

Bericht

# Die Sauerstoffentwicklung in der Tideelbe in den Jahren 2011–2024

---

20.06.2025  
BfG-2215

Dr. Große, Fabian



## Bericht

# Die Sauerstoffentwicklung in der Tideelbe in den Jahren 2011–2024

---

**Kurztitel** Sauerstoffentwicklung der Tideelbe 2011–2024

---

**Autoren /-innen** Große, Fabian  
**Bundesanstalt für Gewässerkunde**  
*Referat Mikrobielle Ökologie*

---

**Auftraggeber** Wasserstraßen- und Schifffahrtsamt Elbe-Nordsee  
Moorweidenstraße 14  
20148 Hamburg

Telefon +49 (0)40 44 110-0  
Telefax +49 (0)40 44 110-365

E-Mail [wsa-elbe-nordsee@wsv.bund.de](mailto:wsa-elbe-nordsee@wsv.bund.de)  
Internet <https://www.wsa-elbe-nordsee.wsv.de>

---

**Projekt-Nummer** M39630204043  
**BfG-Nummer** BfG-2215

---

**DOI** 10.5675/BfG-2215

# Impressum

---

<b>Herausgeber</b>	Bundesanstalt für Gewässerkunde Am Mainzer Tor 56068 Koblenz
Telefon	+49 261 1306-0
Telefax	+49 261 1306-5302
E-Mail	<a href="mailto:posteingang@bafg.de">posteingang@bafg.de</a>
Internet	<a href="http://www.bafg.de">www.bafg.de</a>

---

<b>Weitere Beteiligte</b>	Dr. Fiskal, Annika: Referat Mikrobielle Ökologie Schöl, Andreas: Referat Mikrobielle Ökologie
---------------------------	--

---

<b>Zitiervorschlag</b>	GROßE, Fabian (2025): Die Sauerstoffentwicklung in der Tideelbe in den Jahren 2011–2024. Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG), Koblenz. 70 Seiten. BfG-2215. DOI: 10.5675/BfG-2215.
------------------------	--

---

# Inhaltsverzeichnis

<b>Impressum .....</b>	<b>3</b>
<b>Inhaltsverzeichnis .....</b>	<b>3</b>
<b>1. Einleitung .....</b>	<b>6</b>
1.1. Veranlassung und Struktur des Berichts .....	6
1.2. Grundlagen zum Sauerstoffhaushalt von Mittel- und Tideelbe .....	7
<b>2. Datengrundlagen und Methoden .....</b>	<b>10</b>
2.1. Messungen der Gewässergüte in der Tideelbe .....	10
2.1.1. Datenerhebung und Qualitätssicherung der kontinuierlichen Daten des WSA EN und der BfG .....	12
2.1.2. Datenerhebung und Qualitätssicherung der kontinuierlichen Daten des HU .....	12
2.1.3. Weitere verwendete Daten .....	13
2.2. Messungen der Gewässergüte im Bereich Geesthacht .....	13
2.2.1. Dauermessungen und Qualitätssicherung .....	13
2.2.2. Vertikalprofilmessungen im Stauraum Geesthacht im August 2022 .....	17
2.2.3. Berechnung täglicher Zeitserien für das Eingangssignal .....	19
2.3. Modellierung des Eingangssignals mit dem Gewässergütemodell QSim der BfG .....	19
2.4. Berechnung der Stofffrachten .....	19

---

<b>3.</b>	<b>Die zeitliche Entwicklung des Sauerstoffgehalts in der Tideelbe von 2011 bis 2024 ....</b>	<b>21</b>
3.1.	Die Entwicklung des Sauerstoffgehalts im Hauptstrom .....	21
3.1.1.	Qualitative Beschreibung der oberflächennahen Sauerstoffverhältnisse .....	21
3.1.2.	Oberflächennahe Sauerstoffverhältnisse im Jahresverlauf .....	24
3.1.3.	Langfristige Entwicklung des oberflächennahen Sauerstoffgehalts im Sommer .....	25
3.1.4.	Unterschiede zwischen oberflächen- und sohl-nahem Sauerstoffgehalt .....	26
3.1.5.	Zusammenhang zwischen Sauerstoffgehalt und Wassertemperatur sowie Schwebstoffgehalt (Trübung) im Hauptstrom .....	29
3.2.	Entwicklung des oberflächennahen Sauerstoffgehalts im Bereich der Hahnöfer Nebelbe .....	32
<b>4.</b>	<b>Die Entwicklung des Eingangssignals bei Geesthacht .....</b>	<b>35</b>
4.1.	Zeitliche Entwicklung des Eingangssignals von 2016–2024 .....	35
4.1.1.	Oberwasserabfluss (Neu Darchau) .....	35
4.1.2.	Elektrische Leitfähigkeit .....	36
4.1.3.	Wassertemperatur .....	37
4.1.4.	Chlorophyll-a .....	38
4.1.5.	pH-Wert .....	39
4.1.6.	Sauerstoffgehalt .....	39
4.2.	Zeitliche Entwicklung der Stofffrachten von Chlorophyll-a, Sauerstoff und Ammonium- Stickstoff in den Jahren 2011–2024 .....	40
4.3.	Zeitliche Entwicklung des Eingangssignals während Niedrigwasserphasen am Beispiel des Jahres 2022 .....	44
4.4.	Bedeutung des Eingangssignals und weiterer Faktoren für das Sauerstoffloch bei Blankenese im Sommer 2024 .....	46
<b>5.</b>	<b>Zusammenfassung .....</b>	<b>48</b>
5.1.	Sauerstoffentwicklung in der Tideelbe in den Jahren 2011–2024 .....	48
5.1.1.	Entwicklung des oberflächennahen Sauerstoffgehalts im Hauptstrom der Tideelbe .....	48
5.1.2.	Entwicklung des sohl-nahen Sauerstoffgehalts im Hauptstrom unterhalb des Hamburger Hafens (Elbe-km 643,0–676,5) .....	49
5.1.3.	Einfluss der Wassertemperatur und der Trübung auf die Sauerstoffverhältnisse im Hauptstrom .....	49
5.1.4.	Entwicklung der Sauerstoffverhältnisse in der Hahnöfer Nebelbe .....	50
5.2.	Zeitliche Entwicklung des Eingangssignals 2011–2024 und seine Wirkung auf die Sauerstoffverhältnisse in der Tideelbe .....	50
<b>Anhang A</b>	<b>Entwicklung des Sauerstoffgehalts in der Tideelbe .....</b>	<b>52</b>
A.1.	Zeitserien der täglich gemittelten oberflächennahen Sauerstoffgehalte im Hauptstrom der Tideelbe .....	52
A.2.	Zeitserien der täglich gemittelten oberflächen- und sohl-nahen Sauerstoffgehalte an den Messstellen D2–D4 .....	55
A.3.	Streudiagramme von Sauerstoffgehalt und Trübung an den Messstellen Blankenese sowie D2–D4 .....	57
<b>Anhang B</b>	<b>Korrektur der Gewässergütemessungen bei Geesthacht .....</b>	<b>61</b>

---

B.1.	Wassertemperatur.....	61
B.2.	Elektrische Leitfähigkeit .....	63
B.3.	pH-Wert .....	64
B.4.	Sauerstoffgehalt .....	65
<b>Abbildungsverzeichnis .....</b>		<b>66</b>
<b>Tabellenverzeichnis .....</b>		<b>68</b>
<b>Literaturverzeichnis .....</b>		<b>69</b>

# 1. Einleitung

## 1.1. Veranlassung und Struktur des Berichts

Der vorliegende Bericht beschreibt die Entwicklung der Sauerstoffverhältnisse in der Tideelbe in den Jahren 2011–2024, seit dem Abschluss der Beweissicherung zur Fahrrinnenanpassung von Unter- und Außenelbe 1999/2000. Der Bericht behandelt dabei auf Grundlage des Planfeststellungsbeschlusses zur Fahrrinnenanpassung der Unter- und Außenelbe vom 23.04.2012, Anordnung A.II.6 Beweissicherung in Verbindung mit der Anlage 1: 5. Sauerstoffhaushalt, zwei übergeordnete Aspekte: (1) die Entwicklung der Sauerstoffverhältnisse in der Tideelbe selbst und (2) die Entwicklung des Eingangssignals aus der Mittel-elbe bei Geesthacht sowie deren Effekt auf die Sauerstoffverhältnisse in der Tideelbe. Im Bereich der Tideelbe wird dabei – ebenfalls auf Grundlage des Planfeststellungsbeschlusses – besonders auf Unterschreitungen des fischkritischen Sauerstoffgehalts von  $3 \text{ mg L}^{-1}$  (Wärmelastplan, 2008) eingegangen.

Die Untersuchungen basieren größtenteils auf zeitlich hochaufgelösten Sondenmessungen des Wasserstraßen- und Schifffahrtsamts Elbe-Nordsee (WSA EN), der Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG) und des Instituts für Hygiene und Umwelt (HU) der Freien und Hansestadt Hamburg. Für die Untersuchungen zur Entwicklung des Eingangssignals wurden zusätzlich monatliche nasschemische Messungen des Niedersächsischen Landesbetriebs für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz (NLWKN) sowie das Gewässergütemodell QSim der BfG hinzugezogen. Das Untersuchungsgebiet inklusive der Positionen der verwendeten Messstellen ist in Abbildung 1-1 dargestellt.



Abbildung 1-1: Karte des Untersuchungsgebiets und der verwendeten Messstellen (Beatrix Konz/BfG).

Der Bericht ist wie folgt strukturiert: im Weiteren beschreibt Kapitel 1 die wichtigsten Aspekte des Sauerstoffhaushalts der Mittel- und Tideelbe als Grundlage für die durchgeführten Untersuchungen. Kapitel 2 beschreibt anschließend die hierfür verwendeten Datengrundlagen und die angewendeten Methoden. In Kapitel 3 wird die Entwicklung der Sauerstoffverhältnisse in der Tideelbe ausführlich betrachtet.

Dabei wird zunächst die Entwicklung des oberflächennahen Sauerstoffgehalts in der Tideelbe zwischen dem Wehr Geesthacht und Elbe-km 690 qualitativ beschrieben (Kapitel 3.1.1). Anschließend werden die oberflächennahen Messungen im Hauptstrom der Tideelbe in und um das sommerliche Sauerstofftal im Bereich des Hamburger Hafens (Elbe-km 609,8–676,5) quantitativ ausgewertet (s. Kapitel 3.1.2 und 3.1.3). Die Auswertungen zu vertikalen Unterschieden im Sauerstoffgehalt im Hauptstrom sind in Kapitel 3.1.4 dargestellt, während Kapitel 3.1.5 die Entwicklung des Sauerstoffgehalts in Bezug zu Wassertemperatur und Trübung beschreibt. Kapitel 3.2 betrachtet die Sauerstoffverhältnisse in der Hahnöfer Nebelbe im Vergleich zum angrenzenden Hauptstrom.

Kapitel 4 beschreibt anschließend die Entwicklung des Eingangssignals bei Geesthacht unter Verwendung hochaufgelöster Sondenmessungen und dem Gewässergütemodell QSim. Der Fokus liegt hierbei auf für die Sauerstoffentwicklung im Ästuar besonders relevanten Größen. Am Beispiel des Jahres 2022, welches sich durch die geringsten gemessenen Sauerstoffgehalte in der oberen Tideelbe bei Bunthaus (Elbe-km 509,8) seit der deutschen Wiedervereinigung auszeichnete, werden in Kapitel 4.3 eine mögliche Veränderung des Systems „Untere Mittelbe“ und deren Folgen für die Sauerstoffverhältnisse in der Tideelbe betrachtet. Kapitel 5 fasst abschließend die wichtigsten Untersuchungsergebnisse zusammen.

## 1.2. Grundlagen zum Sauerstoffhaushalt von Mittel- und Tideelbe

Der Sauerstoffhaushalt von Gewässern wird durch das Zusammenwirken von physikalischen und biogeochemischen Prozessen bestimmt. Spieker et al. (2015a, 2015b) liefern eine umfangreiche Analyse der physikalischen und biogeochemischen Prozesse des Sauerstoffhaushalts von Gewässern im Allgemeinen und der Tideelbe im Speziellen. In diesem Kapitel wird nur auf die für die Mittel- und Tideelbe wichtigsten dieser Prozesse eingegangen. Bei den physikalischen Prozessen ist vor allem der Sauerstoffaustausch mit der Atmosphäre (Wiederbelüftung) zu nennen. Die turbulente Vermischung innerhalb der Wassersäule sowie der laterale Austausch durch Advektion tragen jedoch zur Sauerstoffverteilung innerhalb eines Wasserkörpers bei. Zusätzlich bestimmt die Wassertemperatur maßgeblich die Menge an Sauerstoff, die – unter Vernachlässigung biogeochemischer Prozesse – maximal im Wasser gelöst werden kann (Garcia & Gordon, 1992). Geringere Wassertemperaturen erhöhen dabei die Löslichkeit, was bedeutet, dass die Sauerstoffgehalte im Sommer physikalisch bedingt tendenziell geringer sind als im Winter.

Die wichtigsten biogeochemischen Prozesse lassen sich in Sauerstoff produzierende und Sauerstoff zehrende Prozesse unterteilen. Erstere umfassen die Primärproduktion durch Phytoplankton oder auch Wasserpflanzen. Bei Letzteren sind insbesondere der bakterielle Abbau organischer Kohlenstoffverbindungen sowie die bakterielle Umwandlung von Ammonium über Nitrit zu Nitrat (Nitrifizierung) hervorzuheben. Daneben können auch weitere Prozesse wie die Oxidation anorganischer Stoffe (z. B. von Eisen, Schwefel oder Mangan) zu Sauerstoffzehrung führen.

In den gemäßigten Breiten und somit auch der Mittel- und Tideelbe unterliegen diese Prozesse starken jahreszeitlichen, aber auch zwischenjährlichen Schwankungen, welche durch verschiedene Einflussfaktoren wie Wetter (z.B. Sonneneinstrahlung, Lufttemperatur, Windgeschwindigkeit), Gezeiten, Trübung, Oberwasserabfluss und Stoffeintrag beeinflusst werden. Neben diesen zeitlich sehr variablen Einflussfaktoren spielt auch die Topographie des Gewässers (z. B. Gewässertiefe und -querschnitt) eine wichtige Rolle für die Sauerstoffdynamik, da diese – zusammen mit dem Oberwasserabfluss – maßgeblich die Verweildauer bestimmt. Letztere wiederum kontrolliert, wie lange biogeochemische Prozesse auf einen Wasserkörper wirken können und somit wie sich der Sauerstoffgehalt in Abhängigkeit vom Verhältnis zwischen Sauerstoff produzierenden und zehrenden Prozessen innerhalb dieses Wasserkörpers zeitlich entwickelt.





Abbildung 1-2: Schematische Darstellung der wichtigsten biogeochemischen Prozesse des Sauerstoffhaushalts der Mittel- und Tideelbe. Blaue bzw. rote Schrift indiziert einen positiven bzw. negativen Effekt auf den Sauerstoffgehalt.

Bildnachweise: Phytoplanktonmikroskopie – Demetrio Mora/BfG; Rotifera – © Michael Hinczewski (<https://www.gbif.org/occurrence/5037252634>; <https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>); Copepode – © Jane Hawkey, Integration and Application Network ([ian.umces.edu/media-library](http://ian.umces.edu/media-library); <https://creativecommons.org/licenses/by-sa/4.0/>); Schwebstoff/Detritus – © Monga et al. (2015) (<https://doi.org/10.5194/bg-11-2201-2014>; <https://creativecommons.org/licenses/by/3.0/>); Luftblasen – Nancy Hughes (<https://unsplash.com>).

Die für den Sauerstoffhaushalt von Mittel- und Tideelbe wichtigsten biogeochemischen Prozesse im Wasserkörper sind in Abbildung 1-2 vereinfacht dargestellt. Die Vegetationsperiode (April bis September) zeichnet sich durch in der Regel günstige Wachstumsbedingungen für Primärproduzenten aus, was einerseits den Aufbau von Algenbiomasse und andererseits eine hohe Sauerstoffproduktion bewirkt. Die Algenbiomasse bildet die Nahrungsgrundlage für Zooplankton und andere Grazer (Fraßfeinde). Mit zunehmenden Temperaturen verbessern sich im Verlauf des Frühjahrs auch für die Grazer die Wachstumsbedingungen, deren Populationen dann ebenfalls zunehmen und im Verlauf der Vegetationsperiode immer wieder eine Abnahme der Algenbiomasse bewirken können. Der Wegfraß der Algen führt zu einer Verringerung der Sauerstoffproduktion sowie zu einer direkten Erhöhung der Sauerstoffveratmung durch die Grazer. Die organischen Ausscheidungen der Grazer stoßen zudem eine weitere Zehrungskette an. Dabei werden diese komplexen organischen Verbindungen zunächst durch Hydrolyse und Ammonifikation in einfache Kohlenstoffverbindungen bzw. Ammonium umgewandelt. Der Abbau der Kohlenstoffverbindungen durch heterotrophe Bakterien führt schließlich durch die bakterielle Veratmung zu Sauerstoffzehrung. Die bakterielle Umwandlung von Ammonium über Nitrit zu Nitrat, Nitrifizierung genannt, führt durch die Bindung von Sauerstoff an den Stickstoff ebenfalls zu Sauerstoffzehrung.

Wenn die Wachstumsbedingungen für die Algen günstig sind, wird ein großer Teil des freigesetzten Ammoniums direkt für Primärproduktion genutzt und in Biomasse gebunden, während ein geringerer Teil nitrifiziert wird. Unter ungünstigen Wachstumsbedingungen, z. B. infolge von phosphor- bzw. silikatbedingter Nährstofflimitierung oder Lichtlimitierung, oder unter starkem Fraßdruck ist es jedoch möglich, dass sich das Ammonium zeitweise im Wasserkörper anreichert. Für die Betrachtung des Sauerstoffhaushalts der Mittel- und Tideelbe sind die Algenbiomasse und der Ammoniumgehalt deshalb aufschlussreich, da sie Indikatoren für die kohlenstoffbürtige Sauerstoffzehrung infolge von Veratmung und bakteriellen Abbauprozessen bzw. für die stickstoffbürtige Sauerstoffzehrung durch Nitrifizierung in der Tideelbe darstellen.

Bezüglich der beschriebenen Prozesse stellen sich die Verhältnisse in Mittel- und Tideelbe in der Vegetationsperiode meist wie folgt dar:

In der Mittel-elbe und der relativ flachen oberen Tideelbe (bis ca. Elbe-km 610–620) sind die Wachstumsbedingungen günstig und die Algenbiomasse nimmt im Mittel auf der gesamten Fließstrecke ab Elbe-km 0 zu. Das bedeutet, dass das System netto autotroph ist, die biogeochemischen Prozesse in Summe also eine Erhöhung des Sauerstoffgehalts bewirken. Insbesondere während der Frühljahrsblüte in April/Mai kann die sehr hohe Primärproduktion zu einer starken Sauerstoffübersättigung des Wasserkörpers führen. Der Nettoeffekt der biogeochemischen Prozesse auf den Sauerstoffgehalt wird jedoch durch den saisonalen Temperatureffekt auf die Sauerstofflöslichkeit moduliert, weshalb der Sauerstoffgehalt im Verlauf des Sommers im Mittel auch in der Mittel-elbe deutlich abnimmt.

Unter mittleren Abflussverhältnissen benötigt ein Wasserkörper etwa acht Tage von der deutsch-tschechischen Grenze (Elbe-km 0) bis zum Wehr Geesthacht (Elbe-km 585,9) und etwa einen weiteren Tag bis zu Elbteilung in Norden- und Süderelbe bei Elbe-km 609. Die starke Zunahme der Wassertiefe im Bereich des Hamburger Hafens geht mit einer starken Vergrößerung des Gewässerquerschnitts und somit einer sprunghaften Erhöhung der Aufenthaltszeit einher. Dies hat zur Folge, dass sich die oben beschriebenen Prozesse auf einem deutlich kürzeren Gewässerabschnitt abspielen als in der Mittel-elbe. Die größere Gewassertiefe und Trübungszunahme bewirkt zudem eine starke Verschlechterung der Wachstumsbedingungen der Algen infolge von Lichtlimitierung, sodass die Primärproduktion in den gut durchmischten Bereichen des Hauptstroms de facto zum Erliegen kommt. Zusätzlich bewirken die längeren Aufenthaltszeiten einen stärkeren Einfluss des Wegfraßes durch Zooplankton und andere Grazer. Als Konsequenz dominieren die heterotrophen (= sauerstoffzehrenden) Prozesse den Sauerstoffhaushalt in diesem Gebiet und führen zusammen mit der temperaturbedingten sommerlichen Sauerstoffabnahme infolge von geringerer Sauerstofflöslichkeit (sowie erhöhter bakterieller Aktivität) zur Ausbildung des sogenannten „Sauerstofftals“ der Tideelbe mit minimalen Sauerstoffgehalten bis z. T. unter  $3 \text{ mg L}^{-1}$ . Diese Bereiche mit besonders geringen Sauerstoffgehalten beschränken sich dabei in der Regel auf den Abschnitt zwischen Elbe-km 625 und Elbe-km 640. Die Ausläufer des Sauerstofftals erstrecken sich in der Regel bis etwa Elbe-km 660.

Zum Ende der Vegetationsperiode nimmt die biologische Aktivität ab und mit der Abnahme der Wassertemperatur steigt die Sauerstofflöslichkeit, was zusammen zu einer Erholung der Sauerstoffbedingungen führt.

Betrachtet man die untere Mittel-elbe und die Tideelbe zwischen Elbe-km 586 und Elbe-km 660 als zwei durch das Wehr Geesthacht voneinander getrennte Systeme, so ist die untere Mittel-elbe in der Vegetationsperiode typischerweise ein System, in dem Algenbiomasse aufgebaut wird, welche in der Tideelbe abgebaut wird, wodurch diese netto heterotroph ist. Der Eintrag an Algenbiomasse aus der Mittel-elbe spielt somit eine zentrale Rolle für die Sauerstoffentwicklung in der oberen Tideelbe und im Bereich des Hamburger Hafens.

In besonders warmen und abflussarmen Phasen kann sich der Punkt, an dem das System von einem netto autotrophen in ein netto heterotrophes System übergeht, aus der Tideelbe auch nach oberhalb des Wehrs Geesthacht verschieben (Fischer, 2011; Quiel et al., 2010). Dies hängt zum einen mit der Zunahme der Fließzeit in der Mittel-elbe (von Elbe-km 0) auf bis zu etwa 11 Tage zusammen, was die Algen- und Zooplanktonentwicklung fördert. Zum anderen begünstigen hohe Temperaturen insbesondere die heterotrophen Prozesse, da z. B. bakterielle Prozesse schneller ablaufen. In Kombination kann dies dazu führen, dass es bereits oberhalb des Wehrs Geesthacht zu kurzfristigen (ca. eine Woche) starken Abnahmen der Algenbiomasse und des Sauerstoffgehalts sowie Zunahmen des Ammoniumgehalts kommt. Dies wirkt sich insbesondere auf die obere Tideelbe (bis Elbe-km 610–620) aus, da diese dann ebenfalls von einem autotrophen in einen heterotrophen Zustand wechselt.

## 2. Datengrundlagen und Methoden

Wie in Kapitel 1.2 beschrieben, sind die Algenbiomasse und der Ammoniumgehalt wichtige Indikatoren für die Sauerstoffzehrung infolge des Kohlenstoff- und Stickstoffumsatzes sowie für das Verhältnis von Autotrophie zu Heterotrophie eines Gewässers. Für die Elbe sind diese Größen besonders relevant mit Blick auf den Eintrag aus der Mittel- und Unterelbe über das Wehr Geesthacht, da dieser maßgeblich die Sauerstoffentwicklung in der Tideelbe beeinflusst. Da die Bestimmung der Konzentration der Algenbiomasse (in Kohlenstoffeinheiten) sehr aufwendig ist, wird stattdessen häufig der Chlorophyll-a-Gehalt als Proxy verwendet. Dieser hat den Vorteil, dass er mithilfe von Fluoreszenzsensoren auch kontinuierlich und somit zeitlich hochaufgelöst *in situ* gemessen werden kann. Dieses Verfahren ist international etabliert und kommt auch an der Elbe zum Einsatz. Da das Verhältnis von Chlorophyll-a zu Kohlenstoff in Algen jedoch saisonal und auch zwischen verschiedenen Algenspezies sehr variabel ist, ist eine Umrechnung in Algenbiomasse mit hoher Unsicherheit verbunden.

Für den Ammoniumgehalt gibt es ebenfalls kontinuierliche Messverfahren, welche jedoch im Bereich der unteren Mittel- und der Tideelbe bisher nicht eingesetzt werden. Da die zeitliche Auflösung der nasschemischen Messungen des Ammoniumgehalts nicht ausreicht, um kurzfristige Veränderungen des Systems sicher zu erfassen, kann der Ammoniumgehalt im vorliegenden Bericht nur auf der Grundlage einer Gewässergütemodellierung erfasst werden.

Neben den beiden genannten Größen gibt auch der pH-Wert Auskunft über das Verhältnis zwischen autotropher Produktion und heterotropher Veratmung in einem Gewässer. Ein pH-Wert von etwa 8–8,2 beschreibt dabei einen neutralen Zustand, in dem autotrophe Produktion und heterotrophe Veratmung im Gleichgewicht sind. Werte darüber indizieren hingegen ein netto autotrophes System, während geringere Werte auf ein netto heterotrophes System hinweisen. In den Untersuchungen zum Eingangssignal wird daher neben dem Chlorophyll-a und dem Sauerstoffgehalt auch der pH-Wert betrachtet.

### 2.1. Messungen der Gewässergüte in der Tideelbe

Das WSA EN und die BfG führen seit dem Frühjahr 2011 mithilfe von Sonden (quasi-)kontinuierliche Messungen des Sauerstoffgehalts und weiterer Gewässergütegrößen (z. B. Wassertemperatur und pH-Wert) an verschiedenen Messstellen innerhalb des Hauptstroms der Tideelbe stromab des Hamburger Hafens sowie in der Hahnöfer Nebel- und der Pagensander Nebel-Elbe durch. Darüber hinaus misst das HU Hamburg im Rahmen seines Wassergütemessnetzes (WGMN) kontinuierlich in hoher zeitlicher Auflösung an drei Messstellen im Elbehauptstrom oberhalb, innerhalb und unterhalb des Hamburger Hafens. Für die quantitativen Untersuchungen der Sauerstoffbedingungen der Tideelbe werden in diesem Bericht ausschließlich diese hochaufgelösten Messungen des WSA EN und der BfG sowie des HU verwendet. Ein Vergleich der Messungen der HU-Messstellen Bunthaus und Seemannshöft mit den Sondenmessungen der Hamburg Port Authority (HPA) an den räumlich nahe gelegenen Stationen Ochsenwerder (ehemals Bunthäuser Spitze) und Finkenwerder (ehemals EADS) hat gezeigt, dass letztere keinen Mehrwert für die Betrachtungen liefern. Sie sind daher im Bericht nicht berücksichtigt. Für die qualitative Betrachtung der Sauerstoffentwicklung in der Tideelbe wurden noch zusätzliche Messstellen des NLWKN und des HU sowie Längsprofilmessungen der Flussgebietsgemeinschaft (FGG) Elbe und der BfG verwendet. Eine Übersicht aller verwendeten Messstellen findet sich in Abbildung 1-1. Tabelle 2-1 liefert zudem die Zusammenstellung der Messstellen, die für die quantitativen Untersuchungen verwendet wurden. Die zusätzlich für die qualitative Beschreibung der Sauerstoffentwicklung verwendeten Messdaten sind in Tabelle 2-2 zusammengestellt. Im Folgenden sind diese Daten und die erfolgte Qualitätssicherung genauer beschrieben.

Tabelle 2-1: Übersicht der für die quantitativen Auswertungen zur Sauerstoffentwicklung verwendeten Messstellen in der Tideelbe im Betrachtungszeitraum 2011–2024.

Stationsbezeichnung	Betrieb	Elbe-km (HNE-km)	Breitengrad/ Längengrad	Messtiefe	Mess- plattform	Messsystem	Messzeit- raum	Messintervall
Bunthaus	HU	609,8	53,426043 °N 10,336013 °O	Oberfläche	Durchlauf- becken	WTW IQ Sensornet	10.02.2011–	10 min
Seemannshöft	HU	628,9	53,410174 °N 10,398562 °O	Oberfläche	Durchlauf- becken	WTW IQ Sensornet	02.01.2011– 30.04.2024	10 min
Blankenese	HU	634,2	53,378229 °N 10,485975 °O	Oberfläche	Durchlauf- becken	WTW IQ Sensornet	01.01.2011– 04.01.2023; 17.10.2023–	10 min
D1 Hanskalbsand	WSA EN	643,0	53,565717 °N 9,672084 °O	Oberfläche, Sohle	Tonne im Strom	Aanderaa RCM Seaguard	17.02.2011–	5 min
D2 Juelsand	WSA EN	651,3	53,608032 °N 9,569265 °O	Oberfläche, Sohle	Tonne im Strom	Aanderaa RCM Seaguard	03.03.2011–	5 min
D3 Pagensand	WSA EN	664,7	53,711770 °N 9,475251 °O	Oberfläche, Sohle	Tonne im Strom	Aanderaa RCM Seaguard	05.05.2011–	5 min
D4 Rhinplate	WSA EN	676,5	53,796592 °N 9,372257 °O	Oberfläche, Sohle	Tonne im Strom	Aanderaa RCM Seaguard	02.03.2011–	5 min
HN2	BfG	636,4 (0,3)	53,547256 °N 9,768346 °O	Oberfläche	Tonne im Strom	YSI 6600	14.03.2011–	10 min (ab 11.07.2016) 30 min (bis 11.07.2016) 20 min (bis 24.04.2012)
HN1	BfG	643,2 (7,8)	53,561799 °N 9,665684 °O	Oberfläche	Tonne im Strom	YSI 6600	09.03.2011–	10 min (ab 11.07.2016) 30 min (bis 11.07.2016) 20 min (bis 24.04.2012)

### **2.1.1. Datenerhebung und Qualitätssicherung der kontinuierlichen Daten des WSA EN und der BfG**

Im vorliegenden Bericht werden die Messungen der vier Messstellen im Hauptstrom der Tideelbe (D1–D4) sowie der beiden Messstellen in der HNE (HN1 und HN2) betrachtet (s. Tabelle 2-1). An den Messstellen HN1 und HN2 wurde im Untersuchungszeitraum 2011–2024 oberflächennah gemessen, wobei die genaue Sondentiefe jeweils im Bereich von ca. 0,5–1,2 m schwankte. An den Messstellen D1–D4 wurde ebenfalls oberflächennah (in ca. 0,5–1,4 m Wassertiefe innerhalb des Betrachtungszeitraums) sowie zusätzlich sohl nah (etwa 1 m über der Gewässersohle) gemessen. Die Messungen der Messstellen D1–D4 können somit für die Betrachtung zu vertikalen Unterschieden im Sauerstoffgehalt genutzt werden. An diesen Messstellen wurde mit Ausnahme der Zeiten mit Eisgang auf der Elbe auch im Winter durchgängig gemessen, während die Sonden in der HNE jedes Jahr im Frühjahr ausgebracht und im Herbst wieder entnommen wurden. Die genauen Zeiten variierten dabei von Jahr zu Jahr, es wurde jedoch sichergestellt, dass die Vegetationsperiode bzw. die Zeiten der geringen Sauerstoffgehalte vollständig erfasst wurden (Sondenausfälle ausgenommen).

Die Qualitätssicherung der Messungen an den Stationen D1–D4 erfolgte durch das WSA EN. Zu diesem Zweck wurde im Feld eine Vergleichsmessung mit einem Referenzgerät durchgeführt, welches bei jeder Wartung zur nächstgelegenen Station versetzt wurde. Durch Abgleich der Messungen mit den Messungen des Referenzgeräts wurde im Nachhinein die Genauigkeit der Messwerte überprüft und bei Bedarf angepasst. Diese geprüften Daten sind im Portal Tideelbe (<https://www.kuestendaten.de>) frei verfügbar und wurden von dort heruntergeladen.

Die Plausibilisierung der Messungen an den Stationen HN1 und HN2 wurde durch die BfG vorgenommen. Eine Überprüfung gegenüber Referenzmessungen war hierbei in Ermangelung entsprechender Daten nicht möglich. Die nachträgliche Plausibilisierung der Daten beschränkte sich daher auf die Entfernung von offensichtlich fehlerhaften Daten und Ausreißern. Hierfür wurde automatisiert für jede Station und jede Messgröße ein modifizierter Hampel-Filter angewendet. Einzelwerte, die um mehr als das Doppelte der täglichen Standardabweichung vom jeweiligen Tagesmedian abweichen, wurden entsprechend markiert. Dieser Prozess wurde für jede Station und Messgröße iterativ bis zu dreimal durchgeführt. Anschließend wurden die Zeitserien mit den markierten Werten manuell geprüft, um fälschlich identifizierte Ausreißer wieder hinzuzufügen sowie Zeiträume mit starken Datensprüngen oder -driften zu entfernen. Trotz der unterschiedlichen Plausibilisierungsansätze zeigen die verwendeten Daten sowohl im zeitlichen Verlauf als auch im Vergleich zwischen den verschiedenen Stationen sinnvolle Muster und sind somit als plausibel zu betrachten. Auch diese Daten sind im Portal Tideelbe (<https://www.kuestendaten.de>) frei verfügbar.

### **2.1.2. Datenerhebung und Qualitätssicherung der kontinuierlichen Daten des HU**

Zusätzlich zu den Sondenmessungen des WSA EN und BfG wurden die Sondenmessungen des HU an den Stationen Bunthaus, Seemannshöft und Blankenese verwendet (s. Tabelle 2-1). Die Messstelle Blankenese wurde hinzugenommen, da diese nur wenige Kilometer seewärts der Messstelle Seemannshöft liegt, welche am 30. April 2024 ausgefallen ist und für eine derzeit noch unbestimmte Zeit außer Betrieb bleibt. Die Messstelle Blankenese war von 4. Januar bis 17. Oktober 2023 außer Betrieb, läuft aber seitdem wieder und kann daher für die Dauer des Ausfalls der Messstelle Seemannshöft als Ersatz genutzt werden. Zu diesem Zweck wurden für den gesamten Untersuchungszeitraum die Daten beider Messstellen verwendet. Die Qualitätssicherung der Daten erfolgte durch das HU. Die Daten sind im Portal Tideelbe (<https://www.kuestendaten.de>) frei verfügbar und wurden von dort heruntergeladen. Die Daten für die Jahre 2023 und 2024 wurden direkt durch das HU zur Verfügung gestellt.

### 2.1.3. Weitere verwendete Daten

Für die qualitative Beschreibung der Sauerstoffentwicklung (s. Kapitel 3.1.1) wurden zusätzlich zu den kontinuierlichen Messungen von BfG, WSA EN und HU weitere stationäre Messungen des NLWKN und des HU sowie Messungen entlang des Längsprofils der Tideelbe der FGG Elbe und der BfG verwendet. Tabelle 2-2 liefert eine Zusammenstellung dieser zusätzlichen Messungen. Die Messstellen Zollenspieker und Grauerort(-Anleger) finden sich zudem in Abbildung 1-1. Die Probenahme erfolgte bei allen Messungen oberflächennah mittels Schöpfprobe bzw. in einem Durchlaufbecken. Die Bestimmung des Sauerstoffgehalts erfolgte dabei jeweils gemäß DIN EN ISO 5667-A15 mittels Sonde in einem optischem Verfahren. Die stationären Messungen des NLWKN und des HU wurden über das Portal Tideelbe (<https://www.kuestendaten.de>) heruntergeladen. Bei den Hubschrauberbefliegungen der FGG Elbe erfolgte die Bestimmung des Sauerstoffgehalts zusätzlich nasschemisch nach Winkler (1888) im Labor. Die Daten wurden auf Anfrage direkt durch das NLWKN bereitgestellt. Die bereitgestellten Sonden-daten mussten einer zusätzlichen Salzkorrektur unterzogen werden. Hierfür wurden die in dem gelieferten Datensatz ebenfalls enthaltenen Salzgehaltsmessungen verwendet. Falls für denselben Messort und -zeitpunkt Sauerstoffwerte beider Messverfahren vorlagen, wurde der Mittelwert des Wertes nach Winkler und des korrigierten Sondenwertes berechnet und für die Auswertungen verwendet. Bei den Längsprofilbereisungen der BfG wurde der Sauerstoffgehalt in einem Durchlaufbecken bestimmt. Die Ansaugtiefe des Wassers betrug dabei ca. 1 m.

*Tabelle 2-2: Übersicht der für die qualitative Beschreibung der Sauerstoffentwicklung (s. Kapitel 3.1.1) zusätzlich verwendeten Sauerstoffmessungen in der Tideelbe im Betrachtungszeitraum 2011–2024. „n. a.“: Positionen der einzelnen Messstellen aufgrund der Vielzahl an Probenahmestellen nicht angegeben.*

Bezeichnung	Betrieb	Elbe-km	Breitengrad/ Längengrad	Mess-tiefe	Mess-platt-form	Mess-methode	Messzeit-raum	Messinter-vall
Zollenspieker	HU	598,7	53,398050 °N 10,183047 °O	Ober-fläche	Schöpf-probe	DIN (Sonde)	10.01.2011– 28.11.2022	monatlich
Grauerort	NLWKN	660,5	53,679000 °N 9,501896 °O	Ober-fläche	Schöpf-probe	DIN (Sonde)	10.01.2011– 18.12.2023	2-wöchentlich
Grauerort (Anleger)	NLWKN	660,5	53,677530 °N 9,495099 °O	Ober-fläche	Durch-laufbe-cken	DIN (Sonde)	07.01.2011– 18.12.2023	30 min
Längsprofil (Schiff)	BfG	585,9– 700,0	n. a.	Ober-fläche	Durch-laufbe-cken	DIN (Sonde)	08.06.2011– 23.08.2023	1–3 Mal p. a.
Längsprofil (Hubschrauber)	FGG Elbe	585,5– 700,0	n. a.	Ober-fläche	Schöpf-probe	DIN (Sonde), Winkler	08.03.2011– 05.11.2024	3–6 Mal p. a.

