

Marine Growth Prevention System Wilhelmshaven

– Entstehung, Ausbreitung und Auswirkung von Chlor- und Bromnebenprodukten im Jade-System –

Fachbeitrag zur Umweltverträglichkeitsprüfung



Auftraggeber: UNIPER Global Commodities SE

Auftragnehmer: AquaEcology GmbH & Co. KG, Oldenburg

Birgit Heyden, Thomas Raabe, Dr. Claus-Dieter Dürselen

August 2022

Version 202200811

Inhalt

1 Einleitung	7
2 Rechtliche Rahmenbedingungen.....	8
2.1 Wasserrahmenrichtlinie (WRRL).....	8
2.2 Oberflächengewässerverordnung	9
2.3 Verschlechterungsverbot.....	9
2.4 Verbesserungsgebot.....	12
3 Vorhabenbeschreibung und Untersuchungsgebiet.....	13
4 Chemische Nebenprodukte aus der In-situ-Chlorierung	16
5 Verteilungen der Bromnebenprodukte in der Jade.....	28
5.1 Flächenverteilungen im Jadewasserkörper	28
5.2 Zeitliche Konzentrationsverläufe an zwei Jadestationen	33
5.3 Verteilungen der Biozidprodukte im Sediment des Jadesystems.....	41
6 Darstellung und Einordnung der Ergebnisse	48
6.1 Auswirkungen der BNP auf die Wassersäule	48
6.2 Auswirkungen von TBP auf das Sediment	50
6.3 Zusammenfassung der Ergebnisse	51
7 Aktueller Zustand und Bewertung der Jade	52
7.1 Chemischer Zustand.....	54
7.2 Ökologischer Zustand	54
8 Zusammenfassung der prognostizierte Effekte.....	55
9 Abschließende Bewertung	57
10 Quellenverzeichnis	58

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1:	Übersichtskarte der Lage der geplanten FSRU im betroffenen Wasserkörper Jadebusen und angrenzende Küstengewässer sowie Lage der betroffenen Muschelbank und weiterer Jadestationen für die Ausbreitungsbetrachtung (Kartenquelle: NLWKN 2020).....	15
Abbildung 2:	Theoretische Verteilungen des Chlorbiozids [$\mu\text{g l}^{-1}$] im Wasserkörper der Jade nach 12 Wochen bei kontinuierlicher Ausgangsdosierung mit $0,2 \text{ mg l}^{-1}$, Simulationsdaten DHI/WASY 2022	29
Abbildung 3:	Theoretische Verteilungen des Bromoforms [$\mu\text{g l}^{-1}$] im Wasserkörper der Jade nach 12 Wochen bei kontinuierlicher Ausgangsdosierung des Chlorbiozids mit $0,2 \text{ mg l}^{-1} \text{ Cl}_2$ plus 150 % Aufschlag BNP, Basis: Simulationsdaten DHI/WASY 2022.....	30
Abbildung 4:	Theoretische Verteilungen der Dibromessigsäure (DBAA) [$\mu\text{g l}^{-1}$] im Wasserkörper der Jade nach 12 Wochen bei kontinuierlicher Ausgangsdosierung des Chlorbiozids mit $0,2 \text{ mg l}^{-1} \text{ Cl}_2$ plus 150 % Aufschlag BNP, Basis: Simulationsdaten DHI/WASY 2022	31
Abbildung 5:	Theoretische Verteilungen der Tribromphenols (TBP) [$\mu\text{g l}^{-1}$] im Wasserkörper der Jade nach 12 Wochen bei kontinuierlicher Ausgangsdosierung des Chlorbiozids mit $0,2 \text{ mg l}^{-1} \text{ Cl}_2$ plus 150 % Aufschlag BNP, Basis: Simulationsdaten DHI/WASY 2022	32
Abbildung 6:	Konzentrationsverläufe des Chlorbiozids über 12 Wochen an der Station 4b im Wasserkörper der Innenjade bei kontinuierlicher Dosierung von $0,2 \text{ mg l}^{-1} \text{ Cl}_2$, stündliche Simulationsdaten DHI/WASY 2022	34
Abbildung 7:	Konzentrationsverläufe des Chlorbiozids über 12 Wochen an der Station 4c im Wasserkörper des Jadebusens bei kontinuierlicher Dosierung von $0,2 \text{ mg l}^{-1} \text{ Cl}_2$, stündliche Simulationsdaten DHI/WASY 2022	34
Abbildung 8:	Konzentrationsverläufe von Bromoform über 12 Wochen an der Station 4b im Wasserkörper der Innenjade bei kontinuierlicher Dosierung von $0,2 \text{ mg l}^{-1} \text{ Cl}_2$ plus 150 % Aufschlag für BNP, ohne (rot) und mit Abbauprozessen (grün, $k = -0,026 \text{ h}^{-1}$). Basis: stündliche Simulationsdaten DHI/WASY 2022	35
Abbildung 9:	Konzentrationsverläufe von Bromoform über 12 Wochen an der Station 4c im Wasserkörper des Jadebusens bei	

	kontinuierlicher Dosierung von 0,2 mg l ⁻¹ Cl ₂ plus 150 % Aufschlag für BNP, ohne (rot) und mit Abbauprozessen (grün, k = -0,026 h ⁻¹). Basis: stündliche Simulationsdaten DHI/WASY 2022	36
Abbildung 10:	Konzentrationsverläufe der Dibromessigsäure (DBAA) über 12 Wochen an der Station 4b im Wasserkörper der Innenjade bei kontinuierlicher Dosierung von 0,2 mg l ⁻¹ Cl ₂ plus 150 % Aufschlag für BNP, ohne (rot) und mit Abbauprozessen (grün, k = -0,019 h ⁻¹). Basis: stündliche Simulationsdaten DHI/WASY 2022	37
Abbildung 11:	Konzentrationsverläufe der Dibromessigsäure (DBAA) über 12 Wochen an der Station 4c im Wasserkörper des Jadebusens bei kontinuierlicher Dosierung von 0,2 mg l ⁻¹ Cl ₂ plus 150 % Aufschlag für BNP, ohne (rot) und mit Abbauprozessen (grün, k = -0,019 h ⁻¹). Basis: stündliche Simulationsdaten DHI/WASY 2022	37
Abbildung 12:	Konzentrationsverläufe des Tribromphenols (TBP) über 12 Wochen an der Station 4b im Wasserkörper der Innenjade bei kontinuierlicher Dosierung von 0,2 mg l ⁻¹ Cl ₂ plus 150 % Aufschlag für BNP, ohne (rot) und mit Abbauprozessen (grün, k = -0,007917 h ⁻¹) und inklusive 10 % Sedimentation. Basis: stündliche Simulationsdaten Basis: stündliche Simulationsdaten DHI/WASY 2022	39
Abbildung 13:	Konzentrationsverläufe des Tribromphenols (TBP) über 12 Wochen an der Station 4c im Wasserkörper des Jadebusens bei kontinuierlicher Dosierung von 0,2 mg l ⁻¹ Cl ₂ plus 150 % Aufschlag für BNP, ohne (rot) und mit Abbauprozessen (grün, k = -0,007917 h ⁻¹) und inklusive 10 % Sedimentation. Basis: stündliche Simulationsdaten Basis: stündliche Simulationsdaten DHI/WASY 2022	39
Abbildung 14:	Sinkgeschwindigkeiten in Abhängigkeit von der Schwebstoffkonzentration in Wattenmeergebieten (modifiziert nach Rhin 1993)	41
Abbildung 15:	Relative Partikelverteilung (dimensionslos) in einer 20-µm-Fraktion im Sediment nach 12 Wochen Ausbreitung, Simulationsdaten DHI/WASY (2022).....	43
Abbildung 16:	Sedimentverteilung (20-µm-Fraktion) des Tribromphenols (TBP) in der Jade nach 12 Wochen bei kontinuierlicher Ausgangsdosierung des Chlorbiozids mit 0,2 mg l ⁻¹ Cl ₂ plus 150 % Aufschlag und ohne Abbauprozesse, Basis: Simulationsdaten DHI/WASY 2022	45
Abbildung 17:	Sedimentverteilung (20-µm-Fraktion) des Tribromphenols (TBP) in der Jade nach 12 Wochen bei kontinuierlicher	

	Ausgangsdosierung des Chlorbiozids mit 0,2 mg l ⁻¹ Cl ₂ plus 150 % Aufschlag inklusive simulierter Abbauprozesse: Abbaurrate $k = -0,19 \text{ d}^{-1}$, durchschnittliche Abbaueiträume (aus DHI/WASY 2022): Teil der südlichen Innenjade und Jadebusen 30 Tage, Restjade mindestens 5 Tage	47
Abbildung 18:	Übersicht über die Kenndaten des Wasserkörpers Wattenmeer Jadebusen und angrenzende Küstenabschnitte (Küstengewässer), Quelle: BfG-Portal 2022	52
Abbildung 19:	Bewertung 2022 (3. Bewirtschaftungsplan WRRL) der Qualitätskomponenten des Wasserkörpers Wattenmeer Jadebusen und angrenzender Küstenabschnitte (Küstengewässer), Quelle: BfG-Portal 2022	53

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1:	Chlor- und Bromnebenprodukte aus der Elektrolyse von Meerwasser: Entstehende Einzelverbindungen und Proliferations-Folgeprodukte aus Literatur, die Anzahl der Kreuzsymbole unter „Proliferation“ gibt einen Hinweis auf Beständigkeit der Verbindung beim Transport im Wasserkörper.....	17
Tabelle 2:	Chlor- und Bromnebenprodukte der Elektrolyse von Meerwasser: Struktur (ChemSpider) und Löslichkeiten (blau – gut löslich in Wasser, gelb – weniger gut löslich, rot – schlecht löslich	20
Tabelle 3:	Chlor- und Bromnebenprodukte der Elektrolyse von Meerwasser: Abbauraten aus der Literatur, in Rot: Verwendete Abbauraten für betrachtete Nebenprodukte	22
Tabelle 4:	Hauptproduktgruppen, die im Seewasser aus den Chlorierungsprozessen entstehen	24
Tabelle 5:	Haupt-BNP bei der Elektrolyse: Anteile entsprechend Chlor-Konzentration (Literaturwerte), BNP-Anfangsgehalte bei $c_{\text{Chlor}} = 0,2 \text{ mg l}^{-1} \text{ Cl}_2$ plus 150 % Aufschlag sowie NOEC („No Observed Effect Concentration“)-Werte für Muschelkiemen (Allonier 1999) und PNEC („Predicted No Effect Concentration“) für aquatische Organismen (ECHA 2021, Zhang et al 2020 - DBAA)	25
Tabelle 6:	Ausgewählte Haupt-BNP bei der Elektrolyse: NOEC-Werte und LC_{50} -Werte für verschiedene marine Organismen (Allonier 1999, His et al 1999, Lebaron ¹ et al 2019, ECHA ² 2021, Mayes ³ et al 1985, Fisher ⁴ et al 2014).....	27
Tabelle 7:	Auflistung der berechneten Maximalwerte (ohne Abbau) der drei betrachteten BNP nach 12 Wochen kontinuierlicher Einleitung des Chlorbiozids mit $0,2 \text{ mg l}^{-1}$ plus 150 % Aufschlag für BNP für alle Jaderegionen sowie natürlich vorkommende marine Konzentrationen, NOEC-Werte und PNEC-Werte für marine Organismen (ECHA 2021). Überschreitungen von Schwellenwerten in Rot.	49
Tabelle 8:	Berechnete maximale Sedimentwerte für 2,4,6-Tribromphenol nach 12 Wochen für zwei Szenarien und alle Jaderegionen sowie natürliche Werte in unbelasteten Sedimenten und PNEC-Werte für bodenlebende marine Organismen (ECHA 2021)	51

1 Einleitung

Das Energieunternehmen Uniper SE plant den Bau und die Inbetriebnahme eines Terminals zum Anlanden, Lagern und Regasifizieren von Flüssigerdgas (LNG – „Liquefied Natural Gas“) an dem Tiefwasserstandort Wilhelmshaven. Das Terminal soll dort als schwimmende Einheit, als sogenannte „Floating Storage and Regasification Unit“ (FSRU) installiert werden, die im Jademündungsgebiet einen Anleger für Flüssiggastanker hat. Das regasifizierte Gas soll über eine Pipeline an Land verbracht werden.

Für den Regasifizierungsprozess sowie für weitere Prozesse auf der FSRU wird Seewasser aus der Jade entnommen und wieder in die Jade eingeleitet. Alle durch Seewasser durchströmte Leitungen und Prozesseinheiten sind insbesondere an ihren Wandungen dem Bewuchs durch Mikroorganismen und Algen ausgesetzt. Um einen reibungslosen und störungsarmen Prozess zu gewährleisten, wird angestrebt, das Wachstum von solchen Organismen („Biofouling“) möglichst zu unterbinden bzw. stark zu vermindern. Zu diesem Zweck soll das entnommene Seewasser mit einem Biozid behandelt werden. Geplant ist, dieses Biozid in einem „Marine Growth Prevention System“ (MGPS) durch In-situ-Elektrolyse von Meerwasser zu erzeugen. Die aus dem Seewasser entstehenden Chlor- und Bromprodukte haben ein sehr hohes oxidatives Potenzial und sind geeignet, Biofouling zu verhindern, indem sie die Organismen oxidieren.

Ziel des hier vorgelegten Gutachtens ist eine Überprüfung der gewässerökologischen Verträglichkeit der geplanten Inbetriebnahme der Anlage mit dem Fokus auf die Auswirkungen der In-situ-Erzeugung von Chlor- und Bromderivaten auf die belebte Meeresumwelt.

Potenzielle Auswirkungen der FSRU als Bauwerk (bau- und betriebsbedingt) sind hier nicht Gegenstand der Betrachtung. Als Bewertungsmaßstab werden die Wasserrahmenrichtlinie (WRRL 2000) und die aktuelle Fassung der Oberflächengewässerverordnung (OGewV 2016), die über das Wasserhaushaltsgesetz die Umsetzung der WRRL in nationales Recht darstellt, herangezogen. Es gilt zu prüfen, ob sich durch die Wirkfaktoren des Vorhabens der chemische Zustand und das ökologische Potenzial des betroffenen Wasserkörpers Wattenmeer Jadebusen und angrenzende Küstenabschnitte würden. Weiterhin muss beurteilt werden, ob möglicherweise gegen das Verbesserungsgebot der WRRL verstoßen wird.

Darüber hinaus werden auch die möglichen Auswirkungen auf den Nahbereich der FSRU (Radius ca. 500 m um die Anlage herum) betrachtet, um eine Grundlage für die Beurteilung artenschutzrechtlicher Belange gemäß FFH-Richtlinie (1992) und der mittelbaren und unmittelbaren Umweltauswirkungen auf Schutzgüter gemäß UVPG (1990) zu schaffen.

2 Rechtliche Rahmenbedingungen

2.1 Wasserrahmenrichtlinie (WRRL)

Ziel der WRRL (Richtlinie 2000/60/EG vom 23. Oktober 2000, kurz WRRL 2000) ist die Schaffung eines Ordnungsrahmens für den Schutz der Binnenoberflächengewässer, der Übergangsgewässer, der Küstengewässer und des Grundwassers zwecks:

- Vermeidung einer weiteren Verschlechterung sowie Schutz und Verbesserung des Zustands der aquatischen Ökosysteme und der direkt von ihnen abhängenden Landökosysteme und Feuchtgebiete im Hinblick auf deren Wasserhaushalt,
- Förderung einer nachhaltigen Wassernutzung auf der Grundlage eines langfristigen Schutzes der vorhandenen Ressourcen,
- Anstrebens eines stärkeren Schutzes und einer Verbesserung der aquatischen Umwelt, unter anderem durch spezifische Maßnahmen zur schrittweisen Reduzierung von Einleitungen, Emissionen und Verlusten von prioritären Stoffen und durch die Beendigung oder schrittweise Einstellung von Einleitungen, Emissionen und Verlusten von prioritären gefährlichen Stoffen,
- Sicherstellung einer schrittweisen Reduzierung der Verschmutzung des Grundwassers und Verhinderung seiner weiteren Verschmutzung sowie Minderung der Auswirkungen von Überschwemmungen und Dürren.

Das grundlegende Umweltziel gemäß Art. 4 Abs. 1 Buchst. a) iii) der WRRL in Bezug auf die Gewässer ist die Erreichung des guten ökologischen Zustands der Oberflächenwasserkörper bzw. des guten ökologischen Potenzials der künstlichen oder erheblich veränderten Oberflächengewässer. Die Bedingungen für die Erreichung dieses Ziels sind für die einzelnen Qualitätskomponenten – hydromorphologisch, biologisch, physikalisch-chemisch und chemisch – in Anhang V der WRRL vorgegeben. Ferner muss auch der gute chemische Zustand erreicht werden, das ist laut Richtlinie „der chemische Zustand, den ein Oberflächenwasserkörper erreicht hat, in dem kein Schadstoff in einer höheren Konzentration als den Umweltqualitätsnormen (UQN) vorkommt, die in Anhang IX und gemäß Artikel 16 Absatz 7 oder in anderen einschlägigen Rechtsvorschriften der Gemeinschaft über Umweltqualitätsnormen auf Gemeinschaftsebene festgelegt sind“ (WRRL, 2000).

2.2 Oberflächengewässerverordnung

Auf Grundlage einer Ermächtigung des Wasserhaushaltsgesetzes wurde am 25. Juli 2011 die Oberflächengewässerverordnung verabschiedet und im Jahr 2016 aktualisiert (OGewV 2016). Diese Verordnung regelt bundeseinheitlich die detaillierten Aspekte des Schutzes der Oberflächengewässer und enthält Vorschriften zur Kategorisierung, Typisierung und Abgrenzung von Oberflächenwasserkörpern entsprechend den Anforderungen der WRRL.

Die Oberflächengewässerverordnung stellt neben dem Wasserhaushaltsgesetz die Umsetzung der WRRL in deutsches Recht dar. Die OGewV liegt seit dem 20. Juli 2016 in einer aktualisierten Fassung vor. Die OGewV dient insbesondere der Umsetzung der Richtlinie 2013/39/EU, in der die Umweltqualitätsnormen für verschiedene Stoffe des chemischen Zustands geändert wurden. Auch sind neue Stoffe in die Listen aufgenommen worden. Die OGewV enthält in § 7 Übergangsregelungen, die den Zeitpunkt der Anwendbarkeit für verschiedene Stoffe regeln.

Die Einstufung des ökologischen Zustands bzw. des ökologischen Potenzials eines erheblich veränderten Oberflächenwasserkörpers richtet sich nach den in Anlage 3 zur OGewV aufgeführten Qualitätskomponenten. Bei den Einstufungen sind die in Anlage 5 zur OGewV dargestellten Bewertungsmethoden zu verwenden.

Gemäß § 5 Abs. 4 OGewV wird der ökologische Zustand bzw. das ökologische Potenzial nach der am schlechtesten bewerteten biologischen Qualitätskomponente nach Anlage 3 Nr. 1 und Anlage 4 bemessen. Die Einstufung des ökologischen Zustands bzw. Potenzials als Gesamtbewertung kann nicht besser sein als die jeweils am schlechtesten bewertete biologische Qualitätskomponente („One out - all out“-Prinzip). Die übrigen Qualitätskomponenten sind für die Einstufung unterstützend heranzuziehen. Der chemische Zustand des Oberflächenwasserkörpers kann nur dann als „gut“ eingestuft werden, wenn alle Umweltqualitätsnormen des Anhangs 8 OGewV eingehalten werden, andernfalls wird er als „nicht gut“ eingestuft.

2.3 Verschlechterungsverbot

Das Verschlechterungsverbot ist auf die Qualitätskomponenten des ökologischen Zustands/Potenzials und auf den chemischen Zustand eines Oberflächengewässers bzw. eines erheblich veränderten Gewässers anzuwenden.

In der „Handlungsempfehlung Verschlechterungsverbot“ der LAWA (2017) werden Empfehlungen zur Bewertung des Verschlechterungsverbots gemacht. Es wird unterschieden zwischen Verschlechterung und nachteiliger Veränderung. Dabei führt

eine nachteilige Veränderung innerhalb einer Qualitätskomponente noch nicht zu den Rechtsfolgen eines Verschlechterungsverbots.

Die Prüfpunkte aus LAWA (2017) sind folgende:

- Maßgeblich ist der Zustand des betroffenen Wasserkörpers insgesamt, d.h. es kann nicht nur die unmittelbare Einleitstelle beurteilt werden.
- Zu prüfen sind auch Auswirkungen auf weitere, bei Fließgewässern z. B. unterliegende, Wasserkörper.
- Lokal begrenzte Veränderungen sind grundsätzlich irrelevant. Ort der Beurteilung sind die für den Wasserkörper repräsentativen Messstellen.
- Maßgeblicher Ausgangszustand für die Beurteilung, ob eine Verschlechterung zu erwarten ist, ist grundsätzlich der Zustand des Wasserkörpers, wie er zum Zeitpunkt der letzten Behördenentscheidung vorliegt. In der Regel kann dafür der Zustand herangezogen werden, der im geltenden Bewirtschaftungsplan dokumentiert ist. Soweit jedoch neuere Erkenntnisse vorliegen, insbesondere aktuelle Monitoringdaten, so sind diese heranzuziehen.
- Gibt es konkrete Anhaltspunkte für eine entscheidungserhebliche Verbesserung oder Verschlechterung des Zustands seit der Dokumentation im aktuellen Bewirtschaftungsplan, die nicht durch neuere Erkenntnisse wie aktuelle Monitoringdaten abgedeckt sind, z. B. aufgrund von realisierten Maßnahmen des Maßnahmenprogramms, sind weitere Untersuchungen erforderlich.
- Kurzzeitige Verschlechterungen können außer Betracht bleiben, wenn mit Sicherheit davon auszugehen ist, dass sich der bisherige Zustand kurzfristig wiederinstellt. Als Beispiel werden Baumaßnahmen genannt. Diese sind kurzzeitige Verschlechterungen, sofern nicht die Errichtungsphase über einen langen Zeitraum geht oder gravierende Auswirkungen auf das Gewässer haben kann.
- Eine Veränderung des chemischen oder ökologischen Zustands, die in Bezug auf den jeweiligen Wasserkörper voraussichtlich messtechnisch nicht nachweisbar sein wird, stellt keine Verschlechterung dar. Dies gilt unabhängig von dem Zustand des Gewässers, also auch bei Gewässern, die hinsichtlich bestimmter Komponenten bereits in die schlechteste Zustandsstufe fallen. Nicht nachweisbare Veränderungen stellen damit auch keine nachteiligen Veränderungen dar.
- Eine Verschlechterung liegt vor, wenn sich der Zustand mindestens einer biologischen Qualitätskomponente um eine Stufe verschlechtert, auch wenn dies nicht zu einer Verschlechterung der Einstufung des Oberflächenwasserkörpers insgesamt führt. Befindet sich die betreffende Qualitätskomponente bereits in der niedrigsten Zustandsklasse, stellt jede nachteilige Veränderung eine Verschlechterung dar.

