



Umsetzung der Meeresstrategie-Richtlinie in niedersächsischen Küstengewässern: Entwicklung eines Ansatzes zur Erfassung und Bewertung von Salzeinträgen

Auftragnehmer:

BIOCONSULT Schuchardt & Scholle GbR

Autoren:

Jörg Scholle
Dr. Bastian Schuchardt
Dr. Sandra Jaklin
Petra Schmitt
Peter Rückert

Erstellt im Auftrag des Niedersächsischen Landesbetriebs für
Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz

30.04.2015

Auftraggeber: Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten-
und Naturschutz

Ratsherr-Schulze-Straße 10
26122 Oldenburg

Dieser Bericht ist durch den Niedersächsischen Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz beauftragt worden. Die Verantwortung für den Inhalt liegt allein bei den Autoren. Der Bericht gibt die Auffassung der Autoren wieder und muss nicht mit der Meinung des NLWKN übereinstimmen. Der NLWKN übernimmt keine Gewähr für die Richtigkeit, die Genauigkeit und Vollständigkeit der Angaben sowie für die Beachtung der Rechte Dritter. Der Auftraggeber behält sich alle Rechte vor, insbesondere darf dieser Bericht nur mit seiner Zustimmung ganz oder teilweise vervielfältigt bzw. Dritten zugänglich gemacht werden.

Auftragnehmer: BIOCONSULT
Schuchardt & Scholle GbR

Reeder-Bischoff-Str. 54
28757 Bremen
Telefon 0421 · 620 71 08
Telefax 0421 · 620 71 09

Klenkendorf 5
27442 Gnarrenburg
Telefon 04764 · 92 10 50
Telefax 04764 · 92 10 52

Internet www.bioconsult.de
eMail info@bioconsult.de

Zitiervorschlag: BioConsult, 2015: Umsetzung der Meeresstrategie-Richtlinie in niedersächsischen Küstengewässern: Entwicklung eines Ansatzes zur Erfassung und Bewertung von Salzeinträgen. Bericht erstellt im Auftrag des NLWKN. Bremen, 95 S.

Inhalt

1. Anlass und Aufgabenstellung	7
2. Allgemeines	9
2.1 Bestandteile des Meerwassers	9
2.2 Zustandsgröße Salzgehalt: Definition, Bestimmung und Maßeinheit	10
2.3 Verwendete Einheiten und Umrechnungsfaktoren	11
2.4 Ist-Zustand der Salinität in den niedersächsischen Küstengewässern	14
3. Ergebnisse der Literaturrecherche zu möglichen Auswirkungen von Salzeinträgen in marine Lebensräume	27
3.1 Wirkungen von Salzeinleitungen	27
3.1.1 Wirkungen von Salzeinleitungen auf die abiotische Situation	27
3.1.2 Wirkungen von Salzeinleitungen auf Biota	34
4. Vorhandene Regelungen für erhöhte Salinität in marinen Gewässern	40
5. Salzeinleitungen in die niedersächsischen Küstengewässer	42
5.1 Abgrenzung relevanter Einleiter	42
5.2 Ergebnisse Salzeinleiter	43
6. Bewertungskonzept für das Merkmal „Salinität in niedersächsischen Küstengewässern“	51
6.1 Formaler Rahmen	51
6.2 Randbedingungen und Ansatz	54
6.2.1 Randbedingungen	54
6.2.2 Ansatz	55
7. Belastung der Übergangs- und Küstengewässer nach WRRL durch Salzeinleitungen und Abschätzung der Sensitivität gegenüber den Belastungen	68
8. Darstellung der Informations- und Datendefizite	77
9. Hinweise zum Monitoring der Salinität	78
10. Zusammenfassender Überblick	82
Literatur	84
Anhang	90

Abbildungen und Tabellen

Abb. 1:	Relation zwischen Leitfähigkeit ($\mu\text{S}/\text{cm}$) der Abwässer und berechneter Salinität S nach UNESCO 1983 und Australien Water Quality Centre (KILDEA & ANDREACCHIO 2012).....	12
Abb. 2:	Mittlere Salinität an der Oberfläche während der jährlichen Wachstumsphase von 1980 – 2001. Graphik aus BROCKMANN & TOPCU (2008).	14
Abb. 3:	Übersicht über die Messpunkte der ausgewerteten Salzgehaltsdaten.	16
Abb. 4:	Ganglinien der elektrischen Leitfähigkeit (Tagesmittel in mS/cm) für 6 Messstationen im Längsverlauf der Ems im Winterhalbjahr (obere Graphik) und Sommerhalbjahr (untere Graphik) sowie die mittlere Abflussrate (m^3/s) am Pegel Versen.	18
Abb. 5:	Monatsmittelwerte des mittleren Salzgehaltes an den 10 Messstationen Alte Weser bis Hemelingen und des Oberwasserabflusses von Intschede.....	21
Abb. 6:	Tidenbezogene Kennwerte (Minimalwert, Mittelwert, Maximalwert) des Salzgehaltes an den Messstationen Alte Weser und Dwarsgat in den Jahren 2010 – 2012.	22
Abb. 7:	Tidenbezogene Kennwerte (Minimalwert, Mittelwert, Maximalwert) des Salzgehaltes an den Messstationen Scharhörn und Cuxhaven in den Jahren 2005 – 2008.	24
Abb. 8:	Salzgehalte (automatische Sondenmessungen) an 5 Stationen (Fino 1, Deutsche Bucht, in der Deutschen Bucht, Nordseeboje II, Nordseeboje III) für das Jahr 2010.	26
Abb. 9:	Ergebnisse der Vertikalmessungen der Salinität im östlichen Nahbereich (O1 – O5) der Einleiterstelle der IVG Caverns GmbH in die Innenjade. Graphik aus IM+P (2013).....	29
Abb. 10:	Lage der Salzgehalts-Messpunkte und Strecken der Driftmessungen. Aus IBL UMWELTPLANUNG (2012a).....	30
Abb. 11:	Zeitliche Entwicklung der mittleren Salzgehalte an den unterschiedlichen Messpunkten von der Nullmessung im Januar 2010 bis zum Herbst 2012. Die Werte stellen die gemittelten Werte der Mittelwerte aus den vertikalen Messungen zu den acht Messzeitpunkten während der Tidephasen dar.	32
Abb. 12:	Zeitliche Entwicklung der mittleren Salzgehalte an den unterschiedlichen Messpunkten von der Nullmessung im Januar 2010 bis zum Herbst 2012. Die Werte stellen die gemittelten Werte der Maximalwerte aus den vertikalen Messungen zu den acht Messzeitpunkten während der Tidephasen dar.	32
Abb. 13:	Gegenüberstellung der Ionenzusammensetzung in unterschiedlichen Wasserkörpern. Graphik: NLWKN (2011).	33
Abb. 14:	Einleitungsorte kommunaler Einleiter und Industrieeinleiter in niedersächsische Oberflächengewässer im Zeitraum 2009 - 2012.....	45
Abb. 15:	Verteilung der Einleiter mit salzhaltigen Abwässern (Mittelwert Salzgehalt 2009 – 2012) entlang der niedersächsischen Küste.	46

Abb. 16:	Mittleres Jahresabwasservolumen (Mio. m ³) der Einleiter mit salzhaltigen Abwässern im Zeitraum 2009 – 2012 entlang der niedersächsischen Küste.....	47
Abb. 17:	Zusammenhang zwischen menschlichen Aktivitäten (activities) und hydrografischen Belastungen (pressures) und den betroffenen physikalisch-chemischen und biologischen Merkmalen.	52
Abb. 18:	Überblick über die Wasserkörper der niedersächsischen Küsten- und Übergangsgewässer sowie deren Einteilung in unterschiedliche Gewässertypen nach WRRL.	55
Abb. 19:	Vorgehensweise für die Erfassung und Bewertung des Merkmals „Salinität“ im Rahmen von Deskriptor 7.	56
Abb. 20:	Verteilung der Salzgehalte in den niedersächsischen Küstengewässern auf Basis der Projektergebnisse TRANSWATT und SYNDWATT (1989 – 1991). Graphik aus AQUA-MARIN & IFAÖ (2003).....	59
Abb. 21:	Exemplarische Darstellung einer modellbasierten räumlichen Erhöhung der Salinität durch Salzeinleitungen.(schematisiert. Eine Bewertung des Zustands nach Vorgaben der MSRL bzw. WRRL ist durch die Farbgebung der beeinträchtigten Bereiche in Anlehnung an die Zustandsklassen bereits integriert.	66
Abb. 22:	Austauschzeiten in Tagen für definierte Zellen des Wasserkörpers Jade. Nach LENHART et al. (2004) aus IFEU et al. (2009).	73
Abb. 23:	Lage der Messstationen zur Überwachung von Nährstoffen und weiteren allgemeinen physikalisch-chemischen Qualitätskomponenten in den Übergangs- und Küstengewässern Niedersachsens.	80
Tab. 1:	Konzentration (ppm) der Hauptbestandteile des Meereswassers mit einem Salzgehalt von 35 ‰ (35 g/l) gegenüber Brackwasserabschnitten der Elbe und unbelastetem Flusswasser.....	9
Tab. 2:	Klassifizierung des Salzgehaltes in aquatischen Lebensräumen nach dem Venice-System (CARRIKER 1967).....	13
Tab. 3:	Kennwerte (Mittelwert, Minimum, Maximum, Spannweite) der Salinität S (automatische Sondenmessungen) an 6 Pegelstationen entlang der Ems. Mittel der Jahre 2009-2011.....	19
Tab. 4:	Kennwerte (Mittelwert mit Standardabweichung, Minimum, Maximum, Spannweite) der Salinität S (Sondenmessungen) an fünf Stationen im Längsverlauf der Jade aus den Jahren 2010-2013 und 1988 - 2009.....	20
Tab. 5:	Jahresmittel des mittleren, des maximalen und des minimalen Salzgehaltes pro Tide an den Messstationen Alte Weser und Dwarsgat für die Jahre 2010 – 2012.	23
Tab. 6:	Jahresmittel des mittleren, des maximalen und des minimalen Salzgehaltes pro Tide an den Messstationen Scharhörn und Cuxhaven für die Jahre 2005 – 2008.	25
Tab. 7:	Abhängigkeit des Sauerstoffgehaltes (mg/l) im Wasser von Salinität und Temperatur.	34
Tab. 8:	Regularien und Salinitätsgrenzwerte für ausgewählte Abwässer von Meerwasserentsalzungsanlagen. Tabelle aus JENKINS et al. (2012).	41

Tab. 9:	Kenndaten zu relevanten (Abwässer am Einleitungsort oberhalb der natürlichen Salinität) Salzeinleitern mit Angabe der Salinität (min/mittel/max) und des mittleren jährlichen Abwasservolumens (m ³ /a) in den betroffenen Gewässertypen und Wasserkörpern.....	48
Tab. 10:	Mittlere Konzentration (g/l) der Salze in den Abwässern der Soleeinleiter von 2009-2012 in Relation zu natürlichem Meerwasser.	50
Tab. 11:	Kriterien und Standards entsprechend dem KOM-Beschluss (2010/477/EU) für Deskriptor 7 als mögliche Grundlage zur Feststellung des guten Umweltzustands nach MSRL. Aus BMU (2012).....	53
Tab. 12:	Gewässertypspezifische Salinitätsbereiche nach WRRL aus der OGewV.....	60
Tab. 13:	Schwellenwerte zwischen GES und sub-GES für die Bewertung des Merkmals Salinität anhand unterschiedlicher Bewertungskriterien.....	62
Tab. 14:	Gewässertypspezifische Salinitätsspannen (Jahresmittelwerte) für die Referenzwerte aus der OGewV und Festlegung der Schwellenwerte (3,5 %ige Erhöhung der Referenz) für den GES.	63
Tab. 15:	Bestimmungen für den sehr guten, guten und mäßigen Zustand von Küstengewässern für physikalisch-chemische Qualitätskomponenten (Anlage 4, Tabelle 5 der OGewV).	64
Tab. 16:	Gewässertypspezifische Klassengrenzen für Salinität in Küstengewässer anhand unterschiedlicher Bewertungskriterien.	65
Tab. 17:	Referenzwerte (Jahresmittelwerte) und Klassengrenzen für die Salinität. Klassen „gut“ und „sehr gut“ = GES; „mäßig“ – „schlecht“ = sub-GES).....	65
Tab. 18:	Abschätzung der aktuellen Belastung der fünf von Salzeinleitungen betroffenen Wasserkörper anhand der einleitungsbedingten Zusatzbelastung (Veränderung des Salzgehaltes).....	71
Tab. 19:	Menge an Nährsalzen (anorganische Stickstoff- und Phosphorverbindungen) und Gesamtsalz (mittlere volumenbezogene Menge) (g/l) in den Abwässern der Salzeinleiter von 2009-2012 sowie der Anteil an Nährsalzen in Relation zum Gesamtsalz.	75
Tab. 20:	Mittlere Jahresfracht (t/a) an Gesamtsalz, welche am Grenzpunkt Übergangsgewässer in die Küstengewässer eingeleitete wird sowie Angabe der vorhandenen Salzmenge in den angrenzenden Küstengewässern.	76

1. Anlass und Aufgabenstellung

Im Rahmen der Umsetzung der Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie (MSRL) der EU von 2008 bzw. ihrer Verankerung in nationalem Recht soll bis 2020 das Ziel „guter Zustand der Meeresumwelt“ (Good Environmental Status = GES) in Europa erreicht sein. Vor diesem Hintergrund sollen Strategien entwickelt und realisiert werden, um „die Meeresumwelt zu schützen und zu erhalten, eine Verschlechterung zu verhindern oder, wo möglich, Bereiche die bereits beeinträchtigt wurden, wiederherzustellen“. Darüber hinaus sind stoffliche „Einträge in die Meeresumwelt zu verhindern und zu verringern, um die Verschmutzung [...] schrittweise zu beseitigen. So soll sichergestellt werden, dass es keine signifikanten Auswirkungen auf oder Gefahren für die Artenvielfalt des Meeres, die Meeresökosysteme, die menschliche Gesundheit und die rechtmäßige Nutzung des Meeres gibt“ (Artikel 1(2)).

Zur Beschreibung des GES sind in Anhang I bis III der MSRL elf „Qualitative Deskriptoren“ formuliert die mit 29 Kriterien und 56 Indikatoren operationalisiert werden sollen. Deutschland hat 2012 die Berichte zur Anfangsbewertung, dem Guten Umweltzustand und den Umweltzielen an die EU geliefert. Für den Deskriptor 7 (Hydrografische Bedingungen) wurde als Umweltziel zur Erreichung des GES formuliert: „Meere mit natürlicher hydromorphologischer Charakteristik“, das u.a. wie folgt konkretisiert wurde: „Die (Teil-) Einzugsgebiete der Wattbereiche sind im natürlichen Gleichgewicht. Die vorhandenen Substratformen befinden sich in ihren typischen und vom dynamischen Gleichgewicht geprägten Anteilen. Es besteht eine natürliche Variabilität des Salzgehaltes. Indikatoren sind der Wasserstand und die Topographie, die Flächengröße der verschiedenen Sohlformen sowie der Salzgehalt und der Abfluss“.

Die MSRL verlangt damit also auch eine Betrachtung der Salinität als Indikator für die Erreichung des Guten Umweltzustandes des Deskriptors 7.

Seit Jahren wird aus Produktionsprozessen stammendes stark salzhaltiges Abwasser (inkl. verschiedener Begleitstoffe) in das niedersächsische Küstenmeer eingeleitet. Auch in der Zukunft sind weitere Einleitungen und/oder Erhöhungen bestehender Einleitung nicht auszuschließen. Bisher wurden Effekte auf das Gewässer im Rahmen von einzelbetrieblichen Genehmigungsverfahren betrachtet bzw. bewertet. Eine erforderliche küstenweite Übersicht oder eine standardisierte MSRL-konforme Bewertung für den Aspekt „Salinität“ gibt es derzeit nicht. Dies gilt sowohl im Hinblick auf räumliche und zeitliche Aspekte als auch hinsichtlich verbindlicher Grenzwerte.

Vor diesem Hintergrund ist das Büro BioConsult Schuchardt & Scholle GbR beauftragt worden, für die niedersächsischen Küstengewässer ein MSRL-konformes Bewertungskonzept für den Indikator Salinität zu entwickeln. Die Studie beinhaltet beschreibende Hinweise zur Salinität sowie eine Literaturrecherche zu den ökologischen Effekten von Salzeinleitungen.

Neben diesen generellen Informationen wird die Einleitersituation (Salzeinleitungen) für die niedersächsischen Küstengewässer beschrieben.

Auf den Informationen aus den vorangegangenen Arbeitsschritten wird ein Bewertungskonzept für Salinität in niedersächsischen Küstengewässern entwickelt. So weit möglich werden auch Hinweise für ein Monitoring geliefert.

2. Allgemeines

2.1 Bestandteile des Meerwassers

Meerwasser enthält neben reinem Wasser, gelösten Gasen, unlöslichen suspendierten Partikeln und organischen Verbindungen hauptsächlich lösliche anorganische Salze. Im Meerwasser sind inzwischen alle natürlich vorkommenden chemischen Elemente nachgewiesen worden, in einem Konzentrationsbereich, der mehr als 15 Zehnerpotenzen umfasst. Nur 11 Elemente bzw. ihre Verbindungen bilden mehr als 99 % des Salzgehaltes (Tab. 1). Hierzu gehören die sechs Anionen (Chlorid (Cl^-), Sulfat (SO_4^{2-}), Bicarbonat (HCO_3^-), Bromid (Br^-), Fluorid (F^-) und sowie Iodid (I^-) und fünf Kationen (Natrium (Na^+), Magnesium (Mg^{2+}), Calcium (Ca^{2+}), Kalium (K^+) und Strontium (Sr^{2+}). Man bezeichnet sie als die Hauptbestandteile des Meersalzes oder auch als die konservativen Elemente, da sie stets im gleichen Mengenverhältnis untereinander auftreten (Gesetz der konstanten Proportionen). Die verbleibenden Anteile werden als Spurenelemente bezeichnet. Nach der aus Untersuchungsergebnissen (Challengerexpedition 1873-1876) von DITTMAR (1884) aufgestellten Regel zur Konstanz der Meerwasserzusammensetzung, lässt sich aus der Konzentration von nur einer bekannten Hauptkomponente auf die Konzentration der restlichen Bestandteile schließen. Eine Ausnahme machen in diesem Zusammenhang die Brackwassergebiete, die eine zum Meerwasser sehr unterschiedliche Ionenzusammensetzung aufweisen (Tab. 1).

Tab. 1: Konzentration (ppm) der Hauptbestandteile des Meereswassers mit einem Salzgehalt von 35 ‰ (35 g/l) gegenüber Brackwasserabschnitten der Elbe und unbelastetem Flusswasser.

Bestandteil	Formel	Meerwasser		Elbe-km 727*	Elbe-km 630*	Süßwasser*
		Konz. (ppm)	rel. Anteil (%)	Konz. (ppm)	Konz. (ppm)	Konz. (ppm)
Chlorid	Cl^-	19270	55,037	9003	234	20 - 50
Natrium	Na^+	10710	30,580	3940	97	10 - 15
Sulfat	SO_4^{2-}	2700	7,710	1238	170	30 - 60
Magnesium	Mg^{2+}	1290	3,684			
Calcium	Ca^{2+}	415	1,185	211	85	30 - 70
Kalium	K^+	385	1,099	1	13	2 - 4
Bicarbonat	HCO_3^-	140	0,400			
Bromid	Br^-	67	0,191			
Fluorid	F^-	35	0,100			
Strontium	Sr^{2+}	7	0,020			
Iodid	I^-	0,05	0,0001			

*Angaben aus ARGE ELBE (1992): Elbe-km 630 = Hamburg Teufelsbrück, Elbe-km 727 = Cuxhaven

2.2 Zustandsgröße Salzgehalt: Definition, Bestimmung und Maßeinheit

In der Ozeanographie haben die Zustandsgrößen Salzgehalt, Temperatur, Druck und Strömungsgeschwindigkeit die Dimension einer Konzentration oder Eigenschaft pro Volumeneinheit. Die Zustandsgleichung des Meerwassers erlaubt es, die Dichte des Meerwassers als Funktion von Salzgehalt, Temperatur und Druck zu berechnen.

Der Salzgehalt des Meeres, oder die Salinität, ist definiert als die Menge an gelösten Salzen in Meerwasser, nachdem alle Bromide und Iodide mit der gleichen Menge an Chloriden ersetzt wurden und alle Kohlenstoff-Verbindungen oxidiert wurden (d.h. alle Kohlenstoffverbindungen gasen als CO₂ aus).

Direkte Bestimmungsmethode

Eine direkte Bestimmungsmethode des absoluten Salzgehaltes (S_A) liegt, neben der heutzutage nicht mehr gebräuchlichen Bestimmung des Abdampf- und Glührückstandes, in der Ionen-Bilanzierung, d.h. dem Messen aller Anionen und Kationen. In der Praxis ist dies schwierig zu messen. Aufgrund der Konstanz der einzelnen Elemente des Meerwassers zueinander (s. vorheriges Kap.), wurde dazu übergegangen, die Bestimmung des Salzgehaltes anhand eines einzelnen Elementes vorzunehmen. Aus Gründen der Zweckmäßigkeit hat man hierzu das Chlorid ausgewählt, da es chemisch einfach zu bestimmen ist.

Die daraus durch die UNESCO (1962) abgeleitete Formel ist:

$$(1) \text{ Salinität } S (\text{‰}) = 1,80655 \text{ Chlorinität } (\text{‰}) \text{ (UNESCO 1962)}$$

Indirekte Bestimmungsmethode

Die Definition des Salzgehaltes wurde wiederum erneuert, als Techniken zur indirekten Bestimmung des Salzgehaltes anhand der Parameter Leitfähigkeit, Temperatur und Druck entwickelt wurden. Seit 1978 gilt die "Practical Salinity Scale" (PSS78):

$$(2) \text{ Salinität } S = 0,0080 - 0,1692 \cdot K15^{1/2} + 25,3853 K + 14,0941 K15^{2/3} - 7,0261 K^2 + 2,7081 K15^{5/2},$$

wobei K15 das Leitfähigkeitsverhältnis der Meerwasserprobe zu einer definierten Kaliumchlorid-Referenzlösung darstellt (Standardmeerwasser). Deshalb ist der „praktische Salzgehalt S_p “ eine dimensionslose Zahl, obwohl darunter natürlich die Masse Salz in g pro kg Meerwasser verstanden werden muss.

Die PSS78-Gleichung gilt für Salzgehalte zwischen 2 und 42 und nur für Messungen bei 15°C und einer „Standardatmosphäre“ von 1013,25 hPa. Für die Umrechnungen von anderen Temperaturen und Drücken auf K15 existieren Algorithmen. Die PSS78-Definition hat gegenüber den früheren (chemischen) Gleichungen den Vorteil, dass sie a) unabhängig von der genauen Kenntnis der ionalen Zusammensetzung des Meerwassers ist, b) die Grundlage für die Berechnung wesentlich genauerer Dichtewerte bildet und c) für in situ Messungen mittels CTD-Sonden angewendet werden kann. Die Eichung solcher Sonden sowie die Messung des Salzgehalts in Einzelproben

erfolgt heute ausschließlich mit Hilfe von Salinometern unter Verwendung von Standardmeerwasser.

Die Intergovernmental Oceanographic Commission (IOC) hat 2010 die Internationale Thermodynamische Meerwassergleichung (International Thermodynamic Equation of Seawater, TEOS-10) als offizielle Beschreibung der Eigenschaften von Meerwasser und Eis in den Meereswissenschaften festgelegt. Eine der wesentlichen Neuerungen ist die Angabe als absoluter Salzgehalt.

2.3 Verwendete Einheiten und Umrechnungsfaktoren

In der vom NLWKN zur Verfügung gestellten Einleiter-Datenbank sind die Leitfähigkeiten der Abwässer in $\mu\text{S}/\text{cm}$ angegeben, wobei die Messwerte bereits auf 25°C standardisiert sind. Die Messwerte umfassten eine breite Spanne zwischen minimal $1 \mu\text{S}/\text{cm}$ und maximal $253.636 \mu\text{S}/\text{cm}$ und bewegen sich somit in sehr unterschiedlichen Salzgehaltsbereichen wie in Abb. 1 zu sehen ist.

Um einheitliche und v.a. an die Bewertung von marinen Lebensräumen angepasste Einheiten zu verwenden, wurden die für die Abwässer angegebenen Leitfähigkeitswerte umgerechnet (= „praktischer Salzgehalt“, ohne Einheit, s.o.).

Aufgrund der hohen Spannweite der Leitfähigkeitswerte der Abwässer wurden folgende unterschiedliche Umrechnungen notwendig:

- Leitfähigkeiten $<62.000 \mu\text{S}/\text{cm}$, d.h. für Salinitäten bis 42 wurde der PSS-78-Algorithmus verwendet; die Umrechnung erfolgte nach dem international anerkannten PSS-78-Algorithmus von UNESCO (UNESCO 1983), welcher für natürliches Meerwasser mit Salinitäten zwischen 2 und 42 gültig ist. Die Anwendung des PSS-78-Algorithmus wurde mit der Software „R“ Version 3.1.0 (R Core Team 2014) unter Anwendung des Paketes „marelac“ SOETAERT et al. (2010) durchgeführt.
- Leitfähigkeiten $>62.000 \mu\text{S}/\text{cm}$ (Salinität >42) wurden nach AWQC (Australien Water Quality Centre, z.B. KILDEA & ANDREACCHIO 2012) umgerechnet. Das AWQC hat spezifische Algorithmen für hyperhaline- Umweltbedingungen entwickelt. Für sehr hohe Salzgehalte (>90) stehen in der Literatur so gut wie keine parallelen Messungen von Salzgehalt und Leitfähigkeit zur Verfügung. Von IM+P 2013 wurde in einer gesättigten Natriumchlorid-Lösung von 359 g/l eine Leitfähigkeit von $255.000 \mu\text{S}/\text{cm}$ gemessen. Dieser Wert wird hier ebenfalls als Anhaltswert genommen.

Die jeweiligen Beziehungen zwischen Leitfähigkeit und Salzgehalt sind in Abb. 1 dargestellt, wobei die untere Kurve die Anwendung des PSS-78 zeigt und die obere Kurve die Anwendung des AWQC-Algorithmus.

Die blauen Punkte beider Kurven verdeutlichen, welche Umrechnungen jeweils für die Abwässerwerte verwendet wurden. Von den insgesamt 334 Messwerten, welche die Datenbank für die Jahre 2009 bis 2012 enthält, wurden 317 mit dem PSS-78-Algorithmus umgerechnet.

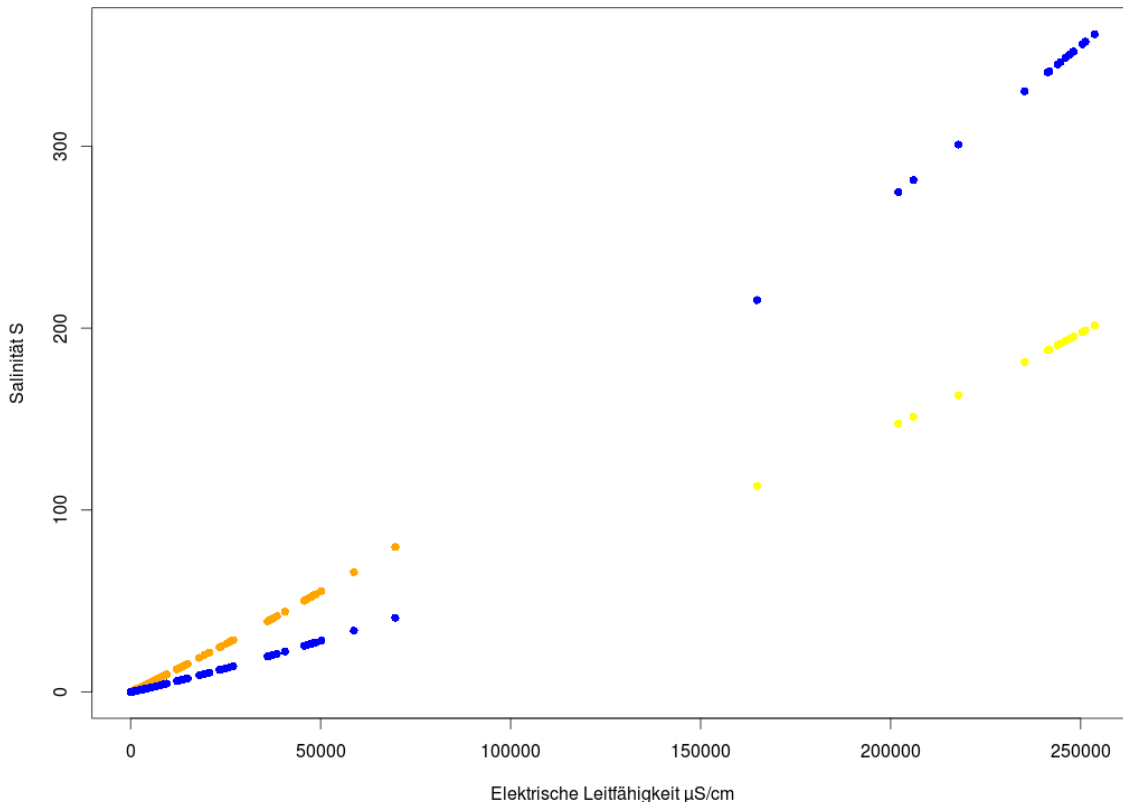


Abb. 1: Relation zwischen Leitfähigkeit ($\mu\text{S}/\text{cm}$) der Abwässer und berechneter Salinität S nach UNESCO 1983 und Australien Water Quality Centre (KILDEA & ANDREACCHIO 2012). Orange Punkte: berechnete Salinität nach Australien Water Quality Centre (KILDEA & ANDREACCHIO 2012, gelbe Punkte: berechnete Salinität nach der PSS-78 (UNESCO 1983); blaue Punkte: die für diesen Bericht verwendete Salinität aus den beiden Berechnungsmethoden.

Bei drei Einleitern fehlten trotz nicht unerheblicher Mengen Chlorid in den Abwässern Angaben zur Leitfähigkeit. Hierbei handelte es sich um die Abwässer der KA Bayer Material Science AG, welche im Zeitraum 2009-2012 mit einem mittleren Chloridgehalt von 6384 mg/l im mesohalinen Bereich der Elbe bei Elbe-km 691 einleiteten. Die Fettraffinerie Brake leitete an zwei Orten (TS1 und TS2) in den limnischen Bereich der Weser (Weser-km 42) ebenfalls Abwässer mit höheren Chloridwerten ein (TS1 = 740 mg/l, TS2 = 312 mg/l). Andere Salze waren nur in sehr geringen Mengen (<15 mg/l) Bestandteil der Abwässer, so dass ihr Beitrag zum Gesamtsalz äußerst gering ist. Um die Chloridwerte in gängige Salinitätswerte umzurechnen, wurde die Formel für Brackwasserbereiche der Elbe (BERGEMANN 2005) angewendet:

$$\text{Salinität S} = 0,0018 * \text{Cl}^- (\text{mg/l}) - 0,028$$

An dieser Stelle sei darauf hingewiesen, dass eine Umrechnung der Leitfähigkeits- bzw. Chloridwerte auf Basis von Algorithmen, die für Meerwasser bzw. Brackwasser entwickelt wurden, nur näherungsweise den Gesamtsalzgehalt widerspiegeln, denn:

- 1) Abwässer haben i.d.R. eine vom Meerwasser abweichende Ionenzusammensetzung.
- 2) Jede Ionenart hat eine spezifische molare Leitfähigkeit.

Die zwei genannten Punkte verdeutlichen, dass ein Salzgehalt, der aus einem Algorithmus abgeleitet wurde, der wie im Falle von Meerwasser auf einem konstanten Verhältnis der einzelnen Ionen zueinander (s. Ausführungen in Kap. 2.1 und 2.2) basiert, zwangsläufig von einem durch spezifische Molaritäten ermittelten Salzgehalt abweichen muss. Je höher die Abweichung der Ionenzusammensetzung zwischen Meerwasser und Abwasser, desto größer ist somit der Fehler durch die Verwendung der o.g. Algorithmen. Eine belastbare Berücksichtigung eines solchen umrechnungsbedingten Fehlers war im Rahmen dieser Studie nicht möglich.

In der Literatur bestehen unterschiedliche Einteilungen, um die natürlicherweise vorkommenden Salinitäten der aquatischen Lebensräume zu beschreiben (z.B. CMECS Classification). In Analogie zum Vorgehen bei der Typisierung der deutschen Nord- und Ostseegewässer für die Umsetzung der WRRL, wird hier der Einteilung des VENICE-Systems nach CARRIKER (1967) gefolgt. Das System umfasst insgesamt 6 Klassen von limnisch bis hyperhalin (s. Tab. 2).

Nach dem VENICE-System zählen die Küstengewässer des Wattenmeeres zu den poly- bis euhalinen Gewässern (30 – 40 ‰). Die küstennahen Gewässerbereiche des Wattenmeeres werden dem Polyhalinikum zugeordnet, während die weiter seewärts liegenden Bereiche zum Euhalinikum zählen (GROTJAHN 2006). Lokale und kurzzeitige Schwankungen treten durch Niederschläge, Tide und Süßwasserzuflüsse vom Festland auf. Großräumig nehmen die Salzgehalte im Küstenraum von Ost nach West bzw. Südost nach Nordwest zu (AQUAMARIN & IFAÖ 2003).

Nach dem VENICE-System werden alle Gewässer mit einem Salzgehalt von >40 ‰ als hyperhaline Gewässer bezeichnet, solche Verhältnisse sind im hier relevanten Betrachtungsraum nicht vorhanden. Hyperhaline Bedingungen kommen z.B. in einigen Lagunen wie Laguna Madre am Golf von Mexico und Florida Bay vor, wo Salzgehalte zwischen 70 und 80 auftreten können. Der Salzgehalt des Toten Meeres beträgt sogar bis 330.

Tab. 2: Klassifizierung des Salzgehaltes in aquatischen Lebensräumen nach dem Venice-System (CARRIKER 1967).

Zone	Salinität (‰)
hyperhalin	>40
euhalin	30 bis 40
(Mixo-)polyhalin	18 bis 30
(Mixo-)mesohalin	5 bis 18
(Mixo-)oligohalin	0,5 bis 5
limnisch	<0,5

2.4 Ist-Zustand der Salinität in den niedersächsischen Küstengewässern

Eine räumliche Verteilung der Salinität (Jahresmittel) in der Deutschen Bucht und den niedersächsischen Küstengewässern wurde von BROCKMANN & TOPCU (2008) durch Interpolation einzelner Messdaten modelliert (Abb. 2). Als Grundlage für die Modellierung dienten eine Reihe Messungen des (ARGE Elbe, Weser, Ems, DOD, BSH, FTZ, ICES, IBMC, LANU, NLWKN, AWI- Helgoland & List, NERI, RWS RIKZ) mit unterschiedlicher Frequenz.

Aus Abb. 2 wird ersichtlich, dass im Frühjahr/Sommer die Salinität in den Küstengewässern in Abhängigkeit der Nähe zum Ästuar große Schwankungen zwischen ca. 18 und 30 aufweist. Der Einflussbereich von Weser und insbesondere Elbe ist bis über die Grenzen der Küstengewässer hinaus sichtbar.

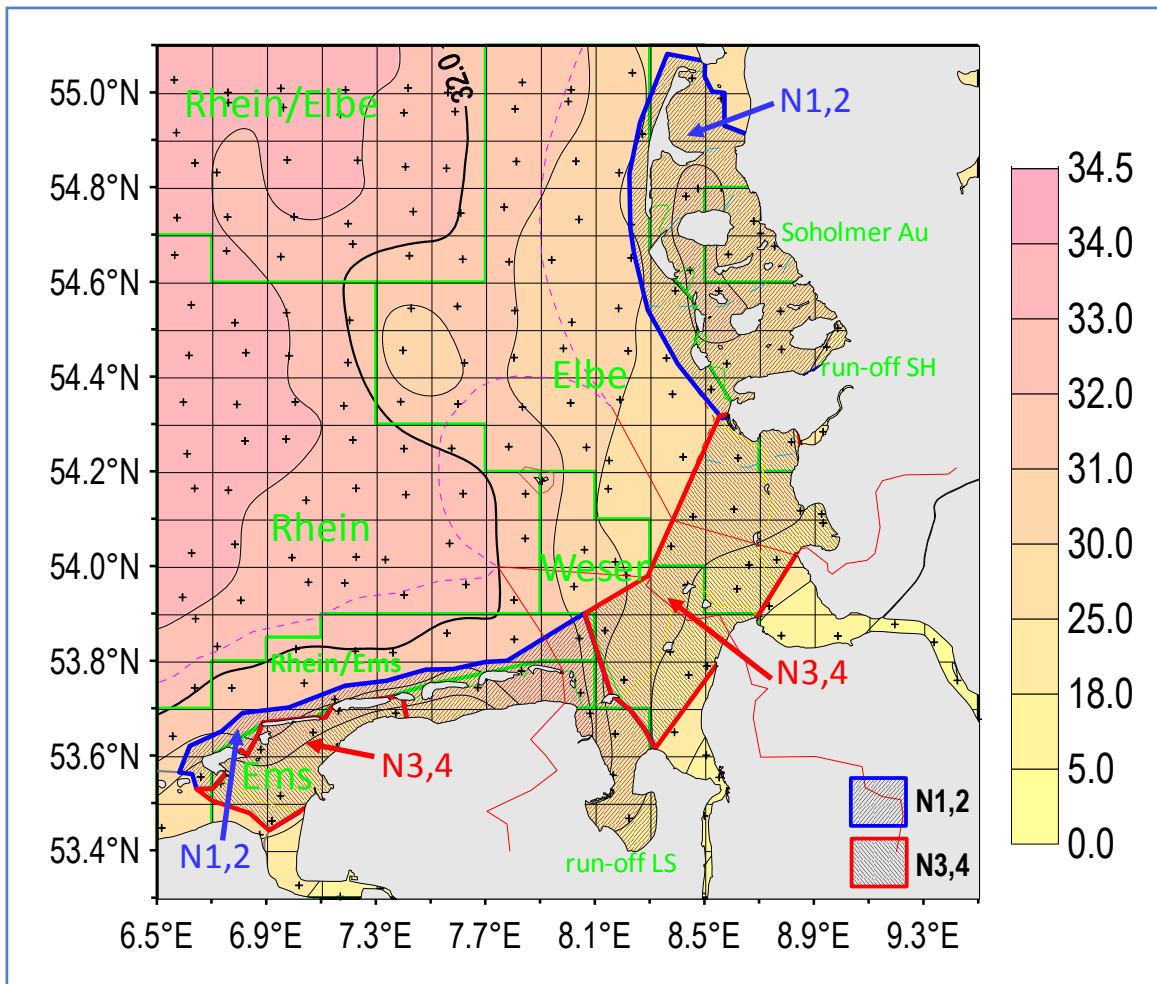


Abb. 2: Mittlere Salinität an der Oberfläche während der jährlichen Wachstumsphase von 1980 – 2001. Graphik aus BROCKMANN & TOPCU (2008).

Neben der Darstellung der Salinität nach BROCKMANN & TOPCU (2008) erfolgte eine Datenrecherche, um für die Küstengewässer von Ems, Jade, Weser und Elbe aktuellere und punktuell genauere Daten zu erhalten anhand derer sich mittlere Salzgehalte sowie Spannbreiten berechnen lassen.

Die Lage der Messstationen bzw. automatischen Pegelstationen ist in Abb. 3 dargestellt. Im Folgenden werden die Ergebnisse der Salzgehaltmessungen für die unterschiedlichen Flussgebietseinheiten (Ems und Inseln), Weser, Jade und Elbe dargestellt.