## 2.2. Messungen der Gewässergüte im Bereich Geesthacht

### 2.2.1. Dauermessungen und Qualitätssicherung

Vergleichbar zu den Messungen in der HNE führt die BfG seit dem Jahr 2016 mithilfe von Sonden kontinuierliche Messungen der Gewässergüte der Elbe im Bereich Geesthacht durch. Im Untersuchungszeitraum 2016–2024 wurde dabei an insgesamt drei verschiedenen Stationen gemessen (Abbildung 1-1 und Tabelle 2-3): in einer Messkammer im Wehr Geesthacht sowie an Tonnen bei Elbe-km 581 und bei Elbe-km 574 (auf Höhe von Artlenburg). Zusätzlich führt der NLWKN seit 1983 ca. monatlich nasschemische Messungen der Gewässergüte direkt oberhalb des Wehrs Geesthacht durch.

Die Sonde im Wehr Geesthacht befindet sich in einer Messkammer in einem der nördlichen Wehrpfeiler, wo sie in einem Durchlaufbecken über eine Wasserleitung kontinuierlich mit Elbwasser versorgt wird. Die ursprünglich bei Elbe-km 581 an einer Tonne befestigte Sonde wurde am 20. September 2017

mitsamt der Tonne nach Elbe-km 574 verlegt. Die Messungen fanden an beiden Positionen oberflächennah im Elbestrom statt.

Tabelle 2-3: Übersicht der Messstellen im Bereich Geesthacht im Betrachtungszeitraum 2016–2024.

Stations-bezeichnung	Betrieb	Elbe-km	Breitengrad/Längengrad	Mess-plattform	Mess-methode	Mess-zeitraum	Messintervall
Geesthacht (Wehr)	BfG	585,9	53,426043 °N 10,336013 °O	Durchlauf-becken in Messkam-mer	YSI EXO3 (Sonde)	20.07.2016–	30 min (ab 29.11.2016) 10 min (bis 29.11.2016)
Geesthacht (km 581)	BfG	581,0	53,410174 °N 10,398562 °O	Tonne im Strom	YSI 6600 (Sonde)	24.02.2016– 19.09.2017	30 min (ab 29.11.2016) 10 min (bis 29.11.2016)
Artlenburg (km 574)	BfG	574,0	53,378229 °N 10,485975 °O	Tonne im Strom	YSI 6600 (Sonde)	21.09.2017–	30 min
Geesthacht (NLWKN)	NLWKN	585,85	53,424737 °N 10,337212 °O	Ponton/Ein-zelmessung	DIN, WTW (Sonde)	11.01.1984– 04.10.2023	monatlich

An den drei kontinuierlichen Messstellen wurden unter Verwendung von Multiparametersonden der Typen EXO3 bzw. 6600 der Fa. YSI die folgenden Gewässergütegrößen erhoben: Wassertemperatur, Leitfähigkeit, Sauerstoffgehalt und -sättigung, pH-Wert, Chlorophyll-a und Trübung. Zudem wurde über einen Drucksensor die Wassertiefe ermittelt (nur bei Elbe-km 574 und 581). Diese schwankte bei Elbe-km 581 im Messzeitraum zwischen ca. 0,4 m und 1,3 m, bei Elbe-km 574 lag sie bei etwa 0,4–1,5 m. Das Messintervall betrug über den Großteil der jeweiligen Messzeiträume 30 min, nur in 2016 wurde zeitweise mit einem Intervall von 10 min gemessen (s. Tabelle 2-3). Die Messwerte wurden mittels Fernübertragung auf einen Server gesendet, von wo sie online abgerufen wurden.

Die Messungen des NLWKN werden oberhalb des Wehrs von einem Ponton am südlichen Ufer durchgeführt. Die Probenahme erfolgt dabei oberflächennah mittels Eimerschöpfprobe. Die Bestimmung von Wassertemperatur, Leitfähigkeit, Sauerstoffgehalt und pH-Wert erfolgt gemäß DIN EN ISO 5667-A15 mithilfe von Sonden der Fa. WTW (Typ TetraCon925, Sentix980 oder FDO925) direkt vor Ort im Eimer. Das Chlorophyll-a wird im Labor per Doppelbestimmung gemäß DIN 38409-60:2019-12 ermittelt. Die Daten für die Messstelle Geesthacht wurden aus der niedersächsischen Landesdatenbank für Wasserwirtschaft (<http://www.wasserdaten.niedersachsen.de/>) heruntergeladen (Messstellen-ID: 59392014). Bis 2016 wurden diese Daten alle zwei bis vier Wochen erhoben, danach nur noch etwa monatlich. Die Daten für das Jahr 2024 waren zum Zeitpunkt der Berichterstellung noch nicht verfügbar.

Für die Qualitätssicherung der kontinuierlichen Messungen wurden diese zunächst, wie in Kapitel 2.1.1 (vgl. BfG-Messungen) beschrieben, plausibilisiert. Die nasschemischen Messungen des NLWKN zeigen teilweise deutliche Abweichungen von den Sondenmessungen. Da letztere in Ermangelung einer regelmäßigen Kalibrierung im Jahresverlauf bezüglich der absolut gemessenen Werte im Zweifel eine geringere Genauigkeit aufweisen, wurden diese im Anschluss an die Plausibilisierung mithilfe der Messungen des NLWKN korrigiert. Die Korrektur der Sondendaten wurde nur für Wassertemperatur, Leitfähigkeit, Sauerstoffgehalt, pH-Wert und Chlorophyll-a durchgeführt. Für die Trübungsdaten wurde keine Kalibrierung durchgeführt, da für diese ein eigenes Messnetz mit einer Messstelle bei Elbe-km 574 existiert. Die Trübungsmessungen bei Geesthacht werden daher in diesem Bericht nicht weiter berücksichtigt. Ebenso wird die Sauerstoffsättigung bei Geesthacht im Folgenden nicht weiter betrachtet, da diese für die quantitativen Untersuchungen zum Sauerstoffgehalt nicht relevant und auch gemäß Planfeststellungsbeschluss vom 23.04.2012 nicht erforderlich ist.

Für die Korrektur wurden zunächst die Mittelwerte der Sondenmessungen im 2-h-Intervall um die genauen Zeitpunkte der Vergleichsmessungen berechnet. Dies war erforderlich, um den Effekt des Tagesgangs in einigen Messgrößen (z. B. Chlorophyll-a) bei der Korrektur zu berücksichtigen. Anschließend wurde mittels linearer Regression (Gleichungsform:  $f(x) = m \cdot x$ ) der Korrekturfaktor  $m$  zwischen

den Sondenmessungen und den Vergleichsmessungen des NLWKN berechnet. Da die Unterschiede zwischen Sonden- und Vergleichsmessungen zwischen den Jahren variieren können, wurde diese Berechnung für jede Messstelle für jedes einzelne Jahr als auch über den jeweiligen Gesamtzeitraum durchgeführt. Sofern für ein Einzeljahr Datenpaare für mindestens drei Monate innerhalb der Vegetationsperiode (April–September) und drei Wintermonate (Oktober–März) vorlagen, wurden die Sondenmessungen mit dem individuellen Jahresfaktor korrigiert. Andernfalls wurde der Faktor für den Gesamtzeitraum verwendet, um bei zu geringer Datenabdeckung einem zu starken saisonalen Bias vorzubeugen. Dabei lag der Anteil der Messungen in der Vegetationsperiode bei den Messstellen Geesthacht (Wehr) und Artlenburg für alle Messgrößen im Bereich von 48–61 %. Lediglich bei Geesthacht (km 581) lag der Anteil aufgrund des kurzen Messzeitraums für alle Parameter bei 71–78 % bzw. 90 % für den pH-Wert. Im Falle eines  $R^2 < 0,6$  wurde analog vorgegangen. Wenn das  $R^2$  der Regressionsfunktion für den Gesamtzeitraum ebenfalls kleiner 0,6 war, wurde der Korrekturfaktor für den Gesamtzeitraum auf 1 gesetzt (= keine Korrektur). Analog wurde in diesem Fall für Einzeljahre, auf die der Korrekturfaktor des Gesamtzeitraums angewendet wurde, der Faktor auf 1 gesetzt.

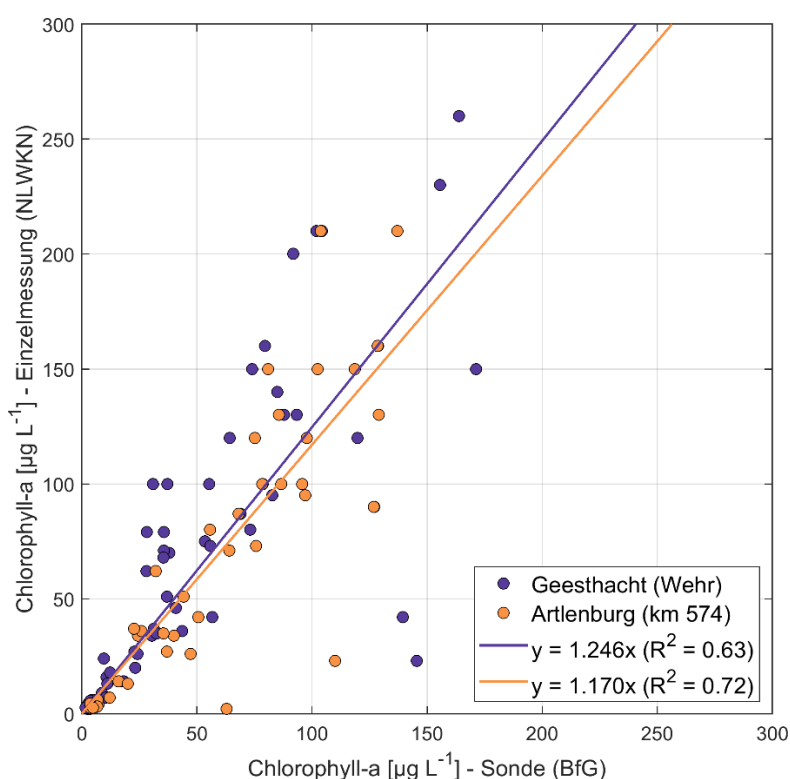


Abbildung 2-1: Streudiagramm der Chlorophyll-a-Messungen der BfG und des NLWKN an den Messstellen Geesthacht (Wehr; 2016–2024) und km 574 (2017–2024) mit Regressionsgeraden ( $f(x) = m \cdot x$ ) zur Berechnung des Korrekturfaktors  $m$  für den jeweiligen Gesamtzeitraum.

Abbildung 2-1 zeigt exemplarisch das Streudiagramm für Chlorophyll-a für die Messstellen Geesthacht (Wehr) und Artlenburg (km 574). Für diese weisen die relativ hohen  $R^2$  eine hinreichend gute Übereinstimmung der Daten auf. Die Daten für die Messstelle Geesthacht (km 581) sind aufgrund des sehr niedrigen  $R^2$  von 0,14 im verfügbaren Messzeitraum 2016–2017 nicht dargestellt. Dargestellt sind alle Datenpaare im jeweiligen Gesamtzeitraum der Sondenmessungen. Die Anstiege der Regressionsgeraden (s. Legende) liegen deutlich über 1, was bedeutet, dass die Sondenmessungen die nasschemischen Messungen tendenziell unterschätzen. Tabelle 2-4 zeigt exemplarisch die für die Chlorophyll-a-Konzentration aus der linearen Regression ermittelten Korrekturfaktoren (inkl. deren  $R^2$ , p-Werte und Anzahl der verfügbaren Datenpaare) für alle drei BfG-Messstellen in den jeweiligen Einzeljahren und im verfügbaren Gesamtzeitraum. Die täglich gemittelten Zeitserien der unkorrigierten Chlorophyll-a-



Messungen sowie der mittels der Korrekturfaktoren daraus abgeleiteten korrigierten Zeitserien sind in Abbildung 2-2a bzw. b jeweils im Vergleich zu den nasschemischen Messungen des NLWKN am Wehr Geesthacht dargestellt. Diese zeigt im gesamten Betrachtungszeitraum teilweise deutliche Veränderungen der Werte aufgrund der Korrektur, welche mit Ausnahme des Jahres 2020 eine Erhöhung der Werte bewirkte. In Anhang A sind die Korrekturfaktoren sowie die unkorrigierten und korrigierten Zeitserien der übrigen Gewässergütegrößen analog zum hier angeführten Beispiel des Chlorophyll-a dargestellt. Die korrigierten Daten sind über das Portal Tideelbe (<https://www.kuestendaten.de>) abrufbar.

*Tabelle 2-4: Korrekturfaktoren,  $R^2$  und p-Werte der Regressionsfunktionen sowie die Anzahl der Wertepaare (N), die für die Berechnung der Regressionsfunktionen verwendet wurden, für alle betrachteten Messgrößen für die jeweiligen Einzeljahre und den jeweiligen Gesamtzeitraum an den Messstellen im Bereich Geesthacht. „n. b.“: Wert wurde aufgrund zu geringer Datenverfügbarkeit nicht berechnet. Wert des Gesamtzeitraums wurde verwendet. „\*“: Wert wurde aufgrund von  $R^2 < 0,6$  im Einzeljahr für die Berechnung auf den Korrekturfaktor des Gesamtzeitraums gesetzt. „^“: Wert wurde aufgrund von  $R^2 < 0,6$  im Gesamtzeitraum für die Berechnung auf 1 gesetzt (= keine Korrektur).*

Zeitraum	Korrekturfaktor	$R^2$	p-Wert	N
<i>Geesthacht (Wehr)</i>				
2016	n. b.	n. b.	n. b.	8
2017	1,239	0,628	< 0,001	12
2018	n. b.	n. b.	n. b.	7
2019	1,569	0,867	< 0,001	9
2020	0,727*	0,054	0,0019	10
2021	n. b.	n. b.	n. b.	5
2022	1,394	0,975	< 0,001	11
2023	n. b.	n. b.	n. b.	3
2024	n. b.	n. b.	n. b.	0
2016-2024	1,246	0,628	< 0,001	65
<i>Geesthacht (km 581)</i>				
2016	2,268	0,799	< 0,001	13
2017	n. b.	n. b.	n. b.	5
2016-2017	1,546^	0,140	< 0,001	18
<i>Artlenburg (km 574)</i>				
2017	n. b.	n. b.	n. b.	3
2018	n. b.	n. b.	n. b.	6
2019	1,466	0,850	< 0,001	9
2020	0,876*	0,189	0,0011	8
2021	n. b.	n. b.	n. b.	3
2022	1,208	0,948	< 0,001	8
2023	n. b.	n. b.	n. b.	4
2024	n. b.	n. b.	n. b.	0
2017-2024	1,170	0,716	< 0,001	41

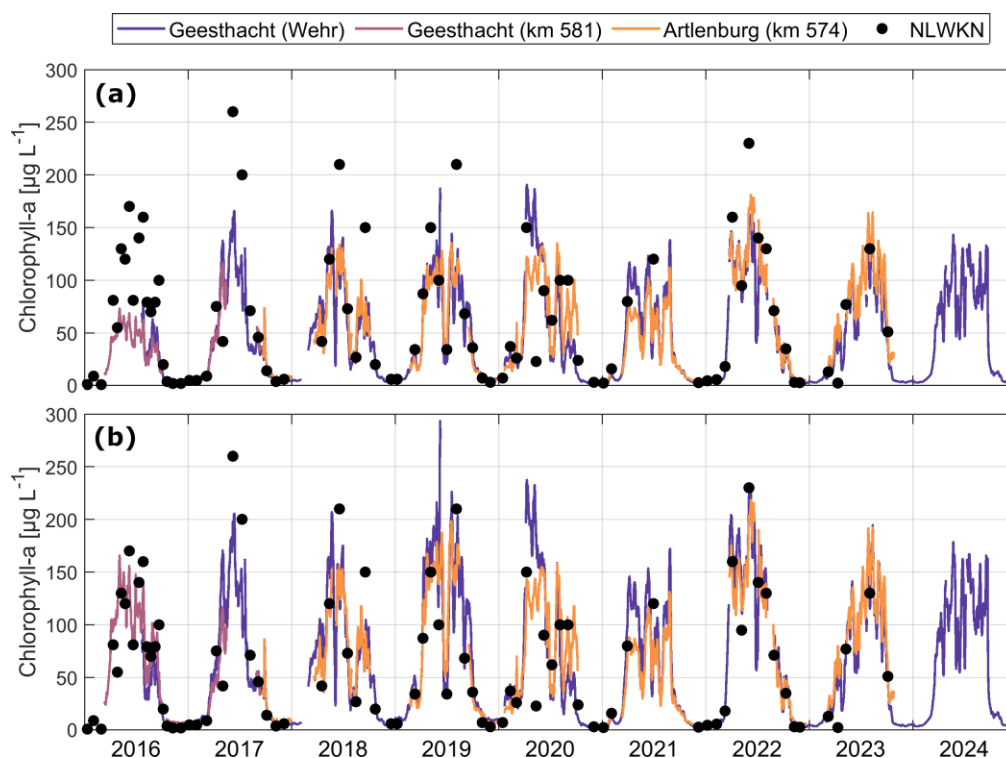


Abbildung 2-2: Zeitserien der Chlorophyll-a-Konzentrationen im Bereich Geesthacht basierend auf den Dauermessungen der BfG (Tagesmittelwerte; Linien) und den nasschemischen Einzelmessungen des NLWKN (Punkte). (a) Plausibilisierte Rohdaten der Sondenmessungen. (b) Mittels NLWKN-Messungen korrigierte Sonden Daten. Anmerkung: Die Chlorophyll-a-Messungen bei Artlenburg in 2024 wurden aufgrund von Sensorproblemen im gesamten Messjahr bei der Plausibilisierung entfernt.

## 2.2.2. Vertikalprofilmessungen im Stauraum Geesthacht im August 2022

Vom 1. bis 3. August 2022 wurden im Stauraum Geesthacht zusätzlich zu den Sondenmessungen Vertikalprofilmessungen verschiedener Gewässergütegrößen durchgeführt. Die Vertikalprofile wurden an verschiedenen Positionen (linker bzw. rechter Rand des Fahrwassers sowie Strommitte) bei Hitzacker (Elbe-km 523), Artlenburg (Elbe-km 574) sowie oberhalb des Wehrs Geesthacht (Elbe-km 585) erhoben. Das Ziel dieser Messkampagne war die Beantwortung der Frage, ob die oberflächennah erhobenen Sondenmessungen repräsentativ für den gesamten Wasserkörper der Elbe im Bereich Geesthacht sind oder ob vertikal bzw. lateral aufgelöste Messungen erforderlich sind, um das Eingangssignal hinreichend beschreiben zu können.

Im Rahmen dieses Berichts werden in Hinblick auf die Bedeutung für die Sauerstoffverhältnisse in der Tideelbe nur die Messungen von Wassertemperatur, Chlorophyll-a, Sauerstoffgehalt und pH-Wert dargestellt. Wie bei den Dauermessungen wurden die genannten Größen mittels einer Sonde der Fa. YSI (Typ EXO2) gemessen. Der Chlorophyll-a-Gehalt wurde zusätzlich nasschemisch modifiziert nach DIN 38409-60:2019-12 bestimmt (Modifikation: Extraktion mit 30 ml Ethanol und Klärung durch Filtration, ohne Trübungskorrektur bei 750 nm). Hier werden für das Chlorophyll-a ausschließlich die Messwerte nach DIN dargestellt. Die gezeigten Daten entsprechen dabei den Rohdaten, da aufgrund der geringen Gesamtanzahl an Messwerten keine genaue Prüfung der Einzelwerte möglich war. Die gezeigten Messwerte werden jedoch als plausibel eingeschätzt.

Die Messungen am 1. August fanden bei bedecktem Himmel und leichtem Nieselregen sowie einer Lufttemperatur von etwa 22 °C statt. Am 2./3. August war es hingegen sonnig und die Lufttemperatur lag bei etwa 26 °C bzw. 28 °C. Während der gesamten Messkampagne wehte nur ein leichter Wind.

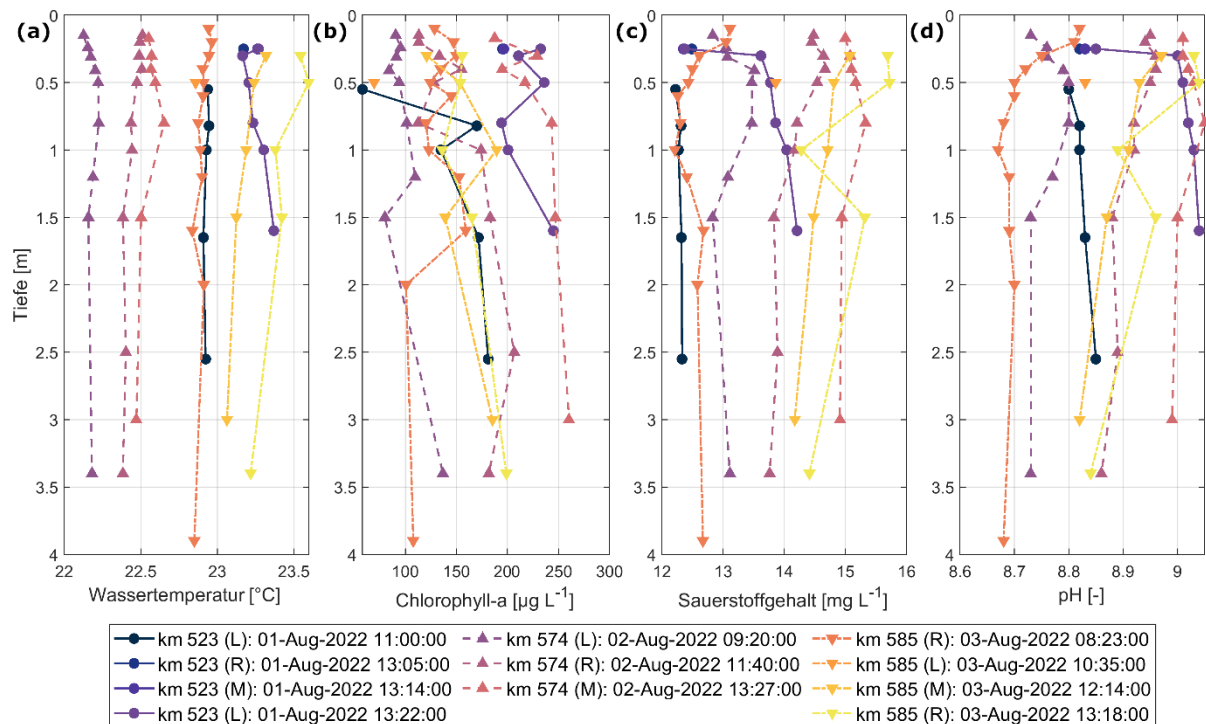


Abbildung 2-3: Gemessene Vertikalprofile von (a) Wassertemperatur, (b) Chlorophyll-a-Gehalt, (c) Sauerstoffgehalt und (d) pH-Wert im Stauraum Geesthacht. Legende: Messstelle (Elbe-km), Position (L – links, M – Mitte, R – rechts) und Startzeit der Messung.

Abbildung 2-3 zeigt die gemessenen Vertikalprofile der Wassertemperatur, des Chlorophyll-a-Gehalts, des Sauerstoffgehalts und des pH-Werts. Für alle Größen zeigen sich deutliche Unterschiede zwischen den einzelnen Profilen, welche vor allem mit den verschiedenen Messzeitpunkten und dem ausgeprägten Tagesgang der Sonneneinstrahlung zu begründen sind. Die Werte aller Größen nehmen im Tagesverlauf zu. Die anhaltende Einstrahlung führt im Tagesverlauf zu einer Erhöhung der Wassertemperatur um etwa 0,5 °C sowie infolge von Primärproduktion zu einer Zunahme des Chlorophyll-a-Gehalts um bis zu über 100 µg L<sup>-1</sup>. Mit der Primärproduktion einher gehen zudem die Erhöhungen des Sauerstoffgehalts (um bis zu 3 mg L<sup>-1</sup>) und des pH-Werts (um bis zu 0,3) sowie eine Sauerstoffübersättigung (nicht dargestellt).

Die unterschiedlichen Messzeitpunkte bewirken im Zusammenspiel mit dem Tagesgang, dass sich keine eindeutigen Rückschlüsse auf laterale Unterschiede (links, Mitte, rechts) in den Messgrößen ziehen lassen. Sowohl am 1. August bei Elbe-km 523 als auch am 3. August bei Elbe-km 585 traten die größten Unterschiede jedoch jeweils zwischen der frühesten und der spätesten Messung auf, welche jeweils an derselben Stelle im Strom (linker bzw. rechter Rand) stattfanden. Dies legt nahe, dass der Tagesgang ausschlaggebend für die gemessenen Unterschiede ist und dass im Hauptstrom der Elbe oberhalb des Wehrs Geesthacht keine relevanten anhaltenden Quergradienten in den betrachteten Messgrößen auftreten.

Die geringen vertikalen Unterschiede in allen Messgrößen zeigen, dass an allen drei Messstellen und Positionen im Strom während der gesamten Kampagne keine vertikale Schichtung auftrat. In Anbetracht der Witterungsbedingungen während der Messungen, welche die Bildung einer vertikalen Schichtung begünstigt hätten, ist daher davon auszugehen, dass die Elbe im Bereich Geesthacht ganzjährig vertikal gut durchmischt ist. Die vorliegenden oberflächennahen Sondendauermessungen (s. Kapitel 2.2.1) können somit als repräsentativ für die Gewässergüte des Eingangssignals angesehen werden.

### 2.2.3. Berechnung täglicher Zeitserien für das Eingangssignal

Für die messdatenbasierte Beschreibung des Eingangssignals werden im weiteren Verlauf des Berichts ausschließlich die aus den korrigierten Zeitserien der drei BfG-Messstellen (vgl. Kapitel 2.2.1) gemittelten täglichen Daten betrachtet. Hierfür wurden zunächst die Tagesmittelwerte und die zugehörigen Standardabweichungen der Zeitserien an den einzelnen Messstellen berechnet. Tage mit einer Datenabdeckung von unter 50 % wurden dabei als Datenlücken deklariert. Danach wurden Datenlücken der einzelnen Zeitserien von maximal zehn Tagen Dauer mittels linearer Interpolation gefüllt und die zugehörigen Fehler als maximale absolute Fehler im Sinne der Fehlerfortpflanzung berechnet:

$$\sigma(\bar{x}(t)) = w(t) \cdot \sigma(\bar{x}(t_1)) + (1 - w(t)) \cdot \sigma(\bar{x}(t_2)). \quad (\text{Glg. 1})$$

Hier bezeichnet  $\bar{x}(t)$  den interpolierten täglichen Mittelwert zum Zeitpunkt der Datenlücke  $t$ , während  $\bar{x}(t_1)$  und  $\bar{x}(t_2)$  die aus den hochaufgelösten Messdaten berechneten täglichen Mittelwerte zu den Zeitpunkten  $t_1$  und  $t_2$  direkt vor bzw. nach der Datenlücke bezeichnen.  $\sigma$  bezeichnet den jeweiligen Fehler des Tagesmittelwerts, welcher als Standardabweichung berechnet wurde. Die Gewichtung  $w$  wurde wie folgt berechnet:

$$w(t) = \frac{t_2 - t}{t_2 - t_1}. \quad (\text{Glg. 2})$$

Die daraus resultierenden täglichen Zeitserien der Stoffkonzentrationen an den einzelnen Messstellen wurden anschließend über die Messstellen gemittelt und der Fehler wiederum als maximaler absoluter Fehler im Sinne der Fehlerfortpflanzung berechnet:

$$\sigma(\bar{x}(t)) = \frac{1}{N(t)} \sum_{i=1}^{N(t)} \sigma(\bar{x}_i(t)). \quad (\text{Glg. 3})$$

Hier bezeichnet  $\bar{x}_i$  die Tagesmittelwerte an den verschiedenen Messstellen zum Zeitpunkt  $t$ , während  $N$  die Anzahl der verfügbaren Tagesmittelwerte (maximal drei, da drei Messstellen) darstellt.

Abschließend wurden in der resultierenden Zeitserie Datenlücken von maximal zehn Tagen Dauer, wie oben beschrieben, gefüllt.

## 2.3. Modellierung des Eingangssignals mit dem Gewässergütemodell QSim der BfG

Da die sondenbasierten Messungen im Bereich Geesthacht erst seit dem Jahr 2016 durchgeführt wurden, wurde für die zusätzliche Abdeckung der früheren Jahre das Gewässergütemodell QSim der BfG für die Elbe von der deutsch-tschechischen Grenze bis Cuxhaven angewendet. Das Modell einschließlich dessen Setup und Validierung für die Elbe sind im Detail in Schöl et al. (2014) beschrieben. Aufgrund der zeitlich verzögerten Verfügbarkeit der für die Modellierung erforderlichen Randwerte für die Gewässergüte, konnte die Modellierung jedoch nur für die Jahre 2011–2022 durchgeführt werden. Für die modellbasierte Beschreibung des Eingangssignals wurden die am Wehr Geesthacht simulierten täglich gemittelten Abflüsse und Stoffkonzentrationen verwendet.

## 2.4. Berechnung der Stofffrachten

Die Berechnung der Frachten wurde für die Betrachtungszeitraum 2011–2024 jeweils für das gesamte Jahr sowie die Vegetationsperiode (1. April bis 30. September) durchgeführt. Es wurden nur die Chlorophyll-a-, Ammonium-N- und Sauerstofffrachten berechnet, da diese Auskunft über den Einfluss des Eingangssignals aus der Mittel-elbe auf die Sauerstoffverhältnisse im Ästuar geben. Die Grundlage für die Berechnung lieferten die in Kapitel 2.2.3 beschriebenen täglich gemittelten gemessenen Zeitserien

der Stoffkonzentrationen (2016–2024) und die täglich gemittelten Abflussmessungen bei Neu Darchau (km 536; Datenquelle: <https://www.kuestendaten.de>) sowie die täglich gemittelten simulierten Abflüsse und Stoffkonzentrationen am Wehr Geesthacht (Kapitel 2.3; 2011–2022). Die Ammonium-N-Frachten wurden in Ermangelung von Messdaten nur auf Basis der Modellergebnisse berechnet.

Für die Frachtberechnung wurden die jeweiligen Stoffkonzentrationen mit den Abflussmengen multipliziert. Um Konsistenz gegenüber der Berechnung der Schwebstofffrachten im Rahmen des Schwebstoffmessnetzes der BfG zu gewährleisten, wurde für die Frachtberechnung auf Grundlage der Messungen auf einen zeitlichen Versatz zwischen der Abflusszeitserie bei Neu Darchau und den Zeitserien der Stoffkonzentrationen bei Geesthacht verzichtet. Der Fehler der täglichen Frachten wurde bei der Berechnung mittels Multiplikation der Standardabweichung der täglich gemittelten Stoffkonzentrationen mit dem täglich gemittelten Abfluss bestimmt. Anschließend wurden die täglichen Frachten über die Vegetationsperiode (1. April bis 30. September) bzw. das gesamte Jahr summiert. Der Fehler für die integrierten Frachten wurde als der maximale absolute Fehler im Sinne der Fehlerfortpflanzung berechnet:

$$\sigma(x_{sum}) = \sum_{t=t_s}^{t_e} \sigma(\bar{x}(t)). \quad (\text{Glg. 4})$$

Hier bezeichnet  $x_{sum}$  die Summe der täglichen Stofffrachten im Zeitraum vom Startzeitpunkt  $t_s$  bis zum Endzeitpunkt  $t_e$ .

## 2.5. Verwendete Software

Die in diesem Bericht verwendeten kontinuierlichen Sondendaten wurden mit der Software *R* (R Core Team, 2025) und den folgenden *R*-Paketen prozessiert: *dplyr* (Wickham et al., 2023), *ggplot2* (Wickham, 2016), *lubridate* (Grolemund & Wickham, 2011), *openxlsx* (Schauberger & Walker, 2025), *readxl* (Wickham & Bryan, 2025) und *stringr* (Wickham, 2023). Alle Datenanalysen und -visualisierungen wurden mit *MATLAB* (MATLAB, 2021) unter Verwendung der *cmocean*-Farbtabelle (Thyng et al., 2016) erstellt.

### 3. Die zeitliche Entwicklung des Sauerstoffgehalts in der Tideelbe von 2011 bis 2024

In diesem Kapitel wird die Entwicklung der Sauerstoffverhältnisse der Tideelbe in den Jahren 2011–2024 betrachtet. Im Planfeststellungsbeschluss vom 23.04.2012, Anordnung A.II.6 Beweissicherung in Verbindung mit der Anlage 1: 5. Sauerstoffhaushalt, sind die folgenden Messstellen als Untersuchungsrahmen festgelegt: D1 (Oberfläche und Sohle), D2–D4 (Sohle) und HNE. Um die Entwicklung an diesen Messstellen im größeren räumlichen Kontext betrachten zu können, ist die Hinzunahme weiterer Messdaten des HU und des NLWKN erforderlich. Da deren Erhebungen jedoch nur oberflächennah stattfinden, sind diese großräumigen Betrachtungen nur für die oberflächennahen Sauerstoffgehalte möglich. In diesem Kapitel wird daher zunächst auf Grundlage der stationären Messungen des WSA EN, des HU, des NLWKN und der BfG (nur Geesthacht) sowie unter Verwendung von Längsprofilmessungen der FG Elbe und der BfG die Entwicklung des oberflächennahen Sauerstoffgehalts in der Tideelbe im Jahresverlauf über die Jahre 2011–2024 qualitativ betrachtet. Anschließend werden die hochaufgelösten kontinuierlichen Messungen des HU (Messstellen Bunthaus, Seemannshöft und Blankenese) und des WSA EN (D1–D4) quantitativ ausgewertet. Zunächst wird hier die Entwicklung des oberflächennahen Sauerstoffgehalts betrachtet, anschließend werden für die Messstellen D1–D4 unter Hinzunahme der dort verfügbaren sohlennahen Messungen auch die vertikalen Unterschiede untersucht. Die gemessenen oberflächen- und sohlennahen Sauerstoffgehalte werden dabei auch im Zusammenspiel mit den Messungen der Wassertemperatur und der Trübung ausgewertet. Abschließend werden auf Grundlage der BfG-Messungen in der HNE die dortigen Sauerstoffverhältnisse mit denen im angrenzenden Hauptstrom verglichen.

#### 3.1. Die Entwicklung des Sauerstoffgehalts im Hauptstrom

##### 3.1.1. Qualitative Beschreibung der oberflächennahen Sauerstoffverhältnisse

Die Entwicklung der oberflächennahen Sauerstoffverhältnisse der Tideelbe in den Jahren 2011–2024 ist in Abbildung 3-1 bis Abbildung 3-3 dargestellt. Diese zeigen, dass die geringsten Sauerstoffgehalte ( $\leq 3 \text{ mg L}^{-1}$ ; s. graue Markierungen in den Abbildungen) zwischen Juni und September auftreten und meist auf den Bereich von Elbe-km 625–640 beschränkt sind. Lediglich im Juni 2022 traten solch geringe Werte bereits in der oberen Tideelbe (bis Elbe-km 609) auf, worauf im weiteren Verlauf des Berichts genauer eingegangen wird (s. Kapitel 4.3). Die Ausbildung des „Sauerstofftals“ setzte in den meisten Jahren gegen Ende April ein; einzig in 2014 trat bereits ab Ende März eine deutliche Abnahme des oberflächennahen Sauerstoffgehalts von Werten über  $10 \text{ mg L}^{-1}$  bis auf Werte unter  $7 \text{ mg L}^{-1}$  auf. Die sommerlichen Sauerstoffgehalte wiesen in der oberen Tideelbe in den meisten Jahren deutlich höhere Werte auf als im Bereich stromab von Elbe-km 620. Dies hängt vor allem mit dem in der Regel erhöhten Sauerstoffeintrag aus der Mittelbe über das Wehr Geesthacht sowie den geringeren Wassertiefen in der oberen Tideelbe zusammen. In den Jahren 2013, 2018–2020 und 2022 gab es jedoch wiederholt Phasen mit geringen Sauerstoffgehalten in der oberen Tideelbe, die durch geringere Sauerstoffeinträge aus der Mittelbe begünstigt wurden. In 2024 gab es von Ende Juli bis Mitte September ein anhaltendes Sauerstoffdefizit, mit Werten von nahezu durchgängig unter  $3 \text{ mg L}^{-1}$  im Bereich der Messstelle Blankenese (Elbe-km 634,2). Dieses Ereignis stellte auch das längste quasi-kontinuierliche Sauerstoffdefizit im gesamten Untersuchungszeitraum dar. Die möglichen Ursachen dieses Ereignisses werden in Kapitel 4.4 genauer beleuchtet.



Durch die Abnahme der Wassertemperatur sowie der biologischen Aktivität im Herbst nehmen die Sauerstoffgehalte ab. Im Untersuchungszeitraum trat diese Erholung der Sauerstoffverhältnisse in der Regel spätestens ab Ende September ein.

