



Kennisnotitie

Methodewijziging voor kalibratie van NH₃ droge depositieberekeningen aan concentratiemetingen

Achtergrond

Het RIVM publiceert jaarlijks kaarten van de concentratie en depositie van verontreinigende stoffen in Nederland (GCN/GDN kaarten; Mijnen-Visser et al., 2025), en monitort de depositie van stikstofhoudende componenten op stikstofgevoelige natuur (Marra et al., 2025). Deze concentraties en depositiefluxen worden berekend met het Operationele Prioritaire Stoffen model (OPS; Sauter et al., 2025). Deze berekeningen kunnen afwijken van metingen. Om de kaarten zo goed mogelijk te laten aansluiten bij de metingen worden de berekeningen gecorrigeerd aan de hand van metingen. Deze correctie noemen we kalibratie of meetcorrectie.

Huidige methode

De stikstofdepositieberekeningen van het OPS model worden gekalibreerd aan natte depositiemetingen van NH_x en NO_y, en aan concentratiemetingen van NH₃ uit het Meetnet Ammoniak in Natuurgebieden (MAN). De natte depositieberekeningen van OPS worden gekalibreerd door vermenigvuldiging met een correctiefactor die wordt afgeleid uit het verschil tussen berekende en gemeten concentraties. De droge depositie van NH₃ wordt in de huidige methodiek in twee stappen gekalibreerd. Eerst worden zee-emissies geïntroduceerd in de berekeningen om het verschil tussen gemeten en berekende concentraties in het kustgebied grotendeels weg te nemen (Noordijk et al., 2014). Vervolgens maakt de grote hoeveelheid concentratiemetingen in het MAN het mogelijk om een gedetailleerde locatie-afhankelijke correctiefactor af te leiden, waarmee de berekeningen worden vermenigvuldigd (Wichink Kruit et al., 2020).

Probleem

In recent onderzoek van Wichink Kruit et al. (2024) zijn de bovengenoemde zee-emissies van ammoniak opnieuw vastgesteld. Deze herziene zee-emissies zijn bepaald door het luchtkwaliteitsmodel EMEP4NL te voeden met gegevens over de chemische samenstelling van het zeewater, bestaande uit metingen van Rijkswaterstaat en modelresultaten van Deltares. Deze herziene zee-emissies zijn daarmee fysisch-chemisch beter onderbouwd. Echter, de herziene zee-emissies zijn vele malen lager dan de emissies die zijn afgeleid door Noordijk et al. (2014). Een gevolg hiervan is dat het verschil tussen berekeningen en metingen van NH₃ in het kustgebied grotendeels terug is. De huidige ruimtelijke kalibratiemethode, op basis van de locatie-afhankelijke correctiefactor, neemt deze verschillen slechts beperkt weg. Daarnaast zorgen de lagere zee-emissies voor grotere correctiefactoren en mogelijke overschattingen van de NH₃ concentratie en NH₃ droge depositie tot enkele tientallen kilometers landinwaarts, wanneer de locatie-afhankelijke correctie wordt toegepast (zie Kader 1). Om deze problemen weg te nemen is een nieuwe kalibratiemethode ontwikkeld die we in deze kennisnotitie toelichten.

RIVM

A. van Leeuwenhoeklaan 9
3721 MA Bilthoven
Postbus 1
3720 BA Bilthoven
www.rivm.nl

T 088 689 89 89

Auteurs:

Koen Siteur, Pim Meijer,
Marte Voorneveld en Roy
Wichink Kruit

Centrum:

Milieukwaliteit (MIL)

Contact:

koen.siteur@rivm.nl

Kenmerk:

KN-2025-0052

DOI:

10.21945/RIVM-

KN-2025-0052

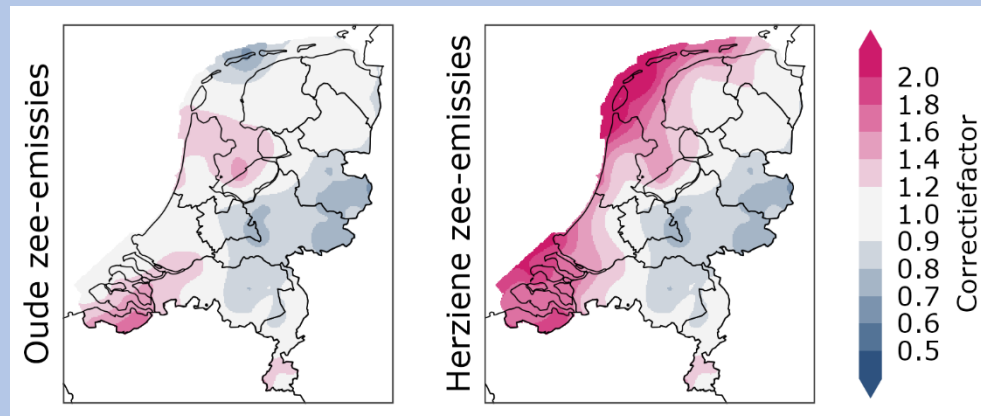
Datum:

