validierung der KNN vorkamen. Dieser Testfall beschreibt den „Generalisierungsfehler“ des Verfahrens bei ungesehenen Daten und ist analog zur Trendkorrektur des Niemeyer-Verfahrens für die Wasserstände (vgl. Kapitel 4.1.2) zu verstehen. Testfall 2 beinhaltet Daten, die

nach der Fahrinnenenanpassung gemessen wurden. Die Differenz des mittleren KNN-Fehlers beider Testfälle könnte somit mögliche ausbaubedingte Veränderungen der Salzgehalte beschreiben.

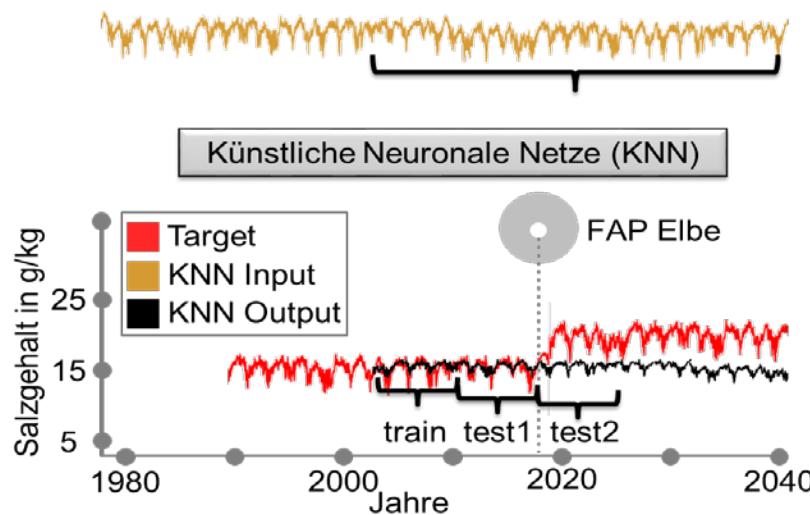


Abbildung 4-12: Symbolische Darstellung des Beweissicherungsfalls mit den ausgewählten Referenzgrößen (Features) als KNN-Input (gelb), einer fiktiven roten Linie für die gemessene Untersuchungsgröße des Salzgehaltes (Target) und in schwarz die approximierte Ausgabe des Neuronalen Netzes (KNN-Output). In dieser Abbildung sind nochmal die drei Zeiträume verdeutlicht: Der Trainingszeitraum (Teilausschnitt des Referenzzeitraums), der Testfall 1 (ungesehene Daten vor der FAP) und der Testfall 2 (ungesehene Daten nach der FAP) (BAW, Lauer 2025).

4.2.3 Leitfähigkeitsmessnetz zur Schutzaufgabe Obstbau

Im Rahmen der Schutzaufgabe Obstbau, Anordnung A.II.5.2 des Planfeststellungsbeschlusses, wurde in Niedersachsen im Bereich zwischen der Oste und Este sowie an den Schleswig-Holsteinischen Sperrwerken ein mit den Nutzern abgestimmtes Messnetz zur Durchführung von Salzgehaltsmessungen (Dauermessungen der Leitfähigkeit) an repräsentativen landwirtschaftlichen Wasserentnahmestellen eingerichtet.

Die Nutzer können so bei Auftreten unzuträglicher Salzgehalte die Bewässerung mit Elbwasser einstellen. Die Daten werden in Echtzeit übertragen (Abbildung 4-13) sowie monatlich in plausibilisierter Form auf dem Portal Küstendaten des ZDM veröffentlicht (<https://www.kuestendaten.de/download>).

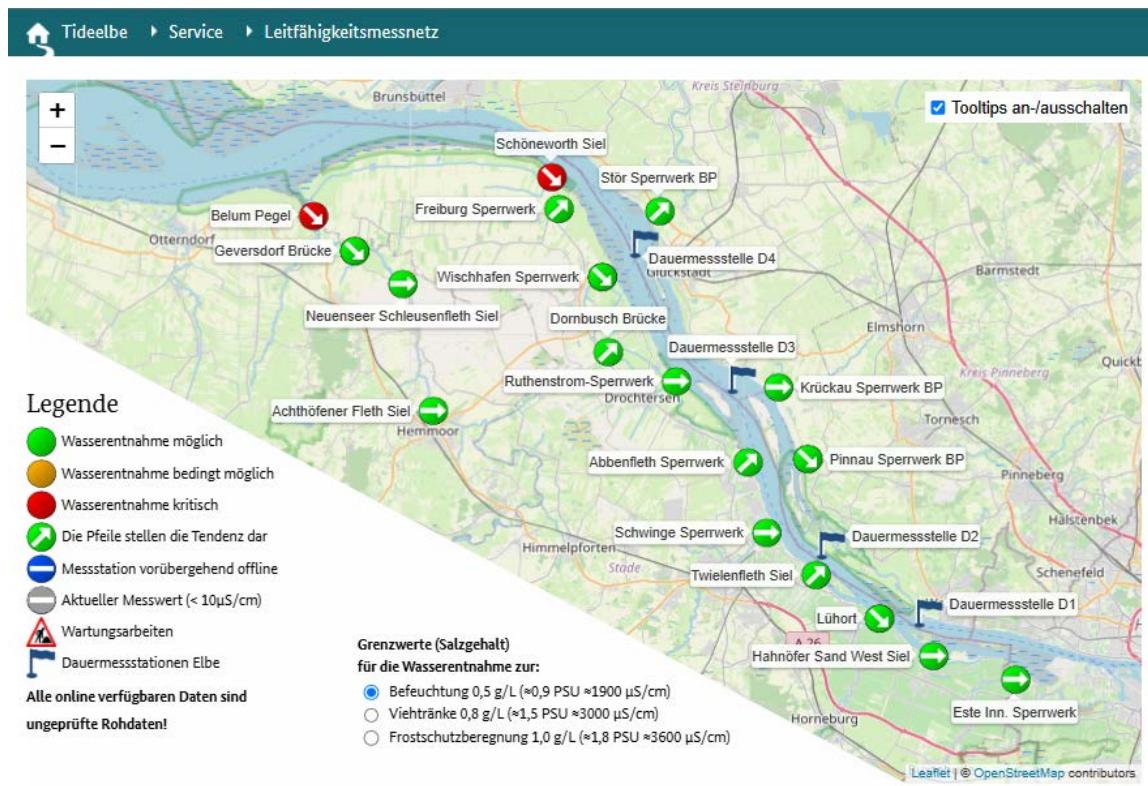


Abbildung 4-13: Lageplan zum Leitfähigkeitsmessnetz (<https://www.kuestendaten.de/leitfaehigkeitsmessnetz>)

4.3 Sauerstoff

Das vorliegende Kapitel beschreibt die Entwicklung der Sauerstoffverhältnisse in der Tideelbe in den Jahren 2011–2024, seit dem Abschluss der Beweissicherung zur Fahrrinnenanpassung 1999/2000. Der Bericht behandelt dabei auf Grundlage des Planfeststellungsbeschlusses zur Fahrrinnenanpassung von Unter- und Außenelbe vom 23.04.2012 verschiedene Aspekte hinsichtlich der Sauerstoffverhältnisse in der Tideelbe. Zudem wird die Entwicklung des Eingangssignals aus der Mittelelbe am Wehr Geesthacht betrachtet. Letzteres spielt eine zentrale Rolle für den Sauerstoffhaushalt der Tideelbe und die Entstehung des sommerlichen Sauerstoffdefizits, da es die größte Eintragsquelle von zehrfähigem Material in die Tideelbe darstellt. Die hier zu diesen Aspekten dargestellten Untersuchungen (Unterkapitel 4.3.1 und 4.3.2) sind zusammen mit weiteren Auswertungen ausführlich im Bericht der Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG; Große 2025, [Anlage 4-6](#)) beschrieben.

In der Tideelbe wurde (entsprechend Planfeststellungsbeschluss) sowohl die Entwicklung im Hauptstrom als auch in der Hahnöfer Nebenelbe (HNE) direkt unterhalb des Hamburger Hafens (Abbildung 4-14) untersucht.



Abbildung 4-14: Karte des Untersuchungsgebiets und der verwendeten Messstellen (BfG, Beatrix Konz).

Um die großräumige Sauerstoffentwicklung im Hauptstrom untersuchen zu können, wurden neben den Daten des Wasserstraßen- und Schifffahrtsamtes (WSA) Elbe-Nordsee und der BfG auch Daten des Instituts für Hygiene und Umwelt (HU) sowie des Niedersächsischen Landesbetriebs für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz (NLWKN) genutzt. Die Daten der HU-Messstellen Bunthaus und Seemannshöft wurden dabei aufgrund der räumlichen Nähe zu den HPA-Messstellen Ochsenwerder (ehemals Bunthäuser Spitze) bzw. Finkenwerder (ehemals EADS) anstatt der beiden Letztgenannten verwendet. Neben diesen großräumigen Betrachtungen wurden vergleichende Untersuchungen zur Entwicklung der oberflächen- und sohnahen Sauerstoffgehalte sowie Untersuchungen zur Abhängigkeit des Sauerstoffgehalts von den Temperatur- und Trübungsverhältnissen durchgeführt. Im Folgenden sind die wichtigsten Ergebnisse dieser Auswertungen zusammengefasst.

Neben den Untersuchungen der BfG hat die Bundesanstalt für Wasserbau (BAW) ebenfalls entsprechend des Planfeststellungsbeschlusses im Auftrag der HPA eine modellbasierte Sensitivitätsstudie zur Sauerstoffdynamik der Tideelbe durchgeführt. Die Ergebnisse dieser Studie sind in Unterkapitel 4.3.3 zusammengefasst und ausführlich im Bericht der Bundesanstalt für Wasserbau (BAW; Hammrich 2024, [Anlage 4-7](#)) beschrieben.

4.3.1 Sauerstoffentwicklung in der Tideelbe in den Jahren 2011–2024

Entwicklung des Sauerstoffgehalts im Hauptstrom der Tideelbe

Die Untersuchungen unter Verwendung hochaufgelöster stationärer Sondenmessungen und Längsprofilmessungen entlang der gesamten Tideelbe (Elbe-km 585,9–690,0) zeigen eine hohe zeitliche und räumliche Variabilität der sommerlichen Sauerstoffverhältnisse im Untersuchungszeitraum (Abbildung 4-15). Dabei waren an den Messstellen D1 bis D4 (Elbe-km 643,0–676,5) unterhalb des Hamburger Hafens keine anhaltenden Unterschiede zwischen oberflächen- und sohnahen Sauerstoffgehalten zu verzeichnen. Das Auftreten sowie die Intensität und räumlich-zeitliche Ausdehnung eines sommerlichen Sauerstoffdefizits (Sauerstoffgehalt $\leq 3 \text{ mg L}^{-1}$) unterlagen im gesamten Zeitraum großen zwischenjährlichen Schwankungen (Abbildung 4-15b). Die Definition des Sauerstoffdefizits ergibt sich hierbei aus dem

Planfeststellungsbeschluss, der einen Sauerstoffgehalt von 3 mg L^{-1} als fischkritischen Wert definiert und zur Betrachtung festlegt.

Allgemein zeigte sich von 2011–2017 eine kontinuierliche Verbesserung der Sauerstoffverhältnisse in der Tideelbe, während ab 2018 – mit Ausnahme von 2020 – eine Verschlechterung zu verzeichnen war. In den Jahren 2015–2017 und auch 2020 kam es dabei zu (fast) keinen Unterschreitungen des Sauerstoffgehalt von 3 mg L^{-1} (ein Tag in 2017). In den übrigen Jahren schwankte die Gesamtdauer des Defizits dagegen zwischen einer Woche (2013) und vier (2011) bis sieben Wochen (2024).

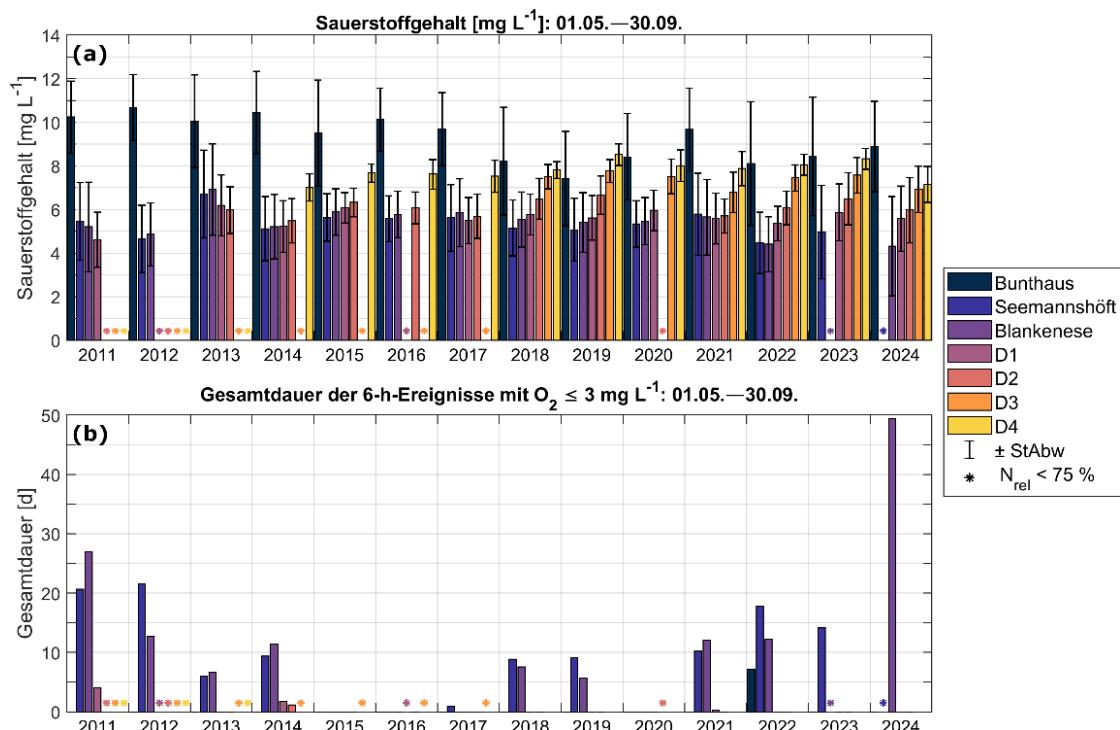


Abbildung 4-15: Zeitserien der (a) Mittelwerte und Standardabweichungen („StAbw“) des oberflächennahen Sauerstoffgehalts und (b) der Gesamtdauer der kontinuierlichen Unterschreitungen eines Sauerstoffgehalts von 3 mg L^{-1} für mindestens sechs Stunden im Zeitraum von 1. Mai bis 30. September der Jahre 2011 bis 2024 an den Stationen Bunthaus, Seemannshöft, Blankenese sowie D1–D4. Für Zeiträume mit einer Datenabdeckung („N_{rel}“) von unter 75 % sind die Werte nicht dargestellt („**“) (BfG, Große 2025).

In den Jahren mit einem Sauerstoffdefizit beschränkte sich dieses in der Regel auf den Gewässerabschnitt von etwa Elbe-km 620–643, also auf den Bereich des Hamburger Hafens bis etwa 10 km unterhalb des Hafens. In den meisten Jahren war jedoch nur ein deutlich kürzerer Gewässerabschnitt (ca. Elbe-km 620–635) betroffen. Das Zentrum des Sauerstofftals lag dabei in fast allen Jahren im Bereich der Messstationen Seemannshöft (Elbe-km 628,9) und Blankenese (Elbe-km 634,2). Als Ausnahme muss ein Ereignis Ende Juni 2022 genannt werden, bei dem für etwa eine Woche ein Sauerstoffdefizit bereits bei Bunthaus (Elbe-km 609,8) im flacheren Teil der Tideelbe oberhalb des Hamburger Hafens auftrat. Zeitweise waren die dortigen Sauerstoffgehalte sogar niedriger als im Bereich des Hafens. Zeitlich betrachtet, trat das Sauerstoffdefizit in fast allen Jahren zwischen Juni und August auf. Nur im Jahr 2018 kam es bereits Ende Mai zu einer Unterschreitung von 3 mg L^{-1} , während sich das Defizit in den Jahren 2012 und 2024 erst im Juli ausbildete, mit Unterbrechungen jedoch bis Anfang bzw. Mitte September anhielt. All diese Ereignisse wurden maßgeblich durch das Eingangssignal aus der Mittelelbe geprägt (s. Kapitel 4.3.2).

Einfluss der Wassertemperatur und der Trübung auf die Sauerstoffverhältnisse

Die mittleren sommerlichen Wassertemperaturen (oberflächennah; 1. Mai bis 30. September) nahmen an den Messstellen Bunthaus, Blankenese, Seemannshöft und D1–D4 insbesondere seit 2018 tendenziell zu (Abbildung 4-16a). Dies machte sich in der regelmäßigen Überschreitung einer mittleren Wassertemperatur von 20 °C bemerkbar, welche zuvor nur in 2016 bei Bunthaus und Seemannshöft aufgetreten war. Die tendenzielle Verschlechterung der Sauerstoffverhältnisse seit 2018 (s. Abbildung 4-15) könnte durch die Temperaturzunahme begünstigt worden sein.

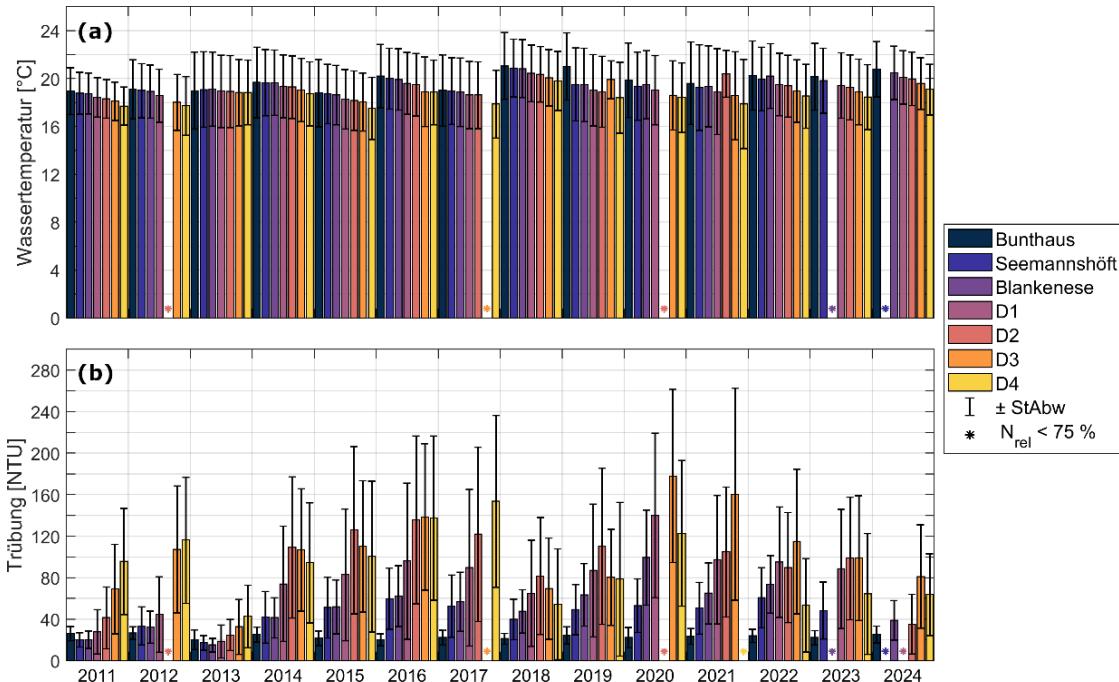


Abbildung 4-16: Zeitserien der Mittelwerte und Standardabweichungen („StAbw“) der oberflächennahen Werte (a) des Sauerstoffgehalts und (b) der Trübung zwischen 1. Mai und 30. September der Jahre 2011 bis 2024 an den Stationen Bunthaus, Seemannshöft, Blankenese sowie D1–D4. Für Zeiträume mit einer Datenabdeckung („N_{rel}“) von unter 75 % sind die Werte nicht dargestellt („*“) (BfG, Große 2025).

Die langfristige Entwicklung der mittleren Trübung unterlag im Gegensatz zur Wassertemperatur sehr großen zwischenjährlichen Schwankungen (Abbildung 4-16b) und lässt an keiner der betrachteten Messstellen einen klaren Zusammenhang zwischen Trübung und Sauerstoffgehalt erkennen. Zusätzliche Untersuchungen zeigen teils deutliche Schwankungen der Trübungswerte nicht nur zwischen den Jahren, sondern auch innerhalb der Vegetationsperiode, ein klarer Einfluss auf den Sauerstoffgehalt ist jedoch nicht erkennbar. Dies legt nahe, dass die Trübungsentwicklung nur einen geringen Einfluss auf die Sauerstoffentwicklung in der Tideelbe hat.

Entwicklung der Sauerstoffverhältnisse in der Hahnöfer Nebenelbe

Die sommerlichen Sauerstoffbedingungen in der Hahnöfer Nebenelbe (HNE, Messstellen HN1 und HN2) waren im gesamten Betrachtungszeitraum deutlich besser als im angrenzenden Hauptstrom (Messstellen D1 und Blankenese; Abbildung 4-17). Besonders deutlich wird dies an der Messstelle HN2, welche infolge der lokalen Topographie weniger durch Wasseraustausch mit dem angrenzenden Hauptstrom beeinflusst ist als die Messstelle HN1 am seewärtigen Ausgang der HNE. In der HNE deutete sich in den Jahren nach 2016 eine leichte Abnahme der mittleren sommerlichen Sauerstoffgehalte an. Die Sauerstoffgehalte lagen jedoch auch in diesem Zeitraum weiterhin dauerhaft über denen des Hauptstroms und über dem Wert von 3 mg L⁻¹.

Besonders hervorzuheben ist dies für den Sommer 2024 mit seinem lange anhaltenden Sauerstoffdefizit an der Messstelle Blankenese. Dies unterstreicht die wichtige Rolle der HNE als Rückzugs- und Aufwuchsort für Fische und andere kiemenatmende Fauna, insbesondere in Phasen anhaltend geringer Sauerstoffgehalte im Hauptstrom. Die während der Ebbphase im Vergleich zur Flutphase etwas höheren Sauerstoffgehalte an der Messstelle HN1 zeigen zudem, dass der Austrag des sauerstoffreicheren Wassers aus der Hahnöfer Nebenelbe in den Hauptstrom eine positive Wirkung auf den Sauerstoffgehalt im direkt angrenzenden Hauptstrom hat.

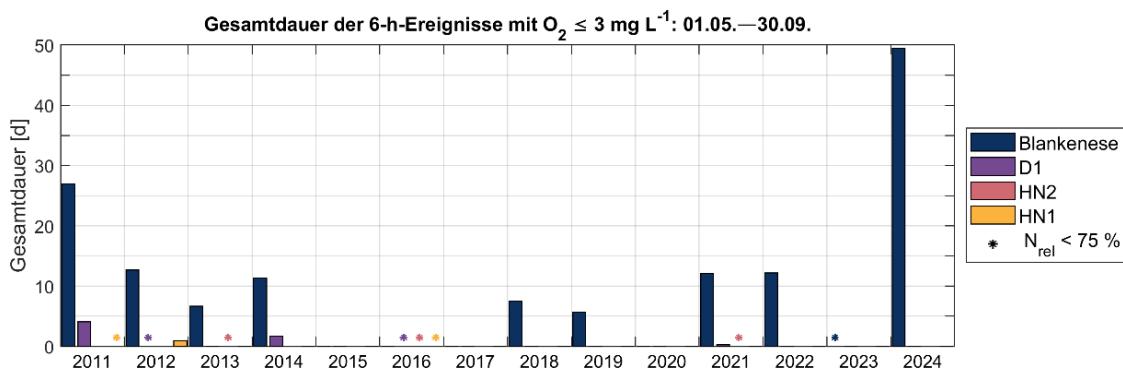


Abbildung 4-17: Gesamtdauer der kontinuierlichen Unterschreitungen eines Sauerstoffgehalts von 3 mg L^{-1} für mindestens sechs Stunden im Zeitraum vom 1. Mai bis 30. September der Jahre 2011 bis 2024 an den Stationen Blankenese, D1, HN1 und HN2. Für Zeiträume mit einer Datenabdeckung („ N_{rel} “) von unter 75 % sind die Werte nicht dargestellt („*“) (BfG, Große 2025).

4.3.2 Zeitliche Entwicklung des Eingangssignals am Wehr Geesthacht

Der Eintrag von Algenbiomasse aus der Mittelelbe über das Wehr Geesthacht spielt eine zentrale Rolle für die Sauerstoffentwicklung in der Tideelbe. Daneben ist auch der Eintrag anderer zehrfähiger Stoffe (z. B. Ammonium) für die dortige Sauerstoffentwicklung von Bedeutung. Gleichzeitig ist der Sauerstoffeintrag aus der Mittelelbe wichtig für die Sauerstoffversorgung der Tideelbe, insbesondere im vergleichsweise flachen Bereich der oberen Tideelbe bis etwa Elbe-km 620. Für die Sauerstoffentwicklung in der Tideelbe sind dabei nicht nur die Stoffkonzentrationen, sondern auch die Stofffrachten relevant, da diese letztlich die absoluten Eintragsmengen beschreiben. Da weder die hochaufgelösten Messungen (2016–2024) noch die Gewässergütemodellierung der BfG (2011–2022) den Untersuchungszeitraum 2011–2024 vollständig abdecken, wurden beide verwendet, um die zeitliche Entwicklung des Eingangssignals zu untersuchen.

Bei der Betrachtung muss zunächst die Entwicklung des Oberwasserabflusses (gemessen am Pegel Neu Darchau; Elbe-km 636,4), vgl. auch Abbildung 2-8, diskutiert werden, da dieser durch seinen direkten Einfluss auf die Fließzeit in der Mittelelbe eine wesentliche Rolle für die Entwicklung der Gewässergüte am Wehr Geesthacht spielt. Der mittlere Abfluss in den Vegetationsperioden (1. April bis 30. September) der Jahre 2011–2024 war mit $455 \pm 321 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ 27 % niedriger als das langjährige Mittel über die Vegetationsperioden der Jahre 1903–2024. Der Mittelwert von 2016–2024 fiel mit $392 \pm 128 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ sogar um 37 % geringer aus. Dies zeigt deutlich die starke Abnahme des Oberwasserabflusses im Vergleich zu früheren Jahren, insbesondere in der jüngsten Vergangenheit (Details s. BfG, Große 2025, [Anlage 4-6](#)).

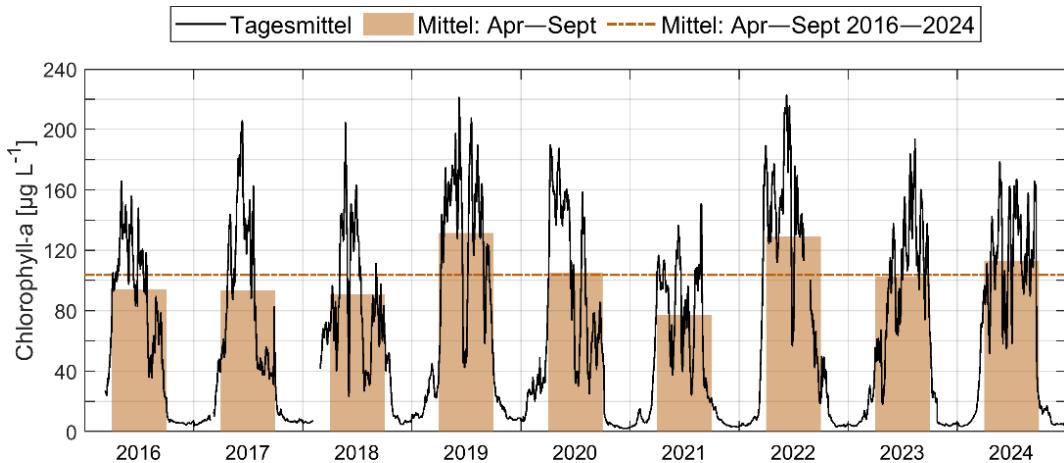


Abbildung 4-18: Zeitserien des Tagesmittels (durchgezogene Linie) sowie des Mittels über die Vegetationsperiode (1. April bis 30. September; Balken) des Chlorophyll-a-Gehalts bei Geesthacht in den Jahren 2016–2024. Die Breite der Balken markiert die Vegetationsperioden der Jahre. Die gestrichelte Linie entspricht dem Mittelwert über alle Vegetationsperioden innerhalb des Betrachtungszeitraums (BfG, Große 2025).

In den Jahren 2016–2024 war der Abfluss auf intrasaisonalen bis zwischenjährlichen Zeitskalen besonders variabel. Insbesondere in den Vegetationsperioden der Jahre 2018–2020 und 2022 waren die Abflüsse dabei besonders gering. Phasenweise fielen diese auf unter $220 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ und führten – zusammen mit hohen Wassertemperaturen – zu einem Zusammenbruch der Chlorophyll-a-Konzentration (als Proxy für die Algenbiomasse) in der unteren Mittelelbe bei Geesthacht (Abbildung 4-18). Dies war z. B. Ende Juni 2022 unmittelbar vor dem Auftreten des Sauerstofflochs bei Bunthaus der Fall. Die Modellierung der Mittelelbe mit dem eindimensionalen Gewässergütemodell QSim der BfG (Schöl et al., 2014) unterstützt die Hypothese, dass der erhöhte Wegfraß durch Zooplankton zum Zusammenbruch der Algenbiomasse im Juni 2022 bei Geesthacht führte. Die reduzierte Sauerstoffproduktion und die durch den bakteriellen Abbau des produzierten organischen Materials erhöhte Sauerstoffzehrung führten anschließend zu einer starken Abnahme des Sauerstoffgehalts bei Geesthacht. Das infolge des Abbaus des organischen Materials in der Mittelelbe freigesetzte und in die Tideelbe eingetragene Ammonium bewirkte dabei eine weitere Zunahme der Sauerstoffzehrung infolge von Nitrifikation. Auch wenn das 2022er Ereignis in seiner Intensität in der oberen Tideelbe bisher einmalig war, so zeigen die regelmäßig gemessenen kurzfristigen Einbrüche der Chlorophyll-a-Konzentration im Bereich Geesthacht (z. B. in den Sommern 2018–2020) eindeutig, dass vergleichbare Ereignisse in der unteren Mittelelbe während Phasen sehr geringer Oberwasserabflüsse regelmäßig auftreten. Die Messungen der Jahre 2018–2020 zeigen zudem, dass sich solche Ereignisse auch mehrfach innerhalb einer Vegetationsperiode abspielen können, wenn entsprechende Bedingungen – geringe Abflüsse und hohe Wassertemperaturen – vorliegen. Diese Ereignisse folgten stets auf längere Phasen mit besonders hohen Einträgen an Algenbiomasse, während die Ereignisse selbst jeweils nur maximal eine Woche anhielten. Die Abfolge von zunächst hohen Einträgen an Algenbiomasse und anschließend einer geringen Sauerstoffnachlieferung aus der Mittelelbe begünstigte letztlich die kurzfristige Abnahme des Sauerstoffgehalts bereits in der oberen Tideelbe.

Während sehr geringe Abflüsse im Betrachtungszeitraum vor allem kurzfristige Auswirkungen auf die untere Mittelelbe und die obere Tideelbe hatten, traten die längsten Sauerstoffdefizite im Umfeld des Hamburger Hafens in den Jahren 2011 (27 Tage $\leq 3 \text{ mg L}^{-1}$ bei D1) und 2024 (49 Tage $\leq 3 \text{ mg L}^{-1}$ bei Blankenese) auf (s. Abbildung 4-15b). Die Vegetationsperioden beider Jahre zeichneten sich im mehrjährigen Vergleich durch mittlere Abflüsse aus (s. Abbildung 4-19). Im Jahr 2011 dürfte die sehr hohe (simulierte) Fracht an Algenbiomasse von 1350 t Chlorophyll-a (Abbildung 4-19) das lange anhaltende Sauerstoffdefizit verursacht haben. Die (gemessene) Fracht der Algenbiomasse für 2024 fiel mit $752 \pm 51 \text{ t}$ Chlorophyll-a zwar deutlich geringer aus, war aber

dennoch die höchste im Messzeitraum 2016–2024. Der Zeitraum des Sauerstoffdefizits (25. Juli bis 19. September) zeichnete sich neben einem anhaltend hohen Eintrag an Algenbiomasse auch durch abnehmende Oberwasserabflüsse und hohe Wassertemperaturen aus. Diese Faktoren begünstigten im Zusammenwirken die Entstehung des Sauerstoffdefizits.