Lagen die Daten als Leitfähigkeitsmessungen vor, wurden sie wie in Kap. 2.3 beschrieben in Salinität umgerechnet.

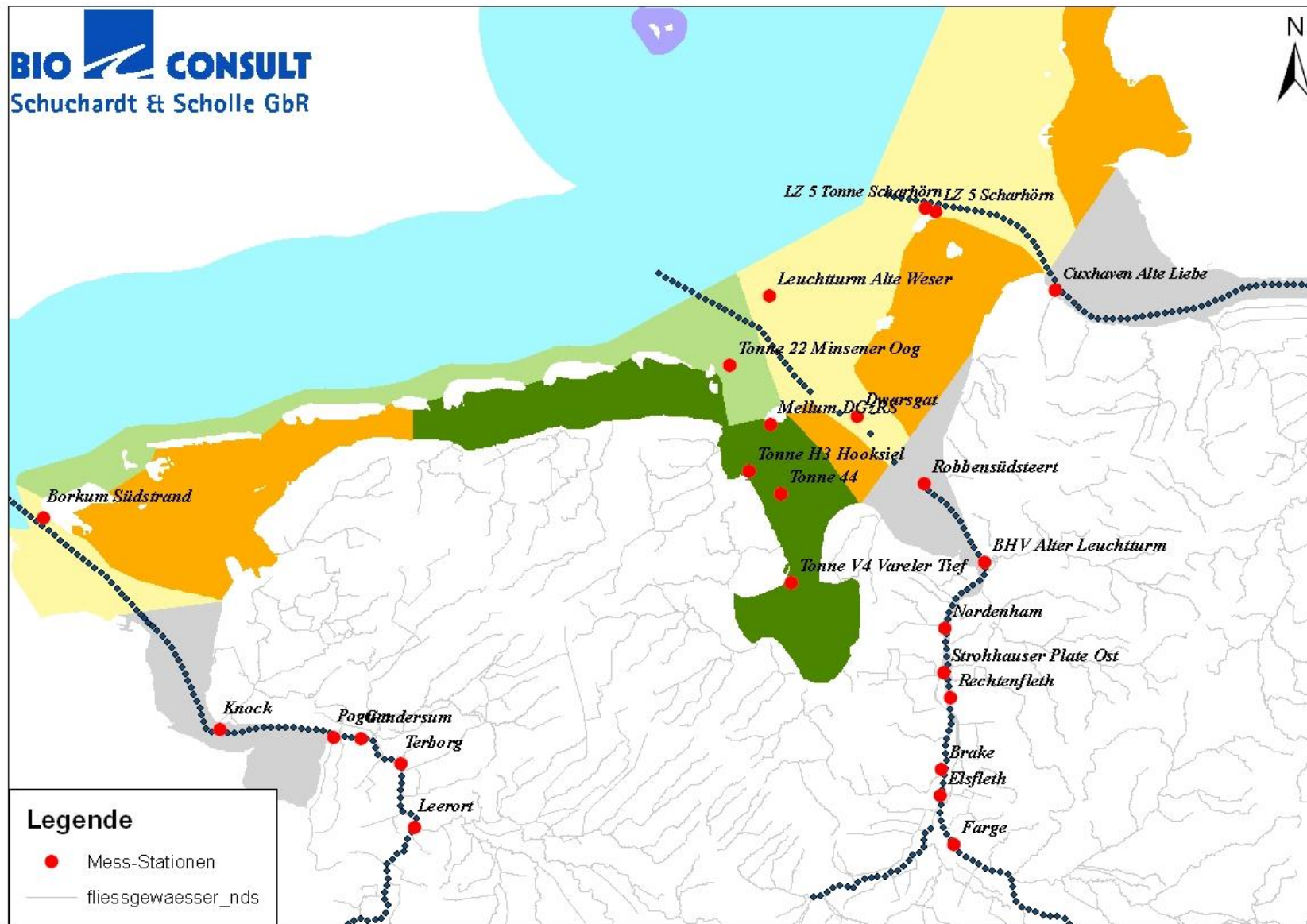


Abb. 3: Übersicht über die Messpunkte der ausgewerteten Salzgehaltsdaten.

Ems und Ostfriesische Inseln/Wattenmeer

Im Längsprofil des Emsästuars bilden sich Salzgehaltsgradienten vom limnischen Bereich (gespeist mit Wasser aus der Mittelems und Wasser der Nebenflüsse, wie Leda, Jümme, Aa) zum marinen Milieu (Nordseewasser) aus. Aufgrund der täglichen und saisonal schwankenden Oberwasserabflüsse weist das Emsästuar insgesamt betrachtet einen starken Salzgehaltsgradienten auf. An der Knock (Ems-km 50,9) bis zum Bereich Dukegat (Ems-km 75) sind die größten Salzgehaltsschwankungen zu beobachten: Sie betragen bezogen auf den Zeitraum 2003 - 2005 an der Station Knock $S = 8-20$ bzw. im Dukegat ca. $S = 18-33$ (BFG 2008).

Aktuelle Messdaten des Salzgehaltes liegen für die Übergangsgewässer Ems und Emsästuar vor. Hier befinden sich insgesamt 5 Messstellen (Leerort, Terborg, Gandersum, Pogum, Knock) des WSA Emden bzw. der BfG, an denen über einen Sensor im 5-Minutenintervall die Leitfähigkeit erfasst wird. Der verwendete C/T-Sensor hat eine Genauigkeit von $\pm 0,15$ mS/cm bzw. $\pm 0,1^\circ\text{C}$ bei einem verwendeten Messbereich von $0 - 75$ mS/cm bzw. $-7,5 - 41^\circ\text{C}$. Die Daten werden vor Ort gespeichert oder per WDFÜ übertragen. Die Datendichte beträgt bei allen Stationen einheitlich 1 Wert pro 5 Minuten, wobei sich dieser Wert als Mittelwert aus 25 Einzelmessungen im Abstand von 12 s der vorausgegangenen 5 Minuten ergibt.

Eine weitere Messstelle „Borkum Südstrand“ befindet sich bei Ems-Kilometer 89,23 im Küstengewässer „Polyhalines offenes Küstengewässer des Emsästuars“. Bereits aufgearbeitete Daten dieser Messstellen sind in im Rahmen der Beweissicherung zum Kavernenspeicher Jemgum vom H&M Ingenieurbüro GmbH & Co. KG für die Jahre 2009-2012 als Tagesmittel berechnet worden (H&M INGENIEURBÜRO GMBH & CO. KG 2010, 2011, 2012, 2013). Beispielhaft sind in Abb. 4 die Ganglinien für das Jahr 2010 dargestellt.

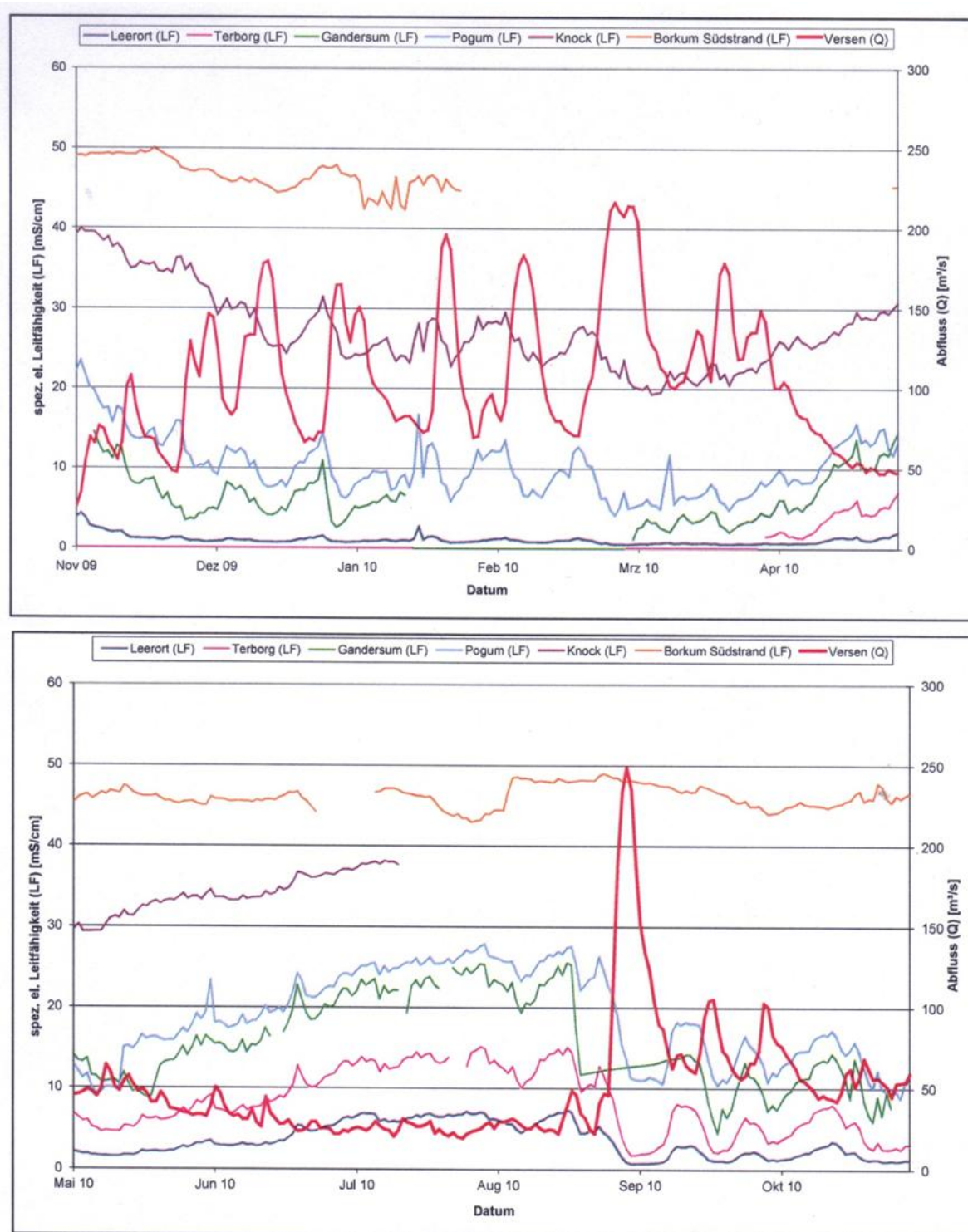


Abb. 4: Ganglinien der elektrischen Leitfähigkeit (Tagesmittel in mS/cm) für 6 Messstationen im Längsverlauf der Ems im Winterhalbjahr (obere Graphik) und Sommerhalbjahr (untere Graphik) sowie die mittlere Abflussrate (m^3/s) am Pegel Versen.

Graphik aus H&M INGENIEURBÜRO GMBH & CO. KG (2011)

Abb. 4 und Tab. 3 verdeutlichen den zunehmenden Salzgehalt im Längsverlauf der Ems mit einer Zunahme der mittleren Salinität bei Leerort von ca. 1,1 bis Borkum Südstrand mit euhalinen Bedingungen von $S = 30,2$.

Interannuelle und v.a. saisonale Unterschiede kommen v.a. durch variierende Oberwasserabflüsse zustande, da Phasen mit höheren Oberwasserabflüssen mit geringeren Leitfähigkeitswerten einhergehen, die sich auch noch an der Messstelle Borkum Südstrand beobachten lassen (Abb. 4). In geringerem Maße haben auch Windereignisse einen Einfluss auf den Salzgehalt, da bei nördlichen bis westlichen Winden verstärkt salzhaltiges Wasser in die Ems gedrückt wird.

Tab. 3: Kennwerte (Mittelwert, Minimum, Maximum, Spannweite) der Salinität S (automatische Sondenmessungen) an 6 Pegelstationen entlang der Ems. Mittel der Jahre 2009-2011.
Daten Leitfähigkeit (mS/cm) aus H&M INGENIEURBÜRO GMBH & CO. KG 2010, 2011, 2012); Berechnung Salinität nach UNESCO-Formel für praktischen Salzgehalt aus elektrischer Leitfähigkeit (mS/cm).

Messtelle	Mittel	Minimum	Maximum	Spannw.
Leerort	1,1	0	4,4	4,4
Terborg	3,8	0	10,5	10,5
Gandersum	6,9	0	14,8	14,8
Pogum	8,9	0,3	14,5	14,2
Knock	19,4	4,1	20,3	16,2
Borkum Südstrand	30,2	18,3	33,1	14,8

Die tidalen Schwankungen des Salzgehaltes sind im Emsgebiet an allen 6 Pegeln messbar. Durch bestimmte Ereignisse (extrem hohes oder niedriges Oberwasser, Windstau) kann die Amplitude noch verstärken wie die Minima und Maxima in Tab. 3 verdeutlichen. So kamen z.B. an der Knock im Zeitraum 2009-2011 Salzgehalte von 4,1 bis 20,3 vor (H&M INGENIEURBÜRO GMBH & CO. KG 2010, 2011, 2012). Im Mittel tritt die größte Amplitude der Salzgehaltsschwankungen zwischen 8 und die 13 im Bereich Terborg bis Pogum auf. An der Knock betrug die mittlere Salzgehaltsamplitude ca. 6 und schwächt sich bis zur Messstelle Borkum Südstrand auf ca. 1,5 stark ab (H&M INGENIEURBÜRO GMBH & CO. KG 2010).

Entlang der Inseln stehen Salzgehaltsmessungen aus dem BLMP-Monitoring (s. auch Abb. 23 in Kap. 9) zur Verfügung, die allerdings aufgrund der geringen Anzahl an Messungen pro Jahr (max. 52 Messungen an Station, größtenteils 12 Messungen) keine belastbare Datengrundlage bilden, um Salinitäten abzubilden.

Jade

An den Pegeln in der Jade werden nach Auskunft des WSA Wilhelmshaven (Hr. Götschenberg) keine automatischen Leitfähigkeitsmessungen vorgenommen. Im Rahmen der Beweissicherung zur Soleeinleitung der IVG Caverns GmbH wurden vom Senckenberg-Institut Wilhelmshaven an 5 Stationen Salzgehaltsmessungen durchgeführt und Daten der Jahre 2010 - 2013 für den vorliegenden Bericht zur Verfügung gestellt. Daten der Jahre 1988 – 2008 der Beweissicherung wurden dem Bericht JESTAEDT & PARTNER (2010) entnommen, so dass beide Zeiträume hinsichtlich der mittleren Salzgehalte verglichen werden können. Die Lage der Messpunkte ist Abb. 3 zu entnehmen; die Messergebnisse beider Zeiträume sind in Tab. 4 dargestellt. Im Gegensatz zu den automatischen Sondenmessungen an den Pegelstationen, handelt es sich bei den Salzgehaltsmes-

sungen in der Jade allerdings um Einzelmessungen ($n = 33$ für die Periode 2010 - 2013) zu unterschiedlichen Tidezeitpunkten, so dass die Qualität der Datenbasis gering ist.

Deutlich wird, dass aufgrund des sehr geringen Oberwasserzuflusses, die Salzgehaltsschwankungen im Längsverlauf der Jade gering sind. An der nördlichsten Messstation „Minsener Oog“ betrug der mittlere Salzgehalt im Zeitraum 2010 – 2013 30,8. An der am nördlichen Jadebusen gelegenen Station „Vareler Tief“ wurde ein Wert von 30,4 verzeichnet. Die Minimalwerte in diesem Zeitraum lagen zwischen 25,3 (Hooksiel) und 27,2 (Minsener Oog); die Maximalwerte zwischen 32,4 (Mellum, Tonne 44) und 32,7 (Vareler Tief).

Auf der Grundlage der Mittelwerte beider Zeitspannen (1988 – 2009, 2010 – 2013) scheint es in der jüngeren Vergangenheit an den Stationen Mellum, Hooksiel und Tonne 44 zu einer Erhöhung des Salzgehaltes um rd. 0,2 - 0,3 und am Eingang zum Jadebusen (Vareler Tief) zu einer Verringerung um 0,3 gegenüber dem Zeitraum 1998 – 2009 gekommen zu sein (Tab. 4). Wie bereits zuvor erwähnt, basiert diese Beobachtung aber auf einer geringen Anzahl von Messwerten und ist daher nur eingeschränkt belastbar.

Tab. 4: Kennwerte (Mittelwert mit Standardabweichung, Minimum, Maximum, Spannweite) der Salinität S (Sondenmessungen) an fünf Stationen im Längsverlauf der Jade aus den Jahren 2010-2013 und 1988 - 2009
Datenquelle: Senckenberg Institut Wilhelmshaven, $n = 33$ Messungen, Mellum = 31 Messungen und JESTAEDT & PARTNER (2010).
k.D. = keine Daten

Messpunkt	2010 - 2013					1988 - 2009	
	Mittel	Stabw	Min	Max	Spannw.	Mittel	Stabw
Minsener Oog	30,8	1,2	27,2	32,5	5,3	k.D.	k.D.
Mellum	30,7	1,6	25,8	32,4	6,6	30,9	1,5
Hooksiel	30,5	1,8	25,3	32,6	7,3	30,8	2,23
Tonne 44	30,5	1,7	25,5	32,4	6,9	30,7	1,7
Vareler Tief	30,4	1,7	26,4	32,7	6,3	30,1	1,9

Weser

Im Weserästuar befinden sich von der Aussenweser bis zum Wehr Hemelingen 10 Stationen mit automatischen Sondenmessungen, die seit 1997 die elektrische Leitfähigkeit im 5-Minutenintervall messen (s. Beschreibung Ems). Eine Auswertung der Daten bis 2008 erfolgte im Rahmen der Beweissicherung zum 14-m-Ausbau der Außenweser (WSA BREMERHAVEN 2010). Die Lage der Messstationen ist in Abb. 3 dargestellt.

In Abb. 5 verdeutlichen die Ganglinien der Monatsmittel der Salzgehalte an den 10 Stationen zum einen den ausgeprägten Längsgradienten im Verlauf des Ästuars und zum anderen die Abhängigkeit des Salzgehaltes von der Variabilität des Oberwasserabflusses (Pegel Intschede), die gerade bei niedrigen Abflüssen und hohen Tiden auch die höchsten Salzgehalte bedingen. Die großen Abflüsse sind im Mittel im Winter in den Monaten Januar, Februar und März zu erwarten und die niedrigen im Sommer bis in den späten Herbst (Mai bis November). Der saisonal schwankende Einfluss des Oberwassers ist auch noch anhand der Salzgehalte an der äußersten Station „Alte Weser“ bei Weser-km 115 zu erkennen (Abb. 5). An dieser Station betrug die Spanne der Monatsmittel Salzgehalte zwischen minimal ca. 27 und maximal knapp 35. Extremwerte der

Salinität können bedingt durch Windstau bzw. das Zusammentreffen mehrerer Ereignisse (Tidephase, Oberwasser, Wind) an dieser Station zwischen 20,2 und 36,1 liegen. Das Jahresmittel schwankte im Zeitraum 1997 bis 2008 zwischen 28,9 und 31,4 (WSA BREMERHAVEN 2010).

Die im Küstengewässer gelegene Station „Dwarsgat“ bei Weser-km 92,7 weist unter dem größeren Einfluss des Ästuars geringere Salzgehalte bei einer größeren Schwankungsbreite auf, die in Monaten mit sehr hohen Abflussraten bis auf 17 runtergehen und bei geringerem Oberwasser bis 31 betragen können (Abb. 5). Die Extremwerte können von 6 bis 34,5 reichen; das Jahresmittel schwankte im Zeitraum 1997 bis 2008 zwischen 21,6 (2002) und 25,5 (2004).

Im weiteren Längsverlauf des Ästuars nehmen die mittleren Salzgehalte weiter ab: an der bereits im Übergangsgewässer Weser gelegenen Station Robbensüdsteert (Weser-km 80,0) betrug das Jahresmittel im Zeitraum 1998 bis 2008 15,3 – 20,4 mit Extremwerten zwischen 0,6 und 30,8 (WSA BREMERHAVEN 2010). Bei Bremerhaven (Weser-km 66,6) lagen die mittleren Salzgehalte bei 7,3 – 11,5; bei Brake (Weser-km 39,2) schwankte das Jahresmittel zwischen 0,5 und 0,9.

Anhand der Verlaufslinien der mittleren Monatswerte in Abb. 5 lässt sich kein systematisches Muster der Salzgehalte erkennen, welches auf eine grundsätzliche Veränderung der Salzgehalte zwischen 1997 und 2008 hindeutet.

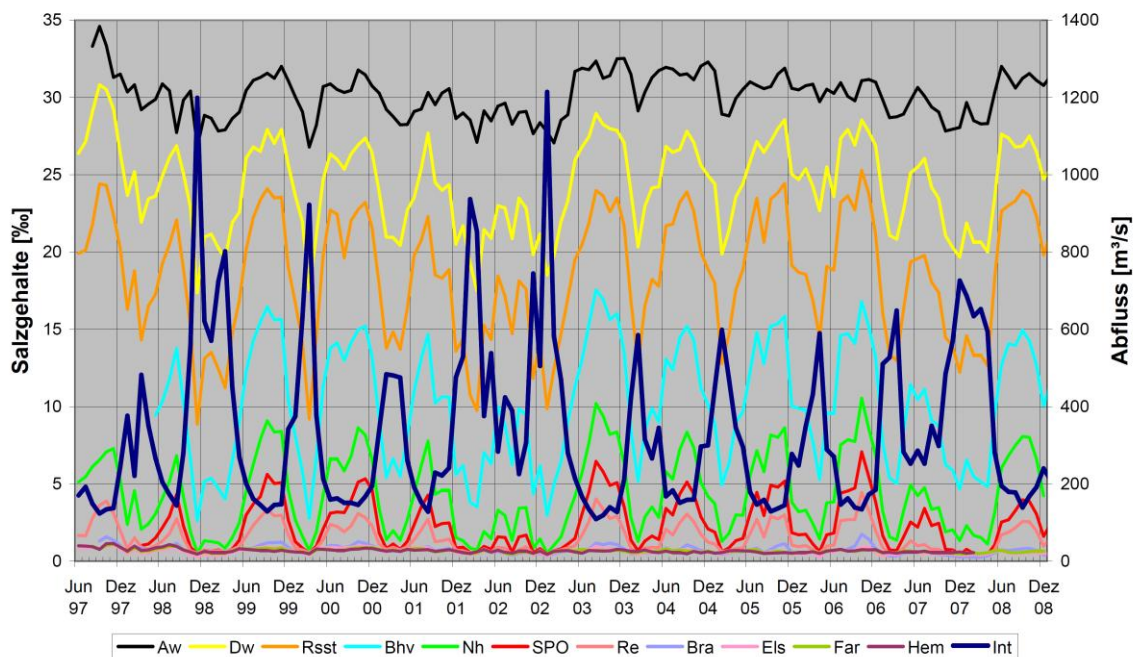


Abb. 5: Monatsmittelwerte des mittleren Salzgehaltes an den 10 Messstationen Alte Weser bis Hemelingen und des Oberwasserabflusses von Intschede.
Graphik aus WSA BREMERHAVEN (2010)

Tidale Schwankungen lassen sich in Weserästuar auch an der Station „Alte Weser“ beobachten. Im Zeitraum 1998 bis 2008 betragen sie im Mittel 2,1 bis 4,0 pro Tide (WSA BREMERHAVEN 2010). Im Bereich Dwarsgat erhöhen sich die Werte auf 6,2 – 10,3. Die höchsten mittleren tidalen Schwan-

kungen sind in der Brackwasserzone zu finden. An den Stationen Robbensüdsteert und Bremerhaven liegt der mittlere Schwankungsbereich des Mittelwertes zwischen 10,1 und 12,7.

Für die im Küstengewässer gelegenen Stationen „Alte Weser“ und „Dwarsgat“ wurden vom NLWKN beim WSA Bremerhaven die Salzgehaltsmessungen angefragt und als tidengemittelte Werte übergeben. In Abb. 6 sind die tidengemittelten Kennwerte 2010 - 2012 abgebildet, welche neben der saisonalen Variabilität – insbesondere an der Station Dwarsgat - auch die tidale Schwankung verdeutlichen.

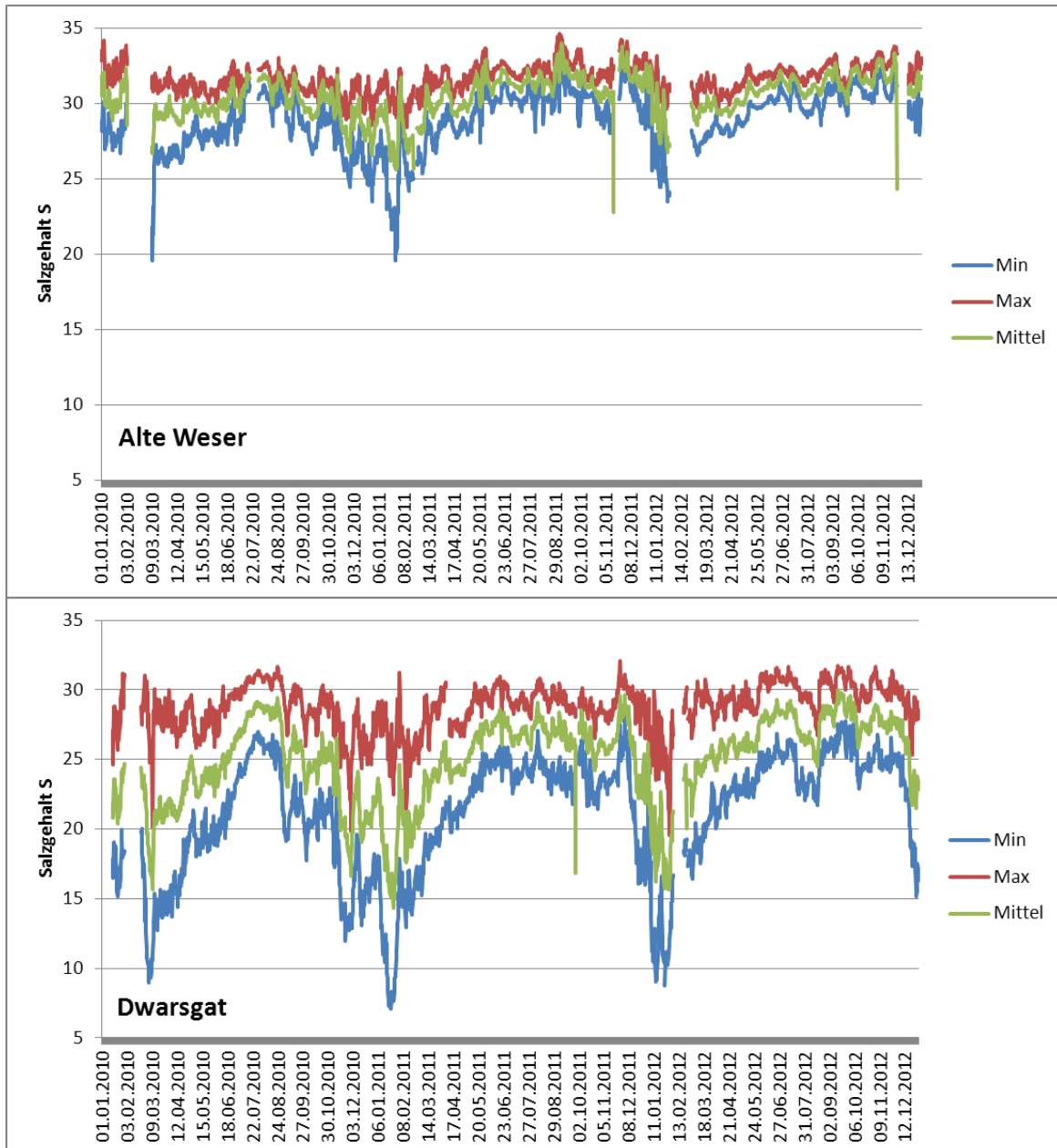


Abb. 6: Tidenbezogene Kennwerte (Minimalwert, Mittelwert, Maximalwert) des Salzgehaltes an den Messstationen Alte Weser und Dwarsgat in den Jahren 2010 – 2012.

Datenquelle: WSA Bremerhaven

Die tidenbezogenen Jahresmittel (2010 - 2012) für die zwei Stationen sind in Tab. 5 angegeben. Die Salinität lag an der Station „Alte Weser“ zwischen 29,9 und 30,8 und befindet sich somit innerhalb der zuvor für den Zeitraum 1998 - 2008 genannten Wertespanne. An der Station Dwarsgat betrug das Jahresmittel zwischen 23,9 und 26,0, wobei letzterer Wert das seit 1998 höchste Jahresmittel darstellt und damit den bisherigen Höchstwert aus dem Jahr 2004 (25,5) ablöst.

Tab. 5: Jahresmittel des mittleren, des maximalen und des minimalen Salzgehaltes pro Tide an den Messstationen Alte Weser und Dwarsgat für die Jahre 2010 – 2012.
Datenquelle: WSA Bremerhaven

Station	Kennwert	2010	2011	2012	Mittel 2010-2012
Alte Weser	Mittel	29,9	30,6	30,8	30,5
	Stabw	1,1	1,6	1,1	1,4
	Min	28,1	29,1	29,5	28,9
	Max	31,3	31,9	31,8	31,7
Dwarsgat	Mittel	23,9	24,9	26,0	25,0
	Stabw	2,9	3,0	2,9	3,1
	Min	19,4	21,3	22,5	21,1
	Max	28,4	28,5	29,3	28,8

Elbe

Das Elbeästuar weist im Längsverlauf deutliche Salinitätsschwankungen auf, die in Abhängigkeit des Oberwasserabflusses, der Wind- und Seegangsverhältnisse deutlich schwanken. Bei einem mittleren Oberwasserabfluss (Neu Darchau) von 500 m³/s bis 900 m³/s befindet sich die Grenze zum limnisch-oligohaliner Bereich (Salzgehalt 0,5) bei Elbe-km 684, der Übergang zum Mesohalinikum bei Elbe-km 704 und die Grenze zum Polyhalinikum (Salzgehalt 18) bei Elbe-km 727 (<https://www.portal-tideelbe.de>). Auf die Bedeutung der Elbeabflüsse für die Salzgehaltsverhältnisse in der Deutschen Bucht wird im nächsten Kapitel (Beschreibung Deutsche Bucht) eingegangen.

Das Küstengewässer der Elbe beginnt nördlich von Cuxhaven bei Elbe-km 730. Auf der Internetseite www.portal-tideelbe.de stehen Salzgehalte aus automatischen Pegelmessungen im 5-Minutenintervall für verschiedene Stationen als download zur Verfügung. Für diesen Bericht wurden die Daten der nördlichsten Station „Scharhörn“ bei Elbe-km 746 im Wasserkörper „Offenes Küstengewässer Elbe“ und die Daten der Station „Cuxhaven Alte Liebe“ bei Elbe-km 725 an der seewärtigen Grenze des Wasserkörpers „Übergangsgewässer Elbe“ ausgewertet. Für beide Stationen wurden die Jahressgänge 2005 – 2008 ausgewertet. Die Lage der zwei Stationen innerhalb der Wasserkörper ist Abb. 3 zu entnehmen.

In Abb. 7 sind die tidengemittelten Kennwerte 2005-2008 abgebildet, welche sowohl die Saisonalität als auch die tidale Schwankung zeigen.

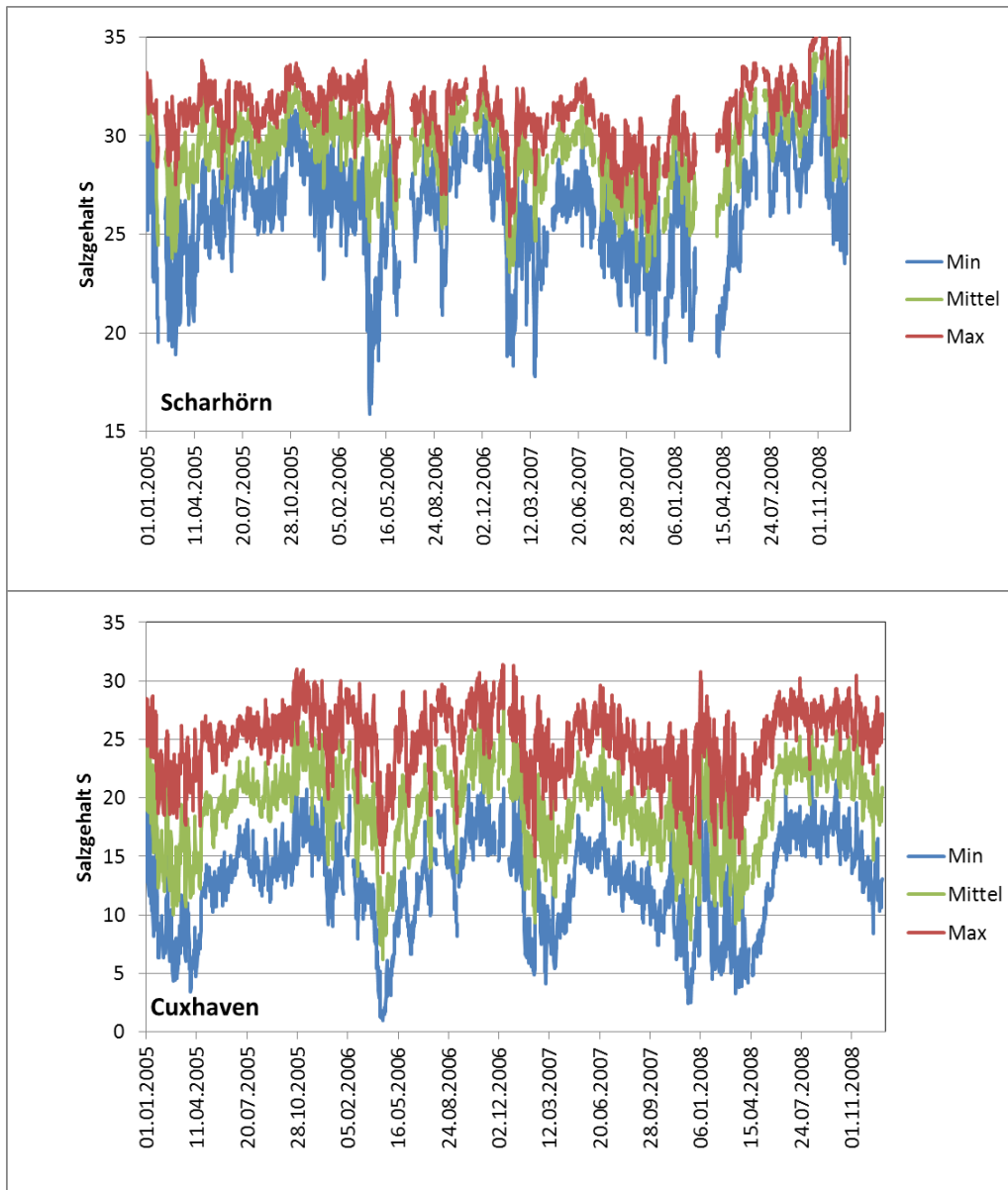


Abb. 7: Tidenbezogene Kennwerte (Minimalwert, Mittelwert, Maximalwert) des Salzgehaltes an den Messstationen Scharhörn und Cuxhaven in den Jahren 2005 – 2008.
Datenquelle: www.portal-tideelbe.de

Die tidenbezogenen Kennwerte als Jahresmittel sind für die zwei Stationen in Tab. 6 angegeben. An der Station Scharhörn betrug die mittlere Salinität 29,54, bei Cuxhaven nur noch 19,22. Die Schwankungsbreite lag an der Station Scharhörn zwischen 26,13 und 31,13. Bei Cuxhaven war die Amplitude mit gemittelten Werten zwischen minimal 12,59 und maximal 24,89 durch den stärkeren Einfluss des Oberwassers wesentlich ausgeprägter.

Tab. 6: Jahresmittel des mittleren, des maximalen und des minimalen Salzgehaltes pro Tide an den Messstationen Scharhörn und Cuxhaven für die Jahre 2005 – 2008.
Datenquelle: www.portal-tideelbe.de

Station	Jahr	2005	2006	2007	2008	2005-2008
Scharhörn	Mittelwert	29,54	29,66	28,03	30,08	29,30
	Standardabw.	1,47	1,49	1,87	2,09	1,89
	Minimum	26,50	26,49	24,65	27,00	26,13
	Maximum	31,46	31,47	29,88	31,81	31,13
Cuxhaven	Mittelwert	19,22	19,51	18,05	19,65	19,10
	Standardabw.	3,37	4,02	3,13	3,87	3,64
	Minimum	12,85	12,90	11,48	13,17	12,59
	Maximum	25,09	25,45	23,87	25,18	24,89

Deutsche Bucht

Der Salzgehalt der Nordsee ist abhängig vom Einstrom salzreichen atlantischen Wassers mit Salzgehalten über 35 durch den Englischen Kanal und den Nordeingang sowie von Süßwassereinträgen der Flüsse. Daneben bestimmen Verdunstung und Niederschlag sowie der Ausstrom aus der Ostsee die Salzgehaltsverteilung der Nordsee. Die Deutsche Bucht umfasst den südöstlichen Teil der Nordsee.

Die Salzgehaltsverteilung der Deutschen Bucht wird durch Süßwassereinträge vor allem der Elbe so stark beeinflusst, dass der Oberflächensalzgehalt für die vergangenen 800 Jahre auf Basis von Abflussraten rekonstruiert werden konnte (LOEWE 2009). Das Seegebiet um Helgoland liegt im Mittel in der Hauptachse des Elbeausstroms, so dass hier prinzipiell eine inverse Korrelation zwischen Salzgehalt und Abflussmenge gegeben ist. Die räumliche Ausdehnung der Elbfahne ist jedoch nicht allein von der Abflussmenge abhängig, sondern dynamischen Veränderungen durch Gezeitenströme und wechselnde großräumige Reststrommuster unterworfen.

Der absolute Salzgehalt in der inneren Deutschen Bucht beträgt ca. 28 bis 31 (BSH 1994). Lokale Schwankungsbreiten um diesen Wert liegen generell zwischen 1 bis 3; in Jahren mit großen Süßwasserabflussmengen kann in der Nähe der Flussmündungen eine Abweichung bis zu 10 vom Mittelwert des Salzgehaltes auftreten.

Das BSH betreibt in der Deutschen Bucht mehrere Pegel (MARNET-Messnetz), die mit unterschiedlichen Sensoren bestückt sind. Die Daten der Salzgehalte können als Stundenmittel oder Tagesmittelwerte für unterschiedliche Zeiträume als Graphik abgefragt werden. Exemplarisch wurden die Tagesmittelwerte für das Jahr 2010 für die 4 Stationen (Fino 1, Deutsche Bucht, Ems, Nordseeboje III) bzw. für das 2009 (Nordseeboje II) dargestellt (Abb. 8), da für diesen Zeitraum für alle Stationen annähernd durchgängige Messungen der Salzgehalte vorlagen.

An allen Stationen ist insbesondere bei den Messungen in 6 m Wassertiefe eine deutliche Saisonalität mit höheren Salzgehalten im Winter und niedrigeren Salzgehalten im Sommer zu beobachten. Die küstennäheren Stationen (Ems, FINO 1, Deutsche Bucht) weisen geringere Salzgehalte zwischen 30,5 und 34,8 auf als die nördlich gelegenen Messbojen, die einen minimalen Salzgehalt von 31,8 (Nordseeboje III) bzw. 33,8 (Nordseeboje II) aufwiesen.

