

BERICHT

Ergänzende EIA-Gasproduktion N05-A

Kunde: ONE-Dyas B.V.

Referenz: BG6396-IB-RP-211223-1511

Status: Definitiv/00

Datum: 24. Dezember

2021

V

*Enhancing Society
Together*

Ha

HASKONINGDHV NEDERLAND B.V.

Contactweg 47
1014 AN Amsterdam
Industry & Buildings
Handelsregisternummer: 56515154

+31 88 348 95 00 **T**
reception.ams-cw@nl.rhdhv.com **E**
royalhaskoningdhv.com **W**

Titel des Dokuments: Ergänzende EIA-Gasproduktion N05-A

Untertitel: Ergänzende UVP N05-A
Referenz: BG6396-IB-RP-211223-1511
Status: 00/Endgültig
Datum: 24. Dezember 2021
Name des Projekts: EIA N05-A
Projekt Nr: BG6396

Klassifizierung

Projektbezogen

Sofern nicht anders mit dem Kunden vereinbart, darf kein Teil dieses Dokuments vervielfältigt oder veröffentlicht oder für einen anderen Zweck als den, für den es erstellt wurde, verwendet werden. HaskoningDHV Nederland B.V. übernimmt keine Verantwortung oder Haftung für dieses Dokument, außer gegenüber dem Auftraggeber.

Bitte beachten Sie: Dieses Dokument kann persönliche Daten von Mitarbeitern von HaskoningDHV Nederland B.V. enthalten. Vor der Veröffentlichung (oder anderweitigen Weitergabe) muss dieses Dokument anonymisiert werden oder es muss die Erlaubnis eingeholt werden, dieses Dokument mit personenbezogenen Daten zu veröffentlichen. Dies ist nicht erforderlich, wenn die Gesetze oder Vorschriften eine Anonymisierung nicht zulassen.

Inhalt

1	Einleitung	1
1.1	Die modifizierte VKA	1
1.2	Leitfaden	2
2	Der Nutzen und die Notwendigkeit des N05-A-Projekts	4
3	Zusätzliche Studie über die Auswirkungen der Produktionswasserableitung	8
3.1	Einleitung	8
3.2	Herkunft des Produktionswassers	8
3.3	Ausbreitungsberechnungen	9
3.4	Ökotoxikologische Forschung	11
3.5	Bewertung und Schlussfolgerungen	13
4	Auswirkungen auf die Trauerente	14
4.1	Verbreitung der Trauerente	14
4.2	Störungsquellen für die Trauerente	21
4.3	Auswirkung der modifizierten VKA auf die Trauerente	23
4.4	Bewertung und Schlussfolgerungen	24
5	Stickstoffablagerung	25
5.1	Geschichte	26
5.2	Aktualisierung NO _x und NH ₃ Emissionen	28
5.3	Getroffene und noch zu treffende Abhilfemaßnahmen	29
5.4	Berechnung der Stickstoffablagerung	30
5.5	Ökologische Folgenabschätzung der Stickstoffablagerung	32
5.6	Versorgungsanschluss	46
6	Kumulierung von Umweltauswirkungen	48
6.1	Was in der UVP und der Naturprüfung beschrieben wird	48
6.2	Mögliche Auswirkungen der veränderten VKA	50
6.3	Bewertung Kumulierung	51
6.4	Schlussfolgerungen zur Kumulierung	52
7	Angepasste bevorzugte Alternative	53
7.1	Neuer, südlicherer Standort der Plattform	53
7.2	Beseitigung von Bohrklein und Schlamm	62
7.3	Vertikale seismische Profilierung wird nicht mehr durchgeführt	64
7.4	Zusätzliche Behandlung des abzuleitenden Produktionswassers	65

7.5	Übersicht neue VKA	68
8	Folgenabschätzung neue VKA	71
8.1	Relevante Umweltthemen	71
8.2	Vergleich von ursprünglichem und modifiziertem VKA	81
8.3	Bewertung und Schlussfolgerung	83
9	Literatur	84

Tabellen

Tabelle 3-1: Maximale Tagesmittelkonzentrationen in der Bodenschicht der gelösten Stoffe nach Beobachtungspunkt für das Szenario März - Juni in g/l	11
Tabelle 3-2: Maximale Tagesmittelkonzentrationen in der Bodenschicht der gelösten Stoffe nach Beobachtungspunkt für das Szenario September - Dezember in g/l	11
Tabelle 4-1: Störungsquellen und Entfernungen der einzelnen Aktivitäten	22
Tabelle 5-1: Historie der stickstoffrelevanten Dokumente im Zusammenhang mit der Genehmigung N05-A	26
Tabelle 5-2: Übersicht der Emissionsquellen und Emissionen von der VKA	28
Tabelle 5-3: Zusammenfassung der NO _x -Emissionen für die konventionelle Umsetzung des N05-A-Projekts und mit der Reduzierung der vorgesehenen Minderungsmaßnahmen.	30
Tabelle 5-4: AERIUS-Berechnungsergebnisse für die vier Berechnungsjahre	31
Tabelle 5-5: Zusammenfassung der Stickstoffdeposition auf stickstoffsensiblen Natura 2000-Gebieten (mol/ha/y) während des Jahres der Errichtung (Jahr2)	31
Tabelle 5-6: Einteilung der Empfindlichkeitsklassen für Lebensraumtypen und Zeitrahmen für den tatsächlichen Flächenverlust eines Lebensraumtyps aufgrund von Qualitätsverlusten durch Stickstoffdeposition (Quelle: Royal HaskoningDHV, 2019 und Aktualisierung laut Expertensitzung November 2019)	33
Tabelle 6-1: Im Kumulationstest untersuchte Projekte	49
Tabelle 7-1: Von ONE-Dyas bei der Standortuntersuchung berücksichtigte Aspekte	55
Tabelle 7-2: Abschätzung der Mengen an freigesetzten Stoffen, die je nach Variante als Abfall abgeleitet oder entsorgt werden.	64
Tabelle 7-3: Zusammenfassung der jährlichen Emissionen von Stoffen aus dem Produktionswasser in das Meer während der Produktionsphase	66
Tabelle 7-4: Gliederung der VKA für das Projekt N05-A	68
Tabelle 8-1: Zusammenfassung der Bewertung der ursprünglichen und der modifizierten VKA nach Milderung	82
Tabelle 9-1: Emissionen Dieselgeneratoren Bohranlage (Quelle: KW3-20200099R01, Tabelle 01 und Tabelle 02)	2
Tabelle 9-2: Ermittlung der Emissionsfracht NO _x durch Abfackeln von Gas beim Bohren auf der Bohranlage - Jahr1 und Jahr3	2
Tabelle 9-3: Ermittlung der Emissionsfrachten durch Versorgungsschiffe für die Förderplattform im Jahr 1 und Jahr3	3

Tabelle 9-4: Ermittlung der Emissionsfracht NO _x für Hubschrauber, die die Bohrinself im Jahr1, Jahr3 und Jahr4 ansteuern	3
Tabelle 9-5: Ermittlung der Emissionsbelastung durch Wachschiffe im Umfeld der Bohrinself	4
Tabelle 9-6: Ermittlung der Emissionsbelastung durch die Aufstellung der Förderplattform	5
Tabelle 9-7: Ermittlung der Emissionsbelastung durch die Verlegung der Gasleitung und den Anschluss an die bestehende NGT-Leitung	5
Tabelle 9-8: Ermittlung der Emissionsbelastung durch die Verlegung des Stromkabels	6
Tabelle 9-9: Emissionen Dieselgeneratoren Bohranlage	7
Tabelle 9-10: Ermittlung der Emissionsbelastung NO _x Notstromdieselaggregat (monatlicher Testlauf) auf der Förderplattform	7
Tabelle 9-11: Übersicht der verwendeten Referenzschiffe	8

Zahlen

Abbildung 1-1: Ursprünglicher und neuer Standort der Förderplattform, einschließlich der Lage der Gasfelder und der neuen Trassen der Gaspipeline und des Kabels zum Windpark Riffgat.	3
Abbildung 2-1: Herkunft und Verwendung von Energie und Zukunftsprognose für die Niederlande	4
Abbildung 2-2: Ökologischer Fußabdruck von Gasimporten und Eigenproduktion in gr CO ₂ eq/MJ. (Zusammengestellt aus div. Quellen: Energy Insights LNG Emissions curve, IEA, Pressesuche und ONE-Dyas)	5
Abbildung 2-3: Historische und zukünftige Gasproduktion (Quelle: EZK Jahresbericht 2020)	6
Abbildung 2-4: Für die Bodenbewegungsstudie verwendetes Gasproduktionsprofil mit einem Gesamt Fördervolumen von 22,3 Milliarden Nm ³	7
Abbildung 3-1: Maximale durchschnittliche Tageskonzentration von Aromaten in der unteren Wasserschicht während des Szenarios März-Juni. Die empfindlichen Standorte sind durch weiße Quadrate und eine Nummer gekennzeichnet (0 = N05-A, 1 = Austerbank-Renaturierungsprojekt (Südspitze), 2 = Nordseeküstengebiet, 3 = Rottumerplaat, 4 = Borkum Riffgrund, 5 = Niedersächsisches Wattenmeer und angrenzendes Küstenmeer), die niederländisch-deutsche Grenzlinie mit der gestrichelten Linie.	10
Abbildung 4-1: Dichte der halbverknotteten Muschel (Ssub) groß in Anzahl pro m ² (links) und Biomasse in Gramm Frischgewicht m ² (rechts) im Jahr 2019 (Perdon et al., 2019).	15
Abbildung 4-2: Anzahl der Trauerenten und ihre Verteilung in der Küstenzone der nordwestlichen Niederlande im März und April 2016. Die farbigen Linien stellen die geflogenen Routen an den Tagen mit der gleichen Farbe dar (Fine et al., 2017)	16
Abbildung 4-3: Verbreitung der Trauerente im östlichen Wattenmeer/Wattenküste während der Januar 2018 Zählung (Lilipaly et al, 2018)	17
Abbildung 4-4: Verteilungsmuster der Trauerente im Oktober/November (links) und Dezember/Januar (rechts). Blau = 0,1 - 0,5 Vögel pro km ² , rot = 2048 und mehr Vögel pro km ² (Quelle: Leopold et al, 2015).	17
Abbildung 4-5: Verbreitung der Trauerente im östlichen Wattenmeer/Wattenküste während der August 2019 Zählung (Sluijter et al., 2020).Der blaue Block zeigt ungefähr den geplanten neuen Plattformstandort.	18

Abbildung 4-6: Verbreitung der Trauerente im östlichen Wattenmeer/Wattenküste während der November 2019 Zählung (Sluijter et al., 2020). Der blaue Block zeigt ungefähr den geplanten neuen Plattformstandort.

19

Abbildung 4-7: Verbreitung der Trauerente im östlichen Wattenmeer/Wattenküste während der Zählung im Januar 2020 (Sluijter et al., 2020). Der blaue Block zeigt ungefähr den geplanten neuen Plattformstandort.

19

Abbildung 4-8: Mittlere Dichte von Trauerenten im Winter im Zeitraum 2015 - 2018. Der blaue Block zeigt in etwa den geplanten Standort der neuen Plattform.

20

Abbildung 4-9: Durchschnittliche Dichte von Trauerenten im Frühjahr 2015 - 2018. Der blaue Block zeigt in etwa den geplanten Standort der neuen Plattform. Der blaue Block zeigt global den geplanten neuen Standort der Plattform.

20

Abbildung 4-10: Lage der 60 dB Störkontur durch landende Hubschrauber für den neuen Plattformstandort.

22

Abbildung 7-1: Karte des Meeresbodens um den Standort der Plattform. Diese Karte enthält die zusätzlichen Informationen der Ende 2021 durchgeführten Bodenuntersuchungen. Die Sonarkontakte werden durch ein blaues X mit der Höhe über dem Meeresboden angezeigt (das X ist nicht maßstabsgerecht). Magnetische Kontakte sind in Rot und die Stärke in Nanotesla (nT) angegeben.

58

Abbildung 7-2: Aushub von ca. 500 x 500 m auf der zentralen Route

59

Abbildung 7-3: Standort der neuen Plattform und alternative Routen für das Kabel nach Riffgat. Der Ausschnitt unten links zeigt die Situation um den neuen südlichen Plattformstandort und der Ausschnitt unten rechts zeigt die Überquerung der braunen Fläche beim Windpark Riffgat.

60

Abbildung 7-4: Aushub von ca. 500 x 500 m auf der südlichen Kabeltrasse

61

Abbildung 7-5: Schematische Darstellung einer Aktivkohlefilteranlage

65

Abbildung 7-6: Karte mit dem neuen Standort der Plattform und den geänderten Kabel- und Pipelinetrassen 70

Anhänge

Anhang 1: Fahnenstudie zur Ableitung von Produktionswasser

Anhang 2: Ökotoxikologische Bewertung der

Produktionswassereinleitung Anhang 3:

Stickstoffdepositionsstudie.

Anhang 4: Clustering der

Lebensraumtypen Anhang 5: TNO-

Studie zum Unterwasserlärm Anhang 6:

Periplus-Studie zur Archäologie

1 Einleitung

Am 13. Oktober 2020 beantragte ONE-Dyas B.V. eine Umweltgenehmigung für den Bau und Betrieb der Offshore-Gasförderplattform N05-A (im Folgenden N05-A). Eine Umweltverträglichkeitsprüfung wurde zusammen mit dem Genehmigungsantrag eingereicht: Umweltverträglichkeitsbericht Gasproduktion N05-A. Nach der Einreichung wurden die Anträge und die Umweltverträglichkeitsstudie zur Einsichtnahme ausgelegt, und die Kommission für Umweltverträglichkeitsprüfung (Commissie voor de milieueffectrapportage, nachstehend UVP-Kommission genannt) gab eine beratende Stellungnahme zur Umweltverträglichkeitsstudie ab.

Auf der Grundlage der Empfehlungen der UVP-Kommission und der Stellungnahmen von Interessengruppen hat ONE-Dyas seinen Plan in Teilen geändert, um die Auswirkungen auf die Umwelt weiter zu verringern. Es wurden auch zusätzliche Untersuchungen durchgeführt, um die Auswirkungen des Plans genauer zu erfassen. Die Projektänderungen und Ergänzungen zur UVP werden in dieser Ergänzung beschrieben:

- 1 Erläuterung des Nutzens und der Notwendigkeit der Gasförderung in N05-A;
- 2 Ein neuer Standort für die Plattform in einem Gebiet, dessen Meeresboden hauptsächlich aus Sand besteht;
- 3 Installation eines Aktivkohlefilters zur Verringerung der Kohlenwasserstoff- und Metallkonzentration im abgeleiteten Produktionswasser;
- 4 Entsorgung von freigesetztem Bohrklein und Schlamm anstelle der Einleitung ins Meer in die Borkum-Steine;
- 5 Verzicht auf die Durchführung von vertikalen seismischen Profilen zur Kartierung des Untergrunds;
- 6 Zusätzliche Forschung zu den ökotoxikologischen Folgen der Ableitung von Produktionswasser;
- 7 Zusätzliche Forschung über die Störung für Trauerenten;
- 8 Neuberechnung der Stickstoffablagerung durch das Projekt auf natürliche Gebiete;
- 9 Erläuterung der kumulativen Auswirkungen, insbesondere der Dauer der verschiedenen Aktivitäten im Plangebiet.

1.1 Die modifizierte VKA

Die oben genannten Änderungen haben zur Folge, dass die ursprüngliche bevorzugte Alternative (VKA), wie in der ursprünglichen UVP beschrieben, geändert wird. In den folgenden Kapiteln dieser Beilage wird dies im Einzelnen erläutert. Der Übersicht halber werden die Änderungen an der VKA hier in groben Zügen beschrieben.

Die ursprüngliche Absicht von ONE-Dyas ist es, mit einer neuen Gasförderplattform Erdgas aus dem Boden der Nordsee zu gewinnen. Das geförderte Gas wird an eine bestehende NGT-Hauptgasleitung auf See angeschlossen und per Pipeline weiter an Land transportiert. Um das Gas fördern zu können, werden mit einer selbstfahrenden Bohranlage Bohrungen in das Gasfeld N05-A und mögliche umliegende Gasfelder ("Prospektionsgebiete") vorgenommen. Um die Umweltauswirkungen des Projekts so gering wie möglich zu halten, werden sowohl die Förder- als auch die Bohrplattform elektrifiziert. Der Strom dafür stammt aus dem nahe gelegenen Offshore-Windpark Riffgat. Die Karte in Abbildung 1-1 gibt einen Überblick über die Lage der Plattform und der Gasfelder.

Die folgenden Änderungen werden an der ursprünglichen Absicht vorgenommen:

1 Neuer Standort der Plattform

Der Standort der Förderplattform und der Bohrplattform wird um etwa 850 Meter nach Süden verschoben. An dieser Stelle besteht der Meeresboden hauptsächlich aus Sand und es gibt nur wenige

große Steine. Steine auf dem Meeresboden ("Hartsubstrat") bieten Lebensraum für verschiedene Arten und tragen zu einem reichen Meeresleben bei. Der neue Standort bedeutet, dass sich der Verlauf der Pipeline geringfügig ändern wird. Für das Stromkabel nach Riffgat wurde eine neue Trasse gefunden, bei der große Steine auf dem Meeresboden liegen, vermieden werden. Die verschiedenen ergänzenden Studien in dieser Beilage gehen von dem neuen Plattformstandort und den neuen Pipeline- und Kabeltrassen aus.

Durch die Verlagerung nach Süden ist der neue Standort weiter von dem Austernsanierungsprojekt von ARK und WWF entfernt. Im ursprünglichen Plan betrug die Entfernung zum Rand des Bergungsprojekts etwa 650 Meter und am jetzigen Standort 1500 Meter¹. Die Sichtbarkeit der Plattform vom Land aus nimmt jedoch leicht zu, da der neue Standort etwas näher an der Küste liegt (19 gegenüber 20 km).

2 Keine VSP-Erhebung

Nach Abschluss einer Bohrung plante ONE-Dyas die Durchführung einer VSP-Untersuchung. VSP steht für Vertical Seismic Profiling und ermöglicht eine detaillierte Kartierung der durchbohrten Erdschichten. Die VSP-Untersuchung wird durchgeführt, indem Schallwellen in den Boden gesendet werden. Diese Schallwellen können Meeressäuger und andere Arten stören. ONE-Dyas beschloss, auf die VSP-Studie für dieses Projekt zu verzichten, um die durch Unterwasserlärm verursachte Störung zu vermeiden.

3 Beseitigung von Bohrklein und Bohrspülungen auf Wasserbasis

Beim Bohren der Gasbohrungen wird Bohrklein freigesetzt. Dabei handelt es sich um gebohrtes Gestein aus dem Bohrloch. Außerdem wird eine Bohrspülung verwendet, um das Bohrklein zu heben und das Bohrloch zu stabilisieren. Es gibt grundsätzlich zwei Arten von Bohrspülungen: auf Wasserbasis und auf Ölbasis. ONE-Dyas plante, wie üblich, das wasserhaltige Bohrklein und den Schlamm vor Ort zu entsorgen und das ölhaltige Bohrklein zur Aufbereitung an Land zu transportieren. Bohrspülungen auf Ölbasis werden zur Wiederverwendung an den Lieferanten zurückgegeben. Die Einleitung von Bohrklein und Schlamm führt zur Ablagerung einer Schicht von Bohrklein um die Plattform und zur Bildung einer trüben Wolke im Meerwasser. Angesichts der natürlichen Werte der Borkumer Steine und der Nähe des Austernansiedlungsprojekts beschloss ONE-Dyas, nicht nur die ölhaltigen Bohrschlämme und -schlämme, sondern auch die wasserhaltigen Bohrschlämme und -schlämme zu entsorgen. Dies erfordert zusätzliche Transporte, und der Bohrschlamm und die Spülung müssen anderswo verarbeitet werden.

4 Nachbehandlung des Produktionswassers mit einem Aktivkohlefilter

Bei der Förderung von Erdgas steigt mit dem Erdgas auch Wasser aus dem tief unter der Erde liegenden Gasreservoir auf. Dies wird als Produktionswasser bezeichnet. Dieses Wasser wird auf der Förderplattform abgetrennt, um das Erdgas zu transportieren und in das nationale Gasnetz einzuspeisen. Das abgetrennte Wasser wird in das Meer eingeleitet, wobei die gesetzlichen Einleitungsvorschriften eingehalten werden. Das Wasser enthält noch Spuren von Kohlenwasserstoffen und Metallen aus dem unterirdischen Gasvorkommen. Um den Eintrag dieser Spuren weiter zu reduzieren, installiert ONE-Dyas einen Aktivkohlefilter auf der Förderplattform, der die Verunreinigungen im abgeleiteten Wasser reduziert. Die Untersuchung der Auswirkungen des abgeleiteten Produktionswassers basiert auf der Zusammensetzung des extra gereinigten Produktionswassers nach Verlassen des Aktivkohlefilters. Die Funktionsweise des Filters wird in Abschnitt 7.4. beschrieben.

1.2 Leitfaden zum Lesen

In dieser Ergänzung werden zunächst die zusätzlichen Studien in den Abschnitten 2 bis 5 erläutert, und in Abschnitt 6 werden zusätzliche Erläuterungen zur Kumulierungsprüfung gegeben, die in der UVP durchgeführt wurde. Anschließend wird in Kapitel 7 die neue Vorzugsvariante (VKA) für die Durchführung des Projekts beschrieben. In Kapitel 8 werden die Umweltauswirkungen der modifizierten VKA mit denen der ursprünglichen VKA verglichen und Schlussfolgerungen gezogen. Da die ergänzenden Studien bereits auf dem modifizierten VKA beruhen, werden die wichtigsten Änderungen zunächst kurz erläutert.

Dieser Nachtrag sollte in Verbindung mit der ursprünglichen UVP einschließlich der Begleitstudie, die im Oktober 2020 vorgelegt wurde, gelesen werden. Die Umweltverträglichkeitsstudie und die

Genehmigungsanträge sind [hier](#) veröffentlicht.

¹ Diese Entfernung wird zum nächstgelegenen Punkt des 500 mal 500 großen Gebiets um das Austernbewirtschaftungsprojekt berechnet.



Abbildung 1-1: Ursprünglicher und neuer Standort der Förderplattform, einschließlich der Lage der Gasfelder und der neuen Trassen der Gaspipeline und des Kabels zum Windpark Riffgat.

2 Der Nutzen und die Notwendigkeit des N05-A-Projekts

In seinem Gutachten empfiehlt der UVP-Ausschuss, die Zweckmäßigkeit und Notwendigkeit des Projekts zu prüfen, auch im Hinblick auf die in den Stellungnahmen aufgeworfenen Fragen. Dieses Kapitel erklärt sie.

Nutzen und Notwendigkeit von im Inland gefördertem Erdgas

Seit Beginn der Förderung in den 1960er Jahren hat das niederländische Erdgas zu einer zuverlässigen und erschwinglichen Energieversorgung der Niederlande und Europas beigetragen. Mit der derzeitigen Energiewende wandelt sich die Rolle von Erdgas von einem Primärenergieträger zu einem Übergangskraftstoff. Die Senkung des Energiebedarfs und die Erhöhung des Anteils erneuerbarer Energiequellen wie Sonne und Wind müssen letztlich zu einer CO₂neutralen Energieversorgung bis 2050¹ führen. Allerdings werden die erneuerbaren Energiequellen den Energiebedarf in den kommenden Jahrzehnten nicht vollständig decken können, so dass Erdgas für einen großen Teil der Energieversorgung in den Niederlanden und im übrigen Europa weiterhin unverzichtbar sein wird. Erdgas wird heute und in naher Zukunft für unsere Gesellschaft und Wirtschaft von großer Bedeutung sein.

Die folgende Abbildung 1-1 zeigt die niederländische Energienachfrage und -versorgung bis zum Jahr 2050 sowie den voraussichtlichen Einsatz von Energiequellen.

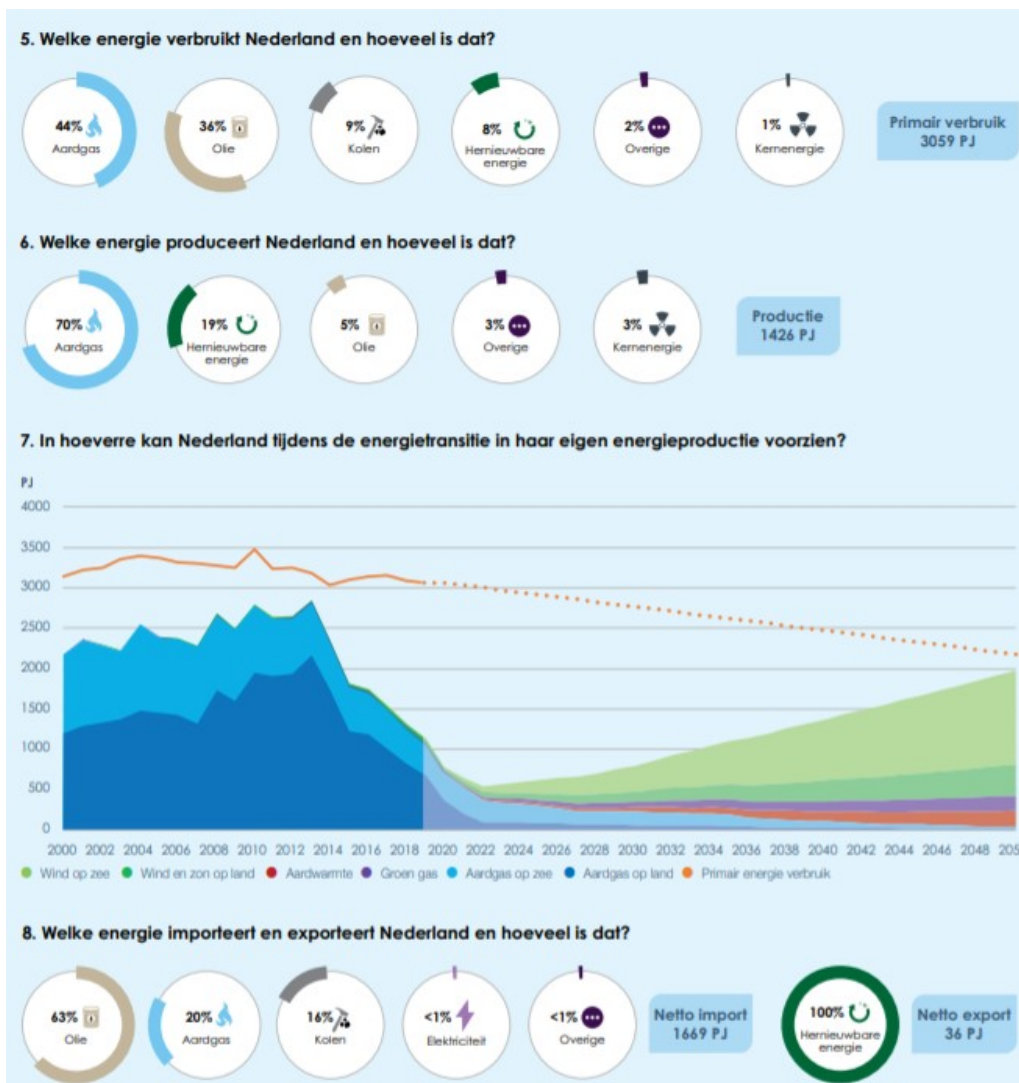


Abbildung 2-1: Herkunft und Verwendung von Energie und Zukunftsprognose für die Niederlande².

Aus dem Schaubild wird deutlich, dass zwischen dem Angebot an erneuerbaren Energien und der Nachfrage nach Energie eine große Lücke klafft. Im Jahr 2030 wird der Erdgasbedarf in den Niederlanden immer noch 32 % des Primärenergieverbrauchs betragen.³ Aufgrund der verringerten Gasproduktion in den Niederlanden wird der größte Teil des Erdgases importiert werden. So ging beispielsweise der Rückgang der niederländischen Gasproduktion zwischen 2014 und 2018 mit einem ebenso starken Anstieg der Importe aus Russland einher.⁴

Die Vorteile des im Inland geförderten Erdgases

Die Verwendung von im Inland produziertem Erdgas hat eine Reihe von Vorteilen gegenüber importiertem Gas⁵:

- 1 Sie ist besser für das Klima. Inländisch erzeugtes Erdgas hat einen geringeren CO₂Fußabdruck, von der Quelle bis zum Verbraucher (siehe Abbildung 2-1 unten). Der höhere CO₂Fußabdruck von importiertem Erdgas ist hauptsächlich auf den längeren Transportweg und mehr Leckagen bei der Produktion und dem Transport von Erdgas zurückzuführen;
- 2 Sie bietet eine bessere Versorgungssicherheit und Unabhängigkeit von Ländern außerhalb der EU;
- 3 Das Wissen über die Technik und den Untergrund wird durch Forschung und ständige Innovationen aufrechterhalten und sogar erweitert;
- 4 Die bestehende Gasinfrastruktur bleibt intakt, wird gewartet und steht für zukünftige Energieformen zur Verfügung;
- 5 Sie trägt zur Wirtschaft in Form von Arbeitsplätzen und Einnahmen für die Staatskasse bei.

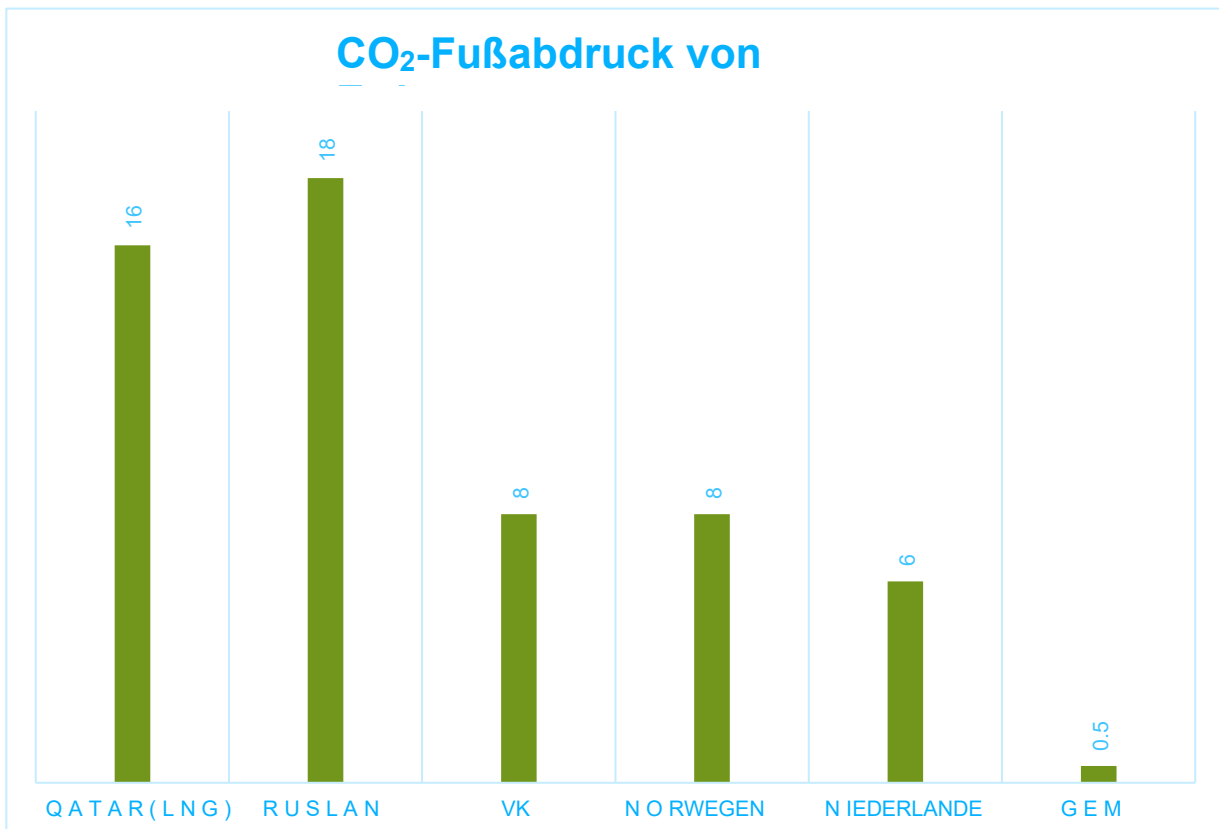


Abbildung 2-2: Ökologischer Fußabdruck von Gasimporten und Eigenproduktion in gr CO₂eq/MJ. (Zusammengestellt aus verschiedenen Quellen: Energy Insights LNG-Emissionskurve, IEA, Pressesuche und ONE-Dyas)

³ Niederländische Agentur für Umweltbewertung (2021). Klima- und Energieausblick 2020. Den Haag: PBL.

⁴ Karel Beckman, Jilles van den Beukel, The great Dutch gas transition, The Oxford Institute for Energy Studies, 2019

⁵ Schreiben des Ministers für Wirtschaft und Klima vom 30-03-2020, Aktenzeichen 32813 nr. 486

Die Vorteile des heimischen Erdgases aus N05-A

Die Gasförderplattform N05-A wird direkt durch Offshore-Windkraft angetrieben, was in der Nordsee noch nirgends der Fall ist. Daher ist der ökologische Fußabdruck von N05-A viel kleiner als der der konventionellen niederländischen Gasförderung. Sowohl die Gasförderung als auch die Bohrungen werden elektrisch betrieben. Außerdem werden die Anlagen nach den besten verfügbaren Techniken (BVT) in Bezug auf Dichtheit und Emissionen geplant und installiert. Solange die Niederlande Erdgas benötigen, werden sie ihren Beitrag zu den globalen Emissionen minimieren, indem sie zur Deckung dieses Bedarfs Erdgas aus N05-A verwenden.

Letzte Frist für die Bergbaugenehmigung

Im Nordseeabkommen wurde unter anderem vereinbart, dass Erdgas aus der Nordsee weiterhin für die Deckung der Binnennachfrage nützlich und notwendig ist: Die Förderung darf diese Nachfrage nicht übersteigen.⁶ Das nachstehende Schaubild zeigt die erwartete niederländische Gasproduktion.

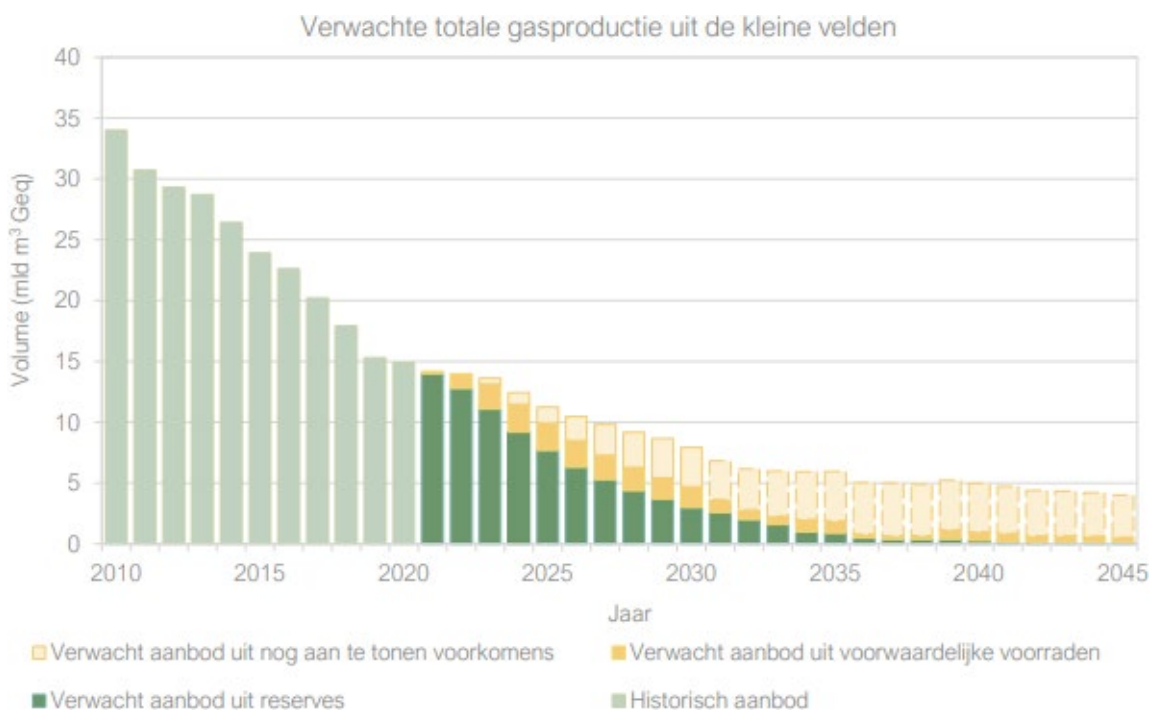


Abbildung 2-3: Historische und zukünftige Gasproduktion (Quelle: EZK Jahresbericht 2020)

Das Erdgas von N05-A ist in der obigen Grafik enthalten. Die Gewinnung von N05-A wird schätzungsweise 10 bis 35 Jahre dauern⁷. Die Tagesproduktion in den letzten Produktionsjahren ist um ein Vielfaches niedriger als zu Beginn der Produktion, wie aus dem nachstehenden Schaubild hervorgeht. Die Produktionslizenz läuft im Jahr 2049 aus. Die Förderung von N05-A fügt sich in die Politik der Regierung und in die erwartete Erdgasproduktion in den gesamten Niederlanden ein. Auch die Gasproduktion in der Nordsee übersteigt nicht die inländische Nachfrage. Der Bedarf an Erdgas im Jahr 2030 beträgt immer noch 32 % von 3059 PJ. Das sind etwa 1000 PJ oder etwa 30 Milliarden Nm³ Groninger Gas⁸. Das erwartete Angebot von rund 8 Mrd. Nm³ bleibt daher deutlich darunter.

⁶ Nordsee-Verhandlungsvereinbarung, 19. Juni 2020, <https://www.rijksoverheid.nl/documenten/rapporten/2020/06/19/bij-low-or-l-report-the-agreement-for-the-north-sea>

⁷ Abbauplan N05-A

⁸ 1 PetaJoule (PJ) entspricht 109 MJ. 1 Nm³ Groninger Gas entspricht 31,65 MJ/Nm³. 1000 PJ entsprechen also 30 Milliarden Nm³ Groninger Gas.

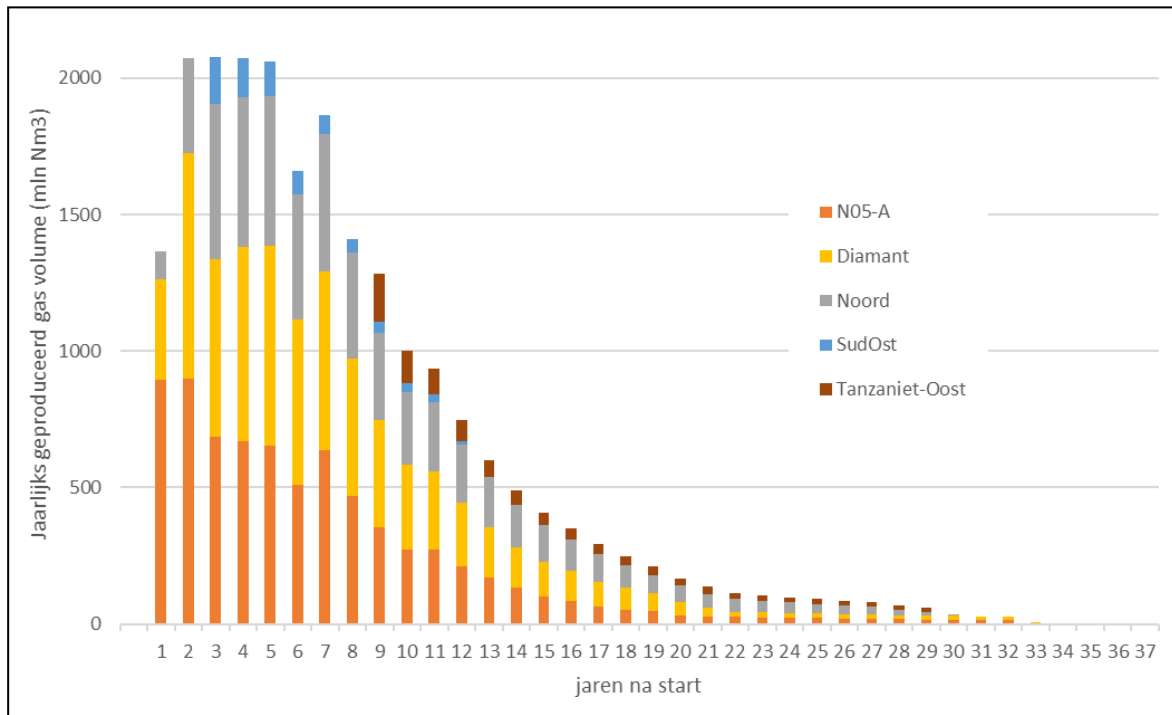


Abbildung 2-4: Gasproduktionsprofil, das für die Bodenbewegungsstudie verwendet wurde, mit einem Gesamtfördervolumen von 22,3 Mrd. Nm3

3 Zusätzliche Studie über die Auswirkungen der Ableitung von Produktionswasser

3.1 Einleitung

Bei der Gasaufbereitung auf der Plattform N05-A wird Produktionswasser freigesetzt, das vor Ort ins Meer eingeleitet wird. Das Produktionswasser enthält noch Kohlenwasserstoffe und Metalle aus der unterirdischen Gaslagerstätte und kann daher die Wasserqualität in der Umgebung der Plattform beeinträchtigen. In diesem Kapitel werden die Verteilung des Produktionswassers und die (ökotoxikologischen) Auswirkungen der Einleitung auf die Qualität des Meerwassers und das benthische Leben beschrieben. Die Stellungnahme der UVP-Kommission zur Studie über die Auswirkungen der Ableitung von Produktionswasser ist im nachstehenden Kasten zu finden.

Beratungsausschuss UVP

In der Umweltverträglichkeitsprüfung wird die Einleitung von Produktionswasser erörtert und die Einleitungskonzentrationen verschiedener Stoffe angegeben. Ein Vergleich mit den Hintergrundwerten⁹ zeigt, dass die eingeleiteten Konzentrationen von Quecksilber, Cadmium und Blei - selbst nach Verdünnung - relativ hoch sind. Die Menge an Benzol, die von dieser Plattform freigesetzt würde, ist ebenfalls relativ hoch¹⁰. Obwohl die genannten Konzentrationen im Bohrklein und im Abwasser innerhalb der niederländischen Normen liegen, können sie sich dennoch nachteilig auf den seltenen Lebensraum und die dort vorkommenden Arten auswirken. Die Auswirkungen der oben genannten Effekte auf das Bodensubstrat sind aus der Umweltverträglichkeitsprüfung noch nicht ersichtlich. Neben der Erstickung des Bodenlebens durch Bedeckung kann auch eine Veränderung der chemischen Zusammensetzung des Substrats (durch die Einleitung von Stoffen im Bohrklein und im Abwasser) zu einem langfristig ungeeigneten Lebensraum führen. Veranschaulichen Sie diese Auswirkungen auf die Bodenfauna. Vergleichen Sie beispielsweise mit der Literaturrecherche, welche Konzentrationen von Abfällen Muscheln, insbesondere Flachhauster, vertragen können. Verwenden Sie eine modellierte Ausbreitungsfahne, um die Auswirkungen in der Nähe und in größerer Entfernung von der Einleitungsstelle zu unterscheiden. Fassen Sie die berechneten Konzentrationen und Einleitungen von Schadstoffen in Tabellen zusammen (sowohl für den Boden als auch für die Einleitungen in die Wassersäule) und geben Sie die Hintergrundwerte und die Normen für die Niederlande und Deutschland an.

Zeigen Sie außerdem auf, welche Abhilfemaßnahmen möglich sind, z. B. die Filterung und/oder Wiedereinleitung des Abwassers.¹¹

Die ökotoxikologische Untersuchung der Auswirkungen von Produktionswasser besteht aus zwei Schritten:

- 1 Modellierung der Ausbreitung des abgeleiteten Produktionswassers im Meer. Der Bericht über die Ausdünnung der Fahne¹² ist in Anhang 1 enthalten und das Ergebnis ist in Absatz 3.3; zusammengefasst.
- 2 Ökotoxikologische Forschung und Bewertung. Der Forschungsbericht¹³ ist in Anhang 2 enthalten und das Ergebnis ist in Absatz 3.4; zusammengefasst.

NB: Die ökotoxikologische Studie basiert auf der geänderten VKA, d.h. mit der Anwendung eines Aktivkohlefilters und der Einleitung vom neuen, südlicheren Standort. Die Zusammensetzung des abgeleiteten Wassers ist in Abschnitt 7.4 beschrieben.

3.2 Herkunft des Produktionswassers

Bei der Förderung von Erdgas steigt mit dem Erdgas auch Produktionswasser aus dem Gasfeld auf. Dieses Produktionswasser besteht aus einer Mischung aus Kondenswasser und Formationswasser:

- Das kondensierte Wasser steigt mit dem Erdgas in Dampfform aus der Lagerstätte auf und kondensiert während des Transports an der Oberfläche. Das kondensierte Wasser enthält kaum Schwermetalle,

⁹ OSPAR-Kommission 2020. Einleitungen, Verschüttungen und Emissionen von Offshore-Öl- und Gasanlagen im Jahr 2018, Tabelle 4.3. OSPAR ist das Übereinkommen zum Schutz der Meeresumwelt des Nordost-Atlantiks.

¹⁰ Teil 2 Umweltverträglichkeitstabelle 13. Nach Angaben der EIA macht Benzol etwa 80 % der gelösten Aromaten im Produktionswasser aus, das ins Meer eingeleitet wird (bei einem normalen Betrieb von 60 m³ Wasser/Tag sind das 2.850 kg pro Jahr). Ausgehend von einer durchschnittlichen jährlichen Gesamteinleitung aller Plattformen im Zeitraum 2009-2018 ist die jährliche Einleitungsmenge der Plattform N05-A hoch (OSPAR, 2020, Discharges, Spills and Emissions from Offshore Oil and Gas Installations in 2018). In seiner Stellungnahme fordert der Niedersächsische Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz eine Erklärung für die Einleitungen von Benzol, Quecksilber, Cadmium und Nickel. Um beispielsweise einen guten chemischen Zustand der deutschen Gewässer für Quecksilber zu erreichen, ist ein messbarer Anstieg der Konzentration

nicht zulässig, da die Obergrenze bereits überschritten ist.

¹¹ Die Übersicht mit den mildernden Behandlungsmaßnahmen ist in Abschnitt 7.4.2. enthalten.

¹² Fahnenmodellierung Produktionswasser N05-A, RHDHV, November 2021

¹³ Ökotoxikologische Bewertung von Benzol, Quecksilber, Cadmium und Blei aus Produktionswasserdispersion, RHDHV, November 2021

enthält jedoch Kohlenwasserstoffe aus dem Erdgas. Alle Bohrungen zusammen werden voraussichtlich 30 bis 60 Kubikmeter Wasser pro Tag fördern.

- Formationswasser ist Wasser aus der Gaslagerstätte, das in flüssiger Form zusammen mit dem Erdgas an die Oberfläche gebracht wird. Das Lagerstättenwasser enthält von Natur aus Stoffe, die aus der Lagerstätte in das Wasser gelöst wurden, darunter Salz und Spuren von Schwermetallen. Formationswasser wird hauptsächlich gegen Ende der Lebensdauer eines Feldes produziert, und die Produktion von Formationswasser hängt von den Eigenschaften eines Gasreservoirs ab. Wenn bei einer Bohrung viel Formationswasser anfällt, werden Maßnahmen ergriffen, um die Bohrung so zu verändern, dass weniger Wasser mit dem Erdgas gefördert wird. Für die Felder im N05-Gebiet wird aufgrund der Lagerstätteigenschaften davon ausgegangen, dass die meisten Bohrungen kein Formationswasser produzieren werden, aber als Worst-Case-Szenario wurden 150 m³ pro Tag als Ausgangspunkt für die Auslegung der Produktionsanlagen berücksichtigt.

Auf einer Gasaufbereitungsplattform wie der Plattform N05-A werden beide Arten von Wasser vom Erdgas getrennt und über einen Öl-Wasser-Trenner durch ein Rohr knapp unter dem Meeresspiegel ins Meer abgeleitet. Das abgeleitete Produktionswasser entspricht den Einleitungsbestimmungen der Bergbauverordnung. Dies wird in der Umweltverträglichkeitsstudie für N05-A ausführlich beschrieben, siehe insbesondere Abschnitt 2.4 von Teil 1 der Umweltverträglichkeitsstudie und Kapitel 5 von Teil 2 der Umweltverträglichkeitsstudie.

In Anbetracht der nahe gelegenen Naturschutzgebiete beschloss ONE-Dyas, zusätzlich zu der in der Umweltverträglichkeitsprüfung beschriebenen Wasseraufbereitung das Wasser für die Einleitung in einem Aktivkohlefilter zu behandeln, um die Konzentration von Kohlenwasserstoffen und Metallen im eingeleiteten Produktionswasser weiter zu reduzieren. Dieser Aktivkohlefilter wird in Abschnitt 7.4 dieser Ergänzung beschrieben. In diesem Abschnitt werden auch andere Techniken zur Aufbereitung des Produktionswassers erörtert. Die ökotoxikologische Studie basiert auf der Wasserzusammensetzung nach dem Aktivkohlefilter. Tabelle 7-2 in Abschnitt 7.4 enthält eine Schätzung der Durchflussmenge und der Konzentrationen von Stoffen im abgeleiteten Produktionswasser. Für das eingeleitete Wasser wurden die Daten aus dem CIW-4-Bericht¹⁴ verwendet. Bei einer modernen Plattform wie N05-A können die Konzentrationen von Stoffen im abgelassenen Produktionswasser niedriger sein.

3.3 Diffusionsberechnungen

Die Einleitung von Produktionswasser führt zu einer Erhöhung der Konzentration der eingeleiteten Stoffe in der Nähe der Einleitungsstelle im Vergleich zu den Hintergrundkonzentrationen der Wasserqualität. Diese Stoffe breiten sich als Fahne um die Einleitungsstelle herum aus. Die resultierende Fahne wurde mit dem vollständig kalibrierten und validierten Delft3D-Verteilungsmodell für die Nordsee modelliert. Dabei handelt es sich um dasselbe Ausbreitungsmodell, das in der UVP für das Projekt N05-A zur Modellierung der Ausbreitung von abgeleitetem Bohrklein verwendet wurde. Der Aufbau und die Modellierung mit dem Delft3D-Diffusionsmodell werden in Anhang 1 beschrieben.

Die Modellierung und ökotoxikologische Bewertung wurde für vier Stoffe im Produktionswasser durchgeführt: Aromaten (davon 80 % Benzol), Cadmium, Blei und metallisches Quecksilber. Die Konzentrationen wurden insbesondere für die untere Wasserschicht berechnet, da sich die ökotoxikologische Forschung auf das Benthos (benthische Tiere) konzentriert, das in dieser Wasserschicht lebt. Da das Produktionswasser in die darüber liegende Wasserschicht eingeleitet wird, sind sowohl die horizontale als auch die vertikale Ausbreitung von Bedeutung.

Als Beispiel für die Verteilung ist in Abbildung 3-1 die maximale durchschnittliche Benzolkonzentration in der unteren Wasserschicht in der Nähe des Meeresbodens dargestellt. Für die Karten der anderen Stoffe siehe Anhang 1. Die Modellberechnung zeigt, dass die höchsten berechneten Werte im Bereich der Plattform auftreten. Danach nehmen die Konzentrationen der gelösten Stoffe mit zunehmender Entfernung von der Einleitungsstelle rasch ab, weil sich die gelösten Stoffe in der Wassersäule (vertikal) und über eine größere Fläche (horizontal) verteilen¹⁵. Die Verbreitung erfolgt hauptsächlich in Ost-West-Richtung. Die Verteilung in

¹⁴ Kommission für integriertes Wasserressourcenmanagement Arbeitsgruppe 4 (CIW4), Stand der Technik Offshore-Produktionswasser Öl- und Gasförderindustrie

¹⁵ Die höchste Konzentration stimmt nicht ganz mit dem Standort der Plattform überein, da das Produktionswasser in die obere Wasserschicht eingeleitet wird und die Abbildung die Konzentration in der unteren Wasserschicht zeigt. Dies bedeutet, dass sowohl die horizontale als auch die vertikale

nordliche und südliche Richtung relativ gering sind. Das liegt daran, dass die Ausbreitungsrichtung hauptsächlich durch die Gezeiten in West-Ost-Richtung bedingt ist. Die Ost-West-Ausbreitung wird durch den vorherrschenden Wind aus Südwest noch verstärkt.

Anmerkung: Die Fahnenstudie geht nicht auf die Auswirkungen der berechneten Konzentrationen ein. Dies geschah in der ökotoxikologischen Studie, die auf der Grundlage dieser Fahnenstudie durchgeführt wurde.

Maximale dagelijks gemiddelde concentratie aromaten maart - juni

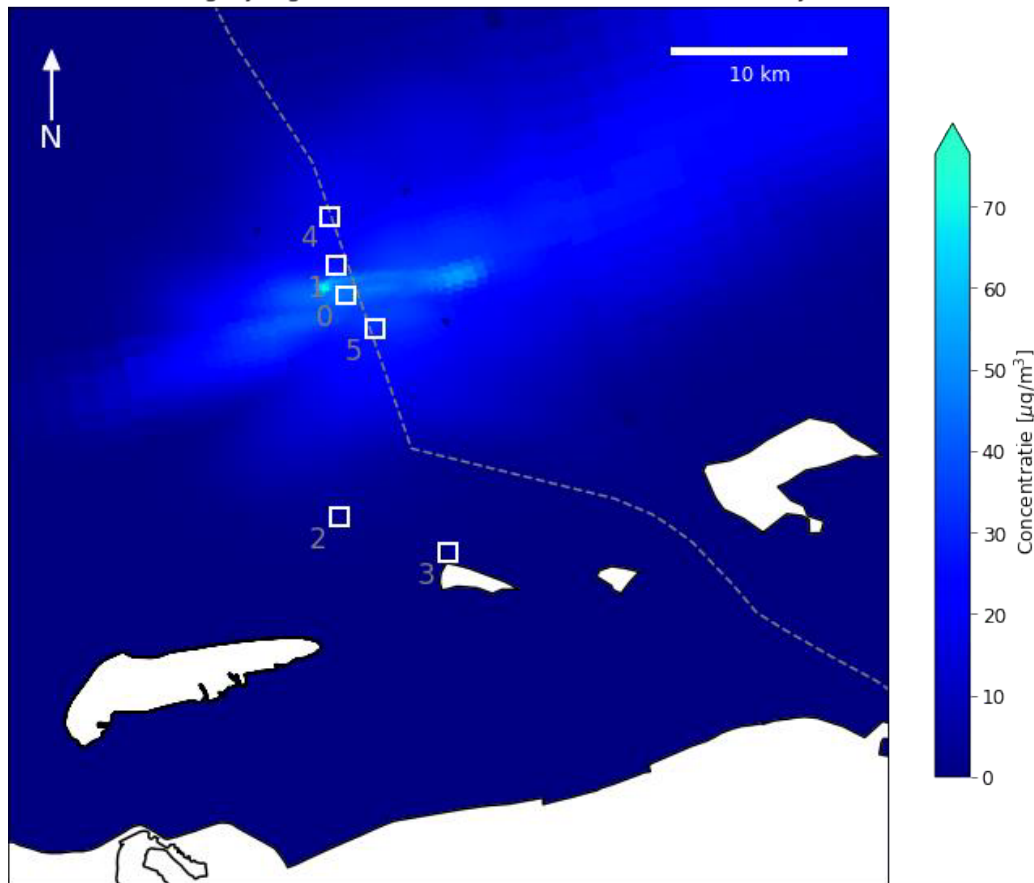


Abbildung 3-1: Maximale durchschnittliche Tageskonzentration von Aromaten in der unteren Wasserschicht während des Szenarios März - Juni. Die empfindlichen Standorte sind durch weiße Quadrate und eine Nummer gekennzeichnet (0 = N05-A, 1 = Austerbank-Sanierungsprojekt (Südspitze), 2 = Nordseeküstengebiet, 3 = Rottumerplaat, 4 = Borkum Riffgrund, 5 = Niedersächsisches Wattenmeer und angrenzendes Küstenmeer), die niedersächsisch-deutsche Grenzlinie durch die gestrichelte Linie.

Um einen Einblick in den Bereich der Ausbreitung der Fahne nach der Einleitung des Produktionswassers zu erhalten, wurden in der Studie zwei Szenarien mit unterschiedlichen Wind- und Strömungsbedingungen simuliert:

- **Szenario März - Juni:** eine Periode mit einem großen Sturm, gefolgt von einer durchschnittlichen Periode;
- **Szenario September - Dezember:** eine sehr ruhige Periode, gefolgt von einer Periode mit höheren Wind- und Strömungsgeschwindigkeiten.

Beim Vergleich der beiden Szenarien fällt auf, dass die höchsten Konzentrationen in nahe gelegenen Gebieten während ruhiger Zeiten auftreten. In weiter entfernten Gebieten treten die höchsten Konzentrationen unter durchschnittlichen Bedingungen auf. Dies lässt sich dadurch erklären, dass bei ruhigem Wetter eine relativ geringe Dispersion und Verdünnung stattfindet, so dass die Stoffe in der Nähe der Einleitungsstelle verbleiben. In ruhigeren Zeiten breitet sich das Produktionswasser schneller aus, wodurch es stärker verdünnt wird, aber weiter reicht. Tabelle 3-1 und Tabelle 3-2 zeigen zur Veranschaulichung die maximalen täglichen Durchschnittskonzentrationen in Gramm pro Liter in der Bodenwasserschicht der gelösten Stoffe pro Beobachtungspunkt für die beiden Szenarien. Der Standort

Verteilung von Bedeutung. Während des vertikalen Transports des Wassers von der oberen in die untere Wasserschicht breitet sich das Wasser unter dem Einfluss der Gezeiten auch in horizontaler Richtung aus, daher können die beiden Standorte unterschiedlich sein.

Beobachtungspunkte ist in der obigen Abbildung 3-1 dargestellt. Die Tabellen zeigen, wie stark die Verdünnung ist. Für das Szenario März - Juni reicht die Quecksilberkonzentration von $5,0 \cdot 10^{-12}$ g/l am Standort der Plattform bis $4,1 \cdot 10^{-16}$ g/l am Rottumerplaat oder von 5,0 bis 0,0041 Pikogramm pro Liter.

Bei allen Modellberechnungen, einschließlich dieser Fahnenstudie, muss berücksichtigt werden, dass sie mit Unsicherheiten und natürlichen Schwankungen behaftet sind. Eine der Unwägbarkeiten ist die natürliche Schwankung von Steuerungsprozessen wie Strömung und Wind. Darüber hinaus ist jedes Modell eine Vereinfachung der Realität. Für die Studie zur Schadstofffahne wurde geschätzt, dass die Berechnungen der Wasserqualität im Allgemeinen eine Unsicherheitsspanne von einem Faktor zwei benötigen. Das bedeutet, dass die tatsächlichen Konzentrationen im Bereich von -50 bis +100% der berechneten Konzentrationen liegen.

Tabelle 3-1: Maximale Tagesmittelwerte der Konzentrationen der gelösten Stoffe in der unteren Wasserschicht pro Beobachtungspunkt für das Szenario März - Juni in g/l

Stoff	Plattform N05-A	Projekt zur Sanierung von Austernbänken (Südspitze)	Küstengebiet der Nordsee	Rottumer Platte	Borkum Riffgrund	Niedersächsisches Wattenmeer und angrenzendes Küstenmeer
Aromaten	$4,5 \cdot 10^{-08}$	$2,6 \cdot 10^{-08}$	$1,7 \cdot 10^{-09}$	$3,8 \cdot 10^{-10}$	$1,8 \cdot 10^{-08}$	$3,3 \cdot 10^{-08}$
Cadmium	$1,0 \cdot 10^{-12}$	$5,9 \cdot 10^{-13}$	$4,0 \cdot 10^{-14}$	$8,6 \cdot 10^{-15}$	$4,0 \cdot 10^{-13}$	$7,4 \cdot 10^{-13}$
Blei	$4,1 \cdot 10^{-12}$	$2,4 \cdot 10^{-12}$	$1,6 \cdot 10^{-13}$	$3,5 \cdot 10^{-14}$	$1,6 \cdot 10^{-12}$	$3,0 \cdot 10^{-12}$
Metallisches Quecksilber	$5,0 \cdot 10^{-14}$	$2,8 \cdot 10^{-14}$	$1,9 \cdot 10^{-15}$	$4,1 \cdot 10^{-16}$	$1,9 \cdot 10^{-14}$	$3,6 \cdot 10^{-14}$

Tabelle 3-2: Maximale Tagesmittelkonzentrationen in der unteren Wasserschicht pro Beobachtungspunkt für Szenario September - Dezember in g/l

Stoff	Plattform N05-A	Projekt zur Sanierung von Austernbänken (Südspitze)	Küstengebiet der Nordsee	Rottumer Platte	Borkum Riffgrund	Niedersächsisches Wattenmeer und angrenzendes Küstenmeer
Aromaten	$5,7 \cdot 10^{-08}$	$3,1 \cdot 10^{-08}$	$6,1 \cdot 10^{-09}$	$3,1 \cdot 10^{-09}$	$8,0 \cdot 10^{-09}$	$2,8 \cdot 10^{-08}$
Cadmium	$1,3 \cdot 10^{-12}$	$7,1 \cdot 10^{-13}$	$1,4 \cdot 10^{-13}$	$7,0 \cdot 10^{-14}$	$1,8 \cdot 10^{-13}$	$6,3 \cdot 10^{-13}$
Blei	$5,2 \cdot 10^{-12}$	$2,9 \cdot 10^{-12}$	$5,6 \cdot 10^{-13}$	$2,8 \cdot 10^{-13}$	$7,3 \cdot 10^{-13}$	$2,5 \cdot 10^{-12}$
Metallisches Quecksilber	$6,2 \cdot 10^{-14}$	$3,4 \cdot 10^{-14}$	$6,7 \cdot 10^{-15}$	$3,4 \cdot 10^{-15}$	$8,7 \cdot 10^{-15}$	$3,0 \cdot 10^{-14}$

3.4 Ökotoxikologische Studien

Auf der Grundlage der Modellierungsergebnisse der Fahnenstudie wurden die möglichen Auswirkungen auf eine Reihe von Arten, die als repräsentativ für die Aufmerksamkeit gelten, für vier Stoffe im Produktionswasser bewertet. Bei den untersuchten Stoffen handelt es sich um diejenigen, für die die UVP-Kommission in ihrem Gutachten weitere Untersuchungen für erforderlich hielt, nämlich Benzol und die Metalle Quecksilber, Cadmium und Blei. Die Auswirkungen wurden für Fischarten und Muscheln untersucht. Soweit möglich, wurden auch spezifische Werte für die flache Auster *Ostrea edulis* ermittelt, um die Auswirkungen auf das Austernsanierungsprojekt angemessen bewerten zu können. Die exotoxikologische Untersuchung ist in Anhang 2 enthalten.

Die ökotoxikologischen Studien basieren auf der konservativsten Situation: Die höchsten berechneten Konzentrationen werden in Kombination mit den strengsten Normen und/oder den kritischsten Ökotoxizitätswerten verwendet. Außerdem wird konservativ angenommen, dass alle Stoffe im Produktionswasser in gelöster Form vorliegen und nicht durch Sedimentation, Verflüchtigung,

Verwitterung, biologischen Abbau, Komplexbildung, Adsorption von Metallen usw. reduziert werden. Bei der Kategorie Aromaten wird davon ausgegangen, dass sie ausschließlich aus Benzol besteht, da Benzol die größten Auswirkungen hat. Es wird davon ausgegangen, dass die erwarteten Konzentrationen vollständig bioverfügbar (gelöst) sind.

Methode

Die Fahnenmodellierung ergibt die erwartete Konzentration im Meerwasser (PEC - Predicted Environmental Concentration). Die Daten zur akuten und chronischen Ökotoxizität und der Standardwert (PNEC - Predicted No Effect Concentration) geben die erwartete Höchstkonzentration an, unterhalb derer keine schädlichen Auswirkungen auftreten. Das Verhältnis zwischen der erwarteten Exposition und der Wirkkonzentration bestimmt, ob in einer bestimmten Entfernung von der Einleitungsstelle akute oder chronische Wirkungen zu erwarten sind. Ein Verhältnis von mehr als 1 bedeutet, dass Auswirkungen zu erwarten sind. Ein Verhältnis von weniger als 1 bedeutet, dass keine Auswirkungen zu erwarten sind. Für akute, kurzfristige Expositionen wird das Risiko mit Tagesmittelwerten aus der Fahnenstudie bestimmt, für chronische, längerfristige Expositionen (langfristige Auswirkungen auf Wasserorganismen) werden Wochenmittelwerte verwendet.

Hintergrundkonzentrationen und Standardwerte

Um die Auswirkungen der vier Stoffe im Produktionswasser zu bestimmen, wurde eine Literaturrecherche zu den Hintergrundkonzentrationen durchgeführt: Für die Nordsee liegen die Werte für Benzol, Cadmium und Blei zwischen Nanogramm und Mikrogramm; für Quecksilber werden maximal Nanogramm genannt. In der Nähe der Einleitungsstelle werden die erwarteten Konzentrationen aus der Fahnenstudie addiert.

Die Normwerte für die untersuchten Stoffe in marinen Oberflächengewässern (Meer) sind in der europäischen Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) festgelegt, die sowohl für die Niederlande als auch für Deutschland gilt. Die Niederlande haben auch eine spezifische Anpassung für Quecksilber vorgenommen, da es die Nahrungskette durchläuft. Darüber hinaus wurden die in der Literatur verfügbaren spezifischen Daten über die Flachhauster und andere Salzwasserorganismen (deren Empfindlichkeit) untersucht. Es wurden sowohl die kritischsten akuten Toxizitätswerte aus den Referenzen als auch chronische Werte berücksichtigt. Die Werte der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie scheinen den niedrigsten in der Literatur gefundenen Ökotoxizitätswerten einigermaßen zu entsprechen.

Neben Untersuchungen zu einzelnen Bestandteilen des Produktionswassers wurden auch Untersuchungen zur Toxizität des gesamten Produktionswassers berücksichtigt. Es wurden hauptsächlich Studien berücksichtigt, die für die vorliegende Studie repräsentativ sind. Jeder Produktionswasserstrom hat seine eigene Zusammensetzung, so dass z.B. Studien aus anderen Regionen nicht automatisch repräsentativ für die vorliegende Studie sind.

Risikobewertung für Wasserorganismen

Das Risiko von Auswirkungen auf einzelne Organismen und von weiterreichenden ökologischen Folgen hängt von der Zusammensetzung des Produktionswassers, dem Verbleib und dem Verhalten der Bestandteile in der Umwelt sowie der relativen Toxizität der einzelnen Bestandteile und möglicher Abbauprodukte ab. In der exotoxikologischen Studie wurden die Verhältnisse zwischen den erwarteten Konzentrationen (PEC = Tagesmittelwerte) und dem EU-MAC-MKE bzw. den niedrigsten akuten Ökotoxizitätswerten aus der Literatur (dem EC/LC50-Wert) berechnet. Dies geschah für den ungünstigsten Fall mit verdoppelten Werten aufgrund der Unsicherheit der Ergebnisse der Ausbreitungsberechnungen. Diese Berechnungen zeigen, dass die Verhältnisse in allen Fällen und für alle Stoffe kleiner als 1 sind, d.h. es ist davon auszugehen, dass keine Auswirkungen durch die Ableitung von Produktionswasser auftreten werden. Der Höchstwert liegt bei 0,08 für Benzol bei Fischen. Selbst wenn ein Sicherheitsfaktor von 10 auf die niedrigsten NOECs angewandt würde, um mögliche Unterschiede zwischen den Arten zu berücksichtigen, wäre das Verhältnis in allen Fällen immer noch kleiner als 1.

Da in der vorliegenden Studie keine ökotoxikologisch unbedenklichen Konzentrationen in der unteren Wasserschicht am Standort N05-A berechnet wurden, bedeutet dies, dass bei größeren Entfernungen die Risiken in der unteren Wasserschicht für die hier beschriebenen Stoffe geringer sein werden. Daher bringt

die Ermittlung von Risikokonturen für die untere Wasserschicht, in der Auswirkungen zu erwarten sind, keinen zusätzlichen Nutzen.

Das Verhältnis zu den bekannten Hintergrundkonzentrationen zeigt, dass der Beitrag des Produktionswassers zu den Hintergrundkonzentrationen gering ist (maximal 1 %), außer bei Benzol. Angesichts der physikalisch-chemischen Eigenschaften von Benzol und seiner (schnellen) biologischen Abbaubarkeit ist es jedoch nicht wahrscheinlich, dass die hier verwendeten Höchstkonzentrationen erreicht werden, so dass alle Verhältnisse (ökotoxikologische und Hintergrundkonzentrationen) für Benzol überschätzt werden.

Zusätzlich zu den vier genannten Stoffen umfasste die exotoxikologische Studie auch eine Literaturstudie über die Toxizität von Produktionswasser als Gemisch. Jeder Produktionswasserstrom hat seine eigene Zusammensetzung, so dass Studien aus anderen Regionen und von anderen Kläranlagen nicht automatisch repräsentativ für die vorliegende Studie sind. Im Allgemeinen zeigen die Studien, dass die Auswirkungen des Produktionswassers auf Wasserorganismen hauptsächlich in der Nähe der Einleitungsstelle zu erwarten sind und von ihrer Art her begrenzt sind.

3.5 Bewertung und Schlussfolgerungen

Aus den Ergebnissen und der Diskussion lassen sich die folgenden Schlussfolgerungen ziehen. Diese Schlussfolgerungen gelten sowohl für die Niederlande als auch für Deutschland.

- Die höchsten Konzentrationen treten in der unteren Wasserschicht an der Einleitungsstelle (N05-A) auf. Für Standorte, die weiter von der Einleitungsstelle entfernt sind, sind die berechneten Konzentrationen immer niedriger (und möglicherweise nicht mehr messbar).
- Für die vier untersuchten Stoffe gibt es keine Hinweise auf besonders empfindliche Arten, wie z. B. die Platttauster.
- Die berechneten Höchstkonzentrationen in der unteren Wasserschicht liegen für alle Stoffe (mindestens um den Faktor 12) unter den WRRL-Normen (MAC-MKE und JG-MKE) oder anderen Toxizitätsgrenzwerten für Salzwasserorganismen. Unannehmbare Risiken für akute und chronische Wirkungen auf Wasserorganismen in der unteren Wasserschicht sind daher unwahrscheinlich, zumal konservative Annahmen getroffen wurden.
- Bei den Metallen (Blei, Cadmium und Quecksilber) scheinen die berechneten Höchstkonzentrationen unter konservativen Annahmen mindestens um den Faktor hundert unter den Hintergrundwerten zu liegen.
- Bei Benzol könnte die Einleitung (theoretisch) die (natürliche) Konzentration in der Wassersäule erhöhen. Die Wahrscheinlichkeit dafür ist gering und wahrscheinlich hauptsächlich auf die konservativen Annahmen zurückzuführen (keine Verflüchtigung, kein Abbau). Dieser berechnete Anstieg führt jedoch nicht zu akuten oder chronischen Konzentrationen, die nachteilige Auswirkungen auf Wasserorganismen haben würden. Angesichts der Sicherheitsspanne (PEC/MKE) sind Auswirkungen auf pelagische Fischarten, die sich weiter oben in der Wassersäule befinden, unwahrscheinlich.
- Die gefundenen Ergebnisse stimmen qualitativ mit den Erkenntnissen aus anderen früheren Studien über die Auswirkungen der vier Stoffe und des Produktionswassers als Gesamtgemisch überein.
- In Anbetracht der oben genannten Ergebnisse ist es unwahrscheinlich, dass die Einleitung dieser Stoffe aus dem Produktwasser der Plattform N05-A Auswirkungen auf die Nahrungskette hat.
- Diese Schlussfolgerungen gelten auch für Austernsanierungsprojekte. In der ökotoxikologischen Studie wurde speziell die mögliche Empfindlichkeit der Flachauster untersucht, die sich jedoch nicht von anderen Arten zu unterscheiden scheint. Außerdem sind die Konzentrationen in der Wassersäule am Standort des Austernsanierungsprojekts (erheblich) niedriger als am Einleitungsort. Ökotoxikologische Auswirkungen auf die Flachauster im Rahmen des Austernsanierungsprojekts sind daher unwahrscheinlich.

4 Auswirkungen auf die Trauerente

Die Trauerente ist eine geschützte Art im Natura-2000-Gebiet der Nordseeküste und kommt vor allem in den Wintermonaten in großer Zahl vor. Das Gebiet südlich der geplanten Bohrstelle ist ein wichtiges Nahrungs- und Rastgebiet für Meerestiere und andere Tiere außerhalb der Brutzeit. In der UVP und den zugrunde liegenden Naturstudien wurden die Auswirkungen des Plans auf die Trauerente untersucht. Meerestiere sind Seevögel, die tauchen, um ihre Nahrung (hauptsächlich Muscheln) vom Meeresboden zu sammeln. Da Trauerenten im Allgemeinen bis zu einer Tiefe von 15 Metern auf Nahrungssuche gehen und die Nordsee am geplanten Standort der Plattform eine Tiefe von etwa 25 Metern aufweist, kam die UVP zu dem Schluss, dass keine signifikanten negativen Auswirkungen auf Trauerenten zu erwarten sind.

Da der geplante Standort der Plattform in der Nähe des flacheren Küstengebiets liegt und Trauerenten auch in Tiefen von mehr als 15 Metern auf Nahrungssuche gehen können, empfiehlt der UVP-Ausschuss, zusätzlich zur Umweltverträglichkeitsprüfung weitere Belege dafür vorzulegen, ob und inwieweit das vorgeschlagene Projekt nachteilige Auswirkungen auf die Trauerentenpopulation haben könnte. Die Stellungnahme der UVP-Kommission zur Studie über die Auswirkungen der Trauerente ist im nachstehenden Kasten wiedergegeben.

Beratungsausschuss UVP

Das Gebiet südlich des geplanten Bohrplatzes ist ein wichtiges Nahrungs- und Rastgebiet für z.B. Trauerenten außerhalb der Brutzeit¹⁶. Die Trauerente ist in der nördlichen Küstenzone bis zu einer Tiefe von 15 Metern oder mehr auf Nahrungssuche und kann daher in großer Zahl in der nördlichen Küstenzone angetroffen werden (vor allem im Frühjahr). In der Naturprüfung (S. 70) stellte fest, dass Seevögel in der Nähe der geplanten Plattform aufgrund ihrer Tiefe (20 - 27 m) nur sporadisch anzutreffen sind und daher Auswirkungen auf Fottiere, insbesondere die Trauerente, von vornherein ausgeschlossen werden können. In Anbetracht der geringen Entfernung (ca. 1,5 km) zwischen dem vorgeschlagenen Standort der Plattform und dem flacheren Küstenbereich (weniger als 20 m tief), der Tatsache, dass Trauerenten auch in Tiefen von mehr als 15 m auf Nahrungssuche gehen können, und des möglichen störenden Einflusses u. a. von Hubschrauberlandungen (die gestörte Fläche eines Hubschraubers bei der Landung beträgt ca. 11 km²) bedarf diese Schlussfolgerung jedoch weiterer räumlicher Untermauerung.

Die Kommission empfiehlt, in einem Nachtrag zur Umweltverträglichkeitsprüfung vor der Entscheidungsfindung näher zu begründen, ob und inwieweit das vorgeschlagene Projekt nachteilige Auswirkungen auf die Trauerentenpopulation haben könnte, u. a. auf der Grundlage des Auftretens störender Aktivitäten (Zeitraum, Raumnutzung) und der Trauerenten in Zeit (saisonales Auftreten) und Raum.

In diesem Kapitel geben wir zunächst einen Überblick über die Literaturdaten zur Verbreitung der Trauerente in Abschnitt 4.1 und die Störungsquellen in Abschnitt 4.2. In Abschnitt 4.3 werden die Auswirkungen der beabsichtigten Änderungen der VKA auf den gemeinsamen Skoter erörtert, und in Abschnitt 4.4 werden schließlich die Schlussfolgerungen dargelegt.

4.1 Verbreitung der Trauerente

In diesem Abschnitt werden die in der Literatur verfügbaren Daten über die Verbreitung der Trauerente im Allgemeinen und im Plangebiet im Besonderen zusammengefasst. Zunächst wird in Abschnitt 4.1.1 ein Überblick darüber gegeben, was in der UVP (siehe insbesondere Kapitel 9 von Teil 2 der UVP) und insbesondere in der Naturprüfung (Anhang M9 zu Teil 2 der UVP) in Bezug auf die Verbreitung der Trauerente beschrieben wurde. Darüber hinaus wurde eine zusätzliche Literaturrecherche durchgeführt, um sicherzustellen, dass keine relevanten Daten übersehen wurden. Die Ergebnisse dieser zusätzlichen Forschung werden in Abschnitt 4.1.2. beschrieben.

¹⁶ Siehe u.a. Verbreitungskarten der Küstenzone in Zee, E. van der, P.W. van Horssen, Martin Poot, R. de Jong, 2020. PMR NCV überwacht schwarze Meerestiere im Voordelta. Jahresbericht 2018-2019. A&W Report 2526 Trauerente.5. Altenburg & Wy-menga ökologische Forschung, Feanwälden.

4.1.1 Verbreitung der Trauerente: Übersicht der Informationen in Nature Test

Die **Trauerente** (*Melanitta nigra*) verbringt den Winter in großen Gruppen (bis zu zehntausend Vögel) in der weiteren Küstenzone und taucht nach Muscheln, vor allem nach der halb verknöteten Trauerente (*Spisula subtruncata*) und, in Abwesenheit von *Spisula*, nach dem Amerikanischen Scheidenschnabel (*Ensis leei*). *Spisula* kommt hauptsächlich in der Küstenzone nördlich der Watteninseln, vor der Küste Nordhollands und im Wattenmeer vor (siehe Abbildung 4-1). In der 2019 von GeoXYZ durchgeführten Untersuchung wurde im Plangebiet keine *Spisula*, aber große Mengen *Ensis* gefunden. Fine *et al.* (2017) fanden 2016 maximal 20 141 Trauerenten in der gesamten Küstenzone des Wattenmeeres.

Die meisten Trauerenten wurden nördlich von Terschelling und Schiermonnikoog bis etwa 10 bis 15 km vor der Küste gesichtet. Vor der Küste von Nordholland wurden maximal 40.750 Trauerenten gefunden (siehe Abbildung 4-2 und Abbildung 4-3). Dies zeigt, dass Trauerenten hauptsächlich an Orten mit viel geeigneter Nahrung anzutreffen sind, wobei sie aufgrund der zum Tauchen benötigten Energie und der Größe der Beute Wassertiefen von 9 bis 13 Metern bevorzugen (De Mesel *et al.*, 2011). In der Ostsee sind die Vögel in Gebieten mit Wassertiefen von 25 bis 40 Metern in großer Zahl anzutreffen (Durinck *et al.*, 1994), während sie in den Niederlanden hauptsächlich in der Küstenzone beobachtet werden. Die Trauerente wandert auch über die Nordsee zwischen Europa und Großbritannien über die Deutsche Bucht (Offringa, 1993). Abbildung 4-4 zeigt die Verbreitung der Trauerente in der Nordsee während des Winters.

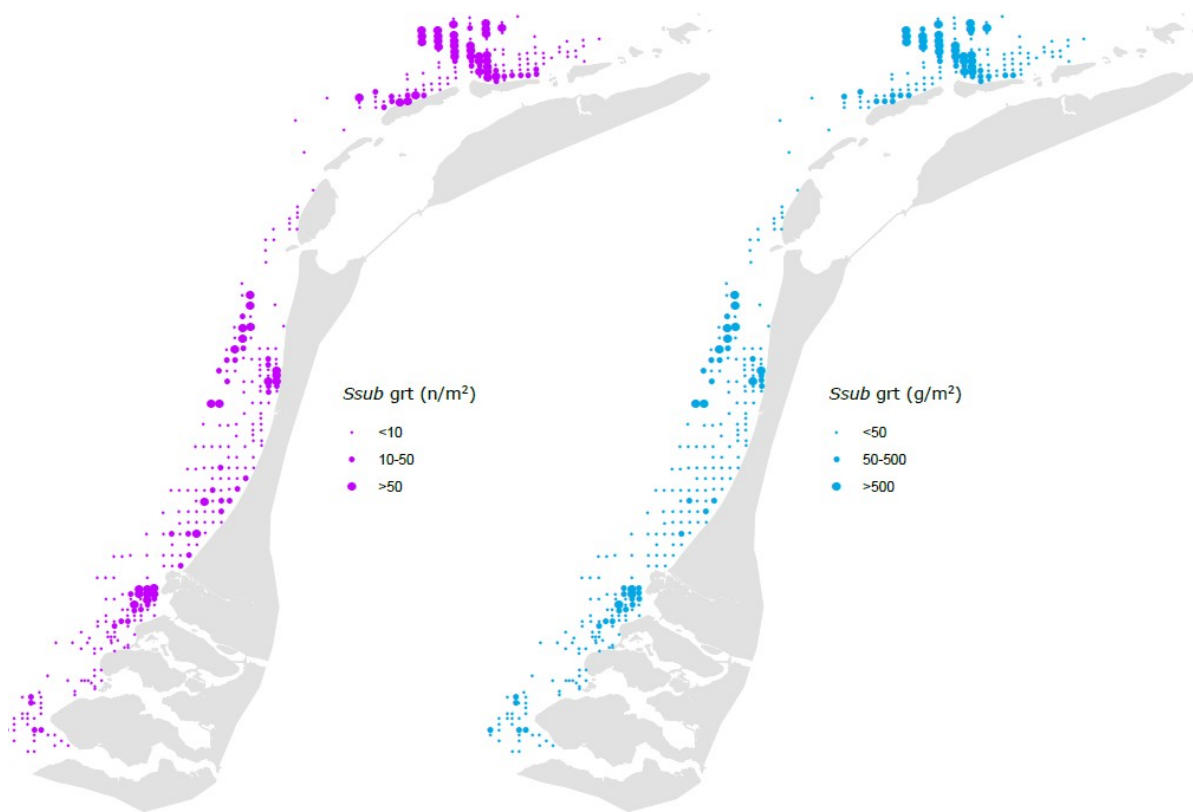


Abbildung 4-1: Die Dichte der halbverknöteten Strandmuschel (*Ssub*) in Anzahl pro m^2 (links) und Biomasse in Gramm Frischgewicht m^2 (rechts) im Jahr 2019 (Perdon *et al.*, 2019).

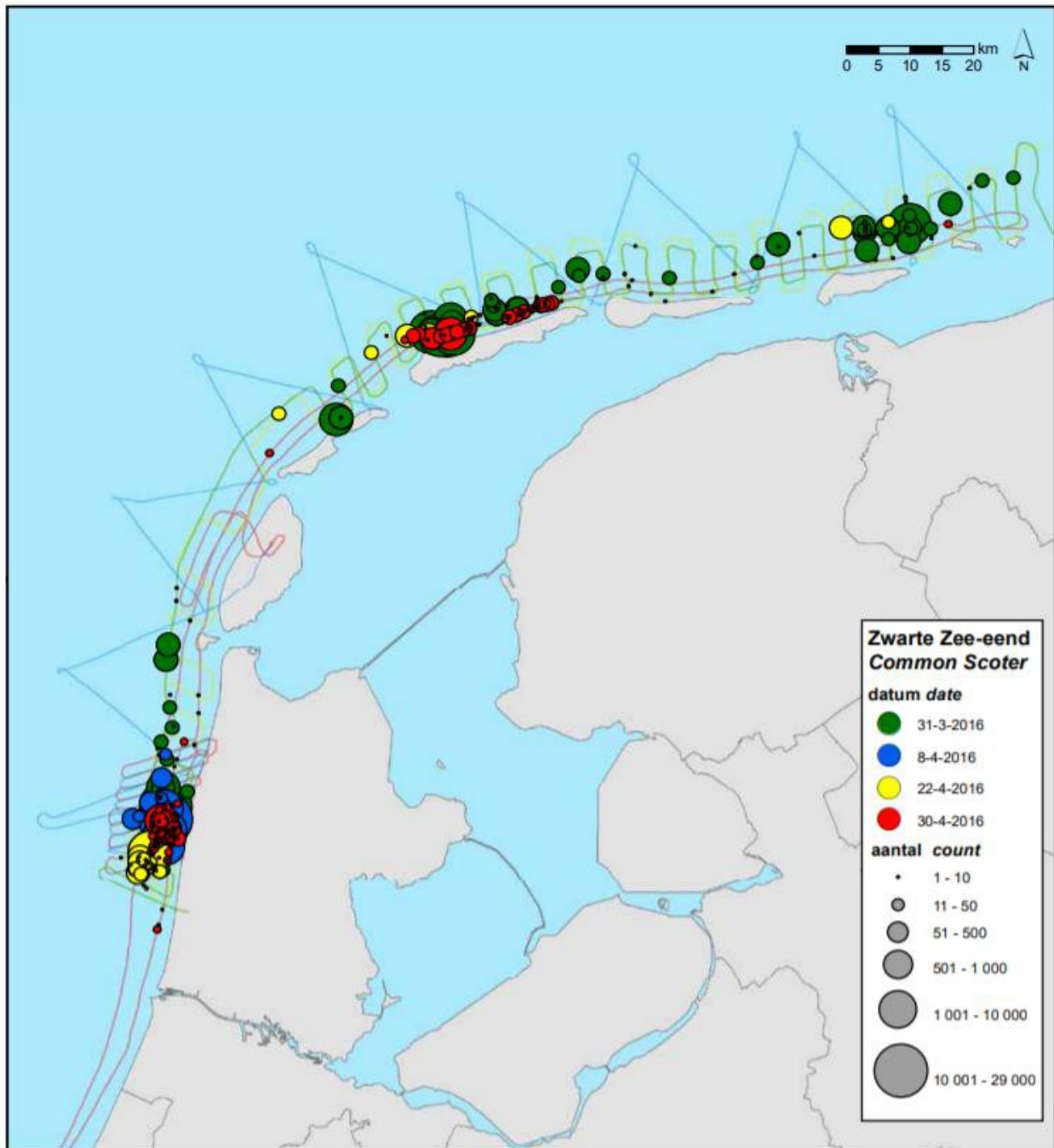


Abbildung 4-2: Anzahl der Trauerenten und ihre Verteilung in der Küstenzone der nordwestlichen Niederlande im März und April 2016. Die farbigen Linien stellen die Routen dar, die an den Tagen mit der gleichen Farbe geflogen wurden (Fine et al., 2017)

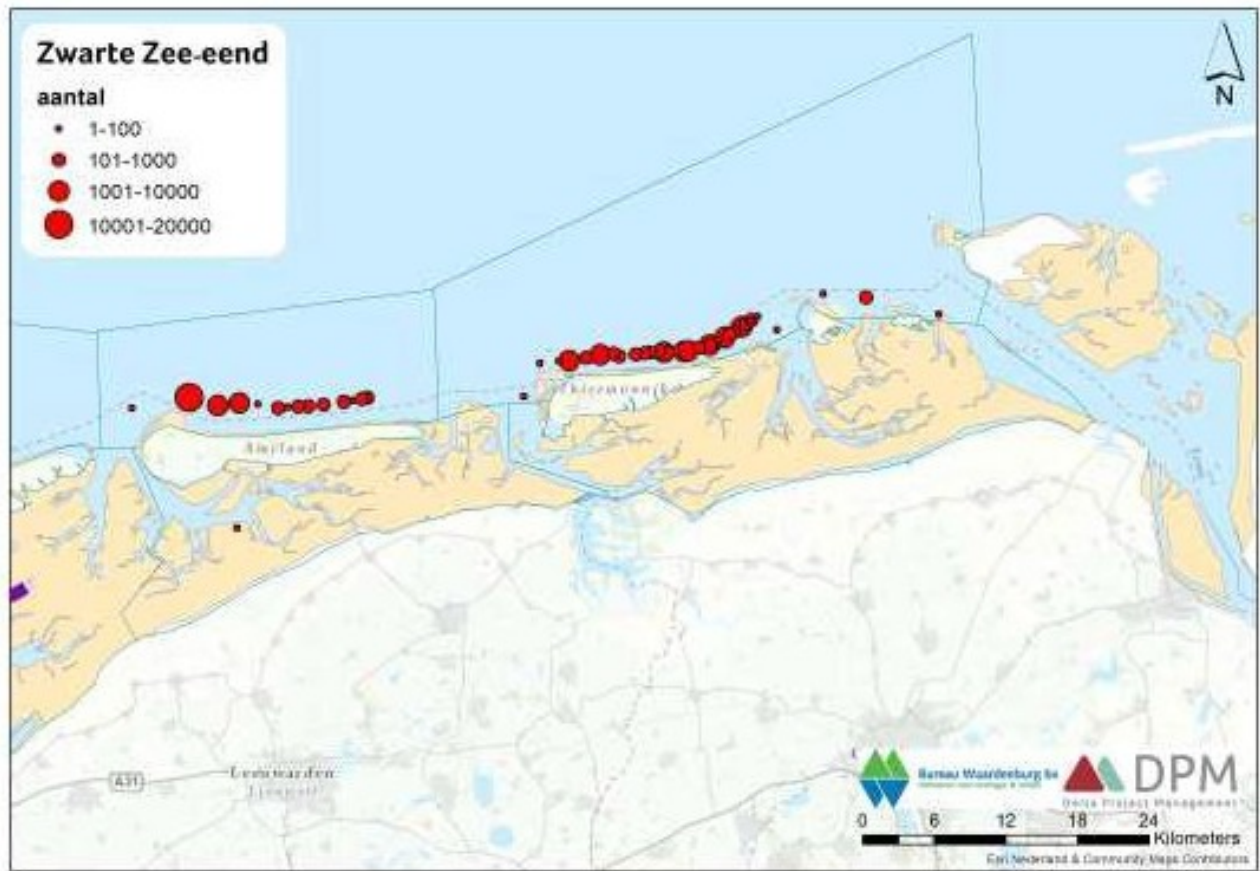


Abbildung 4-3: Verbreitung der Trauerente im östlichen Wattenmeer/Wattenküste während der Zählung im Januar 2018 (Lilipaly et al., 2018)

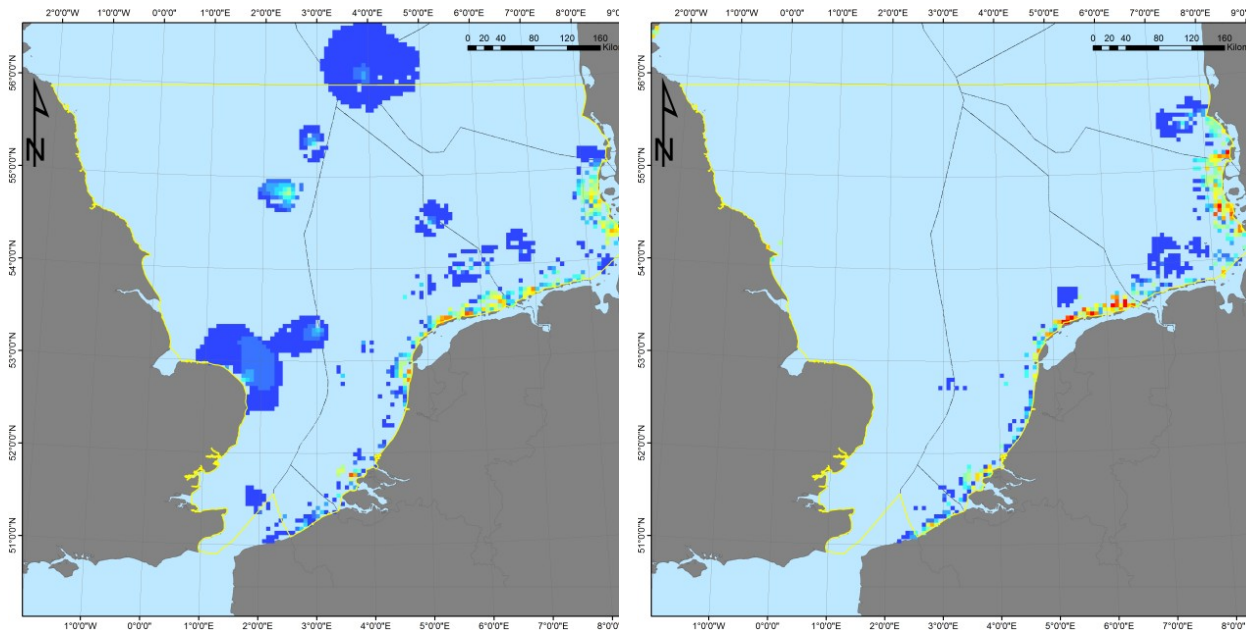


Abbildung 4-4: Verteilungsmuster der Trauerente im Oktober/November (links) und Dezember/Januar (rechts). Blau = 0,1 - 0,5 Vögel pro km², rot = 2048 und mehr Vögel pro km² (Quelle: Leopold et al., 2015).

4.1.2 Ergänzende Untersuchungen zur Verbreitung der Trauerente

Dieser Abschnitt enthält die Ergebnisse der zusätzlichen Literaturrecherche, die für N05-A im Rahmen dieser ergänzenden UVP durchgeführt wurde. Diese Untersuchung zeigt, dass in verschiedenen Berichten über das Vorkommen der Trauerente beschrieben wird, dass die Trauerente in der Küstenzone der Watteninseln bis zur 15-Meter-Tiefenlinie vorkommt.

Poot et al., 2015¹⁷: Trauerenten können bis zu einer maximalen Tiefe von 20 Metern effizient auf Nahrungssuche gehen, kommen aber im Allgemeinen in flacheren Gebieten vor. Die Trauerente ist daher eine charakteristische Vogelart für untiefe Küstengebiete. Sie können in großen Gruppen von vielen Tausend Vögeln zusammen in Gebieten auftreten, in denen ihre Beute in ausreichend hoher Dichte in sogenannten Bänken zu finden ist.

Van der Zee et al., 2020¹⁸: Die Verbreitung der Trauerenten im Voordelta unterscheidet sich hinsichtlich der Tiefe deutlich von der Küstenzone vor den Watteninseln. In der Küstenzone der Watteninseln sind Meerestenten bis zu einer Tiefe von 15 Metern anzutreffen, aber im Voordelta tauchen sie nicht tiefer als 5 Meter.

In **Sluijter et al., 2020¹⁹**, zeigen neuere Karten der Verbreitung der Trauerenten in der Küstenzone der Watteninseln, dass sie hauptsächlich in Küstennähe vorkommen (siehe Abbildung 4-5, Abbildung 4-6 und Abbildung 4-7).

ifaÖ, 2018²⁰: Das Seevogelmonitoring im Rahmen des Windparks Riffgat (der auch das Planungsgebiet für N05A umfasst) zeigt, dass die Trauerente in der Nähe des Standorts der Plattform N05-A, nämlich südlich der 20-Meter-Tiefenlinie, vorkommt. In Abbildung 4-8 und Abbildung 4-9 ist die Dichte der Trauerenten im Zeitraum 2015 - 2018 im Winter bzw. im Frühjahr dargestellt. Die grün-blaue Linie ist die 20-Meter-Tiefenlinie.

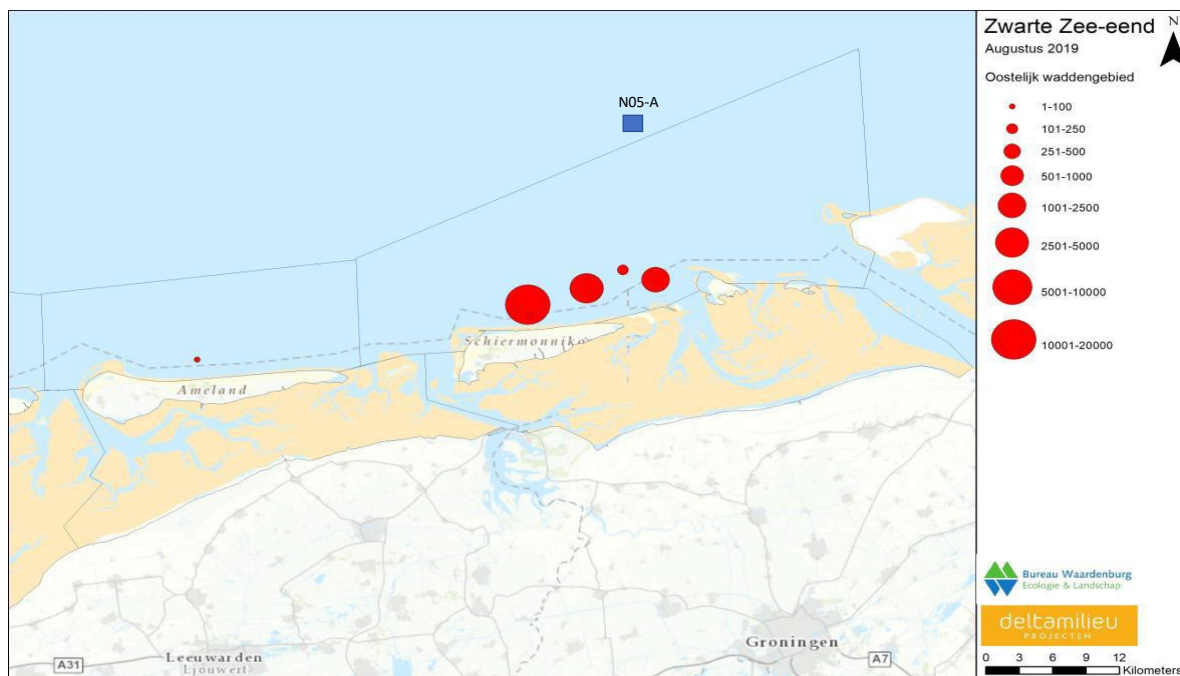


Abbildung 4-5: Verbreitung der Trauerente im östlichen Wattenmeer/Wattenküste während der Zählung im August 2019 (Sluijter et al., 2020). Der blaue Block zeigt in etwa den geplanten Standort der neuen Plattform.

¹⁷ Poot, M.J.M., R.C. Fijn, T.J. Boudewijn, C. Heunks, J. de Jong, W. Courtens, H. Verstraete, N. Vanermen, E.W.M. Stienen, P.A. Wolf, M.S.J. Hoekstein & S.J. Lilipaly 2015. PMR-NCV Jahresbericht Vögel 2014 - Fortschrittsforschung Seeschwalben und Meerestenten im Voordelta und Delta. Büro Waardenburg Bericht Nr. 15-084. Büro Waardenburg, Culemborg

¹⁸ Zee, E. van der, P.W. van Horssen, Martin Poot, R. de Jong, 2020. PMR NCV Trauerentenüberwachung Voordelta

¹⁹ Sluijter M, Arts F.A., Lilipaly S.J., Wolf P.A. 2020. Mittwinterzählung von Meerestenten im Wattenmeer und in den niederländischen Küstengewässern im August und November 2019 sowie im Januar 2020. Bericht RWS - Zentrale Informationsbereitstellung. Bericht BM 2020 / Deltami- lieu Projekte Bericht 2020-6 Vlissingen.

²⁰ Gutachten zu geschützten Rastvogelarten für das Betriebsmonitoring des Offshore-Windparks Riffgat, Erhebungszeitraum 24. Dezember **ERGÄNZUNG MER N05-A** BG6396-IB-RP-211223-1511 27



Abbildung 4-6: Verbreitung der Trauerente im östlichen Wattenmeer/Wattenküste während der Zählung im November 2019 (Sluijter et al., 2020). Der blaue Block zeigt in etwa den geplanten Standort der neuen Plattform.



Abbildung 4-7: Verbreitung der Trauerente im östlichen Wattenmeer/Wattenküste während der Zählung im Januar 2020 (Sluijter et al., 2020). Der blaue Block zeigt in etwa den geplanten Standort der neuen Plattform.

