

# Untersuchungen zur Abundanzdynamik des Stints in der Unterelbe von 2000 bis 2023 und der möglichen Ursachen



**Auftraggeber:**  
Stiftung Lebensraum Elbe  
Hamburg

**22.01.2025**



---

Auftraggeber: Stiftung Lebensraum Elbe  
Hamburg

---

Titel: Untersuchungen zur Abundanzdynamik des Stints 2000 bis 2023  
und der möglichen Ursachen

---

Auftragnehmer: BIOCONSULT

Auf der Muggenburg 30  
28217 Bremen  
Telefon +49 421 6207108  
Telefax +49 421 6207109

Lerchenstraße 22  
24103 Kiel  
Telefon +49 431 53036338

Internet [www.BIOCONSULT.de](http://www.BIOCONSULT.de)  
eMail [info@BIOCONSULT.de](mailto:info@BIOCONSULT.de)

---

Bearbeiter: Jörg Scholle  
Bastian Schuchardt  
David Kopetsch

---

Datum: Januar 2025



## Inhalt

<b>Zusammenfassung</b> .....	
<b>1. Anlass und Aufgabe</b> .....	
<b>2. Daten und Methodik</b> .....	
<b>3. Abundanzdynamik des Stints 2000 bis 2023</b> .....	
<b>4. Dynamik potenzieller Einflussfaktoren 2000 – 2023</b> .....	
4.1 Oberwasserabfluss.....	
4.2 Wassertemperatur.....	
4.3 Leitfähigkeit.....	
4.4 Sauerstoff.....	
4.5 Trübung (Schwebstoffe).....	
4.6 Schadstoffe.....	
4.7 Gewässermorphologie (Mühlenberger Loch).....	
4.8 Kühlwasserentnahmen.....	
4.9 Unterhaltungsarbeiten.....	
4.10 Zooplankton (Auswertungen BfG Koblenz).....	
4.11 Prädatoren.....	
4.11.1 Fische.....	
4.11.2 Weitere Artengruppen.....	
4.12 Fischerei.....	
4.13 Fischkrankheiten.....	
4.14 Natürliche Variabilität.....	
<b>5. Schlussfolgerungen</b> .....	
<b>6. Maßnahmen zur Stützung des Stintbestandes</b> .....	
<b>Literatur</b> .....	
<b>Anhang</b> .....	

## Abbildungen und Tabellen

- Abb. 1: Abgrenzung der Oberflächenwasserkörper (OWK) und der Gewässertypen in der Tideelbe.....
- Abb. 2: Entwicklung der Stintabundanz (adult) im Zeitraum 2000 – 2023 im OWK West, dargestellt als Box & Whisker-Plots (oben) auf Grundlage aller Einzelfangdaten ( $\log \text{Ind./1 Mio. m}^3+1$ ) sowie als Zeitreihenanalyse (Mann Kendall, Grundlage Median der Frühjahrsfänge  $\log\text{-Ind./1 Mio. m}^3$ ;  $p < 0,01$ , Bild unten). Daten: WRRL-Fischmonitoring Tideelbe. Die Zeitspanne 2019 – 2023 ist blau eingerahmt. Frühjahrsdaten.....
- Abb. 3: Entwicklung der Stintabundanz (subadult) im Zeitraum 2000 – 2023 im OWK West, dargestellt als Box & Whisker-Plots (oben) auf Grundlage aller Einzelfangdaten ( $\log \text{Ind./1 Mio. m}^3+1$ ) sowie als Zeitreihenanalyse (Mann Kendall, Grundlage Median der Frühjahrsfänge  $\log\text{-Ind./1 Mio. m}^3$ ;  $p < 0,01$ , Bild unten). Daten: WRRL-Fischmonitoring Tideelbe. Die Zeitspanne 2019 – 2023 ist blau eingerahmt. Frühjahrsdaten.....
- Abb. 4: Entwicklung der Stintabundanz (juvenil) im Zeitraum 2000 – 2023 im OWK West, dargestellt als Box & Whisker-Plots (oben) auf Grundlage aller Einzelfangdaten ( $\log \text{Ind./1 Mio. m}^3+1$ ) sowie als Zeitreihenanalyse (Mann Kendall, Grundlage Median der Frühjahrsfänge als  $\log\text{-Ind./1 Mio. m}^3$ ;  $p < 0,01$ , Bild unten). Daten: WRRL-Fischmonitoring Tideelbe. Die Zeitspanne 2019 – 2023 ist blau eingerahmt. Herbstdaten.....
- Abb. 5: Entwicklung der Stintlarvendichte (Bild oben) im Zeitraum 2011 – 2023 in der Tideelbe bei km 643 (OWK West). Abundanzdaten  $\log$ -transformiert. Bild unten: Ergebnis „General additive Model“ GAM, Daten: Fintenmonitoring WSA Elbe-Nordsee/ BioConsult.....
- Abb. 6: Bild oben: Stintabundanz in den Jahren 2014 – 2022 im niedersächsischen Küstenmeer (zwischen Ems und Weser). Mittelwert (Hamenfänge) aus fünf Fangstationen. Bild unten: Daten differenziert nach Fangsaison (2018 – 2022). Quelle: BioConsult 2023/Nationalparkverwaltung niedersächsisches Wattenmeer.....
- Abb. 7: Segmentierte Regression, Grundlage Fangzahlen Stint 2018, 2020, 2022 (5 Fangstationen zwischen Ems & Elbe). Regressionstyp 3: zwei unterbrochene Abschnitte mit unterschiedlicher Steigung.....
- Abb. 8: Lage der Befischungstrecken in verschiedenen Bereichen des Hamburger Hafens. Frühjahr & Sommer 2021, Herbst 2022. FwV= Finkenwerder Vorhafen, SeeH= Seehäfen, SE= Süderelbe, TraH= Trave Hafen, HanHa = Hansa Hafen, ReiSü = Reihersteg/Süderelbe, rote Linien: Lage der Schleppstriche.....
- Abb. 9: Zusammenhang zwischen Oberwasserabfluss ( $Q \text{ m}^3/\text{s}$ ) und Trübung (FNU). Daten Messstation Seemannshöft. Tagesmaxima aus dem saisonalen Zeitraum Jan – Jun. Daten Pegel Neu Darchau. Quellen: WSA Elbe-Nordsee & Datenquelle Inst. f. Hygiene & Umwelt HH.....
- Abb. 10: Entwicklung des Oberwasserabflusses in der Elbe bezogen auf das erste Halbjahr (Jan – Jun). Betrachtungsebenen: Bild oben: Tagesmittel; Bild

- unten: segmentierte Regression (Jan - Jun Mittelwert/Jahr). Daten Pegel Neu Darchau. Type 5 = Zwei horizontale Segmente ( $Q \text{ m}^3/\text{s}$ ) auf unterschiedlichem Niveau, bei 90% Wahrscheinlichkeit signifikant unterschiedlich. Datengrundlage: 2000 – 2023; Quelle: WSA Elbe.....
- Abb. 11: Entwicklung des Oberwasserabflusses in der Elbe in den Jahren 2000 – 2023, differenziert für verschiedene saisonale Zeiträume. Quelle: WSA Elbe, Daten Pegel Neu Darchau.....
- Abb. 12: Entwicklung der Wassertemperaturen im Zeitraum 2000 – 2023 in der Tideelbe, differenziert für verschiedene saisonale Zeiträume. Daten Messstation Bunthaus km 609. Datenquelle Inst. f. Hygiene & Umwelt HH.....
- Abb. 13: Entwicklung der Leitfähigkeit im Tideelbeabschnitt oberhalb Hamburgs im Zeitraum 2000 – 2023, differenziert für verschiedene Monate. Daten Messstation Bunthaus km 609 (OWK Ost), Tagesmittelwerte (kontinuierliche Messungen). 2 = Feb; 3 = Mrz., 4 = Apr., 5 = Mai, 6 = Jun, 7 = Jul, 8 = Aug. Datengrundlage: Tagesmaxima. Datenquelle Inst. f. Hygiene & Umwelt HH. 36
- Abb. 14: Entwicklung der Leitfähigkeit (LF mS/m) im OWK Hafen im Zeitraum 2000 – 2023, differenziert für verschiedene Monate. Daten Messstation Seemannshöft km 628, Tagesmaximum). 2 = Feb; 3 = Mrz, 4 = Apr., 5 = Mai, 6 = Jun, 7 = Jul, 8 = Aug. Datengrundlage: Tagesmaxima. Datenquelle Inst. f. Hygiene & Umwelt HH.....
- Abb. 15: Entwicklung der Leitfähigkeit im Übergangsgewässer der Tideelbe in den Jahren 2004 - 2022, differenziert für verschiedene saisonale Zeiträume Daten Messstation Grauer Ort km 660, Tagesmittel (kontinuierliche Messungen). Datenquelle NLWKN Stade.....
- Abb. 16: Entwicklung der Sauerstoffgehalte in den Jahren 2000 – 2023 im Hamburger Tideelbebereich differenziert für verschiedene saisonale Zeiträume. Beachte unterschied. Skalierung der Y-Achse. Daten: Messstation Seemannshöft (km 629, OWK Hafen) Tagesminima (Quelle FGG Elbe; Gesamtprobe, kontinuierliche Messungen). Datenquelle Inst. f. Hygiene & Umwelt HH.....
- Abb. 17: Kumulative Anordnung der Sauerstoffwerte (Tagesminima für Mehrjahreszeiträume) Rote Linie = Werte aus dem Zeitraum 2000 – 2006; blaue Linie 2007 – 2012; grüne Linie 2013 – 2018; orange Linie 2019 – 2023. Senkrechte gestrichelte Linie potenzielle „Beeinträchtigungsgrenze für den Stint“. Daten Messstation Seemannshöft (km 629, OWK Hafen). Datenquelle Inst. f. Hygiene & Umwelt HH.....
- Abb. 18: Sauerstoffgehalte im Übergangsgewässer der Tideelbe im Zeitraum 2004 – 2022 Daten: Messstation Grauer Ort (km 660), Spannweite Tagesminima (aus kontinuierlichen Messungen). Bild oben ganzjähriger Zeitraum, Bild unten nur Sommermonate. Box & Whisker Plot: Die kurze Linie innerhalb des Rechtecks stellt den Median dar. Die Ränder oben und unten entsprechen den 25. bzw. 75. Perzentilen. Die Whisker markieren die 5. und 95. Perzentilen. Minimal- und Maximalwerte mit einem ‚+‘ gekennzeichnet. Datenquelle NLWKN Stade.....
- Abb. 19: Trübungswerte (FNU) in der Tideelbe stromauf von Hamburg im Zeitraum von 2000 – 2023 (keine saisonale Differenzierung). Daten: Messstation Bunthaus km 609, Tagesmittelwerte (kontinuierliche Messungen). Box & Whisker Plot: Die kurze Linie innerhalb des Rechtecks stellt den Median dar. Die Ränder oben und unten entsprechen den 25. bzw. 75. Perzentilen. Die

- Whisker markieren die 5. und 95. Perzentilen. Minimal- und Maximalwerte mit einem ‚+‘ gekennzeichnet. Beachte unterschiedliche Skalierung der Y-Achsen. Datenquelle Inst. f. Hygiene & Umwelt HH, Messstation Bunthaus km 609.....
- Abb. 20: Zeitliche Entwicklung der Trübung im hamburgischen Abschnitt der Tideelbe im Zeitraum 2000 – 2023, saisonal differenziert. Daten: Messstation Seemannshöft km 628, Tagesmittel (Gesamtprobe, kontinuierliche Messungen). Bild unten Ergebnis der segmentierten Regression; Type 5: 2 zwei Segmente auf unterschiedlichem Niveau. Hinweis: für die Jahre 2016 & 2017 liegen keine Daten vor. Quelle Inst. f. Hygiene & Umwelt HH.....
- Abb. 21: Zeitliche Entwicklung der Trübung im Tideelbeabschnitt unterhalb Hamburgs im Zeitraum 2000 – 2023, Frühjahrsdaten (März – Mai; Laichzeit und Aufwuchszeitraum Stintlarven) differenziert nach Tidephasen und vertikaler Messposition (Bilder oben: oberflächennah; Bilder unten: sohlnah). Datenquelle WSA Elbe-Nordsee Messstation D1 km 643.....
- Abb. 22: Zeitliche Entwicklung der Trübung im Tideelbeabschnitt unterhalb Hamburgs im Zeitraum 2004 – 2022. Daten: Frühjahr (März – Mai), Messstation Grauer Ort km 660, Tagesmaxima. Bild unten: Ergebnis der segmentierten Regression; Y-Data = FNU; Regressionstyp5: zwei Segmente auf unterschiedlichem Niveau. FNU- Datenquelle NLWKN Stade.....
- Abb. 23: Historische Bedingungen in der Tideelbe im Bereich des heutigen Mühlenberger Lochs.....
- Abb. 24: Morphologische Veränderung (ohne Fahrwasser Außeneste, s. Rinne zwischen West & Ost) des Mühlenger Lochs im Vergleich der Jahre 2016 und 2022. Quelle HPA (schriftl. Mittlg.).....
- Abb. 25: Kraftwerksstandorte mit Kühlwasserentnahme (gelb: Mittlerweile außer Betrieb).....
- Abb. 26: Genehmigte Kühlwasserentnahmemengen im Übergangsgewässer. Oben: Wasserkörper T1 der Elbe stromab von km 655, Stade. Unten: Süßwasserabschnitt WK West & Hafen, stromauf von km 655, Stade. Quellen s. Tab. 7.....
- Abb. 27: Von DHI (2018) berechnete für das Jahr 2016 tatsächlich nutzbare Entnahmemengen aus der Süderelbe auf Basis der wasserrechtlichen Erlaubnis (in der Fassung von 04.10.2010). In den Wintermonaten (nicht dargestellt) kann die maximal genehmigte Menge von 64,4 m<sup>3</sup>/s entnommen werden.....
- Abb. 28: Jährliche WI- und Hopperbaggerungen in Mio. m<sup>3</sup>/a (Wasserbedarf) differenziert für die OWK Hafen (Bilder oben) & West (Bilder unten). Quelle: GDWS & HPA (OWK Hafen). Blau eingerahmt ergänzte Daten ab 2018.....
- Abb. 29: Jährlicher Wasserbedarf im Rahmen der Wasserinjektions- (WI, Bild links) und Hopperbagger-Einsätze (HP, Bild rechts) in Mio. m<sup>3</sup>/a (Baggermenge) für den Tideelbe Abschnitt ab km 659 – km 748.  
*Quelle: Daten\_ Auswertung bis 2023 Abiotik Bagger: GDWS WI-Elbe 2006 - 2023 xl-Stat & Hopper Elbe 2018 – 2023 Menge OWK West & T1.....*
- Abb. 30: Dichte (Ind/l) und Biomasse (Trockengewicht, TRG/l) der Crustacea und Rotifera der Einzelproben des Jahres 2021 bei Elbe-km 643. Quelle: BfG (2023 schriftl.).....
- Abb. 31: Dichte (Ind/l) und Biomasse (Trockengewicht, TRG/l) der Crustacea und Rotifera der Einzelproben des Jahres 2022 bei Elbe-km 643. Quelle: BfG (2023, schriftl.).....

- Abb. 32: Dichte (Ind./l) des Zooplanktons als Summe der Dichte der Crustacea und der Rotifera für die einzelnen Probenahmeterminale der Jahre 2021 bis 2022 bei km 643 und 651 (markiert durch Sternchen).....
- Abb. 33: Biomasse (Trockengewicht, TRG/l) des Zooplanktons als Summe der Biomasse der Crustacea und der Rotifera für die einzelnen Probenahmeterminale der Jahre 2021 bis 2022 bei km 643 und 651 (markiert durch Sternchen).  
Quelle: BfG (2023, schriftl.).....
- Abb. 34: Mittlere Gesamtabundanz (Ind./h/80 m<sup>2</sup>) Barschartiger (Frühjahrsdaten) im OWK West der Tideelbe. Daten aus Hamenbefischungen (Quellen WSA Elbe-Nordsee, FGG Elbe, NLWKN Stade). Für die Jahre 2015 & 2016 stehen keine Daten aus dem OWK West zur Verfügung.....
- Abb. 35: Mittlere Gesamtabundanz (Ind./h/80 m<sup>2</sup>) (Frühjahrsdaten) ausgewählter Arten (Aal, Aland, Rapfen) als potenzielle Freßfeinde von Stintlarven im OWK West der Tideelbe. Daten aus Hamenbefischungen (Quellen WSA Elbe-Nordsee, FGG Elbe, NLWKN Stade). Für die Jahre 2015 & 2016 stehen keine Daten aus dem OWK West zur Verfügung.....
- Abb. 36: Entwicklung der Fintenfänge (Ind./h/80 m<sup>2</sup>) im Zeitraum 2000 – 2023. Rote Linie: gleitendes Mittel. Daten: WRRL-Fischmonitoring (Finte, juvenile Stinte). Quellen Wassergütestelle Elbe, NLWKN Stade, FGG Elbe, WSA Elbe-Nordsee).....
- Abb. 37: Mittlere Wittlingsanzahlen im niedersächsischen Küstenmeer (Bild links) und Häufigkeitsverteilung nach Gewichtskategorien (Bild rechts). Datenquelle Nationalpark Nds. Wattenmeer.....
- Abb. 38: Anzahl der Tage mit niedrigen Sauerstoffkonzentrationen in der Elbe bei Hamburg-Seemannshöft (Bergemann, Michael; Daten ARGE Elbe, FGG Elbe).  
Quelle: [www.tideelbe.info](http://www.tideelbe.info).....
- Abb. 39: Entwicklung der Wassertemperaturen im Zeitraum 2000 – 2023 in der Tideelbe, differenziert für verschiedene saisonale Zeiträume. Daten Messstation Seemannshöft km 628. WT = Wassertemperatur. Datenquelle Inst. f. Hygiene & Umwelt HH.....
- Abb. 40: Box & Whisker Plots: Fangzahl adulter Stint (log Ind./100 m<sup>3</sup>/a) im OWK Hafen (oben) und Übergangsgewässer (OWK T1, unten) im Zeitraum 2000 – 2018 & 2021. Datenquelle :WRRL-Fintenmonitoring WSA Elbe-Nordsee. **OWK Hafen:** Tendenziell höhere Fangzahlen im Frühjahr 2021 im Vergleich zum Frühjahr 2018. **OWK T1:** keine Trendumkehr erkennbar (Frühjahr & Herbstdatenberücksichtigt), insgesamt aber kein signifikant negativer Trend im OWK T1 (s. Tabelle  $p > 0.1$ ).....
- Abb. 41: Box & Whisker Plots: Fangzahl subadulter Stint (log Ind./100 m<sup>3</sup>/a) im Übergangsgewässer (OWK T, unten) sowie im OWK Hafen (Bild oben) im Zeitraum 2000 – 2018 & 2021. Datenquelle: WRRL-Fintenmonitoring WSA Elbe-Nordsee. **OWK Hafen:** Tendenziell höhere Fangzahlen im Frühjahr 2021 im Vergleich zum Herbst 2018. **OWK T1:** keine Trendumkehr erkennbar.....
- Abb. 42: Box & Whisker Plots (oben): Fangzahl juveniler Stint (log Ind./100 m<sup>3</sup>/a) im Übergangsgewässer (OWK T1) im Zeitraum 2000 – 2018 & 2021. Ergebnisse der Trendanalyse (Mann Kendall) auf Grundlage der Mediane der Untersuchungsjahre (Herbst).....

- Abb. 43: Box & Whisker Plots: Fangzahl juveniler Stint ( $\log \text{Ind./100 m}^3/\text{a}$ ) in den OWK Ost (oben) und OWK Hafen (unten) im Zeitraum 2000 – 2018 & 2021..... 95
- Abb. 44: Mittlere Stintlarvendichte ( $\text{Ind./100 m}^3/\text{a}$ ) bei km 643 (Quertransekt, QT) im Zeitraum 2011 – 2018. Daten: Mitte April – Anfang Juni. Quelle: WRRL-Fintenmonitoring WSA Elbe-Nordsee / BIOCONSULT.....
- Abb. 45: Kumulative Anordnung (oben) und Abundanzverteilung auf Holebene (unten) der Stint-Larvenfänge ( $\log \text{Ind./100 m}^3$ ) im OWK West; differenziert für die Zeiträume 2018 – 2020 (Bilder links: Allzeitminima) und 2021 – 2023 (Bilder rechts: signifikanter Anstieg). Abundanzdaten log-transformiert. Roter Querstrich: Median der Larvendichte in den Vergleichszeiträumen. Daten: Fintenmonitoring WSA Elbe-Nordsee/ BioConsult. O auf der x-Achse.....
- Abb. 46: Häufigkeit verschiedener Sauerstoffgehalte (bezogen auf Tagesminima) im Sommer verschiedener Jahresintervalle im OWK Hafen (*Datenquelle: dbe\_gast\_2024510\_14615910 MS Seemannshöft km 628*). Datenquelle Inst. f. Hygiene & Umwelt HH, FGG Elbe.....
- Abb. 47: Sauerstoffgehalte im Tideelbeabschnitt unterhalb Hamburgs in den Jahren 2000 – 2023 ( differenziert für verschiedenen Zeiträume Daten: Messstation Blankenese km 636, Tagesmittel. Für das Jahr 2023 stehen keine Daten für die hier dargestellten Monate zur Verfügung. Datenquelle Inst. f. Hygiene & Umwelt HH.....
- Abb. 48: Sauerstoffgehalte im Übergangsgewässer der Tideelbe in den Jahren 2000 – 2017 differenziert für verschiedene Zeiträume Daten: Messstation Grauer Ort km 660, Tagesminimum (kontinuierliche Messungen).....
- Abb. 49: Mittlere Trübungswerte (2000 – 2018) im saisonalen Zeitraum April – Juni nach Tidephasen und vertikaler Probeentnahme differenziert (Bild links: oberflächennahen Daten, Bild rechts sohlnahe Daten). Datenquelle WSA Elbe-Nordsee.....
- Abb. 50: Entwicklung der Trübungswerte im Übergangsgewässer der Elbe (km 660) im Zeitraum 2004 – 2022. Daten Messstation Grauer Ort, Tagesmittel; (Gesamtprobe kontinuierliche Messungen). Datenquelle: NLWKN Stade.....
- Abb. 51: Unterhaltungsarbeiten (Wasserbedarf in  $\text{Mio. m}^3/\text{a}$ ) im Zeitraum 2001 – 202. Beispiel Elbabschnitt El-km 654 – km 664. *Quelle: Auswertung bis 2023: Hopper-Elbe 2018-2023 ...& T1*, NLWKN Stade.....
- Tab. 1: Überblick über die ergänzten aktuellen Daten (Fischdaten; potenzielle Einflussfaktoren). \* = Daten nur aus dem Jahr 2021 (Herbst & Frühjahr) für OWK Hafen & T1; \*\* Daten 2019 – 2023 nur OWK West Frühjahr).....
- Tab. 2: Abundanz Stintlarven dargestellt für zwei 3Jahreszeiträume (Daten aggregiert); Darstellung verschiedene Kenngrößen (Median, Mittelwert, Maximum, Minimum, Perzentile).....
- Tab. 3: Mittelwert sowie Minimum und Maximum der Wassertemperatur im Zeitraum 2000 – 2023 differenziert für unterschiedliche saisonale Zeiträume. Messstation Bunthaus (km 609). Datenquelle Inst. f. Hygiene & Umwelt HH..... 33
- Tab. 4: Mittelwert sowie Minimum und Maximum der Wassertemperatur im Zeitraum 2000 – 2023 differenziert für unterschiedliche saisonale Zeiträume.

	Messstation Seemannshöft (km 628). Datenquelle Inst. f. Hygiene & Umwelt HH. ....
Tab. 5:	Mittlere Trübungswerte (FNU) im Tideelbeabschnitt von km 609 – km 660 für verschiedene Mehrjahreszeiträume, differenziert nach Tidephase und vertikaler Messposition. Die Mittelwerte der Jahreszeiträume unterscheiden sich signifikant ( $p < 0.05$ Kruskal-Wallis), Quelle Inst. f. Hygiene & Umwelt HH, Messstation D1 km 643.....
Tab. 6:	Mittlere Trübungswerte (FNU) im Tideelbeabschnitt von km 609 – km 660 für verschiedene Mehrjahreszeiträume und Vergleich mit dem aktuellen Zeitraum 2019 – 2023, sowie Angaben zu Tagesmaxima (Tagesmittel Max = Maximum der Tagesmittelwerte in den differenzierten Zeiträumen).....
Tab. 7:	Übersicht zu Kühlwasserentnahmen aus der Tideelbe, Angaben: beantragte Höchstmenge, Quellen s.u.....
Tab. 8:	Unterhaltungsbaggerungen im Zuständigkeitsbereich der HPA und des WSA Elbe-Nordsee (OWK West, inkl. Sedimentfang) im Zeitraum 2000 – 2023. WI = Wasserinjektion. Benötigtes Wasservolumen ( $m^3/s$ ). Angaben HPA & WSV Kiel. Hopperbaggerungen: $m^3$ bezogen auf die Saugzeit.....
Tab. 10:	Wassertemperatur Jahresmittel differenziert für verschiedene saisonale Zeiträume, Messstation Seemannshöft km 628 Tideelbe, Daten 2000 – 2022; Tagesmittel. Datenquelle Inst. f. Hygiene & Umwelt HH.....
Tab. 11:	Wassertemperatur Jahresmittel differenziert für verschiedene saisonale Zeiträume, Messstation Grauer Ort km 628 Tideelbe. Datenquelle NLWKN Stade.....
Tab. 12:	Hopperbaggermengen im Übergangsgewässer im Teilabschnitt km 654 – km 664 (ab 2001 – 2023) sowie im gesamten Übergangsgewässer (ab 2018 - 2023) und WI-Wasserbedarf von im Elbeabschnitt km 659 – km 748. Quelle: WSA Elbe-Nordsee.....

## Zusammenfassung

Vor dem Hintergrund von Hinweisen auf einen deutlichen Rückgang der Abundanz des Stints in der Unterelbe hatte die Stiftung Lebensraum Elbe das Büro BioConsult Schuchardt & Scholle GbR mit zwei Studien beauftragt. In der ersten Studie (BioConsult 2019a) ist auf der Grundlage vorliegender Daten, v.a. aus behördlichen Untersuchungsprogrammen, ein solcher rückläufiger Trend in den Abundanzen für den Zeitraum ca. 2014 bis 2018 bestätigt worden. In einem zweiten Teil der Studie (BioConsult 2020a) wurden abiotische Daten mit den Stintzahlen verschnitten, um Hinweise auf mögliche Einflussfaktoren auf die Bestandsentwicklung zu bekommen. Es ergaben sich Hinweise auf einen potenziellen Einfluss der Faktoren „Verlust von Flachwasserbereichen im Mühlenberger Loch“, „Kühlwasserentnahmen“ und „Unterhaltungsarbeiten“ sowie möglicherweise den Faktor „erhöhte Trübung“ auf den Rückgang der Abundanzen des Stints. Allerdings war bei der Interpretation zu beachten, dass statistische Korrelationen nicht notwendigerweise auch einen kausalen Zusammenhang bedeuten müssen.

In der vorliegenden Studie werden die Zeitreihen der Stintabundanzen und der möglicherweise relevanten Einflussparameter bis 2023 fortgeschrieben und mögliche Zusammenhänge erneut analysiert.

Die Analyse hat ergeben, dass sich der signifikante Abnahmetrend nach 2018 nicht weiter fortgesetzt hat und ab 2020/2021 die Anzahlen wieder leicht zugenommen haben, wenngleich die Abundanzen aktuell noch deutlich unter den Maxima der Jahre 2011 – 2014 liegen.

Der Verlust von Flachwasserbereichen hat sich im Zeitraum 2020 bis 2023 fortgesetzt, die Unterhaltungsarbeiten (Hopperbagger, Wasserinjektion) sowie die Trübung haben weiter zugenommen bzw. verharren auf hohem Niveau. Das macht diese Faktoren als alleinige oder zumindest wesentliche Ursache für den Rückgang der Stintabundanzen im Zeitraum 2014 bis 2018 weniger plausibel. Ein stärkerer Zusammenhang deutet sich für die Kühlwasserentnahme in den Reproduktionsgebieten an: in den Jahren 2015 bis 2017 wurde das Kraftwerk Moorburg in Durchlaufkühlung betrieben, was die Entnahme großer Wassermengen erforderlich machte. Abschätzungen von BioConsult (2020b) konnten einen möglichen Einfluss auf die Bestandsdichte nicht ausschließen. Auch weiterhin ist allerdings bei der Identifikation möglicher Ursachen eine Überlagerung mit der natürlichen Variabilität nicht auszuschließen. Ein deutlicher Einfluss der weiteren betrachteten Faktoren (Temperatur, Sauerstoff, Salzgehalt, Oberwasserabfluss, Ernährung, Prädatoren) wird auch nach Analyse des Gesamtdatensatzes (2000 bis 2023) nicht offensichtlich.

Die Analyse hat weiter plausibel gemacht, dass die sommerlichen Sauerstoffmangelsituationen und die stetige Reduzierung des Volumens des Mühlenberger Lochs (und anderer Flachwasserbereiche) durch Sedimentation zu einer längerfristigen Beeinträchtigung der Habitatbedingungen für den Stints beitragen. Das könnte auch für die stark gestiegene Trübung in weiten Bereichen des Reproduktionsgebiets gelten; allerdings sind zwischenzeitlich zu diesem Zusammenhang entstandene Laboruntersuchungen noch widersprüchlich (s. Anlage 1: Bericht zu den Laborversuchen zu Auswirkung der Trübung auf Stintlarven).

Die große Bedeutung des Stints für das Nahrungsnetz des Elbästuars und die insgesamt deutlich reduzierten Abundanzen machen es sinnvoll, die vorhandenen Beeinträchtigungen des Stints zu reduzieren, soweit es in der stark genutzten Unterelbe möglich ist. Zentrale Ansätze dazu sollten eine Reduzierung der Sauerstoffmangelsituationen, die Reduzierung der Trübung und der Unterhaltungsbaggerungen sowie die Sicherung bzw. Vergrößerung von Flachwasserzonen sein. Dies sind Maßnahmen, die für den Erhalt und die Wiederherstellung einer guten ökologischen Situation im Elbästuar im Rahmen verschiedener Zielstellungen bereits formuliert wurden.

Insgesamt sind für ein besseres Verständnis der Bestandsdynamik vor dem Hintergrund der Belastungskulisse und für daraus abzuleitende Maßnahmen zum Schutz des Stintbestandes in der Elbe noch Wissenslücken zu füllen. Diese sollen durch Erkenntnisse eines im Auftrag der Behörde für Umwelt, Klima, Energie und Agrarwirtschaft (BUKEA) derzeit in der Elbe laufenden Stint-Projektes (Oesmann 2021ff) reduziert und wenn möglich geschlossen werden.

# 1. Anlass und Aufgabe

## Anlass

Vor dem Hintergrund von Hinweisen auf einen deutlichen Rückgang der Abundanz des Stints in der Untereibe hatte die Stiftung Lebensraum Elbe das Büro BioConsult Schuchardt & Scholle GbR mit zwei Studien beauftragt. In der ersten Studie (BioConsult 2019a) ist auf der Grundlage vorliegender Daten v.a. aus behördlichen Untersuchungsprogrammen betrachtet worden, ob sich ein rückläufiger Trend in den Abundanzen bestätigen lässt. Als ein Ergebnis der Analysen konnte ein solcher Trend für den Zeitraum ca. 2014 bis 2018 identifiziert werden.

In einem zweiten Teil der Studie (BioConsult 2020a) wurden abiotische Daten (v.a. aus behördlichen Messprogrammen) mit den Stintzahlen verschnitten, um Hinweise auf mögliche Einflussfaktoren auf die Bestandsentwicklung zu bekommen. Die Ergebnisse ergaben Hinweise auf einen potenziellen Einfluss der Faktoren „Verlust von Flachwasserbereichen im Mühlenberger Loch“, „Kühlwasserentnahmen“ und „Unterhaltungsarbeiten“ sowie möglicherweise den Faktor „erhöhte Trübung“ auf den Rückgang der Stintfangzahlen. Allerdings ist bei der Interpretation zu beachten, dass statistische Korrelationen nicht notwendigerweise auch einen kausalen Zusammenhang bedeuten müssen.

## Aufgabe

Vor diesem Hintergrund wurde BioConsult im Herbst 2020 von der Stiftung Lebensraum Elbe mit weiteren Untersuchungen mit folgenden Zielen beauftragt:

- (1) Analyse der weiteren Veränderungen der Abundanzen nach 2018
- (2) Aktualisierung der Analyse zu möglichen verursachenden Faktoren
- (3) Laborversuche zu den Wirkungen unterschiedlicher Schwebstoffkonzentrationen auf Eier und Larven des Stints
- (4) Befischungen in Hafenbecken zur Frage der Relevanz als Teillebensraum des Stints

Der vorliegende Bericht enthält die Ergebnisse zu (1) und (2); die Ergebnisse zu (3) und (4) sind gesonderten Berichten zu entnehmen (s. Anlagen) und werden hier als Input zur Gesamtanalyse berücksichtigt.

## Betrachtungsraum

Abb. 1 zeigt eine Übersicht über die in der Elbe im Sinne der WRRL definierten Gewässertypen sowie die assoziierten Wasserkörper (OWK). Diese stellen den Betrachtungsraum dar. Die Entwicklung der Stintzahlen und die Entwicklung der Rahmenbedingungen werden im Folgenden differenziert für die jeweiligen Wasserkörper betrachtet.

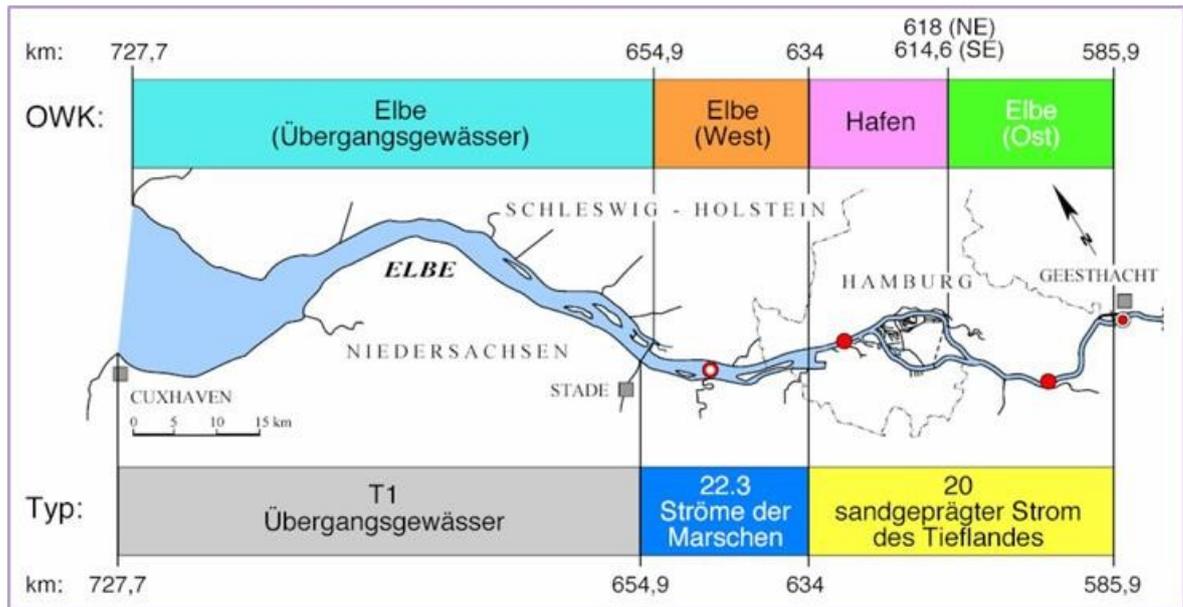


Abb. 1: Abgrenzung der Oberflächenwasserkörper (OWK) und der Gewässertypen in der Tideelbe.

## 2. Daten und Methodik

### Daten

In BioConsult (2019, 2020a) wurde die Entwicklung der Stint-Fangzahlen aus dem WRRL-Monitoring für den Zeitraum 2000 – 2018 differenziert für verschiedene Altersgruppen und Wasserkörper (OWK) ausgewertet. Zusätzlich stand auch ein umfangreicher Datensatz für den Zeitraum 2011 – 2018 (Larvenfänge, Beifang Fintenmonitoring des WSA Elbe-Nordsee) zur Verfügung. Diese Datensätze sind für den vorliegenden Bericht um den Zeitraum 2019 bis 2023 aktualisiert worden.

Tab. 1 liefert eine Übersicht über die Daten, die im Rahmen der vorliegenden Aktualisierung ergänzt wurden (s.a. Anhang Datengrundlage Rahmenbedingungen).

Tab. 1: Überblick über die ergänzten aktuellen Daten (Fischdaten; potenzielle Einflussfaktoren). \* = Daten nur aus dem Jahr 2021 (Herbst & Frühjahr) für OWK Hafen & T1; \*\* Daten 2019 – 2023 nur OWK West Frühjahr).

Daten Stinte	Zeitraum Daten Ergänzung	Methode	Fangstation OWK	Datenquelle
Stint adult, subadult, juvenil	2021*; 2019 - 2023** FJ** & HE*	Hamen	OWK Hafen*, T1*, West**	FGG Elbe
Stintlarven	2019 - 2023 FJ	Planktonnetz	West (km 643)	WSA Elbe-Nordsee
Daten potenzielle Faktoren	Zeitraum Daten Ergänzung	Typ	Meßort Tidelbe	Quelle
Oberwasserabfluß	2019 - 2023	Tagesmittel m <sup>3</sup> /s	Neu-Darchau	Datenherkunft: <a href="http://www.portal-tideelbe.de/">http://www.portal-tideelbe.de/</a>
Wassertemperatur	2019 - 2023	Tagesmittel, Halbtide- werte °C	Bunthaus, Seemannshöft, Meßstation D1, Grauer Ort	<a href="http://www.Kuestendaten.de">www.Kuestendaten.de</a> , FGG Fachinformationssystem, Datenabruf
Leitfähigkeit	2019 - 2023	Tagesmittel, Halbtide- werte ms/m	Bunthaus, Seemannshöft, Blankenese, Meßstation D1, Grauer Ort	<a href="http://www.Kuestendaten.de">www.Kuestendaten.de</a> , FGG Fachinformationssystem, Datenabruf
Sauerstoff	2019 - 2023	Tagesmittel, Halbtide- werte mg/l, bodennah	Bunthaus, Seemannshöft, Blankenese, Meßstation D1, Grauer Ort	<a href="http://www.Kuestendaten.de">www.Kuestendaten.de</a> , FGG Fachinformationssystem, Datenabruf
Trübungswerte	2019 - 2023	Tagesmittel, Halbtidewerte, z.T. bodennah/oberflächennah FNU	Bunthaus, Seemannshöft, Blankenese, Meßstation D1, Grauer Ort	<a href="http://www.Kuestendaten.de">www.Kuestendaten.de</a> , FGG Fachinformationssystem, Datenabruf
Habitatveränderungen	2023	Wasservolumen m <sup>3</sup>	Mühlenberger Loch	WSA Elbe-Nordsee / HPA
Unterhaltungsarbeiten	2019 - 2023	Hopperbagger, WI, Wasserbedarf in Jahresgesamtmengen m <sup>3</sup> /s	Wasserkörper Hafen, West, T1	HPA, GDWS Kiel
Nährtierangebot	2020 & 2021	Zooplankton (Crustacea, Rotatorien) Ind./l	km 643	Auswertung durch BfG zur Verfügung gestellt
Prädatoren (Fische)	2019 - 2023	ausgewählte Fischarten Hamenfangdaten Ind./1 Mio. m <sup>3</sup>	Wasserkörper West	FGG Elbe, WSA Elbe-Nordsee

## **Methodik**

Die hier verwendeten statistischen Verfahren (deskriptiv, Tendenzanalysen) sind in den bereits vorliegenden Teilberichten (BioConsult 2019a, 2020a) ausführlich beschrieben; dies wird hier nicht wiederholt. Spezifische Informationen sind soweit sinnvoll jeweils nachfolgend auch den entsprechenden Kapiteln zu entnehmen.

### 3. Abundanzdynamik des Stints 2000 bis 2023

#### Adulte Stinte

Abb. 2 (Bild rechts) zeigt die Entwicklung der Fangzahlen adulter Stinte für den OWK West. Die Ergebnisse veranschaulichen für die Zeitspanne 2014 bis 2018 das Einsetzen einer negativen Tendenz, d.h. eine Abnahme der Fangzahlen gegenüber den Vorjahren (2001 bis 2013). Dieses Ergebnis war gleichsinnig zu den Angaben und Einschätzungen der kommerziellen Fischerei (mdl. Mittlg. verschiedener örtlicher Fischer).

Am Beispiel der Frühjahrsdaten aus dem OWK West, für den im Gegensatz zu den anderen OWK für den Zeitraum (2019 – 2023) jährliche Daten vorliegen<sup>1</sup>, wird deutlich, dass sich die Abnahme aktuell nicht fortgesetzt hat, sondern es gegenüber dem bisherigen Minimum im Jahr 2018 wieder zu einer leichten Zunahme (Abb. 2 polynomische Trendlinie oben) der Abundanzen gekommen ist. Allerdings liegen die aktuellen Daten noch unter den höchsten Fangzahlen im Zeitraum 2001 – 2013. Die aktuellen Ergebnisse (2019 – 2023) ordnen sich im Mittelfeld der Langzeitdaten (2000 – 2023) ein.

Die Tendenzbetrachtung nach Mann Kendall (lineare Regression, Abb. 2 unten) zeigt auf der Grundlage der Frühjahrsfänge (Mittelwert) für den Zeitraum 2000 – 2023, trotz der leichten Zunahme gegenüber dem Jahr 2018, weiterhin eine rückläufige Entwicklung, die aber etwas schwächer ausgeprägt ist als der Trend bis zum Jahr 2018. Aufgrund des saisonalen Fangzeitpunktes (Ende April/Mai) ist die Aussagekraft mit Blick auf die Abundanz adulter Stint aber einschränkt, da Adulte i.d.R. schon früher (März) ihre Laichplätze aufsuchen.

Für die OWK Hafen und T1 liegen nur für das Jahr 2021 neue Daten vor (s. Fußnote). Die Entwicklung der Stintzahlen ist ähnlich derjenigen im OWK West, allerdings weniger deutlich (letzteres möglicherweise aufgrund der schmalen Datenbasis; Abb. 40 im Anhang).

---

<sup>1</sup> Anders als im OWK West fand in den übrigen Wasserkörpern (Ost, Hafen & T1) kein jährliches Fischmonitoring im Frühjahr statt. Für den Zeitraum nach 2018 liegen hier nur für das Jahr 2021 Daten aus Hamenbefischungen vor. Dies gilt mit Blick auf den Herbst für alle OWK (inkl. West).

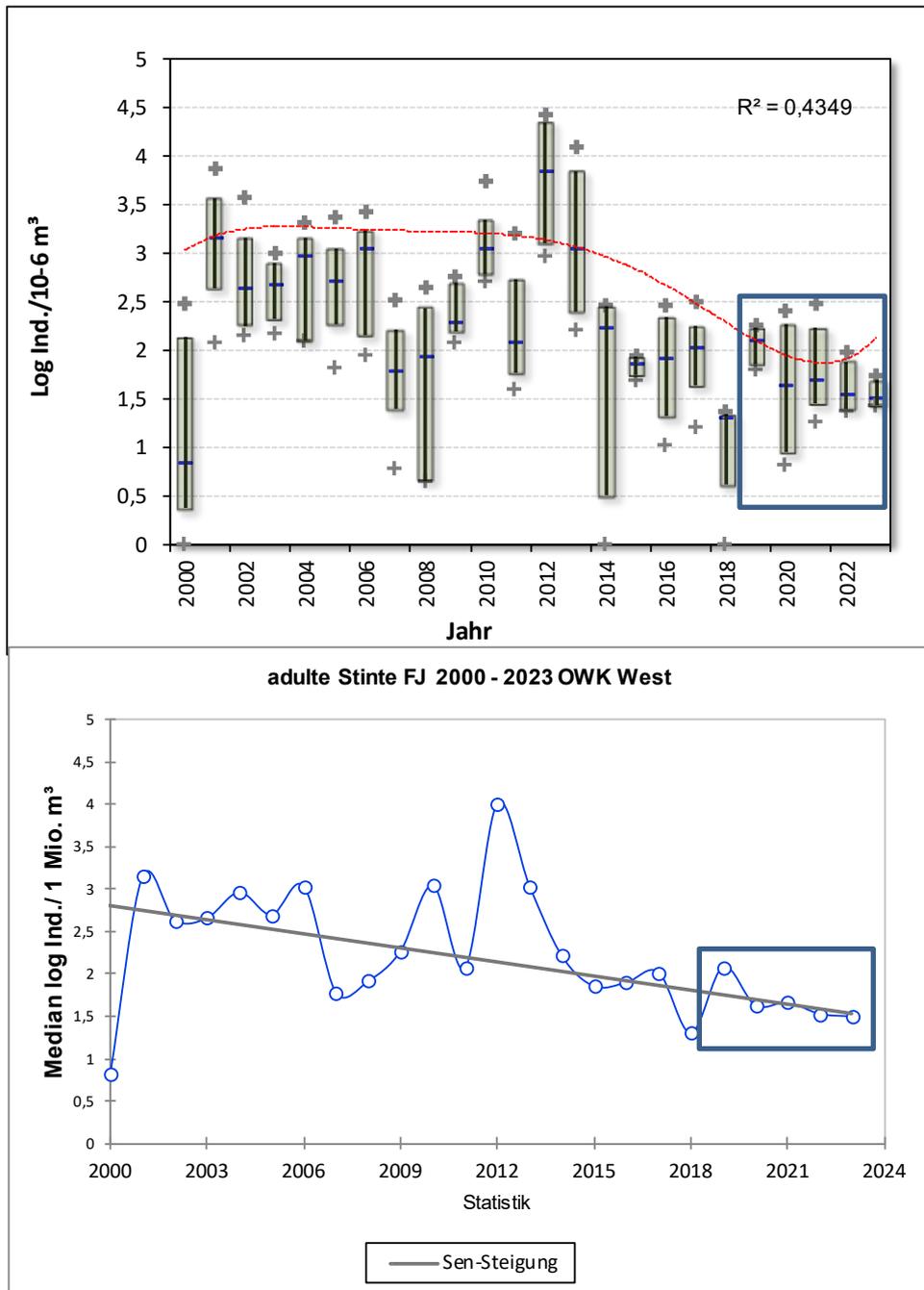


Abb. 2: Entwicklung der Stintabundanz (adult) im Zeitraum 2000 – 2023 im OWK West, dargestellt als Box & Whisker-Plots (oben) auf Grundlage aller Einzelfangdaten (log Ind./1 Mio. m<sup>3</sup>+1) sowie als Zeitreihenanalyse (Mann Kendall, Grundlage Median der Frühjahrsfänge log-Ind./1 Mio. m<sup>3</sup>; p < 0,01, Bild unten). Daten: WRRL-Fischmonitoring Tidelbe. Die Zeitspanne 2019 – 2023 ist blau eingerahmt. Frühjahrsdaten<sup>2</sup>.