01-10-2025

Kader 1. Gevolgen van de herziene zee-emissies

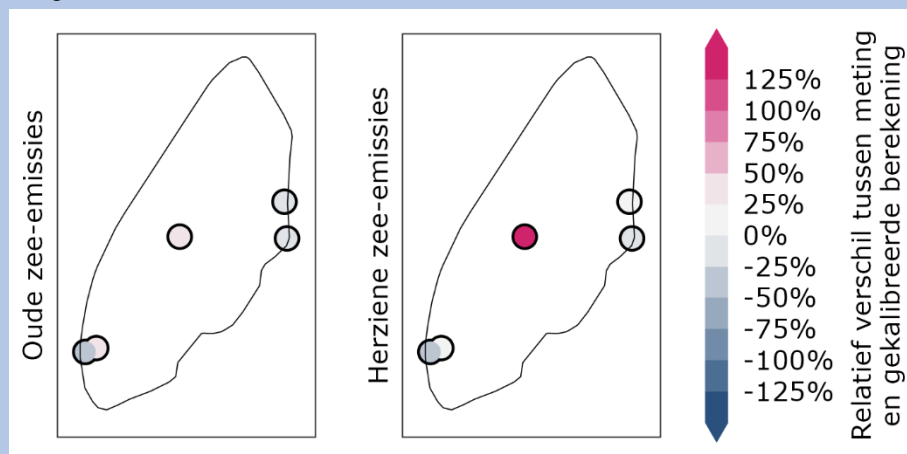
Met de herziening van de zee-emissies is er opnieuw een verschil tussen de berekende en gemeten ammoniakconcentraties in de natuurgebieden langs de kust. Deze verschillen worden gedeeltelijk weggenomen met de locatie-afhankelijke correctiefactor. *Figuur 1* toont kaarten van de correctiefactor, voor en na de herziening van de zee-emissies.

Figuur 1. Kaarten van de locatie-afhankelijke correctiefactor, gemiddeld over de periode 2019-2023, voor (links) en na (rechts) herziening van de zee-emissies.



De te laag gemodelleerde concentraties aan de kust, na herziening, hebben als gevolg dat de correctiefactor omhoog gaat in het kustgebied. Echter, ook enkele tientallen kilometers landinwaarts gaat de correctiefactor sterk omhoog. In dit gebied zijn relatief weinig meetlocaties, waardoor de waarde van de correctiefactor met name wordt beïnvloedt door de metingen direct aan de kust. De metingen in dit gebied geven echter aan dat de correctiefactor in dit gebied te hoog is. Dit kan goed geïllustreerd worden aan de hand van meetlocatie s319_3 (*Figuur 2*). Deze meetlocatie ligt midden op Texel, op enkele kilometers van de kust. Over de periode 2013-2023 was de gemiddelde berekende concentratie daar 2,9 µg/m³ tegenover een gemeten concentratie van 3,1 µg/m³. Een lichte correctie naar boven zou daar dus op zijn plaats zijn. De berekende concentraties op de omliggende meetlocaties aan de kust zijn na de herziening van de zee-emissies echter veel lager dan de gemeten concentraties. Op deze omliggende locaties moet daarom sterk naar boven worden gecorrigeerd. Als we een kalibratie uitvoeren, zonder de meting op locatie s319_3 mee te nemen, zien we dat de omliggende locaties zorgen voor een gemiddelde correctiefactor op locatie s319_3 van meer dan 2 (een relatief verschil van meer dan 100%). De gemiddelde gekalibreerde concentratie komt daarmee op 7,4 µg/m³.

Figuur 2. Kaart van Texel, met het gemiddelde verschil tussen gemeten en gekalibreerde berekende concentraties, voor (links) en na (rechts) herziening van de zee-emissies. Bij het maken van de kaarten van Texel is gebruik gemaakt van de *leave-one-out* methode, waarbij de meting waarmee wordt vergeleken zelf niet wordt meegenomen in de kalibratie.



Ook als we kijken naar alle MAN metingen in Nederland over een langere periode van 2005-2023, dan zien we dat de gekalibreerde NH₃ kaart na de herziening van de zee-emissies iets minder goed overeenkomt met de metingen; de root mean squared error (RMSE) stijgt van 1,08 µg/m³ naar 1,11 µg/m³.

Aanpassing van de kalibratiemethode

In de huidige kalibratiemethode wordt een locatie-afhankelijke correctiefactor afgeleid door middel van ruimtelijke interpolatie van de verhouding model/meting op de meetlocaties (Wichink Kruit et al., 2020). Dit gebeurt door middel van zogenoemde *universal kriging*. Uit het voorbeeld in Kader 1 blijkt dat de verhouding model/meting niet altijd goed voorspeld kan worden aan de hand van deze verhouding op naburige meetlocaties. Dit speelt met name in een brede strook langs de kust, maar in principe overal in Nederland waar natuurgebieden en agrarische gebieden dicht bij elkaar liggen.

De nieuwe methode heet *regression kriging*. Deze methode bestaat uit het simultaan uitvoeren van regressie van een afhankelijke variabele aan een (set) verklarende variabele(n), en interpolatie. In onze toepassing van deze methode is de gemeten NH₃ concentratie in de lucht de afhankelijke variabele die we willen verklaren met de uitkomst van het OPS model, waarin alle belangrijke fysische en chemische processen worden beschreven die de NH₃ concentratie bepalen.

Een voordeel van deze nieuwe methode is dat de kalibratie op een locatie niet langer alleen afhankelijk is van de verschillen tussen meting en model op naburige meetlocaties, maar dat ook de grootschalige (landelijke) relatie tussen meting en model meeweegt.

