

Bericht

Wasserbeschaffenheit und Plankton in der Tideweser in den Jahren 2016 bis 2022

11.12.2025
BfG-2229

Dr. Birte Hein
Andreas Schöl
Heike Hähn



BfG Bundesanstalt für
Gewässerkunde

Bericht

Wasserbeschaffenheit und Plankton in der Tideweser in den Jahren 2016 bis 2022

Kurztitel Wasserbeschaffenheit Plankton Tideweser 2016–2022

Autoren /-innen Dr. Hein, Birte; Schöl, Andreas; Hähn, Heike
Bundesanstalt für Gewässerkunde
Referat U2: Mikrobielle Ökologie

Auftraggeber Wasserstraßen- und Schifffahrtsamt Weser-Jade-Nordsee
Am Alten Vorhafen 1
27568 Bremerhaven

Telefon +49 0471 4835-0

E-Mail wsa-weser-jade-nordsee@wsv.bund.de

Internet <https://www.wsa-weser-jade-nordsee.wsv.de>

Projekt-Nummer M39630103150

BfG-Nummer BfG-2229

DOI **10.5675/BfG-2229**

Impressum

Herausgeber Bundesanstalt für Gewässerkunde
Am Mainzer Tor
56068 Koblenz

Telefon +49 261 1306-0
Telefax +49 261 1306-5302

E-Mail posteingang@bafg.de
Internet www.bafg.de

Weitere Beteiligte Große, Fabian; Günster, Claudia; Jung, Phillip; Krings, Walter; Lingen, Johannes: Bundesanstalt für Gewässerkunde Koblenz, Referat Mikrobielle Ökologie
Buthmann, Tobias: Wasserstraßen- und Schifffahrtsamt Weser-Jade-Nordsee, Bremerhaven
Büro AquaEcology, Oldenburg

Zitiervorschlag Hein, B., Schöl, A., Hähn, H. (2025): Wasserbeschaffenheit und Plankton in der Tideweser in den Jahren 2016 bis 2022. Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz. BfG-Bericht 2229. DOI: 10.5675/BfG-2229

Inhaltsverzeichnis

1	Zusammenfassung	5
2	Einleitung	8
3	Untersuchungsgebiet	9
4	Messprogramm und Methoden.....	11
5	Hydrologie.....	18
6	Ergebnisse	22
6.1	Phytoplanktonbiomasse und -zusammensetzung im Längsprofil.....	22
6.1.1	Längsprofile des Chlorophyll-a-Gehaltes.....	22
6.1.2	Zusammensetzung der Phytoplanktongemeinschaft.....	29
6.2	Längsprofile von Nitrat, Nitrit und Ammonium	42
6.3	Längsprofile von Silikat und ortho-Phosphat	49
6.4	Längsprofile von Sauerstoffsättigung, Schwebstoff, Trübung und Salzgehalt	56
6.5	Längsprofile des Zooplanktons (Biomasse und Großgruppen)	64
7	Zusammenfassende Betrachtung	67
7.1	Auswirkung der Abflusssituation auf die Wasserbeschaffenheit und das Plankton	67
7.2	Langfristige Betrachtung der Algenbiomasse und der Wasserbeschaffenheit in den Jahren 2009–2022	71
8	Anhang	84
	Abbildungsverzeichnis	87
	Tabellenverzeichnis	92
	Literaturverzeichnis	93

1 Zusammenfassung

Der vorliegende Bericht stellt die Längsprofilmessungen des Phyto- und Zooplanktons sowie begleitender Parameter der Wasserbeschaffenheit wie Salinität, Trübung, Schwebstoffgehalt, Sauerstoff und gelöste Nährstoffe in der Tideweser im Zeitraum von 2016 bis 2022 jeweils für das Frühjahr (Mai/Juni) und den Sommer (Juli/August/September) dar. In einem abschließenden Kapitel erfolgt eine Darstellung der Datenreihe der Jahre 2009 bis 2022, um die mittleren bzw. typischen Längsverteilungen in der Tideweser für das Phytoplankton und die Begleitparameter zu charakterisieren.

Die Messfahrten erstreckten sich über die Unterweser vom Weserwehr bis zur Geestemündung bei Bremerhaven (Unterweser (UW)-km 65), die innere Außenweser und angrenzende Abschnitte der äußeren Außenweser (bis UW-km 90). Alle Messungen erfolgten oberflächennah während des Ebbstromes.

Der aktuelle Untersuchungszeitraum war durch Jahre mit zum Teil extremen sommerlichen Trockenphasen geprägt. Anhand des mittleren Niedrigwasserabflusses (MNQ; basierend auf den Jahren 1941–2022) für das hydrologische Sommerhalbjahr (121 m³/s) konnten im Untersuchungszeitraum 2016–2022 vier Jahre identifiziert werden, in denen der jeweilige mittlere Abfluss bezogen auf das hydrologische Sommerhalbjahr bei oder unter MNQ lag: 2018, 2019, 2020 und 2022; im Jahr 2019 fand jedoch keine Bereisung statt. Diese unterschiedlichen hydrologischen Bedingungen beeinflussen die Längsverteilung der Wasserbeschaffenheitsparameter und die Planktonzusammensetzung in der Mittel- und Tideweser sowie deren interannuelle Variabilität.

Während der Messfahrten in den abflussarmen Jahren (2018, 2020, 2022) wurden im Frühjahr hohe Algenbiomassen (Chla-Konzentration: 17–32 µg/l; zum Vergleich Chla-Konzentration in den abflussreichen Jahren: 7–21 µg/l; basierend auf der nasschemischen Methode nach DIN) aus der Mittelweser in die Tideweser eingetragen. Weiter stromab zeigte sich dann i. d. R. ein typischer Rückgang der Algenbiomasse auf Werte von meist unter 10 µg Chla/l im Bereich von UW-km 40–60. Zwischen UW-km 60 und UW-km 90 kam es dann in Richtung Nordsee in den meisten Jahren wieder zu einem leichten Anstieg der Chlorophyll-a-Konzentrationen auf Werte von i. d. R. 10–25 µg/l.

Im Sommer der Jahre mit geringem Abfluss (2018 und 2022; keine Sommermessung in 2020) wurde ein für diese Jahreszeit ungewöhnlich hoher Eintrag an Chlorophyll a mit 22–64 µg/l aus der Mittel- in die Tideweser verzeichnet. Dahingegen wurde im Sommer der abflussreichen Jahre (2017 und 2021; keine Sommermessung in 2016) deutlich weniger Chlorophyll a (unter 10 µg/l) aus der Mittelweser in die Tideweser eingetragen. In den abflussarmen Jahren kam es im Bereich von UW-km 40–60 zu einer starken Abnahme des Chlorophyll-a-Gehaltes mit Konzentrationen deutlich unter 10 µg/l und dem anschließenden üblichen leichten Anstieg. Im Unterschied dazu blieben die Konzentrationen in den abflussreichen Jahren bis UW-km 20 annähernd konstant. Ab UW-km 20 bis ca. UW-km 40 kam es zu einem leichten Anstieg in den Chlorophyll-a-Konzentrationen. Anschließend ähnelte der Längsverlauf dem der abflussarmen Jahre (geringere Konzentrationen im Bereich von UW-km 40–60 sowie erneuter Anstieg der Konzentrationen bis UW-km 80).

Die Untersuchungen zur Zusammensetzung des Phytoplanktons (basierend auf der mikroskopischen Arten- und Biovolumenbestimmung) zeigten, dass – mit Ausnahme der Bereisung im Mai 2018 – über den gesamten Längsverlauf der Tideweser die Kieselalgen das Gesamtbiovolumen dominierten. Dabei lagen für die einzelnen Bereisungen die maximalen Kieselalgenanteile zwischen 90 % (05/2018) und 100 % (09/2017). Vor allem die zu den Kieselalgen zählende Klasse der Mediophyceen hatte entlang der Tideweser einen hohen Anteil am Gesamtbiovolumen, wobei ihr Anteil Richtung

Nordsee meist geringer wurde. Im meso- und polyhalinen Abschnitt hatten bei vielen Bereisungen zusätzlich die Coscinodiscophyceen einen bedeutsamen Anteil am Gesamtbiovolumen. Im limnischen und oligohalinen Abschnitt bis UW-km 65 wiesen meist auch die Grünalgen einen größeren Anteil am Gesamtbiovolumen auf. Die maximalen Anteile während der einzelnen Bereisungen schwankten dabei zwischen 16 % (06/2016) und 80 % (05/2018). Die auffallend hohen Grünalgenanteile, die im meso- und polyhalinen Bereich im Mai 2018 auftraten, sind auf die zu den Haptophyceen gehörende als Schaumalge bekannte Art *Phaeocystis globosa* zurückzuführen. Die Schaumalge trat von UW-km 53 bis UW-km 58 mit geringen Anteilen auf, ab UW-km 63 dominierte sie die Phytoplanktongemeinschaft zunehmend. Aufgrund ihrer „grünalgenähnlichen“ Pigmentausrüstung wird *Phaeocystis globosa* operationell den Grünalgen zugeordnet, obwohl keine taxonomische Zugehörigkeit zu den Grünalgen besteht, sondern die Haptophyceen eine eigene Algenklasse sind.

Ammonium wurde meist nur in geringen Konzentrationen von bis zu 0,05 mg NH₄-N/l aus der Mittelweser in das Ästuar eingetragen. Im Bereich des Bremer Hafens bis ca. UW-km 20 zeigten die Ammonium-Konzentrationen durch die Freisetzung von Ammonium-Stickstoff infolge des Abbaus von organischem algenbürtigen Material oft einen deutlichen Peak (um 0,1 mg NH₄-N/l, im Sommer 2018 sogar bis 0,4 mg NH₄-N/l). Das Ammonium wurde anschließend – leicht stromab versetzt – im ersten Teilschritt der Nitrifikation zu Nitrit umgesetzt, sodass während fast allen Bereisungen die höchsten Nitrit-Konzentrationen zwischen UW-km 20 und 40 zu beobachten waren (Höchstwert: 0,11 mg NO₂-N/l). Im zweiten Teilschritt der Nitrifikation wird das Nitrit zu Nitrat umgesetzt. Das in Folge der Nitrifikation gebildete Nitrat führte allerdings nur bei einzelnen Bereisungen zu einer geringen messbaren Erhöhung der Nitratgehalte im mittleren Abschnitt der Tideweser, da die Nitrat-Konzentration im Wesentlichen durch den Eintrag aus der Mittelweser und die stromab (UW-km 40–70) stattfindende Vermischung mit salzhaltigem Wasser bestimmt wird.

Das Eingangssignal des Silikats aus der Mittelweser lag bei 0,5 mg Si/l (Bereisung 05/2022) bis 4,6 mg/l (Bereisung 09/2017). Ein wichtiger Faktor für die geringen Silikatgehalte war die höhere Algenaktivität und die damit verbundenen Aufnahme des Nährstoffs durch Kieselalgen, die das Silizium für den Aufbau ihrer Schalen benötigen. Im Längsverlauf der Tideweser kam es z. T. bis etwa UW-km 10–40 zu einem leichten Anstieg des Silikatgehaltes, z. T. verblieben die Silikatgehalte aber auch annähernd auf dem Eintragsniveau. Anschließend sanken diese aufgrund der Einmischung von salzhaltigem, silikatarmem Wasser aus der Nordsee meist auf Werte von unter 0,4 mg Si/l (Ausnahme: Bereisung 09/2017). Auch in der Nordsee nehmen die dort lebenden Kieselalgenarten im Frühjahr das Silizium bei ihrem Wachstum auf.

Aus der Mittelweser wurden sowohl im Frühjahr als auch im Sommer ortho-Phosphat-Konzentrationen von unter 0,1 mg ortho-P/l oder oft sogar deutlich unter 0,05 mg ortho-P/l eingetragen. Auch hier werden geringe Konzentrationen durch die Aufnahme des ortho-Phosphats durch das Phytoplankton in der Mittelweser bewirkt. Im weiteren Längsverlauf waren dann meist im Bereich der Trübungszone die höchsten Konzentrationen (bis 0,09 mg ortho-P/l; Bereisung 09/2017) zu beobachten. Hin zur Nordsee sanken die Konzentrationen des ortho-Phosphats dann wieder auf Werte von unter 0,05 mg ortho-P/l ab.

Die Salzgehaltsverteilung wird stark durch die Oberwasserabflussbedingungen bestimmt. So lag der Salzgehaltsgradient während der Jahre 2018, 2020 sowie 2022 aufgrund der geringeren Abflüsse in der Regel weiter stromauf als während der abflussreichen Jahre 2016, 2017 und 2021. Das salzhaltige Nordseewasser konnte in abflussarmen Perioden weiter in das Ästuar vordringen und entsprechend verkleinerte sich die Ausdehnung des limnischen Abschnitts. Die geringste Ausdehnung bezogen auf alle Messfahrten hatte der limnische Abschnitt im Frühjahr des abflussarmen Jahres 2020 (bis UW-km 36), die größte im Sommer des abflussreichen Jahres 2021 (bis UW-km 49).

Der Abfluss und die daran gekoppelte Salzverteilung beeinflussen auch die Position der Trübungszone. Je nach Oberwasserabfluss prägte sie sich zwischen UW-km 30–70 aus. Es wurden maximale oberflächennahe Schwebstoffgehalte um 65–315 mg/l (Trockengewicht) erreicht.

Für die Variabilität der Sauerstoffgehalte im Weserästuar konnten zwei wesentliche Faktoren identifiziert werden. Zum einen wird die Sauerstoffsituation im Ästuar durch die jahreszeitlichen Unterschiede (Frühjahr/Sommer) in den Phyto- und Zooplanktonbiomassen beeinflusst. Zum anderen war die Abflusssituation der einzelnen Jahre (abflussarm/abflussreich) ein maßgeblicher Faktor, der die interannuelle Variabilität prägte. Dabei lag der Belastungsschwerpunkt während der abflussarmen Jahre im Frühjahr im unteren Abschnitt des Ästuars (um UW-km 40–60), im Sommer hingegen weiter stromauf um UW-km 20. Im Frühjahr sind die hinsichtlich des Sauerstoffs untersättigten Bereiche meist auf einen Abschnitt von maximal 20 km begrenzt, wohingegen im Sommer ausgedehnte Bereiche (bis zu einer Ausdehnung von maximal 50 km) deutliche Untersättigungen aufwiesen.

Hinsichtlich des Zooplanktons zeigen die Messungen deutliche longitudinale Verteilungsmuster. Die überwiegend limnischen Rotifera waren in der Tideweser im Wesentlichen auf den Süßwasserbereich beschränkt. Darüber hinaus fielen hohe Rotifera-Biomassen räumlich und zeitlich mit hohen Phytoplanktonbiomassen zusammen, was mit der herbivoren Lebensweise und den relativ kurzen Entwicklungszeiten der Rotifera erklärt werden kann. Folglich waren sowohl im Frühjahr als auch im Sommer die mittleren Biomassen der Rotifera im oberen limnischen Abschnitt der Tideweser (bis UW-km 10) mit 7–8 µg TRG/l bzw. 5–14 µg TRG/l am höchsten. Die Algenbiomasse war in diesem Bereich ebenfalls meist höher als im übrigen Ästuar, wenn auch im Sommer weniger deutlich als im Frühjahr.

Viele Crustacea, einschließlich der in der Tideweser dominanten Art *Eurytemora affinis*, sind omnivor und euryhalin und somit unabhängiger vom Phytoplankton als Nahrungsgrundlage sowie vom Salzgehalt. So lag das Biomassemaximum im Frühjahr bei UW-km 30–40 und damit stromab des Phytoplanktonmaximums. Im Sommer waren dann zwei Bereiche mit hohen mittleren Crustacea-Biomassen zu verzeichnen. Ein räumlich sehr begrenzter Peak lag im limnischen Abschnitt bei UW-km 10–20, d. h. ca. 10 km stromab des Biomassemaximums der Rotifera. Zwischen UW-km 50 bis 100, also deutlich weiter Richtung Nordsee, traten dann über einen ausgedehnten Bereich hohe mittlere Biomassen der Crustacea auf.

Die Ergebnisse aus dem aktuellen Zeitraum 2016–2022 in Verbindung mit den Messergebnissen der Jahre 2009–2015 zeigen die Schwankungsbreite von Wasserbeschaffenheit und Plankton unter den heutigen Umweltbedingungen (z.B. Klima und Landnutzung) im Einzugsgebiet und welche Parameter sensitiv gegenüber Veränderungen sind. So lagen die Konzentrationen für die Parameter Salzgehalt, Sauerstoff sowie Phosphat im Frühjahr der abflussarmen Jahre 2018, 2020 und 2022 größtenteils am oberen (Salzgehalt, Sauerstoff) bzw. unteren Ende (Phosphat) der gesamten Schwankungsbreite der Jahre 2009–2022. Im Sommer der abflussarmen Jahre lagen dann die Konzentrationen von Nitrat, Silikat, Sauerstoff sowie Phosphat überwiegend unterhalb des Medians (2009–2022) und befanden sich größtenteils sogar am unteren Ende der über die Jahre 2009 bis 2022 beobachteten Schwankungsbreite. Dies ist wahrscheinlich auf die erhöhte Algenaktivität in der Mittelweser und die damit verbundene Nährstoffaufnahme zurückzuführen, sodass Wasser mit geringen gelösten Nährstoffkonzentrationen in das Ästuar eingetragen wurde.

2 Einleitung

Zur Erfassung des Planktons und begleitender Wasserbeschaffenheitsparameter in der Tideweser wurden von der Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG) im Zeitraum von 2016 bis 2022 jeweils im Frühjahr (Mai/Juni) und im Sommer (Juli/August/September) Längsprofilmessungen durchgeführt. Für die Jahre 2016 und 2020 liegen nur für das Frühjahr Längsprofilmessungen vor, im Jahr 2019 wurden keine Messdaten erhoben. Insgesamt fanden in dem o. g. Zeitraum 10 Messfahrten statt.

Die Messfahrten umfassten dabei die Unterweser vom Weserwehr bis zur Geestemündung bei Bremerhaven, die innere Außenweser und Teile des äußeren Bereichs der Außenweser.

Schwerpunkt der Messfahrten waren Untersuchungen zur Längsverteilung der Wasserbeschaffenheit und zum Phyto- und Zooplankton der Tideweser:

- Sauerstoff, Wassertemperatur, Salzgehalt, Schwebstoffgehalt und Trübung
- Gelöste Nährstoffe (Ammonium, Nitrit, Nitrat, ortho-Phosphat und Silikat)
- Algenbiomasse anhand der Parameter Chlorophyll a und Biovolumina
- Biomassen der Großgruppen des Zooplanktons (Crustacea und Rotifera)

Die Untersuchungsergebnisse wurden mit Unterstützung des Wasserstraßen- und Schifffahrtsamtes (WSA) Weser-Jade-Nordsee erhoben. Die mikroskopischen Planktonanalysen wurden durch die BfG beauftragt und vom Büro AquaEcology, Oldenburg ausgeführt.

Die starke Zonierung im Längsprofil des Weserästuars besteht einerseits durch den durch das salzhaltige Nordseewasser bedingten Salzgehaltsgradienten und andererseits durch die hohen Schwebstoffgehalte in der Trübungszone (UW-km 40 bis 70). Durch diese sich im Längsprofil stark ändernden abiotischen Parameter und darüber hinaus durch die Einmündung größerer Nebenflüsse – insbesondere der Hunte – werden die Wasserbeschaffenheit und die Planktonbiozönosen maßgeblich beeinflusst.

Das Phytoplankton, also die Summe der planktischen Primärproduzenten, beeinflusst den Sauerstoff- und Nährstoffhaushalt und hat eine wichtige ökologische Funktion als Nahrungsbasis für tierische Organismen. Das Zooplankton frisst, als wichtiges Verbindungsglied des Nahrungsnetzes, das Phytoplankton und dient dabei selbst als Nahrungsgrundlage, insbesondere für Fischlarven und juvenile Fische.

Erste Längsprofilmessungen, bei denen Daten zur Wasserbeschaffenheit und zur Längsverteilung des Planktons in der Tideweser erhoben wurden, fanden im Jahr 2005 (Schöl & Günster, 2006) statt und wurden in den Jahre 2009 bis 2015 fortgesetzt (Viergutz et al., 2019). Diese Datenreihen werden in diesem Bericht für die Jahre 2016 bis 2022 aktualisiert.

Darüber hinaus wurden kontinuierlichen Messungen des Sauerstoffgehaltes, des Chlorophyll-a-Gehaltes und der Begleitparameter in der Tideweser für die Vegetationszeit von Anfang April bis Ende September für die Jahre 2016 bis 2022 durchgeführt. Die betrachteten Dauermessstellen sind Oslebshausen (UW-km 8), Farge (UW-km 26), Elsfleth (UW-km 33) und Nordenham (UW-km 62,5). Diese werden ausführlich im Bericht BfG-2230 (Hein et al., 2025) dargestellt. Des Weiteren ist eine umfassende Untersuchung zur Zooplanktongemeinschaft der Tideweser und Hunte für die Jahre 2010 bis 2020 im Bericht BfG-2119 (Oncken & Schöl, 2024) zu finden.

3 Untersuchungsgebiet

Die Unterweser bildet den inneren Abschnitt des Weser-Ästuars (Tab. 1; Abb. 1). Das Weserwehr bei Hemelingen (MW-km 362,2) trennt den staugeregelten Binnenbereich vom Tidebereich. Die Mittelweser-Kilometrierung endet mit MW-km 366,7 in Bremen. Von dort startet die Unterweser-Kilometrierung (UW-km). An UW-km 65,5 bei Bremerhaven beginnt die Außenweser, die bei UW-km 130 in die offenen Nordsee übergeht. Die Begrenzung der Binnenwasserstraße liegt bei UW-km 85,2 (Höhe Misselwarden). Sie entspricht gleichzeitig der Grenze des WRRL-Wasserkörpers Übergangsgewässer. Neben diesem Wasserkörper, der zu den Übergangs- und Küstengewässern zählt, sind für die Unterweser zwei weitere WRRL-Wasserkörper zu nennen, die beide zu den Binnengewässern zählen: „Mittelweser zwischen Aller und Bremen“ und „Tideweser oberhalb Brake“.

Da die Unterweser tidebeeinflusst ist, ist ihre Gewässergüte zum einen durch den flusseitigen Wassereintrag aus der Mittelweser und zum anderen durch den tidebedingten Wassereintrag aus der Außenweser bzw. der Nordsee bestimmt. Zusätzlich ist die Wasserbeschaffenheit durch die Zuflüsse, insbes. Ochtum, Lesum, Hunte und Geeste sowie durch punktuelle Einleitungen beeinflusst.

Grundsätzlich kann die Unter- bzw. Außenweser in Abhängigkeit vom Salzgehalt in einen limnischen Abschnitt (vom Weserwehr bis ca. UW-km 40 bei Brake; Wasserkörpergrenze bei UW-km 38,2), einen oligohalinen Abschnitt (UW-km 40 bis ca. UW-km 65 bei Bremerhaven), einen mesohalinen Abschnitt (UW-km 65 bis ca. UW-km 85; Wasserkörpergrenze bei UW-km 85,3), einen polyhalinen Abschnitt (UW-km 85–111,5) sowie einen euhalinen Abschnitt (ab UW-km 111,5 seewärts) eingeteilt werden.



Abb. 1: Karte der Unter- und Außenweser mit Teilen der Mittelweser und Lage des Weserwehrs (MW-km 362,1)

Tab. 1: Gewässerabschnitte im Untersuchungsgebiet basierend auf der Kilometrierung von Mittelweser sowie Unter- und Außenweser

km	Bezeichnung	Gewässerabschnitt	Örtlichkeit / Grenze
358,5	MW	Mittelweser	Autobahnbrücke A1
361,1	MW	Mittelweser	Messtation Hemelingen (SUKW)
362,2	MW	-	Bremer Weserwehr
366,7/0,0	MW/UW	Mittel- / Unterweser	Ende Mittelweser / Anfang Unterweser
1,4	UW	Unterweser	Beginn der Seeschiffahrtsstraße
8,0	UW	Unterweser	Messtation Oslebshausen
12,0	UW	Unterweser	Ochtum-Mündung
17,8	UW	Unterweser	Lesum-Mündung
26,0	UW	Unterweser	Messtation Farge
32,0	UW	Unterweser	Hunte-Mündung
33,0	UW	Unterweser	Messtation Elsfleth
38,0	UW	Unterweser	Messtation Brake (NLWKN)
62,5	UW	Unterweser	Messtation Nordenham
65,5	UW	Unterweser	Geeste-Mündung
65,5	UW/AW	Unter-/Außenweser	Ende Unterweser / Anfang Außenweser
85,2	AW	Außenweser	Seewärtige Begrenzung als Binnenwasserstraße zur Nordsee

4 Messprogramm und Methoden

Die Längsprofilmessfahrten der Jahre 2016 bis 2022 in der Tideweser wurden mit Schiffen des WSA Weser-Jade-Nordsee durchgeführt. Der Startpunkt der Messungen in den verschiedenen Jahren lag zwischen UW-km 84 und UW-km 94. Die Messungen begannen zwischen 19 Minuten vor und 1,5 Stunden nach Tidehochwasser in Bremerhaven, sodass alle Messungen bei Ebbstrom stattfanden (Tab. 2). Im oberen Abschnitt der Tideweser wurde auf ein Arbeitsboot des WSA-Schiffes umgestiegen. Es wurden 3–5 Einzelproben auf der Strecke von UW-km 5 bis knapp unterhalb des Weserwehres (ca. bis MW-km 365) genommen. Des Weiteren wurde bei MW-km 361,7, also oberhalb des Weserwehres, eine von der jeweiligen Längsprofilbereisung zeitunabhängige Schöpfprobe genommen. Diese Probe soll ein ungefähres Bild des Eingangssignals aus der Mittelweser geben.

In den nachfolgenden Längsprofil-Abbildungen wurden die Probestellen in der Tideweser sowie die Schöpfprobe aus der Mittelweser auf eine kontinuierliche Längs- bzw. x-Achse gebracht, in der die Unterweser-Kilometrierung von UW-km 94 bis 0 durch eine negative UW-km 0 bis UW-km -10 für den Bereich der Mittelweserkilometrierung ergänzt wurde. Die Schöpfprobe liegt entsprechend bei UW-km -5. Aus Darstellungsgründen werden die Messwerte der Schöpfprobe in allen Abbildungen auf UW-km -8 gesetzt.

Die Sondenmessungen erfolgten an Deck der Messschiffe in einem Durchflusssystem. Dazu wurde Weserwasser aus einer Tiefe von 1–2 Metern über eine Schiffspumpe an Bord in einen Durchflussbehälter gepumpt, in welchem die Messsonden installiert waren (Abb. 2). Während der Messfahrten wurden die Parameter Chlorophyll a, Wassertemperatur, Leitfähigkeit, Sauerstoffkonzentration/-sättigung, Trübung und Feststoffe kontinuierlich mit einem Messintervall von 30 Sekunden gemessen.

Die 30 Sekunden-Sondenmesswerte wurden über den Zeitraum von zwei Minuten gemittelt (Abbildungen in Kapitel 6.4). Bei den Messfahrten wurden i.d.R. alle 20 Minuten (dies entsprach etwa einer Strecke von ca. 5 Kilometern) Wasser- und Planktonproben aus dem Durchflusssystem entnommen und auf Nährstoff-, Schwebstoff- und Chlorophyll-a-Gehalte untersucht und das Plankton analysiert (Tab. 3).

Ab dem Jahr 2013 fanden auch in der Hunte Längsprofilbereisungen im Frühjahr und Sommer statt. Die Daten dieser Bereisungen sind jedoch nicht Bestandteil des Berichts und werden in zukünftigen Berichten detailliert betrachtet.

Tab. 2: Schema der Messfahrten und Zeitpunkt des Tidehochwassers in Bremerhaven (Alter Leuchtturm) sowie Tagesmittelwert des Abflusses am Pegel Intschede

Messfahrt	Startzeit / UW-km	Endzeit / MW-km	Einzel- proben	Tidehoch- wasser	Abfluss Intschede [m ³ /s]
14.06.2016	09:18 / 90,6	15:56 / 364,6	21	09:05	198
22.05.2017	11:25 / 91,9	18:55 / 364,6	22	10:58	186
14.09.2017	08:45 / 90,1	16:07 / 364,6	23	07:13	187
24.05.2018	09:32 / 92,1	16:58 / 364,5	29	09:51	159
07.08.2018	09:30/ 90,9	17:33 / 364,5	21	09:18	94
03.06.2020	11:52 / 94,0	18:53 / 364,5	27	12:08	107
05.05.2021	08:40 / 84,0	14:49 / 364,6	19	08:40	168
20.07.2021	09:53 / 90,3	16:53 / 364,7	20	10:08	255
11.05.2022	10:17 / 90,3	17:29 / 364,5	20	09:43	155
20.07.2022	07:36 / 89,7	14:36 / 363,7	20	07:18	79

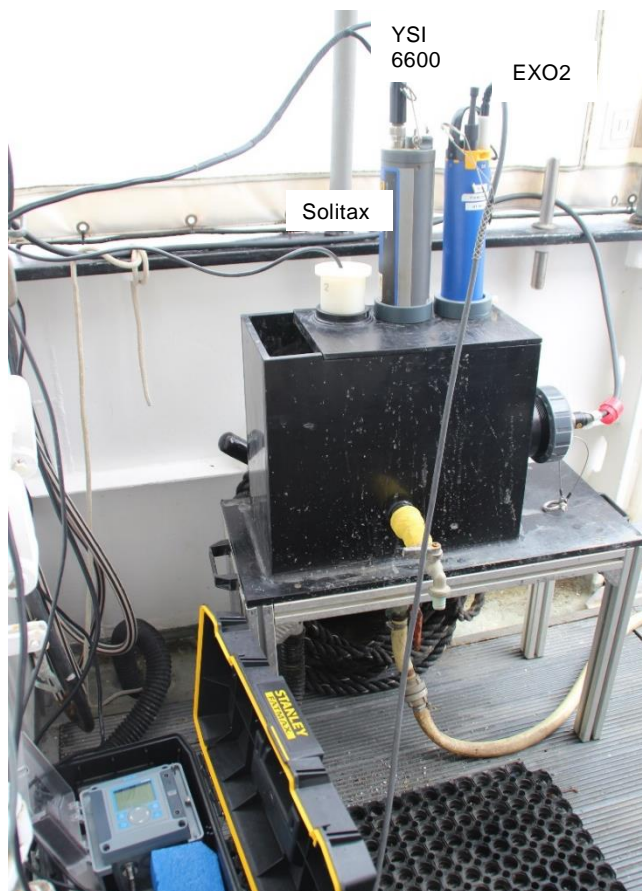


Abb. 2: Durchflusssystem mit Messsonden. Das Wasser wird von unten in die Durchflusskammer gepumpt (ca. 50 l/min) und mittels Überlaufs wieder abgeleitet

Tab. 3: Parameterliste mit Angabe der Methoden

Parameter	Dimension	Kurzbezeichnung	Methoden
Allgemeine Parameter			
Trübung	TE/F NTU	Trüb.	EXO2/YSI 6600
Feststoff	mg/l		Solitax (Hach-Lange)
Abfiltrierbare Stoffe (Schwebstoffe)	mg/l	Abf. Stoffe	DIN 38409-H2-2
Leitfähigkeit	µS/cm	LF	EXO2/YSI 6600
Sauerstoff	mg/l	O ₂	EXO2/YSI 6600
Wassertemperatur	°C	WT	EXO2/YSI 6600
Nährstoffe			
Ammoniumstickstoff	mg/l	NH ₄ -N	DIN 38406-E23-1 Berthelot-Reaktion
Nitritstickstoff	mg/l	NO ₂ -N	DIN 38406-D28 Kjeldahl-Methode
Nitratstickstoff	mg/l	NO ₃ -N	DIN 38406-D19, D28 Kjeldahl-Methode
ortho-Phosphat-Phosphor	mg/l	ortho-P	DIN 38405-D11-1 DIN EN ISO 15681-2
Silikat	mg/l	Si	DIN 38409-D21 DIN EN ISO 16264
Biologische Parameter			
Chlorophyll a	µg/l	Chl a	DIN 38412-L16
Chlorophyll a und weitere Algenpigmente	µg/l	Chl a	HPLC-Methode (EzChrom Elite, EC 250/4 Nucleosil 300-5 C18)
Chlorophyll a (Fluoreszenz) sowie Anteil einzelner Algengruppen	µg/l	Chl a	EXO2 bzw. YSI 6600 (nur Chl a) AlgaeLabAnalyser (bbe)
Phytoplankton (Taxa mit Biovolumen bzw. Abundanzen)	mm ³ /l Zellzahl/l		Lugol-fixierte Proben, Mikroskop. Zählung und Vermessung (AquaEcology GmbH & Co. KG, Oldenburg)
Zooplankton (Abundanzen und Biomassen der Rotifera und Crustacea)	µg TRG/l (TRG = Trockengewicht)		Netzfänge (55 µm), Mikroskop. Zählung und Vermessung (AquaEcology GmbH & Co.KG, Oldenburg)

Tab. 4: Verschiedene Methoden und deren Merkmale zur Bestimmung der Algenbiomasse über die Chlorophyll-a-Konzentration sowie zur Bestimmung des Biovolumens

	Art	Verfahren	Einheit	Aufteilung in Algenklassen
Chlorophyll a	DIN-Methode (Labor)	Chemische Extraktion und photometrische Messung	µg/l	nicht möglich
	HPLC (Labor)	Chemische Extraktion, elektrochemische Auftrennung und photometrische Messung.	µg/l	indirekt, Eichung mit Markerpigmenten
	Fluoreszenz (Gewässer (= in situ))		µg/l	indirekt, Eichung gegenüber HPLC-Verfahren (s.o.)
Biovolumen	Mikroskopie (Labor)	Vermessung von Algenzellen	mm ³ /l	direkt, Zuordnung zu taxonomischen Einheiten

HPLC Verfahren zur Bestimmung von Algenpigmenten (High Performance Liquid Chromatographie)

Zur Pigmentauftrennung wurde eine „EzChrom Elite“ HPLC Anlage verwendet (VWR International GmbH, Hitachi High-Technologies Corporation). Es wurde die Methode von Wilhelm et al. (1995) zur Trennung lipophiler Pigmente sowohl von Chlorophyllen als auch von Carotinoiden eingesetzt. Für die Pigmenttrennung wurde eine EC 250/4 Nucleosil 300-5 C18 Trennsäule (Firma Macherey-Nagel) mit einem ternären Gradienten verwendet: Eluent A ist 85%iges Methanol mit 0,5 mol/l Ammoniumacetat, Eluent B 90%iges Acetonitril und Eluent C 100% Ethylacetat. Die Absorptionseigenschaften der aufgetrennten Pigmente werden über den Diode Array Detektor (DAD) im Wellenlängenbereich von 350 bis 700 nm mit einer spektralen Bandbreite von 4 nm alle 800 Millisekunden für die 30 min dauernde Laufzeit gemessen. Als Marker wurden folgende Pigmente verwendet: Chlorophyll a, Chlorophyll b, Chlorophyll c2, Pheophorbid a, Pheophytin a, Chlorophyllid a, Alloxanthin, Diadinoxanthin, Fucoxanthin Lutein, Peridinin, Zeaxanthin.

Multiparametersonde YSI 6600 (nur 2016) bzw. EXO2 (ab 2017)

Die YSI 6600 (Abb. 3) bzw. EXO2 (Abb. 2) Sonde sind Messgeräte für in-situ-Langzeitüberwachungen und Profilaufnahmen. Es werden die Parameter Sauerstoff (O₂), Leitfähigkeit (LF), Wassertemperatur, pH-Wert, Chlorophyll a, Blaualgen-/Cyanobakterienanteile (nur EXO2), Trübung und Druck gemessen. Die Sensoroptionen umfassen in der Regel 3–4 optische (O₂, Trübung, Chlorophyll a, Blaualgen-/Cyanobakterienanteile (nur EXO2)), einen elektrochemischen (pH) und einen physikalischen (Temperatur, LF) Sensor mit integriertem Wischersystem für hohe Messgenauigkeit.



Abb. 3: Gesamtansicht und Sondenkopf der Multiparametersonde YSI 6600.

Chlorophyllfluoreszenz-Sonde AlgaeLabAnalyser (Fa. bbe Moldaenke)

Der AlgaeLabAnalyser (Abb. 4) ist ein hochempfindliches Messinstrument für eine spektralfluorometrische Algengruppen- und Chlorophyllanalyse. Die Fluoreszenz von Algen nach Anregung durch sichtbares Licht ist hauptsächlich auf Chlorophyll a zurückzuführen, einem in der Pflanzenwelt weit verbreiteten Pigment. Ein Unterscheidungsmerkmal für die verschiedenen Algengruppen ist das Vorkommen von anderen Pigmenten. Wechselwirkungen dieser verschiedenen Pigmentsysteme mit Chlorophyll a ergeben ein spezielles Anregungsspektrum für die Algengruppen. Die speziellen Muster dieser Algenfluoreszenz – die so genannten Fingerprints – werden in den bbe Fluorometern für die Quantifizierung der unterschiedlichen Algengruppen genutzt. Die Lichtquellen für die Anregung sind LEDs mit ausgewählten Wellenlängen. Die Fingerprints von vier Algengruppen (Kieselalgen, Grünalgen, Cyanobakterien/Blualgen und Cryptophyceae) und von Gelbstoff sind bereits im Gerät gespeichert. Es können aber auch benutzerdefinierte Fingerprints hinzugefügt werden.



Abb. 4: AlgaeLabAnalyser (Fa. bbe Moldaenke)

Methodische Hinweise - Chlorophyll-a-Konzentration und Phytoplankton

Tab. 4 zeigt die verschiedenen Methoden und deren Merkmale zur Bestimmung der Chlorophyll-a-Konzentration als Biomasseparameter. Zudem kann die Biomasse des Phytoplanktons durch mikroskopische Bestimmung und Vermessung der Algenzellen ermittelt werden. Neben der Erfassung der summarischen Biomasse sind mit drei der Methoden auch Aussagen zur Zusammensetzung des Phytoplanktons möglich.

Insgesamt wird in Kap. 6.1.1 die Chlorophyll-a-Konzentration nur basierend auf drei verschiedenen Messverfahren (nasschemische Methode nach DIN-Norm, **HighPressureLiquidChromatography** (HPLC)-Analytik und in-situ Fluoreszenz (YSI **6600** /EXO2)) dargestellt (Tab. 3, Tab. 4, Abb. 7 bis Abb. 12). Alle drei zur Bestimmung des Chlorophyll-a-Gehaltes verwendeten Messverfahren zeigen ähnliche Längsverläufe des Chlorophyll-a-Gehaltes in der Tideweser, sodass die Messungen in sich konsistent sind, auch wenn es aufgrund der unterschiedlichen Methodik der verschiedenen Messverfahren Abweichungen in der Höhe der Chlorophyll-a-Gehalte gibt. Über ein Streudiagramm (Abb. 65) können diese drei Messverfahren miteinander verknüpft werden.

Die Chlorophyll-a-Konzentrationen, die auf Grundlage der HPLC-Analytik gemessen wurden, sind in Kapitel 6.1 nur für die Bereisungen in den Jahren 2016 bis 2018 dargestellt, da ab 2020 die Messergebnisse auf Grund von Diskrepanzen beim Probenaufschluss fehlerhaft sind.

Um Dopplungen in der Darstellung der Messwerte zu vermeiden, werden die spektralfluorometrische Chla-Messwerte mittels AlgaeLabAnalyser ausschließlich im Kapitel 6.1.2.2 dargestellt.

Kapitel 6.1.2 zeigt die Zusammensetzung des Phytoplanktons anhand der mikroskopischen Biovolumenbestimmung (Büro AquaEcology GmbH & Co. KG, Oldenburg) und zum Vergleich mit der fluorometrischen Messung mittels AlgaeLabAnalyser (Abb. 13 bis Abb. 29). Ein Vergleich zwischen der mikroskopischen Biovolumenbestimmung und den fluorometrischen Messungen mit dem AlgaeLabAnalyser ist aufgrund der gemeinsamen Datenschnittmenge für sieben der zehn Bereisungen möglich. Für das Frühjahr 2016, den Sommer 2017 sowie 2022 liegen keine Messungen mit dem AlgaeLabAnalyser vor.

Die mikroskopische Biovolumenbestimmung und die fluorometrische Messung mit dem AlgaeLabAnalyser sind zwei unabhängige Verfahren, wobei die Messung mit dem AlgaeLabAnalyser weniger detailliert ist als die mikroskopische Biovolumenbestimmung, bei der das Phytoplankton bis auf Art- bzw. Taxa-Ebene klassifiziert wurde. Das unterschiedliche methodische Vorgehen führt zu Abweichungen in den Ergebnissen. Diese Ergebnisse sind aber in sich konsistent und können über eine Korrelation (Abb. 30) verknüpft werden.

Anhand unterschiedlicher *in vivo* Adsorptionseigenschaften der verschiedenen Algengruppen differenziert der AlgaeLabAnalyser ausschließlich zwischen Kieselalgen, Grünalgen, Cyanobakterien/Blaualgen und Cryptophyceae. Um eine Vergleichbarkeit zwischen den Ergebnissen basierend auf der mikroskopischen Biovolumenbestimmung und den Ergebnissen basierend auf dem AlgaeLabAnalyser herzustellen, wurden die Algenklassen aus der mikroskopischen Biovolumenbestimmung anhand ihrer optischen Ähnlichkeiten – d. h. so wie der AlgaeLabAnalyser sie widerspiegelt – zusammengefasst. Hierbei kommt es in Hinblick auf die Taxonomie zu abweichenden Zuordnungen bei der Algenklasse der Chrysophyceae. Die Chrysophyceae gehören zur Gruppe der Ochrophyta, die allerdings durch den AlgaeLabAnalyser nicht als eigene Gruppe erfasst wird. Der AlgaeLabAnalyser schlägt die Chrysophyceae aufgrund ihrer bräunlichen Färbung den Kieselalgen zu. Um diesem Rechnung zu tragen, sind die Chrysophyceae in den Abbildungen (Abb. 13 bis Abb. 28) im gleichen Farbton eingefärbt wie die Kieselalgen. Darüber hinaus wird die zu den Haptophyteen gehörende als Schaumalge bekannte Art *Phaeocystis globosa* aufgrund ihrer „grünalgenähnlichen“ Pigmentausstattung in diesem Bericht operationell den Grünalgen zugeordnet, obwohl keine taxonomische Zugehörigkeit zu den Grünalgen besteht, sondern die Haptophyceae eine eigene Algenklasse sind.

Darüber hinaus werden vom AlgaeLabAnalyser gemessene Chla-Werte unter 10 µg/l von uns als unsicher eingestuft, sodass zur besseren Einordnung dieser Wert in den Abbildungen (Abb. 15, Abb. 18, Abb. 20, Abb. 22, Abb. 24, Abb. 26 und Abb. 28) explizit gekennzeichnet ist.

