



Ammoniak boven en op Nederland: Een wetenschappelijk overzicht (deel 2)

Ammoniak verspreid zich geografisch op kleine(re) afstanden dan wordt voorspeld. Gras neemt meer op en er is een “pluim” bijdrage. En wat speelt er nu (ultra)lokaal?

Food4Innovations Rapport 25-4-26

26 April 2025

Ir. Wouter de Heij

Openbaar Onderzoeksrapport

Colofon

Titel	Ammoniak boven en op Nederland: Een wetenschappelijk overzicht (deel 2)
Author(s)	Ir. W.B.C. de Heij
Publicatiedatum	26 april 2024 (<i>versie 15</i>)
Confidentieel	Nee
Acroniem	STIKSTOF-DEEL2

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 2025

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 provides an in-depth analysis of the nitrogen issue in the Netherlands, with specific attention to ammonia emissions, dispersion, and deposition. It builds upon the findings from part 1 and presents new insights relevant for policy development and practical application.

Emissions and emission factors

Current emission estimates for livestock farming are likely too high. Recent measurement campaigns show that actual emissions per animal are lower than assumed in the NEMA model. For 2025, the total ammonia emission from the livestock sector is estimated at approximately 73 million kilograms – a 13% decrease compared to 2021. Nitrogen excretion per animal appears stable, while actual barn emissions are lower than calculated in models.

In dairy farming, the reduction potential is considerable: through management measures, feed optimization, and technical innovations, an emission reduction of 25-65% can be achieved. For pig farming, measurements indicate that barns with emission-limiting techniques emit 23-50% less than the assigned RAV values. In the poultry sector, the transition to slow-growing broilers leads to lower barn occupancy, but potentially higher emissions per kilogram of meat produced due to poorer feed conversion.

Dispersion of ammonia

A crucial finding is that ammonia disperses geographically over smaller distances than previously assumed. Local deposition (specifically in the first 500 meters, and further within 2 km of the source) proves much more important than transport over long distances. This has major implications for area-specific policy: emission reductions close to nature areas have a disproportionately large effect on deposition reduction in those areas.

Measurements in various regions (Gelderse Vallei, Liefstinghsbroek, Schiermonnikoog) confirm that ammonia dispersion is strongly determined locally. The OPS model, which forms the basis for AERIUS, overestimates dispersion over longer distances and thereby underestimates the importance of local sources. An adapted Gaussian Plume model with deposition on grassland proves better able to predict actual dispersion.

Deposition and model accuracy

The accuracy of deposition calculations is limited. For wet deposition, the deviation between measured and modelled values is in the order of $\pm 15\text{-}20\%$, corresponding to 45-60 mol per hectare per year. For dry deposition, the uncertainty is even greater: RIVM itself indicates an uncertainty margin of $\pm 124\%$.

By land type, there are systematic deviations in the model predictions:

- Grasslands: underestimation of dry deposition by 50-100%
- Dunes and heathland: overestimation by a factor of 2-3
- Forests: underreporting of approximately 30-50%
- Urban areas: overestimation of about 50%

These uncertainties, combined with the inaccuracy in ammonia concentrations ($\pm 30\%$), lead to large margins in the calculated total deposition per hectare. The results of OPS are therefore only reliable within a bandwidth of ± 1 significant figure.

Mass balance over the Netherlands

Practical data show that approximately 54% - 65% of agricultural emissions in the Netherlands are redeposited on agricultural lands. This is an important fact for the nitrogen cycle and policy. The ammonia export, often estimated at 0-15%, must be interpreted with great uncertainties.

Policy Implications

1. **Area-specific approach:** Given the local dispersion of ammonia, an area-specific approach is more effective than generic policy. Measures within 250-500 meters of nitrogen-sensitive habitats have the greatest impact.
2. **Farm-specific innovations:** A covenant-like approach at the regional level with customization in individual farms can yield 15-38 kton emission reduction, depending on the reduction percentage (25-65%).
3. **Model updates:** Current models (OPS/AERIUS) overestimate dispersion over long distances and underestimate the importance of local sources. A critical reassessment of the input data (GIAB, INITIATOR, NEMA) and a recalibration of model validation per land type is necessary.
4. **Realistic emission factors:** Current emission factors in the NEMA model are likely too high. Adjustment based on recent measurement data would lead to a more realistic picture of the ammonia issue.
5. **Innovation and management measures:** Stimulating innovation and management measures outside the immediate vicinity of nature areas can substantially contribute to emission reduction at relatively low costs.
6. **Expansion of the wet deposition monitoring network:** Wet deposition is relatively easy and reliably measurable, making it an important indicator of total nitrogen deposition. A denser monitoring network — with multiple measurement points per province — is essential to better capture regional variation and to validate model-based calculations.

Conclusion

This report demonstrates that the nitrogen issue in the Netherlands is more nuanced than often presented. Actual emissions are likely lower than calculated in models, while the dispersion of ammonia occurs more locally than previously assumed. This offers opportunities for more effective and efficient nitrogen policy, with area-specific measures and farm-specific customization as central elements.

The large uncertainties in current models underscore the importance of continuous validation and refinement. At the same time, it is misleading to present model results with high precision (three or four significant figures), given the underlying uncertainties.

For a sustainable future of Dutch agriculture and nature, a policy is needed that is based on current measurement data, realistic emission factors, and a good connection between science and practice. This report provides important tools for this purpose.

Management Samenvatting

Dit rapport biedt een diepgaande analyse van de stikstofproblematiek in Nederland, met specifieke aandacht voor ammoniakemissie, -verspreiding en -depositie. Het bouwt voort op de bevindingen uit deel 1 en presenteert nieuwe inzichten die relevant zijn voor beleidsvorming en praktijktoepassing.

Emissies en emissiefactoren

De huidige emissieschattingen voor de veehouderij blijken waarschijnlijk te hoog. Recente meetcampagnes tonen aan dat werkelijke emissies per dier lager liggen dan in het NEMA-model wordt aangenomen. Voor 2025 wordt de totale ammoniakemissie uit de veehouderijsector geschat op circa 73 miljoen kilogram – een daling van 13% ten opzichte van 2021. De stikstofexcretie per dier blijkt stabiel, terwijl de werkelijke stalemissies lager zijn dan modelmatig berekend.

In de melkveehouderij is het reductiepotentieel aanzienlijk: via managementmaatregelen, voeroptimalisatie en technische innovaties kan een emissiereductie van 25-65% worden gerealiseerd. Voor de varkenshouderij wijzen metingen uit dat stallen met emissiebeperkende technieken 23-50% minder uitstoten dan de toegeschreven RAV-waarden. In de pluimveesector leidt de omschakeling naar traaggroeiende vleeskuikens tot een lagere stalbezetting, maar mogelijk hogere emissies per kilogram geproduceerd vlees vanwege een slechtere voerconversie.

Verspreiding van ammoniak

Een cruciale bevinding is dat ammoniak zich geografisch op kleinere afstanden verspreidt dan voorheen werd aangenomen. Lokale depositie (vooral in de eerste 500 meter en tot 2 km van de bron) blijkt veel belangrijker dan transport over lange afstanden. Dit heeft grote implicaties voor gebiedsgericht beleid: emissiereducties dichtbij natuurgebieden hebben een onevenredig groot effect op de depositiedaling in die gebieden.

Metingen in verschillende regio's (Gelderse Vallei, Liefstinghsbroek, Schiermonnikoog) bevestigen dat de verspreiding van ammoniak sterk lokaal bepaald wordt. Het OPS-model, dat de basis vormt voor AERIUS, overschat de verspreiding over langere afstanden en onderschat daarmee het belang van lokale bronnen. Een aangepast Gaussian Plume model met depositie op grasland blijkt beter in staat om de werkelijke verspreiding te voorspellen.

Depositie en modelnauwkeurigheid

De nauwkeurigheid van depositieberekeningen is beperkt. Voor natte depositie ligt de afwijking tussen gemeten en gemodelleerde waarden in de orde van $\pm 15\text{-}20\%$, wat overeenkomt met 45-60 mol per hectare per jaar. Voor droge depositie is de onzekerheid nog groter: het RIVM zelf geeft een onzekerheidsmarge aan van $\pm 124\%$.

Per landtype zijn er systematische afwijkingen in de modelvoorspellingen:

- Graslanden: onderschatting van droge depositie met 50-100%
- Duinen en heide: overschatting met een factor 2-3
- Bossen: onderrapportage van circa 30-50%
- Stedelijk gebied: overschatting van ongeveer 50%

Deze onzekerheden, gecombineerd met de onnauwkeurigheid in ammoniakconcentraties ($\pm 30\%$), leiden tot grote marges in de berekende totale depositie per hectare. De uitkomsten van OPS zijn hierdoor slechts betrouwbaar binnen een bandbreedte van ± 1 significant cijfer.

Massabalans over Nederland

Praktijkgegevens tonen aan dat circa 54% tot 65% van de landbouwemissies binnen Nederland weer neerslaat op agrarische gronden. Dit is een belangrijk gegeven voor de stikstofkringloop en het beleid. De ammoniakexport, vaak geschat op 0-15%, moet met grote onzekerheden worden geïnterpreteerd.

Beleidsimplicaties

1. **Gebiedsgerichte aanpak:** Gezien de lokale verspreiding van ammoniak is een gebiedsgerichte aanpak effectiever dan generiek beleid. Maatregelen binnen 250-500 meter van stikstofgevoelige habitats hebben de grootste impact.
2. **Individueel maatwerk:** Een convenantachtige aanpak op gebiedsniveau met maatwerk bij individuele bedrijven in de regio kan 15-38 kton emissiereductie opleveren, afhankelijk van het reductiepercentage (25-65% is mogelijk).
3. **Actualisatie van modellen:** De huidige modellen (OPS/AERIUS) overschatten de verspreiding over lange afstanden en onderschatten het belang van lokale bronnen. Een kritische herbeoordeling van de inputdata (GIAB, INITIATOR, NEMA) en een herijking van modelvalidatie per landtype is noodzakelijk.
4. **Realistische emissiefactoren:** De huidige emissiefactoren in het NEMA-model zijn waarschijnlijk te hoog. Aanpassing op basis van recente meetgegevens zou leiden tot een realistischer beeld van de ammoniakproblematiek.
5. **Innovatie en managementmaatregelen:** Stimulering van innovatie en managementmaatregelen buiten de directe omgeving van natuurgebieden kan substantieel bijdragen aan emissiereductie tegen relatief lage kosten.
6. **Uitbreiding van het netwerk voor natte depositie:** Natte depositie is relatief eenvoudig en betrouwbaar meetbaar en vormt daarmee een belangrijke indicator voor de totale stikstofdepositie. Een verdichting van het meetnet – met meerdere meetpunten per provincie – is noodzakelijk om regionale verschillen beter in kaart te brengen en het modelgebruik te toetsen.

Dit rapport toont aan dat de stikstofproblematiek in Nederland genuanceerder is dan vaak wordt voorgesteld. De werkelijke emissies zijn waarschijnlijk lager dan modelmatig berekend, terwijl de verspreiding van ammoniak meer lokaal plaatsvindt dan voorheen werd aangenomen. Dit biedt kansen voor een effectiever en efficiënter stikstofbeleid, waarbij gebiedsgerichte maatregelen en bedrijfsspecifiek maatwerk centraal staan.