<sup>2</sup> Herbstdaten stehen für die Jahre 2019, 2020, 2022 & 2023 nicht zur Verfügung, da die Frequenz des WRRL-Fischmonitorings ab dem Jahr 2018 auf einen Abstand von 3 Jahren verringert wurde.

**Subadulte Stinte**

Auf der Grundlage der Daten aus dem OWK West zeigt sich - analog zu den Adulten - auch für die subadulten Stinte bis zum Jahr 2018 eine signifikante Abnahme der Fangzahlen. Ab 2019 liegen die Fangzahlen gegenüber 2018 wieder höher (Abb. 3).

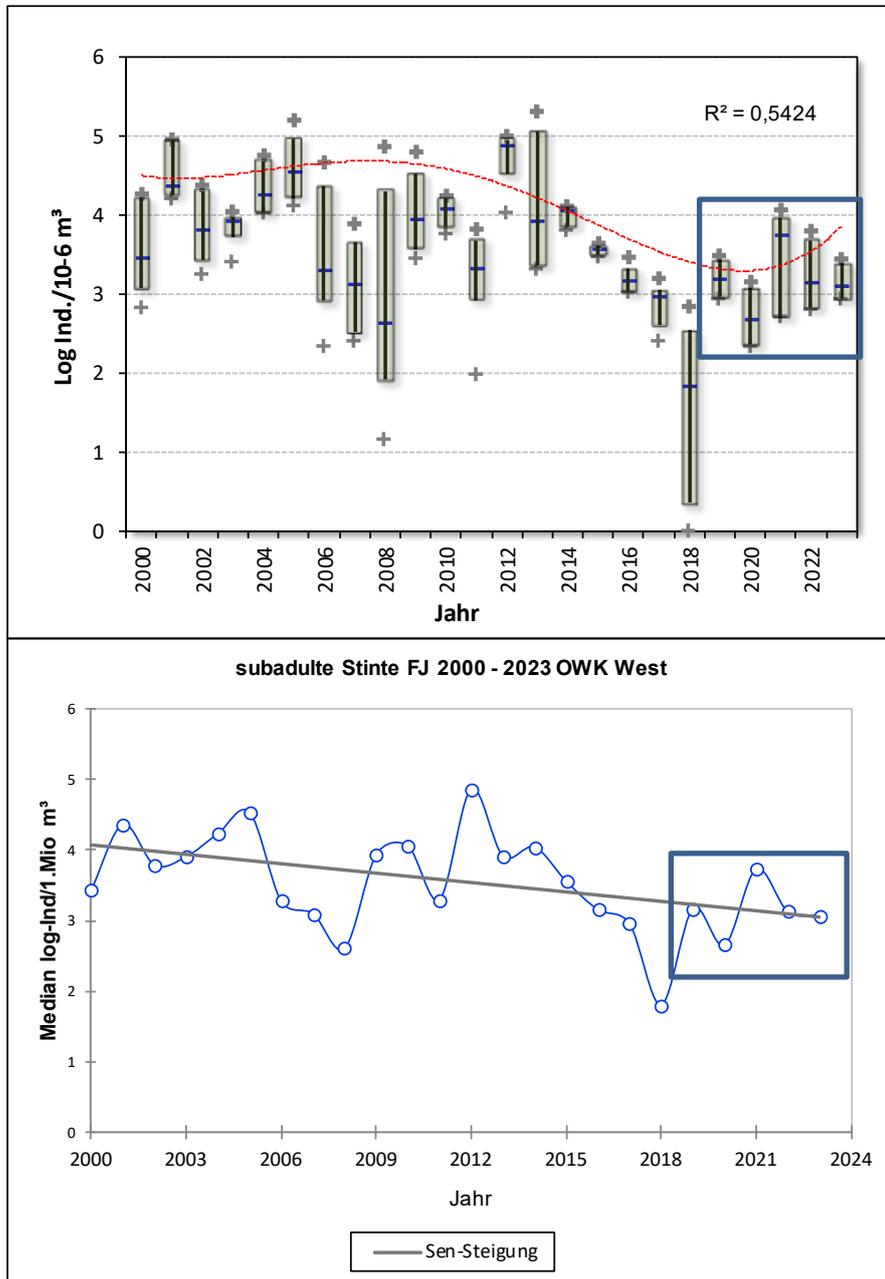


Abb. 3: Entwicklung der Stintabundanz (subadult) im Zeitraum 2000 – 2023 im OWK West, dargestellt als Box & Whisker-Plots (oben) auf Grundlage aller Einzelfangdaten (log Ind./1 Mio. m³+1) sowie als Zeitreihenanalyse (Mann Kendall, Grundlage Median der Frühjahrsfänge log-Ind./1 Mio. m³; p < 0,01, Bild unten). Daten: WRRL-Fischmonitoring Tideelbe. Die Zeitspanne 2019 – 2023 ist blau eingerahmt. Frühjahrsdaten.

Im Zeitraum 2019 – 2023 wurden wieder deutlich mehr subadulte Stinte gefangen als 2018. Mit lediglich etwa 180 Ind./1 Mio. m<sup>3</sup> (= 2,25 log Ind./1 Mio. m<sup>3</sup>) lag die Fangzahl 2018 um den Faktor 10 unter dem Mittel aus der Zeitspanne 2019 – 2023 (2.767 Ind./ 1 Mio. m<sup>3</sup> bzw. 3,4 log Ind./1 Mio. m<sup>3</sup>). Die Ergebnisse beziehen sich auf die Daten aus dem OWK West (Frühjahr).

Der lineare Trend (auf der Betrachtungsebene Median) bleibt trotz der aktuell wieder angestiegenen Fangzahlen aber negativ (Abb. 3 unten), während die polynomische Betrachtung eine Zunahme ab 2019/2020 erkennen lässt (Abb. 3 oben).

Für die OWK Hafen und T1 stehen nur für das Jahr 2021 aktuelle Daten zur Verfügung. Die Entwicklung der Stintzahlen ist ähnlich, aber weniger deutlich als die im OWK West. Aufgrund der geringen Anzahl aktueller Daten ist die Aussagekraft eingeschränkt (Abb. 41 im Anhang).

### Juvenile Stinte (AG 0+)

Im Frühjahr sind noch keine juvenilen Stinte der AG 0+ mittels Hamenfängen nachweisbar, daher sind die Herbstfangdaten relevant<sup>3</sup>.

Auf der Grundlage der Herbst-Fangdaten (OWK West) juveniler Stinte (AG 0+) zeigt sich ab etwa 2014/15 bis 2018 eine negative Tendenz, d.h. eine Abnahme der Fangzahlen über die Zeit. Ähnliche Ergebnisse wurde auch für die übrigen OWK verzeichnet (s.o. bzw. BioConsult 2020a).

Abb. 4 veranschaulicht die Ergebnisse für die Altersgruppe der Juvenilen unter Einbeziehung der aktuellen Daten. Nach mehreren Jahren rückläufiger Stintzahlen mit einem Allzeitminimum im Jahr 2018, ist für 2021 wieder eine Zunahme der Stintzahlen erkennbar; die mittlere Fangzahl (> 24.000 Ind./1 Mio. m<sup>3</sup>) überschreitet den Wert aus dem Jahr 2018 (3.722 Ind./1 Mio. m<sup>3</sup>) um etwa den Faktor 6. Insgesamt ordnen sich die Stintzahlen 2021 im Mittelfeld der langjährigen Datenreihe ein. Ein ähnliches Ergebnis wurde auch für den OWK T1 ermittelt (s. Abb. 42 im Anhang).

<sup>3</sup> Wie oben bereits angemerkt, liegen nach 2018 nur für das Jahr 2021 aktuelle Daten vor. Dies gilt für alle OWK mit Ausnahme OWK West im Frühjahr (Daten ab 2018 jährlich erhoben, Quellen: WSA Elbe-Nordsee, FGG Elbe).

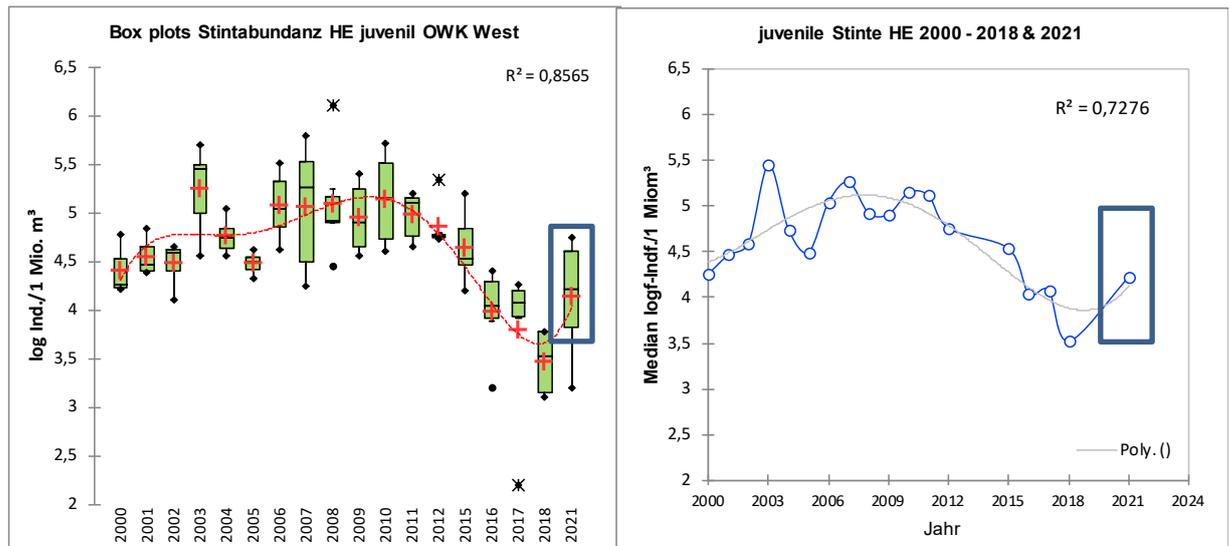


Abb. 4: Entwicklung der Stintabundanz (juvenil) im Zeitraum 2000 – 2023 im OWK West, dargestellt als Box & Whisker-Plots (oben) auf Grundlage aller Einzelfangdaten ( $\log \text{Ind.}/1 \text{ Mio. m}^3+1$ ) sowie als Zeitreihenanalyse (Mann Kendall, Grundlage Median der Frühjahrsfänge als  $\log\text{-Ind.}/1 \text{ Mio. m}^3$ ;  $p < 0,01$ , Bild unten). Daten: WRRL-Fischmonitoring Tideelbe. Die Zeitspanne 2019 – 2023 ist blau eingerahmt. Herbstdaten.

Anders als in den oben dargestellten OWK wurde auf Grundlage der Daten aus den OWK Ost eine Trendumkehr ab 2019 nicht deutlich (Abb. 43 im Anhang), aufgrund der begrenzten aktuellen Daten ist die Aussagekraft allerdings eingeschränkt.

### Stintlarven

Daten zu Stintlarven stehen aus dem „Beifang“ eines Fintenmonitorings des WSA Elbe-Nordsee zur Verfügung. Das umfangreiche Monitoring wird jährlich seit 2011, prioritär bei km 643, im Zeitraum April bis Juni durchgeführt (Details in BioConsult 2023a). Bei deutlicher interannueller Variabilität der Abundanz im Zeitraum 2011 – 2017 (2.200 Ind./100  $\text{m}^3$  – 13.268 Ind./100  $\text{m}^3$ ) zeigten sich ab 2018 bis 2020 ( $< 500 \text{ Ind.}/100 \text{ m}^3$ ) klar reduzierte und signifikant geringere Larvendichten (BioConsult 2020a). Die Abundanz blieb auch 2019 und 2020 weiterhin auf niedrigem Niveau. Aktuell (2021 – 2023) erfolgte wieder eine Zunahme der Larvendichte auf durchschnittlich ca. 2.000 Ind./100  $\text{m}^3$  (Abb. 5).

Abb. 5 (Bild oben) veranschaulicht die Entwicklung im Zeitraum 2011 – 2023 auf Grundlage der Aprilmittelwerte, sowie durch ein „verallgemeinertes additives Modell“ (GAM, Abb. 5 Bild unten). Allgemeine additive Modelle oder GAMs dienen der Modellierung eines Ergebnisses (hier: Entwicklung der Larvendichte über die Zeit) anhand nichtlinearer Glättungsfunktionen von Prädiktoren (hier Prädiktor „Jahr“). GAM-Methoden, die Glättungsfaktoren (smoothed - geglättete Terme, s. Abb. 5 unten und Erläuterungen in Fußnote<sup>4</sup> nächste Seite) verwenden, sind bei der Erkennung zeitlicher Muster weit verbreitet.

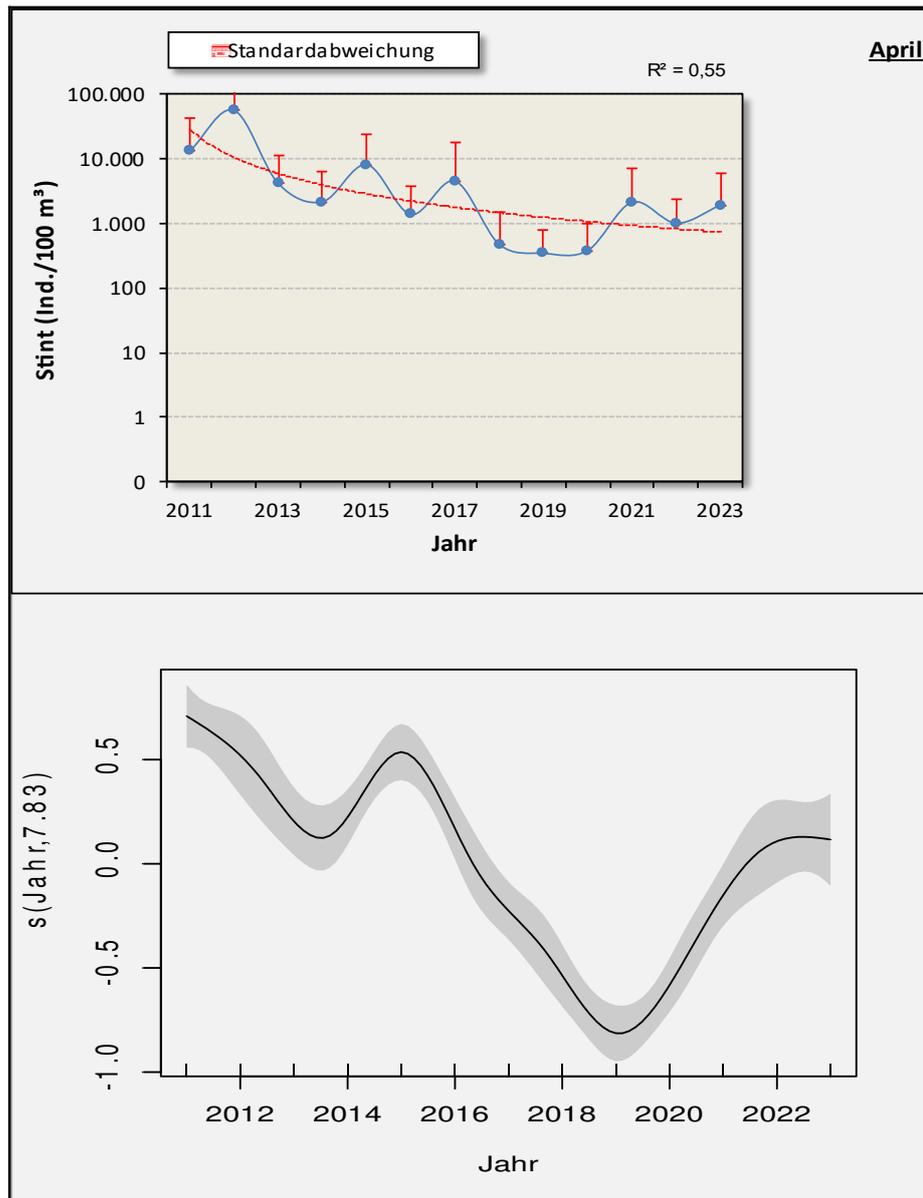


Abb. 5: Entwicklung der Stintlarvendichte (Bild oben) im Zeitraum 2011 – 2023 in der Tideelbe bei km 643 (OWK West). Abundanzdaten log-transformiert. Bild unten: Ergebnis „General additive Model“ GAM<sup>4</sup>, Daten: Fintenmonitoring WSA Elbe-Nordsee/ BioConsult.

Das Modell zeigt, nach der Phase eines signifikanten Rückgangs im Zeitraum von 2014 – 2018, ab 2019/2020 eine Trendumkehr mit einer signifikanten Zunahme der Larvendichten. Die nach 2018 erhobenen Larvendaten blieben aber bis 2020 mit lediglich 385 Ind./100 m<sup>3</sup> (bzw. 2,58 log Ind./100 m<sup>3</sup>) zunächst noch auf dem Niveau des bisherigen Allzeitminimums (470 Ind./100 m<sup>3</sup>)

<sup>4</sup> Allgemeine additive Modelle oder GAMs ermöglichen die Modellierung eines Ergebnisses anhand nichtlinearer Glättungsfunktionen von Prädiktoren. Die erklärenden Variablen (hier „Untersuchungsjahr“) müssen dabei nicht rein parametrisch in das Modell eingehen. GAMs ermöglichen die Schätzung flexibler Trends. Anstatt jährliche Mittelwerte als Input zu verwenden, erlauben GAMs die Verwendung der Daten auf der Beobachtungsebene, so dass alle einzelnen Stichproben in die Berechnung eingehen.

Hinweis: Auf der Y-Achse sind nicht die konkreten Abundanzwerte aufgetragen. Die Variable ist um "0" herum dargestellt. Graue Fläche: Visualisierung des Vertrauensbereiches.

Y-Achse: in der Klammer edf = estimated degrees of freedom (z.B. edf = 1 wäre eine gerade Linie, je höher edf, je wechselhafter die Linie, wie in der Abb. unten). Ein hoher edf-Wert ist nicht per se gleichbedeutend mit einer Signifikanz)

bzw. 2,67 log Ind./100 m<sup>3</sup>), um dann im aktuellen Zeitraum 2021 – 2023 wieder auf Werte > 1.000 – 2.000 Ind./m<sup>3</sup> (3 – 3,4 log Ind./ 100 m<sup>3</sup>) anzusteigen. Das hohe Niveau der Jahre 2011 und 2012 ist im bisherigen Untersuchungszeitraum allerdings noch nicht wieder erreicht worden (Abb. 5, Bild oben).

Die Ergebnisse veranschaulichen, dass sich die Larvenzahl im Vergleich der genannten Zeiträume auch unter Berücksichtigung der hohen zeitlichen und räumlichen Variabilität deutlich unterscheiden (s. Abb. 45 im Anhang). Alle statistischen Werte (*Median, Mittelwert, 10tes bzw. 90stes Perzentil*) liegen im aktuellen Zeitraum (Daten 2021 – 2023) deutlich höher als im Vergleichszeitraum (2018 – 2020), der durch Allzeitminima der Larvendichte geprägt war (Tab. 2).

Tab. 2: Abundanz Stintlarven, dargestellt für zwei 3-Jahreszeiträume (Daten aggregiert); Darstellung der Kenngrößen Median, Mittelwert, Maximum, Minimum, Quartile & Perzentile.

Perzentil	Stintlarven Daten log Ind./100 m <sup>3</sup> 2018 - 2020	Stintlarven Daten log Ind./100 m <sup>3</sup> 2021 - 2023
Maximum 100%	3,90	4,50
95%	3,16	3,88
90%	3,06	3,56
3. Quartil 75%	2,64	3,18
Mittelwert	2,03	2,74
Median 50%	2,11	2,77
1. Quartil 25%	1,52	2,25
10%	0,88	1,86
5%	0,46	1,49
Minimum 0%	0,00	0,75

### Stinte im Küstenmeer

Weitere Hinweise auf die aktuellen Veränderungen der Stinte im Küstenvorfeld der Elbe geben Daten eines Monitorings im niedersächsischen Küstenmeer. Dort wird seit 2014 von der Nationalparkverwaltung Niedersächsisches Wattenmeer zweijährlich ein Fischmonitoring (Hamenbefischungen) an verschiedenen Standorten (Alte Weser, Jadebusen, Norderney Riffgat, Accumer Ee, Oostereems) durchgeführt (BioConsult 2023b).

Im Jahr 2014 wurden relativ hohe Stintfänge verzeichnet (Abb. 6). In den Folgejahren 2016 und 2018 waren die Fangzahlen dann deutlich geringer. Die vergleichsweise höheren Stintfänge im Jahr 2014 (Frühjahr) lassen sich vermutlich auch auf räumliche Unterschiede zurückführen. So entfielen hohe Fangzahlen auf die Station im Jadebusen, die ausschließlich im Jahr 2014 befischt wurde.

Vernachlässigt man die Jadedaten, sind die interannuellen Unterschiede geringer (vgl. BIOCONSULT 2020a). Nach schwachen Fangzahlen in den Jahren 2016 und 2018 konnten Stinte in jüngerer Vergangenheit (2020; 2022) im Küstenmeer wieder zunehmend häufiger erfasst werden. Im Mittel entsprechen die Fangzahlen, bei ausgeprägter saisonaler Variabilität, im Jahr 2022 in etwa wieder denjenigen, die 2014 (inkl. Jade) dokumentiert wurden (Abb. 6, links). Auch die Ergebnisse einer segmentierten Regression zeigen ab 2020 einen Anstieg der Stintzahlen (Abb. 7). Die Veränderung der Abundanzen verläuft im Küstenmeer ähnlich zu den Befunden aus der Tideelbe.

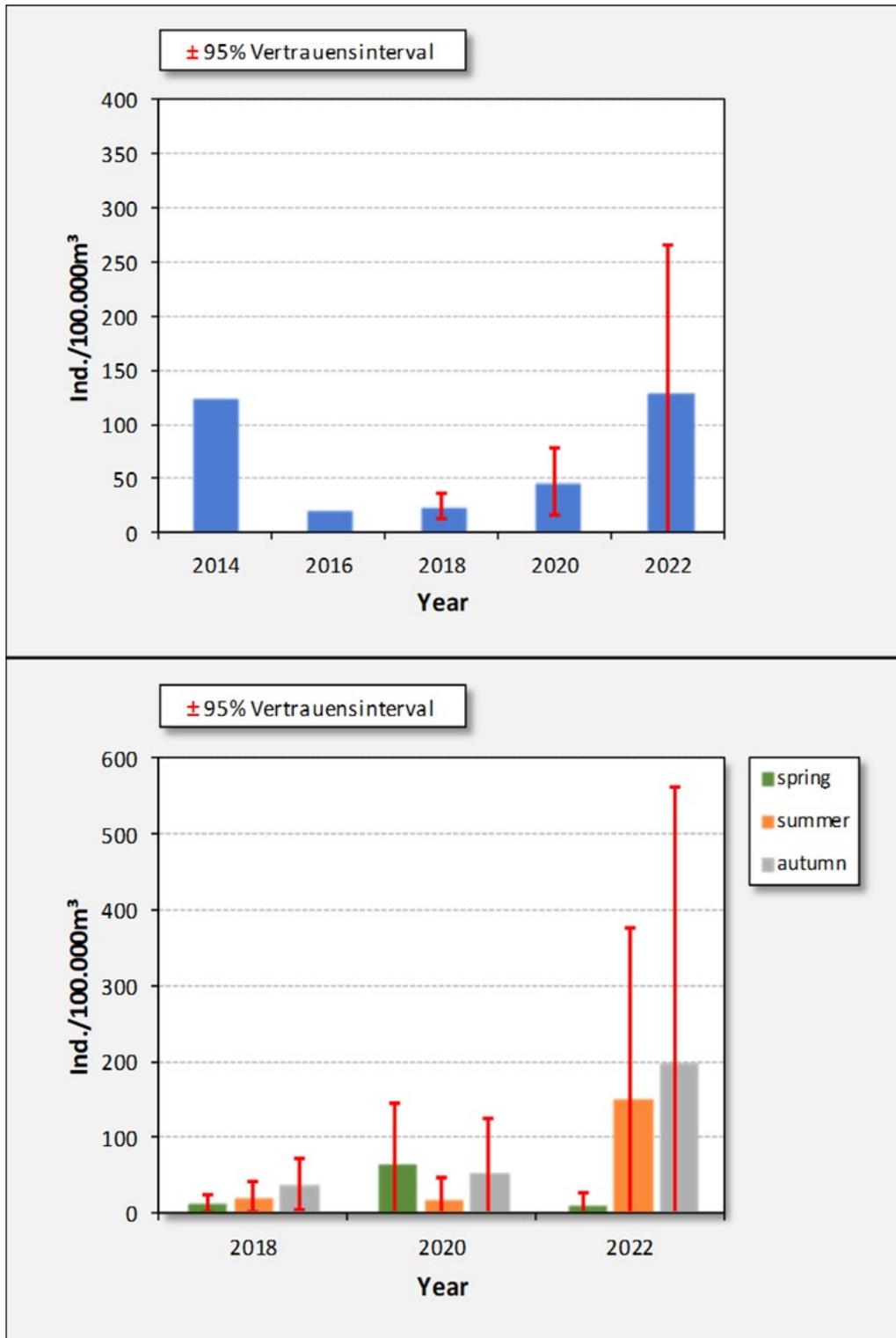


Abb. 6: Bild oben: Stintabundanz in den Jahren 2014 – 2022 im niedersächsischen Küstenmeer (zwischen Ems und Weser). Mittelwert (Hamenfänge) aus fünf Fangstationen. Bild unten: Daten differenziert nach Fangsaison (2018 – 2022). Quelle: BioConsult 2023/Nationalparkverwaltung niedersächsisches Wattenmeer.

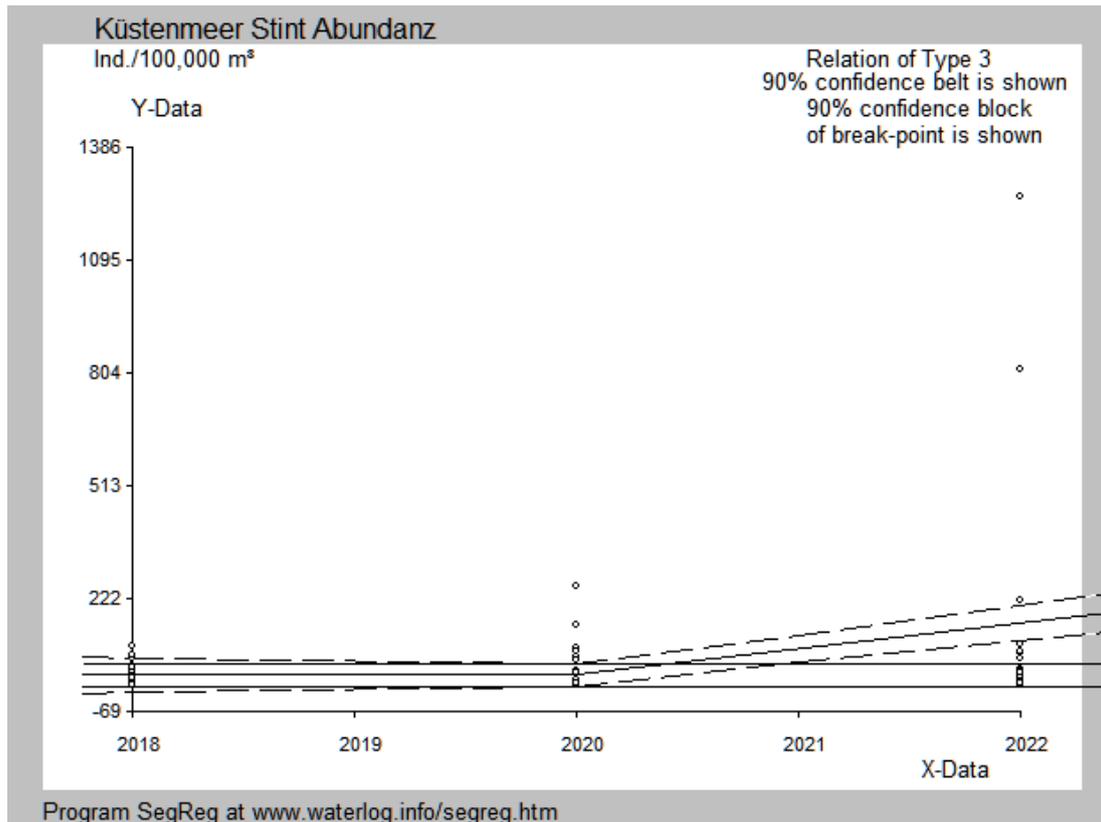


Abb. 7: Segmentierte Regression, Grundlage Fangzahlen Stint 2018, 2020, 2022 (5 Fangstationen zwischen Ems & Elbe). Regressionstyp 3: zwei unterbrochene Abschnitte mit unterschiedlicher Steigung.

Ob die auch im Bereich des Küstenmeeres in den Jahren 2016 und 2018 geringen Stintfänge (z.T.) als eine Folge der ebenfalls in dieser Zeit rückläufigen Stintzahlen in der Elbe (s.o., bzw. BioConsult 2019, 2020a) eingeordnet werden können ist unklar, jedoch erscheint ein Zusammenhang plausibel.

### Stinte in Hafengebieten

Eine noch laufende mehrjährige Ichthyoplankton-Erfassung im Rahmen des BUKEA-Projektes zum Stint (Oesmann 2021ff) soll dazu dienen, die Funktion bzw. Bedeutung verschiedener Teillebensräume für den Stint in der Tideelbe zu beschreiben und Laichareale zu identifizieren. Aufgabe des BUKEA Stintprojektes ist u.a. auf der Grundlage der Untersuchungsergebnisse möglichst effektive Maßnahmen zum Schutz des Stintes zu erarbeiten. Vorläufige Zwischenergebnisse, die erste noch unvollständige Auswertungen umfassen, stehen zur Verfügung (Oesmann 2023, 2024).

Da eine Befischung von Hafengebieten im Rahmen des BUKEA-Stintmonitorings nicht vorgesehen ist, sollten soweit möglich Kenntnislücken durch eigene Befischungen reduziert werden.

Die Untersuchungen umfassten den Einsatz eines Ichthyoplanktonnetzes (April 2021) und Schleppnetze (Sommer 2021 & Herbst 2022); die Befischungen wurden in vier ausgewählten Hafengebieten (Finkenwerder Vorhafen, Hansa Hafen, Seehäfen, Travehafen) sowie an einem Vergleichsstandort in der Süderelbe durchgeführt. Die Lage der Befischungstrecken ist Abb. 8 zu entnehmen.

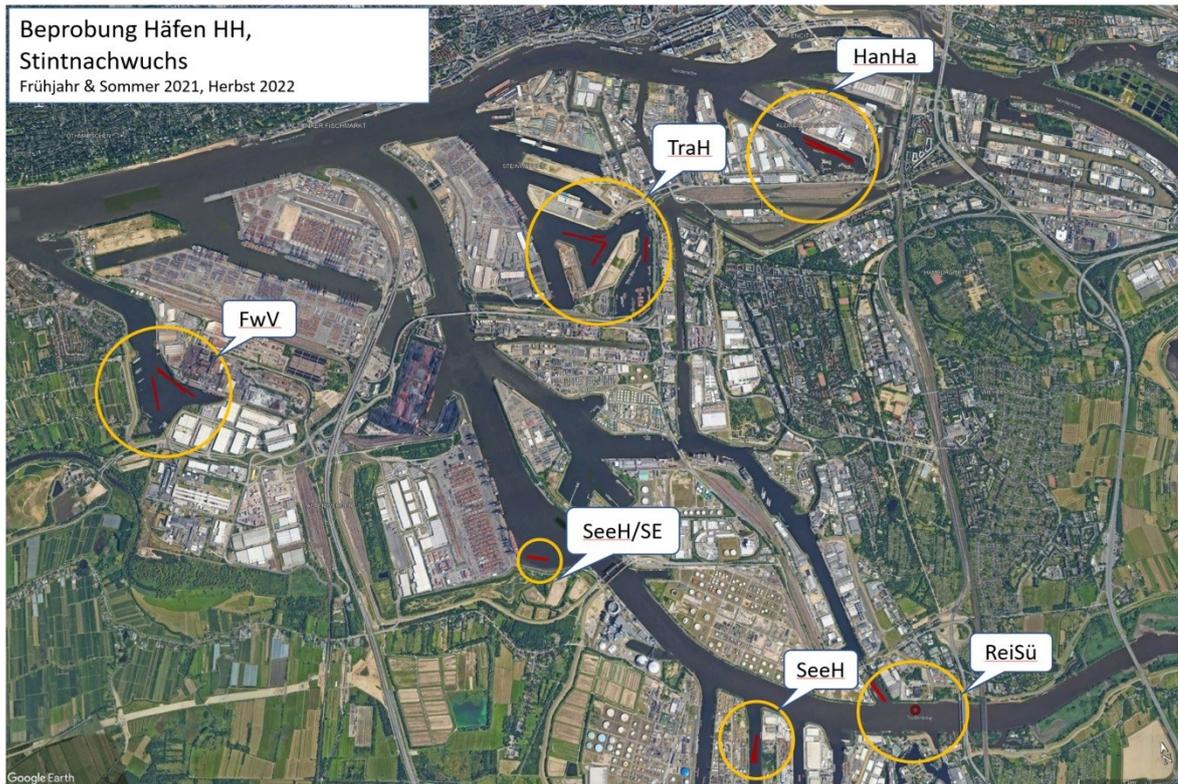


Abb. 8: Lage der Befischungsstrecken in verschiedenen Bereichen des Hamburger Hafens. Frühjahr & Sommer 2021, Herbst 2022. FwV= Finkenwerder Vorhafen, SeeH= Seehäfen, SE= Süderelbe, TraH= Trave Hafen, HanHa = Hansa Hafen, ReiSü = Reihersteg/Süderelbe, rote Linien: Lage der Schleppstriche.

Die Ergebnisse zeigten, dass Stintlarven im Frühjahr an allen Standorten in 90% der durchgeführten 10 – 14 Hols je Standort) erfasst wurden. Die dokumentierten Larvendichten sind jedoch insgesamt als sehr gering einzuordnen. So wurden im Bereich der Süderelbe (Reihersteg) 16 Ind./100 m<sup>3</sup> erfasst; die im Vergleich höchste Dichte ist mit 73 Ind./100 m<sup>3</sup> im Travehafen dokumentiert worden. Im Vergleich dazu lag die Stintlarvendichte stromab bei Elbe-km 643 im April 2021 bei durchschnittlich etwa 2.150 Ind./100 m<sup>3</sup> (Abb. 5 oben, Kap. 3 Stintlarven).

Im Sommer (2021) und Herbst (2022) waren die erfassten Stintzahlen (Jungfische) sehr gering (Einzeltiere), im Herbst wurden Stinte gar nicht nachgewiesen. Es sei aber angemerkt, dass die Befischungen Stichprobencharakter hatten und die Ergebnisse daher nur begrenzt zu verallgemeinern sind. Es deutet sich jedoch eine eher geringe Nutzung des Hafensareals durch heranwachsende Stinte an.

Ob Stintlarven/Jungfische u.U. auch in höherer Dichte in den Hafenbecken auftreten können bleibt fraglich. Hafenbecken spielen als Laichort mit Blick auf den Stint keine Rolle, da die Art bevorzugt auf sandigem Untergrund in durchströmten Flussbereichen ablaicht. Die Larven verdriften dann nach dem Schlupf zunächst mehr oder wenig passiv und gelangen so wahrscheinlich nur in kleinen Proportionen in die strömungsberuhigten Hafenbereiche. Für die Sommermonate sei zudem auf die ungünstigen Bedingungen aufgrund wiederkehrender Sauerstoffdefizite hingewiesen. Details der Untersuchung sind dem Teilbericht „Erfassung von Stintlarven und Jungtieren in den Hafenbecken“ (Anlage 2) zu entnehmen.

## 4. Dynamik potenzieller Einflussfaktoren 2000 – 2023

Die in BioConsult (2020a) genutzten Daten zu potenziell bedeutsamen Einflussfaktoren auf den Stintbestand sind durch aktuelle Daten (2019 – 2022/23) ergänzt und mit Blick auf ihre jeweilige interannuelle Entwicklung analysiert worden. Eine Übersicht über die berücksichtigten bzw. ausgewerteten Daten zu den Rahmenbedingungen in der Tideelbe nach Aktualisierung bis 2023 ist Tab. 3 zu entnehmen.

### 4.1 Oberwasserabfluss

Die Dynamik des Oberwasserabflusses (Q) hat Einfluss auf verschiedene abiotische und biotische Variablen in der Untereelbe, wie Schwebstoffgehalte, Salinität, Plankton, die je nach Ausmaß der Veränderung ihrerseits die Zusammensetzung und Häufigkeit der Fischfauna deutlich beeinflussen können. Vor allem wirkt der Oberwasserabfluss stark auf den Stromauf-Transport von Schwebstoffen und Sedimenten und damit auf die Intensität der potenziellen Einflussfaktoren „Baggerungen“ und „Trübung“.

Abb. 9 zeigt den Zusammenhang zwischen Oberwasserabfluss (Q) und Trübungswerten (FNU, Mittelwerte der Tagesmaxima von Jan – Jun) am Beispiel der Messstation Seemannshöft (km 628; OWK Hafen). Bei abnehmendem Oberwasserabfluss steigt demnach die Trübung deutlich an.

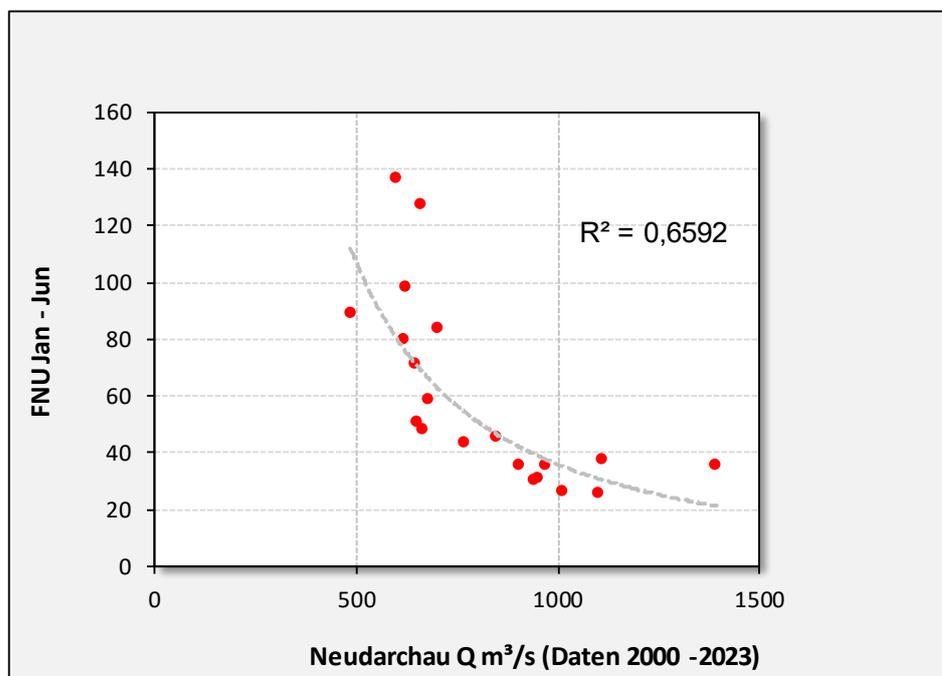


Abb. 9: Zusammenhang zwischen Oberwasserabfluss (Q m³/s) und Trübung (FNU). Daten Messstation Seemannshöft. Tagesmaxima aus dem saisonalen Zeitraum Jan – Jun. Daten Pegel Neu Darchau. Quellen: WSA Elbe-Nordsee & Datenquelle Inst. f. Hygiene & Umwelt HH.

## Ergebnis

Abb. 10 (oben) veranschaulicht die Variabilität des Oberwasserabflusses im saisonalen Zeitraum von Januar – Juni für die Jahre 2000 – 2023. Die Regressionsanalyse („segmented regression“) in Abb. 10 (unten) zeigt einen deutlichen „Bruch der Geraden“ um das Jahr 2014. Ab diesem Jahr sind die Abflusswerte bezogen auf das oben genannte Zeitfenster Januar – Juni signifikant geringer als im Zeitraum vor 2014. Verglichen mit dem Zeitraum 2014 – 2018 war der Oberwasserabfluss in den Jahren 2019 bis 2023 zwar z.T. wieder erhöht, blieb aber überwiegend noch unter den Werten die im Zeitraum vor 2014 registriert wurden (Abb. 10 oben).

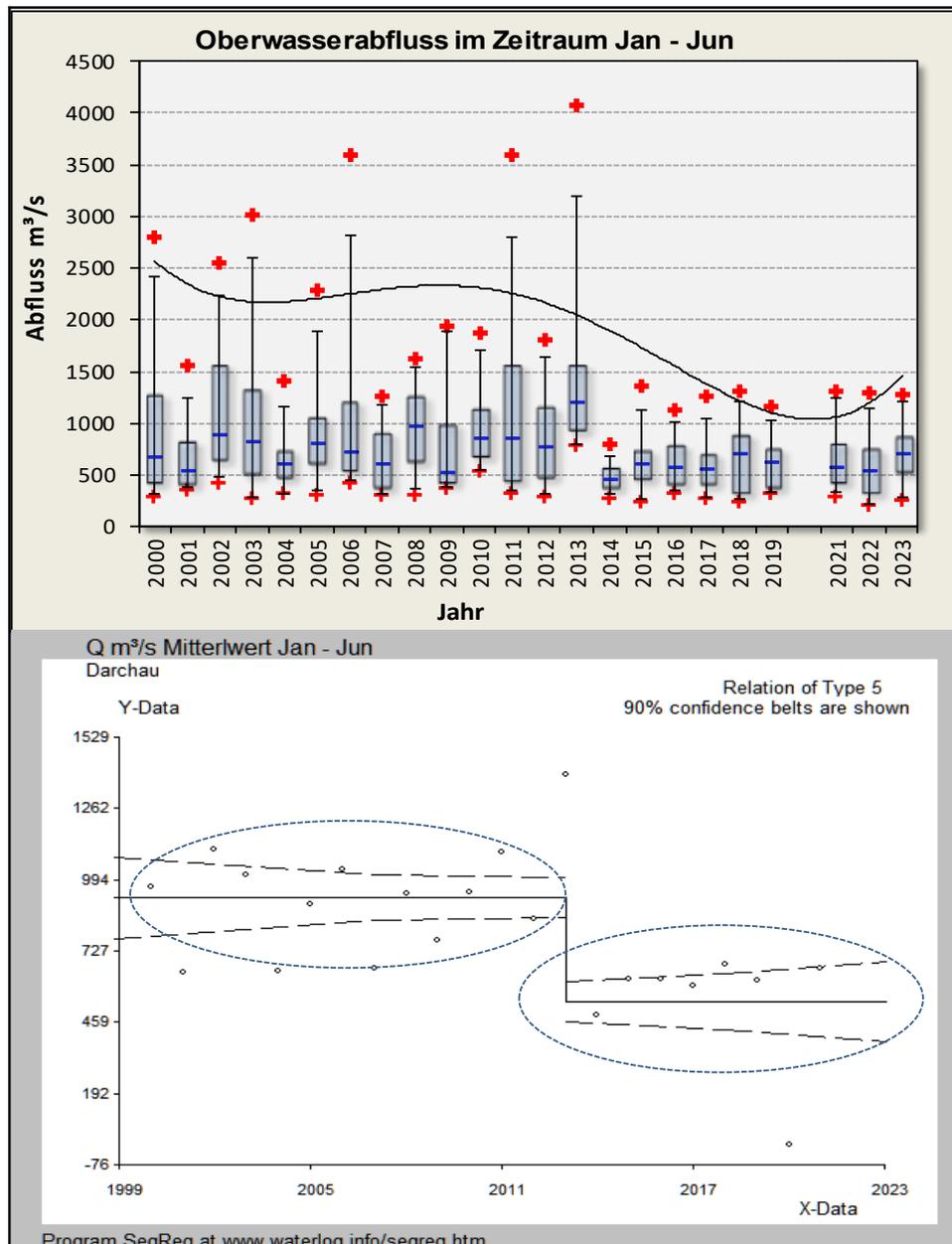


Abb. 10: Entwicklung des Oberwasserabflusses in der Elbe bezogen auf das erste Halbjahr (Jan – Jun). Betrachtungsebenen: Bild oben: Tagesmittel; Bild unten: segmentierte Regression (Jan - Jun Mittelwert/Jahr). Daten Pegel Neu Darchau. Type 5 = Zwei horizontale Segmente ( $Q \text{ m}^3/s$ ) auf unterschiedlichem Niveau, bei 90% Wahrscheinlichkeit signifikant unterschiedlich. Datengrundlage: 2000 – 2023; Quelle: WSA Elbe.

Mit Blick auf verschiedene saisonale Zeiträume zeigt die Analyse Folgendes:

- Für die Wintermonate Januar und Februar ist trotz einer hohen interannuellen Variabilität erkennbar, dass der Abfluss im Zeitraum 2000 – 2013 mit durchschnittlich 740 m<sup>3</sup>/s höher war als im Zeitraum 2014 – 2023 (510 m<sup>3</sup>/s). Abb. 11 (Bild links oben) veranschaulicht die Abflussmengen grafisch. Die Unterschiede zwischen den o.g. Zeiträumen sind signifikant (Mann Whitney  $p < 0,1$ ). Bei einer interannuell ausgeprägten Variabilität blieb der Oberwasserabfluss auch in der jüngeren Vergangenheit auf der Betrachtungsebene „Tagesmittel“ mehr oder weniger unterdurchschnittlich. Lediglich im Februar 2021/22 gab es einzelne Tage mit höheren Abflussmengen von  $> 1.000$  m<sup>3</sup>/s.
- Im zeitigen Frühjahr (März/April) und späten Frühjahr (Mai/Juni) ist im Betrachtungszeitraum (2000 – 2023) ebenfalls eine rückläufige Tendenz der Abflussmengen zu erkennen (Abb. 11, Bilder rechts oben, links unten). Die im März/April in der Vergangenheit hohen Oberwasserabflüsse von im Mittel  $> 1.000$  m<sup>3</sup>/s sind ab 2014 nicht mehr verzeichnet worden (550 m<sup>3</sup>/s). Auch im späten Frühjahr (Mai/Juni) blieb der Abfluss mit durchschnittlich 410 m<sup>3</sup>/s im Vergleich zum Zeitraum bis 2013 (626 m<sup>3</sup>/s) geringer, wenngleich der Oberwasserabfluss in den Jahren 2021 – 2023 wieder moderat angestiegen ist.
- Für den Sommer (Abb. 11, Bild rechts unten) sind die Veränderungen über den Betrachtungszeitraum relativ gering, in der Tendenz sind in der jüngeren Vergangenheit die Oberwasserabflüsse aber auch im Sommer eher geringer.