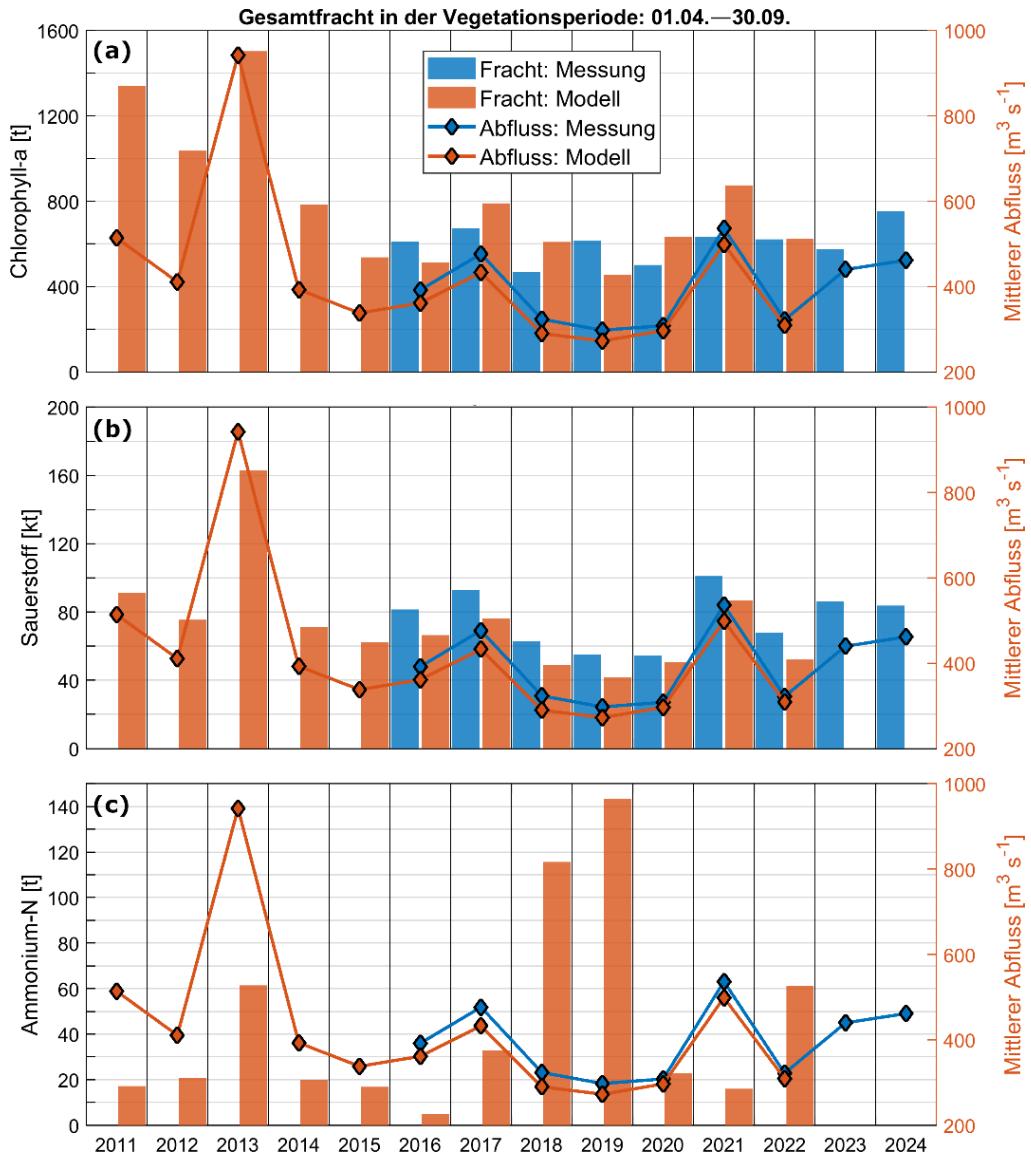


Abbildung 4-19: Zeitreihen der gemessenen (rot) und simulierten (blau) mittleren Oberwasserabflüsse (Linien) und kumulierten Stofffrachten (Balken) von (a) Chlorophyll a, (b) Sauerstoff und (c) Ammonium-N während der Vegetationsperioden (1. April bis 30. September) der Jahre 2011–2024. Für Ammonium-N liegen keine hochaufgelösten Messdaten für die Frachtberechnung vor (BfG, Große 2025).

Abschließend kann festgehalten werden, dass das Eingangssignal bei Geesthacht einer sehr hohen intrasaisonalen bis zwischenjährlichen Variabilität unterliegt. Die tendenzielle Verbesserung der Sauerstoffverhältnisse in der Tideelbe von 2011–2017 ging mit der Abnahme der Frachten der Algenbiomasse im selben Zeitraum einher (Abbildung 4-19). Die seit 2018 wieder häufiger aufgetretenen Unterschreitungen eines Sauerstoffgehalts von 3 mg L^{-1} sind auf Grundlage der angestellten Untersuchungen höchstwahrscheinlich auf zwei wesentliche Aspekte zurückzuführen: (1) eine langfristige Zunahme der Wassertemperatur in der Tideelbe, (2) geringe Oberwasserabflüsse und damit einhergehend die erhöhte Produktion von Algenbiomasse (und deren Abbau).

4.3.3 Sensitivitätsanalysen zum Sauerstoffhaushalt der Tideelbe

Die im Rahmen des Planfeststellungsbeschlusses geforderte Sensitivitätsstudie wurde von der Bundesanstalt für Wasserbau angefertigt (BAW, Hammrich 2024, [Anlage 4-7](#)). Für die Studie wurde vor allem der Einfluss des Oberwassers, der organischen Fracht und der Einfluss von Flachwasserbereichen untersucht. Die einzelnen Szenarien wurden mit einem Basisszenario verglichen, das die Sauerstoffkonzentration bei einem Oberwasser von $457 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ und einer organischen Fracht am Wehr Geestacht von $7,4 \text{ mg C L}^{-1}$ berechnet. Abbildung 4-20 zeigt die typische sommerliche Situation, wie sich im Basisszenario der Sensitivitätsstudie einstellt. Die deutliche Abnahme der Sauerstoffkonzentration im Hamburger Bereich ist eine direkte Folge des Absterbens und der Mineralisation des Phytoplanktons im tiefen und lichtarmen Bereich der Tideelbe. Der Sauerstoffgehalt fällt infolgedessen von etwa $10,5 \text{ mg L}^{-1}$ oberhalb von Elbe-km 600 bis auf etwa $5,5 \text{ mg L}^{-1}$ bei Elbe-km 635. Im weiteren Fließverlauf nimmt der Sauerstoffgehalt kontinuierlich wieder bis auf etwa $7,3 \text{ mg L}^{-1}$ bei Elbe-km 680 zu. Die Zunahme des Sauerstoffgehalts ist vor allem auf das günstigere Verhältnis von Oberfläche und Volumen des Wasserkörpers unterhalb von Hamburg und die damit verbundene höhere Wiederbelüftung zurückzuführen. Stromauf von Hamburg ist die Tideelbe also von dem sauerstoffzehrenden Abbau organischen Materials geprägt, wohingegen stromab von Hamburg vor allem die Zunahme des Sauerstoffgehaltes durch die Wiederbelüftung dominiert. Wichtig ist, zu verstehen, dass es keine Abschnitte in der Elbe gibt, in denen zum Beispiel nur Mineralisierung 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.

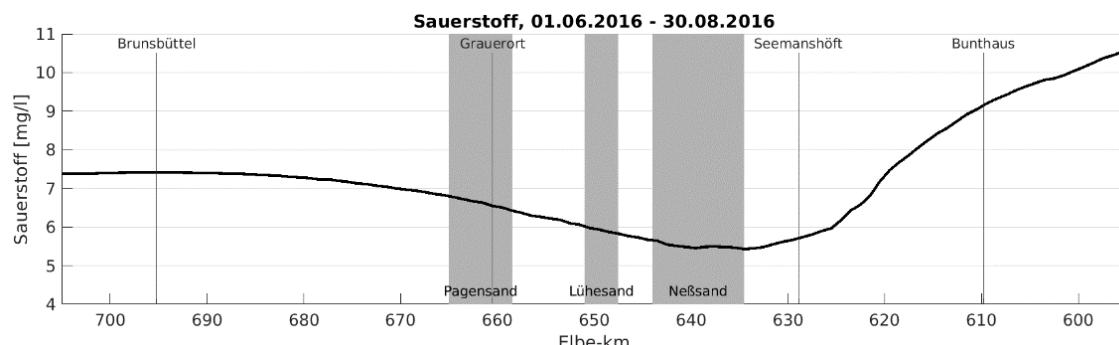


Abbildung 4-20: Mittlerer simulierter Sauerstoffgehalt zwischen 1. Juni und 30. August 2016 im Längsverlauf der Tideelbe entlang der Fahrinne durch die Norderelbe bei $457 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ (BAW, Hammrich 2024).

Einfluss des Oberwasserabflusses

Der Einfluss des Oberwasserabflusses auf das Wasseralter und den Sauerstoffgehalt wurde anhand des Basisszenarios mit $457 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ und zwei Abflussszenarien untersucht, bei denen der Oberwasserabfluss um 10 % auf $503 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ erhöht bzw. um 10 % auf $411 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ vermindert wurde.

Der Sauerstoffgehalt zeigt in allen gerechneten Abflussszenarien einen typischen sommerlichen Verlauf in der Tideelbe (Abbildung 4-21). Stromab des Wehrs in Geesthacht, insbesondere stromab von Bunthaus, nimmt der Sauerstoffgehalt deutlich ab, bis zu einem Minimum von etwa $5,5 \text{ mg L}^{-1}$ etwa bei Elbe-km 635. Weiter stromab nimmt der Sauerstoffgehalt langsam wieder zu und erreicht ab Elbe-km 680 ungefähr $7,5 \text{ mg L}^{-1}$. Ein auffälliges Muster zeigt die abflussbedingte Differenz des Sauerstoffgehalts im Vergleich zum Basisszenario (Abbildung 4-21): der höhere Abfluss führt zunächst zu einer Zunahme des Sauerstoffgehalts um maximal gut $0,2 \text{ mg L}^{-1}$ 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 um etwa $0,2 \text{ mg L}^{-1}$. 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, 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 $457 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ tritt die geringste Sauerstoffkonzentration etwa bei Elbe-km 634 auf, der höhere Abfluss von $503 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ verschiebt das Minimum etwa fünf Kilometer stromab. Bei dem geringeren Abfluss von $411 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ tritt das Sauerstoffminimum etwa bei Elbe-km 632 auf.

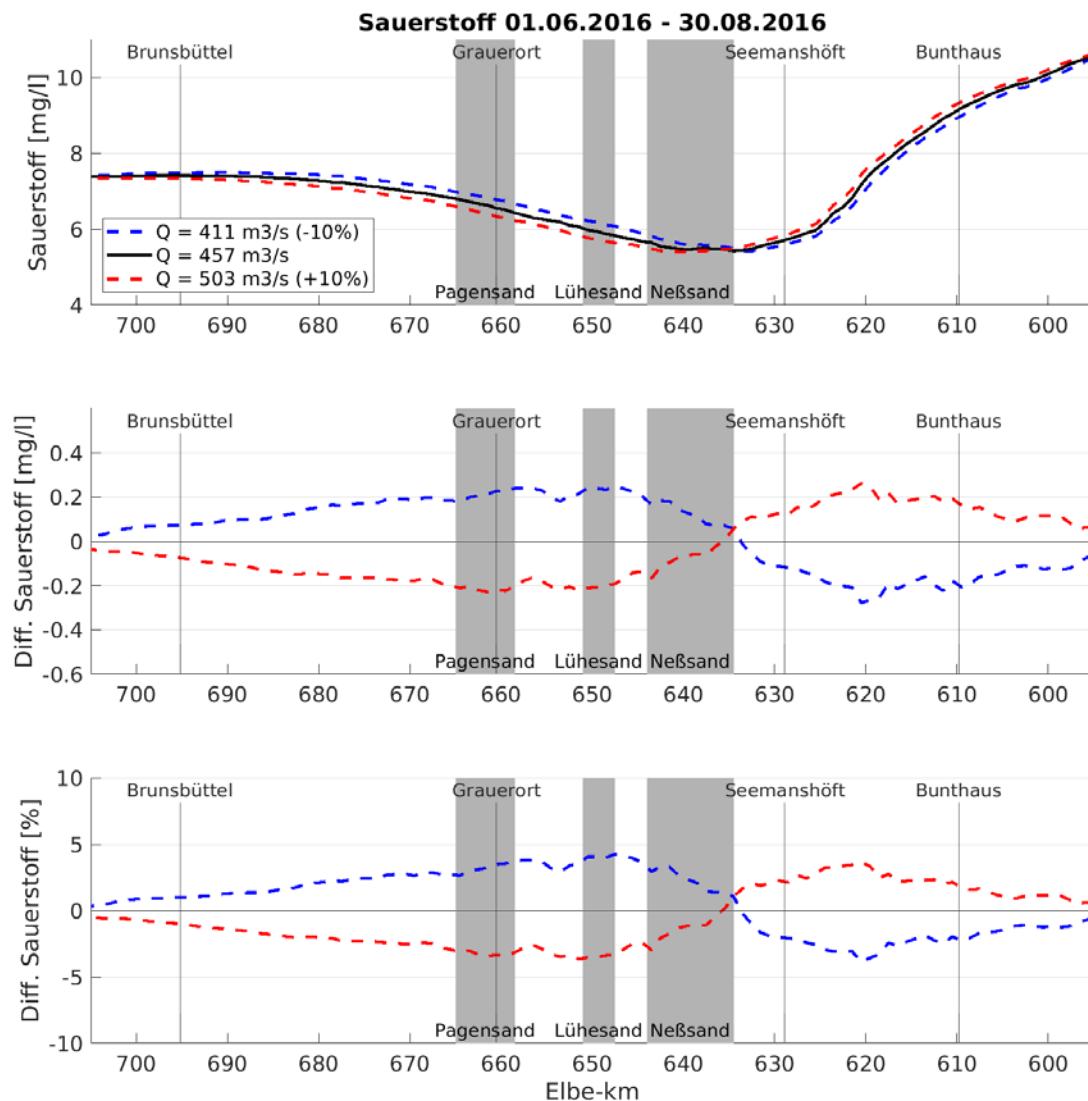


Abbildung 4-21: Mittlerer simulierter Sauerstoffgehalt zwischen 1. Juni und 30. August 2016 im Längsverlauf der Tideelbe entlang der Fahrinne durch die Norderelbe bei $411 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ (blaue Linie), $457 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ (schwarze Linie) und $503 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ (rote Linie) (BAW, Hammrich 2024).

Einfluss der organischen Belastung (Sekundärverschmutzung)

Die Erhöhung der Konzentration von partikulärem organischem Kohlenstoff (POC) führt zu einer deutlichen Verminderung des Sauerstoffgehalts von knapp 0.4 mg L^{-1} (6 %) bei Seemannshöft gegenüber dem Basislauf (Abbildung 4-22). 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.

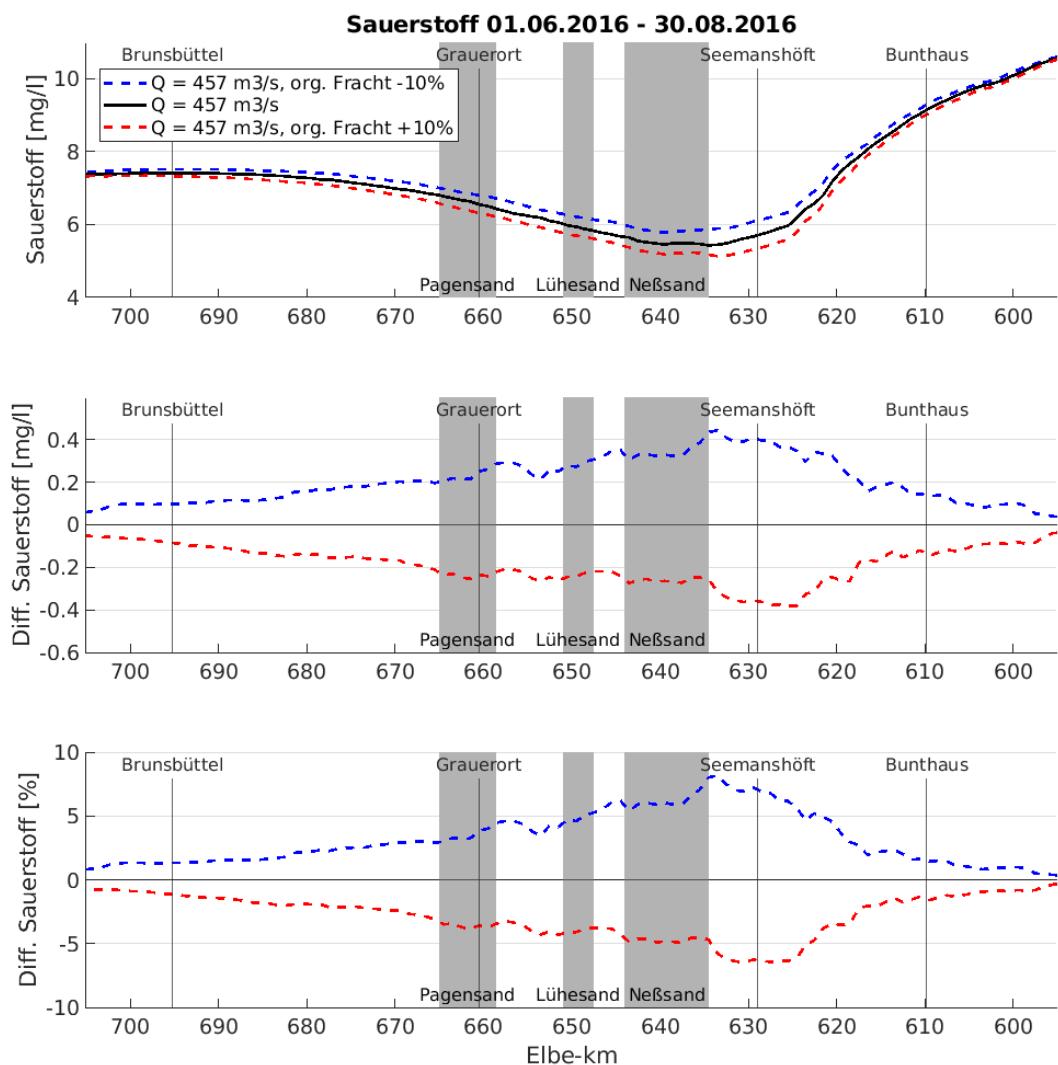


Abbildung 4-22: Mittlerer simulierter Sauerstoffgehalt zwischen 1. Juni und 30. August 2016 im Längsverlauf der Tideelbe entlang der Fahrinne durch die Norderelbe einer mittleren POC-Konzentration von $7,4 \text{ mg C L}^{-1}$ am Wehr Geesthacht (schwarze Linie), 10 % höherem POC (rote Linie) und 10 % niedrigerem POC (blaue Linie) (BAW, Hammrich 2024).

Einfluss von Flachwassergebieten

Für die Untersuchung des Einflusses von Flachwassergebieten auf den Sauerstoffgehalt wurden verschiedene Bathymetrien (Gewässervermessungen) für das Mühlenberger Loch verwendet. Der Verlust von Flachwasserbereichen z.B. durch Aufwachsen der Watten wurde mit dem DGM-W 2022 (vgl. Kapitel 5.2.1) untersucht. Im Bereich des Mühlenberger Lochs wurden die Bereiche zwischen mittlerem Tideniedrigwasser und mittlerem Tidehochwasser um etwa 20–25 cm erhöht im Vergleich zum DGM-W 2016. Da auch im DGM-W 2016 weite Bereiche des Mühlenberger Lochs oberhalb der Tideniedrigwasserlinie liegen und somit zumindest zeitweise nicht mehr als Flachwassergebiet wirksam sind, wurde das Mühlenberger Loch in zwei Szenarien auf NHN -2,55 m (1 Meter unter MTnw), bzw. NHN -3,55 m (2 Meter unter MTnw) vertieft, um den Einfluss zusätzlicher Flachwasserbereiche zu untersuchen.

Der Sauerstoffgehalt nimmt infolge der Vertiefung des Mühlenberger Lochs um etwas mehr als $0,1 \text{ mg L}^{-1}$ (etwa 2,5 %) bei Elbe-km 641 gegenüber dem Basisszenario zu (Abbildung 4-23). 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 des Wasserkörpers. Die Vertiefung des Mühlenberger Lochs auf NHN -3,55 m vergrößert die spezifische Oberfläche auf Höhe des Mühlenberger Lochs um etwa $0,1 \text{ m}^2 \text{ m}^{-3}$ auf etwa $0,16 \text{ m}^2 \text{ m}^{-3}$. Aufgrund der geringeren Tiefe erhöht die Vertiefung auf NHN -2,55 m die spezifische Oberfläche um etwa $0,13 \text{ m}^2 \text{ m}^{-3}$ auf knapp $0,2 \text{ m}^2 \text{ m}^{-3}$. 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 4-23). Umgekehrt führt der Verlust von Flachwasserbereichen durch Verlandung zu einer Abnahme des Sauerstoffgehalts (Abbildung 4-23). 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 $0,1 \text{ mg L}^{-1}$ Sauerstoff relativ gering aus.

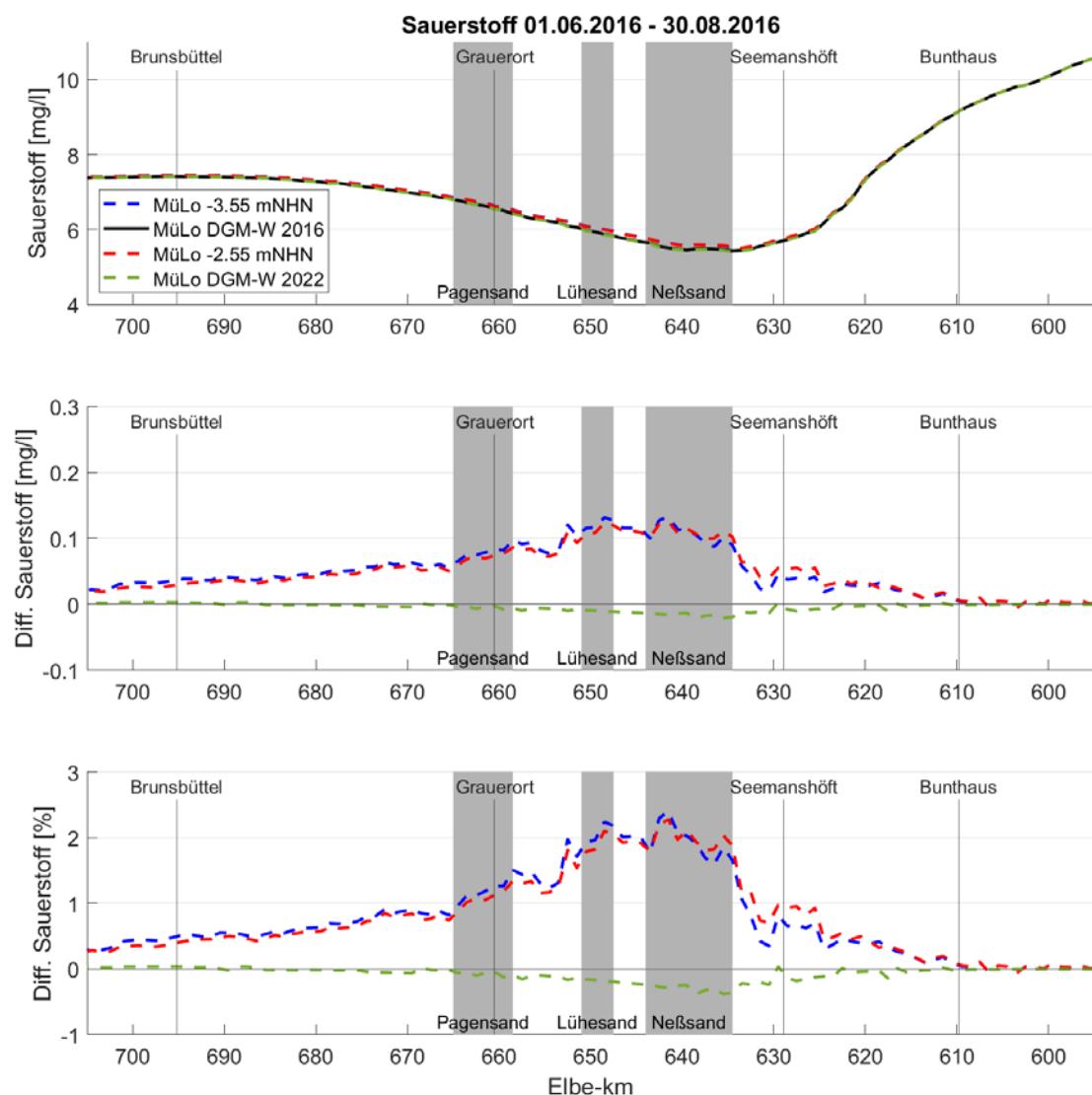


Abbildung 4-23: Mittlerer simulierter Sauerstoffgehalt zwischen 1. Juni und 30. August 2016 im Längsverlauf der Tideelbe entlang der Fahrrinne durch die Norderelbe mit verschiedenen Bathymetrien im Bereich des Mühlenberger Lochs: NHN -3,55 m (blaue Linie), DGM-W 2016 (schwarze Linie), NHN -2,55 m (rote Linie), DGM-W 2022 (grüne Linie) (BAW, Hammrich 2024).

4.3.4 Gemeinsame Schlussfolgerungen der Untersuchungen von BfG und BAW

Oberwasserabfluss und Eingangssignal am Wehr Geesthacht

Sowohl die messdatenbasierte Untersuchung der BfG (Große 2025) als auch die Modellierungsstudie der BAW (Hammerich 2024) sowie frühere Modellierungen der BfG (Hein et al., 2014; Schöl et al., 2014) belegen den Einfluss des Oberwasserabflusses auf die Sauerstoffdynamik in der Tideelbe. Geringe sommerliche Abflüsse begünstigen einerseits die Entwicklung von Algenbiomasse in der Mittelelbe und wirken sich somit auf die Sauerstoffzehrung in der Tideelbe aus. Andererseits führen geringe Abflüsse zu höheren Wasseraufenthaltszeiten in der Tideelbe, insbesondere im vertieften Bereich unterhalb von Elbe-km 620, was zu einer räumlichen Konzentration der Sauerstoffzehrung im Bereich von Elbe-km 620 bis etwa Elbe-km 635 führt. In Phasen besonders geringer Abflüsse kann es durch den Zusammenbruch der Algenbiomasse (infolge von Wegfraß) in der unteren Mittelelbe auch oberhalb von Elbe-km 620 zu einer Verschlechterung der Sauerstoffverhältnisse und in Ausnahmefällen (Ende Juni 2022) zu einem kurzfristigen Sauerstoffdefizit (Sauerstoffgehalt von $\leq 3 \text{ mg L}^{-1}$) kommen.

Flachwasserbereiche als Rückzugsräume und Orte erhöhten Sauerstoffeintrags

Eine weitere zentrale Erkenntnis der Untersuchungen von BfG und BAW ist die wichtige Rolle der Flachwasserbereiche, im Speziellen der Hahnöfer Nebenelbe bzw. des Mühlenberger Lochs, als Rückzugs- und Aufwuchsorte für Fische und andere kiemenatmende Fauna. Die Messungen in der Hahnöfer Nebenelbe und im angrenzenden Hauptstrom belegen, dass die Sauerstoffbedingungen in der Nebenelbe konsistent besser als im Hauptstrom sind. Selbst während des lange anhaltenden Sauerstoffdefizits bei Blankenese von Juli bis September 2024 kam es zu keinen längeren ($\geq 6 \text{ h}$) Unterschreitungen eines Sauerstoffgehalts von 3 mg L^{-1} in der Nebenelbe. Daneben zeigen sowohl Messungen als auch Modellrechnungen, dass die besseren Sauerstoffverhältnisse in der Hahnöfer Nebenelbe/Mühlenberger Loch einen, wenn auch geringen (Modell: $\sim 0,1 \text{ mg L}^{-1}$), positiven Effekt auf den Sauerstoffgehalt im angrenzenden Hauptstrom haben. Die Modellierungsstudie zeigt jedoch auch, dass dieser nur lokaler Natur ist und zu keiner großräumigen Verbesserung der Sauerstoffbedingungen im Elbehauptstrom führt. Vor diesem Hintergrund ist die Erhaltung der Flachwasserbereiche der Nebenelben als Rückzugsorte für die Fischfauna als priorität zu erachten.

4.4 Wellenmessungen

Der Planfeststellungsbeschluss fordert ein Monitoring der Makrophytenbestände hinsichtlich des Einflusses des Wellenschlags auf die Ufervegetation (s. Kapitel 6.4.3). Im Hinblick auf die Bewertung der hydrodynamischen Belastungen infolge von Wellen und Strömungen wurden die drei Standorte Hollerwettern (A), Bielenberg (B) und Schwarztonnensand (C) entlang der Unterelbe ausgewählt (Abbildung 4-24), für die ein Monitoring schiffserzeugter Wellen- und Strömungsereignisse auszuführen war.

In einer Messkampagne vor der Fahrrinnenanpassung wurden im Jahr 2015 die ersten Messungen zur Erfassung der schiffserzeugten Belastungen im Uferbereich direkt vor den Makrophytenbeständen durchgeführt. Im Rahmen einer Wiederholungsmessung nach Umsetzung der Baumaßnahme erfolgten im Jahr 2024 Messungen derselben Parameter an den gleichen Messpositionen. An den Standorten Hollerwettern und Bielenberg wurden morphologisch nur geringe Änderungen seit den Messungen im Jahr 2015 beobachtet. Am Standort Schwarztonnensand wurde gegenüber der ersten Messung hingegen eine Erhöhung der Sohle um rund 0,53 m beobachtet sowie die Bildung einer fahrrinnenseitig vorgelagerten Sandbank.

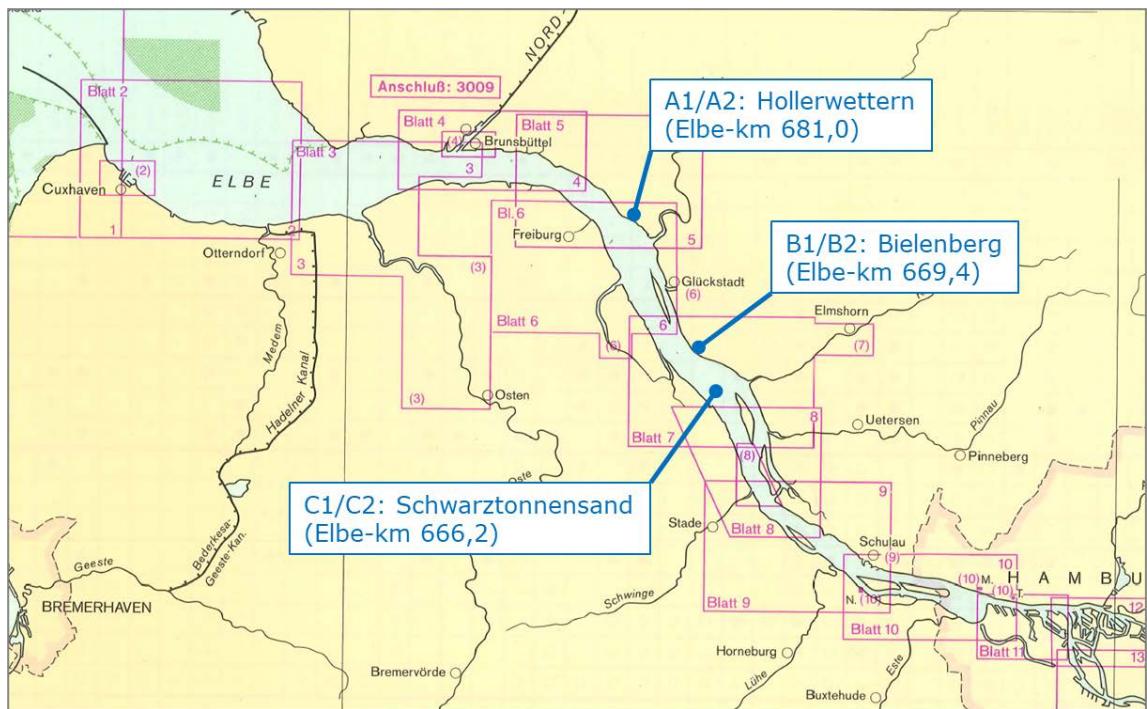


Abbildung 4-24: Lageplan mit den drei Standorten Hollerwettern (A), Bielenberg (B) und Schwarztannensand (C)

Mittels einer autarken Messstation („Messkäfig“) wurden durch einen Drucksensor und eine Strömungssonde (Abbildung 4-25) jeweils der Wasserstand sowie die Strömungsgeschwindigkeiten erfasst und ausgewertet.



