



Feste Fehmarnbeltquerung - Planfeststellung

Auswirkungen des offenen Tunnelgrabens auf Hydrografie und Wasserqualität

Anlage 30.3

Diese Unterlage ist eine vollständig neue Anlage der Planfeststellungsunterlagen, 03.06.2016

s. 1-20

Nachrichtlich

Juni 2016 - Hintergrundbericht
Erstellt von FEMO für Femern A/S





INHALTSVERZEICHNIS

1	EINLEITUNG.....	2
2	AUSWIRKUNGEN AUF HYDROGRAFIE UND WASSERQUALITÄT	2
3	INNERHALB DES GRABENS UND IM UMLIEGENDEN FEHMARNBELTGEBIET	3
3.1	Hydrodynamik.....	3
3.2	Treibende hydrodynamische Kräfte	4
3.3	Offener Tunnelgraben - Modellaufbau	6
3.4	Wasseraustausch im Sommer.....	10
3.5	Verdünnung des Grabenwassers bei Überlauf	12
3.6	Ansammlung organischen Materials im Graben	14
3.7	Auswirkungen auf Wasserqualität und Biologie	14
3.8	Modellierung der H ₂ S Konzentration	14
3.9	Der Øresund Tunnelgraben	17
4	POTENTIELLE EINFLÜSSE AUF DIE ZENTRALE OSTSEE	17
5	ZUSAMMENFASSUNG	17
6	REFERENZEN.....	18

ABBILDUNGSVERZEICHNIS

Abbildung 1	Prinzipskizze eines Strömungsmusters quer durch den Tunnelgraben bei einer gleichförmigen Strömung. Die gepunktete Linie zeigt eine Strömungsgeschwindigkeit von Null im vertikalen Profil an.	3
Abbildung 2	Strömungsrosen 1m über dem Meeresgrund an der Station MS02 vor der Küste von Puttgarden. In-situ Messungen von 2009-2011. Gesamtzeitraum (oben links) und Sommer (Juli-September, oben rechts). Modellierung von 2005: Gesamtzeitraum (unten links) und Sommerzeitraum (unten rechts).	4
Abbildung 3	Bodennahe Salinitätsentwicklung von 2009-2011 (obere Graphik, Monitoringdaten) und 2005 (untere Graphik, Modelldaten, die einen Jahreszyklus repräsentieren) an MS02, gelegen im tiefsten Teil des Fehmarnbelts, östlich der Tunneltrasse.....	6
Abbildung 4	Modellgebiet (orange Fläche) für die Strömungsuntersuchung des Grabens mit einer Ausdehnung von 5000 m senkrecht zum Graben (250 m NW und 4750 m SO). Die Breite des Modells (40m) ist nicht maßstäblich dargestellt.	7
Abbildung 5	Modellgebiet (Draufsicht oben) und Detailansicht eines vertikalen Querschnitts durch den Tunnelgraben für ein Standardtunnelelement (Mitte) und ein Spezialelement (unten).	8
Abbildung 6	Entwicklung der Salinität im Sohlbereich des tiefen Grabenabschnittes (Spezialtunnelelement) für mehrere festgelegte Strömungen und Anfangsstratifikationen (oben) und Querschnittsansicht von Strömungsverteilung und Salinität nach einem Tag konstanter Strömung (Mitte: 0,45 m/s; unten: 0,15 m/s), mit der Anfangsbedingung eines um 5 PSU höheren Salzgehaltes im Graben gegenüber dem Außenbereich (Querschnitte zeigen nur den tiefsten Bereich des Modellgebietes und nur den Bereich des Grabens).....	9
Abbildung 7	Modellierte Entwicklung der Salinität (oben) im tiefen Bereich des Tunnelgrabens in der Mitte des Belts in einem für ein Standardtunnelelement ausgehobenen Abschnitt (13 m	

	unter Meeresbodenniveau, siehe Abb. 1 oben) und (unten) Momentaufnahme der Salinität am 27. August 2005.	11
Abbildung 8	Entwicklung der Salinität (oben) im unteren Bereich des Tunnelgrabens in der Mitte des Belts in einem für ein Spezialtunnelelement ausgehobenen Abschnitt (16 m unter Meeresbodenniveau, siehe Abb. 1 oben) und (unten) Momentaufnahme der Salinität am 27. August 2005.	12
Abbildung 9	Entwicklung der Tracerkonzentrationen am Grund des Grabens und stromabwärts vom Graben an dem für ein Spezialtunnelelement ausgegrabenen Abschnitt (logarithmische y-Achse ist zu beachten). Die obere Abbildung stellt die gesamte Modellperiode von Juni – November dar und die untere Abbildung zeigt eine Ansicht des Austauschereignisses im Juli. 13	
Abbildung 10	Modellierte H ₂ S Konzentrationen (mg/l) am Grabengrund und stromabwärts des Grabens in einem für die Spezialtunnelelemente ausgegrabenen Abschnitt. Konzentrationen sind als gleitendes Mittel über 48 Stunden dargestellt. Zur Beachtung: die y-Achse ist logarithmisch und unterschiedlich in der oberen Abbildung.	16

TABELLENVERZEICHNIS

Tabelle 1	Statistiken zu den sohnahen Strömungen (basierend auf den Positionsdaten der Station MS02) gezeigt als Häufigkeitsanalyse (obere Teil der Tabelle) und Dauer von Zeiträumen mit schwächeren Strömungen (untere Teil der Tabelle).....	5
Tabelle 2	Mindestverdünnungsfaktor für Überlaufereignisse Im Zeitraum Juni-November für den Grabenabschnitt für Spezialtunnelelemente	13

1 Einleitung

Femern A/S hat FEMO (früher FEHY und FEMA) angefragt, die Auswirkungen des offenen Tunnelgrabens in Bezug auf Hydrografie und Wasserqualität vertiefend zu untersuchen. Der Tunnelgraben steht im Zeitraum zwischen Grabenaushub und Einsetzen der Tunnelelemente offen.

Der Tunnelgraben ist größtenteils mit einer Breite von 70 bis 160 m und einer Tiefe von etwa 11 bis 13 m geplant. An den Stellen, wo die zehn Spezialelemente abgeseht werden, wird der Tunnelgraben auf bis zu 17 m vertieft. Abhängig von der Bodenbeschaffenheit wird die Grabenböschung mit einem Gefälle von 1:1 bis zu 1:3 errichtet.

Der Zeitraum, in dem der Tunnelgraben offen liegt, variiert entlang der Trasse. Für einzelne Bereiche der Tunneltrasse beträgt dieser Zeitraum bis zu drei Jahre.

2 Auswirkungen auf Hydrografie und Wasserqualität

Die Auswirkungen des Zeitraums mit einem offenen Tunnelgraben umfassen drei Bereiche:

- Hydrodynamik, einschließlich einer längeren Aufenthaltszeit des Wassers im Graben;
- Anreicherung von organischem Material im Graben;
- Entwicklung herabgesetzter Wasserqualität mit einem geringen Gehalt an gelöstem Sauerstoff und potenziell auftretendem Schwefelwasserstoff – sowohl im Tunnelgraben als auch bei Überlaufereignissen stromabwärts außerhalb des Grabens – und damit eng verbunden die biologischen Folgewirkungen, insbesondere außerhalb des Grabens in Bereichen, die nicht unmittelbar vom Flächenverlust durch die Baggerarbeiten betroffen sind.

Folglich können durch den Tunnelgraben potenziell Auswirkungen in verschiedenen räumlichen Maßstäben verursacht werden:

- Lokal innerhalb des Grabens (Arbeitsbereich);
- Lokal, unmittelbar stromabwärts außerhalb des Grabens, in Bereichen, wo das Grabenwasser austritt und mit der umliegenden Strömung in den Fehmarnbelt transportiert wird;
- Regional, weiter entfernt, z. B. in der zentralen Ostsee.

Die möglichen Auswirkungen durch den Tunnelgraben werden im Folgenden sowohl für den Graben und das umliegende Fehmarnbeltgebiet (Kapitel 3) als auch für die zentrale Ostsee (Kapitel 4) beschrieben.

3 Lokale Auswirkungen: innerhalb des Grabens und im umliegenden Fehmarnbeltgebiet

3.1 Hydrodynamik

Aufgrund der Geometrie des Tunnelgrabens wird die bodennahe Strömung dazu tendieren, über den Graben hinwegzuströmen, ohne die tiefen Grabenbereiche zu erreichen, wie schematisch in Abbildung 1 dargestellt. Innerhalb des Grabens kann sich prinzipiell eine Wirbelströmung ausbilden, mit einem Gegenstrom am Grabenboden und einer im Vergleich zu außerhalb des Grabens reduzierten Strömungsgeschwindigkeit.

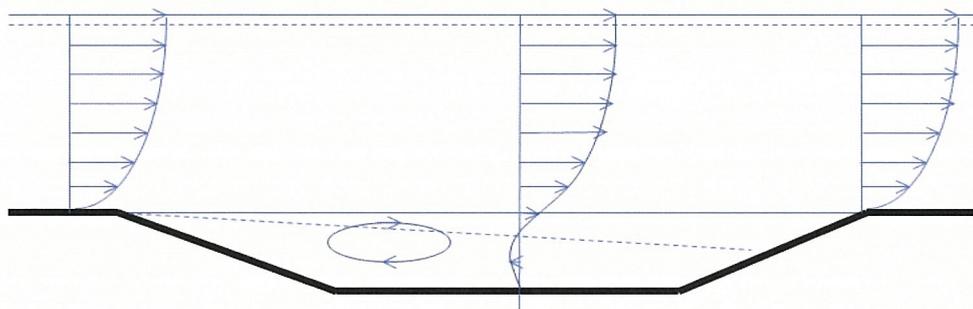


Abbildung 1 Prinzipskizze eines Strömungsmusters quer durch den Tunnelgraben bei einer gleichförmigen Strömung. Die gepunktete Linie zeigt eine Strömungsgeschwindigkeit von Null im vertikalen Profil an.

Innerhalb des Grabens können ebenfalls longitudinale Strömungsmuster auftreten, d. h. in Nord-Süd-Richtung, angetrieben durch Druckunterschiede über den Querschnitt des Fehmarnbelts und der Neigung der Pyknokline (Sprungschicht zwischen dem eher brackigen Wasser in der oberen und dem stärker salinen Meereswasser in der unteren Schicht).