Tab. 5: Zuordnung der verschiedenen Algenklassen (mikroskopischen Biovolumenbestimmung) zu den Algengruppen

Algengruppe	Algenklasse
Kieselalgen	Bacillariophyceae, Chrysophyceae*, Coccolithophyceae, Coscinodiscophyceae, Fragilariophyceae, Mediophyceae, Synurophyceae
Grünalgen	Chlorophyceae, Euglenophyceae, Haptophyceae*, Trebouxiophyceae, Zygnematophyceae
Cryptophyceae	Cryptophyceae
Cyanobacteria	Cyanobacteria
Dinophyceae	Dinophyceae

* Zuordnung basierend auf der Pigmentausstattung

Methodische Hinweise – Temperatureffekte

Der Sauerstoffgehalt im Gewässer wird durch verschiedene Prozesse (z. B. biogener Sauerstoffeintrag, physikalischer Sauerstoffeintrag bzw. -austrag, mikrobielle Abbauprozesse, Sauerstoffverbrauch durch Zooplankton) beeinflusst. Ein wichtiger Einflussfaktor ist hierbei die Wassertemperatur. Die Mittelwerte für die einzelnen Frühjahrsbereisungen lagen zwischen 11–20 °C und für die einzelnen Sommerbereisungen zwischen 13–25 °C.

Steigende Wassertemperaturen vermindern die physikalische Löslichkeit des Sauerstoffs im Wasser. So ist Wasser bei 11 °C mit einem Sauerstoffgehalt von 11,03 mg/l und bei 25 °C schon mit einem Sauerstoffgehalt von 8,26 mg/l zu 100% gesättigt. Um diesen Temperatureffekt zu berücksichtigen, werden im Folgenden Sauerstoffsättigungswerte betrachtet.

Ebenfalls großen Einfluss hat die Wassertemperatur auf die Abbauaktivität der heterotrophen Bakterien. Mit steigender Wassertemperatur nimmt diese zu und damit die durch Bakterien verursachte Sauerstoffzehrung. Ebenso nehmen die Nitrifikationsaktivität und damit der Nitrifikationssauerstoffbedarf mit steigender Temperatur zu.

5 Hydrologie

Als Bezugspegel bzw. als letzter Pegel im Binnenbereich der Weser dient der Pegel Intschede (MW-km 331,3). Der langjährige mittlere Abfluss (MQ) am Pegel Intschede beträgt 313 m³/s für das hydrologische Jahr und 209 m³/s bzw. 419 m³/s für das zugehörige Sommer- bzw. Winterhalbjahr (Tab. 6). Anhand des mittleren Niedrigwasserabflusses (MNQ) für das hydrologische Sommerhalbjahr (121 m³/s) konnten im Untersuchungszeitraum 2016–2022 vier Jahre identifiziert werden, in denen der jeweilige mittlere, sommerliche Abfluss bei oder unter MNQ lag: 2018, 2019, 2020 und 2022 (Tab. 7). 2019 fand allerdings keine Bereisung statt. Die Auswirkung des geringen Abflusses auf die Wasserbeschaffenheit und die Planktonzusammensetzung werden im Kap. 7 genauer dargestellt.

Die Oberwasserabflüsse am Pegel Intschede zeigten für den Zeitraum zwischen April und Oktober in den Jahren 2016 bis 2022 eine hohe interannuelle Variabilität (Tab. 8; Abb. 5). In den Jahren 2016, 2018, 2020 und 2022 lagen die Abflussmaxima mit Werten von 474 m³/s, 480 m³/s, 295 m³/s sowie 431 m³/s im April. Das Jahr 2021 zeigte zwei Abflussspitzen mit Werten bis zu 289 m³/s (Mitte April) und 297 m³/s (Mitte Juli). Im Jahr 2017 gab es im Zeitraum Ende Juli bis Mitte August zwei ausgeprägte Sommerhochwasser mit Spitzen von bis zu 595 m³/s und 545 m³/s. Im Jahr 2019 wurde Ende Mai ein ausgeprägtes Hochwasser mit einer Spitze von bis zu 467 m³/s registriert.

Mit Ausnahme der beiden Hochwasserereignisse im Sommer 2017 lagen im Zeitraum 2016 bis 2022 die Abflüsse spätestens ab Mitte Juli unter 200 m³/s. In den Jahren 2018 und 2022 wurden aber auch schon ab Anfang Mai Abflüsse unter 200 m³/s verzeichnet. Diese geringen Abflüsse hielten bis Oktober an.

Die Monatsmittelwerte der Abflüsse zeigten im September 2019 und im August 2022 mit 71 m³/s die geringsten Werte und im April 2018 mit 352 m³/s den höchsten Wert. Im Zeitraum 2016 bis 2022 gab es 9 Monate mit einem mittleren Abfluss von mindestens 200 m³/s, wobei diese höheren mittleren Abflüsse meist im April lagen. Einen mittleren Abfluss unter 100 m³/s gab es in den Jahren 2018 bis 2020 sowie 2022. Diese geringen mittleren Abflüsse wurden 2019 und 2022 ab Juli verzeichnet, in 2018 und 2020 erst ab August. Im Zeitraum von 2009 bis 2015 traten Abflüsse unter 100 m³/s – abgesehen von einem Einzelwert im September 2011 – nicht auf (Viergutz et al., 2019).

Die Saisonmittelwerte (April bis September) der Abflüsse lagen zwischen 129 m³/s (2022) und 208 m³/s (2017).

Die Oberwasserabflüsse am Pegel Huntlosen II (Hunte) zeigten für den Zeitraum zwischen April und Oktober in den Jahren 2016 bis 2022 ebenfalls eine hohe interannuelle Variabilität (Abb. 6). Die Abflüsse lagen zwischen 2,6 m³/s (August 2022) und 20,4 m³/s (April 2022). Spätestens ab Mitte Juli lagen die Abflüsse im betrachteten Zeitraum unter 10 m³/s, in den Jahren 2018, 2019 und 2022 spätestens ab Anfang Juli sogar unter 5 m³/s.

Tab. 6: Hauptwerte des Abflusses am Pegel Intschede (1941–2022, 82 Jahre) (Wasserstraßen- und Schifffahrtsverwaltung des Bundes (WSV), bereitgestellt durch die Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG))

	Abflussjahr (November–Oktober)	Sommer (Mai–Oktober)	Winter (November–April)
NQ	51	51	67
MNQ	113	121	157
MQ	313	209	419
MHQ	1180	536	1160
HQ	3500	1440	3500

Tab. 7: Mittelwerte für das hydrologische Abflussjahr sowie für das hydrologische Sommer- und Winterhalbjahr am Pegel Intschede für die Jahre 2016 bis 2022 mit Kennzeichnung (rot) der abflussarmen Sommerhalbjahre ($Q_{\text{hydrologisches Sommerhalbjahr}}$ liegt bei oder unter $MNQ_{\text{hydrologisches Sommerhalbjahr}}$).

	Abflussjahr (November–Oktober)	Sommer (Mai–Oktober)	Winter (November–April)
2016	271	154	389
2017	223	225	221
2018	323	119	529
2019	180	124	236
2020	222	110	335
2021	198	156	241
2022	197	99	298

Tab. 8: Monats- und Saisonmittelwerte des Abflusses am Pegel Intschede für die Jahre 2016 bis 2022.

	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022
Frühjahr							
April	311	194	352	192	212	227	271
Mai	184	158	191	200	145	184	155
Juni	239	132	141	143	143	165	112
Sommer							
Juli	155	223	109	99	112	198	97
August	122	344	98	91	94	127	71
September	110	192	94	71	78	139	73
Saison (April–September)	186	208	164	133	130	173	129

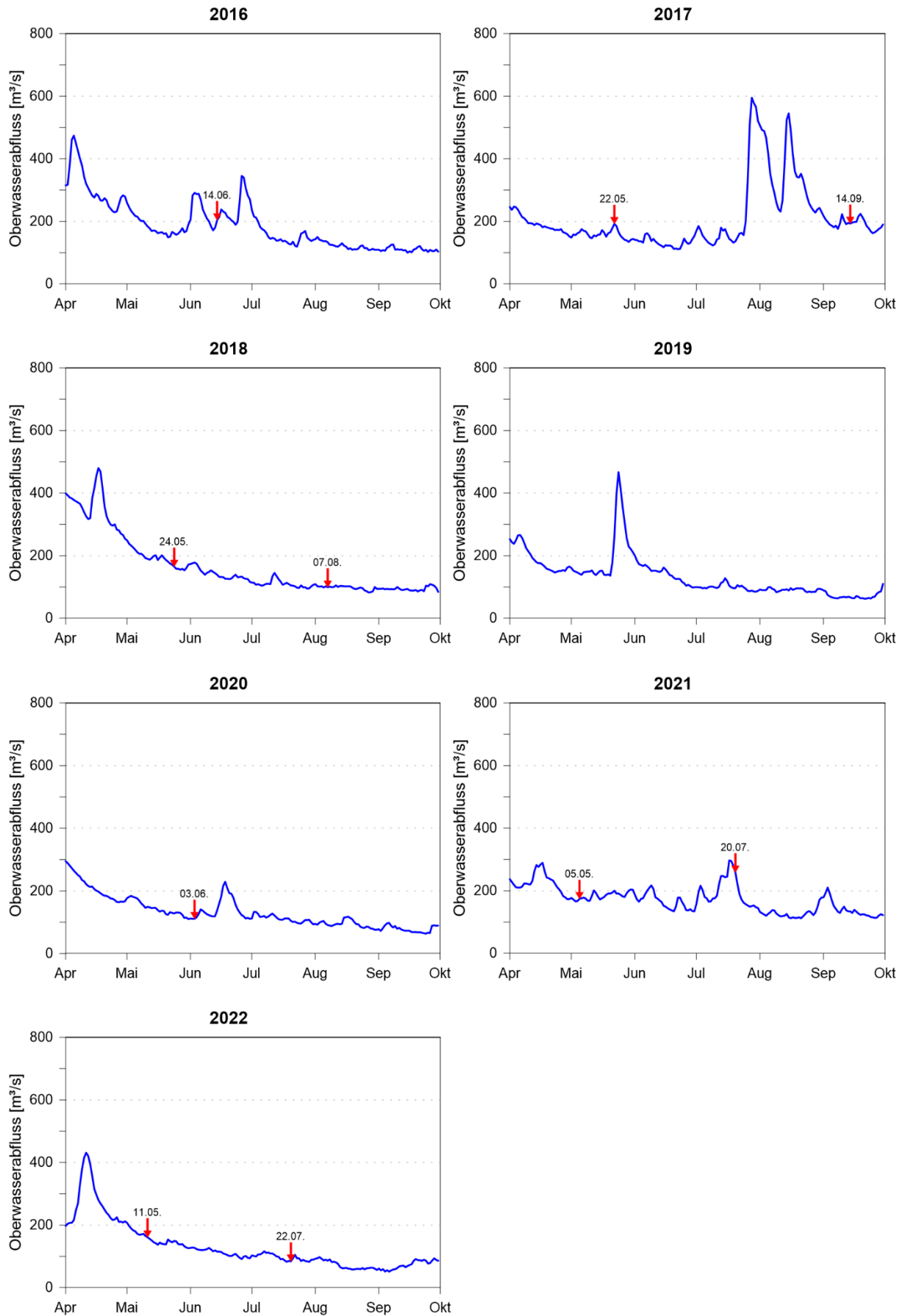


Abb. 5: Oberwasserabflüsse (01.04. bis 30.09.) der Mittelweser (Pegel Intschede, MW-km 331,3) für die Jahre 2016 bis 2022 sowie die Zeitpunkte der BfG-Weserlängsbereisungen (rote Pfeile).

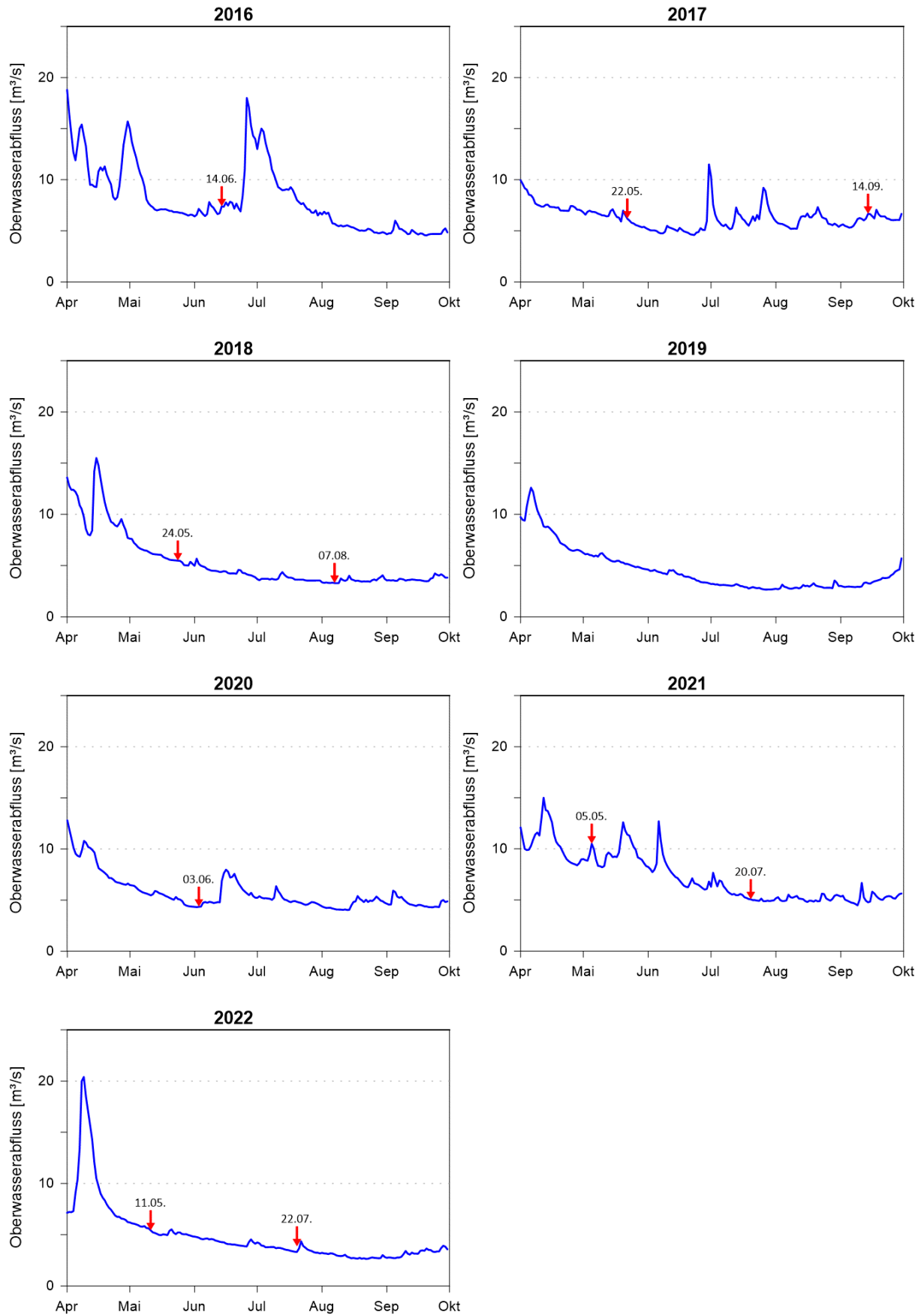


Abb. 6: Oberwasserabflüsse (01.04. bis 30.09.) der Hunte (Pegel Huntlosen II) für die Jahre 2016 bis 2022 sowie die Zeitpunkte der BfG-Weserlängsbereisungen (rote Pfeile).

6 Ergebnisse

Die nachfolgenden Abbildungen stellen die Längsverteilung der Wasserbeschaffenheit sowie des Phyto- und Zooplanktons der Tideweser dar.

Generell wird für die x-Achse die Unterweserkilometrierung von UW-km 100 bis UW-km 0 verwendet. Da sich das Weserwehr oberhalb des UW-km 0 befindet, wird diese Unterweserkilometrierung durch eine negative Kilometrierung von UW-km 0 bis UW-km -8 ergänzt. Das Bremer Weserwehr liegt damit bei UW-km -4,7. Diese negativen UW-km entsprechen dem MW-km 366,7 bzw. MW-km 358,7.

In Abhängigkeit des Salzgehaltes kann die Unter- bzw. Außenweser in einen limnischen Abschnitt (vom Weserwehr bis ca. UW-km 40 bei Brake), einen oligohalinen Abschnitt (UW-km 40 bis ca. UW-km 65 bei Bremerhaven), einen mesohalinen Abschnitt (UW-km 65 bis ca. UW-km 80) sowie einen polyhalinen Abschnitt (ab UW-km 80) eingeteilt werden.

Hinsichtlich des Chlorophyll-a-Gehaltes werden in Kapitel 6.1.1 nur die Werte basierend auf der nasschemischen Methode nach DIN-Norm eingehend beschrieben, da die Chla-Messwerte der beiden anderen Messverfahren (HPLC, YSI-Sonde) ähnliche Längsverläufe zeigen und alle drei Messverfahren über ein Streudiagramm (Abb. 65) miteinander verknüpft werden können.

6.1 Phytoplanktonbiomasse und -zusammensetzung im Längsprofil

6.1.1 Längsprofile des Chlorophyll-a-Gehaltes

Die Tideweser erhielt im Frühjahr (Mai und Juni) in der Regel einen hohen Eintrag von Chlorophyll a aus der Mittelweser (Abb. 7 bis Abb. 12 oben). Die aus der Mittelweser eingetragene Chlorophyll-a-Konzentration (vgl. Abb. 7 bis Abb. 12: UW-km -8) erreichten in den Jahren 2016 bis 2022 Werte von 7–32 µg/l. Im Längsverlauf der Tideweser kam es dann zu einer starken Reduktion des Chlorophyll-a-Gehaltes. Die niedrigsten Chlorophyll-a-Konzentrationen von meist unter 10 µg/l wurden in der Regel im Bereich von UW-km 40–60 registriert. Zwischen UW-km 60 und 90 kam es dann in Richtung Nordsee in den meisten Jahren wieder zu einem leichten Anstieg der Chlorophyll-a-Konzentrationen auf Werte i.d.R. von 10–25 µg/l.

Im Sommer (Juli bis September) der Jahre mit geringem Abfluss (2018 und 2022; keine Sommermessungen für 2019 und 2020) wurde ebenfalls ein hoher Eintrag an Chlorophyll a mit 22–64 µg/l aus der Mittel- in die Tideweser verzeichnet (Abb. 8 und Abb. 12 unten). Anschließend kam es – ähnlich wie im Frühjahr – zu einer starken Abnahme des Chlorophyll-a-Gehaltes mit Konzentrationen deutlich unter 10 µg/l Chla im Bereich von UW-km 40–60. Im weiteren Verlauf der Tideweser hin zur Nordsee kam es dann in den beiden Jahren wieder zu dem üblichen leichten Anstieg. Dahingegen wurde in den abflussreichen Jahren 2017 und 2021 deutlich weniger Chlorophyll a (unter 10 µg/l) aus der Mittelweser in den Tidebereich eingetragen. Die Konzentrationen blieben im Längsverlauf der Tideweser bis UW-km 20 annähernd konstant. Im Bereich von UW-km 20 bis 40 kam es zu einem leichten Anstieg in den Chlorophyll-a-Konzentrationen, wohingegen im Bereich von UW-km 40 bis 60 wieder geringere Chlorophyll-a-Konzentrationen zu beobachten waren. Anschließend wurde ein erneuter Anstieg der Konzentrationen bis UW-km 80 verzeichnet. Der Chlorophyll-a-Peak im Weser-Ästuar bei UW-km 20 bis 40 ist mit hoher Wahrscheinlichkeit auf den Eintrag von Phytoplankton aus der Hunte und aus dem Rechten Nebenarm zurückzuführen.

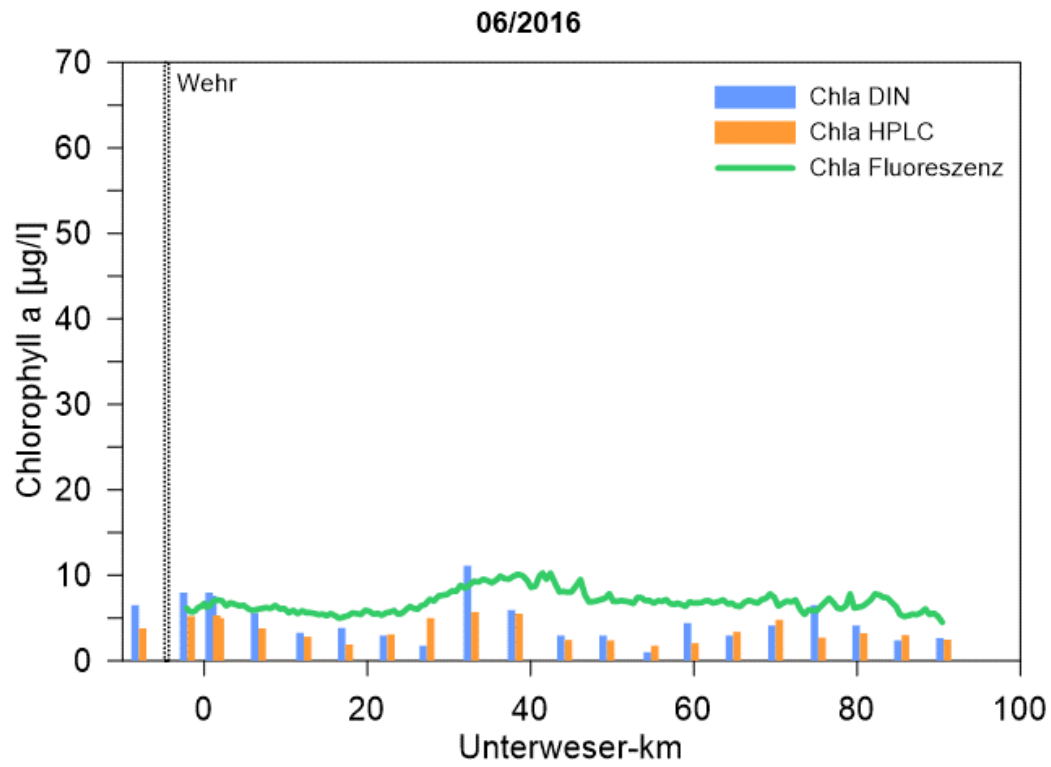


Abb. 7: Messwerte des Chlorophyll-a-Gehaltes (HPLC, DIN und YSI) im Längsprofil für Frühjahr 2016 (14.06.)

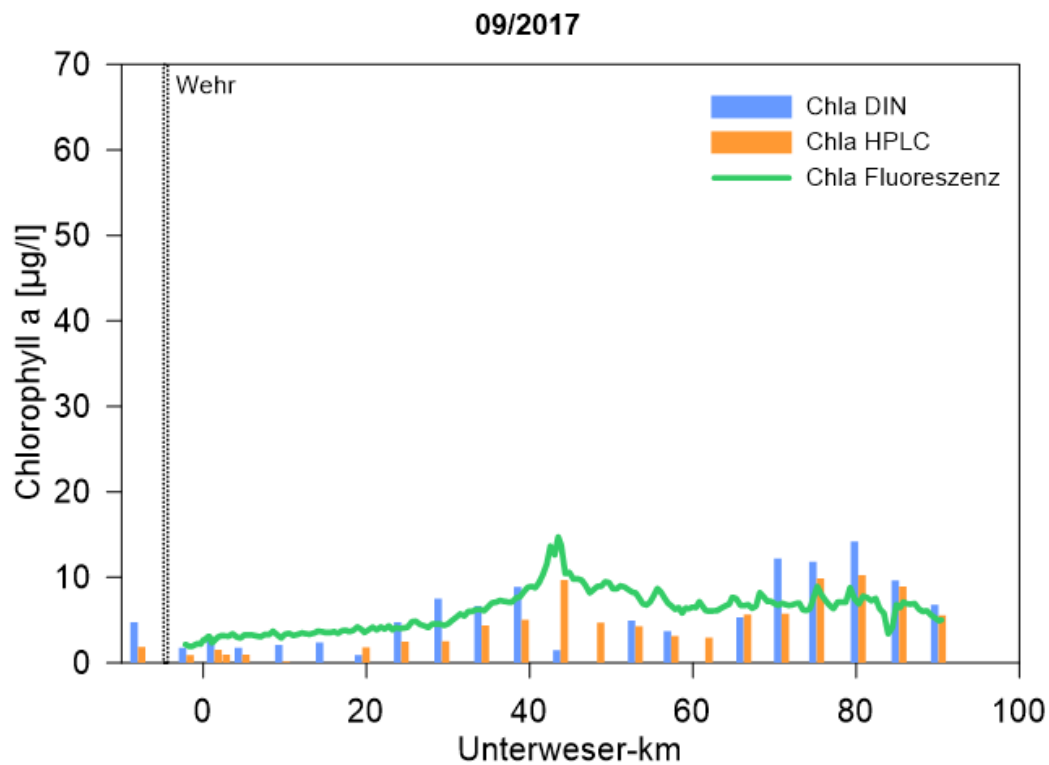
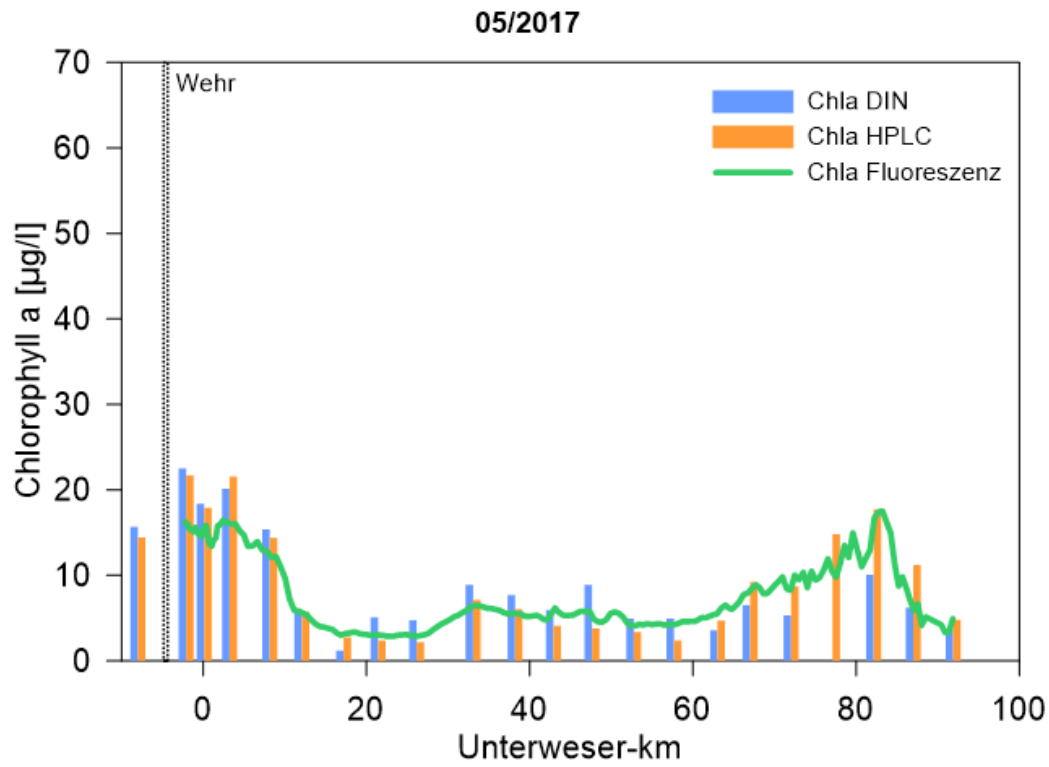


Abb. 8: Messwerte des Chlorophyll-a-Gehaltes (HPLC, DIN und YSI) im Längsprofil für Frühjahr und Sommer 2017 (22.05. und 14.09.)

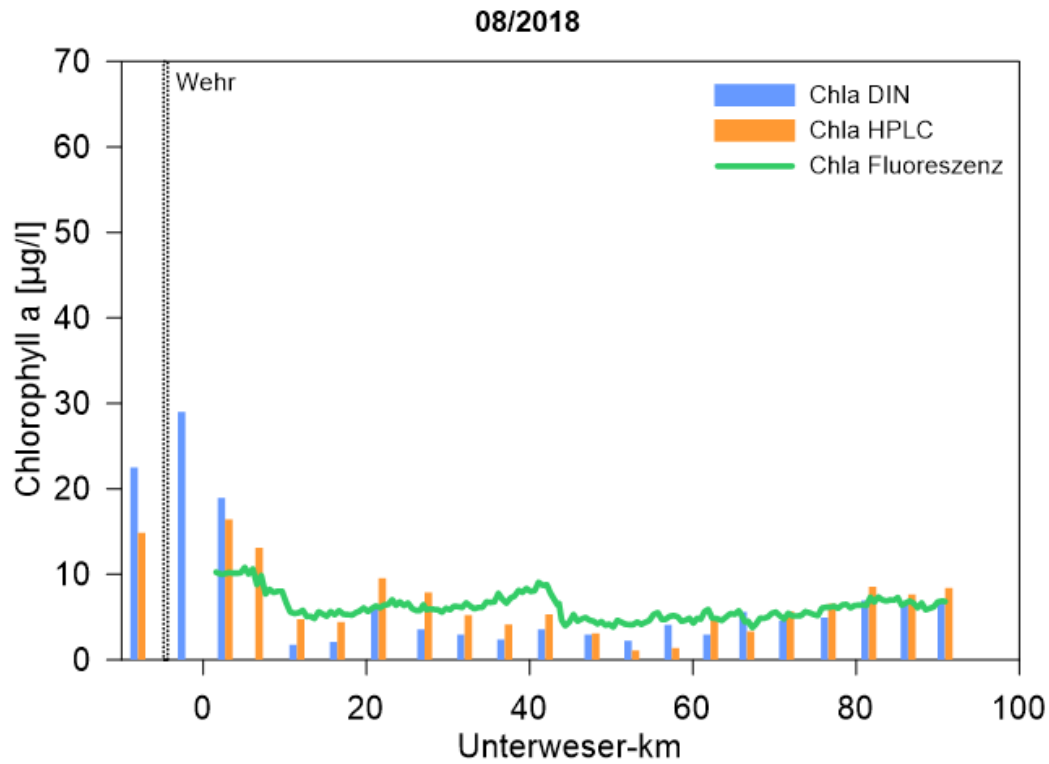
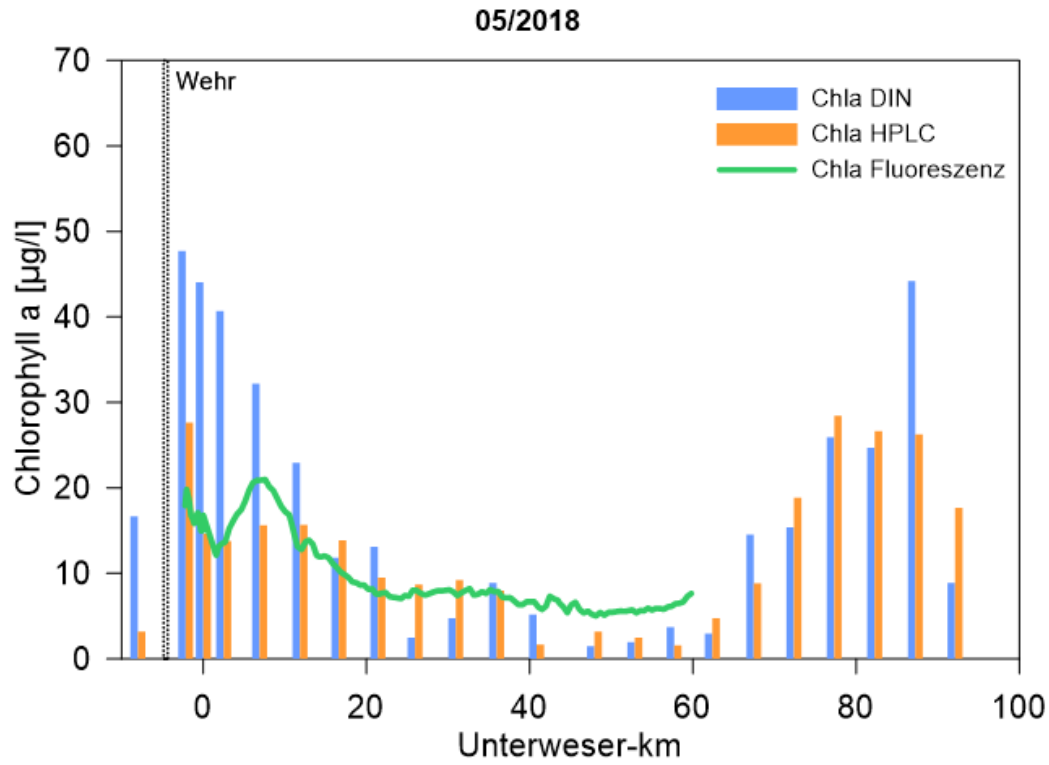


Abb. 9: Messwerte des Chlorophyll-a-Gehaltes (HPLC, DIN und YSI) im Längsprofil für Frühjahr und Sommer 2018 (24.05. und 07.08.)

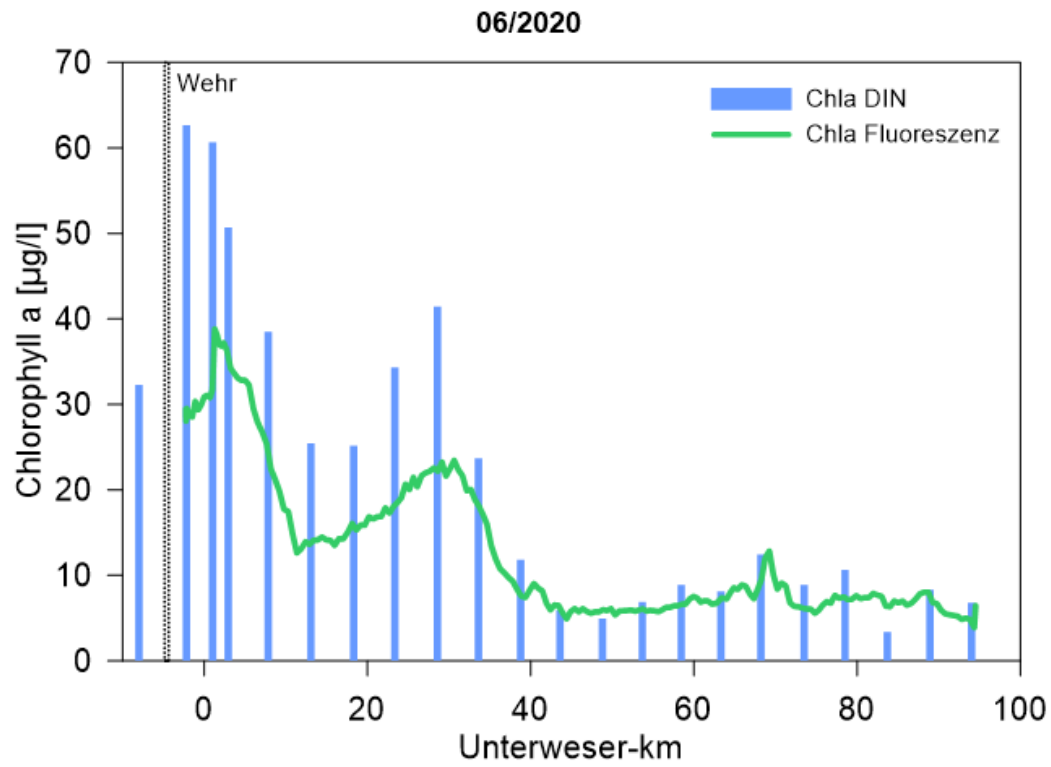


Abb. 10: Messwerte des Chlorophyll-a-Gehaltes (DIN und YSI) im Längsprofil für Frühjahr 2020 (03.06.)

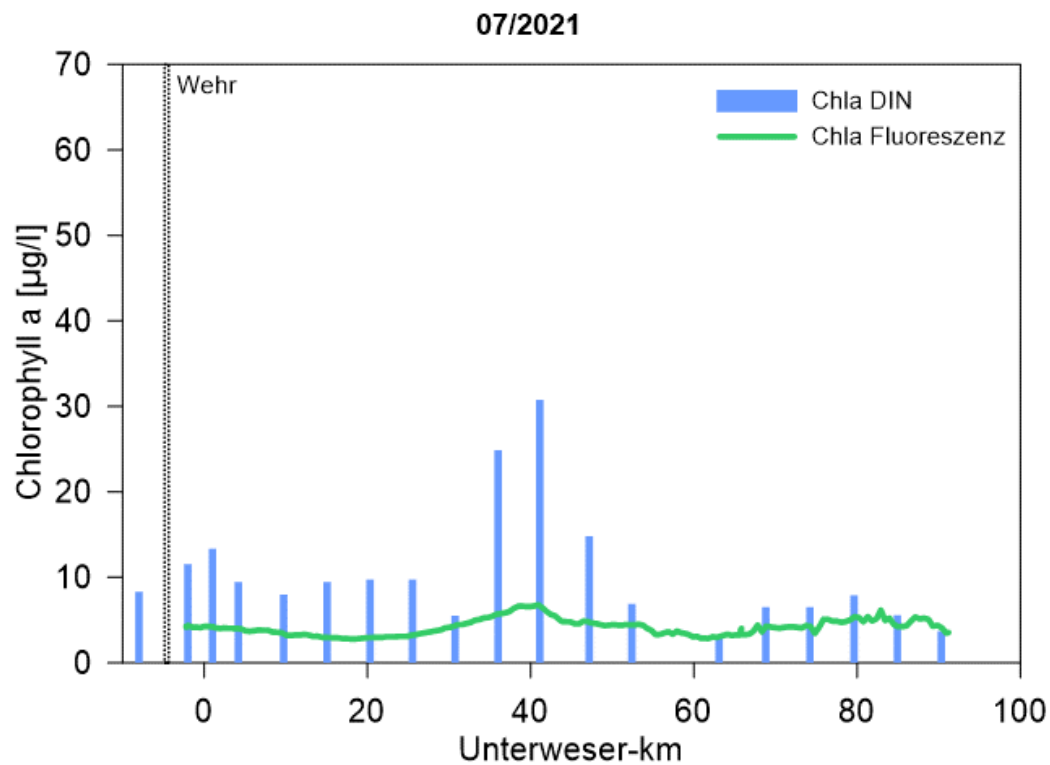
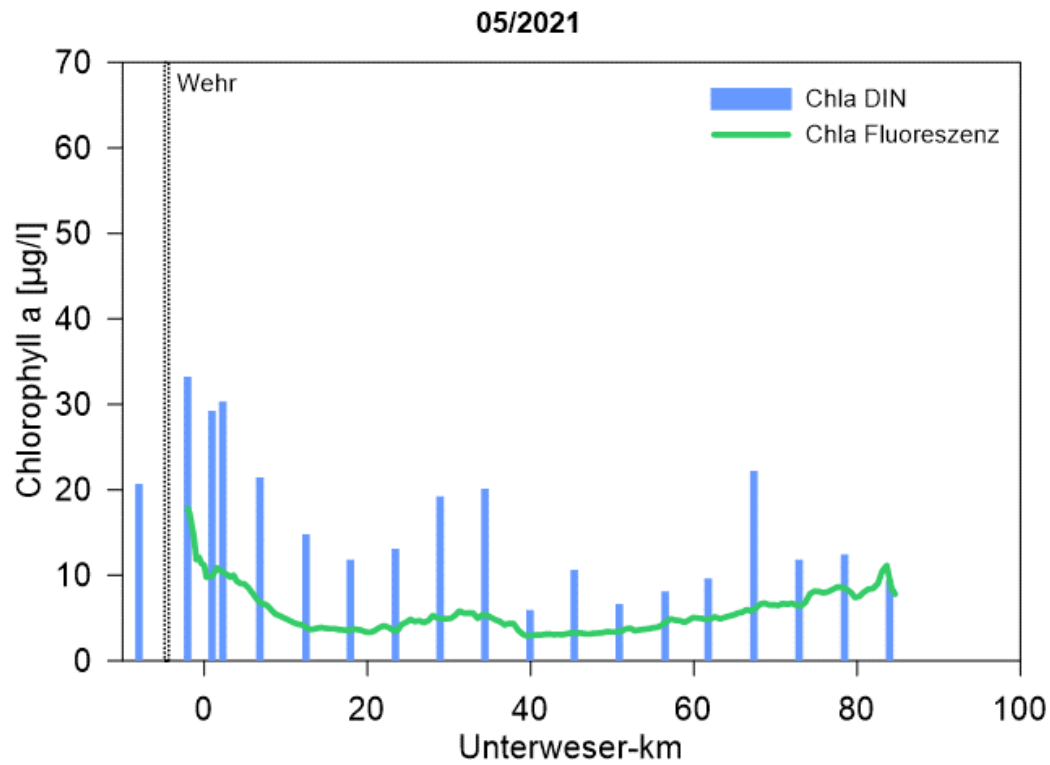


Abb. 11: Messwerte des Chlorophyll-a-Gehaltes (DIN und YSI) im Längsprofil für Frühjahr und Sommer 2021 (05.05. und 20.07.)