Abbildung 4-25: Autarke Messstation in Hollerwettern mit Drucksensor und Strömungssonde

In der Tabelle 4-1 werden die Ergebnisse der Auswertungen der Schiffswellenparameter aus den Messkampagnen 2015 und 2024 am Beispiel des Standortes Hollerwettern gegenübergestellt. Da der Abschlussbericht zur aktuellen Messkampagne noch nicht vorliegt, können für die Standorte Bielenberg und Schwarztonnensand nur qualitative Aussagen betroffen werden.

Tabelle 4-1: Ergebnisse der Auswertungen der Schiffswellenparameter aus den Messkampagnen 2015 und 2024 für den Standort Hollerwettern

Messlokation	Hollerwettern		
	A1 - 2015	A2 - 2024	
Schiffswellenereignisse			
Dauer der Messung [Wochen]	6	8	
Anzahl der Schiffspassagen	3.282	4.831	
Schiffspassagen/Woche	547	593	
Anzahl der Schiffswellenereignisse	896	1.129	
Schiffswellenereignisse/Woche	149	139	
Schiffswellenereignisse/Tag	21,3	19,9	
Anteil Schiffswellenereignisse an den Passagen	27,3%	23,4%	
Statistische Auswertung (höchste 50 Ereignisse)			
Auswertung der 50 höchsten Absunkereignisse z_A [m]	Minimum Mittelwert Maximum	0,33 0,48 0,73	0,33 0,42 0,59
Auswertung der 50 höchsten Primärwellenhöhen H_p [m]	Minimum Mittelwert Maximum	0,49 0,69 1,07	0,41 0,55 0,96
Auswertung der 50 höchsten Sekundärwellenhöhen H_{sek} [m]	Minimum Mittelwert Maximum	0,38 0,43 0,51	0,32 0,37 0,58

Die Auswertungen der Schiffswellenereignisse zeigen, dass die Anzahl der Schiffspassagen pro Woche im Jahr 2024 gegenüber der ersten Messung im Jahr 2015 in Hollerwettern um rund 8 % zugenommen hat. Der Anteil der Schiffspassagen pro Woche, die zu deutlich messbaren Schiffswellen geführt hat, hat in Hollerwettern in der gleichen Größenordnung abgenommen. Stärker macht sich dieser Trend an den Standorten Bielenberg (Rückgang um ca. 15 %) und Schwarztonnensand (Rückgang um ca. 60 %) bemerkbar.

Für die Ermittlung der durch die Schiffe verursachten hydraulischen Belastungen auf die mit Makrophyten besiedelten Ufer wurden jeweils die 50 höchsten Absunkereignisse, die 50 höchsten Primärwellenhöhen und die 50 höchsten Sekundärwellenhöhen ausgewertet. Innerhalb dieser Ereignisse wurden die größten hydrodynamischen Ereignisse abgebildet, so dass eine aussagekräftige Abschätzung der durch die Schiffspassagen verursachten Einflüsse auf die Uferregionen erfolgen kann.

Die in der Tabelle aufgeführte statistische Auswertung der jeweils 50 höchsten Ereignisse zeigen für Hollerwettern einen Rückgang des mittleren **Absunks z_A** von 12 %. Noch stärker macht sich dieser Trend an den Standorten Bielenberg (Rückgang um ca. 25 %) und Schwarztonnensand (Rückgang um ca. 50 %) bemerkbar. Der Maximalwert des Absunks zeigt ebenfalls einen deutlichen Rückgang. Auch in den Werten für die Höhe der **Primärwellen H_p** gibt es in der Messkampagne 2024 einen Rückgang der Messwerte gegenüber den Daten aus dem Jahr 2015 zu verzeichnen. Die Abnahme der Mittelwerte der höchsten 50 Ereignisse beträgt hier rund 20 % für den Standort Hollerwettern, an den Standorten Bielenberg und Schwarztonnensand wurde jeweils ein Rückgang von ca. 30 % bzw. ca. 50 % detektiert. Für die gemessenen **Sekundärwellen H_{sek}** zeigt sich gegenüber der Messkampagne 2015 ebenfalls eine Abnahme, wenngleich nicht so stark wie für die Primärwellen. Die Abnahmen der Werte vom Jahr 2015 zum Jahr 2024 betragen etwa 14 % für Hollerwettern, für Bielenberg und Schwarztonnensand etwa 25 % bzw. 40 %.

Insgesamt zeigen die Auswertungen der Wiederholungsmessungen, dass die durch die Schiffe erzeugten hydrodynamischen Belastungen an den Messstationen durch den Absenk und die Primärwellenhöhe sowie durch die Sekundärwellen an den Stationen Hollerwettern und Bielenberg je nach Parameter, bezogen auf die Mittelwerte der 50 höchsten Ereignisse, zwischen rd. 12 % und rd. 30 % abgenommen haben und in Schwarztönensand um bis zu 50 %. Für Schwarztönensand ist diese vergleichsweise erhöhte Abnahme der hydrodynamischen Belastungen maßgeblich durch die veränderte elbseitige Topographie (Stichwort Sandbank, s.o.) zu begründen.

Die Auswertung der Schiffspassagen hat ergeben, dass die Anzahl der Schiffe mit Tiefgängen von größer als 12 m an der Station Hollerwettern von 2015 bis 2024 um rd. 63 % zugenommen hat. Der maximale Tiefgang hat sich von 14,5 m im Jahr 2015 (rechnerisch 0,83 Passagen/Woche) auf 15,1 m im Jahr 2024 erhöht (rechnerisch 1,72 Passagen/Woche mit einem Tiefgang von 14,5 m oder größer). Auch die maximale Breite der Schiffe ist von 59,0 m auf 61,50 m angestiegen. Breitere Schiffe mit mehr Tiefgang verdrängen mehr Wasser und führen bei sonst gleichen Randbedingungen zu größeren schiffserzeugten Wellen und Strömungen. Obwohl die Größe der Schiffe und die Anzahl der Schiffspassagen pro Woche 2015 zu 2024 gestiegen sind, sind die Schiffswellenereignisse pro Woche bzw. pro Tag an den Ufern z.T. deutlich zurückgegangen.

Mit Umsetzung der Fahrrinnenanpassung wurde im Jahr 2019 auf der Elbe eine Höchstgeschwindigkeitsregelung eingeführt, vgl. Kapitel 7.2. Die zulässige Fahrt durchs Wasser (FdW) beträgt für den Abschnitt Höhe Hollerwettern 14 kn zzgl. 1 kn Toleranz und für den Abschnitt Höhe Bielenberg und Schwarztönensand 12 kn zzgl. 1 kn Toleranz. Nähere Informationen unter <https://www.portaltideelbe.de/schutzaufklage-schiffsgeschwindigkeit>.

Die Auswertung der Passagedaten in Hollerwettern zeigt eine Abnahme der maximalen Schiffsgeschwindigkeiten im Jahr 2024 von ca. 2 kn gegenüber den Werten aus dem Jahr 2015. Die Auswertungen aller Standorte deuten darauf hin, dass die Abnahme der gemessenen schiffserzeugten Wellen hauptsächlich auf die reduzierte Geschwindigkeit der Schiffe zurückzuführen ist. Die durchschnittlich höhere Anzahl der Schiffspassagen pro Woche, der größere Tiefgang und die größere Breite der Schiffe 2024 im Vergleich zu 2015 lassen eine Zunahme der beobachteten Schiffswellenhöhen erwarten. Das ist jedoch nicht der Fall. Daher ist – auf Grundlage der in der Messkampagne erhobenen Daten – der Rückgang der Mittel- und der Maximalwerte von Absenkereignissen, Primär- und Sekundärwellenhöhen auf die reduzierte Geschwindigkeit der Schiffe zurückzuführen. Somit wird auch bestätigt, dass die Höhe der Sekundärwellen insbesondere durch die Schiffsgeschwindigkeit und zweitrangig durch die Größe des Schiffs beeinflusst wird (Schröder et al. 2018).

5 Topographie

Das Messprogramm zur Erfassung der Topographie sieht eine vollständige Erfassung des Geländes im gesamten Untersuchungsgebiet mittels flugzeuggestützter Laserscans sowie für die nicht trockenfallenden Gebiete eine Peilung mittels Linien- und Fächerlotung vor. Aus den gewonnenen Daten wird ein Geländemodell inklusive des Wasserlaufes (DGM-W) erstellt. Die letzten Erfassungen der Gesamttopographie erfolgten im Jahr 2010 als Abschlussmessung im Rahmen der Beweissicherung zur vorangegangenen Fahrrinnenanpassung 1999/2000, im Jahr 2016 als Aufnahme vor dem Ausbau und im Jahr 2022 direkt nach dem Ausbau der Fahrrinne. Weitere Erhebungen zur Bewertung der Entwicklungen erfolgen gemäß Planfeststellungsbeschluss im 6. und 12. Jahr nach Ausbau ([Anlage 2-1](#)).

Weiterhin wurde die Erfassung von Querprofilen, Abbruchkanten und Uferlinien (MThw) aus der vorangegangenen Fahrrinnenanpassung 1999/2000 fortgesetzt, um den Zustand vor dem Ausbau zu erfassen. Das Wiederholungsintervall für die Querprofilmessungen am Hauptstrom und an den Nebenflüssen beträgt hierbei in der Regel drei Jahre. Für die Abbruchkanten gilt ein Turnus von fünf Jahren. Lediglich im Bereich des ehemaligen Amtsreiches des WSA Cuxhaven erfolgt die Erfassung der Abbruchkanten in einem Intervall von 3 Jahren. Die Uferlinie (MThw) wird auch im Rahmen der Ermittlung der morphologischen Einheiten (Kapitel 5.2.3) benötigt. Die Bestimmung erfolgt für diese Fragestellung ausschließlich aus dem DGM-W.

Gesondert zur Airborne-Laser-Scan (ALS)-Befliegung erfolgt im Zeitraum der Vegetationsphase bei Niedrigwasser eine Luftbildbefliegung zur Erfassung von RGBI-Luftbildern und anschließender Erstellung von digitalen Orthophotos. Die Orthophotos (<https://www.portaltideelbe.de/DOP-2023>) dienen als Grundlage für die Erstellung der Biotoptypenkartierung.

5.1 Zustand vor Ausbau

Der Zustand vor Ausbau wird mit dem DGM-W 2016 in Verbindung mit aktualisierten Peildaten aus dem Jahr 2019 dokumentiert, das sich aus der ALS-Befliegung 2016 (Zeitraum 16.02.2016 – 11.04.2016) sowie den Fächerlot- und Linienpeilungen aus dem Zeitraum 31.08.2014 - 28.03.2017 zusammensetzt. Etwaige Lücken sind durch Ersatzsysteme geschlossen, Bauwerke werden ggf. durch Bauwerksmodelle bei der DGM-W-Erstellung berücksichtigt.

Das vorliegende Differenzmodell zum vorhergehenden DGM-W 2010 (Abbildung 5-1) offenbart signifikante natürliche Sedimenttransporte innerhalb eines Sechs-Jahres-Zeitraums, in dem keine Fahrrinnenanpassung stattgefunden hat. Diese natürlichen Transporte übersteigen insbesondere im Ästuar der Elbe die durch die Unterhaltungsbaggerung innerhalb der Fahrrinne verursachten Eingriffe deutlich.

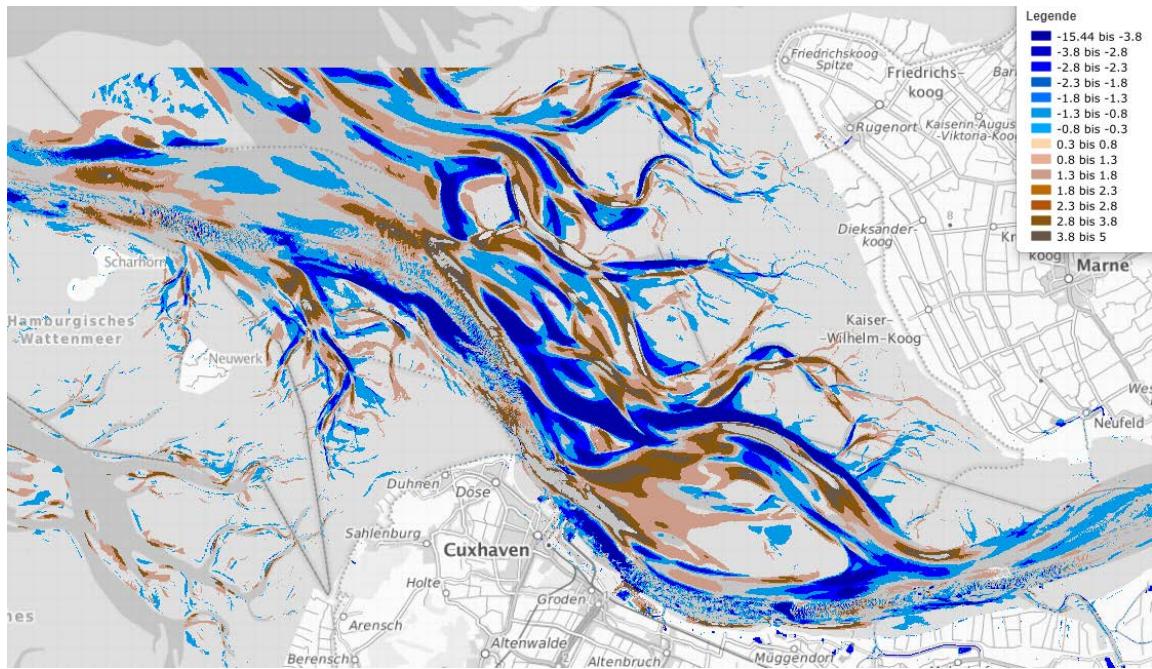


Abbildung 5-1: Ausschnitt aus dem Differenzmodell 2016–2010 (Karte: <https://www.portaltideelbe.de/DIFF-2016-2010>)

5.2 Topographische Gesamtaufnahme der Tide- und Außenelbe 2022

Die topographische Gesamtaufnahme 2022 erfolgte für die trockenfallenden Gebiete mittels einer ALS-Erfassung im Zeitraum vom 02.04.2022 bis zum 19.04.2022.

Die Messungen wurden mit dem Hochleistungs-Laserscanner VQ-780iiS der Firma Riegł durchgeführt. Hierbei wurden folgende Rahmenbedingungen eingehalten:

- Koordinatenreferenzsysteme: ETRS 89/UTM, Zone 32 (6-stellig); DHHN2016 (GCG16)
- Wasserstände mindestens MTnw -25 cm
- Punktdichte: Tide- und Außenelbe sowie Nebenflüsse Niedersachsen mind. 4 Punkte pro m², Nebenflüsse Schleswig-Holstein mind. 6 Punkte pro m²
- Lagegenauigkeit (absolut): 30 cm; U95 (p= 95%)
- Höhengenauigkeit (absolut): 15 cm; U95 (p= 95%)

Die geforderte Punktdichte von 4 Punkten pro m² (resp. 6 Punkten pro m² an den Nebenflüssen in Schleswig-Holstein) wurde nahezu flächendeckend eingehalten bzw. sogar deutlich überschritten.

Die Erfassung der Wasserläufe erfolgte durch zahlreiche Peilungen sowohl als Linien- als auch als Fächerlotungen im Zeitraum vom 09.02.2017 bis zum 09.04.2023.

Datenlieferanten sind neben dem WSA Elbe-Nordsee und der Hamburg Port Authority (HPA) auch verschiedene Behörden, Ämter und Institutionen wie das WSA Elbe, die Bundesanstalt für Seeschifffahrt und Hydrographie (BSH), der Niedersächsische Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz (NLWKN), Niedersachsen Ports (NPorts), die Technische Universität Hamburg (TUHH), und der Landesbetrieb für Küstenschutz, Nationalpark und Meeresschutz Schleswig-Holstein (LKN SH).

Aufgrund der Wetterbedingungen und der geforderten Rahmenbedingungen (insbesondere Niedrigwasser mit mindestens MTnw -25 cm, Sonnenstand von mindestens 25° und

Wolkenfreiheit) konnte die gesonderte Erfassung der Luftbilder mit der Luftbildkamera UltraCam Eagle Mark3 mit dem multispektralen Sensor im Jahr 2022 nicht abgeschlossen werden. Die im Jahr 2022 erfassten Bereiche stehen als Orthophotomosaik aber zur Verfügung. Eine Erfassung des vollständigen Gebiets erfolgte daher im Rahmen einer Wiederholungskampagne im Jahr 2023 an zwei Flugtagen am 08.07.2023 und 05.09.2023. Das erzeugte Orthophotomosaik steht ebenfalls auf den ZDM Portalen als WMS-Layer zur Verfügung.

5.2.1 Digitales Geländemodell mit Wasserlauf (DGM-W)

Das Gesamtbearbeitungsgebiet in einer Größe von insgesamt ca. 1.683 km² umfasst die 4 Teilbearbeitungsgebiete Außenelbe, Tideelbe, Nebenflüsse Schleswig-Holstein und Nebenflüsse Niedersachsen (Abbildung 5-2).

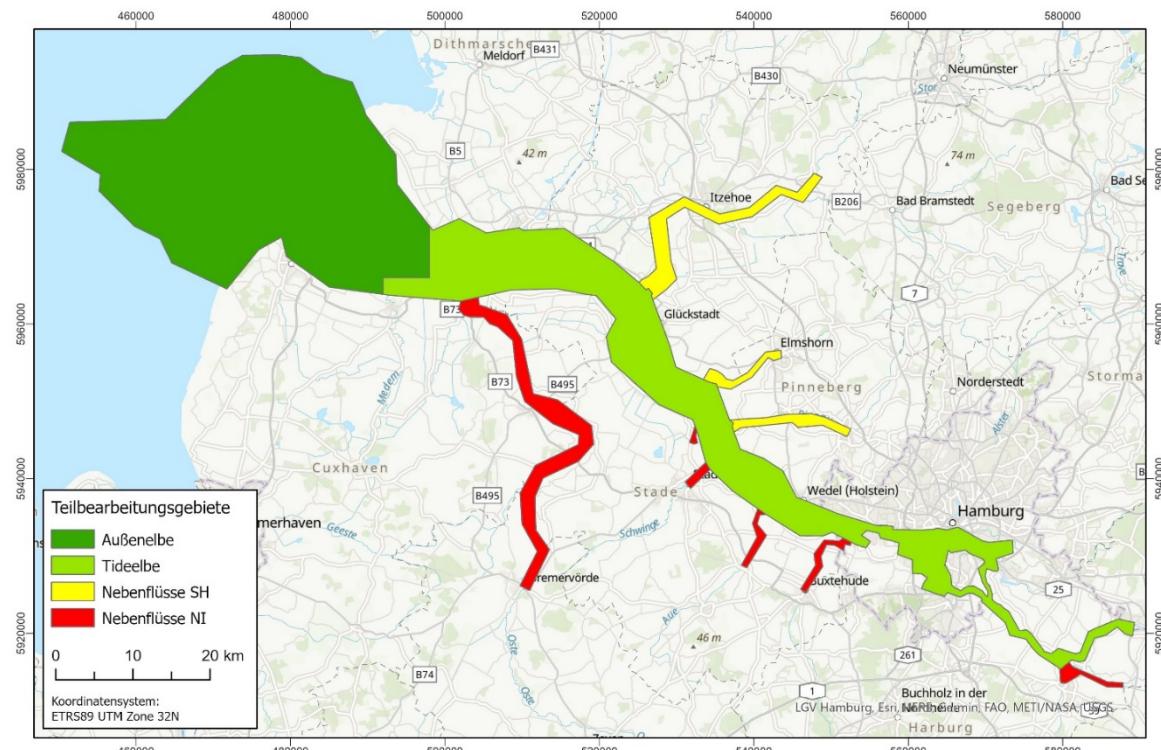


Abbildung 5-2: Teilbearbeitungsgebiete der Topographischen Gesamtaufnahme der Tide-/Außenelbe 2022

Die Aufgabenstellung der DGM-W-Erstellung besteht in der Erfassung, Aufbereitung und Modellierung von geotopographischen Basisdaten. Auf Basis der ALS-Befliegungsdaten aus 2022, Gewässerbett- und 3D-Bruch-/Geländekanten-Daten werden die Produkte DGM-W 2022 (Abbildung 5-3) und Differenzenmodelle (Abbildung 5-4) generiert.

Die ALS-Daten stammen aus der Befliegung durch das Luftfahrtunternehmen BSF Swissphoto GmbH. Die Gewässerbettdaten, aufgenommen durch die unter Kapitel 5.2 genannten Behörden, Ämter und Institutionen, wurden in Form von Fächer- und Linienlotungen erhoben und umfassen insgesamt 259 Datensätze, davon 188 Fächerlotungen und 71 Linienlotungen. Diese Basisdaten wurden einer eingehenden Plausibilitäts- und Vollständigkeitsprüfung unterzogen und die Verwendbarkeit hinsichtlich der Aufgabenstellung wurde kontrolliert. Sämtliche für die Modellierung der digitalen Geländemodelle heranzuziehenden Daten wurden vom WSA Elbe-Nordsee zusammengeführt.

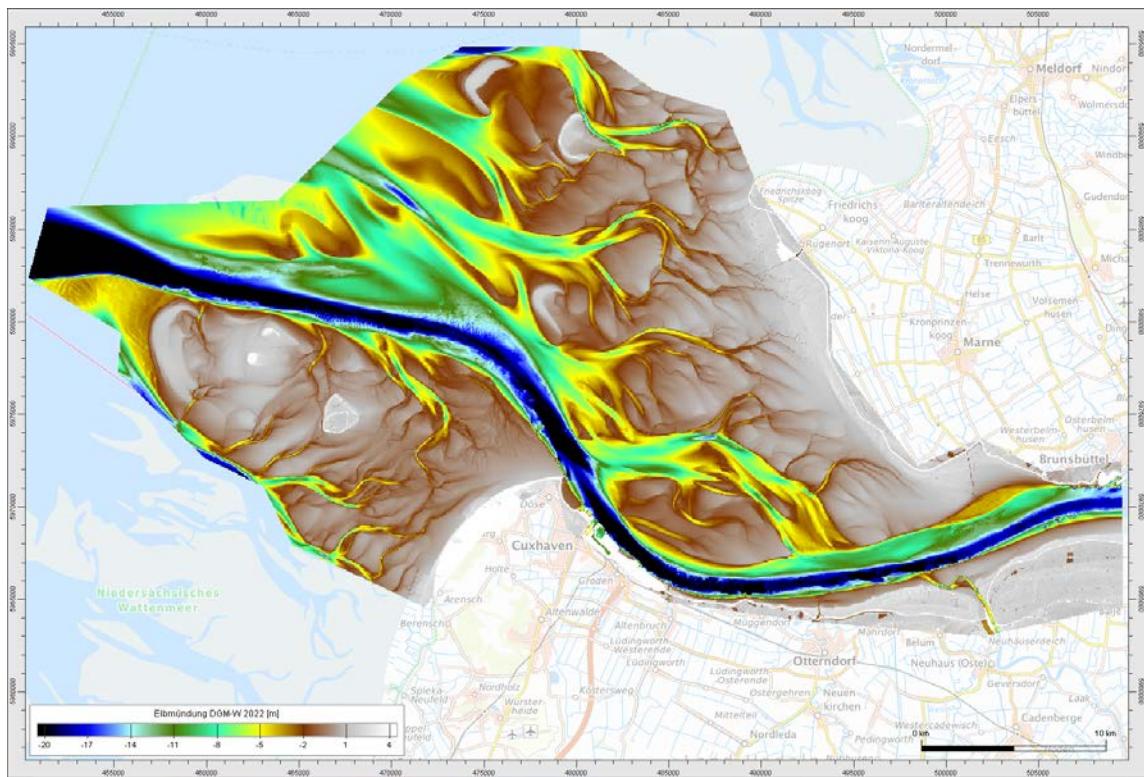


Abbildung 5-3: Ausschnitt aus dem Digitalen Geländemodell inklusive des Wasserlaufes DGM-W 2022 (Karte: <https://www.portaltideelbe.de/DGM-W-2022>)

Das erstellte Differenzmodell aus den Topographien der Jahre 2022 und 2016 zeigt wiederum deutlich die natürlichen Sedimentverlagerungen in der Tide- und Außenelbe. Weiterhin sind aber auch die im Rahmen der Fahrrinnenanpassung 2019 erstellten Unterwasserablagerungsflächen zu erkennen. In Abbildung 5-4, welche den Bereich des Elbeästuars darstellt, sind insbesondere die beiden Unterwasserablagerungsflächen (UWA) Neufelder Sand und Medemrinne mit dem Initialdamm durch die Auflandung von Material erkennbar.

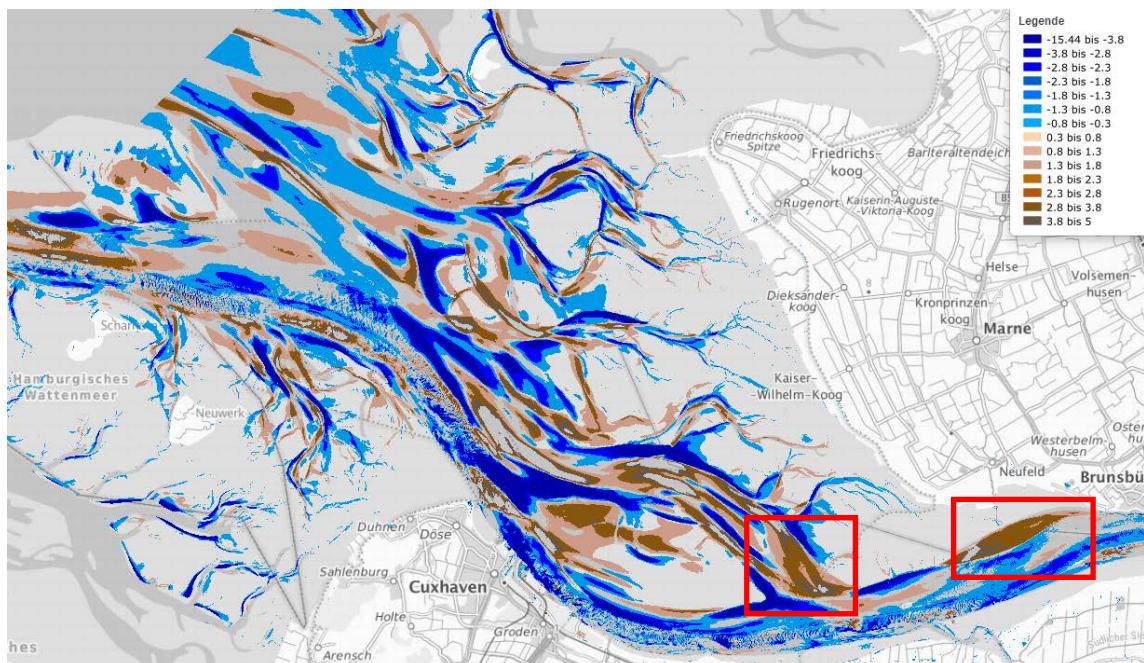


Abbildung 5-4: Ausschnitt aus dem Differenzmodell 2022 -2016 (Karte: <https://www.portaltideelbe.de/DIFF-2022-2016>)

Das DGM-W 2022 erfasst somit den topographischen Ist-Zustand direkt nach dem Ausbau. Die Erfassung weiterer Gesamttopographien in den Jahren 2027 und 2033 soll es ermöglichen, die Wirksamkeit der UWA einzuschätzen. Um die strombaulich prognostizierten Wirkungen besser analysieren zu können, wurde im Jahr 2024 eine zusätzliche ALS-Befliegung der Elbmündung sowie die Aufnahme von Gewässerbettdataen durchgeführt. Die Aufnahme von Gewässerbettdataen für dieses DGM-W hat bis Ende Mai 2025 angedauert. Das DGM-W 2024 wird voraussichtlich noch in 2025 fertiggestellt.

5.2.2 Uferlinien (MThw)

Die Entwicklung der Uferlinien (MThw-Linie) wird betrachtet, um Uferveränderungen zu dokumentieren. Die Erstellung der Uferlinien erfolgt seit 2016 durch Berechnung aus dem Digitalen Geländemodell mit Gewässerbettdataen (DGM-W). In der Vergangenheit erfolgte dies durch terrestrische Vermessung. In Abbildung 5-5 und Abbildung 5-6 ist die Verlagerung der MThw-Linie in den Bereichen Hullen an der Oste und Barnkrug (Höhe Schwarzonensand) exemplarisch dargestellt.

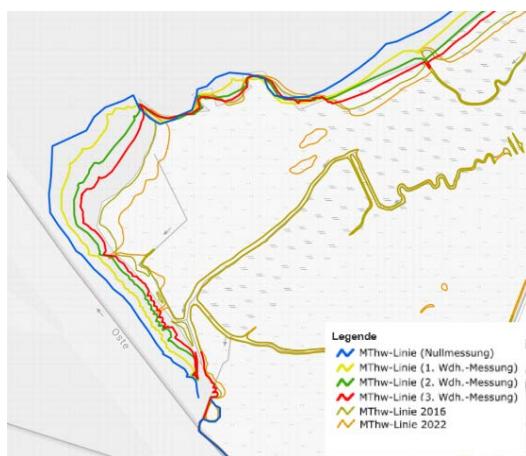


Abbildung 5-5: MThw-Linie im Bereich Hullen (Karte: <https://www.portaltideelbe.de/Uferlinien>)



Abbildung 5-6: MThw-Linie im Bereich Barnkrug

Die Veränderungen der Uferlinie werden auch auf dem Portal Tideelbe im Bereich Service → Kartentool (<https://sh.wsv.de/2JJ0>) dargestellt.