De grote onzekerheden in de huidige modellen onderstrepen het belang van voortdurende validatie en verfijning. Tegelijkertijd is het misleidend om modelresultaten met hoge precisie (drie of vier significante cijfers) te presenteren, gezien de onderliggende onzekerheden.

Voor een duurzame toekomst van de Nederlandse landbouw en natuur is een beleid nodig dat gebaseerd is op actuele meetgegevens, realistische emissiefactoren en een goede koppeling tussen wetenschap en praktijk. Dit rapport biedt hiervoor belangrijke handvatten.

Inhoudsopgave

Executive Summary	1
Management Samenvatting	3
Inhoudsopgave	5
1 Over Ammonia en Stikstofoxiden – Inleiding	7
1.1 Managementsamenvatting	7
1.2 Waarom toch een Deel 2 na een uitgebreid Deel 1?	8
1.3 Hoe staat het met review en waarom geen ronde tafel?	10
1.4 De hypothese over de verspreiding van Ammoniak	12
1.5 Over Onzekerheden en Nauwkeurigheid in het Stikstofdossier	14
1.6 Leeswijzer voor dit Tweede Rapport	20
2 Over emissiefactoren en emissiereductiepotentie	22
2.1 Managementsamenvatting	22
2.2 Emissie, Emissiefactoren en Melkvee	24
2.3 Emissie, Emissiefactoren en Varkenshouderij	31
2.4 Emissie, Emissiefactoren en Pluimvee	34
3 Over NEMA en correctie op depositie Nederland 2025	43
3.1 Managementsamenvatting	43
3.2 NEMA en Emissies Nederland 2021-2025.	44
3.3 De gemiddelde berekende stikstofdepositie boven Nederland	46
3.4 Schatting emissiereductie en de impact op stikstofdepositie	49
4 Verspreiding van rondom stal en in de Regio	51
4.1 Managementsamenvatting.	51
4.2 Verspreiding van ammoniak boven Europa	52
4.3 Verspreiding van ammoniak boven Nederland	56
4.4 Verspreiding in een Regio (Gelderse Vallei).	58
4.5 Verspreiding in een Regio (Liefstinghsbroek)	60
4.6 Verspreiding in een Regio (Schiermonnikoog).	62
4.7 Verspreiding rondom een stal.	63
4.8 Hoe goed voorspelt OPS lokaal de ammoniakconcentratie	65
4.9 Stikstof in het Dwingelderveld met melkveehouderijen	67
4.10 Eigen (Reflected) Gaussian Plume met depositie op grasland.	69
4.11 Massabalans rondom een stal : N-saldering per bedrijf	72
4.12 Depositie modellen: te veel beperkingen (Ultra)Lokaal	76
5 Natte Depositie Waarnemingen & Conclusies	78
5.1 Managementsamenvatting.	78

5.2	Feedback van RIVM op Deel 1 en reactie daarop.....	79
5.3	Theorie en Literatuur waarnemingen	81
5.4	Natte NOx Depositie op Nederland (GCN & GDN)	86
5.5	Ratio's Concentratie en Natte Depositie	90
5.6	Natte Depositie en de Seizoenen van het Jaar	94
5.7	Conclusies over Natte Depositie.....	97
6	Droge depositie Waarnemingen en Conclusies	98
6.1	Managementsamenvatting.	98
6.2	Samenvatting Droge Depositie uit Rapport Deel 1.....	100
6.3	Samenvatting Literatuurstudie (2024-2025 update).....	102
6.4	Evaluatie van de COTAG metingen op maandniveau.	105
6.5	Bargerveen (Natura2000 no33).....	106
6.6	Oostelijke Vechtplassen (Natura2000 no33).....	111
6.7	Veluwe (Natura2000 no57)	116
6.8	Evaluatie en Conclusies COTAG Maandmetingen	121
6.9	Droge depositie relaties: COTAG vs Literatuur	122
7	De massabalans over Nederland.....	125
7.1	Managementsamenvatting	125
7.2	Wat was de conclusie uit Deel 1?.....	126
7.3	Wat is de depositie op de graslanden in Nederland?.....	129
7.4	Wat is de depositie voor de hele Nederlandse landbouw?.....	131
7.5	De depositiebalans voor Nederland	134
8	Is er een relatie tussen dieraantallen en concentratie?	137
8.1	Managementsamenvatting	137
8.2	Ontwikkeling van dieraantallen in Nederland (1990–2020).....	138
8.3	Trends in Dieraantallen periode 2020–2025	139
8.4	Ingrijpende Gebeurtenissen (1997–2021).....	140
8.5	Hypothese en Aanpak t.a.v. Ingrijpende Gebeurtenissen	141
8.6	Casus 1 : Schiermonnikoog na 2021.	144
8.7	Casus 2 : De varkenspest en effecten op De Peel (1997)	146
8.8	Casus 3 & 4 : MKZ (2001) en Fosfaatreductieplan (2017)	149
8.9	Slotbeschouwing: Lbv en Lbv+ regelingen en de meetbaarheid van ammoniakreductie	153
	Referenties.....	154
	APPENDIX A - Enkele Persoonlijke Overwegingen.....	157
	APPENDIX B – Relevante publicaties op Foodlog.nl.....	158
	APPENDIX C – Reactie RIVM en feedback op die Reactie.....	159

1 Over Ammonia en Stikstofoxiden – Inleiding

1.1 Managementsamenvatting

Dit tweede rapport in de reeks “*Ammoniak boven en op Nederland*” verdiept de wetenschappelijke kennis over de verspreiding, emissie en depositie van ammoniak (NH_3) in Nederland. Waar deel 1 de basis legde, biedt deel 2 een uitgebreid overzicht van nieuwe metingen, modelanalyses en literatuur, met als doel beter inzicht te geven in de ruimtelijke verspreiding van ammoniak en de betrouwbaarheid van rekenmodellen zoals OPS/AERIUS.

Ammoniak is een sleutelement in de mondiale stikstofcyclus en wordt grotendeels uitgestoten door landbouwactiviteiten. Via natte en droge depositie wordt deze stikstof weer opgenomen in bodem en vegetatie. Accuraat meten en modelleren van deze processen is essentieel voor een effectief en rechtvaardig stikstofbeleid, maar wordt bemoeilijkt door complexe atmosferische processen en grote onzekerheden in de onderliggende modellen.

Centrale thema's in hoofdstuk 1 zijn:

- Waarom een tweede rapportdeel? Omdat nieuwe inzichten over metingen, modellen en lokale verspreiding van ammoniak niet stroken met gangbare beleidsveronderstellingen;
- Twee fundamentele hypothesen:
 1. Ammoniak verspreidt zich vooral lokaal (en niet landelijk diffuus, zoals vaak aangenomen);
 2. De emissies worden overschat en de depositie onnauwkeurig berekend, vooral op hectareniveau;
- Wetenschappelijke feedback: Experts zoals Erisman, Schröder en Petersen gaven constructieve kritiek. Hoewel Erisman twijfelt aan de kritiek op de NEMA-cijfers, wordt deze twijfel niet onderbouwd met overtuigend bewijs. Diverse praktijkexperts steunen juist de analyse;
- Modelonzekerheden: OPS en DEPAC onderschatten droge depositie op grasland en overschatten deze in natuurgebieden. Meetnetten zijn te beperkt en onnauwkeurig, met afwijkingen die lokaal kunnen oplopen tot $\pm 124\%$;
- Concentraties en depositie: De gemeten ammoniakconcentraties in de lucht wijken structureel 30% af van modelvoorspellingen. Voor natte depositie zijn slechts acht meetpunten beschikbaar, waardoor landelijke extrapolatie onzeker is;
- Politieke urgentie: Beleidsbesluiten kunnen niet wachten op volledige wetenschap. Daarom is het belangrijk bestaande kennis te vertalen naar pragmatische, rechtvaardige en wetenschappelijk onderbouwde beleidskeuzes.

De rode draad van hoofdstuk 1 is helder: de stikstofmodellen waarop vergunningen en maatregelen worden gebaseerd, bevatten grote onzekerheden en systematische fouten. Lokale metingen en herziening van modellen zijn noodzakelijk om beleid en praktijk met elkaar in overeenstemming te brengen. Dit rapport wil daaraan een nuchtere, constructieve bijdrage leveren.

1.2 Waarom toch een Deel 2 na een uitgebreid Deel 1?

Ammoniak (NH_3) is een sleutelcomponent in de mondiale stikstofcyclus en speelt een belangrijke rol in atmosferische chemie, ecosysteemfunctionering en milieukwaliteit. Als een van de meest voorkomende alkalische gasen in de atmosfeer heeft ammoniak toenemende wetenschappelijke aandacht gekregen vanwege zijn complexe depositieprocessen en aanzienlijke milieueffecten. Dit uitgebreide overzicht onderzoekt de huidige stand van kennis met betrekking tot natte, droge en bulk depositie van ammoniak, waarbij informatie uit talrijke wetenschappelijke studies wordt gesynthetiseerd om een holistisch begrip van deze processen te bieden.

De mondiale stikstofcyclus is in de afgelopen eeuw drastisch veranderd door menselijke activiteiten. Antropogene bronnen hebben de hoeveelheid reactieve stikstof die in de biosfeer circuleert meer dan verdubbeld, voornamelijk door intensivering van de landbouw, verbranding van fossiele brandstoffen en industriële processen (Galloway et al., 2004; Erisman et al., 2013). Ammoniakemissies zijn in het bijzonder aanzienlijk toegenomen, met wereldwijde emissies geschat tussen 46-85 Tg N jr^{-1} , waarvan meer dan de helft afkomstig is van landbouwactiviteiten (Sutton et al., 2013). Deze verstoring van de stikstofcyclus heeft cascade-effecten op ecosystemen, biodiversiteit, lucht- en waterkwaliteit en menselijke gezondheid.

Ammoniak in de atmosfeer ondergaat verschillende fysische en chemische transformaties voordat het wordt afgezet op terrestrische en aquatische ecosystemen. De depositie van ammoniak vindt plaats via meerdere routes, die globaal worden gecategoriseerd als natte, droge en bulk depositieprocessen. Natte depositie omvat het wegvangen van ammoniak door neerslag, terwijl droge depositie de directe overdracht van gasvormige en deeltjesvormige ammoniak naar oppervlakken omvat in afwezigheid van neerslag. Bulk depositie vertegenwoordigt ondertussen de gecombineerde input van zowel natte als droge depositie die samen worden verzameld. Elk van deze depositieroutes vertoont verschillende kenmerken, meetuitdagingen en milieu implicaties.

De nauwkeurige kwantificering van ammoniakdepositie is cruciaal voor het begrijpen van stikstofbudgetten, het beoordelen van ecosysteemeffecten en het ontwikkelen van effectieve mitigatiestrategieën. Het meten van ammoniakdepositie brengt echter aanzienlijke uitdagingen met zich mee vanwege de reactieve aard van ammoniak, de bi directionele uitwisseling met oppervlakken en het complexe samenspel van meteorologische, chemische en biologische factoren die depositieprocessen beïnvloeden. Er zijn verschillende meettechnieken ontwikkeld, elk met specifieke voordelen en beperkingen, die bijdragen aan een groeiend, maar nog steeds onvolledig, begrip van de dynamiek van ammoniakdepositie.