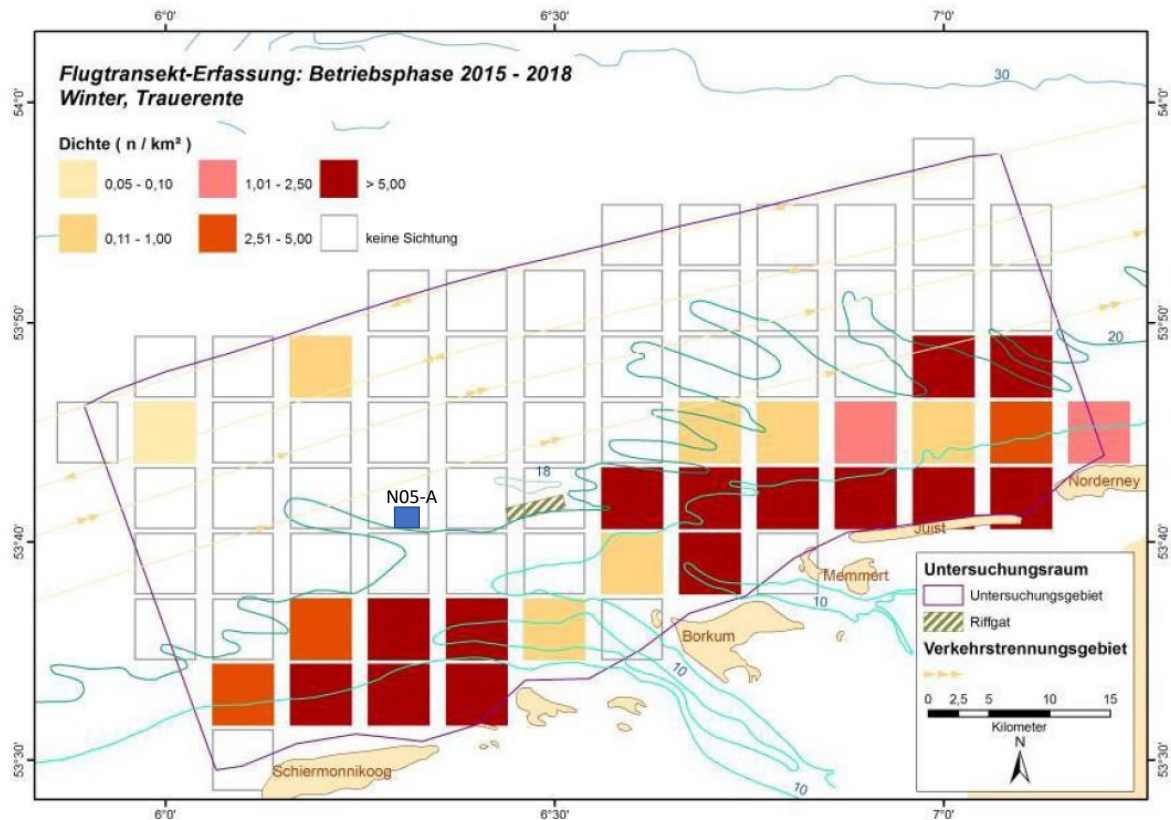


Abbildung 4-8: Mittlere Dichte von Trauerenten im Winter im Zeitraum 2015 - 2018. Der blaue Block zeigt global den geplanten Standort der neuen Plattform.

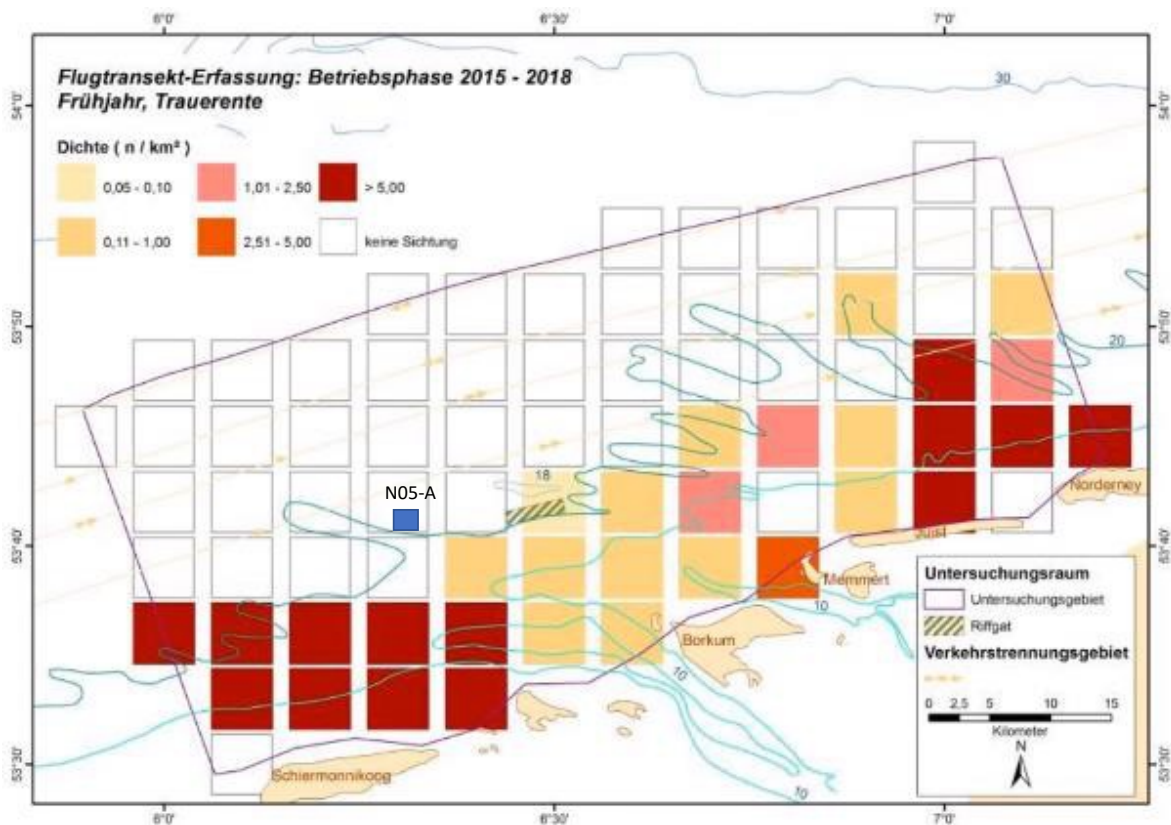


Abbildung 4-9: Mittlere Dichte von Trauerenten im Frühjahr im Zeitraum 2015-2018. Der blaue Block zeigt in etwa den geplanten Standort der neuen Plattform. Der blaue Block zeigt in etwa den geplanten Standort der neuen Plattform.

Aus den neu herangezogenen Literaturquellen geht - ebenso wie aus den für die UVP herangezogenen Quellen - hervor, dass es im und in der Nähe des Plangebiets außerhalb der 15- bis 20-Meter-Tiefenlinie keine Konzentrationen von Trauerenten gibt. Dies gilt für die verschiedenen Jahreszeiten. Aus den neuen Literaturquellen geht auch eindeutig hervor, dass sich die Plattform in beträchtlicher Entfernung von den Konzentrationsgebieten der Trauerenten befindet. Dies gilt sowohl für den ursprünglichen als auch für den neuen südlichen Standort.

4.2 Störungsquellen für die Trauerente

Dieser Abschnitt enthält eine Zusammenfassung dessen, was in der Umweltverträglichkeitsprüfung und in der Naturprüfung ab 2020 in Bezug auf die Störungsquellen für die Trauerente enthalten war. Weitere Informationen über die Störung finden Sie in der UVP und in der Naturprüfung.

Beeinträchtigung durch Lärm und Vibrationen

Seevögel, darunter die Trauerente, können durch Lärm und Vibrationen gestört werden. Dies betrifft sowohl die Lärmbelästigung über als auch unter Wasser. Überwasserlärm ist für Vögel besonders wichtig, da sie Gebiete mit übermäßigem Lärm meiden. Unterwasserlärm ist besonders für Meeressäuger, aber möglicherweise auch für tauchende Vögel von Bedeutung. Die Wirkungsdistanz für die Störung durch Überkopf-Lärm basiert auf der Lärmkontur von 60 dB, dem Pegel, bei dem Seevögel ein Gebiet meiden. Die Hauptlärmquellen über Wasser sind die Bohrungen, das Rammen der Leitungen und der Verankerungspfähle der Förderplattform sowie Transportbewegungen durch Hubschrauber und Schiffe. Die Hauptlärmquellen unter Wasser sind der Vortrieb der Rohre und die Verankerungspfähle der Förderplattform. Die Entfernungen der Auswirkungen von Unterwasserlärm auf tauchende Vögel sind nicht bekannt. Abschnitt 6.3 der Naturprüfung befasst sich mit optischen Störungen und ihren Wirkungsabständen.

Die Störungsabstände basieren auf der Lärmstudie, die im Rahmen der UVP durchgeführt wurde (RHDHV, Anhang M2 zu Teil 2 der UVP). Aus dieser Lärmstudie geht hervor, dass das Rammen der Ankerpfähle und Leitungen sowie der Flugbetrieb der Hubschrauber die größten Störkonturen verursachen. In Tabelle 4-1 sind die Quellen und Entfernungen der Störung für jede Aktivität auf der Grundlage dieser Daten aufgeführt.

Optische Störung

Die Anwesenheit der Plattform, von Segelschiffen und fliegenden Hubschraubern kann Seevögel stören. Auch die Lichtemission durch die Beleuchtung der Plattform und der Schiffe sowie die Flamme beim Abfackeln kann störend sein. Die Störung, d. h. die Bedrohung, die der Vogel durch seine Anwesenheit und seine Bewegungen erfährt, hängt in hohem Maße von den Umständen ab: Höhe und Entfernung, Jahreszeit, regelmäßiger oder unregelmäßiger Segelflug oder Flug. Eine Gewöhnung kann bei regelmäßigen Schiffs- und Flugbewegungen und bei stark befahrenen Schifffahrtsrouten auftreten. Abschnitt 6.3 der Naturprüfung befasst sich mit der optischen Störung und ihren Wirkungsabständen. In Tabelle 4-1 sind die Quellen und Entfernungen der Störung für jede Aktivität auf der Grundlage dieser Daten aufgeführt.

Störung durch Hubschrauber

Der UVP-Ausschuss hat u. a. Bedenken wegen der Beeinträchtigung durch Hubschrauberflüge und -landungen geäußert, so dass die Auswirkungen hier erörtert werden. Hubschrauber fliegen während der

In mehreren Studien wurde gezeigt, dass die Störung vernachlässigbar ist (Smit *et al*, 2008; Bruderer & Komenda-Zehnder, 2005). Der 60 dB(A)-Lärmpegel eines Hubschraubers beim Start und im Reiseflug liegt bei 1000 Metern und bei der Landung bei 1700 Metern (van Hout, 2020). Abbildung 4-10 zeigt den Bereich, der bei der Landung eines Hubschraubers gestört wird. Der innere Kreis zeigt die Störung durch den Hubschrauber auf dem Hubschrauberlandeplatz und der äußere Kreis den gestörten Bereich durch den herannahenden Hubschrauber. Aufgrund der vorherrschenden Südwestwinde wird die Plattform hauptsächlich aus nördlichen Richtungen angefliegen werden. Beim Hin- und Rückflug halten sich die Hubschrauberpiloten an die (gesetzlichen) Vorschriften über Flugrouten, Flughöhen und Sperrgebiete.

Auch bei Start und Landung wird der Windpark Riffgat so weit wie möglich gemieden.

Abbildung 4-10 zeigt, dass die Störungskontur größtenteils außerhalb der 20-Meter-Tiefenlinie liegt und sich mit keinem Gebiet überschneidet, das flacher als 15 Meter ist, und somit auch nicht mit Konzentrationsgebieten von Trauerenten. Es gibt auch keine Überschneidungen mit einigen Gebieten in einiger Entfernung von der Plattform N05-A, die zum Teil außerhalb der 20-Meter-Tiefenlinie liegen und in denen im Frühjahr Konzentrationen von Trauerenten gefunden wurden.

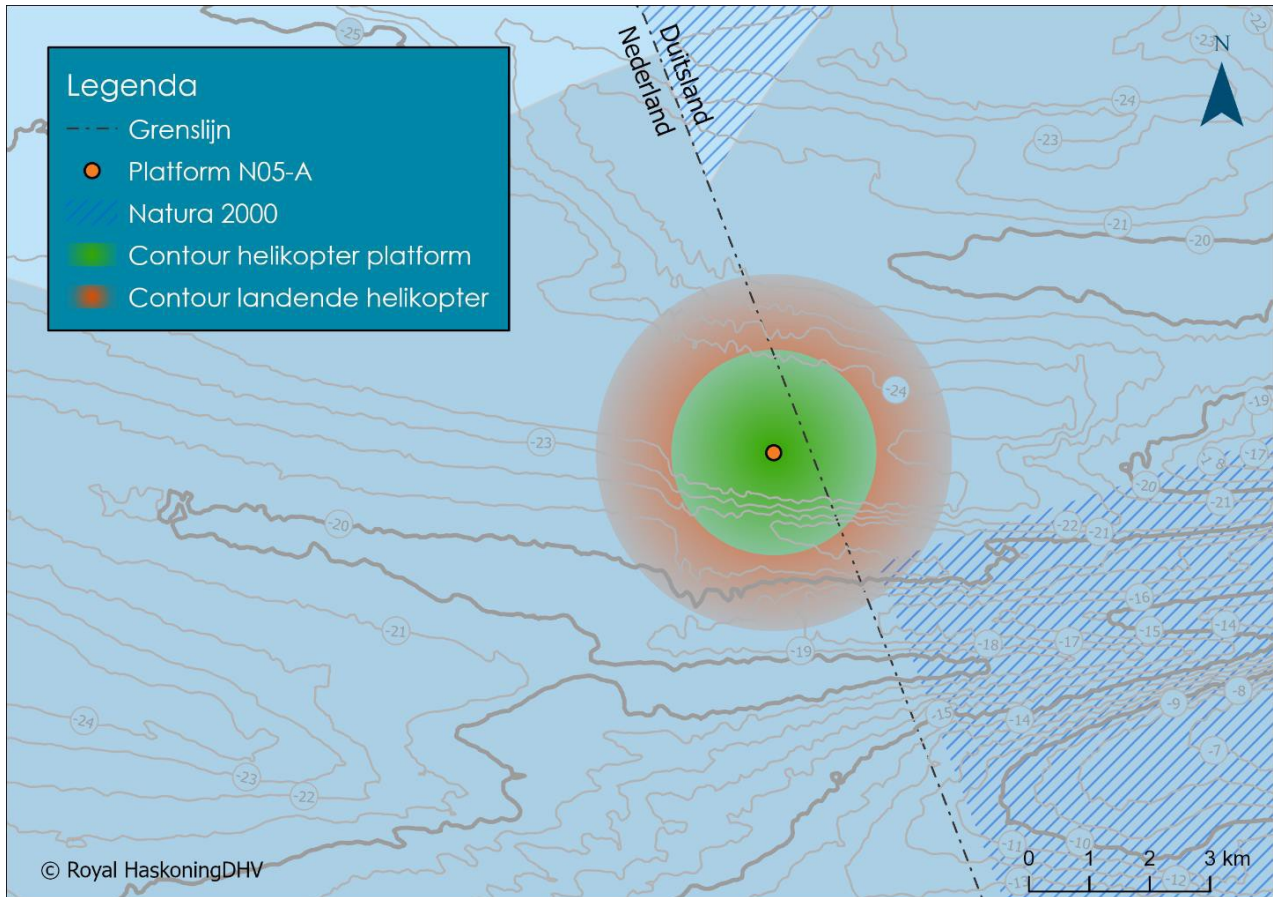


Abbildung 4-10: Lage der 60-dB-Störungskontur durch landende Hubschrauber für den neuen Plattformstandort. Tabelle

Tätigkeit	Relevante Störungsquelle n			Dauer/Häu figkeit	Bestimmung der Störungsquelle und des Wirkungsabstands
	Lärm von oben	Unterwasser lärm	Optische Störung		
Bau von Einrichtungen					
Die Bauzeit steht noch nicht fest, liegt aber wegen des guten Wetters in der Regel im Sommerhalbjahr.					
Installation der Förderplattform					
▪ Rammen von Ankerpfählen	x	x	x	2 Tage	Lärm, 600 m
▪ Arbeitsboote und Platzierung der Plattform	x		x	2 Wochen	Lärm, 100 m
Verlegung von Rohren und Kabeln					
▪ Arbeitsschiffe	x		x	2 * 2 Wochen	Lärm, 200 m
▪ Plattform für Anschluss an NGT-Rohr	x		x	2 Monate	Lärm. 200 m

Tätigkeit	Relevante Störungsquelle n			Dauer/Häufigkeit	Bestimmung der Störungsquelle und des Wirkungsabstands
	Lärm von oben	Unterwasserlärm	Optische Störung		
Bohrung von Brunnen mit Bohrplattform					
Die Bohrung der Brunnen dauert insgesamt vier Jahre, verteilt sich aber auf mehrere Jahre, da nicht alle Brunnen nacheinander gebohrt werden. Die Brunnen können das ganze Jahr über gebohrt werden.					
Pfahlleitungen	x	x	x	12 Tage	Lärm, 850 m
Bohrung von Brunnen mit Bohrplattform	x		x	3 bis 4 Jahre	Lärm, 210 m
Abfackeln	x		x	Max. 24 Tage	Lärm, 200 m
Schiffe	x		x	4 bis 5 / Woche	Optisch, 1500 m
Hubschrauber	x		x	6 / Woche	Lärm, 1700 m
Gasproduktion					
Die Gasförderung wird etwa 20 Jahre dauern, wobei der größte Teil der Plattform unbemannt und ferngesteuert betrieben wird.					
Gasförderung mit Förderplattform	x		x	20 Jahre	Optisch, 1500 m
Schiffe (insbesondere Störung außerhalb der Schifffahrtswege)	x		x	1 bis 2 pro Monat	Optisch, 1500 m
Hubschrauber (Störung nur unterhalb von 450 m)	x		x	1 bis 2 pro Monat	Lärm, 1700 m

4.3 Auswirkung der modifizierten VKA auf die Trauerente

Aufgrund neuer Erkenntnisse hat ONE-Dyas seine ursprüngliche VKA überdacht (siehe Abschnitt 1.1). Die ursprüngliche VKA wurde in den folgenden vier Punkten geändert:

- 1 Platzierung der Förder- und Bohrplattform an einem neuen Standort, etwa 850 Meter südlich des ursprünglichen Standorts;
- 2 Beseitigung von Bohrklein;
- 3 Kein Vertical Seismic Profiling (VSP) mehr zur Reduzierung des Unterwasserlärms;
- 4 Zusätzliche Behandlung des abzuleitenden Produktionswassers mit einem Aktivkohlefilter.

Diese beabsichtigten Änderungen der VKA wirken sich in gewissem Maße auch auf die Trauerente aus:

- 1 Der neue geplante Standort der geänderten VKA-Plattform liegt etwa 850 Meter näher am potenziellen Nahrungsgebiet der Trauerente (während der Winterzeit). Die Wassertiefe am vorgeschlagenen neuen Standort beträgt jedoch immer noch etwa 25 Meter, und auch die Lärmkontur bleibt größtenteils nördlich der 20-Meter-Tiefenlinie, die sich in einer Entfernung von etwa drei Kilometern vom Plattformstandort befindet (siehe auch Abschnitt 4.2). Der Bau der Plattform wird so weit wie möglich während der Sommermonate stattfinden. Daher überschneiden sich die Bauarbeiten nicht mit dem Zeitraum, in dem sich die Trauerente im Gebiet südlich der 20-Meter-Tiefenlinie und im Frühjahr einige Kilometer südwestlich der Plattform um die 20-Meter-Tiefenlinie aufhält. Der neue Standort hat keine signifikant anderen Auswirkungen auf die Trauerente als der ursprüngliche Standort, da sich die Störung zeitlich und räumlich nicht mit der Anwesenheit der Trauerente überschneidet.

- 2 Die Entsorgung der wasserbasierten Bohrschlämme und Schlämme führt zu einem leichten Anstieg der Schiffstransporte zur und von der Plattform. Dadurch werden Seevögel in gewissem Maße zusätzlich gestört, aber die Auswirkungen dürften gering sein, da die Schiffe in geringer Entfernung von der Plattform den Schifffahrtswegen folgen. Dies wird durch eine Verringerung der Trübung ausgeglichen, aber auch dieser Effekt war gering, da die trübe Wolke aus der Einleitung von Bohrschlamm und Schlamm außerhalb des Nahrungsgebietes der Trauerente bleibt.
- 3 Durch den Verzicht auf die VSP-Studie wird der Unterwasserlärm reduziert und damit auch die möglichen Auswirkungen auf tauchende Vögel. Obwohl das Ausmaß der Auswirkungen von Unterwasserlärm auf tauchende Vögel noch weitgehend unbekannt ist, ist die Einstellung der VSP-Studie für die Trauerente von Vorteil.
- 4 Der Einbau eines Aktivkohlefilters hat keinen Einfluss auf die Trauerent. Die Schadstoffkonzentrationen im Produktionswasser verdünnen sich bis unter den PNEC-Wert in geringer Entfernung von der Plattform (siehe Kapitel 3).

4.4 Bewertung und Schlussfolgerungen

Die Umweltverträglichkeitsprüfung war zu dem Schluss gekommen, dass die Trauerente durch das Projekt N05-A nicht nennenswert gestört wird, da die meisten Aktivitäten nördlich der 20-Meter-Tiefenlinie stattfinden. Dieses Gebiet ist zu tief, als dass die Trauerente dort effizient nach Nahrung suchen könnte. Auf Ersuchen des UVP-Ausschusses wird in Absatz 4.1.1 ein Überblick über die Verbreitungsdaten der Trauerente in der UVP und in der Naturprüfung gegeben. Darüber hinaus wurde zusätzliche Literatur gesichtet, um die früheren Schlussfolgerungen zu überprüfen und zu untermauern (Abschnitt 4.1.2). Sowohl die ursprüngliche Untersuchung in der Naturbewertung als auch die zusätzlichen Daten in Abschnitt 4.1.2 zeigen, dass die Trauerente nicht in großen Konzentrationen in dem Gebiet vorkommt, in dem die Plattform N05-A geplant ist. Die Art ist in der Lage, tiefer als 15 bis 20 Meter zu tauchen, tut dies aber in den Niederlanden im Allgemeinen nicht. Dies geht auch aus neuen Literaturquellen hervor, aus denen eindeutig hervorgeht, dass sich der Standort der Plattform in beträchtlicher Entfernung von den Konzentrationsgebieten der Trauerenten befindet (siehe Karten in Abbildung 4-5 bis Abbildung 4-9). Das Störungsgebiet von Schiffen und Hubschraubern, die die Plattform besuchen, bleibt ebenfalls in beträchtlicher Entfernung von den Konzentrationsgebieten der Trauerenten. Das bei Hubschrauberlandungen gestörte Gebiet erstreckt sich bis zu drei Kilometer um die Plattform herum²¹. Die Grenze des gestörten Bereichs liegt also größtenteils nördlich der 20-Meter-Tiefenlinie (siehe Abbildung 4-10). Das gestörte Gebiet überschneidet sich daher nicht mit den Konzentrationsgebieten dieser Art. Das neue Kartenmaterial zeigt auch, dass die Konzentrationsgebiete mehr als fünf Kilometer entfernt sind. Dies steht im Einklang mit den Schlussfolgerungen der Naturbewertung 2020 und der Umweltverträglichkeitsprüfung. Dies untermauert die Schlussfolgerung, dass es keine signifikanten negativen Auswirkungen auf die Trauerente geben wird.

Die Auswirkungen der modifizierten VKA auf den gemeinsamen Skoter unterscheiden sich nicht wesentlich von denen der ursprünglichen VKA. Sowohl der ursprüngliche als auch der neue, weiter südlich gelegene Standort befinden sich in Gewässern mit einer Tiefe von etwa 25 Metern, die so weit von den Konzentrationsgebieten der Art entfernt sind, dass nicht einmal die Hubschrauber über Gebiete fliegen, in denen es Konzentrationen von Trauerenten gibt.

²¹ Drei Kilometer ist das Gebiet, das von Hubschraubern gestört wird, ab dem Punkt, an dem sie unter 450 Meter herabsteigen. Da Hubschrauber gegen den Wind anfliegen müssen, wird die Plattform in der Regel aus nördlicher Richtung angefliegen, da der Wind aus südwestlicher Richtung kommt.

5 Stickstoffablagerung

In dieser Ergänzung wird die Stickstoffablagerung aus zwei Gründen behandelt:

- 1 Visualisierung der Auswirkungen der modifizierten VKA;
- 2 Erfüllung des Wunsches der UVP-Kommission, Klarheit über die Auswirkungen der Stickstoffdeposition zu schaffen.

Auswirkungen der modifizierten VKA

Die geänderte VKA wirkt sich auf die Stickstoffdeposition des Projekts aus, da der neue Standort 850 Meter näher am Land liegt und zusätzliche Kanäle für die Entsorgung des wasserbasierten Bohrschlamms erforderlich sind. Infolgedessen wird der Stickstoffeintrag in Natura 2000-Gebiete etwas höher sein als bei der ursprünglichen VKA²². Die modifizierte VKA ist daher das "Worst-Case"-Szenario. Da der Unterschied nicht signifikant ist und es sich um den ungünstigsten Fall handelt, wurde die neue Depositionsberechnung nur für die modifizierte VKA durchgeführt.

Beratungsausschuss UVP

In seiner Stellungnahme geht der UVP-Ausschuss ausführlich auf die Stickstoffproblematik ein und erläutert, wie sie in der Umweltverträglichkeitsprüfung zum Ausdruck kommt. In ihrer Stellungnahme fordert die UVP-Kommission insbesondere die folgenden drei Punkte:

- 1 Gewährleistung einer eindeutigen Darstellung der Informationen über die Stickstoffablagerung in der UVP und den dazugehörigen Dokumenten;
- 2 Einblicke in die Stickstoffdeposition während der Bau- und Nutzungsphase und in die Natura 2000-Gebiete, die davon betroffen sein könnten;
- 3 Es soll nachgewiesen werden, ob die Stickstoffemissionen durch Maßnahmen weiter reduziert werden können.

Die vollständige Stellungnahme zur Stickstoffablagerung finden Sie in dem nachstehenden Kasten.

Beratungsausschuss UVP

Am 1. Juli 2021 treten Artikel 2.9a des Naturschutzgesetzes (Wnb) und Artikel 2.5 der Naturschutzverordnung in Kraft. Demnach müssen die Stickstoffauswirkungen aus der Bauphase bei der Entscheidung über eine Naturschutzgenehmigung nicht berücksichtigt werden. Diese Gesetzesänderung betrifft nicht den Inhalt einer Projekt-UVP.

Die Umweltverträglichkeitsprüfung stützt sich auf diese Ausnahme. Damit wird zwar die rechtliche Machbarkeit innerhalb des WNB sichergestellt, aber es wird kein Überblick über die möglichen Umweltauswirkungen und Maßnahmen gegeben. Folglich können sie bei der Entscheidung über das Projekt nicht berücksichtigt werden.

Dazu muss klar sein, wo die Stickstoffablagerung stattfindet. In der Umweltverträglichkeitsprüfung wird zu Recht festgestellt, dass es im Meer keine stickstoffempfindlichen Lebensräume gibt, aber es wird nicht aufgezeigt, ob die Stickstoffdeposition auch das Land mit stickstoffempfindlichen Lebensräumen erreicht und welche Folgen dies hat.

Außerdem sollte in der Umweltverträglichkeitsprüfung klargestellt werden, ob es neben der Elektrifizierung der Plattform noch andere Maßnahmen zur Verringerung der Stickstoffablagerung in der Bau- und Nutzungsphase gibt.

Die Kommission berät in einem Nachtrag zur UVP, bevor sie eine Entscheidung trifft:

- Gewährleistung einer eindeutigen Darstellung der Informationen über die Stickstoffablagerung in der UVP und den dazugehörigen Dokumenten;
- Einblicke in die Stickstoffdeposition während der Bau- und Nutzungsphase und in die Natura 2000-Gebiete, die davon betroffen sein könnten;
- Es soll nachgewiesen werden, ob die Stickstoffemissionen durch entsprechende Maßnahmen weiter reduziert werden können.

Auffallend ist auch, dass es beim Stickstoff keinen Unterschied zwischen dem Verkehr von Den Helder und Eemshaven als Abfahrtsort gibt. Denn hier gilt das Grundprinzip, dass nur die Stickstoffemissionen der Strecke berücksichtigt werden, bis zu der sich der Verkehr in das vorherrschende Verkehrsmuster einfügt. Auf dieser Grundlage gibt es keinen Unterschied zwischen den beiden Häfen. Die Nettoauswirkungen auf die Umwelt sind in Den Helder aufgrund der größeren Entfernung größer, was jedoch in der Umweltverträglichkeitsprüfung nicht angegeben ist. Die Kommission empfiehlt, die UVP in diesem Punkt zu ändern.

²² Auch bei der Aufbereitung des Bohrkleins sind gewisse Stickstoffemissionen zu erwarten. Das Ausmaß dürfte begrenzt sein, hängt jedoch von der Verarbeitungsmethode ab und kann derzeit nicht quantifiziert werden.

In diesem Kapitel werden in Abschnitt 5.1 zunächst die Entwicklungen im Zusammenhang mit der Stickstoffdeposition im Allgemeinen und für das Projekt ONE-Dyas im Besonderen erörtert. Um die Ablagerung der angepassten VKA abzubilden, werden in Abschnitt 5.2 die Emissionen von NO_x und NH₃ aktualisiert. Bei dieser Bestandsaufnahme wurde auch untersucht, ob es noch Möglichkeiten zur Verringerung der Emissionen gibt (Abschnitt 5.3). Anschließend wurden neue Ausbreitungsberechnungen durchgeführt, um die Stickstoffdeposition auf überlasteten Natura 2000-Gebieten zu kartieren (Abschnitt 5.4), und die ökologischen Auswirkungen wurden für das Worst-Case-Szenario bewertet (Abschnitt 5.5). Einzelheiten zur Berechnung der Stickstoffdeposition sind in der Stickstoffdepositionsstudie in Anhang 3 enthalten.

5.1 Geschichte

Seit der Einreichung der Umweltverträglichkeitsprüfung und der Genehmigungsanträge am 13. Oktober 2020 wurden zusätzliche Berechnungen zur Stickstoffdeposition durchgeführt und hat sich der nationale politische Rahmen geändert. Um einen klaren Überblick über den Stand der Dinge zu geben, wird in diesem Abschnitt ein chronologischer Überblick über die Entwicklungen im Bereich der Stickstoffdeposition im Zusammenhang mit dem ONE-Dyas-Plan gegeben.

Tabelle 5-1 gibt einen Überblick über die stickstoffrelevanten Unterlagen, die im Zusammenhang mit der Genehmigung N05-A eingereicht wurden.

Tabelle 5-1: Historie der stickstoffrelevanten Dokumente im Zusammenhang mit der Genehmigung N05-A

Datum der Einreichung	Dokument	Thema
13. Oktober 2020	<ul style="list-style-type: none"> Original EIA N05-A, insbesondere Kapitel 7 Genehmigungsanträge für N05-A 	<ul style="list-style-type: none"> Berechnung der Stickstoffemissionen Berechnung der Stickstoffdeposition mit AERIUS-Calculator 2019 Ökologische Folgenabschätzung der Stickstoffdeposition
25. November 2020	<ul style="list-style-type: none"> Nachtrag UVP N05-A M15 Angemessene Bewertung der Stickstoffablagerung 	<ul style="list-style-type: none"> Neuberechnung der Stickstoffdeposition mit der damals neuesten Version von AERIUS-Calculator (Version 2020); Aktualisierung der Schlussfolgerungen der angemessenen Bewertung der Stickstoffdeposition auf der Grundlage der neu berechneten Deposition; Begrenzte Anwendung der Regel für mobile Geräte.
12. Januar 2021	<ul style="list-style-type: none"> Erratum UVP N05-A 	<ul style="list-style-type: none"> Anpassung der Stickstoffdepositionsbestimmung in Absprache mit dem LNV. Aufgrund der fortschreitenden Erkenntnis fallen immer mehr Quellen in den Anwendungsbereich der Regel für mobile Geräte; Streichung der angemessenen Bewertung der Stickstoffdeposition aufgrund der Tatsache, dass aufgrund der fortschreitenden Erkenntnisse keine Stickstoffdeposition in einem Natura 2000-Gebiet 0,00 mol/ha/Jahr überschreitet.

Regelung für mobile Geräte und Teilbefreiung von Gebäuden

Seit der Vorlage der UVP und ihrer Ergänzungen hat sich auch der politische Rahmen für Stickstoff geändert. Dies betrifft insbesondere die Formalisierung der Regelung für mobile Maschinen und das Inkrafttreten des Stickstoffreduktions- und Naturverbesserungsgesetzes.

Zum Zeitpunkt der Einreichung der Umweltverträglichkeitsprüfung war eine interne Regelung des Ministeriums für Landwirtschaft, Natur und Lebensmittelqualität und der Provinzen bezüglich der Stickstoffablagerung durch mobile Geräte, die bei Bautätigkeiten eingesetzt werden, angenommen worden. Diese Regel wird als Regel für mobile Geräte bezeichnet und wurde auch von den Provinzen angewandt. Diese Regel bedeutet, dass die Emissionen von mobilen Maschinen während der Bauphase nicht in die Berechnungen des AERIUS-Rechners einbezogen werden müssen, wenn die kombinierte Deposition dieser mobilen Maschinen unter 0,05 mol/ha/Jahr bleibt. Die Nutzung dieser mobilen Geräte darf zwei Jahre nicht überschreiten. Die Regel wurde später auch in den Handreiking Voortoets Stikstof



[Leitfaden für die vorläufige Stickstoffprüfung] des Ministeriums für Landwirtschaft, Naturverwaltung und Fischerei vom 23. Februar 2021²³ aufgenommen.

Der Grund für diese Regelung ist, dass die mobilen Geräte das ganze Jahr über irgendwo in den Niederlanden im Einsatz sind. Da dies schon seit langem der Fall ist, werden die Emissionen dieser mobilen Maschinen mit einbezogen

²³ <https://www.bij12.nl/wp-content/uploads/2021/03/BIJ12-Handreiking-Voortoets-Stikstof-%E2%80%93-Februari-2021.pdf>

in den Hintergrundkonzentrationen. Für ein Natura 2000-Gebiet spielt es keine Rolle, ob der Stickstoff "von links oder von rechts" kommt. Wenn sie zudem noch in einem Projekt enthalten sind, kommt es zu einer Doppelzählung. Diese Argumentation wurde von der Staatsanwaltschaft geprüft und von den Provinzen im Konsultationsausschuss mit dem Minister für Landwirtschaft, Natur und Lebensmittelqualität am 22. April 2020 unterstützt.

Am 1. Juli 2021 trat das Stickstoffreduzierungs- und Naturverbesserungsgesetz (Wsn) in Kraft. Das Wsn ändert das Naturschutzgesetz (Wnb) und enthält Maßnahmen zur Verbesserung der Natur durch Verringerung der Stickstoffeinträge. Darüber hinaus erlaubt das Wsn teilweise eine Befreiung von der naturschutzrechtlichen Genehmigungspflicht für den Aspekt des Stickstoffs für Tätigkeiten der Bauindustrie. Dies ist die so genannte Teilgebäudebefreiung. Die Ausnahmeregelung gilt für Bau-, Konstruktions- und Abbrucharbeiten, nicht aber für die Nutzungsphase des Gebauten oder Errichteten. In der Begründung des Wsn wird ausdrücklich darauf hingewiesen, dass die Teilbefreiung für Gebäude nicht nur für den Wohnungsbau, sondern auch für Infrastruktur- und Industrieanlagen gilt. Im Gegensatz zur Regelung für mobile Maschinen unterliegt die Teilausnahme für das Baugewerbe keiner Obergrenze für die Stickstoffdeposition während der Bauphase, und der Projektträger muss dies im Rahmen des Genehmigungsverfahrens nicht durch AERIUS-Berechnungen nachweisen.

Bei der UVP und den Genehmigungsanträgen wurden die Stickstoffvorschriften in den verschiedenen Berichten wie folgt angewandt:

- UVP (Oktober 2020) und UVP Addendum (November 2020): In der UVP und dem UVP Addendum wurde eine eingeschränkte Anwendung der Regel für mobile Maschinen verwendet. In diesem Fall wurden nur Transportfahrzeuge (Schiffe und Hubschrauber) bei der Ermittlung der Stickstoffablagerung durch Bauarbeiten und Bautätigkeiten im Rahmen der Regel für mobile Geräte berücksichtigt. Kranschiffe sowie Rohr- und Kabelverlegungsschiffe fielen nicht unter die Vorschrift.
- Erratum UVP (Januar 2021): Aufgrund der fortschreitenden Einsicht in den Anwendungsbereich der Regelung für mobile Maschinen und Geräte wurde im Erratum die Regelung für mobile Maschinen und Geräte für die Stickstoffdeposition bei Bauarbeiten herangezogen, wobei alle Transportmittel und andere Geräte, die bei Bauarbeiten verwendet werden, unter die Regelung für mobile Maschinen und Geräte fallen;
- Dieser Nachtrag (Dezember 2021): In diesem Nachtrag zur UVP werden alle Bautätigkeiten von der partiellen Baugenehmigung erfasst. Daher sind diese Tätigkeiten nicht genehmigungspflichtig. Die Auswirkungen auf Natura-2000-Gebiete wurden jedoch ermittelt und bewertet, um einen Einblick in die Auswirkungen der Stickstoffablagerung während der Bauarbeiten zu erhalten. Damit wird dem Wunsch der Cmer entsprochen, einen Einblick in die Auswirkungen der Stickstoffdeposition während der Bau- und Nutzungsphase zu geben.

Neue Version von AERIUS Calculator

Die Stickstoffdeposition von Plänen und Projekten muss laut Gesetz mit der neuesten Version von AERIUS-Calculator berechnet werden. In der EIA wurden die Berechnungen mit dem AERIUS-Calculator 2019 durchgeführt. Im Addendum und im Erratum wurden die Berechnungen mit AERIUS-Calculator 2020 durchgeführt. Die Fassung von 2020 ist immer noch in Kraft, und der vorliegende Nachtrag berücksichtigt daher diese Fassung.

Feste Entfernungsgrenze von 25 Kilometern

Der Minister für LNV hat in einem parlamentarischen Schreiben vom 09.07.2021 mitgeteilt, dass die Regierung beabsichtigt, eine feste Abstandsgrenze für alle Emissionsquellen einzuführen. Für die Berechnung der Stickstoffdeposition, die für die Beantragung einer Naturgenehmigung erforderlich ist, gilt eine feste Entfernungsgrenze von 25 km. Für den Wohnungsbau, die Landwirtschaft, die Industrie und die Energiewirtschaft gelten derzeit keine Entfernungsgrenzen, während bei Infrastrukturprojekten die Stickstoffablagerung bis zu einer Entfernung von 5 km von der Straße berücksichtigt wird.

Ein fester Abstandsgrenzwert für alle Emissionsquellen führt zu mehr Klarheit und einer Gleichbehandlung der Emissionsquellen bei der Bewertung eines Genehmigungsantrags. Der AERIUS Calculator ist auch für die Berechnung der festen Entfernungsgrenze geeignet. Die neue Version von

Aerius, einschließlich der festen Entfernungsgrenze, wird Mitte Januar 2022 in Kraft treten. In dieser Beilage wird Aerius 2020 daher weiterhin ohne eine feste Entfernungsgrenze von 25 km verwendet.

5.2 Aktualisierung der NO_x und NH₃ Emissionen

Im Addendum und im Erratum wurden die NO_x und NH₃ Emissionen des Projekts berechnet. Als Ergebnis der geänderten VKA wird sich folgendes ändern:

- Entsorgung von Bohrklein und Schlamm: Für die Entsorgung des wasserbasierten Bohrkleins und Schlamms sind sieben zusätzliche Transporte pro Bohrloch erforderlich. Eine dreimonatige Bohrperiode erfordert dann 59 Transporte statt 52 Transporte in der Entlastungsvariante.
- Der neue Standort der Plattform liegt etwa 850 Meter näher am Land und damit auch näher an stickstoffempfindlichen Natura-2000-Gebieten. Dies erhöht die Wahrscheinlichkeit der Stickstoffablagerung auf diesen Flächen in gewissem Umfang. Der neue Standort verändert auch die Emissionen einiger verwandter Emissionsquellen. So wird beispielsweise die Pipeline für den Abtransport des Gases 550 Meter kürzer sein, was die Verlegezeit und die Emissionen verringert, andererseits müssen die Versorgungsschiffe aber etwas weiter zum Fahrwasser fahren. Die Auswirkungen dieser Änderungen sind gering und heben sich teilweise gegenseitig auf. Aus diesem Grund wurden diese Änderungen nicht gesondert berechnet.

Tabelle 5-2 zeigt die Stickstoffemissionen für die modifizierte VKA. Der Nachweis der Emissionsquellen und Emissionen ist in Anhang 3 zu finden.

Tabelle 5-2: Überblick über die Emissionsquellen und Emissionen der VKA

Berichtsjahr	Emissionsquellen	Teilweise Befreiung?	Emissionen VKA
Jahr1 <i>Vorbohrer</i>	Diesel-Generatoren Rig	Ja	2,84 t NO _x /Jahr / 95 kg NH ₃ /Jahr
	Fackel	Ja	0,49 t NO _x /Jahr
	Versorgungsschiffe	Ja	1,44 t NO _x /Jahr
	Wachtschiff	Ja	1,05 t NO _x /Jahr
	Hubschrauber	Ja	0,06 t NO _x /Jahr
	Gesamtemission		5,88 t NO_x/Jahr / 95 kg NH₃/Jahr
Jahr2 <i>Bau von Einrichtun gen</i>	Schlepper	Ja	0,06 t NO _x /Jahr
	Kranschiff	Ja	1,51 t NO _x /Jahr
	Wachtschiff	Ja	0,06 t NO _x /Jahr
	Rohrverlegeschiff	Ja	2,36 t NO _x /Jahr
	Hilfsschiffe	Ja	8,26 t NO _x /Jahr
	Wachtschiff	Ja	0,12 t NO _x /Jahr
	Versorgungsschiff	Ja	0,11 t NO _x /Jahr
	Tauchunterstützungsschiff	Ja	2,38 t NO _x /Jahr
	Hubarbeitsbühne	Ja	1,71 t NO _x /Jahr
	Kabelverlegungsschiff	Ja	2,66 t NO _x /Jahr
	Hilfsschiffe	Ja	2,66 t NO _x /Jahr
	Wachtschiff	Ja	0,07 t NO _x /Jahr
	Gesamtemission		21,95 t NO_x/Jahr / 0 kg NH₃/Jahr
Jahr3 <i>Laufende Arbeiten</i>	Diesel-Generatoren Rig	Ja	0,19 t NO _x /Jahr / 6 kg NH ₃ /Jahr
	Fackel	Ja	0,50 t NO _x /Jahr
	Hubschrauber	Ja	0,09 t NO _x /Jahr
	Versorgungsschiffe	Ja	2,24 t NO _x /Jahr
	Wachtschiff	Ja	1,57 t NO _x /Jahr
	Notstromaggregat N05-A	Nein	0,01 t NO _x /Jahr
	Gesamtemission		4,59 t NO_x/Jahr / 6 kg NH₃/Jahr
Jahr 4 <i>Nur Gaserzeugnisse</i>	Hubschrauber	Nein	0,02 t NO _x /Jahr
	Versorgungsschiffe	Nein	0,27 t NO _x /Jahr
	Notstromaggregat N05-A	Nein	0,01 t NO _x /Jahr
	Gesamtemission		0,30 t NO_x/Jahr / 0 kg NH₃/Jahr

5.3 Betroffene und noch zu treffende Abhilfemaßnahmen

Bei der Planung des gesamten N05-A-Projekts wurde bereits in einem frühen Stadium untersucht, wie die Stickstoffemissionen in allen Phasen des Projekts so weit wie möglich reduziert werden können. Diese Maßnahmen sind bereits Teil der ursprünglichen VKA und werden in der UVP für N05-A beschrieben. Die wichtigsten Abhilfemaßnahmen in diesem Zusammenhang sind (siehe auch Kapitel 7 von Teil 2 der UVP für N05-A):

- **Elektrifizierung der Förderplattform:** Die Förderplattform wird mit Strom aus dem deutschen Windpark Riffgat versorgt, und auf der Plattform N05-A ist nur noch ein kleines Notstrom-Dieselaggregat benötigt. Diese Maßnahme stellt sicher, dass während der Betriebsphase (ab dem Jahr 3) NO_xEmissionen fast vollständig vermieden werden. Die Reduzierung beträgt etwa 57 Tonnen NO_x pro Jahr und gilt für die gesamte Lebensdauer der Plattform.
- **Elektrifizierung der Bohrinself:** Die Bohrinself wird mit Strom aus dem deutschen Windpark Riffgat betrieben. Durch diese Maßnahme werden die Luftemissionen der Dieselgeneratoren auf der Bohrinself weitgehend vermieden und es verbleibt nur eine geringe Restemission von Motoren, die nicht elektrifiziert werden können. Diese Maßnahme stellt sicher, dass bei gleichzeitiger Förderung und Bohrung im Jahr 3 (concurrent operations) NO_xEmissionen fast vollständig vermieden werden. Die Reduzierung gegenüber einer herkömmlichen Bohrinself beträgt etwa 28 Tonnen NO_x pro Jahr und gilt für die vier Jahre gleichzeitiger Bohrung und Gasförderung.
- **Bohrplattform mit SCR (Selective Catalytic Reduction)** Während der Vorbohrungen im Jahr 1 kann die Bohrplattform noch nicht elektrifiziert werden, da das Kabel nach Riffgat noch nicht verlegt ist. Um die NO_x-Emissionen beim Vorbohren zu reduzieren, wird eine Bohranlage eingesetzt, deren Dieselgeneratoren mit SCR ausgerüstet sind. Dadurch wird eine Emissionsreduzierung von 85 % bis über 90 % im Vergleich zu einer herkömmlichen Bohrinself erreicht. Dies entspricht einer Reduzierung von etwa 17 Tonnen NO_x und gilt für das Jahr, in dem die Vorbohrungen durchgeführt werden.
- **Fackelgasrückgewinnung:** Am Ende der Bohrung muss das gebohrte Loch getestet und gereinigt werden. Das dabei freigesetzte Erdgas wird in der Regel abgefackelt. Befindet sich die Bohrplattform jedoch in unmittelbarer Nähe der in Betrieb befindlichen Förderplattform, kann ein Teil des bei den Tests freigesetzten Erdgases über die Förderplattform gefördert und als vermarktbare Erdgas aufbereitet werden. Dies führt zu einer Halbierung der Fackelemissionen, was einer Verringerung um 0,5 Tonnen NO_x pro Jahr entspricht und für die Jahre gilt, in denen gleichzeitig gebohrt und Gas gefördert wird.

Um einen Einblick in die Auswirkungen der oben erwähnten Minderungsmaßnahmen zu geben, wird in Tabelle 5-3 die Stickstoffdeposition über den gesamten Projektzeitraum ohne und mit den oben erwähnten Minderungsmaßnahmen berechnet: ein Jahr Vorbohrung, ein Jahr Bau, vier Jahre wettbewerbsfähiger Betrieb und 14 Jahre nur Produktion²⁴. Ohne die oben genannten Maßnahmen wären in diesem Zeitraum von zwanzig Jahren 1200 Tonnen NO_x emittiert worden und mit den Maßnahmen 50 Tonnen NO_x. Dies entspricht einer Verringerung von über 95 %.

²⁴ Die genannten Jahre sind Berechnungsjahre, d. h. ein Zeitraum von 365 Tagen, in dem die Tätigkeit stattfindet. Die entsprechende Tätigkeit in diesen Jahren kann kürzer sein. So wird beispielsweise erwartet, dass die Vorbohrungen mehr als 8 Monate und nicht ein ganzes Jahr dauern werden.

Tabelle 5-3: Zusammenfassung der NO_x-Emissionen bei konventioneller Umsetzung des Projekts N05-A und bei Reduzierung der vorgesehenen Minderungsmaßnahmen.

Berichtsjahr und Emissionsquellen	Maßnahme	Emission ohne Minderungsmaßnahmen (Tonnen NO _x /Jahr)	Emission mit Minderungsmaßnahmen (Tonnen NO _x /y)	Gesamtreduktion (Tonnen NO _x /y) ²
Jahr1 Vorbohrungen (< 1 Jahr)¹⁾				
▪ Dieselgeneratoren für Bohrseln	SCR	19,9	2,9	17,0 t/Jahr
▪ Andere Quellen ^{1), 2)}		<u>3,0</u>	<u>3,0</u>	
▪ Insgesamt		22,9	5,9	
Jahr2 Erstellung (1 Jahr)				
▪ Andere Quellen ¹⁾	Nein	<u>22,0</u>	<u>22,0</u>	-
Insgesamt		22,0	22,0	
Jahr3 gleichzeitiger Betrieb (4 Jahre)				
▪ Förderplattform für Stromerzeuger	Elektrifizierung Plattform	57,0	0,0	
▪ Dieselgeneratoren für Bohrseln	Elektrifizierung	28,2	0,2	84,6 t/Jahr
▪ Abfackeln	Bohrplattform	1,0	0,5	338,4 t insgesamt
▪ Andere Quellen ^{1), 2)}	Rückgewinnung von	<u>3,9</u>	<u>3,9</u>	
Insgesamt	Fackelgas	90,1	4,6	
Jahr4 Produktion (14 Jahre)				
▪ Förderplattform für Stromerzeuger	Plattform für die Elektrifizierung	57,0	0,0	57,0 t/Jahr
▪ Andere Quellen ¹⁾		<u>0,3</u>	<u>0,3</u>	798,0 t gesamt
Insgesamt		57,3	0,3	
Gesamtemissionen und Reduktionen über 20 Jahre³⁾		1 207,5	50,5	1 157,0 t insgesamt

- 1) In der Tabelle sind nur die Quellen aufgeführt, in denen Abhilfemaßnahmen erwähnt werden. Einen Überblick über alle Emissionsquellen (wie Versorgungsschiffe, Arbeitsboote und Hubschrauber) finden Sie in der Studie zur Stickstoffdeposition in Anhang 3.
- 2) Für die Jahre der Bohrungen wurden nur die Stickstoffemissionen des Verkehrs bis zu der Strecke berücksichtigt, auf der der Verkehr in das vorherrschende Verkehrsmuster übergeht. Alle Emissionen, die bei der Verarbeitung von Bohrklein und Schlamm entstehen, gelten als von der Genehmigung des Verarbeiters abgedeckt.
- 3) Jährlich erzielte Reduktionen und Gesamtreduktionen über die Dauer der Aktivität: 1 Jahr Vorbohrung, 1 Jahr Bau, 4 Jahre gleichzeitiger Betrieb und 14 Jahre reine Produktion.

Mit den genannten Maßnahmen konnte die überwiegende Mehrheit der Emissionsquellen deutlich reduziert werden. Die einzige verbleibende größere NO_x-Emissionsquelle sind die Emissionen der Arbeitsschiffe im Jahr der Errichtung. ONE-Dyas hat untersucht, ob hier weitere Reduzierungen erreicht werden können. Im Prinzip ist es möglich, sauberere Schiffe in Auftrag zu geben als derzeit angenommen. Das Problem ist jedoch, dass für den Bau spezielle Schiffe wie Kranschiffe, Rohrverlegungsschiffe und Kabelverlegungsschiffe benötigt werden. Weltweit gibt es nur eine begrenzte Anzahl solcher Schiffe, von denen einige bereits für Großprojekte unter Vertrag genommen wurden. Da es sich bei dem Projekt N05-A um ein relativ kleines Projekt handelt, muss man sich bei der Auftragsvergabe mit der Ausrüstung begnügen, die gerade zur Verfügung steht und sich in der Nähe der Nordsee befindet.

ONE-Dyas ist bestrebt, bei der Auftragsvergabe für die Ausrüstung moderne, saubere Schiffe zu verwenden. Da dies aus den genannten Gründen nicht im Voraus garantiert werden kann, werden die Berechnungen dennoch konservativ auf der Grundlage älterer Schiffe durchgeführt, um die Auswirkungen nicht zu unterschätzen.

5.4 Berechnung der Stickstoffdeposition

Mit AERIUS Calculator wurde die Stickstoffdeposition für die modifizierte VKA für die vier Berechnungsjahre berechnet. Dies wurde mit der neuesten Version von AERIUS, derzeit 2020,

durchgeführt. In Anhang 3 werden die Stickstoffberechnung und die Änderungen im Vergleich zu den früheren Berechnungen beschrieben. In Übereinstimmung mit der Stellungnahme der EIA-Kommission basieren die Berechnungen in dieser Ergänzung nicht auf der Regelung für mobile Arbeit oder der Teilfreistellung mit dem Ziel, die Ablagerungsrate eigenständig zu ermitteln und zu bewerten.

Die AERIUS-Berechnungen zeigen die folgenden Ergebnisse für die vier Berechnungsjahre²⁵:

- 1 Jahr1 (vor dem Bohren) führt zu einer Stickstoffdeposition von > 0,00 mol/ha/Jahr in fünf Natura 2000-Gebieten mit einer maximalen Stickstoffdeposition von 0,02 mol/ha/Jahr in den Dünen von Schiermonnikoog. Alle Emissionen in diesem Jahr fallen unter die partielle Gebäudeausnahme.
- 2 Jahr2 (Bau) wird zu einer Stickstoffdeposition von > 0,00 mol/ha/Jahr in 49 Natura 2000-Gebieten führen, mit einer maximalen Stickstoffdeposition von 0,05 mol/ha/Jahr in den Dünen von Schiermonnikoog. Alle Emissionen in diesem Jahr fallen unter die partielle Gebäudeausnahme.
- 3 Jahr3 (gleichzeitiger Betrieb) führt zu einer Stickstoffdeposition von > 0,00 mol/ha/Jahr in vier Natura 2000-Gebieten mit einer maximalen Stickstoffdeposition von 0,01 mol/ha/Jahr in den Dünen von Schier- monnikoog. Die meisten Emissionen in diesem Jahr fallen unter die partielle Gebäudeausnahme. Die Betriebsemissionen führen nicht zu einer Stickstoffdeposition von mehr als 0,00 mol/ha/Jahr.
- 4 Jahr4 (nur Gasproduktion) wird nicht zu einer Stickstoffdeposition von > 0,00 mol/ha/Jahr führen.

Tabelle 5-4 gibt einen Überblick über die berechneten Ablagerungen.

Tabelle 5-4: AERIUS-Berechnungsergebnisse für die vier Berechnungsjahre

Berichtsjahr	Emission	Anzahl der Gebiete mit Stickstoffdeposition > 0,00 mol/ha/yr	
		Ohne Teilbefreiung	Mit Teilbefreiung
Jahr1: Vorbohren	5,88 Tonnen NO _x /Jahr / 95 Tonnen NH ₃ /Jahr	5 / max. 0,02 mol/ha/Jahr	0
Jahr2: Bau	21,95 Tonnen NO _x /Jahr	49 / max. 0,05 mol/ha/Jahr	0
Jahr3: Wettbewerbsfähige Maßnahmen	4,59 Tonnen NO _x /Jahr / 6 Tonnen NH ₃ /Jahr	4 / max. 0,02 mol/ha/Jahr	0
Jahr4: Nur Produktion	0,30 Tonne NO _x /Jahr	0	0

Im Jahr der Errichtung treten die höchsten Emissionen und Stickstoffeinträge auf. Tabelle 5-5 zeigt die Gebiete, in denen die Stickstoffdeposition in der Bauphase 0,00 mol/ha/Jahr übersteigt, und den höchsten berechneten Beitrag zu diesen Gebieten.

Tabelle 5-5: Zusammenfassung der Stickstoffdeposition in stickstoffsensiblen Natura 2000-Gebieten (mol/ha/y) im Jahr der Errichtung (Jahr2)

Natura 2000-Gebiet	Höchster Beitrag mol/ha/yr	Natura 2000-Gebiet	Höchster Beitrag mol/ha/yr
Die Dünen von Schiermonnikoog	0,05	Groote Wielen	0,01
Wattenmeer	0,04	Dünen und Flachland Texel	0,01
Küstengebiet der Nordsee	0,03	Bargerveen	0,01
Ameland Dünen	0,03	Dünen von Den Helder und Callantsoog	0,01
Die Dünen von Terschelling	0,02	IJsselmeer	0,01
Gebiet Drentsche Aa	0,02	Vecht und Beneden-Regge-Gebiet	0,01
Norgerholt	0,01	Engbertsdijkvenen	0,01
Fochteloërveen	0,01	Veluwe	0,01
Die Dünen von Vlieland	0,01	Schoorl Dünen	0,01
Drouwenerzand	0,01	Springendal & Mosbeek-Tal	0,01
Lieftinghsbroek	0,01	Rijntakken	0,01

²⁵ Diese Ergebnisse können nicht eins zu eins mit den im Addendum zur UVP vom November 2020 dargestellten Ergebnissen verglichen werden. Schließlich wurde, wie in Abschnitt 5.1 beschrieben, die Regel für mobile Geräte berücksichtigt.

Natura 2000-Gebiet	Höchster Beitrag mol/ha/yr	Natura 2000-Gebiet	Höchster Beitrag mol/ha/yr
Bakkeveen-Dünen	0,01	Olde Maten & Veerslootslanden	0,01
Drents-Friese Wold & Leggelderveld	0,01	Zwanenwater & Pettemerduinen	0,01
Wijnjeterper Schar	0,01	Noordhollands Duinreservaat	0,01
Alde Feanen	0,01	Oudegaasterbrekken, Fluessen und Umgebung	0,01
Witterveld	0,01	Salland-Kamm	0,01
Dwingelderveld	0,01	Bergteiche & Brecklenkampse Veld	0,01
Holtingerveld	0,01	Achter de Voort, Agelerbroek & Voltherbroek	0,01
Mantinger Wald	0,01	Wierdense Veld	0,01
Elper Becken	0,01	Landgüter Oldenzaal	0,01
Mantingerzand	0,01	Boetelerveld	0,01
Weerribben	0,01	Borkeld	0,01
Die Wieden	0,01	Schwarzwasser- und Vechtetalau	0,01
Rottige Meenthe & Brandemeer	0,01	Lemselermaten	0,01
Van Oordt's Mersken	0,01		

5.5 Ökologische Folgenabschätzung Stickstoffdeposition

Für die Bewertung der ökologischen Auswirkungen der projektbedingten Veränderung des Stickstoffdepositionsbeitrags auf die Natura 2000-Schutzziele ist die Projektwirkung während der Bauphase (Jahr 2) von besonderer Bedeutung. Dies ist das Jahr mit der höchsten Stickstoffdeposition, in den anderen Jahren der Projektlaufzeit ist die Stickstoffdeposition aufgrund der geplanten Minderungsmaßnahmen viel geringer oder gleich Null. Im Jahr der Errichtung werden 49 Natura 2000-Gebiete von Stickstoffeinträgen von mehr als 0,00 mol/ha/Jahr betroffen sein (siehe Tabelle 5-5). Die Stickstoffdeposition beträgt auf den meisten Flächen maximal 0,01 mol/ha/Jahr; die höchste Deposition findet sich auf den Dünen von Schiermonnikoog (0,05 mol/ha/Jahr).

Dieser Abschnitt befasst sich zunächst mit den Auswirkungen der Stickstoffdeposition auf die Natur im Allgemeinen und dann mit den Auswirkungen der Stickstoffdeposition durch das N05-A-Projekt im Besonderen.

5.5.1 Auswirkungen der Stickstoffdeposition auf die Natur

Eine ökologische Verträglichkeitsprüfung konzentriert sich auf den kritischen Wert für die Deposition (KDW) sowie auf die Erhaltungsziele, die Qualität der Lebensraumtypen, die aktuelle Hintergrunddeposition und die unterstützenden Faktoren der Lebensraumtypen und/oder Arten. In den folgenden Abschnitten werden diese verschiedenen Aspekte und Ansatzpunkte für die Folgenabschätzung erläutert.

Kritischer Depositionswert (KDW)

Die Stickstoffdeposition in der Atmosphäre kann zur Versauerung und Eutrophierung stickstoffempfindlicher Lebensraumtypen führen, wenn sie einen kritischen Wert überschreitet: den kritischen Depositionswert (KDW). Der kritische Ablagerungswert, der auf den neuesten wissenschaftlichen Erkenntnissen von van Dobben et al. (2012) basiert, bedeutet:

Der Grenzwert, bei dessen Überschreitung das Risiko einer erheblichen Verschlechterung der Qualität des Lebensraumtyps aufgrund der versauernden und/oder eutrophierenden Wirkung der

atmosphärischen Deposition nicht ausgeschlossen werden kann.

Die AB-RvS hat dies in ihrem Urteil vom 11. März 2020 (ECLI:NL:RVS:2020:741) u. a. wie folgt formuliert:

Eine Überschreitung des kritischen Depositionswertes bedeutet nicht unbedingt, dass die Qualität eines Lebensraumtyps schlecht ist. Kurz gesagt, der kritische Konzentrationswert gibt an, ab welcher Höhe der Stickstoffdeposition nicht mehr davon ausgegangen werden kann, dass die Gefahr einer Verschlechterung der Qualität des Lebensraumtyps aufgrund der versauernden und/oder eutrophierenden Wirkung der Stickstoffdeposition nicht mehr ausgeschlossen werden kann. Eine Überschreitung dieses Wertes bedeutet daher nicht, dass eine Verschlechterung der Qualität eines Lebensraumtyps festgestellt wurde, sondern nur, dass die Möglichkeit einer Verschlechterung nicht unbedingt auszuschließen ist.

Oder, wie im Kompendium für die Lebensumwelt verwendet²⁶:

Ein kritischer Depositionswert ist definiert als die maximal zulässige Menge an atmosphärischer Deposition, bei der nach dem derzeitigen wissenschaftlichen Kenntnisstand keine nachteiligen Auswirkungen auf die Struktur und die Funktionen von Ökosystemen auftreten.

Wenn die atmosphärische Deposition den KDW des Lebensraumtyps übersteigt, besteht die Gefahr einer erheblichen negativen Auswirkung, wodurch das Erhaltungsziel für einen Lebensraumtyp (in Bezug auf Qualität und Fläche) nicht nachhaltig erreicht werden kann. Je höher die Überschreitung des kritischen Wertes und je länger sie andauert, desto größer ist das Risiko unerwünschter Auswirkungen auf die biologische Vielfalt. Hier geht es um das langfristige und nachhaltige Überleben von Lebensraumtypen. Der KDW ist kein Prüfwert für vorübergehende Auswirkungen. Bei der Folgenabschätzung sollten nur die Orte berücksichtigt werden, an denen die Stickstoffdeposition in einer Situation zunimmt, in der der kritische Wert der Deposition überschritten wird.

Innerhalb der erhöhten Hintergrundablagerung ist es möglich, mehrere Lebensraumtypen nachhaltig zu erhalten, wenn andere Kontrollfaktoren, wie z. B. die Hydrologie oder das Management, ausreichend vorhanden sind. Der KDW ist je nach Lebensraumtyp unterschiedlich. Diese werden als extrem empfindlich, sehr empfindlich, empfindlich und mäßig empfindlich eingestuft. Tabelle 5-6 zeigt die Klassen und Beispiele von Lebensraumtypen, die in diese Klassen fallen.

Tabelle 5-6: Klassifizierung der Empfindlichkeitsklassen für Lebensraumtypen und Zeitpfad für den tatsächlichen Flächenverlust eines Lebensraumtyps aufgrund von Qualitätsverlusten durch Stickstoffdeposition (Quelle: Royal HaskoningDHV, 2019 und Aktualisierung auf Grundlage der Expertensitzung im November 2019)

Empfindlichkeitsklasse	KDW		Beispiele für Lebensraumtypen	Zeitraum tatsächlicher Verlust des Lebensraumtyps
	(mol N/ha/Jahr)	(kg N/ha/Jahr)		
Hochsensibel	<1000	6 - 15 kg	Schwach gepufferte und saure Niedermoore, Sandverwehungen, Heidewiesen, aktive Moore	10 Jahre
Hochsensibel	1000 - 1500	15 - 21 kg	Trockene und feuchte Heidelandschaften, Wacholdergebüsche, alte Eichenwälder, blaue Wiesen, kalkhaltige Sümpfe, Pionierweiden, Buchen-Eichenwälder.	12,5 Jahre
Empfindlich	1500 - 2000	21 - 28 kg	Wälder am Flussufer	15 Jahre
Mäßig empfindlich	>2000	> 28 kg	Bäche und Flüsse mit Wasserpflanzen, Seen mit krabbenscheer, Eschen-Ulmenwälder, Kranzgewässer	20 Jahre

Der KDW wird hauptsächlich in (ganzen) Kilogramm Stickstoff pro Hektar und Jahr ausgedrückt (1 kg N = 71,39 mol N). Es sind keine Experimente bekannt, in denen Auswirkungen bei einer Stickstoffausbringung von weniger als 1 kg N/ha/Jahr festgestellt wurden. Eine genauere Bestimmung der KDWs wird auf der Grundlage des verfügbaren Wissens nicht als gerechtfertigt angesehen (van

²⁶ Kompendium der lebenden Umwelt - Düngung und Versauerung: Ursachen und Auswirkungen:
<https://www.clo.nl/indicatoren/nl0178-ver-Düngung-und-Versäuerung-Ursachen-und-Wirkungen>

Die meisten Lebensraumtypen haben einen Stickstoffkreislauf, in dem jährlich größere Mengen Stickstoff zirkulieren, oft Tausende von Kilogramm pro ha. Ungestörte, natürliche Hintergrundablagerungen liegen in der Größenordnung von 1 - 5 kg Stickstoff pro ha und Jahr (Stuyfzand 1993; Asman et al. 1998; Galloway et al. 2004 in: Kooijman et al, 2009), was 71 - 357 mol N/ha/Jahr entspricht. In den Niederlanden gibt es jedoch keine natürliche Hintergrundablagerung mehr. Der Mensch hat die Hintergrundablagerung deutlich erhöht. Die Hintergrunddeposition in den Niederlanden liegt ungefähr zwischen 1000 und 3500 mol N/ha/Jahr mit großen regionalen Unterschieden (AERIUS). Die Hintergrundablagerung ist in den offenen Gebieten und entlang der Küste am geringsten. Dies ist zum Teil auf die Meeresbrise und die Tatsache zurückzuführen, dass es mehr Wald als offenes, kahles Land gibt (van Dobben & van Hinsberg, 2008).

Die Hintergrundablagerung ist als Durchschnitt über mehrere Jahre angegeben. Der Bericht, der die Berechnungen der Hintergrunddeposition begleitet, zeigt, dass meteorologische Schwankungen zu Schwankungen der durchschnittlichen jährlichen Konzentrationen und Depositionen von 5 bis 10 Prozent führen (RIVM, 2015). Dies bedeutet, dass für eine Hintergrunddeposition zwischen 1000 - 3500 mol N/ha/Jahr (AERIUS) eine Schwankung zwischen 50 und 350 mol N/ha/Jahr vorgesehen ist.

Der Trend der jährlichen Stickstoffdeposition ist seit 1990 von 2600 mol N/ha/Jahr auf durchschnittlich 1600 mol N/ha/Jahr zurückgegangen (RIVM 2018 Düngerstickstoffdeposition pro Hektar). In letzter Zeit ist kein weiterer Rückgang zu verzeichnen. Trotz dieser Verringerung wird der kritische Depositionswert der Lebensraumtypen auf regionaler Ebene überschritten. Um festzustellen, ob der kritische Depositionswert überschritten wird, wird die Hintergrunddeposition verwendet, die in der aktuellsten und vollständigsten Depositionskarte des AERIUS-Rechners enthalten ist.

Die derzeitigen Stickstoffkonzentrationen in den Niederlanden sind so hoch, dass es (fast) keine direkten toxischen Schäden an Pflanzen gibt. Dieser Wirkungsmechanismus spielt daher in den Niederlanden in Bezug auf die atmosphärische Deposition von Stickstoff keine Rolle (Smits und Bal, 2014).

Mögliche Auswirkungen von Stickstoff

Die Stickstoffdeposition aus der Luft hat eine düngende und/oder versauernde Wirkung auf den Boden. Da die Arten unterschiedlich darauf reagieren, kommt es zu Veränderungen im Konkurrenzverhältnis zwischen den Pflanzen. Die Düngung führt zur Verdrängung weniger konkurrenzfähiger Arten, die oft an nährstoffarme Standorte angepasst sind, durch stickstoffzehrende, oft schnell wachsende Arten. Dies liegt daran, dass ein großer Teil der Arten in naturnahen und natürlichen Ökosystemen tatsächlich an eine geringe Stickstoffverfügbarkeit im Boden angepasst ist. Die Zusammensetzung der Vegetation (und damit auch (die Qualität) der Lebensraumtypen) kann sich dadurch verändern. Im Allgemeinen führt eine Zunahme der Nahrungsverfügbarkeit also zum Verlust von langsam wachsenden Arten, die oft charakteristisch für die Lebensraumtypen sind. Dies hat zur Folge, dass die Qualität der Lebensraumtypen abnimmt.

Je nach Bodentyp, Lebensraumtyp und Schlüsselfaktoren (z. B. Boden- und Oberflächenwasserbewirtschaftung, angewandte (natürliche) Bewirtschaftung, natürliche Dynamik) hat die Stickstoffdeposition mehr oder weniger starke Auswirkungen.

Stickstoffauswaschung

Projekte verursachen hauptsächlich NO_x-Emissionen, die in Form von gelöstem Nitrat in den Boden gelangen. In trockenen terrestrischen Systemen wird Stickstoff fast immer vollständig in Form von Nitrat ausgewaschen. Ein Teil des Stickstoffs wird daher schnell aus der Wurzelzone verschwinden, bevor er fixiert (und später für die Pflanze verfügbar gemacht) oder von den Pflanzen aufgenommen wird. Außerhalb der Vegetationsperiode nehmen die Pflanzen wenig Nährstoffe aus dem Boden auf, da sie sich in Ruhe befinden. Daher verschwindet ein größerer Teil der Ablagerungen im Herbst und Winter aus der Wurzelzone, bevor sie im Frühjahr und Sommer absorbiert werden können. So schwankt beispielsweise die jährliche Nährstoffbelastung des Abflusses und des Niederschlagswassers von Naturflächen in Sandgebieten zwischen 4 und 16 kg N/ha/Jahr bei einer Deposition von 33 kg N/ha/Jahr (Schoumans et al. 2008), also 12 bis 50 %.

Typische Arten der Lebensraumtypen

Ein Lebensraumtyp besteht aus bestimmten Pflanzengemeinschaften, deren typische Pflanzen und/oder Tierarten ebenfalls dem Lebensraumtyp zugeordnet sind. Dies wird bei der Bewertung der Auswirkungen von Stickstoff auf die Qualität des Lebensraumtyps berücksichtigt. Diese typischen Arten können bereits als Arten der Habitat- und Vogelschutzrichtlinie für ein Natura 2000-Gebiet in Frage kommen. Die Glanzorchis beispielsweise ist eine typische Art der H2190B Feuchten Dünentäler und gehört unter anderem auch zum Natura 2000-Gebiet Zwanenwater & Pettemerduinen. Auf diese Weise werden die Auswirkungen des Projekts auf typische Arten teilweise abgedeckt. Für andere Arten ist die Dosis-Wirkungs-Beziehung der Stickstoffdeposition oft nicht gut untersucht. Das Vorkommen von Arten hängt auch von ihrer Verbreitung ab. Ein Lebensraumtyp kann in Bezug auf die abiotischen und biotischen Bedingungen optimal sein, aber aufgrund der Abwesenheit der Art in der Nähe und/oder aufgrund von Fragmentierung unzugänglich sein. Der entscheidende Faktor für diese typischen Arten sind die konstanten abiotischen und biotischen Bedingungen. Die Bewertung der Auswirkungen der Lebensraumtypen basiert auf diesen Kontrollfaktoren, so dass indirekt auch die typischen Arten bewertet werden. Die Grundannahme ist, dass die Voraussetzungen für eine typische Art nicht strenger sind als für den Lebensraumtyp, für den sie typisch ist, es sei denn, die Literatur zeigt, dass dies der Fall ist.

Arten der Habitat- und Vogelschutzrichtlinie

Die Folgenabschätzung für Arten der Habitat- und Vogelschutzrichtlinie, die (teilweise) auf stickstoffempfindliche Lebensräume angewiesen sind, unterscheidet sich von derjenigen der Lebensraumtypen. Die meisten Arten sind auf mehrere Vegetationstypen (Lebensraumtypen und/oder Lebensräume) angewiesen und nicht strikt an einen stickstoffempfindlichen Lebensraum gebunden. In den Gebietsanalysen wurden die Arten beschrieben, die ganz oder teilweise stickstoffempfindliche Lebensräume und/oder Lebensraumtypen nutzen. Das AERIUS-Berechnungsprogramm berücksichtigt bereits potenziell geeignete Lebensräume, die oft viel größer sind als die tatsächlich belegten Lebensräume, so dass die Berechnung die relevante Fläche stickstoffempfindlicher Lebensräume überbewerten kann. Darüber hinaus sind viele der stickstoffempfindlichen Natura-2000-Arten nicht streng an stickstoffempfindliche Lebensräume gebunden. So nutzen beispielsweise auch die Heidelerche, der Steinschmätzer, der Neuntöter, der Wespenbussard und der Schwarzspecht strukturierte Wälder und Gebüsche auf der Veluwe, die viel weniger empfindlich auf Stickstoffabholzung reagieren als die offene Vegetation. Andere Lebensräume, die als stickstoffempfindlich eingestuft sind, werden oft noch gedüngt, wie die Lebensräume Lg08 feuchtes, mäßig nährstoffreiches Grünland und Lg11 Blumenwiese & blühendes Wiesenvogelgrünland des Fluss- und Seetongebiets im Rijntakken-Gebiet. Auf diesen Grünlandflächen ist die Ausbringung von Dung erlaubt (empfohlene Menge 229 kg N/ha/Jahr²⁷, oder 16 350 mol N/ha/Jahr).

Die ökologische Bewertung konzentriert sich auf die Frage, ob das Natura 2000-Gebiet eine ausreichende Tragfähigkeit für eine Mindestanzahl der ausgewiesenen Arten (Population/Anzahl/Brutpaare) bietet. Die meisten Arten sind mehr oder weniger mobil und daher nicht streng standortgebunden. Die Tragfähigkeit eines Standorts wird durch das Vorhandensein geeigneter Lebensräume bestimmt, die aus einer Vielzahl unterschiedlicher Vegetationstypen (Lebensraumtypen und Lebensräume) bestehen können, sowie durch ausreichende Ruhezeiten. Im Gegensatz zu den Lebensraumtypen spielt die Störung eine wichtige Rolle bei der Nutzung eines Naturgebiets. So haben beispielsweise stark befahrene Autobahnen und Freizeitnutzer durch Lärm, Beleuchtung und die physische Anwesenheit von Menschen eine deutlich störende Wirkung auf verschiedene (Brut-)Vögel, und diese Gebiete werden gemieden. Die Gründe für das Fehlen von Arten und/oder das Nichterreichen der Mindestzahlen können auch außerhalb des Gebiets und sogar außerhalb der Niederlande liegen, während die Tragfähigkeit in Ordnung ist. Dies gilt zum Beispiel für Brutvögel, die in Afrika überwintern, für Vögel am Rande ihres natürlichen Verbreitungsgebiets oder für Zugvögel mit Engpässen in ihren Brutgebieten oder auf der Zugroute.

Die Rolle des (Natur-)Managements

Die Bewirtschaftung in Form von Beweidung, Mahd und Entwässerung, Pflügen und Ausbaggern ist für die verschiedenen Lebensraumtypen notwendig, um die natürliche Sukzession wiederherzustellen, und ist daher ein Schlüsselfaktor für die Qualität eines Lebensraumtyps. Diese Maßnahmen stehen im Einklang mit den kulturgeschichtlichen

²⁷ Ausschuss für die Düngung von Grünland und Futterpflanzen, 2019. Beratung zur Befruchtung.

Die Nutzung der Naturräume, wobei Niederwaldbewirtschaftung, Rasenpflege und Heuwirtschaft die heutigen Naturwerte geschaffen haben.

Mähen oder Beweiden kann den Stickstoffeintrag verringern, indem Biomasse entfernt und die Bildung einer Streuschicht verhindert wird. Darüber hinaus führt das Plaggenstechen zum Abbau von Stickstoff, der in der Humusschicht gespeichert ist. Durch die Entfernung der Biomasse wird auch der in ihr enthaltene Stickstoff aus dem System entfernt. Die Wahl des (Natur-)Bewirtschafters für die Art der Bewirtschaftung wie Heuwiesenbewirtschaftung, extensive Beweidung oder keine regelmäßige Bewirtschaftung kann zu einer beschleunigten Biomasseakkumulation führen, bei der der Einfluss einer übermäßigen Stickstoffdeposition auf die Entwicklung eines Lebensraumtyps eine untergeordnete Rolle spielt.

In beweideten Heideflächen verschwindet der Stickstoff durch die Umverteilung von Nährstoffen innerhalb der Fläche und in den Schafstall sowie durch die Verflüchtigung von Ammoniak aus dem Urin. Auch der Verkauf von Lämmern spielt eine Rolle. Per Saldo führt die Beweidung zu einem Nährstoffentzug aus dem Naturschutzgebiet, der hauptsächlich durch die Verflüchtigung von Ammoniak verursacht wird (Elbersen et al., 2003).

Durch Plaggenstechen kann eine relativ große Menge an Stickstoff entfernt werden. Es gibt bekannte Zahlen für degradierten Heideflächen. In degradierten Heideflächen, in denen bis zum Mineralboden Plaggen gestochen werden, werden 1000 - 1100 kg N/ha entzogen (71 394 - 78 534 mol N/ha), in Gebieten, in denen etwa ein Viertel der Humusschicht verbleibt, beträgt der Stickstoffentzug etwa 800 - 880 kg N/ha (57 116 - 62 827 mol N/ha) (Arbeitsgemeinschaft Heidepflege und -wirtschaft 1988).

Neben der Entfernung von Stickstoff aus dem System werden auch andere Mineralien aus dem System entfernt, z. B. durch das Plaggenstechen einschließlich der obersten Bodenschicht. In sehr nährstoff- und mineralarmen Sandböden stellt dies ein Risiko dar. Eine kleinräumige Zufuhr von Mineralien wie in der Vergangenheit (ca. 1850-1900) durch leichte Düngung mit Hofdünger, Pufferung durch Lehmgewinnung und -transport oder Schafwaschung in schwach gepufferten Tümpeln findet heute nicht mehr statt.

Intermezzo: Berechnungsbeispiel für die Stickstoffbelastung

Die Frage ist: Was ist ein relevanter Beitrag? Zum Vergleich: 0,05 Mol N enthalten 0,7 Gramm Stickstoff, was der Stickstoffmenge eines Gänseexkremments auf einem ganzen Hektar entspricht (Groot Bruinderink 1987). Was die Gänse betrifft, so haben Untersuchungen gezeigt, dass sie die Zusammensetzung des Bodens und der Vegetation durch ihren Kot nur dann beeinflussen, wenn sie mindestens 250-380 Exkremmente pro Quadratmeter oder 2,5-3,8 Millionen Exkremmente pro Hektar (z.B. Kear 1963; Marriot 1973; Groot Bruinderink 1987) produzieren. Daraus folgt, dass bei einer solchen Belastung keine messbare Veränderung der Vegetation gemessen werden kann.

Um eine Vorstellung von einem relevanten Beitrag und dem Einfluss der Stickstoffdeposition auf die Wettbewerbsposition von Pflanzenarten zu bekommen, wird im Folgenden eine illustrative Berechnung für einen relativ hohen Depositionsanstieg von 1 mol N/ha durchgeführt. Im Vergleich dazu liegt die maximale Depositionszunahme des N05-A-Projekts bei 0,05 mol/ha im Jahr der Errichtung, also zwanzigmal geringer. Die nachstehende Berechnung ist nur ein Beispiel und stellt keinen Grenzwert dar.

- Eine Deposition von 1 mol N/ha entspricht 14 g N/ha. Pro Quadratmeter sind dies 0,0001 Mol oder 0,0014 Gramm N. Auf Pflanzenebene (10 cm mal 10 cm oder weniger) ist dies wiederum um den Faktor 100 kleiner. Ein solcher Beitrag ist auf Bestandesebene sehr gering und impliziert eigentlich keine Veränderung in diesem Bestand, auch weil van Dobben et al. (2012) bewusst 1 kg N/ha als kleinste relevante Maßnahme gewählt haben.
- Der gesamte Stickstoffkreislauf ist um ein Vielfaches größer. Die Biomasseproduktion natürlicher Lebensraumtypen erfordert einige Dutzend kg N/ha/Jahr. Dies entspricht Tausenden von mol N/ha/Jahr. Dies betrifft die Gesamtzufuhr von Stickstoff, d. h. auch aus anderen Quellen als der atmosphärischen Deposition, z. B. über Grund- und Oberflächenwasser, Bodenmineralisierung und natürliche Düngung.
- Eine Deposition von 1 mol N/ha/Jahr entspricht 0,02 bis 0,05 % der jährlichen Stickstoffmenge, die für natürliche Lebensräume benötigt wird. Selbst wenn diese Dosis der Vegetation in vollem Umfang zur Verfügung steht (was z. B. aufgrund von Auswaschungen nicht der Fall ist), führt dies nicht zu messbaren

Veränderungen der Wachstumsrate der einzelnen Pflanzen und damit Veränderungen in der Wettbewerbsfähigkeit. Sie kommt zum Beispiel auch

aus kontrollierten Experimenten zur Ermittlung von Dosis-Wirkungs-Beziehungen hervor. Dort betragen die Schritte oft 10 Mol oder mehr.

- Eine übliche Nachweisgrenze, die Labors für die Stickstoffmenge im Boden anwenden können und auch anwenden, ist 0,1 g N / kg Trockenmasse (Kjeldahl N) oder 1,4 mol N/kg ds. Das bedeutet, dass solche kleinen berechneten Erhöhungen in dieser Größenordnung nicht messbar oder nachweisbar sind, es sei denn, sie bestehen über einen langen Zeitraum und kumulieren sich.

Kurzum: Selbst wenn die in diesem Beispiel beschriebene Dosis von 1 mol N/ha der Vegetation vollständig zur Verfügung gestellt würde (was z. B. durch Auswaschung nicht der Fall ist), würde dies nicht zu Veränderungen in der Wachstumsrate einzelner Pflanzen und damit zu Veränderungen in der Zusammensetzung der Vegetation und ihrer Wettbewerbsfähigkeit führen. Daher haben diese Mengen sicherlich keinen Einfluss auf die erforderliche regelmäßige Naturbewirtschaftung. Selbst im Vergleich zu den Schwankungen der Hintergrunddeposition von 50 bis 350 mol/N/ha/Jahr ist ein Beitrag von 1 mol aus ökologischer Sicht vernachlässigbar. Dies gilt umso mehr für die maximale Deposition des Projekts N05-A von 0,05 mol/ha im Jahr der Errichtung.

Die oben erwähnten Themen wie Auslaugung, Bewirtschaftung und dergleichen bleiben ebenfalls wichtig.

Die Schlussfolgerung aus diesem Abschnitt ist, dass Stickstoff für die nachhaltige Erreichung der formulierten Erhaltungsziele durchaus relevant ist, wobei Überlastungssituationen Vorrang haben, dass aber nicht jedem berechenbaren Beitrag eine echte ökologische Relevanz zugeschrieben werden kann. Ob eine berechnete Zunahme ökologisch relevant ist, hängt von der Qualität des Lebensraumtyps in einem bestimmten Natura 2000-Gebiet ab, wobei auch das landschaftsökologische System und die Bewirtschaftung (insbesondere bei naturnaher Vegetation) eine wichtige Rolle spielen.

5.5.2 Ökologische Bewertung des Projekts N05-A

Wie oben beschrieben, führen insbesondere langfristig relevante Beiträge tatsächlich zu einem Qualitätsverlust von Lebensraumtypen. Das Projekt N05-A wird nur in den ersten Jahren zu einer gewissen Stickstoffablagerung führen, deren Beitrag zur Hintergrundablagerung minimal ist.

Um die Auswirkungen auf verschiedene Arten von Natura 2000-Gebieten zu berücksichtigen, wurde auf der Grundlage der AERIUS-Bewertung analysiert, in welchen Lebensraumtypen eine Stickstoffdeposition von mehr als 0,00 mol/ha/Jahr auftritt. Die höchste Stickstoffdeposition tritt während der Bauphase auf, während der anderen Phasen des Projekts ist die Stickstoffdeposition geringer oder viel geringer. Während der Bauphase werden 49 Natura 2000-Gebiete von Stickstoffeinträgen von mehr als 0,00 mol/ha/Jahr betroffen sein (siehe Tabelle 5-5). Die Stickstoffdeposition auf diesen Flächen während der Bauphase ist in den meisten Gebieten mindestens (0,01 mol/ha/yr); die maximale Deposition findet auf den Schiermonnikoog-Dünen statt (0,05 mol/ha/yr).

Clustering von Lebensraumtypen

In den 49 Natura-2000-Gebieten werden 77 einzigartige Lebensraumtypen infolge der Bauarbeiten Stickstoffeinträge von mehr als 0,00 mol/ha/Jahr erleiden. Die Bewertung der ökologischen Auswirkungen der Stickstoffdeposition auf alle Lebensraumtypen ist angesichts der sehr niedrigen Stickstoffdepositionsraten eine unverhältnismäßig große Aufgabe. Aus diesem Grund wurde beschlossen, eine Clusterung der Lebensraumtypen vorzunehmen.

Die Auswirkungen der Stickstoffdeposition sind nicht für alle Lebensraumtypen gleich. Ökologische Mechanismen bestimmen die Auswirkungen von Stickstoff auf die einzelnen Lebensraumtypen. Auf der Grundlage dieser ökologischen Mechanismen wurden die Lebensraumtypen der Arten, die von den vorgeschlagenen Tätigkeiten betroffen sind, für die ökologische Bewertung in die folgenden dreizehn Gruppen eingeteilt, in denen die Stickstoffdeposition ähnliche Auswirkungen hat²⁸. Anhang 4 enthält eine Tabelle mit den betroffenen Lebensraumtypen und ihrer Einteilung in Cluster.

²⁸ Die gewählte Clusterklassifizierung basiert zunächst auf der Landschaftstypenklassifizierung gemäß dem Nationalen Monitoringbericht Natura 2000 und Stickstoff 2019 (BJL12_2020). Da diese Landschaftstypen jedoch verschiedene

Vegetationstypen enthalten, die unterschiedlich auf Stickstoff reagieren (z. B. Wald und Heide), wurde eine weitere Unterteilung vorgenommen. Die Lebensraumtypen pro Cluster haben (1) eine ähnliche Vegetation, (2) ähnliche Einschränkungen und (3) werden in ähnlicher Weise bewirtschaftet. Letzteres ist wichtig, weil durch die Bewirtschaftung Grasschnitt und damit Stickstoff entfernt wird.

- Wald
- Trockenes Heidegebiet
- Feuchtes Heidegebiet
- Dünen
- Dünengebüsch
- Dünen-Täler
- Hochland
- Niedermoore
- Grasland
- Salziges Grasland
- Ernährungsarme Kleingewässer
- Sanddünen

Für jedes Cluster wurde im Folgenden eine globale Folgenabschätzung vorgenommen, die sich im Wesentlichen auf den Habitattyp stützt, der am empfindlichsten auf Stickstoff reagiert (niedrigster KDW).

Wald-Cluster

Die Lebensraumtypen und Lebensräume innerhalb des Waldclusters bedürfen meist keiner Bewirtschaftung. Die Empfindlichkeit gegenüber Stickstoff hängt vom Standort ab, trockene Wälder mit Kalkmangel sind am empfindlichsten, reiche und feuchte Wälder sind am wenigsten empfindlich. Das Alter des Waldes beeinflusst die Qualität, und Exoten stellen oft ein Problem für die Qualität dar. Der Lebensraumtyp Alte Eichenwälder (H9190) ist innerhalb dieses Clusters am empfindlichsten gegenüber Stickstoff.

Die meisten Waldtypen in den Niederlanden sind von Natur aus stickstofflimitiert. Die Stickstoffeinträge aus der Atmosphäre heben nicht nur die Stickstoffbegrenzung auf, sondern verstärken auch die Versauerung des Bodens, die auch auf natürliche Weise erfolgt. Der vorübergehende Beitrag während des Baus des Projekts N05-A ist so begrenzt, dass er keine invasiven und/oder versauernden Auswirkungen auf die Lebensraumtypen des Waldclusters haben wird. Es gibt keine Veränderungen in der Wachstumsrate der einzelnen Pflanzen und damit auch keine Veränderungen in der Vegetationszusammensetzung und der Wettbewerbsfähigkeit, die zu einem Qualitätsverlust führen können. Um einen mit einem Projektbeitrag verbundenen Qualitätsverlust tatsächlich zu erreichen, ist ein langfristiger Beitrag erforderlich. Die Auswirkungen eines dauerhaften Beitrags in Form von Qualitätsverbesserungen und eventuellen Flächenverlusten dauern Jahre und treten für den stickstoffempfindlichsten Lebensraumtyp in diesem Cluster (H9190 Alte Eichenwälder) in etwa 12,5 Jahren ein (siehe Tabelle 5-6). Da es sich um zeitlich begrenzte Arbeiten handelt, sind Qualitätsverluste und der Verlust von Anbauflächen kein Thema.

Trockenes Heidekraut-Cluster

Die Lebensraumtypen und Lebensräume innerhalb des Trockenheide-Clusters sind Teil eines Mosaiks aus Trockenheidelandschaften. Die Empfindlichkeit gegenüber Stickstoff ist bei den verschiedenen Lebensraumtypen ähnlich. Da es sich um naturnahe Lebensraumtypen handelt, die unter dem Einfluss der menschlichen Nutzung entstanden sind, ist ein Management erforderlich, um die Qualität zu erhalten. Die Waldsukzession findet auf natürliche Weise statt. Die Vergrasung stellt für viele dieser Lebensraumtypen ein Problem dar. Alle Lebensraumtypen innerhalb der trockenen Heide haben den gleichen KDW und sind daher gleich empfindlich gegenüber Stickstoff.

Der vorübergehende Beitrag des Baus des Projekts N05-A ist so gering, dass er sich nicht invasiv und/oder versauernd auf die Qualität der Lebensraumtypen auswirkt, die zur Gruppe der trockenen Heiden gehören. Es gibt keine Veränderungen in der Wachstumsrate der einzelnen Pflanzen und damit auch keine Veränderungen in der Vegetationszusammensetzung und der Wettbewerbsfähigkeit, die zu einem Qualitätsverlust führen können.

Um einen mit einem Projektbeitrag verbundenen Qualitätsverlust tatsächlich zu erreichen, ist ein

langfristiger Beitrag erforderlich. Die Auswirkungen eines dauerhaften Beitrags in Form von Qualitäts- und letztlich Flächenverlusten dauern Jahre und treten für den empfindlichsten Lebensraumtyp in diesem Cluster (H4030 Trockene Heidelandschaft) in etwa 12,5 Jahren ein (siehe Tabelle 5-6). Da es sich um zeitlich begrenzte Arbeiten handelt, sind Qualitätsverluste und der Verlust von Anbauflächen kein Thema.

Feuchtheide-Cluster

Die Lebensraumtypen der feuchten Heide kommen in einem Mosaik aus feuchter Heide und Pionnalvegetation auf Plagiaten vor. Ein Management ist erforderlich, um die Qualität der Lebensraumtypen innerhalb des Clusters zu erhalten. Für diese Lebensraumtypen sind die hydrologischen Bedingungen wichtig. Dehydrierung und eine zu kleine Fläche für eine ordnungsgemäße Funktion sind häufig Engpässe innerhalb des Clusters. Der Lebensraumtyp "Feuchte Heiden" (H4010A) ist innerhalb dieses Clusters am empfindlichsten gegenüber Stickstoff.

Trotz jahrzehntelanger Überlastung hat sich die Qualität der Feuchtheiden nicht messbar verschlechtert, sondern ist stellenweise sogar noch gut. Dies ist vor allem auf Bewirtschaftungsmaßnahmen und Maßnahmen zur hydrologischen Sanierung zurückzuführen. Trotz der übermäßigen Hintergrundablagerung ist es möglich, eine gute Qualität zu erzielen. Die derzeitige Vergrasung ist hauptsächlich auf schwankende Grundwasserstände zurückzuführen, die durch das Versickern von Grundwasser in den Grundwasserleiter unter dem Geschiebelehm verursacht werden. Dies deutet darauf hin, dass die Stickstoffdeposition nicht der wichtigste Faktor für die Qualität des Lebensraumtyps ist.

Der vorübergehende Beitrag während des Baus des Projekts N05-A ist so begrenzt, dass er sich nicht nachteilig und/oder versauernd auf die Qualität der Lebensraumtypen innerhalb der Gruppe der feuchten Heidelandschaft auswirkt. Die Wachstumsrate der einzelnen Pflanzen und damit die Zusammensetzung der Vegetation und die Konkurrenzfähigkeit ändern sich nicht, was zu Qualitätsverlust führen kann. Um einen mit einem Projektbeitrag verbundenen Qualitätsverlust tatsächlich zu erreichen, ist ein langfristiger Beitrag erforderlich. Die Auswirkungen eines dauerhaften Beitrags in Form von Qualitäts- und letztlich Flächenverlusten zeigen sich erst nach Jahren (siehe Tabelle 5-6). Da es sich um vorübergehende Arbeiten handelt, kann von einem Qualitäts- oder Flächenverlust keine Rede sein. Darüber hinaus wird der Projektbeitrag nicht zu einem erhöhten Aufwand für die regelmäßige Bewirtschaftung (Pflügen und Beweidung) führen.

Dünen-Cluster

Bei den Lebensraumtypen in diesem Cluster handelt es sich um Dünenrasenland, dessen Empfindlichkeit gegenüber Stickstoff von der Winddynamik und dem kalkhaltigen Charakter des Lebensraums abhängt. Die Vergrasung stellt für viele dieser Lebensraumtypen ein Problem dar. Eine Reihe von Dünen-Lebensraumtypen reagieren empfindlich auf Düngung, wobei der Lebensraumtyp Graue Dünen (H2130) innerhalb dieses Clusters am empfindlichsten ist.

Die Düngung führt zu einer Übernahme durch höhere Gräser wie Strandhafer und Sand-Eibe. Dies kann zu einer erheblichen Verringerung der Fläche mit kahlem, sandigem Boden führen. Die Düngung kann auch zu einer starken "Vermoosung" offener, saurer Dünenrasen führen.

Auch die Stickstoffablagerung kann zur Versauerung beitragen. Graue Dünen mit Kalkmangel haben einen natürlich niedrigen pH-Wert, wie er auf Böden entsteht, die durch natürliche Versauerung entkalkt sind. Die weitere Versauerung kann sich jedoch aufgrund der zunehmenden Stickstoffeinträge beschleunigen, wodurch die Aluminiumkonzentrationen steigen und empfindlichere Arten beeinträchtigen können. Wirklich toxische Konzentrationen treten jedoch wahrscheinlich nur bei sehr niedrigen pH-Werten auf. Dies wurde in den Niederlanden noch nirgends beobachtet. Es ist wahrscheinlich, dass der Einfluss der Versauerung in den kalkarmen Graudünen relativ begrenzt ist (Smits & Kooijman, 2012).

Die Stickstoffablagerung ist nicht der Hauptkontrollfaktor. Die Dynamik (oder der Mangel an Dynamik) ist ein wichtiger Faktor für das Auftreten von kalkhaltigen Graudünen und deren Qualität sowie für die optimalen hydrologischen Bedingungen für die Graudünen der Heide. Im Allgemeinen trägt die Stickstoffdeposition zur Vergrasung und Fixierung der Dünen und zur Anhäufung von organischem Material bei. In der gegenwärtigen Situation, in der die Dünen häufig fixiert sind und die Dynamik weitgehend fehlt, wird ein einmaliger zusätzlicher Depositionsbeitrag nicht unmittelbar zu einer zusätzlichen Vergrasung und Fixierung der Dünen führen.

In diesem Zusammenhang wird der geringe Stickstoffbeitrag keine zusätzliche düngende und/oder versauernde Wirkung auf die Qualität haben. Um tatsächlich einen mit einem Projektbeitrag verbundenen Qualitätsverlust zu erreichen, ist ein relevanter Beitrag über einen langen Zeitraum erforderlich. Das ist nicht der Fall. Darüber hinaus ist die Wiederherstellung der natürlichen Dynamik und der hydrologischen Bedingungen für diesen Lebensraumtyp wichtig. Dies soll erreicht werden, indem die Vergrasung durch Beweidung verringert, der Windeffekt verstärkt und die Entwässerung eingeschränkt wird. In diesem Fall ist die Neubildung des Lebensraumtyps ein langfristiger Prozess, während der Stickstoffbeitrag des Projekts nur vorübergehend ist. Da es sich um zeitlich begrenzte Arbeiten handelt, sind Qualitätsverluste und der Verlust von Anbauflächen kein Thema.

Dünengebüsch

Die Lebensraumtypen innerhalb des Dünengebüschs umfassen Lebensraumtypen mit reicheren Vegetationstypen als Dünengrasland. Invasive exotische Arten sind oft ein Problem. Der Lebensraumtyp Sanddornestrüpp (H2160) ist innerhalb des Clusters am empfindlichsten für Stickstoff.

Stickstoffablagerungen können Versauerung und Eutrophierung verursachen. Die Auswirkung der Stickstoffablagerung auf diese Gruppe ist nicht ganz klar, aber es wird angenommen, dass die Phosphatbegrenzung ein wichtigerer steuernder Effekt ist als die Stickstoffablagerung.

Die Versauerung ist ein natürlicher Prozess im Boden, der mit dem Alter des Dünensystems zusammenhängt. In den letzten Jahrzehnten ist die Versauerung durch die Ablagerung von Schwefel- und Stickstoffverbindungen stark beschleunigt worden. Das Ausmaß, in dem Sanddornbüsche von der anthropogenen Versauerung betroffen sind, wurde bisher nicht untersucht. Es ist zu erwarten, dass dies stark mit den Unterschieden in der ursprünglichen Kalkhaltigkeit des Bodens zusammenhängt. In Sanddornschichten an stark kalkhaltigen Standorten (>4 % Kalk) findet eine sehr langsame Entkalkung der Oberfläche statt, so dass zu erwarten ist, dass die versauernden Auswirkungen der Stickstoffdeposition begrenzt (langsam) sind. Auf weniger kalkhaltigen Böden erfolgt die Versauerung des Bodens an der Oberfläche viel schneller, so dass es auch zu einer raschen anthropogenen Versauerung kommt, wenn die Ablagerung erheblich ist. Die wichtigste Auswirkung jeder Versauerung ist die Auflösung von Kalziumphosphat, wodurch Phosphat für die Vegetation freigesetzt wird, das die Pflanzen zum Wachsen benötigen. Dies hängt mit der Befruchtung zusammen (Huiskes et al., 2016).

Auf kalkhaltigen Standorten in den Dünen ist der Phosphor in Form von Kalziumphosphat an Kalzium gebunden. In dieser Form steht der Nährstoff den Pflanzen nicht zur Verfügung, so dass der Phosphor begrenzt ist. In den kalkhaltigen Dünen ist es unwahrscheinlich, dass die Stickstoffablagerung schnell zur Eutrophierung führt. Eine Düngung scheint in Situationen möglich zu sein, die bereits weniger kalkhaltig sind, und könnte dort eine begrenzte Rolle spielen, da die versauernden Auswirkungen der Stickstoffdeposition zu einer größeren Verfügbarkeit von Phosphat führen. Sanddorn ist eine Art mit hohem Phosphorbedarf und reagiert auf die erhöhte Phosphorverfügbarkeit, indem er sich ausbreitet und weniger Platz für andere Arten lässt. Da Sanddorn in der Lage ist, über seine Wurzelknöllchen Stickstoff zu fixieren, dürften sich die Auswirkungen auf diesen Lebensraumtyp auf eine beschleunigte Sukzession beschränken. Dies wirft die Frage auf, inwieweit die Stickstoffablagerung noch eine Rolle spielt. Außerdem ist der Lebensraumtyp auf Böden beschränkt, die relativ reich an phosphatbindendem Kalk sind.

Phosphat kann stärker steuernd wirken als Stickstoff (Huiskes et al., 2016). Dies ist jedoch nicht ganz sicher, da die Stickstoffverfügbarkeit auch unter kalkhaltigen Bedingungen begrenzt ist, in diesem Fall durch Fixierung in Bakterien (Huiskes et al., 2016).

Die Tatsache, dass Zweifel an den Auswirkungen der Stickstoffdeposition auf Sanddornbüsche bestehen, ist vielleicht teilweise auf die neutralisierende Wirkung der Salzsprühnebel zurückzuführen²⁹. In dem Maße, in dem die versauernde Wirkung der Stickstoffdeposition durch NO_x verursacht wird, kann Salzsprühnebel erheblich zu ihrer Neutralisierung beitragen. Der Grad der Neutralisierung von säurebildenden Stoffen durch Salzsprühnebel kann bis zu 50 % betragen. Die neutralisierende Wirkung von Salzsprühnebel ist bis zu mehr als zwei Kilometer landeinwärts wirksam (Ten Harkel & Van der Meulen, 1997).