5.2.3 Morphologische Einheiten

Die morphologischen Einheiten umfassen unterschiedlich klassifizierte Tiefen- bzw. Höhenbereiche (Abbildung 5-7):

- Deichvorland und andere Flächen über MThw
- Watt und tieferliegende Landflächen (< MThw und > MTnw)
- Flachwasserzone (< MTnw und > -2 m MTnw)
- Übergangszone (2-4m unter MTnw)
- Tiefwasserzone I (4-10m unter MTnw)
- Tiefwasserzone II (> 10 m unter MTnw)
- Fahrrinne

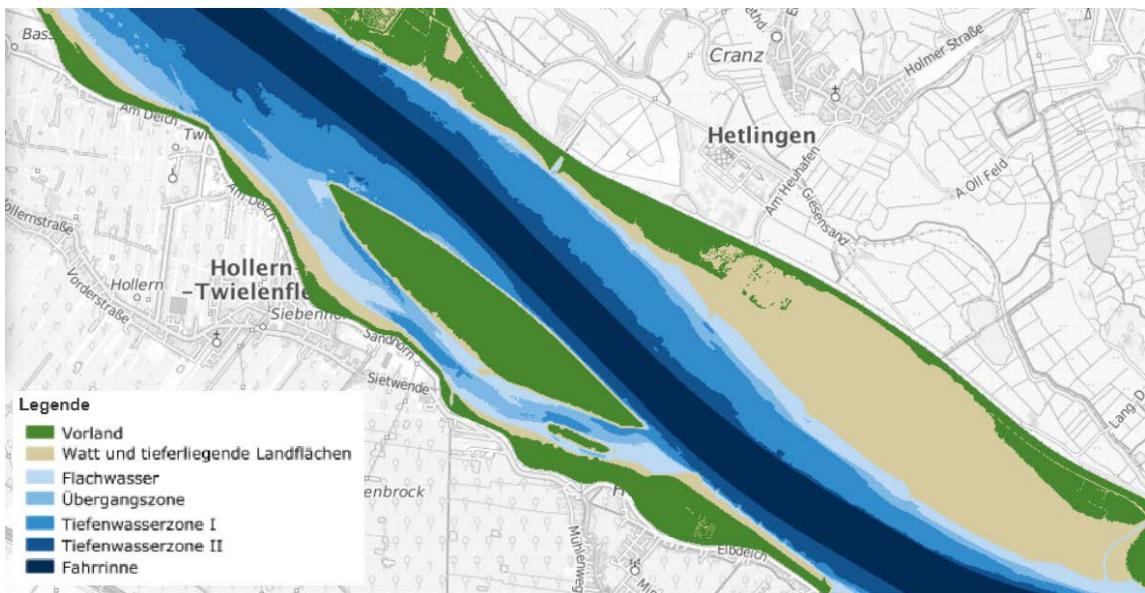


Abbildung 5-7: Ausschnitt der morphologischen Einheiten im Bereich Twielenfleth / Hetlingen (Karte: <https://www.portaltideelbe.de/Morphologie-2022>)

Sie werden ermittelt aus den Digitalen Geländemodellen mit Gewässerbettdataen und den Tidekennwerten eines Zehnjahresmittels. Mit Bezug zu den künftigen topographischen Aufnahmen können so Gewinne und Verluste in den Anteilen der morphologischen Einheiten über die Zeit dokumentiert werden. Die aktuell berechneten morphologischen Einheiten aus dem DGM-W-Modell 2022 verwenden zur Bestimmung der MThw- und MTnw-Linie die 10-Jahres-Mittelwerte des Zeitraumes von 2011 bis 2020, vgl. Wasserstandshauptzahlen ([Anlage 4-3](#)). Die Veränderungen der morphologischen Einheiten werden auch auf dem Portal Tideelbe im Bereich Service → Kartentool (<https://www.portaltideelbe.de/Morphologie-2022>) dargestellt.

5.3 Unterwasserablagerungsflächen in der Elbmündung

Die beiden Unterwasserablagerungsflächen (UWA) Neufelder Sand und Medemrinne bilden die wesentlichen Bauwerke für die Unterbringung von Baggergut (vgl. Kapitel 3.1.1). Sie sind zentrale Bestandteile des integrierten Strombaukonzeptes, welches im Zusammenhang mit der Umsetzung der Fahrrinnenanpassung entwickelt wurde. Die Bauwerke wirken der ausbaubedingten Querschnittsvergrößerung durch Einengung an anderer Stelle teilweise entgegen und führen damit zu einer tidedämpfenden Wirkung. Sie sind soweit lagestabil auszugestalten und zu sichern, dass die strombauliche Wirkung erhalten bleibt. Dafür ist die Topographie der UWA regelmäßig aufzunehmen und zu analysieren. In den nachfolgenden Kapiteln werden die Ergebnisse von der jeweiligen Abnahmepiegelung im Jahr 2021 bis zur Herbstpeilung 2024 sowie die Differenzen und Epochenvergleiche der Profile dokumentiert und hinsichtlich ihrer morphologischen Entwicklung beurteilt. Die Peilpläne der UWA Neufelder Sand und Medemrinne aus dem Jahr 2024 sind in den Anlagen 5-1a,b (a) [UWA Neufelder Sand](#) und b) [UWA Medemrinne](#)) zu finden. Die Darstellung der Topographien bzw. Tiefenwerte in diesem Bericht erfolgt durchgehend in gleicher Farbcodierung: Tiefen in Metern relativ zum NHN und Differenzen in Rot (Erosion) bzw. Blau (Sedimentation).

5.3.1 UWA Neufelder Sand

Die UWA Neufelder Sand setzt sich aus zwei Teilbereichen zusammen: dem Randdamm und der Ablagerungsfläche (Abbildung 3-2). Das Dammbauwerk wird hinsichtlich einer optimalen Bauwerksinspektion mittels Fächerlotpeilungen überwacht, während die Ablagerungsfläche durch Linienlotungen sowie profilbasierte Epochenvergleiche kontrolliert wird. Die morphologische

Entwicklung wird anhand wiederholter Peilungen und darauf basierender Differenzmodelle dokumentiert und ausgewertet.

Die Abbildung 5-8 zeigt die Peilung aus dem Frühjahr 2021 (Abnahmepiegelung) und die Peilung aus dem Herbst 2024 sowie das Differenzmodell. Im Vergleich zur Abnahmepiegelung 2021 zeigt die Peilung aus dem Herbst 2024 kleinräumige morphologische Veränderungen, die auf Umlagerungsprozesse hindeuten. Im Bereich zur nord-westlichen Wattkante hin ist der Verlust der Ablagerungsfläche durch Umlagerungsprozesse erkennbar: Durch die Sedimentation hat sich die gepeilte Fläche über die Jahre verringert und ist im Bereich zur Wattkante hin zunehmend flacher geworden.

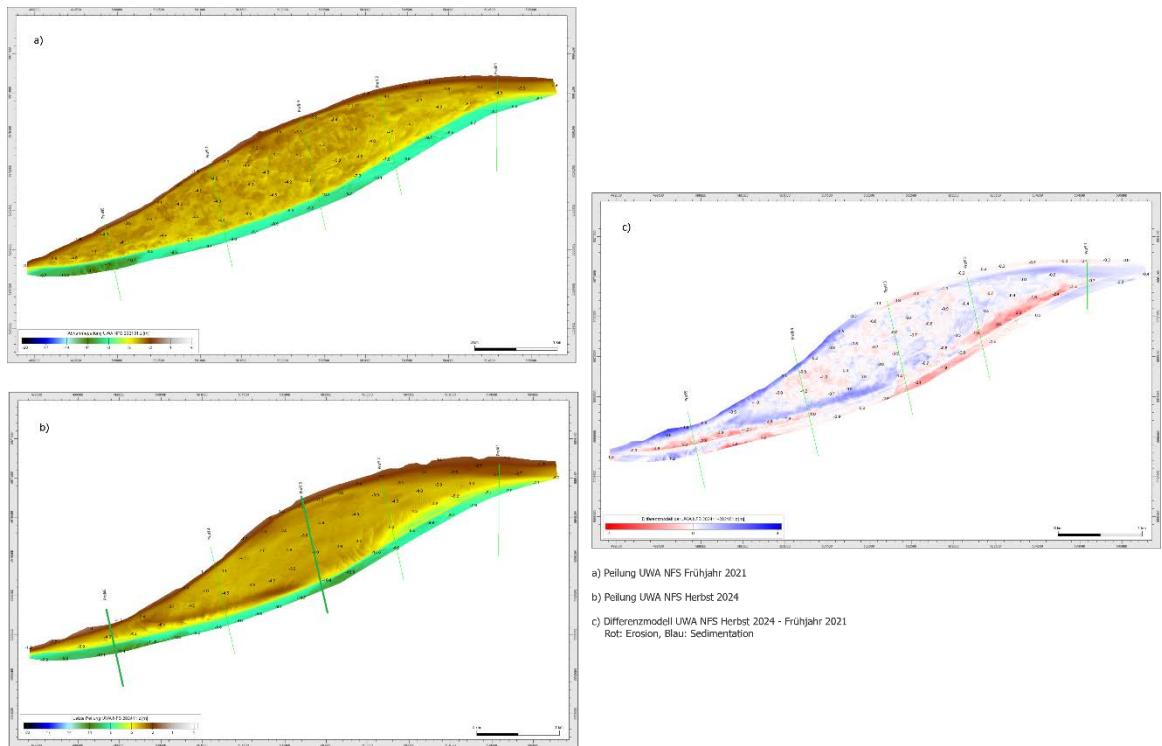


Abbildung 5-8: UWA Neufelder Sand: Peilungen 2021/2024 und Differenzmodell

Die Abbildung 5-9 und Abbildung 5-10 stellen die Peilungen zwischen der Frühjahrspeilung 2021 und der Herbstpeilung 2024 in unterschiedlichen Farben als Epochenvergleich der Querprofile dar: 2021 in blau, 2022 in grün, 2023 in rot und 2024 in violett. Die x-Achse repräsentiert die Längsausdehnung der Profile in Metern, während die y-Achse die Tiefe in Metern unter NHN angibt.

Die Abbildung 5-9 zeigt alle Peilungen aus dem 3. (mittleren) Profilschnitt. Die morphologische Entwicklung über die Jahre deutet auf eine fortlaufende, wenn auch überwiegend ausgeglichene Umverteilung von Sedimenten innerhalb der Ablagerungsfläche hin. In der Abbildung 5-10 wird die Entwicklung des 5. (westlichsten) Profilschnittes dargestellt. Die Ausdehnung der Wattkante in diesem Bereich ist deutlich zu erkennen: die Wattkante verlagerte sich um ca. 180 m zum Dammbauwerk hin. Insgesamt kann die UWA Neufelder Sand als lagestabil bezeichnet werden.

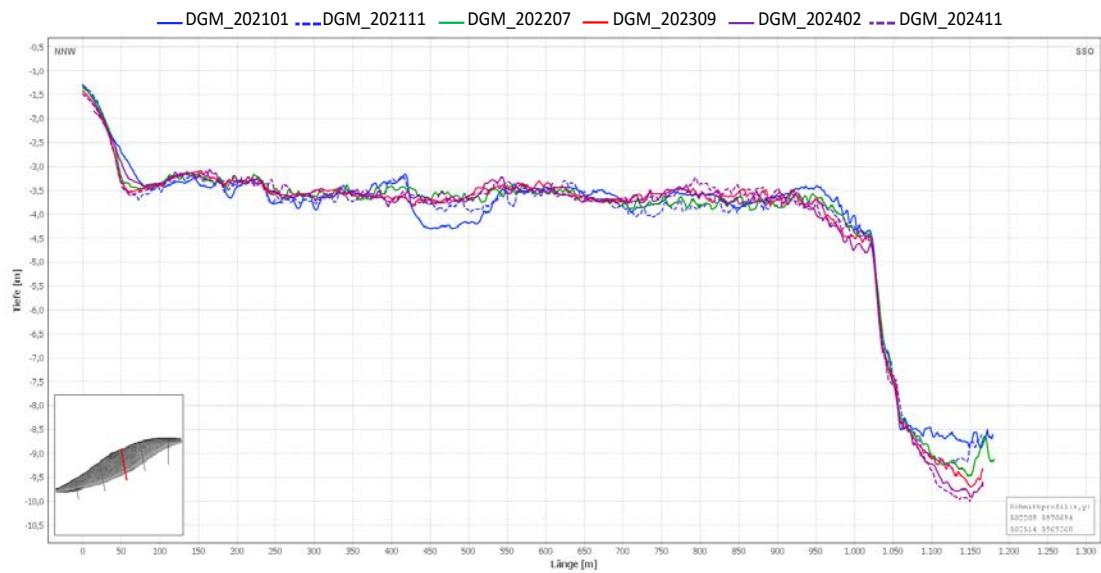


Abbildung 5-9: Epochenvergleich Querprofile UWA Neufelder Sand 2021–2024 (Profil 3)

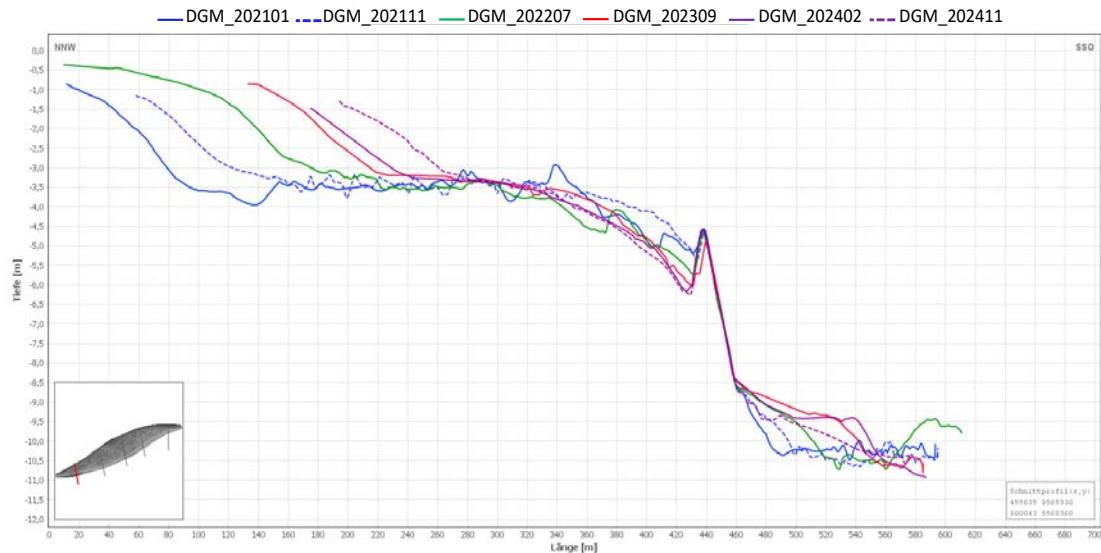


Abbildung 5-10: Epochenvergleich Querprofile UWA Neufelder Sand 2021–2024 (Profil 5)

5.3.2 UWA Medemrinne

Die UWA Medemrinne ist das zweite wichtige Strombauwerk in der Elbmündung, das sich ebenfalls aus zwei wesentlichen Komponenten zusammensetzt: dem Initialdamm mittig der UWA sowie die nördlich und südlich davon gelegenen Ablagerungsflächen (vgl. Abbildung 3-1). Das Dammbauwerk wird hinsichtlich einer optimalen Bauwerksinspektion mittels Fächerlotpeilungen überwacht, während die Ablagerungsflächen durch Linienlotungen sowie profilbasierte Epochenvergleiche kontrolliert werden. Die morphologische Entwicklung wird anhand wiederholter Peilungen und darauf basierender Differenzmodelle dokumentiert und ausgewertet. Aufgrund der hohen Morphodynamik insbesondere im Bereich der Medemrinne und des Medemgrundes wird sowohl hinsichtlich der Bauwerksinspektion als auch aus modelltechnischer Sicht der Umring für die Peilung der Medemrinne bzw. der UWA Medemrinne nach jeder durchgeführten Messung neu angepasst.

Die Abbildung 5-11 zeigt die Peilung aus dem Frühjahr 2021 (Abnahmepeilung) und die Peilung aus dem Herbst 2024 (abweichender Maßstab) sowie das Differenzmodell. Anhand der drei nah nebeneinander liegenden grün gekennzeichneten Profile auf den Bildern a) und b) im Bereich des Initialdammes erkennt man die bereits 2022 vorhandene Umläufigkeit westlich des Dammbauwerkes (vgl. Abbildung 5-3). Der Medemgrund wurde auf dieser Höhe ca. 900 m abgetragen und es hat sich lokal ein Kolk von ca. 11 m ausgebildet.

Das Bild b) in der Abbildung 5-11 veranschaulicht die topographischen Veränderungen nach dem bisherigen Untersuchungszeitraum. Die braunen Farbbereiche deuten auf Sedimentablagerungen hin, die insbesondere auf der originären Ablagerungsfläche auftreten, d.h. dieser Bereich hat sich verflacht und der Initialdamm befindet sich nun weitgehend innerhalb der UWA. Am östlichen Ende zeigen sich jedoch leichte Abtragungen.

Das Differenzmodell (Bild c) zeigt die topographischen Veränderungen hinsichtlich der Erosions- und Sedimentationsprozesse. Es visualisiert anschaulich die morphologische Dynamik im Überlappungsbereich der beiden Peilungen aus den Jahren 2021 und 2024. Blaue Bereiche weisen auf Sedimentation hin (Zunahme in der Höhe, bis +4 m), rote auf Erosion (Abnahme, bis -4 m). Die sich verflachende originäre Ablagerungsfläche ist auch hier erkennbar. An den Rändern des Untersuchungsgebiets ist hingegen verstärkte Erosion festzustellen. Aufgrund der Verlagerung der Wattkante des östlichen Medemgrundes kann die ausgeprägte Erosion im Bereich der Umläufigkeit bzw. des Kolkes hier nicht dargestellt werden.

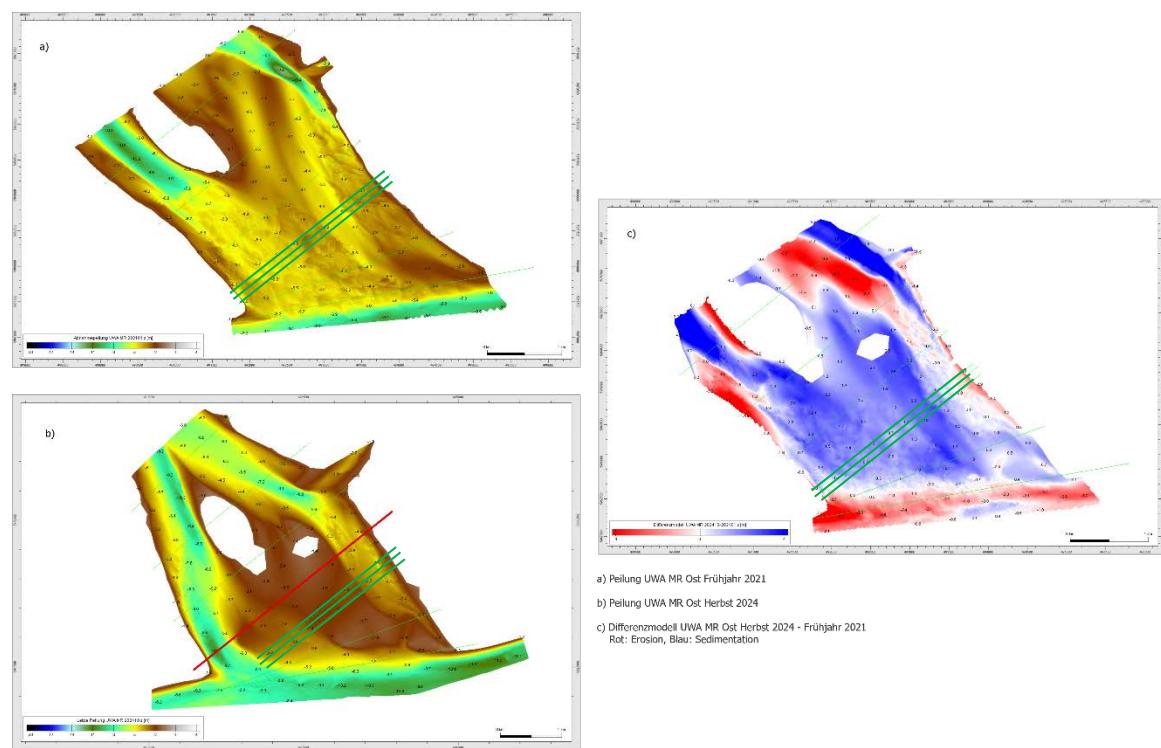


Abbildung 5-11: UWA Medemrinne: Peilungen 2021/2024 und Differenzmodell

Die Abbildung 5-12 zeigt einen Epochenvergleich von Querprofilen im Bereich etwas nördlich des Initialdammes (roter Profilschnitt) anhand von vier verschiedenen Peilungen aus den Jahren 2021 (blau), 2022 (grün), 2023 (rot) und 2024 (violett). Die x-Achse repräsentiert die Längsausdehnung des Profils in Metern, während die y-Achse die Tiefe in Metern unter NHN angibt. Die Linienverläufe zeigen deutlich die morphodynamische Entwicklung im Untersuchungszeitraum 2021–2024. Die blaue Linie zeigt das Ausgangsprofil nach dem Ausbau (Abnahmepeilung Frühjahr 2021). Dieses

Profil dient als Referenz für die weitere Entwicklung. Die grüne Linie stellt das Profil nach einem Jahr dar und verdeutlicht erste Sedimentationstendenzen im mittleren Bereich der UWA. Die Umläufigkeit am westlichen Ende des Initialdammes deutet sich an. Die rote Linie bildet die Situation im Herbst 2023 ab und zeigt weitere Sedimentablagerungen sowie die markante Vertiefung (Kolk) im westlichen Bereich. Die violette Linie repräsentiert die aktuelle Peilung aus dem Herbst 2024. Diese zeigt eine fortschreitende Sedimentakkumulation im Zentrum der UWA im Vergleich zum Ausgangszustand von 2021. Durch dieses Profil sieht man auch den Versatz des Kolks innerhalb eines Jahres (~220 m basierend auf dem tiefsten Punkt) und das Ausbreiten der UWA in westliche Richtung. Aus der Profilausdehnung lässt sich erkennen, dass sich das Untersuchungsgebiet im Verlauf der Jahre flächenmäßig, insbesondere auf der westlichen Seite (~675 m), erweitert hat.

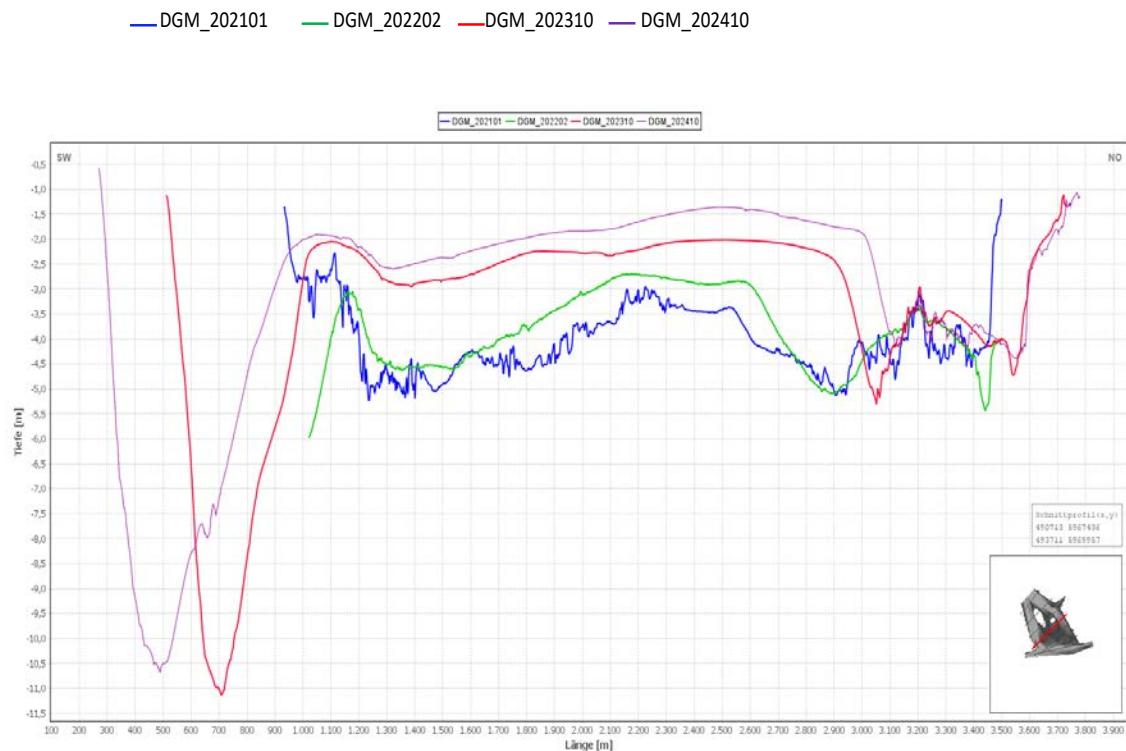


Abbildung 5-12: Epochenvergleich Querprofile UWA Medemrinne 2021–2024

Die erwartungsgemäß auftretende dynamische Rinnenbildung und Sedimentumlagerung im Untersuchungsgebiet, insbesondere die Entwicklung des Kolks auf der westlichen Seite, weisen darauf hin, dass weiterhin kontinuierliche Peilungen erforderlich sind, um so optimale Handlungsgrundlagen für die Unterhaltung der Strombauwerke zu schaffen. Eine mögliche Maßnahme ist das Einbringen von Baggergut aus der Unterhaltung unter Ausnutzung der Strömungssituation, hier der Ebbstrom, im Sinne des niederländischen Küstenschutzprojektes „Zandmotor“.

Mit Blick auf die gesamte Medemrinne lässt sich im Vergleich zwischen dem Zustand aus dem Jahr 2022 (Abbildung 5-3) und dem aktuellen Zustand 2024 (Abbildung 5-13) festhalten, dass sich neben der bereits dargestellten Verflachung der UWA die Medemrinne bis zum nordwestlichen Anschluss an den Hauptstrom nur geringfügig verändert hat. Der nördliche Teil der Medemrinne verläuft weiterhin in ost-westlicher Richtung, im Medembogen hat sich der Kolk etwas vertieft und der Medemgrund ist im nordöstlichen Bereich angewachsen, so dass sich eine leichte Einschnürung im mittleren Bereich der Medemrinne ableiten lässt.

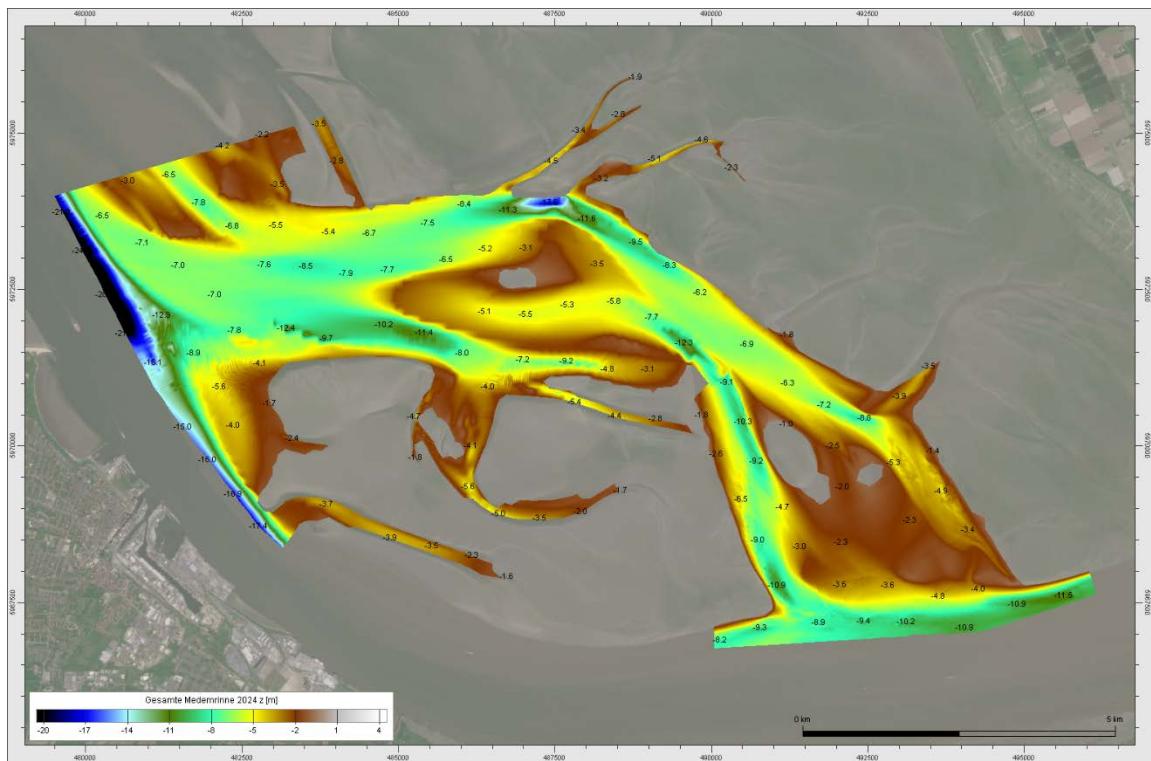


Abbildung 5-13: Medemrinne 2024

5.4 Begegnungsstrecke

Im Rahmen der Fahrrienenanpassung wurde zwischen Elbe-km 644 (Lühekurve) und 636 (Hamburg-Blankenese) eine Aufweitung der Fahrinne für die Errichtung der sog. Begegnungsstrecke (= Begegnungsbox) vorgenommen. Die Begegnungsstrecke ermöglicht eine Begegnung tideabhängig in den Hamburger Hafen einlaufender Massengutschiffe mit tideabhängig auslaufenden Containerschiffen und weist eine Fahrrienenbreite von 385 m auf. Gut 5 km der 8 km langen Strecke liegen im Bereich der Bundesstrecke, knapp 3 km auf der Hamburger Delegationsstrecke. Aufgrund der Aufweitung des Gewässerquerschnitts und der damit einhergehenden Verringerung der Strömungsgeschwindigkeiten wurde im Rahmen der Umweltverträglichkeitsuntersuchung (UVU) von einer Zunahme der Sedimentation im Bereich der Begegnungsstrecke ausgegangen. Vor diesem Hintergrund wird bei der Beweissicherung die morphologische Entwicklung der Begegnungsstrecke im Zusammenhang mit der Entwicklung der lokalen Unterhaltungsbaggermengen beobachtet.

Es wird eine detailliertere Betrachtung dieses Elbabschnitts mit Hilfe digitaler Geländemodelle vorgenommen. Die Abbildung 5-14 zeigt exemplarisch den Zustand der Begegnungsstrecke 2022 (nach Ausbau) sowie die Entwicklung anhand einer Differenzdarstellung zwischen 2019 (vor Ausbau) und 2022 für den Hamburger Teil (rot = Erosion, blau = Sedimentation).