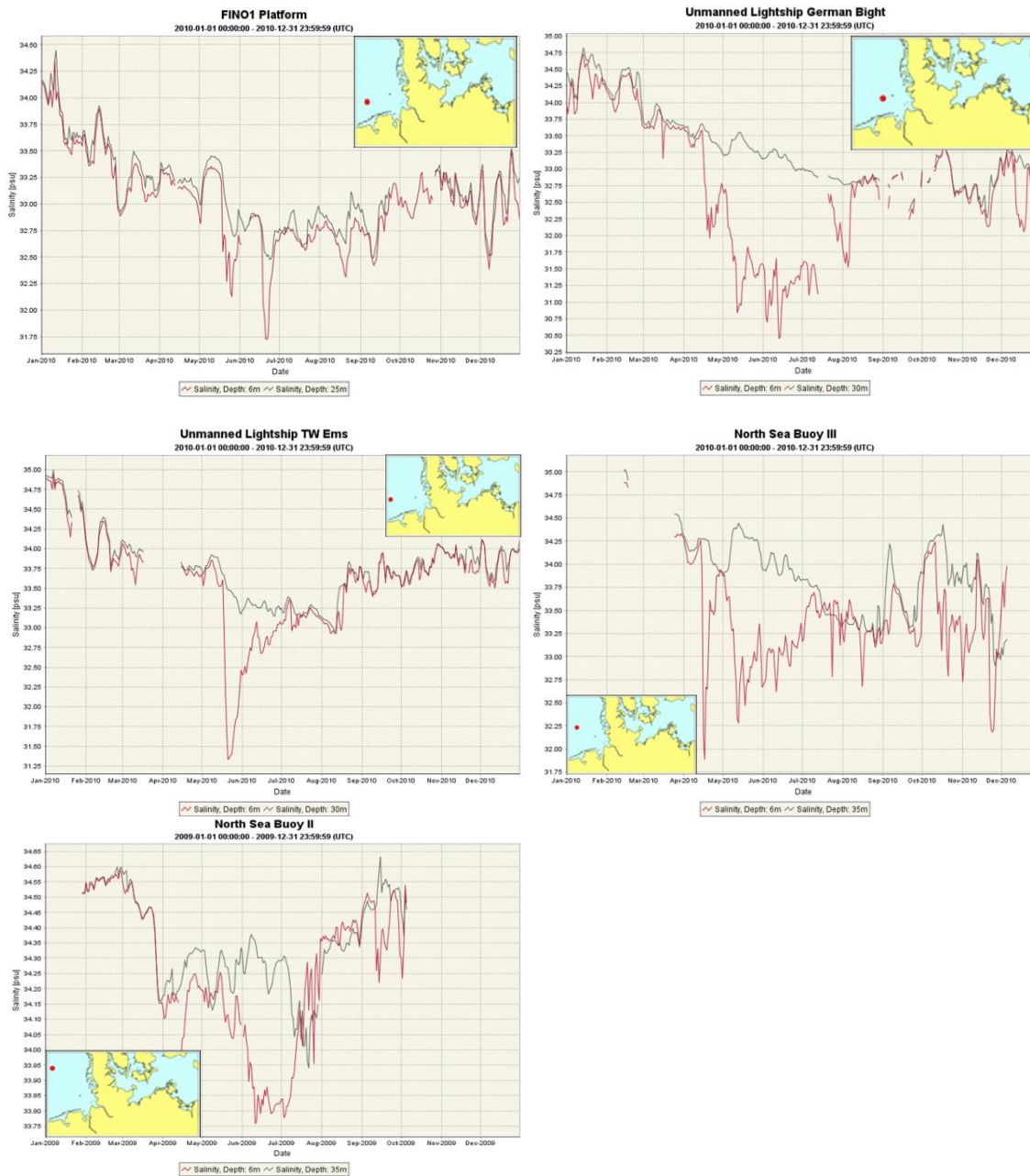


Abb. 8: Salzgehalte (automatische Sondenmessungen) an 5 Stationen (Fino 1, Deutsche Bucht, in der Deutschen Bucht, Nordseeboje II, Nordseeboje III) für das Jahr 2010.

Download der Graphiken unter <http://www.bsh.de/de/Meeresdaten/Beobachtungen/MARNET-Messnetz/Stationen/>

Langzeitreihen der Salzgehalte liegen für die Station Helgoland vom BSH/AWI vor, welche seit 1873 täglich die Salinität an der Oberfläche misst. Die Analyse der Langzeitreihe bis 2002 ist in BSH 2003) publiziert. Dort ist Folgendes beschrieben „Es gibt keine deutlichen Anzeichen für eine deutliche Veränderung der Salzgehaltsbedingungen bei Helgoland und in der Deutschen Bucht, wenn auch die Variabilität nach 1960 vermutlich infolge der Elbeausbaumaßnahme zugenommen hat.“

3. Ergebnisse der Literaturrecherche zu möglichen Auswirkungen von Salzeinträgen in marine Lebensräume

Im Rahmen der Literaturrecherche zeigte sich, dass für die hier relevanten Gewässertypen keine Publikationen zur „Salzproblematik“ vorliegen. Sofern vorhabensbezogene Berichte (z.B. Begleituntersuchungen zu Soleeinleitungen) zugänglich waren, wurden solche berücksichtigt (z.B. IM+P 2013).

Ein Großteil der zur Verfügung stehenden Information zu den Wirkungen von Salzgehaltserhöhungen rekrutiert sich jedoch aus begleitenden Studien zu Soleeinleitungen aus Meerwasser-Entsalzungsanlagen (z.B. WATER CONSULTANTS INTL. 2006, COOLEY et al. 2013, DAWOUD & AL MULLA 2012, DEL PILAR RUSO et al. 2007, FERNÁNDEZ-TORQUEMADA et al. 2009, JENKINS et al. 2012, PALOMAR & LOSADA 2011, RIERA et al. 2012, ROBERTS et al. 2010). Da sich diese Anlagen i.d.R. in ariden Gebieten befinden, sind die Ergebnisse dieser Studien aufgrund der unterschiedlichen Abiotik und Biotik nur eingeschränkt auf die hiesigen Bedingungen übertragbar.

Im folgenden Kapitel werden unter Berücksichtigung der Ergebnisse der Literaturlauswertung die möglichen Wirkungen von Salzeinleitungen in marine Gewässer zusammengefasst dargestellt.

3.1 Wirkungen von Salzeinleitungen

Salzeinleitungen können zu direkten Effekten auf Sediment und die Wassersäule der marinen Lebensräume auslösen. Als direkte Effekte können die generelle Erhöhung des Salzgehaltes und eine Änderung der Ionenzusammensetzung bezeichnet werden. Indirekte Effekte bestehen z.B. in einer Erhöhung der Trübung sowie Änderungen des pH-Wertes und der Sauerstofflöslichkeit. Das Ausmaß der einleitungsbedingten Änderungen kann dabei zeitlich variieren, da z.B. dem Parameter Temperatur eine große Bedeutung im Zusammenhang mit Salinität zukommt. Die durch Salzeinleitungen veränderten Habitatbedingungen können die dortigen Lebensgemeinschaften (Flora und Fauna) beeinträchtigen. Die Reaktion der Biota auf veränderte Habitatbedingungen kann dabei sowohl von der artspezifischen Sensitivität generell, als auch durch unterschiedliche Sensitivität im Verlauf der Ontogenese einer Art abhängen.

3.1.1 Wirkungen von Salzeinleitungen auf die abiotische Situation

Ausbildung von Salzgehaltsgradienten

Als unmittelbarer Effekt von Salz- bzw. Soleeinleitungen ist eine Änderung des Gesamtgehaltes und die in Folge von Vermischungsprozessen die räumliche Ausbildung von Salzgehaltsgradienten zu erwarten. Als Sole wird eine wässrige Lösung von Salzen verstanden, die wenigstens 14 g gelöste Stoffe pro 1 kg Wasser enthält (Definition Wikipedia). Meerwasser hat die Kapazität das Zehnfache der ursprünglichen Salzkonzentration zu lösen. So besitzt eine gesättigte Kochsalzlösung einen

Gefrierpunkt von -21°C , einen Siedepunkt von 108°C und enthält 356 g NaCl pro Liter bei 0°C (359 g/l bei 25°C).

Wesentliche Informationen über die Ausbildung von Salzgehaltsgradienten im Meer durch die Einleitung hypersaliner Abwässer geht - wie oben bereits beschrieben - auf Untersuchungen zu Meerwasserentsalzungsanlagen zurück (z.B. COOLEY et al. 2013, ROBERTS et al. 2010, WATER CONSULTANTS INTL. 2006). Die Salinität der Abwässer aus Meerwasserentsalzungsanlagen beträgt –sofern keine Vorverdünnung stattfindet, ca. 70 PSU und liegt damit über (i.d.R. >Faktor 2) der natürlichen Salinität eines Gebietes (z.B. COOLEY et al. 2013).

Die Ausbreitungsrichtung und der Grad der Veränderung durch die eingeleiteten Abwässer aus Meerwasserentsalzungsanlagen hängen neben den Salzgehalten der Abwässer stark von den gebietsspezifischen hydrografischen Bedingungen wie Strömung, Tide, Wassertiefe, Untergrund und Küstenlinie ab (COOLEY et al. 2013, JENKINS et al. 2012, ROBERTS et al. 2010). Felduntersuchungen ergaben dabei sehr unterschiedliche räumliche Ausbreitung der Abwässer mit messbar erhöhten Salzgehalten, welche von wenigen Dezimetern, über einige hundert Meter bis im extremsten Fall hin zu einigen Kilometern reichte (ROBERTS et al. 2010). Generell wurde eine sehr rasche Verdünnung der Abwässer beschrieben. So betrug nach ROBERTS et al. (2010) die Salinität bereits in ca. 20 m Entfernung von der Einleitstelle überwiegend nicht mehr als 2 über dem Normalwert. Abwasserfahnen, die über eine längere Distanz messbar waren, wiesen i.d.R. allerdings nur eine geringe Erhöhung von $S = 0,5$ auf. Ein Großteil der betrachteten Studien bezieht sich allerdings auf die Einleitung von Soleabwässern in flache gering-energetische Gebiete des Mittelmeeres.

Wenige (zugängliche) Informationen liegen zur Ausbreitung hypersaliner Abwässer im Wattenmeer durch begleitende Studien zu Einleitungen von Sole aus Kavernen in der Innenjade (IM+P 2013) und der Außenems (IBL UMWELTPLANUNG 2011, 2012a, b). Die Salinität der Kavernenabwässer kann mit bis zu ca. 315 ‰ um ein Vielfaches höher sein (s.u.), als die natürliche Salinität im betroffenen Gewässerbereich.

Da salzreicherer Wasser schwerer ist als salzärmerer wird plausibel, dass es insbesondere bodennah zur Ausbildung einer Solezunge kommen kann, die zum einen über eine weitere Distanz messbar ist und zum anderen auch eine im Vergleich höhere Salzkonzentration aufweist. Die Ausdehnung bzw. die mit zunehmendem Abstand vom Einleiterort eintretende vertikale Vermischung hängt allerdings wiederum von den vorherrschenden hydrodynamischen Bedingungen ab und kann daher nicht verallgemeinert werden. Im Folgenden werden am Beispiel der Innenjade und dem Rysumer Nacken (Außenems) Salzgehaltsmessungen vor und während der Soleeinleitungen dargestellt.

Ausbildung Salzgradienten: Beispiel Innenjade

Als Beispiel für das Ausbreitungsverhalten von stark salzhaltigen Soleabwässern sollen hier einige Ergebnisse begleitender in situ-Messkampagnen zur vertikalen und lateralen Verteilung eingeleiteter Sole ($0,75 \text{ m}^3/\text{s}$ mit ca. $S = 315$) durch die IVG-Caverns GmbH in die Innenjade dargestellt werden (IM+P 2013). Durch Sondenmessungen wurde die Leitfähigkeit an insgesamt 14 Vertikalprofilen (10 davon im Abstand $<25 \text{ m}$ des Einleiters) und 4 sohnahen Horizontalprofilen (45 m, 70 m, 100 m und 120 m Entfernung) gemessen.

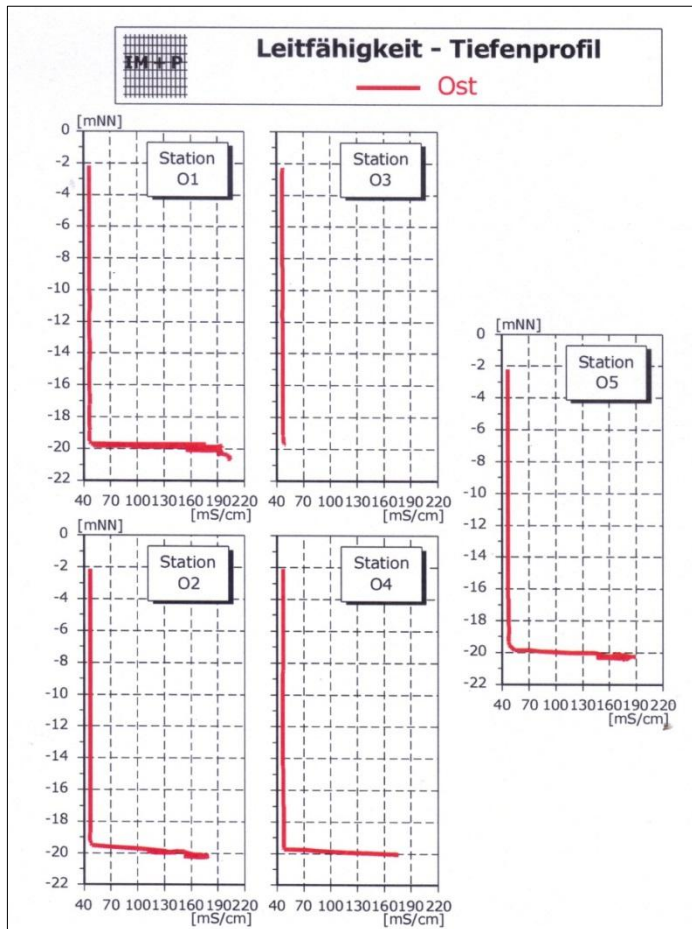


Abb. 9: Ergebnisse der Vertikalmessungen der Salinität im östlichen Nahbereich (O1 – O5) der Einleiterstelle der IVG Caverns GmbH in die Innenjade. Graphik aus IM+P (2013).

Aus Abb. 9 wird deutlich, dass sich im östlichen Nahbereich erhöhte Salzgehalte auf die untersten Dezimeter der Wassersäule beschränkten; es also auch in der stark durchströmten Rinne der Innenjade zur Ausbildung einer Salzzunge gekommen ist. Die sohnahen Werte lagen mit Ausnahme von Station O3 zwischen ca. 180 mS/cm (entspricht ca. einer Salinität von $S = 160$) und 210 mS/cm (ca. $S = 230$) und damit deutlich oberhalb des Wertekollektivs der natürlicherweise vorkommenden Salinität; dies galt auch für den engsten Nahbereich. Bestimmend für die ermittelten Ergebnisse war hierbei auch die Topographie des Meeresbodens, da Senken oftmals höhere Salinitäten aufwiesen.

Eine erhöhte Leitfähigkeit bzw. Salinität (ca. 110 mS/cm bzw. $S = 84$) war auch an der 50 m entfernten Referenzstation zu erkennen. Längsmessungen ergaben insofern deutliche Unterschiede zwischen Ebb- und Flutstrom, als die räumliche Ausdehnung erhöhter Salinität während der Flutphase deutlich ausgeprägter war. So wurden während der Flutphase auch in einer Distanz von 200 m in Stromrichtung noch hohe Leitfähigkeiten (>110 mS/cm) gemessen.

Ausbildung Salzgradienten: Beispiel Rysumer Nacken (aus BIOCONSULT 2013)

WINGAS GmbH & Co. KG und EWE AG legten in der Gemeinde Jemgum, Kreis Leer, Kavernen zur Speicherung von Erdgas an. Das bei der Ausspülung entstehende hypersaline Wasser (bis 300 g Natriumchlorid/l) wird bei Rysum in die Außenems eingeleitet. Die mittlere Einleitungsmenge

betrug seit Sommer 2010 ca. 860 m³/h und erhöhte sich 2011 auf rd. 1.680 m³/h und 2012 auf 2.207 m³/h.

Am 21.01.2010 und am 22.01.2010 fanden die sogenannten Nullmessungen (Messungen nach Fertigstellung des Einleitungsbauwerks und vor Beginn der Soleeinleitung) statt (IBL UMWELTPLANUNG 2010, 2011). Zwischenzeitlich wurde die Einleitung von Sole aufgenommen. Daraufhin fanden am 06.09.2010 bei einer maximalen Solemenge von ca. 480 m³/h (Tagesmittel: 464 m³/h) die ersten Wiederholungsmessungen statt. Am 21.02.2011 und am 22.02.2011 fanden weitere Wiederholungsmessungen statt (IBL UMWELTPLANUNG 2011). In 2012 fanden die Messungen im Frühjahr am 22.05.2012 und am 23.05.2012 statt. Weitere Messungen erfolgten im Herbst 2012 fanden am 1.11.2012 und am 02.11.2012.

Sowohl die Nullmessungen als auch die Wiederholungsmessungen wurden im Bereich um das Einleitbauwerk im Abstand bis 500 m oberhalb (südöstlich), bis 500 m unterhalb (nordwestlich) sowie bis 100 m in Richtung Fahrwasser an beiden Terminen über eine vollständige Nipptide durchgeführt. Die Messungen erfolgten, ausgehend vom Einleitbauwerk, unmittelbar vor dem Einleitbauwerk (bis ca. 10 m Entfernung) sowie an weiteren Stationen in 25 m, 50 m, 100 m, 250 m und 500 m Entfernung. Die Lage der Messpunkte ist in Abb. 10 dargestellt. Die zusätzlich für 2012 festgelegten Messpunkte sind in dunkelrot, die Lage der bisherigen Messpunkte in hellrot dargestellt, die blauen Linien stellen die Driftmessungen in 2012 dar.

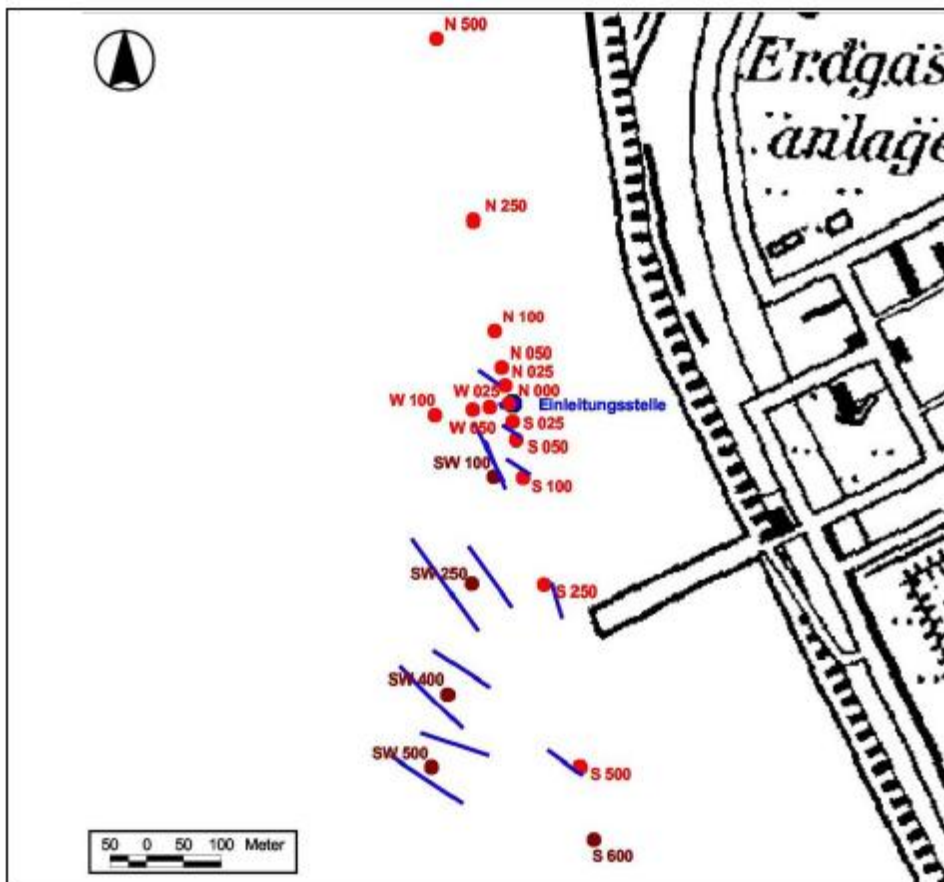


Abb. 10: Lage der Salzgehalts-Messpunkte und Strecken der Driftmessungen. Aus IBL UMWELTPLANUNG (2012a).

Es wurden Messungen in 1 m-Tiefenabständen vorgenommen, um sich möglicherweise abzeichnende „Schichten“ zu ermitteln. Die Leitfähigkeits-Messungen erfolgten mit einer Multisonde Fabrikat Sea and Sun CTD 60.

In BIOCONSULT (2013) sind die wichtigsten Ergebnisse der einzelnen Kampagnen aus IBL UMWELTPLANUNG 2010, 2011, 2012a, b) wie folgt zusammengefasst:

- Die höchsten Salzgehalte traten i. d. R. immer bodennah auf.
- Von den Nullmessungen im Januar 2010 bis zu den Messungen im Frühjahr 2012 war ein Anstieg der über die Vertikale gemittelten Salzgehalte von 5 – 8 zu beobachten. Die Werte vom Herbst 2012 ähnelten i.d.R. denen vom Frühjahr 2012. Der starke Anstieg von Februar 2012 auf Mai 2012 ist allerdings nicht zwangsläufig in den gestiegenen Soleeinträgen begründet, sondern hängt möglicherweise auch mit den im Mai (und auch November) 2012 verringerten Oberwasserabflüssen der Ems zusammen. Insgesamt kamen hohe mittlere Salzgehalte (>35) ausschließlich an der Einleiterstelle vor und dies auch nur im Mai 2012.
- Die maximalen Salzgehalte erreichten auch im Herbst 2012 temporär über den Tidezyklus oftmals Werte oberhalb von 60. Die über den Tidezyklus gemittelten Maximalwerte lagen an der Einleiterstelle sowie an den Messstellen 25_S, 100_S und 250_S oberhalb von 35.
- die Ergebnisse der *in situ*-Messungen deuten an, dass sich die Solefracht nicht gleichmäßig um die Einleiterstelle herum verteilt, sondern der südliche Bereich und bis zu einer Entfernung von 25 m von Bauwerk auch der westliche Bereich stärker betroffen ist als der nördliche. Gegenüber den Ergebnissen vom Frühjahr 2012 scheinen erhöhte Salzgehalte (abgeleitet aus den Maximalwerten) sich noch weiter südlich zu konzentrieren, da auch in einer Entfernung von 250 m südlich der Einleitung noch hohe Salzgehalte (>35 PSU) auftraten.

Insgesamt kann auf Basis der *in situ*-Messungen von einer deutlichen Betroffenheit der Abiotik neben der Einleiterstelle (Station 08) sowie im südlichen und westlichen Nahbereich (Station G-18 und G-14) ausgegangen werden. Zeitweise scheinen auch weiter entfernte südliche Bereiche (Stationen G-19 bis G-21) von erhöhten Salzgehalten betroffen zu sein, wobei aber deutliche Unterschiede in der Betroffenheit zwischen den einzelnen Messkampagnen auftraten.

In Abb. 11 und Abb. 12 sind die Veränderungen der mittleren Salzgehalte (Mittelwerte und Maximalwerte) aus den Vertikalmessungen von der Nullmessung im Januar 2010 bis zur Kampagne im November 2012 noch einmal graphisch dargestellt.

Aus Abb. 11 wird ersichtlich, dass von 2010 bis 2012 die mittleren Salzgehalte an allen Stationen (00, 25_S, 50_S und 25_W) angestiegen sind, was z.T. in saisonal und interannuell unterschiedlichen Oberwasserabflüssen begründet ist (z.B. IBL UMWELTPLANUNG 2012b). So lag die durchschnittliche Abflussrate im Mai 2012 und insbesondere November 2012 deutlich unterhalb des langjährigen Mittels. Die höchsten Mittelwerte traten im Frühjahr 2012 auf; Salzgehalte oberhalb von 35 waren allerdings auf die Station „00“, die direkt an der Einleiterstelle gelegen ist, begrenzt.

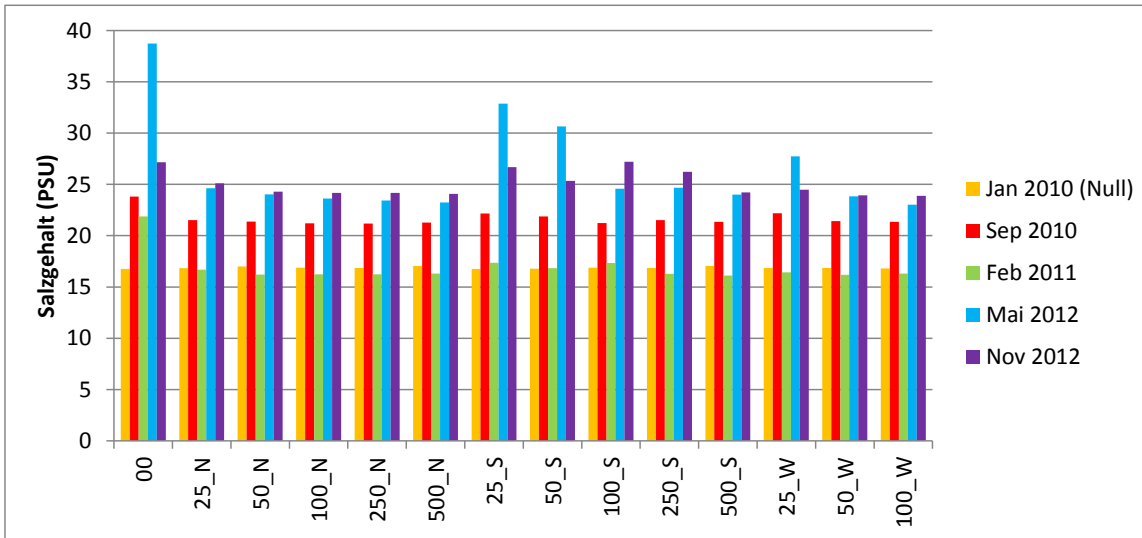


Abb. 11: Zeitliche Entwicklung der mittleren Salzgehalte an den unterschiedlichen Messpunkten von der Nullmessung im Januar 2010 bis zum Herbst 2012. Die Werte stellen die gemittelten Werte der Mittelwerte aus den vertikalen Messungen zu den acht Messzeitpunkten während der Tidephasen dar.

Graphik aus: BIOCONSULT (2013), Datenquelle IBL UMWELTPLANUNG 2011, 2012a, b).

Bei Betrachtung der gemittelten Maximalwerte lagen die Salzgehalte an einigen Stationen deutlich oberhalb von 35 (Abb. 12). Die höchsten Werte von >50 traten an Station „00“ (Einleiterstelle) und an Station 25_S auf. Darüber hinaus wurden hohe Salzgehalte i.d.R. nur in südlich von der Einleiterstelle gelegenen Bereichen bis zu einer Entfernung von 250 m gemessen. Allerdings variierten die Salzgehalte in den südlichen Bereichen der Einleiterstelle saisonal: im Frühjahr 2012 erfolgte eine graduelle Abnahme des maximalen Salzgehaltes mit zunehmender Entfernung zur Einleitung während im Herbst 2012 eine graduelle Zunahme erfolgte. Die Ursachen hierfür sind nicht bekannt, aber möglicherweise in unterschiedlichen Strömungsmustern begründet.

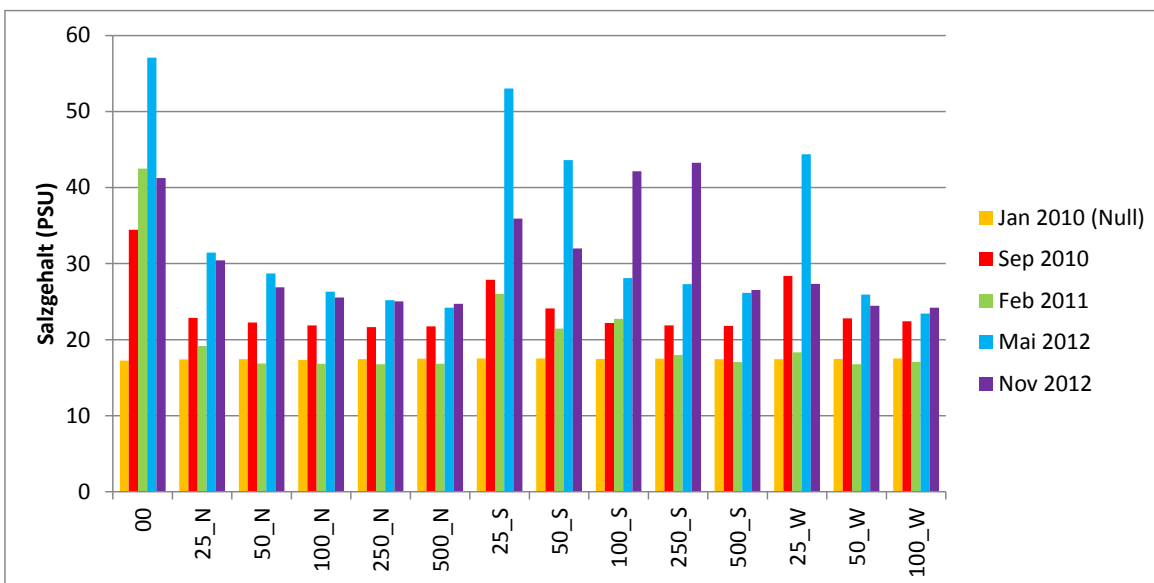


Abb. 12: Zeitliche Entwicklung der mittleren Salzgehalte an den unterschiedlichen Messpunkten von der Nullmessung im Januar 2010 bis zum Herbst 2012. Die Werte stellen die gemittelten Werte der Maximalwerte aus den vertikalen Messungen zu den acht Messzeitpunkten während der Tidephasen dar.

Graphik aus: BIOCONSULT (2013), Datenquelle IBL UMWELTPLANUNG 2011, 2012a, b).

Änderung der Ionenverhältnisse

Nach den vorliegenden Informationen wird i.d.R. die Ionenzusammensetzung der Abwässer von den natürlichen Ionenverhältnissen abweichen. Analog zur Ausbildung von einleitungsbedingten Salinitätsgradienten kann auch eine Gradientenbildung hinsichtlich der Ionenzusammensetzung auftreten, wie es begleitende Messungen zur Einleitung von Sole aus dem Kavernenbetrieb in die Jade gezeigt haben (NLWKN 2011). Der NLWKN verglich die Elektrolytzusammensetzung des Wassers an unterschiedlichen Standorten mit natürlicher Ionenzusammensetzung in Nordsee, Weser und in der Jade im Umfeld von Soleeinleitungen. Als Vergleich dienten Analyseergebnisse über die Zusammensetzung der z.Z. eingeleiteten Sole.

Der Vergleich der Kationen-Verhältnisse (positiv geladene Ionen) verdeutlicht, dass die Ionenzusammensetzung der in die Außenjade eingeleiteten Salzsole durch ihren unnatürlich hohen Gehalt an Natrium und eingeschränkter auch an Chlorid sehr stark von den natürlichen Verhältnissen abweicht (gelbe Säulen in Abb. 13). Signifikante Unterschiede in der Ionenzusammensetzung bestanden für alle Parameter auch zwischen Flusswasser (graue Säulen) und Meerwasser (blaue Säulen in Abb. 9).

Die Unterschiede der Ionen-Verhältnisse zwischen den Meerwasserproben unterschiedlicher Entnahmestellen waren dagegen deutlich geringer (Abb. 9). Dies galt prinzipiell auch für die zwei Standorte, die im Rahmen der Einleitüberwachung der Soleeinleitung in 600 m Entfernung von der Einleitstelle (Kavernenspeicher Etzel, IVG) bzw. 400 m Entfernung (Nord-West-Kavernengesellschaft, NWKG) entnommen wurden.

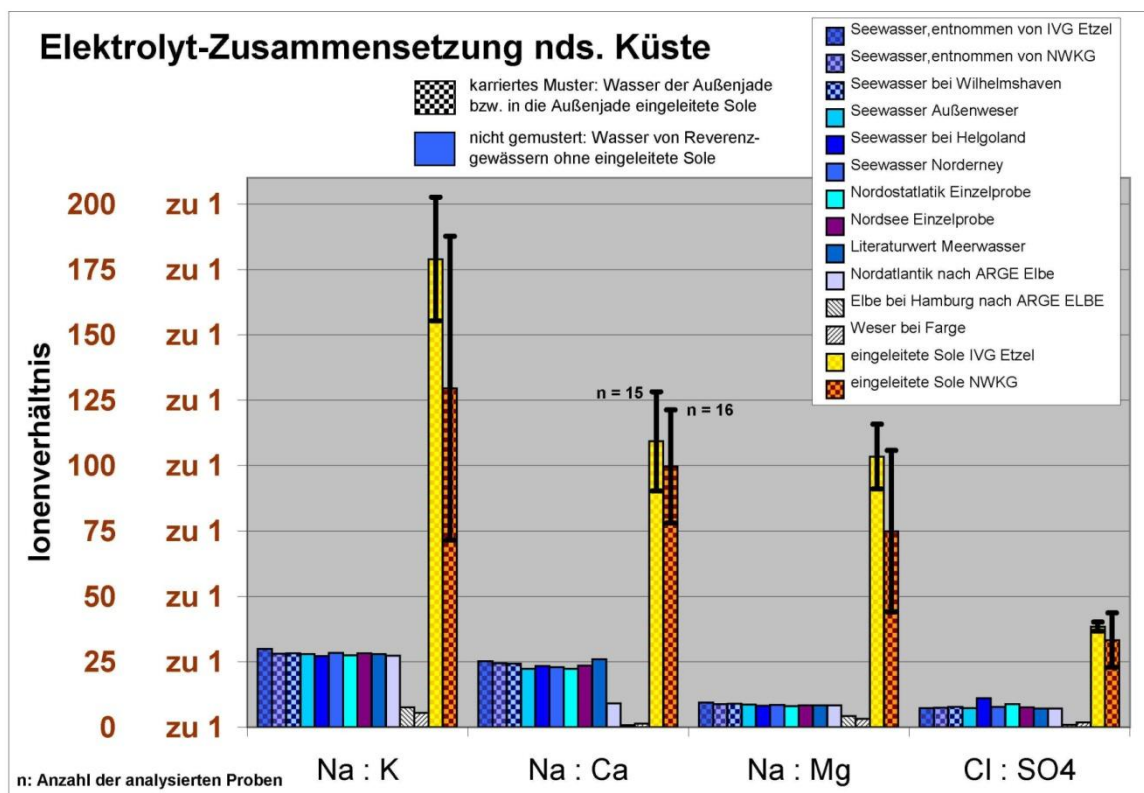


Abb. 13: Gegenüberstellung der Ionenzusammensetzung in unterschiedlichen Wasserkörpern. Graphik: NLWKN (2011).

Die Überwachungsstelle für die Einleitung Etzel wies ein signifikant höheres Na⁺-K⁺-Verhältnis auf als die übrigen Messstellen. Zu erklären sind die trotz der größeren Entfernung zur Einleiterstelle (600 m gegenüber 400) höheren Werte sowohl durch die wesentlich höheren Einleitmengen von IVG gegenüber NWKG als auch durch das höhere Kationen-Verhältnis von NWKG. Im Mittel würden sich die drei Proben aus der Jade allerdings nicht von der Referenz unterscheiden. Dies trifft auch auf das Verhältnis von Chlorid gegenüber Sulfat (Cl⁻ : SO₄²⁻) zu. Signifikante Unterschiede – auch im Mittel – bestanden zwischen den Jadestandorten und der Referenz hinsichtlich der übrigen Kationen (Ca²⁺, Mg²⁺).

Mögliche Auswirkungen dieser Veränderung auf die aquatischen Lebensgemeinschaften wurden im Rahmen der Studie NLWKN 2011) allerdings nicht untersucht.

Änderung anderer chemischer Parameter

Durch Änderungen des Salzgehaltes können physiko-chemische Parameter wie z.B. der pH-Wert oder die Löslichkeit von Sauerstoff im Wasser beeinflusst werden. Mit zunehmender Salinität steigt z.B. der pH-Wert des Wassers solange an, bis die Sättigung von Calciumcarbonat (CaCO₃) gegeben ist.

Die Löslichkeit, d.h. die maximal lösliche Menge von Gasen ist im Wasser von der Temperatur und der Salinität abhängig. Wenn die Temperatur und/oder die Salinität ansteigen, nimmt die Löslichkeit ab. Als wichtiger ökologischer Faktor wurde dieser Zusammenhang für den Sauerstoffgehalt dargestellt (Tab. 7). Bei einer Temperatur von 20°C reduziert sich der Sauerstoffgehalt von 14,6 mg/l bei einer Salinität von 10 ‰ auf 11,1 mg/l bei einer Salinität von 50 ‰. Allerdings verdeutlicht die Tabelle, dass selbst bei hohen Temperaturen und hohen Salzgehalten, die Löslichkeit des Sauerstoffs keine für die marine Fauna relevanten Grenzwerte erreicht.

Die LAWA (1998) gibt für die chemische Gewässerklassifikation einen Zielwert von 6 mg/l an. Der kritische Wert für Fische liegt bei 4 mg/l, unterhalb dessen empfindliche Arten geschädigt werden können. Es ist also generell nicht davon auszugehen, dass eine alleinige Änderung der Salinität selbst bei hyperhalinen Bedingungen zu kritischen Änderungen der chemischen Parameter führt.

Tab. 7: Abhängigkeit des Sauerstoffgehaltes (mg/l) im Wasser von Salinität und Temperatur.

Temp. °C	Salinität				
	10	20	30	40	50
0	14,6	13,6	12,7	11,9	11,1
20	9,1	8,6	8,1	7,6	7,2
25	8,2	7,8	7,4	7	6,6

3.1.2 Wirkungen von Salzeinleitungen auf Biota

Eine Veränderung der Salinität kann das Ökosystem auf verschiedenen Ebenen beeinflussen. Sie betrifft das Individuum, die Population oder im extremsten Fall eine ganze Lebensgemeinschaft in ihrer Komplexität und Funktion (z.B. HOCHACHKA & SOMERO 1980, JENKINS et al. 2012). Für die meisten aquatischen Organismen gibt es einen mehr oder weniger engen Salzgehaltsbereich, der

optimale Bedingungen für die Arten bietet. Die Reaktion auf Veränderungen des natürlichen Salzgehalts ist artspezifisch unterschiedlich. So ist z.B. einerseits physiologische Adaption möglich sowie andererseits auch Beeinträchtigungen wie osmotischer Stress mit Stoffwechsel- oder Atmungsproblemen bis hin zu toxischen Effekten wie Lähmungen oder Mortalität der Organismen (z.B. BERGER & KHARAZOVA 1997, HOCHACHKA & SOMERO 1980, TARDENT 1985). Die Effekte erhöhter Salzgehalte wurden sowohl in Laborexperimenten als auch in Feldbeobachtungen untersucht (z.B. BELLISARIO et al. 2013, SMYTH 2011), wobei ein Großteil neuerer Studien auf die Effekte von Meerwasserentsalzungsanlagen fokussiert ist (z.B. COOLEY et al. 2013, DAWOUD & AL MULLA 2012, DEL PILAR RUSO et al. 2007, 2008, FERNÁNDEZ-TORQUEMADA et al. 2009, FERNÁNDEZ-TORQUEMADA et al. 2005, JENKINS et al. 2012, PALOMAR & LOSADA 2011, RIERA et al. 2012, ROBERTS et al. 2010, WATER CONSULTANTS INTL. 2006).