Ein wichtiger Faktor für die Qualität des Lebensraumtyps ist die Phosphatbegrenzung im Boden, da der Lebensraumtyp auf Böden beschränkt ist, die relativ reich an phosphatbindendem Kalk sind.

Der vorübergehende Beitrag führt nicht zu einer beschleunigten Sukzession, die die Qualität des Sanddorngebüschs beeinträchtigt. Die Wurzelknollen des Sanddorns haben eine stickstoffbindende Wirkung. Außerdem ist der vorübergehende Beitrag so gering, dass sich die Wachstumsrate der einzelnen Pflanzen und damit die Zusammensetzung und die Wettbewerbsfähigkeit der Vegetation nicht ändern, was zu einem Qualitätsverlust führen könnte. Um einen mit einem Projektbeitrag verbundenen Qualitätsverlust tatsächlich zu erreichen, ist ein langfristiger Beitrag erforderlich. Die Auswirkungen eines dauerhaften Beitrags in Form von Qualitätsverbesserungen und letztlich in Form von Flächenverlusten dauern Jahre und treten in etwa 15 Jahren ein (siehe Tabelle 5-6). Da die Arbeiten zeitlich befristet sind, kann von einem Qualitätsverlust oder einem Verlust von Anbauflächen keine Rede sein.

²⁹ Salzsprühnebel ist das Einwehen von feinen Salztropfchen aus der Zerstäubung von spritzendem Wellenwasser. Salzsprühnebel hat eine wichtige neutralisierende Wirkung auf den Einfluss der Stickstoffablagerung.

Cluster Dünentäler

Die Gruppe der Dünentäler umfasst feuchte Dünenvegetation, die sowohl aus feuchter Krähenbeerenheide als auch aus feuchter Dünentäler bestehen kann. Die Empfindlichkeit gegenüber Stickstoff hängt vom Kalziumgehalt ab (Versauerung). Zur Aufrechterhaltung der Qualität ist ein Management erforderlich. Die Hydrologie des Gebiets spielt eine wichtige Rolle und kann zu Engpässen führen. Der Lebensraumtyp Feuchte Dünentäler, Entkalkt (H2190C) ist innerhalb dieses Clusters am empfindlichsten für Stickstoff.

Die höhere atmosphärische Deposition von Säure und Stickstoff in den letzten Jahrzehnten hat zu einer Reihe von (manchmal irreversiblen) Veränderungen des Bodens in den höher gelegenen Infiltrationsgebieten geführt, wie z. B. eine beschleunigte Entkalkung, Versauerung und Auflösung von Kalziumphosphat (Kooijman et al., 2009; Stuyfzand, 2010). In den Tälern hat die höhere Ablagerungsrate vor allem zu einer beschleunigten Akkumulation von organischem Material im und auf dem Boden geführt.

Stickstoffablagerungen können zu einer beschleunigten Sukzession von Dünentälern beitragen. Darüber hinaus kann die Grundwasserversorgung der Täler abnehmen, da die Verdunstung in den umliegenden Infiltrationsgebieten durch das Wachstum der Vegetation zunimmt (Grootjans et al., 2016).

Der wichtigste Faktor für die Erhaltung der Qualität der feuchten Dünentäler ist die Verhinderung der natürlichen Sukzession durch Bewirtschaftung. Dies betrifft naturgemäß die natürliche Dynamik der Dünen. Das Vorkommen des Lebensraumtyps ist auch stark von der hydrologischen Situation abhängig. Im Vergleich dazu spielt die Stickstoffdeposition eine untergeordnete Rolle.

Stickstoffeinträge können zu einer beschleunigten Sukzession des Lebensraumtyps beitragen. Darüber hinaus kann die Grundwasserversorgung der Täler abnehmen, da die Verdunstung in den umliegenden Infiltrationsgebieten aufgrund des schnelleren Wachstums der Vegetation dort zunimmt (Grootjans et al., 2016). Ein möglicher erhöhter Zuwachs an Biomasse innerhalb des Lebensraumtyps und im Versickerungsgebiet durch den Projektbeitrag ist so begrenzt, dass ein zusätzlicher Zuwachs während des Projektbeitrags nicht zu einer Veränderung der Artenzusammensetzung oder Struktur des Lebensraumtyps oder zu einer zusätzlichen Verdunstung im Versickerungsgebiet führt.

Auch die Stickstoffablagerung kann zur Versauerung beitragen. Feuchte Dünentäler (entkalkt) haben von Natur aus einen niedrigen pH-Wert, die Art kommt auf Böden vor, die durch natürliche Versauerung entkalken. Dennoch kann die weitere Versauerung aufgrund der zunehmenden Stickstoffeinträge beschleunigt werden. Ein vorübergehender zusätzlicher Depositionsbeitrag von bis zu 0,05 mol N/ha/Jahr wird nicht zu einer so starken Versauerung führen, dass es zu negativen Folgen kommt. Es gibt keine Veränderungen in der Wachstumsrate der einzelnen Pflanzen und damit auch keine Veränderungen in der Vegetationszusammensetzung und der Wettbewerbsfähigkeit, die zu einem Qualitätsverlust führen können. Um einen mit einem Projektbeitrag verbundenen Qualitätsverlust tatsächlich zu erreichen, ist ein langfristiger Beitrag erforderlich. Die Auswirkungen eines dauerhaften Beitrages in Form eines Qualitätsverlustes und letztlich eines Flächenverlustes dauern Jahre und treten über ca. 12,5 Jahre auf (siehe Tabelle 5-6). Da es sich um zeitlich begrenzte Arbeiten handelt, sind Qualitätsverluste und der Verlust von Anbauflächen kein Thema.

Hochmoor-Cluster

Die Lebensraumtypen des Hochmoorkomplexes sind Teil eines Hochmoorkomplexes und sehr nährstoffarm. Sie sind daher sehr empfindlich gegenüber Stickstoff. Die hydrologischen Bedingungen sind für diese Lebensraumtypen wichtig. Dehydrierung und eine zu kleine Fläche sind oft ein Problem. Innerhalb dieses Clusters ist der Lebensraumtyp "Wiederherstellende Moore" (H7120) am empfindlichsten gegenüber Stickstoff.

Übermäßige Stickstoffeinträge können in sich erholenden Mooren zu Eutrophierung führen, was dem Erhaltungsziel abträglich ist. Wenn die Stickstoffeinträge zunehmen, kann die Torfmoosvegetation nicht mehr den gesamten Stickstoff binden (Lamers et al., 2000). Der Stickstoff wird dann durch die Bodenfeuchtigkeit für Gefäßpflanzen wie das Purpur-Moosgras (*Molinia caerulea*) und die Birke verfügbar (Tomassen et al. 2003a; Limpens et al. 2003a). Infolgedessen dringt weniger Licht an die Oberfläche des Torfmooses. Das Wachstum von Torfmoosen wird hierdurch stark beeinträchtigt (Limpens & Berendse 2004). Ein geringeres Torfmooswachstum führt zu einer geringeren Stickstoffaufnahme, was die

Stickstoffverfügbarkeit für Gefäßpflanzen weiter erhöht. Dadurch entsteht eine Rückkopplungsschleife, die zu einer noch stärkeren Dominanz unerwünschter Gefäßpflanzen führt. Bei der Wiederherstellung von Mooren haben all diese Prozesse in der Vergangenheit, oft verstärkt durch Austrocknung, in vielen Gebieten zu einer dichten Vegetation aus Pfeifengras und Birken geführt, während die Torfmoose ganz oder weitgehend verschwunden sind.

Außerdem steigt die Anfälligkeit von Torfmoosen, insbesondere von Wassertorfmoosen (*Sphagnum cuspidatum*), für den parasitären Torfmoos-Graukopfpilz (*Tephrocybe palustris*), der zur Entfärbung und zum Absterben der Torfmoose führt, bei hohen Stickstoffkonzentrationen im Gewebe (Limpens et al. 2003b). Das Verschwinden von Flechten (*Cladonia*- Arten) in niederländischen Mooren kann auch auf die hohe Deposition von Stickstoff- und Schwefelverbindungen zurückgeführt werden (Tomassen et al., 2004; Smolders et al., 2004).

Die Versauerung infolge erhöhter Stickstoffeinträge wird für Hochmoore als weniger wichtig angesehen, da die sauren Teile von Hochmoorlandschaften fast ausschließlich in niederländischen Hochmooren vorkommen (Wiederherstellungsstrategie H7120, 2012). Entscheidende Faktoren für diesen Lebensraumtyp sind neben der Stickstoffdeposition ausreichend hohe und stabile Wasserstände. Die Vernässung zur Erreichung ausreichend hoher und stabiler Wasserstände ist der wichtigste Schlüsselfaktor zur Erreichung des Erhaltungsziels.

Der zeitweilige Beitrag zu einem begrenzten Teil des Lebensraumtyps ist so gering, dass er sich nicht nachteilig und/oder versauernd auf die Qualität der sich erholenden Moore auswirkt. Es gibt keine Veränderungen in der Wachstumsgeschwindigkeit der einzelnen Pflanzen und damit auch keine Veränderungen in der Zusammensetzung der Fahrzeuge und der Wettbewerbsfähigkeit, die zu Qualitätseinbußen führen können. Um einen mit einem Projektbeitrag verbundenen Qualitätsverlust tatsächlich zu erreichen, ist ein langfristiger Beitrag erforderlich. Die Auswirkungen eines dauerhaften Beitrags in Form von Qualitäts- und letztlich Flächenverlusten zeigen sich erst nach Jahren (siehe Tabelle 5-6). Da die Arbeiten zeitlich befristet sind, kann von einem Qualitätsverlust oder einem Verlust von Anbauflächen keine Rede sein.

Cluster Niedermoore

Zu den Lebensraumtypen innerhalb dieses Clusters gehören feuchte, karge Vegetation. Die Lebensraumtypen sind Teil eines Niedermoorsystems. Diese Lebensraumtypen sind sehr empfindlich gegenüber Stickstoff, und ihre Empfindlichkeit hängt von der Pufferung ab. Eine gute Wasserqualität ist wichtig. Der Lebensraumtyp Übergangs- und Kippmoor, Torfmoos-Schilfgürtel (H7140B) ist am stickstoffempfindlichsten.

Die Versauerung durch atmosphärische Ablagerungen beschleunigt die Sukzession von Mooren zu Torfmoosen, aber sobald sich Torfmoose entwickelt haben, muss die Versauerung als natürlicher Prozess betrachtet werden. Allerdings kann es durch die Ablagerung zu einer zusätzlichen Versauerung kommen, die zu einer Verarmung der Torfmoosröhrichte führen kann. Bei niedrigeren pH-Werten beginnen die Torfmoose zu dominieren. Eine zusätzliche Versauerung kann übrigens auch durch die Anreicherung von Schwefel als Folge von früheren SO₂-Ablagerungen oder durch die Einleitung von sulfatreichem Wasser verursacht werden. Sulfat wird unter sauerstofffreien Bedingungen in Sulfid umgewandelt, das bei niedrigem Wasserstand erneut oxidiert und dabei viel Säure freisetzt.

Es ist plausibel, dass die Torfmooschicht wie in Hochmooren auch in Mooren und Torfmoosfeuchtgebieten als N-Filter wirkt (Bobbink & Hettelingh 2011). Die Passage dieses Filters (d. h. das Eindringen von Nitrat in die Schicht unter lebendem Torfmoos) erfolgt wahrscheinlich schon bei relativ geringer Deposition (etwa 15 kg N/ha/Jahr). Wenn dies geschieht, können die kleinen Bäume, die normalerweise vorhanden sind, leicht durchschießen und die Sukzession zu Wäldern aus kleinen Bäumen beschleunigen. Auch eutrophe Gräser und Kräuter, wie z. B. Rispengras oder Brombeeren, können sich ansiedeln, was aber auch durch eine (vorübergehende) Austrocknung geschehen kann. Die Eutrophierung des Oberflächenwassers unter dem Felsen führt zu einer verstärkten Produktion von Schilf und damit zum Verschwinden von lichtliebenden Arten und zur Uniformität der Krautschicht. Die Torfmooschicht verschwindet, wenn Torfmoosgebiete überflutet oder mit Oberflächenwasser bewässert werden (van Dobben et al., 2016).

Für den empfindlichsten Lebensraumtyp sind neben der Stickstoffdeposition ein stabiler hoher

Grundwasserspiegel und ein angemessenes Mähmanagement entscheidend. Es gibt keine Veränderungen in der Wachstumsrate der einzelnen Pflanzen und damit auch keine Veränderungen in der Vegetationszusammensetzung und der Wettbewerbsfähigkeit, die zu einem Qualitätsverlust führen können. Um einen mit einem Projektbeitrag verbundenen Qualitätsverlust tatsächlich zu erreichen, ist ein langfristiger Beitrag erforderlich.

Die Auswirkungen eines dauerhaften Beitrags in Form von Qualitäts- und letztlich Flächenverlusten zeigen sich erst nach Jahren (siehe Tabelle 5-6). Da es sich um zeitlich begrenzte Arbeiten handelt, sind Qualitätsverluste und der Verlust von Anbauflächen kein Thema.

Grasland-Cluster

Innerhalb des Grünlandclusters handelt es sich um mageres bis reichhaltigeres Grünland; die Lebensraumtypen treten oft als Mosaik auf. Das Mähmanagement ist notwendig, um die Lebensraumtypen und Lebensräume innerhalb dieses Clusters zu erhalten und ihre Qualität zu bewahren. Die Empfindlichkeit gegenüber Stickstoff hängt von der kalkhaltigen Beschaffenheit des Gebiets ab. Die Bewirtschaftung ist der entscheidende Faktor, wobei jedes Jahr viel Stickstoff entzogen wird. Innerhalb dieses Clusters ist der Lebensraumtyp Hei- schrale Graslanden (H6230) am empfindlichsten gegenüber Stickstoff.

Übermäßige Stickstoffablagerungen können zu Versauerung, Eutrophierung und Vergiftung führen (PAS area analysis, 2017c). Die Auswirkungen der Versauerung hängen von der Pufferkapazität des Bodens ab. Eine Versauerung durch Stickstoff tritt auf, wenn zu wenig Puffersubstanzen zur Verfügung stehen, d.h. in trockenen Situationen. Aber auch ohne Entwässerung ist das Oberflächengrundwasser in den meisten Gebieten infolge der Ablagerung bereits versauert (Smits et al., 2020c).

Die Befruchtung äußert sich in der Regel durch eine erhöhte Biomasseproduktion und die Ausbreitung häufiger Arten, während seltene Arten verschwinden. Die Düngung ist ein allmählicher Prozess, bei dem sich jedes Jahr begrenzte Stickstoffmengen im System ansammeln (Smits et al., 2020c). Vergiftungen hängen mit der Verfügbarkeit von Aluminium (Al) zusammen. Gut entwickelte Heideflächen haben ein niedriges Aluminium/Calcium-Verhältnis (Al/Ca-Verhältnis) in der Bodenfeuchtigkeit. Die Al-Verfügbarkeit wird mit der Versauerung auf Werte unterhalb von ca. pH. 4.5 exponentiell ansteigen, was diesen Prozess unabdingbar macht. Viele Heidearten sind sehr empfindlich gegenüber Al, insbesondere bei niedrigen Ca-Werten (Smits et al., 2020c). Obwohl die Stickstoffdeposition ein wichtiger Faktor für diesen Lebensraumtyp ist, bestimmen die Bewirtschaftung, die hydrologische Situation und die Düngung der landwirtschaftlichen Parzellen weitgehend das Vorkommen und die Qualität des Lebensraumtyps. Selbst wenn die Hintergrundablagerung unter den KDW fallen sollte, sind geeignete hydrologische Bedingungen und eine entsprechende Bewirtschaftung für das Überleben des Lebensraumtyps unerlässlich.

Der vorübergehende Beitrag ist so begrenzt, dass er sich nicht negativ und/oder versauernd auf die Qualität der Heideflächen auswirkt. Es gibt keine Veränderungen in der Wachstumsrate der einzelnen Pflanzen und damit auch keine Veränderungen in der Vegetationszusammensetzung und der Wettbewerbsposition, die zu einem Qualitätsverlust führen können. Um einen mit einem Projektbeitrag verbundenen Qualitätsverlust tatsächlich zu erreichen, ist ein langfristiger Beitrag erforderlich. Die Auswirkungen eines dauerhaften Beitrags in Form von Qualitäts- und letztlich Flächenverlusten werden sich erst nach Jahren zeigen (siehe Ta- Bubble 5-6). Da es sich um zeitlich begrenzte Arbeiten handelt, sind Qualitätsverluste und der Verlust von Anbauflächen kein Thema.

Salzwiesen-Cluster

Salzwiesen sind reichhaltige, salzhaltige Vegetationen, die von den Gezeiten beeinflusst werden. Die Lebensraumtypen im Cluster Salzgrasland sind nur begrenzt empfindlich gegenüber Stickstoff; andere Faktoren wie natürliche Überschwemmungen und Sedimentationsdynamik bestimmen ihr Vorkommen und ihre Qualität. Die Flut bringt eine Menge nährstoffreichen Schlick mit sich. Innerhalb dieses Clusters ist der Lebensraumtyp der salzhaltigen Pioniervegetation, das Meeresfettmoor (H1310B), am empfindlichsten gegenüber Stickstoff.

Salzwiesen gelten im Allgemeinen als stickstoffbegrenzt, allerdings eher in den höher gelegenen Teilen der Salzwiese als in der Pionierzone. In höher gelegenen Teilen der Salzwiese, die nicht regelmäßig vom Meerwasser überflutet werden, kommt es zu einer geringeren Verschlammung und einer geringeren Nährstoffversorgung durch Schlick und Meerwasser (Smits et al., 2017). Die Vegetation in der

Pionierzone ist von Überschwemmungen betroffen. Die Produktion der Pioniervegetation in den Höhenlagen wird auch durch die N-Limitierung begrenzt, so dass eine einzige Art wie das Schilf über einen längeren Zeitraum dominieren kann. Der Lebensraumtyp H1310B kommt in der Pionierzone vor und besteht aus einjährigen Arten, die jedes Jahr einen neuen Lebensraum besiedeln, was bedeutet, dass die N-Limitierung keine Begrenzung darstellt (Smits et al., 2017).

Bestimmende Faktoren in der Pionierzone sind die gelegentliche Zufuhr von Salz und die erosive Wirkung von Hochwasser und Wind (bei Stürmen) (Smits et al., 2017). Die Stickstoffdeposition aus der Luft spielt bei diesem Lebensraumtyp eine geringere Rolle, da der Typ regelmäßig von Salzwasser überflutet wird, was bedeutet, dass der Einfluss von Substanzen aus dem Wasser eine größere Rolle spielt (Ministerium für Landwirtschaft, Natur und Lebensmittelqualität, 2008f). Im Allgemeinen hängt das Vorhandensein oder Fehlen dieses Lebensraumtyps vollständig von Prozessen in einem größeren zeitlichen und räumlichen Landschaftszusammenhang ab und wird in geringerem Maße durch die Stickstoffdeposition beeinflusst. Um die Fläche, die Verteilung des Lebensraumtyps und die Qualität zu erhalten, ist es wichtig, dass das Gebiet weiterhin ausreichend von natürlichen Erosions- und Sedimentationsprozessen beeinflusst wird (Smits et al., 2017).

Veränderungen im dynamischen Prozess der Überflutung und Erosion sind ein Engpass. Wenn diese Prozesse gestört sind oder nicht stattfinden, kann die Art durch Sukzession verschwinden (Ministerium für LNV, 2008f). Durch Sukzession und Überwucherung sind die Freiflächen zugewachsen und bieten sie keinen Platz für die Ansiedlung typischer Pflanzenarten. Bei ausreichender Dynamik setzen gelegentliche Überschwemmungen und Sedimentation die Sukzession periodisch zurück und machen Platz für Salzwiesen. Wenn die Erosion gegenüber der Sukzession überwiegt, wird der Lebensraumtyp aufgrund von Lebensraumverlusten verschwinden. Ein dynamischer Prozess von Überflutung und Sedimentation ist wichtig. (Meijer et al., 2017a; Smits et al., 2017).

Der vorübergehende Beitrag ist so begrenzt, dass er keine verarmende und/oder versauernde Wirkung auf die Qualität hat. Es gibt keine Veränderungen in der Wachstumsrate der einzelnen Pflanzen und damit auch keine Veränderungen in der Vegetationszusammensetzung und der Wettbewerbsfähigkeit, die zu einem Qualitätsverlust führen können. Um einen mit einem Projektbeitrag verbundenen Qualitätsverlust tatsächlich zu erreichen, ist ein langfristiger Beitrag erforderlich. Die Auswirkungen eines dauerhaften Beitrages in Form eines Qualitätsverlustes und letztlich eines Flächenverlustes dauern Jahre und treten über ca. 12,5 Jahre auf (siehe Tabelle 5-6). Da es sich um zeitlich begrenzte Arbeiten handelt, sind Qualitätsverluste und der Verlust von Anbauflächen kein Thema.

Cluster von nährstoffarmen Kleingewässern

Für die Lebensraumtypen und Lebensräume innerhalb des Clusters der nährstoffarmen Kleingewässer sind der Grundwasserstand und die Grundwasserqualität von großer Bedeutung. Häufig kommt es zu Engpässen aufgrund einer dicken Schlammschicht. Der Lebensraumtyp Sehr schwach gepufferte Flachmoore (H3110) ist innerhalb dieses Clusters am empfindlichsten gegenüber Stickstoff.

Wenn die Pufferung gering ist, kann die Stickstoffablagerung zur Versauerung führen. Sinkt der pH-Wert infolge dieser Versauerungsprozesse unter 5, verschwinden säureintolerante Weichwasserarten. Langfristig werden alle Wasserpflanzen aus den sauren Niedermooren verschwinden, weil der Kohlenstoff abnimmt. Schwach gepufferte Niedermoore sind mäßig nährstoffarm. Ursprünglich produzierten diese Systeme sehr wenig, organisches Material sammelt sich kaum an und die Sukzession verläuft sehr langsam. Die atmosphärische Ablagerung von Stickstoff führt zu einer Anreicherung dieser Moore mit Ammonium und/oder Nitrat. In Niedermooren mit überwiegend mineralischem Sandboden und unter sauerstoffreichen Bedingungen wird Ammonium - aus atmosphärischer Deposition - zu Nitrat nitrifiziert. In Niedermooren mit überwiegend organischem Schlickboden, in denen sauerstofffreie Bedingungen herrschen, wird Ammonium nicht in Nitrat umgewandelt. Dies führt zu einem erhöhten Ammoniumgehalt in diesen Gewässern, was zu einer erhöhten Produktivität von Arten führt, die Ammonium schnell verwerten können und schnell wachsen (Arts et al., 2017).

Eine Versauerung tritt auch als Folge der Austrocknung auf. Die Hauptursache für die Dehydrierung sind die lokalen hydrologischen Systeme, die nicht richtig funktionieren. Durch die Verringerung oder das völlige Ausbleiben des Zuflusses von alkalischem Grundwasser kommt es zu einer unzureichenden Pufferung in den Niedermooren. Die Gründe für die schlecht funktionierende Hydrologie sind sowohl lokal

als auch regional. Die Aufforstung von Mooren ist ein lokaler Faktor, der den Wasserhaushalt beeinflusst. Wälder senken den allgemeinen Grundwasserspiegel im Einzugsgebiet und beeinträchtigen damit den "Motor" des Grundwasserflusses. Darüber hinaus tragen lokal vorhandene Gräben und Rabatte sowie ein möglicherweise durch den Bau von Straßen beeinträchtigtes Relief zu einer schlecht funktionierenden Hydrologie bei (Provinz Drenthe, 2017). Darüber hinaus beeinträchtigt die Absenkung des regionalen Grundwasserspiegels infolge von Landwirtschaft, Bautätigkeit und Trinkwasserentnahme das Funktionieren der hydrologischen Systeme in dem Gebiet. Dieser Rückgang wirkt sich auf die Wasserstände in und um den See aus, da der örtliche Grundwasserzufluss seltener ist. Neben der Hydrologie ist die Bewirtschaftung, insbesondere die Säuberung des Moorbodens, ein wichtiger Faktor für die Erreichung der Schutzziele. Die Wiederherstellung der Hydrologie und eine angemessene Bewirtschaftung (Säuberung der Niedermoore) sind für die Erreichung der Schutzziele unerlässlich. In den Mooren, in denen diese Faktoren in Ordnung sind, ist eine Wiederherstellung des Lebensraumtyps trotz der hohen Hintergrundbelastung möglich.

Der vorübergehende Beitrag ist so begrenzt, dass er keine verarmende und/oder versauernde Wirkung auf die Qualität hat. Es gibt keine Veränderungen in der Wachstumsrate der einzelnen Pflanzen und damit auch keine Veränderungen in der Vegetationszusammensetzung und der Wettbewerbsfähigkeit, die zu einem Qualitätsverlust führen können. Um einen mit einem Projektbeitrag verbundenen Qualitätsverlust tatsächlich zu erreichen, ist ein langfristiger Beitrag erforderlich. Die Auswirkungen eines dauerhaften Beitrages in Form eines Qualitätsverlustes und letztlich eines Flächenverlustes dauern Jahre und treten in etwa 10 Jahren ein (siehe Tabelle 5-6). Da es sich um zeitlich begrenzte Arbeiten handelt, sind Qualitätsverluste und der Verlust von Anbauflächen kein Thema.

Binnendünen-Cluster

Zu den Lebensraumtypen innerhalb des Binnendünen-Clusters gehören solche mit spärlicher Vegetation, die von der Winddynamik abhängig ist. Diese Dynamik ist der entscheidende Faktor und stellt häufig einen Engpass für die Erreichung der Ziele dar. Der Lebensraumtyp H2330 Binnendünen ist innerhalb dieses Clusters am empfindlichsten für Stickstoff.

Hohe Stickstoffeinträge können zu einer beschleunigten Sukzession führen (Riksen et al., 2006) und sich nachteilig auf Flechtenarten auswirken, die für Sandverwehungen charakteristisch sind. Stickstoffemissionen führen dazu, dass Arten wie Gräser und Sanddünen schneller Wurzeln schlagen und so die (Wind-)Trockenheit verlangsamen. Auch Flechten haben mit Problemen in Form einer beschleunigten Invasion von Haarmoosen und Gräsern zu kämpfen. Darüber hinaus fördert die Stickstoffablagerung die Entwicklung des Kaktusmoos (Sparrus & Kooijman, 2010). Infolgedessen kann das Kaktusmoos leicht andere Moos- und Flechtenarten verdrängen (Smits et al., 2012a).

Das Problem bei Sandverwehungen ist, dass eine Neubildung unter dem Einfluss der Morphodynamik nicht mehr stattfindet. Die Gebiete sind nicht groß genug, so dass die Schichtung nicht lang genug ist, um ein sich selbst erhaltendes System durch Windeinwirkung zu schaffen. Die heutigen offenen Sandflächen und die Pflanzenwelt bleiben vor allem durch die Beweidung mit Schafen und die Erholung "lebendig". Wenn keine gezielten Maßnahmen ergriffen werden, werden die meisten der kleinen Wandersandflächen irgendwann verschwinden. Dies ist bereits heute zu beobachten, da sich die Sukzession, unterstützt durch die erhöhte Stickstoffdeposition, beschleunigt. Nur in der offenen Heidelandschaft hat der Flugsand noch eine Zukunft.

Die Erholung an Standorten mit sehr hoher Ablagerung ist nicht nachhaltig. Solange die Ablagerung oberhalb des KDW liegt, sind großräumige Maßnahmen erforderlich, um ein sich selbst tragendes System zu regenerieren. Mit Hilfe eines intensiven (Wiederherstellungs-)Managements ist es jedoch möglich, kleine Flächen zu erhalten.

Der vorübergehende Beitrag ist so gering, dass er sich nicht erschwerend und/oder versauernd auf die Qualität der Binnendünen auswirkt. Es gibt keine Veränderungen in der Wachstumsrate der einzelnen Pflanzen und damit auch keine Veränderungen in der Vegetationszusammensetzung und der Konkurrenzfähigkeit, was zu einem Qualitätsverlust führen kann. Um einen mit einem Projektbeitrag verbundenen Qualitätsverlust tatsächlich zu erreichen, ist ein langfristiger Beitrag erforderlich. Die Auswirkungen eines dauerhaften Beitrages in Form von Qualitätsverlusten und letztlich in Form von Flächenverlusten dauern Jahre und treten in etwa 10 Jahren ein (siehe Tabelle 5-6). Da es sich um

zeitlich begrenzte Arbeiten handelt, sind Qualitätsverluste und der Verlust von Anbauflächen kein Thema.

Schlussfolgerung Cluster

Für alle Cluster lässt sich feststellen, dass signifikante negative Auswirkungen ausgeschlossen sind. Diese Zusammenstellung basiert im Wesentlichen auf dem empfindlichsten Lebensraumtyp innerhalb jedes Clusters. Daher wurde die größtmögliche Auswirkung (schlimmster Fall) innerhalb des Clusters bewertet. Da innerhalb eines Clusters die gleichen Mechanismen für die Aufnahme und die Auswirkungen von Stickstoff wirken, wird der Schluss gezogen, dass die ökologischen Auswirkungen des Stickstoffdepositionsbeitrags auf die anderen Lebensraumtypen des Clusters sicherlich nicht über die hier bewertete Wirkung hinausgehen werden. Daraus lässt sich schließen, dass erhebliche negative Auswirkungen für alle Lebensraumtypen innerhalb der verschiedenen Cluster ausgeschlossen werden können. Dies gilt auch für die Lebensraumtypen, die ein Ausbreitungsziel haben.

5.5.3 Schlussfolgerung für das Projekt N05-A

Das Projekt N05-A verursacht einen berechneten vorübergehenden Beitrag von bis zu 0,05 mol N/ha/Jahr in einer Reihe von Natura 2000-Gebieten. Die obigen Überlegungen zeigen, dass dieser Beitrag zur Stickstoffdeposition durch das N05-A-Projekt in mehrfacher Hinsicht vernachlässigbar ist weil der berechnete Beitrag:

- 1 Ein vernachlässigbarer Beitrag im Vergleich zur gesamten Hintergrunddeposition ist;
- 2 Ein vernachlässigbarer Beitrag in der Nähe von Standorten von Pflanzen ist;
- 3 Eine vorübergehende Tätigkeit ist;
- 4 Es sich um eine wiederkehrende Tätigkeit handelt, die teilweise bereits im Hintergrundbeitrag enthalten ist;
- 5 Keine ökologischen Auswirkungen hat.

5.6 Versorgungsanschluss

Für die Versorgung der Bohr- und Förderplattform ist eine Versorgungsbasis in einem Hafen an Land erforderlich, wo Materialien gelagert werden, die mit Versorgungsschiffen zur Plattform transportiert werden. In der Umweltverträglichkeitsprüfung wird in Abschnitt 2.2.6 beschrieben, dass für das Projekt N05-A zwei Seehäfen als Basis verwendet werden können:

- **Den Helder** ist der wichtigste niederländische Offshore-Hafen und verfügt über umfangreiche Einrichtungen. Die Entfernung von Den Helder zum Standort der Plattform N05-A beträgt etwa 180 km.
- **Eemshaven** liegt deutlich näher, hat aber weniger Einrichtungen. Die Fahrstrecke von Eemshaven bis zum Standort der Plattform N05-A beträgt etwa 50 km.

In der Umweltverträglichkeitsprüfung wurden die Auswirkungen der beiden Varianten auf die verschiedenen Umweltthemen untersucht. Aufgrund der größeren Segelentfernung sind der Treibstoffverbrauch und die NO_x und Feinstaubemissionen bei der Nutzung von Den Helder als Versorgungsbasis deutlich höher als bei der Nutzung von Eemshaven. Andererseits führt die Strecke nach Eemshaven länger durch empfindliche Gebiete, und zudem sind die Boote von den Watteninseln aus besser sichtbar. Die Schlussfolgerung der Umweltverträglichkeitsprüfung (Teil 2, Abschnitt 17.7) lautete, dass die Ergebnisse der Umweltverträglichkeitsprüfung keine klare Präferenz für eine der beiden Varianten erkennen lassen, da die Unterschiede in den Bereichen Umwelt und Natur zwischen Den Helder und Eemshaven gering und nicht ausgeprägt sind.

Die Emissionen in die Luft durch den Transport mit Versorgungsschiffen und Hubschraubern während der Bohr- und Produktionsphase³⁰ werden in Kapitel 7 von Teil 2 der Umweltverträglichkeitsprüfung detailliert und quantifiziert (siehe insbesondere Tabelle 21 in Abschnitt 7.4.6). Dies geschah für die gesamte Strecke vom Standort der Rampe bis nach Eemshaven und Den Helder (d. h. nicht nur bis zu dem Punkt, an dem sich der Verkehr in das vorherrschende Verkehrsmuster einfügt). Diese Tabelle zeigt, dass die jährlichen NO_x- und Feinstaubemissionen von Hubschraubern gering (weniger als 1 Tonne NO_x pro Jahr und weniger als 0,1 Tonne Feinstaub pro Jahr). Die NO_x und Feinstaubemissionen von Versorgungsschiffen sind für beide Häfen bedeutend. Aufgrund der erheblich größeren Entfernung und der längeren Fahrtzeit

kann man zu dem Schluss kommen, dass die Nettoauswirkungen auf diese Emissionen bei der Wahl von Den Helder mehr als dreimal so hoch sind wie bei der Wahl von Eemshaven. Es sei jedoch darauf hingewiesen, dass ONE-DYAS mit einer Poolbasis in Den Helder verbunden ist. Die niederländischen Öl- und Gasunternehmen arbeiten gemeinsam daran, die Fahrten zu und von den verschiedenen Plattformen zu kombinieren. Emissionen aus Den

³⁰ Während der Andockphase werden Versorgungsschiffe und Hubschrauber kaum eingesetzt, da diese Schiffe ihre Ausrüstung und Menschen mit an Bord nehmen.

Helder zu N05-A und umgekehrt können daher nur zum Teil auf N05-A zurückgeführt werden. Eine solche Poolbasis gibt es in Eemshaven (noch) nicht.

Aufgrund der kürzeren Entfernung und der damit verbundenen geringeren Emissionen bevorzugt ONE-Dyas den Emser Hafen als Versorgungsbasis, hält sich aber Den Helder als Option offen. Beide Varianten werden daher in die VKA aufgenommen, auch weil nicht sicher ist, dass in Eemshaven geeignete wasserbezogene Gewerbeflächen vorhanden sind. Es kann auch Fälle geben, in denen es aus Umweltsicht effektiver ist, einen anderen Hafen zu wählen. Wenn beispielsweise Bohrklein oder Schlamm zu einem Aufbereiter in oder bei Den Helder transportiert werden muss, ist es effizienter, das Bohrklein oder den Schlamm per Schiff nach Den Helder zu befördern, als es per LKW von Eemshaven nach Den Helder zu transportieren. Darüber hinaus strebt ONE-Dyas den Einsatz von Versorgungsschiffen an, die den strengsten Emissionsstandards (IMO Tier III) entsprechen, die kürzlich für die europäische Schifffahrt eingeführt wurden. Solche Schiffe werden jedoch erst in einigen Jahren zur Verfügung stehen.

6 Kumulierung von Umweltauswirkungen

In der Umweltverträglichkeitsprüfung für das Projekt N05-A wurde eine Kumulierungsprüfung durchgeführt, um zu untersuchen, ob verschiedene Tätigkeiten, auch in Kombination, zu einer Verschärfung der Gesamtauswirkungen auf Natur und/oder Umwelt führen könnten. Dazu gehören nicht nur Drittmittelprojekte in den Niederlanden und Deutschland, sondern auch die weiteren geplanten Aktivitäten von ONE-Dyas im GEMS-Bereich. In seiner Stellungnahme fordert der UVP-Ausschuss, dass die kumulativen Auswirkungen in einem Nachtrag zur UVP eingehender untersucht werden. Die Hinweise zur Kumulierung natürlicher Auswirkungen sind im nachstehenden Kasten aufgeführt.

Beratungsausschuss UVP

Die Umweltverträglichkeitsprüfung befasste sich mit der Kumulierung der natürlichen Auswirkungen der Installation der Plattform und der Bohrungen mit den eigenen Aktivitäten des Unternehmens. Andere Aktivitäten, wie die bereits genehmigte Sandgewinnung in diesem Gebiet, können ebenfalls störend sein, z. B. durch Lärm für Schweinswale und durch Vibrationen und Störungen für das benthische Leben. Die UVP geht zwar darauf ein, gibt aber keinen Aufschluss über die Dauer der verschiedenen Aktivitäten. Ein Lebensraum, der über einen längeren Zeitraum gestört ist, kann für störungsempfindliche Arten ungeeignet werden. Geben Sie daher Aufschluss über die Dauer der Auswirkungen der geplanten Windparks, Bohrungen, seismischen Untersuchungen und des Schiffsverkehrs. Die Kommission empfiehlt, die Dauer der verschiedenen störenden Aktivitäten in dem Gebiet und ihre Auswirkungen auf die Umwelt abzuschätzen.

In Abschnitt 6.1 geben wir zunächst einen kurzen Überblick darüber, was im Rahmen der Umweltverträglichkeitsprüfung und der Naturprüfung im Hinblick auf die Kumulierung untersucht wurde. Für die Projekte, die potenziell zu einer Kumulierung führen können, wird eine Schätzung der Planung und Dauer vorgenommen. Darüber hinaus wird in Abschnitt 6.2 ein Überblick über die Regierungspolitik zur Vermeidung erheblicher Auswirkungen durch Kumulierung gegeben. Schließlich wird in Abschnitt 6.3 der mögliche Einfluss der geänderten VKA auf die in der UVP beschriebenen Aspekte erörtert. Abschnitt 6.4 schließlich enthält die Schlussfolgerungen.

6.1 Was in der UVP und der Naturprüfung beschrieben wird

Um zu untersuchen, ob das Projekt N05-A mit anderen geplanten Projekten im niederländischen und deutschen Teil der Nordsee kumulieren kann, wurde im Rahmen der UVP und der Naturprüfung ab 2020 ein sogenannter Kumulationstest durchgeführt (Anhang M9 zu Teil 2 der UVP für N05-A). Bei dieser Kumulierungsprüfung wurde untersucht, ob geringfügige Auswirkungen oder Restauswirkungen nach der Abmilderung durch Kumulierung mit den Auswirkungen anderer Projekte immer noch signifikant werden könnten. Die Kumulierungsprüfung konzentriert sich auf Unterwasserlärm, da dieser ein breites Spektrum abdeckt, berücksichtigt aber auch die Kumulierung von Auswirkungen auf geschützte Artengruppen und Lebensraumtypen durch andere Störquellen, wie z. B. Bodenstörungen. Der Kumulationstest ist in Kapitel 10 der Naturprüfung enthalten.

Die folgenden Projekttypen wurden in den Kumulierungstest einbezogen:

- Projekte von Dritten in den Niederlanden und in Deutschland, für die eine Genehmigung erteilt wurde, die aber noch nicht oder nur teilweise ausgeführt worden sind. Es werden nur Projekte mit ähnlichen negativen Auswirkungen wie N05-A berücksichtigt;
- Relevante und bekannte zukünftige Projekte, für die noch keine Genehmigung vorliegt. Dies geht über die im WNB geforderte Kumulierung hinaus, da nach dem WNB nur genehmigte Projekte berücksichtigt werden müssen;
- Noch nicht genehmigte Projekte von ONE-Dyas, die im GEMS-Gebiet durchgeführt werden sollen. Dies geht auch über die gesetzliche Verpflichtung hinaus.

Die folgenden Auswirkungen wurden in den Kumulierungstest einbezogen:

- Auswirkungen von Unterwasserlärm auf Meeressäuger, Fische und benthische Organismen (verbleibende Auswirkungen nach Abmilderung);
- Auswirkungen der Störung auf den Boden/die Bodentiere und den Oberflächenverlust;

- Auswirkungen der Störung von Vögeln und Meeressäugern durch Schiffe und Hubschrauber;
- Auswirkungen der Lichtstörung auf Vögel und Fledermäuse.

Der Unterwasserlärm von Rammarbeiten hat bei weitem die größten Auswirkungen und kann Dutzende von Kilometern erreichen. Aus diesem Grund wurde für den niederländischen Teil der Nordsee eine spezielle Politik für Unterwasserlärm entwickelt. Der Wirkungsbereich der anderen Störquellen ist auf maximal zwei Kilometer um die Störquelle herum begrenzt. Es ist auch so, dass wiederkehrende Störungen, z. B. durch Schiffe auf einer Schifffahrtsroute, dazu führen, dass sich die Tiere an die Störung gewöhnen und somit den Störungsabstand verringern.

6.1.1 Aktivitäten von Dritten

In Kapitel 10 der Naturbewertung (M9) wurden mögliche Überschneidungen mit den Aktivitäten des Baus von N05-A pro Aktivität Dritter untersucht. Der Vollständigkeit halber fasst die folgende Tabelle die Projekte kurz zusammen und passt die Planung gegebenenfalls an. Die mögliche Überschneidung in der Bauzeit basiert auf dem Bau von N05-A in den Jahren 2022 bis 2023. Bei den durch Unterwasserlärm verursachten Störungen werden die Aktivitäten in der niederländischen und deutschen Nordsee einbezogen; bei den durch andere Quellen verursachten Störungen beschränkt sich die Bestandsaufnahme auf den Einflussbereich um das Planungsgebiet.

Tabelle 6-1: Im Rahmen des Kumulierungstests untersuchte Projekte

Projekt	Entfernung zu N05-A	Planung Umweltverträglichkeitsprüfung	Aktualisierung der Planung	Störung des Unterwasserlärms	Störung sonstige ³ ₁
Wind op Zee Nederland					
Windpark Borssele	300 km	Jetzt im Einsatz	Im Einsatz 2021	x	x
Windpark Hollandse kust Noord	180 km	Bau nach 2021	In Gebrauch 2023	x	x
Windpark Hollandse kust Zuid Fläche I und II Fläche III und IV	210 km	Konstruktion 2019 Bau im Jahr 2022	Bau ab 2021, in Betrieb 2022 / 2023	x	x
Windpark Hollandse kust West	180 km	Bau nach 2023	Im Einsatz 2025 / 2026	x	x
Windpark nördlich der Watteninseln (TNW)	50 km	Bau nach 2025	Im Einsatz 2026	x	x
Windpark IJmuiden Ver	200 km	Bau nach 2024	Im Einsatz 2027	x	x
Wind auf See Deutschland³²					
Borkum Riffgrund 3	40 km	Naturprüfung im Jahr 2020	Konstruktion 2024 / 2025	x	x
Offshore-Windpark He Dreiht	80 km	-	Konstruktion 2024 / 2025	x	x
Zugelassene Kabel und Leitungen					
Viking Link	175	Konstruktion 2020 bis 2023	Konstruktion 2020 - 2023		x
Noch nicht lizenzierte Kabel und Leitungen					
NeuConnect- Verbindungsleitung	> 90 km	Konstruktion 2021 bis 2023	Konstruktion 2024 - 2026		x
Kabel-Windpark TNW ³³	< 20 km	Bau nach 2025	Im Einsatz 2026		x

³¹ Dies betrifft die anderen Quellen wie die Störung von Böden/Bodentieren und den Verlust von Oberflächen, die Störung von Vögeln und Meeressäugern durch Schiffe und Hubschrauber und die Störung von Vögeln und Fledermäusen durch Licht.

- ³² Für die Windparks in Deutschland wurden nur die Windparks berücksichtigt, die sich in der Nähe des Planungsgebietes N05-A befinden und im gleichen Zeitraum wie N05-A errichtet werden könnten:
- ³³ Das Kabel des geplanten Windparks Nördlich der Watteninseln (TNW) könnte in relativ geringer Entfernung von der Plattform N05-A und der Pipeline verlaufen. Dieses Kabel wurde nicht in den Kumulierungstest einbezogen, da es noch nicht genehmigt wurde und die Trasse und die Planung noch nicht festgelegt sind. Der Vollständigkeit halber ist das Kabel in dieser Beilage enthalten.

Projekt	Entfernung zu N05-A	Planung Umweltverträglichkeitsprüfung	Aktualisierung der Planung	Störung des Unterwasserlärms	Störung sonstige ³ ₁
Sandgewinnung					
N4B	0 km	Geltende Genehmigung	Einschränkung der Baugenehmigung N05-A ³⁴		x
Andere lizenzierte Abbaugelände	> 20 km	Geltende Genehmigung	Teilweise in Gebrauch		x

6.1.2 Abschluss der EIA

Die Naturverträglichkeitsprüfung belegt, dass das Projekt N05-A zusammen mit dem Bau der Projekte Dritter keine signifikanten negativen Auswirkungen auf die Schweinswal- oder Robbenpopulation in der Nordsee haben wird, weder einzeln noch kumuliert. Die Begründung hierfür ist in Abschnitt 10.4.1, 10.4.2 und 10.5.1 der Naturprüfung zu finden. Ein wichtiger Punkt in der Begründung ist, dass viele der am stärksten störenden Aktivitäten vorübergehend und/oder kurzfristig sind:

- Das Rammen der sechs Verankerungspfähle, mit denen die Plattform N05-A im Boden verankert wird, dauert zwei Tage. Während der Rammarbeiten werden Abhilfemaßnahmen getroffen.
- Die Fahrt mit allen zwölf Leitern dauert insgesamt 12 Tage.
- Während der Bohrphase (insgesamt bis zu vier Jahre) wird die Plattform vier- bis fünfmal pro Woche per Schiff und sechsmal pro Woche per Hubschrauber besucht. Während der Produktionsphase (etwa 20 Jahre) ist dies nur 16 Mal pro Jahr per Schiff und 40 Mal pro Jahr per Hubschrauber der Fall.
- Während der sauberen Förderung und des Testens der Bohrungen wird das Erdgas in der Fackel der Bohrplattform für insgesamt einen halben bis einen Tag pro Bohrung abgefackelt. Dies geschieht bis zu vier Mal pro Jahr und über die gesamte Projektlaufzeit insgesamt 12 bis 24 Mal. Beim Abfackeln werden Maßnahmen zur Begrenzung der Abfackeldauer und zur Vermeidung von Vogelopfern ergriffen.

Durch das Projekt N05-A wird das Sandabbaugelände N4B verkleinert, wodurch die potenzielle Bodenbeeinträchtigung begrenzt wird. Unter anderem aufgrund dieser geringeren potenziellen Bodenbeeinträchtigung wurde in der Naturverträglichkeitsprüfung nachgewiesen, dass das Projekt N05-A zusammen mit der Sandgewinnung keine erheblichen kumulativen Auswirkungen hat. Die Begründung hierfür finden Sie in Abschnitt 10.4.3 der Naturprüfung.

6.2 Mögliche Auswirkungen der geänderten VKA

Die modifizierte VKA kann auch zu größeren oder kleineren kumulativen Wirkungen führen. Im Folgenden wird für die vier Komponenten der VKA geprüft, ob sie einen Einfluss auf die Kumulierung haben könnten und wenn ja, ob dies zu unterschiedlichen Schlussfolgerungen hinsichtlich der Kumulierung führen würde.

Verlegung der Förder- und Bohrplattform an einen neuen, südlicheren Standort

Im Rahmen der Umweltverträglichkeitsprüfung hatte TNO die Auswirkungen des Unterwasserlärms des N05-A-Projekts im Jahr 2020 ermittelt. Um die Auswirkungen des Unterwasserlärms am neuen Standort zu ermitteln, hat TNO den Unterwasserlärm neu berechnet. Der überarbeitete TNO-Bericht wird in Abschnitt 8.1.1 dieser Beilage zusammengefasst und ist in seiner Gesamtheit in Anlage 5 dieser Beilage enthalten. Die Berechnungen von TNO zeigen, dass die Auswirkungen des Unterwasserlärms am ursprünglichen und am neuen Standort ähnlich sind, abgesehen von einigen marginalen Unterschieden. Der neue, südlichere Standort hat daher keinen Einfluss auf die Ergebnisse des Kumulierungstests ab 2020.

³⁴ Die vorgeschlagene Aktivität N05-A befindet sich im Sandabbaugebiet N4B. Wenn das Projekt N05-A beginnt, wird der Sandabbau in diesem Gebiet eingeschränkt.

Beseitigung von Bohrklein und Schlamm

Die Entsorgung von Bohrklein und Bohrspülung auf Wasserbasis führt zu einer Verringerung der Bodenbeeinträchtigung. Im Prinzip führt die Entlastung also zu einer Verringerung möglicher kumulativer Effekte. Da die Beeinträchtigung des Bodens in der Kumulierungsstudie keine signifikante Auswirkung war, wird dieser Effekt gering sein.

Sie hat daher keine Auswirkungen auf die Ergebnisse des Kumulierungstests ab 2020.

Vertikale seismische Profilierung (VSP) wird nicht mehr durchgeführt

Der Verzicht auf die vertikale seismische Profilierung (VSP) führt zu einer Verringerung des Unterwasserlärms und damit zu einer begrenzten Verringerung der Wahrscheinlichkeit negativer kumulativer Auswirkungen. Sie wird daher zu einer leichten Verbesserung der Ergebnisse des Kumulierungstests ab 2020 führen.

Zusätzliche Aufbereitung des abzuleitenden Produktionswassers mit einem Aktivkohlefilter

Die zusätzliche Wasseraufbereitung wirkt sich nur in der Umgebung der Plattform aus und hat daher keinen Einfluss auf die Ergebnisse des Kumulierungstests ab 2020.

6.3 Bewertung der Kumulierung

Tabelle 6-1 zeigt alle Aktivitäten Dritter und die Dauer der Bauarbeiten. Daraus geht hervor, dass es im Zeitraum 2022-2027 regelmäßig zu Störungen durch Unterwasserlärm (Auswirkungen auf Meeressäuger) und Störungen des Meeresbodens (Auswirkungen auf benthische Tiere) kommt.

Unterwasserlärm

Die kumulative Wirkung aller Windparks in den Niederlanden wird mit Hilfe des Ökologie- und Kumulierungsrahmens (KEC) berechnet. Dies zeigt, dass es keine signifikanten Auswirkungen auf die Schweinswalpopulation gibt.

Für die geänderte VKA ohne VSP nahm TNO eine Neuberechnung des Unterwasserlärms vor, der durch das Rammen der Verankerungspfähle der Förderplattform und der Leitungsrohre für N05-A entsteht (siehe neuer TNO-Bericht in Anhang 5). Daraus geht hervor, dass die maximale Anzahl von Schweinswal-Störungstagen (wenn alle Störungen im Frühjahr stattfinden, wenn die meisten Tiere anwesend sind, und ohne Schadensbegrenzung) 1446 Tiere beträgt. Zusammen mit dem Bau der niederländischen Windparks zwischen 2020 und 2030 wird dies zu insgesamt 809.415 Schweinswal-Störungstagen führen. Die Näherungsformel sagt dann eine 5 %-ige Wahrscheinlichkeit einer Verringerung der Schweinswalpopulation um 867 Individuen nach 2030 voraus, d. h. eine zusätzliche Verringerung um 1,8 Individuen aufgrund der vorgeschlagenen Aktivität. Die Gesamtzahl liegt mit 1,7 % deutlich unter dem von der Zentralregierung festgelegten Grenzwert, wonach die Population mit einer Sicherheit von 95 % nicht weiter als 95 % der gesamten niederländischen Schweinswalpopulation (schätzungsweise 51.000 Tiere) zurückgehen wird. Es wird der Schluss gezogen, dass es keine signifikanten Auswirkungen auf die niederländische Schweinswalpopulation aufgrund der Kumulierung von Unterwasserlärm gibt. Daher kann auch der Schluss gezogen werden, dass es keine signifikanten Auswirkungen auf Robben gibt.

Für den Bau der beiden deutschen Windparks wurde bereits in Abschnitt 10.4.1 der Naturverträglichkeitsprüfung auf die gleiche Weise berechnet, dass sie ebenfalls nicht zu einer kumulativen Wirkung führen würden. Siehe Naturbewertung, Abschnitt 10.4.1.

Die obigen Ausführungen zeigen, dass Unterwasserlärm infolge des N05-A-Projekts in Verbindung mit anderen Aktivitäten in der Nordsee nicht zu erheblichen negativen Auswirkungen führt.

Störung des Bodens

An verschiedenen Stellen in der Nordsee findet eine Störung des Bodens statt. Die für das Projekt N05-A relevanten Projekte sind in Tabelle 6-1 aufgeführt. Die Fläche, die durch die vorgeschlagene Aktivität N05-A gestört wird, ist klein (ca. 30 ha, d.h. 0,00001% des gesamten NKP) und vorübergehend. Bei allen anderen Projekten handelt es sich ebenfalls um sehr kleine Flächen, die vorübergehend gestört werden und nicht zu den im Rahmen von Natura 2000 geschützten Lebensraumtypen gehören. Selbst wenn man

Zeit und Raum zusammenzählt, ergeben sich keine signifikanten Auswirkungen. Es gibt keine signifikanten Auswirkungen aufgrund der Kumulierung von Auswirkungen der Störung des Bodens und der Bodentiere. Die Sandentnahme und das Ausbaggern von Fahrrinnen kann zu größeren Bodenbeeinträchtigungen führen, aber dies geschieht in Gebieten, für die bereits eine Genehmigung erteilt wurde. Sandgewinnung im N04-Abbaugbiet kommt sporadisch vor, und außerdem wird die Fläche dieses Abbaugbiets durch das Projekt N05-A verkleinert.

Störung durch Lärm, Licht und Präsenz über Wasser

Vögel, Fledermäuse und Meeressäuger können durch Lärm, Licht und Anwesenheit gestört werden. In der Nordsee ist dies unter anderem auf die Schifffahrt und die Fischerei zurückzuführen. Bei den meisten Aktivitäten ist die Auswirkungsdistanz auf maximal ein bis zwei Kilometer um die Störungsquelle herum begrenzt. Die für das Projekt N05-A relevanten Projekte sind in Tabelle 6-1 dargestellt. Bei dem Projekt N05-A haben landende Hubschrauber mit 1700 Metern die größte Auswirkung, aber während der normalen Produktion ist die Störungsdistanz viel geringer. Außerdem wird die ständige Anwesenheit der Plattform zu einer Gewöhnung führen. Die Fläche, die durch die vorgeschlagene Aktivität N05-A gestört wird, schwankt zwischen 300 ha oder weniger im Normalbetrieb und 1000 ha bei der Landung von Hubschraubern. Letzteres ist jedoch ein kurzfristiger Misserfolg. Die gestörte Fläche ist begrenzt (von 0,005 % bis kurzzeitig 0,02 % des gesamten NKP) und vorübergehend. Bei allen anderen Projekten handelt es sich ebenfalls um sehr kleine Flächen, die vorübergehend gestört werden und keine geschützten Lebensraumtypen im Rahmen von Natura 2000 betreffen. Selbst wenn man Zeit und Raum zusammenzählt, ergeben sich keine signifikanten Auswirkungen.

Nordsee-Abkommen

Die Kumulierung wird auch im Nordseeabkommen behandelt. Das Nordseeabkommen enthält Vereinbarungen zwischen der Zentralregierung und den Interessengruppen über Entscheidungen und Politiken, die die strategischen Aufgaben für die Energiewende aus dem Klimaabkommen, für die Erholung der Natur und für eine gesunde Zukunft der Nordseefischerei konkret und dauerhaft ausgleichen werden. Das Abkommen enthält ein Paket von Vereinbarungen über die nachhaltige Nutzung der Nordsee bis einschließlich 2030 und darüber hinaus. Das Abkommen konzentriert sich auf ein breiteres Spektrum zum Schutz der Natur in der Nordsee vor unannehmbaren kumulativen Auswirkungen der räumlichen Entwicklung. Die Interessen anderer Nutzer wie Schifffahrt, Verteidigung und Sandgewinnung werden berücksichtigt. In der Nordsee-Konsultation, in der die Vereinbarung erzielt wurde, haben der Energiesektor (Gas, Öl und Wind), die Natur- und Umweltorganisationen, der Hafensektor und einige Organisationen der Fischereiwirtschaft dem erzielten Ergebnis zugestimmt. ONE-Dyas hat sich auch im Rahmen von NOGEPa zur Einhaltung des Abkommens verpflichtet. Für die Öl- und Gasindustrie ist die Zusage des Ministers, seine Aktivitäten mit denen der anderen an den Nordsee-Konsultationen Beteiligten zu koordinieren, besonders wichtig.

6.4 Schlussfolgerungen zur Kumulierung

Die Kumulierungsprüfung in Kapitel 10 der Naturverträglichkeitsprüfung 2020 für das Projekt N05-A von ONE-Dyas ergab, dass das Projekt N05-A zusammen mit den künftigen Aktivitäten von ONE-Dyas nicht zu erheblichen kumulativen Auswirkungen führen wird. Für andere Aktivitäten von ONE-Dyas erforderte dies eine gute Planung. In diesem Nachtrag werden die Daten des Kumulationstests aktualisiert und, wo nötig, hinsichtlich Planung und Dauer ergänzt. Dies führte zu keinen anderen Erkenntnissen als denjenigen, die sich aus dem Kumulationstest ergeben.

7 Angepasste bevorzugte Alternative

Aufgrund der neuen Erkenntnisse hat ONE-Dyas sein ursprüngliches VKA überdacht. Die ursprüngliche VKA wurde in den folgenden vier Punkten geändert, die zum Teil auf den Stellungnahmen interessierter Kreise und den Empfehlungen des UVP-Ausschusses beruhen:

- 1 Verlegung der Förder- und Bohrplattform an einen neuen, südlicheren Standort.
Auf der Grundlage der erhaltenen Empfehlungen hat ONE-Dyas einen neuen Standort für die Plattform gewählt, der weiter von einem Bereich mit großen Felsen auf dem Meeresboden entfernt ist. Das Auswahlverfahren und der neue Standort werden in Abschnitt 7.1.beschrieben.
- 2 Beseitigung von Bohrklein und Schlamm.
Um die Auswirkungen der Einleitung von wasserhaltigem Bohrklein und Schlamm an diesem Standort zu verhindern, beschloss ONE-Dyas, das gesamte Bohrklein zu sammeln und zu entsorgen. Diese Änderung wird in Absatz 7.2.beschrieben.
- 3 Kein Vertical Seismic Profiling (VSP) mehr zur Reduzierung des Unterwasserlärms. Diese Änderung wird in Abschnitt 7.3beschrieben.
- 4 Zusätzliche Behandlung des abzuleitenden Produktionswassers mit einem Aktivkohlefilter.
Um die Auswirkungen der Ableitung von Produktionswasser abzumildern, hat sich ONE-Dyas für eine zusätzliche Behandlung des Wassers entschieden. Diese Änderung wird in Abschnitt 7.4.beschrieben.

Abschnitt 7.4.2 fasst die geänderte VKA zusammen. In Kapitel 8 werden die Umweltauswirkungen der modifizierten VKA bewertet.

7.1 Neue, weiter südlich gelegene Plattform

7.1.1 Einleitung

Der UVP-Ausschuss hat eine Reihe von Fragen zur Wahl des Standorts für die Plattform N05-A aufgeworfen. So stellt der Ausschuss beispielsweise fest, dass (i) das Vorhandensein der Steine unklar ist, (ii) die Folgen der Ableitung von Bohrklein und Produktionswasser nicht ausreichend begründet sind und (iii) es für den Ausschuss nicht klar ist, dass es keinen alternativen Standort mit geringeren Umweltauswirkungen gibt, an dem die Plattform gebaut werden soll, wo (iv) Minderungsmaßnahmen möglich sind.

Die Stellungnahme der UVP-Kommission zum Standort der Plattform ist im nachstehenden Kasten wiedergegeben.

Beratungsausschuss UVP

In der UVP wurden die Auswirkungen eines Standorts untersucht, aber es wurde nicht ausreichend nachgewiesen, dass es keinen anderen Standort mit geringeren Umweltauswirkungen gibt. Wird ein Bohrplatz außerhalb des Feldes mit großen Steinen gewählt, kann dies auch einige umweltfreundliche Techniken erleichtern, wie z. B. Alternativen zu Pfählen und die Verwendung von Saugankern. Ein südlicherer Standort hat auch weniger Auswirkungen auf das Projekt zur Wiederherstellung von Austembänken.

Die Fragen der UVP-Kommission und die Kriterien für die Wahl des Standorts werden im Folgenden behandelt. Anhand dieser Kriterien wurde dann ein Standort ausgewählt und bewertet.

7.1.2 Das Vorhandensein von Steinen

Das Gebiet der Borkumer Steine verdankt seinen Namen dem Vorhandensein von Steinen. Diese Steine variieren in ihrer Größe und kommen sowohl über als auch unter dem Meeresboden vor. In einigen Bereichen der Borkumer Steine sind die Steine an der Oberfläche stärker ausgeprägt als in anderen Bereichen. Arten, die ein steiniges Substrat (Harts substrat) benötigen, können sich auf diesen Steinen ansiedeln, was der Artenvielfalt zugute kommt.



2019 gab ONE-Dyas bei GEOxyz eine Standort- und Trassenuntersuchung der geophysikalischen und ökologischen Bedingungen in Auftrag, unter anderem mit Hilfe einer Seitensichtsonar-Untersuchung. Der Standort Die Vermessung liefert ein detailliertes Bild des Gebiets um den Standort der Plattform und die Trassenvermessung entlang der Kabel- und Pipelinetrasse. Der Survey wurde für die Bewertung der vorkommenden Lebensraumtypen und den archäologischen Bericht verwendet. Darüber hinaus wurde eine Bodenuntersuchung im Bereich des ursprünglich geplanten Standorts der Plattform durchgeführt, bei der der Boden bis in eine Tiefe von fünfzehn Metern kartiert wurde. Diese Bodenuntersuchung zeigt eine Ansammlung von Lehm-, Sand- und Kiesschichten mit großen Felsbrocken. Das sind Gesteinsbrocken, die unter der Oberfläche des Meeresbodens liegen.

Um den neuen Standort der Plattform und die damit verbundenen geänderten Trassen für die Pipeline und das Kabel zu untersuchen, ließ ONE-Dyas im Jahr 2021 zusätzliche Bodenuntersuchungen durchführen, um die noch vorhandenen weißen Flecken in der Bodenkarte zu füllen. Eine neue Bodenkarte auf der Grundlage der Erhebungen von 2021 und 2019 ist in Abbildung 7-3 dargestellt.

Weder bei den Erhebungen 2019 noch 2021 wurden steinige Lebensräume gefunden, die dem Lebensraumtyp H1170 Riffe des offenen Meeres auf und um die Plattform und die Kabel- und Pipelinetrassen zugeordnet werden können.

7.1.3 Alternative Standorte

Die Wahl des Standorts der Plattform ist wie die Suche nach einem Haus, ein Auswahlprozess, bei dem es drei Kriterien gibt: Standort, Standort, Standort. Jede Auswahl wird auf der Grundlage von Informationen getroffen, die für die Größe des Standorts relevant sind.

Die erste Wahl (die Stadt) für den Standort der Plattform hängt mit der unterirdischen Lage des gebohrten Feldes zusammen. Das Gasfeld N05-A liegt vollständig unter den Borkumer Steinen, daher befindet sich die Plattform auch in den Borkumer Steinen.

Die zweite Wahl (der Bezirk) hängt vom Untergrund ab und davon, wie die Aussichten und Felder erschlossen werden können. Dabei spielen sowohl technische als auch geophysikalische Kriterien eine Rolle. Basierend auf zwei Imares-Berichten zur Erkundung der Naturwerte der Borkum Stones aus den Jahren 2012³⁵ und 2014³⁶ lag das gesamte Suchgebiet für einen Plattformstandort innerhalb der Borkum Stones in einem Gebiet mit dem möglichen Lebensraumtyp H1170: "Riffe des offenen Meeres".

Für die Wahl des genauen Standorts der Plattform (das Haus in der Straße) lieferten die Imares-Karten, die auf Studien aus den Jahren 2009 und 2014 basieren, nicht genügend Informationen, um einen Standort außerhalb eines Gebiets mit dem Lebensraumtyp H1170 zu wählen. Am ausgewählten Standort wurden dann auf der Grundlage der GEOxyz-Erhebungen (siehe Abschnitt 7.1.2) detaillierte Untersuchungen durchgeführt und eine Einschätzung vorgenommen, ob H1170 betroffen ist. Dies ist nicht der Fall.

7.1.4 Überprüfung des Standorts

7.1.4.1 Umweltkriterien

Der ursprüngliche Standort stieß bei den NRO auf großen Widerstand, da er in einem Gebiet mit großen Steinen, gemischtem Sand und Kieselsteinen mit Läusen und Bodentieren liegt. Aufgrund dieses Widerstands begann ONE-Dyas mit der Suche nach einem alternativen Standort. Dies bedeutet, dass der ursprüngliche Standort aufgegeben wurde. Ziel ist es, einen Standort zu finden, der die folgenden Umweltauflagen erfüllt:

- Außenbereich mit Steinen auf der Oberfläche;
- Maximale Entfernung zwischen der Plattform und dem Austernsanierungsprojekt;
- Minimierung der Sichtbehinderung;

³⁵ Erkundung der Naturwerte der Borkum-Steine, Projekt Zusätzliche Schutzgebiete, O.G. Bos & A. Pajmans Bericht C137/12,

IMARES Wageningen UR, 21. November 2012.

³⁵ Naturwerte der Borkum-Steine, Projekt Zusätzliche Schutzgebiete, O.G. Bos & A. Pajmans Bericht C115.14, IMARES Wageningen UR, 25 augustus 2014.

- Möglichst geringe Störung von Trauerenten.

Große Steine und Felder mit Sandkrebse (Lanice conchilega) meiden

Die GEOxyz-Vermessungen zeigen, dass der Einflussbereich um die ursprünglich gewählte Plattform N05-A aus einer Mischung aus Sand und Kieselsteinen mit größeren Steinen und Lehmfeldern besteht. Ein solcher Lebensraum weist eine hohe biologische Vielfalt auf und wird als Gebiet mit hohem Naturwert geschätzt. Die durch die Aktivitäten verursachte Störung könnte sich negativ auf die dort lebenden Arten und damit auf das Gebiet auswirken. Abgesehen von der Plattform sollten auch die Pipeline zum NGT und das Kabel nach Riffgat solche Gebiete so weit wie möglich berücksichtigen.

Maximale Entfernung zum Austernsanierungsprojekt von ARK / WWF

Das Austernrestaurierungsprojekt von ARK und WWF soll die Rückkehr der flachen Austernbänke in der niederländischen Nordsee fördern. Austernbänke weisen eine größere Artenvielfalt auf als Sandböden und werden daher als Gebiete mit hohem Naturwert geschätzt. Eine Störung durch Aktivitäten könnte sich negativ auf die Auster auswirken. Daher sollte zwischen der Plattform und dem Austernsanierungsprojekt so viel Abstand wie möglich gehalten werden.

Erfüllung der Anforderungen des Bergbaugesetzes: Minimierung der Beeinträchtigung von Infrastruktur und Sicht.

Diese Anforderung gilt für Anlagen innerhalb der 12-Meilen-Küstenzone des Natura-2000-Gebiets Nordseeküste (in der Nähe der Watteninseln) und beinhaltet die Minimierung der visuellen Beeinträchtigung durch die Watteninseln. Um dieser Anforderung gerecht zu werden, wurde eine einzige Produktions- und Aufbereitungsanlage gewählt, von der aus möglichst viele Interessenten erreicht werden können. Dadurch werden Sichtbehinderungen begrenzt und die Störung von Steinflächen durch den Bau und die Instandhaltung zusätzlicher Infrastruktur verhindert.

Trauerenten

Trauerenten ernähren sich bis zu einer Wassertiefe von etwa fünfzehn Metern von Schalentieren. Sie sind empfindlich gegenüber Störungen. Ein Standort außerhalb des Gebiets, in dem Trauerenten vorkommen, kann eine mögliche Störung verhindern.

7.1.4.2 Technische Kriterien

Neben den Umwelanforderungen spielen auch technische Kriterien eine Rolle bei der Wahl des Standorts der Plattform. Ausgangspunkt ist, dass von dem zu wählenden Plattformstandort aus das Feld N05-A und die nächsten vier aussichtsreichsten Perspektiven erschlossen und entwickelt werden können.

- Diamant
- N05-A Nord
- N05-A Südost
- Tanzaniet-Oost

Um die Aussichten zu erreichen, muss es technisch möglich sein, die Bohrungen erfolgreich durchzuführen. Die technischen Kriterien sind in der nachstehenden Tabelle aufgeführt.

Tabelle 7-1: Von ONE-Dyas bei der Standortuntersuchung berücksichtigte Aspekte

Aspekt	Hinweis
Maximierung der potenziell zu fördernden Gasmenge	Der vorgesehene Standort der Aufbereitungsplattform muss so gewählt werden, dass sowohl das Feld N05-A als auch die vielversprechendsten Aussichten in der Umgebung von N05-A unter Berücksichtigung der beschriebenen Randbedingungen und Ausgangspunkte optimal erschlossen werden können. Die vielversprechendsten Aussichten sind Diamant und N05-A North. Sowohl vom ursprünglichen als auch vom neuen Standort aus ist das Feld N05-A am aussichtsreichsten zu erschließen, obwohl es vom ursprünglichen Standort aus etwas einfacher ist.

Aspekt	Hinweis
Geologische Zwänge	<p>Aufgrund der geologischen Gegebenheiten im tiefen Untergrund kann eine Gasbohrung nicht von einer beliebigen Stelle an der Oberfläche aus niedergebracht werden. Im tiefen Untergrund oberhalb des Feldes N05-A und in der Umgebung von N05-A gibt es mehrere Formationen und Verwerfungen. Die spezifischen Eigenschaften jeder Formation stellen beim Durchdringen dieses Gesteins gewisse Herausforderungen dar. Zum Beispiel kann eine Formation Merkmale aufweisen, die es schwierig machen, den Untergrund und damit den Bohrfad im Voraus zu kartieren. Außerdem können die Gesteinsschichten aufgebrochen und daher in bestimmten Winkeln schwer zu bohren sein und/oder lokal einen höheren Druck als das umgebende Gestein aufweisen. Aufgrund dieser Besonderheiten kann das Risiko eines Bohrfehlers in bestimmten Fällen unannehmbar hoch werden. So wird unter anderem die Punktion von Frakturen so weit wie möglich vermieden.</p> <p>Die geologischen Zwänge sind am ursprünglichen Standort am geringsten. Der neue, südlichere Standort liegt an der Grenze, wo die Risiken gerade noch akzeptabel sind. Bei einer noch südlicheren Lage wird das Risiko eines Bohrversagens zu groß, weil Brüche und Formationen unter zu ungünstigen Bedingungen durchbohrt werden müssten.</p>
Technische Grenzen des Bohrens	<p>Gasfelder, die nicht gerade unter einer Plattform verlaufen, werden in einem Winkel gebohrt (in der Fachsprache "abgelenkt"). Die Durchführung von Ablenkungsbohrungen ist jedoch komplex, und die horizontale Entfernung, die zurückgelegt werden kann, ist aufgrund der geologischen und technischen Aspekte dieses Projekts begrenzt. Ein Bohrloch hat die Form eines Teleskops, bei dem die Abschnitte im Durchmesser abnehmen. Für N05-A bedeutet dies, dass im letzten Abschnitt Rohre mit einem Durchmesser von etwa 10 Zentimetern und einer Länge von 7 Kilometern verwendet werden müssen.</p> <p>Stark abweichende bis horizontale Abschnitte eines Bohrlochs bergen ein erhöhtes Risiko des Einsturzes. Die Ursache ist einfach die Schwerkraft und der Druck der Gesteinsschichten oberhalb des offenen Bohrlochs in Kombination mit den Eigenschaften des durchbohrten Gesteins. Aus diesem Grund werden die stark abweichenden Abschnitte in einer stabilen Felsformation geplant.</p> <p>Bei Bohrungen durch Brüche, bei denen der Bereich um den Bruch instabil ist, besteht ebenfalls die Gefahr des Einsturzes. Brüche werden daher vorzugsweise vermieden.</p> <p>Auch Prospektionsgebiete, die noch nicht erschlossen wurden, sollten so vertikal wie möglich erschlossen werden. Der Grund dafür ist, dass die genaue Tiefe durch seismische Untersuchungen nicht zuverlässig bestimmt werden kann. Beim Bohren in einem Winkel besteht daher die Gefahr, dass das Feld verfehlt wird, weil es zu hoch oder zu tief gebohrt wird.</p> <p>Die Gesamtlänge der abweichenden Bohrungen ist an der ursprünglichen Stelle am geringsten. Die Unterschiede zum südlicheren Standort sind jedoch akzeptabel.</p>
Infrastruktur und andere Nutzer	<p>Das Plangebiet verfügt über verschiedene bestehende Infrastrukturen, wie Kabel, Leitungen und Schifffahrtswege. Darüber hinaus wird dieser Teil der Nordsee auch anderweitig genutzt, z. B. für Sandabbau, Schifffahrt und Fischerei sowie für das nahe gelegene Projekt zur Wiederherstellung von Austernbänken. Der Standort der Plattform befindet sich außerdem in der Nähe des deutschen Küstenmeeres.</p> <p>Generell galt bei der Standortwahl der Grundsatz, dass von jedem möglichen Standort ein Mindestabstand von 500 Metern zur deutschen Grenze und zu bestehenden Kabeln, Pipelines und Schifffahrtswegen eingehalten werden muss. Darüber hinaus sollten andere Nutzer des Gebiets so wenig wie möglich behindert werden.</p> <p>Der ursprüngliche Standort und der neue Standort sind in dieser Hinsicht ähnlich. Die Abstandsvorgabe von 500 Metern wird bei beiden Varianten eingehalten.</p>
Tragfähigkeit des Meeresbodens	<p>Der Meeresboden am vorgesehenen Standort muss eine ausreichende Tragfähigkeit für eine Behandlungsplattform und eine Bohrplattform aufweisen. Auf dem Meeresboden dürfen sich keine Hindernisse befinden, die die Stabilität der beiden Plattformen gefährden könnten.</p> <p>Der ursprüngliche Standort und der neue Standort sind in dieser Hinsicht ähnlich. An beiden Standorten ist der Boden für die Aufstellung der Plattformen geeignet.</p>

Das in Tabelle 7-1 erwähnte Bohrrisiko besteht darin, dass ein Bohrloch während des Bohrens einstürzen kann. Ist dies der Fall, müssen Meißel und Bohrgestänge herausgezogen werden. Je nach Ereignis kann ein zweiter Versuch unternommen werden, oder es muss entschieden werden, von einem höher gelegenen Abschnitt aus einen Abstecher zu machen. Beide Optionen bergen die gleichen Einsturzrisiken. All dies kostet Vorstandstage an Emissionen, Störungen, Logistik und Geld. Es besteht

auch die Möglichkeit, dass überhaupt kein Prospektionsgebiet erreicht werden kann. Es ist daher besser, den zu bohrenden Brunnen weit im Voraus zu planen und die Risiken so gering wie möglich zu halten. Dies bedeutet, dass die Länge der Bohrabschnitte minimiert und stark abweichende oder horizontale Abschnitte in instabilen Gesteinsformationen vermieden werden müssen.

Eine weitere Möglichkeit zur Begrenzung von stark abweichenden Bohrungen besteht darin, die Bohrungen von verschiedenen Oberflächenstandorten aus vorzunehmen. Dies ist prinzipiell auch für die Erschließung des Feldes N05-A und der Projekte möglich. In diesem Fall wird eine zentrale Förder- und Aufbereitungsplattform mit einer oder mehreren Satellitenplattformen oder Unterwasseranlagen aufgestellt. Bei Mehrfachinstallationen kommt es zu Störungen an mehr als einer Stelle, und die Verbindungsleitungen müssen durch Steinflächen und Gassen verlegt werden, und eine der Plattformen wird in einer Steinfläche aufgestellt. Diese Variante wurde in der UVP geprüft (siehe UVP Teil 1, Abschnitt 3.2), wobei festgestellt wurde, dass sie als unrealistisch anzusehen ist, da sie mehr Probleme schafft als löst. Diese Variante wurde daher in der UVP nicht im Detail untersucht.

7.1.5 Auswahl des Standorts

Die Karte in Abbildung 7-1 zeigt die Lage des ursprünglichen und des neuen südlichen Standorts einschließlich der Sicherheitszone mit einem Radius von 500 Metern um der Plattform (der gestrichelte Kreis). Die Karte zeigt, dass es im Hinblick auf die Lage der Steinflächen und die Entfernung zum Austernsanierungsprojekt am günstigsten ist, den Standort der Plattform so weit südlich wie möglich zu wählen. ONE-Dyas hat daher untersucht, wo die südlichste Grenze für die technischen Risiken bei der Bohrung der Brunnen liegt. Eine harte Grenze liegt etwa 850 Meter südlich des ursprünglichen Standorts. Weiter südlich als diese Entfernung werden die beschriebenen technischen Risiken zu hoch, um die nördlichen Aussichten³⁷ zu erreichen.

Der neue Standort weist die folgenden Merkmale auf:

- Der Meeresboden am neuen südlichen Standort besteht aus gemischten Sedimenten ohne große Anzahl von Felsen an der Oberfläche. An dieser Stelle kann die Pipeline für den Transport des geförderten Gases zur NGT-Pipeline auch Gebiete mit Steinen und Läusen umgehen.
- Die Entfernung zum Austernsanierungsprojekt ist fast doppelt so groß. Am neuen Standort beträgt die Entfernung zum nächstgelegenen Punkt des Austernsanierungsprojekts etwa 1,5 km, am ursprünglichen Standort 650 m.
- Am neuen südlichen Standort beträgt die Wassertiefe etwa 25 Meter. In diesen Tiefen sind wenig oder keine Trauerenten zu erwarten (siehe auch Kapitel 4).
- Die Entfernung zur Küste beträgt vom neuen Standort mehr als 19 Kilometer gegenüber 20 Kilometern vom ursprünglichen Standort. In Anbetracht dieses kleinen Unterschieds wird die Sichtbarkeit der Plattform nicht merklich anders sein.
- Die Zusammensetzung des Bodens unter dem Meeresboden entspricht dem allgemeinen Bild in den Borkumsteinen. Dies bedeutet einen gemischten Boden mit feinem und grobem Sand und Geröll, was bedeutet, dass Sauganker zur Verankerung der Plattform auch am neuen Standort nicht möglich sind.

³⁷ Der von GEOxyz im Jahr 2019 untersuchte Alternativstandort ist aufgrund der technischen Risiken der Bohrung keine realistische Alternative.

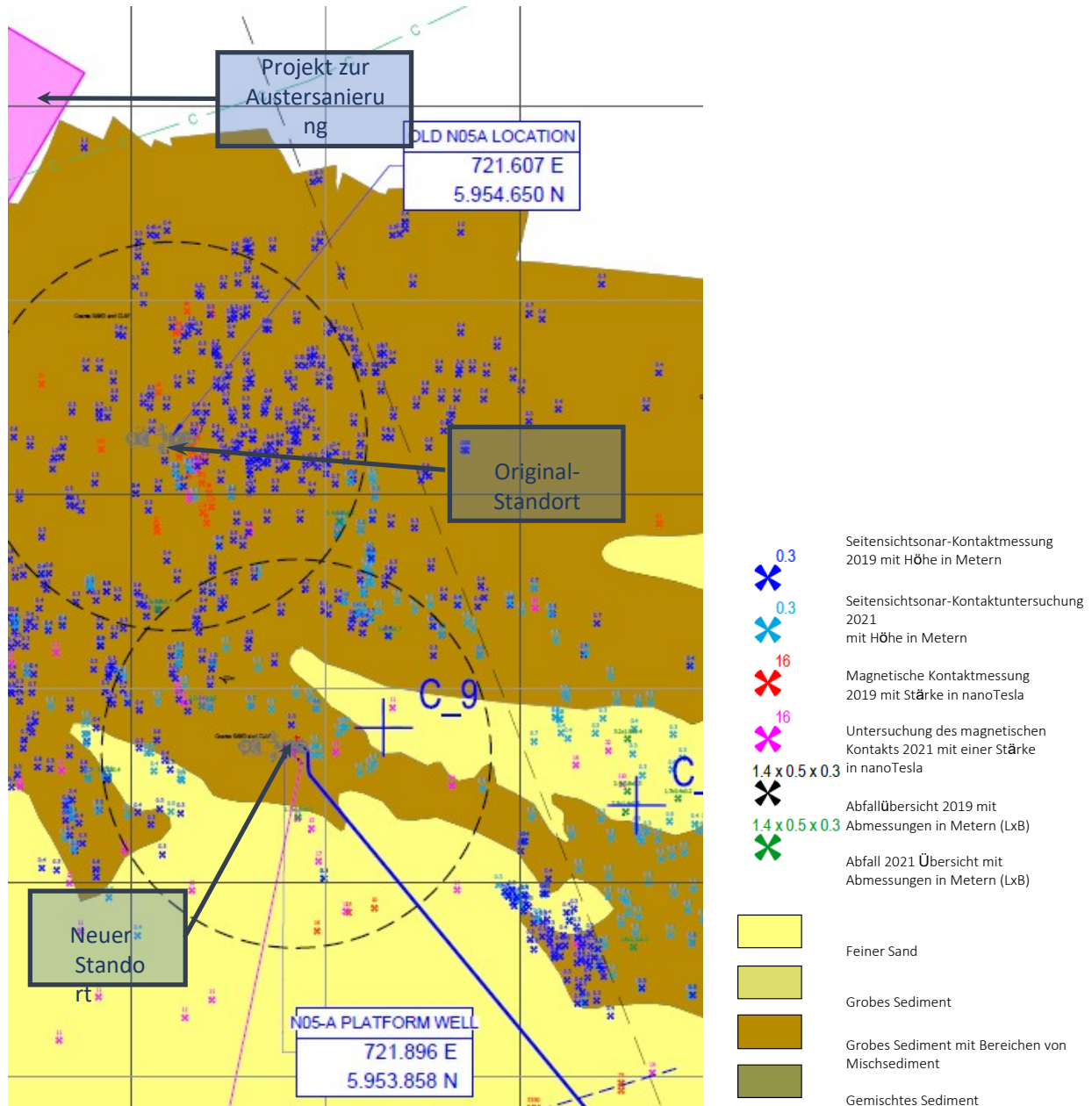


Abbildung 7-1: Karte des Meeresbodens um den Standort der Plattform. Diese Karte enthält zusätzliche Informationen aus Bodenuntersuchungen, die Ende 2021 durchgeführt wurden. Die Sonarkontakte sind durch ein blaues X mit der Höhe über dem Meeresboden gekennzeichnet (das X ist nicht maßstabsgetreu). Magnetische Kontakte sind rot dargestellt und ihre Stärke ist in Nanotesla (nT) angegeben.

7.1.6 Rohrleitungen und Kabel

Durch die Wahl eines neuen Standorts für die Plattform müssen auch die Trassen der Pipeline und der Kabel angepasst werden. Für die Pipeline ist dies eine relativ geringfügige Anpassung an die alte Trasse: Die neue Trasse ist aufgrund der südlicheren Lage der Plattform etwa 600 Meter kürzer und knüpft so schnell wie möglich wieder an die ursprüngliche Trasse an. Die neue Pipelinetrasse vermeidet Gebiete mit Steinen auf der Oberfläche. Auch auf der neuen Trasse befinden sich keine archäologisch wertvollen Objekte.

Für das Stromkabel zum Windpark Riffgat gibt es drei mögliche Routen (siehe Karte in Abbildung 7-3). Die nördliche Strecke (rot, 8,6 km) führt vom neuen Plattformstandort so schnell wie möglich zur "alten" Strecke. Die mittlere Route (magenta, 8,4 km) führt so weit wie möglich durch den mittleren Bereich mit feinem Sand (gelb). Die südliche Route (blau, 9,2 km) führt durch das feinsandige Gebiet südlich vom grobsandigen Gebiet mit Steinen und Lanefeldern. Die mittlere und die südliche Route wurden so

gewählt, dass Bereiche mit grobem Sand, Felsen und Streuobstwiesen so weit wie möglich vermieden werden.³⁸

Die nördliche Route verläuft zunächst vom neuen Rampenstandort aus nach Norden und folgt dem Verlauf der ursprünglich gewählten Route. Die Route führt zunächst durch ein Gebiet mit Steinen und gemischtem Sediment. Als Nächstes wird das NordNed-Kabel überquert und dann ein Schifffahrtsweg. Schließlich durchquert die Route ein weiteres Steinfeld. In einem Gebiet mit Sand und Muscheln schließt die Route schließlich an den Windpark Riffgat auf der rechten Seite der Karte an.

Die Route in der Mitte führt zunächst nach Norden und durchquert ein Gebiet mit Felsen und gemischtem Sediment. Dann werden das NordNed-Kabel und ein Schifffahrtsweg überquert. In der Fahrrinne gibt es einige magnetische Kontakte, die gemieden werden sollten (die roten Objekte oben in der Mitte der Karte in Fi- Bild 7-3). Der Grund dafür ist, dass es sich um nicht explodierte Sprengstoffe oder archäologisch wertvolle Gegenstände handeln könnte. Es ist jedoch wenig Platz vorhanden, um alle magnetischen Kontakte in ausreichendem Abstand zu kreuzen. Schließlich durchquert die Route ein neues Gebiet mit Steinen und verläuft etwa 250 Meter nördlich eines Gebiets mit vielen Steinen. Schließlich schließt die Route an den Windpark in einem Gebiet mit Sand und Muscheln an. Die Steine im "braunen" Bereich rechts in der Mitte der Karte in Abbildung 7-3) können in ausreichendem Abstand passiert werden (siehe die Karte in Fi- Abbildung 7-2).

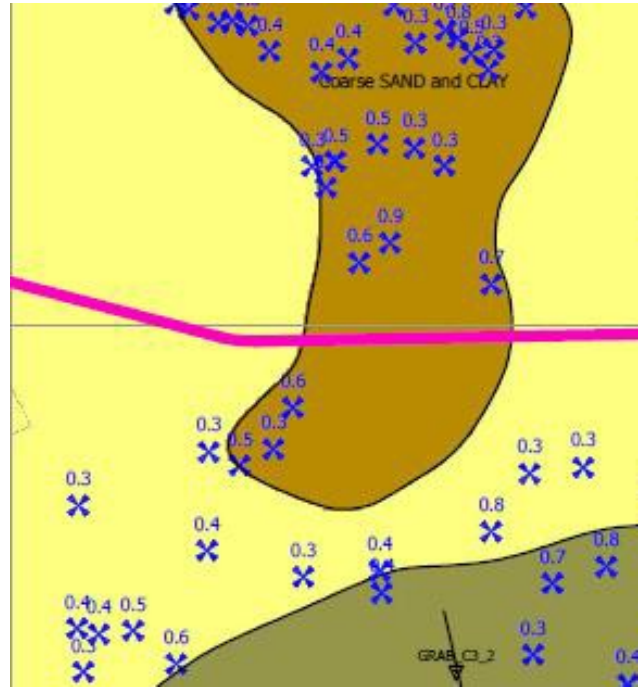


Abbildung 7-2: Abtragung von ca. 500 x 500 m auf der zentralen Trasse

Der Text wird nach der Karte auf der nächsten Seite fortgesetzt

³⁸ Der Weg entlang von Steinen ist so angelegt, dass diese Steine in einem Mindestabstand von 20 Metern passiert werden. 20 Meter gelten als sicherer Abstand, obwohl in der Praxis ein schmalerer Streifen gestört wird. Das Stromkabel wird durch Aufspülen des Meeresbodens mit Wasserstrahlen vergraben, wobei das Kabel in den Meeresboden geführt wird und einen drei Meter breiten Streifen des Meeresbodens aufbricht (siehe EIA Teil 2, Abschnitt 6.4.2.1).

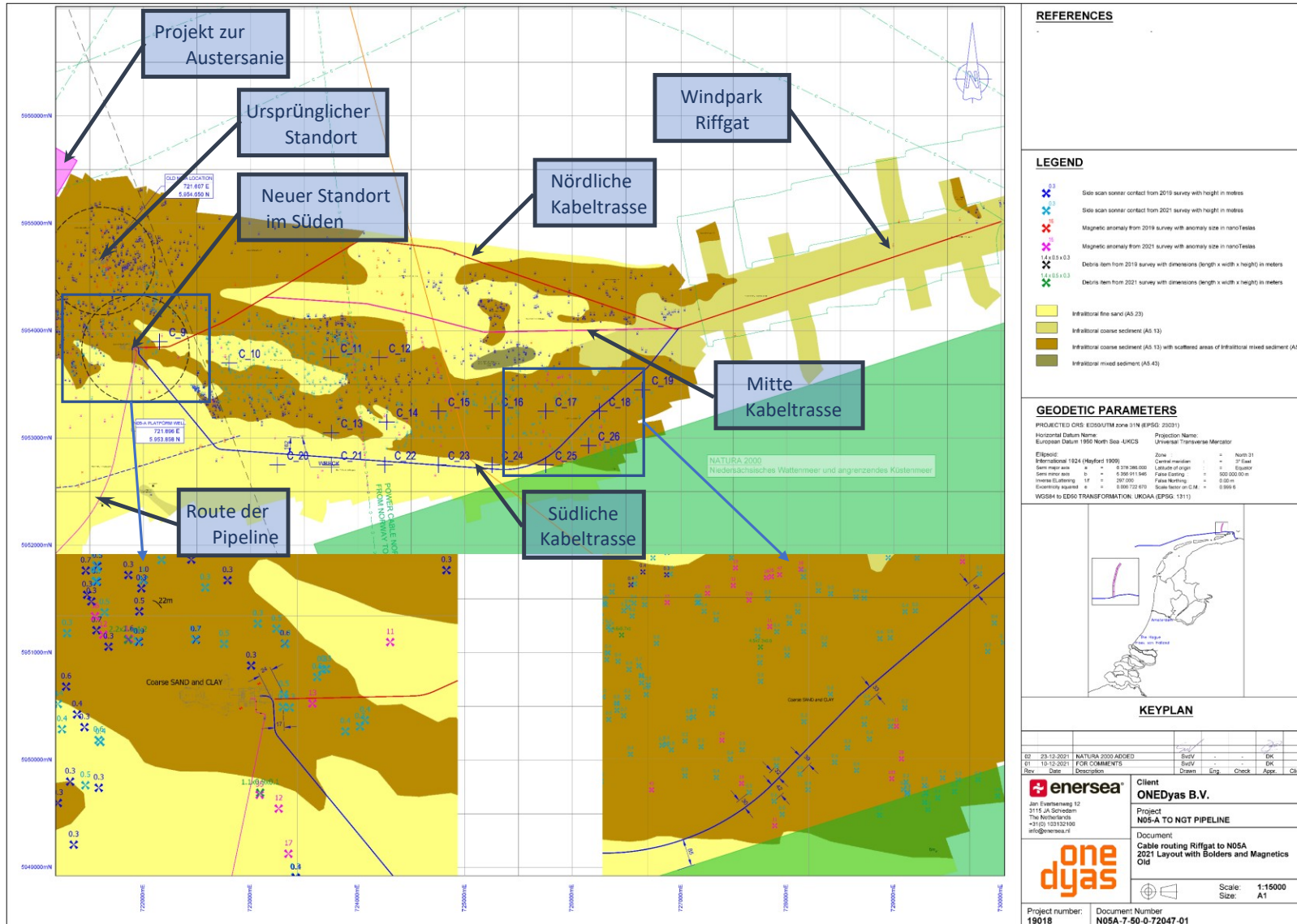


Abbildung 7-3: Standort der neuen Plattform und alternative Routen für das Kabel nach Riffgat. Der Ausschnitt unten links zeigt die Situation um den neuen südlichen Plattformstandort und der Ausschnitt unten rechts zeigt die Überquerung des braunen Bereichs in der Nähe des Windparks Riffgat.

Die südliche Route ist so gewählt, dass sie hauptsächlich durch Gebiete mit feinem Sand verläuft, die frei von Steinen und Schotter sind. Die Route führt zunächst nach Süden, überquert ein vermutlich stillgelegtes Kabel und passiert in 185 m Entfernung ein Wrack. Dann werden das NordNed-Kabel und ein Schifffahrtsweg gekreuzt. In diesem Bereich gibt es keine magnetischen Kontakte, die vermieden werden müssen. Für den Anschluss an den Windpark durchquert die Trasse auf einer Länge von 1,5 km ein Gebiet mit Steinen und gemischtem Sediment (der "braune" Bereich in der unteren rechten Ecke der Karte in Abbildung 7-3). Der Ausschnitt dieses Bereichs in

einen Mindestabstand von 30 Metern zu Felsen einhält, die über den Meeresboden hinausragen. In einem Gebiet

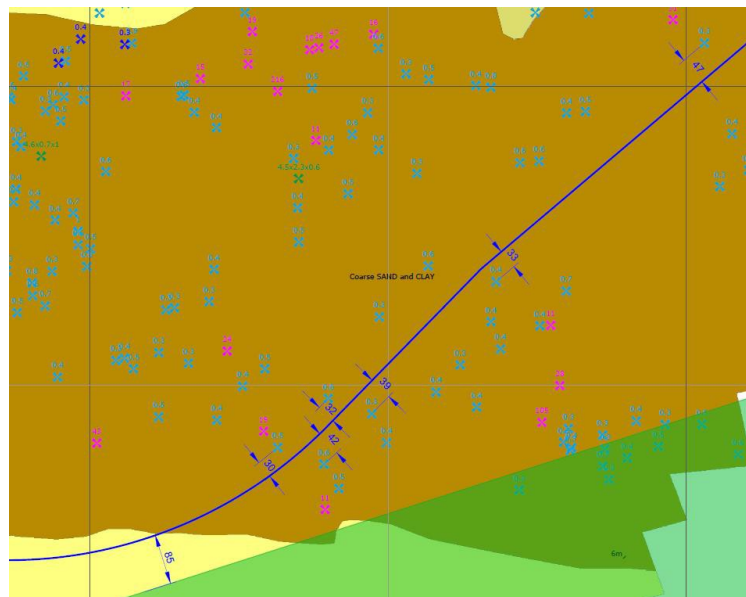


Abbildung 7-4 zeigt, dass das Kabel auf einer Fläche von 500 x 500 Metern befinden sich etwa 20 Steine, die durchschnittlich 50 cm aus dem Meeresboden herausragen. Das Kabel ist 15 cm breit und der Graben für die Verlegung des Kabels ist drei Meter breit, wobei kaum Sediment aufgewirbelt wird. Ein Abstand von mehr als 20 Metern ist ausreichend, um diese Steine nicht zu stören. Die südliche Trasse führt am deutschen Natura 2000-Gebiet Niedersächsisches Wattenmeer vorbei, bleibt aber in ausreichendem Abstand zu dessen Grenzen.

Abbildung 7-4: Ausschnitt von ca. 500 x 500 m auf südlicher Kabeltrasse

Ein Vergleich der drei untersuchten Kabeltrassen zeigt, dass die nördliche Trasse nicht erfolgreich ist, da sie über weite Strecken durch steiniges Gebiet führt und wesentlich länger ist als die beiden anderen Trassen. Die mittlere und die südliche Trasse unterscheiden sich kaum: Beide verlaufen größtenteils durch Gebiete mit feinem Sand, und in den Gebieten, in denen Felsen vorhanden sind, werden sie in ausreichendem Abstand passiert, so dass die Gefahr, die natürlichen Werte dieser Felsen zu stören, gering ist. ONE-Dyas hat sich aus zwei Gründen für die südliche Route entschieden. Erstens verläuft die südliche Route in einem größeren Gebiet ohne Steine als die mittlere Route, die zwischen zwei Gebieten mit Steinen verläuft. Diese Route umgeht den gesamten Bereich mit grobem Sand und Steinen so weit wie möglich. Dies bietet auch mehr Flexibilität bei der Optimierung der Route. Zweitens werden die Probleme mit dem geringen Abstand zu den Magnetkontakten auf der mittleren Strecke vermieden.

7.1.7 Vergleich der Umweltauswirkungen des ursprünglichen und des neuen Standorts.

Zusammenfassend lässt sich sagen, dass der neue, südlichere Standort der Förderplattform und der Bohrplattform die folgenden ökologischen Vor- und Nachteile hat:

- Die Auswirkungen auf die Beeinträchtigung der Bodenflora und -fauna sind an dem neuen Standort geringer. Am neuen Standort besteht der Meeresboden hauptsächlich aus Sand und es gibt deutlich weniger (große) Felsen an der Oberfläche;
- Der neue Standort befindet sich in deutlich größerer Entfernung zum Austernsanierungsprojekt von ARK und WWF;
- Die Sichtweite nimmt leicht zu, da der neue Standort etwas näher an der Küste liegt (19 gegenüber 20 km).

Grundsätzlich könnte sich das Störungsrisiko für Trauerenten erhöhen, da der neue Standort näher an dem Gebiet liegt, in dem sie ihre Nahrung suchen (siehe Kapitel 4). Die Wahrscheinlichkeit dafür ist

Ente entfernt ist. Die Auswirkungen auf die anderen Umweltthemen sind ebenfalls gleich Null. In Kapitel 8 wird der Unterschied zwischen den Wirkungen der ursprünglichen und der neuen VKA näher erläutert. Abbildung 7-6 zeigt eine Übersichtskarte des neuen Plattformstandorts und der geänderten Kabel- und Pipelinetrassen.

7.1.8 Verankerung der Plattform

In der UVP wurden Varianten für die Verankerung der Behandlungsplattform untersucht (siehe Abschnitt 3.3.4 von Teil 1 der UVP). Für die Verankerung der Behandlungsplattform stehen zwei technisch bewährte Techniken zur Verfügung:

- 1 Verankerung mit Hilfe von Pfählen;
- 2 Verankerung mit Hilfe von Saugankern.

Bei den Saugankern handelt es sich um eine Art umgedrehte Eimer mit einem Durchmesser von fünf bis zehn Metern, die an der Unterseite jedes Jacketbeins angeschweißt sind. Diese Anker werden nach dem Einsetzen in den Meeresboden unter Vakuum gezogen. Dadurch werden sie mehrere Meter tief in den Meeresboden gesaugt. Anschließend werden die Beine genauso fest verankert wie bei der Verwendung von Pfählen. Im Gegensatz zu Rammarbeiten verursachen Sauganker kaum Unterwasserlärm.

Sauganker können in Meeresböden mit einer homogenen Bodenstruktur, die hauptsächlich aus Sand besteht, bis zu einer Tiefe von etwa 15 Metern eingesetzt werden. Sie eignen sich nicht für Meeresböden, die einen erheblichen Anteil an groben Sedimenten (Kies, Geröll) und/oder harten Tonschichten enthalten. ONE-Dyas ließ eine geophysikalische und geotechnische Bodenuntersuchung in einem Gebiet um den geplanten Standort der Plattform durchführen. Diese Untersuchungen zeigen, dass die oberen fünfzehn Meter des Meeresbodens aus einer Ansammlung von Lehm-, Sand- und Kiesschichten bestehen und auch große Felsbrocken enthalten. Die Verwendung von Saugankern in dieser Art von Boden ist technisch nicht machbar, da ein solcher Untergrund zu einer Beschädigung oder einem Verklemmen der Sauganker während des Einbaus führen kann. In diesem Fall muss der Sauganker demontiert und ein neuer Versuch an einer anderen Stelle unternommen werden. Da diese Risiken nicht beherrschbar sind, wurde die Variante mit Saugankern in der UVP nicht weiter untersucht.

Die Bodenstruktur am neuen, südlicheren Standort ist hier ähnlich wie am ursprünglich geplanten Standort, nämlich eine Anhäufung von Lehm-, Sand- und Kiesschichten. Obwohl am neuen Standort keine großen Steine an der Oberfläche zu finden sind, ist es wahrscheinlich, dass sie sich im Untergrund befinden. Für den südlicheren Standort gelten daher die gleichen Risiken wie für den ursprünglichen Standort, und Sauganker sind keine Option für die Verankerung der Behandlungsplattform.

7.1.9 Fazit neuer Standort

Der Vergleich zeigt eine klare Präferenz für den neuen, südlicheren Standort. Am neuen Standort gibt es viel weniger Steine und die Gefahr, dass wichtige Naturwerte gestört werden, ist viel geringer. Außerdem liegt der neue Standort in größerer Entfernung zum Austernsanierungsprojekt. Aufgrund dieser klaren Präferenz beschloss ONE-Dyas, die Bohr- und Förderplattform an den neuen, südlicheren Standort zu verlegen.

Die Umweltauswirkungen des neuen, südlicheren Standorts werden in Kapitel 8 dieser ergänzenden UVP von N05-A in Kombination mit der Bewertung der anderen Teile der geänderten VKA behandelt.

7.2 Beseitigung von Bohrklein und Schlamm

Das Bohren von Offshore-Gasbohrlöchern wird in Kapitel 2.3 der Umweltverträglichkeitsprüfung beschrieben. Dieser Bohrprozess wird hier kurz zusammengefasst, um den Rahmen für die Entsorgung von Bohrklein und Schlamm zu skizzieren.