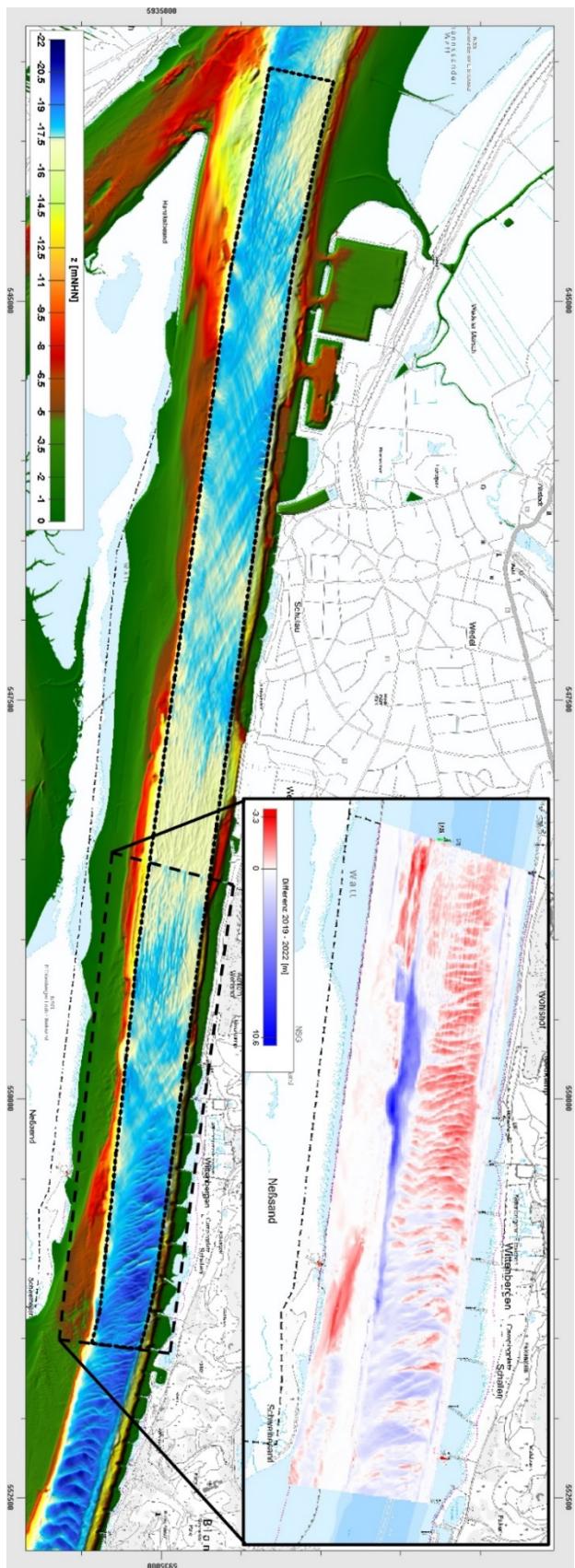


Abbildung 5-14: DGM-W Begegnungsstrecke 2022 und Differenzen 2022–2019 (Hamburger Abschnitt)

Belastbare Aussagen zur morphologischen Entwicklung der Begegnungsstrecke sind noch nicht möglich, da die natürliche Entwicklung durch häufige Eingriffe, insbesondere im Zusammenhang mit der Nutzung der Umlagerungsstelle für Hamburger Unterhaltungsbaggergut, stark beeinflusst ist. Festzustellen ist aber, dass sich bislang keine verstärkten Erosionen der Über- und Unterwasserböschungen zeigen. Dies gilt auch für die südliche Böschung, obwohl beim Ausbau der weitaus überwiegende Teil der Verbreiterung der Fahrrinne nach Süden hin erfolgte. Zwar überwiegt im Hamburger Teil des Böschungsbereichs zur Insel Neßsand eine Tendenz zur Erosion, somit auch zum Verlust von Flachwassergebieten. Auswertungen aus einem seit 2008 laufenden Ufer- und Böschungsmonitoring, das bilateral zwischen der HPA und der BUKEA in Hamburg vereinbart wurde, zeigen aber, dass diese Tendenzen schon vor der Fahrrinnenanpassung bestanden. Hier ist auch zu berücksichtigen, dass im östlichen Teil von Neßsand ein morphologisch sehr aktiver Bereich vorhanden ist: Aufgrund der Laufzeitunterschiede der Tidewelle zwischen der (tiefen) Hauptelbe und der (flachen) Hahnöfer Nebenelbe kommt es bei Flut zu einer starken Strömungsbelastung des Ostteils der Insel, was die Entstehung eines Durchbruchs von der Elbe zur Hahnöfer Nebenelbe zur Folge hatte. Vor allem auf Höhe des Durchbruchs ist es im Laufe der Zeit zu Flachwasserverlusten gekommen.

5.5 Entwicklung der Ufer am Hauptstrom und an den Nebengewässern

5.5.1 Geländehöhen am Hauptstrom und an den Nebengewässern

Die Erfassung der Geländehöhen in Form von Querprofilaufnahmen wurde aus der vorangegangenen Fahrrinnenanpassung 1999/2000 fortgesetzt, so dass insgesamt Daten zur Uferentwicklung der Unterelbe aus 25 Jahren im dreijährlichen Rhythmus (vgl. Planfeststellungsbeschluss) vorliegen. Seit der letzten Beweissicherung wurden Querprofildaten in den Jahren 2010, 2013, 2016, 2019 und 2022 längs des Hauptstromes an der Elbe erhoben und in Form eines Epochenvergleiches aufbereitet. Ebenso wurden die Querprofildaten der Nebenflüsse aufbereitet. Sie wurden versetzt in den Jahren 2012, 2015, 2018, 2021 und 2024 erfasst. Die Lage der Querprofile am Hauptstrom inklusive der Nebenbereiche und an den Nebenflüssen sind in der Abbildung 5-15 dargestellt. Eine Bewertung der Entwicklung hinsichtlich der ausbaubedingten Veränderungen durch die Fahrrinnenanpassung ist aufgrund der kurzen Zeitspanne noch nicht möglich.

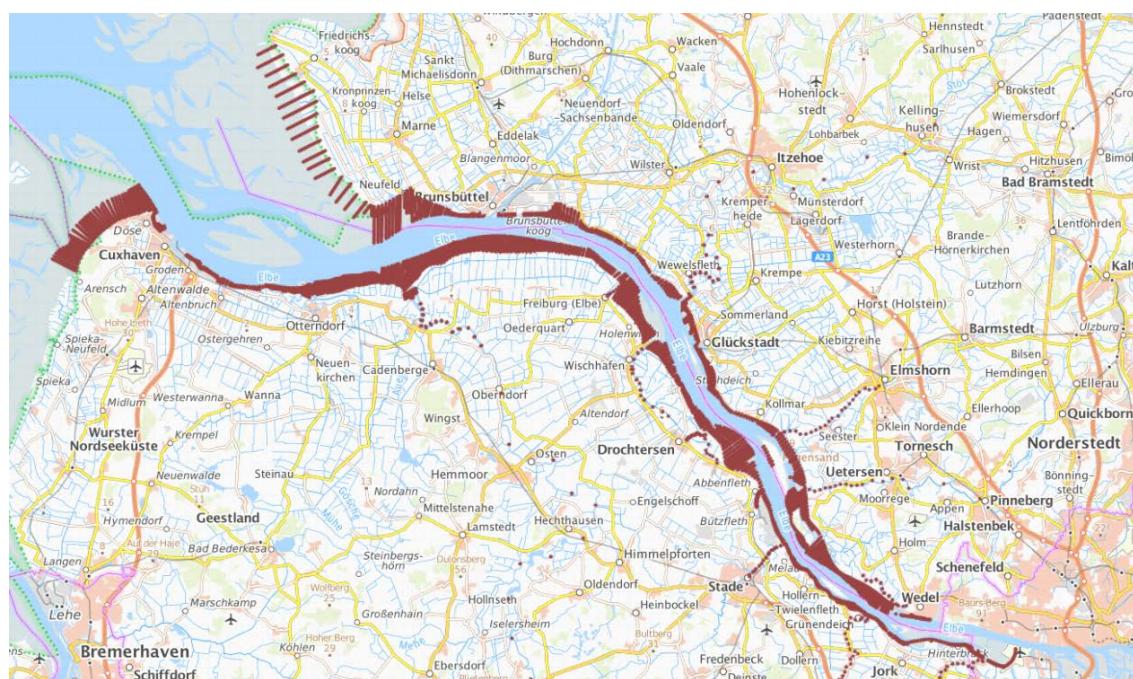


Abbildung 5-15: Lage der Querprofile (Karte: https://www.portaltideelbe.de/QP-Elbe_u_NF)

5.5.2 Verlandung von Nebenflüssen

In Bezug auf die Entwicklung der Wischhafener Süderelbe, für die im Gegensatz zu sämtlichen anderen Nebenflüssen jährliche Messungen an sechs zusätzlichen Landeskilometern durchgeführt werden, kann aus den Daten abgeleitet werden, dass sich keine Reduzierung an mindestens drei Querschnitten von mehr als 15 % gegenüber dem Zustand vor der Fahrrinnenanpassung ergibt (vgl. Anordnung A.II.5.5.2).

Im Rahmen der Unterhaltung der Bundeswasserstraßen wird sichergestellt, dass die in der Anordnung A.II.5.5.1, Tabelle 1, aufgeführten Solltiefen und Sollbreiten für die Nebenbereiche der Tideelbe eingehalten werden.

5.5.3 Abbruchkanten

In Analogie zu den Querprofilen wurde auch die Messung der Abbruchkanten aus der vorangegangenen Fahrrinnenanpassung 1999/2000 fortgesetzt, so dass auch hier langjährige Daten vorliegen (1996–2011, 2016, 2022–2024). Die Erfassung der betreffenden Uferbereiche erfolgt seit 2022 mittels einer Flugdrohne, zu den Details s. [Anlage 5-2](#). Gerade in schwer zugänglichen Gebieten können die Daten so effektiv erhoben und die Abbruchkanten so in einem höheren Turnus gemonitort werden. Die regelmäßige Aufnahme der Abbruchkanten ist insbesondere im äußeren Ästuar von Bedeutung, da hier die Belastung durch Schiffs- und Windwellen erfolgt. Die Einführung der Höchstgeschwindigkeitsregelung auf der Elbe 2019 führt zu einer geringeren schiffsinduzierten Belastung durch Wellenschlag (vgl. Kapitel 4.4). Insbesondere ab Höhe Glückstadt stromauf greift die Begrenzung der Schiffsgeschwindigkeit (13 kn inkl. Toleranz, vgl. Kapitel 7.2). Es bleibt abzuwarten, wie sich die betreffenden Uferbereiche im inneren Ästuar entwickeln. Auch hier ist eine Bewertung der Entwicklung hinsichtlich der ausbaubedingten Veränderungen durch die Fahrrinnenanpassung derzeit nicht möglich.

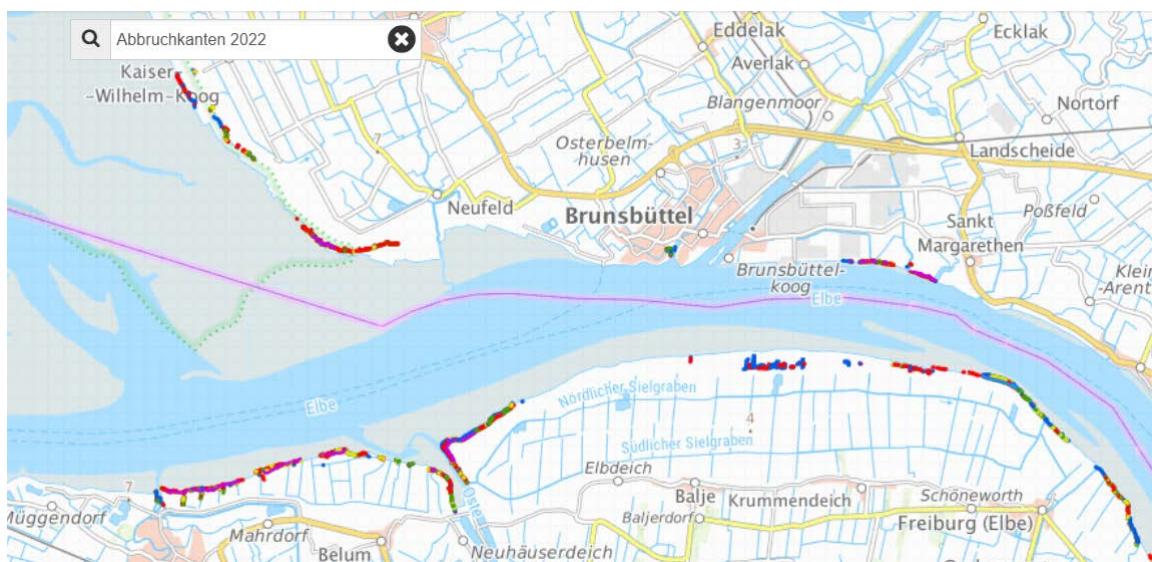


Abbildung 5-16: Lage der Abbruchkanten (Ausschnitt, Karte: <https://www.portaltideelbe.de/Abbruchkanten>)

6 Gewässerökologie

Im Rahmen der gewässerökologischen Analysen werden die biologischen Qualitätskomponenten Makrophyten, Makrozoobenthos sowie Fische untersucht. Diese teilweise langfristigen Untersuchungen (Monitoring zur Entwicklung des Fintenbestandes seit 2011, Vegetationskartierungen seit 2013 bzw. 2015) ergänzen die bereits bestehenden „Koordinierten Elbe Messprogramme (KEMP)“ der Länder Hamburg, Niedersachsen und Schleswig-Holstein für das Monitoring im Zusammenhang mit der Wasserrahmenrichtlinie (WRRL). Für detaillierte Berichte und Gutachten wird auf die Publikationsdatenbank des Portals Küstendaten (<https://www.kuestendaten.de/publikationen>) verwiesen.

6.1 Miesmuscheln

Für die bereits 2012 abgeschlossene Maßnahme „Ufersicherung Altenbrucher Bogen“ wurde die räumliche Verteilung der dort in den ständig überfluteten Küstenbereichen (sublitoral) vorhandenen Miesmuschelvorkommen dokumentiert, vgl. [Anlage 6-1](#) bzw. die jährlichen Fachberichte unter <https://www.kuestendaten.de/publikationen/miesmuscheln>.

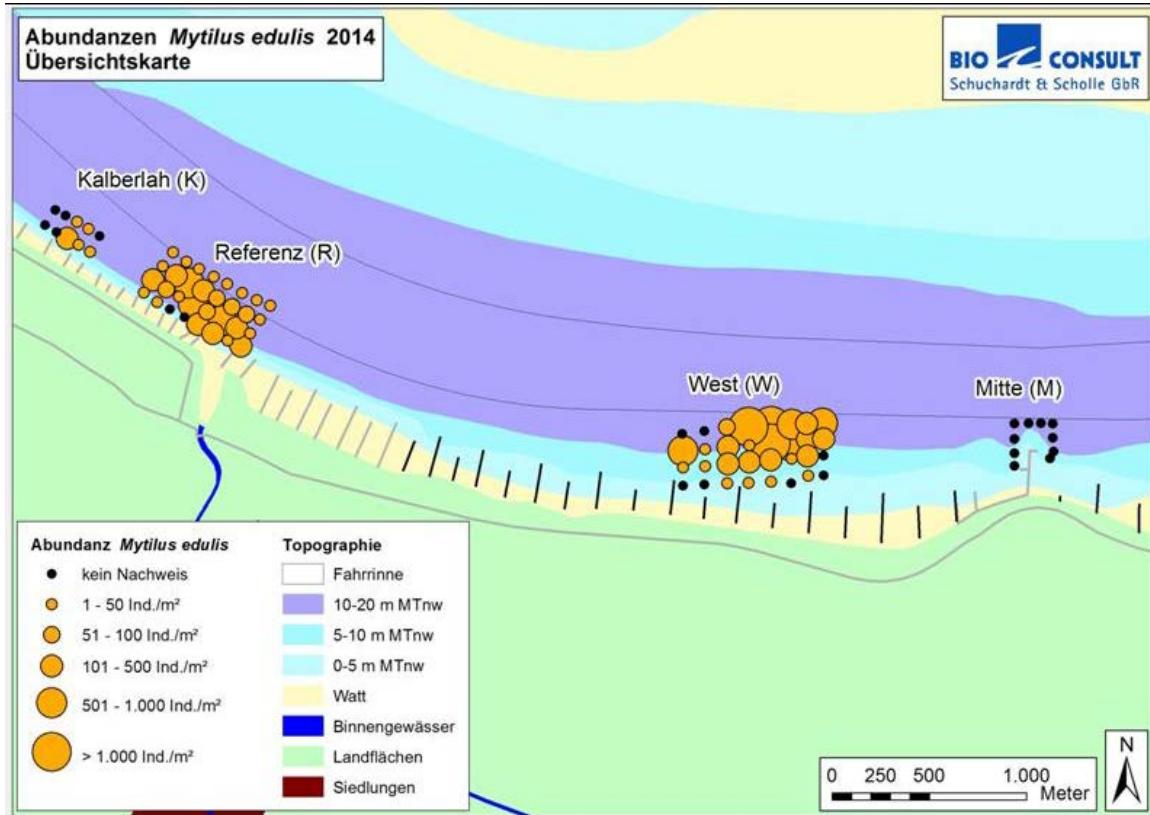
Für die Abschätzung der Auswirkungen der Baumaßnahmen auf die Miesmuscheln wurde die Besiedlung „vor“, „während“, „unmittelbar nach Abschluss“ und „zwei Jahre nach Abschluss“ der Baumaßnahmen ermittelt. Im Fokus stand dabei die Beantwortung der Frage, ob und inwieweit sich die Ausprägung der Miesmuschelansiedlungen auf der südlichen Stromseite zwischen km 713 und 723 qualitativ/quantitativ verändert. Die Untersuchungen zu den Miesmuscheln wurden im Herbst 2010 vor den Bauarbeiten begonnen. Während der Bauphase (2011) bzw. unmittelbar nach Beendigung der Baumaßnahme (2012) erfolgten weitere begleitende Untersuchungen. Die Abschlussuntersuchung fand im Herbst 2014 ca. 2 Jahre nach Fertigstellung der Buhnen statt. Die Untersuchung erfolgte mittels Bodengreiferproben und Dredgezügen. Neben den biologischen Erfassungen wurden zudem Aufnahmen mit dem Seitensichtsonar durchgeführt, um Hinweise auf die räumliche Ausdehnung der Muschelansiedlungen zu erhalten.

Im untersuchten Abschnitt der Tideelbe (km 713–723) wiesen die Miesmuschelvorkommen ein Abundanzgefälle auf, das wahrscheinlich durch den natürlichen Salzgehaltsgradienten bedingt ist. Die Bereiche stromauf des Glameyer Stacks scheinen für Miesmuscheln hiernach nur suboptimale Bedingungen zu bieten, so dass dort lediglich vereinzelte Vorkommen von wahrscheinlich in das Gebiet verdrifteten Tieren zu beobachten waren. Stromab des Glameyer Stacks waren die Muschelvorkommen bei hoher zeitlicher und räumlicher Variabilität als dauerhaft (persistent) zu beschreiben. Dichtere Vorkommen entwickelten eine charakteristische Begleitauna und erfüllen somit wichtige ökologische Funktionen im Ästuar (ecosystem engineers).

Im Ergebnis ist festzuhalten, dass im Jahr 2010, also vor Beginn der Baumaßnahme, Miesmuschelansiedlungen im gesamten Untersuchungsgebiet (km 713–723) örtlich auch in höheren Dichten festgestellt wurden. Eine Ausnahme machte der am weitesten stromauf befindliche Untersuchungsabschnitt (etwa km 713–715). Hier wurden keine oder höchstens einzelne Miesmuscheln erfasst. Im Jahr 2011 wurde ein Rückgang der Miesmuscheln im gesamten Untersuchungsgebiet festgestellt, dies betraf auch die nicht im unmittelbaren Baugebiet befindlichen Teilgebiete (Kalberlah (K), Referenz (R)). Ein Einfluss der Bauarbeiten ist möglich, aber aufgrund der auch in den Teilgebieten K und R verzeichneten Rückgänge nicht eindeutig zu belegen.

Unter Berücksichtigung des Untersuchungsjahres 2012 ist ein Zusammenhang von Miesmuschelvorkommen und Baumaßnahme aber plausibel. So wurde die in den Teilgebieten K & R ermittelte deutliche Zunahme der Muscheldichte (Brutfall) in den Teilgebieten West (W) und Mitte (M) (im Bereich der Baumaßnahmen) nicht verzeichnet; es wurden hier sogar nur noch vereinzelt Miesmuscheln erfasst, so dass die Dichte im Jahr 2012 geringer war als nach Abschluss des ersten

Baujahres 2011. Die im Jahr 2014, also zwei Jahre nach Abschluss der Buhnenbauarbeiten, festgestellten Befunde für das im Baugebiet lokalisierte Teilgebiet W zeigen wieder eine deutlich ausgeprägte Neubesiedlung (Abbildung 6-1).



6.2 Finte

Die Finte (*Alosa fallax*, Lacépède, 1803) zählt im Sinne der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie zu den Arten von gemeinschaftlichem Interesse, für die Schutzgebiete u.a. auch in der Tideelbe ausgewiesen worden sind. Im Integrierten Bewirtschaftungsplan ist als fintenspezifisches Erhaltungsziel der „Bestand mit naturnaher Abundanz und Populationsstruktur“ festgelegt. Zur Zielerreichung ist ein Bündel von Maßnahmen vorgesehen, das zu einer Stabilisierung bzw. zu einer Verbesserung der derzeitigen Situation beitragen kann. So steht u.a. die Optimierung des Sedimentmanagements im Fokus, dahingehend, dass die daraus resultierenden Beeinträchtigungen in den relevanten Zeiträumen möglichst gering ausfallen sollen.

Die Wasserstraßen- und Schifffahrtsverwaltung (WSV) und die Hamburg Port Authority (HPA) haben den gesetzlichen Auftrag zur Unterhaltung ihrer jeweiligen Bereiche der Fahrinne von Unter- und Außenelbe. Um das Sedimentmanagement im Sinne der NATURA 2000-Belange optimieren zu können, bedarf es nicht nur einer genauen Kenntnis der von der Unterhaltung ausgehenden Auswirkungen auf die Finte, sondern auch der Kenntnis über weitere abiotische und biotische Faktoren, die die Fintenbrutdichte bzw. Laichprodukte beeinflussen können. Seit dem Jahr 2020 ist die Schutzaufgabe zur Finte verbindlich einzuhalten. Sie soll gemäß Planfeststellungsbeschluss mögliche Beeinträchtigungen auf Populationsebene verhindern (keine Ausbau- und

Unterhaltungstätigkeiten in den zentralen Laichbereichen der Finte – zwischen Schwingemündung und Mühlenberger Loch – während der Hauptlaichzeit).

Vor diesem Hintergrund wurde ab dem Jahr 2011 ein jährlich fortlaufendes Monitoring zum Vorkommen von Finteneiern, -larven und Jungfinten durchgeführt. Die Ergebnisse haben bisherige Wissensdefizite v.a. der (kleinskaligen) raumzeitlichen Verteilung der Laichprodukte (Finteneier, Fintenlarven) im zentralen Reproduktionsareal verringert und bilden eine verbesserte Grundlage für eine Optimierung des Sedimentmanagements in der Tideelbe.

Der Betrachtungsraum umfasst das Elbästuar von km 630 (Süßwasserabschnitt) bis km 680 (Brunsbüttel, oligo-mesohalin) bzw. bis km 690 (Hamenfangstation, mesohalin), wobei die Daten ab km 660 bis 680 durch Stichproben im Rahmen der Längstranskafahrten repräsentiert werden.

Der Fokus liegt dabei auf der Untersuchung des Quertransekt bei km 643. Das Quertransekt befindet sich in einem Elbeabschnitt, der im Sinne der Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) zum Gewässertyp „Ströme der Marschen“ (Typ 22.3) zählt. Etwa ab Stade bis zur Mündung ins Wattenmeer ist das Elbästuar als Übergangsgewässer (Typ T1) klassifiziert (Abbildung 6-2).

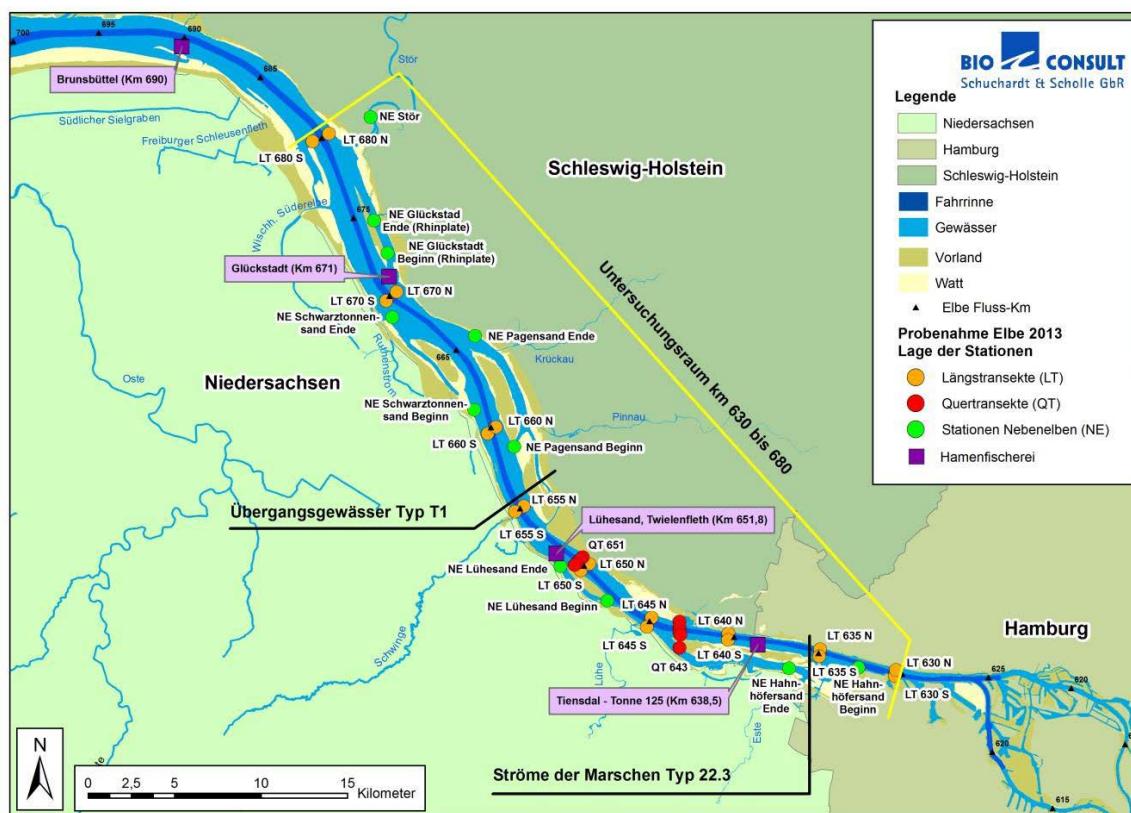


Abbildung 6-2: Übersicht über den Betrachtungsraum von Elbe-km 630–680 (gelbe Linie). Lage der Messstellen im Längsschnitt (orange Hauptstrom, grün Nebenelben); Lage der Messstellen bei den Quertransekten km 643 und km 651 (rot), Lage der Hamenfangstationen (lila Quadrate)

6.2.1 Untersuchungsmethodik

Die Untersuchungen basieren auf zwei konzeptionellen Ansätzen:

1. Raum-zeitlich kleinskalige Beprobungen der Tideelbe zum Nachweis von Finteneiern und Fintenlarven bei km 643 und km 651 über den Flussquerschnitt. Die Auswahl des Untersuchungsbereiches erfolgte vor dem Hintergrund der bekannten besonderen Bedeutung dieses Abschnitts als Reproduktionsareal der Finte. Mit dem 4. Planergänzungsbeschluss vom 15.08.2024 (<https://www.portaltideelbe.de/Planfeststellung-FAP2019>) wurde nur noch der

Querschnitt bei km 643 (Abbildung 6-3) beprobt, hier jedoch die Intensität während der Laichzeit im Zeitraum von Mitte April bis Anfang Juni erhöht.

2. Orientierende Untersuchungen im Längsverlauf der Tideelbe von km 630–680, wobei der Bereich Mühlenberger Loch bis Schwingemündung (km 635–655) das Hauptlaichgebiet darstellt. Die Beprobungen erfolgten dabei alle 5–10 km jeweils nördlich und südlich der Fahrinne. Zusätzlich wurden Hahnöfer, Lühesander, Pagensander, Schwarztonnensander sowie Glückstädter Nebenelbe in die Untersuchung einbezogen.

Die Beprobung des Quertranseks bei km 643 erfolgte mit zwei vertikal angeordneten Ringnetzen. Generell wurde ein Netz 1–2 m unter der Wasseroberfläche und ein weiteres zeitgleich 1–2 m über dem Grund platziert. Die Beprobungen erfolgten über einen Tidezyklus mit vier Tidezeitpunkten von einem kommerziellen Hamenkutter aus. Die Dauer eines Hols betrug jeweils ca. 5 min. Um eine Standardisierung der Rohdaten auf Ind./100 m³ zu ermöglichen, wurde für jeden Hol das durchfiltrierte Wasservolumen ermittelt. Dies erfolgte durch die Installation eines Messflügels in der Mitte der Ringöffnung beider Netze.

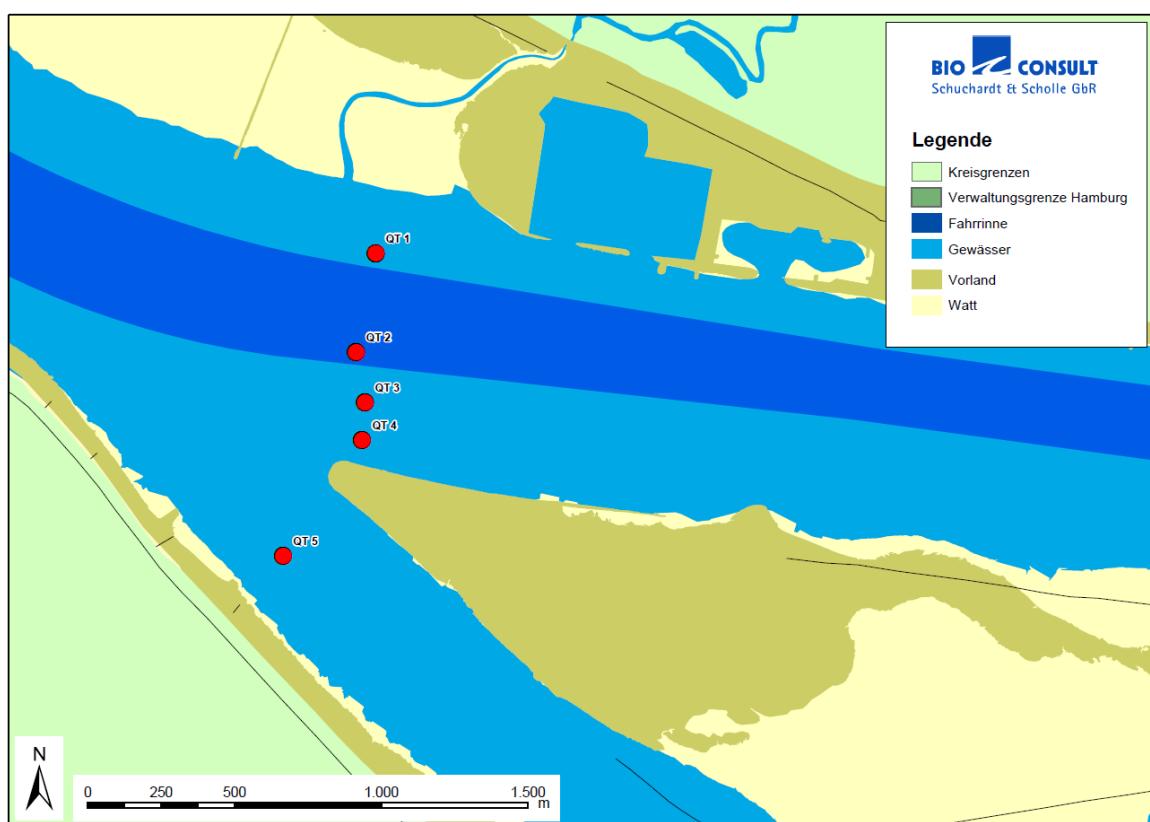


Abbildung 6-3: Anordnung der Quertransekt-Stationen (QT 1_nord – QT 4_süd) bei km 643, inkl. Hahnöfer Nebenelbe (QT 5). Dunkelblau: Fahrinne

Ergänzend zur Quertransektuntersuchung wurde im Längsverlauf der Tideelbe von km 630–680 mit der gleichen Erfassungsmethodik insgesamt 2 x 9 Stationen im Hauptstrom (links- und rechtsseitig des Fahrwassers) sowie 2 x 5 Stationen in den Nebenelben („Mündungsbereiche“ stromauf und stromab) beprobt.

Weitere Details zur Methodik sowie deren Auswertung können der [Anlage 6-2](#) bzw. den Berichten zum Fintenmonitoring in der Tideelbe in der Publikationsdatenbank unter <https://www.kuestendaten.de/publikationen/finte> entnommen werden.

