



## Ammoniak boven en op Nederland: Een wetenschappelijk overzicht (deel 1)

*Precies rekenen aan de vliegende geest lukt niet. Over hoe met de beste intenties, met gebrek aan voldoende praktijkmetingen, onnauwkeurig gemodelleerd blijft worden in het stikstofdossier met alle gevolgen van dien.*

Food4Innovations Rapport 24-10-01

*Vertrouwelijk*

30 Oktober 2024

Ir. Wouter de Heij

Intern Onderzoeksrapport

# Colophon

Title	Ammoniak boven en op Nederland: Een wetenschappelijk overzicht (deel 1)
Author(s)	Ir. W.B.C. de Heij
Publication date	30 Oktober 2024 (versie 7)
Confidential	Yes
Acronym	STIKSTOF-DEEL1

Food4Innovations Holding B.V.  
Mennonietenweg 68  
6702 AB Wageningen  
Tel: +31 (0)317 23 42 77  
E-mail: wouter.deheij@food4innovations.nl

© Food4Innovations Holding BV 2024

Alle rechten voorbehouden. Niets uit deze uitgave mag worden verveelvoudigd, opgeslagen in een geautomatiseerd gegevensbestand of openbaar gemaakt in enige vorm of op enige wijze, hetzij elektronisch, hetzij mechanisch, door fotokopieën, opnamen of enige andere manier, zonder voorafgaande schriftelijke toestemming van de uitgever. De uitgever aanvaardt geen aansprakelijkheid voor eventuele fouten of onvolkomenheden.

All rights reserved. No part of this publication may be reproduced, stored in a retrieval system of any nature, or transmitted, in any form or by any means, electronic, mechanical, photocopying, recording or otherwise, without the prior permission of the publisher. The publisher does not accept any liability for inaccuracies in this report.

## Executive Summary

This report addresses the emission, dispersion, and deposition of volatile reactive nitrogen compounds, with a focus on the behavior of ammonia ( $\text{NH}_3$ ). The research field is vast and encompasses dozens of disciplines, each investigating a small part of the puzzle. This report aims to provide a broader overview. The research focuses exclusively on the physical-chemical aspects, including deposition, and deliberately avoids the ecological perspective and the discussion on critical loads values (Dutch: KDW). Each chapter starts with its own management summary and can be read independently.

Chapter 1 explains how the nitrogen cycle works and describes what we know about emissions, dry deposition (the uptake of ammonia from the air by leaves, soil, buildings, and crops), and wet deposition (precipitation containing ammonium and other nitrogen compounds). Dry deposition – also called flux – is rarely measured in practice. To make predictions, complex computer models such as DEPAC, part of OPS, are used. This report examines two key questions: a) how accurate are the input data for the model, and b) how reliable are the predictions when compared to literature and a limited set of measurement data. According to RIVM, the uncertainty margin for ammonia dry deposition is 124%. Local reliability is estimated at 70%, while the national figure is around 30%.

Serious questions arise about the blind trust in models like NEMA, DEPAC, OPS and Aerius in legal and policy contexts. It is known that OPS contains significant inaccuracies. This report argues that the accuracy is highly dependent on land type. Local reliability can be much lower than the 70% estimated by RIVM, with deviations of 2 to 4 times (for example in dune areas) and by tens of percentages (in forests). We find that wet deposition predictions could have systematic errors of several tens of percentages, and the uncertainty in ammonia concentrations is between 20% and 30%, which directly affects the dry deposition predictions.

The political and legal sectors should therefore stop blindly trusting these inaccurate models when granting permits to individual companies. Instead, priority should be given to developing simpler, verifiable regulations, such as distance rules or emission reduction programs per company. This would not only improve legal equality but also increase trust in the legal system and policy effectiveness. If this does not happen, there is a risk of another ‘benefits scandal (Toeslagen affaire).’

RIVM has been measuring ammonia concentrations above nature areas for years through the MAN network (about 100 locations) and the LML network (8 locations with hourly measurements). OPS is validated using these networks but not with dry deposition measurements. There is also a severe shortage of such measurements, meaning that validation of OPS in this area is lacking. A statistical regression analysis shows that there is no significant relationship between ammonia concentrations and the number of cattle and pigs in the Netherlands. However, there is a strong correlation, significant with temperature and precipitation, allowing the MAN concentration for the period 2005-2022 to be predicted accurately.

The ammonia concentrations predicted by RIVM (OPS-2022) show considerable fluctuations across the Netherlands, with large differences on the kilometre scale. Regional measurements confirm these patterns. It also appears that at distances of several hundred meters to a kilometre, the contribution of an individual barn is no longer measurable within the background concentrations of ammonia. Experiments on Schiermonnikoog confirm this.

The emissions from a typical barn with 120 cows result in the ammonia concentration reaching background levels after 250 to 500 meters. Therefore, after this distance, there is no significant relationship between the number of cows in a barn and the ammonia concentration in the air at distances of 500 meters or more. Beyond this distance, no direct causal link can exist between the barn and its surroundings.

In evaluating the nitrogen mass balance across the Netherlands, we conclude that NEMA overestimates emissions from dairy farming, and possibly from chickens and pigs as well. This likely leads to an overestimation of 10 to 25 million kilograms of ammonia, which directly affects OPS predictions for both dry and wet deposition. The uncertainty in determining total dry deposition for the Netherlands, combined with the uncertainty in emissions, leads to significant uncertainty in the contribution of ammonia from abroad (-12 to 38 million kilograms).

A Monte Carlo simulation shows that dry nitrogen deposition over the Netherlands is likely between 48 and 98 million kilograms of ammonia, with a most probable value of 76-79 million kilograms. This means that between 70% and 87% of all ammonia emissions in the Netherlands are deposited locally, while 13-30% are exported abroad. This uncertainty range is much larger than the 'export abroad' previously reported by TNO.

Expressed in percentages, we can say that about 65% of all ammonia deposition ends up on agricultural land (54% of the total Dutch surface area). 18% of all dry ammonia deposition occurs in forests and nature areas (12% of the Dutch surface area). However, the uncertainty in these figures is several tens of percentages or even more. We must honestly note that an estimated 85% to 95% of all ammonia emissions originate from agriculture itself.

While the emissions data predicted by NEMA are inaccurate, and thus OPS is also inaccurate, the greatest inaccuracy is introduced by DEPAC (dry deposition module). DEPAC is insufficiently validated with field data. Based on the limited public field experiments, we conclude the following:

- Dry deposition over grasslands is likely underestimated by OPS by 50% to 100%. There is a lot of literature, but it is not always comparable. Further analysis is needed, as about a quarter of the Netherlands consists of grassland.
- The predicted dry deposition over dunes is demonstrably overestimated by a factor of 2 to 3 (at least 100% lower). This overestimation likely also applies to the prediction of dry heathland areas.
- Dry deposition over arable land has not been validated. It is unknown what dry deposition is over maize fields, grain fields, and potato fields. Field research is needed here with both flux measurements and biomarkers.
- The predicted dry deposition over water is consistent with field measurements over large bodies of water. However, since ammonia concentrations over water in the Netherlands are higher, the dry deposition will be several kilograms per hectare higher.

- Dry deposition predictions over cities – despite urban roughness – are higher than the limited measurements known from the literature. It is likely an overestimation of at least 50%.
- The predictions of dry deposition over forests are lower than the measurements. Recent field research indicates that the predictions are about 50% too low.

The effect of all these uncertainties on a) the concentration map of the Netherlands, b) total deposition per hectare, and c) the total deposition map of the Netherlands is significant. The RIVM estimates the uncertainty for dry deposition at +/-124%, but this does not account for systematic errors. This means that not only is the spread large, but the average calculated value per land type also contains systematic errors, as illustrated above.

Any suggestion that OPS can calculate deposition per hectare (or per 1x1 km) with an accuracy of a few moles, tens of moles, or even hundreds of moles is not based on any realistic understanding or scientifically sound arguments. OPS can only calculate total deposition with one or two significant figures. Any model result presented with three or four significant figures is therefore meaningless. Future research will also further investigate the inaccuracies of the input files (GIAB, INITIATOR, NEMA), where there are also many tens of percentages of uncertainty, affecting both OPS concentration predictions and the GDN maps.

It is therefore clear that the uncertainty in dry deposition figures per land type is too great. OPS cannot make accurate predictions per hectare or per kilometre and is unsuitable for permit issuance. We, therefore, recommend that Aerius/OPS be immediately removed from the law and continue to be developed only for scientific purposes.

We also recommend setting up an independent – not part of CBS, RIVM, LNV, or WUR – project group to develop and monitor the new ‘nitrogen research program’ and initiate new (fundamental as well as practical) research. This project group should also take responsibility for the horizontal integration of the different research domains.

A brief afterword: I have written this report based on scientific literature, discussions with about ten experts, and my own computer simulations. However, the subject is incredibly complex and vast, far too large for any one individual engineer to fully comprehend. The field of research mainly consists of specialists, each investigating a small part of the puzzle. My effort has been in bringing these various disciplines together, allowing me to gain a better understanding of the central question: "What do we actually know?"

What we know is substantial, but much of that knowledge is only 'approximate.' Therefore, this report should be seen as a snapshot, a progress report rather than a final technical conclusion. It is clear that much more work is needed before we can achieve full certainty about the various aspects of the nitrogen issue.

## Management Samenvatting

Het stikstofbeleid in Nederland ligt al enkele jaren onder vuur. Terugkerende thema's zijn de juistheid van de modellen, de rekenkundige ondergrens, de drempelwaarden en de correctheid van de berekening van (droge) depositie in het Aerius programma. Dit rapport behandelt de emissie, verspreiding en depositie van vluchtige reactieve stikstofverbindingen, met een focus op het gedrag van ammoniak ( $\text{NH}_3$ ). Het onderzoeksgebied is zeer breed en omvat tientallen disciplines die elk een klein deel van de puzzel onderzoeken. Dit onderzoek probeert een breder overzicht te geven. Het onderzoek richt zich uitsluitend op de fysisch-chemische aspecten, inclusief depositie en het vermijdt bewust de ecologische kant en de discussie over de kritische depositiewaarden. Elk hoofdstuk begint met een eigen managementsamenvatting en kan afzonderlijk worden gelezen.

Hoofdstuk 1 legt uit hoe de stikstofkringloop werkt en beschrijft wat we weten over emissie, droge depositie (opname van ammoniak uit de lucht door bladeren, grond, gebouwen en gewassen) en natte depositie (neerslag van ammonium en andere stikstofverbindingen). Droge depositie – ook wel flux genoemd – is nog nauwelijks gemeten in het veld. Om toch voorspellingen te kunnen doen, worden complexe computermodellen ingezet, zoals DEPAC, dat een onderdeel is van OPS. OPS is het emissie, verspreiding, en depositiemodel van het RIVM, het is het rekenhart van Aerius.

Dit rapport onderzoekt twee vragen: a) hoe nauwkeurig zijn de invoergegevens van het model en b) hoe betrouwbaar zijn de voorspellingen in het licht van de wetenschappelijke literatuur en de een beperkte hoeveelheid meetgegevens. Volgens het RIVM ligt de onzekerheidsmarge voor droge depositie van ammoniak op 124%. De lokale betrouwbaarheid wordt geschat op 70%, terwijl deze landelijk rond de 30% ligt.

Dit roept ook serieuze vragen op over het blinde vertrouwen in gebruik van modellen zoals NEMA, DEPAC, OPS en Aerius in juridische en beleidmatige contexten. Het is bekend dat OPS aanzielijke onnauwkeurigheden bevat. Volgens het RIVM ligt de onzekerheidsmarge voor droge depositie van ammoniak op +/- 124%. De lokale betrouwbaarheid wordt geschat op 70%, terwijl deze landelijk rond de 30% ligt. Dit rapport stelt dat de nauwkeurigheid sterk afhankelijk is van het landtype (soort vegetatie). De lokale betrouwbaarheid kan zelfs veel lager zijn dan de door het RIVM genoemde 70%, met afwijkingen van een factor 2-4 keer (bijvoorbeeld in duingebieden) en tientallen procenten (bij bossen). We stellen vast dat de voorspellingen voor natte depositie er systematisch enkele tientallen procenten naast kunnen zitten en dat de onzekerheid voor ammoniakconcentraties tussen de 20% en 30% ligt, wat direct de voorspellingen voor droge depositie beïnvloedt.

Het RIVM meet al jaren ammoniakconcentraties boven natuurgebieden via het MAN-netwerk (ongeveer 100 locaties) en het LML-netwerk (8 locaties met uurlijkse metingen). OPS wordt gevalideerd op basis van deze netwerken, maar niet op metingen van droge depositie. Er is ook een ernstig tekort aan dergelijke metingen, waardoor de validatie van OPS op dit gebied ontbreekt. Een statistische regressieanalyse toont aan dat er geen significante relatie is tussen de ammoniakconcentraties en het aantal runderen en varkens in Nederland. Wel is er een sterke significante correlatie met temperatuur en neerslag, waarmee de MAN-concentratie voor de periode 2005-2022 goed voorspeld kan worden.

De door het RIVM voorspelde ammoniakconcentraties (OPS-2022) tonen aanzienlijke fluctuaties over Nederland, met zelfs grote verschillen op kilometerschaal. Regionale metingen bevestigen deze patronen. Het blijkt ook dat de bijdrage van een individuele stal op afstanden van enkele honderden meters tot een kilometer niet meer meetbaar is binnen de achtergrondconcentraties van ammoniak. Experimenten op Schiermonnikoog waar een forse reductie van het aantal koeien plaats vond bevestigen dit in de praktijk.

De emissies van een typische stal met 120 koeien veroorzaken voorbij 250 tot 500 meter ammoniakconcentraties tot op het achtergrondniveau. Voorbij deze afstand is er dus geen significant verband tussen de hoeveelheid koeien in een stal en de ammoniakconcentratie in de lucht. Er kan dus ook geen causaal verband meer worden aangetoond deze stal en zijn effect op de directe omgeving.

Bij de evaluatie van de stikstofmassa-balans over Nederland concluderen we dat NEMA de emissies vanuit de melkveehouderij en mogelijk ook die van kippen en varkens, overschat. Dit leidt zo goed als zeker tot een overschatting van 10 tot 25 miljoen kilogram ammoniak, wat doorwerkt in de voorspellingen van OPS voor droge en natte depositie. De onzekerheid van de totale droge depositiebepaling voor Nederland, gecombineerd met de onzekerheid in emissies, leidt bovendien tot een grote onzekerheid over de bijdrage van ammoniak uit het buitenland (-12 tot 38 miljoen kilogram).

Een Monte-Carlo-simulatie laat zien dat de droge stikstofdepositie boven Nederland waarschijnlijk tussen de 48 en 98 miljoen kilogram ammoniak ligt, met een meest waarschijnlijke waarde van 76-79 miljoen kilogram. Dit betekent dat tussen de 70% en 87% van alle ammoniakemissies binnen Nederland wordt gedeponeerd, terwijl maximaal 13-30% wordt geëxporteerd naar het buitenland. Op basis van dit onderzoek schatten we de export op 15% of lager. Deze onzekerheids range is veel groter dan de eerder door TNO gerapporteerde 'export buitenland' van 35%.

Uitgedrukt in percentages is het aannemelijk dat ongeveer 65% van alle ammoniakdepositie terechtkomt op landbouwgrond (54% van het totale Nederlandse oppervlak). En dat circa 18% van alle droge ammoniakdepositie terechtkomt op bossen en natuurgebieden (12% van het Nederlandse oppervlak). De onnauwkeurigheid in deze cijfers is echter enkele tientallen procenten of zelfs meer. Naar schatting 85% tot maximaal 95% van alle ammoniakemissies is afkomstig uit de landbouw.

Hoewel de door NEMA voorspelde emissiegegevens onnauwkeurig zijn, en hierdoor ook OPS onnauwkeurig is, wordt de grootste onnauwkeurigheid geïntroduceerd door DEPAC (de droge depositiemodule). DEPAC is onvoldoende gevalideerd met praktijkgegevens. Op basis van de beperkte openbare praktijkexperimenten kunnen we toch het volgende concluderen:

- De droge depositie boven graslanden wordt door OPS onderschat, vermoedelijk met 50% tot 100%. Er is veel literatuur beschikbaar, maar de onderzoeken zijn niet altijd goed vergelijkbaar. Verdere analyse is nodig, temeer omdat ongeveer een kwart van Nederland uit grasland bestaat.
- De voorspelde droge depositie boven duinen wordt aantoonbaar overschat, met een factor 2 tot 3 (minimaal 100% lager dus). Vermoedelijk geldt een dergelijke overschatting ook voor de voorspelling boven droge heidegebieden.
- De droge depositie boven akkerbouwgebieden is niet empirisch gevalideerd. Het is onbekend wat de droge depositie is boven maïsland, en velden met granen, aardappelen en suikerbieten. Hiervoor is praktijkonderzoek nodig met zowel fluxmetingen als biomarkers.

- De voorspelde droge depositie boven water komt overeen met praktijkmetingen boven groot water. Omdat de ammoniakconcentratie boven water in Nederland hoger is, zal ook de droge depositie enkele kilogrammen per hectare hoger zijn.
- De droge depositievoorspelling boven steden is – ondanks de ruwheid van steden – hoger dan de beperkte metingen die uit de literatuur bekend zijn. Vermoedelijk gaat het om een overschatting van minimaal 50%.
- De voorspellingen van de droge depositie boven bossen zijn lager dan de metingen. Uit recent praktijkonderzoek blijkt dat de voorspellingen ongeveer 50% te laag zijn.

Het effect van al deze onzekerheden op a) de concentratiekaart van Nederland, b) de totale depositie per hectare en c) de totale depositiekaart van Nederland is groot. Het RIVM schat de onzekerheid voor de droge depositie zelf in op +/-124%, maar houdt hierbij geen rekening met systematische fouten. Dit betekent dat niet alleen de spreiding groot is, maar dat ook de berekende gemiddelde waarde per landtype systematische fouten bevat, zoals hierboven geïllustreerd.

Elke suggestie dat OPS per hectare (of per 1x1 km) een depositie kan berekenen met een nauwkeurigheid van enkele mol, tientallen mol of zelfs honderden mol is niet gebaseerd op enige realiteitszin of wetenschappelijk verantwoorde argumenten. OPS kan hooguit met één of twee significante cijfers de totale depositie berekenen. Elke modeluitkomst die wordt weergegeven met drie of vier significante cijfers heeft daarom geen betekenis. In vervolgonderzoek zullen we ook nader ingegaan op de onnauwkeurigheid van de inputbestanden (GIAB, INITIATOR, NEMA), waar eveneens sprake is van vele tientallen procenten onzekerheid, wat effect heeft op zowel de concentratievoorspellingen van OPS als de GDN-kaarten.

Het is dus ook duidelijk dat de onzekerheid in de cijfers voor droge depositie per landtype veel te groot is. OPS kan daarom geen nauwkeurige voorspellingen doen per hectare of per kilometer en is ongeschikt voor vergunningverlening. We adviseren dan ook om Aerius/OPS onmiddellijk uit de wet te halen en alleen verder te ontwikkelen voor wetenschappelijke doeleinden.

De politieke en de juridische wereld zouden daarom moeten stoppen met het blind vertrouwen op deze onnauwkeurige modellen bij het verlenen van vergunningen aan individuele bedrijven. In plaats daarvan zou er prioriteit gegeven moeten worden aan de ontwikkeling van eenvoudigere, controleerbare wetgeving, zoals afstandsregels of emissiereductieplannen per bedrijf. Dat zou niet alleen de rechtsgelijkheid verbeteren, maar ook het vertrouwen in het juridische systeem en het beleid versterken. Als dit niet gebeurt, dreigt zelfs een nieuwe ‘toeslagenaffaire.’

Daarnaast adviseren we om een onafhankelijke – dus geen onderdeel van CBS, RIVM, LNV, TNO en/of WUR - projectgroep te starten die een nieuwe ‘stikstofonderzoeksprogramma’ ontwikkelt, monitort en nieuwe (fundamentele, en zeker ook praktijk) onderzoeken initieert. Deze projectgroep zou ook de verantwoordelijkheid voor de horizontale integratie van de verschillende onderzoeks domeinen op zich kunnen nemen.

Wat we weten, is aanzienlijk, maar vaak gaat het om kennis die slechts ‘bij benadering’ juist is. Dit rapport moet dan ook worden gezien als een momentopname, een tussenstand in het technische onderzoek, en niet als een eindpunt. Het is duidelijk dat er nog veel werk te doen is voordat we voldoende zekerheid kunnen krijgen over de verschillende facetten van de stikstofproblematiek.

Een klein nawoord: Ik heb dit rapport opgesteld op basis van wetenschappelijke literatuur, gesprekken met een tiental experts en mijn eigen computersimulaties. Het onderwerp is echter enorm complex en veelomvattend, te groot voor één individuele ingenieur om volledig te doorgronden. Het onderzoeksgebied bestaat voornamelijk uit specialisten die elk een klein deel van de puzzel onderzoeken. Mijn inspanning lag in het samenbrengen van enkele van verschillende vakgebieden, wat mij in staat stelde een beter overzicht te krijgen van de materie en de centrale vraag: "Wat weten we nu eigenlijk echt?"

# Inhoudsopgave

<b>Executive Summary .....</b>	<b>1</b>
<b>Management Samenvatting .....</b>	<b>4</b>
<b>Inhoudsopgave.....</b>	<b>8</b>
<b>1    Over Ammonia en Stikstofoxiden – Inleiding.....</b>	<b>10</b>
1.1    Managementsamenvatting H1.....	10
1.2    De Vliegende Geest: Verplichte Leeskost uit 2000.....	11
1.3    Een opinie in 2024 over “De Vliegende Geest” uit 2000 .....	14
1.4    Een Kort Overzicht van de Stikstofkringloop.....	16
1.5    Emissiebronnen van Ammoniak en Stikstofoxiden.....	18
1.6    Over Onzekerheden en Nauwkeurigheid in het Stikstofdossier.....	20
1.7    Leeswijzer voor dit Eerste Rapport .....	25
<b>2    Ammoniak en Stikstofoxiden Emissies in Nederland .....</b>	<b>26</b>
2.1    Managementsamenvatting H2.....	26
2.2    Emissie cijfers – Waar komen deze getallen vandaan? .....	27
2.3    Ammoniakemissies in Nederland – NEMA (WUR).....	32
2.4    De Nauwkeurigheid van de NEMA Emissie Tabel.....	35
2.5    Een Eerste (maar Verkeerde) Depositierekening .....	40
<b>3    Ammoniak in de Lucht: De MAN &amp; LML Netwerken. ....</b>	<b>41</b>
3.1    Managementsamenvatting H3.....	41
3.2    RIVM en MAN ammoniak in de lucht. ....	43
3.3    Lineair regressie analyse MAN-data .....	45
3.4    Grootchalige Concentratie kaart van Nederland (GCN).....	48
3.5    Landelijk Meetnetwerk Luchtkwaliteit (LML) .....	52
3.6    Meetnetwerk Gelderse Vallei en andere Bronnen.....	56
3.7    Casus Schiermonnikoog: Een Reductie is niet Meetbaar .....	59
3.8    Validatie van Verspreidings- en Depositiemodellen .....	62
<b>4    Verspreiding en de Massabalans over Nederland.....</b>	<b>64</b>
4.1    Managementsamenvatting H4.....	64
4.2    De Verspreiding van Ammoniak.....	66
4.3    Ook grote Onnauwkeurigheid in de Ammoniak Massabalans. ....	71
4.4    De Ammoniakbalans via een Bierviltje Berekening.....	74
4.5    Monte Carlo simulatie - Achtergrond.....	79
4.6    Het Monte Carlo Stikstofdepositie Model.....	80
<b>5    Natte Depositie: over Metingen, OPS en Verdamping .....</b>	<b>86</b>

5.1	Managementsamenvatting H5.....	86
5.2	De Natte Depositie Metingen in Nederland sinds 1978.....	87
5.3	De Natte Depositie volgens de Berekeningen (OPS-2022).....	89
5.4	Effecten Jaarlijkse Neerslaghoeveelheid op de Natte Depositie .....	93
5.5	Speelt verdamping ook een rol in dit dossier? .....	97
<b>6</b>	<b>De Olifant in de Kamer: Droge Depositie.....</b>	<b>99</b>
6.1	Managementsamenvatting H6.....	99
6.2	Droge depositie - Wat is het? .....	101
6.3	De basis van droge depositie modellering .....	103
6.4	Het weerstandsmodel : $R_a+R_b+R_c$ .....	105
6.5	DEPosition of Acidifying Compounds (DEPAC - Fortran90). ....	111
6.6	DEPAC en Droge Depositie Flux voorspelling .....	116
6.7	GDN – De Droge Depositie Kaart van Nederland (OPS 2022).....	118
6.8	Literatuurstudie Droge Depositie voor enkele Landtypen ( <i>Iu</i> ) .....	124
6.9	Samenvatting over Droge Depositie Kennis .....	131
6.10	Een laatste poging om totale emissie en depositie te bepalen.....	132
<b>Referenties.....</b>	<b>135</b>	
<b>APPENDIX A - Enkele Persoonlijke Overwegingen.....</b>	<b>139</b>	
<b>APPENDIX B – Over de soorten verspreidingsmodellen.....</b>	<b>140</b>	
<b>APPENDIX C – Relevante publicaties op Foodlog.nl.....</b>	<b>145</b>	

# 1 Over Ammonia en Stikstofoxiden – Inleiding

## 1.1 Managementsamenvatting H1

Professor Jan Willem Erisman heeft in 2020 met zijn boek *De Vliegende Geest – Ammoniak in de landbouw en de gevolgen voor de natuur* de verplichte leesstof gecreëerd voor alle actoren die direct of indirect met het ammoniak- en stikstofoxiden dossier (ook wel stikstof dossier genoemd) van doen hebben. De stikstofkringloop is een essentieel proces in de natuur dat de circulatie van stikstof in verschillende vormen door het ecosysteem beschrijft. Stikstof is een cruciaal element voor alle leven op aarde omdat het een bouwsteen is van belangrijke moleculen zoals aminozuren (en dus eiwitten), DNA en RNA. Deze moleculen zijn fundamenteel voor de opbouw en het functioneren van alle levende organismen.

In de afgelopen vijfentwintig jaar is de kennis minder vooruitgekomen dan wellicht rond het jaar 2000 de verwachting was. Door budget gebrek is er te veel bezuinigd op praktijkmetingen (vooral het meetnetwerk), en de tijdgeest verwacht(te) te veel van de (goedkope) computersimulaties. Het gebruik van computermodellen om complexe milieuproblemen zoals stikstofdepositie te analyseren en te reguleren is sindsdien een essentieel hulpmiddel geworden in het huidige beleidslandschap. Echter, roept het blind vertrouwen in de gebruikte (OPS/Aerius) modellen ernstige vragen op over hun betrouwbaarheid (onnauwkeurigheid) en de toepassing ervan in juridische en beleidmatige contexten. OPS is immers zeer onnauwkeurig.

De cijfers waar rechters en beleidmakers zich soms op beroepen wekken de indruk van extreme precisie. Toch is dit in schril contrast met de werkelijke nauwkeurigheid en onzekerheid van de meetmethoden en modellen die deze cijfers genereren. Wanneer we naar de onzekerheden kijken die het RIVM zelf ook rapporteert, zien we dat de marges enorm zijn. Bijvoorbeeld, de onzekerheidsmarges voor droge depositie van ammoniak ( $\text{NH}_3$ ) liggen op maar liefst 124%. Voor lokale betrouwbaarheid geven ze een waarde van 70% aan en nationaal een waarde van 30%.

Ook in dit rapport worden de onnauwkeurigheden becijferd en aangetoond. Hierbij hebben we geconcludeerd tijdens deze studie dat het niet alleen niet goed zit met de *precisie*, maar dat vooral ook ernstig getwijfeld mag worden aan de *juistheid* (vooral bij de natte depositie metingen, ammoniak concentratie modelleringen en de droge depositie modellering per soort land).

De politiek en de juridische wereld zouden daarom per direct afstand moeten nemen van het blind vertrouwen in deze onnauwkeurige modellen in vergunningverlening van individuele ondernemingen en in plaats daarvan hoge prioriteit moeten geven aan het ontwerp van (nieuwe) eenvoudige, controleerbare wetten (denk aan een afstandsregel of een emissie-reductie programma per bedrijf). Dit zou niet alleen de rechtsgelijkheid verbeteren, maar ook het vertrouwen in het juridische systeem en de effectiviteit van het beleid vergroten. Als we zo doorgaan wordt dit een tweede ‘toeslagen-affaire’.

## 1.2 De Vliegende Geest: Verplichte Leeskost uit 2000

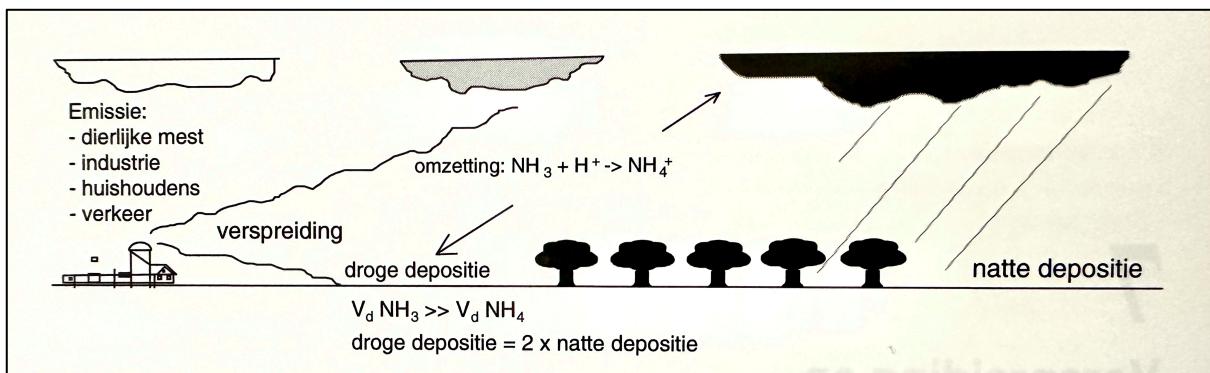
The pilot plant. In 2000 bracht stikstofprofessor Jan Willem Erisman een boek uit met de intrigerende titel *De Vliegende Geest – Ammoniak in de landbouw en de gevolgen voor de natuur*. Naar mijn mening zou dit boek verplichte leesstof moeten zijn voor alle Nederlandse boeren, voor iedereen die geïnteresseerd is in milieukunde, voor alle beleidsambtenaren die direct of indirect met ammoniak te maken hebben en natuurlijk voor alle juristen en rechters die beroepsmatig met het stikstofdossier te maken hebben.

Als chemisch technoloog (TU-Delft) ben ik van mening dat we niet over stikstof in het algemeen zouden moeten spreken, maar over ammoniak en andere vormen van reactief stikstof, zoals NO<sub>x</sub>. Sinds de PAS-uitspraak in 2019 hebben we in onze samenleving inclusief onze bestuurders en media echter de neiging om over ‘stikstof’ te praten, terwijl stikstof eigenlijk het inerte gas (N<sub>2</sub>) is dat ongeveer 78% van onze atmosfeer uitmaakt. Anno 2024 spreken we nog steeds over stikstof, terwijl we eigenlijk ammoniak (NH<sub>3</sub>) bedoelen – dat grotendeels afkomstig is uit de veehouderij – of stikstofoxiden (NO<sub>x</sub>), die vrijkomen bij de verbranding van fossiele brandstoffen (industrie en verkeer).

Dit rapport heeft absoluut niet de intentie om alle aspecten rondom emissie, verspreiding en depositie in detail te behandelen. Dat kan ook niet in een half jaar op onderzoeksgebieden waar alleen al in Nederland een tiental experts hun hele carrière op gebouwd hebben. Ik zal me in dit rapport beperken tot de emissie, verspreiding en depositie, met een bijzondere focus op de relatie tussen ammoniakconcentratie en (droge)depositie, en wat dit betekent voor de totale stikstof balans van Nederland.

Ik ben na het schrijven van dit rapport van mening dat vele onzekerheden groter zijn dan de gedetailleerde kaarten en uitspraken doen vermoeden en zal dat illustreren met zoveel mogelijk feiten. Het stikstofvraagstuk gaat niet alleen over natuur, ruimtelijke ordening, en KDW's (Kritische Depositiewaarden), maar ook over waterkwaliteitsrichtlijnen. Dit rapport zal echter bewust geen aandacht besteden aan deze (ook) belangrijke onderwerpen. De verspreiding en depositie van stikstof gaat immers vooral over die wetenschappelijke vakgebieden die vanuit de bèta-hoek al complex genoeg zijn. Het draait om metingen en modellen en de vraag: “*wat weten we nu eigenlijk echt?*”

Het stikstofdossier zoals in dit rapport wordt geduid, richt zich op de interactie tussen de lucht, planten en het aardoppervlak en is daarmee een kennisgebied dat sterk lokaal georiënteerd is. De emissie en verspreiding van stikstof spelen zich af op tijdschalen van dagen, weken, maanden en jaren, maar niet op tientallen jaren. De tijdschaal van depositie daarentegen varieert vooral tussen de nacht-dag tijdschaal, de seizoenen en maximaal enkele jaren. In tegenstelling tot CO<sub>2</sub> en klimaatverandering, is stikstof vooral een lokaal milieuthema, waarbij de effecten van emissies zich uitstrekken over afstanden van tientallen kilometers. Erisman illustreert de belangrijke processen in zijn boek aan de hand van Figuur 1:



Figuur 1: de emissie, verspreiding, omzetting van ammoniak en de droge en natte depositie. Het ammoniak dossier is relatief gemakkelijk in een plaatje te tonen, de onderliggende chemische, fysische en biologische processen zijn complex. Vooral de depositiewetenschap is relatief jong en nog niet alle aspecten zijn voldoende begrepen c.q. fundamenteel onderzocht.

### Natte depositie (Uit "De Vliegende Geest")

Wolken worden gevormd door condensatie van waterdamp op zogenoemde condensatiekernen. Dit zijn deeltjes of aerosolen, zoals ammoniumsulfaat of -nitraat. Op deze manier komt ammonium in regen. Ook vallende regendruppels kunnen onderweg ammoniak of ammonium opnemen. De belangrijkste route voor natte depositie van ammoniak is echter die van de condensatiekernen. De opname van ammoniak in het regenwater is afhankelijk van het evenwicht tussen de concentratie in en buiten de druppel. Door de hoge concentratie CO<sub>2</sub> in de atmosfeer is het regenwater van nature zuur (pH 5,6), waardoor ammoniak goed wordt opgenomen. Hoe dichter de regendruppel bij de grond komt, des te hoger de buitenluchtconcentratie en dus des te hoger de concentratie in de druppel. De regenwaterconcentraties zijn hierdoor hoger in gebieden met hoge emissie dan in achtergrondgebieden.

De natte depositie wordt al zeer lang gemeten, zoals beschreven in hoofdstuk 3. De meting daarvan lijkt eenvoudig, maar wanneer niet wordt voldaan aan bepaalde criteria kan de onnauwkeurigheid groot zijn. Deze criteria werden reeds door Marggraf in 1754 opgesomd: niet te dicht bij obstakels meten, droge depositie en toevoeging van andere verontreiniging (zoals vogelpoep) vermijden, op een bepaalde hoogte boven de grond meten, een aerodynamisch ontwerp van de monstername maken en dergelijke. Ook voor het omgaan met monsters zijn er diverse criteria. De monsters moeten koel en in het donker worden bewaard en de analyses mogen niet te lang worden uitgesteld.

In het Landelijk Meetnet Regenwatersamenstelling wordt regenwater sinds 1988 door het RIVM met dezelfde methode tweewekelijks op 20 locaties opgevangen en op maandbasis geanalyseerd. Het tijdverloop in de natte depositie is afhankelijk van de regenwaterhoeveelheden en de frequentie, en van het verloop in de emissies. In het voorjaar vindt meestal de hoogste natte depositie plaats. Op grote schaal bekeken is de ruimtelijke variatie in de natte depositie representatief voor het emissiepatroon, omdat het enige tijd duurt voordat de verontreiniging in de wolken wordt opgenomen en het aardoppervlak weer bereikt.

### **Droge Depositie (Uit “De Vliegende Geest”)**

*De droge depositie kan eigenlijk niet onafhankelijk worden gezien van de emissie van ammoniak, omdat de richting van de flux afhankelijk is van de concentratie in de lucht in evenwicht met die in of op het oppervlak. Is de concentratie in de lucht lager dan die in of op het oppervlak dan is er sprake van emissie (zie hoofdstuk 6). Andersom, wanneer de concentratie in de lucht hoger is, zal depositie plaatshebben. Wanneer de concentratie in de lucht sterk en snel varieert, iets wat in of op het oppervlak minder snel gebeurt, kan de flux ook snel van teken omslaan. Hierin verschilt ammoniak van andere gassen zoals SO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub> en HNO<sub>3</sub>, die alle vrijwel uitsluitend depositie vertonen. De depositie van ammoniak is dan ook moeilijk te bepalen, vooral in of nabij emissiegebieden.*

*Begin jaren 1980 werd depositieonderzoek alleen uitgevoerd in natuurgebieden, ver van bronnen. Hier werd bijna alleen maar depositie van ammoniak gevonden (o.a. [Duyzer, 1994]). Later werd onderzoek uitgevoerd in natuurgebieden nabij emissiegebieden waar overwegend depositie werd gevonden, maar waar een groot deel van de tijd ook emissies werden waargenomen [Erisman en Wyers, 1993]. [Sutton et al., 1993]. De reden hiervoor was dat het oppervlak gedurende perioden met hoge droge depositie verzadigd raakte met ammoniak dat, wanneer de luchtconcentratie weer afnam, er weer afdampte. Er werd toen verondersteld dat dit het gevolg was van het verzadigd raken van de waterlaag op de bladeren.*

*In meer recente jaren zijn emissie/depositie-metingen uitgevoerd boven landbouwgewassen en (bemest) grasland. Hierbij werd gevonden dat de perioden van emissie en depositie elkaar sterk kunnen afwisselen. Of sprake is van depositie dan wel van emissie hangt af van het zogenoemde compensatiepunt. Het compensatiepunt is de concentratie in de lucht die in evenwicht is met de concentratie in de huidmondjes van het blad, zodat netto geen flux optreedt. Wanneer de huidmondjesconcentratie hoger is dan de luchtconcentratie treedt emissie op en andersom depositie [Sutton et al., 1995]. Dus tijdens en enkele dagen na bemesting zal emissie sterk overheersen.*

*De droge-depositieflux wordt naast de concentratie in of op het blad (in de waterlaag) bepaald door de mate van turbulentie in de atmosfeer. Hoe hoger de turbulentie des te hoger het transport van de lucht naar het oppervlak. De turbulentie is op haar beurt afhankelijk van de windsnelheid, de insraling en de ruwheid van het oppervlak. Hoe hoger de windsnelheid en de ruwheid des te hoger de depositie. De ruwheid wordt bepaald door de karakteristieken van het oppervlak: als het oppervlak versnippert is, is de ruwheid groter dan bij homogene oppervlakken. Verder is de ruwheid groter wanneer de gemiddelde lengte van de obstakels groter is. Water heeft dus de kleinste ruwheid, gevolgd door gras, struiken, bossen en steden. Hierdoor is de depositie op bos doorgaans hoger dan op gras (bij gelijke concentraties). Voor de depositie is verder de toestand van het oppervlak van belang. Wanneer het oppervlak nat is als gevolg van regen of hoge relatieve vochtigheid, is de opname van ammoniak doorgaans groter dan bij droge oppervlakken. Wanneer het oppervlak is bevroren of bedekt met sneeuw is de opname laag.*

### 1.3 Een opinie in 2024 over “De Vliegende Geest” uit 2000

Het boek van Jan Willem Erisman is dus bijna vijfentwintig jaar oud maar nog steeds actueel. Erisman en zijn collega's hebben goed onderzoekswerk kunnen verrichten in een tijdsgewicht met voldoende budget om praktijkonderzoek te kunnen uitvoeren naar een juiste theorievorming en voldoende doorlooptijd om fenomenen die over de seizoenen heengaan in de praktijk te kunnen onderzoeken. Nu, vijfentwintig jaar later, hebben we meer technologie dan ooit, we hebben snellere en goedkopere sensoren, AI en computersystemen die duizenden keren sneller zijn dan toen. Toch hebben we een groot probleem: een gebrek aan capaciteit (of wil?) om langdurig praktijkonderzoek uit te voeren.

Een bekende management quote is “*geen tijd is geen prioriteit*” en zo is het ook met de beschikbare onderzoekscapaciteit en de wil om praktijkonderzoek te doen. Voor een degelijk stikstofbeleid zijn uitgebreide praktijkonderzoeken van onschatbare waarde. Dat heeft echter een hoge prijs: degelijk praktijkonderzoek kost vele miljoenen per jaar. In twee stappen – eerst rond de eeuwwisseling – later na 2010, heeft het ministerie besloten om flink te gaan bezuinigen. We kunnen wel stellen dat dit een onverstandig beleidskeuze is geweest. De wil van het ministerie en/of RIVM om voldoende budget beschikbaar te stellen voor grootschalig praktijkonderzoek lijkt volkomen afwezig te zijn.

Het kantoorwerk – computersimulaties – kost weinig, dat klopt maar juist voor praktijkonderzoek is veel en vooral structureel budget nodig. Denk aan verbreding van het natte depositienetwerk, het vergroten van structurele mobiele concentratie netwerken, het automatiseren van satellietmetingen en correleren hiervan aan puntmetingen zoals MAN en LML, en de mobiele meetnetwerken.

Waarom zijn er geen ammoniaksensor netwerk boven groot water zoals het IJsselmeer? Waarom zijn er vrijwel geen correlatie onderzoeken uitgevoerd waarbij de flux-metingen gecombineerd zijn met de opname van stikstof door plantmateriaal en/of uitlogging naar het grondwater. Het vertrouwen op (te) complexe computermodellen die dus nog te weinig gevalideerd zijn gaat nu een van de bottlenecks zijn in het dossier is mijn stelling.

Vanuit dit oogpunt bekeken is het wetenschappelijk inzicht over stikstofemissies, verspreiding en depositie in de laatste vijfentwintig jaar vrijwel niet gegroeid. Uit betrouwbare bron weet ik dat de ervaren betrokken onderzoekers uit het veld dit ongelofelijk spijtig vinden. Nu is onderzoeksfinanciering politiek, en dus kan dit ook politiek snel weer rechtgetrokken worden. Als zelfstandig onderzoeker vind ik het onbestaanbaar dat we bijna met grof geweld en zonder praktisch ontwikkelingsplan vijfentwintig miljard hebben willen stukslaan om een probleem ‘dan maar’ financieel op te lossen. De complexiteit van het dossier is echter dusdanig groot dat deze manier van politieke management bedrijven onverstandig was en is, en vooral waarschijnlijk ook niet eens effectief indien het was uitgevoerd zoals het vorige kabinet bijna heeft willen doen.

Niet alleen de boerensector die nu al enkele jaren onder vuur ligt, mag verwachten dat een goede kosten-batenanalyse wordt gemaakt, maar vooral ook alle burgers van Nederland mogen verwachten dat collectieve miljarden alleen uitgeven worden als er een reële kans is op verbetering (van de natuur). Erisman heeft in zijn boek geen aandacht gegeven aan de uitdagingen van gebrek aan continue onderzoeksfinanciering vooral voor de praktijk. Hij heeft te veel empathie voor zijn eigen vakgenoten gehad, en ziet het nut van een onafhankelijk team B waarschijnlijk ook niet in. Hij denkt daarmee te technocratisch over beleid en heeft te veel vertrouwen gehad in de wetenschappelijke cultuur in zijn Nederlandse netwerk.

Waar Erisman in 1997 wel gelukkig al op wees, is dat een depositie-beleid zoals nu wordt uitgevoerd een onverstandige beleidsrichting is. Wil je iets doen, dan is een praktisch emissiebeleid de enige juiste richting. Ik deel zijn standpunt volledig; **we moeten stoppen met het huidige depositiebeleid waarbij OPS een veel te belangrijke rol is gaan spelen.**

Waar we niet te gemakkelijk aan voorbij kunnen lopen is dat thema's zoals stikstof in essentie naast wetenschappelijke thema's vooral ook politieke thema's zijn. De politiek mag echter niet de bal terugkaatsten door te suggeren dat stikstof-beleid, een beleidsvorm is waar wetenschappers antwoord op zullen hebben. **De wetenschappers in het vakgebied moeten ophouden te denken dat kritische outsiders dus 'tegen de natuur zijn' of 'ze zullen wel betaald worden door big-agro'**, Wat deze stikstof-professionals vooral ook moeten doen is duidelijk communiceren over (on)nauwkeurigheid en verder buiten elk politiek domein blijven en vooral dus niet meewerken aan beleidssuggesties.

Wetenschappersbeoefening zou moeten gaan over snappen, kennis en onderzoek.

Wetenschappelijke kennis een beetje overdrijven met als doel privé politieke agenda door te drukken is wat mij betreft een doodzonde, onderzoekers mogen deze dunne lijn niet oversteken. De politiek ~~in de vorm van democratisch gekozen parlement~~, gaat over de ruimtelijke ordening (wat willen we op langere termijn met Nederland?). In theorie kan de politiek ervoor kiezen om alle melkvee en varkenshouderijen te saneren. De politiek kan er ook voor kiezen om minder kleinere natura2000 gebieden in stand te houden of meer geld aan beheersorganisaties te geven. Politiek en wetenschapsbeoefening zijn twee heel verschillende takken van sport.

Ik denk dat onze maatschappij, onze samenleving, maar dus ook het hele land een complex adaptief systeem is. Verandering is soms wenselijk maar ook moeilijk te realiseren. Te disruptief veranderen werkt niet. Het is niet zo dat het niet werkt alleen omdat wij mensen niet zo graag veranderen, maar het werkt ook niet omdat we de **totale complexiteit van het systeem niet goed kunnen overzien**. Voorzichtigheid en nederigheid zijn dus geboden. Kleine praktische beleidsstapjes zetten en toetsen in de praktijk is de enige juiste aanvliegroute. Speel geen economisch mikado met groepen ondernemers en het landschap. **Rondom** de uitvoering van dergelijke *safe-fail* praktijk experimenten zet je daarom ook een parallel breed onderzoeks- en leerprogramma op. Dit alles in een omgeving met ervaren **projectleiders met kennis** en voldoende financiële middelen met een stuurgroep die de ervaring en kennis heeft om de resultaten te kunnen integreren en de deelonderzoeken te kunnen initiëren.

Wat ik na vele jaren kennis geleerd heb is dat het stikstofdossier inhoudelijk vastloopt op a) gebrek aan **werkelijke kennis over de verspreiding** naar boven (en het buitenland?), op b) droge depositie (vooral op water, grasland, landbouwgebieden en steden) en vooral gebrek aan de praktijkmetingen op droge depositie, c) nog te **weinig kennis op het gebied van emissies van stallen** en d) de onjuiste bestuurlijke consequenties die aan de wel aanwezige kennis worden verbonden, mede als gevolg van soms niet heldere communicatie door wetenschapsboefenaars. Er is nog heel veel te doen in deze onderzoekswereld van het vluchtige stikstof.

## 1.4 Een Kort Overzicht van de Stikstofkringloop.

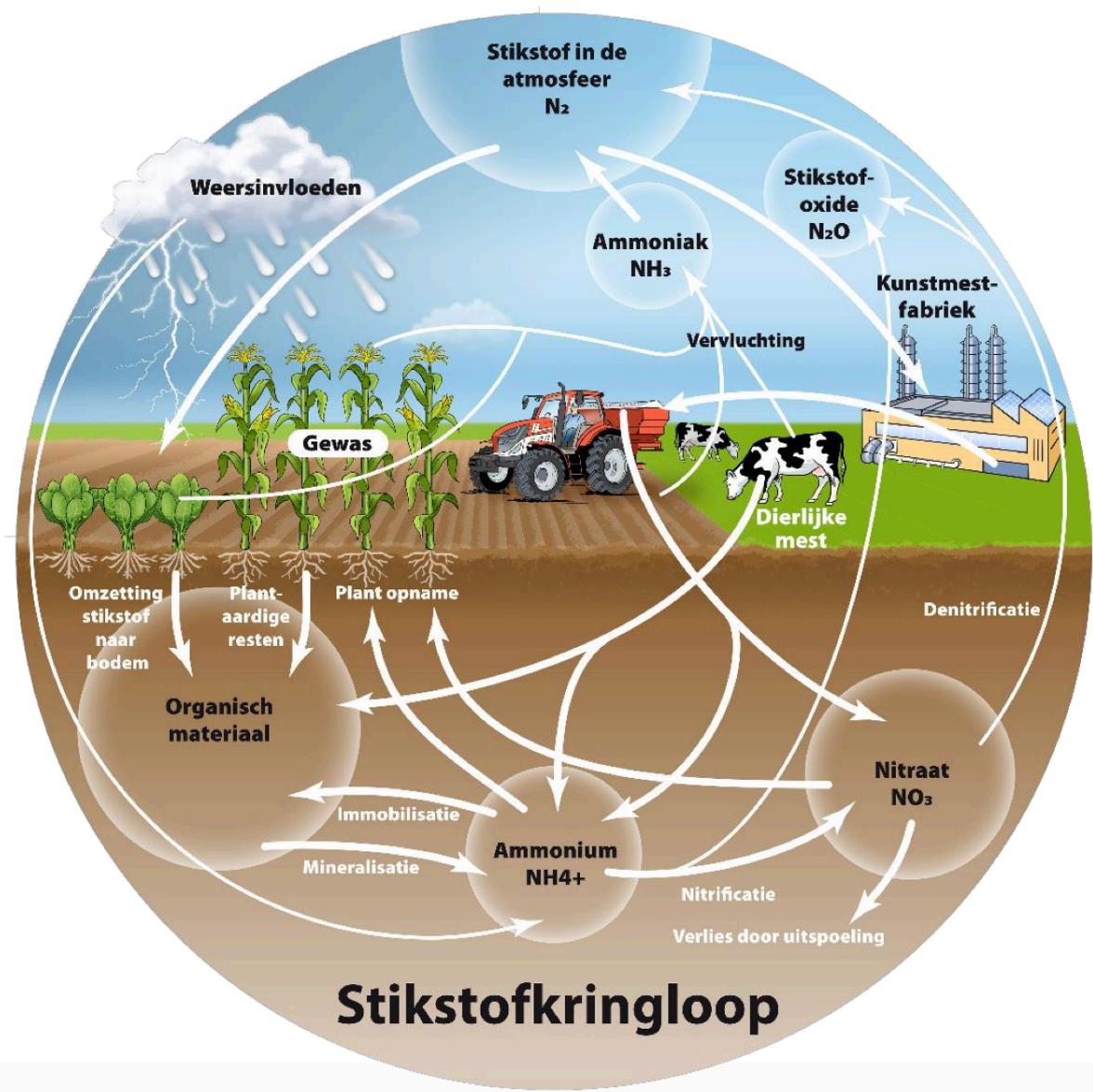
De stikstofkringloop is een essentieel proces in de natuur dat de circulatie van stikstof in verschillende vormen door het ecosysteem beschrijft. Stikstof is een cruciaal element voor alle leven op aarde omdat het een bouwsteen is van belangrijke moleculen zoals aminozuren (en dus eiwitten), DNA en RNA. Deze moleculen zijn fundamenteel voor de opbouw en het functioneren van alle levende organismen. Stikstof in de atmosfeer is voornamelijk aanwezig als stikstofgas ( $N_2$ ), wat 78% van de lucht uitmaakt. Hoewel dit de grootste bron van stikstof is, kunnen de meeste organismen dit gasvormige stikstof niet direct benutten. De stikstofkringloop omvat daarom een reeks processen die stikstof omzetten in vormen die door planten en dieren kunnen worden opgenomen en weer terug in de atmosfeer brengen. De belangrijkste stappen in de **stikstofkringloop** zijn:

1. **Stikstoffixatie:** Dit proces zet atmosferisch stikstofgas om in ammonium ( $NH_4^+$ ), een vorm van stikstof die door planten kan worden gebruikt. Dit gebeurt voornamelijk door stikstofbindende bacteriën in de bodem en in wortelknobbeljes van bepaalde planten (zoals peulvruchten). Industriële processen en bliksem kunnen ook stikstof fixeren.
2. **Nitrificatie:** Ammonium wordt in de bodem door nitrificerende bacteriën omgezet in nitriet ( $NO_2^-$ ) en vervolgens in nitraat ( $NO_3^-$ ), wat een andere vorm van stikstof is die door planten kan worden opgenomen.
3. **Assimilatie:** Planten nemen nitraat of ammonium op uit de bodem en gebruiken het om organische verbindingen te maken, zoals eiwitten en nucleïnezuren. Wanneer dieren planten eten, krijgen ze stikstof binnen via deze organische verbindingen.
4. **Ammonificatie:** Wanneer planten en dieren afsterven, of wanneer dieren afval produceren, wordt de organische stikstof in hun lichamen afgebroken door bacteriën en schimmels in de bodem, en omgezet in ammonium.
5. **Denitrificatie:** Denitrificerende bacteriën zetten nitraat om in stikstofgas, dat weer in de atmosfeer terechtkomt, waardoor de cyclus wordt voltooid.

De stikstofkringloop is cruciaal voor het leven op aarde om verschillende redenen:

- **Ondersteuning van Plantenleven:** Planten hebben stikstof nodig voor hun groei en ontwikkeling. **Zonder stikstof zouden planten niet in staat zijn om de aminozuren, eiwitten en chlorofyl te produceren die nodig zijn voor fotosynthese en andere vitale functies.** Aangezien planten de basis vormen van de meeste voedselketens, is een gezonde stikstofkringloop essentieel voor het voeden van ecosystemen.
- **Balans in Ecosystemen:** Een verstoerde stikstofkringloop, bijvoorbeeld door overmatige toevloer van stikstof door meststoffen of verontreiniging, kan leiden tot problemen zoals eutrofiëring van waterlichamen. Dit kan leiden tot algenbloei, zuurstofgebrek en het verlies van biodiversiteit in **aquatische ecosystemen**.
- **Bodemvruchtbaarheid:** De stikstofkringloop draagt bij aan de vruchtbaarheid van de bodem, wat van vitaal belang is voor landbouw en voedselproductie. Door het natuurlijke proces van stikstoffixatie kunnen bodems zichzelf aanvullen met stikstof, wat nodig is om gewassen te laten groeien zonder al te veel afhankelijk te zijn van kunstmest.
- **Onderhoud van de Biosfeer:** De stikstofkringloop zorgt ervoor dat stikstof op een duurzame manier door de biosfeer circuleert, waardoor alle organismen toegang hebben tot deze essentiële voedingsstof zonder dat deze uitgeput raakt.

De stikstofkringloop is een complex maar vitaal proces dat het fundament vormt van het leven op aarde. Het onderhoudt de balans van stikstof in de atmosfeer, de bodem en de organismen en zorgt ervoor dat deze essentiële voedingsstof beschikbaar blijft voor alle levensvormen. Het versturen van deze cyclus kan ernstige gevolgen hebben voor de natuur en de menselijke samenleving, wat het belang benadrukt van duurzaam beheer van stikstofbronnen en bescherming van ecosystemen.



Figuur 2: De stikstofkringloop visueel uitgelegd met daarin de belangrijkste processen. Plaatje is overgenomen van een rapportage van de WUR).

## 1.5 Emissiebronnen van Ammoniak en Stikstofoxiden.

Ammoniak ( $\text{NH}_3$ ) en stikstofoxiden ( $\text{NO}_x$ ) zijn belangrijke stikstofverbindingen die via verschillende processen in het milieu terechtkomen. Ze hebben elk verschillende emissiebronnen en spelen een belangrijke rol in de stikstofcyclus en in milieuproblemen zoals luchtvervuiling en verzuring.

### Emissiebronnen van Ammoniak ( $\text{NH}_3$ )

De grootste bronnen van ammoniakemissies zijn gerelateerd aan landbouwactiviteiten, maar er zijn ook andere bronnen. Hieronder de belangrijkste:

#### 1. Landbouw:

- **Veeteelt:** De grootste bron van ammoniakuitstoot is dierlijke mest, met name van koeien, varkens en kippen. Bij de afbraak van ureum in urine en uitwerpselen van vee komt ammoniak vrij.
- **Kunstmestgebruik:** Ammonium houdende meststoffen, zoals ammoniumsulfaat en ureum, stoten ammoniak uit wanneer ze worden toegediend aan akkers. Dit gebeurt vooral wanneer de meststoffen oppervlakkig worden verspreid en niet meteen in de bodem worden opgenomen.
- **Opslag en verwerking van mest:** Het opslaan en verwerken van dierlijke mest kan aanzienlijke ammoniakemissies veroorzaken, vooral als de mest niet goed wordt afgedekt of verwerkt.

#### 2. Afvalbeheer:

- **Afvalwaterzuiveringsinstallaties:** Afvalwaterzuivering kan ammoniak uitstoten, vooral wanneer het afvalwater rijk is aan stikstofverbindingen.
- **Composting:** Het composteren van organisch materiaal, met name voedselafval en dierlijk afval, kan ammoniak vrijgeven als gevolg van de afbraakprocessen.

#### 3. Industrie:

- **Chemische industrie:** De productie van ammoniak, kunstmest en andere chemische producten die stikstofverbindingen bevatten, kan leiden tot ammoniakemissies.

#### 4. Verkeer:

- **Verbrandingsmotoren:** Hoewel de bijdrage klein is in vergelijking met landbouw, kunnen sommige verbrandingsprocessen in verkeer en industrie kleine hoeveelheden ammoniak uitstoten, bijvoorbeeld via katalysatoren in voertuigen.

### Emissiebronnen van Stikstofoxiden ( $\text{NO}_x$ )

$\text{NO}_x$  (stikstofoxiden) is een verzamelnaam voor stikstofmonoxide ( $\text{NO}$ ) en stikstofdioxide ( $\text{NO}_2$ ). Deze stoffen worden voornamelijk uitgestoten door verbrandingsprocessen die plaatsvinden bij hoge temperaturen. De belangrijkste bronnen van  $\text{NO}_x$  zijn:

#### 1. Verkeer:

- **Verbrandingsmotoren in voertuigen:** Auto's, vrachtwagens, bussen en andere voertuigen die fossiele brandstoffen verbranden, zijn één van de grootste bronnen van  $\text{NO}_x$ -emissies. Dit geldt vooral voor dieselmotoren, die doorgaans meer  $\text{NO}_x$  uitstoten dan benzinemotoren.
- **Scheepvaart:** Schepen, vooral die met zware stookolie als brandstof, zijn grote  $\text{NO}_x$ -uitstoters.
- **Luchtvaart:** Vliegtuigen stoten  $\text{NO}_x$  uit tijdens het opstijgen en landen, maar ook op grote hoogte draagt de uitstoot bij aan luchtverontreiniging.

## 2. Energieproductie:

- **Krachtcentrales:** Krachtcentrales die kolen, aardgas of olie verbranden, zijn belangrijke bronnen van NOx-emissies. Verbrandingsprocessen in elektriciteitscentrales genereren NOx bij hoge temperaturen.
- **Industriële processen:** Industriële installaties die fossiele brandstoffen verbranden, zoals cementfabrieken, staalfabrieken en raffinaderijen, produceren ook aanzienlijke hoeveelheden NOx.

## 3. Huishoudelijke verwarming:

- **Verbranding van fossiele brandstoffen:** Verwarmingstoestellen in huishoudens en commerciële gebouwen die aardgas, olie of hout verbranden, kunnen ook bijdragen aan NOx-emissies.

## 4. Landbouw en bosbouw:

- **Biomassaverbranding:** Het verbranden van biomassa, zoals hout, gewasresten of andere organische materialen, kan ook NOx vrijgeven. Dit gebeurt vaak in bosbouw en sommige landbouwpraktijken, zoals het afbranden van akkerland.

## 5. Afvalverbranding:

- **Afvalverbrandingsinstallaties:** Verbrandingsovens die huishoudelijk en industrieel afval verwerken, produceren NOx als gevolg van de verbranding van afvalmaterialen die stikstofhoudende verbindingen bevatten.

## Milieu- en Gezondheidsimpact

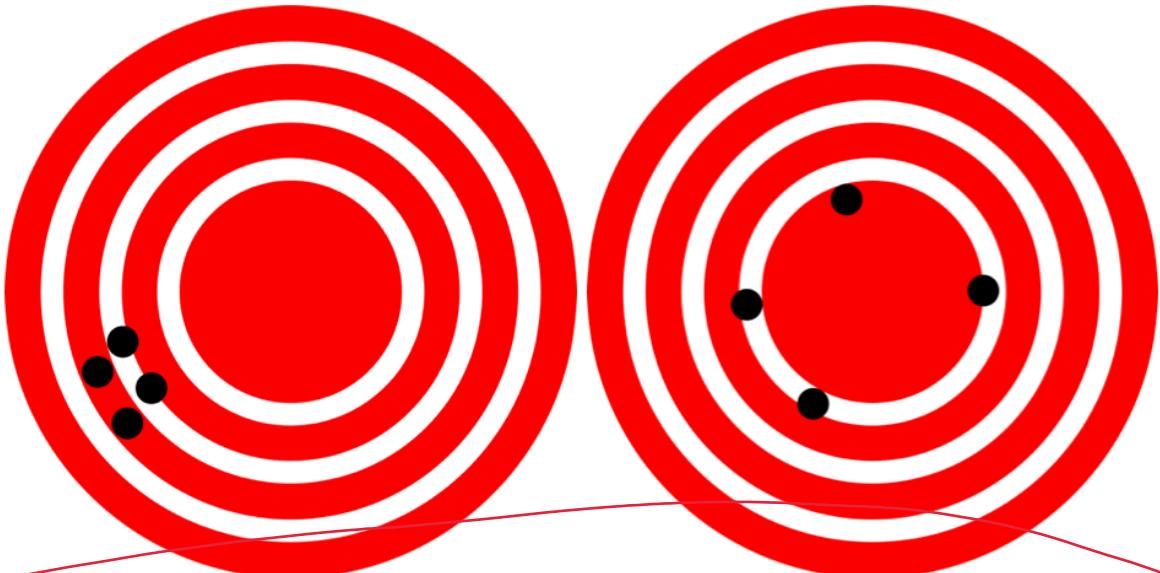
- **Ammoniak:** Ammoniakemissies dragen bij aan de vorming van fijnstof in de atmosfeer en leiden tot verzuring van bodems en **waterlichamen**. Dit heeft negatieve effecten op de biodiversiteit, vooral in kwetsbare natuurgebieden, zoals heide en bossen.
- **NOx:** Stikstofoxiden dragen bij aan smogvorming en de productie van ozon op leefniveau, wat schadelijk is voor de gezondheid van mensen en dieren. NOx speelt ook een belangrijke rol in de verzuring van ecosystemen, wat de bodem- en waterkwaliteit kan aantasten.

## 1.6 Over Onzekerheden en Nauwkeurigheid in het Stikstofdossier.

Naarmate technologieën zoals AI, krachtige computers en geavanceerde simulaties in 2D en zelfs 3D steeds toegankelijker en verfijnder worden, zou men *kunnen* denken dat we in staat zijn om alles perfect te modelleren en te voorspellen. Echter, zelfs in 2024 blijven we geconfronteerd met fundamentele (kennis) uitdagingen die niet zomaar verdwijnen door technologische vooruitgang. Eén van deze uitdagingen is het **omgaan met onnauwkeurigheid enonzekerheid, die onvermijdelijk zijn in elk model en elke dataset.** De tweede uitdaging is gebrek aan praktijkdata.

Onnauwkeurigheid, vaak aangeduid als "ruis", speelt een cruciale rol in de betrouwbaarheid en de betekenis van modelresultaten. Zelfs de meest geavanceerde algoritmes en rekenkracht kunnen niet om deze beperkingen heen werken. Ruis kan ontstaan door vele factoren: meetfouten, **onnauwkeurige invoergegevens**, vereenvoudigingen in modellen of zelfs door natuurlijke variabiliteit in de wereld die moeilijk te kwantificeren is. Wanneer deze ruis niet goed wordt begrepen of beheerd, kan het de nauwkeurigheid en het nut van simulaties aanzienlijk beïnvloeden. Op Foodlog schreef ik in het kader van nauwkeurigheid en het stikstofdossier begin 2024 daarom een artikel met de titel "*Stikstof wordt gemeten met een heel gebrekkige thermometer*". Uit dit artikel komt de volgende tekst:

*Eerst iets over het begrip 'juistheid'. Juistheid is in de statistiek de mate van overeenstemming tussen de (gemiddelde) waarde van een reeks waarnemingen en de werkelijke waarde. De juistheid van een waarde die je hanteert als uitgangspunt voor een diagnose wordt bepaald door de zogeheten systematische fout. Hoe meer de waarden systematisch afwijken van de werkelijke waarde, hoe minder juist de waarnemingen zijn. De omvang van systematische fouten is afhankelijk van het aantal onbekende factoren - en hun onderlinge invloed op elkaar - die als ruis om de onderzochte factor een rol spelen. Wie de systematische fout niet in kaart brengt, krijgt modellen die met de werkelijkheid op de loop gaan. Nog een begrip uit de statistiek: precisie. Dat duidt iets heel anders aan. Precisie is de mate waarin de metingen of berekeningen onderling verschillen, of hoe consistente metingen en de daarop toegepaste algoritmen steeds dezelfde resultaten opleveren. Precisie wordt bepaald door de toevallige fout. Hoe kleiner de toevallige afwijkingen, hoe groter de precisie. De impact van de twee concepten op je begrip van de werkelijkheid kun je begrijpen aan de hand van het voorbeeld van het schieten op een roos.*



*Figuur 3: In het linker plaatje zie je dat de precisie hoog is omdat de punten dicht bij elkaar liggen. Tegelijk zie je dat de juistheid laag is omdat ze ver van de roos af zitten. Dat duidt op een systematische fout. In het rechter plaatje zie je dat de juistheid beter is, maar de precisie lager. In dat geval zit er minder afwijking in het instrument dat we gebruiken om de werkelijkheid vast te leggen in een waarde.*

*mooi voorbeeld*

Daarom is het essentieel om bij het werken met data en computermodellen niet alleen de focus te leggen op het verkrijgen van resultaten, maar ook op het op de juiste manier omgaan met deze **onzekerheden**. Dit betekent dat we ons bewust moeten zijn van het aantal significante cijfers waarmee we werken, en dat we moeten begrijpen hoe onnauwkeurigheden zich kunnen opstapelen en doorwerken in de resultaten. Het interpreteren van de uitkomsten van simulaties en AI-algoritmes vereist een diep begrip van deze concepten, omdat **blind vertrouwen in schijnbaar nauwkeurige resultaten kan leiden tot verkeerde conclusies en beslissingen**.

Dit rapport richt zich op het belang van **zorgvuldig omgaan met data** en het kritisch evalueren van de resultaten van computermodellen. Het belicht hoe onnauwkeurigheid en ruis niet zomaar problemen zijn die opgelost kunnen worden door meer rekenkracht of meer data, maar fundamentele aspecten zijn van de wetenschappelijke methodologie die aandacht en begrip vereisen.

Het gebruik van computermodellen om complexe milieuproblemen zoals stikstofdepositie te analyseren en te reguleren is een essentieel hulpmiddel geworden in het huidige beleidslandschap. Echter, zoals aangegeven in de discussie over onnauwkeurigheden en onzekerheden, roept het blind vertrouwen in deze modellen ernstige vragen op over hun betrouwbaarheid en de toepassing ervan in juridische en beleidmatige contexten.

**De cijfers waar rechters en beleidmakers zich soms op beroepen – bijvoorbeeld een waarde als 0,005 mol stikstofdepositie – wekken de indruk van extreme precisie. Toch is dit in schril contrast met de werkelijke nauwkeurigheid en onzekerheid van de meetmethoden en modellen die deze cijfers genereren.** Wanneer we naar de onzekerheden kijken die het RIVM zelf rapporteert, zien we dat de marges in sommige gevallen enorm zijn. Bijvoorbeeld, de onzekerheidsmarges voor droge depositie van ammoniak ( $\text{NH}_3$ ) liggen op maar liefst 124% en voor secundaire componenten kan dit oplopen tot meer dan 100%. Dit betekent in feite dat de **berekende waarden meer dan kunnen verdubbelen of halveren ten opzichte van de werkelijke waarde**.

Dit roept de vraag op hoe zinvol het is om computermodellen te gebruiken die een dergelijk hoge mate van onzekerheid kennen, zeker wanneer het gaat om lokale schaalberekeningen. Als de onzekerheidsmarge op landelijk niveau al tussen de 20-30% ligt aldus RIVM en lokaal nog veel hoger (waarbij een getal van 70% onzeker genoemd wordt), moeten we ons afvragen hoe betrouwbaar onze uitspraken zijn over kleine verschillen in stikstofdepositie, bijvoorbeeld op de schaal van individuele hectaren. Hoe kunnen we met een zekere autoriteit wetten opstellen en handhaven wanneer de onderliggende gegevens zulke enorme onzekerheden bevatten? Dit zet een groot vraagteken bij de precisie en toepasbaarheid van dergelijke cijfers in juridische en beleidscontexten.

De onnauwkeurigheden in deze modellen worden verder gecompliceerd door het feit dat er niet voldoende meetdata beschikbaar zijn om de modelresultaten accuraat te valideren, vooral rondom droge depositie is dat een groot probleem. Het meten van deze depositie is complex en het ontbreken van voldoende meetpunten betekent dat modelvalidatie beperkt is. Dit brengt nog een extra laag onzekerheid met zich mee. Het is dan ook zeer opmerkelijk dat ondanks deze beperkingen er toch zeer gedetailleerde en specifieke beleidsregels worden afgeleid van deze modellen. Er zijn niet alleen weinig meetdata, maar er zijn gewoonweg veel te weinig meetpunten boven Nederland zullen we in latere hoofdstukken constateren. OPS is daardoor zwak gevalideerd en de 'ruis' is daarom heel groot. Dit zegt het RIVM (*Uncertainty in the determined nitrogen deposition in the Netherlands, R. Hoogerbrugge, 2023*) zelf overigens ook en over de validatiestrategie die wordt gevolgd voor OPS kunnen we het volgende lezen:

*"In GCN/GDN en DN kalibreren we de modeluitkomsten met metingen. Dit wordt gedaan om een systematische afwijking tussen het model en de metingen te corrigeren. De aanpak van de kalibratie verschilt per component:*

- *De natte depositie kalibreren we aan de hand van de natte depositiemetingen.*
- *Voor de droge depositie van ammoniak kalibreren we aan de hand van alleen de concentratiemetingen (Hoogerbrugge et al., 2022; Velders et al., 2010). Dit komt doordat er onvoldoende droge depositiemetingen beschikbaar zijn en omdat de metingen een lokale weergave zijn en dus minder geschikt voor landelijke interpolatie. Met andere woorden: de kalibratie van de droge depositie is op één deel van het proces uitgevoerd, namelijk alleen de concentratie en niet de depositiesnelheid. Dit is niet optimaal, want een belangrijke processtap kan dus niet worden gekalibreerd.*
- *De droge depositie van NO<sub>2</sub> en secundaire componenten worden niet gekalibreerd in GCN/GDN en DN.*

*De onzekerheid in de berekende depositiewaarde drukken we uit in de kans dat de berekende waarde een bepaalde afwijking heeft van de werkelijke waarde. Landelijk gezien is de kans groot (95 procent betrouwbaarheidsinterval) dat de berekende waarde minder dan 30 procent afwijkt van de werkelijke waarde. Op een specifieke locatie in Nederland is de kans groot (95 procent betrouwbaarheidsinterval) dat de berekende waarde minder dan 70 procent afwijkt van de werkelijke waarde. Deze onzekerheid geldt wanneer de depositie wordt berekend voor een heel klein gebied, zoals een hectare of een vierkante kilometer.*

*De kleinere onzekerheid in de landelijke stikstofdepositie komt omdat onzekerheden in processen die invloed hebben op de depositie, op landelijke schaal uitmidden. De onzekerheden hebben geen betrekking op berekeningen voor specifieke projecten maar uitsluitend voor de totale depositie. De resultaten laten ook zien waar de grootste onzekerheden in de totale stikstofdepositie door komen. De onzekerheid in de droge depositie is daar het belangrijkste onderdeel van. Bij droge depositie komt stikstof direct via de lucht op de bodem of in de vegetatie terecht. De hoeveelheid kan van plek tot plek sterk verschillen en er is weinig informatie beschikbaar om dit proces te kwantificeren.”*

We worden hier stil van. De validatie is dus vooral een validatie op de ammoniakconcentratietellingen. Metingen dus op basis van een LML met acht meetstations. En de onnauwkeurigheid ligt volgens het RIVM tussen de 30 procent en 70 procent (en voor droge depositie zelfs 124%). Dit zijn enorme onnauwkeurigheden. Als je een verkeersboete krijgt omdat je volgens de politie tussen de min 100 en de plus 250 kilometer per uur gereden zou hebben, dan zou elke rechter een dergelijke boeten gelijk moeten verscheuren. Waarom modderen we op het stikstofdossier door met OPS?