De milieuconsequenties van overmatige ammoniakdepositie zijn verstrekkend. Wanneer het wordt afgezet op gevoelige ecosystemen, kan ammoniak leiden tot bodemverzuring, eutrofiëring van waterlichamen, verlies van biodiversiteit en veranderingen in ecosysteemstructuur en -functie (Bobbink et al., 2010). Het concept van Kritische Depositie Waarde - KDW - is ontwikkeld om drempels te definiëren waaronder geen significante schadelijke effecten op gespecificeerde gevoelige elementen van het milieu optreden, wat een kader biedt voor het beoordelen van de ecologische effecten van ammoniakdepositie en het informeren van beleidsbeslissingen.

Modelleringsbenaderingen zijn steeds geavanceerder geworden in het weergeven van ammoniakdepositieprocessen, van eenvoudige weerstandsmodellen tot complexe bi directionele uitwisselingsraamwerken en chemische transportmodellen. Deze modellen dienen als waardevolle hulpmiddelen voor het schatten van depositiesnelheden over ruimtelijke en temporele schalen, het identificeren van hotspots van depositie en het evalueren van de effectiviteit van emissiereductiestrategieën. Er blijven echter aanzienlijke onzekerheden bestaan in model parametrisaties en voorspellingen vooral lokaal, wat de noodzaak benadrukt van voortdurende verfijning en validatie.

Dit tweede deel van het rapport biedt een verdiepend overzicht van de huidige wetenschappelijke inzichten rondom natte, droge en bulkdepositie van ammoniak (NH_3). Daarbij wordt gebruikgemaakt van zowel recente literatuur als de nieuwste meet- en modelgegevens. Waar Deel 1 vooral de fundamenteen legde, maakt Deel 2 duidelijk dat het onderzoek naar ammoniakdepositie nog volop in ontwikkeling is.

Centraal staat de hypothese over de verspreiding van ammoniak: hoe verplaatst ammoniak zich in het Nederlandse landschap en in welke mate vindt verspreiding plaats over grotere afstanden? Specifieke aandacht gaat uit naar lokale situaties, zoals de directe omgeving van een veehouderij of natuurgebied. Door deze invalshoek wordt beter zichtbaar hoe emissie en depositie zich ruimtelijk tot elkaar verhouden – van boerderij tot Natura 2000-gebied.

Ammoniakemissies, de verspreiding van ammoniak in de lucht en de daaropvolgende depositie op ecosystemen vormen een breed en complex wetenschappelijk onderzoeksgebied, dat zowel in Nederland als internationaal veel aandacht krijgt. Parallel aan deze kennisontwikkeling is het van groot belang om wetenschappelijke inzichten niet alleen te blijven verdiepen, maar ook toegankelijk te maken voor de praktijk.

Dat betekent ten eerste het actief delen van kennis met boeren en hun vertegenwoordigers en ten tweede het vertalen van die kennis naar toepasbaar beleid en, waar nodig, nieuwe wet- en regelgeving. Nederland verkeert in een situatie waarin beleidsbeslissingen niet langer uitgesteld kunnen worden tot fundamenteel onderzoek volledig is afgerond – een proces dat nog tientallen jaren aan metingen en analyses kan vergen.

De centrale vraag anno 2025 is dan ook: wat weten we nu en wat betekent dat voor verantwoord beleid? Vanuit deze urgentie is deze reeks rapporten opgezet, waarvan dit document het tweede deel vormt.

1.3 Hoe staat het met review en waarom geen ronde tafel?

Wij werken intensief samen met het platform www.foodlog.nl en met diverse experts, zowel binnen als buiten de formele overheidskennisinfrastructuur. Voorafgaand aan de publicatie van *Rapport Deel 1*¹ – dat uiteindelijk via ResearchGate en Foodlog openbaar is gemaakt – was in overleg met Wouter van der Weijden en Dick Veerman afgesproken dat er eind januari een besloten rondetafelgesprek zou worden georganiseerd. Tijdens deze sessie zouden de belangrijkste bevindingen besproken worden met een selecte groep wetenschappelijke experts. Alle betrokkenen hebben het rapport tijdig ontvangen voor review.

De eerste reacties kwamen echter al binnen enkele dagen. Professor Jan Willem Erisman had een conceptversie ingezien en reageerde publiekelijk met een artikel getiteld *“Rapport De Heij: Logboek van een startende atmosferisch-chemische wetenschapper”*². Zijn reactie bevatte deels inhoudelijke opmerkingen, maar was vooral procedureel van aard.

De twee belangrijkste bezwaren die hij aanvoerde waren:

- I. dat het rapport te sterk gericht zou zijn op beleid en beleidsadviezen
- II. dat het aantal literatuurverwijzingen onvoldoende was.

Naast deze kritiekpunten heeft professor Erisman ook diverse nuttige suggesties en inhoudelijke tips gegeven. Eén fundamenteel punt uit zijn reactie – dat verderop in dit rapport uitgebreider wordt besproken – was zijn stelling dat mijn kritiek op de NEMA-cijfers onterecht zou zijn en dat de feitelijke emissies mogelijk zelfs hoger lagen dan door mij aangenomen. Dit standpunt is echter door de professor niet onderbouwd met overtuigend bewijs. Andere onderzoekers, evenals diverse professionals uit de praktijk die mij daarna informeel benaderden, gaven aan zich juist goed te kunnen vinden in mijn kritiek op NEMA.

Een tweede discussiepunt betrof het gebruik van MAN-meetgegevens en veestapelaantallen. Hier heb ik gebruikgemaakt van een logische lineaire analyse: de concentratie ammoniak in de lucht blijkt vooral samen te hangen met neerslag en temperatuur. Deze relatie biedt een sluitende verklaring voor de gemeten daling van ammoniakconcentraties in de afgelopen twintig jaar. Op lokaal niveau, zoals op Schiermonnikoog, is bovendien vastgesteld dat veranderingen in dieren aantallen geen aantoonbare invloed hadden op de gemeten concentratie.

Ook van Jaap Schröder en professor Arthur Petersen is uitgebreide feedback ontvangen. Professor Petersen gaf aan zich grotendeels te kunnen vinden in de conclusies en analyses. Jaap Schröder merkte terecht op dat enkele hoofdstukken sterk opiniërend of beleidsgericht waren opgesteld en dat dit niet altijd even handig was – een punt waar ik mij in kan vinden. Grote inhoudelijke bezwaren zijn verder niet geuit.

¹ <https://www.foodlog.nl/artikel/de-onnauwkeurigheid-van-ops-het-rekenhart-van-rivms-stikstofmodel>

² <https://www.foodlog.nl/artikel/de-kamer-moet-op-cursus-hoe-bereken-je-de-prijs-van-een-potje-appelmoes>

Het RIVM heeft daarnaast een openbare reactie geplaatst op haar website en heeft een toelichting gegeven in de vorm van een interview. In *Appendix C* zijn hun volledige reactie en mijn repliek daarop opgenomen. De grootste inhoudelijke kritiek van het RIVM betrof eveneens de interpretatie van NEMA-data. Daarnaast gaven ze aan dat sommige onderdelen van mijn analyse niet goed te volgen waren. In dit rapport doe ik mijn best om deze analyses beter toe te lichten.

Tot slot werd vanuit het RIVM gesuggereerd dat ik mij meer zou moeten conformeren aan de wetenschappelijke mores. Ik begrijp deze oproep, maar wil ook benadrukken dat dit niet mijn voltijdse werk is: ik combineer deze analyses met andere professionele verplichtingen. Zonder voldoende onderzoeksbudget is het onmogelijk om een fulltime academische werkwijze aan te houden. Desondanks hecht ik grote waarde aan zorgvuldigheid en transparantie en zal ik in dit rapport trachten zo helder mogelijk verantwoording af te leggen.

Ook heb ik, nadat het rapport aan de Tweede Kamer is aangeboden, een brief ontvangen van de minister van LNVN. Ik voelde me zeer vereerd door haar reactie. Haar waardering heeft mij aangemoedigd om door te gaan met dit onderzoekswerk – dat ik naast mijn reguliere werkzaamheden als een soort inhoudelijke “hobby” ben begonnen – en uiteindelijk ook dit tweede deel van het rapport te schrijven. Ik hoop dit tweede rapport aan haar te kunnen overhandigen.

1.4 De hypothese over de verspreiding van Ammoniak.

1.4.1 Hypothese 1: Verspreidingen en afstanden

De verspreiding van ammoniak (NH_3) in de atmosfeer is een cruciaal aspect bij het beoordelen van de impact op natuurgebieden en luchtkwaliteit. Er zijn twee fundamentele hypothesen die de verspreidingspatronen beschrijven:

Grote-afstand verspreiding: In deze hypothese wordt ammoniak breed verspreid door atmosferische processen, zoals wind en turbulentie, waardoor er slechts geringe concentratieverschillen optreden binnen Nederland. Dit betekent dat ammoniak zich als een soort 'deken' over het landschap verdeelt, met relatief uniforme concentraties over grote gebieden. Dit proces is vergelijkbaar met een druppel inkt op een wit vel papier die volledig wordt uitgesmeerd, waardoor het vel een lichte, homogene blauwe tint krijgt.

Lokale concentratieverschillen: In deze hypothese wordt ammoniak slechts beperkt over grotere afstanden verspreid en blijven de concentraties grotendeels gelokaliseerd rond de emissiebronnen. Dit leidt tot scherpe gradiënten: in gebieden met hoge emissies zijn de ammoniakconcentraties hoog, terwijl in gebieden zonder emissie en met een hoge depositie de concentraties laag blijven. Dit patroon is vergelijkbaar met een druppel inkt op een wit vel papier die nauwelijks wordt uitgesmeerd. Lokaal ontstaat een diepe, geconcentreerde blauwe vlek, terwijl het grootste deel van het vel wit blijft.

De realiteit ligt waarschijnlijk ergens tussen deze twee uitersten. De werkelijke ammoniakverspreiding wordt beïnvloed door meteorologische factoren, chemische processen en de interactie met onderliggende ecosystemen. Een beter begrip van deze dynamiek is essentieel voor effectief beleid en modelverbetering.



Figuur 1.1: Blijven emissies lokaal of worden ze over grotere afstanden verspreid is de vraag.

1.4.2 Hypothese 2: Emissieoverschatting en Depositieonnauwkeurigheid

Uit Deel 1 van het rapport "Ammoniak boven en op Nederland: Een wetenschappelijk overzicht" blijkt dat de geschatte ammoniakemissies van de Nederlandse Emissieautoriteit (NEMA) in bepaalde gevallen overschat kunnen zijn. Hoewel de onzekerheid over het totale aantal dieren in Nederland relatief klein is, tonen praktijkmetingen en data uit de Kringloopwijzer (KLW) aan dat de werkelijke emissiefactoren van melkvee (uitgedrukt in grootvee-eenheden, GVE) in de praktijk lager liggen dan de waarden waarmee in de NEMA-berekeningen rekening wordt gehouden. Dit suggereert dat er structureel een te hoge emissie wordt ingerekend voor deze sector.

In Deel 1 is deze emissieoverschatting voornamelijk onderzocht voor melkvee, maar er is nog geen uitgebreide analyse gedaan van de emissies van andere belangrijke diergroepen, zoals varkens en pluimvee. In Deel 2 wordt daarom specifiek gekeken naar deze sectoren. Dit omvat een evaluatie van de gebruikte emissiefactoren, praktijkmetingen en de mogelijke systematische afwijkingen ten opzichte van de werkelijke uitstoot. Door gebruik te maken van bestaande meetnetwerken, bedrijfsdata en modelvergelijkingen, kan worden vastgesteld of de emissies uit deze sectoren op een vergelijkbare wijze worden overschat als bij melkvee.