Über die Salztoleranz von Arten aus dem Wattenmeer existieren zwar eine Reihe von Untersuchungen, diese beziehen sich i.d.R. jedoch auf die Effekte verringerter Salinitäten (z.B. ALMADA-VILLELA 1984, ANGER 1991, ANGER et al. 1997, BINYON 1962, FRITZSCHE 1997, GELIN et al. 2001, GUTT 1985, HOLLIDAY & BLAXTER 1960, REITZE & SCHÖTTLER 1989, WILSON 1984), ein Aspekt der im Rahmen der vorliegenden Arbeit aber nicht im Vordergrund steht. In anderen Untersuchungen steht die räumliche Verbreitung von Arten entlang von natürlichen Salinitätsgradienten im Vordergrund (z.B. REMANE 1934, SEYS et al. 1999, WOLFF 1971, YSEBAERT et al. 2003). Informationen zu Reaktionen von Organismen auf hyperhaline Bedingungen liegen nur sehr eingeschränkt vor. Einige Ergebnisse seien hier zusammengefasst:

- Larvale Miesmuscheln (*Mytilus edulis*) wiesen bei Salinitäten zwischen 15 und 40 und Temperaturen zwischen 10 und 20°C und gleichbleibend gute Überlebensraten auf (BRENKO & CALABRESE 1969). Erst bei steigender Temperatur (25°C) war die Mortalität bei sehr hohen und sehr niedrigen Salzgehalten deutlich erhöht.
- In Laborexperimenten vermieden adulte dekapode Krebse hyperhaline Bereiche. Dies Verhalten wurde bei Salinitäten zwischen 40 (*Carcinus maenas*) und 55 (*Pagurus bernhardus*) deutlich. Intermediäre Werte mit einer Salinität von 45 wiesen *Homarus gammarus* bzw. mit 50 *Cancer pagurus* und *Necora puber* auf (SMYTH 2011). Bei allen Arten setzte bei hohen Salzgehalten eine Unbeweglichkeit bzw. Starre ein.
- Eine hohe Salinitätsamplitude zwischen 5 und 42 scheint auch das Seegras *Zostera marina* zu tolerieren (VAN KATWIJK et al. 1999). MCROY (1966) berichtet von Optimalwerten zwischen 10 und 39.
- Das Kleine Seegras *Zostera noltii* wies in Laborexperimenten über 10 Tage bei Salinitäten zwischen 2 und 41 kein verringertes Wachstum der Sprosse auf (FERNÁNDEZ-TORQUEMADA & SÁNCHEZ-LIZASO 2011). Erst ab Salzgehalten von 42 bis 52 war das Wachstum verringert; ab S = 57 erfolgte kein Wachstum mehr. Die Mortalität von *Z. noltii* verringerte sich um 16,7 % ab einem Salzgehalt von 43; um 50 % bei S = 50 und erreichte 100 % bei Salinitäten >57.
- Die Auswertung von Langzeitreihen zum Auftreten toxischer Algen an der niedersächsischen Küste ließ die Vermutung aufkommen, dass großräumig vergleichsweise geringe

Salzgehaltsveränderungen von S 1,8 bis 3,3 das Auftreten toxischer *Dinophysis* spp. fördern könnte (HANSLIK et al. 1998).

Umfangreicher sind die Auswirkungen mit Bezug zu Einleitungen aus Meerwasserentsalzungsanlagen untersucht worden. Die Ergebnisse diesbezüglicher Begleituntersuchungen sind z.B. in Reviews von ROBERTS et al. (2010) und JENKINS et al. (2012) zusammengefasst. Durch verschiedene Studien wurde gezeigt, dass aquatische Komponenten eine sehr große Reaktions-Bandbreite zeigen, die von „keine signifikanten Veränderungen“ z.B. von Seegras-, Korallen- und Weichbodengemeinschaften bis hin zu „deutlichen Veränderungen von Arten- und Abundanzstruktur“ betroffener Gemeinschaften reichen. Allerdings weisen ROBERTS et al. (2010) darauf hin, dass die festgestellten Effekte meist nicht unmittelbar auf den Parameter Salinität zurückgeführt werden können, da insbesondere bei Abwässern aus Meerwasserentsalzungsanlagen auch Schadstoffe (v.a. Kupfer) bedeutend sind. Zudem können langfristige Effekte durch die Soleeinleitungen von synchron stattfindenden Veränderungen anderer die Gemeinschaft bestimmender Parameter (v.a. Sedimentzusammensetzung) überlagert werden.

Durch Laborexperimente wurden auf der Ebene taxonomischer Großgruppen einige Unterschiede hinsichtlich der Salztoleranz festgestellt:

- Marine Kieselalgen aus hyperhalinen Systemen tolerierten eine große Spannbreite saliner Bedingungen: vom Brackwasser bis zum dreifachen Salzgehalt des Meerwassers (CLAVERO et al. 2000).
- Kieselalgen aus ästuarinen Gebieten wiesen zumindest bei kurzfristiger Exposition (6 h) von Salzgehalten bis zu 60 im Labor keine Verringerung ihrer Nettophotosyntheserate auf (ADMIRAAL 1976).
- tierische Einzeller wie Foraminifera wuchsen auch bei hohen Salzgehalten von 50 ‰ noch weiter.
- Stachelhäuter (Echinodermata) und Seescheiden (Tunicata) sind dagegen als stenohalin zu klassifizieren; Arten dieser Gruppen tolerieren offenbar nur sehr geringe Salinitätsschwankungen (FERNÁNDEZ-TORQUEMADA et al. 2013, IRLANDI et al. 1997).

Allerdings können auch innerhalb einer taxonomischen Gruppe z.B. familienspezifisch unterschiedlich große Reaktionsunterschiede bestehen. Dies zeigten wie Ergebnisse von DEL PILAR RUSO et al. (2008) zur Polychaetenfauna, die sich aus Untersuchungen im Umfeld des Auslasses einer Meerwasserentsalzungsanlage ergaben: so war die Familie der Ampharetidae so sensitiv gegenüber erhöhten Salzgehalten, dass Vertreter dieser Familie aus den beeinträchtigten Bereichen verschwanden. Nephtidae und Spionidae scheinen ebenfalls vergleichsweise sensitiv zu sein, da ihre Abundanz mit beginnendem Salzstress schnell abnahm. Capitellidae und Syllidae waren zunächst resilient, mit zunehmender Dauer der Einleitungen reduzierte sich deren Besiedlungsdichte mit zunehmendem Salzstress (Stärke und Dauer) abrupt. Generell scheinen bei kurzfristiger Exposition auch höhere Salinitäten toleriert werden zu können, während deutlichere Beeinträchtigungen bei ausgeprägten Salinitätsänderungen v.a. mit zunehmender Stressdauer erkennbar werden.

Von McNeil (2013) konnte festgestellt werden, dass im Verlauf der Ontogenese auch auf Artebene unterschiedliche Toleranzen vorkommen. Generell gilt, dass larvale und juvenile Stadien einer Art wesentlich empfindlicher sind als adulte Individuen. Insbesondere im Verlauf der Larvalentwicklung zeigen viele Arten Reaktionen auf veränderte Salzgehalte z.B. durch Verringerung der Wachstumsraten bei Muscheln (BRENKO & CALABRESE 1969) oder Fischen (BOEUF & PAYAN 2001), Inhibition der Häutungen (SAMUEL & SOUNDARAPANDIAN 2010) und Dauer der Larvalentwicklung bei Crustaceen (ANGER 1991, THIYAGARAJAN et al. 2003, THIYAGARAJAN et al. 2007) sowie erhöhte Mortalität.

Ein weiterer Aspekt hinsichtlich der artspezifischen Toleranz ist auch die „Herkunft“ der Art bezogen auf den Naturraum. So tolerieren nach KINNE (1972) beispielsweise Miesmuscheln *Mytilus edulis* aus den Küstengewässern der Nordsee Salinitäts-Bereiche zwischen einer 5 und 65, während Individuen der gleichen Art aus der westlichen Ostsee bei Werten über 35 bereits deutliche Stressreaktionen zeigen können. Ähnliche Ergebnisse dokumentierten ZETTLER et al. (2013), die darauf hinweisen, dass Toleranzen einzelner Arten sich entlang von Umweltgradienten ändern können und zwischen biogeographischen Regionen variieren können.

Eine Änderung der Ionenverhältnisse ist für viele Meeresorganismen problematisch, da sie wichtige Vorgänge (Atmung, Bewegung, Wachstum) beeinträchtigt und bei den Tieren von osmotischem Stress bis hin zum Tod führen kann. Vor allem die beiden Kationen Na^+ und K^+ sind in der Physiologie der Zelle von herausragender Bedeutung. Bereits Einzeller können durch bestimmte Strukturelemente an der Zellmembran ein Ionengefälle zwischen Innen- und Außenseite der Zelle aufbauen und somit die Druckverhältnisse im Inneren der Zelle regulieren. Diese Strukturelemente sind unterschiedliche Eiweißmoleküle, die dicker sind als die Zellmembran und daher die Zellmembran durchbohren. Nach der Funktionalität werden sie in die drei verschiedenen „Schleusentypen“ K^+ -Kanal, Na^+ -Kanal und Na^+ - K^+ -Pumpe unterschieden. Da es sich um evolutionsgeschichtlich „alte“ Strukturen handelt, sind sie vom Einzeller bis zur Gewebezelle hoch entwickelter Wirbeltiere zu finden. Der Aufbau eines elektrischen Potentials an der Zellmembran durch aktiven Ionentransport (z.B. Natrium-Kalium-Pumpe) oder passive Diffusion ist die Voraussetzung für die Reizbarkeit einer Zelle (Ausbildung von Aktionspotentialen) wodurch verschiedene Körperfunktionen erst möglich sind.

Damit das korrekte Konzentrationsgefälle der Ionen an der Zellmembran aufrechterhalten werden kann, ist eine natürliche Ionenzusammensetzung des Umgebungsmilieus von Bedeutung. Für Einzeller ist die relevante Zellaußenseite das die Zelle umgebende Milieu, für höhere Wasserorganismen ist es das Wasser, welches die Kiemen durchströmt und welches beim Schlucken in den Darm aufgenommen wird; es muss ein ursprüngliches Verhältnis dieser Ionen zueinander enthalten. Ein Ionenüberschuss im Außenmilieu führt bei marinen Organismen mit eingeschränkter Fähigkeit zur Osmoregulation (Osmokonformer) zur verstärkten Aufnahme von Ionen in das Zellinnere und zur Abgabe von Wasser (Dehydrierung). Hierzu gehören viele marine Wirbellose, v.a. Stachelhäuter sind nur gering fähig, die Ionenzusammensetzung ihrer Zellen zu regulieren, so dass hypertone Bedingungen zum Schrumpfen ihrer Zellorganellen, zur Zerstörung der Membranen und zum Tod führen. Organismen der Brackwasserzone haben eine größere Toleranz gegenüber Salzgehaltsschwankungen und verfügen über verschiedene Mechanismen Wasser und Ionen zu regulieren. Allerdings verbrauchen die Transportprozesse von Ionen entlang entgegen der Konzentrationsgradienten viel Energie, was sich reduzierten Wachstum- bzw. Reproduktionsraten widerspiegelt. Einige Ionen haben spezifische Wirkungen. So führten in Laborexperimenten

erhöhte Kaliumkonzentrationen zu Einleitung der Metamorphose und Ansiedlung Larven einiger mariner Muschelarten.

Die Untersuchungsergebnisse verdeutlichen die sehr unterschiedlichen Reaktionen, die auch bei ein und derselben Art im Hinblick auf die anderen Faktoren verschieden sein können. Generalisierung sind daher schwierig, um zuverlässige Schwellenwerte für Arten zu identifizieren, müssten daher Untersuchungen der in dem jeweiligen Meeresgebiet vorkommenden Arten zu Grunde gelegt werden; diesbezügliche Informationen stehen aber für hiesige Meeresgebiete nicht oder kaum (s. Exkurs Ergebnisse der Beweissicherung zur Soleeinleitung am Rysumer Nacken) zur Verfügung.

Exkurs: Ergebnisse der biologischen Beweissicherung zur Soleeinleitung am Rysumer Nacken (Emsästuar)

Seit November 2010 leiten WINGAS GmbH & Co. KG und EWE AG Abwässer aus der Kavernenherstellung in der Gemeinde Jemgum in den Rysumer Nacken im Emsästuar ein. Die Salinität betrug mit 300 g/l ein Vielfaches der natürlichen Salinität. In situ-Messungen der Salinitätsverhältnisse verdeutlichten, dass erhöhte Salzgehalte (>35 bis max. 60) bodennah in der Nähe der Einleiterstelle vorkamen. Die biologischen Auswirkungen der Soleeinleitungen auf das Makrozoobenthos wurden durch insgesamt 6 Probenahmen (van Veen-Greifer) von 2010 (vor der Einleitung) bis zum Herbst 2012 durch die Firma BioConsult begleitet. Die Ergebnisse und Erkenntnisse aus diesen Studien werden im Folgenden zusammengefasst dargestellt:

- Der Einwirkungsbereich zeigte bis zum Herbst 2012 nicht die prognostizierte Verödung der benthischen Fauna im Einleiterbereich
- Die drei Summenparameter Artenzahl, Abundanz und Biomasse deuten bei einem Vergleich zwischen Einwirkungsbereich und Referenzbereich auf negative Effekte der Soleeinleitung hin. Eingeschränkt werden diese Hinweise auf einen negativen Einfluss der Soleeinleitung durch die Tatsache, dass die Summenparameter auch schon vor der Soleeinleitung unterschiedliche Werte zwischen den zwei Bereichen aufwiesen. Allerdings wurde die Zunahme der Differenz für die Parameter Artenzahl und Biomasse zwischen den Vergleichsbereichen als Hinweis auf eine Wirkung interpretiert.
- Auf der Betrachtungsebene einzelner Stationen, die auf Basis der in situ-Salzgehaltsmessungen eindeutig von der Soleeinleitung betroffen waren, war keine Verarmung der Fauna über die Zeit festzustellen
- Anhand der Clusteranalyse ließ sich auch im Herbst 2012 kein Einfluss der bisherigen Soleeinleitung auf die Arten-Abundanzstruktur des Benthos erkennen, da sich Stationen des Einwirkungsbereiches mit Stationen des Referenzbereiches in einem Cluster mischten. Eine Separierung einzelner Stationen ließ sich nicht dem Einfluss der Soleeinleitung zuschreiben, sondern erfolgte durch das Vorkommen spezifische Arten bzw. durch erhöhte Abundanzen einzelner Arten
- Die Kanonische Korrespondenzanalyse ergab, dass v. a. die sedimentbezogenen Parameter einen hohen Wert für die Erklärung der faunistischen Besiedlungsmuster haben. Dies galt insbesondere für die Unterscheidung zwischen feinsand- und schlickgeprägten Stationen. Auch die Entfernung einer Station zur Einleiterstelle lieferte eine gewisse Erklärung der Be-

siedlung; die allerdings auch durch Beziehung der Entfernung zu Sedimenten zustande gekommen sein kann. Der Faktor „Salz“ hatte auf dieser Betrachtungsebene keinen erkennbaren Einfluss auf die Benthosassoziation

Die Frage, warum trotz der z. T. deutlich erhöhten Salzgehalte im direkten Umfeld der Einleiterstelle keine deutlichen negativen Effekte auf das Makrozoobenthos zu beobachten waren, ist noch nicht abschließend diskutiert. Mögliche Ursachen liegen in der hohen Anpassungsfähigkeit der Fauna, in der natürlichen zeitlich-räumlichen Variabilität der Besiedlungsmuster sowie der insgesamt spärlichen Besiedlung des Untersuchungsgebietes begründet, die eine Identifizierung und Beurteilung von ursächlichen Zusammenhängen erschweren.

4. Vorhandene Regelungen für erhöhte Salinität in marinen Gewässern

Muschelgewässer (national)

Bisher sind - bis auf die EU-Muschelgewässerrichtlinie - keine internationalen Regelungen zur direkten Bewertung von signifikanten Änderungen des Salinitätsprofils bekannt (BMU 2012). Die EU-Muschelgewässerrichtlinie (2006/113/EG) bezieht sich auf die Qualität von Muschelgewässern, d.h. auf für die Zucht von Schalentieren (Bivalvia und Gastropoda) geeignete Gewässer. Die Richtlinie gilt für Küstengewässer und Gewässer mit Brackwasser, deren Schutz bzw. Melioration notwendig ist, um den Muscheln Lebens- und Wachstumsmöglichkeiten zu bieten und zur Qualität der für den menschlichen Verzehr bestimmten Muscheln beizutragen. In Niedersachsen ist die EU-Richtlinie durch die „Verordnung über Qualitätsanforderungen an Fischgewässer und Muschelgewässer (FischMuGewQualV ND)“ am 15.07.2007 umgesetzt worden. Als Richtwert wird der Bereich 12-38 PSU angegeben, mit einem imperativen Wert von ≤ 40 PSU. Die einleitungsbedingte Schwankung des Salzgehalts darf in Muschelgewässern 10 % des in den unbeeinflussten Gewässern gemessenen Salzgehalts nicht überschreiten. Die genannten Richtlinien werden im Rahmen der Umsetzung der EG-WRRL ersetzt.

Internationale Regularien

International wurden einige Empfehlungen für regulative Kriterien für Seegraswiesen des Mittelmeeres auf Basis von Feldstudien und Laborexperimenten entwickelt, da diese Seegraswiesen als sehr sensitiv gegenüber erhöhter Salinität gelten. So wurde von SÁNCHEZ-LIZASO et al. (2008) empfohlen, dass die Salinität weniger als 38,5 für 25 % der Zeit und weniger als 40 (ein Anstieg von ca. 2) für 5 % der Messwerte betragen soll.

PALOMAR & LOSADA (2011) empfahlen dem spanischen Ministerium für Umwelt, dass der Anstieg der Salinität < 2 für 5 % der Beobachtungen betragen sollte. Ein Anstieg der Salinität von 2 bedeutet hierbei eine 5 %ige Erhöhung der Referenzwerte.

Internationale Regularien, Standards oder Leitfäden bestehen für die Regelung von Einleitung der Abwässer aus Meerwasserentsalzungsanlagen (s. Tab. 8). Diese Regularien unterscheiden sich z.T. deutlich, aber sie vereinen als Schlüsselemente ein Salzgehaltlimit und eine räumliche Distanz außerhalb derer das Salzgehaltlimit eingehalten werden muss. Der Salzgehaltsgrenzwert beträgt in Relation zu den natürlichen Salzgehalten eine Erhöhung von i.d.R. $S = 1$ bis 4. Die räumliche Distanz für die Einhaltung der Grenzwerte beschreibt die Grenze der Mischungszone, welche i.d.R. als feste Distanz zwischen 50 und 300 m von der Einleiterstelle festgelegt ist (s. Tab. 8).

Tab. 8: Regularien und Salinitätsgrenzwerte für ausgewählte Abwässer von Meerwasserentsalzungsanlagen. Tabelle aus JENKINS et al. (2012).

Region/Authority	Salinity Limit	Compliance Point (relative to discharge)	Source
US EPA	Increment \leq 4 ppt		
Carlsbad, CA	Absolute \leq 40 ppt	1,000 ft	San Diego Regional Water Quality Control Board 2006
Huntington Beach, CA	Absolute \leq 40 ppt salinity (expressed as discharge dilution ratio of 7.5:1)	1,000 ft	Santa Ana Regional Water Quality Control Board 2012
Western Australia guidelines	Increment $<$ 5%		
Oakajee Port, Western Australia	Increment \leq 1 ppt		The Waters of Victoria State Environment Protection Policy
Perth, Australia/Western Australia EPA	Increment \leq 1.2 ppt at 50 m and \leq 0.8 ppt at 1,000m	50 m and 1,000 m	Wec, 2002
Sydney, Australia	Increment \leq 1 ppt	50-75 m	ANZECC (2000);
Gold Coast, Australia	Increment \leq 2 ppt	120 m	GCD Alliance (2006).
Okinawa, Japan	Increment \leq 1 ppt	Mixing zone boundary	Okinawa Bureau for Enterprises
Abu Dhabi	Increment \leq 5%	Mixing zone boundary	Kastner (2008)
Oman	Increment \leq 2 ppt	300 m	Sultanate of Oman (2005)

5. Salzeinleitungen in die niedersächsischen Küstengewässer

Aufgabe des zu entwickelnden Konzeptes ist es, die Einleitung von Abwässern mit erhöhten Salzgehalten auf den Umweltzustand der Küstengewässer bewerten zu können. Dabei sollen nach NLWKN v.a. die Direkteinleiter, aber auch die Einträge über die Ästuare berücksichtigt werden.

Wir gehen von folgenden Randbedingungen aus:

- Das Bewertungskonzept bezieht sich auf den Faktor Salzeinleitungen, d.h. auf Einleitungen, die in den Küstengewässern zu erhöhten Salinitäten führen.
- Das Konzept schließt den Faktor Einleitung von Süßwasser in die Küstengewässer nicht ein.

5.1 Abgrenzung relevanter Einleiter

Vorgehensweise

Im Folgenden wird die derzeitige Einleiter Situation entlang der niedersächsischen Küste hinsichtlich der für Küstengewässer relevanten Salzeinleitungen analysiert und beschrieben. Dazu stand die Landesdatenbank des NLWKN zur Verfügung, die auch Daten der schleswig-holsteinischen Einleiter an der Unterelbe integriert. Daten zu niederländischen Einleitern wurden vom NLWKN in den Niederlanden angefragt, standen jedoch noch nicht zur Verfügung. Für die Darstellung einer aktuellen Salzeinleitersituation wird der Zeitraum 2009 bis 2012 betrachtet.

Zunächst wurden Kriterien definiert, welche Direkteinleiter als „Salzeinleiter“ zu berücksichtigen sind. Folgende Kriterien wurden festgelegt:

- (1) die Einleitung findet direkt in die Küstengewässer und Übergangsgewässer statt (Abgrenzung entsprechend Wasserkörpergrenzen der WRRL). Hierbei wurden auch solche Einleiter als Direkteinleiter eingestuft, die sich bis zu max. 5 Kilometer von der Mündung in die Übergangsgewässer bzw. Küstengewässer entfernt befinden. Als Begrenzung für relevante Einleiter wurden stromauf die Gütemessstationen Brake (Weser), Grauerort (Elbe) und Gandersum (Ems) gewählt.
- (2) die Einleitung entspricht > 2000 Einwohnergleichwerte (EW)
- (3) die mittlere Salinität der Einleitung liegt oberhalb der gewässertypspezifischen Salinität

zu 1: eine räumliche Orientierung an den Grenzen der Wasserkörper der WRRL ist sinnvoll, da die MSRL zum einen - soweit möglich - an die WRRL anschließen soll, zum anderen für die Wasserkörper (bzw. Gewässertypen) die mittlere Schwankungsbreite der Salinität bereits definiert ist und damit als Bezugsgröße für anthropogene Veränderungen genutzt werden kann.

zu 2: Der EW = Einwohnerwert ergibt sich aus der Summe der Zahl der angeschlossenen Einwohner (E) und dem Einwohnergleichwert ($EW = E + EGW$). Der EGW = Einwohnergleichwert bezieht sich v.a. auf die organische Belastung und dient zum Vergleich der Verschmutzung von gewerblichem oder industriellem Abwasser mit der von häuslichem Abwasser. Der Wert wird hier genutzt um sehr kleine Einleiter aus der Betrachtung auszuschließen.

zu 3: in den Küstengewässern können nur Abwässer zu einer Erhöhung der Salinität führen, deren Salinität oberhalb der gewässertypspezifischen natürlichen Salinität liegt. Bei hoch konzentrierten Abwässern kann bei entsprechendem Einleitungsvolumen potenziell auch über die Frachten der Ästuare / Siele eine Erhöhung der Salinität in den Küstengewässern erfolgen.

5.2 Ergebnisse Salzeinleiter

Gesamtsalz

Eine Abfrage durch den NLWKN in der Landesdatenbank ergab insgesamt 178 kommunale Einleiter und Industrieinleiter (s. schwarze Punkte in Abb. 14). 6 Einleiter nutzten ihre bestehende Einleitergenehmigung in dem hier betrachteten Zeitraum nicht. Von den verbleibenden 172 „aktiven“ Einleitern, die in den Jahren 2009 bis 2012 Abwässer einleiteten, wurden nach Anwendung der ersten beiden o.g. Kriterien 71 relevante Direkteinleiter identifiziert (Abb. 14, grüne Punkte).

Von den 71 Direkteinleitern wurden die Einleiter gefiltert, für die sich über die Parameter elektrische Leitfähigkeit oder Chloridgehalt die Salinität über bekannte Algorithmen (s. Kap. 2.3) berechnet werden kann. Bei 46 Direkteinleitern wurde die Menge an Gesamtsalz über die elektrische Leitfähigkeit nach dem in Kap. 2.3 beschriebenen Verfahren in Salinität S umgerechnet. Durch die Verwendung der elektrischen Leitfähigkeit werden alle Ionen in den Abwässern berücksichtigt. Bei drei Einleitern (KA Bayer Material Science AG SH, Fettraffinerie Brake Beh.Betriebsabw TS1, Fettraffinerie Brake Beh.Betriebsabw TS2) werden nicht unerhebliche Mengen Chlorid eingeleitet, die aber aufgrund fehlender Leitfähigkeitswerte nicht mit der zuvor genannten Methode in Salinität umgerechnet werden konnten. Behelfsweise wurden die vorhandenen Chloridwerte anhand der für Brackwasserbereiche der Elbe (BERGEMANN 2005) angegebenen Formel umgerechnet (s. Kap. 2.3). Diese Methode integriert nicht alle Ionen, sondern berücksichtigt lediglich das Chlorid. Allerdings wurden bei keinem der drei Einleiter neben Chlorid weitere Salze in solchen Mengen eingeleitet, die einen messbaren Einfluss auf den Gesamtsalzgehalt der Umwelt haben.

Die Abwässer von 22 Direkteinleitern enthielten z.T. Nährsalze wie Nitrat, Nitrit, Ammonium, Phosphat, die grundsätzlich ebenfalls zum Gesamtsalzgehalt beitragen. Allerdings war für die Abwässer kein Leitfähigkeitswert oder Chloridgehalt angegeben. Grundsätzlich ist es möglich, über Algorithmen die Leitfähigkeit von Nährsalzen zu ermitteln. Da die Konzentration von Nährsalzen in den Abwässern jedoch im Vergleich zu den anderen Salzen gering war, wurden diese Umrechnungen nicht durchgeführt. Der Begriff Salzeinleiter reduziert sich somit auf Einleiter, für deren Abwässer aufgrund der Relevanz bestimmter Ionen Leitfähigkeits- bzw. Chloridwerte angegeben wurden. Die Einleitungsorte der 49 Salzeinleiter sind durch die roten Punkte in Abb. 14 dargestellt. Auf den Beitrag von Nährstoffen in den Abwässern zur Gesamtbelastung der Küstengewässer wird in Kap. 6 detaillierter eingegangen.

Die elektrische Leitfähigkeit der Salzeinleiter schwankte im Betrachtungszeitraum zwischen minimal 1 $\mu\text{S}/\text{cm}$ und maximal 253.636 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Die Chloridwerte lagen zwischen 312 mg/l und 6.384 mg/l. Die Leitfähigkeits- und Chloridwerte entsprechen nach Umrechnung (Kap. 2.3) in etwa einer Salinität von 0,02 bzw. 362, d.h., von limnischen Bedingungen bis zu einer gesättigten Salzlösung. 35 der 49 Salzeinleiter wiesen Abwässer mit einem mittleren Salzgehalt <5 auf, was limnischen bis oligohalinen Bedingungen entspricht; 8 Einleiter wiesen mittlere Salzgehalte der Abwässer zwischen 6 und 12, dies entspricht mesohalinen Verhältnissen. Abwässer im polyhalinen Bereich, also mit einer Konzentration die für die Gewässertypen NEA3 und NEA4 auch dem natürlichen Salzgehaltsbereich entspricht, wurden nur durch einen Einleiter (INEOS AG) abgegeben. Hyperhaline Salinitäten werden durch 5 Einleiter zugeführt. Hierbei handelt es sich fast ausnahmslos um Soleeinleiter (EWE Kavernen Jemgum, EWE Kavernen Leer-Nüttermoor, WinGas GmbH & Co. KG, IVG Caverns GmbH und NordWest Kavernengesellschaft mbH Wilhelmshaven), deren Abwässer im Zeitraum 2009 – 2012 eine mittlere Salinität zwischen 319 und 350 aufwiesen. Da EWE Kavernen Jemgum und WinGas GmbH & Co. KG für die Abwässer einen gemeinsamen Auslass am Rysumer Nacken nutzen, werden die Daten summiert und als ein Einleiter behandelt. Die sich hieraus ergebenden 48 Einleitungsorte entlang der niedersächsischen und Küste sind entsprechend der mittleren Salzkonzentration der Abwässer in 10 Salzgehaltsklassen in Abb. 15 dargestellt.

Das eingeleitete Jahresvolumen der Abwässer der 48 Salzeinleiter lag gemittelt über die Jahre 2009 – 2012 zwischen minimal 0,00012 Mio. m^3 (entspricht 120 m^3) und maximal 40,7 Mio. m^3 . Die räumliche Verteilung der Einleitungsorte der Salzeinleiter mit ihren Abwasservolumina ist in Abb. 16 dargestellt. Insgesamt 15 der 48 Salzeinleiter hatten ein mittleres Jahresabwasservolumen von >1 Mio. m^3/a , 4 Einleiter kamen mit jährlichen Abwassermengen von >10 Mio. m^3 vor. Hierzu gehörten die Einleiter 1) Einleitstelle in das Gewässer WHVEST_4050002001_Einleitung Jade mit 10,7 Mio. m^3/a , 2) WinGas Sole + EWE Sole Jemgum, die zusammen im Mittel 11,81 Mio. m^3 am Rysumer Nacken einleiten, 3) Xstrata Nordenham Kühl- und OFW_034610072040 mit 14,9 Mio. m^3/a und 4) IVG Soleeinleitung mit 40,7 Mio. m^3/a .

Die Daten der 48 Salzeinleiter (Leitfähigkeit, Salzgehalt, Abwasservolumen) sind tabellarisch in Tab. A1 im Anhang gelistet.

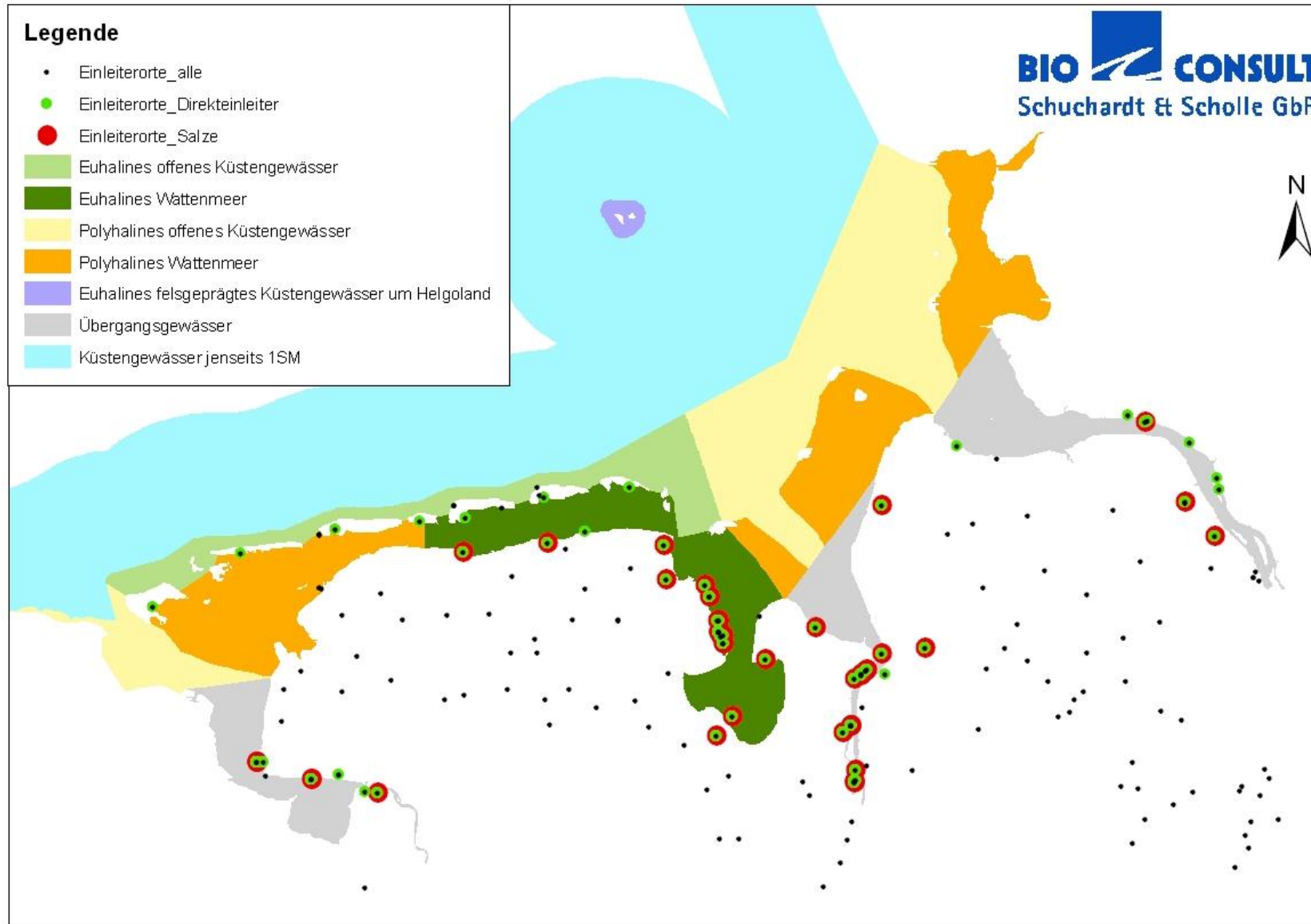


Abb. 14: Einleitungsorte kommunaler Einleiter und Industrieeinleiter in niedersächsische Oberflächengewässer im Zeitraum 2009 - 2012. Abgrenzung Einleiter s. Erläuterungen im Text, Datenquelle: NLWKN (Zusammenstellung aus der Landesdatenbank Niedersachsen).

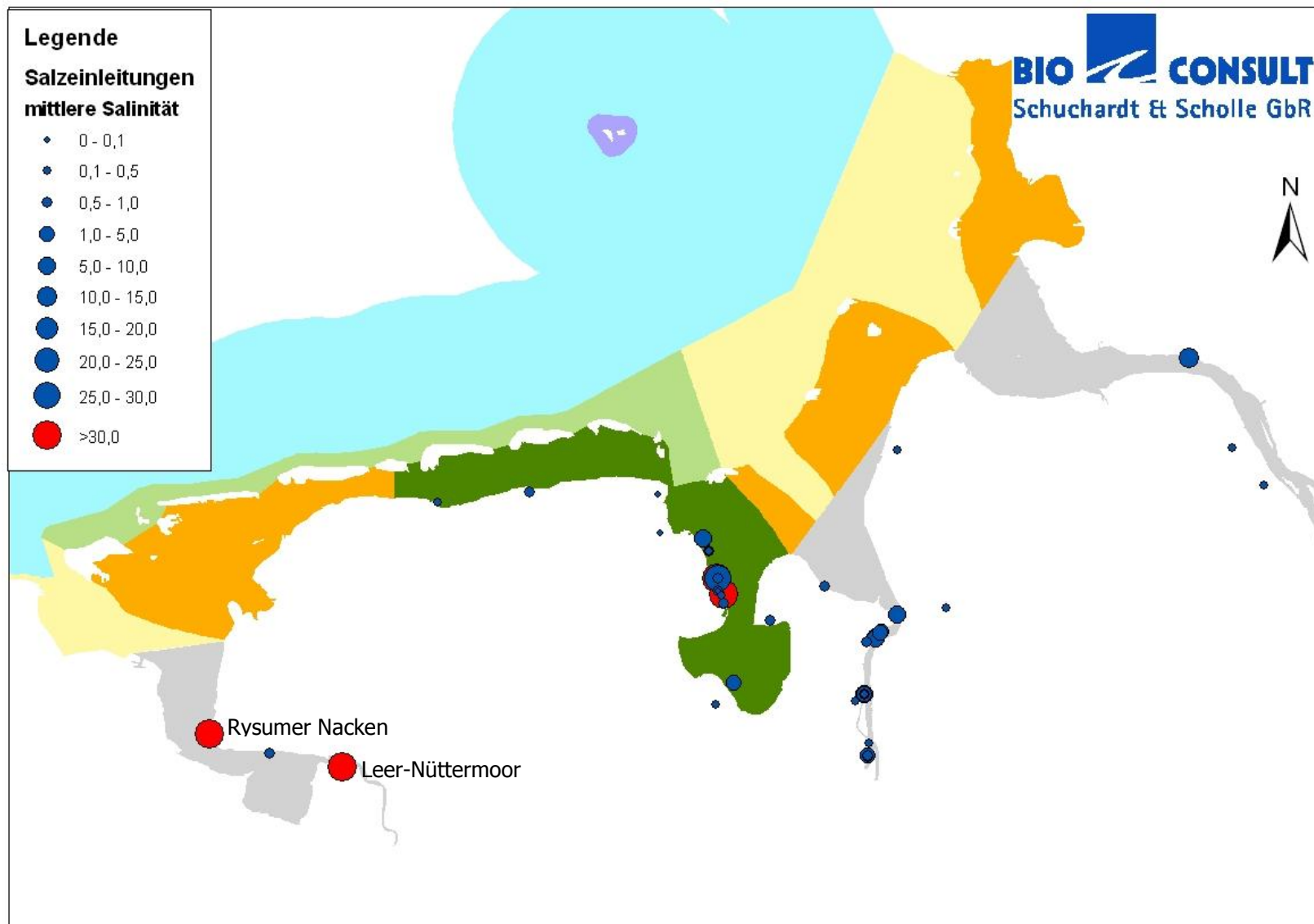


Abb. 15: Verteilung der Einleiter mit salzhaltigen Abwässern (Mittelwert Salzgehalt 2009 – 2012) entlang der niedersächsischen Küste.
Die Einleitungen von EWE AG am Standort Ditzum aus der Kavernenherstellung Leer-Nüstermoor erfolgten nur bis 2011; danach wurde die Einleitung nach Rysum verlegt
Datenquelle: NLWKN (Zusammenstellung aus der Landesdatenbank Niedersachsen).