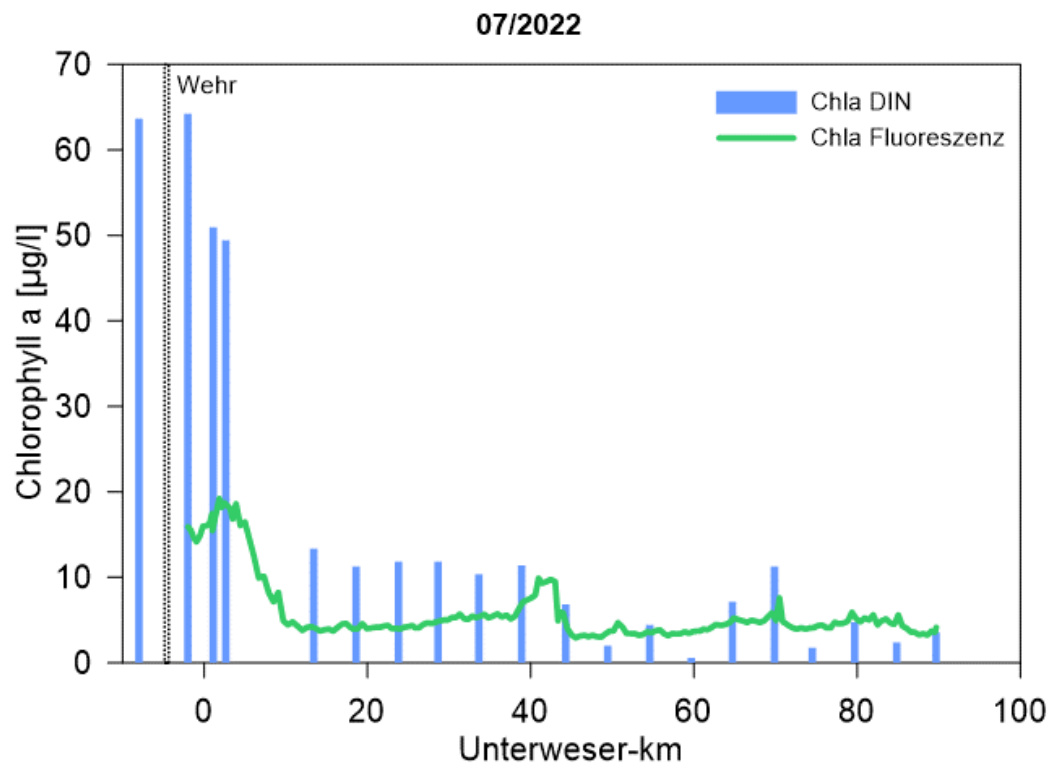
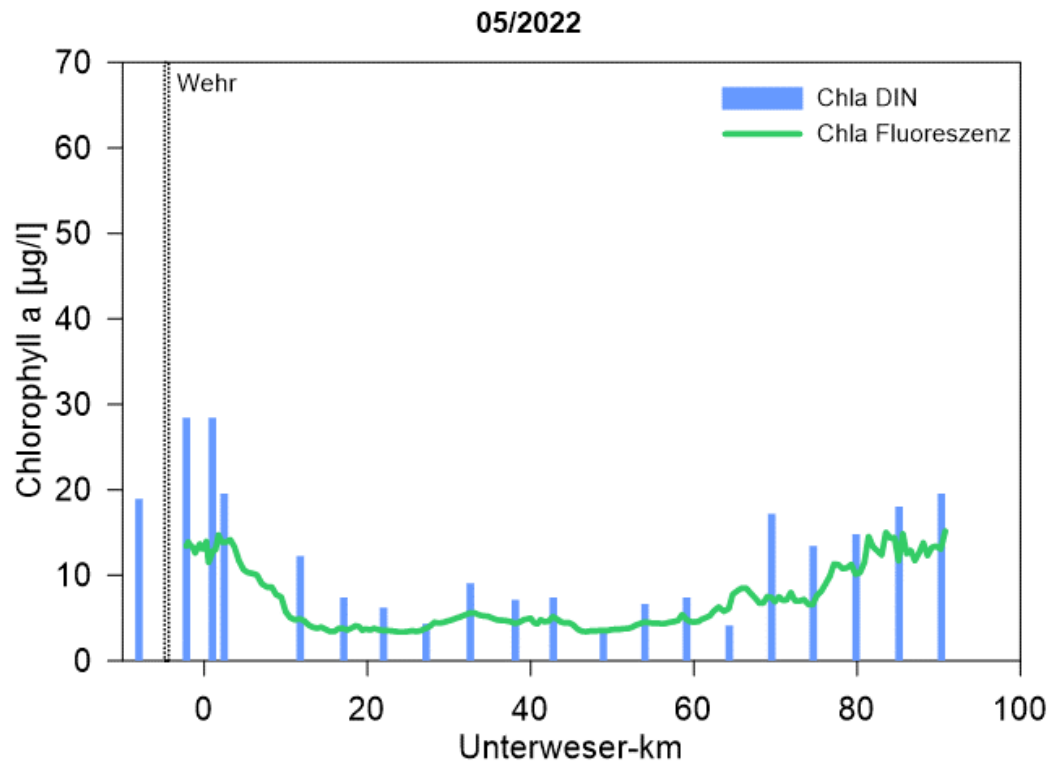


Abb. 12: Messwerte des Chlorophyll-a-Gehaltes (DIN und YSI) im Längsprofil für Frühjahr und Sommer 2022 (11.05. und 20.07.)

6.1.2 Zusammensetzung der Phytoplanktongemeinschaft

6.1.2.1 Mikroskopische Biovolumenbestimmung

Eine Übersicht über die Zuordnung der Algenklassen zu den Algengruppen liefert Tab. 5. Die Einfärbung der Algenklassen in den Abbildungen zeigt die Zugehörigkeit zu den Algengruppen: orange bis bräunliche Farbtöne – Kieselalgen, grünliche Farbtöne – Grünalgen, blau – Cyanobakterien/Blualgen, gelb – Cryptophyceen und rot – Dinophyceen.

Die Ergebnisse der mikroskopischen Biovolumenbestimmung zeigen, dass im Untersuchungszeitraum über den gesamten Längsverlauf der Tideweser die Kieselalgen einen dominanten Anteil am Gesamtbiovolumen bildeten (Abb. 13, Abb. 14, Abb. 16, Abb. 17, Abb. 19, Abb. 21, Abb. 23, Abb. 25, Abb. 27, Abb. 29). Die maximalen Kieselalgenanteile lagen für die einzelnen Bereisungen zwischen 90 % (05/2018) und 100 % (09/2017). Im limnischen und oligohalinen Abschnitt bis UW-km 65 hatten meist auch die Grünalgen einen größeren Anteil am Gesamtbiovolumen. Die maximalen Anteile für die einzelnen Bereisungen schwankten dabei zwischen 16 % (06/2016) und 80 % (05/2018). Die auffallend hohen Grünalgenanteile, die im meso- und polyhalinen Bereich im Mai 2018 auftraten, sind auf die zu den Haptophyceen gehörende als Schaumalge bekannte Art *Phaeocystis globosa* zurückzuführen. Die „grünalgenähnliche“ Pigmentausstattung der Alge ist für die in diesem Bericht vorliegende (operationelle) Zuordnung zu den Grünalgen verantwortlich, obwohl keine taxonomische Zugehörigkeit zu den Grünalgen besteht, sondern die Haptophyceae eine eigene Algenklasse sind. Die Schaumalge trat von UW-km 53 bis 58 mit geringen Anteilen auf, ab UW-km 63 dominierte sie die Phytoplanktongemeinschaft zunehmend. Die damit einhergehende sog. „Schaumalgenblüte“ führte zu einer gelb-bräunlichen Verfärbung des Wassers und zeigte die typische Schaumbildung.

Cyanobakterien/Blualgen kamen vermehrt mit maximalen Anteilen von 2 % (06/2020) bis 34 % (09/2017) im mittleren Abschnitt der Tideweser (UW-km 25 bis 65) vor. Hier traten begleitend auch Cryptophyceen (Schlundalgen) mit maximalen Anteilen von 3 % (05/2021) bis 65 % (08/2018) auf. Weiter Richtung Nordsee im meso- und polyhalinen Abschnitt waren vermehrt auch Dinophyceen (Panzeralgen) mit maximalen Anteilen zwischen 3 % (05/2018) und 41 % (06/2016, allerdings bei geringen Gesamtbiovolumina) zu verzeichnen.

Die Algengruppen der Kiesel- und Grünalgen waren bezogen auf das Biovolumen entlang der Tideweser und ihres Salzgehaltsgradienten durch verschiedene Klassen geprägt: Innerhalb der Gruppe der Kieselalgen waren die Mediophyceen und zu geringeren Anteilen die Bacillariophyceen im limnischen Abschnitt prägend. Aber auch in den anderen Salzgebhaltsbereichen der Weser hatten beide Klassen hohe Anteile am Gesamtbiovolumen, wobei sich der Anteil in Richtung Nordsee zugunsten der Bacillariophyceen verschob. Zusätzlich hatten im meso- und polyhalinen Abschnitt meist die Coscinodiscophyceen einen bedeutsamen Anteil am Gesamtbiovolumen.

Innerhalb der Gruppe der Grünalgen waren im limnischen und oligohalinen Abschnitt überwiegend die Chlorophyceen bedeutsam, zu geringeren Anteilen auch die Trebouxiophyceen. Darüber hinaus konnten ausschließlich im Frühjahr 2018 im meso- und polyhalinen Abschnitt hohe Anteile an Haptophyceen (Schaumalgen) beobachtet werden, mit geringen Anteilen auch im Frühjahr 2022. Abgesehen vom Frühjahr 2018 hatten die Grünalgen im meso- und polyhalinen Abschnitt generell keinen nennenswerten Anteil am Gesamtbiovolumen.

Um ein detaillierteres Bild zu erhalten, werden im Folgenden die Frühjahrsbereisungen (2016, 2017, 2018, 2020, 2021 und 2022) und Sommerbereisungen (2017, 2018, 2021 und 2022) getrennt betrachtet.

Im Frühjahr waren in allen Jahren im limnischen Abschnitt der Tideweser die Kieselalgen bezogen auf das Biovolumen bestandsbildend. Zum Teil waren im Frühjahr der Jahre 2016–2018 aber auch hohe

Anteile an Grünalgen zu verzeichnen. Im oligohalinen Abschnitt kamen neben den Kieselalgen in den Jahren 2016 und 2017 auch höhere Anteile an Blaualgen vor. In den Jahren 2018, 2020 sowie 2022 waren im Frühjahr außerdem höhere Anteile an Cryptophyceen vertreten. Im meso- und polyhalinen Abschnitt wurden neben den Kieselalgen vermehrt auch Dinophyceen beobachtet. Im Jahr 2017 war allerdings der Anteil der Cryptophyceen an der Gesamtbiomasse höher als die der Dinophyceen. Auffallend sind die hohen Anteile der Grünalgen am Gesamtbiovolumen im Frühjahr 2018 in der gesamten Tideweser. Im meso- und polyhalinen Abschnitt waren sie sogar bestandsbildend. Dabei ist zu bedenken, dass die Schaumalge *Phaeocystis globosa* aufgrund ihrer „grünalgenähnlichen“ Pigmentausrüstung operationell den Grünalgen zugeordnet wurde.

Auch während der Sommerbereisungen waren in allen Jahren im limnischen Abschnitt der Tideweser die Kieselalgen bezogen auf das Biovolumen dominant. Im Sommer 2017 traten zudem vermehrt Cyanobakterien/Blaualgen auf, allerdings bei geringen Gesamtbiovolumina. Währenddessen waren im Sommer 2018, 2021 sowie 2022 neben den bestandsbildenden Kieselalgen auch Grünalgen sowie Cryptophyceen mit geringen Prozentanteilen vertreten. Der oligohaline Abschnitt zeigte für die verschiedenen Jahre die heterogenste Zusammensetzung. Im Sommer der Jahre 2017, 2021 sowie 2022 waren in diesem Abschnitt die Kieselalgen ebenfalls bestandsbildend. Dahingegen waren im Sommer 2018 die Kieselalgen im oligohalinen Abschnitt von untergeordneter Bedeutung. Währenddessen waren ab UW-km 53 bis 65 die Cryptophyceen mit hohen Anteilen vertreten. Auch Cyanobakterien/Blaualgen und Grünalgen traten in diesem Abschnitt im Sommer 2018 vermehrt auf, allerdings bei geringen Gesamtbiovolumina. Im meso- und polyhalinen Abschnitt wurden neben den Kieselalgen auch Dinophyceen mit geringen Prozentanteilen beobachtet.

6.1.2.2 Fluorometrischen Messungen mit dem AlgaeLabAnalyser

Die Messungen des AlgaeLabAnalyzers zeigten in Analogie zur mikroskopischen Biovolumenbestimmung, dass die Kieselalgen in den o. g. Jahren entlang der Tideweser zumeist bestandsbildend waren (Abb. 15, Abb. 18, Abb. 20, Abb. 22, Abb. 24, Abb. 26 und Abb. 28). Hinsichtlich der Grünalgen, die ebenfalls in vielen Proben des limnischen und oligohalinen Abschnitts stark vertreten waren, waren die vom AlgaeLabAnalyser bestimmten relativen Anteile zumeist höher als die der mikroskopischen Biovolumenbestimmung. Auffällige Unterschiede zwischen den Methoden lagen für die Proben des meso- und polyhalinen Abschnitts vor. Hier wurden – bis auf im Frühjahr 2018 – nur geringe Grünalgenanteile (< 5 %) durch die mikroskopischen Biovolumenbestimmung ermittelt. Der AlgaeLabAnalyser zeigte für diese Proben hohe Grünalgenanteile (> 20 %). Cyanobakterien/Blaualgen kamen in denselben Proben zumeist im mittleren Abschnitt (unterer limnischer und oligohaliner Abschnitt bis ca. UW-km 65) der Tideweser vor und wurden von dem AlgaeLabAnalyser oft auch in ähnlicher Größenordnung gemessen. Ausnahmen waren die Bereisung während der Frühjahre 2020 und 2021, für die der AlgaeLabAnalyser die Blaualgenanteile überschätzte. In Hinblick auf die relativen Anteile der Cryptophyceen spiegeln die fluorometrischen Messungen die relativen Anteile ähnlich gut wider wie die Messungen der Cyanobakterien/Blaualgen, jedoch mit einer etwas höheren Ungenauigkeit in den einzelnen Proben. Hervorzuheben ist der hohe relative Anteil der Cryptophyceen am Chlorophyll a im Sommer 2018, wie er auch durch die mikroskopischen Biovolumenbestimmung abgebildet wurde.

Abb. 30 zeigt eine prinzipiell gute Übereinstimmung ($R^2=0,73$) zwischen der mikroskopischen Biovolumenbestimmung und der fluorometrischen Messung, auch wenn der AlgaeLabAnalyser geringe Biovolumina überschätzt bzw. hohe Biovolumina meist unterschätzt.

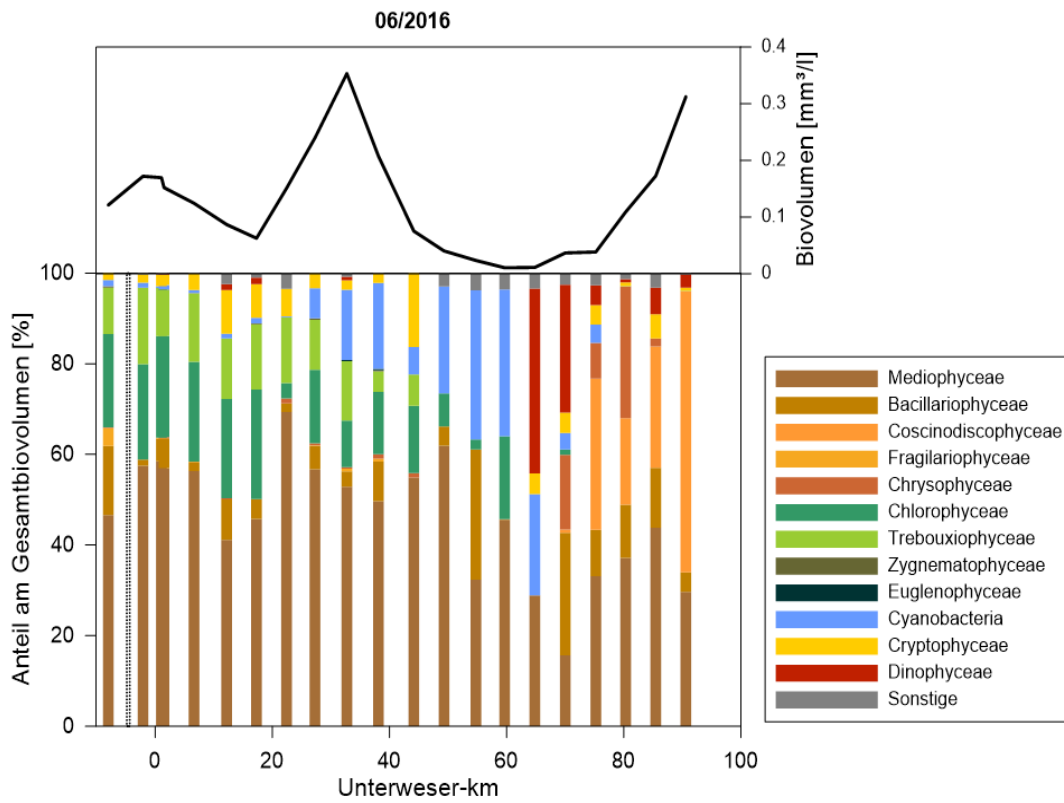


Abb. 13: Prozentuale Anteile der Algenklassen am Gesamtbiovolumen sowie das Gesamtbiovolumen im Längsprofil der Tideweser am 14.06.2016 (basierend auf der mikroskopischen Biovolumenbestimmung). Bremer Weserwehr: schwarz gepunkteter Balken

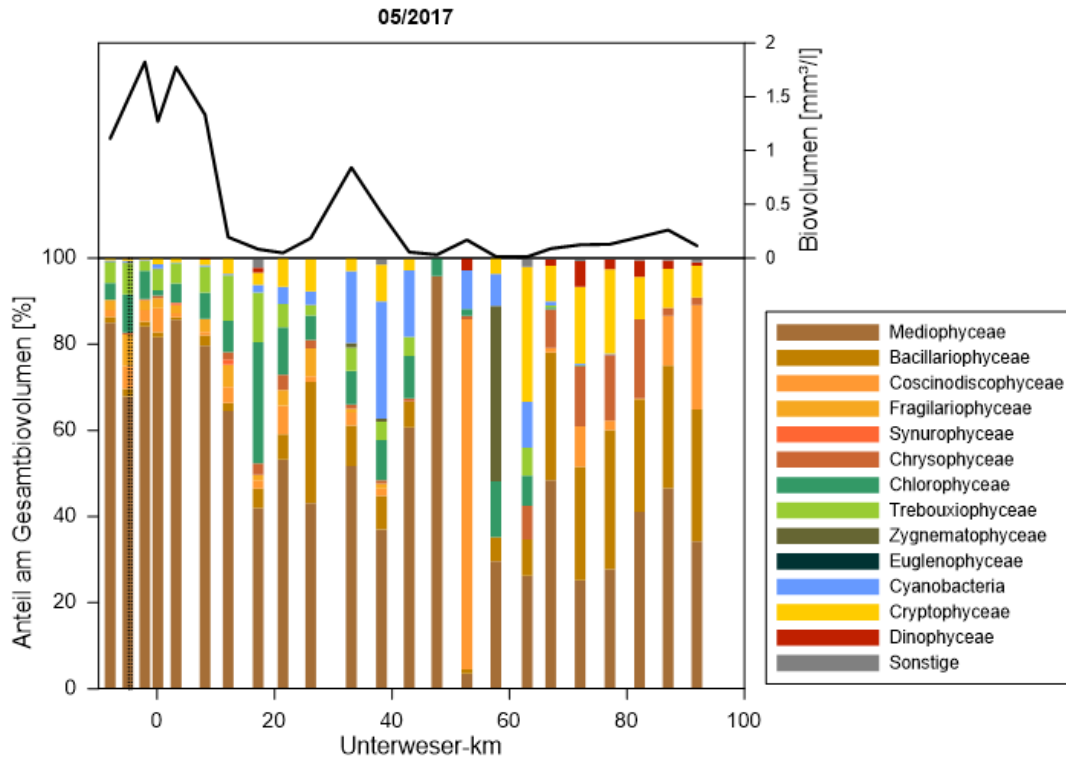


Abb. 14: Prozentuale Anteile der Algenklassen am Gesamtbiovolumen sowie das Gesamtbiovolumen im Längsprofil der Tideweser am 22.05.2017 (basierend auf der mikroskopischen Biovolumenbestimmung). Bremer Weserwehr: schwarz gepunkteter Balken

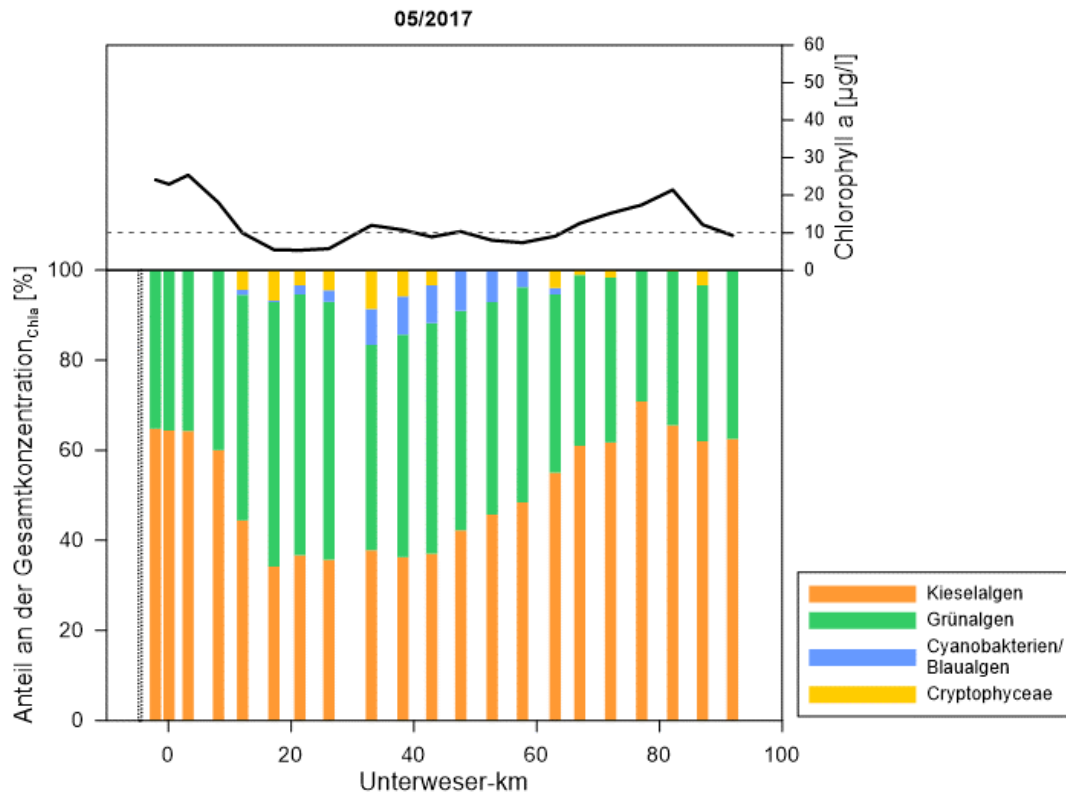


Abb. 15: Prozentuale Anteile der Algengruppen am Chlorophyll a sowie Chlorophyll a im Längsprofil der Tideweser am 22.05.2017 (basierend auf fluorometrische Messungen mittels AlgaeLabAnalyzers). Bremer Weserwehr: schwarz gepunkteter Balken

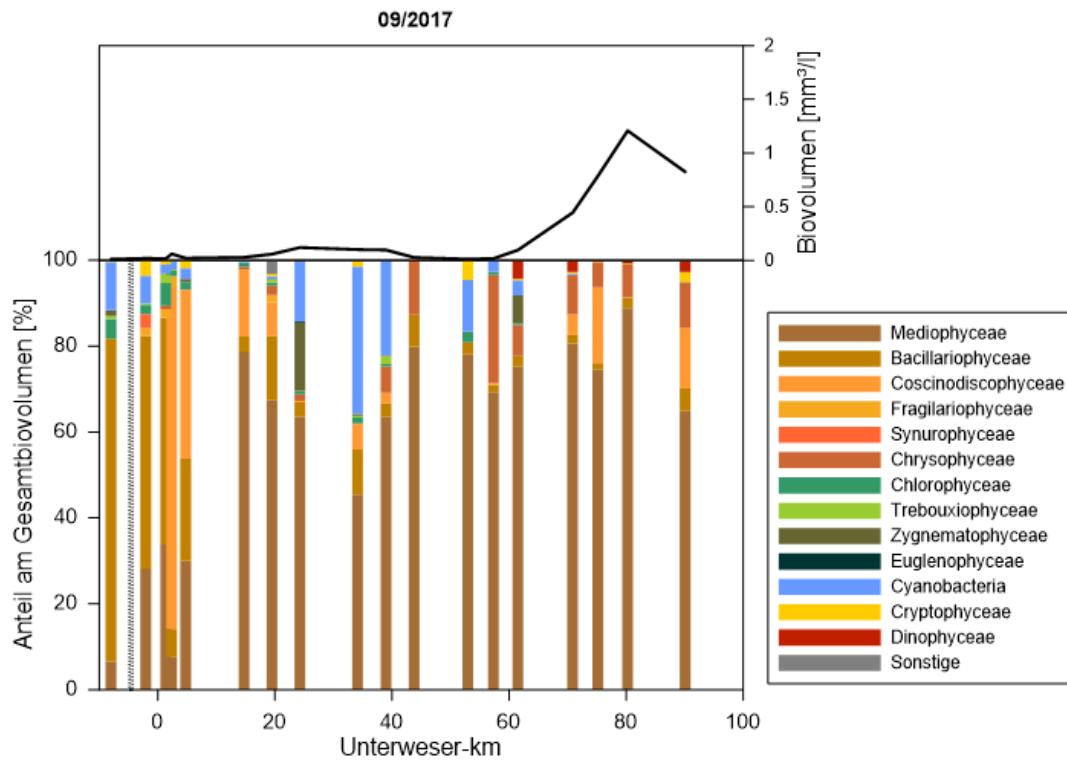


Abb. 16: Prozentuale Anteile der Algenklassen am Gesamtbiovolumen sowie das Gesamtbiovolumen im Längsprofil der Tideweser am 14.09.2017 (basierend auf der mikroskopischen Biovolumenbestimmung). Bremer Weserwehr: schwarz gepunkteter Balken

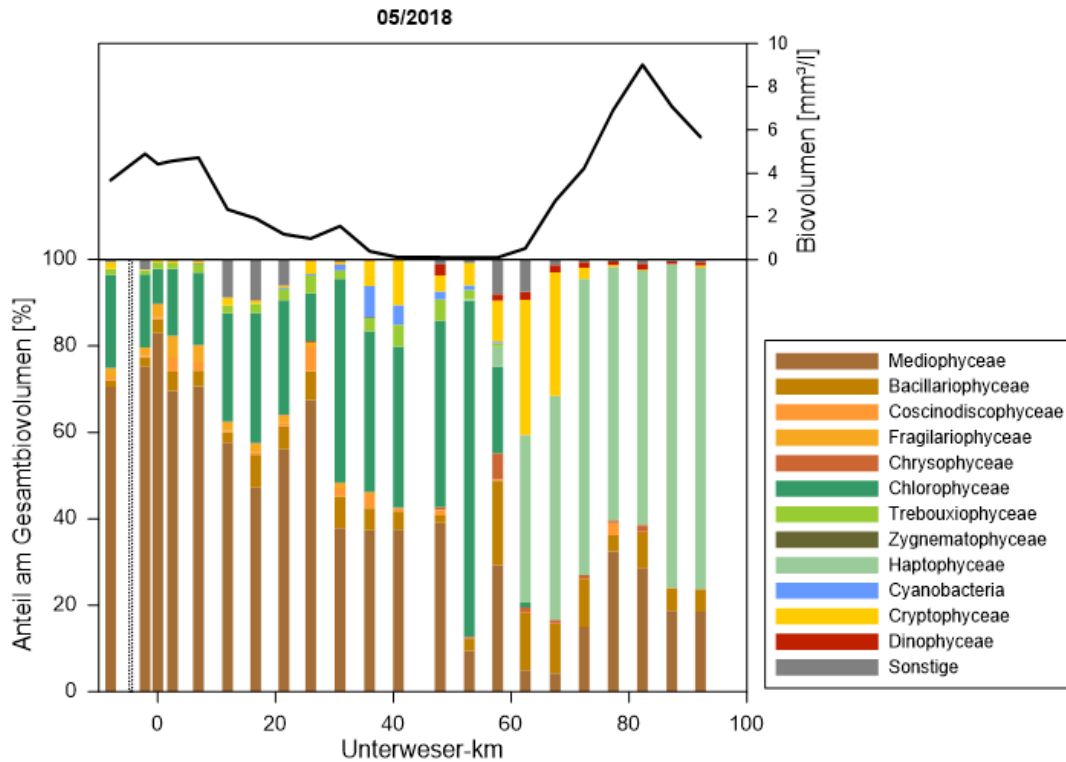


Abb. 17: Prozentuale Anteile der Algenklassen am Gesamtbiovolumen sowie das Gesamtbiovolumen im Längsprofil der Tideweser am 24.05.2018 (basierend auf der mikroskopischen Biovolumenbestimmung). Bremer Weserwehr: schwarz gepunkteter Balken

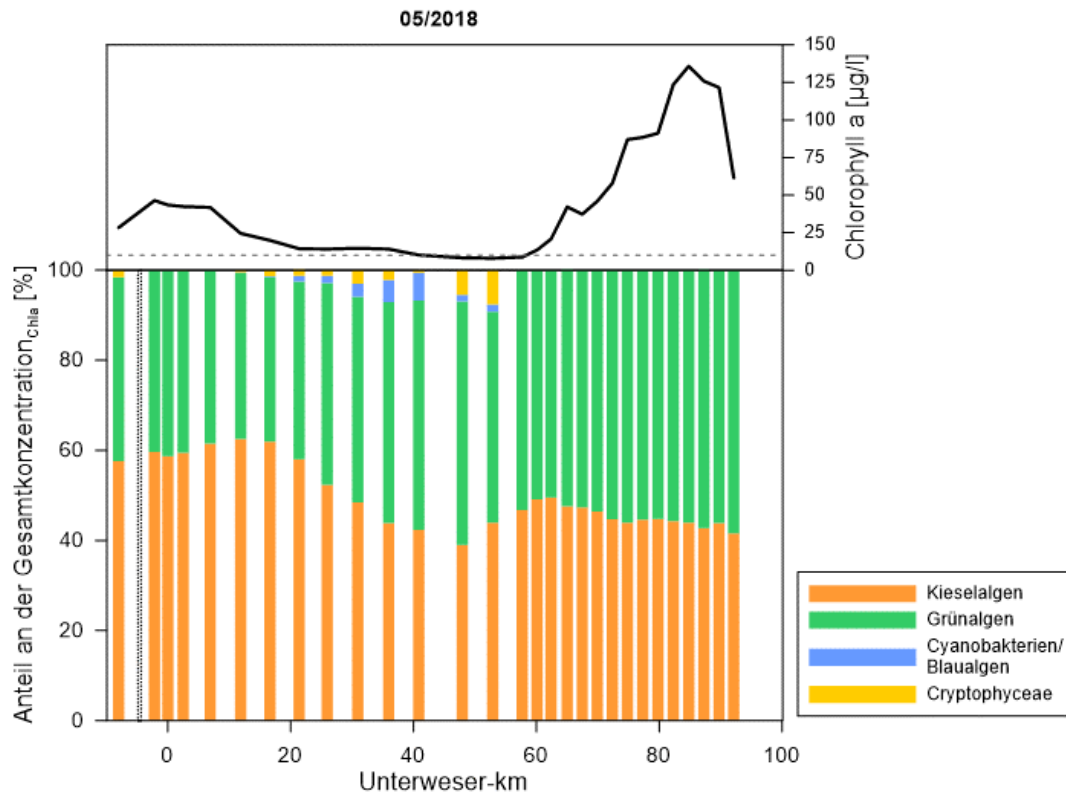


Abb. 18: Prozentuale Anteile der Algengruppen am Chlorophyll a sowie Chlorophyll a im Längsprofil der Tideweser am 24.05.2018 (basierend auf fluorometrische Messungen mittels AlgaeLabAnalysers). Bremer Weserwehr: schwarz gepunkteter Balken

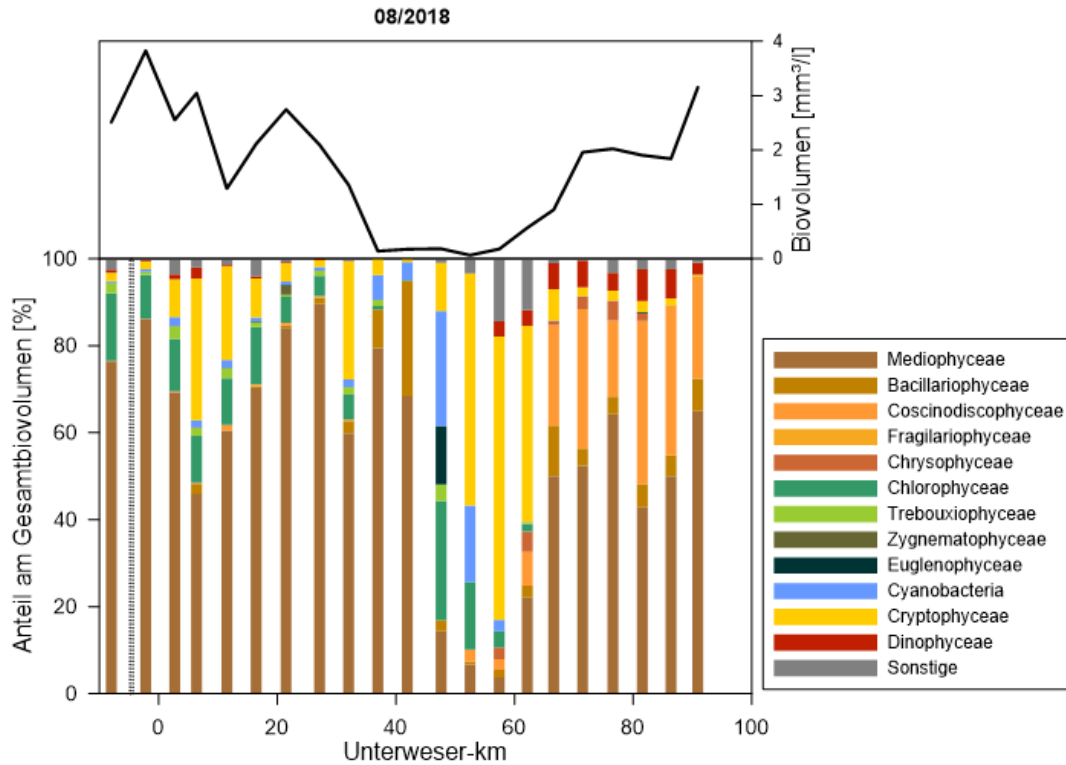


Abb. 19: Prozentuale Anteile der Algenklassen am Gesamtbiovolumen sowie das Gesamtbiovolumen im Längsprofil der Tideweser am 07.08.2018 (basierend auf der mikroskopischen Biovolumenbestimmung). Bremer Weserwehr: schwarz gepunkteter Balken

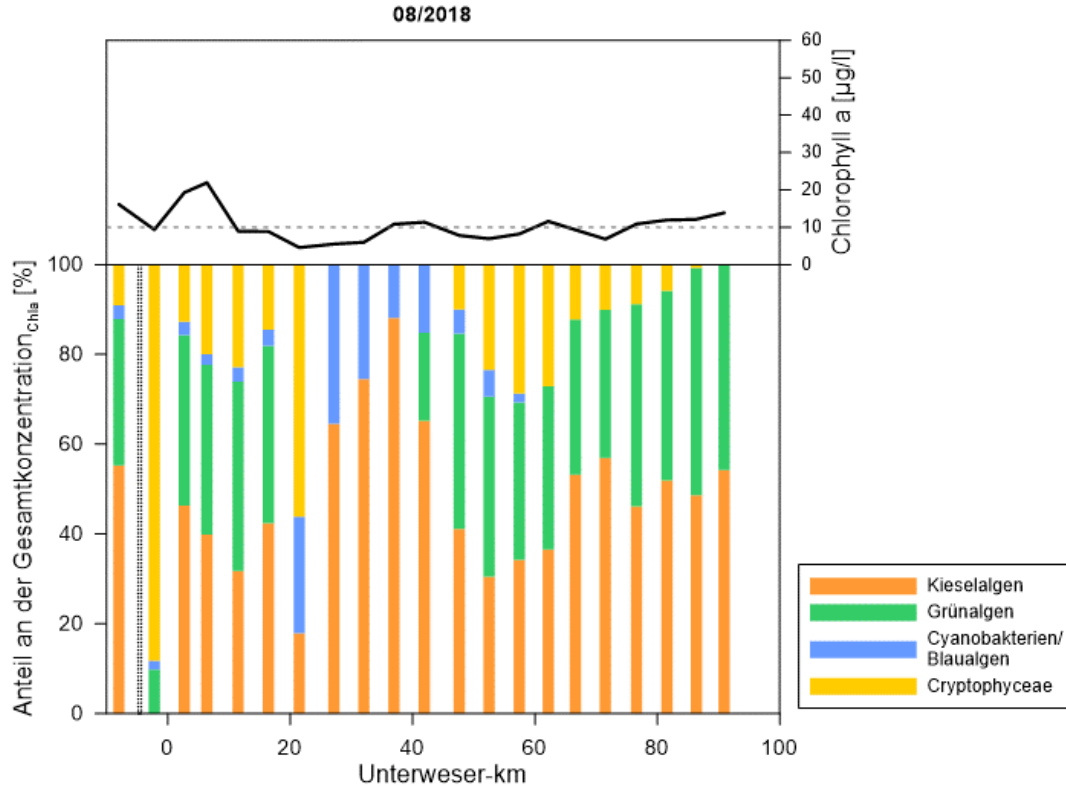


Abb. 20: Prozentuale Anteile der Algengruppen am Chlorophyll a sowie Chlorophyll a im Längsprofil der Tideweser am 07.08.2018 (basierend auf fluorometrische Messungen mittels AlgaeLabAnalyzers). Bremer Weserwehr: schwarz gepunkteter Balken

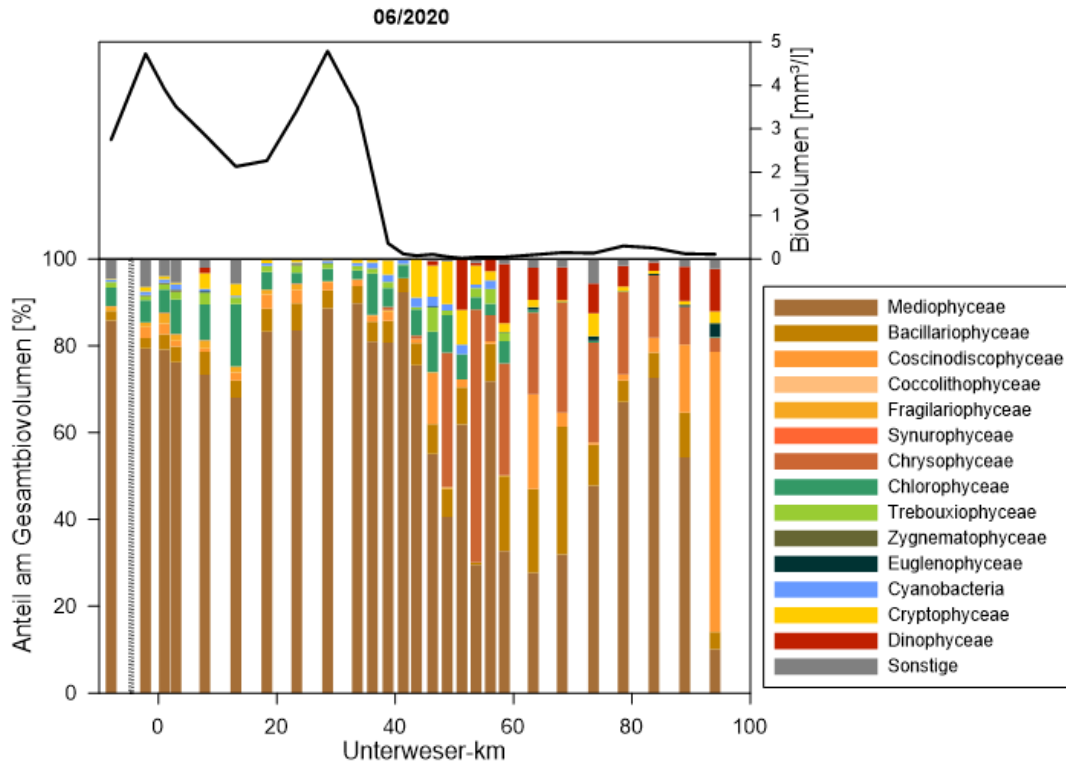


Abb. 21: Prozentuale Anteile der Algenklassen am Gesamtbiovolumen sowie das Gesamtbiovolumen im Längsprofil der Tideweser am 03.06.2020 (basierend auf der mikroskopischen Biovolumenbestimmung). Bremer Weserwehr: schwarz gepunkteter Balken

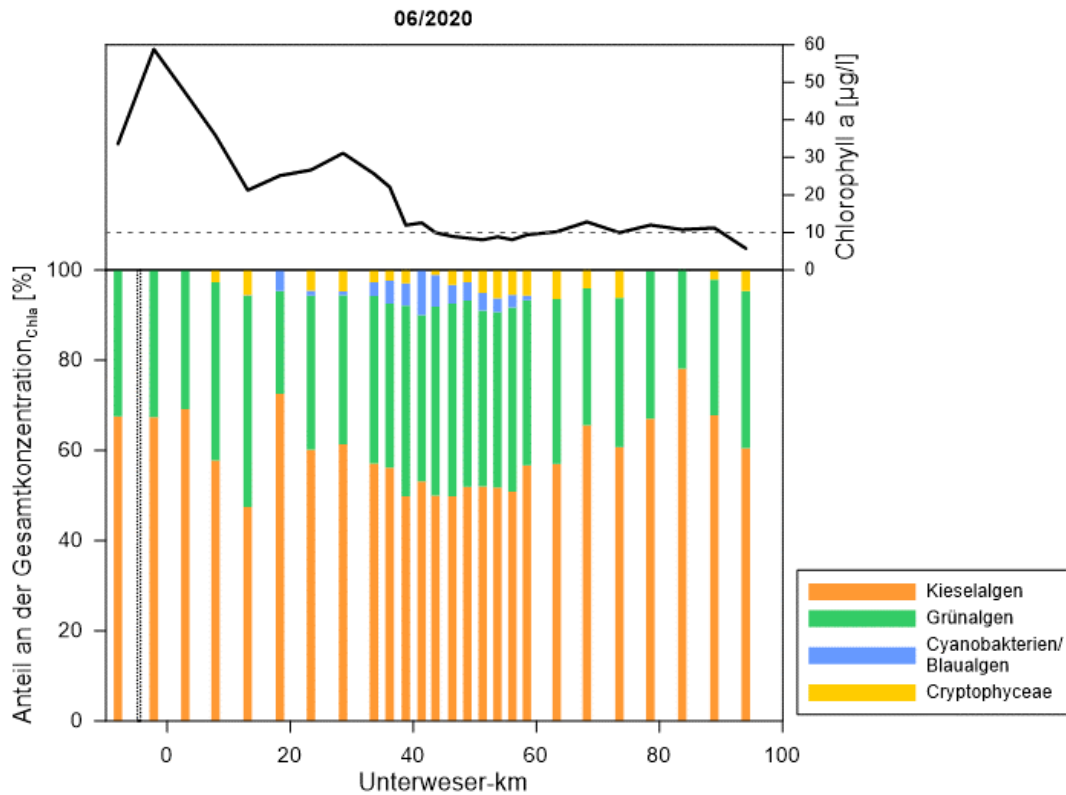


Abb. 22: Prozentuale Anteile der Algengruppen am Chlorophyll a sowie Chlorophyll a im Längsprofil der Tideweser am 03.06.2020 (basierend auf fluorometrische Messungen mittels AlgaeLabAnalysers). Bremer Weserwehr: schwarz gepunkteter Balken. (*Chla-Messwert km 18 wurde aufgrund Unplausibilität durch Chla-Messwert nach DIN ersetzt).