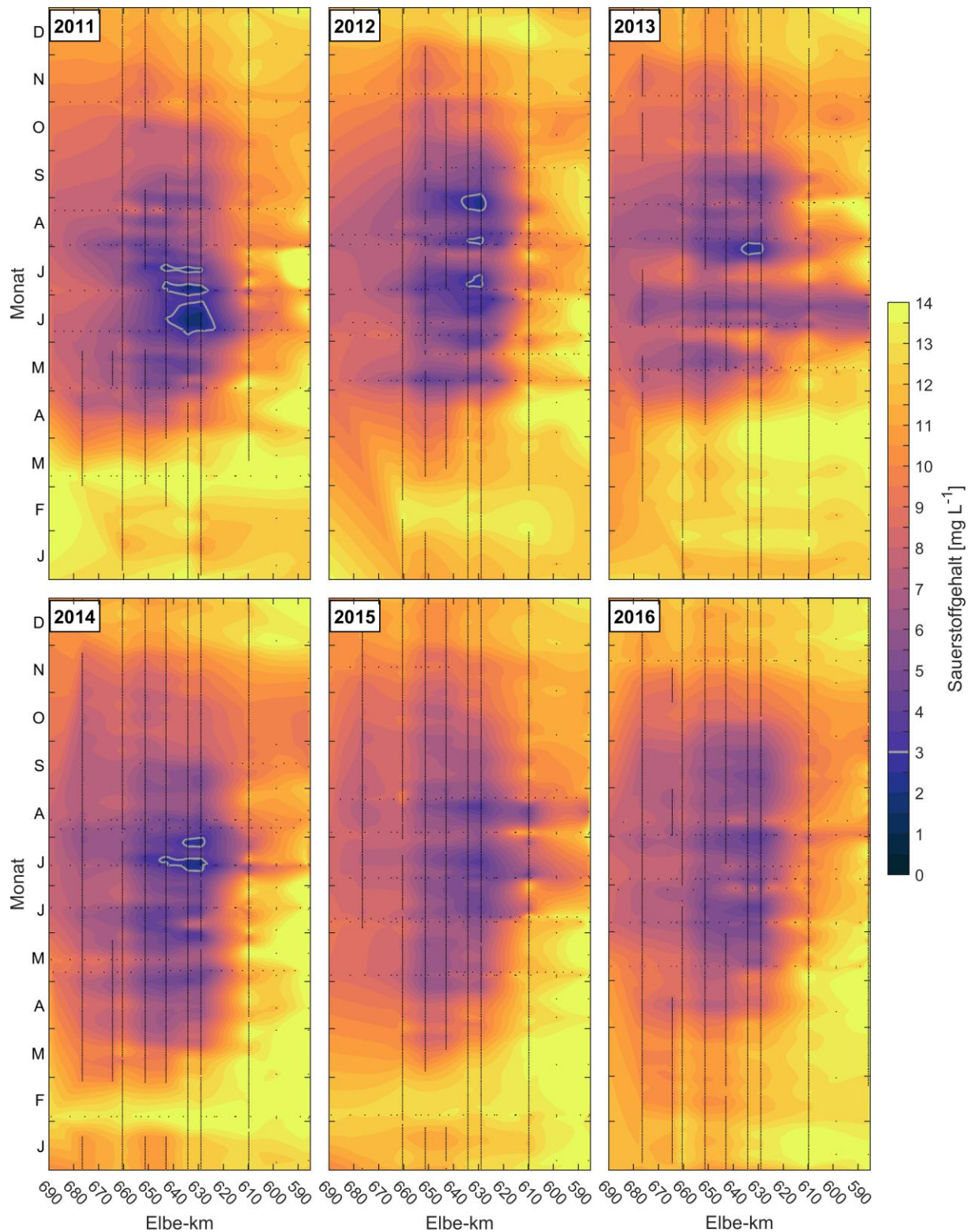


Abbildung 3-1: Räumlich-zeitliche Verteilungen des täglich gemittelten oberflächennahen Sauerstoffgehalts in der Tideelbe in den Jahren 2011–2016. Die graue Linie markiert die 3- $\text{mg-L}^{-1}$ -Isolinie. Die schwarzen Punkte verzeichnen die Zeitpunkte und Elbe-km der verwendeten Messungen.

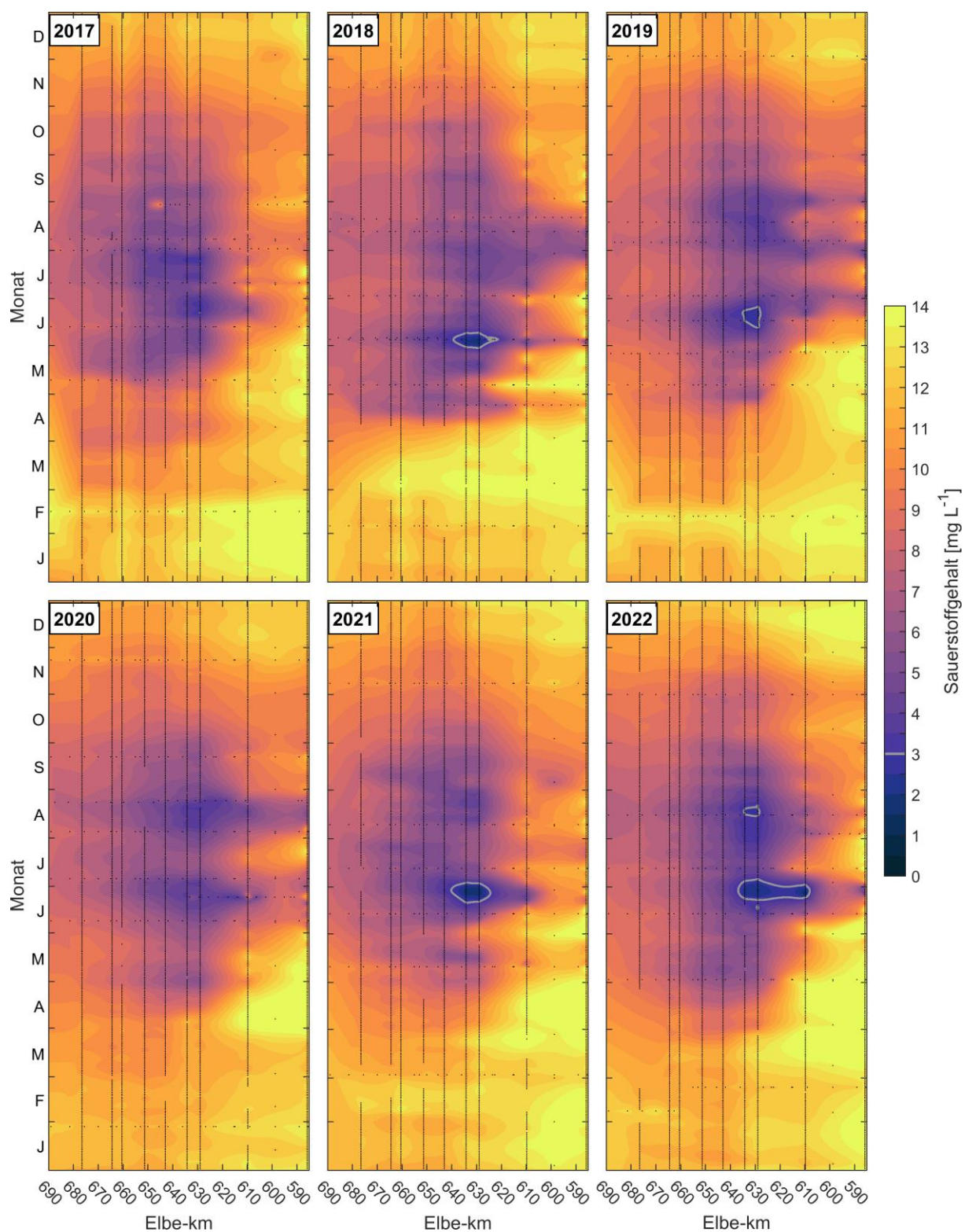


Abbildung 3-2: Wie Abbildung 3-1, nur für die Jahre 2017–2022.



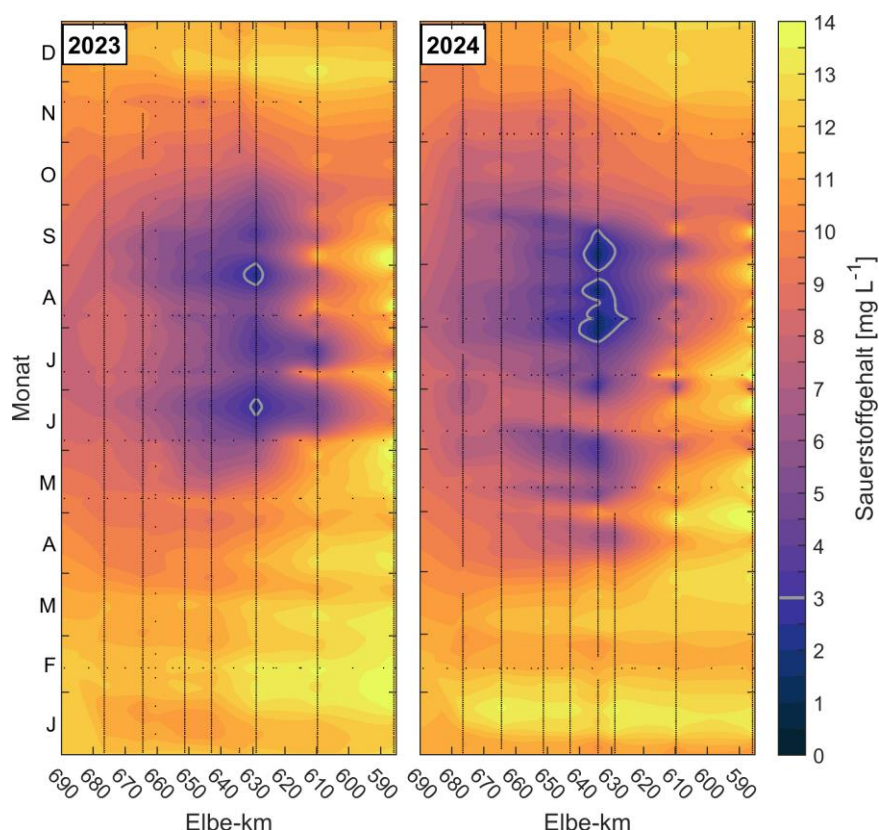


Abbildung 3-3: Wie Abbildung 3-1, nur für die Jahre 2023–2024.

### 3.1.2. Oberflächennahe Sauerstoffverhältnisse im Jahresverlauf

Für die Betrachtung der oberflächennahen Sauerstoffverhältnisse im Hauptstrom zeigt Abbildung 3-4 zunächst die täglich gemittelten Sauerstoffgehalte an den Messstellen Bunthaus, Seemannshöft, Blankenese sowie D1–D4 (s. Anhang A.1 für die Einzelzeitserien an jeder Messstelle). Die Zeitserien aller Stationen zeigen die klare Saisonalität des Sauerstoffgehalts mit den geringsten Werten im Sommer und den höchsten Werten im Winter und Frühjahr. Insbesondere im Frühjahr wies die in der oberen Tideelbe gelegene Messstelle Bunthaus (Elbe-km 609,8) im gesamten Betrachtungszeitraum höhere Sauerstoffgehalte auf als die übrigen, weiter stromab gelegenen Messstellen. Dies ist einerseits auf den Eintrag von Phytoplankton und Sauerstoff aus der Mittel-elbe und andererseits auf die in der oberen Tideelbe vorherrschenden günstigeren Wachstumsbedingungen für das Phytoplankton zurückzuführen. Diese führen während der Frühjahrsblüte zu einer erhöhten Sauerstoffproduktion in der Mittel-elbe sowie im oberhalb des Hamburger Hafens gelegenen Teil der Tideelbe.

Im Zeitraum 2011–2017 waren auch die sommerlichen Sauerstoffgehalte bei Bunthaus meist höher als an den stromab gelegenen Messstellen. In den späteren Jahren erreichten die Sauerstoffgehalte bei Bunthaus im Sommer dagegen regelmäßig Werte deutlich unter dem der Vorjahre und auch häufig unter denen an den stromab des Hamburger Hafens gelegenen Stationen D1–D4. Dies galt insbesondere für die Jahre 2018–2020 und 2022, wobei das Jahr 2022 besonders hervorzuheben ist. Am 28. Juni 2022 wurde bei Bunthaus ein minimaler Sauerstoffgehalt von 0,5 mg/L (Einzelwert) gemessen, welcher dort den geringsten gemessenen Wert seit der deutschen Wiedervereinigung darstellte und der zudem geringer war als an allen anderen kontinuierlichen Messstellen in der Tideelbe. Die tendenzielle Abnahme der sommerlichen Sauerstoffgehalte bei Bunthaus seit 2018 legt nahe, dass diese Entwicklung mit einer Veränderung der Planktodynamik in der unteren Mittel-elbe und somit des Eintrags aus der Mittel-elbe zusammenhängt. Im vorliegenden Bericht wird dies in Kapitel 4 untersucht und anhand des Allzeit-Sauerstofftiefs im Juni 2022 im Detail erläutert (s. Kapitel 4.3). Besonders hervorzuheben ist

außerdem das Jahr 2024, in dem an der Messstelle Blankenese über einen im Vergleich zu allen anderen Jahren im Betrachtungszeitraum sehr langen Zeitraum von Ende Juli bis Ende September sehr geringe Sauerstoffgehalte, z. T. bis unter  $1 \text{ mg L}^{-1}$  (Einzelwerte), auftraten.

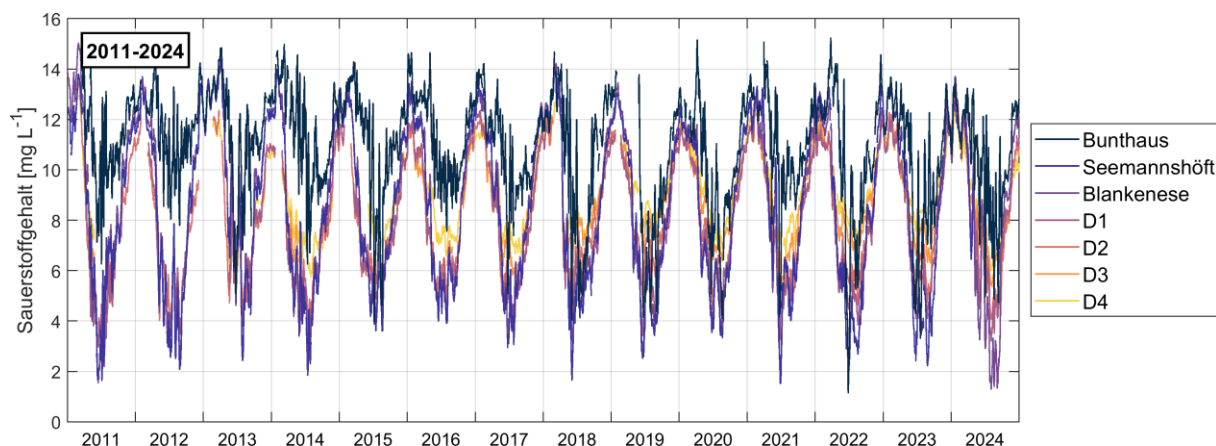


Abbildung 3-4: Zeitserien der Tagesmittelwerte des oberflächennahen Sauerstoffgehalts an den Messstellen Bunthaus, Seemannshöft, Blankenese sowie D1–D4 für die Jahre 2011–2024.

### 3.1.3. Langfristige Entwicklung des oberflächennahen Sauerstoffgehalts im Sommer

Das Sauerstoffdefizit in der Tideelbe trat im Betrachtungszeitraum immer zwischen Mai und September auf. Für die Betrachtung der langfristigen Entwicklung des Sauerstoffgehalts in der Tideelbe zeigt Abbildung 3-5 daher die Mittelwerte (und Standardabweichungen) des Sauerstoffgehalts über den Zeitraum 1. Mai bis 30. September der Jahre 2011–2024 an den o. g. Stationen im Hauptstrom der Tideelbe. In der Regel waren die mittleren Sauerstoffgehalte mit Werten von  $4,3\text{--}6,9 \text{ mg L}^{-1}$  an den Stationen Seemannshöft und Blankenese am geringsten. Das bedeutet, dass das Zentrum des Sauerstoffminimums in der Tideelbe meist im Bereich des Hamburger Hafens lag. Die einzige Ausnahme stellte das Jahr 2011 dar, in dem mit einem Wert von  $4,6 \text{ mg L}^{-1}$  der geringste mittlere Gehalt an der Messstelle D1 auftrat. Weiter stromab (Messstellen D2–D4) nahm der Sauerstoffgehalt in allen Jahren kontinuierlich zu.

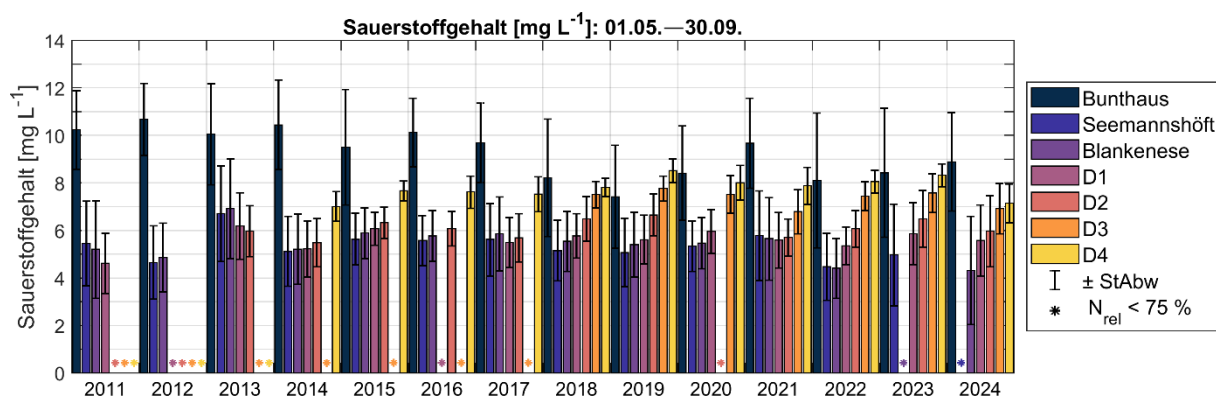


Abbildung 3-5: Mittelwerte und Standardabweichungen („StAbw“) des oberflächennahen Sauerstoffgehalts von 1. Mai bis 30. September der Jahre 2011 bis 2024 an den Stationen Bunthaus, Seemannshöft, Blankenese sowie D1–D4. Für Zeiträume mit einer Datenabdeckung („ $N_{\text{rel}}$ “) von unter 75 % sind die Werte nicht dargestellt („\*“).

Für die Station Bunthaus zeigt sich auch bei Betrachtung der sommerlichen Mittelwerte eine tendenzielle Abnahme des Sauerstoffgehalts ab 2018. Die Werte lagen dabei regelmäßig im Bereich von  $8 \text{ mg L}^{-1}$  oder darunter (Ausnahme 2021), im Vergleich zu Mittelwerten von über  $9,5 \text{ mg L}^{-1}$  für die Jahre 2011–2017. Diese verdeutlicht, die tendenzielle Verschlechterung der sommerlichen Sauerstoffverhältnisse in der oberen Tideelbe seit 2018.

An den übrigen Messstellen ist eine solche Tendenz nicht zu erkennen. An den Messstellen D1–D4 deutet sich eine leichte Verbesserung der Sauerstoffverhältnisse an, während die mittleren Sauerstoffgehalte an den Messstellen Seemannshöft und Blankenese bis 2021 relativ stabil waren. In den Jahren 2022 und 2024 lagen die mittleren Sauerstoffverhältnisse im Bereich Seemannshöft/Blankenese mit Werten von  $4,4 \text{ mg L}^{-1}$  bzw.  $4,3 \text{ mg L}^{-1}$  etwas unter denen der übrigen Jahre nach 2012 mit Werten von konsistent über  $5 \text{ mg L}^{-1}$ . Die Werte der Jahre 2022 und 2024 sind dabei vergleichbar mit jenen in 2011 und 2012.

Die Betrachtung der Unterschreitungsdauern des fischkritischen Sauerstoffgehalts von  $3 \text{ mg L}^{-1}$  (Planfeststellungsbeschluss (2012), Anlage 1; Wärmelastplan (2008)) zeichnet ein ähnliches Bild der langfristigen Sauerstoffentwicklung in der Tideelbe (Abbildung 3-6). Um nur ökologische relevante Ereignisse zu berücksichtigen, werden in Anlehnung an Schöl et al. (2015) nur Ereignisse betrachtet, in denen der Sauerstoffgehalt für mindestens sechs Stunden kontinuierlich unter  $3 \text{ mg L}^{-1}$  lag, und die Gesamtdauer all dieser Ereignisse dargestellt. Die Zeitreihe zeigt zunächst eine Abnahme von einem Maximum von 27 Tagen bei Blankenese im Jahr 2011 bis hin zu (fast) keinen Unterschreitungen in den Jahren 2015–2017. Auch wenn für die D-Stationen die Datenabdeckung für einige Jahre unter 75 % lag, ist davon auszugehen, dass es dort in diesen Jahren keine Unterschreitungen gab, da sowohl bei Seemannshöft als auch Blankenese ebenfalls keine Unterschreitungen auftraten. Ab 2018 zeigt sich eine erneute Zunahme der Unterschreitungsdauer mit zunächst bis zu neun Tagen in 2018 und 2019 hin zu 10–18 Tagen in den Jahren 2021–2023. Das Jahr 2024 zeichnete sich durch ein Ausnahmeereignis innerhalb des Betrachtungszeitraums aus, mit einer Unterschreitungsdauer von insgesamt 49 Tagen an der Messstelle Blankenese. An den nächstgelegenen Messstellen Bunthaus und D1 (Seemannshöft ist seit 1. Mai 2024 außer Betrieb) war jedoch keine Unterschreitung von  $3 \text{ mg L}^{-1}$  zu verzeichnen. Für die Messstelle Bunthaus sticht auch hier das Jahr 2022 hervor, in dem es erstmalig (und bisher auch einmalig) über einen Gesamtzeitraum von 7 Tagen zu einer Unterschreitung von  $3 \text{ mg L}^{-1}$  kam.

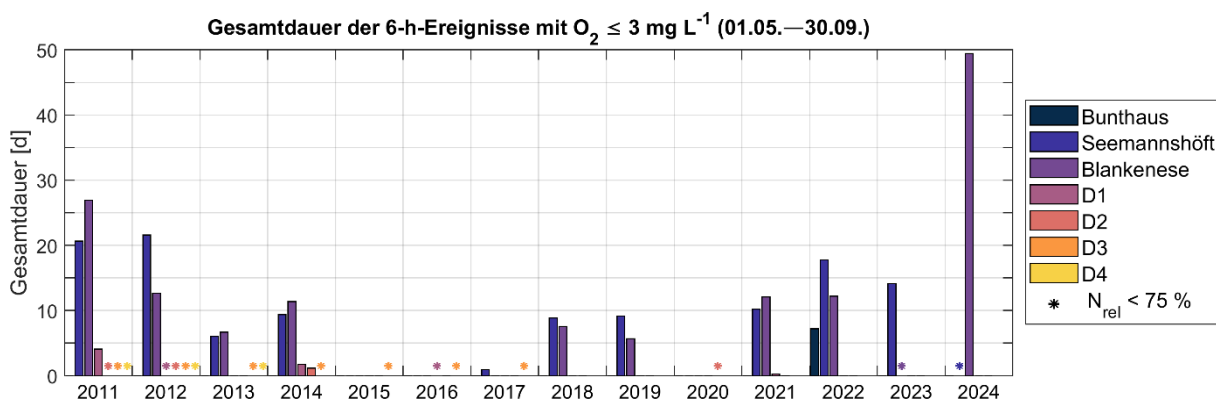


Abbildung 3-6: Gesamtdauer der kontinuierlichen Unterschreitungen des fischkritischen Sauerstoffgehalts von  $3 \text{ mg L}^{-1}$  für mindestens sechs Stunden im Zeitraum 1. Mai bis 30. September der Jahre 2011 bis 2024 an den Stationen Bunthaus, Seemannshöft, Blankenese sowie D1–D4. Für Zeiträume mit einer Datenabdeckung („ $N_{\text{rel}}$ “) von unter 75 % sind die Werte nicht dargestellt (\*,“).“).

### 3.1.4. Unterschiede zwischen oberflächen- und sohl-nahem Sauerstoffgehalt

Der Hauptstrom der Tideelbe wird gemeinhin aufgrund der tidebedingt hohen Turbulenz als vertikal gut durchmischter Wasserkörper angesehen, mit in der Regel homogenen Vertikalverteilungen gelöster Stoffe wie Sauerstoff. Für die Beschreibung der Sauerstoffentwicklung im Hauptstrom der Tideelbe ist es dennoch wichtig, die verfügbaren Messdaten hinsichtlich möglicher vertikaler Unterschiede auszuwerten, um sicherzustellen, dass sich das System infolge menschlicher Eingriffe oder anderer Einflussfaktoren in dieser Hinsicht nicht grundlegend verändert. Dies ist zudem von Bedeutung, da nur an den

Stationen D1–D4 oberflächen- und sohlennahe Messungen vorliegen, woraus sich die Frage nach der Repräsentativität der weit häufiger und an mehr Stationen verfügbaren oberflächennahen Messungen für die Sauerstoffverhältnisse ergibt.

Aus ökologischer Sicht ist die Betrachtung vertikaler Unterschiede im Sauerstoffgehalt insbesondere in Gewässerabschnitten relevant, die regelmäßig auch in Oberflächennähe geringe Sauerstoffgehalte aufweisen. Daher werden an dieser Stelle nur die Messungen an der wenige Kilometer unterhalb des Hamburger Hafens gelegenen Messstelle D1 (Elbe-km 643,0) genauer diskutiert. Für die weiter stromab gelegenen Stationen D2–D4 ist die zeitliche Entwicklung in Anhang A.2 dargestellt. Die im Folgenden getroffenen Aussagen gelten jedoch gleichermaßen für die Sauerstoffgehalte bei D2–D4. Da insbesondere länger anhaltende Unterschiede von ökologischer Bedeutung sind, werden Tagesmittelwerte bzw. Mittelwerte über einzelne Tidephasen betrachtet.

Die Zeitserien der täglich gemittelten oberflächen- und sohlernen Sauerstoffgehalte bei D1 zeigen, dass diese im Betrachtungszeitraum über weite Strecken sehr ähnlich verlaufen (Abbildung 3-7a). Die vertikalen Unterschiede schwanken im Betrachtungszeitraum im Jahresverlauf um die Nulllinie (Abbildung 3-7b). Im gesamten Betrachtungszeitraum traten somit Situationen auf, in denen die sohlernen Sauerstoffgehalte unter denen an der Oberfläche lagen als auch umgekehrt. Dies bedeutet wiederum, dass es an der Messstelle keinen grundsätzlichen vertikalen Gradienten im Sauerstoffgehalt gab. In den Jahren 2011–2015 schwankten die Differenzen, abgesehen von einzelnen kurzfristigen Ereignissen (z. B.  $-1,5 \text{ mg L}^{-1}$  im Juli 2011) im Bereich von  $\pm 0,5 \text{ mg L}^{-1}$ , während sie ab 2016 zumeist deutlich geringer ( $\pm 0,2 \text{ mg L}^{-1}$ ) ausfielen. Die einzige Ausnahme in diesem späteren Zeitraum stellt ein siebentägiges Ereignis Ende Juli/Anfang August 2018 dar, währenddessen der sohlernahe Sauerstoffgehalt bis zu  $2,2 \text{ mg L}^{-1}$  geringer war als der oberflächennahe. Wie aus den Daten ersichtlich wird, sind solche Ereignisse jedoch sehr selten eintretende Einzelfälle.

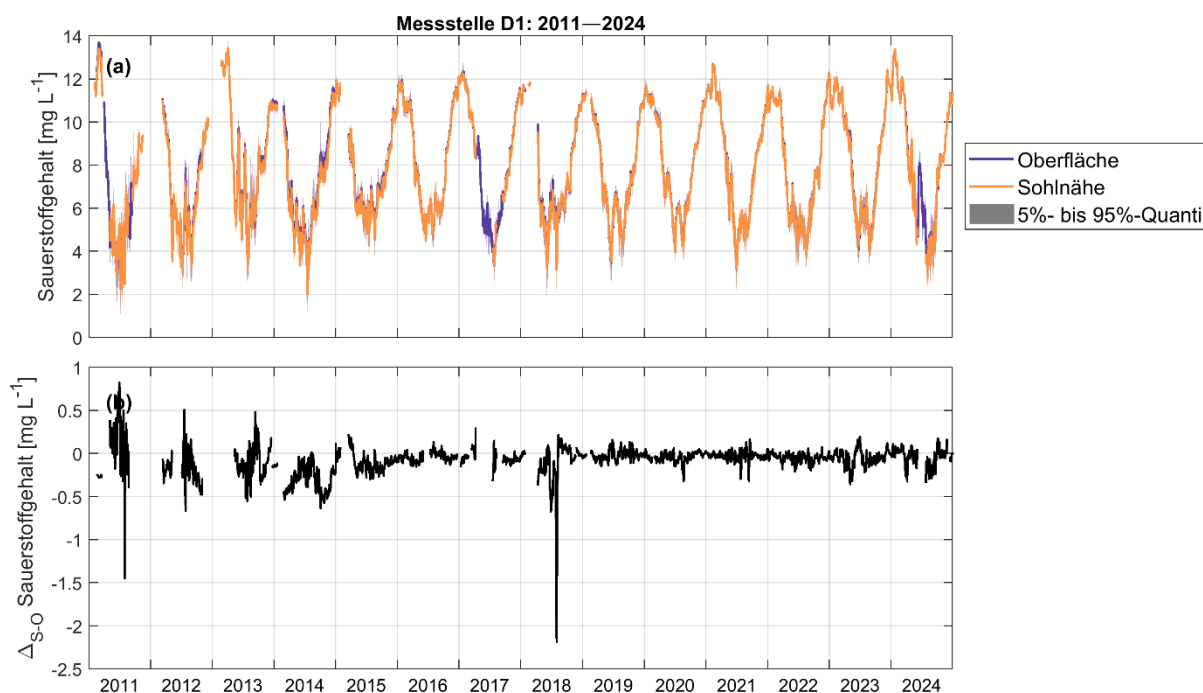


Abbildung 3-7: Zeitserien (a) der täglich gemittelten oberflächen- und sohlernen Sauerstoffgehalte und (b) der Differenz der Tagesmittelwerte zwischen Sohlernahe und Oberfläche ( $\Delta_{S-O}$ ) an der Messstelle D1 (Elbe-km 643,0) für 2011–2024. Negative Differenzen indizieren geringere Werte in Sohlernahe.

Betrachtet man analog zum Sauerstoffgehalt die zeitliche Entwicklung der Wassertemperatur (Abbildung 3-8), so zeigt sich in den sehr geringen vertikalen Unterschieden ( $\pm 0,1 \text{ }^{\circ}\text{C}$ ) im gesamten Zeitraum, dass es keine erkennbare Veränderung der Schichtungs- bzw. Durchmischungsverhältnisse gab, die

die Unterschiede zwischen den Jahren vor bzw. ab 2016 erklären könnte. Insbesondere zeigen die Unterschiede in der Wassertemperatur im gesamten Betrachtungszeitraum eine ähnliche Saisonalität, mit minimal geringeren sohn nahen Temperaturen (verglichen zur Oberfläche) im Sommer gegenüber minimal höheren Werten im Winter. Dies gilt gleichermaßen für die Einzelereignisse in den Sommern 2011 und 2018, während derer die Wassertemperatur ebenfalls keine Auffälligkeiten aufwies.

Aus dem Streudiagramm der tidengemittelten oberflächen- und sohn nahen Sauerstoffgehalte (Abbildung 3-9) wird ersichtlich, dass der Unterschied zwischen Oberflächen- und Sohl nahe in der Ebbphase tendenziell etwas größer ausfällt als während der Flutphase, mit im Mittel leicht geringeren Werten in Sohl nahe. Die Streuung der Messungen um die 1:1-Linie für beide Tidephasen zeigt jedoch deutlich, dass gleichermaßen auch Situationen auftraten, in denen der sohn nahe Wert über dem oberflächennahen Wert lag. Dies bestätigt die Ergebnisse auf Grundlage der Tagesmittelwerte und unterstreicht, dass an der Messstelle D1 bisher keine grundlegenden und anhaltenden vertikalen Unterschiede im Sauerstoffgehalt aufgetreten sind.

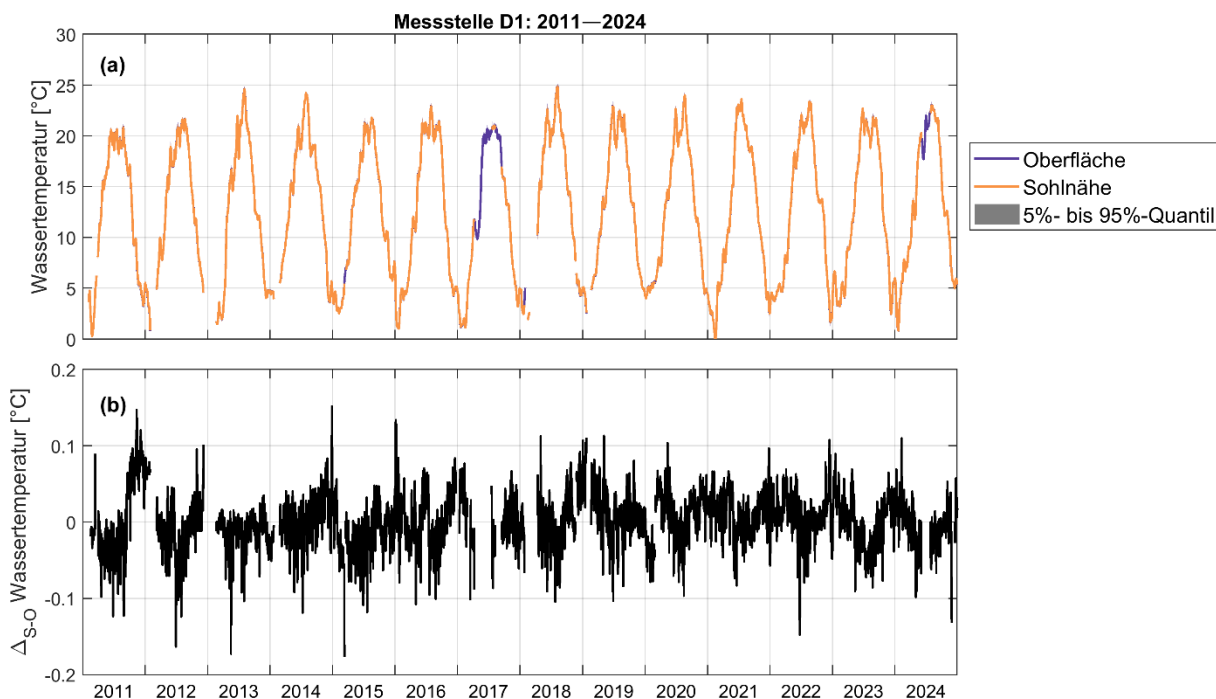


Abbildung 3-8: Wie Abbildung 3-7, nur für die Wassertemperatur.



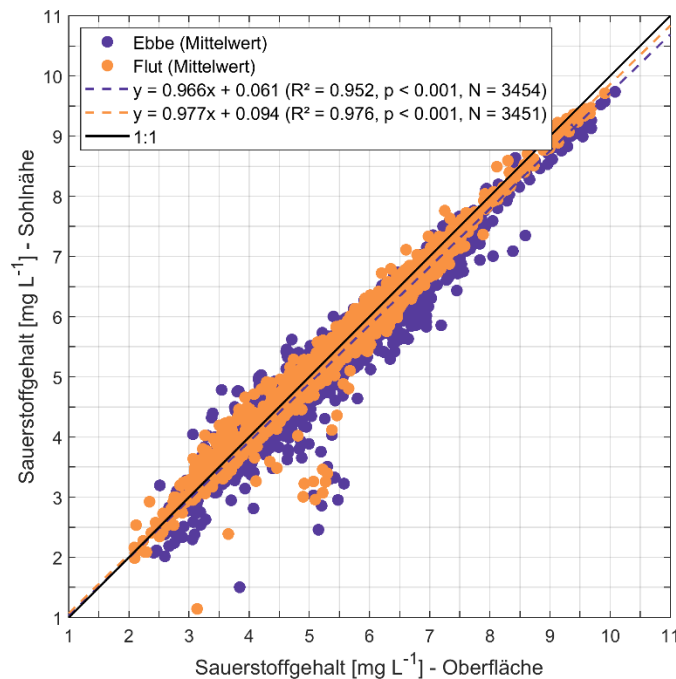


Abbildung 3-9: Streudiagramm der über die Tidephasen gemittelten oberflächen- und sohnnahen Sauerstoffgehalte an der Messstelle D1 im Zeitraum 1. Mai bis 30. September der Jahre 2011–2024. Werte unterhalb der 1:1-Linie indizieren geringere sohnnahe Sauerstoffgehalte.

### 3.1.5. Einfluss von Wassertemperatur und Schwebstoffgehalt auf den Sauerstoffgehalt

Da die Wassertemperatur einen direkten Einfluss auf die Löslichkeit des Sauerstoffs im Wasser hat (Garcia & Gordon, 1992), ist es wichtig die Sauerstoffentwicklung im Zusammenhang mit der Entwicklung der Wassertemperatur zu betrachten. Daneben hat der in der Wassersäule befindliche Schwebstoff eine direkte Wirkung auf den Sauerstoffgehalt im Gewässer. Einerseits bewirkt eine Zunahme des Schwebstoffgehalts eine Abnahme des für die Photosynthese erforderlichen Unterwasserlichts. Andererseits kann der biologisch abbaubare organische Anteil des in der Wassersäule befindlichen Schwebstoffs die Sauerstoffzehrung infolge bakterieller Abbauprozesse erhöhen. Im Folgenden werden daher die Messungen des Sauerstoffgehalts im Vergleich zu den Messungen der Wassertemperatur und der Trübung (als Maß für den Schwebstoffgehalt in der Wasserphase) gemittelt über den Zeitraum 1. Mai bis 30. September der Jahre 2011–2024 dargestellt.