**Wat we hier in dit stikstofdossier zien, is een fundamentele spanning tussen de behoefte aan nauwkeurigheid en het pragmatische gebruik van modellen in beleidsvorming.** Modellen zijn nuttig en noodzakelijk voor het verkrijgen van inzicht in grote en complexe systemen, zoals stikstofemissie en -depositie, maar **hun beperkingen moeten helder gecommuniceerd worden.** Dergelijke **heldere communicatie richting beleidsambtenaren en politici vindt niet goed plaats.** Het helpt niet als de betrokken onderzoekers het afdoen met “het is het beste wat we hebben”. De modelresultaten zijn goed of niet. **Als we te veel vertrouwen op de precisie van modelresultaten zonder voldoende rekening te houden met de onderliggende onzekerheden, lopen we het risico om onrealistische verwachtingen te scheppen en mogelijk verkeerde beleidskeuzes te maken.**

Een eerlijker benadering zou zijn om deze onzekerheden explicet te erkennen in de beleidsvorming en rechtspraak. In plaats van specifieke getallen met schijnbare precisie te gebruiken als basis voor regelgeving, zou men bredere bandbreedtes en scenario's moeten overwegen die de inherente onzekerheid reflecteren. Het is niet alleen een kwestie van technische nauwkeurigheid, maar ook van transparantie en verantwoordelijkheid in hoe we omgaan met de beperkingen van onze kennis en technologie op dit stikstofdossier.

Het gebruik van computermodellen met schijnbaar precieze resultaten in juridische en beleidsmatige contexten, ondanks hun inherente onnauwkeurigheden, is een praktijk die serieuze heroverweging vereist. Stelliger, een praktijk die per direct moet stoppen. Wanneer de onzekerheidsmarges van deze modellen zo groot zijn dat de resultaten aanzienlijk kunnen variëren, is het problematisch om op basis van die modellen dwingende wetten te formuleren en te handhaven. **Het streven naar rechtsgelijkheid door het toepassen van precieze maar onnauwkeurige modellen is fundamenteel misleidend.**

**Rechtsgelijkheid kan niet gebaseerd worden op rekenmodellen die significant kunnen afwijken van de werkelijkheid.** In plaats van bij te dragen aan eerlijke en consistente juridische beslissingen, creëren ze een situatie waarin **juridische uitkomsten afhankelijk zijn van toevallige modelresultaten**, die mogelijk ver van de werkelijkheid verwijderd zijn. Dit ondermijnt niet alleen het vertrouwen in het rechtssysteem, maar ook in het wetenschappelijke proces dat deze modellen ondersteunt.

De wetenschappelijke wereld moet natuurlijk blijven streven naar verbetering van kennis en verfijning van modellen, maar dat proces mag niet worden verward met de noodzaak van praktische, rationele regelgeving. Wetgeving moet gebaseerd zijn op principes die helder, transparant en controleerbaar zijn. Het gebruik van complexe modellen met grote onzekerheidsmarges sluit niet aan bij deze principes. Eenvoudige, robuuste wetten, die controleerbaar zijn en niet afhankelijk van schijn-precisie, bieden een veel beter fundament voor beleidsvorming en rechtspraak.

Politiek en juridische realiteit moeten niet gestuurd worden door de illusie van precieze cijfers, maar door het streven naar rationaliteit en werkbaarheid. Dit betekent dat het opstellen van wetten moet gebeuren op basis van duidelijke en controleerbare parameters, in plaats van op basis van rekenmodellen die fundamenteel onzeker zijn. Het gebruik van dergelijke modellen zou beperkt moeten worden tot het ondersteunen van beleidsbeslissingen, niet het sturen van juridische uitspraken. Schijn-precisie leidt alleen maar tot onzekerheid en "moving targets", wat de rechtvaardigheid en het vertrouwen in het systeem nog verder ondermijnt.

Kortom, de politiek en de juridische wereld zouden afstand moeten nemen van het blind vertrouwen in onnauwkeurige modellen en in plaats daarvan prioriteit moeten geven aan eenvoudige, controleerbare wetten. Dit zou niet alleen de rechtsgelijkheid verbeteren, maar ook het vertrouwen in het juridische systeem en het zou tevens de effectiviteit van het beleid vergroten.

## 1.7 Leeswijzer voor dit Eerste Rapport

In het eerste COVID jaar 2021 kwam ik voor het eerst met het idee om een rapport te schrijven over stikstof. Met de wijsheid van nu dacht ik daar veel en veel te gemakkelijk over. Feit is wel dat anno 2024 ik van mening ben goed thuis te zijn in dit onderwerp. Dit rapport heeft bewust in de titel staan "Deel 1", het is nog niet af en misschien is zo'n rapport ook wel nooit helemaal af. Dit rapport bestaat uit meerdere hoofdstukken die eventueel losstaand zijn te lezen. Elk hoofdstuk begint met een management samenvatting. Dit rapport is gestart met een managementsamenvatting (in het Engels en in het Nederlands) en een persoonlijke overweging. Het rapport bestaat uit de volgende hoofdstukken:

### Hoofdstuk 1: Algemene inleiding (dit hoofdstuk).

Algemene inleiding met verwijzing naar De Vliegende Geest (boek van professor Erisman), een algemene inleiding over natte en droge depositie. Een kort overzicht van de stikstofcyclus. Kwalitatief overzicht van de emissie-bronnen in Nederland. Introductie en een **waarschuwing over de (on)nauwkeurigheid van de modellen en het gebrek aan meetpunten.**

### Hoofdstuk 2: Ammoniak en Stikstofbronnen in Nederland

Wat kunnen we opmaken van de emissieregistratie (data)> **Hoe groot is de emissie van NOx en die van ammoniak in Nederland in de laatste jaren?** Wat zijn de grotere emissie-sectoren? Wat kunnen we zeggen over de onnauwkeurigheid van de emissie-voorspellingen (NEMA).

### Hoofdstuk 3: Ammoniakconcentratie in Nederland (globaal en lokaal)

Dit hoofdstuk gaat over MAN, LML en OPS als voorspellend model voor de ammoniakconcentratie boven Nederland. Vergelijkingen tussen MAN/LML versus OPS-model. Conclusies over de onnauwkeurigheid van de voorspelling van de ammoniakconcentraties.

### Hoofdstuk 4: De verspreiding van Ammoniak en Massabalans-NL.

Tussenhoofdstuk waarbij gekeken wordt naar de massabalans over Nederland op basis van de formele cijfers op drie verschillende manieren. Ook is een Monte Carlo simulatie uitgevoerd en worden schattingen gegeven van de depositie per landtype. Eerste massabalans over Nederland.

### Hoofdstuk 5: Natte Depositie

Detail analyse over de 8 regenwater punten waar natte depositie wordt bepaald. Over de nauwkeurigheid van deze metingen en de vergelijking met OPS-model. Over de relatie tussen de regenval en werkelijke metingen. Over wat een geschikte methode zou kunnen zijn om een emissiebeleid te kunnen gaan monitoren.

### Hoofdstuk 6: Drogé depositie – Wat weten we nu eigenlijk?

Theoretische inleiding op het onderwerp. Theorie  $R_a$  en  $R_b$ . Over  $R_c$  en theorie van droge depositie. Soorten modellen m.b.t. exchange velocity, deposition velocity, complexere weerstand modellen. Uitvoerige literatuurstudie m.b.t. water, grasland, bossen en urban en de overige landssoorten in DEPAC. Effect van de onnauwkeurigheid op de stikstofbalans over Nederland.

## 2 Ammoniak en Stikstofoxiden Emissies in Nederland

### 2.1 Managementsamenvatting H2

Verschillende instanties bepalen, meestal door gebruikte te maken van modellen, de totale emissie van ammoniak en stikstofoxide naar de lucht in Nederland. Het RIVM, CBS en WUR spelen daarbij een sleutelrol. De laatste berekeningen geven aan dat er in Nederland ongeveer 85 miljoen kilogram stikstof via NO<sub>x</sub> geëmitteerd wordt (waarbij een foutmarge van ongeveer 5% tot 10% of meer zit, waardoor het beter te spreken is over 80 tot 85 miljoen kilogram stikstof).

Het CBS houdt via mei-tellingen bij hoeveel landbouwdieren er in Nederland zijn, terwijl de WUR ook de emissie-kentallen bijhoudt. NEMA (Nederlandse Emissie Model voor Ammoniak) is een model waarmee schattingen van de emissies worden gemaakt. WUR heeft in juni 2023 de laatste versie uitgebracht van *Emissies naar lucht uit de landbouw berekend met NEMA voor 1990-2021*. Dit WOt-technical report is opgesteld op verzoek van het ministerie van landbouw en schat in dat de ammoniakemissies 111,1 miljoen kilogram ammoniak jaarlijks zijn. Volgens dit overzicht is 56 miljoen kilogram ammoniak (51%) afkomstig uit de melkvee en rundveehouderij, en 17,3 miljoen kilogram ammoniak (16%) vanuit de varkenshouderij. Deze gepubliceerde getallen hebben echter te veel significante cijfers, deze rapportage mag niet meer dan twee significante cijfers bevatten.

Er zijn aanwijzingen vanuit het praktijkonderzoek dat de gehanteerde 13 tot 14 kg ammoniak per melkkoe per jaar aan de hoge kant is. Recente praktijkonderzoeken geven aan dat veel melkveehouders op een lagere 10 kg per dierplaats zitten en dat met innovatie tot 8,5 kg per dierplaats mogelijk is en misschien zelfs nog lager. We postuleren daarom de stelling dat de gehanteerde 111,1 miljoen kilogram ammoniak niet alleen te nauwkeurig gerapporteerd wordt, maar dat een rapportage range tussen de 90 en 111 miljoen kilogram ammoniak wetenschappelijker correcter is (uitgedrukt in stikstof: 80 tot 96 miljoen kilogram N voor 2023). Nader onderzoek voor de rundveehouderij naar de nauwkeurigheid van de emissiecijfers per dier in de praktijk is hoognodig, maar ook voor de varkenshouderij en pluimveehouderij is aanvullend praktijkonderzoek nodig.

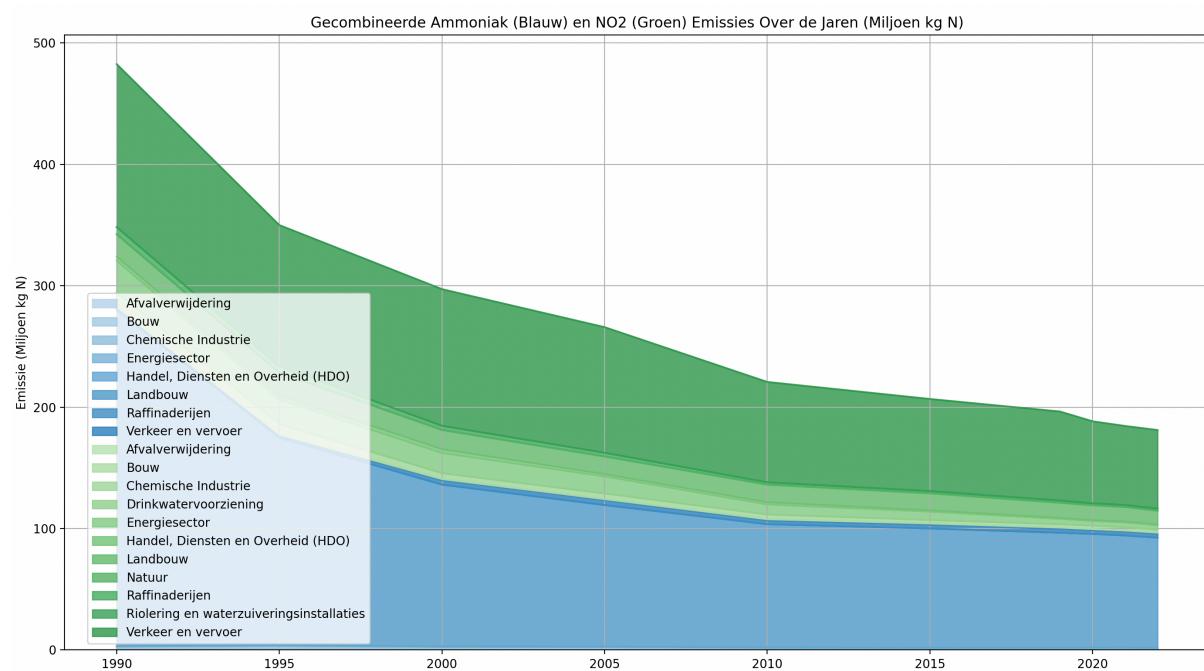
De totale jaarlijkse maximale stikstofemissie in Nederland in 2023 ligt daarom eerder tussen de 170 en 181 miljoen kilogram stikstof maar kan zelfs lager zijn. Een grote kanttekening bij deze geschatte emissie is dat “de bijdrage vanuit het buitenland is niet goed te achterhalen”, dit kan volgens de formele bronnen zeker ook 35% zijn.

Tenslotte is het beter om te stoppen om de eenheid kilogram ammoniak of kilogram stikstofoxide te gebruiken, de correcte eenheid is mol en als het niet anders kan dan kan de eenheid kilogram reactie-stikstof (N) gebruikt worden.

## 2.2 Emissie cijfers – Waar komen deze getallen vandaan?

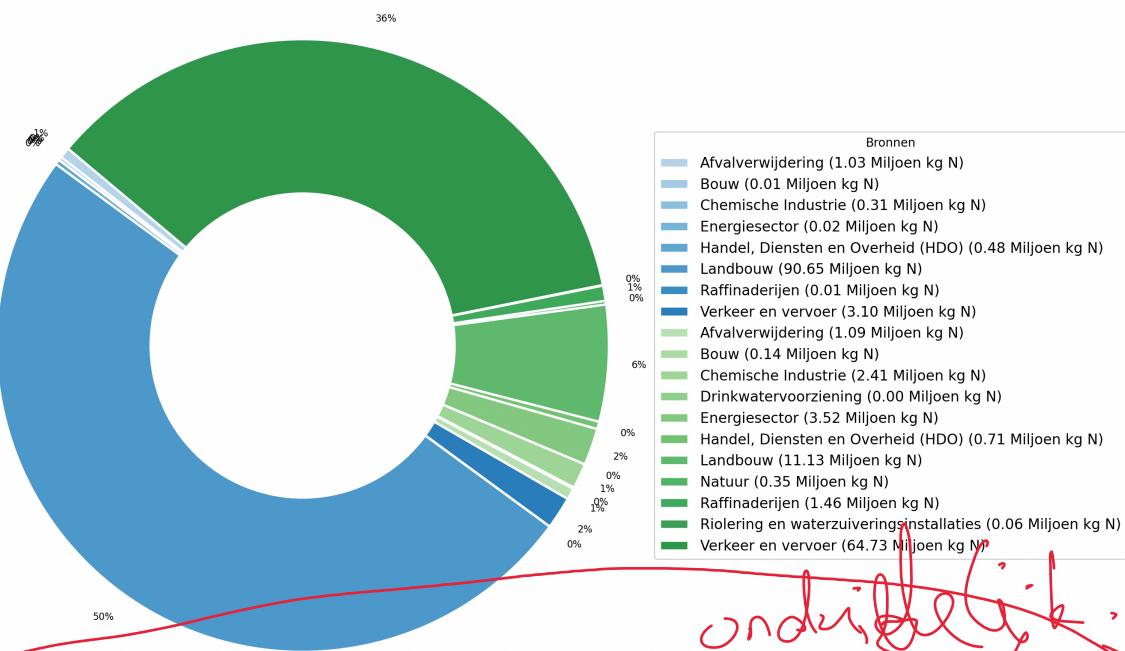
Depositie-modellen kunnen alleen functioneren als we een goed beeld hebben van de emissies. Zonder emissiegegevens kunnen we geen verspreidings- en depositiemodellen opstellen. Emissies zijn echter niet eenvoudig te meten met satellieten of met ammoniaksensoren. Voor elke emissiebron en elke locatie op de landkaart moet de uitstoot echter bekend zijn. De centrale onderzoeksraag is dan ook: "Hoe bepalen we deze emissies en hoe nauwkeurig zijn deze schattingen?"

Er zijn enkele grote en veel kleine emissiebronnen. Grote emissiebronnen hebben doorgaans een hogere uitstoot en ze maken vaak gebruik van een schoorsteen, terwijl kleinere bronnen, zoals koeien in de stal, vaak minder ammoniak uitstoten en een lagere uitstoothoogte hebben. Omdat vele kleinere emissiebronnen gezamenlijk kunnen zorgen voor een aanzienlijke hoeveelheid ammoniak of stikstofoxiden, is het niet voldoende om alleen te focussen op de paar grote emissiebronnen in Nederland. Daarom zijn in het verleden computermodellen ontwikkeld die essentieel zijn om schattingen te maken van de totale emissies en een compleet beeld te krijgen van de situatie boven Nederland. Uitgedrukt in miljoen kg stikstof gaat het om 181,5 of te wel 181,5 kiloton totaal. De afname van de emissies is 60 procent sinds 1990. In de onderstaande drie grafieken zien we achtereenvolgens: a) het verloop van de emissies naar de lucht sinds 1990, b) de verdeling van de emissiebronnen verdeeld over NOx en Ammoniak en c) de emissie per sector uitgedrukt in miljoen kilo stikstof.

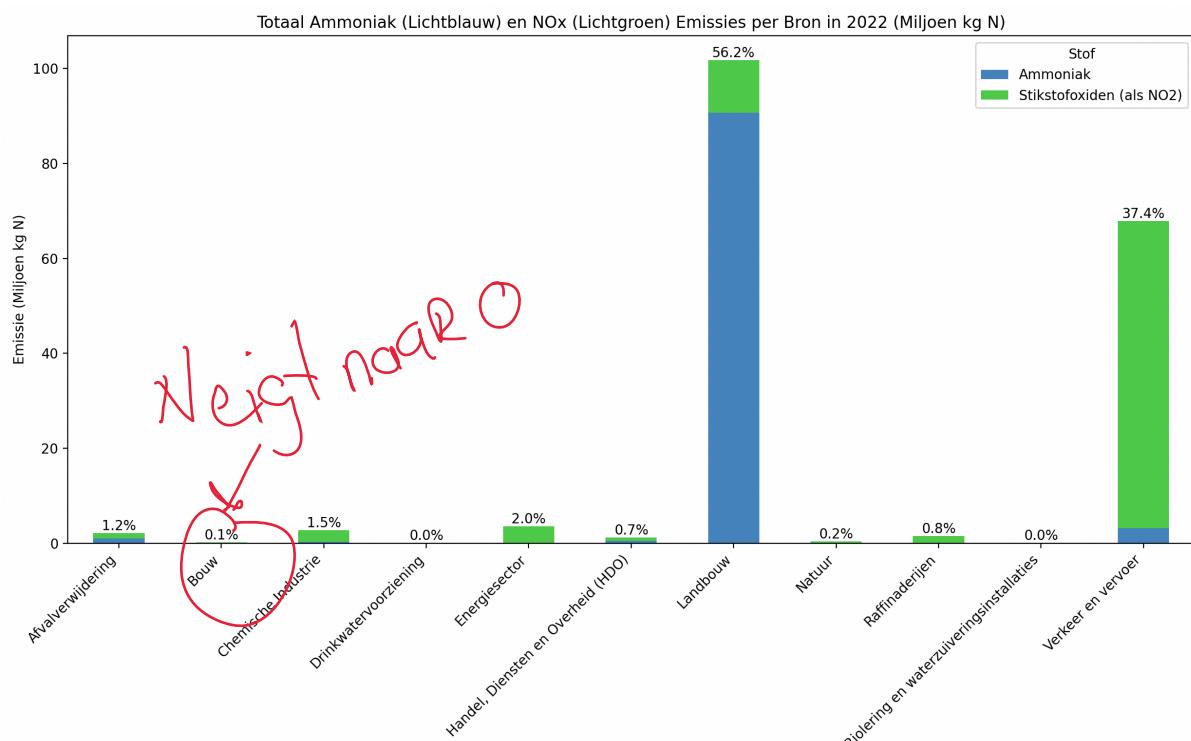


Figuur 1: Verloop van de stikstof emissie sinds 1990. De blauwe tinten gaan over ammoniak, en de groene tinten over NOx. Op de y-as staat "miljoen kilogram stikstof" waardoor de vergelijking correct is. Vooral de enorme afname van de hoeveelheid ammoniak uitstoot is opvallend. Deze getallen komen uit modellen, vooral het NEMA-model wordt voor de landbouw emissies ingezet.

Ammoniak en NOx Emissies per Bron in 2022 (Miljoen kg N)



Figuur 2: Donut diagram met percentages voor het jaar 2022. De blauwe tinten gaan over ammoniak, en de groene tinten over NOx. Let op dat de sectoren tweemaal voorkomen in deze grafiek, eenmaal bij ammoniak en eenmaal bij NOx. Voor landbouw betekent het dat we 50% en 6% moeten optellen, totaal stikstof voor landbouw is 56% (zie ook Figuur 3). Getallen komen uit modellen.



Figuur 3: Emissie naar de lucht per bron (2022) volgens de officiële emissie-registraties. Verkeer en vervoer en landbouw (vooral de dierhouderij) zijn de absoluut grootste emissie-bronnen naar de lucht in Nederland. De emissies van deze twee bronnen zijn echter berekend met modellen.

In Nederland worden ammoniak en NO<sub>x</sub>-emissies (stikstofoxiden) systematisch gemonitord en vooral berekend met modellen door verschillende instanties. De belangrijkste organisatie die verantwoordelijk is voor het verzamelen en rapporteren van gegevens over NO<sub>x</sub>-emissies is het Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM). Samen met andere organisaties, zoals het CBS (Centraal Bureau voor de Statistiek) en de Emissieregistratie, werken zij aan het bijhouden en publiceren van emissiegegevens. Hier is een overzicht van de belangrijkste instanties en methoden die betrokken zijn bij het bepalen van NO<sub>x</sub>-emissies in Nederland:

### **1. RIVM (Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu)**

- Het RIVM speelt een centrale rol in het modelleren en rapporteren van luchtvervuiling, inclusief Ammoniak en NO<sub>x</sub>-emissies. Zij maken gebruik van geavanceerde modellen zoals het OPS-model (Operationele Prioritaire Stoffen) om emissies te berekenen en de verspreiding en depositie van stikstofoxiden in kaart te brengen. Dit model wordt gevoed met data van diverse bronnen, zoals de Emissieregistratie en meetstations verspreid door het land.
- Het RIVM publiceert jaarlijks rapporten over de uitstoot van luchtverontreinigende stoffen, waaronder NO<sub>x</sub>, en werkt aan de validatie van modellen door middel van vergelijking met metingen.

### **2. Emissieregistratie**

- De Emissieregistratie is een samenwerkingsverband van verschillende overheidsinstanties, waaronder het RIVM, CBS, Rijkswaterstaat en de Nederlandse Emissieautoriteit (NEa). De Emissieregistratie verzamelt gegevens over de uitstoot van broeikasgassen en andere verontreinigende stoffen, waaronder NO<sub>x</sub>, afkomstig uit verschillende sectoren zoals industrie, verkeer, energieproductie en landbouw.
- Bedrijven zijn verplicht om hun emissies te rapporteren, en deze gegevens worden door de Emissieregistratie gebruikt om de nationale emissie-inventaris op te stellen. Deze inventaris wordt onder andere gebruikt voor internationale rapportageverplichtingen in het kader van Europese richtlijnen en het Klimaatakkoord van Parijs.

### **3. CBS (Centraal Bureau voor de Statistiek)**

- Het CBS speelt een belangrijke rol in het verzamelen van gegevens over energieverbruik, verkeersstromen en industriële activiteiten. Deze data worden vervolgens gebruikt om de emissies van NO<sub>x</sub> te berekenen. Het CBS publiceert jaarlijks statistieken over luchtvervuiling, waaronder de emissies van stikstofoxiden per sector.

### **4. Nederlandse Emissieautoriteit (NEa)**

- De Nederlandse Emissieautoriteit (NEa) houdt toezicht op de emissies van broeikasgassen en luchtverontreinigende stoffen zoals NO<sub>x</sub>, met name in sectoren die onder het Europese emissiehandelssysteem (ETS) vallen. Bedrijven die onder het ETS vallen, zijn verplicht om hun emissies nauwkeurig te monitoren en te rapporteren. De NEa controleert de juistheid van deze rapportages en ziet toe op de naleving van de regels.

### **5. Wageningen University en Research (WUR)**

- De WUR beheert een model genaamd NEMA (Nederlandse Emissie Model voor Ammoniak) waarmee de emissies van de landbouwsector worden berekend door de dieraantallen (CBS) te vermenigvuldigen met de emissie-factoren.
- WUR maakt ook via INITIATOR de oppervlakte emissie-kaart van Nederland die als input wordt gebruikt voor OPS.

## Methoden om NO<sub>x</sub>-emissies te bepalen:

- **Directe metingen:** Emissies van grote industriële installaties en energiecentrales worden vaak direct gemeten met behulp van continu-emissiemetingen (Continuous Emissions Monitoring Systems, CEMS). Deze systemen meten continu de uitstoot van NO<sub>x</sub> en andere verontreinigende stoffen.
- **Inventarisatie en schattingen:** Voor bronnen waar geen directe metingen plaatsvinden, zoals verkeer, scheepvaart en landbouw, worden emissies geschat op basis van activiteitengegevens (bijvoorbeeld brandstofverbruik) en emissiefactoren (hoeveel NO<sub>x</sub> per eenheid van activiteit wordt uitgestoten).
- **Modellering:** Computermodellen worden gebruikt om de verspreiding van ammoniak en NO<sub>x</sub> in de atmosfeer te simuleren op basis van emissiegegevens, meteorologische gegevens en andere factoren. Dit helpt om de impact van ammoniak en NO<sub>x</sub>-emissies op de luchtkwaliteit te evalueren.

De stikstofuitstoot (N) naar de lucht bestaat voornamelijk uit ammoniak (NH<sub>3</sub>) en stikstofoxiden (NO<sub>x</sub>). Om deze emissiebronnen onderling te kunnen vergelijken dienen de verschillende eenheden omgezet te worden naar *mol* (aantallen moleculen N) of omgerekend te worden naar kilogram stikstof (N). Ondanks dat deze berekeningen niet ingewikkeld zijn, is een rekenfout of vergelijkingsfoutje snel gemaakt. In Appendix A is uitgelegd hoe je correct deze conversies kan uitvoeren.

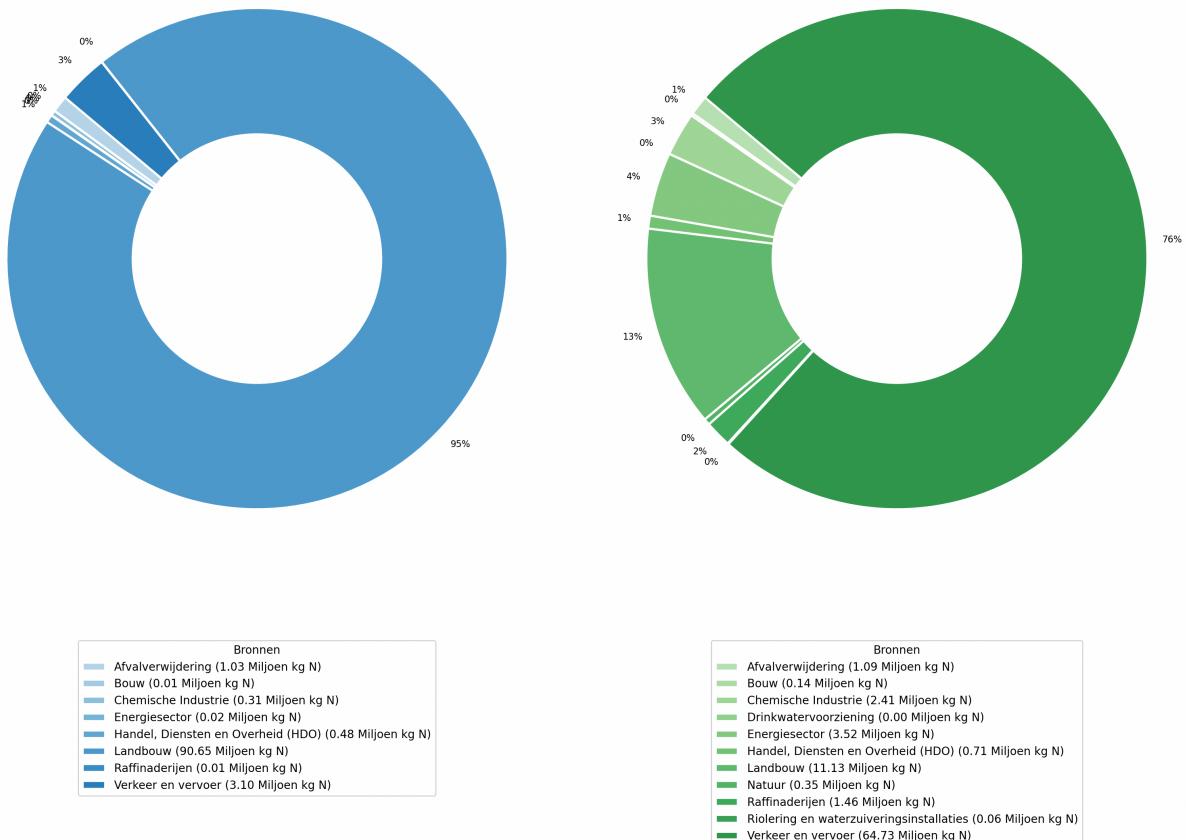
In 2022 bedroeg de stikstofemissie 95,6 miljoen kilogram N in de vorm van ammoniak volgens de emissieregistraties. Ammoniak is voornamelijk afkomstig uit de landbouw (90,65 miljoen kilogram N, 95% van het totaal). Ter vergelijking, de WUR berekende via het NEMA-model (zie rapportage hierover 2023) een emissie van 111 miljoen kilogram ammoniak of te wel een iets lagere 91 miljoen kilogram N in de vorm van ammoniak voor het jaar 2021 maar heeft nog geen emissieschattingen gepubliceerd voor het jaar 2022.

Volgens de officiële publicaties is de emissie van stikstofoxiden in 2022 totaal 281 miljoen kilogram NO<sub>x</sub>, deze emissies zijn voornamelijk afkomstig uit verkeer en industrie. Omgerekend naar elementaire stikstof (N) komt dit neer op een totale uitstoot van 85,6 miljoen kilogram N. Stikstofoxiden ontstaan voornamelijk bij verbrandingsprocessen, waarbij zuurstof (O<sub>2</sub>) en stikstof (N<sub>2</sub>) uit de lucht reageren. Deze processen vinden vooral plaats in voertuigen met verbrandingsmotoren en in industriële activiteiten zoals energiecentrales en hoogovens. Verkeer en vervoer is de grootste bron van NO<sub>x</sub>-uitstoot (76%), gevolgd door de landbouw.

De landbouwsector is verantwoordelijk voor ongeveer dertien procent van de totale NO<sub>x</sub>-uitstoot aldus de formele rapportages. Dit komt vooral door het verwarmen van kassen en het gebruik van mobiele landbouwmachines. Zonder deze machines blijft het aandeel van de landbouwsector beperkt tot enkele procenten van de totale NO<sub>x</sub>-uitstoot naar de lucht.

De chemische industrie, de raffinaderijen en de energiesector stoten daarnaast ook nog flink wat NO<sub>x</sub> uit (9%). De luchtvaart heeft volgens de officiële cijfers een relatief klein aandeel in de totale NO<sub>x</sub>-uitstoot. Dit betreft enkel de emissies tijdens het opstijgen, landen en taxiën van vliegtuigen binnen Nederlands grondgebied. De NO<sub>x</sub>-uitstoot tijdens de vlucht buiten Nederland wordt niet meegerekend bij de formele emissie cijfers. Er is hier geen nader onderzoek naar uitgevoerd.

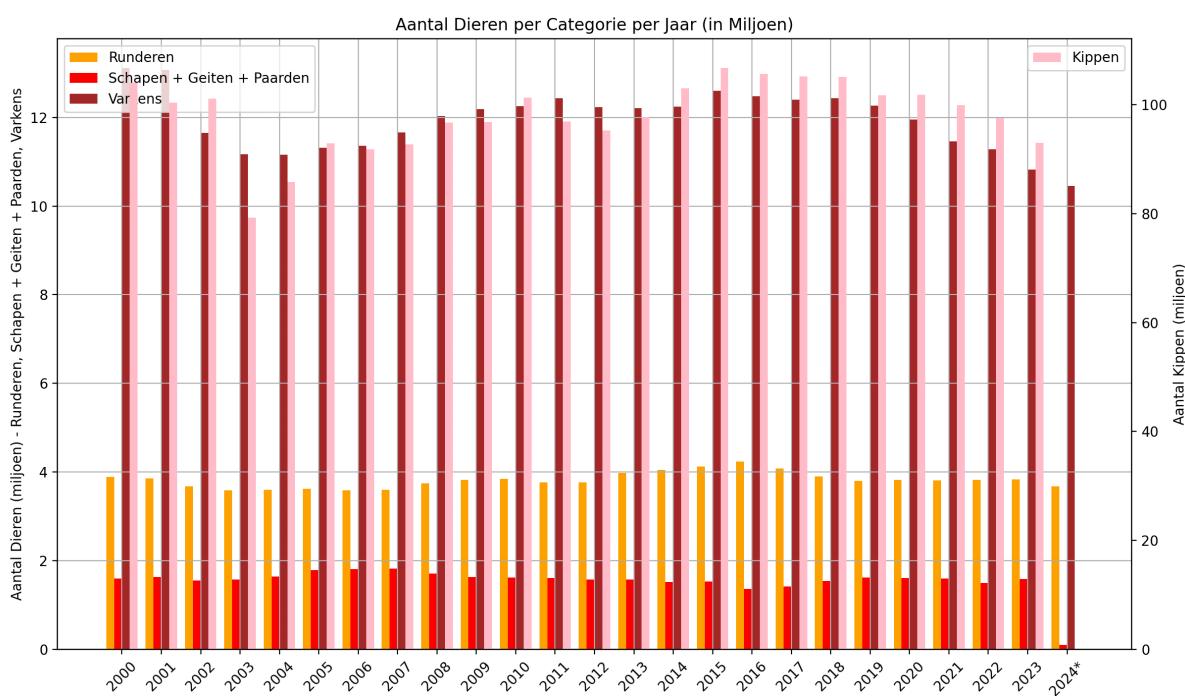
Dit rapport legt in het volgende hoofdstuk de nadruk op de ammoniakemissies naar de lucht en de betrouwbaarheid van deze emissie cijfers specifiek voor de landbouwsector. Een algemene aanbeveling zou zijn om separaat te kijken naar de betrouwbaarheid van de NOx emissie cijfers, dat valt echter buiten de scope van dit onderzoek.



Figuur 4: diagram met percentages over het jaar 2022. De blauwe donut (links) gaat over ammoniak, en de groene donut (rechts) over de stikstofoxiden. Totaal 181,2 miljoen kilogram stikstof. De ammoniakemissies zijn totaal 95,6 miljoen kilo (53%), en de stikstofoxiden totaal 85,6 miljoen kilogram (47%).

## 2.3 Ammoniakemissies in Nederland – NEMA (WUR)

In Nederland zijn alle landbouwdieren waaronder varkens, runderen, schapen en geiten geregistreerd en hebben ook een oormerk. Jaarlijks worden er mei-tellingen uitgevoerd zodat tevens ook de hoeveelheid dieren bekend is. Het CBS publiceert deze dieraantallen waardoor het mogelijk is om onderstaande grafiek te maken. Het aantal kippen is zo groot, dat we ervoor gekozen hebben deze op de secundaire y-as te zetten. Het aantal runderen vertoonde in 2016 even een kleine piek maar is daarna afgenomen en nu stabiel. Opvallend is ook de afname van bijna vijftien procent van het aantal kippen en het aantal varkens sinds 2018. De mei-tellingen voor het jaar 2024 zijn wel opgenomen in onderstaande grafiek maar nog niet officieel vastgesteld door de instanties. Inmiddels heeft de Rijksdienst voor Ondernemend Nederland (RVO) gemeld dat nu toe 563 veehouders definitief ja hebben gezegd op het aanbod dat ze hebben gekregen vanuit de Landelijke beëindigingsregeling veehouderijlocaties (Lbv) of de Landelijke beëindigingsregeling veehouderijlocaties met piekbelasting (Lbv-plus). Het grootste aantal hiervan zijn de 219 varkenshouders, gevolgd door 136 melkveehouders. Dieraantallen zijn derhalve verder gedaald.



Figuur 5: Volgens het CBS (mei tellingen 2023), zijn er 93 miljoen kippen, 10,8 miljoen varkens, 3,8 miljoen runderen en 1,6 miljoen schapen, geiten en paarden in Nederland.

Het NEMA-rapport, opgesteld door Wageningen University & Research (WUR), is een belangrijke bron voor informatie over ammoniakemissies in Nederland. NEMA staat voor Nederlandse Emissie Model voor Ammoniak. Dit model en de bijbehorende rapportages worden gebruikt om de ammoniakuitstoot vanuit de landbouw en andere bronnen te schatten en te monitoren. Ammoniak ( $\text{NH}_3$ ) speelt een belangrijke rol in het stikstofprobleem en het nauwkeurig inschatten van de emissies, vooral bij de landbouw, is essentieel voor het formuleren van effectief beleid om de negatieve effecten op het milieu te beheersen. Het NEMA-model gebruikt emissie-kentallen en vermenigvuldigt deze met de dieraantallen in Nederland om zo de totale ammoniakemissie te kunnen voorspellen.

**Doele van NEMA:** Het NEMA-model wordt gebruikt om de emissies van ammoniak vanuit de landbouw te berekenen, met name vanuit de veehouderij. Het model houdt rekening met diverse factoren, zoals de manier waarop mest wordt opgeslagen en verwerkt, het type vee en de wijze van bemesting van akkers en weilanden.

**Periodieke Rapportage:** De WUR brengt het NEMA-rapport periodiek uit, vaak om de paar jaar. Dit rapport geeft een update van de ammoniakemissies in Nederland en wordt gebruikt door beleidsmakers, zoals het ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit (LNV) en andere overheidsinstanties voor het ontwikkelen en evalueren van milieubeleid.

#### Modelcomponenten:

Het NEMA-model bestaat uit verschillende componenten die de bronnen van ammoniakemissies in kaart brengen, zoals:

- **Stalemissies:** Emissies afkomstig van dierlijke mest in stallen.
- **Opslagemissies:** Emissies tijdens de opslag van mest op boerderijen.
- **Toedieningsemmissies:** Emissies die vrijkomen tijdens de toepassing van mest op landbouwgrond.
- **Overige bronnen:** Andere bronnen van ammoniak, zoals kunstmest en emissies uit de industrie.

Het NEMA-rapport wordt door de Nederlandse overheid ook gebruikt om te bepalen of Nederland voldoet aan nationale en internationale verplichtingen met betrekking tot stikstofreductie. Het speelt een rol in de Programmatische Aanpak Stikstof (PAS) en wordt gebruikt om de effecten van beleidsmaatregelen op de ammoniakuitstoot te voorspellen en te evalueren. Door de gedetailleerde rapportages kan de overheid gerichter beleid ontwikkelen voor specifieke regio's of sectoren die bijdragen aan de ammoniakemissies uitgedrukt in kilogram ammoniak per jaar is de achterliggende gedachte. Het is niet eenvoudig te achterhalen hoe goed het NEMA-model is, en hoe betrouwbaar de NEMA-voorspellingen overeenkomen met metingen in de praktijk. Hierbij moeten we eerlijkheidshalve opmerken dat er maar heel weinig praktijkonderzoek wordt gedaan.

Naast NEMA bestaat ook de kringloopwijzer (KLW). De KLW is een instrument dat in Nederland wordt gebruikt om de milieuprestaties van melkveebedrijven te monitoren en te verbeteren. Het is een rekentool die de kringlopen van nutriënten (zoals stikstof, fosfaat en koolstof) op melkveebedrijven in kaart brengt. De KLW biedt inzicht in de bedrijfsvoering. Het helpt veehouders om efficiënter om te gaan met mineralen en broeikasgasemissies te verminderen.

De KLW is gemaakt door de WUR, ZuivelNL, RVO en enkele agrarische dienstverleners en softwareontwikkelaars. Daarnaast wordt er nauw samengewerkt met het ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit (LNV) en andere beleidsmakers om ervoor te zorgen dat de tool aansluit bij nationale beleidsdoelen. KLW is specifiek ontwikkeld voor melkveehouders en hun adviseurs, terwijl NEMA specifiek wordt gebruikt door overheidsinstanties, wetenschappers en beleidsmakers.

Opgemerkt moet worden dat zowel de NEMA als KLW van exact dezelfde RAV en emissiefactoren (EF) gebruik maken. Praktijkonderzoek naar deze RAV en EM moet doorgezet worden ter controle van deze forfaitaire getallen.

Voor de hele landbouwsector is het NEMA-rapport van groot belang omdat het inzicht geeft in hoe de emissies zich ontwikkelen en wat de impact is van verschillende maatregelen, zoals aanpassingen in staltechnologieën, mestmanagement en mesttoedieningstechnieken op de totale emissies van de sector. Hieronder de laatste versie van de NEMA-tabel voor ammoniakemissies weergeven.

Emission source	1990	2010	2021	
<b>Rundvee / Cattle</b>	<b>166,1</b>	<b>52,6</b>	<b>56,2</b>	<b>51%</b>
Stal en opslag / Housing and storage	33,4	27,1	30,4	27%
Weiden / Grazing	13,2	1,7	1	1%
Mesttoediening / Manure application	119,5	23,7	24,6	22%
Mestbewerking / Manure treatment	0	0,1	0,2	0%
<b>Schapen, geiten, paarden en ezels / Sheep, goats, horses, mules and asses</b>	<b>4,3</b>	<b>2,9</b>	<b>4,2</b>	<b>4%</b>
Stal en opslag / Housing and storage	1	1,1	1,5	1%
Weiden / Grazing	1,8	0,4	0,3	0%
Mesttoediening / Manure application	1,5	1,4	2,4	2%
<b>Varkens / Pigs</b>	<b>100,1</b>	<b>33,5</b>	<b>17,3</b>	<b>16%</b>
Stal en opslag / Housing and storage	49,2	26,8	12	11%
Mesttoediening / Manure application	50,9	6,5	4,2	4%
Mestbewerking / Manure treatment	0	0,2	1,1	1%
<b>Pluimvee, konijnen en pelsherten / Poultry, rabbits and fur-bearing animals</b>	<b>34,3</b>	<b>15</b>	<b>13,1</b>	<b>12%</b>
Stal en opslag / Housing and storage	14,3	14	11,5	10%
Mesttoediening / Manure application	20	0,9	1,5	1%
Mestbewerking / Manure treatment	0	0,1	0,1	0%
<b>Totaal dierlijke mest landbouw / Total livestock manure agriculture</b>	<b>304,8</b>	<b>104</b>	<b>90,8</b>	<b>82%</b>
Kunstmest inclusief spuwater luchtwassers / Fertiliser including effluent from air scrubbers	13,2	7,6	9,5	9%
Zuiveringsslib en compost / Sewage sludge and compost	1,6	0,5	0,5	0%
Afrijping gewassen en gewasresten / Ripening crops and crop residues	5,8	4,1	4,1	4%
<b>Totaal landbouw / Total agriculture</b>	<b>325,4</b>	<b>116,2</b>	<b>104,9</b>	<b>94%</b>
Totaal Dierlijk mest andere sectoren / Total livestock manure other sectors	8,6	4,7	5,5	5%
Kunstmest / Fertilizer	0,6	0,5	0,6	1%
Compost / Compost	0	0,2	0,1	0%
<b>Totaal andere sectoren / Total Other Sectors</b>	<b>9,2</b>	<b>5,4</b>	<b>6,2</b>	<b>6%</b>
<b>Totaal landbouw en andere sectoren / Total Agriculture and other sectors</b>	<b>334,6</b>	<b>121,6</b>	<b>111,1</b>	<b>100%</b>

Tabel 1: WUR heeft in 2023 een nieuwste versie van het NEMA Rapport uitgebracht (Juni 2023, Emissies naar Lucht uit de Landbouw voor 1990-2021, Van Bruggen et.al.) op pagina 54 staat Tabel 9.1: Ammoniakemissie uit dierlijke mest, kunstmest en overige bronnen binnen en buiten de landbouw (mln. kg ammoniak/jaar) waarop deze tabel is gebaseerd. Let op de eenheid van deze tabel op miljoen kilogram ammoniak en niet op miljoen kilogram stikstof (dit scheelt factor 15/17)

## 2.4 De Nauwkeurigheid van de NEMA Emissie Tabel

In de NEMA-rapporten wordt niets vermeld over de nauwkeurigheid van de getallen in de bovenstaande tabel. Voor het berekenen van stal- en opslagmissies worden kentallen per dier (per GVE) gebruikt met twee of drie significante cijfers, getallen worden vervolgens vermenigvuldigd met het aantal GVE in Nederland. Lange tijd is er weinig praktijkonderzoek gedaan naar de emissie per koe of varken. De laatste jaren zijn er echter in Nederland en bij de WUR verschillende projecten gestart om a) deze kentallen te controleren en b) te onderzoeken welke innovaties de stalemissies verder zouden kunnen reduceren.



Recente onderzoeken laten zien dat de emissies van melkvee in de stal eerder richting de 10 kilogram ammoniak per koe per jaar is, dan de vaak gebruikte 13 à 14 kilogram ammoniak per jaar per dier. Dit laatste getal wordt naar alle waarschijnlijkheid nog gebruikt in het NEMA-model. Het kenniscentrum InfoMil (onderdeel van Rijkswaterstaat) verstrekkt de (theoretische) emissiefactoren voor ammoniak, geur en fijnstof online. Vanaf januari 2024 is deze taak echter overgenomen door het Informatiepunt Leefomgeving (IPLO). In het kader van dit rapport is geen nader onderzoek gedaan naar de wetenschappelijke bron van deze emissiefactoren en dus de correctheid van deze gebruikte factoren. Wel hebben we een eerste screening uitgevoerd naar de emissiefactoren van melkvee uit stallen.

Door WUR is op 15 van de 18 onderzoeksbedrijven, verspreid over Nederland, vanaf maart 2021 tot het eerste kwartaal van 2024 gedurende drie jaar de stalemissies van ammoniak en methaan gemeten in de praktijk. Deze emissies, gemeten met referentiemethoden, waren gemiddeld over alle deelnemers 160 kilo methaan en 9,8 kilogram ammoniak per dierplaats per jaar. De continue metingen toonden zelfs nog iets lagere emissies, met 153 kilo methaan en 9 kilogram ammoniak per dierplaats per jaar. Op basis van onderzoek naar vijftien verkregen KLW wordt ook geconcludeerd dat de gemiddelde emissie rond de 9,8 kilo ligt en zeker niet op 14 kilogram ammoniak.

Bij dit soort onderzoeken wordt gemeten; met sensoren worden continu de concentraties van ammoniak, methaan en kooldioxide in de stal gemeten en ook wordt het luchtdubet bijgehouden. Op basis van deze praktijk metingen en aanvullende informatie van de veehouder over het aantal dieren en de melkproductie kan de emissie per dag worden berekend. De verschillen tussen de onderzoeksbedrijven zijn aanzienlijk en vooral ook afhankelijk van het vloertype. Bedrijven met een standaard roostervloer bereikten een gemiddelde ammoniakemissie van 9,5 kilo per dierplaats per jaar, wat duidelijk lager lag dan de standaard emissiewaarde van 14 kilo per dierplaats per jaar. Ter vergelijking in "De Vliegende Geest" (2000) wordt een waarde van 8,8 kilogram ammoniak per melkkoe per jaar gerapporteerd en voor jongvee een waarde van 3,9 kilogram ammoniak (KLW rekent met 4,4 kilogram voor jongvee).

De recente praktijkonderzoeken tonen tevens ook aan dat met innovaties zelfs een emissie van 8,5 kilo per dierplaats per jaar of lager mogelijk is. Hoewel het niet mogelijk is om deze innovaties op alle melkveebedrijven in Nederland op de berekende emissie cijfers door te voeren, laat dit wel zien dat de totale stal- en opslagmissies voor rundveehouderij, zoals deze in de NEMA-tabel zijn opgenomen, mogelijk aanzienlijk lager kunnen uitvallen.

We hebben zelf ook een eenvoudig model gemaakt dat bestaat uit vijftien dierklassen (K1 tot K15) met elk een emissie-factor gemiddeld vergelijkbaar met NEMA. Aanvullend zijn twee emissie-factor lijsten gemaakt die waarschijnlijk dichter bij de praktijk liggen. Met deze eigen berekening willen we aantonen dat a) de NEMA-tabel vermoedelijk de maximale ammoniakemissies aangeeft (**een overschatting dus**), maar dat deze in praktijk lager zijn, b) dat er nog **voldoende innovatie potentieel en investeringsruimte** is om de ammoniak emissies verder te reduceren zonder automatisch ook het aandeel dieren te reduceren, c) dat de **formele emissie factoren nog eens heel goed gecontroleerd dienen te worden**, bij voorkeur door veel meer **praktijkmetingen in stallen** uit te voeren. Via deze model-aanpak kunnen we ook de gevoeligheid van de emissie factoren op de totale ammoniakemissie goed illustreren. Voor deze analyse zijn de volgende emissie-factoren uitgedrukt in kilo ammoniak per dier per jaar gebruikt en deze zijn vermenigvuldigd met de CBS-dieraantallen.

We hebben een tabel gecreëerd met deze emissiefactoren. De eerste kolom bestaat uit emissies die in de richting van RAV liggen, en waardoor de ammoniakemissie waarden voor 2021 uit de NEMA tabel ‘stal en opslag’ benaderd wordt voor de vier diergroepen runderen, geiten+schapen+paarden, varkens en kippen. Die lijst hebben we de Rev-Eng NEMA (reversed engineering NEMA) genoemd. De tweede kolom met emissiecijfers is overgenomen vanuit het boek *De Vliegende Geest* van Jan Willem Erisman (2000, Bijlage B), de derde kolom bestaat uit schattingen van praktijkmetingen en praktijkmetingen die in de literatuur vermeld staan. **De laatste kolom is een schatting van de emissie factoren die mogelijk zijn als de hele sector emissiearm zou gaan ondernemen.**

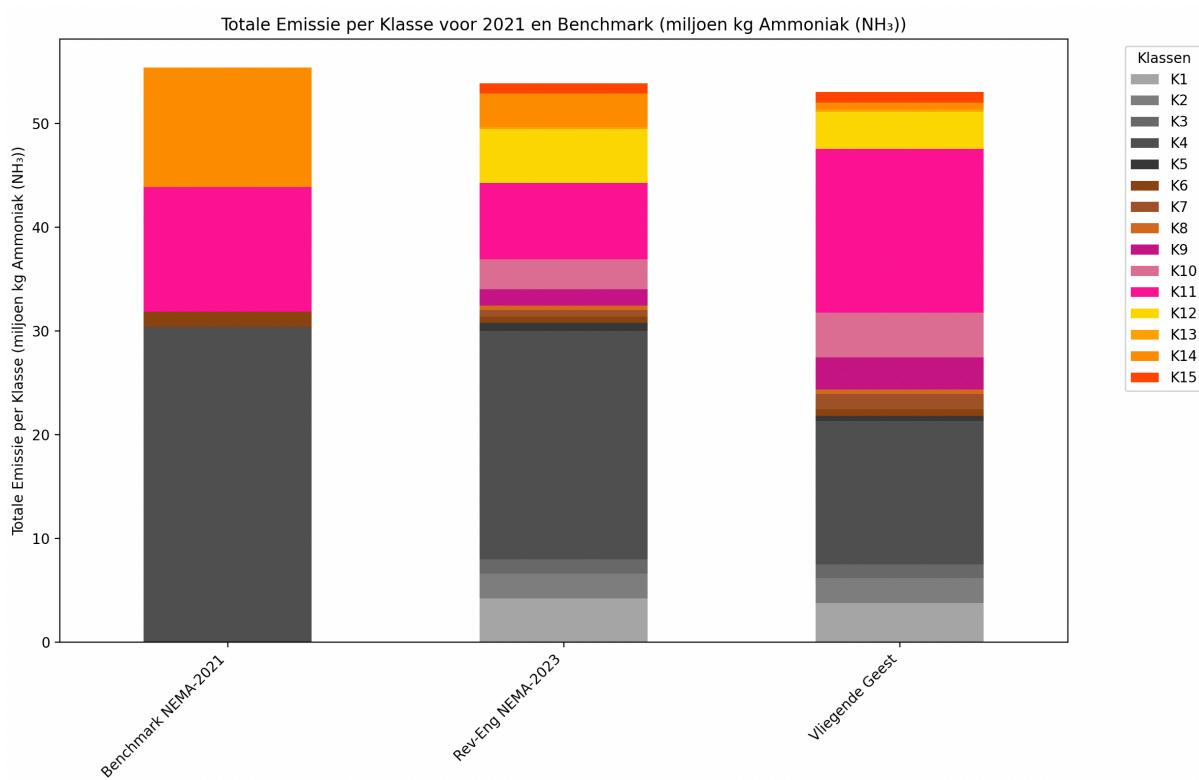
Klasse	Rev-Eng NEMA 2023	“De Vliegende Geest”	Op basis van praktijk metingen.	Emissiearm Minimaal
K1 (jongvee melk)	4,4	3,9	3,9	3,5
K2 (kalveren)	2,3	2,3	2,3	2,0
K3 (jongvee vlees)	8,1	8,1	7,1	6,5
K4 (melkkoeien)	14	8,8	9,6	8,5
K5 (overig)	13	8,8	9,0	8,5
K6 (schapen)	0,7	0,7	0,7	0,6
K7 (geiten)	1,0	2,3	0,64	0,37
K8 (paarden)	4,6	4,6	4,6	4,0
K9 (biggen)	0,3	0,6	0,25	0,17
K10 (fokvarkens)	2,8	4,2	2,5	2,3
K11 (vleesvarkens)	1,4	3,0	1,4	0,45
K12 (leghennen)	0,12	0,083	0,095	0,05
K13 (ouderdieren)	0,128	0,128	0,10	0,08
K14 (vleeskuikens)	0,068	0,014	0,04	0,02
K15 (ouderdieren)	0,128	0,128	0,10	0,08

- K1 tot en met K5 vormen de categorie runderen ((gevisualiseerd met kleur grijs)
- K6 tot en met K8 vormen de categorie overige (gevisualiseerd met kleur bruin)
- K9 tot en met K11 vormen samen de categorie varkens (gevisualiseerd met kleur roze)
- K12 tot en met K15 vormen samen de categorie kippen (gevisualiseerd met kleur geel)

Tabel 2: **Verschillende emissie-factoren voor de verschillende dier-categorieën uitgedrukt in kilogram ammoniak per dier. Rev-Eng NEMA 2023 staat voor reversed engineering van de NEMA tabel.**

In Figuur 6 wordt aangetoond dat met de gebruikte Rev-Eng emissie factoren de totale stal en opslag de NEMA waarden uit de tabel voor 2021 benaderden (runderen: 30,4 miljoen, geiten etc: 1,5 miljoen, varkens: 12 miljoen en kippen: 11,5 miljoen. Totaal 55,4 miljoen kilogram ammoniak voor “Stal en opslag”). Wat opvalt is dat de totale emissie vanuit de varkens wordt overschat door “De Vliegende Geest” factoren, maar dat valt prima te verklaren doordat in de laatste vijfentwintig jaar oude varkenstallen zijn vervangen door nieuwere emissieloze stallen met gaswassers.

De NEMA overschat de emissies van runderen als we deze vergelijken met die van “De Vliegende Geest” en overschat deze ook flink t.a.v. de praktijkmetingen van de onderzoeksbedrijven. Verder zien we dat de Rev-Eng emissiefactoren vooral de totale emissies van kippen iets lijken onderschatten. Samengevat is de afwijking tussen de totale emissie zoals berekend met het Rev-Eng model voldoende goed in lijn met die vanuit de formele “Stal en opslag” emissies zoals gerapporteerde in de NEMA 2023 rapportage voor het jaar 2021 (Tabel 1). Vooral de schatting voor totale jaar-emissie van runderen en varkens klopt voldoende om met dit model verdere analyses uit te gaan voeren.



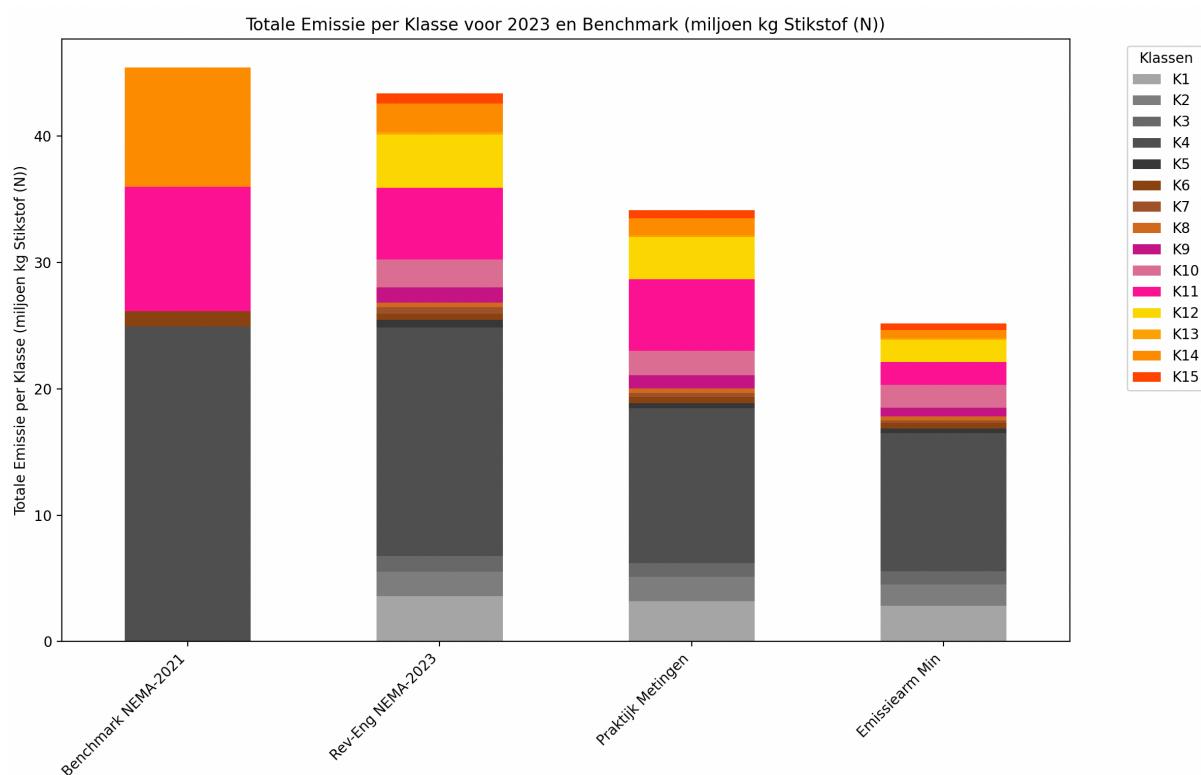
Figuur 6: Ammoniakemissie uitgedrukt in miljoen kilogram ammoniak voor het jaar 2021.

Je zou verwachten dat de meeste varkens en kippen anno 2024 worden gehouden in moderne en dichte stallen met gaswassers. Wassen waardoor uiteindelijk de werkelijke emissie vanuit de stal naar buiten gelimiteerd is, toch zien we dat niet terug in de Figuren 6 en 7. Al eerder zagen we dat, volgens de grootschalige concentratie kaart (GCN) met OPS berekend, er hoge emissiewaarden zitten ‘verstopt’ voor individuele landbouwbedrijven. Ook de totale emissie per dier vanuit de kippenhouderij en varkenshouderij zijn dus vermoedelijk nog hoog als we deze vergelijken met NEMA. We vragen ons af wie deze tabellen controleert, hoe de relatie is met de praktijkmetingen en hoe vaak de RAV factoren worden gecorrigeerd.

Vanuit de praktijk van melkveehouders weten we dat een schatting van **14 kg ammoniak per melkkoe** hoe dan ook te hoog is. De onderzoeksboerderijen waar WUR-praktijkonderzoek uitvoert worden immers emissies van 9 tot 10 kilo ammoniak per dier gemeten en in verder geoptimaliseerde stallen zien we zelfs 8,5 kilo ammoniak of lager (we verwijzen hierbij naar recent werk van WUR door onderzoeker Herman de Boer). In België is onderzoek gedaan naar kippenstallen waaruit blijkt dat stalemmissie zelfs bijna niet eens meer voorkomen.

Laten we eens bekijken wat de totale emissies voor het jaar 2023 zijn (dit is het laatste jaar waarvoor het CBS de mei-tellingen heeft vastgesteld) en dan gelijk uitgedrukt in miljoen kilo stikstof i.p.v. miljoen kilo ammoniak. In onderstaand Figuur 7 staan de resultaten van deze modelmatige studie. De totale ammoniakemissie is in 2023 2 miljoen kg stikstof lager dan in 2021 als we de Rev-Eng emissiecijfers gebruiken (ongeveer 4% lager), maar als we de praktijk emissie-cijfers hanteren dan is de totale ammoniakemissie in 2023 10 miljoen kg stikstof lager (ongeveer 20% lager). Dit getal van **tien miljoen kilo** toont gelijk aan wat de verwachte nauwkeurigheid is van NEMA: NEMA overschat, vermoeden we. De werkelijke (praktijk) stal emissies kunnen zeker 10% of meer lager uitpakken.

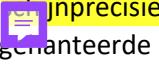
Als we een doorkijkje naar de toekomst geven dan is met de meest positieve emissie factoren en gelijkblijvende dieraantallen de “Stal en opslag”-emissie zelfs 20 miljoen kg stikstof lager (dik 40% lager dan de formele 2021 cijfers). Dit geeft duidelijk het toekomstperspectief aan van de sector als deze de kans blijft houden om te blijven innoveren in de praktijk. Hang ondertussen in alle stallen een ammoniak, methaan en luchtdebietsensor en meet daarmee de werkelijke jaar-emissies per stal is dan ook het advies als onderdeel voor een modern en toekomstig emissiebeleid. Een type beleid waar professor Erisman in 1997 ook al een groot voorstander van was.



Figuur 7: Ammoniakemissie uitgedrukt in miljoen kilogram stikstof voor het jaar 2023.

Indien we aannemen dat vergelijkbare onzekerheden of afwijkingen tussen praktijk en modeltheorie ook aanwezig zijn bij de emissies van varkens en pluimvee, kunnen we dus inschatten dat de totale ammoniakemissieberekening een onzekerheidsmarge heeft van minimaal 10% en mogelijk zelfs 15% of meer. Vooral naar beneden dus, het is zeer onwaarschijnlijk dat deze onzekerheid ook tot hogere landelijke emissieschattingen zal leiden.

Aangenomen dat het aantal dieren in Nederland relatief nauwkeurig wordt bijgehouden met een foutmarge van naar schatting maximaal 1-3%, is het aannemelijk dat de ammoniakemissie in Nederland eerder ergens tussen de 80 en 85 dan op de formele 95,6 miljoen kg stikstof ligt. Het zou zelfs lager kunnen liggen, terwijl een aanzienlijk hogere totale ammoniakemissie onwaarschijnlijk is.  De formele NEMA-rapportage voor 2021, waarin heel precies 111,1 miljoen kg ammoniak wordt genoemd en gerapporteerd is met vier significante cijfers, lijkt veel te precies gerapporteerd en niet overeen te komen met de praktijk en conform wetenschappelijk mores.

Het gebruik van twee en maximaal drie significante cijfers is beter verdedigbaar en wetenschappelijk correcter om een  inprecisie op de model-uitkomsten te voorkomen. We postuleren daarom ook de stelling dat de genanteerde 111,1 miljoen kilogram ammoniak te nauwkeurig - dus met veel te veel significante cijfers - gerapporteerd wordt, en dat een rapportage range tussen de  $9,0 \times 10^1$  en  $11 \times 10^1$  miljoen kilogram ammoniak wetenschappelijk correct is (en uitgedrukt in stikstof wordt dit dan: 80 tot 96 miljoen kilogram stikstof).

Nader onderzoek naar de onnauwkeurigheid en de inzet van de juiste emissiefactoren uit de praktijk is derhalve ook heel hard nodig. Niet alleen voor de rundveehouderij, maar ook voor de varkenshouderij en pluimveehouderij. Juist bij deze twee sectoren hebben enorme CAPEX-investeringen ertoe geleid dat emissiearme stallen mainstream geworden zijn. Deze drie sectoren gezamenlijk hebben een stal-emissie van ongeveer 50% (40 tot 43 miljoen kilogram N) van alle ammoniakemissie.

De totale jaarlijkse stikstofemissie in Nederland in 2023 ligt dus tussen de 170 en 181 miljoen kilogram stikstof. Een grote kanttekening bij deze geschatte range is dat “de inschatting van de bijdrage buitenland niet goed is te achterhalen”, die kan zeker een groot effect hebben. De ammoniakemissies zijn maximaal 95,6 miljoen kilo (53%), en de stikstofoxiden totaal maximaal 85,6 miljoen kilogram (47%), maar vermoedelijk dus veel lager.

## 2.5 Een Eerste (maar Verkeerde) Depositieberekening

Dit hoofdstuk gaat nog niet over depositie per gebied of landtype. Maar een snelle som in het kader van de gepresenteerde getallen kan wel ter illustratie gegeven worden. Stel, we veronderstellen dat alle emissies in Nederland ook weer neerdalen op Nederland, volledig gelijkmatig verdeeld over het hele land (en water) oppervlak. Hoe ziet de depositie-grootte er dan uit? Nederland is in totaal 4,15 miljoen hectare groot, het oppervlak is verdeeld over verkeersterrein, bebouwd gebied, semi-bebouwd gebied, recreatieterreinen, agrarische terreinen, bos en open natuur, binnenwater en buitenwater.

	Emissie (miljoen kg N)	Depositie indien 100% emissie = 100% depositie
NO <sub>x</sub>	80 - 96	19 tot 23 kilogram stikstof per hectare
NH <sub>y</sub>	85	20 kilogram stikstof per hectare
Totaal	165 - 181	39 tot 43 kilogram stikstof per hectare

Deze som is natuurlijk veel te eenvoudig en daarmee ook onjuist, we houden immers geen rekening met het effect van het soort bodem, we houden geen rekening met weer, ruwheid of neerslag en  geen rekening met de mogelijkheid van export naar het buitenland. **Kortom, we houden geen rekening met allerlei lokale verschillen waardoor de depositie van plek tot plek hoger of lager is.** Daarvoor moeten we eerst de concepten natte en droge depositie nader uitdiepen en gaan onderzoeken. In Hoofdstuk 4 wordt op verschillende manieren de **massabalansberekening**, en tenslotte wordt in Hoofdstuk 6 massabalans over Nederland opgesteld.



Figuur 8: Landoppervlak en gebruik volgens cijfers CBS. Het graslandoppervlak is de helft van alle agrarische terreinen.

### 3 Ammoniak in de Lucht: De MAN & LML Netwerken.

#### 3.1 Managementsamenvatting H3

RIVM meet al lang en op veel plekken de ammoniakconcentratie boven natuurgebieden (MAN).  zijn er in Nederland acht locaties waar ammoniak via het Landelijk Meetnet Luchtkwaliteit (LML) netwerk wordt gemonitord. De ammoniak concentratie is afhankelijk van emissie (ook uit bodem, re-emissie), depositie (nat en droog), toevoer en afvoer via de wind en eventueel afbraak in hogere luchtlagen. Op basis van MAN concluderen we dat de gemiddelde concentratie over de periode 2005 tot 2023 gelijk is aan  $5,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$  met een standaarddeviatie van  $2,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Op basis van het OPS-model (jaar 2022) concluderen we een gemiddelde ammoniakconcentratie van  $6,91 \mu\text{g}/\text{m}^3$  en het LML-meetnetwerk voorspelt een gemiddelde ammoniakconcentratie van  $7,82 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (jaar 2023). We kunnen dus niet goed spreken van een landgemiddelde concentratie en maar beter spreken van lokale gemiddelde concentraties of een range boven Nederland van  $3$  tot  $8 \mu\text{g}/\text{m}^3$  met hogere lokale uitschieters.

 Met een uitgevoerde statistische regressieanalyse kunnen we concluderen dat er geen significante relatie is tussen de MAN ammoniak concentratie en het aantal runderen en varkens in Nederland (dit ondanks een reductie van het aantal runderen van ongeveer 15% vanaf 2016 tot heden). Wel statistisch significant correleert de MAN ammoniak concentratie met de temperatuur en de hoeveelheid neerslag in een jaar. Dit simpele model voorspelt op basis van neerslag en  temperatuur de gemiddelde MAN concentratie voor de periode 2005 tot en met 2022 goed. Deze statistische analyse dient echter ook nog uitgevoerd te worden op de metingen van het Landelijk Meetnetwerk Luchtkwaliteit (LML), het andere tweede meetnetwerk van het RIVM.