- In der Praxis ist also zunächst zu prüfen, ob eine voraussichtlich messbare Änderung eintreten wird. Ist dies der Fall, dann ist auf die Verfahren in Anlage 5 der Oberflächengewässerverordnung zurückzugreifen. Mit diesen kann eine Bewertung der QK vorgenommen werden.
- Wenn ein Oberflächenwasserkörper in sehr gutem oder gutem ökologischem Zustand ist und infolge eines Vorhabens eine Umweltqualitätsnorm für einen flussgebietsspezifischen Schadstoff (Anlage 6 OGewV) überschritten wird, erfolgt eine Herabstufung des ökologischen Zustands auf mäßig. Damit liegt eine Verschlechterung des ökologischen und des chemischen Zustands vor.
- Ab dem ökologischen Zustand "mäßig" bleiben Verschlechterungen bei den flussgebietsspezifischen Schadstoffen (Überschreitungen einer UQN) für die Prüfung des Verschlechterungsverbots unbeachtlich, solange sie sich nicht auf die Einstufung des Zustands mindestens einer biologischen Qualitätskomponente auswirken, also eine Abstufung mindestens einer biologischen Qualitätskomponente auf unbefriedigend oder schlecht bewirken. Die Überschreitung der UQN eines flussgebietsrelevanten Stoffes ist jedoch Anlass, die Einstufung der relevanten biologischen Qualitätskomponenten ggf. zu überprüfen.
- Eine Verschlechterung des chemischen Zustands liegt bei Oberflächenwasserkörpern vor, wenn durch die vorhabenbedingte Zusatzbelastung erstmalig mindestens eine UQN für einen Stoff nach Anlage 8 der Tabellen 1 und 2 OGewV überschritten wird.
- Aus der Fokussierung auf die einzelne Qualitätskomponente nach Anhang V der WRRL folgt ferner, dass eine Verschlechterung auch dann anzunehmen ist, wenn der chemische Zustand bereits wegen Überschreitung einer anderen UQN nicht gut ist. Keine Verschlechterung ist gegeben, wenn sich zwar der Wert für einen Stoff verschlechtert, die UQN aber noch nicht überschritten wird (sog. Auffüllung).

Bei einer bereits überschrittenen UQN ist auch die weitere Konzentrationserhöhung durch Immissionen als Verstoß gegen die Verschlechterung des chemischen Zustands anzusehen.

2.4 Verbesserungsgebot

Für den jeweiligen ökologischen Zustand und chemischen Zustand eines Wasserkörpers ist das Verbesserungsgebot zu beachten. Das Verbesserungsgebot wird zwar gefordert, es wird aber im Unterschied zum Verschlechterungsverbot nicht näher konkretisiert, wie es zu prüfen ist.

Im Folgenden wird das Verbesserungsgebot näher definiert:

- Das wasserrechtliche Verbesserungsgebot steht einem Vorhaben entgegen, wenn sich absehen lässt, dass dessen Verwirklichung die Möglichkeit ausschließt, die Umweltziele der Wasserrahmenrichtlinie fristgerecht zu erreichen.
- Dabei ist nicht jeder Eintrag zugleich als ein Verstoß gegen das Verbesserungsgebot zu bewerten. Eine Sperrwirkung entfaltet das Verbesserungsgebot vielmehr nur, wenn sich absehen lässt, dass die Verwirklichung eines Vorhabens die Möglichkeit ausschließt, die Umweltziele der WRRL, also einen guten ökologischen Zustand und einen guten chemischen Zustand, fristgerecht zu erreichen.
- Dabei ist auf den relevanten erstellten Bewirtschaftungsplan und das Maßnahmenprogramm abzustellen, die im Hinblick auf das Verbesserungsgebot das „Wie“ der Zielerreichung des guten ökologischen und des guten chemischen Zustandes konkretisieren.
- Für einen Verstoß gegen das Verbesserungsgebot ist maßgeblich, ob die Folgewirkungen des Vorhabens mit hinreichender Wahrscheinlichkeit faktisch zu einer Vereitelung der Bewirtschaftungsziele führen.
- Oberirdische Gewässer sind so zu bewirtschaften, dass ein guter ökologischer Zustand und ein guter chemischer Zustand erhalten oder erreicht werden.

Auch eine Verschlechterung nur einer Qualitätskomponente würde zu einer Behinderung des Verbesserungsgebotes führen, wenn dies der Erreichung des guten ökologischen Zustands im Wege steht.

3 Vorhabenbeschreibung und Untersuchungsgebiet

Die geplante „Floating Storage and Regasification Unit“ (FSRU) soll in der Jade nahe dem westlichen Ufer in der Höhe Hooksiel (vergl. Übersicht in der nachfolgenden Abbildung 1) installiert werden.

Um die für die Verdampfung des in den Flüssigtankern befindlichen LNG erforderliche Prozesswärme und damit den landseitigen Transport des Gases zu gewährleisten, sollen in der FSRU über ein Leitungssystem Seewasser über seitliche Einlässe im Schiffsrumpf der Anlage entnommen, gefiltert und aufbereitet werden. Das aufbereitete Seewasser wird dann durch die Seewasser-Wärmetauscher geleitet, abgekühlt und wieder ins Meer zurückgeführt.

Neben den Leitungssystemen und den Wärmetauschern für das Regasifizierungssystem enthält die schwimmende FSRU-Anlage auch ein Seewassersystem für Schiffsaggregate. Hier wird zum Betrieb der schiffsüblichen Systeme Seewasser aus der Jade entnommen, aufbereitet und an verschiedenen Stellen wieder ins Meer zurückgeführt.

Die Menge des entnommenen und eingeleiteten Seewassers hängt vom Betriebsmodus der FSRU ab. Im Maximalfall wird Seewasser in der Größenordnung von bis zu ca. $20.000 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$ aus der Jade entnommen und wieder eingeleitet. Der Großteil davon (ca. $19.500 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$) wird zur Wärmebereitstellung für die Verdampfung von LNG verwendet. Darüber hinaus werden im Mittel ca. $500 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$ Seewasser für verschiedene weitere Prozesse benötigt, so zum Beispiel für den Betrieb von Wasservorhängen während der LNG-Entladung.

Zusätzlich wird während der LNG-Übertragung von einem LNG-Tankschiff auf die FSRU bis zu $5.200 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$ Ballastwasser von der FSRU in die Jade abgegeben. Darüber hinaus muss während der LNG-Übertragung eine Einleitung von $2.500 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$ Kühlwasser des anliegenden LNG-Tankschiffs berücksichtigt werden.

Insgesamt ergibt damit eine maximale Einleitung von bis zu ca. $27.700 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$ Seewasser in die Jade durch FSRU und LNG-Tankschiff.

Um zu vermeiden, dass die im Betrieb mit Seewasser durchströmten Tanks und Rohrleitungssysteme durch organischen Bewuchs in ihrer Funktion beeinträchtigt werden, sollen sie durch die Anwendung von Bioziden behandelt werden. Dazu soll in einer Anlage durch Elektrolyse von Seewasser aktives Chlor („In-situ-Chlorierung“) erzeugt werden, das den Seewasserteilströmen beigemischt wird.

In der Elektrolyseanlage wird das im Seewasser enthaltene Natriumchlorid (NaCl) unter Zuführung von elektrischer Energie zu aktivem Chlor (Cl_2) in Form von Natriumhypochlorit (NaClO) umgewandelt, das eine stark oxidierende und damit biozide Wirkung hat und den Bewuchs verhindert.

Für den Betrieb der Elektrolyseanlage und die Abgabe des Hypochlorits ist eine kontinuierliche Abgabe des Biozids in die Seewasseranlage vorgesehen. Dazu werden in den Einlassbecken der Anlage entsprechende NaOCl-Konzentrationen vor eingestellt. Auf dem Weg durch die Seewasseranlagen verringert sich die NaOCl-Konzentration im Wasser durch Zerfall (u.a. Ausgasung von Chlor) sowie durch Reaktion mit Mikroorganismen, Algen und anderen oxidierbaren Substanzen. Die Summe der Konzentrationen an Chlor-Oxidantien (angegeben als Chlor Cl_2 und in den folgenden Untersuchungen auch als Biozid oder Gesamtbiozid bezeichnet) im in die Jade zurückgeführten Seewasser soll maximal $0,2 \text{ mg l}^{-1}$ im kontinuierlichen Betrieb der Elektrochlorierung betragen. Darüber hinaus werden auch Chlor- und Bromnebenprodukte aus der Seewasseranlage in das Jadewasser emittiert.

Eine weitere Beschreibung der technischen Aspekte des Vorhabens kann einer Dokumentation des Unternehmens Uniper (Uniper 2022) entnommen werden.

Die eingeleiteten Biozidmengen bildeten die Grundlage für Ausbreitungsberechnungen, die DHI/WASY (2022) für die Verteilung des Chlorbiozids in der Wassersäule und in den Sedimenten der Jade durchgeführt haben.

Die Ergebnisse der DHI/WASY-Untersuchungen wurden in der hier vorgestellten Studie verwendet, um überschlägige Annahmen über die Verteilung von einzelnen Chlorverbindungen bzw. ihrer Umsetzungsprodukte im Seewasser zu machen. Es wurden dabei die toxikologischen Auswirkungen der Substanzen sowie auch mögliche langfristige kumulative Wirkungen durch Anreicherungen berücksichtigt.

Bei dem von dem Betrieb der geplanten Anlage betroffenen Gewässern handelt es sich um das Wattenmeer Jadebusen und angrenzende Küstenabschnitte (Küstengewässer), Wasserkörpersteckbrief DECW_DENI_N2_4900_01. Die nachfolgende Abbildung 1 gibt einen Überblick über die Lage der FSRU-Anlage in der Jade. Ferner sind eine in der Umgebung gelegene Muschelbank sowie die Simulationsstationen 4b (Innenjade) und 4c (Jadebusen) gezeigt, für die Becker et al (2020) zeitliche Verläufe der Biozidkonzentrationen über 4 Wochen berechnet haben.

Die betroffenen Wassergebiete Innenjade und Jadebusen sind dem Gewässertyp „Euhalines Wattenmeer“ (LAWA-Typcode: N2) zugeordnet und als natürlicher Wasserkörper eingestuft. Daher sind gemäß den Vorgaben der Wasserrahmenrichtlinie (WRRL 2000) und ihrer Umsetzung in bundesdeutsches Recht, der Oberflächengewässerverordnung (OGewV 2016) bei der Prüfung der Auswirkungen der geplanten Maßnahmen auf betroffenen Gewässerkörper der gute ökologische Zustand und der gute chemische Zustand als Bewertungsmaßstäbe heranzuziehen.

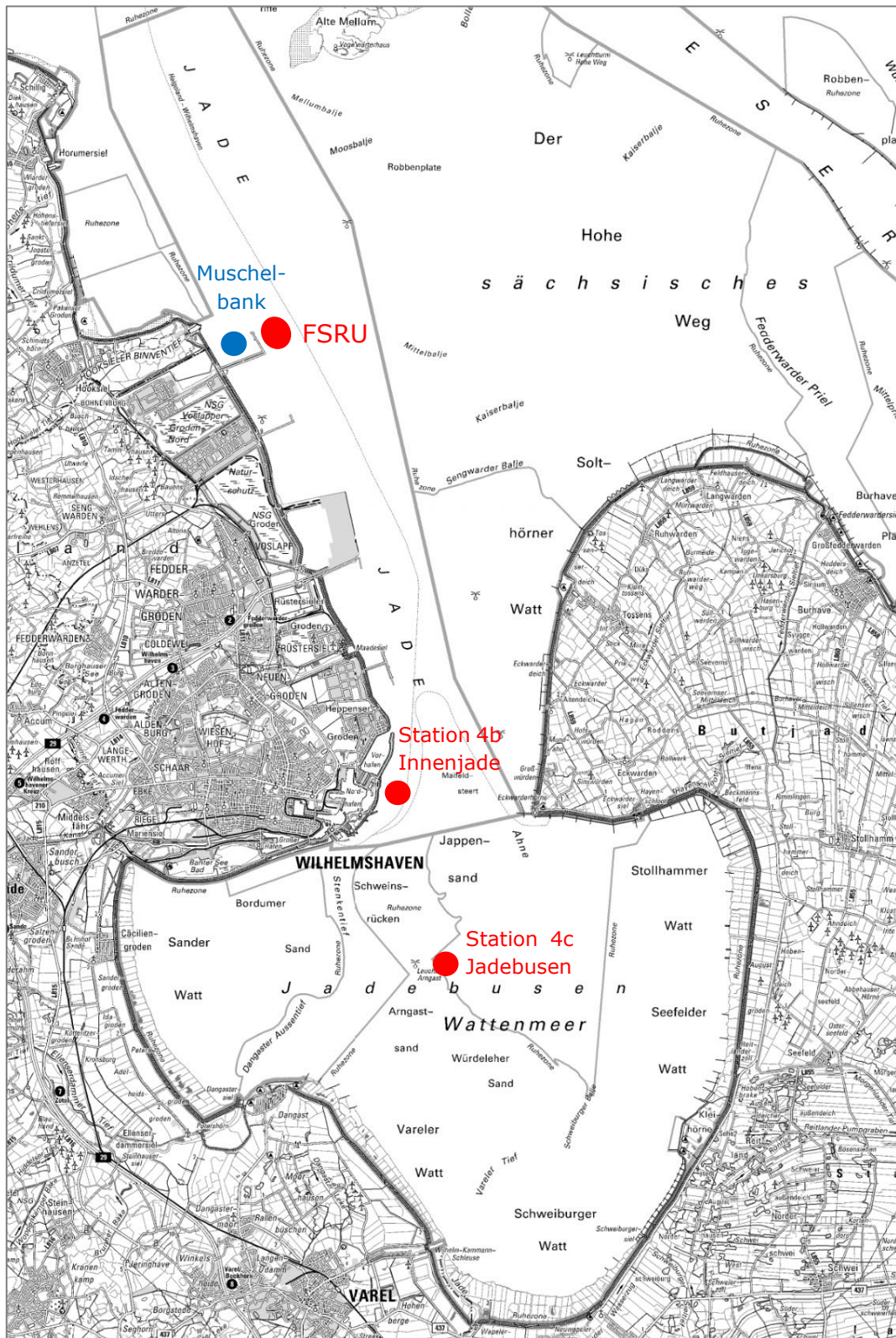


Abbildung 1: Übersichtskarte der Lage der geplanten FSRU im betroffenen Wasserkörper Jadebusen und angrenzende Küstengewässer sowie Lage der betroffenen Muschelbank und weiterer Jadestationen für die Ausbreitungsbetrachtung (Kartenquelle: NLWKN 2020)

4 Chemische Nebenprodukte aus der In-situ-Chlorierung

Bei der elektrochemischen In-situ-Chlorierung im Seewasser entsteht aus dem produzierten Chlor zunächst eine Mischung aus hypochloriger Säure und Hypochlorit-Ionen. Da im Meerwasser höhere Bromidkonzentrationen vorhanden sind (in der Nordsee etwa 67 mg l^{-1}), wird dieses Bromid durch das Chlor sehr schnell zu hypobromiger Säure und Hypobromit oxidiert (Abarnou & Miossec 1992). Diese stark oxidierenden Verbindungen (TRO – „total residual oxidant“) werden im Seewasser zu 50 bis 80 % direkt durch die Oxidation der organischen Substanz, die im Meerwasser vorhanden ist – unter anderem auch in Form der zu oxidierenden Mikroorganismen und Algen im Biofouling –, sowie durch die Oxidation des Carbonats im Seewasser in die Produktion von CO_2 umgesetzt (Bean et al 1978). Dabei entstehen wieder Bromid und Chlorid als Ionen.

Die verbleibenden TRO-Mengen können eine breite Palette von Halogenverbindungen bilden, die in das umgebende Seewasser abgegeben werden und sich hier verteilen. Dabei handelt es sich vorwiegend um Halogenmethane (0,5 bis 5 %), Halogenessigsäuren, Halogenacetamide und Halogenacetonitrile (0 bis 5 %) sowie Brom-Chlor-Phenole (etwa 0,1 %) (Bean et al 1978). Bis auf die Halogenphenole handelt es sich bei allen der zunächst auftretenden Nebenprodukte um kurz-kettige, aliphatische Verbindungen, die zum großen Teil im Seewasser keine lange Lebensdauer (Proliferationszeit) haben, da sie sich weiter in andere, unschädliche Verbindungen umwandeln. Keine der nach den Literaturangaben entstehenden Verbindungen entspricht den in der Oberflächengewässerverordnung (OGewV 2016) in den Anhängen 6 und 8 gelisteten Schadstoffen; das Entstehen von prioritären oder prioritär gefährlichen Stoffen ist daher nicht wahrscheinlich. Bei den auftretenden Halogenphenolverbindungen – den einzigen aromatischen Verbindungen, die in der Literatur als mögliche Nebenprodukte genannt werden – handelt es sich wegen des hohen Bromidgehaltes des Meerwassers fast ausschließlich um bromierte einfache Phenole, die nicht persistent sind. Dennoch können halogenorganische Verbindungen in höheren Konzentrationen toxische Wirkungen auf Organismen haben und werden im vorliegenden Gutachten entsprechend betrachtet.

Da im Nordseewasser (und auch in der Jade) die Ammoniumkonzentrationen unter normalen hydrologischen und meteorologischen Bedingungen niedrig sind, ist dabei nicht mit dem Auftreten von signifikanten Konzentrationen an Bromaminen zu rechnen. Diese Verbindungsklasse wird daher im Weiteren nicht betrachtet.

Die folgende Tabelle 1 gibt einen Überblick über die aus der Elektrolyse mittelbar und unmittelbar entstehenden Halogen-Nebenprodukte, die aus Literaturstudien ermittelt wurden. Mit abgestuften Kreuzsymbolen sind dabei die diejenigen Verbindungen gekennzeichnet, die eine längere Verweildauer im Wasser haben und so möglicherweise einen größeren Ausbreitungsradius haben.

Tabelle 1: Chlor- und Bromnebenprodukte aus der Elektrolyse von Meerwasser: Entstehende Einzelverbindungen und Proliferations-Folgeprodukte aus Literatur, die Anzahl der Kreuzsymbole unter „Proliferation“ gibt einen Hinweis auf Beständigkeit der Verbindung beim Transport im Wasserkörper

Nebenprodukt	Summenformel	Substanzklasse	Proliferation	Literatur
Chloroform	CHCl ₃	Trihalogenmethan		Heller-Grossmann et al 1993; Jenner et al 1997
Bromdichlormethan	CHCl ₂ Br	Trihalogenmethan		Heller-Grossmann et al 1993; Jenner et al 1997
Dibromchlormethan	CHBr ₂ Cl	Trihalogenmethan	+	Fayad and Iqbal 1987; Heller-Grossmann et al 1993; Jenner et al 1997b; Sha et al 2015
Bromoform	CHBr ₃	Trihalogenmethan	++++	Carpenter et al 1981; Fayad and Iqbal 1987; Heller-Grossmann et al 1993; Jenner et al 1997; Allonier et al 1999; Agus & Sedlak 2010; Sha et al 2015; Manasfi et al 2017
Dichloroacetonitril	Cl ₂ CHCN	Halogenacetonitril		Jenner et al 1997b; Boudjellaba et al 2016
Trichloroacetonitril	Cl ₃ CCN	Halogenacetonitril		Boudjellaba et al 2016
Bromchloracetonitril	BrClCHCN	Halogenacetonitril		Boudjellaba et al 2016
Bromdichloroacetonitril	BrCl ₂ CCN	Halogenacetonitril		Boudjellaba et al 2016
Dibromoacetonitril	Br ₂ CHCN	Halogenacetonitril	+	Jenner et al 1997+1998; Allonier et al 1999; Agus & Sedlak 2010; Boudjellaba et al 2016; Manasfi et al 2017
Chloressigsäure	ClCH ₂ COOH	Halogenessigsäure		Peters et al 1991
Dichloressigsäure	Cl ₂ CHCOOH	Halogenessigsäure		Peters et al 1991; Heller-Grossmann et al 1993
Trichloressigsäure	Cl ₃ CCOOH	Halogenessigsäure		Peters et al 1991; Heller-Grossmann et al 1993; Kristiansen et al 1996
Monobromessigsäure	BrCH ₂ COOH	Halogenessigsäure		Peters et al 1991
Dibromessigsäure	Br ₂ CHCOOH	Halogenessigsäure	++	Peters et al 1991; Heller-Grossmann et al 1993; Kristiansen et al 1996; Allonier et al 1999; Agus & Sedlak 2010; Shi et al 2013; Sha et al 2015
Tribromessigsäure	Br ₃ CCOOH	Halogenessigsäure	+	Shi et al 2013; Sha et al 2015; Boudjellaba et al 2016; Manasfi et al 2017

Nebenprodukt	Summenformel	Substanzklasse	Proliferation	Literatur
Bromchloroessigsäure	BrClCHCOOH	Halogenessigsäure		Peters et al 1991; Heller-Grossmann et al 1993
Bromdichloroessigsäure	BrCl ₂ CCOOH	Halogenessigsäure	+	Shi et al 2013; Boudjellaba et al 2016
Dibromchloroessigsäure	Br ₂ ClCCOOH	Halogenessigsäure	+	Shi et al 2013; Boudjellaba et al 2016
2,4-Dichlorphenol	2,4-Cl ₂ C ₅ H ₃ OH	Halogenphenol		Jenner et al 1997
2,4,6-Trichlorphenol	2,4,6-Cl ₃ C ₅ H ₂ OH	Halogenphenol		Jenner et al 1997
2,4-Dibromphenol	2,4-Br ₂ C ₅ H ₃ OH	Halogenphenol	+	Bean et al 1978, 1983; Jenner et al 1997+1998; Boudjellaba et al 2016
2,6-Dibromphenol	2,4-Br ₂ C ₅ H ₃ OH	Halogenphenol	+	Jenner et al 1997; Sim et al 2009; Boudjellaba et al 2016
2,4,6-Tribromphenol	2,4,6-Br ₃ C ₅ H ₂ OH	Halogenphenol	++	Bean et al 1978, 1983; Jenner et al 1997+1998; Sim et al 2009; Agus & Sedlak 2010; Boudjellaba et al 2016
2-Brom-4-chlorphenol	2-Br-4-ClC ₅ H ₃ OH	Halogenphenol	+	Boudjellaba et al 2016
4-Bromphenol	BrC ₆ H ₄ OH	Halogenphenol	(Sediment)	Bean et al 1983; Sim et al 2009
2-Chlorcyclohexanol	ClC ₅ H ₁₀ OH	Halogencyclohexanol		
2-Bromcyclohexanol	BrC ₅ H ₁₀ OH	Halogencyclohexanol		Fayard & Iqbal 1987
1,2-Dibromcyclohexanol	Br ₂ C ₅ H ₉ OH	Halogencyclohexanol		Fayard & Iqbal 1987
1,1-Dichlor-2-propanon		Halogenketon		Boudjellaba et al 2016
1,1,1-Trichlorpropanon		Halogenketon		Boudjellaba et al 2016
Chlorat-Ion	ClO ₃ ⁻	Halogenide		Jung et al 2014
Perchlorat-Ion	ClO ₄ ⁻	Halogenide		
Bromat-Ion	BrO ₃ ⁻	Halogenide		Macalady et al 1977; Jung et al 2014
Dichloracetamide	Cl ₂ CHCONH ₂	Halogenacetamid	++	Nihemaiti et al 2015
Trichloracetamide	Cl ₃ CCONH ₂	Halogenacetamid	++	Nihemaiti et al 2015
Dibromacetamide	Br ₂ CHCONH ₂	Halogenacetamid	++	Nihemaiti et al 2015
Chlornitromethan	ClCH ₂ NO ₂	Halogennitromethan	+	Shi et al 2013

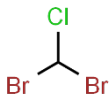
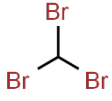
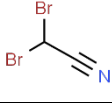
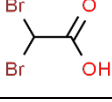
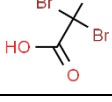
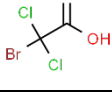
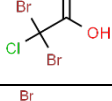
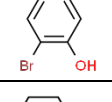
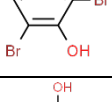
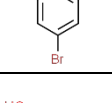
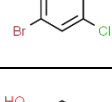
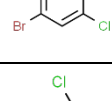
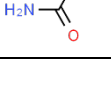
Nebenprodukt	Summenformel	Substanzklasse	Proliferation	Literatur
Dichlornitromethan	Cl ₂ CHNO ₂	Halogennitromethan		Shi et al 2013
Trichlornitromethan	Cl ₃ CNO ₂	Halogennitromethan		Shi et al 2013
Bromnitromethan	BrCH ₂ NO ₂	Halogennitromethan	+	Shi et al 2013
Bromchlornitromethan	BrClCHNO ₂	Halogennitromethan	+	Shi et al 2013
Dibromnitromethan	Br ₂ CHNO ₂	Halogennitromethan	+	Shi et al 2013



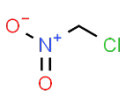
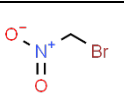
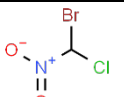
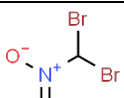
Reine Chlorverbindungen, wie in Tabelle 1 mit aufgelistet, können beim Elektrolyseprozess an den Elektroden entstehen, werden aber im bromidhaltigen Seewasser unmittelbar in Bromprodukte umgewandelt. Sie wurden nur angegeben, um einen vollständigen Überblick zu erhalten.