Die Bohrungen werden mit einer mobilen Bohranlage, einer Bohrplattform, durchgeführt. Mit diesen Anlagen werden die Brunnen gebohrt. Die Gasbohrungen werden mit einem Bohrer niedergebracht, mit

dem das Gestein im Untergrund zu Schotter aufgebohrt wird. Der Meißel ist an der Unterseite einer Reihe von Dreh- und Bohrrohren befestigt. Mit dem Fortschreiten der Bohrung werden neue Segmente in die Reihe der Bohrgestänge eingefügt.

Während des Bohrens zirkuliert die Bohrspülung kontinuierlich durch das Bohrloch. Mit Hilfe dieser Flüssigkeit wird das ausgebohrte Gestein aus dem Bohrloch (das Bohrklein) an die Oberfläche transportiert. Gleichzeitig schmiert und kühlt der Spülvorgang die Bohrkronen und stabilisiert das Bohrloch. ONE-Dyas verwendet, wann immer möglich, Bohrspülungen auf Wasserbasis (Water Based Mud³⁹ (WBM)). Für die unteren Grubenabschnitte muss jedoch ölbasierter Schlamm (Oil Based Mud⁴⁰ (OBM)) verwendet werden.

Bei Bohrungen mit ölbasierten Bohrspülungen dürfen das Bohrklein und die überflüssige Flüssigkeit niemals ins Meer geleitet werden, da sie zu viel Öl enthalten. Diese Abfallströme werden immer per Schiff an Land transportiert und dort verarbeitet.

Für Bohrklein und Schlämme auf Wasserbasis gibt es zwei Möglichkeiten: Einleitung ins Meer oder Entsorgung. Die folgenden Varianten wurden in der UVP untersucht:

- Bei der Variante **'Einleitung von Bohrklein und Schlamm'** werden freigesetztes Bohrklein und Schlamm vor Ort ins Meer eingeleitet. Dies ist die gängige Praxis auf dem niederländischen Festlandssockel. Das ausgetragene Bohrklein bildet eine Abflussfahne, die sich unter dem Einfluss der Meeresströmung und des Windes im Wasser ausbreitet, und die grobe Fraktion des Bohrkleins bildet eine dünne Sedimentschicht auf dem Meeresboden um die Abflussstelle.
- Bei der Variante **'Abtransport von Bohrklein und Schlamm'** werden freigesetztes Bohrklein und Schlamm per Schiff abtransportiert. Dadurch wird der Austritt von Bohrspülung und Bohrklein auf Wasserbasis vollständig verhindert. Auf der anderen Seite nehmen die Auswirkungen auf andere Umweltaspekte zu. Dadurch entsteht ein großer Abfallstrom, der z. B. an Land verarbeitet werden muss, und der Transport dieses Abfallstroms verursacht Emissionen durch Transportschiffe und Lkw.

Die Ergebnisse der Umweltverträglichkeitsprüfung zeigten eine leichte Präferenz für die Einleitung des Bohrkleins und des Schlamms auf Wasserbasis und nicht für die Beseitigung derselben. Bei der Entsorgung von Bohrklein und Schlamm entsteht ein großer Abfallstrom, der entsorgt werden muss. Auch die Entsorgung der Abfälle verbraucht Energie. Die Entsorgung des Bohrkleins und des Bohrschlammes hingegen führt zu negativen Auswirkungen auf die Natur in der Umgebung der Bohrplattform, doch die Forschung hat gezeigt, dass diese Auswirkungen begrenzt sind. In Anbetracht der relativ geringen Auswirkungen der Einleitung auf Natur und Umwelt im Vergleich zu den Folgen der Entsorgung hatte sich ONE-Dyas dafür entschieden, das Bohrklein und den Bohrschlamm zu entsorgen.

In Anbetracht der natürlichen Werte der Borkum-Felsen und der Nähe des Austernsanierungsprojekts hat ONE-Dyas beschlossen, seine Entscheidung für den Transport und die Verarbeitung von Bohrklein (auf Öl- und Wasserbasis) an Land zu revidieren. Das Bohrklein und der Bohrschlamm werden dann mit Versorgungsschiffen zu einem Hafen und von dort mit Lastwagen zu einer Aufbereitungsanlage oder einer geeigneten Deponie transportiert. ONE-Dyas prüft noch die Möglichkeit, das Bohrklein und Schlamm auf Wasserbasis an anderer Stelle im Meer an einem Ort mit weniger bodenbezogenen Naturwerten abzuleiten.

Überblick über die Umweltauswirkungen des Abtransports von Bohrklein und Schlamm auf Wasserbasis

Der Abtransport des wasserbasierten Bohrkleins und des Schlamms beinhaltet folgende Umweltaspekte im Querschnitt:

- Durch den Abtransport des Bohrkleins und der Schlämme werden die Bildung einer Trübungsfahne in der Wassersäule und die Bildung einer Sedimentschicht um die Bohrplattform herum gänzlich vermieden.

³⁹ Wasserbasierter Schlamm (WBM) ist eine Mischung aus Wasser und Ton (Bentonit). Diesem Gemisch werden Zusatzstoffe wie Stärke, Schwerspat, Kalk, Salz und Schmiermittel beigelegt.

⁴⁰ Ölbasierte Schlämme (OBM) können neben den gleichen Bestandteilen wie WBM bis zu 75 % Mineralöl enthalten.

- Bei dem Abtransport von Bohrklein und Schlamm entsteht ein großer Abfallstrom, der an Land verarbeitet werden muss. Tabelle 7-2 zeigt die freigesetzten Ströme und ihre Größenordnung (siehe Abschnitt 5.4.2 von Teil 2 der UVP. In der Variante **'Einleitung von Bohrklein und Schlamm'** führen diese zu Emissionen in Gewässer und in der Variante **'Abtransport von Bohrklein und Schlamm'** zur Entstehung von Abfall.

Tabelle 7-2: Schätzung der Mengen an freigesetzten Stoffen, die je nach Variante abgeleitet oder als Abfall entsorgt werden.

Aktuell	Pro Bohrloch (Tonnen)	Insgesamt (Tonnen) ¹⁾
Bohrklein WBM	1 700	20 400
Zementierungsflüssigkeiten und Zementreste	140	1 680
Redundante Bohrspülung bei Wechsel des Spülungstyps aufgrund von Serienbohrungen	2 300	27 600
Insgesamt	4 140	49 680

1) Basierend auf der Bohrung von insgesamt 12 Bohrungen.

- Für den Abtransport des Bohrkleins und des Schlammes sind 7 zusätzliche Bootstransporte erforderlich (59 statt 52 Transporte pro Bohrung, siehe Abschnitt 7.4.6 in Teil 2 des Umweltgutachtens). Die Transporte führen zu zusätzlichem Energieverbrauch, zusätzlichen Emissionen in die Luft und Beeinträchtigungen.
- Es kann auch notwendig sein, eine zusätzliche Plattform neben der Bohrplattform zu installieren. Auf dieser zusätzlichen Plattform werden die Container mit Bohrspülung und Schlamm gelagert, bis sie per Versorgungsschiff an Land transportiert werden. Der zusätzliche Lagerraum soll vor allem dazu dienen, die Bohrungen bei schlechtem Wetter fortsetzen zu können. Wenn der Wind zu stark ist, können Versorgungsschiffe nicht mehr sicher an der Bohrinsel anlegen.

7.3 Vertikale seismische Profilierung wird nicht mehr durchgeführt

Während des Testzeitraums plante ONE-Dyas, eine Reihe von Bohrungen mit Hilfe des Vertical Seismic Profiling (VSP) im Detail zu untersuchen. Ziel dieser VSP-Untersuchung ist es, ein genaues Bild der Erdschichten zu erhalten, die von diesen Bohrungen durchdrungen werden, und dieses mit dem Bild zu vergleichen, das aus früheren seismischen Untersuchungen gewonnen wurde. Bei der VSP-Messung werden Mikrofone in das Bohrloch gehängt. Gleichzeitig schleppt ein Forschungsschiff eine Airgun (eine Schallquelle) durch das Wasser über den Tieren im Bohrloch. Das Luftgewehr gibt alle zwei bis drei Minuten ein Signal ab. Dieser Schall wird dann von den Mikrofonen im Bohrloch aufgenommen. Auf diese Weise werden die umgebenden Erdschichten und ihre genauen Tiefen genau kartiert. Die gewonnenen Informationen sind für die Geologen wertvoll, um ein besseres Verständnis der Geologie zu erlangen. Dadurch kann die weitere Entwicklung der Felder effizienter und effektiver gestaltet werden.

Der Unterwasserlärm der Airguns kann für Meeressäuger wie den Schweinswal und andere im Wasser lebende Organismen schädlich sein. Um Verletzungen von Meeressäugern und Fischen zu vermeiden, werden beim Starten der Luftgewehre Maßnahmen wie Softstart und ADD⁴¹ getroffen. Obwohl Verletzungen vermieden werden, kann der Lärm die Nahrungssuche und die Kommunikation stören. Um jegliche Auswirkungen der VSP auf den Unterwasserlärm vollständig zu vermeiden, hat ONE-Dyas beschlossen, die VSP-Studie in diesem Fall nicht durchzuführen. Dies ist in diesem Fall möglich, da die relevanten Informationen aus der früheren VSP-Untersuchung der nahe gelegenen Explorationsbohrung, die das Gasfeld N05-A nachgewiesen hat, abgeleitet werden können. Es gibt keine anderen oder größeren Auswirkungen auf andere Umweltkompartimente, die mit der Aufgabe verbunden sind (keine Querschnittseffekte).

⁴¹ Beim Sanftanlauf werden die Aktivitäten mit einer niedrigen Quellenleistung begonnen und dann schrittweise erhöht, so dass die Meeressäuger genügend Zeit haben, das vom Unterwasserlärm betroffene Gebiet zu verlassen. Bei ADD (Pinger) wird eine Schallquelle eingesetzt, um Tiere aus dem Gebiet zu vertreiben.

7.4 Zusätzliche Behandlung des abzuleitenden Produktionswassers

Bei der Gasförderung steigt mit dem Erdgas aus dem Gasfeld auch das Produktionswasser auf. Auf der Plattform N05-A wird dieses Wasser vom Erdgas getrennt und über einen Öl-Wasser-Trenner ins Meer abgeleitet. Das abgeleitete Produktionswasser entspricht den Einleitungsbestimmungen der Bergbauverordnung. Da das abgeleitete Produktionswasser noch geringe Mengen an Kohlenwasserstoffen und Spuren von Schwermetallen enthielt, beschloss ONE-Dyas, das Wasser aus dem Öl-Wasser-Trenner vor der Einleitung zusätzlich in einem Aktivkohlefilter zu behandeln.

Was ist Produktionswasser?

Das Produktionswasser besteht aus einer Mischung aus kondensiertem Wasser und Formationswasser.

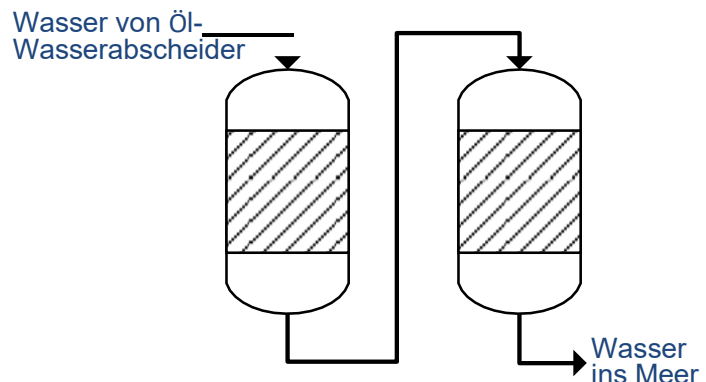
- Das kondensierte Wasser steigt mit dem Erdgas in Dampfform aus der Lagerstätte auf und kondensiert während des Transports an der Oberfläche. Das kondensierte Wasser enthält daher kaum Schwermetalle, wohl aber Kohlenwasserstoffe aus dem Erdgas. Alle Bohrungen zusammen werden voraussichtlich 30 bis 60 Kubikmeter Wasser pro Tag fördern.
- Formationswasser ist Wasser aus der Gaslagerstätte, das in flüssiger Form zusammen mit dem Erdgas an die Oberfläche gebracht wird. Das Lagerstättenwasser enthält von Natur aus Stoffe, die aus der Lagerstätte in das Wasser gelöst wurden, darunter Salz und Spuren von Schwermetallen. Formationswasser wird hauptsächlich gegen Ende der Lebensdauer eines Feldes produziert, und die Produktion von Formationswasser hängt auch von den Eigenschaften eines Gasfeldes ab. Wenn bei einer Bohrung viel Formationswasser anfällt, werden Maßnahmen ergriffen, um die Bohrung so zu verändern, dass weniger Wasser mit dem Erdgas gefördert wird. Für die Felder im N05-Gebiet wird davon ausgegangen, dass die meisten Bohrungen kein Formationswasser produzieren werden, aber als Worst-Case-Szenario wurden 150 m³ pro Tag als Ausgangspunkt für die Auslegung der Produktionsanlagen angenommen.

Tabelle 7-3 enthält eine Schätzung der Durchflussmenge und der Konzentrationen der mitgerissenen Stoffe im abgeleiteten Produktionswasser.

Die Tiefeninjektion ist letztlich der Einleitung vorzuziehen, ist aber nur möglich, wenn ein leeres Feld zur Verfügung steht. Gegen den herrschenden Überdruck kann kein Wasser in das Reservoir gepumpt werden. Auf der Grundlage des verfügbaren Kernmaterials der Erkundungsbohrung N05-01 werden erste Untersuchungen zur Wiedereinleitung von Produktionswasser durchgeführt. Nach dem Abteufen und der Produktion der Erschließungsbohrungen im Feld N05-A können weitere Informationen für diese Studie gewonnen werden, und sie wird erweitert werden. Es ist rechtlich nicht möglich, Produktionswasser in leere Felder in der Nordsee einzuspeisen.

7.4.1 Nachbehandlung des Produktionswassers mit einem Aktivkohlefilter

Der Aktivkohlefilter besteht aus zwei Trommeln, die mit körnigen Aktivkohlepartikeln gefüllt sind (etwa 500 kg Aktivkohle pro Trommel). Das Kohlenstoffgranulat wird so behandelt, dass es eine poröse Mikrostruktur mit einer sehr großen inneren Oberfläche aufweist. Diese Struktur ist ideal für die Entfernung gelöster Stoffe aus Wasser, Luft und Gasen. Die Schadstoffe haften (adsorbieren) an der inneren Oberfläche des Granulats. Der Grad der Entfernung ist unter anderem



abhängig von der Art des Stoffes, der Verweilzeit und den Prozessbedingungen. Im Laufe der Zeit

Abbildung 7-5: Schematische Darstellung einer Aktivkohlefilteranlage

wird der Aktivkohlefilter mit Stoffen gesättigt. In diesem Fall wird die Aktivkohle aus dem Kohlefilter entfernt und durch frische Aktivkohle ersetzt. Es wird erwartet, dass dies jährlich geschieht. Um eine ununterbrochene Reinigung zu erreichen, werden zwei Aktivkohlefilter in Reihe geschaltet, so dass der erste Filter den größten Teil der Verunreinigungen aufnimmt und der zweite Filter die restlichen Verunreinigungen. Abbildung 7-5 enthält eine schematische Darstellung eines Aktivkohlefiltersystems. Wenn der erste Filter gesättigt ist, wird der zweite Filter automatisch mehr Verschmutzung aufnehmen und es ist Zeit, die Filter zu wechseln. Nach jedem Filter werden Messungen durchgeführt, um rechtzeitig darauf reagieren zu können. So ist sichergestellt, dass immer ein wirksamer Filter zur Verfügung steht.

Um die Wirksamkeit der Reinigung des Produktionswassers mit einem Aktivkohlefilter zu untersuchen, führte ONE-Dyas an zwei Standorten Tests mit Aktivkohlefiltern durch. Diese Tests haben gezeigt, dass einige Kohlenwasserstoffe und Metalle gut entfernt werden, andere weniger gut oder gar nicht. In der folgenden Tabelle 7-3 wird ein Überblick über die Wirkung der Aktivkohlefiltration gegeben:

- Die Spalte "Konzentration ohne Kohlefilter" zeigt die erwartete Wasserzusammensetzung, wie sie aus dem Öl-Wasser-Trenner kommt. Die Konzentrationen in dieser Spalte entsprechen den Konzentrationen und dem Biss in der ursprünglichen Umweltverträglichkeitsprüfung und sind dem CIW-4-Bericht⁴² entnommen.
- In der Spalte "Aktivkohlefilter-Reduktion" sind die bei den Tests gemessenen Reduktionsprozentsätze aufgeführt;
- Die Spalte "Konzentration mit Aktivkohlefilter" zeigt die erwartete Wasserzusammensetzung, wenn es aus dem Aktivkohlefilter kommt;
- Die Spalte "Fracht" enthält die erwartete jährliche Emissionsfracht. Die Durchflussrate basiert auf der von ONE-Dyas erwarteten maximalen Durchflussrate des Produktionswassers. Diese Durchflussmenge basiert auf den erwarteten Merkmalen der zu erbohrenden Gasfelder und Schürfstellen.

Tabelle 7-3: Zusammenfassung der jährlichen Emissionen von Stoffen im Produktionswasser während der Produktionsphase ins Meer

Stoffe		Konzentration ohne Kohlefilter (mg/l)	Aktivkohlefilter Reduzierung	Konzentration mit Aktivkohlefilter (mg/l)	Jährliche Belastung (kg) bei 60 m ³ Wasser /Tag
Kohlenwasserstoffe	Aliphatisch	<<30 ⁴³	98%	1	13
	Aromaten (ca. 80% Benzol)	130	15%	110	2 420
Metall	Metallisches Quecksilber	0,0011	89%	0,00012	0,002
	Cadmium	0,0025	-	0,0025	0,05
	Blei	0,03	66%	0,01	0,22
	Zink	2,0	-	2,0	45
	Nickel	0,03	16%	0,025	0,6
Methanol ⁴⁴	4/Jahr, 750 l/Betrieb/Anfang	-	-	-	28.500

⁴² Kommission für integriertes Wasserressourcenmanagement Arbeitsgruppe 4 (CIW4), Stand der Technik Offshore-Produktionswasser Öl- und Gasförderindustrie

⁴³ Höchstkonzentration auf der Grundlage der Einleitungsanforderung der Mbr für den monatlichen Durchschnittsgehalt an dispergiertem Öl. In der Praxis ist zu erwarten, dass eine deutlich niedrigere Konzentration erreicht werden kann.

⁴⁴ Das Produktionswasser kann auch Methanol enthalten, das beim Anfahren von "kalten" Gasbohrungen als Hydratinhibitor

eingesetzt wird. Jedes Mal, wenn das Bohrloch eine Zeit lang nicht produziert hat und auf Umgebungstemperatur abgekühlt ist, muss beim Anfahren Methanol in das Bohrloch eingespritzt werden, um ein Einfrieren des Bohrlochs zu verhindern. Es wurde konservativ davon ausgegangen, dass jeder Brunnen viermal pro Jahr mit Methanol in Betrieb genommen wird. Der größte Teil des in das Bohrloch injizierten Methanols wird mit dem Produktionswasser ins Meer abgeleitet, der Rest landet im Erdgas.

Überblick über die Umweltauswirkungen des Aktivkohlefilters

Die Anwendung eines Aktivkohlefilters umfasst die folgenden umweltrelevanten Querschnittsaspekte:

- 1 Verringerung der Konzentration und Belastung durch Kohlenwasserstoffe und Metalle. Die ökotoxikologische Untersuchung der Auswirkungen der Produktionswassereinleitung auf die Qualität des Meerwassers stützt sich auf die Konzentrationen nach dem Filter.
- 2 Wechsel der gesättigten Aktivkohle. Die Aktivkohle im Filter muss regelmäßig ausgetauscht werden, damit sie weiterhin einwandfrei funktioniert. Der Filter wird so konstruiert, dass dies im Prinzip im Rahmen der planmäßigen Wartung erfolgt. Die freigesetzte Aktivkohle ist Abfall, der vom Lieferanten regeneriert werden kann, ansonsten aber verbrannt werden muss.
- 3 Energieverbrauch: Das Pumpen des Wassers durch den Filter verbraucht Strom.
- 4 Wie alle Arbeiten im Freien birgt auch der Austausch von Aktivkohle ein gewisses Risiko. Beim Umgang mit gesättigter Aktivkohle müssen arbeitshygienische Aspekte berücksichtigt werden.

7.4.2 Nachbehandlung von Produktionswasser mit anderen Techniken

In diesem Abschnitt werden weitere mögliche Minderungsmaßnahmen für die Nachbehandlung von Produktionswasser erörtert. Damit wird der Aufforderung der UVP-Kommission auf Seite 5 ihrer Stellungnahme entsprochen, aufzuzeigen, welche Abhilfemaßnahmen möglich sind, wie z. B. die Filterung und/oder Wiedereinleitung des Abwassers. In diesem Abschnitt wird darauf eingegangen, zusätzlich zu dem, was bereits im UVP beschrieben wurde, siehe insbesondere Abschnitt 5.4.3 in Teil 2 der UVE.

In den letzten Jahren wurden mehrere Studien über die zusätzliche Behandlung von Produktionswasser, das von Offshore-Plattformen abgeleitet wird, durchgeführt, darunter der CIW-4-Bericht⁴⁵. Darüber hinaus hat die Europäische Kommission vor kurzem das europäische BVT-Leitliniendokument⁴⁶ mit einem Leitfaden für die besten verfügbaren Techniken (BVT) in der Onshore- und Offshore-Öl- und Gasförderung veröffentlicht. Im BVT-Leitfaden wird eine Reihe von BVT-Maßnahmen für die Ableitung von Produktionswasser genannt, mit denen die Einleitung von Schadstoffen in das Produktionswasser verringert oder ganz vermieden werden kann.

Insgesamt stehen für die Nachbehandlung von Produktionswasser die folgenden Kategorien von Techniken zur Verfügung, um Kohlenwasserstoffe und/oder Schwermetalle aus dem Wasser zu entfernen. Für eine detailliertere Beschreibung dieser Techniken wird auf die oben genannte Literatur verwiesen, in der die geplanten Aktivitäten beschrieben werden.

- Maßnahmen zur Vermeidung oder Begrenzung der Freisetzung großer Mengen von Produktionswasser. Dazu gehört auch die mechanische Absperrung von Brunnen, die viel Wasser fördern werden. Bei der mechanischen Wasserabsperrung werden die Bohrlöcher in der Wassergewinnungszone verschlossen. Aufgrund der zu erwartenden Eigenschaften der Felder im N05-Gebiet ist nicht damit zu rechnen, dass die Bohrungen viel Formationswasser fördern. Sollte dies der Fall sein, wird ONE-Dyas untersuchen, mit welchen Maßnahmen die Menge des geförderten Formationswassers reduziert werden kann.
- Techniken zur Verringerung von dispergiertem Öl im eingeleiteten Wasser. Dazu gehören Schwerkraftabscheider, Abschäumer, Hydrozyklone und Zentrifugen. Bei der Konstruktion der Plattform N05-A wird bereits ein Skimmer eingesetzt, der sicherstellen soll, dass der Ölgehalt im Wasser deutlich unter dem gesetzlich vorgeschriebenen Wert von 30 mg pro Liter liegt. Ein Hydrozyklon oder eine Zentrifuge sind kaum wirksam, da sie ähnliche Abscheideergebnisse erzielen wie ein Skimmer.

⁴⁵ Stand der Technik Offshore-Produktionswasser Öl- und Gasförderungsindustrie, Ausschuss für Integriertes Wassermanagement, CIW 4, 2002, <https://www.helpdeskwater.nl/publish/pages/130573/ciw42002-02offshore.pdf>

⁴⁶ Best Available Techniques Guidance Document on upstream hydrocarbon exploration and production der Europäischen Kommission. https://ec.europa.eu/environment/integration/energy/pdf/hydrocarbons_guidance_doc.pdf

- Techniken zur Reduzierung des Gehalts an gelösten Kohlenwasserstoffen wie Benzol und anderen Aromaten im Produktionswasser zusätzlich zum dispergierten Öl. Dazu gehören die Membranfiltration, die Makroporöse Polymerextraktion (MPPE), Absorptionsfilter oder Dampfstrippen. Diese Techniken sind wirksam, um die Ableitung sowohl von dispergiertem Öl als auch von gelösten Kohlenwasserstoffen wie Aromaten zu verringern, wobei der Kohlenwasserstoffgehalt um 90 % oder mehr reduziert werden kann⁴⁷, aber sie erfordern Aufmerksamkeit und können zur Entstehung von gefährlichem Abfall führen. Für die Anwendung von Techniken auf unbemannten Plattformen ist es eine Voraussetzung, dass die Technik robust ist und so wenig wie möglich Eingriffe des Bedienpersonals erfordert. Unter Berücksichtigung dieser Anforderungen hat sich ONE-DYAS für den Einsatz eines Aktivkohle-Adsorptionsfilters entschieden. ONE-Dyas hat bereits auf einer anderen Offshore-Plattform Erfahrungen mit einem solchen Filter gesammelt. Ein Vorteil der Aktivkohlefiltration ist, dass sie auch bestimmte Metalle aus dem Produktionswasser entfernt. Es wird erwartet, dass mit den anderen Techniken dieser Kategorie ähnliche Reduzierungen erreicht werden.
- Reinjektion von Produktionswasser in ein Reservoir. Bei der Reinjektion von Produktionswasser von Gasplattformen wird ein Teil oder das gesamte freigesetzte Produktionswasser in das Ursprungsreservoir reinjiziert, wodurch verhindert wird, dass alle im Produktionswasser enthaltenen Stoffe ins Meer gelangen. Die Reinjektion kommt nur in Frage, wenn ein erschöpfter Brunnen als Injektionsbrunnen verfügbar wird. Darüber hinaus muss das Reservoir für die sichere und dauerhafte Speicherung des eingeleiteten Wassers geeignet sein. In den Niederlanden ist die Wiederverwendung von Produktionswasser an Richtlinien gebunden und bedarf einer Genehmigung. Sobald im Zuge der Gasförderung bei N05-A ein erschöpftes und geeignetes Reservoir zur Verfügung steht, wird ONE-Dyas untersuchen, ob hier Produktionswasser wieder eingeleitet werden kann.
- Die Ableitung des Produktionswassers zur Aufbereitung an Land ist nur für geringe Mengen an produziertem Wasser eine praktikable Option, zumal geplant ist, die Plattform N05-A so weit wie möglich unbemannt zu betreiben. Dies wird auch in den EU-Leitlinien⁴⁶ angegeben.

7.5 Übersicht neue VKA

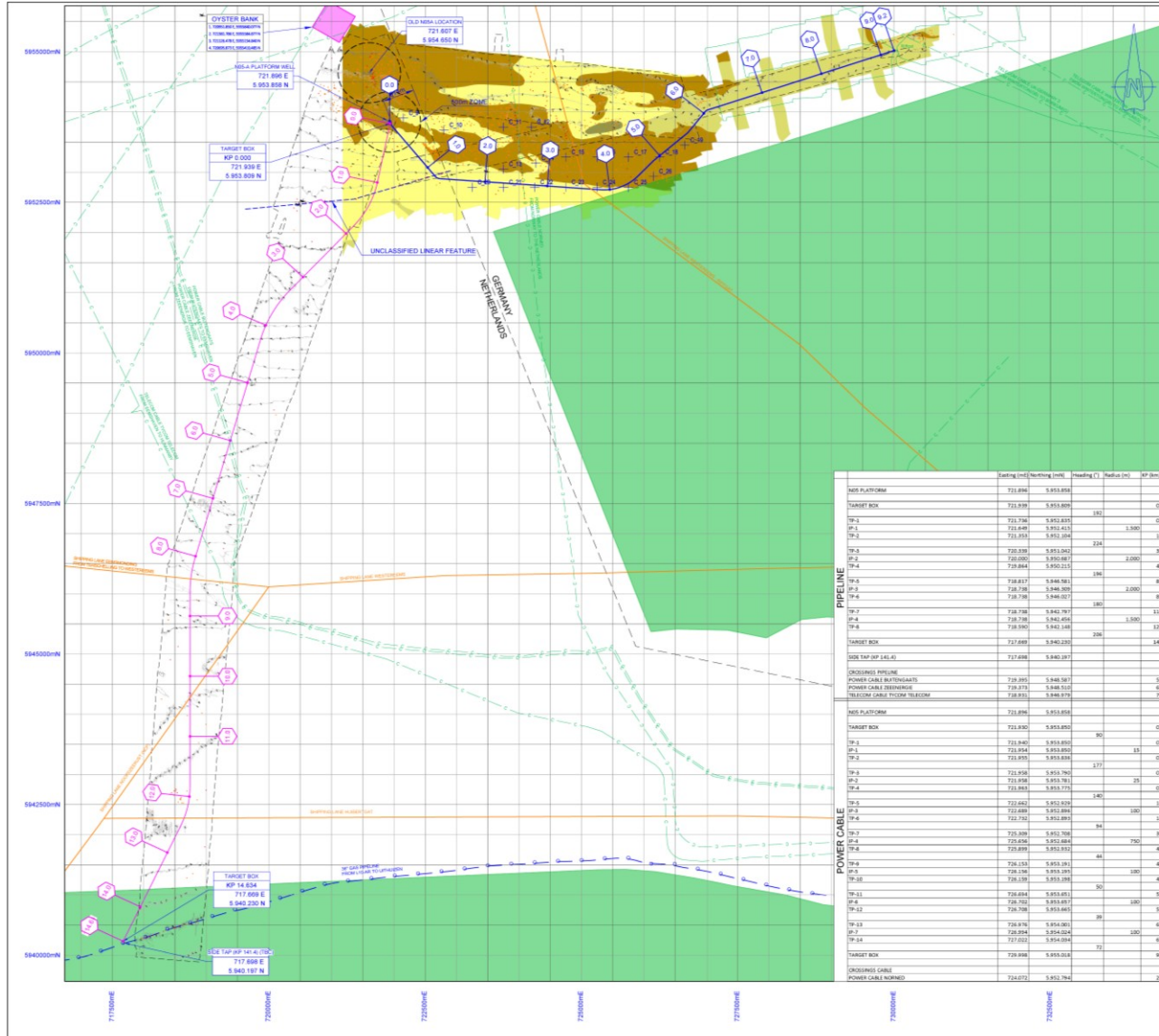
Die neue bevorzugte Alternative für das Projekt N05-A ist in Tabelle 7-4 dargestellt. Die Teile, die sich gegenüber der ursprünglichen UVP geändert haben, sind fett gedruckt.

Tabelle 7-4: Gliederung der VKA für das Projekt N05-A

Projektphase	Komponenten und Aktivitäten
Bauphase	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Installation einer neuen kombinierten Gasförder- und -umschlagsplattform an einem neuen, südlicheren Standort. ▪ Die Plattform wird elektrifiziert, wobei der erforderliche Strom vom deutschen Windpark Riffgat geliefert wird. ▪ Beim Rammen der Verankerungspfähle wird ein Blasenschirm oder eine andere Maßnahme eingesetzt, um die niederländischen und deutschen Anforderungen an den Unterwasserlärm zu erfüllen. Die VSP-Studie wird nicht durchgeführt. ▪ Verlegung und Anschluss einer Gasleitung an die bestehende NGT-Haupttransportleitung. Die Rohrleitung wird durch mechanischen Grabenaushub oder Verpressen eingegraben. ▪ Verlegung und Aushebung eines Stromkabels zum deutschen Windpark Riffgat

⁴⁷ Commission 2013, Background Document concerning Techniques for the Management of produced water from Offshore Installations. Veröffentlichung Nummer 602.

Projektphase	Komponenten und Aktivitäten
Phase der Bohrung	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Bohren und Testen von 12 Gasbohrungen und 12 Nebenbohrungen. Die Bohrungen dienen dazu, das Gasfeld N05-A in Produktion zu bringen und zu untersuchen, ob die umliegenden Vorkommen gasführend sind. Enthalten die Projekte förderbare Mengen an Erdgas, werden sie auch in die Produktion aufgenommen. ▪ Die Bohrungen und Nebenbohrungen werden mit Ausnahme der Vorbohrungen mit einer elektrifizierten Bohranlage abgeteuft. Der benötigte Strom wird aus dem deutschen Windpark Riffgat geliefert. ▪ Während des Vortriebs der Leitungen werden die Anforderungen an den Unterwasserlärm erfüllt, wenn nötig durch die Anwendung von Minderungsmaßnahmen. ▪ Bohrklein und ölhaltiger Bohrschlamm werden per Schiff an Land transportiert. Bohrklein und Bohrschlamm auf Wasserbasis werden per Schiff transportiert. ▪ Die Bohrungen werden in Serien- oder Batchbohrungen durchgeführt.
Produktionsphase	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Gewinnung und Aufbereitung von Erdgas aus dem Gasfeld N05-A und aus den gasführenden Prospektionsgebieten. ▪ Umleitung des geförderten Erdgases per Pipeline in die bestehende NGT-Pipeline.
Transporte	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Versorgung der Plattform N05-A mit Versorgungsschiffen aus Eemshaven (bevorzugt) oder Den Helder (optional). ▪ Besuch der Plattform N05-A per Hubschrauber von Eemshaven (bevorzugt) oder Den Helder (optional).
Beendigung und Demontage	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Verschließen der Bohrlöcher und Abteufen bis unter den Meeresboden. ▪ Reinigung und Entfernung der Plattform. ▪ Entfernen der Gasleitung und des Stromkabels oder sie an Ort und Stelle liegen lassen, je nach den zu diesem Zeitpunkt geltenden Rechtsvorschriften.



REFERENCES

N05A-7-50-0-72050-01-06 Pipeline alignment sheet - Alternative platform location - Buried option - sheet 01-06
 N05A-7-50-0-72051-01 Alternative platform location - Approach drawing @ N05A
 N05A-7-50-0-75052-01 Alternative platform location - Approach drawing @ NGT

LEGEND

GENERAL

- KILOMETER MARKER
- PIPELINE: N05A - NGT
- CABLE: N05A - RIFFGAT
- BOUNDARY OF SURVEY AREA
- EXISTING PIPELINE
- EXISTING CABLE
- SHIPPING LANE RIJKSWATERSTAAT
- ROCKDUMP
- NATURA2000
- DYSTERBANK
- Infiltrational fine sand (A5.23)
- Infiltrational coarse sediment (A5.13)
- Infiltrational coarse sediment (A5.13) with scattered areas of infiltrational mixed sediment (A5.43)
- Infiltrational mixed sediment (A5.43)

BATHYMETRY AND SEABED FEATURES

- 0.5 CONTOUR LINE AT 1m INTERVAL
- Label SONAR CONTACT
- Label DEPRESSION
- Label MOUND
- AS-FOUND WELLHEAD
- CR03 CORE PENETRATION TEST
- VS03 VIBRE CORE
- EX01 MAGNETIC ANOMALY
- WRECK

GEODETIK PARAMETERS

PROJECTED CRS: EDSS/UTM zone 31N (EPSG: 23031)
 Horizontal Datum Name: European Datum 1956 North Sea - UKCS
 Projection Name: Universal Transverse Mercator

Ellipsoid: International 1904 (Hayford 1906)
 Semi major axis: a = 6.378.136.000
 Semi minor axis: b = 6.356.811.145
 Inverse flattening: 1/f = 297.002
 Earthwrtly axiswrt: e = 0.006 722 870 Scale factor on C.M. = 0.999 6

WGS84 to EDSS TRANSFORMATION: UTM03N (EPSG: 3131)

KEYPLAN

Rev	Date	Description	Swrv	Eng	Check	Appr	Client
07	21-12-2021	NATURA 2000 ADDED	Swrv				DK
06	18-12-2021	RP NUMBERS ADDED + COORDINATES	Swrv				DK
05	14-12-2021	PIPELINE AND CABLE REROUTED	Swrv				DK
04	22-09-2021	CPT AND VC ADDED FLT RELOC.	Swrv				DK
03	18-09-2021	PLATFORM LOCATION D.ADDED	Swrv				DK

enersea Client: **ONEDyas B.V.**
 Project: **N05A - TO NGT PIPELINE**
 Document: **Pipeline Route - Overall Field Layout Alternative platform location**

Scale: 1:30000
 Size: A1

Project number: 19018 Document Number: N05A-7-51-0-72510-02

Abbildung 7-6: Übersichtskarte mit dem neuen Standort der Plattform und den geänderten Kabel- und Pipelinetrassen

8 Folgenabschätzung neue VKA

Die veränderte VKA hat Auswirkungen auf verschiedene Umweltthemen. Dies kann sowohl ein positiver als auch ein negativer Effekt sein. Nachfolgend wird für jedes in der ursprünglichen UVP untersuchte Umweltthema erläutert, ob die geänderte VKA Auswirkungen auf dieses Thema hat, und wenn ja, welche und wie groß diese Auswirkungen sind. Anschließend wird in Abschnitt 8.2 ein Vergleich zwischen der ursprünglichen und der modifizierten VKA vorgenommen, und in Abschnitt 8.3 werden schließlich beide VKA bewertet.

8.1 Relevante Umweltthemen

8.1.1 Unterwasserlärm

Die Aktivitäten im Rahmen des Plans führen zu Unterwasserlärm (siehe Kapitel 3 von Teil 2 der UVP). Dies ist vor allem auf das Rammen der Verankerungspfähle der Plattform, das Rammen der Leitungen und die Ausführung der VSP zurückzuführen.

Die Auslöschung der VSP verbessert die Leistung der VKA im Vergleich zur ursprünglichen VKA, da sie eine der Quellen für Unterwassergeräusche beseitigt. Die Gesamtzahl der Tage, an denen Schweinswale gestört werden, wird somit um 15 bis 20 % zurückgehen.

Der neue, südlichere Standort der Plattform wird nicht zu wesentlich anderen Lärmkonturen unter der Oberfläche führen, da die Bedingungen am ursprünglichen und am neuen Standort in Bezug auf Wassertiefe und Meeresboden ähnlich sind. Da der neue Standort weiter südlich liegt, fallen die Konturen über andere Gebiete im niederländischen und deutschen Teil der Nordsee. Um die Folgen zu ermitteln, berechnete TNO den Unterwasserlärm für die beiden verbleibenden Unterwasserlärmquellen, d. h. den Lärm, der beim Rammen der Gründungspfähle und der Leitungen entsteht, neu. Der TNO-Bericht ist in Anhang 5 dieser Ergänzung enthalten.

Die Berechnungen von TNO zeigen, dass die Auswirkungen des Unterwasserlärms am ursprünglichen und am neuen Standort ähnlich sind.

Niederlande:

- Der Unterwasserlärm, der beim Rammen der Ankerpfähle entsteht, überschreitet die ab 2023 geltende niederländische Lärmnorm (168 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$) mit 3 dB. Die Lärmbelastung kann durch auf dem Markt erhältliche Maßnahmen, wie z. B. ein Blasengitter, auf ein Niveau unterhalb der Lärmschutznorm reduziert werden. Während des Vortriebs der Seile bleibt der Unterwasserlärm unter der Lärmschutznorm.
- Die berechnete Gesamtzahl der Tage, an denen die Schweinswale durch das Rammen der Flachdachpfähle und Leitungsrohre gestört werden, beläuft sich auf 1446, wobei der ungünstigste Fall angenommen wird, dass alle Störungen im Frühjahr auftreten, wenn die Schweinswalsdichte in dem Gebiet am höchsten ist. Nach der Kader Ecologie en Cumulatie (KEC)-Annäherungsformel für niederländische Offshore-Windparks könnte das N05-A-Projekt zu einem zusätzlichen Rückgang der Schweinswalpopulation um 1,8 Individuen bei einer geschätzten Gesamtpopulation von 51 Tausend Schweinswalen im niederländischen Teil der Nordsee führen. Dieser Beitrag ist so gering, dass die Gesamtstörung aus allen Quellen in der Nordsee weit unter dem von der Zentralregierung festgelegten Grenzwert liegt, wonach die Population mit 95 %-iger Sicherheit nicht weiter als auf 95 % der gesamten niederländischen Schweinswalpopulation (schätzungsweise 51 000 Tiere) abnimmt.

Deutschland:

- Der Unterwasserlärm, der beim Rammen der Ankerpfähle entsteht, überschreitet die deutsche Lärmnorm (160 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$) um 8 dB, berechnet ab der deutsch-niederländischen Grenzlinie (1250 Meter). Während der Fahrt der Leiter beträgt die Überschreitung 1 dB. Diese Überschreitungen können mit Hilfe der auf dem Markt erhältlichen Lärmschutzmaßnahmen auf ein Niveau unterhalb der Lärmschutznorm reduziert werden.

- In Deutschland ist die Störung von Schweinswalen in Natura-2000-Gebieten ebenfalls verboten. Für die Natura-2000-Gebiete in der Nähe des Plangebiets dürfen nicht mehr als 10 % der Bevölkerung in dem betreffenden Gebiet gestört werden. Ohne Minderungsmaßnahmen wird dieser Standard im Natura 2000-Gebiet Borkum Riffgrund durch die Rammung der Jacquard-Pfähle überschritten werden. Die Maßnahmen, die bereits zur Einhaltung der niederländischen und deutschen Normen erforderlich sind, werden auch die Überschreitung der 10 %-Grenze in Borkum Riffgrund abmildern. In anderen deutschen Natura-2000-Gebieten wird die 10%-Beschränkung nicht überschritten.

Abschwächende Maßnahmen

Die berechneten Überschreitungen der niederländischen und deutschen Lärmnormen können durch auf dem Markt erhältliche Maßnahmen gemildert werden. In Abschnitt 3.5 von Teil 2 des Umweltgutachtens werden die möglichen Maßnahmen erörtert. ONE-Dyas ergreift wirksame Maßnahmen zur Einhaltung der Lärmvorschriften.

Vergleich von ursprünglichem und modifiziertem VKA

Die Größe des durch Unterwasserlärm gestörten Gebiets ist bei der geänderten VKA um 15 bis 20 % kleiner als bei der ursprünglichen VKA, da die VSP-Studie gestrichen wurde. Die Auswirkungen der Rammung der Ankerpfähle und der Leitungen sind ähnlich. ONE-Dyas wird während der Rammung der Ankerpfähle und der Leitungen Maßnahmen zur Lärminderung ergreifen, um die Lärmstandards einzuhalten.

Die Folgenabschätzung für den erzeugten Unterwasserlärm wird unter dem Thema Natur in Abschnitt 8.1.7 durchgeführt. Der Grund dafür ist, dass der Unterwasserlärm an sich keine Auswirkungen auf die Umwelt hat, aber die Lärmemissionen können sich direkt oder indirekt auf die Natur auswirken.

8.1.2 Überwasserlärm

Die Aktivitäten im Rahmen des Plans führen zu Überwasserlärm (siehe Kapitel 4 von Teil 2 der UVP). Da die Aktivitäten in der ursprünglichen und der geänderten VKA gleich sind, ist auch der Überwasserlärm der ursprünglichen und der geänderten VKA derselbe. Die Lärmkonturen in der Umgebung der Plattform bleiben daher unverändert. Da ein neuer, südlicher gelegener Standort für die Plattform gewählt wurde, liegen die Konturen an einer etwas anderen Stelle. Die Entfernung zur Küste (19 km) ist immer noch groß im Vergleich zur maximalen Wirkungsentfernung (weniger als 2 km), so dass der Lärm am Standort der Plattform keine Auswirkungen auf das Land hat.

Der neue, südlichere Standort könnte im Prinzip für die Auswirkungen auf die Trauerente relevant sein, da er näher am Nahrungsgebiet der Trauerente liegt. Dies wurde in Kapitel 4 dieser Ergänzung untersucht. Dabei hat sich gezeigt, dass es am neuen, südlicheren Standort - wie auch am ursprünglichen Standort - keine signifikanten negativen Auswirkungen auf die Trauerente geben wird.

Vergleich von ursprünglichem und modifiziertem VKA

Die Größe des vom Überwasserlärm gestörten Bereichs ist bei der ursprünglichen und der modifizierten VKA ähnlich. Die Bewertung der Auswirkungen des erzeugten Überwasserlärms wird unter dem Thema Natur in Abschnitt 8.1.7 durchgeführt. Der Grund dafür ist, dass der Lärm über Wasser an sich keine Auswirkungen auf die Umwelt hat, aber die Lärmemissionen können sich direkt oder indirekt auf die Natur auswirken.

8.1.3 Emissionen in das Wasser

Während des Projekts, insbesondere während der Bohr- und Produktionsphase, kommt es zu Emissionen in das Wasser. In der ursprünglichen UVP wurden die folgenden Quellen in groben Zügen berücksichtigt (siehe Kapitel 5 von Teil 2 der UVE):

- Emissionen in das Wasser werden in der Bohrphase hauptsächlich durch die Ableitung von Bohrklein und Bohrspülung auf Wasserbasis verursacht. Außerdem werden Sanitärabwässer aus den Personalunterkünften sowie Regen- und Waschwasser von den Decks der Bohrplattform nach der Behandlung abgeleitet.
- Emissionen in das Wasser in der Produktionsphase werden durch die Ableitung von

Produktionswasser verursacht, das bei der Gasaufbereitung freigesetzt wird. Außerdem werden Regen- und Waschwasser von den Decks der Produktionsplattform und Sanitärwasser aus den Unterkünften abgeleitet.

Bei der modifizierten VKA hat ONE-Dyas zwei Maßnahmen ergriffen, um diese Emissionen zu reduzieren:

- 1 Entsorgung von Bohrklein und Schlamm anstelle der Einleitung vor Ort. Durch diese Maßnahme wird dieser Emissionsfluss während der Bohrphase vollständig vermieden.
- 2 Installation eines Aktivkohlefilters zur Verringerung des Ausstoßes von Kohlenwasserstoffen und Schwermetallen aus dem Produktionswasser. Diese Maßnahme reduziert die Emissionen eines Kohlenwasserstoffs und eines Schwermetalls in das Wasser während der Produktionsphase (siehe Abschnitt 7.4).

Grundsätzlich beeinflusst auch der Ort der Entladung deren Auswirkungen. Da der ursprüngliche und der neue Standort nahe beieinander liegen (850 Meter) und die ozeanografischen Bedingungen wie Wassertiefe und Strömung an beiden Standorten ähnlich sind, ist dieser Unterschied nicht besonders auffällig. Es ist jedoch zu beachten, dass der südliche Standort weiter vom Austernsanierungsprojekt entfernt ist, so dass die Kohlenwasserstoff- und Schwermetallkonzentrationen beim Austernsanierungsprojekt geringer sind, wenn sie vom neuen Standort aus eingeleitet werden.

Ökotoxikologische Bewertung der Ableitung von Produktionswasser

Zusätzlich zur Bewertung der Produkteinleitung in der UVP wurde eine Studie über die ökotoxikologischen Auswirkungen der Produktionswassereinleitung durchgeführt (siehe Kapitel 3 und Anhang 2). Diese ökotoxikologische Studie zeigt, dass die Konzentrationen in der unteren Wasserschicht so niedrig sind, dass sie weit unter der Norm (PNEC - Predicted No Effect Concentration) für Fische und Bodenorganismen bleiben. Signifikante Auswirkungen der Wassereinleitungen auf Arten können daher ausgeschlossen werden.

Vergleich von ursprünglichem und modifiziertem VKA

Die Wasserabflüsse der modifizierten VKA sind aufgrund des Wegfalls der Ableitung von Bohrklein und Spülwasser sowie der Installation des Aktivkohlefilters wesentlich geringer. Aufgrund der neuen, südlicheren Lage und des Aktivkohlefilters sind die Konzentrationen im Gebiet des Austernsanierungsprojekts ebenfalls niedriger als in der ursprünglichen VKA.

Die Bewertung der Auswirkungen von Emissionen auf das Wasser erfolgt wie bei der UVP unter dem Thema Natur in Abschnitt 8.1.7. Der Grund dafür ist, dass die Emissionen an sich keine Auswirkungen auf die Umwelt haben, sich aber direkt oder indirekt auf die Natur auswirken können.

8.1.4 Meeresboden

Das Vorhaben wird örtliche Bodenbeeinträchtigungen verursachen, insbesondere während der Installation der Plattform, der Verlegung der Gasleitung und des Stromkabels sowie der Durchführung der Bohrungen. In der ursprünglichen Umweltverträglichkeitsprüfung wurden die folgenden Aktivitäten in groben Zügen berücksichtigt:

- Platzierung der Förderplattform auf dem Meeresboden, Verlegung der Gaspipeline zur NGT-Pipeline und Verlegung des Kabels zum Windpark Riffgat (siehe Abschnitt 6.4.2 in Teil 2 der Umweltverträglichkeitsstudie);
- Platzierung der Bohrplattform auf dem Meeresboden (siehe Abschnitt 6.4.3 in Teil 2 des Umweltgutachtens);
- Ableitung von Bohrklein und Schlamm auf Wasserbasis. Insbesondere die grobe Fraktion des Bohrkleins sedimentiert in einem Gebiet von 3,5 ha um die Bohrplattform herum (siehe Abschnitt 6.4.3 von Teil 2 der Umweltverträglichkeitsstudie).

Beim modifizierten VKA hat ONE-Dyas zwei Maßnahmen ergriffen, die diese Störung beeinflussen:

- Beseitigung von Bohrklein und Schlamm. Infolgedessen wird die Sedimentation von abgelassenem Bohrklein auf dem Meeresboden um die Plattform herum nicht mehr vorkommen, wodurch die Bodenbedeckung durch Sedimentation um 3,5 ha verringert wird und die gesamte Bodenstörung des gesamten Projekts um etwa 15 % abnimmt. Es kann jedoch erforderlich sein, während des Bohrens

eine zusätzliche Plattform neben der Bohrplattform zu installieren, um die Container mit dem zu entfernenden Bohrklein zwischenzulagern (siehe Abschnitt 7.2). Die Grundfläche dieser zeitlich begrenzten zusätzlichen Plattform liegt größtenteils in dem Bereich, der bereits durch die anderen Aktivitäten gestört wurde, und ist viel kleiner als der Bereich, der durch die Sedimentation gestört wurde.

- Verlegung des Vorfelds an einen Standort etwa 850 Meter südlich des ursprünglichen Standorts. Die Grundflächen der Bohr- und Förderplattform bleiben gleich, aber diese Störung geschieht an einem Ort, an dem deutlich weniger große Steine auf der Oberfläche liegen. Durch die kürzere Pipeline wird die Fläche, die während des Baus gestört wird, etwas kleiner (über 1 ha). Die Größe der durch die Verlegung des Kabels gestörten Fläche ist bei der ursprünglichen VKA ähnlich wie bei der modifizierten VKA, da das Kabel in etwa die gleiche Länge hat.

Vergleich von ursprünglichem und modifiziertem VKA

Das Ausmaß der Bodenbeeinträchtigung in der geänderten VKA ist mit dem der ursprünglichen VKA vergleichbar, findet aber in einem Gebiet mit wesentlich weniger großen Steinen auf dem Meeresboden statt. Durch den neuen Standort kann der nördliche Teil der Pipeline auch Gebiete mit vielen Steinen umgehen. Für das Kabel wurde ein möglichst steinfreier Weg gefunden. Wie in der Umweltverträglichkeitsstudie erfolgt die Bewertung der Auswirkungen von Bodenbeeinträchtigungen unter dem Thema Natur in Abschnitt 8.1.7. Der Grund dafür ist, dass die Störung des Bodens an sich keine Auswirkungen auf die Umwelt hat, aber direkte oder indirekte Auswirkungen auf die Natur haben kann.

8.1.5 Emissionen in die Luft

Der Plan wird zu Emissionen in die Luft führen, insbesondere während der Bauphase und, in geringerem Maße, während der Bohr- und Produktionsphase. In der ursprünglichen UVP wurden die Emissionen in die Luft in Kapitel Teil 7 von Band 2 der UVP beschrieben. Die Auswirkungen auf die Stickstoffablagerung durch NO_x- und NH₃Emissionen werden darüber hinaus in Kapitel 5 dieser Ergänzung beschrieben.

Bei der modifizierten VKA hat eine Komponente einen gewissen Einfluss auf die Luftemissionen. Die Emissionen in die Luft nehmen durch die zusätzlichen Kanäle für die Entsorgung des Bohrkleins leicht zu (siehe Abschnitt 7.2). Gemessen an den Gesamtemissionen ist dies ein kleiner Unterschied.

Die neue, südlichere Lage wirkt sich auch grundsätzlich auf die Auswirkungen aus. Die Luftuntersuchungen in der ursprünglichen Umweltverträglichkeitsprüfung haben jedoch gezeigt, dass die potenziell schädlichen Konzentrationen von Luftschadstoffen am Boden weit unter den Standardwerten liegen. Da der neue Standort immer noch weit von der Küste entfernt ist (19 gegenüber 20 km), ist dieser Unterschied nicht besonders auffällig. Der neue Standort führt auch zu einem leichten Anstieg der Stickstoffablagerung in Natura-2000-Gebieten an Land. Dieser Effekt wird bei der Neuberechnung der Stickstoffdeposition in Kapitel 5 dieser Ergänzung berücksichtigt.

Vergleich von ursprünglichem und modifiziertem VKA

Die Emissionen in die Luft der ursprünglichen und der geänderten VKA sind nahezu gleich, da an beiden Standorten ähnliche Emissionen in die Luft auftreten. Die Auswirkungen auf die Luftqualität würden sich nicht wesentlich ändern, wenn der Standort um 850 Meter verlegt würde, da eine südlichere Lage immer noch einen ausreichenden Abstand zum Land hätte. Auch die geringere Entfernung zum Land hat nur marginale Auswirkungen auf die Stickstoffdeposition in Natura 2000-Gebieten an Land. Daher sind die Emissionen in die Luft bei der Betrachtung der ursprünglichen und der geänderten VKA nicht zu unterscheiden.

Die Bewertung in der Umweltverträglichkeitsprüfung war (soweit zutreffend) für alle Varianten in allen Phasen des Projekts neutral (0), da der Beitrag zur Hintergrundkonzentration vernachlässigbar ist und die Luftqualitätsanforderungen in dem Gebiet nicht überschritten werden. Dieser Wert bleibt für die modifizierte VKA gleich.

8.1.6 Energie und Klima

Für Energie und Klima gilt das Gleiche wie für die Emissionen in die Luft (8.1.5). Die zusätzlichen

Fahrten von Versorgungsschiffen für die Entsorgung von Bohrklein und Schlamm werden die Emission von Treibhausgasen leicht erhöhen.

Ein anderer Standort hat keine Auswirkungen auf das Klima, denn Treibhausgasemissionen sind ein globales Problem. Daher ist der Ort, an dem die Treibhausgase emittiert werden, nicht wichtig.

Vergleich von ursprünglichem und modifiziertem VKA

Die Treibhausgasemissionen der ursprünglichen und der modifizierten VKA sind fast gleich, da beide VKA ähnliche Emissionen aufweisen. Daher ist die Emission von Treibhausgasen für die Bewertung zwischen der ursprünglichen und der modifizierten VKA nicht ausschlaggebend.

Die Bewertung in der Umweltverträglichkeitsprüfung war meist leicht negativ (ein Minuspunkt), da der Beitrag zu den Treibhausgasemissionen relativ gering ist. Lediglich die Varianten mit eigener Energieerzeugung auf der Bohr- und Förderplattform erhielten aufgrund ihres relativ hohen Beitrags zwei Minuspunkte. Dieser Wert bleibt für die modifizierte VKA gleich.

8.1.7 Natur

Die geplanten Aktivitäten beeinträchtigen die Naturwerte in dem Gebiet. Das Ausmaß der Auswirkungen und die Folgen für die Natur wurden im Rahmen der UVP für das Projekt N05-A untersucht, insbesondere im Rahmen der Naturprüfung (Anhang M9 zu Teil 2 der UVP). Die Naturprüfung enthält eine ausführliche Beschreibung der vorhandenen Naturwerte sowie eine detaillierte Beschreibung und Bewertung der Auswirkungen. Die Ergebnisse der Naturprüfung sind in Kapitel 9 von Teil 2 der UVP zusammengefasst.

In diesem Abschnitt werden die Auswirkungen der modifizierten VKA auf die Natur pro Maßnahme im Vergleich zur ursprünglichen VKA erörtert. Alle Maßnahmen, die ONE-Dyas im Rahmen der modifizierten VKA ergreift, zielen (teilweise) darauf ab, die Auswirkungen auf die Natur zu verringern.

8.1.7.1 Neuer Standort der südlichen Plattform

Bei der geänderten VKA wird der Standort der Plattform etwa 850 Meter südlich des ursprünglichen Standorts verlegt, da sich dort wesentlich weniger (große) Steine auf dem Meeresboden befinden. Der Standort der Plattform liegt im Bereich der Borkumer Steine, wo im Gegensatz zur übrigen Nordsee (mit Ausnahme der Cleaverbank) Steine geogene Riffe bilden können (Lebensraumtyp H1170). Steine können mit Hartsubstratfauna bewachsen sein und stellen daher einen wichtigen Naturwert dar. Um als Lebensraumtyp H1170 eingestuft zu werden, müssen die Dichte der Steine und die Fläche bestimmte Kriterien erfüllen⁴⁸. Der Auswahlprozess, um zu diesem Standort zu gelangen, wird in Abschnitt 7.1 beschrieben. Die Verschiebung ist vor allem während der Bauphase von Bedeutung, betrifft aber auch die anderen Projektphasen. Die Verlagerung betrifft die folgenden Aspekte des Themas Natur.

Boden (Störung, Oberflächenverlust und Veränderung der Sedimentdynamik)

Die wichtigsten Auswirkungen auf den Boden, die sich aus dem Aufstellen der Förder- und Bohrplattform ergeben, sind die Störung des Bodens durch das Aufstellen und die Abdeckung durch die Beine. Außerdem werden die Plattformbeine mit Felsen umgeben, um die Bildung von Erosionsgruben durch die Strömung zu verhindern. Durch den neuen Standort ändern sich auch die Trassen der Pipeline und der Kabel: Die Gaspipeline wird aufgrund der südlicheren Lage etwa 550 Meter kürzer sein. Die Kabeltrasse bleibt in etwa gleich lang, aber es wurde eine neue, südlichere Trasse gewählt.

Bei der Verlagerung bleibt die Fläche des gestörten Bereichs gleich, aber die Störung findet an einem Ort statt, an dem deutlich weniger (große) Steine auf der Oberfläche liegen. Die kürzere Pipeline verringert die Fläche, die während des Baus gestört wird, und vermeidet außerdem ein Gebiet mit großen Steinen auf dem Boden. Da die Länge des Stromkabels ungefähr gleich bleibt, bleibt auch die Fläche, die durch den Bau gestört wird, gleich. Außerdem ist die Fläche der Bäumchenröhrenwurmbänke (*Lanice conchilega*), die gestört wird, bei der neuen Trasse wesentlich kleiner, weil sie einen kleineren Teil durch ein Gebiet führt, in dem Bäumchenröhrenwurmbänke vorkommen (die braune Fläche auf der Karte in Abbildung 7-3). Auf der Grundlage einer im November 2021 durchgeführten Vermessung des Meeresbodens wurde eine Trasse für das Kabel gewählt, die einen ausreichenden Abstand zu größeren Felsen auf dem Meeresboden einhält (siehe Abschnitt 7.1).

Durch die Verlegung des Kabels wird ein 3 m breiter und 9,4 km langer Streifen gestört.

Aus der Untersuchung lässt sich schließen, dass es am Standort der Plattform und der Kabeltrasse keinen Lebensraumtyp H1170 Riffe des offenen Meeres gibt. Die Dichte der Steine und die Oberfläche der Steinfelder entsprechen nicht den vorgenannten Kriterien.

Im Vergleich zum ursprünglichen Standort der Plattform schneidet der neue Standort deutlich besser ab, weil die Aktivitäten an einem Ort stattfinden, an dem deutlich weniger große Steine auf der Oberfläche liegen, und weil

⁴⁸ https://www.natura2000.nl/sites/default/files/profielen/Habitattypen_profielen/Profil_habitattyp_1170_2014.pdf

die Fläche der gestörten Bäumchenröhrenwurmbänke (*Lanice conchilega*) kleiner ist. Verglichen mit der Referenzsituation tritt immer noch eine nicht signifikante Störung auf.

Stickstoffablagerung

Der neue Standort hat keine Auswirkungen auf Art und Umfang der Stickstoffemissionen, aber da der neue Standort etwas näher am Land liegt, erhöht er die Stickstoffablagerung in Natura-2000-Gebieten in sehr begrenztem Umfang. Der Unterschied in der Ablagerung im Vergleich zum ursprünglichen Standort der Plattform ist vernachlässigbar.

Störung von (Meeres-)Säugetieren Unterwasserlärm

Unterwasserlärm entsteht durch Rammarbeiten bei der Installation der Verankerungspfähle der Förderplattform und der Leitungen für die Gasbohrungen. Im Vergleich zum ursprünglichen Standort der Plattform bleibt der durch die Rammarbeiten verursachte Unterwasserlärm derselbe, findet aber an einem anderen Ort statt. TNO hat errechnet, dass der Unterschied in den Auswirkungen auf Meeressäuger am ursprünglichen und am neuen Standort der Plattform vernachlässigbar ist (siehe Abschnitt 8.1.1).

Störung von Seevögeln durch Lärm und Anwesenheit (Licht und optische Störung)

Seevögel werden durch den Lärm, das Licht und die Anwesenheit der Plattform sowie durch die Bautätigkeiten der Anlagen gestört. Oberirdischer Lärm wird durch Rammarbeiten und Aktivitäten während der Bauarbeiten, Bohrungen und in geringerem Maße während der Gasförderung verursacht. Die Anwesenheit der Plattform und der Transport per Schiff und Hubschrauber sind ebenfalls eine Quelle der Störung. Im Vergleich zum ursprünglichen Standort der Plattform bleibt die Lautstärke des Unterwasserlärms gleich, aber er findet an einem anderen Ort statt. Da dieser Standort näher an der Küste liegt, könnte er sich auf die Nahrungssuche von Seevögeln, insbesondere von Trauerenten, auswirken. Da der neue Standort immer noch in tiefem Wasser und in ausreichender Entfernung von der Küste und damit von Seevogelkonzentrationsgebieten liegt, sind die Auswirkungen auf die Störung im Vergleich zum ursprünglichen Standort gering bis vernachlässigbar (siehe Kapitel 4).

Austernsanierungsprojekt

Die Pläne von ONE-Dyas können das Austernsanierungsprojekt von WWF und ARK nördlich des Plattformstandorts beeinträchtigen, u. a. durch Unterwasserlärm, Sedimentation und Trübung durch abgelassenes Bohrklein und Bohrschlamm. Der neue Standort ist 1500 Meter vom Austernsanierungsprojekt entfernt, also mehr als doppelt so weit wie der ursprüngliche Standort. Alle Komponenten der geänderten VKA führen zu einer deutlichen Verringerung der Wahrscheinlichkeit potenzieller Auswirkungen auf das Austernsanierungsprojekt im Vergleich zur ursprünglichen VKA:

- Der Unterwasserlärm nimmt durch die Streichung der VSP-Studie und durch die größere Entfernung ab. Da der Lärm quadratisch mit der Entfernung abnimmt, wird der Unterwasserlärm, der das Austernsanierungsprojekt erreicht, viermal kleiner.
- Trübung und Sedimentation werden verringert, indem freigesetztes Bohrklein und Schlamm entsorgt werden, anstatt sie ins Meer zu leiten.
- Mögliche Auswirkungen auf die Wasserqualität werden durch den größeren Abstand und die Platzierung des Aktivkohlefilters verringert.

8.1.7.2 Beseitigung von Bohrklein und Schlamm

Bei der modifizierten VKA werden Bohrklein und Schlamm auf Wasserbasis entsorgt, anstatt vor Ort ins Meer eingeleitet zu werden. Diese Maßnahme wird in Abschnitt 7.2 beschrieben und ist für die Bohrphase relevant. Die Maßnahme betrifft die folgenden Aspekte des Themas Natur.

Boden (Störung, Oberflächenverlust und Veränderung der Sedimentdynamik)

Die wichtigste Bodenauswirkung, die sich aus der Einleitung ergibt, ist die Bildung einer Sedimentschicht um die Bohrplattform in den Borkumer Steinen. Diese Sedimentschicht bedeckt die vorhandene Bodenfauna. Diese Sedimentation wird durch die Entsorgung gänzlich vermieden. Im Vergleich zur ursprünglichen VKA schneidet die Entlastung deutlich besser ab, weil die Aktivitäten geringere Auswirkungen auf die Bodenfauna, einschließlich der Muschelbänke, haben. Im Vergleich zur

Referenzsituation wird es keine weiteren Auswirkungen geben.

Wasser (Trübung und Verschmutzung)

Die Einleitung von Bohrklein und Bohrschlamm führt zu einer Trübung und Verschmutzung der Wassersäule. Durch die Entwässerung wird dies gänzlich vermieden. Im Vergleich zur ursprünglichen VKA schneidet die Entlastung deutlich besser ab, da die Aktivitäten geringere Auswirkungen auf die Wasserqualität haben. Im Vergleich zur Referenzsituation wird es keine weiteren Auswirkungen geben.

Stickstoffablagerung

Für die Entsorgung des wasserhaltigen Bohrkleins und des Bohrschlammes sind sieben zusätzliche Transporte pro Bohrloch erforderlich (siehe Abschnitt 5.2). Angesichts des relativ geringen Anstiegs der Stickstoffemissionen ist der Unterschied bei den Stickstoffemissionen und der Deposition im Vergleich zum ursprünglichen Standort der Plattform vernachlässigbar.

Störung von Seevögeln durch Lärm und Anwesenheit (Licht und optische Störung)

Die zusätzlichen Kanäle führen zu einer zusätzlichen Störung von Seevögeln. Angesichts der relativ geringen Zunahme der Transportbewegungen und der Tatsache, dass die Schiffe weitgehend den Schifffahrtsrouten folgen, ist diese zusätzliche Störung im Vergleich zur ursprünglichen VKA jedoch begrenzt.

Austernsanierungsprojekt

Die Einleitung von Bohrklein und Schlamm führt zu geringfügigen Auswirkungen (erhöhte Trübung und Sedimentation) bei dem Austernsanierungsprojekt von WWF und ARK. Die Entwässerung vermeidet diese Auswirkungen vollständig.

8.1.7.3 Vertikale seismische Profilierung (VSP) wird nicht mehr durchgeführt

Bei der modifizierten VKA wird keine VSP-Untersuchung an den Bohrlöchern durchgeführt. Diese Maßnahme wird in Abschnitt 7.3 beschrieben und ist für die Bohrphase relevant. Die Maßnahme betrifft die folgenden Aspekte des Themas Natur.

Störung von (Meeres-)Säugetieren Unterwasserlärm

Unterwasserlärm wird bei VSP-Vermessungen durch die Airgun verursacht, die Schallwellen in den Boden sendet. Dies verursacht Unterwasserlärm, der Arten wie den Schweinswal stören kann. Durch den Verzicht auf die VSP wird diese Störungsquelle vollständig beseitigt. TNO hat errechnet, dass dies die Gesamtzahl der Schweinswal-Störungstage für das gesamte Projekt um 15 bis 20 Prozent reduzieren wird (siehe Abschnitt 8.1.1).

Störung von Seevögeln durch Lärm und Anwesenheit (Licht und optische Störung)

Die Anwesenheit, der Lärm und das Licht der in den VSP eingesetzten Schiffe führen zu einer zusätzlichen Störung der Seevögel. Durch den Verzicht auf die VSP wird diese Störungsquelle beseitigt. Angesichts des relativ geringen Ausmaßes der Störung ist diese Verbesserung im Vergleich zur ursprünglichen VKA jedoch begrenzt.

Austernsanierungsprojekt

Durch den Verzicht auf die VSP wird die Störung durch den Unterwasserlärm der VSP beim Austernsanierungsprojekt von WWF und ARK verringert.

8.1.7.4 Zusätzliche Behandlung des Produktionswassers mit einem Aktivkohlefilter

In der modifizierten VKA wird das Produktionswasser in einem Aktivkohlefilter gereinigt, bevor es abgeleitet wird. Diese Maßnahme reduziert die Emissionen von Kohlenwasserstoffen und Metallen in das Wasser während der Produktionsphase (siehe Abschnitt 7.4). Diese Maßnahme ist in der Produktionsphase relevant und betrifft folgende Aspekte des Themas Natur.

Wasserverschmutzung

Wenn das Produktionswasser abgelassen wird, gelangen Spuren von Kohlenwasserstoffen und Metallen in die Wassersäule. Die Behandlung des Wassers im Aktivkohlefilter reduziert den Ausstoß von Kohlenwasserstoffen und Metallen. Im Vergleich zur ursprünglichen VKA schneidet die Behandlung im

Aktivkohlefilter deutlich besser ab, da die Auswirkungen auf die Wasserqualität geringer sind. Außerdem ist die Wirkung im Vergleich zur Referenzsituation kleiner. Die Wirkung der Wasserverschmutzung wurde in der ökotoxikologischen Studie in Kapitel 3, untersucht, die zeigte, dass die Wirkung unter dem Standardwert (PNEC-Predicted No Effect Concentration) bleibt.

Austernsanierungsprojekt

Die zusätzliche Wasseraufbereitung reduziert die Verschmutzung der Wassersäule im Austernsanierungsprojekt von WWF und ARK. Auch hier sind die Auswirkungen minimal.

8.1.7.5 Vergleich von ursprünglichem und modifiziertem VKA

Die Auswirkungen der modifizierten VKA auf die Natur sind im Allgemeinen geringer als bei der ursprünglichen VKA. Eine Verbesserung ergibt sich vor allem bei den Störfaktoren Unterwasserlärm, Störung von Lebensräumen, Verschmutzung der Wassersäule und bei den Auswirkungen auf das Austernsanierungsprojekt; ähnlich verhält es sich mit der Störung von Vögeln. Dies führt zu den folgenden Ergebnissen in Verbindung mit der ursprünglichen VKA. Die Werte der ursprünglichen und der geänderten VKA werden im Vergleich zur Referenzsituation, wie in der UVP beschrieben, gewichtet. Die Werte der ursprünglichen und der modifizierten VKA sind in der zusammenfassenden Wertetabelle am Ende des Kapitels enthalten (Tabelle 8-1).

- Gebiete Habitattypen: Die Umweltverträglichkeitsprüfung fiel während der Bau- und Bohrphase aufgrund der Bodenstörung, des Flächenverlusts und der Veränderung der Sedimentdynamik meist leicht negativ aus (ein Minuspunkt). Dies wurde sowohl durch das Aufstellen der Plattform und die Verlegung der Gasleitung und des Kabels als auch durch die Sedimentation von Bohrklein verursacht. Da die modifizierte VKA zu einer erheblichen Verringerung im Vergleich zur ursprünglichen VKA führt, wird dies als neutral bewertet, obwohl eine begrenzte Verschlechterung im Vergleich zum Ausgangswert festzustellen ist.
- Gebiete Arten: Die Bewertung in der UVP war während der Bohrphase überwiegend leicht negativ (ein Minuspunkt), was teilweise auf die Auswirkungen des Unterwasserlärms einschließlich der VSP-Untersuchung zurückzuführen ist. Durch den Wegfall der VSP entfällt die Störung von Arten durch die VSP-Erhebung in der geänderten VKA.
- Artenschutz: Die Bewertung in der UVP war während der Bohrphase aufgrund der Auswirkungen des Unterwasserlärms einschließlich der VSP-Untersuchung überwiegend leicht negativ (ein Minuspunkt). Durch den Wegfall der VSP entfällt die Störung von Arten durch die VSP-Erhebung in der geänderten VKA.
- Stickstoffdeposition: Der Wert in der Umweltverträglichkeitsprüfung war während der Bau- und Bohrphase meist leicht negativ (ein Minuspunkt) und während der Produktion neutral (0). Obwohl die modifizierte VKA zu einem leichten Anstieg der Stickstoffablagerung im Vergleich zur ursprünglichen VKA führt, bleiben die Werte der modifizierten VKA gleich, da es immer noch eine begrenzte Verschlechterung im Vergleich zur Referenzsituation gibt.

8.1.8 Abfall

Das Projekt erzeugt Abfälle, insbesondere während der Bohr- und Rückbauphase. In der ursprünglichen UVP wurden die folgenden Quellen in groben Zügen berücksichtigt (siehe Kapitel 10 von Teil 2 der UVP):

- Bohrschlamm und Bohrklein auf Ölbasis während der Bohrphase;
- Nicht gefährliche Abfälle, einschließlich Hausmüll, Metallschrott und saubere leere Verpackungen in allen Phasen des Projekts;
- Gefährliche Abfälle, einschließlich gebrauchter Schmiermittel, ölverschmutzter Abfälle und Schlämme aus den Ställen während aller Projektphasen;
- Große Mengen an Schrott und auch andere Abfallströme während der Demontagephase.

In der geänderten VKA führt die Absicht, Bohrklein und Schlamm zu entsorgen, zur Entstehung eines großen Abfallstroms. Die Zusammensetzung und das Volumen dieses Abfallstroms wird in Abschnitt 7.2)



beschrieben. Die modifizierte VKA setzt auch gesättigte Aktivkohle aus dem Aktivkohlefilter frei, die voraussichtlich als gefährlicher Abfall entsorgt und verarbeitet werden. Es wird mit etwa 1.000 kg Aktivkohle pro Jahr gerechnet. Je nach Verschmutzung kann es vom Hersteller regeneriert werden oder es muss verbrannt werden.

Vergleich von ursprünglichem und modifiziertem VKA

Die Abfallmenge, die bei der modifizierten VKA entsteht, ist viel größer als bei der ursprünglichen VKA. In Bezug auf das Thema Abfall ist die modifizierte VKA also weniger günstig.

Die Entsorgung von Bohrklein und Bohrschlamm wurde bereits in der Umweltverträglichkeitsprüfung als Variante bewertet (siehe Tabelle 62 in Teil 2 der Umweltverträglichkeitsprüfung). Die Umweltverträglichkeitsprüfung wurde während der Bohrphase negativ bewertet (zwei Minuspunkte), da relativ viel Abfall anfiel. Die Tatsache, dass nun auch Bohrklein und Schlamm auf Wasserbasis entsorgt werden müssen, erhöht die Abfallmenge. Da diese Abfälle in geeigneter Weise behandelt werden können, bleibt die Bewertung negativ (zwei Minuspunkte). Die in der Umweltverträglichkeitsprüfung genannten Werte bleiben daher auch für die geänderte VKA unverändert.

8.1.9 Landschaft

Die Bohrplattform und in geringerem Maße auch die Förderplattform, die (Arbeits-)Schiffe und die Hubschrauber des N05-A-Projekts sind bei gutem Wetter von den Watteninseln aus zu sehen, insbesondere von Schiermonnikoog und Borkum aus. Dies wird in Kapitel 11 von Teil 2 der UVP beschrieben. Theoretisch nimmt die Sichtbarkeit der Anlagen mit dem neuen, südlicheren Standort zu, aber angesichts der relativ geringen Veränderung der Entfernung zum Land (ursprünglich 20 km von Schiermonnikoog und Borkum entfernt, jetzt 19 km) hat dies nur geringe Auswirkungen auf die Zeit, in der die Anlagen sichtbar sind, und ihre relative Größe. Die Dominanz der Objekte in der Landschaft ist auch deshalb gering, weil in beiden Fällen der horizontale Blickwinkel im Vergleich zum gesamten Sichtfeld klein ist (weniger als ein Grad bei 180 Grad Horizontfreiheit).

Vergleich von ursprünglichem und modifiziertem VKA

Die Sichtbarkeit und die Auswirkungen auf das Landschaftsbild der ursprünglichen und der geänderten VKA sind nahezu identisch, da sich die Sichtbarkeit der Anlagen an beiden Standorten relativ wenig unterscheidet. Daher sind die Auswirkungen an Land bei der Betrachtung der ursprünglichen und der geänderten VKA nicht unterscheidbar.

Die Bewertung in der Umweltverträglichkeitsprüfung fiel leicht negativ aus (ein Minuspunkt), da die Bohr- und Förderplattform die Landschaft nur geringfügig beeinträchtigt. Dieser Wert bleibt für die modifizierte VKA gleich.

8.1.10 Archäologie und Kulturgeschichte

Die Aktivitäten im Rahmen des Plans können sich möglicherweise auf archäologische und kulturhistorische Werte im Planungsgebiet auswirken (siehe Kapitel 12 von Teil 2 der UVP). Dies ist vor allem auf den Bodenraub während der Bau- und Bohrarbeiten zurückzuführen, z. B. beim Aufstellen der Förder- und Bohrplattform und beim Graben der Gasleitung zur NGT-Hauptgastransportleitung und des Stromkabels zum Windpark Riffgat. Die neue VKA wird nicht zu einer Änderung der Art und des Umfangs der landwirtschaftlichen Tätigkeiten führen, aber die Tätigkeiten werden teilweise an einem anderen Ort stattfinden als in der ursprünglichen VKA. Um zu untersuchen, ob der veränderte Standort der Plattform und die geänderten Kabel- und Pipelinetrassen Auswirkungen auf archäologische und kulturhistorische Werte haben könnten, führte das Archäologieunternehmen Periplus-Archeomare eine neue Schreibtischstudie durch, um die archäologische Untersuchung für die ursprüngliche UVP zu ergänzen. Der Bericht von Periplus-Archeomare ist in Anhang 6 dieser Beilage enthalten.

Aus der Periplus-Studie geht hervor, dass weder am neuen Plattformstandort noch an den neuen Trassen archäologische oder kulturhistorisch bedeutsame Objekte bekannt sind. Dabei wird eine Sicherheitszone von 100 Metern um der Plattform herum und auf beiden Seiten der Strecken berücksichtigt. Periplus rät daher, diese Gebiete aus archäologischer Sicht freizugeben.

Vergleich von ursprünglichem und modifiziertem VKA

Die Auswirkungen der ursprünglichen und der geänderten VKA auf archäologische und kulturhistorische Werte sind ähnlich. In beiden VKAs sind keine archäologisch oder kulturhistorisch bedeutsamen Objekte bekannt, die durch die Aktivitäten beschädigt werden könnten. Daher sind Archäologie und kulturelles Erbe keine Unterscheidungsmerkmale bei der Abwägung zwischen der ursprünglichen und der geänderten VKA.

Die Umweltverträglichkeitsprüfung wurde während der Bau- und Bohrphase leicht negativ (ein Minuspunkt) bewertet, da die Wahrscheinlichkeit, dass unbekannte Werte gestört werden, gering ist, und während der anderen Phasen mit "k. A.". Dieser Wert bleibt für die modifizierte VKA gleich.

8.1.11 Andere Verwendungen

Die Bautätigkeiten und insbesondere die Anwesenheit der Plattformen haben Auswirkungen auf andere Nutzer und Nutzungsfunktionen dieses Teils der Nordsee. Das Plangebiet wird von einer Reihe standortspezifischer Funktionen, wie dem Sandabbau und dem Austernsanierungsprojekt, sowie von weniger standortspezifischen Funktionen, wie der Schifffahrt und der Fischerei, genutzt. Dies wird in Kapitel 13 von Teil 2 der UVP beschrieben. Durch den neuen Standort im Süden werden sich die Beschränkungen des N05-A-Projekts für andere Nutzungen nicht so sehr in der Größe als vielmehr in der Lage ändern.

Dies ist vor allem für das Austernsanierungsprojekt eine Verbesserung, da sich die Entfernung vom Standort der Plattform zu diesem Projekt verdoppelt. Auch die Auswirkungen auf die Sandgewinnung werden sich geringfügig verbessern, da der Teil des N05-A-Projekts, der im Sandgewinnungsgebiet liegt, kleiner und südlicher gelegen sein wird. Dadurch verbleibt mehr erlaubter Bereich, in dem Sand abgebaut werden kann.

Vergleich von ursprünglichem und modifiziertem VKA

Die Auswirkungen der ursprünglichen und der geänderten VKA auf andere Nutzer werden sich nicht wesentlich unterscheiden, wenn der Standort der Plattform um 850 m verschoben wird, mit Ausnahme der Sandgewinnung, bei der die Einschränkungen in der geänderten VKA geringer sind als in der ursprünglichen VKA. Andere Verwendungszwecke sind daher für die Betrachtung der ursprünglichen und der geänderten VKA nicht ausschlaggebend.

Die Umweltverträglichkeitsprüfung fiel während der Bau- und Stilllegungsphase leicht negativ aus (ein Minuspunkt), da die Schifffahrt und die Fischerei vorübergehend in begrenztem Umfang beeinträchtigt wurden. Bei der Sandgewinnung war das Ergebnis in allen Projektphasen leicht negativ, was auf die Verkleinerung der Sandgewinnungsfläche zurückzuführen ist. Bei den anderen Nutzern war die Bewertung neutral (0) und in den anderen Phasen "n/a". Obwohl die geänderte VKA eine leichte Verbesserung darstellt, bleibt dieser Wert für die geänderte VKA gleich, da weiterhin Störungen auftreten.

8.1.12 Unvorhergesehene Ereignisse

Unvorhergesehene Ereignisse im Projekt N05-A können zu kleineren oder größeren Auswirkungen führen. Unvorhergesehene Ereignisse sind Vorfälle mit einer geringen Eintrittswahrscheinlichkeit, aber mit potenziell schwerwiegenden Folgen. Beispiele hierfür sind eine Kollision der Plattform oder ein größerer Ölteppich im Meer. Die Folgen für die Umwelt hängen unter anderem von der Art des Vorfalls, den auf der Plattform befindlichen Stoffen und den installierten Schutzmaßnahmen ab. Unvorhergesehene Ereignisse werden in Kapitel 14 von Teil 2 der UVP beschrieben.

Die größte vorstellbare Auswirkung ist die Entstehung eines Ölteppichs als Folge einer Kollision oder eines Erdfalls. Das Auftreten und Verhalten eines solchen Ölteppichs wird in der Umweltverträglichkeitsprüfung auf der Grundlage einer Modellierung mit dem OSCAR-Modell (Oil Spill Contingency and Response) beschrieben, das vom Forschungsinstitut SINTEF entwickelt wurde. Infolge des Gezeiteneffekts bewegt sich ein Ölteppich in west-östlicher Richtung und verkleinert sich durch physikalisch-chemische Prozesse. Die Verbreitungskarten in Kapitel 14 von Teil 2 der Umweltverträglichkeitsprüfung und im Bericht über die Verbreitungsberechnungen zeigen, dass die Stelle in beträchtlicher Entfernung von der niederländischen und deutschen Küste liegt.



Der neue, südlichere Standort der Plattform erhöht theoretisch die Chance, dass ein möglicher Ölteppich das Wattenmeer erreicht. Aus den durchgeführten Simulationen geht jedoch hervor, dass die Wahrscheinlichkeit, dass ein Ölteppich das Wattenmeer erreicht, vernachlässigbar ist. Dies gilt sowohl für einen Standort in 20 km Entfernung von der Küste als auch für einen Standort in 19 km Entfernung von der Küste.

Darüber hinaus kann sich der neue Standort auf das Kollisionsrisiko auswirken. ONE-Dyas beauftragte MARIN mit einer vorläufigen Schätzung. Daraus geht hervor, dass das Risiko am neuen, südlicheren Standort der Plattform etwas höher ist, aber der Unterschied zum ursprünglichen Standort der Plattform ist gering und nicht auffällig.

Vergleich von ursprünglichem und modifiziertem VKA

Die Auswirkungen der ursprünglichen und der geänderten VKA auf die Auswirkungen unvorhergesehener Ereignisse unterscheiden sich nicht wesentlich, wenn die Plattform an den südlicheren Standort verlegt wird. Die unvorhergesehenen Vorteile unterscheiden sich also nicht zwischen der ursprünglichen und der modifizierten VKA.

In der Umweltverträglichkeitsprüfung wurde keine Bewertung für unvorhergesehene Ereignisse vorgenommen, da diese Ereignisse jederzeit verhindert werden müssen. Das Gleiche gilt für die modifizierte VKA.

8.1.13 Bewegung des Bodens

Ein anderer Standort hat keine Auswirkungen auf die Bodenbewegungen (Setzungen und Erschütterungsgefahr), da diese nur von der Förderung und der Lage der unterirdischen Lagerstätten abhängen. Der Standort der Plattform oder die anderen Teile der modifizierten VKA haben darauf keinen Einfluss. Die Bodenschutzaspekte der geänderten VKA sind daher dieselben, wie sie insbesondere in Kapitel 15 von Teil 2 der UVP beschrieben sind.

Vergleich von ursprünglichem und modifiziertem VKA

Die Bodenbewegungsaspekte der ursprünglichen und der modifizierten VKA sind für dieselbe Entwicklung gleich. Die Bodenbewegung ist daher für die Bewertung zwischen der ursprünglichen und der geänderten VKA nicht von Bedeutung.

Aufgrund des vernachlässigbaren Risikos von Bodenerschütterungen und geringfügigen Bodensenkungen, die sich nicht unter die niederländischen oder deutschen Watteninseln erstrecken, war die Bewertung in der UVP neutral (0). Dieser Wert bleibt für die modifizierte VKA gleich.

8.1.14 Tourismus

Die Auswirkungen auf den Tourismus beziehen sich hauptsächlich auf die Sichtbarkeit, wie in Kapitel 16 von Teil 2 der UVP beschrieben. Da die Sichtbarkeit nur geringfügig zunehmen wird, werden sich die Auswirkungen des neuen, südlicheren Standorts auf den Tourismus nicht wesentlich vom ursprünglichen Standort unterscheiden.

Vergleich von ursprünglichem und modifiziertem VKA

Die Auswirkungen der ursprünglichen und der geänderten VKA auf den Tourismus sind nahezu gleich, da sich die Sichtbarkeit der Anlagen an beiden Standorten relativ wenig unterscheidet. Daher wird bei den Auswirkungen auf den Tourismus nicht zwischen der ursprünglichen und der geänderten VKA unterschieden.

8.2 Vergleich von ursprünglichem und modifiziertem VKA

Zusammenfassung

Die UVP für das Projekt N05-A basierte auf einer VKA, die nach den damals vorliegenden Erkenntnissen auf einer sachgerechten und sorgfältigen Abwägung der Vor- und Nachteile der in der UVP untersuchten Varianten beruhte. Auf der Grundlage der Empfehlungen der UVP-Kommission und der Stellungnahmen interessierter Kreise hat ONE-Dyas den Plan in bestimmten Bereichen genauer untersucht und anschließend geändert, um die Auswirkungen auf die Umwelt weiter zu verringern und den Signalen aus

der Umgebung zu entsprechen. ONE-Dyas hat außerdem zusätzliche Studien durchgeführt, um die Folgenabschätzung in der Umweltverträglichkeitsprüfung weiter zu untermauern. Diese Überlegungen führten zu einer modifizierten VKA, die an die folgenden Teile angepasst wurde:

- Ein neuer Standort für die Plattform in einem Gebiet mit deutlich weniger großen Steinen auf der Oberfläche;
- Installation eines Aktivkohlefilters zur Verringerung der Kohlenwasserstoff- und Metallkonzentration im abgeleiteten Produktionswasser;
- Entsorgung von freigesetztem Bohrklein und Schlamm anstelle der Einleitung ins Meer in die Borkum-Steine;
- Verzicht auf die Durchführung von vertikalen seismischen Profilen zur Kartierung des Untergrunds.

In den vorangegangenen Abschnitten wurden die Werte der ursprünglichen und der modifizierten VKA pro Umweltthema beschrieben und begründet. Tabelle 8-1 fasst diese Bewertungen für die relevanten Umweltthemen zusammen. Unterwasserlärm, Emissionen ins Wasser und Störungen des Meeresbodens wurden nicht eigenständig bewertet, sondern in die verschiedenen Aspekte der Natur einbezogen, da diese Themen Auswirkungen auf die Natur haben. Wenn ein bestimmtes Umweltthema nicht auf die Bestandteile der ursprünglichen und/oder der geänderten VKA zutrifft, wird dies durch "n/a" angegeben.

Tabelle 8-1: Zusammenfassung der Bewertung der ursprünglichen und der modifizierten VKA nach Milderung

Tätigkeit	Emissionen in die Luft	Energie und Klima	Natur				Abfall	Archäologie	Andere Benutzer	Landschaft	Bewegung des Bodens
			Bereiche		Artenschutz	Stickstoffablagerung ¹⁾					
			Lebensraumtypen	Typen							
Original VKA											
Standort der Plattform (alle Projektphasen)	K.A. .	K.A. .	-	0	0	K. A.	K. A.	-/0	0	-	K.A.
Ableitung von Produktionswasser ohne Aktivkohlefilter (Produktion)	K.A. .	K.A. .	0	0	0	K. A.	K. A.	K.A. .	K.A. .	K. A.	K.A.
Bohrklein und Schlamm auf Wasserbasis (Bohrphase)	K.A. .	K.A. .	-	0	0	K. A.	K. A.	K.A. .	K.A. .	K. A.	K.A.
Ausführen von VSP (Bohrphase)	K.A. .	K.A. .	0	-	0	0	K. A.	K.A. .	K.A. .	K. A.	K.A.
Geänderte VKA											
Standort der südlichen Plattform (alle Projektphasen)	K. A.	K. A.	0	0	0	K. A.	K. A.	-/0	0	-	K.A.
Produktionswasserabfluss mit Aktivkohlefilter (Produktion)	K. A.	K. A.	0	0	0	K. A.	K. A.	K. A.	K.A. .	K. A.	K.A.
Bohrklein und Spülung auf Wasserbasis (Bohrphase)	0	0	0	0	0	0	--	K. A.	K.A. .	K. A.	K.A.
VSP nicht ausführen (Bohrphase)	K. A.	K. A.	K. A.	K. A.	K. A.	K. A.	K. A.	K. A.	K.A. .	K. A.	K.A.

1) Die Stickstoffdeposition ist im Prinzip nicht relevant, da fast alle Emissionen unter die partielle Gebäudeausnahme fallen. Die betriebsbedingten Emissionen (die nicht unter die Ausnahmeregelung fallen) sind so gering, dass sie nirgendwo zu einer Stickstoffdeposition von mehr als 0,00 mol N/ha/Jahr führen. Da es während der Bauphase zu Stickstoffablagerungen kommt, wurde, wo dies relevant ist, eine Bewertung vorgenommen.

Die obige Tabelle zeigt die Unterschiede in der Folgenabschätzung der ursprünglichen VKA im Vergleich zur autonomen Situation und der modifizierten VKA im Vergleich zur autonomen Situation. Diese Tabelle enthält lediglich einen Vergleich der Folgenabschätzung der geänderten Tätigkeiten zwischen der ursprünglichen und der geänderten VKA. Die anderen Aktivitäten, die beide VKAs beabsichtigen, sind ähnlich und werden in der obigen Tabelle nicht berücksichtigt. Diese Tätigkeiten wurden bereits in der Umweltverträglichkeitsprüfung bewertet (siehe Tabelle 44 in Abschnitt 6.3 der Umweltverträglichkeitsprüfung für N05-A).

Die Tabelle zeigt, dass die modifizierte VKA insbesondere beim Umweltthema Natur besser abschneidet als die ursprüngliche VKA. In Bezug auf den Abfallaspekt schneidet die ursprüngliche VKA besser ab als die modifizierte VKA.

8.3 Bewertung und Schlussfolgerung

Die Ergebnisse der Bewertung der Komponenten der modifizierten VKA zeigen eine Verbesserung der Werte, insbesondere in Bezug auf die Natur. Die Hauptvorteile der modifizierten VKA sind ihre gute Leistung in Bezug auf die Auswirkungen auf benthische Lebensräume, ihr größerer Abstand zum Austernsanierungsprojekt und ihre deutlich geringeren Auswirkungen auf die Wasserqualität. Diese Vorteile überwiegen den Anstieg der freigesetzten Abfallmenge und die etwas bessere Sichtbarkeit der Bohr- und Förderplattform. Auf der Grundlage dieser Überlegungen hat ONE-Dyas beschlossen, mit der Entwicklung des N05-A-Projekts auf der Grundlage des modifizierten VKA fortzufahren.

9 Literatur

Die folgende Literatur bezieht sich auf die in Kapitel 4 und 5 konsultierte Literatur. Die Literatur zu den anderen Kapiteln wird in den jeweiligen Kapiteln angegeben.

Fijn, R. C., Leopold, M. F., Dirksen, S., Arts, F., van Asch, M., Baptist, M. J.,... Ham, N. (2017). Een onverwachte concentratie van Zwarte Zee-eenden in de Hollandse kustzone in een gebied met hoge dichtheden van geschikte schelpdieren. *Limosa*, 90(3), 97-117.

De Mesel, I., Craeymeersch J., Schellekens T., van Zweeden C., Wijsman J., Leopold M., Dijkman E., Cronin K. (2011) Kansenskaarten voor schelpdieren op basis van abiotiek en hun relatie tot het voorkomen van zwarte zee-eenden. IMARES Wageningen UR Rapport C042/11.

Durinck J., Skov H., Jensen F.P. & Pihl S. 1994. Important marine areas for wintering birds in the Baltic Sea. EU DG XI research contract no. 224/90-09-01, Ornis Consult Report 1994: 1-110, Copenhagen.

Offringa H. 1993. Zwarte Zee-eenden *Melanitta nigra* offshore. *Sula* 7: 142-144.

Perdon, K.J., K. Troost, J. van Zwol, M. van Asch en J. van der Pool (2019). Schelpdierbestanden in de Nederlandse kustzone in 2019. Stichting Wageningen Research Centrum voor Visserijonderzoek (CVO)

Smit, C.J., M.L. de Jong, D.S. Schermer, R.C. van Apeldoorn & E.H.W.G. Meesters, 2008. Een Passende Beoordeling van de effecten van de toename van het aantal civiele vliegbewegingen in de omgeving van Den Helder Airport. Imares Rapport C119/08

Bruderer, B. & S. Komenda-Zehnder, 2005: Einfluss des Flugverkehrs auf die Avifauna – Schlussbericht mit Empfehlungen. Schriftenreihe Umwelt Nr. 376. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Bern. 100 S.

Van Dobben, H.F., Bobbink, R., Bal, D., van Hinsberg, A. (2012). Overzicht van kritische depositiewaarden voor stikstof, toegepast op habitattypen en leefgebieden van Natura 2000. Alterraraapport 2397, Alterra Wageningen UR.

Royal HaskoningDHV, (2019). Weitere Wirkungsanalyse Klaverbank. In Auftrag gegeben von Rijkswaterstaat Zee en Delta

Kooijman, A., Noordijk, H., van Hinsbergen, A., Cusell, C. (2009). Stickstoffablagerung in den Dünen; eine Analyse der N-Deposition, kritischer Werte, Hinterlassenschaften aus der Vergangenheit und Stickstoffeffizienz in verschiedenen Dünenzonen, Institut für Biodiversität und Ökosystemdynamik der Universität Amsterdam und niederländische Umweltbewertungsbehörde.

Van Dobben, H. & van Hinsberg, A. (2008). Überblick über die kritischen Stickstoffdepositionswerte, die für Lebensraumtypen und Natura 2000-Gebiete gelten. Wageningen, Alterra, Alterra-Bericht 1654.

RIVM. 2015. Großräumige Konzentrations- und Depositionskarten der Niederlande Bericht 2015. <https://www.rivm.nl/library/reports/2015-0119.pdf>

RIVM. 2018. Entwicklungen bei der Stickstoffdeposition. RIVM-Briefbericht 2018-0117. <https://www.rivm.nl/Bibliothek/Berichte/2018-0117.pdf>

Smits N.A.C & Bal, D. (2014). Wiederherstellungsstrategien für stickstoffempfindliche Lebensräume. Ökologische Untermauerung des Programatischen Stickstoffkonzepts (PAS). Alterra Wageningen UR, Wageningen/Ministerium für Wirtschaft, Den Haag.

Schoumans O.F., Groenendijk P., Renaud, L., van der Bolt, F.J.E. (2008). Nährstoffbelastung von Oberflächengewässern Vergleich von landwirtschaftlichen und natürlichen Flächen Wageningen, Alterra, Alterra-Bericht 1700.

Elbersen, B.S., Kuiters, A.T., Meulenkamp, W.J.H., Slim, P.A. (2003). Schafherden im Naturmanagement - wirtschaftliche Rentabilität und ökologischer Mehrwert. Alterra-Bericht 735. Alterra. Wageningen.

Arbeitsgruppe Heideschutz und Heidemanagement (1988). Die Heide hat eine Zukunft! Empfehlungen für die künftige Natur- und Landschaftspolitik für die Heidelandschaft. Arbeitsgruppe Heideschutz und Heidemanagement, Direktion Natur, Umwelt und Fauna, Ministerium für Landwirtschaft, Natur und Lebensmittelqualität, Den Haag.

Projektbezogen

Groot Bruinderink, G. 1987. Wildgänse und kultiviertes Grünland in den Niederlanden. Universität Wageningen, Wageningen.

Kear, J. (1963). Die landwirtschaftliche Bedeutung von Wildgänsekot. Jahresbericht des Wildfowl Trust. 14:72-75. Marriot, R. (1973). Die Düngewirkung des Kots der Kap-Brachgans. Wildvögel. 24(131- 133).

Smits, N.A.C. & Kooijman, A.M. (2012). Wiederherstellungsstrategie H2130C: Graue Dünen (Heideland).

Huiskes, H.P.J., Beije, H.M., Haveman, R., van Haperen, A.M.M., Schotsman N., Smits, N.A.C. (2017). Wiederherstellungsstrategie H2160: Sanddorndickichte.

Ten Harkel, M.J. & van der Meulen, F. (1997). Auswirkungen von Beweidung und atmosphärischem Stickstoffeintrag auf die 56 Vegetation trockener Küstendünengrasländer. Zeitschrift für Vegetationskunde 7: 445-452.

Kooijman, A., Noordijk, H., van Hinsbergen, A., Cusell, C. (2009). Stickstoffablagerung in den Dünen; eine Analyse der N-Deposition, kritischer Werte, Hinterlassenschaften aus der Vergangenheit und Stickstoffeffizienz in verschiedenen Dünenzonen, Institut für Biodiversität und Ökosystemdynamik der Universität Amsterdam und niederländische Umweltbewertungsbehörde.

Stuyfzand, P.J. (2010). Modellierung der Qualität des flachen (Dünen-)Grundwassers und der Entkalkung, einschließlich der Auswirkungen des Klimawandels und der Küstenerweiterung: DUVELCHEM KWR-Bericht BTO 2010.031(s), 86 Seiten.

Grootjans, A.P., Adams, A.S., Huiskes, H.P.J., & Smits, N.A.C. (2016). Wiederherstellungsstrategie H2190C: Feuchte Dünentäler (entkalkt).

Lamers, L.P.M., Bobbink, R & Roelofs, J.G.M. (2000). Natürlicher Stickstofffilter versagt in Hochmooren. Biologie des globalen Wandels 6: 583-586.

Tomassen, H.B.M., Smolders, A.J.P., Lamers, L.P.M. & Roelofs, J.G.M. (2003). Stimuliertes Wachstum von *Betula pubescens* und *Molinia caerulea* in ombrotrophen Mooren: Rolle der hohen atmosphärischen Stickstoffdeposition. Zeitschrift für Ökologie 91: 357-370.

Limpens, J. & Berendse, F. (2003). Wie die Qualität der Einstreu den Massenverlust und den N-Verlust durch sich zersetzendes Sphagnum beeinflusst. Oikos 103: 537-547.

Limpens J & Berendse, F. (2004). Wie P die Auswirkungen der N-Deposition auf Torfmoose und Gefäßpflanzen in Mooren beeinflusst. Ökosysteme 7: 793-804.

Limpens, J., Raymakers, J.T.A.G., Baar, J., Berendse, F. & Zijlstra, J.D. (2003b). Die Wechselwirkungen zwischen epiphytischen Algen, einem parasitären Pilz und Sphagnum unter dem Einfluss von N und P. Oikos 103: 59-68.

Tomassen, H.B.M., Smolders, A.J.P., Limpens, J., Lamers, L.P.M. & Roelofs, J.G.M. (2004). Ausbreitung invasiver Arten in ombrotrophen Mooren: Austrocknung oder hohe N-Deposition? Zeitschrift für angewandte Ökologie 41: 139-150.

Smolders A.J.P., Tomassen, H.B.M, Limpens, J., van Duinen, G.A., van der Schaaf, S. & Roelofs, J.G.M. (2004). Perspektiven für die Moorsanierung in den Niederlanden. In: G.J. van Duinen, R. Bobbink, Ch. van Dam, H. Esselink, R. Hendriks, M. Klein, A. Kooijman, J. Roelofs & H. Siebel (Hrsg.).

Bobbink, R. & Hettelingh, J.P (2011). Überprüfung und Überarbeitung der empirischen kritischen Belastung und der Dosis-Wirkungs-Beziehungen. Ablauf eines Expertenworkshops, Noordwijkerhout, 23-25 June 2010. RIVM-Bericht 680359002, 244 S.