Naast de analyse van emissies, richt dit rapport zich op de nauwkeurigheid van de gemodelleerde depositie van ammoniak per landtype. Een van de kernvragen is hoe goed de berekende droge en natte depositie overeenkomt met daadwerkelijke metingen en of er specifieke patronen zichtbaar zijn in de verdeling van depositie tussen natuurgebieden, akkerland en grasland. Vooral de depositie op grasland verdient aandacht, aangezien het grootste deel van de Nederlandse landbouwgrond uit grasland bestaat en deze bodems door hun hoge stikstofopnamecapaciteit potentieel een groot deel van de ammoniakdepositie kunnen bufferen.

Een cruciale analyse in Deel 2 is het verder uitwerken van de massabalans op melkveebedrijven en het opschalen hiervan naar provinciaal niveau. Dit bouwt voort op de inzichten uit Deel 1, waarin al is aangetoond dat ammoniak niet volledig lokaal blijft, maar deels geëxporteerd wordt naar het buitenland. Door een systematische vergelijking te maken tussen de totaal gemeten emissies, de gemodelleerde depositie en de daadwerkelijke stikstofvastlegging in verschillende ecosystemen en landbouwgronden, kan worden vastgesteld of er een mismatch bestaat tussen modelverwachtingen en realiteit.

De centrale vragen binnen deze hypothese zijn:

- Zijn de ammoniakemissies uit de veehouderij structureel overschat (of niet)?
- Zijn de emissiefactoren voor varkens en pluimvee realistisch in vergelijking met praktijkmetingen?
- In hoeverre komt de berekende ammoniakdepositie per landtype overeen met metingen in de praktijk?
- Leiden mogelijke emissieoverschattingen tot een verkeerd beeld van de ammoniakbalans op provinciaal en nationaal niveau?
- Hoeveel ammoniak verdwijnt werkelijk uit Nederland door export naar het buitenland?

Door deze vragen systematisch te beantwoorden met data-analyse, metingen en modelvergelijkingen, kan worden vastgesteld of het huidige beleid en de rekenmethoden correct zijn, of dat er significante aanpassingen nodig zijn in de schattingen van zowel emissies als deposities.

1.5 Over Onzekerheden en Nauwkeurigheid in het Stikstofdossier.

De mate van onzekerheid – in Deel 1 aangeduid als onnauwkeurigheid – is van essentieel belang voor een transparante en evenwichtige benadering van het stikstofdossier. Juist in juridische procedures zou onzekerheid een expliciete rol moeten spelen, terwijl dat nu slechts in beperkte mate gebeurt. Wanneer het RIVM zelf aangeeft dat de onzekerheidsmarge op landelijk niveau kan oplopen tot 20-30%, en lokaal zelfs tot 70%, rijst de vraag in hoeverre kleine verschillen in berekende stikstofdepositie – bijvoorbeeld op de schaal van een enkele hectare – beleidsmatig of juridisch betekenisvol zijn. Dit plaatst vraagtekens bij de toepasbaarheid van dergelijke berekeningen in vergunningverlening of wetshandhaving.

Een belangrijk deel van de onzekerheid wordt veroorzaakt door het ontbreken van voldoende meetdata, met name voor droge depositie. Het meten van droge ammoniakdepositie is technisch complex en het huidige netwerk van meetpunten is ontoereikend om modelresultaten betrouwbaar te valideren. Hierdoor ontstaat een extra laag onzekerheid bovenop de modelmatige aannames. Opvallend is dat, ondanks deze bekende beperkingen, gedetailleerde en bindende beleidsregels worden gebaseerd op modeluitkomsten. Zoals in latere hoofdstukken wordt aangetoond, is het aantal meetpunten voor droge depositie in Nederland zeer beperkt, wat de validatie van modellen als OPS bemoeilijkt.

Het RIVM erkent deze beperkingen in het document *Uncertainty in the determined nitrogen deposition in the Netherlands* (Hoogerbrugge, 2023). Daarin wordt beschreven dat kalibratie van modeluitkomsten voornamelijk plaatsvindt op basis van ammoniakconcentratie metingen en niet op directe metingen van droge depositie. De depositiesnelheid – een essentiële factor – wordt dus niet in de kalibratie meegenomen. Voor NO₂ en secundaire componenten vindt überhaupt geen kalibratie plaats.

Concreet geeft het RIVM aan dat:

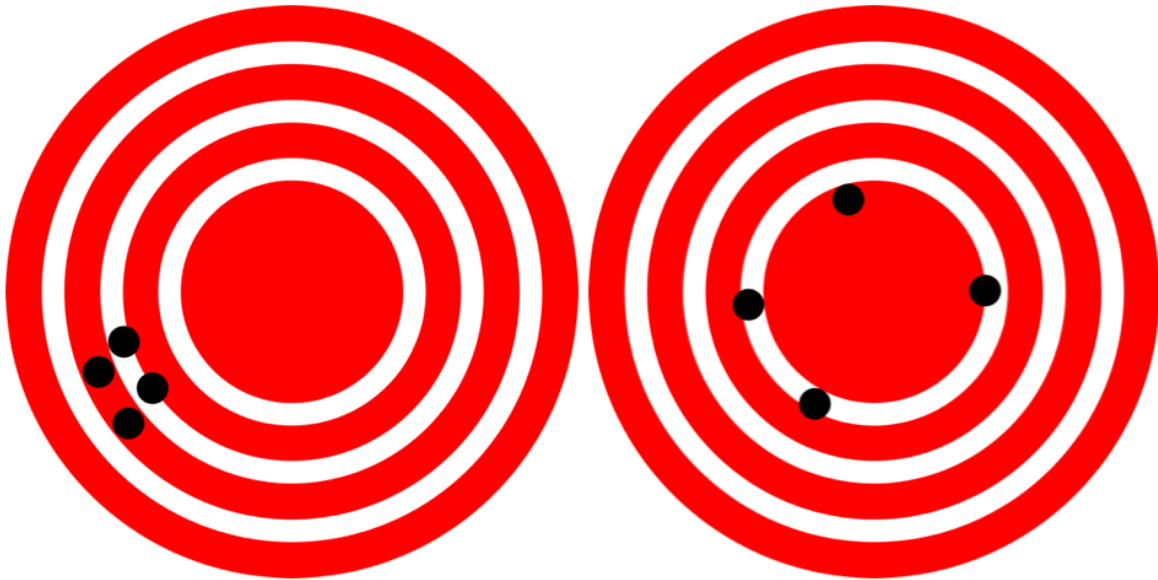
- op landelijk niveau een afwijking tot 30% ten opzichte van de werkelijke waarde waarschijnlijk is (95%-betrouwbaarheidsinterval),
- op lokale schaal (1 hectare tot 1 km²) deze afwijking kan oplopen tot 70% of meer,
- voor droge depositie zelfs een afwijking van 124% is gemeld.

Dit betekent dat modellen zoals OPS vooral gevalideerd zijn op basis van metingen van acht LML-stations, wat voor een landelijk fijnmazig netwerk ontoereikend is.

Er is sprake van een fundamentele spanning tussen enerzijds de behoefte aan beleidsmatig hanteerbare uitkomsten en anderzijds de wetenschappelijke onzekerheden van de gebruikte modellen. Hoewel modellen noodzakelijk zijn om complexe systemen zoals stikstofemissies en -depositie in kaart te brengen, is het van groot belang dat de beperkingen ervan helder worden gecommuniceerd naar beleidsmakers, juristen en andere betrokkenen. Formuleringen als “het is het beste wat we hebben” zijn onvoldoende. Een model is slechts zo bruikbaar als de validatie en het begrip van zijn onzekerheden toelaten³.

³ <https://stikstofinfo.net/2025/04/02/de-casus-aerius-modelprecisie-zonder-meetnauwkeurigheid/>

Indien onzekerheden niet expliciet worden meegenomen in beleidsvorming en juridische besluitvorming, ontstaat het risico op overschatting van precisie en het nemen van disproportionele of juridisch kwetsbare maatregelen. Deze constatering vormde al een van de belangrijkste conclusies in Deel 1 van deze rapportenreeks.



Figuur 1.2: 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.

Emissieregistraties:

In Nederland wordt de totale uitstoot van ammoniak (NH_3) en stikstofoxiden (NO_x) naar de atmosfeer hoofdzakelijk bepaald met behulp van rekenmodellen. Belangrijke uitvoerende instanties in dit proces zijn het RIVM, het CBS en Wageningen University & Research (WUR). Voor stikstofoxiden is de geschatte jaarlijkse uitstoot ongeveer 85 miljoen kilogram stikstof, hoewel hierbij een onzekerheidsmarge van 5 tot 10 procent of meer geldt. Daarom is het wetenschappelijk nauwkeuriger om te spreken van een bandbreedte van 80 tot 85 miljoen kilogram stikstof (N) per jaar.

Het CBS verzamelt gegevens over het aantal landbouwdieren via jaarlijkse mei-tellingen. Op basis van deze data bepaalt WUR de emissiefactoren per diercategorie. Vervolgens worden met het NEMA-model (Nederlands Emissiemodel voor Ammoniak) schattingen gemaakt van de totale ammoniakemissie uit de landbouw. In juni 2023 publiceerde WUR de meest recente rapportage “Emissies naar de lucht uit de landbouw berekend met NEMA voor 1990–2021” (WOT-technical report), opgesteld in opdracht van het Ministerie van LNV. Voor het jaar 2021 werd hierin een totale ammoniakemissie van 111,1 miljoen kilogram NH_3 gerapporteerd. Van deze emissie was:

- ongeveer 56 miljoen kilogram (51%) afkomstig uit de melkvee- en rundveehouderij
- circa 17,3 miljoen kilogram (16%) afkomstig uit de varkenshouderij.

Opmerking: het NEMA rapport vermeldt deze waarden met een onnauwkeurige mate van significantie. In dit soort emissieoverzichten verdient het de voorkeur om af te ronden op twee significante cijfers.

Er is dringend behoefte aan aanvullend praktijkonderzoek naar de werkelijke emissiefactoren per dier, met name binnen de rundvee-, varkens- en pluimveesector. Recente meetcampagnes wijzen erop dat de werkelijke uitstoot per dier mogelijk lager ligt dan in de huidige modellen wordt aangenomen.

Wanneer naast ammoniak ook stikstofoxiden worden meegerekend, ligt de totale jaarlijkse stikstofemissie voor Nederland in 2023 naar schatting tussen de 170 en 181 miljoen kilogram stikstof. Mogelijk ligt de werkelijke waarde zelfs lager, mede vanwege onzekerheden in de onderliggende aannames. Tot slot moet worden opgemerkt dat de bijdrage van buitenlandse bronnen aan de stikstofbelasting in Nederland lastig exact te bepalen is. Volgens officiële bronnen kan deze bijdrage oplopen tot 35% van de totale stikstofdepositie in bepaalde regio's. Dit benadrukt de noodzaak om in beleid en rekenmodellen voldoende rekening te houden met grensoverschrijdende effecten.

Ammoniakconcentratie:

Het RIVM monitort al geruime tijd de ammoniakconcentratie boven natuurgebieden via het Meetnet Ammoniak in Natuurgebieden (MAN). Daarnaast worden op acht locaties verspreid over Nederland continue metingen verricht binnen het Landelijk Meetnet Luchtkwaliteit (LML). De gemeten ammoniakconcentratie in de lucht wordt beïnvloed door diverse factoren, waaronder lokale en regionale emissiebronnen (inclusief bodememissie en her-emissie), droge en natte depositie, transport door de wind en atmosferische omzettingsprocessen.