Zunächst zeigt Abbildung 3-10 die mittleren oberflächennahen Wassertemperaturen und Trübungen an den Messstellen Bunthaus, Seemannshöft, Blankenese und D1–D4. In den meisten Jahren zeigt sich eine stetige Abnahme der Wassertemperatur (Bildtafel a) von Bunthaus bis D4, das heißeste Jahr stellte dabei das Jahr 2018 dar, in dem die mittlere Wassertemperatur an allen Messstellen außer bei D4 bei über 20 °C lag. Über den Gesamtzeitraum betrachtet, ist zudem eine tendenzielle Zunahme der mittleren Wassertemperatur an allen Stationen zu erkennen. Dies ist z. B. daran erkennbar, dass es ab 2018 in jedem Jahr die mittlere Wassertemperatur an mindestens einer Station bei über 20 °C lag, während dies zuvor nur in 2016 bei Bunthaus und Seemannshöft der Fall war. Dieser Anstieg der Wassertemperatur seit 2018 begünstigte die tendenzielle Verschlechterung der Sauerstoffverhältnisse in den Jahren ab 2018.

Für die Trübung (Bildtafel b) zeigt sich ein deutlich heterogeneres Bild mit großen zwischenjährlichen Schwankungen. In den Jahren 2011–2013 traten die geringsten Werte bei Bunthaus, Seemannshöft oder Blankenese auf (< 35 NTU), während die höchsten Werte (~100 NTU) bei D4 gemessen wurden. In späteren Jahren traten die geringsten Werte stets bei Bunthaus auf, während die höchsten Werte bei D2–D4 vorkamen. In den Jahren nach 2013, welches infolge des Elbehochwassers die mit Abstand

geringsten Trübungswerte aufwies, war die Trübung meist deutlich höher mit Werten, die bei D1–D4 regelmäßig 120 NTU überschritten und auch bei Seemannshöft und Blankenese regelmäßig Werte über 50 NTU aufwiesen. In diesem späteren Zeitraum lagen die Trübungswerte lediglich in 2018 und 2024 an allen Messstellen deutlich unter denen der übrigen Jahre.

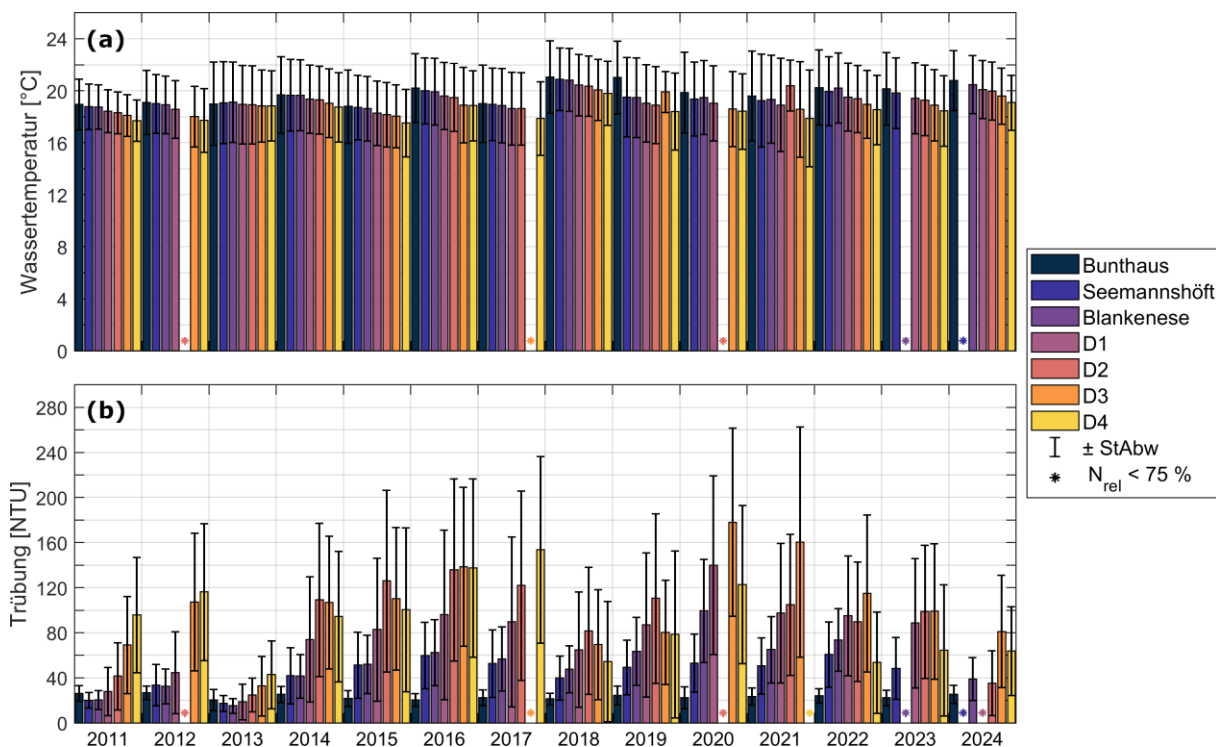


Abbildung 3-10: Mittelwerte und Standardabweichungen („StAbw“) der oberflächennahen Werte (a) des Sauerstoffgehalts und (b) der Trübung zwischen 1. Mai und 30. September der Jahre 2011 bis 2024 an den Stationen Bunthaus, Seemannshöft, Blankenese sowie D1–D4. Für Zeiträume mit einer Datenabdeckung („ $N_{\text{rel}}$ “) von unter 75 % sind die Werte nicht dargestellt („\*“).

Für die genauere Betrachtung eines möglichen Zusammenhangs zwischen Sauerstoffgehalt und Trübung zeigen Abbildung 3-11 bis Abbildung 3-14 die Streudiagramme der täglich bzw. über jeweils eine Tidephase gemittelten Größen im Zeitraum 1. Mai bis 30. September der Jahre 2011–2024. Exemplarisch werden hier die Ergebnisse für die Messstellen Bunthaus, Seemannshöft und D1 dargestellt, welche die verschiedenen im Hauptstrom der Tideelbe vorkommenden Sauerstoffregimes (oberhalb/Zentrum/unterhalb des Minimums) repräsentieren. Für die Station D1 sind zusätzlich zu den oberflächennahen Messungen auch die sohn nahen Messungen dargestellt. Somit sind die hinsichtlich des Sauerstoffgehalts im Hauptstrom wichtigsten Aspekte abgebildet. Die vergleichbaren Abbildungen für die Messstellen Blankenese und D2–D4 (Oberfläche und Sohle) sind im Anhang A.3 zusammengestellt.

Die große Streuung in den Daten aller Messstellen (und Messtiefen) zeigt dabei deutlich, dass es an den betrachteten Messstellen keinen klaren Zusammenhang zwischen Sauerstoffgehalt und Trübung gibt. Mit Ausnahme der Messstelle Bunthaus ist zwar an allen Messstellen eine tendenzielle Entwicklung hin zu höheren Trübungswerten zu beobachten (s. helle vs. dunkle Farben in der jeweiligen Bildtafel a), eine entsprechende Abnahme des Sauerstoffgehalts ist jedoch nicht erkennbar. Auch mit Blick auf unterschiedliche Effekte zwischen Ebb- und Flutphase zeichnet sich kein klares Bild. Lediglich an der Messstelle D1 (Oberfläche und Sohle) ist eine schwache Tendenz hin zu höheren Trübungswerten während der Flutphase zu verzeichnen, welche jedoch ebenfalls keinen offensichtlichen Einfluss auf den Sauerstoffgehalt hat. Der fehlende sichtbare Zusammenhang zwischen Trübung und Sauerstoffgehalt an allen Messstellen legt nahe, dass der Schwebstoff zu großen Teilen aus nicht oder nur schwer abbaubaren Stoffen besteht oder andere Faktoren wie z. B. der Abbau gelöster organischer

Verbindungen dominiert. Die an den Messstellen Seemannshöft und D1 auftretenden vergleichsweise hohen Sauerstoffgehalte ( $> 8 \text{ mg L}^{-1}$ ) bei Trübungswerten unter 50 NTU bzw. 100 NTU (D1, Sohle) sind mit den häufig noch recht hohen Sauerstoffgehalten im Mai zu begründen.

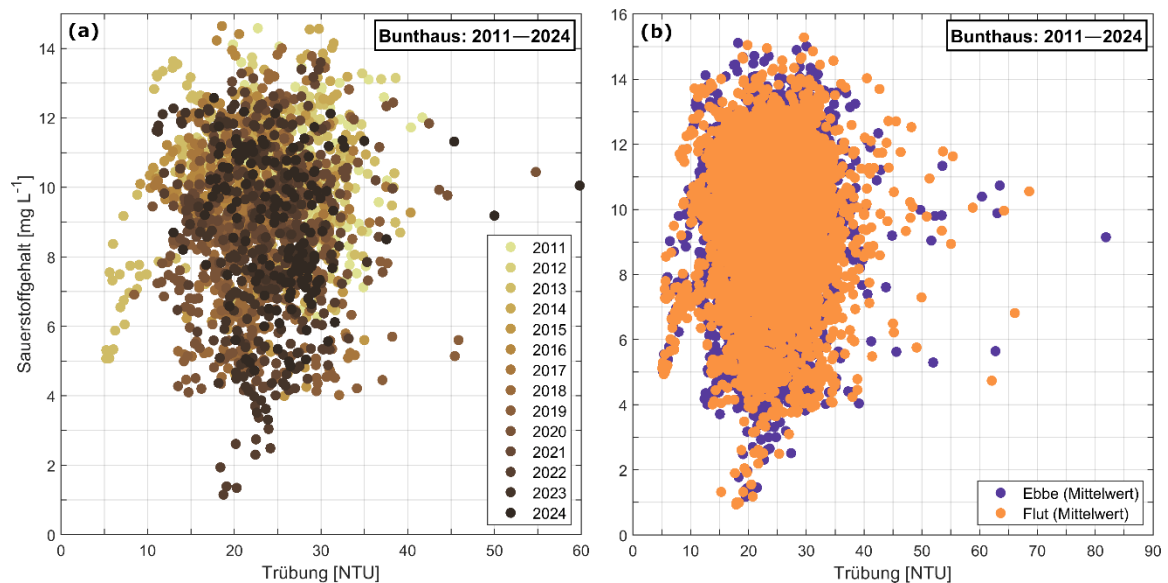


Abbildung 3-11: Streudiagramm der Tagesmittel (a) und der Tidemittel (b) von Trübung und Sauerstoffgehalt im Zeitraum vom 1. Mai bis 30. September an der Messstelle Bunthaus (Elbe-km 609,8), farblich kodiert für die einzelnen Jahre 2011–2024 bzw. Ebbe und Flut.

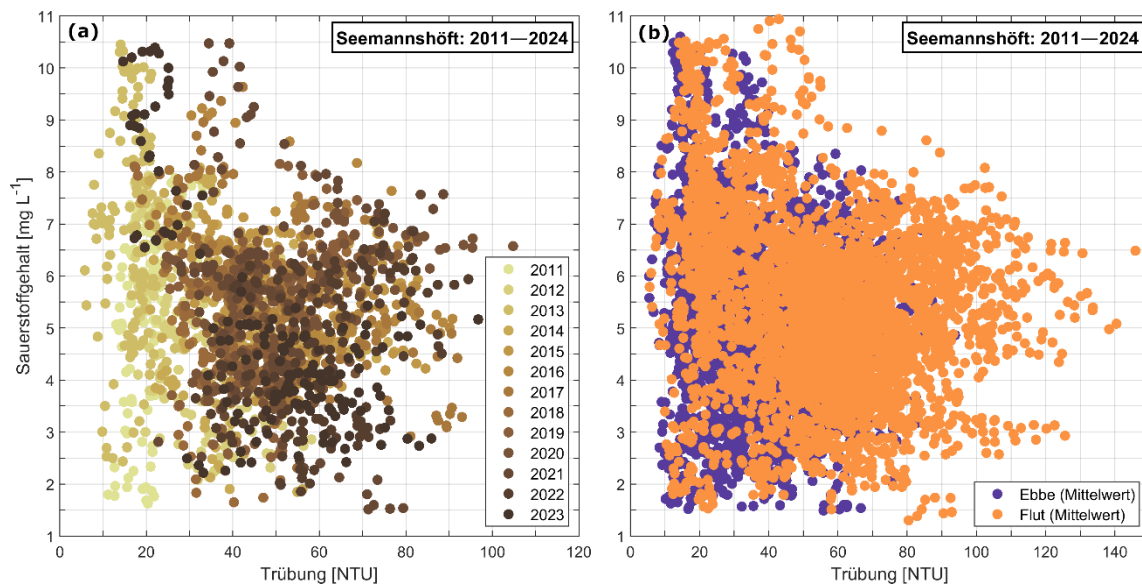


Abbildung 3-12: Wie Abbildung 3-11, nur für die Messstelle Seemannshöft (Elbe-km 628,9). Keine Daten für 2024 aufgrund des dauerhaften Ausfalls der Messstelle seit 1. Mai 2024.



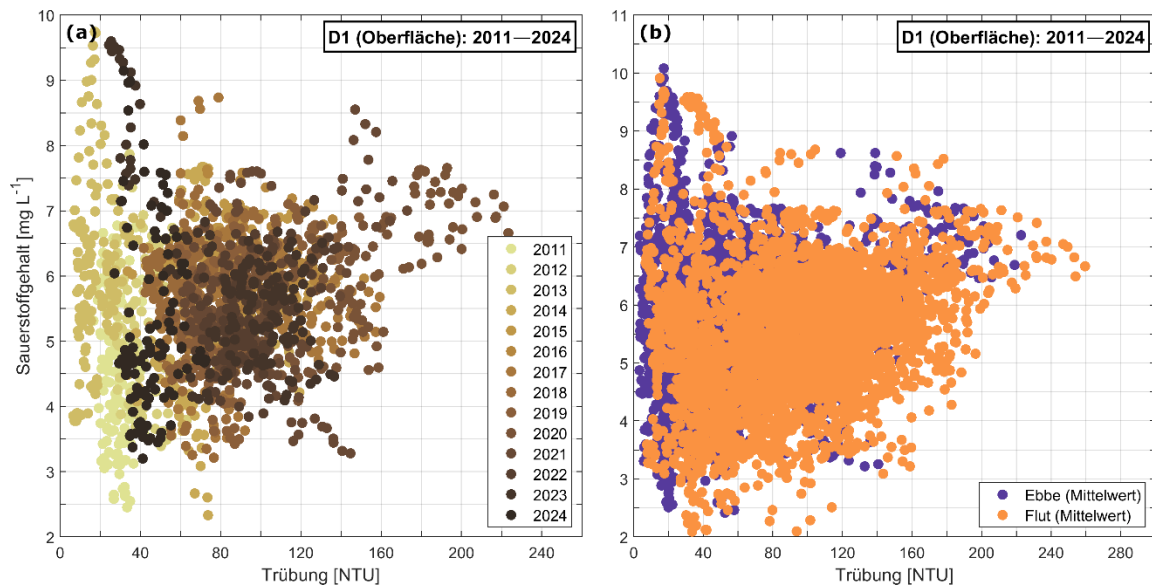


Abbildung 3-13: Wie Abbildung 3-11, nur für die oberflächennahen Messungen an der Messstelle D1 (Elbe-km 643,0).

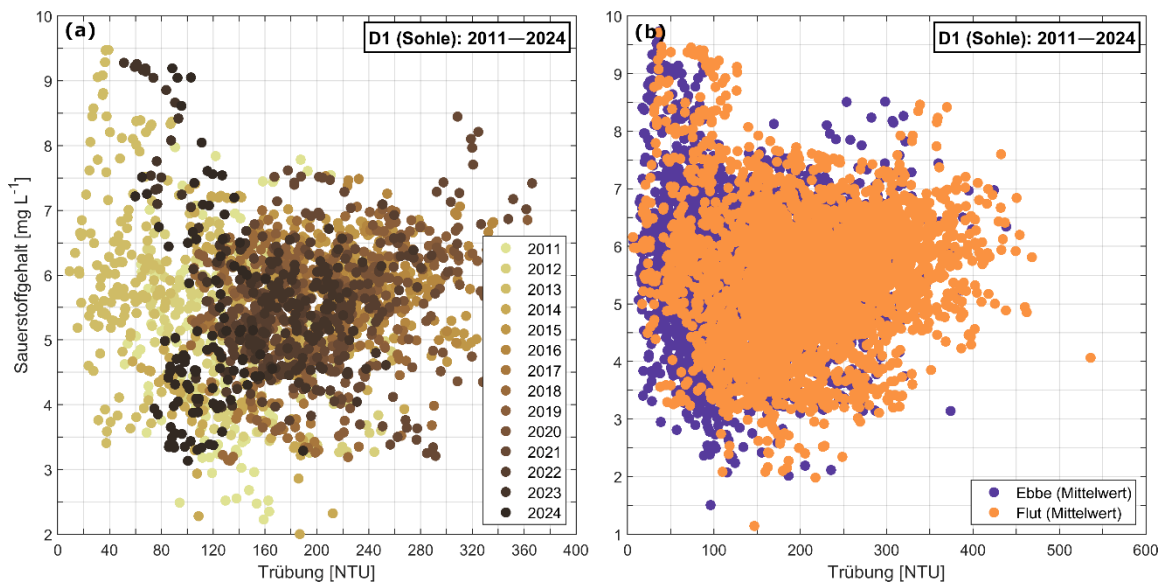


Abbildung 3-14: Wie Abbildung 3-11, nur für die sohlennahen Messungen an der Messstelle D1 (Elbe-km 643,0).

### 3.2. Entwicklung des oberflächennahen Sauerstoffgehalts im Bereich der Hahnöfer Nebelbe

Entsprechend dem Planfeststellungsbeschluss vom 23.04.2012, Anlage 1: 5. Sauerstoffhaushalt, ist in diesem Kapitel die Sauerstoffentwicklung an den Messstellen HN1 und HN2 in der HNE im Zeitraum 2011–2024 dargestellt. Für den Vergleich mit der Entwicklung im angrenzenden Hauptstrom sind die Messungen der beiden Messstellen denen an den Messstellen D1 und Blankenese als Vergleichsmessstellen für HN1 bzw. HN2 gegenübergestellt. Da an den Messstellen HN1, HN2 und Blankenese nur oberflächennahe Messungen vorliegen, sind auch für D1 nur die oberflächennahen Messungen in die Betrachtung eingegangen. Die Stationen HN1 und D1 liegen im Bereich des seewärtigen Ausgangs der HNE, während Blankenese und HN2 weiter stromauf gelegen sind (s. Abbildung 1-1).

Die Entwicklung des mittleren sommerlichen (1. Mai bis 30. September) Sauerstoffgehalts (Abbildung 3-15) zeigt, dass der Sauerstoffgehalt in der HNE konsistent höher ist als im angrenzenden Hauptstrom. Besonders deutlich ist der Unterschied dabei zwischen der Messstelle HN2 am binnenseitigen Ende der HNE. In den meisten Jahren lag der mittlere Sauerstoffgehalt dort noch etwas über dem bei HN1 am seeseitigen Ende. Ein wahrscheinlicher Grund hierfür ist, dass der Wasseraustausch zwischen Hauptstrom und Nebelbe am binnenseitigen Ende aufgrund der Topographie geringer ist als am see-seitigen Ende, wo der Flutstrom ungehindert in die Nebelbe einströmen kann. Im Betrachtungszeitraum schwankten die Unterschiede im sommerlichen Sauerstoffgehalt zwischen den Messstellen HN1 und D1 zwischen  $0,2 \text{ mg L}^{-1}$  (2017) und  $1,7 \text{ mg L}^{-1}$  (2019). Zwischen den Messstellen HN2 und Blankenese fielen die Unterschiede mit Werten zwischen  $0,7 \text{ mg L}^{-1}$  (2017) und  $2,7 \text{ mg L}^{-1}$  (2011) deutlich höher aus, was ebenfalls mit den unterschiedlichen örtlichen Gegebenheiten erklärt werden kann. Die langfristige Entwicklung an den Messstellen HN1 und HN2 deutet auf eine leichte Abnahme der sommerlichen Sauerstoffgehalte nach 2016 hin, jedoch bei merklichen zwischenjährlichen Schwankungen.

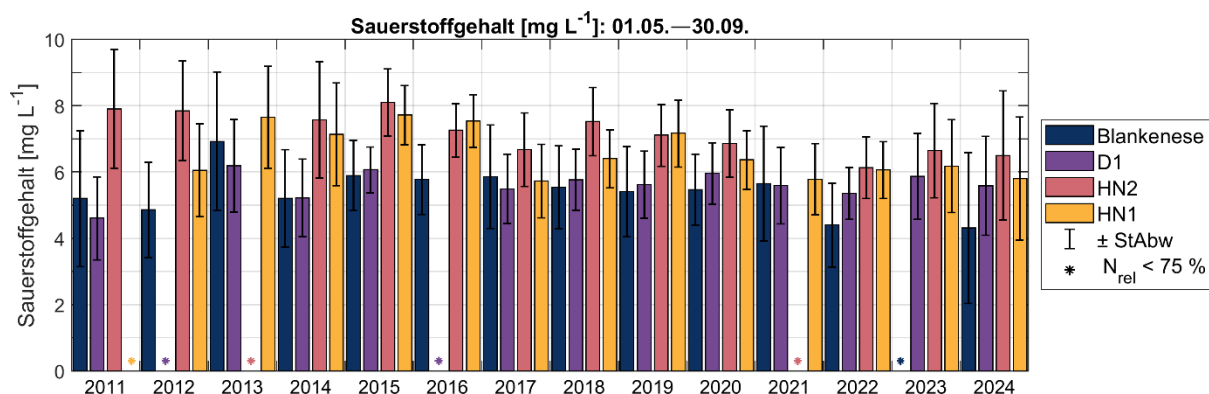


Abbildung 3-15: Mittelwert und Standardabweichung („StAbw“) des oberflächennahen Sauerstoffgehalts von 1. Mai bis 30. September der Jahre 2011 bis 2024 an den Stationen Blankenese, D1, HN1 und HN2. Für Zeiträume mit einer Datenabdeckung („ $N_{rel}$ “) von unter 75 % sind die Werte nicht dargestellt („\*“).

Die Dauer der kontinuierlichen (mindestens 6 h dauernden) Unterschreitungen des fischkritischen Sauerstoffgehalts von  $3 \text{ mg L}^{-1}$  zwischen 1. Mai und 30. September (Abbildung 3-16) zeigt besonders deutlich die wichtige Rolle der HNE als ökologischen Rückzugsort. Mit Ausnahme des Jahres 2012 (ein Tag) gab es keinerlei anhaltende Unterschreitungen dieses Grenzwerts. Selbst in 2024, als der Sauerstoffgehalt bei Blankenese über insgesamt 49 Tage unter  $3 \text{ mg L}^{-1}$  lag, gab es keine Unterschreitung bei der nahegelegenen Messstelle HN2. Dies gilt gleichermaßen für die Messstelle HN1, weshalb davon ausgegangen werden kann, dass es in der gesamten HNE zu keiner solchen Unterschreitung kam.

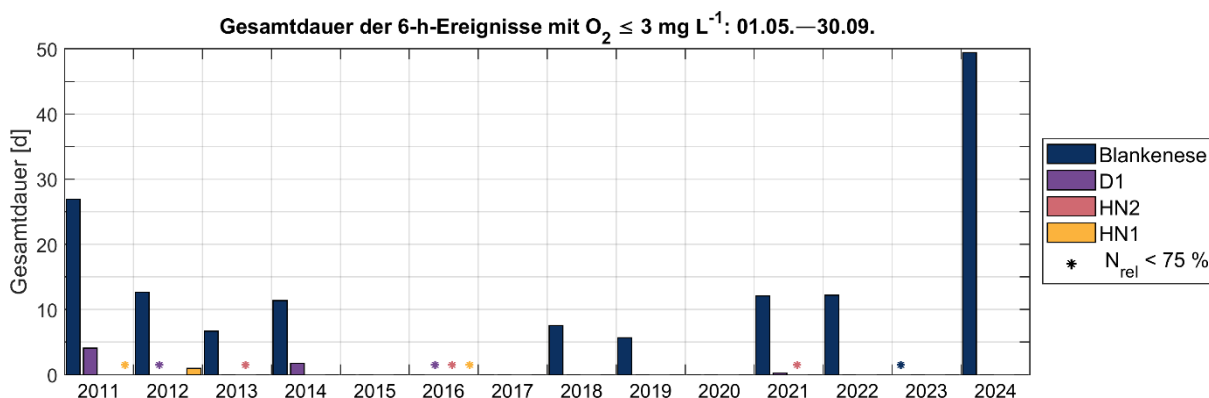


Abbildung 3-16: Gesamtdauer der kontinuierlichen Unterschreitungen des fischkritischen Sauerstoffgehalts von  $3 \text{ mg L}^{-1}$  für mindestens sechs Stunden im Zeitraum vom 1. Mai bis 30. September der Jahre 2011 bis 2024 an den Stationen Blankenese, D1, HN1 und HN2. Für Zeiträume mit einer Datenabdeckung („ $N_{rel}$ “) von unter 75 % sind die Werte nicht dargestellt („\*“).

Das Streudiagramm der über die einzelnen Ebb- und Flutphasen gemittelten Sauerstoffgehalte bei D1 und HN1 in den Sommern 2011–2024 (Abbildung 3-17) bestätigt zunächst, dass der Sauerstoffgehalt bei HN1 im Mittel etwa  $1 \text{ mg L}^{-1}$  über dem Sauerstoffgehalt bei D1 im Hauptstrom liegt (vgl. Achsenabschnitt der linearen Regressionsfunktionen; s. Legende). Der Vergleich zwischen den Ebb- und Flutmittelwerten zeigt zudem in der Tendenz höhere Sauerstoffgehalte während der Ebbphasen bei HN1. Dies deutet darauf hin, dass die Wassermasse in der HNE durch biologische Produktion und/oder erhöhte Wiederbelüftung mit Sauerstoff angereichert wird. Nach dem Ausströmen aus der HNE während der Ebbphase, vermischt sich die mit Sauerstoff angereicherte Wassermasse teilweise mit dem sauerstoffärmeren Wasser des Hauptstroms, bevor sie mit der Flut wieder in die Nebelbe einströmt. Dies spiegelt sich in den geringeren Sauerstoffgehalten während der Flutphase wider und zeigt auch, dass der erhöhte Sauerstoffeintrag in der HNE infolge der Vermischung einen positiven Effekt auf die Sauerstoffverhältnisse im Hauptstrom hat, welcher sich jedoch nur mithilfe eines numerischen Modells quantifizieren ließe.

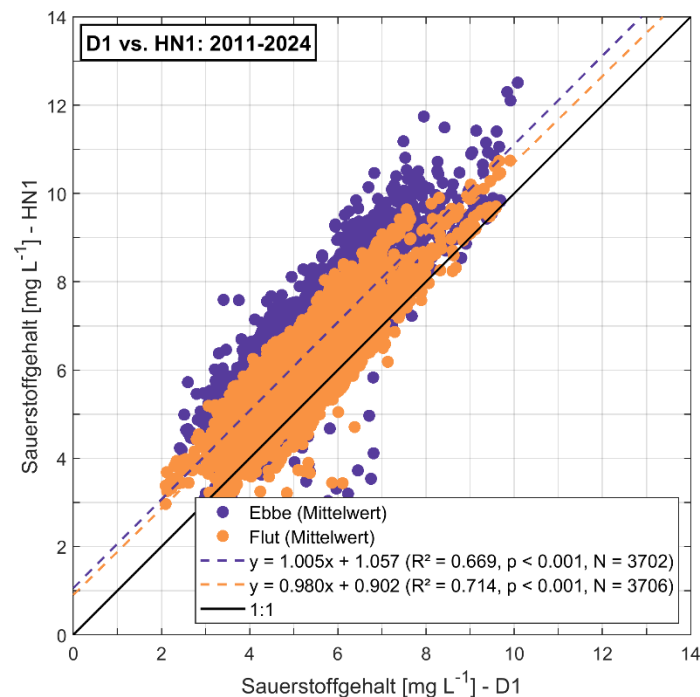


Abbildung 3-17: Streudiagramm und lineare Regressionen der über die Tidephasen gemittelten oberflächennahen Sauerstoffgehalte der Messstellen HN1 und D1 im Zeitraum vom 1. Mai bis 30. September der Jahre 2011–2024. Werte oberhalb der 1:1-Linie indizieren höhere Sauerstoffgehalte an der Messstelle HN1.

## 4. Die Entwicklung des Eingangssignals bei Geesthacht

Dieses Kapitel beschreibt die zeitliche Entwicklung des Eingangssignals bei Geesthacht in den Jahren 2011–2024. In Kapitel 4.1 geschieht dies zunächst auf Grundlage der täglich aggregierten Messungen der BfG oberhalb des Wehres Geesthacht (s. Kapitel 2.2.3) und beschränkt sich somit auf den Zeitraum ab 2016. Kapitel 4.2 anschließend auf Grundlage der Messdaten sowie der Modellierung der Gewässergüte (s. Kapitel 2.3) die Entwicklung der Stofffrachten über das Wehr Geesthacht im gesamten Untersuchungszeitraum. Im Fokus der Untersuchung steht dabei der Zeitraum der Vegetationsperiode (1. April bis 30. September), da die Einträge in dieser Zeit besonders relevant für die sommerliche Entwicklung des Sauerstoffgehalts in der Tideelbe sind. Kapitel 4.3 und Kapitel 4.4 liefern jeweils eine genauere Betrachtung der Ursachen des Allzeit-Sauerstofftiefs bei Bunthaus (Elbe-km 609,8) im Juni 2022 bzw. des lange anhaltenden Sauerstoffdefizits bei Blankenese (Elbe-km 634,2) im Sommer 2024.

### 4.1. Zeitliche Entwicklung des Eingangssignals von 2016–2024

Im Folgenden ist die zeitliche Entwicklung der Gewässergüte im Bereich Geesthacht in den Jahren 2016–2024 beschrieben. Grundlage hierfür bilden die aus den Messungen der verschiedenen Messstellen aggregierten täglichen Zeitserien (s. Kapitel 2.2.3) für die Wassertemperatur, die elektrische Leitfähigkeit, den Chlorophyll-a-Gehalt, den pH-Wert und den Sauerstoffgehalt. Zusätzlich wird der Abfluss bei Neu Darchau dargestellt. Für eine vergleichende Betrachtung der Gewässergüte sind in Tabelle 4-1 die Mittelwerte und Standardabweichungen der verschiedenen Größen innerhalb der Vegetationsperioden der Einzeljahre und des Gesamtzeitraums zusammengestellt.

*Tabelle 4-1: Mittelwerte und Standardabweichungen des Abflusses (bei Neu Darchau) und der betrachteten Gewässergütegrößen (bei Geesthacht) innerhalb der Vegetationsperioden (1. April bis 30. September) der einzelnen Jahre und über alle Jahre, basierend auf den Tagesmittelwerten der kontinuierlichen Messungen. Die Werte in Klammern geben die Datenabdeckung (in %) an.*

Zeitraum	Abfluss [m <sup>3</sup> s <sup>-1</sup> ]	Elektr. Leitfähigkeit [μS cm <sup>-1</sup> ]	Wassertemperatur [°C]	Chlorophyll-a [μg L <sup>-1</sup> ]	pH-Wert [-]	Sauerstoffgehalt [mg L <sup>-1</sup> ]
2016	392 ± 128 (100)	955 ± 13 (100)	19,0 ± 0,2 (100)	94,2 ± 5,5 (100)	8,86 ± 0,06 (100)	12,9 ± 0,7 (100)
2017	476 ± 138 (100)	948 ± 10 (100)	17,7 ± 0,2 (100)	93,2 ± 6,4 (100)	8,59 ± 0,07 (100)	12,2 ± 0,6 (100)
2018	324 ± 191 (100)	1108 ± 12 (92)	19,7 ± 0,3 (100)	90,8 ± 5,8 (100)	8,45 ± 0,10 (100)	11,6 ± 0,7 (100)
2019	298 ± 151 (100)	1088 ± 15 (100)	18,5 ± 0,3 (100)	131,4 ± 8,5 (100)	8,46 ± 0,12 (100)	10,7 ± 0,7 (100)
2020	308 ± 90 (100)	1231 ± 20 (100)	18,6 ± 0,3 (100)	105,3 ± 6,4 (100)	8,56 ± 0,10 (100)	11,1 ± 0,7 (100)
2021	536 ± 157 (100)	788 ± 9 (100)	17,4 ± 0,3 (100)	77,2 ± 4,9 (100)	8,86 ± 0,06 (100)	12,0 ± 0,6 (100)
2022	322 ± 108 (100)	833 ± 10 (80)	19,1 ± 0,3 (100)	129,4 ± 7,4 (90)	9,02 ± 0,09 (75)	12,8 ± 0,8 (100)
2023	440 ± 287 (100)	907 ± 11 (100)	18,9 ± 0,3 (100)	102,5 ± 6,6 (100)	8,50 ± 0,11 (75)	12,2 ± 0,7 (100)
2024	462 ± 204 (100)	924 ± 15 (100)	19,7 ± 0,3 (100)	113,1 ± 7,6 (100)	8,82 ± 0,11 (100)	11,8 ± 0,8 (100)
2016–2024	395 ± 162 (100)	978 ± 13 (97)	18,7 ± 0,3 (100)	103,8 ± 6,5 (99)	8,67 ± 0,09 (94)	11,9 ± 0,7 (100)

#### 4.1.1. Oberwasserabfluss (Neu Darchau)

Vor der Betrachtung der zeitlichen Entwicklung der Abflüsse in den Jahren 2016–2024, stellt Tabelle 4-2 zunächst den mittleren Abfluss in den Vegetationsperioden des Untersuchungszeitraums denen der Jahre 2011–2024 und des Gesamtzeitraums der Abflussmessung (1903–2024) gegenüber. Dieser

Vergleich verdeutlicht die sehr geringen Abflüsse in den letzten Jahren und zeigt auch, dass die Abflüsse in den Jahren ab 2016 im Mittel noch weiter zurückgegangen sind.

Tabelle 4-2: Mittelwerte und Standardabweichungen der Abflüsse in den Vegetationsperioden verschiedener Zeiträume sowie relativen Änderungen („ $\Delta$ “) gegenüber dem Gesamtzeitraum 1903–2024.

Zeitraum	2016–2024	2011–2024	1903–2024
Abfluss [ $\text{m}^3 \text{s}^{-1}$ ]	$392 \pm 128$	$455 \pm 321$	$624 \pm 408$
$\Delta$ [%]	-37	-27	0

Abbildung 4-1 zeigt die zeitliche Entwicklung des Oberwasserabflusses bei Neu Darchau (Elbe-km 536,4) in den Jahren 2016–2024. In den meisten Jahren zeigt sich ein typischer saisonaler Verlauf mit höheren Abflüssen im Winter/Frühjahr und geringeren Abflüssen im Sommer. Bezüglich der Winter- und Frühjahrshochwasser sticht der Winter 2023/2024 mit einer Abflussspitze von  $2470 \text{ m}^3 \text{s}^{-1}$  hervor. In den übrigen Jahren wurden Abflussspitzen von maximal etwa  $1300 \text{ m}^3 \text{s}^{-1}$  erreicht.

Hinsichtlich der sommerlichen Abflüsse ist insbesondere das Jahr 2021 hervorzuheben, welches sich durch zwei Hochwasser Ende Mai und Mitte Juli mit Abflussspitzen bis jeweils etwa  $950 \text{ m}^3 \text{s}^{-1}$  auszeichnete. Diese spiegeln sich auch im Mittelwert über die Vegetationsperiode wider, welcher der höchste im Betrachtungszeitraum ist ( $536 \pm 157 \text{ m}^3 \text{s}^{-1}$ ; s. Tabelle 4-1). Im Juni 2024 gab es ebenfalls ein einzelnes Hochwasserereignis mit einer Abflussspitze von knapp über  $800 \text{ m}^3 \text{s}^{-1}$ , was sich ebenfalls im Mittelwert widerspiegelt. Im Gegensatz dazu wiesen die Jahre 2018–2020 und 2022 innerhalb der Vegetationsperioden deutlich unter dem Mittel der Jahre 2016–2024 gelegene Werte auf, wobei die geringsten Werte in 2019 auftraten ( $298 \pm 151 \text{ m}^3 \text{s}^{-1}$ ). Diese geringen Abflüsse begünstigten durch eine Erhöhung der Fließzeit den Biomasseaufbau durch die Algen in der Mittelelbe, was sich letztlich auf die Sauerstoffverhältnisse in der Tideelbe auswirkte.

