



Rijksinstituut voor Volksgezondheid
en Milieu
*Ministerie van Volksgezondheid,
Welzijn en Sport*

Eindrapport

Ammoniak van Zee

Samenvatting van het onderzoek naar de onderschatting
van de ammoniakconcentraties langs de kust

Eindrapport Ammoniak van Zee

Samenvatting van het onderzoek naar de onderschatting van de ammoniakconcentraties langs de kust

RIVM-rapport 2024-0095

Colofon

© RIVM 2024

Delen uit deze publicatie mogen worden overgenomen op voorwaarde van bronvermelding: Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM), de titel van de publicatie en het jaar van uitgave.

DOI 10.21945/RIVM-2024-0095

R. Wichink Kruit (auteur), RIVM
A. Bleeker (auteur), RIVM
C. Jacobs (auteur), RIVM
P. Meijer (auteur), RIVM
M. Poelhuis (auteur), RIVM
K. Siteur (auteur), RIVM
A. Stolk (auteur), RIVM
E. van der Swaluw (auteur), RIVM
R. Verweij (auteur), RIVM
W. de Vries (auteur), RIVM
A. van Pul (auteur), RIVM

Contact:

R. Wichink Kruit
Stoffen Monitoring en Onderzoek Stikstof (SMO)
Roy.Wichink.Kruit@rivm.nl

Dit onderzoek werd verricht in opdracht van het ministerie van LNV in het kader van programma 36.03 Stikstof

Dit is een uitgave van:
**Rijksinstituut voor Volksgezondheid
en Milieu**

Postbus 1 | 3720 BA Bilthoven
Nederland

www.rivm.nl

Publiekssamenvatting

Eindrapport Ammoniak van zee

Het RIVM geeft elk jaar op kaarten aan hoeveel stikstof in Nederland op de bodem neerslaat (depositie). Ongeveer driekwart van de stikstofdepositie komt van ammoniak. Het is bekend dat er langs de kust een verschil van ongeveer 50 procent is tussen de gemeten en berekende concentraties van ammoniak. De berekeningen worden daarom gecorrigeerd, zodat ze beter aansluiten bij de metingen. Van een deel van de stikstofdepositie langs de kust is bekend van welke bronnen het komt. Het deel dat ontbreekt, werd toegeschreven aan de uitstoot van ammoniak uit zee. Maar deze uitstoot werd te hoog ingeschat.

Eerder toonde het RIVM al aan dat het verschil niet aan de metingen ligt en er geen grote bronnen ontbreken. Het RIVM onderzocht daarom of het rekenmodel de oorzaak kan zijn. Het heeft drie oorzaken gevonden, die een deel van het verschil verklaren.

De oorzaken hebben te maken met de gegevens waarmee het rekenmodel werkt en niet zozeer met het model zelf. Het gaat hierbij om de hoogte van de achtergrondconcentraties van ammoniak. Deze zijn opnieuw bepaald met een betere correctie naar de metingen. Hierdoor geven de nieuwe achtergrondkaarten een realistischer beeld van de ammoniakconcentraties langs de kust. Verder gaat het om een inschatting van de uitstoot van ammoniak uit zee. Ook deze is nu realistischer. Ten slotte gaat het om het gebruik van KNMI-meetstation Vlissingen, dat niet representatief blijkt te zijn voor de hele regio. Hiervoor zal een ander meetstation worden gebruikt (Westdorpe). Deze gegevens zijn inmiddels in het rekenmodel OPS aangepast.

Gemiddeld over de periode 2005-2021 wijken de modelberekeningen van de ammoniakconcentraties langs de kust nu ongeveer 40 procent af van de metingen. Landelijk is dit ongeveer 30 procent. Het RIVM sluit hiermee het onderzoek naar ammoniak van zee af. In het Nationaal Kennisprogramma Stikstof onderzoekt het RIVM samen met andere onderzoeksorganisaties hoe de modelberekeningen verder kunnen worden verbeterd.

Dit onderzoek is gedaan in opdracht van het ministerie van Landbouw, Visserij, Voedselzekerheid en Natuur (LVVN).

Kernwoorden: ammoniak, stikstofdepositiekaarten, kust, rekenmodel, emissiebronnen, zee, zee-emissies

Synopsis

Final report 'Ammonia from the sea'

Every year, the Dutch National Institute for Public Health and the Environment (RIVM) produces maps that show how much nitrogen is deposited on the soil in the Netherlands. It is known that there is a difference along the coast between the measured and calculated concentrations of ammonia. For this reason, the calculated values are 'corrected' to better match the measured values. Part of the nitrogen deposited along the coast is from known sources. The part with an unknown source has been ascribed to the emission of ammonia from the sea. However, it has transpired that this emission has been overestimated.

Previously, RIVM proved that the difference between the measured and calculated values was not due to measurement errors and no major sources were unaccounted for. RIVM then investigated whether the calculation model could be to blame. It found three causes for some of the difference.

These causes were related to the data used as input for the calculation model, rather than to the model itself. The data pertain to the background concentration values of ammonia. These have been redetermined and corrected for the measured values. As a result, the new background concentration maps provide a more realistic picture of the ammonia concentrations along the coast. The second cause was the estimate of the emission of ammonia from the sea. This is now more realistic as well. The final cause was the use of the KNMI measuring station in Vlissingen, the results of which have been shown to be not representative of the entire region. The results of another measuring station (Westdorpe) will be used instead. The data have been updated in the OPS calculation model.

On average, in the period 2005-2021, the model calculations of ammonia concentrations along the coast now deviate by approximately 40 percent from the measurements. Nationally, this is about 30 percent. With this, the RIVM concludes its research on ammonia from the sea. In the National Nitrogen Knowledge Program, the RIVM, together with other research organizations, is investigating how the model calculations can be further improved.

RIVM conducts this research on behalf of the Ministry of Agriculture, Fisheries, Food Security and Nature.

Keywords: ammonia, nitrogen deposition maps, coast, calculation model, emission sources, sea, emissions from the sea

Inhoudsopgave

Samenvatting — 9

1 **Introductie — 13**

2 **Metingen — 17**

2.1 Langere meetreeks — 17

2.2 Invloed aërosolen op de gemeten ammoniakconcentratie — 17

2.2.1 Opzet — 18

2.2.2 Resultaten — 19

2.3 Besluit — 21

3 **Ontbrekende bronnen — 23**

3.1 Zeescheepvaart — 23

3.2 Verkenning van de mogelijkheden om natuurlijke emissies mee te nemen in de modellering (op basis van de Nationale Database Flora & Fauna) — 24

3.3 Onderzoek naar realistische emissies van ammoniak uit zeewater — 25

3.3.1 Schatting van NH₃-emissies uit Nederlandse kustwateren door Johnson — 25

3.3.2 Onderzoek met het EMEP4NL-model — 26

3.3.3 Smalle strook met emissies vlak voor de kust — 27

3.3.4 De berekening van realistische zee-emissies op basis van gegevens van Rijkswaterstaat en Deltares — 29

3.4 Besluit — 31

4 **Modelberekeningen — 33**

4.1 Onderzoek naar het effect van de ruimtelijk gekalibreerde achtergrondconcentratiekaart — 33

4.2 Depositie op water — 35

4.3 Meteorologische gegevens — 36

4.4 Overige onderzoeken — 40

4.4.1 Modelberekeningen met EMEP4NL en OPS — 40

4.4.2 Zee naar land overgang en geaccidenteerd terrein — 41

4.4.3 Onderzoek naar het effect van de lokale depositie op de berekende concentratie (naar aanleiding van een publicatie over droge depositiemetingen in Solleveld) — 44

4.5 Expertmeeting met TNO — 45

4.6 Besluiten — 46

5 **Cumulatieve effecten van de modelaanpassingen — 49**

5.1 Effecten op de ammoniakconcentraties — 49

5.2 Effecten op de droge depositie van ammoniak — 54

6 **Conclusies — 59**

6.1 Conclusies metingen — 59

6.2 Conclusies ontbrekende bronnen — 60

6.3 Conclusies modelberekeningen — 61

6.4 Impact van gevonden oorzaken — 62

6.5 Vervolgonderzoek — 62

Literatuur – 63

Bijlage 1 – 65

Bijlage 2 – 71

Samenvatting

Dit rapport geeft een samenvatting van de resultaten van het onderzoek naar de mogelijke oorzaken van het geconstateerde verschil tussen de gemeten en door OPS berekende concentraties van ammoniak langs de Nederlandse kust. De berekende concentraties zijn hier over het algemeen lager dan de gemeten concentraties. In 2014 is dat verschil geanalyseerd (Noordijk et al., 2014). Op grond van de resultaten van de analyse is toen aan de modelberekeningen een emissiebron 'ammoniak vanuit zee' geïntroduceerd om het verschil te verkleinen. Nader onderzoek heeft intussen laten zien dat de emissies van deze bron te hoog zijn ingeschat.

Met het wegvallen van 'ammoniak uit zee' als volledige verklaring voor het verschil langs de kust is er onderzoek gestart om mogelijke verklaringen voor het verschil te vinden (Bleeker et al., 2023; Wichink Kruit et al., 2024). Dit rapport is een synthese van beide onderzoeken. Daarnaast is er een impactanalyse op de berekende concentraties en droge depositie toegevoegd. In de onderzoeken zijn de volgende drie mogelijke verklaringen nader onderzocht: 1) er is sprake van een artefact in de metingen van ammoniak; 2) er zijn ontbrekende bronnen van ammoniak; en/of: 3) er zijn mogelijke tekortkomingen in de depositiemodellering aan de kust.

Artefact in de metingen?

De mogelijke invloed van aërosolen op de meetresultaten is onderzocht. Hiervoor zijn acht maanden lang aanvullende metingen gedaan. Dit onderzoek heeft laten zien dat verdamping van aërosolen van de filters op de passieve samplers tot iets hogere ammoniakconcentraties kan leiden (maximaal 25% concentratietoename vóór kalibratie aan de LML-metingen). Door de kalibratie aan de LML-metingen, waar de aërosolen geen invloed op hebben, is de maximale toename gereduceerd tot 7 procent. Dit beeld is echter niet consistent. Er zijn ook meetpunten die geen concentratietoename laten zien en niet alleen de punten langs de kust laten een verhoging zien.

Ontbrekende bronnen?

Er lijken geen bronnen over het hoofd te worden gezien, die vanaf zee grote hoeveelheden ammoniak uitstoten. De zeescheepvaart kan een mogelijke bron zijn, maar de uitstoot zou onwaarschijnlijk hoog moeten zijn om de ammoniakconcentraties langs de kust te kunnen verklaren. Dieren die van nature in de duinen voorkomen, zoals herten, reeën, konijnen, muizen en diverse vogelsoorten, kunnen ook een bijdrage leveren aan de lokale ammoniakemissie. Omdat we te weinig informatie hebben over waar de dieren zich bevinden kan dit nu niet in het model opgenomen worden. Zodra deze gegevens beschikbaar komen, kunnen deze emissies relatief eenvoudig alsnog worden meegenomen in toekomstige modelberekeningen (mogelijk via de Emissieregistratie). Het is echter niet te verwachten dat deze emissieoorzaak verantwoordelijk is voor het verschil tussen modelberekeningen en metingen in het kustgebied. Dit komt omdat de omvang van deze

emissies (1,5% van het nationale totaal) beperkt is en de belangrijkste soort (de veldmuis) waarschijnlijk overal in het land voorkomt. Berekeningen hebben laten zien dat er onder specifieke omstandigheden wel ammoniak kan vrijkomen uit zeewater. De hoeveelheid ammoniak die uit het zeewater vrijkomt, is echter aanzienlijk kleiner dan nu in het model wordt aangenomen. In het onderzoek zijn realistische zee-emissies op basis van gegevens van Rijkswaterstaat en Deltares afgeleid. Deze gegevens zijn met het EMEP4NL-model doorgerekend en op basis van die modelberekeningen is een nieuwe (realistische) emissiekaart bepaald die in toekomstige OPS-berekeningen gebruikt gaat worden.

Verklaringen in de modelberekeningen

Wat de modelberekeningen betreft, is een aantal mogelijke verklaringen gevonden.

Allereerst wordt sinds een aantal jaren een ruimtelijke kalibratiemethode gebruikt om de berekende ammoniakconcentraties te corrigeren naar de metingen (Wichink Kruit et al., 2020). Deze kalibratie vindt plaats nadat het model de concentraties heeft berekend. Het OPS-model gebruikt voor de berekeningen ook zogenoemde achtergrondconcentratiekaarten van ammoniak, stikstofdioxide en zwaveldioxide. De achtergrondconcentratiekaart van ammoniak wordt onder andere gebruikt om de compensatiepunten (een soort oppervlakteconcentratie) af te leiden, die van belang zijn bij de berekening van de droge depositie. De tot nu toe gehanteerde achtergrondconcentratiekaart van ammoniak was echter nog niet ruimtelijk gekalibreerd. Een hogere achtergrondconcentratie betekent een hoger compensatiepunt. Dat heeft tot gevolg dat de berekende droge depositie wordt gereduceerd, waardoor de berekende concentraties toenemen. In de nieuwe achtergrondkaart zijn de concentraties langs de kust iets hoger dan in de oude achtergrondkaart. Dat leidt tot hogere berekende concentraties. Daarnaast wordt om model-technische redenen in het OPS-model het depositieproces losgekoppeld van het emissieproces. Beide dienen dan ook correct geparаметriseerd te worden om dubbeltelling te voorkomen. Daarom worden de gegevens van Rijkswaterstaat en Deltares over de zeewatersamenstelling, die voor de bepaling van de realistische emissies uit zeewater zijn gebruikt, ook (meerjarig gemiddeld) meegenomen in de depositieberekeningen als zogenoemde Γ_{water} -kaart.

Ten slotte is duidelijk geworden dat gegevens van het KNMI-weerstation bij Vlissingen minder geschikt zijn voor definitie van de in OPS gebruikte meteorologische condities. In een evaluatie van de Nederlandse waarnemstations door het KNMI (KNMI, 2016) is namelijk geconstateerd dat Vlissingen een 'ongedefinieerd kuststation' is en niet representatief is voor binnendijks Zeeland. Dit heeft met name invloed op de gegevens in Meteoregio 4 in het OPS-model, en daarmee op de berekeningen in en rond de provincie Zeeland. Nadere analyse van de beschikbare weerstations voor Meteoregio 4, in combinatie met volledigheid van historische meetgegevens (van belang voor het in kaart brengen van de historische stikstofdepositie) heeft aangetoond dat het meetstation Westdorpe geschikt is om meteostation Vlissingen te vervangen in Meteoregio 4. Berekeningen met het OPS-model voor de meetstations in Zeeland laten zien dat de overeenstemming tussen de

modelberekeningen en de metingen verbetert door het gebruik van gegevens van weerstation Westdorpe in plaats van Vlissingen.

Verklaard verschil

De oorzaken van het verschil tussen berekeningen en metingen hebben vooral te maken met de gegevens waarmee het rekenmodel werkt en niet zozeer met het model zelf. Deze gegevens worden in de volgende versie van het rekenmodel OPS aangepast. Gemiddeld over de periode 2005-2021 wordt daarmee ruim 60 procent van de concentratie ammoniak in de lucht langs de Nederlandse kust verklaard met bekende bronnen. Dit was ongeveer 50 procent.

De overgebleven verschillen tussen modelberekeningen en metingen worden nog steeds gecorrigeerd via een ruimtelijke kalibratie. De kalibratiemethode wordt op dit moment aangepast, zodat deze beter rekening houdt met de lokale omstandigheden. Over de aanpassing van de kalibratiemethode wordt begin 2025 een kennisnotitie gepubliceerd.

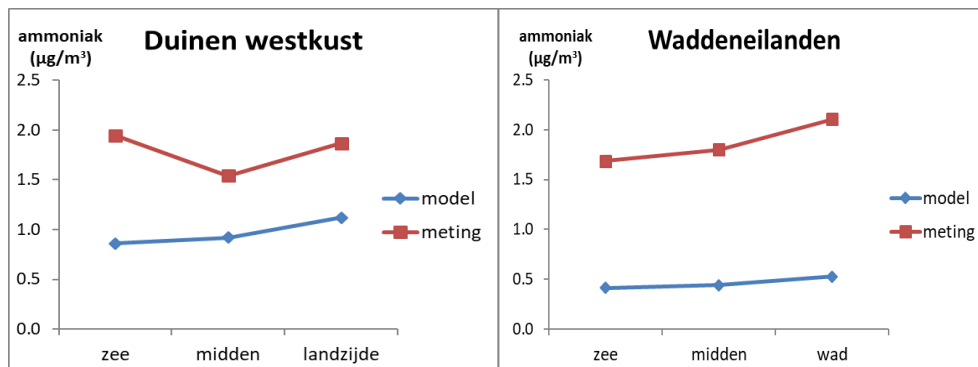
Vervolgonderzoek

Ondertussen is binnen het Nationaal Kennisprogramma Stikstof (NKS) geconstateerd dat zowel de modellen die het RIVM gebruikt (OPS en EMEP4NL), als het model van TNO (LOTOS-EUROS) een vergelijkbaar ruimtelijk beeld laten zien voor Nederland. Er is in alle modellen een gradiënt over het land te zien, waarbij de berekende concentraties langs de kust lager zijn en de berekende concentraties langs de oostgrens hoger zijn dan de metingen. Deze vergelijking tussen verschillende modellen doet dan ook vermoeden dat de oorzaak van deze patronen in de afwijkingen eerder generiek is dan specifiek voor het OPS-model. Binnen het Nationaal Kennisprogramma Stikstof (NKS) doen RIVM, TNO, KNMI, Universiteit Leiden en WUR samen onderzoek naar de onzekerheden in de metingen en in de modellering en wordt gekeken hoe die onzekerheden verkleind kunnen worden. Hierbij wordt onder andere onderzocht of schattingen van emissies van ammoniak en stikstofoxiden verbeterd kunnen worden, zowel in de ruimte als in de tijd. Hoewel het onderzoeksprogramma zich niet-specifiek op de onderschatting langs de kust richt, dragen de resultaten er hopelijk wel aan bij dat in de toekomst een groter deel van de concentraties langs de kust is te verklaren.

1 Introductie

Algemeen

De door het OPS-model berekende concentraties van ammoniak zijn aan de kust over het algemeen lager dan de gemeten concentraties. In het RIVM-rapport 'Ammoniakdepositie in de duinen langs de Noordzee- en Waddenzeekust' (Noordijk et al., 2014) is het verschil tussen de gemeten en de met het OPS-model berekende ammoniakconcentraties in het duingebied aan de westkust en voor de Waddeneilanden geanalyseerd (Figuur 1). In deze analyse werd geconstateerd dat er aan de zeezijde langs de westkust een relatief groter verschil was tussen de gemeten en berekende ammoniakconcentraties dan aan de landzijde. Onder andere die constatering leidde tot de conclusie dat er sprake zou kunnen zijn van een bron van ammoniak op zee die niet in het OPS-model wordt meegenomen (Noordijk et al., 2014).



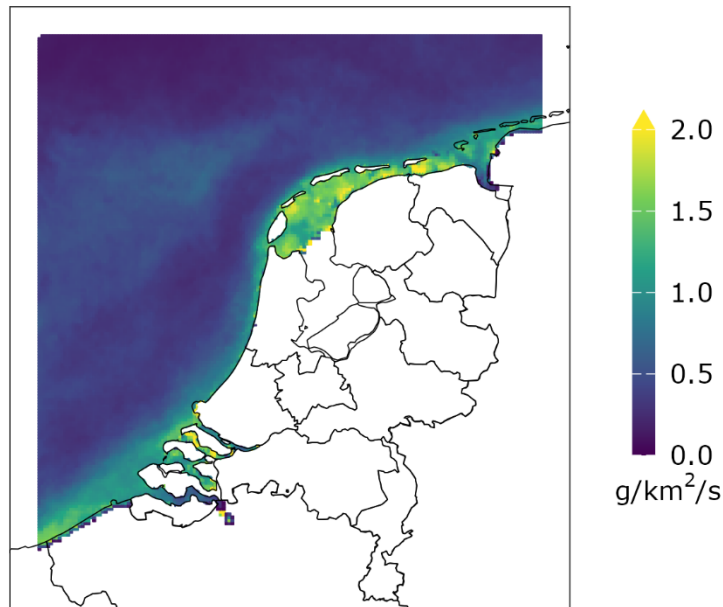
Bron: Noordijk et al. (2014).

Figuur 1 Gemeten en gemodelleerde ammoniakconcentratie voor de periode 2005-2012 in de duinen aan de westkust (links) en de Waddeneilanden (rechts). Voor de westkust betreft het drie meetpunten in een rij (transect) dwars op de kust, vanaf de zee landinwaarts (het Zwanenwater, Kennemerland en Meijndel). Op de Waddeneilanden Vlieland en Terschelling gaat het om twee transecten per eiland, vanaf de Noordzee naar de Waddenzee.

Mede naar aanleiding van de in Noordijk et al. (2014) beschreven bevindingen is 'op zee' gezocht naar een bron van ammoniak waarmee het verschil tussen gemeten en berekende concentratie is te verklaren. Aan de modelberekeningen is vervolgens een emissie van ammoniak uit zee toegevoegd, op basis van het gemiddelde algenpatroon, zoals afgeleid via de chlorophyl-a concentratie in het water van de Noordzee en de Waddenzee. Hierbij is de emissiesterkte zodanig gekozen dat het verschil tussen de berekende en gemeten ammoniakconcentraties in de duingebieden uiteindelijk minimaal zou zijn.

Noordijk et al. (2014) geven in hun rapport al aan dat er 'nog geen volledige causale onderbouwing van het proces beschikbaar is'. Hierbij is volgens deze auteurs ook niet met zekerheid te zeggen of de door hen gepresenteerde resultaten in de toekomst blijven gelden. Om de procesmatige onderbouwing van de ammoniakstroom uit zee naar de duinen te verbeteren, zou nader onderzoek nodig zijn.

De 'emissie vanuit zee' was dus in eerste instantie een middel om het verschil tussen de gemeten en berekende concentratie van ammoniak langs de kust te minimaliseren. Hierbij werd de chlorofyl-a-kaart alleen gebruikt om de emissies ruimtelijk te kunnen verdelen. De concentratie van algen in het zeewater is daarbij niet gebruikt om de grootte van de emissies te bepalen. Figuur 2 laat de verdeling van de ammoniakemissie zien, zoals die sinds Noordijk et al. (2014) is meegenomen in de OPS-berekeningen.



Figuur 2 NH₃-emissies vanuit zeewater (in g/km²/s), zoals toegepast in het OPS-model.

Zowel de ruimtelijke verdeling als de omvang van de emissie zijn door de jaren heen constant verondersteld in de berekeningen. De emissie vanuit zee, zoals aangenomen op basis van het verschil tussen de gemeten en berekende concentratie, kwam daarbij uit op ongeveer 30 kton ammoniak per jaar voor het getoonde domein.

Deze emissies, en de op basis daarvan berekende concentratie en depositie, waren dus in eerste instantie bedoeld om 'het gat' tussen gemeten en berekende concentratie van ammoniak te dichten. Deze bijdrage werd als een aanvulling op de zogenoemde 'meetcorrectie' meegenomen in de berekeningen van de concentratie- en depositiekaarten (GCN/GDN¹, AERIUS). De emissies zijn echter daarbij als aparte broncategorie meegenomen in de berekeningen en kregen daarmee ook een naam: 'ammoniak uit zee'. Hiervan kon vervolgens ook de bijdrage aan de depositie berekend worden, die met name in de kuststrook tientallen procenten van het totaal kon bedragen.

Verschillende vragen over deze bijdrage vanuit zee waren de aanleiding om deze bron van ammoniak nader te beschouwen. Een onderzoek dat in opdracht van het RIVM is uitgevoerd door Dr. Martin Johnson (Univ. van East Anglia, UK) liet zien dat er een bijdrage vanuit zee verwacht

¹ Zie hiervoor bijvoorbeeld: Hoogerbrugge et al. (2019). Grootchalige concentratie- en depositiekaarten Nederland, Rapportage 2019. RIVM Rapport 2019-0091.

kan worden, in lijn met wat Noordijk et al. (2014) veronderstelden (zie Bijlage 1 voor de volledige rapportage van Johnson). Johnson komt op een emissie die 50-100 ton NH₃ bedraagt, hetgeen veel minder is dan waarvan in de OPS-berekeningen wordt uitgegaan. Volgens zijn analyse kan het verschil tussen de gemeten en berekende concentratie voor de meetlocaties langs de kust dus niet volledig verklaard worden door 'ammoniak uit zee'. Daarom is nader onderzoek gestart om de onderschatting van de concentraties aan de kust te kunnen verklaren.

Wat zijn mogelijke verklaringen voor het verschil?

De bepaling van de stikstofdepositie gebeurt in Nederland op basis van een combinatie van metingen en modelberekeningen. In deze bepaling zitten onzekerheden, die voortkomen uit onzekerheden in de emissies, in de modelbenaderingen en in de metingen.

Voor een verklaring van het verschil tussen de berekende en gemeten concentraties kan dus gekeken worden naar zowel de metingen als naar het modelsysteem, inclusief emissies. Het verschil kan veroorzaakt worden door deze beide aspecten afzonderlijk of een combinatie ervan. Hieronder zijn drie mogelijke hypothesen verder uitgewerkt.

Hypothese A: Het ligt aan de metingen

Over het algemeen wordt ervan uitgegaan dat de metingen correct zijn. Toch kennen ook de metingen onzekerheden. Zo kan een ammoniakmeting met passieve samplers te hoog uitvallen door nalevering van ammoniak, dat in de vorm van ammoniumaerosol op het filter zit. Met aanvullende experimenten is nagegaan wat het effect van deze nalevering zou kunnen zijn. Hoofdstuk 2 beschrijft de opzet en de resultaten van dit experiment.