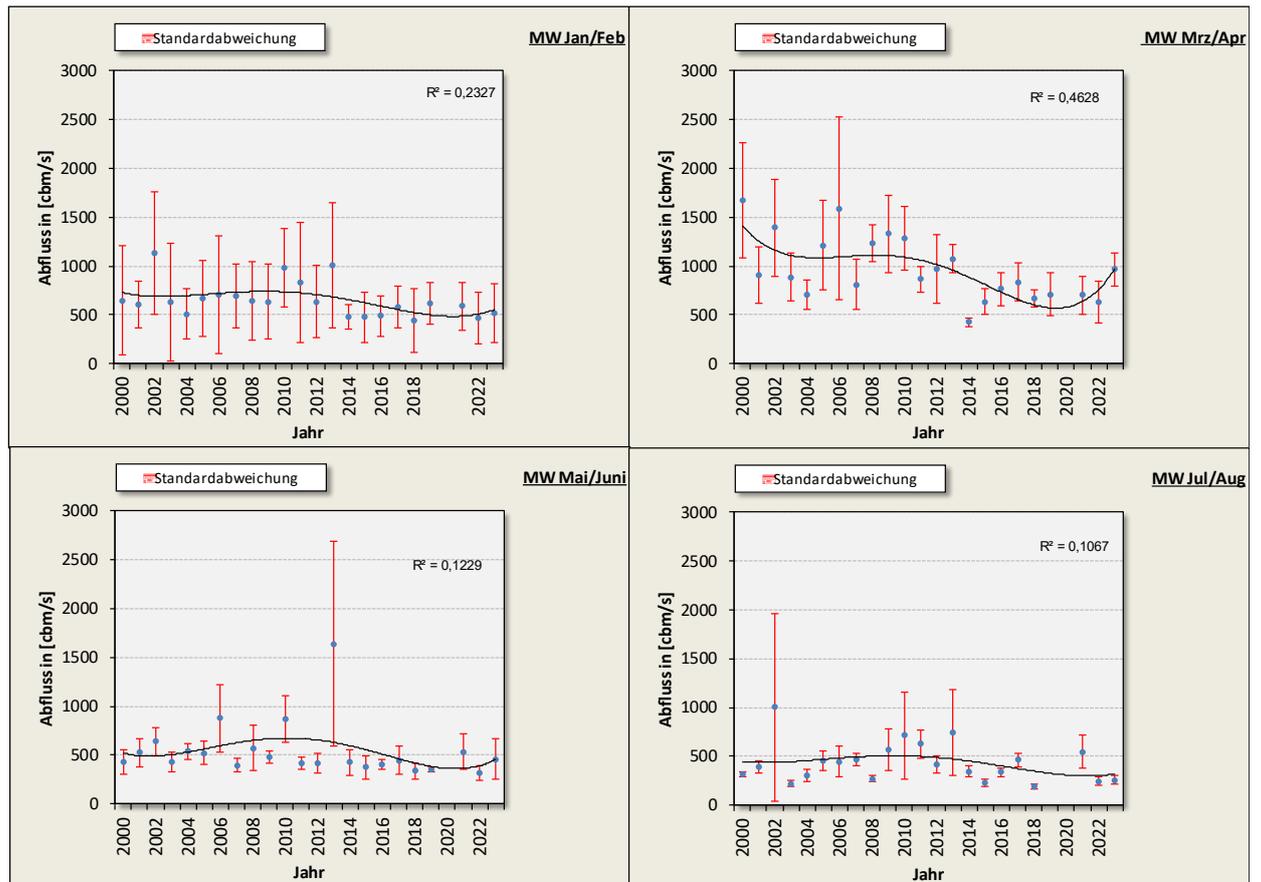


Abb. 11: Entwicklung des Oberwasserabflusses in der Elbe in den Jahren 2000 – 2023, differenziert für verschiedene saisonale Zeiträume. Quelle: WSA Elbe, Daten Pegel Neu Darchau.

### Diskussion und Bezug zum Stint

Das Oberwasser beeinflusst nach Köhler (1981) möglicherweise den Beginn und auch die Dauer der Stint-Laichwanderungen in die Untere Elbe. Die Abflussbedingungen haben ggf. auch Einfluss auf die Wahl des Laichplatzes oder beeinflussen das Nahrungsangebot bzw. die Zusammensetzung des Zooplanktons (Crustacea, Rotatoria; Kimmerer 2002) als eine wichtige Nahrungsgrundlage der Stintlarven.

Borchardt (1988) vermutet, dass bei einem hohen Oberwasserabfluss während der Laichzeit die Paarung der Stinte räumlich konzentrierter erfolgt und sich dadurch die Wahrscheinlichkeit einer erfolgreicherer Reproduktion erhöht. Der gegenteilige Effekt wird durch eine zeitlich sehr ausgedehnte Laichperiode hervorgerufen. Nach Lillelund (1961) haben Abflusswerte von  $< 600 \text{ m}^3/\text{s}$  einen eher dämpfenden Einfluss auf die Klassenstärke des Nachwuchsjahrgangs; als positiv auf die Reproduktionsrate wirkend werden Abflüsse von  $> 1.000 \text{ m}^3/\text{s}$  vermutet.

Auch für nordamerikanische Stintarten (*Spirinchus thaleichthys*, *Osmerus mordax*) wurde angenommen, dass bei geringem Oberwasserabfluss die Jahrgangsstärke geringer ausfällt (Lucas & Baras 2001).

Die oben dargestellten Veränderungen des Oberwasserabflusses in der Elbe fallen zeitlich zusammen

- mit der Laichwanderung (ab etwa März)
- der Laichphase (ab Mitte März – April) sowie
- der Entwicklungsphase der Stintlarven (April – Juni).

Die geringeren Oberwasserabflüsse während der Laichwanderung und der Reproduktionszeit (März – Juni, s.o.) ab etwa dem Jahr 2014 (Abb. 11 oben rechts) lagen z.T. in einem Bereich ( $< 700 \text{ m}^3/\text{s}$ ), der nach Lillelund (1961) als weniger - oder mäßig günstig - für die Jahrgangsstärke eingeordnet wird. Zudem können geringe Abflusswerte auch andere potenzielle Faktoren beeinflussen, wie z.B. den Unterhaltungsaufwand und die Trübung (Abb. 9 bzw. Kap. 4.5; 4.9). Im Jahr 2023 lag der Oberwasserabfluss der Elbe während der Stintlaichzeit (März/April) mit knapp  $1.000 \text{ m}^3$  (wieder) in einer „günstigen“ Größenordnung (s.o.) und korrespondiert mit den in diesem Zeitraum ebenfalls wieder höheren Stintzahlen.

Ob diese Bedingungen einen direkten Einfluss auf das Reproduktionsverhalten und den Reproduktionserfolg des Stints hatten, bleibt nach wie vor unklar. Ein direkter/indirekter Zusammenhang mit den hier diskutierten Veränderungen der Stintzahlen erscheint möglich (s. Hypothesen von Lillelund 1961), lässt sich im Rahmen der vorliegenden Arbeit aber nicht belegen.

Der Abwanderungszeitraum (Sommer/Frühherbst) der Jungstinte in Richtung Küste war in der jüngeren Vergangenheit weniger untypischen Oberwasserabflussbedingungen unterworfen (Abb. 11, Bild rechts unten).

## 4.2 Wassertemperatur

### Ergebnis

Die Auswertung der Langzeitdaten zur Entwicklung der Wassertemperaturen im Zeitraum von 2000 – 2023 (**Bunthaus**) bzw. 2004 – 2023 (**Seemannshöft**) wird analog zur Darstellung des Oberwasserabflusses für folgende saisonale Zeiträume/Monate differenziert, die für die Stintwanderung und -reproduktion von Bedeutung sind (Datengrundlage: Tagesmittelwerte);

- Winter (Dezember – Februar)
- März
- April
- Mai
- Sommer (Juni – August)

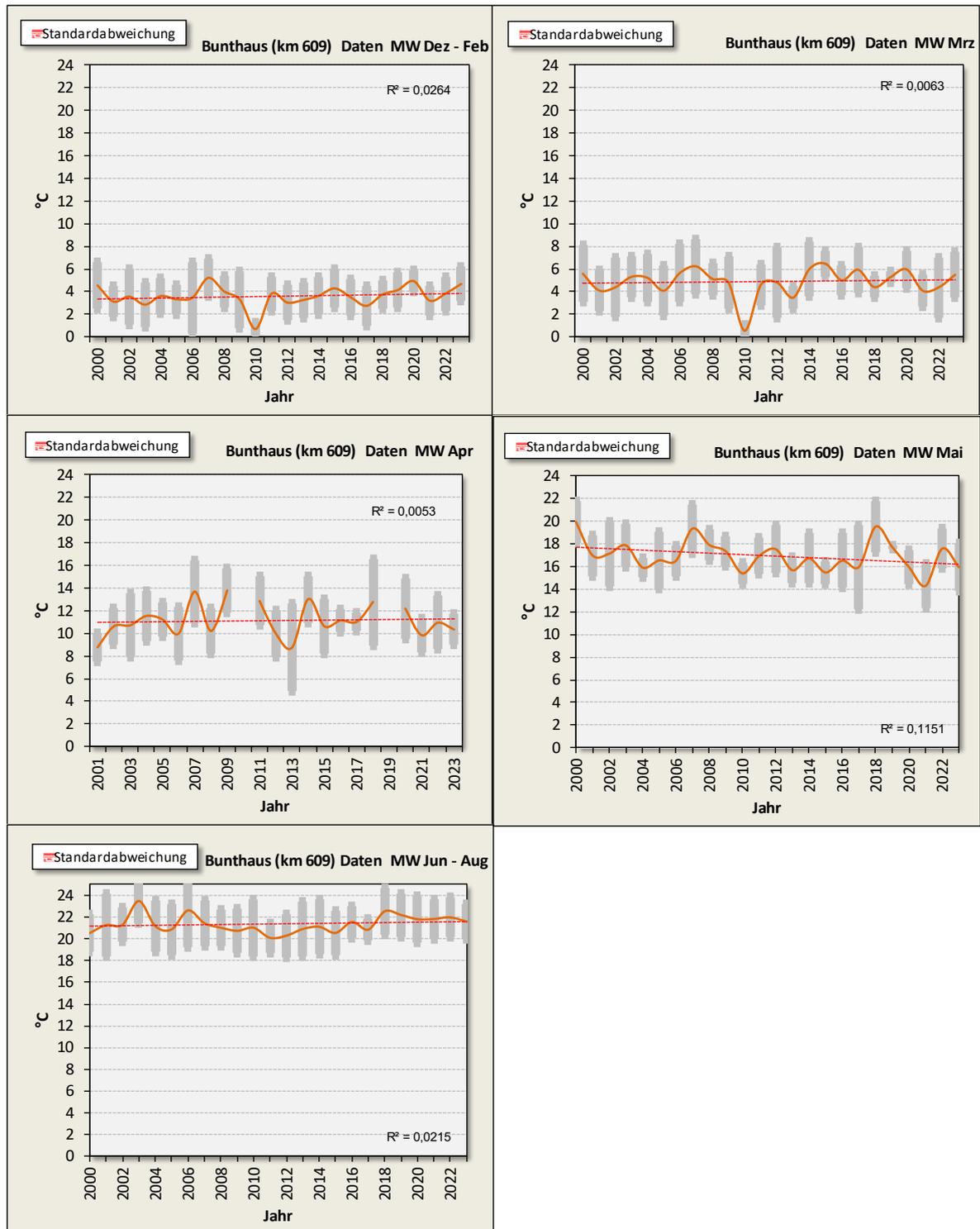


Abb. 12: Entwicklung der Wassertemperaturen im Zeitraum 2000 – 2023 in der Tideelbe, differenziert für verschiedene saisonale Zeiträume. Daten Messstation Bunthaus km 609. Datenquelle Inst. f. Hygiene & Umwelt HH.

Mit Blick auf die Wassertemperaturen zeigt sich am Beispiel der Wasserkörper Ost (Messstation Bunthaus km 609) und Hafen (Messstation Seemannshöft km 628) der Elbe folgendes:

- Für den Winterzeitraum (Dez.- Feb.) ist auch unter Einbeziehung der aktuellen Daten eine interannuelle Variabilität, aber keine zeitlich gerichtete Entwicklung ab dem Jahr 2000 erkennbar. (Abb. 12 und Abb. 39 im Anhang, Bilder oben links). Die winterlichen Mittelwerte lagen jeweils bei 3 °C (bei einer interannuellen Amplitude von 0,7/0,4 °C (Bunthaus, Seemannshöft) und 5,2 °C (s. Tab. 3 & Tab. 4)

Tab. 3: Mittelwert sowie Minimum und Maximum der Wassertemperatur im Zeitraum 2000 – 2023 differenziert für unterschiedliche saisonale Zeiträume. Messstation Bunthaus (km 609). Datenquelle Inst. f. Hygiene & Umwelt HH.

Zeitraum	MW	Min-Max	im Jahr Min / Max
Dez. – Feb.	3,7	0,7 - 5,2	2010 / 2007
Mrz.	5	0,6 - 5,9	2010 / 2017
Apr.	11,1	8,7 - 12,9	2013 / 2011
Mai	15,8	13,4 - 19,9	2021 / 2000
Juni – Aug.	21,4	20,1 - 23,5	2011 / 2003

Tab. 4: Mittelwert sowie Minimum und Maximum der Wassertemperatur im Zeitraum 2000 – 2023 differenziert für unterschiedliche saisonale Zeiträume. Messstation Seemannshöft (km 628). Datenquelle Inst. f. Hygiene & Umwelt HH.

Zeitraum	MW	Min-Max	im Jahr Min / Max
Dez. – Feb.	3,6	0,4 - 5,2	2010 / 2020
Mrz.	5,7	2,7 - 8,1	2013 / 2014
Apr.	10,8	8,2 - 12,9	2013 / 2009
Mai	15,8	13,4 - 18,4	2021 / 2018
Juni – Aug.	20,9	19,9 - 23,1	2011 / 2006

- Im zeitigen Frühjahr (März & April) lagen die Temperaturen < 5 °C (März) bis 13 °C (April). Bei z.T. ausgeprägter interannueller Variabilität ist, bezogen auf den Zeitraum 2000 – 2023, auch in diesem Zeitraum keine gerichtete Veränderung zu erkennen (Abb. 12, Abb. 39 i. AnhangError: Reference source not found, Bilder oben rechts, Mitte links).
- Auch im späten Frühjahr (Mai) und im Sommer ist an den Messstationen Bunthaus und Seemannshöft keine signifikante Tendenz im jeweiligen Betrachtungszeitraum (2000/2004 – 2022/2023) zu erkennen (Abb. 12 Bilder Mitte rechts, unten links). Die interannuelle Temperaturamplitude im Mai liegt zwischen etwa 13 – 20 °C.

Die Ergebnisse zeigen, dass mit Blick auf den Parameter Wassertemperatur die Bedingungen in der Tideelbe für die differenzierten saisonalen Betrachtungszeiträume einer z.T. deutlichen interannuellen Variabilität unterliegen. Auch unter Einbeziehung aktueller Daten (also bis 2023) sind jeweils keine oder nur graduell gerichtete Temperaturveränderungen zu verzeichnen. Dies gilt für die hier

ausgewerteten Daten der Messstationen Bunthaus (Abb. 12) und Seemannshöft (Abb. 39 im Anhang)

### **Diskussion und Bezug zum Stint**

Der Stint gilt als eine Kaltwasserart mit einem Temperatur-Optimum zwischen 10 – 20 °C. Die Wassertemperatur ist ein wesentlicher Faktor, der z.B. den Beginn der Laichwanderungen und die Stint-Laichaktivität steuert (Lillelund 1961) und generell auch Einfluss auf die saisonale Abundanz der ästuarinen Fischfauna ausüben kann (Thiel et al. 1995). So waren z.B. in der Themse die mittleren jährlichen Abundanzen des Stints negativ mit hohen Wassertemperaturen korreliert (Attrill & Power 2004). Warme und stürmische Winter deuten auf einen positiven Zusammenhang mit der Stintabundanz hin (Attrill & Power 2002). Nach Power & Attrill (2007) beeinflussen die Temperaturen neben dem Wachstum von Stinten auch deren bevorzugte Aufenthaltsbereiche in den Ästuaren. Klimatische Bedingungen können daher letztlich das „Timing“ der Stintpräsenz bestimmen.

Mit Blick auf die Embryonalentwicklung spielt die Wassertemperatur ebenfalls eine Rolle. Arula & Shiplev (2015) geben für die Entwicklung eine optimale Temperaturspanne von etwa 4 – 10 °C an. Lillelund (1961) benennt mit Blick auf eine günstige Larvalentwicklung Temperaturen um 12 – 15 °C (Zeitraum 2 Wochen nach Schlupf) bzw. 15 – 16 °C (Zeitraum 2. – 4. Woche nach Schlupf). Neben anderen Umweltfaktoren kann also die Wassertemperatur auch unmittelbaren Einfluss auf die Stintabundanzen haben. Dies gilt letztlich für alle Lebenszyklen des Stints (Laichwanderung, Laichphase, Entwicklung der Stintlarven und Abwanderung ins Küstenmeer), die typischerweise saisonale Muster aufweisen.

Eine zeitlich gerichtete systematische Veränderung der Temperaturbedingungen (signifikante Temperaturzunahme oder -abnahme ist unter Einbeziehung aktueller Daten (bis 2023) (noch) nicht deutlich erkennbar, daher ist ein Zusammenhang zwischen der Entwicklung des Stintbestandes und der Temperaturentwicklung nicht offensichtlich. Dennoch können die oben beschriebenen günstigen oder weniger günstigen Temperaturbedingungen in einzelnen Jahren Einfluss auf den Rekrutierungserfolg des Stints haben. Inwieweit sich die Temperaturverhältnisse vor dem Hintergrund des Klimawandels auf das Verhalten der Wanderfische (hier Stint) auswirken, ist noch nicht eindeutig zu benennen. Oesmann (2024) weist in diesem Zusammenhang auf eine zeitliche Vorverschiebung der Stintlaichzeit hin.

## **4.3 Leitfähigkeit**

### **Ergebnis**

Die Betrachtung des Faktors Leitfähigkeit (LF) wird hier ebenfalls auf den Zeitraum von 2000 – 2023 erweitert. Wie bereits in BioConsult (2020a) dargestellt, werden die Daten verschiedener Messstationen bzw. Wasserkörper betrachtet (Datengrundlagen: Tagesmittelwerte, Tagesmaxima):

- Februar & März (Messstationen Bunthaus & Seemannshöft) bzw. Frühjahr (Feb – Mai) Messstation Grauer Ort
- April & Mai (Messstation Bunthaus)

- Juni – August (Messstation Bunthaus & Grauer Ort)

Am Beispiel der **Wasserkörper Ost** (Messstation Bunthaus km 609), **Hafen** (Messstation Seemannshöft km 628) sowie **T1** (MS Grauer Ort km 660) ergibt sich für den Parameter Leitfähigkeit folgendes:

- Im Winter bis Frühjahr (Mai) lagen die mittleren Werte in den Wasserkörpern Ost (km 609) und Hafen (km 628) jeweils bei ca. 80 mS/m und variierten im Betrachtungszeitraum zwischen etwa 50 mS/m (2005) bis > 110 mS/m (2017, 2020). Auch im Jahr 2021 lagen die Maximalwerte z.T. > 100 mS/m. Für diesen saisonalen Zeitraum zeigt sich basierend auf dem Datensatz 2000 – 2023 keine zeitlich systematische Entwicklung mit u.U. höheren Werten in der jüngeren Vergangenheit (Abb. 13 - Abb. 14, Bilder oben links).
- Im Sommer (Jun – Aug) war die Amplitude der Leitfähigkeit in den Wasserkörpern Ost & Hafen mit ca. 40 mS/m (2002, 2013) bis 140 mS/m (2018, 2019) im zweiten Zeitraum etwas größer. Anders als im Frühjahr ist für die Sommermonate im OWK Hafen -bei einer ausgeprägten interannuellen Variabilität- eine schwache Zunahme über die Zeit erkennbar (Abb. 13, Bild unten links).
- Auch weiter stromab im Übergangsgewässer (T1, MS Grauer Ort km 660) ist in den Sommermonaten (tideabhängig bis zu 350 mS/m) eine gewisse Zunahme der mittleren Leitfähigkeit in der jüngeren Vergangenheit erkennbar (Abb. 15, Bild rechts).

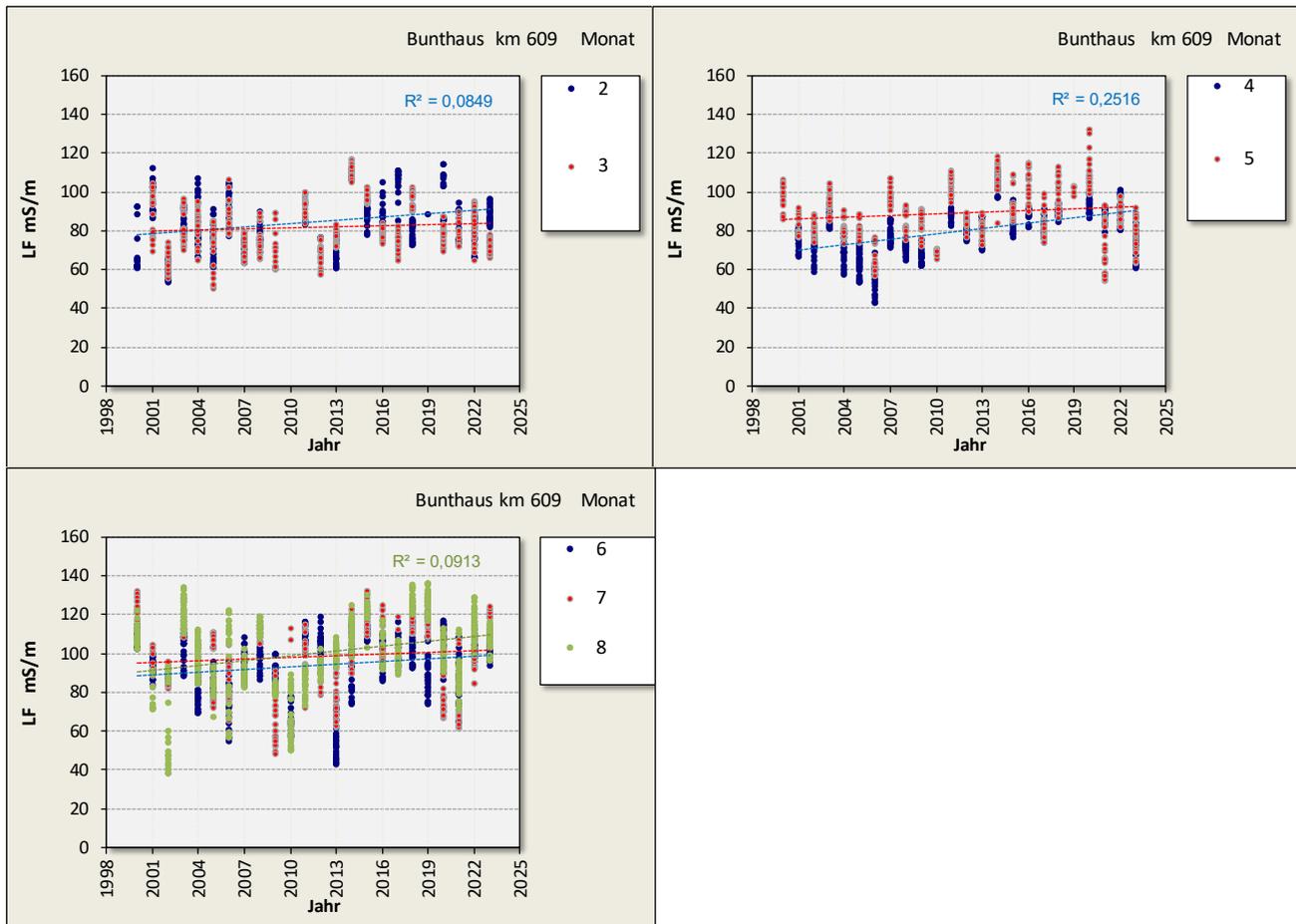


Abb. 13: Entwicklung der Leitfähigkeit im Tideelbeabschnitt oberhalb Hamburgs im Zeitraum 2000 – 2023, differenziert für verschiedene Monate. Daten Messtation Bunthaus km 609 (OWK Ost), Tagesmittelwerte (kontinuierliche Messungen). 2 = Feb.; 3 = Mrz., 4 = Apr., 5 = Mai, 6 = Jun, 7 = Jul, 8 = Aug. Datengrundlage: Tagesmaxima. Datenquelle Inst. f. Hygiene & Umwelt HH.

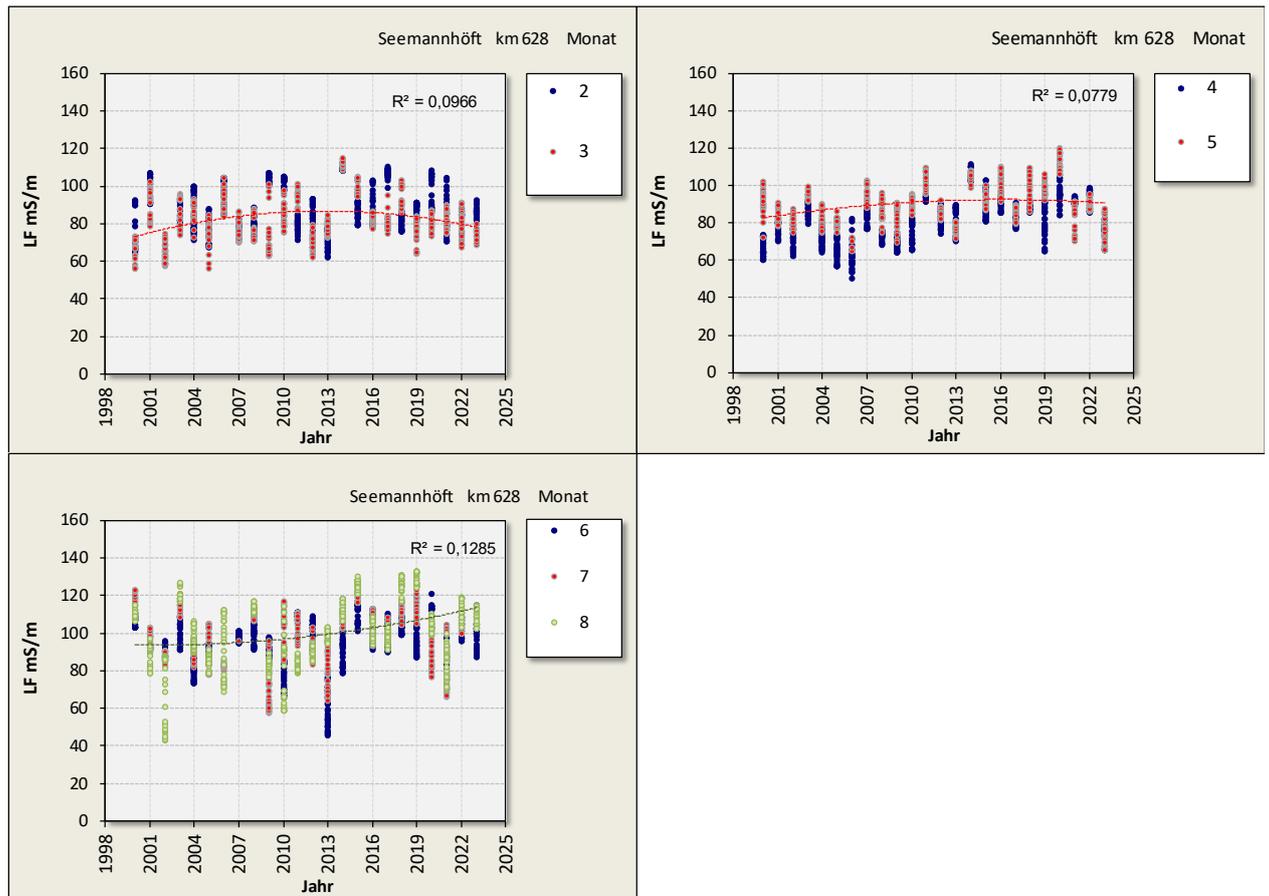


Abb. 14: Entwicklung der Leitfähigkeit (LF mS/m) im OWK Hafen im Zeitraum 2000 – 2023, differenziert für verschiedene Monate. Daten Messstation Seemannhöft km 628, Tagesmaximum). 2 = Feb; 3 = Mrz, 4 = Apr., 5 = Mai, 6 = Jun, 7 = Jul, 8 = Aug. Datengrundlage: Tagesmaxima. Datenquelle Inst. f. Hygiene & Umwelt HH.

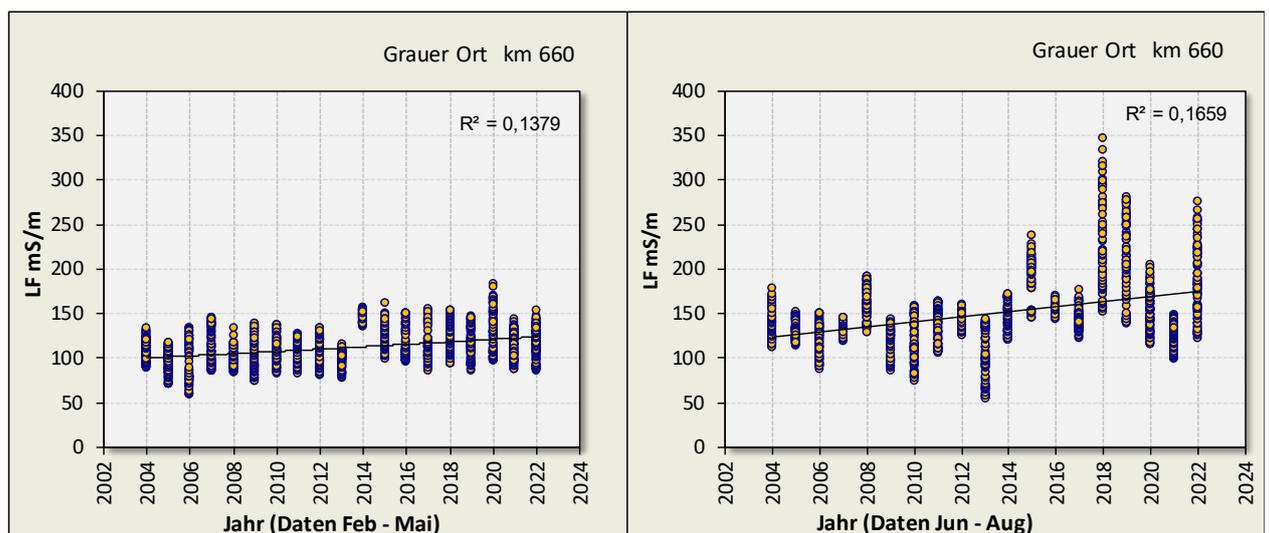


Abb. 15: Entwicklung der Leitfähigkeit im Übergangsgewässer der Tideelbe in den Jahren 2004 – 2022, differenziert für verschiedene saisonale Zeiträume. Daten Messstation Grauer Ort km 660, Tagesmittel (kontinuierliche Messungen). Datenquelle NLWKN Stade.

Die Ergebnisse zeigen, dass die Salzgehalte in der Tideelbe bei einer u.a. tidebedingten und interannuellen Variabilität z.T. zugenommen haben. Ob sich hier auch ein Zusammenhang mit dem Fahrrinnenausbau (Verschiebung der Brackwassergrenze) andeutet bleibt unklar. Höhere Leitfähigkeitswerte sind z.T. allerdings wohl auch in Zusammenhang mit dem ab dem Jahr 2014 geringeren Oberwasserabflüssen zu sehen. Mit wieder höherem Oberwasser (März/April 2023) ist ein leichter Rückgang der Leitfähigkeit an der Messstation Seemannshöft erkennbar (s. Abb. 14, Bild oben links).

### Diskussion und Bezug zum Stint

Als anadrome Art sind wechselnde Salzgehalte ein typisches Merkmal des Lebensraumes des Stints. Die Art zeichnet sich gegenüber dem Salzgehalt daher durch eine hohe Toleranz aus. Verschiedene Untersuchungen zeigen aber, dass der Salzgehalt ein Faktor sein kann, der z.B. die Larvalentwicklung des Stints beeinflussen kann. Lillelund (1961) gibt für eine erfolgreiche Entwicklung eine obere Salinitätsgrenze von 16 (ca. 270 mS/m) an. Fuda et al. (2007) ermittelten in Laborversuchen zur Embryonalentwicklung des Regenbogenstints (*Osmerus mordax*), einen Schlupferfolg von 0% bei einer Salinität von  $> 320$  mS/m, aber mit Blick auf Larven noch eine hohe Überlebensrate von ca. 98%. Unterhalb 320 mS/m wurden keine Einbußen des Schlupferfolgs dokumentiert. Möglich erscheint nach Hutchinson (1983) auch, dass die Wahl der Laichplätze bis zu einem gewissen Grad u.a. von den Salzgehaltsbedingungen beeinflusst werden kann.

Die Auswertungen verdeutlichen, dass dieser Parameter im Betrachtungszeitraum interannuell variabel und auch z.T. einer zeitlich gerichteten (geringen) Zunahme unterworfen war.

Ein Zusammenhang mit der rückläufigen Entwicklung des Stintbestandes ist dennoch nicht plausibel. Der Anstieg der Leitfähigkeiten<sup>5</sup> bewegt sich auch unter Einbeziehung aktueller Daten bis 2023 in einer Größenordnung bei der nicht davon auszugehen ist, dass dadurch Stinte (alle Altersgruppen) nachteilig betroffen wurden; diese Einschätzung erfolgt unter der Annahme, dass die Angaben für den amerikanischen Regenbogenstint weitgehend übertragbar sind.

## 4.4 Sauerstoff

### Ergebnis

Die Entwicklung der Sauerstoffgehalte im Zeitraum von 2000 – 2023 wird analog zu den übrigen Faktoren (s.o.) differenziert für saisonale Zeiträume betrachtet (Datengrundlagen: Tagesmittelwerte und auf Tagesminima, Quelle: FGG Elbe):

- März & April
- Mai & Juni
- Juli & August

<sup>5</sup> Leitfähigkeit in Salinität umgerechnet ergibt etwa  $S = 0,5 - 0,8$  im Wasserkörper West und bis zu  $S = 0,8 - 2$  im Wasserkörper T1.

- September & Oktober

Am Beispiel der Wasserkörper „**Hafen**“ (Messstation Seemannshöft km 628) sowie „**T1**“ (Übergangsgewässer, Messstation Grauer Ort km 660) der Elbe lässt sich auf der erweiterten Datengrundlage bis zum Jahr 2023 für den Parameter Sauerstoff folgendes zusammenfassen:

### **Wasserkörper Hafen**

- Im Frühjahr (März & April) variierten die O<sub>2</sub>-Gehalte (Grundlage Tagesmittel) im Wasserkörper **Hafen** (km 628) bezogen auf den Zeitraum 2000 – 2023 zwischen etwa 8 mg/l (2014) und > 12,5 mg/l. Für diesen saisonalen Zeitraum zeigt sich keine gerichtete Entwicklung mit tendenziell rückläufigen Werten in der jüngeren Vergangenheit. Es wechseln sich vielmehr Phasen höherer und geringerer Werte ab (Abb. 16, Bild oben links). Auf der Grundlage der Tagesmittel reihen sich die aktuellen O<sub>2</sub>-Gehalte (2019 – 2023) unauffällig in die bisherige Datenreihe ein.
- Im Frühsommer (Mai, Juni) lagen die Sauerstoffwerte im Vergleich zum Frühjahr bereits deutlich niedriger (3 – > 9 mg/l). Eine systematische Verringerung der O<sub>2</sub>-Gehalte über die Zeit ist nicht erkennbar (Abb. 16, Bild rechts oben). Werte < 3,5 – 4 mg/l traten im Frühsommer an der Messstation Seemannshöft nicht oder nur als Ausnahme auf.
- Im Sommer (Jul, Aug) sind in den letzten Jahren (wieder) häufiger pessimale Phasen mit < 3,5 – 4 mg/l verzeichnet worden. Die Tagesmittel lagen zwischen 3 mg/l und 5,9 mg/l. Eine Zunahme der Belastung ist in der jüngeren Vergangenheit (2022/23) während der Sommermonate also erkennbar (Mittelwert um ca. 4 mg/l). Ähnliche Bedingungen wie in den letzten Jahren waren auch bereits Anfang der 2000er Jahre vorhanden, hatten sich zwischenzeitlich jedoch leicht verbessert (Abb. 16, Bild unten).
- Ein fokussierter Blick auf die O<sub>2</sub>-Minima in den Sommermonaten (Jul – Aug; Tagesmittel) zeigt, dass bei Seemannshöft (km 629) im Zeitraum 2000 – 2006 etwa 55% der Minimalwerte 3,5 mg/l (potenzielle Beeinträchtigung des Stints) unterschritten. Im Zeitraum 2013 – 2018 waren es dagegen nur ca. 20%. Die aktuellen Daten 2019 – 2023 (ca. 40% < 3,5 mg/l) reihen sich in der Mitte zwischen dem „ungünstigsten“ Zeitraum und dem „günstigsten“ Zeitraum ein. So hat sich gegenüber dem 5-Jahreszeitraum (2013 – 2018) die Anzahl der Tagesminima unter 3,5 mg/l aktuell (2019 -2023) erhöht, kritische Minima traten aber weniger häufig als Anfang der 2000er Jahre auf (s.o. 55%). Abb. 17 veranschaulicht die Befunde in Form einer kumulativen Anordnung der O<sub>2</sub>-Werte grafisch.

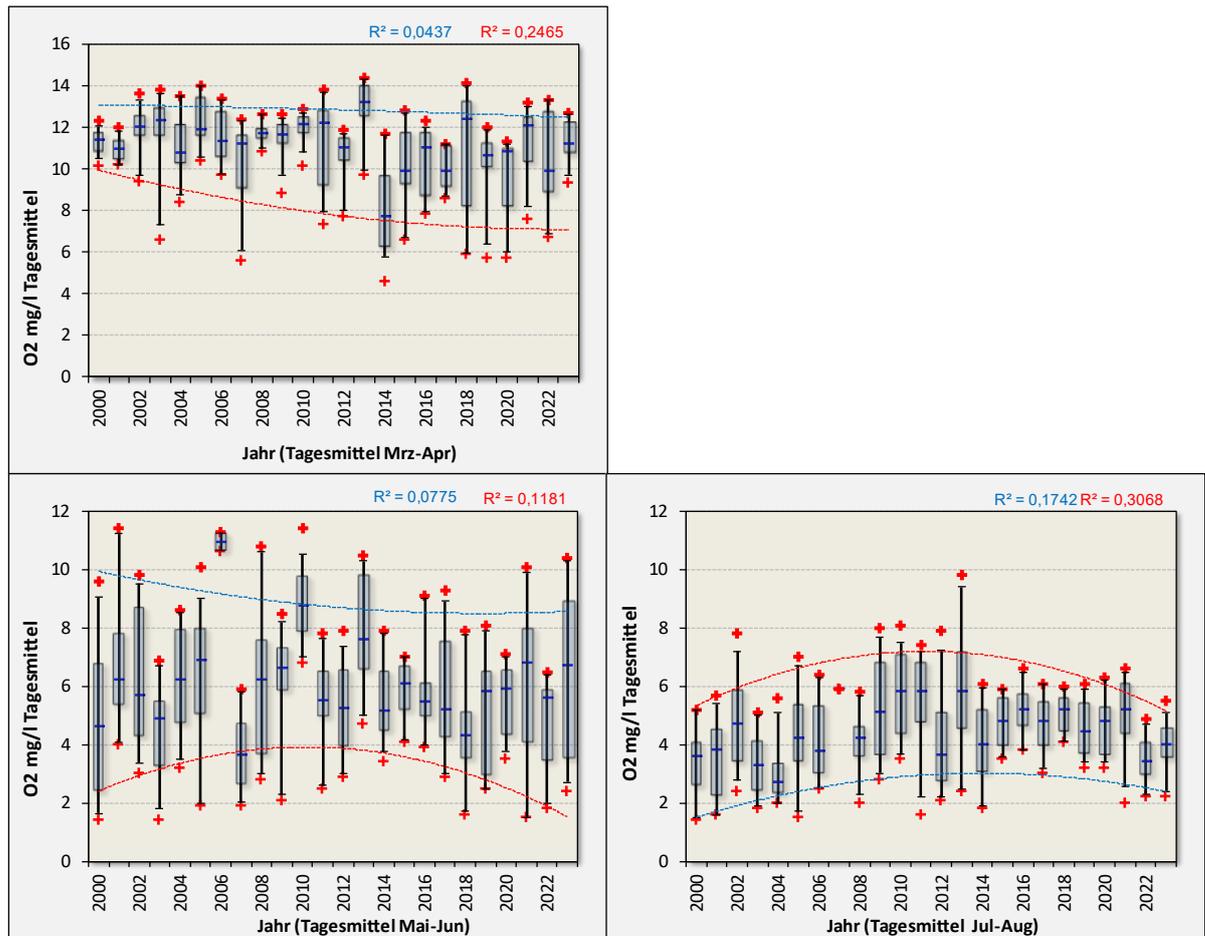


Abb. 16: Entwicklung der Sauerstoffgehalte in den Jahren 2000 – 2023 im Hamburger Tideelbebereich, differenziert für verschiedene saisonale Zeiträume. Beachte unterschiedliche Skalierung der Y-Achsen. Daten: Messstation Seemannshöft (km 629, OWK Hafen) Tagesminima (Quelle FGG Elbe; Gesamtprobe, kontinuierliche Messungen). Datenquelle Inst. f. Hygiene & Umwelt HH.

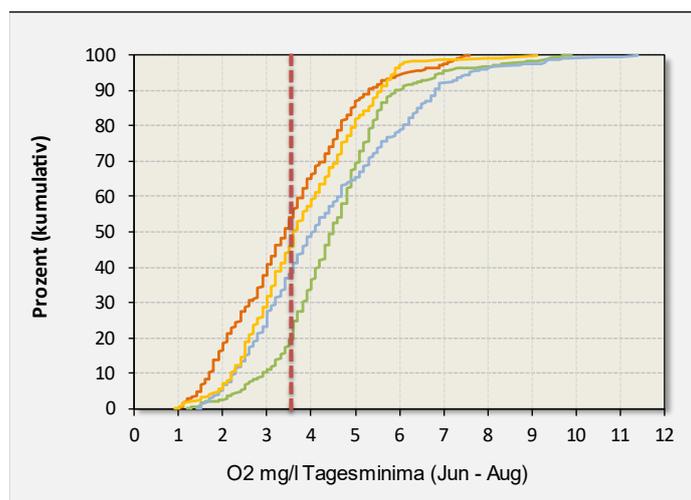


Abb. 17: Kumulative Anordnung der Sauerstoffwerte (Tagesminima für Mehrjahreszeiträume) Rote Linie= Werte aus dem Zeitraum 2000 – 2006; blaue Linie 2007 – 2012; grüne Linie 2013 – 2018; orange Linie 2019 – 2023. Senkrechte gestrichelte Linie potenzielle „Beeinträchtigungsgrenze für den Stint“. Daten Messstation Seemannshöft (km 629, OWK Hafen). Datenquelle Inst. f. Hygiene & Umwelt HH.

## Wasserkörper T1

Abb. 18 (Bild oben) veranschaulicht die Sauerstoffverhältnisse im OWK T1 (Messstation Grauer Ort km 660) auf der Grundlage jeweiliger Tagesminima. Dargestellt ist die Verteilung einzelner Messwerte bzw. auch die Spannweite der  $O_2$ -Werte für einen Jahreszeitraum (Januar – Dezember). Abb. 18 (Bild unten) fokussiert auf die Sommermonate (Juni – September). Es wird erkennbar, dass bei einer ausgeprägten Amplitude v.a. bis zum Jahr 2014 niedrige  $O_2$ -Gehalte um 4 mg/l vermehrt verzeichnet wurden. In jüngerer Vergangenheit (ab 2015) waren  $O_2$ -Minima (< 4 mg/l) im Übergangsgewässer etwas weniger stark ausgeprägt (Abb. 18 unten farbige Kreise).

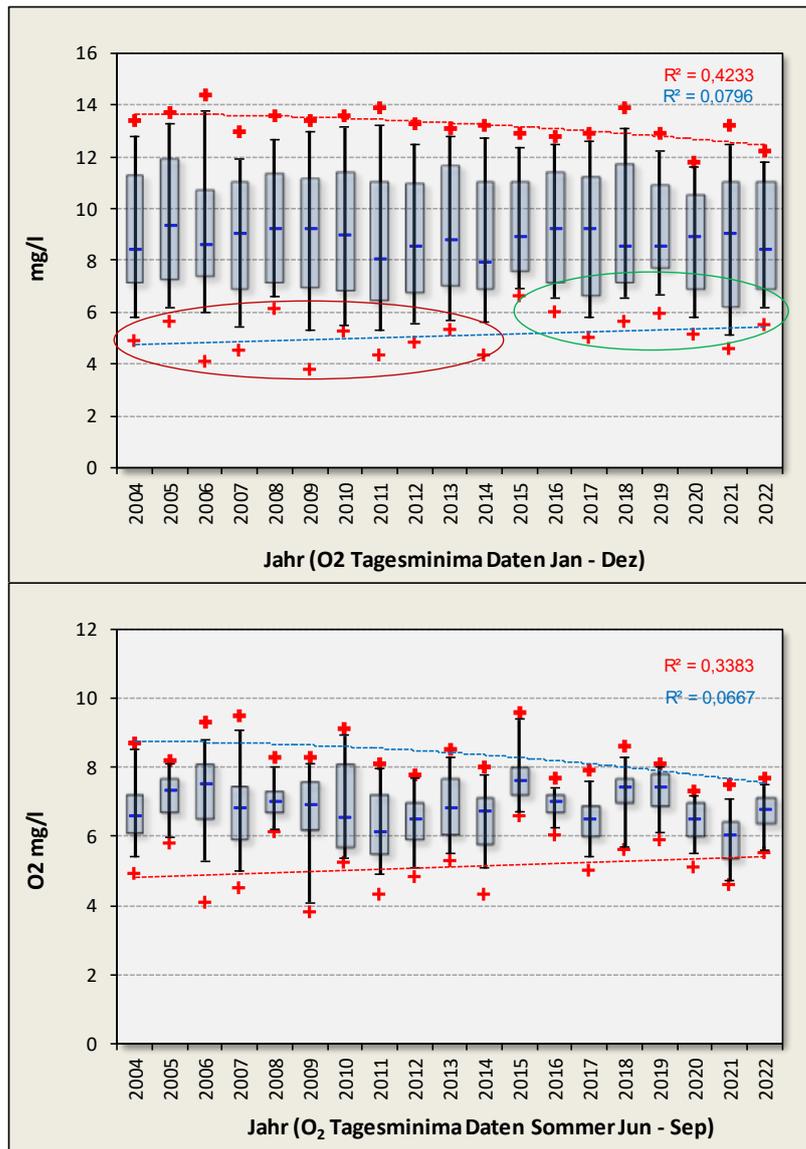


Abb. 18: Sauerstoffgehalte im Übergangsgewässer der Tideelbe im Zeitraum 2004 – 2022 Daten: Messstation Grauer Ort (km 660), Spannweite Tagesminima (aus kontinuierlichen Messungen). Bild oben ganzjähriger Zeitraum, Bild unten nur Sommermonate. Box & Whisker Plot: Die kurze Linie innerhalb des Rechtecks stellt den Median dar. Die Ränder oben und unten entsprechen den 25. bzw. 75. Perzentilen. Die Whisker markieren die 5. und 95. Perzentilen. Minimal- und Maximalwerte mit einem '+' gekennzeichnet. Datenquelle NLWKN Stade.