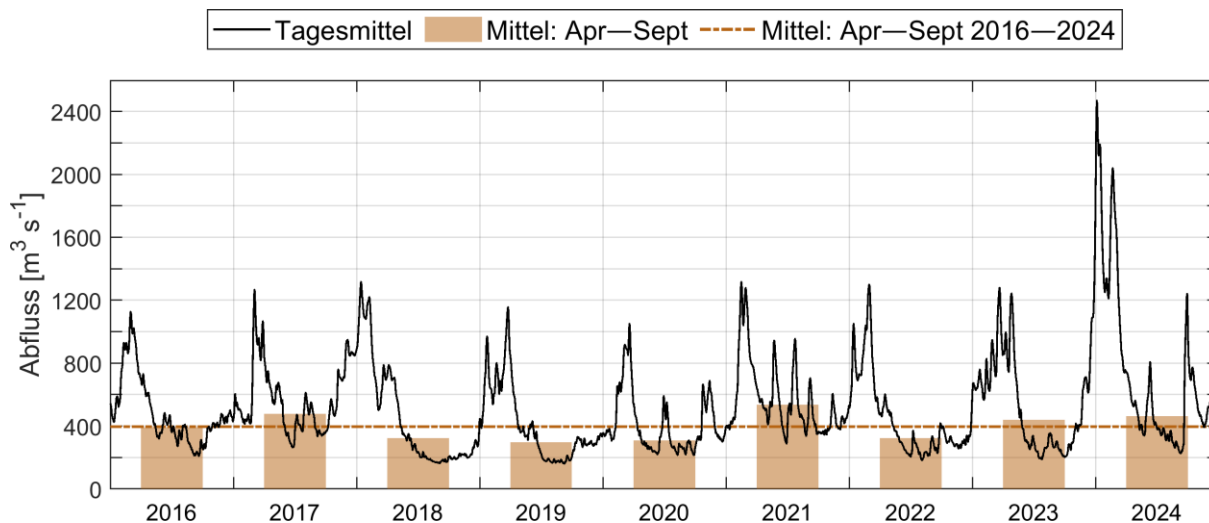


Abbildung 4-1: Zeitserien des Tagesmittels (durchgezogene Linie) sowie des Mittels über die Vegetationsperiode (1. April bis 30. September; Balken) des Abflusses bei Neu Darchau in den Jahren 2016–2024. Die Breite der Balken markiert die Vegetationsperioden der Jahre. Die gestrichelte Linie entspricht dem Mittelwert über alle Vegetationsperioden innerhalb des Betrachtungszeitraums.

#### 4.1.2. Elektrische Leitfähigkeit

Abbildung 4-2 zeigt die zeitliche Entwicklung der elektrischen Leitfähigkeit in den Jahren 2016–2024. Grundsätzlich gilt für die Leitfähigkeit in der Elbe bei Geesthacht, dass diese eine dem Oberwasserabfluss entgegengesetzte Dynamik aufweist, mit höheren Werten bei geringen Abflüssen und niedrigeren Werten bei hohen Abflüssen (vgl. Abbildung 4-1). Dies bedeutet, dass die Leitfähigkeit insbesondere

während Hochwassersituationen (z. B. Januar bis März 2019) eine starke Abnahme aufwies, während die anhaltenden Niedrigwasserphasen in der jeweils zweiten Jahreshälfte der Jahre 2018–2020 durch vergleichsweise hohe Leitfähigkeiten gekennzeichnet waren. Diese Jahre wiesen auch gemittelt über die Vegetationsperiode eine deutlich über dem mehrjährigen Mittel von  $978 \pm 13 \mu\text{S cm}^{-1}$  liegende Leitfähigkeit auf, was die geringen Abflüsse in diesen Jahren unterstreicht. Für das Jahr 2020 muss dabei erwähnt werden, dass eine Korrektur der Sondendaten nicht möglich war und diese im Vergleich zu den anderen Jahren die Messungen des NLWKN merklich übersteigen (s. Abbildung B-2).

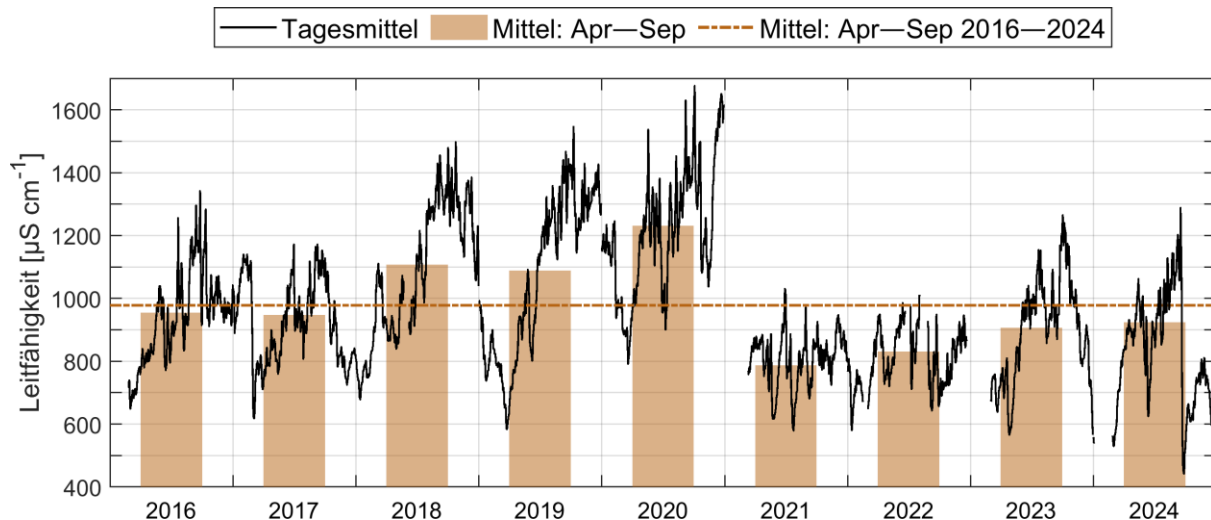


Abbildung 4-2: Wie Abbildung 4-1, nur für die elektrische Leitfähigkeit bei Geesthacht.

#### 4.1.3. Wassertemperatur

Die in Abbildung 4-3 gezeigte Entwicklung der Wassertemperatur in den Jahren 2016–2024 zeigt die für die Elbe typische Saisonalität mit geringen Temperaturen von 0–6 °C im Winter und Temperaturen von 20–27 °C im Sommer. Für die Sauerstoffverhältnisse ist insbesondere die sommerliche Temperaturentwicklung relevant, da diese maßgeblich die Entwicklung des Eingangssignals bestimmt.

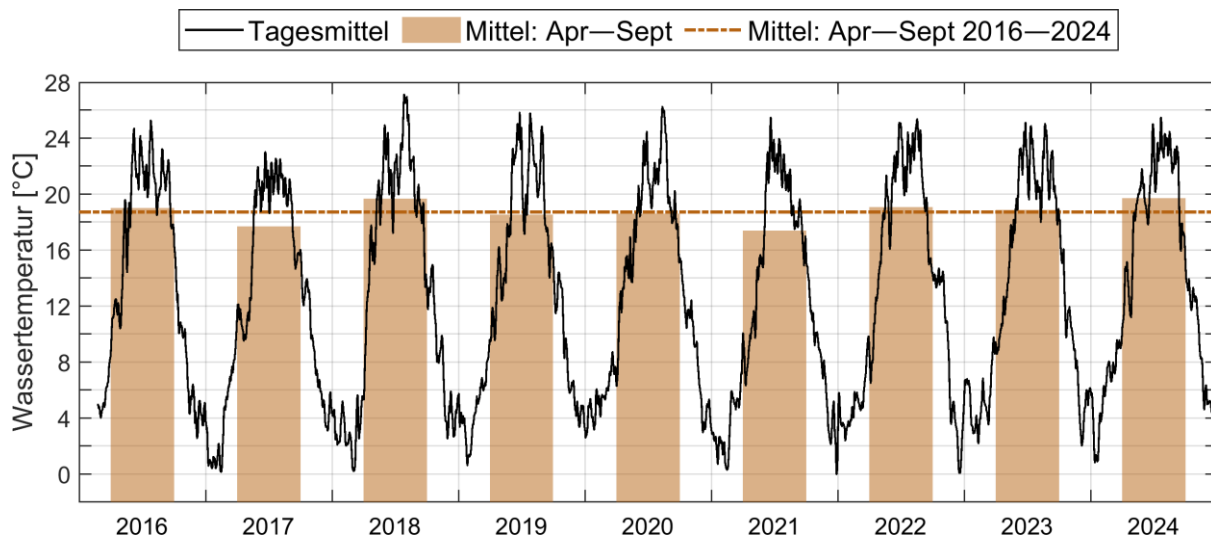


Abbildung 4-3: Wie Abbildung 4-1, nur für die Wassertemperatur bei Geesthacht.

In diesem Kontext ist zum einen das Jahr 2017 als eher „kaltes“ Jahr hervorzuheben, in dem die Temperaturen nur an insgesamt 15 Tagen über 23 °C lagen. Mit einer mittleren Wassertemperatur von nur  $17,4 \pm 0,3 \text{ °C}$  während der Vegetationsperiode war 2021 das im Mittel kälteste Jahr. Dagegen waren

die Jahre 2018 und 2024 die im Mittel heißesten Jahre im Betrachtungszeitraum ( $19,7 \pm 0,3 \text{ }^{\circ}\text{C}$ ), wobei in 2018 mit  $27,1 \text{ }^{\circ}\text{C}$  die höchste Wassertemperatur erreicht wurde. Daneben wiesen auch die Vegetationsperioden der Jahre 2016, 2022 und 2023 ( $19,0 \pm 0,2 \text{ }^{\circ}\text{C}$ ,  $19,1 \pm 0,3 \text{ }^{\circ}\text{C}$  bzw.  $18,9 \pm 0,3 \text{ }^{\circ}\text{C}$ ) mittlere Wassertemperaturen über dem mehrjährigen Mittel von  $18,7 \pm 0,3 \text{ }^{\circ}\text{C}$  auf.

#### 4.1.4. Chlorophyll-a

Abbildung 4-4 zeigt die Zeitserie des Chlorophyll-a-Gehalts für die Jahre 2016–2024. Das Chlorophyll-a beschreibt als Proxy für die Phytoplanktonbiomasse die jahreszeitliche Entwicklung des Phytoplanktons in der Elbe und dient somit gleichzeitig als Maß für den Eintrag organischen Materials in die Tideelbe. Das Phytoplanktonwachstum in der Elbe ist im Winter lichtlimitiert, was an den sehr geringen winterlichen Chlorophyll-a-Konzentrationen im gesamten Betrachtungszeitraum erkennbar ist. Ab März ist die Lichtverfügbarkeit ausreichend hoch – bei gleichzeitig hoher Nährstoffverfügbarkeit und geringem Fraßdruck –, sodass die Phytoplanktonbiomasse schnell anwächst und sich akkumuliert. Dies ist an der schnellen Zunahme der Chlorophyll-a-Konzentration von März bis April ersichtlich. Im weiteren Verlauf des Frühjahrs und Sommers kann es einerseits zu einer Verlangsamung des Phytoplanktonwachstums infolge von Nährstofflimitierung kommen und andererseits steigert sich durch das erhöhte Aufkommen von Fressfeinden, insbesondere des Zooplanktons der Fraßdruck. Dies kann zu kurzfristigen (binnen weniger Tage) starken Abnahmen der Phytoplanktonbiomasse bzw. des Chlorophyll-a-Gehalts führen. Solche Ereignisse traten wahrscheinlich Anfang Juni und Ende Juli 2018, Ende Juni 2019 sowie Ende Juni 2022 auf. Betrachtet man die Entwicklung der Chlorophyll-a-Konzentrationen über die Jahre 2016–2024, so fallen die Jahre 2016 und 2021 mit vergleichsweise geringen Maximalkonzentrationen über die gesamte Vegetationsperiode auf, was sich auch in den geringen mittleren Konzentrationen ( $94,2 \pm 5,5 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$  bzw.  $77,2 \pm 4,9 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$ ) im Vergleich zum mehrjährigen Mittel von  $103,8 \pm 6,5 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$  widerspiegelt. Daneben wiesen auch die Vegetationsperioden der Jahre 2017 und 2018, trotz relativ hoher Maximalkonzentrationen, geringe mittlere Konzentrationen auf. Die ist insbesondere auf die geringen Konzentrationen in der zweiten Jahreshälfte zurückzuführen. Besonders hohe maximale als auch mittlere Konzentrationen traten hingegen in den Jahren 2019 und 2022 auf. Die Maximalwerte lagen dabei in beiden Jahren bei über  $220 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$ , während die Mittelwerte bei  $131,4 \pm 8,5 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$  bzw.  $129,4 \pm 7,4 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$  lagen und somit knapp 30 % über dem mehrjährigen Mittel.

Hinsichtlich der langfristigen Entwicklung der Chlorophyll-a-Konzentrationen lässt sich auch aufgrund der Kürze des Betrachtungszeitraums keine Aussage treffen. Die Messungen zeigen keine klare Tendenz in der zwischenjährlichen Entwicklung und die zeitliche Variabilität zwischen den Jahren als auch innerhalb der einzelnen Vegetationsperioden ist hoch.

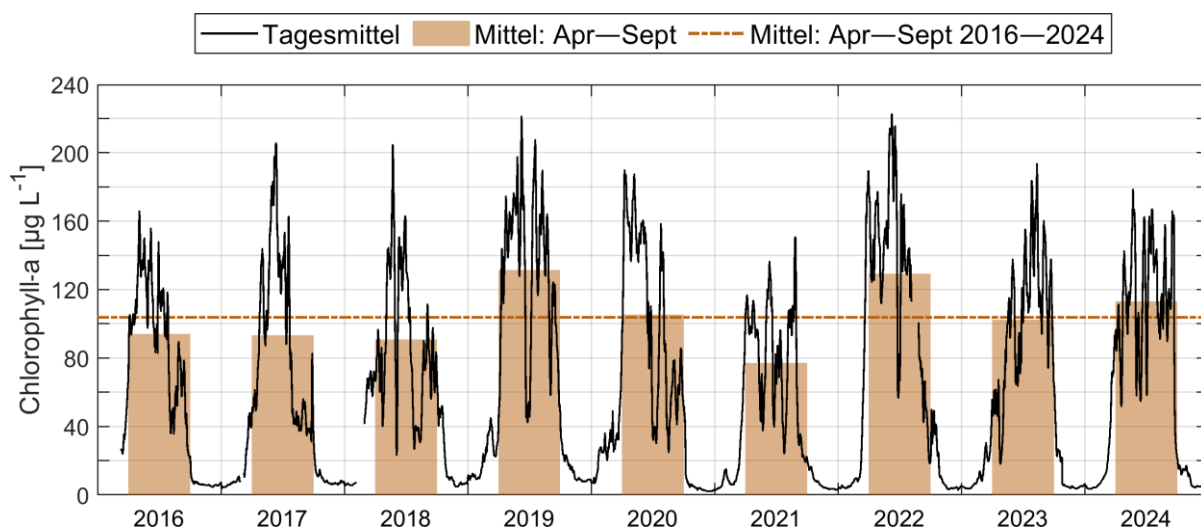


Abbildung 4-4: Wie Abbildung 4-1, nur für den Chlorophyll-a-Gehalt bei Geesthacht.



#### 4.1.5. pH-Wert

Der pH-Wert gibt Auskunft über das Verhältnis zwischen autotrophen und heterotrophen Prozessen innerhalb eines Gewässersystems. Ein pH-Wert von ca. 8–8,2 beschreibt dabei einen neutralen Zustand, in dem autotrophe Produktion und heterotrophe Veratmung im Gleichgewicht sind. Werte darüber indizieren hingegen ein netto autotrophes System, während niedrigere Werte auf ein netto heterotrophes System hinweisen. Die in Abbildung 4-5 dargestellte zeitliche Entwicklung des pH-Werts reflektiert daher insbesondere innerhalb der Vegetationsperiode die zeitliche Entwicklung des Chlorophyll-a. Zu Beginn der Frühlingsblüte zeigt der pH-Wert infolge der hohen Primärproduktion des Phytoplanktons einen starken Anstieg, während er in Phasen abnehmender Chlorophyll-a-Konzentrationen, in denen also heterotrophe Prozesse dominieren, abnimmt. Bezüglich der hier gezeigten Absolutwerte ist anzumerken, dass in den Jahren 2022 und 2023 aufgrund von Sensorausfällen der pH-Wert nur direkt am Wehr Geesthacht gemessen werden konnte. Ab 2024 wurde dieser zusätzlich wieder bei Artlenburg (Elbe-km 574) gemessen, zeigte allerdings größere Abweichungen zu den Messungen am Wehr, welche in Ermangelung von *In-situ*-Vergleichsdaten nicht korrigiert werden konnten (s. Anhang B.3). Die Absolutwerte insbesondere in 2024 sind somit nur bedingt aussagekräftig.

Im Betrachtungszeitraum traten die höchsten pH-Werte mit Werten über 9,4 während der Frühlingsblüten 2016, 2019, 2021 und 2024 sowie im Juli 2022 auf. Die geringsten Werte von unter 7,6 wurden hingegen während Ereignissen starker kurzfristiger Abnahmen im Juli 2018 sowie in August und September 2019 gemessen, welche ebenfalls mit starken Abnahmen der Chlorophyll-a-Konzentration einhergingen. Betrachtet man die mittleren pH-Werte während der Vegetationsperioden der einzelnen Jahre, so sticht insbesondere das Jahr 2022 mit einem Wert von  $9,02 \pm 0,09$  heraus, welcher die hohe Produktivität in diesem Jahr unterstreicht. Der kurzzeitige starke Abfall der Chlorophyll-a-Konzentration Ende Juni 2022 (s. Abbildung 4-4) ist ebenfalls in einem starken Rückgang des pH-Werts zu erkennen, auch wenn dieser nur knapp unter 8,2 fiel. Der geringsten pH-Werte von unter 7,3 traten während eines kurzfristigen Ereignisses mit einer sehr starken Abnahme des pH-Werts im Juni 2023 auf.

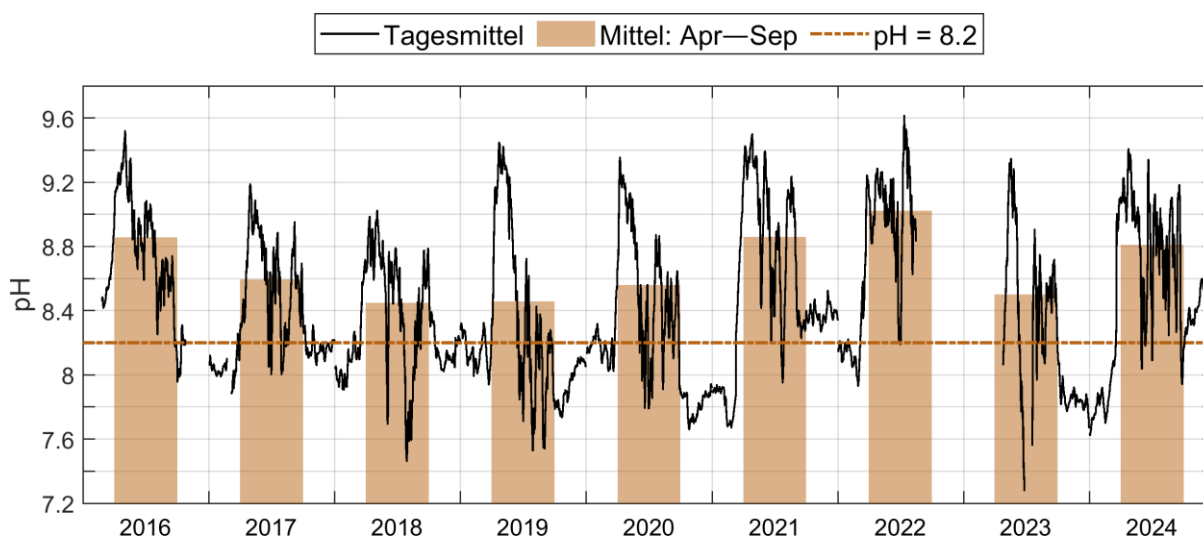


Abbildung 4-5: Wie Abbildung 4-1, nur für den pH-Wert bei Geesthacht. Die gestrichelte Linie entspricht dem Referenzwert für einen neutralen Zustand von 8,2.

#### 4.1.6. Sauerstoffgehalt

Aufgrund des Temperatureffekts auf die Löslichkeit des Sauerstoffs im Wasser sowie des Verhältnisses von biologischer Sauerstoffproduktion und -zehrung (vgl. Kapitel 1.2) zeigt die Zeitserie des Sauerstoffgehalts bei Geesthacht (Abbildung 4-6) über alle betrachteten Jahre hinweg einen grundsätzlich ähnlichen Verlauf. Hohe Löslichkeit und geringe biologische Aktivität führen zu hohen



Winterkonzentrationen. Während der Frühlingsblüte steigt der Sauerstoffgehalt in Folge hoher Primärproduktion weiter an, wohingegen die hohen Temperaturen und Zehrungsprozesse im Anschluss im Sommer zu einer starken Abnahme führen. Besonders deutlich wird der Einfluss der Primärproduktion auf den Sauerstoffgehalt während der Frühlingsblüte 2020 und 2022, in denen Höchstwerte von über  $18 \text{ mg L}^{-1}$  erreicht wurden. Umgekehrt wird der starke Einfluss der heterotrophen Veratmung während der kurzfristigen Ereignisse in den Sommern der Jahre 2018–2020 und 2022 ersichtlich. Der Sauerstoffgehalt sank während dieser Ereignisse bis auf unter  $5 \text{ mg L}^{-1}$  und in Juli 2019 und Juni 2022 sogar bis auf  $3,8 \text{ mg L}^{-1}$ . Ereignisse mit solch niedrigen Sauerstoffgehalten in der unteren Mittelelbe treten – basierend auf den hier gezeigten Messungen – meist kurz nach Phasen starker Phytoplanktonproduktion auf. Dies kann problematisch für die Sauerstoffbedingungen in der Tideelbe sein, da dadurch kurze Phasen (= einige Tage) sehr geringer Sauerstoffzufuhr direkt auf längere Phasen (= einige Wochen) mit hohem Eintrag an Algenbiomasse von Oberstrom folgen. Dies bedeutet im zeitlichen Verlauf zunächst eine starke Sauerstoffzehrung in der Tideelbe mit anschließend stark verringerter Nachlieferung von sauerstoffreichem Wasser.

Wie in Abbildung 4-6 ersichtlich wird, wirken sich diese kurzfristigen Ereignisse sehr geringer Sauerstoffgehalte nicht oder nur bedingt auf die Mittelwerte über die Vegetationsperiode aus, da die länger anhaltenden Phasen hoher Produktion diese kompensieren. Beispielhaft kann dies am Jahr 2022 illustriert werden, in dem der geringste Sauerstoffgehalt im gesamten Betrachtungszeitraum 2016–2024 gemessen wurde, welches jedoch nach 2016 den zweithöchsten mittleren Sauerstoffgehalt von  $12,8 \pm 0,8 \text{ mg L}^{-1}$  aufwies. In 2019 wirkten sich die wiederholt sehr niedrigen Sauerstoffgehalte jedoch auch merklich auf die mittleren Konzentrationen ( $10,7 \pm 0,7 \text{ mg L}^{-1}$ ) aus, welche deutlich unter dem mehrjährigen Mittel von  $11,9 \pm 0,7 \text{ mg L}^{-1}$  lagen.

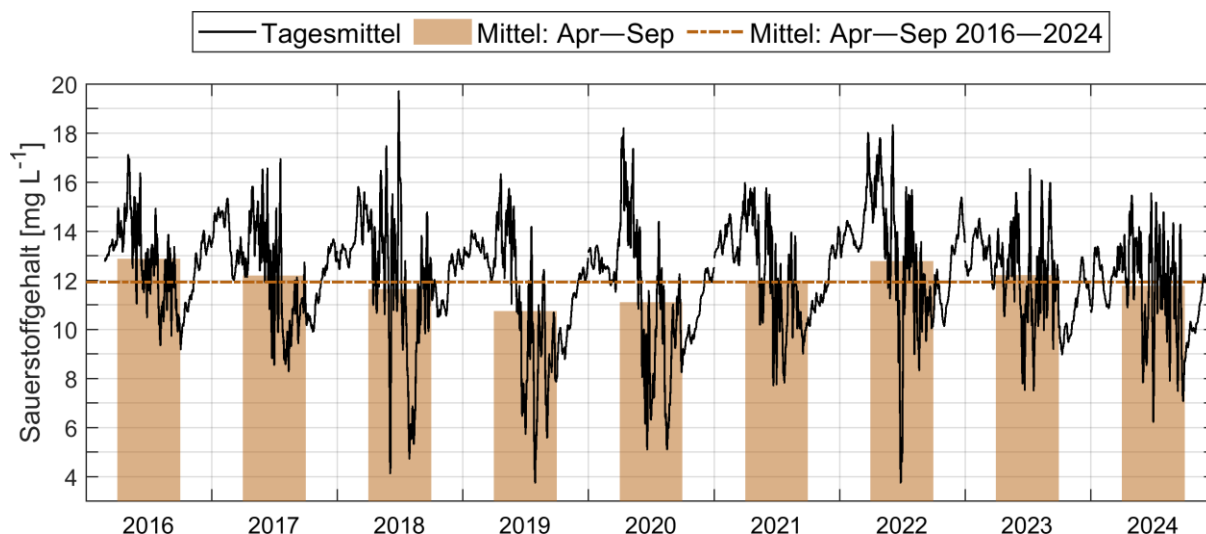


Abbildung 4-6: Wie Abbildung 4-1, nur für den Sauerstoffgehalt bei Geesthacht.

## 4.2. Zeitliche Entwicklung der Stofffrachten von Chlorophyll-a, Sauerstoff und Ammonium-Stickstoff in den Jahren 2011–2024

Die in diesem Kapitel dargestellten Tages- und Jahresfrachten von Chlorophyll-a und Sauerstoff wurden, wie in den Kapiteln 2.2.3 und 2.4 beschrieben, berechnet. Zur Illustration zeigt Abbildung 4-7 die Zeitserien der Tagesmittel des (a) Oberwasserabflusses bei Neu Darchau sowie der Konzentrationen (schwarz) und der Frachten (blau) von (b) Chlorophyll-a und (c) Sauerstoff der Jahre 2016–2024.

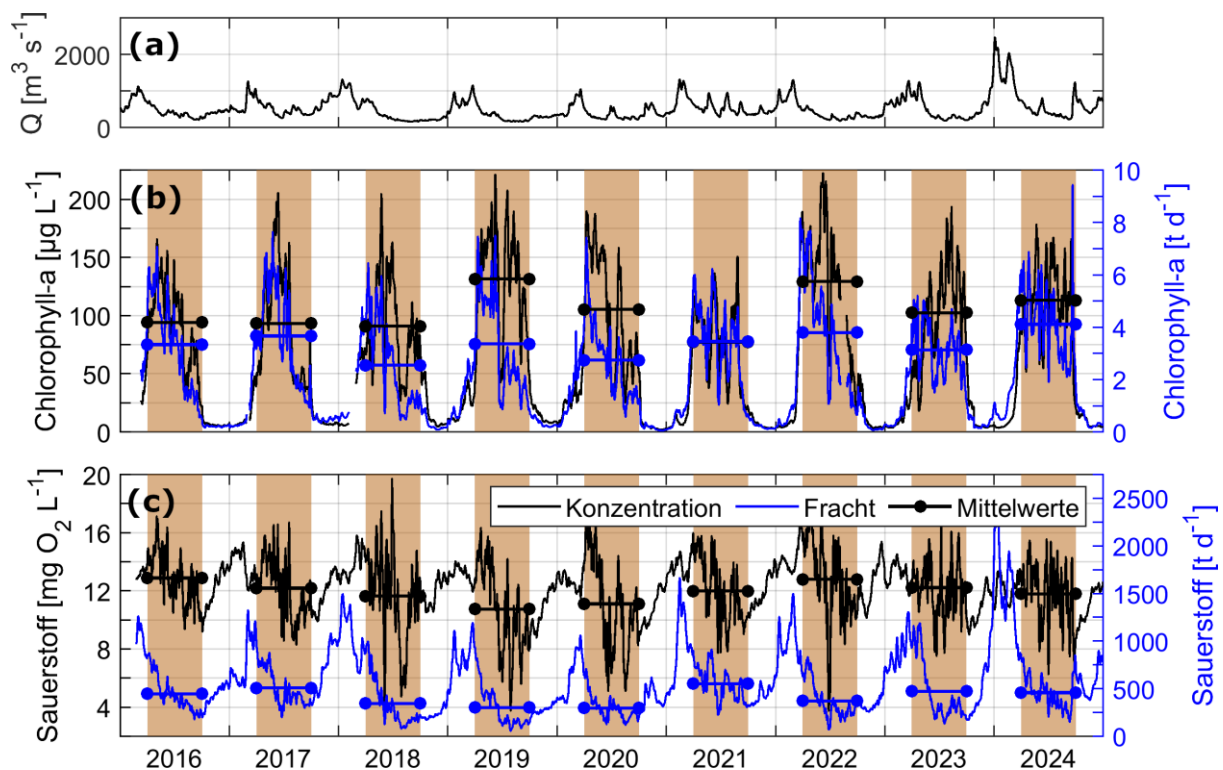


Abbildung 4-7: Zeitserien der Tagesmittelwerte des (a) Oberwasserabflusses  $Q$  bei Neu Darchau sowie der Konzentrationen (schwarz) und der Frachten (blau) von (b) Chlorophyll-a und (c) Sauerstoff der Jahre 2016–2024. Die braun schattierten Bereiche in den Bildtafeln b und c markieren die Vegetationsperioden (1. April bis 30. September) der einzelnen Jahre. Die horizontalen Linien entsprechen jeweils die mittleren Konzentrationen und Frachten innerhalb der Vegetationsperioden.

Die Zeitserien für das Chlorophyll-a zeigen (Abbildung 4-7b), dass die Fracht grundsätzlich eine ähnliche zeitliche Dynamik aufweist wie die Konzentration: geringe Werte im Winter, eine Zunahme im Frühjahr und abnehmende Werte im Verlauf von Sommer und Herbst. Dieses Signal wird vom Oberwasserabfluss moduliert (Abbildung 4-7a), was insbesondere im Sommer und Frühherbst (Juni–September) sichtbar wird. In den Jahren 2019–2020 und 2022 waren die Chlorophyll-a-Frachten innerhalb dieses Zeitraums aufgrund anhaltend niedriger Abflüsse trotz hoher Chlorophyll-a-Konzentrationen sehr gering. Die maximalen täglichen Frachten wurden in den meisten Jahren kurz vor dem Maximum der Chlorophyll-a-Konzentration im Frühjahr erreicht, da der Abfluss zu dieser Zeit des Jahres meist eine abnehmende Tendenz aufwies. Betrachtet über alle Jahre, lagen die dann erreichten Höchstwerte der täglichen Chlorophyll-a-Frachten bei etwa 6–8  $\text{t d}^{-1}$ .

Für den Sauerstoff (Abbildung 4-7c) zeigt sich aufgrund seiner dem Oberwasserabfluss ähnlichen Saisonalität ein anderes Bild als für das Chlorophyll-a. Aufgrund des deutlich geringeren Wertebereichs des Sauerstoffgehalts gegenüber dem Abfluss, spiegelt der Jahresgang der Sauerstofffracht im Wesentlichen den Jahresgang des Oberwasserabflusses wider. Die höchsten Werte traten somit, in Abhängigkeit vom Zeitpunkt der frühjährlichen hohen Abflüsse, in Winter und Frühjahr auf, während die Sommer im Betrachtungszeitraum insbesondere in Zeiten sehr geringer Abflüsse sehr geringe Werte aufwiesen. Betrachtet über alle Jahre lagen die sommerlichen Tiefstwerte der täglichen Frachten bei etwa 50–200  $\text{t d}^{-1}$ .

Der Eintrag von Algenbiomasse (repräsentiert durch das Chlorophyll-a als Proxy) und Sauerstoff aus der Mittelbe spielen eine wichtige Rolle für die Sauerstoffverhältnisse in der Tideelbe. Einerseits bestimmt die Menge der eingetragenen Biomasse maßgeblich die Sauerstoffzehrung in der Tideelbe, andererseits stellt der Sauerstoffeintrag aus der Mittelbe eine wichtige Sauerstoffquelle für die Tideelbe dar. Für die sommerlichen Sauerstoffverhältnisse in der Tideelbe sind insbesondere die Frachten in der Vegetationsperiode (s. braun markierte Zeiträume in Abbildung 4-7) relevant. In Tabelle 4-3 sind daher

die über die Vegetationsperioden der einzelnen Jahre gemittelten Oberwasserabflüsse, die kumulierten Frachten von Chlorophyll-a und Sauerstoff sowie die jeweiligen Mittelwerte aller Jahre zusammengestellt.

*Tabelle 4-3: Mittlere Oberwasserabflüsse (in m³/s) und kumulierte Stofffrachten für Chlorophyll-a (in t) und Sauerstoff (in kt) innerhalb der Vegetationsperioden (1. April bis 30. September) der Jahre 2016–2024. Die Angaben in Klammern bezeichnen die Datenabdeckung (in %) im jeweiligen Zeitraum für die jeweilige Messgröße. Die angegebenen Mittelwerte und Standardabweichungen der Stofffrachten für den jeweiligen Gesamtzeitraum entsprechen den mithilfe der Datenabdeckung gewichteten statistischen Größen.*

Zeitraum	Abfluss [m³/s]	Chlorophyll-a [t]	Sauerstoff [kt]
2016	392 ± 128 (100)	611 ± 34 (100)	81 ± 4 (100)
2017	476 ± 138 (100)	671 ± 46 (100)	93 ± 4 (100)
2018	324 ± 191 (100)	467 ± 30 (100)	63 ± 3 (100)
2019	298 ± 151 (100)	615 ± 38 (100)	55 ± 3 (100)
2020	308 ± 90 (100)	502 ± 30 (100)	54 ± 4 (100)
2021	536 ± 157 (100)	632 ± 41 (100)	101 ± 5 (100)
2022	322 ± 108 (100)	622 ± 34 (90)	68 ± 4 (100)
2023	440 ± 287 (100)	575 ± 41 (100)	86 ± 4 (100)
2024	462 ± 204 (100)	752 ± 51 (100)	84 ± 5 (100)
2016–2024	395 ± 162 (100)	605 ± 39 (99)	76 ± 4 (100)

Über die Vegetationsperiode kumuliert war die Chlorophyll-a-Fracht im Jahr 2024 mit  $752 \pm 51$  t im Vergleich zum mehrjährigen Mittel von  $605 \pm 39$  t besonders hoch. Skaliert man für das Jahr 2022 die berechnete Fracht von  $622 \pm 34$  t mit der Datenabdeckung von 90 %, ergibt sich ein ebenfalls sehr hoher Wert von 691 t. Besonders geringe Frachten traten hingegen in den Jahren 2018 und 2020 auf ( $467 \pm 30$  t bzw.  $502 \pm 30$  t). Bei der Sauerstofffracht fallen die Jahre 2017 und 2021 mit besonders hohen Frachten ( $93 \pm 4$  kt bzw.  $101 \pm 5$  kt) im Vergleich zum langjährigen Mittel von  $76 \pm 4$  kt auf, während in den Jahren 2019 und 2020 mit  $55 \pm 3$  kt bzw.  $54 \pm 4$  kt besonders geringe Frachten auftraten.

Die Chlorophyll-a- und Sauerstofffrachten zeigen im Zeitraum der Messungen keine klare Tendenz hinsichtlich einer Zu- oder Abnahme. Stattdessen zeigen beide deutliche zwischenjährliche Schwankungen, welche auch einen direkten Effekt auf die Sauerstoffkonzentration in der Tideelbe in den jeweiligen Jahren erkennen lassen. Beispielsweise traten in der Vegetationsperiode des Jahres 2022 sehr hohe Chlorophyll-a-Frachten bei gleichzeitig leicht unterdurchschnittlichen Sauerstofffrachten auf. Dieses Jahr zeichnete sich durch einen hohen Eintrag an Algenbiomasse bei gleichzeitig eher geringer Sauerstoffzulieferung aus der Mittelelbe aus, was die Ausbildung eines starken Sauerstoffdefizits begünstigte. Für das Jahr 2024 ist ebenfalls davon auszugehen, dass die hohe Algenbiomassefracht maßgeblich zur Ausbildung des lange anhaltenden Sauerstoffdefizits bei Blankenese (s. Kapitel 3.1.3) beitrug. Dabei ist jedoch anzumerken, dass wie auch bei den Stoffkonzentrationen (s. Tabelle 4-1) die über die Vegetationsperiode (= sechs Monate) integrierten Frachten keinen direkten Aufschluss auf einzelne kurzfristige Ereignisse (Bsp. Sauerstoffloch bei Bunthaus, 2022) liefern, sondern vielmehr die mittleren Bedingungen im Zeitraum repräsentieren.

Um auch die Jahre vor 2016 im Untersuchungszeitraum (2011–2024) betrachten zu können, wurde zusätzlich zu der Frachtberechnung auf Grundlage der zeitlich hochaufgelösten Messdaten eine analoge Berechnung mit dem Gewässergütemodell QSim der BfG durchgeführt (vgl. Kapitel 2.3). Hierbei wurden neben den Chlorophyll-a- und Sauerstofffrachten auch die Frachten des Ammonium-Stickstoffs berechnet. Da diese neben dem Eintrag von (Algen-)Biomasse aus der Mittelelbe über den Prozess der Nitrifizierung ebenfalls einen direkten Einfluss auf die Sauerstoffzehrung in der Tideelbe haben. Da es keine zeitlich hochaufgelösten Messungen des Ammoniumgehalts im Bereich des Wehrs Geesthacht gibt, kann diese Betrachtung ausschließlich auf Grundlage von QSim erfolgen. In Ermangelung der

erforderlichen Modellrandwerte für die späteren Jahre zum Zeitpunkt der Berichterstellung ist dies jedoch nur für die Jahre 2011–2022 möglich. Die Zeitserien der mittleren Oberwasserabflüsse sowie der kumulierten Stofffrachten während der Vegetationsperioden der Jahre 2011–2024, berechnet aus Messdaten und Simulationsergebnissen, sind in Abbildung 4-8 dargestellt. Der Vergleich der messdaten- und modellbasierten Zeitserien im überlappenden Zeitraum 2016–2022, zeigt, dass QSim die zwischenjährlichen Unterschiede in den Abflussverhältnissen sehr gut abbildet und. Auch die relativen zwischenjährlichen Änderungen der Chlorophyll-a- und Sauerstofffrachten sind qualitativ gut wiedergegeben. Die modellbasierten Zeitserien liefern somit eine gute Grundlage für die qualitative Beschreibung der Entwicklung der Stofffrachten in den Jahren vor 2016.