Ein weiteres wichtiges Merkmal der bei der Elektrolyse im Meerwasser entstehenden Halogennebenprodukte ist ihre jeweilige Löslichkeit in Wasser. Diese Eigenschaft ermöglicht eine grobe Einschätzung, inwieweit die Verbindungen direkt in der Wassersäule – in „quasi-gelöstem“ Zustand – transportiert werden können und daher auch nicht absinken oder ob sie unter Umständen mit Partikeln assoziiert in der Wassersäule vorkommen und dadurch anderen Transportmechanismen unterliegen und schließlich auch in das Sediment absinken.

Die nachfolgende Tabelle 2 zeigt die Löslichkeiten der relevanten Halogenverbindungen unterteilt in „gut löslich“, „weniger gut löslich“ und „schlecht löslich“. Durch die Kreuzsymbole wird qualitativ bewertet, ob die Substanzen für einen Partikelassoziierten Transport in Frage kommen. Es wurden hier nur noch die Verbindungen aus Tabelle 1 gelistet, die eine mögliche akut toxische Wirkung im Nahbereich der Anlage (Radius ca. 500 m) aufweisen können sowie mit einer gewissen Wahrscheinlichkeit für eine Proliferation im Wasserkörper verbunden sind.

Tabelle 2: Chlor- und Bromnebenprodukte der Elektrolyse von Meerwasser: Struktur (ChemSpider) und Löslichkeiten (**blau** – gut löslich in Wasser, **gelb** – weniger gut löslich, **rot** – schlecht löslich)

Nebenprodukt	Summenformel	Strukturformel	Löslichkeit in Wasser	Mögl. Partikeltransport
Dibromchlormethan	CHBr_2Cl		2,7 g l ⁻¹ (20 °C)	+
Bromoform	CHBr_3		2,9 g l ⁻¹ (30 °C)	+
Dibromacetonitril	Br_2CHCN		10 g l ⁻¹ (22 °C)	+
Dibromessigsäure	Br_2CHCOOH		2.000 g l ⁻¹ (25 °C)	
Tribromessigsäure	Br_3CCOOH		200 g l ⁻¹ (25 °C)	
Bromdichloressigsäure	$\text{BrCl}_2\text{CCOOH}$		4,9 g l ⁻¹ (25 °C)	+
Dibromchloressigsäure	$\text{Br}_2\text{ClCCOOH}$		2,4 g l ⁻¹ (25 °C)	+
2,4-Dibromphenol	$2,4\text{-Br}_2\text{C}_5\text{H}_3\text{OH}$		1,9 g l ⁻¹ (15 °C)	+
2,6-Dibromphenol	$2,6\text{-Br}_2\text{C}_5\text{H}_3\text{OH}$		0,12 g l ⁻¹ (25 °C)	++
2,4,6-Tri-bromphenol	$2,4,6\text{-Br}_3\text{C}_5\text{H}_2\text{OH}$		0,07 g l ⁻¹ (25 °C)	++ (10 % Sediment. Howe et al 2005)
2-Brom-4-chlorphenol	$2\text{-Br-4-ClC}_5\text{H}_3\text{OH}$		nur in Methanol	++
4-Bromphenol	$\text{BrC}_6\text{H}_4\text{OH}$		14 g l ⁻¹ (25 °C)	+
Dichloracetamid	$\text{Cl}_2\text{CHCONH}_2$		70 g l ⁻¹ (20 °C)	

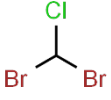
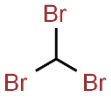
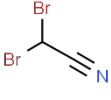
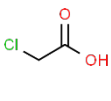
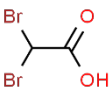
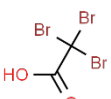


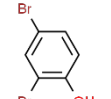
Nebenprodukt	Summenformel	Strukturformel	Löslichkeit in Wasser	Mögl. Partikeltransport
Trichloracetamid	Cl ₃ CCONH ₂		13 g l ⁻¹ (20 °C)	+
Dibromacetamid	Br ₂ CHCONH ₂		19,5 g l ⁻¹ (20 °C)	+
Chlornitromethan	ClCH ₂ NO ₂		49,6 g l ⁻¹ (20 °C)	
Bromnitromethan	BrCH ₂ NO ₂		18,7 g l ⁻¹ (25 °C)	+
Bromchlornitromethan	BrClCHNO ₂		9,2 g l ⁻¹ (25 °C)	+
Dibromnitromethan	Br ₂ CHNO ₂		4,5 g l ⁻¹ (25 °C)	+

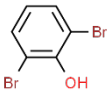
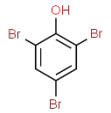
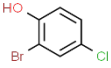
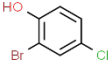
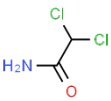
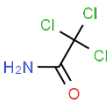
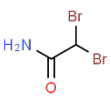
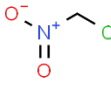
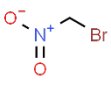

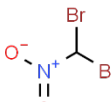
Alle einfacheren Halogenverbindungen unterliegen Abbauprozessen, die abhängig vom jeweiligen aquatischen Milieu sind (pH-Werte, aerobe/ anaerobe Bedingungen, UV-Strahlung, Bakterien). Oft sind sie auch Bestandteile von natürlichen biochemischen Umsetzungsprozessen im Meerwasser. So fanden Tokarczyk & Moore (1994) bei Kaltwasser-Diatomeen (*Porosira glacialis* und *Nitzschia* sp.) Produktionsraten zwischen 6 und 72 pmol h⁻¹ (1,5 und 18,2 ng h⁻¹) Bromoform pro mg Chl-a.

In bestimmten Sedimenten finden sich Würmer (Hemichordate, besonders *Saccoglossus kowalewskii*, vergl. King 1988, Giray & King 1997), die – vorzugsweise unter anaeroben Bedingungen – die Bromphenole auf- und abbauen können. Hier sind Bromphenole offensichtlich an Stoffwechselfvorgängen beteiligt und treten natürlicherweise auf.

Während die aliphatischen Halogenmethane, -essigsäuren, -acetonitrile, -acetamide und -nitromethane unter bestimmten Bedingungen hydrolysiert, UV-photolytisch oder durch aerobe Bakterien degradiert werden, haben die aromatischen Halogenphenole wie etwa das Tribromphenol deutlich geringere Abbauraten in der Wassersäule und sind stabiler. Hier werden die effektivsten Raten für eine Degradation durch Mikroorganismen im Sediment erreicht (King 1988, Lindgaard-Jørgensen 1988). Die nachfolgende Tabelle 3 gibt einen Überblick über die verschiedenen Nebenprodukte und ihre Abbauraten:

Tabelle 3: Chlor- und Bromnebenprodukte der Elektrolyse von Meerwasser: Abbauraten aus der Literatur, **in Rot: Verwendete Abbauraten für betrachtete Nebenprodukte**

Nebenprodukt	Summenformel	Struktur	Abbaurate / Prozesse	Literatur
Dibromchlormethan	CHBr_2Cl		> 90 % / 5 Tagen (belüfteter Abwasserkanal); Methylo-Bakterien-Abbau; Ausgasung	Ozdemir & Dursun 2010; Trotsenko & Doronina 2003; Schaefer et al 2007; Goodwin et al 2005
Bromoform	CHBr_3		> 90 % / 5 Tagen (belüfteter Abwasserkanal); Methylo-Bakterien-Abbau; Ausgasung, $k = -0,027 \text{ h}^{-1}$	Ozdemir & Dursun 2010; Trotsenko & Doronina 2003; Schaefer et al 2007; Goodwin et al 2005; Taylor 2006
Dibromacetonitril	Br_2CHCN		Sedimentabbau (Tage bis Wochen); Hydrolyse; UV-Photolyse	Zhang et al 2018; Zhang et al 2019; Glezer et al 1999
Chloressigsäure	ClCH_2COOH		> 90 % / 10 Tagen; Absinkprozesse+Abbau	Hashimoto et al 1998; Scott et al 2000; Heidarrezaei 2020
Dibromessigsäure	Br_2CHCOOH		> 90 % / 10 Tagen; Absinkprozesse+Abbau $k = -0.0188 \text{ h}^{-1}$ (DCAA)	Scott et al 2000; Heidarrezaei 2020; Hashimoto et al 1998
Tribromessigsäure	Br_3CCOOH		> 20 % / 10 Tagen; Absinkprozesse+Abbau	Hashimoto et al 1998; Scott et al 2000; Heidarrezaei 2020
Bromdichloressigsäure	$\text{BrCl}_2\text{CCOOH}$		> 90 % / 10 Tagen; Absinkprozesse+Abbau	Hashimoto et al 1998; Scott et al 2000; Heidarrezaei 2020
Dibromchloressigsäure	$\text{Br}_2\text{ClCCOOH}$		> 90 % / 10 Tagen; Absinkprozesse+Abbau	Hashimoto et al 1998; Scott et al 2000; Heidarrezaei 2020
2,4-Dibromphenol	$2,4\text{-Br}_2\text{C}_5\text{H}_3\text{OH}$		Anaerober Abbau im Sediment > 90 % / 2 Tage	King 1988; Lindgaard-Jørgensen 1988

Nebenprodukt	Summenformel	Struktur	Abbaureate / Prozesse	Literatur
2,6-Dibromphenol	2,6-Br ₂ C ₅ H ₃ OH		Anaerober Abbau im Sediment > 90 % / 2 Tage	King 1988; Lindgaard-Jørgensen 1988
2,4,6-Tri-bromphenol	2,4,6-Br ₃ C ₅ H ₂ OH		Anaerober Abbau im Sediment > 70 % / 10 Tage k = -0.00792 h ⁻¹ k = -0,19 d ⁻¹	King 1988; Lindgaard-Jørgensen 1988 Howe et al 2005
2-Brom-4-chlorphenol	2-Br-4-ClC ₅ H ₃ OH		Anaerober Abbau im Sediment > 90 % / 2 Tage	King 1988; Lindgaard-Jørgensen 1988;
4-Bromphenol	BrC ₆ H ₄ OH		Anaerober Abbau im Sediment > 90 % / 2 Tage; Aerob und anaerob in Ästuar-sedimenten: > 1 mg/m ² /h	King 1988; Lindgaard-Jørgensen 1988; Stewart & Lovell 1997
Dichloracetamid	Cl ₂ CHCONH ₂		UV-Photolyse; mikrobieller Abbau in Ackerboden: 7,6 g/ml in 7 Tagen	Dwivedi 2012; Zhang et al 2019; Xu et al 2006
Trichloracetamid	Cl ₃ CCONH ₂		UV-Photolyse; mikrobieller Abbau in Ackerboden: 7,6 g/ml in 7 Tagen	Dwivedi 2012; Zhang et al 2019; Xu et al 2006
Dibromacetamid	Br ₂ CHCONH ₂		UV-Photolyse; Hydrolyse	Dwivedi 2012; Zhang et al 2019; Chervenak 2000
Chlornitromethan	ClCH ₂ NO ₂		UV-Photolyse	Dwivedi 2012; Zhang et al 2019; Abusallout 2019
Bromnitromethan	BrCH ₂ NO ₂		UV-Photolyse	Dwivedi 2012; Zhang et al 2019; Abusallout 2019
Bromchlornitromethan	BrClCHNO ₂		UV-Photolyse	Dwivedi 2012; Zhang et al 2019; Abusallout 2019
Dibromnitromethan	Br ₂ CHNO ₂		UV-Photolyse	Dwivedi 2012; Zhang et al 2019; Abusallout 2019

Bean et al (1978) zeigten in einer summarischen Zusammenstellung, welche Halogengruppen bei der Chlorierung von marinem Kühlwasser aus den Meerwasserbestandteilen und den oxidierenden Substanzen als Reaktionsprodukte entstehen können. Einen Überblick gibt die nachfolgende Tabelle 4:

Tabelle 4: Hauptproduktgruppen, die im Seewasser aus den Chlorierungsprozessen entstehen

Reaktionsprodukte aus Chlorierung	Anteile an Chlorbiozid
Organische Oxidationsprodukte direkt zu CO ₂	50-80 %
Nicht-Halogenmethane (Säuren, Nitrile u.a.)	1-6 %
Halogenmethane	0.5-5 %
Halogenacetonitrile	0-5 %
Halogenphenole	0.1 %

Ein Teil des durch die Meerwasserelektrolyse entstehenden elementaren Chlors bzw. Broms kann bereits in Gasform aus der Wassersäule entweichen, daher bilden die Summen der in Tabelle 4 gelisteten Verbindungsanteile keine 100 %.

Studien von Jenner et al (1997) und Khalanski (2002) haben gezeigt, dass bei verschiedenen Anlagen zur Elektrolyse in Seewasser nur die folgenden Hauptkomponenten in der weiteren Umgebung der Anlage überhaupt messbar waren:

- Bromoform
- Bromdichlormethan (BDCM)
- Chlordibrommethan (CDBM)
- Monobromessigsäure (MBAA)
- Dibromessigsäure (DBAA)
- Dibromacetonitril (DBAN)
- Dibromacetamid (DBAcAm)
- 2,4,6-Tribromphenol (2,4,6-TBP)

Dabei handelte es sich um Bromnebenprodukte (BNP), die nur noch zum Teil Chlor enthielten. Die Autoren gaben aus unterschiedlichen Studien die Anfangskonzentrationen der einzelnen BNP an, die sich aus den ursprünglich eingesetzten Chlor-Konzentrationen aus der Elektrolyse des Meerwassers ergaben. Daraus ließen sich die Verhältnisse von Chlor_{Start} zu BNP in % ausrechnen, die in der folgenden Tabelle 5 aufgelistet sind.

Damit entstehen beispielsweise aus 0,2 mg l⁻¹ Chlorbiozid Cl₂ im Mittel 4,70 µg l⁻¹ Bromoform bzw. 0,66 µg l⁻¹ Dibromessigsäure sowie 0,08 µg l⁻¹ Tribromphenol.

Da neben den diesen BNP, die aus dem aus den Auslässen eingeleiteten Biozid von $0,2 \text{ mg l}^{-1} \text{ Cl}_2$ freigesetzt werden, bereits im Schiffsystem Nebenprodukte entstehen – die hier wirksame Biozidkonzentration soll maximal $0,5 \text{ mg l}^{-1} \text{ Cl}_2$ betragen – wurden alle im Folgenden gezeigten Bromnebenprodukt-Konzentrationen mit einem Aufschlag von pauschal 150 % versehen und gingen mit diesen höheren Konzentrationen in einer „Worst-Worst-Case“-Betrachtung in die Bewertungen ein.

Tabelle 5: Haupt-BNP bei der Elektrolyse: Anteile entsprechend Chlor-Konzentration (Literaturwerte), BNP-Anfangsgehalte bei $c_{\text{Chlor}} = 0,2 \text{ mg l}^{-1} \text{ Cl}_2$ plus 150 % Aufschlag sowie NOEC („No Observed Effect Concentration“)-Werte für Muschelkiemen (Allonier 1999) und PNEC („Predicted No Effect Concentration“) für aquatische Organismen (ECHA 2021, Zhang et al 2020 - DBAA)

Bromnebenprodukt (BNP)	Literatur	BNP-Konz _{Lit} [$\mu\text{g l}^{-1}$]	Cl ₂ -Konz _{Lit} [mg l^{-1}]	Anteil BNP [% Cl ₂]	Muschelkiemen
				BNP-Konz _{Start} [$\mu\text{g l}^{-1}$] (+ 150 %)	NOEC PNEC [$\mu\text{g l}^{-1}$]
Bromoform	Jenner et al 1997; Allonier et al 1999; Zhang et al 2015	16,32 10,88 530,00	0,73 0,50 20,00	2,24 2,18 2,65 Mittel: 2,35 4,70 (11,75)	500 1,3
Dibromacetonitril	Jenner et al 1997; Allonier et al 1999	1,48 0,84	0,73 0,50	0,20 0,17 Mittel: 0,19 0,38 (0,95)	500
Bromdichlormethan+ Dibromchlormethan	Jenner et al 1997	0,70	0,73	0,10 0,20 (0,50)	500
Dibromessigsäure (DBAA)	Allonier et al 1999; Zhang et al 2015	1,79 57,14	0,50 20,00	0,36 0,29 Mittel: 0,33 0,66 (1,65)	500 9,2
Dibromacetamid	Nihemaiti 2015; Zhang et al 2015	105,00 20,00	15,00 20,00	0,70 0,10 Mittel: 0,40 0,80 (2,00)	500
2,4,6-Tri-bromphenol (TBP)	Jenner et al 1997; Allonier et al 1999	0,29 0,17	0,73 0,50	0,04 0,03 Mittel: 0,04 0,08 (0,20)	Daphnie 100 0,05

In derselben Tabelle 5 wurden ferner die NOEC („No Observed Effect Concentration“ – „Kein-Effekt-Konzentration“ aus Tests) für Muschelkiemen bzw. Daphnien sowie die PNEC („Predicted No Effect Concentration“ – abgeleitete Konzentrationen, unterhalb derer keinerlei Effekt auf bestimmte Organismen/ Funktionen mehr erwartet werden kann, generell niedriger als NOEC) für eine kontinuierliche Einleitung der BNP in Meerwasser aufgeführt; es wurde deutlich, dass für eine angenommene Biozidkonzentration von $0,2 \text{ mg l}^{-1} \text{ Cl}_2$ die Anfangskonzentrationen an den Auslässen der FSRU-Anlage der zu erwartenden BNP inklusive des „Worst-Worst-Case“-Aufschlags von 150 % um ein bis zwei Größenordnungen unter den NOEC und im selben Bereich wie die PNEC lagen. Ausnahme war hier das Bromoform, das mit seiner Anfangskonzentration von $11,75 \text{ } \mu\text{g l}^{-1}$ den PNEC-Wert für die empfindlichen Muschelkiemen von $1,3 \text{ } \mu\text{g l}^{-1}$ um fast das 10-fache überschritt.

Für die weiteren Verteilungs- und Wirkungsbetrachtungen wurden aus diesen Hauptkomponenten stellvertretend das Bromoform, die Dibromessigsäure (DBAA) sowie das Tribromphenol (TBP) ausgewählt, um die Prozesse und möglichen Auswirkungen zu beschreiben. In Bezug auf die Abbau- und Transportprozesse sowie die Umweltschädlichkeiten und Toxizitäten sind die Ergebnisse für diese Verbindungen auf die anderen Hauptkomponenten übertragbar.

Die NOEC-Werte in Tabelle 5 wurden hier aus zwei Gründen für Muschelkiemen angegeben: Zum einen sind Muscheln eine Organismengruppe, die in der Jade und im Jadebusen von möglichen Schadstoffeinleitungen betroffen sein können. Zum anderen sind Muschelkiemen gegenüber Schadstoffen deutlich empfindlicher als beispielweise Fische, andere Makrozoobenthosorganismen oder Algen, sodass mit den entsprechenden niedrigen NOEC-Werten hier eher ein Worst-Case-Szenario abgebildet wurde. Die nachfolgende Tabelle 6 zeigt weitere Beispiele für NOEC-Werte (LC_{50} -Werte für Fische, Kurzzeitexposition) bezogen auf andere marine Organismen:

Tabelle 6: Ausgewählte Haupt-BNP bei der Elektrolyse: NOEC-Werte und LC₅₀-Werte für verschiedene marine Organismen (Allonier 1999, His et al 1999, Lebaron¹ et al 2019, ECHA² 2021, Mayes³ et al 1985, Fisher⁴ et al 2014)

Bromnebenprodukt (BNP)	Fische LC₅₀ 96 h [µg l⁻¹]	Muschel- kiemen NOEC [µg l⁻¹]	Seeigel NOEC [µg l⁻¹]	Algen NOEC [µg l⁻¹]	Bakterien NOEC [µg l⁻¹]
Bromoform	29.000²	500	1.000 (10.000)¹	2.800²	3.410
Dibromessigsäure (DBAA)	69.000³	500	2.500	97.800⁴	2.250
2,4,6-Tribromphenol (TBP)	1.500²	Daphnie 100	1.000 (500)¹	100- 2.200²	10.000²

5 Verteilungen der Bromnebenprodukte in der Jade

5.1 Flächenverteilungen im Jadewasserkörper

Im Folgenden werden die flächigen Verteilungen des Biozids sowie der entstehenden Bromnebenprodukte (BNP) Bromoform, Dibromessigsäure und Tribromphenol in der Wassersäule des gesamten Jadewasserkörpers einschließlich des Jadebusens dargestellt. Dabei wurden als Szenario eine kontinuierliche Anfangsdosierung des Chlorbiozids in der FSRU-Anlage von $0,2 \text{ mg l}^{-1} \text{ Cl}_2$ berücksichtigt. Die Verteilungen der Konzentrationswerte für das Gesamtbiozid (Abbildung 2) basierten auf den maximalen, tiefengemittelten Simulationsdaten über 12 Wochen, die von DHI/WASY (2022) ermittelt wurden. Diese Daten wurden direkt übernommen und sind in dem vorliegenden Gutachten lediglich leicht verändert dargestellt.

Aus Abbildung 2 wird deutlich, dass in allen Szenarien die Minimalwerte, abgesehen von einigen Randbereichen des Modells, für das Biozid nicht null waren. Für das Szenario der kontinuierlichen Dosierung des Biozids fanden sich insgesamt höhere Werte über alle Bereiche; sie reichten von minimal $0,001 \text{ } \mu\text{g l}^{-1}$ in Wattengebieten bis $25 \text{ } \mu\text{g l}^{-1}$ im Bereich der FSRU-Anlage. Im Bereich des Hohe-Weg-Watts waren die Konzentrationen durchweg $< 0,5 \text{ } \mu\text{g l}^{-1}$, im Jadebusen wurden $0,5$ bis $0,6 \text{ } \mu\text{g l}^{-1}$ erreicht und in der Innenjade $0,75$ bis $2 \text{ } \mu\text{g l}^{-1}$.