Hypothese B: Het ligt aan ontbrekende bronnen

Voor de modelberekeningen is informatie over ammoniakbronnen nodig. Het kan zijn dat de emissie vanuit bestaande bronnen wordt onderschat, of dat bronnen niet bij de Emissieregistratie bekend zijn. Daarnaast worden natuurlijke bronnen in principe niet door de Emissieregistratie gerapporteerd. Ook heeft het onderzoek van Johnson laten zien dat er wel degelijk onder bepaalde omstandigheden een hoeveelheid ammoniak uit het zeewater kan vervluchtigen. Een realistische inschatting van die hoeveelheid zou in de modellering meegenomen kunnen worden. Hoofdstuk 3 gaat verder in op de mogelijke ontbrekende bronnen.

Hypothese C: Het ligt aan de modelberekening.

Sinds een aantal jaren wordt een ruimtelijke kalibratiemethode gebruikt om de berekende ammoniakconcentraties te corrigeren naar de metingen (Wichink Kruit et al., 2020). De tot nu toe gehanteerde achtergrondconcentratiekaart van ammoniak, die onder andere gebruikt wordt om de compensatiepunten aan het oppervlak in te schatten, is nog niet ruimtelijk gekalibreerd. Een dergelijke kalibratie leidt mogelijk wel tot hogere berekende ammoniakconcentraties langs de kust. Daarnaast wordt om model-technische redenen in het OPS-model boven water het depositieproces losgekoppeld van het emissieproces. Voor de uitwisseling van ammoniak tussen lucht en water is Γ_{water} een

belangrijke parameter. Dit is de verhouding tussen de concentratie van NH_4^+ en H^+ in het water. Tot nu toe werd boven water een vaste waarde voor Γ_{water} van 430 aangehouden. Maar metingen van Rijkswaterstaat laten zien dat deze waarden dicht bij de kust en met name bij riviermondingen veel hoger kunnen zijn dan deze standaardwaarde en verder op zee juist veel lager. Dit ruimtelijke patroon zal waarschijnlijk ook de gemeten ammoniakconcentraties aan de kust beïnvloeden en mogelijk de resultaten van het OPS-model verbeteren als hiermee rekening wordt gehouden.

Ook is duidelijk geworden dat de verschillen tussen berekende en gemeten ammoniakconcentraties in Zeeland groter zijn dan langs de rest van de Nederlandse kust. Dit kan veroorzaakt worden door de meteorologische gegevens die in het OPS-model worden gebruikt. Tot slot zijn de invloed van de meethoogte en een eventuele reductie van de depositie op de berekende concentraties in de duinen onderzocht. Ook heeft er een expertmeeting met TNO plaatsgevonden om eventuele nieuwe oorzaken te identificeren. Dit alles is beschreven in hoofdstuk 4.

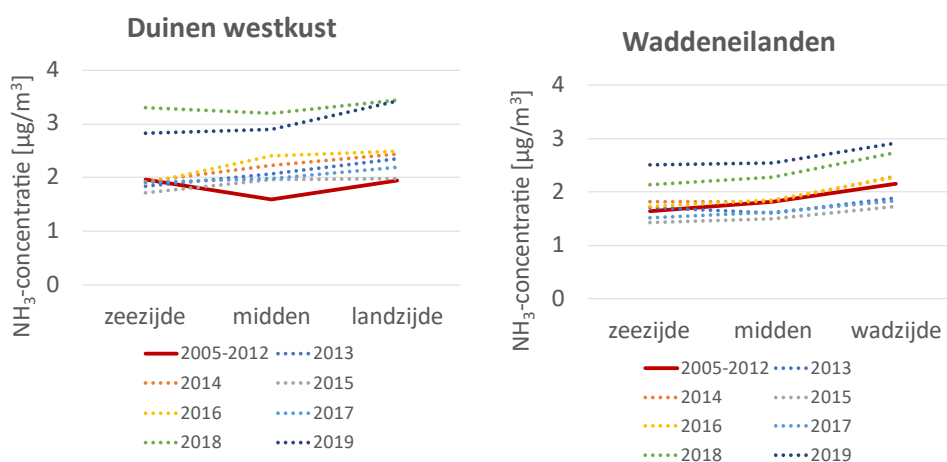
Hoofdstuk 5 toont de effecten van eventuele aanpassingen op zowel de concentratie als de droge depositie in het kustgebied. De conclusies van het onderzoek naar de mogelijke oorzaken van het verschil tussen de gemeten en door OPS berekende concentraties van ammoniak langs de Nederlandse kust worden besproken in hoofdstuk 6.

2 Metingen

Dit hoofdstuk behandelt verschillende aspecten rond de metingen langs de kust. Sinds de publicatie van het rapport van Noordijk et al. (2014) zijn de metingen op de meetpunten langs de kust (in het Zwanenwater, Kennemerland en Meijendel) en op de Waddeneilanden (op Vlieland en Terschelling) gecontinueerd en verder uitgebreid. Mogelijk kunnen de langere meetreeksen meer (of ander) inzicht verschaffen in de situatie voor de ammoniakconcentraties in het kustgebied (2.1). Vervolgens gaat 2.2 in op het experiment waarbij de mogelijke invloed van aërosolen op de meetresultaten is onderzocht.

2.1 Langere meetreeks

De volgende grafieken (Figuur 3) geven eenzelfde soort overzicht van de gemeten concentraties voor de beide gebieden die in Noordijk et al. (2014) zijn gebruikt, maar dan aangevuld met metingen uit de periode 2013-2019. De gemeten transecten uit Figuur 1 zijn in deze grafieken met een dikke rode lijn weergegeven. Voor de westkust is het patroon van de concentraties na 2012 veranderd. In vrijwel alle jaren na 2012 lopen de concentraties landinwaarts op. Voor de Waddeneilanden is het patroon wel consistent in de tijd: oplopende concentraties vanaf de Noordzeekust naar de Waddenzee. Doordat de concentraties in het duingebied aan de westkust geen duidelijke verhoging meer laten zien aan de zeezijde ten opzichte van de concentraties aan de landzijde, zou er nu mogelijk minder reden zijn om aan te nemen dat er sprake is van een bijdrage vanuit zee (hoewel de onderschatting van het model (uit Figuur 1) in het kustgebied nog wel aanwezig blijft).



Figuur 3 Gemeten ammoniakconcentratie voor de periode 2005-2019 voor het duingebied aan de westkust (links) en de Waddeneilanden (rechts).

2.2 Invloed aërosolen op de gemeten ammoniakconcentratie

Zoals in de introductie al is genoemd, is de directe aanleiding voor de extra metingen het verschil tussen de gemeten en berekende ammoniakconcentraties langs de kust. Een deel van dit verschil kan te maken hebben met de metingen. In het verleden is namelijk

geconstateerd dat bij de door het RIVM gebruikte monsterbuisjes hogere concentraties worden gemeten wanneer het filter onder in het buisje blijft zitten na de meetperiode en tijdens het transport. Sutton et al. (2001) suggereren dat dit te maken kan hebben met een mogelijke vervluchtiging van ammoniumnitraat dat zich op het filter heeft verzameld. Bij veranderende temperatuur, vochtigheid, et cetera, kan dit ammoniumnitraat weer uiteenvallen en vervolgens als ammoniak in het buisje gemeten worden.

Om een eerste inschatting te maken van dit fenomeen is in de eerste helft van 2021 gedurende zes maanden een meetcampagne gestart op de vier meetlocaties in het Zwanenwater. Daarbij is op elke locatie een standaard triplo² (met filters) opgehangen en een triplo waarbij de filters zijn verwijderd na de meetperiode (hierna 'zonder filter' genoemd). De resultaten van deze campagne lieten inderdaad duidelijke verschillen zien tussen de beide varianten, waarbij het gemiddelde verschil voor bepaalde maanden kon oplopen tot ongeveer 30 procent. De metingen waarbij de filters na de meetperiode werden verwijderd, gaven een lagere concentratie dan de metingen waarbij de filters bleven zitten. Naar aanleiding van deze verkennende meetcampagne in het Zwanenwater is er besloten om de metingen uit te breiden naar zes MAN-gebieden langs de kust en de zes LML-stations. Dit om meer duidelijkheid te krijgen over de reikwijdte van het verschil. Daarnaast is er gekeken of de ijking aan de miniDOAS³-metingen op de LML-stations (waar vervluchtiging van ammoniumnitraat geen rol speelt) het verschil wegneemt. De ijkingprocedure is beschreven in Lolkema et al. (2015) en Noordijk et al. (2020).

2.2.1

Opzet

De extra metingen zijn uitgezet op twaalf meetlocaties: zes MAN-gebieden langs de kust en zes LML-stations. Tabel 1 geeft een overzicht van de twaalf meetlocaties.

Tabel 1 Meetlocaties meegenomen in deze meetcampagne

TYPE	GBIEDS- /STATIONSNUMMER	NAAM
MAN	18	Terschelling
MAN	21	Zwanenwater
MAN	37	Kennemerland
MAN	38	Kop van Schouwen
MAN	46	Meyendel
MAN	319	Texel
LML	131	Vredepeel
LML	444	De Zilk
LML	538	Wieringerwerf
LML	633	Zegveld
LML	738	Wekerom
LML	929	Valthermond

De metingen zijn eind december 2021 gestart en liepen door tot en met augustus 2022. De verwachting is dat op basis van deze meetreeks van

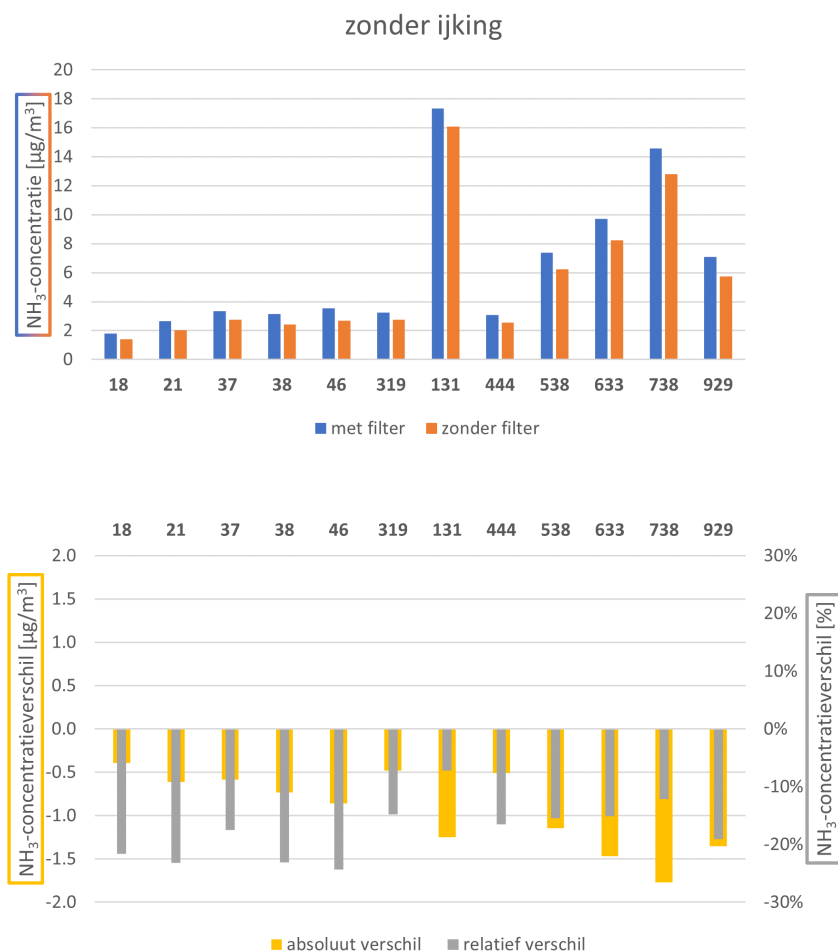
² Een triplo is een meting in drievoud met identieke samplers, waarbij de condities zoveel mogelijk hetzelfde zijn gehouden.

³ De miniDOAS is het referentie meetinstrument van het RIVM waarmee de concentraties van ammoniak in de lucht per uur worden gemeten.

acht maanden al een voldoende duidelijk beeld gevormd kan worden van of het niet verwijderen van het filter van de meetbuisjes doorwerkt in de uiteindelijke MAN-meetresultaten. Voor ijking van de meetbuisjes aan de LML-metingen (met de miniDOAS) is gebruikgemaakt van de gemiddelde maandconcentraties op basis van de op dat moment nog niet-gevalideerde metingen per uur.

2.2.2 Resultaten

De gemeten ammoniakconcentraties voor de situatie met en zonder filter op de meetlocaties uit Tabel 1 zijn weergegeven in Figuur 4. Het gaat hier om de gemiddelde concentratie over de hele meetperiode (acht maanden). Het bovenste paneel laat daarbij de absolute concentraties zien voor de beide situaties, terwijl het onderste paneel het absolute en relatieve verschil met de standaardmeting (met filter) laat zien.



Figuur 4 Gemiddelde concentraties voor de metingen met en zonder filter (voor de hele meetperiode) voor de meetlocaties uit Tabel 1 (bovenste paneel). Absolute en relatieve verschillen tussen de meting waarbij het filter na de meetperiode is verwijderd en de standaardmeting (met filter) (onderste paneel).

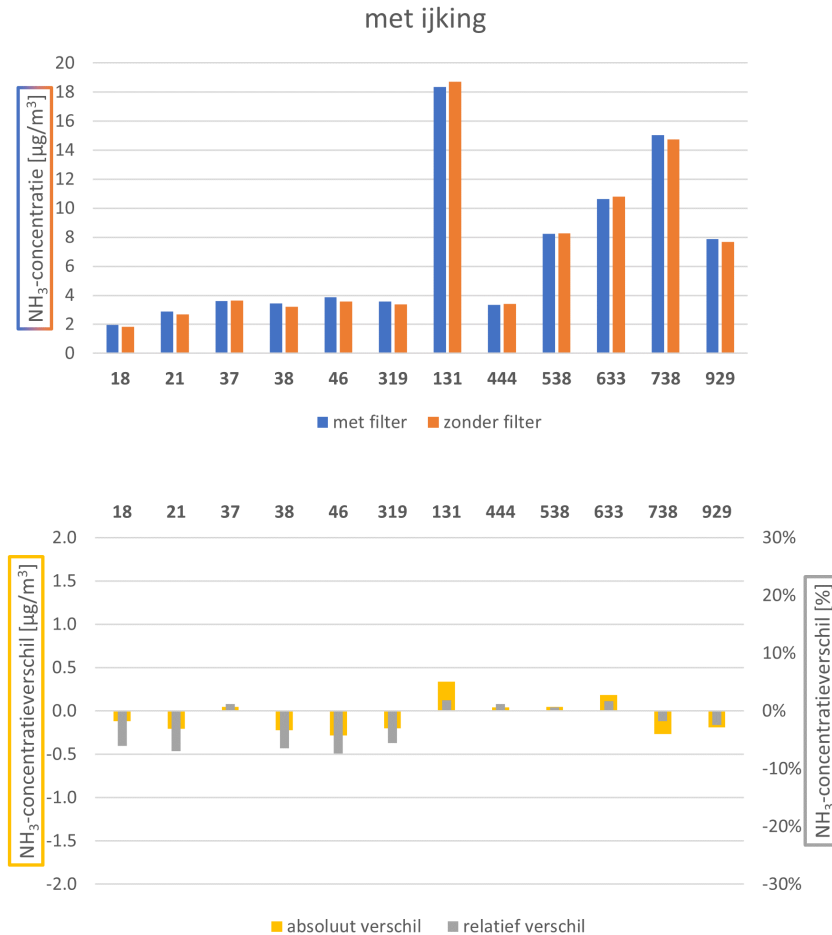
Voor de LML-stations varieert het gemeten verschil tussen de situatie met en zonder filter van 0,5 µg/m³ in De Zilk tot bijna 1,8 µg/m³ in

Wekerom. Het relatieve verschil ten opzichte van de standaardmeting varieert van 7 tot 19 procent. De concentraties in de MAN-gebieden zijn van dezelfde orde grootte als de concentraties op LML-station De Zilk (444). Hier variëren de absolute concentratieverschillen met de standaardmeting van 0,4 tot 0,9 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Het relatieve concentratieverschil met de standaardmeting varieert hier van 15 tot 24 procent.

Dit onderzoek bevestigt dus dat hogere concentraties worden gemeten wanneer het filter onder in het buisje blijft zitten na de meetperiode en tijdens het transport. De vraag is echter of de ijking aan de miniDOAS-metingen op de LML-stations het verschil niet wegneemt. De miniDOAS is een optisch meetinstrument, waarbij de vervluchtiging van ammoniumnitraat geen invloed heeft op het meetresultaat.

Wanneer we de ijkingprocedure volgen die beschreven is in Lolkema et al. (2015) en Noordijk et al. (2020), dan zien we dat de verschillen in de concentraties tussen de meetbuisjes met en zonder filter inderdaad grotendeels verdwijnen (Figuur 5). De figuur laat zien dat de verschillen die overblijven na ijking maximaal ongeveer 0,3 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ of 7 procent van de concentratie bedragen. Hierbij worden zowel positieve als negatieve afwijkingen gevonden.

Het onderzoek naar een mogelijk effect van ingevangen aërosolen op het filter laat dus een wisselend beeld zien van stijgende en dalende concentraties (na ijking) voor de twaalf meetlocaties. Dit onderzoek heeft laten zien dat vervluchtiging van aërosolen van de filters op de passieve samplers tot iets hogere ammoniakconcentraties kan leiden (maximaal 7% concentratietoename na ijking aan de LML-metingen). Dit beeld is echter niet consistent. Er zijn ook meetpunten die geen concentratietoename laten zien en niet alleen de punten langs de kust laten een verhoging zien. Door de ijking aan de miniDOAS-metingen op de LML-stations, waarop de aërosolen geen invloed hebben, is de invloed op de MAN-metingen dus beperkt.



Figuur 5 Gemiddelde concentraties voor de metingen met en zonder filter (voor de hele meetperiode) voor de meetlocaties uit Tabel 1 (bovenste paneel) na ijking aan de miniDOAS-metingen op de LML-stations. Absolute en relatieve verschillen tussen de meting, waarbij het filter na de meetperiode is verwijderd en de standaardmeting (met filter) (onderste paneel).

2.3

Besluit

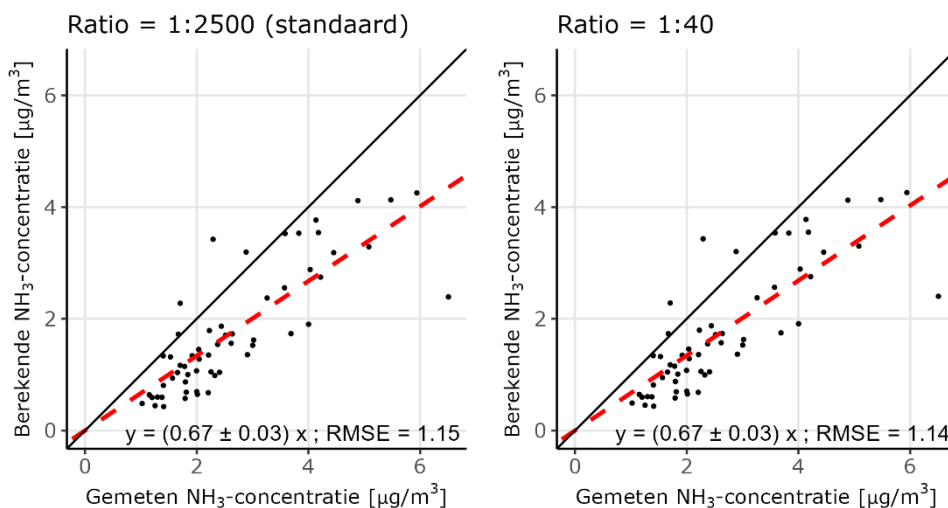
Het effect van het verwijderen van de filters na de meetperiode is gering (maximaal ongeveer 0,3 µg/m³ of 7% van de concentratie), omdat er geijkt wordt aan de miniDOAS-metingen op de LML-stations. Het verwijderen van de filters na de meetperiode zorgt bovendien voor extra handelingen bij de verwisseling van de meetbuisjes. Dit is niet wenselijk, omdat vrijwilligers de meetbuisjes vervangen en de extra handelingen mogelijk tot een groter aantal foutieve metingen kunnen leiden. Daarom is besloten om de bestaande wisselprocedure voornamelijk niet aan te passen. In het kader van de kwaliteitsborging van de MAN-metingen wordt nog wel nader bekeken of de wisselprocedure aanpassing behoeft.

3 Ontbrekende bronnen

Dit hoofdstuk gaat na of er grote bronnen van ammoniak op zee over het hoofd worden gezien. De zeescheepvaart kan een potentiële bron zijn, maar het is de vraag hoe groot de emissie vanuit die bron zou moeten zijn om het verschil langs de kust te verklaren en hoe realistisch dat dan is? Daarnaast wordt gekeken of biogene bronnen in de duinen mogelijk een rol van betekenis kunnen spelen. Tot slot heeft het onderzoek van Johnson laten zien dat er weldegelijk onder bepaalde omstandigheden een hoeveelheid ammoniak uit het zeewater kan vervluchtigen. Daarom maakt dit hoofdstuk een realistische inschatting van die hoeveelheid, zodat die bron in de modellering is mee te nemen.

3.1 Zeescheepvaart

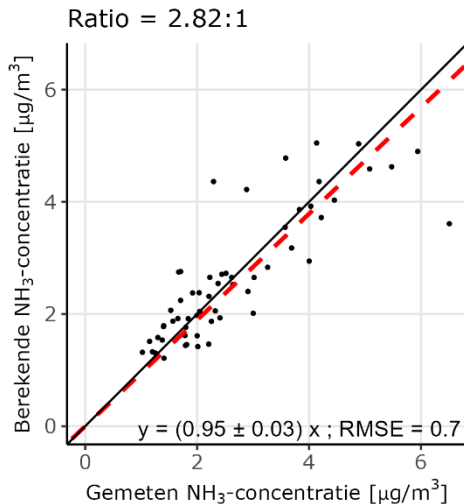
Het RIVM heeft onderzocht hoe gevoelig de ammoniakconcentratie op de MAN-meetpunten langs de Nederlandse kust (zie Figuur 38) is voor de mogelijke ammoniakuitstoot van de zeescheepvaart. De Emissieregistratie geeft voor 2021 een emissieverhouding van 1:2500 ($\text{NH}_3:\text{NO}_2 = 1,6 \text{ ton NH}_3\text{-N}:4000 \text{ ton NO}_2\text{-N}$) voor de zeescheepvaart op het Nederlands Continentaal Plat (NCP) (www.emissieregistratie.nl), wat meegenomen wordt in de huidige berekeningen. Er is een extra berekening gedaan, waarbij er verondersteld is dat de NH_3 -emissies vanuit de zeescheepvaart 1:40 van de NO_x -emissies zijn (\sim ratio $\text{NH}_3:\text{NO}_x$ voor vrachtverkeer). Dit blijkt nauwelijks verandering in de berekende NH_3 -concentraties op te leveren (Figuur 6).



Figuur 6 Gemeten en berekende NH_3 -concentraties op de MAN-meetpunten langs de Nederlandse kust in 2015. Links: met standaard NO_x -scheepvaartemissies. Rechts: berekening, waarbij voor de scheepvaartemissies is aangenomen dat er 1/40x zoveel NH_3 als NO_x wordt uitgestoten, dit is de ratio NH_3/NO_x die ongeveer voor vrachtverkeer wordt gevonden.

Pas als er 2.82 x zoveel NH_3 als NO_x uit de zeescheepvaart zou komen, worden de concentraties langs de kust goed gemodelleerd (Figuur 7). Gelet op de huidige schattingen van de emissies is het echter zeer

onwaarschijnlijk dat er zoveel NH₃ door de zeescheepvaart wordt uitgestoten.



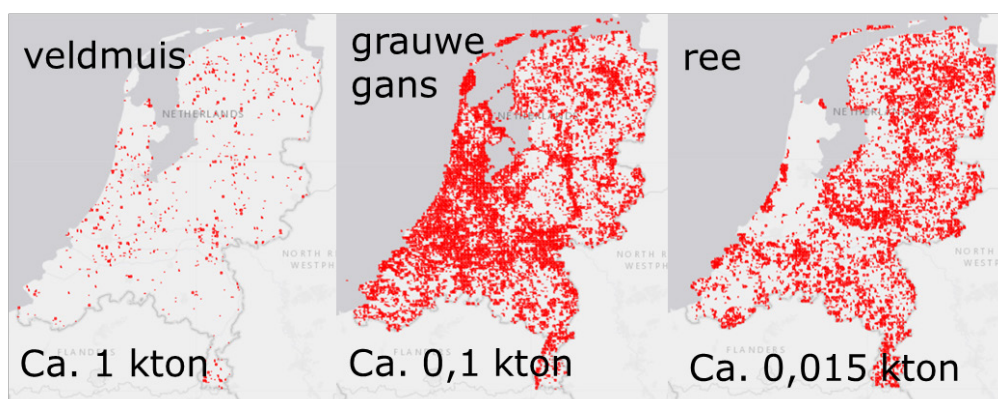
Figuur 7 Gemeten en berekende NH₃-concentraties op de MAN-meetpunten langs de Nederlandse kust in 2015 (waarbij voor de scheepvaartemissies is aangenomen dat er 2.82x zoveel NH₃ als NO_x wordt uitgestoten). Dit is een onwaarschijnlijk hoge verhouding.

Besluit: Er is op dit moment geen aanleiding om te twijfelen aan de omvang van de ammoniakemissies vanuit de zeescheepvaart.