Een eerste vergelijking tussen door OPS-2022 berekende concentratie en de gemiddelde gemeten concentratie via LML toont afwijkingen van een tiental procenten. Dit met een kleine kanttekening dat er extreemere verschillen zijn met nog veel grotere uitschieters in de verschillen die komen door de extreme meet-pieken die het LML-meetnetwerk ook laat zien. OPS overschat de concentratie wel vaker dan het onderschat.

De door RIVM met OPS-2022 voorspelde ammoniakconcentraties laten een grote grilligheid in de concentratie over het Nederlandse landoppervlak zien: er zijn grote gradiënten op kilometerschaal te vernemen. In de laatste jaren wordt er ook meer regionaal in de lucht gemeten (bijvoorbeeld in de Gelderse Vallei) en wordt gemeten met mobiele ammoniaksensoren als onderdeel van regionale onderzoeksprojecten. Ook bij deze onderzoeken zien we grote gradiënten.

De emissies van een typische Nederlandse stal met 120 koeien zorgen ervoor dat de concentratie  ammoniak na 250 tot 500 meter op het niveau van de achtergrondconcentratie ligt. Lokaal is er na 500 meter derhalve ook geen significante relatie te geven tussen de hoeveelheid koeien in een stal en hun emissie vanuit de stal en de ammoniak concentratie in de lucht op afstand van 500 meter of meer. Een directe relatie tussen de depositie van een typische Nederlandse stal op de omgeving na deze afstand is hoogst onwaarschijnlijk.

We zien dat op afstanden van honderden meters tot een kilometerschaal de bijdrage van een individuele stal niet meer meetbaar is in de ruis van de ammoniak achtergrondconcentratie. Het experiment op Schiermonnikoog heeft deze stelling ook bewezen. Een forse reductie van de emissies (door reductie van vee, het ging om 35%) is na ongeveer 1000 meter niet meer meetbaar  de jaren erna. Deze reductie kan dus ook geen (positief) meetbaar effect hebben op de natuurkwaliteit lokaal op Schiermonnikoog.

Uit vergelijkbaar  praktijkonderzoek in Amerika rondom feedlots komt duidelijk naar voren dat de ammoniakconcentratie dicht bij een stal of feedlot hoog is en tevens het gedrag van de bekende 'Gaussian plumes' volgt. Ook als meerdere stallen naast elkaar staan, valt het gedrag van deze stallen te voorspellen door meerdere Gaussian plumes bij elkaar op te tellen. TNO voert op dit moment vergelijkbare praktijkonderzoeken uit met mobiele ammoniak concentratieonderzoeksapparatuur.  De eerste resultaten bevestigen het Amerikaanse onderzoek.

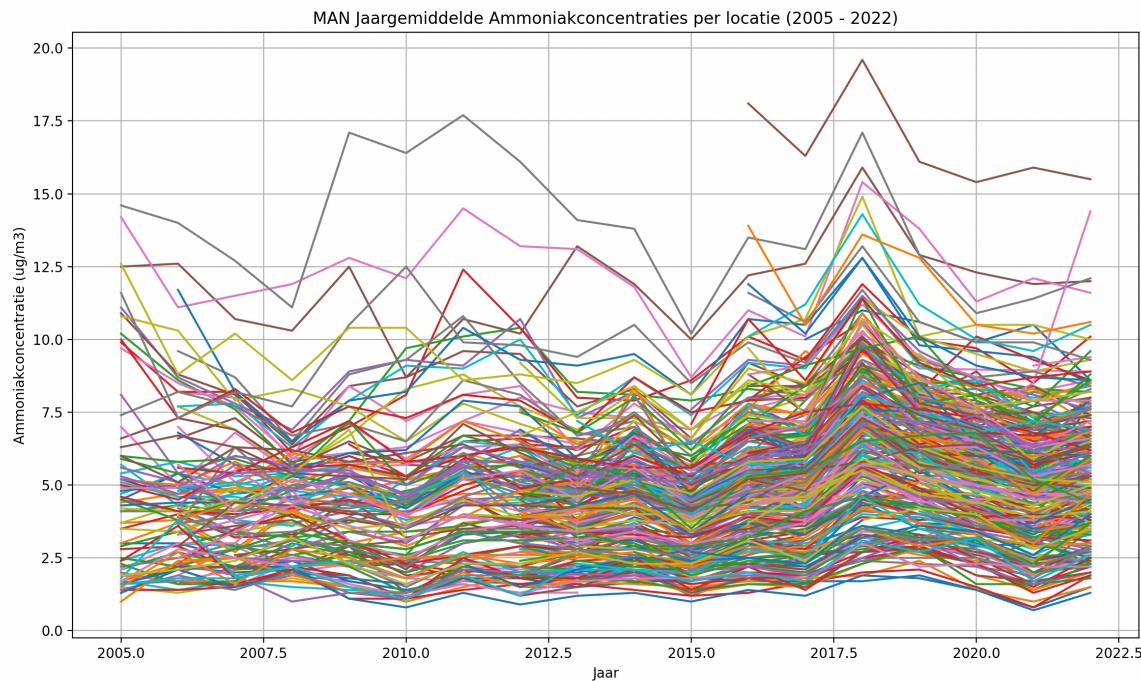
### 3.2 RIVM en MAN ammoniak in de lucht.

Nederland heeft een lange traditie van het meten van de ammoniak en de NOx concentratie in de lucht. Het oudste meetnetwerk is het Landelijk Meetnetwerk Luchtkwaliteit (LML). Het RIVM beheert het LML. Met dit officiële meetnet wordt de luchtkwaliteit in Nederland gemeten en gemonitord. LML bestaat uit **acht meetlocaties**. Op elke meetlocatie staan geavanceerde meetinstrumenten die **24 uur per dag** de luchtkwaliteit meten. Er is een aantal **meetlocaties in drukke straten en in rustige delen van de stad, en een aantal in het buitengebied**. Het meetnetwerk is te klein, en een betere verspreiding over Nederland is wenselijk. Sinds 2005 is er een specifiek tweede netwerk bijgekomen: het Meetnet Ammoniak in Natuurgebieden (MAN). **Dit meetnet bestaat inmiddels uit 110 gebieden en 330 meetlocaties.**

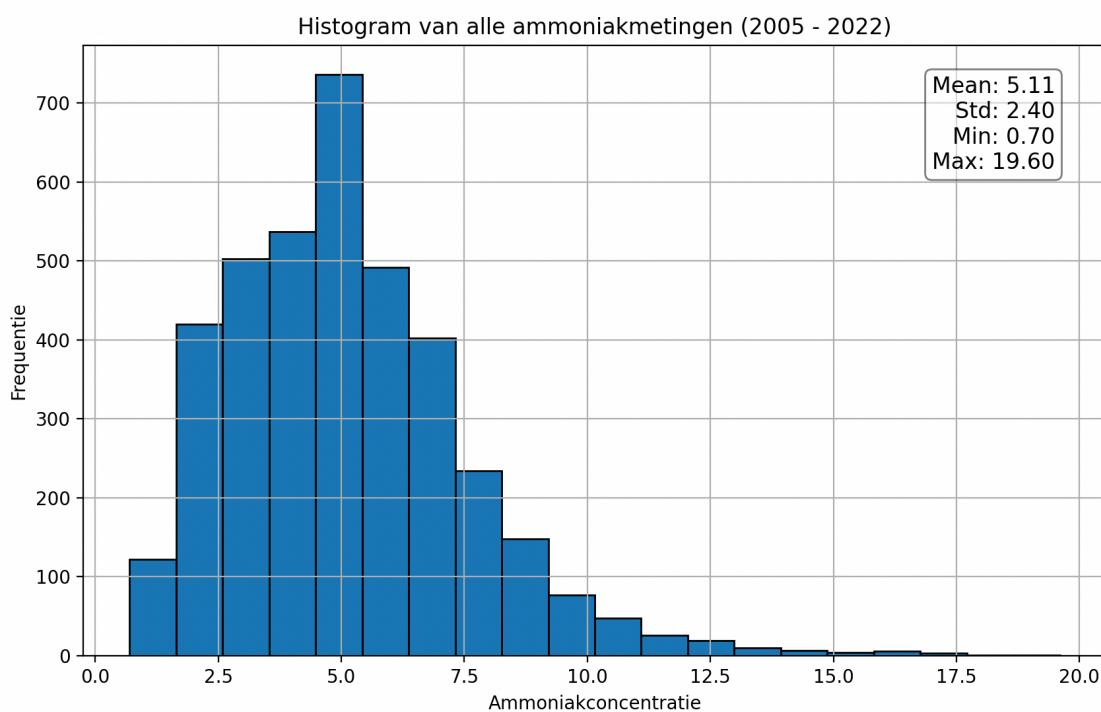
De MAN metingen worden uitgevoerd met **passieve monsternemers**. Dit zijn buisjes met onderin een filter dat ammoniak uit de omgeving binnenlaat. Bovenin bevindt zich een vloeistof dat alle ammoniak in het buisje absorbeert. In het laboratorium wordt de hoeveelheid opgenomen ammoniak bepaald. **Dit wordt omgerekend naar luchtconcentraties en gelijkt aan metingen uit het Landelijk Meetnet Luchtkwaliteit (LML)**. Alle buisjes hangen een maand in het veld en er worden dus maandgemiddelde ammoniakconcentraties bepaald. **RIVM deelt alle (jaargemiddelde) metingen digitaal en geeft goede en uitgebreide informatie over beide netwerken en rondom het ‘hoe van de metingen’.**

De RIVM MAN data voor de periode 2005 tot 2022 zijn statisch verwerkt en de grafieken, gemaakt met deze data, zijn hieronder weergegeven. **Wat opvalt is dat de gemeten concentratie van locatie tot locatie erg verschilt, dat de gemeten concentraties per locatie van jaar tot jaar verschillen, maar er wel een relatie te zien is tussen de locaties en de voorgaande jaren.**

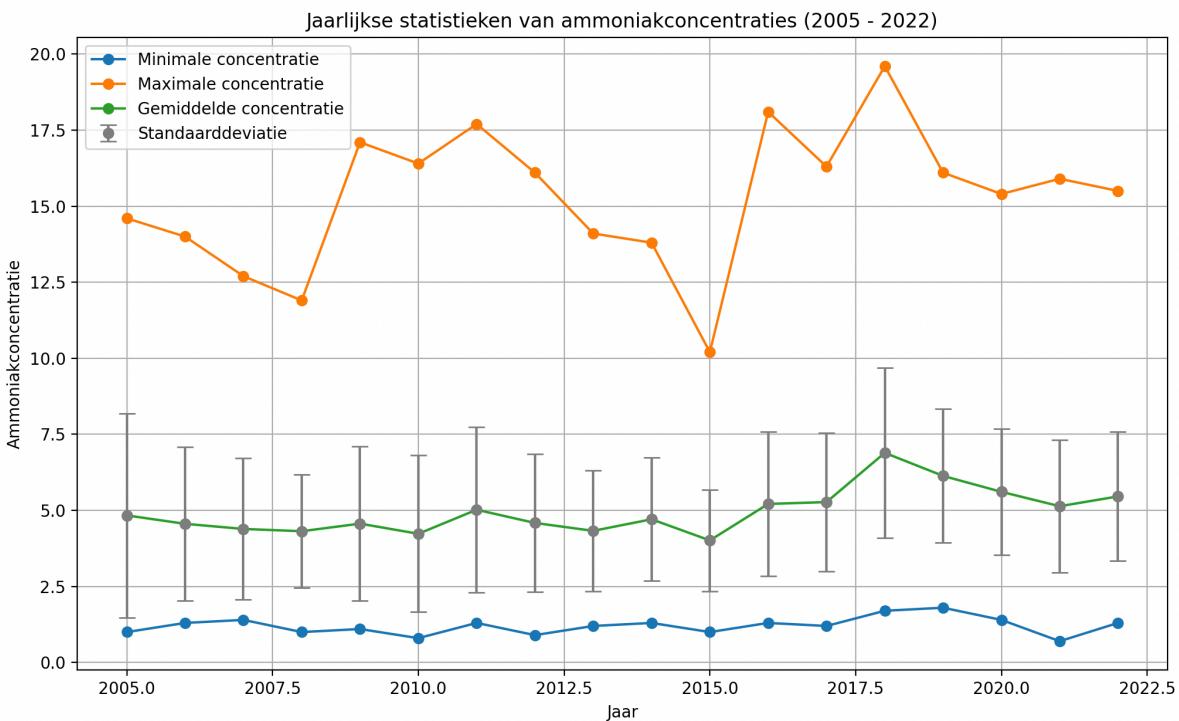
De piek in 2018 is ook opvallend en te zien op alle MAN locaties. **‘De ammoniak concentratie is vooral erg afhankelijk van de lokale condities en omstandigheden’** is de eerste hypothese die we statistisch zullen onderzoeken. Tenslotte valt op dat er boven Nederland duidelijke plekken zijn waar de concentratie ammoniak gemiddeld gezien vrijwel altijd hoog is, terwijl op andere plekken de concentratie gemiddeld over een langere periode gezien laag zijn.



Figuur 1: De jaargemiddelde MAN ammoniakconcentratie per meetpunt. Deze grafiek is nogal "druk" en alleen hier weergegeven om een globale indruk te geven van de hoeveelheid data die beschikbaar is om statistische verwerking uit te voeren. Vanaf 2012 zijn er meer meetlocaties gecreëerd. Bewust Is de legenda met daarin de namen van de meetlocaties niet opgenomen, deze legenda lijst zou veel te lang zijn daar er immers 110 MAN gebieden zijn en de leesbaarheid niet vergroten. **Opvallend is de verhoging in het jaar 2018.**



Figuur 2: Histogram van alle MAN concentratie data uitgedrukt in  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  over de periode 2005 tot 2022 over alle locaties. Gemiddelde, mediaan, min en max staan ter informatie rechtsboven. De gemiddelde locatie over de hele periode is  $5.11 \mu\text{g}/\text{m}^3$  met een standaarddeviatie van  $2.4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Gedurende deze periode was in Nederland het aantal runderen en varkens relatief stabiel met een bandbreedte van ongeveer +/- 15% dieraantallen.



Figuur 3: Gemiddelde MAN ammoniakconcentratie per jaar inclusief de standaarddeviatie (jaargemiddeld en over alle locaties) om de spreiding over het netwerk te illustreren. De minimale en maximale concentraties zijn separaat weergegeven. De gemiddelde ammoniakconcentratie boven het MAN netwerk is  $5,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$  en dat is ongeveer  $0,7 \mu\text{g}/\text{m}^3$  lager dan ‘gemiddeld in Nederland’. Duidelijk is te zien dat het concentratie verloop over de afgelopen tien jaar constant is met kleine piekjes omhoog en omlaag. Opvallend is de piek in 2018 waarbij duidelijk de concentratie wat hoger is dan de voorgaande jaren. De maximale concentraties worden gemeten op de Bennekomse Meent (oranje lijn), en de laagste concentraties worden op Meyendel, Vlieland, Zwanenwater, Terschelling gemeten.

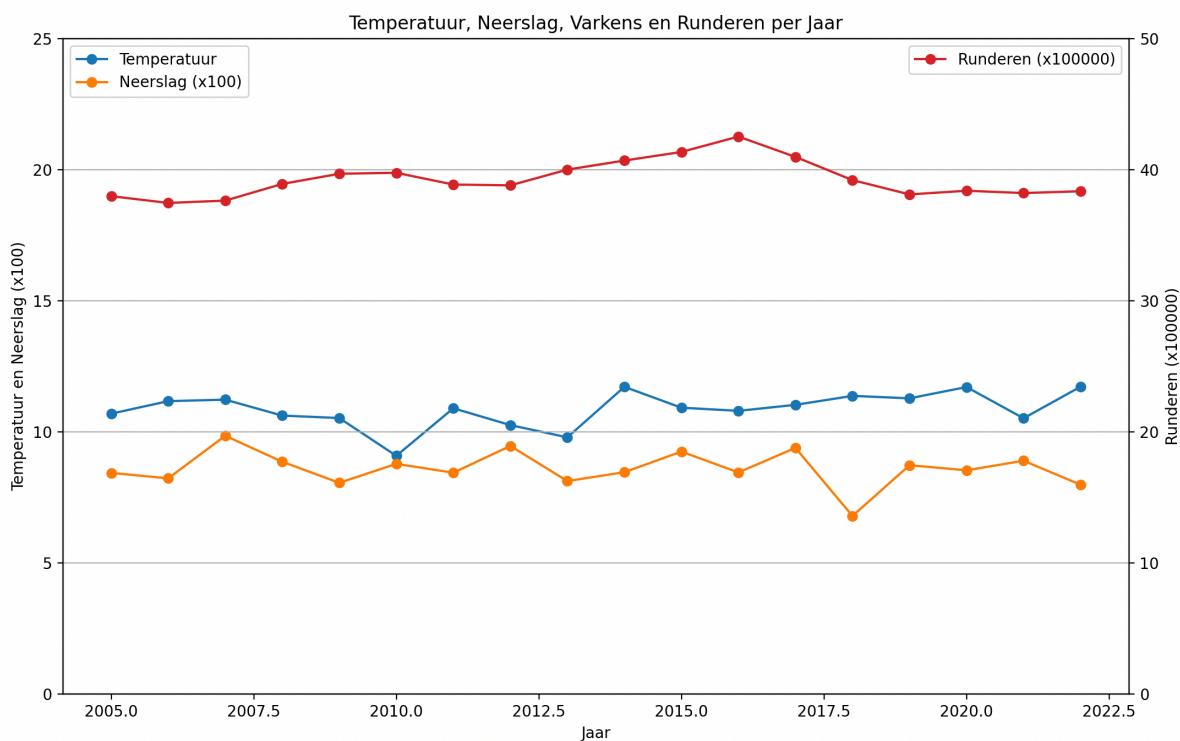
### 3.3 air regressie analyse MAN-data

WUR heeft in 2023 een nieuwe versie van het NEMA Rapport uitgebracht (Juni 2023, Emissies naar Lucht uit de Landbouw voor 1990-2021, Van Bruggen et.al.) op pagina 54 staat *Tabel 9.1: Ammoniakemissie uit dierlijke mest, kunstmest en overige bronnen binnen en buiten de landbouw (mln. kg NH<sub>3</sub>/jaar)*. Dit is de formele ammoniakemissie tabel voor landbouw en overige emissiebronnen. Volgens dit rapport van de WUR is de totale emissie in Nederland 111 miljoen kg ammoniak in 2021, terwijl deze in 1990 nog totaal 334,5 miljoen kg was. Als deze informatie klopt dan is de reductie in de afgelopen dertig jaar tijd 223,5 miljoen kg geweest.

De meest recente totale ammoniakemissie inschatting is derhalve 33% van die emissies uit 1990, een reductie dus van 67% in dertig jaar. Uit deze tabel kunnen we ook concluderen dat de melkveehouderij met 56,2 miljoen kg stikstof voor 50% verantwoordelijk is voor alle ammoniakemissies. De varkenshouderij staat met 17,3 miljoen kg stikstof (16%) op nummer twee. In hoofdstuk 2.3 van dit rapport wordt deze tabel in meer detail nader onderzocht en becommentarieerd.

De onderzoeksvergadering die nu gesteld kan worden is of het aantal varkens en runderen correleert met de concentratie ammoniak boven het MAN netwerk of dat er (ook) andere factoren een rol spelen. Twee voor de hand liggende potentiële factoren zijn de gemiddelde temperatuur in het jaar en de totale gemiddelde regenval in het jaar.

Om antwoord te verkrijgen op deze onderzoeksvergadering hebben we een lineaire regressieanalyse uitgevoerd op de data in de periode 2005 – 2022. Hiertoe zijn de CBS-gegevens over het aantal runderen en het aantal varkens per jaar gebruikt en zijn de temperatuur en neerslaggegevens (gemiddeld voor Nederland) van het KNMI ingezet. Hieronder de resultaten van deze onderzoeksvergadering die met een statistische methode kan worden beantwoord.



Figuur 4: CBS en KNMI-gegevens versus jaar. Voor de leesbaarheid van de grafiek is het aantal runderen gedeeld door 100.000 (secundaire y-as) en is de regenval gedeeld door 100 (primaire y-as). Opvallend is het droge jaar 2018 en de piek in het aantal runderen in 2016 gevolgd door een snelle afname in de jaren 2017 en 2018 als gevolg van een verplichte reductie.

De jaargemiddelde MAN concentratie (Grafiek 3) is gebruikt in combinatie met jaargemiddelde neerslag (via KNMI), jaargemiddelde temperatuur (via KNMI), aantal runderen (via CBS) en aantal varkens (via CBS) om een lineaire regressie uit te voeren en daarmee te onderzoeken wat de mogelijke correlaties zijn. Het resultaat van deze analyse toont aan dat vooral de luchtemperatuur en de neerslag een statistische significante relatie hebben met de MAN concentratie. Het aantal runderen en het aantal varkens correleert niet significant met de concentratie ammoniak. In Grafiek 5 wordt de gemeten gemiddelde concentratie en de voorspelde gemiddelde concentratie weergegeven inclusief de gemeten standaarddeviatie. Dit eenvoudige model voorspelt derhalve op basis van neerslag en temperatuur de concentratie ammoniak redelijk goed.

### R-squared (0.567):

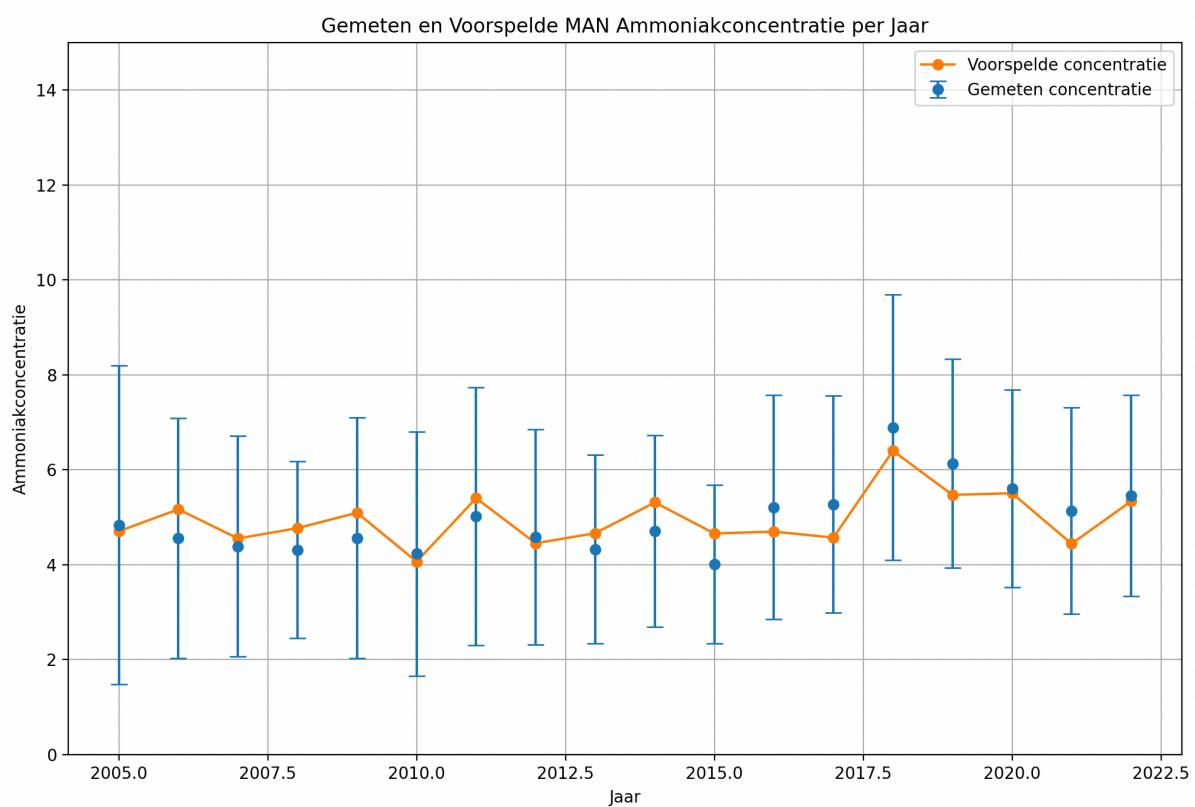
- Dit betekent dat ongeveer 56,7% van de variatie in de gemiddelde ammoniakconcentratie kan worden verklaard door de variabelen in het model. Dit is een redelijk goede verklaring, maar er is nog steeds een significant deel van de variatie dat niet wordt verklaard door het model.

### F-statistiek (p-waarde = 0.0205):

- De p-waarde van 0.0205 voor de F-statistiek geeft aan dat het model als geheel significant is, wat betekent dat ten minste één van de onafhankelijke variabelen een significante relatie heeft met de ammoniakconcentratie.

### Individuele coëfficiënten:

- Temperatuur:** De coëfficiënt voor temperatuur is 0.4834 en de p-waarde is 0.033. Dit suggerert dat temperatuur een positieve en statistisch significante invloed heeft op de ammoniakconcentratie.
- Neerslag:** De coëfficiënt voor neerslag is -0.5048 en de p-waarde is 0.024. Dit suggerert een negatieve en statistisch significante relatie tussen neerslag en ammoniakconcentratie.
- Runderen:** De coëfficiënt voor runderen is -0.1872, maar de p-waarde is 0.199, wat betekent dat deze variabele geen statistisch significante invloed heeft in dit model.
- Varkens:** De coëfficiënt voor varkens is 0.6848 met een p-waarde van 0.146. Dit betekent dat de invloed van het aantal varkens in dit model niet statistisch significant is.



Figuur 5: de gemeten en voorspelde gemiddelde MAN ammoniakconcentratie per jaar. De voorspelde ammoniakconcentratie wordt vooral beïnvloed door de neerslag en de gemiddelde jaartemperatuur. De piek in het aantal runderen in 2016 met een afname van bijna 15% in de jaren erna is niet waar te nemen in de correlatie.

### 3.4 Grootschalige Concentratie kaart van Nederland (GCN)

Alle MAN metingen en LML metingen zijn puntmetingen. Puntmetingen kunnen sterk beïnvloed worden door lokale omstandigheden zoals een groep vogels in de buurt of bedrijvigheid in combinatie met slechte wind zoals we ook zien in Figuur 8. Verder meet het netwerk op een bepaalde hoogte en met een bepaalde resolutie (MAN meet het gemiddeld per maand, LML meet per uur) terwijl er veel evidentie is dat ammoniak concentratie sterk kan variëren binnen de dag en nacht cyclus.

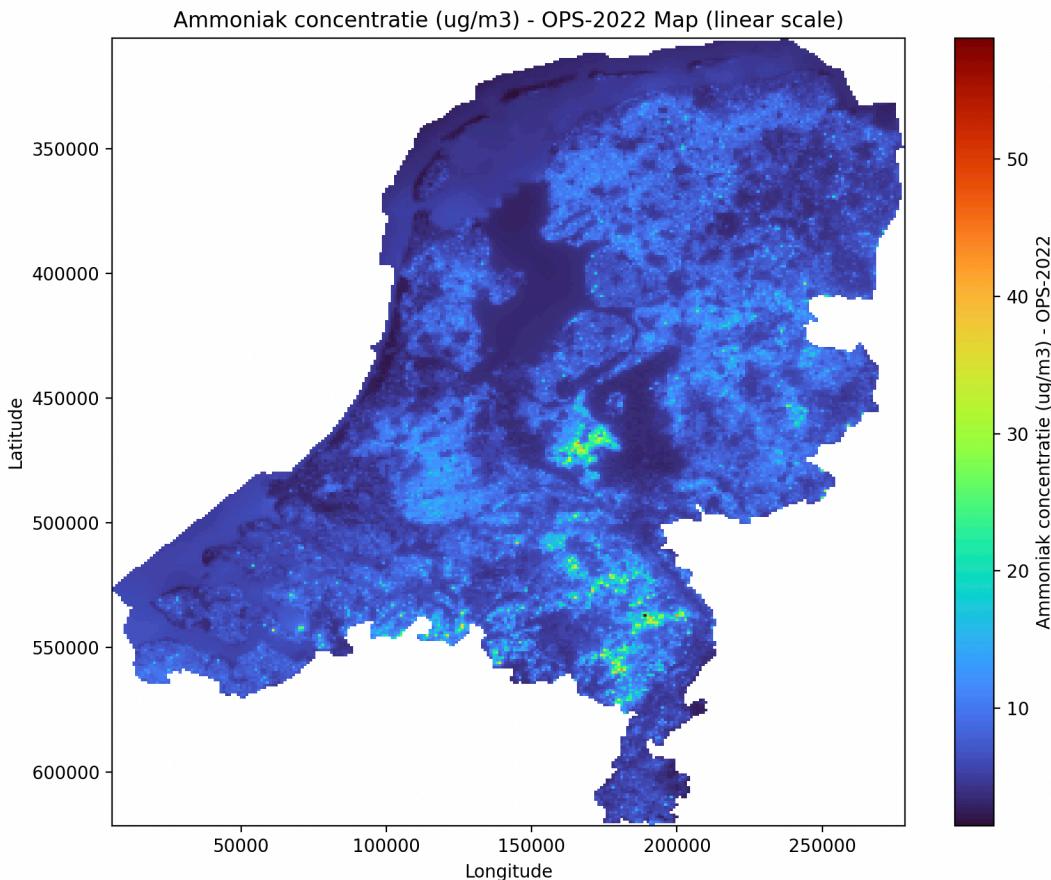
De bestaande meetnetwerken kunnen ook aangevuld worden met informatie vanuit satelliet data - zowel NOx als ammoniak wordt gemeten vanuit de lucht - echter deze metingen zijn weer geen puntmetingen maar kolommetingen. Een satelliet meet in een kolom van enkele honderden meters of meer en kan daardoor slecht het verschil zien tussen ammoniak concentratie vlak op het oppervlak of op grotere hoogten.

Een laatste manier om inzicht te krijgen in de ammoniak-concentratie is door de inzet van computermodellen. Voorbeelden van dit soort modellen zijn Gaussian Plume, Computational Fluid Dynamics (CFD), of modellen die individuele pakketjes lucht 'volgen' (Lagrangiaanse Modellen). In Appendix B is een overzicht gegeven van de verschillende soorten modellen met hun voor- en nadelen en aan het einde van dit hoofdstuk is ook een opsomming gegeven van hoe dergelijke verspreidingsmodellen gevalideerd kunnen worden.

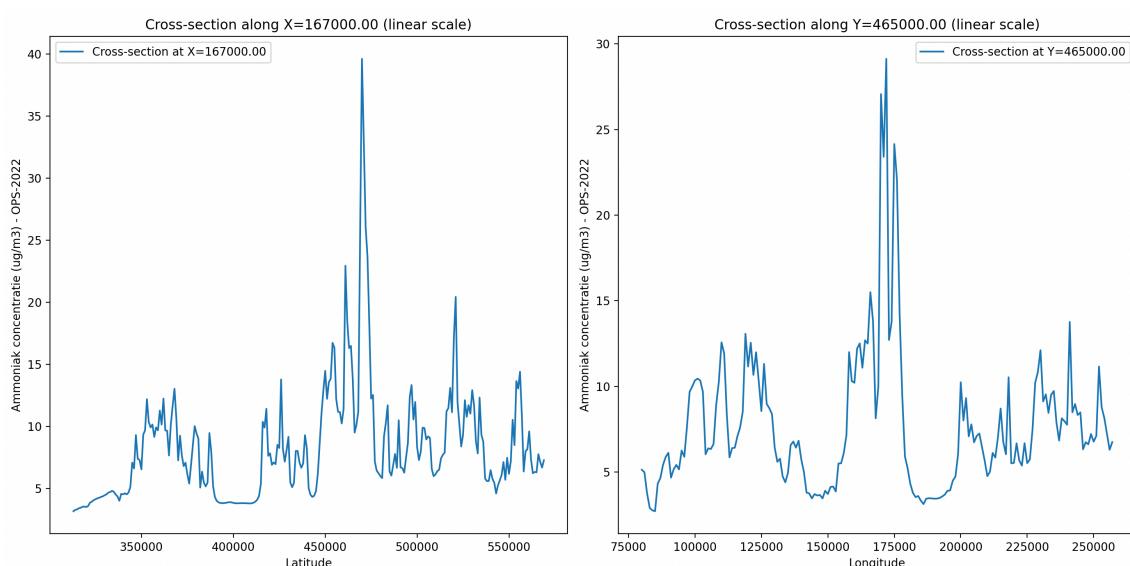
OPS (de digitale model motor van Aerius) is een Lagrangiaans model. De code is open-source beschikbaar via [Github](#) waardoor onafhankelijke onderzoekers zelf kunnen rekenen. De drempel om dat ook daadwerkelijk met deze computer code aan de slag te gaan is erg hoog. Niet alleen vanwege de complexiteit van de onderliggende fysica, maar ook vanwege de gekozen programmeertaal [Fortran90](#).

Het RIVM stelt ook Grootschalige Concentratie kaarten Nederland (GCN) online ter beschikking. Deze kaarten zijn beschikbaar voor de periodes 2011-2015. Daarnaast maakt het RIVM toekomstkaarten voor 2030 en 2050. In dit rapport gebruiken we een set digitale kaarten die het RIVM direct beschikbaar gesteld heeft voor het uitvoeren van dit onderzoek (deze GCN en GDN kaarten zijn berekend met OPS en het betreft modelresultaten voor het jaar 2022). Naast de concentratiekaarten voor NH<sub>4</sub> en NO<sub>x</sub> hebben we dus ook beschikking over de droge en natte depositie voorspelling voor zowel NH<sub>4</sub> en NO<sub>x</sub> en de totale voorspelde depositie die berekend zijn met OPS.

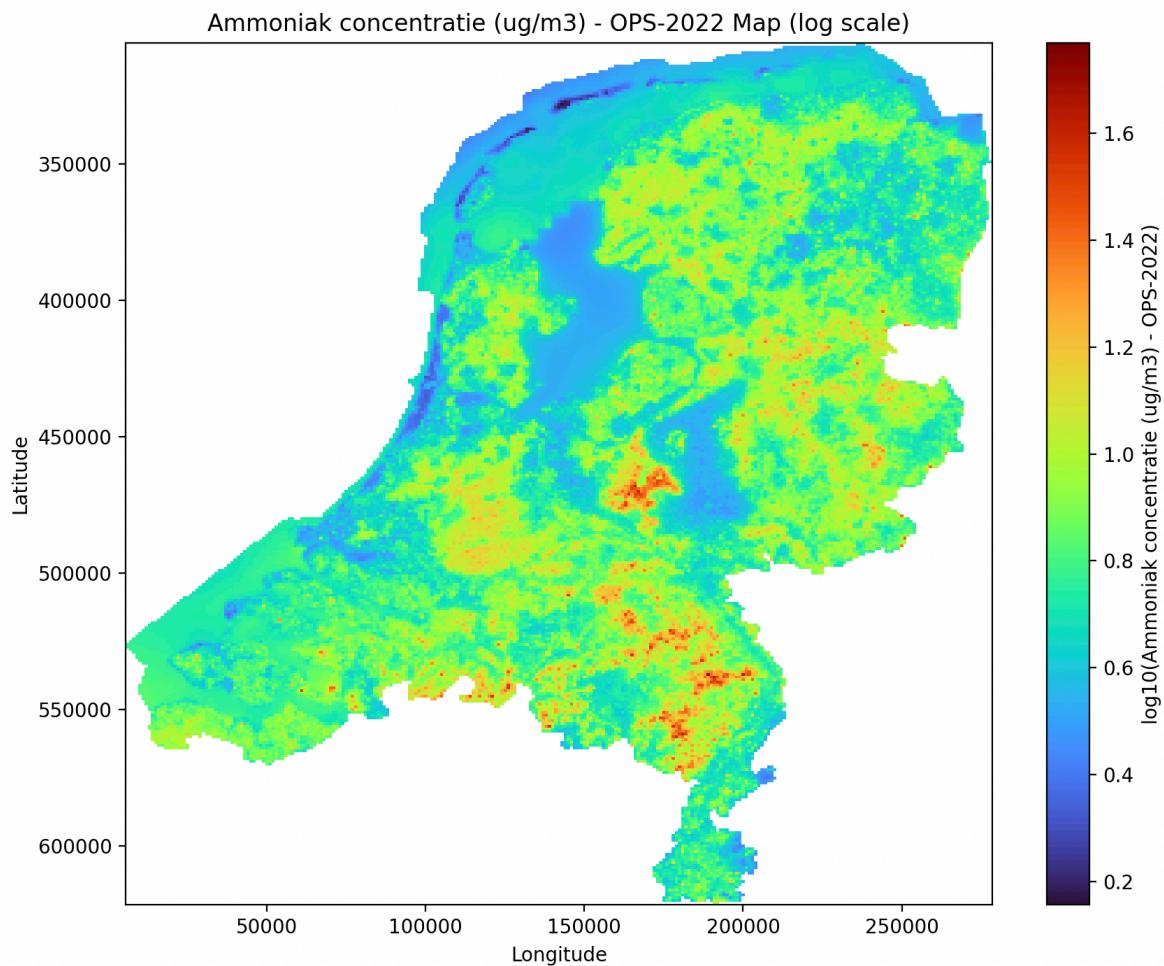
Hieronder is de voorspelde ammoniakconcentratie boven Nederland weergegeven (Figuur 6a en Figuur 6b) waarbij in de heatmap op Figuur 7 de concentratie specifiek is uitgezet op een logaritmische schaal zodat de lokale ammoniak pieken geaccentueerd en dus benadrukt worden, de rode pieken op Figuur 6b tonen duidelijk de emissie-hotspots.



*Figuur 6a: De berekende concentratie heatmap (OPS-2022) van de ammoniak concentratie uitgedrukt in  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  op een  $1 \times 1 \text{ km}$  grid over Nederland. Duidelijk valt op de hoge ammoniakconcentraties boven de Gelderse Vallei, Noord Limburg en Oost Brabant (de Peel). Boven de Noordzee kust, de Wadden, het IJsselmeer en de Veluwe zijn de berekende concentraties laag. Waarom de concentraties boven de Waddenzee hoger zijn dan boven het IJsselmeer dient nader onderzocht te worden.*



*Figuur 6b: Horizontale en verticale doorsnede van bovenstaande heatmap met een resolutie van 1 kilometer. Links zien we de voorspelde ammoniak concentratie boven de Waddenzee, daarna de kop van Friesland, een stuk IJsselmeer, Flevoland en daarna de piek in de Gelderse Vallei. Rechts zien we Noord-Holland, de Utrechtse Heuvelrug en daarna de piek Gelderse Vallei, de lage plekken zijn de Veluwe en daarna verhoogde concentraties bij de Achterhoek*



Figuur 7: Concentratie heatmap (OPS-2022) van de ammoniak concentratie uitgedrukt in  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  op een  $1 \times 1 \text{ km}$  grid over Nederland op een logaritmische schaal. Deze visualisatie benadrukt die locaties waar ammoniakemissies – vooral vanuit stallen – hoog zijn. Deze kaart illustreert tevens de lokaliteit van het stikstofproblemen goed. Ammoniak is vooral een lokaal milieu-onderwerp.

Als je deze GCN-kaarten goed bestudeert dan zie je steeds meer plekken waarover onderzoeks vragen gesteld kunnen worden waar de auteur van dit rapport (nog) geen antwoord op heeft. Een paar voorbeelden van observaties in een niet uitputtende lijst zijn:

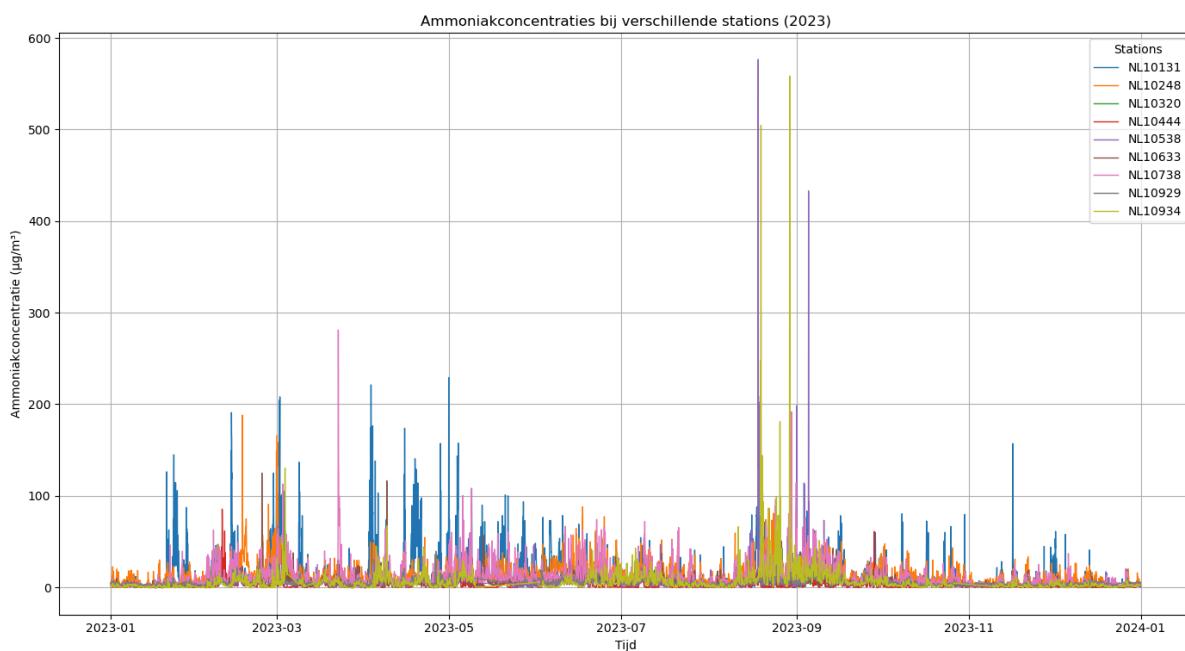
- In welk rapport kunnen we zien hoe de voorspelde OPS concentratie is vergeleken met de gemeten MAN en LML concentratiemetingen? En hoeveel afwijking is er dan? Vooral de metingen op grotere oppervlaktes zoals IJsselmeer of Waddenzee zijn niet gevonden in de openbare bronnen. Is het niet verstandig om jaarlijks dit soort validatierapportages te maken?
- De ammoniak concentratie kan sterk variëren van plek tot plek. Het heeft daarom geen zin te spreken over de gemiddelde concentraties boven Nederland. De verschillen zijn daar lokaal veel te groot voor. Deze lokale grote verschillen doen vermoeden dat er geen grote menglagen zijn en dat de verspreiding over honderden kilometers afstand juist niet waarschijnlijk is. Dit laatste wordt ook door de regenwater metingen en de kolommetingen met satellieten aangetoond. Klopt dit?
- De lokale concentratie wordt niet alleen bepaald door de aanwezigheid van lokale emissiebronnen, maar vooral ook door het lokale weer (temperatuur, wind en neerslag). Daarnaast is de lokale concentratie bepalend voor de lokale (berekende) depositie en vice versa. OPS als verspreidingsmodel wordt daarmee ook zo goed als de nauwkeurigheid van de depositie-bepalingen via de DEPAC module waarvan we weten dat deze niet zo nauwkeurig is.

- We verwachten dat de concentratie ammoniak boven wateroppervlaktes laag is aangezien water een ‘sink’ is (al kan het afhankelijk van de pH ook een ‘source’ zijn). Maar het is dan wel zeer wenselijk om ook puntmetingen boven het IJsselmeer, de Wadden en enkele grotere wateroppervlaktes bijvoorbeeld in Friesland uit te gaan voeren om het gedrag van ammoniak boven water te monitoren en daarmee het OPS-model te kunnen valideren. LML zou sterk uitgebreid moeten worden.
- Het MAN netwerk is waardevol en heeft een langere historie. Deze concentratie metingen zijn niet duur en Nederland zou verder volgehangen moeten worden met sensoren ook in stedelijke gebieden, boven water en boven landbouwgebieden.
- De continue vergelijking tussen het meetnetwerk en de OPS berekeningen – bij voorkeur jaarlijks – is essentieel om vertrouwen te blijven houden in de juistheid van de GCN voorspeld via OPS, of te wel in heel OPS als rekeninstrument. Deze analyses zijn tevens essentieel om de nauwkeurigheid van OPS te blijven bepalen.
- De validatie van OPS met het meetnetwerk – bij voorkeur sterk vergroot dus- dient jaarlijks ook gecombineerd te worden met satelliet-data die beschikbaar zijn. Samenwerking met (commerciële) partijen zoals Caeli zou daarbij aangemoedigd moeten worden waardoor er een onderlinge driehoeks validatie kan plaatsvinden tussen a) MAN/LML, b) OPS-model en de c) satelliet-data.
- De Oostvaardersplassen is een gebied met veel grote grazers, waarom is de ammoniakconcentratie daar toch lokaal zo laag? Waarom zien we in noord Flevoland ook verhoogde concentraties? Kan dit geverifieerd worden met metingen?
- Wat is de verklaring voor de hogere concentraties boven de Waddenzee ten opzichte van de concentraties boven het IJsselmeer? Het IJsselmeer zal toch meer vervuild zijn met ammonium, een hogere pH hebben, en daardoor minder ammoniak kunnen opnemen dan de Waddenzee die door eb en vloed vaker ‘schoongespoeld wordt’?
- Als de concentratie boven de Veluwe zo laag is, hoe kan het dan dat er toch gesproken wordt over schade door stikstof op de Veluwe? Of is de verklaring puur dat bossen zoveel stikstof uit de lucht opnemen via droge depositie en daarmee de lokale ammoniak emissie vanaf de Gelderse Vallei afvangen?
- Hoe kan het zijn dat de stikstofdeken niet door wind gelijkmatiger wordt verspreid over Nederland? We zien op deze kaarten enorme gradiënten (pieken en dalen op korte afstand op kilometerschaal), zou ammoniak dan toch vooral een lokaal fenomeen zijn? Of heeft dit met hoogte te maken waarop de concentratie voorspeld wordt?
- We verwachten dat de ammoniakconcentratie aan de Nederlandse kust en Waddeneilanden laag is, als dat zo is, waarom is er dan gespeculeerd over ammoniak uit zee en waarom staan deze gebieden toch in het rood als het gaat om natuurdoel-analyses? Dat lijkt immers tegenstrijdig.
- Wordt er helemaal geen ammoniak uitgestoten in de grote industriegebieden van Nederland? Denk aan de Botlek Rotterdam en Chemelot nabij Geleen. Worden de concentratie kaarten nu niet vooral te veel vormgegeven door de input, of te wel de gebruikte emissie-tabel vanuit de landbouw, die gebruikt wordt om OPS te laten rekenen om tot deze voorspellingen te komen?
- Bekend is dat Tata een grote ammoniak-uitstoter is, waarom zien we dat niet goed terug op Figuur 6a? Heeft dat alleen te maken met de hoge schoorsteen van Tata en daardoor een grote verspreiding? Wat is hier de verklaring voor?
- In de Noordoostpolder zien we meerdere rode pieken op Figuur 7, waar komen die vandaan? Zijn dat individuele megastallen? Boven Lelystad zien we ook enkele grote rode stippen op de kaart staan? Zijn dat ook megastallen? Of stoot de maxima-elektriciteitscentrale toch ook ammoniak uit. Zo zijn er veel plekken waar de lokale concentratie volgens de concentratie kaart erg hoog zijn waarbij we niet kunnen thuisbrengen wat de verklaring is.

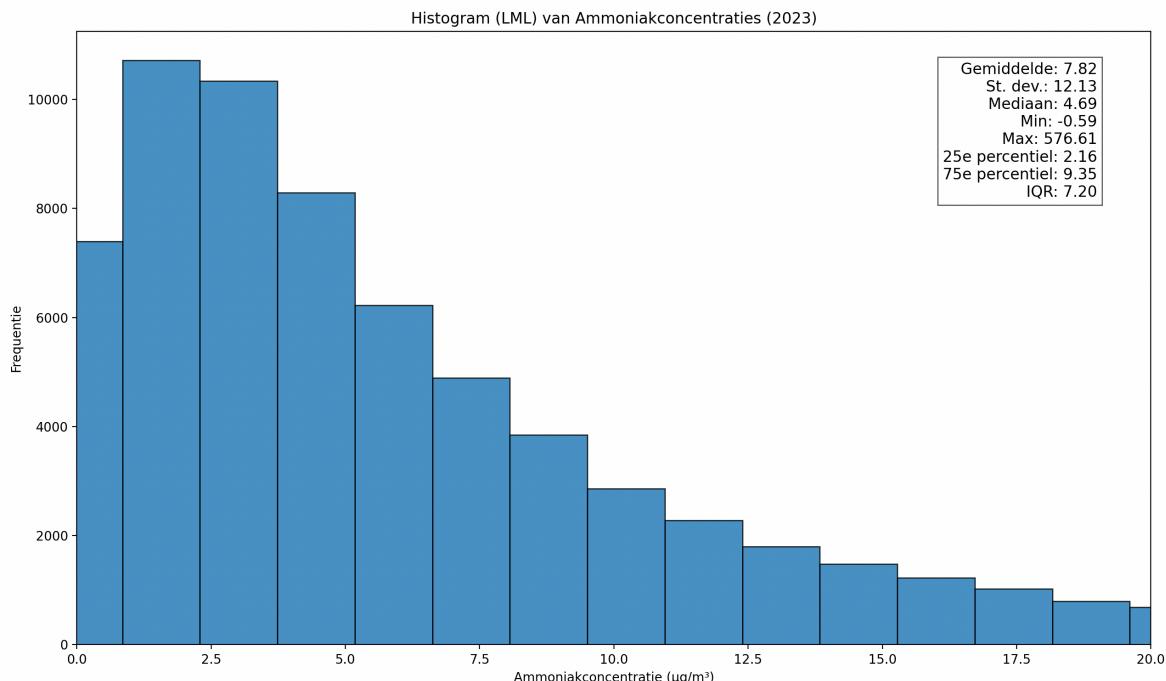
### 3.5 Landelijk Meetnetwerk Luchtkwaliteit (LML)

Op acht locaties in Nederland voert het RIVM elk uur metingen uit op meetstations van het Landelijk Meetnet Luchtkwaliteit (LML). Naast ammoniak worden ook NO<sub>2</sub>, ozon en nog veel meer componenten gemeten. De resultaten van het LML-netwerk worden beschikbaar gesteld via het luchtmeetnet dataset portal van het RIVM. De ammoniakconcentratie laat een enorme grilligheid zien gedurende het jaar. Er zijn geen aanwijzingen dat deze grilligheid te correleren is aan de seizoenen. Voor nu concluderen we dat de enorme pieken die soms gemeten worden waarschijnlijk een groot effect hebben op de bepaalde jaargemiddelden, toekomstig onderzoek zou daarom gericht moeten worden op de mediane waarde en minder op de gemiddelde metingen.

Bekend is dat de metingen vervuild worden door activiteiten rondom de stations, denk hierbij aan de constateringen van mest-dumping bij station 538 en 929 waardoor er soms extreem hoge ammoniakconcentraties in de uur metingen zijn geconstateerd. Voorzichtigheid is geboden om op basis van deze data lukraak de gemiddelde waarden te gebruiken per station. En als wel een gemiddelde (of mediane) waarde per station gebruikt wordt, hoe goed validaties van MAN op LML of OPS op LML überhaupt mogelijk zijn.



Figuur 8: Uur-metingen vanuit het LML netwerk (9 stations verspreid over Nederland. Ondanks dat de gemiddelde concentratie rond de 6 µg/m<sup>3</sup> is, zien we hier duidelijk de enorme pieken die soms gemeten worden. Waarden van 100 µg/m<sup>3</sup> worden normaal alleen gemeten in stallen. Voorzichtigheid is geboden om lukraak een gemiddelde concentratie waarde te bepalen op basis van deze LML metingen.



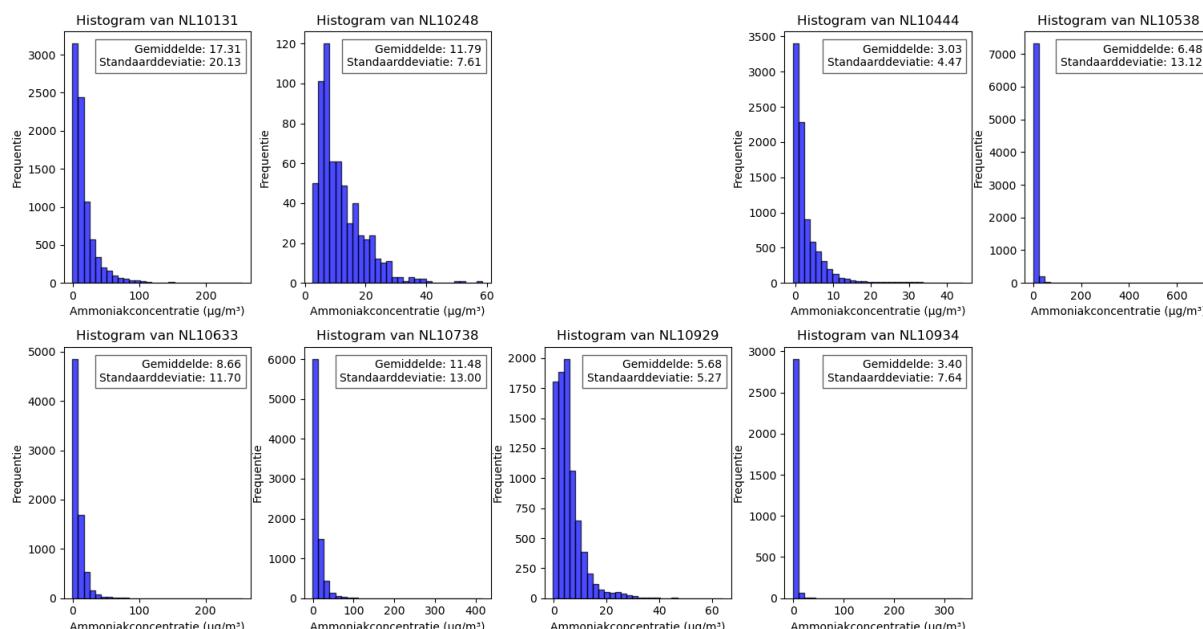
Figuur 9: Histogram van alle beschikbare LML data voor het jaar 2023. Er zijn geen stations uitgesloten waardoor duidelijk wordt hoe de enorme ‘pieken’ uit Figuur 8 doorwerken in de gemiddelde gemeten waarde van de LML stations. **Beter is het om te kijken naar de mediaan.** De mediaan ligt op een gematigde maar tevens ook reëelere  $4,69 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Dit histogram kan vergeleken worden met het histogram van het MAN netwerk dat in Figuur 2 staat. De gemiddelde ammoniakconcentratie bij MAN is  $5,11 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (stdev 2,4) en dus veel lager dan de hier berekende  $7,92 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (stdev 12,13).

De ammoniak metingen van het door RIVM ‘vastgestelde jaar’ 2022 zijn verwerkt in histogrammen per LML-locatie met daarbinnen de gemiddelde concentratie op die locatie (Figuur 9) en deze metingen (althans het jaargemiddelde) zijn ook vergeleken met de berekende concentratie (OPS-2022, zie Figuur 61). **Uit deze analyse komen verschillen tussen metingen en berekeningen naar voren in de orde van grootte van een tiental procenten.** Dit lijkt groot, maar is misschien een acceptabele nauwkeurigheid.

Echter om dit te beoordelen is een gesprek nodig met het RIVM en andere experts. Je kunt immers argumenteren dat niet de gemiddelde concentratie waarde maar de mediane concentratie waarde gebruikt moet worden voor deze vergelijking (of dat de extreme uitschieters uit de data eerst verwijderd moet worden). Maar als je deze aanpak zou gaan volgen, dan worden de gemeten concentraties over de hele linie met pakweg  $3 \mu\text{g}/\text{m}^3$  verlaagd, de verschillen met de OPS berekeningen worden dan nog groter.

Station nummer en naam	OPS_2022 [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	LML_2022 [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	Verschil [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	Verschil t.o.v. LML
131 - Vredepeel-Vredeweg	15,470	17,31	-1,84	-11%
248 - Nistelrode-Gagelstraat	22,850	11,79	11,06	94%
444 - De Zilk-Vogelaarsdreef	3,193	3,03	0,163	5%
538 - Wieringerwerf Medemblikkerweg	7,038	6,48	0,558	9%
633 - Zegveld-Oude Meije	11,650	8,66	2,99	35%
738 - Wekerom-Riemterdijk	10,620	11,48	-0,86	-7%
929 - Valthermond-Noorderdiep	5,684	5,68	0,004	0%
934 - Kollumerwaard-Hooge Zuidwal	5,182	3,40	1,782	52%

Tabel 1: OPS voorspelling en de gemiddelde ammoniak concentratie volgens LML. Enkele opmerkingen: a) van locatie 538 is bekend dat deze naast een mestdump staat, b) van de locaties 248 en 131 is bekend dat deze dichtbij intensieve veehouderij bedrijven liggen waardoor er scherpe gradiënten verwacht worden, c) de overschatting voor 934 is niet goed verklaarbaar. Totale geschatte nauwkeurigheid van OPS wordt conservatief ingeschat op +/- 10% waarbij een overschatting vaker plaatsvindt dan een onderschatting. Beargumenteerbaar is het om de mediane waarde te gebruiken.

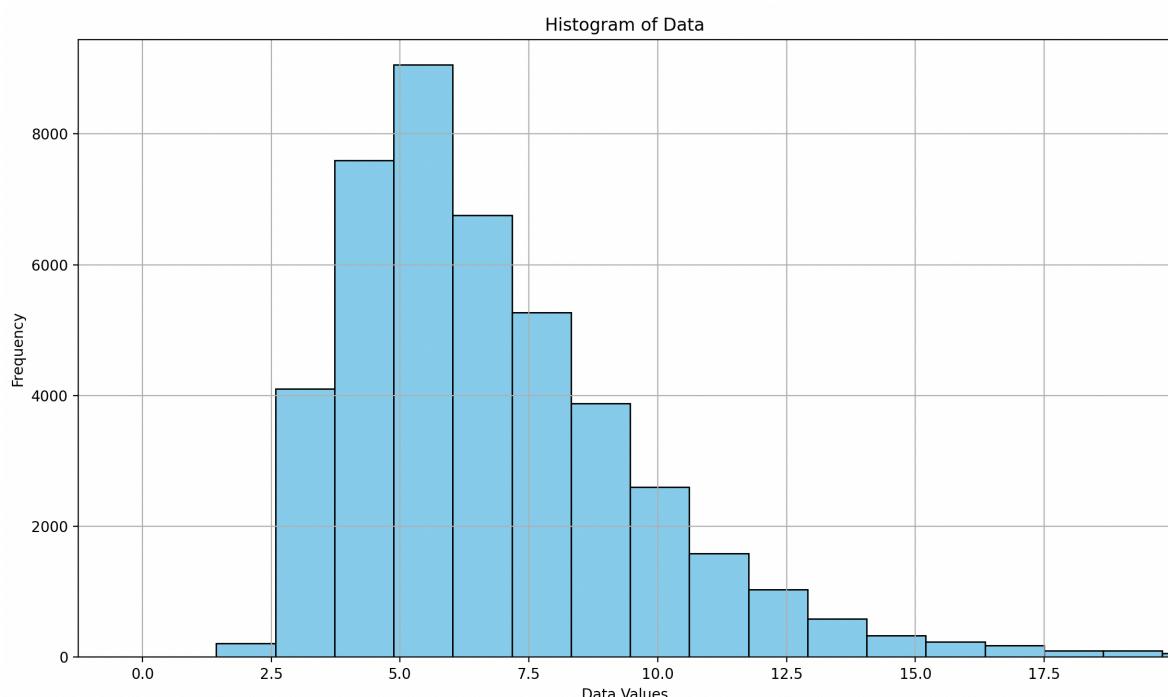


Figuur 10: Histogrammen van de gemeten ammoniakconcentratie boven Nederland in 2022 bij de acht LML locaties. Gemiddelde en standaarddeviatie ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) staan weergegeven en zijn in tabel 1 vergeleken met de met OPS berekende concentratie. Vijf van de acht stations meten een lagere concentratie dan de voorspelling. Op drie locaties is de voorspelling ongeveer gelijk aan LML.

We worden nu ook nieuwsgierig naar de berekende gemiddelde concentratie en statistische cijfers. Op basis van de OPS-2022 GCN kaart hebben we deze daarom ook berekend en in Figuur 10 is de histogram van deze berekende ammoniakconcentratie weergegeven met een vergelijkbare x-as als die van de eerdere twee histogrammen (MAN en LML). We kunnen nu deze drie datasets onderling statistisch gaan vergelijken (Tabel 2). Welke dataset klopt er nu? Dat is geen vraag om eenvoudig te beantwoorden, mijn opinie is dat MAN als voordeel heeft dat de extreme pieken van LML niet meetellen in de gemiddelde concentratie bepaling en misschien daarom een reëller beeld geeft. Het antwoord op de vraag: "wat is de gemiddelde concentratie ammoniak boven Nederland?" is hoe dan ook niet eenvoudig te beantwoorden!

	<b>MAN</b>	<b>LML</b>	<b>OPS-2022</b>
Soort meting	Maand-metingen	Uur-metingen	Berekening / model
Gemiddeld	5,11 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	7,82 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	6,91 $\mu\text{g}/\text{m}^3$
Mediaan		4,69 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	6,17 $\mu\text{g}/\text{m}^3$
Standaarddeviatie	2,4 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	12,13 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	3,23 $\mu\text{g}/\text{m}^3$
Minimaal	0,7 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	0 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	1,43 $\mu\text{g}/\text{m}^3$
Maximaal	19,6 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	576 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	58,0 $\mu\text{g}/\text{m}^3$
Opmerking	Groot netwerk van sensoren in natuurgebieden. Nadeel is dat het geen gewoon landelijk netwerk is.	Weinig sensoren in het netwerk. Groot effect van de pieken op de waarde van het gemiddelde.	Een resultaat van emissie, verspreiding en depositie berekeningen. Wel voor heel Nederland.

Tabel 2: Statistische vergelijking van de ammoniakconcentratie via data MAN, LML en het OPS-model.

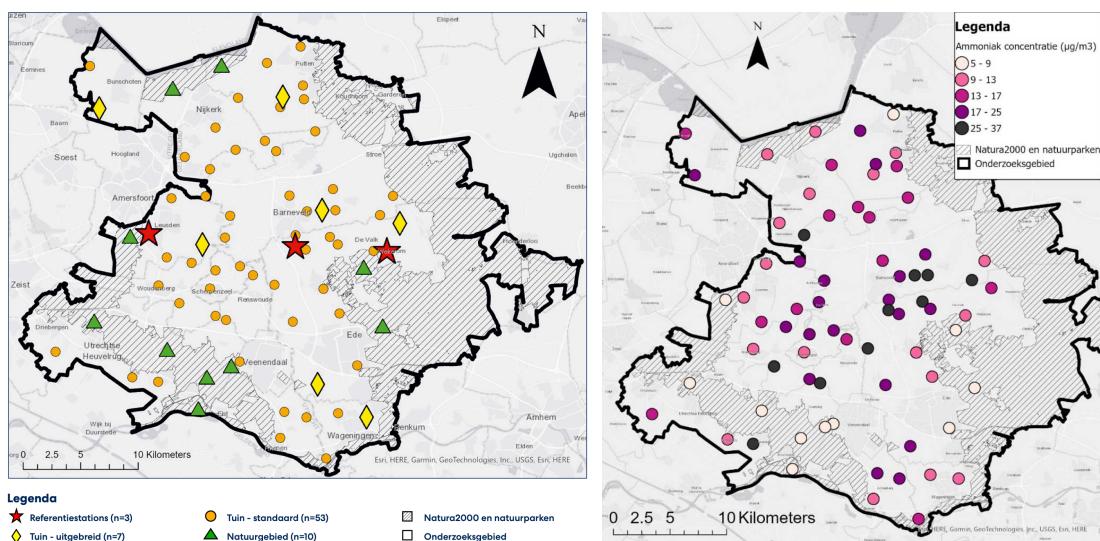


Figuur 11: Histogram van de berekende ammoniakconcentratie boven Nederland. Data uit de OPS-2022 GCN kaart die door RIVM is verstrekt is hiervoor gebruikt. De gemiddelde concentratie op basis van deze OPS berekening is 6,91  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , en de mediaan waarde 6,17  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . De standaarddeviatie is 3,23  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . Ter vergelijking: de gemiddelde ammoniakconcentratie bij MAN (Figuur 2) is 5,11  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  (stdev 2,4) en daarmee weer lager dan de gemiddelde ammoniakconcentratie van 7,92  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  voor de LML stations (Figuur 9) in het jaar 2023 (stdev 12,13). LML wordt beïnvloed door voorkomende pieken.

### 3.6 Meetnetwerk Gelderse Vallei en andere Bronnen.

In dit hoofdstuk hebben we tot nu toe aangetoond dat de concentratie ammoniak in de lucht vooral correleert met het weer (neerslag en temperatuur) en dat de hoogte van de concentratie van ammoniak van plek tot plek boven Nederland sterk varieert. We kunnen concluderen dat de concentratie van ammoniak vooral afhankelijk is van de lokale omstandigheden. Het Heegermeer in Friesland ‘ziet’ dus niks van de ammoniak die wordt geëmitteerd vanuit een stal in de Peel. Zelfs de relatie tussen de intensieve veehouderij op de Gelderse Vallei en de concentratie ammoniak op de Veluwe is als zwak te bestempelen. Ook uit het experiment op Schiermonnikoog – nader uitgewerkt verderop in dit hoofdstuk - kunnen we deze vergelijkbare conclusies trekken: Grote gradiënten, lokale effecten.

Naast MAN, LML en OPS hebben we meer informatie ter beschikking. Op initiatief van stichting Regio Food Valley is op de Gelderse Vallei een fijnmazig ammoniak meetnetwerk opgesteld waarbij niet alleen gemeten wordt in de natuur, maar ook op het boerenland. Het netwerk bestaat uit meer dan 70 locaties waardoor fijnmaziger inzicht wordt verkregen in de regio. RIVM faciliteert het project door de meetdata vast te leggen en beschikbaar te stellen via het programma Samen Meten. Meetgegevens in de toekomst. De ammoniak metingen uit de Gelderse Vallei staan echter nog nu niet online en zijn dus niet (realtime) beschikbaar. Op de kaart in Figuur 8 is voor elke meetlocatie in de Gelderse Vallei het gemiddelde van de gemeten ammoniakconcentraties in de lucht van maart tot en met augustus 2022 weergegeven. Ter vergelijking: Volgens modelberekeningen van het RIVM was het gemiddelde in het onderzoeksgebied (omringd door de zwarte lijn op de kaart)  $12,5\mu\text{g}/\text{m}^3$ . Vergelijken we Figuur 8 met Figuur 12 dan kunnen we concluderen dat de gemeten concentraties ongeveer overeenkomen met de voorspellingen van OPS in het gebied met de eerder genoemde nauwkeurigheid van een tiental procenten. Dit geeft vertrouwen in de juistheid van OPS concentratievoorspellingen in de Gelderse Vallei voor onderzoeksdoeleinden, maar geeft ook aan dat het verspreidingsmodel OPS nog verbeterd moet worden.

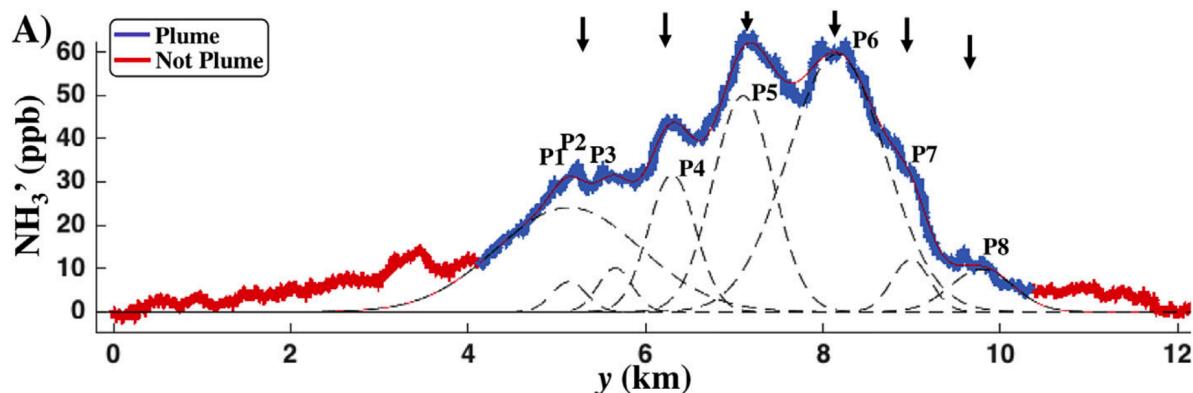


Figuur 12: lokaal meetnetwerk op initiatief van Regio FoodValley in de Gelderse Vallei. Links de meetlocaties, rechts de gemiddelde concentratie ammoniak in de lucht in de periode maart tot en met augustus 2022. In de Natura 2000 gebieden bijvoorbeeld op de Utrechtse Heuvelrug zien we dat de concentratie rond de  $5-9 \mu\text{g}/\text{m}^3$  is, terwijl 10 km verderop midden in het gebied met de hoogste concentratie aan dierhouderij de ammoniak concentratie volgens dit meetnetwerk bijna  $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$  is.

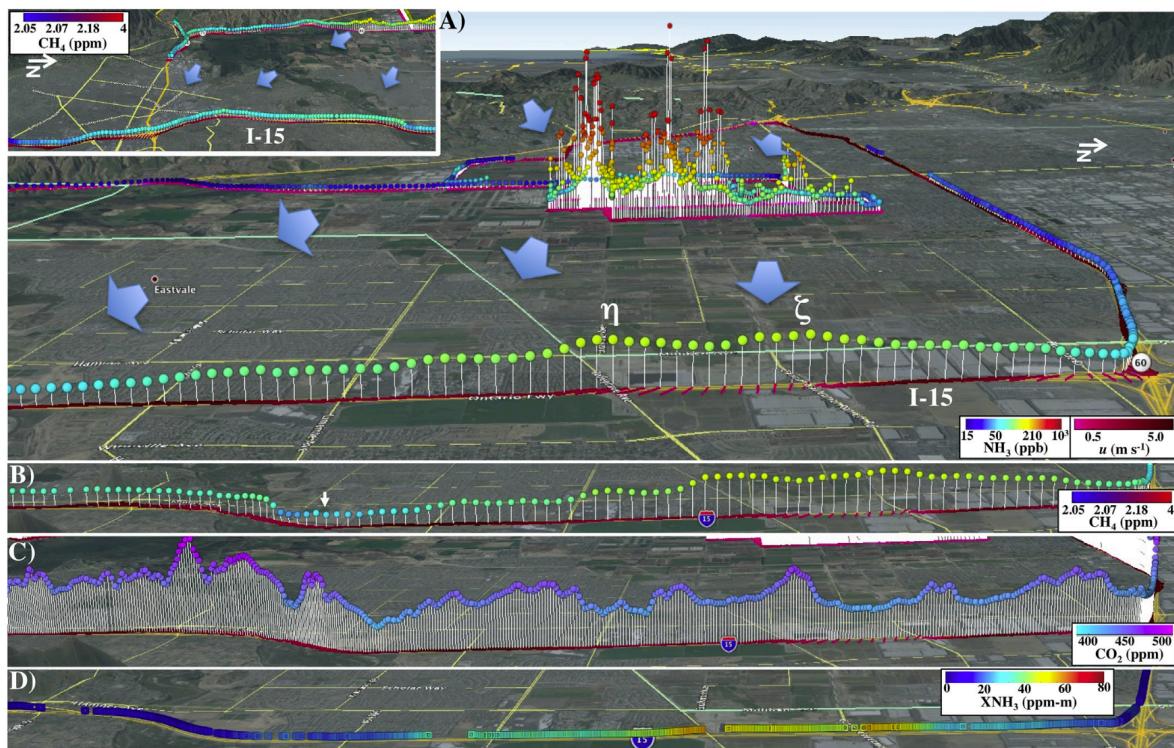
In de wetenschappelijke literatuur zijn tientallen artikelen gevonden waarin de luchtconcentratie ammoniak bepaald wordt op verschillende manieren en verschillende geometrische lengteschalen. In dit kader en ter illustratie een korte verwijzing naar onderzoekswerk uit Amerika. Het behelst onderzoek waarbij men met een vrachtwagen met een mobiele ammoniaksensor over de wegen rijdt en real-time de ammoniak concentratie meet om op die manier een groter gebied te kunnen analyseren.