Ergänzende Informationen zu den Sauerstoffbedingungen in den verschiedenen OWK (Ost, Hafen, West) sind dem Anhang zu entnehmen.

### **Diskussion und Bezug zum Stint**

Die Sensitivität von Fischen gegenüber Sauerstoffmangelsituationen ist zum einen artspezifisch, zum anderen kann sie auch in Abhängigkeit des jeweiligen Entwicklungsstadiums (Brut, juvenil, adult) variieren. Ferner können verschiedene biotische und abiotische Rahmenbedingungen wie hohe Wassertemperaturen die Beeinträchtigungen durch Sauerstoffmangel verstärken, so dass bei gleicher O<sub>2</sub>-Konzentration die Mortalität höher oder niedriger sein kann (z.B. Turnpenny et al. 2006, Davies-Colley et al. 2013, Elshout et al. 2013). Sauerstoff ist für die qualitative und quantitative Ausprägung der Fischfauna also ein prominenter Faktor (u.a. Maes et al. 2007, Thiel & Thiel 2015). So zeigten Thiel et al. (1995), dass geringe Stintbiomassen mit geringen Sauerstoffgehalten korrelierten. Möller & Scholz (1991) wiesen darauf hin, dass ausgeprägte Sauerstoffdefizite zu einem kompletten Ausfall der Rekrutierung führen können. Anders als Adulte oder ältere Juvenile können Eier und Stintlarven Bereichen mit O<sub>2</sub>-Mangel nicht ausweichen bzw. entfliehen. Ein Zusammenhang von verbesserten Sauerstoffbedingungen in der Unterelbe ab Ende der 1980iger Jahre, insbesondere in den Laich- und Aufwuchsarealen, mit wieder deutlich höheren Stintabundanzen ab den 1990iger Jahren wurde von Thiel et al. (2003) angenommen.

Während Maes et al. (2007) Sauerstoffgehalte von 5 mg/l als Untergrenze zur Vermeidung von Beeinträchtigungen benennen, schlagen Turnpenny et al. (2006) etwas weniger strenge Orientierungswerte vor, die allerdings mit „zeitlichen Standards“ assoziiert sind. So wird u.a. ein „1-Wochenstandard“ mit einem Orientierungswert von 4 mg/l definiert, dessen Einhaltung letale und chronische subletale Effekte sowie Verhaltensänderungen vermeiden soll. Turnpenny et al. (2004) definieren mit Blick auf den Stint einen Schwellenwert von 3,6 mg/l (Juvenile) als Auslöser für Verhaltensreaktionen. Das Vermeidungsverhalten reduziert einerseits die sauerstoffbedingte Mortalität (soweit Ausweichhabitats vorhanden sind), verkleinert aber andererseits (temporär) auch die für Fische ansonsten nutzbare Fläche des Habitats. Turnpenny et al. (2006) geben für den Stint einen O<sub>2</sub>-Gehalt von 2,6 mg/l bei einer Exposition von 6 h als letale Konzentration (LC 10) an. Es fehlt allerdings eine Angabe, ob es sich hierbei um Tagesmittel oder kontinuierliche Messwerte handelt.

Weitere Hinweise geben Fusaro et al. (2015) und Kangur et al. (2007), die Autoren benennen einen Wert von 2 mg/l, der von Stinten i.d.R. nicht mehr toleriert wird. Unter warmen Bedingungen ist eine geringere Wachstumsrate bei O<sub>2</sub>-Werten von < 4,5 mg/l nicht ausgeschlossen (Sepulveda 1994). Angaben zu Mortalitätsraten unter den genannten Bedingungen liegen nicht vor.

Die Auswertung der Elbedaten verdeutlicht, dass der O<sub>2</sub>-Gehalt im Betrachtungszeitraum interannuell variabel und mit gewissen Ausnahmen (Abb. 16 Bild unten links) keiner deutlichen zeitlich gerichteten Veränderung unterworfen war.

Die Auswertung zeigt für die Sommermonate Juli & August der Jahre 2013 bis 2018 eine geringere Anzahl von Unterschreitungen kritischer Sauerstoffwerte als in den letzten beiden Jahren der Zeitreihe; das macht den Sauerstoff für die hier beobachteten Bestandsveränderungen wenig plausibel.

Die Daten zeigen aber auch, dass in den letzten 23 Jahren (2000 – 2023) im Sommer wiederkehrend ungünstige Sauerstoffbedingungen  $< 3 - 4$  mg/l (z.T. auch  $< 2$  mg/l) beobachtet wurden, zurückliegende und aktuelle Beeinträchtigungen des Stints sind daher wahrscheinlich. Dies wird auch im Rahmen einer aktuellen Untersuchung zum Stint benannt (Oesmann 2023). So vermutet der Autor, dass Flussabschnitte mit  $O_2$ -Gehalten von  $< 4$  mg/l kein geeignetes Habitat für den Stint darstellen. Abschnitte mit Sauerstoffbedingungen  $> 4$  mg/l wurden dagegen durch hohe Stintzahlen gekennzeichnet; dies ist als Folge eines Ausweichens der Tiere aus Bereichen mit  $O_2$ -Defiziten interpretiert worden (Oesmann 2023).

Ein Zusammenhang mit der bis etwa 2020 rückläufigen Entwicklung des Stintbestandes ist zwar anzunehmen, aus folgenden Gründen aber nicht eindeutig herauszufiltern:

- Die Analyse der Sauerstoffmesswerte im OWK Hafen ergibt auch auf Grundlage der zeitlich erweiterten Datenreihe (2000 – 2023), unter Berücksichtigung der interannuellen Variabilität, keinen klaren Hinweis auf in der jüngeren Vergangenheit systematisch weiter rückläufige Sauerstoffgehalte. Die für das saisonale Fenster März/April (Reproduktionszeit: Ei-Larvenentwicklung) dokumentierten Sauerstoffwerte (Abb. 16, Bild oben links) bewegen sich im gesamten Betrachtungszeitraum bis 2023 in einem Bereich (überwiegend  $> 8$  mg/l) für den eine Betroffenheit des Stints (alle Altersgruppen) sicher auszuschließen ist (vgl. Orientierungswerte weiter oben). Daher ist auf dieser Betrachtungsebene ebenfalls kein klarer Zusammenhang zwischen zunehmend ungünstiger Entwicklung des Sauerstoffhaushaltes und den abnehmenden Stintzahlen zu erkennen. Dies wird auch durch den - bei mehr oder weniger unveränderten Sauerstoffbedingungen – Wiederanstieg der Stintzahlen ab 2020 plausibel.
- Auch im Übergangsgewässer (MS Grauer Ort km 660) lagen in der jüngeren Vergangenheit die Minimalwerte saisonübergreifend  $> 4$  mg/l.  $O_2$ -Werte um 4 mg/l traten vereinzelt in der Vergangenheit auf (Abb. 18, Bild unten).
- Zusammenfassend sei aber hervorgehoben, dass ungünstige Sauerstoffbedingungen mit Blick auf die langjährigen Daten v.a. im Frühsommer/Sommer auftraten/-treten. Hiervon betroffen sind v.a. die OWK Hafen (Abb. 17) und West (s. Anhang Abb. 47), dort sind dann Beeinträchtigungen wahrscheinlich.
- Unter Berücksichtigung der hier ausgewerteten  $O_2$ -Daten, reicht der Faktor „Sauerstoff“ aber nicht allein zur Erklärung der festgestellten Befunde der bis 2019 rückläufigen Stintfänge aus, zumal ab etwa 2019/20 unter ähnlichen  $O_2$ -Bedingungen die Stintzahlen wieder moderat zugenommen haben (s. Kap. 3).

## 4.5 Trübung (Schwebstoffe)

### Ergebnisse

Im Rahmen der Auswertung bis 2018 (BioConsult 2020a) sowie auch auf Grundlage der hier aktualisierten Datenbasis bis 2023 wurde/wird ersichtlich, dass die Trübungswerte den ästuartypischen Längsgradienten mit stromab steigenden Konzentrationen aufweisen. Lage und Verlauf des

Gradienten werden dabei wesentlich vom Oberwasser gesteuert. Während die Trübung oberhalb von Hamburg eher gering ist, steigt sie ab ca. km 628 stromab deutlich an, um im Bereich von km 643 – 650 das Maximum im Betrachtungsgebiet zu erreichen. Hinweise zu tidebedingten und vertikalen Unterschieden sind Abb. 49 (Anhang) zu entnehmen.

Abb. 19 veranschaulicht die Trübungsdaten für den Bereich oberhalb von Hamburg, am Beispiel der Messstation Bunthaus (km 609, **OWK Ost**) auf Grundlage der Tagesmittel (Bild links) und der Tagesmaxima (Bild rechts) für den Zeitraum 2000 – 2023. Es wird deutlich, dass die Trübungsverhältnisse bei deutlicher interannueller Variation keine gerichtete Veränderung (Trend) zeigen. Die Konzentrationen sind relativ gering: 50% der Messwerte liegen zwischen etwa 10 FNU – 30 FNU; entspricht einer Schwebstoffkonzentration von ca. 15 – 50 mg/l). Die aktuellen Daten (2019 – 2023) ordnen sich dabei eher unauffällig in die langjährige Datenreihe ein.

Auf der Grundlage des Datensatzes „Tagesmaxima“ wurden in einigen Jahren für den OWK Ost hohe Einzelwerte bis 390 FNU gemessen, das entspricht etwa dem 2 – 6-fachen typischer Werte in diesem Elbabschnitt (Abb. 19, Bild links bzw. rechts). Die sehr hohen Werte (s. Abb. 19, Bild rechts, rote Kreuze wurden vornehmlich im Sommer an einzelnen Tagen in den Jahren 2015 – 2018 ermittelt. Die Ursache für diese kurzzeitigen starken Auslenkungen ist hier nicht zu klären (Messfehler; Ausreißer?).

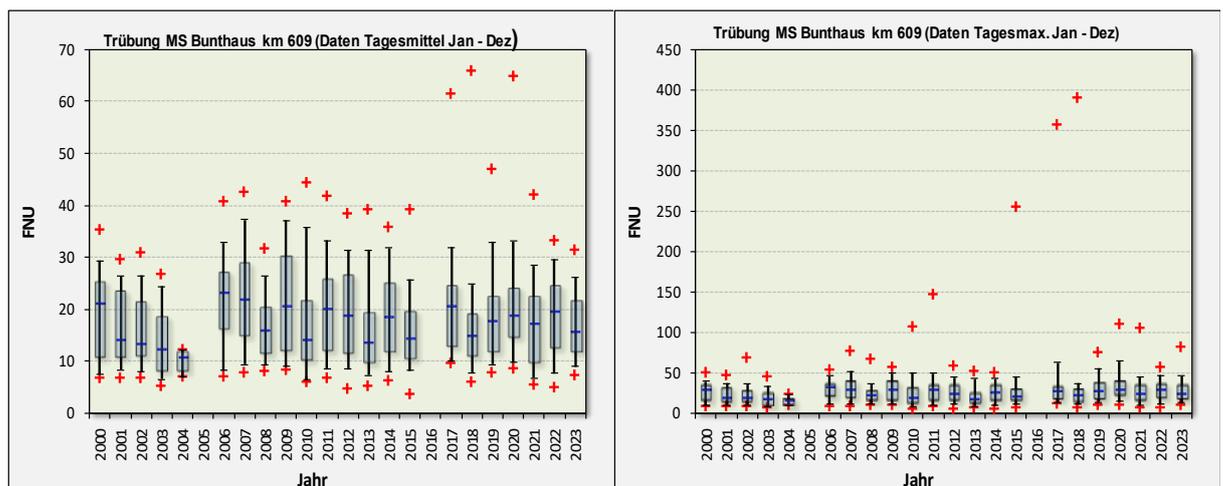


Abb. 19: Trübungswerte (FNU) in der Tideelbe stromauf von Hamburg im Zeitraum von 2000 – 2023 (keine saisonale Differenzierung). Daten: Messstation Bunthaus km 609, Tagesmittelwerte (kontinuierliche Messungen). Box & Whisker Plot: Die kurze Linie innerhalb des Rechtecks stellt den Median dar. Die Ränder oben und unten entsprechen den 25. bzw. 75. Perzentilen. Die Whisker markieren die 5. und 95. Perzentilen. Minimal- und Maximalwerte mit einem ‚+‘ gekennzeichnet. Beachte unterschiedliche Skalierung der Y-Achsen. Datenquelle Inst. f. Hygiene & Umwelt HH, Messstation Bunthaus km 609.

Für den stromab folgenden **OWK Hafen** wurden die Daten der Messstation Seemannshöft berücksichtigt. Der Datensatz umfasst im Rahmen der Aktualisierung der Auswertungen nun den Zeitraum bis 2023. Folgende Ergebnisse lassen sich zusammenfassen:

Bei Seemannshöft (km 628, OWK Hafen) ist in den letzten Jahren ein signifikanter Anstieg der Trübung erkennbar. Dies lässt sich am Beispiel der Frühjahrsdaten etwa Februar/März – Juni (Laich- und Aufwuchszeit des Stints) veranschaulichen (Abb. 20).

Während der Median der Tagesmaxima bis zum Jahr 2013 im Bereich um ca. 50 FNU liegt, ist ab 2014 ein Anstieg auf > 100 FNU erkennbar; einzelne Tagesmaxima erreichen auch > 250 FNU. Anhand einer segmentierten Regression lässt sich die Erhöhung der Trübung auf den Zeitraum ab etwa 2013/14 datieren (Abb. 20, Bild rechts). Die Zunahme der Trübung ist signifikant. Bei hoher Variabilität ist eine Zunahme bis 2022 zu erkennen. Im Jahr 2023 lagen die Tagesmaxima wieder niedriger, aber weiterhin höher als im Zeitraum vor 2013 (Abb. 20, links).

Anzumerken ist, dass abhängig von der Tidephase und Faktoren wie Nipp- oder Springtide kurzzeitige Trübungswerte auch höher liegen können.

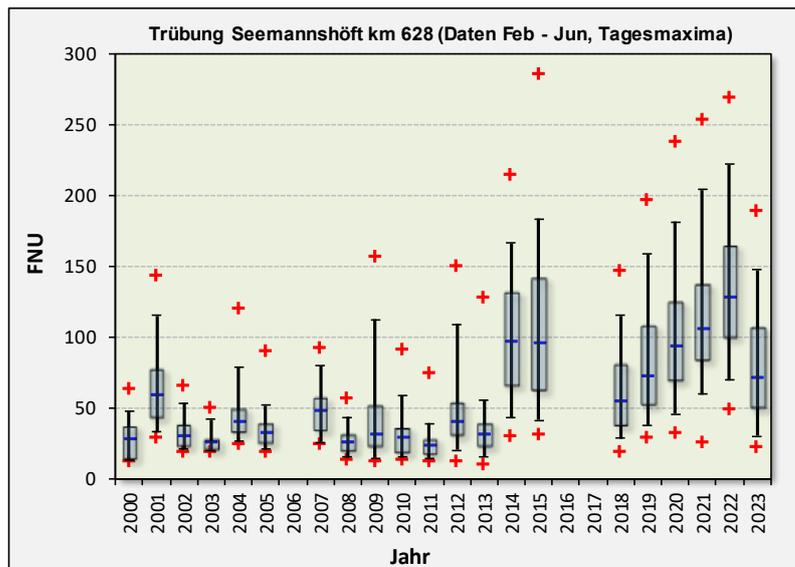


Abb. 20: Zeitliche Entwicklung der Trübung im hamburgischen Abschnitt der Tideelbe im Zeitraum 2000 – 2023, saisonal differenziert. Daten: Messstation Seemannshöft km 628, Tagesmittel (Gesamtprobe, kontinuierliche Messungen). Hinweis: für die Jahre 2016 & 2017 liegen keine Daten vor. Quelle Inst. f. Hygiene & Umwelt HH.

Bei der Messstation D1 (**OWK West**, km 643) ist analog zur Messstation Seemannshöft (km 628) eine deutliche Erhöhung der Trübung ab etwa 2014 (im Frühjahr, aber auch saisonübergreifend) zu beobachten (Abb. 21, Darstellung beruht auf den gemessenen Tages-Maximalwerten während der Tidephasen). Am Beispiel der Frühjahrsdaten (März – Mai), zeigt sich, dass die sohn nahen Werte dabei wesentlich höher sind als die oberflächennahen Trübungen. Gewisse Unterschiede bestehen auch zwischen den Tidephasen (Abb. 21 Bilder unten).

Einzelne Maximalwerte v.a. im Jahr 2021 (Januar, Herbst, hier nicht grafisch dargestellt) lagen um ca. 1.500 FNU. In diesem Zeitraum sind Stinte im Süßwasserabschnitt des Ästuars allerdings weniger häufig zu erwarten.

Die in etwa ab dem Jahr 2013/14 verzeichneten Werte um 700 – 800 FNU (im sohn nahen Wasserkörper) liegen etwa um den Faktor 2,5 – 4 höher als im Zeitraum vor 2010 (überwiegend um < 200 – 300 FNU). In der jüngeren Vergangenheit (2019 – 2023) hat sich das Trübungsniveau gegenüber den Werten bis 2018 absolut nur wenig verändert. Bezogen auf diese Zeitspanne liegt der Mittelwert geringfügig höher als derjenige, der im Vorjahreszeitraum (2015 – 2019) verzeichnet wurde. Im Frühjahr 2023 war die Trübung tendenziell geringer als in den Vorjahren (Abb. 21).

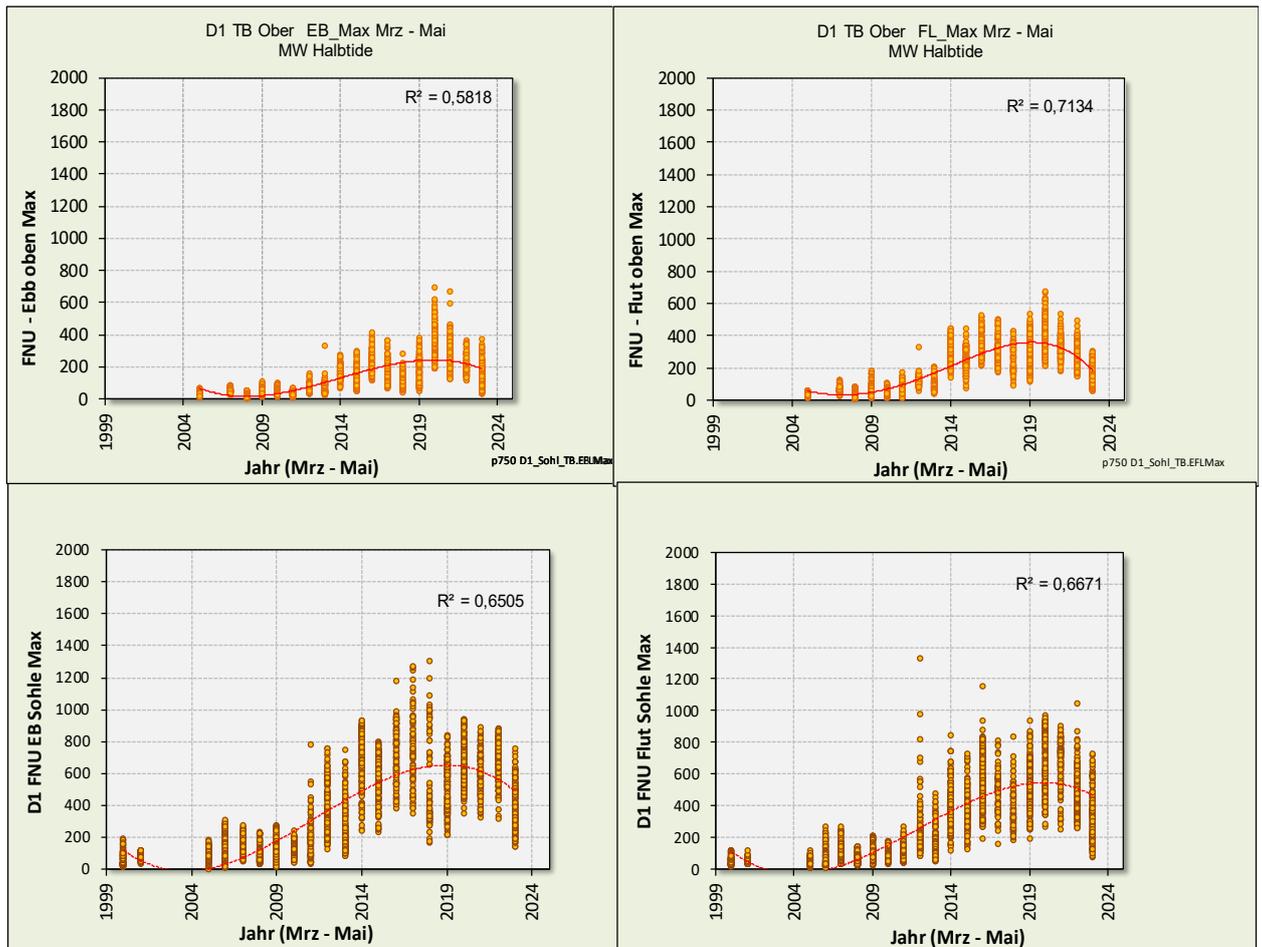


Abb. 21: Zeitliche Entwicklung der Trübung im Tideelbeabschnitt unterhalb Hamburgs im Zeitraum 2000 – 2023, Frühjahrsdaten (März – Mai; Laichzeit und Aufwuchszeitraum Stintlarven) differenziert nach Tidephasen und vertikaler Messposition (Bilder oben: oberflächennah; Bilder unten: sohnah). Datenquelle WSA Elbe-Nordsee Messstation D1 km 643.

Tab. 5 enthält eine vergleichende Übersicht zu „Mehrjahresintervallen“ im Betrachtungszeitraum 2000 – 2023. Insgesamt wurden fünf Zeiträume definiert; die Trübungen wurden nach Tidephase als auch vertikal differenziert. Die Ergebnisse veranschaulichen den kontinuierlichen und z.T. sehr deutlichen Anstieg der Trübung mit Maxima in den Zeiträumen 2016 – 2019 und 2020 – 2023.

Tab. 5: Mittlere Trübungswerte (FNU) im Tideelbeabschnitt von km 609 – km 660 für verschiedene Mehrjahreszeiträume, differenziert nach Tidephase und vertikaler Messposition. Die Mittelwerte der Jahreszeiträume unterscheiden sich signifikant ( $p < 0.05$  Kruskal-Wallis), Quelle Inst. f. Hygiene & Umwelt HH, Messstation D1 km 643.

FNU D1 oben, Frühjahr MW Halbtide Maxima	2001 -2005	2006 - 2010	2011 -2015	2016 - 2019	2020 - 2023
Ebb	36	42	108	189	251
Flut	51	67	184	303	283

FNU D1 Sohle, Frühjahr MW Halbtide Maxima	2001 -2005	2006 - 2010	2011 -2015	2016 - 2019	2020 - 2023
Ebb	79	126	378	604	594
Flut	55	89	230	481	542

Auch im **Übergangsgewässer** (Grauer Ort km 660) wird analog zu Seemannshöft (km 628) und D1 (km 643) etwa ab dem Jahr 2014 ein Anstieg der Trübung ersichtlich (hier bezogen auf den saisonalen Zeitraum März – Mai). In jüngerer Vergangenheit (2021, 2022) war die Trübung wieder etwas abgeschwächt (Abb. 22).

Ab etwa 2014 sind die Trübungswerte (hier am Beispiel der Tagesmaxima) signifikant höher als in den Jahren davor. Die Ergebnisse der segmentierten Regression veranschaulichen diesen „shift“. Bei hoher Variabilität zeigt sich ab etwa 2014 bis 2023 keine systematische Veränderung mehr (Abb. 22, Bild rechts).

Die Tagesmaxima erreichten an der Messstation Grauer Ort -bei ausgeprägter diurnaler, saisonaler und interannueller Variabilität- bis zu 1.400 FNU. Bezogen auf die Tagesmittelwerte wurden bis zu etwa 600 FNU dokumentiert (Abb. 50 veranschaulicht die Ergebnisse für die Tagesmittelwerte; s. Anhang). Die hohen Werte ab etwa 1.000 FNU wurden vornehmlich im Herbst/Winter erfasst. Einzelne hohe Werte ( $> 700$  FNU) sind aber in den Jahren 2019 und 2020 auch im März/April gemessen worden.

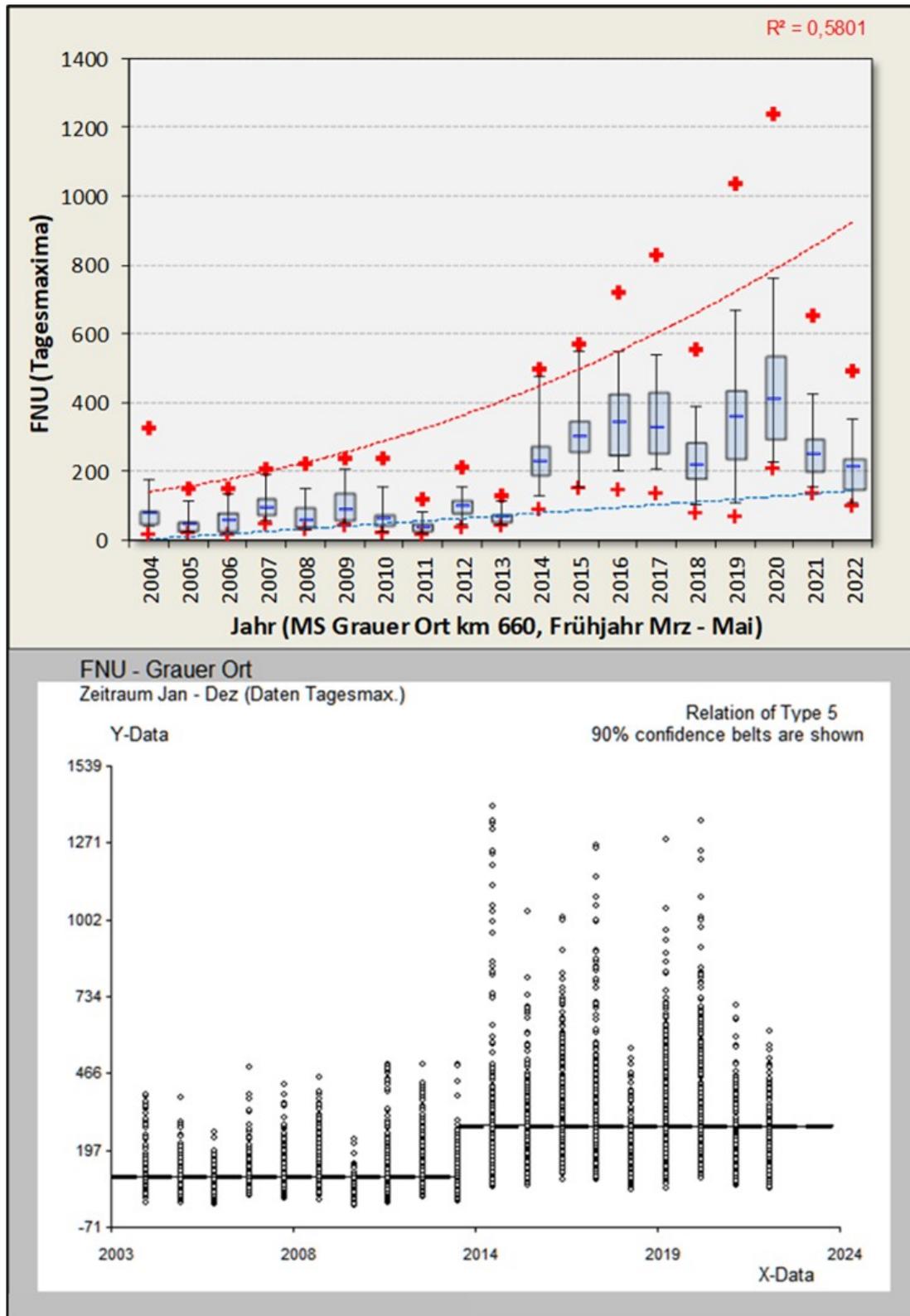


Abb. 22: Zeitliche Entwicklung der Trübung im Tideelbeabschnitt unterhalb Hamburgs im Zeitraum 2004 – 2022. Daten: Frühjahr (März – Mai), Messstation Grauer Ort km 660, Tagesmaxima. Bild unten: Ergebnis der segmentierten Regression; Y-Data = FNU; Regressionstyp 5: Zwei Segmente auf unterschiedlichem Niveau. FNU- Datenquelle NLWKN Stade.

Tab. 6 zeigt eine zusammenfassende Übersicht über die Trübungswerte an den berücksichtigten Messstationen. Die Ergebnisse sind differenziert für Fünfjahreszeiträume zum Teil als Tagesmittel, z.T. auf der Grundlage von mittleren Tagesmaxima dargestellt. Ergänzend sind auch Einzelmesswerte (Maxima) aufgeführt.

Tab. 6: Mittlere Trübungswerte (FNU) im Tideelbeabschnitt von km 609 – km 660 für verschiedene Mehrjahreszeiträume und Vergleich mit dem aktuellen Zeitraum 2019 – 2023, sowie Angaben zu Tagesmaxima (Tagesmittel Max = Maximum der Tagesmittelwerte in den differenzierten Zeiträumen).

Trübung FNU	Frühjahr	Frühjahr	Einzelwert - Tagesmittel Max	Einzelwert - Tagesmittel Max	Tendenz	Tendenz
	2000 - 2018 (MW 5-Jahres- zeiträume Tagesmittel Amplitude)	2019 - 2023 (MW 5- Jahreszeitraum Tagesmittel / bzw. Tagesmax*)	2000 - 2018	2019 - 2023	2000 - 2018	2019 - 2023 (bezogen auf den Zeitraum 2014 - 2018)
Bunthaus	15,5 - 21,4	20 / 28,5*	40,6 (Jahr 2006)	89 (Jahr 2020)	→	→
Seemannshöft	20,4 - 34,6	50 / 109*	92 (Jahr 2014)	330 (Jahr 2021)	→	→
D1 Sohle (* bezogen auf Tagesmax)	77,2* - 659,6*	625*	1.306 (Jahr 2018)	1.515 (Jahr 2021)	↑	→
D1 oben (* bezogen auf Tagesmax)	44* - 312*	285*	523 (Jahr 2016)	677 (Jahr 2020)	↑	→
Grauer Ort	43 - 321	156 / 181*	718 (Jahr 2016)	409 (Jahr 2020)	↓	→

Trotz der räumlich und interannuell starken Variabilität wird ersichtlich, dass mit Ausnahme der Daten der Messstation Bunthaus (km 609) im Zeitraum 2000 bis 2018 ein deutlich ausgeprägter Anstieg der Trübung erfolgte, der auch im Zeitraum ab 2020 auf dem höheren Niveau blieb, aber überwiegend nicht weiter zugenommen hat.

### Diskussion und Bezug zum Stint

Spezifische Untersuchungen zu den Wirkungen hoher Schwebstoffkonzentrationen auf anadrome Wanderarten, respektive des Europäischen Stints, stehen nur begrenzt zur Verfügung. Allerdings beschreibt bereits Bonne (1900) die Verschlammung von Laichgründen als einen Faktor, der sich u.a. vornehmlich auf den Stintbestand negativ auswirke. Auch eine Studie zur Ems zum Status des dortigen stark reduzierten Stintbestandes ergab Hinweise auf die negative Bedeutung sehr hoher Schwebstoffgehalte im Bereich potenzieller Laichplätze (BioConsult 2007). Es wurde als plausibel angesehen, dass in der Tideems u.a. durch die hohen Schwebstoffgehalte kaum noch geeignete Laichplätze und Aufwuchsbereiche zur Verfügung stehen. So gelang im Untersuchungszeitraum des Jahres 2007 kein Nachweis von Stinteiern und Larven (BioConsult 2007). Auch aktuelle Daten deuten darauf hin, dass nach wie vor keine nennenswerte Reproduktion in der Ems erfolgt (Bioconsult 2023). Diese Befunde fielen zusammen mit extremen Schwebstoffgehalten, allerdings gleichzeitig auch extremen Sauerstoffdefiziten. Mit Blick auf die Elbe waren/sind die Bedingungen in der Ems allerdings noch wesentlich ungünstiger, so lagen die Schwebstoffgehalte im Vergleich zu den hier in der Elbe festgestellten Maximalwerten (OWK West April & Mai, grundnah) saisonal unterschiedlich und grob geschätzt in der Ems zwischen Faktor 4 – 10 höher.

Aus den Angaben verschiedener Autoren (z.B. Scheffel 1989, Costa et al. 2002, Costello et al. 2002, Maitland 2003 und weitere) können folgende Hinweise auf Beeinträchtigungen durch hohe

Schwebstoffkonzentrationen v.a. während der Embryonalphase und der Larvalphase in den (potenziellen) Laich- und Aufwuchsarealen des Stints abgeleitet werden:

- Reduzierte Reproduktionstätigkeit durch ein mögliches Vermeidungsverhalten adulter Stinte.
- Beeinträchtigung der Reproduktion durch ungünstige strukturelle Bedingungen der Laichplätze (Verschlückung).
- Geringe Rekrutierung durch Beeinträchtigung der Embryonalentwicklung (erhöhte Mortalitätsrate durch eine höhere Wahrscheinlichkeit einer Verpilzung).
- Geringe Rekrutierungsraten durch erhöhte Mortalität nach Verkleben der Kiemen bei Adulten, Juvenilen bzw. Larven.
- Beeinträchtigung der Nahrungssuche bzw. -aufnahme. Chapman et al. (2014) sowie Ortega et al. (2020) weisen allgemein für visuell orientierte Prädatoren auf negative Effekte hoher Trübung im Zusammenhang mit der Nahrungsaufnahme hin. Hasenbein et al. (2013) geben diesbezüglich für den Regenbogenstint (*Osmerus mordax*) folgende Hinweise: (1) bei 12 FNU<sup>6</sup> höchster Fraßerfolg, (2) bis 120 FNU stabiler Fraßerfolg, (3) ab 250 FNU verringerter Fraßerfolg. Hasenbein et al. (2016) geben den höchsten Fraßerfolg bei Stintlarven im Bereich von Trübungen zwischen 25 – 80 NTU an, während geringere (< 12 NTU) und höhere Trübungen (> 120 – 250 NTU) die Nahrungsaufnahme dämpften. Ob o.g. Werte auch auf den Europäischen Stint übertragbar sind und eine ähnliche Beziehung besteht, ist jedoch unklar.
- Pasparakis et al. (2023) weisen für den Regenbogenstint (*O. mordax*) darauf hin, dass u.a. der Faktor Trübung mit Blick auf Fraßerfolg und physiologischen Stress eine bedeutsame Rolle spielt. Als visueller Jäger ist der Fangerfolg des Stints zum einen von der Sichtbarkeit als auch zum anderen von der Dichte der Beute abhängig. Die Untersuchungen von Pasparakis et al. zeigten auch, dass eine mäßige Trübung<sup>7</sup> förderlich ist. In klarem Wasser exponierte Stinte zeigten ausgeprägtere Stressreaktionen und geringeren Fresserfolg. Horppila et al. (2013) weisen darauf hin, dass z.B. in Seen lebenden Binnenstinte (*O. eperlanus*) stark durchlichtete Bereiche meiden.
- Fusaro et al. (2015) vermuten für den Regenbogenstint (*O. mordax*) eine reduzierte Überlebensrate früher Entwicklungsstadien des Stints (Eier, Larven) durch starke Verschlammung. Inwieweit diese Aussage auf den Europäischen Stint übertragbar ist bleibt offen.
- Nach aktuellen Ergebnissen aus Laborversuchen (Illing et al. 2024) mit dem Europäischen Stint (*O. eperlanus*) ergab sich eine höhere Mortalität von Stintlarven ab > 300 NTU. Die Überlebensrate lag bei Trübungen von 400 bzw. 500 FNU bei 0,6 und 0,4 gegenüber ca. einem Wert von 0,78 bei geringeren Trübungen (0 – 200 FNU).

<sup>6</sup> FNU-Werte entsprechen den NTU-Werten

<sup>7</sup> Es sei hier angemerkt, dass die u.a. von Pasparakis et al. (2023) betrachteten Trübungen im Vergleich zu denjenigen in der Elbe wesentlich geringer (< 12 NTU) waren, so dass eine Übertragbarkeit auf den Europäischen Stint wahrscheinlich kaum gegeben ist.

- Die von Illing et al. (2024) beobachteten Wirkungen konnten im Rahmen eines eigenen Laborversuchs nicht bestätigt werden. Die Überlebensrate war hier bei Werten bis zu 600 FNU nicht niedriger als diejenige bei geringeren Trübungen (s. Anlage 1, Bericht: Laborversuche zu den Wirkungen unterschiedlicher Schwebstoffkonzentrationen auf Eier und Larven). Allerdings sind die Ergebnisse der beiden Laborversuche aufgrund unterschiedlicher methodischer Ansätze nur eingeschränkt vergleichbar (s. hierzu auch den entsprechenden Bericht (Anlage 1)).

Trübungswerte > 400 - > 600 FNU, bei denen Illing et al. (2024) eine erhöhte Mortalität von Stintlarven beobachtet haben, treten in der Elbe zwischen km 609 und 660 seit ca. 2016 temporär zumindest grundnah auf (s.o.). Es ist deshalb nicht auszuschließen, dass die seit dieser Zeit hohen Trübungen zu den Beeinträchtigungen des Stintbestandes beigetragen haben. Den seit ca. 2020 wieder moderat zunehmenden Stintabundanzen stehen allerdings keine wieder abnehmenden Trübungswerte gegenüber; die Daten für 2019 – 2023 zeigen allenfalls keine weitere Zunahme der bis 2018 stark angestiegenen Trübungswerte. Aus den Veränderungen der letzten Jahre wird also aus den Daten kein direkter Zusammenhang zwischen Trübung und Stintabundanzen deutlich. Es ist denkbar, dass die hohen Trübungen aber dämpfend auf die Wiederzunahme der Stinte geführt haben könnten.

## 4.6 Schadstoffe

Der Anstieg der Belastungen mit organischen und anorganischen Schadstoffen sowie Schwermetallen in der Elbe begann mit der Industrialisierung und verschärfte sich ab den 1950er Jahren deutlich. Ab Mitte der 1980er Jahre gingen die Schadstoffbelastungen und -frachten infolge des Industrierückbaus, Verbesserungen in der Abwasserreinigung sowie Produktionsumstellungen im Elbeinzugsgebiet stark zurück (Netzband 2007). Haupteintragsgebiete sind und waren noch immer die Industriestandorte in Tschechien (v.a. PCBs, PAKs, HCB) sowie die Bergbauregionen an der Mittel- und Oberelbe (v. a. Schwermetalle, Arsen, Dioxine). Das Hamburger Hafenrevier ist wiederum die Hauptquelle für das inzwischen verbotene Biozid Tributylzinn (TBT). Jedes Teileinzugsgebiet der Elbe weist somit ein charakteristisches Schadstoffinventar auf. Die sog. „ubiquitären“ Stoffe gelangen dagegen aus diffusen Quellen in die Gewässer und können keiner Punktquelle oder Region zugeordnet werden (FGG ELBE 2014).

### **Aktuelle Belastungssituation in der inneren Tideelbe**

Trotz der deutlichen Verbesserung der Schadstoffsituation in der Elbe konnten bis heute nicht alle primären Eintragsquellen (z. B. Altlastflächen) geschlossen werden. Außerdem akkumulieren viele Schwermetalle und Schadstoffe in den Flusssedimenten und können von dort aus jederzeit remobilisieren, z. B. bei Hochwässern oder Baggerarbeiten. So stellen eine Reihe persistenter, bio- und geoakkumulierbarer Schadstoffe, wie z. B. Polychlorierte Biphenyle (PCBs) und Arsen, auch Jahrzehnte nach ihrem Einleitstopp bzw. Verbot noch ein erhebliches Belastungsproblem in der gesamten Elbe dar. Im Raum Hamburg sind die Belastungen infolge der Verdünnung und der Abbauraten mancher Schadstoffe zwar meist geringer als in der Ober- und Mittel-Elbe, dafür führen aber die hydromorphologischen Verhältnisse zu hohen Verweilzeiten und Sedimentationsraten, was wiederum die Akkumulation von Schadstoffen im Sediment und in der Wasserphase begünstigt (FGG ELBE 2014, IKSE 2019).

Im Kontext der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) werden unter „Schadstoffen“ derzeit 46 prioritäre Stoffe für die Bewertung des Chemischen Zustands und 67 flussgebietspezifische Schadstoffe für den ökologischen Zustand gelistet. Zahlreiche dieser Stoffe überschreiten in der Hamburger Elbe aktuell die entsprechenden Umweltqualitätsnormen, darunter Polybromierte Diphenylether (PBDEs), Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAKs) und Hexachlorbenzen (HCB) (Wasserkörper „Elbe West“ und „Elbe Hafen“, vgl. WasserBlick<sup>8</sup>). Ferner stellt Hamburg, trotz des abnehmenden Trends, weiterhin einen Belastungsschwerpunkt mit TBT dar (IKSE 2019). Neben anderen Schadstoffen beeinträchtigen die hohen TBT-Konzentrationen die Fischfauna und andere aquatische Organismen laut Wetzels et al. (2013) potenziell am stärksten.

Die Überschreitung der Umweltqualitätsnorm für Quecksilber in Fischen ist dagegen kein Hamburger Problem, sondern ein flächenhaftes, welches in fast allen Wasserkörpern zu einem „schlechten“ chemischen Zustand führt. Das ubiquitäre Quecksilber gelangt vorrangig über die atmosphärische Deposition in die Gewässer und reichert sich dort u. a. in Fischen an (BSU 2015).

Da es sich bei den Schadstoffbelastungen in der gesamten Elbe überwiegend um historisch bedingte Einträge oder ubiquitäre Stoffe handelt, schätzt die FGG ELBE (2019) das Erreichen des „guten chemischen Zustands“ auf absehbare Zeit für fast alle Elbe-Wasserkörper als unmöglich ein.

Neben den o. g. Stoffen rücken zunehmend auch Arzneistoffe, Antibiotika und Hormone in den Fokus der Gewässertoxikologie (u.a. UBA 2018), die v.a. über kommunale Kläranlagen in die Gewässer gelangen.

### **Diskussion und Bezug zum Stint**

Anfang der 1980er Jahre sind in der Tideelbe, v.a. vor dem Hintergrund der Diskussionen um erhöhte Krankheitsraten von Elbfischen (v.a. Aal, Flunder und Stint), umfangreiche Untersuchungen zur Fischfauna durchgeführt worden (u.a. Möller 1988). Die Pathologie beschränkte sich dabei im Wesentlichen auf Krankheiten mit äußerlich sichtbaren Symptomen. Vier Krankheiten (Skelettdeformation, verschiedene Geschwüre, Flossenfäule) traten mit höheren Raten von > 5% auf. Zu den Arten, die am häufigsten Symptome erkennen ließen gehörte auch der Stint. Ein möglicher Zusammenhang mit der Schadstoffbelastung wurde, auch in der Öffentlichkeit, kontrovers diskutiert. Möller (1988) wies darauf hin, dass langfristige Datenreihen zur Häufigkeitsentwicklung der Krankheiten nicht zur Verfügung standen. Ebenso war kaum zu quantifizieren, inwieweit die Mortalitätsrate krankheitsbedingt beeinflusst wurde. So beschreibt Möller (1988), dass z.B. die „Laichpapillomatose“ (Tumor der Haut), die beim Elbstint kurz vor und nach der Laichzeit in z.T. höherer Befallsrate auftrat, zu keiner erkennbaren Beeinträchtigung der Tiere führte. Betroffene Stinte wiesen einen nur wenig niedrigeren Konditionsfaktor als gesunde Tiere auf.

Obwohl bei einer Reihe von Schadstoffen über die vergangenen 20 Jahre die Konzentrationen z.T. deutlich abgenommen haben, überschreiten die Konzentrationen bei einer Reihe von Stoffen weiterhin die aktuellen Umweltqualitätsnormen, so dass ökotoxikologische Auswirkungen nicht mit Sicherheit auszuschließen sind. Dass die aktuellen Konzentrationen der „klassischen“ Schadstoffe ein zentraler Auslöser für die geringeren Abundanzen des Stints sind, erscheint jedoch wenig wahrscheinlich; ein möglicher Beitrag ist jedoch auch nicht auszuschließen.

<sup>8</sup> Onlinekartendienst der BfG und der Länderverwaltungen unter:  
<https://geportal.bafg.de/mapapps/resources/apps/WKSB/index.html?lang=de&tabs=on>

Arzneistoffe, Antibiotika und Hormone gelangen aktuell ohne rechtliche Einschränkungen und vorrangig über kommunale Kläranlagen in die Gewässer und können sich auf die Physiologie und das Verhalten von Fischen auswirken (vgl. Brodin et al. 2014). In der Elbe wurden zwischen 2012 – 2014 beispielsweise erhöhte Werte des Arzneistoffs Diclofenac sowie des Östrogens 17a-Ethinylestradiol festgestellt (FGG ELBE 2017). Das in der Antibabypille verwendete Ethinylestradiol steht unter Verdacht in das Hormonsystem von Fischen einzugreifen und deren Fruchtbarkeit zu stören (Schwaiger & Ferling 2014). Auch für Diclofenac mehren sich die Hinweise, dass erhöhte Konzentrationen des Stoffs u. a. zu Veränderungen im Bereich von Niere, Haut und Kiemen von Fischen führen können (Birzle et al. 2014).

Es besteht hier (nicht nur für die Elbe) Forschungsbedarf; ein Beitrag zu den Bestandsveränderungen ist auf der vorhandenen Wissensbasis nicht sicher auszuschließen.

## 4.7 Gewässermorphologie (Mühlenberger Loch)

### **Ergebnis Strukturelle Veränderungen**

Die Tideelbe unterlag und unterliegt sehr starken strukturellen anthropogenen Veränderungen. Nebeneiben und v.a. ausgedehnte Flachwassergebiete sind aufgrund der zahlreichen anthropogenen Nutzungen bzw. Ausbauten stark reduziert (Kausch 1996). Das Mühlenberger Loch ist noch heute ein bedeutsames Süßwasserwatt und Flachwassergebiet zwischen Hamburg und der Elbmündung, wenngleich auch die ursprünglich sehr vielfältige Struktur (Abb. 23) stark verändert wurde und sich u.a. die Ausdehnung der permanent wasserführenden Fläche im Laufe der Zeit verringert hat (s.u.).