In Abbildung 3, Abbildung 4 und Abbildung 5 sind die analogen Konzentrationsverteilungen für Bromoform, Dibromessigsäure und Tribromphenol dargestellt. Hierbei handelte es sich um Konzentrationsverteilungen, die rein auf Basis der anteiligen Faktoren für die Einzelverbindungen aus Tabelle 5 berechnet wurden: Faktor $0,0235$ für Bromoform, $0,0033$ für Dibromessigsäure (DBAA) und $0,0004$ für Tribromphenol. Alle BNP-Konzentrationen, die sich aus der Anwendung dieser Faktoren auf die Austrittskonzentration von $0,2 \text{ mg l}^{-1} \text{ Cl}_2$ -Biozid ergaben, wurden für die „Worst-Worst-Case“-Betrachtung mit einem Aufschlag von 150% versehen.

In den nachfolgend gezeigten Darstellungen waren keine Substanzverluste durch Ausgasung (Bromoform), Abbauprozesse (alle BNP) oder Sedimentation (TBP) enthalten. Für das Szenario der kontinuierlichen Dosierung des Biozids bewegten sich die Maximalkonzentrationen der BNP im Nahbereich der Anlage (Radius ca. 500 m) in einem Bereich bis $2 \text{ } \mu\text{g l}^{-1}$ für Bromoform, bis $0,23 \text{ } \mu\text{g l}^{-1}$ für DBAA und bis $0,03 \text{ } \mu\text{g l}^{-1}$ für TBP.

Alle Werte lagen deutlich im sehr niedrigen Mikrogramm-Bereich und waren damit etwa 2-3 Größenordnungen unterhalb der in Tabelle 5 angegebenen NOEC-Werte. Keine der drei Verbindungen überschritt die entsprechenden PNEC-Werte.

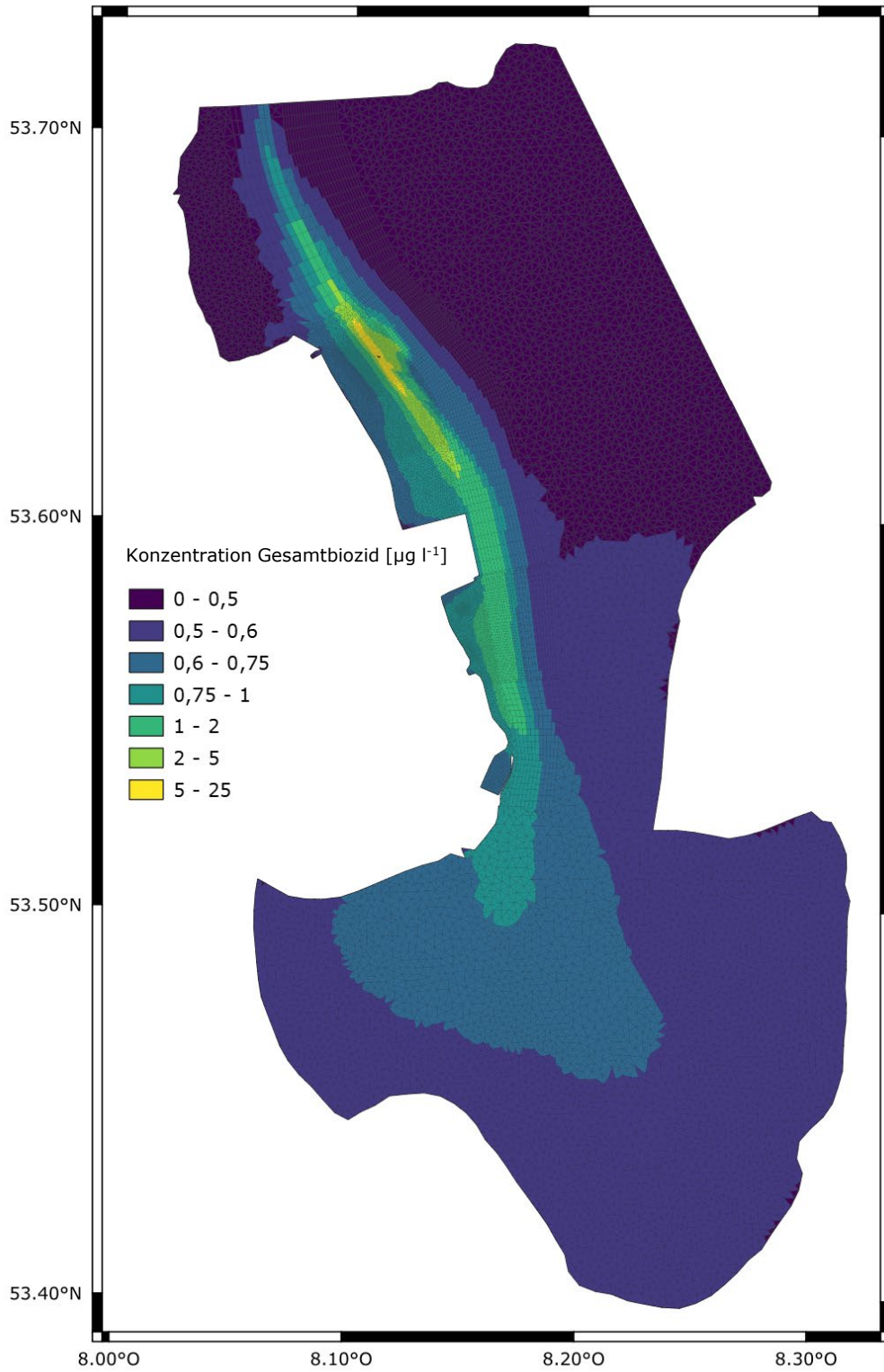


Abbildung 2: Theoretische Verteilungen des Chlorbiozids [$\mu\text{g l}^{-1}$] im Wasserkörper der Jade nach 12 Wochen bei kontinuierlicher Ausgangsdosierung mit $0,2 \text{ mg l}^{-1}$, Simulationsdaten DHI/WASY 2022

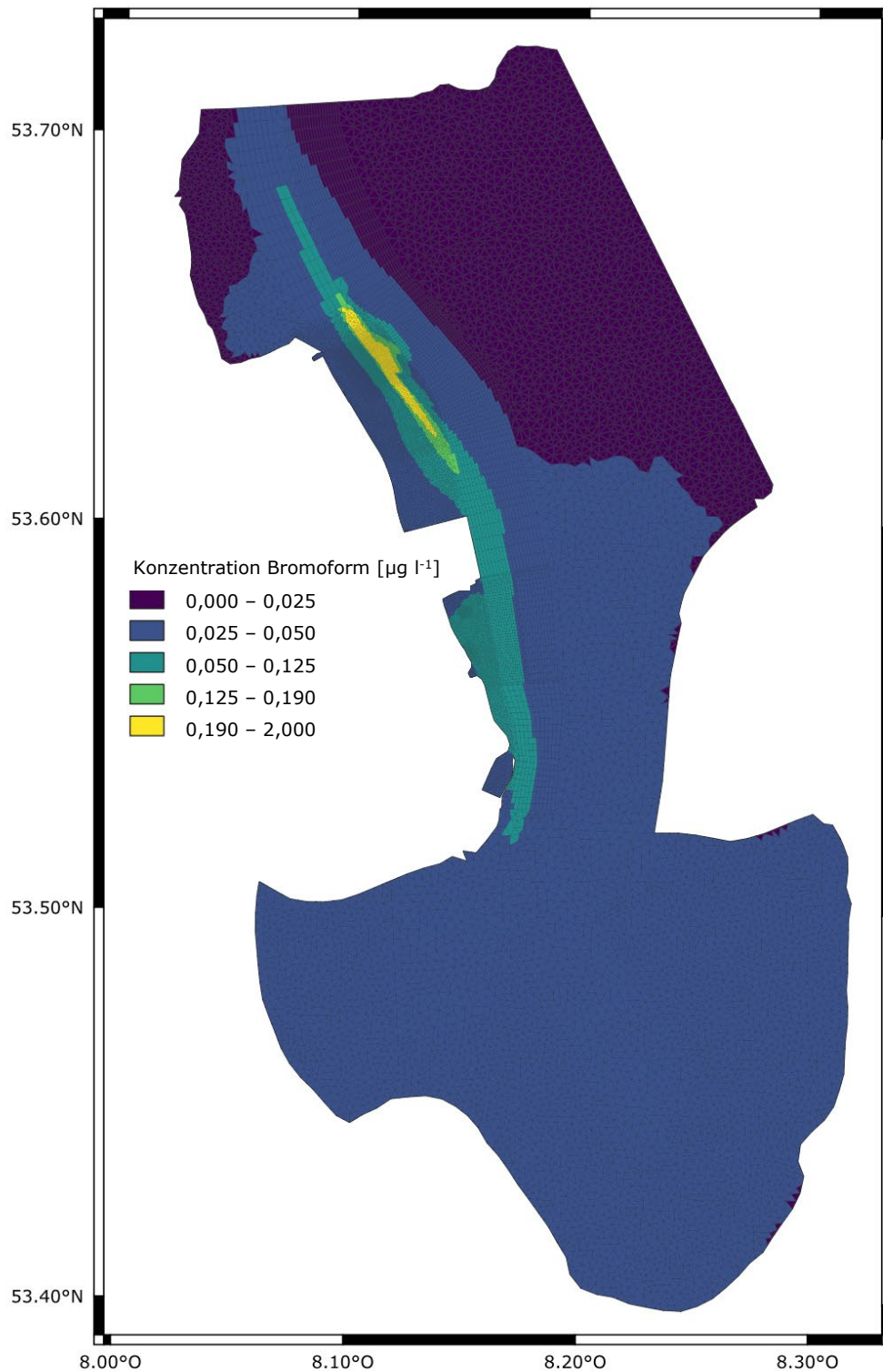


Abbildung 3: Theoretische Verteilungen des Bromoforms [$\mu\text{g l}^{-1}$] im Wasserkörper der Jade nach 12 Wochen bei kontinuierlicher Ausgangsdosierung des Chlorbiozids mit $0,2 \text{ mg l}^{-1} \text{ Cl}_2$ plus 150 % Aufschlag BNP, Basis: Simulationsdaten DHI/WASY 2022

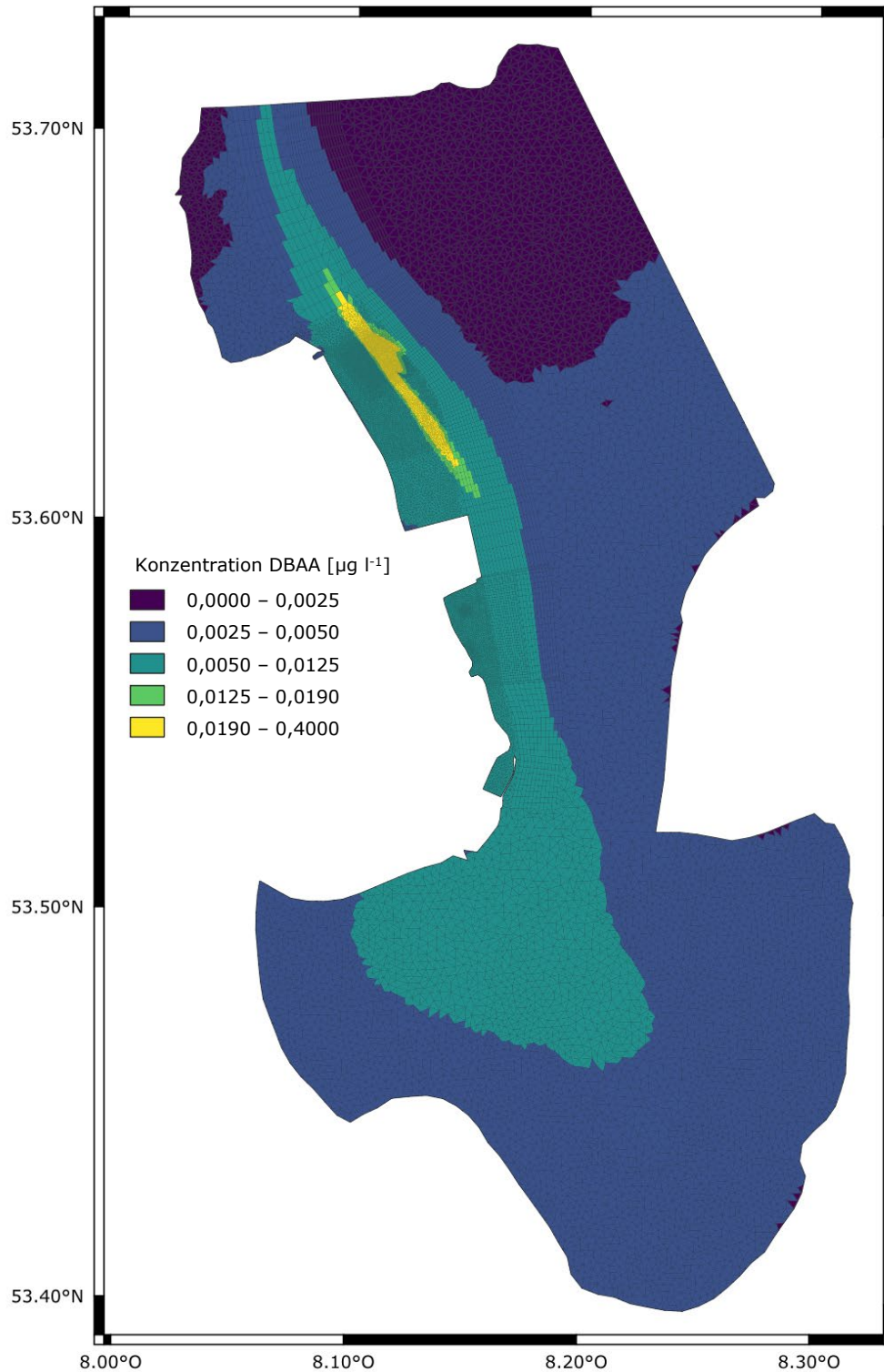


Abbildung 4: Theoretische Verteilungen der Dibromessigsäure (DBAA) [$\mu\text{g l}^{-1}$] im Wasserkörper der Jade nach 12 Wochen bei kontinuierlicher Ausgangsdosierung des Chlorbiozids mit $0,2 \text{ mg l}^{-1} \text{ Cl}_2$ plus 150 % Aufschlag BNP, Basis: Simulationsdaten DHI/WASY 2022

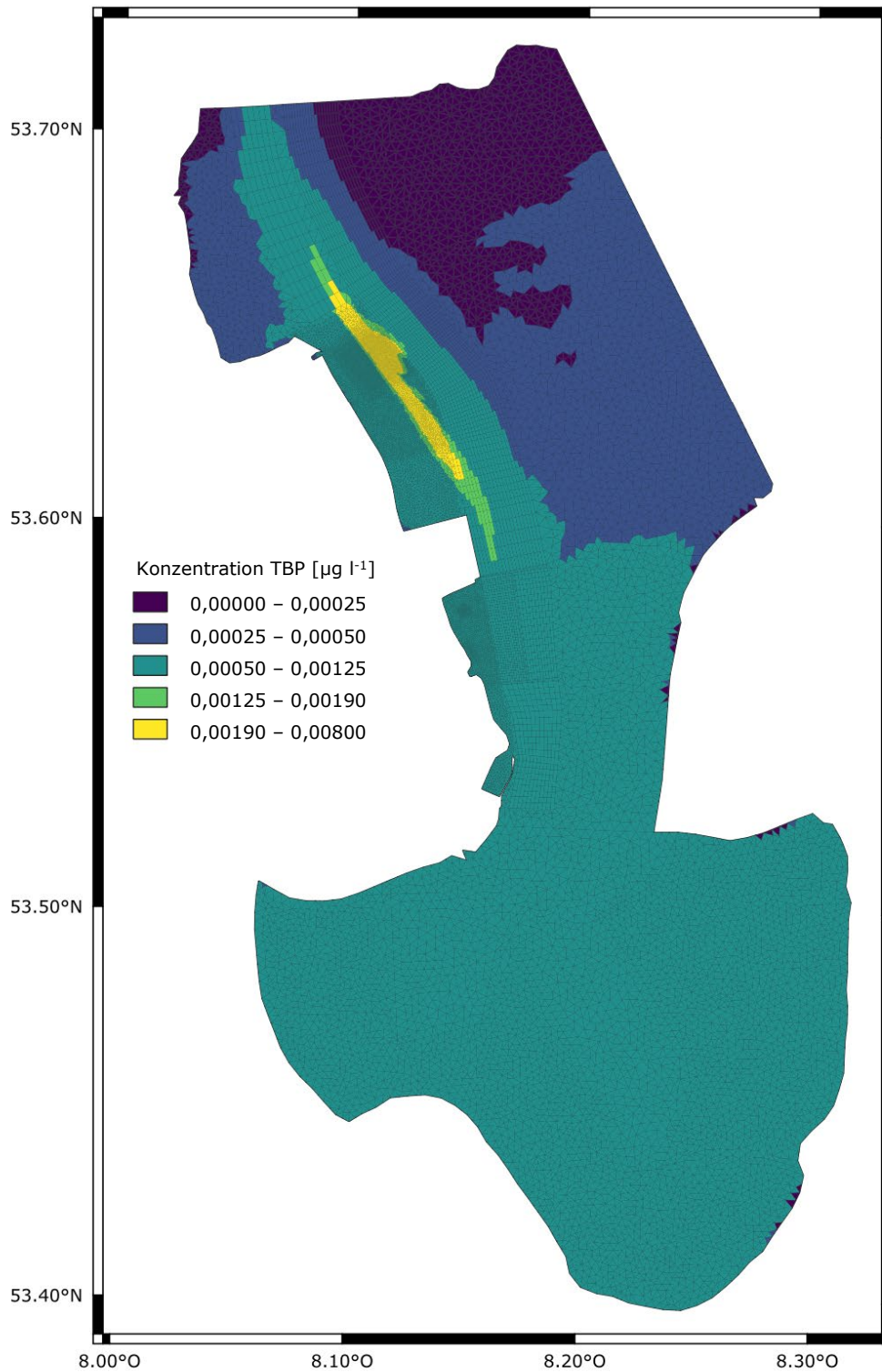


Abbildung 5: Theoretische Verteilungen der Tribromphenols (TBP) [$\mu\text{g l}^{-1}$] im Wasserkörper der Jade nach 12 Wochen bei kontinuierlicher Ausgangsdosierung des Chlorbiozids mit $0,2 \text{ mg l}^{-1} \text{ Cl}_2$ plus 150 % Aufschlag BNP, Basis: Simulationsdaten DHI/WASY 2022

5.2 Zeitliche Konzentrationsverläufe an zwei Jadestationen

Im vorangegangenen Kapitel wurde deutlich, dass die Konzentrationen der Bromnebenprodukte aus der Elektrolyse bei einer einfachen Verteilung über den Wasserkörper der Jade mehrere Größenordnungen unterhalb jeglicher toxischer Schwellenwerte lagen. Dennoch stellte sich für eine weitere Bewertung die Frage, ob es in dem hochdynamischen System von Chlorinierung, Wassertransport und Umsetzungsprozessen nicht doch innerhalb der Jade und hier speziell des Jadebusens, dessen Wasseraustauschraten eher im Wochen- als im Tagesbereich liegen (Lenhart et al 2004), zu Anreicherungen bzw. einer Kumulation von Konzentrationswerten kommen konnte. Die Simulationen DHI/WASY 2022 bezüglich der Konzentrationsänderungen an zwei virtuellen Stationen (Jadestationen 4b und 4c, siehe dazu Abbildung 1) über jeweils 12 Wochen sind in der nachfolgenden Abbildung 6 und Abbildung 7 für das Szenario der kontinuierlichen Bioziddosierung von $0,2 \text{ mg l}^{-1}$ gezeigt. Die Originalabbildungen finden sich im Bericht von DHI/WASY 2022.

Es wurde deutlich, dass für beide Stationen nach einem „Einschwingen“ des Systems (hier nicht gezeigt) zunächst starke Konzentrationsanstiege zu beobachten waren. Auch wenn es gegen Ende der 12-Wochenperiode so erschien, als könnten sich die Konzentrationswerte asymptotisch einem oberen Schwellenwert von $0,6 \text{ } \mu\text{g l}^{-1}$ genähert haben, so bestand dennoch die Möglichkeit, dass sich hier ein permanenter Anstieg der Konzentrationen auch nach den 12 Wochen fortsetzen konnte. Das sollte im Rahmen dieser Untersuchung mittels der Berechnungen der theoretischen Konzentrationen der Bromnebenprodukte weiter überprüft werden.