Der tiefste Teil des Grabens wird als temporäre Falle für schwereres, salzhaltigeres Wasser fungieren und eine Schichtung im Graben hervorrufen. Die tieferen Teile des Grabens werden dadurch weiter von den Strömungen des Bodenwassers im Fehmarnbelt entkoppelt und der Wasseraustausch reduziert sich somit im tieferen Teil des Grabens. Ein Wasseraustausch der tieferen Teile im Graben erfolgt in erster Linie durch Ereignisse, bei denen sich aus dem Westen sohnahes Wasser mit einer höheren Dichte als Teil einer Front durch den Großen Belt nähert und sich im Fehmarnbelt und weiter in der Mecklenburger Bucht ausbreitet.

Allerdings kommt es auch durch die Schubspannung der Strömung, die den Graben überströmt, zu einer geringen Erosion der ‚eingeschlossenen‘ Schicht im Graben. Bei ausreichender Zeitspanne kann die Erosion vollständig das dichtere Grabenwasser austauschen, bevor die nächste Salzwasserfront eindringt und den Tunnelgraben wieder mit hochsalinem Wasser auffüllt.

Innerhalb des Grabens wird die Verweilzeit des Wassers daher deutlich länger als außerhalb des Grabens sein. Wahrscheinlich wird das Wasser jedoch nicht vollständig stehen, sofern nicht die Bedingungen außerhalb des Grabens ebenfalls stagnieren. Mehr oder weniger stagnierende Perioden sind vor allem in der Sommerzeit bekannt (Rasmussen et al. 2003).

3.2 Treibende hydrodynamische Kräfte

Die treibenden Kräfte für den Wasseraustausch im Graben wurden auf Basis von Monitoringdaten aus der Bestandserfassung von 2009 bis 2011 und einer Modellierung des repräsentativen Jahres 2005 untersucht. Es sind im Wesentlichen zwei Vorgänge, die den Wasseraustausch im Graben antreiben: die aus dem Westen kommenden Salzwasserfronten, die zum Austausch des eingefangenen Grabenwassers führen sowie die langsame Vermischung oder Erosion des eingefangenen Grabenwassers durch die sohnahen Strömungen.

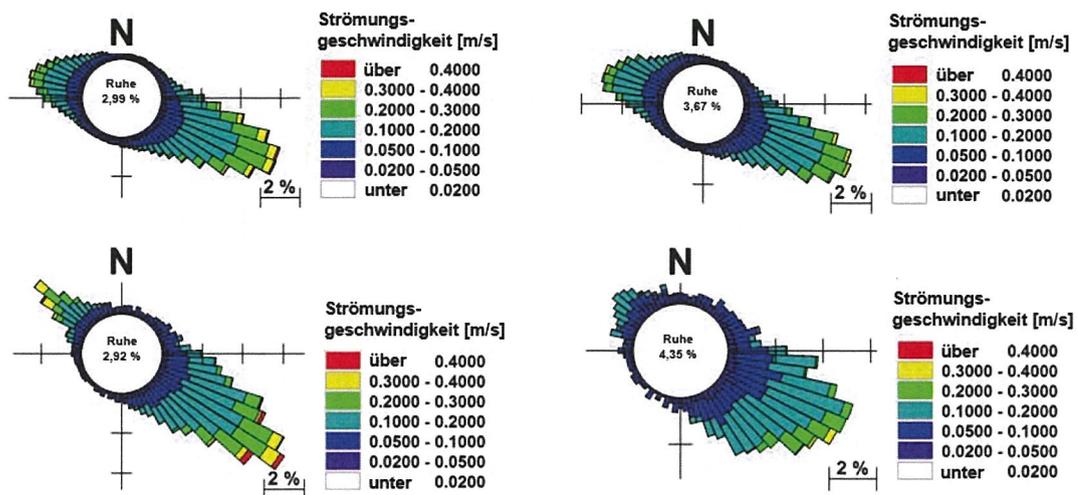


Abbildung 2 Strömungsrosen 1m über dem Meeresgrund an der Station MS02 vor der Küste von Puttgarden. In-situ Messungen von 2009 bis 2011. Gesamtzeitraum (oben links) und Sommer (Juli–September, oben rechts). Modellierung von 2005: Gesamtzeitraum (unten links) und Sommerzeitraum (unten rechts).

Die Abbildung 2 zeigt die Strömungsrosen für die Position der Hauptmessstation MS02 nahe der Tunneltrasse in 2005 (Modellergebnisse) und 2009–2011 (Messdaten). Es werden jeweils die Ergebnisse fürs gesamte Jahr und die Sommermonate gezeigt. Die Strömungsstatistiken sind in Tabelle 1 dargestellt. Der Vergleich von Modell- und Messdaten zeigt, dass die Modellierung für 2005 die Statistik zu den durch das Monitoring erfassten Strömungsgeschwindigkeiten von 2009 bis 2011 gut wiedergibt, mit einer tendenziell reduzierten Strömungsgeschwindigkeit und Frequenz für sommerlichen Ausstrom (N-W Strömung) und Unterschieden in der Hauptrichtung der Ausstromereignisse (s. Abbildung 2, oben rechts und unten rechts). Generell liefern die Modellergebnisse eine gute Darstellung für die typischen Bedingungen entlang des Meeresgrunds in den tieferen Bereichen des Fehmarnbelts.

Tabelle 1 Statistiken zu den sohnahen Strömungen (basierend auf Daten an der Station MS02) gezeigt als Häufigkeitsanalyse (oberer Teil der Tabelle) und Dauer von Zeiträumen mit schwächeren Strömungen (unterer Teil der Tabelle).

Häufigkeit	10 %	25 %	50 %	80 %	95 %
Jährlich					
Monitoringdaten 2009–11	0,038 m/s	0,065 m/s	0,111 m/s	0,187 m/s	0,285 m/s
Modelldaten 2005	0,038 m/s	0,063 m/s	0,107 m/s	0,183 m/s	0,291 m/s
Sommer					
Monitoringdaten 2009–11	0,034 m/s	0,058 m/s	0,098 m/s	0,162 m/s	0,238 m/s
Modelldaten 2005	0,031 m/s	0,053 m/s	0,086 m/s	0,141 m/s	0,207 m/s

Durchschnittliche/maximale Dauer ($U < U(x\%)$)	U (10 %)	U (25 %)	U (50 %)
Jährlich			
Monitoringdaten 2009–11	0,4 Std./5 Std.	0,8 Std. /12 Std.	1,8 Std. /38 Std.
Modelldaten 2005	2,6 Std. /14 Std.	4,6 Std. /30 Std.	9,4 Std. /95 Std.
Sommer			
Monitoringdaten 2009–11	0,4 Std./4 Std.	0,7 Std. /12 Std.	1,6 Std. /25 Std.
Modelldaten 2005	2,2 Std. /14 Std.	3,9 Std. /21 Std.	7,7 Std. /44 Std.

Die andere treibende Kraft für den Wasseraustausch im Graben – die Ankunft einer Salinitätsfront – tritt, wie in Abbildung 3 zu sehen, im Winter und im Frühjahr wiederholt auf. Am Anfang des Sommers ist der Graben mit hochsalinem Wasser gefüllt, und von Westen kommende neue Salzwasserfronten können das salzreichere Wasser im Graben nicht austauschen. Daher stellt der Zeitraum des frühen Sommers den Beginn der kritischen Periode mit einem potenziell stagnierenden Wasserkörper in den tieferen Bereichen des Grabens dar. Die Modellergebnisse von 2005 zur Salinität scheinen im Allgemeinen die typischen, durch das Monitoring in 2009–2011 erfassten Variationen im Fehmarnbelt wiederzugeben.

Ein partieller oder vollständiger Austausch des eingefangenen Grabenwassers kann lediglich durch eine Kombination von Erosion infolge selten auftretender starker Strömungsereignisse (mit hohen Schubspannungen) mit schwächeren Salzwasserfronten stattfinden, die im Sommer/Herbst eintreffen.

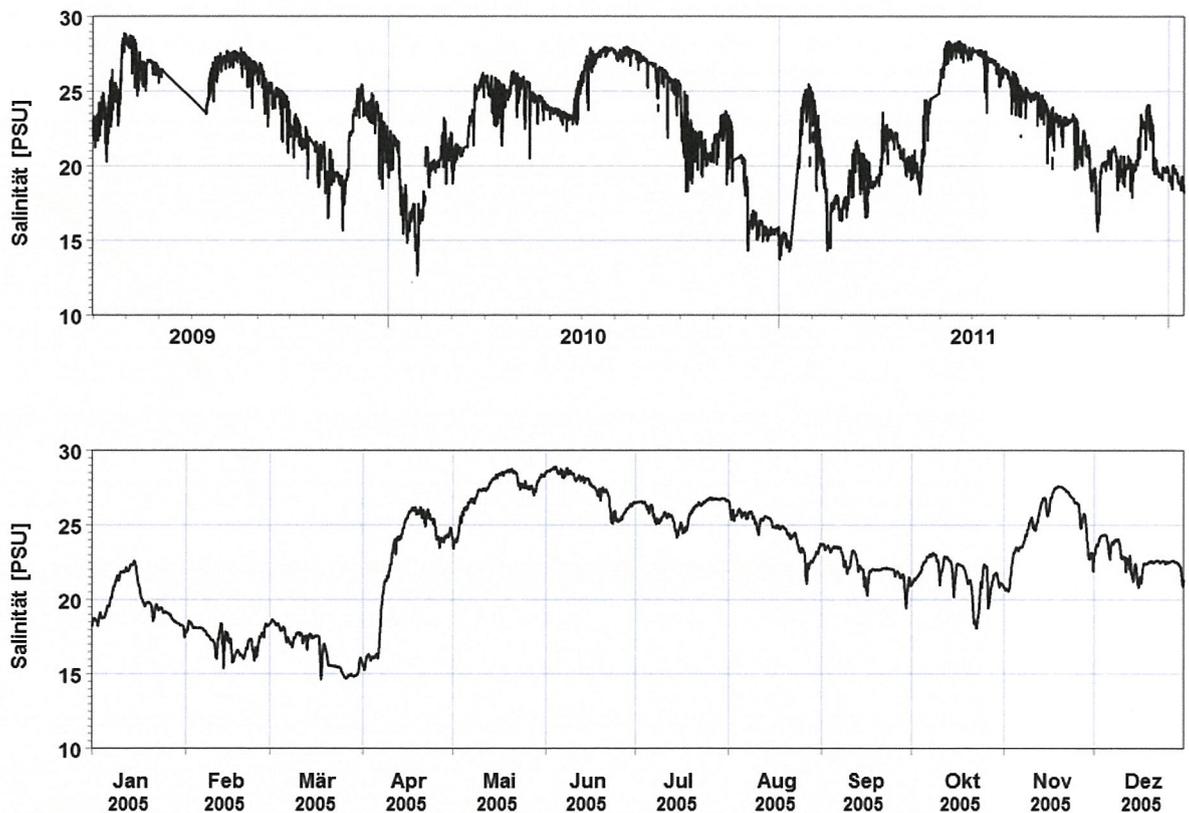


Abbildung 3 Bodennahe Salinitätsentwicklung von 2009 bis 2011 (obere Graphik, Monitoringdaten) und 2005 (untere Graphik, Modelldaten, die einen Jahreszyklus repräsentieren) an MS02, gelegen im tiefsten Teil des Fehmarnbelts, östlich der Tunneltrasse.