Ook uit deze studie – op een gebied ter grootte van Friesland- blijkt duidelijk dat er lokaal rondom de stallen (feedlots in dit geval) piek concentraties meetbaar zijn, maar dat deze piek concentraties zeer snel dalen op afstanden in de orde van grootte van de eerste honderden meters. Op schaal van kilometers is er geen verband meer te vinden tussen de hoge emissie en concentratie direct rondom stallen en de ammoniak concentratie. Later in dit rapport bij het hoofdstuk ‘verspreiding van ammoniak’ zullen we zien dat het gaat om afstanden van ongeveer 250 tot 500 meter en nader ingaan op deze theorie en praktijk van emissie en verspreiding.

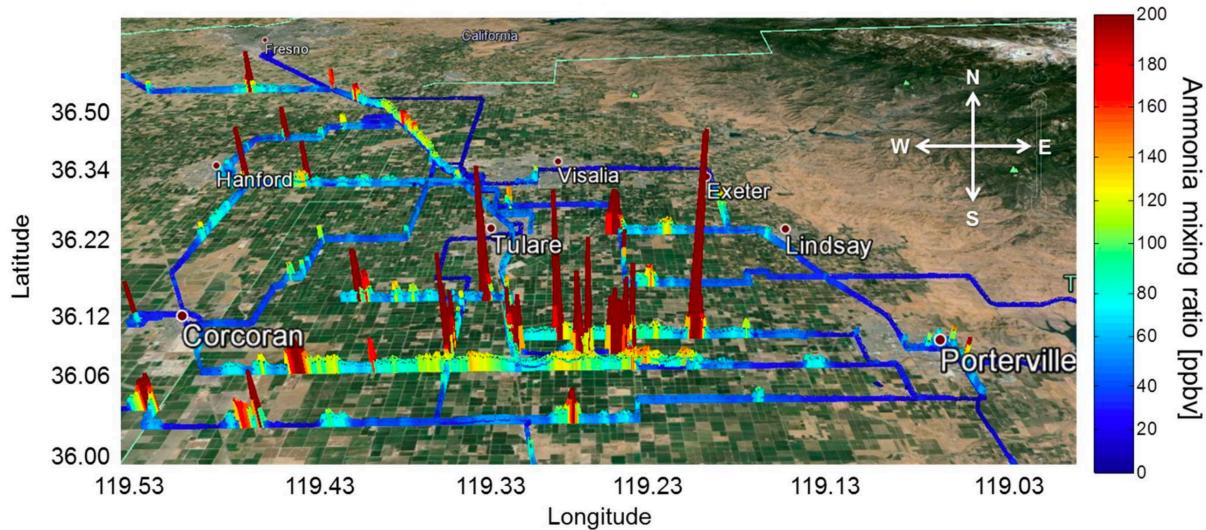
Leifer et.al (2017) heeft bijvoorbeeld onderzoek gedaan met mobiele ammoniakmetingen, en concludeerde dat de concentraties lokaal pieken en dat stallen het gedrag van Gaussian Plumes volgen en dat meerdere stallen tot een optelling leiden van de Gaussian plumes (Figuur 13). Dit gedrag wordt ook geconstateerd voor de methaan emissies. Miller et.al. (2015) heeft uitvoerig ammoniak en methaan metingen uitgevoerd met mobiele meetapparatuur in de San Joaquin Valley (California) rondom de grote feedlots om inzicht te krijgen op regionale schaal. TNO voert op dit moment in 2024 een vergelijkbaar onderzoek uit in Nederland waarbij met mobiele meters wordt rondgereden. Er zijn op het moment van schrijven echter nog geen onderzoeksresultaten uit dat specifieke project in het publieke domein beschikbaar.



Figuur 13: Uit Leifer et.al. (2018) Acht-pluim geïnformeerd (8l) model voor I-15 downwind (noord naar zuid) transect met betrekking tot willekeurige laterale afstand ( $y$ ) voor A) ammoniakanomiaanse ( $NH_3$ ) en winden ( $u$ ) versus ( $y$ ). Pluimpieken zijn gelabeld. Pijlen tonen gemodelleerde kenmerken die een model met zes pluimen suggereerden.



Figuur 14 - Uit Leifer et.al. (2018) A) In situ ammoniak ( $\text{NH}_3$ ) en windsnelheid ( $u$ ) in de windrichting van het Chino Dairy Complex voor 25 juni 2015. Pijlen geven algemene windpatronen weer. Pieken van pluimen gebruikt in het Gaussische inversiemodel gelabeld ( $z$ ,  $h$ ). Inzet. Methaan ( $\text{CH}_4$ ) ten zuiden van Chino en pijlen die de luchtstroom in het veld illustreren. Noordrand van inzetgegevens komt overeen met witte pijl in paneel B. B) In situ  $\text{CH}_4$ , zelfde weergave als in paneel A. C) In situ koolstofdioxide ( $\text{CO}_2$ ) op het I-15 transect, zelfde weergave als in paneel A. D) MISTIR kolom  $\text{NH}_3$  ( $N\text{-NH}_3$ ) op het I-15 transect, zelfde weergave als in paneel A. Getoond in de Google Earth-omgeving.



Figuur 15: Miller et.al. (2015), mobiele ammoniak concentratie metingen benedenwinds vanaf een feedlot. Feedlots zijn door hun massaliteit niet vergelijkbaar met de melkveehouderij in Nederland. Wel geven deze metingen een goede illustratie van de snelle verdunning van ammoniak op afstand vanaf een stal en daarmee de grote ammoniak gradiënten die we ook zien op de GCN van RIVM (Figuur 6b)

### 3.7 Casus Schiermonnikoog: Een Reductie is niet Meetbaar

Aan het begin van dit hoofdstuk hebben we bekeken wat de ammoniakconcentraties uit het MAN boven Nederland zijn. We hebben gezien dat je met een model (OPS) een inschatting kunt maken van het concentratieprofiel boven Nederland maar dat deze een **onzekerheidsmarge** bevat. We hebben ook geconstateerd dat de jaar op jaar variatie van ammoniak vooral afhangt van de neerslag en temperatuur en niet significant correleert met het aantal varkens of runderen in Nederland.

Regionale metingen met mobiele meetapparatuur en computersimulaties laten ook enorme 'spikes' zien in het landschap. Plekken waar de concentratie hoog is, en verderop weer veel lager; of te wel er zijn flinke gradiënten in concentratie constateerbaar. Deze observaties worden nu ook bevestigd door regionale meet netwerken zoals die van de Gelderse Vallei. De vraag is nu, hoe zit het met de concentratie rondom een individuele lage emissiebron zoals een stal. Parallel hieraan kunnen we ons afvragen wat er gebeurt met de concentratie rondom de stal als door groei van het aantal koeien een stal groter wordt. Of het omgekeerde, welk effect heeft een kleinere stal op de concentratie rondom een stal.

Een dergelijk praktijk experiment heeft plaatsgevonden op Schiermonnikoog waar een reductie van het aantal koeien van 600 naar 375 (vee reductie van totaal bijna 40% ) heeft plaatsgevonden. De hypothese was dat dat zichtbaar zou moeten zijn in de gemeten ammoniakconcentraties. Spijtig genoeg was de onderzoeksopzet (DoE) van dit wetenschappelijke praktijk experiment als zwak te bestempelen doordat alleen de MAN concentratie metingen op Schiermonnikoog uitgevoerd zijn en geen aanvullende concentratiemetingen onderdeel waren van de DoE. Het was beter geweest als er meer concentratiemetingen uitgevoerd waren met een hogere resolutie in tijd en op meerdere plekken op het eiland. Voor de resultaten en interpretatie van de concentratie metingen verwijzen we naar het artikel op Foodlog **"Meetdata bewijzen: reductie koeien heeft geen effect op ammoniakconcentratie in de lucht"**.

Conclusie van dit artikel is dat de ammoniak concentratie vooral afhangt van het weer (droogte en temperatuur) en dat de **reductie van de hoeveelheid vee geen meetbaar effect heeft op afstanden na enkele honderden meters, en al helemaal niet op een afstand van 1 tot 2 kilometer**. Met een eenvoudig gaussian plume curve model kan overigens al berekend worden dat theoretische verandering in concentratie op een kilometer afstand in de orde van grootte van enkele tienden  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  zouden zijn en op twee kilometer afstand al niet meetbaar zijn.

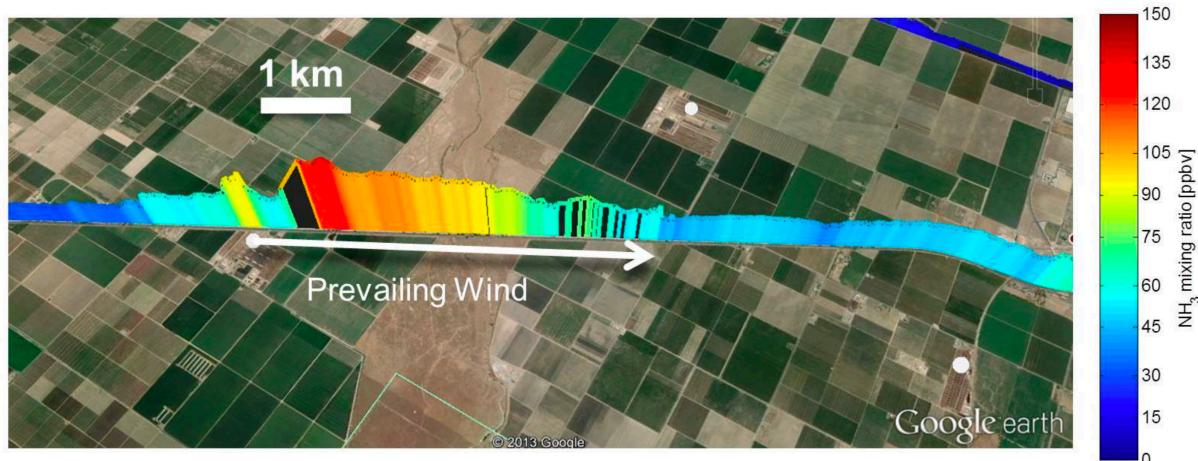
De jaar-op-jaar variaties van het weer, de wind, de temperatuur en neerslag, zorgen voor een veel grotere ruis dan ooit in de praktijk waarneembaar kan zijn. Zelfs dus met de gerealiseerde reductie van 40% van het aantal koeien op Schiermonnikoog kan dat nooit. Miller (2015) heeft ook de verspreiding vanaf een groot feedlot gemeten en daaruit wordt duidelijk dat de concentraties snel dalen met afstand (Figuur 16).

Om te kwantificeren hoe snel een concentratie daalt en hoe het verloop vanuit een stal is verwijzen we naar een tweede artikel op Foodlog **"De twee vragen die Nederland uit de stikstofcrisis kunnen halen"**. In dit artikel zijn gemeten ammoniakdata rondom een boerderij uit de literatuur geplot in een grafiek. Deze grafiek is ook weergegeven in Figuur 17 van dit rapport.

Rondom een typisch Nederlandse stal is de ammoniak concentratie rond de 60 tot 100  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  terwijl deze concentratie op honderd meter afstand al snel gedaald is naar 10 tot 20  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . Vanaf 250 tot 500 meter is de concentratie ammoniak gelijk aan de concentratie in de directe omgeving van de stal; deze concentratie hangt weer vooral af van de achtergrondconcentratie van de regio.

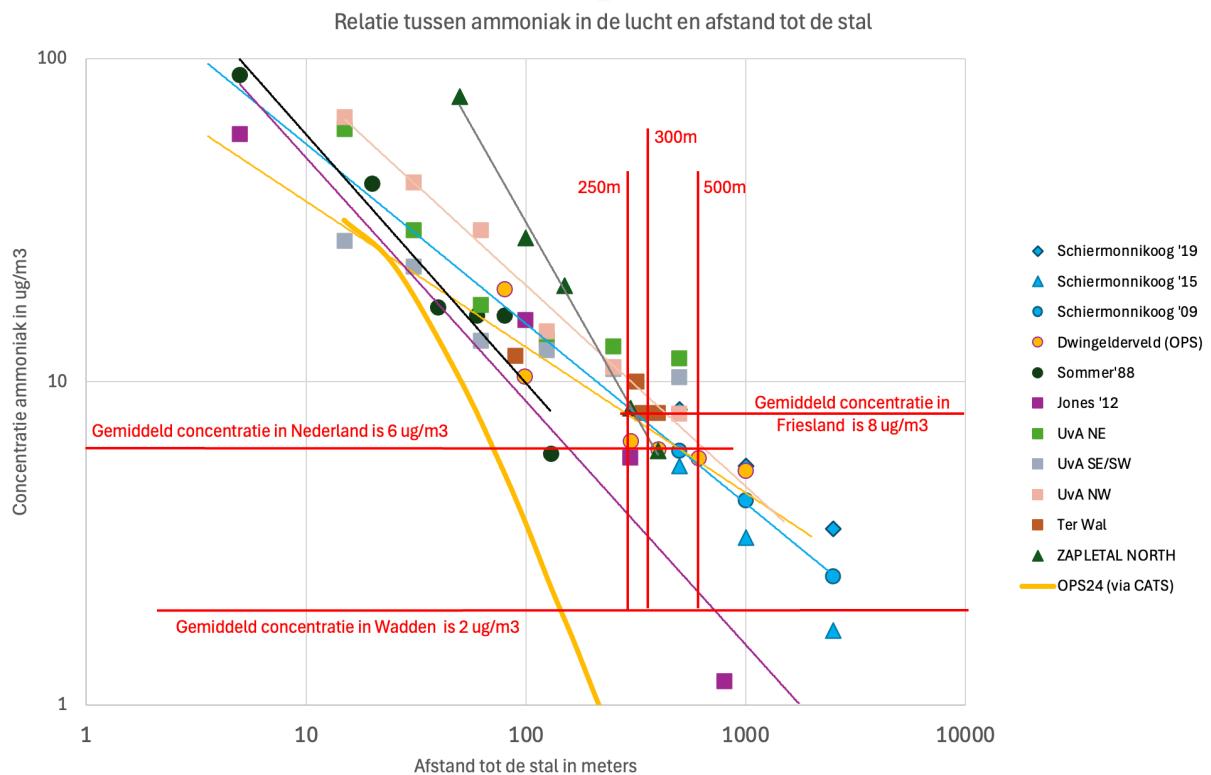
De onderzoeksraag die nu voorligt is hoe goed OPS de concentratie rondom stallen kan voorspellen. Het lokale gedrag zal immers een grote invloed hebben op het ecosysteem rondom de stal, het boerenerf en de weide (van de boer zelf of zijn buurman). De correctheid van de OPS concentratie voorspelling bepaalt sterk ook de voorspelde droge depositie via DEPAC lokaal rondom een stal.

De eerste computersimulaties laten zien dat OPS de concentratie (en daarmee ook de depositie dus) sterk onderschat. Een paar eenvoudige depositie sommetjes zullen in hoofdstuk 4 gemaakt worden. Deze tonen aan dat een melkveehouder al snel 35 tot 75% van zijn emissies weer opneemt met zijn eigen land mits deze een typische afmeting heeft van tussen de 40 en 60 hectare en 120 koeien. Op Foodlog is ondertussen een artikel geplaatst over dit onderwerp “*Ammoniak uit melkveestallen bemest belangrijk deel land boer en buur*”.

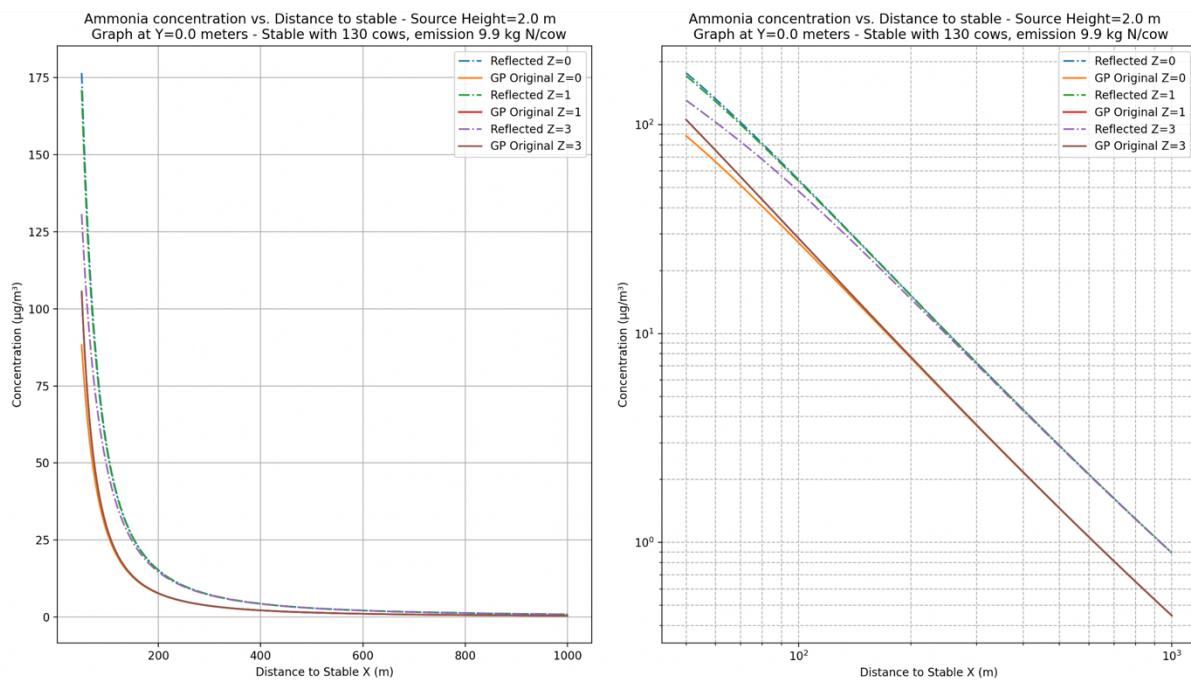


Figuur 16: Miller et.al. (2015), mobiele ammoniak concentratie metingen benedenwinds vanaf een feedlot. Feedlots zijn door hun massaliteit niet vergelijkbaar met de melkveehouderij in Nederland. Wel geven deze metingen een goede illustratie van de snelle verdunning van ammoniak op afstand vanaf een stal.

Een aanvullend review en rekenrapport zou geschreven moeten worden naar het gedrag van verspreiding van ammoniak rondom typisch Nederlandse stallen. Specifiek onderdeel van zo'n dergelijke rapportage zou kunnen zijn a) de gemeten concentratie, b) de gemeten depositie metingen, c) berekeningen met het model OPS en d) aanvullende berekeningen met eenvoudigere Gaussian plume modellen. De wens om een vergelijking tussen de metingen en de modellen, voortbordurend op de resultaten zoals gepubliceerd in dit hoofdstuk, moet centraal staan in een dergelijk review rapport.



Figuur 17a – Gemeten ammoniak concentratie uitgedrukt in  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  ten opzichte van de afstand van een stal uitgedrukt in meters. De drie horizontale lijnen geven aan wat de verschillende achtergrond concentraties zijn van de stikstofdeken op grotere afstand.



Figuur 17b – Berekende ammoniakconcentratie met een eenvoudig Gaussian Plume model (met reflectie, maar zonder depositie) uitgedrukt in  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  ten opzichte van de afstand van een stal uitgedrukt in meters. De berekende concentratie komt redelijk overeen met de gemeten literatuurdata uit figuur 15a.



## 3.8 Validatie van Verspreidings- en Depositiemodellen

Het valideren van de verspreidings- en depositiemodellen is een cruciaal proces om ervoor te zorgen dat deze modellen betrouwbaar zijn en nauwkeurige resultaten opleveren. De validatie van modellen gebeurt meestal door het vergelijken van de modelresultaten met waarnemingsgegevens uit het veld, laboratoriumexperimenten, of andere onafhankelijke modellen. Deze activiteiten zijn van cruciaal belang om vertrouwen in de modellen aanpak te blijven houden, en daarnaast ook essentieel om de rechtsgeldigheid van deze inzet van de modellen aan te tonen. We kunnen niet anders concluderen dan dat op dit moment het vertrouwen in OPS te laag is en daardoor de rechtsgeldigheid van inzet ernstig is te betwijfelen. OPS is gewoon te onnauwkeurig als instrument om het proces van vergunningverleningen te faciliteren. Deze conclusie is door diverse experts en commissies (waaronder cie-Hordijk) overigens al eerder getrokken.

Hieronder staat een overzicht van de belangrijkste methoden voor validatie van modellen. In dit hoofdstuk van dit rapport is alleen een korte aanzet gegeven voor de validatie door de simulaties te vergelijken met de observaties uit LML en MAN. Dit onderzoekswerk is echter niet af, hiervoor is nader onderzoek(s budget) nodig. Niet alleen dit werk is niet af, maar ook het validatie werk rondom OPS als geheel is absoluut niet af omdat het vooral is uitgevoerd rondom de concentratie voorspellingen. Er is veel en veel te weinig validatie werk uitgevoerd naar de nauwkeurigheid van de natte en droge depositie voorspellingen, hier komen we later op terug.

### 3.8.1 Methoden voor Validatie van Verspreidingsmodellen

#### a. Vergelijking met Observaties

- Luchtkwaliteitsmetingen: Verspreidingsmodellen worden vaak gevalideerd door hun voorspelde concentraties van verontreinigende stoffen te vergelijken met meetgegevens van luchtkwaliteitsmonitoringstations. Deze stations meten stoffen zoals NO<sub>x</sub>, SO<sub>2</sub>, fijnstof (PM10, PM2.5), en ozon op verschillende locaties en tijdstippen. In dit hoofdstuk hebben we een eerste vergelijking gemaakt tussen OPS en de LML concentratie metingen.
- Depositiemetingen: Voor depositiemodellen wordt de voorspelde hoeveelheid neerslag van stoffen zoals ammoniak, zwavel, en stikstof vergeleken met gemeten depositie door gebruik te maken van technieken zoals ‘throughfall’ metingen (meten van neerslag door de bladerkroon van bomen) en bodemonsters. Uit de literatuur komt naar voren dat veel onderzoek onvolledig is uitgevoerd.

#### b. Vergelijking met Gecontroleerde Experimenten

- Windtunnelstudies: In laboratoria worden windtunnelstudies uitgevoerd met schaalmodellen van steden, fabrieken, of andere relevante omgevingen. De verspreiding van stoffen wordt gemeten en vergeleken met de voorspellingen van verspreidingsmodellen. Dit type onderzoek moet vertrouwen geven in de modellen die Ra en Rb voorspellen.
- Veldexperimenten: Gecontroleerde experimenten in het veld, zoals het loslaten van tracer-gassen (bijvoorbeeld SF<sub>6</sub>) in de atmosfeer, maken het mogelijk om de verspreiding en depositie onder gecontroleerde omstandigheden te volgen. De resultaten worden vervolgens gebruikt om modeluitkomsten te valideren. De mobiele meetonderzoeken van TNO worden op dit moment op deze manier uitgevoerd.

### **c. Intermodellen Vergelijkingen**

- Model Intercomparison Studies (MIS): Hierbij worden verschillende modellen naast elkaar gelegd en worden hun voorspellingen vergeleken voor dezelfde set scenario's. Deze aanpak helpt om de sterke en zwakke punten van verschillende modellen te identificeren.
- Benchmarking met erkende modellen: Nieuwe modellen worden vaak vergeleken met gevestigde, gevalideerde modellen om hun prestaties te beoordelen. Deze manier van onderzoekbedrijven is gangbaar (want goedkoop), maar heeft minder waarde als de gehanteerde modellen niet vooral ook met meetwaarden worden vergeleken.

### **d. Statistische Analyse**

- Statistische Indicatoren: Voor de evaluatie van modelprestaties worden statistische indicatoren zoals Root Mean Square Error (RMSE), Mean Bias (MB), en Correlatiecoëfficiënten (R) gebruikt. Deze indicatoren kwantificeren de mate van overeenkomst tussen de modeluitkomsten en waarnemingen.
- Ensemblegemiddelde: In sommige gevallen worden de resultaten van meerdere modellen gecombineerd (ensemblegemiddelde) om de nauwkeurigheid en betrouwbaarheid te verbeteren.

## ***3.8.2 Nauwkeurigheid van Verspreidings- en Depositie Modellen***

De nauwkeurigheid van verspreidings- en depositiemodellen varieert sterk, afhankelijk van het type model, de complexiteit van de omgeving en de kwaliteit van de invoergegevens. In dit hoofdstuk een eerste algemeen overzicht over nauwkeurigheid. In Appendix A van dit hoofdstuk wordt een completer overzicht gegeven van het soort modellen dat ingezet (kan) worden bij milieu modelleringen. In de hoofdstukken uit dit rapport over emissie, verspreiding en metingen vs modellen staat het begrip nauwkeurigheid centraal. Over het algemeen geldt:

- CFD-modellen hebben vaak een hogere nauwkeurigheid voor kleinschalige, complexe omgevingen, zoals stedelijke gebieden, maar zijn rekenintensief en gevoelig voor de kwaliteit van invoerparameters zoals windsnelheid, ruwheidslengte ( $z_0$ ), en turbulentieparameters. De inzet van CFD – een model technologie die al tientallen jaren bestaat – in het stikstofdomein is nog gelimiteerd en zou aangemoedigd moeten worden.
- Lagrangiaanse modellen presteren goed voor het modelleren van langeafstandsverspreiding en zijn efficiënter, maar kunnen minder nauwkeurig zijn in zeer complexe en gedetailleerde omgevingen. OPS is een voorbeeld van een lagrangiaans model.
- Eenvoudige Gaussiaanse modellen worden vaak gebruikt vanwege hun rekenefficiëntie, maar hun nauwkeurigheid neemt af in complexe terreinen of bij variabele meteorologische condities. Gaussiaanse modellen zijn echter wel geschikt om lokale fenomenen (bijvoorbeeld rondom een boerderij) te begrijpen.
- Depositievoorspellingen zijn doorgaans minder nauwkeurig dan concentratievoorspellingen, vanwege de complexiteit van de processen die bij depositie betrokken zijn (bijv. natte en droge depositie, oppervlakte-interacties).

## 4 Verspreiding en de Massabalans over Nederland

### 4.1 Managementsamenvatting H4

De verspreiding van ammoniak nadat deze geëmitteerd is verloopt vooral in de menglaag. Deze is in de nacht enkele tientallen tot honderden meters dik, maar zo gauw de zon opkomt wordt deze groter en kan de menglaag tot duizend a vijftienhonderd meter dik zijn. Cumuluswolken, Statuswolken en Stratocumuluswolken transporteren met een snelheid van vijf tot dertig kilometer per uur ammoniak dat in deze menglaag zit. Wij hebben (nog) geen diepteonderzoek uitgevoerd naar ammoniak uit zee, maar verwachten dat deze bijdrage laag is.

Twijfel hebben we wel bij de afkapgrens van 900 meter die geldt voor vliegtuigen. Stabiliteit van de menglaag speelt een grote rol en zit ook verwerkt in OPS. Om het windprofiel over het oppervlak te kunnen voorspellen en een relatie te kunnen leggen tussen dispersie en transport (convectie) is het gebruikelijk om gebruik te maken van de relatie tussen de lagere grenslaag en de theorie van Monin-Obukhov. Ook dit zit in het OPS model.

De nauwkeurigheid van de droge depositie modellering is ongeveer +/- 124% aldus RIVM en wij zijn het eens met deze conclusie van het RIVM dat de droge depositie berekeningen zeer onnauwkeurig zijn. Wij concluderen op basis van dit rapport dat de droge depositie minimaal een precisie heeft van zestig mol, maar dat deze vermoedelijk veel groter is oplopend tot vele honderden mol per hectare. Op basis van de wetenschappelijk literatuur maken we ons vooral zorgen over de juistheid die ook nog eens enkele honderden mol kan zijn afhankelijk van het landtype.

Ook de precisie van de natte depositie is minimaal +/-60 mol (de discussie over verdamping van neerslag niet meegeteld, zie ook het hoofdstuk natte depositie). OPS kan de concentratie ammoniak in de lucht op een willekeurige plek boven Nederland voorspellen binnen een nauwkeurigheid van 1 a 2  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  en niet beter. De depositiesnelheid zoals in de literatuur wordt gevonden heeft echter ook een zeer grote onnauwkeurigheid; meer hierover in het hoofdstuk over droge depositie.

De combinatie van al deze onzekerheden verklaart waarom de droge depositie voorspellingen in dit rapport in een brede range van tussen de 42 en 77 miljoen kilo ammoniak ligt. De natte depositie ligt tussen de 21 en 22 miljoen kilogram (wellicht met een tien procent fout en geen rekening houdend met verdamping).

De onzekerheid in de totale droge depositie bepaling voor heel Nederland, in combinatie met onzekerheid in de totale emissieschatting geeft een nog grotere onzekerheid in de bijdrage ‘buitenland’. Onze analyse komt uit op -12 tot 38 miljoen kilogram ammoniak. Deze range is veel groter dan de eerder door TNO gerapporteerde ‘export buitenland’ van ongeveer 35%.

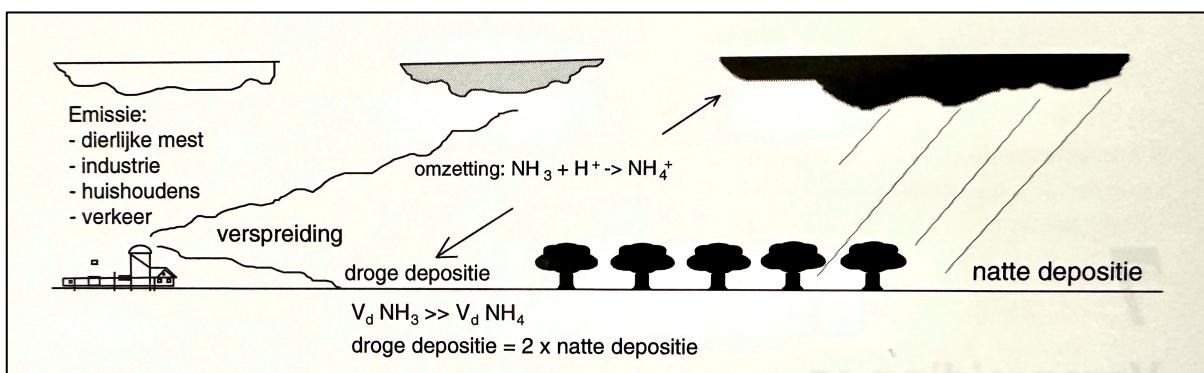
In dit hoofdstuk hebben we op basis van beschikbare depositiesnelheden uit de literatuur een Monte-Carlo simulatie ( $n=500$ ) uitgevoerd waaruit blijkt dat de droge stikstofdepositie boven Nederland waarschijnlijk tussen de 72 en 93 miljoen kilo ammoniak zit. We kunnen wel stellen dat er enige overlap is tussen de simulaties in dit rapport en de OPS-2022 voorspelling.

**Uitgedrukt in percentages kunnen we zeggen dat ongeveer 65% van alle ammoniak deposities terechtkomt op het boerenland (boerenland is 54% van het totale Nederlandse oppervlak, ongeveer de helft hiervan is grasland).**

**Ongeveer 18% van alle droge ammoniak depositie komt terecht op de bossen en de natuurgebieden (12% van het Nederlandse oppervlak). De onnauwkeurigheid in deze getallen is echter ook plus minus enkele tientallen procenten of nog veel meer. Eerlijkheidshalve moeten we opmerken dat naar schatting 85% tot maximaal 95% van alle ammoniak emissies ook afkomstig is vanuit de landbouw (we verwijzen naar het hoofdstuk 2 waar nader wordt ingegaan op de emissies).**

## 4.2 De Verspreiding van Ammoniak.

Ammoniak is een reactief gas en lost goed op in water. Water in de vorm van aerosolen, regen, wolken en natte fijnstofdeeltjes is voldoende aanwezig in de eerste paar kilometer van de atmosfeer ook wel menglaag genoemd. Alleen niet-reactieve gassen worden via de menglaag naar de troposfeer getransporteerd. Ammoniak is lichter dan lucht, maar dat wil niet zeggen dat ammoniak in een turbulent (convectief) systeem ook zomaar opstijgt. TNO heeft daarover terecht geschreven (*Het gedrag van stikstofverbindingen in de atmosfeer*, 2024) "Door het gebrek aan onderlinge aantrekkingsskrachten tussen de moleculen, gedragen alle gassen zich in de lucht gelijk. De energie die zorgt voor de beweging van de moleculen in de lucht is vele malen groter dan de zwaartekracht die moleculen ondervinden. Dat betekent dat moleculen van verschillende gewichten niet stijgen of dalen door zwaartekracht, maar zich met de luchtstroming verspreiden in de welbekende 'pluim'. Het is dus een fabel dat ammoniak in de atmosfeer lichter is dan lucht en daardoor opstijgt. Gelukkig maar: anders zouden zwaardere moleculen, zoals koolstofdioxide (CO<sub>2</sub>), dalen en zou al het leven op aarde stikken".



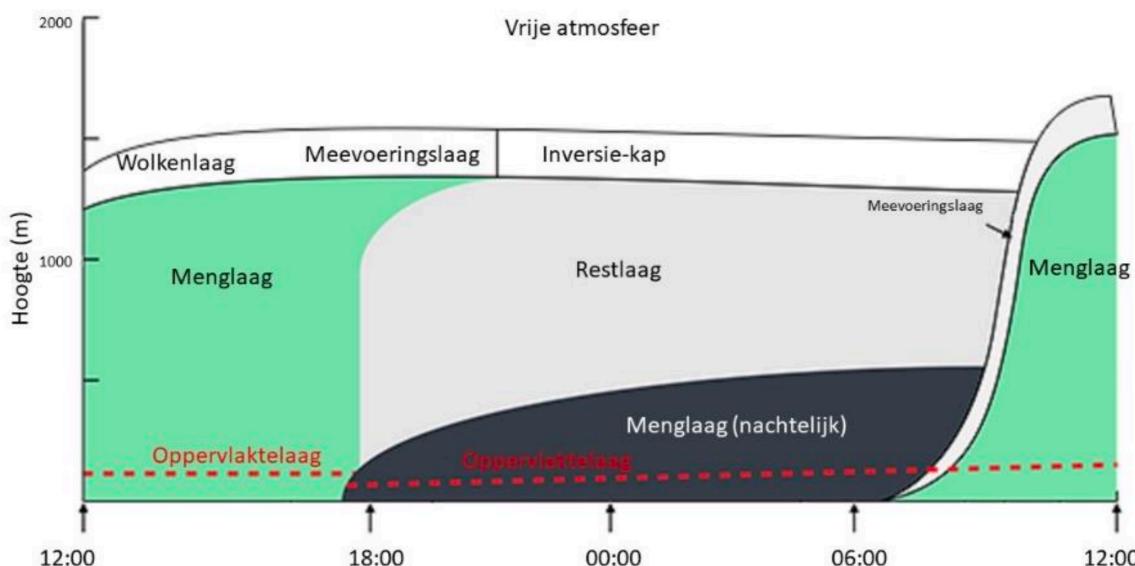
Figuur 1: de emissie, verspreiding, omzetting van ammoniak en de droge en natte depositie. Het ammoniak dossier is relatief gemakkelijk in een plaatje te tonen, de onderliggende chemische, fysieke en biologische processen zijn complex. Vooral de depositiewetenschap is relatief jong en nog niet alle aspecten zijn voldoende begrepen c.q. fundamenteel onderzocht. Bron: De Vliegende Geest.

Driekwart van de uitstoot van NOx (stikstofoxiden) en bijna alle uitstoot van ammoniak (NH<sub>3</sub>) gebeurt dicht bij op het grondoppervlak, in de zogenaamde atmosferische menglaag. Deze laag kan in hoogte variëren, afhankelijk van de graad van turbulentie in de lucht. Turbulentie ontstaat door bewegingen in de lucht, vaak veroorzaakt door temperatuurverschillen.

's Nachts is de menglaag meestal kleiner en lager aanwezig. Als de zon opkomt, verwarmt het zonlicht de grond en de lucht erboven. Deze warme lucht stijgt op, wat turbulentie veroorzaakt en ervoor zorgt dat de menglaag langzaam groeit. Rond het middaguur is de zon het krachtigst, maar de menglaag blijft vaak nog iets langer groeien, tot ongeveer na de middag. De top van de menglaag werkt als een soort "deksel", waardoor de lucht nauwelijks verder omhoog mengt.

Als de zon later op de dag minder sterk wordt, begint de grond af te koelen, gevolgd door de lucht erboven. Dit leidt tot een stabiele situatie: koude lucht blijft dicht bij de grond, met de iets warmere lucht erboven. Hierdoor stopt de turbulentie in het verticale vlak, en de menglaag "klapt in". Overdag is de menglaag meestal tussen de 500 en 1.500 meter groot, maar 's nachts daalt deze vaak naar 50 tot 300 meter.

Stikstofverbindingen, zoals ammoniak, verspreiden zich vanuit hun bron in de vorm van pluimen (wolken van gas). Deze pluimen kunnen in of boven de menglaag ontstaan, afhankelijk van de hoogte van de bron. De meeste uitstoot gebeurt echter laag in de menglaag. Pluimen in de menglaag kunnen relatief snel weer neerslaan (depositie) in de buurt van de bron, afhankelijk van het weer en de stabiliteit van de lucht. Pluimen boven de menglaag reizen meestal verder weg (dit kan het geval zijn bij een hoge schoorsteen met veel warmte inhoud). De windrichting bepaalt waar de pluim naartoe gaat, terwijl turbulentie en de ruwheid van het aardoppervlak invloed hebben op hoe snel de pluim zich in de breedte en hoogte verspreidt.



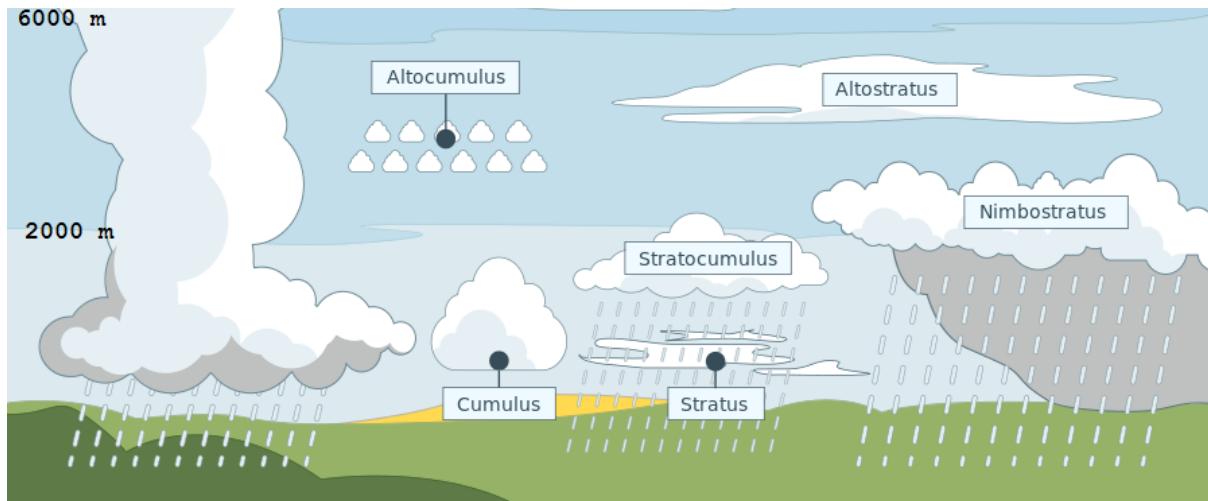
Figuur 2: Schematische weergave van de 24 uurscyclus van de atmosferische menglaag. 's Nachts is deze laag typisch tientallen tot enkele honderden meters hoog, gedurende de dag – afhankelijk van het weer – kan deze tot enkele kilometers hoog zijn. Bron: TNO-2024 en Stull, 1988.

Om de verspreiding van luchtvervuiling goed te begrijpen, is het belangrijk om deze pluimen te meten en te modelleren. Een momentopname van een pluim toont vaak een complex patroon van concentraties, veroorzaakt door alle chaotische luchtbewegingen. Wanneer je deze momentopnames middelt over een uur, ontstaat er een zogenoemde Gaussian plume. Dit is ook een wiskundige benadering die veel wordt gebruikt om de verspreiding van stoffen in de lucht te modelleren en ook in Hoofdstuk 3 besproken is.

Met de nieuwste meetmethoden, zoals mobiele meetwagens en metingen vanuit vliegtuigen en satellieten (remote sensing), kunnen pluimen van ammoniak en stikstofoxiden steeds nauwkeuriger worden gevolgd. Deze nieuwe technieken hebben het voordeel dat ze schnellere en preciezere metingen mogelijk maken. Hierdoor kunnen pluimen op grotere afstanden van de bron worden gedetecteerd en gemeten.

Door te kijken naar een enkele pluim kunnen we een globaal beeld krijgen van de gemiddelde concentraties van ammoniak of stikstofdioxide over een groter gebied. De gemiddelde concentratie neemt meestal sterk af naarmate je verder van de bron komt. Omdat de pluim zich ook verticaal verspreidt, neemt de concentratie aan de grond vaak nog sneller af dan alleen door horizontale verspreiding. Als de wind gedurende het jaar even vaak uit alle richtingen zou waaien, zouden de gemiddelde concentraties op een bepaalde afstand van de bron in alle richtingen gelijk zijn. Op een kaart zou dit cirkelvormige lijnen opleveren. In werkelijkheid komt zuidwestenwind echter vaker voor, waardoor deze lijnen in realiteit ellipsvormig zijn, dit is ook goed te zien aan de simulaties bij het Foodlog artikel '*RIVM lijkt ammoniakdepositie op erf boer flink te onderschatten*'

[https://www.foodlog.nl/artikel/rivm-lijkt-ammoniakdepositie-op-erf-boer-flink-te-underschatten/](https://www.foodlog.nl/artikel/rivm-lijkt-ammoniakdepositie-op-erf-boer-flink-te-onderschatten/)



Figuur 3: Typische wolken boven Nederland. Wolken bevatten veel water waarin met name Ammoniak goed oplost. Wolken (met in regendruppels en in aerosol opgelost ammoniak) verplaatsen met een snelheid van ongeveer vijf tot dertig kilometer per uur vooral in het horizontale vlak. In Nederland is er een wind overwegend uit het zuid-westen waardoor mogelijk ammoniak vooral naar het oosten van Nederland en Duitsland getransporteerd kan worden.

De verspreiding van ammoniak verticaal is in de nacht een proces dat in de eerste tientallen tot honderden meters kan plaatsvinden in de menglaag. Overdag wordt deze laag onder invloed van de zon groter en kan menging en transport van ammoniak en andere stikstofverbindingen tot pakweg een kilometer nog plaatsvinden al blijven de eerste paar honderd meter het belangrijkste. Boven de meevoeringslaag naar de vrije atmosfeer is horizontaal transport minder waarschijnlijk.

Wolken zijn een grote 'sink' van ammoniak en kunnen horizontaal grote afstanden afleggen. De typische hoogte van wolken boven Nederland varieert per type wolk en zijn weergegeven in Figuur 3 hierboven. Hieronder een omschrijving met daarin de hoogte bereiken voor cumulus, stratus, stratocumulus, altocumulus, cirrus en cumulonimbuswolken, specifiek gericht op de omstandigheden in Nederland. Nederland heeft een gematigd zeeklimaat, wat invloed heeft op de hoogte en het type wolken dat het meest voorkomt.

## **1. Cumuluswolken**

- Typische hoogte boven Nederland: 500 tot 2.000 meter.
- Verplaatsingssnelheid 10 tot 30 kilometer per uur.
- Cumuluswolken komen veel voor boven Nederland, vooral op mooie dagen met lichte thermiek. Ze ontstaan door convectie wanneer warme lucht opstijgt en afkoelt. Ze zijn vaak laag in de atmosfeer te vinden en kunnen, afhankelijk van de luchtstromingen, soms tot hogere niveaus reiken.

## **2. Stratuswolken**

- Typische hoogte boven Nederland: 0 tot 500 meter.
- Verplaatsingssnelheid 5 tot 25 kilometer per uur.
- Stratuswolken hangen heel laag in de atmosfeer en kunnen soms zelfs de grond bereiken, wat mist of nevel veroorzaakt. In Nederland zijn ze vooral typisch op bewolkte, sombere dagen met weinig wind.

## **3. Stratocumuluswolken**

- Typische hoogte boven Nederland: 500 tot 2.000 meter.
- Verplaatsingssnelheid 15 tot 40 kilometer per uur.
- Stratocumuluswolken zijn grote, gelaagde wolken die vaak de lucht bedekken. Ze komen zeer frequent voor boven Nederland, vooral bij gematigde weersomstandigheden aan het einde van de dag. Deze wolken zijn meestal niet dik genoeg om zware regen te brengen, maar ze kunnen lichte motregen veroorzaken.

Er is in de laatste paar jaar een flinke discussie geweest over de vraag of de afkapgrens van vliegtuigen wel op 900 meter gezet zou kunnen worden. Dit is een lastig onderwerp van onderzoek, waar niet veel onderzoeksresultaten over gevonden zijn. Dit onderwerp zou eigenlijk nader onderzocht moeten gaan worden. Aangezien Altocumuluswolken, cirruswolken en cumulonimbuswolken zich in de laag tussen 6000 en 12.000 meter vormen en onder bepaalde omstandigheden ook voor neerslag kunnen zorgen, zou je kunnen argumenteren dat de (politiek) gekozen afkapgrens van 900 meter te laag is. Buiten de scope van dit rapport – maar ook relevant om nader te onderzoeken – is hoe de interactie tussen de menglaag en de vrije atmosfeer is.

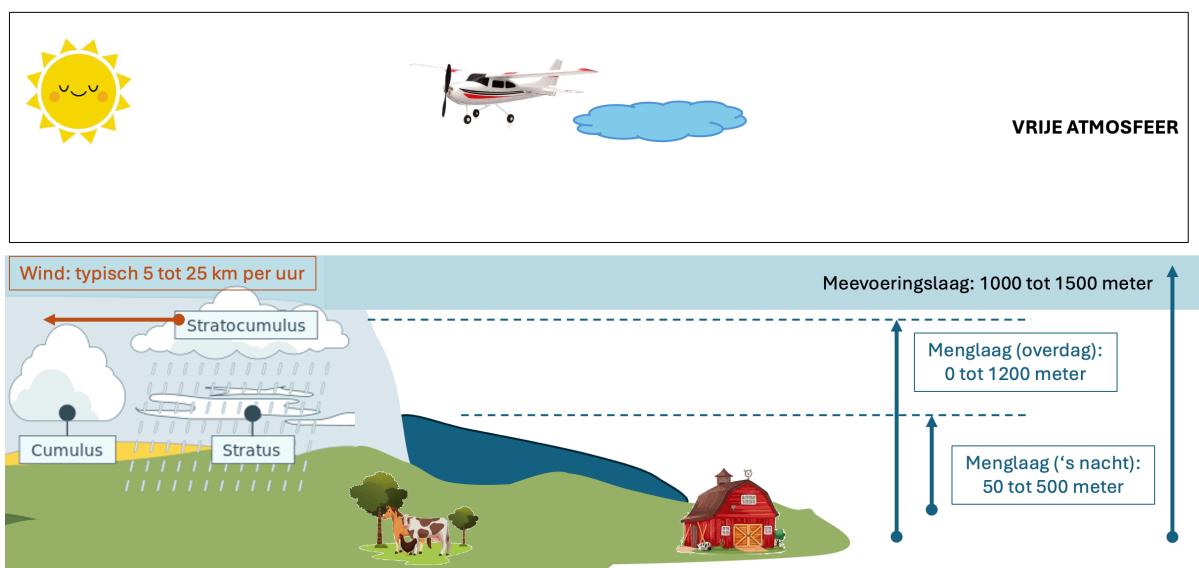
Er is ook discussie geweest over ammoniak uit Zee. Een onderwerp dat door het RIVM in 2014 is opgepakt als mogelijke verklaring voor het zg. ammoniak gat. Professor Han Lindeboom was van mening dat dit een niet voordehand liggende verklaring is en ook het RIVM is nu van mening dat hun initiële schattingen van 6 tot 30 miljoen kilo ammoniak uit de Noordzee niet plausibel zijn. RIVM heeft recent aangegeven in 2024 nog met een derde publicatie te komen over “ammoniak uit zee”.

Een snelle literatuurstudie laat zien dat er vooral een relatie is tussen de pH, watertemperatuur en ammonium-concentratie in het water enerzijds en de emissies c.q. depositie anderzijds. Gedurende dit onderzoek zijn er eerste modellen geschreven om dit proces te beschrijven en kort met externe deskundigen besproken maar het werk aan dit alternatieve model is nog niet voldoende afgerond. Daarnaast zijn er gedurende dit specifieke onderzoek nog vragen gesteld aan andere experts over de ammoniak export (en/of import). Antwoorden c.q. verklaringen hiervoor zijn er pas in het volgend rapport (Deel 2).

De stabiliteit van de luchtlagen in de menglaag speelt dus een enorm belangrijke rol ook in de verticale bewegingen en dus voor een eventuele toevoer van ammoniak via turbulentie naar het oppervlak. In de weermodellen maar ook in de simpelere gaussiaanse modellen wordt derhalve gebruik gemaakt van zogenaamde stabiliteitsklasses waaronder die van Pasquill (1961). Het gaat te ver om heel OPS hier te beschrijven – het RIVM heeft daar duidelijke rapporten over geschreven – maar in OPS is ook netjes rekening gehouden met de hoogte van de menglagen (100 tot 600 meter aldus RIVM) en het maakt gebruik van werk van Van Ulden en Holtstag (1985) en Tennekes (1973).

Om het windprofiel over het oppervlak te kunnen voorspellen en een relatie te kunnen leggen tussen dispersie en transport (convectie) is het gebruikelijk, aldus RIVM, om gebruik te maken van de relatie tussen de lagere grenslaag en de theorie van Monin-Obukhov. Hoofdstuk 2.4 van de OPS gebruikershandleiding gaat over deze gebruikte modellen in de METPRO module (The meteorological pre-processor).

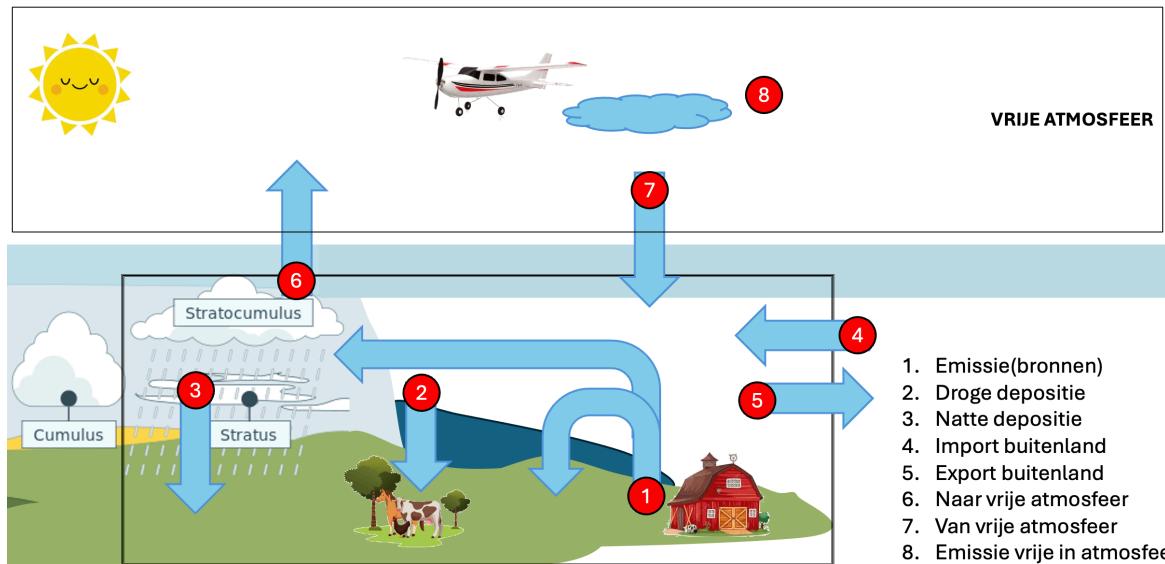
Binnen OPS wordt nadruk gelegd op de hoogte van de menglagen, er worden daar geen vaste constanten voor gebruikt. METPRO werkt met uurgemiddelde metingen in de geselecteerde tijdperiodes. In het hoofdstuk Droge Depositie gaan we vooral in op het gebruikte “weerstanden” model, maar het verdient ook de aanbeveling voor dit onderwerp rondom de METPRO module om te bekijken hoe het zit met onnauwkeurigheid van dit belangrijke deel-model binnen OPS.



Figuur 4: De verspreiding van ammoniak en stikstofoxiden en grafische toelichting op de menglaag.

### 4.3 Ook grote Onnauwkeurigheid in de Ammoniak Massabalans.

Als onderdeel van dit specifieke literatuur en simulatie onderzoek hebben we ons tot doel gesteld om te bekijken of de massa balans van vluchtige stikstof in de vorm van ammoniak gemaakt kan worden en zo ja, wat dan de nauwkeurigheid is van deze balans. Dit is een eenvoudige vraag en als we de rapporten van TNO en RIVM bekijken dan lijkt het alsof deze vraag al lang is ‘gesetteld’. Maar aangezien het hele stikstof dossier omgeven is met onnauwkeurigheid kan het bijna niet anders dan dat ook rondom de massabalans er veel onnauwkeurigheid is. De werkelijke vraag is daarom: “*hoe groot is deze onnauwkeurigheid van de ammoniakbalans dan?*”



Figuur 5: Nederland weergegeven als een ‘zwarte’ doos. Ammoniak emitteert naar de lucht, en komt weer in de vorm van natte en droge depositie op de grond. Ammoniak kan ook via import uit het buitenland komen of via export naar het buitenland gaan. Tenslotte kan ammoniak naar hogere atmosfeer lagen gaan en/of afgebroken worden. De nummers in deze figuur corresponderen met de nummers in Tabel 1.

CBS houdt al jaren de Sankey diagrammen bij voor meststoffen waaronder N en P waarbij een flink aantal significante cijfers wordt gebruikt voor deze diagrammen. We hebben eerder aangetoond in dit rapport dat er onzekerheid zit in de concentratie-metingen en onzekerheid in de bepaling van de natte-depositie. Het RIVM heeft bij een recente publicatie aangegeven dat er een behoorlijke onzekerheid zit in de bepaling van de droge depositie. RIVM schat deze onnauwkeurigheid inmiddels in op 124%; het gaat dus over vele honderden mol per hectare aan onzekerheid. Om de massabalans te maken moeten we nu voor elk van de massastromen inschatten wat de ‘hoeveelheid miljoen kilo ammoniak per jaar’ zal zijn. De uitdaging is nu om deze massastromen (ook wel debieten genoemd) in kaart te brengen in grootte uitgedrukt in miljoen kilogram en verwachte onnauwkeurigheid.

Vorige jaar hebben we zelf een eerste analyse uitgevoerd over de nauwkeurigheid van OPS, de resultaten zijn gepubliceerd op Foodlog, een citaat hieruit: "Wat betreft thermometer Aerius, het computermodel waarmee de overheid de gezondheid van de natuur monitort, kunnen we er van uitgaan dat de totale depositie die het model berekent, een vergelijkbare mate van nauwkeurigheid heeft als de metingen waarop het model is gebaseerd. Dit betekent dat Aerius, ondanks zijn schijnbare vermogen om met vele decimalen te rekenen, waarschijnlijk een nauwkeurigheid heeft van +/- 25 tot 50 mol per hectare per jaar."

Op basis van dit rapport concluderen we dat deze uitspraak te conservatief was. De onnauwkeurigheid is veel groter, vooral door de grote onzekerheid in de bepalingen van de droge depositie per landtype.

	<b>Debit in kg/jaar</b>	<b>Opmerking</b>
1	Emissie van stikstof	De optelsom van alle ammoniak en stikstof emissiebronnen boven Nederland.
2	Droge depositie van stikstof	De opname van ammoniak door huidmondjes, natte oppervlakken, bodem etc.
3	Natte depositie van stikstof	Depositie door neerslag (regen)
4	Import vanuit buitenland of Noordzee	Toevoer via de wind (horizontaal vlak)
5	Export naar zee of buitenland	Afvoer via de wind (horizontaal vlak)
6	Export naar de vrije atmosfeer	Afvoer en/of afbraak van ammoniak.
7	Import van de vrije atmosfeer	Toevoer via hogere luchtlagen
8	Emissie in de vrije atmosfeer	Emissies in hogere luchtlagen. Voorbeelden hiervan zijn vliegtuigen.
9	(afbraak in de menglaag)	

Tabel 1: Overzicht van de debieten of flow van de verschillende soorten ammoniak, uitgedrukt in massa per tijdseenheid. Deze tabel hoort bij Figuur 5 waarin grafisch een toelichting is gegeven.

TNO schreef recent in haar rapport: "*Uit literatuuronderzoek blijkt dat deze beperkingen in de beschrijving van de droge depositie een onzekerheid van een factor 2 tot 3 tot gevolg kunnen hebben, bovenop de onzekerheid die al in de concentratieberekeningen zitten*" en iets verderop in dit recente TNO rapport "*Er is echter alleen informatie over de onzekerheid in de berekening van de totale depositie (dus alle bronnen samen) beschikbaar en geeft sterk uiteenlopende getallen van grofweg 10 tot 100 mol/ha/jaar onzekerheid in de totale berekende depositie.*"

In het Foodlog-artikel introduceerden we drie relevante woorden om onzekerheid in te duiden: "*Het gaat om de nauwkeurigheid (van een model uitkomst), in termen van precisie (hoe is de spreiding) en juistheid (zit de gemiddelde van de waarnemingen 'in de roos' of is er een systematische fout aanwezig)*". Waar het dus over moet gaan is wat de betekenis van een bepaalde modeluitkomst heeft voor de praktijk. Zegt het getal iets over de realiteit? Bij het beantwoorden van deze vraag moeten we de grootheden precisie en juistheid kwantificeren per parameter waarde of range.

Op pagina 15 van het TNO-rapport lezen we ondertussen ook: "*Zo heeft een overgroot deel van modelvalidatie zich tot nu beperkt tot concentraties. De standaard validatiegegevens die in luchtkwaliteit gebruikt worden zijn afkomstig van een beperkt aantal experimenten voor min of meer onverstoerde situaties. Ten aanzien van een voorspellfout vindt TNO voor een specifiek veldexperiment dat een standaardfout van NH<sub>3</sub> concentratie 0,03 µg/m<sup>3</sup> is. Door uit te gaan van een jaargemiddelde depositiesnelheid van 0,01 cm/sec is de standaardfout te vertalen naar 6 mol/hectare/jaar*". De nauwkeurigheid van de voorspelling t.o.v. de werkelijke metingen zijn eerder +/-0,5 µg/m<sup>3</sup> en klopt de uitspraak van TNO dus niet. Voor puntmeting hebben we in dit rapport al gezien dat er een onzekerheid van +/-1 en soms zelfs +/-2 µg/m<sup>3</sup> kan zijn. Dan de depositie snelheid: die is ongeveer 1 cm/sec en niet 0,01 cm/sec zoals TNO in haar rapport stelt (maar die kan ook 0,6 zijn of zelfs 2 cm/sec) en heeft daarnaast ook een flinke onnauwkeurigheid van minimaal 0,3 - 0,6 cm/sec. Combineer je deze twee laagste getallen dan is de onzekerheid al minimaal 33 mol/hectare/jaar. Het is eerder 60-70 mol/hectare/jaar of nog veel hoger zullen we later in dit rapport gaan zien.

Gelukkig corrigeert TNO zich weer wat later door netjes te zeggen dat het probleem ook in DEPAC zit en te verwijzen naar een RIVM-rapport hierover: "De correcties zijn niet gecorreleerd aan het concentratieniveau zelf en tonen systematisch afwijkingen van 100-200 mol per jaar" en "Ook de meetcorrectie van het RIVM laat zien dat er sprake is van systematische fouten die niet verwaarloosbaar zijn". Ook dit is niet juist, droge depositie is wel gecorreleerd aan concentratie.

Onder andere in Duitsland hebben ze al goed gekeken naar dit vraagstuk en daar is een wetenschappelijke paper over beschikbaar: "Project contributions up to a de-minimis value of 0.3 kg N ha<sup>-1</sup>y<sup>-1</sup> are considered as being too small to be measurable. Neither could nitrogen deposition of up to this value be detected in the field nor could damages be attributed to projects contributing such small amounts. Project contributions lower than the proposed threshold thus exert only hypothetical risks that do not justify or even demand refusals of project under Article 6.3.

Samengevat kunnen we alleen dus grove schattingen maken van de verschillende parameters die nodig zijn om de balans te kunnen maken en deze grove schattingen vervolgens toch maar gebruiken om bijvoorbeeld via een Monte-Carlo simulatie een indruk te krijgen van de ammoniak balans over Nederland. Hieronder een eerste samenvatting van de nauwkeurigheid van de diverse grootheden.

	Precisie	Juistheid	Opmerking
Ammoniak concentratie	>> +/- 0,3 µg/m <sup>3</sup> , waarschijnlijk +/- 2 µg/m <sup>3</sup>	Ongeveer correct.	Te weinig meetpunten in Nederland in combinatie met onnauwkeurigheid van de depositie voorspellingen.
Emissietabel ammoniak	+/- 15 miljoen kilogram	Tot minus 30 miljoen kilogram verkeerd	Bron: dit rapport. Onzekerheid zit vooral in onnauwkeurigheid van de emissie-kentallen per dier.
Natte depositie ammoniak	+/- 60 mol per hectare	Tot minus 100 mol per hectare.	Bron: dit rapport (met hypothese rondom de verdamping van regenwater).
Depositie snelheid	+/- 0,5 cm/sec minimaal.	Onbekend. En /u afhankelijk	Bron: literatuur, o.a. Schrader. Data vrijwel allemaal gebaseerd op fluxmetingen.
Droge depositie ammoniak	>> +/- 60 mol per hectare. Oplopend naar meerdere honderden mol.	minus 200 tot plus 600 mol per hectare, sterk landtype (/u) afhankelijk	Minimaal 125% onnauwkeurig aldus RIVM, misschien dus wel factoren verkeerd. De berekende depositie hangt sterk af van de nauwkeurigheid van depositiesnelheid en concentratie.
Transport ammoniak naar Vrije atmosfeer	??	??	Geen cijfers beschikbaar. Ook geen cijfers voor afbraak gevonden. Nader onderzoek is hard nodig
Import/Export van ammoniak buitenland	??	??	Schattingen van TNO: 35%, echter waarschijnlijk berekend als sluitpost om de massabalans kloppend te krijgen.

Tabel 2: Eerste schattingen naar de nauwkeurigheid (precisie en juistheid) van de verschillende grootheden die gebruikt worden om de massa-balans over Nederland te kunnen maken.

## 4.4 De Ammoniakbalans via een Bierviltje Berekening.

Er zijn drie verschillende bierviltjes berekeningen te maken om de ammoniak balans van Nederland in te kunnen schatten. Elk van deze methoden geven alleen een eerste grove benadering en geeft dus alleen een eerste zeer grove indruk.

De eerste methode is dat we de meetresultaten van de COTAG palen als representatief zien en deze voor heel Nederland gaan toepassen. Het RIVM heeft drie van dit soort flux meetsystemen geplaatst in natuurgebieden en deze metingen zijn openbaar online beschikbaar. Het gemiddelde van deze palen kan als *schatter* gebruikt worden om de droge depositie te bepalen.

De tweede manier is dat we het landgebruik van het CBS gebruiken in combinatie met een geschatte ammoniakconcentratie en depositie snelheid om tot een depositie te komen per hectare land. De derde manier gaat uit van de GDN kaart voor droge ammoniakdepositie en integreert wiskundig de OPS-2022 berekening over het hele Nederlandse oppervlak. Voor de eerste twee methoden gebruiken we aanvullend de kwantitatieve inzichten voor de natte depositie uit hoofdstuk 5 om tot een totale depositie te komen en de derde methode maakt gebruik van de volledige GDN-kaart voor natte ammoniak depositie. Na dit hoofdstuk zullen we zelf een aanvullende gevoelighedsanalyse uitvoeren via een Monte Carlo simulatie.

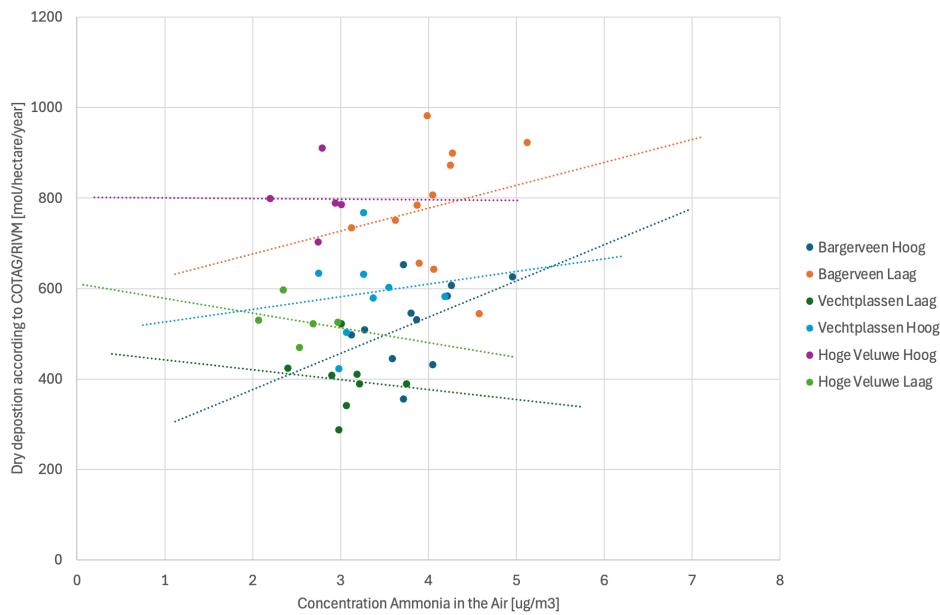
### **Methode 1 - COTAG**

De COTAG palen zijn geplaatst in Baggerveen, in de Oostelijke Vechtplassen en op de Hoge Veluwe en zijn de enige drie plekken waar droge depositie wordt gemeten in Nederland. Deze palen staan er sinds 2012 (op de Hoge Veluwe sinds 2018). De palen meten de concentratie aan ammoniak op verschillende hoogtes en berekenen dan de ammoniakflux. De gemiddelde gemeten flux over alle locaties en alle jaren is 602 mol ammoniak per hectare per jaar. Figuur 6 toont aan dat er geen correlatie is tussen de droge depositie en de concentratie die gemeten wordt. Uit dezelfde figuur kunnen we ook concluderen dat de spreiding aanzienlijk is, dat klopt ook numeriek: de standaarddeviatie van alle metingen is ongeveer 154 mol. De laagste gemeten waarden liggen rond de 300 mol en de hoogste waarden rond de 1000 mol per hectare per jaar.

We kunnen nu de balans over Nederland opstellen waarbij we uitgaan van een oppervlak van 4,15 miljoen hectare. We veronderstellen ook dat de natte depositie gelijk is aan 300 mol per hectare per jaar (voor de toelichting, zie hoofdstuk 5 in dit rapport). De import/export/afbraak bijdrage gebruiken we als sluitpost om de ingaande en uitgaande stromen te laten kloppen. Op deze methode valt wel wat af te dingen en de resultaten moet niet serieus genomen worden.

	<b>Miljoen kg ammoniak</b>
Emissie (zie dit rapport)	90 tot 111 maximaal
Depositie Nat (300 x 4,15 miljoen hectare)	21 (onzekerheid: +/-5)
Depositie Droog (602 x 4,15 miljoen hectare)	42 (onzekerheid: +/-13)
Import/Export/afbraak (sluitpost)	27 tot 48 maximaal

Tabel 3: massa balans over Nederland door gebruik te maken van de gemiddelde droge depositie zoals gemeten op de drie COTAG-palen. Gezien het type land onder deze palen zal deze schatting te laag zijn.



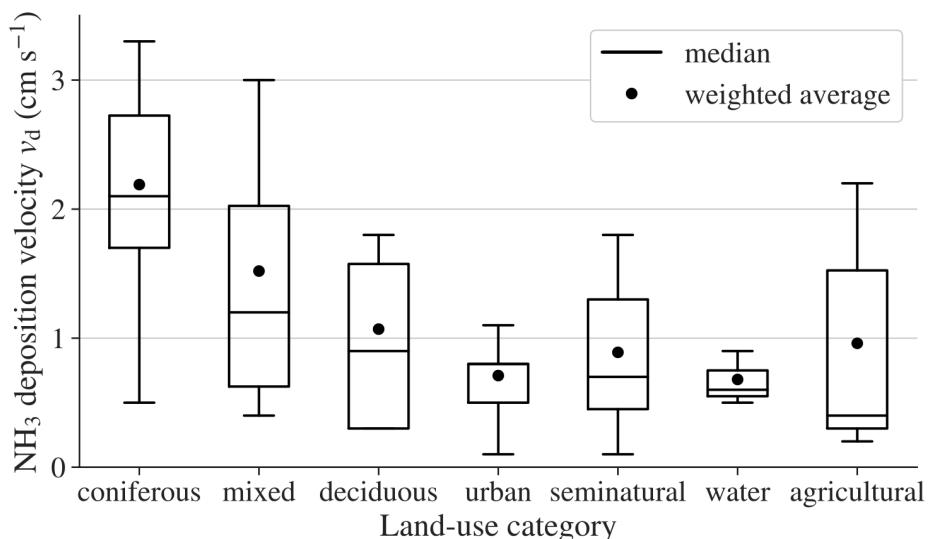
*Figuur 6 : resultaat van de droge depositie ‘metingen’ via COTAG. COTAG meet de concentratie en via een berekening wordt de flux (depositie) geschat. Er staan drie COTAG palen in Nederland. Deze grafiek geeft de gemeten concentratie vs. de gemodelleerde COTAG droge depositie weer. Bron: RIVM Website.*

### **Methode 2 – Via de depositiesnelheden**

Voor de tweede methode gebruiken we wetenschappelijke publicaties en het proefschrift van Schrader. Schrader heeft een meta-studie uitgevoerd en voor verschillende land categorieën de ammoniak depositiesnelheid, uitgedrukt in centimeter per seconde, verzameld. We kunnen de GCN kaart en de LML/MAN metingen gebruiken om een eerste schatting te krijgen van de concentratie per hectare en deze concentratie kan vervolgens vermenigvuldigd worden met het oppervlak per land-type zoals gerapporteerd wordt door het CBS. De resultaten van deze analyse staat in tabel 4 en de massabalans staat in tabel 5. Wat op basis van deze berekening opvalt is dat de hoeveelheid depositie en de emissies ongeveer aan elkaar gelijk zijn en er dus geen sprake kan zijn van import of export van ammoniak. Deze conclusie druijt in tegen het gangbare narratief.