Van Dobben, H.F., Barendregt, A., Smits, N.A.C., van 't Veer, R., van Wirdum, G., Lamers, L.P.M. & de Vries, H.H. (2016), Sanierungsstrategie H7140B: Übergangs- und Zittertorfmoore (Sphagnum Reed Lands).

Smits, N.A.C., Bobbink, R., Jansen, A.J.M., Dobben, H.F. (2020c). Wiederherstellungsstrategie H6230: Heideschrales Weideland.

Smits, N.A.C., Slim, P.A. & van Dobben, H.F (2017) Wiederherstellungsstrategie H1310B: Salzige Pioniervegetation (Strand-Mastkraut).

Ministerium für LNV (2008f). Profildokument - Mehrjährige Pioniervegetation von schlammigen und sandigen Flächen mit *Salicornia* spp. und anderen salzliebenden Arten (H1310).

Meijer, J., G. Vriens, G., Lammerts, E.J., Molenaar, W. & Valk, H. (2017a). Dokument PAS-Area Analysis for Terschelling.

Smits, N.A.C., Slim, P.A. & van Dobben, H.F (2017) Wiederherstellungsstrategie H1310B: Salzige Pioniervegetation (Strand-Mastkraut).

Arts, G.H.P., Brouwer, E., & Smits, N.A.C. (2017). Wiederherstellungsstrategien H3130: Schwach gepufferte Niedermoore. Herausgegeben von der Provinz Drenthe.

Provinz Drenthe (2017). PAS-Bereichsanalyse. 027 Drents-Friese Wold und Leggelderveld.

Riksen, M.J.P.M., Ketner-Oostra, R., van Turnhout, C., Nijssen, M., Goossens, D., Jungerius, P.H. & Spaan, W. (2006). Werden wir die letzten aktiven Binnendriftsande Westeuropas verlieren? Der Ursprung und die Entwicklung des Ökotyps "Binnenland-Driftsand" in den Niederlanden *Landschaftsökologie* 21: 431-447.

Sparrius, L.B. & A.M. Kooijman, 2010. Die Invasivität von *Campylopus introflexus* in Flugsand hängt von der Stickstoffdeposition und der organischen Substanz im Boden ab. *Angewandte Vegetationskunde* 14: 221-229.

Smits, N.A.C., A. Aptroot, M. Nijssen, M.J.P.M, Riksen, L.B. Sparrius & H.F. van Dobben (2012a); Wiederherstellungsstrategie H2330: Binnendünen.

Glossar

ASCOBANS-Übereinkommen	Europäisches Abkommen zum Schutz von Kleinwalen in der Ostsee, im Nordostatlantik, in der Irischen See und in der Nordsee.
Barmm	Verordnung über allgemeine Regeln für den Bergbau
BBT / BAT	Beste verfügbare Techniken / Beste verfügbare Technologie
BKG	Treibhausgase
Bohrklein	Zerkleinertes Gestein, das beim Bohren eines Brunnens freigesetzt wird.
Bohrschlamm	Flüssigkeit, mit der das zerkleinerte Gestein aus dem Bohrloch (das Bohrklein) an die Oberfläche gebracht wird.
UVP-Kommission	Kommission für die Umweltverträglichkeitsprüfung
Gleichzeitige Maßnahmen	Eine Situation, in der Erdgas gleichzeitig auf einer Förderplattform gefördert wird und Bohrungen mit Hilfe einer Bohrplattform durchgeführt werden.
Kondenswasser	Flüssiges Kohlenwasserstoffgemisch, das bei der Gasförderung freigesetzt wird. Die Zusammensetzung ähnelt im Großen und Ganzen der von z. B. Benzin.
Elektrifizierung	Energieversorgung mit Strom.
Fackeln	Verbrennung des freigesetzten Erdgases in der Fackel der Bohrinself.
GEMS	Gateway to the Ems - Eine Ansammlung von (potenziellen) Erdgasfeldern, die sich über den Teil der niederländischen und deutschen Nordsee nördlich der Emsmündung erstrecken.
Wachschiff	Sicherheitsschiff, das während des Betriebs anwesend ist, um die Schifffahrt in sicherer Entfernung zu halten.
IMO	Internationale Schifffahrtsorganisation
KDW	Kritischer Einlagenwert, d. h. die Grenze, bei deren Überschreitung das Risiko nicht ausgeschlossen werden kann, dass die Qualität des Lebensraumtyps durch Stickstoffeinträge erheblich beeinträchtigt wird
KEC	Rahmen Ökologie und Kumulation - Bewertungsrahmen, der einen Ansatz zur Ermittlung und Bewertung kumulativer Auswirkungen von Unterwasserlärm auf wichtige Meeressäugerpopulationen bietet.
KRM	Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie - Europäische Richtlinie mit dem Ziel, die europäischen Meere und Ozeane zu schützen und wiederherzustellen und ihre nachhaltige Nutzung zu fördern.
UVP ist.	Das Verfahren zur Umweltverträglichkeitsprüfung, wie es im Umweltmanagementgesetz festgelegt ist.
Mbr	Bergbauverordnung
UVP	Der Umweltverträglichkeitsbericht ist ein Bericht, in dem die Umweltauswirkungen von Alternativen und Umsetzungsvarianten einer geplanten Tätigkeit untersucht, verglichen und bewertet werden.

Ministerium für wirtschaftliche Angelegenheiten	Ministerium für Wirtschaft und Klimawandel. Der Minister für Wirtschaft und Klima ist die zuständige Behörde für die Erteilung von Genehmigungen für die geplante Gasförderung.
MTR	Das maximal zulässige Risikoniveau (Maximum Permissible Risk Level, MTR): die Konzentration eines Stoffes in der Umwelt, unterhalb derer keine nachteiligen Auswirkungen zu erwarten sind.
MKE	Umweltqualitätsanforderung für die zulässige Höchstkonzentration (MAC-MKE). Für Langzeitexpositionen ist die durchschnittliche jährliche Umweltqualitätsanforderung (JG-EQR) relevant
N05-A	Der niederländische Teil der Nordsee wurde für die Erteilung von Bergbaugenehmigungen in Blöcke unterteilt. Das Projekt findet im Block N05 statt,
Natura 2000 Gebiet	Auf europäischer Ebene ausgewiesene Naturschutzgebiete.
NCP	Niederländischer Festlandsockel
NGT-Rohr	Noordgastransport-Pipeline, eine Hauptpipeline für den Transport von Erdgas von verschiedenen Offshore-Gasförderplattformen zum Festland.
Nm³	Einheit, die das Volumen von Gasen bei einem bestimmten Druck (1,01325 bar) und einer bestimmten Temperatur (15 °C) angibt.
OBM	Oil Based Mud - Bohrspülung auf Ölbasis, die für die unteren Bohrlochabschnitte und Nebenbohrungen verwendet wird. OBM kann neben den gleichen Bestandteilen wie WBM bis zu 75 % Öl enthalten.
ONE-Dyas	ONE-Dyas B.V. (ab dem 1. April 2019 der neue Name Oranje-Nassau Energie B.V.) ist ein niederländisches Unternehmen, das sich hauptsächlich auf die Exploration und Förderung von Erdgas aus Feldern im niederländischen, deutschen, britischen und norwegischen Teil der Nordsee konzentriert.
OSD	Offshore-Sicherheitsrichtlinie. Verordnungen, die 2017 in niederländische Gesetze und Verordnungen umgesetzt wurden und für Offshore-Anlagen zur Förderung von Öl und Gas gelten.
OSPAR-Übereinkommen	Internationales Übereinkommen zum Schutz der Meeresumwelt des Nordost-Atlantiks einschließlich der Nordsee durch internationale Zusammenarbeit.
Vorbohrung	Bohrung von Bohrlöchern, bevor die Behandlungsplattform installiert ist.
Aussichten	Potenziell förderbare Felder, bei denen noch nicht feststeht, ob sie tatsächlich Erdgas in förderbaren Mengen enthalten.
Referenzsituation	Die Lage in dem Gebiet, wenn die Gasförderung nicht durchgeführt wird. Diese Situation ist die Referenz, anhand derer die Umweltauswirkungen der Varianten ermittelt werden.
SAMSON-Modell	Sicherheitsbewertungsmodelle für Schifffahrt und Offshore in der Nordsee
SCR	Selektive katalytische Reduktion, eine Technik zur wirksamen Reduzierung von NO _x in Rauchgasen.
SEL	Lärmexpositionspegel - ein Maß für die Kombination aus Schallpegel und Zeitdauer des Schalls

SELss	Einzelerschlag-Lärmexpositionspegel - Maß für die Kombination aus Schallpegel und Zeitdauer des Schalls eines einzelnen Schlags
SSM	Staatstoezicht op de Mijnen - Niederländische Behörde, die die Mineralien- und Energiegewinnung in den Niederlanden überwacht.
Versorgungsbasis	Versorgungshafen - Hafen, von dem aus Versorgungsschiffe zu Offshore-Plattformen ablegen.
VKA	Bevorzugte Alternative, die bevorzugte Variante für die Umsetzung des Plans. Die Zugeständnisse werden für die VKA beantragt
VSP	Vertical Seismic Profiling - Forschung zur detaillierten Abbildung von Erdschichten.
Wabo	Gesetz über allgemeine Bestimmungen zum Umweltrecht
WBM	Water Based Mud - Bohrspülung auf Wasserbasis. WBM ist eine Mischung aus Wasserton (Bentonit) und Hilfsstoffe wie Stärke, Schwerspat, Kalk und Salz.
WFD	Europäische Wasserrahmenrichtlinie / Water Framework Directive, siehe auch MKE
Wsn	Gesetz zur Stickstoffreduzierung und Naturverbesserung

Anhang

Anhang 1: Fahnenstudie zur Ableitung von Produktionswasser

-XG E Ms

on
dya

S

Royal
HaskoningDHV

BERICHT

Fahnenmodellierung Produktionswasser

Nachtrag Umweltverträglichkeitsbericht Gasproduktion N05-A

Kunde: ONE-Dyas B.V.

Referenz: BG6396-IB-RP-211224-1054

Status: Definitiv/00

Datum: 25 November

2021

HASKONINGDHV NEDERLAND B.V.

Georg Hintzenweg 85
3068 AX Rotterdam
Industry & Buildings
Handelsregisternummer: 56515154

+31 88 348 90 00 **T**
+31 10 209 44 26 **F**
info@rhdhv.com **E**
royalhaskoningdhv.com **W**

Titel des Dokuments: Fahnenmodellierung von Produktionswasser

Untertitel: Fahnenmodellierung von Produktionswasser

Referenz: BG6396-IB-RP-211224-1054

Status: 00/Definitiv

Datum: 25. November 2021

Projektname: MER N05-A

Projektnummer: BG6396

Klassifizierung

Projektbezogen

Sofern nicht anders mit dem Kunden vereinbart, darf kein Teil dieses Dokuments vervielfältigt oder veröffentlicht oder für einen anderen Zweck als den, für den es erstellt wurde, verwendet werden. HaskoningDHV Nederland B.V. übernimmt keine Verantwortung oder Haftung für dieses Dokument, außer gegenüber dem Auftraggeber. Achtung: dieses Dokument enthält möglicherweise persönliche Daten von Mitarbeitern von HaskoningDHV Nederland B.V. Vor der Veröffentlichung (oder anderweitigen Weitergabe) muss dieses Dokument anonymisiert werden oder es muss die Erlaubnis eingeholt werden, dieses Dokument mit personenbezogenen Daten zu veröffentlichen. Dies ist nicht erforderlich, wenn die Gesetze oder Vorschriften eine Anonymisierung nicht zulassen.

Inhalt

1	Einleitung	1
1.1	Hintergrund	1
1.1.1	Allgemein	1
1.1.2	Umwelt	1
1.1.3	Was ist Produktionswasser?	2
1.2	Methodik	3
1.3	Leitfaden	5
2	Projektbeschreibung	6
2.1	Einführung	6
2.2	Projektstandort	6
2.3	Bestimmung der Quellterme	7
2.4	Naturschutzgebiete in der Nähe von N05-A	7
3	Historische Daten	8
3.1	Einleitung	8
3.2	Strömungsbedingungen	8
3.3	Wasserstand	11
3.4	Wind	13
3.5	Auswahl der Szenarien	15
4	Entwurf und Validierung des numerischen Modells	19
4.1	Einleitung	19
4.2	Verwendete Software	19
4.3	Modellrechnung	19
4.3.1	Bestehendes Modell	19
4.3.2	Anpassungen an das Modell	20
5	Ausbreitung von Stoffen Produktionswasser um N05-A	23
5.1	Allgemein	23
5.2	Szenario März - Juni	23
5.2.1	Konzentration von Aromaten	23
5.2.2	Cadmiumkonzentration	27
5.2.3	Bleikonzentration	30
5.2.4	Konzentration von metallischem Quecksilber	33
5.3	Szenario September - Dezember	36
5.3.1	Konzentration von Aromaten	36
5.3.2	Cadmiumkonzentration	40
5.3.3	Bleikonzentration	43



**Royal
HaskoningDHV**

5.3.4	Konzentration von metallischem Quecksilber	46
5.4	Zusammenfassende Ergebnisse für die beiden Szenarien	49
5.4.1	Maximale durchschnittliche Tageskonzentrationen	49
5.4.2	Maximale wöchentliche Durchschnittskonzentrationen	51
6	Diskussion	54
6.1	Vergleich der Szenarien	54
6.2	Ungewissheiten	54
7	Schlussfolgerungen und Empfehlungen	56
7.1	Schlussfolgerungen	56
7.2	Empfehlungen	56
8	Referenzen	58

1 Einleitung

1.1 Hintergrund

1.1.1 Allgemein

Im Auftrag von ONE-Dyas hat Royal HaskoningDHV eine Umweltverträglichkeitsprüfung (UVP) für die Erschließung des Gasfeldes N05-A und die Exploration und Produktion der *Prospektionsgebiete* um N05-A erstellt. Eines der Themen der Umweltverträglichkeitsprüfung ist das Produktionswasser, das bei der Gasförderung freigesetzt wird. Dieses Produktionswasser enthält Kohlenwasserstoffe und Metalle. In der ursprünglichen Umweltverträglichkeitsprüfung wurde davon ausgegangen, dass das Produktionswasser nach einer Öl-Wasser-Trennung abgeleitet wird. ONE-Dyas hat sich jedoch inzwischen entschieden, das Produktionswasser in einem Aktivkohlefilter zu behandeln¹.

Die Ableitung des Produktionswassers führt zu erhöhten Konzentrationen von Aromaten und Metallen in der Umgebung der Plattform. Aus der Literatur² ist bekannt, dass sich dieses Wasser nach der Einleitung schnell verdünnt. Aufgrund der natürlichen Werte in dem Gebiet, in dem die Plattform N05-A installiert werden soll, ist jedoch eine quantitative Bewertung der Verdünnung und Ausbreitung mit Hilfe einer Fahnenmodellierung wünschenswert, um die Auswirkungen der Produktionswassereinleitung auf die natürlichen Werte untersuchen zu können. Diese Studie wurde daher im Rahmen der Umweltverträglichkeitsprüfung durchgeführt. Ziel dieser Fahnenberechnung ist es, die Ausbreitung von Aromaten und Metallen aus dem Produktionswasser zu bestimmen, um die Auswirkungen auf die Umgebung und nahe gelegene Naturgebiete, wie die Natura 2000-Gebiete und das Austernrestaurationsprojekt von WWF und ARK auf den Borkumer Felsen, zu ermitteln. In diesem Bericht liegt der Schwerpunkt auf der Bestimmung der Konzentrationen der in das Produktionswasser eingeleiteten Stoffe; die Bewertung dieser Auswirkungen erfolgt in der ökotoxikologischen Studie (siehe die Ergänzende Umweltverträglichkeitsstudie Gasproduktion N05-A, insbesondere die ökotoxikologische Studie in Anhang 2 der Ergänzenden Umweltverträglichkeitsstudie Gasproduktion N05-A).

1.1.2 Umgebung

Die Plattform N05-A ist etwa zwanzig Kilometer nördlich von Schiermonnikoog³ in der Nordsee in einer Wassertiefe von etwa 25 Metern geplant. Die deutsche Grenzlinie verläuft etwa fünfhundert Meter östlich der Plattform. In der Nähe der Plattform gibt es sowohl in den Niederlanden als auch in Deutschland mehrere Gebiete mit Naturwerten (darunter Natura 2000-Gebiete). Dies sind die Nordseeküste, der Borkumer Riffgrund, das Niedersächsische Wattenmeer und das angrenzende Küstenmeer, die Borkumer Steine (Abbildung 1-1). Das Projekt zur Wiederherstellung von Austernbänken von WWF und ARK befindet sich ebenfalls in der Nähe der Plattform.

Dieses Gebiet der Nordsee ist von Natur aus durch eine Gezeitenströmung mit einer Flut im Osten und einer Ebbe im Westen, eine vorherrschende Windrichtung aus Südwesten und windgetriebene Wellen gekennzeichnet. Die obere Schicht des Meeresbodens besteht hauptsächlich aus feinem Sand und ist relativ flach, ohne größere Bodenformen. Eine genauere Beschreibung dieser natürlichen Bedingungen und der steuernden (natürlichen) Prozesse für die Ausbreitung des Produktionswassers findet sich in Kapitel 3.

¹ Siehe die Ergänzung zur Umweltverträglichkeitsprüfung von N05-A, von der dieser Bericht ein Anhang ist.

² Siehe zum Beispiel *Environmental Risk Assessment of Produced Water Discharges on the Dutch Continental Shelf*, P. de Vries &



**Royal
HaskoningDHV**

C.C. Karman Wageningen Imares, Berichtsnummer C012/09

³ *In dieser Studie ist der neue Standort der Förderplattform bereits berücksichtigt worden. Dieser Standort liegt etwa 850 Meter weiter südlich als der in der Umweltverträglichkeitsprüfung vom Oktober 2020 beschriebene Standort.*

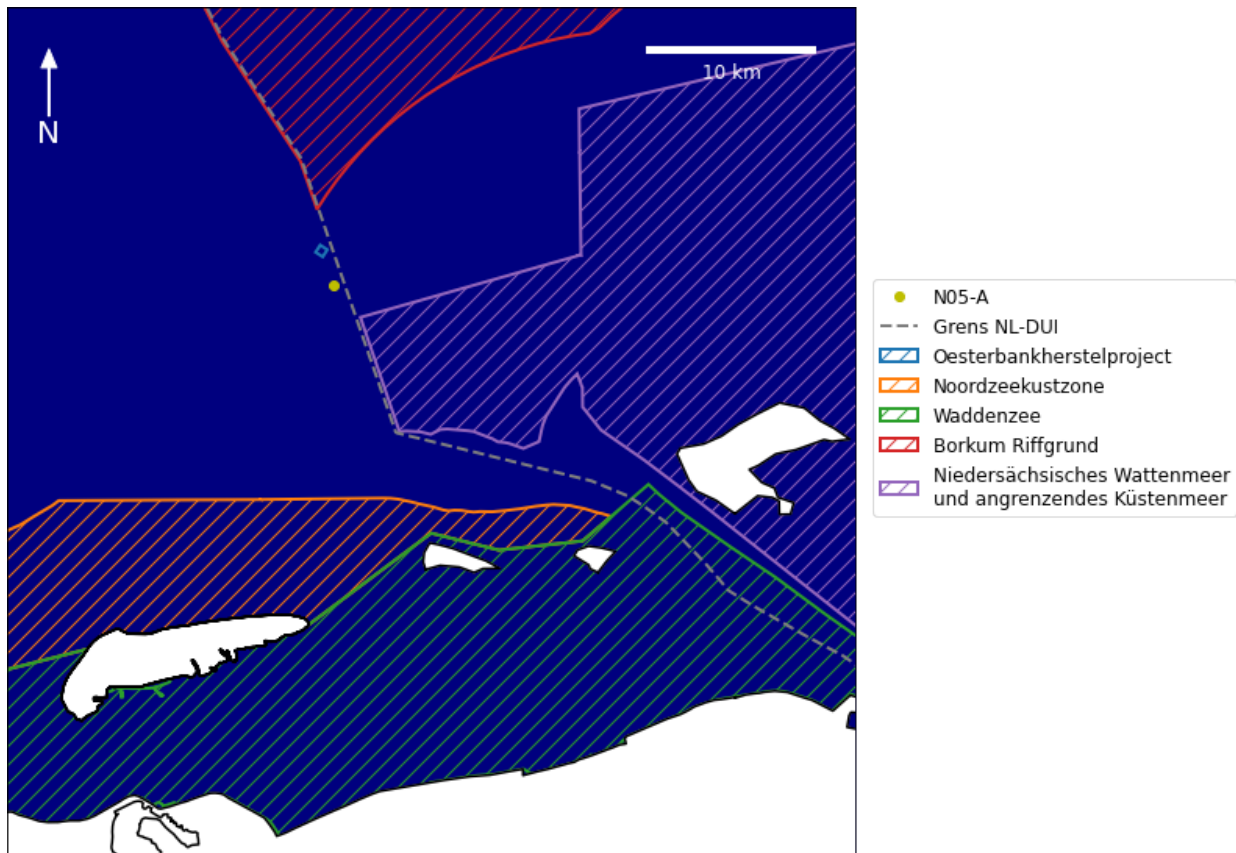


Abbildung 1-1 Karte mit den Naturschutzgebieten in der Umgebung der Plattform

1.1.3 Was ist Produktionswasser?

Bei der Förderung von Erdgas steigt mit dem Erdgas auch Produktionswasser aus dem Gasfeld auf. Auf einer Gasaufbereitungsplattform, wie der Plattform N05-A, wird dieses Wasser vom Erdgas getrennt und über einen Öl-Wasser-Trenner ins Meer abgeleitet. Das abgeleitete Produktionswasser entspricht den Einleitungsbestimmungen der Bergbauverordnung. In Anbetracht der nahe gelegenen Naturschutzgebiete wird im Fall von N05-A eine zusätzliche Behandlung in einem Aktivkohlefilter durchgeführt, um die Konzentration von Kohlenwasserstoffen und Metallen im abgeleiteten Produktionswasser weiter zu verringern.

Das Produktionswasser besteht aus einer Mischung aus kondensiertem Wasser und Formationswasser:

- Das kondensierte Wasser steigt mit dem Erdgas in Dampfform aus der Lagerstätte auf, kondensiert aber während des Transports an der Oberfläche. Das kondensierte Wasser enthält daher kaum Schwermetalle, wohl aber Kohlenwasserstoffe aus dem Erdgas. Alle Bohrungen zusammen werden voraussichtlich 30 bis 60 Kubikmeter Wasser pro Tag fördern.
- Formationswasser ist Wasser aus der Gaslagerstätte, das in flüssiger Form zusammen mit dem Erdgas an die Oberfläche gebracht wird. Das Lagerstättenwasser enthält von Natur aus Stoffe, die aus der Lagerstätte in das Wasser gelöst wurden, darunter Salz und Spuren von Schwermetallen. Formationswasser wird hauptsächlich gegen Ende der Lebensdauer eines Feldes produziert, und die Produktion von Formationswasser hängt auch von den Eigenschaften eines Gasfeldes ab. Wenn bei einer Bohrung viel Formationswasser anfällt, werden Maßnahmen ergriffen, um die Bohrung so zu verändern, dass weniger Wasser mit dem Erdgas gefördert wird. Bei den Feldern im N05-Gebiet ist davon auszugehen, dass die meisten Bohrungen kein Formationswasser produzieren werden,

Als Worst-Case-Szenario wurden jedoch 150 m³ pro Tag als Ausgangspunkt für die Auslegung der Produktionsanlagen angenommen.

Tabelle 2-2 enthält eine Schätzung der Durchflussmenge und der Konzentrationen der mitgerissenen Stoffe im abgeleiteten Produktionswasser.

1.2 Methodik

In dieser Studie wird die Verteilung von Aromaten und Metallen aus dem Produktionswasser mit Hilfe des numerischen Modells Delft3D vorhergesagt. In diesem Modell werden die hydrodynamischen Prozesse in der Nordsee, wie Gezeiten- und Windströmungen, für verschiedene Zeiträume berechnet.

In der Delft3D-Modellberechnung wird das Produktionswasser an der Einleitungsstelle am Standort der Plattform ins Meer "entlassen", woraufhin das Produktionswasser von der Strömung weiter transportiert wird. Dadurch entsteht eine so genannte Fahne: eine Wolke im Wasser des Produktionswassers mit erhöhten Konzentrationen von Aromaten und Metallen, die sich in Richtung der Strömung ausbreitet und mit den Gezeiten um den Standort der Plattform rotiert. Es wird konservativ davon ausgegangen, dass alle Stoffe im Produktionswasser in gelöster Form vorliegen und dass die im Wasser gelösten Stoffe nicht durch Sedimentation, Verdunstung, Eliminierung, Bindung an andere Stoffe usw. abnehmen.

Je nach den Bedingungen (Wind und Strömung) variieren die Form und die Konzentrationen innerhalb der Fahne:

- Je stärker die Strömung ist, desto weiter werden die Stoffe im Produktionswasser transportiert und desto länger ist die Fahne. Die Konzentrationen innerhalb der Fahne sind in diesem Fall niedriger (siehe Abbildung 1-2).
- Bei ruhigen Bedingungen, z. B. um die Gezeitenwende und bei geringer windgetriebener Strömung, bleibt die Fahne näher am Standort der Plattform, was zu einer relativ kleinen Fahne mit relativ hohen Konzentrationen führt (siehe Abbildung 1-3).

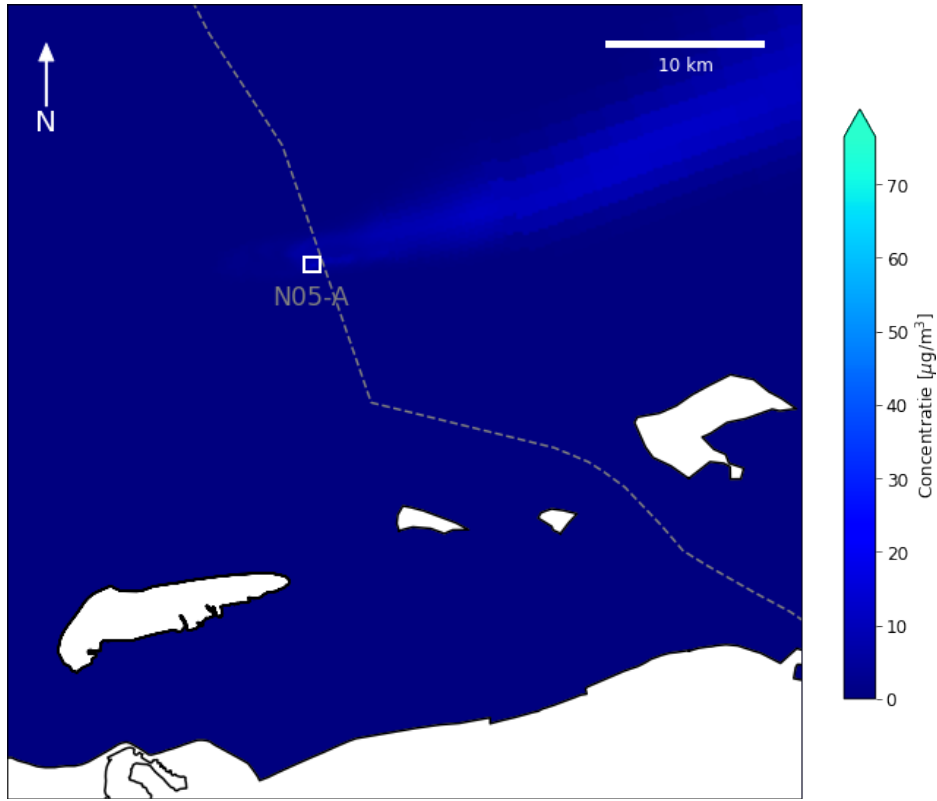


Abbildung 1-2 Ausbreitungskonzentration von Aromaten unter stürmischen Bedingungen. Die Fahne ist lang und liegt in Wind- und Strömungsrichtung (nach Nordosten). Unter diesen Bedingungen sind die Konzentrationswerte in der Abluffahne relativ niedrig.

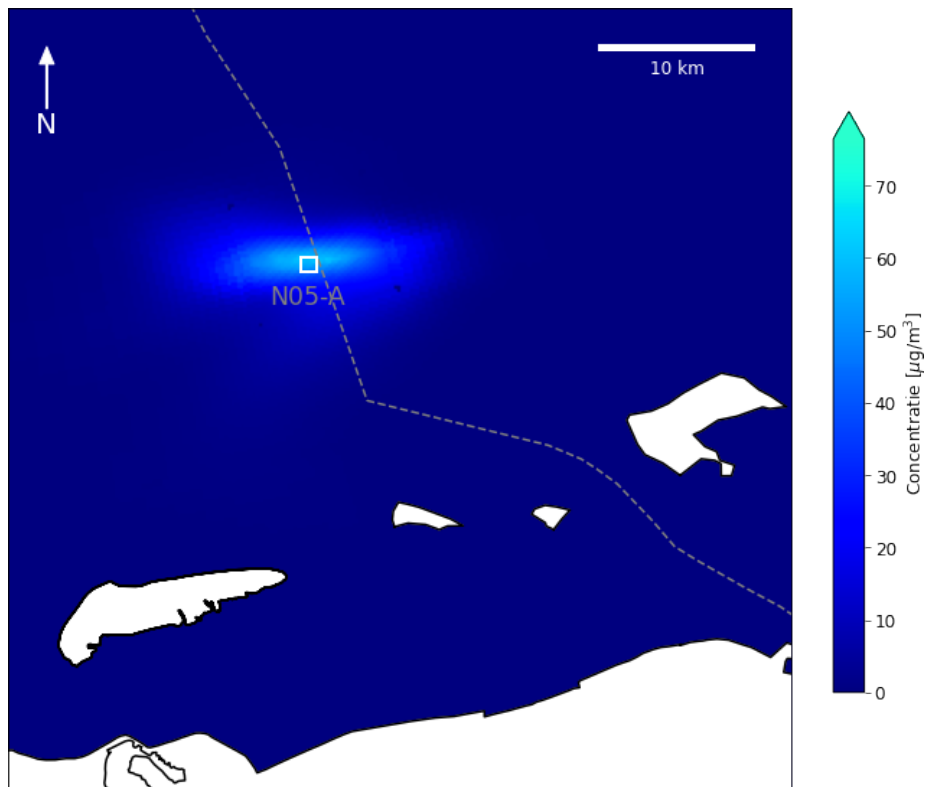


Abbildung 1-3 Ausbreitung der Aromatenkonzentration unter ruhigen Bedingungen. Die Fahne bleibt in der Nähe der Plattform. Unter diesen Bedingungen sind die Konzentrationswerte in der Abluffahne relativ hoch.

Die Fahnenmodellierung wird für zwei Szenarien durchgeführt, um den Bereich möglicher Konzentrationen des Produktionswassers zu bestimmen. Hier werden die Szenarien so gewählt, dass sie unterschiedliche Strömungsbedingungen beinhalten. Die Szenarien sollen nicht dazu dienen, geeignete oder weniger geeignete Zeiträume im Jahr für den Abfluss zu bestimmen, sondern einen Einblick in die Auswirkungen der Abluffahne zu geben. Da beide Szenarien einen längeren Zeitraum abdecken, handelt es sich um Durchschnittswerte und nicht um Extrembedingungen. Die Wahl der beiden Zeiträume basiert auf historischen Daten zu Hydrodynamik und Wind auf der Nordsee aus dem Jahr 2015 und wird in Kapitel 3 beschrieben. Die Tatsache, dass die Förderung erst nach 2021 erfolgen wird, wird voraussichtlich nicht zu wesentlich anderen Bedingungen führen.

1.3 Leitfaden zum Lesen

In Kapitel 2 wird eine Beschreibung des Projekts gegeben. Kapitel 3 beschreibt die historischen Daten, auf deren Grundlage die Szenarien ausgewählt wurden. Kapitel 4 beschreibt die numerische Methode. Die Ergebnisse des numerischen Modells für die Ausbreitung des Produktionswassers und der darin gelösten Stoffe sind in Kapitel 5 dargestellt. Kapitel 6 schließlich enthält eine Diskussion der Ergebnisse, und Kapitel 7 enthält die Schlussfolgerungen und Empfehlungen.

N.B.: Diese Studie äußert sich nicht zu den Auswirkungen der berechneten Konzentrationen. Dies geschieht in der ökotoxikologischen Studie, die auf der Grundlage dieser Fahnenstudie durchgeführt wird.

2 Beschreibung des Projekts

2.1 Einleitung

In diesem Kapitel wird das Projekt N05-A beschrieben, soweit es für diese Studie relevant ist: der Standort der Plattform, eine Beschreibung der Umgebung der Plattform N05-A und die Menge und Zusammensetzung des eingeleiteten Produktionswassers.

2.2 Standort des Projekts

Der Standort der Plattform ist in Abbildung 2-1 dargestellt. Die Plattform N05-A befindet sich etwa zwanzig Kilometer nördlich von Schiermonnikoog und die Wassertiefe beträgt an dieser Stelle etwa 25 Meter.



Abbildung 2-1 Standort der Plattform N05-A

Die von ONE-Dyas bereitgestellten Koordinaten für den Standort der Plattform sind im Koordinatensystem ED50 angegeben. Da das Delft3D-Modell das Koordinatensystem RD New verwendet, wurden die Koordinaten in dieses umgerechnet, siehe Tabelle 2-1.

Tabelle 2-1 Koordinaten der Plattform N05-A

Plattform	Koordinatensystem	Breitengrad (=Y)	Längengrad (= X)
N05-A	ED50	53° 41' 03.7" N	06° 21' 32.2" E
	RD Neu	633605 m	219208 m

2.3 Bestimmung der Quellterme

In dieser Studie wird von einer konstanten Ableitung von Produktionswasser während des Simulationszeitraums ausgegangen. Auch die Zusammensetzung wird als konstant angenommen. Die Ableitung des Produktionswassers erfolgt direkt unter der Wasseroberfläche. Die maximale Abflussmenge beträgt 60 Kubikmeter Wasser pro Tag, aber während der meisten Zeit der Gasproduktion wird sie niedriger sein. Die folgenden Stoffe werden durch die Einleitung ins Meer freigesetzt:

- 1 Kohlenwasserstoffe:
 - Aromaten, die zu etwa 80 % aus Benzol bestehen
- 2 Metalle:
 - Cadmium
 - Blei
 - Metallisches Quecksilber

Die Konzentrationen der Stoffe im Produktionswasser für die Fahnenmodellierung sind in Tabelle 2-2 dargestellt. In der Ergänzung zur Umweltverträglichkeitsprüfung vom Dezember 2021 wird die Zusammensetzung des Produktionswassers erläutert.

Tabelle 2-2 Konzentrationen von Stoffen in abgeleitetem Produktionswasser. Diese Daten werden als Input für die Fahnenmodellierung verwendet.

Stoff		Konzentration im abgeleiteten Produktionswasser (mg/l)
Kohlenwasserstoffe	Aromaten (ca. 80% Benzol)	110
Metall	Cadmium	0,0025
	Blei	0,01
	Metallisches Quecksilber	0,00012

2.4 Naturschutzgebiete in der Umgebung von N05-A

Die Einleitung des Produktionswassers kann zu erhöhten Konzentrationen von Aromaten, Cadmium, Blei und metallischem Quecksilber in der Wassersäule in der Nähe der Plattform führen. Hier gibt es sowohl in den Niederlanden als auch in Deutschland mehrere wertvolle Gebiete. Dies sind die folgenden Bereiche (siehe Abbildung 1-1):

- Borkumer Steine mit dem Projekt zur Wiederherstellung von Austernbänken von WWF und ARK
- Küstengebiet der Nordsee (Natura 2000)
- Borkum Riffgrund (Natura 2000)
- Niedersächsisches Wattenmeer und angrenzende Küstengewässer (Natura 2000)

Eine ausführliche Beschreibung dieser Gebiete finden Sie in der Umweltverträglichkeitsprüfung für das Projekt N05-A und in der dazugehörigen Naturprüfung.

3 Historische Daten

3.1 Einleitung

In diesem Kapitel werden die historischen Daten zu Strömungen, Wellen und Wind in der Nordsee beschrieben. Auf der Grundlage einer Analyse dieser Daten wurden zwei Szenarien ausgewählt (zwei 3-monatige Zeiträume im Jahr 2015), die die Bandbreite der möglichen Ausbreitung des Produktionswassers und der darin gelösten Stoffe wiedergeben.

3.2 Strömungsbedingungen

Es gibt zwei Hauptmechanismen, die die Strömung in der Nordsee antreiben: die Gezeiten und der Wind.

Der Wasserstandsunterschied zwischen Ebbe und Flut beträgt etwa drei Meter. Dieser räumliche und zeitliche Wasserstandsunterschied erzeugt Gezeitenströme. Der Gezeitenstrom wechselt alle sechs Stunden von Ebbe zu Flut und umgekehrt. Die Flut geht in Richtung Osten und die Ebbe in Richtung Westen. Infolge der großräumigen Strömungszirkulation in der Nordsee ist die Gezeitenströmung in Richtung Osten etwas stärker als die Ebbe in Richtung Westen.

Die Gezeiten in der Nordsee werden von den Gezeiten des Atlantiks abgeleitet, da die Nordsee zu klein ist, um ihre eigenen Gezeiten zu erzeugen. Die Flutwellen gelangen über den Ärmelkanal und den Eingang zwischen Schottland und Norwegen in die Nordsee. Diese Gezeitenwellen bewegen sich aufgrund des Coriolis-Effekts gegen den Uhrzeigersinn. Abbildung 3-1 zeigt den großräumigen Verlauf der Flutwelle entlang der niederländischen Küste. Die Gezeitenwelle und damit die großräumige Strömung verläuft vom Süden der Niederlande entlang der niederländischen Küste nach Norden in Richtung Dänemark. Nördlich der Watteninseln ist die Gezeitenströmung von Südwesten nach Nordosten gerichtet.

Abbildung 3-2 und Abbildung 3-3 zeigen ein typisches Strömungsmuster zu den Zeitpunkten drei Stunden vor und drei Stunden nach der Flut. Nördlich von Schiermonnikoog fließt die Strömung mit 0-1,0 m/s bei steigender Flut hauptsächlich von Osten nach Ost-Nordosten. Um die Watteninseln herum und südlich von ihnen herrscht eine starke Strömung von 2-3 m/s nach Süden in Richtung Wattenmeer und Emsmündung. Bei einer ablaufenden Flut geht die Strömung in die entgegengesetzte Richtung.

Neben den gezeitenbedingten Strömungen gibt es auch windbedingte Strömungen. Der Wind in der Nähe der Wasseroberfläche erzeugt Strömungen in Windrichtung. Dies gilt vor allem für den oberen Teil der Wassersäule. Die jährlichen Durchflussmengen in der Nähe der Plattform sind in Abbildung 3-4 dargestellt. Darin spiegelt sich die starke Ost-West-Gezeitenströmung wider. Die täglichen Spitzenwerte der Gezeitenströmung liegen bei ca. 0,5 m/s in der Mitte der Wassersäule.

Die maximale jährliche Strömungsgeschwindigkeit, die anhand von Modellen [1] ermittelt wurde und durch eine Kombination aus Gezeiten und Wind verursacht wird, liegt in der Größenordnung von 1 m/s nahe der Wasseroberfläche, 0,9 m/s in der Mitte der Wassersäule und 0,74 m/s in der Nähe des Meeresbodens am Standort der Plattform.



Abbildung 3-1 Verlauf der Flutwelle durch die Nordsee (Quelle: Ecomare)

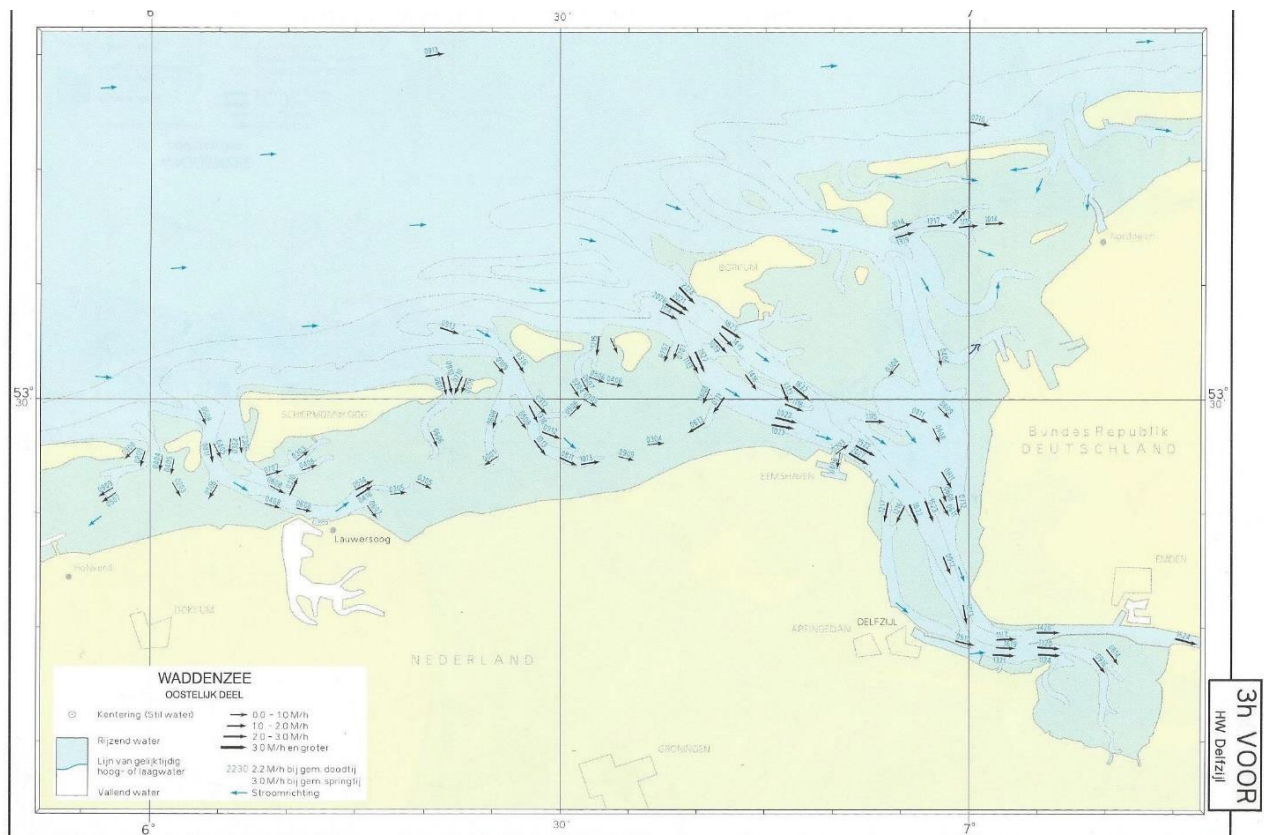


Abbildung 3-2 Typisches Abflussmuster 3 Stunden vor dem Hochwasserscheitel (Quelle: Flussatlas)

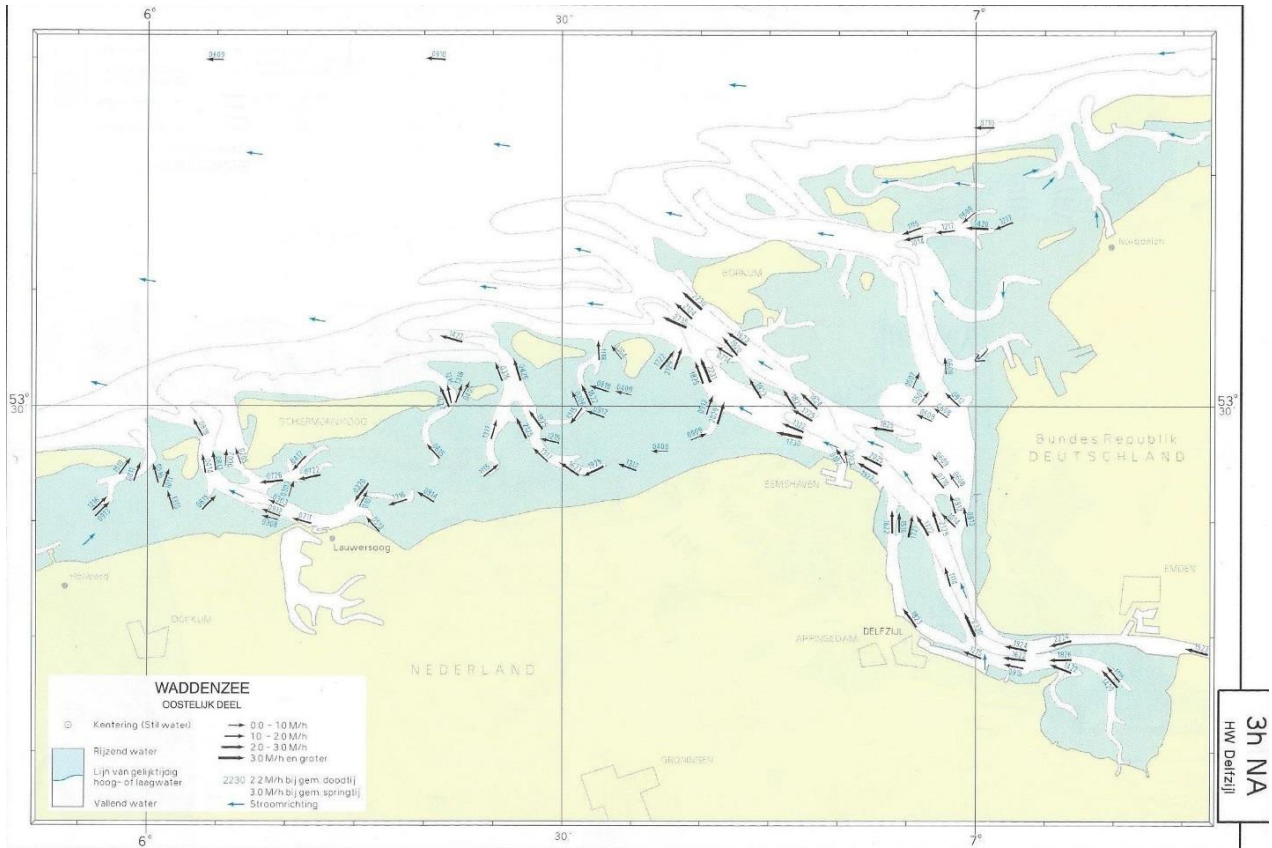


Abbildung 3-3 Typisches Abflussmuster 3 Stunden nach dem Hochwasserscheitel (Quelle: Flussatlas)

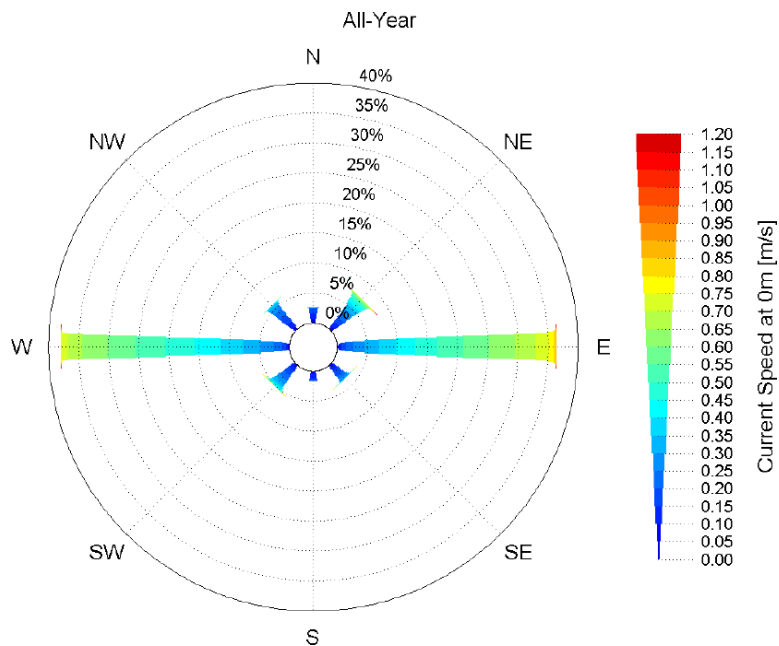


Abbildung 3-4 Jährliche Strömungsrose in der Nähe des Plattformstandorts (Quelle: [2])

3.3 Wasserstand

Die Gezeiten sind der Hauptfaktor für die Strömung auf der Plattform, die zweimal täglich von Ebbe und Flut bestimmt wird. Zu den Schwankungen des Wasserstandes durch die Gezeiten kommt eine Schwankung des Wasserstandes durch Wind und Stürme hinzu. Bei einem Sturm kommt es häufig zu einem Tiefdruckgebiet und damit zu einem vorübergehenden, lokalen Anstieg des Wasserspiegels. Der Wind kann den Wasserstand je nach Windrichtung heben oder senken.

Der Wasserstandsverlauf für das Jahr 2015 in der Nähe der Plattform ist in Abbildung 3-5 dargestellt. Zu diesem Zweck wurden Messdaten von der Messplattform Huibertgat nordöstlich des Auges Schiermonnik verwendet. Diese Abbildung zeigt, dass es an einem Tag zwei Fluten und zwei Ebbe gibt. Alle vierzehn Tage ist Springflut (Sonne, Mond und Erde sind so ausgerichtet, dass sich die Gezeitenkräfte von Sonne und Mond gegenseitig verstärken): Die Gezeitenamplitude ist am größten. Zwischen zwei Springfluten liegt eine Nippflut (die Gezeitenkräfte von Sonne und Mond stehen im rechten Winkel zueinander), so dass die zeitliche Amplitude minimal ist.

Die höchsten Wasserstände treten im Herbst und Winter auf, mit Wasserstandsspitzen von etwa 2,50 m +NAP.

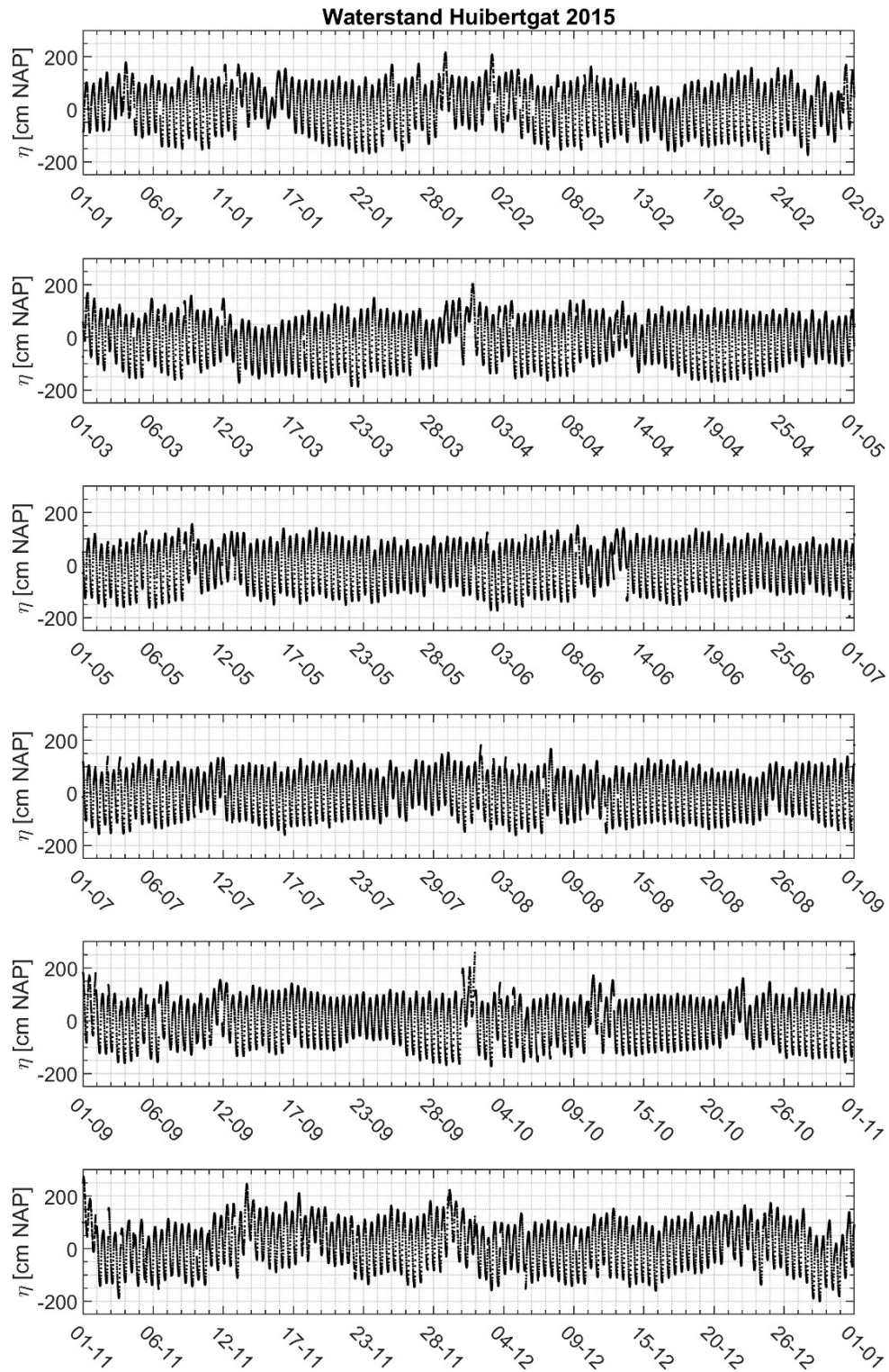


Abbildung 3-5 Wasserstand am Huibertgat für das Jahr 2015

Basierend auf den Messdaten der Pegelstation Huibertgat zwischen 2000 und 2019 wurden die astronomischen Wasserstände ermittelt, siehe Tabelle 3-1.

Tabelle 3-1 Astronomische Wasserstände am Huibertgat.

	Höhe [m MSL]
HAT (Höchste astronomische Flut)	3,15
MHWS (Mittlere Hochwassermarke)	1,34
MHHW (Mittleres Hochwasser)	1,09
MHW (Mittleres Hochwasser)	0,88
MHWN (Mittleres Hochwasser)	0,82
MSL (Mittelstufe = NAP)	0,00
MLWN (Mittlere Niedrigwasserflut)	-0,74
MLW (Mittleres Niedrigwasser)	-0,91
MLLW (Mittleres Niedrigwasser)	-1,12
MLWS (Mittlerer Niedrigwassersprung)	-1,39
LAT (Niedrigste astronomische Flut)	-2,63

3.4 Wind

In Abbildung 3-6 und Abbildung 3-7 sind die Windstatistiken für den Zeitraum 2000-2019 an der Station Huibertgat [3] anhand von Windrosen (Abbildung 3-6) und monatlichen Statistiken (Abbildung 3-7) dargestellt. Die vorherrschende Windrichtung ist das ganze Jahr über Südwest, aber sie variiert im Laufe der Jahreszeiten. Die meisten Windgeschwindigkeiten über 15 m/s kommen aus dem Süden, Südwesten oder Südosten.

Auf der Grundlage einer Extremwertanalyse der Winddaten für die Jahre 2000-2019 wurde die höchste Windgeschwindigkeit ermittelt, die einmal im Jahr auftritt: Sie beträgt 21,26 m/s. Das bedeutet, dass diese Windgeschwindigkeit im Durchschnitt einmal pro Jahr überschritten wird. Diese Windgeschwindigkeit ist vergleichbar mit der in [4] angegebenen einmaligen Windgeschwindigkeit von 22,0 m/s und der in [2] angegebenen einmaligen Windgeschwindigkeit pro Jahr.

Abbildung 3-7 zeigt die durchschnittlichen und maximalen Windverhältnisse pro Monat. Dies zeigt, dass die höchsten Windgeschwindigkeiten im Herbst und Winter auftreten.

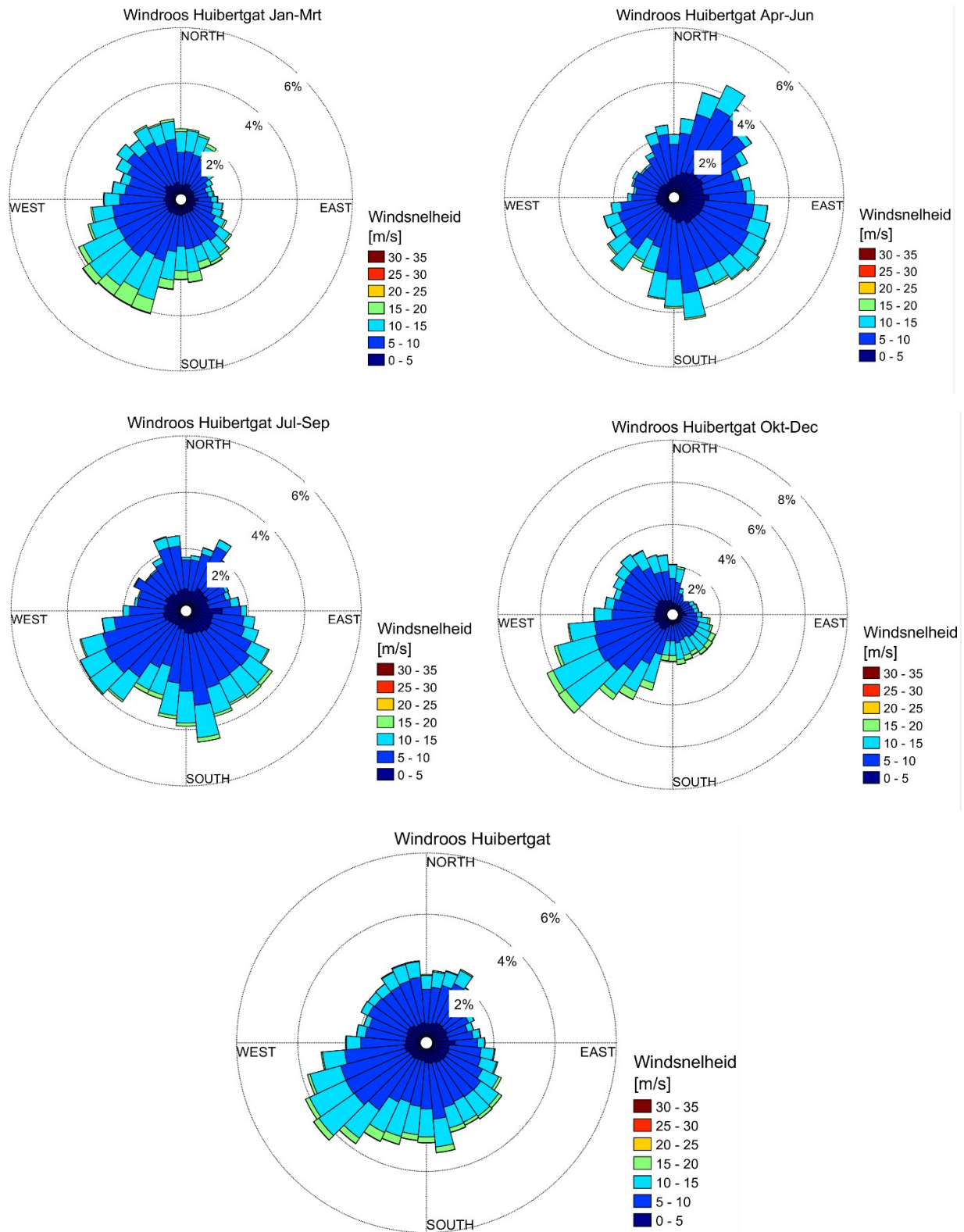


Abbildung 3-6 Windrosen am Huibertgat für die vier Jahreszeiten und das ganze Jahr (für die Jahre 2000 - 2019). Die Richtung gibt an, aus welcher Richtung der Wind kommt.

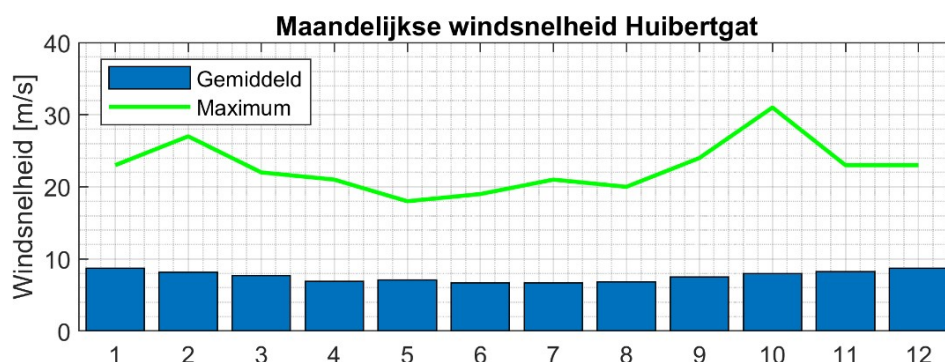


Abbildung 3-7 Veränderung der mittleren und maximalen monatlichen Windgeschwindigkeit und am Huibertgat für die Jahre 2000 - 2019

Die Windgeschwindigkeit am Huibertgat [3] im Jahr 2015 ist in Abbildung 3-8 dargestellt. Für die ersten 2,5 Monate des Jahres 2015 liegen von dieser Wetterstation keine Daten vor. Diese Monate werden daher in den Modellszenarien nicht berücksichtigt. Dies ist jedoch kein Problem, da statistisch gesehen (für Daten zwischen 2000 und 2019) im Herbst mindestens gleich hohe Windgeschwindigkeiten auftreten, siehe auch Abbildung 3-7. Das sehen wir auch hier: Im November und Dezember 2015 waren die Windgeschwindigkeiten ebenfalls relativ hoch.

Die typische Windgeschwindigkeit für den Rest des Jahres 2015 liegt unter 10 m/s, mit einigen Spitzenwerten zwischen 15 und 20 m/s. Dies stimmt auch mit den mehrjährigen Daten überein, siehe Abbildung 3-6 und Abbildung 3-7. Im März kam es zu einem starken Sturm mit einer Windgeschwindigkeit von etwa 23 m/s. Das macht ihn zu einem etwas stärkeren Sturm als den einmal im Jahr auftretenden Sturm.

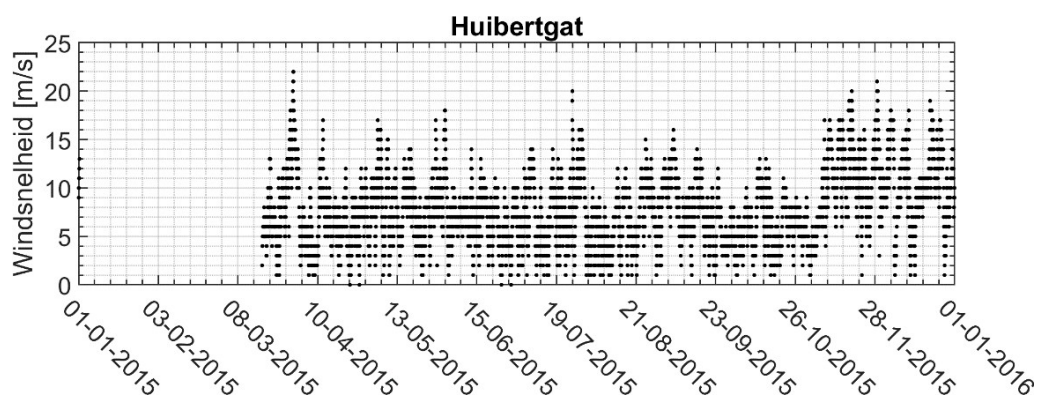


Abbildung 3-8 Windgeschwindigkeit für das Jahr 2015 am Huibertgat.

3.5 Wahl des Szenarios

Die Fahnenmodellierung wird für zwei Szenarien durchgeführt, um den Bereich möglicher Konzentrationen des Produktionswassers zu bestimmen. Dies liegt daran, dass sich das Produktionswasser und die gelösten Stoffe unter verschiedenen Bedingungen unterschiedlich ausbreiten.

Wie bereits in Abschnitt 1.2 beschrieben, hängen die Form und die Konzentrationen innerhalb der Fahne von den Bedingungen (Wind und Strömung) ab:



- Je stärker die Strömung, desto weiter werden die Stoffe im Produktionswasser transportiert und desto größer ist die Fahne. Die Konzentrationen in der Abluffahne sind in diesem Fall niedriger.

- Bei Windstille bleibt die Fahne näher am Standort der Plattform, und die Konzentrationen in der Fahne sind in diesem Fall höher.

Diese beiden Extreme können als der Unterschied zwischen einem Pfannkuchen und einem Keks dargestellt werden. Um diese Extreme zu bestimmen, wurden zwei Szenarien definiert.

Die Szenarien, in denen sich die Wind- und Strömungsbedingungen unterscheiden, sind in Abbildung 3-9 und Abbildung 3-10 dargestellt und lauten wie folgt:

- **Szenario März-Juni:** eine Periode mit einem großen Sturm, gefolgt von einer durchschnittlichen Periode. Der Ableitungszeitraum reicht von Ende März bis Mitte Juni, die Modellberechnung von Mitte März bis Mitte Juni. Charakteristisch für dieses Szenario ist, dass am 31. März ein Sturm auftrat, bei dem die einmal im Jahr auftretende Windbedingung erreicht wurde. Während des Sturms kommt der Wind aus dem Westen. Vor und nach dem Sturm ist es relativ ruhig. Während der Sturmperiode wird erwartet, dass die Konzentrationen eine flache, lange Fahne bilden, und während der ruhigen Tage davor und danach wird erwartet, dass die Konzentrationen eine dicke, kurze Fahne bilden.
- **Szenario September - Dezember:** Eine sehr ruhige Periode, gefolgt von einer Periode mit höheren Windgeschwindigkeiten. Der Abflusszeitraum erstreckt sich von Anfang Oktober bis Ende Dezember, und die Modellberechnung läuft von Ende September bis Ende Dezember. Charakteristisch für dieses Szenario ist, dass die Windgeschwindigkeiten im Oktober gering waren, so dass die Konzentrationen eine kurze, dichte Wolke bilden dürften. Der Wind kommt zeitweise aus dem Osten. In den Monaten November und Dezember nehmen die Wind- und Strömungsgeschwindigkeiten zu, wobei der Wind dann hauptsächlich aus dem Westen kommt.

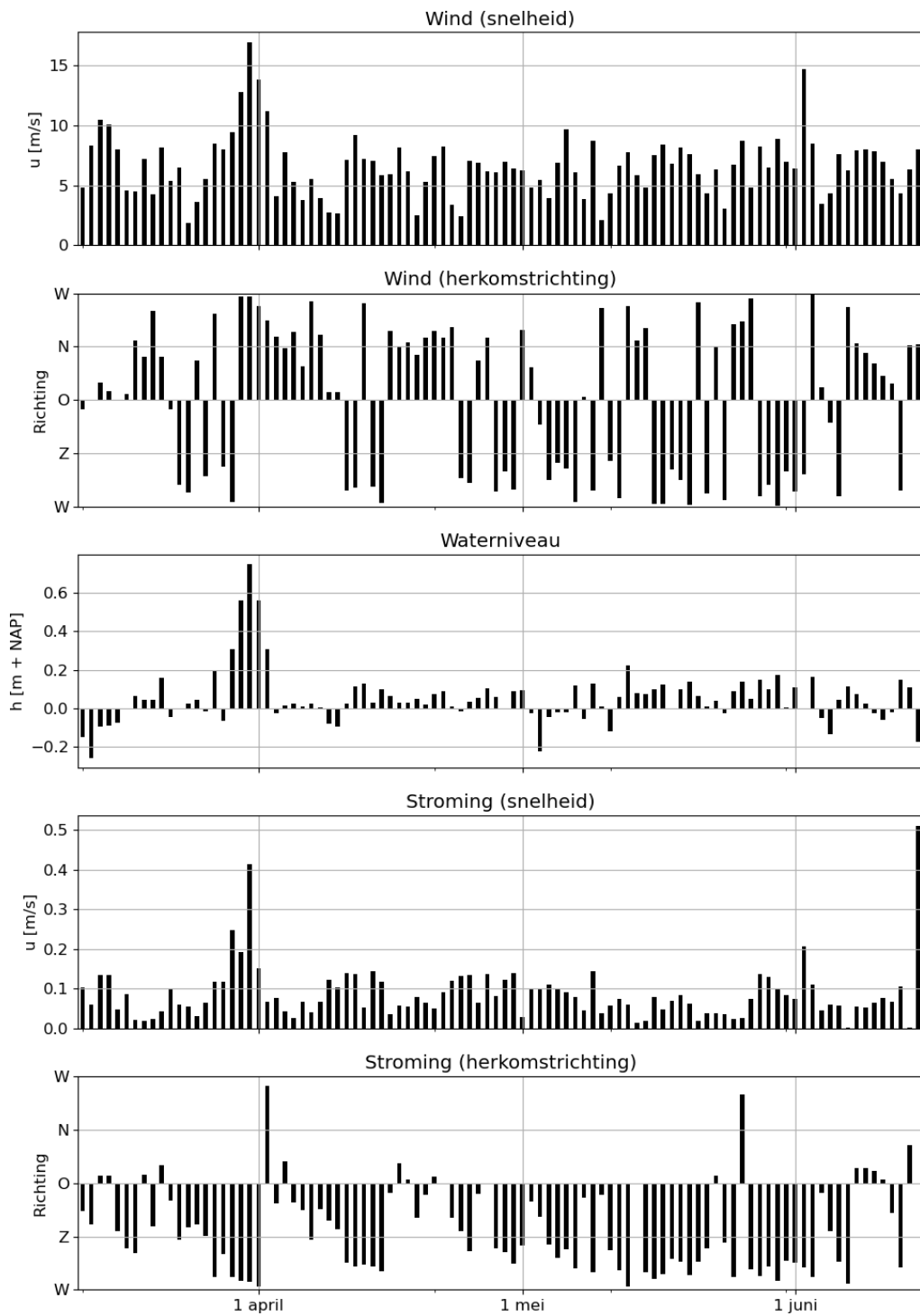


Abbildung 3-9 Tägliche Durchschnittsbedingungen für das Szenario März - Juni

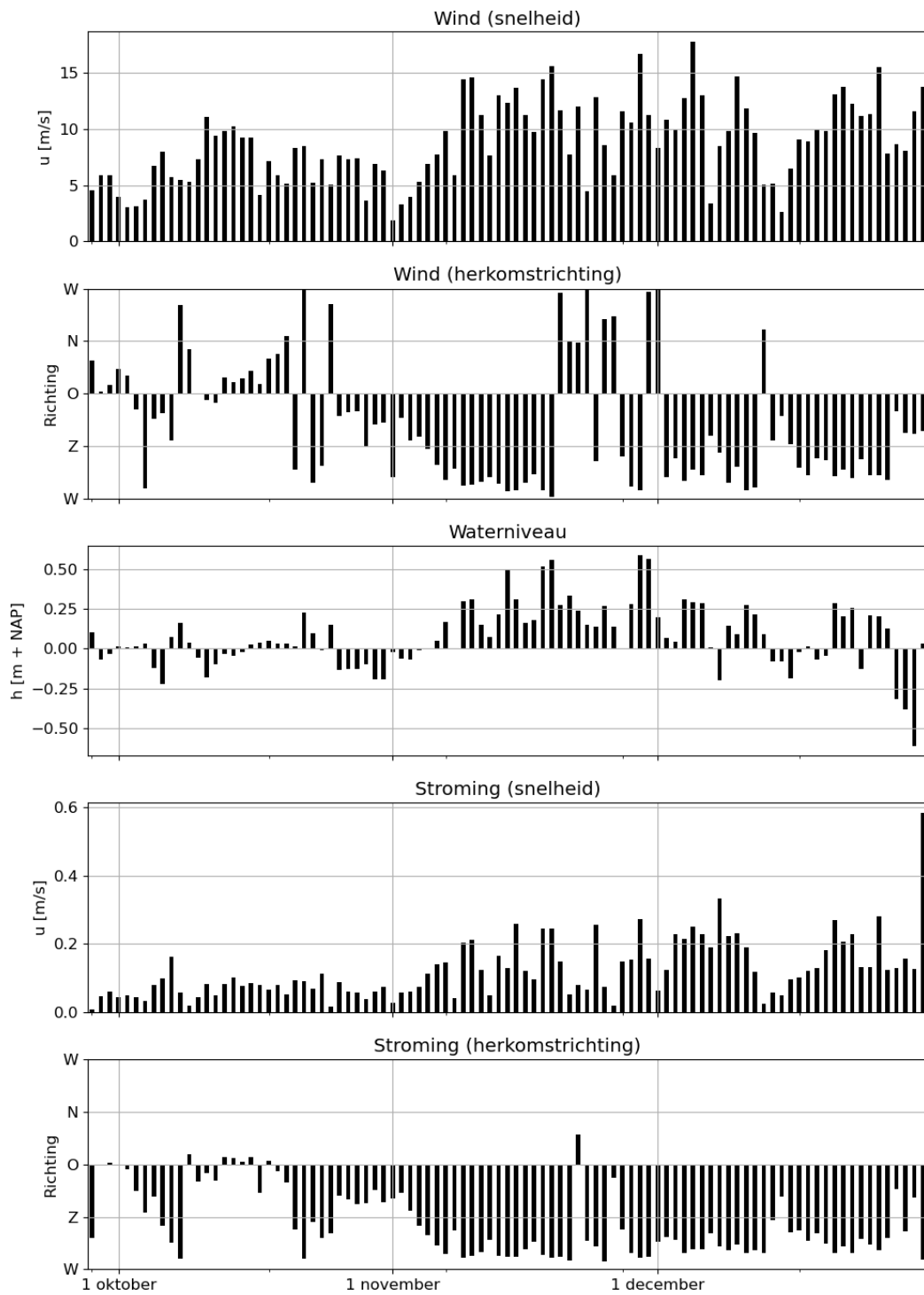


Abbildung 3-10 Tägliche Durchschnittsbedingungen für das Szenario September - Dezember

4 Entwurf und Validierung des numerischen Modells

4.1 Einleitung

In diesem Kapitel wird der Aufbau des numerischen Modells erläutert. Für diese Studie wurde das bestehende, vollständig kalibrierte und validierte Delft3D-Modell der Nordsee verwendet. Dieses Modell wurde an die spezifischen Anforderungen der vorliegenden Studie angepasst. Das Modell und seine Modifikationen werden hier kurz erörtert, eine detaillierte Beschreibung finden Sie im Bericht über die Fahnenmodellierung für die Bohrphase [5].

4.2 Verwendete Software

Für die Modellierung der Ablufffahne wurde die Software Delft3D verwendet. Diese Software wurde von Delta-res entwickelt und wird weltweit zur Modellierung von Strömungen und Wasserqualität in Küsten und Flüssen eingesetzt.

Darüber hinaus wird Delft3D häufig für Fahnenstudien verwendet. Die Modellierungssoftware Delft3D kann verschiedene Arten von Stoffen modellieren, darunter auch gelöste Stoffe ("Tracer"). Für diese Studie wurde die Version 4.04.01 verwendet.

4.3 Modellschema

4.3.1 Bestehendes Modell

Für die Nordsee ist ein kalibriertes und validiertes Modellschema für Delft3D verfügbar: das Modellschema für die südliche Nordsee (ZUNO). Diese Modellschematisierung umfasst einen großen Teil der Nordsee, einschließlich des Wattengebiets. Das ZUNO-Modell ist ein 3-dimensionales Modell mit zwölf Schichten in der Tiefe. Das ZUNO-Modell ist im Koordinatensystem RD Neu aufgebaut, die vertikale Bezugsebene ist NAP.

Die folgenden Prozesse werden im ZUNO-Modell simuliert:

- Gezeitenstrom
- Durchflussmengen aus Flüssen
- Atmosphärischer Druck
- Windgeschwindigkeit
- Lufttemperatur
- Relative Luftfeuchtigkeit
- Wolkendecke
- Dichtestrom aufgrund von schwankendem Salzgehalt und Temperatur

Das bestehende ZUNO-Modell, das von Deltares geliefert wurde, diente als Grundlage für die Modellschematisierung in dieser Studie. Dies ist die Version 3 des ZUNO-Modells (Delft3D-FLOW_North Sea-ZUNO-DD_j03-j15_v03) mit den entsprechenden Randbedingungen für die Jahre 2012-2015.

Das ZUNO-Modell ist für die Fahnenmodellierung in der Bohrphase geeignet [5]. Die wichtigsten Anpassungen sind wie folgt:

- Verfeinerung des Rechengitters in der Nähe des Plattformstandortes, so dass die Zellen des Rechengitters in der Nähe des Plattformstandortes eine Länge von ca. 100 m (siehe Abbildung 4-1)

- Hinzufügung der Wellenmodellierung;
- Hinzufügung von Abflusstoffen am Standort der Rampe;
- Hinzufügung zusätzlicher Modellausgangspunkte, auch entlang der empfindlichen Naturgebiete.

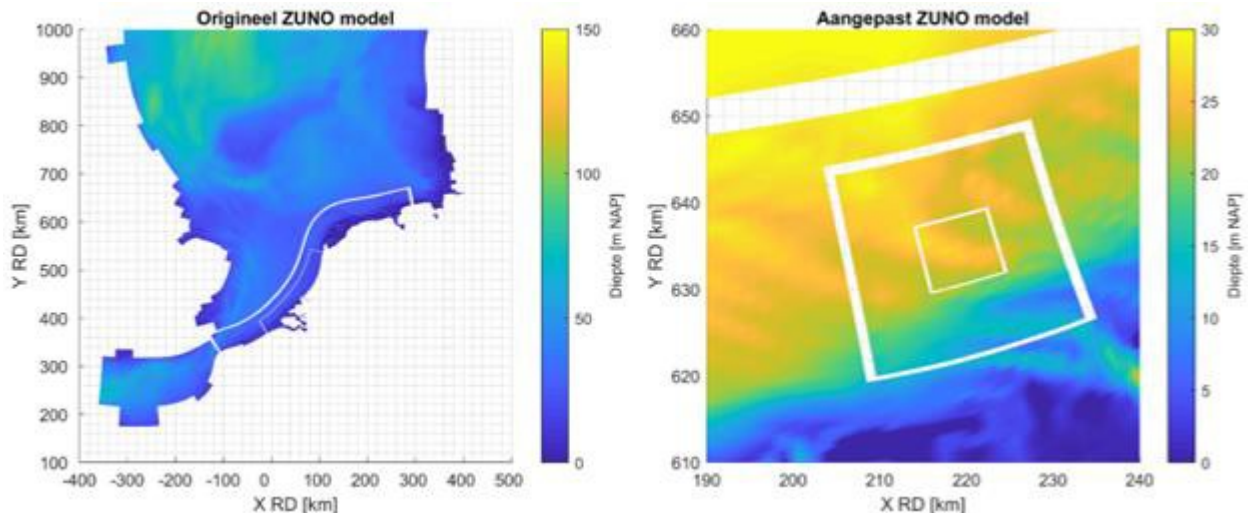


Abbildung 4-1 Visualisierung der Verfeinerung des Rechengitters in der Nähe der Plattform im modifizierten ZUNO-Modell, verglichen mit dem ursprünglichen ZUNO-Modell (Quelle: [5])

4.3.2 Anpassungen des Modells

Für Fahnenstudien im Auftrag der Produktionswasserforschung wurde das Modell erneut angepasst. Die neuen Anpassungen sind:

- Anpassung der Lage der Rampe an ihre neue, südlichere Lage;
- Anpassung der Abflussmenge und der Konzentrationen;
- Berichtigung des korrekten Standorts des Projekts zur Wiederherstellung der Austerbänke.
- Ausgenommen Wellen (siehe unten);

Wie in Abschnitt 2.2, beschrieben, befindet sich der Standort der Plattform bei (219208, 633605) im Koordinatensystem RD New. Der neue Standort der Plattform wird in die Ausgabepunkte des Modells aufgenommen.

In der Modellierung wird eine konstante Menge an Produktionswasser am Standort der Plattform abgeleitet. Für die Abflussmenge wird ein maximaler Produktionswasserdurchfluss von 60 m³/Tag angenommen. Die Konzentrationen der betrachteten Stoffe in diesem Produktionswasser sind in Tabelle 4-1 angegeben. Die Konzentrationen beziehen sich auf Produktionswasser, das in einem Aktivkohlefilter nachbehandelt wurde (siehe Abschnitt 2.3).

Angesichts der konstanten Konzentrationen der betrachteten Stoffe im Produktionswasser wurden die betrachteten Stoffe als ein Tracer (Indikatorsubstanz) modelliert. Die berechnete Konzentration dieses Tracers im Meerwasser wurde bei der Verarbeitung der Modellergebnisse auf der Grundlage der Konzentrationen im eingeleiteten Produktionswasser in Konzentrationen von Aromaten, Cadmium, Blei und metallischem Quecksilber im Meerwasser umgerechnet. In dieser Fahnenstudie wurde die Konzentration von Aromaten und nicht die Benzolkonzentration betrachtet.

Tabelle 4-1 Konzentrationen von Stoffen im abgeleiteten Produktionswasser

Stoff		Konzentration im abgeleiteten Produktionswasser (mg/l)
Kohlenwasserstoffe	Aromaten (ca. 80% Benzol)	110
Metall	Cadmium	0,0025
	Blei	0,01
	Metallisches Quecksilber	0,00012

In Abbildung 4-3 und Abbildung 4-3 ist der Abfluss im Modell für Aromaten, eine der im Produktionswasser vorhandenen Substanzen, dargestellt. Für die anderen Stoffe gilt derselbe Zeitverlauf, jedoch mit einer anderen Abflussbelastung. Die Einleitungsfracht steht in direktem Zusammenhang mit der Konzentration im eingeleiteten Produktionswasser.

Jedes Szenario beginnt mit einem 7-tägigen Einlauf des Modells ohne Ableitung von Produktionswasser, um eine einigermaßen stabile Situation zu erreichen.

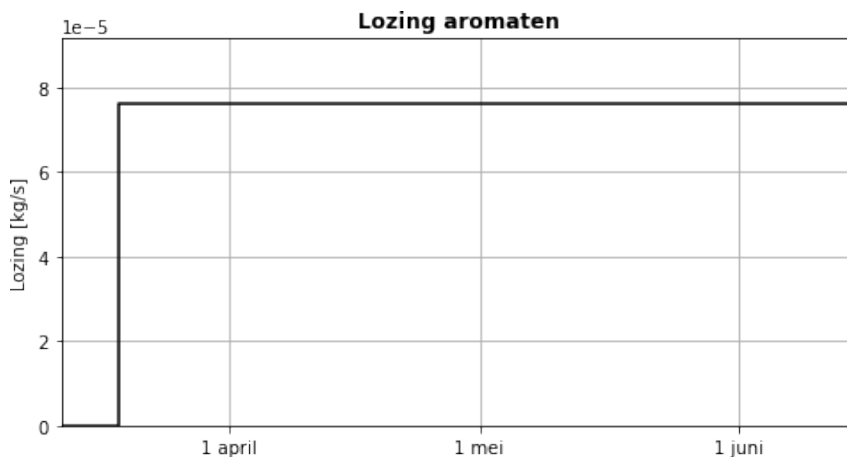


Abbildung 4-2 Zeitreihe des Quellterms für Aromaten, wie im Modell für das Szenario März - Juni vorgegeben

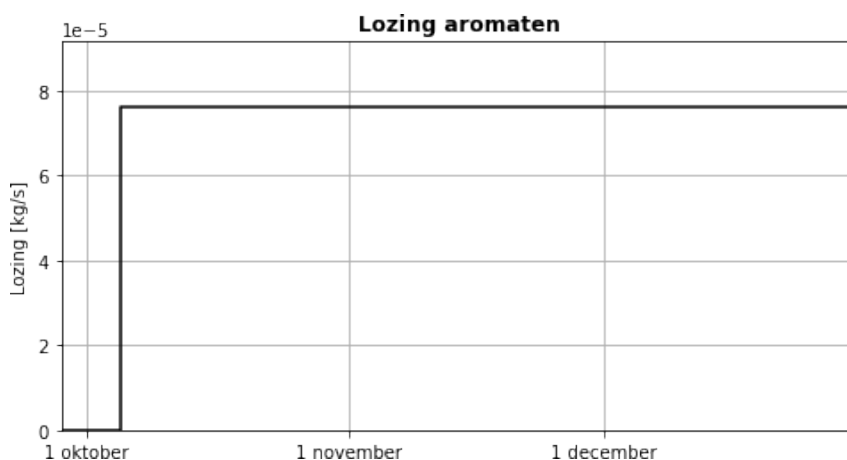


Abbildung 4-3 Zeitreihe des Quellterms für Aromaten, wie im Modell für das Szenario September - Dezember vorgegeben

Die Beobachtungspunkte des Modells, auch Modellausgabepunkte genannt, sind in Tabelle 4-2 dargestellt. Im Vergleich zur Fahnenstudie für das Bohrloch [5] wurde der Standort der Plattform hinzugefügt und der Standort des Projekts zur Sanierung von Austernbänken. Für das Projekt zur Wiederherstellung von



**Royal
HaskoningDHV**

Austernbänken wird in dieser Studie der Punkt verwendet, der der Einleitungsstelle am nächsten liegt, da dort die höchste Konzentration auftritt.

Dieser nächstgelegene Punkt ist die südliche Spitze des 500 mal 500 Meter großen Gebiets um das Projekt zur Wiederherstellung der Austernbank.

Tabelle 4-2 Standorte der Beobachtungspunkte in der Nähe der Plattform und der empfindlichen Gebiete Die Koordinaten sind im Koordinatensystem RD New.

Standort	X [m]	Y [m]
N05-A	219208	633605
Projekt zur Sanierung von Austernbänken (Südspitze)	218619	635267
Küstengebiet der Nordsee	218833	621022
Rottumerplaat	225000	619000
Borkum Riffgrund	218280	638061
Niedersächsisches Wattenmeer und angrenzendes Küstenmeer	220839	631705

Die Standorte der Beobachtungspunkte sind auch in Abbildung 4-4 dargestellt. Die Abbildung zeigt, dass das Projekt zur Wiederherstellung von Austernbänken der nächstgelegene Beobachtungspunkt ist, während die Küstenzone der Nordsee und die Rottumer Platte relativ weit von der Plattform entfernt sind.

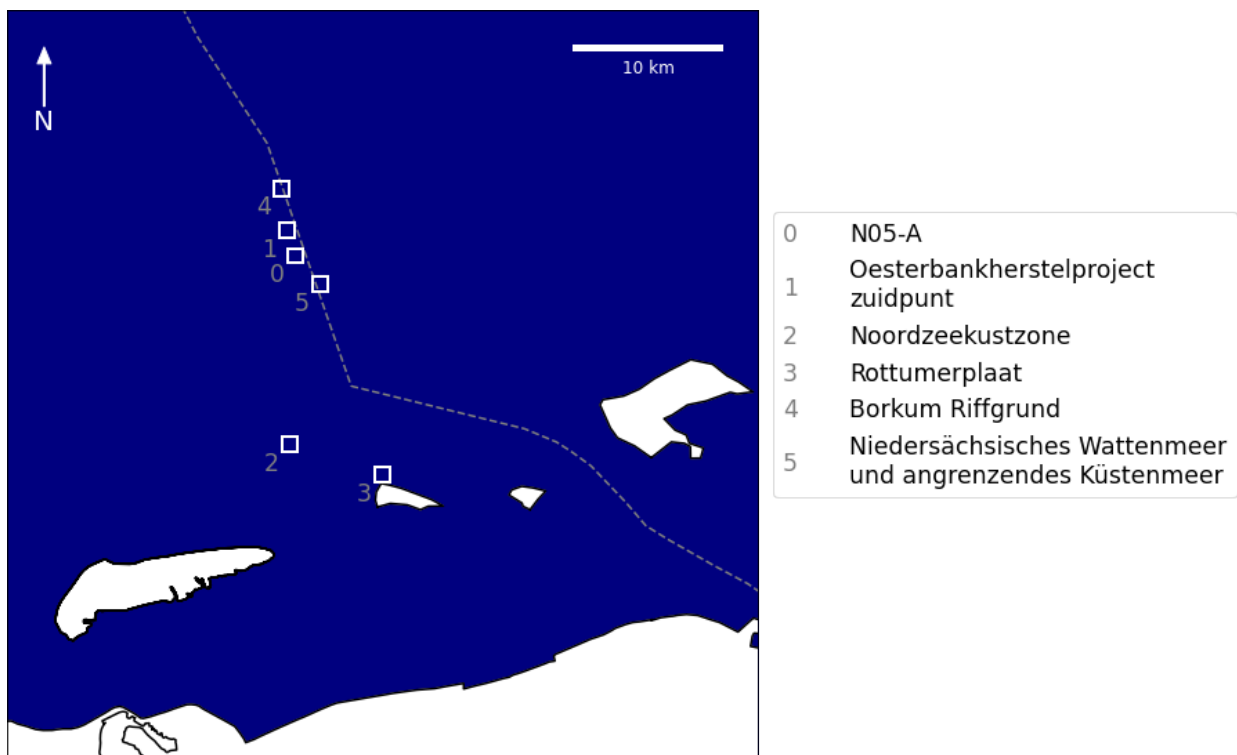


Abbildung 4-4 Standorte der Beobachtungspunkte in der Nähe der Plattform und der empfindlichen Gebiete

Wellen wurden in dieser Fahnenstudie nicht berücksichtigt, da sie nur Tracer und keine Sedimente modellierten. Sedimenttransport, Absenkung und Erosion hängen zum Teil von der durch die Wellen erzeugten Scherspannung ab. Die Ausbreitung von Tracern wird dagegen nicht durch Wellen beeinflusst. Außerdem ist die Wassertiefe am Standort der Plattform so tief, dass es keine wellengetriebenen Strömungen gibt.

5 Ausbreitung von Stoffen Produktionswasser um N05-A

5.1 Allgemein

In diesem Kapitel werden die Modellergebnisse für die beiden Szenarien beschrieben. Die Szenarien und ihre Grundlagen werden in Abschnitt 3.5 beschrieben. Ziel der Szenarien ist es, die Bandbreite der Konzentrationen aufgrund der Ausbreitung der Schadstofffahne durch die Modellierung verschiedener Bedingungen wie Gezeiten und Wind zu analysieren.

Zusammenfassend kann man sagen, dass es sich um zwei Szenarien handelt:

- **Szenario März-Juni:** eine Periode mit einem großen Sturm, gefolgt von einer durchschnittlichen Periode.
- **Szenario September - Dezember:** eine sehr ruhige Periode, gefolgt von einer Periode mit höheren Wind- und Strömungsgeschwindigkeiten.

Für beide Szenarien sind die folgenden Abbildungen mit den Ergebnissen enthalten:

- Zeitreihen mit den täglichen Durchschnittskonzentrationen der Stoffe im Produktionswasser für die Beobachtungspunkte in der unteren Wasserschicht in der Nähe des Meeresbodens;
- Zeitreihen mit wöchentlichen Durchschnittskonzentrationen der Stoffe im Produktionswasser für die Beobachtungspunkte in der unteren Wasserschicht in der Nähe des Meeresbodens;
- Karten mit den maximalen durchschnittlichen Tageskonzentrationen der Stoffe im Produktionswasser in der unteren Wasserschicht in der Nähe des Meeresbodens.

Abschnitt 5.2 beschreibt die Ergebnisse für das Szenario März-Juni. Abschnitt 5.3 befasst sich mit den Ergebnissen des September-Dezember-Szenarios. Die Ergebnisse werden nach Stoffen dargestellt. Schließlich gibt Abschnitt 5.4 einen Überblick über die Ergebnisse der beiden Szenarien.

5.2 Szenario März - Juni

5.2.1 Konzentration von Aromaten

Tägliche und wöchentliche Durchschnittskonzentration von Aromaten

Abbildung 5-1 (Tagesmittelwert) und Abbildung 5-2 (Wochenmittelwert) zeigen die Aromatenkonzentration als Ergebnis der Ableitung von Produktionswasser im Laufe der Zeit in der unteren Wasserschicht an den folgenden Stellen:

0. N05-A-Plattform
1. Projekt zur Wiederherstellung von Austernbänken (südlichster Punkt)
2. Küstengebiet der Nordsee
3. Rottumerplaat
4. Borkum Riffgrund
5. Niedersächsisches Wattenmeer und angrenzendes Küstenmeer

Die Modellierungsergebnisse zeigen, dass die Konzentration von Aromaten in der Nähe des Meeresbodens am Standort der Plattform stark schwankt. An Tagen mit einer relativ starken Strömung sind die Konzentrationen relativ niedrig (oft weniger als $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$), während an Tagen mit ruhigeren Strömungsverhältnissen die Konzentrationen auf etwa ansteigen. Bei ruhigen Strömungsverhältnissen verbleiben die Stoffe lange Zeit in der Nähe der Plattform. Ende März gibt es einen starken Sturm, der die Konzentrationen in diesem Zeitraum stark absinken lässt. Im April

bleiben Konzentrationen über einen längeren Zeitraum auf höheren Werten, da in diesem Monat keine nennenswerten Stürme auftreten und der Wind aus verschiedenen Richtungen kommt.

Die Modellergebnisse zeigen auch, dass die Konzentration bei dem Projekt zur Wiederherstellung der Austernbänke einem ähnlichen Muster folgt. Der Grund dafür ist, dass das Projekt zur Sanierung der Austernbänke in der Nähe der Einleitungsstelle liegt. Infolgedessen schwanken die Konzentrationen am Projekt zur Wiederherstellung der Austernbänke, wobei sie bei niedrigen Durchflüssen in der Nähe der Einleitungsstelle relativ höher und bei hohen Durchflüssen niedriger sind.

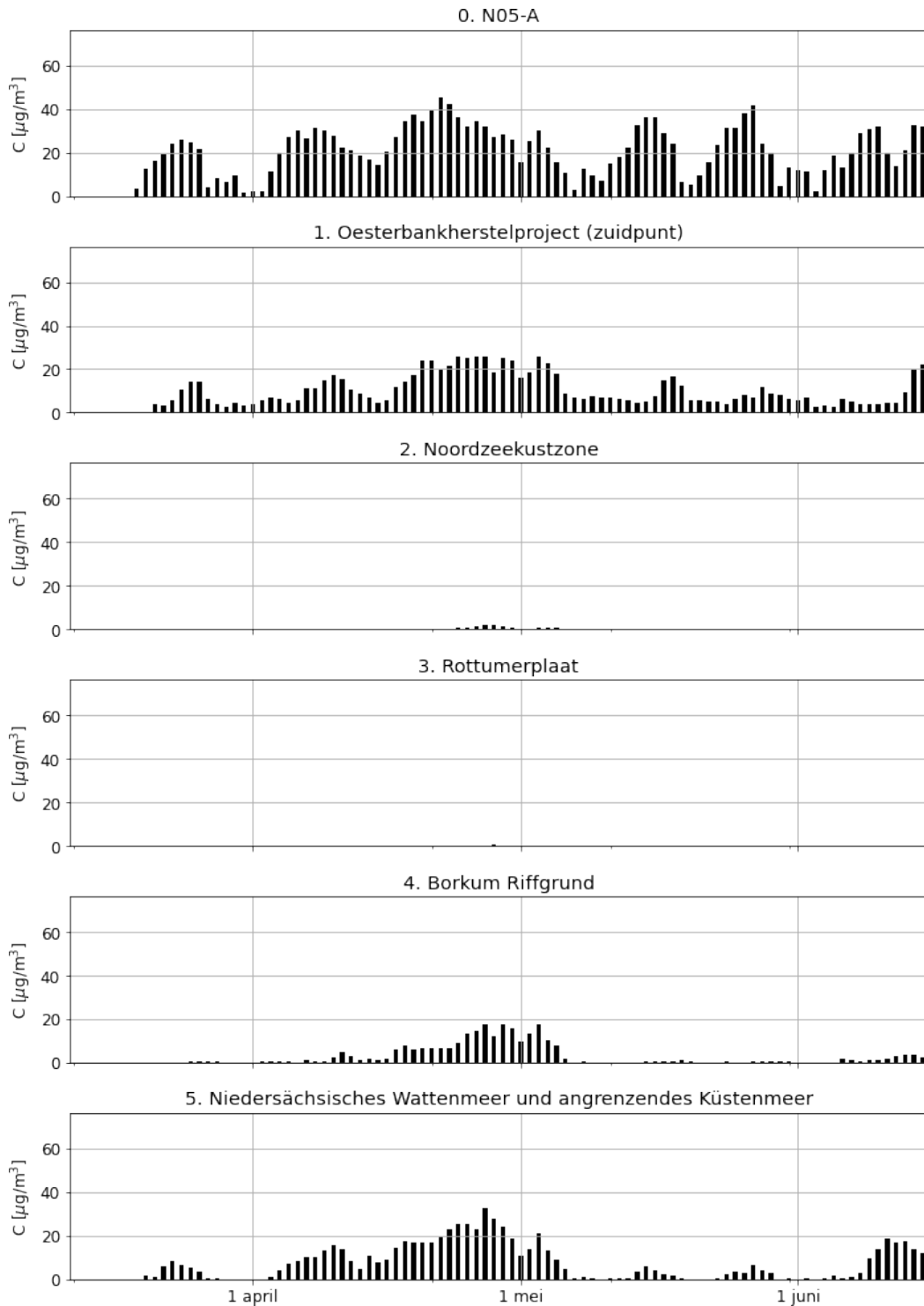


Abbildung 5-1 Zeitreihen der täglichen Durchschnittskonzentration von Aromaten in der unteren Wasserschicht während des Szenarios März - Juni für die Beobachtungspunkte (die Einleitungsstelle und die empfindlichen Gebiete)

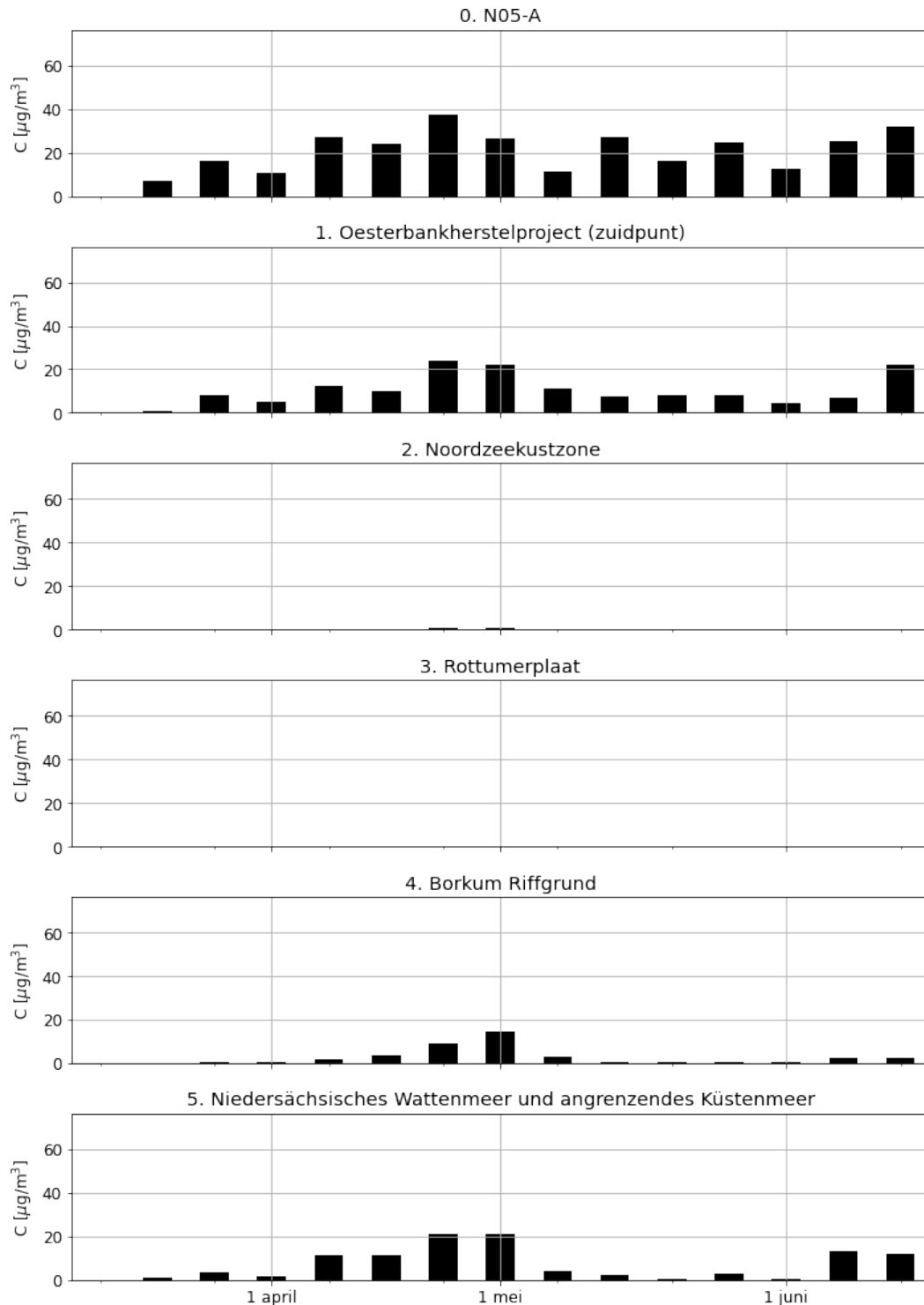


Abbildung 5-2 Zeitreihen der wöchentlichen Durchschnittskonzentration von Aromaten in der unteren Wasserschicht während des Szenarios März - Juni für die Beobachtungspunkte (die Einleitungsstelle und empfindliche Gebiete)

Die maximale durchschnittliche Tageskonzentration von Aromaten während des Simulationszeitraums in der unteren Wasserschicht nahe des Meeresbodens ist in Abbildung 5-3 dargestellt. In der Abbildung sind mehrere sensible Standorte (weiße Quadrate) sowie die deutsch-niederländische Grenzlinie dargestellt. Der höchste berechnete Wert tritt in der Nähe der Plattform auf, mit Fahnen östlich und westlich der Plattform. Die

höchste Konzentration in der Abbildung befindet sich nicht in der Nähe der Plattform, sondern in einiger Entfernung von ihr. Dies ist darauf zurückzuführen, dass die Abbildung die untere Wasserschicht zeigt und das Produktionswasser in die obere Schicht eingeleitet wird. Bei der vertikalen Diffusion in der Wassersäule unterliegt auch die Wassersäule der Strömung, die die Stoffe bewegt.