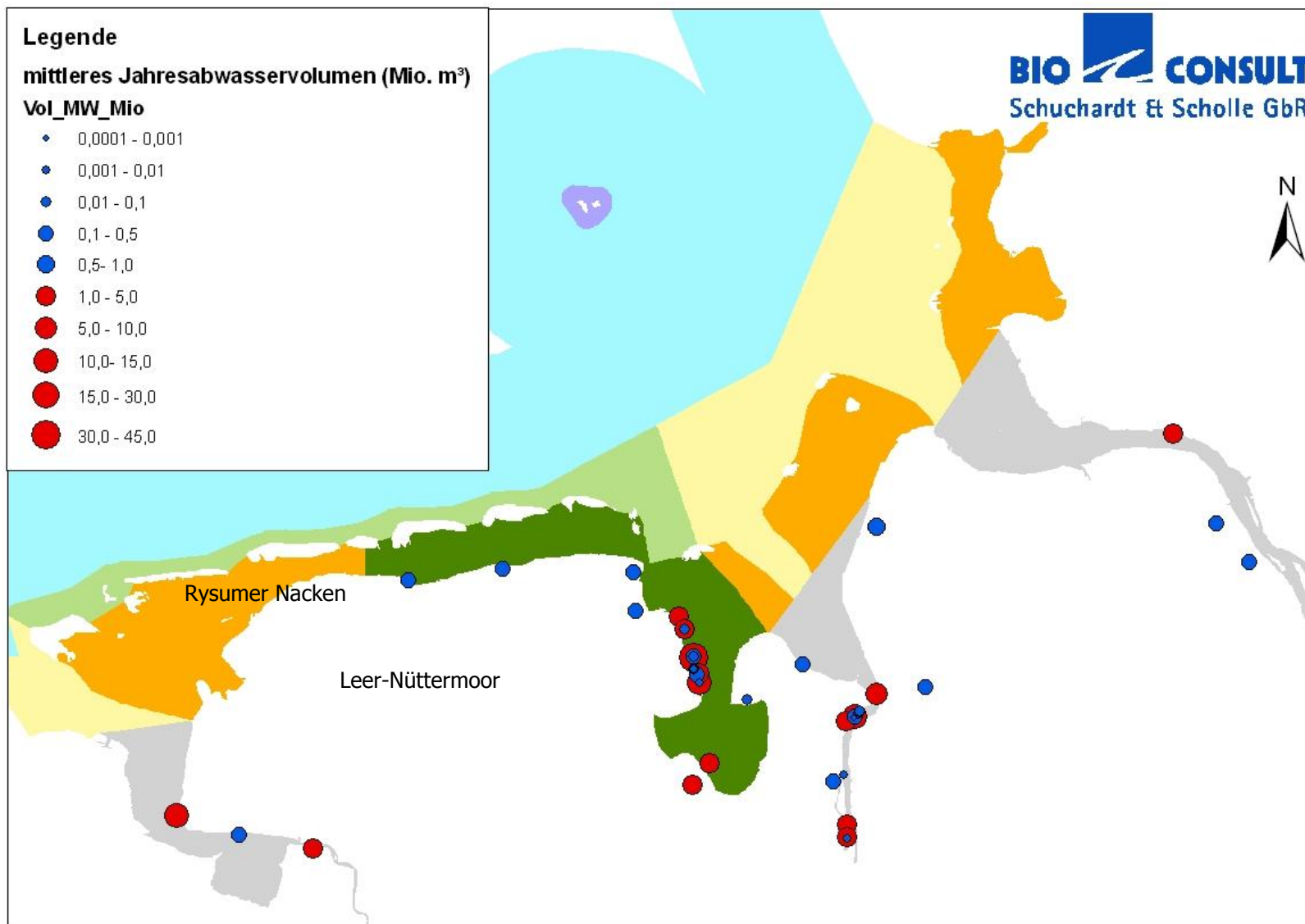


Abb. 16: Mittleres Jahresabwasservolumen (Mio. m³) der Einleiter mit salzhaltigen Abwässern im Zeitraum 2009 – 2012 entlang der niedersächsischen Küste. Die Einleitungen von EWE AG am Standort Ditzum aus der Kavernenherstellung Leer-Nüstermoor erfolgten nur bis 2011; danach wurde die Einleitung nach Rysum verlegt
 Datenquelle: NLWKN (Zusammenstellung aus der Landesdatenbank Niedersachsen).

In einem weiteren Schritt wurde anhand der verfügbaren Informationen zur natürlichen mittleren Salinität in den Ästuaren und Küsten (s. Kap. 2.4) und der räumlichen Lage der Salzeinleiter abgeschätzt, welche Einleiter Salze einleiten, deren Konzentration im Mittel 2009 – 2012 oberhalb der natürlichen mittleren Salinität lag. Wie nachfolgend beschrieben, reduzieren sich diese Einleiter auf wenige Einleiter.

In das Übergangsgewässer Emsästuar sind von 8 Direkteinleitern 5 als Salzeinleiter klassifiziert worden. Von den 5 Salzeinleitern lag die mittlere Salinität der Betriebe „EWE Jemgum Sole“, „WinGas GmbH Sole“ und „EWE Leer-Nüttermoor Sole“ oberhalb der natürlichen mittleren Salinität des Wasserkörpers (Tab. 9). Aufgrund der Nutzung eines gemeinsamen Auslasses im Rysumer Nacken werden im Folgenden die Abwässer von EWE Jemgum und WinGas GmbH & Co. KG summarisch betrachtet (s.o.). In das Übergangsgewässer der Ems leiteten EWE in Ditzum die Abwässer aus der Kavernenherstellung Leer-Nüttermoor ein. Der Einleitungsort von EWE Leer-Nüttermoor befand sich bis Ende 2011 in Ditzum rd. 38 km von der Grenze zum Küstengewässer Emsästuar entfernt. Hiernach wurde der Einleitungsort an den Rysumer Nacken in das Übergangsgewässer Emsästuar verlegt, der sich rd. 13 km vom Küstengewässer entfernt befindet. Somit ist das angrenzende Küstengewässer „Polyhalines offenes Küstengewässer Ems-Ästuar“ indirekt durch die Abwässer dieser drei Einleiter betroffen. Die Salinität der Soleeinleitungen in die Oberflächenwasserkörper „Ems“ und „Emsästuar“ des Übergangsgewässers betrug im Mittel zwischen 319 und 350 bei einem mittleren Abwasservolumen pro Jahr von 1,84 Mio. m³ aus dem Kavernenbetrieb Leer-Nüttermoor und 11,81 Mio. m³ aus dem Kavernenbetrieb Jemgum (Tab. 9).

Tab. 9: Kenndaten zu relevanten (Abwässer am Einleitungsort oberhalb der natürlichen Salinität) Salzeinleitern mit Angabe der Salinität (min/mittel/max) und des mittleren jährlichen Abwasservolumens (m³/a) in den betroffenen Gewässertypen und Wasserkörpern.

Mittelwerte 2009 – 2012, Datenquelle: NLWKN (Zusammenstellung aus der Landesdatenbank Niedersachsen)

Einleiter	Gewässertyp	Wasserkörper	Salinität ‰ (min./mittel/max)	mittleres Abwasservolumen (m ³ /a)	Summe mittleres Abwasservolumen (m ³ /a) Wasserkörper
IVG AG	Euhalines Wattenmeer	Wattenmeer Jadebusen und angrenzende Küstenabschnitte	330/337/341	40.693.671	42.627.986
NWKG	Euhalines Wattenmeer	Wattenmeer Jadebusen und angrenzende Küstenabschnitte	275/322/346	1.934.315	
EWE Leer-Nüttermoor	Übergangs- gewässer	Übergangsgewässer der Ems	341/350/358	1.838.238*	13.644.280
EWE Jemgum + WinGas	Übergangs- gewässer	Übergangsgewässer Emsästuar	281/319/356	11.806.042*	
KKU-Kondensatentsalzung	Übergangs- gewässer	Übergangsgewässer Weser	0,2/7,37/28,2	2587	2587

*Mittelwert 2010-2012

Für den Wasserkörper „Wattenmeer Jadebusen und angrenzende Küstenabschnitte“ wurden 19 Direkteinleiter identifiziert, die auch alle als Salzeinleiter klassifiziert wurden. Allerdings lag die Salinität der Abwässer nur bei den Soleeinleitern „IVG Caverns GmbH“ und „NordWest Kavernengesellschaft mbH Wilhelmshaven“ (NWKG) oberhalb der natürlichen Salinität. Bei diesen Abwässern aus der Kavernenherstellung handelte es sich ebenfalls um hoch konzentrierte Sole mit einer mittleren Salinität von umgerechnet 337 (IVG) bzw. 322 (NWKG) (Tab. 9). Das mittlere Jahresabwasservolumen summierte sich für den Wasserkörper „Wattenmeer Jadebusen und angrenzende Küstengewässer“ auf 42,63 Mio. m³ und war somit deutlich höher als die Abwasserströme in das

Emsästuar. Der überwiegende Teil des Volumens (40,7 Mio. m³) wurde hierbei durch die IVG eingeleitet.

In das Übergangsgewässer Weser wurden von 23 Direkteinleitern 20 als Salzeinleiter klassifiziert. Allerdings lag die mittlere Salinität der meisten Einleiter unterhalb der natürlichen mittleren Salinität bzw. entsprach in etwa dieser. So wurden die Abwässer von Kronos Titan bei Blexen (Weser-km 65) mit einer mittleren Salinität von 9,9 eingeleitet. Wie in Kap. 2.4 ausgeführt, lag der Salzgehalt bei Bremerhaven (Weser-km 66) im Mittel zwischen 7,4 und 11,5. Oberhalb des natürlichen Mittels lagen nur die Abwässer der KKU-Kondensatentsalzung (Weser-km 51) mit einer mittleren Salinität von 7,37 lagen oberhalb der natürlichen Salinität in diesem Bereich. Allerdings kam der höhere Mittelwert nur durch die einmalig hohe mittlere Salinität des Jahres 2012 von 28,2 zustande (s. Tab. 9). Die übrigen Jahre lag der Salzgehalt in den Abwässern unterhalb von 1. Das gemittelte jährliche Abwasservolumen dieses Einleiters betrug 2.587 m³. Insbesondere im Jahr 2012 war das Jahresvolumen so gering (108 m³), dass sich trotz der höheren Salinität auch kleinräumig kein nennenswerter Effekt auf die Abiotik und Biotik ableiten lässt. Insbesondere vor dem Fokus die Küstengewässer zu bewerten, wurde der Einleiter als nicht relevant eingestuft.

Von den insgesamt 9 Direkteinleitern und 3 Salzeinleitern in das Übergangsgewässer Elbe, bewegte sich nur der mittlere Salzgehalt der Abwässer von „Bayer MaterialScience AG“, der anhand des Chloridwertes in Salinität umgerechnet wurde, mit im Mittel 11,5 oberhalb der natürlichen Salinität bei Elbe-km 690 (s. Kap. 2.4).

Insgesamt lassen sich somit nennenswerte Salzeinleitungen auf Soleeinleiter beschränken. Das Gesamtvolumen der Soleeinleiter belief sich 2009 – 2012 auf 59.235.255 m³/a. Demgegenüber steht ein mittleres jährliches Volumen von rd. 88.323.118 m³/a aller übrigen Direkteinleiter, d.h. Einleiter, deren mittlere Salinität im Abwasser unterhalb der natürlichen Salinität in den Übergangs- und Küstengewässern lag.

Zusammensetzung

Die Zusammensetzung der Salze in den Abwässern der Soleeinleiter unterscheidet sich z.T. deutlich von der natürlichen Zusammensetzung des Meerwassers wie sie in Tab. 1 angegeben ist. Insbesondere die Konzentration von Chlorid und Natrium ist in den Abwässern deutlich höher als in natürlichem Meerwasser (Tab. 10). Die Abwässer der NWKG weisen 90-fach erhöhte Natriumwerte auf. Die Werte von Kalium, Magnesium, Sulfat und Calcium ähneln dagegen der Konzentration in natürlichem Meerwasser.

Tab. 10: Mittlere Konzentration (g/l) der Salze in den Abwässern der Soleeinleiter von 2009-2012 in Relation zu natürlichem Meerwasser.

Einleiter	Chlorid	Natrium	Kalium	Magnesium	Sulfat	Calcium
IVG AG	171,12	105,00	0,56	0,99	4,44	1,01
NWKG	166,96	966,67	0,96	1,56	4,92	0,98
EWE Leer-Nüttermoor	173,06	108,53	0,61	0,19	3,12	0,72
EWE Jemgum + WinGas	k.A.	97,28	k.A.	k.A.	k.A.	0,68
EWE Jemgum	156,90	101,07	0,82	0,26	3,05	0,76
WinGas	135,93	85,29	0,34	0,17	2,30	0,65
Meerwasser	19,27	10,71	0,39	1,29	2,70	0,42
Relation Abwässer zu natürlichem Meerwasser von 35 %						
IVG AG	8,9	9,8	1,5	0,8	1,6	2,4
NWKG	8,7	90,3	2,5	1,2	1,8	2,3
EWE Leer-Nüttermoor	9,0	10,1	1,6	0,2	1,2	1,7
EWE Jemgum + WinGas	k.A.	9,9	k.A.	k.A.	k.A.	0,3
EWE Jemgum	18,1	1,1	0,3	0,2	1,7	0,3
WinGas	15,1	8,4	0,2	1,1	2,0	0,4

6. Bewertungskonzept für das Merkmal „Salinität in niedersächsischen Küstengewässern“

6.1 Formaler Rahmen

Aus Produktionsprozessen stammende stark salzhaltige Abwässer (Sole) werden, wie oben dargestellt, seit Jahren in die niedersächsischen Ästuare und Küstengewässer eingeleitet. Durch z.B. den Bau weiterer Kavernen zur Erdgas- und Erdölspeicherung ist auch zukünftig mit weiteren Einleitungen zu rechnen und damit eine Erhöhung der Salinität in den Küstengewässern nicht auszuschließen. Bisher wurden Effekte von Salzeinleitungen auf das Gewässer im Rahmen von einzelbetrieblichen Genehmigungsverfahren betrachtet und waren eher sektoral (z.B. Badegewässer, Muschelgewässer, Nitrat) ausgerichtet. Seit Inkrafttreten der EG-Wasserrahmen-Richtlinie im Dezember 2000 und der EG-Meeressstrategie-Richtlinie im Juli 2008 hat der Meeresschutz eine Neuausrichtung erfahren, in der integrale Aspekte (kumulative Betrachtung) und ökosystemare Ansätze im Vordergrund stehen. Die Ziele der Richtlinien sind bei der Genehmigung von Vorhaben innerhalb der Ästuare und Küstengewässer sowie der ausschließlichen Wirtschaftszone (AWZ) zunehmend von Bedeutung.

Meeresstrategie-Richtlinie (MSRL)

Im Rahmen der Umsetzung der MSRL ist es Ziel bis 2020 den „guten Zustand der Meeresumwelt“ (Good Environmental Status = GES) in Europa zu erreichen. Dies soll durch Maßnahmenprogramme zur Reduzierung der Gesamtbelastung der Meere durch den Menschen gewährleistet werden.

Die Bewertung des Umweltzustandes nach MSRL findet anhand von 56 Indikatoren statt, die 29 Kriterien und wiederum 11 unterschiedlichen Deskriptoren zugeordnet sind. In der MSRL wird „Salinität“ als ein induktives Merkmal (Anhang 3, Tabelle 1) genannt, dessen Änderung Auswirkungen auf die bewertungsrelevanten Indikatoren haben kann. Der Aspekt Salinität ist dem Deskriptor 7 „hydrographische Bedingungen“ zugeordnet. Über Deskriptor 7 sollen die Veränderungen der hydrografischen Bedingungen durch menschliche Aktivitäten bewertet werden. In Annex 4 des working paper 1255 der EU werden insgesamt sieben menschliche Aktivitäten (activities) benannt aus denen nach MSRL und OSPAR (2012) vier Belastungen (pressures) - u.a. Änderung der Salinität – resultieren (s. Abb. 17). Je nach Intensität haben die Belastungen (pressures) das Potenzial - Komponenten des Ökosystems direkt oder indirekt zu beeinflussen bzw. zu beeinträchtigen (WG GES 2011).

Ausführungen zum GES von Deskriptor 7 sind in dem EU-KOM Beschluss (2010/477/EU) aufgeführt: Dauerhafte Veränderungen der hydrografischen Bedingungen durch menschliche Tätigkeiten können z.B. Änderungen in Gezeiten, Sediment- und Frischwassertransport, Strömung oder Wellengang sein, die sich auf die physikalischen und chemischen Merkmale in Tabelle 1 von Anhang III der Richtlinie 2008/56/EG auswirken. Besonders Veränderungen, die Meeresökosysteme in größerem Maßstab beeinflussen können, sollten erfasst und bewertet werden, da sie eine Frühwarnung für mögliche Auswirkungen auf das Ökosystem sein können.

Für Küstengewässer enthält die Richtlinie 2000/60/EG hydromorphologische Zielvorgaben, die durch konkrete Maßnahmen im Rahmen der Bewirtschaftungspläne für die Einzugsgebiete erreicht werden müssen. Die Auswirkungen der Tätigkeiten sind von Fall zu Fall zu bewerten.

Ein wichtiger Aspekt ist in diesem Zusammenhang, dass vorhandene naturschutzfachliche Instrumente wie Umweltverträglichkeitsprüfungen, strategische Umweltprüfungen und maritime Raumordnung ausdrücklich genutzt werden sollten, um Ausmaß und Kumulation der Auswirkungen anthropogener Eingriffe einzuschätzen. Dabei ist jedoch sicherzustellen, dass solche Instrumente geeignete Verfahren, einschließlich grenzüberschreitender Überlegungen, zur Einschätzung der potenziellen Auswirkungen auf die Meeresumwelt beinhalten.

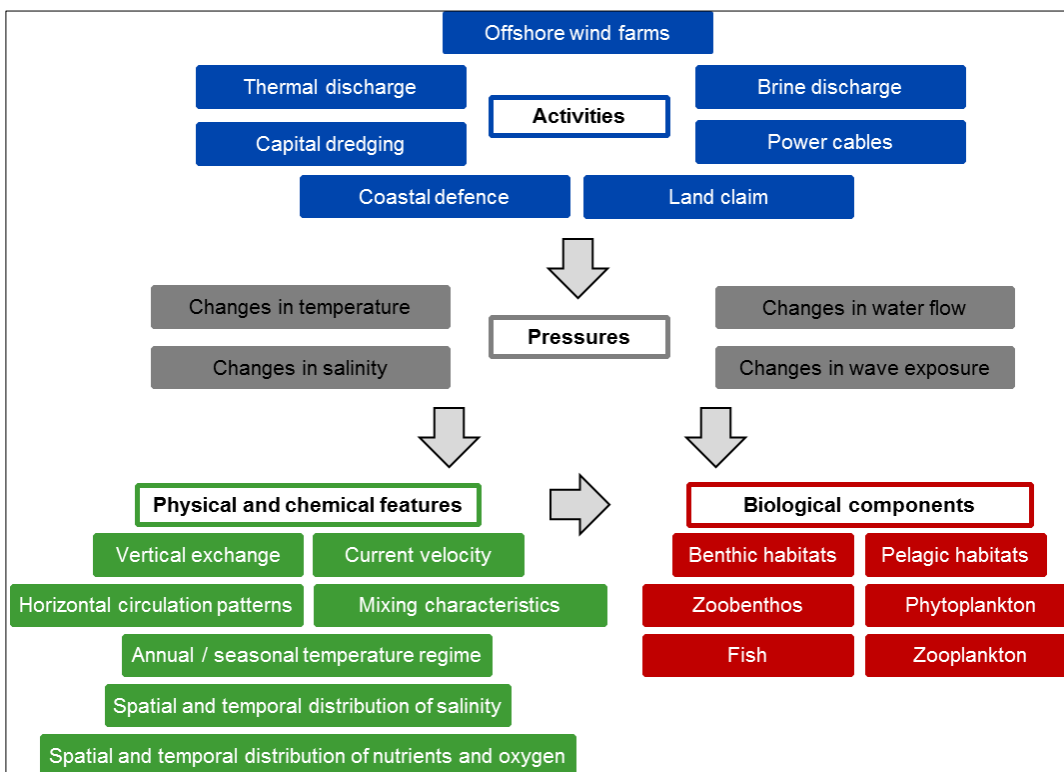


Abb. 17: Zusammenhang zwischen menschlichen Aktivitäten (activities) und hydrografischen Belastungen (pressures) und den betroffenen physikalisch-chemischen und biologischen Merkmalen.

Für den Deskriptor 7 wurde das GES wie folgt definiert:

- „Meere mit natürlicher hydromorphologischer Charakteristik“
 - „Die (Teil-) Einzugsgebiete der Wattbereiche sind im natürlichen Gleichgewicht.
 - Die vorhandenen Substratformen befinden sich in ihren typischen und vom dynamischen Gleichgewicht geprägten Anteilen.
 - Es besteht eine natürliche Variabilität des Salzgehaltes.

Relevante Beurteilungsparameter sind der Wasserstand und die Topographie, die Flächengröße der verschiedenen Sohlformen sowie der Salzgehalt und der Abfluss.

Deskriptor 7 besteht aus drei Indikatoren anhand derer die räumliche Charakterisierung dauerhafter Veränderungen bewertet werden. Indikator 7.1.1 „Ausdehnung der von dauerhaften Veränderungen betroffenen Fläche“ bietet Hinweise auf die Magnitude potenzieller Auswirkungen und ist deshalb Grundlage für die zwei folgenden Indikatoren (Tab. 11).

Tab. 11: Kriterien und Standards entsprechend dem KOM-Beschluss (2010/477/EU) für Deskriptor 7 als mögliche Grundlage zur Feststellung des guten Umweltzustands nach MSRL. Aus BMU (2012).

Kriterien und Indikatoren gemäß KOM-Beschluss 2010/477/EU		Mögliche Grundlage zur Beschreibung eines guten Zustands
7.1 Räumliche Charakterisierung dauerhafter Veränderungen		
7.1.1	Ausdehnung der von dauerhaften Veränderungen betroffenen Fläche	SUP und UVP, Modellierungen
7.2 Auswirkungen dauerhafter hydrografischer Veränderungen		
7.2.1	räumliche Ausdehnung der von der dauerhaften Veränderung betroffenen Lebensräume	Veränderte Fläche der LRT nach FFH SUP und UVP
7.2.2	Veränderungen der Habitate und insbesondere der Lebensraumfunktionen (z. B. Laich-, Brut- und Futterplätze oder Wander-/Zugwege von Fischen, Vögeln und Säugetieren) aufgrund veränderter hydrografischer Gegebenheiten	Veränderte Fläche der FFH LRT und –Rückgang von Arten nach NATURA 2000 SUP und UVP

Wasserrahmen-Richtlinie (WRRL)

Im Rahmen der Umsetzung der WRRL soll bis 2015 der „gute ökologische Zustand“ der Oberflächengewässer erreicht sein, welcher in erster Linie anhand von vier biologischen Qualitätskomponenten (Phytoplankton, Makrophyten und Phytobenthos, benthische wirbellose Fauna, Fischfauna) bewertet wird. Die WRRL nimmt aber zudem Bezug auf die Hydrografie und bewertet den Zustand im Rahmen der „hydromorphologischen Qualitätskomponenten“ (OGewV 2011, Anlage 3, Tabelle 2).

Ein guter ökologischer Zustand der Hydrografie ist gegeben, wenn sich die hydrografischen Bedingungen in einem Wertebereich befinden, unter denen die biologischen Qualitätskomponenten den guten ökologischen Zustand erreichen können. Ähnliches gilt für den Aspekt „allgemeine physikalisch-chemischen Bedingungen“ (OGewV 2011, Anlage 3, Tabelle 3). Im Rahmen dieser „unterstützenden“ Parameter ist auch die Salinität benannt. Ein Bewertungsverfahren für die unterstützenden Parameter (inkl. Salinität) existiert nicht.

Das hier zu entwickelnde MSRL-Bewertungskonzept für den Parameter „Salinität“ kann insofern auch einen Beitrag zur Umsetzung der WRRL liefern als die „Ursachenforschung“ im Hinblick auf mögliche Defizite, die über die biologischen Qualitätskomponenten reflektiert werden, unterstützt werden kann.

6.2 Randbedingungen und Ansatz

6.2.1 Randbedingungen

Auf der Grundlage der Ergebnisse der vorangegangenen Kapitel und weiterer Überlegungen soll das Bewertungskonzept auf den folgenden Randbedingungen und Überlegungen basieren:

- Die Studie umfasst die niedersächsischen Küstengewässer; die Binnendifferenzierung, die u.a. für die Ableitung von Referenzzuständen und die Formulierung von GES und Umweltzielen sinnvoll ist, erfolgt entsprechend den Gewässertypen der WRRL (s. Abb. 18). Erweitert wird der Betrachtungsraum um die Übergangsgewässer der WRRL, da sie zum einen Standort relevanter Salzeinleiter (Soleeinleiter) sind und zum anderen enge funktionale Verknüpfungen mit den Küstengewässern aufweisen.
- Das Bewertungskonzept wird für die Einleitung von Salzabwässern entwickelt. Als solche werden Abwässer verstanden, die zu relevanten Erhöhungen der Salinität in den betroffenen Vorflutern führen können.
- Eine relevante Erhöhung der Salinität kann grundsätzlich sowohl durch punktuelle Direkteinleiter als auch u.U. durch diffuse Einleiter wie z.B. Düngemittel aus der Landwirtschaft oder Salzstreuungen über die Siele und Ästuarie erfolgen. Ein Eintrag über diffuse Einleitungen ist aber – sofern überhaupt relevant – nicht zu quantifizieren. Aus diesem Grund fokussiert das Bewertungskonzept ausschließlich auf Direkteinleiter.
- Die Einleitung von Salzabwässern führt im direkten Einleitungs- und im Vermischungsbe- reich zu erhöhten Salinitäten, die deutlich oberhalb der natürlichen Werte liegen können. Ökologische Auswirkungen sind v.a. in diesen Vermischungsbereichen denkbar bzw. (klein- räumig) auch belegt, dies wird bei der Konzeption der Bewertung berücksichtigt. Dabei gehen wir davon aus, dass durch eine vorsorgliche Betrachtung und Bewertung kleinräumiger Beeinträchtigungen die Küstengewässer auch vor großräumigen Belastungen geschützt werden können.
- Konform mit dem Indikator 7.1.1 soll das Bewertungskonzept auf die Beschreibung und Bewertung der von dauerhaften Veränderungen betroffenen Bereiche fokussieren.
- Über die Ästuarie (besonders über das Weserästuar) kam es in der Vergangenheit und kommt es aktuell immer noch zu erhöhten Salzeinträgen aufgrund erhöhter Konzentrationen im Oberwasser. Diese erhöhten Oberwasserkonzentrationen führen in der Brackwasserzone jedoch nicht zu deutlichen Verformungen des ästuarinen Salinitätsgradienten und werden deshalb im Weiteren nicht berücksichtigt.

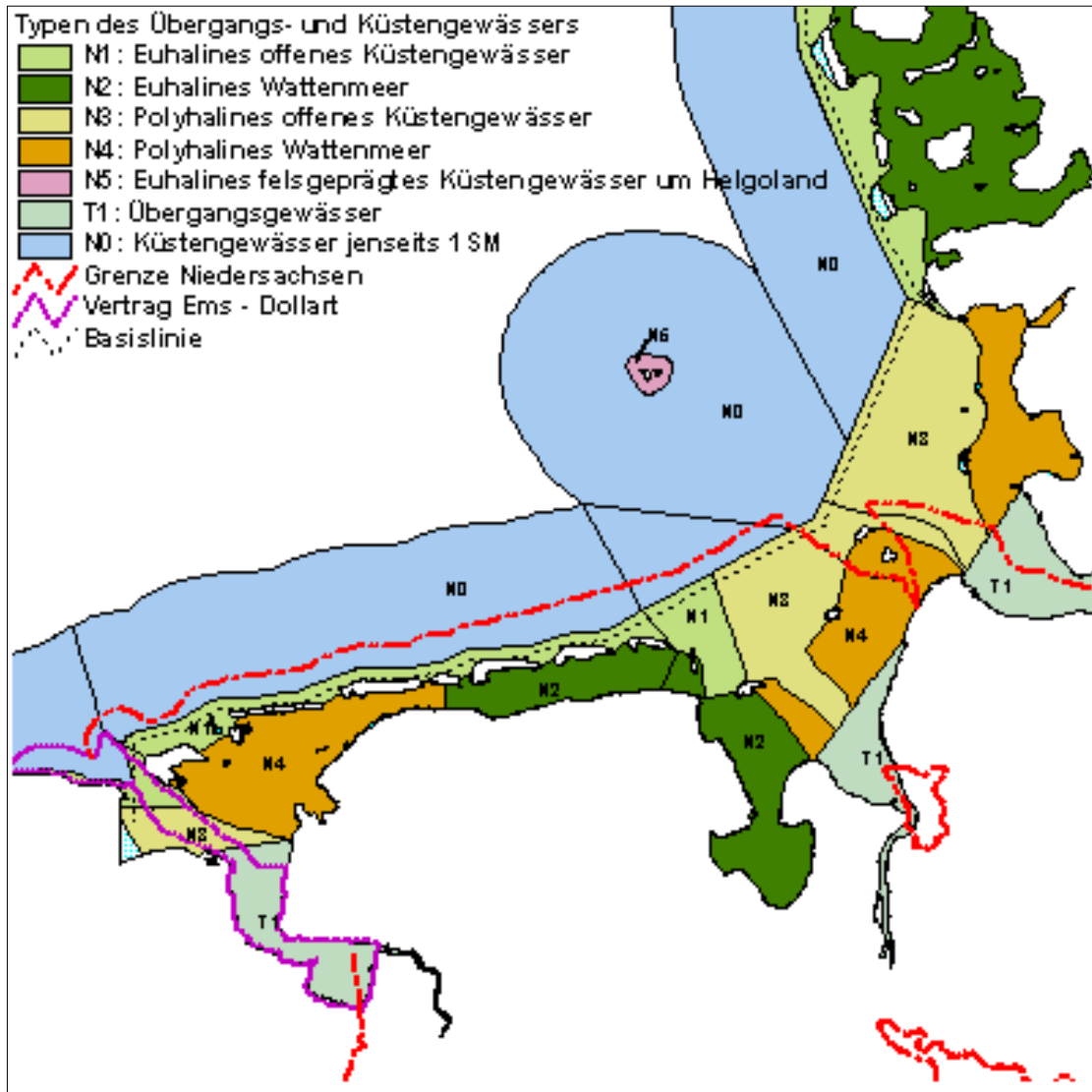


Abb. 18: Überblick über die Wasserkörper der niedersächsischen Küsten- und Übergangsgewässer sowie deren Einteilung in unterschiedliche Gewässertypen nach WRRL.

6.2.2 Ansatz

Das Bewertungskonzept im Rahmen von Deskriptor 7 der MSRL für Salinität in Küstengewässern basiert auf der vorstehend genannten Randbedingungen und Überlegungen.

Eine Erfassung und Bewertung der Salinität in Küstengewässern erfordert mehrere Schritte, die schematisch in Abb. 19 dargestellt sind. Um den Ist-Zustand der Salzeinleitungen bewerten zu können und die Belastung (pressure) durch einzelne (Neu-) Einleiter bewerten zu können und/oder die Belastung aller Einleiter kumulativ zu betrachten, werden die Salzfrachten aller relevanten Einleiter standardisiert (Schritt 1 und 2). Diese Daten bilden die Eingangsgrößen für ein noch zu erstellendes/anzupassendes 3-dimensionales hydrodynamisches Modell, welches die Basis für die Berechnung der räumlichen Belastung bildet. Innerhalb von Schritt 4 findet die fachliche Festlegung von typspezifischen GES nach MSRL bzw. der Zustandsklassen nach WRRL als prozentuale

Abweichung (Erhöhung) der modellierten Referenzbedingungen statt. Die Anwendung des Modells (Schritt 5) erfolgt unter Einbeziehung der in Schritt 3 definierenden Referenzwerte und der in Schritt 4 definierten Klassengrenzen und resultiert in einer räumlichen Darstellung der Belastungsintensität (Erhöhung der Salinität gegenüber der Referenz). Unter Einbeziehung weiterer Bewertungskriterien findet in Schritt 6 die Gesamtbewertung für Salinität (Gesamtsalz) statt.

In den folgenden Abschnitten werden die einzelnen Schritte des oben vorgestellten Bewertungsansatzes differenzierter betrachtet.

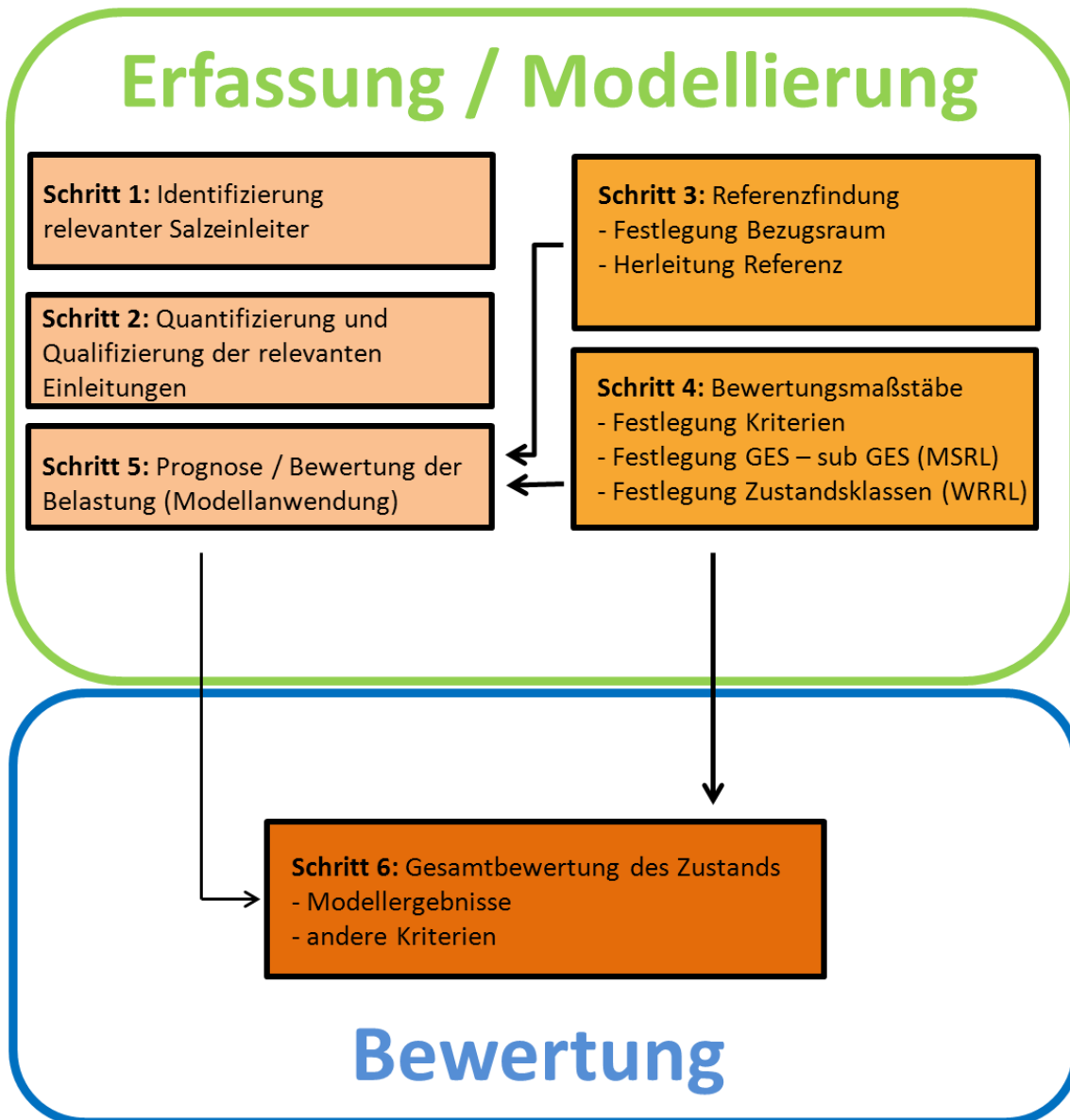


Abb. 19: Vorgehensweise für die Erfassung und Bewertung des Merkmals „Salinität“ im Rahmen von Deskriptor 7.

Schritt 1: Identifizierung der relevanten Einleiter

Zunächst sind in einer Vorauswahl alle menschlichen Aktivitäten zu erfassen, die potenziell zu einer Erhöhung des Salzgehaltes und einer Veränderung der Ionenzusammensetzung durch Salzeinleitungen im Vorfluter bzw. direkt im Küstengewässer führen können. Dieser erste Schritt ist z.T. bereits in Kap. 5 beschrieben und durchgeführt worden. Die generelle Vorgehensweise zur Festlegung relevanter Einleiter sei an dieser Stelle noch einmal dargestellt und weiter erläutert:

- nur punktuelle Direkteinleiter
- nur Abwässer von Einleitern, deren Salinität oberhalb der gewässertypischen bzw. örtlich modellierten Referenz liegt (vgl. Schritt 3 und 5)
- Direkteinleiter, die mittelbar oder unmittelbar in Küstengewässer oder Ästuare einleiten

Direkteinleiter sind Einleiter aus Gewerbe, Industrie oder Siedlung, die ihre Abwässer über eigene Kanalisationen direkt in ein Gewässer einleiten. Punktuelle Belastungen sind Belastungen, deren Quelle sich örtlich eindeutig bestimmen lässt. Ein anthropogener Salzeintrag aus diffusen Quellen wie z.B. Düngesalze oder Streusalze kann prinzipiell saisonal und lokal zu erhöhten Salinitäten im Gewässer führen. Letzt genannter Pfad ist für Seen und Fließgewässer allerdings nur aus kalten Regionen mit hoher Streusalznutzung (Kanada) bekannt. Da die Relevanz diffuser Salzeinträge für die niedersächsischen Küstengewässer wahrscheinlich gering ist und zudem nicht quantifiziert, werden diffuse Salzeinleitungen nicht bewertet.

Der Fokus liegt auf Direkteinleitern, die unmittelbar in das Küstengewässer oder ein Übergangsgewässer einleiten. Insbesondere über die Ästuare kann durch die dort situierten Einleitungen hochkonzentrierter Sole aus der Kavernenproduktion ein Salzeintrag in die Küstengewässer erfolgen. Stromauf der Übergangsgewässer gelegene Einleiter sind wahrscheinlich aufgrund der Entfernung zu den Küstengewässern und der auf dem Weg erfolgenden Vermischung nicht relevant. Im Einzelfall (bei hohen Frachten und hochkonzentrierter Salze) können auf Basis der Frachten, der Entfernung zu den Küstengewässern und der Austauschprozesse während des Transportes die Bedeutung der Einleitungen für die Küstengewässer eingeschätzt werden und ggf. mit einer hieraus abgeleiteten Fracht am Übergangspunkt zum Küstengewässer als Randbedingung in das hydrodynamische Modell gespeist werden.

Als relevant werden solche Einleiter betrachtet, deren Salinität in den Abwässern oberhalb der natürlicherweise (Referenz) im Gewässer vorkommenden Salinität liegt. Hierbei wird in den Übergangsgewässern vereinfachend die Grenzziehung nach WRRL zwischen limnisch/oligohalin/polyhalin entsprechend dem Venice-System zugrunde gelegt. Für die Küstengewässer gelten die unter Schritt 3 definierten Referenzbedingungen.

Schritt 2: Quantifizierung und Qualifizierung der relevanten Einleitungen

Die in Schritt 1 identifizierten relevanten Einleitungen werden in Schritt 2 hinsichtlich Konzentrationen und Frachten des Gesamtsalzgehaltes (Leitfähigkeit umgerechnet in Salinität) und der wesentlichen Salz Ionen und quantifiziert. Diese Berechnungen stellen standardisierte Eingangsdaten (mittlere Salinität und Volumen/Zeit) für ein hydrodynamisches Modell dar, welches für die Ermittlung der räumlichen Belastungen priorisiert wird. Die Erstellung eines solchen Modells ist aber nicht Bestandteil der vorliegenden Arbeit. Sollte kein hydrodynamisches Modell zur Verfügung

stehen, dienen die Eingangsdaten als Basis für vereinfachte Berechnungen zur Belastungsermittlung durch Salzeinleitungen.