3.3 Offener Tunnelgraben - Modellaufbau und -validierung

Um den kombinierten Einfluss von Erosion des Grabenwassers durch Schubspannungen und den durch die Salzfront generierten Wasseraustausch zu untersuchen, wurde ein dynamisches 3D Modell eines Segmentes entlang des Fehmarnbelts unter Berücksichtigung des Grabens in hoher Auflösung erstellt. Die verwendete Software ist MIKE 3 FM, die gleiche Anwendung, die für die Untersuchung von Hydrografie und Wasseraustausch im Fehmarnbelt und der Ostsee aufgrund der permanenten Bauwerksteile des Absenktunnels und der Schrägkabelbrücke zum Einsatz gekommen ist (UVS, Anlage 15 der Planfeststellungsunterlagen, Anhang A Methodik, Kapitel 0.1.2.2.3. und Anhang B Methodik, Kapitel 0.3.4.1.).

Das Modell wurde für einen 5000 m langen, senkrecht zur Tunnelachse verlaufenden Abschnitt an der tiefsten Stelle des Fehmarnbelts erstellt (vgl. Abbildung 4). Das Modell erstreckt sich von etwa 250 m nordwestlich der Tunneltrasse bis 4750 m südöstlich der Trasse (vgl. Abbildung 5), und stellt die voraussichtlich kritischste tiefe Stelle der Trasse dar. Hier wird der Wasseraustausch im Graben aufgrund geringster Strömungsgeschwindigkeiten und durch das Potenzial, Wasser hohen Salzgehaltes zu speichern, am langsamsten stattfinden. Das Abschnittsmodell deckt eine Fläche von 40 m (Graben-)Breite ab (vgl. Abbildung 4 und Abbildung 5 oben).

Die horizontale Auflösung des Modells beträgt etwa 5 m im Grabenbereich, und vergrößert sich auf 40 m im Bereich östlich des Grabens. Vertikal werden 1-m-Schichten von der Oberfläche abwärts bis zu einer Tiefe von 1,5 m über dem Meeresgrund angesetzt. Darunter werden 0,3-m-Schichten bis zum (ursprünglichen) Meeresgrund und in den gesamten Graben hinein verwendet. Das Modell verwendet die für das lokale Fehmarnbeltmodell entwickelten Kalibrierungsparameter (UVS, Anlage 15 der Planfeststellungsunterlagen, Anhang A Methodik, Kapitel 0.1.2.2.3.). Die Randbedingungen

für das Grabenmodell sind Zeitreihen für Strömung und Salinität, die aus dem lokalen Fehmarnbeltmodell extrahiert wurden. Das Grabenmodell stellt also ein Teilmodell des lokalen Fehmarnbeltmodells in sehr hoher Auflösung dar.

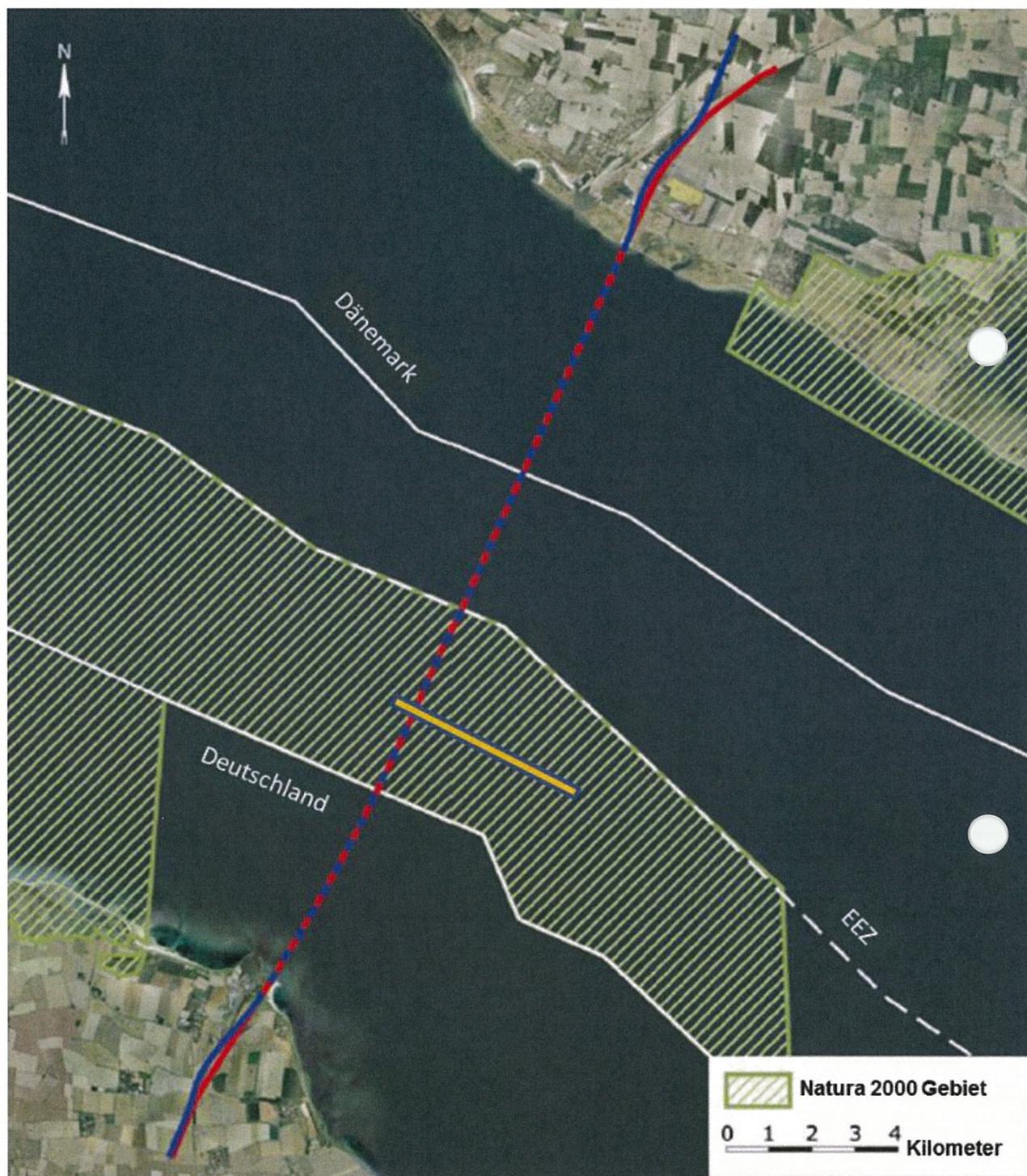
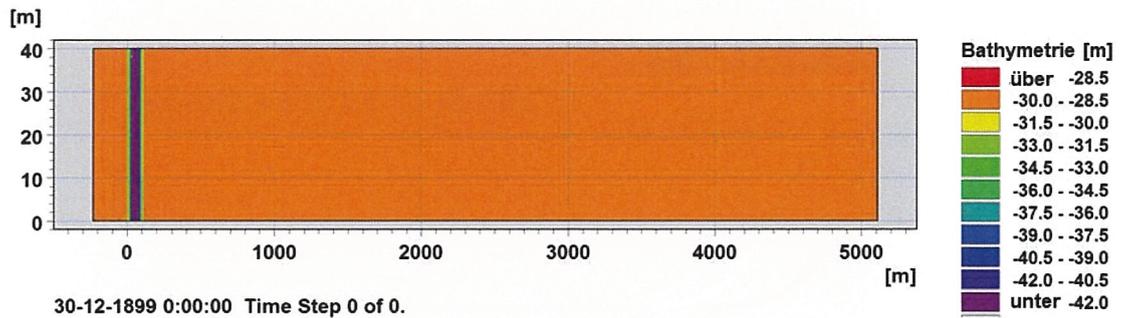


Abbildung 4 Modellgebiet (orange Fläche) für die Strömungsuntersuchung des Grabens mit einer Ausdehnung von 5000 m senkrecht zum Graben (250 m NW und 4750 m SO). Die Breite des Modells (40 m) ist nicht maßstäblich dargestellt.

Es wurden zwei Versionen des Grabenmodells aufgestellt (siehe Abbildung 5), die einen Aushub für ein Standardtunnelement sowie für ein Spezialelement abbilden.



30-12-1899 0:00:00 Time Step 0 of 0.