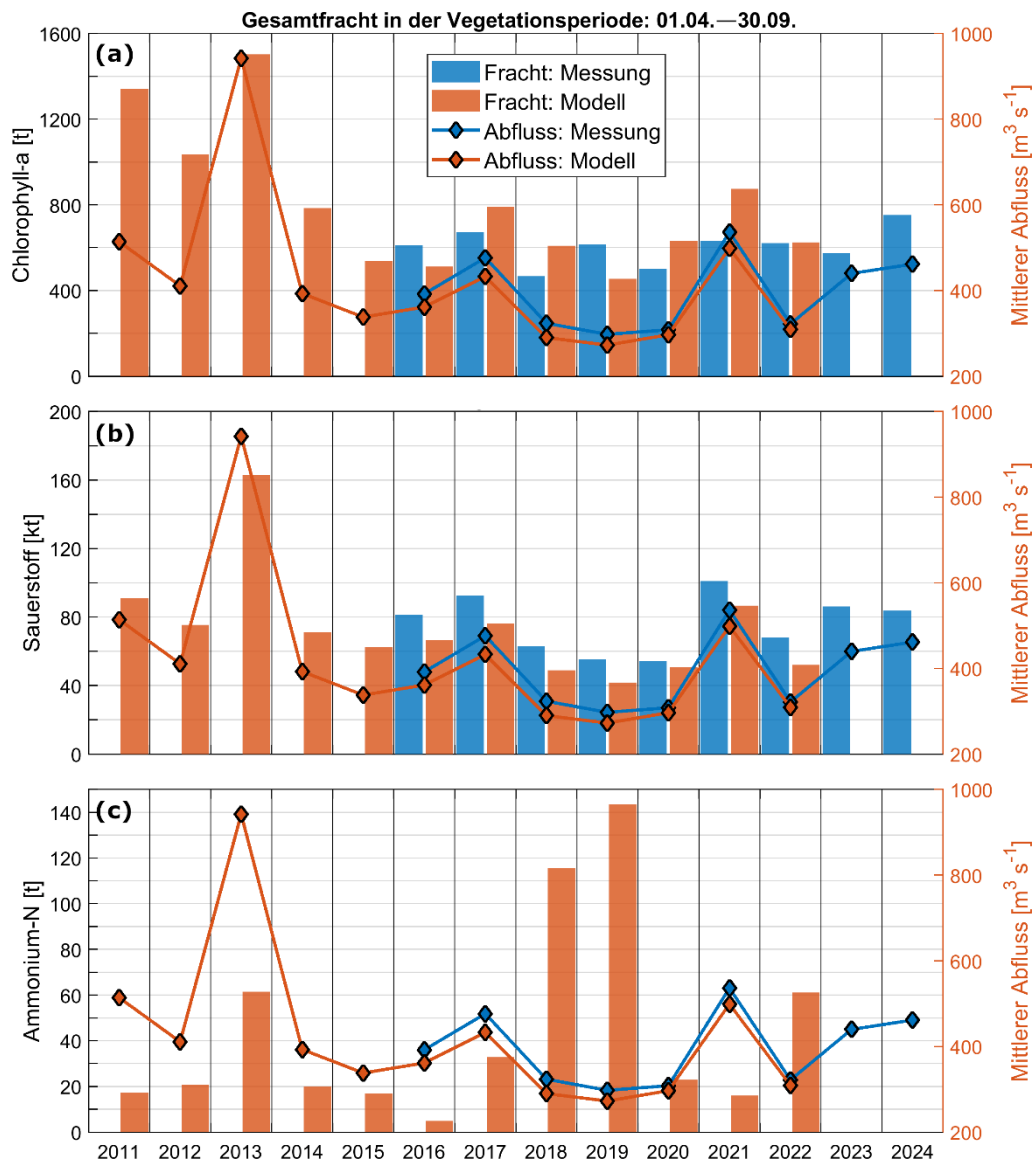


Abbildung 4-8: Zeitreihen der gemessenen (rot) und simulierten (blau) mittleren Oberwasserabflüsse (Linien) und kumulierten Stofffrachten (Balken) von (a) Chlorophyll-a, (b) Sauerstoff und (c) Ammonium-N während der Vegetationsperioden (1. April bis 30. September) der Jahre 2011–2024. Für Ammonium-N liegen keine hochaufgelösten Messdaten für die Frachtberechnung vor.

Hinsichtlich des Chlorophyll-a (Abbildung 4-8a) sind die Jahre 2011–2013 besonders hervorzuheben, welche sich durch sehr hohe Frachten auszeichneten. Die besonders hohe Fracht in 2013 (1500 t) ist dabei mit dem Elbehochwasser im Juni 2013, mit Abflussspitzen von über  $4000 \text{ m}^3 \text{s}^{-1}$  bei Neu Darchau, zu begründen. Die ebenfalls sehr hohe (simulierte) Chlorophyll-a-Fracht in 2011 ist hingegen auf hohe

Chlorophyll-a-Konzentrationen über weite Strecken der Vegetationsperiode zurückzuführen. Nach 2013 zeigen sich insbesondere infolge der geringeren Abflüsse deutlich geringere Chlorophyll-a-Frachten, wobei tendenziell höhere Werte in Jahren höherer Abflüsse (2017, 2021 und 2024) auftraten. Für den Sauerstoff (Abbildung 4-8b) zeigt sich insbesondere in den Jahren 2011–2013 ein etwas anderes Bild. Vergleicht man die zeitliche Entwicklung der Sauerstofffrachten mit jener der Oberwasserabflüsse, so zeigt sich sowohl für die messdaten- als auch die modellbasierten Frachten ein klarer Zusammenhang. Folglich war die Sauerstofffracht im Hochwasserjahr 2013 mit 165 kt ebenfalls die mit Abstand höchste im Betrachtungszeitraum, in 2011 war die simulierte Fracht jedoch vergleichbar mit jener in 2021 (91 kt bzw. 87 kt). Wie auch in der Zeitserie des gemessenen Sauerstoffgehalts (Abbildung 4-6) zeigen sich für die Jahre 2018–2020 sowie 2022 sehr geringe Frachten. Die Zeitserie der (simulierten) Ammonium-N-Fracht (Abbildung 4-8c) ist in doppelter Hinsicht aufschlussreich. Einerseits bedeuten die hohen Frachten der Jahre 2013, 2018, 2019 und 2022 eine erhöhte Sauerstoffzehrung infolge von Nitrifizierung in der Tideelbe in diesen Jahren. Andererseits weist die gemeinsame Betrachtung der Ammonium-N-Fracht und des mittleren Oberwasserabflusses auf eine Veränderung des trophischen Zustands in der unteren Mittelbe in den Jahren 2018, 2019 und 2022 hin. Im Gegensatz zum Hochwasserjahr 2013 fielen die erhöhten Ammonium-N-Frachten in diesen Jahren mit sehr geringen Abflüssen zusammen, was im Umkehrschluss sehr hohe Ammonium-N-Konzentrationen bedeutet. Dies unterstützt die auf Grundlage der gemessenen Zeitreihen von Chlorophyll-a- und Sauerstoffgehalt (Abbildung 4-4 und Abbildung 4-6) gezogene Schlussfolgerung, dass die untere Mittelbe in den Vegetationsperioden dieser Jahre zeitweise von einem netto autotrophen (Sauerstoff produzierenden) in einen netto heterotrophen (Sauerstoff zehrenden) Zustand umgeschlagen war. Im folgenden Kapitel wird diese Entwicklung unter Verwendung der Messungen bei Geesthacht und des Gewässergütemodells QSim für das Sauerstoffdefizit im Juni 2022 genauer beschrieben.

### 4.3. Zeitliche Entwicklung des Eingangssignals während Niedrigwasserphasen am Beispiel des Jahres 2022

Das Jahr 2022 zeichnete sich durch die geringsten gemessenen Sauerstoffgehalte in der oberen Tideelbe (Station Bunthaus; Elbe-km 609,8) seit der deutschen Wiedervereinigung aus. Die gemessenen Zeitreihen der Chlorophyll-a-Konzentration und des Sauerstoffgehalts (Kapitel 4.1) zeigen deutlich, dass dieses Ereignis seinen Ursprung bereits in der unteren Mittelbe hatte. Im Folgenden soll die Entwicklung in der unteren Mittelbe im Vorfeld dieses Ereignisses daher genauer beleuchtet werden. Zunächst zeigt Abbildung 4-9 die täglich gemittelten Zeitserien des gemessenen Oberwasserabflusses (bei Neu Darchau) sowie der gemessenen Chlorophyll-a-Konzentration und des Sauerstoffgehalts für das Jahr 2022. Der Oberwasserabfluss (Abbildung 4-9a) wies einen typischen Jahresgang mit hohen Abflüssen im Winter und geringen Abflüssen im Sommer auf. Die Chlorophyll-a-Konzentration (Abbildung 4-9b) und der Sauerstoffgehalt (Abbildung 4-9c) zeigten ebenfalls zunächst einen jeweils typischen Jahresgang mit ansteigenden Werten mit der einsetzenden Frühlingsblüte im März und anhaltend hohen Werten (bei gleichzeitig hoher Variabilität) bis etwa Mitte Juni. In der zweiten Junihälfte nahmen die Chlorophyll-a-Konzentration und der Sauerstoffgehalt jedoch sehr schnell ab. Das Chlorophyll-a fiel dabei von über  $215,5 \mu\text{g L}^{-1}$  am 18. Juni auf einen Tiefstwert von  $56,7 \mu\text{g L}^{-1}$  am 28. Juni, während der Sauerstoffgehalt im gleichen Zeitraum von etwa  $13,6 \text{ mg L}^{-1}$  auf einen Tiefstwert von  $3,8 \text{ mg L}^{-1}$  abfiel. Insgesamt blieb der Sauerstoffgehalt (im Tagesmittel) für eine Woche (26. Juni bis 3. Juli) unterhalb von  $6 \text{ mg L}^{-1}$ , bevor er sich binnen drei Tagen wieder auf Werte von über  $12 \text{ mg L}^{-1}$  erholte. Das bedeutet, dass für den Zeitraum einer Woche sehr wenig Sauerstoff aus der Mittelbe in die Tideelbe geliefert wurde, nachdem zuvor über einen Zeitraum von über drei Wochen (30. Mai bis 22. Juni) anhaltend viel Algenbiomasse (Chlorophyll-a-Konzentration  $> 170 \mu\text{g L}^{-1}$ ) in das Ästuar eingetragen wurde. Aus Abbildung 4-9a wird zudem ersichtlich, dass diese Entwicklung mit sehr geringen

Abflüssen (23 Tage  $< 250 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$  bei minimal  $205 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$  am 1. Juli) einherging und erst mit dem Anstieg des Abflusses ab dem 2. Juli ein Ende nahm.

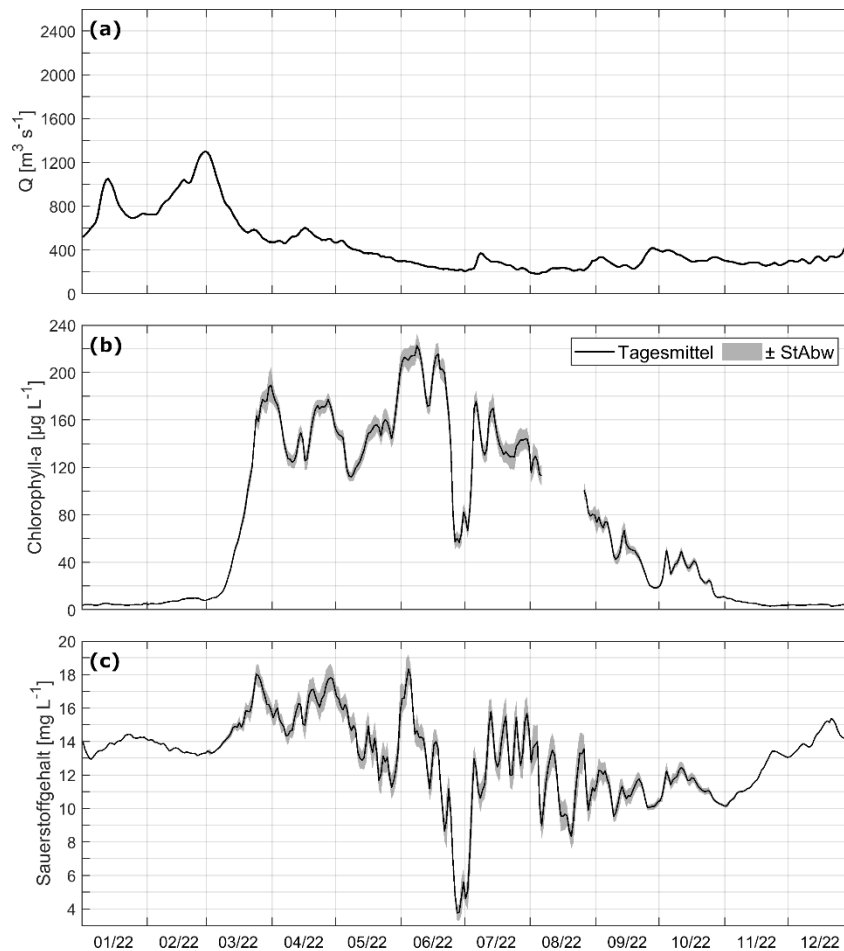


Abbildung 4-9: Täglich gemittelte Zeitserien (a) des Abflusses  $Q$  bei Neu Darchau sowie (b) der Chlorophyll-a-Konzentration und (c) des Sauerstoffgehalts im Bereich Geesthacht im Jahr 2022. Die grau schattierten Bereiche in den Bildtafeln b und c repräsentieren das Tagesmittel plus/minus eine Standardabweichung („StAbw“).

Die Schnelligkeit des beobachteten Einbruchs der Phytoplanktonbiomasse bzw. des Chlorophyll-a-Gehalts legt nahe, dass dieser durch eine starke Entwicklung des Zooplanktons (und ggf. anderer Fraßfeinde) bewirkt wurde (vgl. Abbildung 1-2). Die geringen Abflüsse und somit langen Aufenthaltszeiten stellten begünstigende Faktoren für eine solche Entwicklung dar. Der Wegfraß des Phytoplanktons durch das Zooplankton würde einerseits die starke Abnahme des Chlorophyll-a-Gehalts erklären. Andererseits liefern die Ausscheidungen des Zooplanktons biologisch leicht abbaubares organisches Material, welches in der Folge zu einem starken bakteriellen Abbau und somit intensiver Sauerstoffzehrung führen würde. Diese Hypothese wird durch die Modellierung der Mittel-elbe für das Jahr 2022 mit dem Gewässergütemodell QSim der BfG (Schöl et al., 2014) gestützt (Abbildung 4-10). Diese reproduziert den Zeitpunkt des starken Chlorophyll-a-Rückgangs sehr gut und erklärt diesen mit der starken Zunahme der Zooplanktonabundanz.

Neben ihres Einflusses auf die Phyto- und Zooplanktonentwicklung in der Mittel-elbe bewirken geringe Abflüsse erhöhte Aufenthaltszeiten in der Tideelbe. Dies bedeutet, dass das von Oberstrom eingebrachte organische Material langsamer stromab transportiert wird, womit sich dessen Abbau auf einen kleineren Gewässerabschnitt verteilt als es bei höheren Abflüssen der Fall wäre. Daher ist zu vermuten, dass die Kombination aus zunächst hohem Eintrag an Algenbiomasse bei gleichzeitig geringem Abfluss und anschließend geringer Sauerstoffzufuhr bei anhaltend geringem Abfluss zur Entstehung sehr geringer Sauerstoffgehalte bereits im oberen Elbeästuar bei Bunthaus beigetragen hat.

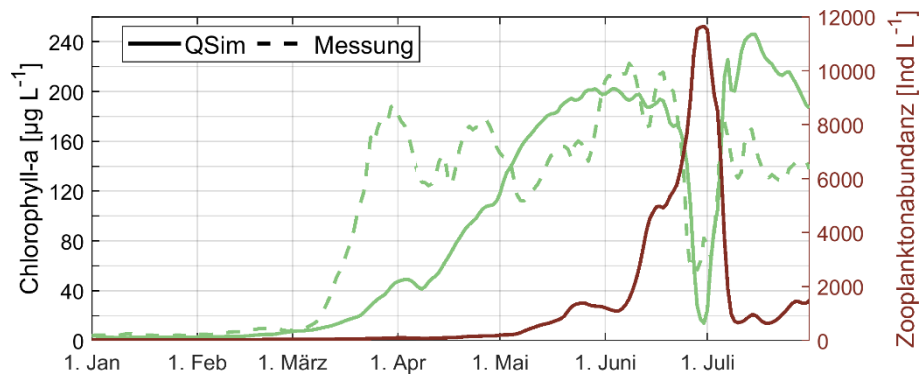


Abbildung 4-10: Zeitliche Entwicklung der Chlorophyll-a-Konzentration (grün) und der Zooplanktonabundanz (braun) von 1. Januar 2022 bis 31. Juli 2022 an der Messstelle Geesthacht. Durchgezogene Linien: Simulationsergebnisse des Gewässergütemodells QSim (Schöl et al., 2014). Gestrichelte Linie: Sondenmessung der BfG (nur Chlorophyll-a).

#### 4.4. Bedeutung des Eingangssignals und weiterer Faktoren für das Sauerstoffloch bei Blankenese im Sommer 2024

Wie in Kapitel 3.1 gezeigt, kam es im Sommer 2024 zu einem sehr lange anhaltenden Sauerstoffdefizit an der Messstelle Blankenese (25. Juli bis 19. September; insgesamt 49 Tage mit einem Sauerstoffgehalt  $\leq 3 \text{ mg L}^{-1}$ ). An den stromauf bzw. stromab nächstgelegenen Messstellen im Hauptstrom, Bunthaus und D1 sowie in der Hahnöfer Nebelalbe kam es zur selben Zeit zu keiner anhaltenden Unterschreitung (vgl. Abbildung 3-6 und Abbildung 3-16). Es handelte sich somit um ein räumlich begrenztes Ereignis, wobei erwähnt werden muss, dass die stromauf deutlich näher gelegene Messstelle Seemannshöft zu dieser Zeit bereits außer Betrieb war. Im Folgenden werden unter Verwendung der verfügbaren kontinuierlichen Messungen die möglichen Ursachen dieses Ereignisses beleuchtet. Hierfür werden die Messungen des Oberwasserabflusses bei Neu Darchau, des Chlorophyll-a- und Sauerstoffgehalts bei Geesthacht, des Sauerstoffgehalts bei Bunthaus sowie der Wassertemperatur und des Sauerstoffgehalts bei Blankenese selbst herangezogen (Abbildung 4-11). Auf Grundlage des Oberwasserabflusses (Abbildung 4-11a) und der Modellierung des Wasseralters (BAW, 2024) kann für die Strecke Geesthacht–Blankenese für Ende Juni ein zeitlicher Versatz von etwa einer Woche bzw. für Anfang September von bis zu zwei Wochen angenommen werden. Dies ist bei der vergleichenden Betrachtung der drei Messstellen zu berücksichtigen. Zudem muss festgehalten werden, dass eine Klärung der Ursachen für das langanhaltende Sauerstoffdefizit nur mithilfe eines Gewässergütemodells möglich sein dürfte. Zum Zeitpunkt der Erstellung dieses Berichts war dies jedoch nicht möglich. Die folgenden Ausführungen stellen somit eine erste Analyse zu diesem Ereignis dar.

Die Zeitserie des Sauerstoffgehalts bei Blankenese (Abbildung 4-11f) zeigt, dass es dort bereits ab 15. Juni zu einer Abnahme des Sauerstoffgehalts kam. Diese ging mit einem Anstieg der Wassertemperatur bei Blankenese (Abbildung 4-11e) einher. Ende Juni bzw. Anfang Juli kam es zudem zu einer starken Abnahme des Chlorophyll-a- und des Sauerstoffgehalts bei Geesthacht (Abbildung 4-11b und c). Auch bei Bunthaus zeigte sich in der letzten Juniwoche bis Anfang Juli eine starke Abnahme des Sauerstoffgehalts (Abbildung 4-11d). Aufgrund der Fließzeit von etwa einer Woche zwischen Geesthacht und Blankenese ist davon auszugehen, dass die Zunahme der Wassertemperatur maßgeblich für die Abnahme des Sauerstoffgehalts bei Blankenese in diesem Zeitraum war.

Zudem kam es am 27. Juni aufgrund von Starkregen zu einem großen Mischwasserüberlaufereignis im Hamburger Stadtgebiet (s. vertikale Linien in Abbildung 4-11e und f). In der direkten Folge dieses Ereignisses ist bis Ende Juni im Vergleich zum Zeitraum vor dem Ereignis eine leicht beschleunigte Abnahmerate des Sauerstoffgehalts bei Blankenese erkennbar. Der geringe zeitliche Versatz legt dabei einen direkten Einfluss des Mischwasserüberlaufs auf die kurzfristige Sauerstoffentwicklung nahe.



Ursächlich für die – trotz einer abnehmenden Wassertemperatur – leicht verzögerte Erholung des Sauerstoffgehalts dürfte die geringe Sauerstoffnachlieferung aus der Mittelelbe gewesen sein. Die kontinuierliche Bewegung des Wasserkörpers, in dem sich abhängig von u. a. der Wassertemperatur und dem Stoffeintrag aus der Mittelelbe zeitgleich verschiedene Umsatzprozesse abspielen, erfordert jedoch eine modellgestützte Untersuchung, um die genauen Ursachen der beschleunigten Sauerstoffabnahme zu identifizieren. Ein direkter Zusammenhang zwischen dem Mischwasserüberlaufereignis und dem anhaltenden Sauerstoffdefizit ab dem 25. Juli ist aufgrund des großen zeitlichen Abstands dagegen sehr unwahrscheinlich.

Das nahezu durchgängige Sauerstoffdefizit von 25. Juli bis 19. September, mit lediglich zwei jeweils mehrtägigen Phasen mit höheren Sauerstoffgehalten Mitte und Ende August, ging mit hohen Wassertemperaturen (Tagesmittel: 21,7–23,4 °C) und anhaltend relativ hohen, wenn auch variablen Algenbiomasseeinträgen (95–165  $\mu\text{g Chl-a L}^{-1}$ ) einher. Beides beförderte die anhaltend geringen Sauerstoffgehalte bei Blankenese. Zudem begünstigte die Zunahme der Aufenthaltszeit, infolge der mehr oder weniger kontinuierlichen Abnahme des Oberwasserabflusses, die Ausbildung des Sauerstoffdefizits. Dies legt nahe, dass die Abnahme des Oberwasserabflusses zusammen mit den hohen Wassertemperaturen und dem hohen Eintrag an Algenbiomasse von Mitte Juli bis Mitte September wesentlich für die Entstehung und Dauer des Sauerstoffdefizits bei Blankenese waren.

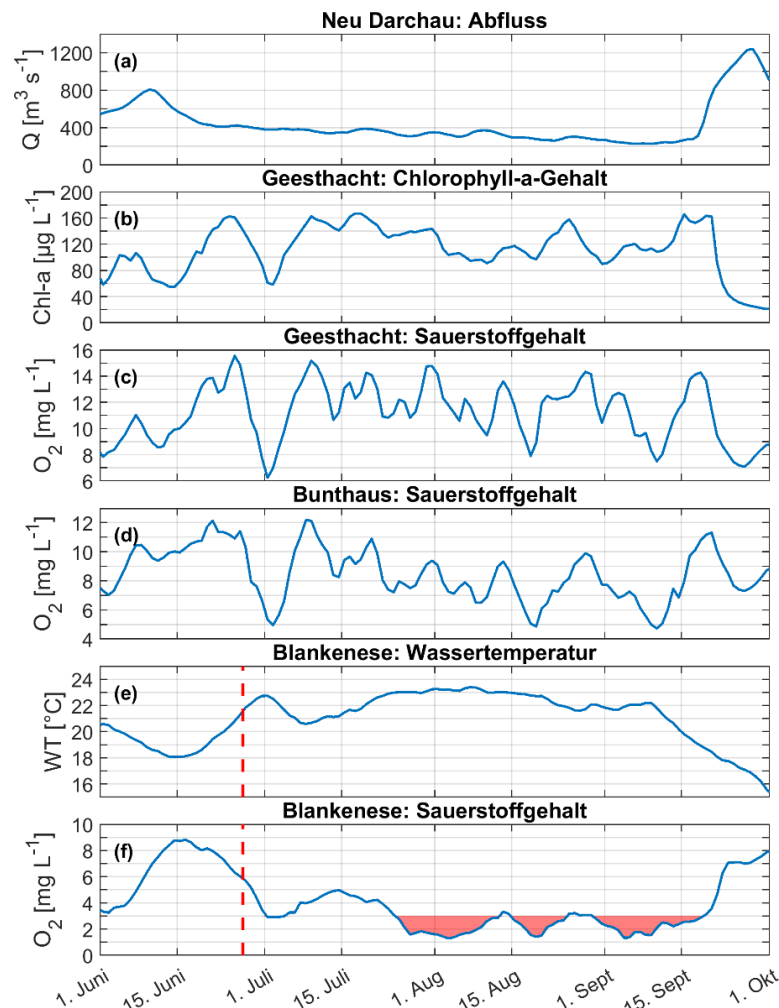


Abbildung 4-11: Tagesmittelwerte der gemessenen Zeitserien des (a) Oberwasserabflusses bei Neu Darchau, (b) des Chlorophyll-a- und (c) des Sauerstoffgehalts bei Geesthacht, (d) des Sauerstoffgehalts bei Bunthaus sowie (e) der Wassertemperatur und (f) des Sauerstoffgehalts bei Blankenese von 1. Juni bis 1. Oktober 2024. Die vertikalen Linien in (e) und (f) markieren den Zeitpunkt des Mischwasserüberlaufereignisses im Stadtgebiet Hamburg am 27. Juni 2024. Rot schattierte Bereiche in (f) markieren die Zeiträume mit einem mittleren Sauerstoffgehalt von  $\leq 3 \text{ mg L}^{-1}$ .

## 5. Zusammenfassung

Der vorliegende Bericht beschreibt die Entwicklung der Sauerstoffverhältnisse in der Tideelbe in den Jahren 2011–2024, seit dem Abschluss der Beweissicherung zur Fahrrinnenanpassung von Unter- und Außenelbe 1999/2000. Der Bericht behandelt dabei auf Grundlage des Planfeststellungsbeschlusses zur Fahrrinnenanpassung der Unter- und Außenelbe vom 23.04.2012, Anordnung A.II.6 Beweissicherung in Verbindung mit der Anlage 1: 5. Sauerstoffhaushalt, verschiedene Aspekte hinsichtlich der Sauerstoffverhältnisse in der Tideelbe. Zudem wird die Entwicklung des Eingangssignals aus der Mittel-elbe am Wehr Geesthacht betrachtet. Das Eingangssignal spielt eine zentrale Rolle für den Sauerstoffhaushalt der Tideelbe und die Entstehung des sommerlichen Sauerstoffdefizits, da es die größte Eintragsquelle von zehrfähigem Material und eine wichtige Sauerstoffeintragsquelle in der Tideelbe darstellt.

In der Tideelbe wurde (entsprechend Planfeststellungsbeschluss) sowohl die Entwicklung im Hauptstrom als auch in der Hahnöfer Nebelbe (HNE) direkt unterhalb des Hamburger Hafens (s. Abbildung 1-1) untersucht. Um die großräumige Sauerstoffentwicklung im Hauptstrom untersuchen zu können, wurden neben den Daten des WSA EN und der BfG auch Daten des Instituts für Hygiene und Umwelt (HU) sowie des Niedersächsischen Landesbetriebs für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz (NLWKN) genutzt. Neben diesen großräumigen Betrachtungen wurden vergleichende Untersuchungen zur Entwicklung der oberflächen- und sohl-nahen Sauerstoffgehalte sowie Untersuchungen zur Abhängigkeit des Sauerstoffgehalts von den Temperatur- und Trübungsverhältnissen durchgeführt. Im Folgenden sind die wichtigsten Ergebnisse dieser Auswertungen zusammengefasst.

### 5.1. Sauerstoffentwicklung in der Tideelbe in den Jahren 2011–2024

#### 5.1.1. Entwicklung des oberflächennahen Sauerstoffgehalts im Hauptstrom der Tideelbe

Die Kapitel 3.1.1–3.1.3 beschreiben umfangreich die zeitliche Entwicklung der oberflächennahen Sauerstoffverhältnisse der Tideelbe von 2011–2024. Die qualitativen Untersuchungen unter Verwendung von hochaufgelösten stationären Sondenmessungen und Längsprofilmessungen entlang der gesamten Tideelbe (Elbe-km 585,9–690,0; Abbildung 3-1 bis Abbildung 3-3) zeigen eine hohe zeitliche und räumliche Variabilität der sommerlichen Sauerstoffverhältnisse im Untersuchungszeitraum. Das Auftreten sowie die Intensität und räumlich-zeitliche Ausdehnung eines sommerlichen Sauerstoffdefizits (fischkritischer Sauerstoffgehalt  $\leq 3 \text{ mg L}^{-1}$ ) unterlagen im gesamten Zeitraum großen zwischenjährlichen Schwankungen (Abbildung 3-6). Dabei 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 fischkritischen Wertes (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).

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 in 2018 kam es bereits Ende Mai zu einer Unterschreitung von  $3 \text{ mg L}^{-1}$ , während sich das Defizit in 2012 und 2024 erst im Juli ausbildete, mit Unterbrechungen jedoch bis Anfang bzw. Mitte September anhielt. All diese Ereignisse wurden maßgeblich durch den Eintrag von Sauerstoff und Algenbiomasse (Chlorophyll-a) aus der Mittel- und Elbe geprägt (s. Kapitel 5.2).

#### **5.1.2. Entwicklung des sohnahen Sauerstoffgehalts im Hauptstrom unterhalb des Hamburger Hafens (Elbe-km 643,0–676,5)**

Die sohnnahe Sauerstoffentwicklung (s. Kapitel 3.1.4) konnte nur an den unterhalb des Hamburger Hafens gelegenen Messstellen D1–D4 (Elbe-km 643,0–676,5) betrachtet werden, da nur dort neben den oberflächennahen Messungen auch sohnnahe Sauerstoffgehalte gemessen wurden. Die sohnnahen Sauerstoffgehalte waren dabei ähnlich zu den oberflächennahen Werten. An der Messstelle D1 traten von 2011–2015 über größere Zeiträume Unterschiede zwischen oberflächen- und sohnnahe Sauerstoffgehalt von  $\pm 0,5 \text{ mg L}^{-1}$  auf. Dabei lagen aber insbesondere im Sommer die sohnnahen Sauerstoffgehalte häufig über jenen in Oberflächennähe (s. Abbildung 3-7). Nach 2015 glichen sich die oberflächen- und sohnnahen Sauerstoffgehalte deutlich an und es traten zumeist nur noch geringe Unterschiede mit Schwankungen in beide Richtungen auf (bis  $\pm 0,2 \text{ mg L}^{-1}$ ). Die Schwankungen unterlagen dabei keinerlei Saisonalität und lagen im gesamten Jahresverlauf in derselben Größenordnung. Sehr kurzfristige Einzelereignisse mit einem um maximal  $2,2 \text{ mg L}^{-1}$  geringeren sohnnahen Sauerstoffgehalt stellen im gesamten Betrachtungszeitraum absolute Ausnahmen dar (Juni 2011 und Juni 2018).

Die Entwicklung der oberflächen- und sohnnahen Sauerstoffgehalte an der Messstelle D1 von 2011–2024 zeigt, dass es dort keine konsistenten und dauerhaften Unterschiede zwischen Oberfläche und Sohnähe gibt. Dies gilt gleichermaßen für die Wassertemperatur bei D1. Dies legt nahe, dass die Tideelbe bei D1 vertikal gut durchmischt ist. An den weiter seewärts gelegenen Messstellen D2–D4 ergibt sich für die oberflächen- und sohnnahen Sauerstoffgehalte dasselbe Bild wie bei D1, wobei die Sauerstoffgehalte mit zunehmender Nähe zur Nordsee kontinuierlich zunehmen. Daraus lässt sich schließen, dass die Tideelbe im gesamten Bereich unterhalb von Elbe-km 643,0 vertikal gut durchmischt ist und die oberflächennahen Sauerstoffmessungen an den verschiedenen Messstellen auch die sohnnahen Verhältnisse widerspiegeln. Ob die für diesen Bereich getroffenen Aussagen gleichermaßen für den Elbehauptstrom im Bereich des Hamburger Hafens gelten, lässt sich derzeit nicht mit Sicherheit sagen. Die Modellierungsstudie von Pein et al. (2021) deutet an, dass sich im oberen Bereich der für die Seeschifffahrt ausgebaggerten Tideelbe (ca. Elbe-km 620,0–625,0) dauerhaft ein schwacher vertikaler Temperaturgradient bilden kann. In Ermangelung geeigneter kontinuierlicher Messungen in Oberflächen- und Sohnähe, lässt sich dies derzeit jedoch nicht belegen und es lassen sich keine gesicherten Aussagen zu möglichen Auswirkungen auf den Sauerstoffgehalt in diesem Bereich tätigen.

#### **5.1.3. Einfluss der Wassertemperatur und der Trübung auf die Sauerstoffverhältnisse im Hauptstrom**

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 3-10a). Diese Zunahme machte sich in der regelmäßigen Überschreitung einer mittleren Wassertemperatur von  $20^\circ\text{C}$  bemerkbar, welche zuvor nur in 2016 bei Bunthaus und Seemannshöft aufgetreten war. Die tendenzielle Verschlechterung der Sauerstoffverhältnisse seit 2018 könnte, durch die Temperaturzunahme begünstigt worden sein.

Die langfristige Entwicklung der mittleren Trübung unterlag im Gegensatz zur Wassertemperatur sehr großen zwischenjährlichen Schwankungen und lässt an keiner der betrachteten Messstellen einen klaren Zusammenhang zwischen Trübung und Sauerstoffgehalt erkennen (Abbildung 3-10b). Zwar gab es teils deutliche Schwankungen der Trübungswerte nicht nur zwischen den Jahren, sondern auch

innerhalb der Vegetationsperiode, ein klarer Einfluss auf den Sauerstoffgehalt ist jedoch auch hier nicht erkennbar (z. B. Seemannshöft; s. Abbildung 3-12a). Dies legt nahe, dass die Trübungsentwicklung nur einen geringen Einfluss auf die Sauerstoffentwicklung in der Tideelbe hat.

#### 5.1.4. Entwicklung der Sauerstoffverhältnisse in der Hahnöfer Nebelbe

Die sommerlichen Sauerstoffbedingungen in der HNE (Messstellen HN1 und HN2) waren im gesamten Betrachtungszeitraum deutlich besser als im angrenzenden Hauptstrom (Messstellen D1 und Blankenese; Kapitel 3.2). 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 deutet 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 fischkritischen Wert von  $3 \text{ mg L}^{-1}$ . 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 ökologischen Rückzugsort – insbesondere in Phasen anhaltend geringer Sauerstoffgehalte im Hauptstrom – und Aufwuchsort für Fische und andere kiemenatmende Fauna. 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 HNE in den Hauptstrom infolge von Vermischung eine positive Wirkung auf den Sauerstoffgehalt im direkt angrenzenden Hauptstrom hat.

## 5.2. Zeitliche Entwicklung des Eingangssignals 2011–2024 und seine Wirkung auf die Sauerstoffverhältnisse in der Tideelbe

Der Eintrag von Algenbiomasse aus der Mittelbe 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 Mittelbe wichtig für die Sauerstoffversorgung der Tideelbe, insbesondere im vergleichsweise flachen oberen Abschnitt 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) diskutiert werden, da dieser durch seinen direkten Einfluss auf die Fließzeit in der Mittelbe 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.

In den Jahren 2016–2024 war der Abfluss intrasaisonalen bis zwischenjährlichen Zeitskalen sehr variabel (Kapitel 4.1). 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 Algenbiomasse in der unteren Mittelbe bei Geesthacht. Dies war z. B. Ende Juni 2022 unmittelbar vor dem Auftreten des Sauerstofflochs bei Bunthaus der Fall. Die Modellierung der Mittelbe mit dem eindimensionalen

Gewässergütemodell QSim der BfG (Kapitel 4.3) unterstützt die Hypothese, dass der erhöhte Wegfraß durch Zooplankton zum Zusammenbruch der Algenbiomasse (Chlorophyll-a-Gehalt) und somit der Abnahme des Sauerstoffgehalts im Juni 2022 bei Geesthacht führte. Die reduzierte Sauerstoffproduktion und die durch den bakteriellen Abbau des produzierten organischen Materials erhöhte Sauerstoffzehrung führten zu der starken Abnahme des Sauerstoffgehalts bei Geesthacht. Das infolge des Abbaus des organischen Materials in der Mittelbe freigesetzte und in die Tideelbe eingetragene Ammonium bewirkte dabei eine weitere Zunahme der Sauerstoffzehrung infolge von Nitrifizierung. 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 Mittelbe 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 zudem 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, gefolgt von einer geringen Sauerstoffnachlieferung aus der Mittelbe begünstigt letztlich die kurzfristige Abnahme des Sauerstoffgehalts bereits in der oberen Tideelbe.