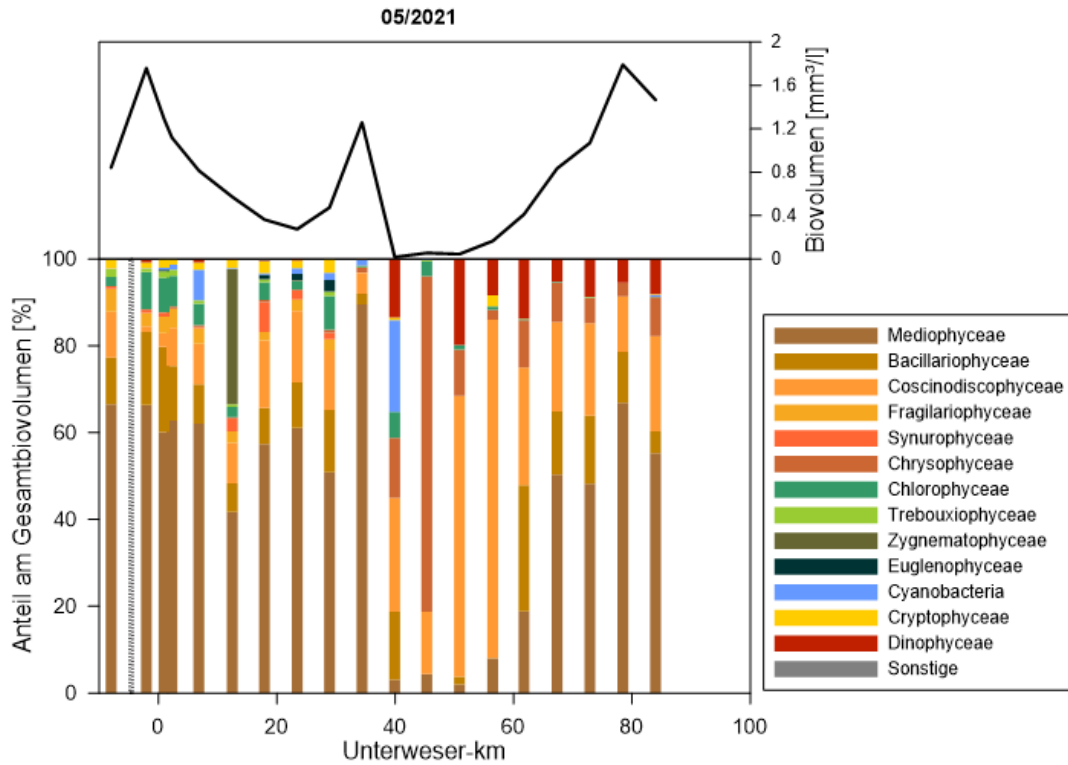


Abb. 23: Prozentuale Anteile der Algenklassen am Gesamtbiovolumen sowie das Gesamtbiovolumen im Längsprofil der Tideweser am 05.05.2021 (basierend auf der mikroskopischen Biovolumenbestimmung). Bremer Weserwehr: schwarz gepunkteter Balken

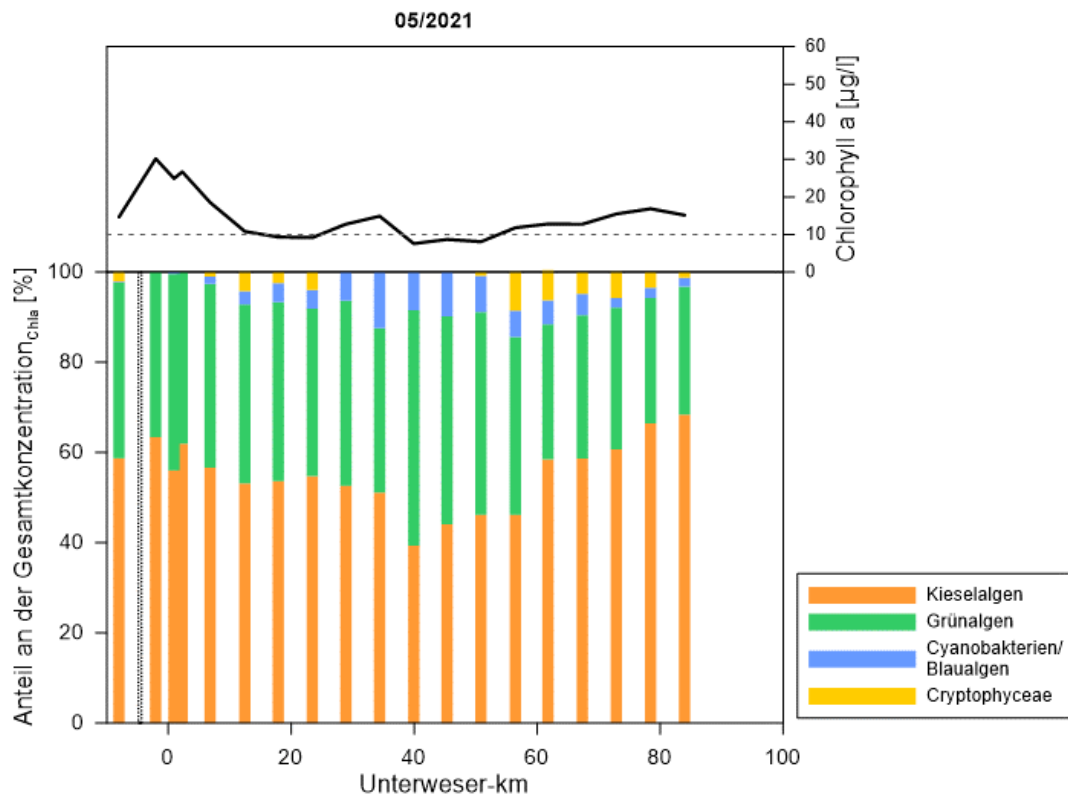


Abb. 24: Prozentuale Anteile der Algengruppen am Chlorophyll a sowie Chlorophyll a im Längsprofil der Tideweser am 05.05.2021 (basierend auf fluorometrische Messungen mittels AlgaeLabAnalyzers). Bremer Weserwehr: schwarz gepunkteter Balken

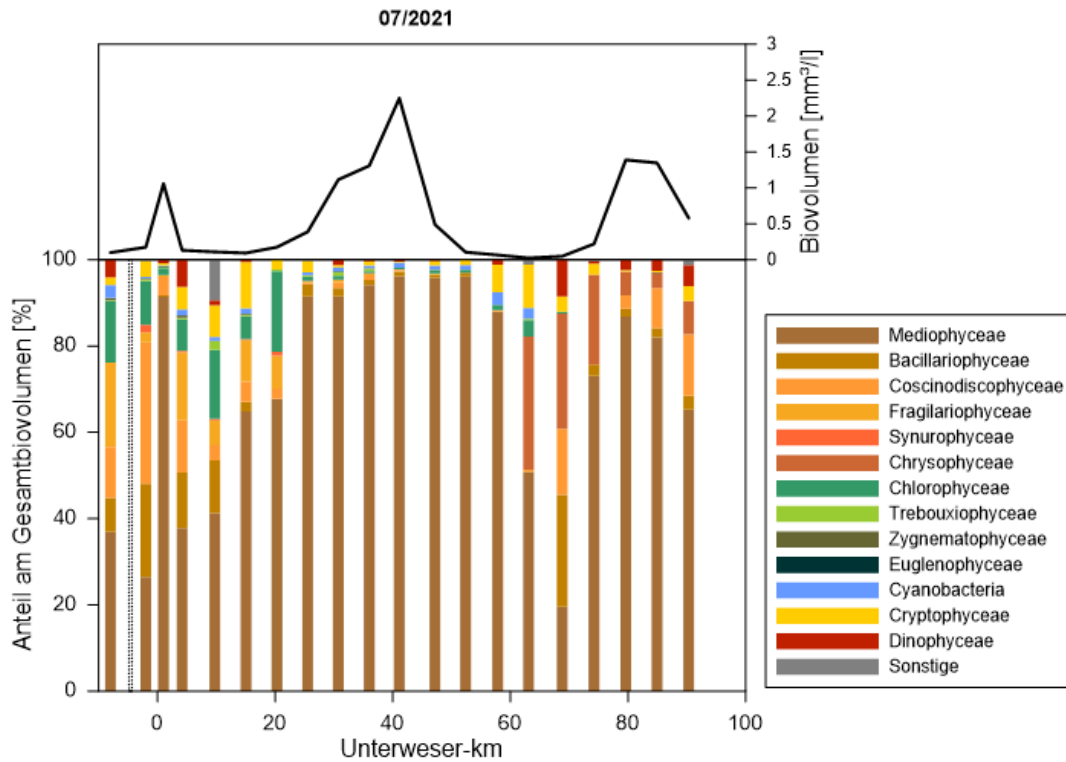


Abb. 25: Prozentuale Anteile der Algenklassen am Gesamtbiovolumen sowie das Gesamtbiovolumen im Längsprofil der Tideweser am 20.07.2021 (basierend auf der mikroskopischen Biovolumenbestimmung). Bremer Weserwehr: schwarz gepunkteter Balken

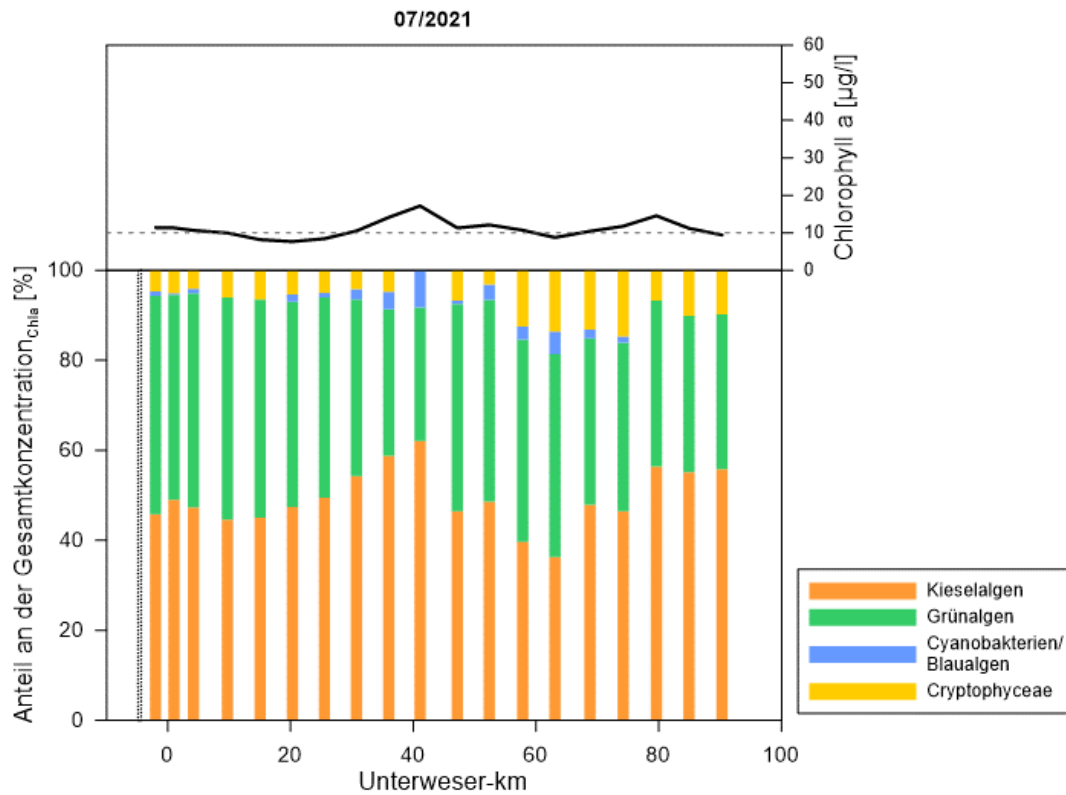


Abb. 26: Prozentuale Anteile der Algengruppen am Chlorophyll a sowie Chlorophyll a im Längsprofil der Tideweser am 20.07.2021 (basierend auf fluorometrische Messungen mittels AlgaeLabAnalyzers). Bremer Weserwehr: schwarz gepunkteter Balken

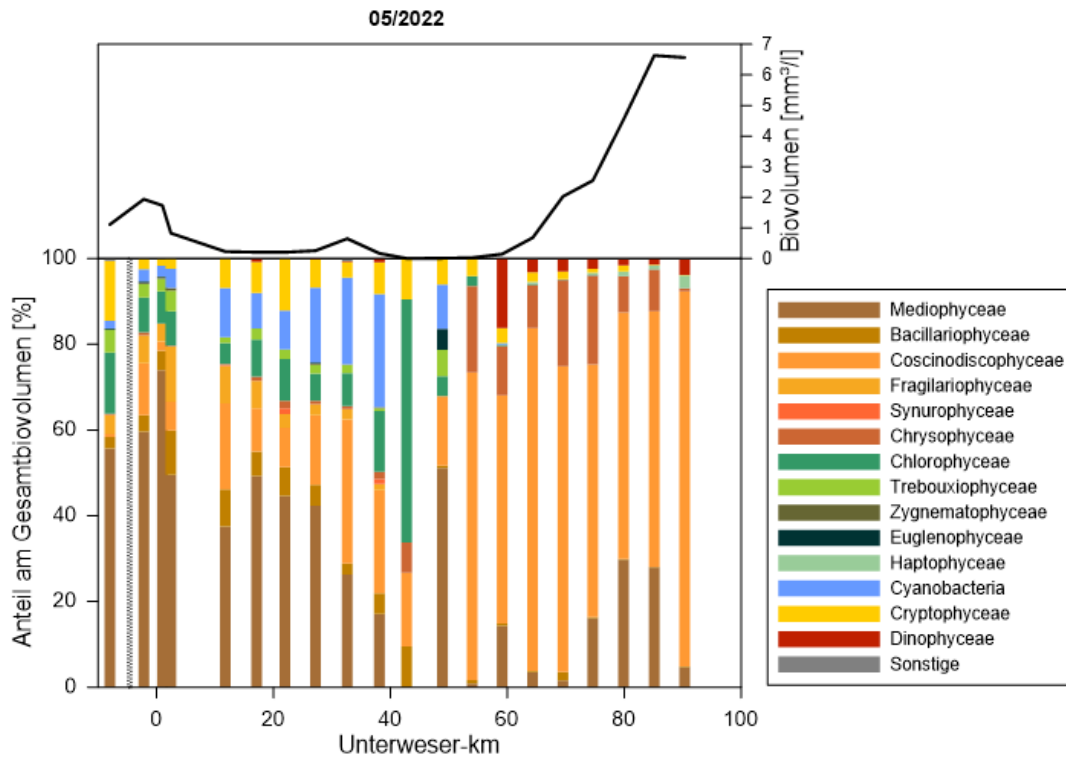


Abb. 27: Prozentuale Anteile der Algenklassen am Gesamtbiovolumen sowie das Gesamtbiovolumen im Längsprofil der Tideweser am 11.05.2022 (basierend auf der mikroskopischen Biovolumenbestimmung). Bremer Weserwehr: schwarz gepunkteter Balken

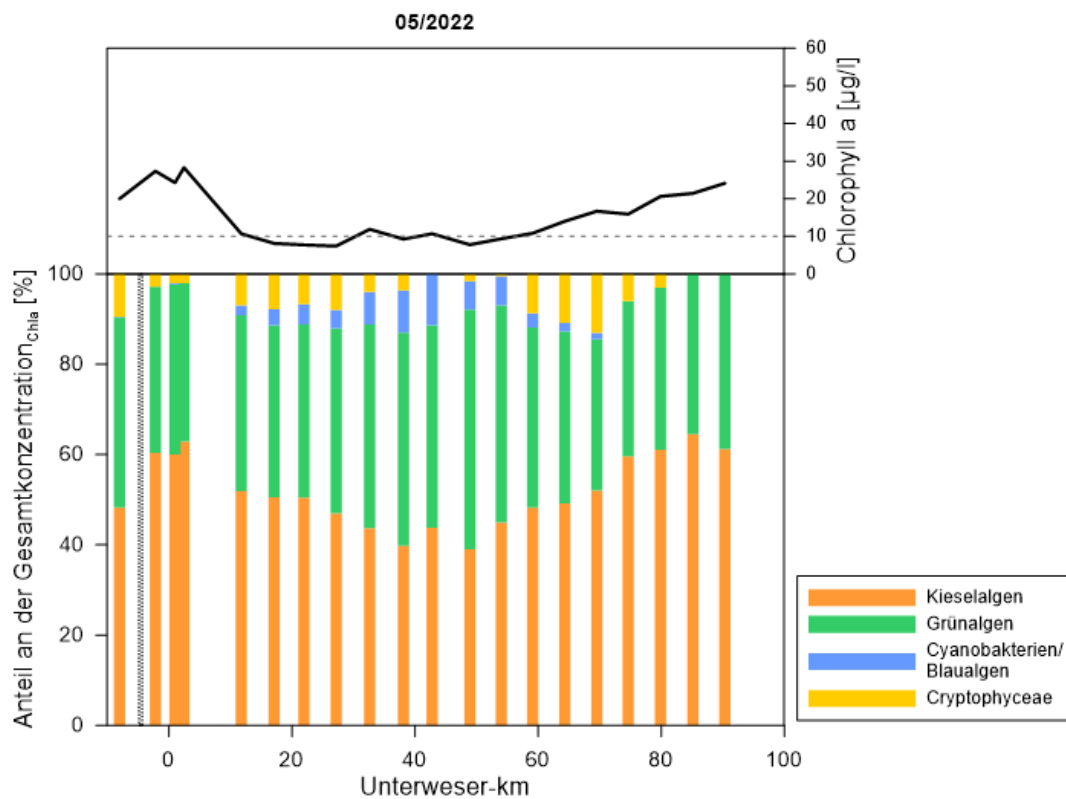


Abb. 28: Prozentuale Anteile der Algengruppen am Chlorophyll a sowie Chlorophyll a im Längsprofil der Tideweser am 11.05.2022 (basierend auf fluorometrische Messungen mittels AlgaeLabAnalyzers). Bremer Weserwehr: schwarz gepunkteter Balken

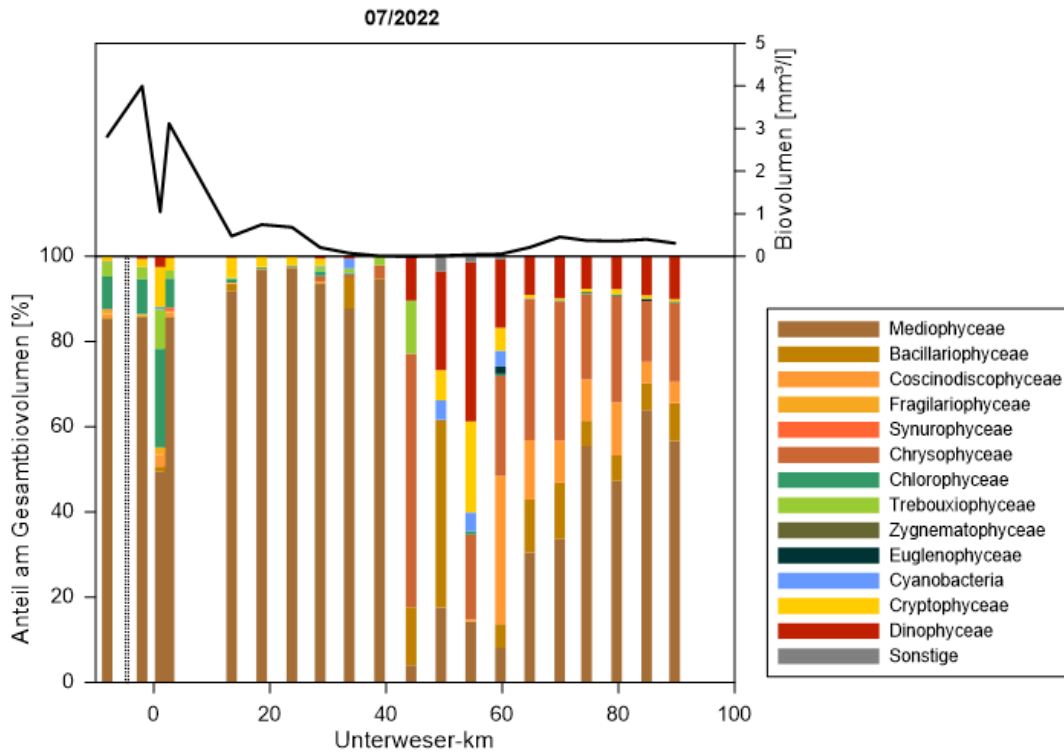


Abb. 29: Prozentuale Anteile der Algenklassen am Gesamtbiovolumen sowie das Gesamtbiovolumen im Längsprofil der Tideweser am 20.07.2022 (basierend auf der mikroskopischen Biovolumenbestimmung). Bremer Weserwehr: schwarz gepunkteter Balken

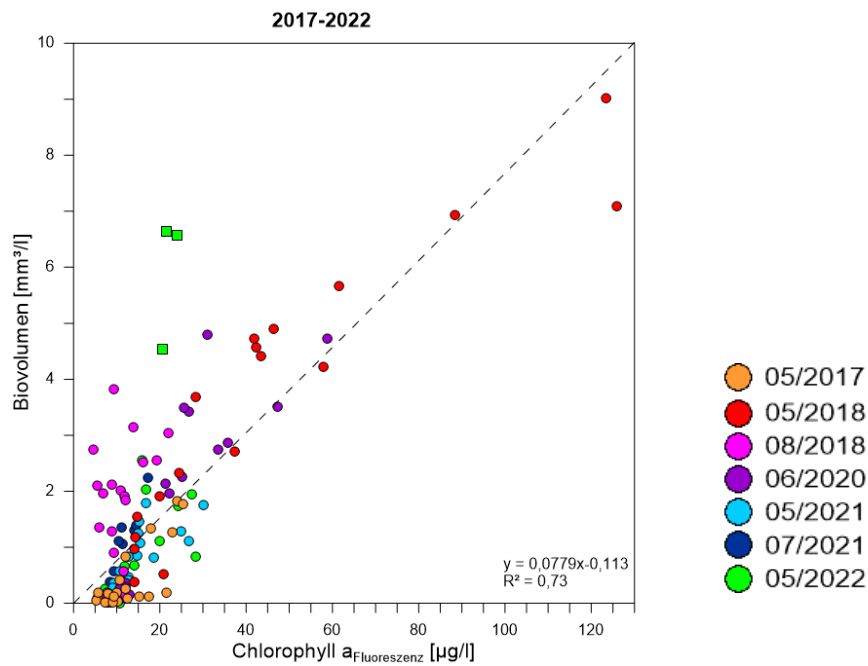


Abb. 30: Streudiagramm und lineare Regression der Biovolumina [mm^3/l] aus der mikroskopischen Biovolumenbestimmung und des Chlorophyll a [$\mu\text{g}/\text{l}$] aus den fluorometrischen Messungen mittels AlgaeLabAnalyzers. Dargestellt sind die Proben der Längsprofilbereisungen der Tideweser (2017-2022), für die eine gemeinsame Datengrundlage vorlag. Die drei Datenpunkte mit hohen Biovolumina (4,5–6,6 mm^3/l) und geringen Chla-Konzentrationen (21–24 $\mu\text{g}/\text{l}$) wurden nicht berücksichtigt (Quadrate). Diese hohen Biovolumina sind auf die hohe Zellzahl der marinen Art *Guinardia delicatula* im Bereich UW-km 80–90 während der Bereisung 05/2022 zurückzuführen.

6.2 Längsprofile von Nitrat, Nitrit und Ammonium

In der Tideweser ist das Nitrat mit Werten zwischen 0,02 und 4,9 mg NO₃-N/l (Bereisung 05/2018 bzw. 07/2021) die vorherrschende gelöste Form des anorganischen Stickstoffs. Das Eintragungssignal des Nitrat-Stickstoffs aus der Mittelweser lag bei 1,5 bis 2,9 mg NO₃-N/l (Abb. 31 bis Abb. 36), besonders geringe Nitratgehalte < 2 mg/l wurden ausschließlich während der Bereisungen 08/2018 und 06/2020 (abflussarme Jahre, s. Kap. 7.1) gemessen. Dies ist auf die Nährstoffaufnahme durch das Phytoplankton in der Mittelweser und/oder geringe Oberflächeneinträge aus dem Einzugsgebiet in die Mittelweser bei geringen Niederschlägen zurückzuführen. Im Gegensatz dazu traten während der Bereisung im Sommer 2021 außergewöhnlich hohe Werte über 4,5 mg/l auf. Möglicherweise sind diese auf den recht hohen Abfluss von 300 m³/s und einen damit verbundenen starken Oberflächeneintrag zurückzuführen. Im oberen limnischen Abschnitt des Ästuars verblieben die Nitratgehalte weitestgehend auf dem jeweiligen Eintragsniveau. Im weiteren Längsverlauf der Tideweser in Richtung Nordsee kam es dann ab UW-km 40–60 aufgrund des Einmischens von marinem Wasser zu einer kontinuierlichen Abnahme des Nitrat-Stickstoffgehaltes auf unter 0,5 mg/l.

Nitrit wird nur in geringen Konzentrationen, d. h. im Bereich von 0,01–0,02 mg NO₂-N/l aus der Mittelweser in das Weser-Ästuar eingetragen. Im Längsverlauf der Tideweser kam es häufig zu einem deutlichen Anstieg des Nitritgehaltes auf Werte bis zu 0,1 mg NO₂-N/l (Bereisung 08/2018) bei UW-km 10–40. Im weiteren Längsverlauf nahm der Nitrit-Stickstoffgehalt in der Regel dann wieder ab.

Auch Ammonium wurde meist nur in geringen Konzentrationen von bis zu 0,05 mg NH₄-N/l aus der Mittelweser in das Ästuar eingetragen. Nur auf wenigen Längsprofilbereisungen (05/2018, 08/2018, 06/2020 und 07/2021) wurden auch höhere Werte bis 0,08 mg/l gemessen. Im Bereich des Bremer Hafens bis ca. UW-km 20 zeigten die Ammonium-Konzentrationen zum Teil einen deutlichen Peak und erreichten hierbei NH₄-N-Werte um 0,1 mg/l und im Sommer 2018 sogar noch höhere Werte bis 0,4 mg/l (Abb. 31 bis Abb. 36). Anschließend nahmen die Ammonium-Konzentrationen im Längsverlauf ab, bevor es meist zu einer weiteren Zunahme ab UW-km 50 kam.

Grund für die Ammoniumzunahme im oberen Abschnitt der Tideweser dürfte die Ammonifikation des dort absterbenden Phytoplanktons sein, d. h. das algenbürtige, organische Material wird durch Bakterien abgebaut und die Stickstoffanteile dabei als Ammonium freigesetzt. Das Ammonium wurde anschließend – leicht stromab versetzt – durch die Nitrifikation zu Nitrit umgesetzt (Nitritation, erster Teilschritt der Nitrifikation), sodass – bis auf im Frühjahr 2017 – die höchsten Konzentrationen im Nitrit zwischen UW-km 20 und 40 zu beobachten waren. Im zweiten Teilschritt der Nitrifikation kam es zu Umsetzungsprozesse des Nitrits zum Nitrat. Das in Folge der Nitrifikation gebildete Nitrat führte allerdings nur bei einzelnen Bereisungen zu einer geringen gemessenen Erhöhung der Nitratgehalte im mittleren Abschnitt der Tideweser (z. B. Bereisung 08/2018, 06/2020), da die Nitrat-Konzentration im Wesentlichen durch den Eintrag aus der Mittelweser und die stromab (UW-km 40–70) stattfindende Vermischung mit salzhaltigem Wasser gekennzeichnet ist.

Eine mögliche Ursache für die Zunahme der Ammoniumkonzentration ab UW-km 50 ist die Ammonifikation des abgestorbenen, marinen Phytoplanktons, wobei aber auch Messungenauigkeiten aufgrund zunehmender Salzgehalte eine Rolle spielen könnten.

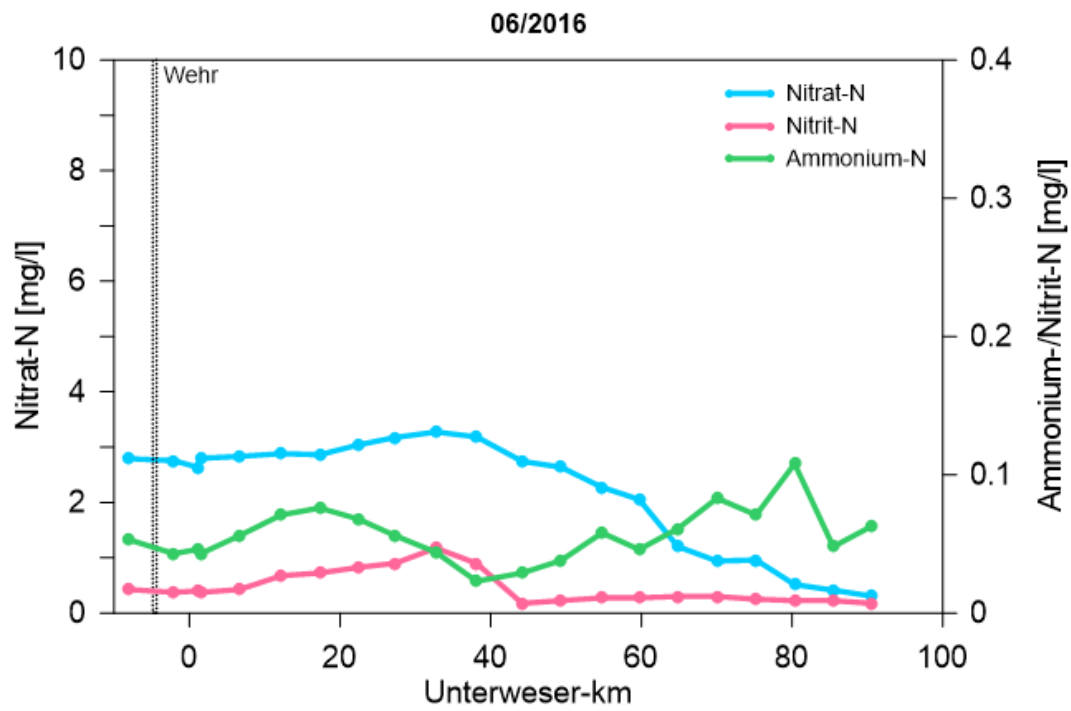


Abb. 31: Messwerte von Nitrat-, Nitrit- und Ammoniumstickstoff im Längsprofil für Frühjahr 2016 (14.06.).

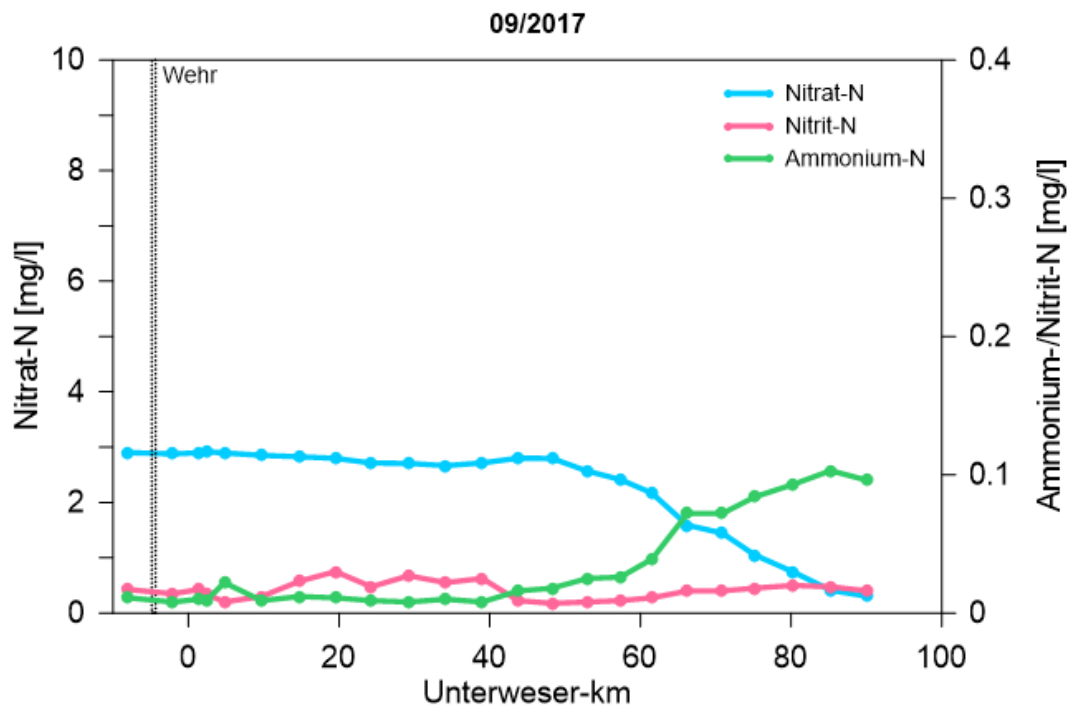
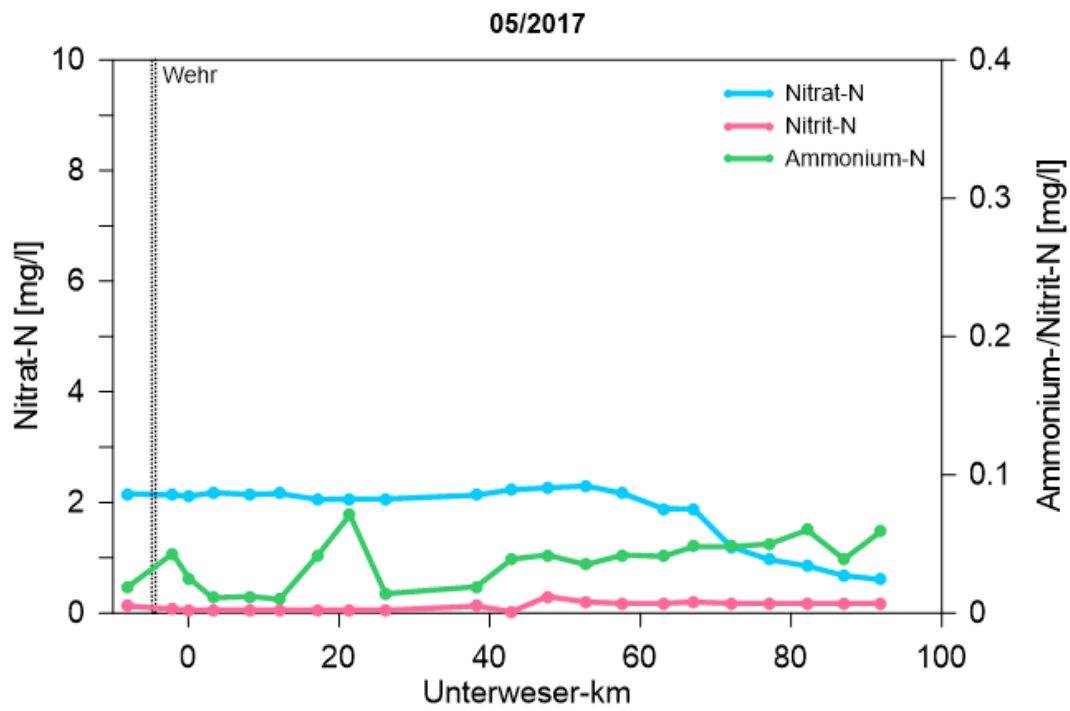


Abb. 32: Messwerte von Nitrat-, Nitrit- und Ammoniumstickstoff im Längsprofil für Frühjahr und Sommer 2017 (22.05. und 14.09.).

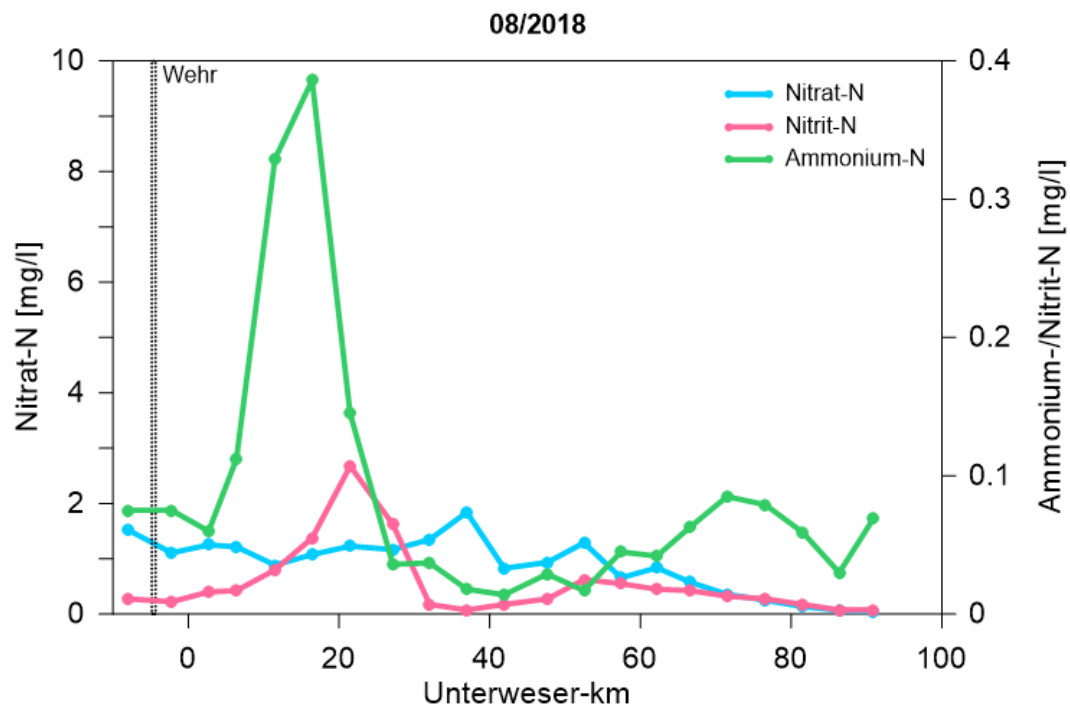
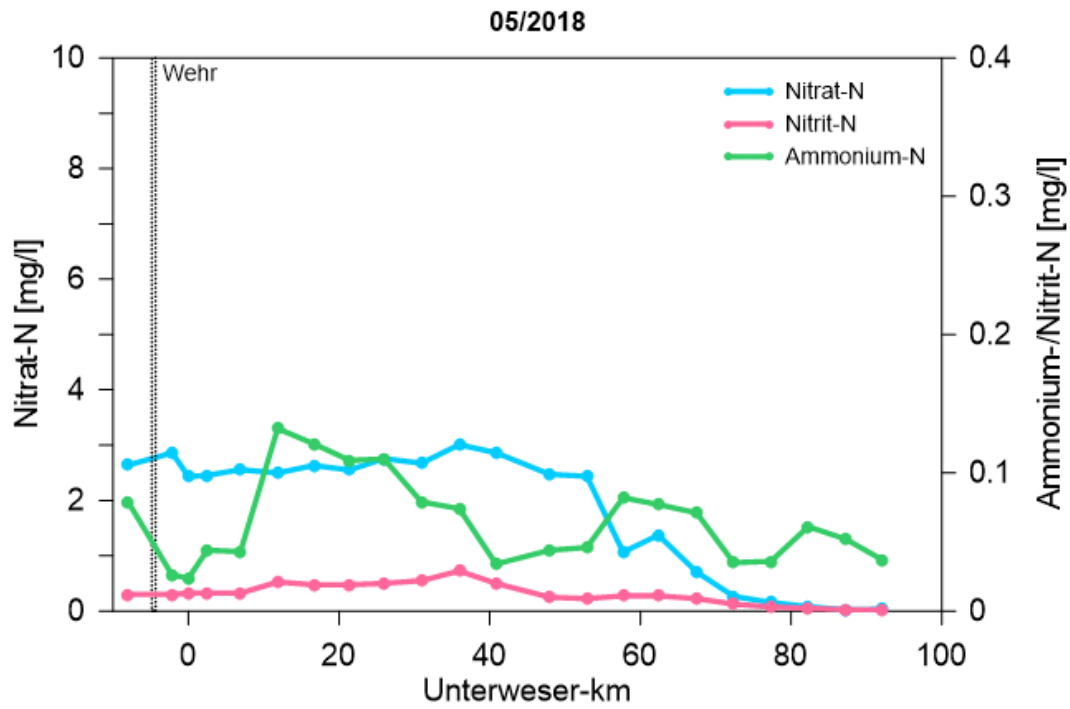


Abb. 33: Messwerte von Nitrat-, Nitrit- und Ammoniumstickstoff im Längsprofil für Frühjahr und Sommer 2018 (24.05. und 07.08.).

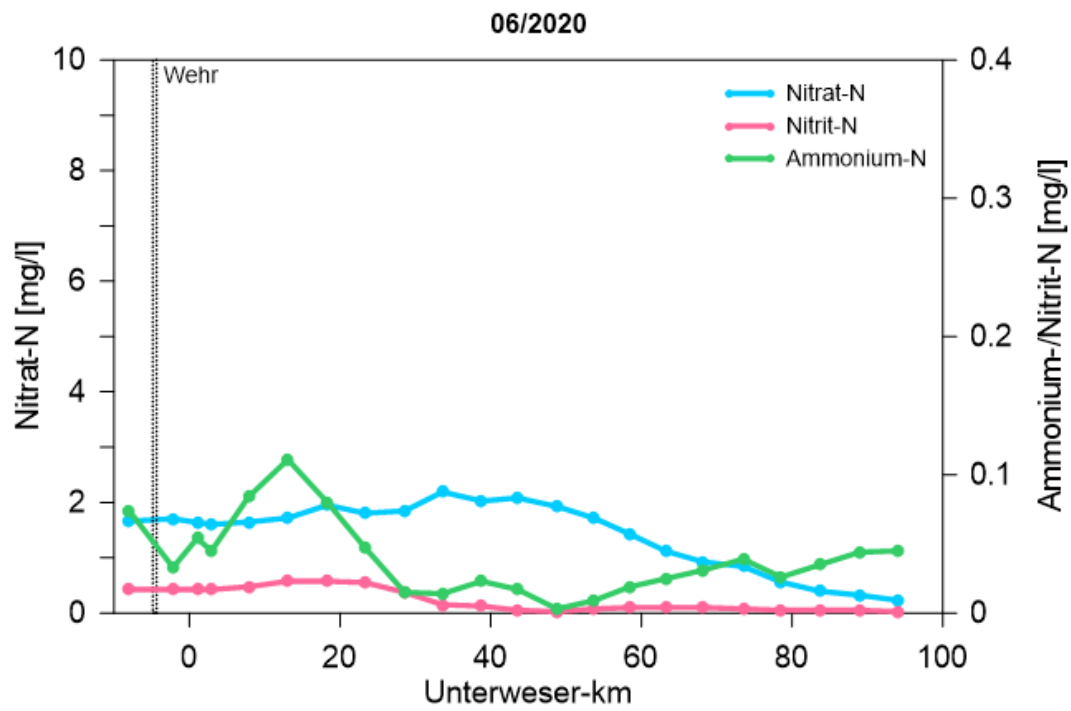


Abb. 34: Messwerte von Nitrat-, Nitrit- und Ammoniumstickstoff im Längsprofil für Frühjahr 2020 (03.06.).