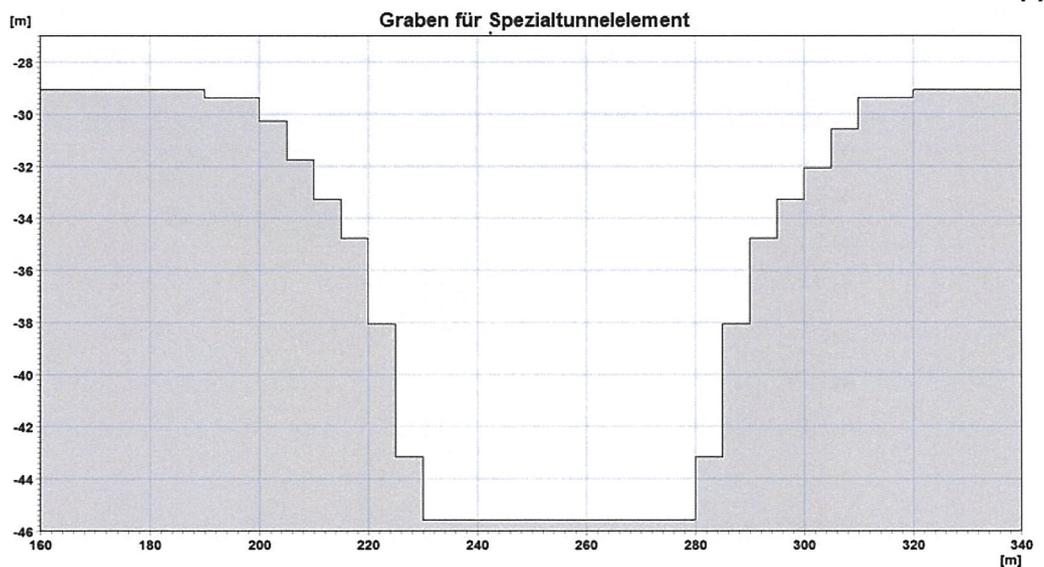
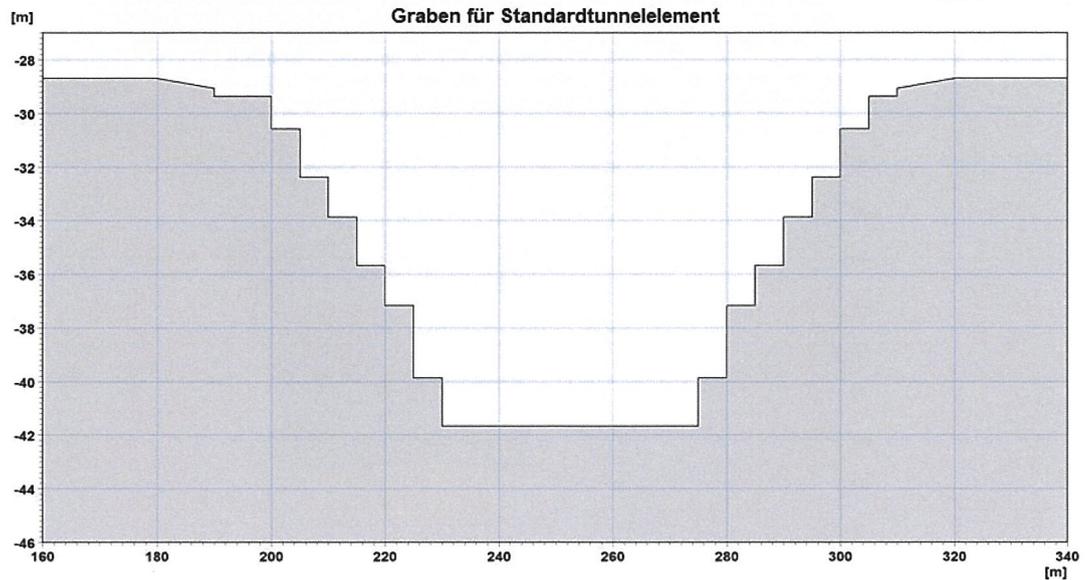


Abbildung 5 Modellgebiet (Draufsicht oben) und Detailansicht eines vertikalen Querschnitts durch den Tunnelgraben für ein Standardtunnelement (Mitte) und ein Spezialelement (unten).

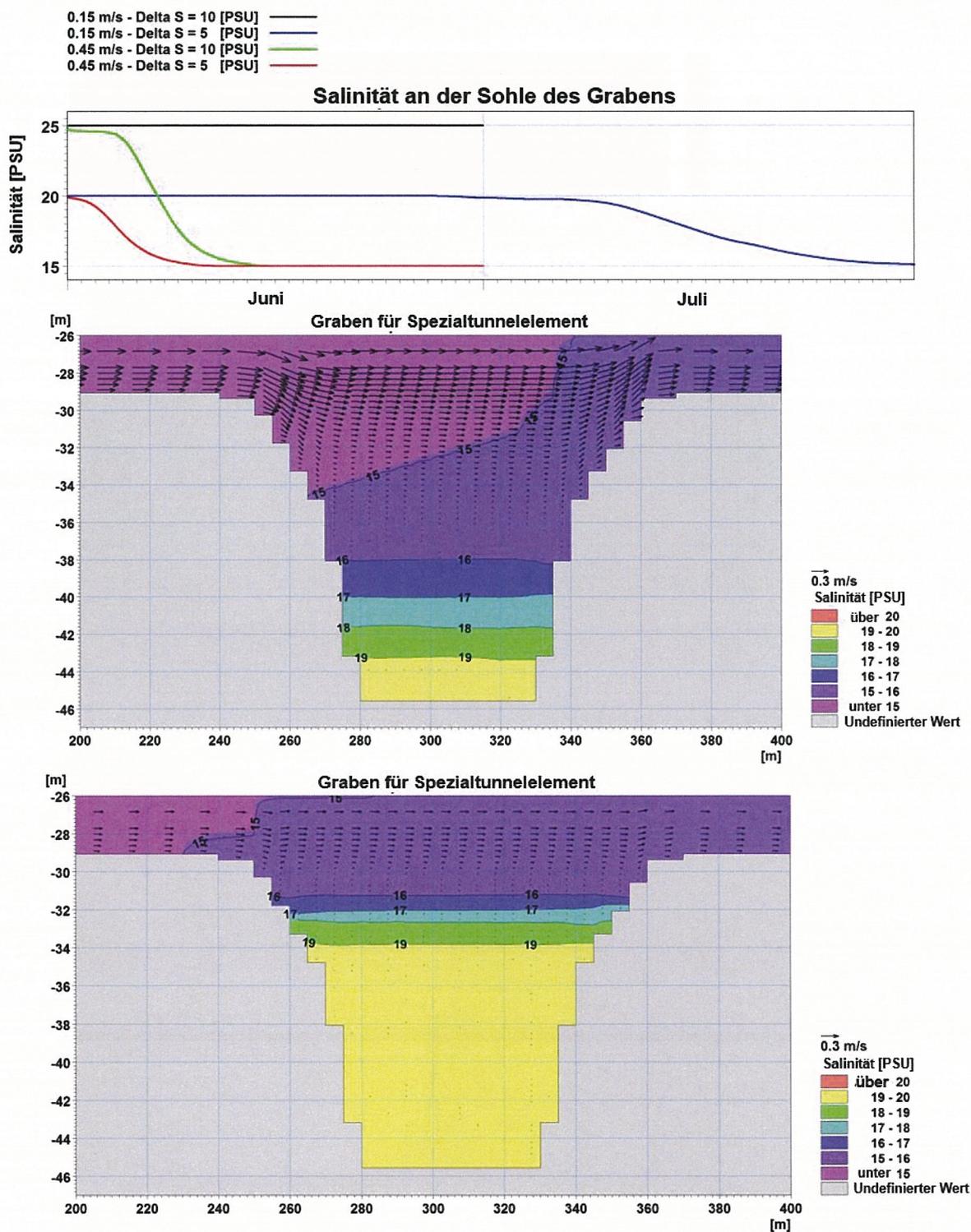


Abbildung 6 Entwicklung der Salinität im Sohlbereich des tiefen Grabenabschnittes (Spezialtunnelement) für mehrere festgelegte Strömungen und Anfangsstratifikationen (oben) und Querschnittsansicht von Strömungsverteilung und Salinität nach einem Tag konstanter Strömung (Mitte: 0,45 m/s; unten: 0,15 m/s), mit der Anfangsbedingung eines um 5 PSU höheren Salzgehaltes im Graben gegenüber dem Außenbereich (Querschnitte zeigen nur den tiefsten Bereich des Modellgebietes und nur den Bereich des Grabens).

Der Erosionseffekt auf das im Graben festgehaltene Wasser wurde anhand der Modellierung eines einfachen Falles validiert. Hierzu wurde der Graben mit Wasser eines Anfangssalzgehaltes von

5 PSU bzw. 10 PSU über dem Wert des Salzgehaltes außerhalb des Grabens modelliert. Die Ergebnisse sind in Abbildung 6 zu sehen. Der obere Bereich des Spezialelementgrabens mit der flacheren Böschungsneigung im oberen Abschnitt wird innerhalb des ersten Tages ausgespült, insbesondere im Szenario mit höherer Strömungsgeschwindigkeit, während es deutlich länger für den unteren Bereich des Tunnelgrabens mit steileren Böschungen dauert. Die typischen Spülzeiten für diese Fälle betragen 10–15 Tage für Szenarien mit starker Strömung (0,45 m/s) und ca. 60 Tage bei schwächerer Strömung (0,15 m/s) jeweils mit einer Anfangsdifferenz im Salzgehalt von 5 PSU. Bei stärkerer Stratifikation ergeben sich längere Spülzeiten. Diese Ergebnisse wurden anhand eines einfachen analytischen Modells der Erosion des eingeschlossenen Grabenwassers geprüft, welches Ergebnisse in der gleichen Größenordnung liefert, wie die Ausspülzeiten aus dem MIKE-Modell.

3.4 Wasseraustausch im Sommer

Auf Basis der oben beschriebenen Validierung der Eingangsbedingungen und der Erosion des eingeschlossenen Grabenwassers wurden die Grabenmodelle (Spezialelement und Standardelement) für den kritischsten Zeitraum in 2005 in Bezug auf stagnierende Bedingungen im Graben modelliert. Beginn des Modellzeitraumes ist der 1. Juni, nach welchem der höchste Wert der Salinität am Grund vorkommt und nur kleinere Salinitätsfronten bis November auftreten. Die Sommerzeit ist ebenfalls der Zeitraum, in dem die Sohlströmungen am geringsten sind und in dem die Wassertemperaturen ihren Maximalwert erreichen.