Während sehr geringe Abflüsse im Betrachtungszeitraum vor allem kurzfristige Auswirkungen auf die untere Mittelbe 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. Die Vegetationsperioden beider Jahre zeichneten sich im mehrjährigen Vergleich durch mittlere Abflüsse aus (s. Abbildung 4-8). In 2011 dürfte die sehr hohe (simulierte) Fracht an Algenbiomasse von 1350 t Chlorophyll-a ursächlich für das lange anhaltende Sauerstoffdefizit gewesen sein. 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 (Kapitel 4.4). Diese Faktoren begünstigten im Zusammenwirken die Entstehung des Sauerstoffdefizits.

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 tendenziellen Abnahme der Frachten der Algenbiomasse im selben Zeitraum einher (Kapitel 4.2). Die seit 2018 wieder häufiger aufgetretenen Unterschreitungen des fischkritischen Sauerstoffgehalts von  $3 \text{ mg L}^{-1}$  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).

# Anhang A Entwicklung des Sauerstoffgehalts in der Tideelbe

## A.1. Zeitserien der täglich gemittelten oberflächennahen Sauerstoffgehalte im Hauptstrom der Tideelbe

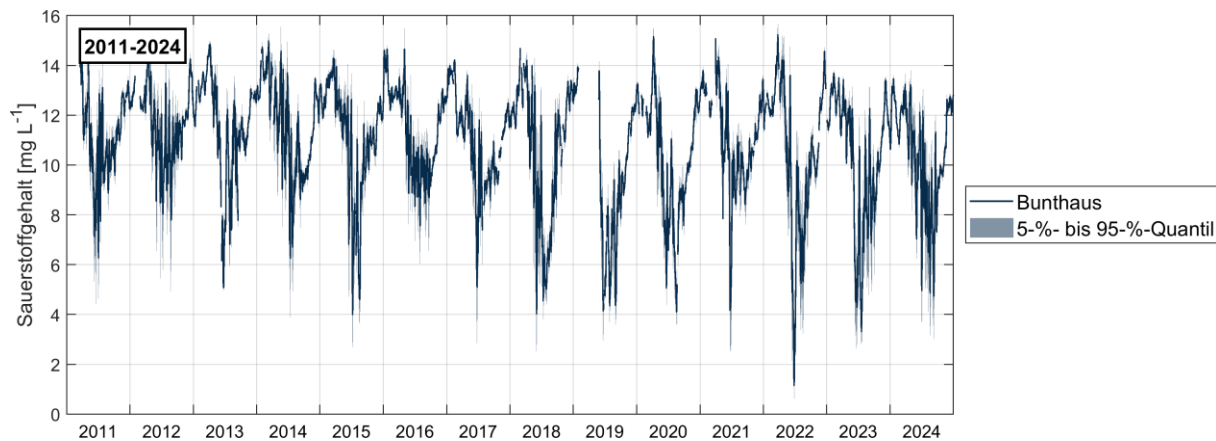


Abbildung A-1: Tagesmittelwerte sowie tägliche Variabilität (5 %- bis 95 %-Perzentil) des oberflächennahen Sauerstoffgehalts bei Bunthaus (Elbe-km 509,8) für die Jahre 2011–2024.

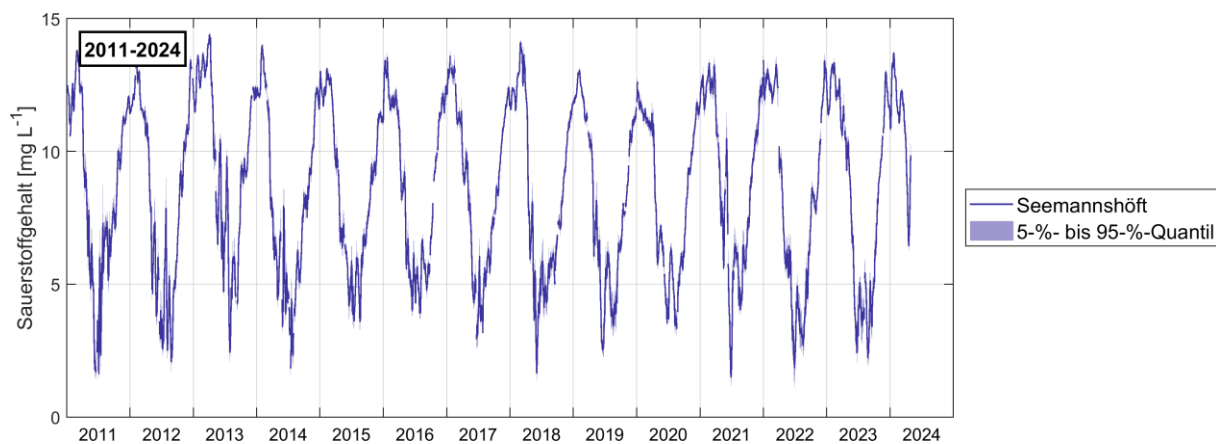


Abbildung A-2: Wie Abbildung A-1, nur für Seemannshöft (Elbe-km 628,9).

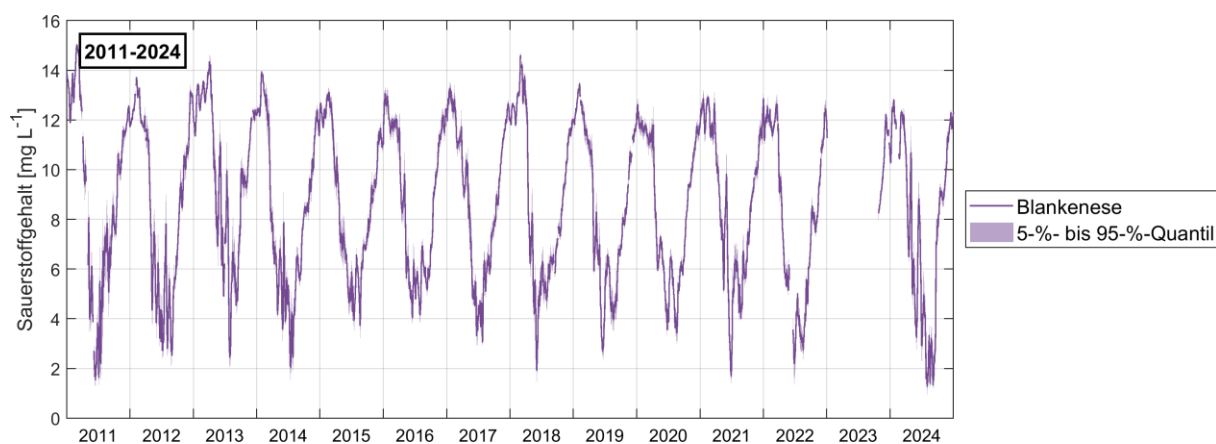


Abbildung A-3: Wie Abbildung A-1, nur für Blankenese (Elbe-km 634,2).

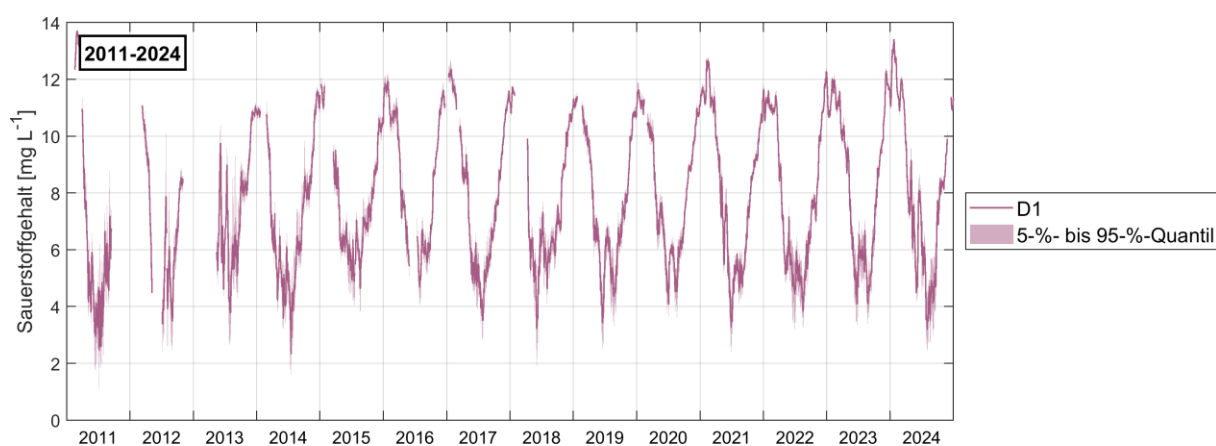


Abbildung A-4: Wie Abbildung A-1, nur für D1 (Elbe-km 643,0).

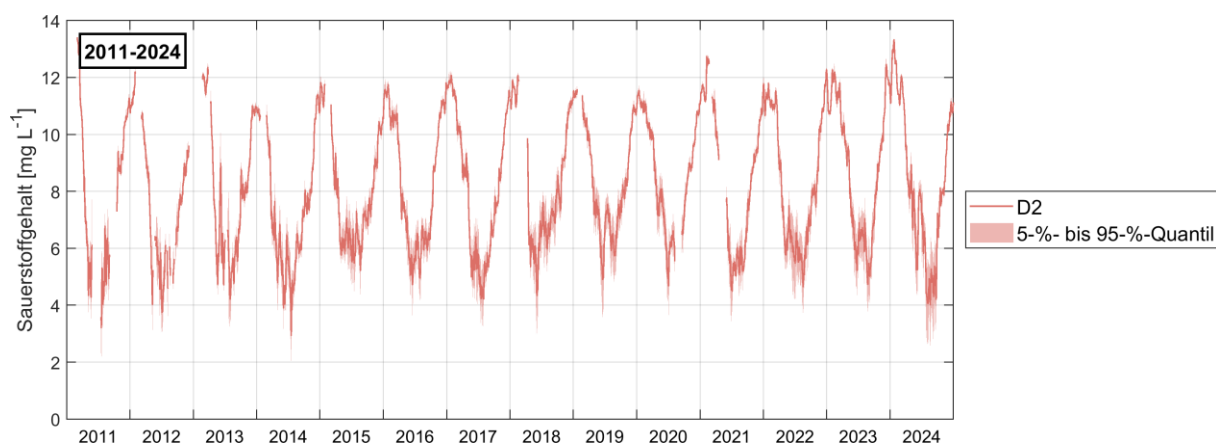


Abbildung A-5: Wie Abbildung A-1, nur für D2 (Elbe-km 651,3).



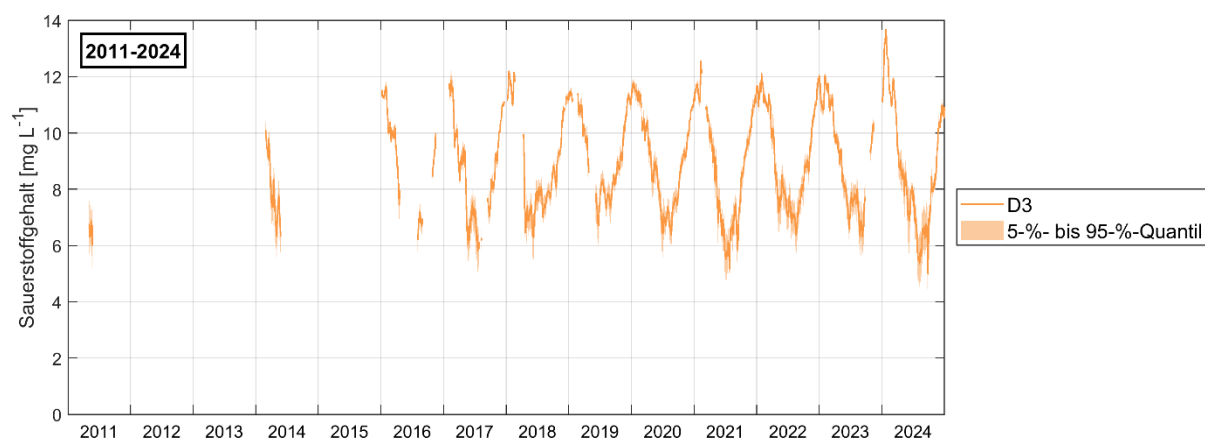


Abbildung A-6: Wie Abbildung A-1, nur für D3 (Elbe-km 664,7).

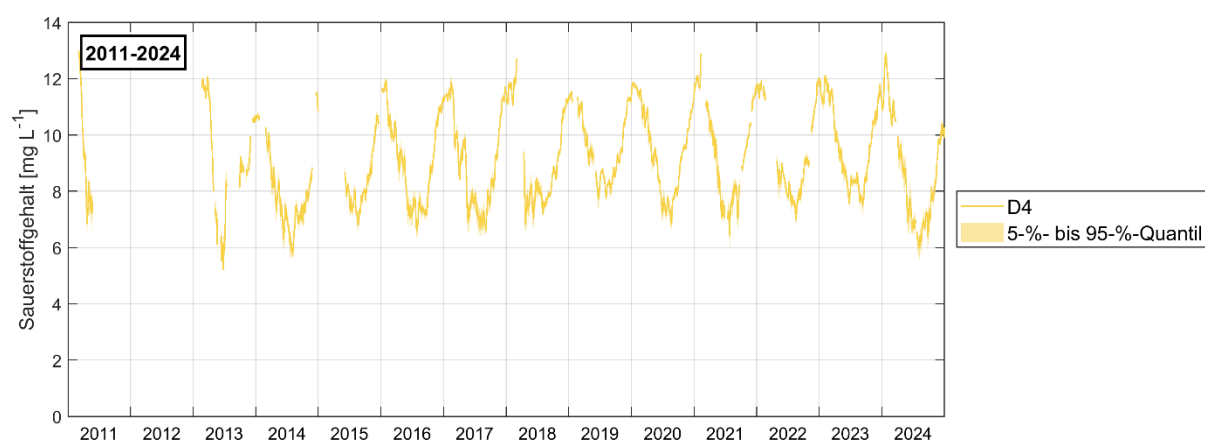


Abbildung A-7: Wie Abbildung A-1, nur für D4 (Elbe-km 676,5).

## A.2. Zeitserien der täglich gemittelten oberflächen- und sohlnahen Sauerstoffgehalte an den Messstellen D2–D4

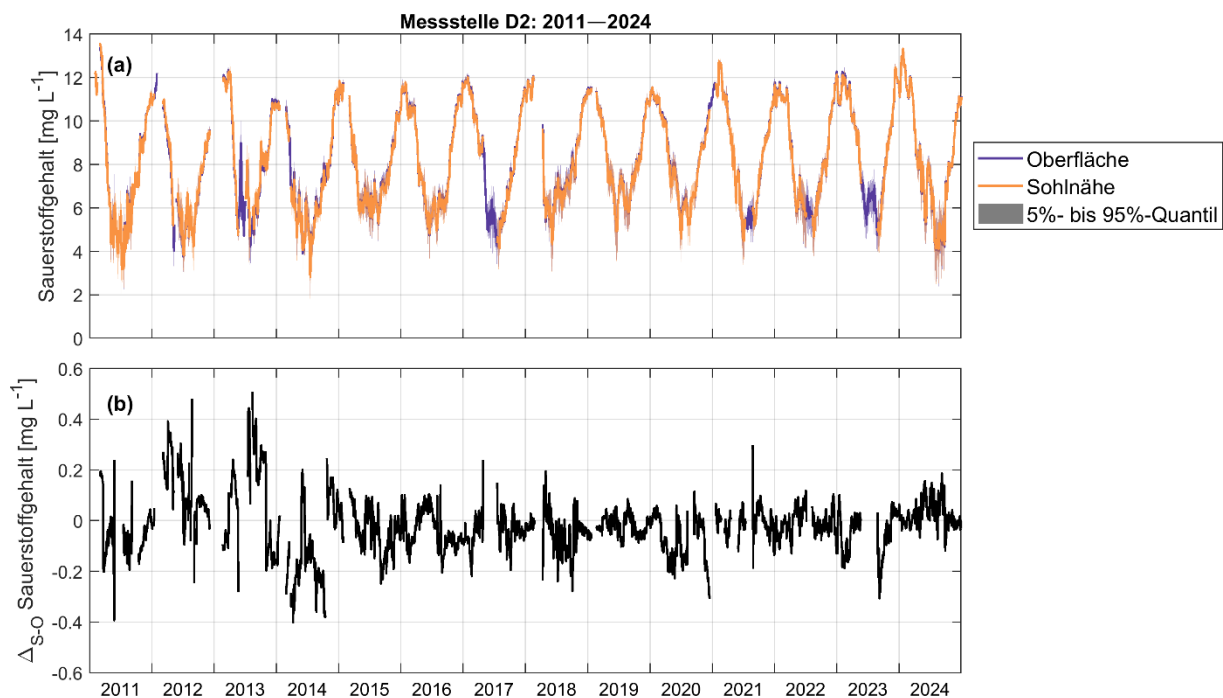


Abbildung A-8: Zeitserien (a) der täglich gemittelten oberflächen- und sohlnahen Sauerstoffgehalte und (b) der Differenz der Tagesmittelwerte zwischen Oberfläche und Sohlnähe ( $\Delta_{s-o}$ ) an der Messstelle D2 (Elbe-km 651,3) für 2011–2024. Negative Differenzen bedeuten geringere Werte in Sohlnähe.

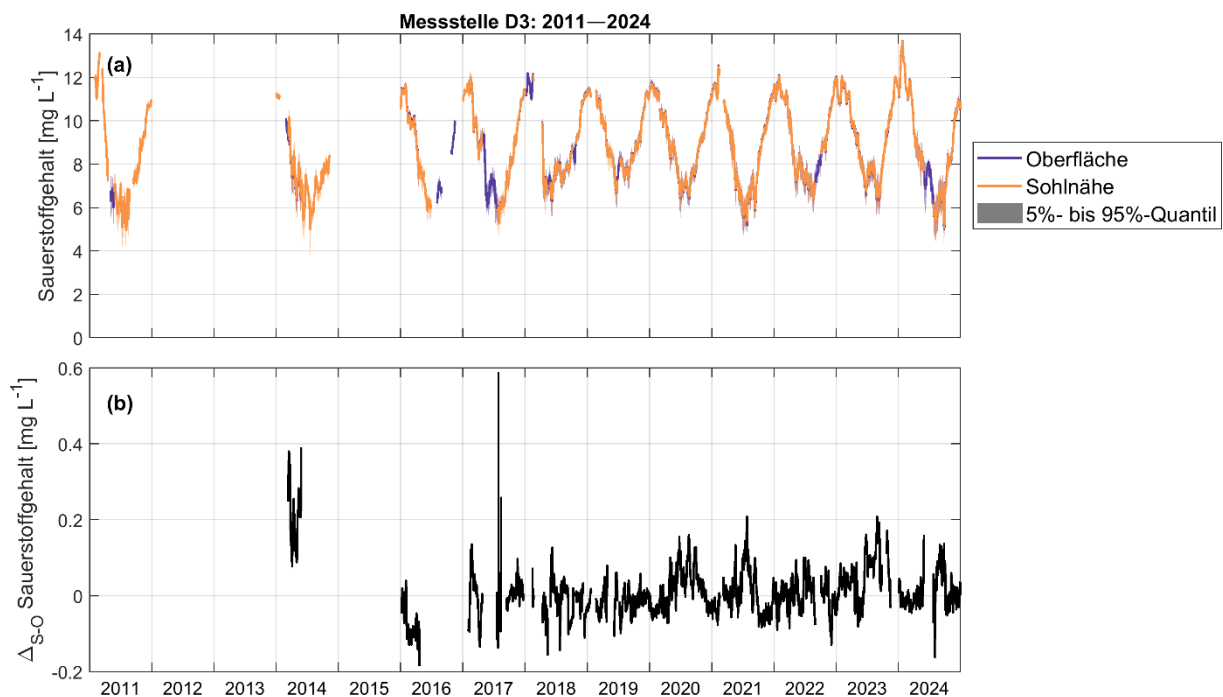


Abbildung A-9: Wie Abbildung A-8, nur für die Messstelle D3 (Elbe-km 664,7).

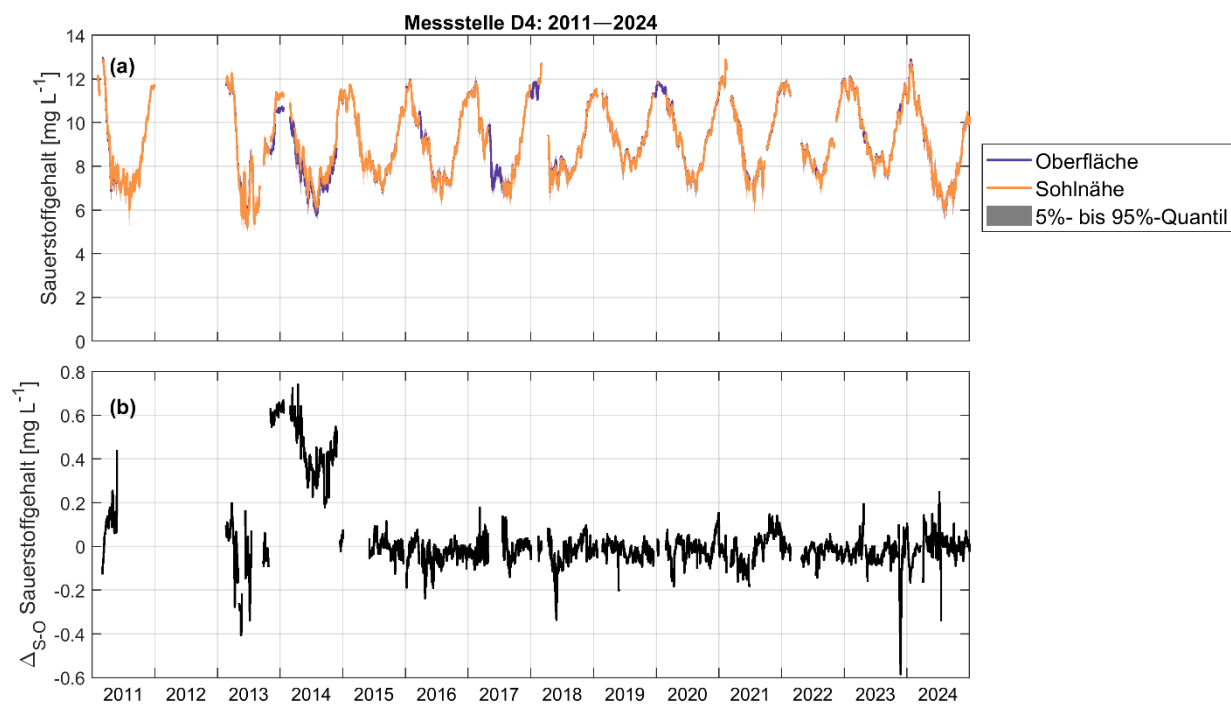


Abbildung A-10: Wie Abbildung A-8, nur für die Messstelle D4 (Elbe-km 676,5).

### A.3. Streudiagramme von Sauerstoffgehalt und Trübung an den Messstellen Blankenese sowie D2–D4

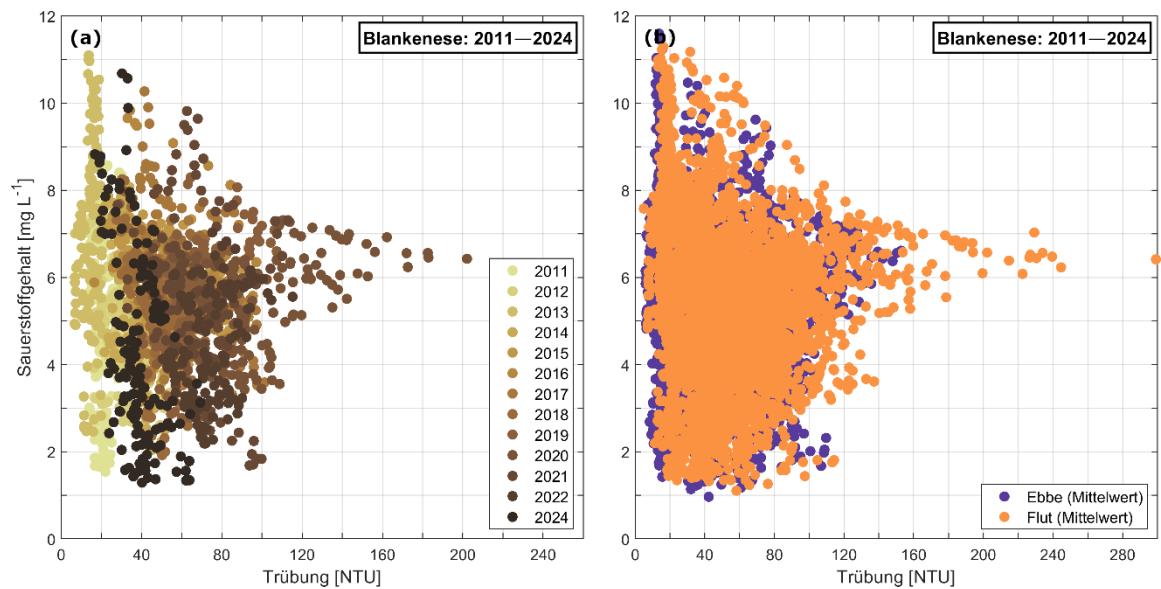


Abbildung A-11: Streudiagramme der Tagesmittel (a) und der Tidemittel (b) von Trübung und Sauerstoffgehalt im Zeitraum vom 1. Mai bis 30. September an der Messstelle Blankenese (Elbe km 634,2), farblich kodiert für die einzelnen Jahre 2011–2024 bzw. Ebbe und Flut. Keine Daten für 2023 aufgrund des Ausfalls der Messstelle vom 4. Januar bis zum 27. Oktober 2023.

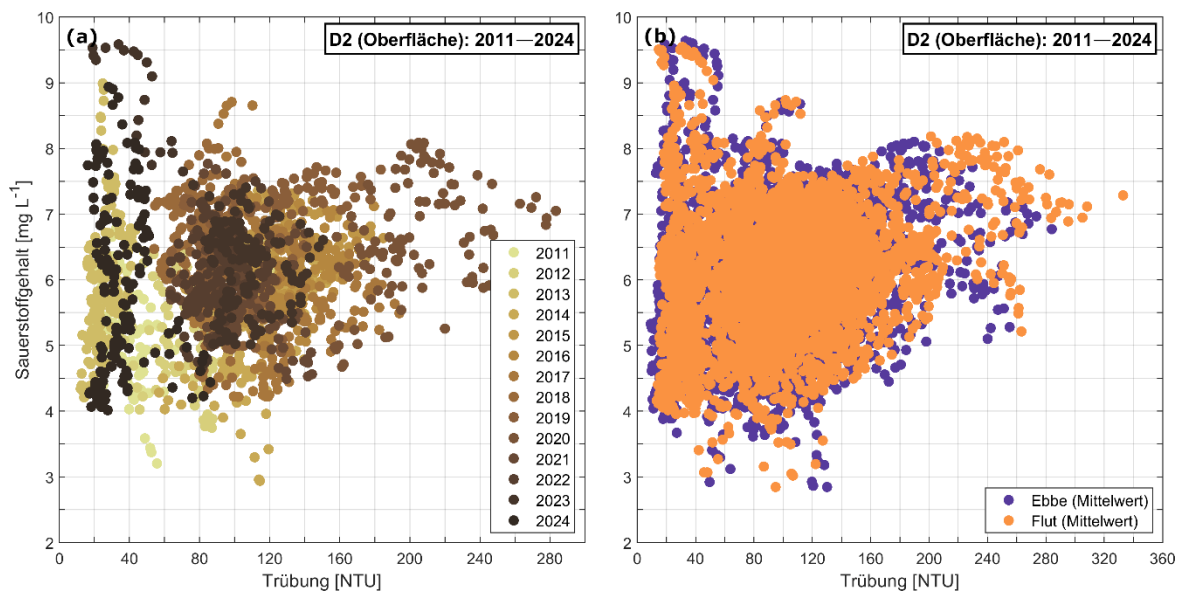


Abbildung A-12: Wie Abbildung A-11, nur für die oberflächennahen Messungen an der Messstelle D2 (Elbe km 651,3).

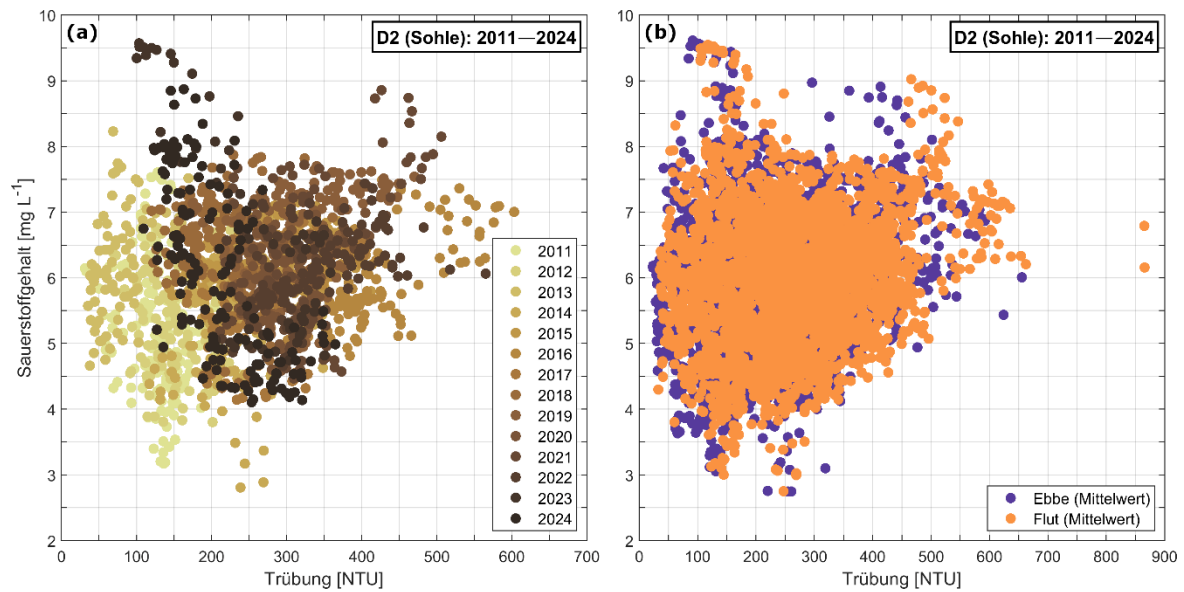


Abbildung A-13: Wie Abbildung A-11, nur für die sohnahen Messungen an der Messstelle D2 (Elbe km 651,3).

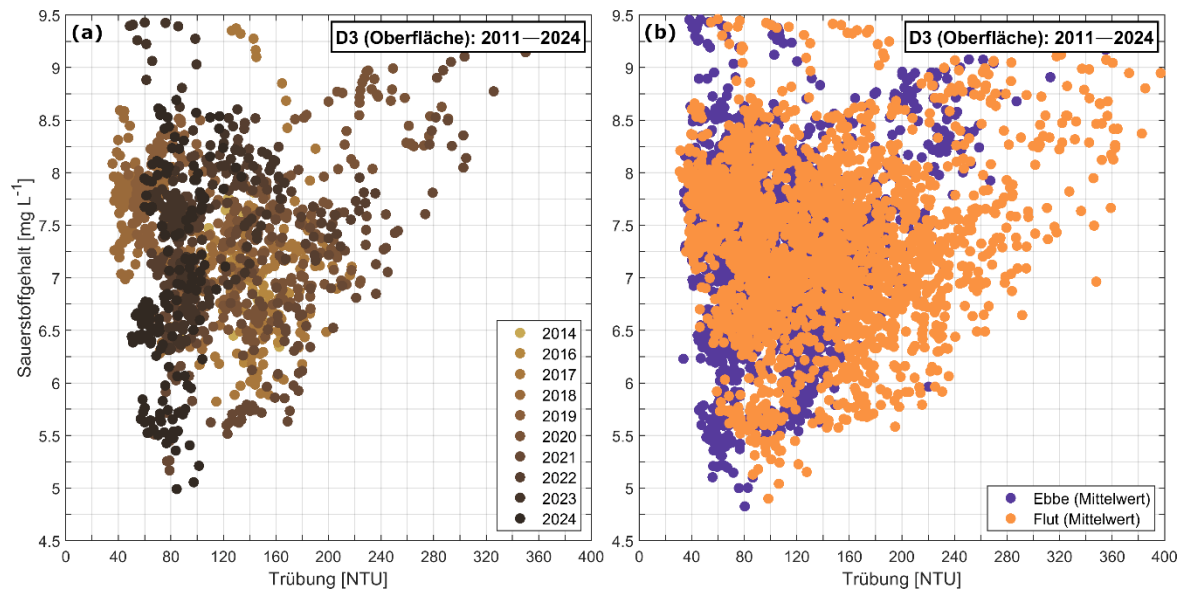


Abbildung A-14: Wie Abbildung A-11, nur für die oberflächennahen Messungen an der Messstelle D3 (Elbe km 664,7). Keine Daten für 2011–2013 sowie 2015 aufgrund von Ausfällen von Sauerstoff- und/oder Trübungssensor.

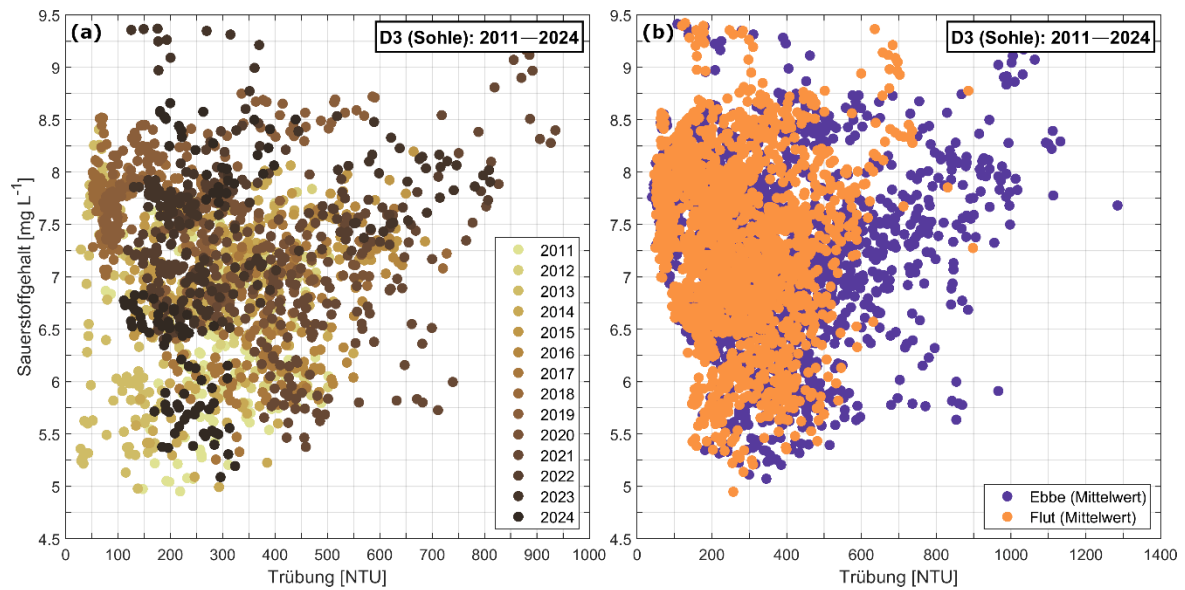


Abbildung A-15: Wie Abbildung A-11, nur für die sohnahen Messungen an der Messstelle D3 (Elbe km 664,7).

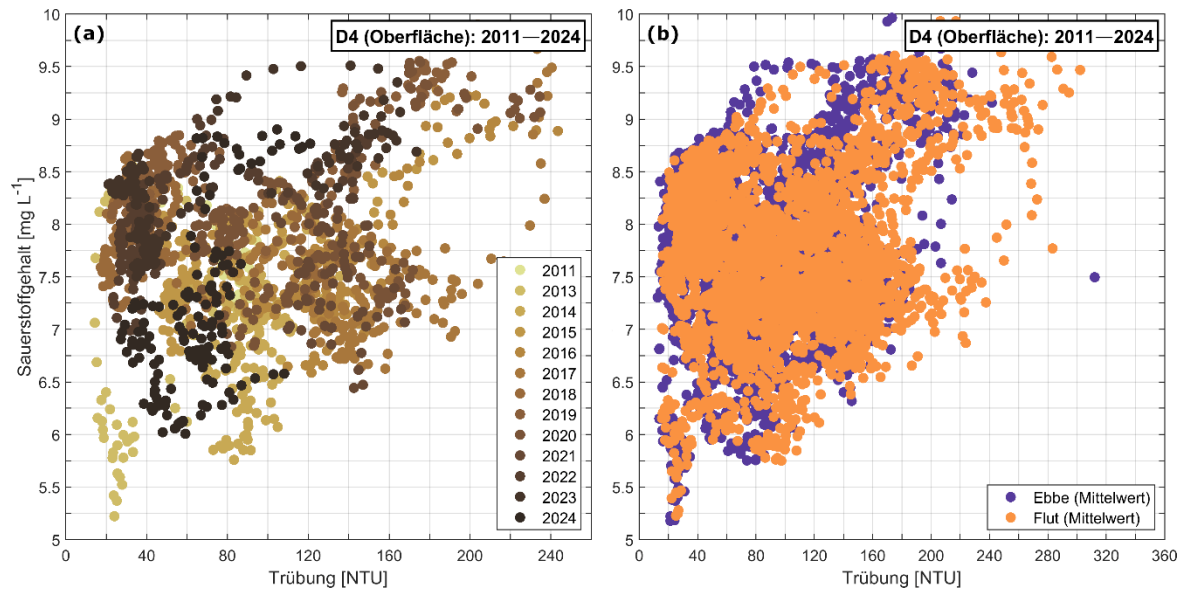


Abbildung A-16: Wie Abbildung A-11, nur für die oberflächennahen Messungen an der Messstelle D4 (Elbe km 676,5). Keine Daten für 2012 aufgrund eines Ausfalls des Sauerstoffsensors.