6.2.2 Fintenbestand in der Elbe

Die langjährigen Daten zu den **adulten Finten** vermitteln einen Überblick über die Zunahme des Fintenbestandes in der Elbe (siehe u.a. Daten aus dem WRRL-Fischmonitoring, Hinweis v. NLWKN schriftl.). Nach den vorliegenden Hamenfangdaten präsentiert sich der Bestand der adulten Individuen in der Elbe in jüngerer Vergangenheit auf unterschiedlich hohem Niveau. Nach einer deutlichen Zunahme in den 2000er Jahren mit einem bisherigen Allzeithoch im Jahr 2017, wurde in den Jahren danach ein Rückgang der Fangzahlen verzeichnet, die sich in etwa auf das Niveau um 2010 einordnen, aber noch höher liegen als zu Beginn der 2000er Jahre (Abbildung 6-4). Es sei hier angemerkt, dass nach den geringen Anzahlen im Jahr 2024 die vorläufigen Fangzahlen aus dem Frühjahr 2025 (Hinweis v. NLWKN, schriftl.) wohl wieder höher als 2024 liegen. Im Frühjahr 2023 konnte mit 19,3 Ind./h/80 m² eine als gut einzuordnende Fangzahl erfasst werden, während im Folgejahr 2024 die mittlere Fangzahl adulter Finten bei lediglich 6,2 Ind./h/80 m² lag². Letzterer Wert lag noch über dem bisherigen Allzeitminimum 3,9 Ind./h/80 m² aus dem Jahr 2021.

Juvenile Finten der AG 0+ (Altersgruppe 0, Jungfische) sind im Sommer der Jahre 2023 und 2024 an allen vier Fangstationen (Brunsbüttel, Glückstadt, Lühesand, Tinsdal) erfasst worden. Die Fangzahlen variierten dabei zeitlich und räumlich vergleichsweise deutlich, z.T. wurden sehr geringe (durchschnittlich um 3 Ind./h/80 m² bei Glückstadt, 2024), z.T. mäßig höhere Werte (bis zu 71 Ind./h/80 m² Station Mühlenberger Loch/Airbus, 2023) dokumentiert. Die eher geringe Larvendichte der Jahre 2023 und 2024 spiegelt sich nicht in der Anzahl der juvenilen Finten wider. Nach wie vor wird mit Blick auf den Vergleich „Larvendichte vs. Anzahl Juveniler“ kein systematisches Muster, d.h. ein erwarteter Zusammenhang „viele Larven“ und entsprechend „viele Juvenile“ (oder umgekehrt) offensichtlich. Denkbar ist, dass u.a. eine erfassungsmethodisch bedingte Variabilität (Fangort, Zeitfenster Befischungen, interannuell unterschiedliche Abwanderungsmuster) einen ansonsten plausiblen Zusammenhang maskiert.

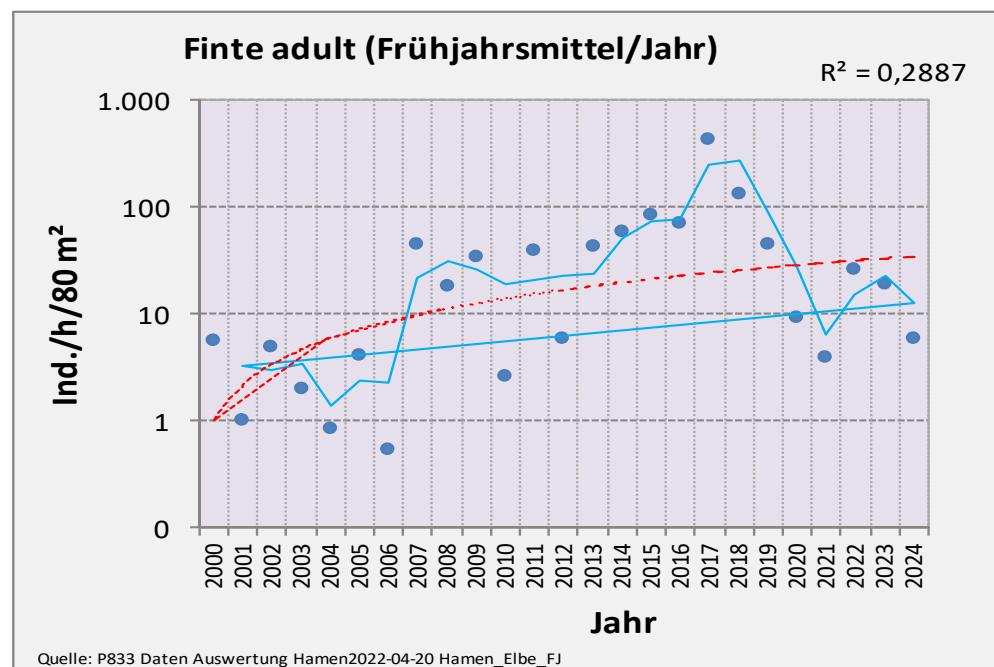


Abbildung 6-4: Entwicklung der Fintenfangzahlen (Ind./h/80 m²) im Zeitraum 2000 bis 2024 (OWK Elbe-West, Typ 22.3). Daten nur Adulte, nur Frühjahrstage. Datenquelle: WRRL-Fischmonitoring Tideelbe (KORTEL), WSA Fintenmonitoring. Blaue Punkte mittlere Fangzahlen/Frühjahr, blaue Linie: Gleitendes Mittel. Rot: Regressionskurve (einfach).

Im interannuellen Vergleich zeigten sich die **Eidichten** sehr unterschiedlich (Abbildung 6-5). So lag die beim Quertransekt 643 ermittelte mittlere Eidichte z.B. im Jahr 2018 bei ca. 470 Ind./100 m³, im

² Ergebnisse aus dem Frühjahr 2025 ergaben wieder eine höhere Adultenzahl.

Jahr 2019 noch bei 154 Ind./100 m³; diese Werte können im langjährigen Vergleich als mittel bis hoch bezeichnet werden. Dies gilt auch für die aktuellen Ergebnisse aus dem Jahr 2024. Auffällige Ergebnisse wurden dagegen 2020 und 2021 verzeichnet, insofern als die mittleren Eidichten lediglich 3 Ind./100 m³ und 5,8 Ind./100 m³ erreichten und damit im Jahr 2020 ein Allzeitminimum seit Beginn des Monitorings (2011) vorlag. Es ist darauf hinzuweisen, dass die geringen Eidichten im Jahr 2021 mit hoher Wahrscheinlichkeit unterschätzt sind, da gleichzeitig eine ungewöhnlich hohe Larvendichte verzeichnet wurde. Ein solches Phänomen trat im Verlauf des bisherigen Monitoring erstmalig auf.

Im Jahr 2023 blieben die Eidichten trotz eines Anstiegs gegenüber 2020/21 auf einem mäßig bis niedrigem Niveau (37 Ind./100 m³). Im Folgejahr (2024) war die Eidichte um etwa den Faktor 10 (394 Ind./100 m³) allerdings wieder deutlich höher.

Die Finteneier konnten im Jahr 2023 (Ende Mai – Mitte Juni) im Bereich zwischen km 630 und 660 nachgewiesen werden. Von km 665 stromabwärts erfolgte im Jahr 2023 kein Nachweis. Die Anzahlen waren stationsübergreifend gering (max. 13,5 Ind./100 m³ km 635)³. Im Juni 2023 wurden erwartungsgemäß (fast) keine Finteneier mehr registriert.

Im Jahr 2024 wurden Finteneier in hoher Dichte im Abschnitt zwischen km 630 und 640 erfasst. Die Probenahme erfolgte Anfang und Ende Mai. Wie auch in den Vorjahren konnten v.a. 2023 keine nennenswerten Eidichten (< 5 Ind./100 m³) in den Nebenelben erfasst werden (s.a. Fußnote). Anfang Mai 2024 wurden in der Hahnöfer und in der Pagensander Nebenelbe mit Dichten von 20 bis 30 Ind./m³ mäßige Anzahlen dokumentiert. Weitere Nachweise mit allerdings geringer Dichte (je 1,3 Ind./100 m³) erfolgten bei Schwarztonnensand und in der Glückstädter Nebenelbe.

Im Vergleich zwischen 2023 und 2024 unterschieden sich die **Fintenlarvenzahlen** kaum und lagen im Mittel bei lediglich 5 Ind./100 m³ bzw. 6,5 Ind./100 m³. Die Larvendichten (mit Blick auf das Jahr 2024) stehen in gewissem Widerspruch zu den in diesen Jahren vergleichsweise hohen Eidichten. Die Ergebnisse der Jahre 2023 und 2024 sind mit Blick auf die erfasste Larvendichte im langjährigen Vergleich die zweit- bzw. dritt niedrigsten (Abbildung 6-5).

Fintenlarven sind 2023 und 2024 im Zeitraum Anfang bzw. Mitte Mai – Anfang/Mitte Juni an jeder Station im Abschnitt von km 630 bis 680/670 nachgewiesen worden. Maxima wurden interannuell unterschiedlich im Jahr 2023 bei km 635 (> 200 Ind./100 m³; 4. Maiwoche) und km 645 (> 60 Ind./100 m³) dokumentiert. Im Jahr 2024 wurden – bei insgesamt niedrigerer Larvendichte (< 40 Ind./100 m³) – weniger ausgeprägte räumliche Vorkommensschwerpunkte festgestellt. Relative Maxima wurden Ende Mai bei km 645 und km 650 registriert; diese lagen bei etwa 30 Ind./100m³.

In allen beprobten Nebenelben konnten Fintenlarven nachgewiesen werden. In der Lühesander und Hahnöfer Nebenelbe wurden Anfang Juni 2023 Maxima (auf geringem bis mäßigem Niveau; > 25 Ind./100 m³) erfasst. Ähnliche maximale Larvenzahlen (27 bis 33 Ind./100 m³) wurden auch 2024 (Ende Mai) erfasst. Räumlich waren diese jedoch etwas anders verteilt und entfielen wie im Vorjahr auf die Lühesander Nebenelbe und anders als 2023 auch auf die Pagensander Nebenelbe. Anfang Mai 2024⁴ wurden kaum Larven in den Nebenelben erfasst (im Mittel < 1,9 Ind./100 m³).

³ Es sei darauf verwiesen, dass die Ergebnisse nicht unerwartet sind, da die Entnahme von Stichproben im Längsverlauf erst gegen Ende der Laichzeit erfolgte mit dem Fokus auf Vorkommen von Fintenlarven.

⁴ Im Jahr 2023 erfolgte keine Beprobung Anfang Mai.

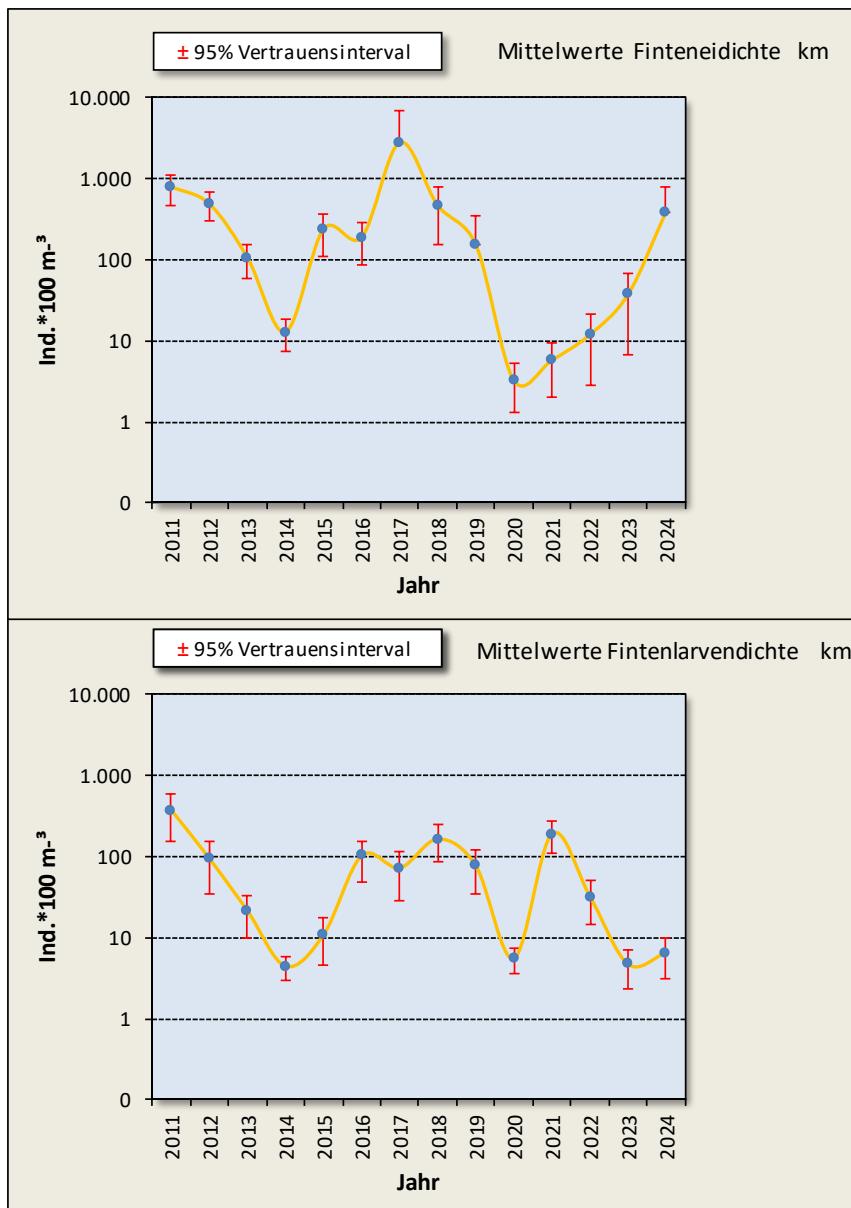


Abbildung 6-5: Mittlere Fintenei- (oben) und Larvenzahlen (unten) im Zeitraum der Laichsaison der Jahre 2011 bis 2024 bei km 643 in der Tideelbe (zeitlich und räumlich gemittelt). Untersuchungszeiträume von Mitte/Ende April bis Anfang Juni, jeweils 5 Quertransektstationen. y-Achse logarithmisch skaliert

6.2.3 Einflussfaktoren

Gründe für die interannuell deutlichen quantitativen Unterschiede sind im Einzelnen nicht eindeutig zu differenzieren und damit auch nicht näher zu spezifizieren. Folgende Einflussfaktoren sind hier (einzelnen oder auch im Zusammenwirken) zu berücksichtigen:

- Der Beginn der Laichzeit ist v.a. von der **Temperatur** abhängig. So wurden z.B. in wärmeren Frühjahren Eizahlmaxima bereits Ende April festgestellt oder in kühleren Frühjahren erst mit Beginn der zweiten Maiwoche. Kühle Frühjahre könnten möglicherweise dämpfend auf das Laichgeschehen und die larvale Entwicklung wirken; dies ist z.B. für das Jahr 2020 nicht ganz auszuschließen. Trotz ebenfalls eher kühler Frühjahrstemperaturen – mit der Folge eines spät einsetzenden Laichgeschehens – wurde im Jahr 2021 allerdings dennoch eine hohe Larvenzahl nachgewiesen. In den Frühjahren 2023 und 2024 lag die Wassertemperatur in der ersten Aprilwoche jeweils noch < 10 °C und überschritt Anfang Mai (2023) bzw. bereits Mitte April (2024) 12 °C. Ab etwa dieser

Wassertemperatur ist mit beginnenden Laichaktivitäten der Finte zu rechnen. Temperaturen $> 15^{\circ}\text{C}$ wurden in beiden Jahren um Mitte Mai verzeichnet. Deutliche Temperatureinbrüche wie in einzelnen Vorjahren traten nicht ein.

- **Sauerstoff** ist ein potenziell bedeutsamer Einflussfaktor. Ausgeprägte Defizite $< 3 \text{ mg/l}$ erhöhen die Mortalitätsrate der Finten. Bezogen auf den Untersuchungszeitraum (Anfang April bis Juni) sind bislang aber keine deutlichen Hinweise auf einen möglichen Faktor „niedrige Sauerstoffgehalte“ im Zusammenhang mit geringen Ei- und Larvendichten erkennbar. Die O_2 -Gehalte (Tagesmittel) lagen im April bis Juni in beiden aktuellen Untersuchungsjahren $> 4 \text{ mg/l}$ und waren damit unauffällig. Werte $< 3 \text{ mg/l}$ traten zeitweilig (2024) im Sommer (außerhalb des Fintenmonitorings) auf. Während im Jahr 2023 sommerliche Minima um $> 3 \text{ mg/l}$ lagen, wurden im Folgejahr sehr ungünstige Werte $< 2,5 \text{ mg/l}$ im Juli/August gemessen.
- Die **Verpilzungsraten** haben Einfluss auf die Larvendichte, da sich verpilzte Finteneier nicht weiter entwickeln und absterben. Aktuell (2023 und 2024) lagen die Anteile betroffener Eier bei 36 % (2023) und 24 % (2024) auf vergleichsweise hohem Niveau. Gründe für Verpilzungsphänomene sind vermutlich u.a. herabgesetzte Vitalität durch möglicherweise sehr hohe Trübungen, sehr geringe Sauerstoffgehalte, physische Beschädigungen, keine erfolgreiche Befruchtung. Ab wann eine Verpilzungsrate sich erkennbar dämpfend auf die Larvenanzahl und damit auf die Rekrutierung eines Jahres auswirkt, ist aus den vorliegenden (stichprobenhaften) Daten nicht quantitativ abzuleiten. Bei km 643 sind die Trübungswerte im Zeitraum 2011 bis 2020 auf ein bisheriges Maximum angestiegen. In den Jahren ab 2022 waren die Trübungswerte v.a. im Jahr 2024 wieder geringer. Insgesamt (auch außerhalb des Untersuchungsgebietes) blieb die Trübung aber im interannuellen Vergleich mit älteren Daten auf einem höheren Niveau.
- „... Unter Verwendung des individuellen Nahrungsbedarfs von Früh- und Spätlarven ergibt sich für die Jahre 2016 – 2018 und 2021 durch die hohen Larvenabundanzen jeweils ein anhaltend hoher Gesamtnahrungsbedarf aller Fintenlarven von über $10 \text{ mg TRG/m}^3/\text{d}$. In diesen Jahren wiesen folglich auch die Biomassen des **Zooplanktons** bei Elbe-km 643 deutliche Rückgänge bis unter 50 mg TRG/m^3 auf. Bezuglich des Nahrungsbedarfs ist insbesondere bei den Spätlarven davon auszugehen, dass diese verstärkt auch andere Nahrungsquellen wie Mysidaceen oder Larven anderer Fischarten nutzen. Durch den zeitgleichen Rückgang der Zooplanktonabundanz mit dessen Biomasse ist zudem von einer Verringerung des Jagderfolgs der Fintenlarven auszugehen, was einen zusätzlichen Anstieg der Larvenmortalität bedeuten könnte. Die Entwicklung bei Elbe-km 629 zeigt, dass der Nahrungsbedarf der Fintenlarven dort nur selten die vorhandene Zooplanktonbiomasse überstieg. Ebenfalls ist kein direkter Zusammenhang zwischen der dortigen Zooplanktonbiomasse und den Abundanzen der Fintenlarven in deren Aufwuchsgebiet erkennbar. Dies untermauert die Schlussfolgerung, dass der Fraßdruck der Fintenlarven eine wichtige Rolle in der Zooplanktodynamik bei Elbe-km 643 spielt....“ (aus Oncken & Große 2025)
- Ein Zusammenhang zwischen Ei- und Larvenzahlen und der (jährlichen) Anzahl einwandernder laichbereiter Finten ist in Grenzen erkennbar. So wurden z.B. im Jahr 2017 besonders hohe Anzahlen (bis zu $> 400 \text{ Ind./h/80 m}^2$) adulter Finten registriert, die ein bisheriges Allzeitmaximum darstellen. Die sehr hohen Anzahlen adulter Finten korrespondierten mit den im Jahr 2017 gleichzeitig festgestellten höchsten Eizahlen im Untersuchungszeitraum. Umgekehrt sind bei deutlich geringeren Fangzahlen Adulter ($< 10 \text{ Ind./h/80 m}^2$) im Jahr 2020 auch sehr niedrige Eizahlen (Allzeitminimum) dokumentiert.

Allerdings ist ein solches Muster nicht durchgängig der Fall, so wurden z.T. trotz geringer Fangzahlen adulter Tiere gleichzeitig aber hohe Eidichten verzeichnet.

- Der Rekrutierungserfolg der Finten könnte auch durch die Abundanz von **Fressfeinden** (hier fokussiert auf Fische) oder auch u.U. über Nahrungskonkurrenz mit anderen Larven bzw. juvenilen Individuen anderer Fischarten beeinflusst sein. Für potenzielle „Fisch-Fressfeinde“ (Kaulbarsch, Stint, weitere Barschartige) stehen Häufigkeitsdaten aus dem WRRL-Monitoring zur Verfügung. Ein Muster „niedrige Abundanz möglicher Fressfeinde“ und gleichzeitig „höhere Anzahlen juveniler Finten“ lässt sich derzeit aber nicht erkennen. Eine gewisse Ausnahme könnte für das Jahr 2024 gelten, da anders als in den Vorjahren die Abundanz potenzieller Fressfeinde (z.B. Kaulbarsche) vergleichsweise hoch war.
- **Hopperbaggerungen** wurden im Untersuchungsgebiet in den Jahren 2023 und 2024 im Zeitraum von Mitte April bis Ende Juni gemäß bestandskräftigem Planfeststellungsbeschluss nicht mehr durchgeführt (s. Methodik zur Fintenanordnung). In den Jahren 2023 und 2024 wurde in der Restriktionszeit gänzlich auf **WI-Einsätze** verzichtet. Mit dem bestandskräftigen Planfeststellungsbeschluss erfolgten bereits ab 2020 während der Restriktionszeit (Mitte April bis Ende Juni) keine Unterhaltungstätigkeiten im Hauptlaichgebiet (Mühlenberger Loch bis Schwingemündung).

6.2.4 Fazit

Die im Untersuchungszeitraum 2011 bis 2024 z.T. interannuell deutlichen quantitativen Unterschiede der Fintenei- und Larvendichte sind sehr wahrscheinlich u.a. Ausdruck der ‚normalen‘ interannuellen Variabilität. Diese ist bedingt durch ein multifaktorielles Zusammenspiel abiotischer und biotischer Rahmenbedingungen, die von Jahr zu Jahr unterschiedlich sein können.

Denkbar ist in diesem Kontext ein Zusammenhang von Fintenbruttöchten mit biotischen Rahmenbedingungen (z.B. Nährtierentwicklung, Fressfeinde, Konkurrenz mit anderen Arten) und/oder abiotischen Rahmenbedingungen (z.B. Temperatur, Sauerstoff, Trübung) sowie möglicherweise mit weiteren bislang unbekannten Faktoren.

Der überwiegende Teil der hier angesprochenen biotischen und abiotischen Einflussfaktoren zeigt allerdings keine eindeutig gerichteten Veränderungen zwischen 2011 und 2024 (z.B. Sauerstoff, Salzgehalt, Temperatur, Zooplankton, Fisch-Fressfeinde). Eine Ausnahme machen in diesem Zusammenhang die Aspekte Trübung (Anstieg) und Oberwasserabfluss (eher rückläufig). Es ist in diesem Zusammenhang darauf zu verweisen, dass sich in jüngerer Vergangenheit (2023/2024), die Zunahme der Trübung im Untersuchungsgebiet nicht weiter fortgesetzt hat. Dennoch bleibt die Trübung weiterhin deutlich höher als zu Beginn der 2000er Jahre. Starke Trübungen könnten eine höhere Mortalitätsrate bedingen wie dies z.B. für die Amerikanische Finte (*Alosa sapidissima*, Wilson, 1811) dokumentiert wurde. Es bleibt allerdings unklar, ob die artspezifischen Ergebnisse auf die heimische Finte (*A. fallax*) übertragbar sind. Inwieweit die Larvalentwicklung der heimischen Finte durch die höheren Schwebstoffgehalte betroffen wurde, ist hier nicht zu quantifizieren. Eine gewisse Erhöhung der Larvenmortalität ist nicht auszuschließen. Insgesamt bestehen aber Wissenslücken v.a. zu möglichen Schwellenwerten, bei deren Überschreitung eine deutliche Erhöhung der Mortalitätsrate erfolgt.

Ob die bisherigen Befunde insgesamt auf eine (detektierbare) Korrespondenz zwischen hoher Unterhaltungsintensität und geringen Finteneizahlen und umgekehrt schließen lassen können, ist für den bisherigen Untersuchungszeitraum von 2011 bis 2024 auf der Grundlage der vorliegenden Daten zwar nicht gänzlich auszuschließen, ein eindeutiger Zusammenhang ist aber ebenfalls nicht erkennbar.

In den letzten Jahren wurden während der Restriktionszeit keine Unterhaltungsarbeiten (Hopper, WI) mehr durchgeführt. Sie können daher nicht mit den geringen Ei- und Larvenzahlen im Jahr 2023/24 in unmittelbarem Zusammenhang stehen. Letztlich ist es kaum möglich, die Bedeutung der jeweiligen Faktoren (die sich zudem untereinander beeinflussen) für den Laicherfolg der Finte spezifisch zu quantifizieren, wenn sich keine „Katastropheneignisse“ (wie z.B. extreme Sauerstoffdefizite) ereignen, für die ein eindeutiger Zusammenhang (Fischsterben) belegbar ist⁵.

6.3 Makrozoobenthos

Die Grundlage für die Untersuchungen der Qualitätskomponente „benthische Wirbellosenfauna“ bildet der Artikel 8 der EG-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL), nach dem die Oberflächenwasserkörper der Fließgewässer hinsichtlich ihres ökologischen und chemischen Zustandes zu überwachen sind.

Im Detail werden seit 2013 (Mai/Juni) am Schrägprofil Schwarztonnensand–Kollmar (Bereich des Übergangsgewässers) die Auswirkungen der Arbeiten an der Gewässersohle auf die benthische Wirbellosenfauna, sowie eine detaillierte Typisierung des Elbästuars (AeTV – Biomonitoring OWK Elbe T1/Oligohalinikum – FG-Typ Übergangsgewässer) untersucht und bewertet. Dieses Profil ergänzt ein Messnetz mit sieben Profilen in der Tideelbe, welche von den Ländern im Rahmen des WRRL-Monitorings beprobt werden.

Die Verteilung der 8 Stationen im Profil soll dabei die hydromorphologischen Verhältnisse (Eulitoral, Sublitoral) sowie das Verhältnis zwischen naturnahen Strecken und ausgebauten wie der Fahrrinne berücksichtigen.

Das oligohaline Übergangsgewässer bei Schwarztonnensand wurde seit 2013 jeweils mit dem AeTV-Verfahren untersucht. Details zur Messmethodik können dem Gutachten in der [Anlage 6-3](#) entnommen werden. Sämtliche Berichte finden sich auch in der Publikationsdatenbank unter <https://www.kuestendaten.de/publikationen/makrozoobenthos>.

In 2013, 2014 und 2017 wurde jeweils eine „mäßige“ Zustandsklasse festgestellt (s. Tabelle 6-1). Seit 2018 wurden nur noch Werte der „unbefriedigenden“ Zustandsklasse ermittelt (KÜFOG 2018, 2019 bis 2024). Nachdem 2018 bis 2021 nur noch sehr geringe Abundanzen festgestellt worden waren, findet sich die Abundanz 2022, 2023 und 2024 wieder auf einem etwas höheren Niveau. *Limnodrilus hoffmeisteri* stellt wie in den Vorjahren mit 47 Prozent aller Individuen die höchsten Abundanzen der Arten mit Eco-Wert. Ihre Verbreitungsschwerpunkte sind die Stationen vor Kollmar mit sehr schlickreichen Sedimenten. Die feinsandigen Bereiche des Schwarztonnensandes werden dagegen von *Bathyporeia pilosa*, die insgesamt 10 % aller Individuen mit Eco-Wert stellt, dominiert. Auch die Zahl der Eco-Arten insgesamt liegt weiter auf einem höheren Niveau als 2019 und 2020.

⁵ Allerdings ist für den Faktor Sauerstoff bei ausgeprägten Mangelsituationen eine damit verbundene geringere Vitalität der Laichprodukte (die für sich genommen u.U. noch keine erhöhte Sterblichkeit bedingen würde) denkbar. Falls sich zusätzlich und gleichzeitig andere beeinträchtigende Bedingungen einstellen, könnte eine O₂-bedingte verringerte Widerstandskraft dann möglicherweise (kumulativ mit anderen Faktoren) Auswirkungen auf die Fintenlaichprodukte haben.

Tabelle 6-1: Untersuchungsergebnisse über die Bewertung des Zustandes des Makrozoobenthos im Bereich Schwarztönensand seit 2013; AeTV = Ästuartypieverfahren; AeTi Ästuartypieverfahren inkl. erweiterte Artenliste; MAZ= Mittlere Artenzahl; ADF = Artendiversität nach Fischer

Jahr	2013	2014	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023	2024
Methode	AeTV	AeTV	AeTV	AeTV	AeTV	AeTV	AeTV	AeTV	AeTV	AeTV	AeTV
Anzahl Stationen	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8
Eco-Artenzahl	45	21	13	19	18	13	14	16	17	20	18
Mittlere Abundanz (Eco-Ind/m ²)	14669	30556	4047	719	577	733	561	660	1264	1155	1739
AeTi	2,6	2,4	2,4	2,0	2,8	2,7	2,7	2,5	2,4	2,3	2,4
MAZ	14,4	8,4	3,6	5,8	5,4	3,9	4,9	3,9	4,8	6,1	6,6
ADF	5,0	4,1	2,7	3,3	2,9	2,1	2,1	2,5	2,5	2,6	2,3
Einstufung	mäßig	mäßig	unbefriedigend	mäßig	unbefriedigend	unbefriedigend	unbefriedigend	unbefriedigend	unbefriedigend	unbefriedigend	unbefriedigend
Dominante Arten	<i>Limnodrilus hoffmeisteri</i>	<i>Propappus volki</i>	<i>Limnodrilus hoffmeisteri</i>	<i>Propappus volki</i>	<i>Limnodrilus hoffmeisteri</i>	<i>Bathyporeia pilosa</i>	<i>Limnodrilus hoffmeisteri</i>				

6.4 Makrophyten

Das Monitoring der Makrophytenbestände wird seit 2008 im Rahmen der Fahrrinnenanpassung von Unter- und Außenelbe umgesetzt und dokumentiert mögliche Auswirkungen der im Jahr 2019 begonnenen Umsetzung auf die Makrophyten. Des Weiteren sollen die in den letzten 16 Jahren gewonnenen Erkenntnisse zur Stabilität der unterhalb der Linie des mittleren Tidehochwassers (MThw) siedelnden Vegetationsbestände der Makrophyten vor dem Hintergrund einer möglichen Veränderung der Salinität vertieft werden.

Das Monitoring wird auf Grundlage des bestehenden Konzepts an jeweils drei Untersuchungsstellen zwischen Glückstadt und St. Margarethen bzw. Wischhafen und Krummendeich durchgeführt. Die Makrophytenbestände werden gemäß EG-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) bewertet, hinsichtlich Präsenz und Abundanz von Zeigerarten ausgewertet und mit den erhobenen Daten von 2008 bis 2024 verglichen.

Die Messstellen zur Überwachung von Vegetationsveränderungen in der Tideelbe liegen in dem für die Vegetation entscheidenden Abschnitt im Oberflächenwasserkörper Übergangsgewässer unterhalb von Glückstadt, da hier mögliche Auswirkungen der prognostizierten Erhöhung der Salzgehalte auf die überwiegend ufernahe Vegetation in einem angemessenen Zeitraum am ehesten zu beobachten sind (Abbildung 6-6). Sie erstrecken sich von der unteren Vegetationsgrenze bis zur jährlich schwankenden MThw-Linie.

Die Vegetationserfassung erfolgt nach der „Verfahrensanleitung zur Bewertung der Qualitätskomponente Makrophyten in Tidegewässern Nordwestdeutschlands gemäß EG-Wasserrahmenrichtlinie“. An jeweils drei Untersuchungsstellen am rechten sowie drei Stellen am linken Ufer wird eine Kartierung im Frühjahr und eine Kartierung im Sommer durchgeführt.

Details zur Methodik sowie deren Auswertung können der [Anlage 6-4](#) entnommen werden. Sämtliche Berichte finden sich auch in der Publikationsdatenbank unter <https://www.kuestendaten.de/publikationen/makrophyten>.