3.2 Verkenning van de mogelijkheden om natuurlijke emissies mee te nemen in de modellering (op basis van de Nationale Database Flora & Fauna)

In Bleeker et al. (2020) is in kaart gebracht hoe groot de 'biogene stikstofemissie' naar de lucht in Nederland is. In totaal komt de uitstoot door vogels en zoogdieren uit op ongeveer 1,5 procent van de totale uitstoot van ammoniak. Samen met BIJ12 is verkend of de Nationale Database Flora en Fauna (<https://www.ndff.nl/>) gebruikt kan worden om ruimtelijke verdelingen voor biogene emissies te maken. Uit deze verkenning is gebleken dat er alleen waarnemingen via de database beschikbaar zijn. Deze waarnemingen zijn gedaan door mensen of onderzoeksorganisaties op een specifieke plek en/of op een specifiek moment. Het geeft dus geen jaargemiddeld beeld van waar en met hoeveel individuen de soort ergens voorkomt. Figuur 8 toont voor een aantal soorten waar ze in een jaar tijd zijn waargenomen. Het is duidelijk dat een 'kleine' soort als de veldmuis relatief weinig wordt waargenomen (of beter gezegd weinig wordt ingevoerd op Waarneming.nl), terwijl deze soort met een geschatte kleine vier miljard individuen verantwoordelijk is voor meer dan de helft van de totale biogene emissies. Als die soort via de huidige waarnemingskaart kan worden verspreid, zou dit leiden tot lokale hotspots in de ammoniakemissies, hetgeen niet realistisch is. Een uniforme verdeling zou voor deze soort waarschijnlijk realistischer zijn, maar zou de gradiënt aan de kust dus niet oplossen. De belangrijkste vogelsoort voor de biogene emissies is de grauwe gans. Deze soort is verantwoordelijk voor ongeveer zeven procent van de totale biogene emissies, oftewel

ongeveer 0,1 procent van de totale Nederlandse ammoniakemissie. Hoewel de grauwe gans vooral in waterrijke gebieden voorkomt, foerageren ze graag op graslanden. Ook hier is het lastig om een goede ruimtelijke verdeling van de dieren te maken. Hierbij komt nog dat de soort in de winter in veel grotere aantallen voorkomt dan in de zomer. Dit maakt het extra lastig om een goede representatieve jaargemiddelde verdeling te maken. Dichtheidskaarten voor de meeste vogelsoorten op basis van modelberekeningen zijn mogelijk beschikbaar via de SOVON Vogelonderzoek Nederland (www.sovon.nl). Dergelijke kaarten kunnen in de toekomst misschien beschikbaar komen voor de verdeling van de emissies.



Figuur 8 Waarnemingslocaties op 1km-grid, die zijn ingevoerd in Waarneming.nl (laatst geraadpleegd op 15 december 2023; waarnemingen van 15 december 2022 tot 15 december 2023).

Besluit: Omdat er geen jaargemiddelde ruimtelijke verdeling van de belangrijkste diersoorten voorhanden is, worden deze emissies voorlopig nog niet meegenomen in de modellering. Zodra gegevens over de ruimtelijke verdeling van de belangrijkste diersoorten beschikbaar komen, kunnen deze emissies relatief eenvoudig alsnog worden meegenomen in toekomstige modelberekeningen (mogelijk via de Emissieregistratie). Doordat de omvang van de biogene emissies (1,5 procent van het nationale totaal) beperkt is en de ruimtelijke verdeling van de belangrijkste soort (i.e. de veldmuis) waarschijnlijk uniform over het land verdeeld is, verwachten we niet dat deze emissieoorzaak verantwoordelijk is voor het verschil tussen modelberekeningen en metingen in het kustgebied.

3.3 Onderzoek naar realistische emissies van ammoniak uit zeewater

De uitwisseling van ammoniak tussen het zeeoppervlak en de atmosfeer hangt af van de ammoniakconcentraties in de lucht en in het zeewater. De ammoniakconcentratie in het zeewater is in evenwicht met de ammoniumconcentratie in het zeewater. Dit evenwicht wordt beïnvloed door de temperatuur, de zuurgraad (pH) en de saliniteit van het zeewater (Asman et al., 1994; Johnson et al., 2008, 2010).

3.3.1 Schatting van NH_3 -emissies uit Nederlandse kustwateren door Johnson

Het werk van Johnson (Bijlage 1) heeft laten zien dat er wel degelijk onder bepaalde omstandigheden een hoeveelheid ammoniak uit

zeewater kan vervluchtigen. Zo kunnen hogere zeewatertemperaturen leiden tot een verschuiving van het evenwicht van opgelost ammonium naar gasvormig ammoniak in het zeewater en uiteindelijk tot meer ammoniak in de lucht. Johnson heeft een ruwe inschatting van de emissie vanuit zee gemaakt. Op basis van literatuurgegevens komt hij tot een inschatting van ongeveer 100 ton NH₃ emissie vanuit een wateroppervlak van ongeveer 5.000 km² langs de Nederlandse kust.

3.3.2 *Onderzoek met het EMEP4NL-model*

Het evenwicht tussen gasvormig ammoniak en opgelost ammonium in zeewater is ook in het EMEP4NL-model⁴ ingebouwd, inclusief de afhankelijkheid van de pH, de temperatuur en de saliniteit van het zeewater. Binnen het EMEP4NL-model v4.45 is dit onderdeel van de speciaal ontwikkelde bi-directionele gas-uitwisselingsroutine (BiDir) (Hazelhorst, 2019). Deze routine rekent met zogenoemde compensatiepunten van ammoniak aan het oppervlak, die het in het model mogelijk maken dat ammoniak niet alleen wordt opgenomen aan het oppervlak, maar ook kan vrijkomen (en daarmee dus bi-directioneel is).

Met de resultaten uit de studie van Hazelhorst (2019) is een eerste inschatting gemaakt van de mogelijke omvang van de zee-emissies die berekend zijn met het EMEP4NL-model (Figuur 9; rechter figuur). Hiervoor zijn de zee-emissies geaggregeerd in het gebied dat met het oranje vlak wordt aangegeven in de linker figuur van Figuur 9. Het gebied beslaat het deel van het Nederlands Continentaal Plat (NCP) dat zowel in de zee-emissies van OPS als in de zee-emissies van EMEP4NL aanwezig is. Hiermee zijn de resultaten in Tabel 2 bepaald.

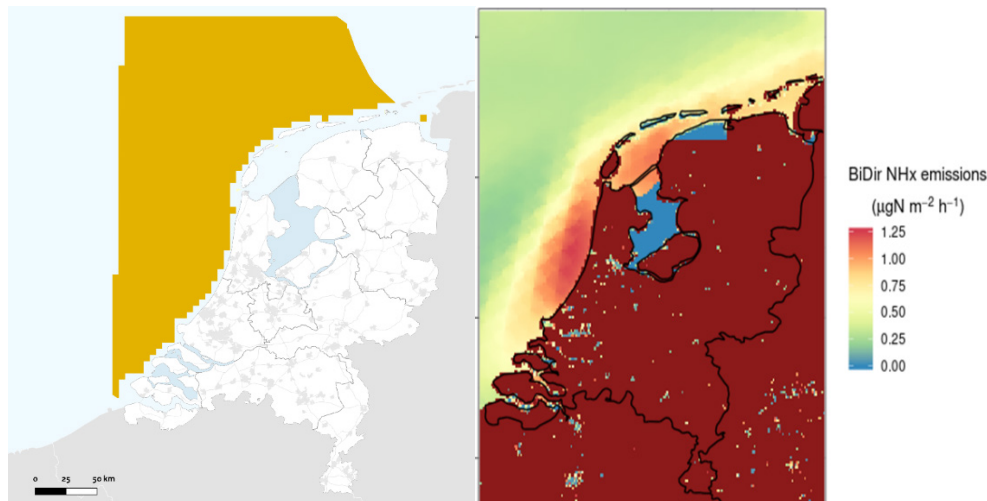
Tabel 2 Vergelijking van de totale emissies o.b.v. de BiDir-routine in EMEP4NL en zoals gebruikt voor GCN/GDN voor een bepaald gebied, voor het jaar 2009. De 33.204 km² is het gebied zoals weergegeven in Figuur 9. De 5.000 km² is de hoeveelheid berekend voor het totale gebied, maar dan geschaald naar een oppervlak van 5.000 km².

Areaal (km ²)	Zee-emissies in OPS (ton NH ₃ j ⁻¹)	BiDir-emissies (EMEP4NL) (ton NH ₃ j ⁻¹)	Ratio zee-emissies OPS/BiDir-emissies (-)
33204	13369	152	88,2
5000	2013	23	88,2

De zee-emissies, berekend via de BiDir-routine, zijn ongeveer een factor 90 kleiner dan de zee-emissies in OPS die gebruikt worden voor het maken van de GCN-/GDN-kaarten. Wanneer dit geschaald wordt naar een oppervlak van 5.000 vierkante kilometer om te kunnen vergelijken met de inschatting van Johnson, dan is de totale BiDir-emissie 23 ton NH₃. Voor de zee-emissies in OPS is dit ongeveer 2.000 ton NH₃. Ter vergelijking, voor een oppervlak van 5.000 km² berekende Johnson (3.3.1) een totale emissie van ongeveer 100 ton NH₃ per jaar. De inschatting van Johnson is ongeveer een factor 4 hoger dan de emissie op basis van de BiDir-routine. Dit kan verklaard worden doordat in BiDir de gemodelleerde ammoniumconcentraties in zeewater uit het grootschalige Ocean model van Copernicus Marine Service (CMEMS;

⁴ Het EMEP4NL-model is regionale implementatie van het EMEP-model dat binnen de Conventie voor grensoverschrijdende luchtverontreiniging in Europa van de VN (UN-ECE CLRTAP) wordt gebruikt (EMEP, 2022).

<https://marine.copernicus.eu/>) zijn gebruikt, die een factor 2 tot 10 lager zijn dan metingen van Rijkswaterstaat laten zien. Zowel de resultaten van Johnson, als de resultaten op basis van EMEP4NL/BiDir, laten echter zien dat de zee-emissies die in OPS gebruikt worden voor de GCN-/GDN-kaarten veel te hoog zijn.

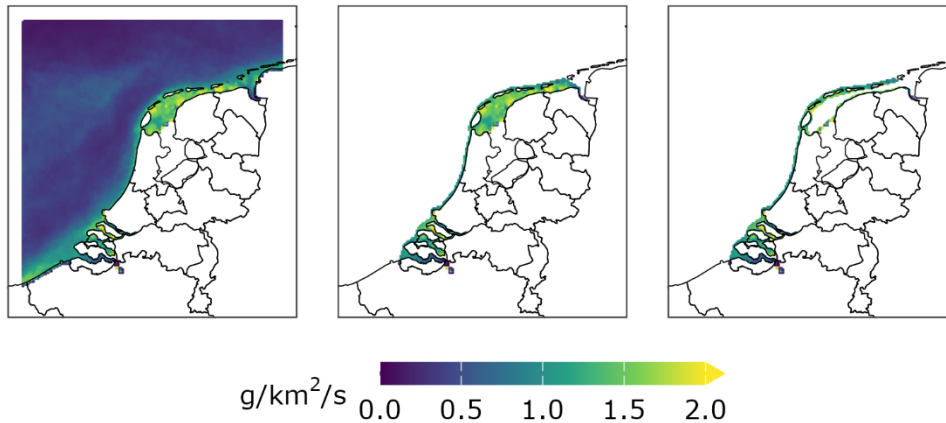


Figuur 9 De linker figuur toont het gebied waarin alle zee-emissies van ammoniak geaggregeerd worden om onderlinge vergelijking tussen verschillende schattingen mogelijk te maken. Het totale gebied is 33.204 km² en beslaat het deel van het Nederlands Continentaal plat dat zowel in de BiDir-berekeningen als in de zee-emissiekaart van OPS aanwezig is (linker figuur). De BiDir-berekeningen worden in de rechterfiguur getoond.

3.3.3 Smalle strook met emissies vlak voor de kust

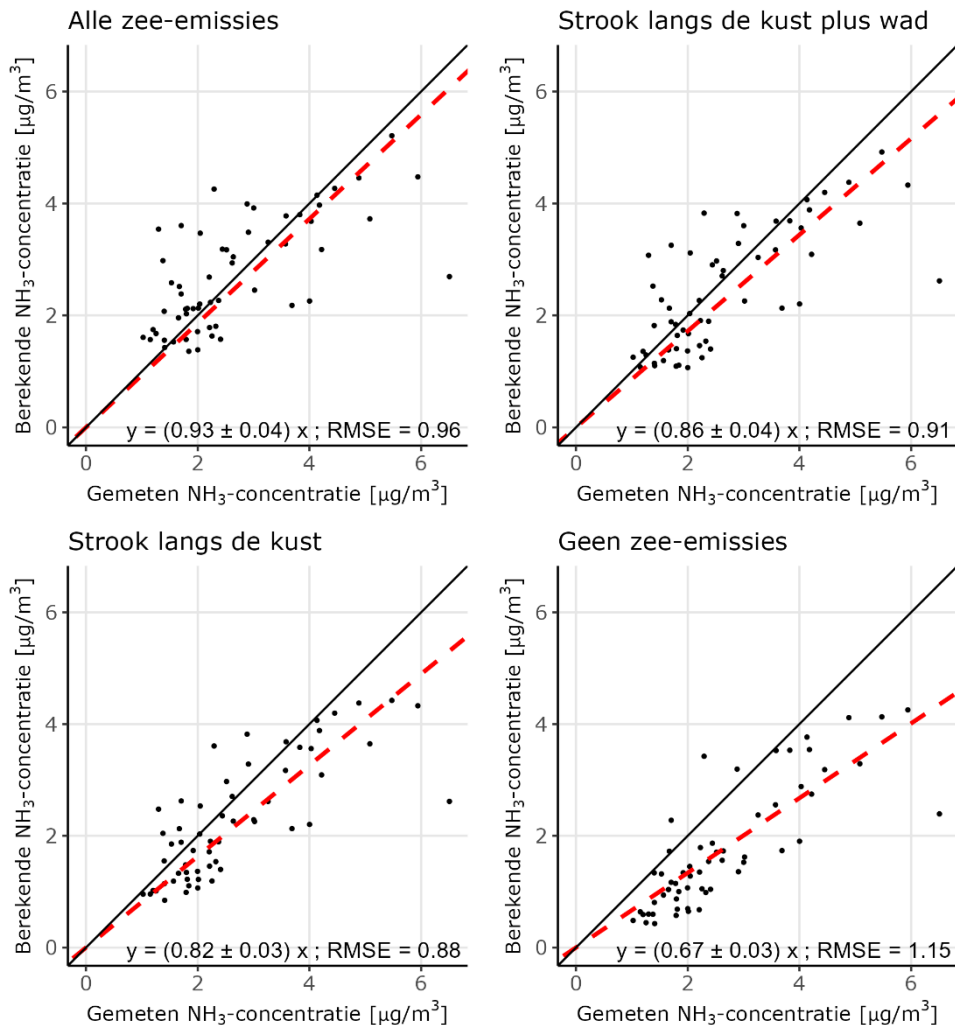
Er is onderzocht of een smalle strook met emissies vlak voor de kust een even goede match met de metingen laat zien als het gebruik van het hele Noordzee-emissiebestand (zoals weergegeven in Figuur 2). Het idee hierachter is dat er hogere ammoniumconcentraties vanuit de rivieren in een smalle strook langs de kust naar het noorden stromen en dat de emissies in de praktijk dus vooral in een smalle strook langs de kust plaatsvinden.

Figuur 10 laat zien met welke emissies (afgeleid vanuit het originele emissiebestand; linker figuur) berekeningen zijn uitgevoerd. Het originele zee-emissiebestand heeft een totale NH₃-emissie van 32,6 kton. In het midden is het emissiegebied aangepast naar de binnenwateren tot 1 km vanuit de kust (inclusief de Waddenzee), waarbij het emissietotaal gereduceerd wordt tot 6,1 kton. In de rechter figuur is het emissiegebied aangepast naar de binnenwateren tot 1 km vanuit de kust en is de Waddenzee niet meegenomen, hetgeen het emissietotaal reduceert tot 3,4 kton.



Figuur 10 NH_3 -emissies, zoals die nu in OPS gebruikt worden (links; 32,6 kton), voor een aangepast gebied van binnenwateren + 1 km vanuit de kust (inclusief Waddenzee) (midden; 6,1 kton) en voor een aangepast gebied van binnenwateren + 1 km vanuit de kust (zonder de Waddenzee, maar wel inclusief een strook van ca. 1km vanuit de kust) (rechts; 3,4 kton).

Figuur 11 laat zien wat het effect van de verschillende emissiestroken is op de berekende concentraties op de MAN-meetpunten langs de Nederlandse kust (zie Figuur 38) met het OPS-model in het jaar 2015. De figuur laat zien dat een kleine strook langs de kust met emissies uit water al voldoende is om de concentraties in de kuststrook redelijk goed te modelleren. Opvallend is daarbij dat als de emissies van de Waddenzee weggelaten worden, de vergelijking net zo goed is als wanneer de emissies in de hele Waddenzee meegenomen worden. De berekeningen laten in ieder geval zien dat een smalle strook vlakbij de kust voldoende is om de concentraties langs de kust goed te kunnen modelleren. De resultaten van 4.4.1 en 3.3.2 hebben echter laten zien dat het niet aannemelijk is dat er zulke grote hoeveelheden ammoniak uit het zeewater vervluchtigen. De vraag blijft nog wel of de relatief hoge ammoniumconcentraties in het zeewater vlak langs de kust toch een significante bijdrage aan de ammoniakconcentratie kunnen leveren.



Figuur 11 Gemeten en berekende NH₃-concentraties op de MAN-meetpunten langs de Nederlandse kust voor 2015, met de originele zee-emissies (linksboven), met NH₃-emissies vanuit binnenwateren en in een smalle strook langs de kust incl. Waddenzee (rechtsboven) resp. excl. Waddenzee (linksonder) en zonder zee-emissies (rechtsonder).

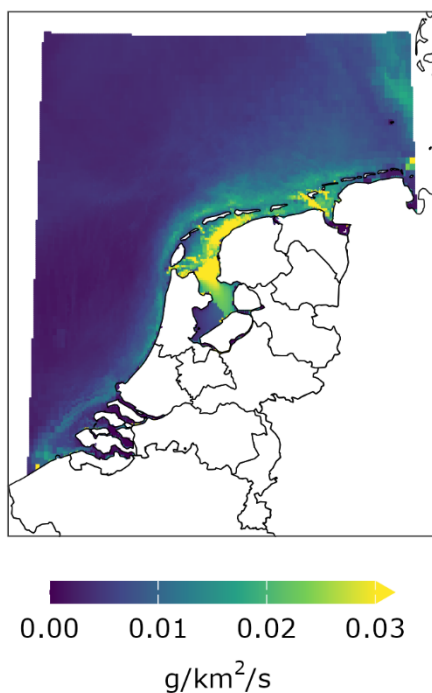
3.3.4

De berekening van realistische zee-emissies op basis van gegevens van Rijkswaterstaat en Deltares

In 3.3.2 is al getoond dat de emissies vanuit zee veel lager zijn dan de zee-emissies die momenteel in het OPS-model gebruikt worden. Maar hier is ook geconstateerd dat de gegevens op basis waarvan de zee-emissies met de BiDir-module in EMEP4NL berekend zijn, mogelijk te grootschalig zijn voor de nauwkeurige bepaling van de emissies langs de Nederlandse kust. In 3.3.3 is bovendien aangetoond dat een smalle strook langs de kust al voldoende kan zijn om de concentraties in de duinen beter te kunnen berekenen. Voor de modellering van de zee-emissies van ammoniak is daarom een goed ruimtelijk beeld van de ammoniumconcentratie, pH, saliniteit en temperatuur in het zeewater over het hele Noordzegebied gewenst. Het D-Water Quality-model van Deltares kan gedeeltelijk in deze informatiebehoefte voorzien (https://iplo.nl/publish/pages/132741/factsheet-noordzee-dflowfm3d_dwaq-v2022_v1.pdf). De benodigde gegevens voor het

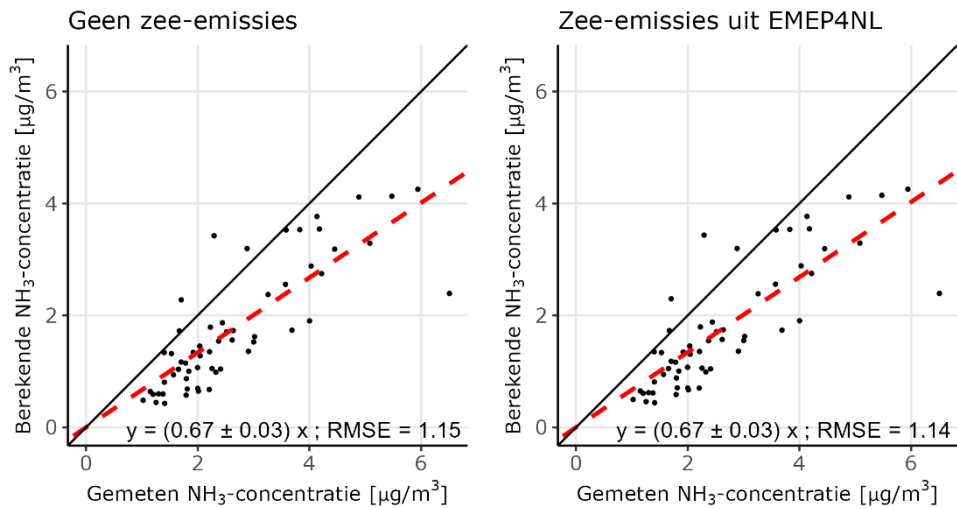
berekenen van de zee-emissies van ammoniak worden door dit model echter niet voor het IJsselmeer en Markermeer berekend. Daarom wordt op plekken waar geen modelgegevens beschikbaar zijn, gebruikgemaakt van gemiddelde waarden op basis van de metingen van Rijkswaterstaat (<https://waterinfo.rws.nl/>).

De maandgemiddelde kaarten van het D-Water Quality-model, aangevuld met de metingen van Rijkswaterstaat, zijn in het EMEP4NL-model gebruikt om te bepalen hoeveel ammoniak er op jaarbasis uit de zee kan vervluchtigen. Op basis van die berekeningen is een nieuwe zee-emissiekaart voor OPS bepaald (Figuur 12).



Figuur 12 Nieuwe zee-emissiekaart van ammoniak ($\text{g}/\text{km}^2/\text{s}$) op basis van gegevens van het D-Water Quality-model, berekend met EMEP4NL.

De kaart laat goed zien dat er met name dicht bij de kust en vooral in de Waddenzee en in het IJsselmeer vervluchtiging van ammoniak kan plaatsvinden. Dit betekent overigens niet dat hier op jaarbasis ook netto ammoniak uit het water vervluchtigt. De emissie is bepaald door alle momenten waarop emissie plaatsvindt te aggregeren tot een jaartotaal. Er zullen ook veel momenten zijn waarop depositie plaatsvindt. Dat proces wordt in OPS apart berekend en hier komen we in hoofdstuk 4.2 op terug. Merk op dat de nieuwe zee-emissies in Figuur 12 ongeveer een factor 100 lager zijn dan de emissie uit het originele zee-emissie bestand (Figuur 2). Berekeningen met het OPS-model laten voor de meetstations langs de Nederlandse kust (Figuur 38) zien dat deze nieuwe zee-emissies nauwelijks invloed hebben op het verkleinen van het verschil tussen modelberekeningen en metingen in het kustgebied (Figuur 13).



Figuur 13 Scatterplots van de berekende versus de gemeten ammoniakconcentraties op de MAN-meetpunten langs de Nederlandse kust in 2015, waarbij de originele (te hoge) zee-emissies zijn weggelaten (links) en waarbij de nieuwe (realistische) zee-emissies zijn toegevoegd (rechts).

3.4 Besluit

Het is duidelijk geworden dat de originele zee-emissies die in het OPS-model gebruikt worden niet realistisch zijn. In het onderzoek zijn realistische zee-emissies op basis van gegevens van Rijkswaterstaat en Deltares afgeleid. Deze gegevens zijn met het EMEP4NL-model doorgerekend. Op basis van die modelberekeningen is een nieuwe (realistische) emissiekaart bepaald, die in toekomstige OPS-berekeningen gebruikt zal worden.