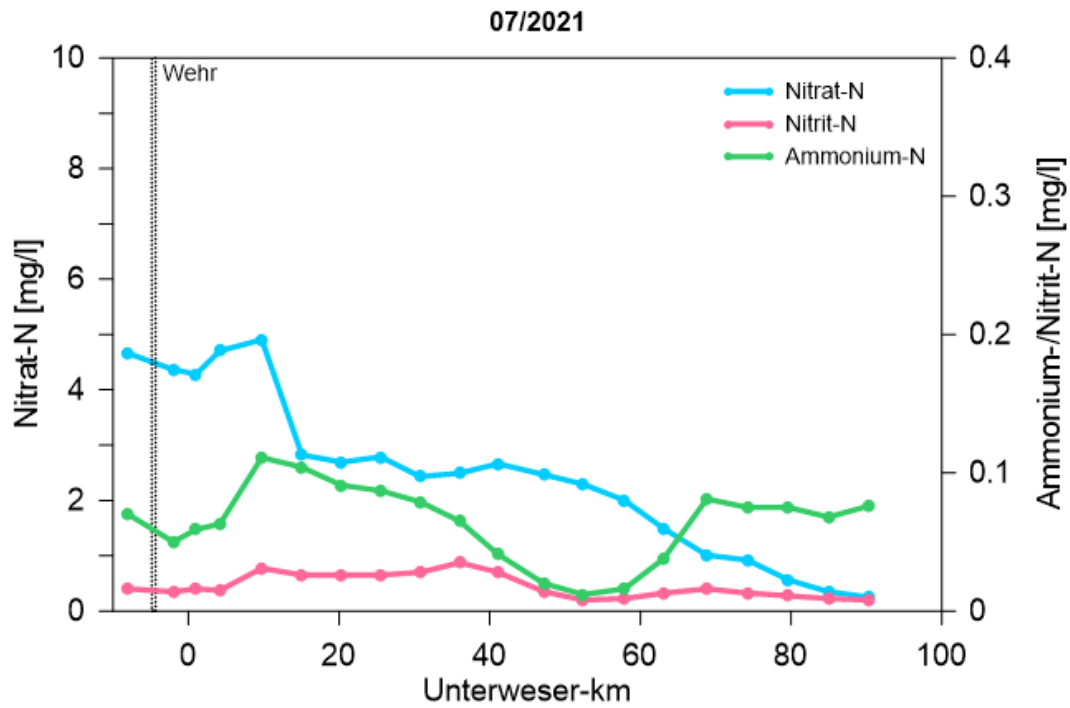
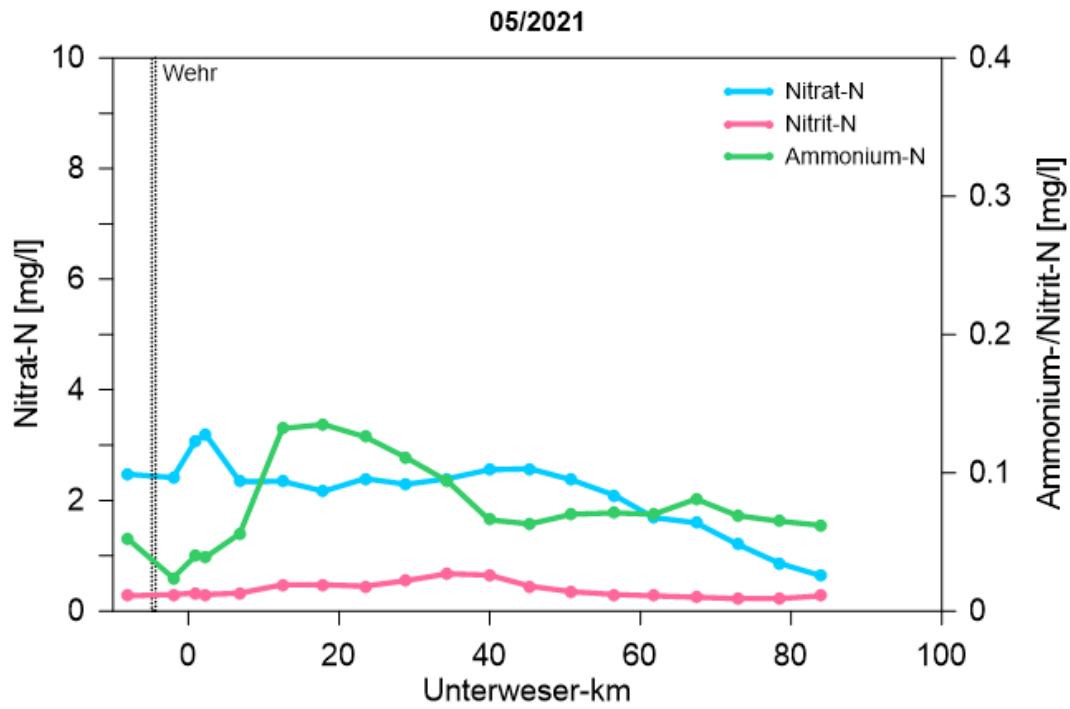


Abb. 35: Messwerte von Nitrat-, Nitrit- und Ammoniumstickstoff im Längsprofil für Frühjahr und Sommer 2021 (05.05. und 20.07.).

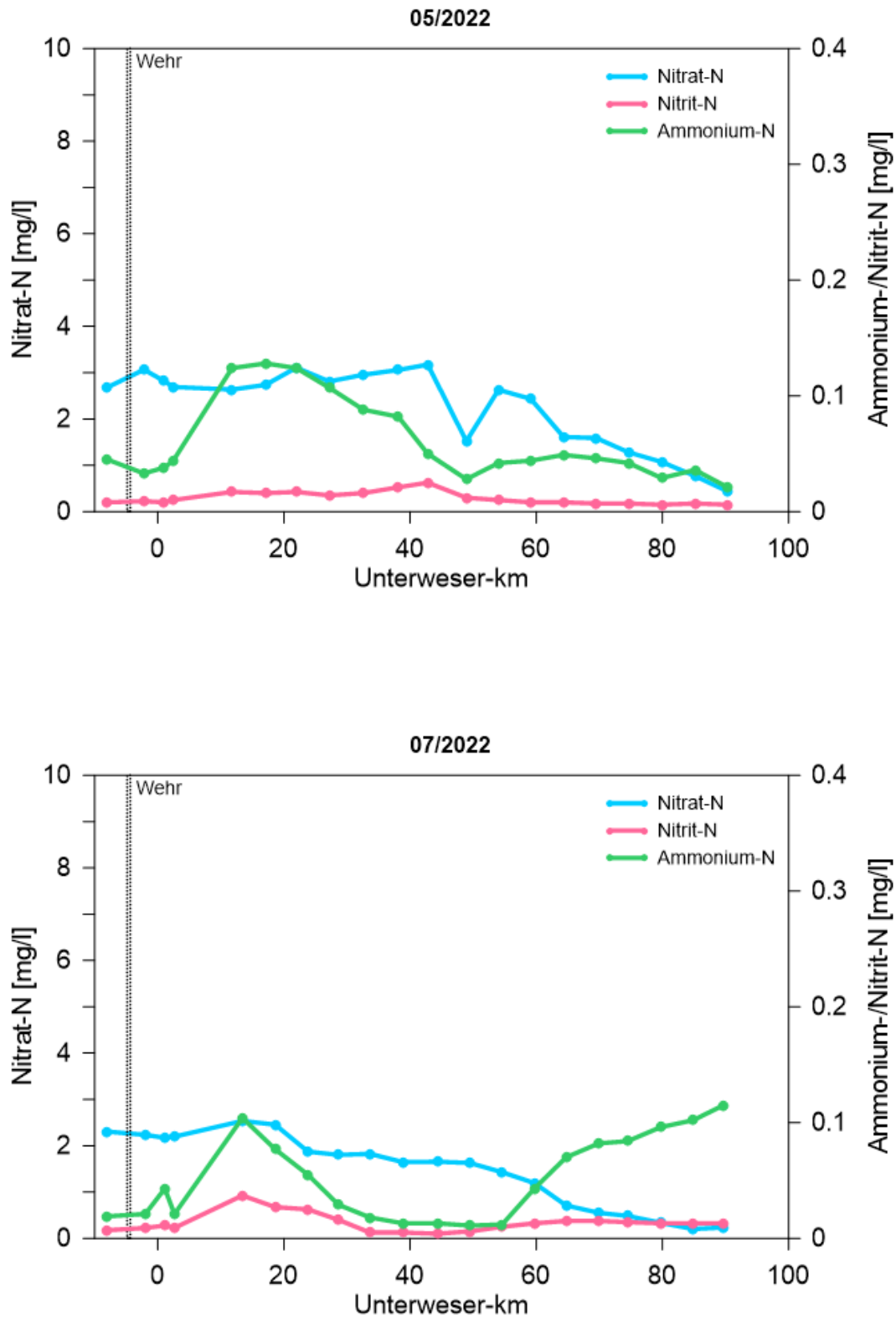


Abb. 36: Messwerte von Nitrat-, Nitrit- und Ammoniumstickstoff im Längsprofil für Frühjahr und Sommer 2022 (11.05. und 20.07.).

6.3 Längsprofile von Silikat und ortho-Phosphat

Das Eingangssignal des Silikats aus der Mittelweser lag bei 0,5 mg Si/l (Bereisung 05/2022) bis 4,6 mg/l (Bereisung 09/2017) (Abb. 37 bis Abb. 42). Dabei werden geringe Silikatgehalte durch ein starkes Phytoplanktonwachstum der Kieselalgen in der Mittelweser bewirkt, da diese Silikat beim Wachsen aufnehmen und in ihre Schale einbauen. Im Längsverlauf der Tideweser kam es in den Frühjahren der Jahre 2017 und 2021 sowie im Sommer der Jahre 2017, 2018, 2021 bis etwa UW-km 10–40 zu einem leichten Anstieg des Silikatgehaltes. In den Frühjahren der Jahre 2016, 2018, 2020 und 2022 verblieben die Silikatgehalte dagegen im oberen Abschnitt der Tideweser bis ca. UW-km 10–40 annähernd auf dem Eintragsniveau. Anschließend sanken diese aufgrund der Einmischung von salzhaltigem, silikatarmer Wasser aus der Nordsee meist auf Werte von unter 0,4 mg Si/l (Ausnahme: Bereisung 09/2017). Auch in der Nordsee nehmen die dort lebenden Kieselalgenarten im Frühjahr das Silizium bei ihrem Wachstum auf.

Aus der Mittelweser wurden sowohl im Frühjahr als auch im Sommer ortho-Phosphat-Konzentrationen von unter 0,1 mg ortho-P/l oder oft sogar deutlich unter 0,05 mg ortho-P/l eingetragen. Auch hier werden geringe Konzentrationen durch die Aufnahme des ortho-Phosphats durch das Phytoplankton in der Mittelweser bewirkt. Im weiteren Längsverlauf waren dann meist im Bereich der Trübungszone die höchsten Konzentrationen (bis 0,09 mg ortho-P/l; Bereisung 09/2017) zu beobachten. Hierfür ist die Beladung des Schwebstoffs mit Phosphor verantwortlich. Durch Desorption von ortho-Phosphat von den Partikeln kommt es in der Trübungszone zu einer Zunahme der gelösten Form des Phosphors. Hin zur Nordsee sanken die Konzentrationen des ortho-Phosphats dann wieder auf Werte von unter 0,05 mg ortho-P/l ab.

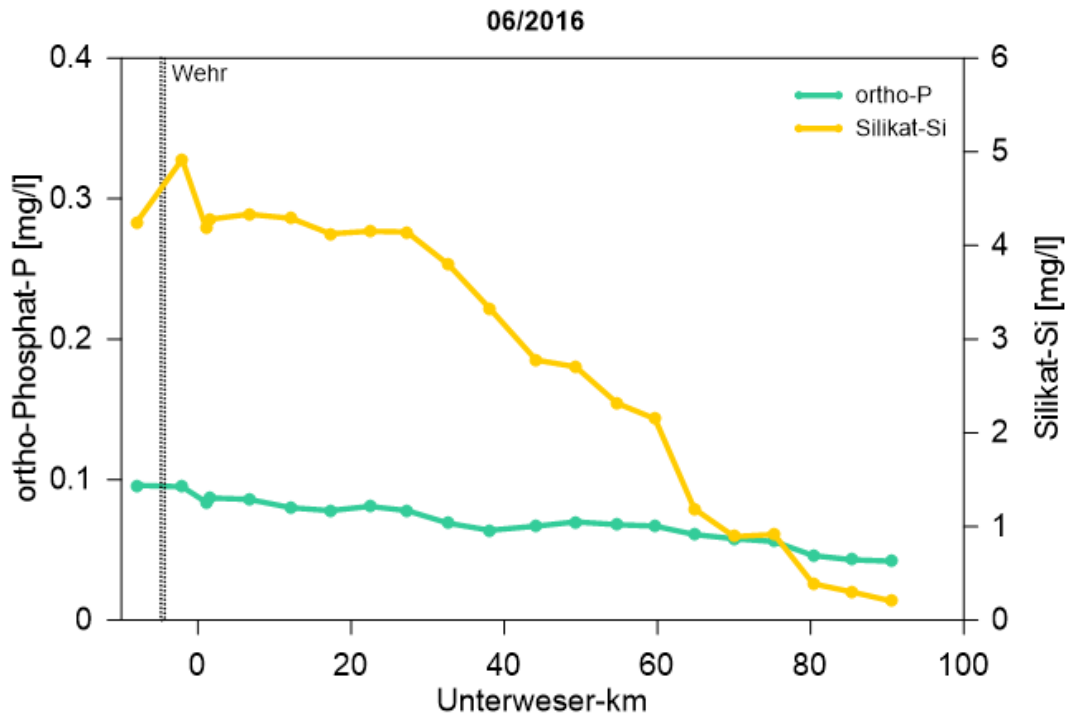


Abb. 37: Messwerte von ortho-Phosphat-P und Silikat-Si im Längsprofil für Frühjahr 2016 (14.06.).

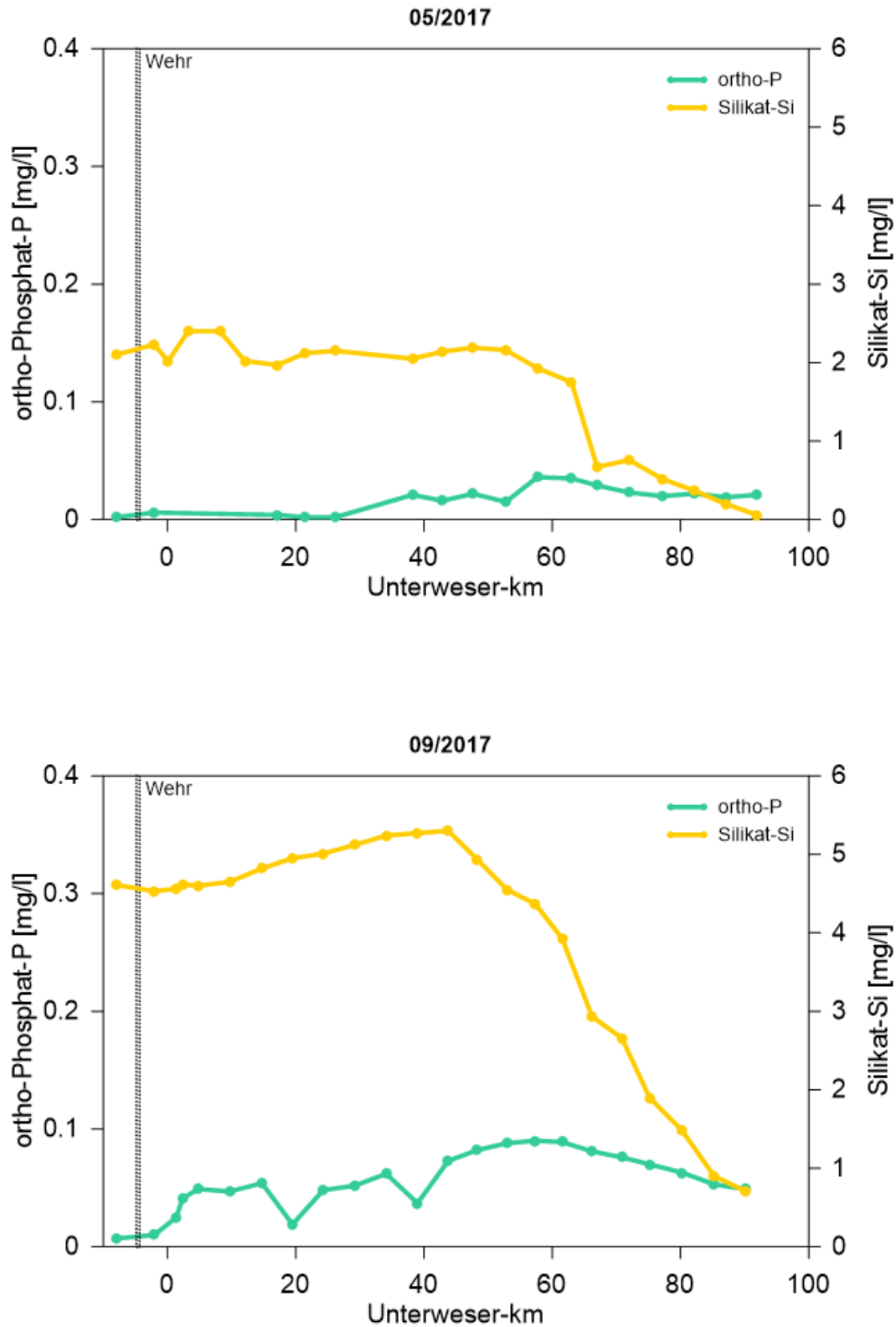


Abb. 38: Messwerte von ortho-Phosphat-P und Silikat-Si im Längsprofil für Frühjahr und Sommer 2017 (22.05. und 14.09.).

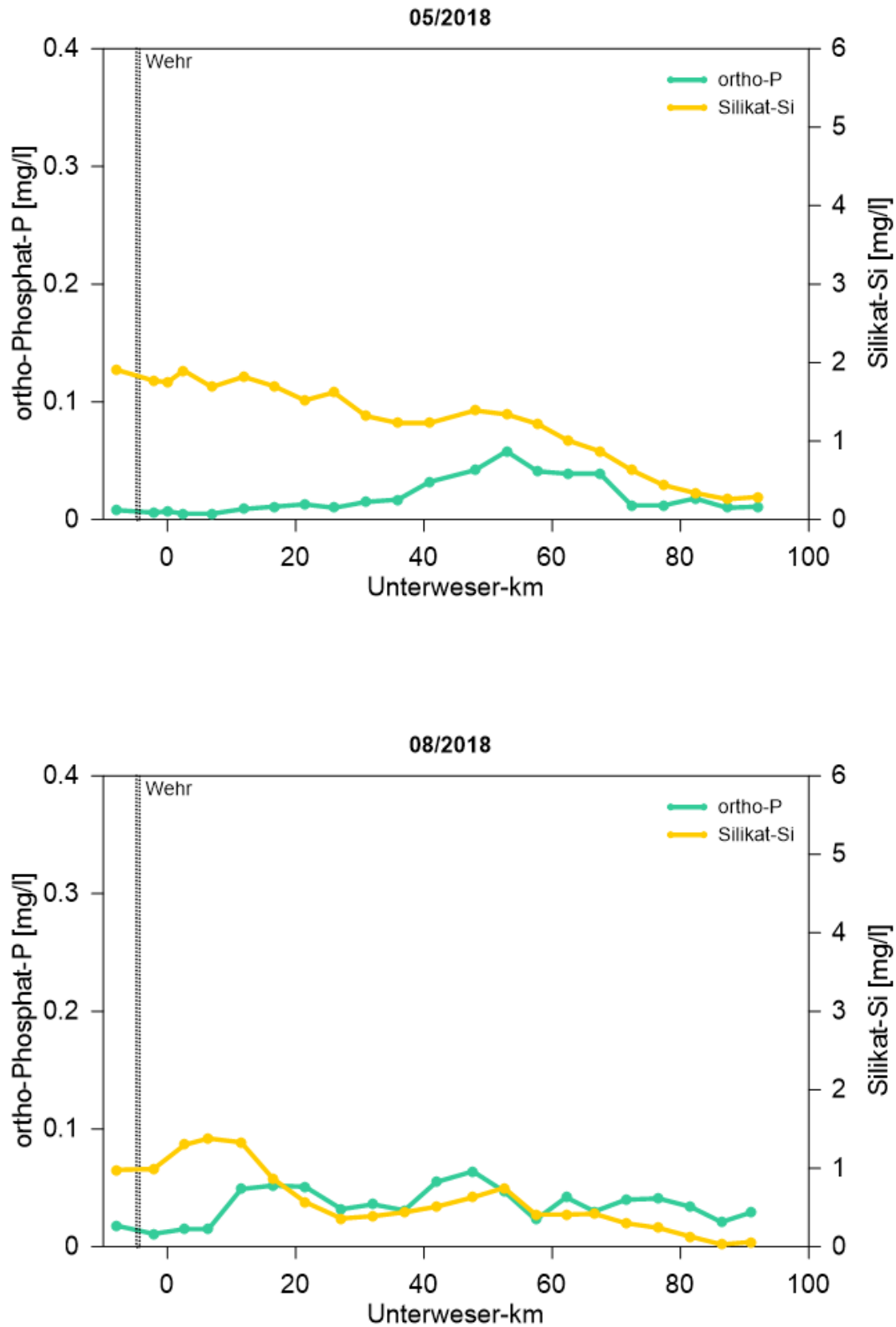


Abb. 39: Messwerte von ortho-Phosphat-P und Silikat-Si im Längsprofil für Frühjahr und Sommer 2018 (24.05. und 07.08.).

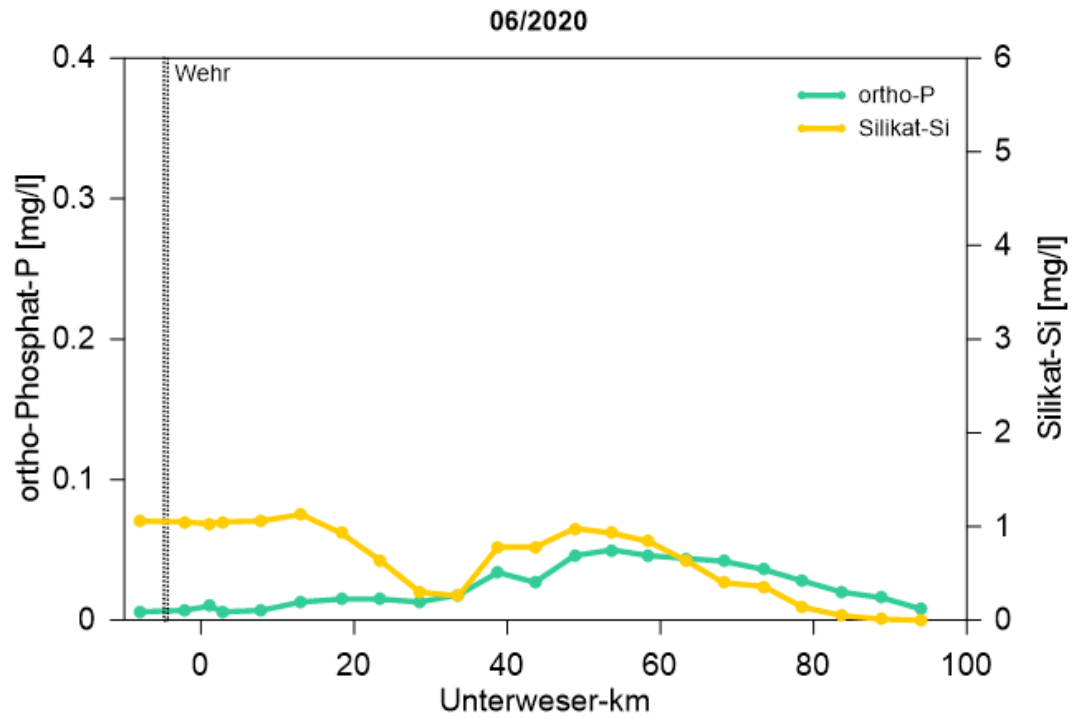


Abb. 40: Messwerte von ortho-Phosphat-P und Silikat-Si im Längsprofil für Frühjahr 2020 (03.06.).

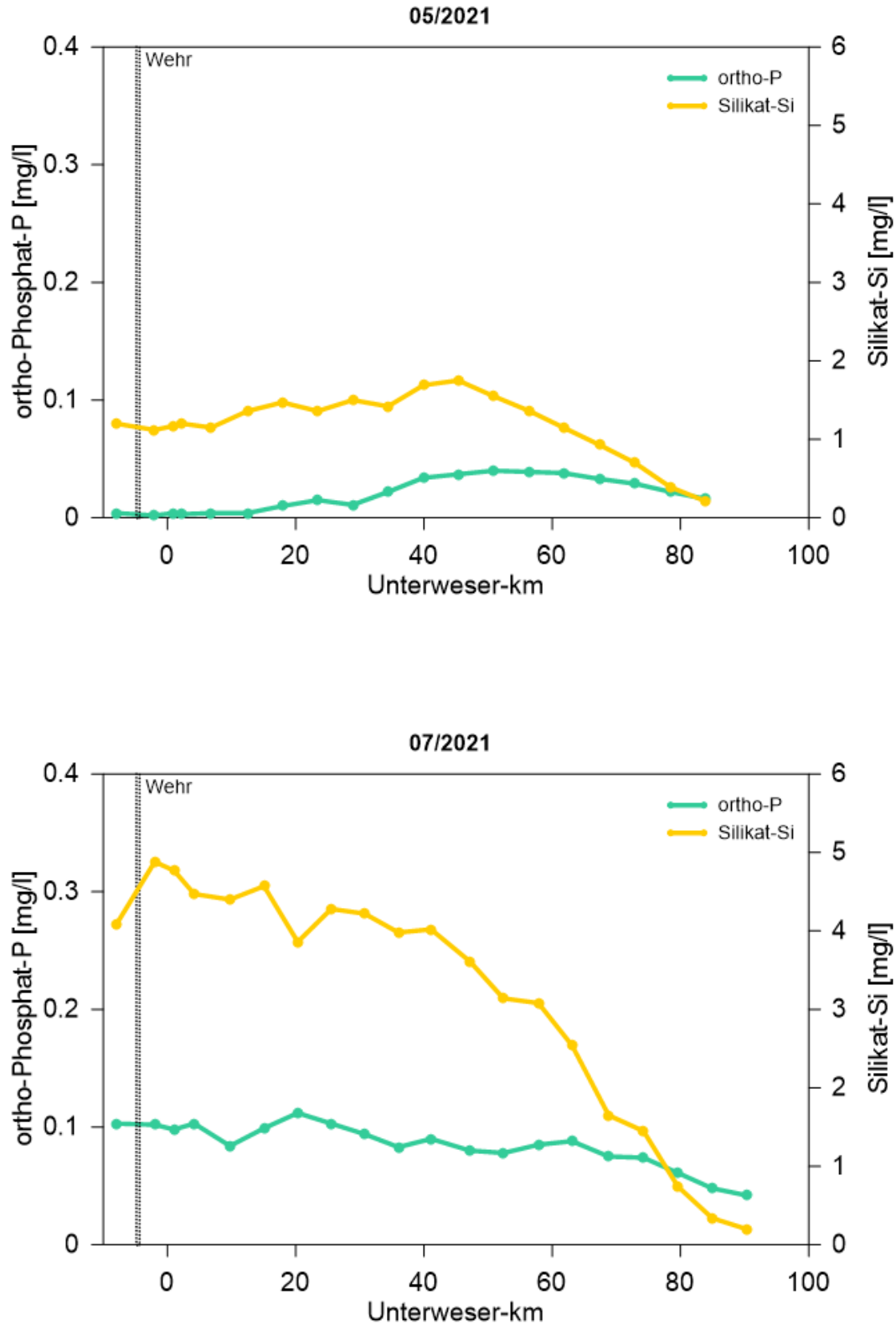


Abb. 41: Messwerte von ortho-Phosphat-P und Silikat-Si im Längsprofil für Frühjahr und Sommer 2021 (05.05. und 20.07.).

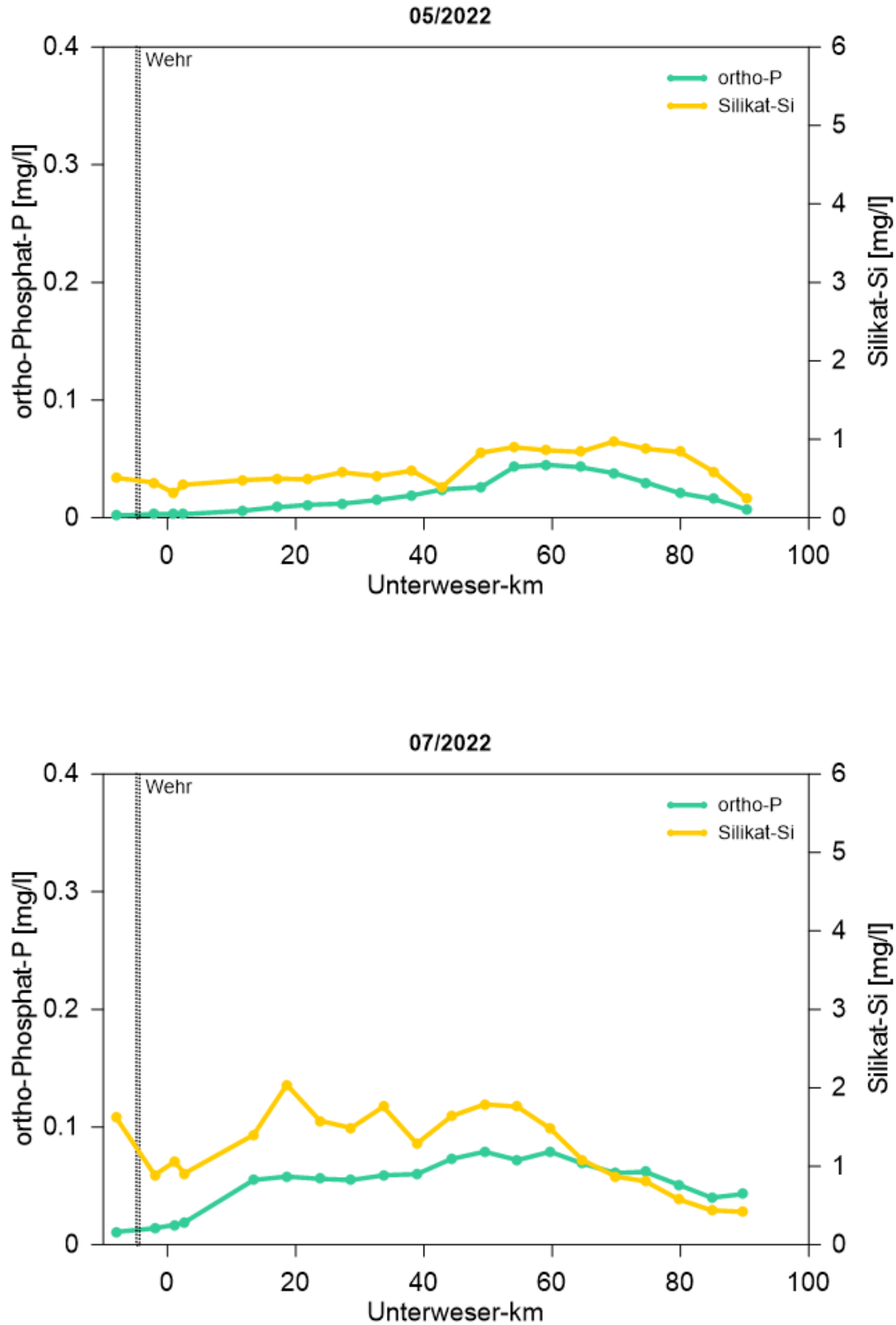


Abb. 42: Messwerte von ortho-Phosphat-P und Silikat-Si im Längsprofil für Frühjahr und Sommer 2022 (11.05. und 20.07.).

6.4 Längsprofile von Sauerstoffsättigung, Schwebstoff, Trübung und Salzgehalt

Der Parameter **Sauerstoff** ist ein wichtiger Indikator zur Beschreibung des Gewässerzustandes. Untersättigungen sind auf mikrobielle Abbauprozesse zurückzuführen und beeinträchtigen das Vorkommen von Sauerstoff atmenden Organismen. Übersättigungen sind hingegen ein Anzeichen für eine hohe biogene Sauerstoffproduktion und damit für eine hohe Primärproduktion im Gewässer. In einem Fließgewässer wird üblicherweise der Bereich von 80-120 % Sättigung als normal angesehen. Werte unterhalb oder oberhalb dieses Bereiches zeigen somit eine deutliche Belastung des Gewässers an.

Bei der Betrachtung der Sauerstoff-Längsprofile (Abb. 43 bis Abb. 48) ist folgendes Muster erkennbar: Im Frühjahr wurde mit Ausnahme der Jahre 2016 und 2017 mit Sauerstoff übersättigtes Wasser (bis 140 %) aus der Mittelweser eingetragen. Im oberen und mittleren Abschnitt der Tideweser bis zur Trübungszone (zwischen UW-km 30-60) nahmen im Frühjahr die Sättigungen ab und ein Sauerstoffdefizit mit minimalen Sättigungswerten zwischen 65 % und 85 % bildete sich aus. In der Trübungszone blieb die Sauerstoffsättigung meist auf niedrigem Niveau um dann Richtung Nordsee wieder auf 100 % oder darüber anzusteigen. Das Minimum der Sauerstoffsättigung lag im Frühjahr somit in der Regel in der Trübungszone der Tideweser.

Während der Sommermonate wurde – mit Ausnahme des Jahres 2022 – kein mit Sauerstoff übersättigtes Wasser (78–100 %) aus der Mittelweser eingetragen. Die Sättigungswerte nahmen im oberen Abschnitt der Tideweser ab – mit Ausnahme der Bereisung 09/2017. Auffällig ist die Bereisung im Sommer 2018, die in eine langanhaltende Phase (Mai bis Oktober) mit geringem Abfluss (MQ_{hydrologisches Sommerhalbjahr 2018}=119 m³/s am Pegel Intschede (Tab. 7)) fiel. Hier lag das Sauerstoffminimum mit Werten zwischen 37–47 % (2,9–3,8 mg/l) sehr weit stromauf zwischen UW-km 15–25 und schon um UW-km 0 betrug die Sättigung nur 80 % (6,5 mg/l). Im abflussarmen Sommer 2022 lagen die Sättigungswerte zwischen UW-km 15–25 mit 69–76 % (6–6,6 mg/l) zwar höher als im Sommer 2018, dennoch war das Wasser deutlich untersättigt. In der Regel können starke Untersättigungen auf den mikrobiellen Abbau organischen Materials, die Nitrifikation (vgl. Abb. 33) und/oder hohe Zooplanktonbiomassen (Abb. 55) (und eine damit verbundene Respiration und einen gleichzeitigen Wegfraß des sauerstoffproduzierenden Phytoplanktons) zurückgeführt werden. Durch den mikrobiellen Abbau des organischen Materials kam es zunächst im Verlauf des Ästuars zu einer Freisetzung von Ammonium-Stickstoff. Anschließend kam es zu einer bakteriellen Oxidation von Ammonium (NH₄⁺) über das Zwischenprodukt Nitrit (NO₂⁻) zu Nitrat (NO₃⁻). Diese beiden Schritte der Nitrifikation verbrauchen Sauerstoff und lassen so die Sauerstoffsättigung sinken.

Die Längsverteilung des **Schwebstoffgehaltes** (gravimetrisch bestimmtes Trockengewicht in einer Wasserprobe) und die *in situ* (im Gewässer) stattfindende optische Messung der **Trübung** (NTU) bzw. der **Feststoffe** (mg/l) mittels zwei unabhängiger Sonden (YSI und Solitax) zeigten qualitativ übereinstimmende Verläufe im Längsprofil der Tideweser. Auch die absoluten Messwerte lagen in der Regel in einer ähnlichen Größenordnung (Abb. 43 bis Abb. 48).

Insgesamt zeigten die oberflächennahen Schwebstoffgehalte folgende typische Längszonierung: Im oberen Abschnitt der Tideweser bis UW-km 20 traten immer Schwebstoffgehalte unter 30 mg/l auf; häufig sogar nur Gehalte von 5–15 mg/l. In der Trübungszone, die sich je nach Oberwasserabfluss zwischen UW-km 30–70 ausprägte, wurden maximale Schwebstoffgehalte um 65–315 mg/l erreicht. Stromab in Richtung Nordsee sanken die Schwebstoffwerte auf Werte um 20–60 mg/l ab. Bei der Einordnung der Schwebstoffgehalte ist zu beachten, dass es sich um oberflächennahe Proben handelt. Sohlennah treten gewöhnlich höhere Gehalte auf, die aber durch die Beprobungsstrategie nicht erfasst wurden. Ferner dürfte die Tidephase und insbesondere der Probenahmezeitpunkt in

Bezug zum Tidekenterpunkt – und der damit zusammenhängenden unterschiedlich starken vertikalen Durchmischung der Wassersäule – sowie der Bezug zum Spring-Nipp-Zyklus die Höhe der Schwebstoffmesswerte beeinflusst haben.

Die Längsverteilung des **Salzgehaltes** (Abb. 43 bis Abb. 48) ist stark durch die Oberwasserabflussbedingungen bestimmt. Der obere limnische Bereich, der aufgrund der Salzbelastung der Mittelweser mit einem PSU bis 1 abzugrenzen ist, reichte minimal bis UW-km 36 im Frühjahr 2020 und maximal bis UW-km 49 im Sommer des abflussreichen Jahres 2021. Der anschließende oligohaline Bereich (1 bis 5 PSU) erstreckte sich zwischen UW-km 36-49 bis UW- km 47–59. Die mesohaline Zone mit einem PSU über 5 begann je nach Oberwasserabflussbedingungen zwischen UW-km 47 und 59 und endete mit dem Übergang zur polyhalinen Zone mit einem PSU über 18 zwischen UW-km 63 (06/2020) und UW-km 77 (06/2016).

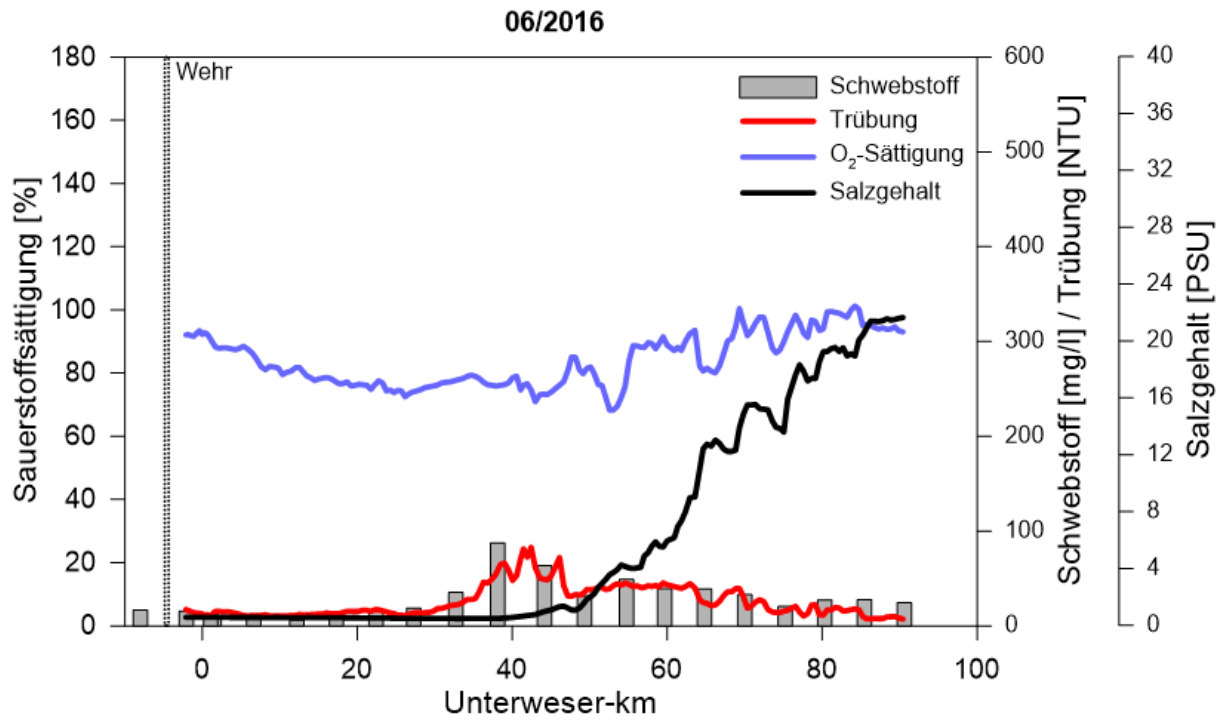


Abb. 43: Messwerte von oberflächennahen Schwebstoffgehalten (20-Min.-Werte), Trübung, O₂-Sättigung und Salzgehalt (jeweils aggregierte 2-Min.-Werte) im Längsprofil für Frühjahr 2016 (14.06.).

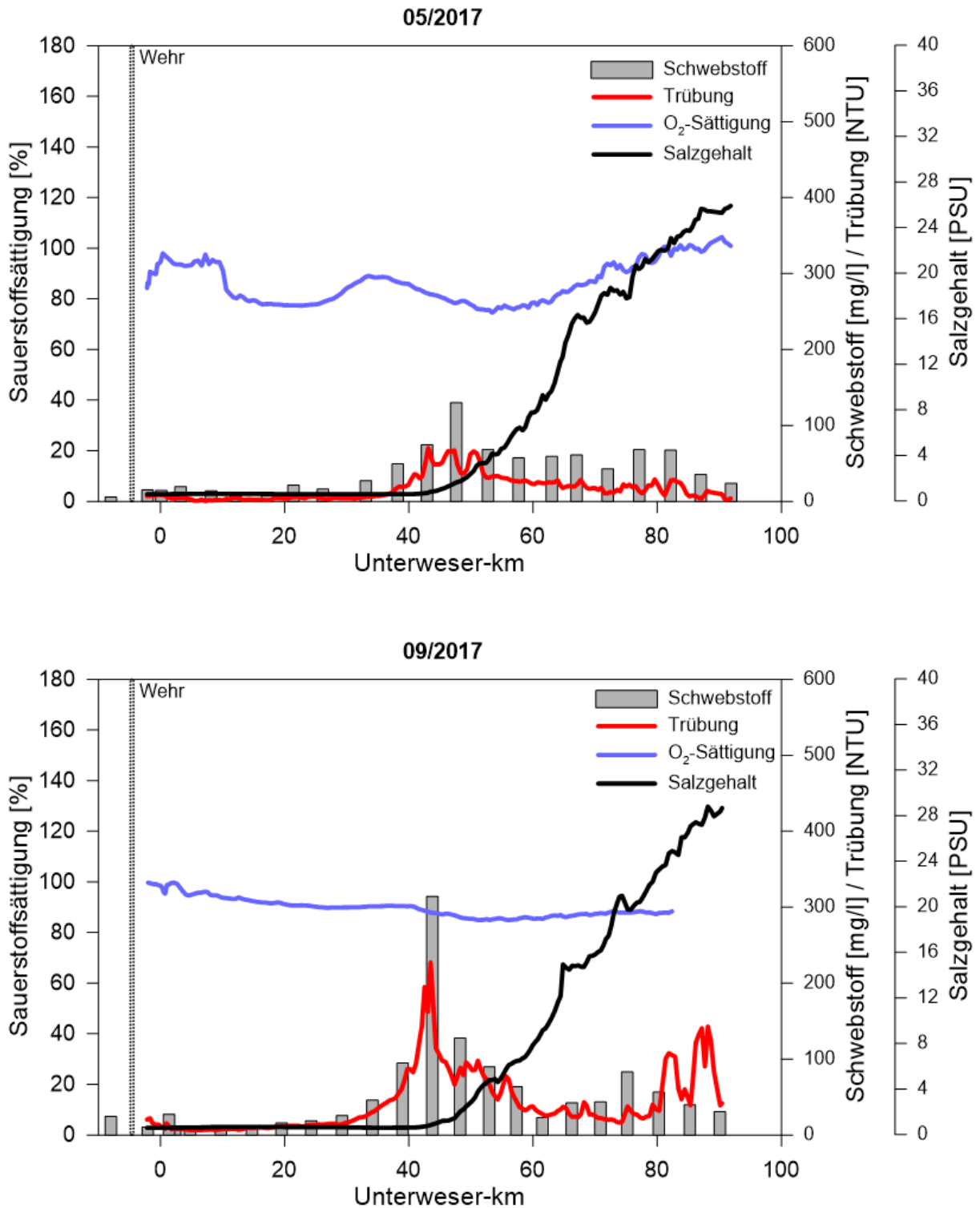


Abb. 44: Messwerte von oberflächennahen Schwebstoffgehalten (20-Min.-Werte), Trübung, O₂-Sättigung und Salzgehalt (jeweils aggregierte 2-Min.-Werte) im Längsprofil für Frühjahr und Sommer 2017 (22.05. und 14.09.).