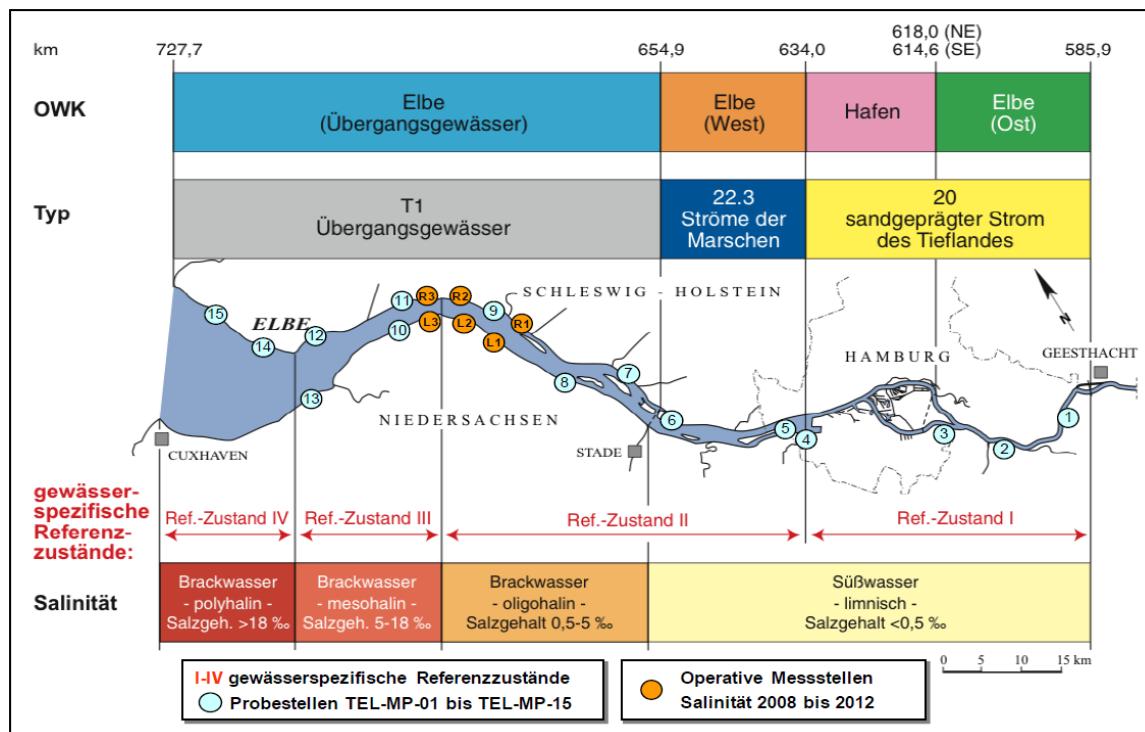


Abbildung 6-6: Lage der sechs operativen Messstellen „Salinität“ innerhalb der 15 Messstellen des WRRL-Überblicksmonitorings im Bearbeitungsgebiet Tideelbe

6.4.1 Ökologische Zustandsklasse der Messstellen

Die ökologische Zustandsklasse (ÖZK) weicht im Jahr 2024 an keiner der sechs Messstellen von den Ergebnissen des Jahres 2023 ab. Die Salinitäts-Messstellen SAL-L1 (Hamelwörden), SAL-L3 (Schönowerther Außendeich), SAL-R1 (Glückstadt) und SAL-R3 (St. Margarethen) liegen in der ÖZK 3, „mäßig“. Die Messstellen SAL-L2 (Freiburger Außendeich) und SAL-R2 (Großarentsee) liegen in der ÖZK 4, „unbefriedigend“ (Abbildung 6-7).

Drei der Monitoringstellen zeigen über den Verlauf des Projekts zwischen 2008 und 2024 nur sehr geringe Schwankungen des Standorttypeindex-Makrophyten in Tidegewässers (STI_{MT}): SAL-L1, SAL-L3 und SAL-R2. Die Fläche SAL-L2, Freiburger Außendeich, liegt seit dem Jahr 2015 in der ÖZK 4, eine Folge der Beurteilung der Ausdehnung der Röhrichte. 2019 wurde hier eine höhere Bewertung der Ausdehnung der Tideröhrichte durch eine schlechtere Bewertung der Zonierung im Ergebnis kompensiert, so dass sich keine signifikante Änderung der Gesamtbewertung ergab. Nach einer mehrjährigen Einstufung in die ÖZK 4 befindet sich die Messstelle SAL-R1 (Glückstadt) seit dem Jahr 2019 wieder in der ÖZK 3. Dies ergibt sich aus einer höheren Bewertung des Faktors „Ausdehnung“. Während 2018 eine Gesamtausdehnung der Makrophyten von 22 m angegeben wurde, wurden zwischen 2019 und 2024 Werte von 26 m bis 29 m gemessen. Die Mindestausdehnung von 25 m als Klassengrenze zur „mäßigen“ Beeinträchtigung wurde somit im Jahr 2019 überschritten. Eine vergleichbare Situation zur Probestelle SAL-R1 stellt sich in der Untersuchungsfläche SAL-R3 (St. Margarethen) dar. Auch hier hat sich die ÖZK zwischen 2018 und 2019 von der Zustandsklasse 4 „unbefriedigend“ auf die Zustandsklasse 3 „mäßig“ verbessert. Der maßgebliche Faktor für die verbesserte Einstufung war hier die Beurteilung der „Vitalität“ der Röhrichtzone, die im Jahr 2018 als „mäßig beeinträchtigt“ klassifiziert wurde, während im Jahr 2019 eine nur geringe Beeinträchtigung des Faktors „Vegetationszonierung“ beobachtet wurde.

Die Mehrheit der 2024 ermittelten STI-Werte liegen den Grenzen zwischen zwei ÖZK sehr nahe, so dass auch geringfügig negative Änderungen im Artenspektrum und den Dominanzverhältnissen in den Folgejahren zu einer Änderung der ÖZK führen können, was dem Ausmaß der

Veränderungen nicht notwendigerweise gerecht wird. Einen weitaus größeren realen Effekt hätten veränderte Einstufungen in den drei Zusatzparametern zur Beeinträchtigung der „Ausdehnung“, „Vegetationszonierung“ und „Vitalität“ der Röhrichtzonen, die als Multiplikationsfaktoren in die Berechnung des Standorttypeindex und somit in die ÖZK eingehen.

Ein weiterer Unsicherheitsfaktor besteht in der Berechnung des Faktors zur Besiedlungsstruktur (Bs). Hier werden die Punktsummen der Parameter zur Beeinträchtigung, die zwischen drei und neun Punkten liegen können, nochmals in vier Klassen gegliedert, so dass es zufällig, in Abhängigkeit zur Klassifizierung in den jeweils anderen Parametern, zu einer unveränderten oder stark abweichenden Gesamtbewertung kommen kann. Hier kommt der Plausibilitätsprüfung besondere Bedeutung zu.

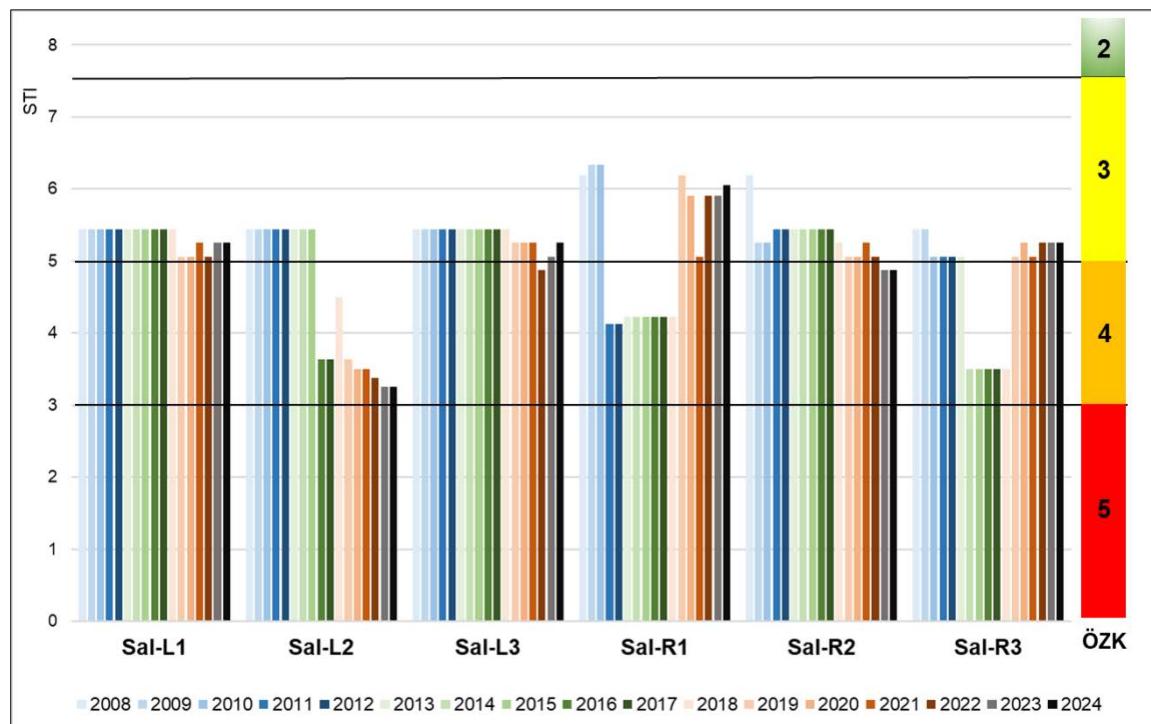


Abbildung 6-7: Standorttypeindex Makrophyten (STI_{MT}) sowie ökologische Zustandsklassen (ÖZK) der sechs Untersuchungsstellen im Zeitraum 2008 bis 2024. ÖZK Bewertungen nach WRRL: 1 = sehr gut, 2 = gut, 3 = mäßig, 4 = unbefriedigend, 5 = schlecht

6.4.2 Auswertung des Arteninventars / Zeigerarten Salinität

Die Populationsgrößen und Vitalitäten der als Zeigerarten ausgewählten Glykophyten, Sumpf-Dotterblume und Gemeine Brunnenkresse, zeigen im Jahr 2024 unterschiedliche Entwicklungen (Abbildung 6-8). Die Sumpf-Dotterblume wurde an allen Standorten, mit Ausnahme von SAL-L2, bzgl. der Populationsgröße unverändert eingeschätzt, sie ist ein stabiles Element der oberen Zonen der Tideröhrichte, deren Quantität sich seit dem Beginn der Aufnahmen im Jahr 2008 kaum verändert hat. Die Vitalität ist meist sehr gut, nur an den Standorten SAL-L2, wo auch die Pflanzenmenge abgenommen hat, und SAL-L3 wurde die Vitalität bei nur vereinzelt auftretenden blühenden Pflanzen als „schwächer“ eingeschätzt, was aber noch nicht als Trend gewertet werden sollte. Die Brunnenkresse, deren Bestände auf der linken Elbseite bereits im Jahr 2017 erloschen waren, konnte 2023 an zwei Standorten neu nachgewiesen werden. Am Standort SAL-L2 fanden sich, erstmals nach 2016, wenige schwache Pflanzen, die im Jahr 2024 jedoch nicht bestätigt werden konnten. Am Standort SAL-R2 konnte sie, nach einem Ausfall im Jahr 2022, wieder als „selten“, aber mit guter Vitalität, 2023 und 2024 nachgewiesen werden. In Hamelwörden besteht eine stabile Population wechselnder Größe und Vitalität.

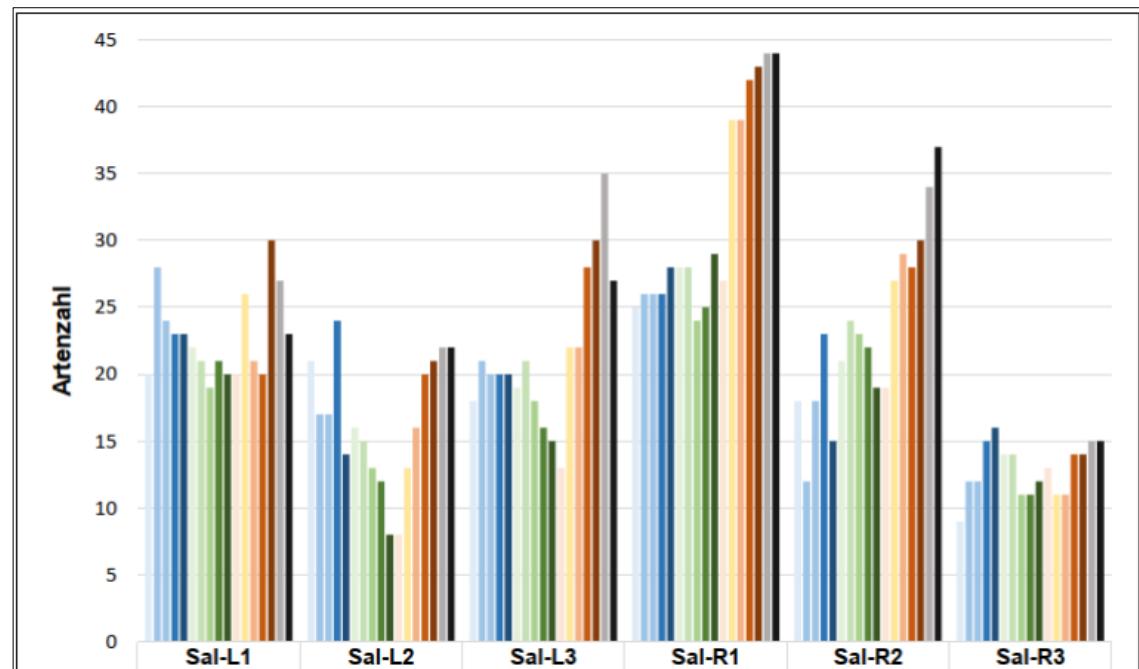


Abbildung 6-8: Gesamtartenzahlen der Makrophyten an den sechs Untersuchungsstellen im Zeitraum 2008 bis 2024; Zuordnung der Farben / Jahre siehe Abbildung 6-7

Bei der Auswertung des Arteninventars bezüglich des Standortfaktors Salz sind keine übergreifenden Tendenzen über den Monitoringzeitraum von zwölf Jahren zu erkennen. Der Anteil an Brackwasserarten und echten Salzpflanzen ist stark von der Gesamtartenzahl abhängig. Ihre Anzahl ist an der linken Elbseite deutlich höher als an der rechten, wo seit 2020 mit der Salz-Aster nur am mesohalinen Standort SAL-R3, St. Margarethen, echte Salzpflanzen vorkommen. Als einzige weitere echte Salzpflanze kommt das Englische Löffelkraut mit einer stabilen Population am Schöneworther Außendeich, SAL-L3, vor.

Eine fehlende Zonierung in St. Margarethen (SAL-R3) aufgrund eines massiven Uferverbaus verhindert eine vergleichbare Situation an dem mesohalinen, aber sehr artenarmen Standort am rechten Ufer. Eine zwischen 2008 und 2018 beobachtete Abnahme der Süßwasserarten über alle Standorte hat sich auch 2024 weiterhin nicht bestätigt, die deutlich höheren Artenzahlen dieser Gruppe in den Jahren 2019 bis 2024 sind jedoch vermutlich methodisch bedingt. Da die Frequenz der Brackwasserarten und Salzpflanzen keine einheitliche Tendenz zeigt und oft von kurzlebigen Ansiedlungen bestimmt wird, ist bei der insgesamt geringen Artenzahl von sieben Arten keine gesicherte Entwicklung abzuleiten

Nachdem in den Jahren 2015 bis 2018 zunehmende Sedimentationsprozesse beobachtet wurden, die als Ursache für strukturelle Veränderungen und negative Entwicklungen bzgl. des Arteninventars interpretiert wurden, sind in den folgenden Jahren zusätzlich Erosionserscheinungen innerhalb der Pionierzonen am Freiburger Außendeich und lokale Schlickauflagerungen, die die in den Vorjahren aufgetretenen Erosionsrinnen füllen, als potenzielle Folge der Fahrrinnenanpassung aufgetreten.

6.4.3 Einfluss des Wellenschlags auf die Vegetation

Die Aufgabenstellung dieser Untersuchungen umfasst die Dokumentation (1) der räumlichen Veränderungen der Vegetationsbestände im Tidebereich und (2) die Beständigkeit der unterhalb der mittleren Tidehochwasserlinie siedelnden Röhrichtbestände.

Erhöhte Strömungsgeschwindigkeiten und die vom Schiffsverkehr erzeugten Wellen können zu einer starken Belastung der Elbufer führen, so dass es zu Uferabbrüchen und Erosion im Tidebereich sowie einer Übersandung von Schlickwatten kommen kann. Diese Standortveränderungen können zu einer Schädigung der die Ufer sichernden Vegetation führen, deren Umfang im Rahmen eines fachübergreifenden Monitorings (Vegetationskartierungen, Wellen- und Strömungsmessungen, Aufnahme der vorgelagerten Ufer- bzw. Watttopographie, drohnengestützte Luftbildaufnahmen und Sedimentprobenahmen) untersucht und bewertet wird.

Zur Erfassung von Vegetationsveränderungen durch Wellenschlag bzw. Wellenbelastungen wurden drei exponierte Standorte ausgewählt (Abbildung 6-9). Besonders durch schiffsinduzierten Wellenschlag sind fahrrihnennahe Standorte ohne vorgelagerte größere Wattflächen gefährdet, weiter zu versteilen. Ein weiteres Kriterium der Standortauswahl war, das Vorhandensein von hinreichend ausgeprägten Vegetationsbeständen, um die Auswirkungen veränderter Wellenbelastungen erfassen zu können.

Unter Berücksichtigung dieser sowie weiterer Vorgaben, wie Lage zum MThw, naturnahe, von Buhnen weitgehend unbeeinflusste bzw. wenig beeinflusste Standorte, Bodenarten, Ausschluss von besonderen Strömungsverhältnissen in der Nähe von Nebenelben sowie Erreichbarkeit, wurden die Standorte ausgewählt (Schröder et al. 2013).

Abbildung 6-9: Lage der drei Gebiete für das fachübergreifende Monitoring: Schwarztonnensand (TEL-MP-W1-S), Bielenberg (TEL-MP-W2-B) und Hollerwettern (TEL-MP-W3-H)

Es handelt sich um den Standort Schwarztonnensand auf gleichnamiger Insel (Elbe-km 665,6) sowie die Standorte Bielenberg (Elbe-km 669,7) und Hollerwettern (Elbe-km 680,7) am rechten Ufer der Elbe. Alle drei Standorte liegen im brackwassergeprägten, oligohalinen Abschnitt des Übergangsgewässers vom Typ T1.

Die Untersuchungen zum fachübergreifenden Monitoring gliedern sich u.a. in die flächenhafte Aufnahme der Vegetation gemäß WRRL-Methodik und Vegetationskartierungen entlang von

Transekten sowie Einmessen der unteren Vegetationsgrenze und Erfassung biotischer Parameter der Röhrichte (Abbildung 6-10).



Abbildung 6-10: Untersuchungsdesign an den drei Standorten des fachübergreifenden Monitorings am Beispiel des Standorts Bielenberg. Weißer Kasten: Bereich der Aufnahme gemäß WRRL (BMT-Verfahren). Roter Kasten: 5 m breite Transekten zur Vegetationskartierung. Gelb: Einmessen der unteren Vegetationsgrenze mittels PD GPS. Türkis: zufallsbasierte Plots zur Erfassung biotischer Parameter relativ zur Vegetationsgrenze.

Detaillierte Beschreibungen zur Methode sowie der Ergebnisse der Standortverhältnisse sind der [Anlage 6-5](#) zu entnehmen.

Im Verlauf der Gesamtbewertung gemäß BMT-Verfahren von 2015 bis 2024 wurde deutlich, dass der Standorttypindex-Makrophyten in Tidegewässern (STI_{MT}) und die hieraus abgeleitete Ökologische Zustandsklasse (ÖZK) der Probestellen W1-Schwarztonnensand und W2-Bielenberg über die neun Monitoringjahre nur geringe Schwankungen aufweisen. Die ÖZK auf Schwarztonnensand liegt durchgehend in der Klasse des „mäßigen“ ökologischen Zustands, während die Monitoringfläche Bielenberg durchgehend aufgrund schlecht ausgebildeter Zonierung als „unbefriedigend“ (OZK 4) eingestuft wurde (Abbildung 6-11).

Auf der Monitoringfläche Hollerwettern wurde 2019 erstmals ein „guter“ ökologischer Zustand ermittelt, basierend auf einer sehr guten Zonierung der Röhrichtzonen und einem optimalen Besiedlungsfaktor emeser Makrophyten. Die erneute Einstufung in die ÖZK 3, „mäßig“ im Jahr 2020, die seitdem unverändert ist, beruhte einzig auf dem Fehlen der Dreikantigen Teichsimse (*Schoenoplectus triquetus*), einer Art der ökologischen Kategorie 4. Der STI_{MT} ist nur noch geringfügig höher als in den Jahren 2016 bis 2018, obwohl im Jahr 2019 die Zusatzkriterien zur Besiedlungsstruktur besser eingestuft wurden. Aufgrund der Klassenbildung in den Berechnungen zeigt sich jedoch kein Effekt, was methodisch überprüft werden sollte.

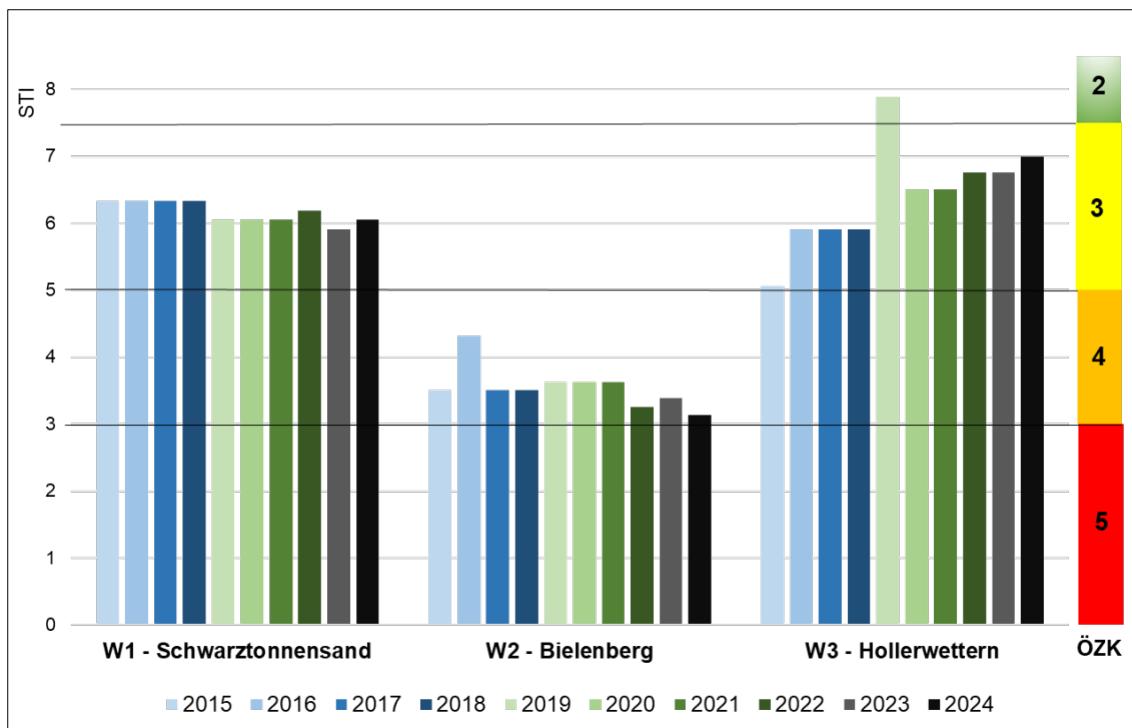


Abbildung 6-11: Standorttypieindex (STI_{MT}) sowie ökologische Zustandsklassen (ÖZK) an den drei Monitoring-Flächen Schwarztonnensand (W1), Bielenberg (W2) und Hollerwettern (W3) im Untersuchungszeitraum 2015–2024. ÖZK Bewertungen nach WRRL: 1 = sehr gut, 2 = gut, 3 = mäßig, 4 = unbefriedigend, 5 = schlecht

An allen Standorten ist die floristische Zusammensetzung der Röhrichtzonen weitgehend unverändert, es zeigen sich jedoch Verschiebungen der Grenzen zwischen den Zonen, meist einer flussseitigen Ausbreitung des Schilfs und einem Rückgang der Strandsimse, Teichsimse und Sumpfsimse an der unteren Vegetationsgrenze. Insbesondere am Standort Hollerwettern zeigte sich eine kontinuierliche Ausbreitung des Rohr-Glanzgrases unmittelbar unterhalb der Schilfzone. Zahlreiche Arten treten spontan in einzelnen Jahren in kleiner Individuenzahl auf, was insbesondere aus den oberhalb angrenzenden Flächen eindringende Glykophyten, aber auch unstete Salzpflanzen, wie z. B. die Salz-Aster oder die Krähenfuß-Laugenblume, betrifft.

Die Geländehöhen der Monitoringstelle Schwarztonnensand sind in den oberen Röhrichtzonen des Schilfs, wie bereits in den Vorjahren, nahezu unverändert. Die Röhrichte des Schilfs sind weiterhin beständig und vital ausgebildet, sie haben sich seit 2019, vor allem im unterstromigen Abschnitt, bis nahe an die untere Vegetationsgrenze ausgedehnt und bilden eine scharfe Grenze zur unterhalb angrenzenden Strandsimsenzone. Deutliche Einbußen zeigen sich in der wasserseitigen Ausdehnung der Pionierzonen seit 2019. Der im Vorjahr dokumentierte starke Verlust der Teichsimse hat sich zum Jahr 2024 jedoch mehr als ausgeglichen. Bei einem Gesamtzuwachs der Röhrichtfläche von etwa 100 m² gewinnen das Schilf und die Teichsimse jeweils etwa 100 m², während die Strandsimse Fläche in vergleichbarem Umfang verliert.

Die Profilverläufe der Wattflächen am Standort Bielenberg zeigten eine kontinuierliche Vertiefung zwischen 2015 und 2021 von bis zu 40 cm, insbesondere im Bereich von etwa 10 m bis 50 m Uferentfernung, die sich seit 2022 jedoch nicht fortgesetzt hat. Entscheidend für die Veränderung der Vegetationszonierung ist eine Erosionszone im Bereich der Mittelwasserlinie. Dieser Abtrag betrifft unmittelbar die Vegetationszone der Sumpfsimse, die noch im Jahr 2019 über weite Strecken der Probefläche gut ausgebildet war, im Jahr 2023 jedoch kaum mehr als eigenständige Zone angesehen werden kann. Die Erosion an der Vegetationsgrenze betrifft nun auch zunehmend das Schilfröhricht. Insbesondere am unterstromigen Ende sind große Bereiche der Schilfzone

verschwunden, freigespülte Rhizome, v. a. in der unterstromigen Hälfte belegen die starke mechanische Belastung des Standorts.

Die Geländehöhen am Standort Hollerwettern zeigen innerhalb der Vegetationszonen gegenüber den Vorjahren keine signifikanten Tendenzen einer Änderung. Im angrenzenden Wattbereich war bis zum Vorjahr eine flussseitig zunehmende Aufschlickung erkennbar, die im Jahr 2023 vollständig verschwunden war und im Jahr 2024 nur sehr geringfügig ausgebildet war. Die Bestände der Salz-Teichsimse konnten sich wiederum um etwa 1 m wasserseitig ausdehnen, die Gesamtfläche ist jedoch, aufgrund der landseitigen Verdrängung durch die Strandsimse, unverändert. Im Jahr 2024 sind, wie in den Vorjahren, die Röhrichte stabil und vital ausgebildet. Flussseitig zum Schilfröhricht nehmen Mischbestände aus Strandsimse, Rohr-Glanzgras und Hochstauden auf Kosten der reinen Strandsimsenröhrichte größere Bereiche ein. Die Flächenbilanzierung der Zonen zeigt vergleichsweise geringe Schwankungen.

Unter den stabilen Vegetationsverhältnissen an den Monitoringflächen hat sich das Arteninventar regional oder bundesweit gefährdeter Arten auch im Jahr 2024 gegenüber den Vorjahren nur geringfügig verändert (Abbildung 6-12). Ein charakteristischer Frühblüheraspekt ist an allen drei Standorten mehr oder weniger prägend ausgebildet. Die endemische Elbe-Schmieie kommt in allen Untersuchungsflächen vor, wurde auf Schwarztonnensand seit dem Jahr 2022 jedoch nur als „selten“ notiert. Bemerkenswert ist die Diversität der Teichsimsen, deren Verbreitung besondere Beachtung verdient. Seltene und gefährdete Arten der Gattung haben auf Schwarztonnensand stabile Populationen.

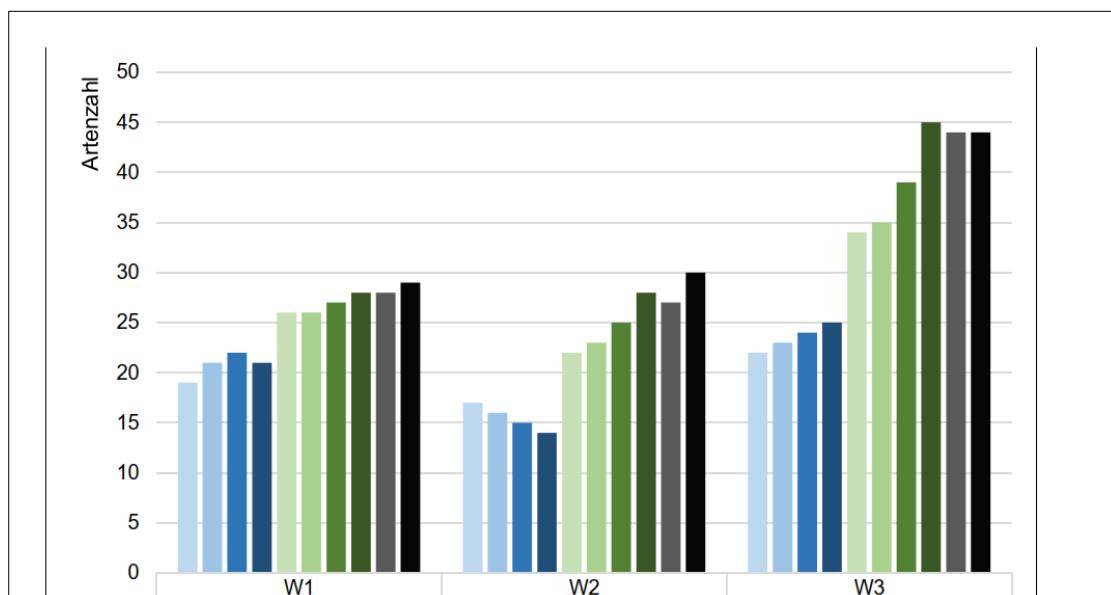


Abbildung 6-12: Gesamtartenzahlen der Makrophyten an den drei Monitoring-Flächen Schwarztonnensand (W1), Bielenberg (W2) und Hollerwettern (W3) im Untersuchungszeitraum 2015–2024; Zuordnung der Farben / Jahre siehe Abbildung 6-11

Die Verteilung der Halmdicken über die Jahre 2019 und 2020, innerhalb von Plots in unveränderter Lage, zeigen kein interpretierbares Ergebnis, während die Daten seit 2021, mit in der Höhe verschobenen bzw. zufallsverteilten Plots, den erwarteten Verhältnissen sehr gut entsprechen. An beiden Standorten der Strandsimse waren die Pflanzen in den Jahren 2019 bis 2021 in flussseitigen und landseitigen Plots kürzer als in allen Messungen der Jahre 2016 bis 2018. Mit Ausnahme der Werte für Hollerwettern im Jahr 2024 sind die Halme der Strandsimse in den flussseitigen Plots deutlich dicker als in den landseitigen. Die Halme des Schilfs am Standort Bielenberg sind durchgehend landseitig erheblich dicker als flussseitig, wobei sich der Unterschied seit dem Jahr

2023 verstärkt hat. Die landseitigen Plots liegen in einem vitalen Röhricht, während die flussseitigen in einer Pionierzone unterhalb einer Abbruchkante liegen.