4 Modelberekeningen

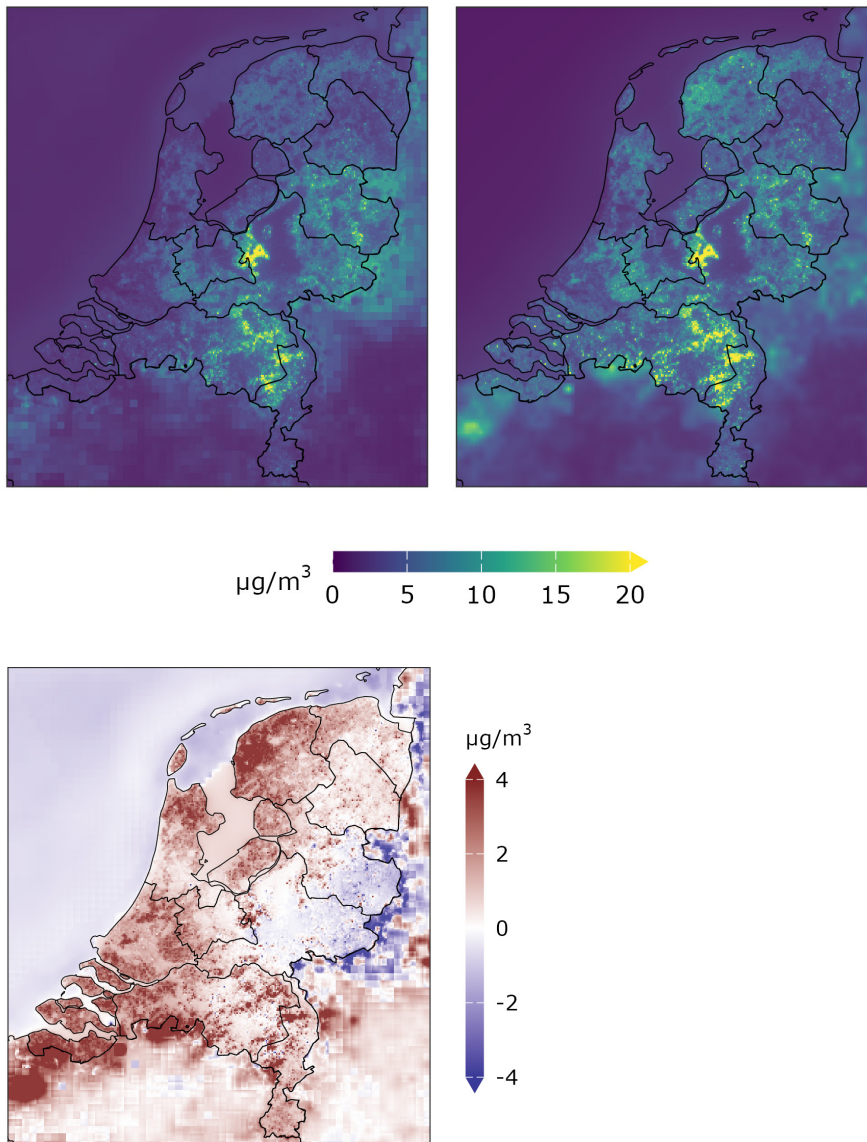
In dit hoofdstuk wordt een aantal aspecten verder onderzocht, dat te maken heeft met (de invoergegevens van) het model. Sinds een aantal jaren wordt een ruimtelijke kalibratiemethode gebruikt om de berekende ammoniakconcentraties te corrigeren naar de metingen (Wichink Kruit et al., 2020). De tot nu toe gehanteerde achtergrondconcentratiekaart van ammoniak, die onder andere gebruikt wordt om de compensatiepunten aan het oppervlak in te schatten, is nog niet ruimtelijk gekalibreerd. Een dergelijke kalibratie leidt mogelijk wel tot hogere berekende ammoniakconcentraties langs de kust (4.1). Daarnaast wordt om model-technische redenen in het OPS-model boven water het depositieproces losgekoppeld van het emissieproces. Voor de uitwisseling van ammoniak tussen lucht en water is Γ_{water} een belangrijke parameter. Dit is de verhouding tussen de concentratie van NH_4^+ en H^+ in het water. Tot nu toe werd boven water een vaste waarde voor Γ_{water} van 430 aangehouden. Maar metingen van Rijkswaterstaat laten zien dat deze waarden dicht bij de kust en met name bij riviermondingen veel hoger kunnen zijn dan deze standaardwaarde en verder op zee juist veel lager. Dit ruimtelijke patroon zal waarschijnlijk ook de gemeten ammoniakconcentraties aan de kust beïnvloeden en mogelijk de resultaten van het OPS-model verbeteren als hiermee rekening wordt gehouden (4.2). Ook is duidelijk geworden dat de verschillen tussen berekende en gemeten ammoniakconcentraties in Zeeland groter zijn dan langs de rest van de Nederlandse kust. Dit kan veroorzaakt worden door de meteorologische gegevens die in het OPS-model worden gebruikt (4.3). Ten slotte zijn de invloed van de meethoogte en een eventuele reductie van de depositie op de berekende concentraties in de duinen onderzocht (4.4). Ook heeft er een expertmeeting met TNO plaatsgevonden om eventuele nieuwe oorzaken te identificeren (4.5).

4.1 Onderzoek naar het effect van de ruimtelijk gekalibreerde achtergrondconcentratiekaart

Sinds een aantal jaren is er een ruimtelijke kalibratiemethode ingevoerd om de berekende ammoniakconcentraties te corrigeren naar de metingen (Wichink Kruit et al., 2020). Deze kalibratie vindt plaats nadat het model de concentraties berekend heeft. Het OPS-model maakt voor de berekeningen echter ook gebruik van zogenoemde achtergrondconcentratiekaarten van ammoniak, stikstofdioxide en zwaveldioxide. De achtergrondconcentratiekaart van ammoniak wordt onder andere gebruikt om compensatiepunten (een soort oppervlakteconcentraties) af te leiden, die van belang zijn bij de berekening van de droge depositie. De tot nu toe gehanteerde achtergrondconcentratiekaart van ammoniak is echter nog niet ruimtelijk gekalibreerd. In Figuur 14 zijn de oude en de nieuwe⁵ achtergrondkaart van ammoniak in 2015 weergegeven en een verschilkaart tussen de nieuwe en de oude achtergrondkaart. Een

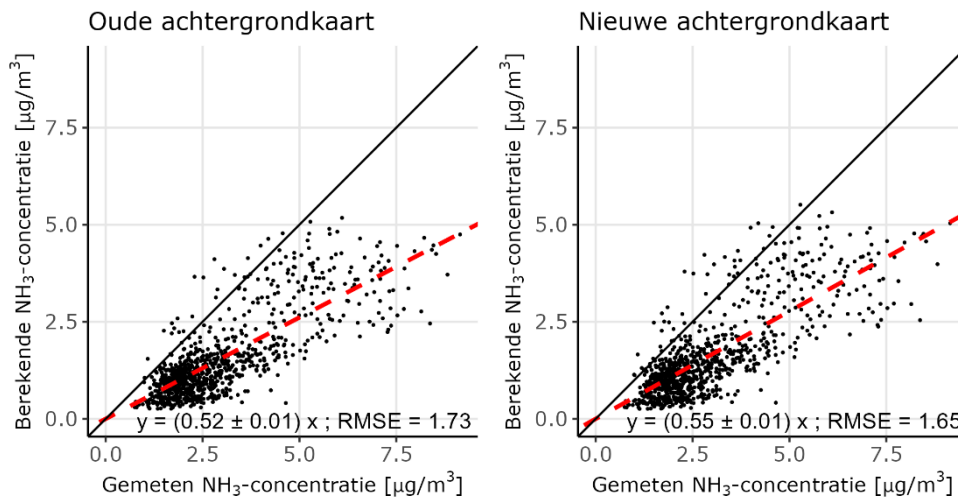
⁵ Dit is een voorlopige achtergrondkaart, speciaal gemaakt voor dit onderzoek, waarin de originele zee-emissies niet zijn meegenomen, een andere ruimtelijke verdeling voor de buitenlandse emissies is gebruikt en waarbij een ruimtelijke kalibratie naar de metingen is toegepast.

hogere achtergrondconcentratie betekent een hoger compensatiepunt, wat tot gevolg heeft dat de berekende droge depositie wordt gereduceerd, waardoor de berekende concentraties toenemen. In de nieuwe achtergrondkaart zijn de concentraties langs de kust iets hoger dan in de oude achtergrondkaart, dus zullen de berekende concentraties ook iets hoger worden.



Figuur 14 Oude (linksboven) en nieuwe (rechtsboven) achtergrondconcentratiekaart van ammoniak in 2015 en het verschil tussen beide (onder).

Het effect van de ruimtelijk gekalibreerde achtergrondconcentratiekaart is in het OPS-model getest en levert inderdaad een iets hogere concentratie op voor de meetpunten langs de Nederlandse kust (Figuur 38). Dit is te zien in onderstaande scatterplots (Figuur 15).



Figuur 15 Scatterplots van de berekende versus de gemeten ammoniakconcentraties met de oude (links) en de nieuwe achtergrondconcentratiekaart (rechts) voor de meetpunten langs de Nederlandse kust in de periode 2005-2021.

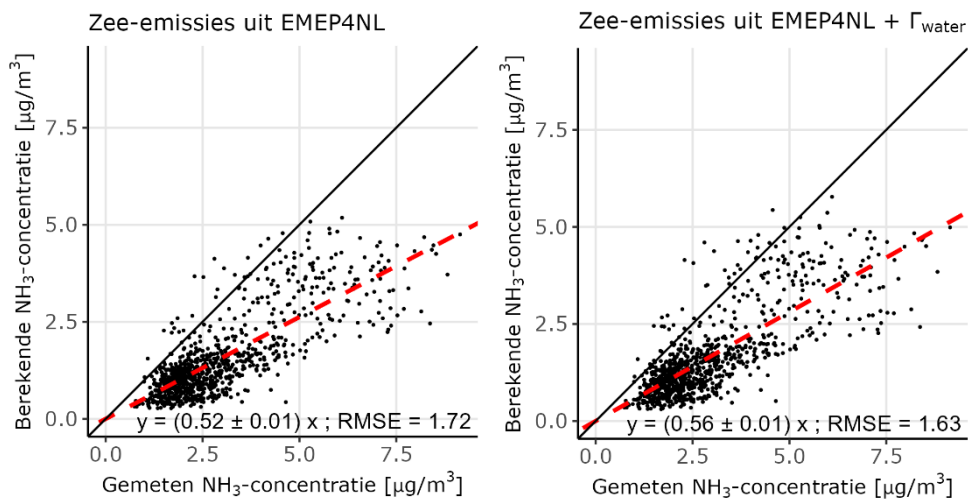
4.2 Depositie op water

In het OPS-model is de depositie op zee niet gekoppeld aan de emissie uit zee. Die behandelt het model apart, maar zijn uiteraard wel op hetzelfde uitwisselingsproces gebaseerd. De uitwisseling van ammoniak met het wateroppervlak wordt bepaald door het compensatiepunt van water, dat op zijn beurt weer afhankelijk is van de verhouding tussen NH_4^+ en H^+ in het zeewater (γ , Γ) en de temperatuur en saliniteit van het zeewater. In OPS is de gamma van water, waarmee de droge depositie wordt uitgerekend, vastgezet op 430 [-]. Dit is de representatieve waarde die door Van Zanten et al (2010) is vastgesteld op basis van metingen langs de kust. Met de gegevens van Rijkswaterstaat en Deltares, die zijn gebruikt om de nieuwe emissie van ammoniak uit zeewater uit te rekenen (zie hoofdstuk 3.3.4), kan ook een ruimtelijk variabele Γ_{water} -kaart worden gemaakt. Hiermee kan dan de ammoniakconcentratie aan het wateroppervlak worden berekend, waarmee de droge depositie op het water kan worden bepaald. Een hogere Γ_{water} zorgt voor een hogere concentratie aan het wateroppervlak wat resulteert in een lagere droge depositie. De maandelijkse gegevens van het D-Water Quality-model van 2009 t/m 2017 van Deltares zijn gebruikt om een jaargemiddelde Γ_{water} -kaart voor OPS te maken (Figuur 16). Op plekken waar geen modelgegevens beschikbaar zijn (zoals het IJsselmeer en het Markermeer), wordt gebruikgemaakt van gemiddelde waarden op basis van metingen van Rijkswaterstaat.



Figuur 16 Γ_{water} -kaart (dimensieloos) op basis van D-Water Quality-model en metingen van Rijkswaterstaat.

Het effect van de vervanging van de vaste Γ_{water} van 430 door de Γ_{water} -kaart is in het OPS-model getest en levert inderdaad een iets hogere concentratie op voor de meetpunten langs de Nederlandse kust (Figuur 38). Dit is te zien in onderstaande scatterplots (Figuur 17).

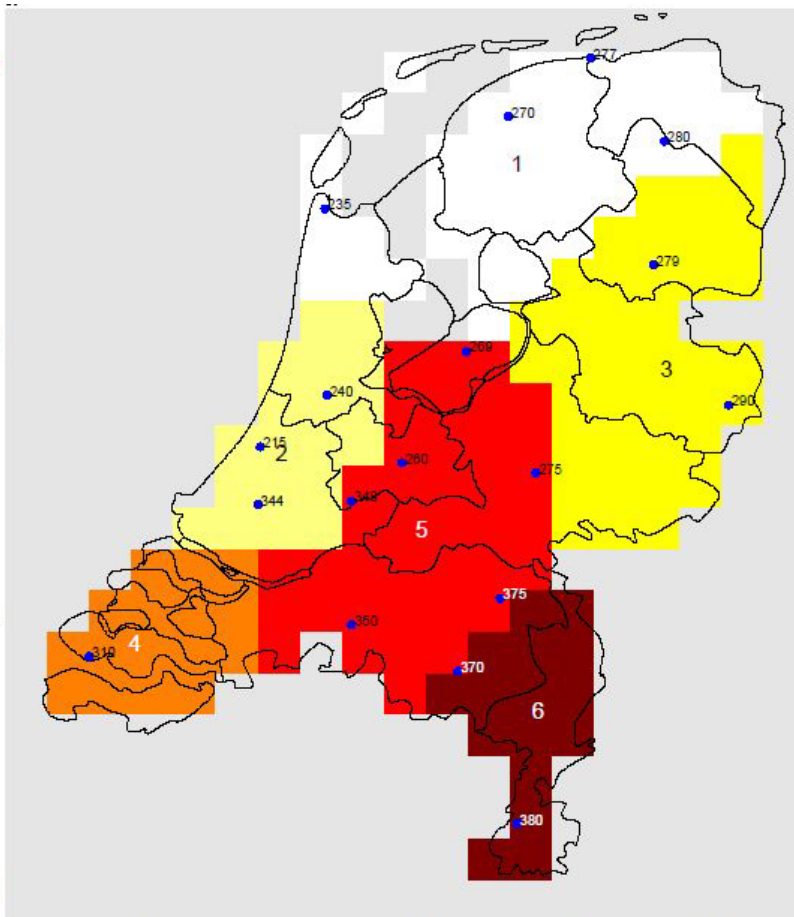


Figuur 17 Scatterplots van de berekende versus de gemeten ammoniakconcentraties met de vaste Γ_{water} van 430 (links) en de nieuwe ruimtelijk variabele Γ_{water} -kaart (rechts) voor de meetpunten langs de Nederlandse kust in de periode 2005-2021.

4.3 Meteorologische gegevens

OPS gebruikt meteorologische omstandigheden die geklassificeerd zijn naar een aantal meteorologische grootheden (onder andere

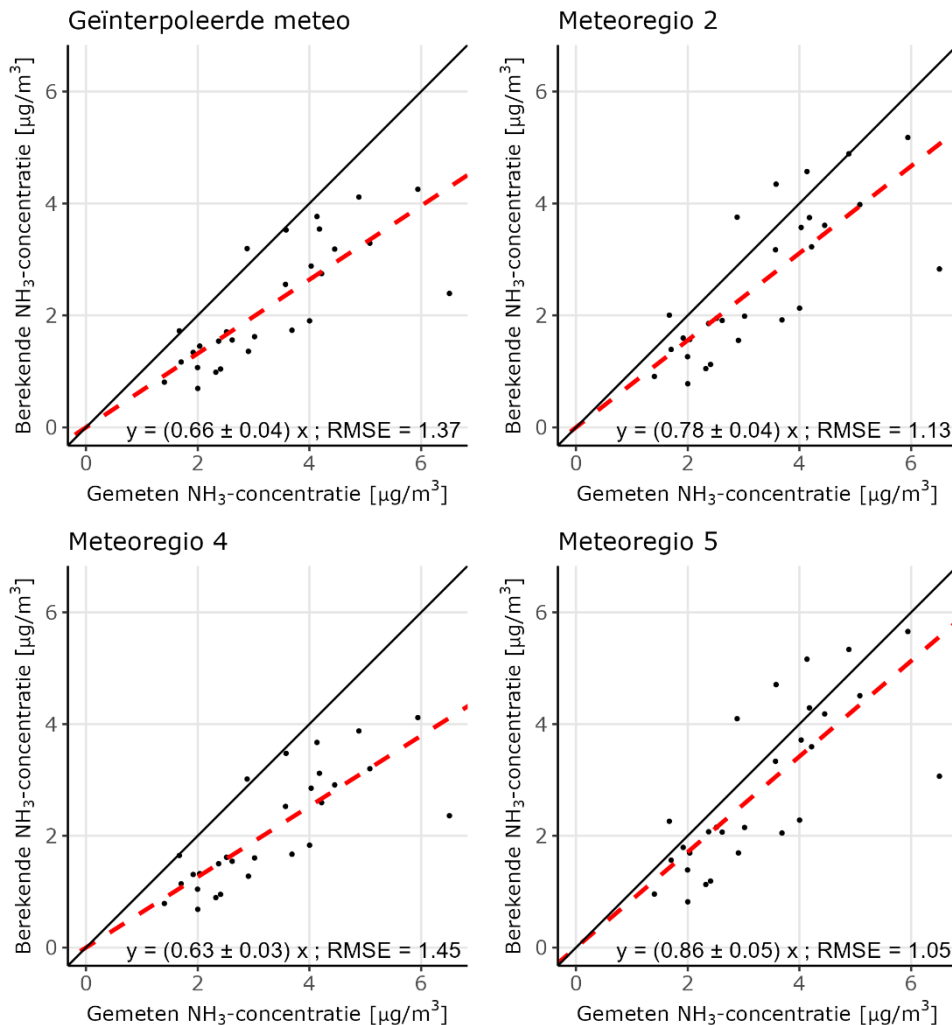
windrichting, windsnelheid, atmosferische stabiliteit) voor zes meteoregio's (Figuur 18). Voor deze berekeningen is gefocust op de regio Zeeland, omdat hier de grootste verschillen tussen de gemeten en berekende concentraties gevonden worden. De meteostatistiek voor de regio Zeeland wordt in belangrijke mate bepaald door één meteorostation (Vlissingen), waarbij het bekend is dat dit station zeer dicht bij het water ligt en mogelijk niet-representatief kan zijn voor de hele regio. Bij berekeningen door OPS wordt er voor elke locatie een ruimtelijk gewogen interpolatie van de drie dichtstbijzijnde meteoregio's gemaakt. Voor de meetpunten in Zeeland zal Meteoregio 4 daarin dominant zijn. Om de invloed van de meteoregio op de berekende concentraties in Zeeland te bepalen, hebben we deze meetpunten doorgerekend met behulp van de twee aangrenzende meteoregio's (Meteoregio 2 en 5).



Figuur 18 Meteoregio's met de meetlocaties die zijn gebruikt om de meteostatistiek voor de betreffende meteoregio af te leiden.

Figuur 19 laat zien dat zowel met Meteoregio 2 als met Meteoregio 5 de concentraties beter worden berekend dan met de geïnterpoleerde meteo of met Meteoregio 4. Het is zelfs zo dat wanneer met Meteoregio 5 wordt gerekend, de concentraties beter met de metingen overeenstemmen, dan wanneer er met de geïnterpoleerde meteo wordt gerekend, inclusief de zee-emissies. Een van de belangrijkste verschillen tussen de meteorologische omstandigheden meer landinwaarts ten opzichte van aan de kust zijn de lagere windsnelheden. In het algemeen leidt een

lagere windsnelheid in de modelberekeningen tot hogere concentraties, omdat de menging van de lucht minder is. Daarom is verder naar de representativiteit van de KNMI-metstations in Zeeland gekeken in relatie tot de representativiteit voor Meteoregio 4.

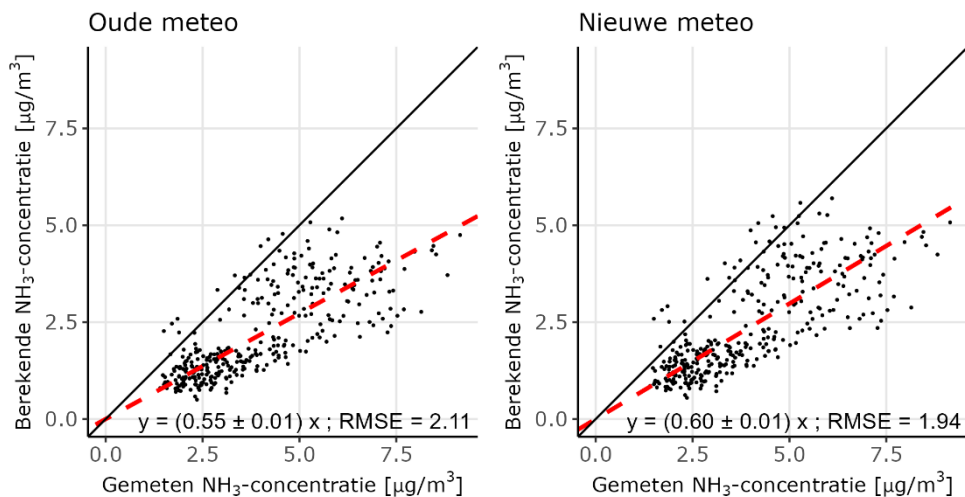


Figuur 19 Berekende en gemeten NH_3 -concentraties voor de meetpunten in Zeeland (Figuur 39), berekend met verschillende meteoregio's: geïnterpoleerde meteo (linksboven), Meteoregio 2 (rechtsboven), Meteoregio 4 (linksonder) en Meteoregio 5.

Meteoregio 4, die grotendeels Zeeland beslaat, wordt gedomineerd door één weerstation, namelijk Vlissingen. In een evaluatie van de Nederlandse waarnemstations door het KNMI (KNMI, 2016) is echter geconstateerd dat Vlissingen geen goed geplaatst weerstation is en kandidaat is voor verplaatsing. Verder meldt het KNMI over dit meetstation, dat: "Vlissingen is tevens een ongedefinieerd 'kuststation' en niet-representatief voor binnendijks Zeeland.". Nadere analyse van de beschikbare meetstations voor Meteoregio 4, in combinatie met volledigheid van historische meetgegevens (van belang voor het in kaart brengen van de historische stikstofdepositie) heeft aangetoond dat het meetstation Westdorpe geschikt is om meteostation Vlissingen te vervangen in Meteoregio 4. Voor de andere meteoregio's langs de kust

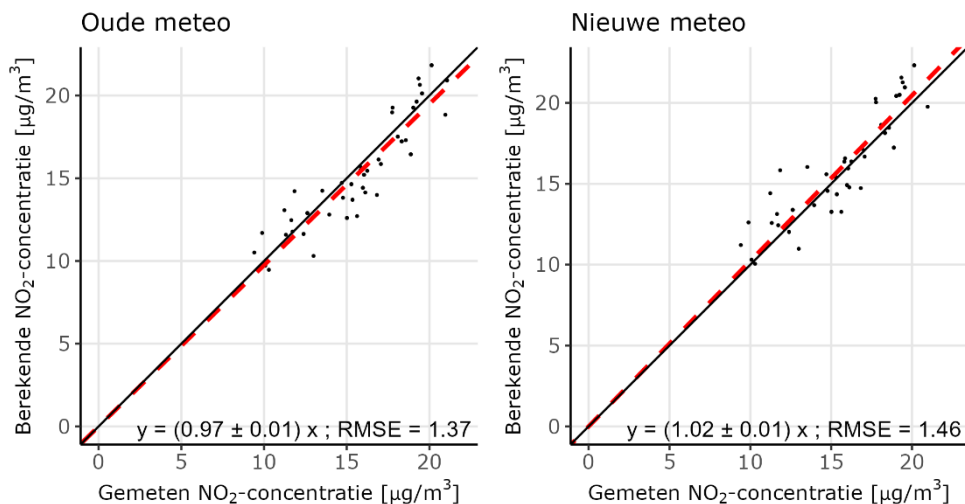
worden geen niet-representatieve meetstations meegenomen. Er is dan ook geen aanleiding om de meetstations voor Meteoregio 1 en 2 aan te passen.

Berekeningen met het OPS-model voor de meetstations in Zeeland laten zien dat de overeenstemming van de modelberekeningen met de metingen verbetert door het gebruik van meetstation Westdorpe in plaats van Vlissingen (Figuur 20).



Figuur 20 Scatterplots van de berekende versus de gemeten ammoniakconcentraties in Zeeland (Figuur 39), waarbij de meteo van meetstation Vlissingen (links) is vervangen door de meteo van meetstation Westdorpe (rechts) voor de meetpunten in Zeeland in de periode 2005-2021.

Naast het effect op de berekende ammoniakconcentraties is er ook een vergelijking gemaakt tussen de berekende en gemeten NO_2 -concentraties in Zeeland (Figuur 21). Hier zien we, net als voor ammoniak, een lichte toename in de berekende concentraties, maar de overeenstemming tussen berekende en gemeten NO_2 -concentraties blijft zeer goed.



Figuur 21 Scatterplots van de berekende versus de gemeten NO_2 -concentraties in

Zeeland, waarbij de meteo van meetstation Vlissingen (links) is vervangen door de meteo van meetstation Westdorpe (rechts).

4.4 Overige onderzoeken

4.4.1 Modelberekeningen met EMEP4NL en OPS

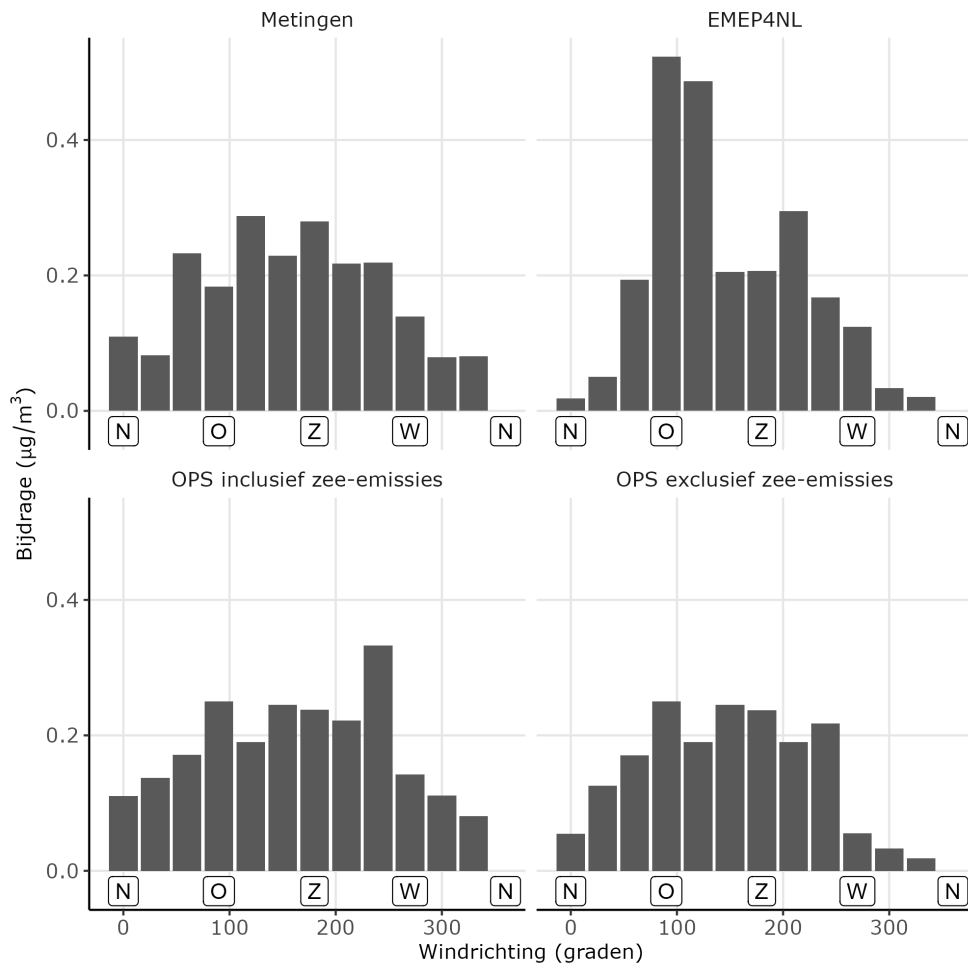
Om een beter inzicht te krijgen in de omvang en de herkomst van de onderschatting langs de kust, zijn de jaargemiddelde concentraties van ammoniak op LML-station De Zilk in het jaar 2015 berekend met respectievelijk het OPS-model en het EMEP4NL-model en vergeleken met de metingen (Tabel 3). De OPS-berekeningen zijn uitgevoerd met en zonder de originele zee-emissies. In de EMEP4NL-berekeningen zijn standaard geen zee-emissies meegenomen, maar de berekende waarde komt wel goed overeen met de gemeten waarde.