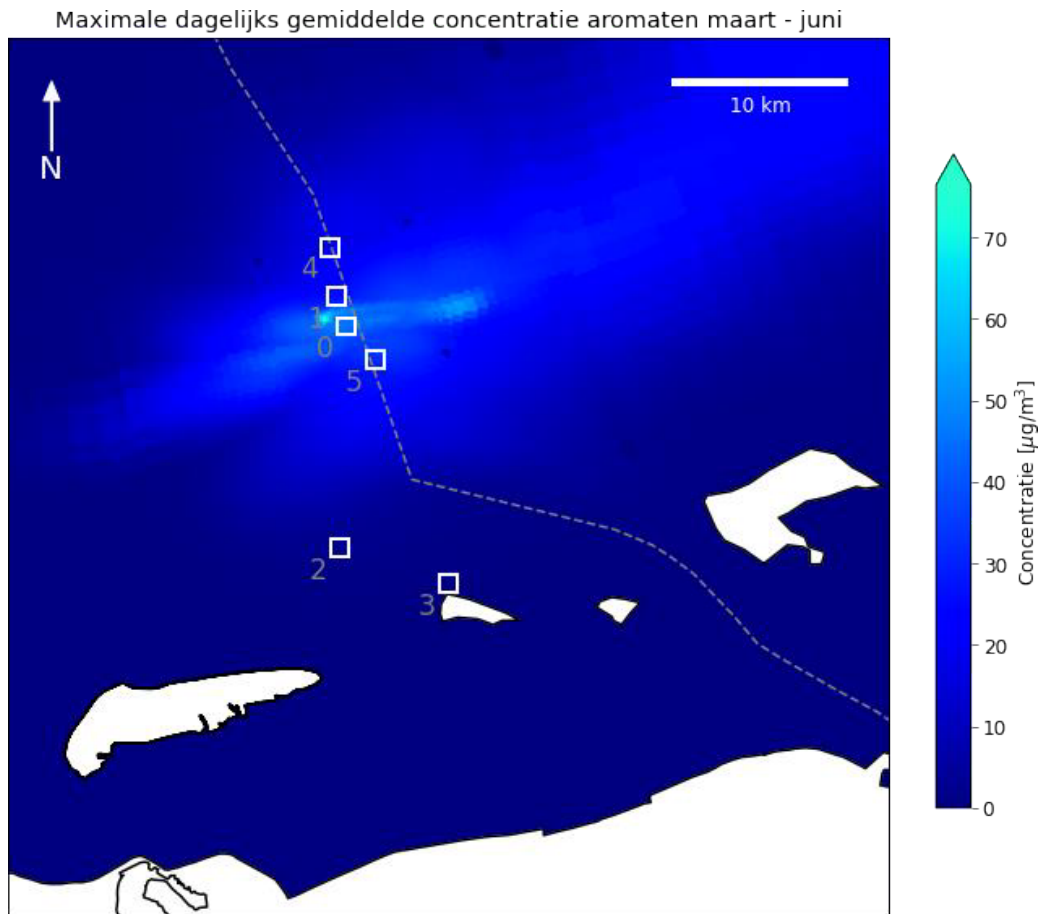


Abbildung 5-3 Maximale durchschnittliche Tageskonzentration von Aromaten in der unteren Wasserschicht während des Szenarios März - Juni. Die empfindlichen Standorte sind durch weiße Quadrate und eine Nummer gekennzeichnet (0 = N05-A, 1 = Austernbank-Sanierungsprojekt (Südspitze), 2 = Nordseeküstengebiet, 3 = Rottumerplaat, 4 = Borkum Riffgrund, 5 = Niedersächsisches Wattenmeer und angrenzendes Küstenmeer), die niederländisch-deutsche Grenze durch die gestrichelte Linie.

5.2.2 Cadmium-Konzentration

Tägliche und wöchentliche durchschnittliche Cadmiumkonzentration

Abbildung 5-4 (Tagesmittelwert) und Abbildung 5-5 (Wochenmittelwert) zeigen die zeitlichen Schwankungen der Cadmiumkonzentration in der unteren Wasserschicht aufgrund der Produktionswassereinleitung an den folgenden Stellen:

0. N05-A
 1. Projekt zur Sanierung von Austernbänken (Südspitze)
 2. Küstengebiet der Nordsee
 3. Rottumerplaat
 4. Borkum Riffgrund

5. Niedersächsisches Wattenmeer und angrenzendes Küstenmeer

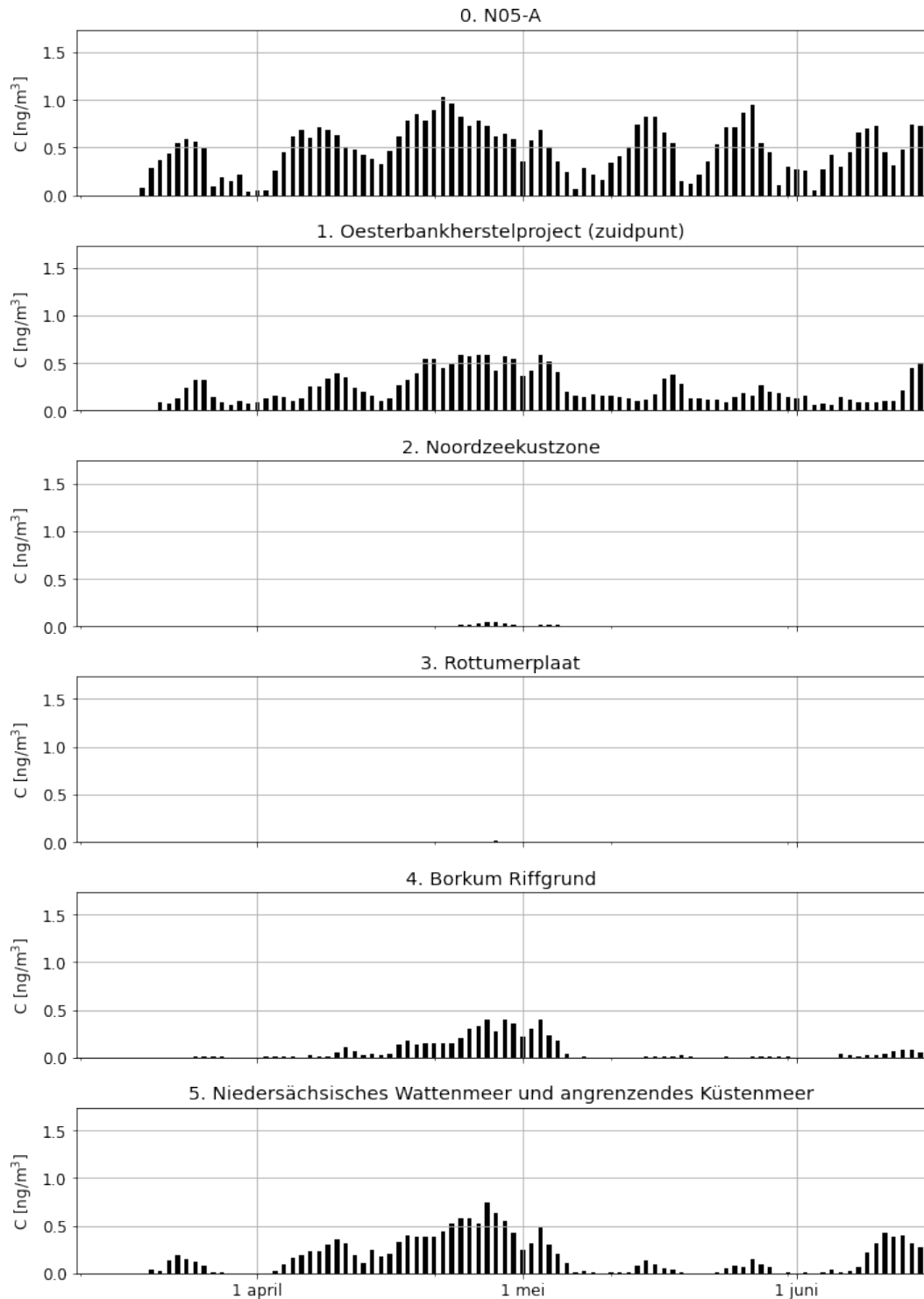


Abbildung 5-4 Zeitreihen der täglichen durchschnittlichen Cadmiumkonzentrationen in der unteren Wasserschicht während des Szenarios März - Juni für die Beobachtungspunkte (die Einleitungsstelle und empfindliche Gebiete)

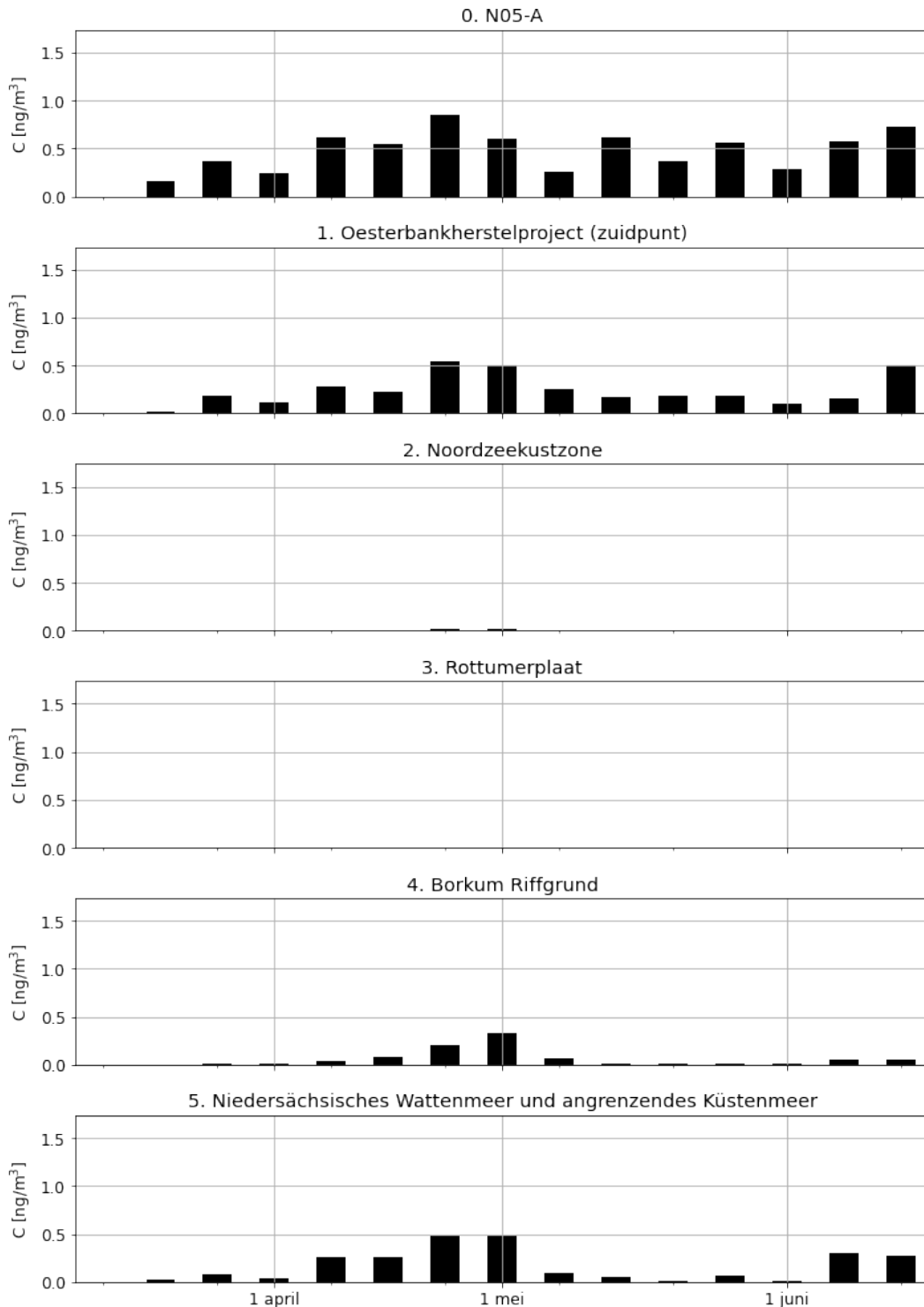


Abbildung 5-5 Zeitreihen der durchschnittlichen täglichen Cadmiumkonzentrationen in der unteren Wasserschicht während des Szenarios März - Juni für die Beobachtungspunkte (die Einleitungsstelle und empfindliche Gebiete)

Maximale Cadmiumkonzentration während der Simulation

Die maximale durchschnittliche tägliche Cadmiumkonzentration während der gesamten Simulation in der unteren Wasserschicht ist in Abbildung 5-6 dargestellt. Die Abbildung zeigt mehrere empfindliche Stellen (weiße Quadrate)

sowie die deutsch-niederländische Grenzlinie. Der höchste berechnete Wert tritt in der Nähe der Plattform auf, mit Fahnen östlich und westlich der Plattform.

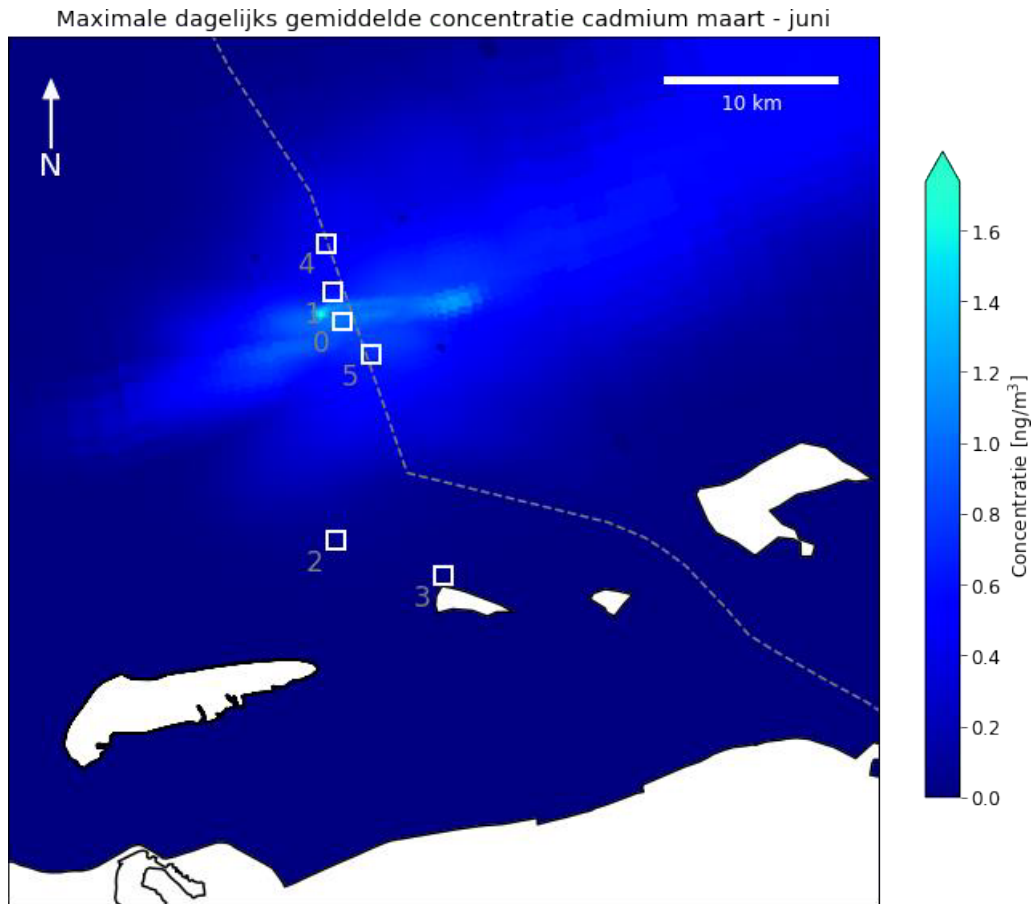


Abbildung 5-6 Maximale durchschnittliche Tageskonzentration von Cadmium in der unteren Wasserschicht während des Szenarios März - Juni. Die empfindlichen Standorte sind durch weiße Quadrate und eine Nummer gekennzeichnet (0 = N05-A, 1 = Austernbank-Sanierungsprojekt (Südspitze), 2 = Nordseeküstengebiet, 3 = Rottumerplaat, 4 = Borkum Riffgrund, 5 = Niedersächsisches Wattenmeer und angrenzendes Küstenmeer), die niederländisch-deutsche Grenze durch die gestrichelte Linie.

5.2.3 Bleikonzentration

Tägliche und wöchentliche Durchschnittskonzentration von Blei

Abbildung 5-7 (Tagesmittelwert) und Abbildung 5-8 (Wochenmittelwert) zeigen die zeitliche Veränderung der Bleikonzentration in der unteren Wasserschicht in der Nähe des Meeresbodens an den folgenden Stellen:

0. N05-A

1. Projekt zur Sanierung von Austernbänken (Südspitze)
2. Küstengebiet der Nordsee
3. Rottumerplaat
4. Borkum Riffgrund
5. Niedersächsisches Wattenmeer und angrenzendes Küstenmeer

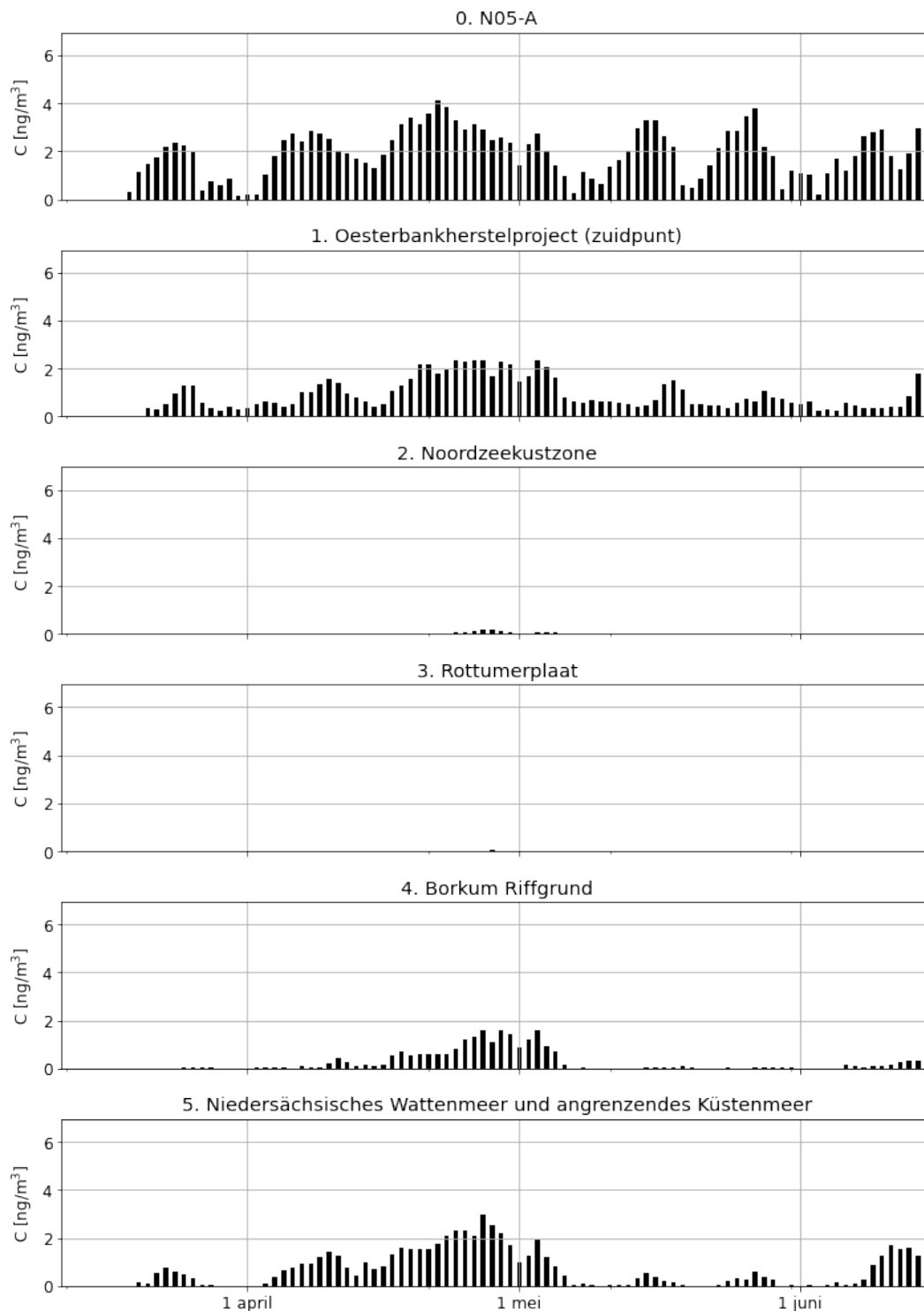


Abbildung 5-7 Zeitreihen der täglichen Durchschnittskonzentration von Blei in der unteren Wasserschicht während des Szenarios März - Juni für die Beobachtungspunkte (die Einleitungsstelle und empfindliche Gebiete)

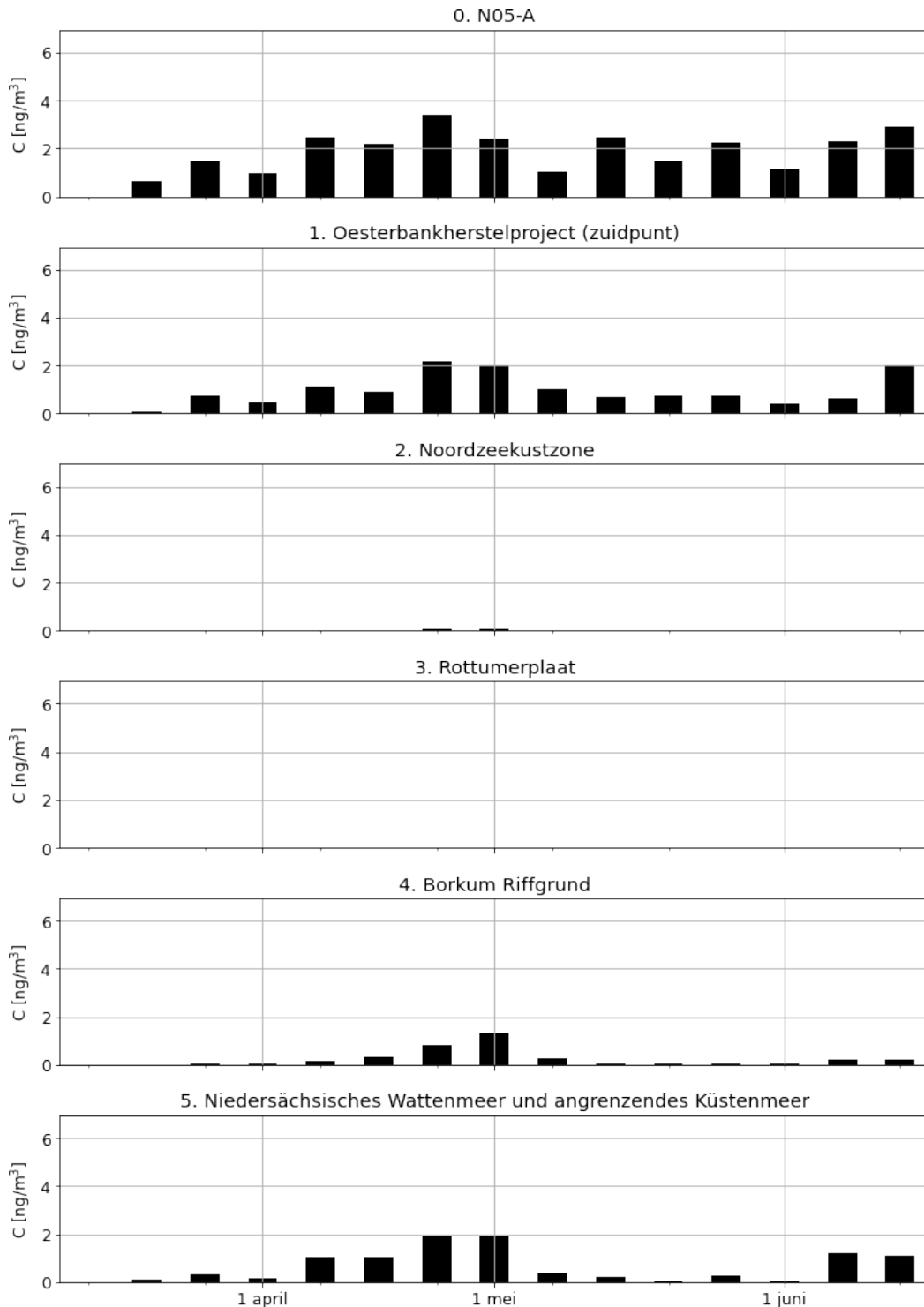


Abbildung 5-8 Zeitreihen der wöchentlichen mittleren Bleikonzentration in der unteren Wasserschicht während des Szenarios März - Juni für die Beobachtungspunkte (die Einleitungsstelle und empfindliche Gebiete)

Maximale Bleikonzentration während der Simulation

Die maximale durchschnittliche Tageskonzentration von Blei während der gesamten Simulation in der unteren Wasserschicht ist in Abbildung 5-9 dargestellt. In der Abbildung sind mehrere empfindliche Stellen (weiße Quadrate) sowie

die deutsch-niederländische Grenzlinie. Der höchste berechnete Wert tritt in der Nähe der Plattform auf, mit Fahnen östlich und westlich der Plattform.

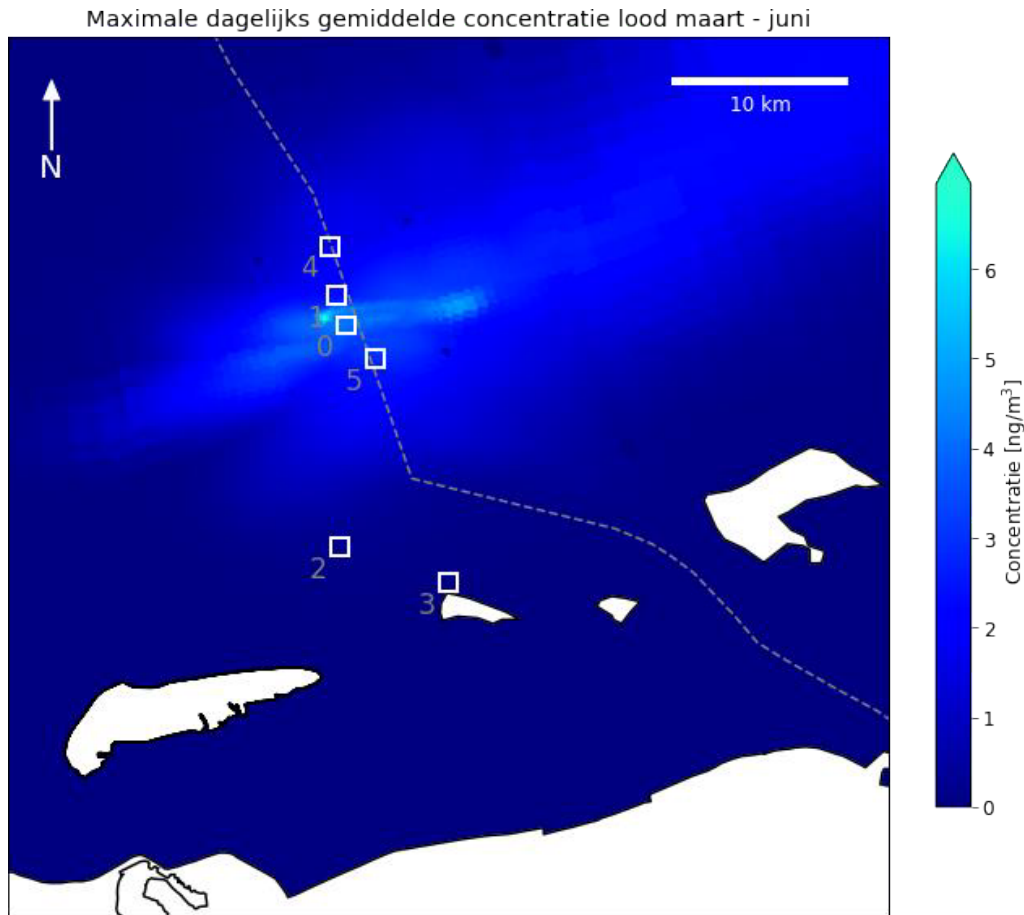


Abbildung 5-9 Maximale durchschnittliche Tageskonzentration von Blei in der unteren Wasserschicht während des Szenarios März - Juni. Die empfindlichen Standorte sind durch weiße Quadrate und eine Nummer gekennzeichnet (0 = N05-A, 1 = Austerbank-Renaturierungsprojekt (Südspitze), 2 = Nordseeküstengebiet, 3 = Rottumerplaat, 4 = Borkum Riffgrund, 5 = Niedersächsisches Wattenmeer und angrenzendes Küstenmeer), die niedersächsisch-deutsche Grenze durch die gestrichelte Linie.

5.2.4 Konzentration von metallischem Quecksilber

Tägliche und wöchentliche Durchschnittskonzentration von metallischem Quecksilber

Abbildung 5-10 (Tagesmittelwert) und Abbildung 5-11 (Wochenmittelwert) zeigen die zeitlichen Schwankungen der Konzentration von metallischem Quecksilber in der unteren Wasserschicht an den folgenden Stellen, die auf die Einleitung von Produktionswasser zurückzuführen sind:

0. N05-A

1. Projekt zur Sanierung von Austerbänken (Südspitze)
2. Küstengebiet der Nordsee
3. Rottumerplaat
4. Borkum Riffgrund
5. Niedersächsisches Wattenmeer und angrenzendes Küstenmeer

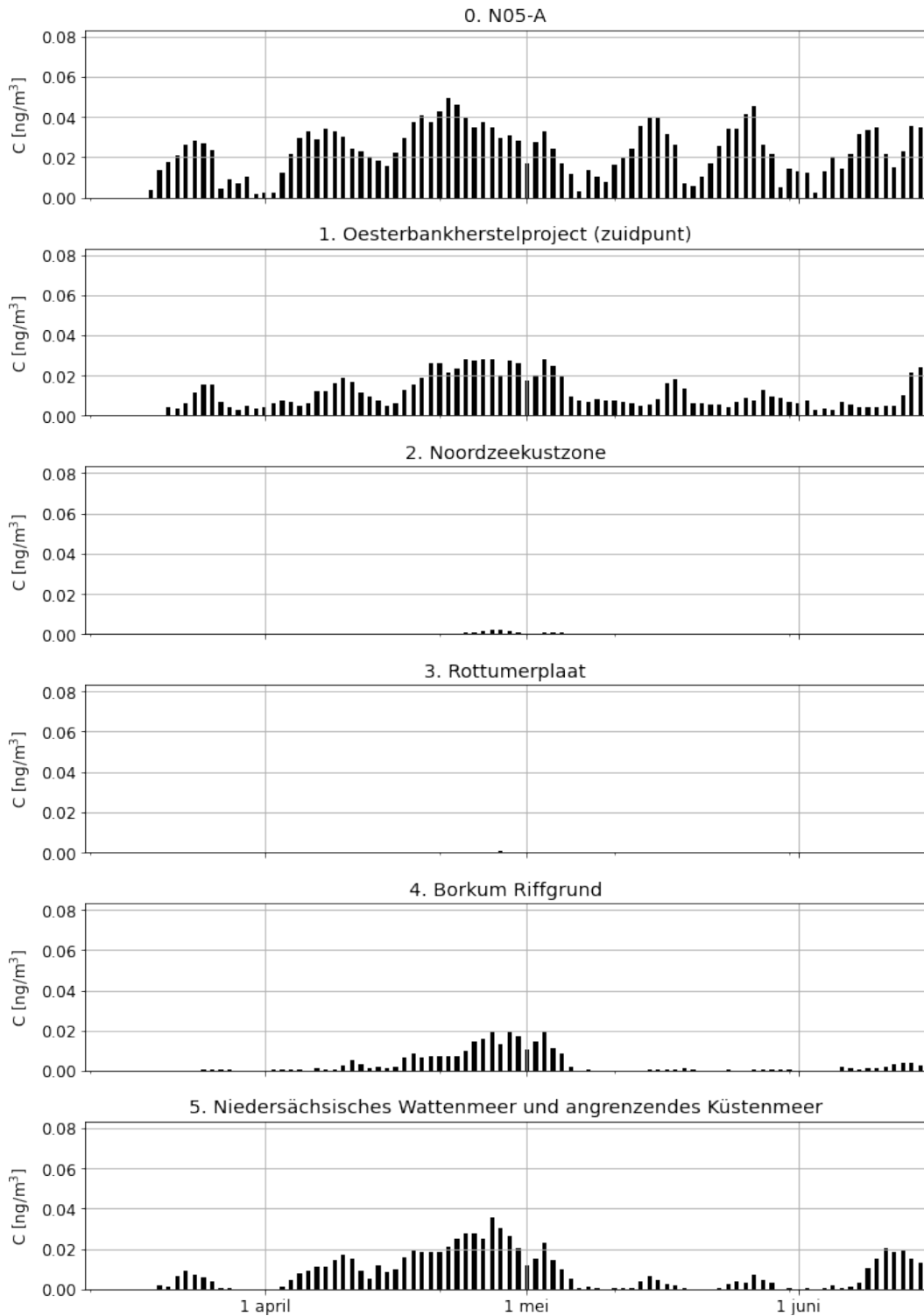


Abbildung 5-10 Zeitreihen der täglichen Durchschnittskonzentration von metallischem Quecksilber in der unteren Wasserschicht während des Szenarios März - Juni für die Beobachtungspunkte (die Einleitungsstelle und die empfindlichen Gebiete)

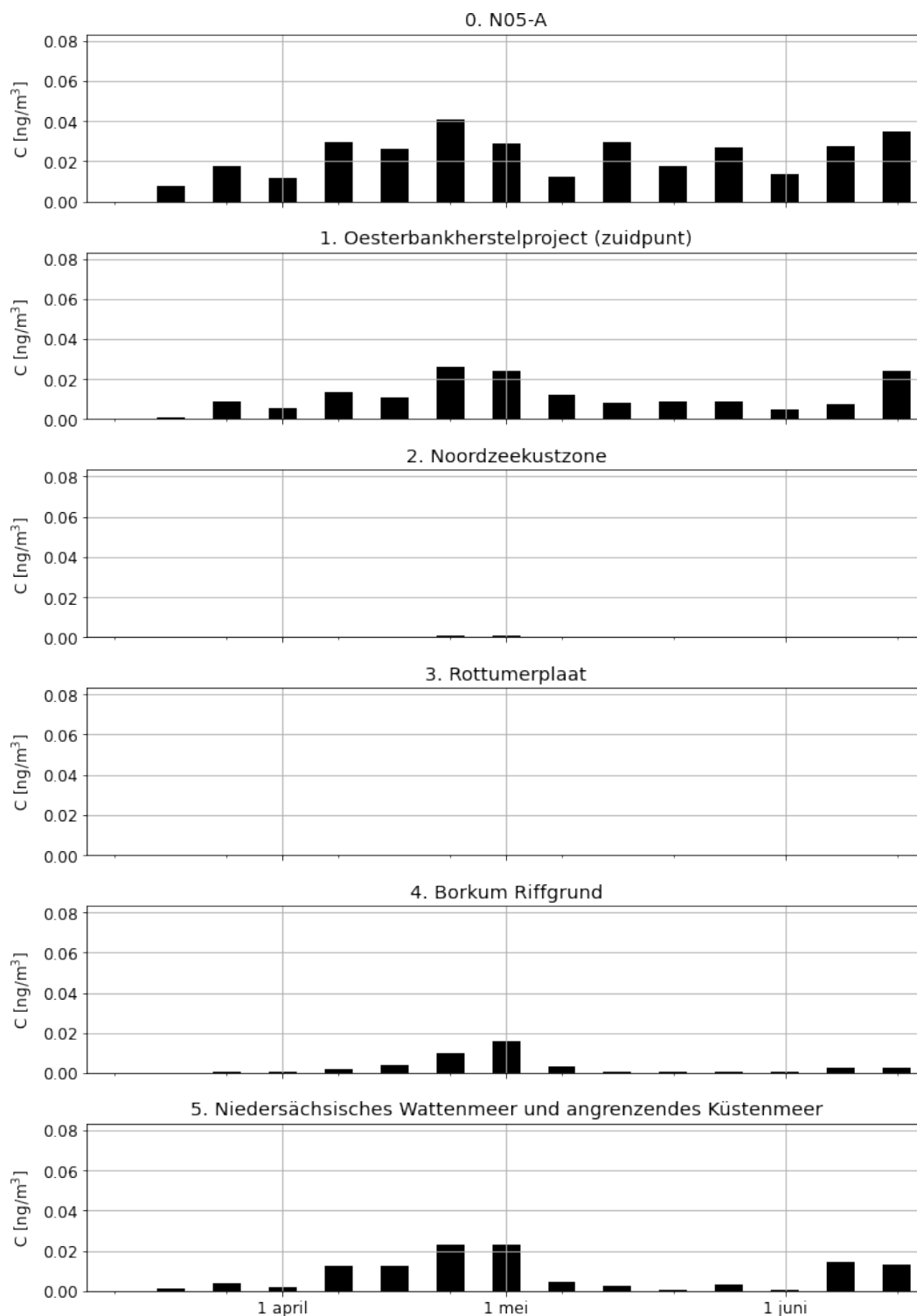


Abbildung 5-11 Zeitreihen der wöchentlichen mittleren Konzentration von metallischem Quecksilber in der unteren Wasserschicht während des Szenarios März - Juni für die Beobachtungspunkte (die Einleitungsstelle und die empfindlichen Gebiete)

Maximale metallische Quecksilberkonzentration während der Simulation

Die maximale durchschnittliche Tageskonzentration von metallischem Quecksilber während der Simulation in der unteren Wasserschicht ist in Abbildung 5-12 dargestellt. In der Abbildung sind mehrere empfindliche Stellen (weiße Quadrate)

sowie die deutsch-niederländische Grenzlinie dargestellt. Der höchste berechnete Wert tritt in der Nähe der Plattform auf, mit Fahnen östlich und westlich der Plattform.

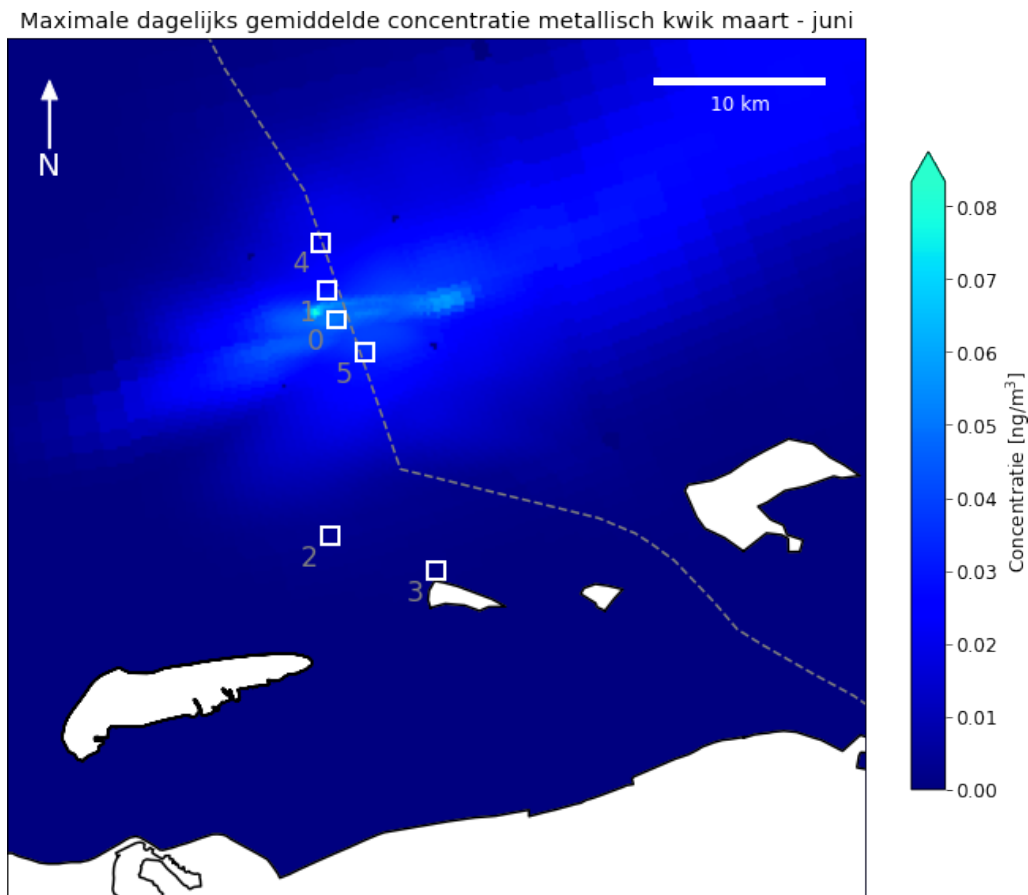


Abbildung 5-12 Maximale durchschnittliche Tageskonzentration von metallischem Quecksilber in der unteren Wasserschicht während des Szenarios März - Juni. Die empfindlichen Standorte sind mit weißen Quadraten und einer Nummer gekennzeichnet (0 = N05-A, 1 = Austerbank-Renaturierungsprojekt (Südspitze), 2 = Nordseeküstengebiet, 3 = Rottumerplaat, 4 = Borkum Riffgrund, 5 = Niedersächsisches Wattenmeer und angrenzendes Küstenmeer), die deutsch-niederländische Grenze mit der gestrichelten Linie.

5.3 Szenario September - Dezember

5.3.1 Konzentration von Aromaten

Tägliche und wöchentliche Durchschnittskonzentration von Aromaten

Abbildung 5-13 (Tagesmittelwert) und Abbildung 5-14 (Wochenmittelwert) zeigen die zeitlichen Schwankungen der Aromatenkonzentration in der unteren Wasserschicht in der Nähe des Meeresbodens und an den folgenden Stellen, die auf die Einleitung des Produktionswassers zurückzuführen sind:

0. N05-A

1. Projekt zur Sanierung von Austerbänken (Südspitze)
2. Küstengebiet der Nordsee
3. Rottumerplaat
4. Borkum Riffgrund
5. Niedersächsisches Wattenmeer und angrenzendes Küstenmeer

Die Modellierungsergebnisse zeigen, dass die Aromatenkonzentration an allen sechs Punkten dem gleichen Muster folgt: Anstieg der Konzentration in der ersten Oktoberhälfte und relativ hohe Konzentrationen in der zweiten Oktoberhälfte. Dies lässt sich durch die relativ ruhigen Bedingungen im Oktober erklären, die dazu führten, dass die Aromaten in der Nähe der Einleitungsstelle blieben.

Im November nimmt die Windgeschwindigkeit zu und der Wind kommt hauptsächlich aus Südwest. Infolgedessen verteilen sich die Aromastoffe mehr in Richtung Nord-Osten. Die Konzentrationen gehen daher in diesem Monat in empfindlichen Gebieten zurück. Außerdem ist der Wind im Dezember stärker, was bedeutet, dass die Konzentrationen relativ niedrig bleiben.

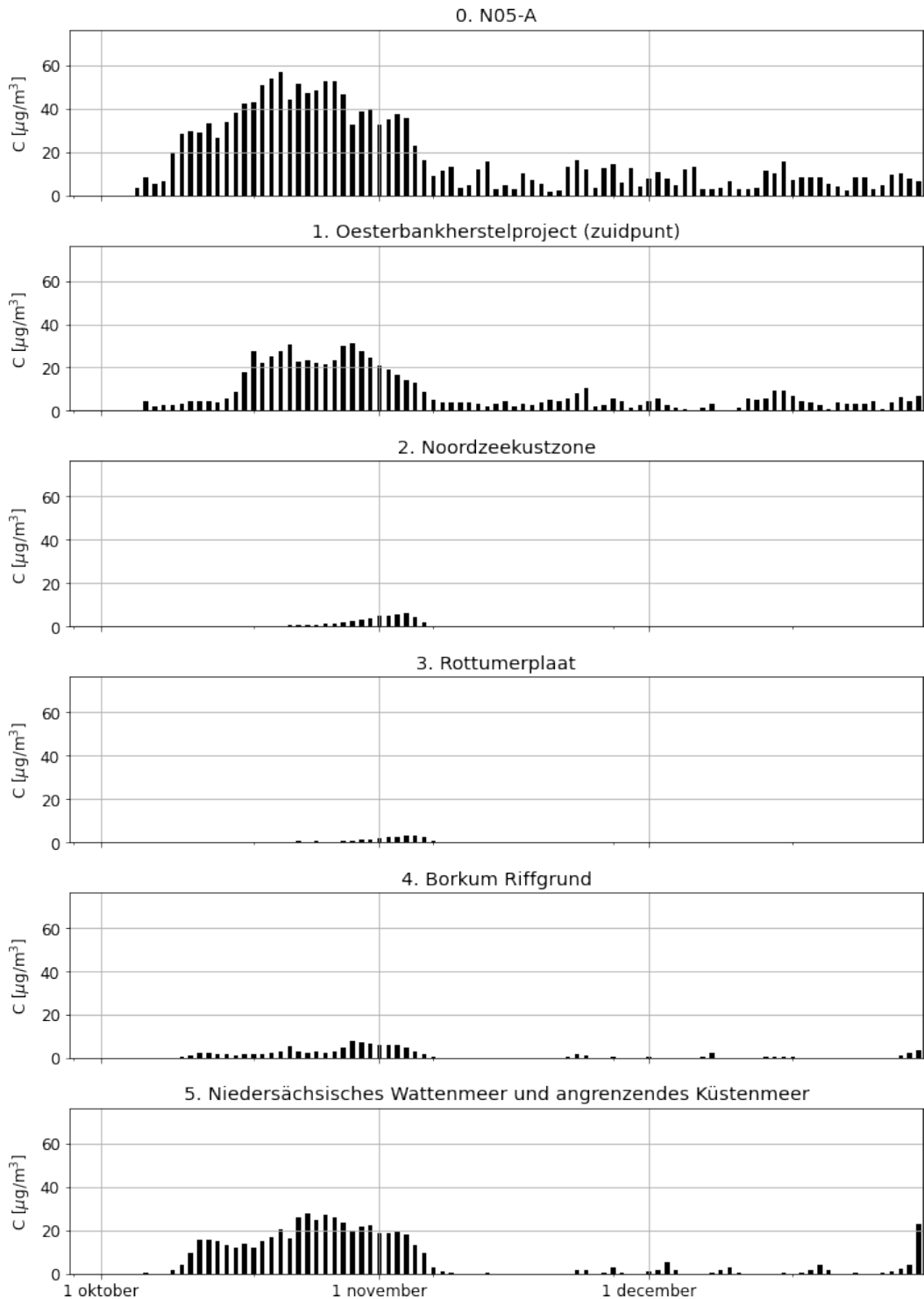


Abbildung 5-13 Zeitreihen der täglichen Durchschnittskonzentration von Aromaten in der unteren Wasserschicht während des Szenarios September - Dezember für die Beobachtungspunkte (die Einleitungsstelle und die empfindlichen Gebiete)

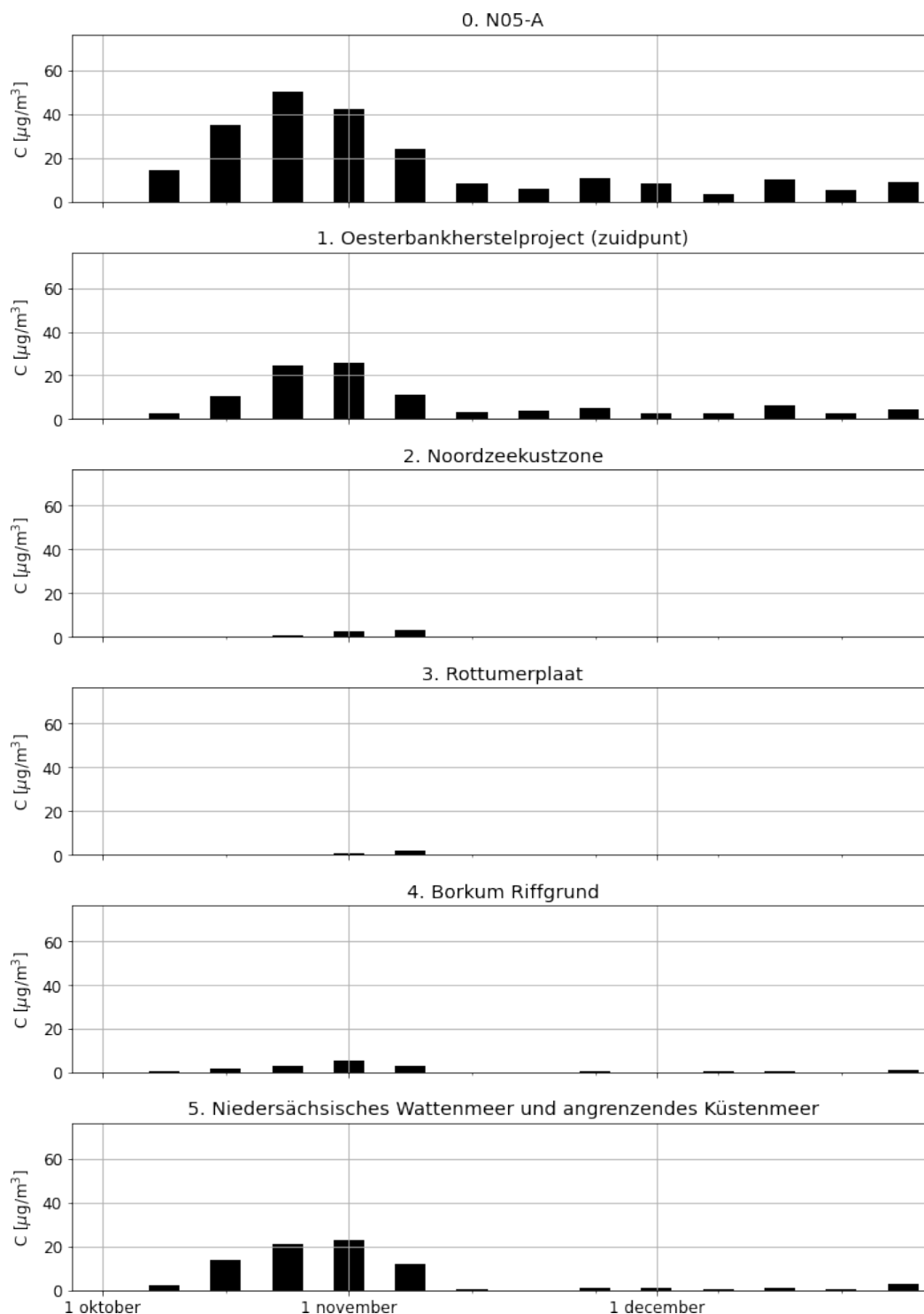


Abbildung 5-14 Zeitreihen der wöchentlichen Durchschnittskonzentration von Aromaten in der unteren Wasserschicht während des Szenarios September - Dezember für die Beobachtungspunkte (die Einleitungsstelle und empfindliche Gebiete)

Maximale Konzentration von Aromaten während der Simulation

Die maximale durchschnittliche Tageskonzentration von Aromaten während der gesamten Simulation in der unteren Wasserschicht ist in Abbildung 5-15 dargestellt. Die Abbildung zeigt mehrere empfindliche Stellen (weiße Quadrate)

sowie die deutsch-niederländische Grenzlinie. Der höchste berechnete Wert tritt in der Nähe der Plattform auf, mit Fahnen östlich und westlich der Plattform.

Maximale dagelijks gemiddelde concentratie aromaten september - december

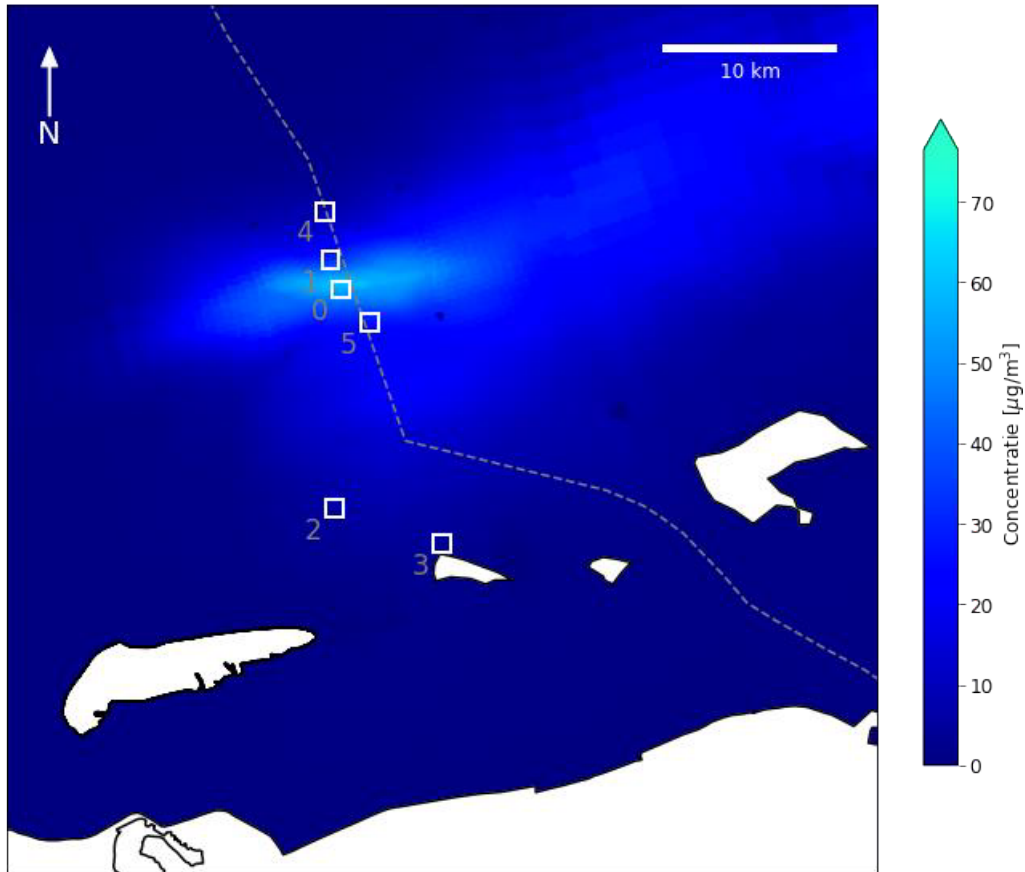


Abbildung 5-15 Maximale durchschnittliche Tageskonzentration von Aromaten in der unteren Wasserschicht während des Szenarios September - Dezember. Die empfindlichen Standorte sind mit weißen Quadraten und einer Nummer gekennzeichnet (0 = N05-A, 1 = Austerbank-Renaturierungsprojekt (Südspitze), 2 = Nordseeküstengebiet, 3 = Rottumerplaat, 4 = Borkum Riffgrund, 5 = Niedersächsisches Wattenmeer und angrenzendes Küstenmeer), die deutsch-niederländische Grenze mit der gestrichelten Linie.

5.3.2 Cadmium-Konzentration

Tägliche und wöchentliche durchschnittliche Cadmiumkonzentration

Abbildung 5-16 (Tagesmittelwert) und Abbildung 5-17 (Wochenmittelwert) zeigen die zeitliche Veränderung der Cadmiumkonzentration in der unteren Wasserschicht an den folgenden Stellen, die auf die Einleitung von Produktionswasser zurückzuführen ist:

0. N05-A

1. Projekt zur Sanierung von Austerbänken (Südspitze)
2. Küstengebiet der Nordsee
3. Rottumerplaat
4. Borkum Riffgrund
5. Niedersächsisches Wattenmeer und angrenzendes Küstenmeer

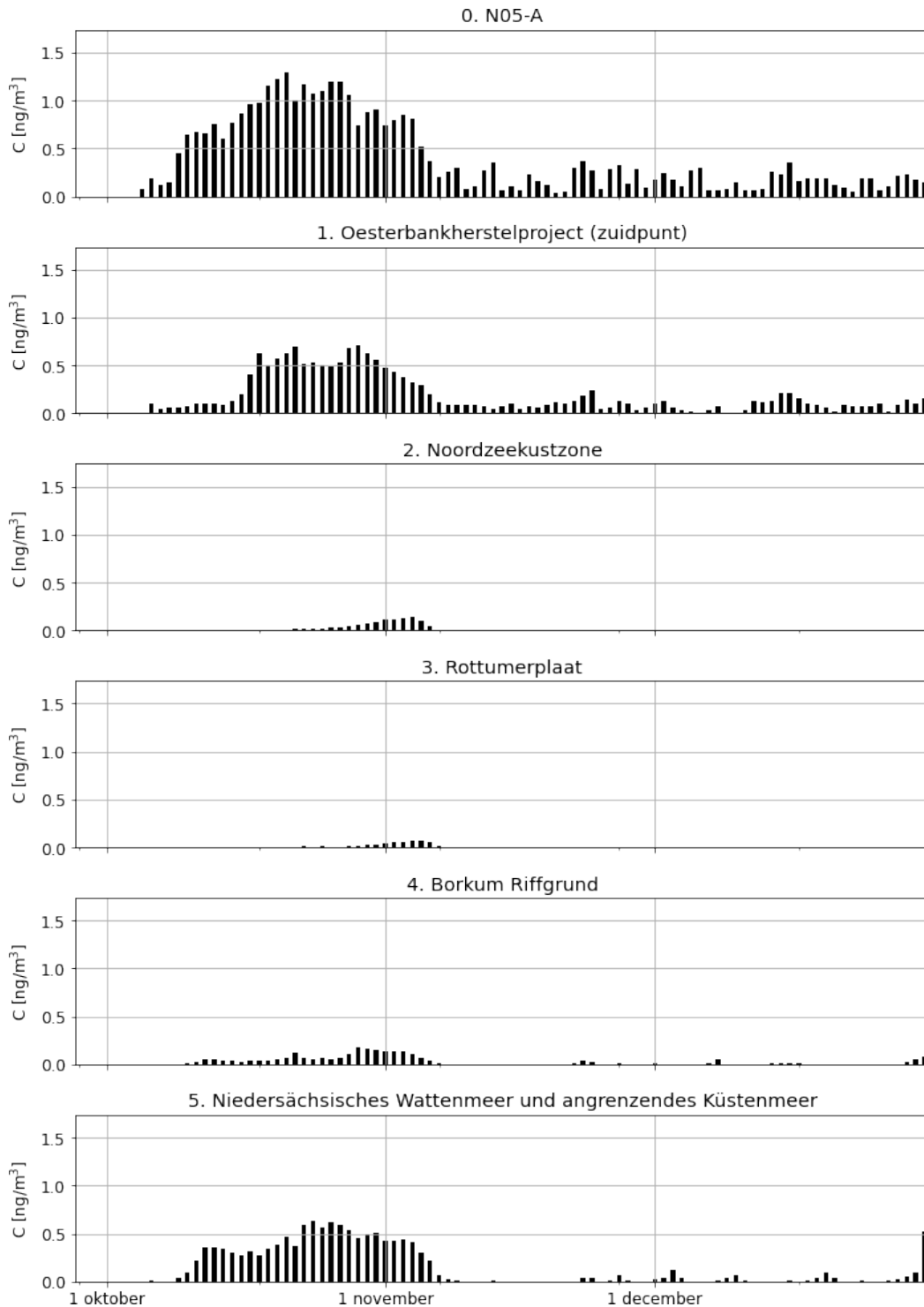


Abbildung 5-16 Zeitreihen der täglichen durchschnittlichen Cadmiumkonzentrationen in der unteren Wasserschicht während des Szenarios September - Dezember für die Beobachtungspunkte (die Einleitungsstelle und empfindliche Gebiete)

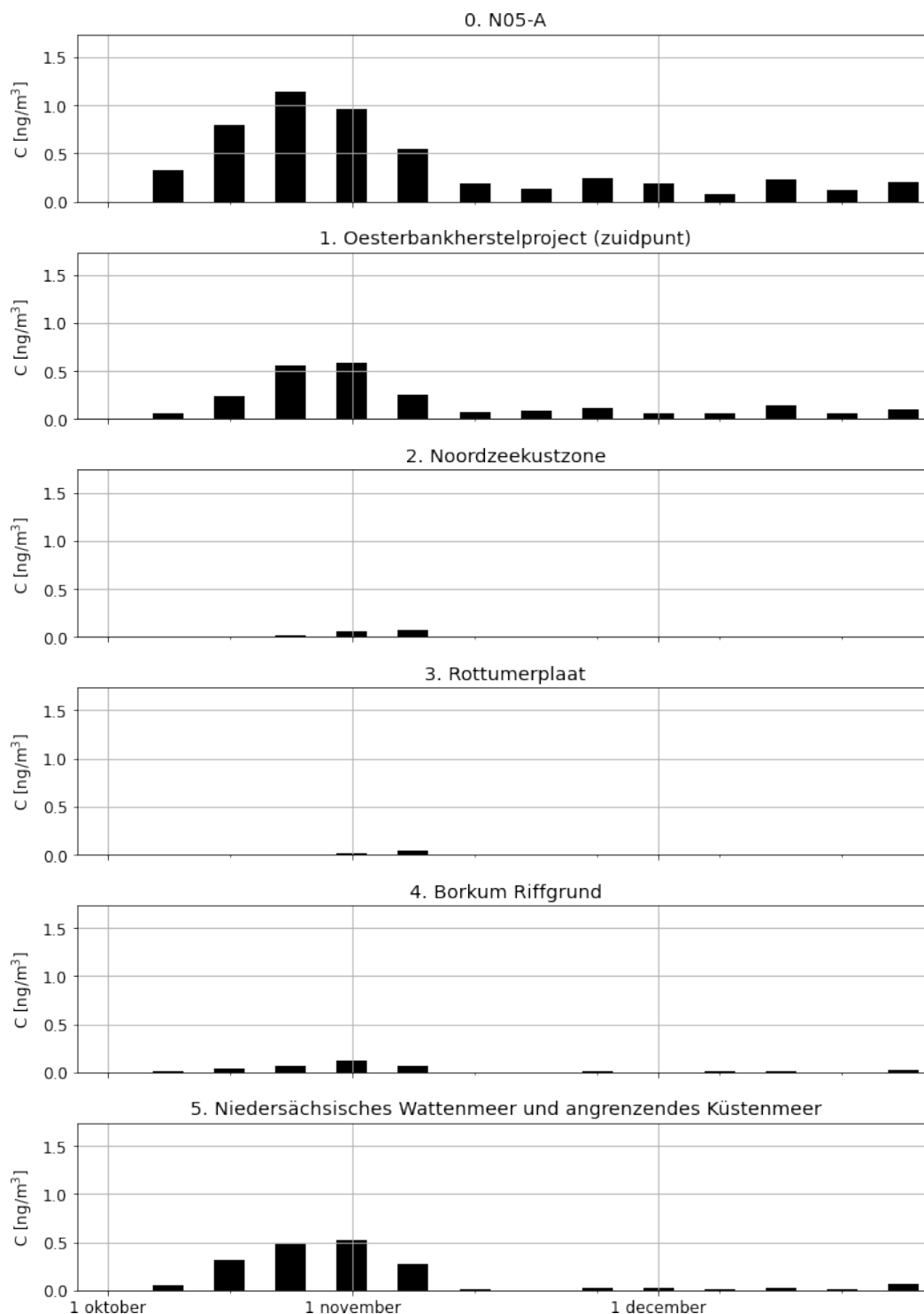


Abbildung 5-17 Zeitreihen der wöchentlichen durchschnittlichen Cadmiumkonzentrationen in der unteren Wasserschicht während des Szenarios September - Dezember für die Beobachtungspunkte (die Einleitungsstelle und empfindliche Gebiete)

Maximale Cadmiumkonzentration während der Simulation

Die maximale durchschnittliche Tageskonzentration von Cadmium während der Simulation in der unteren Wasserschicht ist in Abbildung 5-18 dargestellt. Die Abbildung zeigt mehrere empfindliche Stellen (weiße Quadrate)

sowie die deutsch-niederländische Grenzlinie. Der höchste berechnete Wert tritt in der Nähe der Plattform auf, mit Fahnen östlich und westlich der Plattform.

Maximale dagelijks gemiddelde concentratie cadmium september - december

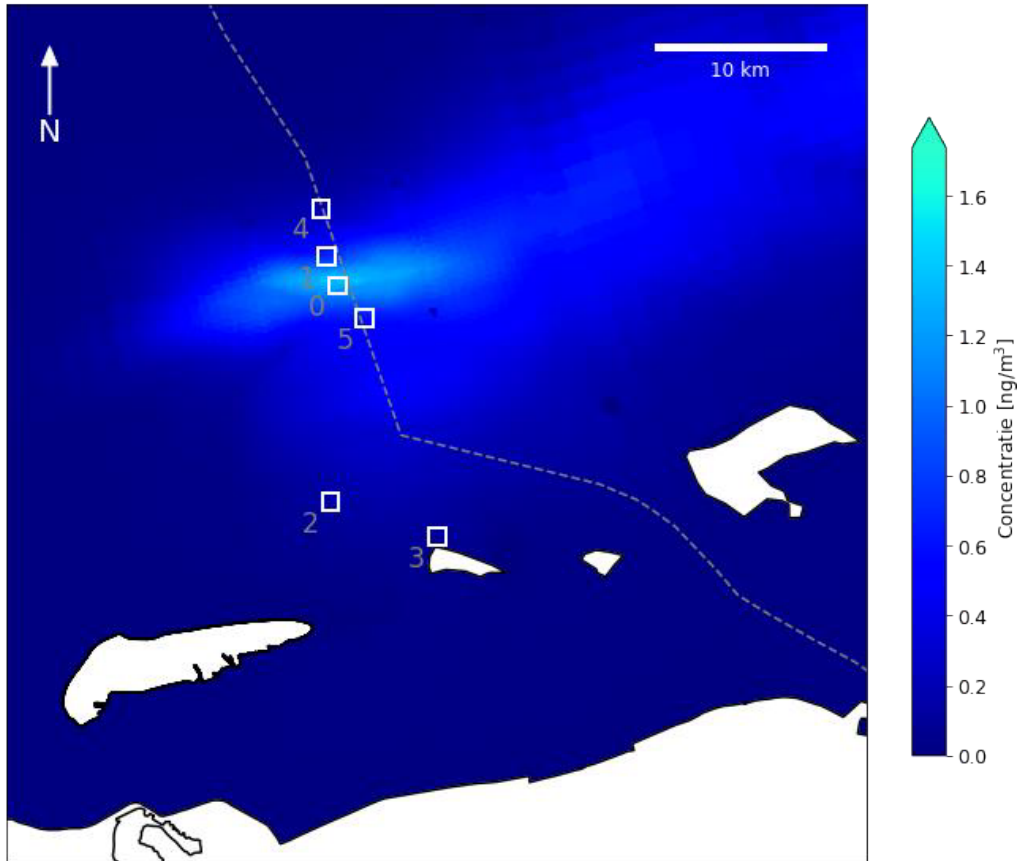


Abbildung 5-18 Maximale durchschnittliche tägliche Cadmiumkonzentration in der unteren Wasserschicht während des Szenarios September - Dezember. Die empfindlichen Standorte sind mit weißen Quadraten und einer Nummer gekennzeichnet (0 = N05-A, 1 = Austernbank-Renaturierungsprojekt (Südspitze), 2 = Nordseeküstengebiet, 3 = Rottumerplaat, 4 = Borkum Riffgrund, 5 = Niedersächsisches Wattenmeer und angrenzendes Küstenmeer), die deutsch-niederländische Grenze mit der gestrichelten Linie.

5.3.3 Bleikonzentration

Tägliche und wöchentliche Durchschnittskonzentration von Blei

Abbildung 5-19 (Tagesmittelwert) und Abbildung 5-20 (Wochenmittelwert) zeigen die zeitliche Veränderung der Bleikonzentration in der unteren Wasserschicht an den folgenden Stellen, die auf die Einleitung von Produktionswasser zurückzuführen ist:

0. N05-A

1. Projekt zur Sanierung von Austernbänken (Südspitze)
2. Küstengebiet der Nordsee
3. Rottumerplaat
4. Borkum Riffgrund
5. Niedersächsisches Wattenmeer und angrenzendes Küstenmeer

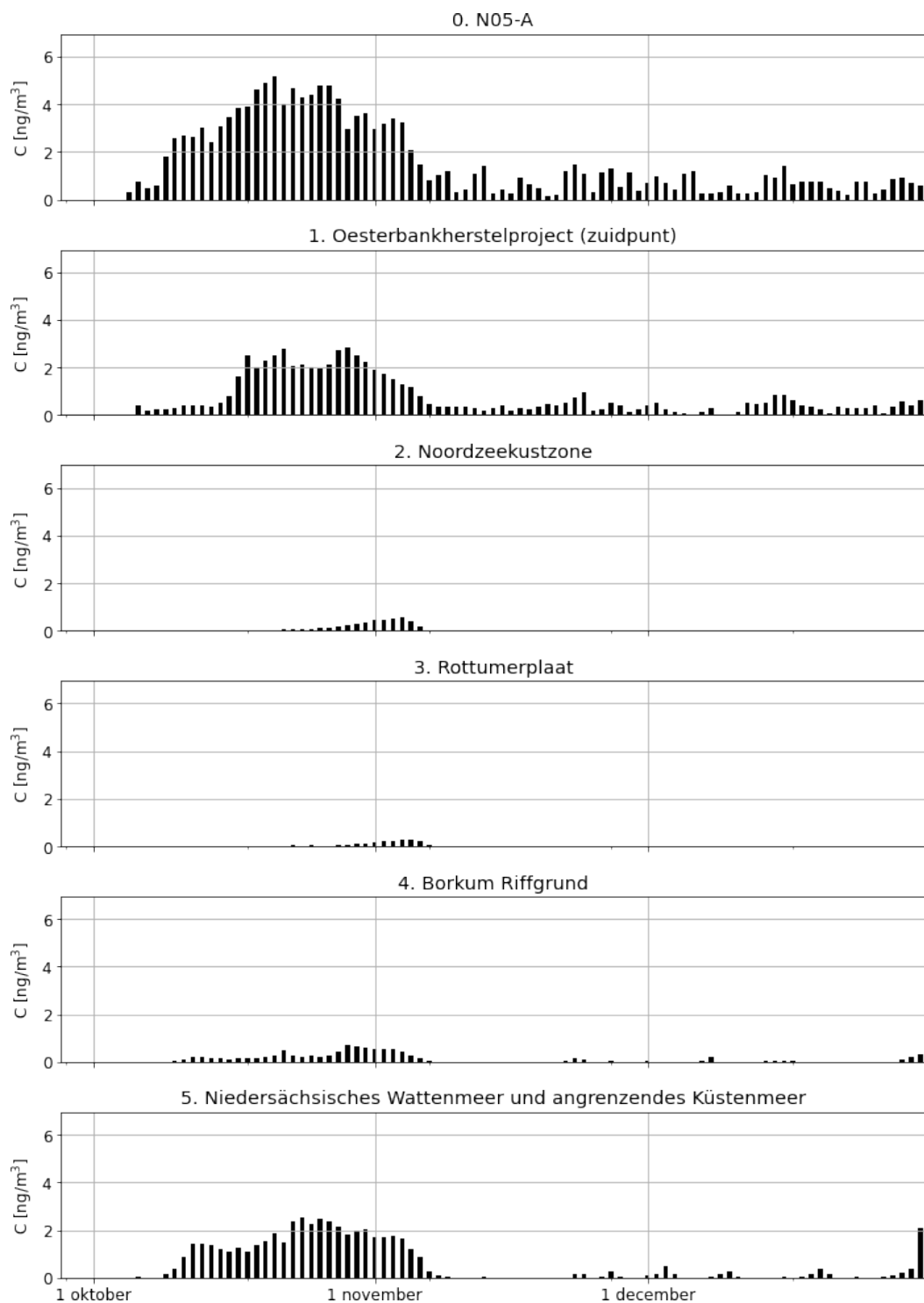


Abbildung 5-19 Zeitreihen der täglichen Durchschnittskonzentration von Blei in der unteren Wasserschicht während des Szenarios September - Dezember für die Beobachtungspunkte (die Einleitungsstelle und die empfindlichen Gebiete)

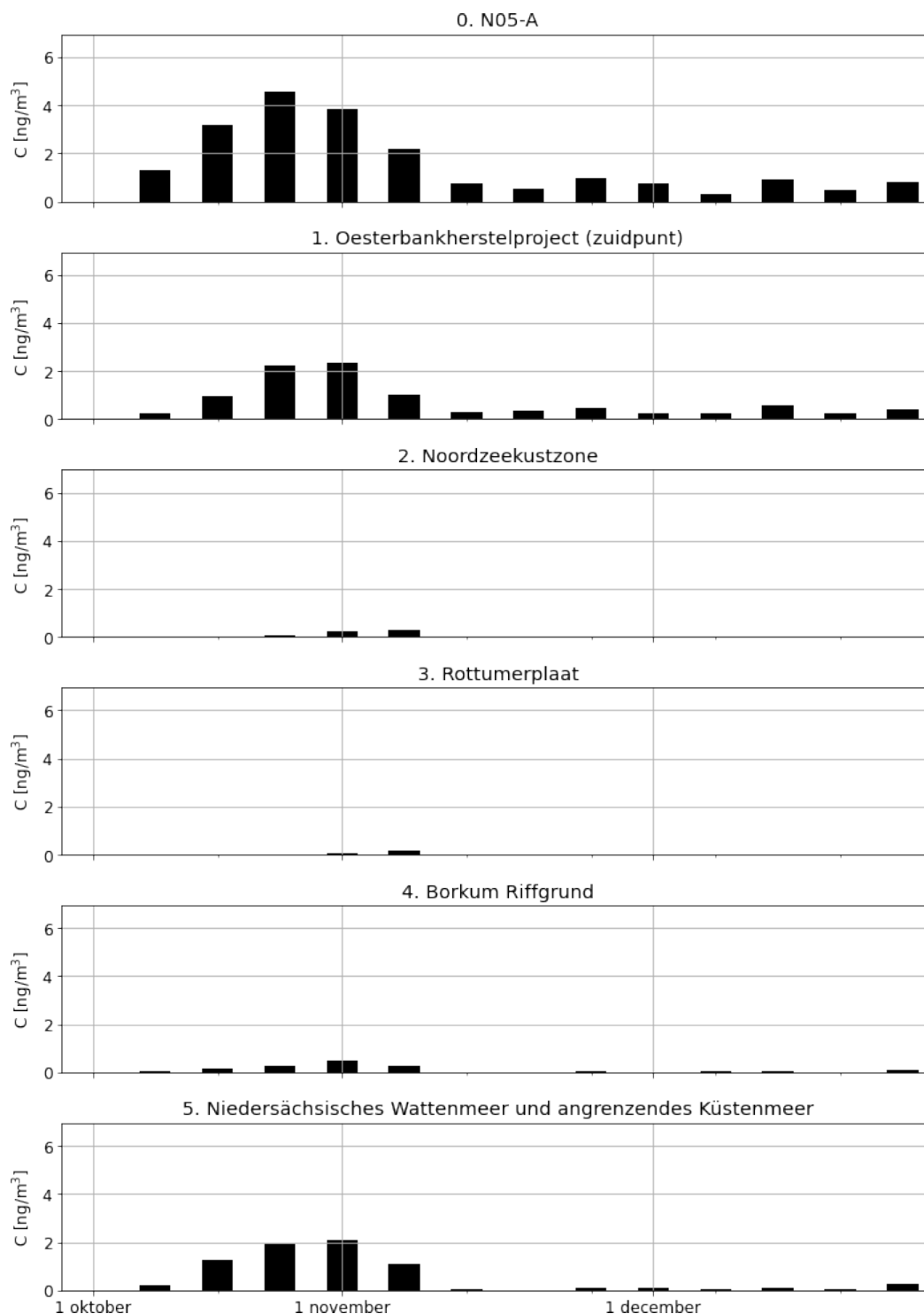


Abbildung 5-20 Zeitreihen der wöchentlichen mittleren Bleikonzentration in der unteren Wasserschicht während des Szenarios September - Dezember für die Beobachtungspunkte (die Einleitungsstelle und empfindliche Gebiete)

Maximale Bleikonzentration während der Simulation

Die maximale durchschnittliche Tageskonzentration von Blei während der gesamten Simulation in der unteren Wasserschicht ist in Abbildung 5-21 dargestellt. In der Abbildung sind mehrere empfindliche Stellen (weiße Quadrate) sowie

die deutsch-niederländische Grenzlinie. Der höchste berechnete Wert tritt in der Nähe der Plattform auf, mit Fahnen östlich und westlich der Plattform.

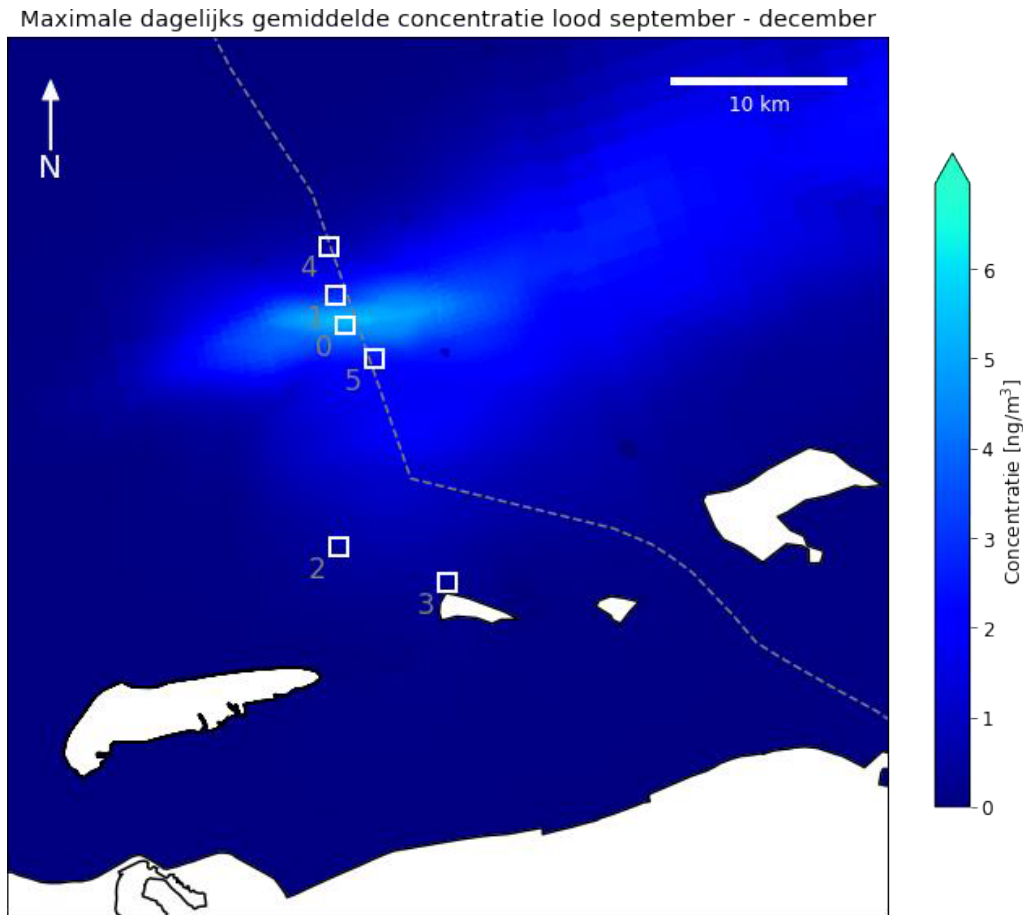


Abbildung 5-21 Maximale durchschnittliche Tageskonzentration von Blei in der unteren Wasserschicht während des Szenarios September - Dezember. Die empfindlichen Standorte sind mit weißen Quadraten und einer Nummer gekennzeichnet (0 = N05-A, 1 = Austernbank-Renaturierungsprojekt (Südspitze), 2 = Nordseeküstengebiet, 3 = Rottumerplaat, 4 = Borkum Riffgrund, 5 = Niedersächsisches Wattenmeer und angrenzendes Küstenmeer), die deutsch-niederländische Grenze mit der gestrichelten Linie.

5.3.4 Konzentration von metallischem Quecksilber

Tägliche und wöchentliche Durchschnittskonzentration von metallischem Quecksilber

In Abbildung 5-22 (Tagesmittelwert) und Abbildung 5-23 (Wochenmittelwert) sind die zeitlichen Schwankungen der Konzentration von metallischem Quecksilber in der unteren Wasserschicht an den folgenden Stellen dargestellt, die auf die Einleitung von Produktionswasser zurückzuführen sind:

0. N05-A

1. Projekt zur Sanierung von Austernbänken (Südspitze)
2. Küstengebiet der Nordsee
3. Rottumerplaat
4. Borkum Riffgrund
5. Niedersächsisches Wattenmeer und angrenzendes Küstenmeer

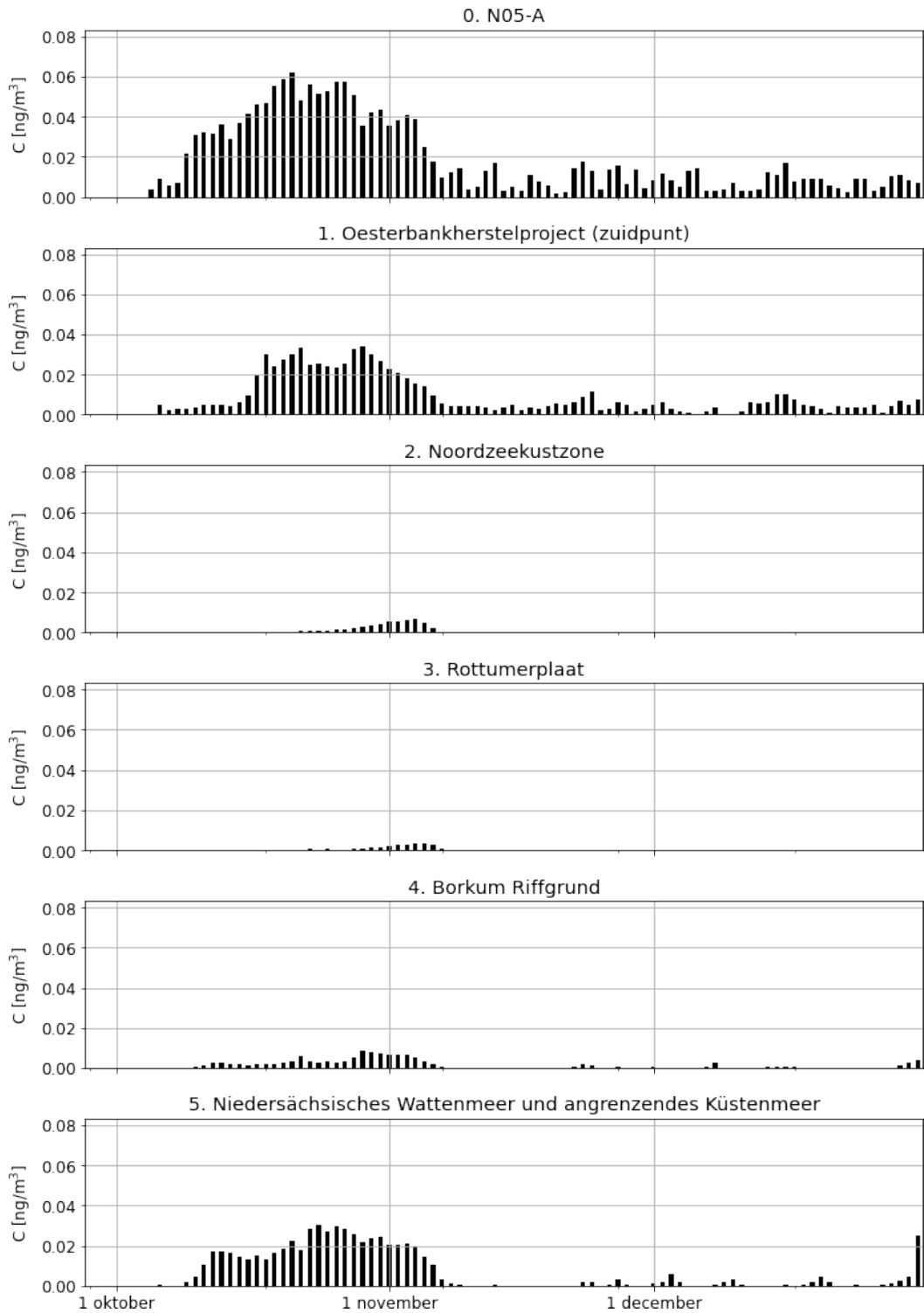


Abbildung 5-22 Zeitreihen der täglichen Durchschnittskonzentration von metallischem Quecksilber in der unteren Wasserschicht während des Szenarios September - Dezember für die Beobachtungspunkte (die Einleitungsstelle und die empfindlichen Gebiete)

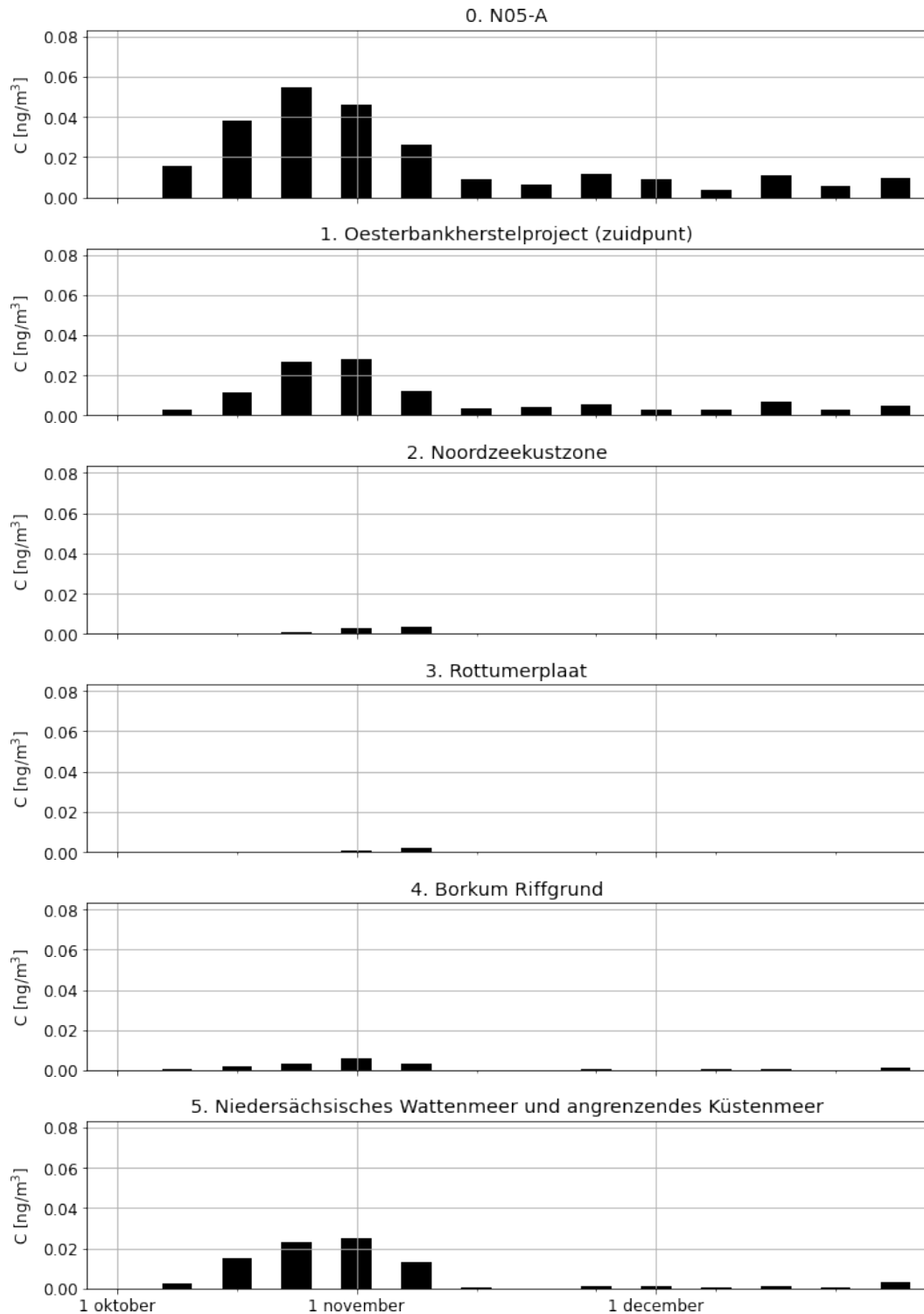


Abbildung 5-23 Zeitreihen der wöchentlichen mittleren Konzentration von metallischem Quecksilber in der unteren Wasserschicht während des Szenarios September - Dezember für die Beobachtungspunkte (die Einleitungsstelle und die empfindlichen Gebiete)

Maximale metallische Quecksilberkonzentration während der Simulation

Die maximale durchschnittliche Tageskonzentration von metallischem Quecksilber während der gesamten Simulation in der unteren Wasserschicht ist in Abbildung 5-24 dargestellt. In der Abbildung sind mehrere empfindliche Stellen (weiße Quadrate)

sowie die deutsch-niederländische Grenzlinie dargestellt. Der höchste berechnete Wert tritt in der Nähe der Plattform auf, mit Fahnen östlich und westlich der Plattform.

Maximale dagelijks gemiddelde concentratie metallisch kwik september - december

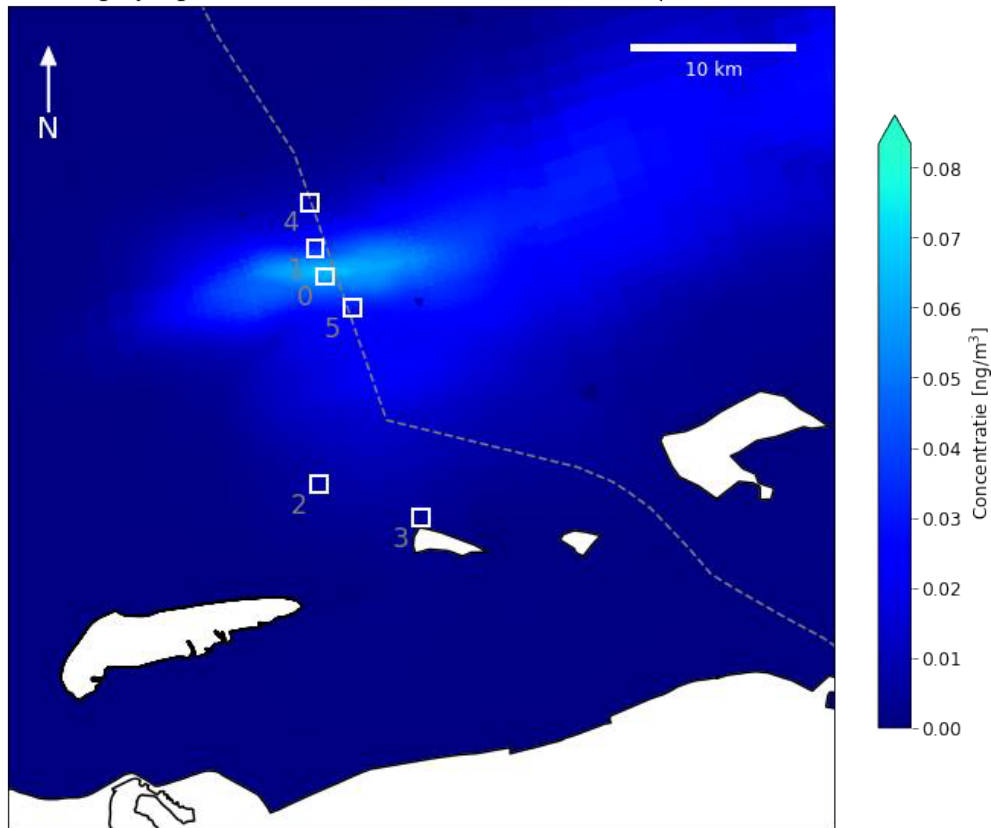


Abbildung 5-24 Maximale durchschnittliche Tageskonzentration von metallischem Quecksilber in der unteren Wasserschicht während des Szenarios September - Dezember. Die empfindlichen Standorte sind mit weißen Quadraten und einer Nummer gekennzeichnet (0 = N05-A, 1 = Austernbank-Renaturierungsprojekt (Südspitze), 2 = Nordseeküstengebiet, 3 = Rottumerplaat, 4 = Borkum Riffgrund, 5 = Niedersächsisches Wattenmeer und angrenzendes Küstenmeer), die deutsch-niederländische Grenze mit der gestrichelten Linie.

5.4 Übersicht der Ergebnisse für die beiden Szenarien

5.4.1 Maximale durchschnittliche Tageskonzentrationen

In Tabelle 5-1 und Tabelle 5-2 sind die Ergebnisse für die beiden Szenarien für die maximalen Tagesmittelkonzentrationen der gelösten Stoffe in der unteren Wasserschicht angegeben. Die Ergebnisse werden für jeden Beobachtungspunkt des Modells angezeigt.

Tabelle 5-1 Maximale Tagesmittelwerte der Konzentrationen der gelösten Stoffe in der Bodenwasserschicht pro Beobachtungspunkt für das Szenario März - Juni ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)

Stoff	N05-A	Projekt zur Sanierung von Austernbänken (Südspitze)	Küstengebiet der Nordsee	Rottumerplaat	Borkum Riffgrund	Niedersächsischer See und angrenzender Küstensee
Aromaten	45	26	1,7	0,38	18	33
Cadmium	0,001	0,00059	0,00004	0,000086	0,0004	0,00074
Blei	0,0041	0,0024	0,00016	0,000035	0,0016	0,003
Metallisches Quecksilber	0,00005	0,000028	0,0000019	0,00000041	0,000019	0,000036

Tabelle 5-2 Maximale tägliche Durchschnittskonzentrationen der gelösten Stoffe in der Bodenwasserschicht pro Beobachtungspunkt für das Szenario September - Dezember ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)

Stoff	N05-A	Projekt zur Sanierung von Austernbänken (Südspitze)	Küstengebiet der Nordsee	Rottumerplaat	Borkum Riffgrund	Niedersächsischer See und angrenzender Küstensee
Aromaten	57	31	6,1	3,1	8,0	28
Cadmium	0,0013	0,00071	0,00014	0,00007	0,00018	0,00063
Blei	0,0052	0,0029	0,00056	0,00028	0,00073	0,0025
Metallisches Quecksilber	0,000062	0,000034	0,0000067	0,0000034	0,0000087	0,00003

Abbildung 5-25 veranschaulicht die Unterschiede in den Maximalwerten pro Szenario für die Aromaten. Die Beziehungen zwischen den beiden Szenarien in der Abbildung sind für die anderen drei Stoffe dieselben wie für die Aromaten. Die maximalen Tagesmittelkonzentrationen für beide Szenarien zusammen sind in Tabelle 5-3 dargestellt.

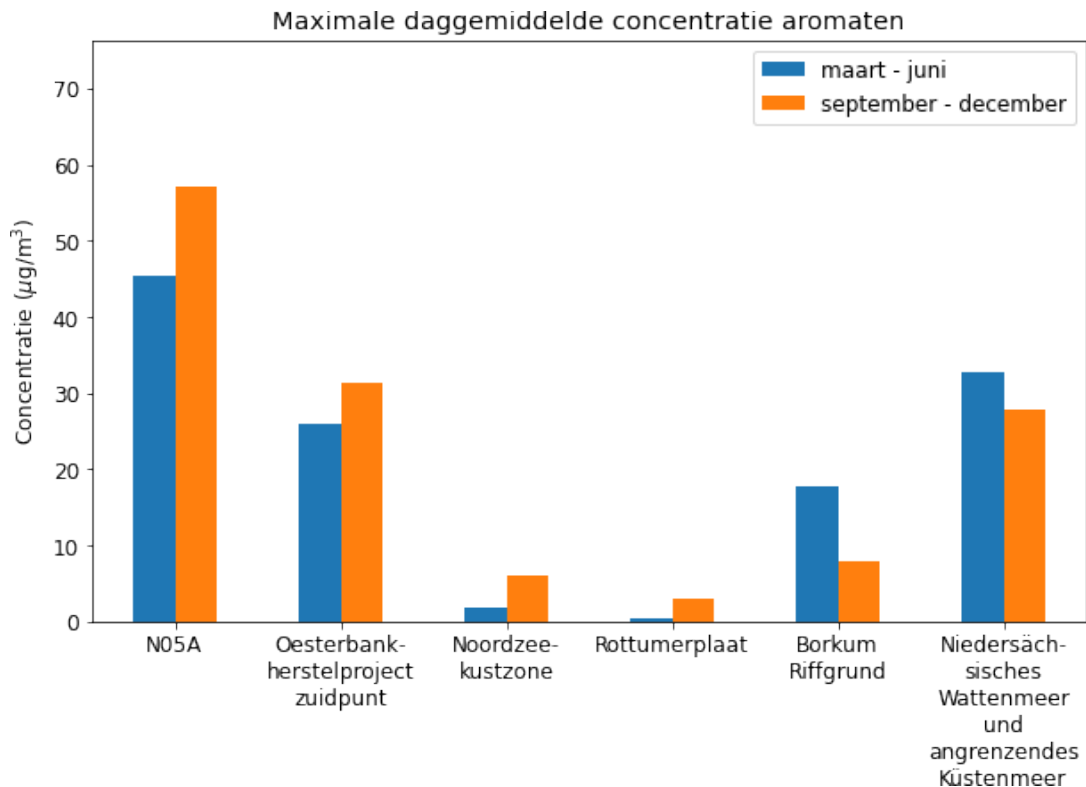


Abbildung 5-25 Maximale durchschnittliche Tageskonzentration der Aromaten in der unteren Wasserschicht pro Beobachtungspunkt für die beiden Szenarien

Tabelle 5-3 Maximale Tagesmittelwerte der Konzentrationen der gelösten Stoffe in der Bodenwasserschicht je Beobachtungspunkt für beide Szenarien (µg/m³)

Stoff	N05-A	Projekt zur Sanierung von Austernbänken (Südspitze)	Küstengebiet der Nordsee	Rottumerplaat	Borkum Riffgrund	Niedersächsischer See und angrenzender Küstensee
Aromaten	57	31	6,1	3,1	18	33
Cadmium	0,0013	0,00071	0,00014	0,00007	0,0004	0,00074
Blei	0,0052	0,0029	0,00056	0,00028	0,0016	0,003
Metallisches Quecksilber	0,000062	0,000034	0,0000067	0,0000034	0,000019	0,000036

5.4.2 Maximale wöchentliche Durchschnittskonzentrationen

In Tabelle 5-4 und Tabelle 5-5 sind die Ergebnisse für die beiden Szenarien hinsichtlich der maximalen wöchentlichen Durchschnittskonzentrationen der gelösten Stoffe in der unteren Wasserschicht angegeben. Die Ergebnisse werden für jeden Beobachtungspunkt des Modells angezeigt.