Figuur 3 laat de berekende NH₃ concentratie zien tegenover de gemeten NH₃ concentratie voor alle beschikbare metingen in de periode 2005-2023. Hierbij is gerekend met de herziene zee-emissies. De rode lijn is een *Generalised*

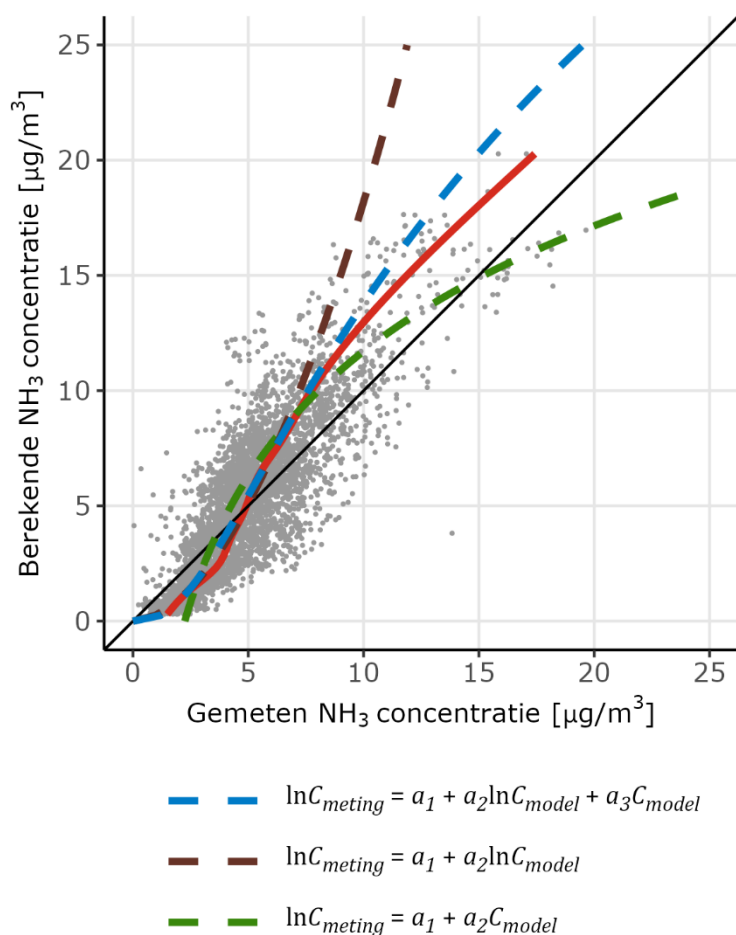
Additive Model (GAM; zie <https://rdrr.io/cran/mgcv/man/gam.html>). Deze lijn willen we zo goed mogelijk benaderen met een regressiefunctie om de berekende waarden te corrigeren. Er zijn verschillende functies onderzocht om de rode lijn zo goed mogelijk te benaderen. Dit zijn de gestreepte gekleurde lijnen in Figuur 3.

Op basis van metingen en modelresultaten van 2005-2023 is voor de volgende relatie tussen meting en model gekozen:

$$\ln C_{\text{meting}} = a_1 + a_2 \ln C_{\text{model}} + a_3 C_{\text{model}} \quad (1)$$

met coëfficiënten a_1 , a_2 en a_3 . Figuur 3 laat zien dat deze functie (blauwe lijn) de vorm van de puntenwolk goed beschrijft. Daarnaast heeft deze functie ook de laagste AIC (Akaike Informatie Criterium), van de onderzochte functies.

Figuur 3. Relatie tussen model en meting voor de periode 2005-2023. De blauwe lijn is de functie zoals deze wordt gebruikt in de nieuwe regression kriging methode. De rode lijn is een Generalised Additive Model (GAM; zie <https://rdrr.io/cran/mgcv/man/gam.html>).



Regression kriging geeft twee resultaten: *kriging prediction* en *kriging variance*. Kriging prediction (P) is de verwachtingswaarde van de afhankelijke variabele, in ons geval $\ln C$ (linker zijde van vergelijking 1):

$$P = E(\ln C) \quad (2)$$

Kriging variance (V) is de variantie in de afhankelijke variabele:

De kriging methode gaat er van uit dat $\ln C - P$ normaal verdeeld is, en, als gevolg daarvan, dat C lognormaal verdeeld is. Om de verwachtingswaarde en variantie in C te verkrijgen moet $\ln C$ worden omgezet naar C . De verwachtingswaarde en variantie in C zijn een functie van zowel kriging prediction P als kriging variance V . De verwachtingswaarde wordt gegeven door:

$$\mu = E(C) = \exp\left(P + \frac{1}{2}V\right) \quad (4)$$

en de variantie door:

$$\sigma^2 = E\left((C - E(C))^2\right) = (\exp V - 1)\mu^2 \quad (5)$$

De verwachtingswaarde gebruiken we als de gekalibreerde NH₃ concentratie, en de variantie kan worden gezien als de onzekerheid in de gekalibreerde NH₃ concentratie. Om tot een gekalibreerde droge depositieflux te komen wordt de gekalibreerde concentratie vermenigvuldigd met de gemodelleerde depositiesnelheid.

De OPS modelruns worden doorgaans uitgevoerd op 1x1km resolutie (GCN/GDN) of op hexagonen van 1 ha oppervlakte (SN monitor). Omdat we geïnteresseerd zijn in de gemiddelde concentratie en depositie op deze oppervlakten wordt voor deze toepassingen een ruimtelijk gemiddelde kriging prediction berekend (*block kriging*; Olea, 1999), in plaats van de gebruikelijke puntschattingen.

Prestatie en stabiliteit

Als we de gekalibreerde berekeningen vergelijken met de metingen uit het MAN, dan zien we dat de nieuwe kalibratiemethode, op basis van regression kriging, ongeveer even goed presteert als de huidige methode. Het gebruik van de nieuwe kalibratiemethode in combinatie met de herziene zee-emissies, geeft de beste overeenkomst met de metingen. Tabel 1 geeft een overzicht van de prestatie van de kalibratiemethoden.