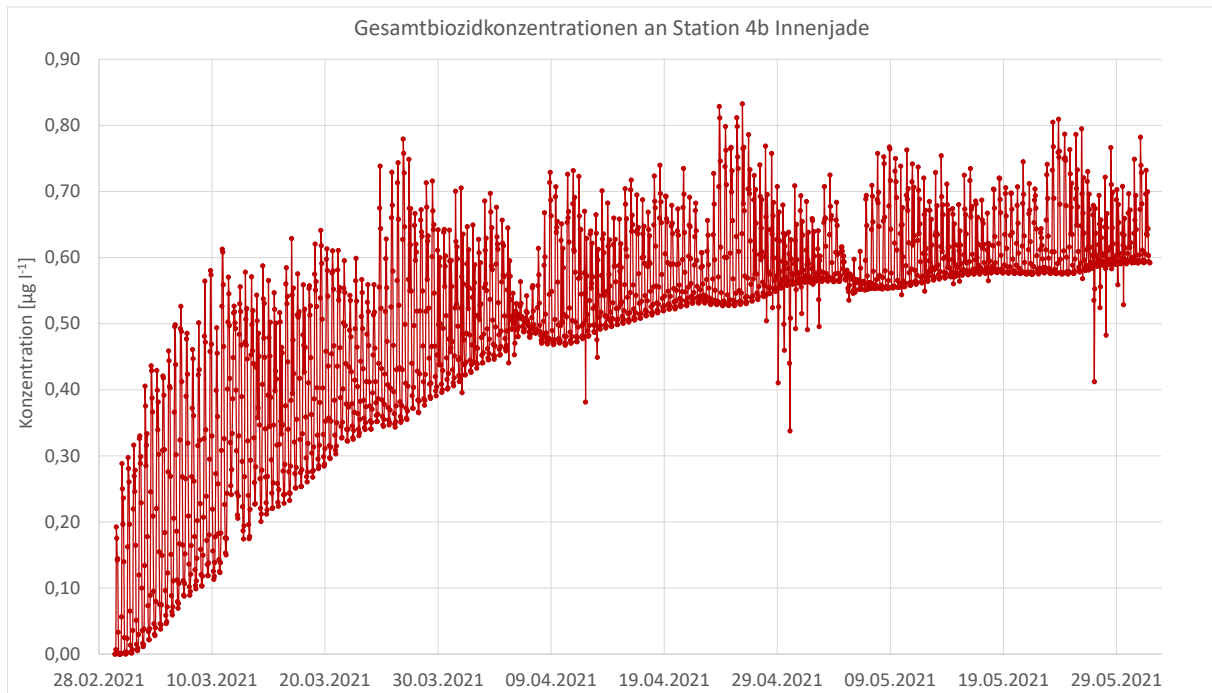


Abbildung 6: Konzentrationsverläufe des Chlorbiozids über 12 Wochen an der Station 4b im Wasserkörper der Innenjade bei kontinuierlicher Dosierung von $0,2 \text{ mg l}^{-1} \text{ Cl}_2$, stündliche Simulationsdaten DHI/WASY 2022

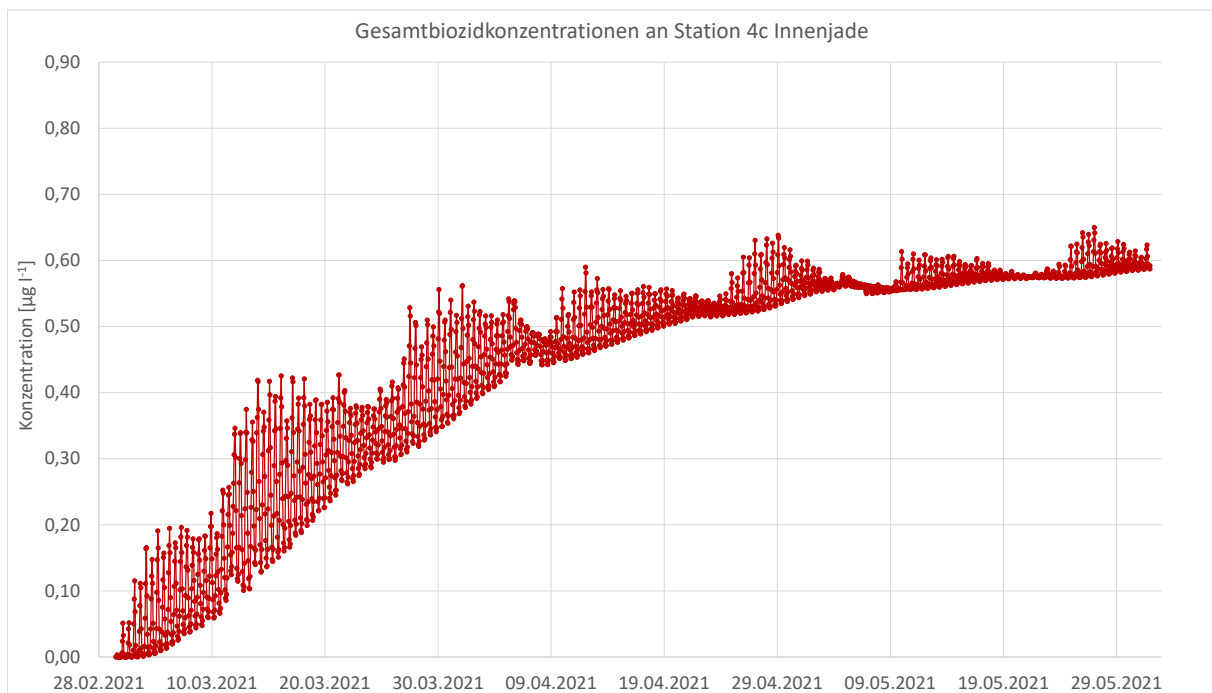


Abbildung 7: Konzentrationsverläufe des Chlorbiozids über 12 Wochen an der Station 4c im Wasserkörper des Jadebusens bei kontinuierlicher Dosierung von $0,2 \text{ mg l}^{-1} \text{ Cl}_2$, stündliche Simulationsdaten DHI/WASY 2022

Bromoform

Die nachfolgende Abbildung 8 und Abbildung 9 zeigen die simulierten Konzentrationsverläufe für Bromoform an den Stationen 4 b und 4c für das Szenario der kontinuierlichen Bioziddosierung von $0,2 \text{ mg l}^{-1} \text{ Cl}_2$. Die Bromoformkonzentrationen wurden zunächst über den Chlorbiozid-Faktor von $0,0235$ aus Tabelle 5 plus den Aufschlag von 150% für die Bromnebenprodukte aus den Elektrolyseprozessen im Schiffssystem berechnet. Es wurde deutlich, dass sich die Konzentrationswerte von Bromoform an beiden Stationen nach Ablauf der 12 Wochen ohne Einbeziehung von Abbauprozessen einem unteren Schwellenwert von etwa 35 ng l^{-1} näherten.

In einem weiteren Schritt wurde für Bromoform aus der Literatur eine Abbaurrate in wässriger Umgebung von $k = -0,026 \text{ h}^{-1}$ entnommen (vergl. Tabelle 3) und auf die zeitliche Entwicklung rechnerisch angesetzt. Abbildung 8 und Abbildung 9 zeigen, dass in Folge der Abbauprozesse eine Endkonzentration von maximal 3 ng l^{-1} an beiden Stationen erreicht wurde. Hierbei war nicht einmal berücksichtigt, dass Bromoform einen sehr hohen Dampfdruck hat und in den oberflächennahen Schichten des Wasserkörpers zum Ausgasen tendiert (Fogelqvist & Krysell 1991, Maas et al 2019).

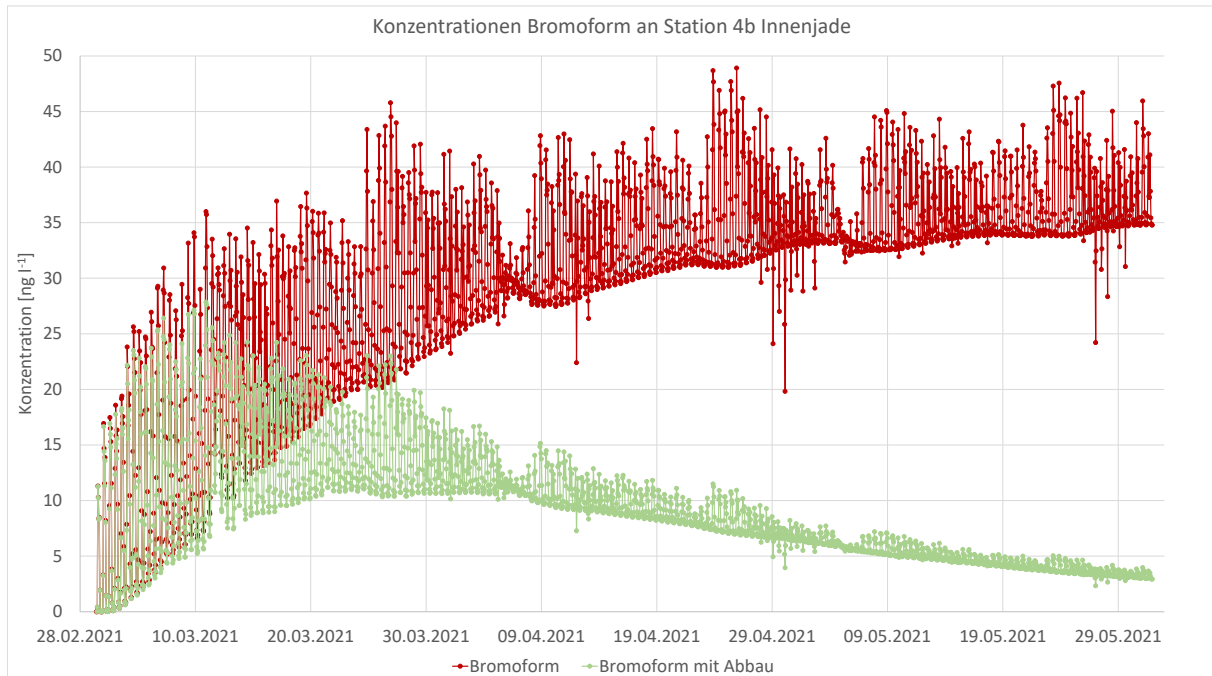


Abbildung 8: Konzentrationsverläufe von Bromoform über 12 Wochen an der Station 4b im Wasserkörper der Innenjade bei kontinuierlicher Dosierung von $0,2 \text{ mg l}^{-1} \text{ Cl}_2$ plus 150% Aufschlag für BNP, ohne (rot) und mit Abbauprozessen (grün, $k = -0,026 \text{ h}^{-1}$). Basis: stündliche Simulationsdaten DHI/WASY 2022

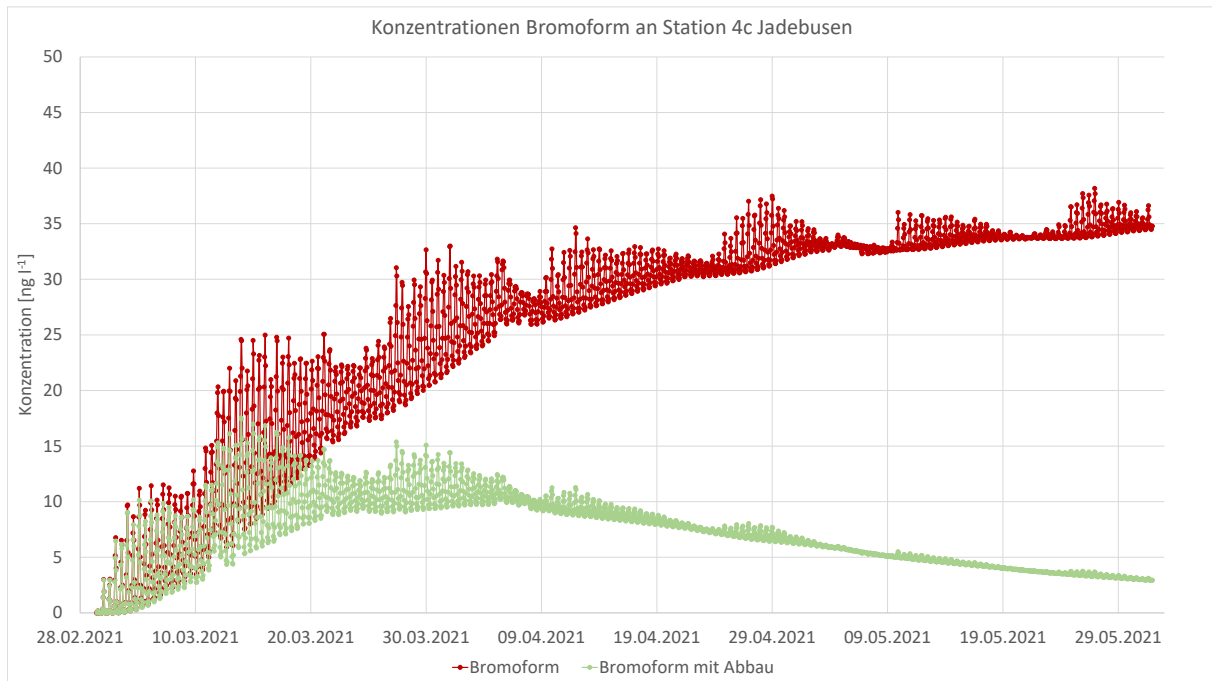


Abbildung 9: Konzentrationsverläufe von Bromoform über 12 Wochen an der Station 4c im Wasserkörper des Jadebusens bei kontinuierlicher Dosierung von $0,2 \text{ mg l}^{-1} \text{ Cl}_2$ plus 150 % Aufschlag für BNP, ohne (rot) und mit Abbauprozessen (grün, $k = -0,026 \text{ h}^{-1}$). Basis: stündliche Simulationsdaten DHI/WASY 2022

Die ermittelten Konzentrationswerte von bis zu 3 ng l^{-1} lagen im Bereich des natürlichen Vorkommens von Bromoform in Meerwasser. So wurden die Bromoform-Konzentrationen im Atlantik nach einer Studie von Class & Ballschmitter (1988) zwischen $0,6$ und 6 ng l^{-1} angegeben; Fogelqvist & Krysell (1991) gaben einen mittleren Wert von $1,4 \text{ ng l}^{-1}$ für den Nordatlantik und von $2,7 \text{ ng l}^{-1}$ für den Südatlantik an.

Dibromessigsäure

Die simulierten Konzentrationsverläufe für Dibromessigsäure (DBAA) an den Stationen 4 b und 4c werden in Abbildung 10 und Abbildung 11 gezeigt. Dabei wurde ebenfalls das Szenario der kontinuierlichen Bioziddosierung von $0,2 \text{ mg l}^{-1} \text{ Cl}_2$ plus 150 % Aufschlag für die BNP berücksichtigt. Die DBAA-Konzentrationen wurden zunächst über den Chlorbiozid-Faktor von 0,0033 aus Tabelle 5 berechnet und mit 150 % beaufschlagt. Für die Verbindung DBAA wurde aus der Literatur eine Abbaurrate in wässriger Umgebung von $k = -0,019/\text{h}$ angenommen (vergl. Tabelle 3). Dieser Wert stand eigentlich für die Dichloressigsäure (DCAA) und wurde für die Dibromessigsäure übernommen, da für DBAA keine Abbauraten für die Seewasserumgebung verfügbar waren. Laute Howe et al (2005) ist die Stabilität der DBAA aber geringer als die der DCAA, das heißt, die Abbaurrate von DBAA ist vermutlich noch höher; insofern wird durch das Setzen des genannten Wertes eher ein Worst-Case angenommen.

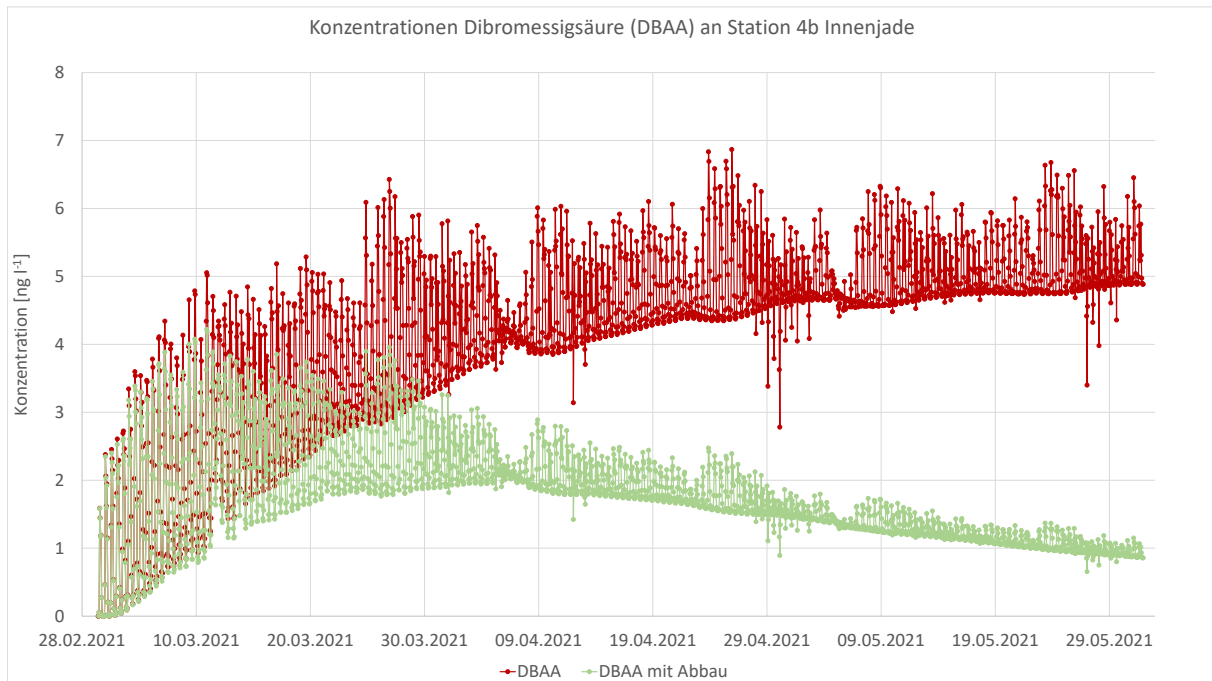


Abbildung 10: Konzentrationsverläufe der Dibromessigsäure (DBAA) über 12 Wochen an der Station 4b im Wasserkörper der Innenjade bei kontinuierlicher Dosierung von $0,2 \text{ mg l}^{-1} \text{ Cl}_2$ plus 150 % Aufschlag für BNP, ohne (rot) und mit Abbauprozessen (grün, $k = -0,019 \text{ h}^{-1}$). Basis: stündliche Simulationsdaten DHI/WASY 2022

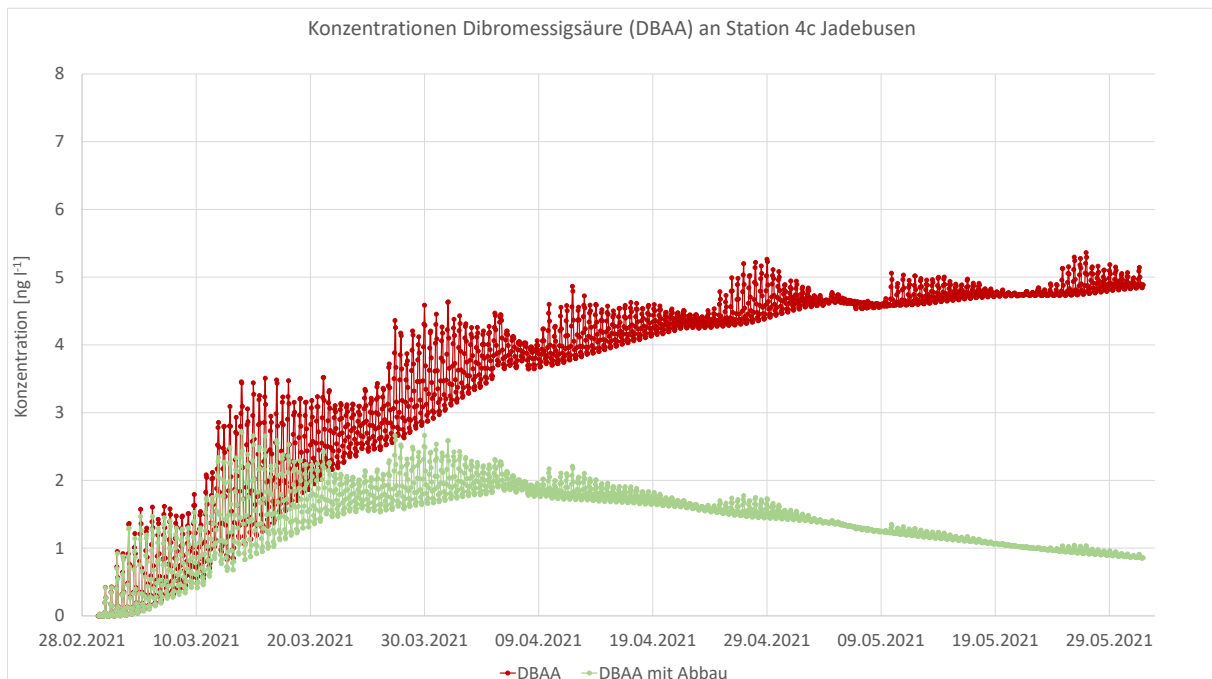


Abbildung 11: Konzentrationsverläufe der Dibromessigsäure (DBAA) über 12 Wochen an der Station 4c im Wasserkörper des Jadebusens bei kontinuierlicher Dosierung von $0,2 \text{ mg l}^{-1} \text{ Cl}_2$ plus 150 % Aufschlag für BNP, ohne (rot) und mit Abbauprozessen (grün, $k = -0,019 \text{ h}^{-1}$). Basis: stündliche Simulationsdaten DHI/WASY 2022

Aus den Ergebnissen wurde deutlich, dass sich die Konzentrationswerte von DBAA an beiden Stationen ohne Abbau einem Schwellenwert von knapp 5 ng l^{-1} näherten, unter Einbeziehung der möglichen Abbauprozesse gegen Ende der 12-Wochenperiode jedoch auf $< 0,9 \text{ ng l}^{-1}$ sanken.

Dibromessigsäure kommt in natürlichem Seewasser nicht in messbaren Konzentrationen vor (Hashimoto 1998). Allerdings lagen die berechneten Konzentrationsbereiche von $< 0,9 \text{ ng l}^{-1}$ unterhalb der gängigen Nachweisgrenzen, die zwischen 12 und 15 ng l^{-1} liegen (EPA 2009). Da aus den hier vorliegenden Simulationen keine Anreicherung zu erwarten war, waren die ermittelten DBAA-Konzentrationen daher vernachlässigbar klein.

Tribromphenol

Für eine Prüfung auf mögliche Anreicherungsprozesse spielt das Bromnebenprodukt 2,4,6-Tribromphenol (TBP) insofern eine wichtige Rolle, als bei dieser aromatischen Verbindung die Abbauraten im wässrigen Milieu eine 10er-Potenz niedriger sind als bei den aliphatischen Bromnebenprodukten. Außerdem muss für TBP aufgrund seiner geringen Löslichkeit und seiner chemischen Eigenschaften eine teilweise Vergesellschaftung mit Partikeln angenommen werden, die in das Sediment absinken. Dieser Prozess wurde rechnerisch berücksichtigt., indem bei den zeitlichen Verläufen eine Sedimentationsrate von 10% pro Tag (Howe et al 2005) angenommen wurde.

Die Ergebnisse der simulierten Konzentrationsverläufe für 2,4,6-Tribromphenol (TBP) an den Stationen 4 b und 4c werden in Abbildung 12 und Abbildung 13 gezeigt. Dabei wurde ebenfalls das Szenario der kontinuierlichen Bioziddosierung von $0,2 \text{ mg l}^{-1} \text{ Cl}_2$ plus 150% Aufschlag für die BNP berücksichtigt. Die TBP-Konzentrationen wurden zunächst über den Chlorbiozid-Faktor von $0,0033$ aus Tabelle 5 berechnet und mit 150% beaufschlagt. Für die Verbindung TBP wurde aus der Literatur eine Abbauraten in wässriger Umgebung von $k = -0,0079/\text{h}$ entnommen (vergl. Tabelle 3) und auf die zeitliche Entwicklung rechnerisch angesetzt. Zusätzlich wurde eine Sedimentationsrate von 10% pro Tag angenommen. Es wurde deutlich, dass sich die Konzentrationswerte von TBP ohne Abbau und Sedimentation einem Schwellenwert zwischen $0,6 \text{ ng l}^{-1}$ näherten. Unter Einbeziehung von Abbau- und Sedimentationsprozessen sanken die Konzentrationen für TBP nach 12 Wochen auf etwa $0,25 \text{ } \mu\text{g l}^{-1}$.