Schritt 3: Festlegung der Referenzbedingungen

Bezugsraum

Der Bezugsraum für das Bewertungskonzept sind die Küstengewässer mit ihren Grenzen nach WRRL (s. Abb. 18). Die WRRL versteht unter Küstengewässern grundsätzlich die Wasserflächen, die sich zwischen der Küstenlinie und einer Linie erstrecken, die eine Seemeile vor der so bezeichneten Basislinie verläuft (Einmeilenzone). Für diese Küstengewässer gilt das Bewirtschaftungsziel des guten ökologischen und des guten chemischen Zustandes. Die seewärts der Basislinie plus einer Seemeile gelegenen Küstengewässer wurden nicht typisiert und einheitlich als N0 bezeichnet.

Referenz

Der ungestörte Gewässerzustand (potenziell natürlicher Zustand) bildet den Bezugspunkt ("Referenz") für die Gewässerbewertung. Nach WRRL werden die Klassengrenzen des guten ökologischen Zustandes als relative Abweichung von dieser Referenz angegeben. Für die Küstengewässer liegen nur vereinzelt langfristige Salzgehaltsmessungen vor (z.B. Norderney), die eine Ableitung historischer Salzgehalte erlauben würde. Großflächig liegen jedoch keine Messungen vor, so dass der unbelastete Zustand unbekannt ist.

Umfangreiche Recherchen für die Salzgehalte entlang der deutschen Nordseeküste wurden im Rahmen der Umsetzung der WRRL für die Typisierung (s.o.) von Grotjahn & Kolbe (AQUA-MARIN & IFAÖ 2003) vorgenommen. Als Datengrundlage für die überblicksweise Beurteilung der Salinität im Untersuchungsgebiet wurde vornehmlich eine Darstellung des Salzgehaltes in den deutschen Küstengewässern herangezogen (s. Abb. 20). Diese wiederum beruhte auf großflächigen synoptischen Aufnahmen während der Forschungsprojekte SYNDWATT (1989-1991) und TRANSWATT (1993-1996).

Hieraus wurden die drei Halinitätszonen euhalin, polyhalin und Übergangsgewässer (oligohalin und mesohalin) abgeleitet. Unter weiterer Berücksichtigung der Faktoren Exposition und Substrat sind die deutschen Küstengewässer in fünf nationale Gewässertypen (N1, N2, N3, N4, N5) unterteilt worden (Abb. 18), von denen N1 bis N4 im niedersächsischen Küstengewässer vorkommen. Diesen Gewässertypen wurden in Niedersachsen 11 Wasserkörper zugeordnet. Die Einteilung des Gebietes in Halinitätszonen orientierte sich an dem Venice-System von CARRIKER (1967). Im Rahmen der Umsetzung der WRRL wurde in der OGewV für jeden Gewässertyp eine natürliche Spannbreite für die Salinität angegeben (Tab. 12). Diese Werte könnten aus Ermangelung definierter pristiner Zustände innerhalb des Bewertungskonzeptes als Anhaltswerte für eine Referenz dienen.

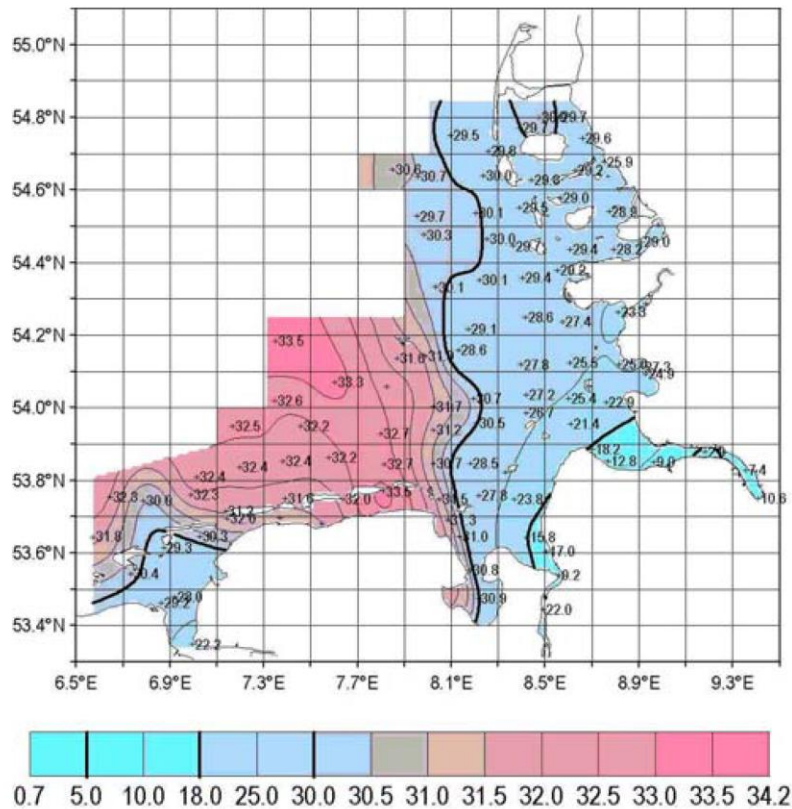


Abb. 20: Verteilung der Salzgehalte in den niedersächsischen Küstengewässern auf Basis der Projektergebnisse TRANSWATT und SYNDWATT (1989 – 1991). Graphik aus AQUA-MARIN & IFAÖ (2003).

Bei den Salinitätswerten in der OGewV ist zu bedenken, dass die Angaben aufgrund der rezenten Datenbasis keinen unbelasteten Zustand darstellen, sondern bereits eine Reihe von Salzeinleitern integrieren, die vor Beginn der Projekte TRANSWATT und SYNDWATT 1989 einleiten durften. Hierzu gehört z.B. der Soleeinleiter IVG Caverns GmbH in der Innenjade. Ein anderes Problem hinsichtlich der räumlichen Bewertung der Intensität der Salzgehaltsänderungen ergibt sich für die küstennahen Gewässertypen aus der großen natürlichen Spanne des Salzgehaltes. Durch den Süßwassereinfluss der Ästuare variiert der Salzgehalt räumlich deutlich und bewegt sich z.B. nach Angaben in der OGewV im Gewässertyp N4 im Mittel zwischen $S = 16,4$ und $27,1$. Die räumlichen Gradienten sind ebenfalls Abb. 20 zu entnehmen.

Die räumlichen Gradienten, welche die Wasserkörper in räumlicher Nähe zum Ästuar aufweisen, erschweren eine Bewertung von punktuellen Belastungen durch Salzeinleitungen. Die Bewertung einer Salzeinleitung z.B. anhand des Mittelwertes aus der o.g. Spannweite ($S = 21,75$) würde wenig Sinn ergeben, wenn die Einleitung in Bereiche mit einer natürlicherweise sehr geringen oder sehr hohen Salinität erfolgt. Eine realistische Beurteilung von Salzeinleitungen verlangt daher möglichst kleinräumige Kenntnisse der natürlichen Salinität und eine Betrachtung von Salzeinleitungen unter standardisierten Randbedingungen.

Tab. 12: Gewässertypspezifische Salinitätsbereiche nach WRRL aus der OGewV.

Typ-Nr.	Typ-Bezeichnung	Salinität	Mittelwert
N1	euhalines offenes Küstengewässer	29,6 - 31,5	30,55
N2	euhalines Wattenmeer	29,0 - 29,7	29,35
N3	polyhalines offenes Küstengewässer	23,4 - 30,5	26,95
N4	polyhalines Wattenmeer	16,4 - 27,1	21,75
N5	euhalines felsgeprägtes Küstengewässer um Helgoland	32,0	32
T1, T2	Übergangsgewässer Elbe-Weser-Ems und Eider	3,6 - 23,4	13,5

Eine Möglichkeit, die Referenzwerte unter standardisierten Bedingungen kleinräumig zu bestimmen, wäre die Nutzung des hydrodynamischen Modells. Als Randbedingung wird neben dem Salzgehalt der Ist-Zustand, der die derzeitigen Salzeinleitungen (mittlere Salinität und Volumen/Zeit) integriert. Die hierdurch hervorgerufenen Veränderungen werden in einem zweiten Schritt von der mit historischen Randbedingungen (Oberwasserwerte) modellierten Salinität „abgezogen“, in dem die aktuellen Einleiter aus dem Modell herausgenommen werden. Es wird also eine Situation ohne die Auswirkungen der Salzeinleitungen modelliert. Das Ergebnis hieraus spiegelt die (modellierten) Referenzbedingungen der Salinität wider. Dieses Vorgehen würde zum einen die Möglichkeit bieten, bereits erfolgte Belastungen hinsichtlich des GES einzuordnen und zum anderen die Möglichkeit einschließen, die Auswirkungen von Neueinleitern einzeln oder kumulativ zu bewerten. Die modellhafte Herleitung der (lokalen) Salinitätsverhältnisse sollte u.E. angestrebt werden.

Sofern ein solches Modell dem AG nicht zu Verfügung steht, wäre es eine Möglichkeit anhand der zur Verfügung stehenden Monitoringdaten (und eines Expert judgement) regionale/lokale Referenzbedingungen für Gewässertypen mit einer hohen natürlichen Salinitätsamplitude abzuleiten. Diese Werte könnten als Eingangsgröße für die einleitungsbezogene Modellierung genutzt werden bzw. dienen als Basis für nicht-modellgestützte Berechnungen.

Schritt 4: Festlegung der Bewertungsmaßstäbe (Kriterien und Zustandsklassen)

Die MSRL differenziert innerhalb der indikatorspezifischen Bewertung lediglich zwei Zustandsklassen: GES ist erreicht oder GES ist nicht erreicht. Sie legt aber nicht fest, wie in Bezug auf einzelne Deskriptoren, Kriterien und Indikatoren zu verfahren ist. Im Gegensatz zu anderen Deskriptoren wie z.B. Eutrophierung kann für die Salinität nicht auf etablierte Bewertungsverfahren zurückgegriffen werden. Auch bei der Umsetzung der WRRL, welche eine fünfstufige Bewertung des Umweltzustandes vorsieht, stehen die Bewertungsverfahren für den Salzgehalt als Teil der allgemeinen physikalisch-chemischen Qualitätskomponenten noch aus.

Festlegung GES

Bei der Festlegung des GES sollen vergangene menschliche Aktivitäten und ihre Auswirkungen auf das Ökosystem zusammen mit der Resilienz und Elastizität des Systems berücksichtigt werden. Aus diesem Grund reflektiert der GES keinen pristinen (vom Menschen unbelasteten) Zustand, sondern weicht hiervon ab. Die Schwelle für den guten Umweltzustand sollte hierbei der Klassengrenze gut/mäßig nach WRRL und der Schwelle für den ungünstigen Erhaltungszustand nach FFH-RL entsprechen (BMU 2012).

Für die Festlegung des GES werden für den Indikator 7.1.1 folgende Kriterien betrachtet:

1. Prozentuale Erhöhung des modellierten Gesamtsalzgehaltes außerhalb des 500 m-Umkreis um die Einleitstellen
2. Tolerierbare Anzahl von Überschreitung des GES (in situ-Messungen des Salzgehaltes) an Monitoring-Stationen
3. Langfristige Trendermittlung der Salinität (in situ-Messungen) an Monitoring-Stationen

Zu 1: der modellierte (oder alternativ fachlich definierte) Referenzzustand (Schritt 3) bildet die Basis für die Bewertung von Salzgehaltserhöhungen aufgrund von anthropogenen Salzeinleitungen. Bewertet wird die modellierte prozentuale Zunahme des Gesamtsalzgehaltes (sohlnah) nach einer definierten Zeit (z.B. Erreichung eines Modell Equilibriums) gegenüber der Referenz. Hierbei wurde ein Radius von 500 m um eine Einleitstelle herum festgelegt innerhalb dessen die Grenze von GES zu sub-GES überschritten werden darf (Vermischungsbereich), ohne dass Maßnahmen zur Verbesserung des Zustandes erfolgen müssen. Dieser Umkreis wurde gewählt, da Erfahrungen aus der Modellierung zeigen, dass der Nahbereich einer Einleitstelle nicht exakt modelliert werden kann, sondern verlässliche Werte erst ab einer Distanz von ca. 200 – 500 m abgebildet werden (mdl. Mitt. Herr Schubert, BAW). Aus diesem Grund wird eine Überschreitung der Salinität zum sub-GES in diesem Bereich toleriert und nicht bewertet.

Lassen sich auf Basis der genannten Zusammenhänge biologisch begründete Schwellenwerte für eine Bewertung der Salinität in den niedersächsischen Küstengewässern ableiten?

Wie in Kap. 3 begründet, ist eine Bewertung der Indikators 7.1.1 (dauerhafte Veränderung der Salinität) anhand von biologischen Wirkschwellen derzeit nicht sinnvoll möglich. Entsprechend war es nicht durchführbar, spezifische Referenzwerte für einzelne Habitats (Indikator 7.2.1) bzw. Funktionsverluste (Indikator 7.2.2) abzuleiten. Auf Basis der derzeit bekannten pressure-impact Reaktionen lassen sich für ästuarine Küstengewässer keine Indikatorarten benennen, die auf Grund ihrer Sensitivität auch auf graduelle Veränderungen des Salzgehaltes „erkennbar“ reagieren und einen Einfluss des Faktors Salzveränderung über das Routinemonitoring detektieren lassen. Schwierig ist dies auch deshalb, da Änderungen des Salzgehaltes in der Natur häufig mit anderen Umweltfaktoren v.a. Temperatur zusammen wirken.

Vor diesem Hintergrund schlagen wir vor, die Bewertung bzw. den GES stattdessen über eine relative Abweichung vom Referenzwert zu definieren. Die tolerable Abweichung von den Referenzbedingungen wird dabei so niedrig angesetzt, dass eine Einhaltung der Schwellenwerte zum guten

Zustand (GES) ökologische Beeinträchtigungen sowohl auf Ebene von Gemeinschaften, Habitaten oder Lebensstadien sicher ausgeschlossen werden können¹.

Für die Grenzziehung GES zu sub-GES erschienen bestehende Grenzwerte, wie sie z.B. in der EU-Muschelgewässer-Richtlinie genannt wurden (s. Kap. 4) für eine tolerable Erhöhung der Salinität gegenüber dem Hintergrundwert mit 10 % zu hoch, um Beeinträchtigungen auf den genannten unterschiedlichen biologischen Ebenen auszuschließen. Aus Vorsorgegründen wird daher ein Schwellenwert von 3,5 % der mittleren Salinität gegenüber der modellierten Referenz angesetzt (Tab. 13). Der „3,5 %-Wert“ als tolerable Abweichung von der Referenz gewährleistet, dass gewässertypspezifisch die absolute Salinitätszunahme noch unterhalb den von HANSLIK et al. (1998) benannten Werten von +1,8 bis +3,3 liegen, die zur vermuteten Förderung toxischer Algen beitragen könnten (vgl. Kap. 3.1.2).

Es sei hier noch einmal angemerkt, dass die Grenze „GES/sub-GES“ (gewässertypspezifisch, u.U. regional) also ein „gesetzter Schwellenwert“ ist, der - so weit möglich - fachliche Informationen (aus Kap. 3) integriert.

Tab. 13: Schwellenwerte zwischen GES und sub-GES für die Bewertung des Merkmals Salinität anhand unterschiedlicher Bewertungskriterien.

Kriterium	GES	sub-GES
prozentuale Erhöhung Gesamtsalzgehalt modelliert	< 3,5 %	> 3,5 %
tolerierbare prozentuale Überschreitung an Messwerten des GES	< 10 %	> 10 %
langfristiger Trend der Salinität (Jahresmittel)	kein signifikanter Anstieg	signifikanter Anstieg

Beispielhaft wurde in Tab. 14 eine Erhöhung der mittleren Salinität um 3,5 % auf die gewässertypspezifische „Referenzspannbreite“ nach OGewV angewendet. Hiernach wäre für den Gewässertyp N1 eine Erhöhung von $S = 29,6$ auf $30,6$ (unterer Salinitätsbereich) und von $31,5$ auf $32,6$ (oberer Salinitätsbereich) möglich, bevor die Grenze zum GES überschritten wäre.

¹ Anmerkung zu Neueinleitungen: Bei der Planung/Genehmigung von Neueinleitungen sollte durch Voruntersuchungen sichergestellt werden, dass sich im Umkreis von 500 m um den geplanten Einleiterort keine schützenswerten/wertgebenden Habitate/Biotope befinden, um vorsorglich eine Beeinträchtigung dieser Bereiche auszuschließen. Hierzu gehören z.B. Seemoos- und Seegraswiesen, Muschelbänke, *Sabellaria*-Riffe, etc., welche nach Definition MSRL als „spezielle Habitattypen“ zu berücksichtigen wären.

Tab. 14: Gewässertypspezifische Salinitätsspannen (Jahresmittelwerte) für die Referenzwerte aus der OGewV und Festlegung der Schwellenwerte (3,5 %ige Erhöhung der Referenz) für den GES.

Gewässertyp	Referenzwert OGewV		GES	
	unterer Wert	oberer Wert	unterer Wert	oberer Wert
N1	29,6	31,5	30,6	32,6
N2	29,0	29,7	30,0	30,7
N3	23,4	30,5	24,2	31,6
N4	16,4	27,1	17,0	28,0

In einem nächsten Schritt muss die Fläche des Bezugsraumes (hier Küstengewässertypen) definiert werden, die eine Beeinträchtigung durch erhöhte Salzgehalte aufweisen darf. Als erster Vorschlag wird eine dauerhafte Beeinträchtigung (dauerhafte Erhöhung > 3,5 %) der Salzgehaltsverhältnisse von 5 % der gewässertypspezifischen Fläche vorgeschlagen (exkl. eines 500 m-Toleranzbereiches, Durchmischungszone).

Zu 2: Neben der Nutzung des Modells mit standardisierten Randbedingungen, erscheint es sinnvoll, die Salinität auch in situ zu beobachten und die Messungen zu bewerten. Entlang der niedersächsischen Küste befinden sich mehrere Monitoring-Stationen an denen der Salzgehalt in unterschiedlicher Frequenz gemessen wird. Es sollten nur Messungen von Monitoring-Stationen verwendet werden, die ausreichend häufig beprobt werden, um statistisch vertretbare Aussagen treffen zu können. Neben den max. wöchentlich bzw. 14-tägig beprobten BLMP-Monitoringstationen wäre hierfür zu überlegen, ob Messungen anderer Institute (z.B. Senckenberg für die Jade, evtl. synoptische Daten von stationären Messbojen) genutzt werden können. Für die Messwerte der gewählten Stationen wird festgelegt, dass sich 90 % der jährlich erhobenen Messwerte in einem Bereich zu befinden haben, die unterhalb der Grenze zum GES (3,5 % Erhöhung gegenüber der Referenz) liegen. Als Referenz für die jeweilige Monitoringstation können zum einen die kleinräumig abzufragenden Werte aus der Modellierung herangezogen werden oder zum anderen - bei Vorliegen entsprechender Daten aus Langzeitreihen - aus in situ-Messungen dienen. **Hinweis:** Die Berücksichtigung des „90 %-Kriteriums“ ist allerdings nur dann möglich, wenn je Bereich eine ausreichende Anzahl belastbarer Messwerte zur Verfügung steht. In der OGewV wird für die Überwachung von Schadstoffen eine Stichprobenzahl zwischen 4 und 13 pro Jahr angegeben.

Zu 3: dieses Kriterium ergänzt Punkt 2 und dient zur Abschätzung einer langfristigen Trendentwicklung der Salinität anhand von in situ-Messungen an ausgewählten Monitoringstationen, die regelmäßig (s.o.) beprobt werden. Als Bewertungskriterium wird festgelegt, dass die langfristige Entwicklung der Salinität an einer Messstation innerhalb des Bewirtschaftungszeitraumes (6 Jahre) nicht signifikant ansteigen darf, um die Einhaltung des GES zu gewährleisten. Die Bewertung des Trends soll in Analogie zur WRRL zum Vorgehen für Schadstoffe in Biota, Schwebstoffen und Sedimenten (Anlage 11 der OGewV):

- Es sind Werte aus mindestens 5 Jahren erforderlich
- Das Signifikanzniveau beträgt $\alpha = 0,05$
- Bei Normalverteilung der Daten wird eine lineare Regressionsanalyse mit einem t-Test durchgeführt
- Bei nicht-Normalverteilung der Daten wird der Trend mittels Mann-Kendall-Test ermittelt

Begleitend zur Trendermittlung ist es allerdings zwingend notwendig, dass zusätzlich die Messergebnisse vor dem Hintergrund der sehr variablen Randbedingungen (v.a. Oberwasserabflüsse aber ggf. auch Niederschlag und Verdunstung) interpretiert werden.

Festlegung typspezifischer Zustandsklassen nach WRRL

Die niedersächsischen Küstengewässer wurden alle als natürlich eingestuft, so dass der ökologische Zustand zu bewerten ist.

In der WRRL erfolgt die Beschreibung des guten ökologischen Zustands auf der Grundlage normativer Definitionen und kann verallgemeinernd als „geringfügige“ Abweichung von den natürlichen Referenzbedingungen (Abwesenheit störender anthropogener Einflüsse) beschrieben werden. Als Bezugsraum für eine Bewertung und Bewirtschaftung wurden „Wasserkörper“ in der EU-Wasserrahmenrichtlinie eingeführt. Die ökologische Zustandsklasse (sehr gut, gut, mäßig, unbefriedigend, schlecht) wird für jeden Wasserkörper anhand der gewässertypisch definierten Referenzbedingungen bestimmt. Die normativen Begriffsbestimmen nach OGewV für die „Allgemeinen physikalisch-chemischen“ Qualitätskomponenten sind in Tab. 15 gelistet.

Tab. 15: Bestimmungen für den sehr guten, guten und mäßigen Zustand von Küstengewässern für physikalisch-chemische Qualitätskomponenten (Anlage 4, Tabelle 5 der OGewV).

Komponente	Sehr guter Zustand	Guter Zustand	Mäßiger Zustand
Allgemeine Bedingungen	Die physikalisch-chemischen Komponenten entsprechen vollständig oder nahezu vollständig den Werten, die bei Vorliegen der Referenzbedingungen zu verzeichnen sind.	Die Werte für die Temperatur, den Sauerstoffhaushalt und die Sichttiefe gehen nicht über den Bereich hinaus, innerhalb dessen die Funktionsfähigkeit des Ökosystems und die Einhaltung der oben beschriebenen Werte für die biologischen Qualitätskomponenten gewährleistet sind.	Bedingungen, unter denen die oben für die biologischen Qualitätskomponenten beschriebenen Werte erreicht werden können.

Die Bewertung des ökologischen Zustands erfolgt analog zur Vorgehensweise wie für die Bewertung des Umweltzustands nach MSRL beschrieben. Die hier durchgeführte Differenzierung der Bewertungskriterien an die fünfstufige Klassifizierung nach WRRL ist in Tab. 16 ersichtlich. Entsprechend dem GES wäre die Grenze für den guten ökologischen Zustand bei einer prozentualen dauerhaften Erhöhung der modellierten Salinität von 3,5 % gegenüber der Referenz. Die übrigen Klassengrenzen wurden jeweils in Relation zum Wert der vorangegangenen Zustandsklasse verdoppelt.

Tab. 16: Gewässertypspezifische Klassengrenzen für Salinität in Küstengewässer anhand unterschiedlicher Bewertungskriterien.

Qualitätskriterium	sehr gut	gut	mäßig	unbefriedigend	schlecht
prozentuale Erhöhung Gesamtsalzgehalt modelliert	< 1,75 %	1,75 - 3,5 %	> 3,5 - 7,0 %	> 7,0 - 14,0 %	> 14,0 %
tolerierbare prozentuale Überschreitung an Messwerten des GES	< 5 %	5 - 10 %	> 10 - 15 %	> 15 - 20 %	> 20 %
langfristiger Trend der Salinität	kein signifikanter Anstieg		signifikanter Anstieg		

Eine beispielhafte Anwendung der definierten Klassengrenzen auf die gewässertypspezifischen Salinitätsspannen (N1 – N4, Referenzwerte) aus der OGewV ist Tab. 17 zu entnehmen.

Tab. 17: Referenzwerte (Jahresmittelwerte) und Klassengrenzen für die Salinität. Klassen „gut“ und „sehr gut“ = GES; „mäßig“ – „schlecht“ = sub-GES).

	N1	N2	N3	N4
Referenz	29,6 - 31,5	29,0 - 29,7	23,4 - 30,5	16,4 - 27,1
sehr gut	30,1 - 32,1	29,5 - 30,2	23,8 - 31,0	16,7 - 27,6
gut	30,6 - 32,6	30,0 - 30,7	24,2 - 31,6	17,0 - 28,0
mäßig	31,7 - 33,7	31,0 - 31,8	25,0 - 32,6	17,5 - 29,0
unbefriedigend	33,7 - 35,9	33,1 - 33,9	26,7 - 34,8	18,7 - 30,9
schlecht	>33,7 - >35,9	>33,1 - >33,9	>26,7 - >34,8	>18,7 - >30,9

Schritt 5: Modellierung der resultierenden Belastungen (Intensität und räumliche Ausdehnung)

Eine Abschätzung der räumlichen Belastung durch eine dauerhafte Veränderung der Salinität innerhalb des Betrachtungsraumes sollte im Idealfall anhand einer Modellierung erfolgen, für die i.d.R. dreidimensionale hydraulisch-numerische Modelle (3D-HN-Modell) verwendet werden. Bei wasserrechtlichen Anträgen für Neueinleitungen ist eine Prognose der Zusatzbelastung durch die geplante Einleitung derzeit schon Stand der Technik. Die Ergebnisse des Modells werden als prozentuale Erhöhung des natürlichen Hintergrundwertes ermittelt und dargestellt. Die prozentuale Erhöhung wird in Stufen dargestellt, die sich aus dem in Schritt 4 festgelegten Schwellenwert für den GES (MSRL) bzw. die Zustandsklassen (WRRL) ergeben. Eine schematische Abbildung eines solchen Modellergebnisses ist in Abb. 21 dargestellt.

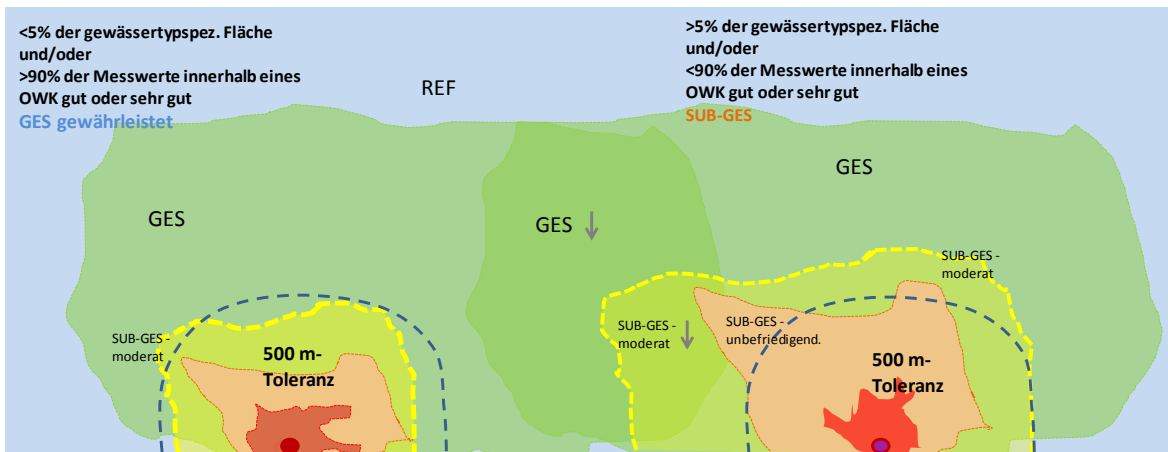


Abb. 21: Exemplarische Darstellung einer modellbasierten räumlichen Erhöhung der Salinität durch Salzeinleitungen (schematisiert). Eine Bewertung des Zustands nach Vorgaben der MSRL bzw. WRRL ist durch die Farbgebung der beeinträchtigten Bereiche in Anlehnung an die Zustandsklassen bereits integriert.

Mögliche Modelle

Derzeit steht bereits eine Reihe von hydrodynamisch-numerischen Modellen für die Küstengewässer zur Verfügung, die für die Bewertung von Salzeinleitungen durch entsprechende Anpassungen der Randbedingungen genutzt werden könnten. Hierzu zählen:

- 3D-Strömungsmodell cmod des BSH
- Das Deutsche Bucht-Modell des NLWKN-Forschungsstelle Küste
- 3D-HN-Modelle der BAW (z.B. UnTRIM2007)
- Modelle privater Firmen (DHI-WASY, DELTARES)

Ebenso wurde insbesondere für die Bewertung von Wärme- und Stoffeinträgen in die Gewässer eine Reihe von Modellen für Ästuare (z.B. OPTEL für die Tideelbe) entwickelt, die evtl. in die Bewertung integriert werden könnten.

Die Bedingungen für den Modellaufbau und die Analysen (z.B. Randwerte, Simulationszeitraum, Analysezeitpunkte, Ausgabewerte (mittel, max., tiefenintegriert, sohnah) sind in Absprache mit Behörden und Modellierern im Einzelnen festzulegen.

Sollte kein hydrodynamisches Modell zur Verfügung stehen, lässt sich die Belastung grob anhand der in Kap. 6 durchgeführten Berechnungen ermitteln. Hier könnte für den 500 m-Radius über die Parameter Wasservolumen im 500-m-Radius (bzw. Wasserkörper) und natürlicher Salzgehalt sowie den Eingangsdaten der Einleiter (mittlerer volumenbezogener Salzgehalt und Abwasservolumen) die Zusatzbelastung für verschiedene Betrachtungs- und Zeiträume berechnen. Allerdings wird bei dieser rein rechnerischen Abschätzung nicht berücksichtigt, welchen Austauschprozessen die Abwässer unterliegen. Ebenso kann nur eine mittlere Belastung über den Raum abgeschätzt werden, aber nicht ein gerichteter Transport (z.B. sohnaher Transport, lateraler Transport) integriert werden.

Schritt 6: Bewertung der Belastung

In einem letzten Schritt werden die Modellergebnisse – sofern die prozentuale Erhöhung nicht bereits im Modell entsprechend den Klassengrenzen berechnet wird – bzw. die vereinfachten Berechnungen hinsichtlich möglicher Überschreitungen des GES bzw. der Klassengrenze von gut zu mäßig räumlich ausgewertet und unter Berücksichtigung der weiteren Kriterien (Größe der Fläche mit Abweichungen vom GES, ggf. Häufigkeit überschrittener Messwerte/a).

7. Belastung der Übergangs- und Küstengewässer nach WRRL durch Salzeinleitungen und Abschätzung der Sensitivität gegenüber den Belastungen

Betrachtung der Gesamtsalzmengen

Eine aktuelle Belastungssituation der Übergangs- und Küstengewässer – auch im Hinblick auf die Einhaltung der in Kap. 6 gesetzten vorläufigen GES-Schwelle - lässt sich aus der Anzahl der Salzeinleiter, die in einen Gewässerabschnitt (Wasserkörper) einleiten sowie aus der Menge und Konzentration der eingeleiteten Salze abschätzen. Wird der gesamte Wasserkörper als Bewertungsebene herangezogen, spielt auch die Größe bzw. das Wasservolumen des Betrachtungsraumes eine Rolle.

In Tab. 18 ist für die durch Salzeinleitungen betroffenen 5 Wasserkörper eine Belastung anhand der o.g. Kriterien abgeschätzt worden. Dazu wurde für jeden Wasserkörper aus den einzelnen Salzeinleitern (Definition s. Kap. 5.2) ein mittlerer volumenbezogener Salzgehalt berechnet, der die Einleitmenge und –konzentration aller Einleiter berücksichtigt:

Mittlerer volumenbezogener Salzgehalt [g/l] =

$$\frac{\sum_{i=1}^n (\text{Salzgehalt}_{\text{Einleiter } i} [\text{g/l}] \times \text{Abwasservol.}_{\text{Einleiter } i} [\text{Mio m}^3/\text{a}])}{\text{Abwasservol. aller Einleiter eines Wasserkörpers} [\text{Mio m}^3/\text{a}]}$$

Der natürliche über den Wasserkörper gemittelte Salzgehalt (Spannbreiten aus Angaben in OGewV) und die Fläche der von Salzeinleitungen betroffenen Wasserkörper sind in Tab. 18 ebenfalls angegeben. Das Volumen der Wasserkörper wurde aus der Fläche der Wasserkörper und einer mittleren angenommenen Wassertiefe von 4 m für diesen Bewertungsansatz vorläufig grob abgeschätzt, da uns keine offiziellen Angaben zu den Wasservolumina zur Verfügung standen.

Die Belastung eines Wasserkörpers wird durch den Unterschied zwischen der mittleren volumenbezogenen Salinität der Einleitung und der natürlichen Salinität verursacht. Hierbei ist zu berücksichtigen, dass im Wattenmeer ein starker Austausch der Wassermassen durch die Gezeitenströmungen besteht. Aus diesem Grund wurden in einem weiteren Schritt die mittleren jährlichen Abwasservolumina pro Wasserkörper auf eine Tide berechnet. Aus den Parametern (1) mittlerer volumenbezogener Salzgehalt der Einleiter, (2) mittleres Abwasservolumen der Einleiter pro Tide, (3) Wasservolumen der Wasserkörper und (4) mittlerer natürlicher Salzgehalt der Wasserkörper lässt sich für jeden Wasserkörper nach unten stehender Formel die (hypothetische) Veränderung des Salzgehaltes pro Tide berechnen

Veränderung Salzgehalt [g/l]proTide =

$$\frac{(m. \text{volb. Salzg. EL} [\text{g/l}] \times m. \text{AWvol. Tide} [\text{Mio. m}^3]) + (m. \text{nat. Salzg. WK} [\text{g/l}] \times \text{Wasservol. WK} [\text{Mio. m}^3])}{m. \text{AWvol. Tide} [\text{Mio. m}^3] + m. \text{Wasservol. WK} [\text{Mio. m}^3]}$$

Wobei:

- *m. volb. Salzg. EL* = mittlerer volumenbezogener Salzgehalt der Einleiter (pro Wasserkörper)
- *m. AWvol. Tide* = mittleres Abwasservolumen pro Tide (pro Wasserkörper)
- *m. nat. Salzg. WK* = mittlerer natürlicher Salzgehalt eines Wasserkörpers (Werte aus der OGewV 2011)
- *Wasservol. WK* = Wasservolumen eines Wasserkörpers (berechnet aus der Fläche des Wasserkörpers und einer durchschnittlichen Wassertiefe von 4 m)

Die Ergebnisse der einleitungsbedingten Zusatzbelastungen am Gesamtsalz ist in Tab. 18 für unterschiedliche (3) Szenarien basierend auf unterschiedlichen Wasseraustauschzeiten (Tide/Jahr/realistische Wasseraustauschzeit) dargestellt.

- (1) bei einer angenommenen Austauschzeit des Wasserkörpervolumens von 1 Tide wird auch das eingeleitete Abwasservolumen nach einer Tide vollständig ausgetauscht.
- (2) kein Austausch des Wasserkörpervolumens über ein Jahr bei regelmäßiger Einleitung („Badewanne“) t, unter dieser Annahme würde der Salzgehalt über die Einleitungen kontinuierlich aufkonzentriert .

Da die beiden o.g. Ansätze wahrscheinlich bei Betrachtung des gesamten Wasserkörpers einen zu schnellen Austausch (1 Tide) bzw. deutlich zu geringen Austausch (1 Jahr) ansetzen, wurde auf Basis von Literaturwerten noch ein dritter Ansatz

- (3) „realistische“ Wasserauszeiten, d.h. auf Literaturstudien basierte Angaben (Gewässertyp NEA2: BLMP AD-HOC-AG NÄHRSTOFFREDUZIERUNG DES BLMP (2011), Elbe- und Weser-ästuar: VANDENBRUWAENE et al. (2013), Emsästuar: eigene Annahme auf der Basis der Werte für Weser und Elbe aus VANDENBRUWAENE et al. (2013).

berechnet.

Da die Wasseraustauschzeiten jedoch lokal auch innerhalb eines Wasserkörpers stark variieren können, sind die Berechnungen aller drei Ansätze in Tab. 18 dargestellt.

In den Wasserkörper „Euhalines Wattenmeer Ems“ leiten aktuell 2 Direkteinleiter salzhaltige Abwässer ein. Aus der o.g. Berechnung ergibt sich ein mittlerer volumenbezogener Salzgehalt der Abwässer von 0,44 g/l mit einem mittleren Abwasservolumen von 0,574 Mio. m³ pro Jahr. Demgegenüber steht ein mittlerer natürlicher Salzgehalt von 29,35 (Mittelwert aus der Spannweite für Übergangsgewässer in der OGewV) mit einem Wasservolumen des Wasserkörpers von 957 Mio. m³. Aus diesen Ausgangsdaten wird ersichtlich, dass die Abwässer einen deutlich geringeren Salzgehalt als das natürliche Wattenmeerwasser aufweisen und das Einleitvolumen gering ist.

Demgegenüber leiteten in den Wasserkörper „Übergangsgewässer Emsästuar“ insgesamt 4 Einleiter salzhaltige Abwässer mit einem mittleren volumenbezogener Salzgehalt von 311,8 g/l mit einem mittleren Abwasservolumen von 14,13 Mio. m³ pro Jahr ein. Der mittlere natürliche

Salzgehalt liegt bei 13,5 (Mittelwert aus der Spannbreite für Übergangsgewässer in der OGewV) mit einem Wasservolumen des Wasserkörpers von 1.048 Mio. m³. Hieraus ergibt sich eine deutliche höhere Salzbelastung durch Einleiter als für den Wasserkörper „Euhalines Wattenmeer Ems“.

Nach der oben genannten Formel ergeben sich für die 5 von Salzeinleitungen betroffenen Wasserkörper und die drei betrachteten Zeiträume (Tide/Jahr/realistischer Wasseraustausch) unterschiedliche absolute und relative hypothetische Veränderungen des Salzgehaltes (Tab. 18).

Beispiele:

- Im Wasserkörper „Euhalines Wattenmeer Ems“ führen die Salzeinleitungen bei einem angenommenen Austausch des Wasserkörpervolumens von 1 Tide zu einer keiner detektierbaren Veränderung des Salzgehaltes (0,00 %), d.h. die Einleitungen hätten keinen Einfluss auf den natürlichen Salzgehalt des Wasserkörpers. Bei Annahme, dass ein Austausch der Wassermassen erst nach einem Jahr erfolgt, würde sich aufgrund des geringeren Salzgehaltes der Abwässer gegenüber dem Status quo des Wasserkörpers eine geringfügige Verringerung von 29,35 g/l auf dann 29,333 g/l ergeben. Bei einer vermutlich realistischeren Wasseraustauschzeit von 16 Tagen würde der veränderte Salzgehalt 29,349 g/l betragen.
- Für den Wasserkörper „Übergangsgewässer Emsästuar“ würde aufgrund der hochkonzentrierten Soleinleitungen bei einer Wasseraustauschzeit von 1 Tide eine absolute Erhöhung des Salzgehaltes von 0,0055 g/l stattfinden. Würde der Wasseraustausch erst nach einem Jahr erfolgen, dann würde die Erhöhung 3,97 g/l betragen und somit deutlich messbar sein. Bei einer realistischen Austauschzeit von 3 Tagen würde die absolute Erhöhung 0,033 g/l betragen.

Tab. 18: Abschätzung der aktuellen Belastung der fünf von Salzeinleitungen betroffenen Wasserkörper anhand der einleitungsbedingten Zusatzbelastung (Veränderung des Salzgehaltes).