Tabel 3 Jaargemiddelde NH₃-concentraties in 2015 in De Zilk

2015	NH₃-concentratie
Metingen	2,23
OPS	2,33
OPS zonder zee-emissies	1,86
EMEP4NL v4.36	2,33

In Figuur 22 zijn voor LML-station De Zilk de NH₃-concentratiebijdrages uit de verschillende windrichtingen van EMEP4NL en OPS vergeleken met de gemeten concentratiebijdrages uit de verschillende windrichtingen in het jaar 2015. Te zien valt dat de gemeten jaargemiddelde concentratie in de Zilk vooral bepaald wordt door de aanvoer van ammoniak vanaf land. Ook is de bijdrage vanuit het westen nog aanzienlijk, omdat dit wind vaak vanuit die windrichting komt. De bijdrages vanuit het noordwesten via noord naar het noordnoordoosten zijn duidelijk lager.

Met OPS zijn berekeningen uitgevoerd met en zonder de originele zee-emissies. In de EMEP4NL-berekeningen zijn geen zee-emissies gebruikt. Zowel EMEP4NL als OPS laten in de windrichting vanaf zee een onderschatting van de concentraties zien. Bij EMEP4NL zien we een overschatting van de concentratiebijdrage vanuit de oostelijke windrichting. Dit zorgt er uiteindelijk voor dat de berekende jaargemiddelde concentratie in EMEP4NL net iets hoger is dan de metingen (en dit compenseert dus de onderschatting vanuit de westelijke windrichting). De berekende concentratie met OPS (inclusief zee-emissies) is ongeveer 5 procent hoger dan de gemeten NH₃-concentratie, terwijl de OPS-berekening zonder de zee-emissies zo'n 17 procent te laag is. Dit komt vooral omdat de bijdrages vanuit de westelijke tot noordelijke windrichtingen onderschat worden (vergelijkbaar met wat we zien bij EMEP4NL).



Figuur 22 Concentratiebijdrage vanuit verschillende windrichtingen aan de jaargemiddelde concentratie op LML-station De Zilk in 2015. (met: linksboven – metingen, rechtsboven – EMEP4NL-model, linksonder – OPS (met zee-emissies), rechtsonder – OPS (zonder zee-emissies)).

4.4.2

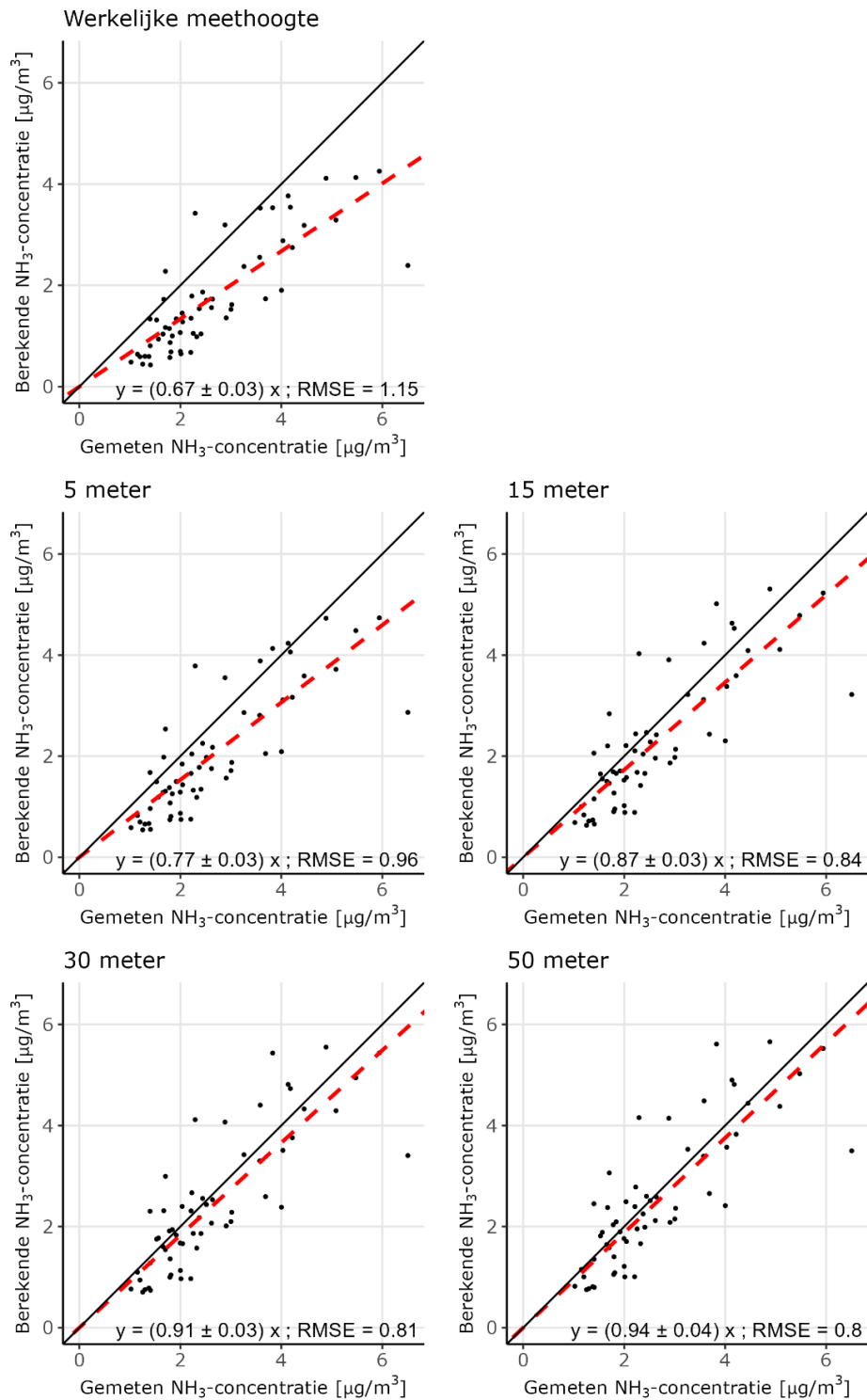
Zee naar land overgang en geaccidenteerd terrein

De overgang van zee naar landoppervlak maakt het berekenen van concentratie en deposities in het kustgebied ingewikkelder dan voor gebieden die landinwaarts liggen. Dit komt door de grote sprong in de ruwheid van het oppervlak van zeer glad naar zeer ruw en het grote verschil in oppervlakte-eigenschappen die de energiehuishouding in de onderste luchtlaag sterk beïnvloeden. Daarnaast bestaat het kustgebied vaak uit geaccidenteerd terrein. Dit heeft grote effecten, met name op de lokale meteorologische omstandigheden. Deze omstandigheden bepalen voor een groot deel het depositieproces in het kustgebied. Het OPS-model kan daar maar in beperkte mate rekening mee houden. Dit geldt overigens ook voor andere atmosferische transport- en depositiemodellen. Een analyse van hoe de stroming zich aanpast van zee naar land en in geaccidenteerd terrein vereist een aanzienlijk complexer model. Mogelijk kunnen zogenoemde Large Eddy Simulation-modellen (LES) hier in de toekomst een rol van betekenis spelen. Om het effect van geaccidenteerd terrein te verkennen, zijn gevoeligheidstesten uitgevoerd naar het effect van het aannemen van

een andere hoogte waarop de concentratie wordt berekend. Het OPS-model rekent voor de MAN-metingen op de hoogte waarop de meting plaatsvindt, variërend van 1 tot 2 meter (gemeten vanaf het aardoppervlak). Door het geaccidenteerde terrein in het kustgebied is het hanteren van deze hoogte niet vanzelfsprekend. De berekende concentratie voor een bepaalde locatie (receptor) is afhankelijk van de hoogte van de receptor. Het OPS-model gebruikt een meteorologische methode (de zogenoemde Monin-Obukhov Similarity Theory (MOST) met bijbehorende stabiliteitscorrecties) en een depositiebeschrijving (met depositiemodule DEPAC) om de berekende concentratie van referentiehoogte (50 meter boven het aardoppervlak) naar de meethoogte te vertalen. De concentratie wordt dicht bij het aardoppervlak meer beïnvloed door het oppervlak zelf, onder andere door de depositie aan het oppervlak.

In de meteorologische methode wordt ervan uitgegaan dat het oppervlak relatief vlak is en geen grote hoogteverschillen heeft. In het duingebied is dit niet per definitie het geval en kan in extreme gevallen sprake zijn van hoogteverschillen tussen duintoppen en -pannen van enkele tientallen meters. Hier wordt in de modellering geen rekening mee gehouden.

Daarom is een test gedaan om te kijken hoe sterk de invloed van een andere receptorhoogte is. Figuur 23 geeft een overzicht van de berekende concentraties voor verschillende receptorhoogtes. Met het hanteren van een receptorhoogte van 50 meter, geeft de vergelijking met de gemeten concentratie het kleinste verschil. Maar ook een aanpassing van de receptorhoogte naar respectievelijk 5, 15 of 30 meter laat een duidelijke afname van het verschil tussen meting en model zien. Het is duidelijk dat er verschillende meetpunten zijn op of nabij duintoppen, die qua hoogte vergelijkbaar zijn met de bovengenoemde hoogtes, waarbij een effect op de berekende concentratie mogelijk is. Maar dit is niet generiek voor alle meetpunten in het duingebied. Er is dan ook geen reden om voor de meetpunten in het duingebied een andere meethoogte aan te nemen in de modellering. Mogelijk kan in de toekomst met LES-modellering in meer detail naar de stromingspatronen in duingebied gekeken worden en bepaald worden of er eventuele correcties mogelijk zijn. Bekend is echter dat ook landgebruik, ruwheidslengte, vegetatiehoogte en de bladoppervlakte-index invloed hebben op de berekende concentraties. Die parameters beïnvloeden de depositie op het oppervlak en daarmee de gradiënt nabij het oppervlak. Dit is recentelijk gebleken uit een artikel over droge depositiemetingen in Solleveld (Vendel et al., 2023). In hoofdstuk 4.4.3 wordt hier verder naar gekeken.

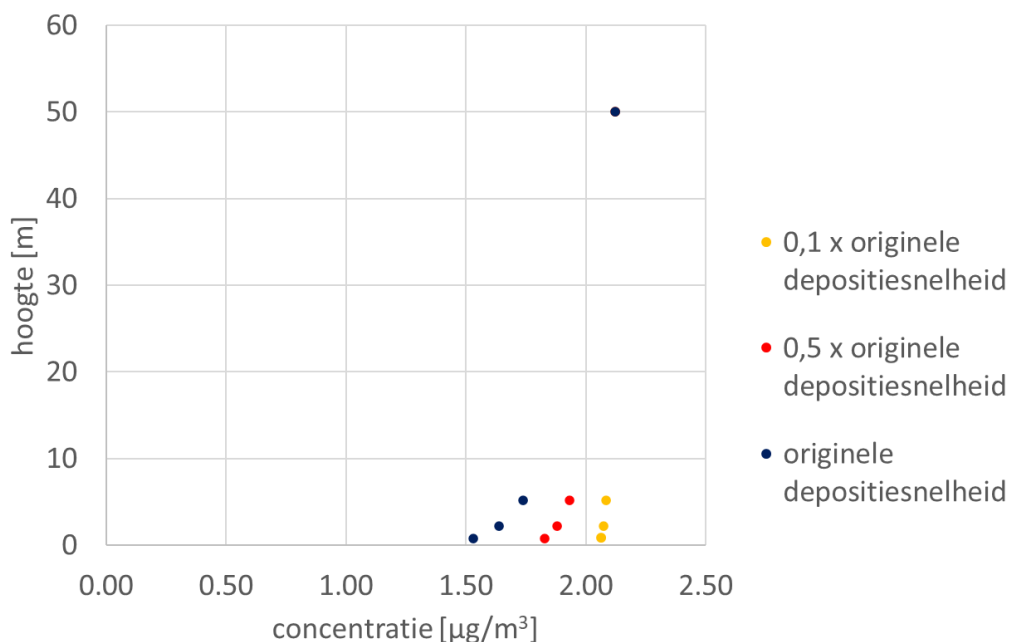


Figuur 23 Gemeten en berekende NH₃-concentraties op de MAN-meetpunten langs de Nederlandse kust voor verschillende receptorhoogtes (de default/werkelijke meethoogte, 5, 15, 30 en 50 m).

4.4.3 *Onderzoek naar het effect van de lokale depositie op de berekende concentratie (naar aanleiding van een publicatie over droge depositiemetingen in Solleveld)*

In het voorjaar van 2023 is een artikel verschenen van Vendel et al. (2023) waarin is gerapporteerd over droge depositiemetingen van ammoniak in het duingebied Solleveld (ten zuidwesten van Den Haag). In dit artikel is een vergelijking gemaakt met berekeningen door het DEPAC-1D-model. De depositieroutine in dit model is hetzelfde als de depositieroutine die in het OPS-model gebruikt wordt. Hoewel de onzekerheid in de droge depositiemetingen in Solleveld groot is, doordat de fluxen zo klein waren en er maar 28 procent van het jaar gemeten is, kwam uit die vergelijking naar voren dat de depositie door het model met ruim een factor twee werd overschat.

In een gevoeligheidsanalyse met hetzelfde DEPAC-1D-model zijn twee varianten doorgerekend, waarbij het mogelijke effect op de berekende concentraties op verschillende hoogtes is bepaald: 1) een halvering van de originele droge depositiesnelheid (rode punten); en: 2) een deling door tien (gele punten) (Figuur 24). Als de depositie lager wordt, betekent dit dat er minder ammoniak vlak bij het aardoppervlak verdwijnt, waardoor de concentraties dicht bij het aardoppervlak hoger worden. Als er geen depositie aan het aardoppervlak zou plaatsvinden, dan verandert de concentratie niet meer met de hoogte. In potentie is dit dus een aspect dat het verschil tussen modelberekeningen en metingen langs de kust (deels) kan verklaren.



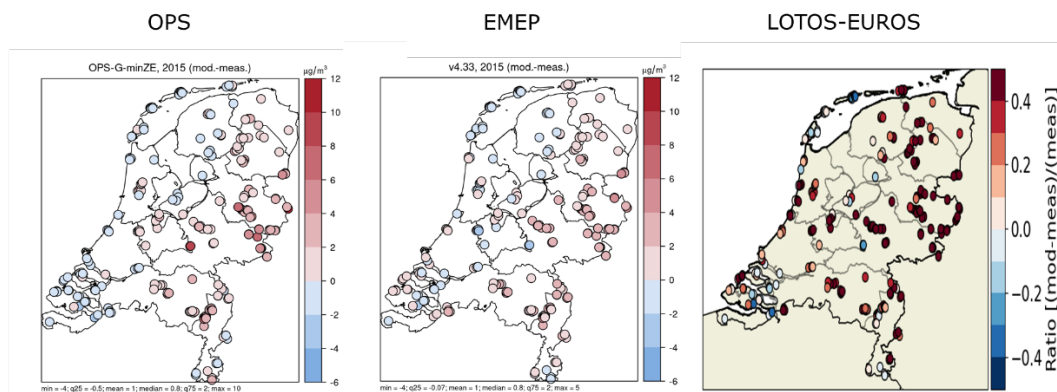
Figuur 24 Effect van de droge depositiesnelheid op de berekening van de ammoniakconcentratie versus de hoogte.

In het artikel van Vendel et al. (2023) is een aantal gevoelige modelparameters geïdentificeerd dat de overschatting kan verklaren, waaronder de bladoppervlakte-index (dit is de hoeveelheid bladoppervlak per vierkante meter grondoppervlak) en de mogelijke invloed van de bodem. Omdat deze modelparameters niet zijn gemeten

tijdens de meetcampagne, is het lastig na te gaan of het gerechtvaardigd is om de modellering specifiek in de duinen aan te passen voor deze modelparameters. Daarnaast is de vraag of de informatie die nodig is voor die modelparameters op landelijke schaal wel beschikbaar is. Daarom wordt in het artikel ook geadviseerd om te onderzoeken of er voor de modellering voldoende gedetailleerde invoergegevens beschikbaar zijn om de droge depositieberekening in de duinen te kunnen verfijnen. Ook wordt in het artikel geadviseerd om een nieuwe meetcampagne op te zetten en aanvullende metingen naar de verschillende modelparameters te doen.

4.5 Expertmeeting met TNO

In een expertmeeting met TNO (op 24 augustus 2023) zijn mogelijke oorzaken van het verschil tussen modelberekeningen en metingen besproken. Uit dit overleg zijn geen directe nieuwe oorzaken ter tafel gekomen. Wel is er geconstateerd dat zowel de modellen die het RIVM gebruikt (OPS en EMEP4NL), als het model van TNO (LOTOS-EUROS) een vergelijkbaar ruimtelijk beeld laten zien voor Nederland (Figuur 25). Er is in alle modellen een gradiënt over het land te zien, waarbij de berekende concentraties langs de kust lager zijn en de berekende concentraties in het binnenland hoger zijn dan de metingen. Op basis van deze vergelijking, kan dan ook geconcludeerd worden dat de oorzaak van deze patronen waarschijnlijk niet-specifiek voor het OPS-model is, maar dat het een meer generiek patroon betreft. Dit is in lijn met de bevindingen in hoofdstuk 4.4.1. Binnen het Nationaal Kennisprogramma Stikstof – Satelliet-gebruik en Ensemble Modellering (NKS-SAGEN) werken RIVM, TNO, KNMI en WUR samen aan een verbetering van de inschatting van de emissies van ammoniak en stikstofoxiden, zowel in de ruimte als in de tijd. Hierbij worden zowel metingen als satellietgegevens gebruikt. Ook wordt binnen het programma onderzocht of de depositiemodellering verbeterd kan worden.



Figuur 25 Verschil tussen berekende en gemeten ammoniakconcentraties in 2015 in Nederland voor OPS (RIVM), EMEP4NL (RIVM) en LOTOS-EUROS (TNO). NB: de berekeningen voor LOTOS-EUROS zijn relatief ten opzichte van de metingen, maar dit maakt voor het beeld niet uit. Dit verklaart waarom de schaalverdeling anders is.

4.6 Besluiten

Onderzoek naar het effect van de ruimtelijk gekalibreerde achtergrondconcentratiekaart

De ruimtelijk gekalibreerde achtergrondconcentratiekaart van ammoniak komt beter overeen met de werkelijkheid dan de oude niet-ruimtelijk gekalibreerde achtergrondkaart. Daarom worden voor alle jaren in het verleden nieuwe achtergrondconcentratiekaarten van ammoniak bepaald. Deze komen in de eerstvolgende modelversie van OPS beschikbaar.

Depositie op water

Daarnaast zijn de gegevens van Rijkswaterstaat en Deltares over de zeewatersamenstelling, die voor de bepaling van de realistische emissies uit zeewater zijn gebruikt, ook (meerjarig gemiddeld) meegenomen in de depositieberekeningen als zogenoemde Γ_{water} -kaart. Tot nu toe werd boven water een vaste waarde voor Γ_{water} van 430 aangehouden. De nieuwe Γ_{water} -kaart geeft een realistischere weergave van de ruimtelijke verschillen in Γ_{water} . De nieuwe Γ_{water} -kaart zal eveneens in de eerstvolgende OPS-versie worden opgenomen.

Meteorologische gegevens

Ten slotte is duidelijk geworden dat gegevens van het KNMI-weerstation bij Vlissingen minder geschikt zijn voor definitie van de in OPS gebruikte meteorologische condities. In een evaluatie van de Nederlandse waarnemstations door het KNMI (KNMI, 2016) is namelijk geconstateerd dat Vlissingen een 'ongedefinieerd kuststation' is en niet-representatief voor binnendijs Zeeland. Dit heeft met name invloed op de gegevens in Meteoregio 4 in het OPS-model, en daarmee op de berekeningen in en rond de provincie Zeeland. Nadere analyse van de beschikbare weerstations voor Meteoregio 4, in combinatie met volledigheid van historische meetgegevens (van belang voor het in kaart brengen van de historische stikstofdepositie) heeft aangetoond dat het KNMI-weerstation Westdorpe geschikt is om KNMI-weerstation Vlissingen te vervangen in Meteoregio 4. Berekeningen met het OPS-model voor de meetstations in Zeeland laten zien dat de overeenstemming tussen de modelberekeningen en de metingen verbetert door het gebruik van gegevens van KNMI-weerstation Westdorpe, in plaats van Vlissingen. KNMI-weerstation Vlissingen wordt dan ook vervangen door KNMI-weerstation Westdorpe in de meteostatistiek van de eerstvolgende OPS-versie.

Overige onderzoeken

Er is geen directe aanleiding om de meethoogte van de meetpunten in de duinen aan te passen.

Onderzoek naar het effect van de depositiesnelheid op de berekende concentraties heeft laten zien dat een reductie van de depositiesnelheid tot een verhoging van de berekende concentraties kan leiden. Metingen in Solleveld hebben aangetoond dat een overschatting van de depositiesnelheid in de duinen een mogelijke verklaring kunnen zijn voor de onderschatting van de concentraties in de duinen. De meetcampagne was echter beperkt qua dekking in de tijd. Daarnaast is het onduidelijk welke modelparameters de overschatting van de depositiesnelheid veroorzaken en of de metingen representatief zijn voor het gehele

kustgebied. Mogelijk spelen de bladoppervlakte-index (dit is de hoeveelheid bladoppervlak per vierkante meter grondoppervlak) en de uitwisseling met de bodem hierbij een rol. Er vinden voorbereidingen plaats voor een nieuwe meetcampagne in Solleveld (te starten in voorjaar van 2025), waarbij extra aandacht wordt besteed aan metingen van de genoemde modelparameters. Een beter begrip van het uitwisselingsproces van ammoniak in de duinen is nodig om verbeteringen in de modellering te kunnen doorvoeren. Eventuele resultaten van het onderzoek voor gedetailleerdere invoergegevens en een mogelijke verfijning van depositieberekeningen in de duinen worden in reguliere modelupdates meegenomen. Modelupdates worden beschreven in de jaarlijkse GCN-rapportage (Mijnen-Visser et al., 2024) en in de Monitor Stikstof in Natura 2000-gebieden (Marra et al., 2024). In de laatste rapportage wordt ook een impactanalyse van de individuele modelaanpassingen getoond.

Expertmeeting met TNO

Binnen NKS-SAGEN is geconstateerd dat zowel de modellen die het RIVM gebruikt (OPS en EMEP4NL), als het model van TNO (LOTOS-EUROS) een vergelijkbaar ruimtelijk beeld laten zien voor Nederland. RIVM, TNO, KNMI en WUR werken samen aan een verbetering van de inschatting van de emissies van ammoniak en stikstofoxiden, zowel in de ruimte als in de tijd. Hierbij worden zowel metingen als satellietgegevens gebruikt. Ook wordt binnen het programma onderzocht of de depositiemodellering verbeterd kan worden. Veranderingen in de ruimtelijke en temporele verdeling van de emissies gaan zeer waarschijnlijk ook gevolgen hebben voor de berekeningen van de concentraties en depositie aan de kust. Eventuele resultaten van NKS-SAGEN worden in reguliere modelupdates meegenomen. Uit dit overleg zijn verder geen directe nieuwe oorzaken ter tafel gekomen.

5 Cumulatieve effecten van de modelaanpassingen

Voor een aantal van bovenstaande onderwerpen is al duidelijk dat ze in de modellering worden aangepast. Deze **aanpassingen** zijn:

- a. nieuwe ruimtelijk gekalibreerde achtergrondconcentratiekaarten;
- b. realistische zee-emissies en een Γ_{water} -kaart op basis van gegevens van Rijkswaterstaat en Deltares;
- c. vervanging van meetstation Vlissingen door meetstation Westdorpe in Meteoregio 4.

Om het cumulatieve effect van de drie aanpassingen op de concentratie en droge depositie te laten zien, zijn er verkennende modelberekeningen gedaan⁶. Hierbij zijn drie **situaties** doorgerekend:

1. zonder de oude zee-emissies;
2. zonder de oude zee-emissies, maar met de drie bovengenoemde aanpassingen;
3. met de oude zee-emissies⁷.

De berekeningen zijn gedaan voor alle jaren in de periode 2005-2021 om een zo compleet mogelijk beeld van de effecten in verschillende jaren te krijgen. Daarnaast wordt alleen gekeken naar de meetstations langs de kust. Verder wordt er geen ruimtelijke kalibratie naar de metingen uitgevoerd. Hiervoor zijn meerdere redenen: allereerst wordt de kalibratiemethode momenteel aangepast (hierover zal begin 2025 een kennisupdate worden gepubliceerd), daarnaast worden er in de komende modelversie nog meer wijzigingen in het model (en in de invoer) doorgevoerd. Alle wijzigingen en de effecten ervan zullen in de GCN-rapportage van 2025 (gepland in juli 2025) worden gerapporteerd en hun weg in de Monitor stikstofdepositie in Natura 2000-gebieden vinden in het najaar 2025 (gepland oktober 2025). Omdat het laten zien van gekalibreerde resultaten verwachtingen kan scheppen die door andere wijzigingen in het model of de aanpassing van de ruimtelijke kalibratiemethode teniet worden gedaan, is besloten om in deze rapportage geen ruimtelijke kalibratie op de modelresultaten toe te passen.