Abb. 23: Historische Bedingungen in der Tideelbe im Bereich des heutigen Mühlenberger Lochs.

Das Mühlenberger Loch unterlag im Zeitraum 2000 – 2016 wesentlichen morphologischen Veränderungen. So erfolgte u.a. eine deutliche Abnahme des bei MTnw verbleibenden Wasservolumens. Dies gilt auch für das Volumen zwischen MThw und MTnw (s. BioConsult 2020a). Auch in der Folgezeit bis 2022 erfolgten weitere morphologische Veränderungen (Abb. 24).

Die nachfolgend dargestellten Auswertungen zur Morphodynamik sind durch die Hamburg Port Authority (HPA) durchgeführt worden und wurden hier freundlicherweise zur Verfügung gestellt. Die Ergebnisse werden gemäß HPA im Folgenden zusammengefasst:

*„(...) Die 2016 noch deutlich sichtbare Vertiefung der Außeneste war in dieser Ausprägung in den Aufnahmen aus dem Jahr 2022 nicht mehr vorhanden, u.a. weil die zu unterhaltende Sollbreite der Rinne vom WSA zurückgenommen wurde<sup>9</sup>. Hier waren somit planmäßig größere Sedimentationen zu erwarten, die nicht vollständig durch Baggerarbeiten kompensiert werden mussten (...).“*

<sup>9</sup> Dadurch sind die Volumenangaben im Vergleich zu den Aufnahmen vor 2016 ggf. unterschiedlich (s. BIOCONSULT 2020b)

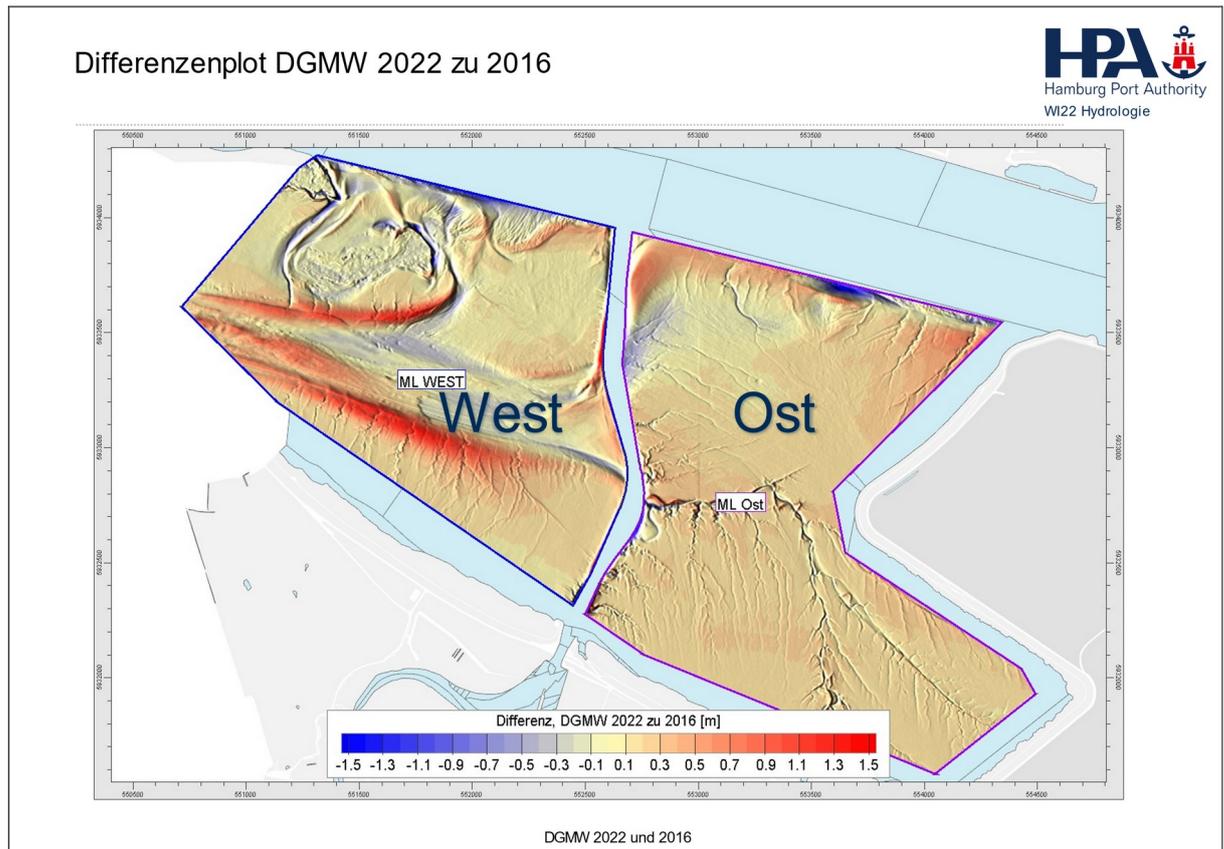


Abb. 24: Morphologische Veränderung (ohne Fahrwasser Außeneste, s. Rinne zwischen West & Ost) des Mühlenberger Lochs im Vergleich der Jahre 2016 und 2022. Quelle HPA (schriftl. Mittlg.).

Das Wasservolumen unterhalb MTnw war bereits in 2016 gegenüber dem ursprünglichen Zustand gering (825.000 m<sup>3</sup>) und hat bis 2022 tendenziell weiter auf 620.000 m<sup>3</sup> abgenommen (HPA schriftl. Mittlg.). Örtlich war die Dynamik aber unterschiedlich: während mit Blick auf den östlichen Bereich des Mühlenberger Lochs das Volumen unterhalb MTnw nach Auswertungen der HPA mit ca. 5.600 m<sup>3</sup> sogar geringfügig angewachsen ist, hat sich konträr dazu das Volumen im westlichen Bereich um etwa 94.600 m<sup>3</sup> verringert. Insgesamt ist im Jahr 2022 gegenüber der Situation 2016 ein Verlust des bei Tideniedrigwasser noch wasserführenden Bereichs um 89.023 m<sup>3</sup> zu konstatieren.

Durch die Reduzierung des Volumens unterhalb MTnw hat sich -in Folge des Aufwachsens von Flächen, die zuvor unterhalb MTnw lagen- das Volumen zwischen „MTnw und MThw“ in den letzten 6 Jahren vergrößert. Nach Angaben der HPA stieg hier das Volumen von 6,1 Mio. m<sup>3</sup> auf ca. 6,7 Mio. m<sup>3</sup> sowie zusätzlich der „Wandlung“ von ehemals bei MTnw sublitoralen Flächen (89.023 m<sup>3</sup>), insgesamt also um etwa 700.000 m<sup>3</sup>.

Für den Zeitraum 2016 bis 2022 entspricht dies nach Berechnungen der HPA einer mittleren Aufwuchsrate von 2,5 cm/a. „(...) Dieser Wert ist nur etwa halb so hoch wie während des Monitorings nach der Teilzuschüttung des Mühlenberger Lochs (...)“. Früher durchgeführte Auswertungen ab 2006 wiesen durchschnittliche Sedimentationsraten von 3,1 cm/a bis 5,4 cm/a bezogen auf die Gesamtfläche (damals noch einschließlich des Estefahrwassers) aus. Die offenbar unerwartete Reduzierung der Sedimentationsrate könnte nach HPA in Zusammenhang mit der

Überflutungsdauer stehen. „(...) Aktuell (2022) werden die Flächen die höher als MThw liegen, während einer Tide (Dauer insgesamt 745 min) „nur noch“ 462 min überflutet (...)“ (Mittlere Tidekurve bezogen aufs MTnw).

### Diskussion und Bezug zum Stint

Das Gebiet ist u.a. als "Kinderstube" für Fische von Bedeutung. Anfang der 2000er Jahre stellte das Mühlenberger Loch ein wichtiges Aufwuchsgebiet für den Stint im Unterebbebereich dar (Thiel & Pezenburg 2001). Auch in der Folgezeit wurde das Mühlenberger Loch als wichtiges Aufwuchsgebiet für Fischlarven eingeordnet (Oesmann & Pezenburg 2007). Im Mühlenberger Loch finden vor allem junge Stinte ein bedeutsames Nahrungsareal vor. Des Weiteren dient es auch als ein Rückzugsareal, während der wiederkehrenden Sauerstoffmangelsituationen im Hauptstrom. So fiel die Sauerstoffkonzentration im Zeitraum 2000 – 2018 im Hauptstrom zeitweilig unter 4 mg/l (s. Kap. 4.4), sodass die Lebensbedingungen in der Stromelbe auch für robustere Fischarten kritisch waren. In den Flachwasserzonen des Mühlenberger Lochs und in der Hahnöfer Nebenebbe waren die Sauerstoffverhältnisse dagegen in solchen Phasen i.d.R. günstiger als im Hauptstrom (KiFL 2010). Nach Krieg (2010) hat die außerordentliche Funktion der Flachwasserbereiche, insbesondere des Mühlenberger Lochs, als Aufwuchsgebiet für Fische der Altersgruppe 0+ nach der teilweisen Verfüllung (s.u.) an Bedeutung verloren, es wird eine Auswirkung auf die Larvenproduktion in der Unterebbe vermutet (Thiel et al. 1995, Matthiesen 2019 in Oesmann 2024).

Die reduzierten ökologischen Funktionen können bezogen auf den Stint zu einer verminderten Überlebensrate der Larven/-Jungfische beitragen. Eine belastbare Quantifizierung des Einflusses auf den Rekrutierungserfolg bzw. auf Überlebensraten ist hier allerdings nicht möglich. Die jüngsten Auswertungen zur Morphologie (s.o.) ergaben im Vergleich zu älteren Befunden eine Reduzierung der mittleren Sedimentation, insgesamt setzte sich aber die Tendenz einer Verringerung dauerhaft wasserführender Bereiche fort.

Inwieweit bzw. ab wann das Mühlenberger Loch die Funktion als wichtiges Nahrungs- und Aufwuchsareal möglicherweise nicht mehr erfüllt, ist im Rahmen der vorliegenden Studie nicht belastbar zu quantifizieren<sup>10</sup>. Eine Einschränkung der ökologischen Funktionen in Folge der bisherigen Veränderungen ist anzunehmen.

---

<sup>10</sup> Hier sei auf eine noch laufende umfangreiche Studie zum Stint von Oesmann et al. (2023ff) verwiesen, die zukünftig hierzu möglicherweise Hinweise liefert

## 4.8 Kühlwasserentnahmen

zeigt einen Überblick über die genehmigten Entnahmemengen der verschiedenen Kraftwerke (KW) die aus der Tideelbe in den Jahren 2000 – 2022 Kühlwasser entnommen haben.

Tab. 7: Übersicht zu Kühlwasserentnahmen aus der Tideelbe, Angaben: beantragte Höchstmenge, Quellen s.u.

Kraftwerke	Betreiber	Elbe-km	Wassermenge (m <sup>3</sup> )	Betrieb seit/bis	Typ
<b>Moorburg</b>	Vattenfall	619 Süderelbe	64,4 (5)	Probetrieb 15, 16, 17	Kohle
<b>HKW Tiefstack</b>	Vattenfall	617 Norderelbe	7,5 (4); 5,4 (5)	in Betrieb	Erdgas
<b>HKW Wedel</b>	Vattenfall	639	31 (1), (5)	in Betrieb	Erdgas/Kohle
<b>DOW Stade</b>	Dow-DuPont Inc. (*)	657	15,7 (1); 6,3 (2)	in Betrieb seit 1972	Industrie
<b>AOS Stade</b>	AOS Aluminium	658	21,5 (2)	in Betrieb seit 1973	Industrie
<b>KKW Stade</b>	PreussenElektra GmbH	654	1 (5)	1972 bis 2003	Kernkraft
<b>KKW Brokdorf</b>	PreussenElektra GmbH	683	70 (1), (5); 58,3 (2)	1986 bis 2021	Kernkraft
<b>Covestro Brunsbüttel</b>	Covestro AG	693,5	0	in Betrieb seit 1977	Industrie
<b>KKW Brunsbüttel</b>	Kernkraftwerk Brunsbüttel GmbH & Co.	692,5	40 (1)	bis 2007	Kernkraft

(\* )seit Fusion 2017, davor Dow Chemical

Quelle 1: Krieg 2010 (Angaben zu Einleitung, nicht Entnahme! s. Covestro)

Quelle 2: Brockmann Consult 2014

Quelle 3: Wikipedia

Quelle 4; H. Fastert, Wärme Hamburg mdl.

Quelle 5: R. Schwartz, Stadt Hamburg Ltg. Referat "Tideelbe, Meeresschutz"; Mail 17.10.19

Detailliertere Angaben zu den tatsächlichen Entnahmemengen standen nicht zu Verfügung. Die hier berücksichtigten Mengen beziehen sich auf die beantragten und genehmigten Höchstmengen. Die tatsächlichen Mengen liegen sicherlich im Schnitt darunter. Im Betrachtungszeitraum sind

einzelne Kraftwerke vom Netz genommen worden (Stade 2003, Brunsbüttel 2007, Brokdorf 2021) oder haben nur zeitweilig Kühlwasser entnommen (Moorburg Probetrieb 2015 – 2017).

Abb. 25 zeigt die Standorte der Kraftwerke an der Tideelbe. Die Dreiecke veranschaulichen schematisch die Entnahmemengen (je größer, desto höher die Kühlwassermenge).

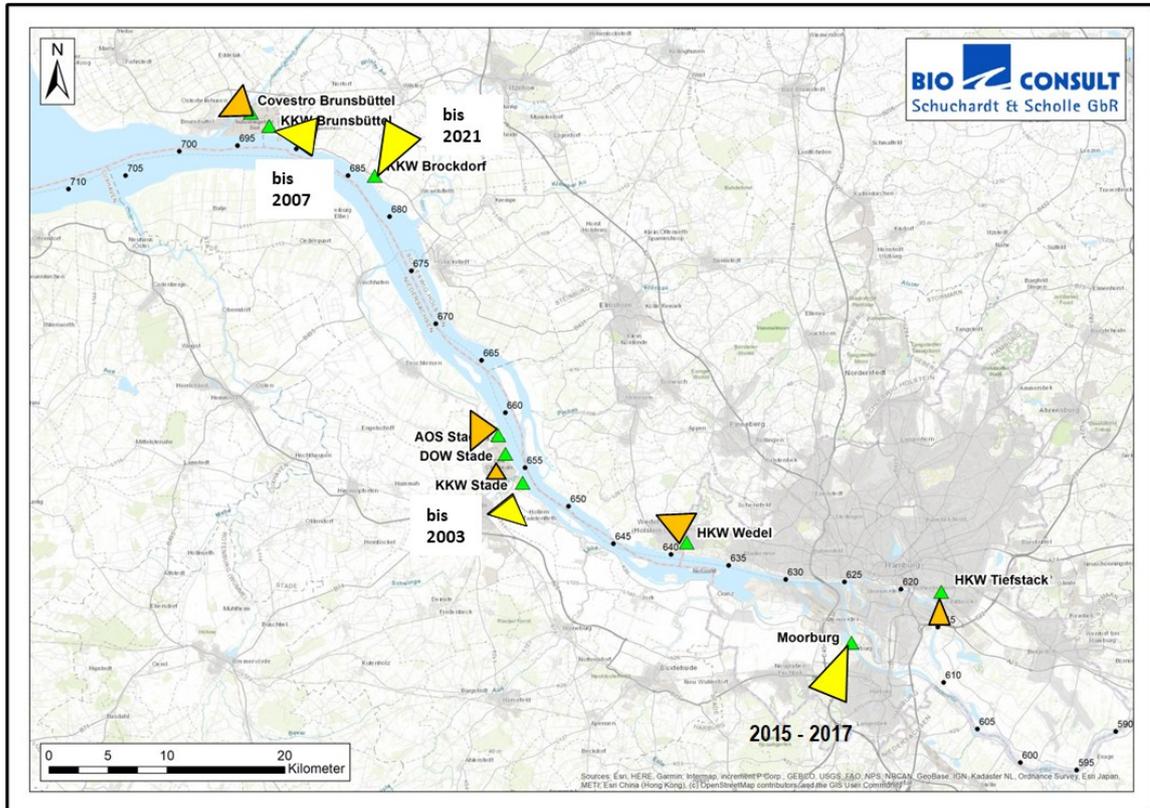


Abb. 25: Kraftwerksstandorte mit Kühlwasserentnahme (gelb: Mittlerweile außer Betrieb).

Im Übergangsgewässer (stromab ab km 655) lag die theoretische Höchstmenge im Zeitraum 2003 – 2006 bei ca. 150 m<sup>3</sup>/s. Nach Abschaltung des Kernkraftwerks (KKW) Brunsbüttel reduzierte sich die Menge in 2007 auf etwa 110 m<sup>3</sup>/s und ab Ende 2021 durch die Abschaltung des KKW Brokdorf bis auf ca. 40 m<sup>3</sup>/s. (Abb. 26). Der Betrieb des KKW Stade ist in Abb. 26 nicht mehr enthalten, da das Kraftwerk in 2003 vom Netz genommen wurde.

Für die Wasserkörper Elbe West und Hafen (stromauf von km 655 bis km 619, Moorburg) lag die theoretische Höchstmenge im Zeitraum 2000 – 2014 bei etwa 40 m<sup>3</sup>/s. Mit dem Beginn des temporären Probetriebs des KW Moorburg von 2015 – 2017 erhöhte sich die Kühlwassermenge theoretisch auf bis zu auf bis zu gut 100 m<sup>3</sup>/s (s.a. Exkurs unten). Mit Ende des Probetriebs liegt aktuell die Höchstmenge wieder bei ca. 40 m<sup>3</sup>/s<sup>11</sup>. Abweichungen von den hier dargestellten genehmigten Höchstmengen sind wahrscheinlich.

<sup>11</sup> Die Prozesswasserentnahmen der LNG-Terminals Stade und Brunsbüttel sind in diesen Auswertungen noch nicht berücksichtigt, hier finden bereits erste Entnahmen (Brunsbüttel) statt und die Kapazitäten an beiden Standorten werden in den kommenden Jahren weiter ausgebaut und werden zu wieder höheren Wasserentnahmen führen.

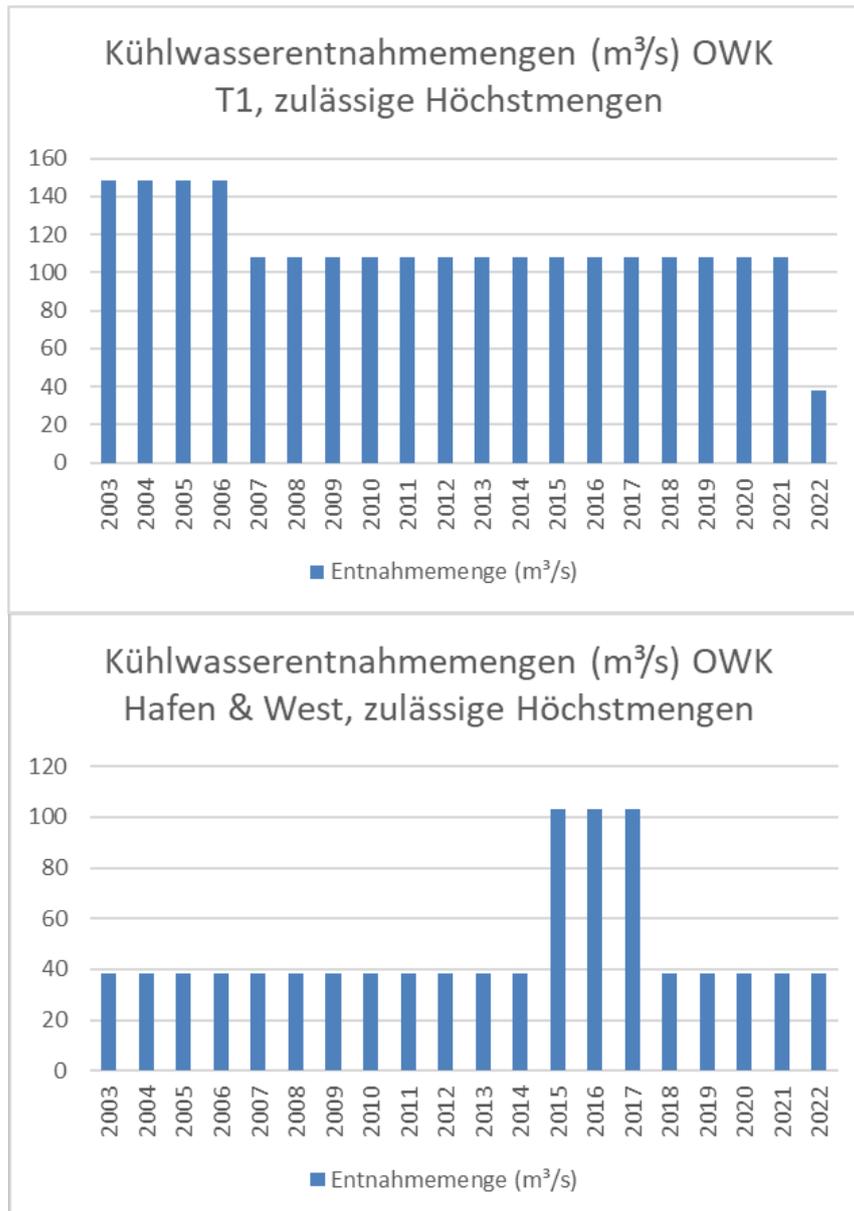


Abb. 26: Genehmigte Kühlwasserentnahmemengen im Übergangsgewässer. Oben: Wasserkörper T1 der Elbe stromab von km 655, Stade. Unten: Süßwasserabschnitt WK West & Hafen, stromauf von km 655, Stade. Quellen s. Tab. 7.

### Exkurs: Durchlaufkühlung Kraftwerk Moorburg

An dieser Stelle sei auf die vertieften Ausarbeitungen zu den Auswirkungen der Kühlwasserentnahme auf den Stint durch das KW Moorburg bis zu dessen Schließung im Juli 2021 verwiesen (BioConsult 2019c & 2020b), deren Ergebnisse und Einschätzungen hier zusammengefasst dargestellt werden. Eine erweiterte Zusammenfassung und eine generelle Betrachtung zu den Auswirkungen von Kühlwasserentnahmen auf die Fischfauna ist in Anlage 3 (Bericht: Auswirkung von Kühlwasserentnahmen aus der Tideelbe auf die Fischfauna) enthalten.

Die Wasserentnahmen durch das Kraftwerk erfolgten im Bereich des OWK Hafen im Teilabschnitt „Süderelbe“. Unklar ist auch derzeit noch, ob und in welchem Maße die Süder- bzw. Norderelbe

auch als Laichgebiet fungieren (hier sei auf zukünftige Erkenntnisse im Rahmen des laufenden BUKEA-Projektes zum Stint (Oesmann 2023ff) verwiesen).

### **Hintergrund**

Die wasserrechtlichen Aspekte für das KW Moorburg konnten aufgrund der erst während des genehmigungsrechtlichen Prozesses erfolgenden Implementierung der Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) und der Dauer des Prozesses zunächst nicht vertieft und auf der Grundlage der aktuellen Rechtsprechung bearbeitet werden. In diesem Zusammenhang stellte die bereits 2017/18 diskutierte Abnahme des Stintbestandes (u.a. BioConsult 2019a/2020a) in der Elbe einen wichtigen Aspekt für die Beurteilung der Vereinbarkeit des Vorhabens mit der WRRL dar. Am Beispiel des Elbabschnitts (Frühjahrsdaten) unterhalb von Hamburg bis etwa Stade wurde eine deutliche Veränderung der Abundanzstruktur mit Blick auf die Elbfischfauna veranschaulicht. Der erfasste Anteil des Stints reduzierte sich über die Jahre kontinuierlich von etwa 99% im Jahr 2012 auf nur noch 23% im Jahr 2018. Dies ist v.a. auf den Rückgang der Stintfangzahlen (s.a. vorliegender Bericht) und zu einem geringeren Teil auf die Zunahmen anderer Arten zurückzuführen. Das Monitoring im Kühlsystem des Kraftwerks zeigte, dass Stintlarven und juvenile Stinte in größerem Umfang betroffen waren (IFÖ 2017).

Vor diesem Hintergrund wurden im Auftrag der Vattenfall Heizkraftwerk Moorburg GmbH zu erwartende Stintverluste und deren Folgen für die Population soweit wie möglich datenbasiert abgeschätzt.

### **Belastungsszenario**

Die wasserrechtliche Erlaubnis sah eine maximale Entnahmemenge von 64,4 m<sup>3</sup>/s vor. Dies entspricht etwa 1/3 des durchschnittlichen Oberwasserabflusses der Süderelbe und etwa dem sechsfachen der bis dato genehmigten Entnahmemengen durch andere Anlieger (vgl. BSU 2008). Die tatsächlich möglichen Entnahmemengen waren von Randbedingungen abhängig, die in der wasserrechtlichen Erlaubnis definiert wurden. Für die Ermittlung der potenziellen am Gesamtbestand bemessenen Stintverluste war jedoch die Anforderung im Zusammenhang mit dem Genehmigungsverfahren, dass die nach der wasserrechtlichen Erlaubnis zulässigen Kühlwassermengen von 64,4 m<sup>3</sup>/s (dauerhafter Vollastbetrieb) zugrunde gelegt werden (BioConsult 2020b). Da aber behördliche Vorgaben zur maximalen Temperatur des rückgeführten Kühlwassers, zu Aufwärmspannen der Süderelbe sowie Restriktionen in Bezug auf den Oberwasserabfluss und bestimmte Sauerstoffgrenzwerte in der Süderelbe formuliert wurden, wären im Realbetrieb deutlich geringere Entnahmemengen zu erwarten gewesen. Aus diesem Grund wurde ergänzend eine weitere Prognose unter Einbeziehung einer Modellierung des DHI (2018) verwendet (s. Abb. 27), die exemplarisch für das Jahr 2016 und die entsprechenden Rahmenbedingungen die maximal möglichen Entnahmemengen über den Jahresverlauf bilanziert hat (BioConsult 2019c).

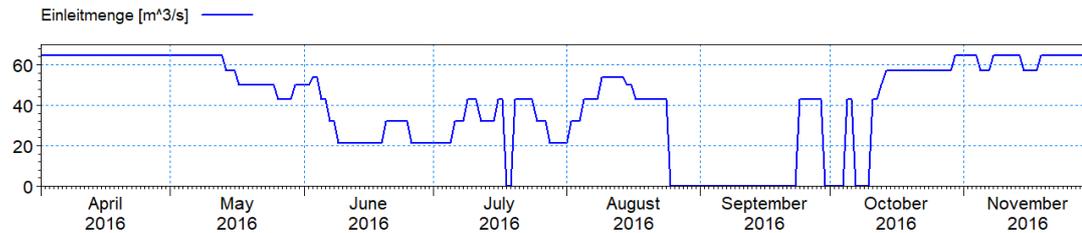


Abb. 27: Von DHI (2018) berechnete für das Jahr 2016 tatsächlich nutzbare Entnahmemengen aus der Süderelbe auf Basis der wasserrechtlichen Erlaubnis (in der Fassung von 04.10.2010). In den Wintermonaten (nicht dargestellt) kann die maximal genehmigte Menge von 64,4 m<sup>3</sup>/s entnommen werden.

### Abschätzung Gesamtbestand

Auf der Grundlage des Monitorings zu Bestimmung der Fischverluste während der Durchlaufkühlung in 2015 – 2017 durch das IFÖ (2017) sowie eigener Daten zu den Stintzahlen im OWK West (s.a. Kap. 3 zu Stintlarven bei km 643) und den Daten aus dem WRRL-Monitoring wurde versucht die Bestandszahlen des Stints in der Elbe abzuschätzen. Auf der Grundlage von mittleren Fangzahlen (Ind./100 m<sup>3</sup>) der Jahre 2015 – 2017 und des Wasserkörpervolumens (m<sup>3</sup>) des OWK Hafen wurde die hypothetische Gesamtzahl der Stinte mit bis zu 2,9 Milliarden (April, nur Stromelbe) und 6 Milliarden unter Berücksichtigung des Volumens von Stromelbe inkl. Hafenbecken (April) beziffert. Es wurde darauf verwiesen, dass bezogen auf einzelne Jahre die genannten Mittelwerte auch deutlich über- oder unterschritten werden können. Durch verschiedene Einflussfaktoren (Abwanderung, Mortalität, etc.) sind Gesamtmengen stark veränderliche Größen.

### Abschätzung der zu erwartenden Verluste des Stints im Verhältnis zum Gesamtbestand

Für eine überschlägige Einschätzung der zu erwartenden Stintverluste wurden folgende Eingangsgrößen für die Kühlwasserentnahmemenge und die betroffene Stintpopulation einbezogen:

- **Kühlwasserentnahme:** Die maximal beantragte Entnahmemenge von 64,4 m<sup>3</sup>/s hätte über t über die Temperatur und den Abfluss der Elbe Restriktionen unterlegen, deshalb wurde für die Prognose eine Modellierung des DHI (2018) verwendet, die exemplarisch für das Jahr 2016 und die entsprechenden Rahmenbedingungen die Entnahmemengen über den Jahresverlauf bilanziert hat (vgl. Abb. 27).
- **Saisonale Ausprägung des Stintbestands:** Das saisonal zu erwartende Aufkommen des Stints im Kühlwassersystem wurde über die entsprechenden Angaben von IFÖ (2017) ermittelt, wobei die absoluten Individuenzahlen je Monat unter Einbeziehung der zeitlich parallel dokumentierten Kühlwasserentnahmemengen auf Individuen/100 m<sup>3</sup> Kühlwasser standardisiert wurden. So war es möglich für die von DHI berechneten Entnahmemengen das Gesamtaufkommen und die Verluste von Stinten abzuschätzen.

Unter Berücksichtigung der:

- dokumentierten Fischverluste der Jahre 2015 – 2017 (IFÖ 2017),
- der festgelegten Kühlwassermenge im „Belastungsszenario 2016“ (Modellierung DHI 2018),
- der überschlägig geschätzten Wasservolumina des OWK Hafen sowie

- der aus dem OWK West übertragenen Stintlarvendichte

zeigte sich auf Basis verschiedener Kalkulationsansätze eine starke Amplitude der monatlich ermittelten Verlustanteile gemessen an der abgeschätzten Gesamtmenge an Stintlarven, die von monatlich <0,5% bis zu ca. 50% reichte (BIOCONSULT 2019c).

Auf Basis einer nachträglich durchgeführten Altersklassendifferenzierung der Monitoringbefunde im Kühlwassersystem des Kraftwerks (Rosenfellner 2020, schriftl. Mittlg.) wurde ergänzend eine Einordnung der Verluste für die Altersklassen Larven, Juvenile (< 1 Jahr), Subadulte und Adulte vorgenommen. Hierbei wurde jedoch aufgrund der Anforderungen im Zusammenhang mit dem Genehmigungsverfahren das Szenario „dauerhafter Volllastbetrieb“ zugrunde gelegt.

Unter Berücksichtigung der Altersklassendifferenzierung (Rosenfellner 2020, schriftl. Mittlg.) ergeben sich bezogen auf das Volllastszenario:

- Für Larven im Monat Mai hypothetische Verluste von ca. 8 Mio. (2016) bis 861 Mio. Individuen (2015). Ebenfalls treten rechnerisch hohe Verluste im Juni auf (251 Mio., Juni-Monitoring allerdings nur in 2015).
- Für juvenile und subadulte Stinte zeigen sich keine klaren saisonalen Muster. Aufgrund fehlender Daten für die Sommermonate, war eine zuverlässige Abschätzung der Verluste über den Jahresverlauf nicht möglich. Die im Kühlwasser erfassten Dichten von Juvenilen und insbesondere Subadulten waren gegenüber den Larven um ein Vielfaches geringer, so dass vermutlich von geringeren Individuenverlusten als bei den Larven auszugehen ist.
- Für adulte Stinte ergaben sich (erwartungsgemäß) im Vergleich der Altersklassen die niedrigsten Individuendichten in der Kühlwasserentnahme. Saisonal wurden die höchsten Abundanzen im zeitigen Frühjahr (März) mit einer deutlichen Abnahme im April verzeichnet. In den Sommermonaten sind höhere Dichten adulter Stinte im OWK Hafen i.d.R. nicht zu erwarten, so dass die nicht erhobenen Sommerdaten hier weniger ins Gewicht fallen. Rechnerisch ergibt sich ein hypothetischer monatlicher Maximalverlust (abgeleitet aus Daten vom März 2015) von ca. 193.000 Individuen. Die Anzahl bezieht sich auf die tatsächliche Mortalität. Diese entspricht etwa 7,8 % des hochgerechneten Stint-Gesamtaufkommens am Ende der Fischrückführung. Anders als die empfindlicheren Larven und Juvenile überlebt ein Großteil der adulten Stinte offenbar die Passage über die Fischrückführung in die Elbe.

Die nach BioConsult (2019c, 2020b) auf Basis verschiedener Szenarien ermittelten Verlustraten bezogen auf den Stintbestand der Elbe zeigen v.A. auf der Zeitskala (interannuell, saisonal) sehr uneinheitlichen Ergebnisse und ließen letztlich keinen eindeutigen Rückschluss auf die Bedeutung der anzunehmenden bzw. dokumentierten kraftwerksbedingten Stintverluste für den (hypothetisch ermittelten) Gesamtbestand in den hamburgischen Tideelbeabschnitten zu. Die Ursachen für die breite Spreizung möglicher Verlustraten (<1% – ca. 50%) sind vielfältig und umfassen v.a. die räumlich und zeitlich eingeschränkte Datenlage und die starke Variabilität, sowohl der erfassten Verluste im Kraftwerk als auch der Abundanzen in der Elbe. Abschließend wurden vor dem

Hintergrund der Auswertungen mögliche hohe Verlustraten der Larven und frühen Juvenilstadien von bis zu 20% nicht sicher ausgeschlossen.

### **Beurteilung der Auswirkungen**

Auf der Grundlage der zur Verfügung stehenden und berücksichtigten Daten kommen die Studien zu den Auswirkungen der Kühlwasserentnahmen durch das KW Moorburg zu dem Schluss, dass es im Frühjahr durch die Durchlaufkühlung zu sehr starken Verlusten v.a. junger Stinte in deren Reproduktionsgebiet kommt. Vor diesem Hintergrund wurde nicht ausgeschlossen, dass der Rekrutierungserfolg des Stints durch die direkten Verluste von Larven und Jungfischen im Aufwuchsgebiet nennenswert beeinträchtigt werden kann. Besonders die Kühlwasserentnahmen in der Reproduktionszeit April, Mai und Juni führten zu hohen Verlusten von Larven und Jungfischen der ästuarinen Charakterart Stint. Ergänzende Informationen zu Fischverlusten, die durch die Entnahme von Kühlwasser bedingt sind, sind in der Anlage 3 (Bericht: Auswirkung von Kühlwasserentnahmen aus der Tideelbe auf die Fischfauna) enthalten.

### **Diskussion und Bezug zum Stint**

Mit den Kühlwasserentnahmen der Kraftwerke kommt es zu einer z.T. auch hohen Entnahme von Fischen aus dem System. Besonders gefährdet sind hier Fischlarven oder Jungfische, die dem Ansaugstrom nicht oder nur schlecht ausweichen können und mit der Einsaugung größtenteils letalen Schäden unterliegen. Köhler (1981) bilanzierte z.B. die Fischverluste des Kernkraftwerkes Brunsbüttel für das Jahr 1979 auf eine Fischbiomasse (inkl. Garnelen) bei voller Pumpenleistung (ohne schonende Rückführung) insgesamt auf ca. 190.000 kg und schätzt diese Menge als nicht unerhebliche Schädigung ein. Nach Krieg (2010) kann mit Blick auf artspezifische Unterschiede u.a. für den Stint und Heringsartige von hohen Mortalitäten durch Kühlwasserentnahme ausgegangen werden.

Im Vergleich ergaben Untersuchungen zum Betrieb des Kraftwerks Moorburg im Jahr 2015 mit Durchlaufkühlung Fischverluste bis zu 87.000 kg, wobei der allergrößte Teil auf den Stint (Larven und Jungfische) entfiel. Interannuell zeigten sich allerdings auch deutliche Unterschiede. In den Jahren 2016 und 2017 (ebenfalls mit Durchlaufkühlung) waren die Fischanzahlen im Kühlwasser des Kraftwerks Moorburg deutlich geringer (IFÖ 2017). Die Beispiele zeigen, dass die Kühlwasserentnahmen als ein potenzieller Einflussfaktor auf den Fischbestand eingeordnet werden können.

Insbesondere die im Abschnitt der OWK West und Hafen befindlichen Kraftwerke sind im Laichareal des Stints lokalisiert. Eine Betroffenheit der Stintlarven und Jungfische ist damit gegeben. Insbesondere die in den Jahren 2015 – 2017 durch den Betrieb des KW Moorburg deutlich erhöhten Kühlwassermengen führten auch zu einer erhöhten Entnahme und im Vergleich zu den Vorjahren damit zu einem zusätzlichen Verlust von Stintlarven der Jahrgänge 2015, 2016 und 2017. Unklar bleibt allerdings wie hoch der Anteil des entnahmebedingten zusätzlichen Verlustes am gesamten Stintlarvenaufkommen der genannten Jahrgänge war.

Im Übergangsgewässer sowie im OWK Hafen ist in der jüngeren Vergangenheit ab 2017/2021 durch die Abschaltung von Kraftwerken bzw. aufgrund der Einstellung der Durchlaufkühlung (Probetrieb 2015 – 2017, Moorburg) eine Entlastung eingetreten (Abb. 26). Dass eine solche Entlastung durchaus nennenswert ist, zeigen Abschätzungen zu Auswirkungen der Kühlwasserentnahmen (2015 – 2017) durch das KW Moorburg (s.o.). So ist nicht auszuschließen, dass die

Einstellung des KW-Betriebs einen Beitrag zum Wiederanstieg der Stintzahlen in der jüngeren Vergangenheit geleistet hat.

Nach dem Rückgang der KW-bedingten Kühlwasserentnahmen ist zukünftig durch den Betrieb von LNG Terminals und Wärmepumpen mit Flusswassernutzung wieder mit einer gewissen Zunahme von Wasserentnahmen auszugehen. Die (schwimmenden) Terminals waren im März 2024 noch nicht in Betrieb, so dass ein Einfluss auf den Stintbestand (bis 2023) nicht gegeben ist.

## 4.9 Unterhaltungsarbeiten

### Ergebnisse

Im Rahmen der Faktorenanalyse bis 2018 (BioConsult 2020a) wurden auch die Unterhaltungsaktivitäten betrachtet. Die Daten wurden differenziert für die Wasserkörper der Elbe (Hafen, West und T1) dargestellt. Relevant ist in diesem Zusammenhang der für die Unterhaltung benötigte Wasserbedarf, da insbesondere Stintlarven und Jungfische v.a. über den Wirkpfad „Einsaugung“ betroffen sind. Die Auswertung der Daten bis 2018 zeigte einen deutlichen Anstieg der Unterhaltungsintensität ab etwa dem Zeitraum 2012 – 2015 (Abb. 28). Im Rahmen der vorliegenden Arbeit wird der Aspekt „Unterhaltung“ durch aktuelle Daten ergänzt, die von HPA und WSA Elbe-Nordsee zur Verfügung gestellt wurden. Tab. 8 liefert einen Überblick über die jährlichen Unterhaltungsmengen, differenziert nach Geräteeinsatz und OWK.

Tab. 8: Unterhaltungsbaggerungen im Zuständigkeitsbereich der HPA und des WSA Elbe-Nordsee (OWK West, inkl. Sedimentfang) im Zeitraum 2000 – 2023. WI = Wasserinjektion. Benötigtes Wasservolumen (m<sup>3</sup>/s). Angaben HPA & WSV Kiel. Hopperbaggerungen: m<sup>3</sup> bezogen auf die Saugzeit.

HPA	OWK Hafen		WSA Hamburg	OWK West (inkl. Sedimentfang) Strecke km 638,9 - 654,5	OWK West Strecke km 638,9 - 654,5
	Hopper Mio. m <sup>3</sup> /a	WI Mio. m <sup>3</sup> /a		Jahr	Hopper Mio. m <sup>3</sup> /a
2000	4,0		2000		
2001	6,6		2001	2,8	
2002	4,4		2002	1,3	
2003	4,4	4,4	2003	2,5	
2004	7,7	8,1	2004	4,1	
2005	8,3	6,6	2005	2,5	
2006	6,2	5,0	2006	2,6	1,1
2007	5,7	5,7	2007	2,5	2,3
2008	8,1	6,0	2008	3,6	2,2
2009	6,9	6,2	2009	3,9	3,2
2010	5,5	3,2	2010	1,6	1,3
2011	3,0	7,8	2011	2,5	1,9
2012	5,4	11,1	2012	3,2	1,3
2013	6,7	11,7	2013	1,9	1,9
2014	5,1	13,1	2014	3,9	2,2
2015	12,3	16,7	2015	4,8	1,6
2016	13,1	13,0	2016	4,6	2,6
2017	11,4	11,9	2017	4,9	2,2
2018	6,9	12,2	2018	4,3	0,8
2019	8,0	9,9	2019	3,5	0,6
2020	11,1	5,4	2020	5,0	0,1
2021	12,6	9,0	2021	7,8	0,1
2022	9,6	9,2	2022	9,1	0,9
2023	9,2	7,4	2023	5,5	3,4

Bezogen auf den **OWK Hafen** stieg der unterhaltungsbedingte Wasserbedarf von im Mittel etwa jeweils 6 Mio. m<sup>3</sup>/a (WI & Hopper) im Zeitraum vor 2012/15 bis 2018 auf ungefähr das Doppelte (jeweils > 10 Mio. m<sup>3</sup>/a) (BioConsult 2020a). Im Zeitraum ab 2019 blieben die Hopperbaggermengen bei einer deutlichen interannuellen Variabilität (8 – 12,6 Mio. m<sup>3</sup>/a) auf diesem erhöhten Niveau, sie überstiegen dabei aber nicht die bisherigen Maxima der Jahre 2015 & 2016. Die WI-Unterhaltung war in der jüngeren Vergangenheit 2020 – 2023 (im Vergleich zu den Mengen im Zeitraum 2012 bis 2018) weniger umfangreich (Tab. 8, Abb. 28, oben links).

Mit Blick auf den **OWK West** wurde, bezogen auf den Betrachtungszeitraum, dagegen insgesamt eine eher geringe Änderung der Unterhaltungsaktivität (WI) ab 2019 verzeichnet. Es sei darauf verwiesen, dass im Jahr 2023 die im Vergleich mit den Vorjahren bisher höchste WI-Unterhaltungsaktivität (3,4 m<sup>3</sup>/a, Tab. 8, Abb. 28 unten links) anfiel. Im Vergleich zum OWK Hafen war der WI-Unterhaltungsumfang im OWK West insgesamt aber geringer.

Während die WI-Unterhaltung im Zeitraum ab 2018 auf niedrigerem Niveau lag (Ausnahme 2023 s.o.), haben die Hopperbaggerungen in diesem Zeitraum weiter zugenommen (Tab. 8, Abb. 28

unten rechts). Hier sei darauf verwiesen, dass ab 2018 im Abschnitt von etwa km 635 – km 655 im Zeitraum von Ende April bis Anfang Juni die Unterhaltungsarbeiten (weitgehend) ausgesetzt wurden/werden. Hintergrund dieser Maßnahme, zum Schutz der Finte während ihrer Laichzeit, ist eine Anordnung der PFB in Zusammenhang mit der Fahrrinnenanpassung der Elbe. Es ist anzunehmen, dass auch der Stint (bzw. dessen Larven-/Jungfischstadien) hierdurch profitieren könnte. Dies wäre dann plausibel, wenn die Unterhaltungsarbeiten vor Beginn der Restriktionszeit zum Schutz der Finten im Vergleich mit der Situation vor in Krafttreten der „Fintenanordnung“ im Abschnitt km 635 – km 660 nicht intensiver (Stichwort „Vorratsbaggerung“) sind<sup>12</sup>.

Abb. 28 veranschaulicht die interannuelle Entwicklung der Unterhaltungstätigkeiten (dargestellt als mittlerer Wasserbedarf ( $\text{m}^3/\text{a}$ ) bzw. mittlere Baggermenge ( $\text{m}^3/\text{a}$ ), differenziert nach WI-Gerät und Hopperbagger am Beispiel der Wasserkörper Hafen und West.

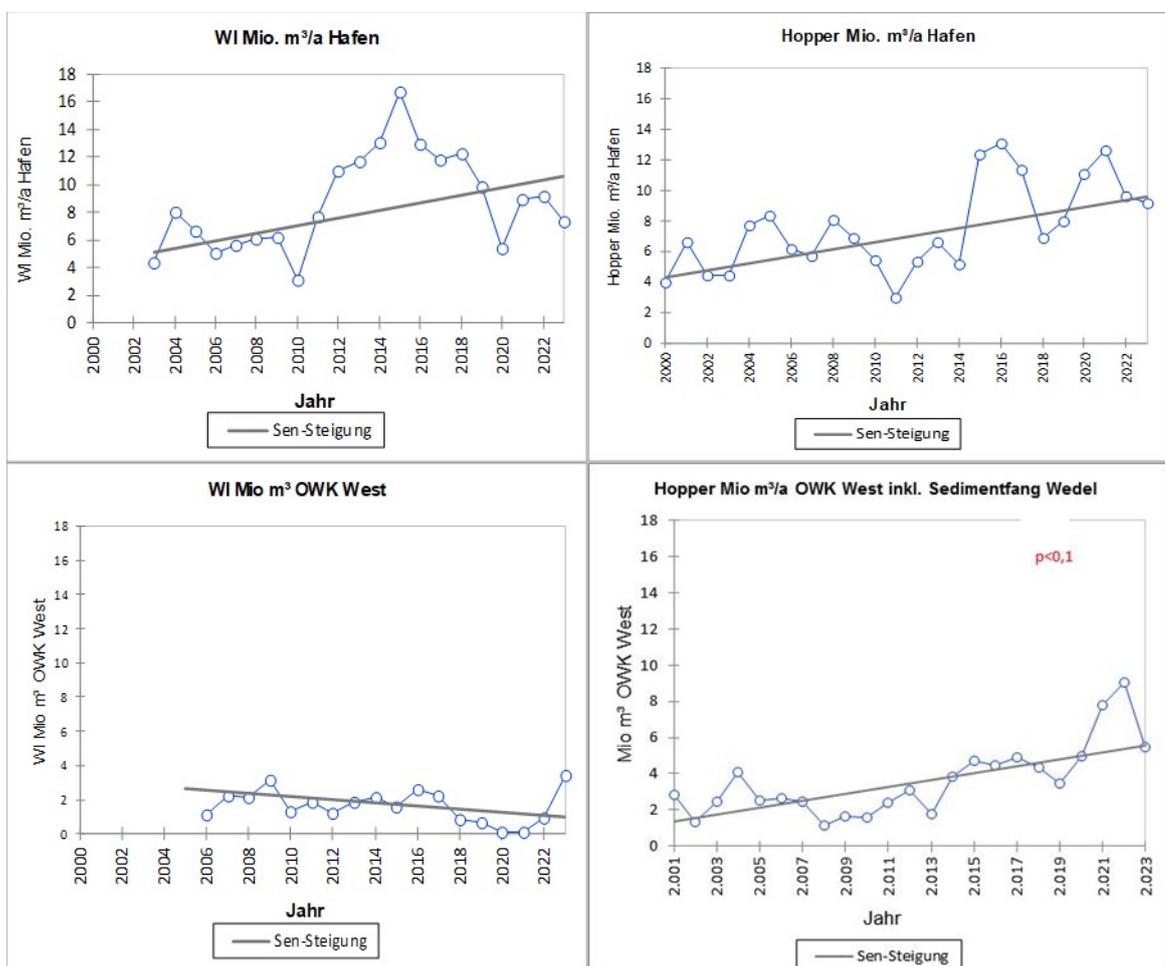


Abb. 28: Jährliche WI- und Hopperbaggerungen in Mio. m³/a (Wasserbedarf) differenziert für die OWK Hafen (Bilder oben) & West (Bilder unten). Quelle: GDWS & HPA (OWK Hafen).