Die Ergebnisse der Salinitätsentwicklung im Graben für Standardelemente sind in Abbildung 7 dargestellt. Es ist zu erkennen, dass Zeiträume einer Dauer von bis zu einem Monat mit einer leichten Stratifikation der Salinität im Graben vorkommen (Maximum 2,5 PSU). Dies weist darauf hin, dass, obwohl der Wasseraustausch am Grabengrund reduziert ist, auch hier noch ein langsamer Austausch stattfindet. Die Querschnittsdarstellung in Abbildung 7 zeigt die Bedingungen, bevor der Graben durch ein Ereignis einer kleinen Salinitätsfront ausgespült wird (unmittelbar nach dem 27. August), das stark genug ist, um das gesamte untere Wasser im Graben auszutauschen.

Abbildung 8 zeigt eine ähnliche Entwicklung für einen Querschnitt für Spezialelemente. Hier dauern die Stagnationsphasen länger an, bis zu 1,5 Monate. Die maximale Stratifikation erreicht nahezu 5 PSU und es ist sichtbar, dass für Perioden von bis zu einem Monat nahezu keine Änderung der Salinität am Grabengrund auftritt, was auf einen sehr langsamen Wasseraustausch in dieser Periode hinweist. Das nächste stärkere Strömungsereignis am Boden tritt typischerweise mit einer neuen ankommenden Salzfront auf und diese kombinierten Einwirkungen wechseln dann das Wasser im Graben aus.

Der Wasseraustausch im Graben wird in Bereichen mit einzubringenden Spezialtunnelelementen gemäß den Modellergebnissen am geringsten sein.

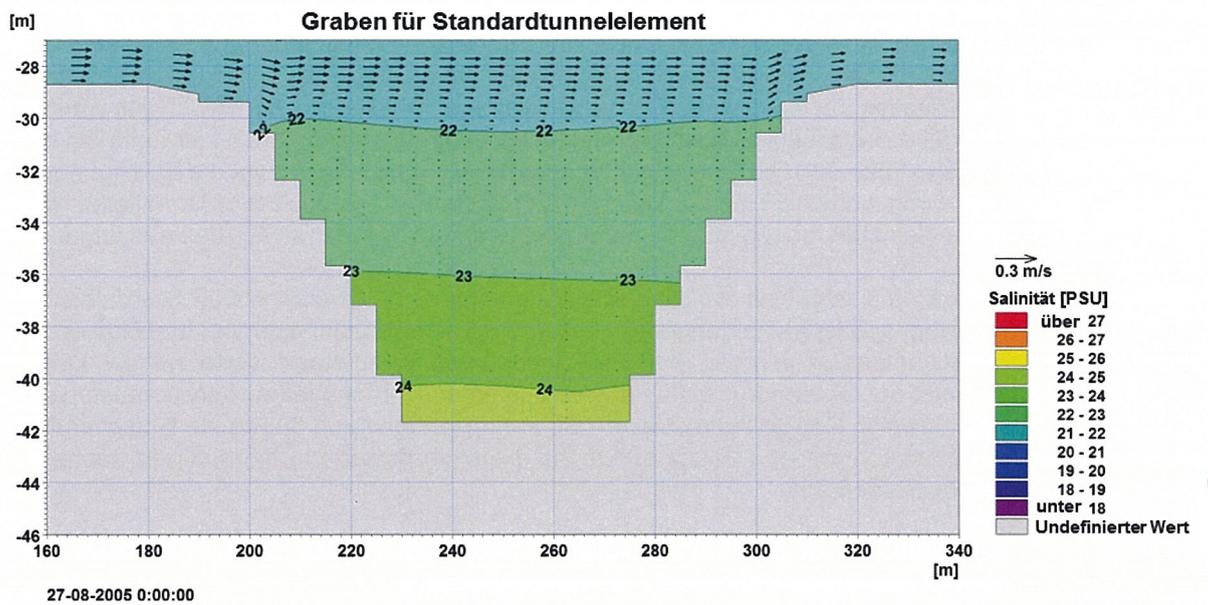
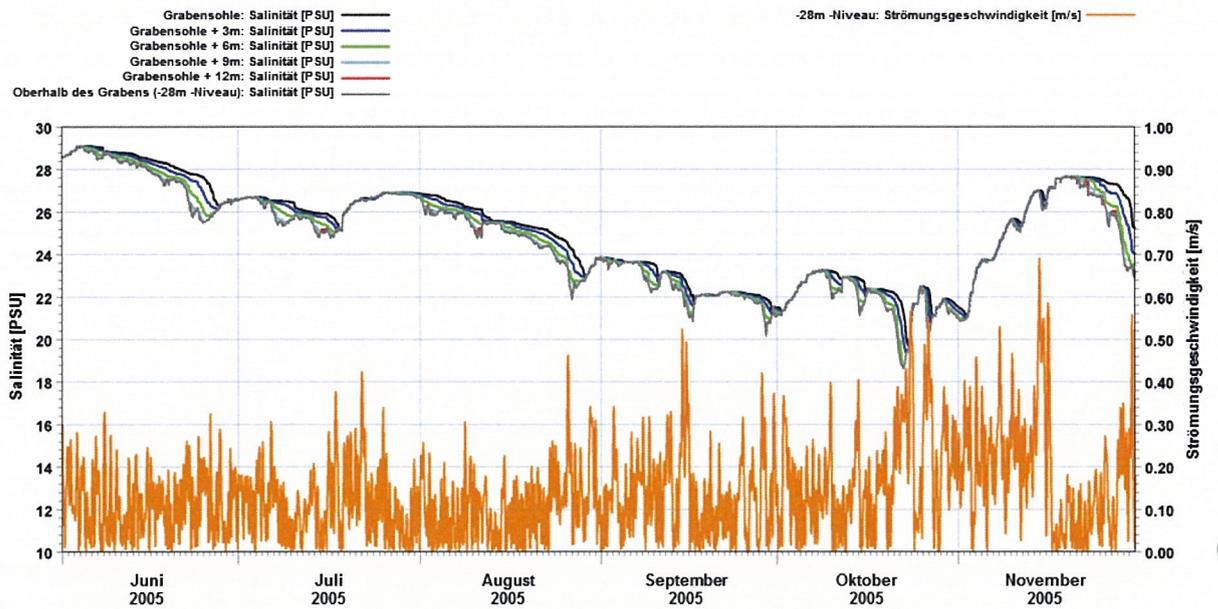


Abbildung 7 Modellierter Entwicklung der Salinität (oben) im tiefen Bereich des Tunnelgrabens in der Mitte des Belts in einem für ein Standardtunnelement ausgehobenen Abschnitt (13 m unter Meeresbodenniveau, siehe Abb. 1 oben) und (unten) Momentaufnahme der Salinität am 27. August 2005.

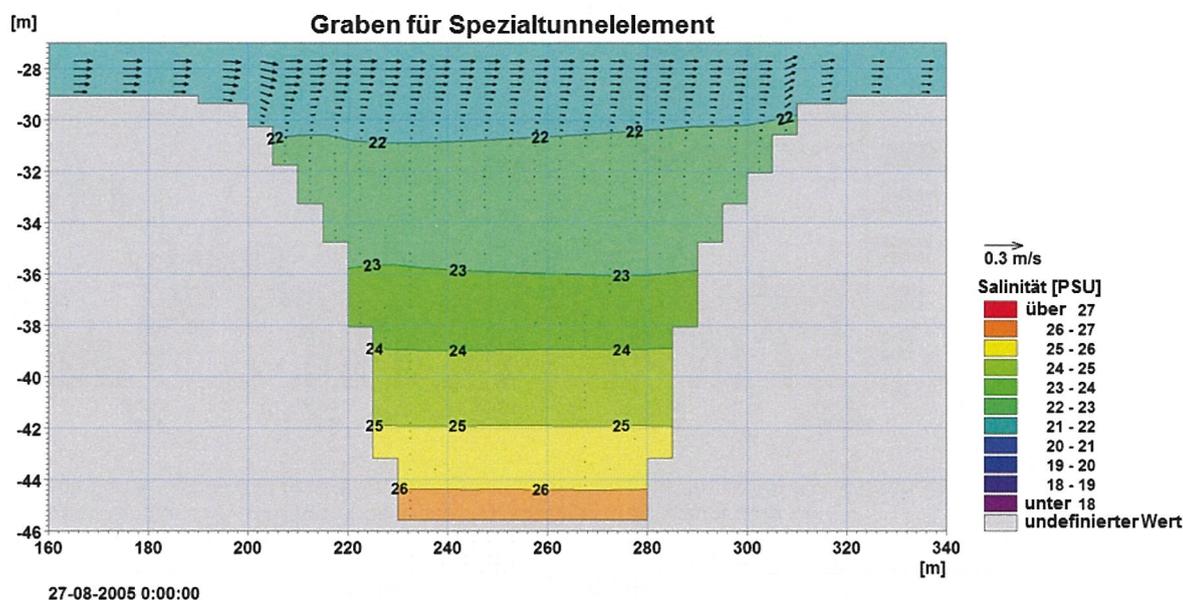
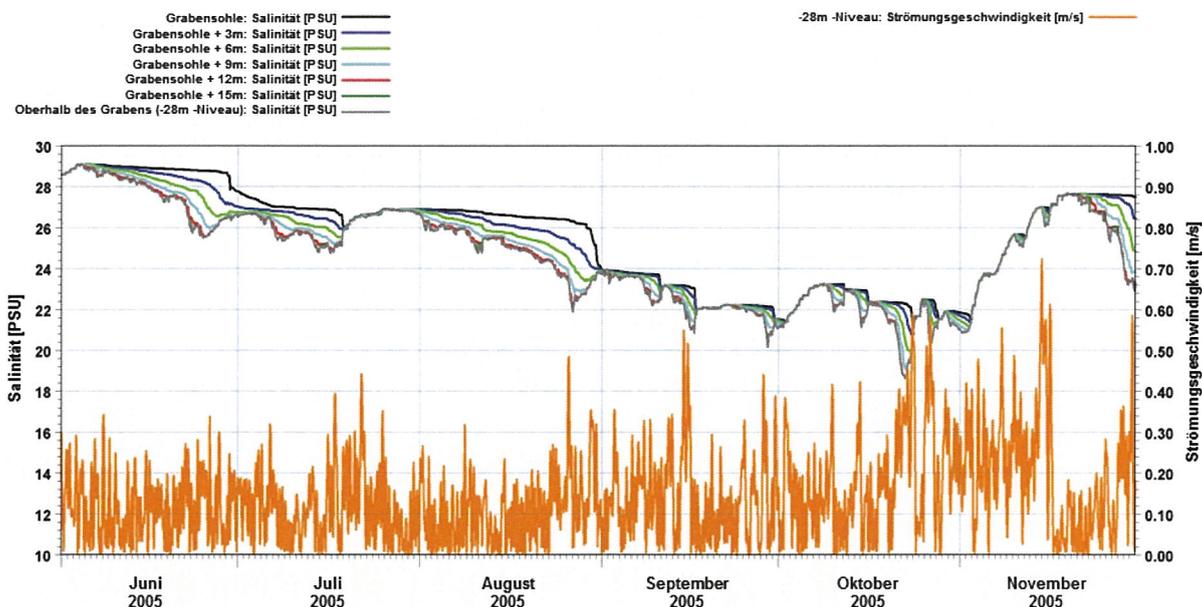


Abbildung 8 Entwicklung der Salinität (oben) im unteren Bereich des Tunnelgrabens in der Mitte des Belts in einem für ein Spezialtunnelelement ausgehobenen Abschnitt (16 m unter Meeresbodenniveau, siehe Abb. 1 oben) und (unten) Momentaufnahme der Salinität am 27. August 2005.