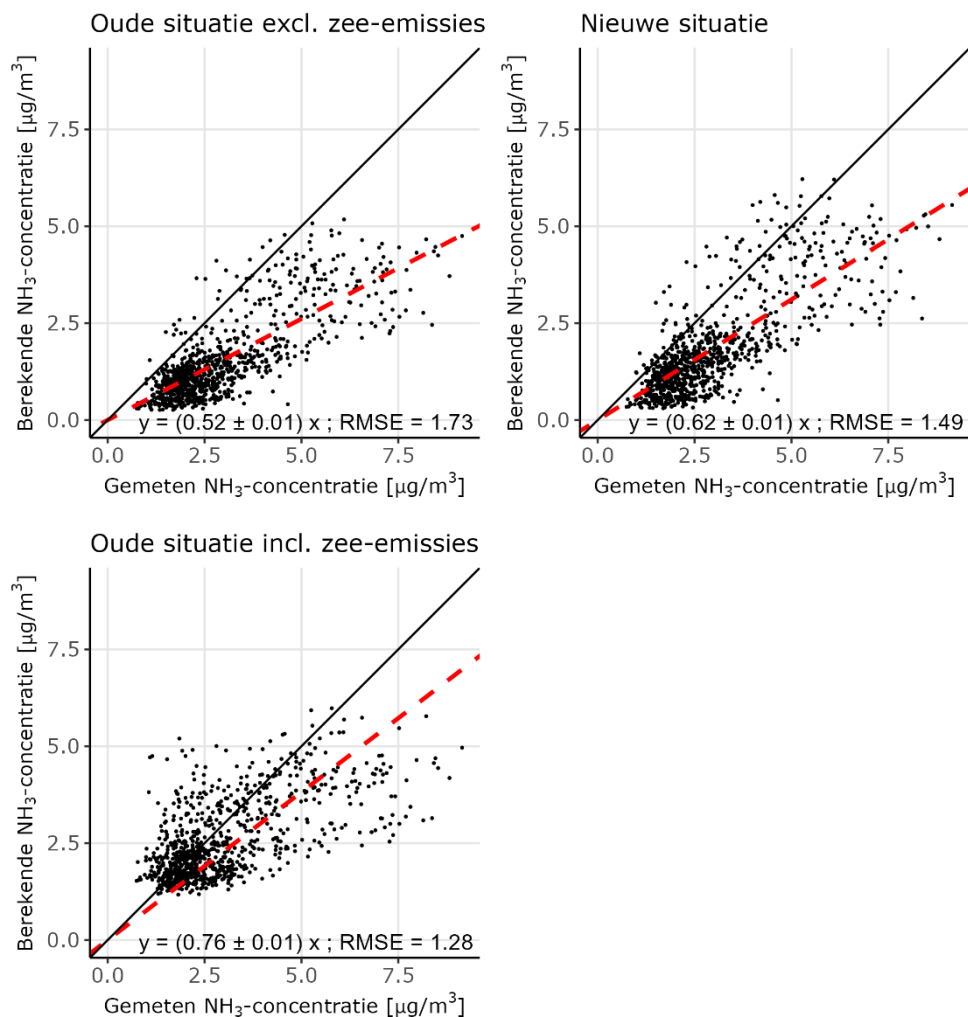
5.1 Effecten op de ammoniakconcentraties

In Figuur 26 zijn de (ongekalibreerde) berekende concentraties uitgezet tegen de metingen van de meetstations langs de Nederlandse kust voor de drie genoemde situaties (zonder oude zee-emissies, zonder oude zee-emissies met de drie bovengenoemde aanpassingen en met de oude zee-emissies). Als er wordt gerekend zonder de oude zee-emissies, dan is er een duidelijke onderschatting van de concentraties langs de kust van 48 procent. (Dit is de onderschatting die we met de modelaanpassingen proberen te verklaren/op te lossen.) Dit betekent dat net iets meer dan 50 procent van de concentratie van ammoniak

⁶ De berekeningen van de cumulatieve effecten is met de nieuwste modelversie (OPS v5.1.1.0) doorgerekend. Dit kan betekenen dat deze resultaten iets afwijken van de resultaten die eerder zijn getoond.

⁷ De oude zee-emissies worden nog als aparte broncategorie doorgerekend in OPS. Ze worden echter in de GCN/GDN rapportage en in de Monitor stikstofdepositie in Natura 2000-gebieden niet meer als aparte broncategorie beschouwd, maar vallen onder de meetcorrectie. In dit rapport wordt deze situatie doorgerekend, om te laten zien wat het effect is als deze broncategorie helemaal wordt verwijderd.

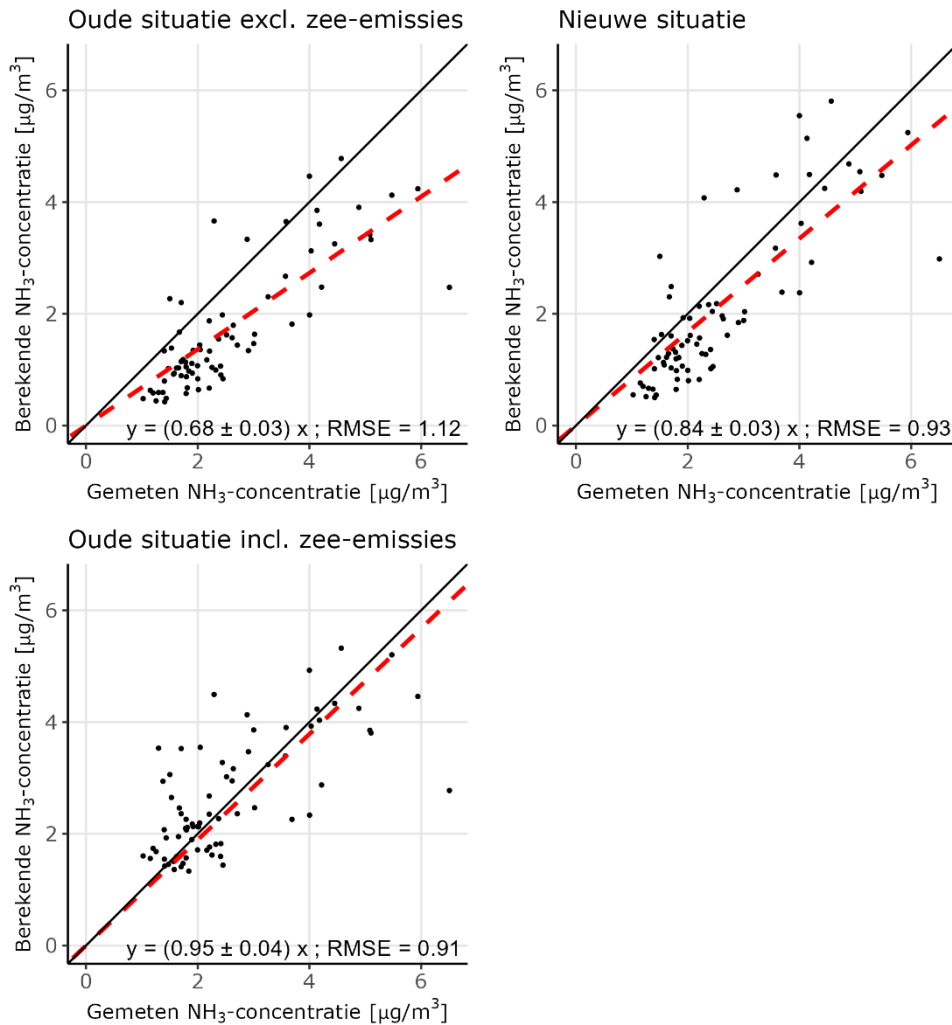
langs de kust verklaard wordt door bekende bronnen. De berekeningen zonder de oude zee-emissies met de drie aanpassingen laten zien dat het verschil met de metingen wat kleiner wordt, ongeveer 38 procent, oftewel, het verklaarde deel is toegenomen tot ruim 60 procent. Met de oude zee-emissies was er gemiddeld over de hele periode een onderschatting van de concentraties langs de kust van 24 procent. Hiermee werd dus zo'n driekwart van de concentratie verklaard. In andere woorden, zo'n 40 procent van het verschil (10 van de 24 procentpunten) dat is ontstaan door de oude zee-emissies niet meer mee te nemen, is door de nieuwe aanpassingen te verklaren.



Figuur 26 Scatterplots van de ongekalibreerde berekende versus de gemeten ammoniakconcentraties voor situatie 1 (linksboven), situatie 2 (rechtsboven) en situatie 3 (onder) voor de meetpunten langs de Nederlandse kust in de periode 2005-2021.

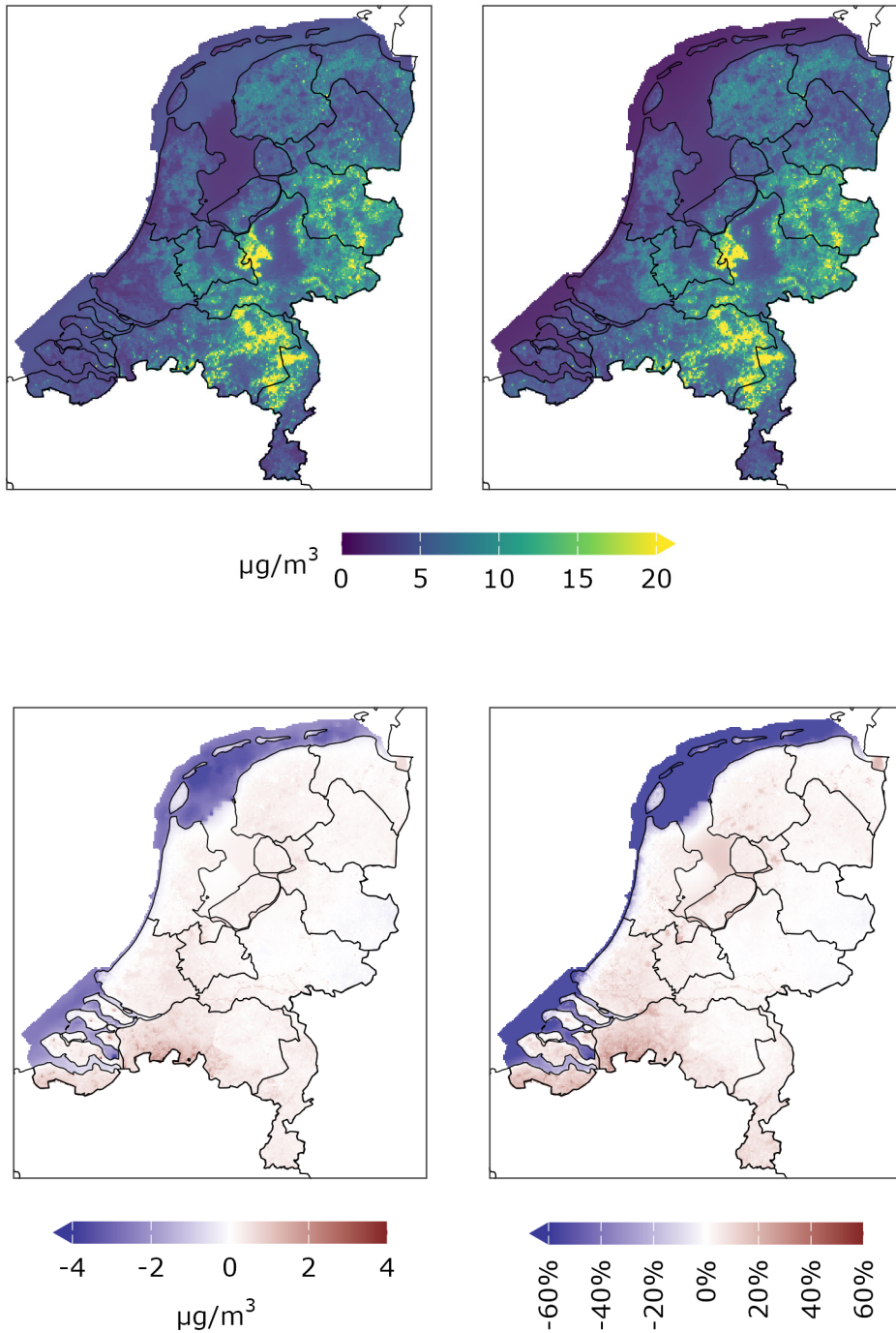
Als we specifiek naar het jaar 2015 kijken (Figuur 27), dan zien we dat de drie aanpassingen een iets groter effect hebben. In dit jaar wordt 60 procent van het verschil dat is ontstaan door de oude zee-emissies niet meer mee te nemen (16 van de 27 procentpunten) verklaard door de nieuwe aanpassingen. In dit jaar zijn de oude zee-emissies voor het

eerst geïntroduceerd. Dit zorgt ervoor dat de resultaten van die run nagenoeg op de 1-op-1-lijn liggen.



Figuur 27 Scatterplots van de ongekalibreerde berekende versus de gemeten ammoniakconcentraties voor situatie 1 (linksboven), situatie 2 (rechtsboven) en situatie 3 (onder) voor de meetpunten langs de Nederlandse kust in het jaar 2015.

Figuur 28 laat de cumulatieve effecten van de modelaanpassingen voor heel Nederland zien. De figuur linksboven toont duidelijk de verhoogde concentraties boven de Waddenzee door de oude (te hoge) zee-emissies, die in de figuur rechtsboven veel lager zijn. Dit is duidelijker te zien in verschilplaatjes linksonder (absoluut verschil) en rechtsonder (relatief verschil). Die tonen verder dat de concentraties boven land iets zijn toegenomen, met name in het zuidwesten van Noord-Brabant.



Figuur 28 Kaartbeelden van de berekende ammoniakconcentraties in Nederland in situatie 3 (linksboven), situatie 2 (rechtsboven) in het jaar 2015. Linksonder is het absolute verschil tussen situatie 2 en situatie 3 weergegeven en rechtsonder het relatieve verschil.

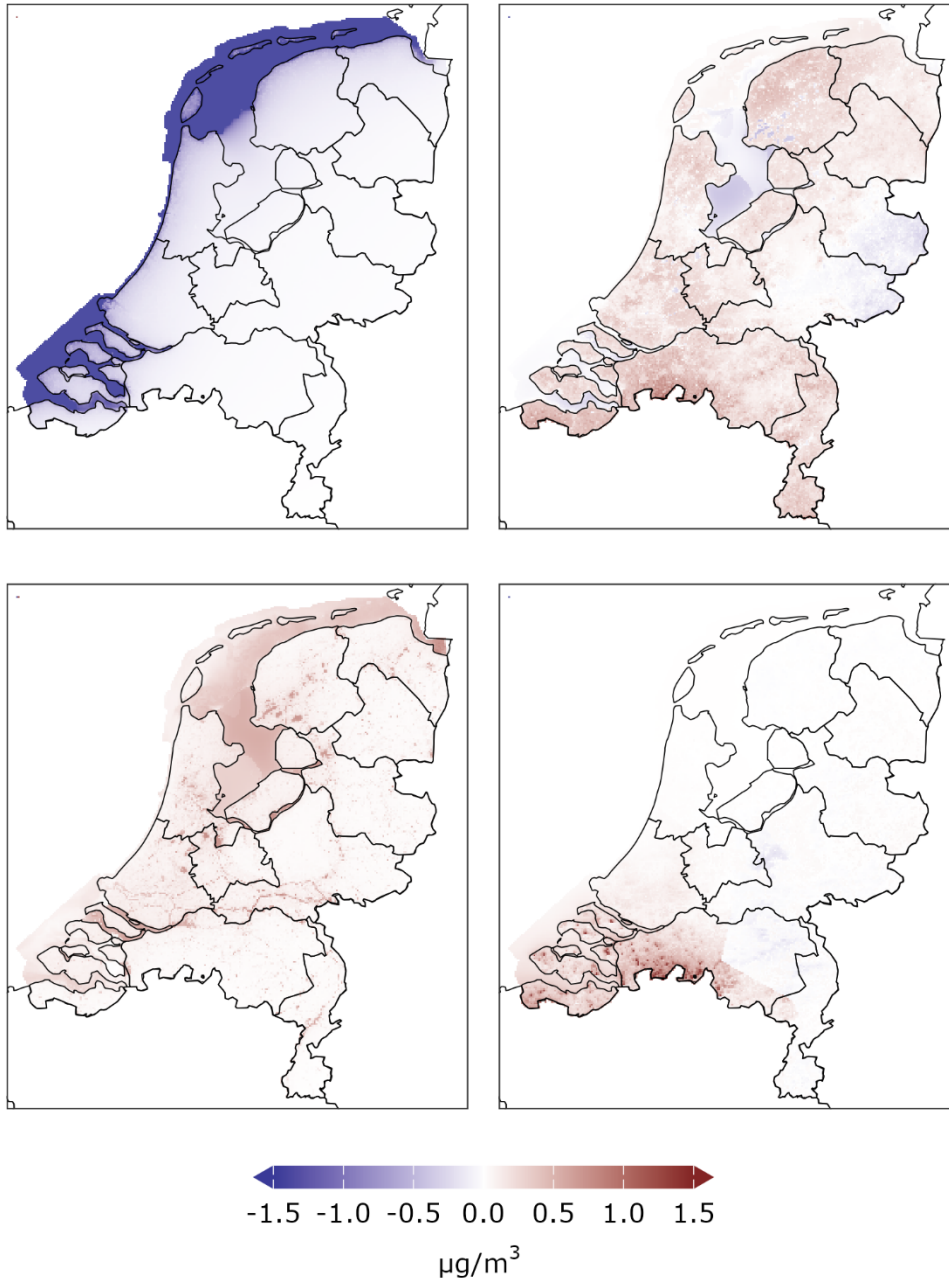
Om het totale verschil tussen situatie 3 en situatie 2 inzichtelijk te maken, zijn de individuele aanpassingen in de modellering in kaart gebracht (Figuur 29). Op die manier is inzichtelijk te maken welke aanpassing verantwoordelijk is voor welk effect. Allereerst zijn de oude

zee-emissies verwijderd (linksboven). Dit leidt tot de afname in de concentraties boven zee. Vervolgens zijn de aanpassingen in het model één voor één toegepast: aanpassing a. de achtergrondkaart (rechtsboven); aanpassing b. de nieuwe zee-emissies inclusief Γ_{water} -kaart (linksonder); aanpassing c. de aangepaste meteorologie in Zeeland (rechtsonder).

De ruimtelijke gekalibreerde achtergrondkaart van ammoniak is boven land en het IJsselmeer veelal hoger dan de oude (niet-ruimtelijk gekalibreerde) achtergrondkaart (zie Figuur 14). Alleen in het oosten van het land is de nieuwe achtergrondkaart lager dan de oude achtergrondkaart. Boven de Noordzee en de Waddenzee zijn de nieuwe achtergrondconcentraties ook lager, omdat de zee-emissies niet meer worden meegenomen. Boven land leidt een hogere achtergrondconcentratie tot een hoger compensatiepunt. Dit heeft tot gevolg dat de berekende droge depositie wordt gereduceerd, waardoor de berekende concentraties toenemen. In de nieuwe achtergrondkaart zijn de concentraties langs de kust iets hoger dan in de oude achtergrondkaart, dus zullen de berekende concentraties ook iets hoger worden. Uitzondering is het oosten van het land, waar de nieuwe achtergrondconcentraties juist iets lager zijn dan voorheen. Dit zorgt uiteindelijk voor een lagere berekende concentratie in Twente en de Achterhoek. Ook boven het IJsselmeer en de Friese Meren zien we lagere berekende concentraties door de nieuwe achtergrondconcentraties. Dit komt doordat de compensatiepunten voor water niet afhankelijk zijn van de achtergrondconcentraties. Omdat de nieuwe achtergrondconcentraties boven deze binnenwateren hoger zijn, neemt hier de depositie juist toe en zien we lagere berekende concentraties. Boven de Noordzee en de Waddenzee neemt de depositie juist iets af, maar door de afwezigheid van bronnen heeft dit nauwelijks effect op de berekende concentraties boven het zeewater.

De nieuwe zee-emissies en de nieuwe Γ_{water} -kaart zorgen ervoor dat de concentraties boven water veelal toenemen. De enige plekken waar de concentraties afnemen, zijn de plekken waar de vaste waarde voor Γ_{water} van 430 hoger was dan de waarde in de nieuwe Γ_{water} -kaart (vooral op de Noordzee, de Oosterschelde en een deel van de Waddenzee rondom Vlieland).

De aangepaste meteo in Zeeland zorgt ervoor dat de concentraties in Zeeland, maar ook in Noord-Brabant, hoger worden. Dat de grootste concentratietoenames vooral in het zuidwesten van Noord-Brabant voorkomen, komt omdat er net over de grens met België de nodige ammoniakemissies zijn. De toenames worden veroorzaakt doordat het minder hard waait, waardoor er minder turbulentie en dus veelal minder depositie is. Dit leidt tot hogere concentraties in de brongebieden.

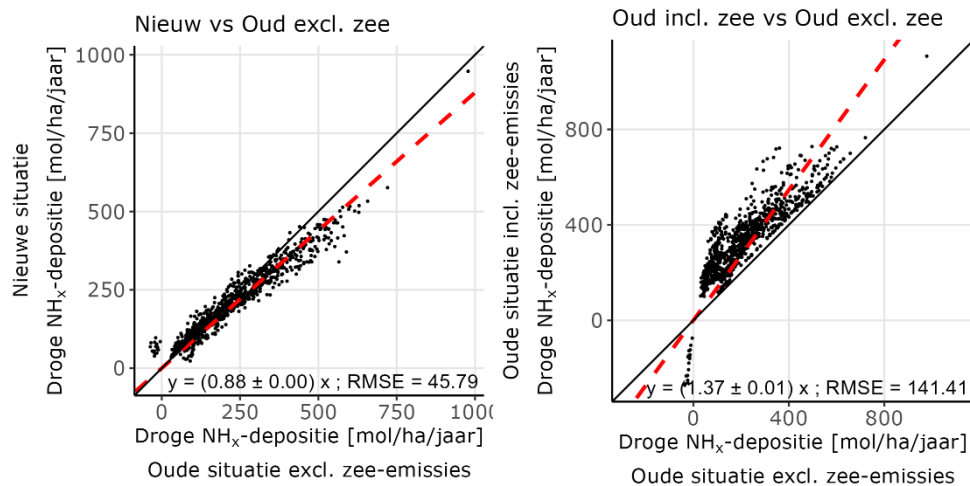


Figuur 29 Kaartbeelden van de absolute verschillen in de berekende ammoniakconcentraties in Nederland in het jaar 2015, waarbij als uitgangspunt eerst de oude zee-emissies zijn verwijderd (linksboven), en vervolgens de aanpassingen in het model één voor één zijn doorgerekend; aanpassing a. de achtergrondkaart (rechtsboven); aanpassing b. de nieuwe zee-emissies en de nieuwe Γ_{water} -kaart (linksonder); aanpassing c. de aangepaste meteorologie in Zeeland (rechtsonder).

5.2 Effecten op de droge depositie van ammoniak

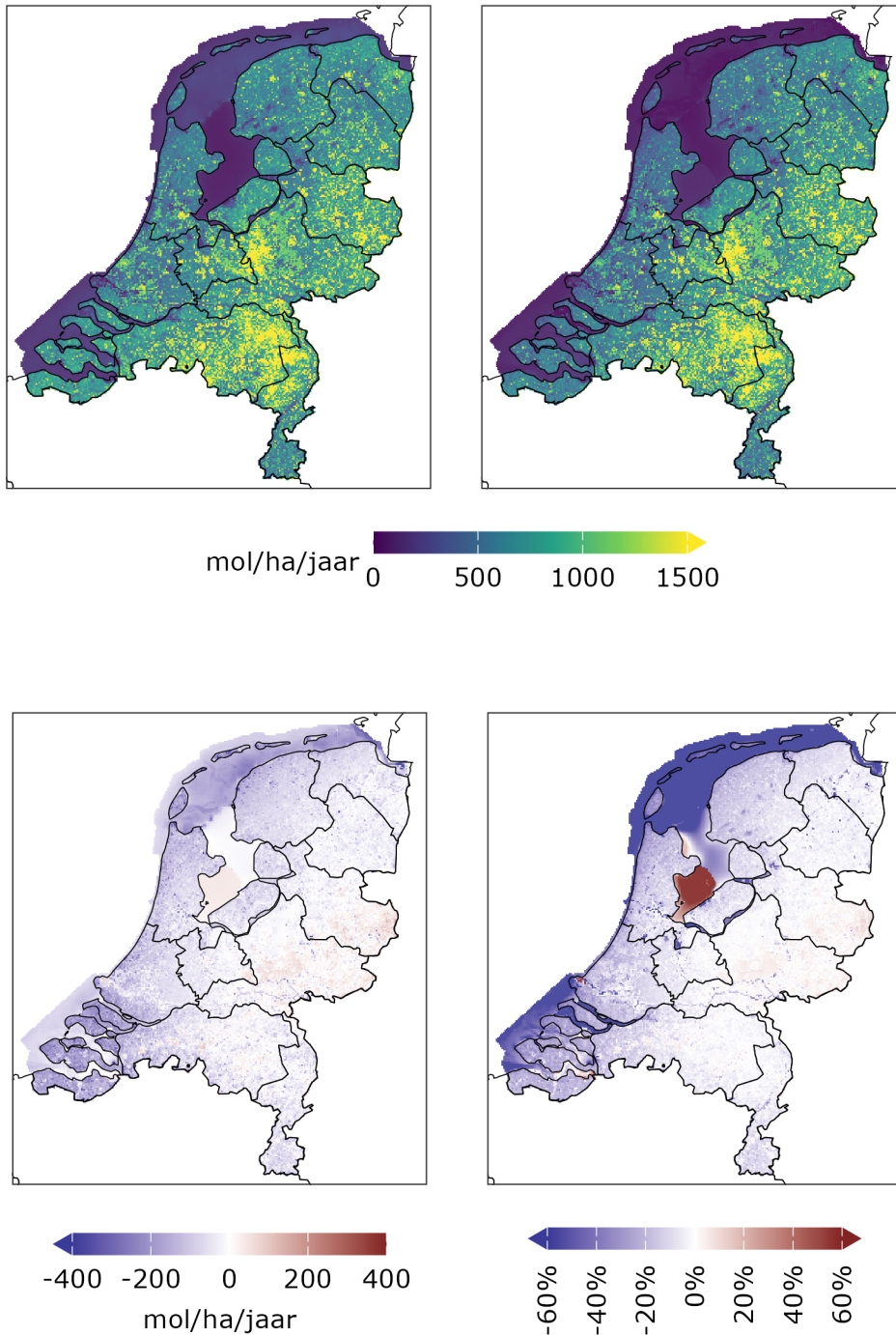
In de linker scatterplot in Figuur 30 is de berekende droge depositie van ammoniak waarbij de oude zee-emissies niet zijn meegenomen (situatie 1), vergeleken met de berekende droge depositie zonder de oude zee-

emissies, maar met de drie aanpassingen (situatie 2). In de rechter scatterplot zijn de berekeningen uitgevoerd met de oude zee-emissies en zijn dus situatie 1 en situatie 3 met elkaar vergeleken. De rechter figuur laat zien dat je met de oude zee-emissies een hogere droge depositie langs de kust berekent, dan wanneer je de oude zee-emissies niet meeneemt. Dat is logisch, omdat als je meer emissies in het model stopt, de concentraties hoger zullen zijn en er meer kan deponeren. Het meenemen van de drie aanpassingen leidt ertoe dat de berekende droge depositie gemiddeld iets lager wordt (linker figuur). Maar er zijn ook berekeningen die boven de 1-op-1-lijn liggen, waar de aanpassingen dus een kleine toename in de berekende droge depositie veroorzaken. Dit is mogelijk doordat de concentraties in de ruimtelijk gekalibreerde achtergrondconcentratiekaart bijvoorbeeld net niet overal langs de kust hoger zijn geworden, maar juist lager.