<sup>12</sup> Im Zuständigkeitsbereich der HPA sind die Baggermengen nicht höher als vor Inkrafttreten der Fintenanordnung (HPA mdl.). Im Zuständigkeitsbereich des WSA Elbe-Nordsee kann es zu einer gewissen Vorratsbaggerung zur Überbrückung des Restriktionszeitraums kommen. Ob und in welcher Menge ist dabei abhängig von den Rahmenbedingungen (Oberwasserabfluss; WSA Elbe-Nordsee mdl.).

Im Übergangsgewässer (**OWK T1**) hat sich der bereits bis 2018 erkennbare Anstieg der Unterhaltungsarbeiten mittels WI ab dem Jahr 2020 weiter deutlich fortgesetzt und erreichte im Jahr 2023 mit > 60 Mio. m<sup>3</sup> (Wasserbedarf) den bisher mit Abstand höchsten Jahreswert (Abb. 29, links).

Im Zeitraum 2018 bis 2023<sup>13</sup> hat die Fahrrinnenunterhaltung mittels Hopperbagger ebenfalls zugenommen. Die in diesem Zeitraum höchste Menge entfiel mit 19,4 Mio. m<sup>3</sup> auf das Jahr 2022 (Abb. 29, rechts und Anhang Tab. 11, Abb. 51).

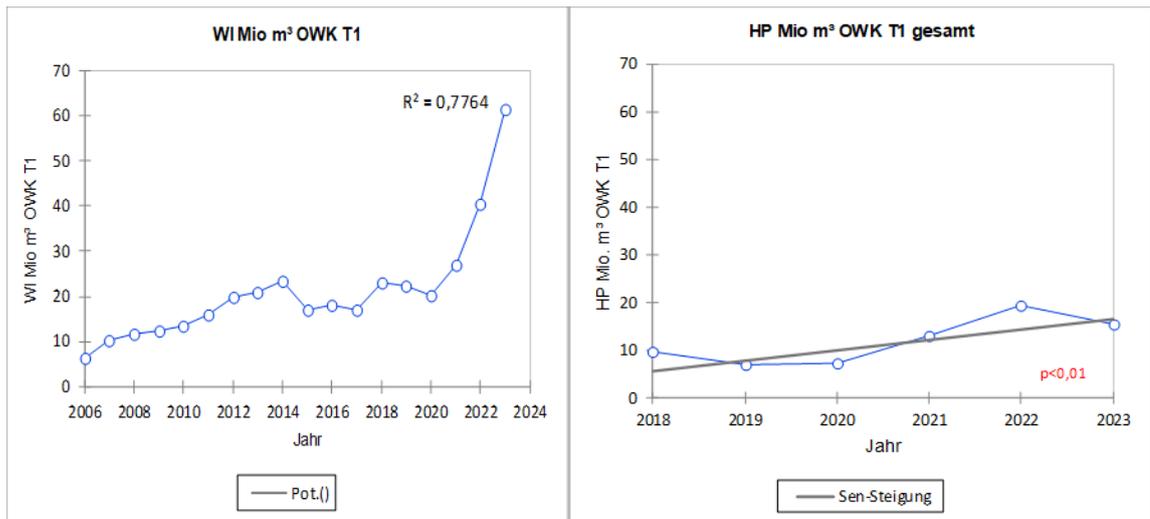


Abb. 29: Jährlicher Wasserbedarf im Rahmen der Wasserinjektions- (WI, Bild links) und Hopperbagger-Einsätze (HP, Bild rechts) in Mio. m<sup>3</sup>/a (Baggermenge) für den Tideelbe Abschnitt ab km 659 – km 748.

Quelle: Daten\_ Auswertung bis 2023 Abiotik Bagger: GDWS WI-Elbe 2006 -2023 xl-Stat & Hopper Elbe 2018 – 2023 Menge OWK West & T1.

## Diskussion und Bezug zum Stint

Für die Gewährleistung der Solltiefe des Fahrwassers sind Unterhaltungsbaggerungen erforderlich. Diese werden auch im Reproduktionsgebiet des Stints durchgeführt. Baggerinduzierte Beeinträchtigungen können auf unterschiedlichen Wirkungspfaden entstehen:

- Erhöhte Mortalität der Laichprodukte durch Einsaugung bei Hopper- und WI-Baggerungen. Hopperbagger entnehmen das Wasser bodennah, während die Wasserinjektion das Wasser oberflächennah entnimmt.
- Störung/Vergrämung durch Lärm und Schwebstofffreisetzung
- Einfluss auf den Faktor Sauerstoff
- Einfluss auf die Nahrungsverfügbarkeit

<sup>13</sup> Die Hopperbaggermengen im Zeitraum 2000 – 2018 wurden hier nicht dargestellt, da anders als für die WI-Daten – die Mengenangaben vor 2018 nicht alle Unterhaltungsaktivitäten umfassten und daher nicht mit den aktuellen Daten ab 2018 vergleichbar sind.

Summer (2015) beschreibt deutlich Abundanzeinbußen für den amerikanischen Delta Stint (*Hypomesus transpacificus*) durch die Unterhaltungstätigen mittels Hopperbagger (San Francisco Bay). Die angegebene Mortalität ist dabei sehr unterschiedlich und wird auf 3 – 29% der Population geschätzt. Der Autor weist allerdings darauf hin, dass diese Angaben noch nicht belastbar sind, da sie auf Basis eines geringen Stichprobenumfangs hochgerechnet wurden. Zudem ist nicht sicher, ob die Befunde auch auf den europäischen Stint übertragbar sind. Zum einen ist der Delta Stint körperlich deutlich kleiner und zum anderen herrschen in der Elbe andere Rahmenbedingungen (als in der flachen San Francisco Bay). Dennoch sind die Unterhaltungsmaßnahmen mit Blick auf den europäischen Stint ein potenzieller Beeinträchtigungsfaktor. Quantitative Untersuchungen zur Mortalität von insbesondere Laichprodukten des europäischen Stints durch Unterhaltungsbaggerungen liegen zwar nicht vor, eine letale Schädigung sowohl bei Hopperbaggerung wie auch bei Wasserinjektion durch die o.g. Wirkfaktoren ist jedoch anzunehmen. Die beschriebene (weitere) Zunahme der Unterhaltungsmengen hat also vermutlich zu einer Zunahme der Beeinträchtigungen geführt, deren quantitative Relevanz für die Populationsdynamik des Stints auf der Grundlage der vorliegenden Datenbasis allerdings nur begrenzt einzuschätzen ist. Die in den letzten Jahren trotz weiter erhöhter Baggermengen nicht weiter sinkenden Stintzahlen können jedoch als Hinweis auf einen bisher eher schwächeren Zusammenhang interpretiert werden.

#### 4.10 Zooplankton (Auswertungen BfG Koblenz)

Die Kenntnis des qualitativen und quantitativen Angebots potenzieller Nährtiere (v.a. verschiedene Stadien von Copepoden) während der Larvalentwicklung könnte einen wichtigen Beitrag zur Erklärung bzw. zur Einordnung der Befunde zum Larvenvorkommen leisten. Für die aktuelle Auswertung wurden ,zusätzlich zu den bereits vorliegenden Daten, neuere Ergebnisse für die Jahre 2021 und 2022 von der der BfG zur Verfügung gestellt. Die folgenden Auswertungen zum Zooplankton beziehen sich auf 2 Probenahmestationen (km 643 und km 651) und auf den Zeitraum Ende April bis etwa Anfang Juni. Die Bearbeitung (Taxonomie & Statistik) wurde von der Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG 2023, schriftl. Mittlg.) im Rahmen des Fintenmonitorings des WSA Elbe-Nordsee durchgeführt. Die Zooplanktdichten (Ind./l) sind in die Großgruppen Crustacea und Rotifera zusammengefasst worden, unter den Crustacea subsumieren sich v.a. Copepoden, wobei *Eurytemora affinis* die dominierende Art ist (Schöl mdl.). *E. affinis* stellt für Stintlarven eine bedeutende Nahrungsgrundlage dar. Die Ergebnisse und Einschätzungen werden hier im Folgenden kurz dargestellt (Quelle BfG Koblenz):

„(...) Die Daten aus den Jahren 2021 und 2022 zeigen typische zeitliche Verläufe für beide Gruppen (Crustacea, Rotifera) des Zooplanktons mit höheren Dichten und Biomassen Ende April bis Mai und dann abnehmenden Werten hin zum Juni. (...)“.

„(...) Das **Jahr 2021** war besonders reich an Zooplankton. So waren die Crustacea vor allem im April und Anfang Mai 2021 durch hohe Dichten (im Mittel pro Probenahmedatum von 271 und 531 Ind/l) und Biomassen (im Mittel von 352 und 375 µg TRG/l) repräsentiert (Abb. 30). Bei den Rotifera traten dagegen erst ab Mitte bis Ende Mai höhere Dichten bzw. Biomassen auf (im Mittel 306 Ind/l; bzw. 90 µg TRG/l). Als Folge war im Juni gegen Ende des Untersuchungszeitraums die Dichte der Crustacea an Station 643 mit im Mittel von 6 und 24 Ind/l geringer als die der Rotifera mit 29 und 57 Ind/l. Betrachtet man die dazugehörigen Biomassen für den gleichen Zeitabschnitt, so betrug diese für die Crustacea nur noch 4 µg TRG/l und 14 µg TRG/l und war damit auf

gleichem Niveau wie die Biomasse der um ein vielfaches kleineren Rotifera mit 5 µg TRG/l. Im **Jahr 2022** wurden die höchsten Dichten und Biomassen der Crustacea am Probenstag 3. Mai mit 401 Ind/l und 254 µg TRG/l gemessen. Die Rotifera hatten ihren saisonalen Peak etwas später am 17. und 23. Mai mit mittleren Dichten pro Probenahmetag von 144 und 180 Ind/l sowie mittleren Biomassen von 34 und 25 µg TRG/l (...)"

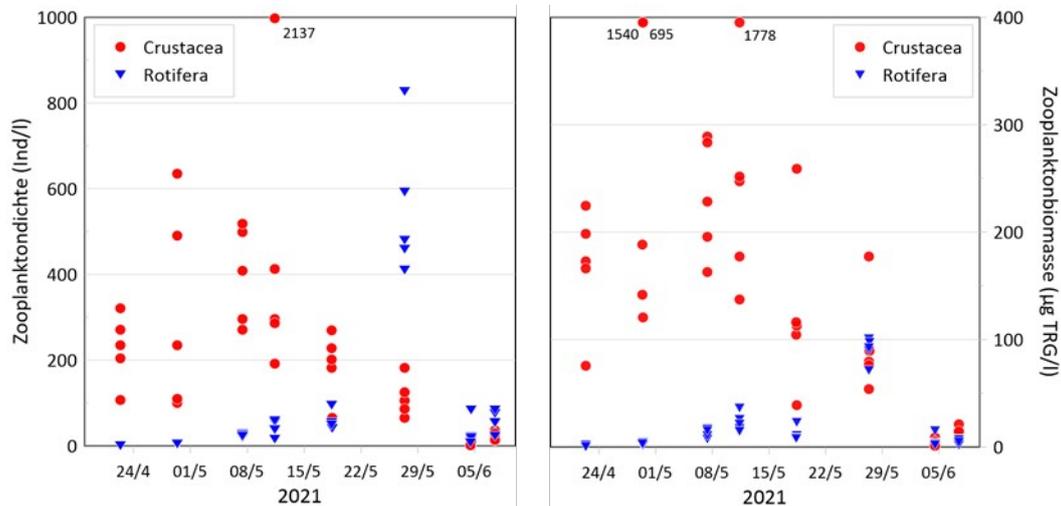


Abb. 30: Dichte (Ind/l) und Biomasse (Trockengewicht, TRG/l) der Crustacea und Rotifera der Einzelproben des Jahres 2021 bei Elbe-km 643. Quelle: BfG (2023 schriftl.).

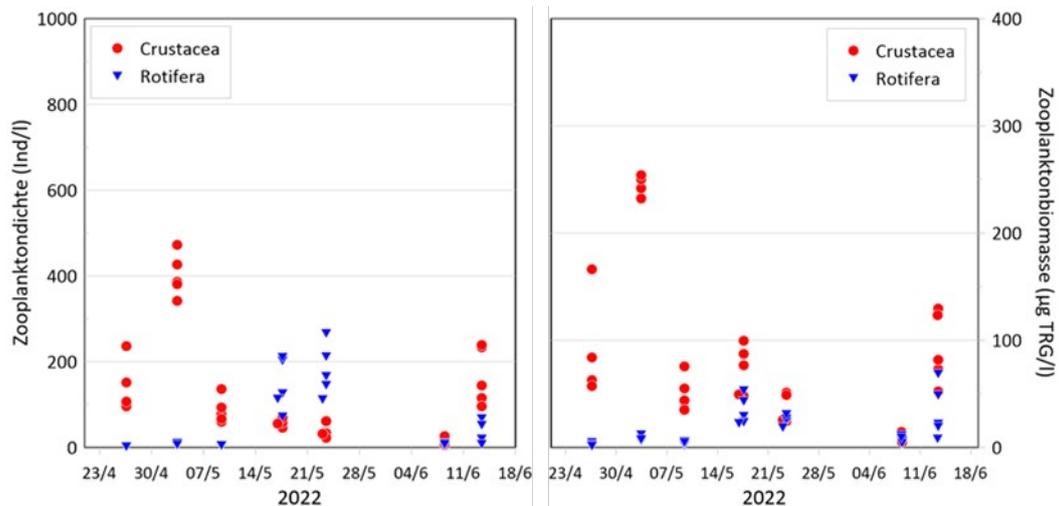


Abb. 31: Dichte (Ind/l) und Biomasse (Trockengewicht, TRG/l) der Crustacea und Rotifera der Einzelproben des Jahres 2022 bei Elbe-km 643. Quelle: BfG (2023, schriftl.).

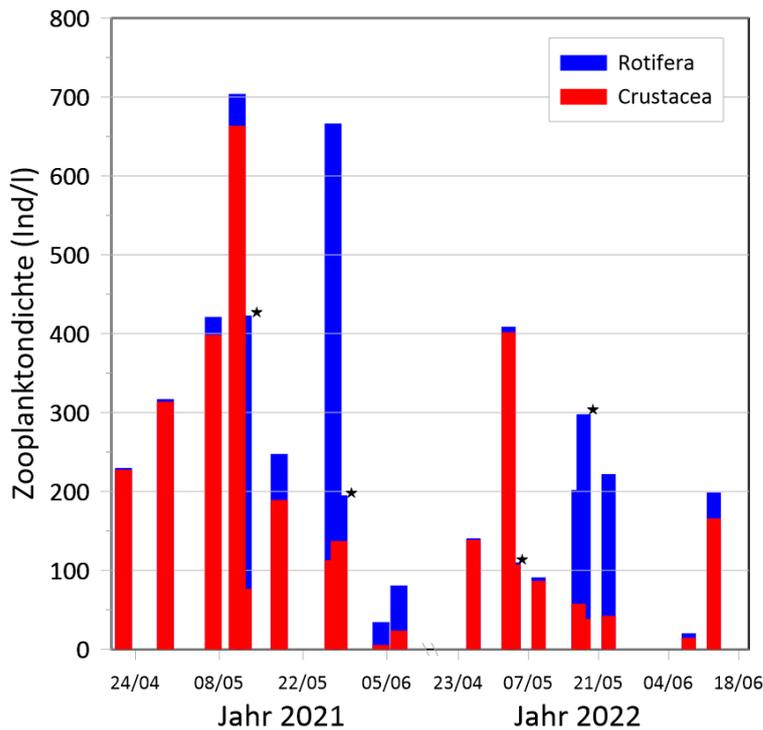


Abb. 32: Dichte (Ind/l) des Zooplanktons als Summe der Dichte der Crustacea und der Rotifera für die einzelnen Probenahmetermine der Jahre 2021 bis 2022 bei km 643 und 651 (markiert durch Sternchen).

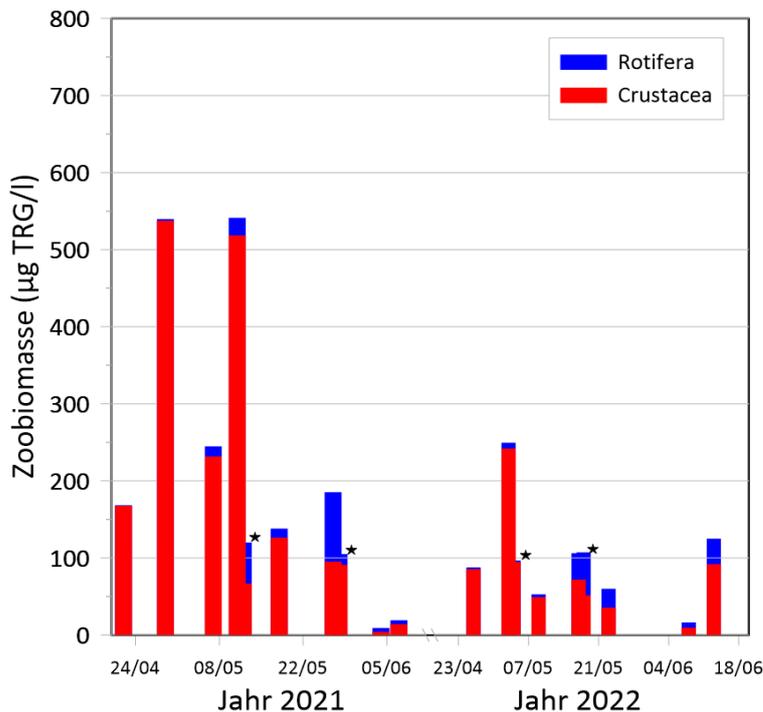


Abb. 33: Biomasse (Trockengewicht, TRG/l) des Zooplanktons als Summe der Biomasse der Crustacea und der Rotifera für die einzelnen Probenahmetermine der Jahre 2021 bis 2022 bei km 643 und 651 (markiert durch Sternchen). Quelle: BfG (2023, schriftl.)

## Langzeitlicher Vergleich

„(...) Beim Vergleich der beiden Jahre ist auffällig, dass im Jahr 2021 die Dichte und die Biomasse der Crustacea und Rotifera deutlich höher war als im Folgejahr 2022 (Abb. 32 & Abb. 33). Für das Crustacea-Plankton wurden im Saisonmittel des Jahres 2021 mit 186 µg TRG/l doppelt so hohe Biomassen wie im langjährigen Mittel (2013–2020) mit 98 µg TRG/l ermittelt (Tab. 20). Die Biomassen Ende April und Anfang Mai 2021 waren mit 352 und 375 µg TRG/l fast dreifach so hoch wie im langjährigen Mittel dieser Zeiträume mit 175 und 115 µg TRG/l. Für das Jahr 2022 war das Saisonmittel der Biomasse der Crustacea mit 83 µg TRG/l und auch die Maximalwerte der Crustacea in den beiden Mai-Zeiträumen mit 145 und 54 µg TRG/l leicht unterdurchschnittlich zu den Vergleichswerten der langjährigen Zeitreihe (...)“<sup>14</sup>

Tabelle 20: Dichte und Biomasse der beiden Großgruppen Crustacea und Rotifera während der verschiedenen Zeiträume der Jahre 2021 und 2022 sowie im langjährigen Mittel (2013 – 2020). Die Probenanzahl ist jeweils mit n angegeben. Quelle (BfG 2023, schriftlich).

Stat	Großgruppe	Zeitraum	Dichte (Ind/l)			Biomasse (TRG µg/l)		
			2013-2020	2021	2022	2013-2020	2021	2022
643	Crustacea	April 15-30	314 (n=95)	271 (n=15)	86 (n=15)	175 (n=95)	352 (n=15)	86 (n=15)
		Mai 01-15	142 (n=90)	531 (n=10)	244 (n=10)	115 (n=90)	375 (n=10)	145 (n=10)
		Mai 16-31	106 (n=84)	151 (n=10)	50 (n=10)	95 (n=84)	110 (n=10)	54 (n=10)
		Juni 01-15	44 (n=50)	15 (n=5)	90 (n=5)	21 (n=50)	9 (n=5)	51 (n=15)
		Gesamt	125 (n=426)	242 (n=40)	124 (n=40)	98 (n=426)	186 (n=40)	83 (n=40)
	Rotifera	April 15-30	24 (n=95)	3 (n=15)	86 (n=15)	11 (n=95)	2 (n=10)	2 (n=5)
		Mai 01-15	142 (n=90)	32 (n=10)	6 (n=10)	22 (n=90)	18 (n=10)	6 (n=10)
		Mai 16-31	222 (n=84)	306 (n=10)	162 (n=10)	19 (n=84)	51 (n=10)	29 (n=10)
		Juni 01-15	38 (n=50)	43 (n=5)	19 (n=15)	4 (n=50)	5 (n=5)	20 (n=10)
		Gesamt	74 (n=426)	96 (n=40)	87 (n=40)	13 (n=426)	19 (n=40)	20 (n=40)
651	Crustacea	Mai 01-15	115 (n=40)	77 (n=4)	108 (n=8)	66 (n=40)	67 (n=4)	95 (n=8)
		Mai 16-31	165 (n=24)	137 (n=4)	39 (n=4)	128 (n=24)	91 (n=4)	51 (n=4)
		Gesamt	128 (n=64)	107 (n=8)	73 (n=8)	89 (n=64)	79 (n=8)	73 (n=8)
	Rotifera	Mai 01-15	61 (n=40)	11 (n=8)	2 (n=4)	5 (n=40)	6 (n=4)	2 (n=8)
		Mai 16-31	248 (n=24)	429 (n=4)	260 (n=4)	24 (n=24)	65 (n=4)	56 (n=4)
		Gesamt	94,7 (n=64)	220 (n=8)	131 (n=8)	11,6 (n=64)	35 (n=8)	29 (n=8)

<sup>14</sup> Zur Erweiterung/Verbesserung der Datengrundlage zum ästuarinen Zooplankton wird die Fortführung des im Rahmen des Fintenmonitorings (WSA Elbe-Nordsee) durchgeführten Plankton Monitoring als sinnvoll angesehen (BfG Schöl, mdl.).

## Diskussion und Bezug zum Stint

Ein Zusammenhang mit der Entwicklung des Stintbestandes ist wahrscheinlich, aber hier nicht eindeutig abzuleiten:

- Die Analyse der Zooplanktondaten (Crustacea) ergibt keinen Hinweis auf in der jüngeren Vergangenheit systematisch rückläufige Dichten.
- Für die Rotatorien wurden in der jüngeren Vergangenheit z.T. geringere Dichten verzeichnet, ein Befund der vermutlich in Zusammenhang mit geringen Oberwasserabflüssen zu sehen ist (s.o.).
- Aktuell kein erkennbares zeitliches „mismatch“ zwischen Stintlarvendichte und Zooplanktondichte.
- Im Vergleich mit anderen Daten sind die Zooplanktondichten insgesamt nicht als auffällig gering einzuordnen.
- Deutliche Hinweise, dass dem Nährtierangebot für Stintlarven in den letzten Jahren ein dämpfender Einfluss zugekommen ist, sind nicht erkennbar. Es ist aber nicht auszuschließen, dass bei ungünstigen Rahmenbedingungen (Sauerstoffdefizite) auch das Nahrungsangebot deutlich abnimmt (Mialet et al. 2010, Oesmann 2024)<sup>15</sup> und zu Nahrungsengpässen führt.
- Der Klimawandel ist ein weiterer potenzieller Faktor der das Nahrungsangebot des Stintlarven beeinflussen kann. So ist es möglich, dass es zu einem temperaturbedingt zeitlichen „mismatch“ zwischen Auftreten von Stintlarven und planktischen Nährtieren kommen kann. So wies Oesmann (2024) auf eine aktuelle Vorverschiebung der Stintlaichzeit um vier Wochen (Februar anstatt März) hin.

## 4.11 Prädatoren

### 4.11.1 Fische

Der Reproduktions- bzw. der Rekrutierungserfolg der Stinte könnte auch durch eine hohe Abundanz von Prädatoren (hier andere Fische) beeinflusst werden bzw. worden sein. Als mögliche ästuarine Freßfeinde kommen Barschartige (Zander, Kaulbarsch, Flussbarsch) oder andere Gruppen (z.B. Karpfenartige, Aal) in Frage. Ob die eingewanderte nicht heimische Schwarzmundgrundel in diesem Zusammenhang eine Rolle spielt, kann hier nicht beurteilt werden. Zur Häufigkeitsentwicklung der Grundel liegen uns keine Daten vor.

---

<sup>15</sup>Für *Eurytemora affinis*, einem wichtigen Nährtier der Stintlarven (Schultz 2007) wurde im Schelde-Ästuar ein Sauerstoffgehalt von 4 mg/l als ein für die Verbreitung limitierender Wert ermittelt (Mialet et al. 2010). Daher ist das Gewichtswachstum der AG 0+ der Stinte in der Tideelbe möglicherweise durch eine eingeschränkte Nahrungsverfügbarkeit in Sauerstoffmangelsituationen limitiert (Oesmann 2024).

Betrachtet man beispielhaft Ergebnisse von Hamenfängen, die im Rahmen des Fintenmonitorings des WSA Elbe-Nordsee und im Rahmen des WRRRL-Monitorings (FGG Elbe) im OWK West (Frühjahr) erhoben wurden, wird erkennbar, dass im Frühjahr (also während der Präsenz von Stintlarven) die o.g. potenziellen Prädatoren (Fische) im Reproduktionsgebiet des Stints präsent sind. Die Abundanz der Arten sind dabei interannuell deutlich unterschiedlich und insgesamt auf einem niedrigen Niveau (Abb. 34, Abb. 35).

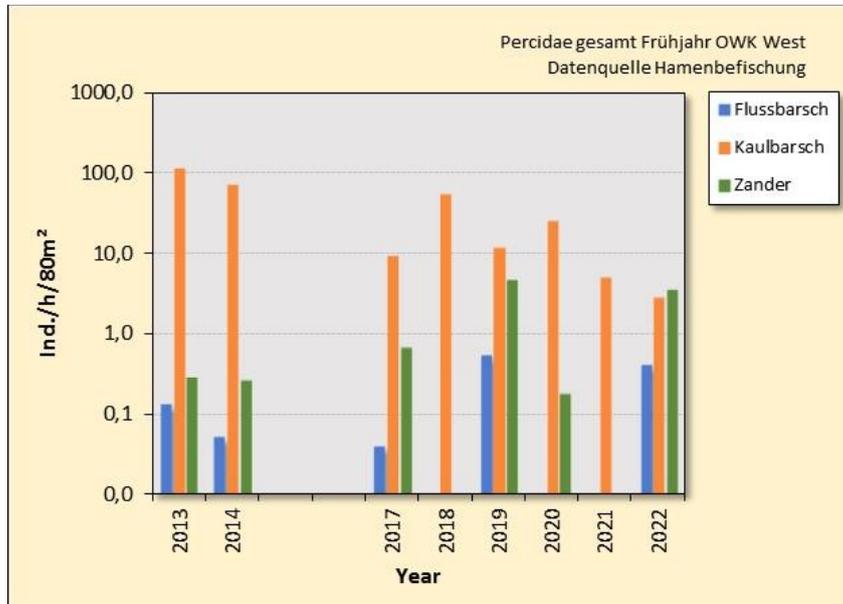


Abb. 34: Mittlere Gesamtabundanz (Ind./h/80 m<sup>2</sup>) Barschartiger (Frühjahrsdaten) im OWK West der Tideelbe. Daten aus Hamenbefischungen (Quellen WSA Elbe-Nordsee, FGG Elbe, NLWKN Stade). Für die Jahre 2015 & 2016 stehen keine Daten aus dem OWK West zur Verfügung.

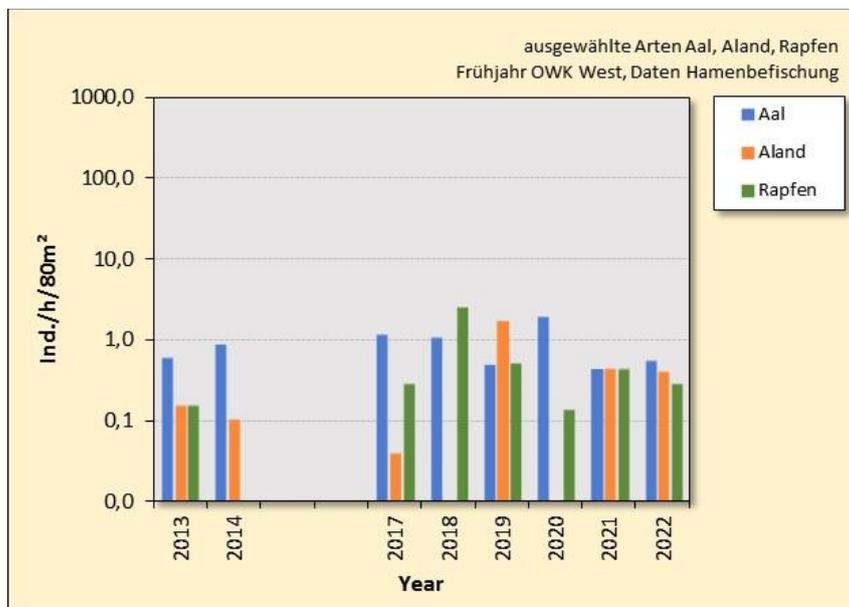


Abb. 35: Mittlere Gesamtabundanz (Ind./h/80 m<sup>2</sup>) (Frühjahrsdaten) ausgewählter Arten (Aal, Aland, Rapfen) als potenzielle Freißende von Stintlarven im OWK West der Tideelbe. Daten aus Hamenbefischungen (Quellen WSA Elbe-Nordsee, FGG Elbe, NLWKN Stade). Für die Jahre 2015 & 2016 stehen keine Daten aus dem OWK West zur Verfügung.

Folgendes lässt mit Blick auf den Faktor „Prädation durch Fische“ zusammenfassen:

- Potenzielle Fressfeinde (hier Barsch-, Kapfenartige oder Aal) sind präsent (bezogen auf die hier dargestellten Ergebnisse: Beispieldaten aus dem OWK West (etwa Mühlenberger Loch bis Stade).
- Mit Ausnahme von Kaulbarsch liegt die mittlere Abundanz der übrigen Arten bei jeweils lediglich  $< 1$  bis  $< 5$  Ind./h/80 m<sup>2</sup>. Deutliche Änderungen der Fangzahlen dieser Arten sind im betrachteten Zeitraum nicht erkennbar (Abb. 34, Abb. 35). Aufgrund der geringen Dichte ist nicht von einem besonderen Fraßdruck auszugehen, der den Stintbestand erkennbar beeinflusst haben könnte.
- Kaulbarsche waren zwar häufiger als die übrigen Arten, aber im Vergleich zu einem historischen Zustand sind die Fangzahlen als gering bis sehr gering einzuordnen. Die im OWK West dokumentierten mittleren Abundanzen lagen interannuell unterschiedlich zwischen  $< 5$  bis  $> 100$  Ind./h/80 m<sup>2</sup>. Es zeigt sich im Zeitraum 2013 – 2022 eine eher abnehmende Tendenz mit einem bisherigen Minimum (ca. 3 Ind./h/80 m<sup>2</sup>) im Jahr 2022 (Abb. 34). Aufgrund der geringen Dichte ist es mit Blick auf die derzeitigen Kaulbarschzahlen unwahrscheinlich, dass der Stintbestand erkennbar beeinflusst wird.
- Denkbar ist ein gewisser Fraßdruck durch adulte Finten, die im April/Mai auf ihren Laichplätzen (Hauptlaichareal um km 643) präsent sind und damit zeitlich und räumlich auch in einem Vorkommensschwerpunkt der Stintlarven. Schulze (2005) konnte an stichprobenhaften Mageninhaltsanalysen zeigen, dass Finten auch während ihrer Reproduktionsphase Nahrung (u.a. auch Stintlarven) aufnehmen. Die Abundanz adulter Finten hat in den letzten Jahren in der Tideelbe zugenommen (u.a. Magath & Thiel 2013, BioConsult 2023). Abb. 36 veranschaulicht die zeitliche Entwicklung der Abundanz adulter Finten (Ind./h/80 m<sup>2</sup>). Inwieweit die nur temporär (während der Laichzeit) präsenten adulten Finten durch Prädationsdruck einen maßgeblichen Einfluss auf den Stintbestand in der jüngeren Vergangenheit gehabt haben können, ist hier nicht zu klären; dieses gilt auch für die mögliche Annahme eines Zusammenhangs der zwischenzeitlich (ca. 2020, 2021) etwas rückläufigen Fintenzahlen und den wieder etwas zunehmenden Stintzahlen. Für eine Beurteilung wären genauere Kenntnisse des Nahrungsnetzes in der Unterelbe erforderlich.

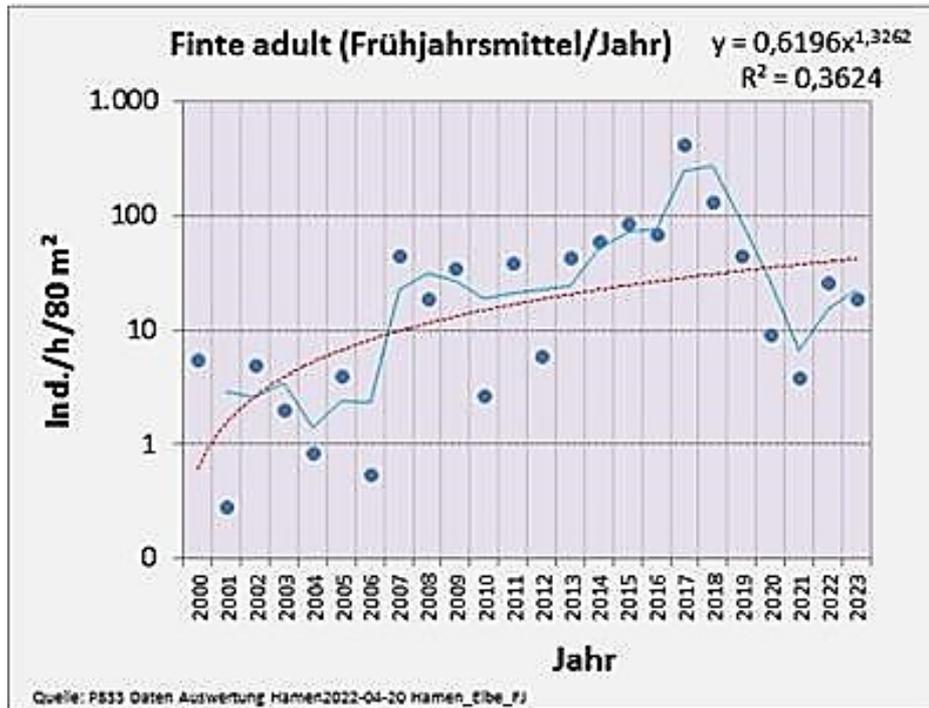


Abb. 36: Entwicklung der Fintenfänge (Ind./h/80 m<sup>2</sup>) im Zeitraum 2000 – 2023. Rote Linie: gleitendes Mittel. Daten: WRRL-Fischmonitoring (Finte, juvenile Stinte). Quellen Wassergütestelle Elbe, NLWKN Stade, FGG Elbe, WSA Elbe-Nordsee).

### Exkurs Küstenmeer

Neben ästuarinen Fischen könnten die Stinte im Bereich ihres marinen Lebensraumes einem zunehmenden Fraßdruck unterlegen sein. Hier sind Arten wie z.B. der Wittling möglicherweise von Bedeutung.

Nach Dähnhardt (2016) fand im Jahr 2016, begünstigt durch relativ hohe Wassertemperaturen und gute Nahrungsbedingungen, eine regelrechte „Wittlingsinvasion“ im Wattenmeer statt, deren zeitliches und räumliches Ausmaß durch die Ergebnisse der saisonalen Hamenbefischungen im Jahr 2016 besser als durch alle anderen etablierten Monitoring-Programme verfolgt werden konnte (Dähnhardt 2016). Nach den zur Verfügung stehenden Informationen lagen die Fangzahlen im Sommer zwischen 110 Ind./100.000 m<sup>3</sup> bis zu > 3.000 Ind./100.000 m<sup>3</sup>. Auch im Jahr 2017 ist noch von hohen Wittlingsabundanz auszugehen, so beschreibt Vorberg (2018) das Jahr 2017 als „Wittlingsjahr“.

Im Sommer des Jahres 2018 lagen die Fangzahlen mit stationsübergreifend 0,7 Ind./100.000 m<sup>3</sup> bis 1.500 Ind./100.000 m<sup>3</sup> wieder deutlich niedriger als 2016/2017 und wurden als eher durchschnittlich bezeichnet (BioConsult 2019a). Im Jahr 2020 konnten lokal z.T. sehr hohe Fangzahlen verzeichnet werden. Im Mittel wurden im Sommer ca. 2.000 Ind./100.000 m<sup>3</sup> (Stations- und saisonübergreifend 710 Ind./100.000 m<sup>3</sup>) erfasst. Im Jahr 2022 waren die mittleren Fangzahlen wieder sehr gering (10,4 Ind./100.000 m<sup>3</sup>; Abb. 37 Bild links; BioConsult 2023b). Insgesamt wiesen die Wittlingsfänge im Bereich des niedersächsischen Küstenmeeres sowohl räumlich als auch zeitlich eine hohe Variabilität auf. Mit Blick auf die hohen Anzahlen im Jahr 2020 ist anzumerken, dass es sich wohl überwiegend um junge Wittlinge gehandelt hat, so lag der Anteil von Tieren mit einem Individualgewicht von < 30 g bei etwa 78% (Abb. 37, Bild rechts).

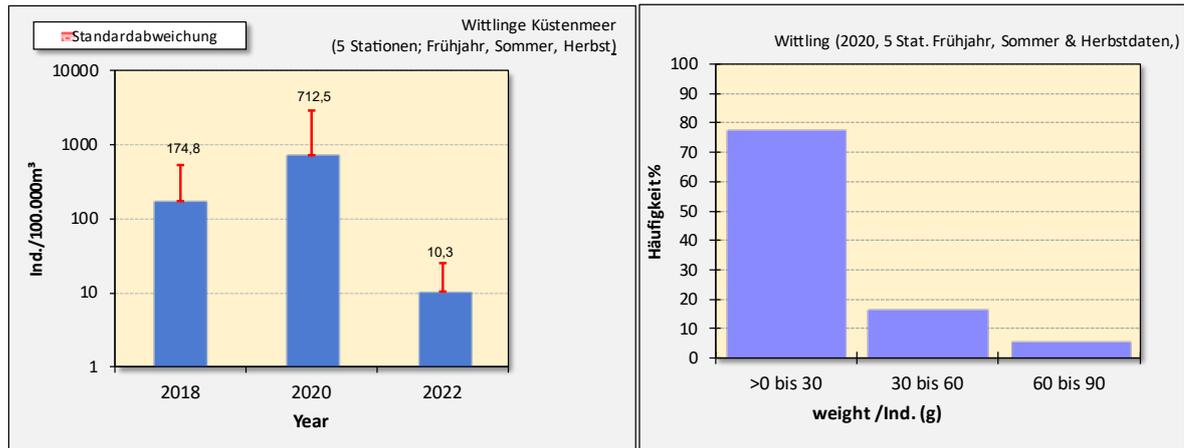


Abb. 37: Mittlere Wattlelinganzahlen im niedersächsischen Küstenmeer (Bild links) und Häufigkeitsverteilung nach Gewichtskategorien (Bild rechts). Datenquelle Nationalpark Nds. Wattenmeer.

Im Rahmen des im August 2018 durchgeführten Fischmonitorings im Schleswig-Holsteinischen Wattenmeer wurden in der Meldorfer Bucht sogar kaum bzw. keine Wattlelinge gefangen (Vorberg 2018).

Ob und in wie weit sehr hohe Wattlelingzahlen im Wattenmeer/Äußeren Ästuar einen Einfluss auf den Stintbestand haben können bzw. hatten, ist in der vorliegenden Arbeit nicht belastbar zu beurteilen. Die vorliegenden Ergebnisse deuten zudem darauf hin, dass v.a. juvenile Wattlelinge den größten Anteil ausmachten. Diese Altersgruppe ist als möglicher Prädator vermutlich weniger von Bedeutung.

Des Weiteren gab es auch in der Vergangenheit, z.B. im Jahr 2007, sogenannte „Wattlelingjahre“, ohne dass sich ein solches Ereignis in der Zeitreihe der Stintabundanzen erkennbar widerspiegelt. Allerdings sei auch darauf verwiesen, dass geringe Wattlelingzahlen im Jahr 2022 mit wieder höheren Stintzahlen (s. Kap. 3) einhergehen.

#### 4.11.2 Weitere Artengruppen

Stinte sind (vermutlich) auch wichtiger Nahrungsbestandteil von in das Elbästuar eingewanderten Schweinswalen und Seehunden. Die große Bedeutung für einige Seevogelarten ist dokumentiert.

#### Vögel

Der Stint dient als wichtige Nahrungsquelle für verschiedene Vogelarten (z.B. Flusseeeschwalbe, Belyanina 1969). In den Salzwiesen des Neufelderkoog Vorlandes (Schleswig-Holstein) ist eine sehr große Kolonie vorhanden, im Jahr 2005 wurde ein Maximum von mehr als 2.500 Brutpaaren gezählt (Henning et al. 2016). Die Nahrung der Seeschwaben bei Neufeld bestand dabei vornehmlich aus Stinten (juvenil, subadult). Die Autoren geben an, dass Stinte bis zu etwa 98% der aufgenommenen Nahrung ausmachten. Auf die hohe Bedeutung der Stinte im Nahrungsnetz (Schlüsselart) wurde hingewiesen. Die Anzahl der Brutkolonien ist im Zeitraum 2014 bis 2019 aber

stark zurückgegangen was möglicherweise u.a. auch eine Folge der in diesem Zeitraum ebenfalls rückläufigen Stintzahlen ist (Henning in <https://taz.de/Elbstint-auf-der-Kippe/!5576329/>).

Inwieweit die Seevögel ihrerseits einem Druck auf die Bestandsgröße des Stints ausüben, ist im Rahmen der vorliegenden Arbeit nicht abzuschätzen.

## Seehunde

Untersuchungsergebnisse von van Neer et al. (2023) zum Vorkommen von Seehunden im Elbeästuar legen gemäß den Autoren nahe, dass das Ästuar trotz der hohen anthropogenen Nutzungsintensität (u.a. Schifffahrt, Unterhaltungsarbeiten) als ein geeignetes Habitat für die Art eingeordnet werden kann. Dies ist als Folge einer gewissen Anpassung an die anthropogen geprägten Rahmenbedingungen anzusehen. Es wird geschätzt, dass sich während eines Jahres zwischen 65 bis > 500 Tiere in der Elbe aufhielten. Die noch begrenzten Erkenntnisse zum Ortswechselverhalten zeigten, dass die Seehunde stromauf bis etwa Hamburg registriert wurden und der Hafen möglicherweise eine Art (akustische) Barriere darstellt. Gelegentlich wurden Seehunde allerdings sogar auch im Oberwasser von der Staustufe Geesthacht gesichtet (Hufgard mdl.).

Als Spitzenprädatoren nimmt der Seehund Einfluss auf die Fischbestände bzw. auch auf den Stintbestand. Zur quantitativen Bedeutung bzw. zur Relevanz „einer Entnahme von Stinten“ durch Seehunde liegen aber für die Elbe keine Einschätzungen vor.

## Schweinswal

Schweinswale suchen regelmäßig die Wattenmeerästuare (u.a. die Elbe) auf, dies zeigen u.a. aktuelle Untersuchungen von Taupp & Gauger (2023). Die Wale gehören ebenfalls zu den Spitzenprädatoren und ernähren sich von Fischen. Sie müssen täglich um die 10% ihres Körpergewichts an Nahrung aufnehmen, die aus vorwiegend kleineren Fischen besteht. Nach Wisniewska (2016) fressen sie je nach Größe ihrer Beuteorganismen mehrere hundert Fische pro Tag.

Nach Taupp (2022) scheint die Präsenz der Schweinswale in den Ästuaren saisonal geprägt und u.a. an die Nahrungsverfügbarkeit gekoppelt zu sein, da auch die Vorkommen der potenziellen Beuteorganismen (anadrome Wanderfische) einer Saisonalität unterliegen. So wird angenommen, dass Schweinswale im Frühjahr u.a. den laichbereiten Stinten in die Ästuare folgen. Die flussaufwärts von Taupp & Gauger (2023) untersuchten Elbeabschnitte (Methodik: POD-Aufzeichnungen<sup>16</sup> von Schweinswallauten) scheinen im Frühjahr ausreichend Nahrung aufzuweisen, so dass die Wale den Weg in das Ästuar vollziehen. Auf eine gewisse Diskrepanz weisen die Autoren insofern hin, als nach den derzeitigen Kenntnissen der Stintbestand in der Elbe bis 2019 (s. Kap. 3) signifikant rückläufig war, dies aber nach Taupp & Gauger (2023) keinen erkennbaren Einfluss auf das Vorkommen von Schweinswalen gehabt zu haben scheint. Allerdings weisen die Autoren darauf hin, dass eine hohe Anzahl detektierter Wallaute nicht zwangsläufig auch eine höhere Anzahl an Walen bedeutet.

<sup>16</sup> Methodische Details des Untersuchungsansatzes sind dem Bericht von Taupp & Gauger 2023 (BfG Bericht 2168) zu entnehmen.

Es ist wahrscheinlich, dass Schweinswale u.a. Stinte als Nahrungsquelle nutzen. Im Rahmen der vorliegenden Studie ist der Einfluss dieser Art auf den Stintbestand unter quantitativen Gesichtspunkten allerdings nicht zu beurteilen.

## 4.12 Fischerei

Quantitative Daten zu den fischereilichen Stintfängen werden durch das Staatliche Fischereiamt in Bremerhaven sowie durch die Oberste Fischereibehörde in Hamburg nicht erfasst (T. Brandt, M. Liebetanz-Vahldieck mdl. Mittlg.).