3.5 Verdünnung des Grabenwassers bei Überlauf

Wenn Grabenwasser langsam erodiert und insbesondere wenn es bei einem Ereignis mit einer ankommenden Salzfront überläuft, ist eine gewisse Distanz erforderlich, bevor das freigesetzte Grabenwasser nahezu vollständig mit dem unteren Bereich der Wassersäule in Strömungsrichtung (stromab) durchmischt ist.

Um die Verdünnung stromab zu untersuchen, wurde ein Modellszenario betrachtet, in dem ein künstlicher Tracer im Grabengrund mit einer konstanten Rate zugeführt wurde und stromab des Grabens seine Dispersion modelliert wurde.

Das Ergebnis ist in Abbildung 9 dargestellt. Innerhalb des Grabens baut sich die Tracerkonzentration in Perioden mit geringem Wasseraustausch auf und wird dann bei Austauschereignissen reduziert. Geringe Tracerkonzentrationen können stromab des Grabens aufgrund regelmäßiger Erosion des Grabenwassers erfasst werden, aber höhere Konzentrationen treten bei Überlaufereignissen wie am 19. Juli auf. Die hohen Überlaufkonzentrationen nehmen stromabwärts ab und treten ebenfalls aufgrund der Laufzeit vom Graben zur stromabwärtigen Position leicht versetzt auf.

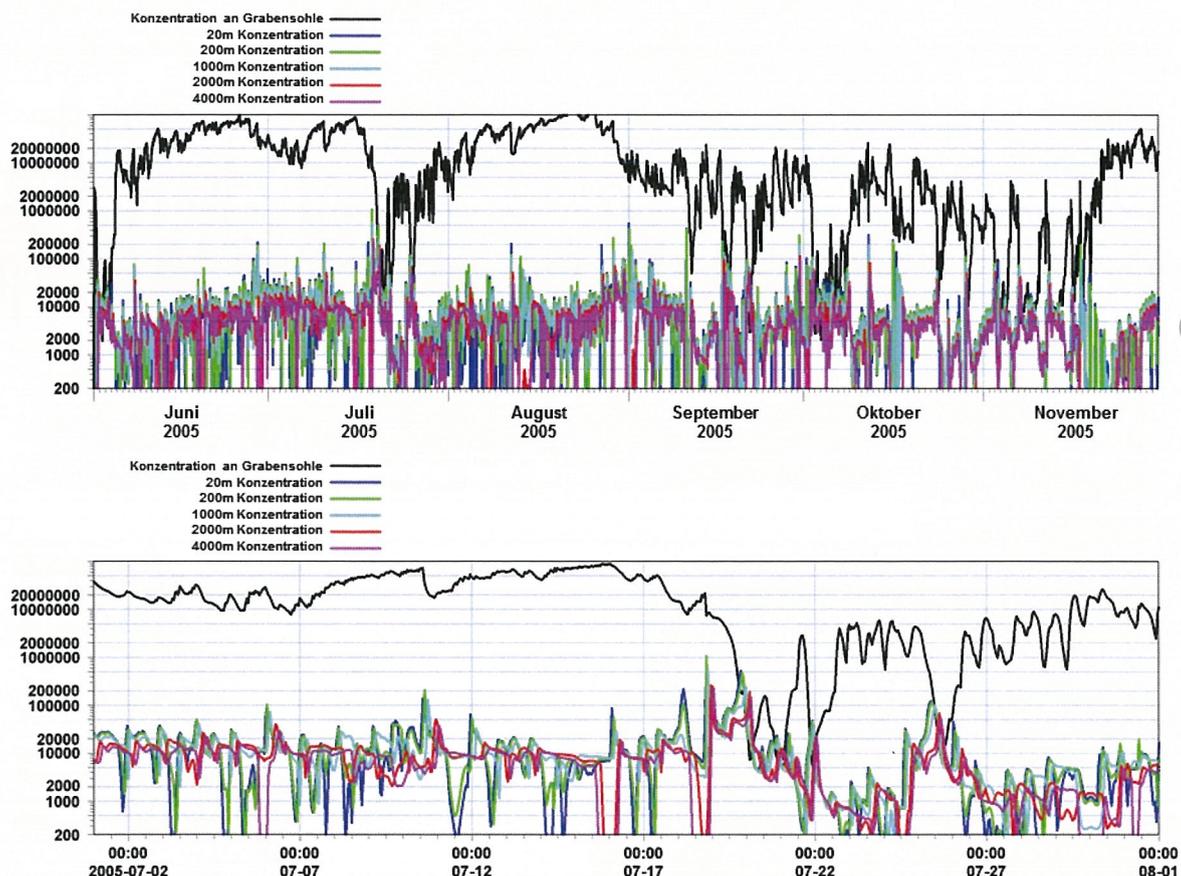


Abbildung 9 Entwicklung der Tracerkonzentrationen am Grund des Grabens und stromabwärts vom Graben an dem für ein Spezialtunnelelement ausgegrabenen Abschnitt (logarithmische y-Achse ist zu beachten). Die obere Abbildung stellt die gesamte Modellperiode von Juni bis November dar und die untere Abbildung zeigt eine Ansicht des Austauschereignisses im Juli.

In Tabelle 2 ist die minimale Verdünnung nach Ereignissen mit großem Überlauf aus dem Graben im Zeitraum Juni–November durch Relation der Überlaufkonzentration und der Tracerkonzentration im Graben kurz vor dem Überlaufen dargestellt. Es ist zu sehen, dass die minimale physikalische Verdünnung bei Überlaufereignissen zwischen einem Faktor 20 sehr nahe am Graben (20 m) bis hin zu 90 in 4000 m Entfernung variiert.

Tabelle 2 Mindestverdünnungsfaktor für Überlaufereignisse im Zeitraum Juni–November für den Grabenabschnitt für Spezialtunnelelemente.

Entfernung stromabwärts:	Grabenboden	20 m	200 m	1000 m	2000 m	4000 m
Mindestverdünnung	-	20	22	48	77	91

3.6 Ansammlung organischen Materials im Graben

Ein 70–160 m breiter Graben wird wie eine Falle für Sedimente und Schwebstoffe fungieren, die von umliegenden Meeresgrundbereichen herantransportiert werden. Ergebnisse eines in 2011 eingerichteten Testfelds mit etwas geringeren Abmessungen als die des Querschnitts des Tunnelgrabens zeigen, dass sich im Graben sowohl Sand als auch kohäsives und organisches Material ansammeln werden.

Die Ablagerungen am Boden des Testfeldes erreichten innerhalb des Beobachtungsjahres etwa 30 cm Mächtigkeit und bestanden hauptsächlich aus organischem Material und Schlack sowie zu geringeren Teilen Sand. Die Ablagerungen an den schrägen Rändern des Testfeldes zeigten einen höheren Sandanteil. Der organische Anteil des kohäsiven Materials betrug bis zu 30 % und das Bodenmaterial des Testfeldes hatte Berichten zufolge einen sehr schlechten Geruch (Anzeichen für H_2S) und wurde mit einem Besatz aus chemoautotrophen Sulfit-oxidierenden Bakterien (Beggiatoa) aufgefunden.

Das Testfeld fing wahrscheinlich mehr organisches Material pro m^2 Grundfläche ein, als der vorge-sehene Tunnelgraben, da es nicht nur organisches Material für die dominanten longitudinalen Strömungen im Fehmarnbelt einfängt, sondern auch von quer gerichteten Strömungen. Der Tunnelgraben hingegen wird aufgrund seiner Geometrie lediglich Material aus den longitudinalen Strömungen auffangen. Daher kann die Ablagerungsintensität im Tunnelgraben um einen Faktor geringer ausfallen als in dem Testfeld, aber dennoch deutlich höher als außerhalb des Grabens.

3.7 Auswirkungen auf Wasserqualität und Biologie

H_2S ist toxisch für das Leben im Wasser, mit tödlichen Werten um ca. 0,05 mg H_2S/l (EPA 2014). Wenn die Konzentration im Graben so hoch ist wie im Mariager Fjord (35 mg H_2S/l), könnte bereits ein partieller Austausch des Grabenwassers zu toxischen Konzentrationen in einiger Entfernung stromabwärts durch Ausströmen von Grabenwasser bodennah außerhalb des Grabens führen. In Abhängigkeit von der Durchmischungsrate mit sauerstoffreichem Wasser kann sich diese ‚Tasche‘ potentiell toxischen Grabenwassers auf kleine oder große Flächen in Grabennähe auswirken. Ähnlich kann es zum Überströmen sauerstoffarmen Wassers kommen (das noch keine hohen Konzentrationen an H_2S aufweist). Das tatsächliche Risiko kritischer H_2S -Bedingungen in Grabennähe wird im Folgenden beurteilt.

Bei Entwicklung anoxischer Bedingungen werden anorganische Nährstoffe, insbesondere Ammoniak und Phosphat, von den Sedimenten in den Graben freigegeben und können durch Wasseraustausch zwischen Graben und Fehmarnbelt das Oberflächenwasser erreichen. Bei einer Vermischung mit dem Oberflächenwasser können erhöhte Nährstoffkonzentrationen lokal die Phytoplanktonblüte anregen. Im Vergleich zu Nährstoffdurchflüssen im Fehmarnbelt werden lokale Nährstoffanreicherungen jedoch vernachlässigbar sein.