Figuur 30 Scatterplots van de berekende droge depositie van ammoniak waarbij de oude zee-emissies niet zijn meegenomen (situatie 1), vergeleken met de berekende droge depositie zonder de oude zee-emissies, maar met de drie aanpassingen (situatie 2) (links) en waarbij de oude zee-emissies zijn meegenomen (rechts).

Figuur 31 laat de cumulatieve effecten van de modelaanpassingen voor heel Nederland zien. De figuur linksboven toont duidelijk de verhoogde depositie boven de Noordzee en de Waddenzee door de oude (te hoge) zee-emissies, die in de figuur rechtsboven veel lager of zelfs negatief geworden zijn. Dit is duidelijker te zien in verschilplaatjes linksonder (absoluut verschil) en rechtsonder (relatief verschil). Die tonen verder dat de droge depositie boven land veelal iets is afgenomen. In Gelderland en Overijssel zien we juist plekken waar de droge depositie iets is toegenomen. Het Markermeer valt op, omdat hier een duidelijke toename in de berekende droge depositie is.



Figuur 31 Kaartbeelden van de berekende droge depositie van ammoniak in Nederland in situatie 3 (linksboven), situatie 2 (rechtsboven) in het jaar 2015. Linksonder is het absolute verschil tussen situatie 2 en situatie 3 weergegeven en rechtsonder het relatieve verschil.

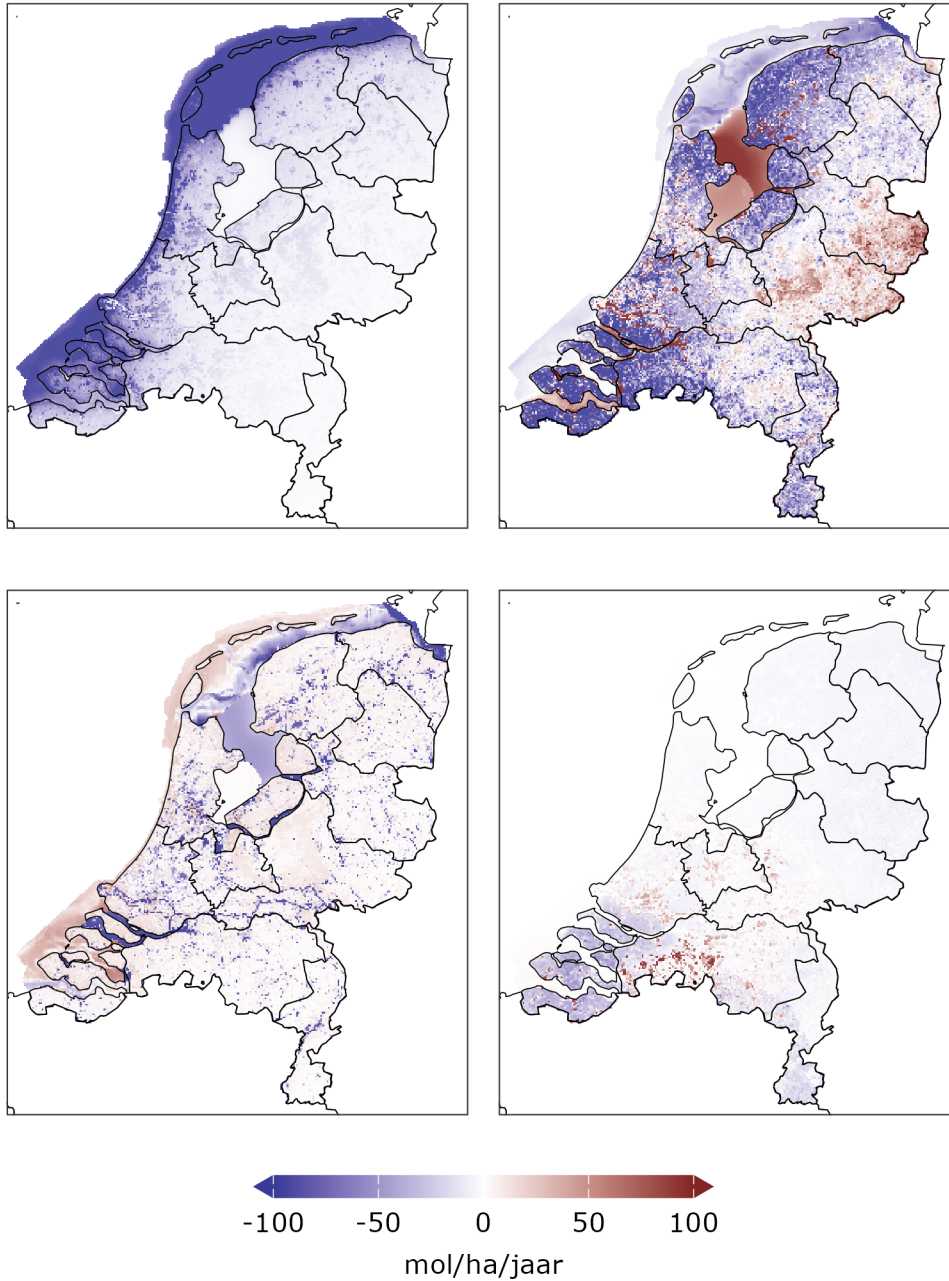
Net als voor de concentraties, zijn ook voor de droge depositie de verschillen tussen situatie 3 en situatie 2 inzichtelijk gemaakt door de individuele aanpassingen in de modellering in kaart te brengen (Figuur 32). Allereerst zijn de oude zee-emissies verwijderd (linksboven). Dit

leidt tot de afname van de depositie boven zee en landinwaarts. Dieper landinwaarts is de bijdrage van de oude zee-emissies echter nihil. Vervolgens zijn de aanpassingen in het model één voor één toegepast; aanpassing a. de achtergrondkaart (rechtsboven); aanpassing b. de nieuwe zee-emissies inclusief Γ_{water} -kaart (linksonder); aanpassing c. de aangepaste meteorologie in Zeeland (rechtsonder).

Zoals bij de concentraties al gemeld, is de ruimtelijke gekalibreerde achtergrondkaart van ammoniak boven land en het IJsselmeer veelal hoger dan de oude (niet-ruimtelijk gekalibreerde) achtergrondkaart (zie Figuur 14). Alleen in het oosten van het land is de nieuwe achtergrondkaart lager dan de oude achtergrondkaart. Boven de Noordzee en de Waddenzee zijn de nieuwe achtergrondconcentraties ook lager, omdat de zee-emissies niet meer worden meegenomen. Boven land leidt een hogere achtergrondconcentratie tot een hoger compensatiepunt, wat tot gevolg heeft dat de berekende droge depositie wordt gereduceerd. In de nieuwe achtergrondkaart zijn de concentraties langs de kust iets hoger dan in de oude achtergrondkaart, dus zullen de berekende concentraties ook iets hoger worden. Uitzondering is het oosten van het land, waar de nieuwe achtergrondconcentraties juist iets lager zijn dan voorheen. Dit zorgt uiteindelijk voor een hogere berekende droge depositie in Twente en de Achterhoek. Ook boven de rivieren, het IJsselmeer en de Friese Meren zien we hogere berekende droge depositie door de nieuwe achtergrondconcentraties. Dit komt doordat de compensatiepunten voor water niet afhankelijk zijn van de achtergrondconcentraties. Omdat de nieuwe achtergrondconcentraties boven deze binnenwateren hoger zijn, neemt hier de droge depositie juist toe. Boven het IJsselmeer zijn nu bovendien emissies uit water toegevoegd. Boven de Noordzee en de Waddenzee neemt de droge depositie juist iets af, omdat de emissies uit water hier veel lager zijn dan voorheen en bovendien de achtergrondconcentraties sterk zijn gereduceerd.

De nieuwe zee-emissies en de nieuwe Γ_{water} -kaart zorgen ervoor dat de depositie boven water veelal afneemt. Vooral de Γ_{water} -kaart is hiervoor verantwoordelijk. Γ_{water} is landinwaarts nu hoger dan de Γ_{water} van 430, die voorheen voor alle wateroppervlakken werd gebruikt. De enige plekken waar de droge depositie toeneemt, zijn de plekken waar de vaste waarde voor Γ_{water} van 430 hoger was dan de waarde in de nieuwe Γ_{water} -kaart (vooral op de Noordzee, de Oosterschelde en een deel van de Waddenzee rondom Vlieland).

De aangepaste meteo in Zeeland zorgt ervoor dat de droge depositie in Zeeland lager wordt. Hierdoor verschuift de depositie naar niet-brongebieden, wat vooral te zien is aan de hogere depositie in de steden en in de bosrijke gebieden in Noord-Brabant. Dat de grootste toenames in de droge depositie vooral in het zuidwesten van Noord-Brabant voorkomen, komt omdat er net over de grens met België de nodige ammoniakemissies zijn. Doordat de transportafstand groter wordt, komt er door de aanpassing van de meteorologie dus ook meer vanuit Vlaanderen het land binnen waaien.



Figuur 32 Kaartbeelden van de absolute verschillen in de berekende droge depositie van ammoniak in Nederland in het jaar 2015, waarbij als uitgangspunt eerst de oude zee-emissies zijn verwijderd (linksboven), en vervolgens de aanpassingen in het model één voor één zijn doorgerekend; aanpassing a. de achtergrondkaart (rechtsboven); aanpassing b. de nieuwe zee-emissies en de nieuwe Γ_{water} -kaart (linksonder); aanpassing c. de aangepaste meteorologie in Zeeland (rechtsonder).

6 Conclusies

Dit rapport geeft een samenvatting van de resultaten van het onderzoek naar de mogelijke oorzaken van het geconstateerde verschil tussen de gemeten en berekende ammoniakconcentraties langs de Nederlandse kust. In 2014 is in het RIVM-rapport 'Ammoniakdepositie in de duinen langs de Noordzee- en Waddenzeekust' (Noordijk et al., 2014) een analyse gemaakt van dat verschil. Om het verschil te verkleinen, is toen in het model een emissiebron 'ammoniak vanuit zee' geïntroduceerd. Nader onderzoek heeft intussen laten zien dat de omvang van deze emissies te hoog is ingeschat.

Met het wegvallen van 'ammoniak uit zee' als volledige verklaring voor het verschil langs de kust, is er onderzoek gestart om mogelijke verklaringen voor het verschil te vinden (Bleeker et al., 2023; Wichink Kruit et al., 2024). Dit rapport is een synthese van beide onderzoeken. In de onderzoeken zijn de volgende drie mogelijke verklaringen nader onderzocht: 1) er is sprake van een artefact in de metingen van ammoniak; 2) er zijn ontbrekende bronnen van ammoniak; en/of: 3) er zijn mogelijke tekortkomingen in de depositiemodellering aan de kust. De belangrijkste conclusies staan hieronder in de secties 6.1 tot en met 6.3.

Er is een aantal oorzaken gevonden dat een deel van de verschillen kan verklaren. De impact van deze oorzaken is vervolgens met het OPS-model doorgerekend en de conclusies van die doorrekening zijn te vinden in sectie 6.4.

Daarna wordt in sectie 6.5 stil gestaan bij lopend onderzoek in het kader van het Nationaal Kennisprogramma Stikstof (NKS) en hoe dat eventueel kan bijdragen aan het verkleinen van de verschillen tussen berekende en gemeten ammoniakconcentraties.

6.1 Conclusies metingen

Doordat de concentraties in het duingebied aan de westkust geen duidelijke verhoging meer laten zien aan de zeezijde, is er nu mogelijk een reden minder om aan te nemen dat er sprake is van een bijdrage vanuit zee. Het blijft echter opvallend dat de concentraties in de gehele kuststrook te laag worden berekend.

Wat de metingen betreft is de mogelijke invloed van aërosolen op de meetresultaten onderzocht. Hiervoor zijn acht maanden lang aanvullende metingen gedaan. Dit onderzoek heeft laten zien dat verdamping van aërosolen van de filters op de passieve samplers tot iets hogere ammoniakconcentraties kan leiden (maximaal 25% concentratietoename vóór ijking aan de LML-metingen). Door de ijking aan de LML-metingen, waarop de aërosolen geen invloed hebben, is de maximale toename gereduceerd tot 7 procent. Dit beeld is echter niet consistent. Er zijn ook meetpunten die geen concentratietoename laten zien en niet alleen de punten langs de kust laten een verhoging zien.

Het effect van het verwijderen van de filters na de meetperiode is gering (maximaal ongeveer $0,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ of 7% van de concentratie), omdat er geijkt wordt aan de miniDOAS-metingen op de LML-stations. Het verwijderen van de filters na de meetperiode zorgt bovendien voor extra handelingen bij de verwisseling van de meetbuisjes. Dit is niet wenselijk, omdat vrijwilligers de meetbuisjes vervangen en de extra handelingen mogelijk tot een groter aantal foutieve metingen kan leiden. Daarom is besloten om de bestaande wisselprocedure vooralsnog niet aan te passen. In het kader van de kwaliteitsborging van de MAN-metingen wordt nog wel nader bekeken of de wisselprocedure aanpassing behoeft.

6.2 Conclusies ontbrekende bronnen

Het is niet waarschijnlijk dat een eventuele onderschatting van de gebruikte ammoniakemissies voor de zeescheepvaart het verschil tussen de meting en de berekeningen volledig kan verklaren. Pas wanneer er een onrealistisch hoge emissie van NH_3 uit de zeescheepvaart verondersteld wordt, is er een goede vergelijking tussen de metingen en de berekeningen.

Dieren die van nature in de duinen voorkomen, zoals herten, reeën, konijnen, muizen en diverse vogelsoorten, kunnen ook een bijdrage leveren aan de lokale ammoniakemissie. Omdat er echter geen jaargemiddelde ruimtelijke verdeling van de belangrijkste diersoorten voorhanden is, worden deze emissies voorlopig nog niet meegenomen in de modellering. Zodra gegevens over de ruimtelijke verdeling van de belangrijkste diersoorten beschikbaar komen, zijn deze emissies relatief eenvoudig alsnog in toekomstige modelberekeningen mee te nemen (mogelijk via de Emissieregistratie). Doordat de omvang van de biogene emissies (1,5% van het nationale totaal) beperkt is en de ruimtelijke verdeling van de belangrijkste soort (i.e. de veldmuis) waarschijnlijk uniform over het land verdeeld is, verwachten we niet dat deze emissieoorzaak verantwoordelijk is voor het verschil tussen modelberekeningen en metingen in het kustgebied.

Berekeningen van Dr. M. Johnson en met het EMEP4NL-model, die een inschatting geven van de emissie die via het NH_3 -/ NH_4^+ -evenwicht in water kan ontstaan, laten zien dat de emissies uit zee vele malen lager zijn dan wat in de GCN-/GDN-berekeningen gebruikt wordt. Met een NH_3 -emissie in een smalle strook vlak bij de kust kan de concentratie langs de kust wel goed gemodelleerd worden. Hiervoor is echter wel een emissie van 3-6 kton NH_3 nodig. Gezien de berekeningen met EMEP4NL lijkt een dergelijke hoge emissie niet aannemelijk. In de buurt van mondingen van rivieren/kanalen zijn de ammoniumconcentraties in het water verhoogd en kan het voorkomen dat ammoniakemissies uit het water tot hogere ammoniakconcentraties aan de kust leiden. Verder onderzoek heeft aangetoond dat er onder specifieke omstandigheden ammoniak uit zeewater kan vrijkomen. De hoeveelheid ammoniak die uit het zeewater vrijkomt, is echter aanzienlijk kleiner dan nu in het model wordt aangenomen. In het onderzoek zijn realistische zee-emissies op basis van gegevens van Rijkswaterstaat en Deltares afgeleid. Deze gegevens zijn met het EMEP4NL-model doorgerekend. Op basis van die modelberekeningen is

een nieuwe (realistische) emissiekaart afgeleid, die in OPS gebruikt kan worden. Deze nieuwe emissiekaart wordt in toekomstige OPS-berekeningen gebruikt.

6.3 Conclusies modelberekeningen

Wat betreft de modelberekeningen is er een aantal mogelijke verklaringen gevonden.

Allereerst is er sinds een aantal jaren een ruimtelijke kalibratiemethode ingevoerd om de berekende ammoniakconcentraties te corrigeren naar de metingen (Wichink Kruit et al., 2020). Deze kalibratie vindt plaats nadat het model de concentraties heeft berekend. Het OPS-model maakt voor de berekeningen echter ook gebruik van zogenoemde achtergrondconcentratiekaarten van ammoniak, stikstofdioxide en zwaveldioxide. De achtergrondconcentratiekaart van ammoniak wordt onder andere gebruikt om de compensatiepunten (een soort van oppervlakteconcentratie) af te leiden, die van belang zijn bij de berekening van de droge depositie. De tot nu toe gehanteerde achtergrondconcentratiekaart van ammoniak was echter nog niet ruimtelijk gekalibreerd. Een hogere achtergrondconcentratie betekent een hoger compensatiepunt. Dat heeft tot gevolg dat de berekende droge depositie wordt gereduceerd, waardoor de berekende concentraties toenemen. In de nieuwe achtergrondkaart zijn de concentraties langs de kust iets hoger dan in de oude achtergrondkaart, wat leidt tot hogere berekende concentraties.

Daarnaast wordt om model-technische redenen in het OPS-model het depositieproces losgekoppeld van het emissieproces. Beide dienen dan ook correct geparametriseerd te worden om dubbeltelling te voorkomen. Daarom worden de gegevens van Rijkswaterstaat en Deltares over de zeewatersamenstelling, die voor de bepaling van de realistische emissies uit zeewater zijn gebruikt, ook (meerjarig gemiddeld) meegenomen in de depositieberekeningen als zogenoemde Γ_{water} -kaart. Tot nu toe werd boven water een vaste waarde voor Γ_{water} van 430 aangehouden. De nieuwe Γ_{water} -kaart geeft een realistischere weergave van de ruimtelijke verschillen in Γ_{water} . De nieuwe Γ_{water} -kaart wordt eveneens in de eerstvolgende OPS-versie opgenomen.

Ten slotte is duidelijk geworden dat de meteorologie in Zeeland (en daarmee Meteoregio 4 in het OPS-model) wordt gedomineerd door één weerstation, namelijk Vlissingen. In een evaluatie van de Nederlandse waarnemstations door het KNMI (KNMI, 2016) is echter geconstateerd dat Vlissingen een ongedefinieerd 'kuststation' is en niet-representatief voor binnendijks Zeeland. Nadere analyse van de beschikbare meetstations voor Meteoregio 4, in combinatie met volledigheid van historische meetgegevens (van belang voor het in kaart brengen van de historische stikstofdepositie) heeft aangetoond dat het meetstation Westdorpe geschikt is om meteostation Vlissingen te vervangen in Meteoregio 4. Berekeningen met het OPS-model voor de meetstations in Zeeland laten zien dat de overeenstemming van de modelberekeningen met de metingen verbetert door het gebruik van meetstation Westdorpe, in plaats van Vlissingen.

6.4 Impact van gevonden oorzaken

De gevonden oorzaken hebben vooral betrekking op de gegevens waarmee het model rekent en niet zozeer op het model zelf. Gemiddeld wordt met de genoemde aanpassingen uit sectie 6.3 over de periode 2005-2021 ruim 60 procent van de concentratie ammoniak in de lucht langs de Nederlandse kust verklaard. Dit was zonder de oude zee-emissies ongeveer 50 procent en met de oude zee-emissies 76 procent. Doordat de rekenresultaten met de aanpassingen van de gegevens dichter bij de metingen liggen, is nu dus net iets beter bekend wat de oorsprong is van de concentraties. De gegevens worden daarom in de eerstvolgende versie van het rekenmodel OPS aangepast. De berekende bijdrage van de bekende bronnen aan de droge depositie is na de aanpassingen op veel plekken langs de kust vrijwel hetzelfde gebleven. Er zijn echter ook plekken waar een lichte daling in de droge depositie wordt berekend.

De huidige Monitor stikstofdepositie in Natura 2000-gebieden neemt de oude zee-emissies al niet meer mee als aparte broncategorie in de bronbijdrages. Deze bijdrage is daarin onderdeel van de meetcorrectie.

De overgebleven verschillen tussen modelberekeningen en metingen worden nog steeds gecorrigeerd via een ruimtelijke kalibratie. De ruimtelijke kalibratiemethode wordt op dit moment aangepast, zodat deze beter rekening houdt met de lokale omstandigheden. Over de aanpassing van de kalibratiemethode wordt begin 2025 een kennisnotitie gepubliceerd.

6.5 Vervolgonderzoek

Ondertussen is er geconstateerd dat zowel de modellen die het RIVM gebruikt (OPS en EMEP4NL), als het model van TNO (LOTOS-EUROS) een vergelijkbaar ruimtelijk beeld laten zien voor Nederland. Er is in alle modellen een gradiënt over het land te zien, waarbij de berekende concentraties langs de kust lager zijn en de berekende concentraties in het binnenland hoger zijn dan de metingen. Op basis van deze vergelijking is dan ook makkelijker te concluderen dat de oorzaak van deze patronen waarschijnlijk niet specifiek voor het OPS-model is, maar dat het een meer generiek patroon betreft. Binnen het Nationaal Kennisprogramma Stikstof (NKS) doen RIVM, TNO, KNMI, Universiteit Leiden en WUR samen onderzoek naar de onzekerheden in de metingen en in de modellering. Ook kijken de onderzoekers hoe die onzekerheden verkleind kunnen worden. Hierbij kijken ze onder meer naar een verbetering van de inschatting van de emissies van ammoniak en stikstofoxiden, zowel in de ruimte als in de tijd. Hoewel het onderzoeksprogramma zich niet specifiek op de onderschatting langs de kust richt, dragen de onderzoeken er hopelijk wel aan bij dat er in de toekomst een groter deel van de concentraties langs de kust is te verklaren.

Literatuur

Asman, W.A.H., Harrison, R.M. Ottley, C.J., 1994. Estimation of the net air-sea flux of ammonia over the southern bight of the North Sea. *Atmospheric Environment* 28, 3647-3654.

[https://doi.org/10.1016/1352-2310\(94\)00192-N](https://doi.org/10.1016/1352-2310(94)00192-N)

Berkhout, A.J.C., Swart, D.P.J., Volten, H., Gast, L.F.L., Haaima, M., Verboom, H., Stefess, G., Hafkenscheid, T., Hoogerbrugge, R., 2017. Replacing the AMOR with the miniDOAS in the ammonia monitoring network in the Netherlands. *Atmos. Meas. Techn.* 10, pp. 4099-4120.

Bleeker, A., Wichink Kruit, R., Van Zanten, M., 2020. Verkenning biogene stikstofemissies. RIVM-rapport 2020-0194.

<https://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/2020-0194.pdf>

EMEP, 2022. Transboundary particulate matter, photo-oxidants, acidifying and eutrophying components. Joint MSC-W & CCC & CEIP & CIAM Report.

https://emep.int/publ/reports/2022/EMEP_Status_Report_1_2022.pdf

Hazelhorst, S.B., 2019. Testing and evaluation of the bidirectional ammonia (NH₃) exchange module in EMEP. Internship report. 60 pp.

Hoogerbrugge, R; Braam, M; Siteur, K; Jacobs, C; Hazelhorst, S; Stefess, G; van der Swaluw, E; Wichink Kruit, R; Wesseling, J; van Pul, A., 2023. Uncertainty in the determined nitrogen deposition in the Netherlands. Status report 2023. RIVM-rapport 2022-0085.

<https://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/2022-0085.pdf>

Johnson, M.T., Liss, P.S., Bell, T.G., Lesworth, T.J., Baker, A.R., Hind, A.J., Jickells, T.D., Biswas, K.F., Woodward, E.M.S., and Gibb, S.W., 2008. Field observations of the ocean-atmosphere exchange of ammonia: Fundamental importance of temperature as revealed by a comparison of high and low latitudes, *Global Biogeochemical Cycles* 22, GB1019,

<https://doi.org/10.1029/2007GB003039>.

Johnson, M.T., Bell, T.G., 2008. Coupling between dimethylsulfide emissions and the ocean-atmosphere exchange of ammonia. *Environmental Chemistry* 5, 259-267.

<https://doi.org/10.1071/EN08030>.

Johnson, M.T., 2010. A numerical scheme to calculate temperature and salinity dependent air-water transfer velocities for any gas. *Ocean Science* 6, 913-932. <https://doi.org/10.5194/os-6-913-2010>.