Op basis van de MAN-gegevens over de periode 2005–2023 bedraagt de gemiddelde ammoniakconcentratie in natuurgebieden $5,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$, met een standaarddeviatie van $2,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Ter vergelijking geeft het OPS-model voor het jaar 2022 een gemiddelde concentratie van $6,91 \mu\text{g}/\text{m}^3$, terwijl het LML-meetnetwerk voor 2023 een gemiddelde voorspelt van $7,82 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Gezien de spreiding in deze waarden is het niet zinvol om te spreken van één landelijk gemiddelde ammoniakconcentratie. Een meer realistische benadering is het gebruik van lokale gemiddelden of het hanteren van een concentratiebandbreedte van 3 tot $8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ voor Nederland, met lokaal hogere uitschieters in gebieden met intensieve landbouw.

Uit Deel 1 van deze rapportreeks blijkt dat er een structurele afwijking is van circa $\pm 30\%$ tussen gemodelleerde en gemeten concentraties. Deze afwijking geeft een indicatie van de nauwkeurigheid van het OPS-model en daarmee van het rekeninstrument AERIUS, waarin OPS het onderliggende model vormt.

Natte Depositie:

In Nederland wordt natte stikstofdepositie gemeten op acht meetlocaties. Op deze locaties wordt zowel de hoeveelheid neerslag als de concentratie van ammonium (NH_4^+) en nitraat (NO_3^-) in het regenwater geregistreerd. Door deze gegevens te combineren kan per station de jaarlijkse natte depositie worden berekend. De gemeten depositiewaarden voor ammonium (NH_4) variëren doorgaans tussen de 200 en 400 mol stikstof per hectare per jaar, terwijl voor nitraat (NO_3) waarden van 100 tot 150 mol per hectare per jaar worden gerapporteerd. Over de afgelopen twee decennia is een duidelijke daling in natte depositie waarneembaar.

Naast directe metingen wordt natte depositie ook berekend met behulp van het OPS-model, dat in AERIUS wordt toegepast. Op basis van deze modellering blijkt de natte depositie hoger in Oost-Nederland en lager in het westen van het land. Dit patroon komt deels overeen met de overheersende westenwind, die stikstofverbindingen naar het oosten transporteert. Tegelijkertijd roept dit vragen op: in gebieden zoals de Peel en de Gelderse Vallei – waar zowel de ammoniakconcentratie als de neerslag relatief hoog zijn – zou eveneens een hoge natte depositie verwacht worden. De modellen laten dat echter niet altijd zien.

Het beperkte aantal meetlocaties (acht in totaal) vormt een belangrijke beperking voor de robuustheid van de landelijke interpolatie. Hierdoor is het moeilijk om tot fijnmazige conclusies te komen over regionale verschillen in natte depositie.

De afwijking tussen gemeten en gemodelleerde natte depositie ligt doorgaans in de orde van ± 15 tot 20%, wat overeenkomt met een verschil van 45 tot 60 mol per hectare per jaar. Een mogelijke verbetering in de monitoringstrategie zou zijn om aanvullend data te verzamelen over evapotranspiratie (verdamping van water via bodem en vegetatie) en lokale ammoniakconcentraties in de lucht. Integratie van deze gegevens kan leiden tot een betere afstemming tussen meetwaarden en modelresultaten.

Droge depositie

Droge depositie – de opname van ammoniak uit de lucht door oppervlakken zoals vegetatie, water en bodem – is een belangrijk onderdeel van de stikstofcyclus. Hoewel het proces fysisch verwant is aan natte depositie, wordt het in de wetenschap apart benoemd om het effect van neerslag (natte depositie) te onderscheiden van opname via diffusie, huidmondjes etc.

In het OPS-model wordt droge depositie berekend via de DEPAC-module, die gebruikmaakt van een variant op de wet van Ohm: de flux (de afzetting) is afhankelijk van de concentratiegradiënt tussen lucht en oppervlak en een samengestelde weerstand (R_a , R_b , R_c). Hoewel de methodologie robuust is, zijn de toegepaste parameters in DEPAC slechts beperkt gevalideerd voor Nederlandse omstandigheden. Nederland is in DEPAC opgedeeld in negen landklassen. Uit vergelijking van modelresultaten met praktijkmetingen (waaronder een prototype Python-versie van DEPAC) blijkt dat de voorspellingen van OPS structurele fouten bevatten:

- **Graslanden:** vermoedelijk onderschatting van droge depositie met 50–100%.
- **Duinen en heide:** overschatting met een factor 2–3 in de Duinen.
- **Akkerbouw:** geen gevalideerde data beschikbaar.
- **Water:** voorspellingen redelijk accuraat, maar lokaal mogelijk onderschat.
- **Stedelijk gebied:** voorspelling ca. 50% te hoog.
- **Bossen:** onderrapportage van circa 30%-50%.

De onnauwkeurigheid van droge depositie per hectare is aanzienlijk. Het RIVM zelf geeft een onzekerheidsmarge aan van $\pm 124\%$. Deze onzekerheid komt bovenop systematische fouten per landtype. Gecombineerd met de onnauwkeurigheid in ammoniakconcentraties ($\pm 30\%$) leidt dit tot grote marges op de berekende totale depositie per hectare. De totale ammoniakdepositie bestaat uit natte depositie (200–400 mol/ha/jr; onnauwkeurigheid ± 75 –100 mol) en droge depositie (100–2000 mol/ha/jr; onzekerheid vaak honderden mol). De uitkomsten van OPS zijn hierdoor slechts betrouwbaar binnen een bandbreedte van ± 1 significant cijfer.

Daarom is het misleidend om OPS-resultaten op hectare- of kilometerniveau met hoge precisie (bijvoorbeeld drie of vier significante cijfers) te presenteren. Ook de ammoniakexport, vaak geschat op 0–15%, moet met deze onzekerheden worden geïnterpreteerd. Praktijkgegevens tonen aan dat circa 65% van de landbouwemissies binnen Nederland weer neerslaat op agrarische gronden. Een kritische herbeoordeling van de inputdata (GIAB, INITIATOR, NEMA) en een herijking van modelvalidatie per landtype is noodzakelijk om betrouwbaarder stikstofbeleid te kunnen voeren.

Nauwkeurigheid volgens TNO en RIVM

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."*

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 onverstoorde situaties. Ten aanzien van een voorspelfout vindt TNO voor een specifiek veldexperiment dat een standaardfout van NH_3 concentratie $0,03 \mu\text{g}/\text{m}^3$ is. Door uit te gaan van een jaargemiddelde depositiesnelheid van $0,01 \text{ cm}/\text{sec}$ is de standaardfout te vertalen naar $6 \text{ mol}/\text{hectare}/\text{jaar}$ ".*

De nauwkeurigheid van de voorspelling t.o.v. de werkelijke metingen zijn eerder $\pm 0,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 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 $\pm 2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ kan zijn. Dan de depositie snelheid: die is ongeveer $1 \text{ cm}/\text{sec}$ en niet $0,01 \text{ cm}/\text{sec}$ zoals TNO in haar rapport stelt (maar die kan ook $0,6$ zijn of zelfs $2 \text{ cm}/\text{sec}$) en heeft daarnaast ook een flinke onnauwkeurigheid van minimaal $0,3 - 0,6 \text{ cm}/\text{sec}$. Combineer je deze twee laagste getallen dan is de onzekerheid al minimaal $33 \text{ mol}/\text{hectare}/\text{jaar}$. Het is eerder $60-70 \text{ mol}/\text{hectare}/\text{jaar}$ 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 $100-200 \text{ mol per jaar}$ " en "Ook de meetcorrectie van het RIVM laat zien dat er sprake is van systematische fouten die niet verwaarloosbaar zijn".*

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 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, waarschijnlijk +/- 2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	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: rapport Deel 1. 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: rapport Deel 1 (met hypothese rondom de verdamping van regenwater).
Depositie snelheid	+/- 0,5 cm/sec minimaal.	Onbekend. En <i>lu</i> afhankelijk	Bron: wetenschappelijke literatuur, 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 (<i>lu</i>) 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 1.1: Eerste schattingen naar de nauwkeurigheid (precisie en juistheid) van de verschillende grootheden die gebruikt worden om de massa-balans over Nederland te kunnen maken.

1.6 Leeswijzer voor dit Tweede 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. Dat eerste rapport had bewust in de titel staan “Deel 1”, het is nog niet af en misschien is zo’n rapport ook wel nooit helemaal af. Dit tweede rapport bestaat ook uit meerdere hoofdstukken die ook weer eventueel losstaand zijn te lezen. Elk hoofdstuk begint met een eigen management samenvatting. Dit rapport is ook gestart met een algemene managementsamenvatting (in het Engels en in het Nederlands) en een persoonlijke overweging staat in Appendix A. Het rapport bestaat uit de volgende hoofdstukken:

Hoofdstuk 2 – Ammoniakemissie uit de veehouderij: trends, feiten en beleidsopties

Dit hoofdstuk onderzoekt de actuele emissies uit de rundveehouderij, varkenshouderij en pluimveesector, corrigeert enkele publieke misvattingen en bespreekt het reductiepotentieel. Op basis van meetdata en bedrijfsgegevens wordt onderbouwd dat de stikstofexcretie per dier stabiel is en dat werkelijke stalemissies lager liggen dan in het NEMA-model wordt aangenomen. Vervolgens worden verschillende reductieroutes geanalyseerd, inclusief hun effectiviteit en kostprijs – van managementmaatregelen tot technische innovaties en uitkoopregelingen. Het hoofdstuk pleit voor slimme, gebiedsgerichte emissiesturing en roept op tot een realistischer en actueler gebruik van NEMA-data in beleid en vergunningverlening.

Hoofdstuk 3 – Emissieschattingen en de werkelijke uitstoot in Nederland

In dit hoofdstuk wordt kritisch gekeken naar de manier waarop stikstofoxide- en ammoniakemissies in Nederland worden berekend. Op basis van praktijkmetingen en aangepaste emissiefactoren wordt duidelijk dat met name de ammoniakemissie uit de rundveehouderij in werkelijkheid lager ligt dan het NEMA-model doet vermoeden. Voor 2025 wordt de totale ammoniakemissie uit de veehouderijsector geschat op circa 73 miljoen kilogram – een daling van 13% ten opzichte van 2021. Ook wordt besproken hoe deze lagere emissies doorwerken in de stikstofdepositie, met een verwachte daling van 693 naar 578 mol per hectare landbouwgrond. Het hoofdstuk benadrukt de noodzaak van actuele data, lagere emissiefactoren en een betere koppeling tussen metingen en beleid.

Hoofdstuk 4 – Lokaal versus verspreid: ammoniakdepositie in de praktijk

In dit hoofdstuk wordt de aanname dat ammoniak zich over grote afstanden verspreidt, zoals in het OPS-model wordt verondersteld, kritisch getoetst aan recente meetdata. Satellietbeelden, sensoronderzoek en veldmetingen tonen aan dat ammoniak grotendeels lokaal neerslaat, meestal binnen 250 tot 500 meter van de bron. Regionale meetcampagnes in onder andere de Gelderse Vallei, Schiermonnikoog en het Liefstingsbroek ondersteunen dit beeld. Ook blijkt dat alternatieve modellen, zoals een aangepaste Gaussian Plume-benadering, de werkelijkheid beter benaderen dan Aerius/OPS. Dit heeft directe gevolgen voor vergunningverlening en stikstofbeleid. Het hoofdstuk pleit voor modelherziening, fijnmazige monitoring, en gebiedsgericht beleid dat recht doet aan lokale omstandigheden.