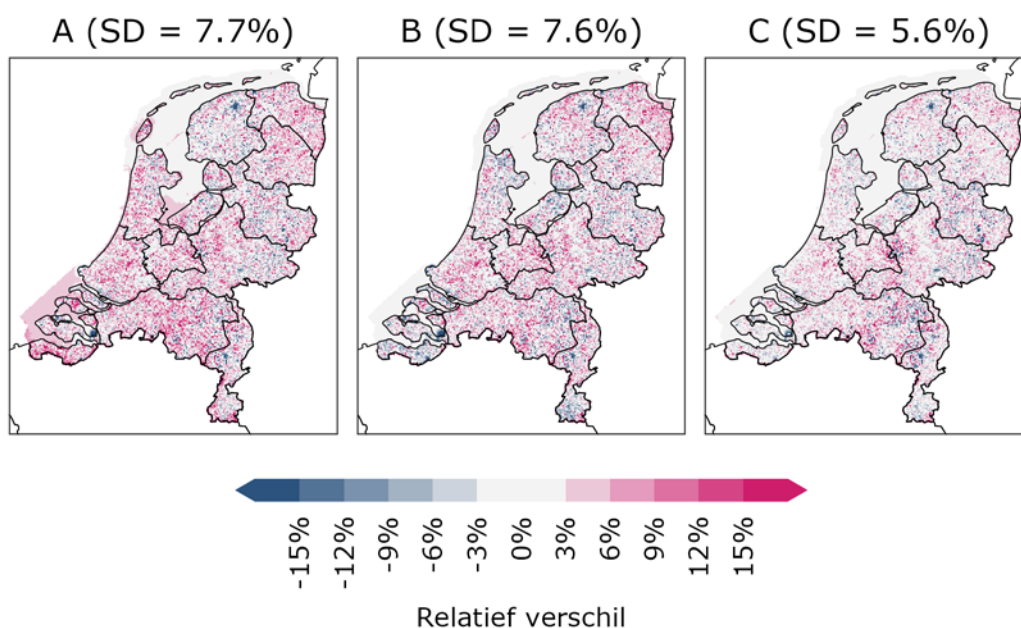
Tabel 1 Prestatie van de gekalibreerde berekeningen, afgeleid aan de hand van vergelijking tussen model en meting over de periode 2005-2023. Bij het berekenen van deze statistieken is gebruik gemaakt van leave-one-out crossvalidatie, waarbij de meting waarmee wordt vergeleken zelf niet wordt meegenomen in de kalibratie.

	Universal kriging (huidige kalibratiemethode)	Regression kriging (nieuwe kalibratiemethode)
Oude zee-emissies	RMSE: 1,07 µg/m ³	RMSE: 1,02 µg/m ³
	bias: 0,03 µg/m ³	bias: 0,02 µg/m ³
Herziene zee-emissies	RMSE: 1,09 µg/m ³	RMSE: 1,02 µg/m ³
	bias: 0,01 µg/m ³	bias: 0,03 µg/m ³

Naast een goede overeenkomst met metingen, zoals hierboven beschreven, is het ook belangrijk dat de kalibratiemethode een stabiele uitkomst geeft. Hiermee wordt bedoeld dat de metingen een voldoende corrigerende werking op de modelberekeningen hebben, om zo de gevoeligheid te verkleinen voor specifieke keuzes omtrent de modelberekeningen.

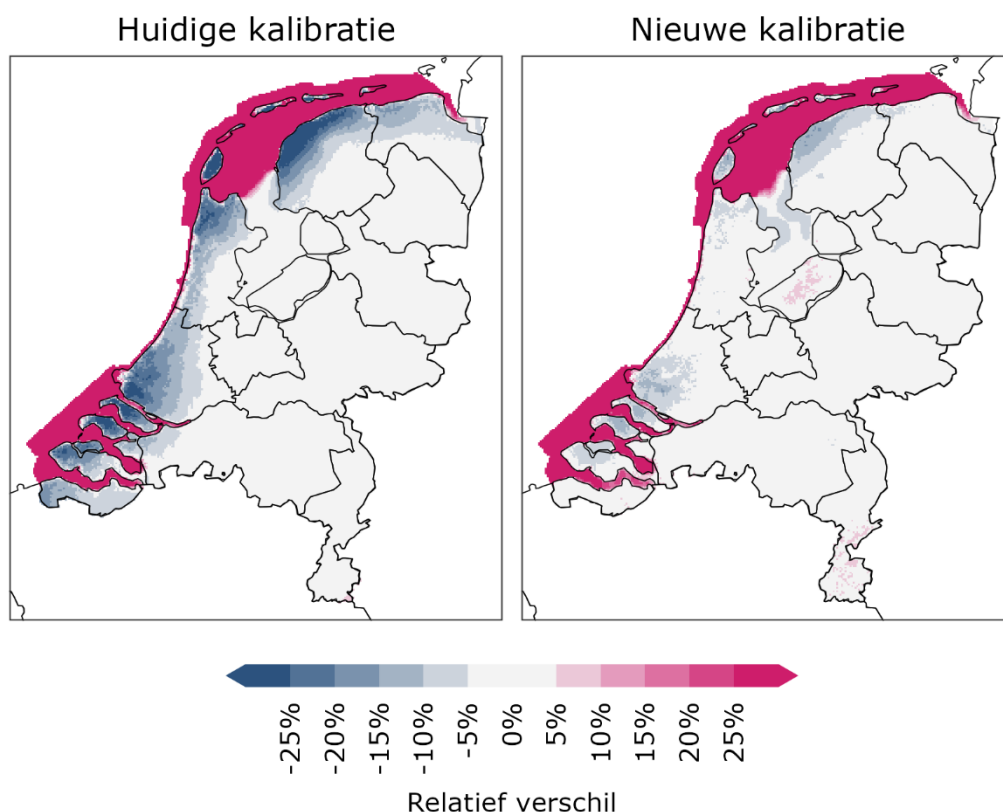
Eén van deze modelkeuzes betreft de ruimtelijke verdeling van emissies. Deze ruimtelijke verdeling wordt periodiek geüpdatet door Emissieregistratie, en deze aanpassingen hebben doorgaans een significant effect op de depositiekaarten. Figuur 4 laat het effect zien van een typische herziening in de ruimtelijke verdeling van emissies door Emissieregistratie. De aanpassing van de ruimtelijke verdeling is duidelijk terug te zien in de ongekalibreerde gemodelleerde concentratiekaarten (Figuur 4A). Bij het toepassen van de huidige kalibratiemethode zien we dat de impact van de aangepaste emissies groot blijft (Figuur 4B). De gekalibreerde kaarten zijn daarmee sterk afhankelijk van de modelinvoer. Dit is ongewenst, aangezien de metingen gelijk blijven. De nieuwe kalibratiemethode heeft wel het gewenste dempende effect die de metingen zouden moeten hebben (Figuur 4C).