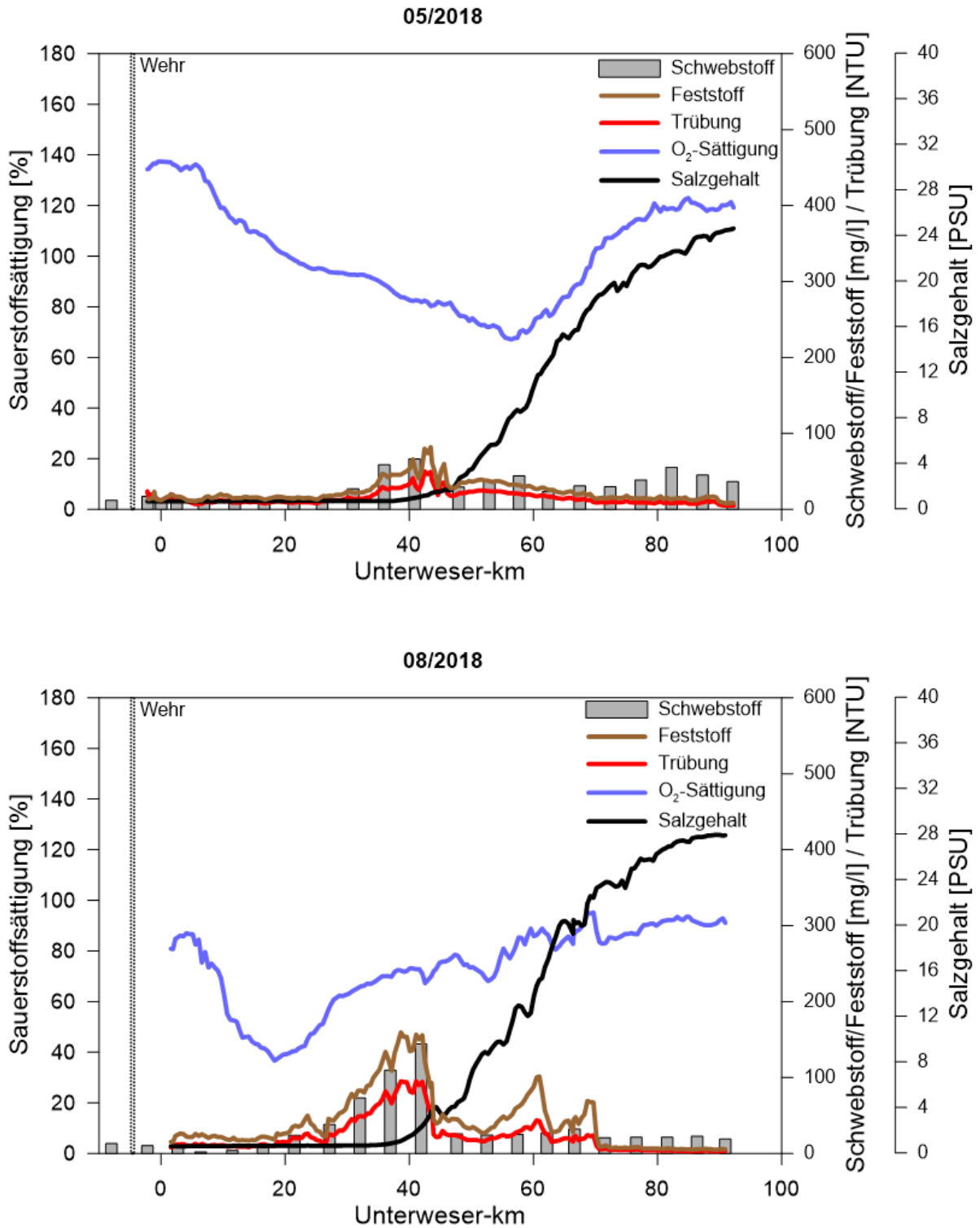


Abb. 45: Messwerte von oberflächennahen Schwebstoffgehalten (20-Min.-Werte), Trübung mit YSI, Feststoff mit Solitax, O₂-Sättigung und Salzgehalt (jeweils aggregierte 2-Min.-Werte) im Längsprofil für Frühjahr und Sommer 2018 (24.05. und 07.08.).

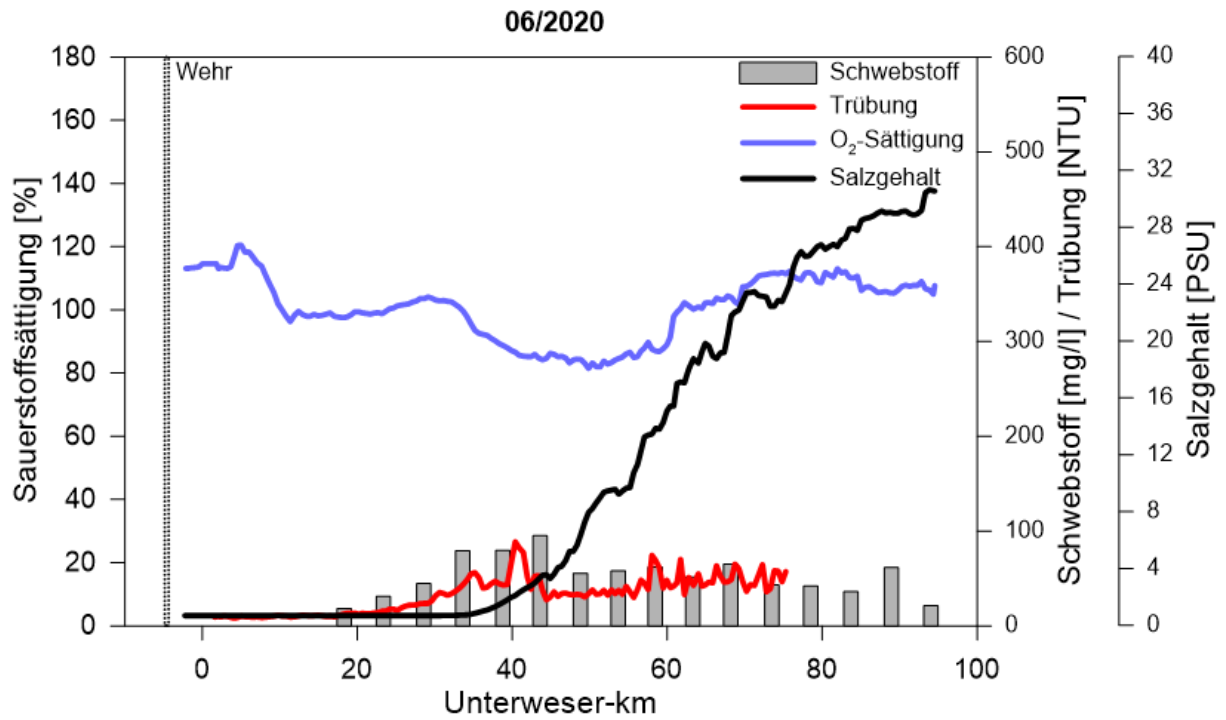


Abb. 46: Messwerte von oberflächennahen Schwebstoffgehalten (20-Min.-Werte), Trübung, O₂-Sättigung und Salzgehalt (jeweils aggregierte 2-Min.-Werte) im Längsprofil für Frühjahr 2020 (03.06.).

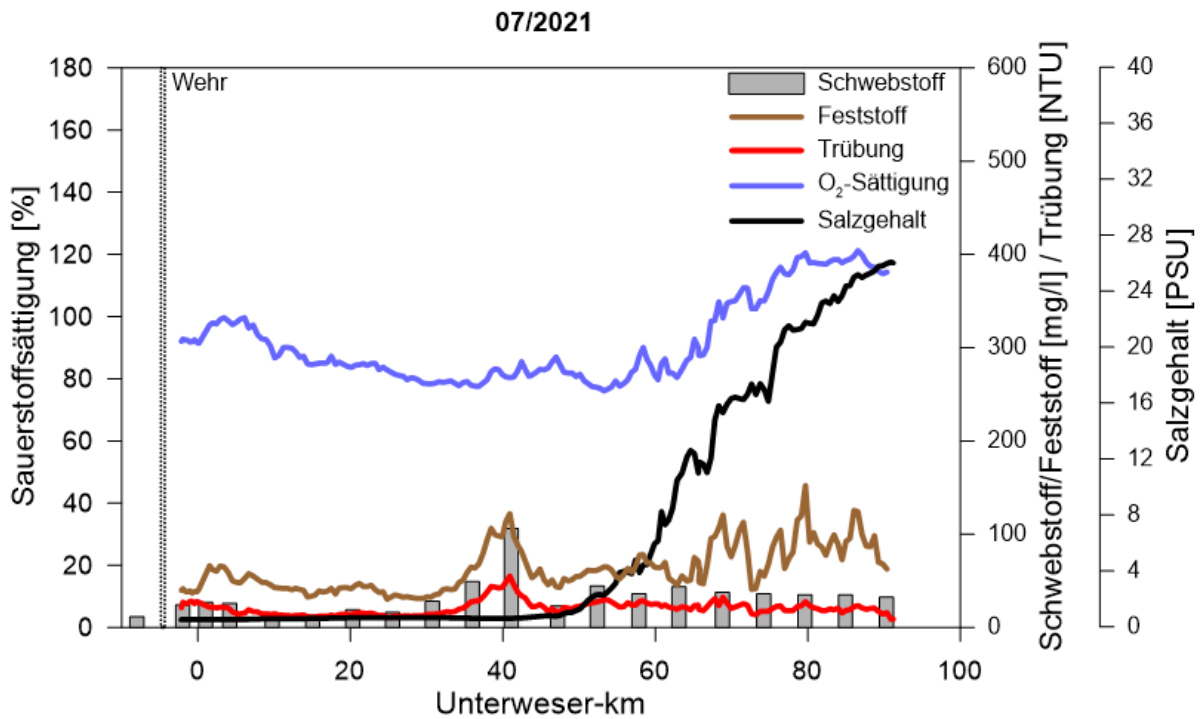
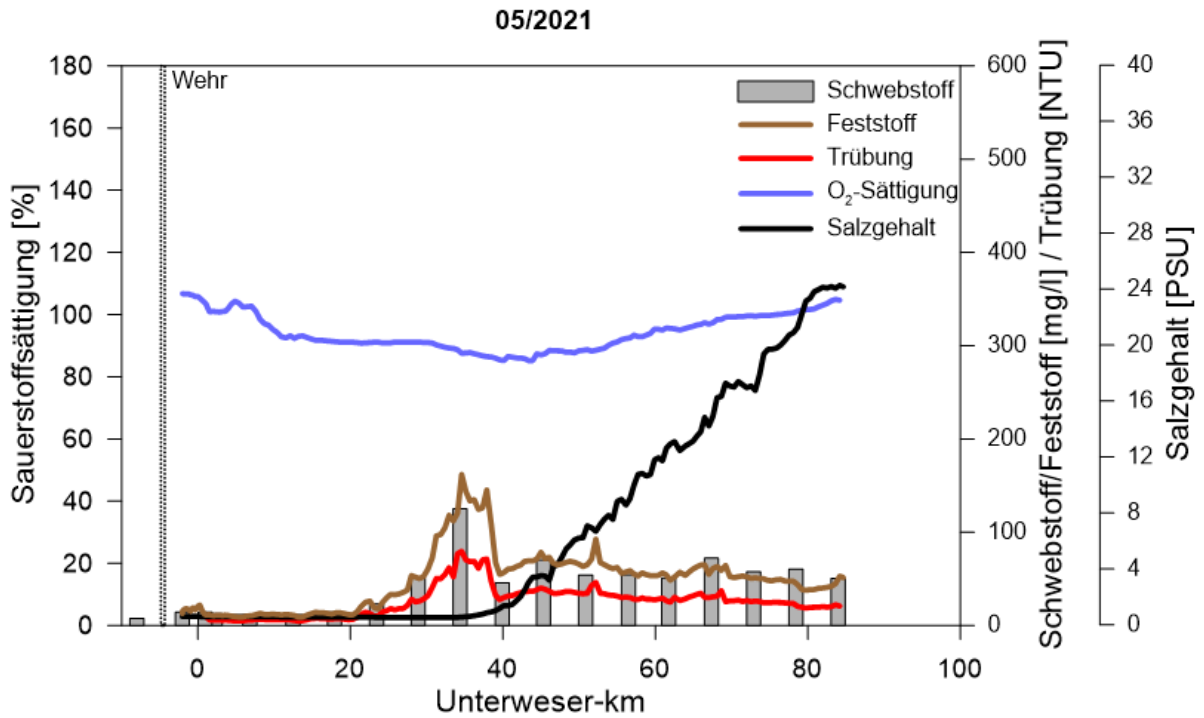


Abb. 47: Messwerte von oberflächennahen Schwebstoffgehalten (20-Min.-Werte), Trübung mit YSI, Feststoff mit Solitax, O₂-Sättigung und Salzgehalt (jeweils aggregierte 2-Min.-Werte) im Längsprofil für Frühjahr und Sommer 2021 (05.05. und 20.07.).

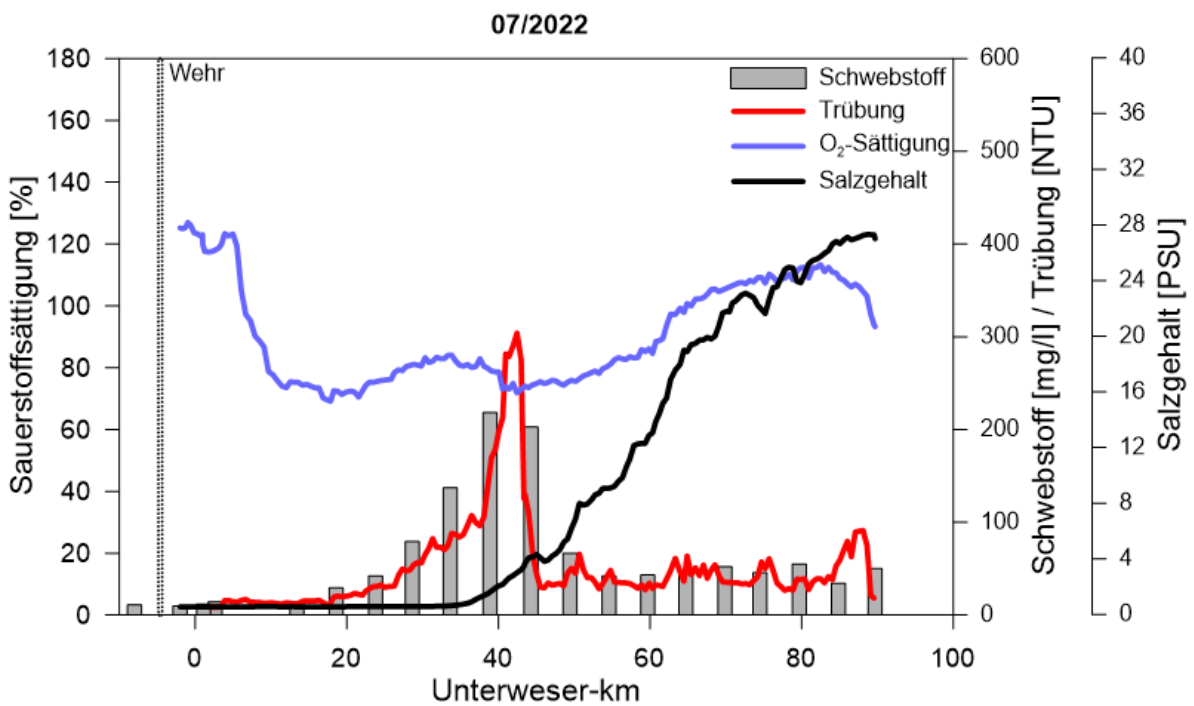
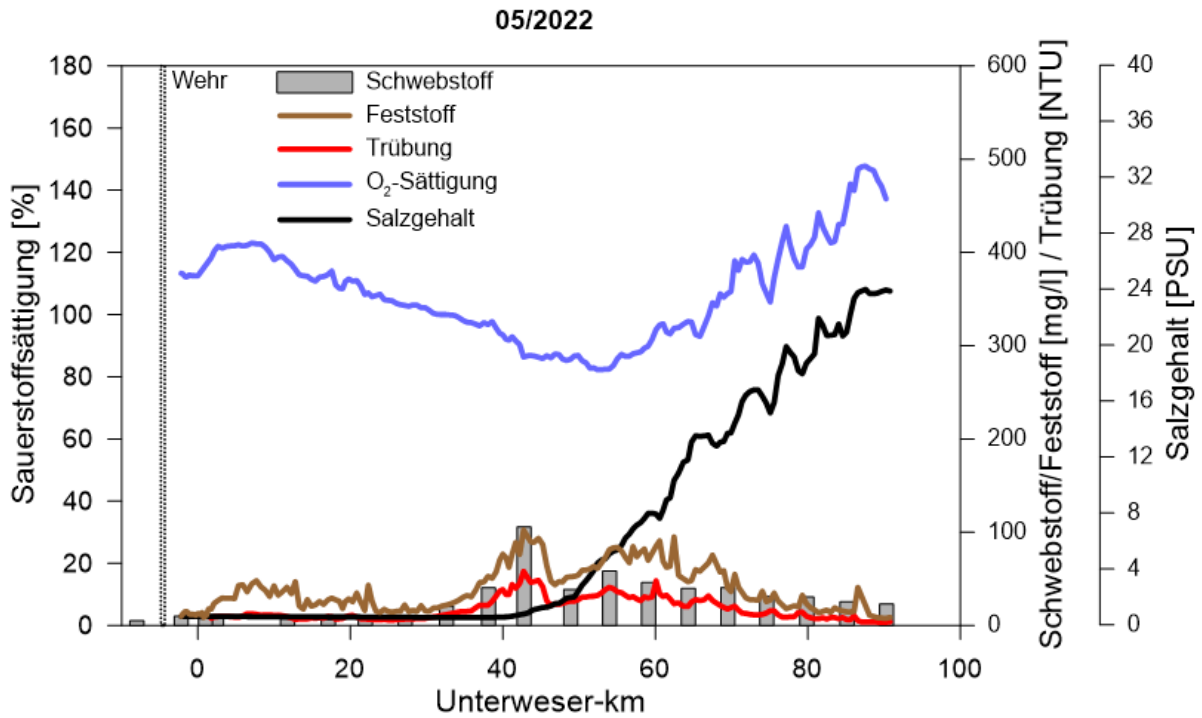


Abb. 48: Messwerte von oberflächennahen Schwebstoffgehalten (20-Min.-Werte), Trübung mit YSI, Feststoff mit Solitax*, O₂-Sättigung und Salzgehalt (jeweils aggregierte 2-Min.-Werte) im Längsprofil für Frühjahr und Sommer 2022 (11.05. und 20.07.).

* 07/2022 wegen Unplausibilität nicht dargestellt

6.5 Längsprofile des Zooplanktons (Biomasse und Großgruppen)

Generell ist das Zooplankton der wichtigste Sekundärproduzent im Freiwasser und im aquatischen Nahrungsnetz ein wichtiges Bindeglied zwischen Phytoplankton und Fischlarven bzw. juvenilen Fischen. Daher kommt dem Zooplankton insbesondere in Ästuaren, die als Laich- und Auswuchsgebiete für viele Fischarten dienen, eine große ökologische Bedeutung zu. Der Fokus der Untersuchungen zur Zooplanktongemeinschaft während der verschiedenen Bereisungen lag auf den beiden „Hauptgruppen“ des Zooplanktons, den Rotifera und den Crustacea. Eine umfassende Untersuchung zur Zooplanktongemeinschaft der Tideweser und Hunte für die Jahre 2010 bis 2020 ist im Bericht BfG-2119 (Oncken & Schöl, 2024) zu finden. In dem vorliegenden Bericht werden in Analogie zu den zuvor betrachteten Parametern die Jahre 2016–2022 dargestellt.

Das Auftreten der Rotifera in der Tideweser ist durch überwiegend limnische Arten vorwiegend auf diesen Bereich beschränkt. Zudem sind die Rotifera überwiegend herbivor und ihre Präsenz daher stark von der verfügbaren Nahrung, dem Phytoplankton, abhängig. Außerdem haben sie eine relativ kurze Entwicklungszeit, weshalb hohe Biomassen räumlich und zeitlich mit hohen Phytoplanktonbiomassen zusammenfallen (Abb. 49): Im Frühjahr waren im oberen limnischen Abschnitt der Tideweser (bis UW-km 10) die mittlere Biomasse der Rotifera (7–8 µg TRG/l) und die Chlorophyll-a-Konzentration am höchsten. Auch im Sommer waren die mittlere Rotifera-Biomassen im oberen limnischen Abschnitt (bis UW-km 10) am höchsten (5–14 µg TRG/l) (Abb. 50). Die Algenbiomasse war in diesem Bereich im Sommer ebenfalls erhöht, wenn auch deutlich niedriger als im Frühjahr.

Das Vorkommen der Crustacea hingegen war nicht an das Phytoplankton gekoppelt. So lag das Biomassemaximum im Frühjahr bei km 30–40, also im Vergleich zu den Rotifera deutlich weiter Richtung Nordsee verschoben und damit außerhalb des Abschnittes des Phytoplanktonmaximums (Abb. 49). Zudem weisen die Crustacea auch viele oligohaline bis polyhaline Taxa auf und sind damit auch unabhängiger vom Salzgehalt. Im Sommer waren dann zwei Bereiche mit hohen mittleren Crustacea-Biomassen zu verzeichnen. Ein räumlich sehr begrenzter Peak lag bei km 10–20, d. h. ca. 10 km stromab des Biomassemaximums der Rotifera. Zwischen UW-km 50 bis 100, also deutlich weiter Richtung Nordsee verlagert als das Rotifera-Biomassemaximum, traten dann über einen ausgedehnten Bereich hohe mittlere Biomassen der Crustacea auf (Abb. 50). Viele Crustacea sind unabhängiger vom Phytoplankton als Nahrungsgrundlage sowie vom Salzgehalt. Die in der Tideweser dominante Art *Eurytemora affinis* wird als opportunistisch omnivor beschrieben, da sie neben Algen auch Bakterien, Mikrozooplankton und Detritus als Nahrungsquelle nutzen kann. Dies gilt auch für die Copepoden der Gattung *Acartia*, die sich ebenfalls omnivor ernähren können. So können adulte Organismen vom Filtrierer zum Greifer werden, um bewegliche Beute wie Ciliaten zu fangen. Zudem haben die Crustacea gegenüber den Rotifera längere Entwicklungszeiten. Beide Faktoren erklären, warum die Crustacea vermehrt auch während des Sommers auftraten (Oncken & Schöl, 2024).

Die Biomassen der Rotifera und Crustacea für die einzelnen Stationen während der verschiedenen Längsprofilbereisungen sind im Anhang (Abb. 66) dargestellt:

In der Regel lag die Rotifera-Biomasse im gesamten Weserästuar für die verschiedenen Bereisungen unter 10 µg TRG/l. Ausnahmen bildeten sowohl die Frühjahre 2020 und 2021 mit Werten zwischen 12 µg TRG/l und 38 µg TRG/l als auch die Sommer 2018 und 2022 mit Werten zwischen 15 µg TRG/l und 68 µg TRG/l. Diese hohen Biomassen befanden sich jeweils im oberen limnischen Abschnitt der Tideweser (bis ca. UW-km 10). Die im Vergleich zu den Sommerbereisungen 2017 und 2021 recht hohen mittleren Rotifera-Biomassen in den Sommern 2018 und 2022 traten zusammen mit hohen Chla-Konzentrationen auf. So wurden in den Sommern 2018 und 2022 unterhalb des Wehres Chla-

Konzentrationen zwischen 10–20 µg/l gemessen, dahingegen in den Sommern 2017 und 2021 Chla-Konzentrationen < 5 µg/l.

Ab UW-km 40 lagen die mittleren Rotifera-Biomassen im Frühjahr dann meist unter 1 µg TRG/l bzw. in einigen Abschnitten waren zeitweise keine Rotifera vorhanden. Im Sommer wurden meist schon ab ca. UW-km 20 Biomassen unter 1 µg TRG/l gemessen.

Insgesamt zeigte die Biomasse der deutlich größeren Crustacea im gesamten Weser-Ästuar zumeist Werte unter 100 µg TRG/l. Biomassen über 100 µg TRG/l wurden im Frühjahr jeweils in einer Probe der Jahre 2017 und 2022, in drei Proben des Jahres 2020 sowie in zwei Proben des Jahres 2021 bestimmt. Diese hohen Crustacea-Biomassen traten im Frühjahr fast ausschließlich zwischen UW-km 35–60 auf. Im Sommer wurden Biomassen über 100 µg TRG/l in fünf Proben des Jahres 2018, in sieben Proben des Jahres 2021 sowie in drei Proben des Jahres 2022 bestimmt. Die hohen Biomassen wurden im Sommer erst weiter stromab ab ca. UW-km 50 gemessen (Jahre 2018, 2021 und 2022). Ausnahme ist der Sommer 2018, in dem noch ein weiterer Peak stromauf bei UW-km 5–15 zu verzeichnen war. Oncken & Schöl (2024) stellen dar, dass *E. affinis* im Weser-Ästuar in den Jahren 2014–2020 eher bei niedrigen Salzgehalten und im Frühjahr, *Acartia* eher bei hohen Salzgehalten und im Sommer gefunden wurde.

Besonders auffällig sind die hohen Crustacea-Biomassen im Jahr 2021 mit Maximalwerten im Frühjahr von 514 µg TRG/l bei UW-km 40 bzw. im Sommer von 317 µg TRG/l bei UW-km 75 (Abb. 66, Anhang). Diese hohen Biomassen sind auf die große Anzahl an Nauplius-Larven zurückzuführen. Hierfür scheint die frühe Probenahme Anfang Mai 2021 bei recht geringen Wassertemperaturen um 10–12 °C (Abb. 53) ausschlaggebend gewesen zu sein. Andersen & Nielsen (1997) zeigten, dass bereits ab einer Temperatur von 5°C° *E. affinis* schlüpfen und zunehmende Temperaturen dann die Schlupfrate deutlich beschleunigen.

Insgesamt zeigt der Vergleich von Rotifera- und Crustacea-Biomassen, dass die Crustacea bis auf wenige Ausnahmen im oberen limnischen Bereich (Frühjahr 2020, 2021 und 2022 sowie Sommer 2022) in der gesamten Tideweser höhere Biomassen als die Rotifera zeigten.

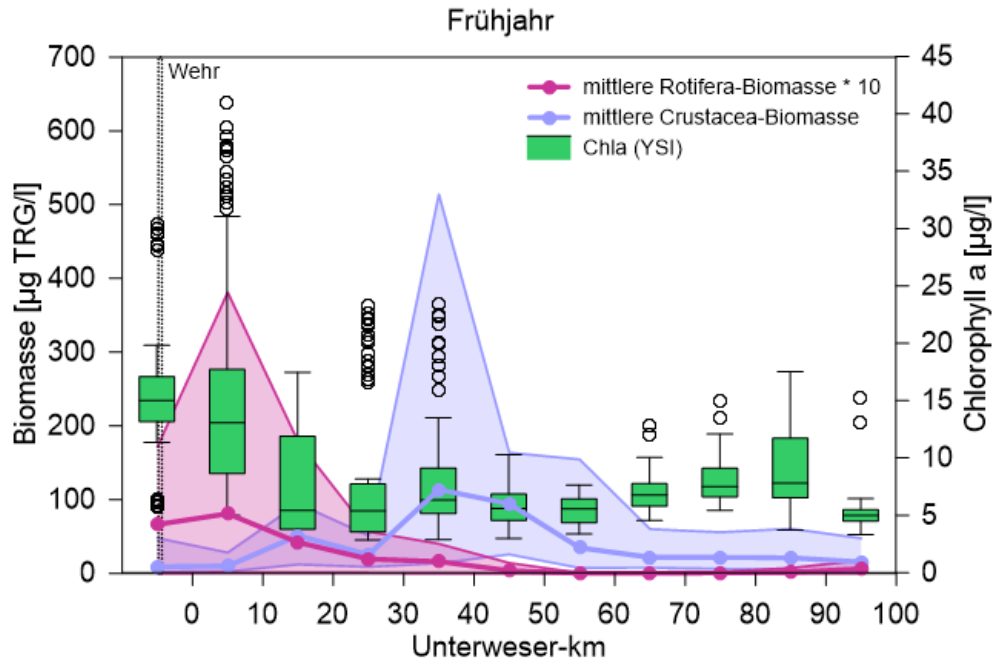


Abb. 49: Boxplots der Chlorophyll-a-Konzentration (YSI) (Ausreißer: außerhalb des 1,5-fachen Interquartilsabstands) sowie minimale, mittlere und maximale Biomassen der Rotifera und Crustacea (schattierter Bereich = min-max) entlang des Längsprofils der Tideweser in den Frühjahren der Jahre 2016–2022 jeweils über 10-km Abschnitte gemittelt.

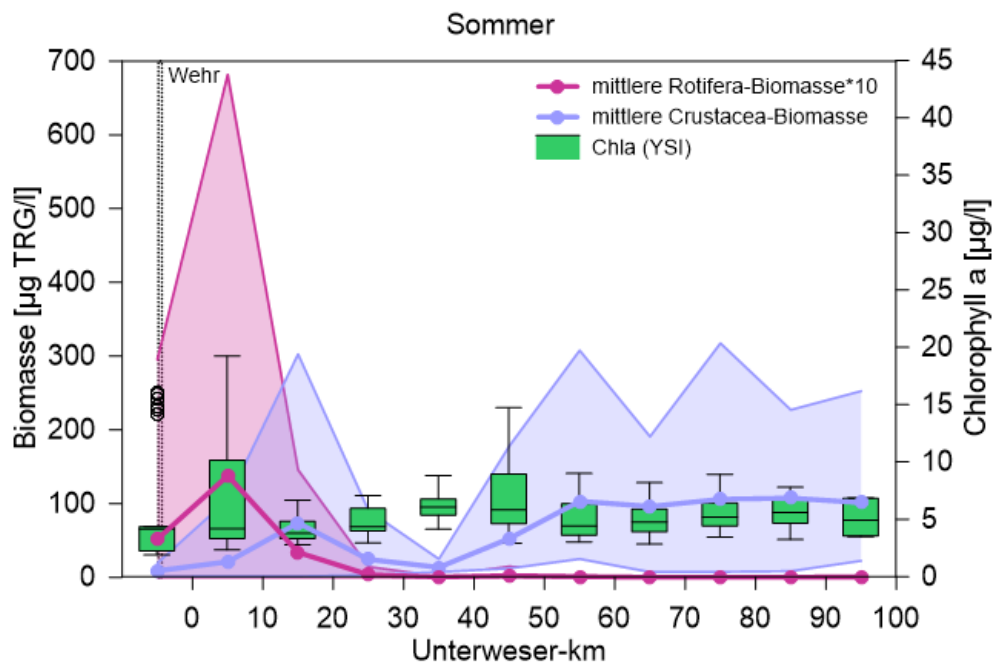


Abb. 50: Boxplots der Chlorophyll-a-Konzentration (YSI) (Ausreißer: außerhalb des 1,5-fachen Interquartilsabstands) sowie minimale, mittlere und maximale Biomassen der Rotifera und Crustacea (schattierter Bereich = min-max) entlang des Längsprofils der Tideweser in den Sommern der Jahre 2016–2022 jeweils über 10-km Abschnitte gemittelt.

7 Zusammenfassende Betrachtung

7.1 Auswirkung der Abflusssituation auf die Wasserbeschaffenheit und das Plankton

Im Bericht BfG-2230 (Hein et al., 2025) werden die kontinuierlichen Messungen des Sauerstoffgehaltes, des Chlorophyll-a-Gehaltes und der Begleitparameter an vier Stationen (Oslebshausen (UW-km 8), Farge (UW-km 26), Elsfleth (UW-km 33), Nordenham (UW-km 62,5)) in der Tideweser für die Vegetationsperiode von Anfang April bis Ende September für die Jahre 2016 bis 2022 dargestellt. Hierbei wurden hinsichtlich der Sauerstoffsituation im Weser-Ästuar zwei unterschiedliche räumlich-zeitliche Belastungsschwerpunkte identifiziert. Diese Belastungsschwerpunkte waren in den verschiedenen Jahren unterschiedlich stark ausgeprägt, wobei in den Jahren mit einem geringen mittleren Abfluss (2018, 2019, 2020 und 2022 – nachfolgend als „abflussarm“ bezeichnet) deutlich geringere mittlere Sauerstoffgehalte vorlagen als in den Jahren mit einem hohen mittleren Abfluss (2016, 2017, 2021 – nachfolgend als „abflussreich“ bezeichnet). Im Folgenden werden die Daten der Längsprofilbereisungen mit dieser Einteilung (vgl. auch Tab. 7) betrachtet. Die fünf Bereisungen der drei abflussarmen Jahre (2018, 2020 und 2022) werden dabei den fünf Bereisungen der drei abflussreichen Jahre (2016, 2017 und 2021) gegenübergestellt. Darüber hinaus wird eine Unterscheidung zwischen Frühjahrs- und Sommerbereisung vorgenommen. In den Jahren 2016 und 2020 gab es nur eine Frühjahrsbereisung, im Jahr 2019 fand keine Bereisung statt.

Insgesamt zeigten die Messungen der Längsprofilbereisungen, dass sich hinsichtlich der Sauerstoffsituation in Abhängigkeit von der Abflussbedingungen unterschiedliche Belastungsschwerpunkte ausbildeten (Abb. 51). Übereinstimmend mit den Ergebnissen des Berichtes BfG-2230 (Hein et al., 2025) lag der Belastungsschwerpunkt während der abflussarmen Jahre im Frühjahr im unteren Abschnitt des Ästuars (um UW-km 40–60), im Sommer hingegen weiter stromauf um UW-km 20. Im Frühjahr sind die hinsichtlich des Sauerstoffs untersättigten Bereiche meist auf einen Abschnitt von maximal 20 km begrenzt, wohingegen im Sommer ausgedehnte Bereiche (bis zu einer Ausdehnung von maximal 50 km) deutliche Untersättigungen aufwiesen.

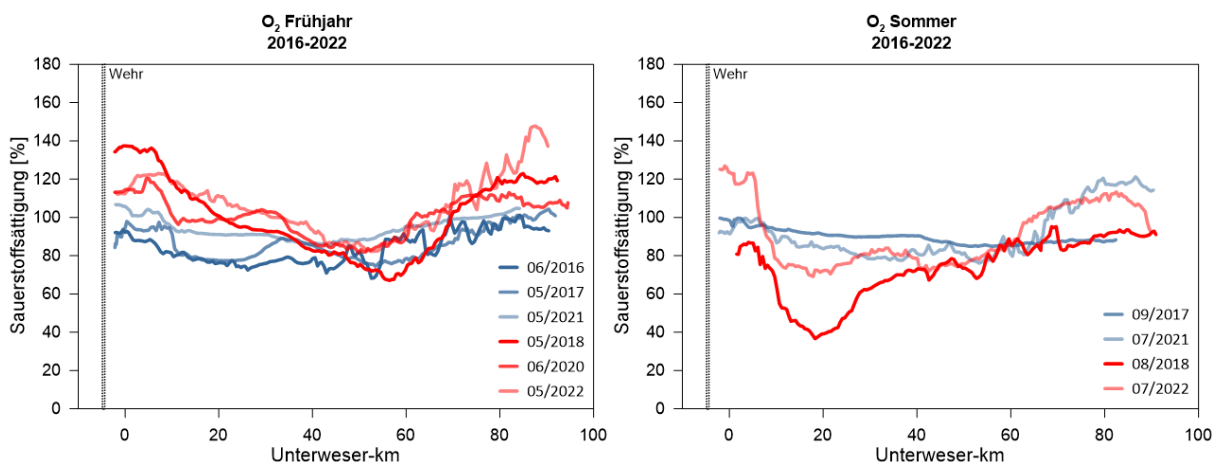


Abb. 51: Sauerstoffsättigung im Längsprofil der Tideweser für die Jahre 2016–2022 (Frühjahr/Sommer) im Kontext der Abflusssituation: abflussarm – rot, abflussreich – blau.

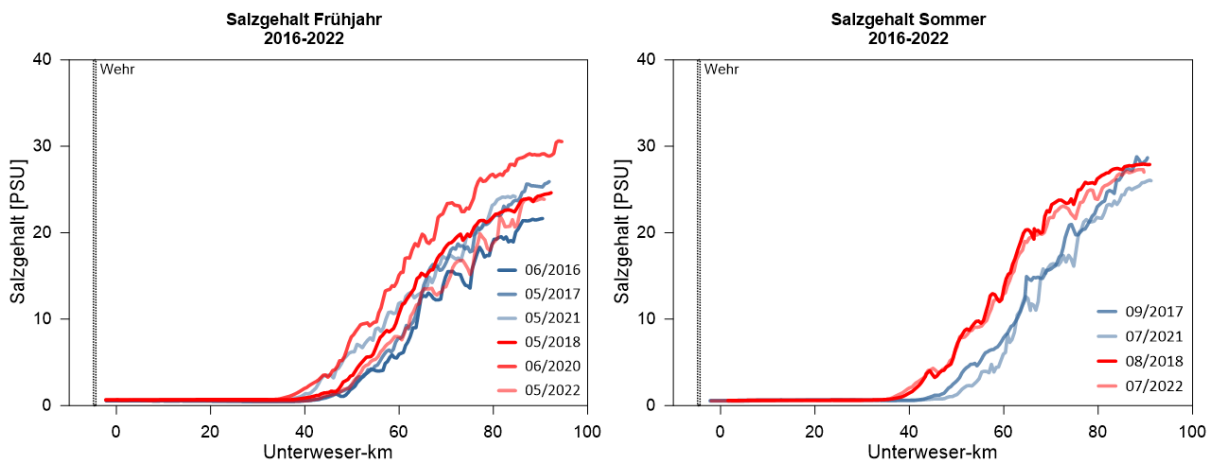


Abb. 52: Salzgehalte im Längsprofil der Tideweser für die Jahre 2016–2022 (Frühjahr/Sommer) im Kontext der Abflusssituation: abflussarm – rot, abflussreich – blau.

Die hydrologischen Bedingungen bestimmen die Längsverteilung des Salzgehaltes in der Tideweser (Abb. 52). So war im Vergleich zu den abflussreichen Sommern 2017 und 2021 der Salzgehaltsgradient während der beiden abflussarmen Sommern 2018 und 2022 stromaufwärts verschoben, da das salzhaltige Nordseewasser weiter in das Ästuar vordringen konnte.

Im Frühjahr ist der Zusammenhang zwischen den hydrologischen Bedingungen und der Längsverteilung des Salzgehaltes nicht so offensichtlich. Im Frühjahr des abflussarmen Jahres 2020 lag der Salzgehaltsgradient im Vergleich zu den anderen Frühjahrsbereisungen gestreut dazwischen. Auffällig sind die erhöhten Salzgehalte im Bereich von UW-km 40 und 60 im Frühjahr des abflussreichen Jahres 2021.

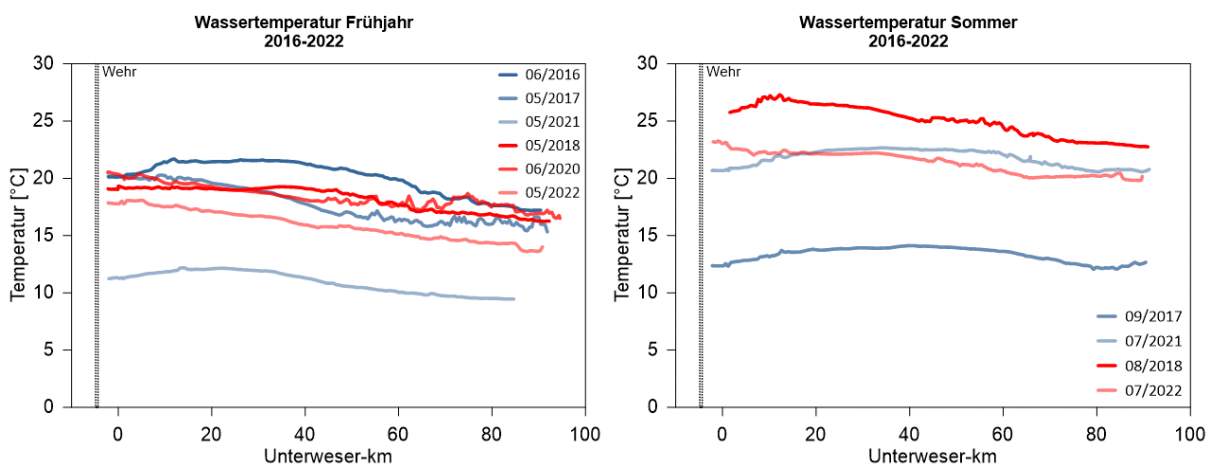


Abb. 53: Wassertemperaturen im Längsprofil der Tideweser für die Jahre 2016–2022 (Frühjahr/Sommer) in Abhängigkeit der Abflusssituation (abflussarm-rot, abflussreich-blau)

Die Bereisung im Frühjahr 2021 mit frühesten Probenahmedatum (5.5.) zeigte im Vergleich zu den übrigen Frühjahrsbereisungen die geringsten Wassertemperaturen (9,5–12,2 °C) (Abb. 53). Auch im Frühjahr 2022 wurden recht geringe Wassertemperaturen verzeichnet (13,6–18,1 °C), was mit dem

ebenfalls relativ frühen Probenahmedatum (11.5.) zusammenhängen dürfte. Im Frühjahr wurden die höchsten Wassertemperaturen während der Bereisung im Juni 2016 gemessen (17,2–21,7 °C).

Auch im Sommer schwankten die Wassertemperaturen während der einzelnen Bereisungen stark. So lagen während der Bereisung im Sommer 2018 die höchsten Wassertemperaturen vor (22,7–27,3 °C). Dahingegen waren 2017 aufgrund der späten Probenahme im September die geringsten Wassertemperaturen (12,0–14,1 °C) zu verzeichnen. Die Wassertemperaturen der beiden Bereisungen im Juli 2021 und 2022 lagen in einem ähnlichen Bereich (um 20–25 °C).