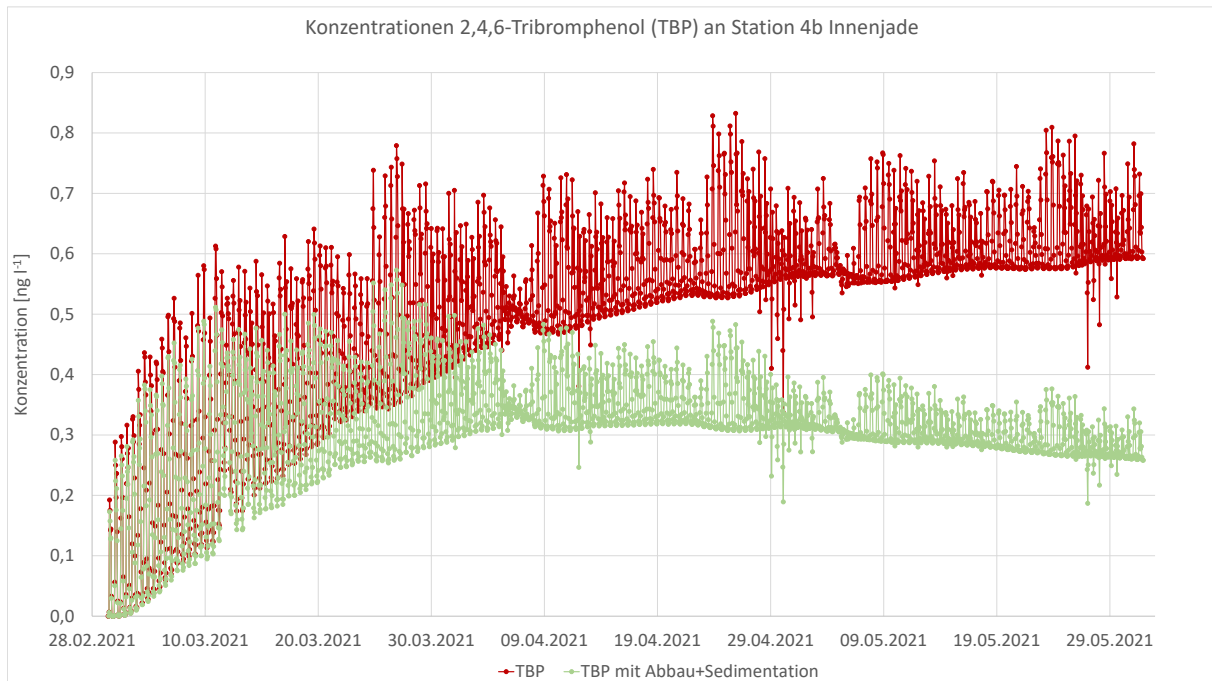


Abbildung 12: Konzentrationsverläufe des Tribromphenols (TBP) über 12 Wochen an der Station 4b im Wasserkörper der Innenjade bei kontinuierlicher Dosierung von $0,2 \text{ mg l}^{-1} \text{ Cl}_2$ plus 150 % Aufschlag für BNP, ohne (rot) und mit Abbauprozessen (grün, $k = -0,007917 \text{ h}^{-1}$) und inklusive 10 % Sedimentation. Basis: stündliche Simulationsdaten Basis: stündliche Simulationsdaten DHI/WASY 2022

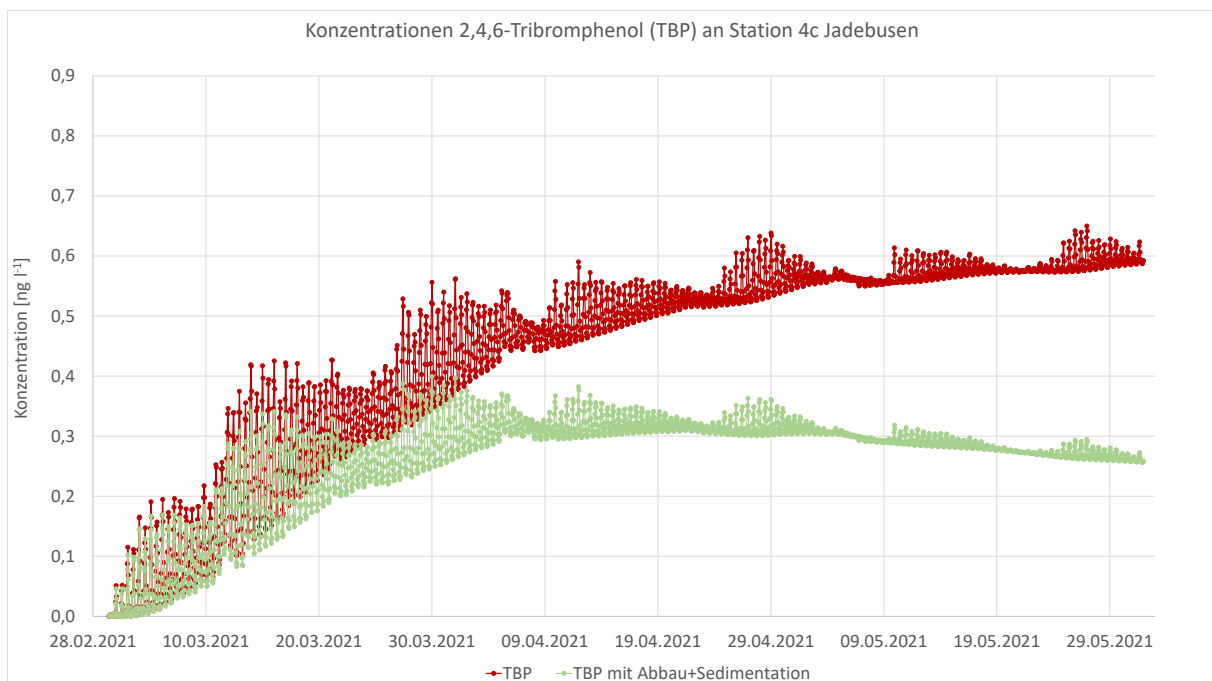


Abbildung 13: Konzentrationsverläufe des Tribromphenols (TBP) über 12 Wochen an der Station 4c im Wasserkörper des Jadebusens bei kontinuierlicher Dosierung von $0,2 \text{ mg l}^{-1} \text{ Cl}_2$ plus 150 % Aufschlag für BNP, ohne (rot) und mit Abbauprozessen (grün, $k = -0,007917 \text{ h}^{-1}$) und inklusive 10 % Sedimentation. Basis: stündliche Simulationsdaten Basis: stündliche Simulationsdaten DHI/WASY 2022

Tribromphenol ist ein Stoffwechselprodukt von bestimmten bodenlebenden Organismen und kommt in Seewasser auch in nicht anthropogen beeinflussten Meeresgebieten natürlicherweise vor. Sim et al (2009) fanden bei 60 marinen Proben aus dem koreanischen Meer über das Jahr verteilt tiefengemittelt durchschnittlich minimale Konzentrationen von $0,8 \text{ ng l}^{-1}$. Maximale Konzentrationen in Landnähe betragen 20 ng l^{-1} .

Die in diesem Bericht berechneten Konzentrationswerte von $0,25 \text{ ng l}^{-1}$ lagen nahe der methodischen Bestimmungsgrenze, die – ohne Anreicherung – zurzeit bei $0,21 \text{ ng l}^{-1}$ liegt (Sim et al 2009). Da aus den Simulationen für das Jadesystem keine Anreicherungen in der Wassersäule zu erwarten war, waren die ermittelten theoretisch möglichen TBP-Konzentrationen an den Stationen 4b und 4c entsprechend vernachlässigbar klein.

5.3 Verteilungen der Biozidprodukte im Sediment des Jadesystems

Das Jadesystem hat aufgrund der Zugehörigkeit zum Wattenmeer ein dynamisches Schwebstoffsystem in der Wassersäule. Infolge der relativ geringen Wassertiefen liegen hier normalerweise Schwebstoffverteilungen vor, die neben dem organischen schlickigen Anteil auch feinen Sand und andere anorganische Partikel enthalten. Bei den Größenklassenanalysen der Schwebstoffe werden im Wesentlichen zwei Fraktionen unterschieden: die (bis) 20- μm -Fraktion und die (bis) 63- μm -Fraktion. Insbesondere in der Innenjade und im Jadebusen hat die feinere 20- μm -Fraktion einen Anteil von bis zu 50 % (Spingat 2020). Diese Fraktion ist für einen schwebstoffassoziierten Transport von Schadstoffen die entscheidende Größe.

Wie Abbildung 14 zeigt, korreliert die Sinkgeschwindigkeit w_s mit der Schwebstoffkonzentration. Im Wattenmeer gibt es durch Schlick und andere organische Partikel aber häufig Flockenbildungen, die ab einer bestimmten Größe die Absinkgeschwindigkeit wieder vermindern. Dieser Prozess setzt bei einem Schwebstoffgehalt von etwa 10 g l^{-1} ein.

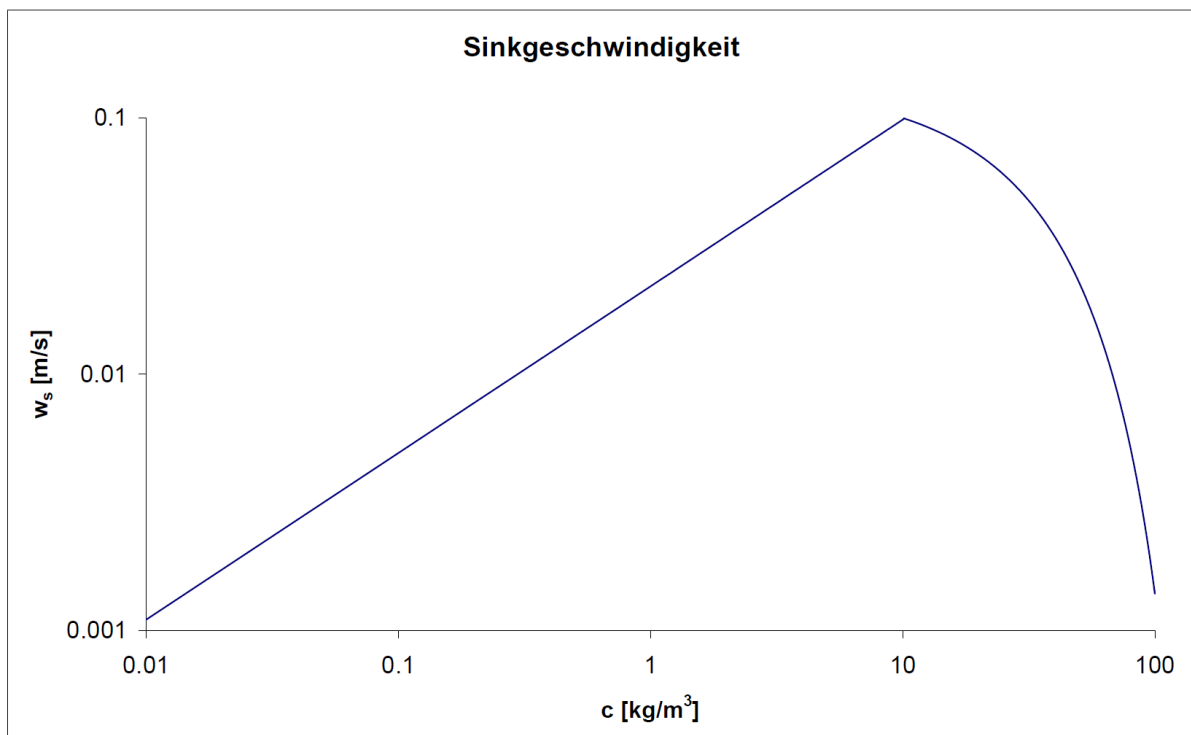


Abbildung 14: Sinkgeschwindigkeiten in Abhängigkeit von der Schwebstoffkonzentration in Wattenmeergebieten (modifiziert nach Rhin 1993)

Da das 2,4,6-Tribromphenol (TBP) die einzige Verbindung aus den Bromnebenprodukten war, bei der eine nennenswerte Sedimentation angenommen werden konnte, wurden die nachfolgend beschriebenen Untersuchungen ausschließlich auf diese Verbindung fokussiert

Um überschlägige Rechnungen für einen schwebstoffassoziierten Transport für das TBP durchführen zu können, wurden folgende stark vereinfachte Annahmen gemacht:

- Ausgangsbedingungen (Daten Uniper 2022):
 - Einleitung Chlorbiozid mit $0,2 \text{ mg l}^{-1} \text{ Cl}_2$
 - Aufschlag von 150 % für Bromnebenprodukte
 - Volumenstrom aus FSRU und Tanker mit maximal $27.700 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$
- Schwebstoffgehalte in der Innenjade/ Jadebusen
 - NLKWN 2020: 59 mg l^{-1} (Median monatliche Messungen von 1999 bis 2018)
 - Anteil Feinkornfraktion bis $20 \text{ }\mu\text{m}$: 50 % (Spingat 2020)
 - Schlussfolgerung: Es ist zu jeder Zeit genügend Schwebstoff für eine Anlagerung des TBP vorhanden
- Sinkgeschwindigkeit
 - $0,005 \text{ m s}^{-1}$ für 60 mg l^{-1} Schwebstoff (Rhin 1993)
 - Schlussfolgerung: Bei durchschnittlichen Wassertiefen von 6 bis 10 m dauert ein reiner Sinkvorgang ohne Verdriftung nicht länger als eine Stunde
- 10 % des in-situ entstehenden 2,4,6-Tribromphenols werden mit Schwebstoff assoziiert und transportiert, 90 % verbleiben in der Wassersäule (Howe et al 2005)

Die nachfolgende Abbildung 15 zeigt die Ergebnisse einer Partikel-Tracking-Simulation von DHI/WASY (2022) als eine Momentaufnahme etwa 12 Wochen nach Start der In-situ-Chlorierung. Sie basiert exakt auf den Datensimulationen und grafischen Darstellungen des DHI/WASY (2022) und werden hier nur in modifizierter Ansicht wiedergegeben.

In der Abbildung ist deutlich zu erkennen, dass – abgesehen von den Sedimentablagerungen im Nahbereich der FSRU-Anlage (Radius ca. 500 m) – der Großteil der Partikel in der Innenjade und im Jadebusen sedimentierte.

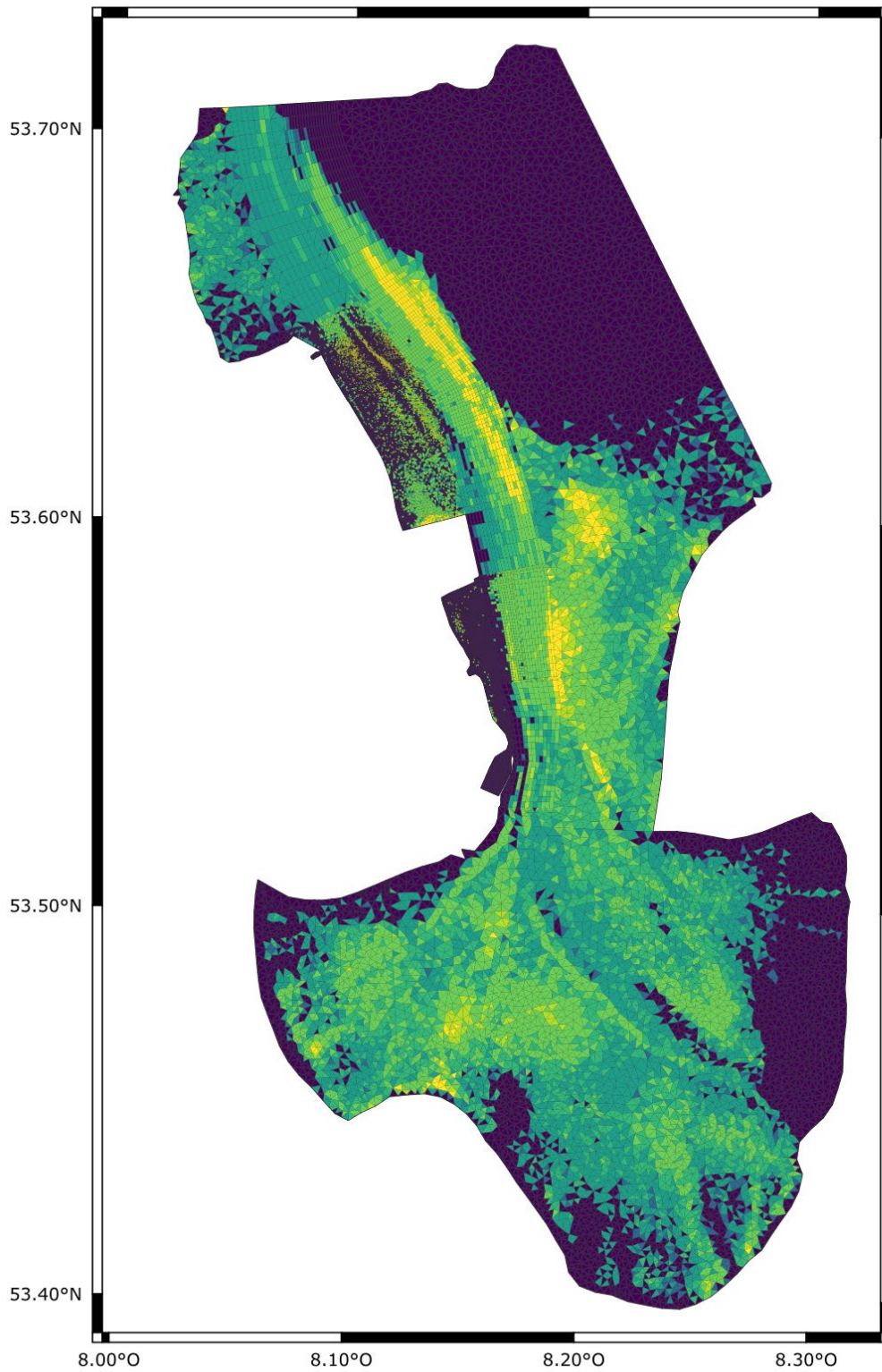


Abbildung 15: Relative Partikelverteilung (dimensionslos) in einer 20-µm-Fraktion im Sediment nach 12 Wochen Ausbreitung, Simulationsdaten DHI/WASY (2022)

In einem weiteren Analysenschritt wurden die Frachten des Tribromphenols akkumuliert, die bei einem Volumenstrom von maximal $27.700 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$ und einer Chlorbiozidkonzentration von $0,2 \text{ mg l}^{-1} \text{ Cl}_2$ über einen 12-Wochenzeitraum in der Jade entstehen konnten. Bei einem Anteil von 0,04 % des TBP am Chlorbiozid (Tabelle 5) wurde eine Fracht von etwa 4.800 g TBP plus 150 % Aufschlag, in der Summe 12.000 g TBP, eingeleitet; der Partikel-assoziierte Anteil von 10 % betrug damit 1.200 g TBP, der über den gesamten Jadebereich mit etwa 370 km^2 als Sedimentationssumme angenommen wurde.

Anschließend wurde diese Gesamtfracht auf die Partikelsummen aus Abbildung 15 normiert und das entsprechende Verteilungsmuster für die Tribromphenol-Gehalte dargestellt. Das Ergebnis zeigt Abbildung 16.

Es ergaben sich maximale Werte von 0,25 bis $1,25 \text{ ng m}^{-2}$ TBP in der Innenjade und im Jadebusen für das Szenario mit kontinuierlicher Dosierung des Biozids. Nur in der direkten Umgebung der FSRU und im südlichen Fahrwasser der Innenjade lagen die Werte $> 1,5 \text{ ng m}^2$ und konnten auch die 5-ng-m^2 -Grenze überschreiten. Dennoch erschienen diese Ergebniswerte sehr niedrig. Da die gezeigten Verteilungen allerdings nur eine Zustandsaufnahme nach 12 Wochen simuliertem Transport und damit verbundener Sedimentation darstellten, stellte sich auch hier die Frage nach einer möglichen Anreicherung des TBP im Sediment über deutlich längere Zeiträume. Transportprozesse im Sediment sind deutlich langsamer als in der Wassersäule und damit sind auch Gleichgewichtseinstellungen zwischen Sedimentation und Resuspendierung des partikulären Materials nur sehr schwer abzuschätzen.

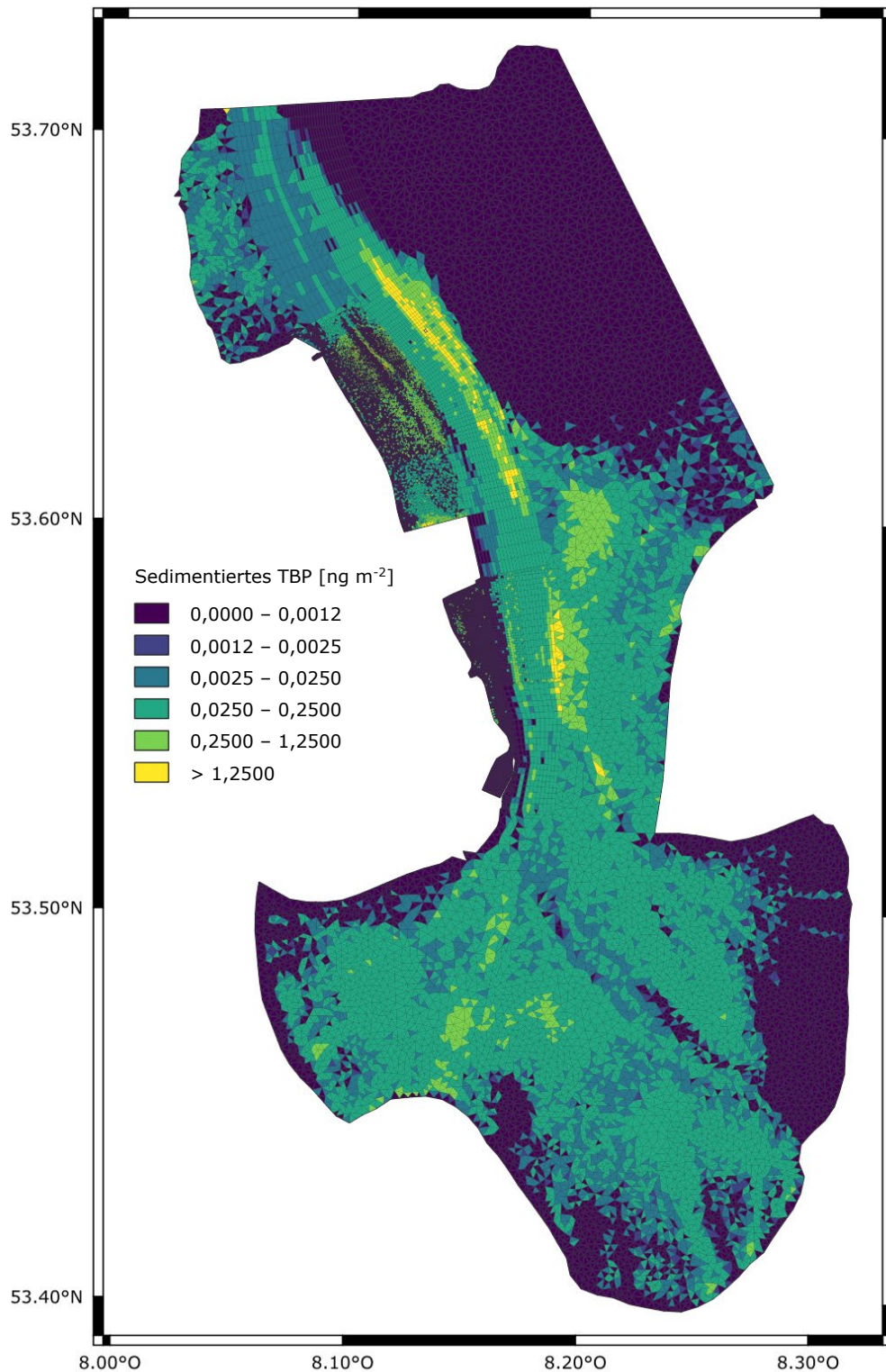


Abbildung 16: Sedimentverteilung (20- μm -Fraktion) des Tribromphenols (TBP) in der Jade nach 12 Wochen bei kontinuierlicher Ausgangsdosierung des Chlorbiozids mit $0,2 \text{ mg l}^{-1} \text{ Cl}_2$ plus 150 % Aufschlag und ohne Abbauprozesse, Basis: Simulationsdaten DHI/WASY 2022

Um dennoch zu einer näherungsweisen Lösung dieser Frage zu gelangen, wurde eine Abbaurrate für TBP im Sediment von $k = -0,19 \text{ d}^{-1}$ angenommen (Howe et al 2005) und außerdem das Alter der Partikel berücksichtigt, dessen Kenntnis für Abbauberechnungen erforderlich war. DHI/WASY (2022) hatten im Rahmen der Simulation des Partikeltransportes auch diesen Parameter für verschiedene Gebiete der Jade berechnet. Die mittlere Altersstruktur der Partikel in der Innenjade und im Jadebusen ergab sich hier zu etwa 30 Tagen, daraus ergab sich ein Abbaufaktor von 0,003346. Dabei waren auch deutlich ältere Partikel in diesen Gebieten vorhanden, aber im Rahmen der Worst-Case-Betrachtung wurden diese Partikel nicht einbezogen. Für den Rest des nördlichen Jadegebiets waren die Partikel deutlich jünger; hier wurde ein Minimalwert von 5 Tagen angenommen (entsprechend einem Abbaufaktor von 0,38674), obwohl auch hier die Verteilungsstruktur vom Alter her nach oben hin offen war.