Wat met deze sommen ook duidelijk wordt gemaakt is dat de meeste depositie op agrarisch terrein zal plaatsvinden, niet onlogisch als we beseffen dat 54% van Nederland bestaat uit agrarisch terrein. De onzekerheid op de bepaling van de depositie snelheid tikt sterk door in de berekeningen. Bossen nemen veel ammoniak op vanwege het grote bladoppervlak en de terrein ruwheid zullen we later zien. Uit recent praktijkonderzoek van De Jonge (WUR, 2024) blijkt dat bossen in de periode tussen 1990 en 2023 ongeveer 60 kg ammoniak per jaar per hectare opgenomen hebben (=50 kg stikstof), professor de Vries concludeerde in een persoonlijke communicatie dat dit aanzienlijk meer is dan de voorspelde modelmatige (DEPAC) depositie van 34 kg ammoniak per hectare (28 kg stikstof).

DEPAC schat dus de droge depositie te laag in voor bossen. De tijdsperiode is best lang en we weten ook dat de ammoniakconcentratie in de lucht gedaald is met 60% in de laatste twintig jaar en dus zal de depositie per hectare bos nu lager zijn. We hebben nog niet onderzocht hoeveel hectare bos en hoeveel hectare open natuur er in deze categorie zit, maar schatten, op basis van deze nieuwste onderzoeksgegevens, dat de droge depositie op bossen en de natuur zeker 5 miljoen kg ammoniak per jaar meer is dan in de tabel 4 nu staat. De totale droge depositie wordt met deze tweede methode 50% hoger ingeschat dan via de eerste rekenmethode met COTAG. In het volgende hoofdstuk gaan we dieper in op de depositiesnelheid en de flux per categorie.



Figuur 7: Samenvatting van de depositiesnelheden uitgedrukt in centimeter per seconde. Figuur is overgenomen van het werk van Schrader (waaronder zijn proefschrift en artikel uit 2014). Deze grafiek is gebruikt om de tweede kolom in Tabel 4a te construeren.

	$V_{\text{depositie}}$ ( $\text{cm/sec}$ )	Concentratie ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	Depositie ( $\text{kg/hectare/jaar}$ )
Verkeersterrein	0,7	7	16
Bebouwd terrein	0,7	7	16
Semi-bebouwd terrein	0,88	6	17
Recreatieterrein	1	7	22
Agrarisch terrein	0,95	8	24 **
Bos en open natuurlijk	1,63	4	21 ***
Binnenwater	0,67	2	4
Buitenwater	0,67	2	4

Tabel 4a : Depositie per hectare gebaseerd op data Schrader en de gemiddeld geschatte concentratie boven de verschillende landtypen. \*\* praktijkdata van boeren tonen aan dat een opname via de lucht van 20 tot 25 kg per hectare per jaar voor grasland gangbaar is. \*\*\* Het meest recente rapport van Wim de Vries en De Jong toont aan dat bossen tot 50kg stikstof per hectare kunnen opnemen. Aangezien een groot gedeelte van de natuur niet-bos is, kan een waarde van 21 kg/hectare een realistische zijn.

	Oppervlak (hectare)	Totale droge depositie (mln kg ammoniak)	Percentage
Verkeersterrein	115108	1,8	2%
Bebouwd terrein	370140	5,7	7%
Semi-bebouwd terrein	39221	0,7	1%
Recreatieterrein	108335	2,4	3%
Agrarisch terrein	2230445	54	69%
Bos en open natuurlijk	501461	10	13%
Binnenwater	374381	1,6	2%
Buitenwater	415211	1,7	2%
		<b>77</b>	<b>100%</b>

Tabel 4b : schattingen van de totale droge depositie uitgedrukt in miljoen kilogram ammoniak per land-gebruik in Nederland gebaseerd op de gemiddelde depositie-snelheden zoals gerapporteerde door Schrader. Oppervlakte data komen van CBS af.

	<b>Miljoen kg ammoniak</b>
Emissie (zie dit rapport)	90 tot 111 maximaal
Depositie Nat (300 x 4,15 miljoen hectare)	21 (onzekerheid: +/-5)
Depositie Droog (zie tabel 4)	77 (onzekerheids schatting: >20%)
Import/Export/afbraak ( <i>sluitpost</i> )	-8 tot 13 maximaal

Tabel 5 : massa-balans over Nederland door de depositie te berekenen via de gemiddelde depositie-snelheid zoals gerapporteerd in de literatuur en te vermenigvuldigen met de gemiddelde geschatte ammoniakconcentratie boven het land-type.

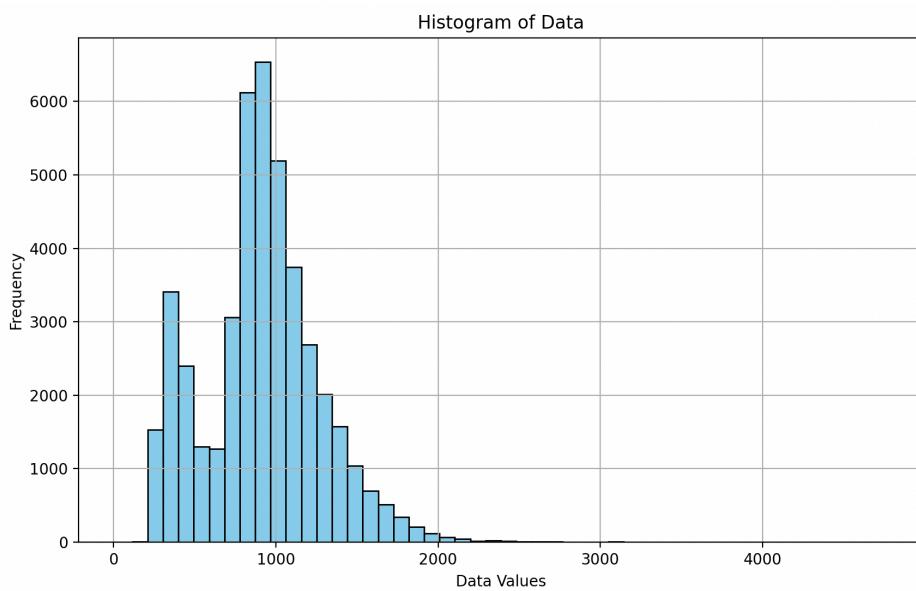
### **Methode 3 – Via OPS-2022**

Via het RIVM hebben we de beschikking gekregen over vier GDN kaarten van Nederland: voor de natte en droge depositie ammoniak en voor natte en droge depositie stikstofoxide. Deze kaarten zijn ook afgedrukt in de volgende hoofdstukken en zullen dan pas nader beschouwd en geduid worden. De data in de kaarten gaan over het jaar 2022; het zijn dus gemodelleerde kaarten. We hebben een statistische analyse uitgevoerd voor deze drie GDN-ammoniak kaarten (nat, droog, en totaal).

De gemiddelde droge depositie via het gemiddelde van de COTAG palen (602 mol) zit dicht bij het gemiddelde van de OPS-2022 kaart, dit is echter louter toeval. Althans, we kunnen geen rationele hypothese opstellen waarom dit zo zou kunnen zijn. TNO heeft over het jaar 2022 haar eigen depositie kaarten gemaakt en komt uit op een droge depositie van gemiddeld 665 mol en een natte depositie van 326 mol. Beide getallen zijn bijna 10% lager dan de RIVM OPS-2022 berekeningen getoond in onderstaande tabel. Wel zit er drie jaar verschil tussen; dat kan een verklaring zijn voor deze 10% verschil.

	<b>Natte Depositie</b>	<b>Droge Depositie</b>	<b>Totale Depositie</b>
Gemiddelde	297 mol **	616 mol	913 mol
Standaard deviatie	87 mol	313 mol	360 mol
Mediaan	296 mol	587 mol	912 mol
Maximum	559 mol	4195 mol	4754 mol
Depositie	1304 miljoen mol	2708 miljoen mol	4013 miljoen mol
Depositie	22 miljoen kg	46 miljoen kg	68 miljoen kg

Tabel 6: Depositie is uitgedrukt mol stikstof per hectare per jaar, depositie in miljoen mol stikstof, en miljoen kg ammoniak \*\* uit de analyse van de natte depositie blijkt dat de mogelijk fout rond de 60 mol is (20%)



*Figuur 8: Histogram van de berekende totale ammoniak depositie (nat en droog) boven Nederland uitgedrukt in mol stikstof per hectare per jaar volgens de OPS-2022 berekening en op een 1km x 1km grid. Bron: databestand verkregen via RIVM zomer 2024.*

	Miljoen kg ammoniak
Emissie (zie dit rapport)	90 tot 111 maximaal
Depositie Nat (zie tabel 4b)	22 (onzekerheids schatting: +/-20%)
Depositie Droog (zie tabel 4b)	46 (onzekerheids schatting: >>20%)
Import/Export/afbraak (sluitpost)	22 tot 43 maximaal

*Tabel 7 : massabalans bepaald op basis van de GDN 2022 voor droge depositie ammoniak. Deze kaart is gemodelleerd via OPS en niet gemeten dus.*

### **Samenvatting van de bepaling van de ammoniak massabalans**

Hierboven hebben we via drie methoden een poging gedaan om de ammoniak-balans over Nederland te bepalen. De fout in de natte depositie wordt relatief laag ingeschat. De onnauwkeurigheid in de totale emissies is al groter, maar de onnauwkeurigheid van vooral de droge depositie is erg groot. RIVM erkent dit ook via haar eigen publicaties waarin wordt aangegeven dat het een +/- 125% nauwkeurigheidsmarge kan zijn. De geschatte onnauwkeurigheid op de import en exportstroom is derhalve ook groot aangezien de accuratesse bepaald wordt door de onnauwkeurigheid van de bepaling van de droge depositie en de onnauwkeurigheid in de emissiebepalingen boven Nederland. Het is zelfs met satelliet metingen niet mogelijk om deze onnauwkeurigheden verder te reduceren. Alleen aanvullend praktijkonderzoek naar droge depositie (vooral ook boven landbouwgebieden) en praktijkonderzoek naar de emissies van ammoniak vanuit stallen kan de geschatte nauwkeurigheid gaan verbeteren. Dit vergt nog vele jaren aan praktijkonderzoek en tientallen miljoen aan onderzoekskosten.

	Natte depositie	Droge depositie	Buitenland+afbraak
Via COTAG-schatting	21	42	27 tot 48
$V_d \times C_{atm}$ (Schrader)	21	77	-8 tot 13
Via OPS-2022 GDN	22	46	22 tot 43

*Tabel 8 : Samenvatting van de natte en droge ammoniak depositie voor Nederland en de buitenland flow, uitgedrukt in miljoen kilogram ammoniak. De spreiding in de berekende droge depositie is groot en derhalve is ook de spreiding in de berekende Import + Export + afbraak factor groot.*

## 4.5 Monte Carlo simulatie - Achtergrond

Tenslotte in dit rapport doen we nog een laatste poging om de ammoniak massa-balans over Nederland te schatten, te begrijpen en nader te duiden. We hebben in Tabel 8 gezien dat de droge depositie bepaling voor de grootste onnauwkeurigheid zorgt. Droge depositie is eigenlijk een zeer lokaal proces waarbij factoren zoals ruwheid, lokale gemiddelde concentratie ammoniak, maar ook wat voor een soort gewas en het seizoen sterk bepalend zijn. De situatie boven grasland in Friesland wordt niet beïnvloed door wat er boven de Veluwe gebeurt en vice versa. Een hectare land 'ziet' eigenlijk alleen of het regent of niet, en wat de lokale concentratie is. Een hectare land 'weet' wat er aan huizen, planten, bomen of wegen aanwezig is. Een hectare land 'voelt' de wind en de temperatuur. Vrijwel al deze aspecten zijn onafhankelijk van de situatie twintig kilometer verderop, de enige uitzonding is de ammoniak concentratie in de lucht, deze wordt natuurlijk wel bepaald door toevoer en afvoer via de wind en de lokale emissiebronnen.

We gaan een laatste poging wagen om te bekijken hoe de droge depositie boven Nederland is. Hiertoe gebruiken we de (eenvoudige) methode om de flux te bepalen op basis van concentratie en depositie-snelheid. Het moge duidelijk zijn dat beide factoren variabel zijn. Waarbij de depositie-snelheid ook nog eens flink afhankelijk is van het landtype. In de wiskunde is voor dit soort uitdagingen een methode bedacht die Monte Carlo simulaties heet. De verwachte onzekerheden of onnauwkeurigheden per factor kunnen we nu via de Monte Carlo simulatie gebruiken om het effect van alle onafhankelijke factoren op elkaar te berekenen.

Een Monte Carlo-simulatie is dus een wiskundige techniek die wordt gebruikt om complexe systemen of processen te modelleren door middel van willekeurige sampling en statistische analyse. Deze methode is genoemd naar het beroemde casino in Monte Carlo, omdat het gebaseerd is op het concept van kans en willekeurigheid, net zoals gokken. De kern van een Monte Carlo-simulatie is het gebruik van random getallen - vooral de kansverdeling - om een groot aantal scenario's of uitkomsten te genereren voor een bepaald probleem, in dit geval de stikstofbalans. Deze methode wordt toegepast in situaties waar het analytisch oplossen van een probleem lastig is vanwege de complexiteit of onzekerheid van de variabelen. Monte Carlo-simulaties worden gebruikt in een breed scala aan velden. Ze bieden een manier om mogelijke uitkomsten te begrijpen en risico's te kwantificeren in situaties waar traditionele methoden tekortschieten. Echter, de nauwkeurigheid van de resultaten hangt sterk af van de kwaliteit van de invoerdata en de hoeveelheid simulaties die worden uitgevoerd. De te volgen stappen zijn:

1. **Definieer het probleem:** Eerst wordt het probleem of systeem dat moet worden geanalyseerd, gedefinieerd. Dit omvat het identificeren van de variabelen die invloed hebben op het systeem en hoe deze variabelen zich gedragen.
2. **Willekeurige sampling:** Vervolgens worden voor elke variabele willekeurige waarden gegenereerd binnen hun mogelijke bereik. Dit gebeurt doorgaans door middel van een bepaald type verdeling, zoals een normale verdeling of uniforme verdeling.
3. **Uitkomst berekenen:** Voor elke set willekeurige waarden worden de uitkomsten van het model berekend. Dit proces wordt vele duizenden of zelfs miljoenen keren herhaald, waarbij elke simulatie een mogelijke uitkomst van het systeem represeneert.
4. **Resultaten analyseren:** Uiteindelijk worden de resultaten van al deze simulaties verzameld en geanalyseerd. Dit kan onder andere de berekening van gemiddelden, variabiliteit, kansen op bepaalde uitkomsten en het identificeren van de meest waarschijnlijke uitkomsten omvatten.

## 4.6 Het Monte Carlo Stikstofdepositie Model

Het probleem is, dat de wetenschappelijke literatuur een zeer brede range aan depositie snelheden weer geeft. Het tweede probleem is dat Nederland diverse soorten land kent (*lu*), het derde probleem is dat Nederland plekken heeft met een lage(re) en met een hoge ammoniakconcentratie. Vanuit de wetenschappelijke literatuur kunnen we echter voor de meeste parameters wel een eerste schatting geven.

We veronderstellen dat de depositiesnelheid normaal verdeeld is rondom een gemiddelde waarde en een geschatte standaarddeviatie. In het volgende hoofdstuk gaan we dieper in op deze vooronderstellingen. We veronderstellen dat de ammoniakconcentratie in de lucht lineair-random verdeeld is tussen een minimale en maximale waarde. Ook gebruiken we de CBS gegevens voor de classificatie van het land gebruik, en de grootte van het type land uitgedrukt in hectare (zie ook Tabel 4b).

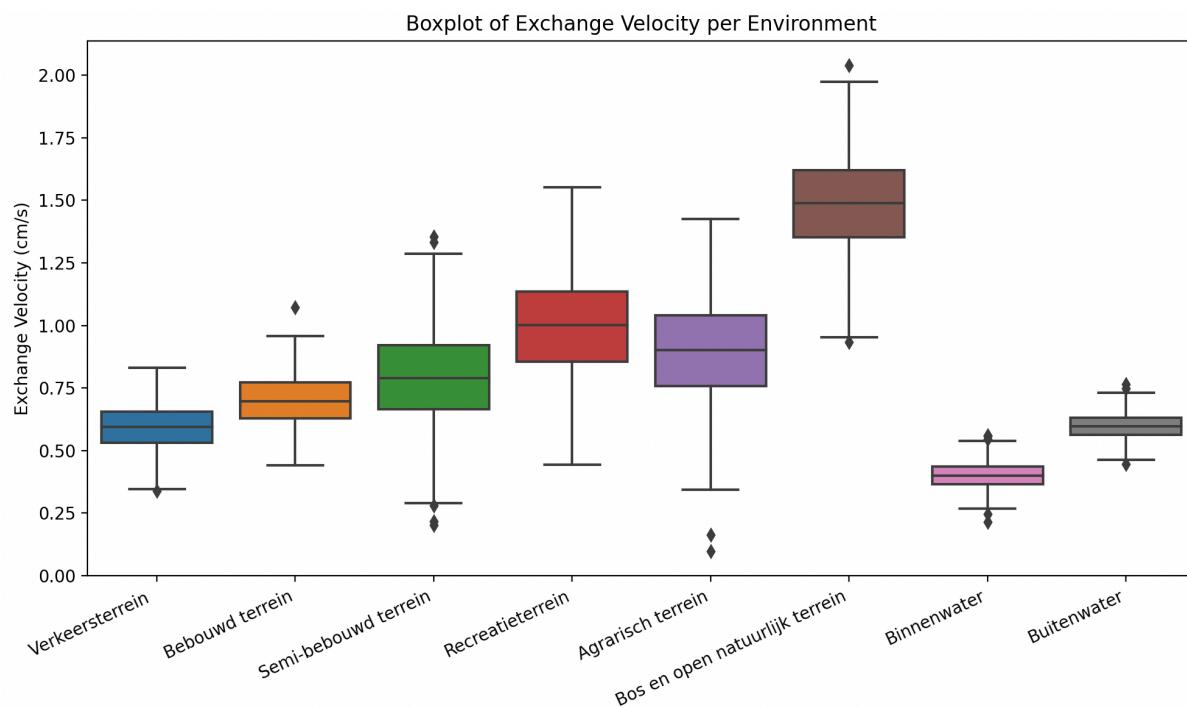
De depositiesnelheden  $V_d$  zijn gekozen op basis van onderzoekswerk van o.a. Schrader, de concentraties hebben we ingeschat op basis van de GCN kaart van het RIVM. We gebruiken de volgende tabel als kansverdeling per grootheid om de Monte Carlo simulaties uit te gaan voeren:

	$V_d_{\text{gemiddeld}}$ (cm/sec)	$V_d_{\text{stdev}}$ (cm/sec)	$C_{\text{atm\_min}}$ ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	$C_{\text{atm\_max}}$ ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )
Verkeersterrein	0,6	0,1	4	7
Bebouwd terrein	0,7	0,1	5	9
Semi-bebouwd terrein	0,8	0,2	5	9
Recreatieterrein	1	0,2	7	10
Agrarisch terrein	0,9	0,2	6	11
Bos en open natuurlijk	1,5	0,2	5	8
Binnenwater	0,4	0,05	4	5
Buitenwater	0,6	0,05	2	4

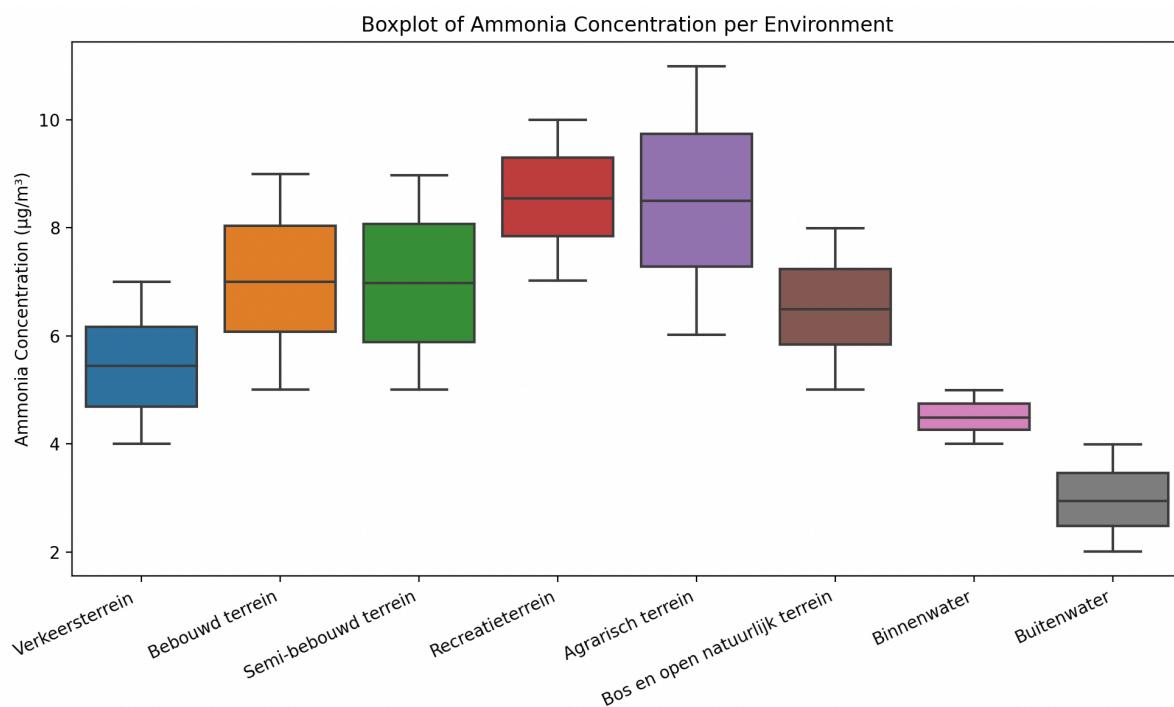
Tabel 9 : Gemiddelde depositiesnelheid met geschatte standaarddeviatie (naar Schrader), we veronderstellen een normale verdeling. We veronderstellen ook een lineaire kansverdeling voor de ammoniak concentratie begrensd door de minimale en maximale waarde (kolom 4 en 5)

Deze statistische input parameters van dit model geven een depositie snelheid (ook wel exchange velocity genoemd, uitgedrukt in cm/sec) per landtype (*lu*, of environment) en de verwachte spreiding op de grootheid. Zo gebruiken we ook de gemiddelde ammoniakconcentratie per landtype uitgedrukt in  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . Door deze Monte Carlo punten met elkaar te vermenigvuldigen krijgen we een schatting van de droge depositiesnelheid uitgedrukt in kilogram ammoniak per hectare per jaar.

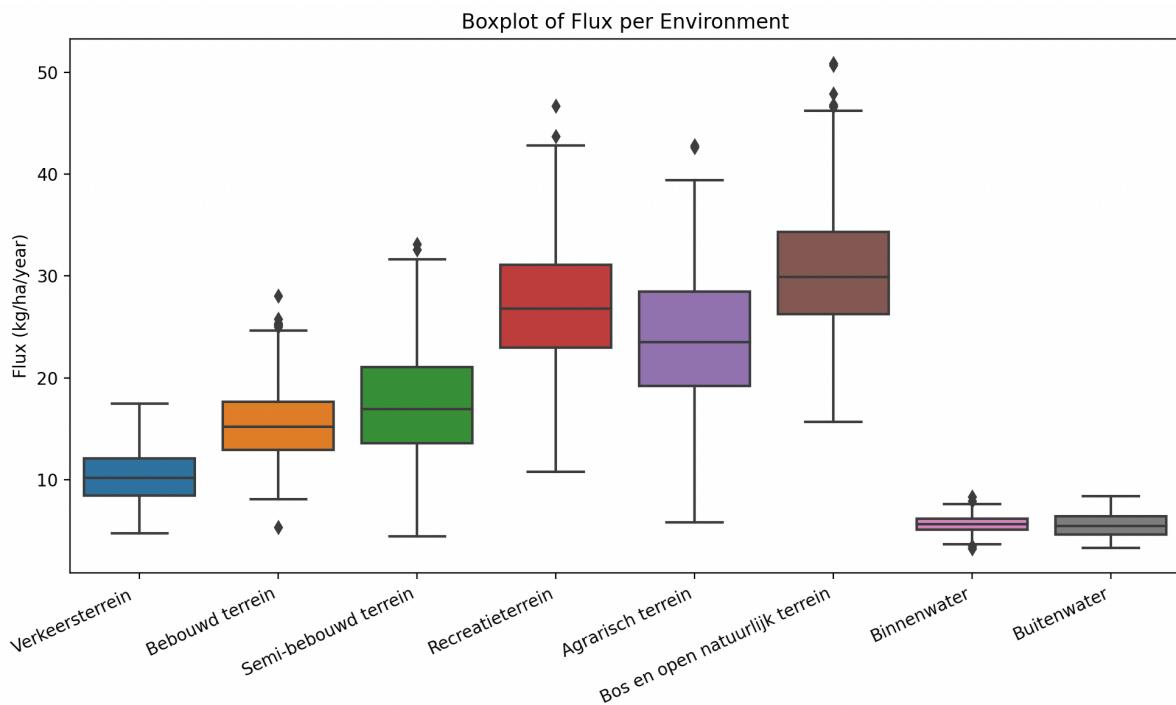
Onderstaande figuren geven de boxplots per landtype voor deze drie parameters weer. Zoals verwacht is de depositie op water laag en op bossen hoog. Conform de verwachting – we hadden onze schattingen immers gebaseerd op Schrader – zijn de depositiesnelheden vergelijkbaar met die we kunnen vinden in de wetenschappelijke literatuur en zijn we daarom comfortabel met deze tussenresultaten.



Figuur 9: Boxplot van de depositiesnelheid inschattingen op basis van de literatuur data. We hebben een normale verdeling verondersteld. Gemiddelde en standaarddeviatie staan in Tabel 9. Resultaat van de Monte Carlo simulatie N=500.



Figuur 10: Boxplot van de ammoniakconcentratie inschattingen op basis van de GCN kaart 2022. We hebben een lineaire verdeling verondersteld in het model. Minimale en maximale waarde staan in Tabel 9. Resultaat van de Monte Carlo simulatie N=500. Zie ook Figuur 11 t.a.v. de concentratievoorspellingen over heel Nederland.



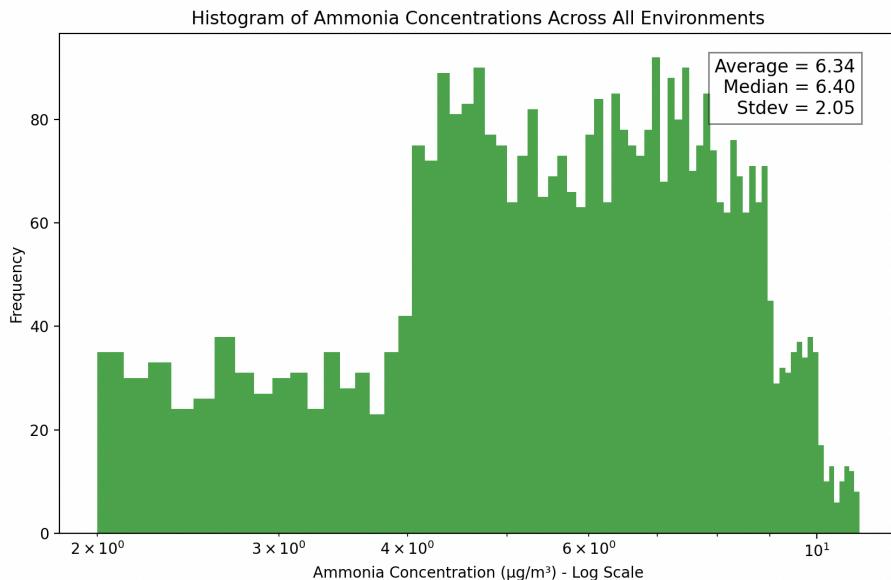
Figuur 11: Boxplot van de berekende droge depositie in kilogram ammoniak per hectare per jaar. De depositie is berekend door de ammoniak concentratie te vermenigvuldigen met de depositie-snelheid. Resultaat van de Monte Carlo simulatie N=500

We weten via het CBS hoe Nederland is opgedeeld per landgebruik, en kunnen dus nu alle simulatiepunten vermenigvuldigen met het oppervlak per landgebruik om zo een schatting te maken van de totale droge depositie uitgedrukt in miljoen kilogram ammoniak per landtype per jaar. Niet verrassend komt daaruit naar voren dat de totale droge depositie op agrarisch terrein het allergrootste is, gevolgd door bos en natuur en pas daarna bebouwde terreinen. De gemiddelde totale droge depositie per jaar verkregen via deze numerieke simulatie is respectievelijk: 53 miljoen kilogram ammoniak, 15 miljoen kilogram ammoniak en 5,5 miljoen kilogram ammoniak voor de drie betreffende terreinen.

De totale schatting van de droge ammoniak depositie is daarmee 82 miljoen kilogram ammoniak en dit is flink hoger dan drie eerdere schattingen (42, 77, 46 miljoen kilogram ammoniak). Het gros van de Monte Carlo resultaten zich bevindt tussen de 72 en 93 miljoen kilogram ammoniak en we kunnen stellen dat er weinig overlap is tussen deze Monte Carlo simulatie en de OPS-2022 voorspelling die het RIVM heeft gemaakt. Vanwege de gekozen MC aanpak zit deze range wel in de buurt van de eerdere Schrader-methode (= Methode 2 – Via de depositiesnelheden).

Uitgedrukt in percentages kunnen we ook stellen dat bij een ruwe benadering 64% van alle ammoniak deposities terechtkomt op boerenland dat in totaal 54% van het Nederlandse oppervlak groot is. 18% van alle droge ammoniak depositie komt terecht op de bossen en de natuurgebieden (12% van het Nederlandse oppervlak). Eerlijkheidshalve moeten we daarbij wel opmerken dat naar schatting 85% tot maximaal 95% van alle ammoniak emissies afkomstig is vanuit de landbouw. De gemaakte MC lineaire schattingen voor de ammoniakconcentraties zijn bij benadering gelijk aan de berekende ammoniakconcentratie boven Nederland (OPS-2022) zoals blijkt uit onderstaande statistische samenvatting en bijbehorend histogram.

	<b>OPS-2022</b>
Soort meting	Berekening / model
Gemiddeld	6,91 $\mu\text{g}/\text{m}^3$
Mediaan	6,17 $\mu\text{g}/\text{m}^3$
Standaarddeviatie	3,23 $\mu\text{g}/\text{m}^3$
Minimaal	1,43 $\mu\text{g}/\text{m}^3$
Maximaal	58,0 $\mu\text{g}/\text{m}^3$

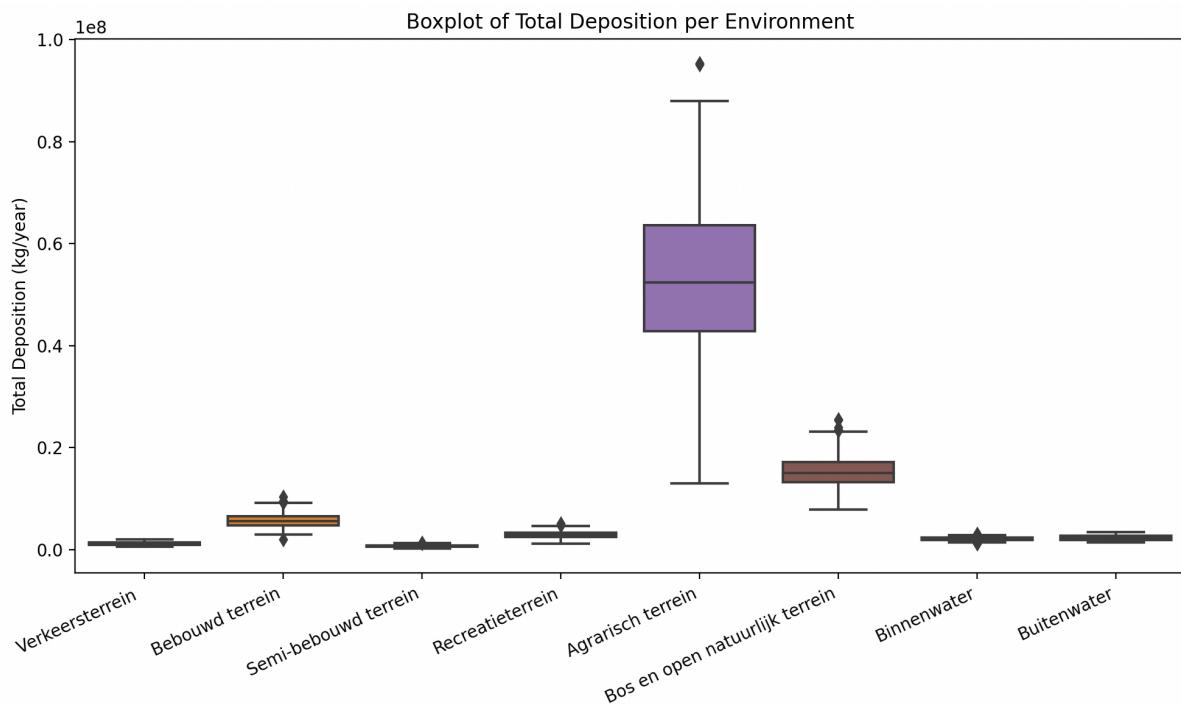


Figuur 12: Histogram van de ammoniak concentratie boven Nederland, resultaat via de Monte Carlo simulatie N=500/ Gemiddelde is iets lager dan de gemiddelde OPS-concentratie, de mediaan is echter net iets hoger dan OPS. Aangezien we de concentratie hebben afgekapt op 11  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  is de maximale waarde flink lager dan OPS-2022.

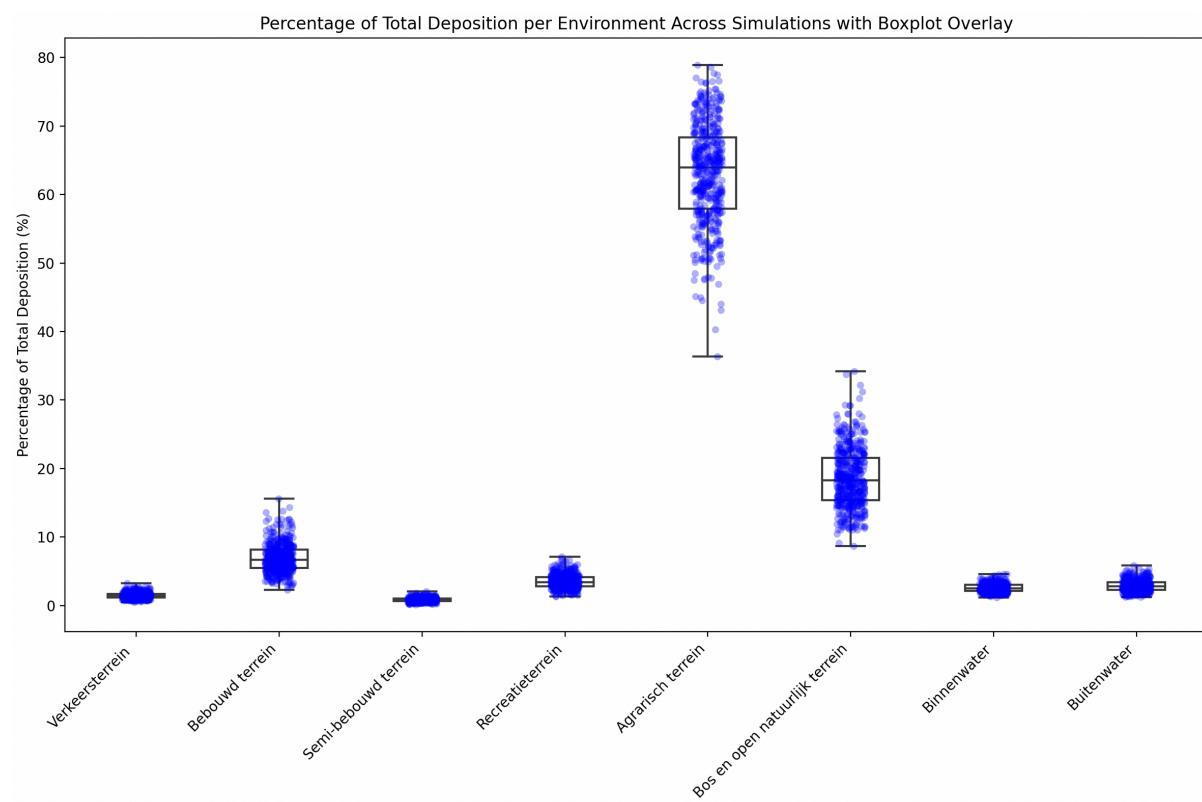
Wat deze statistische model exercitie ook heel duidelijk maakt, is dat het niet alleen lastig is om de droge depositie precies te kunnen bepalen, maar dat de totale droge ammoniak depositie boven Nederland in hoeveelheid en nauwkeurigheid vooral wordt bepaald door de preciesheid van de depositiesnelheden voor landbouwgebieden (nog specifieker voor graslanden), voor bossen en natuur en boven het bebouwde terrein. Elke onnauwkeurigheid in de depositiesnelheid voor deze drie landtypen tikt heel zwaar door in de berekende droge depositie. En aangezien we geen preciezere meet-data uit de praktijk hebben, kunnen we ook niet preciezer duiden hoe het exact zit met de droge depositie (verdeling) over Nederland.

Elk vervolgonderzoek in de praktijk dient daarom vooral gericht te zijn op deze drie landtypen en moet de focus gaan krijgen om de correcte waarde van deze drie depositie-snelheden te gaan bepalen. Hier zou heel snel mee gestart moeten worden. Het heeft tot die tijd echter ook geen zin om met een heel precies ruimtelijk (*spacial*) model zoals Aerius nu is te gaan werken per hexagoon zoals nu de praktijk is. De totale onzekerheid van die totale uitkomsten wordt immers volledig bepaald door de exactheid van de lokale depositiesnelheid en concentratie ammoniak en niet de plot-grootte.

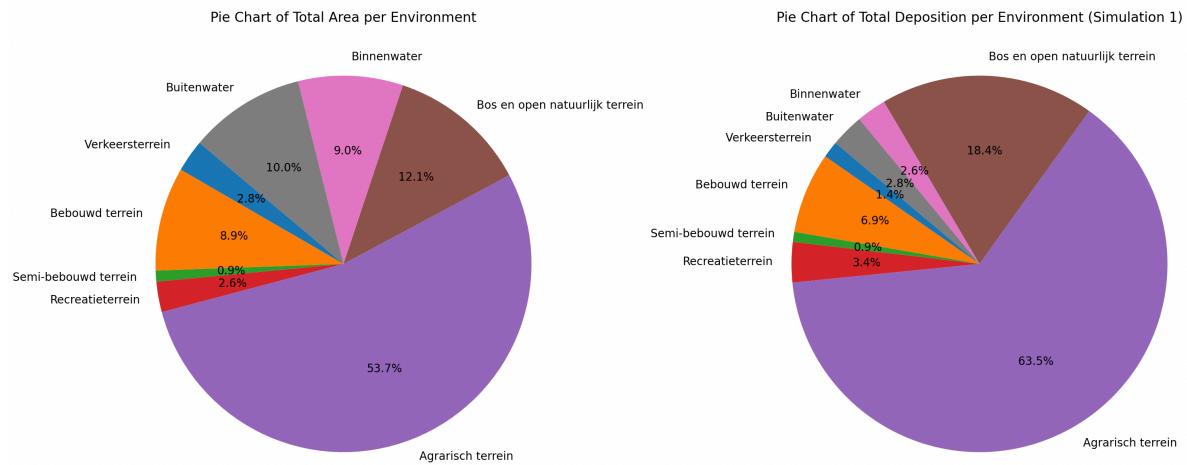
Precies rekenen met en aan veel details terwijl de input van de gebruikte modellen maar heel grof bekend is heeft absoluut geen zin.



Figuur 13: Boxplot van de verwachte jaarlijkse depositie per landcategorie uitgedrukt in kilogram per jaar per gebied. De depositie op landbouwgebied is ongeveer 53 miljoen kilogram ammoniak, bos en natuur is 15 miljoen kilogram ammoniak en 5,5 miljoen kilogram ammoniak op bebouwd terrein. Resultaat van een Monte Carlo simulatie N=500.



Figuur 14: Resultaat van een Monte Carlo simulatie N=500, waarbij de voorspellingen uitgedrukt zijn als percentage van de totale voorspelde droge depositie. De gemiddelde verdeling van ammoniakdepositie over de verschillende land categorieën staat ook in Figuur 14.



*Figuur 15: Verdeling landgebruik Nederland (links) en de verwachte droge depositie verdeling (Resultaat van een Monte Carlo simulatie N=500). Uit Figuur 13 kunnen we echter opmaken dat de verdeling niet zo precies is als deze cirkeldiagram doet suggereren aangezien de onnauwkeurigheid groot is.*

#### *4.6.1 Natte Depositie: over Metingen, OPS en Verdamping.*

## 4.7 Managementsamenvatting H5

Natte depositie wordt gemeten op acht plekken in Nederland. Daarbij wordt de concentratie ammonium en nitraat gemeten in het regenwater en bijgehouden wat de regenval in het jaar is op het meetstation. Vervolgens wordt op basis van deze gegevens de natte depositie per meetstation berekend. De gemeten natte depositie is ongeveer 200 tot 400 mol per hectare per jaar voor ammonium (NH<sub>y</sub>) en ongeveer 100 tot 150 mol per hectare per jaar voor nitraat (NO<sub>x</sub>). De natte depositie is in de afgelopen twintig jaar flink afgenomen.

Natte depositie wordt ook berekend met het OPS-model. Opvallend is dat volgens deze berekeningen de natte depositie in oost Nederland hoog is en in west Nederland laag. Wij hadden vooraf verwacht dat op de plekken waar de ammoniak-concentratie hoog is (de Peel, Gelderse Vallei) en er veel neerslag is, de berekende natte depositie ook hoog zou zijn. De overwegend westenwind in Nederland speelt hierbij een mogelijke verklaring. Het is spijtig dat het aantal meetstations gereduceerd is tot acht, hierdoor zijn de aanwezige praktijkdata te dun gezaaid.

De afwijking tussen de natte depositie metingen en de berekeningen met OPS ligt in de orde van grootte van +/- 15-20% (45 tot 60 mol per hectare per jaar). Een aanbeveling is om ook boven de stations de verdamping van water (Evapotranspiratie) en de ammoniak concentratie in de lucht beter te gaan monitoren en te verwerken in de data.

We denken derhalve dat er in OPS geen rekening gehouden is met de (dagdagelijkse) verdamping van regenwater (het gaat om minimaal 25%, in de literatuur worden ook waarden van 40-45% gerapporteerd) waardoor de werkelijke natte depositie lager zal zijn. De werkelijke natte ammoniak depositie – althans die depositie waar de natuur eventueel een (nadelig) effect van kan ondervinden - ligt vermoedelijk daarom in Nederland rond de 150 à 200 mol per hectare lager (totaal 100 tot 250 mol per hectare per jaar werkelijk) dan wordt nu wordt berekend met OPS. Overleg met de betrokken instanties zoals RIVM is nodig om dit punt op te helderen.

Natte depositie correleert vooral met de totale neerslag in het jaar van de metingen, al speelt natuurlijk ook de lokale gemiddelde ammoniakconcentratie in de lucht een rol. Een mogelijk toekomstig emissiebeleid kan daarom het beste worden geëvalueerd door de natte depositie te delen door de regenval in het jaar en deze parameter goed te gaan monitoren op veel plekken in Nederland. Ook bij het zwavel dossier is deze indicator een goede ‘thermometer’ gebleken. Meer (praktijk) meetstations goed verspreid over Nederland voor de natte depositie zijn dan wel nodig evenredig met de verdeling van (stikstofgevoelige) Natura 2000 gebieden, maar ook meer evenredig verdeeld over heel Nederland.

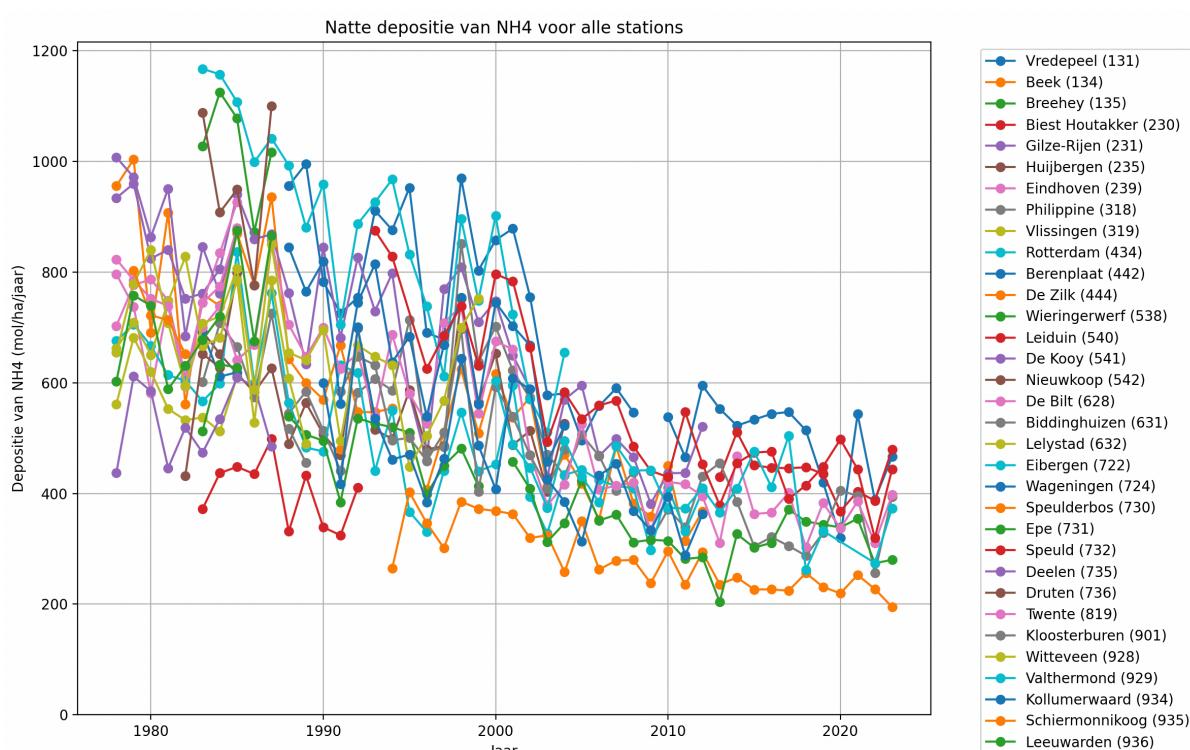
Op basis van de natte depositie metingen kunnen we wel concluderen dat de gemiddelde ammoniakemissie in Nederland met 60% gedaald is in de periode 1978 tot heden, de NO<sub>x</sub>-emissies zijn met 60% gedaald, en de zwavel-emissies zelfs met 90%.

## 4.8 De Natte Depositie Metingen in Nederland sinds 1978

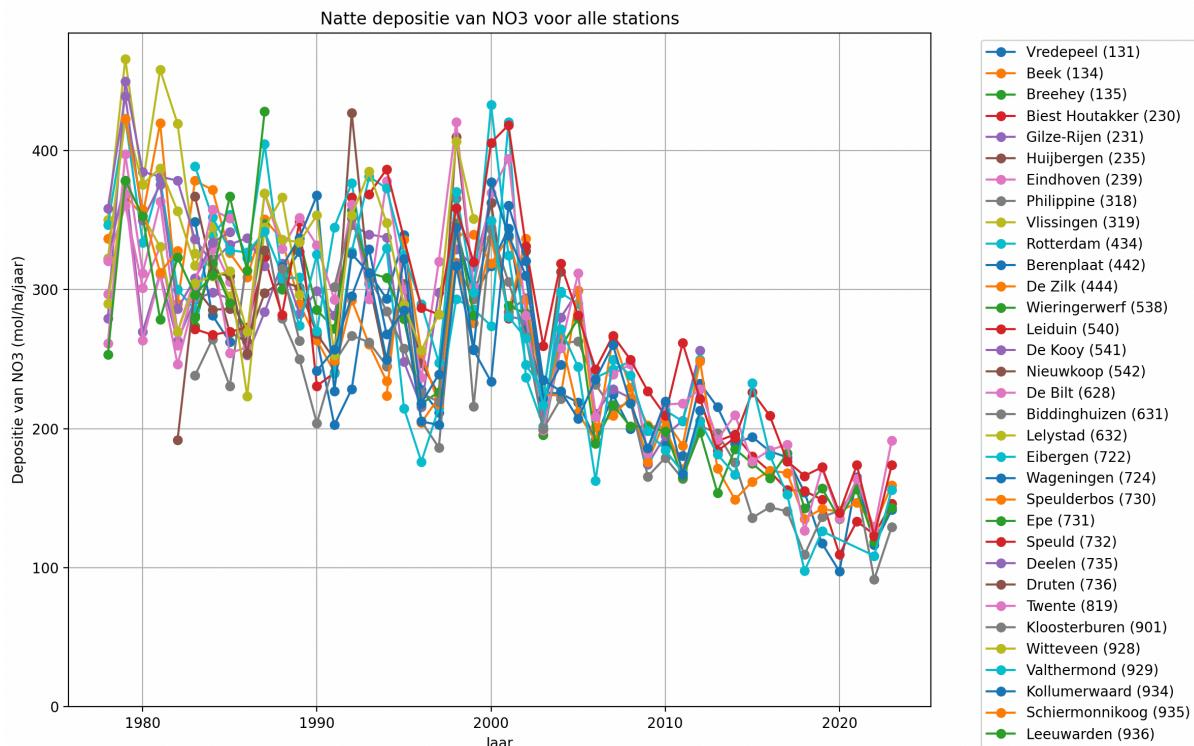
Natte depositie wordt al lang gemeten. In de basis wordt regenwater opgevangen en wordt bepaald wat de concentratie aan chemische componenten in het regenwater is. Deze concentratie metingen worden vermenigvuldigd met de neerslag in de meetperiode en teruggerekend naar een depositie per hectare per jaar uitgedrukt in mol. Het RIVM heeft een bestand beschikbaar gesteld waarin alle metingen staan vanaf 1978 tot 2022 op alle officiële meetstations in Nederland en voor de volgende chemische componenten: ammonium, nitraat, sulfaat, fosfaat, fluoride, chloride, natrium, kalium, magnesium en calcium en vluchtlige componenten. Binnen het kader van ons eigen onderzoek was het de bedoeling om de gemeten depositie te vergelijken met de gemodelleerde depositie, een onderzoekstaak die helaas nog niet in volledig detail is uitgevoerd voor meerdere jaren en voor NO<sub>x</sub>. Aan het einde van dit hoofdstuk volgt nog een lijst met aanbevelingen.

De natte depositie uitgedrukt in mol per hectare per jaar correleert vooral met regenval en de lokale gemiddelde ammoniakconcentratie in de lucht. Uit de tijdreeksen komt duidelijk naar voren dat een schone en droge omgeving zoals Schiermonnikoog een lage natte depositie laat zien, terwijl een intensief veehouderij gebied zoals bij Vredepeel een hoge natte depositie laat zien. Lokale omstandigheden kunnen de natte depositie metingen behoorlijk beïnvloeden blijkt ook uit de literatuur en vooral uit de metingen van het KNMI.

Tussen 1992 en 2004 waren er zestien meetlocaties, dit aantal is daarna gereduceerd tot elf (periode 2004 - 2014) en op dit moment zijn er nog maar acht locaties over. Ook hier zijn bezuinigingen de achterliggende oorzaak geweest van deze krimp. Hieronder de ruwe meetdata voor ammonium (door regenwater opgenomen ammoniak) en nitraat (NO<sub>x</sub>).



Figuur 1: alle beschikbare gemeten natte ammoniak depositiedata in Nederland vanaf 1978. Vanaf 2014 is het aantal meetpunten verder afgeneomen. Volgens de metingen is de natte depositie op Nederland tussen de 200 en 400 mol per hectare per jaar.



Figuur 2: alle beschikbare gemeten natte stikstofoxide depositiedata in Nederland vanaf 1978. Vanaf 2014 is het aantal meetpunten verder afgangen. Volgens de metingen is de natte depositie op Nederland tussen de 100 en 175 mol per hectare per jaar.

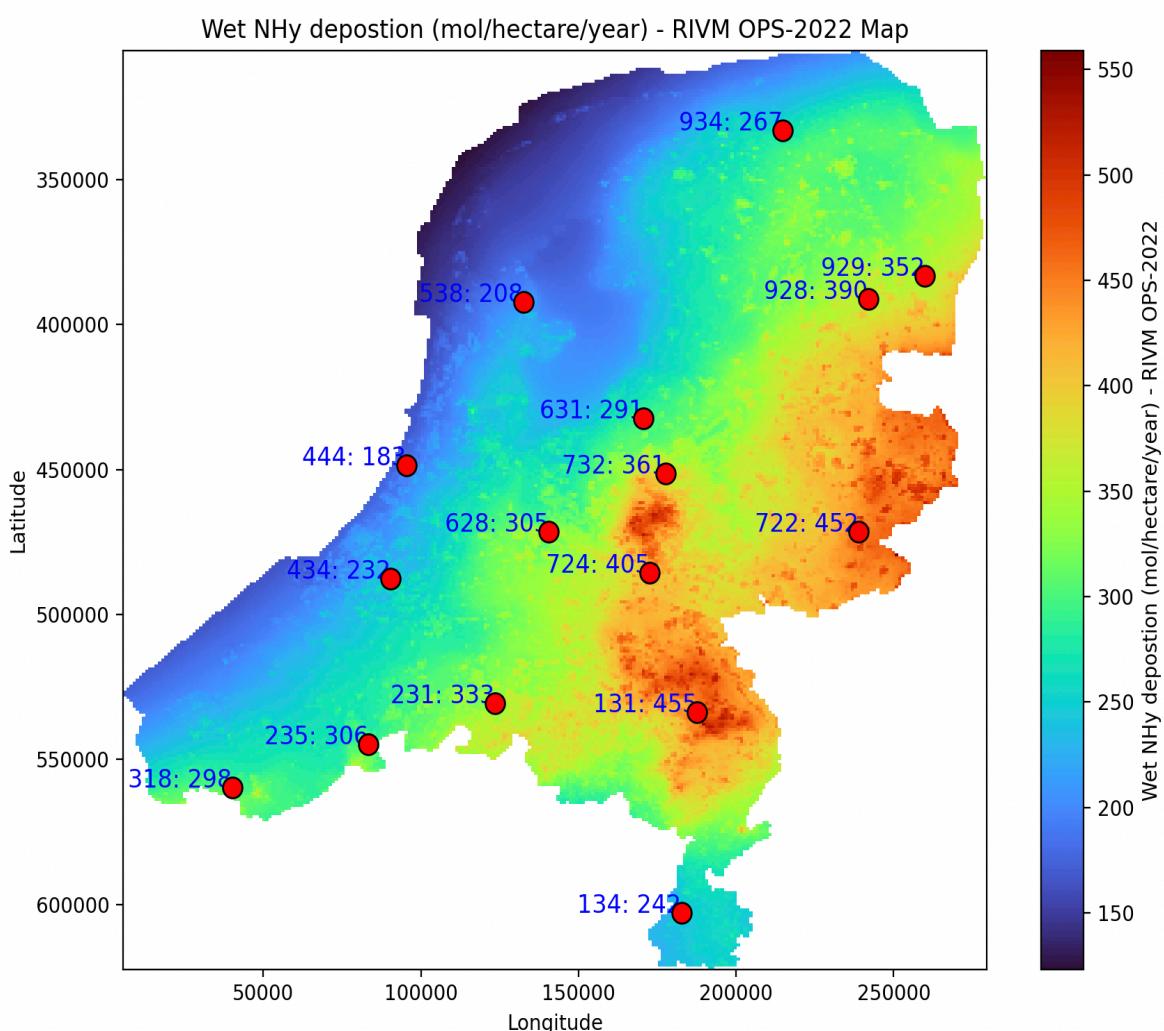
Op beide figuren is te zien dat de natte depositie in de periode 1980-2000 flink hoger was dan nu het geval is en dat de natte depositie in de jaren na 2000 gestaag gedaald is. We kunnen ook constateren dat de depositie van ammoniak minder snel is gedaald dan die van NO<sub>x</sub>. Vooral in de laatste tien jaar is deze relatief stabiel, wat verklaard kan worden door een stabiel aantal runderen, varkens en kippen in Nederland (op een kleine stijging van het aantal runderen na in 2016, gevolgd door een daling in de jaren erna, meer hierover in het hoofdstuk “Stikstof in de lucht”).

De natte depositie van ammoniak ligt volgens de metingen dus tussen de 200 en 400 mol per hectare per jaar, en van NO<sub>x</sub> ligt deze natte depositie tussen de 100 en 150 mol. Wat opvalt zijn de grote dalingen en stijgingen midden jaren negentig. Later in dit hoofdstuk zullen we bekijken of deze pieken en dalen correleren met de jaarlijkse regenva.

Tenslotte valt op dat de spreiding van ammoniak depositie groter is dan bij NO<sub>x</sub>. Dit doet vermoeden – het is een hypothese – dat de natte ammoniak depositie nog meer dan die van NO<sub>x</sub> bepaald wordt door lokale omstandigheden waaronder vermoedelijk de concentratie ammoniak in de lucht en de lokale regenva. De jaarlijkse neerslag in Nederland is niet overal hetzelfde, er zijn duidelijk drogere en nattere regio's aan de wijzen in Nederland. Deze hypothese moet ook nog nader worden gevalideerd. In Appendix A van dit hoofdstuk zijn ook de box plot per jaar en de gemiddelde depositie per jaar weergegeven in grafieken.

## 4.9 De Natte Depositie volgens de Berekeningen (OPS-2022)

Het aantal meetstations is sinds 2024 gedaald en nu (te) beperkt in Nederland. Daarom wordt de natte depositie door het RIVM voorspeld door gebruik te maken van het rekenmodel OPS en neemt de betrouwbaarheid van de berekening van de natte depositie door OPS juist af. Dit is geografisch uitermate gevoelig, aangezien lokale neerslag intensiteiten boven bijvoorbeeld natuurgebieden aanwezig zijn. Deze te verwachte onnauwkeurigheid heeft veel invloed op de lokale depositie berekeningen. Nader onderzoek naar de opbouw van de module binnen OPS heeft niet plaatsgevonden. Het RIVM heeft de berekende bestanden digitaal beschikbaar gesteld (GDN kaart ammoniak en GDN voor NOx) zodat deze nader onderzocht kunnen worden.



Figuur 3: de berekende natte ammoniak depositie boven Nederland (OPS-2022, data RIVM). Op de kaart staan met de rode stippen de regenmeetstations met achter het nummer de berekende natte depositie op die locatie. De berekende natte depositie is, zoals we verwachten lokaal op de Gelderse Vallei en de Peel hoog. Ook opvallend is de lage natte depositie aan de kust (en het Groene Hart) en de relatief hoge depositie in de Achterhoek.

Er zijn op dit moment dus nog acht locaties waar de natte depositie wordt bepaald door praktijk metingen in het regenwater. We hebben een korte analyse uitgevoerd om te bekijken wat de voorspelling is van de GDN kaart voor natte ammoniak depositie en wat de praktijk metingen zijn op deze specifieke locaties. Voor het jaar 2022 zijn de metingen en de OPS-voorspelling ongeveer gelijk, maar met kanttekeningen dat de afwijkingen +/- 15-20% zijn. Ten opzichte van 2023 mag eigenlijk geen conclusie getrokken worden daar er geen OPS-2023 GDN kaart opgevraagd is bij het RIVM om de data mee te vergelijken. Of deze beschikbaar is, is onbekend. Hieronder de samenvattende tabel van deze exercitie.

Station	OPS-2022	Meting 2022	Verschil	Meting 2023	Verschil
131	455	389	+ 66	466	- 11
231	333	N/A		N/A	
318	298	257	+ 41	393	- 95
444	183	226	- 43	194	- 11
628	305	308	- 3	398	- 93
732	361	319	+ 42	445	- 84
929	352	274	- 78	373	- 21

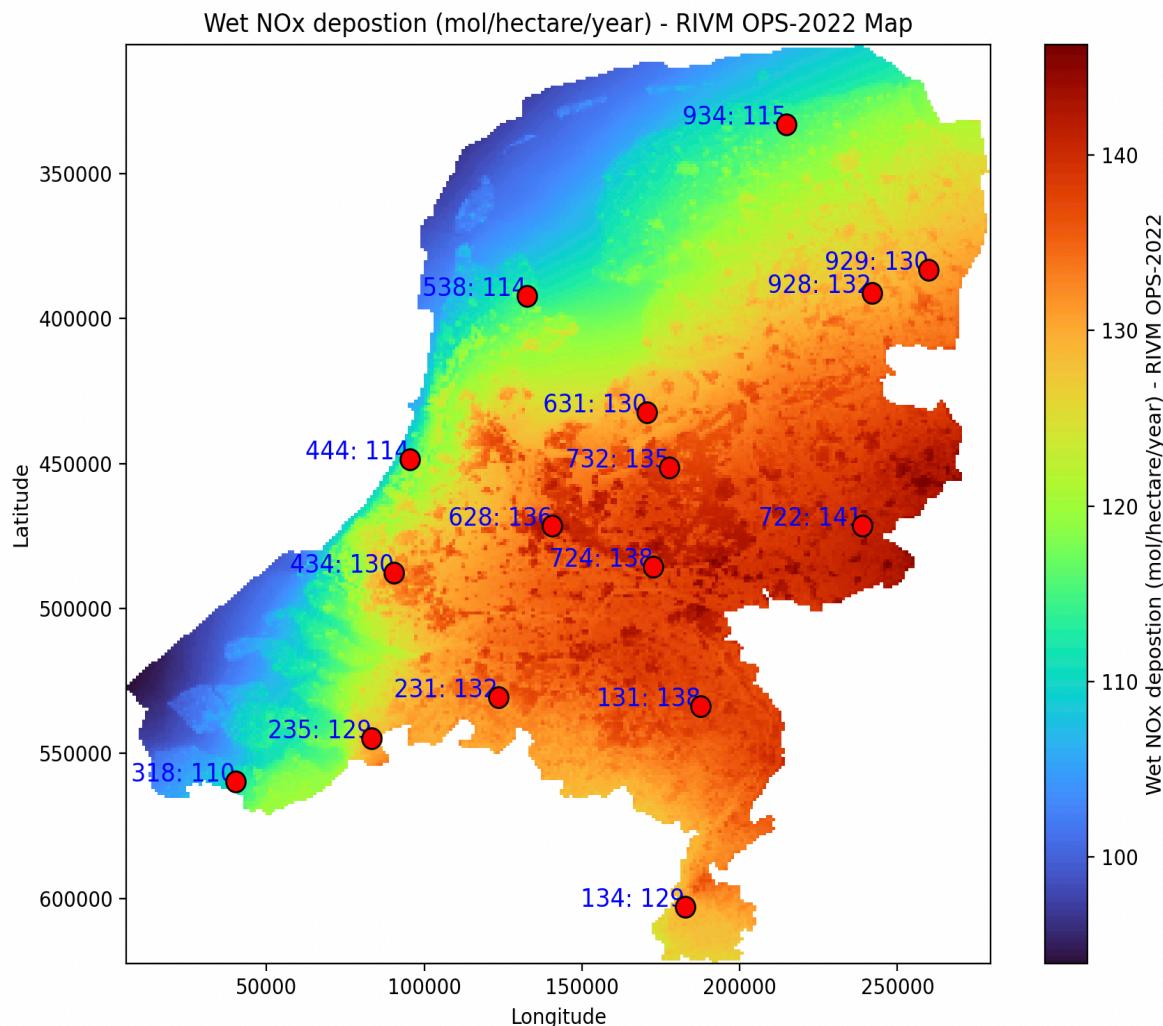
Tabel 1: het verschil tussen de berekende natte ammoniakdepositie uitgedrukt in mol per hectare per jaar en de gemeten (2022 en 2023) natte ammoniakdepositie uitgedrukt in mol per hectare per jaar. De verschillen tussen meting en berekening zijn ongeveer +/- 15-20%.

Het is aan te bevelen om deze vergelijkingen op meer regenwater punten uit te voeren, bij voorkeur met weerdata van eerdere jaren met OPS. Hierdoor wordt een betere inkijk gegeven in de performance van de natte-depositie module binnen OPS. Ook is het aan te bevelen om dit onderzoek uit te voeren voor de NOx metingen aan het regenwater. Hieronder is de natte depositie voor NOx OPS-2022 GDN kaart weergegeven (Figuur 4).

Zowel de natte ammoniak als de stikstofoxide depositie zijn laag bij de kust en hoog in het oosten van het land volgens OPS. De verwachting vooraf was dat de natte depositie zou afhangen van a) de lokale ammoniakconcentratie in de lucht en b) de regenval. De regenval is immers niet overal gelijk boven Nederland. Op de Veluwe en in de randstad is de regenval uitgedrukt in mm neerslag hoger dan bijvoorbeeld in Noord-Limburg of de achterhoek. De regen meetstations 722, 724 en 134 zijn sinds 2014 niet meer in gebruik. We kunnen niet goed beoordelen of het OPS-model de natte depositie goed voorspelt daar juist in de door OPS voorspelde gebieden relatief (te) weinig meetstations zijn. Voor de natte depositie van ammoniak en voor stikstofoxide weten we derhalve niet of de simulaties voldoende accuraat zijn en blijven we bij de conclusie dat de nauwkeurigheid +/- 15 tot 20% is.

Wat ook opvalt is dat er weinig natte depositie is in Friesland, Flevoland en het groene hart terwijl daar wel relatief veel melkveehouders zijn. Op die plekken is een verhoogde ammoniakconcentratie in de lucht aanwezig en toch is de natte depositie onder het gemiddelde. Van stikstofoxide weten we dat de emissies het grootste zijn in de randstad en rond Utrecht (zie ook het hoofdstuk over de ammoniak concentraties). Maar ook dat zie je niet terug bij de voorspelde natte depositie kaartjes. In ons onderzoek ligt de nadruk op ammoniak en we hebben de stikstofoxide analyse nog niet afgerekond.

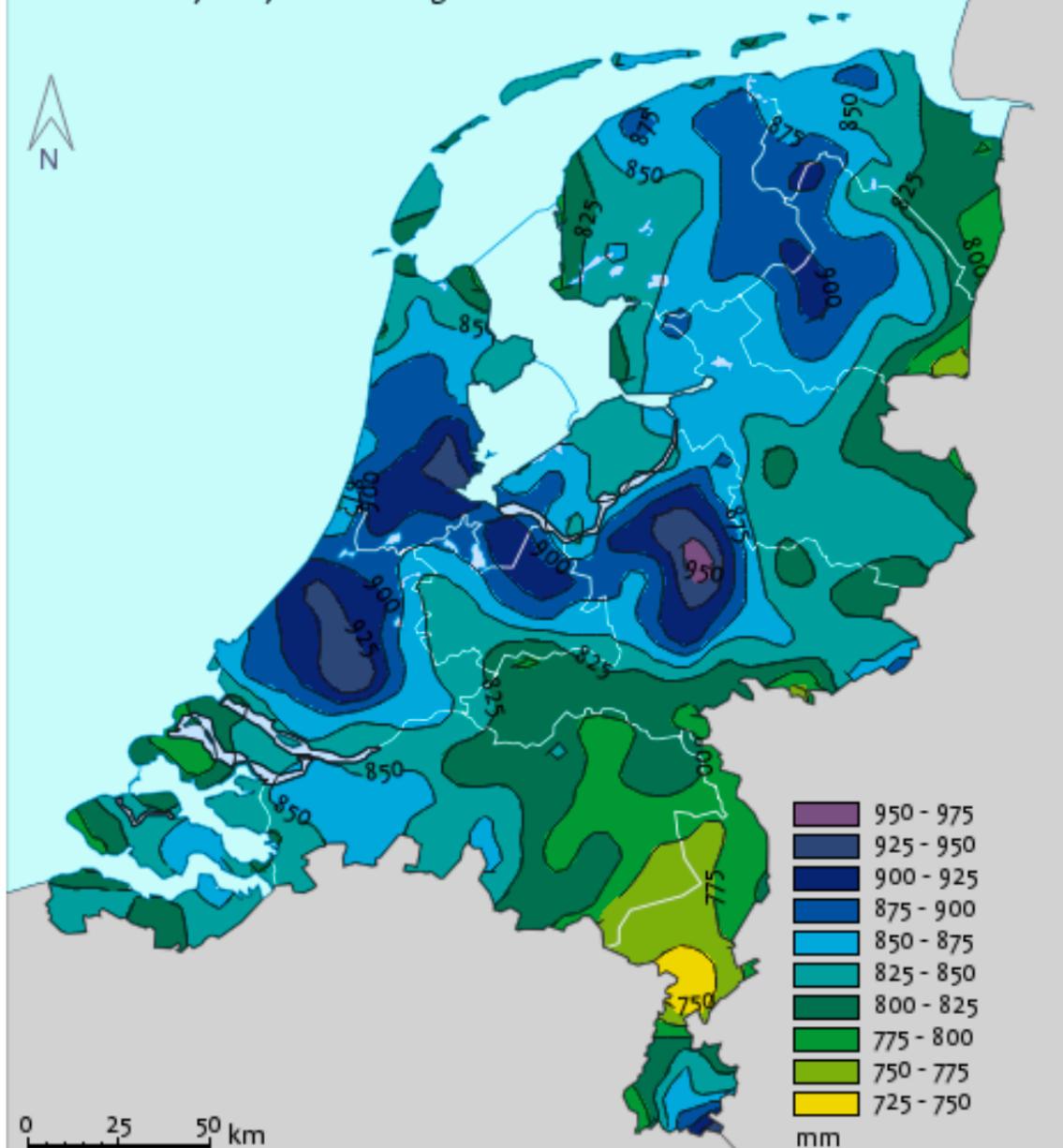
We kunnen hier kort speculerend over zeggen dat wellicht de overwegende westenwind ammoniak en NOx dat zich in hogere atmosferische lagen bevindt wegblaast naar het oosten van Nederland waar het met regen weer op de grond terecht komt. Maar of dit beeld werkelijk klopt en of deze hypothese dus klopt is niet te achterhalen. Feit is dat we alleen bij de Gelderse vallei een plek hebben waar zowel de ammoniakconcentratie als de jaarlijkse neerslag relatief hoog is. Op deze locatie verwachten we dus wel een hogere natte depositie. Op de Veluwe zelf hebben we een relatief lage concentratie ammoniak in de lucht, maar wel weer relatief veel regen. De natte depositie van ammoniak is daardoor relatief laag volgens de OPS-voorspellingen op de Veluwe en dat lijkt logisch.