KNMI, 2016. Evaluatie van de Nederlandse waarneemstations; Bevindingen en aanbevelingen om te komen tot een referentie waarnemingennetwerk:

Actie 1 uit de waarnemingenstrategie KNMI 2015–2024. De Bilt, 2016 | Technisch rapport; TR-357. <https://www.knmi.nl/kennis-en-datacentrum/publicatie/evaluatie-van-de-nederlandse-waarnemstations>

Marra, W.A., Hazelhorst, S.B., De Jongh, L.A., Wichink Kruit, R.J., Schram, J.M., Brandt, K.M.F., 2024. Monitor stikstofdepositie in Natura 2000-gebieden 2024. RIVM-rapport 2024-0076. <https://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/2024-0076.pdf>

Mijnen-Visser, S., De Jongh, L.A., Hazelhorst, S.B., Hoogerbrugge, R., Soenario, I., Stolwijk, G.J.C., De Vries, W.J., Wichink Kruit, R.J., Zuidberg, S., 2024. Grootschalige concentratiekaarten Nederland. Rapportage 2024. RIVM-rapport 2024-0059. <https://doi.org/10.21945/RIVM-2024-0059>.

Paulot, F., Jacob, D.J., Johnson, M.T., Bell, T.G., Baker, A.R., Keene, W.C., Lima, I.D., Doney, S.C., Stock, C.A., 2015. Global oceanic emission of ammonia: Constraints from seawater and atmospheric observations. *Global Biogeochemical Cycles* 29, 1165-1178. <https://doi.org/10.1002/2015GB005106>.

Sørensen, L., Hertel, O., Skjøth, C., Lund, M., Pedersen, B., 2003. Fluxes of ammonia in the coastal marine boundary layer. *Atmospheric Environment* 37, S167-S177. [https://doi.org/10.1016/S1352-2310\(03\)00247-4](https://doi.org/10.1016/S1352-2310(03)00247-4)

Sutton et al., 2001. Comparison of low cost measurement techniques for long-term monitoring of atmospheric ammonia. *Journal of Environmental Monitoring* 3, pp. 446-453.

Vendel, K.J.A., Wichink Kruit, R.J., Blom, M., Van den Bulk, P., Van Egmond, B., Frumau, A., Rutledge-Jonker, S., Hensen, A., Van Zanten, M.C., 2023. Dry deposition of ammonia in a coastal dune area: Measurements and modeling. *Atmospheric Environment* 298. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2023.119596>

Wichink Kruit, R., Braam, M., Hoogerbrugge, R., Van Pul, A., 2020. Implementation of a data fusion approach to assess the concentration and dry deposition of ammonia in the Netherlands. RIVM letter report 2020-0076. <https://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/2020-0076.pdf>

Bijlage 1

Estimating NH₃ emissions from Dutch Coastal Seas

Rapportage van Dr. Martin Johnson (UK) in opdracht van het RIVM

Introduction

The exchange of ammonia between the sea surface and the atmosphere depends on the respective concentrations of ammonia in the atmosphere (NH_{3(g)}) and total ammonium in seawater (NH_{4(TOT,sw)}), temperature, pH and wind speed. The flux is driven by the effective concentration difference between the ocean and atmosphere, mediated by the Henry's solubility, KH. In the case of ammonia, the equilibrium between molecular NH₃ and its protonated form NH₄⁺ must also be taken into account. At typical seawater pH, temperature and salinity only a few percent of (NH_{4(TOT,sw)}) is available for transfer across the air-sea interface as dissolved ammonia, NH_{3(sw)}. The rate of exchange is controlled by the transfer velocity - in the case of ammonia the air-side transfer velocity (Liss and Slater, 1974, Johnson et al., 2008, Johnson 2010). The microphysics of exchange is complex and highly variable, but parameterisations of the exchange velocity provide reasonable approximations, particularly when considering long term averages. In this analysis, the exchange scheme of Johnson, 2010 is used to compute temperature, pH and salinity dependent transfer velocities and Henry's law solubility for ammonia, while the parameterisation of Bell et al., 2007 is used to compute temperature and pK_a of ammonium - determining the partitioning between protonated and unprotonated forms in surface seawater.

The aim of this analysis is to establish whether and to what extent Dutch coastal waters might be a source of ammonia to Dutch coastal regions. This is done using MAN data from RIVM for NH_{3(g)} and sea surface temperature (SST) and wind fields from ECMWF. Seawater concentrations are estimated from literature values. This simple analysis cannot rationalise the MAN gas phase ammonia data with a source from surface seawater. In order to further understand the likely influence of the ocean surface on Dutch coastal ammonia it is recommended to consider onshore and offshore fluxes separately. A 'ballpark' calculation suggests the 5,000km² of ocean adjacent to the Dutch coast could be responsible for >100 tonnes ammonia transported inland over the Dutch coast.

Data sort and import

Coastal and estuarine areas as well as sites adjacent to the IJsselmeer were identified from the map provided⁸, and the MAN (NH_{3(g)}) data was sorted into these subsets for comparison with inland sites. Data was organised to allow comparison by season and by year. This analysis shows that coastal sites see considerably lower ammonia concentrations than other areas most of the time. Ammonia concentrations have been increasing in recent years at all sites (an increase therefore unlikely to be due to coastal ammonia sources).

⁸ <https://man.rivm.nl/#detailpopup>

What about seasonality? Is there seasonal bias and do coastal and estuarine data look different to inland? The bulk of estuarine data looks more similar to inland sites than to coastal ones. Given the proximity to the coast, does this suggest an estuarine source? Inland sea sites (the 2 adjacent to the IJsselmeer – Oostvaardersplassen and Naardermeer) are most like inland sites, presumably due to their proximity to agricultural and population centres and will not be considered further in this analysis.

For the purposes of the initial '0d' analysis we take average values per season from all coastal sites and years to give a representative value for gas phase ammonia concentration. At this stage we also convert to nmol/m^3 to allow direct comparison with seawater data. Let's look at mean and median monthly averaged wind speed and sea surface temperature (SST) downloaded from ECMWF for the Netherlands region.

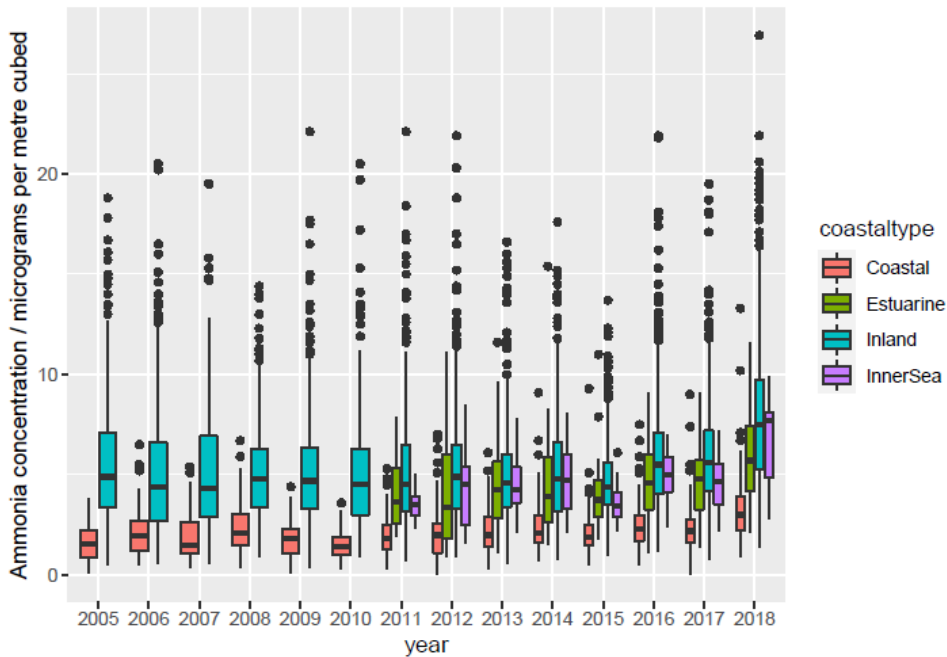


Figure 33 First assessment of MAN data separated by year. NH_3 concentrations in micrograms per metre cubed.

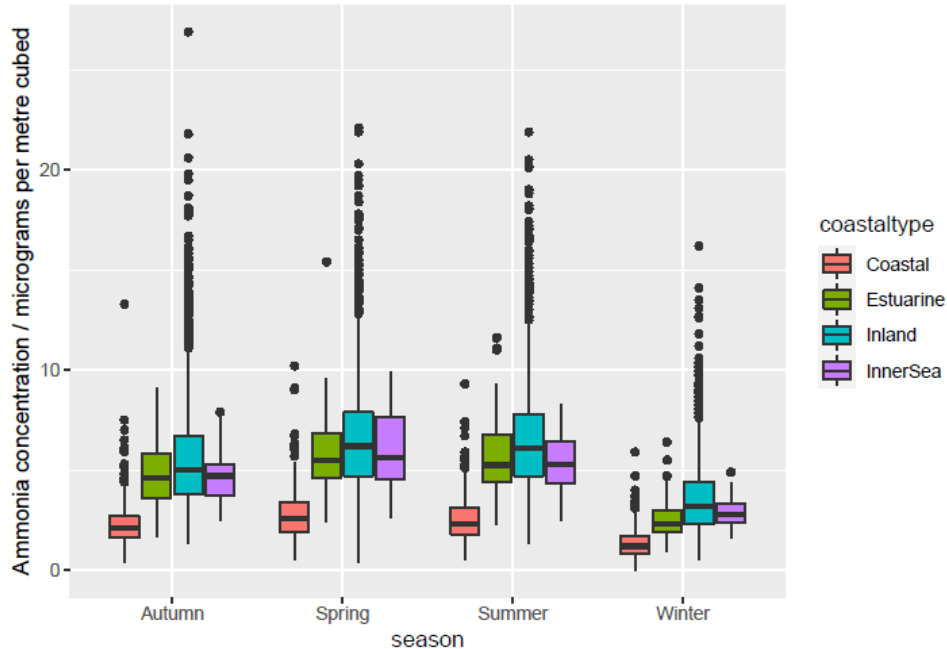


Figure 34 MAN ammonia concentrations by area and season.

Month-averaged ERA5 reanalysis data from ECMWF was downloaded and processed⁹. Month-averaged winds are separated into u and v components. This gives a sort of net transport rather than wind intensity, which isn't particularly useful for determining transfer velocity, which is both non-linear with wind speed and insensitive to wind direction (to first order). SST is still useful from this dataset though. Wind speed modifies the magnitude of the flux, but we can be reasonably sure that a mean wind speed of around 6.6 m/s will be near enough for an order of magnitude estimate (e.g. Johnson 2010). If we come to a more detailed analysis, we can extract hourly winds and gusts and do a proper analysis. Month-average SST per grid square from ERA5 was further averaged over the region of the Southern North Sea surrounding the Dutch coast (51 - 54 degrees North, 3.4 - 6.6 degrees East). Between-grid-square variability was low, so these temperature data provide a good average value to apply to solubility and flux calculations season-by-season.

Seawater $NH_{4(TOT,sw)}$

Multiple sources are used here to estimate the likely range of total ammonium concentrations in Dutch coastal waters. Sørensen et al. 2003 measured seawater concentrations over a 1-month period in August 1999 as varying between 0.1 and 2.5 μM , about 10km off the Dutch coast. Asman et al 1994 observe concentrations in the southern North Sea of between ~ 0.3 and 10 μM , with most values being between 0.8 and 1.5 μM . They state the high values (interpreted here as $> 2 \mu\text{M}$) are from estuarine or near-estuarine sites. In a compilation of $> 90,000$ global seawater ammonium data (Johnson et al unpublished), coastal ($< 20\text{m}$ water depth) waters have the highest mean ammonium

⁹ <https://cds.climate.copernicus.eu/cdsapp#!dataset/10.24381/cds.f17050d7?tab=form>

concentration of all regions, with a mean of roughly $1 \mu\text{M}$. We therefore take 0.5 and $1.5 \mu\text{M}$ as the likely min and max of mean ammonium concentrations in near-coastal Dutch waters.

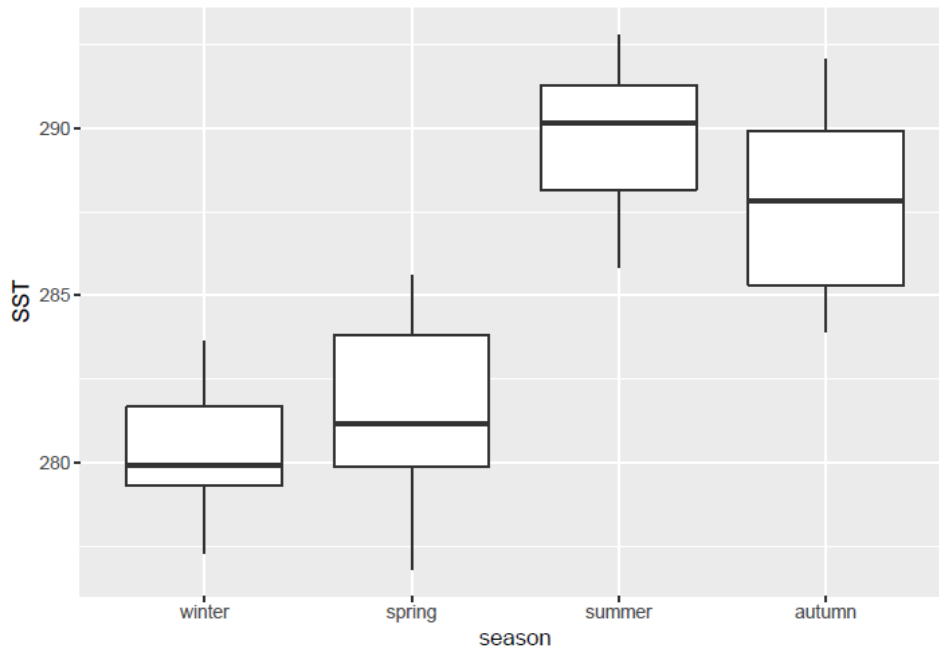


Figure 35 Areally averaged monthly Sea Surface Temperature from ERA5 reanalysis data from 2000-2020.

What is the seawater concentration needed for net zero flux based on NH_3 concentrations and SST?

The equilibrium concentration (compensation point) in seawater to balance the observed $\text{NH}_3(\text{g})$ concentrations at Dutch coastal sites is calculated using Henry's law solubility and pK_a of ammonium. pH is important in controlling this equilibrium, but over observed ranges in seawater it is a secondary effect relative to temperature (Johnson et al., 2008). In the absence of directly observed pH data we use a pH of 8 throughout the analysis below, following the observations of Sørensen et al., 2003 in Dutch coastal waters. The following figure demonstrated that the seawater concentrations of $\text{NH}_4(\text{TOT}, \text{sw})$ required are at least an order of magnitude higher than the likely seawater concentrations, so on the basis of this simple analysis an efflux of ammonia from Dutch coastal waters seems highly unlikely.

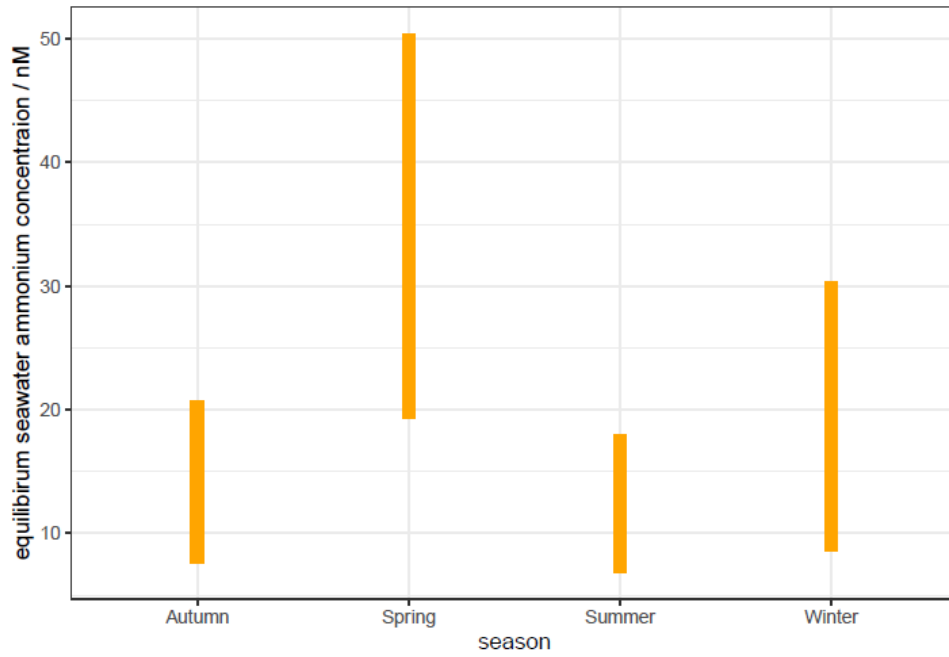


Figure 36 Concentrations of seawater total ammonium which would be equilibrium with observed coastal ammonia concentrations.

The fluxes calculated from the above data indicate substantial uptake of ammonia by the ocean surface (Figure below).

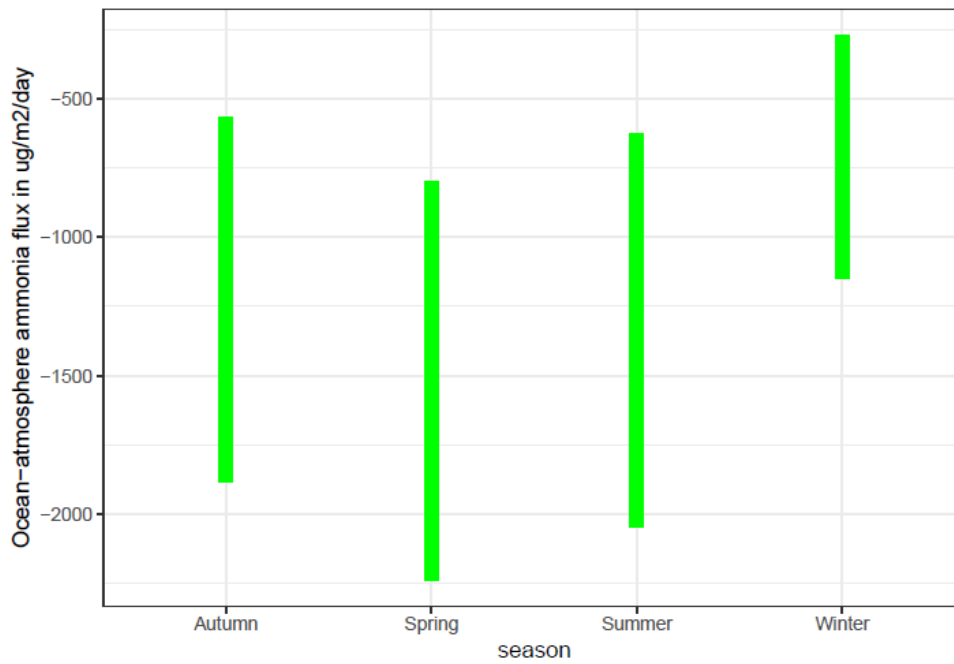


Figure 37 Ocean-atmosphere ammonia fluxes calculated using the MAN coastal data. A negative flux represents a flux from atmosphere to ocean.

Alternative analysis

However, I do not believe this captures the likely true nature of the situation. As observed by Sørensen et al., (2003), there is an enormous difference in ammonia concentration between off-shore and on-shore wind directions, even at 10km from the coast. They see a switch from $\sim 10 \mu\text{g N m}^{-3}$ to $\sim 0.05 \mu\text{g N m}^{-3}$ (12 to $0.06 \mu\text{g NH}_3 \text{ m}^{-3}$) in August 1999, as wind direction changed from easterly to westerly. Given this, it is worth investigating the potential impact of onshore winds under 'clean air' conditions on onshore transport of marine-origin NH_3 . Therefore, as an alternative calculation a seawater concentration of $1.5 \mu\text{M}$ and gas phase concentration of $0.06 \mu\text{g NH}_3 \text{ m}^{-3}$, occurring for an arbitrary 50% of the time, could lead to a total emission of 105 tonnes of NH_3 per year from the ocean that reaches the land. Whilst net transport is likely to be strongly offshore, this onshore transport will off-set some proportion of the offshore flux. Note that the efflux from the ocean calculated this way is about 10% of the magnitude of the influx to the ocean, on a per-unit-area basis calculated from the MAN ammonia dataset. Estuarine areas are likely to have considerably higher concentrations, in the order of 10s of micromoles per litre (e.g. Parker et al., 2011¹⁰, Asman et al., 1994). Let's assume 50 km^2 of estuarine surface at $25 \mu\text{M}$ - this would give an additional flux of 16 tonnes.

Next steps

There are considerable uncertainties associated with various aspects of this analysis, which could be improved with proper statistical modelling of variables based on short-timescale frequency distributions and a Monte-Carlo type analysis. However, it is difficult to see how this would yield at most more than 1 order of magnitude higher fluxes than those estimated here, unless the footprint of sea surface considered could justifiably be expanded considerably. Depending on the size of the missing ammonia source compared to that calculated by the 'back of the envelope' calculation here it may or may not be worth continuing with such an analysis. High resolution winds are available from ECMWF to estimate the proportion of time during which there is onshore flow, although back trajectory analysis would be needed to assess whether or not this was 'clean air'. Improved distributions of ammonia concentrations and seawater concentrations could be constructed. Seasonality could also be introduced. In the short time available I have been unable to find any particularly useful numbers regarding ammonia release from intertidal habitats, but I would think it unlikely to be much more again than the estuarine estimate given here. It might be worth further investigation.

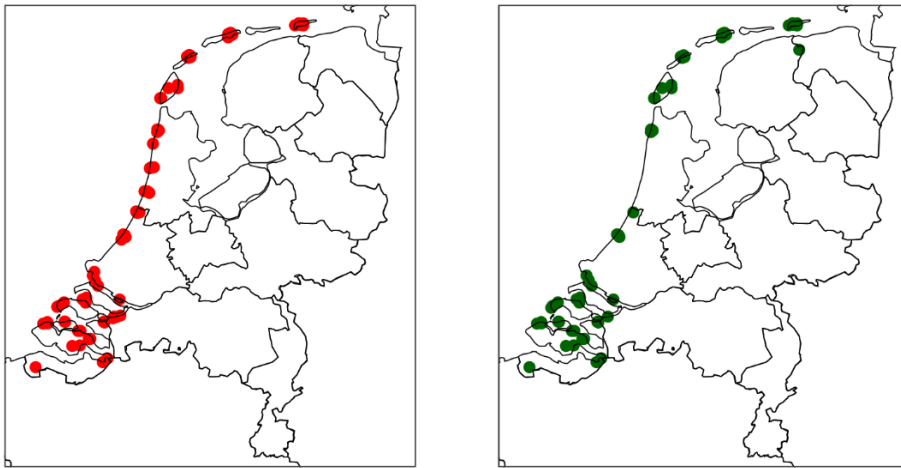
Sanity check of the flux calculations presented above

Sanity check - can we get similar fluxes to Sørensen et al. if we use their seawater and atmospheric data ranges? Yes! Minflux in Sørensen is 0 to 5 (we get 1.1) (positive number is emission), Maxflux in Sørensen is -7.1 (we get -6.3). Their method and approach (micrometeorological gradient technique) is different, so we wouldn't expect complete agreement, but we are at order of magnitude or better. The calculation method also checks out against NH_3 fluxes calculated by Johnson et al., (2008).

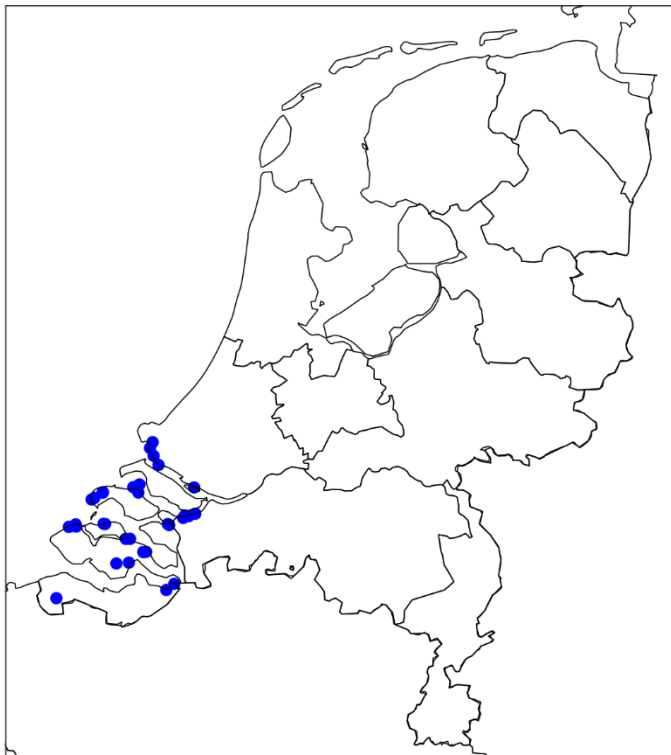
¹⁰ <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.12.016>

Bijlage 2

Hieronder zijn verschillende selecties van MAN-meetpunten en/of MAN-gebieden langs de Nederlandse kust weergegeven, die in de rapportage worden gebruikt voor de vergelijking tussen metingen en modelberekeningen met OPS.



Figuur 38 Locaties van MAN-meetpunten langs de Nederlandse kust, gebruikt voor de vergelijking tussen metingen en modelberekeningen met OPS. De rode locaties zijn voor de jaren 2005-2021 en de groene locaties voor 2015.



Figuur 39 Locaties van MAN-meetpunten in Zeeland langs de Nederlandse kust, gebruikt voor de vergelijking tussen metingen en modelberekeningen met OPS.

Dit is een uitgave van:

**Rijksinstituut voor Volksgezondheid
en Milieu**

Postbus 1 | 3720 BA Bilthoven

Nederland

www.rivm.nl

december 2024

De zorg voor morgen
begint vandaag