Abschätzung der Belastung s. Erläuterungen im Text

Wasserkörper	Anzahl Salzeinleiter	Mittlerer volumen- bezogener Salzgehalt Abwässer (g/l)	Volumen Wasserkörper (Mio. m ³) bei durchschnittlich 4 m Wassertiefe	Mittlerer natürlicher Salzgehalt (g/l)**	Fläche Wasserkörper (km ²)	Zeitraum: Tide			Zeitraum Jahr			Zeitraum: realistischer Wasseraustausch						
						mittleres Abwasser- volumen (Mio. m ³) Salzeinleiter pro Tide	absolute Veränderung Salz (g/l) pro Tide	relative Veränderung (%) Salz pro Tide	veränderter Salzgehalt durch Einleitung pro Tide	mittleres Abwasser- volumen (Mio. m ³ /a) Salzeinleiter	absolute Veränderung Salzgehalt (g/l) pro Jahr	relative Veränderung (%) Salz pro Jahr	veränderter Salzgehalt durch Einleitung pro Jahr	Wasseraustauschzeiten (Tage)***	mittleres Abwasser- volumen (Mio. m ³) pro Wasseraustauschzeit	absolute Veränderung Salz (g/l) pro Wasseraustauschzeit	relative Veränderung (%) Salz pro Wasseraustauschzeit	veränderter Salzgehalt durch Einleitung pro Wasseraustauschzeit
Euhalines Wattenmeer Ems	2	0,44	957	29,35	239	0,000786	0,0000	0,000	29,3500	0,574	-0,0173	-0,059	29,333	16	0,0252	-0,0008	-0,003	29,3492
Übergangsgewässer Elbe	3	9,26	1581	13,50	395	0,005075	0,0000	0,000	13,5000	3,705	-0,0099	-0,073	13,490	12	0,1218	-0,0003	-0,002	13,4997
Übergangsgewässer Emsästuar	4*	311,80	1048	13,50	262	0,019357	0,0055	0,041	13,5055	14,130	3,9676	29,389	17,468	3	0,1161	0,0330	0,245	13,5330
Übergangsgewässer Weser	20	6,23	831	13,50	208	0,044052	-0,0004	-0,003	13,4996	32,158	-0,2706	-2,004	13,229	6	0,5286	-0,0046	-0,034	13,4954
Wattenmeer Jadebusen und angrenzende Küstenabschnitte	19	232,53	1617	29,35	404	0,084687	0,0106	0,036	29,3606	61,822	7,4803	25,486	36,830	16	2,7100	0,3399	1,158	29,6899
Gesamt	44	112,05	6035	19,84	1509	0,153957	0,0031	0,015	19,843	112	2,23	10,548	22,070	10,60	3,5017	0,3672	1,3636	19,9134

*bis 2011 Einleitung EWE Leer-Nüttermoor in Ditzum, danach Verlegung nach Rysum

** Mittelwerte berechnet nach Spannbreiten aus der Oberflächengewässerverordnung

***entnommen aus: BLMP ad-hoc-AG Nährstoffreduzierung des BLMP (2011) für Gewässertyp NEA2, VANDENBRUWAENE et al. (2013) für Übergangsgewässer Elbe und Weser, Ems geschätzt anhand Weser und Elbe nach VANDENBRUWAENE et al. (2013)

Eine analoge für die übrigen Wasserkörper durchgeführte Berechnung resultiert auf Basis der realistischen Wasseraustauschzeiten in absoluten hypothetischen Salzgehaltsveränderungen von -0,0003 g/l (Übergangsgewässer Elbe), bzw. -0,0046 (Übergangsgewässer Weser) und 0,3399 g/l (Wattenmeer Jadebusen und angrenzende Küstenabschnitte; Tab. 18).

Auf Basis von realistischen Wasseraustauschzeiten sind die einleitungsbedingten Veränderungen des natürlichen Salzgehaltes der Wasserkörper als gering anzusehen. Die prozentualen Veränderungen des Salzgehaltes befinden sich unterhalb der vorläufig angesetzten GES-Schwelle. Die stärksten Veränderungen erfahren hierbei die Wasserkörper „Übergangsgewässer Emsästuar“ und „Wattenmeer Jadebusen und angrenzende Küstenabschnitte“, welche von hochkonzentrierten Soleeinleitungen betroffen sind. Aufgrund der hohen Abwässervolumina der Soleeinleiter im Wasserkörper „Wattenmeer Jadebusen und angrenzende Küstenabschnitte“ ist die Veränderung des natürlichen Salzgehaltes von 29,35 auf 29,6899 g/l am stärksten.

Insgesamt muss jedoch betont werden, dass der beschriebene Ansatz, die aktuellen Belastungen der Wasserkörper durch Salzeinleitungen zu erfassen, nur als eine grobe Annäherung angesehen werden kann. Folgende Aspekte werden durch die Berechnungen nur näherungsweise erfasst:

- 1) Die Eingangsdaten für Berechnungen sind hypothetisch, sie spiegeln weder den aktuellen natürlichen mittleren Salzgehalt des Wasserkörpers wider, noch ein belastbar berechnetes Wasservolumen. Bei diesem vereinfachten Ansatz ist das Volumen der Wasserkörper, in die eingeleitet wird, bislang nur grob über die Fläche der Wasserkörper und eine einheitliche Wassertiefe von 4 m abgeschätzt worden. Konkretisiert man diese Volumina, dann lassen sich mit diesem bislang konzeptionellen Bewertungsansatz auch absolute Ergebniswerte darstellen, die weiterführende Schlussfolgerungen ermöglichen.
- 2) Die Einleiterdaten wurden als über das Jahr konstante Bedingungen berechnet. Es ist allerdings davon auszugehen, dass sowohl die Abwässervolumina als auch die Salz mengen je nach Prozessen variieren.
- 3) Die Veränderungen der Salzkonzentrationen durch Abwässer in einem Wasserkörper sind das Ergebnis von lateralen und vertikalen Durchmischungsprozessen, die lokal in einem Wasserkörper sehr unterschiedlich sein können. In solchen Bereichen ist eine Aufkonzentrierung von Salzen (bei Soleeinleitungen) um die Einleitstelle nicht auszuschließen wie in Kap. 3.1 für Soleeinleiter beschrieben.
- 4) Generell sollte die Belastung höher sein, wenn die Austauschrate gering ist. Für die Deutsche Bucht wurden von LENHART et al. (2004) Karten mit lokalen Austauschraten (flushing-Zeiten) erarbeitet, die für diesen Bericht aber nicht zur Verfügung standen und für die Bereiche des Wattenmeeres auch nicht benutzt werden sollten, da das Modell derzeit für die Deutsche Bucht entwickelt wurde (LENHART mdl.). Generell ist davon auszugehen, dass abgeschirmte Buchten wie z.B. der Jadebusen höhere Austauschzeiten haben als stark durchströmte Bereiche der Seegaten und großen Priele. In Abb. 22 ist der Wasserkörper Jadebusen mit Zellen lokaler Austauschraten dargestellt. Die Graphik verdeutlicht, dass in wenig durchströmten Randbereichen sehr lange Austauschraten von mehr als 200 Tagen vorkommen können während nur wenige Kilometer entfernt, der Austausch entlang großer Rinnen innerhalb von 1-2 Wochen erfolgt. Dies verdeutlichte nochmals, dass bei der

Berechnung von aktuellen Belastungsszenarios unterschiedliche Annahmen innerhalb eines Wasserkörpers gemacht werden müssen.

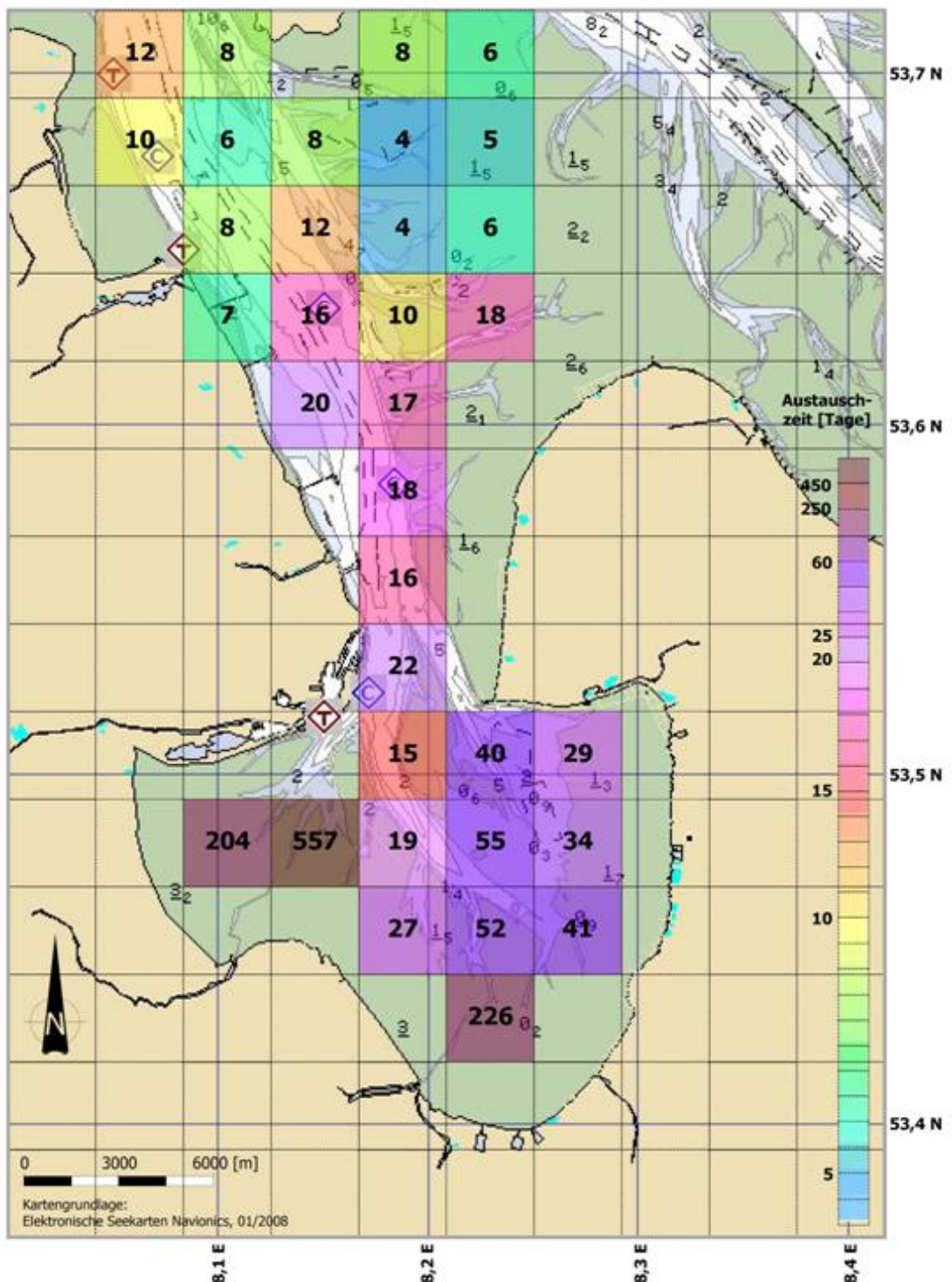


Abb. 22: Austauschzeiten in Tagen für definierte Zellen des Wasserkörpers Jade. Nach LENHART et al. (2004) aus IFEU et al. (2009).

In Bereichen mit einer langen Verweildauer des Wassers können auch Einleitungen von Salzwasser mit nur „geringfügig“ über dem natürlichen Salzgehalt liegend bzw. einem kleineren Volumenstrom ökologische Effekte haben, die sie in stark durchströmten Bereichen nicht hätten. Aus diesem Grund ist es schwierig, eine a priori Bagatellgrenze zu benennen, ab der für eine Genehmigung zur Einleitung von Salzabwässern keine Modellierung erforderlich ist.

Die genannten Gründe verdeutlichen, dass lokal deutliche Abweichungen von der über den gesamten Wasserkörper gemittelten Einleitersituation bestehen können, die auch Effekte auf die lokale Flora und Fauna haben können.

Es sei hier daher hervorgehoben, dass die Ergebnisse der oben durchgeführten hypothetischen Betrachtung u.E. nicht so belastbar sind, dass hieraus eine Legitimierung oder ein Verbot für weitere Salzeinleitungen abzuleiten wäre.

Betrachtung Anteil Nährsalze an Gesamtsalz

Ein Aspekt bei der Betrachtung der Salzbelastungsermittlung der Übergangs- und Küstengewässer durch Salzeinleitungen war der Anteil von Nährsalzen an Gesamtsalz. Zu den Nährsalzen (Nährstoffen) zählen die Elemente Stickstoff, Phosphor, Silicium, Bor, Magnesium, die in ionisierter Form (Nitrate, Nitrite, Ammonium, Phosphate, Borate) im Wasser vorkommen und einen Anteil am Gesamtsalzgehalt haben. Hinsichtlich der Eutrophierung von Gewässern sind die anorganischen Stickstoff- und Phosphorverbindungen die bedeutsamsten Nährsalze.

Um den Anteil an Nährsalzen am Gesamtsalz der Abwässer zu berechnen, wurden für die 48 Salzeinleiter die Parameter „anorganische Stickstoffverbindungen gesamt“ und „Gesamtphosphat-Phosphor“ aus der Datenbank gefiltert und pro Einleiter summiert. Diese zwei Parameter wurden nahezu in den Abwässern aller Einleitern ermittelt. Weitere oben genannte Nährsalze wie Fluorid oder Bromid wurden nur in Einzelfällen mit sehr geringen Konzentrationen eingeleitet.

In Analogie zum Vorgehen für die Berechnungen „Gesamtsalz“ wurde für jeden der 5 Wasserkörper der mittlere volumenbezogene Nährsalzgehalt (g/l) berechnet, der in einem weiteren Schritt als relativer Anteil am Gesamtsalz berechnet wurde. Die Ergebnisse dieser Berechnungen sind in Tab. 19 dargestellt.

Die Berechnungen verdeutlichen, dass der Anteil der Stickstoff- und Phosphorverbindungen am Gesamtsalz mit Anteilen zwischen maximal 1,48 % im Wasserkörper „Euhalines Wattenmeer Ems“ und minimal 0,00004 % im Wasserkörper „Übergangsgewässer Emsästuar“ insgesamt gering ist. Insbesondere in den Wasserkörpern „Übergangsgewässer Emsästuar“ und „Wattenmeer Jadebusen und angrenzende Küstenabschnitte“ wird der deutliche Unterschied zwischen Gesamtsalz und Nährsalz (Stickstoff und Phosphat) durch die Soleeinleiter hervorgerufen, deren Abwässer zum überwiegenden Teil aus Chlorid und Natrium bestehen, aber keine Stickstoff- und Phosphatverbindungen (zumindest im Rahmen der Abwasserüberwachung nicht gemessen) enthalten.

Insgesamt kann der Vergleich zwischen Gesamtsalz und Nährsalz nur als grobe Annäherung verstanden werden, da die Berechnung beim Gesamtsalz auf einer Umrechnung der Leitfähigkeit erfolgte. Diese Formel basiert wie in Kap. 2.1 beschrieben auf einer Konstanz der Ionen zueinander und kann bei natürlichem Meerwasser annähernd dem absoluten Salzgehalt (g/l) gleichgesetzt werden. Bei einer Betrachtung der Nährsalze hätte korrekterweise zuerst eine Umrechnung der

nährsalzspezifischen Leitfähigkeit erfolgen müssen, die dann über Algorithmen in eine Gesamtleitfähigkeit aller Nährsalze umgerechnet werden müsste. Eine derart detaillierte Betrachtung des Aspektes Nährsalze war aber im Rahmen dieser Studie nicht möglich.

Tab. 19: Menge an Nährsalzen (anorganische Stickstoff- und Phosphorverbindungen) und Gesamtsalz (mittlere volumenbezogene Menge) (g/l) in den Abwässern der Salzeinleiter von 2009-2012 sowie der Anteil an Nährsalzen in Relation zum Gesamtsalz.

Wasserkörper	Anzahl Salzeinleiter	Mittlerer volumen- bezogener Nährstoffgehalt Abwässer (g/l)	Mittlerer volumen- bezogener Salzgehalt Abwässer (g/l)	Anteil (%) Nährsalze an Gesamtsalz
Euhalines Wattenmeer Ems	2	0,00651	0,44121	1,4754
Übergangsgewässer Elbe	3	0,01367	9,26087	0,1476
Übergangsgewässer Emsästuar	4*	0,00014	311,80383	0,0000
Übergangsgewässer Weser	20	0,00239	6,23388	0,0384
Wattenmeer Jadebusen und angrenzende Küstenabschnitte	19	0,00247	232,52837	0,0011
Gesamt	44	0,00504	112,05	0,0045

Betrachtung der Salzfrachten (Gesamtsalz) durch Einleiter von den Ästuaren in die Küstengewässer

Als Fracht wird das Produkt aus Konzentration eines Stoffes und Abwassermenge bezeichnet. Im folgenden Abschnitt wird die Jahresfracht an Gesamtsalz, welche durch die Einleiter von den Ästuaren in die Küstengewässer eingeleitet wird, nach folgender Formel berechnet:

$$\text{Salzfracht [g/a]} = \sum_{i=1}^n \text{Salzmenge}_{\text{Einleiter}} \text{ [g/l]} \times \text{mittleres Abwässervolumen}_{\text{Einleiter}} \text{ [l/a]}$$

Aus dem Ergebnis der Jahresfrachten 2009 – 2012 wurde eine mittlere Jahresfracht berechnet.

Ursprünglich war angedacht, die mittleren Salzfrachten für den Übergabepunkt limnisch-marin zu berechnen (Ems: Gandersum, Ems-km 32,0, Weser: Brake, Weser-km 38,0, Elbe: Grauerort, Elbe-

km 660,6). Allerdings enthielt die Datenbank keine Direkteinleiter/Salzeinleiter, die stromauf dieser Flusspunkte einleiteteten.

Alternativ wurden Salzfrachten berechnet, die an der Grenze der Übergangsgewässer nach WRRL in die anschließenden Küstengewässer einleiten. Hiernach kommt mit den Abwässern am Übergabepunkt Grenze Übergangsgewässer-Küstengewässer über das Emsästuar eine mittlere Jahresfracht von 6175 kt/a, über das Weserästuar 198 kt/a und über das Elbeästuar 35 kt/a an. Als Vergleich ist in Tab. 20 die Menge an Salzen (kt) angegeben, die in den angrenzenden Wasserkörpern vorhanden ist. Es sei an dieser Stelle noch einmal angemerkt, dass sich Fracht und vorhandene Salzmenge nur bedingt vergleichen lassen, da eine Fracht in einen Wasserkörper nicht unbedingt zu einer Zunahme der Gesamtsalzmenge in einem anderen Wasserkörper führt, da hierfür Konzentrationen miteinander verrechnet werden müssen (s. vorheriger Abschnitt).

Tab. 20: Mittlere Jahresfracht (t/a) an Gesamtsalz, welche am Grenzpunkt Übergangsgewässer in die Küstengewässer eingeleitete wird sowie Angabe der vorhandenen Salzmenge in den angrenzenden Küstengewässern. Mittelwert der Jahre 2009-2012, Berechnung Salzmenge über die Leitfähigkeit, Berechnung vorhandene Salzmenge in angrenzenden Küstengewässern über die Summe der Volumina der Wasserkörper * mittlerer Salzgehalt (g/l).

Wasserkörper	Anzahl Salzeinleiter	Mittlere Jahresfracht Gesamtsalz (kt/a)	vorhandene Salzmenge (kt) in angrenzenden Küstengewässern*
Übergangsgewässer Emsästuar	4	6175	74037
Übergangsgewässer Weser	20	198	70651
Übergangsgewässer Elbe	3	35	103166

*Ems: Polyhalines offenes Küstengewässer Ems-Ästuar + Polyhalines Wattenmeer der Ems

*Weser: Offenes Küstengewässer der Weser + westliches Wattenmeer der Weser + östliches Wattenmeer der Weser

*Elbe: Außenelbe Nord + Östliches Wattenmeer der Elbe

Betrachtung der Nährsalzfrachten (Stickstoff und Phosphor) durch Einleiter von den Ästuaren in die Küstengewässer

Die vorangegangenen Berechnungen haben verdeutlicht, dass der Anteil an Nährsalzen (anorganische Stickstoff- und Phosphatverbindungen) am Gesamtsalz der Einleiter nur sehr gering ist. Aus diesem Grund wurden für diesen Abschnitt keine weiteren Berechnungen der Frachten von Nährsalzen vorgenommen.

Eine Bewertung der Belastung der Küstengewässer durch Nährstoffe wird im Rahmen der MSRL durch einen eigenen Deskriptor (D5) vorgenommen.

8. Darstellung der Informations- und Datendefizite

Eine Voraussetzung für die Bewertung von Salzeinleitungen sind standardisierte Informationen über die aktuellen Einleiter. Diese müssen neben der Zusammensetzung der Abwässer Angaben über die Konzentrationen der Einzelstoffe und Abwasservolumen beinhalten. Hieraus können die nötigen Eingangsdaten für das Modell berechnet werden.

Zurzeit werden alle Abwasserdaten niedersächsischer Einleiter in der Landesdatenbank (LDB) des NLWKN gesammelt und sind von hier aus auch für Externe abrufbar. Die an uns übermittelten Auszüge aus der Landesdatenbank sind ausreichend, um eine Bewertung der Salzeinleitungen vornehmen zu können. Ob die Überwachungsfrequenz der jeweiligen Einleiter ausreichend ist, um z.B. abgesicherte Jahresmittelwerte für die Abwässer berechnen zu können, kann an dieser Stelle nicht beurteilt werden und war nicht Gegenstand des Auftrags.

9. Hinweise zum Monitoring der Salinität

Das gesamte marine Monitoring in Deutschland wird seit 2012 durch den „Bund/Länder-Ausschuss Nord- und Ostsee“ (BLANO) und den „Koordinierungsrat Meeresschutz“ (KORA) koordiniert. Die Gremien- und Arbeitsgruppenstruktur basiert auf den bewährten Strukturen des Bund-Länder Messprogramms (BMLP) und besteht derzeit aus vier sog. Querschnitts-Facharbeitsgruppen. Das Meeresmonitoring von Bund und Ländern wird von der AG ErBeM (Erfassen, Bewerten, Maßnahmen) betreut. Sie ist zuständig für 1) die konzeptionelle und inhaltliche Begleitung und Enderstellung von Entwürfen der Monitoringprogramme (gemäß Art. 11 MSRL) und 2) die Abstimmung der Aktivitäten und Begleitung der Umsetzung des nationalen Meeresmonitorings.

Das bestehende Messnetz zur Überwachung der niedersächsischen Übergangs- und Küstengewässer basiert in erster Linie auf den Anforderungen der OGewV (Anlage 9) und dient damit im Grundsatz der praktischen Umsetzung der WRRL. Andere Überwachungsprogramme (OSPAR, TMAP, Muschelgewässerrichtlinie) wurden den aktuellen Anforderungen angepasst und in das Gütemessnetz integriert (NLWKN 2013).

Derzeit erfordert die Umsetzung der MSRL für die Küstengewässer aufgrund der Überschneidung der Betrachtungsräume mit der WRRL eine Anpassung des Monitorings an die Anforderungen der MSRL. In Abb. 23 ist die Lage der derzeitigen Monitoringstationen zur Überwachung von Nährstoffen und allgemeinen physikalisch-chemischen Qualitätskomponenten wie z.B. der Salinität (lila Punkte) sowie die Lage der jetzigen Salzeinleiter (verschiedene Salinitätsklassen) abgebildet. Daneben gibt es im Längsverlauf des Elbeästuars noch weitere Messstationen aus dem Elbemessprogramm, welche in Abb. 23 nicht dargestellt sind.

Die derzeitigen Monitoring-Stationen sind in erster Linie auf die Erfassung der jährlichen Dynamik der Phytoplanktonüberwachung und der hieran gekoppelten Nährstoffentwicklung ausgerichtet. Die Erfassung und Darstellung der Dynamik der Salinität stand bisher im Hintergrund. Mit dem derzeitigen Monitoring lassen sich Veränderungen der Salinität durch anthropogene Salzeinleitungen aus folgenden Gründen nicht erfassen:

- Vor dem Hintergrund der natürlicherweise zeitlich-räumlich stark schwankenden Salinität erscheint es fraglich, ob allein die natürliche Dynamik durch die jetzige Frequenz (max. wöchentlich) in ihrer Amplitude erfasst wird, da die auf die Salinität wirkenden Randbedingungen (Tide, Oberwasser, Wind, Wellen) zeitlich zu stark variieren, um Veränderungen der Salinität detektieren zu können.
- Die Distanz zwischen dem Ort der Salzeinleitung (v.a. Sole) und der nächstgelegenen Monitoring-Station ist z.T. sehr groß. So beträgt der Abstand zwischen der Soleeinleitung von EWE Jemgum und der im Küstengewässer gelegenen Monitoringstation Bork_W_1 rd. 16 km. Aufgrund der starken Durchmischung der Abwässer mit den Küstengewässern ist es unwahrscheinlich, dass Effekte der Salzeinleitungen durch das bestehende Monitoring erfasst werden. Auch die Distanz zwischen der Einleiterstelle IVG Caverns GmbH und der Monitoringstation Jade_W_2 ist mit rd. 2 km auf Basis bekannter räumlicher Effekte auf-

grund der starken Durchmischung wahrscheinlich noch zu groß, um Effekte der Salzeinleitungen zu messen.

- Aufgrund der Gezeitenströme breitet sich die Sole mit der Fließrichtung der Tidedrömungen aus. Die Monitoringstationen liegen aber, wenn sie sich in räumlicher Nähe zur Einleiterstelle befinden, größtenteils querab zur Einleiterstelle.
- Die Probenahme besteht derzeit aus oberflächennahen Schöpfproben. Da im Nahbereich der Einleiterstelle potenzielle Effekte auf die Salinität in erster Linie sohnah zu erwarten sind, werden mögliche Veränderungen durch Oberflächenproben nicht erfasst.

Eine Anpassung des Monitorings an ein erforderlich scheinendes hochfrequentes Monitoring würde bei gleichbleibender Methodik (Einzelprobe, Schöpfprobe) einen erheblichen zusätzlichen Aufwand bedeuten.

Für eine Überwachung der einleitungsbedingten Salinitätsänderungen (Soleeinleiter) wird empfohlen, dass im Nahbereich der Einleiterstelle ein adäquates Monitoring durch den Verursacher erfolgt, welches so ausgerichtet ist, dass über mehrere Zeiträume (z.B. ein Spring-Nippzyklus zu unterschiedlichen Jahreszeiten) die Salinität sohnah erfasst wird.

Um die natürliche Dynamik der Salinität zu erfassen bedarf es hochfrequenter Messungen, wie sie in der Deutschen Bucht und z.T. in Küstengewässern bereits durchgeführt werden. Diese homogenen und repräsentativen Daten könnten möglicherweise im Rahmen der Überwachung der Küstengewässer genutzt werden.

In der Deutschen Bucht stehen Daten von 6 Messstationen zur Verfügung, welche Teil des deutschen Umweltüberwachungs-Messnetzes MARNET sind. Diese autonom arbeitenden Messsysteme erfassen hydrographische-hydrochemische Parameter als Stundenmittel aus 6 Messungen und übertragen diese telemetrisch via Wettersatellit (METEOSAT) an die Datenbank des BSH. Sowohl maritim-meteorologische als auch ozeanographische Daten des stationären Überwachungsmessnetzes sind in nahe Echtzeit verfügbar und werden auf Anforderung vom DWD bzw. BSH verteilt. In der Jade finden an mehreren Positionen (Seetonnen) Salinitätsmessungen durch das Senckenberg-Institut statt.

Ein Ausbau des Messnetzes in den Küstenmeeren, um Daten und Informationen zu generieren, die ein wissenschaftlich fundiertes Verständnis des Wandels in den Küstenmeeren schaffen und realistische Abschätzungen von Entwicklungsmöglichkeiten und Gefährdungspotenzialen menschlicher Aktivitäten ermöglichen, ist zumindest angedacht (www.deutsche-meeresforschung.de).

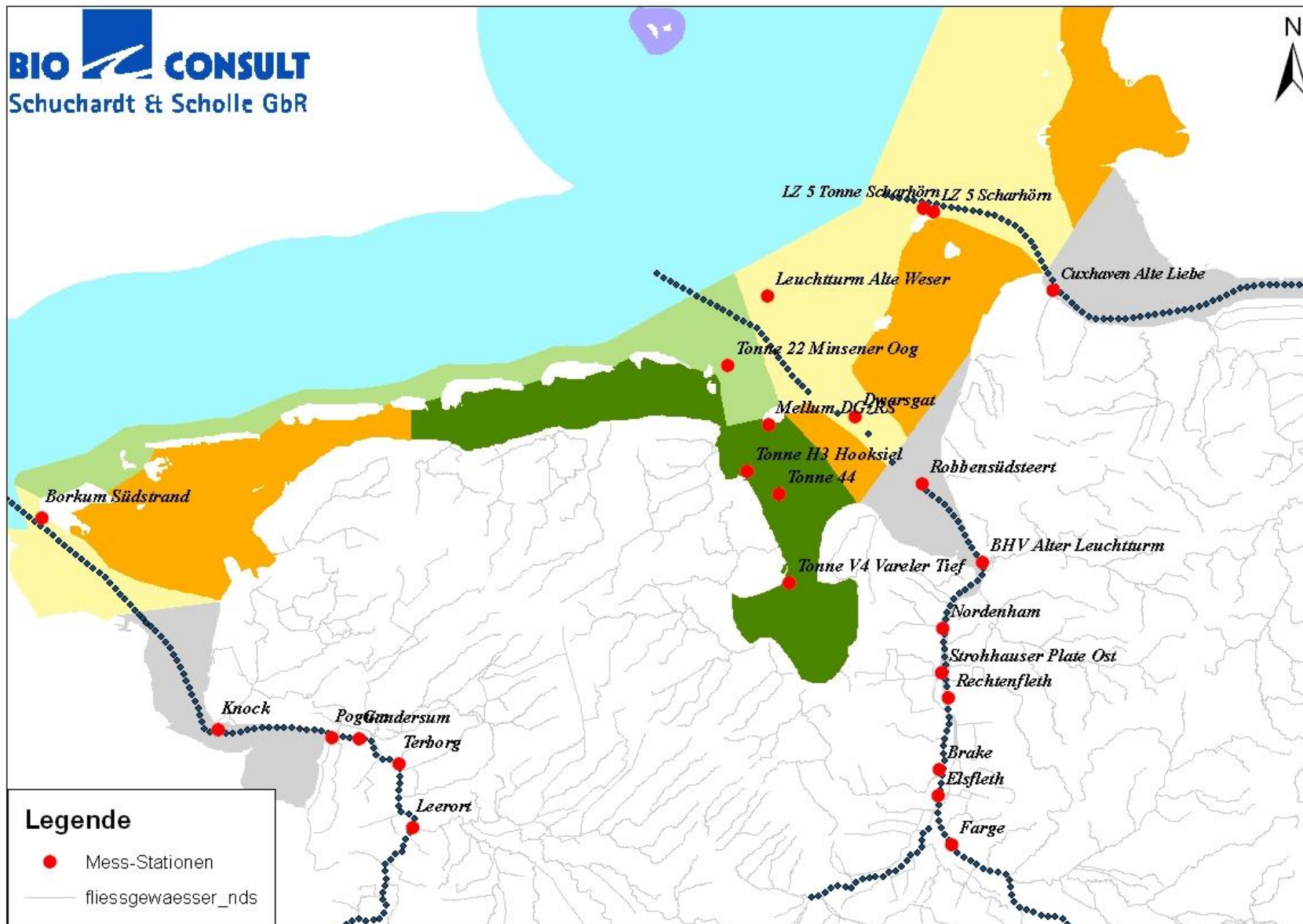


Abb. 23: Lage der Messstationen zur Überwachung von Nährstoffen und weiteren allgemeinen physikalisch-chemischen Qualitätskomponenten in den Übergangs- und Küstengewässern Niedersachsens.

10. Zusammenfassender Überblick

- Ziel der vorliegenden Studie ist die Erarbeitung eines konzeptionellen Vorschlags für eine Bewertung anthropogen bedingter Änderungen der Salinitätsverhältnisse, die in Folge der Einleitung von salzhaltigen Abwässern auftreten können. Erforderlich wird eine solche Bewertung vor dem Hintergrund der Ziele der MSRL (vgl. Deskriptor 7). Neben anderen Aspekten ist die Gewährleistung/Sicherung einer „natürlichen Variabilität der Salinitätsverhältnisse“ ein Aspekt, der mit dem Ziel „guter ökologischer Zustand“ (GES) verbunden ist.
- Um Hinweise auf mögliche Auswirkungen auf die marinen Lebensgemeinschaften durch anthropogen bedingte Änderungen der natürlichen Salzgehalte zu bekommen, ist eine Literaturrecherche durchgeführt worden. Die Auswertung ergab einen gewissen Überblick über mögliche Auswirkungen der Salzeinleitungen auf abiotische Aspekte und auf Biota. Es zeigt sich aber auch, dass auf dieser Grundlage Generalisierungen z.B. in Bezug auf die Sensitivität von Arten und/oder Lebensgemeinschaften jedoch nicht möglich waren. Zudem lagen nur begrenzt Informationen für den hier zu betrachtenden Naturraum vor.
- Neben der Literaturlauswertung wurden für die Darstellung der derzeitigen Situation die für die Fragestellung relevanten Einleiter herausgefiltert, wobei Einleitungsort und Einleitungsmenge dargestellt wurden.
- U.E. erschien es sinnvoll, sich für die Bewertung des Salinitätsaspektes räumlich auf die nach WRRL unterschiedenen Küstengewässertypen zu beziehen. Im Rahmen der WRRL-Anforderungen wurden zur Charakterisierung dieser Gewässertypen u.a. Salinitätsspannweiten angegeben, die hier zu Ableitung der Referenzbedingungen verwendet wurden. Bei einer gewässertypspezifischen geringen Salinitätsamplitude schlagen als (eine einfache Alternative zum Modellansatz, s.u.) den Mittelwert dieser Spannweite als Referenz vor, an der Veränderungen gemessen werden. Die Gewässertypen „polyhalines Wattenmeer“ (N4), „polyhalines offenes Küstenmeer“ (N3) und insbesondere die Übergangsgewässer (T1) zeichnen sich jedoch durch eine hohe Salzgehaltsamplitude auf, so dass sowohl zeitlich als v.a. auch regional deutlich unterschiedliche Salzgehalte auftreten können. Aufgrund dieser Annahme ist die Nutzung des Mittelwertes als generelle Referenz hier nicht sinnvoll möglich; die Auswirkungen möglicher Einleitungen könnten über- oder unterschätzt werden. Daher ist u.E. die Festlegung regionaler Referenzwerte für eine Bewertung von Einleitern erforderlich, die im Rahmen der vorliegenden Arbeit aber nicht möglich war. Für die Herleitung präferieren wir die Nutzung geeigneter Modelle, die zur Herleitung der gewässertypspezifischen und wo erforderlich v.a. auch regionalen Referenzbedingungen dienen. Diesen Schritt zur Ermittlung der Referenz als Basis für die modellbasierte Beurteilung (bestehender und v.a.) zukünftiger Salzeinleitungen, sehen wir als eine behördliche Aufgabe an. **Hinweis:** Falls eine modellbasierte Herleitung (noch) nicht möglich ist, wäre alternativ auch eine Herleitung für die Typen N3 und N4 über vorhandene Salzgehaltsdaten und „expert judgement“ möglich. Für die übrigen erscheint wie oben

bereits dargestellt, die Nutzung der Klassenmitte der natürlichen Salinitätsamplitude nach WRRL möglich.

- Die jeweiligen typspezifischen Referenzen dienen als Grundlage für die modellbasierte Prognose der einleitungsbedingten Salinitätsänderungen. Die Anwendung eines solchen Modells ist Aufgabe des jeweiligen Vorhabensträger. Die Abstimmung welches Modell eingesetzt werden soll, erfolgt zwischen Vorhabensträger und Fachbehörde.
- Auf der Grundlage der Literaturlauswertung war es nicht möglich, Schwellenwerte (Abweichung zur Referenz) für eine noch tolerierbare Salinitätsänderung auf biologischer Ebene begründet festzulegen. Insbesondere war es nicht möglich, dabei habitatspezifische Referenzbedingungen zu definieren. Vor diesem Hintergrund schlagen wir vor, die Bewertung bzw. den GES stattdessen über eine relative Abweichung vom Referenzwert zu definieren. Die tolerable Abweichung von den Referenzbedingungen wird dabei so niedrig angesetzt, dass eine Einhaltung der Schwellenwerte zum GES ökologische Beeinträchtigungen sowohl auf Ebene von Gemeinschaften, Habitaten oder Lebensstadien sicher ausgeschlossen werden können. Für die Grenzziehung GES vs. sub-GES erschienen bestehende Richtwerte, von 10 % wie sie z.B. in der EU-Muschelgewässer-Richtlinie genannt sind, für eine tolerable Erhöhung der Salinität gegenüber dem Hintergrundwert zu hoch, um Beeinträchtigungen auf den genannten unterschiedlichen biologischen Ebenen auszuschließen. Aus Vorsorgegründen wird daher gewässertypspezifisch und Habitat übergreifend ein Schwellenwert von 3,5 %-Abweichung der mittleren Salinität gegenüber der modellierten Referenz vorgeschlagen. Die hier definierte Grenze „GES vs. sub-GES“ (gewässertypspezifisch, u.U. regional) ist also ein „gesetzter Schwellenwert“, der - so weit möglich - fachliche Informationen integriert.
- Analog zur WRRL wurde ausgehend vom Schwellenwert „3,5 %“ (Grenze zum GES sowie gleichzeitig Grenze zwischen „gut“ und „moderat“ nach WRRL) insgesamt 5 Klassen abgegrenzt. So repräsentiert eine Abweichung von 1,75 % vom typspezifischen Referenzwert die Klasse „sehr gut“ und Abweichungen von >7 % bzw. >14 % die Klassen „unbefriedigend“ und „schlecht“.
- Die Einleiter bezogenen Modellergebnisse werden über die hier definierten Klassengrenzen bewertet. Neben der Höhe der Abweichung von der Referenz werden weitere Bewertungskriterien einbezogen: Größe der betroffenen Fläche im Verhältnis zum betreffenden Wasserkörper (hier <5 % = GES) und/oder zusätzlich die Anzahl der Messwerte (>90 % die den Schwellenwert zum GES unterschreiten)
- Über die Modelle ist auch eine kumulative Erfassung der Einleiter möglich.