Die Ergebnisse dieser Rechnungen wurden mit den Simulationsrechnungen kombiniert und ergaben eine Verteilung, die in Abbildung 17 dargestellt wurde. Es war deutlich zu erkennen, dass die Konzentrationen im Jadebusen zu großen Teilen $< 1,25 \text{ pg m}^{-2}$ und damit nahe Null lagen.

In den nördlichen Jadegebieten, im weiteren Umfeld der FSRU, waren die Sedimentwerte etwa eine Größenordnung größer als in den südlichen Wattengebieten, da hier das Partikelalter mit angenommenen 5 Tagen keine sehr starken Abbauprozesse zuließ. Die maximalen Werte lagen für das Szenario mit kontinuierlicher Dosierung inklusive Aufschlag zwischen $0,002$ und $0,250 \text{ ng m}^{-2}$ und konnten im Fahrwasser der FSRU auch $1,25 \text{ ng m}^{-2}$ erreichen. Allerdings war in diesem Jadebereich aufgrund der höheren Strömungsgeschwindigkeiten des Jadewasserkörpers durch die wechselnden Tideprozesse eine größere Dynamik beim Sedimenttaustausch zu erwarten, sodass die hier prognostizierten Sedimentgehalte noch niedriger sein konnten.

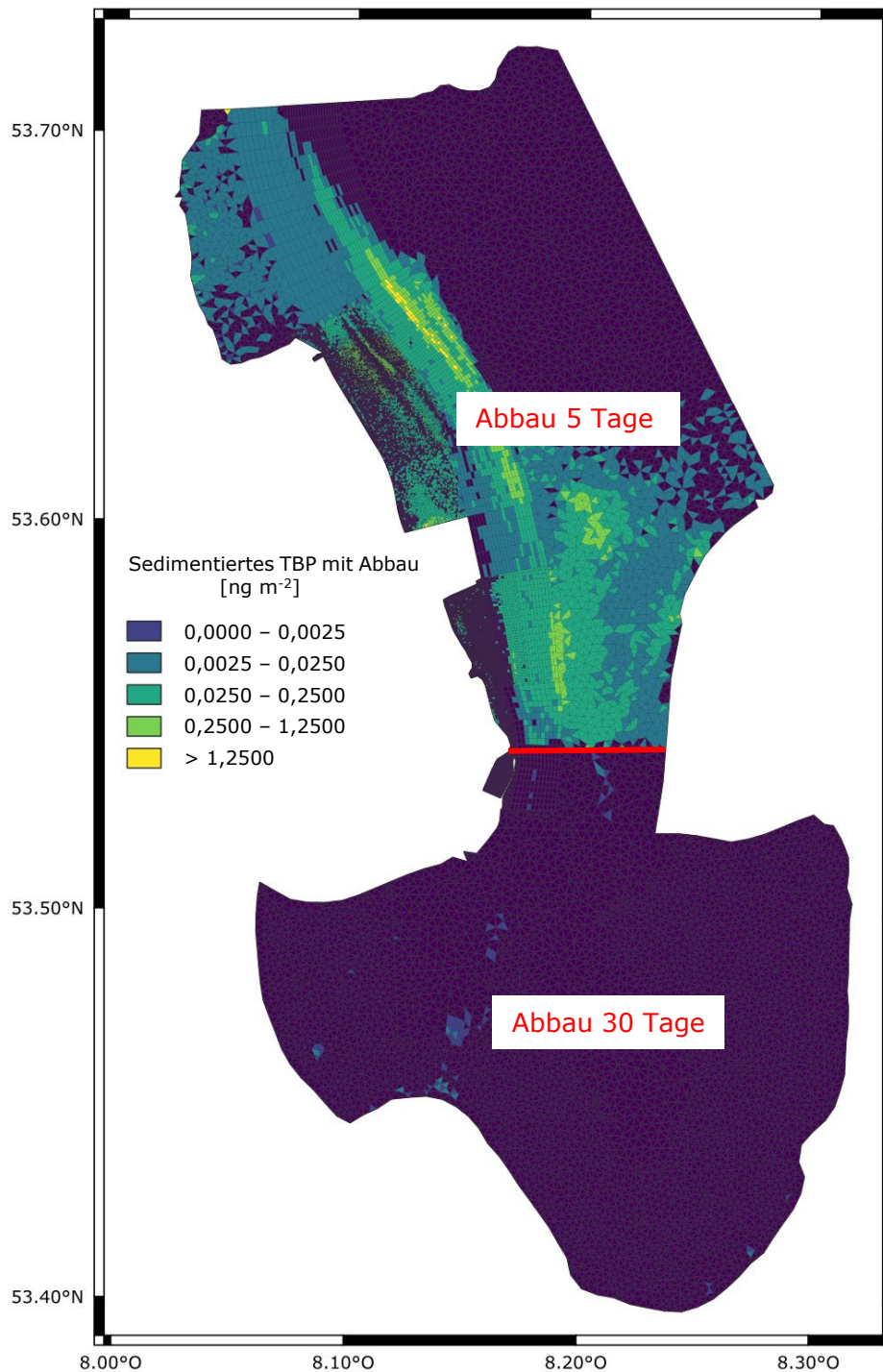


Abbildung 17: Sedimentverteilung (20- μ m-Fraktion) des Tribromphenols (TBP) in der Jade nach 12 Wochen bei kontinuierlicher Ausgangsdosierung des Chlorbiozids mit 0,2 mg l⁻¹ Cl₂ plus 150 % Aufschlag inklusive simulierter Abbauprozesse: Abbaurrate $k = -0,19 \text{ d}^{-1}$, durchschnittliche Abbaueiträume (aus DHI/WASY 2022): Teil der südlichen Innensjunde und Jadebusen 30 Tage, Restjade mindestens 5 Tage

6 Darstellung und Einordnung der Ergebnisse

Im Folgenden werden die Ergebnisse aus den verschiedenen Verteilungsszenarien noch einmal im Überblick zusammengestellt. Ferner wird das angenommene „Worst-Worst-Case“-Szenario, das auf Basis der vorliegenden Daten und Literaturdaten nicht überprüft werden kann, noch einmal speziell für den Nahbereich der FSRU (ca. 500 m Radius um die Anlage) betrachtet.

Grundlage für die Aufstellung des Szenarios war die Einbeziehung der Prozesse, die vor dem Ausstoß des Biozids an den Auslässen in der Einlassbecken im Inneren der FSRU ablaufen können (Uniper 2022): Bei der kontinuierlichen Dosierung soll die Elektrochlorierung so betrieben werden, dass sich in den Einlassbecken eine konstante Biozidkonzentration (als Natriumhypochlorit – NaOCl) einstellt. Auf dem Weg durch die Seewasserleitungen verringert sich die NaOCl-Konzentration im Wasser durch Zerfall und durch Reaktion mit Mikroorganismen. Die Konzentration von Chlordioxid und anderen Oxidantien (angegeben als Chlor) im zurückgeführten Seewasser soll dann an den Auslässen maximal $0,2 \text{ mg l}^{-1} \text{ Cl}_2$ im kontinuierlichen Betrieb betragen.

Da theoretisch bereits in den Einlassbecken der FSRU während der Elektrolyse Bromnebenprodukte entstehen, die zusammen mit dem verbleibenden Biozid in das Meerwasser abgegeben werden, - diese Bromnebenprodukte wurden bereits in den Vorkapiteln mit einem Aufschlag von 150 % auf die BNP-Konzentrationen berücksichtigt – wurde im Folgenden zusätzlich eine kurze „Worst-Worst-Case“-Betrachtung vorgenommen, wie sich diese zusätzlichen Mengen an Bromnebenprodukten im Nahfeld der Anlage auswirken konnten. Grundlage für die Betrachtung waren die von DHI/WASY (2022) angenommenen Austrittskonzentrationen von $0,2 \text{ } \mu\text{g l}^{-1} \text{ Cl}_2$ im kontinuierlichen Betrieb der FSRU plus dem 150-%-Aufschlag auf die BNP-Konzentrationen zur Abbildung des „Worst-Worst-Case“-Szenarios.

Die nachfolgenden Tabellen geben einen zusammenfassenden Überblick über die Konzentrationen der drei beschriebenen Bromnebenprodukte, die sich als Maximalwerte für die Wassersäule und das Sediment aus den Simulationen ergaben.

6.1 Auswirkungen der BNP auf die Wassersäule

Aus Tabelle 7 ist ersichtlich, dass die so berechneten Konzentrationen aller BNP, die kurzzeitig im Nahbereich der FSRU-Anlage (ca. 500 m Radius) auftraten, mehrere Größenordnungen unter den niedrigsten Schwellenwerten für die NOEC-Werte und – mit Ausnahme des Bromoforms – auch unterhalb der PNEC-Werte lagen. Messbare Auswirkungen auf die belebte Umwelt konnten hier nicht angenommen werden.

Abgesehen vom unmittelbaren Nahbereich (ca. 500 m Radius um die Anlage), der aber tidebedingt einer starken Dynamik unterliegt, lagen die Konzentrationen für alle BNP nahe dem Bereich der Konzentrationen, die natürlicherweise (nicht anthropogen beeinflusst) im Seewasser auftreten können. Das gilt auch für die Dibromessigsäure, die im Seewasser höchstens als Intermediat vorkommt, aber dort vollständig abgebaut werden kann.

Tabelle 7: Auflistung der berechneten Maximalwerte (**ohne Abbau**) der drei betrachteten BNP nach 12 Wochen kontinuierlicher Einleitung des Chlorbiozids mit 0,2 mg l⁻¹ plus 150 % Aufschlag für BNP für alle Jaderegionen sowie natürlich vorkommende marine Konzentrationen, NOEC-Werte und PNEC-Werte für marine Organismen (ECHA 2021). Überschreitungen von Schwellenwerten in **Rot**.

Brom-Verbindung Wasser	Maxima Nahbereich [ng l⁻¹]	Maxima Jadebussen [ng l⁻¹]	Marines Vorkommen [ng l⁻¹]	NOEC PNEC [ng l⁻¹]
Bromoform	2.250	35	0,1-6,0	500.000 1.300
Dibromessigsäure	325	4,75	0,00	500.000 9.200
2,4,6-Tribromphenol	40	0,58	1,50-3,00	100.000 150

Eine Ausnahme bildete das Bromoform im Nahbereich der FSRU. Hier konnten mit 2,25 µg l⁻¹ Konzentrationswerte erreicht werden, die fast das 2-fache der PNEC-Werte betragen. In diesem Fall konnte ein negativer Effekt auf bestimmte Organismen, die diesen Konzentrationen ausgesetzt waren, nicht vollständig ausgeschlossen werden. Allerdings war dabei zu berücksichtigen, dass die PNEC-Werte abgeleitete Werte darstellen, die aus NOEC-Werten mit sogenannten Assessment-Faktoren berechnet werden. Für die PNEC-Werte gibt es keine konkreten Überprüfungen in Form von Messungen oder Laborsimulationen. Daher führt eine Überschreitung eines solchen Schwellenwertes nicht notwendigerweise zu einem Effekt auf den betroffenen Organismus.

Ferner waren bei diesen Betrachtungen Ausgasungsprozesse aus der Wassersäule, die insbesondere beim Bromoform auftreten können (Fogelkvist & Krysell 1991), nicht berücksichtigt. Diese Anteile können beträchtlich sein: Maas et al (2019) ermittelten in einer Studie über Ballastwasserbehandlungen in Häfen von Singapur und dem Perlfussdelta, dass zwischen 85 und 100 % des aus der Chlorinierung

entstehenden Bromoforms am Entstehungsort aus der oberen Wasserschicht ausgasen. Allerdings waren die Ausgasungsmengen von verschiedenen Faktoren wie Bromoformkonzentrationen, Windgeschwindigkeiten und Temperaturen abhängig.

6.2 Auswirkungen von TBP auf das Sediment

Analog zu den „Worst-Worst-Case“-Annahmen für die Bromnebenprodukte in der Wassersäule im Nahbereich der FSRU wurden auch die möglichen Auswirkungen der Tribromphenolgehalte im Sediment des Nahbereichs (ca. 500 m Radius um die Anlage) der FSRU-Anlage betrachtet.

Tabelle 8 zeigt die berechneten Maximalwerte für Tribromphenol im Sediment. Für die Angaben in pg g^{-1} TG wurden folgenden Umrechnungsfaktoren aus den simulierten ng m^{-2} angesetzt:

Massengehalt = Flächenmassen / betroffene Sedimentdicke * Dichte (Sediment)

Als betroffene Sedimentdicke wurde 1 mm angenommen, die Dichte von marinen Sedimenten beträgt im Mittel $1,7 \text{ mg mm}^{-3}$. Es ergab sich ein Umrechnungsfaktor von 1,7.

Es ergab sich, dass die Tribromphenolgehalte im Femtogramm-Bereich und damit bis zu 7 Größenordnungen unter den Gehalten der nicht anthropogen beeinflussten marinen Sedimente und 1 bis 4 Größenordnungen unter den PNEC-Werten lagen.

Eine Ausnahme bildete auch hier der unmittelbare Nahbereich (ca. 500 m Radius um die Anlage), in dem sich aus der Simulation Werte von bis zu $2,13 \text{ pg g}^{-1}$ TBP im Sediment ergaben, die die unteren Schwellen der PNEC-Werte überschritten. Dies zeigte deutlich, dass die maximalen TBP-Konzentrationswerte den Bereich der PNEC-Werte für marine Sedimente erreichen konnten. Da diese Werte im Sediment dennoch sehr niedrig waren und Tribromphenol im anaeroben Bereich des Sediments von bestimmten Organismen verstoffwechselt werden und so auch auf natürliche Weise entstehen kann, ist bei diesen niedrigen Gehalten im Sediment das Risiko für eine Anreicherung und ein Ansteigen auf biologisch oder biochemisch wirksame Werte auch im Nahbereich gering.

Tabelle 8: Berechnete maximale Sedimentwerte für 2,4,6-Tribromphenol nach 12 Wochen für zwei Szenarien und alle Jaderegionen sowie natürliche Werte in unbelasteten Sedimenten und PNEC-Werte für bodenlebende marine Organismen (ECHA 2021)

Brom- Verbindung Sediment	Maxima Nahbereich [pg g⁻¹ TG]	Maxima Jadebusen [pg g⁻¹ TG]	Marines Vorkommen [pg g⁻¹ TG]	PNEC [pg g⁻¹ TG]
2,4,6- Tribromphenol	0,043-2,13	0,00425	2.500-3.000	0,229-2,290

6.3 Zusammenfassung der Ergebnisse

Für das berechnete „Worst-Worst-Case“-Szenario einer In-Situ-Chlorinierung in Form einer kontinuierlichen Dosierung eines Biozids mit 0,2 mg l⁻¹ Cl₂ plus einer Beaufschlagung von 150 % für die entstehenden Bromnebenprodukte konnten daher im Hinblick auf Ausbreitung und Verteilung der Schadstoffe keine potenziellen Belastungswirkungen auf das Ökosystem der Jade ermittelt werden. Das galt sowohl für die Ausbreitungsberechnungen der BNP in der Wassersäule als auch für die Verteilung und Anreicherung von TBP im Sediment.

Auch im unmittelbaren Nahbereich der FSRU mit einem Radius von 500 m um die Anlage herum waren keine signifikanten Auswirkungen zu erwarten. Lokale und temporäre Beeinträchtigungen von wasserlebenden Organismen können dabei nicht ausgeschlossen werden, haben aber keinen Einfluss auf die Gesamtbewertung.

7 Aktueller Zustand und Bewertung der Jade

Für eine Gesamtbewertung eines Oberflächengewässers werden nach OGewV (2016) der chemische Zustand und der ökologische Zustand bewertet und die Ergebnisse zusammengeführt.

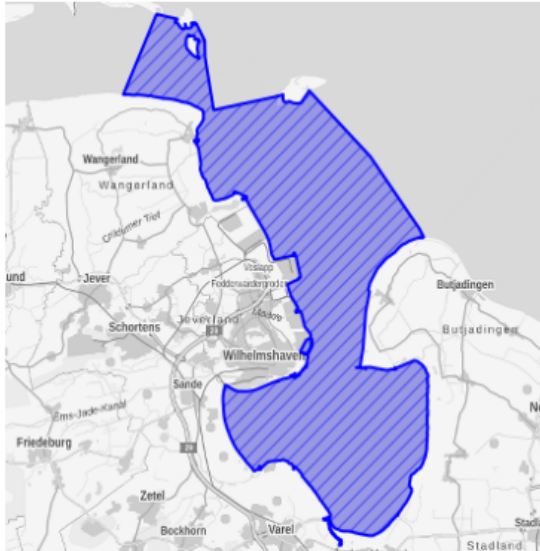
Der betroffene Wasserkörper „Wattenmeer Jadebusen und angrenzende Küstenabschnitte (Küstengewässer)“ mit der Kennung DECW_DENI_N2_4900_01 gehört zur Flussgebietseinheit Weser und zum Bearbeitungsgebiet Tide-Weser. Die letzte offizielle Bewertung des ökologischen Zustands und des chemischen Zustands liegt mit dem Wasserkörperdatenblatt aus dem Jahr 2022 (NLWKN) für den Bewertungszeitraum 2016-2021 vor. Innerhalb des Wasserkörpers gibt es fünf operative Messstellen.

Einen Überblick gibt die nachfolgende Abbildung 18:

Wattenmeer Jadebusen und angrenzende Küstenabschnitte (Küstengewässer)

Datensatz der elektronischen Berichterstattung 2022 zum 3. Bewirtschaftungsplan WRRL

Kenndaten und Eigenschaften	
Kennung	DECW_DENI_N2-4900-01
Wasserkörperbezeichnung	Wattenmeer Jadebusen und angrenzende Küstenabschnitte
Flussgebietseinheit	Weser
Bearbeitungsgebiet / Koordinierungsraum	Tideweser
Planungseinheit	Unterweser
Zuständiges Land	Niedersachsen
Beteiligtes Land	---
Gewässerfläche	407,165 km ²
Gewässertyp	Euhalines Wattenmeer (LAWA-Typcode: N2)
Kategorie (Einstufung nach § 28 WHG)	natürlich



Schutzgebiete	
Entnahme von Trinkwasser (Art. 7 WRRL)	Nein
Badegewässer (Anzahl Badestellen)	10
Wasserabhängige FFH- und Vogelschutzgebiete (Anzahl)	0

Anzahl Messstellen	
Überblicksmessstellen	11
Operative Messstellen	3
Trendmessstellen	3

Datum des Ausdrucks: 11.08.2022 10:06

Abbildung 18: Übersicht über die Kenndaten des Wasserkörpers Wattenmeer Jadebusen und angrenzende Küstenabschnitte (Küstengewässer), Quelle: BfG-Portal 2022

Wattenmeer Jadebusen und angrenzende Küstenabschnitte (Küstengewässer)

Datensatz der elektronischen Berichterstattung 2022 zum 3. Bewirtschaftungsplan WRRL

Zustand	Ökologie	Chemie									
Legende	<table border="1"> <tr> <td>sehr gut</td> <td>gut</td> <td>mäßig</td> </tr> <tr> <td>unbefriedigend</td> <td>schlecht</td> <td>nicht verfügbar / nicht anwendbar / unklar</td> </tr> </table>	sehr gut	gut	mäßig	unbefriedigend	schlecht	nicht verfügbar / nicht anwendbar / unklar	<table border="1"> <tr> <td>gut</td> <td>nicht gut</td> <td>nicht verfügbar / nicht anwendbar / unklar</td> </tr> </table>	gut	nicht gut	nicht verfügbar / nicht anwendbar / unklar
	sehr gut	gut	mäßig								
unbefriedigend	schlecht	nicht verfügbar / nicht anwendbar / unklar									
gut	nicht gut	nicht verfügbar / nicht anwendbar / unklar									
<p>Unterstützende Komponenten</p> <table border="1"> <tr> <td>Wert eingehalten</td> <td>Wert nicht eingehalten</td> <td>Untersuchung durchgeführt, nicht bewertungsrelevant</td> </tr> </table>			Wert eingehalten	Wert nicht eingehalten	Untersuchung durchgeführt, nicht bewertungsrelevant						
Wert eingehalten	Wert nicht eingehalten	Untersuchung durchgeführt, nicht bewertungsrelevant									
Bewertung	<p>Ökologischer Zustand (gesamt)</p>		<p>Chemischer Zustand (gesamt)</p>								
	<p>Biologische Qualitätskomponenten</p>		<p>Unterstützende Qualitätskomponenten</p>								
	Phytoplankton		Hydromorphologie	<p>Differenzierte Zustandsangaben nach LAWA</p> <p><u>Prioritäre Stoffe inklusive ubiquitäre Schadstoffe und Nitrat</u></p>							
	Makrophyten		Tidenregime								
	Benthische wirbellose Fauna (Makrozoobenthos)		Morphologie	<p>Prioritäre Stoffe ohne ubiquitäre Schadstoffe**</p>							
	Großalgen		Physikalisch-chemische Qualitätskomponenten*	<p>Prioritäre Stoffe mit Überschreitung der Umweltqualitätsnormen (UQN)</p> <ul style="list-style-type: none"> • Benzo(ghi)perylen • Bromierte Diphenylether (BDE) • Quecksilber und Quecksilberverbindungen 							
	Phytobenthos		Sichttiefe								
			Temperaturverhältnisse								
			Sauerstoffhaushalt								
			Salzgehalt								
		Versauerungszustand									
		Stickstoffverbindungen									
		Phosphorverbindungen									
<p>Flussgebietsspezifische Schadstoffe mit Überschreitung der Umweltqualitätsnorm (UQN)</p> <p>---</p>											
<p>* Für die unterstützenden phys-chem. Qualitätskomponenten gelten die Werte der Anlage 7 OGWV</p> <p>** Ohne Einbeziehung der ubiquitären Stoffe entsprechend Anlage 8 OGWV, Spalte 7</p>											
Zielerreichung	Guter ökologischer Zustand/Potenzial		Guter chemischer Zustand								
Voraussichtlicher Zeitpunkt der Zielerreichung	nach 2027		nach 2027								

Datum des Ausdrucks: 11.08.2022 10:06

Abbildung 19: Bewertung 2022 (3. Bewirtschaftungsplan WRRL) der Qualitätskomponenten des Wasserkörpers Wattenmeer Jadebusen und angrenzender Küstenabschnitte (Küstengewässer), Quelle: BfG-Portal 2022

Im Folgenden werden die Bewertungen der verschiedenen Komponenten aus dem letzten Wasserkörpersteckbrief von 2022 kurz zusammengefasst.