Figuur 4. De impact van aanpassingen in de ruimtelijke verdeling van emissies op de concentraties zoals berekend voor 2022. A) het verschil tussen ongekalibreerde berekeningen met de ruimtelijke verdeling zoals vastgesteld in 2024 ten opzichte van berekeningen met de ruimtelijke verdeling zoals vastgesteld in 2023. B) zie beschrijving van A, maar nu na toepassing van de huidige kalibratiemethode. C). zie beschrijving van A, maar nu na toepassing van de nieuwe kalibratiemethode. De standaarddeviaties (SD) laten zien hoe groot het effect is van de aanpassing van de ruimtelijke verdeling van emissies.



Naast de ruimtelijke verdeling van emissies, kunnen nieuwe modelinzichten leiden tot veranderingen in de berekeningen. Zo kunnen toekomstige verbeteringen in de modellering aan de kust het verschil tussen meting en model weer kleiner maken. Om zo'n effect na te bootsen zijn de herziene zee-emissies, die een groot verschil geven tussen meting en model aan de kust, opnieuw vervangen door de oude zee-emissies (Noordijk et al., 2014) die het verschil tussen model en meting aan de kust grotendeels wegnemen. Figuur 5 laat zien dat deze aanpassing een beperkt effect heeft op de gekalibreerde kaart, wanneer de nieuwe kalibratiemethode wordt toegepast. De huidige kalibratiemethode laat juist een groot effect zien in een brede strook langs de kust, en geeft daarmee een minder stabiel resultaat.

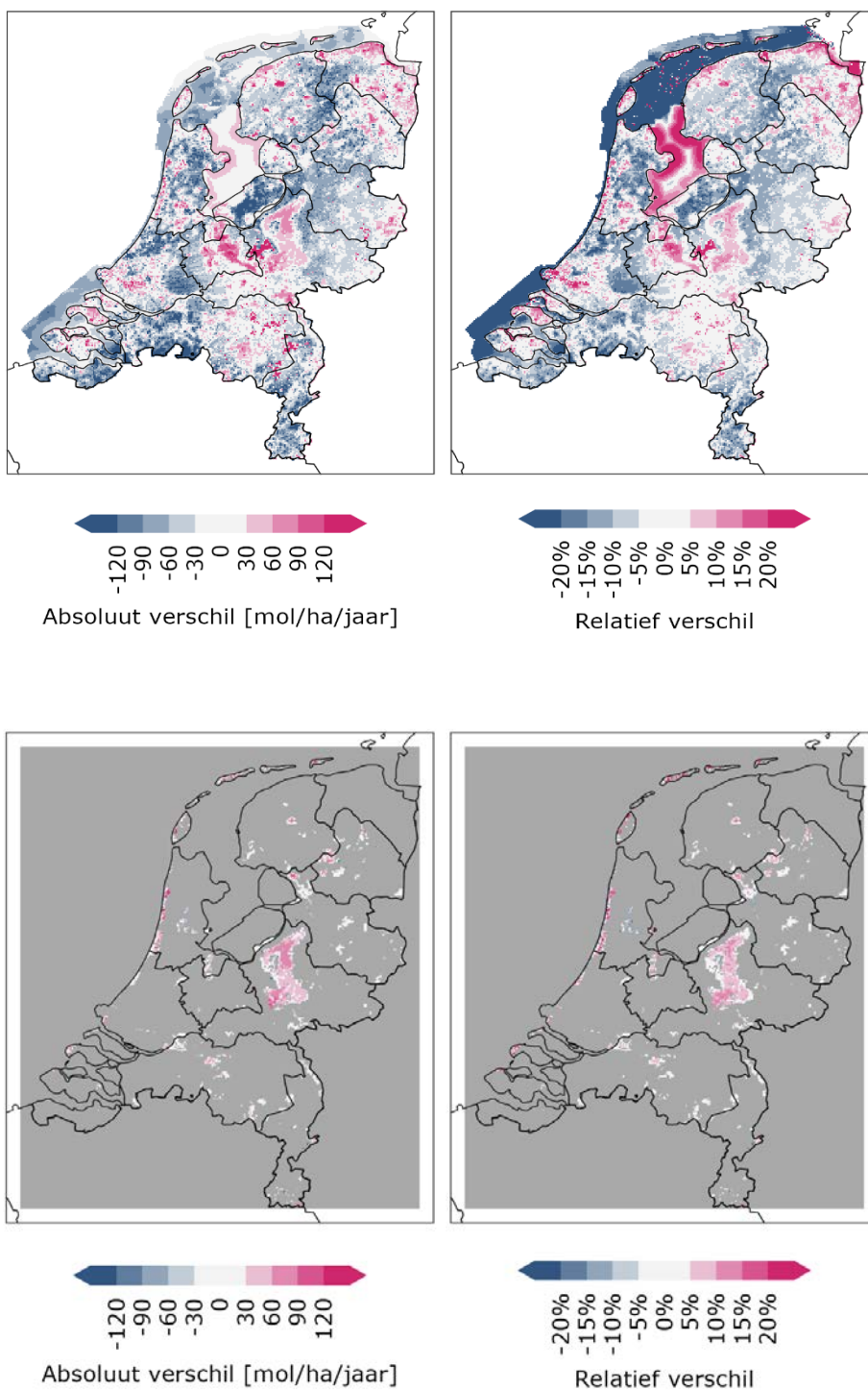
Figuur 5. Verwachte impact van modelaanpassingen waarmee het verschil tussen model en berekening in het kustgebied weer wordt verkleind. De modelaanpassingen worden nagebootst door de herziene zee-emissies weer te vervangen door de oude zee-emissies. Links: de impact bij gebruik van de huidige kalibratiemethode (universal kriging; Wichink Kruit et al., 2020). Rechts: de impact bij gebruik van de nieuwe kalibratiemethode, zoals beschreven in deze kennisnotitie.