Tabelle 5-4 Maximale wöchentliche Durchschnittskonzentrationen in der Bodenwasserschicht der gelösten Stoffe pro Beobachtungspunkt für das Szenario März - Juni ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)

Stoff	N05-A	Projekt zur Sanierung von Austernbänken (Südspitze)	Küstengebiet der Nordsee	Rottumerplaat	Borkum Riffgrund	Niedersächsischer See und angrenzender Küstensee
Aromaten	38	24	0,96	0,20	15	21
Cadmium	0,00086	0,00054	0,000022	0,0000045	0,00034	0,00048
Blei	0,0034	0,0022	0,000087	0,000018	0,0013	0,0019
Metallisches Quecksilber	0,000041	0,000026	0,000001	0,00000021	0,000016	0,000023

Tabelle 5-5 Maximale wöchentliche Durchschnittskonzentrationen für das Szenario September-Dezember ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) unteren Wasserschicht des gelösten Stoffe pro Beobachtungspunkt für

Stoff	N05-A	Projekt zur Sanierung von Austernbänken (Südspitze)	Küstengebiet der Nordsee	Rottumerplaat	Borkum Riffgrund	Niedersächsischer See und angrenzender Küstensee
Aromaten	50	26	3,4	2,0	5,4	23
Cadmium	0,0011	0,00058	0,000077	0,000046	0,00012	0,00052
Blei	0,0046	0,0023	0,00031	0,00019	0,00049	0,0021
Metallisches Quecksilber	0,000055	0,000028	0,0000037	0,0000022	0,0000059	0,000025

Abbildung 5-26 veranschaulicht die Unterschiede in den Maximalwerten pro Szenario für die Aromaten. Die Beziehungen zwischen den beiden Szenarien in der Abbildung sind für die anderen drei Stoffe dieselben wie für die Aromaten. Die maximalen Tagesmittelkonzentrationen für beide Szenarien zusammen sind in Tabelle 5-6 dargestellt.

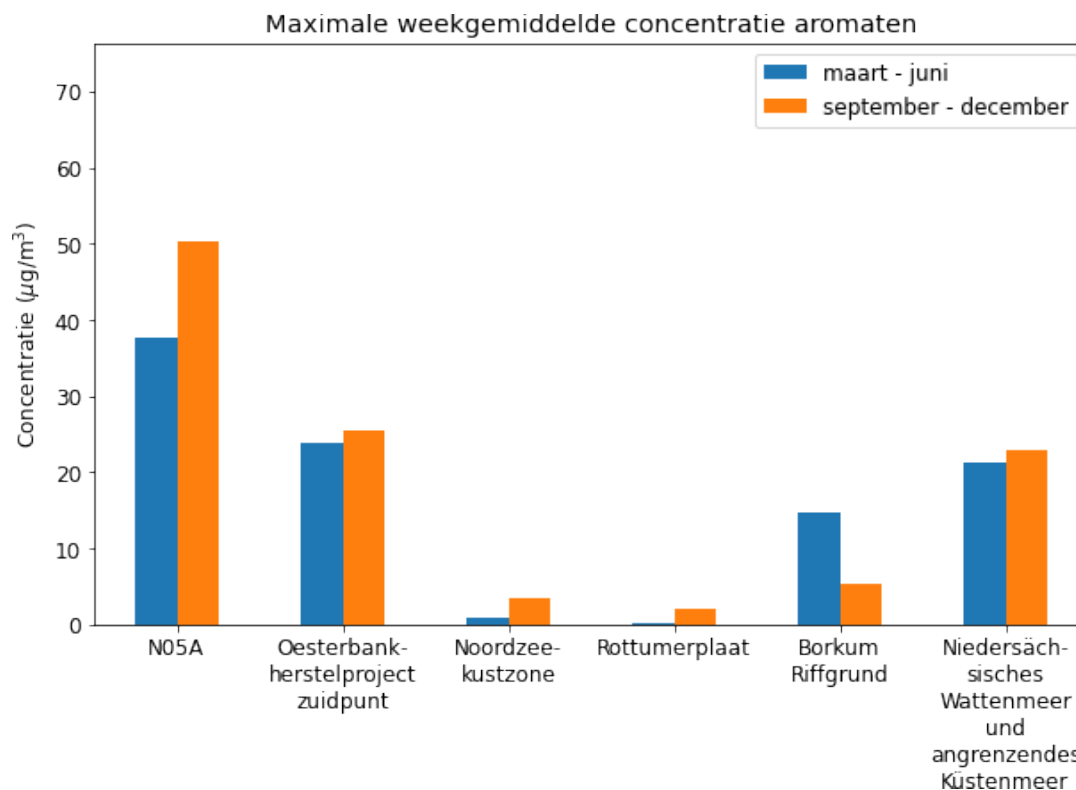


Abbildung 5-26 Maximale wöchentliche Durchschnittskonzentration der Aromaten in der unteren Wasserschicht pro Beobachtungspunkt für die beiden Szenarien

Tabelle 5-6 Maximale wöchentliche Durchschnittskonzentrationen in der Bodenwasserschicht der gelösten Stoffe pro Beobachtungspunkt für beide Szenarien (µg/m³)

Stoff	N05-A	Projekt zur Sanierung von Austernbänken (Südspitze)	Küstengebiet der Nordsee	Rottumerplaat	Borkum Riffgrund	Niedersächsischer See und angrenzender Küstensee
Aromaten	50	26	3,4	2,0	15	23
Cadmium	0,0011	0,00058	0,000077	0,000046	0,00034	0,00052
Blei	0,0046	0,0023	0,00031	0,00019	0,0013	0,0021
Metallisches Quecksilber	0,000055	0,000028	0,0000037	0,0000022	0,000016	0,000025

6 Diskussion

6.1 Vergleich der Szenarien

In dieser Fahnenstudie wurden zwei Szenarien mit unterschiedlichen Wind- und Strömungsbedingungen simuliert. Dadurch konnte die Bandbreite der Konzentrationen von Aromaten, Cadmium, Blei und metallischem Quecksilber, die sich aus der Ausbreitung der Abluffahne nach der Einleitung des Produktionswassers ergeben, geklärt werden. Das Szenario März-Juni deckt einen durchschnittlichen Zeitraum mit einem großen Sturm Ende März ab. Das Szenario September - Dezember beinhaltet einen sehr ruhigen Monat, gefolgt von einer Periode mit höheren Wind- und Strömungsgeschwindigkeiten.

Vergleicht man die maximalen Konzentrationen des Produktionswassers innerhalb der Zeiträume der beiden Szenarien, so lässt sich Folgendes feststellen:

- Die maximalen Tages- und Wochendurchschnittskonzentrationen der Stoffe in den empfindlichen Gebieten sind im Allgemeinen in der ruhigen Zeit im Oktober am höchsten. Nur im Borkumer Riffgrund und im Niedersächsischen Wattenmeer und angrenzenden Küstenmeer sind die maximalen Tagesmittelkonzentrationen während des Szenarios März-Juni am höchsten;
- Die Größe der Fahnen ist in beiden Szenarien ähnlich.

Dies lässt sich wie folgt erklären. Der ruhige Monat Oktober, zu Beginn des Szenarios September - Dezember, führt zu erhöhten Konzentrationen der Stoffe um die Einleitungsstelle. Im Szenario März-Juni, in dem durchschnittliche Bedingungen herrschen, gibt es keine solche ruhige Phase. Außerdem sieht das Szenario März - Juni einen starken Sturm vor, der die eingeleiteten Stoffe wegspült.

Die Modellergebnisse zeigen, dass die maximale Konzentration von metallischem Quecksilber in der unteren Wasserschicht relativ niedrig ist. Er ist um den Faktor 100 niedriger als die Cadmium- und Bleikonzentrationen an allen empfindlichen Standorten. Dies ist auf die relativ geringe Konzentration von metallischem Quecksilber im Produktionswasser zurückzuführen.

6.2 Unwägbarkeiten

Die in dieser Studie angewandten Modellrechnungen sind mit Unsicherheiten und natürlichen Schwankungen behaftet. Eine der Unwägbarkeiten ist die natürliche Schwankung von Steuerungsprozessen wie Strömung und Wind.

Diese können bis zu einem gewissen Grad vorhergesagt werden. Historische Messdaten und Statistiken geben einen Eindruck von der zu erwartenden Intensität der Prozesse. Gleichzeitig ist jeder Tag und jeder Sturm anders. Diese Schwankungen bei den Kontrollprozessen führen zu einer Unsicherheit bei den vorhergesagten Konzentrationen von Produktionswasser und gelösten Stoffen.

Ein Modell wie Delft3D ist eine Vereinfachung der Realität. So wird beispielsweise ein Berechnungsgitter verwendet, um die Anzahl der Berechnungspunkte, in denen die Lenkvorgänge und die Ausbreitung des Feinmaterials berechnet werden, auf eine überschaubare Anzahl zu reduzieren. Dies kann auf Kosten des Detaillierungsgrades gehen: Die räumliche Variation der Konzentrationen innerhalb der Zellen des Berechnungsgitters bleibt unbekannt. Darüber hinaus werden Prozesse, die auf einer kleineren Skala als der Größe der Berechnungsgitterzellen stattfinden (z. B. Turbulenzen), nicht genau berechnet.

Darüber hinaus wurden so viele relevante Prozesse wie möglich in die Modellierung einbezogen, z. B. Salzgehalt, Temperatur und ein Wärmemodell. Es wird konservativ angenommen, dass alle Stoffe im Produktionswasser in gelöster Form vorliegen und nicht durch Sedimentation, Verdunstung, Verwitterung, Reaktion, Bindung an andere Stoffe usw. abnehmen. Die Konzentrationen der gelösten Stoffe können daher in der Realität und auch im Laufe der Zeit aufgrund der chemischen Reaktionen variieren. Die



**Royal
HaskoningDHV**

genannten Prozesse werden jedoch die Konzentrationen verringern, so dass ihre Nichtberücksichtigung ein konservativer Ansatz ist.

In den vorangegangenen Abschnitten wurden die Unsicherheiten in Bezug auf die natürlichen Schwankungen der Strömungs- und Windverhältnisse, die Modellierung und die Vereinfachungen bei der Modellierung erörtert. Angesichts dieser Unsicherheiten wird bei Berechnungen der Wasserqualität in der Regel eine Unsicherheitsspanne von Faktor 2 angesetzt. Das bedeutet, dass die tatsächlichen Konzentrationen im Bereich von -50 bis +100% der berechneten Konzentrationen liegen.

7 Schlussfolgerungen und Empfehlungen

7.1 Schlussfolgerungen

In dieser Studie wurde die Verteilung der gelösten Stoffe im eingeleiteten Produktionswasser modelliert. Auf der Grundlage der Modellierung wurden die Konzentrationen ermittelt, die sich aus der Einleitung von Produktionswasser in der Umgebung der Plattform ergeben. Das Hauptaugenmerk lag dabei auf den maximalen Tages- und Wochendurchschnittskonzentrationen in zwei verschiedenen Szenarien sowie auf den Schwankungen der Konzentrationen an bestimmten Orten.

Die maximalen täglichen und wöchentlichen Durchschnittskonzentrationen der gelösten Stoffe am Standort der Plattform sind in Tabelle 7-1 dargestellt. Die maximalen täglichen Durchschnittskonzentrationen sind höher als die maximalen wöchentlichen Durchschnittskonzentrationen, da hohe Konzentrationswerte nur für kurze Zeit auftreten.

Hohe Konzentrationsspitzen spiegeln sich daher in den täglichen Durchschnittskonzentrationen stärker wider als in den wöchentlichen Durchschnittskonzentrationen. Die Konzentrationen der gelösten Stoffe nehmen mit zunehmender Entfernung vom Standort der Plattform deutlich ab, da sich die gelösten Stoffe über eine größere Fläche verteilen.

Tabelle 7-1 Maximale tägliche und wöchentliche Durchschnittskonzentrationen der gelösten Stoffe im unteren Grundwasserleiter an der Einleitungsstelle ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)

Stoff	Maximale durchschnittliche Tageskonzentration	Maximale wöchentliche Durchschnittskonzentration
Aromaten	57	50
Cadmium	0,0013	0,0011
Blei	0,0052	0,0046
Metallisches Quecksilber	0,000062	0,000055

Die Modellrechnungen zeigen, dass die Ausbreitung hauptsächlich in Ost-Nord-Ost-West-Richtung erfolgt. Die Ausbreitung in nördlicher und südlicher Richtung ist relativ gering. Die Ausbreitungsrichtung wird hauptsächlich durch die Gezeiten in West-Ost-Richtung bestimmt. Verstärkt wird dies durch den vorherrschenden Wind aus Südwest.

N.B.: Diese Studie äußert sich nicht zu den Auswirkungen der berechneten Konzentrationen. Dies geschieht in der ökotoxikologischen Studie, die auf der Grundlage dieser Fahnenstudie durchgeführt wird. Wie diese Studie ist auch diese ökotoxikologische Studie Teil des Nachtrags zur Umweltverträglichkeitsprüfung vom Dezember 2022 für das Projekt N05-A von ONE-Dyas.

7.2 Empfehlungen

Diese Modellierungsstudie hat ein Bild von der Ausbreitung des Produktionswassers nach dem Ablassen von der Plattform geliefert.

Ein wichtiger nächster Schritt ist die Bestimmung der Auswirkungen der gelösten Stoffe auf die verschiedenen Funktionen der Nordsee, einschließlich der Natur. Wie hoch sind beispielsweise die kritischen Konzentrationen, und wie lange dürfen diese kritischen Konzentrationen überschritten werden, bevor es zu erheblichen negativen Auswirkungen auf Flora und Fauna kommt? Die Modellierungsergebnisse dieser Studie können als Grundlage für eine solche Analyse dienen.

Bei den Modellsimulationen wurde ein möglichst detaillierter Ansatz mit möglichst vielen relevanten Prozessen und einer möglichst detaillierten Nachahmung der Abflüsse gewählt. Nur wenn der



**Royal
HaskoningDHV**

vorhergesagte Anstieg der Konzentrationen zu einer möglichen Überschreitung kritischer Werte führt oder der relative Anstieg der Konzentrationen als zu groß angesehen wird, ist eine weitere Detaillierung der Modellsimulationen erforderlich

und wird eine Sensitivitätsanalyse empfohlen. Angesichts der unterschiedlichen Wind- und Strömungsverhältnisse in den beiden Modellszenarien hat die Modellierung zusätzlicher Szenarien nur einen geringen Mehrwert.

8 Referenzen

- [1] Fugro, "Metozeanische Kriterien für die N05A-Plattform", Fugro, Amsterdam, 2019.
- [2] Fugro, "Metocean Criteria for the N05A Platform - Final Report", 2019.
- [3] Königliches Niederländisches Meteorologisches Institut, "Huibertgat Winddaten", 2019.
- [4] "KNMI-HYDRA-Projekt - Phasenbericht 7: Schätzung der extremen Wiederkehrwerte der Windgeschwindigkeit", 2003.
- [5] Royal HaskoningDHV, "Fahnenmodellierung N05-A; Gasbohrungen", 2020.

Anhang 2

Anhang 2: Ökotoxikologische Bewertung der Ableitung von Produktionswasser

BERICHT

Ökotoxikologische Bewertung von Benzol, Quecksilber, Cadmium und Blei aus der Dispersion von Produktionswasser

Risiken für ausgewählte aquatische Organismen

Kunde: ONE Dyas

Referentie: BG6396IBRP2111241221

Status: Definitiv/001

Datum: 9. Dezember

2021

HASKONINGDHV NEDERLAND B.V.

Jonkerbosplein 52
6534 AB Nijmegen
Industry & Buildings
Handelsregisternummer: 56515154

+31 88 348 70 00 **T**
+31 24 323 93 46 **F**
reception.nij-jo@nl.rhdhv.com **E**
royalhaskoningdhv.com **W**

Titel Dokument: Ökotoxikologische Bewertung von Benzol, Quecksilber, Cadmium und Blei aus der Dispersion von Produktionswasser

Untertitel:

Referenz: BG6396IBRP2111241221

Status: 001/Definitiv

Datum: 9. Dezember 2021

Projektname:

Projektnummer: BG6396

Klassifizierung

Projektbezogen

Sofern nicht anders mit dem Kunden vereinbart, darf kein Teil dieses Dokuments vervielfältigt oder veröffentlicht oder für einen anderen Zweck als den, für den es erstellt wurde, verwendet werden. HaskoningDHV Nederland B.V. übernimmt keine Verantwortung oder Haftung für dieses Dokument, außer gegenüber dem Auftraggeber.

Bitte beachten Sie: Dieses Dokument kann persönliche Daten von Mitarbeitern von HaskoningDHV Nederland B.V. enthalten. Vor der Veröffentlichung (oder anderweitigen Weitergabe) muss dieses Dokument anonymisiert werden oder es muss die Erlaubnis eingeholt werden, dieses Dokument mit personenbezogenen Daten zu veröffentlichen. Dies ist nicht erforderlich, wenn die Gesetze oder Vorschriften eine Anonymisierung nicht zulassen.

Inhalt

1	Einleitung	4
1.1	Hintergrund	4
1.1	Herkunft des Produktionswassers	4
1.2	Ausbreitung	5
1.3	Methode	7
1.4	Ergebnisse	7
1.5	Leitfaden	8
2	Hintergrund und erwartete Konzentrationen	9
3	Standardwerte und Toxizitätswerte für Salzwasserorganismen	11
3.1	Wasserrahmenrichtlinie (EU)	11
3.2	Plattenauster - <i>Ostrea edulis</i>	11
3.3	Sonstige Angaben - Toxizität für Meeresorganismen	12
3.4	Studien über die Auswirkungen von Produktionswasser	14
4	Risikobewertung für aquatische Organismen	18
5	Schlussfolgerungen	21
6	Referenzen/Quellen	22

Tabellen

Tabelle 1-1: Zusammenfassung der jährlichen Emissionen von bewerteten Stoffen im Produktionswasser ins Meer während der Produktionsphase	5
Tabelle 2-1 Hintergrundwerte von Stoffen in der Nordsee, in µg/l	9
Tabelle 2-2 Maximal erwartete Konzentrationen in der unteren Wasserschicht im Frühjahr/Herbst-Szenario	9
Tabelle 2-3: Maximale Tagesmittelwerte der Konzentrationen der gelösten Stoffe in der Bodenwasserschicht pro Beobachtungspunkt für beide Szenarien (µg/l)	10
Tabelle 2-4: Maximale wöchentliche Durchschnittskonzentrationen in der unteren Wasserschicht der gelösten Stoffe pro Beobachtungspunkt für beide Szenarien (µg/l)	10
Tabelle 3-1: EU MAC-MKE JG-MKE in µg/l	11
Tabelle 3-2 Kritischster akuter Toxizitätswert aus Referenzen	12
Tabelle 3-3 Kritischster Wert für chronische Toxizität aus Referenzen	13
Tabelle 3-4: Akute und chronische Toxizität von über 400 Produktionswasserproben von Plattformen im Golf von Mexiko (Neff et al 2011).	15

Tabelle 4-1: Berechnete Verhältnisse der verdoppelten erwarteten Tagesmittelkonzentrationen im Produktionswasser aus N05-A	18
Tabelle 4-2: Berechnete Verhältnisse der verdoppelten erwarteten Wochenmittelkonzentrationen in dem Produktionswasser von N05-A	18
<i>Tabelle 4-3: Prozentuale Konzentrationswerte bezogen auf das eingeleitete Produktionswasser in 500, 1000, 1500 und 2000 Metern von der Einleitungsstelle. Die Prozentsätze werden für sowohl für die untere Wasserschicht als auch für das Maximum der gesamten Wassersäule angegeben.</i>	19

1 Einleitung

1.1 Hintergrund

Am 13. Oktober 2020 beantragte ONE-Dyas B.V. eine Umweltgenehmigung für den Bau und Betrieb der Offshore-Gasförderplattform N05-A (im Folgenden N05-A). Eine Umweltverträglichkeitsprüfung wurde zusammen mit dem Genehmigungsantrag eingereicht: Umweltverträglichkeitsbericht Gasproduktion N05-A. Nach der Einreichung wurden die Anträge und die Umweltverträglichkeitsstudie zur Einsichtnahme ausgelegt, und die Kommission für Umweltverträglichkeitsprüfung (Commissie voor de milieueffectrapportage, nachstehend UVP-Kommission genannt) gab eine beratende Stellungnahme zur Umweltverträglichkeitsstudie ab. In seiner Stellungnahme forderte der UVP-Ausschuss weitere Informationen über die Auswirkungen der Ableitung des Produktionswassers auf Wasserorganismen.¹

In diesem Bericht wird anhand von Literaturrecherchen untersucht, welche Konzentrationen von Stoffen Fische und Schalentiere, insbesondere die flache Auster, vertragen können. Es wird zwischen den Auswirkungen in der Nähe und in größerer Entfernung von der Einleitungsstelle unterschieden, und zwar anhand der Abnahme der Konzentrationen, die sich aus einer modellierten Ausbreitungsrechnung ergibt. Die berechneten Schadstoffkonzentrationen sind in übersichtlichen Tabellen zusammengefasst, die auch die Hintergrundwerte und die normativen Werte für die Niederlande (und Deutschland) enthalten.

1.1 Herkunft des Produktionswassers

Bei der Förderung von Erdgas steigt mit dem Erdgas aus dem Gasfeld auch Produktionswasser auf. Dieses Produktionswasser besteht aus einer Mischung aus Kondenswasser und Formationswasser:

- Das kondensierte Wasser steigt mit dem Erdgas in Dampfform aus der Lagerstätte auf, kondensiert aber während des Transports an der Oberfläche. Das kondensierte Wasser enthält daher kaum Schwermetalle, wohl aber Kohlenwasserstoffe aus dem Erdgas. Alle Bohrungen zusammen werden voraussichtlich 30 bis 60 Kubikmeter Wasser pro Tag fördern.
- Formationswasser ist Wasser aus der Gaslagerstätte, das in flüssiger Form zusammen mit dem Erdgas an die Oberfläche gebracht wird. Das Lagerstättenwasser enthält von Natur aus Stoffe, die aus der Lagerstätte in das Wasser gelöst wurden, darunter Salz und Spuren von Schwermetallen. Formationswasser wird hauptsächlich gegen Ende der Lebensdauer eines Feldes produziert, und die Produktion von Formationswasser hängt auch von den Eigenschaften eines Gasfeldes ab. Wenn bei einer Bohrung viel Formationswasser anfällt, werden Maßnahmen ergriffen, um die Bohrung so zu verändern, dass weniger Wasser mit dem Erdgas gefördert wird. Bei den Feldern im N05-Gebiet ist aufgrund der Lagerstätteigenschaften davon auszugehen, dass die meisten Bohrungen kein Formationswasser produzieren werden.

Auf einer Gasaufbereitungsplattform, wie z. B. der Plattform N05-A, wird das Produktionswasser vom Erdgas getrennt und über einen Öl-Wasser-Trenner ins Meer abgeleitet. Für die Plattform N05-A wird erwartet, dass alle Bohrungen zusammen 30 bis 60 Kubikmeter Produktionswasser pro Tag produzieren. Dieses Wasser wird über eine Leitung knapp unter dem Meeresspiegel abgeleitet. Das abgeleitete Produktionswasser entspricht den Einleitungsbestimmungen der Bergbauverordnung. Dies wird in der Umweltverträglichkeitsstudie für N05-A ausführlich beschrieben, siehe insbesondere Abschnitt 2.4 in Teil 1 der Umweltverträglichkeitsstudie und Kapitel 5 in Teil 2 der Umweltverträglichkeitsstudie.

In Anbetracht der nahe gelegenen Naturschutzgebiete beschloss ONE-Dyas, zusätzlich zu der in der Umweltverträglichkeitsprüfung beschriebenen Wasseraufbereitung das Wasser für die Einleitung in einem Aktivkohlefilter zu behandeln, um die Konzentration von Kohlenwasserstoffen und Metallen im eingeleiteten Produktionswasser weiter zu reduzieren. Dieser Aktivkohlefilter wird in Abschnitt 7.4 des Nachtrags zur UVP N05-A beschrieben, zu dem auch dieser Bericht gehört. Für diese Studie wird die Wasserzusammensetzung nach dem Aktivkohlefilter angenommen. Tabelle 1-1 enthält eine Schätzung der Durchflussmenge und der Konzentrationen des abgeleiteten Produktionswassers.

¹ In seiner Stellungnahme bat der UVP-Ausschuss auch um weitere Informationen über die Auswirkungen der Ableitung von Bohrklein insbesondere auf Bodenorganismen. Dies ist jedoch nicht mehr relevant, da ONE-Dyas nun beschlossen hat, dass das gesamte Bohrklein getrennt gesammelt und verarbeitet wird. Daher konzentriert sich diese Studie nur auf die Folgen der Ableitung von Produktionswasser.

Tabelle 1-1: Zusammenfassung der jährlichen Emissionen von bewerteten Stoffen im Produktionswasser während der Produktionsphase ins Meer

Stoffe		Unbestrittene Konzentration (mg/l)	Aktivkohlefilter Reduzierung	Beanstandete Konzentration (mg/l)	Jährliche Belastung (kg) bei 60 m ³ Wasser /Tag
Kohlenwasserstoffe	Aromaten (ca. 80% Benzol)	130	15%	110	2 420
Metall	Metallisches Quecksilber (Hg)	0,0011	89%	0,00012	0,002
	Cadmium (Cd)	0,0025	-	0,0025	0,05
	Blei (Pb)	0,03	66%	0,01	0,22

1.2 Vertrieb

Die Einleitung von Produktionswasser führt zu einer Erhöhung der Konzentration der eingeleiteten Stoffe in der Nähe der Einleitungsstelle im Vergleich zu den Hintergrundkonzentrationen der Wasserqualität. Diese Stoffe breiten sich als Fahne um die Einleitungsstelle herum aus und können die Natur beeinträchtigen. Die durch die Einleitung entstehende Fahne im Meerwasser wurde mit dem vollständig kalibrierten und validierten Delft3D-Ausbreitungsmodell für die Nordsee modelliert. Dabei handelt es sich um dasselbe Ausbreitungsmodell, das in der UVP für das Projekt N05-A zur Modellierung der Ausbreitung von abgeleitetem Bohrklein verwendet wurde. Der Bericht über die Fahnenmodellierung (RHDHV, 2021, im Folgenden Fahnenstudie) ist in Anhang 1 der ergänzenden Umweltverträglichkeitsstudie N05-A enthalten, zu der auch der vorliegende Bericht gehört.

Die Modellierung und ökotoxikologische Bewertung wurde für vier Stoffe im Produktionswasser durchgeführt: Aromaten (davon 80 % Benzol), Cadmium, Blei und metallisches Quecksilber. Die höchsten berechneten Konzentrationen der im Produktionswasser gelösten Stoffe treten unmittelbar um die Einleitungsstelle auf. Danach nehmen die Konzentrationen der gelösten Stoffe mit zunehmender Entfernung von der Einleitungsstelle rasch ab, da die gelösten Stoffe über die Wassersäule (vertikal) und über eine größere Fläche (horizontal) verteilt werden. Die Konzentrationen wurden insbesondere für die untere Wasserschicht berechnet, da sich die ökotoxikologische Forschung auf die Fische und Weichtiere konzentriert, die in dieser Wasserschicht leben. Da das Produktionswasser in die darüber liegende Wasserschicht eingeleitet wird, sind sowohl die horizontale als auch die vertikale Ausbreitung von Bedeutung.

Als Beispiel für die Verteilung ist in Abbildung 1-1 die maximale durchschnittliche Benzolkonzentration in der unteren Wasserschicht in der Nähe des Meeresbodens dargestellt. Die Modellberechnung zeigt, dass die höchsten berechneten Werte in der Nähe der Plattform auftreten und dass die Ausbreitung hauptsächlich in Ost-West-Richtung erfolgt. Die Ausbreitung in nördlicher und südlicher Richtung ist relativ gering. Dies ist darauf zurückzuführen, dass die Ausbreitungsrichtung hauptsächlich durch die Gezeiten bestimmt wird, die in West-Ost-Richtung wirken. Die West-Ost-Ausbreitung wird durch den vorherrschenden Wind aus Südwesten noch verstärkt.

Maximale dagelijks gemiddelde concentratie aromaten maart - juni

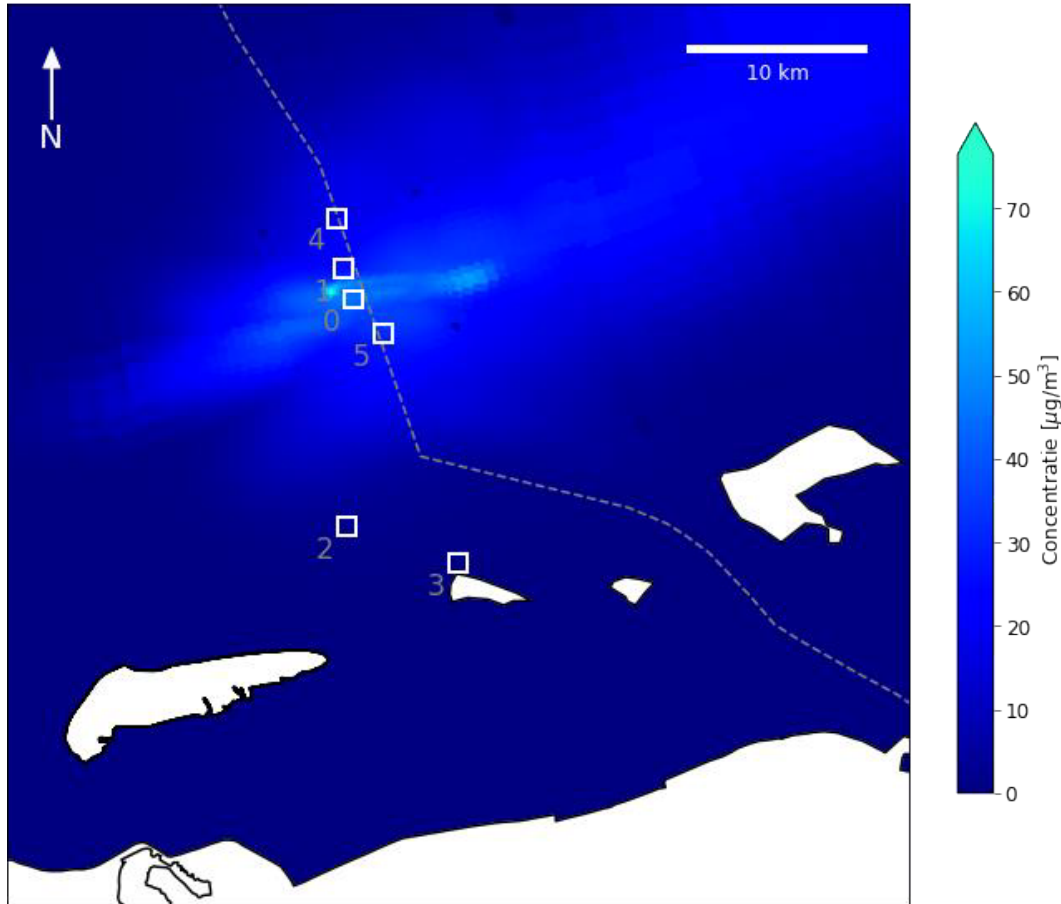


Abbildung 1-1: Maximale durchschnittliche Tageskonzentration von Aromaten in der unteren Wasserschicht während des Szenarios März - Juni. Die empfindlichen Standorte sind durch weiße Quadrate und eine Nummer gekennzeichnet (0 = N05-A, 1 = Austernbank-Sanierungsprojekt (Südspitze), 2 = Nordseeküstengebiet, 3 = Rottumerplaat, 4 = Borkum Riffgrund, 5 = Niedersächsisches Wattenmeer und angrenzendes Küstenmeer), die niedersächsisch-deutsche Grenzlinie durch die gestrichelte Linie.

Um einen Einblick in den Bereich der Ausbreitung der Fahne nach der Einleitung des Produktionswassers zu erhalten, wurden in der Studie zwei Szenarien mit unterschiedlichen Wind- und Strömungsbedingungen simuliert. Das Szenario März - Juni umfasst einen durchschnittlichen Zeitraum mit einem großen Sturm Ende März. Das Szenario September - Dezember beinhaltet einen sehr ruhigen Monat, gefolgt von einer Periode mit höheren Wind- und Strömungsgeschwindigkeiten. Beim Vergleich der beiden Szenarien zeigt sich, dass die höchsten Konzentrationen in ruhigen Zeiten näher an der Einleitungsstelle auftreten. Weiter entfernt von der Einleitungsstelle treten die höchsten Konzentrationen bei durchschnittlichen Bedingungen auf.

Dies erklärt sich dadurch, dass bei ruhigem Wetter eine relativ geringe Dispersion und Verdünnung stattfindet, so dass die Stoffe in der Nähe der Einleitungsstelle verbleiben. In weniger ruhigen Zeiten breitet sich das Produktionswasser schneller aus, was bedeutet, dass es schneller verdünnt wird, aber auch weiter reicht.

Bei allen Modellberechnungen, einschließlich dieser Fahnenstudie, muss berücksichtigt werden, dass sie mit Unsicherheiten und natürlichen Schwankungen behaftet sind. Eine der Unwägbarkeiten ist die natürliche Schwankung von Steuerungsprozessen wie Strömung und Wind. Darüber hinaus ist jedes Modell eine Vereinfachung der Realität. Für die Studie zur Schadstofffahne wurde geschätzt, dass die Berechnungen der Wasserqualität im Allgemeinen eine Unsicherheitsspanne von einem Faktor zwei benötigen. Das bedeutet, dass die tatsächlichen Konzentrationen im Bereich von -50 bis +100% der berechneten Konzentrationen liegen.

1.3 Methode

In der Ökotoxizitätsstudie wurde die konservativste Situation berücksichtigt: Es wurden die höchsten berechneten Konzentrationen in Kombination mit den strengsten Normen und/oder den kritischsten Ökotoxizitätswerten angenommen. Außerdem wird konservativ angenommen, dass alle Stoffe im Produktionswasser in gelöster Form vorliegen und nicht durch Sedimentation, Verflüchtigung, Verwitterung, biologischen Abbau, Komplexbildung, Adsorption von Metallen usw. reduziert werden. Auch bei der Kategorie der Aromaten wird davon ausgegangen, dass alle Stoffe Benzol sind. Es wird davon ausgegangen, dass die erwarteten Konzentrationen vollständig bioverfügbar (gelöst) sind.

Die Verteilung des eingeleiteten Produktionswassers im Meer (Fahnenstudie) wurde mit dem Delft3D-Modell von Deltares modelliert (wie in RHDHV, 2021 beschrieben). Dies geschah mit der gleichen Methode und dem gleichen Modell, das zur Bestimmung der Dispersion des wasserlöslichen Anteils der abgeleiteten Bohrspülung verwendet wurde. In der Fahnenstudie wurden die täglichen und wöchentlichen Durchschnittskonzentrationen in der Wassersäule in der Nähe des Meeresbodens an ausgewählten Stellen und/oder in bestimmten Abständen vom Standort der Plattform ermittelt. Für die Konzentrationen und den Durchfluss wurden die Werte der UVP Teil 2 (basierend auf CIW4) verwendet, für die Emissionsminderung eines Aktivkohlefilters, der andernorts zur Aufbereitung von Produktionswasser aus der Gasförderung eingesetzt wird, die Messwerte von ONE-Dyas.

Auf der Grundlage der Modellierungsergebnisse der Fahnenstudie wurden die möglichen Auswirkungen auf eine Reihe von Arten, die als repräsentativ für die Aufmerksamkeit gelten, für vier Stoffe im Produktionswasser bewertet. Die zu untersuchenden Stoffe sind diejenigen, für die die UVP-Kommission in ihrem Gutachten weiteren Forschungsbedarf festgestellt hat, nämlich Benzol und die Metalle Quecksilber, Cadmium und Blei. Die Auswirkungen werden für Fische und Muscheln ausgearbeitet, wenn möglich speziell für die Flachauster *Ostrea edulis*.

Die Fahnenmodellierung ergibt die erwartete Konzentration (PEC-Predicted Environmental Concentration). Die Daten zur chronischen Ökotoxizität und der Standardwert (PNEC - Predicted No Effect Concentration) geben die erwartete Konzentration an, oberhalb derer schädliche Wirkungen auftreten können. Das Verhältnis zwischen der erwarteten Expositions- und der Wirkkonzentration bestimmt, ob bei der PEC in einer bestimmten Entfernung von der Einleitungsstelle Risiken akuter oder chronischer Wirkungen zu erwarten sind. Ein Verhältnis > 1 bedeutet, dass Auswirkungen zu erwarten sind. Ein Verhältnis < 1 weist auf eine Konzentration hin, bei der kein Risiko von Auswirkungen besteht, d. h. die erwartete Konzentration ist niedriger als diejenige, bei der Auswirkungen auftreten können.

Für akute, kurzfristige Expositionen wird das Risiko mit Tagesmittelwerten als PEC bestimmt, für chronische, längerfristige Expositionen (langfristige Auswirkungen auf Wasserorganismen) werden Wochenmittelwerte verwendet.

1.4 Ergebnisse

Die Konzentrationen an Standorten in ausgewählten Entfernungen von der Einleitungsstelle werden zusammen mit den Hintergrundkonzentrationen und den Wasserqualitätsnormen in Tabellenform dargestellt. Diese werden mit den Wirkkonzentrationen für die Toxizität verglichen. Dies geschieht für die Stoffe Benzol, Quecksilber, Blei und Cadmium in der Wasserphase einen Meter über dem Meeresboden. Das Ergebnis ist eine Bewertung der (Gradienten der) Konzentrationen im Verhältnis zu den erwarteten Auswirkungen, Normen und/oder Hintergrundkonzentrationen für die vier untersuchten Stoffe.

Auf der Grundlage der ökotoxikologischen Risiken kann für jede Art (Fische/Mollusken) eine Kontur festgelegt werden, innerhalb derer ökotoxikologische Auswirkungen auftreten können. Die berechneten Zusatzkonzentrationen des Produktionswassers werden mit den Normen für diese Stoffe aus der WRRL/KRM oder anderen Quellen, aber auch mit Hintergrundkonzentrationen verglichen.

1.5 Leitfaden zum Lesen

In Kapitel 2 werden die berechneten Konzentrationen und die Hintergrundkonzentrationen erläutert, woraufhin in Kapitel 3 die Ökotoxizitätsdaten beschrieben werden, die zur Ableitung der Standardwerte für die vier Stoffe verwendet wurden. In Kapitel 4 werden die Wasserkonzentrationen mit den Wirkkonzentrationen für Fische und Muscheln für diese Stoffe verglichen, um eine Risikobewertung vorzunehmen. Danach folgen die Schlussfolgerungen in Kapitel 5.

2 Hintergrund und erwartete Konzentrationen

Verschiedene Quellen verweisen auf (natürliche) Hintergrundkonzentrationen in Meeren und Ozeanen. Für die Nordsee liegen die Werte für Benzol, Cadmium und Blei zwischen Nanogramm und Mikrogramm; für Quecksilber werden höchstens Nanogramm angegeben. Die Werte sind in Tabelle 2-1 zusammengefasst.

Tabelle 2-1 Hintergrundwerte von Stoffen in der Nordsee, in µg/l

Stoffe	Nordsee (Neff et al., 2011)	Nordsee OSPAR-Region II (OSPAR, 2004)	Andere Meerwasserdaten
Benzol	0,001	n.v.	< 0,005 – 89,4 ¹ 0,000876 - 0,0876 ² 0,876 - 8,76 ³
Cadmium	0,001 - 0,1	0,006 - 0,034	n.u.
Blei	0,001 - 0,1	0,02 - 0,03	n.u.
Quecksilber	0,7e-04 – 0,6e-02	0,5e-04 – 0,13e-02	n.u.

n.v. = nicht verfügbar

n.u. = nicht untersucht, da andere Quelle vorhanden

¹ von EU RAC, 2008

² aus Echeverria, 1980

³ aus Korn et al, 1976

Da dieser Bericht auf dem konservativsten Ansatz beruht, sind die zusammengefassten Höchstkonzentrationen zu jedem Zeitpunkt (Tag oder Woche) unabhängig vom Standort in Tabelle 2-2 aufgeführt. Die Daten stammen aus der Fahnenstudie (RHDHV, 2021). Die höchsten Werte werden in der unteren Wasserschicht für das Herbstszenario berechnet. Nur für Benzol werden Konzentrationen im Nanogrammbereich berechnet, für die anderen Stoffe liegen sie im Pikogrammbereich oder sogar darunter (Quecksilber).

Tabelle 2-2 Maximal erwartete Konzentrationen in der unteren Wasserschicht im Frühjahr/Herbst-Szenario

Stoff	Höchstwert untere Wasserschicht Tagesdurchschnitt in µg/l		Höchstwert untere Wasserschicht Wöchentlicher Durchschnitt in µg/l	
	Frühling	Herbst	Frühling	Herbst
Benzol	4.54e-02	5.70e-02	3.80e-02	5.03e-02
Cadmium	1.03e-06	1.30e-06	8.64e-07	1.14e-06
Blei	4.13e-06	5.18e-06	3.46e-06	4.58e-06
Quecksilber	4.95e-08	6.22e-08	4.15e-08	5.49e-08

Die folgenden Tabellen (Tabelle 2-3 und Tabelle 2-4) zeigen, dass erwartungsgemäß die höchsten Werte in der Nähe des Standorts N05-A berechnet werden. Die Konzentrationen an anderen Standorten sind daher niedriger. Bei den Werten in den Tabellen ist zu berücksichtigen, dass die Unsicherheitsspanne bei einer solchen Fahnenmodellierung in der Regel in der Größenordnung von -50 bis +100 % liegt, was bedeutet, dass die Konzentrationen halb so klein oder doppelt so groß sein können.

Tabelle 2-3: Maximale Tagesmittelwerte der Konzentrationen der gelösten Stoffe in der unteren Wasserschicht pro Beobachtungspunkt für beide Szenarien ($\mu\text{g/l}$)

Stoff	N05-A	Projekt zur Sanierung von Austernbänken (Südspitze)	Küstengebiet der Nordsee	Rottumer - Platte	Borkum Riffgrund	Niedersächsisches Wattenmeer und angrenzendes Küstenmeer
Benzol	5.7E-02	3.1E-02	6.1E-03	3.1E-03	1.8E-02	3.3E-02
Cadmium	1.3E-06	7.1E-07	1.4E-07	7.0E-08	4.0E-07	7.4E-07
Blei	5.2E-06	2.9E-06	5.6E-07	2.8E-07	1.6E-06	3.0E-06
Quecksilber	6.2E-08	3.4E-08	6.7E-09	3.4E-09	1.9E-08	3.6E-08

Tabelle 2-4: Maximale wöchentliche Durchschnittskonzentrationen in Wasserschicht der gelösten Stoffe pro Beobachtungspunkt für den unteren beiden Szenarien ($\mu\text{g/l}$)

Stoff	N05-A	Projekt zur Sanierung von Austernbänken (Südspitze)	Küstengebiet der Nordsee	Rottumer Platte	Borkum Riffgrund	Niedersächsisches Wattenmeer und angrenzendes Küstenmeer
Benzol	5.0E-02	2.6E-02	3.4E-03	2.0E-03	1.5E-02	2.3E-02
Cadmium	1.1E-06	5.8E-07	7.7E-08	4.6E-08	3.4E-07	5.2E-07
Blei	4.6E-06	2.3E-06	3.1E-07	1.9E-07	1.3E-06	2.1E-06
Quecksilber	5.5E-08	2.8E-08	3.7E-09	2.2E-09	1.6E-08	2.5E-08

3 Richtwerte und Toxizitätswerte für Salzwasserorganismen

In diesem Kapitel werden die Standardwerte für die untersuchten Stoffe im Meer und die Toxizitätswerte für Salzwasserorganismen erörtert. Die Normen basieren zum Teil auf den (kritischsten) LC50/EC50- und NOEC/EC10-Werten für Salzwasserfische und Weichtiere, die in diesem Bericht speziell behandelt werden. Darüber hinaus haben wir in der Literatur nach spezifischen Daten über die (Empfindlichkeit der) Flachauster und die Toxizität des Produktionswassers gesucht.

3.1 Wasserrahmenrichtlinie (EU)

In der EU wurden die folgenden allgemeinen Standardwerte für Meeresoberflächengewässer festgelegt. Für akute, kurzzeitige Expositionen gilt die Umweltqualitätsanforderung für die höchstzulässige Konzentration (MAC-MKE) als Testwert verwendet. Für Langzeitexpositionen ist die jährliche Umweltqualitätsanforderung (JG-EQR) relevant. Nur für die Niederlande wurde eine spezifische Anpassung für Quecksilber aufgrund von Sekundärvergiftungen vorgenommen und der JG-MKE auf 0,07 ng/l festgelegt.

Tabelle 3-1: EU MAC-MKE JG-MKE in µg/l

Stoffe	MAC-MKE µg/l (Salzwasser)	JG-MKE µg/l (Salzwasser)	Anmerkungen/Referenz
Benzol	50	8	EG-WRRL, 2013 Richtlinie 2013/39/EU
Cadmium	1,5	0,2	EG-WRRL, 2013
Blei	14	1,3	EG-WRRL, 2013
Quecksilber	0,07	0,7e-04 ¹⁾	EG-WRRL, 2013
	0,07		wetten.nl - Verordnung - Verordnung über Qualitätsanforderungen und die Überwachung von Wasser 2009 - BWBR0027061 (government.nl)

¹⁾ Bei Sekundärvergiftungen. Um die Einhaltung der Umweltqualitätsanforderung für Biota zu überwachen, haben die Niederlande für diesen Stoff einen Wert für die Konzentration des Stoffes in Oberflächengewässern abgeleitet, der das gleiche Schutzniveau bietet, wie es die Umweltqualitätsanforderung für Biota vorsieht.

3.2 Flache Auster - *Ostrea edulis*

Bekannte Schadstoffe, die für Austern (*Ostrea edulis*) schädlich sind, wurden kürzlich in Colsoul et al. zusammengefasst. (2021). Von den vier relevanten Substanzen wird allein für Quecksilber (Hg) ein EC/LC50-Wert von 3,3 µg/l angegeben.

Bigas et al. (1997) setzten flache Austern 34 Tage lang 5 µg/l Hg aus. Diese Konzentration tötete sie nicht, aber sie akkumulierten das Hg und mit zunehmender innerer Konzentration wurden die Gewebestrukturen zerstört.

Piano et al. (2004) setzten wilde Auster im Labor eine Woche lang Cadmiumkonzentrationen von 100 und 500 µg/l aus und beobachteten nur bei der höchsten Konzentration einen signifikanten Anstieg der Methallothioneine und Hitzeschockproteine (HSP). Metallothioneine (Proteine) spielen eine Rolle beim Schutz vor der Toxizität von Metallen, HSP ist ein Indikator für Stress.

Frazier & George (1983) setzten Austern 111 Tage lang 100 µg/l Cadmium (Cd) aus. Die Anreicherung von Cd in Austern ist genetisch und umweltabhängig, wobei die Pazifische Auster *Crassostrea gigas*



**Royal
HaskoningDHV**

schneller akkumuliert als die flache Auster, und flache Austern aus einer relativ sauberen Umgebung akkumulieren Cd schneller als solche aus einer bereits metallbelasteten Umgebung.

Die oben erwähnten Experimente mit Austern wurden mit Cadmium- und Quecksilberkonzentrationen durchgeführt, die weit über den MKEs lagen, und zeigen daher keine besondere (hohe) Empfindlichkeit von Austern gegenüber diesen Substanzen. Für Blei (Pb) und Benzol wurden keine Toxizitätsstudien mit Austern gefunden.

3.3 Sonstige Angaben - Toxizität für Meeresorganismen

Jakimska et al. (2011) beschreiben die Rolle und die Auswirkungen der Anreicherung von Cadmium, Blei und Quecksilber für verschiedene Gruppen von Meeresorganismen. Die Anreicherung von Cadmium und Quecksilber führt zur Peroxidation von Fetten und zur Bildung von DNA-Addukten in Weichtieren². Quecksilber kann auch den Zellstoffwechsel beeinträchtigen. Bei Fischen führt Quecksilber zu Erschöpfung, Koordinationsstörungen, vermindertem Appetit, Beeinträchtigung des zentralen Nervensystems und des endokrinen Systems und beeinträchtigt Fortpflanzung, Osmoregulation und Orientierung. Blei verursacht Verhaltensänderungen bei Fischen und beeinträchtigt Überleben, Wachstum und Stoffwechsel. Anorganische Bleiverbindungen sind ebenfalls krebserregend.

Es ist bekannt (Meyerhoff, 1975), dass Benzol bei Fischen Narkose (zentrales Nervensystem - ZNS), Blutarmut und erhöhte Stressempfindlichkeit verursacht. Diese Auswirkungen können schließlich zum Tod durch Sauerstoffmangel führen. Das Verschwinden der Symptome nach Beendigung der Exposition deutet darauf hin, dass diese Auswirkungen reversibel sind.

Zusätzlich zu den in den EU-UQN-Dokumenten erwähnten Studien wurden die ECOTOX-Knowledgebase³ der US-EPA und neuere Literatur durchsucht. Die nachstehenden Tabellen zeigen, dass Cadmium sowohl bei der akuten als auch bei der chronischen Toxizität der giftigste der vier Stoffe für Fische und Mollusken ist.

Tabelle 3-2 Kritischster Wert für akute Toxizität aus Referenzen

Stoffe	EC50/LC50 (Salzwasser)	Endpunkt	Art (Lebensstadium)	Zeit	Anmerkungen / Referenzen
Benzol Fisch	5,1 µg/l*	Sterblichkeit	Morone saxatilis (Jungtiere)	4 d	Benville & Korn, 1977 (EPA)
Benzol-Molusk	375,8 µg/l*	n.v.	Crassostrea gigas (Embryo)	2 d	LeGore, 1974 (EPA)
Cadmium Fisch	0,9 µg/l	Sterblichkeit	Oncorhynchus tshawytscha	8,3 d	Chapman, 1978 (EC 2001)
Cadmium Molluske	1 µg/l	Sterblichkeit	Tridacna derasa (Embryo)	3 d	Soria-Dengg & Ochavillo, 1990 (EPA)
Blei Fisch	1500 µg/l	Sterblichkeit	Scorpaenichtys marmoratus	n.v.	EG 2011
Blei Molluske	25 µg/l	Sterblichkeit	Mytilus edulis	n.v.	EG 2011
Quecksilber Fisch	67 µg/l	Sterblichkeit	Fundulus heteroclitus (Embryonen)	4 d	EG, 2005
Quecksilber Molluske	3,5 µg/l	Entwicklung	Mytilus galloprovincialis	2 d	EG, 2005

* Umrechnung von µl/l in µg/l bei einer Dichte von 876 g/l



**Royal
HaskoningDHV**

² *DNA-Produkte werden in wissenschaftlichen Experimenten als Biomarker verwendet, um den Grad der Exposition eines Organismus gegenüber Karzinogenen anzuzeigen. Die Bildung eines DNA-Addukts kann der Beginn des Prozesses sein, der Zellen im Gewebe in Krebszellen verwandelt.*

³ *[ECOTOX | Home \(epa.gov\)](http://ecotox.home.epa.gov)*

Tabelle 3-3 Kritischster Wert für chronische Toxizität aus Referenzen

Stoffe	NOEC/EC10 (Salzwasser)	Endpunkt	Art (Lebensstadium)	Zeit	Anmerkungen und Hinweise
Benzol Fisch	1,3 µg/l*	Wachstum	Morones saxatilis (juv)	28d	Korn, 1976 (EPA)
	3,5 µg/l	Schraffur	Oncorhynchus mykiss (Embryo)	23-27d	EG, 2005
Benzol Molluske	375,8 µg/l*	n.v.	Crassostrea gigas (Embryo)	2 d	LeGore 1974 (EPA)
Cadmium Fisch	0,47 µg/l	Biomasse (Wachstum)	Salmo salar (Ei und Jungtier)	46 d	Rombough & Garside, 1982 (EG)
Cadmium Molluske	0,5 µg/l	Pathologische Auswirkungen	Patinopecten yessoensis	25 d	Evtushenko et al, 1984 (EPA)
Blei Fisch	150 µg/l	Physiologische Auswirkungen	Oncorhynchus kisutch	14 d	Varanasi, 1978 (EPA)
Blei Molluske	9,2 µg/l	n.v.	Mytilus trossulus	n.v.	EG 2011
Quecksilber Fisch	5 µg/l	Schraffur	Clupea harengus membras	12,5 d	EG 2005
Quecksilber Molluske	1 µg/l	Schraffur	Crassostrea virginica	2 d	EG 2005

* Umrechnung von µl/l in µg/l bei einer Dichte von 876 g/l

Aus den oben genannten Daten kann nicht geschlossen werden, dass die Auster nicht die empfindlichste Art ist, da nicht in allen Studien dieselben Lebensstadien untersucht wurden.

Der MAC-MKE und der JG-MKE scheinen mit den niedrigsten in der Literatur gefundenen Ökotoxizitätswerten (EC/LC50 bzw. NOEC/EC10) gut übereinzustimmen, die Werte sind recht ähnlich, da sie innerhalb einer Größenordnung liegen, außer bei Quecksilber. Für Quecksilber sind die abgeleiteten Normen viel strenger, weil die NL JG-MKE unter anderem die Sekundärvergiftung berücksichtigt.

Zusätzlich zu den Referenzen aus den EU-UQN-Dokumenten und der US-EPA-Datenbank, die in den oben genannten Analysen verwendet wurden, wurde auch neuere Literatur für die betreffenden Stoffe mit oder ohne kombinierte Exposition gefunden. Zwei Studien werden hier erwähnt, weil sie chronische Expositionen und/oder empfindliche Lebensstadien von Muscheln betreffen. Die Ergebnisse dieser Studien ändern jedoch nichts an den kritischsten Werten, die in den obigen Tabellen aufgeführt sind.

Wang et al. (2009) untersuchten die Auswirkungen von Quecksilber, Cadmium und Blei auf die frühe Entwicklung von *Meretrix meretrix*. Untersucht wurden Embryogenese, Überleben, Wachstum und Metamorphose der Larven. Die EC₅₀ für die Embryogenese betrug 5,4 µg/l für Hg, 1014 µg/l für Cd und 297 µg/l für Pb. Die 96-Stunden-LC₅₀ für D-geformte Larven betrug 14,0 µg/l für Hg, 68 µg/l für Cd und 353 µg/l für Pb. Bei 18,5 µg/l für Hg, 104 µg/l für Cd und 197 µg/l für Pb war das Wachstum deutlich verzögert. Der EC₅₀ vor der Metamorphose war, genau wie der 48 h LC₅₀, höher als der 96 h LC₅₀.

Xie et al. (2017) untersuchten Interaktionen bei Muscheln. Die individuelle und kombinierte Toxizität von gelöstem Cadmium und Blei wurde für frühe Lebensstadien der Pazifischen Auster *Crassostrea gigas* untersucht. Embryotoxizität, Larvensterblichkeit und Genotoxizität wurden bestimmt. Bei der Embryotoxizität betragen die EC₅₀-Werte für einzelnes Cd, Pb und ihre Mischung 272,2 µg/l, 660,3 µg/l bzw. 373,1 µg/l. Der LC₅₀ für die 96-stündige Larvenmortalität wurde mit 353,3 µg/l, 699,5 µg/l bzw. 205,5 µg/l für Cd, Pb und deren Gemisch ermittelt. DNA-Strangbrüche wurden in Austernembryonen nach individueller Cd-, Pb- und deren Mischungsexposition festgestellt, wobei eine signifikante positive Korrelation zwischen der Embryotoxizität und der Genotoxizität bestand. Die Studie zeigt eine höhere Toxizität von Cd als von Pb, und das Cd-Pb-Gemisch ist für die Pazifische Auster etwas toxischer (Faktor 1,7) als Cd oder Pb einzeln.

Einige andere Veröffentlichungen mit anderen oder manchmal niedrigeren Wirkungskonzentrationen als die, auf denen der EU-MKE zu beruhen scheint, wurden bereits erwähnt. Diese Studien wurden jedoch nicht auf ihre Zuverlässigkeit hin überprüft oder sind neueren Datums, so dass nicht bekannt ist, ob sie



**Royal
HaskoningDHV**

alle in eine mögliche Überprüfung der Studie einbezogen werden.

Projektbezogen

MKE werden alle für den Datensatz für die Standardableitung berücksichtigt. Diese niedrigsten Werte werden bei der Risikobewertung zugrunde gelegt.

3.4 Studien über die Auswirkungen von Produktionswasser

Neben Studien zu einzelnen Bestandteilen des Produktionswassers sind auch Studien zur Toxizität des gesamten Produktionswassers enthalten. Allerdings hat jeder Produktionswasserstrom seine eigene Zusammensetzung, was bedeutet, dass Studien aus anderen Regionen (geologischen Formationen) nicht automatisch repräsentativ für diese Studie sind. Insbesondere regionalspezifische Studien könnten für einen Hinweis auf die Umweltrisiken des betreffenden Produktionswassers nützlich sein. Für diese Einleitungsstelle wurde nur eine (regional) relevante Studie zur Umweltrisikobewertung von Benzol gefunden. Diese und andere (Übersichts-)Artikel über die Auswirkungen von Produktionswasser auf aquatische Organismen werden im Folgenden erörtert. Die Zusammensetzung des in den Berichten erwähnten Produktionswassers wird nicht angegeben, auch nicht, ob es aus der Gas- oder Ölförderung stammt.

Peijnenburg et al. (2007) untersuchten die Umweltrisiken von Benzol auf Plattformen in der Nordsee. Eine konservative Modellierung der Einleitungen von Gasförderungsplattformen stellte kaum ein Risiko außerhalb eines Abstands von 500 Metern von der Plattform dar. Aufgrund des Standorts und der untersuchten Benzolbelastung (2975 kg/Jahr) ist die vom NAM modellierte Gasplattform L09-FF-1 für die vorliegende Studie relevant (d. h. 2420 kg/Jahr). In der Peijnenburg-Studie wurden die Auswirkungen für drei Abflusstiefen (1, 5 und 10 Meter unter der Wasseroberfläche) berechnet. Die Ergebnisse zeigten, dass die Benzolkonzentrationen oberhalb der Wasserrahmenrichtlinie JG-MKE (8 µg/l) in einer maximalen Entfernung von 466 Metern von der Plattform (bei 1 Meter Abflusstiefe) erreicht wurden. Ein tieferer Abfluss bedeutete kürzere Risikodistanzen. Bei einem strengeren Prüfwert (vernachlässigbare Konzentration) von 2 µg/l wurde festgestellt, dass die Risikoentfernung bei einer Abflusstiefe von 1 Meter maximal 925 Meter von der Plattform beträgt. Bemerkenswert ist, dass die Modellierung der Schadstofffahne keine Auswirkungen unterhalb der Abflusstiefe von 6 m ergab, siehe auch die Abbildung aus dieser Veröffentlichung (Abbildung 3-1), wenn sie mit 8 µg/l getestet wurde.

Neff et al. (2011) kommen ebenfalls zu dem Schluss, dass die Auswirkungen von Produktionswasser auf Wasserorganismen hauptsächlich in der Nähe der Einleitungsstelle zu erwarten sind und von mehreren Faktoren abhängen. Die meiste Aufmerksamkeit wird aromatischen Kohlenwasserstoffen, Alkylphenolen und einigen Metallen gewidmet. Die in dieser Übersicht erwähnten Studien beziehen sich auf Verdünnungen des Produktionswassers, von denen einige wenige Wirkungen bei 0,1 % angeben, einige wenige sind kaum schädlich (35-40 %), aber die meisten Studien geben akute und chronische Toxizität zwischen 2 und 10 % für Krebstiere und 5-20 % für Fische an, siehe Tabelle 3-4 unten. Es ist nicht ersichtlich, dass es taxonomische Gruppen gibt, die empfindlicher auf die Exposition gegenüber Produktionsabfällen reagieren als andere. Obwohl die Bioakkumulation von Stoffen zu chronischer Toxizität und sekundären Vergiftungen führen kann, wurden in einer Feldstudie u. a. für Cadmium, Quecksilber und Aromaten in 100 m Entfernung bei zwei Muschelarten und fünf Fischarten keine erhöhten Konzentrationen im Gewebe festgestellt, während bei polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK) eine Akkumulation zu beobachten war. Die in der Übersicht erwähnten Biomarker-Studien zielen fast immer auf den Nachweis einer PAK- oder Alkylphenol-Exposition ab, was den Rahmen dieses Berichts sprengen würde.

Table 16 Acute and chronic toxicity of more than 400 produced water (PW) samples from the Gulf of Mexico off Louisiana, USA, to mysids (*Mysidopsis bahia*) and sheepshead minnows (*Cyprinodon variegatus*), exposure concentrations are percent produced water (from Neff, 2002)

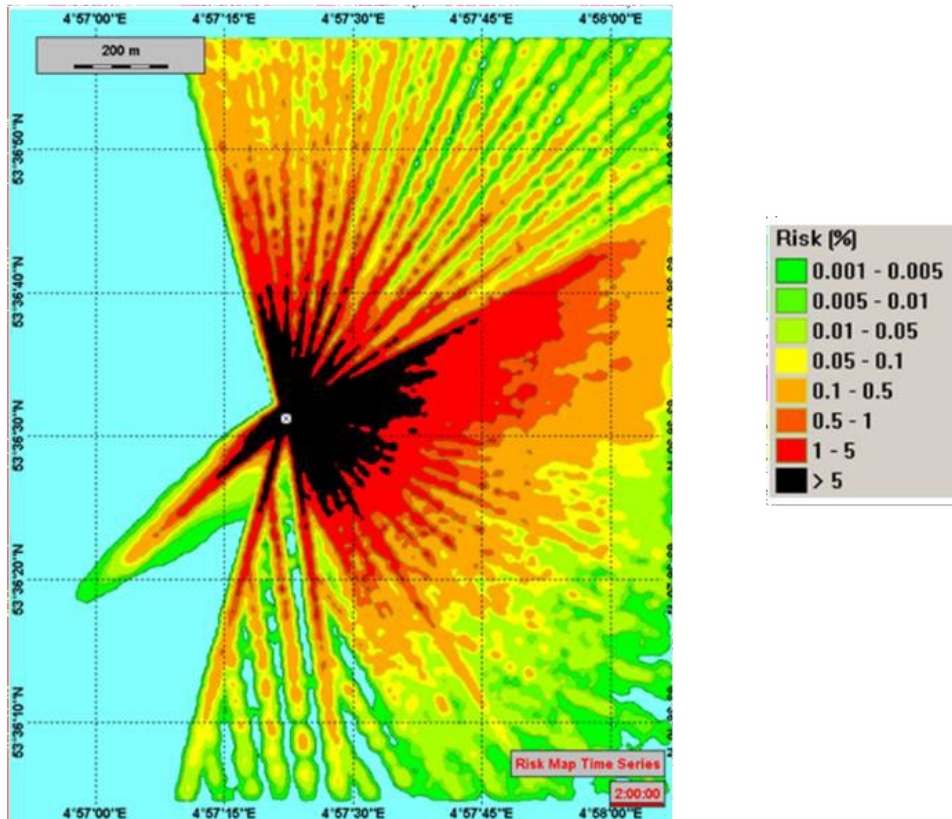
Test	Number of Tests	Mean Value (% PW)	Standard Deviation	Maximum Value
<i>Mysidopsis bahia</i>				
96h Acute Toxicity	412	10.8	10.4	86.3
Chronic Survival (NOEC)	407	3.4	5.8	50.0
Chronic Growth (NOEC)	391	2.4	3.6	42.0
Chronic Fecundity (NOEC)	274	2.7	3.2	25.0
<i>Cyprinodon variegatus</i>				
96h Acute Toxicity	359	19.2	14.8	>100
Chronic Survival (NOEC)	401	6.3	9.0	>100
Chronic Growth (NOEC)	395	5.2	8.1	>100

NOEC: no observed effect concentration

Tabelle 3-4: Akute und chronische Toxizität von mehr als 400 Produktionswasserproben von Plattformen im Golf von Mexiko (Neff et al 2011).

Top view of a time integrated risk map.

Scenario 3: Gas platform NAM L09-FF-1 (see table above) assessed using a water quality standard (WQS) of 8 µg/l and a release depth simulated at 1 meter below sea level. Area in red exceed the WQS, area in black is > 5 times the WQS (from de Vries et al, 2006)



Cross section of a time integrated risk map

Scenario 3: Gas platform: NAM L09-FF-1 (see table above) assessed using a water quality standard (WQS) of 8 µg/l and a release depth simulated at 1 meter below sea level. Area in red exceed the WQS, area in black is > 5 times the WQS (from de Vries et al, 2006)

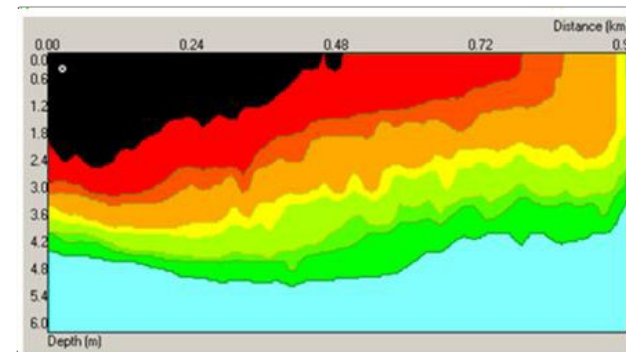


Abbildung 3-1: Integrierte Risikokarte des Benzolabflusses von NAM L9-FF-1 aus Peijnenburg et al. (2007).

Viele der in der Übersichtsarbeit von **Beyer et al. (2020)** zitierten Studien befassen sich mit Biomarkern (z. B. Enzyminduktion und/oder DNA-Adduktbildung) und schenken den PAK große Aufmerksamkeit, nicht aber Benzol und/oder Metallen. Dies liegt daran, dass PAK als eine sehr wichtige Komponentengruppe für ökologische Auswirkungen angesehen werden. Typische Toxizitätsparameter hierfür sind kardiovaskuläre Störungen, Herzbeutel- und Dottersacködeme, subkutane Blutungen, kraniofaziale (Kiefer-)Missbildungen, Wachstumsverzögerungen und erhöhte Mortalität bei Larven und Jungfischen.

Die Auswirkungen auf das Immunsystem wurden hauptsächlich bei Fischen und Muscheln untersucht. Bei Fischen sind solche Effekte jedoch oft unspezifisch, während sich bei Muscheln die Stabilität der lysosomalen Membran in Hämocyten als Biomarker bewährt hat. Verschiedene Omics-Techniken werden für systemische und mechanistische Wirkungen eingesetzt, doch ist eine umfassendere Überprüfung und Validierung erforderlich.

Ihre wichtigsten Ergebnisse sind folgende:

- Die Auswirkungen auf Muscheln und Fische, die mehrere Wochen lang dem Produktionswasser in der Nähe von Bohrstellen ausgesetzt waren, waren relativ gering;
- Petrogene Metaboliten wurden in der Galle von Fischen gefunden, die 10 km von der Einleitungsstelle des Produkts entfernt waren;
- Schellfisch zeigt stärkere Auswirkungen der Petrogenexposition als andere Fischarten (was jedoch nicht unbedingt mit dem Produktionswasser zusammenhängt).

Schmeichel (2017) meldet, dass BTEX bei der Bewertung ökotoxikologischer Auswirkungen von Produktionswasser kaum berücksichtigt werden. Dies liegt vor allem daran, dass sie sich in Meerestieren kaum anreichern und dass sie sich nach der Einleitung in den Vorfluter schnell verdünnen, verflüchtigen und umgewandelt werden.

Schuldt (2020) untersuchte die Auswirkungen von Produktionswasser von fünf Standorten (Konzentrationen 10, 50 und 100%) auf die Larven des Seehasen *Cyclopterus lumpus*. Es wurde festgestellt, dass die organische Fraktion des Produktionswassers für die verschiedenen Anomalien und die Sterblichkeit verantwortlich ist, obwohl auch andere (mit GC-MS nicht nachgewiesene) Stoffe zu den Auswirkungen beitragen könnten. Eine Identifizierung der Stoffe fand jedoch nicht statt.

Die beschriebenen Studien über die Auswirkungen von Produktionswasser auf Wasserorganismen zeigen, dass diesen vier Stoffen nur wenig Aufmerksamkeit geschenkt wurde. Die Zusammensetzung der Produktionswässer variiert und die beschriebenen Ergebnisse können daher nur als Richtwerte angesehen werden. Die in den Überprüfungen erwähnten Wirkungen sind fast nie auf eine Komponente zurückzuführen.

4 Risikobewertung für Wasserorganismen

Das Risiko von Auswirkungen auf einzelne Organismen und allgemeiner ökologischer Folgen hängt von der Zusammensetzung des Produktionswassers, dem Verhalten und dem Verbleib der Bestandteile in der Umwelt sowie der relativen Toxizität der einzelnen Bestandteile und möglicher Abbauprodukte ab. In der folgenden Risikobewertung werden die in Abschnitt 1.3 (Methode) genannten (vereinfachten) konservativen Annahmen verwendet.

Bei dieser Risikobewertung wird davon ausgegangen, dass nur die maximal zu erwartenden Konzentrationen (Tabelle 2-2) in der unteren Wasserschicht auftreten werden. Diese Konzentrationen sind aufgrund der Unsicherheiten bei der Modellierung der Schadstofffahne ebenfalls doppelt so hoch (siehe auch Abschnitt 1.2). Zusätzlich zu den MAC-MKEs und JG-MKEs der EU werden die kritischsten Ökotoxizitätswerte und die niedrigsten Hintergrundkonzentrationen mit den doppelt so hohen erwarteten Konzentrationen in der unteren Wasserschicht verglichen.

In der folgenden Tabelle werden die Verhältnisse der verdoppelten erwarteten Konzentrationen (PEC = Tagesmittelwerte) zum EU-MAC-MKE, zum niedrigsten akuten Ökotoxizitätswert aus der Literatur (dem EC/LC50-Wert) bzw. zu den Hintergrundkonzentrationen berechnet, siehe Tabelle 3-1 bis Tabelle 3-3.

Tabelle 4-1: Berechnete Verhältnisse der verdoppelten erwarteten täglichen Durchschnittskonzentrationen im Produktionswasser von N05-A

Typ	Stoff	PEC / EU MAC-MKE	PEC / niedrigste EC/LC50	PEC / Hintergrundkonzentration
Fisch	Benzol	$0,114 / 50 = 0,002$	$0,114 / 5,1 = 0,02$	$0,114 / 0,000876 = 130$
Molluske			$0,114 / 375,8 = 0,0003$	
Fisch	Cadmium	$2,6e-06 / 1,5 = 1,7e-06$	$2,6e-06 / 0,9 = 2,9 e-06$	$2,6e-06 / 0,001 = 0,003$
Molluske			$2,6e-06 / 1,0 = 2,6 e-06$	
Fisch	Blei	$1,04 e-05 / 14 = 7,4e-06$	$1,04 e-05 / 1500 = 0,7 e-08$	$1,04 e-05 / 0,001 = 0,01$
Molluske			$1,04 e-05 / 25 = 0,4 e-06$	
Fisch	Quecksilber	$1,24 e-07 / 0,07 = 1,8e-06$	$1,24 e-07 / 67 = 0,2e-08$	$1,24 e-07 / 0,5e-04 = 0,002$
Molluske			$1,24 e-07 / 3,5 = 0,4 e-07$	

Alle akuten ökotoxikologischen Quotienten deuten darauf hin, dass keine unannehmbaren Risiken oder Überschreitungen zu erwarten sind, alle Quotienten liegen deutlich unter 1. Anschließend wurden die Verhältnisse der verdoppelten erwarteten Konzentrationen (PEC = Wochenmittelwerte) zu den EU JG-MKE, den niedrigsten chronischen Ökotoxizitätswerten aus der Literatur (NOEC/EC10-Wert) bzw. den Hintergrundkonzentrationen berechnet (Tabelle 4-2).

Tabelle 4-2: Berechnete Verhältnisse der verdoppelten erwarteten wöchentlichen Durchschnittskonzentrationen im Produktionswasser von N05-A

Typ	Stoff	PEC / EU JG-MKE	PEC / niedrigste NOEC/EC10	PEC / niedrigste Hintergrundkonzentration
Fisch	Benzol	$0,1 / 8 = 0,01$	$0,1 / 1,3 = 0,08$	$0,1 / 0,000876 = 114$
Molluske			$0,1 / 375,8 = 0,0003$	
Fisch	Cadmium	$2,2e-06 / 0,2 = 1,1e-05$	$2,2e-06 / 0,47 = 4,7e-06$	$2,2e-06 / 0,001 = 0,002$
Molluske			$2,2e-06 / 0,50 = 4,4e-06$	
Fisch	Blei	$9,2e-06 / 1,3 = 7,1e-06$	$9,2e-06 / 150 = 6,1e-08$	$9,2 e-06 / 0,001 = 0,009$
Molluske			$9,2e-06 / 9,2 = 1,0e-06$	
Fisch	Quecksilber	$1,1e-07 / 0,7e-04 = 1,6e-03$	$1,1e-07 / 5,0 = 0,2e-07$	$1,1 e-07 / 0,5e-04 = 0,002$
Molluske			$1,1e-07 / 1,0 = 1,1e-07$	

Daraus folgt auch, dass für diese Stoffe keine unannehmbaren chronischen ökotoxikologischen Risiken oder Überschreitungen zu erwarten sind, da alle Verhältnisse deutlich unter 1 liegen. Selbst bei Anwendung eines Sicherheitsfaktors von 10 auf die niedrigsten NOEC-Werte zur Berücksichtigung möglicher Unterschiede zwischen den Arten würde das Verhältnis in allen Fällen unter 1 bleiben. Bei den genannten Metallen würde das Verhältnis deutlich unter 1 bleiben.

Das Verhältnis zu den bekannten Hintergrundkonzentrationen zeigt, dass der Beitrag des Produktionswassers zu den Hintergrundkonzentrationen gering ist (maximal 1 %), außer bei Benzol. Angesichts der physikalisch-chemischen Eigenschaften von Benzol und seiner (schnellen) biologischen Abbaubarkeit ist es jedoch unwahrscheinlich, dass die hier verwendeten Höchstkonzentrationen erreicht werden, so dass alle Verhältnisse (ökotoxikologische und Hintergrundkonzentrationen) für Benzol überschätzt werden.

Diskussion

Da in der vorliegenden Studie keine ökotoxikologisch unbedenklichen Konzentrationen in der unteren Wasserschicht am Standort N05-A berechnet wurden, bedeutet dies, dass bei größeren Entfernungen die Risiken in der unteren Wasserschicht für die hier beschriebenen Stoffe geringer sein werden. Daher bringt die Ermittlung von Risikokonturen für die untere Wasserschicht, in der Auswirkungen zu erwarten sind, keinen zusätzlichen Nutzen.

Im Bericht der Fahnenstudie (RHDHV, 2021) wurden jedoch Konturen für die Verdünnungsanteile des Produktionswassers sowohl für die untere Wasserschicht als auch für die Wassersäule insgesamt berechnet, siehe Tabelle 4-3.

Tabelle 4-3: Prozentualer Anteil der Konzentrationswerte im Verhältnis zum eingeleiteten Produktionswasser in 500, 1000, 1500 und 2000 m Entfernung von der Einleitungsstelle. Die Prozentsätze werden sowohl für die untere Wasserschicht als auch für das Maximum der gesamten Wassersäule angegeben.

Niedrig	Entfernung von der Einleitungsstelle			
	500 m	1000 m	1500 m	2000 m
Untere Wasserschicht	0,000067 %	0,000067 %	0,000057 %	0,000051 %
Gesamte Wassersäule	0,00022 %	0,00011 %	0,000085 %	0,000066 %

Das Produktionswasser wird an der Oberfläche abgeleitet und weist dort die höchsten Wasserkonzentrationen auf. Neff et al. (2011) schließen die Möglichkeit nachteiliger Auswirkungen auf Wasserorganismen in der lokalen Umgebung der Einleitungsstelle nicht aus. Peijnenburg et al. (2007) weisen dies auch für spezifisches Benzol nach.

Wie bereits beschrieben, geben die Untersuchungen des gesamten Produktionswassers keinen Hinweis auf eine bestimmte taxonomische Gruppe oder Spezies, so dass ansonsten keine Risiken für andere Arten als Weichtiere und Fische zu erwarten sind. Darüber hinaus sind alle Risikokennzahlen deutlich kleiner als 1. Auch die Konzentrationen in höheren Wasserschichten (etwa 100-mal höher als in der unteren Wasserschicht) würden kein unannehmbares Risiko darstellen. Nach RHDHV (2021, Abbildung 5-27) beträgt der Unterschied in der gesamten Wassersäule nicht mehr als etwa den Faktor 15, wobei die größte Verdünnung in den oberen 10 Metern der Wassersäule auftritt.

Neff et al. (2011) beschreiben mehrere Studien mit Modellen. Diese zeigen, dass sich Offshore-Produktionswasserfahnen schnell verdünnen und bereits in 1 km Entfernung von der Einleitungsstelle eine typische Verdünnung um den Faktor 1000 erreichen. Es ist jedoch nicht klar, ob sich dies auf den Grad der Verdünnung in der gesamten Wassersäule bezieht. Nach de Vries & Karman (2009) ist ein feldvalidierter Verdünnungsfaktor von 1000 bereits in einer Entfernung von 500 Metern von der Einleitungsstelle realistisch und wird in anderen Modellanwendungen wie dem CHARM-Modell und der Chemical Hazard Unit verwendet.

Ein mögliches erhöhtes Risiko durch die gleichzeitige Exposition gegenüber der Kombination von Cadmium und Blei (Faktor 1,7 giftiger) wäre im Hinblick auf ökotoxikologische Risiken

unproblematisch. Obwohl es denkbar ist, dass andere Expositionskombinationen zu einer (noch) höheren Toxizität führen könnten, ist die

Verhältnisse sind so beschaffen, dass nur dann, wenn die Toxizität durch Kombinationseffekte um den Faktor 100 erhöht wird, unannehmbare Risiken entstehen können.

In der Literatur werden mehrere ökotoxikologische Endpunkte beschrieben, die hauptsächlich in Laboratorien mit teilweise sehr jungen Lebensstadien untersucht wurden. Sowohl akute als auch chronische Risiken können unter gut kontrollierten Bedingungen ermittelt oder abgeschätzt werden. Die Feldbedingungen sind jedoch variabel, und verschiedene zu untersuchende Organismen können unter ungünstigen Freiheitsbedingungen entkommen. Es ist nicht leicht festzustellen, ob die im Labor festgestellten Auswirkungen für die Bedingungen in der Praxis vollständig repräsentativ sind. Bioindikatoren sind heute in der Lage, Exposition und Stress anzuzeigen, aber es ist noch nicht möglich zu sagen, welche (Bevölkerungs-)Folgen dies haben wird.

Andererseits sind ökologisch relevante Parameter noch nicht (richtig) untersucht worden, wie z.B. die Folgen der (langfristigen) Bioakkumulation von Metallen auf den Fortpflanzungserfolg und die langfristigen Auswirkungen auf die Populationen sowie die Wahrscheinlichkeit einer erfolgreichen Etablierung von z.B. Austersamen bei Exposition. Dabei spielen auch andere Faktoren wie Fütterung/Prädation, Temperatur, Fischfang usw. eine wichtige Rolle. Diese Tatsachen lassen sich jedoch kaum standardisieren oder bei Feldversuchen kontrollieren.

So können die Auswirkungen auf Einzelpersonen durch Faktoren verdeckt werden, die die Populationen beeinflussen. Beyer et al. (2020) nennen Faktoren wie Verteilungsmuster, saisonale Arteninteraktionen, dichteabhängige Funktionen, andere Stressfaktoren und natürlich die komplexen und dynamischen physikalischen Bedingungen des pelagischen (Öko-)Systems.

Wie bereits in Abschnitt 3.4 erwähnt, ist das gesamte Produktionswasser (als komplexes Gemisch) wichtig für die Abschätzung der Folgen für Salzwasserorganismen. Der Mangel an "repräsentativen" Zusammensetzungen des Produktionswassers und die Breite der zu untersuchenden möglichen Auswirkungen haben es bisher nicht möglich gemacht, ein umfassendes Bild zu erstellen. Es stellt sich daher die Frage, ob geeignete Schadstoffgruppen aus den Einleitungen als Determinanten der Ökotoxizität überwacht oder untersucht werden bzw. wurden.

Die vorliegende Überprüfung konzentrierte sich auf die vier Stoffe Benzol, Cadmium, Blei und Quecksilber, da der UVP-Ausschuss besondere Bedenken hinsichtlich ihrer relativ hohen Einleitungskonzentrationen und ihrer inhärenten Toxizität geäußert hatte. Das Vorhandensein von Einzelgrenzwerten für die Prüfung ermöglichte auch den hier angewandten (eingeschränkten) Ansatz, der im Einklang mit der von der Kommission

UVP vorgeschlagenen Methode ist. Es wurden Literaturrecherchen zu Toleranzen von Stoffen (auch spezifisch für die Auster) durchgeführt, (konservativ) berechnete Konzentrationen zusammengefasst und mit Toxizitätswerten für Fische und Weichtiere (vor allem Muscheln) sowie mit den in der EU festgelegten Normen, aber auch mit dem Verhältnis zu bekannten Hintergrundkonzentrationen verglichen.

5 Schlussfolgerungen

Aus den Ergebnissen und der Diskussion lassen sich die folgenden Schlussfolgerungen ziehen. Diese Schlussfolgerungen gelten sowohl für die Niederlande als auch für Deutschland.

- Die höchsten Konzentrationen treten in der unteren Wasserschicht an der Einleitungsstelle (N05-A) auf. Für Standorte, die weiter von der Einleitungsstelle entfernt sind, sind die berechneten Konzentrationen immer niedriger (und möglicherweise nicht mehr messbar).
- Für die vier untersuchten Stoffe gibt es keine Hinweise auf besonders empfindliche Arten, wie z. B. die Platttauster.
- Die berechneten Höchstkonzentrationen in der unteren Wasserschicht liegen für alle Stoffe (mindestens um den Faktor 12) unter den WRRL-Normen (MAC-MKE und JG-MKE) oder anderen Toxizitätsgrenzwerten für Salzwasserorganismen. Unannehmbare Risiken für akute und chronische Wirkungen auf Wasserorganismen in der unteren Wasserschicht sind daher unwahrscheinlich, zumal konservative Annahmen getroffen wurden.
- Bei den Metallen (Blei, Cadmium und Quecksilber) scheinen die berechneten Höchstkonzentrationen unter konservativen Annahmen mindestens um den Faktor hundert unter den Hintergrundwerten zu liegen.
- Bei Benzol könnte die Einleitung (theoretisch) die (natürliche) Konzentration in der Wassersäule erhöhen. Die Wahrscheinlichkeit dafür ist gering und wahrscheinlich hauptsächlich auf die konservativen Annahmen zurückzuführen (keine Verflüchtigung, kein Abbau). Dieser berechnete Anstieg führt jedoch nicht zu akuten oder chronischen Konzentrationen, die nachteilige Auswirkungen auf Wasserorganismen haben würden.
- Die gefundenen Ergebnisse stimmen qualitativ mit den Erkenntnissen aus anderen früheren Studien über die Auswirkungen der vier Stoffe und des Produktionswassers als Gesamtgemisch überein.

6 Referenzen/Quellen

Neff et al., 2011. Produziertes Wasser: Überblick über Zusammensetzung, Verbleib und Auswirkungen. In: Lee, K., Neff, J. (Eds.), *Produced Water: Environmental Risks and Advances in Mitigation Technologies*. Springer, New York, USA, pp. 3-54.

OSPAR, 2004. OSPAR/ICES-Workshop über die Bewertung und Aktualisierung von Hintergrund-Referenzkonzentrationen (B/RCS) und ökotoxikologischen Bewertungskriterien (EACs) und wie diese Bewertungsinstrumente bei der Bewertung von Schadstoffen in Wasser, Sedimenten und Biota eingesetzt werden sollten.

EG 2001. Risikobewertungsbericht der Europäischen Union, CADMIUM METAL, Teil I - Umwelt, Teil II - Menschliche Gesundheit, CAS Nr: 7440-43-9, EINECS Nr: 231-152-8. Risikobewertung.

EG, 2005. Gemeinsame Umsetzungsstrategie für die Wasserrahmenrichtlinie - Umweltqualitätsnormen (UQN), Stoffdatenblatt. Prioritärer Stoff Nr. 4, Benzol, CAS-Nr. 71-43-2.

EG, 2008. Europäische Union Risikobewertungsbericht BENZOL CAS-Nr.: 71-43-2 EINECS-Nr.: 200-753-7 RISIKOBEWERTUNG

Echeverria, 1980. Akkumulation von ¹⁴C-markiertem Benzol und verwandten Verbindungen in dem Rädertier *Brachionus plicatilis* aus Meerwasser. CAN. J. FISCH. AQUAT. XI, VOL. 37, 1980

Korn et al., 1976. Aufnahme, Verteilung und Ausscheidung von ¹⁴C-Benzol in Nördlichen Sardellen, *Engraulis mordax* und Gestreiften Barschen, *Morone saxatilis*. FISCHEREIBULLETIN: VOL. 74, NO.3, 1976.

RHDHV 2021. Fahnenmodellierung von Produktionswasser. Umweltverträglichkeitsbericht Gasförderung N05-A. BG6396IBRP21112421, November 2021

EG, 2013. Richtlinie 2013/39/EU des Europäischen Parlaments und des Rates zur Änderung der Richtlinien 2000/60/EG und 2008/105/EG in Bezug auf prioritäre Stoffe im Bereich der Wasserpolitik.

NL Verordnung über Qualitätsanforderungen und Überwachung von Wasser 2009. [Gesetze.nl - Verordnung - Verordnung über Qualitätsanforderungen und Überwachung von Wasser 2009 - BWBR0027061 \(overheid.nl\)](#)

Colsool et al., 2021. Nachhaltige Großproduktion von Samen der Europäischen Flachauster (*Ostrea edulis*) für die ökologische Wiederherstellung und die Aquakultur: ein Überblick
Rezensionen in Aquakultur (2021) 13, 1423-1468

Bigas und andere, 1997. Subletale Auswirkungen einer experimentellen Quecksilberexposition in der Europäischen Flachauster *Ostrea edulis*: Zellveränderungen und quantitative Analyse des Metalls. *Biometals* 10, 277-284 (1997).

Piano et al., 2004. Expression zytoprotektiver Proteine, des Hitzeschockproteins 70 und der Metallothioneine, in Geweben von *Ostrea edulis*, die Hitze und Schwermetallen ausgesetzt sind. *Cell Stress & Chaperones* (2004) 9 (2), 134-142.

Jakimska et al., 2011. Bioakkumulation von Metallen in Geweben von Meerestieren, Teil II: Metallkonzentrationen in Tiergeweben. *Pol. J. Environ. Stud.* Vol. 20, Nr. 5 (2011), 1127-1146.

Meyerhoff, 1975. Akute Toxizität von Benzol, einem Bestandteil von Rohöl, für jugendliche Streifenbarsche (*Morone Saxatilis*).
J
. FISCH. RES. BOARD CAN., VOL. 32(10), 1975.

EPA Knowledgebase abgefragt im Oktober 2021. [ECOTOX | Startseite \(epa.gov\)](#)

Benville & Korn 1977. Die akute Toxizität von sechs monozyklischen aromatischen Rohölkomponenten für den Streifenbarsch (*Morone saxatilis*) und die Strandgarnele (*Crago franciscorum*). Kalifornien. *Fisch-Wild* 63(4): 204-209

Frazier & George, 1983. Cadmiumkinetik in Austern - eine vergleichende Studie von *Crassostrea gigas* und *Ostrea edulis*. *Marine Biologie* 76, 55-61.

LeGore: 1974. Die Wirkung von Alaska-Rohöl und ausgewählten Kohlenwasserstoffverbindungen auf die Embryonalentwicklung der Pazifischen Auster, *Crassostrea gigas*. Doktorarbeit, Universität von Washington, Seattle, WA:189 S.

Chapman, 1978. Toxizität von Cadmium, Kupfer und Zink für vier Jungtierstadien von Chinook und Steelhead. *Transactions of the Am. Fish. Soc.* 107, 841-847.

Soria-Dengg & Ochavillo, 1990. Vergleichende Toxizität von Spurenmetallen auf Embryonen der Riesenmuschel, *Tridacna derasa*. *Asian Mar. Biol.*7:161-166.

Rombough & Garside 1982. Cadmiumtoxizität und -akkumulation in Eiern und Alevinen des Atlantischen Lachses *Salmo salar*. *Kanadische Zeitschrift für Zoologie*, Band 60, Nr.8. 2006-2014.

Evtushenko et al., 1984. Biochemische Veränderungen in ausgewählten Körpergeweben der Jakobsmuschel *Patinopecten yessoensis* bei langfristiger Exposition gegenüber niedrigen Cd-Konzentrationen. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*20(1-2): 165-170.

Varanasi, 1978. Biologisches Schicksal von Metallen in Fischen. In: D.A.Wolfe (Ed.), *Marine Biological Effects of OCS Petroleum Development*, NOAA ERL, Boulder, CO:41-53

EG, 2011. Leitende EQS-Datei 2011. BLEI UND SEINE VERBINDUNGEN. Untergruppe zur Überprüfung der Liste prioritärer Stoffe (im Rahmen der Arbeitsgruppe E der Gemeinsamen Umsetzungsstrategie für die Wasserrahmenrichtlinie).

EG 2005. Quecksilber. Gemeinsame Umsetzungsstrategie für die Wasserrahmenrichtlinie - Umweltqualitätsnormen (UQN), Stoffdatenblatt. Prioritärer Stoff Nr. 21. Quecksilber und seine Verbindungen CAS-Nr. 7439-97-6

EG, 2005. Cadmium. Gemeinsame Umsetzungsstrategie für die Wasserrahmenrichtlinie - Umweltqualitätsnormen (UQN), Stoffdatenblatt. Prioritärer Stoff Nr. 6 Cadmium und seine Verbindungen CAS-Nr. 7440-43-9

Wang et al., 2009. Toxizität von Blei, Cadmium und Quecksilber auf Embryogenese, Überleben, Wachstum und Metamorphose von Meretrix-Larven. *Ökotoxikologie* 18, 829-837

Xie et al, 2017. Kombinierte Toxizität von Cadmium und Blei auf frühe Lebensstadien der Pazifischen Auster, *Crassostrea gigas*. *ISH* 14: 210-220.

Pijnenburg et al., 2007. Umweltrisikobewertung von Benzolemissionen aus Öl- und Gas-Offshore-Anlagen in der Nordsee. Bericht RIKZ/2007.011.

Beyer et al., 2020. Umweltauswirkungen von Offshore-Produktionswassereinleitungen: Ein Überblick mit Schwerpunkt auf dem norwegischen Kontinentalschelf. *Marine Umweltforschung* 162, 105155.

Schmeichel 2017. Auswirkungen von Produktionswasser und chemischen Zusätzen in der Produktion auf die Meeresumwelt: Ein toxikologischer Überblick. Masterarbeit, Raleigh, North Carolina

Schuldt 2020. Abwässer von Offshore-Ölplattformen in der Nordsee haben eine Reihe von biologischen Auswirkungen auf die sich entwickelnden Eier des Seehasen (*Cyclopterus lumpus*). Masterarbeit. Norwegische Universität für Wissenschaft und Technologie, Abteilung für Biologie. Trondheim, Norwegen.

De Vries und Karman, 2009. Umweltverträglichkeitsprüfung von Abwassereinleitungen auf dem niederländischen Festlandsockel. Wageningen Imares, Bericht Nummer C012/09.

Anhang

Berechnete Höchstkonzentrationen der gelösten Stoffe

Fahnenstudie RHDHV (2021)

Tabelle 5-1 Maximale tägliche Durchschnittskonzentrationen der gelösten Stoffe in der Bodenwasserschicht je Beobachtungspunkt für Szenario März - Juni (g/l)

Stoff	Plattform N05-A	Projekt zur Sanierung von Austernbänken (Südspitze)	Küstengebiet der Nordsee	Rottumer Platte	Borkum Riffgrund	Niedersächsisches Wattenmeer und angrenzendes Küstenmeer
Aromaten	4.5E-08	2.6E-08	1.7E-09	3.8E-10	1.8E-08	3.3E-08
Cadmium	1.0E-12	5.9E-13	4.0E-14	8.6E-15	4.0E-13	7.4E-13
Blei	4.1E-12	2.4E-12	1.6E-13	3.5E-14	1.6E-12	3.0E-12
Metallisches Quecksilber	5.0E-14	2.8E-14	1.9E-15	4.1E-16	1.9E-14	3.6E-14

Tabelle 5-2 Maximale tägliche Durchschnittskonzentrationen in der Bodenwasserschicht der gelösten Stoffe pro Beobachtungspunkt für Szenario September - Dezember (g/l)

Stoff	Plattform N05-A	Projekt zur Sanierung von Austernbänken (Südspitze)	Küstengebiet der Nordsee	Rottumer Platte	Borkum Riffgrund	Niedersächsisches Wattenmeer und angrenzendes Küstenmeer
Aromaten	5.7E-08	3.1E-08	6.1E-09	3.1E-09	8.0E-09	2.8E-08
Cadmium	1.3E-12	7.1E-13	1.4E-13	7.0E-14	1.8E-13	6.3E-13
Blei	5.2E-12	2.9E-12	5.6E-13	2.8E-13	7.3E-13	2.5E-12
Metallisches Quecksilber	6.2E-14	3.4E-14	6.7E-15	3.4E-15	8.7E-15	3.0E-14

Tabelle 5-4 Wöchentliche Höchstdurchschnittskonzentrationen in Bodenwasserschicht der gelösten Stoffe pro Beobachtungspunkt für Szenario März - Juni (g/l)

Stoff	Plattform N05-A	Projekt zur Sanierung von Austernbänken (Südspitze)	Küstengebiet der Nordsee	Rottumer Platte	Borkum Riffgrund	Niedersächsisches Wattenmeer und angrenzendes Küstenmeer
Aromaten	3.8E-08	2.4E-08	9.6E-10	2.0E-10	1.5E-08	2.1E-08
Cadmium	8.6E-13	5.4E-13	2.2E-14	4.5E-15	3.4E-13	4.8E-13
Blei	3.4E-12	2.2E-12	8.7E-14	1.8E-14	1.3E-12	1.9E-12
Metallisches Quecksilber	4.1E-14	2.6E-14	1.0E-15	2.1E-16	1.6E-14	2.3E-14

Tabelle 5-5 Maximaler wöchentlicher Mittelwertkonzentrationen in Bodenwasserschicht der gelösten Stoffe pro Beobachtungspunkt für Szenario September - Dezember (g/l)

Stoff	Plattform N05-A	Projekt zur Sanierung von Austernbänken (Südspitze)	Küstengebiet der Nordsee	Rottumer Platte	Borkum Riffgrund	Niedersächsisches Wattenmeer und angrenzendes Küstenmeer
Aromaten	5.0E-08	2.6E-08	3.4E-09	2.0E-09	5.4E-09	2.3E-08

Cadmium	1.1E-12	5.8E-13	7.7E-14	4.6E-14	1.2E-13	5.2E-13
Blei	4.6E-12	2.3E-12	3.1E-13	1.9E-13	4.9E-13	2.1E-12
Metallisches Quecksilber	5.5E-14	2.8E-14	3.7E-15	2.2E-15	5.9E-15	2.5E-14

Anhang 3

Anhang 3: Stickstoffdepositionsstudie

Dieser Anhang enthält die Begründung für die in dieser Ergänzung beschriebenen Emissionen. Die Emissionen basieren auf den früheren Emissions- und Depositionsberichten als Teil der UVP und der Genehmigungsanträge für das Projekt N05-A sowie dem späteren Addendum (November 2020) und dem Erratum (Januar 2021) dazu. Dieser Anhang basiert in erster Linie auf Anhang 1 des Erratums, wurde jedoch im Hinblick auf die geänderten VKA und die neuen Entwicklungen bei den Rechtsvorschriften und Regelungen aktualisiert.

A1 Stickstoffemissionen aus Vorbohrungen Jahr1

Jahr1 bezieht sich auf das Jahr, in dem die so genannten Pre-Drill-Bohrungen durchgeführt werden. Da die Förderplattform noch nicht zur Verfügung steht, kann die Bohrplattform noch nicht elektrifiziert werden. Auch das gesamte Testgas aus den Bohrungen muss abgefackelt werden, da es noch nicht teilweise von der Förderplattform aus gefördert werden kann. Die Bohrung der *Vorbohrungen* dauert insgesamt etwa acht Monate. Die Stickstoffemissionen während der Vorbohrung im Berechnungsjahr 1 setzen sich aus den Emissionen der Bohrplattform und den Schiffs- und Flugbewegungen für die Bohrung zusammen. Die Emissionsquellen, die einen relevanten Beitrag zur Emission von NO_x und NH₃ leisten, sind im Folgenden beschrieben.

A1.1 Emissionen Bohrplattform

Die Erkundungsbohrungen werden mit einer mobilen, selbstnivellierenden Bohranlage durchgeführt. Solche Bohranlagen werden meist elektrisch betrieben, wobei der Strom durch eigene Dieselgeneratoren auf der Bohranlage erzeugt wird. Während der Vorbohrung wird der notwendige Strom auf der Plattform erzeugt.

Um eine zuverlässige Stromversorgung zu gewährleisten, verfügen Bohrseln im Allgemeinen über vier bis sechs (identische) Generatoren. Um die Stickstoffemissionen und damit die Stickstoffablagerung auf stickstoffempfindliche Lebensraumtypen in Natura 2000-Gebieten an Land zu verringern, hat ONE-Dyas eine Bohrplattform in Auftrag gegeben, auf der die besten verfügbaren Techniken (BVT) zur Verringerung der NO_x-Emissionen aus den Generatoren angewendet wurden. Um eine weitreichende NO_x-Emissionsreduzierung zu erreichen, sind die Generatoren auf dieser Bohrsel bereits mit SCR-Systemen (Selective Catalytic Reduction) ausgestattet. Mit SCR-Systemen werden sehr hohe Reduzierungen der NO_x-Emissionen erreicht. Ein Nachteil von SCR ist, dass ihr Einsatz zu niedrigen NH₃-Emissionen führen kann. Bei der katalytischen NO_x-Reduktion wird Ammoniak oder Harnstoff (eine Ammoniakverbindung) als Reduktionsmittel verwendet. Ein kleiner Teil des eingespritzten Ammoniaks oder Harnstoffs reagiert nicht mit NO_x und verlässt das Abgas als NH₃. Dies wird als Ammoniak schlupf bezeichnet. Durch die richtige Einstellung des SCR kann der Ammoniak schlupf so gering wie möglich gehalten werden, während gleichzeitig eine gute NO_x-Emissionsminderung erreicht wird.

Die für die Berechnungen verwendeten Emissionswerte wurden von ONE-Dyas beim Lieferanten der Bohrsel angefordert. In diesem Fall handelt es sich um die Prospector 1 der Firma Borr Drilling. Es handelt sich um eine Bohrsel mit sechs Dieselgeneratoren, die jeweils mit einem SCR-System ausgestattet sind. Die Ergebnisse des Messberichts zeigen, dass die SCR an verschiedenen Motoren bei den Messungen nicht exakt gleich eingestellt waren. Insbesondere bei den Motoren 1 und 2 ist die Harnstoffdosierung höher eingestellt als bei den anderen Motoren. Infolgedessen haben die Motoren 1 und 2 niedrigere NO_x-Emissionen, aber höhere NH₃-Schlupfwerte als die anderen Motoren. Die Berechnungen der Stickstoffdeposition mit Aeries zeigen, dass der höhere NH₃-Schlupf zu einer stärkeren Stickstoffdeposition in stickstoffempfindlichen Natura 2000-Gebieten führt. Da für die Erkundungsbohrungen maximal vier Generatoren benötigt werden, basieren die Aeries-Berechnungen auf den NO_x- und NH₃-Emissionen der Motoren 3 bis 6. Wenn es notwendig ist, den Motor 1 oder 2 zum Bohren zu verwenden, wird die Harnstoffdosierung entsprechend der Dosierung an den Motoren 5 und 6 eingestellt. Tabelle 9-1 gibt einen Überblick über die für die Dieselgeneratoren verwendeten

Hinweis: Das Bohrgerät Borr Prospector 1 ist hier als typisches Gerät aufgeführt, ONE-Dyas behält sich jedoch das Recht vor, ein anderes Gerät mit gleichwertiger Leistung zu verwenden.