Hoofdstuk 5 – Natte depositie: overschat in beleid?

In dit hoofdstuk wordt onderzocht of de natte depositie van ammoniak en NO_x in Nederland mogelijk systematisch wordt overschat. De centrale hypothese is dat een aanzienlijk deel van het regenwater verdampt voordat de stikstof daadwerkelijk wordt opgenomen in bodem of vegetatie. Met name in bosrijke gebieden en bij hogere temperaturen speelt verdamping een grote rol. Daardoor is de ecologische belasting vermoedelijk lager dan modellen als Aeries en DEPAC veronderstellen. Het hoofdstuk toont aan dat deze modellen geen rekening houden met post-depositieverdamping en dat er een asymmetrisch beeld ontstaat van stikstofstromen. Empirische studies bevestigen de complexiteit van natte depositie, met seizoensinvloeden en regionale variaties. De aanbeveling is om modellen aan te passen, het meetnetwerk uit te breiden en sterker te differentiëren naar lokale omstandigheden en seizoenspatronen.

Hoofdstuk 6 – Droge ammoniakdepositie: model versus werkelijkheid

In dit hoofdstuk wordt onderzocht in hoeverre modellen zoals DEPAC (onderdeel van Aeries/OPS) de werkelijke droge ammoniakdepositie in Nederland correct inschatten. Praktijkmetingen, onder andere uit het COTAG-netwerk van het RIVM, laten zien dat grasland veel meer stikstof opneemt dan modellen aantonen – gemiddeld 20 tot 26 kg per hectare, waarvan het grootste deel via droge depositie. Ook voor natuurgebieden en bossen blijken significante verschillen tussen metingen en modeluitkomsten, met zowel onder- als overschattingen. De analyse bevestigt dat landbouwgrond, en met name grasland, een belangrijke stikstofbuffer vormt. Het hoofdstuk pleit voor herziening van modelparameters, erkenning van grasland als stikstofsink, en een brede meetcampagne om het beleid beter op de werkelijkheid af te stemmen.

Hoofdstuk 7 – De stikstofbalans van de landbouwsector

In dit hoofdstuk wordt de stikstofkringloop binnen de Nederlandse landbouw in kaart gebracht. Aan de hand van emissiegegevens, depositiemetingen en Monte Carlo-simulaties wordt berekend hoeveel stikstof de landbouw uitstoot én weer opneemt. Daarbij blijkt dat landbouwgrond – en in het bijzonder grasland – een belangrijke stikstofsink vormt. De sector neemt gemiddeld 55% tot 63% van haar eigen stikstofemissie weer op. Ook wordt het effect van lokale concentratiepieken rondom stallen (de zogeheten *Gaussian Plume*) besproken. Dit hoofdstuk maakt inzichtelijk dat de landbouw niet alleen deel van het probleem is, maar ook actief bijdraagt aan de oplossing van het stikstofvraagstuk.

Hoofdstuk 8 – Is er een relatie tussen dieren aantallen en concentratie in de lucht?

Dit hoofdstuk onderzoekt of grote reducties in dieren aantallen — veroorzaakt door beleid of dierziekte-uitbraken — leiden tot meetbare veranderingen in ammoniakconcentraties of natte depositie. Geanalyseerd zijn de varkenspest (1997), de MKZ-crisis (2001), het fosfaatreductieplan (2017) en het lokale experiment op Schiermonnikoog (2021). Op basis van meetgegevens uit het LML- en MAN-netwerk blijkt dat deze ingrepen geen zichtbaar effect hadden op de ammoniakconcentraties. De variaties blijken vooral samen te hangen met neerslag en temperatuur. Op basis van deze inzichten wordt voorspeld dat ook recente beleidsmaatregelen zoals de Lbv- en Lbv+-regelingen niet detecteerbaar zullen zijn in de atmosferische meetnetwerken. Dit roept fundamentele vragen op over het huidige stikstofbeleid en de veronderstelde relatie tussen veestapelgrootte en ammoniakbelasting.

2 Over emissiefactoren en emissiereductiepotentie

2.1 Managementsamenvatting

In het stikstofdossier nemen melkvee, varkens en pluimvee ieder een eigen positie in, met uiteenlopende emissieprofielen, sectorstructuren en reductiemogelijkheden. Deze samenvatting geeft een geactualiseerd overzicht op basis van meetgegevens en recente beleidsontwikkelingen.

De melkveehouderij is met circa 55,5 kiloton ammoniakemissie (2021) de grootste bron van agrarische NH₃-uitstoot. Daarvan komt ongeveer 30,5 kiloton uit stallen en mestopslag, en 23,8 kiloton uit bemesting, beweiding en mestbewerking. Sinds 1990 is de emissie uit deze sector met meer dan 110 kiloton gedaald, een reductie van ruim 70%. Toch blijven verdere reducties noodzakelijk in natuurgevoelige gebieden.

Opvallend is dat recente praktijkmetingen uit stalmetingen en KringloopWijzer-bestanden aantonen dat de feitelijke stalemissie doorgaans lager ligt dan de in modellen gehanteerde RAV-emissiefactor van 13 à 14 kilogram ammoniak per dierplaats. In de praktijk ligt dit vaak tussen de 9 en 11 kilogram, met uitschieters naar 8 kilogram bij goed management. Dit impliceert dat de werkelijke stalemissies in 2024 naar schatting 6 tot 8 kiloton lager liggen dan de 30,5 kiloton die het RIVM-model NEMA voor 2021 rekende.

Beheersmaatregelen op bedrijfsniveau, zoals voeroptimalisatie, toename van weidegang, snelle mestverwijdering en stalhygiëne, kunnen een kosteneffectieve reductie van 24 tot 25 procent opleveren. De kosten hiervan variëren tussen de 35 en 75 euro per gereduceerde kilogram ammoniak. Technologische ingrepen, zoals emissiearme vloeren of mestverwerking met aanzuring, bieden tot 50 procent emissiereductie, maar tegen hogere kosten van circa 100 tot 200 euro per kilogram. De zwaarste maatregelen – zoals luchtwassers of innovatieve stalsystemen – kunnen tot 80 procent reductie bereiken, maar kosten 200 tot 300 euro per kilogram ammoniak.

Daarentegen zijn de uitkoopregelingen in verhouding zeer kostbaar. In 2023 zijn 449 melkveebedrijven en 212 vleeskalverbedrijven ingestapt in de LBV-regeling. De verwachte emissiereductie is circa 1.000 tot 1.250 ton ammoniak per jaar. De kostprijs loopt op van 600 tot zelfs 2.000 euro per kilogram gereduceerde emissie bij gedwongen uitkoop in kwetsbare zones.

De varkenssector had in 2021 een geschatte ammoniakemissie van 12 miljoen kilogram, gebaseerd op RAV-emissiefactoren voor biggen (0,25 kg), fokvarkens (2,4 kg) en vleesvarkens (1,6 kg) per dier per jaar. In 2024 is dit gedaald naar 11 miljoen kilogram, mede door een lichte afname van het aantal dieren. De vrijwillige uitstroom via de LBV-regeling zorgt voor een extra reductie van circa 240.000 kilogram, als gevolg van 1,3 miljoen minder vleesvarkens.

Uit metingen in de regio Foodvalley blijkt dat de werkelijke stalemissie lager is dan aangenomen. Zo bleek de emissie van zogenaamd “emissieloze” stallen toch nog 1,6 à 1,7 kilogram per dierplaats te zijn, maar stallen met een RAV-factor van 4 kg bleken in werkelijkheid slechts 2 kg uit te stoten. Dit roept vragen op over de nauwkeurigheid van het NEMA-model.

De sector schat dat bij uitrol van luchtwassers en warmtewisselaars op alle bedrijven een structurele reductie van 2 tot 4 kiloton haalbaar is. De bijbehorende investeringskosten liggen tussen de 750 miljoen en 1,2 miljard euro, wat neerkomt op 230 tot 460 euro per vermeden kilogram ammoniak. Ondanks deze hoge kosten is technologische innovatie noodzakelijk, mede gezien het belang van geur- en fijnstofreductie. De ontwikkeling van een sectorbreed dashboard en een monitoringssysteem naar analogie van de KringloopWijzer wordt aanbevolen om transparantie en doelgerichtheid te verhogen.

De Nederlandse pluimveesector bestond in 2024 uit 40,5 miljoen leghennen en circa 47,8 miljoen vleeskuikens. In 2021 werd de totale ammoniakemissie nog geraamd op 11,5 miljoen kilogram. Op basis van actuele dieraantallen en praktijkemissiefactoren wordt de emissie in 2024 geschat op 6,8 tot maximaal 8,6 miljoen kilogram. De trend naar traaggroeiende kuikens (BL1*) heeft geleid tot lagere stalbezetting en hogere mestproductie per dier, waardoor de emissie per kilogram vlees licht is toegenomen.

De gemiddelde emissiefactor voor reguliere vleeskuikens ligt nu op 28,5 gram per dierplaats per jaar, terwijl traag groeiende kuikens op 41,9 gram uitkomen. In totaal stoten reguliere kuikens circa 0,6 miljoen kilogram ammoniak uit, en traag groeiende kuikens circa 1,0 miljoen kilogram. Daarmee komt de totale vleeskuikenemissie op circa 1,6 miljoen kilogram.

Warmtewisselaars bieden een belangrijke reductiekans. Als alle kuikens in stallen met de best beschikbare warmtewisselaar zouden worden gehouden, kan de emissie terug naar ongeveer 1,0 miljoen kilogram per jaar. De benodigde investering bedraagt dan tussen de 45 en 75 miljoen euro, ofwel 78 tot 130 euro per kilogram gereduceerde emissie.

Voor leghennen liggen de emissiefactoren tussen de 129 en 188 gram per dier per jaar, afhankelijk van staltype en strooisellaag. De totale emissie ligt tussen de 5,2 en 7 miljoen kilogram. Als alle bedrijven zouden investeren in emissiearme stallen (bijvoorbeeld met mestbandbeluchting), is een reductie van 3,8 miljoen kilogram ammoniak mogelijk, tegen kosten van 95 tot 115 euro per kilogram.

De LBV-regeling heeft in deze sector geleid tot een uitstroom van 9,3 miljoen dieren. Dit resulteert in een geschatte reductie van 0,98 tot 1,05 miljoen kilogram ammoniak, bovenop de eerdere afname van 8% tussen 2021 en 2024. In totaal komt de emissiereductie in deze sector daarmee op ongeveer 21% in enkele jaren tijd.

De drie belangrijkste veehouderijsectoren in Nederland leveren samen een potentiële emissiereductie op van ruim 25 tot 35 miljoen kilogram ammoniak per jaar. De kosteneffectiviteit verschilt sterk per maatregel en sector. Waar managementmaatregelen in de melkveehouderij al vanaf 35 euro per kilogram effect sorteren, zijn grootschalige technische oplossingen in de varkenshouderij en pluimveesector aanzienlijk duurder, maar op termijn wel essentieel.