Impact

Figuur 6 toont het gecombineerde effect van de herziening van de zee-emissies en regression kriging op de droge depositie van ammoniak. De verlaging van emissies boven zee geeft ook een verlaging van de depositie boven zee. Het gebruik van regression kriging zorgt ervoor dat, over het algemeen, concentraties in het lage bereik omhoog worden gekalibreerd, en concentraties in het hoge bereik naar beneden worden gekalibreerd. Dit volgt uit Figuur 3, waarin een fit met vergelijking 1 een onderschatting van het model laat zien in het lage bereik, en een overschatting in het hoge bereik. Een gevolg hiervan is dat over het algemeen de droge depositie in brongebieden omlaag wordt gekalibreerd, en in natuurgebieden omhoog wordt gekalibreerd.

Figuur 6. Impact van de wijziging van NH₃ kalibratiemethode, zoals beschreven in deze kennisnotitie, gemiddeld over de jaren 2019-2023. Links het absolute verschil en rechts het relatieve verschil.



Onzekerheden

Naast de hierboven beschreven verbeteringen in de prestatie en stabiliteit van de nieuwe kalibratiemethode heeft de methode als voordeel dat de onzekerheid van de gekalibreerde berekeningen kan worden vastgesteld. De relatieve onzekerheid, RSD , wordt gegeven door de onzekerheid die wordt afgeleid uit de kriging variance (vergelijking 5) te delen door de verwachtingswaarde van de concentratie (vergelijking 4):

$$RSD(C) = \frac{\sigma}{\mu} \quad (6)$$

De onzekerheid in de depositieflux wordt vervolgens gegeven door:

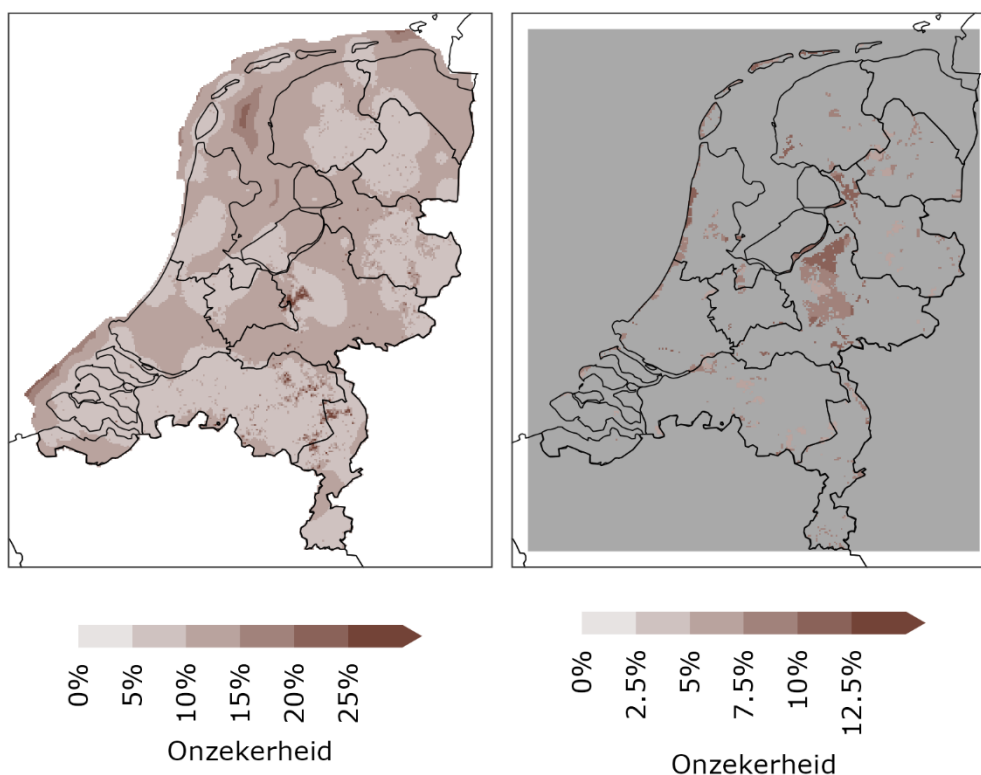
$$RSD(F_d) = (RSD(C)^2 + RSD(V_d)^2 + RSD(C)^2 RSD(V_d)^2)^{1/2} \quad (7)$$

met $RSD(V_d) = 0,56$ (Hoogerbrugge et al., 2023, pp 41).

Figuur 7 toont kaartbeelden van de relatieve onzekerheid in de concentratie. Merk op dat deze kaarten de onzekerheid weergeven in het ruimtelijk gemiddelde van de concentraties binnen een 1x1 km gridcel. Bij een vergelijking van gekalibreerde berekeningen met metingen zullen onzekerheden groter zijn. Dit komt doordat metingen de concentratie op een enkele locatie binnen een 1x1 km gridcel geven, en daarom niet noodzakelijk representatief zijn voor de ruimtelijk gemiddelde concentratie van de 1x1 km gridcel. Een vergelijking van gridcel gemiddelde berekeningen met (punt) metingen geeft daarom de som van onzekerheden in het gemiddelde én variaties in de concentraties binnen een gridcel. De RMSE's in Tabel 1 en de onzekerheidsschattingen door Hoogerbrugge et al. (2023; op basis van de huidige kalibratiemethode) zijn dan ook hoger dan de onzekerheden die in Figuur 7 worden getoond.