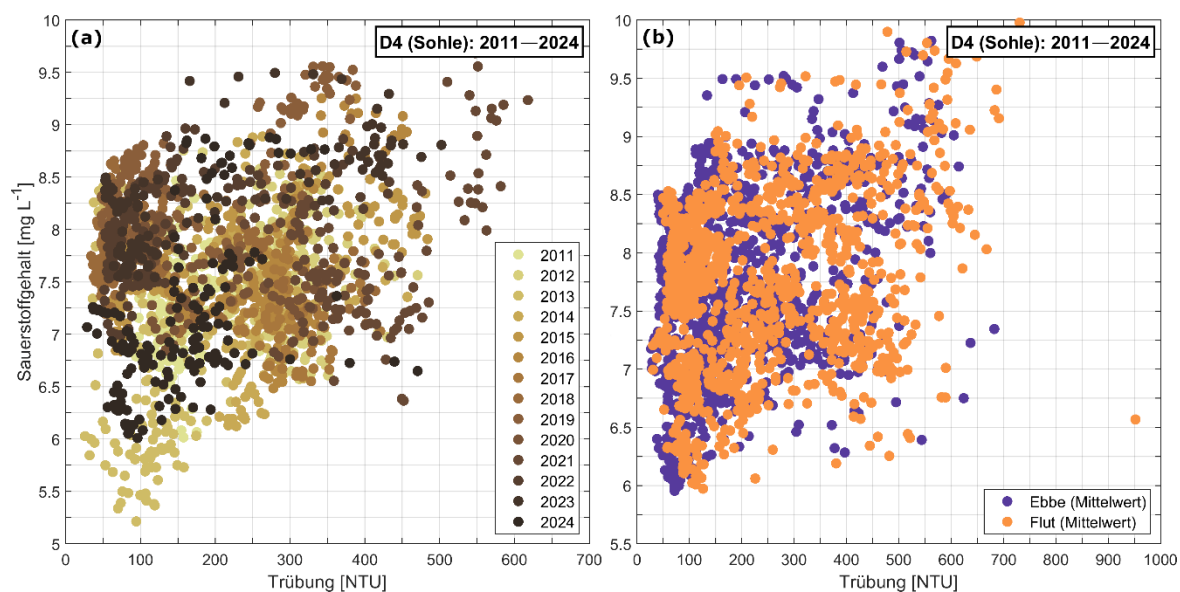


Abbildung A-17: Wie Abbildung A-11, nur für die sohnahen Messungen an der Messstelle D4 (Elbe km 676,5).



# Anhang B Korrektur der Gewässergütemessungen bei Geesthacht

## B.1. Wassertemperatur

Tabelle B-1: Korrekturfaktoren,  $R^2$  und p-Werte der Regressionsfunktionen sowie die Anzahl der Wertepaare (N), die für die Berechnung der Regressionsfunktionen verwendet wurden, für die Messungen der Wassertemperatur für die jeweiligen Einzeljahre und den jeweiligen Gesamtzeitraum an den drei BfG-Messstellen. „n. b.“: Wert wurde aufgrund zu geringer Datenverfügbarkeit nicht berechnet und auf den Wert des Gesamtzeitraums gesetzt. „\*“: Wert wurde aufgrund von  $R^2 < 0,6$  im Einzeljahr für die Berechnung auf den Korrekturfaktor des Gesamtzeitraums gesetzt. „^“: Wert wurde aufgrund von  $R^2 < 0,6$  im Gesamtzeitraum für die Berechnung auf 1 gesetzt (= keine Korrektur).

Zeitraum	Korrekturfaktor	$R^2$	p-Wert	N
<i>Geesthacht (Wehr)</i>				
2016	n. b.	n. b.	n. b.	9
2017	1,000	0,997	< 0,001	12
2018	1,003	0,998	< 0,001	12
2019	0,997	0,999	< 0,001	11
2020	0,999	0,991	< 0,001	12
2021	n. b.	n. b.	n. b.	5
2022	1,012	0,991	< 0,001	12
2023	n. b.	n. b.	n. b.	5
2024	n. b.	n. b.	n. b.	0
2016-2024	1,001	0,996	< 0,001	78
<i>Geesthacht (km 581)</i>				
2016	1,029	0,999	< 0,001	16
2017	1,003	0,996	< 0,001	8
2016-2017	1,022	0,997	< 0,001	24
<i>Artlenburg (km 574)</i>				
2017	n. b.	n. b.	n. b.	0
2018	1,009	0,997	< 0,001	11
2019	1,033	0,998	< 0,001	11
2020	1,034	0,988	< 0,001	12
2021	n. b.	n. b.	n. b.	4
2022	1,042	0,980	< 0,001	10
2023	n. b.	n. b.	n. b.	5
2024	n. b.	n. b.	n. b.	0
2017-2024	1,029	0,990	< 0,001	53

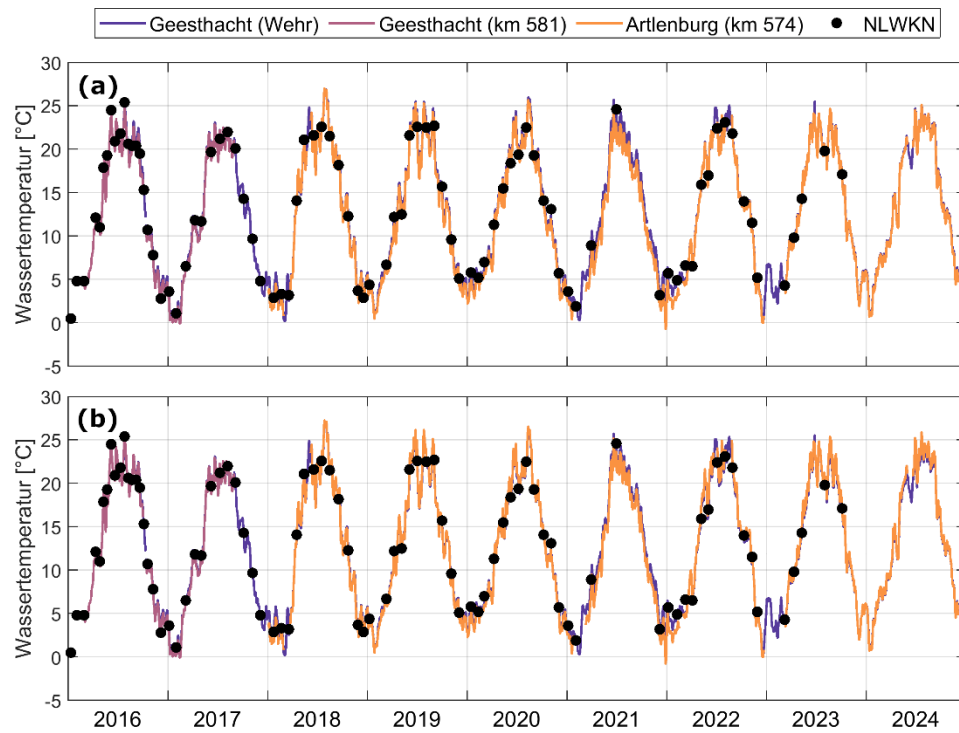


Abbildung B-1: Zeitserien der Wassertemperatur im Bereich Geesthacht basierend auf den Dauermessungen der BfG (Tagesmittelwerte; Linien) und den nasschemischen Einzelmessungen des NLWKN (Punkte) der Jahre 2016–2024. (a) Plausibilisierte Rohdaten der Sondenmessungen. (b) Mittels NLWKN-Messungen korrigierte Sondendaten.

## B.2. Elektrische Leitfähigkeit

Tabelle B-2: Wie Tabelle B-1, nur für die elektrische Leitfähigkeit.

Zeitraum	Korrekturfaktor	R <sup>2</sup>	p-Wert	N
<i>Geesthacht (Wehr)</i>				
2016	n. b.	n. b.	n. b.	9
2017	1,105*	0,566	< 0,001	12
2018	1,192	0,948	< 0,001	9
2019	n. b.	n. b.	n. b.	6
2020	n. b.	n. b.	n. b.	0
2021	n. b.	n. b.	n. b.	1
2022	n. b.	n. b.	n. b.	0
2023	n. b.	n. b.	n. b.	0
2024	n. b.	n. b.	n. b.	0
2016-2024	1,122	0,800	< 0,001	37
<i>Geesthacht (km 581)</i>				
2016	1,095^	0,563	< 0,001	16
2017	1,025^	0,472	< 0,001	9
2016-2017	1,070^	0,508	< 0,001	25
<i>Artlenburg (km 574)</i>				
2017	n. b.	n. b.	n. b.	3
2018	1,065^	0,597	< 0,001	10
2019	1,095	0,882	< 0,001	11
2020	0,835^	-0,179	< 0,001	12
2021	n. b.	n. b.	n. b.	3
2022	1,218^	0,544	< 0,001	10
2023	n. b.	n. b.	n. b.	5
2024	n. b.	n. b.	n. b.	0
2017-2024	1,026^	0,193	< 0,001	54

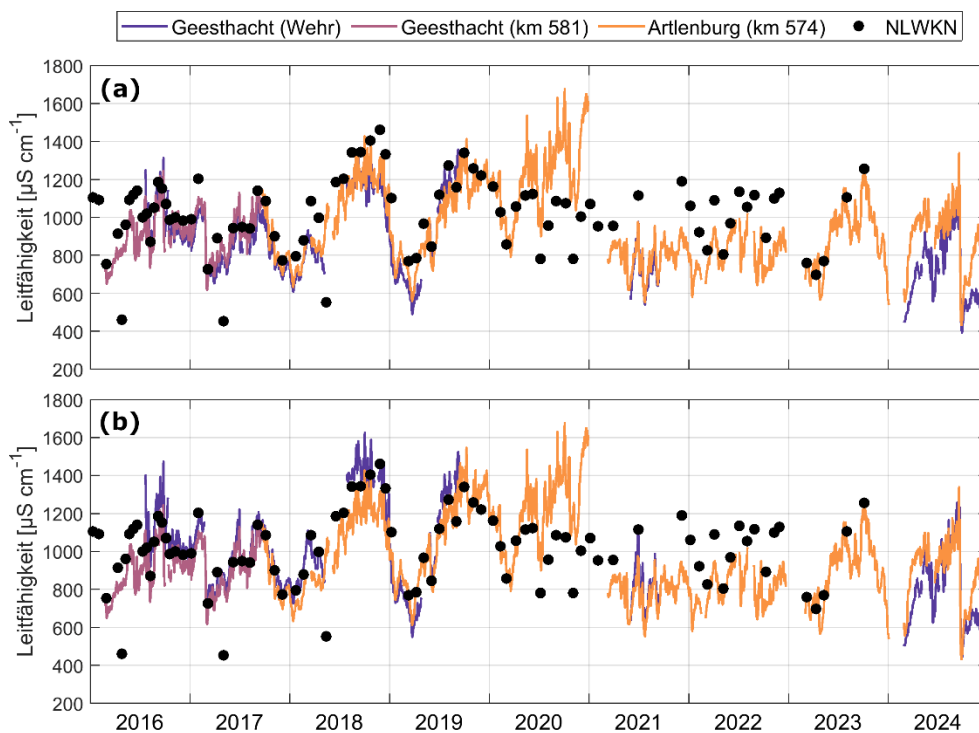


Abbildung B-2: Wie Abbildung B-1, nur für die elektrische Leitfähigkeit.

### B.3. pH-Wert

Tabelle B-3: Wie Tabelle B-1, nur für den pH-Wert.

Zeitraum	Korrekturfaktor	R <sup>2</sup>	p-Wert	N
<i>Geesthacht (Wehr)</i>				
2016	n. b.	n. b.	n. b.	6
2017	1,014	0,907	< 0,001	12
2018	0,980	0,905	< 0,001	11
2019	0,989	0,753	< 0,001	11
2020	0,996	0,668	< 0,001	10
2021	n. b.	n. b.	n. b.	5
2022	0,962	0,929	< 0,001	8
2023	n. b.	n. b.	n. b.	3
2024	n. b.	n. b.	n. b.	0
2016-2024	0,995	0,704	< 0,001	66
<i>Geesthacht (km 581)</i>				
2016	n. b.	n. b.	n. b.	14
2017	n. b.	n. b.	n. b.	6
2016-2017	1,024	0,677	< 0,001	20
<i>Artlenburg (km 574)</i>				
2017	n. b.	n. b.	n. b.	3
2018	0,993	0,847	< 0,001	9
2019	n. b.	n. b.	n. b.	7
2020	1,051*	0,789	< 0,001	10
2021	n. b.	n. b.	n. b.	3
2022	1,208	0,948	< 0,001	3
2023	n. b.	n. b.	n. b.	0
2024	n. b.	n. b.	n. b.	0
2017-2024	0,997^	0,467	< 0,001	35

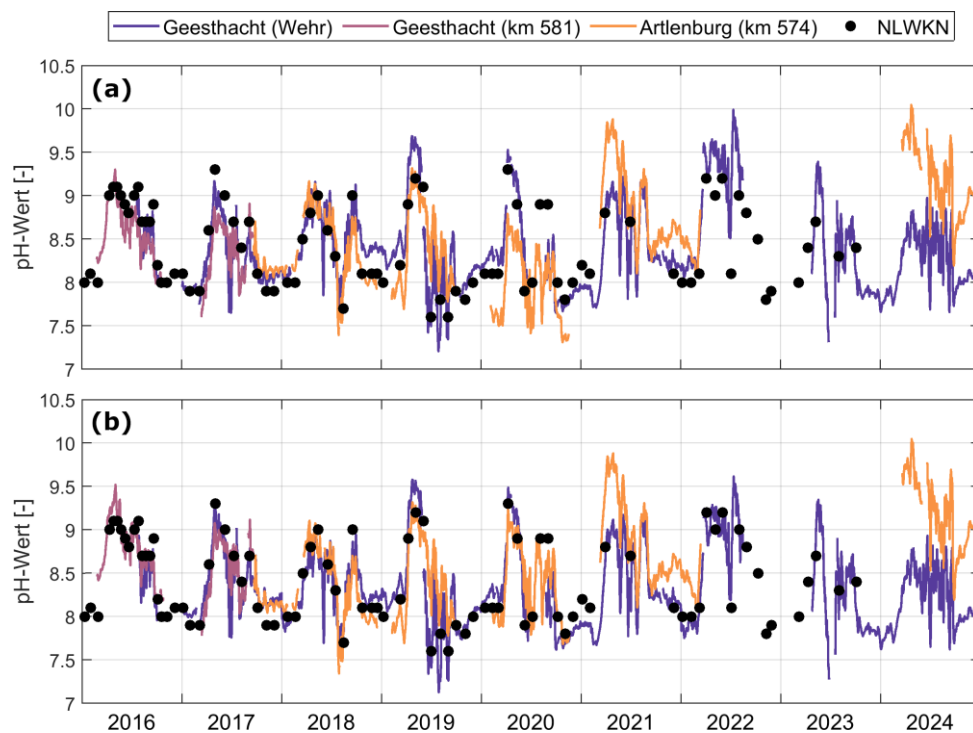


Abbildung B-3: Wie Abbildung B-1, nur für den pH-Wert.

## B.4. Sauerstoffgehalt

Tabelle B-4: Wie Tabelle B-1, nur für den Sauerstoffgehalt.

Zeitraum	Korrekturfaktor	R <sup>2</sup>	p-Wert	N
<i>Geesthacht (Wehr)</i>				
2016	n. b.	n. b.	n. b.	8
2017	1,034	0,860	< 0,001	12
2018	1,008	0,887	< 0,001	11
2019	1,029	0,920	< 0,001	9
2020	0,984	0,775	< 0,001	9
2021	n. b.	n. b.	n. b.	4
2022	1,065	0,783	< 0,001	11
2023	n. b.	n. b.	n. b.	5
2024	n. b.	n. b.	n. b.	0
2016-2024	1,028	0,832	< 0,001	69
<i>Geesthacht (km 581)</i>				
2016	1,038	0,942	< 0,001	16
2017	1,026	0,886	< 0,001	8
2016-2017	1,034	0,926	< 0,001	24
<i>Artlenburg (km 574)</i>				
2017	n. b.	n. b.	n. b.	0
2018	0,984	0,763	< 0,001	10
2019	0,976	0,828	< 0,001	11
2020	0,944*	0,570	< 0,001	12
2021	n. b.	n. b.	n. b.	4
2022	1,055	0,883	< 0,001	10
2023	n. b.	n. b.	n. b.	5
2024	n. b.	n. b.	n. b.	0
2017-2024	0,986	0,729	< 0,001	52

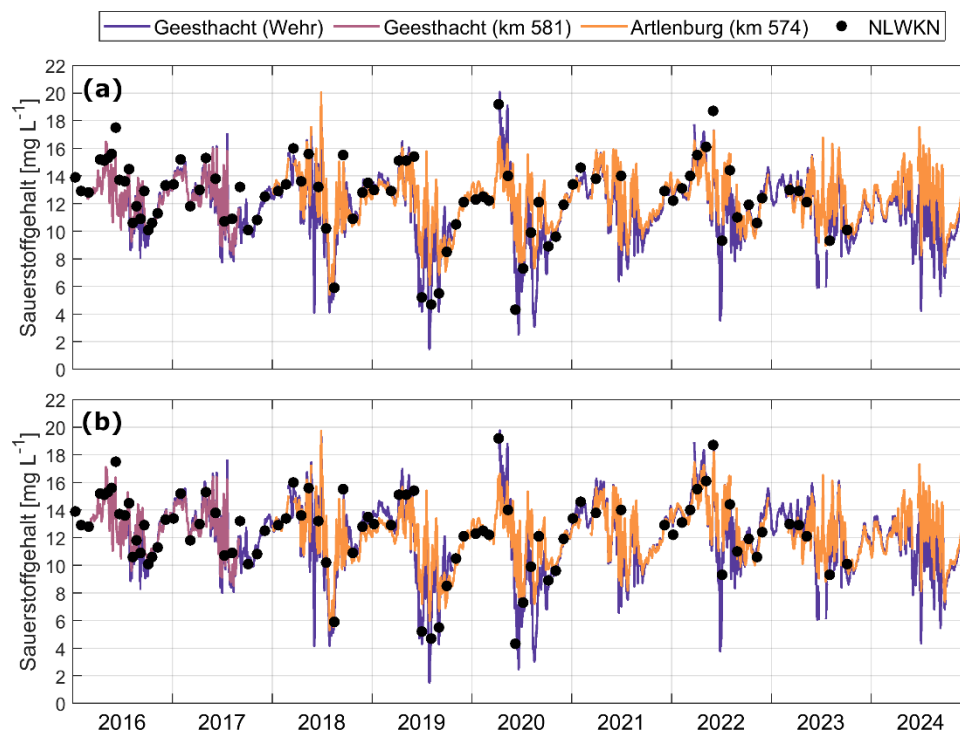


Abbildung B-4: Wie Abbildung B-1, nur für den Sauerstoffgehalt.

# Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1-1: Karte des Untersuchungsgebiets und der verwendeten Messstellen.....	6
Abbildung 1-2: Schematische Darstellung der wichtigsten biogeochemischen Prozesse des Sauerstoffhaushalts der Mittel- und Tideelbe. ....	8
Abbildung 2-1: Streudiagramm der Chlorophyll-a-Messungen der BfG und des NLWKN an den Messstellen Geesthacht (Wehr; 2016–2024) und km 574 (2017–2024).....	15
Abbildung 2-2: Zeitserien der Chlorophyll-a-Konzentrationen im Bereich Geesthacht basierend auf den Dauermessungen der BfG und den nasschemischen Einzelmessungen des NLWKN. ....	17
Abbildung 2-3: Gemessene Vertikalprofile von (a) Wassertemperatur, (b) Chlorophyll-a-Gehalt, (c) Sauerstoffgehalt und (d) pH-Wert im Stauraum Geesthacht.....	18
Abbildung 3-1: Räumlich-zeitliche Verteilungen des täglich gemittelten oberflächennahen Sauerstoffgehalts in der Tideelbe in den Jahren 2011–2016.....	22
Abbildung 3-2: Wie Abbildung 3-1, nur für die Jahre 2017–2022. ....	23
Abbildung 3-3: Wie Abbildung 3-1, nur für die Jahre 2023–2024. ....	24
Abbildung 3-4: Zeitserien der Tagesmittelwerte des oberflächennahen Sauerstoffgehalts an den Messstellen Bunthaus, Seemannshöft, Blankenese sowie D1–D4 für die Jahre 2011–2024. ....	25
Abbildung 3-5: Mittelwerte und Standardabweichungen des oberflächennahen Sauerstoffgehalts von 1. Mai bis 30. September der Jahre 2011 bis 2024 an den Stationen Bunthaus, Seemannshöft, Blankenese sowie D1–D4. ....	25
Abbildung 3-6: Gesamtdauer der kontinuierlichen Unterschreitungen des fischkritischen Sauerstoffgehalts von 3 mg L <sup>-1</sup> für mindestens sechs Stunden im Zeitraum 1. Mai bis 30. September der Jahre 2011 bis 2024 an den Stationen Bunthaus, Seemannshöft, Blankenese sowie D1–D4.....	26
Abbildung 3-7: Zeitserien (a) der täglich gemittelten oberflächen- und sohnahen Sauerstoffgehalte und (b) der Differenz der Tagesmittelwerte zwischen Sohlfläche und Oberfläche ( $\Delta_{s-o}$ ) an der Messstelle D1 (Elbe-km 643,0) für 2011–2024. ....	27
Abbildung 3-8: Wie Abbildung 3-7, nur für die Wassertemperatur.....	28
Abbildung 3-9: Streudiagramm der über die Tidephasen gemittelten oberflächen- und sohnahen Sauerstoffgehalte an der Messstelle D1 im Zeitraum 1. Mai bis 30. September der Jahre 2011–2024. ....	29
Abbildung 3-10: 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. ....	30
Abbildung 3-11: Streudiagramm der Tagesmittel (a) und der Tidemittel (b) von Trübung und Sauerstoffgehalt im Zeitraum vom 1. Mai bis 30. September an der Messstelle Bunthaus (Elbe-km 609,8). ....	31

Abbildung 3-12: Wie Abbildung 3-11, nur für die Messstelle Seemannshöft (Elbe-km 628,9). ....	31
Abbildung 3-13: Wie Abbildung 3-11, nur für die oberflächennahen Messungen an der Messstelle D1 (Elbe-km 643,0). ....	32
Abbildung 3-14: Wie Abbildung 3-11, nur für die sohnahen Messungen an der Messstelle D1 (Elbe-km 643,0). ....	32
Abbildung 3-15: Mittelwert und Standardabweichung („StAbw“) des oberflächennahen Sauerstoffgehalts von 1. Mai bis 30. September der Jahre 2011 bis 2024 an den Stationen Blankenese, D1, HN1 und HN2. ....	33
Abbildung 3-16: Gesamtdauer der kontinuierlichen Unterschreitungen des fischkritischen Sauerstoffgehalts von 3 mg L <sup>-1</sup> 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. ....	33
Abbildung 3-17: Streudiagramm und lineare Regressionen der über die Tidephasen gemittelten oberflächennahen Sauerstoffgehalte der Messstellen HN1 und D1 im Zeitraum vom 1. Mai bis 30. September der Jahre 2011–2024. ....	34
Abbildung 4-1: Zeitserien des Tagesmittels sowie des Mittels über die Vegetationsperiode (1. April bis 30. September) des Abflusses bei Neu Darchau in den Jahren 2016–2024. ....	36
Abbildung 4-2: Wie Abbildung 4-1, nur für die elektrische Leitfähigkeit bei Geesthacht. ....	37
Abbildung 4-3: Wie Abbildung 4-1, nur für die Wassertemperatur bei Geesthacht. ....	37
Abbildung 4-4: Wie Abbildung 4-1, nur für den Chlorophyll-a-Gehalt bei Geesthacht. ....	38
Abbildung 4-5: Wie Abbildung 4-1, nur für den pH-Wert bei Geesthacht. ....	39
Abbildung 4-6: Wie Abbildung 4-1, nur für den Sauerstoffgehalt bei Geesthacht. ....	40
Abbildung 4-7: Zeitserien der Tagesmittelwerte des (a) Oberwasserabflusses Q bei Neu Darchau sowie der Konzentrationen und der Frachten von (b) Chlorophyll-a und (c) Sauerstoff der Jahre 2016–2024. ....	41
Abbildung 4-8: Zeitreihen der gemessenen und simulierten mittleren Oberwasserabflüsse und kumulierten Stofffrachten von (a) Chlorophyll-a, (b) Sauerstoff und (c) Ammonium-N während der Vegetationsperioden (1. April bis 30. September) der Jahre 2011–2024. ....	43
Abbildung 4-9: Täglich gemittelte Zeitserien (a) des Abflusses Q bei Neu Darchau sowie (b) der Chlorophyll-a-Konzentration und (c) des Sauerstoffgehalts im Bereich Geesthacht im Jahr 2022. ....	45
Abbildung 4-10: Zeitliche Entwicklung der Chlorophyll-a-Konzentration und der Zooplanktonabundanz von 1. Januar 2022 bis 31. Juli 2022 an der Messstelle Geesthacht. ....	46
Abbildung 4-11: Tagesmittelwerte der gemessenen Zeitserien des (a) Oberwasserabflusses bei Neu Darchau, (b) des Chlorophyll-a- und (c) des Sauerstoffgehalts bei Geesthacht, (d) des Sauerstoffgehalts bei Bunthaus sowie (e) der Wassertemperatur und (f) des Sauerstoffgehalts bei Blankenese von 1. Juni bis 1. Oktober 2024. ....	47
Abbildung A-1: Tagesmittelwerte sowie tägliche Variabilität (5 %- bis 95 %-Perzentil) des oberflächennahen Sauerstoffgehalts bei Bunthaus (Elbe-km 509,8) für die Jahre 2011–2024. ....	52



Abbildung A-2: Wie Abbildung A-1, nur für Seemannshöft (Elbe-km 628,9). .....	52
Abbildung A-3: Wie Abbildung A-1, nur für Blankenese (Elbe-km 634,2). .....	53
Abbildung A-4: Wie Abbildung A-1, nur für D1 (Elbe-km 643,0). .....	53
Abbildung A-5: Wie Abbildung A-1, nur für D2 (Elbe-km 651,3). .....	53
Abbildung A-6: Wie Abbildung A-1, nur für D3 (Elbe-km 664,7). .....	54
Abbildung A-7: Wie Abbildung A-1, nur für D4 (Elbe-km 676,5). .....	54
Abbildung A-8: Zeitserien (a) der täglich gemittelten oberflächen- und sohnnahen Sauerstoffgehalte und (b) der Differenz der Tagesmittelwerte zwischen Oberfläche und Sohlhöhe ( $\Delta s-o$ ) an der Messstelle D2 (Elbe-km 651,3) für 2011–2024. ....	55
Abbildung A-9: Wie Abbildung A-8, nur für die Messstelle D3 (Elbe-km 664,7). ....	55
Abbildung A-10: Wie Abbildung A-8, nur für die Messstelle D4 (Elbe-km 676,5). ....	56
Abbildung A-11: Streudiagramme der Tagesmittel (a) und der Tidemittel (b) von Trübung und Sauerstoffgehalt im Zeitraum vom 1. Mai bis 30. September an der Messstelle Blankenese (Elbe km 634,2). ....	57
Abbildung A-12: Wie Abbildung A-11, nur für die oberflächennahen Messungen an der Messstelle D2 (Elbe km 651,3). ....	57
Abbildung A-13: Wie Abbildung A-11, nur für die sohnnahen Messungen an der Messstelle D2 (Elbe km 651,3). ....	58
Abbildung A-14: Wie Abbildung A-11, nur für die oberflächennahen Messungen an der Messstelle D3 (Elbe km 664,7). ....	58
Abbildung A-15: Wie Abbildung A-11, nur für die sohnnahen Messungen an der Messstelle D3 (Elbe km 664,7). ....	59
Abbildung A-16: Wie Abbildung A-11, nur für die oberflächennahen Messungen an der Messstelle D4 (Elbe km 676,5). ....	59
Abbildung A-17: Wie Abbildung A-11, nur für die sohnnahen Messungen an der Messstelle D4 (Elbe km 676,5). ....	60
Abbildung B-1: Zeitserien der Wassertemperatur im Bereich Geesthacht basierend auf den Dauermessungen der BfG (Tagesmittelwerte) und den nasschemischen Einzelmessungen des NLWKN der Jahre 2016–2024. ....	62
Abbildung B-2: Wie Abbildung B-1, nur für die elektrische Leitfähigkeit. ....	63
Abbildung B-3: Wie Abbildung B-1, nur für den pH-Wert. ....	64
Abbildung B-4: Wie Abbildung B-1, nur für den Sauerstoffgehalt. ....	65

## Tabellenverzeichnis

Tabelle 2-1: Übersicht der für die quantitativen Auswertungen zur Sauerstoffentwicklung verwendeten Messstellen in der Tideelbe im Betrachtungszeitraum 2011–2024. ....	11
--	----

Tabelle 2-2: Übersicht der für die qualitative Beschreibung der Sauerstoffentwicklung (s. Kapitel 3.1.1) zusätzlich verwendeten Sauerstoffmessungen in der Tideelbe im Betrachtungszeitraum 2011–2024. ....	13
Tabelle 2-3: Übersicht der Messstellen im Bereich Geesthacht im Betrachtungszeitraum 2016–2024. ....	14
Tabelle 2-4: Korrekturfaktoren, $R^2$ und p-Werte der Regressionsfunktionen sowie die Anzahl der Wertepaare (N), die für die Berechnung der Regressionsfunktionen verwendet wurden, für alle betrachteten Messgrößen für die jeweiligen Einzeljahre und den jeweiligen Gesamtzeitraum an den Messstellen im Bereich Geesthacht. ....	16
Tabelle 4-1: Mittelwerte und Standardabweichungen des Abflusses (bei Neu Darchau) und der betrachteten Gewässergütegrößen (bei Geesthacht) innerhalb der Vegetationsperioden (1. April bis 30. September) der einzelnen Jahre und über alle Jahre. ....	35
Tabelle 4-2: Mittelwerte und Standardabweichungen der Abflüsse in den Vegetationsperioden verschiedener Zeiträume sowie relativen Änderungen („ $\Delta$ “) gegenüber dem Gesamtzeitraum 1903–2024. ....	36
Tabelle 4-3: Mittlere Oberwasserabflüsse (in $m^3/s$ ) und kumulierte Stofffrachten für Chlorophyll-a (in t) und Sauerstoff (in kt) innerhalb der Vegetationsperioden (1. April bis 30. September) der Jahre 2016–2024. ....	42
Tabelle B-1: Korrekturfaktoren, $R^2$ und p-Werte der Regressionsfunktionen sowie die Anzahl der Wertepaare (N), die für die Berechnung der Regressionsfunktionen verwendet wurden, für die Messungen der Wassertemperatur für die jeweiligen Einzeljahre und den jeweiligen Gesamtzeitraum an den drei BfG-Messstellen. ....	61
Tabelle B-2: Wie Tabelle B-1, nur für die elektrische Leitfähigkeit. ....	63
Tabelle B-3: Wie Tabelle B-1, nur für den pH-Wert. ....	64
Tabelle B-4: Wie Tabelle B-1, nur für den Sauerstoffgehalt. ....	65

## Literaturverzeichnis

- BAW (2024). *Sensitivitätsanalyse zum Sauerstoffhaushalt*. Bundesanstalt für Wasserbau im Auftrag der Hamburg Port Authority (HPA) AöR, Hamburg.
- Fischer, H. (2011). Entwicklung des Sauerstoffgehaltes und der Wassertemperatur. In F. Wechsung, H. Koch, & P. Gräfe (Eds.), *Elbe-Atlas des globalen Wandels* (pp. 90-91). Stuttgart: Schweizerbart Science Publishers.
- Garcia, H. E. & Gordon, L. I. (1992). Oxygen solubility in seawater: Better fitting equations. *Limnology and oceanography*, 37(6), 1307-1312. doi:10.4319/lo.1992.37.6.1307
- Grolemund, G. & Wickham, H. (2011). Dates and Times Made Easy with lubridate. *Journal of Statistical Software*, 40(3), 1-25. Abgerufen von <https://www.jstatsoft.org/v40/i03/>
- MATLAB (2021). Version 9.11.0.1837725 (R2021b) Update 2. Natick, Massachusetts.
- Pein, J., Eisele, A., Sanders, T., Daewel, U., Stanev, E. V., Van Beusekom, J. E. E., Staneva, J. & Schrum, C. (2021). Seasonal stratification and biogeochemical turnover in the freshwater reach of a partially mixed dredged estuary. *Frontiers in Marine Science*, 8, 623714. doi:10.3389/fmars.2021.623714

- Planfeststellungsbeschluss (2012). *Planfeststellungsbeschluss zur Fahrrinnenanpassung von Unter- und Außenelbe*. Abgerufen von [https://www.kuestendaten.de/media/zdm/portaltideelbe/Projekte/FRA20XX/Planfeststellungsverfahren/Beschluesse/anlagen/Planfeststellungsbeschluss\\_der\\_WSD\\_Nord\\_vom\\_23.04.2012.pdf](https://www.kuestendaten.de/media/zdm/portaltideelbe/Projekte/FRA20XX/Planfeststellungsverfahren/Beschluesse/anlagen/Planfeststellungsbeschluss_der_WSD_Nord_vom_23.04.2012.pdf)
- Quiel, K., Becker, A., Kirchesch, V., Schöl, A. & Fischer, H. (2010). Influence of global change on phytoplankton and nutrient cycling in the Elbe River. *Regional Environmental Change*, 11(2), 405-421. doi:10.1007/s10113-010-0152-2
- R Core Team (2025). *R: A Language and Environment for Statistical Computing*. R Foundation for Statistical Computing, Wien, Österreich. Abgerufen von <https://www.R-project.org/>
- Schauberger, P. & Walker, A. (2025). *openxlsx: Read, Write and Edit xlsx Files. R package version 4.2.8*. Abgerufen von <https://CRAN.R-project.org/package=openxlsx>
- Schöl, A., Hein, B. & Viergutz, C. (2015). *Sauerstoffverhältnisse in der Tideelbe. Untersuchung im Auftrag des Wasser- und Schifffahrtsamtes Hamburg*. BfG-Bericht. Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG), Koblenz. doi: 10.5675/BfG-1855
- Schöl, 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.
- Spieker, J., Eydeler, I., Grudzinski, A., Müller, U., Hammrich, A. & Schöl, A. (2015a). *Sauerstoffhaushalt der Tideelbe - Synopse und Datamining: Teil A Zusammenfassung und Fazit*. Bericht im Auftrag der Hamburg Port Authority (HPA). KLS-Gewässerschutz und DHI-WASY GmbH, Hamburg. Abgerufen von [https://www.kuestendaten.de/media/zdm/kuestendaten/publikationen/Datencontainer/S/Synopse\\_Teil\\_A\\_Zusammenfassung\\_Fazit.pdf](https://www.kuestendaten.de/media/zdm/kuestendaten/publikationen/Datencontainer/S/Synopse_Teil_A_Zusammenfassung_Fazit.pdf)
- Spieker, J., Eydeler, I., Grudzinski, A., Müller, U., Hammrich, A. & Schöl, A. (2015b). *Sauerstoffhaushalt der Tideelbe - Synopse und Datamining: Teil B Prozesse des Sauerstoffhaushaltes*. Bericht im Auftrag der Hamburg Port Authority (HPA). KLS-Gewässerschutz und DHI-WASY GmbH, Hamburg. Abgerufen von [https://www.kuestendaten.de/media/zdm/kuestendaten/publikationen/Datencontainer/S/Synopse\\_Teil\\_B\\_Prozesse\\_Sauerstoffhaushalt.pdf](https://www.kuestendaten.de/media/zdm/kuestendaten/publikationen/Datencontainer/S/Synopse_Teil_B_Prozesse_Sauerstoffhaushalt.pdf)
- Thyng, K., Greene, C., Hetland, R., Zimmerle, H. & DiMarco, S. (2016). True Colors of Oceanography: Guidelines for Effective and Accurate Colormap Selection. *Oceanography*, 29(3), 9-13. doi:10.5670/oceanog.2016.66
- Wärmelastplan (2008). *Wärmelastplan für die Tideelbe*. Projektgruppe Wärmelastplan Tideelbe. Abgerufen von <https://www.kuestendaten.de/media/zdm/kuestendaten/publikationen/Datencontainer/P/08WaermelastplanTideelbe.pdf>
- Wickham, H. (2016). *ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis*. New York: Springer-Verlag.
- Wickham, H. (2023). *stringr: Simple, Consistent Wrappers for Common String Operations. R package version 1.5.1*. Abgerufen von <https://CRAN.R-project.org/package=stringr>
- Wickham, H. & Bryan, J. (2025). *readxl: Read Excel Files. R package version 1.4.5*. Abgerufen von <https://CRAN.R-project.org/package=readxl>
- Wickham, H., François, R., Henry, L., Müller, K. & Vaughan, D. (2023). *dplyr: A Grammar of Data Manipulation. R package version 1.1.4*. Abgerufen von <https://CRAN.R-project.org/package=dplyr>
- Winkler, L. W. (1888). Die Bestimmung des im Wasser gelösten Sauerstoffes. *Berichte der deutschen chemischen Gesellschaft*, 21(2), 2843-2854.

**Bundesanstalt für Gewässerkunde**

Am Mainzer Tor  
56068 Koblenz

Telefon: +49 261 1306-0  
Telefax: +49 261 1306-5302  
E-Mail: [posteingang@bafg.de](mailto:posteingang@bafg.de)  
[www.bafg.de](http://www.bafg.de)