Zeitlich betrachtet tritt das höchste Risiko mehr oder weniger stehenden Wassers mit verschlechterter Qualität im Sommer auf, also in dem Zeitraum, in dem der Fehmarnbelt regelmäßig niedrige Sauerstoffkonzentrationen und manchmal Sauerstoffmangel aufgrund langer Verweildauer der unteren Wasserschichten und hoher Sauerstoffaufnahme aufweist (Rasmussen et al. 2003). Gleichzeitig ist die Produktion von H_2S am höchsten, wenn sie durch hohe Temperaturen angetrieben wird (Fossing & Christensen 1999).

3.8 Modellierung der H_2S -Konzentration

Zusätzlich zur genauen Beschreibung des Wasseraustausches im Tunnelgraben und der Verdünnung, sind die maximal im Graben angereicherte Konzentration von H_2S vor einem Durchmischungsereignis mit salzreicherem Wasser und die H_2S -Oxidationsrate (wenn Wasser aus dem Tunnelgraben mit dem sohnahen Wasser des Fehmarnbelts außerhalb des Grabens vermischt

wird) wichtige Fragen für eine realistische Vorhersage der potenziellen Auswirkung auf marines Leben.

Dokumentierte Raten von Sulfatreduktion (und der assoziierten Produktion von Schwefelwasserstoff) variieren in Abhängigkeit von Saison (Temperatur), Konzentration organischer Stoffe im Sediment, Sedimenttiefe und Versuchsaufbau. Zusätzlich zum Hinzufügen organischer Stoffe im Sediment wird die H_2S -Produktion durch die Verfügbarkeit von Sulfat begrenzt, inklusive des Eindringens von Sulfat im Sediment. Eine Literaturstudie hat gezeigt, dass die Raten in der Mehrheit der Studien zwischen 0,1 und 1,0 $\text{g H}_2\text{S/m}^2/\text{Tag}$ variieren (Jørgensen 1977; Westrich und Berner 1984; Ivanov et al. 1989; Fossing und Christensen 1999; Fossing und Sørensen 2000; Jørgensen und Parkes 2010).

Bei Wasseraustausch im Graben wird das H_2S -angereicherte Wasser mit sauerstoffangereicherterem, bodennahem Wasser aus dem Fehmarnbelt verdünnt (siehe Tabelle 3).

In der vorgestellten Modellierung der Konzentrationen wird angenommen, dass:

- die H_2S -Produktion über der gesamten Sohle des tiefen Grabens für Spezialtunnelelemente (40 m × 50 m) mit einer Rate von 1 $\text{g H}_2\text{S/m}^2/\text{Tag}$ erfolgt;
- die Oxidation von H_2S bei Überlauf nicht berücksichtigt wird und die H_2S Konzentration außerhalb des Grabens nur durch Verdünnung beeinflusst wird;
- die H_2S -Konzentration als gleitendes Mittel über 48 Stunden geschätzt wird, um mit dem auf Basis von 48- und 96-Stunden-Tests ermittelten Toxizitätsgrad übereinzustimmen.

An der Sohle des Tunnelgrabens erreicht die modellierte Konzentration bis zu 10–20 $\text{mg H}_2\text{S/l}$ während Stagnationsperioden (z.B. von Mitte Juni bis Mitte Juli), siehe Abbildung 10. Bei Spülereignissen sinkt die Konzentration am Grund des Grabens auf 0,1 bis 0,2 $\text{mg H}_2\text{S/l}$. Von September und bis in den November wird der Graben alle 1–2 Wochen gespült.

Außerhalb des Grabens in etwa 20 m Entfernung (stromab) erreichen die 48-Stunden-gemittelten Konzentrationen im sohnahen Wasser 0,005–0,02 $\text{mg H}_2\text{S/l}$ nach Spülereignissen.

Weiter stromabwärts, 200 m südöstlich des Grabens, wird die H_2S -Konzentration aufgrund von Verdünnung und in Realität auch durch Oxidation von H_2S , weiter um 10–20 % reduziert.

Die höchsten außerhalb des Grabens vorhergesagten Konzentrationen sind unterhalb der für sensitive (tropische und subtropische) Fische ermittelten tödlichen Konzentration von 0,05 $\text{mg H}_2\text{S/l}$.

Grundfische wie Dorsch und Flunder sind wahrscheinlich weniger empfindlich gegenüber Schwefelwasserstoff, da sie in einem Umfeld leben, wo sie gelegentlich geringen Schwefelwasserstoff-Konzentrationen ausgesetzt sind und sind wahrscheinlich in der Lage, wie andere Grundfische, eine toxischen Gefährdung zu meiden (Bagarinao 1992). Spezifische Informationen für Dorsch oder Butt sind jedoch nicht verfügbar.

Im Gegensatz zu Fischen können benthische Wirbellose dem H_2S -enthaltenden Überlaufwasser nicht entfliehen. Studien mit in den tiefen Bereichen des Fehmarnbelts verbreiteten Spezies haben jedoch gezeigt, dass 50 % der Muschelpopulation (*Arctica islandica*, *Macoma balthica*, *Mytilus edulis*) eine 9–40-tägige Aussetzung bei 3,5 bis 7 $\text{mg H}_2\text{S/l}$ überleben würden (Theede et al. 1969, Jahn und Theede 1997). Polychaeten sind sensitiver mit einer 50-%-Überlebensrate nach 1–4 Tagen Aussetzung in 0,6–7,5 $\text{mg H}_2\text{S/l}$ (Theede et al. 1969, Llansó 1991, Diaz und Rosenberg 1995, Kruse et al. 2004). Solche experimentellen Bedingungen sind viel ungünstiger als die vorhergesagten Bedingungen nach einem Überlauf H_2S -angereicherter Wassers. Auswirkungen auf benthische Gemeinschaften sind daher außerhalb des Tunnelgrabens nicht zu erwarten.

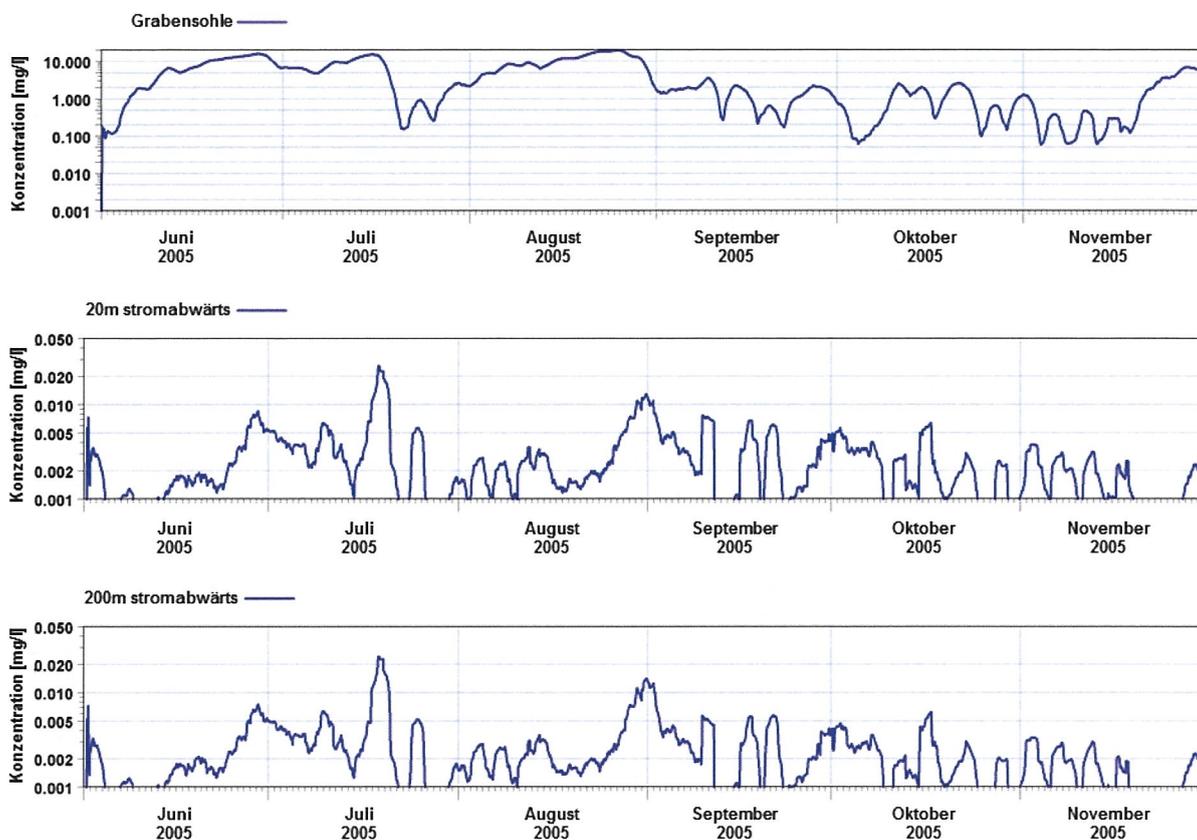


Abbildung 10 Modellierte H_2S -Konzentrationen (mg/l) am Grabengrund und stromabwärts des Grabens in einem für die Spezialtunnelemente ausgegrabenen Abschnitt. Konzentrationen sind als gleitendes Mittel über 48 Stunden dargestellt. Zur Beachtung: die y-Achse ist logarithmisch und unterschiedlich in der oberen Abbildung.

Es wird nur ein Prozess in der Modellierung von H_2S berücksichtigt, nämlich die Verdünnung mit Fehrnabbel-Wasser, während die Oxidation zu S^0 und SO_4^{2-} aufgrund widersprüchlicher Informationen in der Literatur vernachlässigt werden. Die Oxidationsrate für H_2S wird teilweise durch Vorhandensein ‚geeigneter‘ Mikroorganismen und Co-Faktoren wie Metallionen $Fe(II)$ und Mn kontrolliert, mit veröffentlichten Raten, die zwischen 0,03 und 1600 mg H_2S /l/d variieren (Luther et al. 2011). Unter ‚natürlichen‘ Bedingungen können Oxidationsraten von bis zu 20–30 mg H_2S /l/d erwartet werden (Vazquez et al. 1989). Werden solche Raten verwendet, wären die vorhergesagten H_2S -Konzentrationen außerhalb des Grabens in einer Entfernung von 20 m nur geringfügig niedriger als der ermittelte Maximalwert von 0,005 bis 0,02 mg H_2S /l, aber die Reduktion wird mit der Entfernung steigen. Da die veröffentlichten Oxidationsraten jedoch nicht unter *in situ* Bedingungen ermittelt wurden, wurde dieser Prozess nicht in der Modellierung berücksichtigt.