Nach aktueller Auskunft des Elbfischers Zeeck haben die Fangzahlen in der jüngeren Vergangenheit aber wieder erkennbar zugenommen. Dies korrespondiert mit der hier aktualisierten Datenauswertung (s. Kap. 3).

Im Folgenden sei hilfsweise auf Hinweise zum Stint in den öffentlichen Medien hingewiesen:

- Interannuell waren die Fangmengen nach (anekdotischen) Informationen unterschiedlich. So wurden z.B. gleichsinnig zum dokumentierten signifikanten Rückgang der Stintabundanz (s. Kap. 3) nach Angaben eines Elbfischers im Jahr 2020 lediglich 15 kg/Tag Stinte gefangen (<https://www.mopo.de/hamburg/wegen-der-elbvertiefung-das-grosse-stint-sterben-in-der-elbe>), während im Vergleich das Jahr 2003 durch tägliche Fangmengen von 600 Kilo gekennzeichnet war (<https://www.abendblatt.de/hamburg/article106667648/Stint-taeglich-600-Kilo.html>).
- Aktuell (Feb. 2024) ähnelt die Fangmenge, nach wenig erfolgreichen Jahren, wieder vergleichsweise guten Stintjahren (bis zu 600 Kilo täglich) (<https://www.zeit.de/news/2024-02/25/stintsaison-an-der-elbe-im-gange-fischer-optimistisch>). Diese Einzelangaben sind vergleichbar mit den in Kap. 3 dargestellten Ergebnissen zur Entwicklung der Stintabundanz.

Durch die fischereiliche Nutzung werden dem Stintbestand zwangsläufig Individuen entzogen, insofern ist die Fischerei generell ein Einflussfaktor. Inwieweit und ob die Fischerei einen dämpfenden Einfluss auf den Stintbestand in der Elbe hat, ist hier nicht abzuschätzen, da z.B. jährliche Gesamtanlandungsmengen aus der Elbe - wie oben bereits angemerkt - nicht erhoben werden.

## 4.13 Fischkrankheiten

Aktuelle Daten zum Auftreten von Fischkrankheiten in der Tideelbe stehen nicht zur Verfügung, da im Rahmen des Elbe-Fischmonitorings Krankheiten mit Blick auf den Stint nicht systematisch erfasst werden. Aus diesem Grund wird dieser Aspekt hier nicht vertieft diskutiert.

Ältere Informationen zum Auftreten von Krankheiten in der Unterelbe sind Möller (1988) zu entnehmen. Zu dieser Zeit wies der Stint die größte Formenvielfalt an äußerlich sichtbaren Krankheiten und hohe Befallsraten<sup>17</sup> auf.

Hinweise auf Parasitenbefall sind bei fischbiologischen Untersuchungen im Rahmen der Kühlwasserentnahmen des KW Moorburg dokumentiert worden. So wurde ein hoher Befall mit Mikrosporidien (*Glugea*) festgestellt (Hufgard mdl.). Der einzellige Parasit verursacht Wucherungen im Bereich der Leibeshöhle<sup>18</sup>.

Ob und inwieweit, das Auftreten von Krankheiten bzw. Parasitenbefall den Stintbestand deutlich beeinflussen kann, ist hier nicht abzuschätzen. Insbesondere bei seuchenartigem Auftreten kann ein erkennbarer Einfluss vermutet werden.

#### 4.14 Natürliche Variabilität

Die Abundanzen v.a. kurzlebiger Fischarten unterliegen einer starken interannuellen Variabilität, wie langfristige Untersuchungen zeigen (u.a. Belyanina 1969; BAW & BfG 2022). Auslöser sind v.a. die Dynamiken abiotischer, u.U. anthropogen veränderter Randbedingungen und auch biologischer Parameter (Nahrungsverfügbarkeit; Prädation; u.U. Krankheiten s.o.). Diese interannuelle Variabilität kann von längerfristigen gerichteten Veränderungen überprägt werden (u.a. Klimawandel); das eine ist oft nur begrenzt vom anderen zu trennen (BioConsult 2020a).

Für *O. eperlanus* zeigte u.a. Maitland (in Cabi 2017), dass die Abundanzen in den einzelnen Jahrgängen stark schwanken können; Ursachen liegen oft in interannuell unterschiedlichen Mortalitätsraten der Laichprodukte und der frühen Larvalentwicklung (Shpilev et al. 2005).

Untersuchungen von Eick (2015) zeigen für den Stint auch in der Unterelbe eine hohe räumliche und zeitliche Variabilität der Abundanzen. Neben einer interannuellen Variabilität beschreibt Eick (2015) auch langfristige Veränderungen. Er weist auf einen ungünstigen Stintbestand Ende der 1980iger Jahre und eine einsetzende vergleichsweise schnelle Zunahme der Abundanz Anfang der 1990iger bis Anfang der 2000er Jahre (2009/2010) hin. Dieser Befund wird mit den zu diesem Zeitpunkt zunehmend günstigeren Habitatbedingungen (relativ intakte Laichgründe, unproblematische Sauerstoffgehalte während der Laichzeit, hohe Dichte an Nährtrieren - *Eurytemora affinis*) in Zusammenhang gesehen. Die genannten Aspekte werden als Gründe für die Erholung des Stintbestandes seit Ende der 1980iger Jahre bis 2010 vermutet.

---

<sup>17</sup> Hierzu gehörten v.a. Maulgranulomatose, Laichpapillomatose mit einer Auftrittsrate von z.T. 50 %; eine weitreichende Schädigung der Granulome ist nach Möller (1988) wenig wahrscheinlich.

<sup>18</sup> Möller (1988) vermutet, dass ein Befall durch *Glugea* zum Tod der Wirtsfische führt.

## 5. Schlussfolgerungen

Als möglicherweise bedeutsam für den Rückgang der Abundanzen des Stints ab 2014 bis 2018 sind in BioConsult (2020a) -aufgrund der zeitlichen Korrelation der Veränderungen- die Faktoren „Verlust von Flachwasserbereichen im Mühlenberger Loch“, „erhöhte Trübung“, „Kühlwasserentnahmen“ und „Unterhaltungsarbeiten“ identifiziert worden. Nach Analyse des aktualisierten Datensatzes zu den Abundanzen verschiedener Altersklassen des Stints und den Veränderungen relevanter Randbedingungen in den vergangenen 23 Jahren lässt sich Folgendes schlussfolgern:

- Die signifikante Abnahme der Stintabundanzen zwischen 2014 und 2018 hat sich nach 2018 nicht weiter fortgesetzt; die Abundanzen haben ab 2020/2021 wieder leicht zugenommen. Diese liegen aktuell jedoch noch z.T. deutlich unter den Werten der Jahre vor 2014.
- Das Oberwasser, als wichtiger die Randbedingungen im Ästuar steuernder Parameter, weist seit 2014 im jeweils ersten Halbjahr deutlich geringere Werte auf als im Zeitraum vor 2014. Die Werte nach 2018 zeigen keine klare Tendenz; sie liegen aber ab 2019 saisonal bezogen auf den Zeitraum März bis Juni im Vergleich zum Zeitraum 2014 bis 2018 wieder etwas höher.
- Das geringere Oberwasser während der Reproduktionszeit führt zu erhöhten Schwebstoffkonzentrationen in Teilen des Reproduktionsgebietes, was möglicherweise durch die ausbaubedingte Veränderung der Morphologie des Ästuars und die intensivierten Unterhaltungsarbeiten weiter verstärkt wird.
- Die Parameter, für die sich bereits in der Analyse bis 2018 (BioConsult 2020a) kein Zusammenhang mit den abnehmenden Stintabundanzen offenbarte (Wassertemperatur, Leitfähigkeit, Sauerstoff, Schadstoffe, Zooplankton, Prädatoren, Fischerei), zeigen auch bei Analyse der erweiterten Datensatzes keine deutlichen Zusammenhänge.
- Ein Teil der analysierten potenziellen abiotischen und biotischen Einflussfaktoren zeigte bis 2018 deutliche Tendenzen zunehmender Belastung. Im Folgezeitraum 2019 bis 2023 veränderten sich diese Parameter unterschiedlich:
  - Deutlich rückläufig: Kühlwasserentnahmen.
  - Etwas zunehmende Trübung bzw. gleichbleibend auf höherem Niveau.
  - Weiter zunehmende Unterhaltungsaktivitäten.
  - Weitere Verringerung der Flachwasserbereiche im Mühlenberger Loch.

- Die Abnahme der Stintabundanzen zwischen 2014 und 2018 und der anschließende schwache bis moderate Anstieg korreliert zeitlich eng mit der Betriebsphase „Durchlaufkühlung“ im KW Moorburg. Abschätzungen von Bioconsult (2019c, 2020b, s. auch Anlage 3) konnten einen möglichen Einfluss auf die Bestandsdichte nicht ausschließen. Ein Zusammenhang ist plausibel.
- Obwohl die zeitliche Entwicklung von Trübung und Stintabundanzen bei der Analyse des erweiterten Datensatzes keinen zusätzlichen Hinweis auf einen kausalen Zusammenhang liefert, ist auf der Grundlage aktueller Laboruntersuchungen (Illing et al. 2024) eine Beeinträchtigung der Reproduktion des Stints durch die in den letzten Jahren in Teilen des Reproduktionsgebietes deutlich erhöhten Trübungswerte nicht auszuschließen. Allerdings liegen auch aktuelle dazu widersprüchliche Ergebnisse vor (s. Bericht Laborversuche zur Auswirkung der Trübung auf Stintlarven, Anlage 1), so dass diese Einschätzung unter Vorbehalt erfolgt. Die Wiederzunahme der Stintfänge ist auch in Zusammenhang mit der Einstellung der Kühlwasserentnahme KW Moorburg zu sehen (s.o.). In Folge der aber nach wie vor hohen Trübung -und damit möglicherweise verbundenen Beeinträchtigungen könnte der Umfang der Zunahme aber gedämpft sein. Diese Annahme ist hier allerdings nicht zu belegen.
- Es ist nicht auszuschließen, dass schon länger vorhandene Belastungsfaktoren wie sommerliche Sauerstoffmangelsituationen und der weiter fortschreitende Verlust des Volumens von Flachwasserzonen kumulativ verstärkt wirksam waren bzw. sind.
- Die quantitative Bedeutung der o.g. Faktoren für den Rückgang des Stints in der inneren Unterelbe ist auf der Grundlage der vorliegenden Daten nicht sicher zu bestimmen (unklare Wirkschwellen; gegenseitige Beeinflussung einzelner Einflussfaktoren). Ein kumulatives Zusammenwirken dieser und möglicherweise weiterer Faktoren ist möglich.
- Die natürlicherweise hohe interannuelle Variabilität der Stintabundanzen, die u.a. durch das Zusammenwirken von Faktoren wie Oberwasser, Wassertemperatur und Nahrungsvorfügbarkeit entsteht, trägt zu den hier beschriebenen Veränderungen der Stintabundanzen (Larven, Jungfische, Subadulte) sicherlich bei. Der quantitative Einfluss ist nur begrenzt vom Einfluss anthropogen veränderter Faktoren zu trennen.

Insgesamt sind für ein besseres Verständnis der Bestandsdynamik vor dem Hintergrund der Belastungskulisse und für daraus abzuleitende Maßnahmen zum Schutz des Stintbestandes in der Elbe noch Wissenslücken zu füllen. Diese sollen durch Erkenntnisse eines im Auftrag der Behörde für Umwelt, Klima, Energie und Agrarwirtschaft (BUKEA) derzeit in der Elbe laufenden Stint-Projektes (Oesmann 2021ff) reduziert und wenn möglich geschlossen werden.

## 6. Maßnahmen zur Stützung des Stintbestandes

Trotz einer gewissen Erholung des Stintbestandes in jüngerer Zeit ist es aufgrund der großen Bedeutung des Stints für das Nahrungsnetz des Elbästuars sinnvoll, die vorhandenen Beeinträchtigungen für den Artbestand zu reduzieren, soweit es in der stark genutzten Unterelbe möglich ist. Zentrale Ansätze dazu sollten auf der Grundlage unserer Analysen eine weitere Reduzierung der Sauerstoffmangelsituationen, die Reduzierung der besonders seit ca. 2014 in Teilen des Reproduktionsgebietes stark ansteigenden Trübung und der ebenfalls stark gestiegenen Unterhaltungsmaßnahmen sowie die Sicherung bzw. Vergrößerung von Flachwasserzonen sein. Es handelt sich damit um Maßnahmen, die für die Unterelbe in anderen Zusammenhängen bereits formuliert worden sind, nicht zuletzt im Integrierten Bewirtschaftungsplan Unterelbe (IBP Elbe 2012), im Quality Status Report Wadden Sea (Schuchardt & Scholle 2017) und im Bewirtschaftungsplan zur WRRL (FGG Elbe 2021).

Das Auftreten sommerlicher Sauerstoffmangelsituation im inneren Ästuar der Elbe ist eine seit Jahrzehnten fast jedes Jahr in unterschiedlicher Intensität auftretende Belastung, die sich nach der Wende jedoch deutlich reduziert hat (s. Abb. 38). Doch auch die aktuell wiederkehrend auftretenden Sauerstoffmangelphasen führen immer wieder zu größeren Fischsterben und anderen Beeinträchtigungen der Biozönose (z.B. Oesmann 2022). Weitere Maßnahmen zur Reduzierung müssen bei Aufrechterhaltung der aktuellen Wassertiefen in der Unterelbe v.a. in Ober- und Mittelelbe ansetzen, um den sommerlichen Eintrag von starken Planktonblüten in die tiefe Unterelbe zu reduzieren.

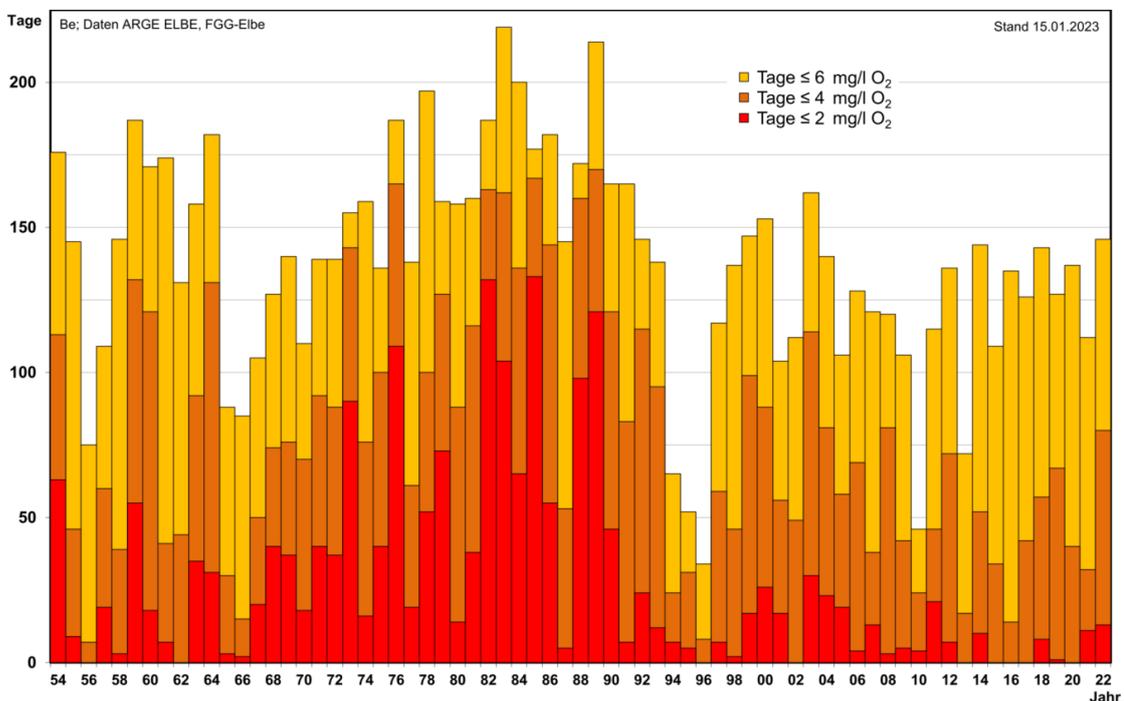


Abb. 38: Anzahl der Tage mit niedrigen Sauerstoffkonzentrationen in der Elbe bei Hamburg-Seemannshöft (Bergemann, Michael; Daten ARGE Elbe, FGG Elbe). Quelle: [www.tideelbe.info](http://www.tideelbe.info).

Der Anstieg der Trübung im inneren Ästuar (OWK Hafen, OWK West und Übergangsgewässer) ab ca. 2014, der verbunden ist mit stark zunehmender Unterhaltungstätigkeit (Hopperbaggerung und Wasserinjektion), ist eine weitere Belastung die möglicherweise auch die erfolgreiche Reproduktion des Stints mindert. An dieser Stelle sei auf die „Fintenanordnung“ verwiesen (BioConsult 2023c), die eine mehrwöchige Unterbrechung der Unterhaltungsarbeiten im Hauptlaichgebiet der Finte (OWK West) von Mitte April – Juni vorsieht. Die in dieser Zeit und in diesem Gebiet ebenfalls präsenten Jungfische und Postlarven des Stintes könnten ebenfalls von dieser Maßnahme profitieren. Dies wäre dann gegeben, wenn die Unterhaltungsarbeiten vor Beginn der Restriktionszeit zum Schutz der Finten im Vergleich mit der Situation vor in Krafttreten der „Fintenanordnung“ im Abschnitt km 635 – km 660 nicht intensiver (Stichwort „Vorratsbaggerung“, s Kap. 4.9) sind. Andernfalls wäre die „Entlastung“ - die durch die Fintenanordnung entstehen könnte - zu relativieren.

Möglichkeiten zur Reduzierung der Trübung und des Umfangs der Unterhaltung sind u.a. im Sedimentmanagementkonzept von WSA und HPA aufgezeigt worden (HPA & WSD Nord 2008). Bestandteil des dort entwickelten Ansatzes ist auch die Schaffung von Flachwasserzonen und Seitenräumen, um das ausbaubedingte „tidal pumping“, das wesentlich für den Anstieg der Trübung verantwortlich ist, zu reduzieren.

Die Bemühungen um die Umsetzung der Maßnahmen des Sedimentmanagementkonzeptes und ihr aktueller Stand zeigen jedoch, wie langfristig hier agiert werden muss. Die voraussichtlich positiven Auswirkungen, auch auf den Stint, können dafür ein weiteres Argument sein.

## Literatur

- ARULA, T. & H. SHPILEV, 2015: Early ontogenesis of European smelt (*Osmerus eperlanus*) in variable environments. Annual Larval Fish Conference, Wien.
- BAW & BfG (Bundesanstalt für Wasserbau; Bundesanstalt für Gewässerkunde (Hsg.) (2022): Die Variabilität natürlicher Prozesse – Eine Herausforderung bei der Planung von Fischauftiegsanlagen. 7. Kolloquium zur Herstellung der ökologischen Durchgängigkeit der Bundeswasserstraßen 18. und 19. November 2021. Onlineveranstaltung. Kolloquium am 18. und 19. November. Karlsruhe: Bundesanstalt für Wasserbau (BAW Kolloquium). <https://hdl.handle.net/20.500.11970/110544>
- BELYANINA, T.N., 1969: Synopsis of biological data on smelt *Osmerus eperlanus* (Linnaeus 1758). FAO Fisheries Synopsis No. 78, Rome December 1969.
- BIOCONSULT, 2007: Situation of the smelt (*Osmerus eperlanus*) in the Ems estuary with regard to the aspects of spawning grounds and recruitment. AG RWS – Rijksinstituut voor Kust en Zee (RWS – RIKZ), Netherlands. Interreg-Projekt HARBASINS
- BIOCONSULT, 2019a: Analyse längerfristiger Daten zur Abundanz verschiedener Altersklassen des Stints (*Osmerus eperlanus*) im Elbästuar und den anderen Wattenmeerästuar. Stiftung Lebensraum Elbe, Hamburg.
- BIOCONSULT, 2019b: Definition der fischfaunistischen Referenzgemeinschaft (ökologischer Zustand) für die Gewässertypen 22.3 und 20 der Tideelbe. AG: NLWKN Stade.
- BIOCONSULT, 2019c: Durchlaufkühlung Heizkraftwerk Moorburg, Auswirkungen auf den Stint. AG: Vattenfall Heizkraftwerk GmbH.
- BIOCONSULT, 2020a: Analyse längerfristiger Daten zur Abundanz verschiedener Altersklassen des Stints (*Osmerus eperlanus*) im Elbästuar. Teil 2: Mögliche Einflussfaktoren. Studie im Auftrag der Stiftung Lebensraum Elbe, Hamburg
- BIOCONSULT, 2020b: Durchlaufkühlung Heizkraftwerk Moorburg, Abschätzung der Auswirkungen auf verschiedene Lebensstadien des Stints. AG: Vattenfall Heizkraftwerk GmbH.
- BIOCONSULT, 2023a: Zeitliche und räumliche Verteilung von Fintenlaichprodukten in der Tideelbe Zwischenbericht Monitoringzeitraum 2021 – 2022. AG: Wasserstraßen- und Schifffahrtsamt Elbe-Nordsee.
- BIOCONSULT, 2023b: Erfassung der Fischfauna der niedersächsischen Küstengewässer– ein Beitrag zum Monitoring der nach der FFH-Richtlinie relevanten Fischarten und Beitrag zur Meeresstrategie-Richtlinie - Hamenbefischungen Küstenmeer. AG: Nationalparkverwaltung „Niedersächsisches Wattenmeer“.
- BIOCONSULT, 2023c: Fintenanordnung: Methode zur Ermittlung der Laichaktivität im Sinne der Anordnung A.II.4.2.4 der Planfeststellungsbeschlüsse vom 23.04.2012 (<https://www.gdws.wsv.bund.de>).

- BIRZLE, C., BLUTKE, A., FERLING, H., SCHOLZ, K. WANKE, R. & J. SCHWAIGER, 2014: Diclofenac – eine Gefahr für die Fischgesundheit? Abstract für die XV. Gemeinschaftstagung der European Association of Fish Pathologists. Starnberg, 8.-11.10.2014: Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft (Hrsg.). ARGE ELBE (2004): Gewässergütebericht der Elbe 2003. - Wassergütestelle Elbe, Hamburg: 30 S.
- BONNE, G., 1900: Verunreinigung der Gewässer. - Bericht 15. Generalversammlung d. Westdeutschen Fischerei-Verbandes, Hannover, Göhmansche Buchdruckerei.
- BRODIN, T., PIOVANO, S., FICK, J., KLAMINDER, J. HEYNEN, M. & M. JONSSON, 2014: Ecological effects of pharmaceuticals in aquatic systems - impacts through behavioural alterations. Phil. Trans. R. Soc. B 369.
- BSU – Behörde für Stadtentwicklung und Umwelt der Freien und Hansestadt Hamburg, 2008: Umweltverträglichkeitsprüfung – Zusammenfassung der zu erwartenden Umweltauswirkungen und deren Bewertung für das geplante Steinkohle-Kraftwerk Moorburg. – Freie und Hansestadt Hamburg, Behörde für Stadtentwicklung und Umwelt.
- BSU – Behörde für Stadtentwicklung und Umwelt der Freien und Hansestadt Hamburg, 2015: Hamburger Beitrag zum Bewirtschaftungsplan der Flussgebietsgemeinschaft Elbe (Textteil und Karten). Online: <https://www.hamburg.de/wrrl/4237812/download-wrrl-be-richte>.
- CABI, 2017: *Osmerus eperlanus*. Invasive Species Compendium. CAB International, Wallingford, UK. [www.cabi.org/isc/datasheet/71168](http://www.cabi.org/isc/datasheet/71168)
- CHAPMAN J.M., PROULX C.L., VEILLEUX M., LEVERT, C., BLISS, S., ANDRÉ M..È., LAPOINTE, N.W.R. & S.J. COOKE, 2014: Clear as mud: a meta-analysis on the effects of sedimentation on freshwater fish and the effectiveness of sediment-control measures. Water Res. 56:190–202.
- COSTA, M.J., H.N. CHABRAL, P. DRAKE, A.N. ECONOMOU, C. FERNANDEZ-DELGADO, L. GORDO, J. MARCHAND & R. THIEL, 2002: Recruitment and production of commercial species in estuaries. Fishes in Estuaries, Blackwell Science, Oxford: 54 – 123.
- COSTELLO, M., M. ELLIOTT & R. THIEL, 2002: Endangered and rare Species. - In: ELLIOTT, M. & HEM-INGWAY (Hrsg.), Fishes in Estuaries, Blackwell Science, Oxford: 217-262.
- DÄNHARDT, A., 2014: Erfassung der Fischfauna der niedersächsischen Küstengewässer unter Einsatz von Ankerhamen als Beitrag zum Monitoring der nach der FFH-Richtlinie relevanten Fischarten und als Beitrag zur Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie, Deskriptoren 1 (Biodiversität) und 4 (Nahrungsnetz). - Projektabschlussbericht im Auftrag der Nationalparkverwaltung Niedersächsisches Wattenmeer. Buchholz in der Nordheide, 63 Seiten.
- DÄNHARDT, A., 2016: Erfassung der Fischfauna der niedersächsischen Küstengewässer unter Einsatz von Ankerhamen als Beitrag zum Monitoring der nach der FFH-Richtlinie relevanten Fischarten und als Beitrag zur Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie, Deskriptoren 1 (Biodiversität) und 4 (Nahrungsnetz). - Projektabschlussbericht 2016 im Auftrag der Nationalparkverwaltung Niedersächsisches Wattenmeer. Jesteburg/Lüllau, 49 Seiten.

- DAVIES-COLLEY, R., B. WILCOCK, S. CLEARWATER & C. HICKEY, 2013: National Objectives Framework - Temperature, Dissolved Oxygen & pH. Proposed thresholds for discussion. - Report: National Institute of Water & Atmospheric Research Ltd., o. S.
- DHI (2018): Vattenfall Wärmeeinleitung Moorburg 2.0. Numerische Modellierung der Auswirkungen der Wärmeeinleitung vom Heizkraftwerk Moorburg auf den Sauerstoffhaushalt. DHI-Fachgutachten i.A. der Vattenfall Europe Generation AG & Co. KG, Entwurfsfassung vom 01.02.2019
- EICK, D., 2015: A spatial-temporal analysis of the fish fauna structure of the Elbe estuary. Diss. Hamburg.
- ELSHOUT, P. M. F., L. M. D. PIRES, R. S. E. W. LEUVERN, S. E. W. BONGA & A. J. HENDRIKS, 2013: Low oxygen tolerance of different life stages of temperate freshwater fish species. - Journal of Fish Biology (2013) 83: 190-206.
- FGG ELBE - Flussgebietsgemeinschaft Elbe, 2014: Hintergrunddokument zur wichtigen Wasserbewirtschaftungsfrage „Reduktion der signifikanten stofflichen Belastungen aus Nähr- und Schadstoffen“, Teilaspekt Schadstoffe. Geschäftsstelle der FGG Elbe (Hrsg.).
- FGG ELBE - Flussgebietsgemeinschaft Elbe, 2017: Überblick zur Schadstoffsituation im Elbeeinzugsgebiet. Auswertung des Koordinierten Elbemessprogramms der Jahre 2012 bis 2014. Geschäftsstelle der FGG Elbe (Hrsg.).
- FGG ELBE - Flussgebietsgemeinschaft Elbe, 2019: Anhörung zu den wichtigen Wasserbewirtschaftungsfragen für die Aufstellung des Bewirtschaftungsplans WRRL für den dritten Bewirtschaftungszeitraum in der FGG Elbe. Online: <https://www.fgg-elbe.de/anhoerung/wichtige-wasserbewirtschaftungsfragen-2020.html>
- FGG ELBE - Flussgebietsgemeinschaft Elbe, 2021: Zweite Aktualisierung des Bewirtschaftungsplans nach § 83 WHG bzw. Artikel 13 der Richtlinie 2000/60/EG für den deutschen Teil der Flussgebietseinheit Elbe für den Zeitraum von 2022 bis 2027. Flussgebietsgemeinschaft Elbe, Magdeburg. Users/Besitzer/Downloads/Bewirtschaftungsplan\_FGG\_Elbe\_2021.pdf
- FUDA, K.M., B.M. SMITH, M.P. LESSER, B.J. LEGARE, A.R. BREIG, R.B. STACH & D.C. BERLINSKY, 2007: The effects of environmental factors on rainbow smelt *Osmerus mordax* embryos and larvae. Fish Biology 71, Issue 2, 539 – 549.
- FUSARO, A., A. DAVIDSON, K. ALAME, M. GAPPY, AND W. CONARD, 2015: *Osmerus eperlanus*. USGS Nonindigenous Aquatic Species Database, Gainesville, Florida, and NOAA Great Lakes Aquatic Nonindigenous Species Information System, Ann Arbor, Michigan. <https://nas.er.usgs.gov/queries/greatlakes/FactSheet.aspx?SpeciesID=63&Potential=Y&Type=2&HUCNumber=>
- HASENBEIN, M., KOMOROSKE, L.M., CONNON, R.E., GEIST, J., FANGUE, N.A., 2013: Turbidity and salinity affect feeding performance and physiological stress in the endangered delta smelt. Integr. Comp. Biol 53: 620–634. <https://doi.org/10.1093/icb/ict082>.
- HASENBEIN, M., FANGUE, N.A., GEIST, J., KOMOROSKE, L.M., TRUONG, J., MCPHERSON, R., & R.E. CONNON, 2016: Assessments at multiple levels of biological organization allow for an integrative determination of physiological tolerances toturbidity in an endangered fish species. Conserv. Physiol. <https://doi.org/10.1093/conphys/cow004>.

- HENNING, V., MENDEL, L-C. & E. TILSE, 2016: Flusseeeschwalben (*Sterna hirundo* L.) und Stinte (*Osmerus eperlanus* L.) in der Elbmündung – Die einzigartige Bestandsentwicklung und Nahrungsökologie der größten deutschen Flusseeeschwalbenkolonie. *Corax* 23, 87 – 113.
- HPA & WSD NORD (Hamburg Port Authority & Wasser- und Schifffahrtsdirektion Nord), 2008: Strombau- und Sedimentmanagementkonzept für die Tideelbe. [http://www.portaltideelbe.de/Allgemeine\\_Informationen/Publikationen/Datencontainer/H/SuSmanagementkTideelbe.pdf](http://www.portaltideelbe.de/Allgemeine_Informationen/Publikationen/Datencontainer/H/SuSmanagementkTideelbe.pdf)
- HORPPILA, J., LILJENDAHL-NURMINEN, A. & T. MALINEN, 2004: Effects of clay turbidity and light on the predator– prey interaction between smelts and chaoborids. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 61: 1862–1870 (2004).
- HUTCHINSON, P., 1983: The ecology of smelt, *Osmerus eperlanus*, from the River Thames and the River Cree. University of Edinburgh.
- IBP Elbe, 2012. Integrierter Bewirtschaftungsplan für das Elbeästuar. 256 S. [www.natura2000-unterelbe.de/plan-Der-Gesamtplan.php](http://www.natura2000-unterelbe.de/plan-Der-Gesamtplan.php)
- IFÖ (2017): Fischmonitoring gemäß der Wasserrechtlichen Erlaubnis für das Heizkraftwerk Moorburg. Abschlussbericht Phase 3.1 (01. März 2015 bis 28. Februar 2017). - Bericht im Auftrag der Vattenfall Heizkraftwerk Moorburg GmbH.
- IKSE – Internationale Kommission zum Schutz der Elbe, 2019: Ableitung eines Sedimentqualitätsindex der IKSE. Online: [https://www.ikse-mkol.org/fileadmin/media/user\\_upload/D/04\\_Themen/02\\_Gewasserguete/IKSE\\_SQI\\_300419.pdf](https://www.ikse-mkol.org/fileadmin/media/user_upload/D/04_Themen/02_Gewasserguete/IKSE_SQI_300419.pdf)
- ILLING, B, J. SEHL, & S. REISER, 2024: Turbidity effects on prey consumption and survival of larval European smelt (*Osmerus eperlanus*). *Aquatic Science*, 84:86. <https://doi.org/10.1007/s00027-024-01103-9>
- KAFEMANN, R., R. THIEL & A. SEPULVEDA, 1996: Die fischökologische Bedeutung der Nebenstromgewässer der Unterelbe. *Archiv f. Hydrobiologie*, 110, 199-214.
- KANGUR, A., P. KANGUR, K. KANGUR, & T. MÖLS, 2007: The role of temperature in the population dynamics of smelt *Osmerus eperlanus eperlanus* m. *spirinchus* Pallas in Lake Peipsi (Estonia/Russia). Pages 433-441 in R. Gulati, E. Lammens, N. Pauw, and E. Donk, editors. *Shallow lakes in a changing world*. Springer Netherlands, Dordrecht.
- KAUSCH, H., 1996: Die Elbe – ein immer wieder veränderter Fluss. - In LOZAN & KAUSCH: Warnsignale aus Flüssen und Ästuaren, 43-52. Parey Buchverlag Berlin.
- KESKINEN, T., LILJA, J., HÖGMANDER, P., HOLMES, J., KARJALAINEN, J. & T. MARJOMÄKI, 2012: collapse and recovery of the european smelt (*Osmeruseperlanus*) population in a small boreal lake — an early warning of the consequences of climate change. [www.researchgate.net/publication/236942829\\_Collapse\\_and\\_recovery\\_of\\_the\\_European\\_smelt\\_Osmerus\\_eperlanus\\_population](http://www.researchgate.net/publication/236942829_Collapse_and_recovery_of_the_European_smelt_Osmerus_eperlanus_population)
- KIfL – Kieler Institut für Landschaftsökologie -, 2010: Integrierter Bewirtschaftungsplan Elbeästuar - Teilgebiet Hamburg und Schleswig-Holstein. Schleswig-Holstein, Hamburg.
- KIMMERER, W.J., 2002: Physical, Biological, and Management Responses to Variable Freshwater Flow into the San Francisco Estuary. *Estuaries* Vol. 25, No. 6B, p. 1275–1290

- KÖHLER, A., 1981: Fluktuationen der Fischfauna im Elbeästuar als ein Indikator für ein gestörtes Ökosystem. Helgoländer Meeresunters. 34, 263 – 285.
- KOTTELAT, M. & J. FREYHOF, 2007: Handbook of European freshwater fishes. Kottelat, Cornol, Switzerland and Freyhof, Berlin, Germany.
- KRIEG, H.-J., 2010: Literaturstudie zu den Auswirkungen von Kühlwasserentnahme und –einleitung auf das aquatische Milieu des Elbeästuars - unter besonderer Berücksichtigung von Biomasseschädigungen des Phytoplanktons, des Zooplanktons und der Fischeier und Fischlarven sowie die Folgen auf den Sauerstoffhaushalt. AG: KOR-TEL FHH NI, SH – FH Hamburg/BSU, WG Elbe.
- LILLELUND, K., 1961: Untersuchungen über die Biologie und Populationsdynamik des Stintes. Archiv für Fischereiwissenschaft 12, Beiheft: 1-128.
- LOZAN, J.L., C. KÖHLER, H.-J. Scheffel & H. STEIN, 1996: Gefährdung der Fischfauna der Flüsse Donau, Elbe, Rhein und Weser. Warnsignale aus Flüssen und Ästuaren, Hrsg.: Lozan & Kausch, Parey Verlag, 217-227.
- LUCAS, M. & E. BARAS, 2001: Migration of Freshwater Fishes. Smelts, S. 186. Blackwell Science
- MAGATH, V. & R. THIEL, 2013: Stock recovery, spawning period and spawning area expansion of the twaite shad *Alosa fallax* in the Elbe estuary, southern North Sea. - Endangered Species Research Vol. 20: 109-119.
- MATTHIESEN, L. A., 2019: Abundanzen, Wachstum und Nahrungsökologie von Stintlarven in der Tide Elbe. Masterarbeit, Universität Hamburg, 90 S.
- MATTHIESEN, L. & R. THIEL, 2019: Growth rate and hatch date distribution of European Smelt (*Osmerus eperlanus* L.) larvae in the Elbe estuary estimated by otolith microstructure analysis. Hamburg, Swimway Wadden Sea Conference 2019, Poster Universität Hamburg.
- MIALET, B., AZÉMAR, F., SOSSOU, C. & MARIS, T., 2010: Spatial spring distribution of the copepod *Eurytemora affinis* (Copepoda, Calanoida) in a restoring estuary, the Scheldt (Belgium). Estuarine Coastal and Shelf Science 88(1): 116-124.
- MÖLLER, H., 1983: A survey of fish stocks of the lower Elbe River. CM 1983 / E: 48, Marine Environmental Quality Committee. Ref: anadromous and catadromous fish Committee.
- MÖLLER, H., 1988: Fischbestände und Fischkrankheiten in der Unterelbe 1984 – 1986. AG: ARGE Elbe, ISBN 3-923890-06-0.
- MÖLLER, H. & U. SCHOLZ, 1991: Avoidance of oxygen-poor zones by fish in the Elbe River. – Journal of Applied Ichthyology 7: 176-182
- MÖLLER, H., 1991: Der Zustand der Fischfauna der Elbe. - Fischökologie 4: 23-44.
- van NEER, A., NACHTSHEIM, D., SIEBERT, U. & T. TAUPP, 2023: Movements and spatial usage of harbour seals in the Elbe estuary in Germany Scientific reports 13:6630. [HTTPS:// DOI. ORG/ 10. 1038/ S41598- 023- 33594-1](https://doi.org/10.1038/s41598-023-33594-1)
- NELLEN, W. & D. SCHNACK, 1975: Sampling problems and methods of fish eggs and larvae investigation with special reference to inland waters. EIFAC-Techn. Papers 23, Suppl. 1, Vol. 2, 538-551.

- NETZBAND, A., 2007: Sediment Management: An essential element of River Basin Management Plans. Report on the SedNet Round Table Discussion; Venice, 22-23 Nov. 2006.
- OESMANN, S. UND PEZENBURG, M., 2007: Vorhaben Kraftwerke Brunsbüttel und Stade-Bützfleth. Teilbeitrag Fischlarven. Electrabel Deutschland AG, 28 S.
- OESMANN, S., 2023: Die Laich- und Aufwuchsbedingungen des Stints im limnischen Bereich der Tideelbe 2021 – 2025. Zwischenbericht zum Forschungsprojekt. Auftraggeber: Freie und Hansestadt Hamburg, Behörde für Umwelt, Klima, Energie und Agrarwirtschaft, Oberste Fischereibehörde. Sachstand des Untersuchungsjahres 2022
- OESMANN, S., 2024: Die Laich- und Aufwuchsbedingungen des Stints im limnischen Bereich der Tideelbe 2021 – 2025. Zwischenbericht zum Forschungsprojekt. Auftraggeber: Freie und Hansestadt Hamburg, Behörde für Umwelt, Klima, Energie und Agrarwirtschaft, Oberste Fischereibehörde. Sachstand des Untersuchungsjahres 2023
- PASPARAKIS C., LOHROFF, T., BIEFEL, F., COCHERELL, D.E., CARSON, E.W., HUNG, T.C., CONNOR, R.E., FANGUE, N.A. & AND A. TODGHAM, 2023: Effects of turbidity, temperature and predation cue on the stress response of juvenile delta smelt. *Conservation Physiology*, Vol. 11, 16 p.
- ORTEGA, J.C.G, FIGUEIREDO, B.R.S, GRAÇA, W.J., AGOSTINHO, A.A. & L.M. BINI, 2020: Negative effect of turbidity on prey capture for both visual and non-visual aquatic predators. *J Anim Ecol* 89:2427–2439. <https://doi.org/10.1111/1365-2656.13329>
- SCHEFFEL, H. J., 1988: Untersuchungen zum Jungfischaufkommen in der Bremer Unterweser. Unveröffentlicht.
- SCHEFFEL, H. J., 1989: Bestimmungsschlüssel für Fischlarven in der Unterweser. Diplomarbeit Universität Bremen.
- SCHUCHARDT, B. & J. SCHOLLE, 2017: Estuaries. In: Wadden Sea Quality Status Report 2017. Eds.: Kloepper S. et al., Common Wadden Sea Secretariat, Wilhelmshaven, Germany. Last updated 21.12.2017. [www.qsr.waddensea-worldheritage.org/reports/estuaries](http://www.qsr.waddensea-worldheritage.org/reports/estuaries)
- SCHULZE, S., 2005: Untersuchungen über den Laichfischbestand und die Reproduktion der Finte (*Alosa fallax fallax*, Lacapède, 1803) in der Unterweser. - Diplomarbeit Universität Bremen: 93 S.
- SCHWAIGER, J. & H. FERLING, 2014: Estrogen wirksame Stoffe in den Gewässern – eine Bedrohung für Fische? Gemeinschaftstagung der European Association of Fish Pathologists. Starnberg, 8.-11.10.2014: Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft (Hrsg.).
- SEPÚLVEDA A., 1994: Daily growth increments in the otoliths of European Smelt *Osmerus eperlanus* larvae. *Marine Ecology Progress Series* 108 (1): 33-42
- SEPÚLVEDA, A., R. THIEL & W. NELLEN, 1993: Distribution patterns and production of early life stages of European smelt, *Osmerus eperlanus*, from the Elbe River. - ICES Statutory Meeting 1993. C.M. /M: 39.
- SHPILEV, H., E. OJAVEER & A. LANKOV, 2005: Smelt (*Osmerus eperlanus* L.) in the Baltic Sea. *Proceedings of the Estonian Academy of Science, Biology and Ecology* 54:230-241.

- SUMMER, L., 2015: As Delta Smelt Nears Extinction, New Concerns Emerge Over Dredging. [www.kqed.org/science/30191](http://www.kqed.org/science/30191).
- TAUPP, T. & GAUGER, M.F.W., 2023: Passiv-akustisches Monitoring von Schweinswalen in Elbe, Ems und Weser von 2019 bis 2022. Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz. 57 Seiten. BfG-Bericht 2168. DOI: 10.5675/BfG-2168.
- THIEL R., 2001: Spatial gradients of food consumption and production of juvenile fish in the lower River Elbe. *Large Rivers*: 441-462
- THIEL, R. & PEZENBURG, M., 2001: Einfluss gewässerbaulicher Maßnahmen auf die Funktion des Mühlenberger Lochs als Laich- und Aufwuchsgebiet für Fische. – Gutachten im Auftrag der Umweltbehörde Hamburg, 96 S.
- THIEL, R. & R. THIEL, 2015: Atlas der Fische und Neunaugen Hamburgs. Hrsg. Freie und Hansestadt Hamburg
- THIEL, R., A. SEPULVEDA, R. KAFEMANN & W. NELLEN, 1995: Environmental factors as forces structuring the fish community of the Elbe estuary. *Journal of Fish Biology*, 46, 47 – 69.
- THIEL, R., H. CABRAL & M.J. COSTA, 2003: Composition, temporal changes and ecological guild classification of the ichthyofauna of large European estuaries - a comparison between the Tagus (Portugal) and the Elbe (Germany). *J. Appl. Ichthyol./ Z. Angew. Ichthyol.*, Vol. 19 (Spec. Iss.), no. 5, pp. 330-342.
- TURNPENNY, A.W.H., CLOUGH, S.C., HOLDEN, S.D.J., BRIDGES, M., BIRD, H., O'KEEFFE, N., JOHNSON, D., EDMONDS, M. & C. HINKS, 2004: Thames Tideway Strategy: experimental studies on the dissolved oxygen requirements of fish. Babtie Aquatic Contractors report to the Thames Tideway Strategy Group, Report No. FCR 374/04, April 2004
- TURNPENNY, A.W.H., J. COUGHLAN & K. LINEY, 2006: Review of Temperature and Dissolved Oxygen Effects on Fish in Transitional Waters. Jacobs Babtie report, client: Environment Agency (NEECA 2), London.
- UBA – Umweltbundesamt - 2018: Antibiotika und Antibiotikaresistenzen in der Umwelt. Hintergrund, Herausforderungen und Handlungsoptionen.- Hintergrundbericht Oktober 2018.
- VORBERG, R., 2018: Monitoring der Fische im schleswig-holsteinischen Wattenmeer. Untersuchungen zum Vorkommen und zur Verteilung der Fische in der Meldorfer Bucht und im Hörnum Tief. Jahresbericht 2018. – Im Auftrag der Nationalparkverwaltung – LKN Schleswig Holstein. 46. S.
- WETZEL, A., WAHRENDORF, D & P. VON DER OHE, 2013: Sediment Pollution in the Elbe estuary and its potential toxicity at different trophic levels. *Science of the Total Environment* 449 (2013), 199-207.
- WISNIEWSKA, D.M., JOHNSON, M., TEILMANN, J., ROJANO-DONATE, L., SHEARER, J., SVEEGAARD, S., MILLER, L.A., SIEBERT, U. & P.T. MADSEN: Ultra-high foraging rates of Harbour Porpoises make them vulnerable to anthropogenic disturbance. *Current Biology* 26, 1441-1446.

# Anhang

## Rahmenbedingungen

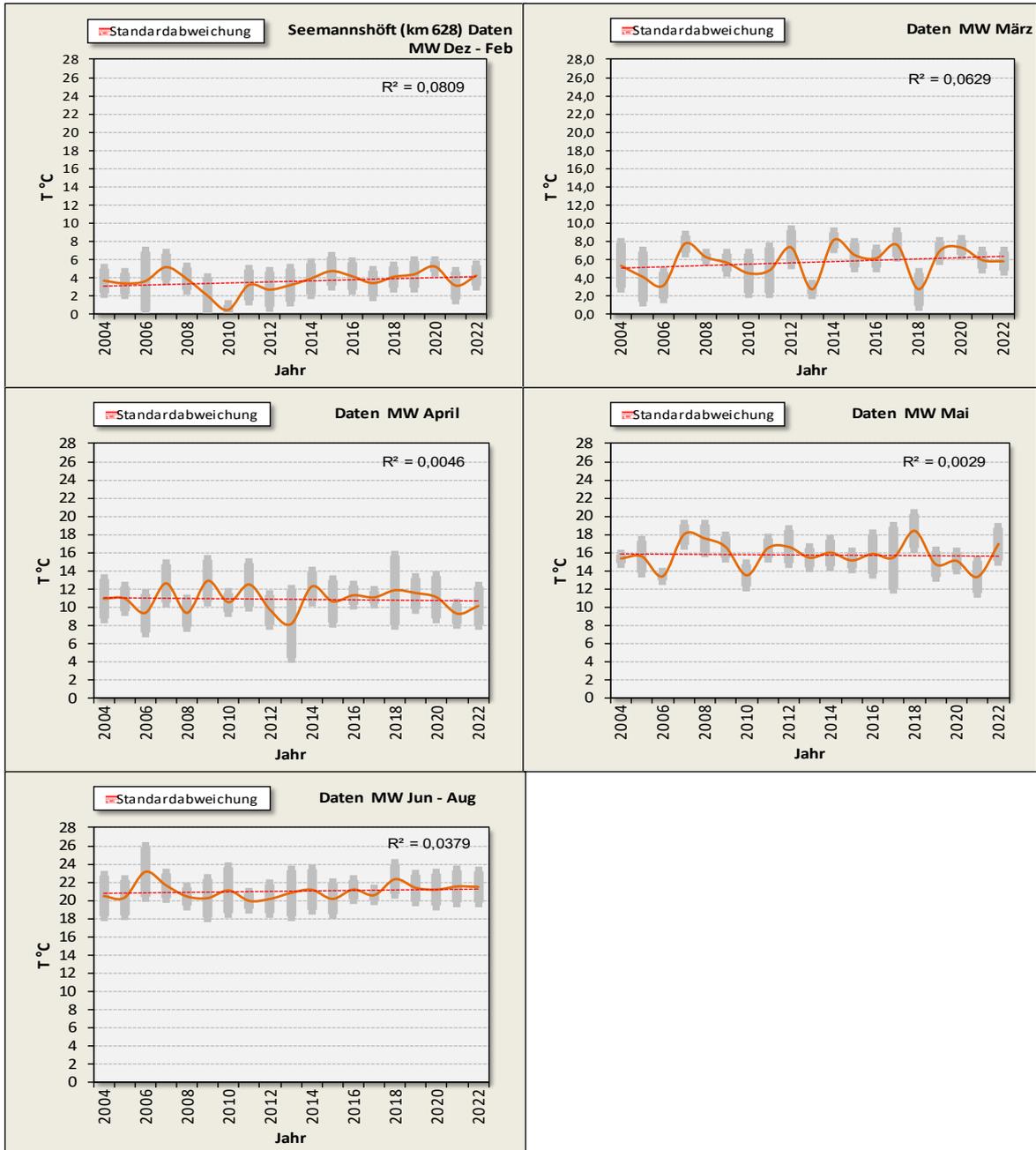


Abb. 39: Entwicklung der Wassertemperaturen im Zeitraum 2000 – 2023 in der Tideelbe, differenziert für verschiedene saisonale Zeiträume. Daten Messstation Seemannshöft km 628. WT = Wassertemperatur. Datenquelle Inst. f. Hygiene & Umwelt HH.