De grootste winst ligt in maatwerk: in bufferzones en gebiedsgericht sturen, bedrijfsgericht monitoren en sturen op bewezen technieken. Generieke uitkoop is weliswaar ogenschijnlijk effectief in volumebeperking, maar financieel zeer inefficiënt en sociaal controversieel en dus af te raden. De toekomst van het stikstofbeleid vraagt om precisie, transparantie en het benutten van sectorale kennis en innovatiekracht.

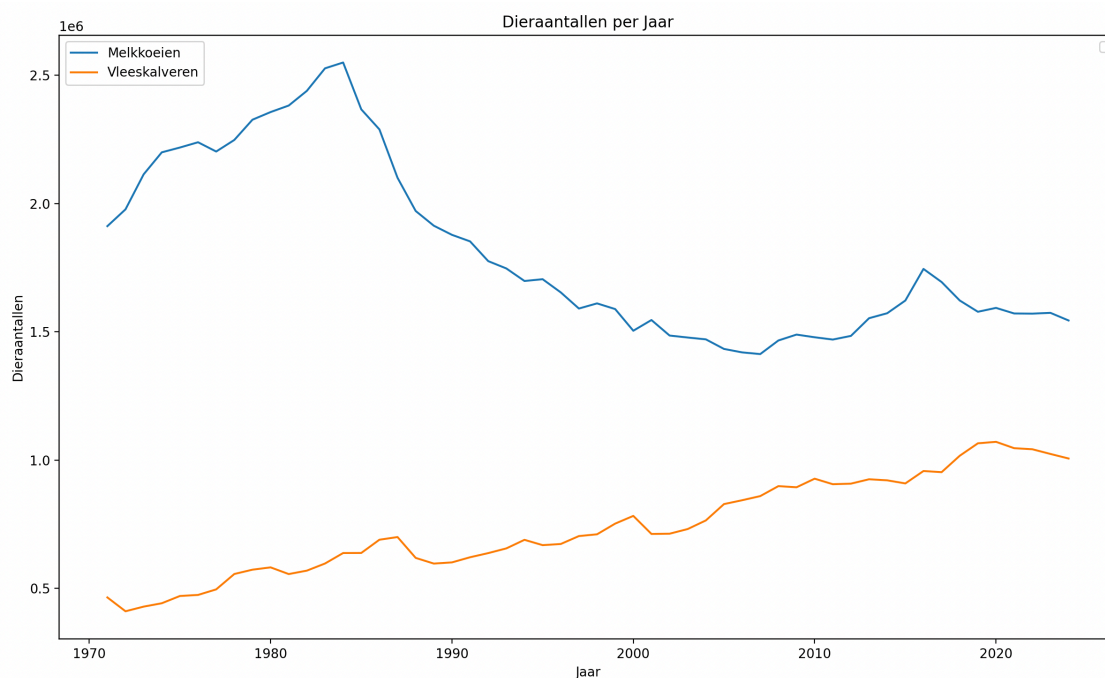
2.2 Emissie, Emissiefactoren en Melkvee

De rundveesector speelt een centrale rol in het Nederlandse stikstofdebat. Ammoniak (NH_3), een stikstofverbinding die voornamelijk vrijkomt uit dierlijke mest, draagt in wisselende mate, afhankelijk van de situering van de bron, bij aan de stikstofdepositie op natuurgebieden. Sinds de jaren '90 is de ammoniakuitstoot van de rundveehouderij fors gedaald, maar verdere (gedifferentieerde) reductie blijft noodzakelijk om aan Europese natuurdoelen te voldoen. In dit hoofdstuk wordt de omvang van de emissies beschreven, het potentieel om verder te reduceren verkend en wordt stilgestaan bij de effectiviteit en kostenefficiëntie van verschillende beleidsopties.

2.2.1 Emissies nu en in de toekomst

In 1990 bedroeg de ammoniakemissie uit de Nederlandse rundveehouderij nog circa 167 kiloton per jaar. Door technologische vooruitgang, betere regelgeving en veranderingen in mestbeleid is de uitstoot sindsdien gedaald. Voor 2021 (NEMA, 2023) werd een emissie van ongeveer 55,5 kiloton ammoniak verwacht, waarvan ongeveer 30,5 kiloton ammoniak uit stallen en mestopslag komt (gebaseerd op 13-14 kilogram per GVE), en 23,8 kiloton uit mestaanwending, beweiding en mestbewerking. Prognoses van het Planbureau voor de Leefomgeving (PBL) geven aan dat de uitstoot in 2030 kan dalen tot 46 kiloton, wat neerkomt op een reductie van ruim 70% ten opzichte van 1990.

Deze daling is o.a. te danken aan innovaties, opkoop van fostaat- en dierrechten, van afroming van fosfaatrechten, het vervallen van de derogatie, bufferzones langs watergangen en strengere regels rond mestaanwending en huisvesting. Wel is de afname van de emissies sinds 2010 minder sterk dan daarvoor. Veel makkelijk toepasbare maatregelen zijn al ingevoerd, waardoor verdere reducties complexer en kostbaarder worden. Daar waar ammoniakemissies aantoonbaar effect hebben op stikstofgevoelige natuur blijft een verdere vermindering van die emissies noodzakelijk.



Figuur 2.1: Werkelijke CBS-diertaantallen 1970 tot en met 2023.

2.2.2 Kritische reflectie: stelling van Erisman en reactie van Ronald Zom (WUR)

In zijn publieke reactie op Deel 1 van dit rapport stelt professor Jan Willem Erisman dat de daling van de ammoniakconcentraties in Nederland niet in verhouding staat tot de afname van het aantal landbouwhuisdieren. Volgens Erisman komt dit doordat de emissie per dier is toegenomen, onder andere als gevolg van:

- een hogere eiwitopname via het krachtvoer;
- genetische aanpassingen die zouden leiden tot een hogere stikstofexcretie per dier.
- Deze stelling, die centraal staat in zijn kritiek op de gepresenteerde data-analyse, wordt echter niet onderbouwd met data, rekenmodellen of literatuurverwijzingen. Zoals WUR-voeronderzoeker dr. Ronald Zom terecht opmerkt: *“Wie beweert, die bewijst of citeert.”*

Stikstofexcretie per dier: relatief stabiel

- Volgens cijfers van het CBS (“Dierlijke mest en mineralen”, 1990–2021) is de stikstofexcretie per melkkoe in de afgelopen drie decennia opvallend constant gebleven. Dit is opmerkelijk, aangezien de melkproductie per koe wel fors is gestegen, wat zou impliceren dat de voeropname eveneens is toegenomen. De verklaring hiervoor ligt in het VEM-systeem (voereenheden melk), waarin de energiebehoefte van de koe en de samenstelling van het rantsoen in balans worden gebracht. Het zogenaamde “VEM-gat” – het verschil tussen energiebehoefte en krachtvoerinput – wordt doorgaans ingevuld met graskuil, snijmaïs en weidegras, voedermiddelen die niet significant meer eiwit bevatten dan voorheen.
- Bovendien blijkt uit data van de KringloopWijzer en registraties bij de Rijksdienst voor Ondernemend Nederland (RVO) dat het gebruik van eiwitrijke voedermiddelen in de sector niet structureel is gestegen. Een recente quickscan van CLM op Schiermonnikoog toont zelfs aan dat op melkveebedrijven met een lagere dan verwachte ammoniakdepositie, de melkureumgehaltes juist zijn gedaald. Dit wijst op een betere stikstofbenutting en spreekt de veronderstelling tegen dat meer krachtvoer automatisch leidt tot hogere ammoniakemissies. Meer informatie staat op QLIP website⁴.

Genetica: verbetering van efficiëntie, geen verhoging van emissie

- Erisman’s tweede claim betreft genetische aanpassing als oorzaak van hogere emissies per dier. Ook deze stelling houdt geen stand bij nadere beschouwing. Volgens Ronald Zom en andere onderzoekers is de genetische vooruitgang – een zeer traag proces over tientallen jaren - in de melkveehouderij juist gericht op betere voerefficiëntie en verhoogde melkproductie bij gelijke of lagere stikstofinput.
- Een belangrijke ontwikkeling is de invoering van het VEM2022-systeem, waarin de energiebehoefte per kilogram melkproductie is bijgesteld van 460 naar 390 VEM. Deze herijking weerspiegelt de verbeterde genetica en het efficiëntere rantsoengebruik van moderne melkkoeien. Dit betekent concreet dat hoogproductieve dieren minder energie en stikstof per liter melk nodig hebben dan voorheen – wat eerder zou moeten leiden tot een daling dan een stijging van de stikstofexcretie per dier.
- Daarnaast vereist genetische verandering in de melkveehouderij meerdere generaties en werkt deze langzaam door in de populatie. Gezien de lange reproductiecyclus van runderen is de invloed van genetica op korte termijn klein, en bovendien beperkt door fysiologische grenzen aan stikstofopname en -uitscheiding.

⁴ <https://www.qlip.com/nl/blog/2025/03/03/celgetal-nederlandse-melk-weer-onder-200-000/>

Wetenschappelijke onderbouwing

- Recent onderzoek gepubliceerd in het *Journal of Dairy Science* ondersteunt Zom's redenering. In experimenten waarin het ruw eiwitgehalte van rantsoenen werd verlaagd van 170 naar 160 g/kg droge stof, nam de stikstoefficiëntie significant toe zonder negatieve effecten op melkproductie. Bij verlaging naar 140 g/kg trad wel een lichte productiedaling op, maar deze ging gepaard met een duidelijke vermindering van stikstofverliezen via urine en mest. Deze bevindingen ondersteunen dat voedingsstrategieën een sleutelrol kunnen spelen in het verlagen van emissies, zonder dat er sprake hoeft te zijn van hogere excreties door genetica of krachtvoergebruik.

De kritiek van Erisman op de veronderstelde stijging van emissies per dier wordt niet gestaafd door empirische gegevens. Zowel CBS-statistieken als praktijkgegevens van RVO en WUR tonen aan dat de stikstofexcretie per dier relatief stabiel is gebleven. Tegelijkertijd heeft genetische vooruitgang geleid tot betere benutting van nutriënten, niet tot hogere verliezen. In plaats van speculatie over vermeende trends zouden beleidsdiscussies en wetenschappelijke bijdragen moeten worden gebaseerd op meetbare feiten, transparante berekeningen en geverifieerde bronnen. Alleen dan ontstaat er een inhoudelijk debat dat recht doet aan de complexiteit van de stikstofproblematiek.

2.2.3 Inzichten dankzij metingen van gasvormige stikstofverliezen

De afgelopen jaren zijn inzichten over stikstofverliezen uit melkveestallen met roostervloer sterk gewijzigd. Een belangrijk keerpunt is het onderzoekswerk van H.C. de Boer van Wageningen Livestock Research (2023), waarin op basis van nauwkeurige massabalansen is vastgesteld dat de gasvormige stikstofverliezen uit de stal niet alleen uit ammoniak (NH_3) bestaan, maar voor een groter deel dan tot nu toe werd aangenomen uit stikstofgas (N_2). Dit gas is onschadelijk voor natuur en klimaat en verdwijnt simpelweg in de atmosfeer. Uit het onderzoek aan een referentiestal op Dairy Campus bleek dat het totale stikstofverlies uit de stal 16,6% van de stikstofexcretie bedroeg. Daarvan bestond slechts 6,6% uit ammoniak, 0,2% uit lachgas (N_2O) en maar liefst 9,7% uit stikstofgas (N_2) en een beetje NO_x WUR, De Boer, 2023). Dit is fors lager dan de eerder veronderstelde 8,2% ammoniakemissie en wijst erop dat de ammoniakverliezen in melkveestallen worden overschat wanneer de denitrificatie tot stikstofgas niet wordt meegerekend.