De onzekerheidsschattingen van Figuur 7 kunnen bijvoorbeeld gebruikt worden bij het kiezen van nieuwe meetlocaties: daar waar de onzekerheid groot is zal het toevoegen van nieuwe meetlocaties het grootste effect hebben. Daarnaast kunnen de onzekerheidsschattingen worden ingezet om uitbijters te detecteren. Dit zijn locaties waar een meting significant afwijkt van het gekalibreerde modelresultaat. Vaak zullen deze uitbijters het resultaat zijn van afwijkende modelberekeningen. Echter, in enkele gevallen kunnen meetlocaties worden gedetecteerd die niet geschikt zijn voor kalibratie van modelberekeningen, bijvoorbeeld omdat ze sterk beïnvloed worden door zeer lokale emissies. Een uitgebreide beschrijving van deze toepassing wordt gegeven door Voorneveld et al. (2025).

Figuur 7. Onzekerheidskaarten voor de gekalibreerde concentratieberekeningen. De kaarten zijn berekend met vergelijking 6, en geven een gemiddelde over de periode 2019-2023. Het rechter figuur laat in meer detail zien hoe de onzekerheden in N2000 gebieden ruimtelijk zijn verdeeld.



Nabewerking van de resultaten

Gegeven enkele statistische criteria geeft kriging de beste voorspelling van een waarde voor locaties waar niet gemeten wordt (*best linear unbiased prediction*). Bij onze toepassing voor NH₃ kalibratie wordt niet altijd aan deze criteria voldaan. Daarom voeren we nabewerkingen uit op de kriging resultaten. Naast de statistische toepasbaarheid van kriging worden er ook om praktische redenen enkele nabewerkingen uitgevoerd. Hieronder bespreken we de nabewerkingstappen.

Nabewerking voor locaties buiten het meetbereik

De belangrijkste toepassing van de gekalibreerde berekeningen van NH₃ droge depositie is het monitoren van de stikstofdepositie op N2000 gebieden (Marra et al., 2025). Het is daarom belangrijk dat de nieuwe kalibratiemethode goed presteert in N2000 gebieden. Echter, de gekalibreerde NH₃ concentratiekaarten worden ook gebruikt buiten N2000 gebieden, als achtergrondkaart voor de OPS berekeningen (Sauter et al., 2025). Ook publiceert het RIVM jaarlijks [landsdekkende kaarten](#) van de NH₃ concentratie en van de stikstofdepositie.

Omdat het MAN op dit moment is ingericht om concentraties in natuurgebieden te monitoren, zijn metingen buiten deze gebieden schaarser.

Een kalibratie op basis van MAN metingen zal dus resulteren in een resultaat wat niet noodzakelijk representatief is buiten natuurgebieden. Met name in brongebieden, waar concentraties enkele malen hoger kunnen zijn dan de hoogste gemeten concentraties in het MAN, kan de gekalibreerde concentratie een grote onzekerheid laten zien.

Om te voorkomen dat niet-representatieve metingen worden gebruikt voor de kalibratie in brongebieden, wordt als nabewerking een gewogen gemiddelde genomen tussen het gekalibreerde en ongekalibreerde modelresultaat. Hierbij wordt gebruik gemaakt van *inverse variance weighting*, waarbij de weging van beide berekeningen proportioneel is aan de inverse van de variantie (σ^{-2}). Voor het gekalibreerde modelresultaat wordt de variantie afgeleid van de kriging variance (vergelijking 5). Voor het ongekalibreerde modelresultaat wordt een vaste waarde aangenomen van $\sigma = 5 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Deze waarde komt grofweg overeen met de modelonzekerheid bij een gemeten concentratie van $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Hoogerbrugge et al., 2023). Deze nabewerking zorgt er voor dat in brongebieden vooral het ongekalibreerde modelresultaat meeweegt, terwijl in natuurgebieden het gekalibreerde modelresultaat gebruikt wordt.

Deze nabewerkingsstap neemt niet weg dat de onzekerheid van de NH₃ kaart in brongebieden hoger is dan in natuurgebieden. Uitbreiding van het MAN naar brongebieden zou kunnen helpen bij het verkleinen van de onzekerheden in deze gebieden. Als de onzekerheden van de gekalibreerde waarden in brongebieden kleiner worden, zal deze nabewerkingstap zal ook in deze gebieden een groter gewicht toekennen aan de gekalibreerde kaart.

Nabewerking voor locaties buiten Nederland

Bij het maken van achtergrondkaarten voor het OPS model worden ook ver buiten de Nederlandse landsgrens NH₃-concentraties berekend. In het buitenland is de afstand tot de meetlocaties van het MAN groter. Daarnaast verschilt de invoer van OPS voor buitenlandse berekeningen: onder andere landgebruik, ruwheid en emissies worden op een andere manier afgeleid. Het is daarom niet vanzelfsprekend dat de regressierelatie van vergelijking 1 ook van toepassing is op de buitenlandse berekeningen. Daarom wordt ook voor buitenlandse berekeningen gebruik gemaakt van een gewogen gemiddelde tussen gekalibreerde en ongekalibreerde modelresultaat. Echter, wordt nu de afstand tot de landsgrens gebruikt om de gewichten te bepalen. Op 0 km afstand wordt het gekalibreerde resultaat gebruikt, op 20 km afstand wordt het ongekalibreerde resultaat gebruikt. Daartussen wordt een gewogen gemiddelde gebruikt, waarbij de gewichten worden verkregen met kubische interpolatie. Deze interpolatiemethode geeft een gladde overgang van gekalibreerde naar ongekalibreerde berekeningen.