Figuur 4: de berekende natte stikstofdioxide (NOx) depositie boven Nederland (OPS-2022, data RIVM). Op de kaart staan - met de rode stippen aangegeven- de regenmeetstations met daarachter het station nummer en de berekende natte depositie op die locatie. Opvallend is dat de natte NOx depositie in het oosten van het land hoger is dan in het westen van het land. Dit terwijl de meeste emissies van NOx vooral in Noord en Zuid-Holland en Utrecht plaatsvinden. Het effect van de overwegend westelijke wind is waarschijnlijk de verklaring voor dit fenomeen dat wel nader onderzocht zou moeten gaan worden.

# Langjarig gemiddelde 1981-2010

Gemiddelde jaarlijkse neerslag



Figuur 5: Gemiddelde jaarlijkse hoeveelheid neerslag in Nederland van 1981 tot 2010 (bron [www.klimaatatlas.nl](http://www.klimaatatlas.nl)). Het is niet bekend of deze neerslag verdeling anno 2024 anders is dan vijftien jaar geleden het geval was. Ook is de hypothese dat de werkelijke natte depositie vooral afhangt van de (hevigheid) van de lokale neerslag in combinatie met de hoogte van de ammoniakconcentratie.

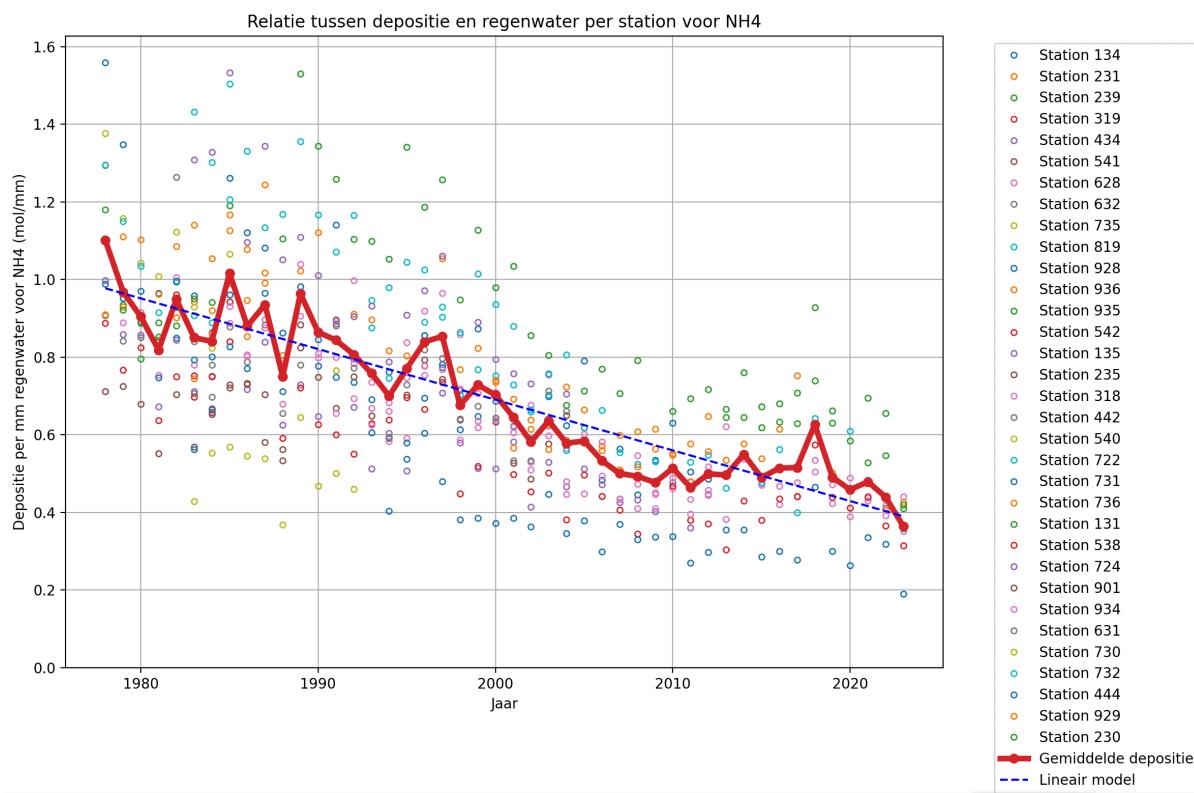
## 4.10 Effecten Jaarlijkse Neerslaghoeveelheid op de Natte Depositie

De hypothese is dat de natte depositie van ammoniak en stikstofoxiden wel eens een veel betere indicator voor de luchtvervuiling van stikstof kunnen zijn dan de concentratiemetingen in de lucht. Een tweede hypothese is dat natte totale jaardepositie wel erg beïnvloed zou kunnen worden door de neerslag in dat specifieke jaar. We weten immers dat er natte en droge jaren zijn en vermoeden dat die de gemeten natte depositie sterk beïnvloed.

Om deze hypothese te kunnen toetsen hebben we de gemeten natte depositie gedeeld door de gemeten neerslag per meetstation waardoor een soort van jaarconcentratie gecreëerd wordt en het effect van de droge en natte jaren veel beter wordt gevisualiseerd. De grafieken die via deze verwerking gecreëerd zijn laten ook een goed beeld zien van de totale luchtverontreiniging boven Nederland. Ter illustratie is in dit hoofdstuk daarom de zwavel grafiek ( $\text{SO}_4$ ) opgenomen die via deze methode is gemaakt.

Spijtig blijft dat het aantal meetstations vanaf 2014 verder gereduceerd is en er ook geen goede verdeling van het aantal meetstations over Nederland is. Maar de aanpak waarbij de pieken door natte jaren en de dalen door droge jaren geëlimineerd worden, maakt het wel mogelijk om meer-jaren trends te maken en te visualiseren. Deze meer-jaren trends kunnen we op een later moment weer vergelijken met de trend voor de officiële emissie-cijfers zoals deze door RIVM en CBS worden gerapporteerd.

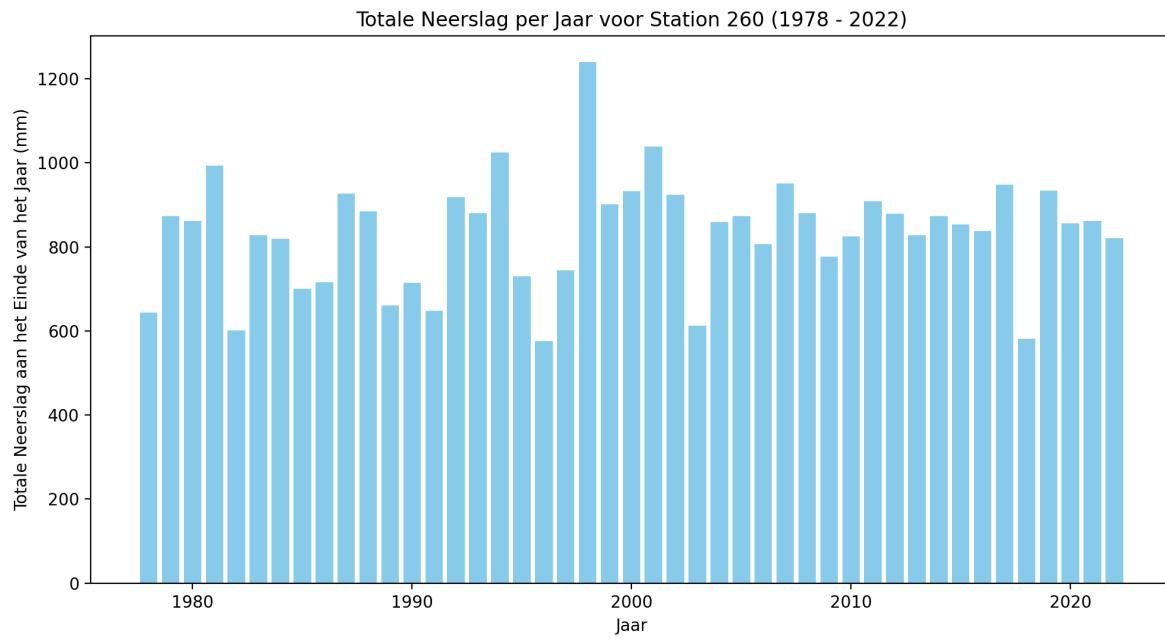
De onderstaande drie grafieken geven de werkelijke meetwaarden aan gedeeld door de neerslag op de locatie met open rondjes. De dikke rode lijn geeft de gemiddelde waarde per jaar over alle stations weer. Ook is een lineaire fit uitgevoerd door de data. Dit laatste is statistisch niet helemaal correct. Een uitvoerigere regressieanalyse dient eigenlijk nog op deze data uitgevoerd te worden waarbij ook wordt gekeken welk regressie-model het beste past. Een dergelijke analyse valt buiten de scope van dit huidige rapport.



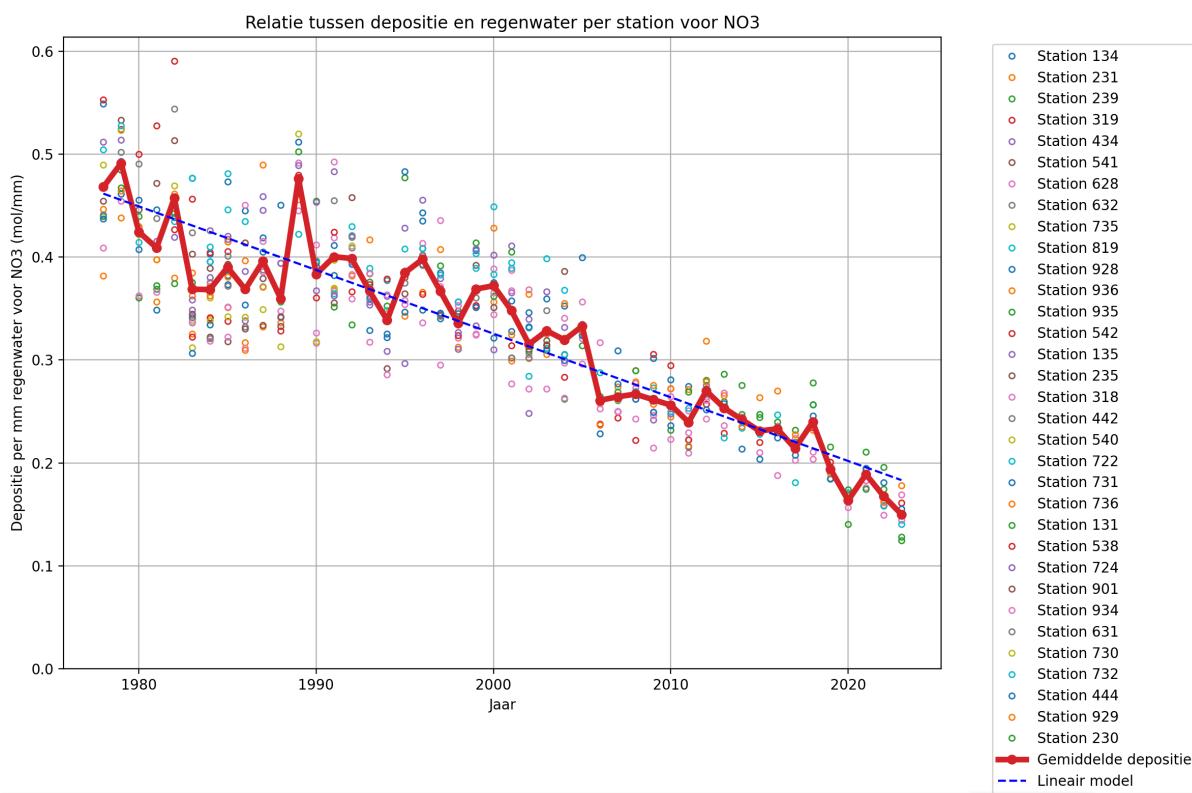
*Figuur 6: De natte depositie data van alle stations is gedeeld door de werkelijke regenval op dat station in dat jaar om tot een depositie per millimeter regenwater te komen. Deze parameter kan gezien worden als een jaarlijkse concentratie term en daarmee een indicator voor ‘de kwaliteit’ van de lucht in dat jaar. De meeste pieken en dalen die sterk afwijken van het (arbitrair) gekozen lineaire model zijn te verklaren doordat er in het betreffende jaar sprake was van extreme droogte of juist natheid. We zien dat de ammoniak deken boven Nederland met ongeveer 60% is gedaald.*

Ondanks de normalisatie van de data door de werkelijke regenval per meetpunt te gebruiken zijn er nog aanvullende observaties te doen als we naar deze drie grafieken onderling kijken:

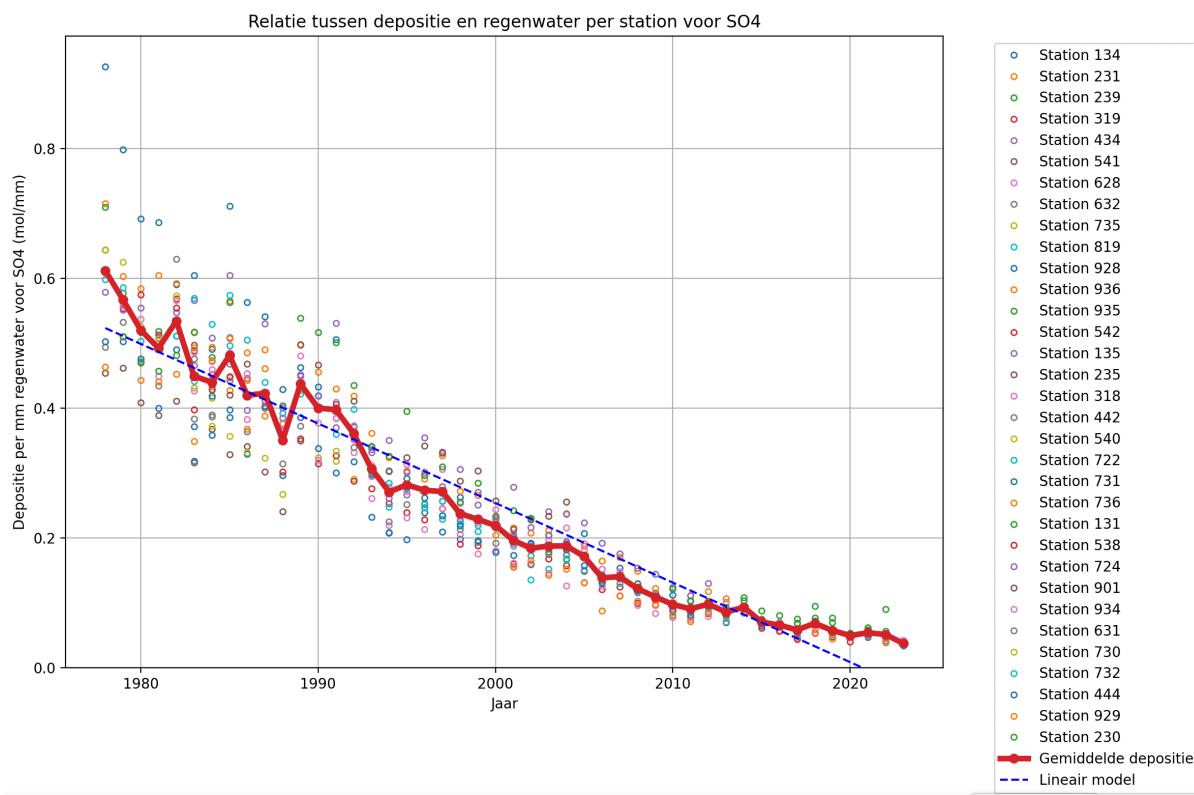
- Alle drie de grafieken hebben een duidelijke piek bij de droge jaren. Blijkbaar neemt de concentratie ammoniak in de lucht dan toe en wordt er weinig uitgewassen uit de lucht. Als consequentie is de ammoniak concentratie dan hoger in dat jaar is. Dit fenomeen zie we duidelijk bij de jaren 1985, 1989, 1996, 2003 en 2018 . Die waren allemaal zeer droge jaren zoals uit Figuur 6 blijkt.
- Alle drie de grafieken tonen tevens een duidelijk dal(letje) in de jaren 1988, 1994, 1998 en 2002. Dit zijn jaren die als bijzonder nat te karakteriseren zijn. Hier zal het omgekeerde hebben plaats gevonden. Als het veel regent dan zijn de concentraties ammoniak in de lucht gemiddeld laag, doordat er weinig concentratie opgebouwd kan worden in de luchtlagen.
- Alle drie de chemische componenten nemen flink af in de periode van 45 jaar (tussen 1978 en 2022). De Nederlandse lucht is duidelijk al veel schoner geworden. Bij ammoniak zien we een reductie van +/- 60% over deze periode, bij NO<sub>x</sub> zien we ook een reductie van +/- 60%, en bij SO<sub>4</sub> zelfs een reductie van +/- 90%.



Figuur 7: Neerslag op station 260 (De Bilt) duidelijk zijn de drogere en nattere periode te zien die goed correleren met de pieken en dalen zoals deze in de Figuren 5 en 7 zichtbaar zijn.



Figuur 8: De natte depositie data van alle stations is gedeeld door de werkelijke regenvaal op dat station in dat jaar om tot een depositie per millimeter regenwater te komen. Deze parameter kan gezien worden als een jaarlijkse concentratie term en daarmee een indicator voor ‘de kwaliteit’ van de lucht in dat jaar. De meeste pieken en dalen die sterk afwijken van het (arbitrair) gekozen lineaire model zijn te verklaren doordat er in het betreffende jaar sprake was van extreme droogte of juist natheid. We zien dat de stikstofoxide (NO<sub>x</sub>) deken boven Nederland met ongeveer 60% is gedaald.



Figuur 9: Ondanks dat dit rapport vooral gaat over ammoniak en een beetje over stikstofoxiden is ter illustratie van praktisch milieubeleid – ontzwaveling van brandstoffen- deze grafiek van zwaveloxide geplot. Door juist emissiebeleid is de totale natte depositie met 90% gedaald in de betreffende periode. Ook bij deze chemische contaminant zien we de natte en droge jaren terug in de grafiek.

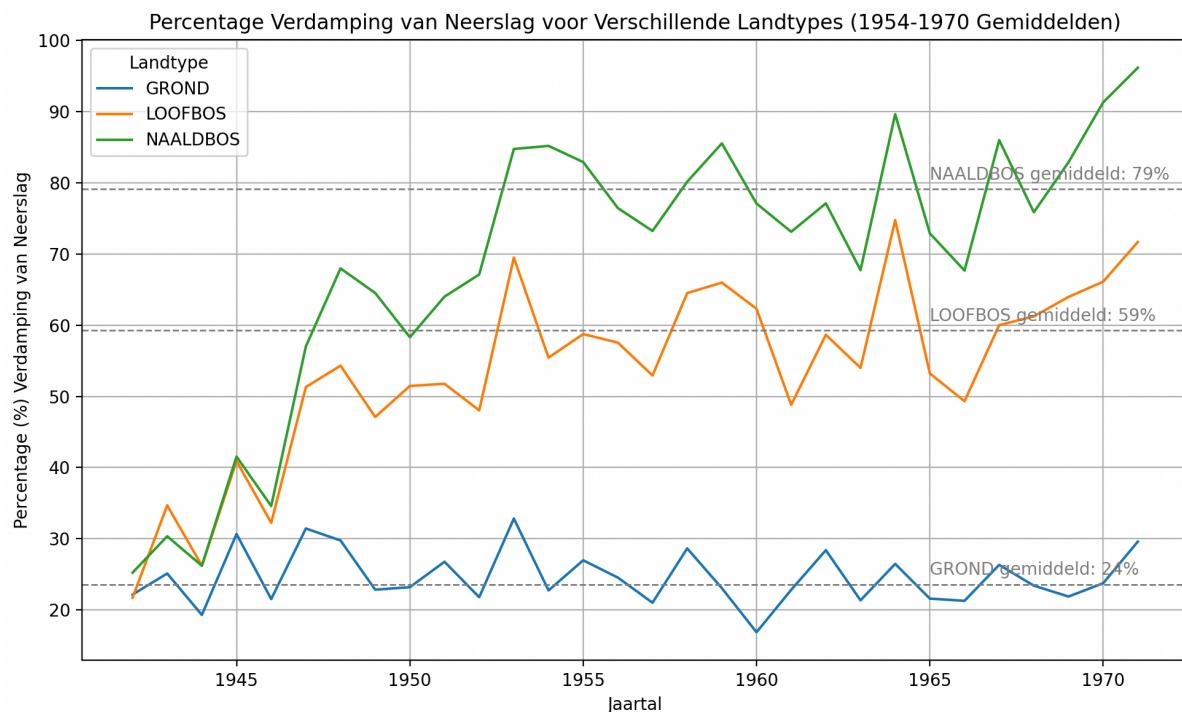
## 4.11 Speelt verdamping ook een rol in dit dossier?

De natte depositie is wellicht een betere *schatter* (indicator) vanuit milieuvervuiling via de emissies voor luchtvervuiling dan de concentratiemetingen in de lucht zelf. De hypothese is dat natte jaardepositie wel erg beïnvloed zou kunnen worden door de regenval in dat specifieke jaar zoals we hebben aangetoond in het begin van dit hoofdstuk. Om deze hypothese te kunnen toetsen zijn drie korte aanvullende activiteiten uitgevoerd. In de literatuur is opgezocht wat de verwachte verdamping is, deze verdamping hangt af van de hevigheid van de regenval, maar hangt ook af van de luchttemperatuur, de straling en de windsnelheid.

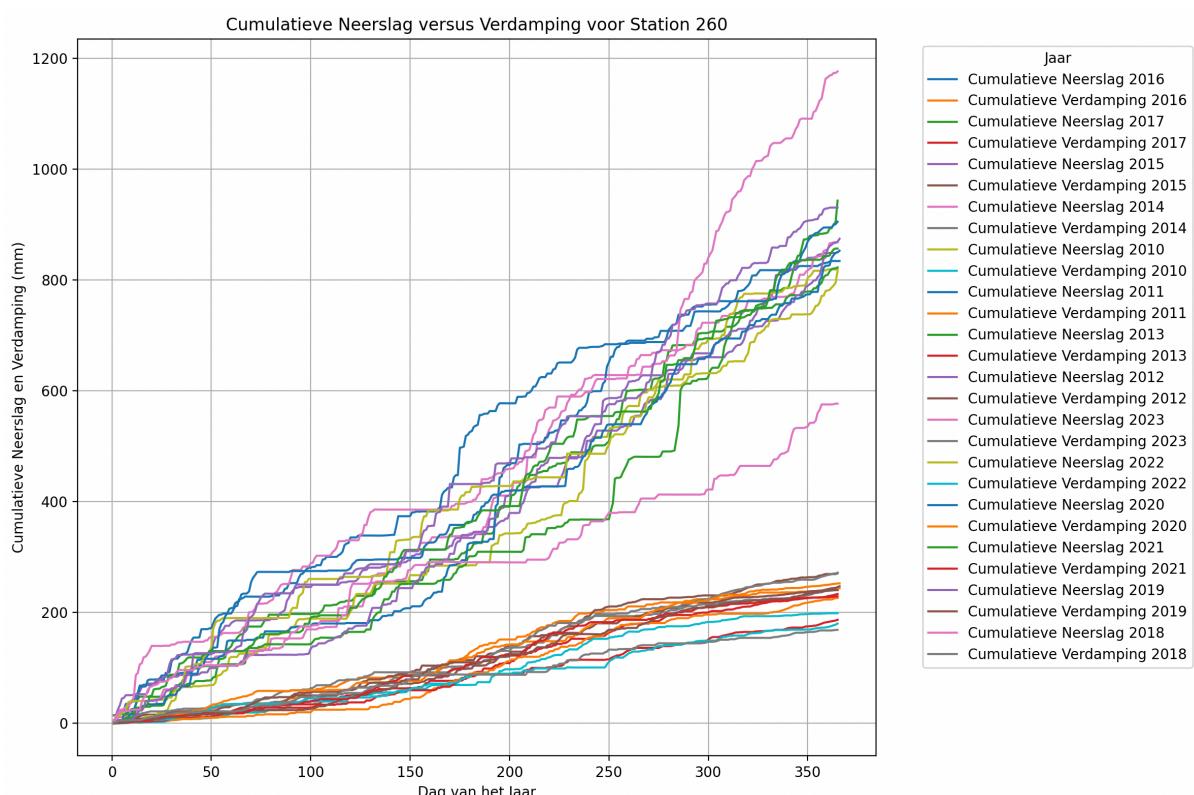
We hebben een langere meetreeks gevonden in de literatuur (zie Figuur 10) en tevens een gangbaar model (Penman-Monteith) gebruikt om de verwachte verdamping (ook wel evapotranspiratie ( $ET_0$ ) genoemd) te modelleren op de acht verschillende stations in Nederland. Uit de literatuur volgt dat van de regenval ongeveer 40-45% weer verdampt en uit de eerste modelberekeningen op locatie De Bilt (station 260) concluderen we dat het gaat om 250 mm van de ongeveer 950 mm regen, of te wel 26%. Deze berekende 26% komt goed overeen met de gemeten 24% over de periode 1945 tot 1971. Bij bossen is de verdamping flink hoger, maar vermoedelijk is dat het resultaat van de verdamping via bladeren en het vaatstelsel. Het KNMI rapporteert maandelijks de MONV (Neerslag en Verdamping in Nederland), deze gegevens zouden eventueel gebruikt kunnen gaan worden voor de verwerking van de gemeten natte depositie.

Dit betekent waarschijnlijk dat de natte depositie metingen te hoog worden ingeschat en dus in de praktijk ongeveer 100 mol ammoniak per hectare per jaar lager zullen zijn dan uit de formele ammoniak depositie metingen komt. Dit punt dient nader onderzocht te worden maar de berekende 25% lijkt een conservatieve maar ook reële schatting. De werkelijke natte ammoniak depositie is derhalve eerder 150 tot 300 mol per hectare per jaar in Nederland dan de hoeveelheid die blijkt uit de metingen die ongeveer 200 tot 400 mol per hectare per jaar zijn. Hierbij merken we wel op dat verdamping aan de kust volgens het KNMI groter is dan in het oosten van het land (het scheelt ongeveer 80 mm neerslag, dit verklaart al snel ongeveer 10% van de verschillen of te wel 20-40 mol per hectare per jaar).

We hebben enkele inhoudelijke gesprekken gevoerd met experts over het onderwerp verdamping. De conclusie van deze experts is dat verdamping inderdaad een groot aspect is, en dat vooral ammonia in regenwater bij milde regenval gevolgd door verdamping naar alle waarschijnlijkheid gelijk weer vervliegt tot ammoniak in de lucht al zou het kunnen zijn dat een gedeelte in de vorm van ammoniumnitraat of ammoniumsulfaat op de bodem achterblijft. Dit proces van dagelijkse depositie (door neerslag) gevolgd door emissie (door verdamping) en wellicht daarna weer tot re-depositie is niet voldoende onderzocht en zit derhalve zo goed als zeker ook niet verwerkt in het OPS-model. Kortom, er zijn de nodige onderzoeks vragen te beantwoorden als het gaat om natte depositie metingen en modelleringen waar in het kader van dit onderzoek niet voldoende budget is om dieper in te duiken.



*Figuur 10: Resultanten van verdampingsmetingen in Castricum periode 1956-1969 (bon: Van der Molen, 1975), Lysimeters Wageningen in de periode 1952 tot 1965. De Gruyter (1957) heeft metingen uitgevoerd in 1942 tot 1945. De verdamping van neerslag is voor dit rapport uitgedrukt als percentage van de totale neerslag in dat jaar. De gemiddelde lijn is bepaald op de periode 1950 tot 1970. Verdamping vanaf de grond is gemiddeld 24%.*



*Figuur 11: Eerste analyse op De Bilt (station 260) gebruikt makend Penman-Monteith model en de werkelijk gemeten weerdata van het KNMI. Werkelijk gemeten neerslag en de berekende verdamping zijn uitgezet in deze grafiek voor de periode 2010 tot en met 2023.*

## 5 De Olifant in de Kamer: Droge Depositie

### 5.1 Managementsamenvatting H6

Droge depositie – de opname van ammoniak via gewassen en/of natte oppervlakten – bestaat en is onderdeel van de ammoniakcyclus. Droge depositie is eigenlijk ook een vorm van natte depositie, maar omdat van de scheiding tussen effecten van regenval (natte depositie in de volksmond) en overige processen, wordt het woord droge depositie toch gehanteerd in de wetenschap. Droge depositie kan ook een negatieve droge depositie zijn (=emissie), en daarom is een alternatief woord “flux naar en van het oppervlak”.

In dit hoofdstuk wordt uitgelegd hoe de droge depositie berekend wordt in OPS met module DEPAC. De droge depositie wordt berekend met een variant van ‘de wet van ohm’, hierbij is er een drijvende kracht – het verschil in ammoniakconcentratie tussen de lucht en het oppervlak – en een weerstand (ook wel depositie snelheid of exchange velocity genoemd). De depositiesnelheid is opgebouwd uit drie weerstanden: de Aerodynamische weerstand ( $R_a$ ), de Laminaire grenslaagweerstand ( $R_b$ ), en de Oppervlakteweerstand ( $R_c$ ). De opbouw van DEPAC is wetenschappelijk goed, echter de parameters binnen DEPAC zijn zelden goed gevalideerd.

Elk landtype heeft eigen karakteristieken en een eigen ruwheid ( $z_0$ ). Zonder in de praktijk gevalideerde DEPAC-parameters per landtype blijft de nauwkeurigheid in termen van precisie (de spreiding) en de juistheid (systematische fouten) te groot. De juistheid van de droge depositie is in enkele gevallen meerdere factoren te groot of te klein, en de spreiding is in de meeste gevallen minimaal +/- 300 mol of meer (+/- 5kg N). De modelberekeningen van de depositie per landtype wordt daarnaast ook bepaald door de (berekende) lokale ammoniak-concentratie (met een nauwkeurigheid van +/- 30%) en weersomstandigheden boven dat landtype.

In DEPAC is Nederland opgedeeld in negen landklassen (lu). We hebben in het kader van dit onderzoek de voorspelde depositie (ook wel flux genoemd) die uitgelezen kan worden via de digitale GDN-kaart van RIVM vergeleken met metingen uit de praktijk en met de DEPAC-voorspellingen. Hiertoe is de FORTRAN90 code omgezet naar een (prototype) Python (DEPAC\_python). Er zijn veel te weinig depositie praktijkexperiments bekend om de validatie model versus praktijk goed te kunnen uitvoeren. Op basis van de beperkte openbare praktijkexperiments concluderen we toch:

- De droge depositie boven graslanden wordt vermoedelijk onderschat door OPS met 50% tot 100%. Er is veel literatuur, maar deze is niet altijd goed vergelijkbaar. Vervolg analyse is nodig daar ongeveer een kwart van Nederland uit grasland bestaat.
- De voorspelde droge depositie boven duinen wordt aantoonbaar overschat. Het gaat om een factor 2 à 3 (minimaal 100% lager dus). Vermoedelijk zit deze overschatting ook op de voorspelling van de droge heide gebieden.
- De droge depositie boven akkerbouwgebieden is niet gevalideerd. Onbekend is wat de droge depositie is boven maisland, graanvelden en aardappelvelden. Hier is praktijkonderzoek voor nodig met zowel fluxmetingen als biomarkers.

- De voorspelde droge depositie boven water komt overeen met praktijk metingen boven groot water, maar daar de ammoniakconcentratie boven water in Nederland hoger is, zal de droge depositie enkele kilogrammen per hectare hoger zijn.
- De droge depositie voorspelling boven steden is – ondanks de ruwheid van steden – hoger dan de beperkte metingen die in de literatuur bekend zijn. Vermoedelijk gaat het hier om minimaal een 50% te hoge voorspelling.
- De voorspellingen van de droge depositie boven bossen is lager dan de metingen. Uit recent praktijkonderzoek valt af te leiden dat het gaat om ongeveer 50% te lage voorspellingen.

Het effect van al deze onzekerheden op a) de concentratiekaart van Nederland is groot (+/-30%), en op b) op de totale depositie per hectare is deze zelfs enorm groot, waardoor c) op de totale depositie-kaart van Nederland ook veel te groot is. RIVM schat de onzekerheid op de droge depositie in op +/-124%, echter gaat voorbij aan juistheidfouten en aan onzekerheden per landtype. Dit betekent dat niet alleen de spreiding groot is, maar dat ook de gemiddelde berekende waarde per landtype systematische fouten bevat zoals hierboven wordt geïllustreerd.

De totale ammoniak-depositie is de optelsom van de natte depositie (met precisie +/- 60 mol, en mogelijke onjuistheid van rond de 75-100 mol vanwege verdamping) en de droge depositie (met precisie van +/- 300 mol en per landtype onjuistheden die oplopen in de orde grootte van vele honderden mol). De natte depositie zit tussen de 200 en 400 mol per hectare, de droge depositie zit tussen de 100 en 2000 mol (maar sterk landtype afhankelijk). Meer kunnen we hier niet over zeggen.

Elke suggestie dat OPS per hectare (of per 1x1km) een depositie kan berekenen die nauwkeurigheid is op enkele mol, tientallen mol of zelfs maar honderd mol is niet gebaseerd op enige realiteitszin noch op wetenschappelijk juiste argumenten. OPS kan met maximaal twee, en eigenlijk maar 1 significant cijfer totale depositie-berekeningen uitvoeren. Elke modeluitkomst die wordt weergegeven met drie of vier significante cijfers heeft derhalve geen betekenis.

In het vervolgonderzoek wordt ook nader ingegaan op de onnauwkeurigheid van de input files (GIAB, INITIATOR, NEMA), ook daar gaat het om vele tientallen procenten en het effect van deze onnauwkeurigheid op zowel de concentratievoorspellingen van OPS als de GDN-kaarten.

In het gebruikelijke narratief wordt vaak aangegeven dat Nederland ook veel ammoniak exporteert. Als we de optelsom maken van onzekerheid van de emissie-tabellen en kaarten en de onzekerheid van de depositie modellen, dan moeten we ook concluderen dat de export van ammoniak beter in een range gerapporteerd kan worden. De export is ongeveer 0 tot 15% en daarmee lager dan wat TNO eerder heeft voorspeld. Daarnaast blijft dat een substantieel gedeelte van de emissies ook weer deponeert op het boerenland, het gaat om ongeveer 65%.

## 5.2 Droge depositie - Wat is het?

Bij natte depositie kunnen we ons gemakkelijk voorstellen dat ammoniak (of NOx) oplost in regendruppels en in de vorm van een ammoniak ammonium oplossing in de regen op de grond valt en daar voor een ver mestende werking zorgt. Maar hoe zit het dan met droge depositie? Moleculen zoals ammoniak kunnen niet zomaar op de grond vallen, noch zomaar opstijgen. In het vorige hoofdstuk hebben we al aangegeven dat er in de menglaag sprake is van turbulentie waardoor dispersie in alle richtingen kan plaatsvinden. Als moleculen niet kunnen 'vallen' is de vraag welke mechanismen er toch voor kunnen zorgen dat er ammoniak 'op de grond terechtkomt'. De wetenschappelijk literatuur is weinig beschrijvend en daarom refereren we eerst weer aan 'De Vliegende Geest':

*De droge-depositieflux wordt naast de concentratie in of op het blad (in de waterlaag) bepaald door de mate van turbulentie in de atmosfeer. Hoe hoger de turbulentie des te hoger het transport van de lucht naar het oppervlak. De turbulentie is op haar beurt afhankelijk van de windsnelheid, de insraling en de ruwheid van het oppervlak. Hoe hoger de windsnelheid en de ruwheid des te hoger de depositie. De ruwheid wordt bepaald door de karakteristieken van het oppervlak: als het oppervlak versniperd is, is de ruwheid groter dan bij homogene oppervlakken. Verder is de ruwheid groter wanneer de gemiddelde lengte van de obstakels groter is. Water heeft dus de kleinste ruwheid, gevolgd door gras, struiken, bossen en steden. Hierdoor is de depositie op bos doorgaans hoger dan op gras (bij gelijke concentraties). Voor de depositie is verder de toestand van het oppervlak van belang. Wanneer het oppervlak nat is als gevolg van regen of hoge relatieve vochtigheid, is de opname van ammoniak doorgaans groter dan bij droge oppervlakken.*

Deze tekst is beschrijvend, maar geeft nog niet exact genoeg weer welke fundamentele mechanismen er nu kunnen plaatsvinden vlak boven het aardoppervlak waardoor er uitwisseling van gasvormig ammoniak naar het oppervlak en vice versa zal kunnen plaatsvinden. Over het waarom is minder wetenschappelijke literatuur gevonden. Er zijn wel veel artikelen die meten dat er uitwisseling is, maar laten we eerst eens speculeren welke fysisch-chemische mechanismen er zouden kunnen plaatsvinden die droge depositie toch een plausibel fenomeen maken, enkele voorbeelden:

- Fijnstofdeeltjes kunnen 'vallen' op de grond. Het gaat daarbij vooral om grotere deeltjes. Via zout of zwavelverbindingen kunnen ammoniumzouten op de grond deponeren.
- De cuticula bij planten is een vettig laagje was boven op de epidermis, dat deze beschermt tegen uitdriegen. Vochtlaagjes (door regen of condensatie) op de cuticula kunnen ammoniak aantrekken uit de lucht.
- Via de huidmondjes kan onder omstandigheden ammoniak door de planten geabsorbeerd worden. Bij dit fenomeen wordt ook vaak 'het compensatie punt' genoemd.
- Vochtige oppervlakken (inclusief de zee), vochtige klei of zand kunnen ammoniak uit de lucht opnemen. Afhankelijk van de zuurgraad (pH) en/of ammonium concentratie kan een nat oppervlak ook weer ammoniak emitteren.

Deze lijst is niet volledig, maar geeft aan dat droge depositie wel bestaat. De complexiteit van het aantal interacties is veel groter. In de lucht kan uitwisseling tussen gasvormig ammoniak en opgelost ammoniak in aerosolen plaatsvinden. Condensvorming op fijnstof gevolgd door adsorptie van ammoniak is ook mogelijk en zo nog veel meer fysisch chemische processen.

Wetenschappelijk gezien wordt er al tientallen jaren gemeten aan droge depositie, er zijn twee soorten methodieken beschikbaar. Fluxmethoden (bijvoorbeeld COTAG) en methodieken waarbij gekeken wordt met biomarkers. Beide groepen onderzoeksmethoden hebben hun voor- en nadelen, maar wij zijn van mening dat er een ‘getallen aansluiting’ moet zijn t.a.v. deze twee onderzoeksmethoden. Een kort overzicht:

#### **Fluxmethoden (bijv. COTAG):**

Fluxmethoden omvatten het kwantificeren van de overdrachtssnelheid van ammoniak van de atmosfeer naar een oppervlak. Deze methoden meten meestal de concentratiegradiënt van ammoniak nabij het oppervlak en passen een model of empirische relaties toe om de depositiesnelheid te schatten. Veelgebruikte technieken zijn:

- Eddy Covariance: Deze methode meet de turbulente flux van ammoniak door de covariatie te berekenen tussen de verticale windsnelheid en schommelingen in de ammoniakconcentratie. Het biedt een hoge temporele resolutie en wordt veel gebruikt voor veldmetingen op verschillende oppervlakken.
- Gradiëntmethoden: Deze methoden schatten ammoniakfluxen door concentratieverschillen te meten tussen meerdere hoogtes boven het oppervlak. De depositiesnelheid wordt vervolgens afgeleid uit deze gradiënten, samen met meteorologische gegevens.
- Inferentiële modellen: Deze modellen gebruiken atmosferische ammoniakconcentraties, depositiesnelheden die zijn afgeleid van empirische relaties of theoretische berekeningen en omgevingsgegevens (zoals temperatuur, vochtigheid en oppervlaktestructuren) om depositiefluxen te schatten.

#### **Biomarkers (stomataire absorptie):**

Biomarkers omvatten het gebruik van levende organismen, zoals planten, om de depositie van verontreinigende stoffen zoals ammoniak te beoordelen. In de context van ammoniakdepositie kunnen planten dienen als bio-indicatoren door de absorptie van ammoniak via hun huidmondjes - kleine openingen op het bladoppervlak - die betrokken zijn bij gasuitwisseling:

- Stomataire opname (ook wel droge vermeting): Planten absorberen ammoniak direct via de huidmondjes, waarbij de geabsorbeerde ammoniak wordt opgenomen in aminozuren of andere stikstofverbindingen. De opnamesnelheid hangt af van de stomataire geleidbaarheid, die varieert afhankelijk van factoren zoals plantensoort, bladleeftijd, omgevingsomstandigheden en de fysiologische toestand van de plant.
- Biomonitoring: Door het stikstofgehalte in plantweefsels te analyseren, kunnen onderzoekers de hoeveelheid ammoniakdepositie afleiden. Veranderingen in het stikstofgehalte van bladeren, of specifieke verbindingen zoals aminozuren, kunnen dienen als indicatoren van ammoniakniveaus in de omgeving. Deze methode is bijzonder nuttig in gebieden waar directe metingen moeilijk zijn.

Daar het bladoppervlak van planten (LAI) onder omstandigheden vochtig kan worden is dit ook een bekende route van depositie. Er is geen nader onderzoek gedaan naar dergelijke onderzoeksmethodes om de opname via de bladeren goed te bepalen. Biomarker onderzoek kan vermoedelijk tot onderschatting van de droge depositie leiden.

### 5.3 De basis van droge depositie modellering

(Droge) depositie-modellen kunnen alleen functioneren als we een goed beeld hebben van de concentratie boven het oppervlak. Ammoniak concentraties zijn echter niet eenvoudig te meten met satellieten en dus maakt het RIVM op grote schaal gebruik van modellen (Aerius, de grafische schil over OPS) om de concentratie te voorspellen boven een oppervlak. De concentratie boven een willekeurige plek boven Nederland wordt weer bepaald door de emissie, het weer (o.a. wind) en ... de droge depositie.

We hebben in het hoofdstuk dat over de ammoniak concentratie ging gezien dat er aanzienlijke afwijkingen zijn tussen de voorspellingen van de ammoniakconcentratie en de gemeten concentratie. RIVM kalibreerde in het verleden het model door bijvoorbeeld emissie-bronnen te verzinnen (zoals ammoniak uit zee), maar er zijn meerdere knoppen waaraan ze kunnen draaien. In het hoofdstuk over de emissiebronnen hebben we echter ook gezien dat deze – zeker in de landbouw – nog niet zo precies zijn en dat emissie vanuit natuurlijke bronnen niet is opgenomen in het model. En in het vorige hoofdstuk over de massabalans hebben we ook aangetoond dat de depositie-snelheid per landtype niet nauwkeurig bekend is.

Wiskundig gezien is het meest eenvoudige model dat gebruikt werd in de wetenschap een verticaal fluxmodel waarbij de depositie verondersteld wordt lineair evenredig te zijn met het verschil tussen de concentratie op het oppervlak (meestal werd deze 0 verondersteld) en de concentratie in de lucht (de gemeten ammoniak concentratie in  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) en met een vaste depositie-snelheid. Deze eenvoudige formule wordt dan:

$$\text{Depositie} = \text{depositie\_snelheid} * (\text{concentratie in de lucht})$$

Dit is de meest eenvoudige formule, die ook gebruikt is in het vorige hoofdstuk om de range aan mogelijke deposities per hectare per jaar per landtype in te schatten gebruikmakend van een Monte Carlo simulatie aanpak. Vanuit wetenschappers die flux-metingen in de praktijk uitvoeren – we komen hier later terug op – constateerde men al tientallen jaren geleden dat de depositie-snelheid wel eens afhankelijk kon zijn van het seizoen, het weer en ruwheid. Hierdoor heeft men in de wetenschap geprobeerd om de depositiesnelheid te variabiliseren en is deze daardoor plaats en tijdsafhankelijk geworden en heeft dus geen vaste waarde:

$$\text{Depositie} = \text{depositie\_snelheid}(t,x,y) * (\text{concentratie in de lucht minus concentratie bodem})$$

In het meest geavanceerde wetenschappelijke kennisdomein heeft men de depositiesnelheid hernoemd naar de exchange velocity – er kan onder bepaalde omstandigheden immers sprake zijn van emissies en de flux volledig omgeschreven naar een *rate* vergelijking. Dit is wetenschappelijk eigenlijk de enige juiste manier om modellen te maken. Toch worden in de wetenschappelijke literatuur ook de eerdere formules nog op grote schaal ingezet. Deze ‘te eenvoudigere’ formules horen dus wel degelijk in dit overzicht thuis. Ook is er besef ontstaan dat de ammoniumconcentratie en de zuurgraad in het natte oppervlak (en/of huidmondjes) een rol speelt, historisch gezien is dit het compensatie-punt genoemd:

$$\frac{d(\text{concentratie in de lucht})}{d(t)} = \text{exchange\_velocity} \\ * (\text{concentratie in de lucht minus compensation point})$$

De depositie per hectare is hiermee volledige afhankelijk van tijd en plek gemaakt, maar om te kunnen rekenen moeten we dus wel op elke plek en op elk moment in tijd de exchange velocity , het compensatie punt (want er zijn aanwijzingen dat deze ook geen constante waarde is) en de concentratie in de lucht weten. De concentratie in de lucht is weer afhankelijk van het weer en de aanwezigheid van emissiebronnen (en de afstand van deze emissiebronnen). De droge depositie is derhalve alleen indirect afhankelijk van de concentratie in de lucht.

Het is niet de bedoeling van dit rapport om de hele wetenschappelijke theorie nader toe te lichten, en we verwijzen daarom naar de DEPAC-documentatie van het RIVM. We hebben eerder in dit rapport al aangetoond dat de concentratie voorspelling ongeveer klopt, maar dat de precisie laag is: +/- 1-2 µg/m<sup>3</sup> of te wel rond de 20% a 30%. In dit hoofdstuk gaan we nader in op de berekende exchange velocity en de (on)nauwkeurigheid van deze parameter.

Buiten de juiste wiskundige formules hebben modellen alleen zin als de parameter waarden die in de formules gestopt worden betekenis hebben. Voor dit dossier betekent het vooral antwoord geven op de vraag '*kennen we R<sub>a</sub>, R<sub>b</sub> en R<sub>c</sub> voldoende*' en antwoord op de vraag '*wat weten we nu echt van het compensatiepunt en de lokale ammoniakconcentratie*'. Dit zijn de meest relevante vragen om te beantwoorden in dit hoofdstuk over droge depositie.

## 5.4 Het weerstandsmodel : $R_a+R_b+R_c$

De depositie van gassen zoals ammoniak op oppervlakken is een proces dat wordt bepaald door verschillende weerstanden die de verplaatsing van het gas van de atmosfeer naar het aardoppervlak beïnvloeden. Dit proces wordt vaak gemodelleerd met een weerstandsmodel, waarbij de totale weerstand ( $R_{\text{totaal}}$ ) het omgekeerde is van de depositiesnelheid ( $V_d$ ). Om de flux te bepalen hebben we naast de concentratie (gradiënt) deze depositie snelheid of exchange velocity nodig.

De totale weerstand  $R_{\text{totaal}}$  is gelijk aan  $R_a + R_b + R_c$ , en de depositie-snelheid is gelijk aan  $1/R_{\text{totaal}}$ . Er is een handvol varianten van dergelijke modellen ontwikkeld in de laatste veertig jaar en de variant die in gebruik is bij RIVM heet DEPAC. DEPAC is goed beschreven in het RIVM Rapport "Description of the DEPAC module" (Van Zanten et.al. 2010). In Figuur 5 wordt het DEPAC-weerstands-model getoond. De totale depositieweerstand kan worden opgesplitst in drie componenten:

- **Aerodynamische weerstand ( $R_a$ ):** Dit is de weerstand die de luchtstroom ondervindt boven het aardoppervlak, waar de wind vrij kan bewegen. Ra hangt af van de turbulentie in de atmosfeer, die op zijn beurt afhankelijk is van factoren zoals windsnelheid, ruwheid van het oppervlak (zoals bossen, grasland of stedelijke gebieden) en atmosferische stabilitéit. Een hogere windsnelheid of een ruwere ondergrond leidt meestal tot een lagere Ra-waarde, wat betekent dat de luchtstroom efficiënter het oppervlak bereikt.

De relevante factoren zijn:

1.  $k$  de von Kármán-constante (ongeveer 0,4),
2.  $u^*$  de frictiesnelheid, die gerelateerd is aan de windsnelheid en de ruwheid,
3.  $z$  de hoogte waarop de windsnelheid wordt gemeten,
4.  $d$  de nulvlakverplaatsing (een maat voor de hoogte waarop de ruwheidselementen effectief beginnen te werken, typisch een fractie van de hoogte van de vegetatie),
5.  $z_0$  de ruwheidslengte, een maat voor de hoogte waarop de windsnelheid theoretisch nul zou zijn door de aanwezigheid van ruwheidselementen zoals vegetatie of gebouwen.

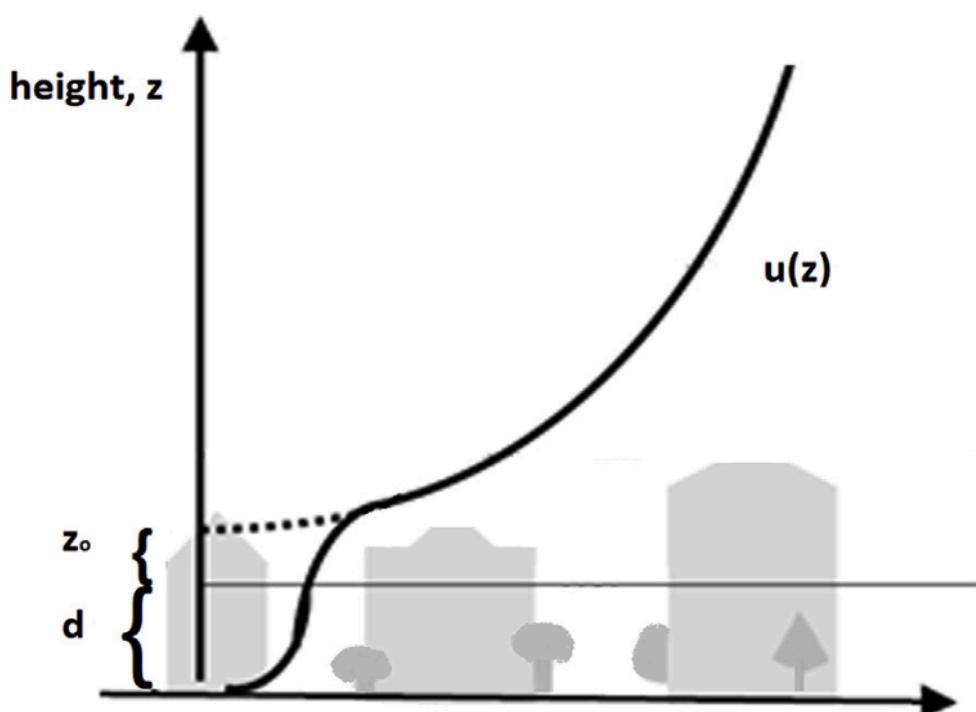
- **Laminaire grenslaagweerstand ( $R_b$ ):** Dit is de weerstand die wordt ondervonden in de dunne grenslaag die direct boven het aardoppervlak ligt. Hier bewegen de luchtdeeltjes in een meer gelaagde, minder turbulente stroming. Deze weerstand is afhankelijk van de eigenschappen van het oppervlak (zoals ruwheid en thermische eigenschappen) en de eigenschappen van het gas (zoals diffusiviteit). De luchtstroming in deze laag wordt aanzienlijk vertraagd door wrijving en moleculaire diffusie. Deze laag is kritisch voor de laatste overdracht van deeltjes en gassen naar het oppervlak.  $R_b$  wordt beïnvloed door factoren zoals de luchttemperatuur, turbulentie en de eigenschappen van het oppervlak.

De relevante factoren zijn:

1.  $C$  een constante die afhangt van de oppervlakteruwhed en -condities,
2.  $Sc$  het Schmidt-getal, de verhouding tussen de kinematische viscositeit en de diffusiecoëfficiënt van het gas,
3.  $u^*$  de frictiesnelheid.

- **Oppervlakteweerstand ( $R_c$ ):** Dit is de weerstand die wordt veroorzaakt door het feit dat het gas moet worden geabsorbeerd of gereageerd aan het oppervlak. Voor ammoniak kan dit bijvoorbeeld afhangen van de chemische eigenschappen van het oppervlak (zoals vochtigheid of zuurgraad). Deze weerstand wordt ook wel de weerstand van het bladerdak (canopy resistance) genoemd en is sterk afhankelijk van het type vegetatie, landgebruik en andere oppervlaktekenmerken. Deze weerstand vertegenwoordigt de moeilijkheid voor gassen, zoals waterdamp of verontreinigende stoffen, om door het bladerdak of andere oppervlakken heen te dringen

Om dieper in te gaan op de aerodynamische weerstand en de laminaire grenslaagweerstand, vooral in relatie tot windsnelheden tussen 0 en 10 m/s (relevant voor Nederland), is het belangrijk om te begrijpen hoe de ruwheidslengte  $z_0$  een effect heeft op deze twee grootheden. Hiertoe hebben we de formules zoals deze ook in OPS zitten, inclusief de stabiliteitsklasse, gecodeerd zodat daarmee een gevoelighedsanalyse uitgevoerd kon worden.



*Figuur 1 – Windprofiel als functie van hoogte boven een ruw oppervlak aldus de theorie.  $Z_0$  is de ruwheidslengte en  $d$  wordt ‘zero plane displacement length’ genoemd. Het vertegenwoordigt een effectieve hoogte boven de werkelijke fysieke grond waarbij de windsnelheid theoretisch zou worden gereduceerd tot nul door de obstakels, zoals hoge vegetatie of gebouwen. Het verschuift effectief het nulpunt van de hoogtemetingen die worden gebruikt in het logaritmische windprofiel naar boven, wat de gemiddelde hoogte weerspiegelt waarop obstakels de luchtstroom blokkeren of verplaatsen.  $d$  wordt over het algemeen benaderd als ongeveer tweee derde van de gemiddelde hoogte van de ruwheidselementen op het oppervlak (bijv. de bladerdakhoogte van een bos).*

### Ruwheidslengte ( $z_0$ )

De ruwheidsfactor  $z_0$  (ruwheidslengte) is een maat voor de weerstand die een oppervlak biedt tegen de luchtstroming, gebaseerd op de structuur van dat oppervlak. Het vertegenwoordigt de hoogte boven de grond waar de wind theoretisch tot nul afneemt in een logaritmisch windprofiel. Hoe ruwer het oppervlak (zoals een bos of een stedelijk gebied), hoe groter  $z_0$  zal zijn.

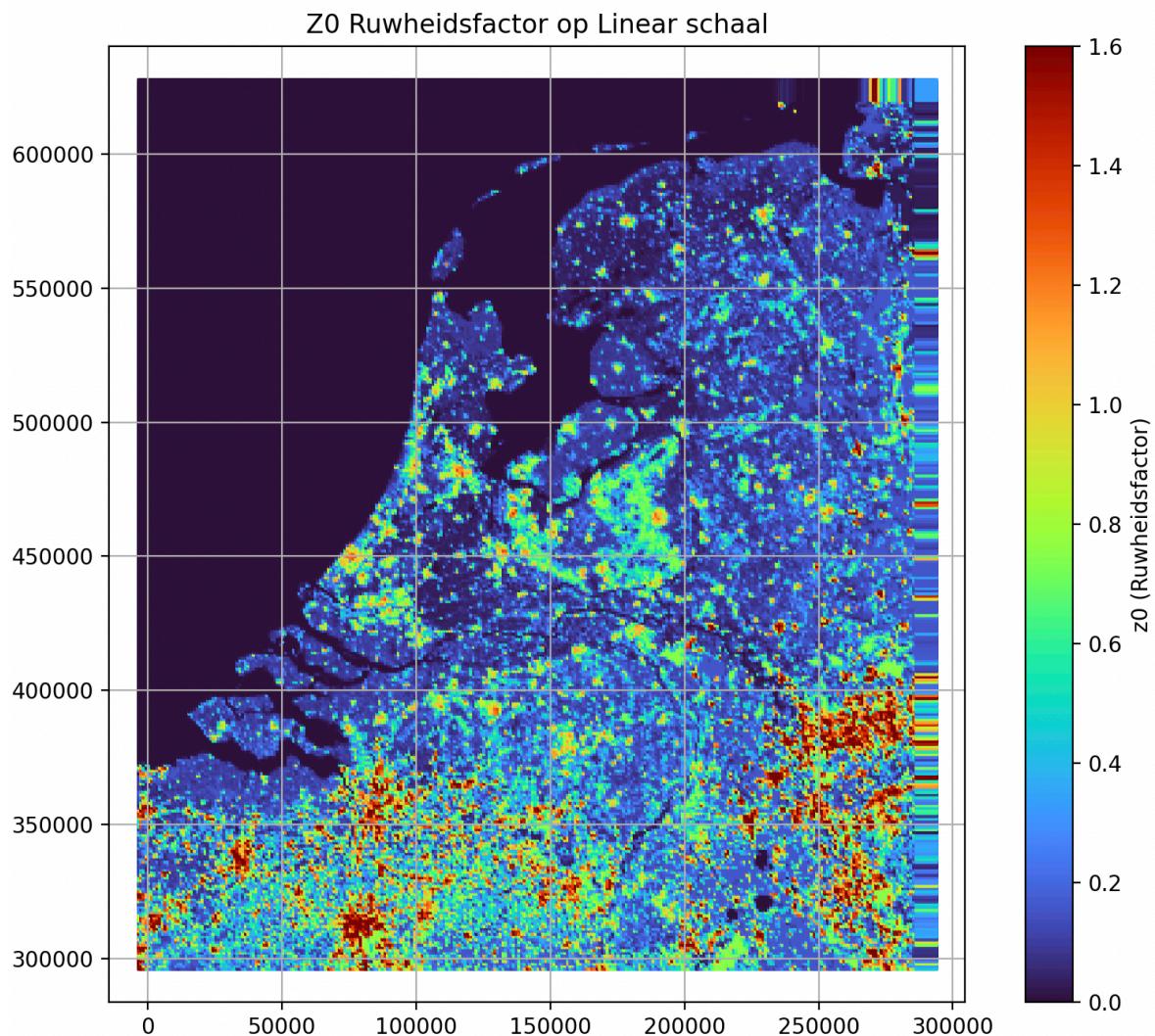
Deze waarde is cruciaal in meteorologische modellen voor het beschrijven van de interactie tussen de atmosfeer en het oppervlak. Het geeft aan hoe de wind wordt afgereemd door obstakels op het aardoppervlak, zoals vegetatie, gebouwen en andere structuren. De waarde van  $z_0$  varieert sterk afhankelijk van het terrein:

- Voor open water of een glad oppervlak kan  $z_0$  zo klein zijn als 0,0002 m.
- Voor een grasveld ligt  $z_0$  typisch tussen 0,01 en 0,1 m.
- Voor een bebost gebied of stedelijk terrein kan  $z_0$  variëren van 0,5 m tot 2 m of meer.

Wageningen Environmental Research (WENR) beheert de Landelijk Grondgebruik Nederland (LGN7) kaart. Het LGN7 bestand is een land dekkend rasterbestand met een resolutie van 25 meter, waarin 39 vormen van landgebruik zijn onderscheiden. In het bestand worden de belangrijkste landbouwgewassen, een aantal natuurklassen en stedelijke klassen onderscheiden. Agrarische percelen, kassen, boomgaarden, fruitkwekerijen, boomkwekerijen, zand, heide, bossen, water en infrastructuur zijn overgenomen uit Top10NL. Het stedelijk gebied is gedefinieerd m.b.v. Bestand BodemGebruik (BBG2008). Het agrarisch gebied is ingevuld met (geaggregeerde) gewassen uit BRP2012 aangevuld met gewasclassificaties gebaseerd op satellietbeelden. De LGN7 kaart bevat de ruwheid  $z_0$  en deze kaart is weergegeven in Figuur 2.

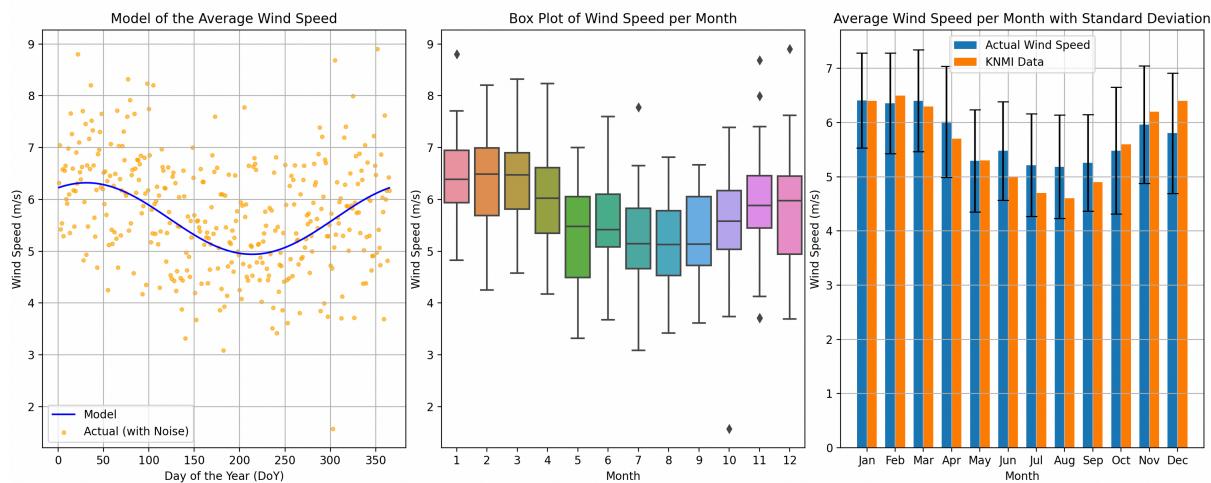
De waarden van  $R_a$  en  $R_b$  variëren ook sterk met de windsnelheid:

- **Lage Windsnelheden (0-2 m/s):** Bij lage windsnelheden is  $u^*$  klein, wat resulteert in een hogere aerodynamische weerstand  $R_a$ . De luchtstroming is minder turbulent, waardoor zowel  $R_a$  als  $R_b$  groot kunnen zijn. In dit bereik kan de depositie van ammoniak beperkt zijn omdat de lucht langzaam beweegt en minder efficiënt naar het oppervlak wordt getransporteerd.
- **Middelmatige Windsnelheden (2-5 m/s):** Bij deze windsnelheden neemt de turbulentie toe, wat leidt tot een afname van  $R_a$ . Dit verhoogt de efficiënte overdracht van gassen naar het oppervlak. De grenslaagweerstand  $R_b$  neemt ook af, maar blijft significant voor zwak diffunderende gassen.
- **Hoge Windsnelheden (5-10 m/s):** Bij hogere windsnelheden is de luchtstroom zeer turbulent, waardoor  $R_a$  aanzienlijk daalt. De grenslaag wordt dunner, wat resulteert in een lagere  $R_b$ . Hierdoor wordt de depositie van ammoniak naar het oppervlak veel efficiënter.

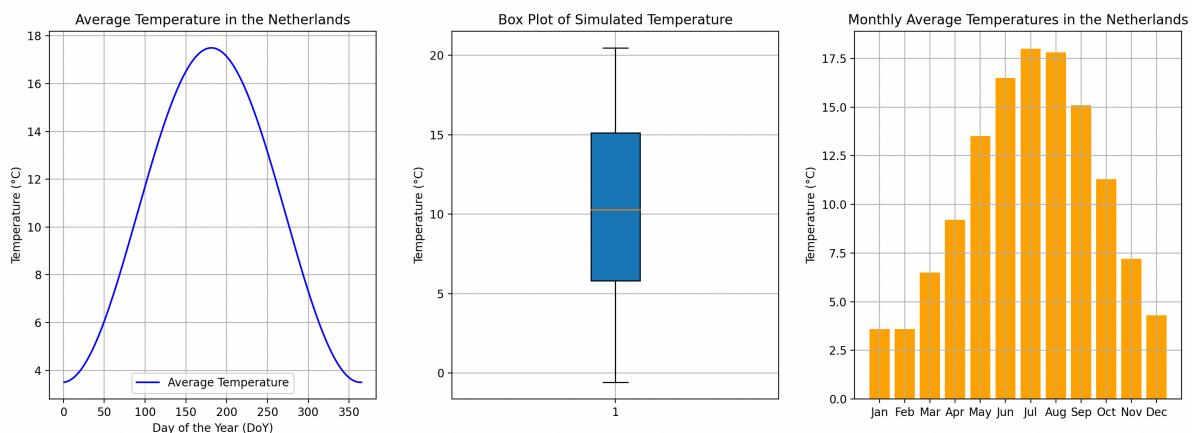


*Figuur 2 – Ruwheidskaart van Nederland. De ruwheid van de steden valt erg op. Bron: Landelijk Grondgebruik Nederland (LGN7). Volgens de theorie betekent meer ruwheid een lagere weerstand  $R_a$  en  $R_b$ , waardoor de depositiesnelheid hoger kan zijn. Uiteindelijk wordt  $R_{total}$  immers ook bepaald door de waarde van  $R_c$ .*

In het kader van dit onderzoek hebben we een klein eigen model gemaakt waarmee de gemiddelde windsnelheid voor Nederland (bron KNMI) met een standaarddeviatie per maand over de gemiddelde windsnelheid gebruikt wordt, om een indicatie te krijgen van het effect op  $R_a$  en  $R_b$ . In Nederland varieert de windsnelheid tussen de 4,5 en 6,5 meter per seconde, terwijl de standaarddeviatie op de windsnelheid per maand ongeveer 0,7 tot 1 meter per seconde is (zie Figuur 3a). Zo hebben we ook een eenvoudig model gemaakt om de gemiddelde luchttemperatuur boven Nederland te bepalen met standaarddeviatie (Figuur 3b).



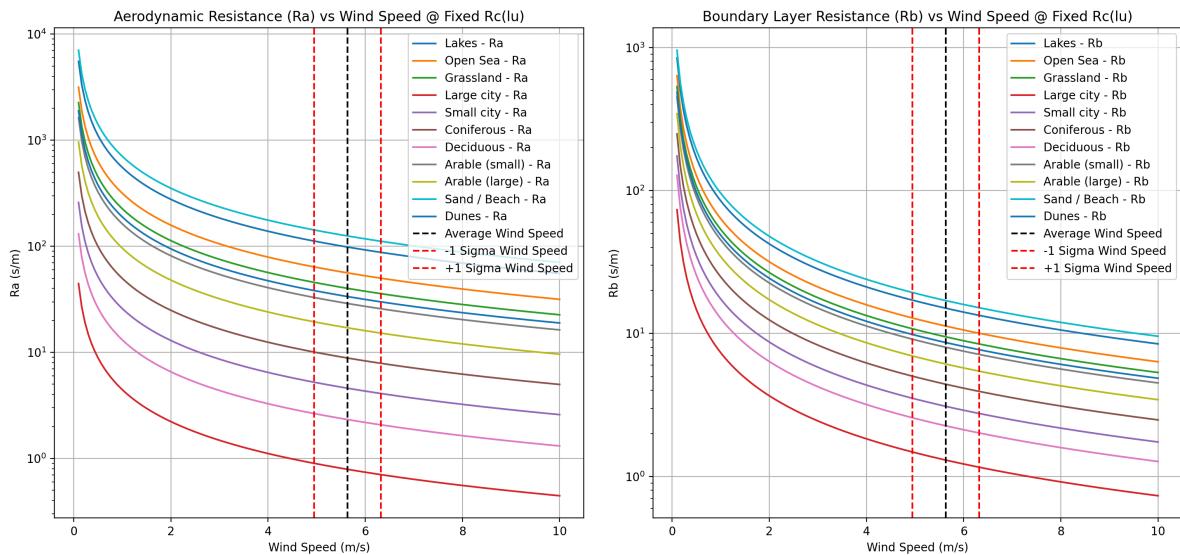
*Figuur 3a – Windmodel met randomizer voor Nederland (links en midden). Dit model wordt gebruikt om de variatie van de windsnelheid op de Ra en R<sub>b</sub> waarden te onderzoeken. Gemiddelde gemeten windsnelheid (KNMI) is weergegeven rechts.*



*Figuur 3b – Temperatuurmodel zonder randomizer voor Nederland (links en midden). Dit model wordt gebruikt om de variatie van gemiddelde temperatuur in Nederland op verschillende parameters in het model te bepalen. Gemiddelde gemeten maand-temperatuur (KNMI) is rechts weergegeven.*

Uit de literatuur hebben we de typische  $z_0$  waarden gevonden voor verschillende landtypen. We hebben de meest gangbare vergelijkingen voor  $R_a$  en  $R_b$  in de computer gestopt, inclusief de stabiliteitsklasse. De stabiliteitsklasse van de atmosfeer, meestal uitgedrukt via de Monin-Obukhov lengte ( $L$ ), heeft een aanzienlijke invloed op de berekeningen van de aerodynamische weerstand en de grenslaagweerstand. De stabiliteit van de atmosfeer bepaalt de mate van turbulentie, wat op zijn beurt de efficiëntie beïnvloedt waarmee momentum, warmte en massa (zoals gassen of deeltjes) worden uitgewisseld tussen de atmosfeer en het aardoppervlak. Onderstaande grafiek geeft de berekende waarde aan voor  $R_a$  en  $R_b$  voor de verschillende ruwheden (lakes, open sea, grassland, etc.).

$R_a$  kan bij windsnelheden die typisch zijn boven Nederland variëren tussen de 1 en 100 sec/meter en  $R_b$  varieert tussen de 1 en de 20 sec/meter. De ruwheidsfactor heeft het grootste effect op deze parameters, al is ook de stabiliteit van de lucht van groot belang. In de recente literatuur zijn publicaties te vinden van de juistheid van de gebruikte formules, wij hebben hier in het kader van dit onderzoek geen diepere studie naar uitgevoerd. Dit zou onderdeel kunnen zijn van een vervolgproject om de nauwkeurigheid van  $R_a$  en  $R_b$  te bepalen.