**Informationen zum Stint adult (OWK Hafen & OWK T1)**

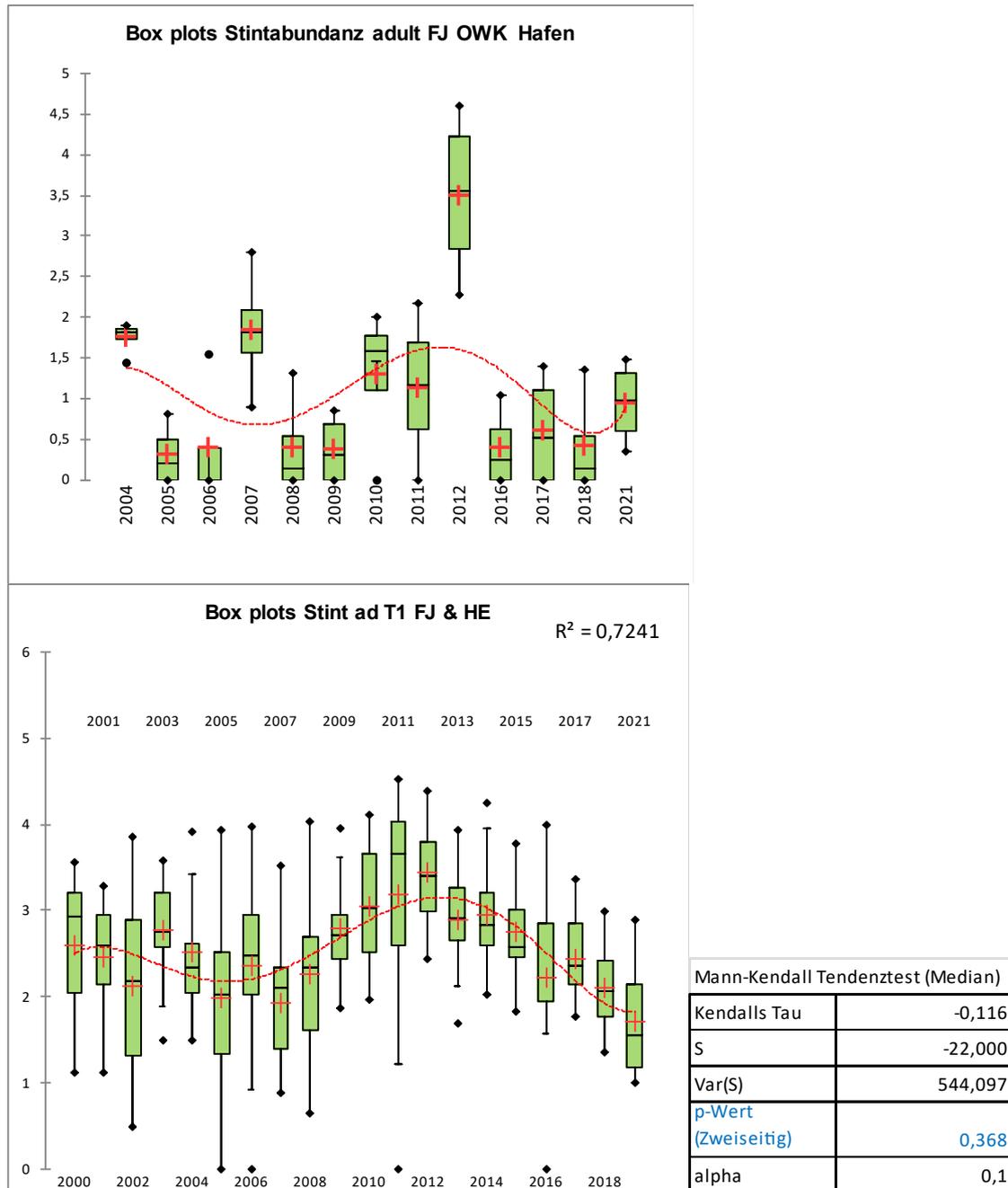


Abb. 40: Box & Whisker Plots: Fangzahl adulter Stint (log Ind./100 m<sup>3</sup>/a) im OWK Hafen (oben) und Übergangsgewässer (OWK T1, unten) im Zeitraum 2000 – 2018 & 2021. Datenquelle: WRRL-Fintenmonitoring WSA Elbe-Nordsee. **OWK Hafen:** Tendenziell höhere Fangzahlen im Frühjahr 2021 im Vergleich zum Frühjahr 2018. **OWK T1:** keine Trendumkehr erkennbar (Frühjahr & Herbstdaten berücksichtigt), insgesamt aber kein signifikant negativer Trend im OWK T1 (s. Tabelle p>0.1).

## Informationen zum Stint subadult (OWK Hafen &amp; OWK T1)

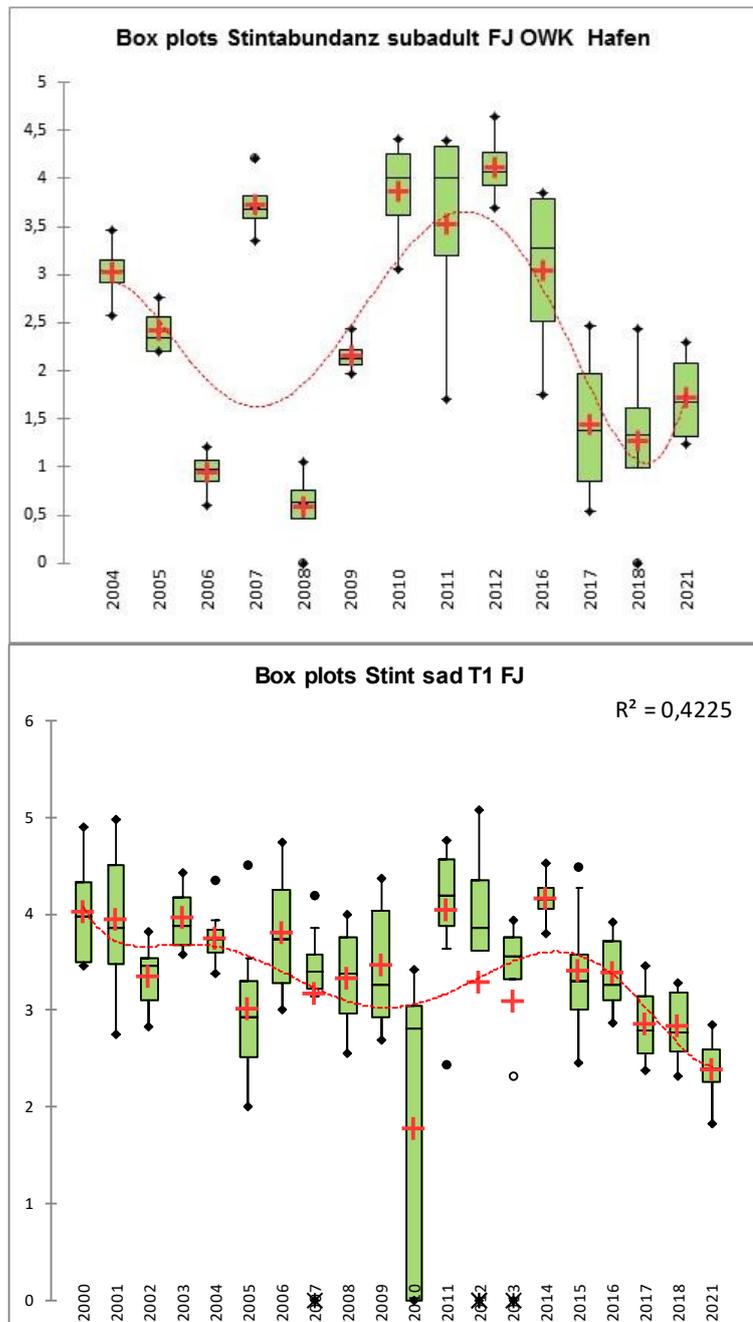


Abb. 41: Box & Whisker Plots: Fangzahl subadulter Stint (log Ind./100 m<sup>3</sup>/a) im Übergangsgewässer (OWK T, unten) sowie im OWK Hafen (Bild oben) im Zeitraum 2000 – 2018 & 2021. Datenquelle: WRRL-Fintenmonitoring WSA Elbe-Nordsee. **OWK Hafen:** Tendenziell höhere Fangzahlen im Frühjahr 2021 im Vergleich zum Herbst 2018. **OWK T1:** keine Trendumkehr erkennbar.

Für den OWK Ost wurde für diese AG kein deutlicher Hinweis auf einen zeitlich gerichteten Trend ermittelt (auf eine grafische Darstellung wurde hier verzichtet).

## Informationen zum Stint juvenil (OWK T1 &amp; OWK Ost)

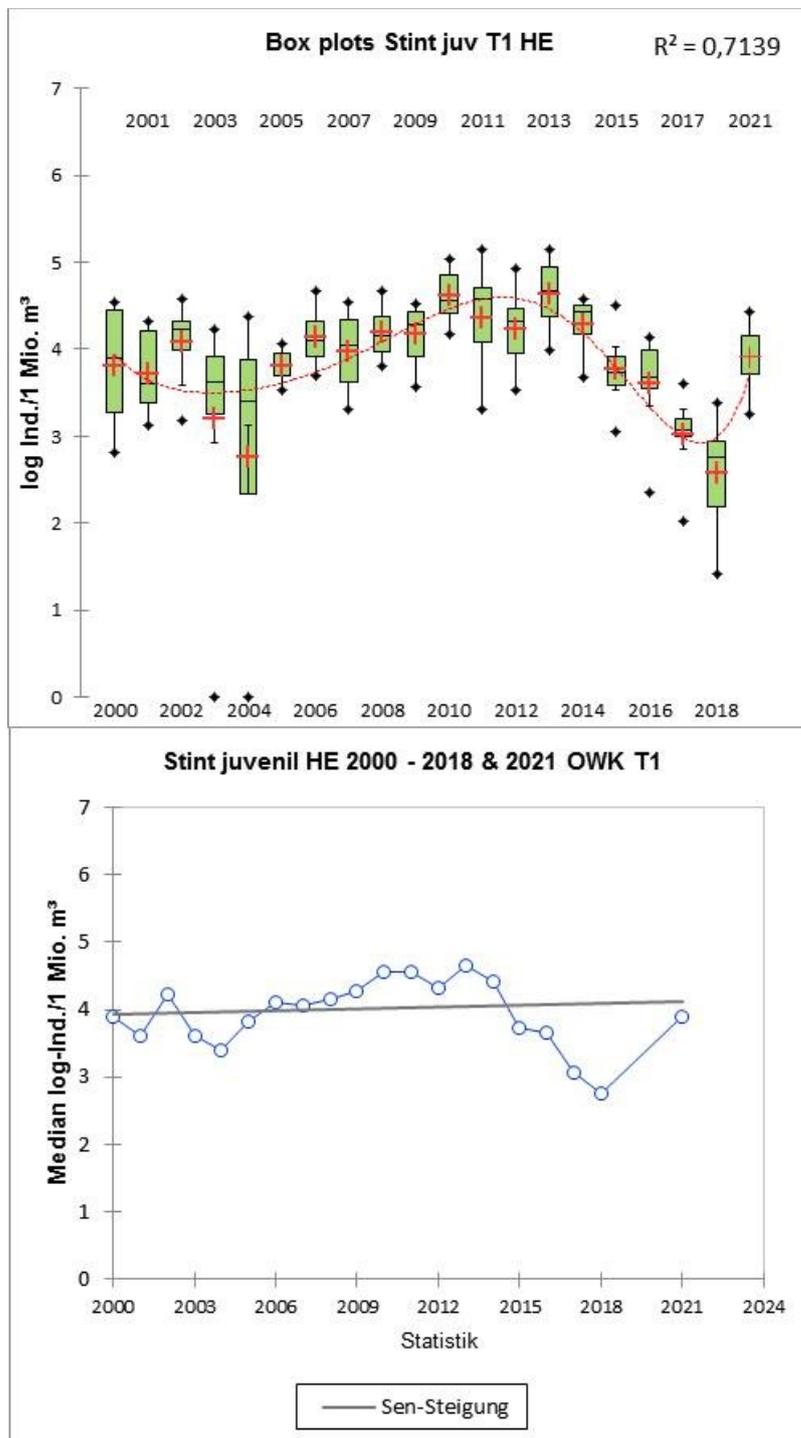


Abb. 42: Box & Whisker Plots (oben): Fangzahl juveniler Stint (log Ind./100 m<sup>3</sup>/a) im Übergangsgewässer (OWK T1) im Zeitraum 2000 – 2018 & 2021. Ergebnisse der Trendanalyse (Mann Kendall) auf Grundlage der Mediane der Untersuchungsjahre (Herbst)

Datenquelle: WRRL-Fintenmonitoring WSA Elbe-Nordsee.

**OWK T1:** Deutlich höhere Fangzahlen im Herbst 2021 im Vergleich zum Herbst 2018.

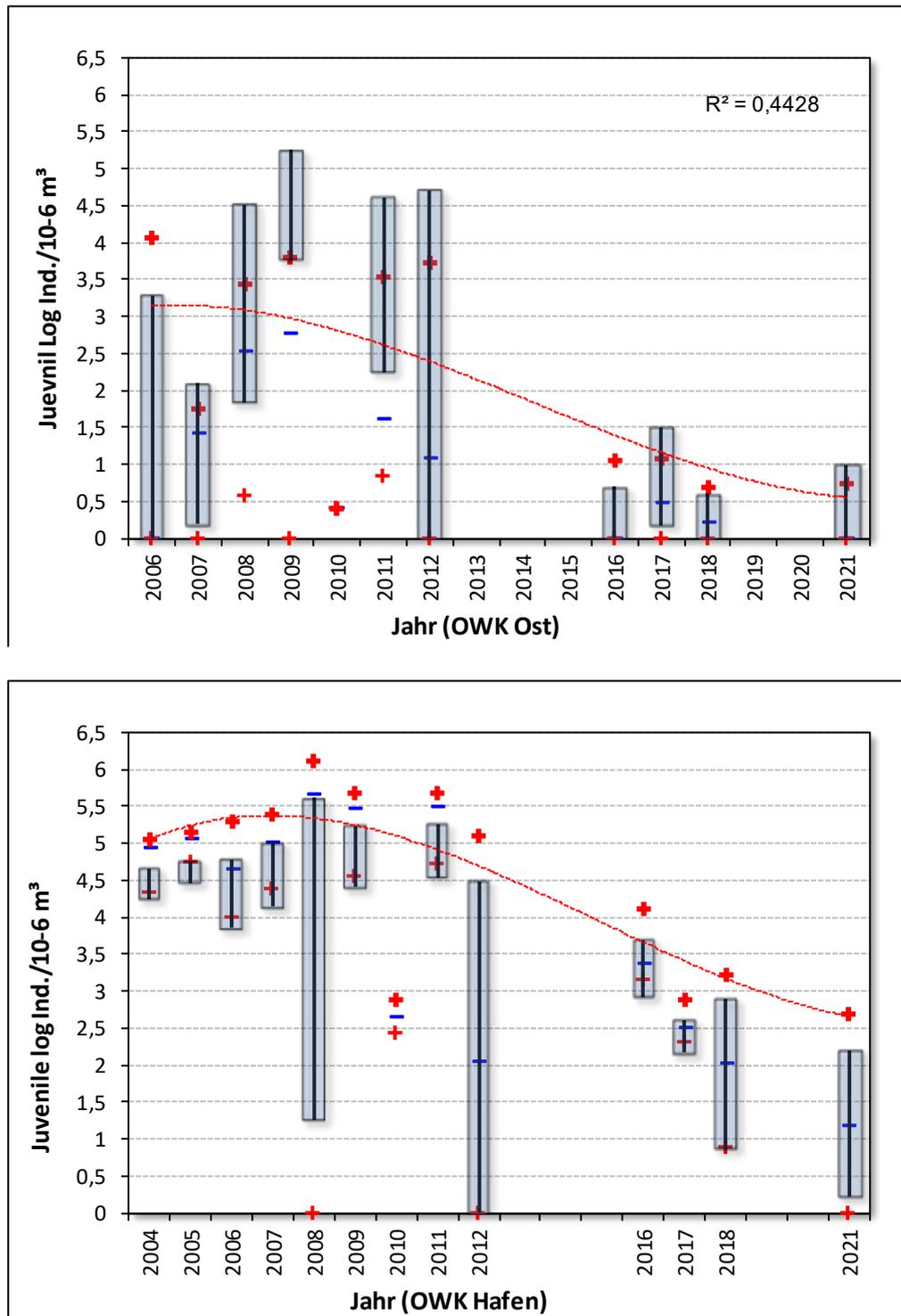


Abb. 43: Box & Whisker Plots: Fangzahl juveniler Stint (log Ind./100 m³/a) in den OWK Ost (oben) und OWK Hafen (unten) im Zeitraum 2000 – 2018 & 2021.  
 Datenquelle: WRRL-Fintenmonitoring FGG Elbe.  
**OWK Ost:** Geringe Unterschiede im Herbst 2021 im Vergleich zum Herbst 2018. Hier ist keine Trendumkehr zu verzeichnen. Datenquelle Inst. f. Hygiene & Umwelt HH.

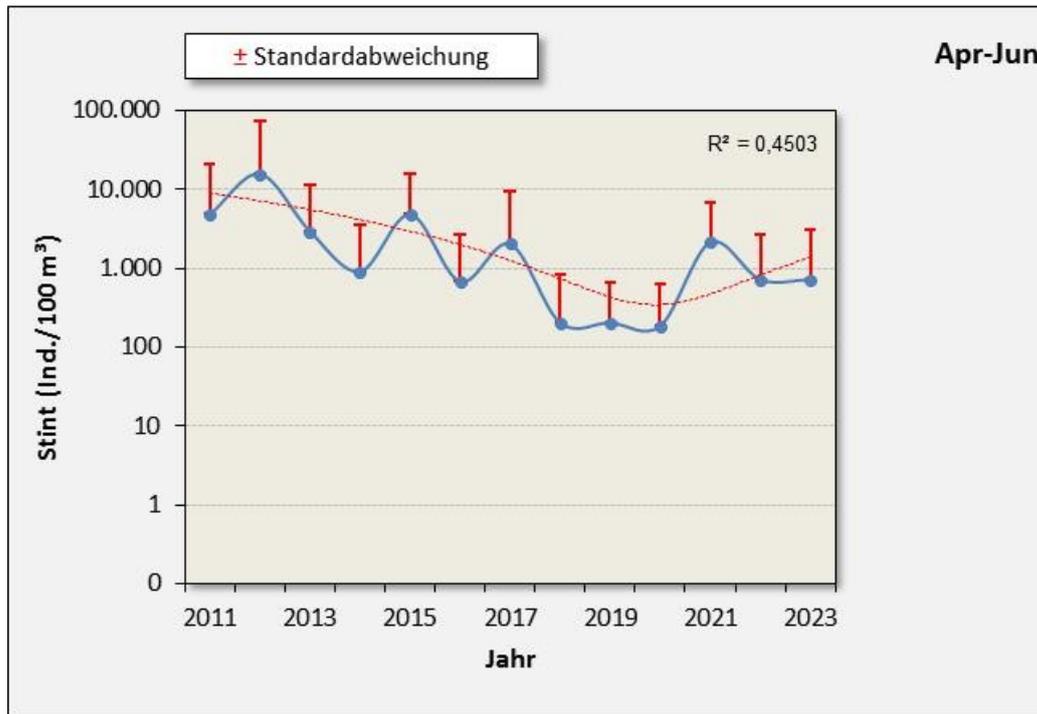
**Informationen zu Stintlarven**

Abb. 44: Mittlere Stintlarvendichte (Ind./100 m<sup>3</sup>/a) bei km 643 (Quertransekt, QT) im Zeitraum 2011 – 2018. Daten: Mitte April – Anfang Juni. Quelle: WRRL-Fintenmonitoring WSA Elbe-Nordsee / BIOCONSULT.

Abb. 45 zeigt ergänzend eine Detailbetrachtung auf der Grundlage der Larvendichte für zwei Dreijahres-Zeiträume, die sich auf die Phase niedriger Anzahlen und den darauf folgenden, aktuell betrachteten Zeitraum mit einem Wiederanstieg der Stintlarvendichte beziehen (Daten aggregiert: 2018 – 2020 & 2021 – 2023).

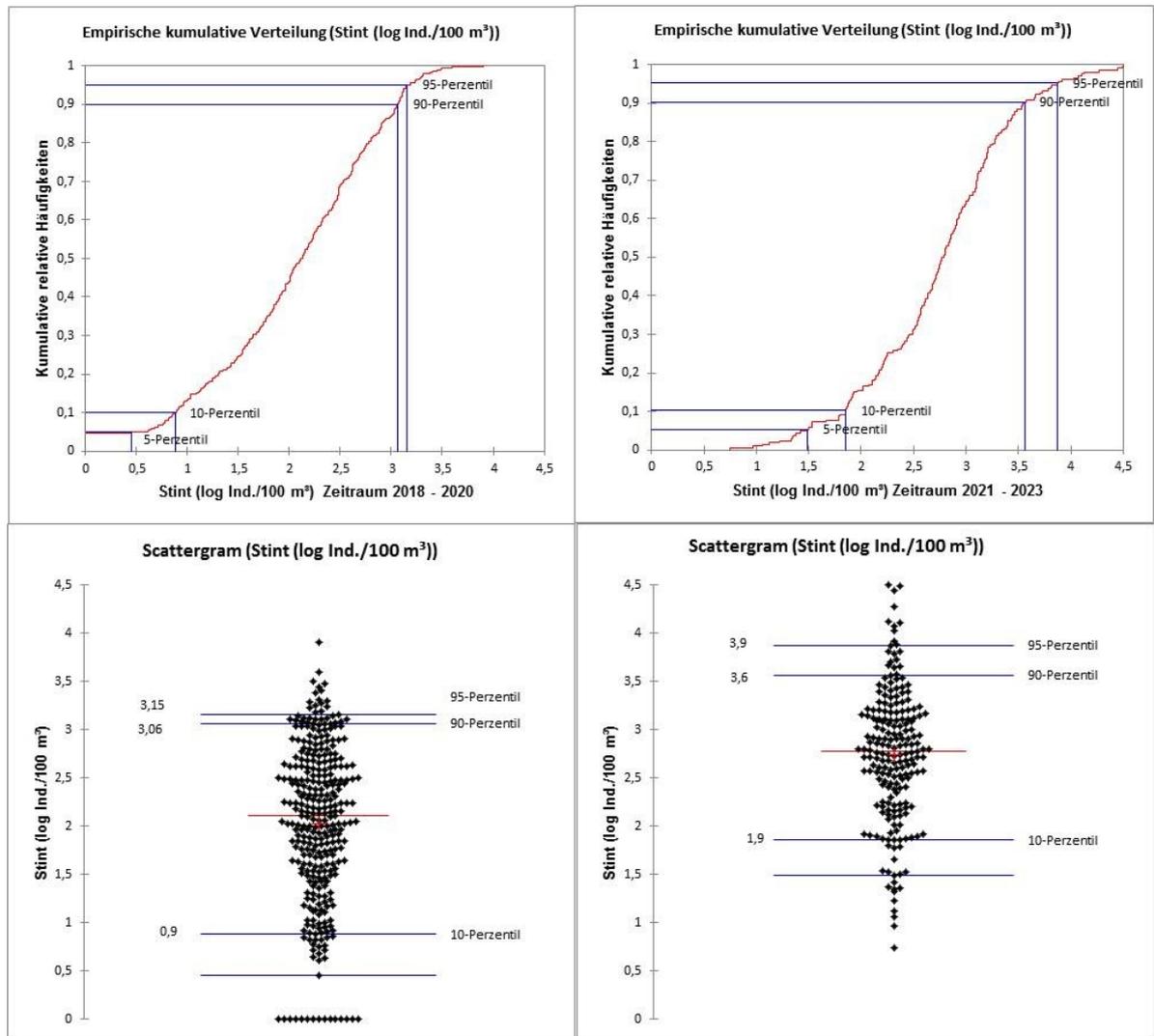


Abb. 45: Kumulative Anordnung (oben) und Abundanzverteilung auf Holebene (unten) der Stint-Larvenfänge (log Ind./100 m³) im OWK West; differenziert für die Zeiträume 2018 – 2020 (Bilder links: Allzeitminima) und 2021 – 2023 (Bilder rechts: signifikanter Anstieg). Abundanzdaten log-transformiert. Roter Querstrich: Median der Larvendichte in den Vergleichszeiträumen. Daten: Fintenmonitoring WSA Elbe-Nordsee/ BioConsult. O auf der x-Achse.

## Informationen zu abiotischen Rahmenbedingungen

### Wassertemperatur

Tab. 9: Wassertemperatur Jahresmittel differenziert für verschiedene saisonale Zeiträume, Messstation Seemannshöft km 628 Tideelbe, Daten 2000 – 2022; Tagesmittel. Datenquelle Inst. f. Hygiene & Umwelt HH.

Messstation Seemannshöft km 628 (Mittelwerte °C)				
Jahr	Dez. - Feb.	Mrz. - Apr.	Mai	Jun. - Aug.
2000	5,1	8,8	19,6	19,8
2001	3,5	6,9	16,9	20,6
2002	3,4	8,2	16,5	21,0
2003	3,2	7,6	16,8	22,4
2004	3,7	8,5	15,4	20,5
2005	3,4	7,6	15,6	20,3
2006	3,6	6,1	13,4	23,1
2007	5,2	10,0	18,0	21,7
2008	3,9	7,8	17,6	20,4
2009	2,1	10,1	16,6	20,3
2010	0,5	7,7	13,5	21,1
2011	3,2	7,3	16,5	19,9
2012	2,7	8,5	16,6	20,2
2013	3,2	5,4	15,4	20,8
2014	3,9	10,3	16,0	21,2
2015	4,7	8,5	15,1	20,2
2016	4,2	8,7	15,9	21,2
2017	3,4	9,3	15,5	20,6
2018	4,1	7,2	18,4	22,3
2019	4,4	9,3	14,7	21,4
2020	5,2	9,2	15,1	21,2
2021	3,1	7,6	13,4	21,5
2022	4,3	8,1	17,0	21,5

Tab. 10: Wassertemperatur Jahresmittel differenziert für verschiedene saisonale Zeiträume, Messstation Grauer Ort km 628 Tideelbe. Datenquelle NLWKN Stade.

Messstation Grauer Ort km 660 (Mittelwerte °C)				
Jahr	Dez. - Feb.	Mrz. - Apr.	Mai	Jun. - Aug.
2000	5,7	9,1	18,9	19,4
2001	3,6	6,4	16,1	20,5
2002	4,3	8,4	16,0	20,8
2003	3,3	7,6	16,1	22,0
2004	3,6	7,5	14,7	19,4
2005	3,4	7,0	14,7	19,7
2006	3,9	5,6	15,6	21,4
2007	4,8	9,4	16,4	20,2
2008	3,8	7,4	17,0	20,0
2009	2,2	8,8	15,7	19,7
2010	0,3	7,0	12,9	20,7
2011	2,9	7,7	15,6	19,2
2012	2,8	7,8	15,2	19,3
2013	3,3	4,9	15,2	20,9
2014	3,9	9,6	15,8	20,7
2015	4,8	8,0	14,3	19,8
2016	4,2	8,1	14,9	20,7
2017	3,2	8,9	14,4	20,2
2018	4,2	6,6	17,7	21,7
Tendenz 2000 - 2017	graduell rückläufig	keine	graduell rückläufig	keine

## Sauerstoff

### Bunthaus (OWK Ost)

In der jüngeren Vergangenheit traten an der MS Bunthaus wurden im Juni 2022 pessimale Werte zwischen 1,1 mg/l und 3 mg/l auf. Werte zwischen 3 mg/l - 4 mg/l traten in den Sommermonaten (Juni – Juli) auch in den Jahren 2019, 2020, 2022 & 2023 auf. Es ist aber wahrscheinlich, dass sich ungünstige Sauerstoffbedingungen im Sommer nicht auf Stinteier und Larven, da diese Entwicklungsstadien nur im Frühjahr oberhalb von Hamburg präsent sind. Aktuelle Sauerstoffdaten aus dem Zeitraum 2019 – 2023 der Messstation Blankenese für die Monate März bis April stehen nicht und für Mai nur unvollständig zur Verfügung. Die vorhandenen Messdaten aus dem Mai zeigen für den genannten Zeitraum allerdings noch keine für die Stinte ungünstigen Sauerstoffbedingungen (Min: 6,5 mg/l im Jahr 2020 Max: 13,3 mg/l im Jahr 2022). Diese sind im Zeitraum 2019 – 2023 ,wie oben dargestellt, erst im Verlauf des Frühsommers/Sommers auf.

Das generell Stinte in nennenswerter Anzahl auch im Sommer im OWK Ost auftreten, ist nicht zu vermuten; für diesen Zeitraum liegen uns allerdings keine Fangdaten vor.

## Seemannshöft (OWK Hafen)

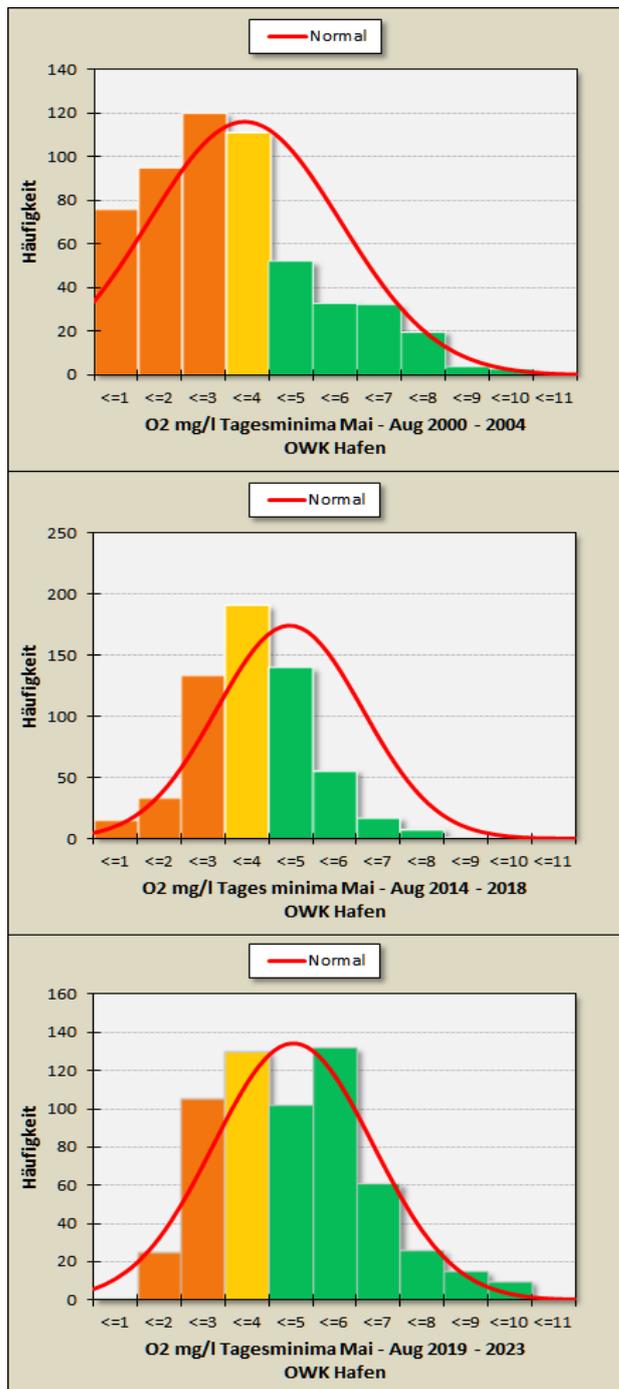


Abb. 46: Häufigkeit verschiedener Sauerstoffgehalte (bezogen auf Tagesminima) im Sommer verschiedener Jahresintervalle im OWK Hafen (Datenquelle: *dbe\_gast\_2024510\_14615910 MS Seemannshöft km 628*). Datenquelle Inst. f. Hygiene & Umwelt HH, FGG Elbe.

In allen hier dargestellten Zeiträumen traten im OWK Hafen im Sommer ausgeprägte O<sub>2</sub>-Defizite auf (Abb. 47). Im Zeitraum 2000 – 2004 (fokussiert auf Sommermonate) war der Anteil von Werten <4 mg/l mit ca. 74% am höchsten. Im aktuellen Zeitraum 2019 – 2023 lag die Häufigkeit solcher Werte mit 43% niedriger.

### Blankenese (OWK west)

Die Daten der weiter stromab befindlichen Messstation Blankenese (km 636; OWK West) zeigen für das Frühjahr 2019 – 2022 keine auffällige Sauerstoffdefizite in den Monaten April & Mai. Alle Werte liegen  $>4$  mg/l; allerdings deutet sich eine tendenzielle Abnahme der Sauerstoffgehalte von 2019 – 2022 an (Abb. 47 oben).

In den Folgemonaten haben sich dann O<sub>2</sub>-Defizite ausgebildet, die unabhängig vom Jahr zwischen  $<4$  mg/l und z.T. auch  $<2$  mg/l lagen (Abb. 47 unten).

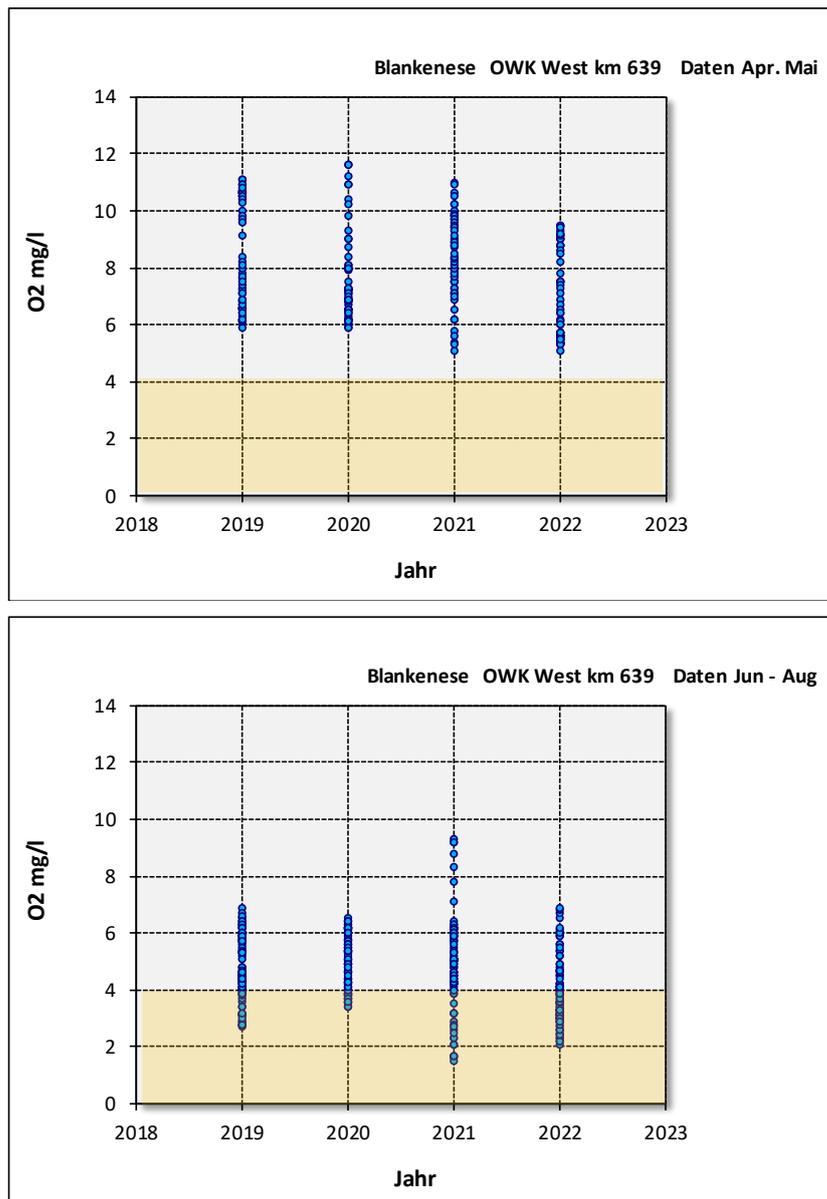


Abb. 47: Sauerstoffgehalte im Tideelbeabschnitt unterhalb Hamburgs in den Jahren 2000 – 2023 (differenziert für verschiedenen Zeiträume Daten: Messstation Blankenese km 636, Tagesmittel. Für das Jahr 2023 stehen keine Daten für die hier dargestellten Monate zur Verfügung. Datenquelle Inst. f. Hygiene & Umwelt HH.

Abb. 48: Sauerstoffgehalte im Übergangsgewässer der Tideelbe in den Jahren 2000 – 2017 differenziert für verschiedene Zeiträume Daten: Messstation Grauer Ort km 660, Tagesminimum (kontinuierliche Messungen).

**Trübung**

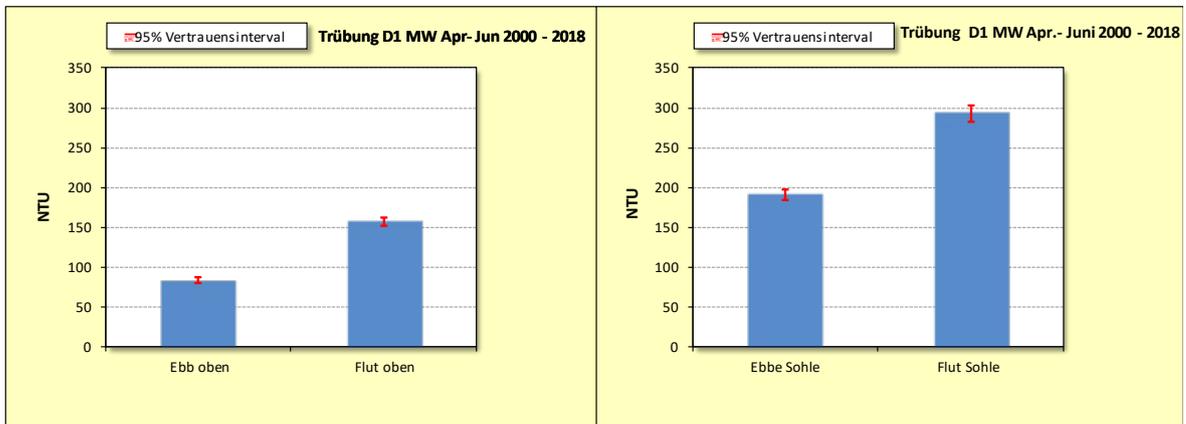


Abb. 49: Mittlere Trübungswerte (2000 – 2018) im saisonalen Zeitraum April – Juni nach Tidephasen und vertikaler Probeentnahme differenziert (Bild links: oberflächennahen Daten, Bild rechts: sohlennahe Daten). Datenquelle WSA Elbe-Nordsee.

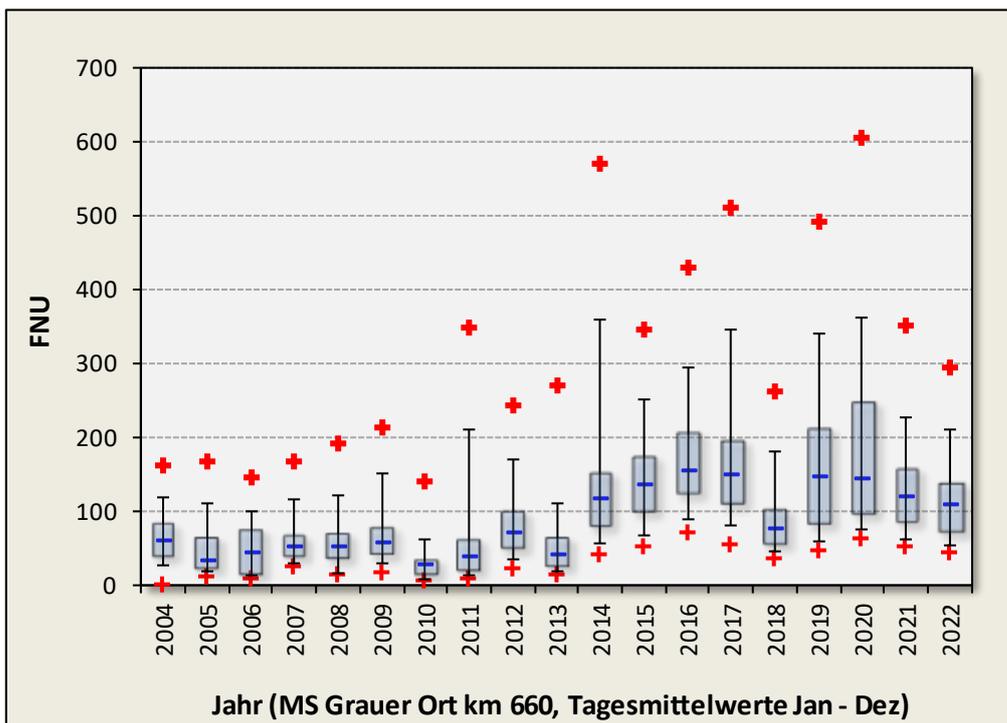


Abb. 50: Entwicklung der Trübungswerte im Übergangsgewässer der Elbe (km 660) im Zeitraum 2004 – 2022. Daten Messstation Grauer Ort, Tagesmittel; (Gesamtprobe kontinuierliche Messungen). Datenquelle: NLWKN Stade.

**Unterhaltung**

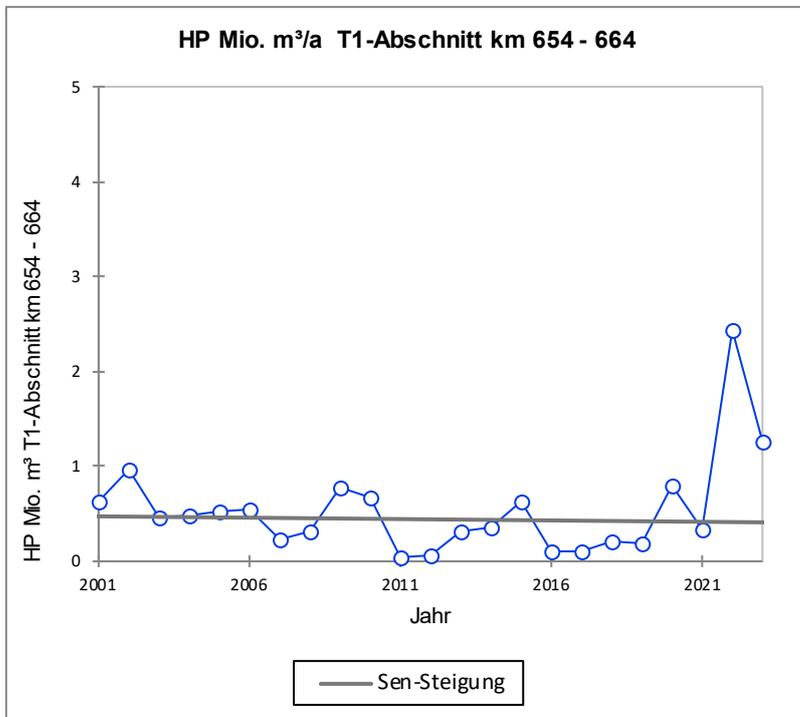


Abb. 51: Unterhaltungsarbeiten (Wasserbedarf in Mio. m³/a ) im Zeitraum 2001 – 202. Beispiel Elbabschnitt El-km 654 – km 664. Quelle: Auswertung bis 2023: Hopper-Elbe 2018-2023 ...& T1 , NLWKN Stade.

Tab. 11: Hopperbaggermengen im Übergangsgewässer im Teilabschnitt km 654 – km 664 (ab 2001 – 2023) sowie im gesamten Übergangsgewässer (ab 2018 - 2023) und WI-Wasserbedarf von im Elbeabschnitt km 659 – km 748. Quelle: WSA Elbe-Nordsee.

Jahr	Hopper Mio m <sup>3</sup> / a	Bereich
2001	0,62	nur km 654 -664
2002	0,96	nur km 654 -664
2003	0,46	nur km 654 -664
2004	0,48	nur km 654 -664
2005	0,52	nur km 654 -664
2006	0,55	nur km 654 -664
2007	0,22	nur km 654 -664
2008	0,30	nur km 654 -664
2009	0,78	nur km 654 -664
2010	0,67	nur km 654 -664
2011	0,03	nur km 654 -664
2012	0,05	nur km 654 -664
2013	0,32	nur km 654 -664
2014	0,36	nur km 654 -664
2015	0,63	nur km 654 -664
2016	0,10	nur km 654 -664
2017	0,09	nur km 654 -664
2018	0,21	nur km 654 -664
2019	0,18	nur km 654 -664
2020	0,80	nur km 654 -664
2021	0,34	nur km 654 -664
2022	2,43	nur km 654 -664
2023	1,26	nur km 654 -664
2018	9,71	gesamt T1
2019	6,93	gesamt T1
2020	7,36	gesamt T1
2021	13,19	gesamt T1
2022	19,37	gesamt T1
2023	15,55	gesamt T1

**Anlage 1: Laborversuche zu den Wirkungen unterschiedlicher Schwebstoffkonzentrationen auf Eier und Larven**

**Anlage 2: Erfassung von Stintlarven und Jungtieren in den Hafenbecken**

**Anlage 3: Auswirkung von Kühlwasserentnahmen aus der Tideelbe auf die Fischfauna**