Die oben aufgeführte Analyse über den Effekt physikalischer Verdünnung von H_2S in Überlaufereignissen hat einen Fokus auf den tiefen Grabenabschnitten für Spezialtunnelemente. Weil diese Tunnelemente durch etwa 1800 m Graben für Standardtunnelemente mit einem höheren Wasseraustausch getrennt sind, wird eine Querverdünnung des überlaufenden H_2S vom kritischen Spezialtunnelementteilen dazu beitragen, dass die Entfernung, in welcher noch erhöhte H_2S -Konzentrationen auftreten, zusätzlich begrenzt wird.

Es sollte angemerkt werden, dass die individuellen Bereiche der Tunneltrasse für insgesamt höchstens drei Jahre offen sein werden und dass folglich eine Anreicherung von H_2S im Graben zeitlich und auch flächenmäßig begrenzt sein wird und sich hauptsächlich auf die Abschnitte mit Spezialtunnelementen beschränken wird.

3.9 Der Øresund-Tunnelgraben

Während der Arbeiten zum Øresund-Tunnel wurde weder von Sauerstoffmangel noch von Anreicherung von H₂S berichtet. Dies war wahrscheinlich aufgrund des flachen Wassers, dem Nichtvorhandensein einer Dichtestratifikation und höheren Strömungsgeschwindigkeiten der Fall. Daher kann die Erfahrung des Øresund-Tunnels nicht auf den Fehmarnbelt übertragen werden.

4 Regionale Auswirkungen: potenzielle Einflüsse auf die zentrale Ostsee

Die Ostsee hat eine sehr lange Retentionszeit von 20 bis 40 Jahren und ist relativ großen Variationen im Bruttowasseraustausch durch den Fehmarnbelt und den Øresund ausgesetzt. Daher ist die Ostsee im Allgemeinen nicht sensitiv gegenüber kleinen Änderungen im Wasseraustausch durch den Fehmarnbelt, nicht einmal in Perioden von nur einigen Jahren.

Da die Änderung des Durchflusses im Fehmarnbelt durch den offenen Graben als nahezu null ermittelt wurde, wird es keinen Einfluss auf die Ostsee durch diesen geben. Das gleiche wurde für andere temporäre Bauwerksteile und für die permanenten Strukturen des Absenktunnels wie die Landgewinnungsflächen ermittelt.

Jeder Überfluss von Grabenwasser mit herabgesetzter Wasserqualität (ggf. H₂S enthaltend) wird sich lediglich auf die grabennahen Flächen auswirken. Aufgrund von Verdünnung werden keine Auswirkungen jenseits dieses lokalen Gebietes prognostiziert.

5 Zusammenfassung

Der Einfluss eines für wenige Jahre offen stehenden Tunnelgrabens (bevor die Tunnelelemente eingebaut werden und der Graben verfüllt wird) auf die Hydrodynamik ist außerhalb des Grabens selbst unbedeutend.

Innerhalb des Grabens wird der Wasseraustausch reduziert sein obwohl das Wasser nicht vollständig stagnieren wird. Es wird hier die Wasserqualität ebenfalls durch die Akkumulation organischen Materials beeinflusst, welche im Graben erwartet werden kann. In Perioden mit mehr oder weniger stagnierendem Wasser und insbesondere wenn solche Bedingungen im Sommer auftreten, besteht die Gefahr von Sauerstoffzehrung und H₂S-Produktion im Graben. Es ist zu erwarten, dass im überwiegenden Teil des Jahresverlaufes sich die letalen Bedingungen lediglich auf die tiefen Bereiche des Grabens und insbesondere auf den Grabenabschnitt für die tiefen Spezialtunnelelemente begrenzen.

Im küstennahen Bereich, wo Wasserstände im Graben sich auf weniger als 20 m belaufen, ist die Gefahr von Sauerstoffzehrung und H₂S-Bildung durch das Gefälle der Grabensohle sehr viel geringer, da sich absetzendes organisches Material in Richtung der tieferen Bereiche des Grabens transportiert und im ersten Spezialelementgraben gefangen wird. Dieses geringere Risiko ist insbesondere relevant für das Fehmarn-seitige Ende des Grabens durch den hier stärker geneigten Meeresgrund.

Es sollte angemerkt werden, dass die Wiederansiedlung benthischen Lebens im offenen Graben aufgrund der relativ kurzen Dauer der Grabenöffnung zwischen Aushub und Einbau der Tunnelelemente nur begrenzt stattfinden wird.

Auf Basis realistischer aber konservativer Annahmen zeigen die Ergebnisse der Modellierung, dass keine Auswirkungen auf Fische und benthische Wirbellose außerhalb des Grabens als Folge eines Herausströmens H₂S-haltigen Wassers zu erwarten sind.

6 Referenzen

- Bagarinao T (1992) Sulfide as an environmental factor and toxicant: tolerance and adaptations in aquatic organisms. *Aquatic Toxicol.* 24: 21–62.
- Crill PM and CS Matrens (1987) Biogeochemical cycling in an organic-rich coastal marine basin. 6. Temporal and spatial variations in sulphate reduction rates. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 51(5): 1175–1186
- DCE (2012) Iltsvind i de danske farvande i juli-august i 2012. Notat fra DCE; 31. August 2012
- DEC-NY (2009) www.dec.ny.gov/lands/7185.html
- Diaz RJ and R Rosenberg (1995) Marine benthic hypoxia: A review of its ecological effects and the behavioural responses of benthic macroifauna. *Oceanogr Mar Biol* 33: 245–303.
- EPA (2014) Extract of US EPA ECOTOX database (<http://cfpub.epa.gov/ecotox/>).
- Fossing H & PB Christensen (1999) Produktion og forekomst af svovlbrinte i Mariager Fjord 1998. Danmarks Miljøundersøgelser. 19 s. - Faglig rapport fra DMU, nr. 270.
- Fossing H og HM Sørensen (2000) Svovlbrinte i Mariager Fjord 1998-1999, Poster
- Hansen JW, Storm LM, Mancher O & TJS Balsby (2012) Iltsvind I de danske farvande i juli-august 2012; Notat fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi 31. August 2012.
- Ivanov MV, Yu Lein A, Reeburgh MS and GW Skyring (1989) Interaction of Sulphur and Carbon Cycles in Marine Sediments. Chapter 6 in *Evolution of the Global Biogeochemical Sulphur Cycle* (Eds. P. Brimblecombe & A Yu Lein).
- Jahn A and H Theede (1997) Different degrees of tolerance to hydrogen sulphide in populations of *Macoma balthica* (Bivalvia, tellinidae). *Mar Ecol Prog Ser* 154: 185–196
- Jørgensen BB (1977) The sulfur cycle of a coastal marine sediment (Limfjorden, Denmark). *Limnol. Oceanogr.* 22: 814–832.
- Jørgensen BB & RJ Parkes (2010) Role of sulfate reduction and methane production by organic carbon degradation in eutrophic fjord sediments (Limfjorden, Denmark). *Limnol. Oceanogr.* 55(3): 1338–1352
- Kruse I, Strasser M and F Thiermann (2004) The role of ecological divergence in speciation between intertidal and subtidal *Scoloplos armiger* (Polychaeta, Orbiniidae). *J Sea Res* 51: 53–62
- Llansó RJ (1991) Tolerance of low dissolved oxygen and hydrogen-sulfide by the polychaete *Streblospio-benedicti* (Webster). *J exp Mar Biol Ecol* 153: 165–178
- Luther DW, Ma S, Trouwborchts R, Glazer B, Blickley M, Scharborough RW & MG Mesinger (2004) The Roles of Anoxia, H₂S, and Storm Events in Fish Kills of Dead-end Canals of Delaware Inland Bays. *Estuaries* 27(3): 551–560



Luther GW, Findlay AJ, MacDonald DJ, Owings SM, Hanson TE, Roxanne A. Beinart RA and PR Girguis (2011) Thermodynamics and kinetics of sulfide oxidation by oxygen: a look at inorganically controlled reactions and biologically mediated processes in the environment. *Frontiers in Microbiology* April 2011, vol 2: 1–9; doi: 10.3389/fmicb.2011.00062

Rasmussen B, Gustafsson BG, Ærtebjerg G, Lundsgaard C (2003) Oxygen concentration and consumption at the entrance to the Baltic Sea from 1974 to 2000. *J. Marine Syst.*, 42: 13–30,

Sasaki J, Kawamoto S, Yoshimoto Y, Ishii M & J Kakino (2009) Evaluation of the amount of hydrogen sulphide in a dredged trench of Tokyo Bay. *J Coastal res. SI 56: 890–894*

Sakai S, Nakaya M, Sampei Y, Dettman DL and K Takayasu (2013) Hydrogen sulfide and organic carbon at the sediment–water interface in coastal brackish Lake Nakaumi, SW Japan. *Environ Earth Sci* 68:1999–2006

Smith LL, Oseid DM, Adelman IR and SJ Broderius (1976) Effect of hydrogen sulphide on fish and invertebrates, part I-acute and chronic toxicity studies. USEPA Rep. EPA-600/3-76-062a, 285 p.

Theede H, Ponat A, Hiroki K and C Schlieper (1969) Studies on resistance of marine bottom invertebrates to oxygen-deficiency and hydrogen sulphide. *Mar Biol* 2: 325–337.

Vazque FG, Zhang J and FJ Millero (1989) Effect of metals on the rate of the oxidation of H₂S in seawater. *Geophys. Res. Lett.* 16:1363–1366.

Westrich JT and RA Berner (1984) The role of sediment organic matter in bacterial sulfate reduction: The G-model tested. *Limnol. Oceanogr.* 29: 236–249.