Im Vergleich zu den drei Frühjahrsbereisungen während der abflussreichen Jahre zeigte sich, dass es in den drei abflussarmen Jahren in der Regel zu einem höheren Chla-Eintrag aus der Mittelweser in die Tideweser kam (Abb. 54). Die Sauerstoffsättigungen lagen im limnischen Abschnitt der Tideweser während der abflussarmen Jahre über denen der abflussreichen Jahre (Abb. 51), da ein hoher Algeneintrag aus der Mittelweser in der Regel zunächst zu einem erhöhten biogenen Sauerstoffeintrag und damit oft sogar zu Sauerstoffübersättigungen im oberen Abschnitt der Tideweser führt. Weiter stromab war in den Jahren mit geringem Abfluss im Frühjahr ein ausgeprägter Rückgang der Algenbiomasse sowie der Sauerstoffsättigung bis in den Bereich der Trübungszone (UW-km 40-70) zu beobachten, der auf das Absterben der Algen und den nachfolgenden mikrobiellen Abbau sowie den Wegfraß durch das Zooplankton zurückzuführen ist. Während der abflussreichen Jahre war dieser Rückgang in der Algenbiomasse und der Sauerstoffsättigung meist ebenfalls zu erkennen, allerdings weitaus weniger ausgeprägt, da die o. g. Prozesskette in abflussarmen Phasen infolge der höheren Wasseraufenthaltszeiten im Ästuar besonders intensiviert ist. Dahingegen ist in abflussreichen Jahren der Algeneintrag aus der Mittelweser meist geringer und bei vergleichsweise kürzeren Aufenthaltszeiten finden die Abbauprozesse über eine längere Strecke statt. Die Zooplankton-Biomassen (Rotifera, Crustaceae) waren während der Frühjahrsbereisungen in den abflussarmen Jahren ähnlich hoch wie während der Frühjahrsbereisungen in den abflussreichen Jahren (Abb. 55).

Für die zwei abflussarmen Sommerbereisungen zeigen die Abbildungen, dass es – ähnlich wie während der Frühjahrsbereisungen – zu einem höheren Chla-Eintrag aus der Mittelweser in die Tideweser kam (Abb. 54). Die Sauerstoffsättigung zeigte allerdings bereits starke Untersättigungen im limnischen Abschnitt der Tideweser (Abb. 51). Mit den steigenden Temperaturen im Sommer erhöht sich zum einen die mikrobielle Aktivität und somit die sauerstoffzehrenden Abbauprozesse. Zum anderen stehen diese Untersättigungen in Zusammenhang mit den hohen Zooplanktonbiomassen, die im Bereich des limnischen Abschnitts während der abflussarmen Sommerbereisungen zu beobachten waren (Abb. 55). Vor allem die Biomasse der Rotifera lag während der abflussarmen Sommerbereisungen deutlich über den Rotifera-Biomassen der abflussreichen Sommerbereisungen. Die Biomasse der Crustacea zeigte während der abflussarmen Sommerbereisung 2018 im limnischen Abschnitt ebenfalls deutlich höhere Werte als die Crustacea-Biomasse während der abflussreichen Sommerbereisungen. Dahingegen war die Biomasse der Crustacea im limnischen Abschnitt während der abflussarmen Sommerbereisung 2022 vergleichbar oder nur leicht höher als während der abflussreichen Sommerbereisungen.

Zusammenfassend sind im Wesentlichen zwei Faktoren für die Variabilität der Sauerstoffgehalte in der Unterweser maßgeblich: Zum einen ist die Sauerstoffsituation im Ästuar auf die in Kapitel 6 und 7 dargestellten jahreszeitlichen Unterschiede (Frühjahr/Sommer) in den Phyto- und Zooplanktonbiomassen zurückzuführen. Zum anderen ist die Abflusssituation der einzelnen Jahre (abflussarm/abflussreich) ein maßgeblicher Faktor.

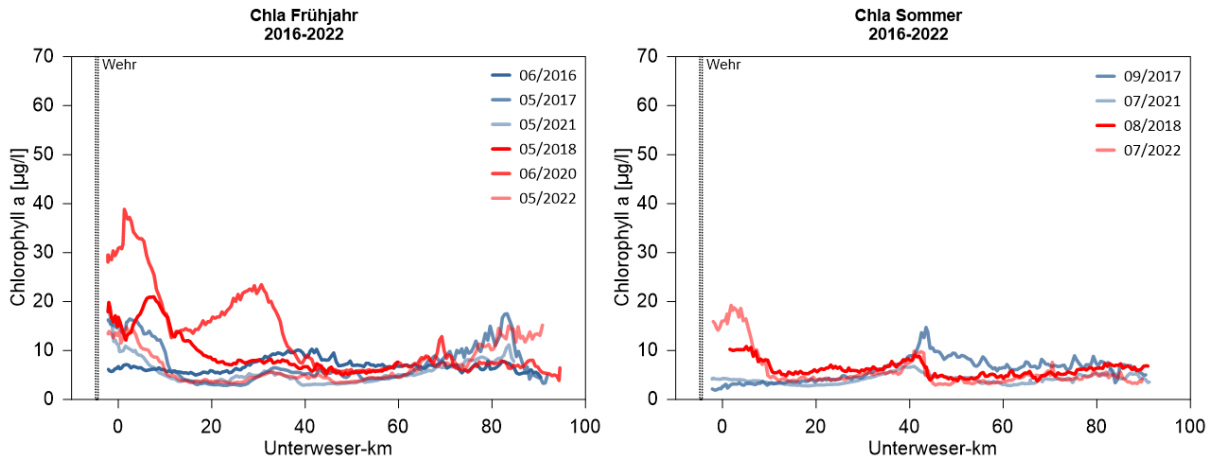


Abb. 54: Chlorophyll a (fluorometrische Messung mittels YSI-Sonde) im Längsprofil der Tideweser für die Jahre 2016–2022 (Frühjahr/Sommer) in Abhängigkeit der Abflusssituation (abflussarm-rot, abflussreich-blau)

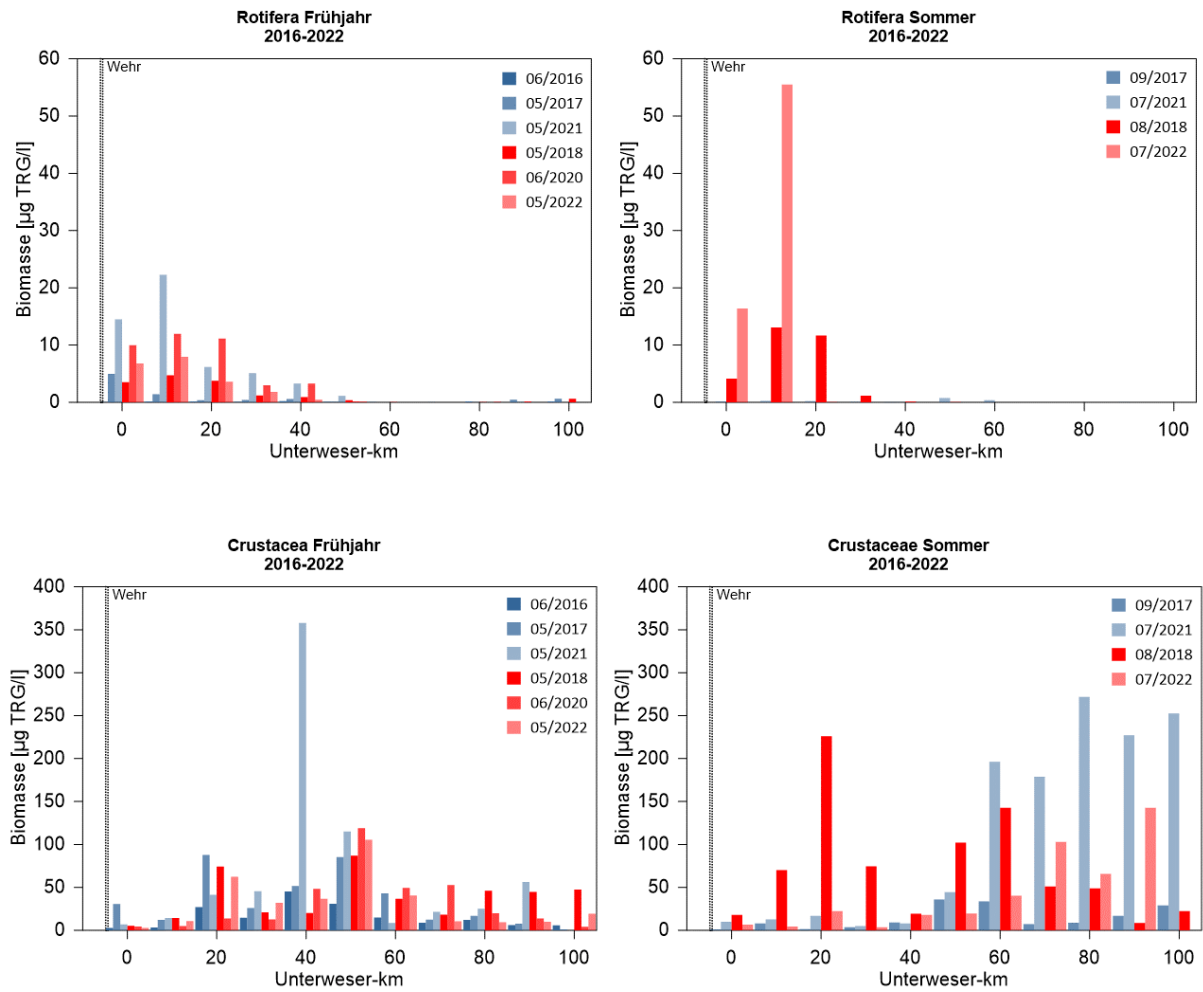


Abb. 55: Zooplankton (oben: Rotifera, unten: Crustacea) im Längsprofil der Tideweser für die Jahre 2016–2022 (Frühjahr/Sommer) in Abhängigkeit der Abflusssituation (abflussarm-rot, abflussreich-blau); Mittelwert für 10 km Abschnitte.

7.2 Langfristige Betrachtung der Algenbiomasse und der Wasserbeschaffenheit in den Jahren 2009–2022

In dem vorliegenden Bericht werden die Daten der zehn Längsprofilbereisungen entlang der Unter- und Außenweser aus den Jahren 2016 bis 2022 betrachtet. Für die langfristige Betrachtung werden diese Daten mit den Daten der 14 Längsprofilbereisungen aus den Jahren 2009 bis 2015 (Viergutz et al., 2019) ergänzt. Die Messfahrten wurden in den Jahren 2009 bis 2015 ebenfalls bei Ebbstrom durchgeführt. Dabei wurden – wie bei den zuvor dargestellten Messungen – oberflächennahe (1 bis 2 Meter Tiefe) Wasserproben über einen ca. 100 km langen Abschnitt untersucht. Der Startpunkt der Messungen in den verschiedenen Jahren lag zwischen UW-km 80 und UW-km 93, der Endpunkt bei MW-km 361. Im gesamten Zeitraum 2009–2015 gibt es nach dem oben aufgeführten Kriterium ($Q_{\text{hydrologisches Sommerhalbjahr}}$ liegt bei oder unter $MNQ_{\text{hydrologisches Sommerhalbjahr}}$, vgl. Tab. 7) keine abflussarmen Jahre.

In diesem Kapitel werden die Parameter zur Wasserbeschaffenheit in aggregierter Form (Box-Whisker-Plots, Abb. 56 bis Abb. 64) abgebildet. Hierfür wurden die Messwerte der Frühjahrs- und Sommerbereisungen jeweils über 10-km-Abschnitte aggregiert. Diese aggregierte Darstellungsform gibt einen guten Überblick über die für die beiden Jahreszeiten typische Längsverteilung des jeweiligen Parameters in der Tideweser.

Der x-Achsenwert „UW-km <10“ (Abb. 56 bis Abb. 64) beschreibt den Bereich von UW-km 0 bis UW-km 10, die weiteren x-Achsenwerte die entsprechenden Bereiche. Ausnahmen sind die x-Achsenwerte „UW-km <0“ und „UW-km <95“. „UW-km <0“ berücksichtigt die Daten von UW-km -8 bis UW-km 0 und „UW-km <95“ die Daten von UW-km 80 bis zum Start-km der jeweiligen Bereisung (zwischen UW-km 84 und UW-km 94, vgl. Tab. 2).

Chlorophyll a (nach DIN)

Über alle Messfahrten der Jahre 2009 bis 2022 gemittelt wurden im Frühjahr im limnischen Abschnitt deutlich höhere Chlorophyll-a-Gehalte gemessen als im Sommer (Mediane: Frühjahr = 9–32 $\mu\text{g/l}$, Sommer = 3–8 $\mu\text{g/l}$, Abb. 56). Dies lässt sich vor allem auf die höheren Einträge aus der Mittelweser zurückführen (Mediane: Frühjahr = 31 $\mu\text{g/l}$, Sommer = 6 $\mu\text{g/l}$, vgl. „UW-km <0“).

Im Frühjahr nahmen die am Weserwehr hohen Chlorophyll-a-Gehalte im Verlauf des Tidebereichs sehr stark ab und lagen zwischen UW-km 50 bis 60 im Median nur noch bei 5 $\mu\text{g/l}$. Gründe hierfür waren die geringere Lichtverfügbarkeit durch die erhöhte Trübung (Abb. 63), der ansteigende Salzgehalt (Abb. 62), die zu einem Wechsel des Artenspektrums des Phytoplanktons führte sowie der Wegfraß durch das Zooplankton (Abb. 49). Im meso- bis polyhalinen Abschnitt ab UW-km 70 wurden dann wieder Median-Werte um 9 $\mu\text{g/l}$ erreicht. Im Sommer blieb der Chlorophyll-a-Gehalt im gesamten Tidebereich niedrig, wobei die im Median höchsten Werte (8 $\mu\text{g/l}$) im unteren limnischen Abschnitt (UW-km 30–40) beobachtet wurden.

Die im Frühjahr höchsten Werte (Ausreißer) waren im oberen limnischen Abschnitt nicht auf die abflussarmen Jahre (2018, 2020, 2022) zurückzuführen, die im unteren limnischen Abschnitt und im meso- und polyhalinen Bereich dahingegen teilweise schon. Eine mögliche Ursache für die Ausreißer im unteren limnischen Bereich ist der hohe Phytoplanktoneintrag aus der Hunte im Frühjahr 2020 (um 40 $\mu\text{g/l}$, im Vergleich dazu die anderen Jahre 2016–2022: <20 $\mu\text{g/l}$) und für die Ausreißer im polyhalinen Bereich die ausschließlich im Frühjahr 2018 auftretenden hohen Biomassen der Schaumalgen (Haptophyceen) (Abb. 17).

Die im Sommer höchsten Werte (Ausreißer) traten im oberen limnischen Bereich größtenteils in den abflussarmen Jahren auf, die höchsten Werte stromab von UW-km 30 standen nicht in Zusammenhang mit den abflussarmen Jahren.

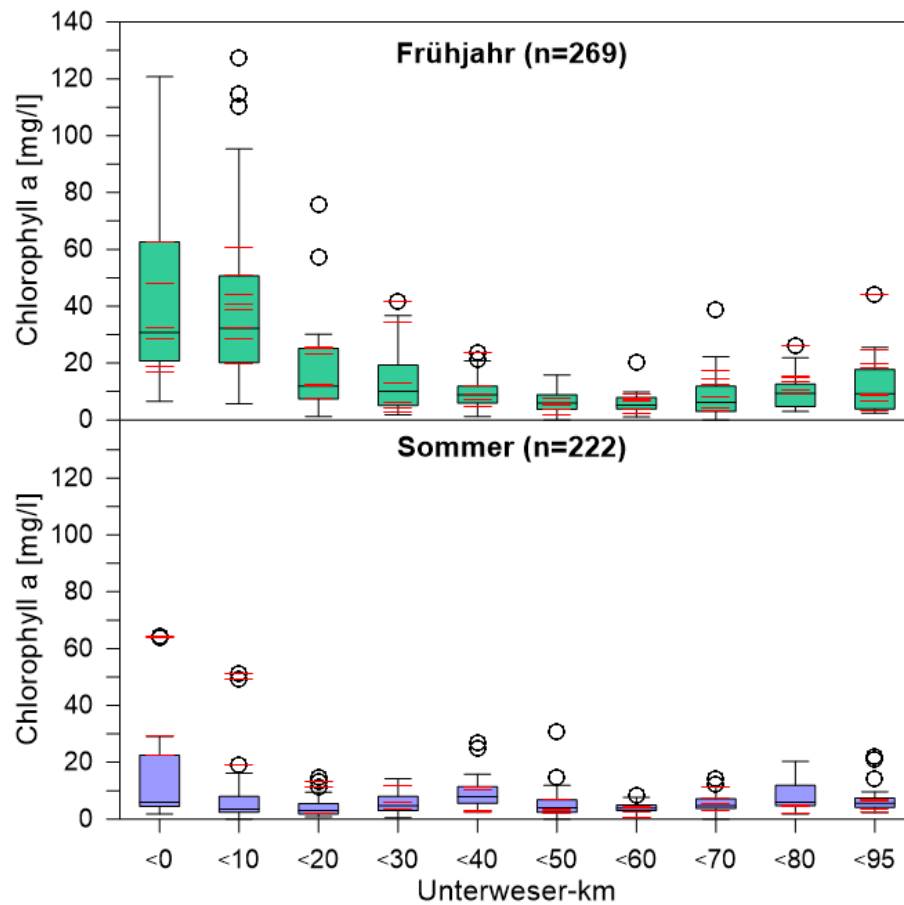


Abb. 56: Box-Whisker-Plots (Ausreißer: außerhalb des 1,5-fachen Interquartilsabstands) der nach DIN bestimmten Chlorophyll a-Werte für die Jahre 2009–2022 (Frühjahr oben / Sommer unten). Die roten Balken markieren die Messwerte der abflussarmen Jahre (2018, 2020 und 2022).

Ammonium, Nitrit und Nitrat

Der Eintrag an Ammonium-Stickstoff aus der Mittelweser war im Frühjahr deutlich geringer als im Sommer (Mediane: Frühjahr = 0,03 mg NH₄-N/l, Sommer = 0,05 mg NH₄-N/l, Abb. 57). Ein wichtiger Faktor war die höhere Algenaktivität im Frühjahr und die damit verbundenen Aufnahme des Ammonium-Stickstoffs durch die Algen. Im weiteren Verlauf des Ästuars kam es durch die Freisetzung von Ammonium-Stickstoff infolge des Abbaus des organischen Materials zu einem deutlichen Peak im Bereich von UW-km 10 bis 20 (Mediane: Frühjahr = 0,11 mg NH₄-N/l, Sommer = 0,09 mg NH₄-N/l). Stromab nahmen die Werte des Ammonium-Stickstoffs im Bereich mit höherer Trübung wieder deutlich ab, was durch die Oxidation des Ammoniaks (Nitritation, erster Teilschritt der Nitrifikation) zu erklären ist. Im Frühjahr verblieben die Gehalte im weiteren Verlauf der Tideweser auf diesem Niveau, während im Sommer ab UW-km 60 ein Anstieg der Ammonium-Stickstoffgehalte in Richtung Nordsee zu beobachten war. Diese Zunahme ist vermutlich vorwiegend auf die Ammonifikation des abgestorbenen marinen Phytoplanktons zurückzuführen. Allerdings können auch mögliche Messungenauigkeiten bei der Ammoniumbestimmung aufgrund zunehmender Salzgehalte nicht vollständig ausgeschlossen werden.

Der Nitrit-Stickstoffgehalt lag während der Frühjahrs- und Sommerbereisungen auf einem ähnlichen Niveau (Mediane: Frühjahr = 0,01 mg NO₂-N/l, Sommer = 0,01 mg NO₂-N/l, Abb. 58). Der Eintrag aus der Mittelweser lag in derselben Größenordnung (Mediane: Frühjahr = 0,01 mg NO₂-N/l, Sommer = 0,01 mg NO₂-N/l).

Mit Blick auf den Längsverlauf zeigte sich beim Nitrit-Stickstoff – leicht stromab versetzt - ein ähnliches Bild wie beim Ammonium-Stickstoff: im Bereich von UW-km 10 bis 30 kam es zunächst zur Bildung von Nitrit-Stickstoff mittels mikrobieller Oxidation des freigesetzten Ammoniaks (Nitritation) (Mediane: Frühjahr = 0,02 mg NO₂-N/l, Sommer = 0,03 mg NO₂-N/l). Im weiteren Längsverlauf der Tideweser und hier vor allem im Bereich der Trübungszone wurden dann niedrigere Nitrit-Stickstoffgehalte (Mediane: Frühjahr = 0,01 mg NO₂-N/l, Sommer = 0,01 bis 0,02 mg NO₂-N/l) gemessen, was wiederum durch Umsetzungsprozesse des Nitrits zum Nitrat, dem zweiten Teilschritt der Nitrifikation, zu erklären ist.

Der Gehalt des Nitrat-Stickstoffs im limnischen Bereich der Tideweser lag im Mittel im Frühjahr und im Sommer auf einem ähnlich hohen Niveau (Mediane: Frühling = 2,4 mg NO₃-N/l, Sommer = 2,5 mg NO₃-N/l, Abb. 59). Dies trifft auch auf den Eintrag aus der Mittelweser zu (Mediane: Frühling = 2,4 mg NO₃-N/l, Sommer = 2,5 mg NO₃-N/l). Mit zunehmender Einmischung des nitratarmen Meerwassers kam es zu einem Absinken des Nitrat-Stickstoffgehaltes mit den geringsten Werten im polyhalinen Abschnitt (Mediane: Frühling = 0,4 mg NO₃-N/l, Sommer = 0,2 mg NO₃-N/l).

Die geringsten und die höchsten Werte (Ausreißer) der verschiedenen anorganischen Stickstoffverbindungen stehen nur vereinzelt in Zusammenhang mit den abflussarmen Jahren. Lediglich die im Sommer geringsten Nitratgehalte (Ausreißer) traten ausschließlich während der abflussarmen Jahre auf. Hierfür dürfte im Wesentlichen der geringe Eintrag an anorganischem Stickstoff aus dem Einzugsgebiet in den abflussarmen Jahren verantwortlich gewesen sein (Schulz et al., 2023), da die Nitrat-Konzentration der Tideweser vorwiegend durch den Eintrag aus der Mittelweser und die stromab (UW-km 40–70) stattfindende Vermischung mit salzhaltigem Wasser bestimmt wird.

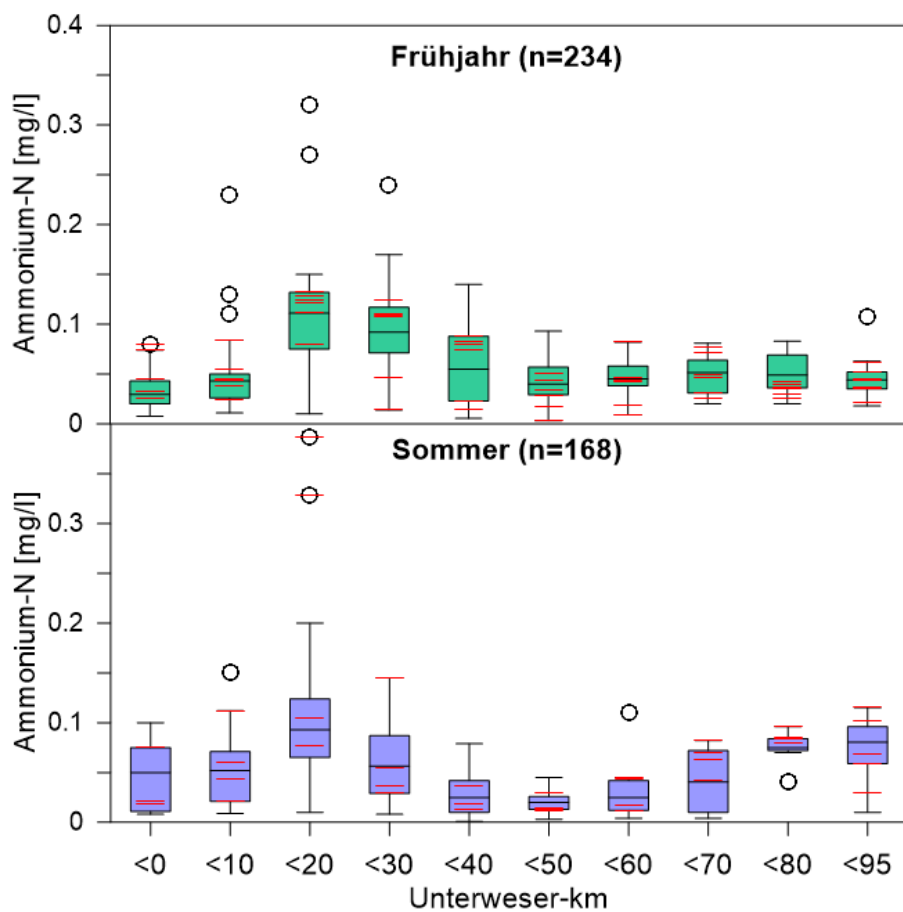


Abb. 57: Box-Whisker-Plots (Ausreißer: außerhalb des 1,5-fachen Interquartilsabstands) des Ammonium-Stickstoffgehaltes ($\text{NH}_4\text{-N}$) für die Jahre 2009–2022 (Frühjahr oben / Sommer unten). Die roten Balken markieren die Messwerte der abflussarmen Jahre (2018, 2020 und 2022).

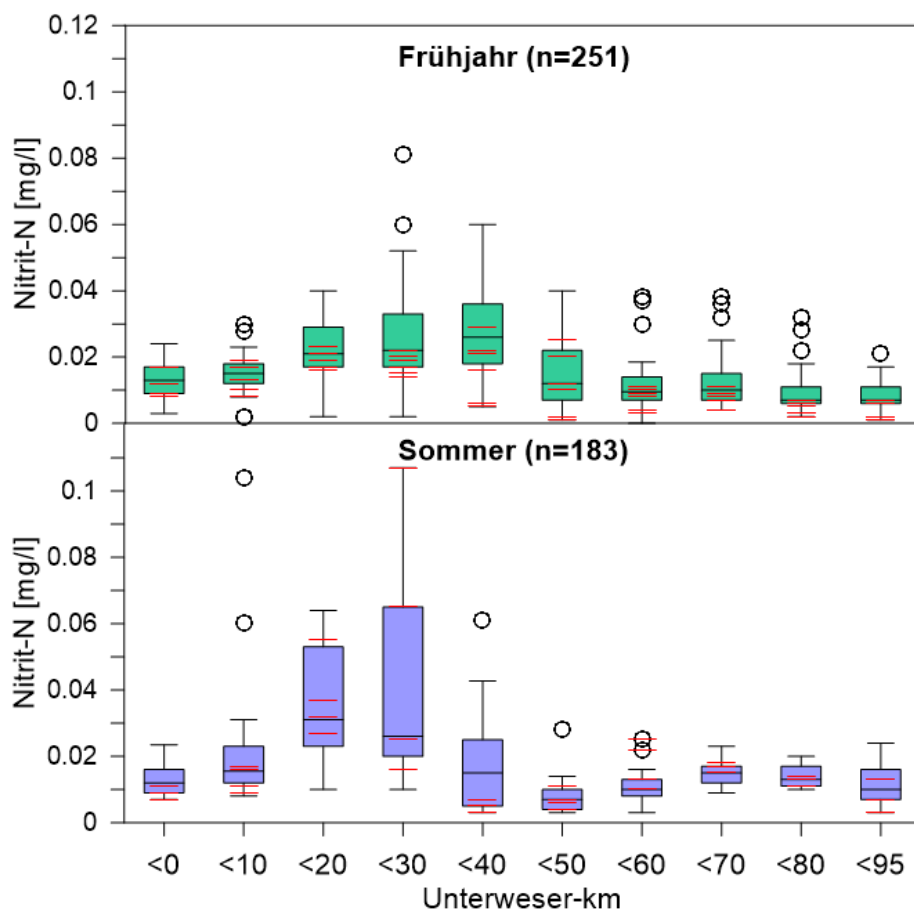


Abb. 58: Box-Whisker-Plots (Ausreißer: außerhalb des 1,5-fachen Interquartilsabstands) des Nitrit-Stickstoffgehaltes ($\text{NO}_2\text{-N}$) für die Jahre 2009–2022 (Frühjahr oben / Sommer unten). Die roten Balken markieren die Messwerte der abflussarmen Jahre (2018, 2020 und 2022).

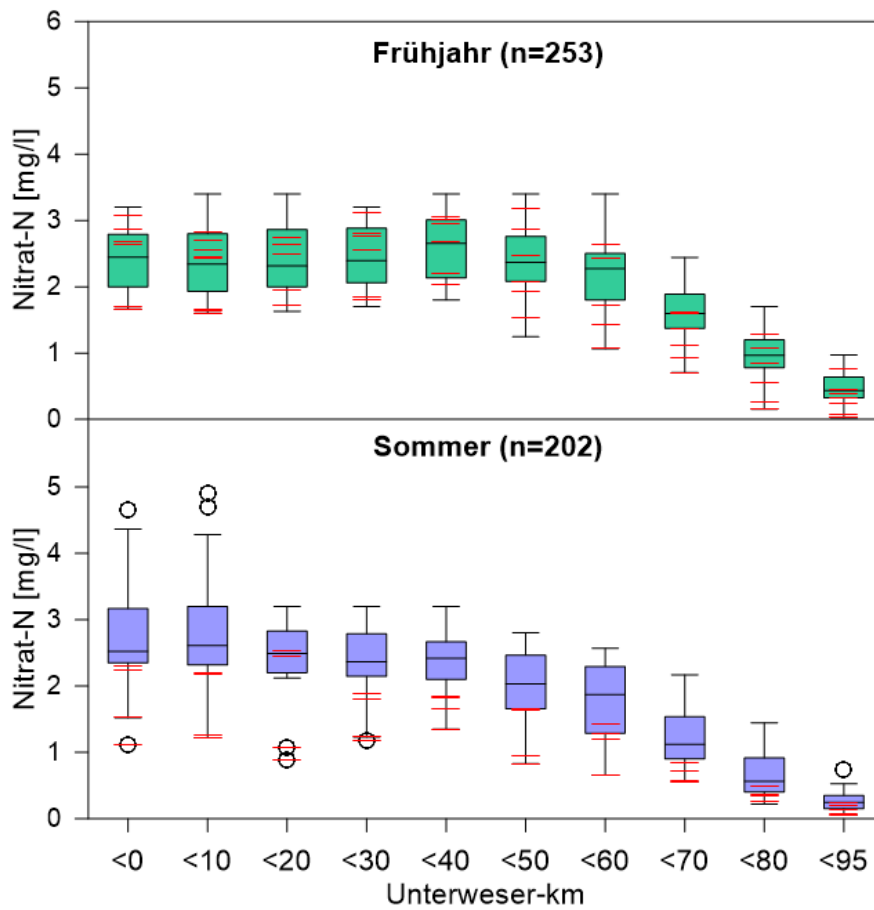


Abb. 59: Box-Whisker-Plots (Ausreißer: außerhalb des 1,5-fachen Interquartilsabstands) des Nitrat-Stickstoffgehaltes ($\text{NO}_3\text{-N}$) für die Jahre 2009–2022 (Frühjahr oben / Sommer unten). Die roten Balken markieren die Messwerte der abflussarmen Jahre (2018, 2020 und 2022).

Ortho-Phosphat und Silikat

Der Eintrag an ortho-Phosphat (Abb. 60) aus der Mittelweser war im Sommer mit im Median 0,06 mg ortho-P/l um ein Vielfaches höher als im Frühjahr (0,01 mg ortho-P/l). Die geringere Verfügbarkeit im Frühjahr lässt sich durch die höheren Algenbiomassen erklären, welche das ortho-Phosphat als Nährstoff aufnehmen (Abb. 56). Durch den Rückgang der Algenbiomasse im limnischen Abschnitt und deren Abbau im weiteren Verlauf des Ästuars kommt es dann im Frühjahr auf der Fließstrecke bis ca. UW-km 30 zur Freisetzung von ortho-Phosphat und somit zu einem kontinuierlichen Anstieg der Konzentrationen. Die höchsten Konzentrationen des ortho-Phosphats traten sowohl im Frühjahr als auch im Sommer im Bereich der Trübungszone zwischen UW-km 30 bis 70 auf und fallen somit mit den hohen Schwebstoffkonzentrationen zusammen, die aufgrund von Desorptionsprozessen als ortho-Phosphat-Quelle fungieren können (Mediane: Frühjahr 0,04–0,05 mg ortho-P/l; Sommer 0,08 mg ortho-P/l). Aufgrund der geringeren Konzentrationen in der Außenweser (und der Nordsee) nahmen die Werte dann im meso- bis polyhalinen Abschnitt des Ästuars ab.

Aufgrund der höheren Algenbiomasse und -aktivität war im Frühjahr der Silikatgehalt über die gesamte Tideweser deutlich geringer als im Sommer (Mediane: Frühjahr = 1,4 mg Si/l, Sommer = 3,6 mg Si/l, Abb. 61). Noch offensichtlicher sind die Unterschiede, wenn die Silikateinträge aus der Mittelweser betrachtet werden (Frühjahr = 1,4 mg Si/l, Sommer = 4,1 mg Si/l), welche ebenfalls auf die höhere Algenaktivität und die damit verbundene Silikataufnahme in der Mittelweser und im limnischen Abschnitt der Tideweser im Frühjahr zurückzuführen sind (Abb. 56). Im weiteren Verlauf der Tideweser kam es dann im Frühjahr und deutlich weniger ausgeprägt im Sommer zu einem Silikatanstieg bis etwa UW-km 30–40. Anschließend sank der Silikatgehalt durch die Einmischung von silikatärmerem Nordseewasser deutlich und erreichte im Abschnitt zwischen UW-km 80–95 sein Minimum (Mediane: Frühling = 0,3 mg Si/l, Sommer = 0,4 mg Si/l).

Auffällig ist, dass die ortho-Phosphatgehalte sowie Silikatgehalte in den abflussarmen Jahren in den einzelnen Abschnitten überwiegend unterhalb der jeweiligen Medianwerte (2009–2022) lagen. Die geringsten sommerlichen Silikatmesswerte (Ausreißer) traten sogar ausschließlich während der abflussarmen Jahre auf. Die geringen Silikatgehalte im Ästuar dürften auf einen verminderten Eintrag aus der Mittelweser aufgrund der Aufnahme durch das Phytoplankton zurückzuführen sein.

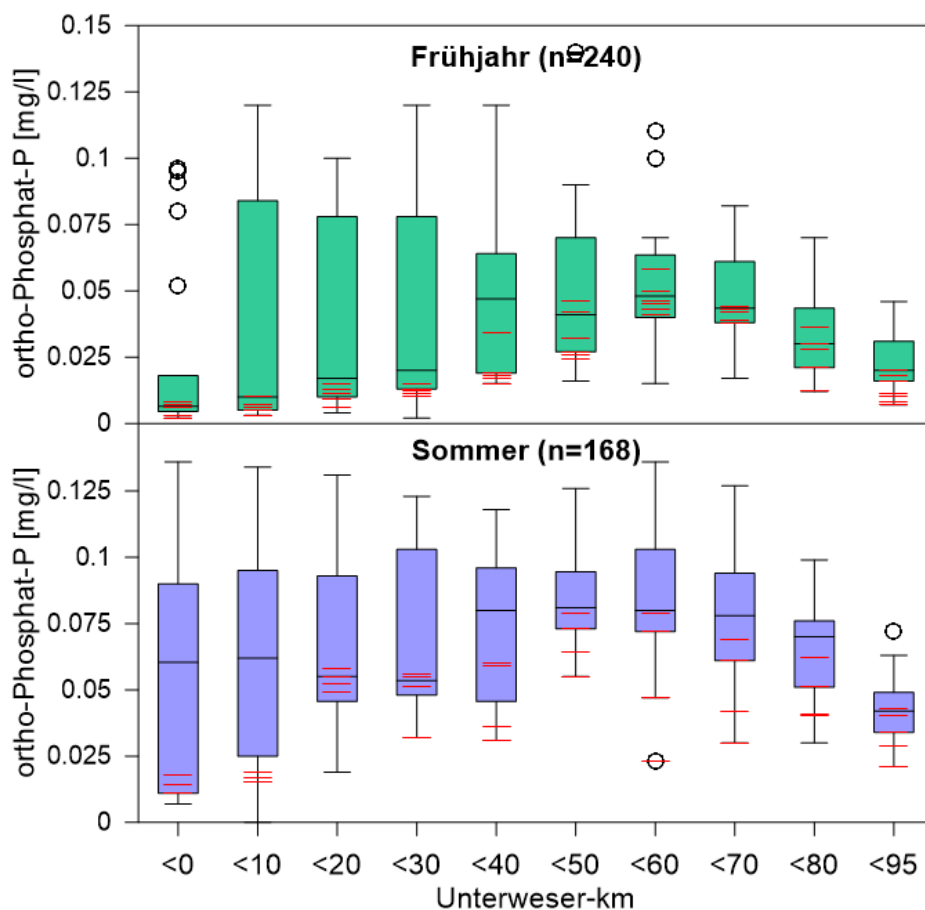


Abb. 60: Box-Whisker-Plots (Ausreißer: außerhalb des 1,5-fachen Interquartilsabstands) des ortho-Phosphatgehaltes für die Jahre 2009–2022 (Frühjahr oben / Sommer unten). Die roten Balken markieren die Messwerte der abflussarmen Jahre (2018, 2020 und 2022).

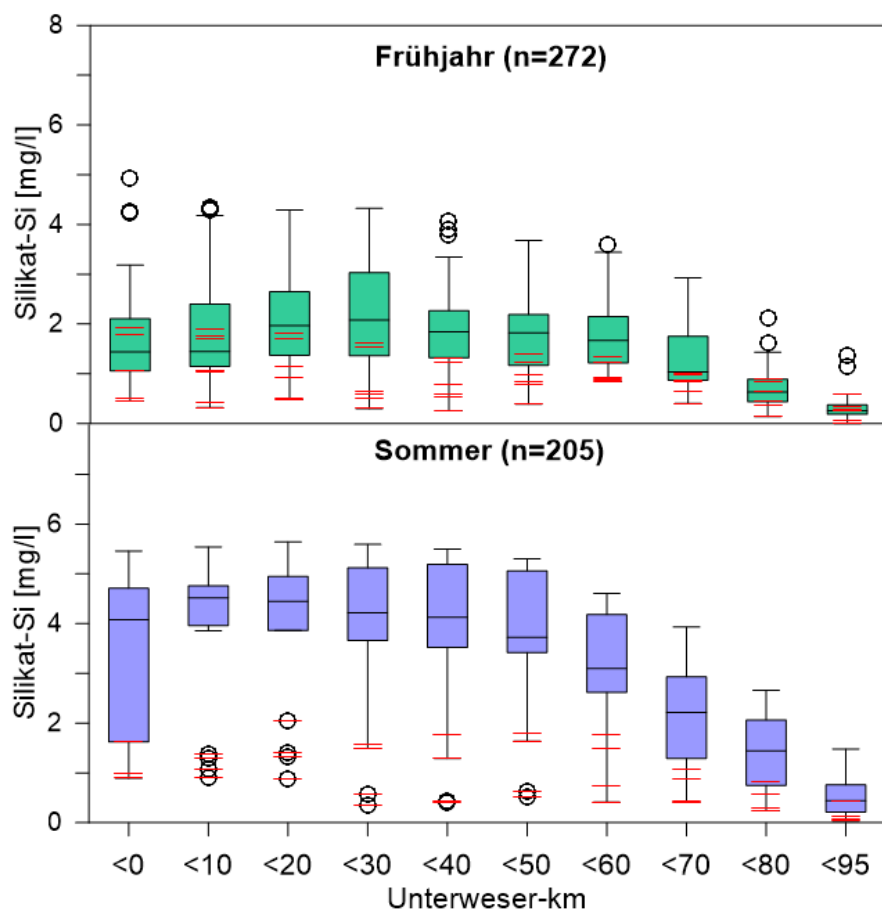


Abb. 61: Box-Whisker-Plots (Ausreißer: außerhalb des 1,5-fachen Interquartilsabstands) des Silikatgehaltes für die Jahre 2009–2022 (Frühjahr oben / Sommer unten). Die roten Balken markieren die Messwerte der abflussarmen Jahre (2018, 2020 und 2022).

Salzgehalt, Schwebstoff und Sauerstoffsättigung

Wie in allen deutschen Ästuaren haben die beiden abiotischen Parameter Salzgehalt und Schwebstoff eine große Bedeutung für das Ökosystem Tideweser. Der Salzgehalt im Ästuar wird wesentlich vom Oberwasserabfluss und von den Gezeiten bestimmt.

Die Salzgehalte lagen während der Sommerbereisungen in den einzelnen 10 km-Abschnitten außerhalb des limnischen Bereiches leicht höher als die Salzgehalte während der Frühjahrsbereisungen (Abb. 62). So lag der Salzgehalt im Frühjahr (bzw. Sommer) zwischen UW-km 70 bis UW-km 95 zwischen 19 bis 24 PSU (bzw. 22 bis 27 PSU) und nahm im weiteren Verlauf in Richtung Binnenbereich kontinuierlich ab (zwischen UW-km 60 und 70 im Frühjahr 14 PSU bzw. im Sommer 15 PSU). Im Bereich von UW-km 30 bis 40 wurden nur noch Medianwerte von 0,6 PSU (Frühjahr sowie Sommer) erreicht. Dies entspricht in etwa dem Salzgehalt der Mittelweser. Die hohen Chloridgehalte in der Mittelweser sind Folge der Kaligewinnung im Einzugsgebiet des Quellflusses Werra.

Die in den einzelnen Abschnitten der Tideweser im Frühjahr auftretenden höchsten Salzgehalte (Ausreißer in Abb. 62) lagen in den abflussarmen Jahren (2018, 2020, 2022). Dahingegen traten die höchsten sommerlichen Salzgehalte während der Jahre 2009 und 2012 auf (Viergutz et al., 2019).

Der im Mittel höhere Abfluss im Frühjahr beeinflusste auch die Position des Trübungsmaximums (Abb. 63). So wurden im Frühjahr die im Median höchsten Schwebstoffgehalte zwischen UW-km 40–50 gemessen (68 mg/l), während im Sommer die im Median höchsten Werte zwischen UW-km 30–40 (123 mg/l) auftraten. Die als Ausreißer gekennzeichneten Datenpunkte traten bis auf wenige Ausnahmen nicht in den abflussarmen Jahren auf, sondern in den Jahren vor 2016 (Viergutz et al., 2019).

Die niedrigsten Sauerstoffsättigungen (Abb. 64) lagen im Frühjahr im Bereich von UW-km 30–60 (Mediane: 82–85 %), im Sommer dahingegen weiter stromauf zwischen UW-km 20–50 (81–82 %). Der Bereich der niedrigsten Sauerstoffsättigungen befand sich somit in etwa in bzw. um den Bereich mit der höchsten Trübung (Frühjahr: UW-km 40–50, Sommer: UW-km 30–40). Die Sauerstoffuntersättigungen in diesem Bereich werden durch mikrobielle Abbauprozesse verursacht, deren Substrat u. a. die organischen Bestandteile der Schwebstoffe sind. Zudem begrenzt die geringe Lichtverfügbarkeit die Primärproduktion in diesem Bereich und somit auch die Sauerstoffproduktion des Phytoplanktons. Die im polyhalinen Bereich als Ausreißer gekennzeichneten Datenpunkte waren auf die abflussarmen Frühjahre (2018, 2020, 2022) zurückzuführen. Auch die Ausreißer im Sommer im limnischen Bereich (ab UW-km 0) traten größtenteils während der abflussarmen Jahre auf. Die geringsten Werte (Ausreißer) im Bereich bis UW-km 0 lagen allerdings überwiegend im Sommer 2010.