Nabewerking voor kalibratie van toekomstige jaren

In de methodebeschrijving wordt uitgegaan van een situatie in het verleden, waarin alle benodigde meetgegevens beschikbaar zijn. Om ook berekeningen voor toekomstige jaren te kunnen kalibreren, moeten kalibratieresultaten uit het verleden worden vertaald naar een kalibratie voor het toekomstige jaar. Hiervoor zijn verschillende technieken beschikbaar. Deze technieken worden momenteel binnen het Europese FAIRMODE-project onderzocht ([FAIRMODE - WG5](#)). Ook door het RIVM wordt op dit moment onderzocht hoe

kalibratieresultaten voor verstreken jaren kunnen worden gebruikt om toekomstige jaren te kalibreren. In afwachting van deze onderzoeken wordt voor nu vastgehouden aan de bestaande methode, waarbij de verhouding tussen gekalibreerde en ongekcalibreerde modelresultaat, gemiddeld over de vijf meest recente verstreken jaren, wordt vermenigvuldigd met de modelresultaten voor het toekomstige jaar.

Nabewerking voor hogere resolutietoepassingen

Voor regression kriging, zoals toegepast in deze notitie, is een OPS modelresultaat nodig om tot een gekalibreerde concentratie te komen (vergelijking 1). Deze modelresultaten zijn relatief snel te verkrijgen als op een resolutie van 1 bij 1 km wordt gerekend (GCN/GDN kaarten). Echter, als op hectareniveau wordt gerekend (SN monitor), dan is veel rekenkracht nodig. Met name voor kalibratie van toekomstjaren is dit een probleem, omdat, naast het toekomstjaar, ook vijf jaren in het verleden moeten worden doorgerekend (zie sectie hierboven). Voor gebruik in SN monitor is daarom gekozen voor een nabewerkingsstap van de OPS berekeningen, waarmee het aantal berekeningen op hectareniveau significant kan worden beperkt.

De nabewerking bestaat uit het doen van twee OPS runs met langetermijn meteorologie: één run op hectareniveau en één run op 1 bij 1 km. Vervolgens wordt de verhouding tussen de concentraties van de verfijnde en van de grove run berekend en vermenigvuldigd met 1 bij 1 km concentratieberekeningen van de vijf verstreken jaren. Deze verfijnde berekeningen worden vervolgens gekalibreerd met regression kriging, waarna de nabewerkingsstappen worden uitgevoerd zoals beschreven in de secties hierboven.

Conclusie

In deze kennisnotitie presenteren we een nieuwe methode voor de kalibratie van ammoniakconcentraties en de droge depositie van ammoniak.

De nieuwe methode heet *regression kriging* en heeft als voordeel dat de kalibratie op een locatie niet langer enkel afhankelijk is van de verschillen tussen meting en model op naburige meetlocaties, maar dat ook de grootschalige (landelijke) relatie tussen meting en model wordt meegenomen. Dit zorgt voor een stabiele en realistische kalibratie van berekeningen langs de kust en verder landinwaarts. Daarnaast geeft deze methode inzicht in de (ruimtelijke verdeling van) onzekerheden in de gekalibreerde berekeningen, welke gebruikt kunnen worden in het opstellen van meetstrategieën en bij het detecteren van afwijkende metingen.

Referenties

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 report 2022-0085.

Marra, WA; Hazelhorst, SB; de Jongh, LA; Wichink Kruit, RJ; Schram, JM; Brandt, KMF; 2025. Monitor stikstofdepositie in Natura 2000-gebieden 2025. RIVM rapport 2025-0021.

Mijnen-Visser, S.; De Jongh, L.; Hazelhorst, S.; Hoogerbrugge, R.; Soenario, I.; Stolwijk, G.; De Vries, W.; Wichink Kruit, R.; Zuidberg, S.; 2025. Grootschalige concentratiekaarten Nederland. Rapportage 2025. RIVM Rapport 2024-0034.

Noordijk, H; Hollander, A; Sauter, F; van Pul, A; 2014. Ammoniakdepositie in de duinen langs de Noordzee- en Waddenzeekust. Analyse van het verschil tussen gemeten en met OPS gemodelleerde concentraties. RIVM rapport 680030001/2014. <https://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/680030001.pdf>

Olea, R.A.; 1999. Block Kriging. In: Geostatistics for Engineers and Earth Scientists. Springer, Boston, MA. https://doi.org/10.1007/978-1-4615-5001-3_12

Sauter, F.; Siteur, K.; Sterk, M.; Van der Swaluw, E.; Wichink Kruit, R.; De Vries, W.; 2025. The OPS-model. Description of OPS 5.3.1.0. RIVM. https://www.rivm.nl/sites/default/files/2025-05/ops_documentation_5.3.1.0.pdf

Vorneveld, M.; Rutledge-Jonker, S; Heida, M. en Hoogerbrugge, R.; 2025. Actualisering opnamelijst Meetnet Ammoniak in Natuurgebieden ten behoeve van de kalibratie van het OPS-model. RIVM Kennisnotitie, KN-2025-0055.

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 rapport 2020-0076. <https://doi.org/10.21945/RIVM-2020-0076>

Wichink Kruit, R; Bleeker, A; Jacobs, C; Meijer, P; Poelhuis, M; Siteur, K; Stolk, A; van der Swaluw, E; Verweij, R; de Vries, W; van Pul, A; 2025. Eindrapport Ammoniak van Zee. Samenvatting van het onderzoek naar de onderschatting van de ammoniakconcentraties langs de kust. RIVM rapport 2024-0095. <https://doi.org/10.21945/RIVM-2024-0095>