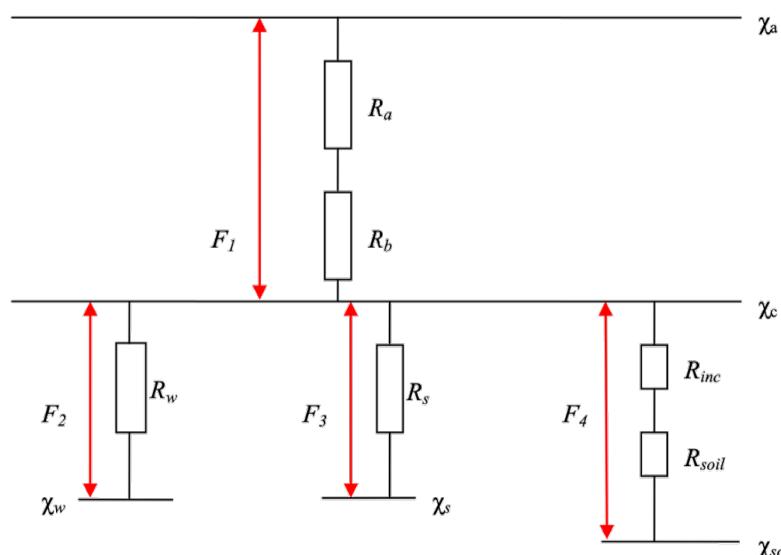
Figuur 4 – Effect van de windsnelheid op  $R_a$  (links) en  $R_b$  (rechts) bij de verschillende landtypen met elk een eigen ruwheden z0. De zwarte verticale stippellijn is de gemiddelde windsnelheid boven Nederland, de twee rode verticale stippellijnen geven de standaarddeviatie aan van de gemiddelde windsnelheid. Uit beide grafieken is duidelijk ook te concluderen dat de weerstand fors hoger wordt bij een lage windsnelheid. Bij windstilte wordt er vrijwel geen nieuwe ‘ammoniak’ aangevoerd naar het oppervlak.

## 5.5 DEPosition of Acidifying Compounds (DEPAC - Fortran90).

Droge depositie is het proces waarbij stoffen uit de lucht neerslaan op de bodem en vegetatie. Omdat directe metingen van dit proces omslachtig en kostbaar zijn, wordt droge depositie vrijwel altijd met behulp van modellen berekend. DEPAC (DEPosition of Acidifying Compounds) is een softwaremodule die gebruikt wordt voor het berekenen van droge depositiefluxen, met name voor stoffen zoals ammoniak. Het model is onder andere geïntegreerd in het OPS-model (Operational Priority Substance) en wordt toegepast om grootschalige depositiekaarten van Nederland te berekenen, bekend als GDN-kaarten. Deze kaarten geven inzicht in hoeveel schadelijke stoffen zoals stikstof en zwavel vanuit de lucht op het oppervlak neerslaan, wat van belang is voor milieubeheer en natuurbehoud.

DEPAC is ontwikkeld op basis van wetenschappelijk werk van Jan Willem Erisman en Addo van Pul (1994), daarna is de code doorontwikkeld door Martien de Haan (TNO, 2003). In 2008 heeft Ferd Sauter (RIVM) versie drie geschreven. Vanaf 2009 is Margreet van Zanten (RIVM, thans ook bijzonder hoogleraar WUR) betrokken geweest bij de ontwikkeling tot 2013. Versie vier is in 2021 beschikbaar gekomen, vermoedelijk via inbreng van Roy Wichink Kruit. Nu is v4.3 de laatste DEPAC versie zoals deze ook beschikbaar is gemaakt via Github. Dit alles aldus de log-file op Github.

Door nieuwe inzichten in het proces van droge depositie van ammoniak heeft het RIVM in 2010 de modellering verbeterd. De verbeteringen zijn uitgebreid beschreven en dus is transparant bekend hoe de softwaremodule DEPAC het droge depositieproces van ammoniak berekent. In de eerdere versies van DEPAC is geen rekening gehouden met ammoniakconcentraties in vegetatie en bodem. In dit nieuwe model wordt aangenomen dat er ammoniak aanwezig is in vegetatie, wateroppervlakken en bodem. Hierdoor kan vegetatie niet alleen ammoniak opnemen, maar onder bepaalde atmosferische omstandigheden ook weer afgeven aan de lucht.



Figuur 5 – DEPAC-weerstandsmodel om droge depositie snelheid van ammoniak te bepalen  $R_a$  is de Aerodynamische weerstand,  $R_b$  is de Laminaire grenslaagweerstand en  $R_c$  (Oppervlakteweerstand ook wel Canopy Resistance genoemd).  $R_c$  is opgebouwd uit drie parallelle weerstanden in DEPAC. Bron: RIVM.

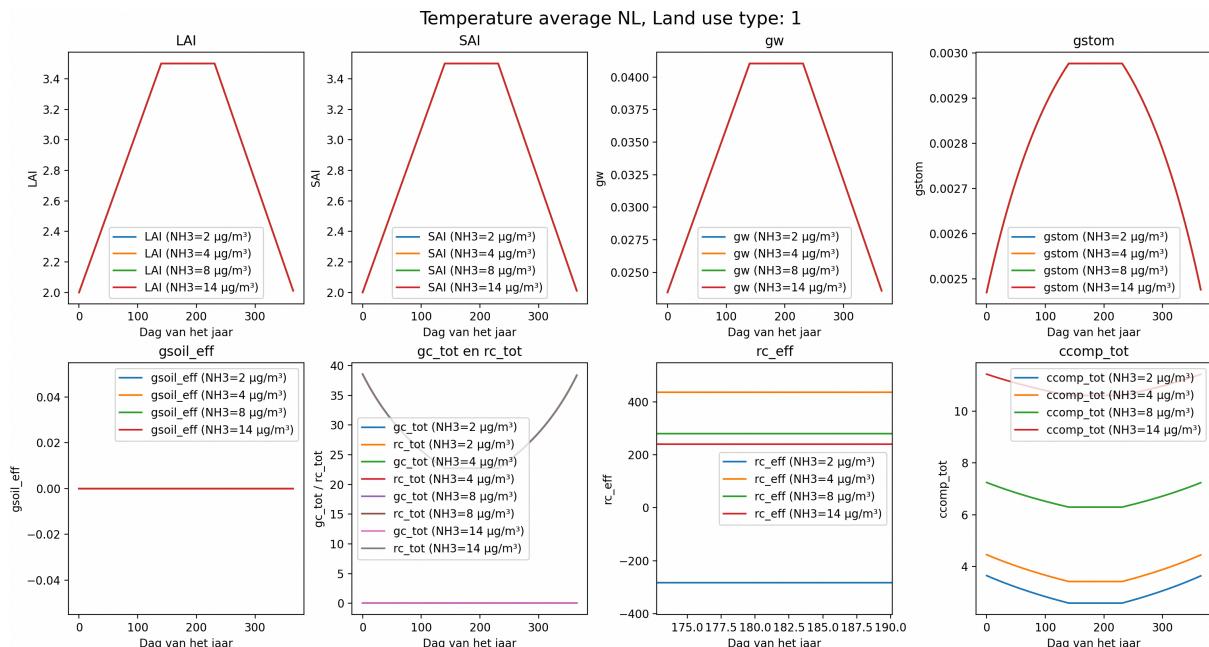
De belangrijkste functie van de DEPAC-module binnen OPS is om te berekenen:

- De oppervlakte weerstand  $R_c$  of wel Canopy Resistance.
- Het compensatiepunt te berekenen van de gewassen per landklasse.
- Deze berekeningen uit te voeren voor acht soorten land-categorieën (*lu*).

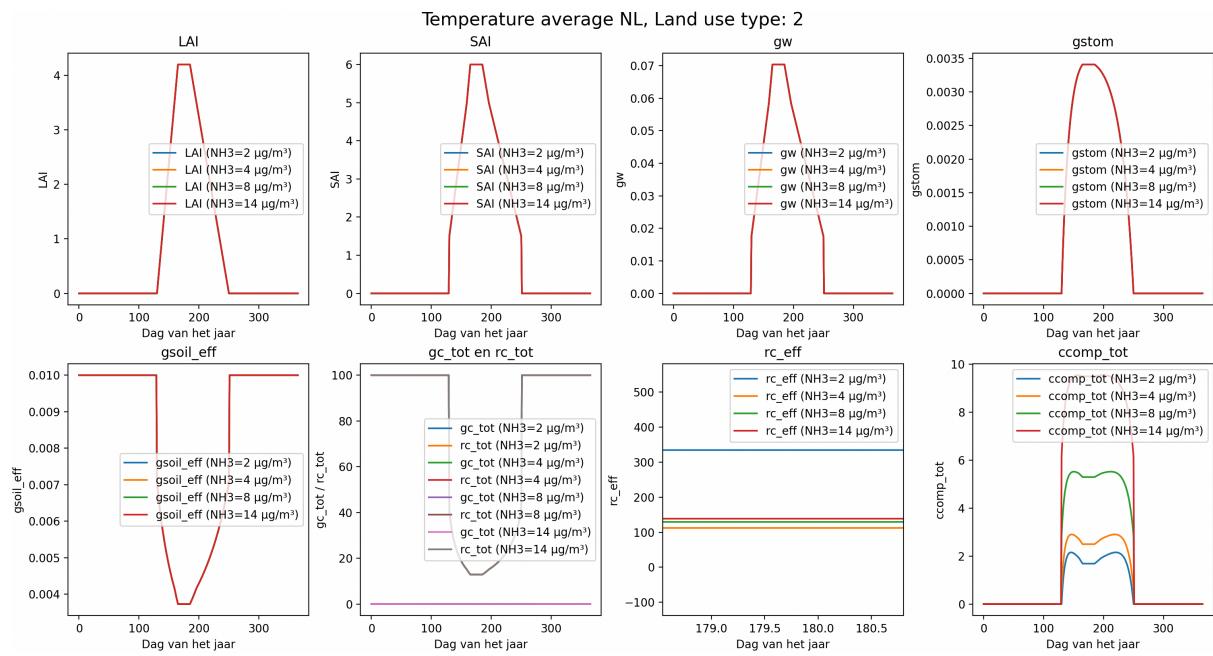
In de hoofdcode van OPS zelf worden  $R_a$  en  $R_b$  bepaald en tezamen met  $R_c$  uit DEPAC kan daarmee de exchange velocity worden berekend. Binnen DEPAC wordt rekening gehouden met de groeiseizoenen, met het bladoppervlak (LAI, Leaf Area Index) en nog veel meer parameters. We verwijzen voor de volledige theorie naar het DEPAC rapport uit 2010. Het RIVM heeft de volledige DEPAC-code beschikbaar gesteld op Github, echter is deze code nog opgesteld in het verouderde Fortran90.

Wij hebben gedurende dit onderzoek de DEPAC Fortran-code omgezet naar het modernere en in de wetenschap veel gebruikte Python zodat we zelf wiskundige analyses kunnen uitvoeren in Python naar het functioneren van de DEPAC. Dit zijn analyses waarbij we de lokale ammoniakconcentratie, ruwheid, land-use (*lu*) en windsnelheid opgeven. Met deze aanpak kunnen we dus niet heel Nederland doorrekenen zoals dat wel kan met OPS en Aerius. In het vorige hoofdstuk hebben we al geconstateerd dat landbouw (o.a. grasland), bomen (en natuur), en urban area's de grootste depositie ondervinden.

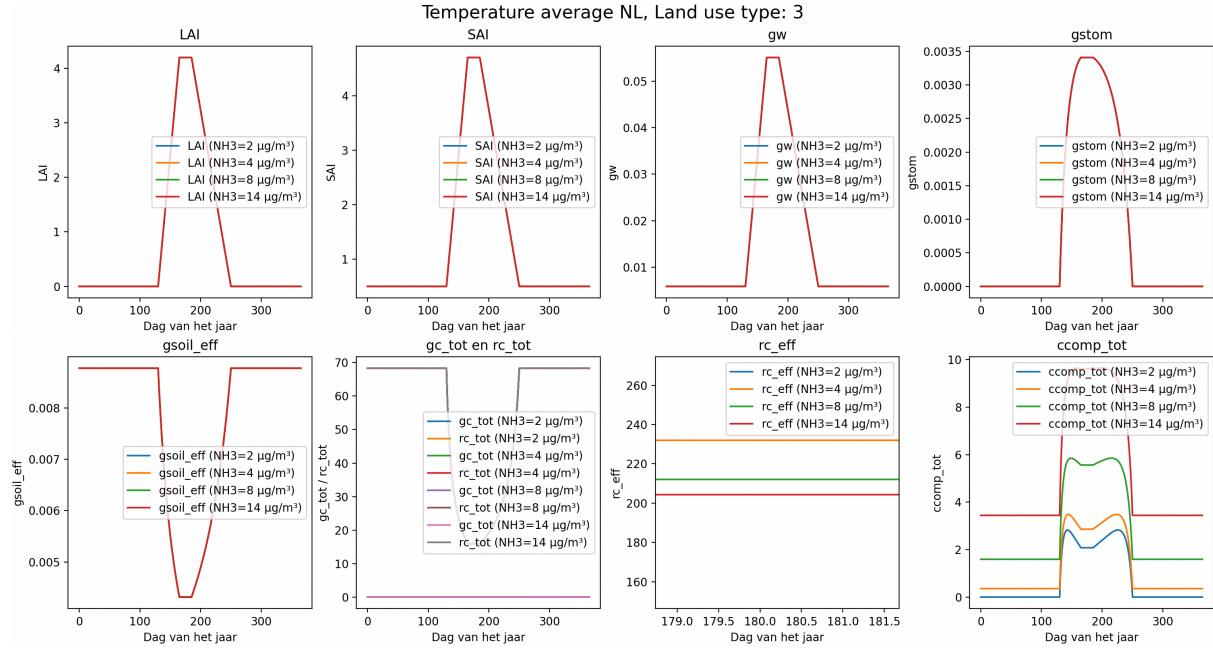
Hieronder staan voor de landtypen de resultaten van de Python code. OPS geeft zelf intern geen tussendata en het is dus niet mogelijk om via OPS deze grafieken te maken, hierdoor is het dus niet direct mogelijk om een controle uit te voeren van de conversie van FORTRAN90 naar de eigen Python code. Dit zou ook een activiteit kunnen zijn voor een vervolgproject.



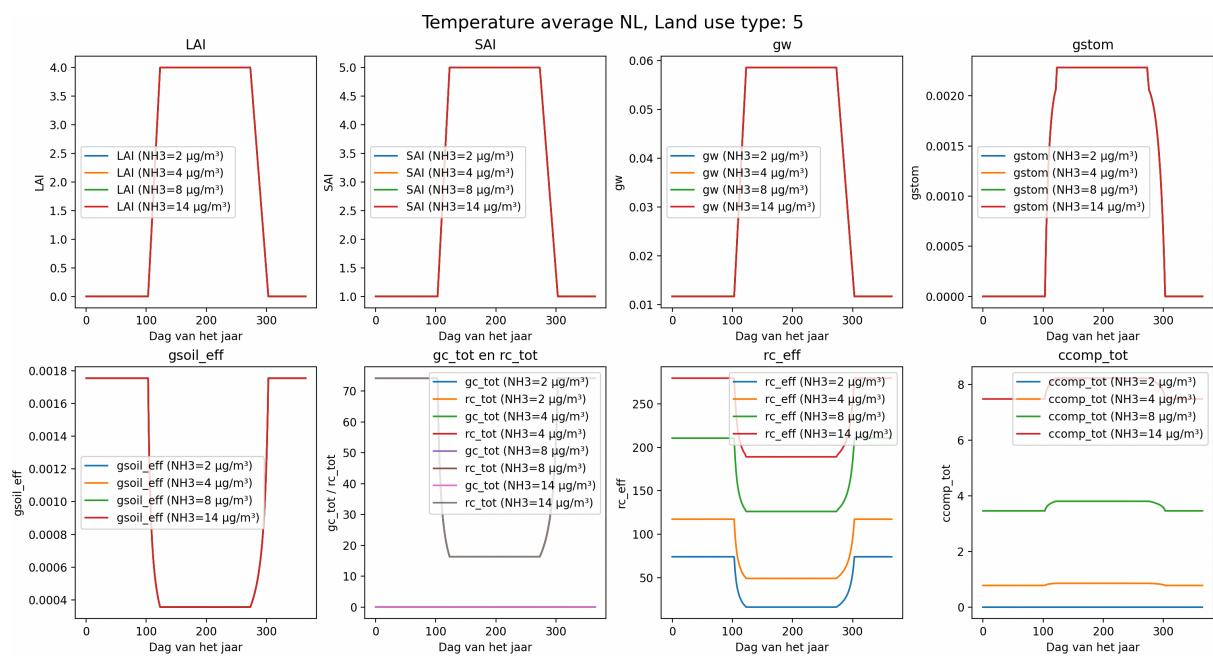
*Figuur 6a – DEPAC (Vanuit Fortran90 omgezet naar Python, validatie van de code heeft niet plaatsgevonden), land-type 1 (grasland). Jaargemiddelde  $R_c$  zit tussen de 40 en 23 sec/m. Compensatiepunt ( $Ccomp\_tot$ ) is afhankelijk van de ammoniakconcentratie ( $c_{atm}$ ) buiten, bij een typische  $c_{atm}$  van rond de 8  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  ligt  $Ccomp\_tot$  rond de 6  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . Disclaimer: DEPAC\_Python is niet gevalideerd.*



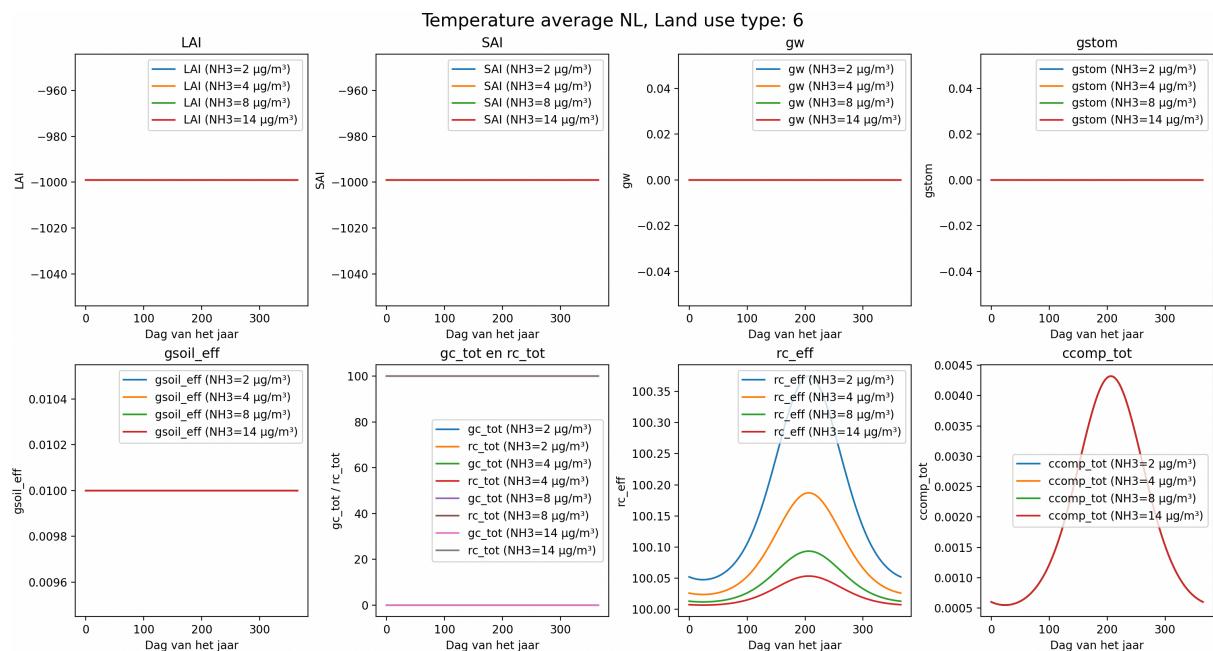
*Figuur 6b – DEPAC (Vanuit Fortran90 omgezet naar Python, validatie van de code heeft niet plaatsgevonden), land-type 1 (akkerbouw, arable land). Rc is rond de 100 sec/m en zakt in de zomer naar 20 sec/m. Het jaargemiddelde is ongeveer 70 sec/m. Compensatiepunt (Ccomp\_tot) is afhankelijk van de ammoniakconcentratie ( $c_{atm}$ ) buiten, bij een typische  $c_{atm}$  van rond de 8  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  ligt Ccomp\_tot rond de 5,5  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . Disclaimer: DEPAC\_Python is niet gevalideerd.*



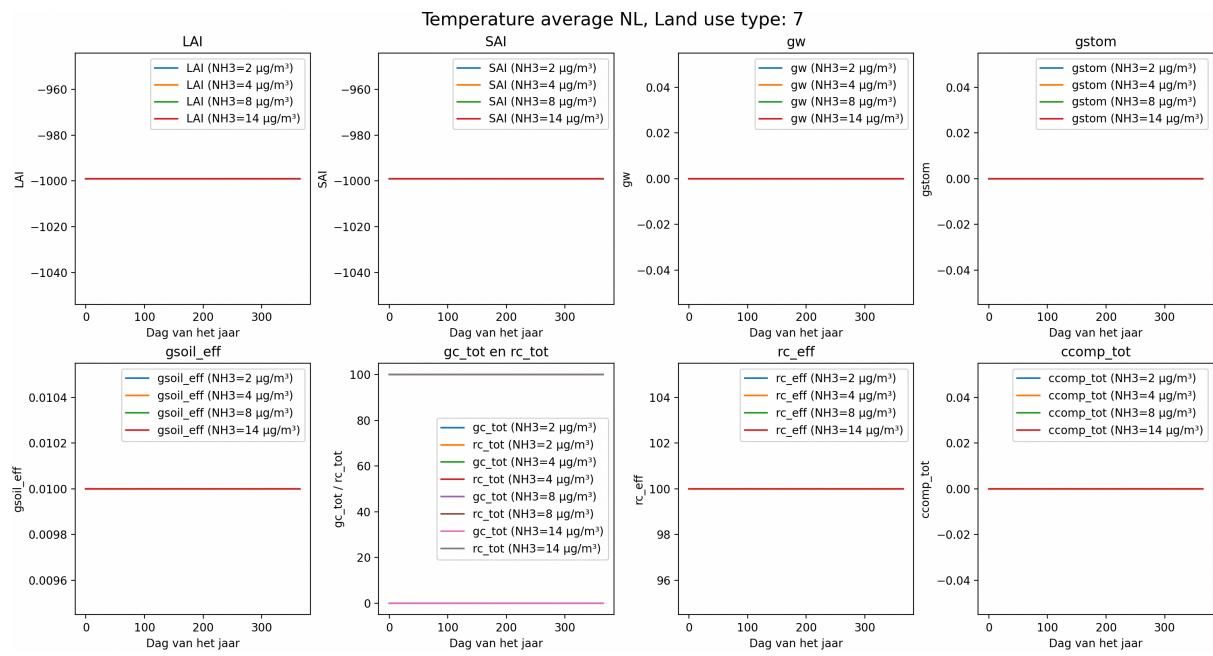
*Figuur 6c – DEPAC (Vanuit Fortran90 omgezet naar Python, validatie van de code heeft niet plaatsgevonden), land-type 1 (permanente gewassen, permanent crops). Jaargemiddelde Rc is rond de 70 sec/m en zakt in de zomer naar 20 sec/m. Het jaargemiddelde is ongeveer 53 sec/m. Compensatiepunt (Ccomp\_tot) is afhankelijk van de ammoniakconcentratie ( $c_{atm}$ ) buiten, bij een typische  $c_{atm}$  van rond de 8  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , ligt Ccomp\_tot rond de 6  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . Disclaimer: DEPAC\_Python is niet gevalideerd.*



*Figuur 6d – DEPAC (Vanuit Fortran90 omgezet naar python, validatie van de code heeft niet plaatsgevonden), land-type 1 (loofbossen, deciduous forest). Jaargemiddelde  $R_c$  ligt rond de 75 en zakt in de zomer naar 15 sec/m. Het jaargemiddelde is ongeveer 55 sec/m. Compensatiepunt ( $C_{comp\_tot}$ ) is afhankelijk van de ammoniakconcentratie ( $c_{atm}$ ) buiten, bij een typische  $c_{atm}$  van rond de 8  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , ligt  $C_{comp\_tot}$  rond de 4  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . Disclaimer: DEPAC\_Python is niet gevalideerd.*



*Figuur 6e – DEPAC (Vanuit Fortran90 omgezet naar Python, validatie van de code heeft niet plaatsgevonden), land-type 1 (water, water). Jaargemiddelde  $R_c$  100 sec/m. Compensatiepunt ( $C_{comp\_tot}$ ) is vrijwel onafhankelijk van de ammoniakconcentratie ( $c_{atm}$ ) buiten;  $C_{comp\_tot}$  ligt rond de 0  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . Disclaimer: DEPAC\_Python is niet gevalideerd.*



Figuur 6f – DEPAC (Vanuit Fortran90 omgezet naar Python, validatie van de code heeft niet plaatsgevonden), land-type 1 (stedelijk gebied, urban). Jaargemiddelde  $R_c$  100 sec/m. Compensatiepunt ( $C_{comp\_tot}$ ) is onafhankelijk van de ammoniakconcentratie ( $c_{atm}$ ) buiten;  $C_{comp\_tot}$  is 0  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . Disclaimer: DEPAC\_Python is niet gevalideerd.

Uit de DEPAC-code en ook uit de wetenschappelijke literatuur zijn typische ruwheidswaarden gehaald en in onderstaande tabel vergeleken. Grote afwijkingen zijn niet geconstateerd. Voor de volledigheid, OPS maakt zelf gebruik van de ruwheidskaart maar gebruikt slechts 7 landtypen en gebruikt niet de  $d$  en  $z_0$  waarde zoals deze wel in de Fortran90 code staan. (zie ook de ruwheidskaart in Figuur 2).

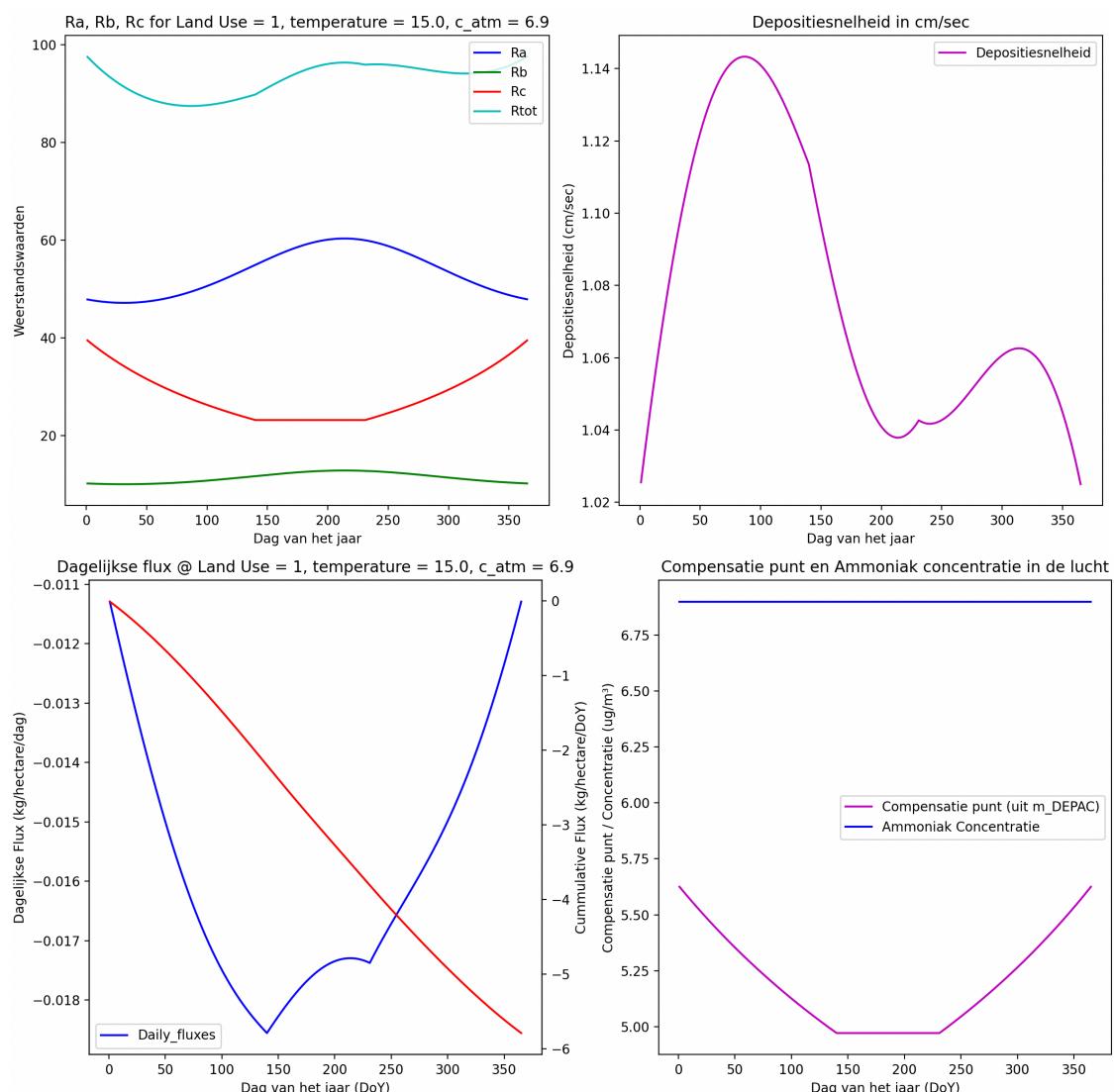
		DEPAC	DEPAC	Literatuur	Literatuur
lu	Land type	d (meter)	z0 (meter)	d (meter)	z0 (meter)
1	Grasland	0,02	0,01		0,03
2	Akkerbouw	0,5	0,1		0,07 – 0,16
3	Permanent	2	0,5		0,39
4	Coniferous	5	1		0,75
5	Loofbos	5	1		0,75
6	Water	0,01	0,01		
7	Stedelijk	5	1		>0,5
8	Overig	0,5	1		

Tabel 1: vergelijking van  $d$  en  $z_0$  zoals in DEPAC zit (maar waarschijnlijk niet wordt gebruikt), en de literatuur data.

De droge depositie boven een stuk land wordt – in de modelleertheorie en de praktijk – volledig bepaald door de lokale omstandigheden dus de enige correlatie met andere locaties is dat de luchtconcentratie ammoniak afhankelijk is van de wind en emissiebronnen op enige afstand. Voor de droge depositie berekeningen is het alleen van belang om de  $R_a$  en  $R_b$  en de luchtconcentratie boven het oppervlak te weten. Met DEPAC kan vervolgens de depositie flux per hectare berekend worden per landtype door een integraal te nemen over alle dagen van het jaar. Een dergelijke rekenexercitie is naast de ruwheid en het weer afhankelijk van de lokale ammoniakconcentratie.

## 5.6 DEPAC en Droege Depositie Flux voorspelling

De flux per dag (of per uur) kan dus bepaald worden als we de exchange velocity weten (die weer afhangt van  $R_a$ ,  $R_b$ , en  $R_c$  en de lokale ammoniak concentratie). De jaarlijkse totale droge depositie (flux) uitgedrukt in mol per hectare per jaar kan dan weer berekend worden door een wiskundige integraal te nemen van deze flux per dag over het aantal dagen per jaar. Als we veronderstellen dat de ruwheid klopt en constant is over het jaar en als we veronderstellen dat het windmodel en het temperatuurmodel voldoende kloppen (zie Figuur 3a en 3b uit dit hoofdstuk), dan is het mogelijk om deze reken exercitie uit te voeren zonder daarbij heel OPS in te zetten. Deze rekenuitkomsten zijn geplot in vier grafieken per landsoort. Ter illustratie van dit rekenkundige proces hebben we de grafieken voor grasland ( $lu=1$ ) hieronder weergegeven voor een ammoniakconcentratie van  $6,9 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (de gemiddelde concentratie aldus OPS 2022).



Figuur 7: output of DEPAC\_Python module. Linksboven de berekende  $R_a$ ,  $R_b$  en  $R_c$  waarde, rechtsboven de depositiesnelheid in cm/sec, linksonder de flux per dag (blauw) en de cumulatieve flux over alle dagen (DoY). Rechtsonder tenslotte het compensatiepunt (paars) en de ingestelde ammoniakconcentratie (blauw).

Uit deze berekening via deze prototype code van DEPAC\_Python concluderen we dat het compensatiepunt bij een gemiddelde ammoniakconcentratie rond de 6 a 6,5 µg/m<sup>3</sup> (Figuur 7 rechtsonder) ligt en dat de drijvende kracht, aldus DEPAC, derhalve klein is boven grasland. De depositiesnelheid ligt rond de 1 cm/seconde, deze waarde komt aardig overeen met de wetenschappelijke literatuur. De berekende jaarflux komt uit op 6 kilogram ammoniak per jaar (ongeveer 100 mol).

Op een vergelijkbare manier hebben we voor alle andere landtypes en drie mogelijke ammoniakconcentraties boven Nederland deze berekening met DEPAC\_Python uitgevoerd en hebben daarmee ter indicatie onderstaande droge depositie tabel geconstrueerd. Wel met een disclaimer: deze DEPAC\_Python code is nog niet in detail gevalideerd.

		<b>C_atm = 4 µg/m<sup>3</sup></b>	<b>C_atm = 6.9 µg/m<sup>3</sup></b>	<b>C_atm = 10 µg/m<sup>3</sup></b>
<b>lu</b>	<b>Land type</b>	<i>kg/hectare/jaar</i>	<i>kg/hectare/jaar</i>	<i>kg/hectare/jaar</i>
1	Grasland	3,0	5,8	8,8
2	Akkerbouw	9,9	16,6	23,8
3	Permanent	13,0	21,3	30,1
4	Coniferous	25,5	38,5	52,4
5	Loofbos	25,5	33,0	40,1
6	Water	7,6	13,2	19,1
7	Stedelijk	11,9	20,6	29,9

Tabel 2a: droge ammoniak flux uitgedrukt in kilogram ammoniak per hectare per jaar op basis van DEPAC\_Python. Code is overgenomen uit DEPAC\_Fortran90. Aantal significante cijfers mag niet meer dan twee zijn, maar ter illustratie toch drie cijfers weergegeven in deze tabel.

		<b>C_atm = 4 µg/m<sup>3</sup></b>	<b>C_atm = 6.9 µg/m<sup>3</sup></b>	<b>C_atm = 10 µg/m<sup>3</sup></b>
<b>lu</b>	<b>Land type</b>	<i>mol/hectare/jaar</i>	<i>mol/hectare/jaar</i>	<i>mol/hectare/jaar</i>
1	Grasland	176	341	517
2	Akkerbouw	581	975	1397
3	Permanent	763	1251	1767
4	Coniferous	1497	2261	3077
5	Loofbos	1497	1938	2355
6	Water	336	775	1121
7	Stedelijk	699	1210	1756

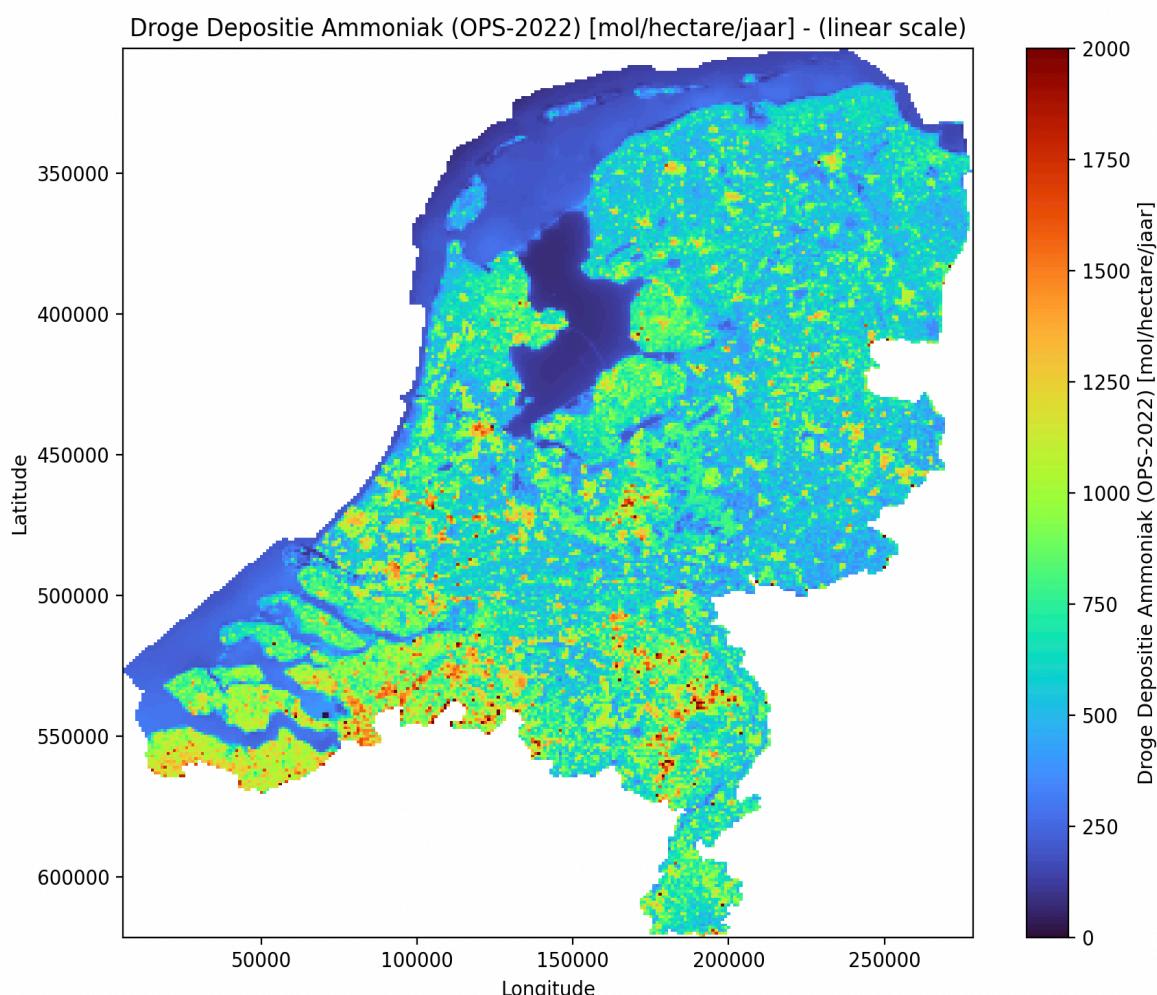
Tabel 2a: ammoniak flux uitgedrukt in mol per hectare per jaar op basis van DEPAC\_Python. Aantal significante cijfers mag niet meer dan twee zijn, maar ter illustratie toch vier cijfers weergegeven in deze tabel.

We zullen deze flux uitkomsten van deze berekeningen later in dit hoofdstuk gaan vergelijken met de literatuur waarden, met metingen uit de praktijk en met de opinie van experts. Uit DEPAC\_Python hebben we ook de depositiesnelheid berekend zodat we deze grootheid ook met de literatuur data kunnen gaan vergelijken. Maar eerst bekijken we hoe OPS de droge depositie berekend heeft voor het jaar 2022 en hoe die wordt gerapporteerd in de Grootschalige Depositiekaart van Nederland (GDN) die het RIVM beschikbaar heeft gesteld.

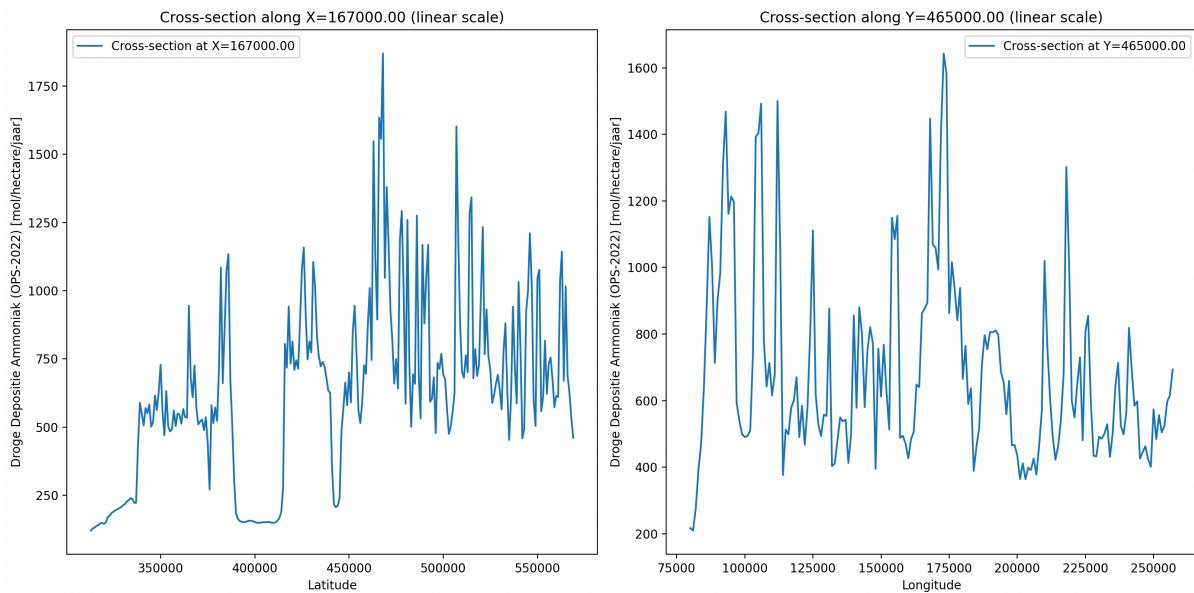
## 5.7 GDN – De Droge Depositie Kaart van Nederland (OPS 2022)

Het RIVM stelt de Grootschalige Concentratie kaarten Nederland (GCN) online ter beschikking voor de totale depositie van ammoniak en NOx. In dit rapport gebruiken we echter een set digitale kaarten die RIVM direct beschikbaar gesteld heeft voor het uitvoeren van dit onderzoek (deze GCN en GDN-kaarten zijn berekend met OPS en het betreft modelresultaten voor het jaar 2022). Naast de concentratiekaarten voor NH<sub>4</sub> en NO<sub>x</sub> hebben we dus ook de beschikking over de droge en natte depositie voorspelling voor zowel NH<sub>4</sub> en NO<sub>x</sub> en de totale *voorspelde* depositie die berekend is met OPS. De concentratie kaarten en de natte depositie GDN-kaarten zijn eerder in dit rapport toegelicht en besproken.

### 5.7.1 Droege depositie ammoniak (OPS 2022)



Figuur 8a: berekende droge ammoniak depositie per vierkante kilometer en uitgedrukt in mol per hectare per jaar. De dataset is gegenereerd met OPS 2022. De schaalverdeling is lineair en afgetopt op 2000 mol (er zijn enkele plekken in Nederland waar deze nog hoger is). De intensive veehouderij gebieden zijn duidelijk zichtbaar. Maar ook erg opvallend is de lage depositie boven water zoals de Oostvaardersplassen en randmeren en opvallend is de hoge depositie boven de (grote) steden die duidelijk 'rood' oplichten. Volgens de gangbare theorie is dat te verklaren door de hogere ruwheid.



Figuur 8b: Doorsnede Noord-Zuid (links) en Oost-West (rechts). Let op! De schaal is niet hetzelfde.

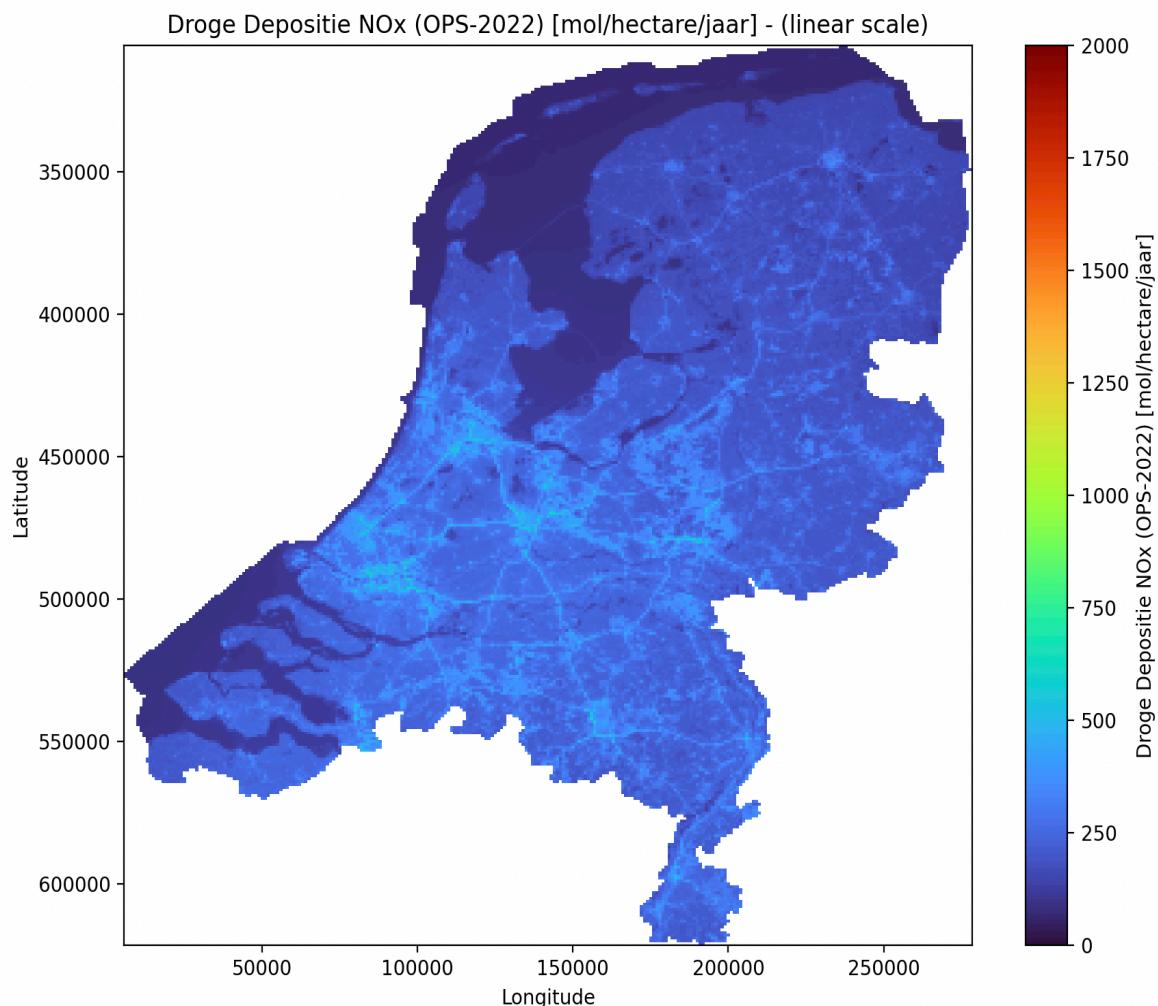
Wat opvalt als we deze kaart globaal bekijken is dat de berekende droge depositie vrij gelijkmatig over Nederland verdeeld lijkt te zijn. Uitzondering hierop zijn de grotere wateren waaronder IJsselmeer, Markermeer en de Waddenzee. Volgens OPS is de droge depositie boven het IJsselmeer rond de 150 mol (2,1 kilo N) ammoniak en dat is erg laag, in de Waddenzee zien we deze waarde iets oplopen naar 250 mol (3,5 kilo N). Wat ook opvallend is, is dat de depositie vooral hoog is daar waar de ruwheid – zie ook Figuur 2 in dit hoofdstuk - groot is. Dat is gegeven de gehanteerde formules waarmee Ra en Rb berekend worden niet vreemd, maar fysisch chemisch is dit wel vreemd. Waarom zou een stad veel ammoniak absorberen? Dit doet vermoeden dat de Rc waarde in DEPAC wellicht niet goed is gekozen; we komen daar later op terug.

Bossen op de Veluwe tonen een droge depositie van rond de 1000 mol (14kg N), en dat is erg laag. Depositie op de heide ligt rond de 400 mol (5,6kg N) aldus OPS-2022. Voor de duidelijkheid, deze getallen hebben de eenheid [mol per hectare per jaar].

Als we kijken naar enkele landbouwgebieden dan zien we dat de kop van Friesland een depositie van rond de 500 mol (7kg N), de Noordoostpolder rond de 740 mol (10kg N), oost Gelderland ligt rond de 600 mol (8,4kg N), en de depositie van ammoniak in Brabant varieert tussen de 750 en 1000 mol (10,5kg en 14kg N). Er is een ultieme piek van 1750 mol (24,5kg N) midden in de Gelderse Vallei. Dit is de depositie ‘hot spot’ van Nederland, een plek waar ook de ammoniak-concentratie het hoogste is (de hoogste waarde is 25 tot 50  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) blijkt uit de metingen met het Regio Food Valley meetnetwerk. OPS komt op vergelijkbare waarden uit. Al deze getallen komen dus direct uit het OPS RIVM model.

De onderzoeks vragen zijn dan ook: kloppen deze berekeningen met de praktijkmetingen. In de rest van dit hoofdstuk zullen proberen antwoord te geven op deze vraag. Maar eerst onderzoeken we nog nader de GDN kaart voor NOx aangezien ook deze droge depositie onderdeel is van de totale depositie en beschikbaar is gesteld door het RIVM.

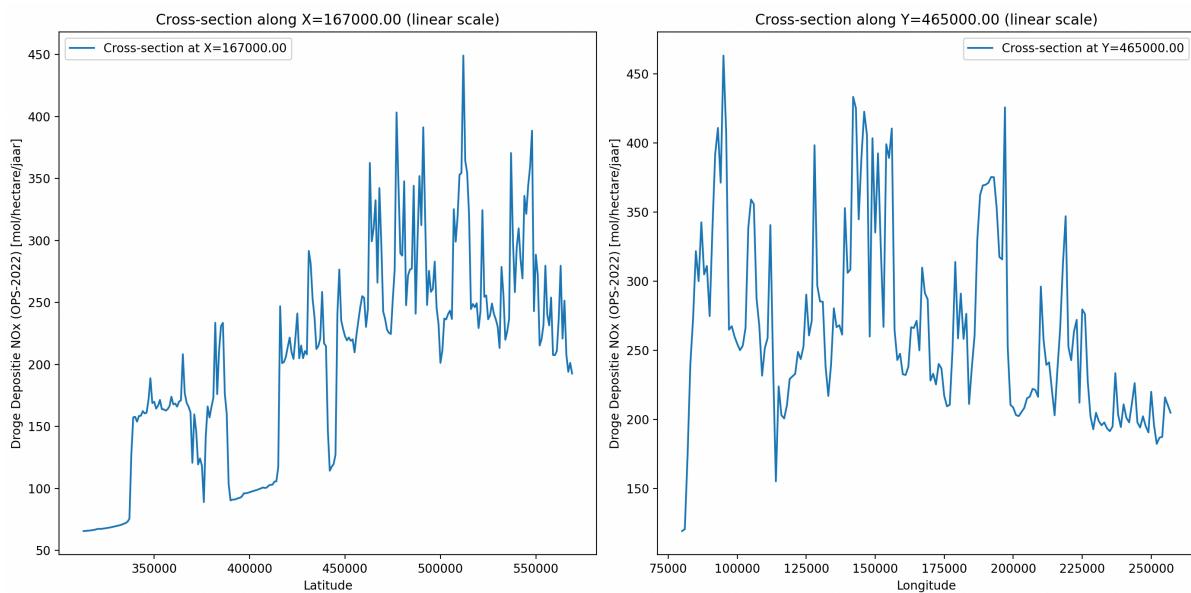
## 5.7.2 Droege Depositie NO<sub>x</sub> (OPS 2022)



Figuur 9a: berekende droge NO<sub>x</sub> depositie per vierkante kilometer en uitgedrukt in mol per hectare per jaar. De dataset is gegenereerd met OPS 2022. De schaalverdeling is lineair en afgetopt op 2000 mol waardoor de kleuring van deze kaart identiek is aan de ammoniak-kaart (Figuur 7a). Wegverkeer geeft een duidelijke emissie, gevolgd door lokale depositie. Ook de steden (ruwheid) ervaren een iets hogere depositie aldus OPS 2022. Duidelijk is het effect – weinig verspreiding – van NO<sub>x</sub> te zien, ook hier zijn duidelijke gradiënten over het land gemodelleerd.

De droge depositie van NO<sub>x</sub> op Nederland ligt tussen de 150 en 275 mol en wordt door het RIVM ingeschat een factor 2 à 3 lager te zijn dan de droge depositie van ammoniak. Ook bij de natte depositie metingen (110 tot 140 NO<sub>x</sub>, en 180 tot 455 NH<sub>y</sub>) is deze factor aanwezig. Volgens de officiële emissiecijfers is de hoeveelheid NO<sub>x</sub> emissie uitgedrukt in kilogram-N echter twee derde van de hoeveelheid N<sub>y</sub> emissies.

We hebben hier nog geen verklaring voor, maar mogelijke verklaringen zijn a) de emissie tabel NO<sub>x</sub> overschat, b) de droge depositie wordt onderschat of is gewoonweg lager, c) er is meer verspreiding naar het buitenland van NO<sub>x</sub>. RIVM is overigens van mening dat NO<sub>x</sub> over grotere afstanden verspreid wordt. Gedurende dit eerste onderzoek hebben we de focus gehouden op depositie van ammoniak, in een vervolgonderzoek zou nader bekeken kunnen worden hoe goed de performance van DEPAC is om de droge NO<sub>x</sub> depositie te berekenen.



Figuur 9b: Doorsnede Noord-Zuid (links) en Oost-West (rechts). Let op! De y-schaal is niet hetzelfde.

### 5.7.3 Statistische analyse GDN-kaarten Droge Depositie 2022

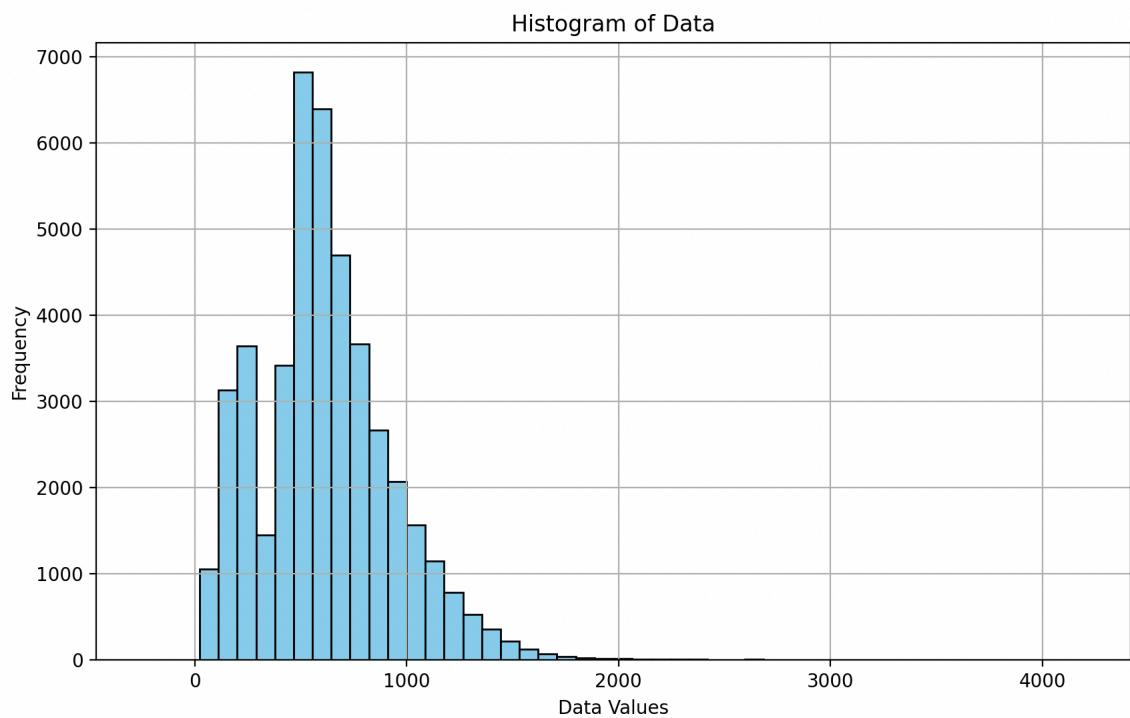
Op basis van de verstrekte GDN-kaarten kunnen we voor heel Nederland een statistische analyse uitvoeren. Hierbij moeten we gelijk opmerken dat deze berekeningen met drie significante cijfers een grote mate van precisie suggereren die er zeker niet is. Eerder in dit rapport hebben we al op meerdere plekken aangetoond dat de onzekerheid zeer groot is. Ook wordt de validatie van OPS vooral uitgevoerd op basis van de ammoniak concentratiemetingen. Metingen op basis van de LML met haar acht meetstations en pas recent ook aangevuld met MAN. **De onnauwkeurigheid ligt volgens het RIVM tussen de 30 procent landelijk en 70 procent lokaal (en voor droge depositie zelfs op een precisie van +/- 124%).** Kortom, de berekende waarden in onderstaande tabel zouden eigenlijk als een range gerapporteerd moeten worden (zie daarom ook Tabel 1b). We concluderen eerder in dit rapport voorzichtig dat de totale depositie voor heel Nederland te laag wordt ingeschat.

	<b>Ammoniak</b>	<b>NO<sub>x</sub></b>	<b>Eenheid</b>
Gemiddelde	616	209	mol/hectare/jaar
Mediaan	587	207	mol/hectare/jaar
Standaarddeviatie	313	84	mol/hectare/jaar
Maximumwaarde	4195	587	mol/hectare/jaar
Integraal	2.708.048.911	919.781.299	mol totaal per NL
Integraal	37 miljoen	13 miljoen	kg stikstof

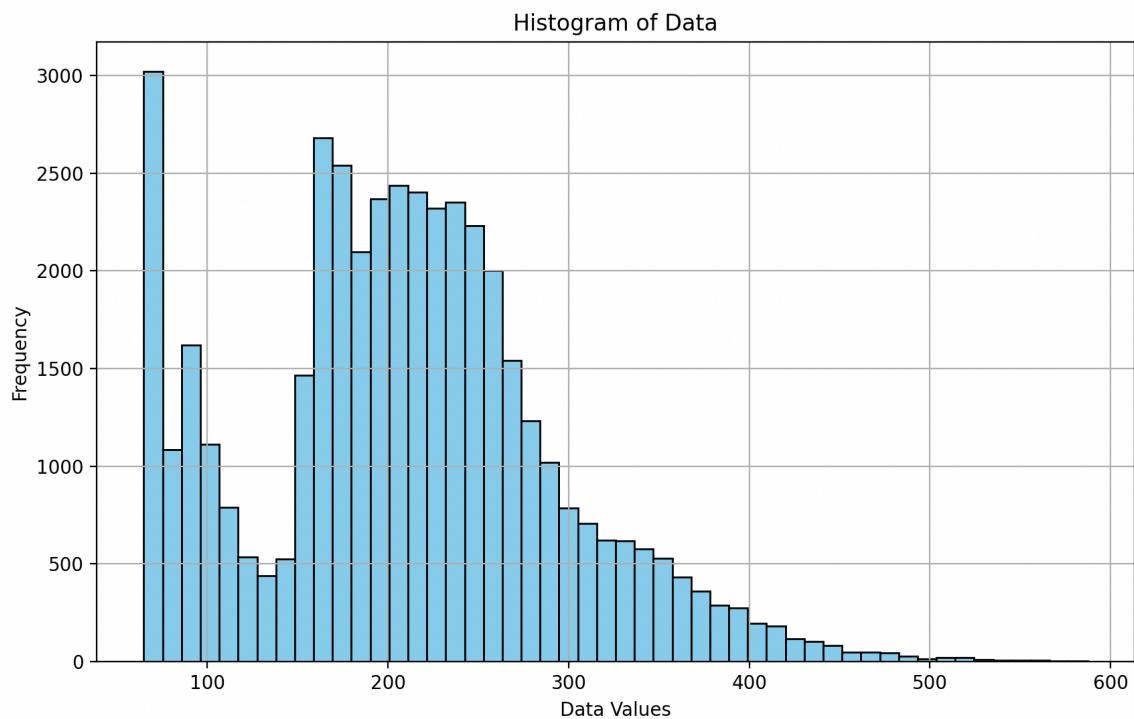
Tabel 3a: statistische analyse Nederland op basis van de berekende GDN-kaarten 2022 voor droge depositie. Dit zijn de berekende statistische waarden en gerapporteerd met teveel significante cijfers.

	<b>Ammoniak</b>	<b>NO<sub>x</sub></b>	<b>Eenheid</b>
Gemiddelde	400 en 800	100-300	mol/hectare/jaar
Mediaan	400 en 800	100-300	mol/hectare/jaar
Standaarddeviatie	>> 300 **	>> 75	mol/hectare/jaar
Maximumwaarde	< 4000	< 1000	kg stikstof

Tabel 3b: statistische analyse Nederland op basis van de berekende GDN-kaarten 2022 voor droge depositie. Dit is de werkelijke range op basis van de geschatte onnauwkeurigheden. \*\* sterk afhankelijk van het landtype (lu).



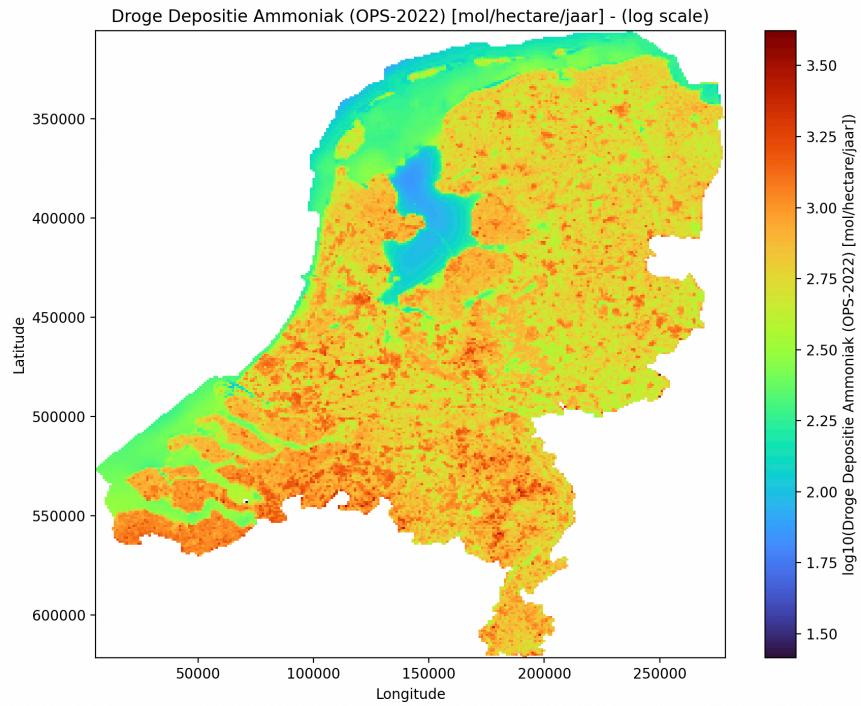
Figuur 10a: Histogram van droge ammoniak depositie in mol/hectare/jaar zoals berekend is door OPS 2022. De GDN kaart is opgedeeld in 43959 cellen van elk 1x1 km.



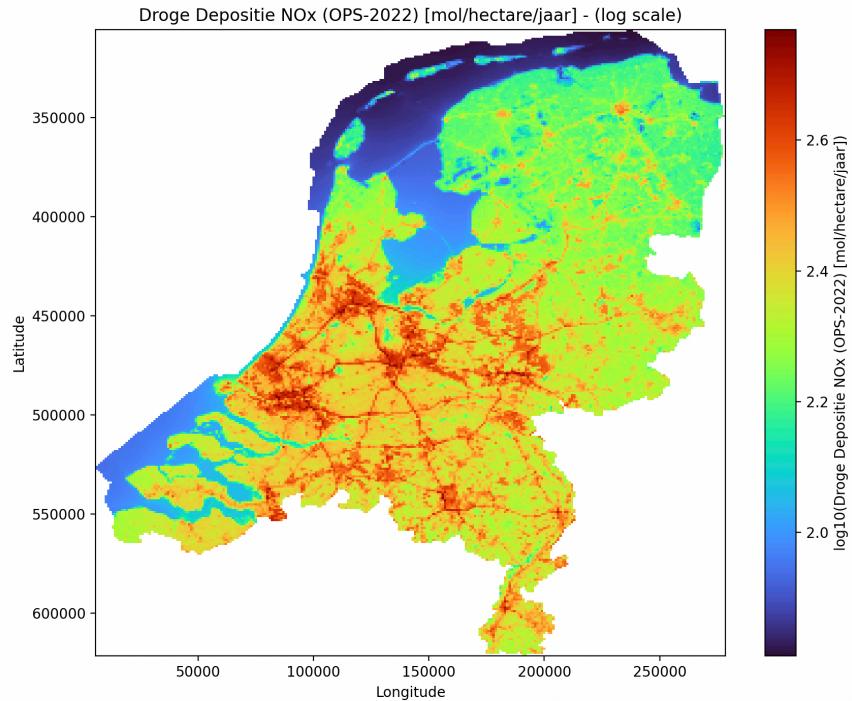
Figuur 10b: Histogram van droge NOx depositie in mol/hectare/jaar zoals berekend is door OPS 2022. De GDN kaart is opgedeeld in 43959 cellen van elk 1x1 km.

#### 5.7.4 Pixelpeeping met de Droege Depositie GDN kaarten (op een log-schaal).

Om de verschillen tussen de hoogste en laagste depositie waarde te accentueren zijn beide droge GDN-kaarten ook getransformeerd naar een kaart waarop de depositie op een logaritmische schaal is weergegeven. Bij deze twee getransformeerde kaarten is de as niet gelijk en dus ook de legenda niet.



Figuur 11a: berekende droge NH<sub>y</sub> depositie per vierkante kilometer en uitgedrukt in mol per hectare per jaar en afdrukken op een logaritmische schaal. Deze dataset is gegenereerd met OPS 2022.



Figuur 11b: berekende droge NO<sub>x</sub> depositie per vierkante kilometer en uitgedrukt in mol per hectare per jaar en afdrukken op een logaritmische schaal. Deze dataset is gegenereerd met OPS 2022.

## 5.8 Literatuurstudie Droge Depositie voor enkele Landtypen (*lu*)

De sleutel in de correcte depositiemetingen ligt dus in de praktijkbepalingen van depositie per landtype dat wordt gebruikt in het model. Alleen als deze informatie bekend is, dan kan er ook goed gemodelleerd worden. In de basis is de DEPAC aanpak prima, mits alle parameterwaarden per landtype ook correct zijn. Hiertoe moeten er heel veel meer praktijkexperiments per landtype uitgevoerd worden. Een eerste overzicht van literatuur, model en praktijk wordt per landklasse hieronder gegeven.

### 5.8.1 Natuurgebieden

#### Expert Opinions en Praktijk.

Experts die gecontacteerd zijn kunnen in de heidegebieden aangeven welke bloemen en planten minder aanwezig zijn of zelfs zijn verdwenen. Op locaties waar bewust kalk wordt gestrooid om de pH te verhogen en de grond minder zuur te maken, zouden enkele van deze bloemen en planten langzaam weer terugkomen. Natuurmonumenten werkt samen met universiteiten en analyseert bodemonsters. Op de vraag: "Hoe weet je dan de stikstofdepositie?" is het antwoord vaak: "Dat zegt het RIVM op basis van OPS." Dat er mogelijk grote onzekerheden in OPS zitten, wordt op zo'n moment niet ter sprake gebracht.

#### Literatuur

In het recente artikel "Dry Deposition of Ammonia in a Coastal Dune Area: Measurements and Modeling" concludeerden de onderzoekers dat de gemeten depositie op de duinen bij Solleveld ruim tweemaal lager was dan DEPAC voorspelde. Men concludeerde dat de droge depositie  $132 \pm 26$  mol N per hectare per jaar was (1,8 kg N) bij een mediane concentratie van  $1,7 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . De COTAG-paal op de Hoge Veluwe meet al jaren waarden tussen de 400 en 600 mol bij een concentratie die tweemaal zo hoog is ( $2$  tot  $4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ), rationeel bekeken lijkt een depositie range van 150 tot 300 mol logischer, droge heide en zandgrond zullen niet heel anders reageren dan droge duinen in Solleveld.

RIVM heeft voor Baggerveen, Hoge Veluwe, en Oostelijke Vechtplassen COTAG palen geplaatst en de maand-data beschikbaar gesteld. Deze droge depositie flux is respectievelijk 2.2, 3.2 en 2.0 kg stikstof per  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  ammoniak in de lucht. Het lineaire verband is er, maar ook met een grote onnauwkeurigheid van +/- 50% (dus bij gemiddeld 8kg N) heeft deze een spreiding tussen de 4 en 12 kg N. Vooral de flux gemeten boven de Hoge Veluwe komt als hoog over (tenzij er sprake is van vergassing onder de meetpaal). In een mondelinge communicatie heeft het RIVM aangegeven "*weinig vertrouwen in deze palen te hebben en te werken met modernere meetsystemen.*" Feit is ook dat deze drie palen de enige meetpalen zijn die in Nederland staan.

#### DEPAC Python en OPS (2022)

Het is niet duidelijk hoe DEPAC in OPS omgaat met natuurgebieden zoals de duinen of de Veluwe. Het is mogelijk dat deze worden gezien als grasland (dit is niet te achterhalen op basis van de documentatie). Er zou dus een aparte landgebruiksklasse in DEPAC moeten worden opgenomen voor duin- en heidelandschappen. Waarschijnlijk wordt hier  $lu=8$  of  $lu=9$  voor gebruikt, hierover zijn aanvullende vragen gesteld aan het RIVM. Antwoorden zijn nog niet beschikbaar. Hierdoor kunnen we geen berekening uitvoeren met DEPAC\_Python en hebben we als alternatief gekeken naar de droge depositie waarde op de GDN OPS 2022 kaart.

Als we deze GDN-kaart bekijken, zien we dat de droge depositie op de heide van de Hoge Veluwe rond de 350-500 mol ligt (overeenkomend met de COTAG 'metingen') en dat de depositie op de duinen bij Solleveld rond de 300-400 mol ligt, waarvan we weten dat dit 2x tot 4x te hoog is. Van deze laatste locatie weten we immers dat 132 mol een realistischer waarde is. De depositie op de Oostvaardersplassen is berekend op 250-350 mol en gezien de aanwezigheid van 1500 grote grazers en tienduizenden vogels is dat vermoedelijk wel erg laag. De depositie in de IJsseldelta, een ruw en nat gebied, ligt tussen de 200 en 460 mol, wat weer laag is in vergelijking met de berekende depositie op de Veluwe. Kortom, zonder praktijkmetingen valt er weinig te zeggen over deze natte natuurgebieden in Nederland.

### **Overwegingen en Conclusie**

De droge depositie in het kustgebied wordt met een factor twee à drie overschat en ligt substantieel lager dan DEPAC voorspelt. Dit is tevens een aanwijzing dat ook de droge depositie op droge heide wordt overschat. Omdat er vrijwel geen praktijkonderzoek is uitgevoerd en ook het RIVM zelf kanttekeningen plaatst bij de nauwkeurigheid van de COTAG-palen, kan deze stelling niet bewezen, maar ook niet ontkracht worden. Het is a) nodig dat op de heide praktijkexperimenten worden uitgevoerd en b) er een specifieke landgebruiksklasse wordt geïntroduceerd voor heide- en duinlandschappen.