Der Unterschied zwischen den Halmhöhen der flussseitigen und landseitigen Plots hat sich seit 2021 am Standort Hollerwettern deutlich erhöht, auf Schwarztönnensand seit 2022, was den erwarteten Verhältnissen ebenfalls sehr gut entspricht. Am fahrrinnenfernen Standort Bielenberg sind die Unterschiede der Halmhöhen des Schilfs mit signifikant kürzeren Halmen in den flussseitigen Plots über den gesamten Zeitraum von acht Jahren durchgehend sehr ausgeprägt, die Werte der jeweiligen Datenreihe (flussseitige / landseitige Plots) zeigen jedoch keinen Trend.

Die Ergebnisse im Monitoringprogramm des Jahres 2024 beschreiben die Vegetationsverhältnisse im dritten Jahr nach Abschluss der Fahrrinnenanpassung. Ob die zum Teil erheblichen Veränderungen der Geländehöhen und der Ausdehnung der Vegetationszonen mit den Maßnahmen in Verbindung stehen, ist zum jetzigen Zeitpunkt schwer abzuschätzen. Bisher liegen die beobachteten Veränderungen innerhalb der kleinräumigen Variabilität.

7 Weitere Schutzauflagen gem. Planfeststellungsbeschluss

7.1 Deichbestick (A.II.5.1)

In der Schutzauflage heißt es: „Sechs Jahre nach Abschluss der Fahrrinnenanpassung wird durch die Länder Niedersachsen und Schleswig-Holstein mit für beide Zeitpunkte gleicher Methodik der jeweils in den Ländern eingeführten Verfahren für die Bemessung ein Vergleich des erforderlichen Deichbesticks vor dem Ausbau und sechs Jahre nach dem Ausbau vorgenommen. Die möglichen Unterschiede beruhen auf ausbaubedingten Änderungen der Topographie unmittelbar vor und sechs Jahre nach dem Ausbau sowie auf den ausbaubedingten Änderungen der MThw entsprechend der Beweissicherung. Die Länder werden die vorgenannten Grundlagen und die Ergebnisse der Bestickermittlungen nachvollziehbar dokumentieren.“

Diese Schutzauflage wird erst zum 2. Beweissicherungsbericht 2027/2028 relevant. Der TdV hat die bisher aufgenommenen Gesamtopographien der Tide- und Außenelbe aus den Jahren 2016 und 2022 den Ländern Niedersachsen und Schleswig-Holstein übergeben.

7.2 Schiffsgeschwindigkeit (A.II.5.3)

Vor der Einführung der Höchstgeschwindigkeitsregelung gab es für die Schiffführungen folgende Regeln gemäß der Seeschifffahrtsstraßen-Ordnung, die bei der Wahl der Schiffsgeschwindigkeit beachtet werden mussten: § 3 Grundregeln für das Verhalten im Verkehr und § 26 Fahrgeschwindigkeit. Zusätzlich sollten die empfohlenen Geschwindigkeiten während der Revierfahrt berücksichtigt werden.

Grundsätzlich muss man berücksichtigen, dass es sich bei der Elbe um ein Tidegewässer handelt, in dem der Gezeitenstrom alle 5,5 Stunden bzw. 7,0 Stunden die Richtung verändert. Die Stromstärke verändert sich praktisch ständig.

Das Revier Elbe ist nahezu vollständig als FFH-Gebiet eingestuft. Der Zweck der Höchstgeschwindigkeitsregelung liegt im Schutz der Natur, d.h. eine Reduzierung bzw. eine Minimierung der schiffserzeugten Belastung auf die Natur. Zusätzlich dient die Regelung der Vermeidung von schädlichen Auswirkungen auf Deckwerke, Anlagen und Bauwerke. In diesem Zusammenhang sei darauf hingewiesen, dass die Regelung neben den offensichtlichen Schäden insbesondere auch eine Anfangsschädigung eines Bauwerks vermeiden soll (d.h. ein Ausspülen des Sediments zwischen und unter dem Deckwerk), die später zu einem Totalversagen des Bauwerks führen kann.

In der Schutzauflage heißt es: *Der TdV hat vor Fertigstellung der Fahrrinnenanpassung durch geeignete Regelungen sicherzustellen, dass die von der Bundesanstalt für Wasserbau als unkritisch eingeschätzten Geschwindigkeiten durchs Wasser nicht überschritten werden. Diese betragen für die Streckenabschnitte*

- Cuxhaven bis Brunsbüttel: 15 kn,
- Brunsbüttel bis Glückstadt: 14 kn,
- Glückstadt bis östliches Ende Begegnungsstrecke: 12 kn,
- Östliches Ende Begegnungsstrecke bis Seemannshöft: 10 kn.

Die WSV hat diese Schutzauflage bereits zum 1. Februar 2019 umgesetzt. Um die tatsächliche Geschwindigkeit durchs Wasser (FdW) überwachen zu können, ist ein Instrument zur Bestimmung der jeweiligen Strömungsgeschwindigkeit entwickelt worden, die Webapplikation „Höchstgeschwindigkeitstool Tideelbe“ (Abbildung 7-1). Dieses Tool ermöglicht einem Schiffführer, die zulässige Geschwindigkeit seines Wasserfahrzeugs über Grund (FüG) zu jedem

beliebigen Zeitpunkt – je nach Ebb- oder Flutphase – und an jedem Streckenabschnitt an der Tideelbe abzulesen.

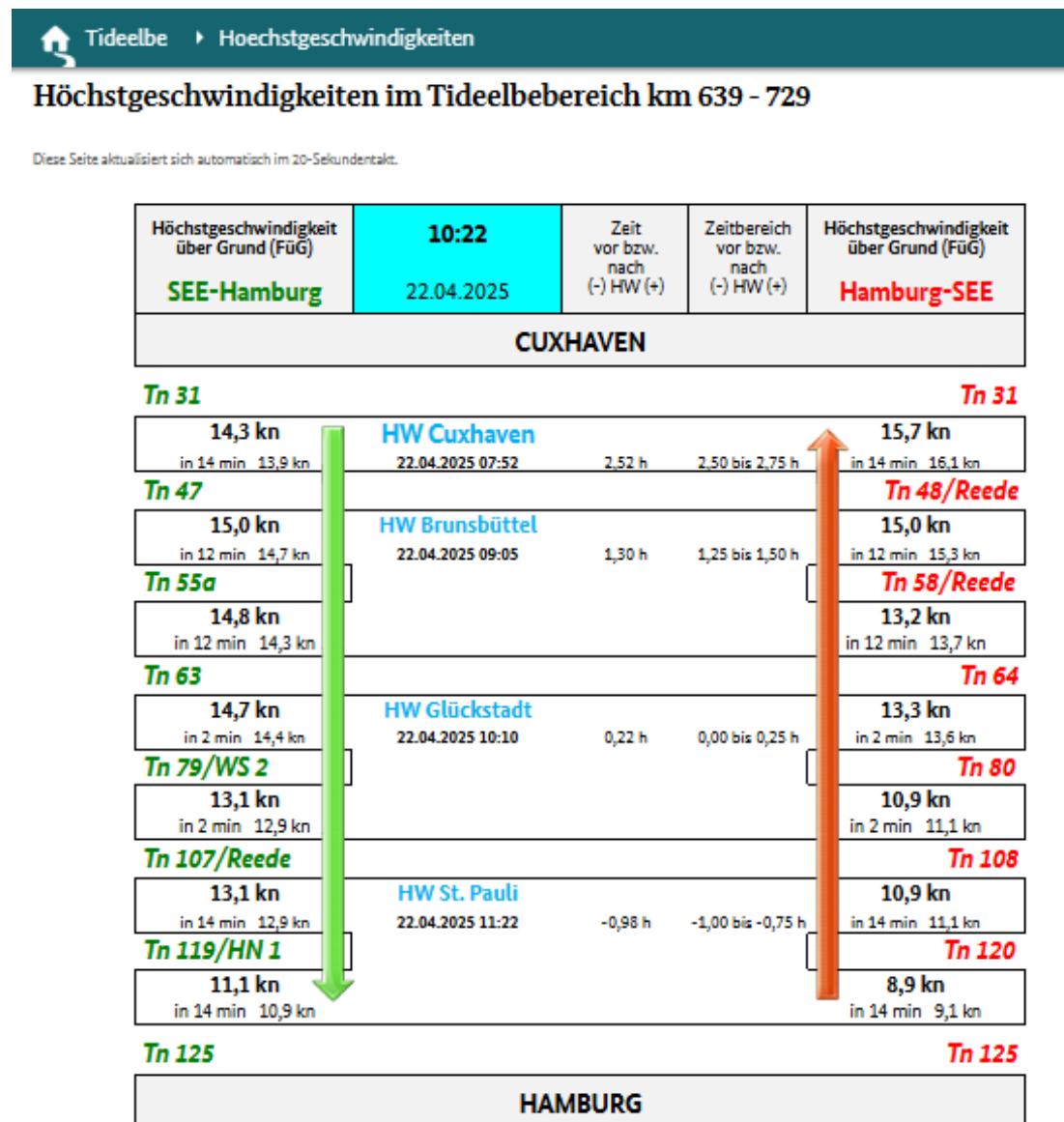


Abbildung 7-1: Höchstgeschwindigkeitstool (<https://www.portaltideelbe.de/schutzaflage-schiffsgeschwindigkeit>)

Veränderungen der Schiffsgeschwindigkeiten konnten bereits nach Einführung des Probetreibs im Januar 2018 durch Messungen beobachtet werden. Die Abbildung 7-2 zeigt ein Diagramm der Geschwindigkeiten vor und nach Einführung. Bereits in dieser Phase war erkennbar, dass die Höchstgeschwindigkeiten der Schiffe über 100 m Länge um 3,3 kn durch den Probetreib reduziert werden konnten. Selbst bei den mittleren Geschwindigkeiten konnte eine Reduzierung von etwa 1 kn gemessen werden.

Die Höchstgeschwindigkeitsregelung wurde 2019 offiziell eingeführt. Die Auswertung der Geschwindigkeitsüberschreitungen bis Ende 2024 ergibt unter Berücksichtigung eines Toleranzwertes von 1kn, dass ca. 10 % der Schiffe die zulässige Geschwindigkeit um 1 kn, ca. 0,5 % der Schiffe die zulässige Geschwindigkeit um 2 kn und nur ca. 0,01 % der Schiffe die zulässige Geschwindigkeit um 3 kn überschritten haben. Schäden an Ufern aufgrund schiffserzeugter Belastungen wurden nicht verzeichnet.

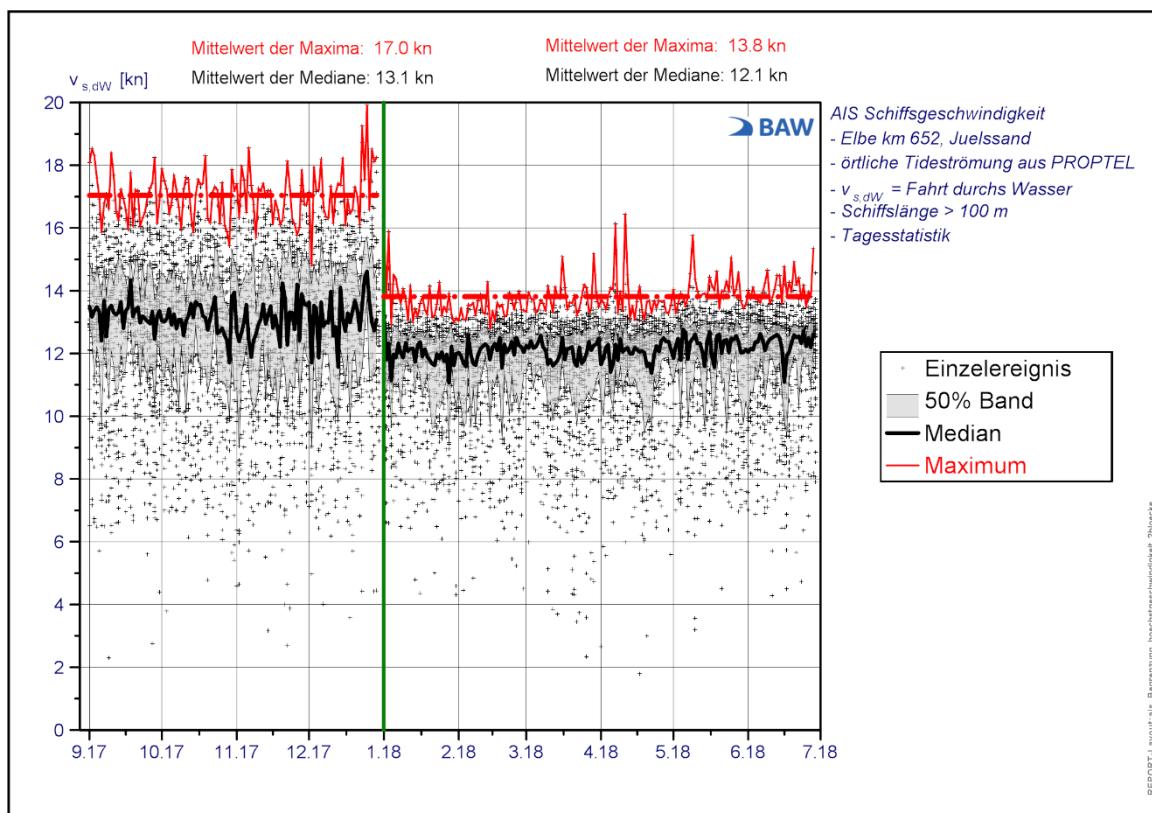


Abbildung 7-2: Schiffsgeschwindigkeiten (FdW) vor und nach Einführung des Probebetriebes

Die Einführung und die erfolgreiche Umsetzung der Höchstgeschwindigkeitsregelung haben wesentlich dazu beigetragen, dass die schiffserzeugten Belastungen nach der Fahrrinnenanpassung abgenommen haben. Hinterlegt wird dieser Sachverhalt auch durch Wellen- und Strömungsmessungen aus dem Jahr 2024. Im Rahmen des Makrophytenmonitorings wurden in den Jahren 2015 und 2024 Wellen- und Strömungsmessungen im Bereich der Bewuchsgrenze an den drei Standorten Schwarztannensand, Bielenberg und Hollerwettern durchgeführt. Die Ergebnisse zeigen einen Rückgang des Absunks und der Primärwellenhöhen (vgl. Kapitel 4.4).

Hamburger Delegationsstrecke

Die Anordnung in den Planfeststellungsbeschlüssen zur Überwachung der Schiffsgeschwindigkeit betrifft mit dem Abschnitt „östliches Ende Begegnungsstrecke bis Seemannshöft“ auch einen Teil der Hamburger Delegationsstrecke und insofern den Zuständigkeitsbereich des Oberhafenamtes der Hamburg Port Authority (HPA).

Zur Umsetzung der Anordnung werden die AIS-Daten der Fahrzeuge in einem IT-gestützten System den Daten des numerischen Strömungsmodells „OpCIS“ der HPA zugeordnet und aus den jeweiligen Vektoren automatisiert die Geschwindigkeit der Fahrt durchs Wasser errechnet. Bei Überschreitung der Höchstgeschwindigkeit (zzgl. 1 kn Toleranz) wird in der Verkehrsplanungs- und Überwachungs-Software der Nautischen Zentrale der HPA ein optischer Alarm ausgelöst, worauf vom diensthabenden Personal geeignete Schritte eingeleitet werden, beginnend mit einer formlosen Aufforderung an die Schiffsleitung zur Reduzierung der Geschwindigkeit bis hin zur Einleitung eines Ordnungswidrigkeitsverfahrens.

Das Oberhafenamt der HPA hat seit 2022 drei Berichte zur Höchstgeschwindigkeitsüberwachung erstellt; die wesentlichen Ergebnisse stellen sich zusammengefasst wie folgt dar:

- Dem Oberhafenamt wurden *keine* Fälle von Schäden durch Sog und Wellenschlag durch Fahrzeuge über 90 m Länge gemeldet.
- Es wurden *keine* nach Ansprache fortgesetzten Verstöße erfasst. Ebenso wurden *keine* Ordnungswidrigkeitsverfahren eingeleitet.
- Im Berichtszeitraum 02/2022 – 01/2023 wurden 138 Fälle von Geschwindigkeitsübertretungen dokumentiert; bei insgesamt 11.670 erfassten Schiffsbewegungen von Fahrzeugen über 90 m Länge auf der zu überwachenden Strecke entspricht dies 1,18 % der Schiffsbewegungen. Im Berichtszeitraum 02/2023 – 01/2024 wurden 202 Fälle dokumentiert, das sind 1,72 % der insgesamt 11.698 erfassten Schiffsbewegungen. Im Zeitraum 02/2024 bis 01/2025 waren es 151 erfasste Fälle bei insgesamt 11.240 Schiffsbewegungen, was einem Anteil von 1,34 % entspricht.

7.3 Anordnungen zur Fischerei (A.II.5.4)

Damit die Fischereibetriebe im Rahmen der Umsetzung der Fahrrinnenanpassung Entschädigungsansprüche geltend machen konnten, wurde im Vorwege der Nassbaggerarbeiten ein allgemeines Monitoringkonzept sowie jeweils für die unterschiedlichen Fischereimethoden ein spezielles Monitoringkonzept ausgearbeitet. Hierbei wurden alle wesentlichen Belange der verschiedenen Fischereien (Krabben- bzw. Hamenfischerei) berücksichtigt und diese in die Dokumentationsunterlagen (Fragebogen) aufgenommen.

Die Dokumentationsunterlagen wurden an die betroffenen Fischereibetriebe verschickt. Die Betriebe sollten u.a. ihre Beeinträchtigungen während der Baumaßnahme dokumentieren und ihren geschätzten Ausfall benennen. Die vorliegenden Dokumentationsunterlagen sollten hinsichtlich etwaiger Entschädigungsansprüche von der Planfeststellungsbehörde geprüft werden.

Im Ergebnis bleibt festzuhalten, dass keine Entschädigungszahlungen an Fischereibetriebe getätigt wurden, weil zwingend benötigte Unterlagen zur Überprüfung des Entschädigungsanspruchs gar nicht eingereicht wurden oder sich nach der Prüfung der Unterlagen ergeben hat, dass kein Anspruch auf Entschädigung existiert.

7.4 Standsicherheit der Deiche bei Elbe-km 644,6 und 654,8 (A.II.5.9)

In der Schutzaufgabe heißt es: "Der TdV hat bei Elbe-km 644,6 und 654,8 die Standsicherheit der Deiche nach DIN 1054 (2005:01) und DIN 4048 (2009:01) jährlich nachzuweisen. Ist die Standsicherheit ausbaubedingt gefährdet, hat der TdV geeignete Maßnahmen zur Sicherung der Unterwasserböschung und des Deiches vorzunehmen." Die zu untersuchenden Querprofile befinden sich auf Höhe der Schwingemündung sowie stromauf der Lühemündung (Abbildung 7-3). Die Standsicherheit wurde 2009 auf Grundlage der o.g. Normen nachgewiesen.



Abbildung 7-3: Positionen der Untersuchungsquerschnitte im Bereich der Lühe- und Schwingemündung

Für die Folgejahre werden jeweils aktuelle Jahrespeilungen bzw. die daraus abgeleiteten Querprofile dem Zustand nach Ausbau gegenübergestellt. Der aktuelle Epochenvergleich zeigt, dass der Zustand als stabil bezeichnet werden kann.

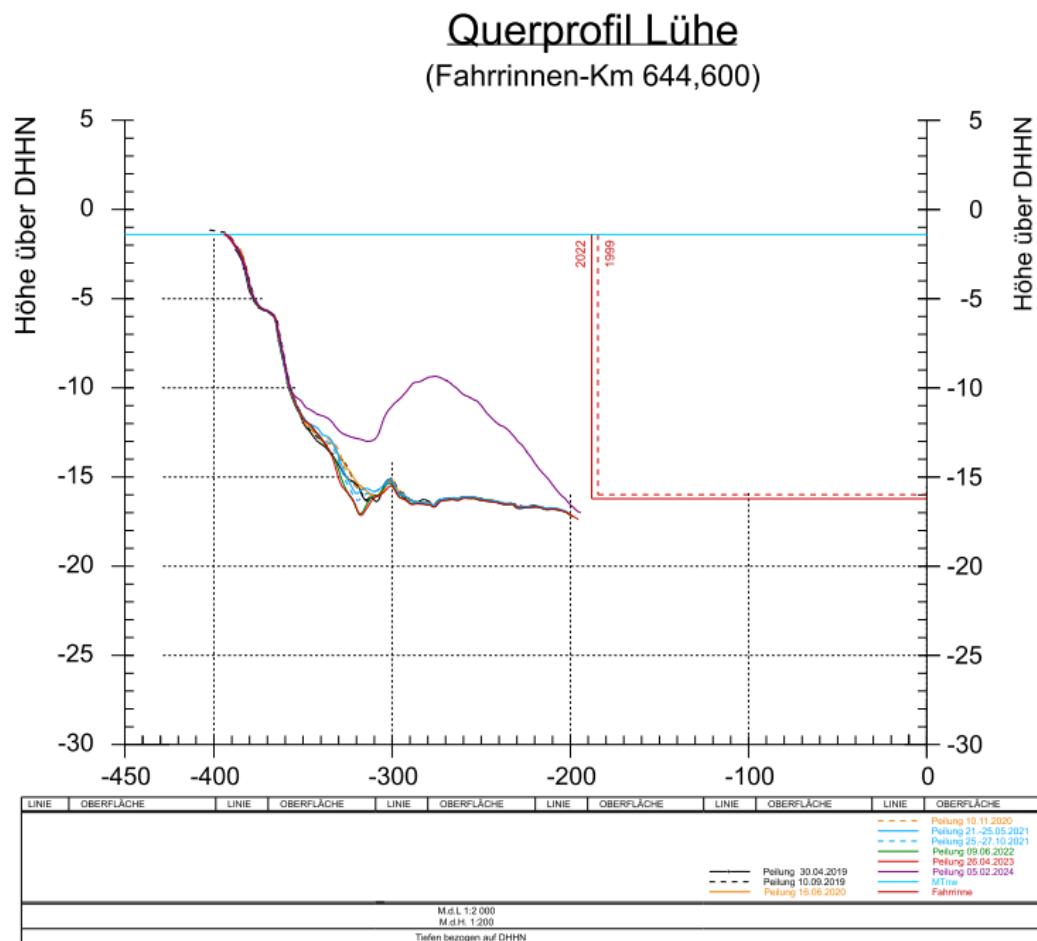


Abbildung 7-4: Epochenvergleich der Querprofilmessungen im Bereich der Lühemündung (10-fach überhöht)

Anhand des Querprofiles Lühe (Abbildung 7-4) wird ersichtlich, dass im Randbereich 2024 Baggergut verbracht worden ist. In diesem Fall wurde sandiges Material aus der Unterhaltung auf eine lokal eingerichtete Sandverbringstelle umgelagert (vgl. Kapitel 3.4). Die Jahrespeilungen, die zugehörige Differenzenpläne sowie die Auswertung beider Profile sind als Anlagen 7-1a,b (a) [Lühe](#) und b) [Stadersand](#)) diesem Bericht beigefügt.

8 Literatur

- Berkenbrink, C., Niemeyer, H. D. (2011): Forschungsbericht 01/2011. Salzgehaltsänderungen in der Unterweser nach 1998. Quantifizierung mit künstlichen neuronalen Netzen. Hg. v. Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz. Forschungsstelle Küste - Betriebsstelle Norden-Norderney.
- Berkenbrink, C., Niemeyer, H. D. (2014): Analysis of Salinity Alterations due to Estuarine Waterway Deepening by Artificial Neural Networks. In: Die Küste, 81, S. 153–166.
- Große, F. (2025): Die Sauerstoffentwicklung in der Tideelbe in den Jahren 2011–2024. Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG) im Auftrag des WSA Elbe-Nordsee, Koblenz. 72 Seiten. BfG-2215. DOI: 10.5675/BfG-2215.
- Hammrich, A. (2024): Sensitivitätsanalyse zum Sauerstoffhaushalt. Bundesanstalt für Wasserbau (BAW) im Auftrag der Hamburg Port Authority (HPA) AöR, Hamburg. 81 Seiten.
- Hein, B., Wyrwa, J., Viergutz, C. & Schöl, A. (2014). Projektionen für den Sauerstoffhaushalt des Elbe-Ästuars – Folgen für die Sedimentbewirtschaftung und das ökologische Potenzial. Schlussbericht KLIWAS-Projekt 3.08. Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz. doi: 10.5675/Kliwas_42/2014_3.08
- HPA, Hamburg Port Authority (2024): Gewässerkundliche Information 2025 (Hydrologisches Jahr 2024). Hamburg 2024. (Download u.a. unter <https://hydroonline.hpanet.de/details/information>).
- Kleisinger, C. (2024): Monitoringbericht zu den Unterwasserablagerungsflächen Neufelder Sand (bei Elbe-km 702) und Medemrinne (bei Elbe-km 713) nach der Fahrrinnenanpassung. Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG) im Auftrag des WSA Elbe-Nordsee, Koblenz. 34 Seiten.
- Krieg, H.-J. (2006): Prüfung des erweiterten Aestuar-Type-Indexes (AeTI) in der Tideelbe als geeignete Methode für die Bewertung der Qualitätskomponente benthische Wirbellosenfauna gemäß EU-Wasserrahmenrichtlinie im Rahmen eines vorläufigen Überwachungskonzeptes (Biomonitoring). Praxistest AETI anhand aktueller Daten der wirbellosen Bodenfauna (Zoobenthos) im Untersuchungsraum Tideelbe (2005) und Konzept zur Probenahmestrategie sowie Design und Probenauf- und Bearbeitung. F+E-Vorhaben i. A. ARGE ELBE & FH Hamburg, BSU/WG Elbe. – Krieg, Beratender Biologe - HUuG Tangstedt: 48 S.
- Krieg, H.-J. (2007): Prüfung des Ästuartypieverfahrens (AeTV) als geeignete Methode für die Bewertung der Qualitätskomponente benthische Wirbellosenfauna gemäß EG-Wasserrahmenrichtlinie für das Weserästuar. Praxistest des Verfahrens anhand aktueller Daten der benthischen wirbellosen Fauna im Untersuchungsraum Außen- und Unterweser (2007). Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz Oldenburg/Brake, unveröffentl.
- Krieg, H.-J. & Bioconsult (2014): Ein benthosbasiertes Bewertungsverfahren für die Süßwasserabschnitte der Ästuare von Ems, Weser und Elbe nach EG-WRRL - AeTV+ für ästuarine Gewässertypen 20 und 22.2/3. i.A. NLWKN Aurich, 96 S. + Anhang
- Lange, D. (2010): Dokumentation und Durchführung der im Planfeststellungsbeschluss für den Ausbau der Bundeswasserstraße Weser von km 65 bis km 130 zur Herstellung einer Mindesttiefe von 14 m unter Seekartennull angeordneten Beweissicherungsauflagen. Bewertung der Ergebnisse. Abschlussbericht. Unter Mitarbeit von Bundesanstalt für Wasserbau (BAW), smile consult GmbH. Hg. WSA Bremerhaven.

Lange, D. (2014): Dokumentation und Durchführung der im Planfeststellungsbeschluss für den Ausbau der Bundeswasserstraße Weser von km 65 bis km 130 zur Herstellung einer Mindesttiefe von 14 m unter Seekartennull angeordneten Beweissicherungsauflagen. Bewertung der Ergebnisse. Zusatzauswertungen Ermittlung von Salzgehaltsänderungen mit Hilfe künstlicher neuronaler Netze. Unter Mitarbeit von Bundesanstalt für Wasserbau (BAW), smile consult GmbH. Hg. WSA Bremerhaven.

Lauer, F., Kösters, F. (2024): Using statistical and machine learning approaches to describe estuarine tidal dynamics, *Journal of Hydroinformatics* 26 (4), p. 853–868 (DOI: 10.2166/hydro.2024.294).

Lauer, F. (2025): Auswertemethode zur Approximation des Salzgehaltes in Bezug auf die Beweissicherung zur Fahrrinnenanpassung der Unter- und Außenelbe. Bundesanstalt für Wasserbau (BAW) im Auftrag des WSA Elbe-Nordsee, Hamburg. 24 Seiten.

Niemeyer, H.D. (1995): Ermittlung der Änderungen mittlerer Tidescheitel und -hübe in der Tideelbe infolge des Ausbaus von Unter- und Außenelbe auf KN -13,5 m. Niedersächsisches Landesamt für Ökologie, 1995.

Schöhl, A., Hein, B., Wyrwa, J. & Kirchesch, V. (2014). Modelling water quality in the Elbe and its estuary – Large scale and long term applications with focus on the oxygen budget of the estuary. *Die Küste*, 81(495), 203-232.

Schröder, U., Diederich, M. & Fuchs, E. (2013): Empfehlungen für die Auswahl dreier exponierter Standorte zum Monitoring von Makrophytenbeständen an der Unterelbe (Beweissicherung FAP). BfG-1824, Bundesanstalt für Gewässerkunde. Koblenz. 35 S.

Schröder, U., Fuchs, E., Heuner, M., Schmidt-Wygasch, C. & Terwei, A. (2018): Einfluss des schifferzeugten Wellenschlages auf emerse Makrophyten der Tideelbe am Beispiel dreier exponierter Standorte. Ist-Zustand 2015 - Untersuchungen im Rahmen des Planfeststellungsbeschlusses zur Fahrrinnenanpassung der Unter- und Außenelbe. BfG-1945. Koblenz, pp. 60, <https://dx.doi.org/10.5675/BfG-1945>.

Weilbeer, H., Winterscheid, A., Strotmann, Th., Entelmann, I., Shaikh, S. und Vaessen, B. (2021): Analyse der hydrologischen und morphologischen Entwicklung in der Tideelbe für den Zeitraum von 2013 bis 2018. In: *Die Küste* 89. Karlsruhe: Bundesanstalt für Wasserbau. S. 57-129. <https://doi.org/10.18171/1.089104>

Anlagen

Anlage 1-1: Maßnahmen im Überblick (Poster)

Anlage 2-1: Anordnungen aus dem Planfeststellungsbeschluss

Anlage 3-1: Bericht zur elektronischen Bauüberwachung der Baggergutverbringung

Anlagen 3-2a-e: Abnahmepeilungen der Unterwasserablagerungsflächen 2021

Anlage 3-3: GÜBAK Monitoring der Unterwasserablagerungsflächen (BfG)

Anlage 3-4: Unterhaltungsbaggerung in der Unter- und Außenelbe 2013-2024

Anlage 4-1: Flyer „Elbe genau im Blick“

Anlage 4-2: Gewässerkundliche Information (HPA)

Anlage 4-3: Wasserstandshauptzahlen (WSV)

Anlagen 4-4a-c: Salzgehaltsauswertung pro Tide

Anlage 4-5: Salzgehaltsauswertung mittels künstlicher neuronaler Netze (BAW)

Anlage 4-6: Sauerstoffentwicklung in der Tideelbe 2011-2024 (BfG)

Anlage 4-7: Sensitivitätsanalyse zum Sauerstoffhaushalt (BAW)

Anlagen 5-1a,b: Herbstpeilungen der Unterwasserablagerungsflächen 2024

Anlage 5-2: Flyer „Entwicklungen dokumentieren – mit Drohnenunterstützung“

Anlage 6-1: Miesmuschelmonitoring im Altenbrucher Bogen 2010-2014

Anlage 6-2: Fintenmonitoring in der Tideelbe 2011-2024

Anlage 6-3: Makrozoobenthosmonitoring in der Tideelbe 2013-2024

Anlage 6-4: Makrophytenmonitoring in der Tideelbe - Salinität 2013-2024

Anlage 6-5: Makrophytenmonitoring in der Tideelbe - Wellenschlag 2015-2024

Anlagen 7-1a,b: Standsicherheit der Deiche bei Elbe-km 644,6 und 654,8