Literatur

- ADMIRAAL, W., 1976: Salinity tolerance of benthic estuarine diatoms as tested with a rapid polarographic measurement of photosynthesis. - *Marine Biology* 39: 11-18.
- ALMADA-VILLELA, P. C., 1984: The effects of reduced salinity on the shell growth of small *Mytilus edulis* L. - *J. Mar. Biol. Assoc. UK* 64: 171-182.
- ANGER, K., 1991: Effects of temperature and salinity on the larval development of the Chinese mitten crab *Eriocheir sinensis* (Decapoda: Grapsidae). - *Marine Ecology Progress Series* 72: 103-110.
- ANGER, K., E. SPIVAK & T. LUPPI, 1997: Effects of reduced salinities on development and bioenergetics of early larval shore crab, *Carcinus maenas*. - *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 220: 287-304.
- AQUAMARIN & IFAÖ, 2003: Gemeinsame Charakterisierung der deutschen Nord- und Ostsee-Küstengewässer vor dem Hintergrund internationaler Vereinbarungen. - Teil A: Nordsee, Auftraggeber: Bundesministerium für Bildung und Forschung, 156 S.
- AQUA-MARIN & IFAÖ, 2003: Gemeinsame Charakterisierung der deutschen Nord- und Ostsee-Küstengewässer vor dem Hintergrund internationaler Vereinbarungen. Teil A: Nordsee. - 156 S.
- ARGE ELBE, 1992: Salzgehalts- und Trübungverhältnisse in dem oberen Brackwassergebiet der Elbe. - In: ELBE, W. (Hrsg.), 1-145.
- BELLISARIO, B., C. CARERE, F. CERFOLLI, D. ANGELETTI, G. NASCETTI & R. CIMMARUTA, 2013: Infaunal macrobenthic community dynamics in a manipulated hyperhaline ecosystem: a long-term study. - *Aquatic Biosystems* 9:20: 1-10.
- BERGER, V. J. & A. D. KHARAZOVA, 1997: Mechanism of salinity adaptations in marine mollusks. - *Hydrobiologia* 355: 115-126.
- BFG, 2008: Umweltrisikoeinschätzung (URE) und FFH-Verträglichkeitseinschätzung (FFH-VE) für Projekte an Bundeswasserstraßen. Ausbau der Außenems. - 165 S.
- BINYON, J., 1962: Ionic regulation and mode of adjustment to reduced salinity of the starfish *Asterias rubens* L. - *J. mar. biol. Ass. U.K.* 42: 49-64.
- BIOCONSULT, 2013: Monitoring möglicher Auswirkungen der Einleitung von Sole im Bereich der Emsmündung (Rysumer Nacken) auf das Benthos. Zwischenbericht zur 6. Probenahme im Herbst 2012. - Studie im Auftrag der WINGAS GmbH & Co. KG Kassel & EWE AG Oldenburg, 175 S.
- BMU, 2012: Umsetzung der Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie - RICHTLINIE 2008/56/EG zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Meeresumwelt (Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie) – Beschreibung eines guten Umweltzustands für die deutsche Nordsee nach Artikel 9 Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie. - Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU), Bonn: 67 S.

- BOEUF, G. & P. PAYAN, 2001: How should salinity influence fish growth? - Comparative Biochemistry and Physiology Part C 130: 411-423.
- BRENKO, M. H. & A. CALABRESE, 1969: The combined effects of salinity and temperature on larvae of the mussel *Mytilus edulis*. - Marine Biology 4: 224-226.
- BROCKMANN, U. H. & D. H. TOPCU, 2008: Deduction of natural background concentrations and thresholds for chlorophyll a in the German Bight for NEA 1,2 and NEA 3,4. Interner Bericht Inst. Biogeochemistry & Marine Chemistry, Universität Hamburg im Rahmen der Interkalibrationsarbeiten WRRL. - 13.
- BSH, 1994: Klima und Wetter in der Nordsee. - Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie, Hamburg: ohne S.
- BSH, 2003: Nordsee und Deutsche Bucht 2002. Ozeanographischer Zustandsbericht. Bericht Nr. 33/2003. - 89 S.
- CARRIKER, M. R., 1967: Ecology of estuarine benthic invertebrates: a perspective. - In: LAUFF (Hrsg.), Estuaries 83, AAAS. 442-487.
- CLAVERO, E., M. HERNÁNDEZ-MARINÉ, J. O. GRIMALT & F. GARCIA-PICHEL, 2000: Salinity tolerance of diatoms from thalassic hypersaline environments. - Journal of Phycology 36: 1021-1034.
- COOLEY, H., N. AJAMI & M. HEBERGER, 2013: Key issues in seawater desalination in California: Marine impacts. - In: (Hrsg.), Tech Open Access Publisher, <http://www.intechopen.com/books/desalination-trends-and-technologies>, 279-310.
- DAWOUD, M. A. & M. M. AL MULLA, 2012: Environmental impacts of seawater desalination: Arabian Gulf case study. - International Journal of Environment and Sustainability 1: 22-37.
- DEL PILAR RUSO, Y., J. A. DE LA OSSA CARRETERO, F. GIMÉNEZ CASALDUERO & J. L. SÁNCHEZ LIZASO, 2007: Spatial and temporal changes in infaunal communities inhabiting soft-bottoms affected by brine discharge. - Marine Environmental Research 64: 492-503.
- DEL PILAR RUSO, Y., J. A. DE LA OSSA CARRETERO, F. GIMÉNEZ CASALDUERO & J. L. SÁNCHEZ LIZASO, 2008: Effects of a brine discharge over soft bottom polychaeta assemblage. - Environmental Pollution 156: 240-250.
- FERNÁNDEZ-TORQUEMADA, Y., J. M. GÓNZALEZ-CORREA, A. LOYA, L. M. FERRERO, M. DÍAZ-VALDÉS & J. L. SÁNCHEZ-LIZASO, 2009: Dispersion of brine discharge from seawater reverse osmosis desalination plants. - Desalination and Water Treatment 5: 137-145.
- FERNÁNDEZ-TORQUEMADA, Y., J. M. GONZALEZ-CORREA & J. L. SANCHEZ-LIZASO, 2013: Echinoderms as indicators of brine discharge impacts. - Desalination and Water Treatment 51: 567-573.
- FERNÁNDEZ-TORQUEMADA, Y. & J. L. SÁNCHEZ-LIZASO, 2011: Responses of two Mediterranean seagrasses to experimental changes in salinity. - Hydrobiologia 669: 21-33.
- FERNÁNDEZ-TORQUEMADA, Y., J. L. SÁNCHEZ-LIZASO & J. M. GÓNZALEZ-CORREA, 2005: Preliminary results of the monitoring of the brine discharge produced by the SWRO desalination plant of Alicante (SE Spain). - Desalination 182: 395-402.

- FRITZSCHE, D., 1997: *Marenzelleria cf. viridis*: Responses to salinity change and low oxygen partial pressure – A summary of information from resistance experiments and calorimetry. - Rostock. Meeresbiolog. Beitr. 5: 103-117.
- GELIN, A., A. J. CRIVELLI, E. ROSECCHI & P. KERAMBRUN, 2001: Can salinity changes affect reproductive success in the Brown Shrimp *Crangon crangon*? - Journal of Crustacean Biology 21: 905-911.
- GROTJAHN, M., 2006: Habitatspezifische Charakterisierung der MZB-Gemeinschaften in den Küstengewässern der FGE Ems, Weser und Elbe. - Auftraggeber NLWKN Betriebsstelle Brake-Oldenburg, 101 S.
- GUTT, J., 1985: The growth of juvenile flounders (*Platichthys flesus* L.) at salinities of 0,5,15 and 35 ‰. - Z. angew. Ichthyol. 1: 17-26.
- H&M INGENIEURBÜRO GMBH & CO. KG, 2010: Monitoring Kavernenspeicher Jemgum Wingas GmbH & Co. KG, EWE AG. Bericht Hydrologisches Jahr 2009. - 25 S.
- H&M INGENIEURBÜRO GMBH & CO. KG, 2011: Monitoring Kavernenspeicher Jemgum Wingas GmbH & Co. KG, EWE AG. Bericht Hydrologisches Jahr 2010. - 24 S.
- H&M INGENIEURBÜRO GMBH & CO. KG, 2012: Monitoring Kavernenspeicher Jemgum Wingas GmbH & Co. KG, EWE AG. Bericht Hydrologisches Jahr 2011. - 26 S.
- H&M INGENIEURBÜRO GMBH & CO. KG, 2013: Monitoring Kavernenspeicher Jemgum Wingas GmbH & Co. KG, EWE AG. Bericht Hydrologisches Jahr 2012. - 24 S.
- HANSLIK, M., J. RAHMEL, M. BÄTJE, S. KNIERIEMEN, G. SCHNEIDER & S. DICK, 1998: Der Jahresgang blütenbildender und toxischer Algen an der niedersächsischen Küste seit 1982. - Umweltbundesamt, Forschungsbericht 102 04 248. 211 S.
- HOCHACHKA, P. W. & G. N. SOMERO, 1980: Strategien biochemischer Anpassung. - Georg Thieme Verlag, Stuttgart, New York, 403 S.
- HOLLIDAY, F. G. T. & J. H. S. BLAXTER, 1960: The effects of salinity on the developing eggs and larvae of the herring. - J. mar. biol. Ass. U.K. 39: 591-603.
- IBL UMWELTPLANUNG, 2010: Speicherprojekt Jemgum. Salzgehaltsmessungen am Rysumer Nacken.1. Zwischenbericht über die Nullmessungen. Im Auftrag der WINGAS GmbH & Co. KG und EWE AG. Stand 12.05.2010. - 15 S.
- IBL UMWELTPLANUNG, 2011: Speicherprojekt Jemgum. Salzgehaltsmessungen am Rysumer Nacken. Bericht über die Nullmessungen am 21.01. und 22.01.2010 und die Wiederholungsmessungen am 06.09.2010 sowie am 21.02. und 22.02.2011. - 40 S.
- IBL UMWELTPLANUNG, 2012a: Speicherprojekt Jemgum. Salzgehaltsmessungen am Rysumer Nacken. Bericht über die Wiederholungsmessungen am 22.05 und 23.05. 2012 sowie ergänzende Messungen vom 21.05. bis 23.05.2012. - 35 S.
- IBL UMWELTPLANUNG, 2012b: Speicherprojekt Jemgum. Salzgehaltsmessungen am Rysumer Nacken. Bericht über die Wiederholungsmessungen und ergänzende Messungen am 01.11. und 02.11.2012. - 31 S.

- IFEU, ARSU & IM+P, 2009: Grundlagen zur Erstellung eines Wärme- und Schadstofflastplans für den Wasserkörper "Wattenmeer Jadebusen und angrenzende Küstenabschnitte". Bericht der Arbeitsgemeinschaft Institut für Energie- und Umweltforschung (ifeu), Arbeitsgruppe für regionale Struktur- und Umweltforschung Heidelberg GmbH (ARSU) und dem Ingenieurbüro Manzenrieder und Partner (IM+P) im Auftrag des Niedersächsischen Landesbetriebes für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz, Betriebsstelle Brake-Oldenburg. - 81 S.
- IM+P, 2013: Monitoring zur Soleeinleitung in die Innenjade. Messkampagne am 17.04.2013. IMP-Bericht Nr. 299, Stand 19.11.2013. - Bericht im Auftrag des Niedersächsischen Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz, Betriebsstelle Brake-Oldenburg, 22 S.
- IRLANDI, E., S. MACIA & J. SERAFY, 1997: Salinity reduction from freshwater canal discharge: Effects on mortality and feeding of an urchin (*Lytechinus variegatus*) and a gastropod (*Lithopoma tectum*). - Bull. Mar. Sci. 61: 869–879.
- JENKINS, S., J. PADUAN, P. ROBERTS, D. SCHLENK & J. WEIS, 2012: Management of brine discharges to coastal waters recommendations of a science advisory panel. - Studie auf Anfrage der California Water Resources Control Board durch die Southern California Coastal Water Research Project Costa Mesa, CA, Technical Report 694, 56 S.
- JESTAEDT & PARTNER, 2010: Ersteinschätzung der Umwelterheblichkeit der Einleitung von Salzabwasser aus der Kaliproduktion der K+S KALI GmbH in die Innenjade (Projekt-Nr.:115-09). Bericht im Auftrag Runder Tisch Gewässerschutz Werra/ Weser und Kaliproduktion, vom 05. Februar 2010. - Mainz: 50 S.
- KILDEA, T. N. & L. ANDREACCHIO, 2012: Adelaide Desalination Project: Salinity, pH and dissolved oxygen water quality data, marine exclusion zone. February 2012. - Australien Water Quality Centre, Adelaide, 10 S.
- KINNE, O., 1972: Marine ecology: a comprehensive, integrated treatise on life in oceans and coastal waters: 1. Environmental factors. - Wiley-Interscience, a division of John Wiley & Sons, Inc.: London, S.
- LAWA, 1998: Beurteilung der Wasserbeschaffenheit von Fließgewässern in der Bundesrepublik Deutschland - Chemische Gewässergüteklassifikation. - Kulturbuchverlag, Berlin: ohne S.
- LENHART, H., T. POHLMANN & V. BORN, 2004: Auswertung der Topographie und Flushing-Zeiten im Bereich der deutschen Gewässer. Bericht aus dem Zentrum für Marine und Atmosphärische Wissenschaften und dem Institut für Meereskunde, Universität Hamburg. - o. S.
- LOEWE, P., 2009: System Nordsee - Zustand 2005 im Kontext langzeitlicher Entwicklungen. - Berichte des BSH 44/2009, Hamburg und Rostock: 261 S.
- MCROY, C. P., 1966: The standing stock and ecology of eelgrass, *Zostera marina*, in Izembek Lagoon, Alaska. - M.Sc. thesis, University of Washington, Seattle, o. S.
- NLWKN, 2011: "Elektrolyt-Zusammensetzung" (Konzentrationsverhältnisse physiologisch wichtiger Salze) im Jadebusen und in der Jade. Endbericht. - 13 S.

- NLWKN, 2013: Gewässerüberwachungssystem Niedersachsen, Gütemessnetz Übergangs- und Küstengewässer - 2013. - Küstengewässer und Ästuar Band 6, 50 S.
- PALOMAR, P. & I. J. LOSADA, 2011: Impacts of brine discharge on the marine environment. Modelling as a predictive tool. - In: SCHORR, M. (Hrsg.), Desalination, Trends and Technologies. Tech Open Access Publisher, <http://www.intechopen.com/books/desalination-trends-and-technologies>, 279-310.
- REITZE, M. & U. SCHÖTTLER, 1989: The time dependence of adaption to reduced salinity in the lugworm *Arenicola marina* L. (Annelida: Polychaeta). - Comparative Biochemistry and Physiology Part A: Physiology 93: 549–559.
- REMANE, A., 1934: Die Brackwasserfauna. - Verhandlungen der Deutschen Zoologischen Gesellschaft 36: 36-74.
- RIERA, R., F. TUYA, E. RAMOS, M. RODRÍGUEZ & Ó. MONTERROSO, 2012: Variability of macrofaunal assemblages on the surroundings of a brine disposal. - Desalination 291: 94–100.
- ROBERTS, D. A., E. L. JOHNSTON & N. A. KNOTT, 2010: Impacts of desalination plant discharges on the marine environment: A critical review of published studies. - Water Research 44: 5117-5128.
- SAMUEL, N. J. & P. SOUNDARAPANDIAN, 2010: Effect of salinity on the growth, survival and development of the commercially important portunid crab larvae of *Portunus sanguinolentus* (Herbst). - Current Research Journal of Biological Sciences 2: 286-293.
- SÁNCHEZ-LIZASO, J., J. ROMERO, J. RUIZ, E. GACIA, J. BUCETA, O. INVERS, Y. TORQUEMADA, J. MAS, A. RUIZ-MATEO & M. MANZANERA, 2008: Salinity tolerance of the Mediterranean seagrass *Posidonia oceanica*: Recommendations to minimize the impact of brine discharges from desalination plants. - Desalination 221: 602-607.
- SMYTH, K. L., 2011: Effects of hypersalinity on the behaviour, physiology and survival of commercially important North Sea crustaceans. - Dissertation University of Hull, 219 S.
- SOETAERT, K., T. PETZOLDT & F. MEYSMAN, 2010: marelac: tools for Aquatic Sciences. R package version 2.1, URL <http://CRAN.R-project.org/package=marelac>. - S.
- TARDENT, P., 1985: Meeresbiologie: Eine Einführung. - Thieme, Stuttgart: o. S.
- THIYAGARAJAN, V., T. HARDER & P.-Y. QIAN, 2003: Combined effects of temperature and salinity on larval development and attachment of the subtidal barnacle *Balanus trigonus* Darwin. - Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 287: 223– 236.
- THIYAGARAJAN, V., J. A. PECHENIK, L. A. GOSSELIN & P.-Y. QIAN, 2007: Juvenile growth in barnacles: Combined effect of delayed metamorphosis and sub-lethal exposure of cyprids to low-salinity stress. - Marine Ecology Progress Series 344: 173-184.
- UNESCO, 1983: Algorithms for computation of fundamental properties of seawater. Endorsed by Unesco/SCORIICES/IAPSO Joint Panel on Oceanographic Tables and Standards and SCOR Working Group 51. - UNESCO Technical Papers in Marine Science 44: 53.

- VAN KATWIJK, M. M., G. H. W. SCHMITZ, A. P. GASSELING & P. H. VAN AVESAATH, 1999: Effects of salinity and nutrient load and their interaction on *Zostera marina*. - Mar. Ecol. Prog. Ser. 190: 155-165.
- WATER CONSULTANTS INTL., 2006: Environmental Literature Review and Position Paper for Perth Seawater Desalination Plant Two and Sydney Seawater Reverse Osmosis Plant. - Literaturreview im Auftrag der Water Corporation of Western Australia, 38 S.
- WILSON, J. G., 1984: Assessment of the effect of short term salinity changes on the acute oxygen consumption of *Cerastoderma edule*, *Macoma balthica* and *Tellina tenuis* from Dublin Bay. - Journal of Life Sciences Royal Dublin Society 5: 57-64.
- WOLFF, W. J., 1971: Distribution of four species of *Nephtys* (Polychaeta) in the estuarine area of the rivers Rhine, Meuse, and Scheldt. - Vie et Milieu. Troisième Symposium Européen de Biologie Marine 22: 667-699.
- WSA BREMERHAVEN, 2010: Dokumentation und Durchführung der im Planfeststellungsbeschluss für den Ausbau der Bundeswasserstraße Weser von km 65 bis km 130 zur Herstellung einer Mindesttiefe von 14 m unter Seekartennull angeordneten Beweissicherungsaufgaben und Bewertung der Ergebnisse. Abschlussbericht, Bremerhaven Dezember 2010, Stand 29.12.2010. - 276 S.
- YSEBAERT, T., P. M. J. HERMAN, P. MEIRE, J. CRAEYMEERSCH, H. VERBEEK & C. H. R. HEIP, 2003: Large-scale spatial patterns in estuaries: estuarine macrobenthic communities in the Schelde estuary, NW Europe. - Estuarine, Coastal and Shelf Science 57: 335-355.
- ZETTLER, M. L., C. E. PROFFITT, A. DARR, S. DEGRAER, L. DEVRIESE, C. GREATHEAD, J. KOTTA, P. MAGNI, G. MARTIN, H. REISS, J. SPEYBROECK, D. TAGLIAPIETRA, G. VAN HOEY & T. YSEBAERT, 2013: On the myths of indicator species: issues and further consideration in the use of static concepts for ecological applications. - PLoS ONE 8 (10): e78219:

Anhang

Tab. A1: Liste der Einleiter, für die anhand vorhandener Leitfähigkeits- oder Chloridwerte eine Salinität berechnet werden konnte (sog. Salzeinleiter) sowie der Wasserkörper in den die Einleitung stattfindet und die Gauss Krüger-Werte

Nr	Nutzer ID	Einleitstelle Wasserkörper	Rechtwert	Hochwert
1	Airbus Deutschland, Betriebsabwasser	Übergangsgewässer Weser	468152	5929169
2	Airbus Deutschland, Halle 107	Übergangsgewässer Weser	468272	5929229
3	Airbus Deutschland, Halle 201	Übergangsgewässer Weser	468342	5929358
4	Brake-Golzwarden_034610022033	Übergangsgewässer Weser	466443	5912585
5	Burhave_034610032024	Übergangsgewässer Weser	459855	5936316
6	Dornum-Dornumersiel KA_034524022018	Euhalines Wattenmeer Ems	401209	5948942
7	Eckwarden_034610032017	Wattenmeer Jadebusen und angrenzende Küstenabschnitte	451552	5931157
8	Einl.-Punkt KA Drochtersen - Ablauf	Übergangsgewässer Elbe	526305	5951582
9	Einl.-Punkt KA Wischhafen - Ablauf	Übergangsgewässer Elbe	521376	5957294
10	Einleitstelle i. d. Gewässer WHVEST_4050002001_Einleitung Jade	Wattenmeer Jadebusen und angrenzende Küstenabschnitte	444452	5933687
11	EMDEN VW-WERK (Betriebsabwasser)_034020002004	Übergangsgewässer Emsästuar	375916	5911092
12	EMDEN VW-WERK (vorbeh.Industrieabwasser)_034020002001	Übergangsgewässer Emsästuar	375916	5911092
13	ESENS-Neuharlingersiel	Euhalines Wattenmeer Ems	415163	5950510
14	Hooksiel_034550202013	Wattenmeer Jadebusen und angrenzende Küstenabschnitte	434935	5944313
15	INEOS Chlor; Betriebs.-+ Niederschlagsw._034050002031	Wattenmeer Jadebusen und angrenzende Küstenabschnitte	443652	5937516
16	INEOS Chlor; Kühlturmabschlämmw._034050002032	Wattenmeer Jadebusen und angrenzende Küstenabschnitte	443652	5937516
17	INEOS Vinyls; Beh. Betriebsabwasser_034050002029	Wattenmeer Jadebusen und angrenzende Küstenabschnitte	441433	5943483
18	IVG Soleeinleitung	Wattenmeer Jadebusen und angrenzende Küstenabschnitte	443552	5937466
19	KARA Nordholz_033520402043	Übergangsgewässer Weser	470818	5956809
20	KARA Schiffdorf_033520502038	Übergangsgewässer Weser	478188	5933067
21	Kartonfabrik Varel Beh. Betriebsabwasser_034550262050	Wattenmeer Jadebusen und angrenzende Küstenabschnitte	446001	5921652
22	KKU Betriebsabwasser (UL40)_034610092055	Übergangsgewässer Weser	465853	5920022
23	KKU Kläranlage Sanitärabwasser_034610092058	Übergangsgewässer Weser	465853	5920022
24	KKU Kondensatsalzung (UC)_034610092056	Übergangsgewässer Weser	465853	5920022
25	KKU Speisewasseraufbereitung (UA)_034610092057	Übergangsgewässer Weser	465853	5920022
26	Kraftw.WHV Abfallbehälter RK_034050002049	Wattenmeer Jadebusen und angrenzende Küstenabschnitte	443672	5935636
27	Kraftw.WHV Abfallbehälter RT_034050002048	Wattenmeer Jadebusen und angrenzende Küstenabschnitte	443672	5935636
28	Kraftw.WHV Ablauf BAA_034050002045	Wattenmeer Jadebusen und angrenzende Küstenabschnitte	443672	5935636
29	Kraftw.WHV Rauchgas. Stichprobe_034050002044	Wattenmeer Jadebusen und angrenzende Küstenabschnitte	443672	5935636
30	Kronos-Titan, Blexen Betriebsabwasser_034610072024	Übergangsgewässer Weser	470841	5931997
31	Leer-Nüttermoor EWE Sole_034570132004	Übergangsgewässer Emsästuar	386921	5908928
32	Metaleurop Weser GmbH; Weserwasser_034610072039	Übergangsgewässer Weser	467472	5928444
33	NEAG Brake Neutralisation_034610022013	Übergangsgewässer Weser	466363	5910516
34	Nordenham_034610072014	Übergangsgewässer Weser	466243	5927869
35	NWKG Soleeinleitung	Wattenmeer Jadebusen und angrenzende Küstenabschnitte	444520	5935036
36	NWO Niederschlagswasser_034050002060	Wattenmeer Jadebusen und angrenzende Küstenabschnitte	444122	5934897
37	NWO Sanitärabwasser_034050002061	Wattenmeer Jadebusen und angrenzende Küstenabschnitte	444452	5933687
38	Rodenkirchen-Hartwarden_034610092011	Übergangsgewässer Weser	464393	5919013
39	Schillig_034550202010	Wattenmeer Jadebusen und angrenzende Küstenabschnitte	434596	5950131
40	Varel	Wattenmeer Jadebusen und angrenzende Küstenabschnitte	443392	5918373
41	WHV,ner Raffinerieges. Kläranlage	Wattenmeer Jadebusen und angrenzende Küstenabschnitte	442253	5941594
42	WHV,ner Raffinerieges. Lagune_034050002063	Wattenmeer Jadebusen und angrenzende Küstenabschnitte	442283	5941604
43	WINGAS Sole + EWE Jemgum Sole	Übergangsgewässer Emsästuar	366752	5913918
44	Xstrata Nordenham; Betriebsabwasser_034610072037	Übergangsgewässer Weser	467562	5928629
45	Xstrata Nordenham; Kühl- u. OFW_034610072040	Übergangsgewässer Weser	467562	5928629
46	KA Bayer Material Science AG SH	Übergangsgewässer Elbe	514874	5970711
47	Fettraffinerie Brake Beh. Betriebsabw TS1_034610022029	Übergangsgewässer Weser	466422	5910746
48	Fettraffinerie Brake Beh. Betriebsabw. TS2_034610022027	Übergangsgewässer Weser	466422	5910746

Tab. A2: Anhand der Leitfähigkeitswerte ($\mu\text{S}/\text{cm}$) berechnete Salzgehalte (S) sowie die jährlichen Abwasservolumina (m^3/a) in salzhaltigen Abwässern der Direkteinleiter in die niedersächsischen Übergangs- und Küstengewässern für die Jahre 2009-2012

MW = Mittelwert, rot gekennzeichnet sind Einleiter, deren Salzgehalt in den Abwässern oberhalb der natürlichen Salinität lag
 Bei den Einleitern *KA Bayer Material Science AG, Fettraffinerie Brake Beh.Betriebsabw TS1_034610022029, Fettraffinerie Brake Beh.Betriebsabw.TS2_034610022027* wurde die Salinität anhand der Chloridwerte (rote Zahlen) berechnet
 Datenquelle Leitfähigkeit und Abwasservolumen: NLWKN (Zusammenstellung aus der Landesdatenbank Niedersachsen)

Nutzer ID	Leitf. 2009	Leitf. 2010	Leitf. 2011	Leitf. 2012	MW Leitf.	S 2009	S 2010	S 2011	S 2012	MW S	Vol 2009	Vol 2010	Vol 2011	Vol 2012	MW Vol.
Airbus Deutschland, Betriebsabwasser	5357,5	3341,3	5242,5	5887,5	4957,2	2,49	1,51	2,44	2,76	2,3	54673	47753	51832	68430	55672
Airbus Deutschland, Halle 107	4184,8	5485,0	4627,5	4090,0	4596,8	1,92	2,56	2,13	1,87	2,1	20744	15817	18639	22730	19482,5
Airbus Deutschland, Halle 201	8647,5	8962,5	8005,0	9210,0	8706,3	4,16	4,32	3,83	4,45	4,2	18447	16251	18947	22090	18933,75
Brake-Golzwarden_034610022033		1121,6	1083,6	693,2	966,1		0,48	0,47	0,29	0,4	1517420	1348997	1351798	1381641	1399964
Burhave_034610032024		2123,2	1901,9	1449,3	1824,8		0,94	0,84	0,63	0,8	329637	332308	302220	341253	326354,5
Dornum-Dornumersiel KA_034524022018	804,3	1036,0	912,3	783,0	883,9	0,34	0,44	0,39	0,33	0,4	373606	382935	403963	411424	392982
Eckwarden_034610032017		1167,5	1174,5	1147,8	1163,3		0,50	0,51	0,49	0,5	41137	42217	42223		41859
Einl.-Punkt KA Drochtersen - Ablauf	1100,0	1120,0	1147,8	1062,5	1107,6	0,47	0,48	0,49	0,46	0,5	329400	345965	342793	418261	359104,75
Einl.-Punkt KA Wischhafen - Ablauf	1072,5	1125,0	1111,5	972,5	1070,4	0,46	0,48	0,48	0,42	0,5	364667	381281	402488		382812
Einleitstelle i. d. Gewässer WHVEST_4050002001_Einleitung Jade	1685,0	1667,7	1757,8	1637,7	1687,1	0,74	0,73	0,77	0,71	0,7	10482479	10593814	10949729	10724616	10687659,5
EMDEN VW-WERK (Betriebsabwasser)_034020002004	1218,7				1218,7	0,53				0,5	301344	323981	350966	325276	325391,75
EMDEN VW-WERK (vorbeh.Industrieabwasser)_034020002001	1451,8	1744,0	1733,5	1906,5	1708,9	0,63	0,76	0,76	0,84	0,7	136337	167257	176708	162041	160585,75
ESENS-Neuharlingersiel	1319,3	1266,5	1286,5	1495,5	1342,0	0,57	0,55	0,56	0,65	0,6	164883	185397	192603		180961
Hooksiel_034550202013				2,0	2,0				0,01	0,0	298710	301997	323612	299220	305884,75
INEOS Chlor; Betriebs.-+ Niederschlagsw._034050002031	40600,0	69666,7	58780,0	38466,7	51878,3	22,29	40,78	33,66	21,00	29,4	110839	119191	115650	111858	114384,5
INEOS Chlor; Kühlturmabschlämmw._034050002032	1310,0	1223,3	973,3	1346,7	1213,3	0,57	0,53	0,42	0,58	0,5	74544	56173	51497	47581	57448,75
INEOS Vinyls; Beh. Betriebsabwasser_034050002029	13816,7	14383,3	12900,0	13183,3	13570,8	6,88	7,18	6,39	6,54	6,7	2004198	2229141	2122835	2031555	2096932,25
IVG Soleeinleitung		235272,7	241545,5	241363,6	239393,9		330,22	340,87	340,56	337,2	34967977	42978048	42978898	41849759	40693670,5
KARA Nordholz_033520402043	821,0	940,6	970,7	788,8	880,3	0,35	0,40	0,42	0,34	0,4	718028	783880	752034		751314
KARA Schiffdorf_033520502038	752,3	896,8	805,1	771,0	806,3	0,32	0,38	0,34	0,33	0,3	474569	478892	490944	470308	478678,25
Kartonfabrik Varel Beh.Betriebsabwasser_034550262050	3092,5	3021,3	3113,8	3648,2	3218,9	1,39	1,36	1,40	1,66	1,5	1364812	1527367	1347335	1415364	1413719,5
KKU Betriebsabwasser (UL40)_034610092055	887,9	491,5	324,8	268,9	493,3	0,38	0,21	0,14	0,11	0,2	4067	3855	5676	3669	4316,75
KKU Kläranlage Sanitärabwasser_034610092058	1193,8	1183,6	1552,3	1188,0	1279,4	0,51	0,51	0,68	0,51	0,6	6937	9358	8254	9675	8556
KKU Kondensatentsalzung (UC)_034610092056	636,0	1811,0	483,8	50200,0	13282,7	0,27	0,79	0,20	28,21	7,4	2310	3925	4004	108	2586,75

Fortsetzung Tab. A2

Nutzer ID	Leitf. 2009	Leitf. 2010	Leitf. 2011	Leitf. 2012	MW Leitf.	S 2009	S 2010	S 2011	S 2012	MW S	Vol 2009	Vol 2010	Vol 2011	Vol 2012	MW Vol.
KKU Speisewasseraufbereitung (UA)_034610092057	8513,2	9499,1	6980,8	4755,3	7437,1	4,09	4,60	3,31	2,20	3,5	5404	4075	2741	1934	3538,5
Kraftw.WHV Ablaßbehälter RK_034050002049	1,6	1,6	1,5	2,0	1,7	0,01	0,01	0,01	0,01	0,0	8339	18851	14125	15451	14191,5
Kraftw.WHV Ablaßbehälter RT_034050002048	1,8	1,9	25,0	21,5	12,6	0,01	0,01	0,02	0,02	0,0	7652	6798	5671	6898	6754,75
Kraftw.WHV Ablauf BAA_034050002045	1054,0	2212,9	2282,9	2002,1	1888,0	0,45	0,98	1,01	0,88	0,8	59499	84068	47103	47506	59544
Kraftw.WHV Rauchgas. Stichprobe_034050002044	20566,7	12216,0	14263,3	14123,3	15292,3	10,58	6,02	7,12	7,04	7,7	75133	56416	70742	70971	68315,5
Kronos-Titan, Blexen Betriebsabwasser_034610072024	19383,3	18072,7	19363,6	20791,7	19402,8	9,92	9,20	9,91	10,71	9,9	8182722	9814453	10276620	8745391	9254796,5
Leer-Nüttermoor EWE Sole_034570132004	241727,3	248100,0	246090,9	251250,0	246792,0	341,18	352,06	348,62	357,46	349,8		3635748	1851838,42	27128	1838238,14
Metaleurop Weser GmbH; Weserwasser_034610072039	7900,0	12525,0	15000,0	13483,3	12227,1	3,77	6,19	7,52	6,70	6,0	240	240	0	0	120
NEAG Brake Neutralisation_034610022013		1750,0	1570,0	1630,0	1650,0		0,77	0,68	0,71	0,7	2236	2160	1420	1172	1747
Nordenham_034610072014		1555,7	1316,5	1210,0	1360,7		0,68	0,57	0,52	0,6	3277016	2935764	2630700	2588160	2857910
NWKG Soleeinleitung		202025,0	243916,7	244666,7	230202,8		274,83	344,91	346,19	322,0	2253930	1048843	1725281	2709206	1934315
NWO Niederschlagswasser_034050002060	884,5	912,8	1323,1	667,0	946,9	0,38	0,39	0,57	0,28	0,4	289848	292250	355455	304514	310516,75
NWO Sanitärabwasser_034050002061	690,3	1186,0	1530,7	1650,0	1264,3	0,29	0,51	0,67	0,72	0,5	1200	1273	1389	1141	1250,75
Rodenkirchen-Hartwarden_034610092011		1149,8	1041,3	634,1	941,8		0,49	0,45	0,27	0,4	379737	473125	497204	401893	437989,75
Schillig_034550202010				1,0	1,0				0,01	0,0	256733	237186	268774	269156	257962,25
Varel				582,7	582,7				0,25	0,2	2984308	2603563	2672897	2144068	2601209
WHV,ner Raffinerieges. Kläranlage	2630,0	1807,3	1458,4	1591,4	1871,8	1,17	0,79	0,63	0,69	0,8	1506257	1301962	1110242	565447	1120977
WHV'ner Raffinerieges. Lagune_034050002063	782,9	755,1	1022,3	981,7	885,5	0,33	0,32	0,44	0,42	0,4	95785	44293	0	0	35019,5
WINGAS Sole + EWE Jemgum Sole			205965,2	250454,5	228209,9			281,29	356,09	318,7		1261417	14758350	19398360	11806042,3
Xstrata Nordenham; Betriebsabwasser_034610072037	9450,0	15420,0	11960,0	28450,0	16320,0	4,57	7,74	5,89	15,08	8,3	369935	356047	367552	381368	368725,5
Xstrata Nordenham; Kühl- u.OFW_034610072040	9600,0	13140,0	14880,0	16483,3	13525,8	4,65	6,52	7,45	8,32	6,7	15866291	16671819	15719070	11381421	14909650,3
KA Bayer Material Science AG SH	5086,7	6307,8	7159,0	6981,2	6383,7	9,13	11,33	12,86	12,54	11,5	2730186	2954510	3095283	3071978	2962989,25
Fettraffinerie Brake Beh.Betriebsabw.TS1_034610022029			720,0	760,0	740,0			1,27	1,34	1,3	2242968	937355	866844	742435	1197400,5
Fettraffinerie Brake Beh.Betriebsabw.TS2_034610022027		47,0	396,4	492,7	312,0		0,06	0,69	0,86	0,5	32491	68826	87458	51945	60180

Tab. A3: Salzfrachten (kt/a) der einzelnen Salzeinleiter für die Jahre 2009-2012
 MW = Mittelwert

Nutzer ID	Salzfracht 2009	Salzfracht 2010	Salzfracht 2011	Salzfracht 2012	MW Salzfracht
Airbus Deutschland, Betriebsabwasser	0,136	0,072	0,126	0,189	0,131
Airbus Deutschland, Halle 107	0,040	0,040	0,040	0,043	0,041
Airbus Deutschland, Halle 201	0,077	0,070	0,072	0,098	0,079
Brake-Golzwarden_034610022033		0,650	0,629	0,406	0,561
Burhave_034610032024		0,312	0,253	0,215	0,260
Dornum-Dornumersiel KA_034524022018	0,128	0,170	0,157	0,137	0,148
Eckwarden_034610032017		0,021	0,021		0,021
Einl.-Punkt KA Drochtersen - Ablauf	0,156	0,167	0,169	0,191	0,170
Einl.-Punkt KA Wischhafen - Ablauf	0,168	0,184	0,192		0,181
Einleitstelle i. d. Gewässer WHVEST_4050002001_Einleitung Jade	7,718	7,716	8,426	7,665	7,881
EMDEN VW-WERK (Betriebsabwasser)_034020002004	0,158				0,158
EMDEN VW-WERK (vorbeh.Industrieabwasser)_034020002001	0,086	0,128	0,134	0,136	0,121
ESENS-Neuharlingersiel	0,094	0,101	0,107		0,101
Hooksiel_034550202013				0,004	0,004
INEOS Chlor; Betriebs.-+ Niederschlagsw._034050002031	2,471	4,860	3,893	2,349	3,393
INEOS Chlor; Kühlturmabschlämmw._034050002032	0,042	0,030	0,021	0,028	0,030
INEOS Vinyls; Beh. Betriebsabwasser_034050002029	13,786	16,014	13,560	13,285	14,161
IVG Soleeinleitung		14192,333	14650,309	14252,465	14365,036
KARA Nordholz_033520402043	0,251	0,315	0,312		0,293
KARA Schiffdorf_033520502038	0,151	0,183	0,168	0,154	0,164
Kartonfabrik Varel Beh.Betriebsabwasser_034550262050	1,901	2,076	1,890	2,348	2,054
KKU Betriebsabwasser (UL40)_034610092055	0,002	0,001	0,001	0,000	0,001
KKU Kläranlage Sanitärabwasser_034610092058	0,004	0,005	0,006	0,005	0,005
KKU Kondensatentsalzung (UC)_034610092056	0,001	0,003	0,001	0,003	0,002

Fortsetzung von Tab. A3

Nutzer ID	Salzfracht 2009	Salzfracht 2010	Salzfracht 2011	Salzfracht 2012	MW Salzfracht
KKU Speisewasseraufbereitung (UA)_034610092057	0,022	0,019	0,009	0,004	0,014
Kraftw.WHV Abfaßbehälter RK_034050002049	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
Kraftw.WHV Abfaßbehälter RT_034050002048	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
Kraftw.WHV Ablauf BAA_034050002045	0,027	0,082	0,048	0,042	0,050
Kraftw.WHV Rauchgas. Stichprobe_034050002044	0,795	0,340	0,504	0,500	0,535
Kronos-Titan, Blexen Betriebsabwasser_034610072024	81,200	90,268	101,866	93,656	91,747
Leer-Nüttermoor EWE Sole_034570132004	0,000	1279,999	645,595	9,697	645,097
Metaleurop Weser GmbH; Weserwasser_034610072039	0,001	0,001			0,001
NEAG Brake Neutralisation_034610022013		0,002	0,001	0,001	0,001
Nordenham_034610072014		1,989	1,497	1,350	1,612
NWKG Soleeinleitung		288,254	595,071	937,905	607,077
NWO Niederschlagswasser_034050002060	0,109	0,114	0,203	0,086	0,128
NWO Sanitärabwasser_034050002061	0,000	0,001	0,001	0,001	0,001
Rodenkirchen-Hartwarden_034610092011		0,234	0,222	0,108	0,188
Schillig_034550202010				0,003	0,003
Varel				0,527	0,527
WHV,ner Raffinerieges. Kläranlage	1,769	1,031	0,703	0,392	0,974
WHV'ner Raffinerieges. Lagune_034050002063	0,032	0,014			0,023
WINGAS Sole + EWE Jemgum Sole			4151,441	6907,604	5529,522
Xstrata Nordenham; Betriebsabwasser_034610072037	1,691	2,758	2,164	5,750	3,091
Xstrata Nordenham; Kühl- u.OFW_034610072040	73,758	108,632	117,140	94,743	98,568
KA Bayer Material Science AG SH	24,923	33,464	39,800	38,516	34,176
Fettraffinerie Brake Beh.Betriebsabw TS1_034610022029			1,099	0,995	1,047
Fettraffinerie Brake Beh.Betriebsabw.TS2_034610022027		0,004	0,060	0,045	0,036