Er is een groot gebrek aan praktijkonderzoek dat wordt uitgevoerd op de verschillende soorten natuur. Vooral depositie-bepalingen op de gevoelige natura2000 gebieden is afwezig. Praktijkonderzoek naar depositie in de duinen, op de heidegebieden op de Veluwe en andere drogere en nattere natuurgebieden ontbreekt. Het is onmogelijk om DEPAC in te zetten op deze natuurgebieden met een betrouwbare modeluitkomst zolang er geen validatie heeft plaatsgevonden met de praktijk. Het is daarmee ook onmogelijk om Aerius berekeningen met betekenis voor individuele projecten uit te voeren voor N2000 gebieden.

## **5.8.2 Grasland**

### **Expert Opinions en Praktijk.**

Een gepensioneerde bemestingsonderzoeker van de WUR heeft in persoonlijke gesprekken aangegeven dat sommige proeven in het verleden mislukten omdat er per ongeluk ammoniak via de wind terechtkwam op de blanco veldjes. Volgens deze onderzoeker is de depositie ('vanuit de lucht') ongeveer 25 kg N en hebben ze meegemaakt dat deze waarde opliep tot 80-100 kg N door een verkeerd DoE. Aan de hogescholen leerden boeren vroeger dat er wel 50 kg N uit de lucht 'viel'. Tegenwoordig wordt er nog steeds gesproken over ruim 25 kg N per hectare op opleidingen waarbij geen onderscheid gemaakt wordt tussen natte- en droge depositie. Onder het Foodlog-artikel "*RIVM lijkt ammoniakdepositie op erf boer flink te onderschatten*" debatteren tientallen experts over dit onderwerp. Een depositie van 20 kg N of meer wordt niet ter discussie gesteld door de verschillende experts 'onder normale condities', d.w.z. normale achtergrondconcentraties.

Ook de mediane waarde van de depositesnelheid uit het werk van Schrader voor landbouwgrond ligt rond de 1 cm/seconde. We hebben eerder beargumenteerd dat de droge depositie dus minimaal 24 kg ammoniak per hectare *kan* zijn. Volgens insiders bij Rijkswaterstaat groeit er jaarlijks tussen de 2500 en 5000 kg gras per hectare langs de bermen van wegen. Hiervoor is tussen de 50 en 60 kg stikstof nodig, die uit de lucht komt (inclusief natte depositie) of door vlinderbloemigen beschikbaar

wordt gemaakt. De lokale NOx-concentratie is langs wegen wat hoger, daarom is dit louter anekdotisch bewijs. Diverse boeren geven ook aan dat depositie dicht bij de stal hoog is, zo hoog dat het niet nodig is om het grasland te bemesten.

### Literatuur

Heil (1988) rapporteert een opname van 6 kg N gedurende 3,5 zomermaanden bij zeer lage luchtconcentraties. Gras begint doorgaans te groeien eind februari/begin maart en de groei stopt wanneer er nachtvorst optreedt en de dagtemperaturen te laag zijn. Bij een Indian Summer stopt het groeiseizoen uiterlijk begin november. Bij een typisch groeiseizoen van zeven tot acht maanden kunnen we schatten dat het om 12 kg N per jaar ging (15 kg ammoniak). Gallagher (2002) rapporteert een depositiesnelheid van 0,9 tot 1,1 cm/sec (voor kort en langer gras) en een droge depositie van 0,06 g/m<sup>2</sup>/jaar, ook bij een zeer lage concentratie van 1,92 µg/m<sup>3</sup>.

Tanner (2022) heeft een droge depositie flux gemeten van 5 kg N/jaar, maar ook bij in Nederland weinig voorkomende ammoniakconcentraties van 0,5-4,7 µg/m<sup>3</sup>. De COTAG paal boven Oostelijke Vechtplassen – een laagveen moerasachtig gebied met riet – meet ongeveer 8 kg stikstof bij 4 µg/m<sup>3</sup> en bij extrapolatie met een lineair fit zou dit uitkomen op 18 kg stikstof zijn bij 9 µg/m<sup>3</sup> (met een onzekerheidsmarge van 50%). Uitgedrukt in kg ammoniak: 22 kg ammoniak per hectare.

Het meest uitgebreide onderzoek naar niet-bemeste graslanden is uitgevoerd tijdens het promotieonderzoek van Wichink Kruit (2010), onder supervisie van professor Holtslag (WUR), professor Krol (WUR) en Van Pul (RIVM). Hoewel dit proefschrift vooral een modelmatige studie was, zijn er ook fluxmetingen uitgevoerd, bekend als de “Haarwegmetingen”. De ammoniakconcentratie op de betreffende locatie was typisch 6-8 µg/m<sup>3</sup> (in 2004, 2005, 2006) en de gemeten flux was tussen de 0,06 en 0,09 µg/m<sup>2</sup>/seconde, met depositiesnelheden van typisch rond de 1 cm/seconde, hoewel er een grote spreiding was (tussen 0 en 4 cm/seconde). R<sub>c</sub>, volgens dit onderzoek, lag gemiddeld rond de 50-175 sec/m, maar de variatie was groot, oplopend tot 200 en zelfs 800 sec/m. Deze waarden zijn vergelijkbaar met het werk van Gallagher. Rekening houdend met het groeiseizoen is dit 9 tot 19 kg N per hectare per jaar.

De literatuur rapporteert dus voornamelijk fluxmetingen. Er is weinig praktijkonderzoek gedaan met biomarkers. In Nederland is het UvA-onderzoek een voorbeeld van zo'n onderzoek, hoewel deze resultaten nog niet gepubliceerd zijn in een wetenschappelijke paper. Informeel hebben we droge depositiemetingen gezien uit dit onderzoek, oplopend tot 60 kg ammoniak en meer. Zapletal (2019) constateerde een depositie van 10 kg ammoniak bij 6 µg/m<sup>3</sup> en 15 kg bij 8 µg/m<sup>3</sup>, oplopend tot meer dan 50 kg ammoniak dichter bij de stallen waar de concentratie flink hoger is. Het rapport van Jan Klaas Santing (onder supervisie van Lantinga, 2012) heeft ook met biomarkers gewerkt. Van het UvA onderzoek weten we inmiddels wel dat vooral de Kringloopwijzer is ingezet (KLW), en dat niet alle informatie in het initiële rapport correct is (zie ook Foodlog artikel "*Uitkomst UvA-onderzoek stikstof lijkt gebaseerd op rekenfout*"). In een vervolgrapport wordt hierop beter op teruggekomen.

Boven graslanden wordt ook ammoniakemissie geconstateerd. Achtergrond hiervan is a) bemesting van het grasland en b) een eventueel een lucht concentratie onder het compensatiepunt. De theorie van het compensatiepunt richt zich vooral op het gedrag van huidmondjes en is niet van toepassing op de depositie (en/of emissie) van gewone natte oppervlakken. Fundamenteel onderzoek naar dit compensatie punt is schaars, waarden van tussen de 6 en 10 µg/m<sup>3</sup> worden sinds tientallen jaren gerapporteerd in de literatuur.

De vluchtige componenten zijn in het verleden experimenteel vastgelegd en worden uitgedrukt in een % van de TAN. In Nederland wordt *Sleufkouterinjectie drijfmest & half water* het meest toegepast, hiervoor is de emissiefactor 17%. Bij inzet van de maximale bemestingsnorm zou dit een emissie betekenen van 39 kilo N per hectare (17% keer TAN 230 kg per hectare). Volgens de NEMA-tabel is deze emissie echter 24,6 miljoen kg ammoniak. Delen we dit door 984.000 hectare grasland dan komen we uit op 25 kg ammoniak (20 kg N) per hectare aan emissie. De gemiddelde emissie is ook berekend op basis van een steekproef van vijftien willekeurige kringloopwijzers (KLW) en komt uit op 26 kg ammoniak per hectare.

### **DEPAC Python en OPS (2022)**

In de kop van Friesland, boven de A7 en onder de A31, ligt een groot gebied met graslanden voor melkvee. Boven dit gebied is de ammoniakconcentratie ongeveer 9 tot 12  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . Volgens de DEPAC\_Python-code zou de droge depositie rond de 8-9 kg ammoniak zijn (7 kg N). Als we naar de OPS-2022 GDN-kaart kijken, zien we dat de depositie inderdaad rond de 500 mol ligt (7 kg N). Deze waarde is laag vergeleken met de literatuur en de mening van experts, die eerder spreken over 20 kg ammoniak of meer.

DEPAC berekent een depositiesnelheid tussen de 1,0 en 1,1 cm/seconde, wat overeenkomt met de literatuur. Echter, door een relatief kort "groeiseizoen" van drie maanden en een hoog ingeschat compensatiepunt in DEPAC wordt vooral de drijvende kracht uiteindelijk te laag geschat. Deze lage drijvende kracht door een hoog compensatiepunt zit alleen in de lu=1 klasse (graslanden), en we vragen ons serieus af of a) dit klopt en b) waarom deze niet is verwerkt in de bomen module en/of de heide/duin module.

### **Overwegingen en Conclusie**

Er zijn weinig onderzoeken uitgevoerd naar de droge depositie boven niet-bemeste graslanden. De praktijkmetingen tonen jaardeposities die beginnen bij 6 kg ammoniak (bij lage ammoniakconcentraties van rond de 2  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) en oplopen tot 20 kg ammoniak bij realistischere ammoniakconcentraties. Praktijkdata gaan uit van 20-25 kg ammoniak, wat overeenkomt met 16 tot 21 kg N. DEPAC berekent echter 6-9 kg ammoniak, waardoor we concluderen dat er sprake is van een onderschatting door DEPAC, met minimaal een factor twee. Vermoedelijk is het compensatiepunt in DEPAC te hoog gekozen, waardoor de drijvende kracht klein is.

Ook denken we dat het groeiseizoen te kort in het model is opgenomen. Vervolgonderzoek is daarom nodig, waarbij ook gekeken moet worden naar de droge depositie vlakbij een stal, aangezien de depositie daar kan oplopen tot tientallen, misschien zelfs honderd kilogram ammoniak. Op Foodlog is een artikel verschenen over bemest en onbemest grasland met titel "*Gras groeit niet vanzelf - melkveehouders help mee dat te bewijzen*", kortom, wordt vervolgd.

### **5.8.3 Bossen**

#### **Expert Opinions en Praktijk.**

Uit de communicatie met een professor uit Wageningen: “*Om te onderzoeken wat de gevolgen hiervan zijn op de voorraad aan koolstof en nutriënten, zijn in 2023 bossen 127 bosbodems bemonsterd waarvan in 1990 die voorraden ook zijn bepaald. Daaruit blijkt dat de stikstofvoorraad in de bodem in de afgelopen 33 jaar gemiddeld met ruim 1300 kg per hectare is toegenomen wat neerkomt op een gemiddelde jaarlijkse toename van bijna 40 kg per hectare. Aangezien door uitspoeling en netto opname in biomassa naar schatting 10 kg ha<sup>-1</sup> jr<sup>-1</sup> van de toevoer niet heeft kunnen accumuleren in de bodem, schatten we dat de gemiddelde totale jaarlijkse stikstof depositie over de periode 1990-2023 rond de 50 kg per hectare zal zijn geweest. Dat is aanzienlijk hoger dan de modelmatig geschatte gemiddelde depositie in Nederland, die voor die periode rond de 28 kg per hectare ligt. Zoals al lang bekend blijken bossen veel (ca 50-70%) meer in te vangen.*” Deze resultaten zijn inmiddels ook gepubliceerd (De Jong, 2024). De gemiddelde ammoniakconcentratie boven deze bossen is niet bekend, waardoor niet ingeschat kan worden wat de exacte depositie snelheden zijn.

#### **DEPAC Python en OPS (2022)**

Aerius (DEPAC) schat een depositie in van 25 tot 50 kg ammoniak (1500-3100 mol). De depositie is afhankelijk van de concentratie (die rond de 4-5 µg/m<sup>3</sup> is aldus OPS). Bij deze concentratie hoort een ammoniakdepositie van ongeveer 21 kg N tot maximaal 32 kg N (28 kg N volgens de professor uit Wageningen). Als de natte depositie hierbij opgeteld wordt (2 - 6 kg N) en de droge en natte NOx (ingeschat op 1/3 t.o.v. ammoniak) is de totale berekende depositie rond 30 à 50 kg N. Deze berekende totale depositie lijkt inderdaad lager dan de gemeten depositie, we moeten echter opmerken dat de concentratie boven het bladoppervlak niet gemeten is en we dus vooral kunnen concluderen dat de onzekerheid in berekening en meting fors is.

#### **Overwegingen en Conclusie**

Op basis van het onderzoekswerk van De Jong en De Vries concluderen we dat DEPAC een onderschatting geeft van de droge depositie boven bossen. De orde van grootte is 30-50% te laag. In de praktijk is de opname van bossen hoger dan de voorspelling van DEPAC. Het betekent ook dat de totale ammoniakopname van alle bossen van Nederland hoger is en daardoor de massabalans van ammoniak over Nederland verschuift naar ‘minder import’.

### **5.8.4 Water: IJsselmeer, Wadden- en Noordzee.**

#### **Expert Opinions en Praktijk.**

Alle experts die hierover geraadpleegd zijn zeggen “er komt geen ammoniak uit zee”, Ammoniak kan wel opgenomen worden, maar het is niet veel. Alle experts – zeker met een chemische achtergrond – zeggen ook: “ammonium concentratie, temperatuur en pH zijn de bepalende factor voor de depositie”.

## **Literatuur**

Schrader rapporteert een gemiddelde depositiesnelheid van 0,67 m/seconde. Aangezien we de concentratie boven de grote Nederlandse wateroppervlakken niet weten kunnen niet inschatten wat de depositie is. Asman (1994) heeft in diverse expedities de ammoniakflux boven de Noordzee gemeten. Zijn doelstelling was om de totale flux op het wateroppervlak te schatten. De concentratie ammoniak, gemeten boven de Noordzee was tussen de 0,05 en ongeveer 0,5 µg/m<sup>3</sup> met enkele uitschieters naar 1 en 2 µg/m<sup>3</sup>. Een gemiddelde flux van 0,0013 µg ammoniak per m<sup>2</sup> per seconde of te wel een halve kg ammoniak per jaar. Asman merkte terecht op dat dit erg afhankelijk is van de pH (8) en de ammoniumconcentratie. Clegg (1995) bepaalde de dissociatie constanten van ammonium/ammoniak in zeewater. Johnsons (2008) kwam tot de conclusie dat de depositie vooral correleerde met de temperatuur van het zeewater.

Chen (2021) stelde een relatief eenvoudig fluxmodel voor waarin de ammoniumconcentratie en de zeewatertemperatuur als belangrijkste twee factoren worden meegenomen. Zijn metingen geven een depositie flux aan van 10 µg /m<sup>2</sup>/h voor grote reservoirs (0,9 kg ammoniak), en een range van 15 tot 35 µg /m<sup>2</sup>/hr (1,3 tot 3 kg ammoniak) aan voor rivieren. In dit rapport wordt niet dieper ingegaan op ‘ammoniak uit zee’ (zie RIVM 2014, 2023), eerdaags wordt een nieuw RIVM rapport verwacht waarin naar verwachting ammoniak uit zee ‘een non-issue’ zal blijken te zijn. De literatuur is duidelijk: ammoniak depositie boven groot water bestaat en is afhankelijk van ammonium concentratie in het zeewater, de watertemperatuur en de pH. Golven geven ruwheid en hebben dus een effect op ‘Ra en Rb’. Vooral bij het IJsselmeer zou dit nader onderzocht moeten worden in combinatie met pH en ammonium metingen. Op dit moment zit een vrij eenvoudig flux model in DEPAC voor water.

## **DEPAC Python en OPS (2022)**

De grote waters zoals het IJsselmeer, het Markermeer en de Waddenzee zijn duidelijk af te lezen op de GDN-kaarten. Volgens OPS is de droge depositie boven het IJsselmeer rond de 150 mol (2,1 kilo N) ammoniak en dat is laag, in de Waddenzee zien we deze waarde iets oplopen naar 250 mol (3,5 kilo N). Deze waarden komen overeen met de literatuur, waarbij de literatuur vooral nadruk legt op grote open wateren. Vervolgonderzoek naar de depositie boven het IJsselmeer en het Markermeer is aan te bevelen vanwege de verwachte hoge ammonium gehalten. Ook zijn er geen concentratievalidatie metingen uitgevoerd boven het IJsselmeer. Het effect van de concentratie op de flux is onbekend en naar verwachting relevant voor de randmeren.

## **Overwegingen en Conclusie**

De orde van grootte van de depositie berekening met DEPAC (2 tot 3,5 kg N, 140-250 mol) klopt als we deze vergelijken met de literatuurdata waar de range tussen de 0,5 en 3 kg ammoniak is (tussen de 30 en 200 mol maximaal). Deze gemeten flux-data zijn echter wel bepaald bij lage ammoniakconcentraties van onder de 1 µg/m<sup>3</sup>. De depositiesnelheid is rond de 0,67 cm/sec, er kan echter niet ingeschat worden wat de feitelijke ammoniakconcentratie boven de randmeren, het Markermeer en het IJsselmeer is om hiermee de flux te berekenen. De literatuur is duidelijk: ammoniak depositie boven groot water bestaat en is afhankelijk van ammonium concentratie in het zeewater, de watertemperatuur en de pH. Golven geven ruwheid en hebben dus een effect op ‘Ra en Rb’. Vooral bij het IJsselmeer zou dit nader onderzocht moeten worden in combinatie met pH en ammonium metingen. Op dit moment zit er voor water een vrij eenvoudig flux model in DEPAC en er wordt daarom voorgesteld om een model te maken op basis van pH metingen en ammonium concentratie, aangezien de depositie vermoedelijk op de grote rivieren, de randmeren en het ketelmeer hoger zal zijn.

## *5.8.5 Stedelijk gebied*

### **Expert Opinions en Praktijk.**

Er is niet langdurig gesproken over dit onderwerp met externe experts. Wel is dit onderwerp meerdere keren ter sprake gekomen in informele gesprekken: “wat als er ammoniak boven een tegel komt”, “wat als ammoniak hoog is boven een groot droog plein midden in de stad”. Het lijkt onwaarschijnlijk dat de ammoniakdepositie in steden vergelijkbaar hoog is als de depositie boven bossen.

### **Literatuur**

Giardina (2019) benadrukt de droge depositie alleen vanuit een concept waarbij deze depositie bestaat uit (fijn)stof of te wel een flux van deeltjes naar het oppervlak.

In stedelijke gebieden en langs wegen varieert de droge depositie van ammoniak ( $\text{NH}_3$ ) afhankelijk van de intensiteit van verkeer, lokale infrastructuur en nabijheid van andere emissiebronnen.

Onderzoek toont aan dat wegen vaak ‘hotspots’ zijn voor stikstofdepositie, inclusief ammoniak, vanwege verkeersemisies. Ammoniak wordt voornamelijk uitgestoten door voertuigen die zijn uitgerust met selectieve katalytische reductiesystemen (SCR), zoals dieselvoertuigen, die ureum gebruiken om stikstofoxiden te reduceren. Dit proces kan leiden tot de emissie van ammoniak via de uitlaatgassen.

Bij studies in stedelijke gebieden zoals Reims (Frankrijk) werd vastgesteld dat ammoniakemissies door verkeer bijdragen aan verhoogde concentraties nabij wegen. Hoewel landbouw nog steeds de dominante bron is voor ammoniakemissies, spelen verkeer en stedelijke activiteiten een steeds grotere rol in steden en langs wegen. Gemiddeld wordt er een flux van 1 tot 5 kg  $\text{NH}_3/\text{ha/jaar}$  gemeten in stedelijke en wegomgevingen, afhankelijk van lokale omstandigheden en verkeersintensiteit. In een overzicht van recente studies naar ammoniakdepositiesnelheden voor verschillende landgebruikstypen, waaronder stedelijke gebieden, werden de depositiesnelheden voor stedelijke gebieden geschat op ongeveer 0,7 cm/s. Dit is lager dan in natuurgebieden, zoals bossen, waar de snelheden hoger zijn vanwege het grotere oppervlak van vegetatie dat ammoniak kan vasthouden. Verkeersemisies en andere antropogene bronnen spelen een rol in de depositie van ammoniak in stedelijke gebieden, maar de lage vegetatiebedekking zorgt voor een lagere depositiesnelheid

### **DEPAC Python en OPS (2022)**

Volgens de GDN is de depositie boven steden oplopend naar 2000 mol of meer. Dit is hoog, de DEPAC\_Python komt echter maar tot 700-1500 mol. Waar dit verschil vandaan komt is onduidelijk en vraagt nader overleg met RIVM. De zeer beperkte literatuur toont echter een 1-5 kg depositie aan (70 – 350 mol) waarbij opgemerkt moet worden dat dit vooral over depositie van fijnstof gaat.

### **Overwegingen en Conclusie**

Er zijn te weinig praktijk data om goede conclusies te trekken. OPS lijkt de depositie te overschatten. Vermoedelijk wordt de  $R_c$  waarde incorrect ingeschat. De ruwheid zorgt voor een lagere  $R_a$  en  $R_b$ , maar door gebrek aan ‘vochtige’ oppervlakken of ademhaling lijkt een zeer lage  $R_c$  onwaarschijnlijk. Dit is speculatie, fluxmetingen in steden zijn niet gevonden in de literatuur. Wel metingen van droge depositie door depositie van fijnstof.

## 5.9 Samenvatting over Droge Depositie Kennis

Vrijwel alle droge depositie kennis bestaat uit kennis die is opgedaan met computermodellen. Er wordt daarnaast soms een praktijk-project uitgevoerd met fluxmetingen (gasmetingen op verschillende hoogte) om de model-modules per landtype te valideren. Deze flux-metingen geven echter alleen een eerste indicatie en langdurige praktijkmetingen laten veel ruis zien. Als ‘the proof of the pudding’ is echter onderzoek uitgevoerd met biomarkers in combinatie met flux-metingen. De depositie moet immers ‘ergens naartoe’. Een DoE van combinaties van biomarkers en fluxmetingen zijn extreem schaars. We hebben vooralsnog geen literatuur gevonden van dit soort combinatie experimenten boven de natuur zoals de heide. Ook kennis rondom grasland is (te) dun gezaaid.

De preciesheid waarmee er gerekend wordt in DEPAC is daarmee veel te hoog. De eigen schatting van RIVM (+/- 124% onzekerheid), kan zeker kloppen. Maar er moeten ook betere schattingen gemaakt worden van de onzekerheid per landtype (*lu*) waarbij vooral ook de *juistheid* onderzocht moet worden. Zonder dergelijke praktijk studies kan er eigenlijk niet goed gerekend worden met OPS/DEPAC; zeker niet op een hectare of hexagoon. Droge depositie boven akkerbouw is niet goed onderzocht, de praktijkkennis over droge depositie boven grasland is te summier en wordt waarschijnlijk onderschat. In het meest recente werk van de WUR lijkt de droge depositie boven bossen onderschat te worden. Droge depositie boven steden wordt zo goed als zeker overschat. Nader droge depositie onderzoek boven heide en andere natuurgebieden mist volledig. Schattingen voor de droge depositie boven asfalt, tegels of zand (stranden) zijn te ruw en niet onderbouwd met enige vorm van praktijkdata.

Kortom, theoretisch is DEPAC een mooi stuk wetenschap, maar ongeschikt voor de praktijk van beleid en vergunningen waarbij het effect van individuele projecten per hexagoen worden bekeken. Dit laatste is door de commissie Hordijk enkele jaren geleden nadrukkelijk ook al geconcludeerd en geadviseerd. Het is onbegrijpelijk waarom de Nederlandse overheid toch doorgaat met de inzet van dit instrument bij vergunningen en beleid.

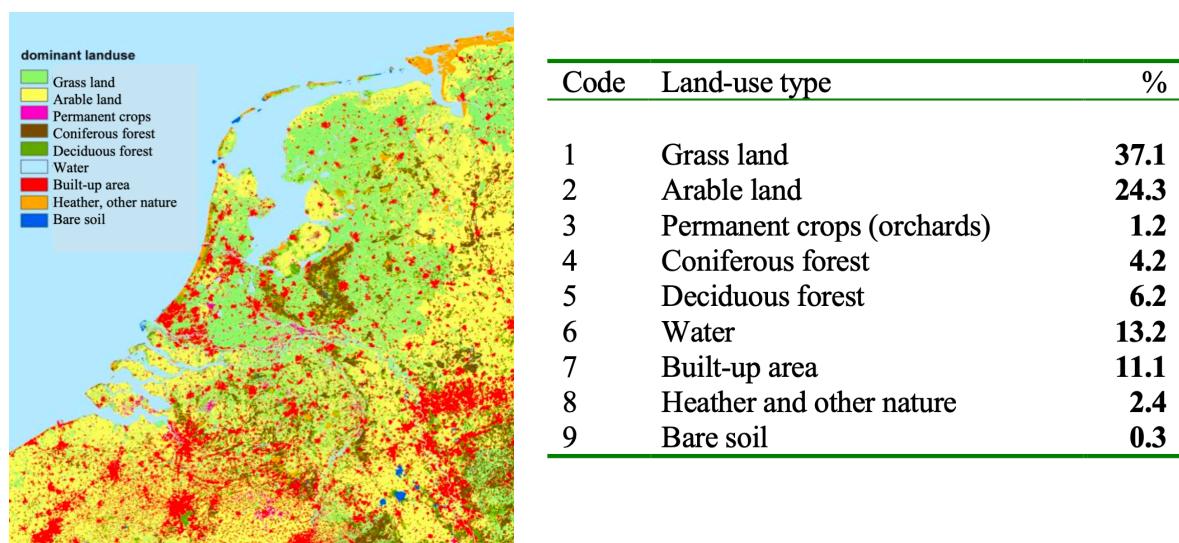
lu	Land type	DEPAC	DEPAC	Literatuur	
		Minimaal	Maximaal	Minimaal	Maximaal
1	Grasland	200 (3 kg)	500 (7 kg)	10 kg *	25 kg *
2	Akkerbouw	500 (7 kg)	1000 (14 kg)	Onbekend **	Onbekend **
3	Permanent	750 (11 kg)	1200 (17 kg)	Onbekend	Onbekend
4	Coniferous	1500 (21 kg)	2200 (31 kg)	30 kg	40 kg
5	Loofbos	1500 (21 kg)	2000 (28 kg)	***	***
6	Water	300 (4 kg)	800 (11 kg)	1 kg	5 kg
7	Stedelijk	500 (7 kg)	1500 (21 kg)	10 kg	20 kg
8	Heide			1,5 kg	4 kg
9	Droog zand			Onbekend	Onbekend

Tabel 4: ammoniak flux uitgedrukt in mol per hectare per jaar op basis van DEPAC\_Python (tussen haakjes in N-kg). Aantal significante cijfers mag niet meer dan twee zijn, maar ter illustratie toch vier cijfers weergegeven in deze tabel. \* dicht bij de stal naar verwachting enkele factoren hoger. \*\* geen onderzoeken gevonden, onderzoek naar akkerbouw \*\*\* Nadere literatuurstudie nodig om beter het onderscheid tussen loofbos en coniferous te bepalen.

## 5.10 Een laatste poging om totale emissie en depositie te bepalen.

Uit de OPS-rapportages van het RIVM is een landkaart gehaald met daarop de ‘dominant’ landtypes, kortom de negen dominante landtypes zoals deze ook modelmatig in de DEPAC-module zitten. De oppervlakte verdeling per landklasse staat ook in de RIVM-rapportage. Eerder in dit rapport is beargumenteerd en voorzichtig geconcludeerd dat de ammoniakemissies overschat worden en naar alle waarschijnlijkheid ongeveer 20 miljoen kg lager liggen dan de formele 111 miljoen kg ammoniak volgens NEMA.

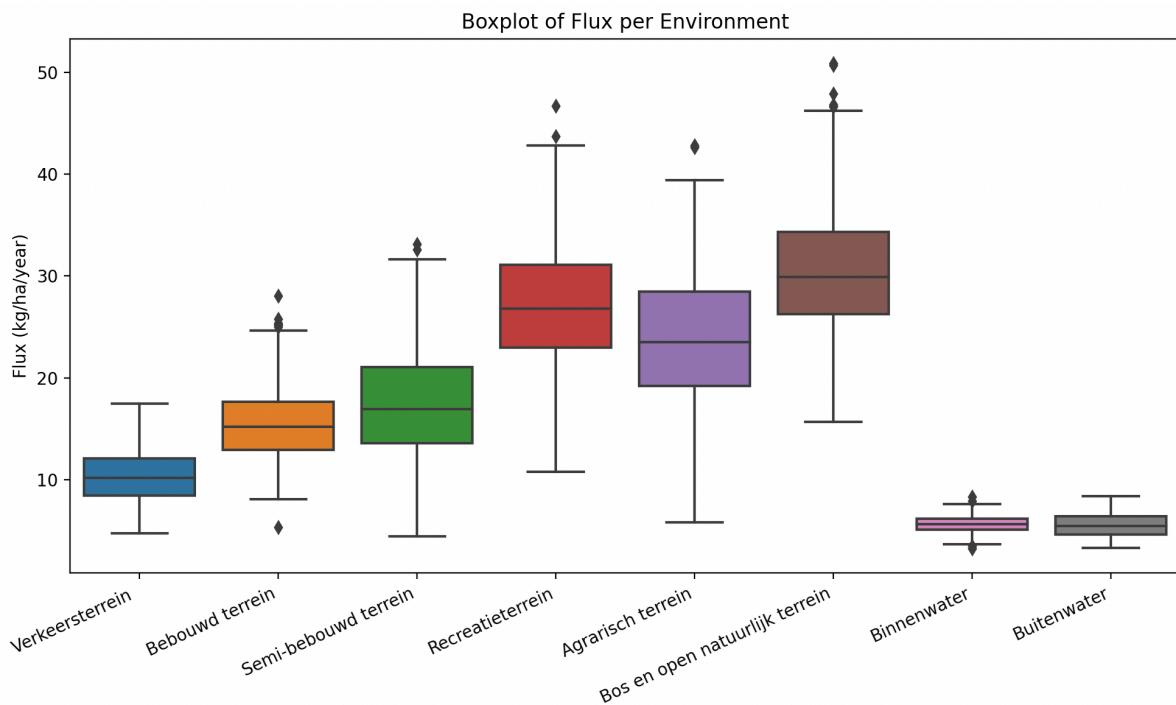
Met deze gegevens en de hierboven in Tabel 4 gegeven schattingen van de depositie per landtype is de ammoniak-massa-balans over Nederland nogmaals te maken. Deze geschatte droge depositie is verhoogd met 300 mol (5,1 kg ammoniak) voor de natte ammoniak depositie, om de totale ammoniakdepositie per hectare in te kunnen schatten (Tabel 5). De eerder geschatte droge depositie fluxen zijn nogmaals weergegeven in Figuur 13.



Figuur 12: Nederland verdeeld over de 9 land-use type uit DEPAC (links) en uitgedrukt in oppervlak (rechts), data RIVM.

Lu	Land type	DEPAC	DEPAC	Literatuur	
		Minimaal	Maximaal	Minimaal	Maximaal
1	Grasland	3	7	<b>15</b>	20
2	Akkerbouw	7	14	15	20
3	Permanent	11	<b>17</b>	10	<b>20</b>
4	Coniferous	21	<b>31</b>	30	<b>35</b>
5	Loofbos	21	28	30	<b>35</b>
6	Water	<b>4</b>	11	<b>2</b>	5
7	Stedelijk	7	21	<b>10</b>	20
8	Heide	<b>3</b>	7	<b>1,5</b>	4
9	Droog zand	<b>4</b>	11	<b>1</b>	4

Tabel 5: Samenvatting van droge ammoniak depositie per land-type. Getallen uit de eerste kolom zijn te laag. De droge depositie zoals weergegeven in de derde kolom wordt als het meest realistisch ingeschatt. De afwijkingen t.o.v. DEPAC\_maximaal zitten vooral bij grasland, heide, water en de steden. In **Rood-vet** staan de meest waarschijnlijke depositie waarden aldus de expert opinion van de auteur van dit rapport.



Figuur 13: Boxplot van de berekende droge depositie in kilogram ammoniak per hectare per jaar. De depositie is berekend door de ammoniak concentratie te vermenigvuldigen met de depositie-snelheid. Resultaat van de Monte Carlo simulatie N=500. De toelichting op deze berekeningen staat in het hoofdstuk "H4 Verspreiding en Massabalans over Nederland".

		DEPAC **	DEPAC **	Literatuur	
		Minimaal	Maximaal	Minimaal	Maximaal
lu	Land type	ton NH <sub>3</sub> / jaar			
1	Grasland	1,2E+04	1,9E+04	3,1E+04	3,9E+04
2	Akkerbouw	1,2E+04	1,9E+04	2,0E+04	2,5E+04
3	Permanent	8,0E+02	1,1E+03	7,5E+02	1,2E+03
4	Coniferous	4,5E+03	6,3E+03	6,1E+03	7,0E+03
5	Loofbos	6,7E+03	8,5E+03	9,0E+03	1,0E+04
6	Water	5,0E+03	8,8E+03	3,9E+03	5,5E+03
7	Stedelijk	5,6E+03	1,2E+04	7,0E+03	1,2E+04
8	Heide	8,1E+02	1,2E+03	6,6E+02	9,1E+02
9	Droog zand	1,1E+02	2,0E+02	7,6E+01	1,1E+02
	<b>TOTAAL</b>	<b>4,8E+04</b>	<b>7,6E+04</b>	<b>7,9E+04</b>	<b>1,0E+05</b>
	Emissie	%-Emissie	%-Emissie	%-Emissie	%-Emissie
	1,1E+5	43%	69%	71%	91%
	9,0E+4	54%	84%	87%	112%
	Emissie	Buitenland	Buitenland	Buitenland	Buitenland
	1,1E+5	57%	31%	29%	9%
	9,0E+4	46%	16%	13%	-12%

Tabel 6: Samenvatting van totale ammoniak depositie voor Nederland, uitgedrukt in 1000 kg ammoniak per landtype. In het hoofdstuk "Verspreiding en Massabalans" wordt toegelicht dat de formele NEMA emissie van 111 miljoen kg ammoniak te hoog is ingeschat, en dat 90 miljoen kg (of lager) een betere schatting is van de ammoniakemissies boven Nederland.

De export bepaling naar het buitenland voor ammoniak wordt door twee factoren bepaald: a) de juistheid van de emissies boven Nederland (NEMA), en b) de juistheid van de droge depositie berekening. Eerder in dit rapport is een Monte Carlo berekening uitgevoerd waarop geconcludeerd is dat tussen de 60 en 70% van alle ammoniak ook weer op het boerenland wordt gedeponeerd. Uit de berekeningen in dit hoofdstuk wordt deze range bevestigd: rond de 65% van alle emissies komt weer terug op het boerenland. Ook blijkt dat de deposities op enkele landgebieden veel hoger is dan volgens DEPAC wordt ingeschatt en op sommige landtypes soms lager.

Hierdoor is ook de totale export van ammoniak naar het buitenland lager ingeschatt en dit is een aanvullende indicatie op de hypothese dat de meeste ammoniak lokaal blijft hangen en weer relatief lokaal gedeponeerd wordt. Op basis van de bovenstaande berekeningen (Tabel 6) wordt geconcludeerd dat de export ongeveer 15% of nog lager is. De gerapporteerde 30-40% export getallen die al jaren rondgaan zijn daarmee onwaarschijnlijk hoog en zijn het resultaat van de te lage droge depositie schattingen op enkele gebieden.

De schattingen die eerder in dit rapport in het hoofdstuk "H4: Verspreiding en Massabalans over Nederland" gemaakt zijn op basis van het werk van Schrader (zie Tabel 7 hieronder) worden derhalve als realistischer ingeschatt dan de modelberekeningen op basis van OPS die is gerapporteerd door RIVM in de GDN kaart 2022.

	Natte depositie	Droge depositie	Buitenland+afbraak
Via COTAG-schatting	2,1E+4	4,2E+4	2,3E+4 tot 4,8E+4
$V_d \times C_{atm}$ (Schrader)	2,1E+4	7,7E+4	-8E+4 tot 1,3E+4
Via OPS-2022 GDN	2,2E+4	4,6E+4	2,2 E+4 tot 4,3E+4

Tabel 7 : Samenvatting van de natte en droge ammoniak depositie voor Nederland en de buitenland flow, uitgedrukt in miljoen kilogram ammoniak. De spreiding in de berekende droge depositie is groot en derhalve is ook de spreiding in de berekende Import + Export + afbraak factor groot. De toelichting op deze berekeningen staat in het hoofdstuk "H4 Verspreiding en Massabalans over Nederland".

Elke suggestie dat OPS per hectare (of per 1x1 km) een depositie kan berekenen met een nauwkeurigheid van enkele mol, tientallen mol of zelfs honderden mol is niet gebaseerd op enige realiteitszin of wetenschappelijk verantwoorde argumenten. OPS kan hooguit met één of twee significante cijfers de totale depositie berekenen. Elke modeluitkomst die wordt weergegeven met drie of vier significante cijfers heeft daarom geen betekenis. In vervolgonderzoek wordt ook nader ingegaan op de onnauwkeurigheid van de inputbestanden (GIAB, INITIATOR, NEMA), waar eveneens sprake is van vele tientallen procenten onzekerheid, wat het effect heeft op zowel de concentratievoorspellingen van OPS als de GDN-kaarten.

Het is dus duidelijk dat de onzekerheid in de cijfers voor droge depositie per landtype veel te groot is. OPS kan daarom geen nauwkeurige voorspellingen doen per hectare of per kilometer en is ongeschikt voor vergunningverlening. We adviseren dan ook om Aerius/OPS onmiddellijk uit de wet te halen en alleen verder te ontwikkelen voor wetenschappelijke doeleinden.

Wij adviseren ook om een onafhankelijke – dus geen onderdeel van CBS, RIVM, LNV en/of WUR - projectgroep te starten die het nieuwe 'stikstofonderzoeksprogramma' ontwikkelt, monitort en nieuwe (fundamentele, maar zeker ook praktijk) onderzoeken initieert. Deze projectgroep zou tevens de verantwoordelijkheid voor de horizontale integratie van de verschillende onderzoek domeinen op zich moeten nemen.

## Referenties

Als onderdeel van deze studie is een uitgebreide literatuurverkenning uitgevoerd, waarbij meerdere honderden wetenschappelijke artikelen, rapporten en andere relevante bronnen zijn geraadpleegd. Deze studie geeft daarmee een breed en representatief overzicht van de bestaande kennis op dit gebied. In onderstaande literatuurlijst zijn de bronnen opgenomen waarnaar specifiek in dit rapport wordt verwezen. Dit rapport is "deel 1" van een tweedelige serie, waarbij in een toekomstige versie dieper zal worden ingegaan op aanvullende bevindingen en inzichten. Hoewel het tijdstip van publicatie van het tweede deel nog niet definitief vaststaat, wordt verwacht dat deze eerste versie van het rapport rond het tweede kwartaal van 2025 wordt uitgebracht.

Asman, Harrison and Ottley (1994), Estimation of the net air-sea flux of ammonia over the southern bight of the north sea. [https://doi.org/10.1016/1352-2310\(94\)00192-N](https://doi.org/10.1016/1352-2310(94)00192-N)

Balla, et.al. (2014) Stickstoffeinträge in der FFH-Verträglichkeitsprüfung: Critical Loads, Bagatellschwelle und Abschneidekriterium.  
[https://www.afsv.de/images/download/literatur/waldoekologie-online/waldoekologie-online\\_heft-14-3.pdf](https://www.afsv.de/images/download/literatur/waldoekologie-online/waldoekologie-online_heft-14-3.pdf)

Bleeker et.al. (2023), Stand van zaken “ammoniak uit zee”,  
<https://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/2023-0308.pdf>

Boer, de H., Niveau en Samenstelling van het stikstofverlies uit een melkveestal met roostervloer en koetoilet. <https://doi.org/10.18174/640152>

Bruggen, et.al. (2023), Emissies naar lucht uit de landbouw berekend met NEMA voor 1990-2021, DOI: [10.18174/629673](https://doi.org/10.18174/629673)

CBS (2021), Hoe wordt de Nederlandse bodem gebruikt? <https://longreads.cbs.nl/nederland-in-cijfers-2021/hoe-wordt-de-nederlandse-bodem-gebruikt/#:~:text=De%20totale%20oppervlakte%20van%20Nederland,bestemd%20voor%20bebouwing%20en%20wegen.>

CBS (2024), Hoeveel landbouwdieren telt ons land? <https://longreads.cbs.nl/nederland-in-cijfers-2021/hoeveel-landbouwdieren-telt-ons-land/>

Chen et.al. (2021), Characterizing ammonia emissions from water bodies using dynamic floating chambers. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.148978>

Clegg and Whitfield (1995), A chemical model of seawater including dissolved ammonia and the stoichiometric dissociation constant of ammonia in estuarine water and seawater.  
[https://doi.org/10.1016/0016-7037\(95\)00135-2](https://doi.org/10.1016/0016-7037(95)00135-2)

De Heij, W.B.C. (2024), RIVM lijkt ammoniakdepositie op erf boer flink te onderschatteen.  
<https://www.foodlog.nl/artikel/rivm-lijkt-ammoniakdepositie-op-erf-boer-flink-te-onderschatteen/>  
De Heij, W.B.C. (2024), Stikstof wordt gemeten met een heel gebrekkige thermometer,  
<https://www.foodlog.nl/artikel/stikstof-wordt-gemeten-met-een-heel-gebrekkige-thermometer/>

De Heij, W.B.C. (2024), Uitkomst UvA-onderzoek stikstof lijkt gebaseerd op rekenfout,  
<https://www.foodlog.nl/artikel/uitkomst-uva-onderzoek-stikstof-lijkt-gebaseerd-op-rekenfout/>

De Jong en De Vries, (2024), Invloed van stikstofdepositie op organische stof en voedingsstoffen (bij bossen), [https://vakbladnbl.nl/wp-content/uploads/VNBL\\_sept2024-InvloedStikstofBodem2.pdf](https://vakbladnbl.nl/wp-content/uploads/VNBL_sept2024-InvloedStikstofBodem2.pdf)

De Jong, De Vries, Dijk, Lerink, (2024), Veranderingen van voorraden koolstof, stikstof, fosfor, kalium, calcium, magnesium, ijzer en aluminium in bosbodems tussen 1990 en 2023,  
<https://doi.org/10.18174/669938>

Deru, Eekeren en, de Boer, H. (2010), beworteling van grasland – een literatuurstudie.  
<https://www.louisbolt.nl/sites/default/files/publication/pdf/2388.pdf>

Erisman & Van Egmond (1997), Van een depositie- naar een emissiebenadering,  
[https://www.foodlog.nl/files/algemeen/Erisman\\_en\\_van\\_Egmond\\_1997\\_\(1\).pdf](https://www.foodlog.nl/files/algemeen/Erisman_en_van_Egmond_1997_(1).pdf)

Erisman, J.W., (2000), De vliegende geest: ammoniak uit de landbouw en de gevolgen voor de natuur. BetaText v.o.f..

FAO, Introduction to evapotranspiration, <https://www.fao.org/4/x0490e/x0490e04.htm>

Giardina, Buffa, Cervone and Lombardo (2019), Dry deposition of particle on urban areas.  
<https://iopscience.iop.org/article/10.1088/1742-6596/1224/1/012050>

Heil, Werger, de Mol, van Dam, Heijne (1988), Capture of atmospheric ammonium by grassland canopies. <https://doi.org/10.1126/science.239.4841.764>

Hoeven, P. C. T., (1997). Lysimeters Castricum.

Hoogerbrugge et.al. (2023) Uncertainty in the determined nitrogen deposition in the Netherlands,  
<https://www.rivm.nl/publicaties/uncertainty-in-determined-nitrogen-deposition-in-netherlands-status-report-2023>

Hordijk et.al, (2020), Meer meten, Robuuster rekenen, <https://open.overheid.nl/documenten/r0nl-663f8b39-c4c3-4e21-a321-f14f8d103ba5/pdf>

KNMI, Overzicht van neerslag en verdamping in Nederland, <https://www.knmi.nl/nederland-nu/klimatologie/gegevens/monv>

Leifer, I., et al., (2018) Validation of mobile in situ measurements of dairy husbandry emissions by fusion of airborne/ surface remote sensing with seasonal context from the Chino Dairy Complex, Environmental Pollution, <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.03.078>

Milford et.al. (2008), Ammonia fluxes in relation to cutting and fertilization of an intensively managed grassland derived from an inter-comparison of gradient measurements. <https://doi.org/10.5194/bg-6-819-2009>

Miller et.al. (2015) Ammonia and methane dairy emission plumes in the San Joaquin Valley of California from individual feedlot to regional scales, <https://doi.org/10.1002/2015JD023241>

Molen van der W.H., (1975). Agrohydrologie. Collegedictaat, Wageningen

Pasquill, F. (1961) The Estimation of the Dispersion of Windborne Material. Meteorological Magazin, 90, 33-49.

Peña, Ana García, (2003). Castricum 30 years of lysimeter data: Sensitivity analysis and calibration with the SWAP model. Thesis Hogeschool Zeeland

RIVM, Onzekerheden, <https://www.rivm.nl/operationele-prioritaire-stoffen-model/modelbeschrijving/onzekerheden#:~:text=Voor%20droge%20depositie%20van%20NO,van%20104%25%20en%20120%25>.

RIVM, (2010), Description of the DEPAC module, [https://www.rivm.nl/media/ops/v4.3.15/depac\\_20121029.pdf](https://www.rivm.nl/media/ops/v4.3.15/depac_20121029.pdf)

RIVM, (2023), The OPS-Model – Description of OPS 5.1.1.0, <https://www.rivm.nl/media/ops/OPS-model.pdf>

RIVM, (2024), OPS @ GITHUB, <https://github.com/rivm-sys0/OPS>

RIVM, Droege Depositiemetingen Ammoniak (COTAG), <https://www.rivm.nl/stikstof/meten/drogedepositieNH3>

RIVM, GCN & GDN kaarten, <https://www.rivm.nl/gcn-gdn-kaarten>

RIVM, Landelijk Meetnet Luchtkwaliteit (LML), <https://www.infomil.nl/onderwerpen/luchtwater/luchtkwaliteit/thema/meetnetten/landelijk-meetnet/#LandelijkMeetnetLuchtkwaliteit>

RIVM, Meetnet Ammonia in Natuurgebieden, <https://www.rivm.nl/stikstof/meten/meetnet-ammoniak-in-natuurgebieden>

RIVM, Metingen van depositie van stikstof, <https://www.rivm.nl/stikstof/monitoren-advies-onderzoek/overzicht-stikstofmetingen/metingen-depositie-van-stikstof>

Santing (2012), Nitrogen deposition and ammonia concentrations in the Dwingelderveld as affected by surrounding dairy farms. <https://library.wur.nl/WebQuery/theses/2079032>

Schrader (2019), Challenges and perspectives in modelling biosphere-atmosphere exchange of ammonia. <https://research.vu.nl/ws/portalfiles/portal/82342696/complete+dissertation.pdf>

Schrader en Brummer, (2014), Land Use Specific Ammonia Deposition Velocities: a Review of Recent Studies (2004-2013), <https://link.springer.com/article/10.1007/s11270-014-2114-7>

Sommer (1988), A simple biomonitor for measuring ammonia deposition in rural areas,

Sommer and Jensen (1991), Foliar absorption of atmospheric ammonia by ryegrass in the Field. <https://doi.org/10.2134/jeq1991.00472425002000010024x>

Tietema et. al. (2023), Nitrogen deposition around dairy farms: Spatial and temporal patterns, <https://www.uva.nl/shared-content/faculteiten/nl/faculteit-der-natuurwetenschappen-wiskunde-en->

[informatica/nieuws/2023/09/het-merendeel-van-de-stikstof-uit-boerderijen-verdwijnt-in-de-stikstofdeken.html?cb](https://www.informatica.nl/nieuws/2023/09/het-merendeel-van-de-stikstof-uit-boerderijen-verdwijnt-in-de-stikstofdeken.html?cb)

Stull, R.B. (1988) An Introduction to Boundary Layer Meteorology. <http://dx.doi.org/10.1007/978-94-009-3027-8>

Tennekes H.(1973) The Logarithmic Wind Profile. [https://doi.org/10.1175/1520-0469\(1973\)030<0234:TLWP>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1175/1520-0469(1973)030<0234:TLWP>2.0.CO;2)

TNO (2022), Afbakening in de modellering van depositiebijdragen van individuele projectbijdragen (Fase 2) Versie 3.

[https://www.eerstekamer.nl/overig/20220727/afbakening\\_in\\_de\\_modellering\\_van/document](https://www.eerstekamer.nl/overig/20220727/afbakening_in_de_modellering_van/document)

TNO (2024), Een ondergrens in de berekening van stikstofdepositiebijdrage voor vergunningverlening. [https://www.ipo.nl/media/izyfuwwj/4\\_tno-2024-r11334-onderzoek-naar-een-ondergrens-in-depositieberekeningen.pdf](https://www.ipo.nl/media/izyfuwwj/4_tno-2024-r11334-onderzoek-naar-een-ondergrens-in-depositieberekeningen.pdf)

TNO (2024). Het gedrag van stikstofverbindingen in de atmosfeer (Rapportnummer R10757). <https://resolver.tno.nl/uuid:784f77be-9ef2-4549-ac1e-8813232127ed>

Turner D.B. (1997), The Long Lifetime of the Dispersion Methods of Pasquill in U.S. Regulatory Air Modeling. [https://doi.org/10.1175/1520-0450\(1997\)036%3C1016:TLLOTD%3E2.0.CO;2](https://doi.org/10.1175/1520-0450(1997)036%3C1016:TLLOTD%3E2.0.CO;2)

Ulden A.P. en Holtslag A.A.M. (1985), Estimation of Atmospheric Boundary Layer Parameters for Diffusion applications. [https://journals.ametsoc.org/view/journals/apme/24/11/1520-0450\\_1985\\_024\\_1196\\_eoablp\\_2\\_0\\_co\\_2.xml](https://journals.ametsoc.org/view/journals/apme/24/11/1520-0450_1985_024_1196_eoablp_2_0_co_2.xml)

Vendel et.al. (2023), Dry deposition of ammonia in a coastal dune area: Measurements and modeling, <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1352231023000225>

Verkaik, J.W. (2006), On Wing and Roughness over Land, <https://library.wur.nl/WebQuery/wda/abstract/1799142>

Vicinity of dairy farms. <https://doi.org/10.20937/atm.2019.32.04.06>

Wichink Kruit (2010), Surface-atmosphere exchange of ammonia : measurements and modeling over non-fertilized grassland in the Netherlands. <https://doi.org/10.18174/137586>

Wikipedia, Nauwkeurigheid, <https://nl.wikipedia.org/wiki/Nauwkeurigheid>

Zanten, van, et.al. (2010) "Description of the DEPAC module", <https://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/680180001.pdf>

Zapletal and Mikuska (2020), Ammonia emissions and dry deposition in the

Zapletal and Mikuska (2020), Ammonia emissions and dry depositions in the vicinity of dairy farms. <https://doi.org/10.20937/atm.2019.32.04.06>

## APPENDIX A - Enkele Persoonlijke Overwegingen

Als onderzoeker richt ik me primair op de wetenschappelijke kant van de stikstofproblematiek. Mijn focus ligt op het analyseren van de metingen en de modellen die gebruikt worden om de emissie, verspreiding en depositie van stikstof te voorspellen. Vooral het OPS-model, dat door het Nederlandse stikstofbeleid wordt gebruikt, staat centraal in mijn onderzoek. Hierbij probeer ik te achterhalen hoe nauwkeurig deze modellen zijn en in welke mate ze overeenkomen met de daadwerkelijke metingen. Toch krijg ik regelmatig vragen over mijn politieke en beleidsmatige opvattingen. Dit is een delicate kwestie, omdat de scheidslijn tussen wetenschap en politiek niet altijd helder is. De stikstofcrisis, zoals die in Nederland wordt ervaren, raakt aan veel maatschappelijke en economische belangen. Het beleid dat voortvloeit uit wetenschappelijke modellen zoals Aerius heeft ingrijpende gevolgen voor de ruimtelijke ontwikkeling in Nederland. Het raakt de landbouw, de industrie, en zelfs het dagelijks leven van mensen.

Maar waar ligt de grens tussen wetenschapper en beleidsadviseur? Als onderzoeker ben ik van mening dat we de inzichten die voortkomen uit wetenschappelijk werk niet alleen moeten gebruiken om kennis te vergaren, maar ook om beleid vorm te geven. Het zou onethisch zijn om waardevolle inzichten uit metingen en modellen achter te houden wanneer deze een wezenlijk verschil kunnen maken in de beleidsvorming. Wetenschap is immers niet slechts een academische oefening; het biedt oplossingen voor echte problemen.

Wat ik echter ook merk, is dat de communicatie over wetenschappelijke resultaten naar het grote publiek vaak tekortschiet. Publicaties in wetenschappelijke tijdschriften bereiken meestal maar een beperkte groep mensen, en het taalgebruik is vaak te technisch voor een breed publiek. Daarom kies ik er bewust voor om mijn bevindingen ook via toegankelijke platforms zoals Foodlog.nl of mijn eigen blog te delen. Dit stelt me in staat om complexe onderwerpen begrijpelijk te maken en een breder publiek te informeren over de impact van de stikstofproblematiek en de keuzes die in het beleid gemaakt worden.

Het is belangrijk dat wetenschappers het debat aangaan en hun bevindingen toegankelijk maken voor iedereen, van beleidsmakers tot burgers. Alleen door open en transparant te zijn over de resultaten van ons onderzoek, kunnen we bijdragen aan een beter begrip van de stikstofcrisis en mogelijke oplossingen. De wetenschap heeft hier een cruciale rol, maar het publiek moet ook kunnen volgen wat die rol precies inhoudt, zodat men begrijpt hoe wetenschappelijke inzichten worden vertaald naar beleid dat iedereen raakt. Mijn artikelen op Foodlog.nl bieden meer achtergrondinformatie voor wie zich verder wil verdiepen in de stikstofproblematiek en de wetenschappelijke uitdagingen die daarbij komen kijken.

## APPENDIX B – Over de soorten verspreidingsmodellen.

De verspreiding van stoffen door de atmosfeer, zoals fijnstof, ammoniak, of CO<sub>2</sub> uit industriële bronnen, is een complex proces dat sterk afhankelijk is van factoren zoals meteorologie, geografie, en chemische eigenschappen van de stoffen zelf. De traditionele Gaussian Plume-modellen zijn lang dominant geweest, maar de nieuwste inzichten en technieken hebben de complexiteit van deze processen beter in kaart kunnen brengen. Hier zijn enkele van de nieuwste ontwikkelingen:

### 1. Numerieke Modellen (CFD - Computational Fluid Dynamics)

- **Detailniveau:** Moderne numerieke modellen gebruiken Computational Fluid Dynamics (CFD) om de verspreiding van stoffen te simuleren op een zeer gedetailleerd niveau. Deze modellen kunnen rekening houden met turbulentie, variërende windrichtingen en de invloed van gebouwen en andere structuren.
- **3D Simulaties:** CFD-modellen kunnen 3D-simulaties uitvoeren die een nauwkeuriger beeld geven van hoe stoffen zich verspreiden, vooral in stedelijke gebieden waar de omgeving zeer complex is.
- **Voordeelen:** Ze bieden een veel hogere resolutie dan traditionele Gaussian Plume-modellen en kunnen de effecten van microklimaat, zoals windstoten en wervelingen, beter in kaart brengen.

### 2. Lagrangiaanse Modellen

- **Flexibiliteit:** Deze modellen volgen individuele luchtpakketjes (deeltjes of moleculen) terwijl ze door de atmosfeer bewegen. Dit maakt het mogelijk om complexere dispersiepatronen te simuleren, vooral in situaties met sterke turbulentie of variërende windrichtingen.
- **Toepassingen:** Ze worden vaak gebruikt voor simulaties op regionale en wereldwijde schaal, zoals bij het modelleren van de verspreiding van vulkanische as, bosbranden, of industriële emissies.

### 3. Hybrid Modellen

- **Combinatie van Methodes:** Hybrid modellen combineren elementen van zowel Euleriaanse als Lagrangiaanse benaderingen. Ze kunnen bijvoorbeeld een achtergrondconcentratie simuleren met een Euleriaans rastermodel, terwijl ze specifieke emissiebronnen volgen met een Lagrangiaans model.
- **Voordeelen:** Deze modellen bieden een evenwicht tussen nauwkeurigheid en rekenkracht, en worden vaak gebruikt voor grootschalige toepassingen zoals klimaatmodellen en luchtkwaliteitsmodellen.

### 4. Chemisch-Transportmodellen (CTM)

- **Incorporatie van Chemische Reacties:** CTM's integreren atmosferische chemie met transportprocessen. Dit is cruciaal voor het begrijpen van de verspreiding van reactieve stoffen zoals ozon of ammoniak, die onderweg chemische veranderingen kunnen ondergaan.
- **Vooruitgang:** De nieuwste CTM's kunnen nu zeer gedetailleerde chemische reacties en interacties simuleren, inclusief secundaire aerosolvorming (bijvoorbeeld fijnstof) en depositieprocessen.

## 5. Machine Learning en Big Data

- **Data-driven Benaderingen:** Er is een groeiende inzet van machine learning en big data om verspreidingsmodellen te verbeteren. Deze benaderingen kunnen patronen herkennen in grote datasets van atmosferische metingen en weersomstandigheden en daarmee voorspellingen verfijnen.
- **Adaptieve Modellen:** Machine learning kan ook adaptieve modellen creëren die zichzelf verbeteren naarmate er meer data beschikbaar komen, waardoor real-time voorspellingen nauwkeuriger worden.

## 6. Hoge-resolutie Satellietmetingen

- **Monitoring vanuit de Ruimte:** Dankzij de nieuwste satellieten met verbeterde resolutie is het mogelijk om emissies van CO<sub>2</sub>, methaan en andere stoffen op zeer gedetailleerde schaal te monitoren. Deze data wordt steeds vaker geïntegreerd in atmosferische modellen om realtime bijstellingen te doen.
- **Voordelen:** Satellietmetingen bieden een globaal overzicht en zijn vooral nuttig voor het monitoren van grote, diffuse bronnen zoals veeteelt, bosbranden, en stedelijke gebieden.

## 7. Dynamische Atmosferische Modellering

- **Variabele Omstandigheden:** Moderne modellen kunnen nu beter rekening houden met dynamische omstandigheden zoals veranderende weerspatronen, klimaatverandering en seizoensgebonden effecten.
- **Scenario-analyse:** Dit maakt het mogelijk om verschillende scenario's te simuleren, zoals de impact van beleid op emissiereducties of de gevolgen van extreme weersomstandigheden op luchtkwaliteit.

Bij zowel CFD (Computational Fluid Dynamics) als Lagrangiaanse modellen speelt de stabiliteit van de atmosfeer een cruciale rol bij het bepalen van de verspreiding van stoffen. De stabiliteit van de atmosfeer beïnvloedt namelijk de mate van turbulentie en convectie, die op hun beurt de verspreiding van verontreinigende stoffen bepalen. Hier is hoe deze factoren worden meegenomen in beide modellen:

### 1. CFD Modellen

CFD-modellen simuleren de stroming van lucht en de verspreiding van stoffen door numerieke oplossingen van de Navier-Stokes-vergelijkingen, die fundamentele wetten van behoud van massa, impuls en energie beschrijven. De stabiliteit van de atmosfeer wordt in deze modellen op de volgende manieren verwerkt:

- **Turbulentiemodellen:** CFD-modellen gebruiken verschillende turbulentiemodellen om de effecten van atmosferische stabiliteit te simuleren. Veelgebruikte modellen zijn de **k-ε** en **k-ω** modellen, die de turbulente kinetische energie ( $k$ ) en dissipatie tempo ( $\epsilon$  of  $\omega$ ) beschrijven. In een stabiele atmosfeer (bijvoorbeeld tijdens een heldere nacht) zal de turbulentie beperkt zijn, wat de verspreiding van stoffen vermindert. In een onstabiele atmosfeer (bijvoorbeeld overdag met sterke zonnestraling) zal er meer turbulentie zijn, wat de verspreiding versterkt.

- **Atmosferische grenslaag (ABL) modellering:** CFD-modellen kunnen de structuur van de atmosferische grenslaag modelleren, die sterk afhankelijk is van de stabiliteit van de atmosfeer. De ABL varieert in hoogte en turbulentie-intensiteit afhankelijk van de stabiliteit. CFD-modellen simuleren deze variaties, wat essentieel is voor een nauwkeurige verspreidingsvoorspelling.
- **Stabiele en onstabiele stratificatie:** CFD-modellen kunnen stratificatie (gelaagdheid) in de atmosfeer simuleren door temperatuur- en drukgradiënten te integreren. Deze stratificatie beïnvloedt de opwaartse of neerwaartse beweging van luchtmassa's en dus ook de verspreiding van verontreinigende stoffen. Bij stabiele stratificatie worden stoffen vaak in een dunne laag gehouden, terwijl bij onstabiele stratificatie de stoffen meer verticaal worden gemengd.

## 2. Lagrangiaanse Modellen

Lagrangiaanse modellen volgen individuele deeltjes of luchtpakketjes terwijl ze door de atmosfeer bewegen, wat betekent dat deze modellen ook rekening houden met atmosferische stabiliteit:

- **Turbulentie en diffusie:** In Lagrangiaanse modellen wordt de invloed van turbulentie op individuele deeltjes gemodelleerd door stochastische processen, waarbij de willekeurige beweging van deeltjes wordt beïnvloed door de lokale turbulentie-intensiteit. In stabiele condities zullen deeltjes minder verspreiden en zich voornamelijk horizontaal verplaatsen. In onstabiele condities zal er meer verticale beweging zijn.
- **Monin-Obukhov Lengte:** Een belangrijke parameter in Lagrangiaanse modellen is de Monin-Obukhov lengte, die een maat is voor de stabiliteit van de atmosferische grenslaag. Deze parameter bepaalt hoe de temperatuurgradiënt (en daarmee de stabiliteit) de turbulente diffusie beïnvloedt. Een positieve Monin-Obukhov lengte wijst op stabiele condities, terwijl een negatieve lengte op onstabiele condities wijst. Deze informatie wordt gebruikt om de dispersie van deeltjes in de verticale en horizontale richtingen te modelleren.
- **Stochastische differentiaalvergelijkingen:** De beweging van deeltjes in een Lagrangiaans model wordt vaak beschreven met stochastische differentiaalvergelijkingen die rekening houden met zowel de gemiddelde wind als de turbulente fluctuaties. Deze vergelijkingen worden aangepast op basis van de lokale stabiliteit, wat invloed heeft op de snelheid en richting van de verspreiding.

## 3. Inputgegevens voor Weersomstandigheden

Zowel in CFD- als in Lagrangiaanse modellen wordt de stabiliteit van de atmosfeer vaak afgeleid uit meteorologische data, zoals temperatuurprofielen, windsnelheden en zonne-instraling. Deze data worden geïntegreerd in de modellen om de verspreidingssimulaties realistisch te houden. Voor nauwkeurige resultaten worden deze inputgegevens doorgaans tijdfankelijk ingevoerd, zodat veranderingen in de atmosferische stabiliteit door de dag heen correct worden meegenomen.

Een inhoudelijke vergelijking tussen CFD (Computational Fluid Dynamics) en Lagrangiaanse modellen, vooral gericht op hun prestaties en toepassingen in de verspreiding van stoffen door de atmosfeer, wordt hieronder weergegeven. Beide methoden hebben hun eigen voor- en nadelen, afhankelijk van de specifieke situatie waarin ze worden gebruikt.

## 1. Modellering Benadering

### CFD (Computational Fluid Dynamics):

- **Beschrijvend kader:** CFD-modellen lossen de Navier-Stokes-vergelijkingen op, die de fundamentele wetten van vloeistofdynamica beschrijven, zoals behoud van massa, momentum, en energie.
- **Deterministisch karakter:** CFD biedt een gedetailleerde, deterministische beschrijving van de stromingsvelden, waarbij de luchtstromen en de verspreiding van stoffen op elke locatie in de ruimte worden gemodelleerd.
- **Resolutie:** CFD-modellen zijn meestal op hoge resolutie, wat hen geschikt maakt voor het modelleren van kleinschalige en complexe omgevingen zoals stedelijke gebieden met veel obstakels (gebouwen, bomen, enz.).
- **Rekenintensiteit:** CFD-modellen zijn zeer rekenintensief en vereisen veel rekenkracht, vooral bij hoge resoluties of wanneer grote domeinen moeten worden gemodelleerd.

### Lagrangiaanse Modellen:

- **Beschrijvend kader:** Lagrangiaanse modellen volgen individuele deeltjes (of luchtpakketjes) door de ruimte en tijd. De beweging van elk deeltje wordt beïnvloed door lokale wind- en turbulentievelden.
- **Stochastisch karakter:** Deze modellen hebben een stochastisch component, waarbij willekeurige processen (zoals turbulentie) de beweging van deeltjes beïnvloeden. Hierdoor kunnen ze complexere dispersiepatronen simuleren, vooral in turbulente of veranderlijke atmosferische omstandigheden.
- **Resolutie:** Lagrangiaanse modellen zijn vaak flexibel wat betreft de schaal en kunnen zowel op regionale als op mondiale schaal worden toegepast. Ze zijn minder rekenintensief dan CFD, vooral bij het modelleren van grotere gebieden of langere tijdsperioden.
- **Efficiëntie:** Omdat ze zich richten op het volgen van specifieke deeltjes in plaats van het gehele stromingsveld, zijn ze vaak efficiënter voor grootschalige en langlopende simulaties.

## 2. Toepassingsgebieden

### CFD:

- **Kleinschalige en complexe omgevingen:** Zeer geschikt voor gedetailleerde simulaties in stedelijke omgevingen of in de buurt van complexe structuren, waar de interactie tussen stroming en obstakels nauwkeurig moet worden gemodelleerd.
- **Industriële toepassingen:** CFD wordt vaak gebruikt in de industrie voor het modelleren van rookgasafvoer, ventilatiesystemen en de verspreiding van verontreinigende stoffen in en rond gebouwen.
- **Simulaties op korte tijdschalen:** Ideaal voor simulaties die op zeer korte tijdschalen (seconden tot minuten) plaatsvinden, waarbij de gedetailleerde dynamica van de luchtstromen essentieel is.

### Lagrangiaanse Modellen:

- **Grote gebieden en langere tijdsperioden:** Geschikt voor het modelleren van de verspreiding van verontreinigende stoffen over grotere geografische gebieden (regionaal tot wereldwijd) en over langere tijdsperioden (uren tot dagen of zelfs langer).
- **Transporteffecten:** Vooral effectief bij het modelleren van de langeafstandsverspreiding van luchtvervuiling, zoals de verspreiding van vulkanische as, rook van bosbranden of emissies van industriële activiteiten.
- **Klimatologische studies:** Vaak gebruikt in studies die betrekking hebben op de interacties tussen atmosfeer en klimaat, waar het belangrijk is om patronen op grotere schaal te simuleren.

### 3. Prestaties en Nauwkeurigheid

#### CFD:

- **Hoge nauwkeurigheid:** Door de hoge resolutie en het gedetailleerde karakter kunnen CFD-modellen zeer nauwkeurige simulaties bieden, vooral in complexe omgevingen. Dit maakt ze zeer geschikt voor toepassingen waar precisie cruciaal is.
- **Rekenintensief:** De grootste uitdaging bij CFD is de rekenintensiteit. Voor grootschalige of langlopende simulaties zijn enorme rekenbronnen nodig, wat de inzetbaarheid in sommige situaties beperkt.

#### Lagrangiaanse Modellen:

- **Efficiëntie en schaalbaarheid:** Lagrangiaanse modellen zijn doorgaans minder rekenintensief en kunnen efficiënter omgaan met grootschalige simulaties. Hierdoor zijn ze geschikt voor het modelleren van atmosferische verspreiding over grote gebieden en langere perioden.
- **Nauwkeurigheid:** Hoewel ze mogelijk minder nauwkeurig zijn in zeer complexe omgevingen in vergelijking met CFD, zijn ze wel voldoende nauwkeurig voor de meeste grootschalige toepassingen, vooral wanneer de focus ligt op de langeafstandsverspreiding van verontreinigende stoffen.

### 4. Wetenschappelijk Onderzoek en Vergelijkingen

- Er is uitgebreid wetenschappelijk onderzoek gedaan naar de prestaties van CFD en Lagrangiaanse modellen in verschillende contexten. Studies vergelijken vaak de nauwkeurigheid, efficiëntie en toepassingsgebieden van beide benaderingen.
- **Vergelijkende studies:** Onderzoeken zoals die van **Baklanov et al. (2011)** en **Holmes et al. (2006)** geven inzicht in hoe CFD- en Lagrangiaanse modellen presteren onder verschillende omstandigheden. Deze studies laten zien dat beide methoden complementair zijn: CFD biedt nauwkeurigheid op kleine schaal, terwijl Lagrangiaanse modellen efficiënter zijn voor grootschalige en lange termijn simulaties.
- **Kritische factoren:** De gekozen methode afhankelijk is van de toepassing. Voor stedelijke luchtkwaliteit, bijvoorbeeld, is CFD een goede methode, terwijl Lagrangiaanse modellen meer geschikt zijn voor regionale of mondiale atmosferische verspreidingsstudies.

## APPENDIX C – Relevante publicaties op Foodlog.nl.

Naast het maken van wetenschappelijke rapporten, het patenteren van innovaties en het delen van mijn persoonlijke opinies op mijn blog, publiceer ik regelmatig wetenschappelijke artikelen op het populaire blog Foodlog.nl. Het is essentieel dat wetenschappers deelnemen aan het publieke debat en hun bevindingen toegankelijk maken voor iedereen, van beleidsmakers tot burgers. Door open en transparant te zijn over onze onderzoeksresultaten, kunnen we bijdragen aan een beter begrip van de stikstofcrisis en mogelijke oplossingen. Mijn artikelen op Foodlog.nl bieden verdiepende inzichten voor wie geïnteresseerd is in de complexiteit van het stikstofvraagstuk.

Hier zijn enkele van mijn belangrijkste bijdragen op Foodlog.nl:

1. [Ammoniak uit melkveestallen bemest belangrijk deel land boer en buur](#)
2. [Gras groeit niet vanzelf - melkveehouders help mee dat te bewijzen](#)
3. [Uitkomst UvA-onderzoek stikstof lijkt gebaseerd op rekenfout](#)
4. [Ammoniakdepositie 2023 daalt verder – Volkskrant meldt Modelwerkelijkheid](#)
5. [Hoge Ammoniakconcentratie lijkt vooral een Lokaal Fenomeen](#)
6. [RIVM lijkt Ammoniakdepositie op het Erf Boer flink te Onderschatten](#)
7. [De Twee Vragen die Nederland uit de Stikstofcrisis kunnen halen.](#)
8. [Meetdata Bewijzen: Reductie Koeien heeft geen op Ammoniakconcentratie in de Lucht.](#)
9. [De Schoonheidsfouten van het Stikstofdossier op een Rij](#)
10. [Hoeveel Poepen en Plassen Zoogdieren in Nederland?](#)
11. [Modellen zijn de Duivel in het Politieke Systeem.](#)