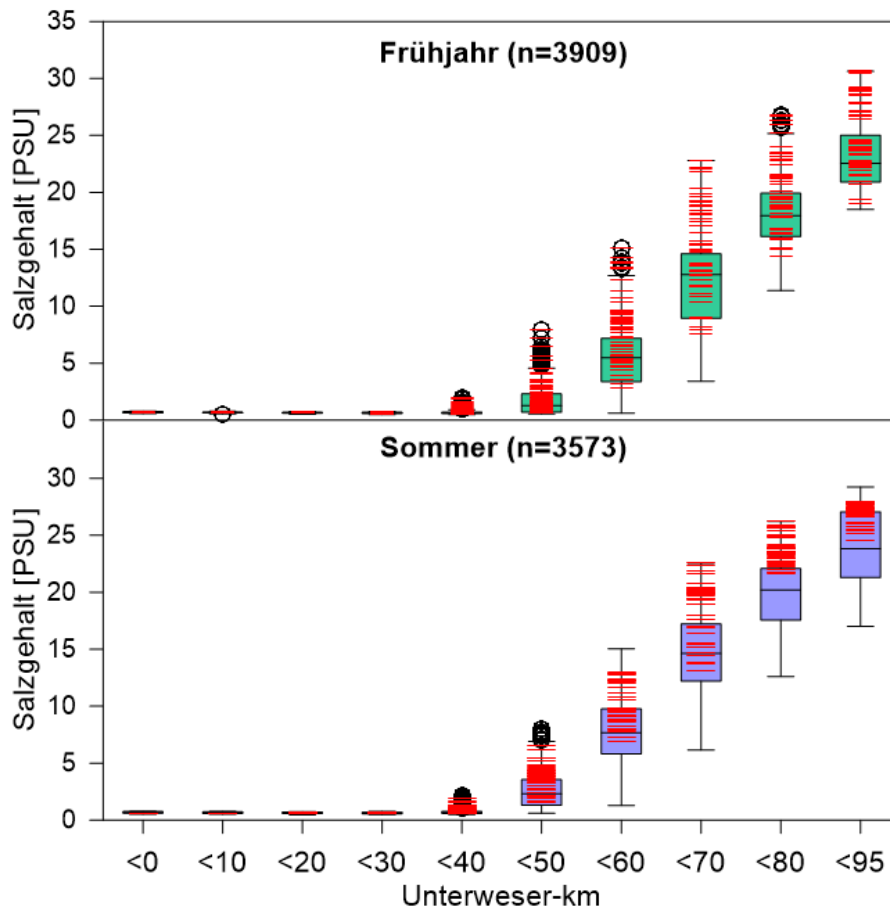


Abb. 62: Box-Whisker-Plots (Ausreißer: außerhalb des 1,5-fachen Interquartilsabstands) der Salzgehalt für die Jahre 2009–2022 (aggregierte 2-Min.-Werte; Frühjahr oben / Sommer unten). Die roten Balken markieren die Messwerte der abflussarmen Jahre (2018, 2020 und 2022).

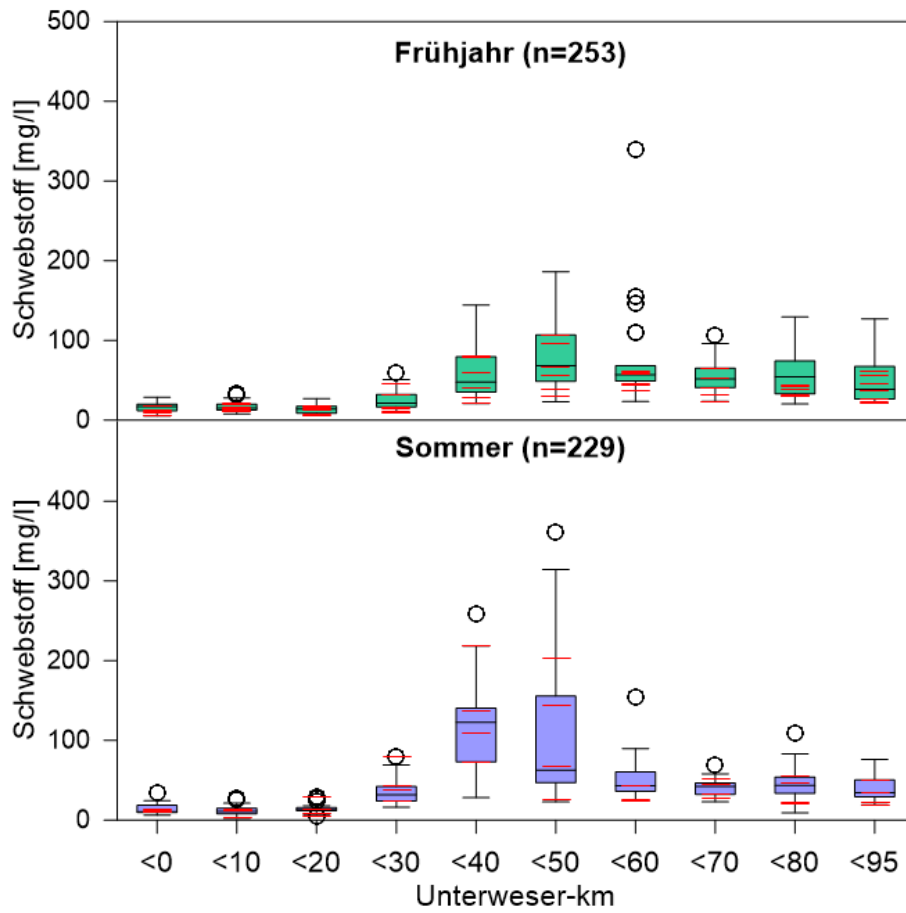


Abb. 63: Box-Whisker-Plots (Ausreißer: außerhalb des 1,5-fachen Interquartilsabstands) der oberflächennahen Schwebstoffgehalte für die Jahre 2009–2022 (Frühjahr oben / Sommer unten). Die roten Balken markieren die Messwerte der abflussarmen Jahre (2018, 2020 und 2022).

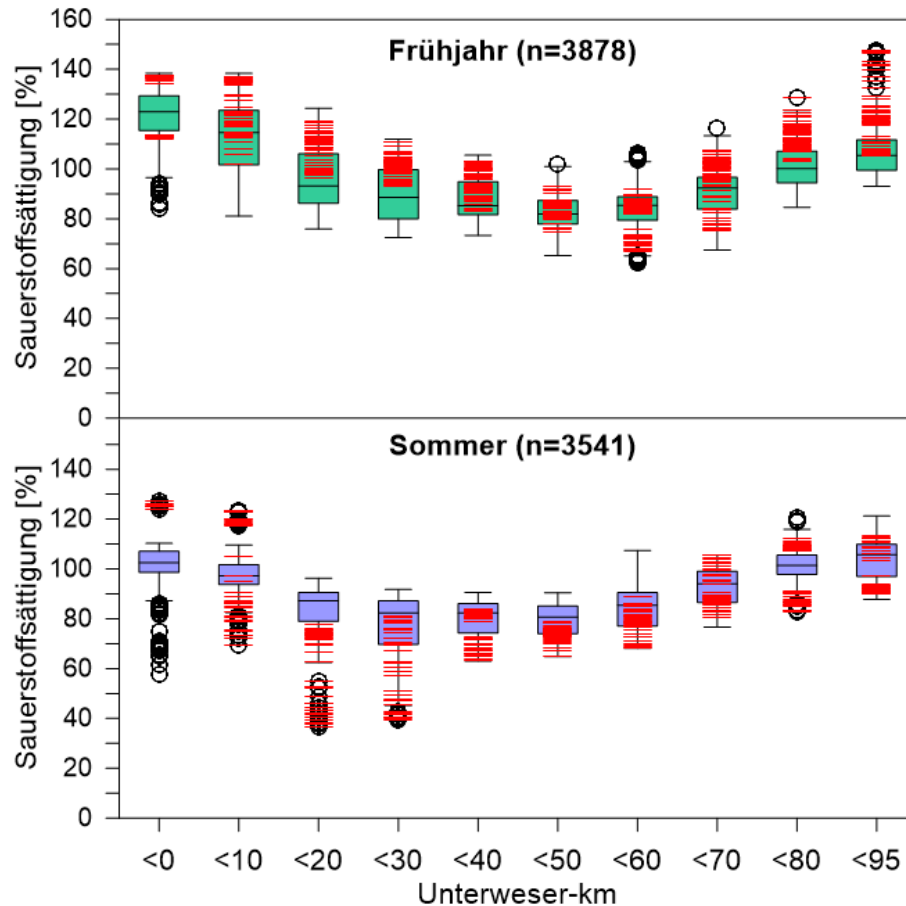


Abb. 64: Box-Whisker-Plots (Ausreißer: außerhalb des 1,5-fachen Interquartilsabstands) der Sauerstoffsättigung für die Jahre 2009–2022 (aggregierte 2-Min.-Werte; Frühjahr oben / Sommer unten). Die roten Balken markieren die Messwerte der abflussarmen Jahre (2018, 2020 und 2022).

Zusammenfassend zeigt die gemeinsame Betrachtung der Messergebnisse der Jahre 2016–2022 und 2009–2015 die mögliche Schwankungsbreite in Hinblick auf die Wasserbeschaffenheit und auf das Plankton unter den heutigen Umweltbedingungen (z. B. Klima, Landnutzung) sowie die Sensitivität der verschiedenen Parameter gegenüber Veränderungen. Die Messwerte der Parameter Salzgehalt, Sauerstoff sowie Phosphat lagen im Frühjahr der abflussarmen Jahre 2018, 2020 und 2022 größtenteils am oberen (Salzgehalt, Sauerstoff) bzw. unteren Ende (Phosphat) der gesamten Schwankungsbreite der Jahre 2009–2022. Im Sommer der abflussarmen Jahre lagen dann die Konzentrationen von Nitrat, Silikat, Sauerstoff sowie Phosphat überwiegend unterhalb des Medians und befanden sich größtenteils sogar am unteren Ende der über die Jahre 2009 bis 2022 beobachteten Schwankungsbreite. Dies ist wahrscheinlich auf die erhöhte Algenaktivität in der Mittelweser und die damit verbundene Nährstoffaufnahme zurückzuführen, sodass Wasser mit geringen gelösten Nährstoffkonzentrationen in das Ästuar eingetragen wurde.

8 Anhang

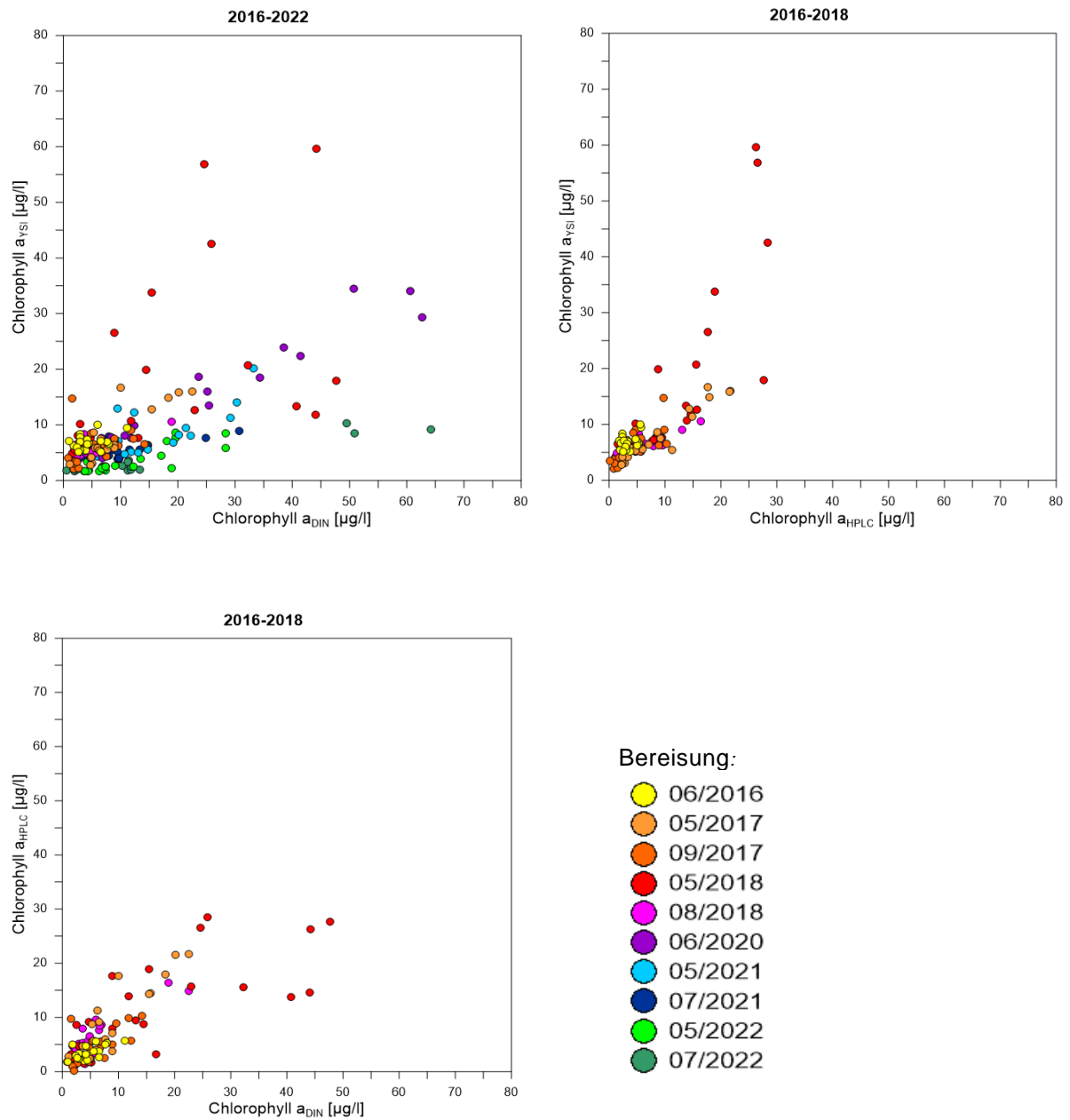
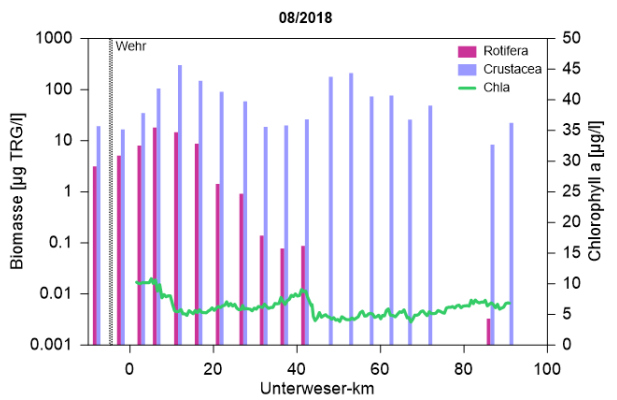
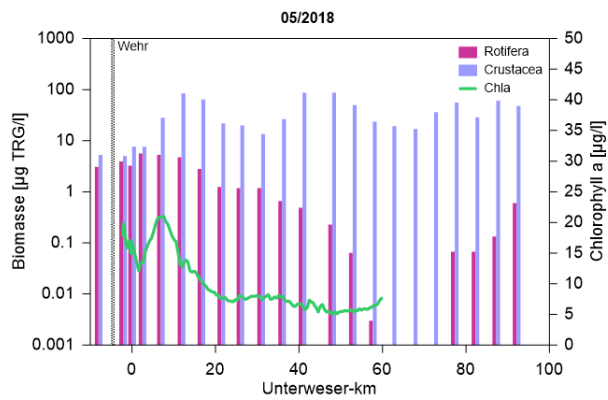
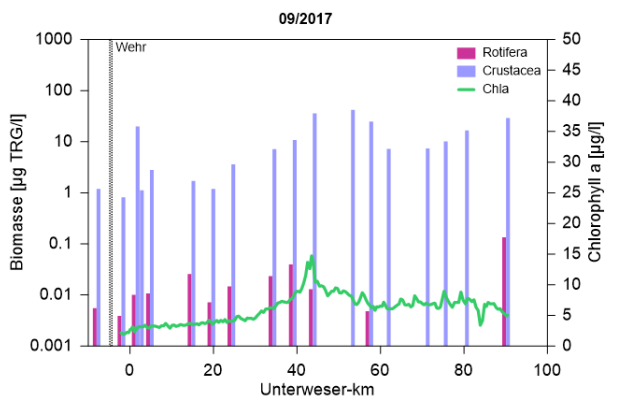
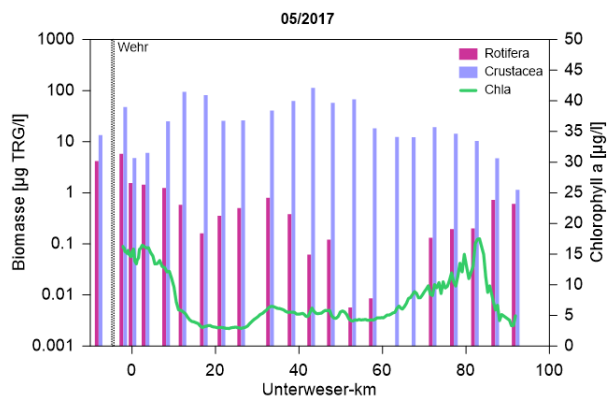
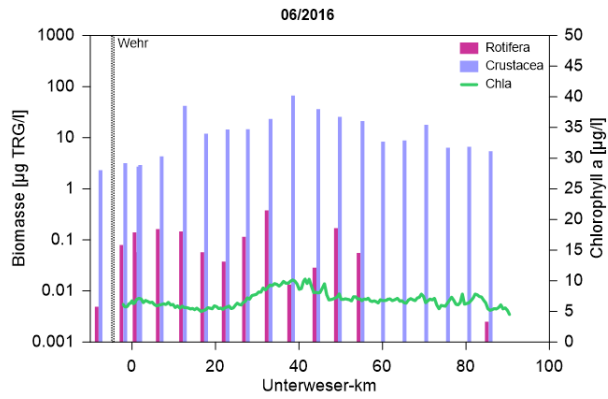


Abb. 65: Streudiagramm der Messwerte des Chlorophyll-a-Gehaltes für die Jahre 2016–2022 (DIN und YSI) bzw. 2016–2018 (HPLC).



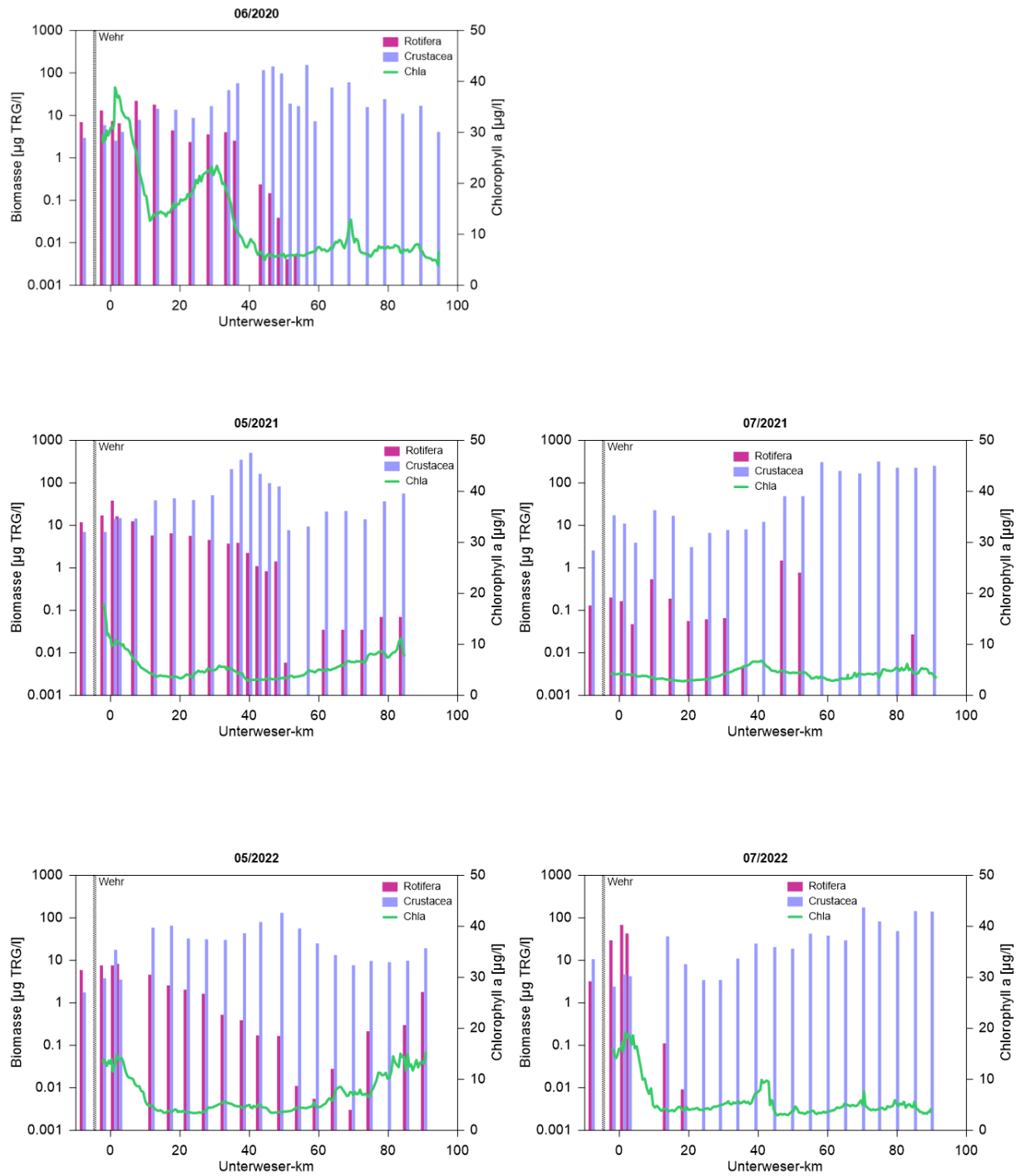


Abb. 66: Messwerte der Zooplanktonbiomassen (Rotifera, Crustacea) im Längsprofil für die Jahre 2016–2022.

Abbildungsverzeichnis

Abb. 1: Karte der Unter- und Außenweser mit Teilen der Mittelweser und Lage des Weserwehrs (MW-km 362,1).....	10
Abb. 2: Durchflusssystem mit Messsonden. Das Wasser wird von unten in die Durchflussskammer gepumpt (ca. 50 l/min) und mittels Überlaufs wieder abgeleitet	12
Abb. 3: Gesamtansicht und Sondenkopf der Multiparametersonde YSI 6600.....	15
Abb. 4: AlgaeLabAnalyser (Fa. bbe Moldaenke)	15
Abb. 5: Oberwasserabflüsse (01.04. bis 30.09.) der Mittelweser (Pegel Intschede, MW-km 331,3) für die Jahre 2016 bis 2022 sowie die Zeitpunkte der BfG-Weserlängsbereisungen (rote Pfeile).	20
Abb. 6: Oberwasserabflüsse (01.04. bis 30.09.) der Hunte (Pegel Huntlosen II) für die Jahre 2016 bis 2022 sowie die Zeitpunkte der BfG-Weserlängsbereisungen (rote Pfeile).	21
Abb. 7: Messwerte des Chlorophyll-a-Gehaltes (HPLC, DIN und YSI) im Längsprofil für Frühjahr 2016 (14.06.)	23
Abb. 8: Messwerte des Chlorophyll-a-Gehaltes (HPLC, DIN und YSI) im Längsprofil für Frühjahr und Sommer 2017 (22.05. und 14.09.)	24
Abb. 9: Messwerte des Chlorophyll-a-Gehaltes (HPLC, DIN und YSI) im Längsprofil für Frühjahr und Sommer 2018 (24.05. und 07.08.)	25
Abb. 10: Messwerte des Chlorophyll-a-Gehaltes (DIN und YSI) im Längsprofil für Frühjahr 2020 (03.06.)	26
Abb. 11: Messwerte des Chlorophyll-a-Gehaltes (DIN und YSI) im Längsprofil für Frühjahr und Sommer 2021 (05.05. und 20.07.)	27
Abb. 12: Messwerte des Chlorophyll-a-Gehaltes (DIN und YSI) im Längsprofil für Frühjahr und Sommer 2022 (11.05. und 20.07.)	28
Abb. 13: Prozentuale Anteile der Algenklassen am Gesamtbiovolumen sowie das Gesamtbiovolumen im Längsprofil der Tideweser am 14.06.2016 (basierend auf der mikroskopischen Biovolumenbestimmung). Bremer Weserwehr: schwarz gepunkteter Balken	31
Abb. 14: Prozentuale Anteile der Algenklassen am Gesamtbiovolumen sowie das Gesamtbiovolumen im Längsprofil der Tideweser am 22.05.2017 (basierend auf der mikroskopischen Biovolumenbestimmung). Bremer Weserwehr: schwarz gepunkteter Balken	32
Abb. 15: Prozentuale Anteile der Algengruppen am Chlorophyll a sowie Chlorophyll a im Längsprofil der Tideweser am 22.05.2017 (basierend auf fluorometrische Messungen mittels AlgaeLabAnalyzers). Bremer Weserwehr: schwarz gepunkteter Balken.....	32
Abb. 16: Prozentuale Anteile der Algenklassen am Gesamtbiovolumen sowie das Gesamtbiovolumen im Längsprofil der Tideweser am 14.09.2017 (basierend auf der	

	mikroskopischen Biovolumenbestimmung). Bremer Weserwehr: schwarz gepunkteter Balken	33
Abb. 17:	Prozentuale Anteile der Algenklassen am Gesamtbiovolumen sowie das Gesamtbiovolumen im Längsprofil der Tideweser am 24.05.2018 (basierend auf der mikroskopischen Biovolumenbestimmung). Bremer Weserwehr: schwarz gepunkteter Balken	34
Abb. 18:	Prozentuale Anteile der Algengruppen am Chlorophyll a sowie Chlorophyll a im Längsprofil der Tideweser am 24.05.2018 (basierend auf fluorometrische Messungen mittels AlgaeLabAnalyzers). Bremer Weserwehr: schwarz gepunkteter Balken.....	34
Abb. 19:	Prozentuale Anteile der Algenklassen am Gesamtbiovolumen sowie das Gesamtbiovolumen im Längsprofil der Tideweser am 07.08.2018 (basierend auf der mikroskopischen Biovolumenbestimmung). Bremer Weserwehr: schwarz gepunkteter Balken	35
Abb. 20:	Prozentuale Anteile der Algengruppen am Chlorophyll a sowie Chlorophyll a im Längsprofil der Tideweser am 07.08.2018 (basierend auf fluorometrische Messungen mittels AlgaeLabAnalyzers). Bremer Weserwehr: schwarz gepunkteter Balken.....	35
Abb. 21:	Prozentuale Anteile der Algenklassen am Gesamtbiovolumen sowie das Gesamtbiovolumen im Längsprofil der Tideweser am 03.06.2020 (basierend auf der mikroskopischen Biovolumenbestimmung). Bremer Weserwehr: schwarz gepunkteter Balken	36
Abb. 22:	Prozentuale Anteile der Algengruppen am Chlorophyll a sowie Chlorophyll a im Längsprofil der Tideweser am 03.06.2020 (basierend auf fluorometrische Messungen mittels AlgaeLabAnalyzers). Bremer Weserwehr: schwarz gepunkteter Balken. (*Chla-Messwert km 18 wurde aufgrund Unplausibilität durch Chla-Messwert nach DIN ersetzt).	36
Abb. 23:	Prozentuale Anteile der Algenklassen am Gesamtbiovolumen sowie das Gesamtbiovolumen im Längsprofil der Tideweser am 05.05.2021 (basierend auf der mikroskopischen Biovolumenbestimmung). Bremer Weserwehr: schwarz gepunkteter Balken	37
Abb. 24:	Prozentuale Anteile der Algengruppen am Chlorophyll a sowie Chlorophyll a im Längsprofil der Tideweser am 05.05.2021 (basierend auf fluorometrische Messungen mittels AlgaeLabAnalyzers). Bremer Weserwehr: schwarz gepunkteter Balken.....	37
Abb. 25:	Prozentuale Anteile der Algenklassen am Gesamtbiovolumen sowie das Gesamtbiovolumen im Längsprofil der Tideweser am 20.07.2021 (basierend auf der mikroskopischen Biovolumenbestimmung). Bremer Weserwehr: schwarz gepunkteter Balken	38
Abb. 26:	Prozentuale Anteile der Algengruppen am Chlorophyll a sowie Chlorophyll a im Längsprofil der Tideweser am 20.07.2021 (basierend auf fluorometrische Messungen mittels AlgaeLabAnalyzers). Bremer Weserwehr: schwarz gepunkteter Balken.....	38

Abb. 27: Prozentuale Anteile der Algenklassen am Gesamtbiovolumen sowie das Gesamtbiovolumen im Längsprofil der Tideweser am 11.05.2022 (basierend auf der mikroskopischen Biovolumenbestimmung). Bremer Weserwehr: schwarz gepunkteter Balken	39
Abb. 28: Prozentuale Anteile der Algengruppen am Chlorophyll a sowie Chlorophyll a im Längsprofil der Tideweser am 11.05.2022 (basierend auf fluorometrische Messungen mittels AlgaeLabAnalyzers). Bremer Weserwehr: schwarz gepunkteter Balken.....	39
Abb. 29: Prozentuale Anteile der Algenklassen am Gesamtbiovolumen sowie das Gesamtbiovolumen im Längsprofil der Tideweser am 20.07.2022 (basierend auf der mikroskopischen Biovolumenbestimmung). Bremer Weserwehr: schwarz gepunkteter Balken	40
Abb. 30: Streudiagramm und lineare Regression der Biovolumina [mm^3/l] aus der mikroskopischen Biovolumenbestimmung und des Chlorophyll a [$\mu\text{g}/\text{l}$] aus den fluorometrischen Messungen mittels AlgaeLabAnalyzers. Dargestellt sind die Proben der Längsprofilbereisungen der Tideweser (2017-2022), für die eine gemeinsame Datengrundlage vorlag. Die drei Datenpunkte mit hohen Biovolumina (4,5–6,6 mm^3/l) und geringen Chla-Konzentrationen (21–24 $\mu\text{g}/\text{l}$) wurden nicht berücksichtigt (Quadrate). Diese hohen Biovolumina sind auf die hohe Zellzahl der marinen Art <i>Guinardia delicatula</i> im Bereich UW-km 80–90 während der Bereisung 05/2022 zurückzuführen.	41
Abb. 31: Messwerte von Nitrat-, Nitrit- und Ammoniumstickstoff im Längsprofil für Frühjahr 2016 (14.06.)	43
Abb. 32: Messwerte von Nitrat-, Nitrit- und Ammoniumstickstoff im Längsprofil für Frühjahr und Sommer 2017 (22.05. und 14.09.)	44
Abb. 33: Messwerte von Nitrat-, Nitrit- und Ammoniumstickstoff im Längsprofil für Frühjahr und Sommer 2018 (24.05. und 07.08.)	45
Abb. 34: Messwerte von Nitrat-, Nitrit- und Ammoniumstickstoff im Längsprofil für Frühjahr 2020 (03.06.)	46
Abb. 35: Messwerte von Nitrat-, Nitrit- und Ammoniumstickstoff im Längsprofil für Frühjahr und Sommer 2021 (05.05. und 20.07.)	47
Abb. 36: Messwerte von Nitrat-, Nitrit- und Ammoniumstickstoff im Längsprofil für Frühjahr und Sommer 2022 (11.05. und 20.07.)	48
Abb. 37: Messwerte von ortho-Phosphat-P und Silikat-Si im Längsprofil für Frühjahr 2016 (14.06.)...	50
Abb. 38: Messwerte von ortho-Phosphat-P und Silikat-Si im Längsprofil für Frühjahr und Sommer 2017 (22.05. und 14.09.)	51
Abb. 39: Messwerte von ortho-Phosphat-P und Silikat-Si im Längsprofil für Frühjahr und Sommer 2018 (24.05. und 07.08.)	52
Abb. 40: Messwerte von ortho-Phosphat-P und Silikat-Si im Längsprofil für Frühjahr 2020 (03.06.)...	53
Abb. 41: Messwerte von ortho-Phosphat-P und Silikat-Si im Längsprofil für Frühjahr und Sommer 2021 (05.05. und 20.07.)	54

Abb. 42: Messwerte von ortho-Phosphat-P und Silikat-Si im Längsprofil für Frühjahr und Sommer 2022 (11.05. und 20.07.)	55
Abb. 43: Messwerte von oberflächennahen Schwebstoffgehalten (20-Min.-Werte), Trübung, O ₂ -Sättigung und Salzgehalt (jeweils aggregierte 2-Min.-Werte) im Längsprofil für Frühjahr 2016 (14.06.)	58
Abb. 44: Messwerte von oberflächennahen Schwebstoffgehalten (20-Min.-Werte), Trübung, O ₂ -Sättigung und Salzgehalt (jeweils aggregierte 2-Min.-Werte) im Längsprofil für Frühjahr und Sommer 2017 (22.05. und 14.09.).....	59
Abb. 45: Messwerte von oberflächennahen Schwebstoffgehalten (20-Min.-Werte), Trübung mit YSI, Feststoff mit Solitax, O ₂ -Sättigung und Salzgehalt (jeweils aggregierte 2-Min.-Werte) im Längsprofil für Frühjahr und Sommer 2018 (24.05. und 07.08.)	60
Abb. 46: Messwerte von oberflächennahen Schwebstoffgehalten (20-Min.-Werte), Trübung, O ₂ -Sättigung und Salzgehalt (jeweils aggregierte 2-Min.-Werte) im Längsprofil für Frühjahr 2020 (03.06.)	61
Abb. 47: Messwerte von oberflächennahen Schwebstoffgehalten (20-Min.-Werte), Trübung mit YSI, Feststoff mit Solitax, O ₂ -Sättigung und Salzgehalt (jeweils aggregierte 2-Min.-Werte) im Längsprofil für Frühjahr und Sommer 2021 (05.05. und 20.07.)	62
Abb. 48: Messwerte von oberflächennahen Schwebstoffgehalten (20-Min.-Werte), Trübung mit YSI, Feststoff mit Solitax*, O ₂ -Sättigung und Salzgehalt (jeweils aggregierte 2-Min.-Werte) im Längsprofil für Frühjahr und Sommer 2022 (11.05. und 20.07.)	63
Abb. 49: Boxplots der Chlorophyll-a-Konzentration (YSI) (Ausreißer: außerhalb des 1,5-fachen Interquartilsabstands) sowie minimale, mittlere und maximale Biomassen der Rotifera und Crustacea (schattierter Bereich = min-max) entlang des Längsprofils der Tideweser in den Frühjahren der Jahre 2016–2022 jeweils über 10-km Abschnitte gemittelt.....	66
Abb. 50: Boxplots der Chlorophyll-a-Konzentration (YSI) (Ausreißer: außerhalb des 1,5-fachen Interquartilsabstands) sowie minimale, mittlere und maximale Biomassen der Rotifera und Crustacea (schattierter Bereich = min-max) entlang des Längsprofils der Tideweser in den Sommern der Jahre 2016–2022 jeweils über 10-km Abschnitte gemittelt.....	66
Abb. 51: Sauerstoffsättigung im Längsprofil der Tideweser für die Jahre 2016–2022 (Frühjahr/Sommer) im Kontext der Abflusssituation: abflussarm – rot, abflussreich – blau.	67
Abb. 52: Salzgehalte im Längsprofil der Tideweser für die Jahre 2016–2022 (Frühjahr/Sommer) im Kontext der Abflusssituation: abflussarm – rot, abflussreich – blau.....	68
Abb. 53: Wassertemperaturen im Längsprofil der Tideweser für die Jahre 2016–2022 (Frühjahr/Sommer) in Abhängigkeit der Abflusssituation (abflussarm-rot, abflussreich-blau)	68
Abb. 54: Chlorophyll a (fluorometrische Messung mittels YSI-Sonde) im Längsprofil der Tideweser für die Jahre 2016–2022 (Frühjahr/Sommer) in Abhängigkeit der Abflusssituation (abflussarm-rot, abflussreich-blau)	70

Abb. 55: Zooplankton (oben: Rotifera, unten: Crustacea) im Längsprofil der Tideweser für die Jahre 2016–2022 (Frühjahr/Sommer) in Abhängigkeit der Abflusssituation (abflussarm-rot, abflussreich-blau); Mittelwert für 10 km Abschnitte.	70
Abb. 56: Box-Whisker-Plots (Ausreißer: außerhalb des 1,5-fachen Interquartilsabstands) der nach DIN bestimmten Chlorophyll a-Werte für die Jahre 2009–2022 (Frühjahr oben / Sommer unten). Die roten Balken markieren die Messwerte der abflussarmen Jahre (2018, 2020 und 2022).	72
Abb. 57: Box-Whisker-Plots (Ausreißer: außerhalb des 1,5-fachen Interquartilsabstands) des Ammonium-Stickstoffgehaltes (NH ₄ -N) für die Jahre 2009–2022 (Frühjahr oben / Sommer unten). Die roten Balken markieren die Messwerte der abflussarmen Jahre (2018, 2020 und 2022).	74
Abb. 58: Box-Whisker-Plots (Ausreißer: außerhalb des 1,5-fachen Interquartilsabstands) des Nitrit-Stickstoffgehaltes (NO ₂ -N) für die Jahre 2009–2022 (Frühjahr oben / Sommer unten). Die roten Balken markieren die Messwerte der abflussarmen Jahre (2018, 2020 und 2022).	75
Abb. 59: Box-Whisker-Plots (Ausreißer: außerhalb des 1,5-fachen Interquartilsabstands) des Nitrat-Stickstoffgehaltes (NO ₃ -N) für die Jahre 2009–2022 (Frühjahr oben / Sommer unten). Die roten Balken markieren die Messwerte der abflussarmen Jahre (2018, 2020 und 2022).	76
Abb. 60: Box-Whisker-Plots (Ausreißer: außerhalb des 1,5-fachen Interquartilsabstands) des ortho-Phosphatgehaltes für die Jahre 2009–2022 (Frühjahr oben / Sommer unten). Die roten Balken markieren die Messwerte der abflussarmen Jahre (2018, 2020 und 2022).	78
Abb. 61: Box-Whisker-Plots (Ausreißer: außerhalb des 1,5-fachen Interquartilsabstands) des Silikatgehaltes für die Jahre 2009–2022 (Frühjahr oben / Sommer unten). Die roten Balken markieren die Messwerte der abflussarmen Jahre (2018, 2020 und 2022).	79
Abb. 62: Box-Whisker-Plots (Ausreißer: außerhalb des 1,5-fachen Interquartilsabstands) der Salzgehalt für die Jahre 2009–2022 (aggregierte 2-Min.-Werte; Frühjahr oben / Sommer unten). Die roten Balken markieren die Messwerte der abflussarmen Jahre (2018, 2020 und 2022).	81
Abb. 63: Box-Whisker-Plots (Ausreißer: außerhalb des 1,5-fachen Interquartilsabstands) der oberflächennahen Schwebstoffgehalte für die Jahre 2009–2022 (Frühjahr oben / Sommer unten). Die roten Balken markieren die Messwerte der abflussarmen Jahre (2018, 2020 und 2022).	82
Abb. 64: Box-Whisker-Plots (Ausreißer: außerhalb des 1,5-fachen Interquartilsabstands) der Sauerstoffsättigung für die Jahre 2009–2022 (aggregierte 2-Min.-Werte; Frühjahr oben / Sommer unten). Die roten Balken markieren die Messwerte der abflussarmen Jahre (2018, 2020 und 2022).	83
Abb. 65: Streudiagramm der Messwerte des Chlorophyll-a-Gehaltes für die Jahre 2016–2022 (DIN und YSI) bzw. 2016–2018 (HPLC).	84
Abb. 66: Messwerte der Zooplanktonbiomassen (Rotifera, Crustacea) im Längsprofil für die Jahre 2016–2022.	86

Tabellenverzeichnis

Tab. 1: Gewässerabschnitte im Untersuchungsgebiet basierend auf der Kilometrierung von Mittelweser sowie Unter- und Außenweser.....	10
Tab. 2: Schema der Messfahrten und Zeitpunkt des Tidehochwassers in Bremerhaven (Alter Leuchtturm) sowie Tagesmittelwert des Abflusses am Pegel Intschede	12
Tab. 3: Parameterliste mit Angabe der Methoden	13
Tab. 4: Verschiedene Methoden und deren Merkmale zur Bestimmung der Algenbiomasse über die Chlorophyll-a-Konzentration sowie zur Bestimmung des Biovolumens.....	14
Tab. 5: Zuordnung der verschiedenen Algenklassen (mikroskopischen Biovolumenbestimmung) zu den Algengruppen	17
Tab. 6: Hauptwerte des Abflusses am Pegel Intschede (1941–2022, 82 Jahre) (Wasserstraßen- und Schifffahrtsverwaltung des Bundes (WSV), bereitgestellt durch die Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG))	19
Tab. 7: Mittelwerte für das hydrologische Abflussjahr sowie für das hydrologische Sommer- und Winterhalbjahr am Pegel Intschede für die Jahre 2016 bis 2022 mit Kennzeichnung (rot) der abflussarmen Sommerhalbjahre ($Q_{\text{hydrologisches Sommerhalbjahr}}$ liegt bei oder unter $MNQ_{\text{hydrologisches Sommerhalbjahr}}$)....	19
Tab. 8: Monats- und Saisonmittelwerte des Abflusses am Pegel Intschede für die Jahre 2016 bis 2022.....	19

Literaturverzeichnis

ANDERSEN, C. M., NIELSEN, T. G. (1997): *Hatching rate of the egg-carrying estuarine copepod Eurytemora affinis*. Marine Ecology PROGRESS SERIES **160**: 283-289. <https://doi.org/10.3354/meps160283>

HEIN, B., SCHÖL, A., KRINGS, W. (2025): *Online-Messungen des Sauerstoffgehaltes, des Chlorophyll a-Gehaltes und von Begleitparametern in der Tideweser für die Jahre 2016 bis 2022. Ergebnisse der Stationen Oslebshausen, Farge, Elsfleth und Nordenham*. BfG-Bericht **2230**. <https://doi.org/10.5675/BfG-2230>

ONCKEN, N., SCHÖL, A. (2024): *Die Zooplanktongemeinschaft der Tideweser und Hunte*. BfG-Bericht **2119**. <https://doi.org/10.5675/BfG-2119>

SCHÖL, A., GÜNSTER, C. (2006): *Längsprofilmessung des Chlorophyllgehaltes und Ermittlung der Planktonzusammensetzung in der Unterweser im Mai und August des Jahres 2005*. BfG-Bericht **1485**.

SCHULZ, G., VAN BEUSEKOM, J. E. E., JACOB, J., BOLD, S., SCHÖL, A., ANKELE, M., SANDERS, T., DÄHNKE, K. (2023): *Low discharge intensifies nitrogen retention in rivers - A case study in the Elbe River*. Science of the Total Environment **904**. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.166740>

VIERGUTZ, C., SCHÖL, A., KRINGS, W., GÜNSTER, C., LINGEN, J. (2019): *Plankton und Wasserbeschaffenheit in der Tideweser in den Jahren 2009–2015*. BfG-Bericht **1940**.

Bundesanstalt für Gewässerkunde

Am Mainzer Tor
56068 Koblenz

Telefon: +49 261 1306-0

Telefax: +49 261 1306-5302

E-Mail: posteingang@bafg.de

www.bafg.de