Tabelle 9-1: Emissionen Dieselgeneratoren Bohranlage (Quelle: KW3-20200099R01, Tabelle 01 und Tabelle 02)

Parameter	NO _x ¹⁾	NH ₃ ¹⁾
Dieserverbrauch der Generatoren insgesamt Bohrung (8 Monate bis 9 m ³ / Tag)	2 190 m ³	
Gesamtkonzentration bei 15 v% O ₂ trocken (Messung KW3) ²⁾	42,7 mg/Nm ³	1,5 mg/Nm ³
Brenngasvolumen bei 15 v% O ₂ trocken ²⁾	953 10 ³ Nm ³ /Stunde	
Generator-Emissionsbelastung Jahr1	2 840 kg	95 kg

- 1) Alle Werte in der Tabelle sind der Durchschnitt der von KW3 gemessenen Werte für die Motoren 3 bis 6;
- 2) Basierend auf einem unteren Heizwert von 43 MJ/kg Diesel und berechnet nach der Standardformel zur Bestimmung des Abgasstroms für flüssige Brennstoffe (<https://www.infomil.nl/onderwerpen/lucht-water/meten-en-rapporteren/meten-air-emissions/l40-manual/5-manual>).

A1.2 Fackel

Nachdem ein Brunnen gebohrt wurde, wird er gereinigt und getestet. Bei diesem Prozess wird (ein Teil) des erzeugten Gases abgefackelt ('*Fackeln*'). Die Menge des abzufackelnden Gases variiert je nach Bohrlochtyp und je nachdem, ob es sich um Bohrungen vor oder nach der Installation der Förderplattform handelt (bzw. *Vorbohrungen* und *begleitende Arbeiten*). Beim gleichzeitigen Betrieb wird Gas gleichzeitig gebohrt und gefördert, so dass ein Teil des Testgases in der Aufbereitungsanlage auf der Förderplattform verarbeitet werden kann. In diesem Fall muss nur das erste Gas, das noch zu stark mit Bohrschlammrückständen verunreinigt ist, abgefackelt werden.

- Gesamte Fackelmenge pro Bohrloch bei Vorbohrungen (Jahr1): 1,0 Millionen Nm³ Erdgas;
- Gesamtabfackelungsvolumen pro Bohrloch bei gleichzeitigem Betrieb (Jahr3): 0,5 Millionen Nm³ Erdgas

Die Anzahl der zu bohrenden Brunnen unterscheidet sich zwischen Jahr 1 und Jahr 3. Es wird davon ausgegangen, dass die Vorbohrungen im Jahr 1 etwa 8 Monate dauern werden, in denen ein Bohrloch zweimal getestet wird. Im Jahr 3 werden ganzjährig vier Bohrungen und Tests pro Jahr stattfinden.

Auf der Grundlage dieser Daten fasst die folgende Tabelle die NO_x für Jahr 1 und Jahr 3 zusammen. Um die Emissionsbelastung der Fackel auf der Bohrinselform zu ermitteln, wird das System des Environmental Monitor 14⁴⁹ verwendet. Daraus ergibt sich für NO_x ein Emissionswert von 9 g/GJ bei vollständiger Verbrennung und 4,5 g/GJ bei unvollständiger Verbrennung. Als Worst-Case-Annahme wird ein Emissionswert von 9 g/GJ zur Bestimmung der NO_xEmissionsbelastung beim Abfackeln verwendet.

 Tabelle 9-2: Ermittlung der NO_x-Emissionsbelastung durch das Abfackeln von Gas während der Bohrung auf der Bohrinselform - Jahr1 und Jahr3

Quelle	Jahr	Totale Abfackelmeng e [Millionen Nm ³ /Jahr]	Energieve rbrauch ¹⁾ [GJ].	Emissionsrate [g NO _x /GJ]	Emissionsbelast ung [kg NO _x /Jahr]
Fackel	Jahr1	2	55 000	9	495
	Jahr3	2	55 000	9	495

A1.3 Versorgungsschiffe

Versorgungsschiffe (*Supply Vessels*) fahren regelmäßig die Plattformen an, um die Bohr- und Förderplattform zu versorgen. Die Schiffe fahren vom Schifffahrtsweg über die Nordsee über eine Strecke von 7,5 km zur Plattform. Es wird davon ausgegangen, dass aufgrund dieser kurzen Entfernung jeder Besuch eines *Versorgungsschiffs* 0,25 Schiffstagen entspricht. Aufgrund der Entsorgung von Bohrklein und Schlamm in der modifizierten VKA ist die Anzahl der Versorgungsschiffe in den Jahren mit Bohrungen (Jahr 1 und Jahr 3) höher als in der ursprünglichen VKA.

Bei der Berechnung der Stickstoffdeposition durch Transporte zum Standort der Plattform wird nur der Verkehr bis zu dem Punkt berücksichtigt, an dem er in das vorherrschende Verkehrs- und Navigationsmuster einbezogen ist". Dies entspricht der Eingabeanweisung AERIUS 2020. In den Anweisungen für AERIUS 2020 heißt es außerdem ausdrücklich, dass "die Offshore-Schifffahrt als Teil des vorherrschenden Verkehrsmusters betrachtet wird und nicht modelliert werden muss. In den Stickstoffstudien für die UVP und die nachfolgenden Ergänzungen wurde die Stickstoffdeposition nach dieser Vorschrift berechnet. Der Grund für diesen Ansatz ist, dass der Verkehr auf Durchgangsstraßen bereits in der Hintergrundkonzentration enthalten ist und dass der Projektverkehr nach der Vermischung nicht erneut berechnet werden muss. Entgegen der AERIUS-Anweisung wurde der Schiffsverkehr von der Plattform zu einem Schifffahrtsweg mit einbezogen, obwohl dies offshore nicht notwendig wäre.

Tabelle 9-3: Ermittlung der Emissionsfrachten durch Versorgungsschiffe für die Förderplattform im Jahr 1 und Jahr 3

Quelle	Schiffskategorie ¹⁾	Jahr	Schiffstage (insgesamt)	Emissionsrate [kg NO _x /Schiffstag]	Emissionsbelastung [kg NO _x /Jahr]
Versorgungsschiffe	Schlepper, Arbeitsboote und andere, GT: 1000 - 2999	Jahr1	32	37,9	1 440
		Jahr3	51	37,9	2 236
		Jahr 4	7	37,9	265

1) Einen Überblick über alle verwendeten Schiffmodelle und die entsprechenden Emissionswerte finden Sie in Abschnitt A5.

A1.4 Hubschrauber

Die Bohr- und Förderplattform wird regelmäßig per Hubschrauber angefliegen. Jeder Hubschrauber landet und startet einmal pro Besuch auf dem Helideck (*Landing and Take Off*; LTO). Die Reiseflughöhe eines Hubschraubers beträgt 3000 Fuß (etwa 900 Meter). Es kann davon ausgegangen werden, dass sie sich oberhalb der unteren Inversionsschicht der Atmosphäre befindet. Dadurch ist die Ausbreitung der emittierten Stoffe so groß, dass die Wirkung von Hubschraubern in Reiseflughöhe in Wohnhöhe (1,5 Meter Höhe) nicht mehr spürbar ist. Daher wird bei Hubschraubern nur die LTO auf dem Hubschrauberlandeplatz als relevante Emissionsquelle betrachtet. Die folgende Tabelle fasst die Ermittlung der Emissionsbelastung durch die LTO von Hubschraubern zusammen. Grundlage dafür sind die Emissionswerte, wie sie im Bericht "Guidance on the Determination of Helicopter Emissions" des Bundesamtes für Zivilluftfahrt (BAZL)⁵⁰ angegeben sind.

Als repräsentatives Modell wurde die Eurocopter/Airbus EC155b verwendet.

Tabelle 9-4: Bestimmung der NO_x-Emissionen für Hubschrauber, die die Bohrplattform im Jahr 1, Jahr 3 und Jahr 4 anfliegen

Quelle	Jahr	Anzahl der Besuche pro Jahr	Emissionsrate [kg NO _x /LTO]	Emissionsbelastung [kg NO _x /Jahr]
Hubschrauber	Jahr1	193	0,286	55
	Jahr3	308	0,286	88
	Jahr 4	62	0,286	18

A1.5 Wachschiffe

Während der Bohrungen ist ständig ein Wachschiff auf der Plattform anwesend. Auf der Grundlage des Schiffstyps für Wachschiffe und der damit verbundenen Emissionsrate wird die Emissionsbelastung dieser Quelle im Folgenden zusammengefasst.

Tabelle 9-5: Ermittlung der Emissionsbelastung durch Wachschiffe im Umfeld der Bohrinsel

Quelle	Schiffskategorie ¹⁾	Jahr	Schiffstage (insgesamt)	Emissionsrate [kg NO _x /Schiffstag]	Emissionsbelastung [kg NO _x /Jahr]
Wachschiffe	Kühlschiffe und Fischereifahrzeuge, GT: 100 - 1599	Jahr1	245	4,3	1 054
		Jahr3	365	4,3	1 570

1) Einen Überblick über alle verwendeten Schiffmodelle und die entsprechenden Emissionswerte finden Sie in Abschnitt A5.

A2 Stickstoffemissionen aus der Bauphase Jahr2

Jahr2 bezieht sich auf die Bauphase. Im Laufe dieses Jahres werden die Förderplattform installiert und die Pipeline und das Stromkabel verlegt. Die Stickstoffemissionen während der Bauphase bestehen hauptsächlich aus den Emissionen der Arbeitsboote, die bei den Bauarbeiten eingesetzt werden. Die im Folgenden beschriebenen Emissionsquellen sind diejenigen, die einen relevanten Beitrag zur Emission von NO_x und NH₃ leisten.

Während der Bauphase werden im Falle der VKA die folgenden Aktivitäten durchgeführt:

- Installation der Förderplattform;
- Verlegung einer Gasleitung und Anschluss an die bestehende NGT-Pipeline;
- Verlegung eines Stromkabels zum Windpark.

Für alle Verankerungsaktivitäten werden die Auswirkungen der Emissionen von Schiffen von einer durchgehenden Schifffahrtsroute bis zum Standort der Plattformen (und umgekehrt) ermittelt. Schiffe auf einer Schifffahrtsroute sind Teil des vorherrschenden Verkehrsmusters und werden nicht in das Projekt einbezogen, da sie bereits in den Hintergrundkonzentrationen enthalten sind. Die Entfernung von der Fahrinne bis zum Standort der Plattform wurde konservativ auf 7,5 km (15 km hin und zurück) geschätzt.

In diesem Stadium des Projekts sind noch nicht alle Schiffe und Schiffstypen festgelegt. Daher werden für die verschiedenen Tätigkeiten eine Reihe von typischen Schiffen eingesetzt. Dabei wird für jedes Schiff ein durchschnittlicher Schiffstyp und eine typische Einsatzzeit zugrunde gelegt. Die Bereitstellungszeit wird in "Schiffstagen" angegeben. Dies ist die Anzahl der äquivalenten Tage, an denen ein bestimmter Schiffstyp insgesamt anwesend ist. Es wird davon ausgegangen, dass der Tag eines Schiffes 24 Stunden dauert, so dass Schwankungen bei der Liegezeit, der Maschinenleistung und der Fahrt zur/von der Schifffahrtsroute in der zu verwendenden Emissionszahl berücksichtigt werden. Im Falle von Unsicherheiten werden konservative Annahmen getroffen, um eine Unterschätzung der Emissionen zu vermeiden.

Eine Übersicht über repräsentative Schiffe, die als Modellschiffe für jeden Quellentyp verwendet werden, findet sich in Abschnitt A5. Dazu gehört auch die Ermittlung von Emissionswerten. Als Bezugsjahr wurde das Jahr 2021 gewählt, da dies das früheste Jahr ist, in dem die Aktivitäten durchgeführt werden können. Die Tendenzen bei den Emissionszahlen von Schiffen zeigen, dass die Schiffsmotoren immer sauberer werden⁵¹, so dass es angemessen ist, das Jahr 2021 als ungünstigsten Fall anzunehmen.

A2.1 Förderplattform platzieren

Die Förderplattform wird von einem Schlepper über einen Schiffsweg über die Nordsee zum Standort gebracht. Anschließend wird sie mit einem Kranschiff installiert. Es wird davon ausgegangen, dass die Installation der Förderplattform etwa zwei Wochen dauern wird. Während dieses Zeitraums werden die folgenden Schiffe angenommen:

- 1 Schlepper für den Transport der Plattform zur Baustelle: insgesamt 1 Schiffstag;

- 1 Kranschiff für die Aufstellung der Plattform: insgesamt 14 Schiffstage;
- 1 Wachschiff für Sicherheits- und Katastropheneinsätze (in Bereitschaft): insgesamt 14 Schiffstage.

Die nachstehende Tabelle gibt einen Überblick über die Ermittlung der Emissionsfrachten.

Tabelle 9-6: Ermittlung der Emissionsbelastung durch die Aufstellung der Förderplattform

Quelle	Schiffskategorie	Schiffstage (insgesamt)	Emissionsrate [kg NO _x /Schiffstag]	Emissionsbelastung [kg NO _x /Jahr]
Schlepper	Schlepper, Arbeitsboote und andere, GT: 3 000 - 4 999	1	63	63
Kranschiff	Schlepper, Arbeitsboote und andere, BRZ: 5 000 - 9 999	14	108	1 512
Wachschiffe	Kühlfrachtschiffe und Fischereifahrzeuge, GT: 100 - 1 599	14	4,3	60

A2.2 Verlegung von Gasleitungen und Anschluss an bestehende NGT-Leitungen

Das produzierte Gas wird über eine neu zu bauende Gaspipeline zur Noordgastransport-Pipeline (NGT-Pipeline) transportiert. Diese neue Gaspipeline wird mit einem Verlegeschiff verlegt. Darüber hinaus sind zwei weitere Schiffe zur Unterstützung anwesend. Nach der Verlegung wird die Pipeline mit der Plattform und der NGT-Pipeline verbunden, was ebenfalls den Einsatz von Schiffen erfordert. Insgesamt wird nach Expertenmeinung davon ausgegangen, dass die folgenden Schiffe eingesetzt werden:

- 1 Rohrverlegungsschiff für die Verlegung der Gaspipeline: insgesamt 8 Schiffstage;
- 1 bis 2 Hilfsschiffe für Unterstützungstätigkeiten: insgesamt 28 Schiffstage;
- 1 bis 2 Wachschiffe für Sicherheits- und Katastrophenschutz Zwecke (in Bereitschaft): insgesamt 28 Schiffstage.
- 1 Versorgungsschiff für die Ver- und Entsorgung von Personen und Ausrüstung: insgesamt 3 Schiffstage.
- 1 Tauchunterstützungsschiff für Taucheinsätze (in Bereitschaft): insgesamt 22 Schiffstage;
- 1 Hubinsel zur Unterstützung beim Anschluss an die NGT-Pipeline: insgesamt 45 Schiffstage. Die

Ermittlung der Emissionsgebühr ist in Tabelle 9-7 zusammengefasst.

Tabelle 9-7: Ermittlung der Emissionsbelastung durch die Verlegung der Gasleitung und die Anbindung an die bestehende NGT-Leitung

Quelle	Schiffskategorie	Schiffstage (insgesamt)	Emissionsrate [kg NO _x /Schiffstag]	Emissionsbelastung [kg NO _x /Jahr]
Rohrverlegeschiff	Schlepper, Arbeitsschiffe und andere, BRZ: 10 000 - 29 999	8	295	2 360
Hilfsschiffe	Schlepper, Arbeitsschiffe und andere, BRZ: 10 000 - 29 999	28	295	8 260
Wachschiffe	Kühlschiffe und Fischereifahrzeuge, GT: 100 - 1599	28	4,3	120
Versorgungsschiff	Schlepper, Arbeitsboote und andere, GT: 1000 - 2999	3	37,9	114

Quelle	Schiffskategorie	Schiffstage (insgesamt)	Emissionsrate [kg NO _x /Schiffstag]	Emissionsbelastung [kg NO _x /Jahr]
Tauchunterstützungsschiff	Schlepper, Arbeitsboote und andere, GT: 5000 - 9999	22	108	2 376
Hubarbeitsbühne	Schlepper, Arbeitsboote und andere, GT: 1000 - 2999	45	37,9	1 706

A2.3 Verlegung von Stromkabeln zum Windpark

In Übereinstimmung mit der VKA wird ein Stromkabel zwischen der Förderplattform und dem nahe gelegenen Windpark Riffgat verlegt, das die Bohr- und Förderplattform mit Strom versorgt. Dieser Windpark befindet sich 8 km östlich der Plattform. Wie bei der Verlegung der Gaspipeline werden zur Unterstützung ein Verlegeschiff und ein Arbeitsschiff eingesetzt. Auch ein oder zwei *Wachschiffe* sind ständig für diese Tätigkeit im Einsatz. Insgesamt wird nach Expertenmeinung davon ausgegangen, dass die folgenden Schiffe eingesetzt werden:

- 1 Kabelverlegeschiff (identisch mit dem Typ für die Rohrverlegung): insgesamt 9 Schiffstage;
- 1 Unterstützungsschiff für Unterstützungstätigkeiten: insgesamt 9 Schiffstage;
- 1 bis 2 Wachschiffe für Sicherheits- und Katastropheneinsätze (in Bereitschaft): insgesamt 15 Schiffstage.

Die Ermittlung der Emissionsabgabe erfolgt analog zu der bei der Verlegung der Gasleitung angewandten und in Tabelle 9-8. zusammengefassten Methode.

Tabelle 9-8: Ermittlung der Emissionsbelastung durch die Verlegung des Stromkabels

Quelle	Schiffskategorie	Schiffstage (insgesamt)	Emissionsrate [kg NO _x /Schiffstag]	Emissionsbelastung [kg NO _x /Jahr]
Kabelverlegungsschiff	Schlepper, Arbeitsschiffe und andere, BRZ: 10 000 - 29 999	9	295	2 655
Hilfsschiff	Schlepper, Arbeitsschiffe und andere, BRZ: 10 000 - 29 999	9	295	2 655
Wachschiffe	Kühlschiffe und Fischereifahrzeuge, GT: 100 - 1599	15	4,3	65

A3 Stickstoffemissionen aus wettbewerbsfähigen Operationen Jahr3

Jahr3 bezieht sich auf die vier Jahre, in denen auf der Förderplattform N05-A Gas gefördert wird und neue Bohrungen gleichzeitig mit einer Bohrplattform abgeteuft werden. Diese Kombination wird als "wettbewerbsfähige Operationen" bezeichnet. In Übereinstimmung mit der VKA wird davon ausgegangen, dass bei gleichzeitigem Betrieb sowohl die Bohr- als auch die Förderplattform elektrifiziert sind. Die Stickstoffemissionen während des Betriebs bestehen aus den Restemissionen der Bohr- und Förderplattform sowie von Schiffen und Flugzeugen im Zusammenhang mit den Aktivitäten. Die Emissionsquellen, die einen relevanten Beitrag zur Emission von NO_x und NH₃ leisten, werden im Folgenden beschrieben.

A3.1 Emissionen Bohranlage

Bei den gleichzeitigen Arbeiten wird derselbe Anlagentyp wie bei den Vorbohrungen (siehe Abschnitt A1.1) verwendet, aber im Gegensatz zu den Vorbohrungen wird die Anlage bei den gleichzeitigen Arbeiten hauptsächlich elektrisch betrieben. Bei einer vollständig elektrisch betriebenen Bohrinself sind die



einzig stationären Quellen von NO_xEmissionen die (vorhandenen) dieselbetriebenen Generatoren, die einmal pro Monat für 1 Stunde getestet werden, sowie einige Motoren, die nur schwer zu elektrifizieren sind,

wie zum Beispiel die von Kranen. Es wird davon ausgegangen, dass mit der Elektrifizierung ein Restdieserverbrauch von 0,4 m³ Diesel pro Tag verbleibt. Die Emissionsbelastung dieser Quelle wird im Folgenden ermittelt. Tabelle 9-9 gibt einen Überblick über die Restemissionen der Bohranlage bei gleichzeitigem Betrieb.

Tabelle 9-9: Emissionen Dieselgeneratoren Bohranlage

Parameter	NO _x ¹⁾	NH ₃ ¹⁾
Dieserverbrauch der Bohrgeneratoren (12 Monate bei 0,4 m ³ / Tag)	2 190 m ³	
Gesamtkonzentration bei 15 v% O ₂ trocken (Messung KW3) ²⁾	42,7 mg/Nm ³	1,5 mg/Nm ³
Brenngasvolumen bei 15 v% O ₂ trocken ²⁾	63 10 ³ Nm ³ /Stunde	
Emissionsbelastung Generatoren gesamt Bohrung	190 kg / Bohrung	6 kg / Bohrung

- 1) Alle Werte in der Tabelle sind der Durchschnitt der von KW3 gemessenen Werte für die Motoren 3 bis 6;
- 2) Basierend auf einem unteren Heizwert von 43 MJ/kg Diesel und berechnet nach der Standardformel zur Bestimmung des Abgasstroms für flüssige Brennstoffe (<https://www.infomil.nl/onderwerpen/lucht-water/meten-en-rapporteren/meten-air-emissions/l40-manual/5-manual>).

A3.2 Abfackeln von Emissionen

Die Emissionen beim Abfackeln von Gas in wettbewerbsfähigen Betrieben werden in Abschnitt A1.2.beschrieben.

A3.3# Emissionen Förderplattform

Auf einer vollständig elektrifizierten Plattform ist die einzige stationäre NO_xEmissionsquelle das dieselbetriebene Notstromaggregat im Falle eines Stromausfalls. Dieses Notstromaggregat wird so gut wie nie laufen, wird aber einmal im Monat für eine Stunde getestet. In diesem Fall werden 2,7 m³ (2 259 kg) Diesel pro Jahr verbrannt. Die mindeste Wärmeleistung des Motors beträgt 0,8 MW_{th} und die Emissionsanforderungen werden durch Artikel 3.10e, Abm. bestimmt. In der nachstehenden Tabelle sind die ermittelten NO_xEmissionen zusammengefasst.

Tabelle 9-10: Ermittlung der Emissionsbelastung NO_x, Notstromdieselaggregat (monatlicher Testlauf) auf der Förderplattform

Quelle	Emissionsanforderungen NO _x [mg/Nm ³]	Dieserverbrauch [kg Diesel/Jahr]	Stöchiometrisches trockenes Rauchgasvolumen (15% O ₂) ¹⁾ [Nm ³ /kg Diesel]	Abgasstrom (15% O ₂) [Nm ³ /Jahr]	Emissionsbelastung [kg NO _x /Jahr]
Notstromaggregat	150	2 259	36,5	82,5	12

- 1) Basierend auf einem unteren Heizwert von 43 MJ/kg Diesel und berechnet nach der Standardformel zur Bestimmung des Abgasstroms für flüssige Brennstoffe (<https://www.infomil.nl/onderwerpen/lucht-water/meten-en-rapporteren/meten-luchtemissies/l40-handleiding/5-herleiding>).

A3.4 Schiffe und Hubschrauber

Wie bei den Vorbohrungen werden auch bei den gleichzeitigen Arbeiten Versorgungsschiffe und Hubschrauber eingesetzt, um die Plattform zu versorgen und das Personal zu transportieren. Es wird davon ausgegangen, dass die Besuche für Bohrungen und Gasförderung kombiniert werden. Die Häufigkeit der Besuche richtet sich nach den Bohrarbeiten, da diese den größten Transportaufwand erfordern. Es sind also keine zusätzlichen Besuche auf der Förderplattform erforderlich. Aufgrund der Entsorgung von Bohrklein und Schlamm in der modifizierten VKA ist die Anzahl der Versorgungsschiffe in den Jahren mit Bohrungen (Jahr 1 und Jahr 3) höher als in der ursprünglichen VKA.

Außerdem ist bei gleichzeitigen Einsätzen ein Wachschiff anwesend. Der einzige Unterschied besteht darin, dass das Engagement während der Vorbohrungen auf etwa acht Monate und während des

Wettbewerbsbetriebs auf ein ganzes Jahr begrenzt ist. Die NO_x- Emissionsbelastungen der Schiffe als Hubschrauber sind in den entsprechenden Abschnitten der Grafik A1.beschrieben.

A4 Stickstoffemissionen aus der Gasproduktion Jahr4

Jahr4 bezieht sich auf die Jahre, in denen nur Gas auf der Förderplattform produziert, aber nicht gebohrt wird. Jahr4 wird während der gesamten Lebensdauer der N05-A-Plattform am häufigsten vorkommen. Gemäß der VKA wird die Förderplattform während der Gasförderphase elektrifiziert. Die Stickstoffemissionen bestehen aus den Restemissionen der Förderplattform und den Schiffs- und Flugbewegungen für die Aktivitäten. Die im Folgenden beschriebenen Emissionsquellen sind diejenigen, die einen relevanten Beitrag zur Emission von NO_x und NH₃ leisten.

A4.1 Emissionen Förderplattform

Auf einer vollständig elektrifizierten Plattform ist die einzige stationäre Quelle von NO_x-Emissionen das dieselbetriebene Notstromaggregat im Falle eines Stromausfalls. Der Einsatz und die Emissionen dieses Notstromaggregats sind die gleichen wie bei gleichzeitigem Betrieb und werden in Abschnitt A3.3. beschrieben.

A4.2 Schiffe und Hubschrauber

Wie bei den gleichzeitigen Arbeiten werden Schiffe und Hubschrauber zur Versorgung der Plattform und zum Transport des Personals während der Gasförderung eingesetzt. Die Häufigkeit der Besuche ist jedoch wesentlich geringer, da die Plattform während der Produktion die meiste Zeit bemannt ist. Außerdem ist während der Produktion kein Wachschiff erforderlich. Die NO_x-Emissionsbelastungen der Schiffe als Hubschrauber sind in den entsprechenden Abschnitten des Absatzes A1. beschrieben.

A5 Referenzliste Modellschiffe

Tabelle 9-11: Übersicht der verwendeten Referenzgefäße

Typ	Modellschiff	Kategorie	Ref	Emissionsrate NO _x ¹⁾ [kg/Schiffstag]	Emissionshöhe [m]	Emissionenwärme [MW]
Kranschiff	JB-118' (CMHI)	Schleppboote, Arbeitsboote und andere, GT: 5000 - 9 999	[1]	139	20	0,37
Schlepper	'Boka Summit' (Boskalis)	Schleppboote, Arbeitsboote und andere, GT: 3 000 - 4 999	[2]	72,0	15	0,19
Wachschiff	'Dolfijn' (Rederij Groen)	Kühlschiffe und Fischereifahrzeuge, GT: 100-1599	[3]	21,6	10	0,04
Rohr-/Kabelverlegungsschiff	'Lorelay' (Allseas)	Schleppboote, Arbeitsboote und andere, GT: 10 000 - 29 999	[4]	374	28	0,88
Versorgungsschiff	'Calamity Jane' (Allseas)	Schleppboote, Arbeitsboote und andere, GT: 10 000 - 29 999	[5]	374	28	0,88
Tauchunterstützungsschiff	'Boka Da Vinci' (Boskalis)	Schleppboote, Arbeitsboote und andere, GT: 5 000 - 9 999	[6]	139	20	0,37
Versorgungsschiff	'VOS Base' (Vroon)	Schleppboote, Arbeitsboote und andere, GT: 1 600 - 2999	[7]	50,4	12	0,13

Typ	Modellschiff	Kategorie	Ref	Emissionsrate NO _x ¹⁾ [kg/Schiffstag]	Emissionshöhe [m]	Emission swärme [MW]
Jack-up flach-form	'Kraken' (Seajacks)	Schleppboote, Arbeitsboote und andere, GT: 1600 - 2999	[8]	50,4	12	0,13

1) Ein Schiffstag hat 24 Stunden. Die Schiffsemissionszahlen basieren auf den Emissionszahlen für stationäre Schiffe (Jahr 2021) gemäß dem Bericht "Numbers of seagoing ships for emission and dispersion calculations in AERIUS, update 2018" (TNO 2019, R11040).

Referenzen:

- [1] <https://www.jackupbarge.com/fleet/detail/jb-118-self-elevating-platform/>
- [2] <https://boskalis.com/about-us/fleet-and-equipment/offshore-vessels/oceangoing-and-anchor-handling-tugs.html>
- [3] <http://www.rederijgroen.nl/wp-content/uploads/2017/05/Vessel-Specs-Dolfijn.pdf>
- [4] <https://allseas.com/equipment/lorelay>
- [5] <https://allseas.com/equipment/calamity-jane/>
- [6] <https://boskalis.com/download-center/download/eyJmaWxlVWlkljoxNTE1NywicmVmZXJlbnNlVWlkljowfQ%3D%3D/b01705e403fc5d73e44ebb5e9493d9059d0f4f1c.html>
- [7] <https://www.vroon.nl/Files/VesselParticulars/VOS%20BASE20190621102452.pdf>
- [8] <https://www.seajacks.com/wp-content/uploads/2019/09/Seajacks-KRAKEN-Specs-2019.pdf>

Anhang 4

Anhang 4: Clustering von Lebensraumtypen

Tabelle: Lebensraumtypen, in denen die Deposition infolge des N05-A-Projekts 0,00 mol/ha/Jahr übersteigt, und ihre Einteilung in Cluster.

Cluster	Lebensraumtyp-Code	Name des Lebensraumtyps	KDW (mol N/ha/y)
Wald	H9190	Alte Eichenwälder	1071
	H9120	Buchen-Eichenwälder mit Stechpalmen	1429
	H9160A	Eichen-Hainbuchenwälder (höhere Sandböden)	1429
	H91E0C	Feuchte Auenwälder (bachbegleitend)	1857
	H2180Abe	Dünenwälder (trocken) Birken-Eichenwald	2214
	H2180B	Dünenwälder (feucht)	2214
Trockenes Heideland	H2140B	Dünen mit Krähenbeeren-Heide (trocken)	1071
	H2150	Dünen mit Heidekraut	1071
	H2320	Krähenbeerenvegetation im Inland	1071
	H4030	Trockenes Heideland	1071
	H5130	Wacholdersträucher	1071
Feuchtes Heideland	H4010A	Feuchte Heiden (höhere Sandböden)	1214
	H7150	Pioniervegetation mit Schnabelkraut	1429
Dünen	H2130B	Graue Dünen (kalkhaltig)	714
	H2130C	Graue Dünen (Heideland)	714
	H2110	Embryonale Dünen	1429
	H2120	Weißer Dünen	1429
Dünengestrüpp	H2170	Kriechendes Weidengebüsch	2286
Dünen-Täler	H2140A	Dünenheiden mit Krähenbeere (feucht)	1071
	H2190B	Feuchte Dünentäler (kalkhaltig)	1429
Hochland	H7120ah	Wiederherstellende Hochmoore	500
	H7110B	Aktive Hochmoore (Moore)	786
	H91D0	Hochmoorwälder	1786
Niedermoore	H7140B	Übergangs- und Trilogie-Moore (Torfmoos-Schilfgebiete)	714
	H4010B	Feuchte Heidelandschaften (Niedermoore)	786
	H7140A	Übergangs- und Wandermoor (Wandermoor)	1214
	H7210	Galgansümpfe	1571
	H3140	Kranzgewässer, im niedrigen Moorland	2100
	H3150	Seen mit Krebschere und Laichkräuter, außerhalb geschlossener Meeresarme	2100
Grasland	H6230vka	Heidewiese feucht, kalkhaltig Vielfalt	714
	H6230	Heideschrales Grünland	857
	H6410	Blaugraswiesen	1071
	H7230	Kalksteinmoore	1100

Cluster	Lebensraumtyp-Code	Name des Lebensraumtyps	KDW (mol N/ha/y)
Salzige Graslandschaften	H1310B	Salzige Pioniervegetation (Strand-Mastkraut)	1500
	H1330A	Salzwiesen und Salzgärten (außerhalb der Deiche)	1571
	H1310A	Salzige Pioniervegetation (Glaswurz)	1643
	H1320	Schlickgräserfelder	2500
Ernährungsarme Kleingewässer	H3110	Sehr schwach gepufferte Niedermoore	410
	H3130	Schwach gepufferte Niedermoore	571
	H3160	Saure Moore	714
	H2190Aom	Feuchte Dünensäume (offenes Wasser) oligo- bis mesotrophe Vielfalt	1000
Sanddünen	H2330	Sanddünen	714
	H2310	Verschiebbare Sandheiden mit Heidekraut	1071

Anhang 5

Anhang 5: TNO Studie über Unterwasserlärm

Memorandum
TNO 2021 M12218

An
Royal Haskoning DHV

Von
Christ de Jong und Bas Binnerts

Thema
Unterwasserlärmrechnungen für das Gasförderprojekt N05-A von ONE-Dyas

Defence, Safety & Security

Oude Waalsdorperweg 63
2597 AK Den Haag
Postfach 96864
2509 JG Den Haag

www.tno.nl

T +31 88 866 10 00
F +31 70 328 09 61

Datum

23. November 2021

Unsere Referenz

DHW-AS-2021-100342552

TNO-Projectnummer
060.35787/01.24.01

Kontaktperson

Dr. Ir. C.A.F. de Jong

Weiterleitungsnummer

+31888668034

1 Einleitung

Royal HaskoningDHV (RHDHV) unterstützt den Gasproduzenten ONE-Dyas bei der Durchführung des UVP-Verfahrens für die Erschließung des Gasfeldes N05-A, das sich etwa zwanzig Kilometer nördlich von Schiermonnikoog befindet (siehe Abbildung 1).

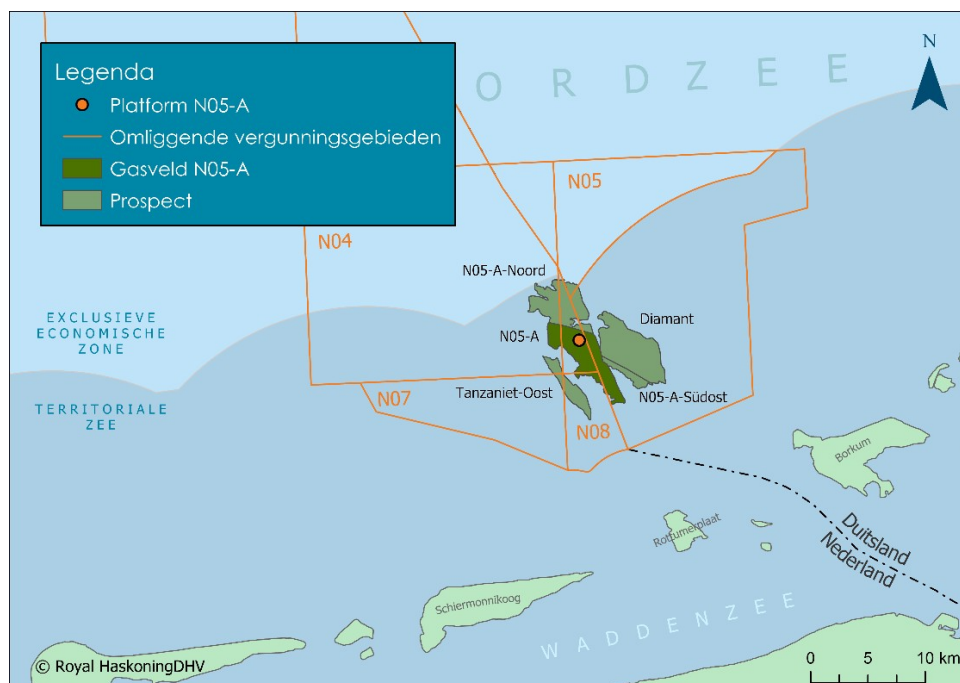


Abbildung 1: Lage des Gasfeldes N05-A (Abbildung bereitgestellt von RHDHV 20200922)

ONE-Dyas will für die Erschließung dieses Gasfeldes eine Plattform im Meer installieren und bis zu zwölf Bohrungen vornehmen. Unterwasserlärm wird beim Rammen der 6 Gründungspfähle für die Plattform und der 12 Leitungsrohre für die Bohrlöcher entstehen.

RHDHV hat TNO gebeten, Berechnungen der zu erwartenden Lärmpegel dieser Aktivitäten durchzuführen, um einen Einblick in die zu erwartenden Störeffekte für Schweinswale und Robben in der UVP und der angemessenen Bewertung zu geben. Die Ergebnisse dieser Berechnungen sind im Memorandum TNO 2020 M10542A (vom 23. September 2020) enthalten.

In der Zwischenzeit hat sich der geplante Standort der Plattform geändert. RHDHV hat TNO um Berechnungen des Unterwasserlärms der Pfähle für diesen neuen Standort gebeten. ONE-Dyas hat außerdem beschlossen, bei diesem Projekt keine VSP-Vermessungen (Vertical Seismic Profiling) zur Kartierung der Bohrlöcher durchzuführen. Die zu diesem Zweck verwendete Lärmquelle ist daher für den Unterwasserlärm von N05-A nicht mehr relevant.

In dieser Studie wurde das Vorhersagemodell Aquarius 4 (de Jong et al., 2018) verwendet, um den erwarteten Einzelschallpegel (SEL_{ss}) in 750 m und 1250 m Entfernung von der Lärmquelle und am Standort des Austernbank-Renaturierungsprojekts zu berechnen. Auch das Gebiet um die Quelle, in dem Schweinswale und Robben gestört werden, wurde berechnet. Für Schweinswale wurde die Auswirkung dieser Störung auf die Population nach der Methodik des Kader Ecologie en Cumulatie (KEC, siehe Heinis et al., 2019) berechnet.

Darüber hinaus hat RHDHV den prozentualen Anteil der Fläche in den deutschen Natura 2000-Gebieten Borkum Riffgrund und Niedersächsisches Wattenmeer berechnet, in denen der SEL-Schwellenwert für die Störung von Schweinswalen und Seehunden überschritten wird.

2 Plattform und Bohrlöcher für das Projekt N05-A

Diese Studie befasst sich mit dem Unterwasserlärm, der beim Rammen von Gründungspfählen und Leitungsrohren für das Gasförderprojekt N05-A von ONE-Dyas entsteht. Der (neue) Standort ist in Tabelle 1 angegeben. Da das für die Berechnung der Lärmpegel und des Störungsbereichs verwendete Modell (siehe Abschnitt 2) nicht sehr empfindlich auf den genauen Standort innerhalb eines Radius von mehreren Kilometern reagiert, wurde der zentrale Standort der Plattform als Quellort für alle Rammarbeiten angenommen. Obwohl der neue Rammstandort nur 840 m von den früheren Berechnungen (TNO 2020 M10542A) entfernt ist, wurden neue Berechnungen angestellt.

Tabelle 1: Beschreibung des in dieser Studie betrachteten Standorts

Geografische Koordinaten (WGS84)	0621'32.2" E 5341'03.7" N
Wassertiefe L.A.T.	25,8 m

Die verwendeten Eingangsdaten für die Rammgeräuschberechnungen sind in Tabelle 2 zusammengefasst.

Datum

23. November 2021

Unsere Referenz

DHW-AS-2021-100342552

Blatt

2/14

Tabelle 2: Beschreibung der Parameter für die in dieser Studie betrachteten Rammarbeiten (aus Iv Offshore & Energy-Bericht, 2019)

	Plattformpfähle	Leitungsrohre
Anzahl der Pfähle	6	12
Durchmesser der Pfähle	2,743 m (108")	0,762 m (30")
Wandstärke	76,2 mm (3")	25,4 mm (1")
Typ Hammer	IHC S-1200	IHC S-90
Rammenergie	600 kJ	90 kJ
Masse der Ramme	60,0 Tonnen	4,5 Tonnen
Masse Amboss ¹	42,5 Tonnen	4,5 Tonnen
Kontaktsteifigkeit	20 GPa	20 GPa

Datum

23. November 2021

Unsere Referenz

DHW-AS-2021-100342552

Blatt

3/14

Das TNO-Berechnungsmodell Aquarius 4 (de Jong et al., 2018) berechnet die Unterwasserschallemission des Pfahls auf der Grundlage der Eigenschaften des Hammers und des Pfahls unter Verwendung des Hammermodells von Deeks & Randolph (1993). In Verbindung mit dem Durchmesser des Pfahls wurde eine S-1200-Ramme gewählt. Diese wird auf maximal 50 % der Hammerenergie (1200 kJ) angewandt. Diese maximal anwendbare Rammenergie wurde in den Berechnungen verwendet, um zu einer Worst-Case-Modellvorhersage zu gelangen (siehe Tabelle 2). Die maximale Schlagenergie (90 kJ) wurde für den Antrieb der Leiterrohre verwendet.

3 Aquarius 4 Ausbreitungsrechnung

Das TNO-Berechnungsmodell Aquarius 4 (de Jong et al., 2018) berechnet die räumliche Verteilung des Unterwasserlärms anhand von Daten aus der Umgebung (Bathymetrie und Geologie).

Tabelle 5 gibt einen Überblick über die Werte der für die Berechnungen verwendeten Umweltparameter. Die Bathymetrie (bezogen auf die niedrigste astronomische Flut) wurde dem EModNet-Datenportal entnommen. Die übrigen Daten basieren auf Standardwerten aus (Ainslie, 2010, Tabelle 4.18), die aus einer früheren Validierung der Berechnungsergebnisse des Modells Aquarius 4 mit Messdaten von der Pfahlgründung eines Turbinenfundaments für den Offshore-Windpark Gemini angepasst wurden (de Jong et al., 2018). Auf der Grundlage dieser Validierungsstudie können die Daten als ausreichend repräsentativ für diese Umgebung angesehen werden.

Wind über dem Meer und Wellen stören die Wasseroberfläche und streuen und absorbieren den Schall. Daher steigt der Ausbreitungsverlust mit zunehmender Windgeschwindigkeit und Wellenhöhe. Da der Zweck dieser Berechnungen darin besteht, den maximal auftretenden Lärmpegel ("worst case") zu ermitteln, wurde nur die Situation ohne Wind berechnet.

¹ Für den S-1200: Daten aus dem Iv Offshore & Energy (2019) Bericht: Masse des Ambosses plus Verbindungsring. Für die S-90: Hammermasse aus der IHC-Broschüre. In Ermangelung weiterer Informationen wird angenommen, dass die Masse des Ambosses gleich der des Hammers ist.

Tabelle 3: Umgebungsparameter für die Berechnung der Schallausbreitung

Wassertiefe	EMODnet Bathymetrie, 1/8 Minute Auflösung, http://www.emodnet-bathymetry.eu/
Bodenart	Mittelsand
Geschwindigkeit des Bodenlärms	1797 m/s
Dichte des Bodens	2136 kg/m ³
Bodenabsorption (de Jong et al, 2018)	0,88 dB/Wellenlänge für $f \geq 250$ Hz $\left(\frac{f}{250 \text{ Hz}}\right)^{1.8} \times 0,88$ dB/Wellenlänge für $f < 250$ Hz
Schallgeschwindigkeit des Meerwassers	1500 m/s
Dichte des Meerwassers	1000 kg/m ³ .
Windgeschwindigkeit (10 m Höhe)	0 m/s

Datum

23. November 2021

Unsere Referenz

DHW-AS-2021-100342552

Blatt

4/14

4 Schwellenwerte

Die berechneten LTMmpegel werden in diesem Memo mit den LTMrmstandards (unbewerteter breitbandiger Einzelschallpegel, SELss) von 160 dB und 168 dB re 1 µPa²s, in einem Abstand von 750 m von dem Rammstandort (und für 160 dB auch in einem Abstand von 750 m von der deutschen Grenze) verglichen, die in Deutschland bzw. ab 2023 in den Niederlanden für Rammarbeiten für Windparks im Meer gelten. Da das Modell Aquarius 4 nicht zur Berechnung des Spitzenschalldruckpegels, SPL_{ztp}, geeignet ist, bedeutet dies, dass ein Vergleich mit dem deutschen Schwellenwert für SPL_{ztp} von 190 dB re 1 µPa in 750 m nicht möglich ist.

Nach der Methodik des Ecology and Cumulation Framework (Heinis et al., 2019) wird davon ausgegangen, dass Schweinswale und Robben gestört werden, wenn sie Rammgeräuschen ausgesetzt sind, die den folgenden Schwellenwert überschreiten:

Schweinswal: ungewichteter Breitband-SELss von 140 dB re 1 Pa²s

Seehund: Mpw-gewichteter Breitband-SELss von 145 dB re 1 Pa²s

Der Begriff "Mpw-gewichtet" bezieht sich hier auf die Anwendung einer Frequenzgewichtung gemäß dem von Southall et al. (2017) definierten Filter für "pinnipeds in water".

5 Ergebnisse der Unterwasserlärmrechnungen

Aus den Aquarius-4-Berechnungen ergeben sich die in Tabelle 4 angegebenen ungewichteten Breitband-SELss-Werte in 750 m und 1250 m Entfernung von der Quelle (der Höchstwert in einem Kreis um die Quelle) und am Standort des Projekts zur Wiederherstellung der Austerbank für die verschiedenen Aktivitäten.

Die Unsicherheit der berechneten SELss-Werte kann nicht genau quantifiziert werden, siehe §8, aber sie beträgt mindestens 2 dB.

Tabelle 4: Berechneter Maximalwert über die Wassertiefe des ungewichteten Breitband-SELss, in dB re 1 Pa²s, in 750 m Entfernung vom Pfahl und am Standort des Projekts zur Sanierung der Austernbänke (0620'49.20" E, 5341'57.84" N).

SELss [dB re 1 μ Pa ² s]	Rammung von Mantelpfählen	Rammschutzrohre
750 m vom Rammstandort entfernt	171	164
In 1250 m Entfernung vom Rammstandort	168	161
Projekt zur Wiederherstellung von Austernbänken	165	157

Aus den Aquarius-4-Berechnungen ergibt sich auch die Lärmverteilung um die Quelle, wie sie in den Abbildungen 3 (Mantelpole) und 4 (Leiterpole) dargestellt ist. Diese Zahlen

Diese Berechnungen beruhen auf realistischen Worst-Case-Annahmen mit einer Modellunsicherheit von mindestens 2 dB, siehe auch §8 dieses Memorandums.

Nach diesen Berechnungen liegt der SELss in 750 m Höhe beim Rammen der Mantelpfähle ohne Minderungsmaßnahmen 3 dB über dem niederländischen Lärmstandard (168 dB re 1 μ Pa²s) für das Rammen von Turbinenfundamenten für Offshore-Windparks, der ab 2023 gelten wird. Die Norm wird während des ungemilderten Vortriebs der Leiterrohre nicht überschritten.

Der SELss in 750 m Entfernung von der deutschen Grenze (in 1250 m Entfernung von der Bergungsstelle) liegt nach diesen Berechnungen sowohl beim Rammen der Mantelpfähle als auch der Leitungsrohre ohne Minderungsmaßnahmen um 8 dB bzw. 1 dB über dem deutschen Lärmstandard von 160 dB re 1 Pa²s in 750 m Entfernung von der Grenze (in 1250 m Entfernung von der Quelle).

Die berechneten Überschreitungen der Norm können mit Hilfe von auf dem Markt erhältlichen Maßnahmen abgemildert werden, siehe z.B. die Übersicht in Tabelle 5. Die Maßnahmen in dieser Tabelle (NMS und HSD), die speziell für die Fundamente von Windkraftanlagen entwickelt wurden, sind nicht direkt auf die Plattformpfähle anwendbar. Eine Reduzierung der maximalen Rammenergie um den Faktor 2, wenn möglich, kann ebenfalls zu einer Verringerung des SELss um bis zu 3 dB führen.

Tabelle 5: Übersicht über die Bandbreite der bisher mit verschiedenen Maßnahmen erreichten Lärminderungen (NAS = Unterwasser-Lärmschutzsysteme; BBC = Big Bubble Curtain; DBBC = Double Big Bubble Curtain; NMS = (IHC) Noise Mitigation System; HSD = Hydro Sound Damper), aus (Verfuss et al, 2019)

NAS	Water depth	Noise reduction Δ SEL _{ss} (dB)
BBC(>0.3m ² /(min*m))	~ 40 m	7 - 11
DBBC(>0.3m ² /(min*m))	~ 40 m	8 - 13
DBBC(>0.4m ² /(min*m))	~ 40 m	12 - 18
DBBC(>0.5m ² /(min*m))	> 40 m	~ 15-16 (based on 1 pile)
NMS	Up to 40 m	13 - 16
HSD	Up to 40 m	10 - 12
NMS + optimised BBC(>0.4m ² /(min*m))	~ 40 m	17-18
NMS + optimised BBC(>0.5m ² /(min*m))	~ 40 m	18-20
HSD + optimised BBC(>0.4m ² /(min*m))	~ 30 m	15-20
HSD + optimised DBBC(0.48m ² /(min*m))	20-40 m	15-28
HSD + optimised DBBC(> 0.5m ² /(min*m))	< 45 m	18-19

Datum

23. November 2021

Unsere Referenz

DHW-AS-2021-100342552

Blatt

5/14

zeigen die ("SEL_b") Störkontur um die Quelle, innerhalb derer der Lärm den Schwellenwert für die Störung von Schweinswalen oder Robben überschreitet. Die Legende zu den Abbildungen zeigt das von dieser Kontur eingeschlossene Gebiet. Die berechneten Störungsflächen sind in Tabelle 6 zusammengefasst.

Datum

23. November 2021

Unsere Referenz

DHW-AS-2021-100342552

Blatt

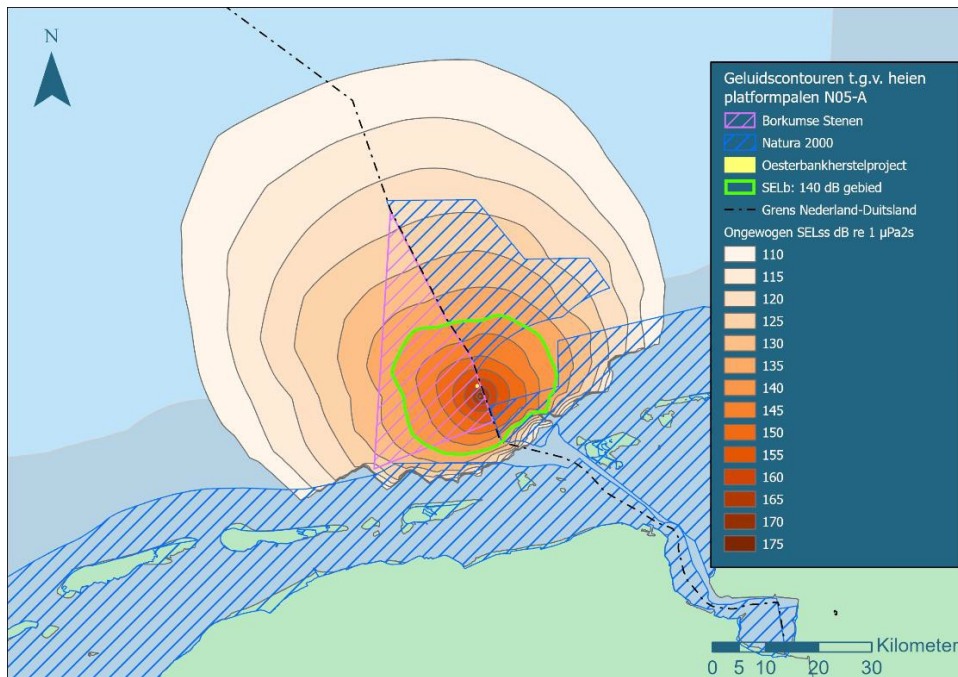
6/14

Tabelle 6: Berechnetes Störungsgebiet (in km²) um die Pfähle, in dem der Rammschall den Schwellenwert für die Störung von Schweinswalen und Robben überschreitet.

	Störungsfläche pro Standort	
	Schweinswale	Seehunde
Rammen Mantelpfahl	598 km ²	229 km ²
Rammen Leitrohr	97 km ²	55 km ²

Aufgrund des geänderten Standorts des Schutzgebiets weichen diese Ergebnisse geringfügig von den Berechnungsergebnissen für den ursprünglich geplanten Standort des Schutzgebiets ab, aber die Unterschiede sind im Verhältnis zur Unsicherheit der Modellierung nicht signifikant.

In deutschen Gewässern gibt es ein Verbot der Störung von Schweinswalen in Natura 2000-Gebieten. Daher hat RHDHV auf der Grundlage der von TNO zur Verfügung gestellten Störungskonturen den prozentualen Anteil der Fläche der nahe gelegenen Natura 2000-Gebiete *Borkum Riffgrund* und *Niedersächsisches Wattenmeer* berechnet, der innerhalb der berechneten Störungskonturen liegt. Die Ergebnisse sind in Tabelle 7 zusammengefasst.



Datum

23. November 2021

Unsere Referenz

DHW-AS-2021-100342552

Blatt

7/14

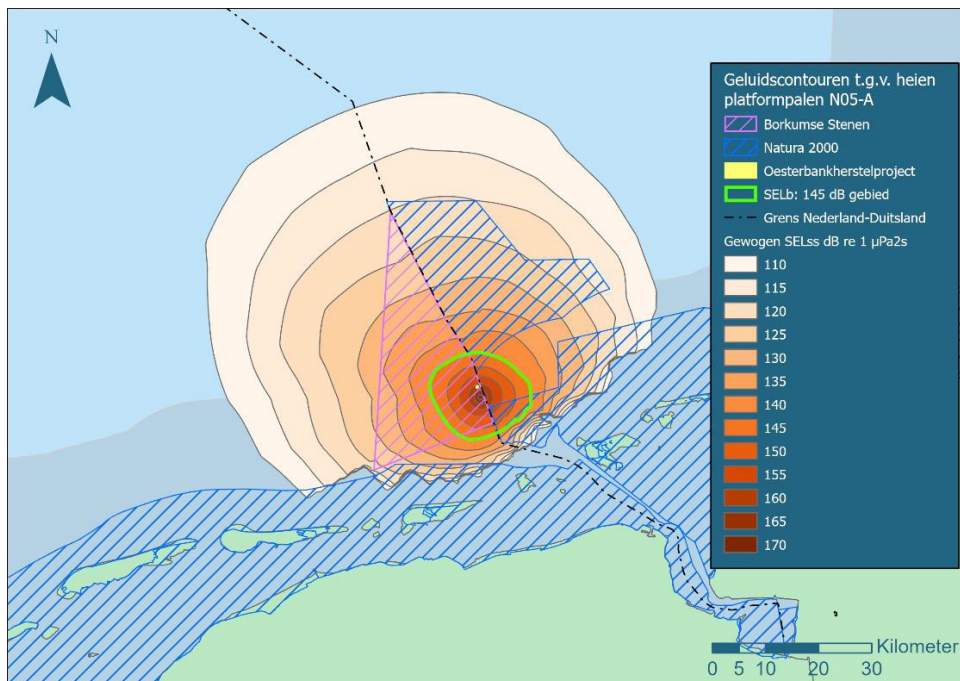
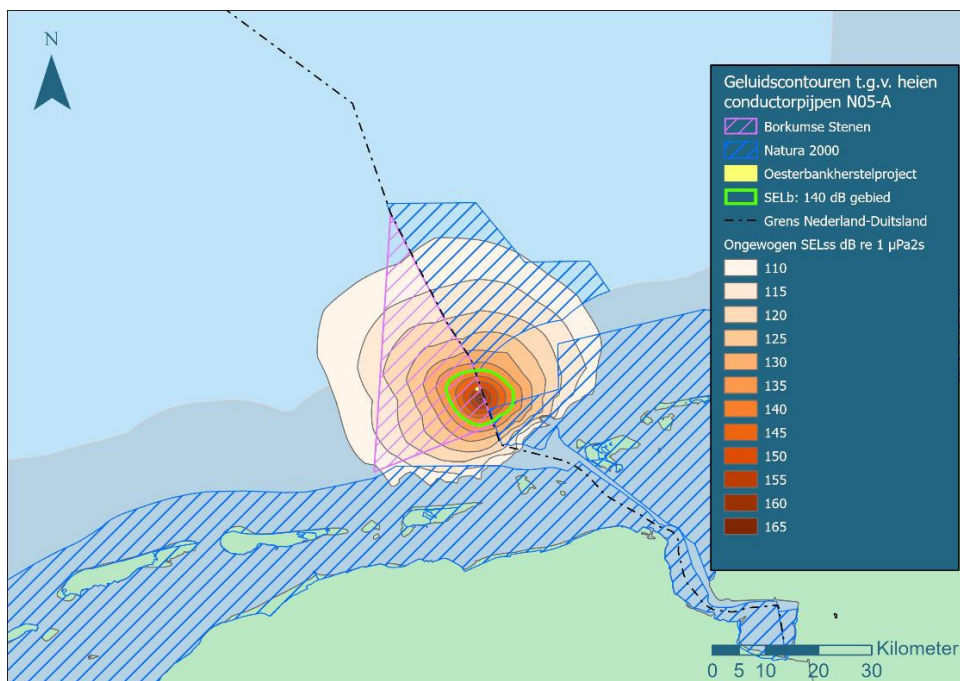
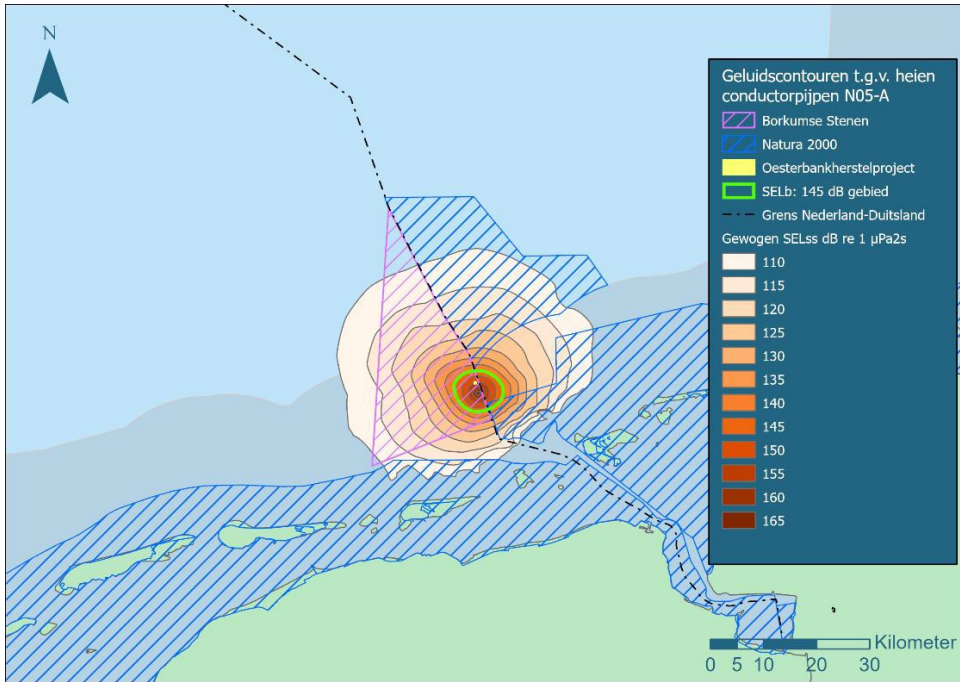


Abbildung 2: Lärmkarten und Störungskontouren für Schweinswale (oben) und Robben (unten) für das Rammen der Mantelpfähle mit dem S-1200-Hammer (bei 50 % Hammerenergie). (Zahlen von RHDHV)





Datum
23. November 2021

Unsere Referenz
DHW-AS-2021-100342552

Blatt
8/14

Abbildung 3: Lärmkarten und Störungskonturen für Schweinswale (oben) und Robben (unten), für das Rammen der Leitungsrohre mit dem S-90-Hammer. (Zahlen von RHDHV)

Tabelle 7: Berechnetes Störungsgebiet (in km² und Flächenanteil) in den Natura-2000-Gebieten und ökologisch wertvollen Gebieten in der Nähe der Pfähle (ohne Minderungsmaßnahmen), in denen der Rammschall den Schwellenwert für die Störung von Schweinswalen und Robben überschreitet.

	Überschneidung Borkum-Riffgrund (625 km ²)		Überschneidung Nationalpark Niedersächsisches Wattenmeer (2766 km ²)		Überschneidung zwischen dem niedersächsischen Wattenmeer und dem angrenzenden Küstensee (3544 km ²)	
	Schweinswale (140 dB ungewichtet)	Robben (145 dB gewichtet)	Schweinswale (140 dB ungewichtet)	Robben (145 dB gewichtet)	Schweinswale (140 dB ungewichtet)	Robben (145 dB gewichtet)
Störung Oberfläche Rammung	69 km ²	8 km ²	0 km ²	0 km ²	51 km ²	28 km ²
	11,1%	1,2%	0%	0%	1,4%	0,8%
Störungsoberfläche Rammen Leiterrohr	0,41 km ²	0 km ²	0 km ²	0 km ²	7 km ²	2 km ²
	0,1%	0%	0%	0%	0,2%	0,1%

Datum

23. November

Unsere Referenz

DHW-AS-2021-100342552

Blatt

t

Datum
23. November

Unsere Referenz
DHW-AS-2021-100342552

Blatt
10/14

Mit der Rammung der Mantelpfähle ohne Ausgleichsmaßnahmen wird der Schweinswal-Störschwellenwert in 11,1 % des Natura 2000-Gebietes *Borkum Riffgrund* überschritten. Bei der Rammung der Leitungsröhre ohne Minderungsmaßnahmen (wobei der SELss bei 750 des Pfahls um 7 dB niedriger ist als bei der Rammung der Mantelpfähle, siehe Tabelle 4), sehen wir diese nur 0,1 % der Fläche.

6 Anzahl der gestörten Schweinswale

Die Anzahl der potenziell gestörten Schweinswale wird berechnet, indem die gestörte Fläche mit der örtlichen Schweinswaldichte für die Jahreszeit, in der die Rammarbeiten stattfinden, multipliziert wird.

Für das KEC (Heinis et al., 2019) wurde die lokale Dichte der Schweinswale auf der Grundlage neuerer Daten von Geelhoed & Scheidat (2018), Gilles et al. (2016) und den Ergebnissen von SCANS III (Hammond et al. 2017). Wir verwenden hier die geschätzte lokale Schweinswaldichte pro Saison für Teilgebiet 3 (DU & NL nördlich der Watteninseln) aus Heinis et al. (2019), siehe Tabelle 8

Tabelle 8: Schätzung der saisonalen Schweinswaldichte um den Standort N05-A (aus Heinis et al., 2019).

	Frühling (März-Mai)	Sommer (Juni-August)	Herbst (September- November)
Schweinswaldichte (Individuen/km ²)	0,812	0,785	0,500

Multipliziert man diese Dichten mit den berechneten Störungsflächen für Schweinswale aus Tabelle 6, erhält man Schätzungen für die Anzahl der potenziell gestörten Schweinswale pro Tag, siehe Tabelle 9.

Tabelle 9: Anzahl der gestörten Schweinswale pro Tag, berechnet aus der Schweinswaldichte (Tabelle 8) mal Störungsfläche (Tabelle 6).

Anzahl der gestörten Schweinswale pro Tag	Frühling (März-Mai)	Sommer (Juni-August)	Herbst (September- November)
Rammen Mantelpfahl	486	469	299
Rammen Leitrohr	79	76	49

7 Auswirkungen auf die Schweinswalpopulation

Die Gesamtzahl der Schweinswal-Störungstage (Heinis et al., 2019) wurde dann durch Multiplikation der Anzahl der potenziell gestörten Tiere pro Tag mit der Anzahl der Störungstage berechnet.

Wenn man davon ausgeht, dass das Rammen einer Plattform etwa 2 bis 4 Stunden dauert, kann man davon ausgehen, dass das Rammen der 6 Plattformpfähle innerhalb von zwei 24 Stunden erfolgen kann. Wir gehen also davon aus, dass die Rammarbeiten für die Plattform zu zwei Störungstagen führen.

ONE-Dyas gibt an, dass alle 12 Leiter bei der Installation der Plattform nacheinander oder in drei Vierergruppen mit mindestens einem Leiter

Mit der Rammung der Mantelpfähle ohne Ausgleichsmaßnahmen wird der Schweinswal-Störschwellenwert in 11,1 % des Natura 2000-Gebietes *Borkum Riffgrund* überschritten. Bei der Rammung der Leitungsrohre ohne Minderungsmaßnahmen (wobei der SELss bei 750 des Pfahls um 7 dB niedriger ist als bei der Rammung der Mantelpfähle, siehe Tabelle 4), sehen wir diese angeschlagen werden können.

Datum

23. November

Unsere Referenz

DHW-AS-2021-100342552

Blatt

10/14

im Abstand von mindestens einem Jahr. Der Vortrieb einer Leiterrohre dauert etwa 9 Stunden, und pro Tag werden etwa 2 Leiterrohre verlegt. Für den Vortrieb der 12 Leiterrohre kalkulieren wir daher als "worst case" sechs Tage Störung.

Datum

23. November

Unsere Referenz

DHW-AS-2021-100342552

Blatt

11/14

Tabelle 10: Anzahl der Störungstage der Schweinswale, berechnet aus Anzahl der pro Tag gestörten Schweinswale (Tabelle 9) mal Anzahl der Störungstage

	Anzahl der Tage	Anzahl der Tage, an denen Schweinswale gestört wurden		
		Frühling	Sommer	Herbst
Rammung von Mantelpfählen	2	972	938	598
Rammen Leitrohre	6	474	456	294

Nach der KEC (Heinis et al., 2019) kann eine Schätzung der maximalen Populationsreduktion, die mit 95 %-iger Sicherheit nicht überschritten wird, mit der folgenden Näherungsformel ermittelt werden:

$$\text{Populationsreduzierung} = 1,06 \times 10^{-4} \times \text{swst}^{1,17}.$$

Die Reduzierung der Population wird in der Anzahl der Individuen ausgedrückt und swst stellt die Anzahl der Schweinswal-Störungstage dar.

Man beachte, dass dieser Rückgang der Population nicht auf die direkte Sterblichkeit durch den Rammelärm zurückzuführen ist. Die Näherungsformel wurde aus den Ergebnissen von Berechnungen mit dem vorläufigen Modell "Population Consequences of Disturbance" (PCoD) abgeleitet (Harwood et al., 2014), in dem die Verringerung der Population indirekt aus dem Einfluss langfristiger Lärmbelastigung auf die Vitalitätsraten der Schweinswale folgt, insbesondere auf die Fortpflanzungswahrscheinlichkeit und das Überleben von Jungtieren.

Beachten Sie auch, dass die Näherungsformel nicht linear ist. Dies bedeutet, dass der kumulative Bevölkerungsrückgang, der sich aus mehreren Offshore-Rammprojekten ergibt, nicht korrekt berechnet wird, indem die Berechnungsergebnisse für die einzelnen Projekte linear addiert werden. Für kleine Werte von swst, wie sie für die N05-A-Plattform berechnet wurden (Tabelle 10), ist diese lineare Addition jedoch ein nützlicher Näherungswert.

Die berechnete Gesamtzahl der Tage, an denen die Schweinswale durch das Rammen der Plattformpfähle und der Leitungsrohre gestört werden, beträgt 1446, wobei der ungünstigste Fall angenommen wird, dass alle Störungen im Frühjahr auftreten, wenn die Schweinswaldichte in dem Gebiet am höchsten ist. Aus der Näherungsformel ergibt sich, dass die Verringerung der Population daher mit 95 %-iger Sicherheit kleiner oder gleich 0,5 Individuen ist.

Heinis et al. (2019, Tabelle 4-5) berechneten, dass der Bau der niederländischen Windparks zwischen 2020 und 2030 zu einer Gesamtzahl von Schweinswal-Störungstagen von 807969 führen würde. Nach der Näherungsformel führt dies zu einer 5%-igen Wahrscheinlichkeit, dass die Schweinswalpopulation nach 2030 um 865 Tiere abnimmt (= ca. 1,7 % der geschätzten 51.000 Schweinswale in der NKS). Die maximale Anzahl von Schweinswalen

Datum

23. November 2021

Unsere Referenz

DHW-AS-2021-100342552

Blatt

12/14

Die Anzahl der Störungstage aufgrund der Rammung der Plattformpfähle und der Leitungsrohre für das Gasfeld N05-A, wenn alle Störungen im Frühjahr auftreten, beträgt 1446. Zusammen mit dem Bau der niederländischen Windparks zwischen 2020 und 2030 ergibt sich daraus eine Gesamtzahl von 809415 Schweinswal-Störungstagen. Die Näherungsformel sagt dann eine 5 %-ige Wahrscheinlichkeit einer Verringerung der Schweinswalpopulation nach 2030 um 867 Individuen voraus, d. h. eine zusätzliche Verringerung um 1,8 Individuen aufgrund des Baus der N05-A-Plattformen. Die Gesamtzahl liegt deutlich unter dem von der Regierung festgelegten Grenzwert, wonach die Population nicht weiter als 95 % der gesamten niederländischen Schweinswalpopulation (schätzungsweise 51.000 Tiere) zurückgehen darf.

8 Diskussion der Modellunsicherheiten

In den letzten Jahren hat TNO eine Reihe von Aquarius-Berechnungsmodellen entwickelt, mit denen die Ausbreitung des Unterwasserlärms um einen Pfahl herum berechnet werden kann. Die Wahl einer Modellversion aus dieser Reihe hängt von den verfügbaren Informationen und der Komplexität der Berechnung ab. Die Unsicherheit bei der berechneten Lärmausbreitung sollte theoretisch abnehmen, wenn detailliertere Informationen zur Verfügung stehen. Die begrenzte Modellvalidierung anhand von Messdaten für das Rammen von Monopiles für Offshore-Windkraftanlagen auf dem niederländischen Festlandssockel (PAWP, Luchterduinen, Gemini; siehe Binnerts et al. 2016; de Jong et al, 2018) zeigt, dass wir noch nicht in der Lage sind, diese Unsicherheit zu quantifizieren, weil wir die Beiträge der verschiedenen Parameter zur Unsicherheit nicht richtig trennen können. Die Unsicherheit bei Messungen und Berechnungen von SEL beträgt mindestens 2 dB.

Für die Bestimmung der Störschwellen stützt sich diese Studie auf die in der KEC-2018 verwendeten Standards. Jüngste Messungen der Störung von Schweinswalen im Gemini-Park (Geelhoed et al. 2018) legen nahe, dass dieser Standard die Anzahl der gestörten Schweinswale auf der Grundlage der berechneten Störungskonturen überschätzt (Binnerts et al. 2016) im Vergleich zu der tatsächlich gemessenen Störung im Gemini Park (Geelhoed et al. 2018). Mögliche Erklärungen für diese Diskrepanzen finden sich in der Hypothese, dass auch der Frequenzgehalt eine Rolle für die störende Wirkung des Schalls spielen kann (Tougaard et al. 2015).

9 Schlussfolgerungen

Aquarius 4-Berechnungen des Unterwasserlärms, der beim Rammen der Jacket Piles für die N05-A-Plattform (mit 50 % der maximalen Energie des S-1200-Hammers) entsteht, ergeben einen unbewerteten Breitband-Einzelschallpegel in 750 m Entfernung vom Bergungsort, der 3 dB über dem niederländischen Offshore-Windpark-Lärmstandard von 2023 ff. liegt. 168 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$. Die Norm wird während des ungemilderten Vortriebs der Leiterrohre nicht überschritten.

Die deutsche L^{TM} belastungsnorm von 160 dB re 1 Pa^2s (unbewerteter breitbandiger Einzelschallpegel in 750 m Entfernung von der deutsch-niederländischen Grenze) wird bei der nicht gemilderten Rammung der Mantelpfähle und der Leitungsrohre um maximal 8 dB bzw. 1 dB überschritten.

Es wird erwartet, dass die berechneten Überschreitungen der Normen unter Berücksichtigung einer Modellunsicherheit von mindestens 2 dB mit einer Einzelmaßnahme wie einem Blasenschirm (siehe Tabelle 5) oder einer Verringerung der maximalen Hammerschlagenergie leicht abgemildert werden können.

Mit der Rammung der Mantelpfähle ohne Ausgleichsmaßnahmen wird der Schweinswal-Störschwellenwert in 11,1 % des Natura 2000-Gebietes *Borkum Riffgrund* überschritten. Beim Rammen der Leitungsrohre ohne Minderungsmaßnahmen (wobei der SELss in 750 m Entfernung vom Pfahl um 7 dB niedriger ist als beim Rammen der Mantelpfähle, siehe Tabelle 4) wird diese Überschreitung nur auf 0,1 % der Fläche festgestellt.

Auf der Grundlage der Modellvorhersagen kann der Schluss gezogen werden, dass die Störung der Schweinswale durch den Lärm der nicht gemilderten Rammarbeiten während des Baus der Plattform N05-A im "schlimmsten Fall" mit einer Wahrscheinlichkeit von 5 % zu einer zusätzlichen Verringerung der Schweinswalpopulation führt, die über die geschätzte Auswirkung des Baus der niederländischen Windparks zwischen 2020 und 2030 (Heinis et al., 2019) hinausgeht, nämlich um 1,8 Individuen. Die Gesamtzahl liegt damit deutlich unter dem von der niederländischen Regierung festgelegten Grenzwert, wonach die Population nicht weiter als bis 95 % der gesamten niederländischen Schweinswalpopulation (schätzungsweise 51.000 Tiere) zurückgehen darf.

Datum

23. November 2021

Unsere Referenz

DHW-AS-2021-100342552

Blatt

13/14

10 Referenzen

- Ainslie, 2010: "Principles of Sonar Performance Modeling", Springer-Praxis
- Ainslie et al, 2016: "Verification of airgun sound field models for environmental impact assessment", POMA. 27 doi: 10.1121/2.0000339.
- Binnerts et al, 2016: "Validation of the Aquarius models for prediction of marine pile driving sound", Bericht TNO 2016 R11338.
- Deeks & Randolph, 1993: "Analytical modelling of hammer impact for pile driving", International Journal for Numerical and Analytical Methods in Geomechanics, Vol.17: 279-302
- de Jong et al, 2018: "Wozep – WP2: update of the Aquarius models for marine pile driving sound predictions", Bericht TNO 2018 R11671.
(https://www.noordzeeloket.nl/publish/pages/160801/update_aquarius_models_pile_driving_sound_predictions_tno_2019.pdf)
- Geelhoed & Scheidat, 2018: "Abundance of harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) on the Dutch Continental Shelf, aerial surveys 2012-2017", Lutra 61(1): 127-136
(https://www.researchgate.net/publication/328031089_Abundance_of_harbour_porpoises_Phocoena_phocoena_on_the_Dutch_Continental_Shelf_aerial_surveys_2012-2017)
- Geelhoed et al, 2018: "Gemini T-c: aerial surveys and passive acoustic monitoring of harbour porpoises 2015", Wageningen Marine Research report C020/17
- GEOxyz Offshore, 2019: "Erhebungsbericht - N5A Platform Area", GEOxyz-Bericht Nr. LU0022H-553-RR-01, ONE Bericht Nr. N05A-7-10-0-70016-01, rev. 1.1
- Gilles et al, 2016: "Seasonal habitat-based density models for a marine top predator, the harbor porpoise, in a dynamic environment", Ecosphere 7(6):e01367
- Hammond et al, 2017: "Estimates of cetacean abundance in European Atlantic waters in summer 2016 from the SCANS-III aerial and shipboard surveys", Scottish Marine and Freshwater Science 5(2)
- Harwood et al, 2014: "A protocol for implementing the interim population consequences of disturbance (PCOD) approach: quantifying and assessing the effects of UK offshore renewable energy developments on marine mammal populations", Bericht SMRUL-TCE-2013-014.
- Heinis et al, 2019: "Kader Ecologie en Cumulatie – 2018 Cumulatieve effecten van aanleg van windparken op zee op bruinvissen".
(https://www.noordzeeloket.nl/publish/pages/157579/kec_update_2018_effecten_impulsief_geluid_op_bruinvissen_20190124def.pdf)
- Iv Offshore & Energy b.v., 2019: "ONE DYAS N05A Platform Pile driving fatigue and mudmats foundation analysis", Report No.: C1173R01-01a
- Southall et al, 2017: "Marine mammal noise exposure criteria: Initial scientific recommendations", Aquatic Mammals 33(4): 411-521
- Tougaard et al, 2015: "Cetacean noise criteria revisited in the light of proposed exposure limits for harbour porpoises", Marine Pollution Bulletin 90, 196–208
- Verfuss et al, 2019: "A review of noise abatement systems for offshore wind farm construction noise, and the potential for their application in Scottish waters", Scottish Natural Heritage Research Report No. 1070
- von Benda-Beckmann et al, 2017: "Principles for a guideline for estimating the effects of underwater sound from seismic airgun arrays on porpoises", report TNO 2017 R10739.

Datum

23. November 2021

Unsere Referenz

DHW-AS-2021-100342552

Blatt

14/14

Anhang 6

Anhang 6: Periplus Forschung Archäologie

3- Nachtrag

Begleitbericht 18A030-08; Archäologische Sekundärforschung im Rahmen der Erschließung des Feldes N05-A (Bergbaublock N5, Nordsee).

Von: S. van den Brenk und R. van Lil, Periplus Archeomare Dezember 2021

Nach Abschluss der durchgeführten Untersuchungen und des archäologischen Berichts in den Jahren 2020/2021 wurde empfohlen, eine alternative östliche Trasse für die geplante Pipeline und eine südliche Trasse für das geplante Kabel in Betracht zu ziehen. Die bereits erkundeten Trassen bleiben eine Option, auf die man zurückgreifen kann. Die Alternativen beinhalten eine Verschiebung der bisherigen Trassen um bis zu einem Kilometer nach Osten und Süden, wie in der folgenden Abbildung dargestellt.

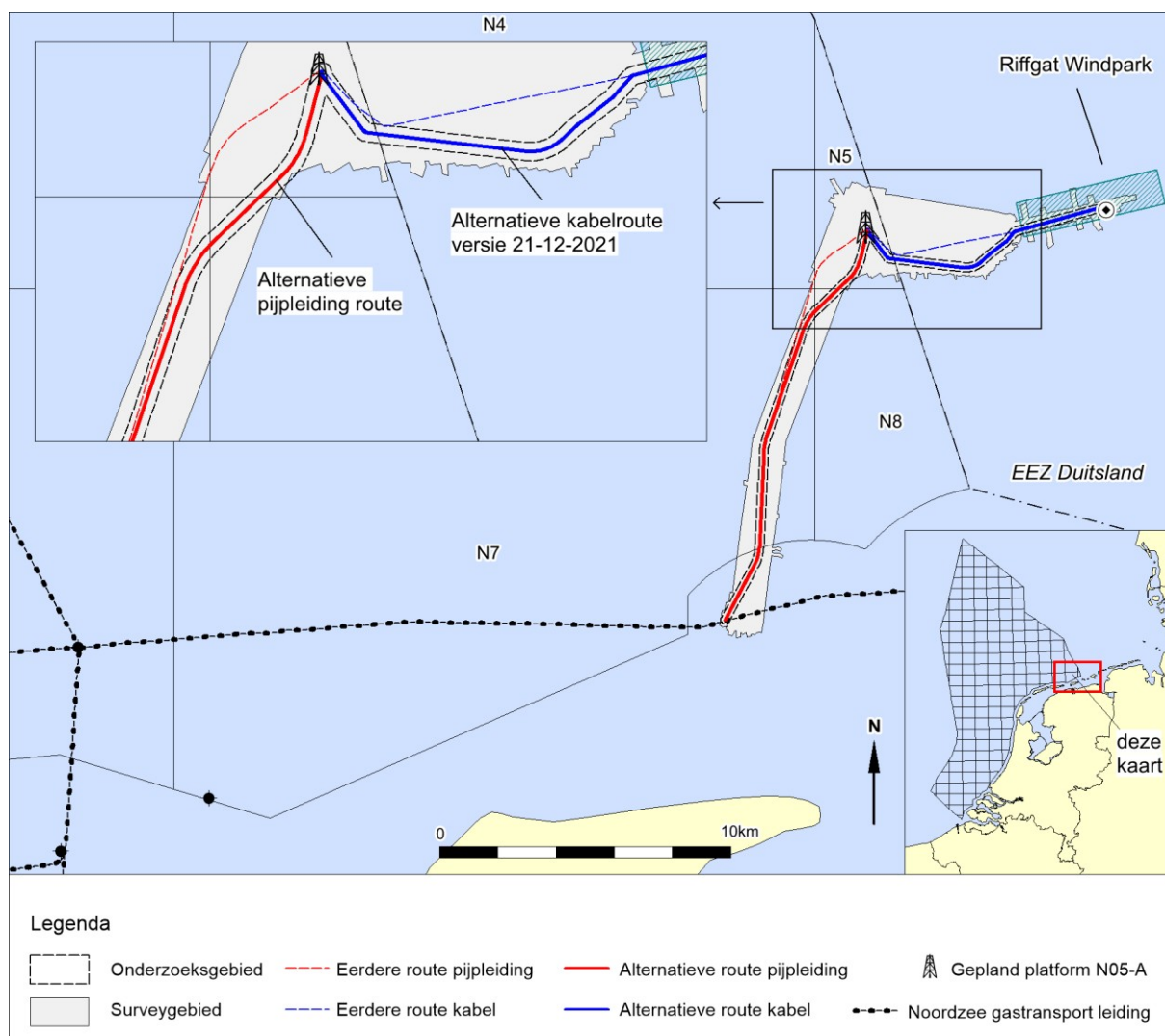


Abbildung 1. Übersichtskarte mit den alternativen Routen

Dies bedeutet, dass Teile der alternativen Strecken außerhalb des ursprünglichen Untersuchungsgebiets liegen. Daher wurde für dieses Gebiet im Jahr 2021 eine zusätzliche geophysikalische Untersuchung (*Seitensichtsonar*, *Multibeam* und *Magnetometer*) durchgeführt. Auf Ersuchen des Entwicklers ONE-Dyas BV wurde dieser Nachtrag erstellt, um die Folgen zu erörtern. Die Abbildung auf der nächsten Seite zeigt eine detaillierte Darstellung der Routenänderungen anhand der verfügbaren bathymetrischen Daten.

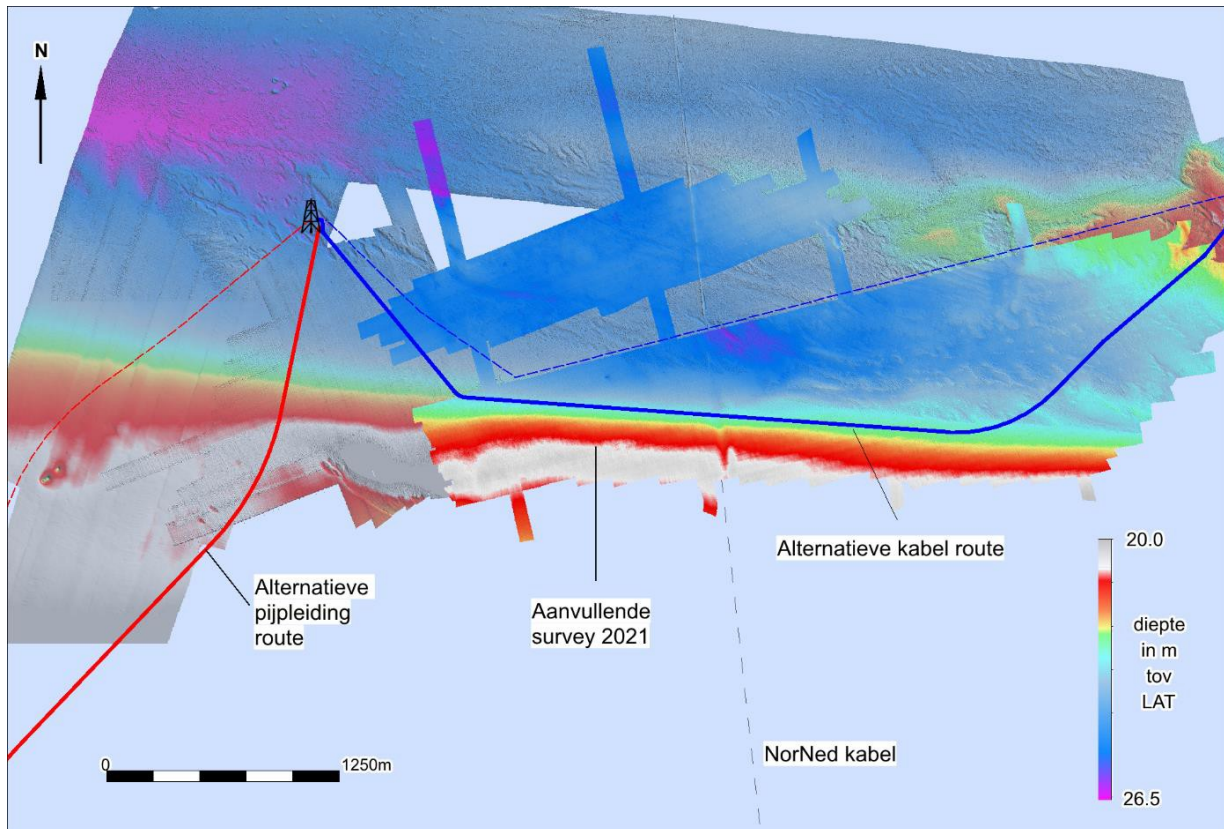


Abbildung 2. Detail der geänderten Routen auf der verfügbaren Bathymetrie

Die Tiefendaten im obigen Bild stammen aus dem Fächerecholot-Datensatz (50x50cm) der N05-Vermessung von GeoXYZ (2019) und zusätzlichen GeoXYZ-Bildern von 2021. Objekte und Strukturen (wie das NorNed-Kabel) sind darauf deutlich zu erkennen.

Bekannte Objekte

In Archis 3 sind in einem Umkreis von 150 Metern um die Alternativrouten keine archäologischen Beobachtungen bekannt. Die folgende Abbildung zeigt eine Übersicht über die bekannten Objekte in der Nähe der Alternativrouten.

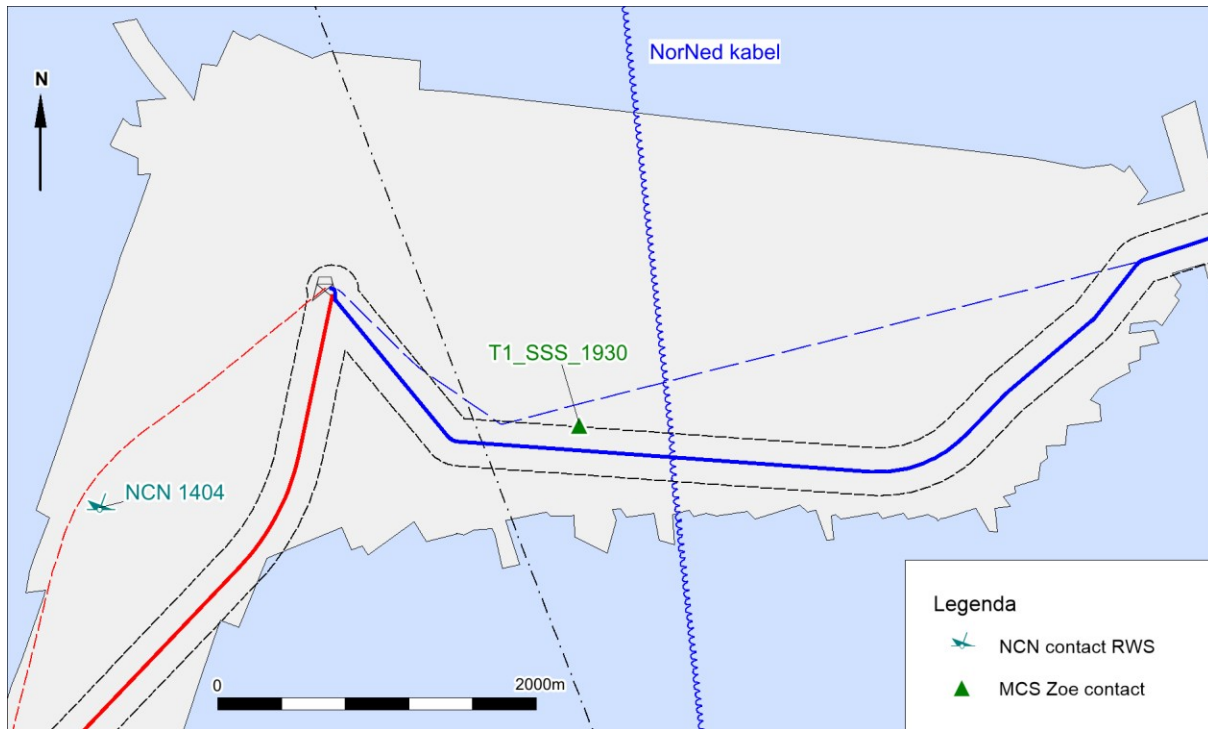


Abbildung 3. Detail der geänderten Trasse mit bekannten Sichtungen

Die bekannten Beobachtungen in diesem Gebiet stammen von Rijkswaterstaat (SonarReg-Kontaktdatenbank), der Borkum Stones-Vermessung von 2014 und der GeoXYZ-Vermessung von 2019 für die verlorenen Container der MSC Zoe. Die Genehmigung zur Verwendung dieser Daten wurde von Rijkswaterstaat erteilt.

Im Jahr 2019 wurde das gesamte Gebiet mit *Seitensichtsonar* vermessen, um die verlorenen Container der MSC Zoe zu lokalisieren. Es gibt eine bekannte Sichtung in der Nähe der alternativen Kabeltrasse:

Ziel_ID	Beschreibung	E	N	L	B	Z	Versetzt
T1_SSS_1930	Unbekannte Wrackteile	723389	5952794	9.0	3.6	-22.9	-165m

Tabelle 1. Übersicht der MSC Zoe-Kontakte

Dieses unbekanntes Wrack ist noch nicht identifiziert worden und könnte daher archäologischen oder kulturhistorischen Wert haben. Der Standort befindet sich 165 Meter nördlich der südlichen Kabeltrasse.

Analyse der verfügbaren geophysikalischen Daten

Für die Gebiete stehen flächendeckende *Seitensichtsonar* (50 x 50cm), *Multibeam* (50 x 50cm) und *Magnetometer* Vermessungen zur Verfügung (GeoXYZ 2019 und 2021). Die folgende Abbildung zeigt die verschiedenen von GeoXYZ gemeldeten Kontakte.

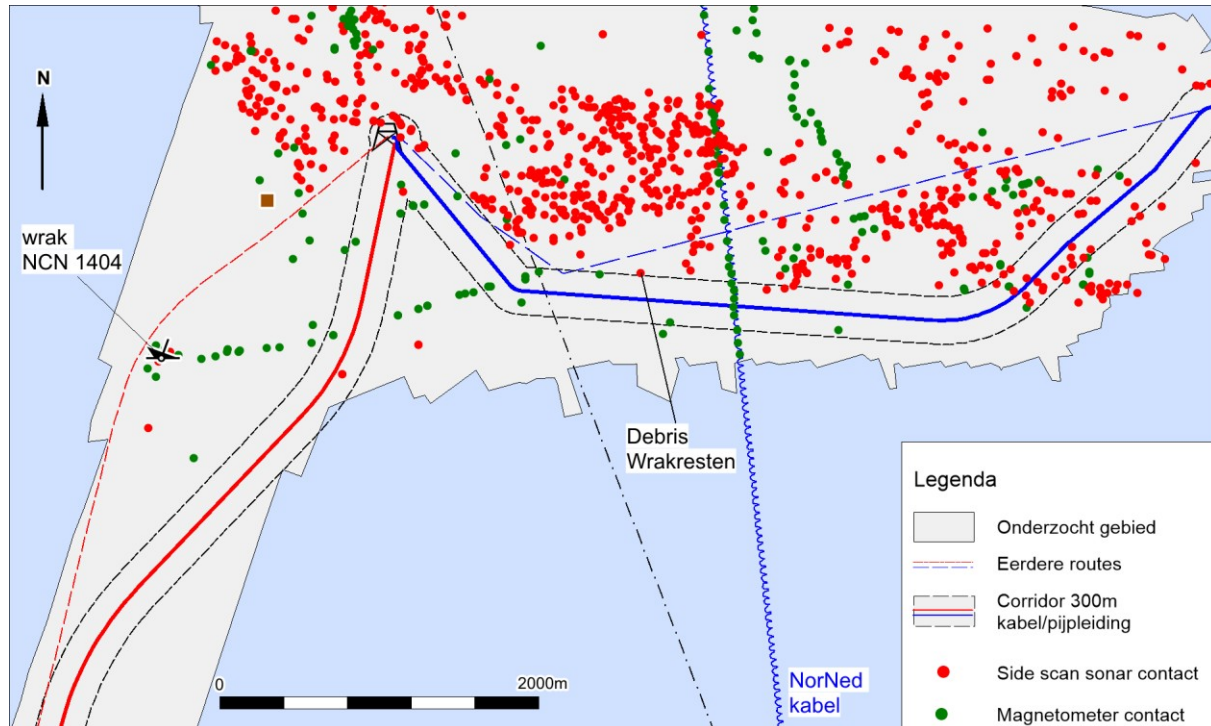


Abbildung 4. Seitensichtsonar- und Magnetometerkontakte in den Gebieten

Bei den verschiedenen Kontakten handelt es sich hauptsächlich um relativ kleine Objekte, die als Steine eingestuft werden können. Diesen Kontakten wurde keine archäologische Erwartung zugewiesen.

An einer Stelle innerhalb des Trassenkorridors der südlichen Kabeltrasse wurden (bereits bekannte) Wrackteile entdeckt.

Wrackstelle T1_SSS_1930			
ETRS89 UTM 31N		ED50 UTM 31N	
E	N	E	N
723390	5952790	723483	5953001

Tabelle 2. Ort der Wrackteile

Entlang des restlichen Teils der Alternativrouten wurden im Umkreis von 150 Metern keine Objekte mit möglicher archäologischer Erwartung gefunden.

Die gefundenen Wrackteile werden auf der nächsten Seite beschrieben.

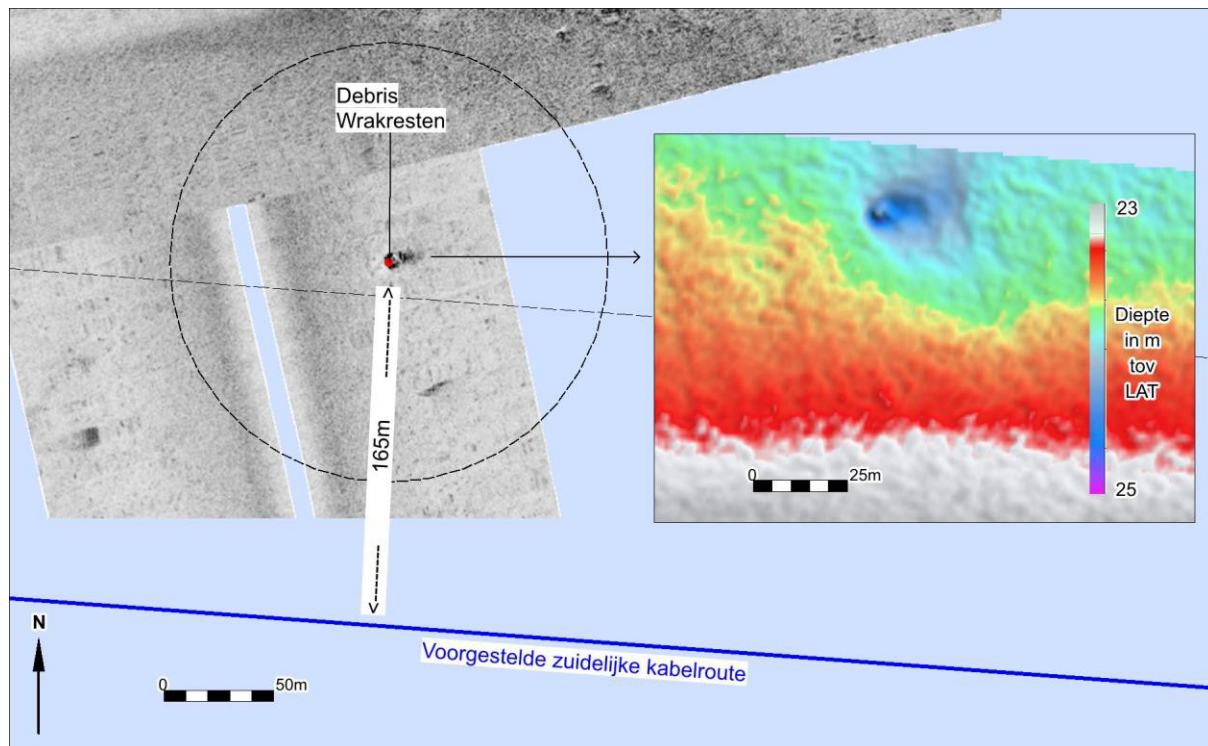


Abbildung 5. Sonar- und Fächerecholot-Aufnahme der Stelle mit Trümmern / Wrackteilen

165 Meter nördlich der südlichen Kabeltrasse identifizierte GeoXYZ einen Sonarkontakt als *Trümmer*. Dieser Ort entspricht der Stelle, an der bei der Suche nach den Containern der MSC Zoe ein (noch) unbekanntes Schiffswrack gefunden wurde. Auf den *Sonar-* und *Multibeam-*Bildern ist ein Objekt von etwa 5 x 4 Metern in einem Schleifloch von 20 Metern Durchmesser zu sehen. An der Fundstelle wurde auch eine große magnetische Anomalie (874 nT) gemessen, was bedeutet, dass das Objekt Eisen enthält. In der Umgebung wurden keine weiteren Objekte gefunden.

Schlussfolgerung und Ratschläge

Bei den geophysikalischen Aufzeichnungen für die alternative Trasse der Pipeline wurden keine Objekte von archäologischem Wert gefunden. Bei der alternativen südlichen Kabeltrasse wurde in einer Entfernung von 165 Metern ein Objekt mit archäologischer Erwartung gefunden. Es wird empfohlen, diesen Ort (einschließlich einer Pufferzone von 100 Metern) bei der Verlegung des Kabels zu verschonen. Für die übrigen Teile der Alternativrouten wird empfohlen, sie aus archäologischen Gründen freizugeben.

Während der Arbeiten können archäologische Überreste zutage treten, die bei der *geophysikalischen Untersuchung* nicht als solche erkannt wurden. Gemäß dem niederländischen Denkmalschutzgesetz (2016) ist der Vollstrecker verpflichtet, solche Funde der zuständigen Behörde zu melden. Diese Meldepflicht für archäologische Funde muss in das Lastenheft oder den Arbeitsplan für die Arbeiten aufgenommen werden.

Referenzen

- Bos, O.G., S. Glorius, J.W.P. Coolen, J. Cuperus, B. van der Weide, A. Aguera Garcia, P.W. van Leeuwen, W. Lengkeek, S. Bouma, M. Hoppe en H. van Pelt, 2014. *Naturwert Borkumer Steine. Projekt Zusätzliche Schutzgebiete*. Bericht C115.14, Imares Wageningen.
- Van den Berg, B., E. van Bronsveld, E. de Vries und R. Mulder, 2019. *Expedition Nordsee 2019 & Expedition Borkumer Steine 2019*. Bericht Tauchen Sie die Nordsee sauber.
- GeoXYZ, geophysikalische Forschung 2019 und 2021
- Kabel- und Rohrleitungstrassen Version 21-12-2021



Royal HaskoningDHV ist ein internationales Ingenieurs- und Projektmanagementbüro mit über 138 Jahren Erfahrung. Unsere Fachleute erbringen Dienstleistungen in den Bereichen Luftfahrt, Gebäude, Energie, Industrie, Infrastruktur, Schifffahrt, Bergbau, Verkehr, städtische und ländliche Entwicklung und Wasser.

Mit dem Fachwissen und der Erfahrung von 6.000 Kollegen in aller Welt arbeiten wir für öffentliche und private Auftraggeber in über 140 Ländern. Wir verstehen die lokalen Gegebenheiten und liefern geeignete lokale Lösungen.

Wir konzentrieren uns darauf, einen Mehrwert für unsere Kunden zu schaffen und gleichzeitig die Herausforderungen zu bewältigen, denen sich die Gesellschaften stellen müssen. Dazu gehören die wachsende Weltbevölkerung und die Folgen für die Städte, der Bedarf an sauberem Trinkwasser, die Wasserversorgung und die Wassersicherheit, der Druck auf Verkehr und Transport, die Verfügbarkeit von Ressourcen und die Nachfrage nach Energie sowie die Abfallproblematik in der Industrie.

Wir sind bestrebt, unsere Auswirkungen auf die Umwelt so gering wie möglich zu halten, indem wir bei unseren Projekten und unserer eigenen Geschäftstätigkeit mit gutem Beispiel vorangehen und der Gesellschaft etwas "zurückgeben". Indem wir in Sachen nachhaltige Entwicklung und Innovation eine Führungsrolle übernehmen, arbeiten wir gemeinsam mit unseren Kunden daran, Teil der Lösung für eine nachhaltigere Gesellschaft zu werden - heute und in Zukunft.

Unser Hauptsitz befindet sich in den Niederlanden, weitere Hauptniederlassungen befinden sich im Vereinigten Königreich, in Südafrika und in Indonesien. Wir haben auch Niederlassungen in Thailand, Indien und Nord- und Südamerika und sind seit langem in Afrika und im Nahen Osten vertreten.



royalhaskoningdhv.com



**Royal
HaskoningDHV**
Enhancing Society Together