7.1 Chemischer Zustand

Der chemische Gesamtzustand des Wasserkörpers „Wattenmeer Jadebusen und angrenzende Küstenabschnitte (Küstengewässer)“ wird für den Bewertungszeitraum 2016-2021 mit „nicht gut“ bewertet, weil die Umweltqualitätsnormen (UQN) für prioritäre Schadstoffe inklusive ubiquitäre Schadstoffe und Nitrat überschritten wurden. Die Bewertung der prioritären Stoffe ohne Einbeziehung der ubiquitären Schadstoffe war dagegen „gut“. Vorbelastungen des Wasserkörpers und der zugehörigen Sedimentflächen mit Bromnebenprodukten sind nicht bekannt. Eigene Untersuchungen wurden nicht durchgeführt.

7.2 Ökologischer Zustand

Der ökologische Zustand wird gemäß Anlagen 3 und 4 OGeWV (2016) aus den biologischen QK abgeleitet. Die hydromorphologischen, physikalisch-chemischen und chemischen QK sind mit ihren Bewertungen lediglich Hilfskomponenten für die biologischen QK. Die Einstufungen wurden bei physikalisch-chemischen Komponenten für die Jade als „nicht bewertungsrelevant“ vorgenommen. Insgesamt gilt der Jadewasserkörper als nährstoffbelastetes Gewässer.

Für die hydromorphologischen Qualitätskomponenten wurden die Vorgabewerte als „eingehalten“ eingestuft. Für die synthetischen und nicht-synthetischen flussgebietspezifischen Schadstoffe wurden für die Jade keine Überschreitungen der Umweltqualitätsnormen im Wasserkörpersteckbrief von 2022 berichtet.

Laut WRRL und OGeWV muss selbst eine mäßige Bewertung der unterstützenden QK einen guten oder sehr guten Zustand der biologischen Komponenten nicht verschlechtern, sofern absehbar ist, dass das Erreichen oder Aufrechterhalten eines guten Zustands der biologischen Qualitätskomponenten nicht verhindert oder gefährdet wird.

Bei den biologischen Qualitätskomponenten wurden die Zustände des Phytoplanktons als „mäßig“ und der benthischen wirbellosen Fauna (Makrozoobenthos) als „gut“ eingestuft.

Insgesamt ergibt sich daraus ein „mäßiger“ ökologischer Gesamtzustand des Jadewasserkörpers, der chemische Zustand ist „nicht gut“.

8 Zusammenfassung der prognostizierte Effekte

Die vorangegangenen Betrachtungen und Auswertungen aus Literaturstudien ließen mit hoher Wahrscheinlichkeit annehmen, dass die aus den Elektrolytprozessen entstehenden Chlorverbindungen nahezu quantitativ in Bromverbindungen überführt werden. Ebenfalls konnte belegt werden, dass das Spektrum und die Anzahl an Bromverbindungen, die mit messbaren Konzentrationen in den Fernbereich gelangten, schon am Auslass der Anlage sehr begrenzt sind und unter den toxikologischen Schwellenwerten lagen.

Alle prognostizierten Konzentrationswerte aus Verdünnungsberechnungen waren für die betrachteten Bromnebenprodukte (BNP) sowohl im Nah- als auch im Fernbereich sehr niedrig. Sie lagen selbst im „Worst-Worst-Case“-Fall – das heißt Annahme von maximalen Konzentrationen an Bromnebenprodukten ohne Abba- oder Ausgasungsprozesse – unter den NOEC-Werten und PNEC-Werten für verschiedene aquatische Organismen. Unter Einbeziehung von Abbauprozessen in der Wassersäule wurden die Konzentrationen im Fernbereich noch deutlich niedriger. Eine Ausnahme bildete Bromoform, das im „Worst-Worst-Case“ die PNEC-Werte im Nahbereich der FSRU (ca. 500 m Radius um die Anlage) überschreiten konnte. Allerdings waren dabei Ausgasungsprozesse, die für Bromoform relevante Größenordnungen annehmen können, hier nicht berücksichtigt worden.

Sogenannte „virtuelle Dauerstationen“ in der Jade, das heißt die Untersuchungsstationen 4b und 4c, an denen über 12 Wochen lang die Konzentrationsentwicklungen der BNP simuliert wurden, zeigten zu Beginn der Simulation einen deutlichen Anstieg der Konzentrationen von allen Komponenten, der sich jedoch zum Ende der 12-Wochen-Periode deutlich abflachte. Unter Einbeziehung von Abba- und Sedimentationseffekten zeigte sich ein Bild von stabilen Konzentrationsverhältnissen, die mit Werten im unter Nano- bzw. ober Pico-Bereich unterhalb jeglicher Schwellenwerte lagen. Ausgasungsprozesse waren hier nicht berücksichtigt. Anreicherungen waren daher hier nicht zu erwarten.

Für einen partikelassozierten Transport kam bei den Simulationen aufgrund der sehr niedrigen Konzentrationswerte aller untersuchten BNP nur das 2,4,6-Tribromphenol (TBP) in Frage. Bei den Betrachtungen mussten – insbesondere im Jadebusen mit niedrigen Wasseraustauschraten – daher auch Sedimentationsprozesse und dadurch verursacht mögliche Anreicherungen im Sediment einbezogen werden. Das Ergebnis einer 12-Wochen-Simulation einer Partikelverteilung war auch hier, dass an der Sedimentoberfläche keine signifikant hohen TBP-Konzentrationen erwartet werden konnten. Unter Einbeziehung der möglichen Abbauraten für TBP im Sediment sanken diese Konzentrationen weiter ab und näherten sich der Nulllinie bezüglich der Erfassbarkeit. Die berechneten möglichen Sedimentgehalte lagen bis zu 5 Größenordnungen unterhalb der Werte aus unbelastetem marinen Sediment und zwischen 3 und 5 Größenordnungen unter den PNEC-Werten

für das Sediment. Ausnahmewerte für TBP, die im unmittelbaren Bereich der FSRU in die Größenordnungen der PNEC-Vorgaben kamen, waren auf wenige Simulationspunkte beschränkt und ließen ebenfalls keine Auswirkungen auf die belebte Umwelt erwarten.

Bezüglich möglicher weiterer (Vor-) Belastungen durch Bromnebenprodukte, die aus anderen anthropogenen Quellen stammten, wie etwa Hafentätigkeiten in Wilhelmshaven, Behandlung von Ballastwasser aus Seeschiffen, Biozideinleitungen durch Industrie-Kühlsysteme u.a., konnten hier keine kumulativen Betrachtungen durchgeführt werden, da entsprechende Daten fehlten. Allerdings waren aufgrund des eher labilen Charakters der beschriebenen Bromnebenprodukte auch aus möglichen anderen parallelen Chlorierungsprozessen keine Anreicherungen der Substanzen in der Wassersäule und im Sediment zu erwarten. Daher konnten auf Basis der hier ermittelten und dargestellten sehr geringen Einträge durch die geplante FSRU-Anlage auch keine verstärkenden oder kumulativen Wirkungen angenommen werden.

Zusammenfassend lässt sich sagen, dass die Simulation der aus der Elektrolyse geplante Freisetzung von Chlorbioziden und die daraus resultierenden Konzentrationen von Bromnebenprodukten sowohl im Nahbereich der FSRU-Anlage als auch im Fernbereich der Innenjade und des Jadebusens keine messbaren Auswirkungen auf das Ökosystem der Jade und die hier lebenden Organismen erwarten ließen. Das galt sowohl für die Organismen des Pelagials als auch für die bodenlebende Flora und Fauna.

9 Abschließende Bewertung

Die bisherige Bewertung des chemischen Zustands des Jadewasserkörpers gemäß Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) ist laut Wasserkörpersteckbrief „nicht gut“. Grund für diese Bewertung waren die Konzentrationsüberschreitungen der Umweltqualitätsnormen (UQN) für prioritäre Schadstoffe inklusive ubiquitäre Schadstoffe und Nitrat. Ohne die ubiquitären Schadstoffe wurde der Zustand als „gut“ eingestuft.

Durch die geplante Inbetriebnahme einer Anlage für die In-situ-Produktion von Chlorbioziden ist keine Verschlechterung des chemischen Zustands des Wasserkörpers der Jade zu erwarten, auch regional oder partiell nicht.

Ferner stellt die geplante Maßnahme keinen Verstoß gegen das Verbesserungsgebot im Sinne der WRRL dar; sofern es gelingt, die UQN-Werte prioritäre Schadstoffe inklusive ubiquitäre Schadstoffe und Nitrat – die nicht im Verantwortungsbereich des Auftraggebers liegen – einzuhalten, könnte ein guter chemischer Gesamtzustand im Jahr 2027 erreicht werden.

Wie im Bericht dargestellt, hat die geplante Maßnahme ebenfalls keine negativen Auswirkungen auf den ökologischen Zustand und verstößt auch in diesem Zusammenhang nicht gegen das Verschlechterungsverbot bzw. das Verbesserungsgebot der Wasserrahmenrichtlinie.

Oldenburg, den 11.08.2022



(Thomas Raabe)

10 Quellenverzeichnis

- Abarnou A, Miossec L (1992): Chlorinated waters discharged to the marine environment chemistry and environmental impact. An overview. *The Science of the Total Environment* 126: 173-197.
- Abusallout, Ibrahim (2019): Natural Sunlight Photodegradation of Halogenated Disinfection Byproducts in Water. *Electronic Theses and Dissertations*. 3181.
<https://openprairie.sdstate.edu/etd/3181>
- Agus E, Sedlak DL (2010): Formation and fate of chlorination by-products in reverse osmosis desalination systems. *Water Research* 44: 1616-1626.
- Allonier A-S, Khalanski M, Camel V, Bermond A (1999): Characterization of Chlorination By-products in Cooling Effluents of Coastal Nuclear Power Stations. *Marine Pollution Bulletin* 38: 1232-1241.
- Bean RM, Mann DC, Neitzel DA (1983): Organohalogens in chlorinated cooling waters discharged from nuclear power station. In: *Water chlorination: Environmental impact and health effects*, Volume 4, pp. 382-390 (Jolley, R. L., Brungs, W. A., Cotruvo, J. A., Cumming, R. B., Mattice, J. S. and Jacobs, V. A., eds.). Ann Arbor Science Publishers, Ann Arbor, MI, USA
- Bean RM, Riley RG, Ryan P (1978): Investigation of halogenated components formed from chlorination of marine water. In: *Water chlorination: environmental impact and health effects*, Volume 2, Seiten 209-223 (Jolley, R. L., Gorchev, H. and Heyward Hamilton, D., Editoren). Ann Arbor Science Publishers, Ann Arbor, MI, USA.
- DHI/WASY (2022): LNG-Terminal-Studie zur Ausbreitung des eingeleiteten Biozids durch die FSRU und den LNG Tanker in die Jade. Bericht DHI WASY GmbH.
- BfG-Portal (2022): Wasserkörpersteckbrief Wattenmeer Jadebusen und angrenzende Küstenabschnitte (DECW_DENI_N2-4900-01).
https://geoportal.bafg.de/birt_viewer/frameset?__report=CW_WKSB_21P1.rptdesign¶m_wasserkoerper=DECW_DENI_N2-4900-01&agreeToDisclaimer=true, zuletzt aufgerufen 08-2022.
- Boudjellaba D, Drona J, Revenkoa G, Démelas C, Boudenne J-L (2016): Chlorination by-product concentration levels in seawater and fish of an industrialised bay (Gulf of Fos, France) exposed to multiple chlorinated effluents. *Science of the Total Environment* 541: 391-399.
- Carpenter JH, Smith CA, Zika RG (1981): Reaction products from the chlorination of seawater (EPA-60/4-81-010; NTS PB81-172280). US EPA, Gulf Breeze, FL, USA.

- Class T, Ballschmitter K (1988): Chemistry of organic traces in air VIII: Sources and distribution of bromo- and bromochloro-methanes in marine air and surface water of the Atlantic Ocean. *J. Atmos. Chem.* 6: 35-46.
- Dwivedi AH, Pande UC (2012): Photochemical Degradation of Halogenated Compounds: A Review. *Sci. Revs. Chem. Commun.:* 2: 41-65.
- ECHA (2021): <https://echa.europa.eu>, zuletzt aufgerufen 02-2021.
- EPA (2009): Determination of Haloacetic Acids, Bromate, and Dalapon in Drinking Water by Ion Chromatography Electrospray Ionization Tandem Mass Spectrometry (IC-ESI-MS/MS), Method 557, EPA Office of Water 815-B-09-012. Cincinnati, OH: US Environmental Protection Agency.
- Fayad NM, Iqbal S (1987): Chlorination byproducts of Arabian Gulf seawater. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 38: 475-482.
- FFH-Richtlinie (1992): Richtlinie 92/43/EWG des Rates vom 21. Mai 1992 zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen.
- Fisher D, Yonkos L, Ziegler G, Friedel E, Burton D (2014): Acute and chronic toxicity of selected disinfection byproducts to *Daphnia magna*, *Cyprinodon variegatus*, and *Isochrysis galbana*. *Water Research* 55: 233-244.
- Fogelqvist E, Krysell M (1991): Naturally and Anthropogenically Produced Bromoform in the Kattegatt, a Semi-Enclosed Oceanic Basin. *Journal of Atmospheric Chemistry* 13: 315-324.
- Giray C, King GM (1997): Predator deterrence and 2,4-dibromophenol conservation by the enteropneusts *Saccoglossus bromophenolosus* and *Protoglossus graveolent*. *Mar Ecol Prog Ser* 159: 229-238.
- Glezer V, Harris B, Tal N, Iosefzon B, Lev O (1999): Hydrolysis of Haloacetonitriles: Linear Free Energy Relationship, Kinetics and Products. *Wat. Res.* 33: 1938-1948.
- Goodwin KD, Tokarczyk R, Stephens FC, Saltzman ES (2005): Description of Toluene Inhibition of Methyl Bromide Biodegradation in Seawater and Isolation of a Marine Toluene Oxidizer That Degrades Methyl Bromide. *Applied and Environmental Microbiology* 71: 3495-3503.
- Hashimoto S, Azuma T, Otsuki A (1998): Distribution, Sources, and Stability of Haloacetic Acids. *Environmental Toxicology and Chemistry* 17: 798-805.
- Heidarrezaei M, Shokravi H, Huyop F, Kolor SSR, Petru M (2020): Isolation and Characterization of a Novel Bacterium from the Marine Environment for Trichloroacetic Acid Bioremediation. *Appl. Sci.* 10: 1-17.

- Heller-Grossmann L, Manka J, Limoni-Relis B, Rebhuhn M (1993): Formation and Distribution of haloacetic acids, THM and TOX in chlorination of bromide-rich lake water. *Wat. Res.* 27: 1323-1331.
- His, E, Heyvang I, Geffard O, Montaudouin X (1999): A comparison between oyster (*Crassostrea gigas*) and sea urchin (*Paracentrotus lividus*) larval bioassays for toxicological studies. *Water Research* 33: 1706-1718.
- Howe PD, Dobson S, Malcolm HM (2005): 2,4,6-Tribromophenol and other simple brominated phenols. World Health Organization. Chemical Safety Team & International Programme on Chemical Safety. 54 S.
<https://apps.who.int/iris/handle/10665/43228>
- Jenner HA, Taylor CJL, van Dank M, Khalanski M (1997): Chlorination By-Products in Chlorinated Cooling Water of some European Coastal Power Stations. *Marine Environmental Research* 43: 279-293.
- Jenner HA, Whitehouse JW, Taylor CJL, Khalanski M (1998): Cooling water management in European power stations - Biology and control of fouling. *Hydroécol. Appl.* 10: 1-225.
- Jung Y, Hong E, Yoon Y, Kwon M, Kang J-W (2014): Formation of Bromate and Chlorate during Ozonation and Electrolysis in Seawater for Ballast Water Treatment. *Ozone: Science & Engineering* 36: 515-525.
- King GM (1988): Dehalogenation in Marine Sediments Containing Natural Sources of Halophenols. *Applied and Environmental Microbiology* 54, 3079-3085.
- Kristiansen NK, Froshaug M, Aune KT, Becher G (1994): Identification of Halogenated Compounds in Chlorinated Seawater and Drinking Water Produced Off-shore Using n-Pentane Extraction and Open-Loop Stripping Technique. *Environ. Sci. Technol.* 28: 1669-1673.
- LAWA (Bund-/ Länderarbeitsgemeinschaft Wasser) (2017): Handlungsempfehlung Verschlechterungsverbot. - Beschlossen auf der 153. LAWA-Vollversammlung 16./17. März 2017 in Karlsruhe, (unter nachträglicher Berücksichtigung der Entscheidung des Bundesverwaltungsgerichts vom 9. Februar 2017, Az. 7 A 2.15 „Elbvertiefung“), Ständiger Ausschuss der LAWA Wasserrecht (LAWA-AR).
- Lebaron K, Mechiri L, Richard S, Austruy A, Boudenne J-L, Coupé S (2019): Assessment of individual and mixed toxicity of bromoform, tribromoacetic-acid and 2,4,6 tribromophenol, on the embryo-larval development of *Paracentrotus lividus* sea urchin. *Environmental Science and Pollution Research* 26: 20573-20580.

- Lenhart H, Pohlmann T, Born V (2004): Auswertung der Topographie und Flushing-Zeiten im Bereich der Deutschen Gewässer. Zentrum für Marine und Atmosphärische Wissenschaften, Universität Hamburg, 52 S.
- Lindgaard-Jørgensen P (1989): Biodegradability of Chlorophenols and Mixtures of Chlorophenols in Seawater. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 17: 216-220.
- Maas J, Tegtmeier S, Quack , Biastoch A, Durgadoo JV, Rühls S, Gollasch S, David M (2019): Simulating the spread of disinfection by-products and anthropogenic bromoform emissions from ballast water discharge in South-east Asia. *Ocean Sci.* 15: 891–904.
- Macalady DL, Carpenter JH, Moore CA (1977): Sunlight induced bromate formation in chlorinated seawater. *Science* 195: 1333-1335.
- Manasfi T, Temime-Roussel B, Coulomb B, Vassalo L, Boudenne J-L (2017): Occurrence of brominated disinfection byproducts in the air and water of chlorinated seawater swimming pools. *International Journal of Hygiene and Environmental Health* 220: 583–590.
- Mayes MA, Blanchard FA, Hopkins DL, Takahashi IT (1985): Static acute toxicity of dibromonitripropionamide and selected degradation products to the fathead minnow (*Pimephales promelas Rafinesque*). *Environ. Toxicol. Chem.* 4: 823-830.
- Nihemaiti M, Le Roux J, Croué J-P (2015): Formation of emerging disinfection by-products by chlorination/chloramination of seawater impacted by algal organic matter. *Recent Progress in Desalination, Environmental and Marine Outfall Systems* 10.1007/978-3-319-19123-2: 1-9.
- NLWKN (2020): <https://www.umweltkarten-niedersachsen.de>, zuletzt aufgerufen: 12-2020.
- OGewV (2016): Verordnung zum Schutz der Oberflächengewässer (Oberflächengewässerverordnung), Ausfertigungsdatum 20.06.2016 (BGBl. I S. 1373).
- Ozdemir C, Dursun S (2004): Trihalomethane Determination and Removals from the Main Discharge Channel of Konya City (Turkey). *Environmental Technology* 25: 1091-1096.
- Peters RJB, Erke JB, Erkelens C, de Leer EWB, De Galan L (1991): The analysis of halogenated acetic acids in Dutch drinking water. *Water Research* 25: 473-477.
- Schäfer H, Miller LG, Oremland RS, Murrell JC (2007): Bacterial Cycling of Methyl Halides. *Advances in Applied Microbiology* 61: 307-346.

- Scott BF, Mactavish D, Spencer C, Strachan WMJ, Muir DCG (): Haloacetic Acids in Canadian Lake Waters and Precipitation. *Environmental Science & Technology* 34: 4266-4272.
- Shah AD, Liu Z-Q, Salhi E, Höfer T, Werschkund B, von Gunten U (2015): Formation of disinfection by-products during ballast water treatment with ozone, chlorine, and peracetic acid: influence of water quality parameters. *Environ. Sci.: Water Res. Technol.* 1: 465–480.
- Shi H, Qiang Z, Adams C (2013): Formation of haloacetic acids, halonitromethanes, bromate and iodate during chlorination and ozonation of seawater and saltwater of marine aquaria systems. *Chemosphere* 90: 2485–2492.
- Sim W-J, Lee S-H, Lee I-S, Choi S-D, Oh J-E (2009): Distribution and formation of chlorophenols and bromophenols in marine and riverine environments. *Chemosphere* 77: 552–558.
- Spingat, F (2020): Daten über Größenklassenmessungen in Schwebstofffallen. Ingenieurbüro Dr.-Ing. Manzenrieder und Partner GbR, pers. Komm. per E-Mail v. 22.06.2020.
- Steward CC, Lovell CR (1997): Respiration and Assimilation of 4-Bromophenol by Estuarine Sediment Bacteria. *Microb Ecol* 33: 198–205.
- Taylor CJ (2006): The effects of biological fouling control at coastal and estuarine power stations. *Marine Pollution Bulletin* 53: 30-48.
- Tokarczyk R, Moore RM (1994): Production of volatile organohalogenes by phytoplankton cultures. *Geophys. Res. Lett.* 21: 285– 288.
- Trotsenko YA, Doronina NV (2003): The Biology of Methylobacteria Capable of Degrading Halomethanes. *Microbiology* 72: 121–131.
- Uniper (2022): Energiedrehscheibe WHV/FSRU Phase 1 - Vorhabensbeschreibung. Revision 2.0, Datum 2022-05-30, erstellt von Thomas Schönhoff, Uniper Technologies GmbH, Gelsenkirchen, 12 S.
- UVPG (1990): Gesetz über die Umweltverträglichkeitsprüfung in der Fassung der Bekanntmachung vom 24. Februar 2010 (BGBl. I S. 94), das zuletzt durch Artikel 4 des Gesetzes vom 3. Dezember 2020 (BGBl. I S. 2694) geändert worden ist. 59 S.
- Van Rijn LC (1993): Principles of Sediment Transport in Rivers, Estuaries and Coastal Seas. AQUA PUBLICATIONS, Amsterdam, 690 S.
- WRRL (2000): Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlamentes und des Rates vom 23. Oktober zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik: ABL EG Nr. L 327/1, 22.12.2000.

- Xu J, Qiu X, Dai J, Cao H, Yang M, Zhang J, Xu M (2006): Isolation and characterization of a *Pseudomonas oleovorans* degrading the chloroacetamide herbicide acetochlor. *Biodegradation* 17: 219–225.
- Zhang D, Chu W, Yu Y, Krasner SW, Pan Y, Shi J, Yin D, Gao N (2018): Occurrence and Stability of Chlorophenylacetoneitriles: A New Class of Nitrogenous Aromatic DBPs in Chlorinated and Chloraminated Drinking Waters. *Environ. Sci. Technol. Lett.* 5: 394–399.
- Zhang X, Yao J, Zhao Z, Liu J (2019): Degradation of haloacetoneitriles with UV/peroxymonosulfate process: Degradation pathway and the role of hydroxyl radicals. *Chemical Engineering Journal* 364: 1-10.