Het hogere aandeel N_2 -verlies wordt grotendeels verklaard door denitrificatieprocessen in de mestkelder, vooral bij aanwezigheid van een drijfslaag. Periodiek kort mengen van de mest zou deze vorming van stikstofgas kunnen verminderen, waarmee de bemestingswaarde van mest toeneemt. Deze nieuwe inzichten zijn inmiddels beleidsmatig verwerkt. In de Handreiking Bedrijfsspecifieke Excretie Melkvee (BEX) 2025⁵ zijn de gasvormige stikstofverliezen verhoogd, maar volledig toegeschreven aan stikstofgas (N_2). Door deze aanpassing daalt de netto stikstofexcretie op papier. Voor bedrijven die drijfmest gebruiken is de daling circa 3%; bij vaste mest is de daling groter. Naast deze herziening bevat de BEX 2025 ook updates zoals zes nieuwe voedermiddelen met bijbehorende verteringscoëfficiënten en een verbeterde weging van beweidingssystemen in de berekening van stikstofopname en emissie.

⁵ <https://www.melkvee.nl/artikel/1251295-verhoogde-gasvormige-stikstofverliezen-in-nieuwe-handreiking-bex-2025/>

Deze ontwikkelingen helpen verklaren waarom in meetnetwerken zoals in het onderzoek ‘Liefstingsbroek’ systematisch lagere ammoniakemissies worden gemeten dan modellen als AERIUS (en NEMA) voorspellen. Het is een belangrijke stap richting beter onderbouwd beleid en een betere emissie-inschatting voor melkveehouders.

2.2.4 Stalemissies zijn inderdaad lager dan aangenomen door NEMA

In Deel 1 van het vorige rapport (pagina 35) schreven we:

“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 kilogram methaan en 9,8 kilogram ammoniak per dierplaats per jaar (Schep et al., 2014). De continue metingen toonden zelfs nog iets lagere emissies: gemiddeld 153 kilogram methaan en 9 kilogram ammoniak per dierplaats per jaar.”

Inmiddels zijn aanvullend bijna honderd KringloopWijzer-bestanden (KLW) ontvangen, waarvan de eerste vijftig zijn geanalyseerd. De uitkomsten bevestigen het beeld uit de praktijkmetingen: de gemiddelde stalemissie in deze steekproef bedraagt 11 kilogram ammoniak per dierplaats per jaar, met een standaarddeviatie van 3,2 kilogram.

De kritiek van professor Erisman, waarin hij stelt dat “de emissie ook hoger zou kunnen zijn dan 13 à 14 kilogram ammoniak per dierplaats”, wordt daarmee niet bevestigd – integendeel. Niet alleen wijst voeronderzoeker Ronald Zom (WUR) op het ontbreken van onderbouwing voor deze claim, ook de metingen uit het Netwerk Praktijkbedrijven van WUR én de eerste analyses van de KLW-gegevens tonen structureel lagere emissies dan de gehanteerde RAV-waarden. Ook is er de correctie op de gasvormige stikstofverliezen, gebaseerd op het onderzoek van Herman de Boer (WUR), die – zoals eerder toegelicht – een belangrijke verklaring vormt voor de lager gemeten ammoniakemissies.

Tenslotte lezen we ook in de recente, nog niet gepubliceerde rapportage “Maatwerk met Meetwerk Liefstingsbroek – Eindrapportage 2025” twee relevante passages die de eerdere analyse bevestigen:

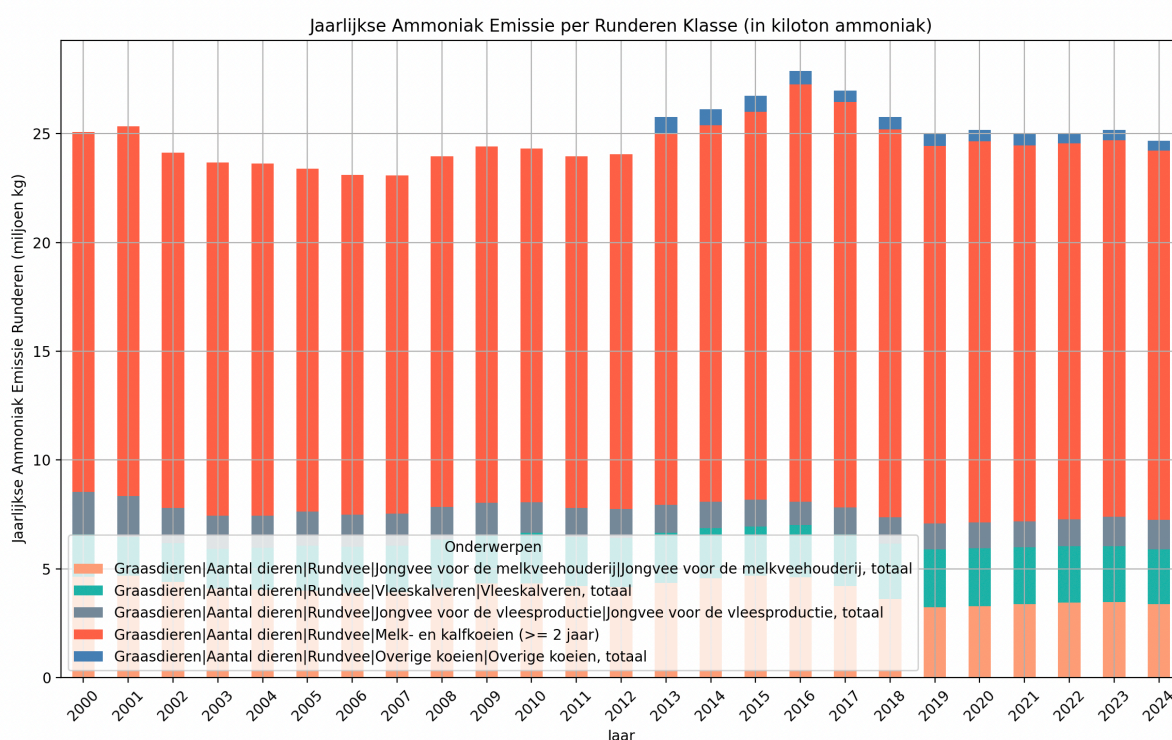
“Het verloop en niveau van de emissie van ammoniak zijn passend voor wat bij deze locatie verwacht kan worden. Het gaat hier om een ligboxenstal met een betonnen roostervloer die valt onder de omgevingsregeling in de categorie ‘overige huisvestingssystemen’ (HA1.100), met een bijbehorende emissiefactor van 13 kg NH₃ per dierplaats per jaar. Het gemiddelde ventilatiedebiet is met 576 m³ lucht per uur per dier voor natuurlijk geventileerde stallen laag. Dat resulteert ook in relatief hoge concentraties van ammoniak en methaan in de stal. De gemiddelde ammoniakemissie van 10,5 kg per dierplaats per jaar is onder andere daardoor beduidend lager dan de gehanteerde emissiefactor.”

En verder:

“Het verloop en niveau van de emissie van ammoniak zijn passend voor wat bij deze locatie verwacht kan worden. De stal is uitgerust met een vloertype dat de ammoniakemissie reduceert en in de omgevingsregeling is opgenomen met een emissiefactor van 8,0 kg NH₃ per dierplaats per jaar. Gezien de twijfels die gerezen zijn over de effectiviteit van emissiereducerende vloeren in de melkveehouderij, is de gemiddeld behaalde ammoniakemissie van 8,5 kg per dierplaats per jaar een goede prestatie.”

Beide citaten ondersteunen de constatering dat de in het NEMA-model gehanteerde stalemissies en mestopslag structureel aan de hoge kant zijn ingeschat, ook wanneer gebruik wordt gemaakt van de officiële stalclassificaties zoals in de omgevingsregeling vastgelegd. In beide gevallen liggen de gemeten stalemissies duidelijk onder de bijbehorende standaardwaarden, wat opnieuw de noodzaak onderstreept om in beleids- en rekenmodellen meer gebruik te maken van actuele praktijkgegevens in plaats van verouderde aannames.

De conclusie uit Deel 1, namelijk dat het NEMA-model (NEMA 2023) de stalemissies met 15 tot 20% overschat, blijft dan ook overeind. Voor het jaar 2021 rekt NEMA met een totale stalemissie van 30,5 kiloton ammoniak. Op basis van de praktijkcijfers ligt dit echter realistischer op tussen de 24 en 26 kiloton ammoniak – een verschil van 4 tot 6 kiloton.



Figuur 2.2: Geschatte stal-emissies op basis van de praktijkemissie factoren uit dit rapport. Werkelijke CBS-diertaantallen zijn gebruikt. Afwijking voor 2021 (NEMA, 2023) komt onder andere door de lagere emissiefactor voor melkvee.

Daarbij komt dat het aantal runderen sinds 2021 licht is afgenomen en dat de LBV- en LBV+-regelingen inmiddels hebben geleid tot een geschatte reductie van circa 1,0 tot 1,3 kiloton ammoniak per jaar. Rekening houdend met deze recente ontwikkelingen, kunnen we concluderen dat de werkelijke stalemissies in 2024 minimaal 6 tot 8 kiloton lager liggen dan de door NEMA geraamde emissie voor 2021. Pakken we 2018 of 2019 als referentiejaar dan zijn de werkelijke reducties nog lager.

2.2.5 Er is ook ruimte voor verdere reductie

Uit onderzoek blijkt dat de werkelijke emissie per melkkoe vaak lager ligt dan het gehanteerde gemiddelde van 13 kg NH₃ per dier per jaar in officiële (NEMA) cijfers. In de praktijk is 10 à 11 kg haalbaar, en met goed management zelfs 8 à 10 kg of nog lager. Dit biedt perspectief voor verdere verlaging van de totale emissie.

De goedkoopste reductiemaatregelen liggen op het vlak van bedrijfsmanagement: optimalisatie van het voer, verhoging van weidegang, betere stalhygiëne en snelle mestverwijdering kunnen samen al een reductie van ongeveer 24% opleveren, tegen relatief lage kosten (€35–75 per kg NH₃). Betaalbare technologische aanpassingen, zoals aangepaste stalvloeren of eenvoudige chemische mestbehandeling, kunnen tot 50% reductie realiseren, met kosten tussen €100 en €200 per kilogram gereduceerde emissie.

Een belangrijke, maar vaak over het hoofd geziene maatregel om ammoniakemissie te reduceren is het bijmengen van water of aanzuren bij het aanwenden van mest. Deze techniek leidt tot een aanzienlijke verlaging van de emissie, vooral bij drijfmest. In veel stikstofgevoelige Natura 2000-gebieden op droge zandgronden is deze methode echter lastig toe te passen, omdat het daar ontbreekt aan voldoende oppervlaktewater in de directe omgeving van de percelen.

Een veelbelovende oplossing is het aanleggen van poelen of vennetjes van circa 1,5 hectare, die zich gedurende herfst en winter vullen met hemelwater. Zo is er in het voorjaar voldoende water beschikbaar om mest effectief verdund aan te wenden. Deze maatregel is relatief goedkoop, breed toepasbaar en ecologisch positief, omdat het ook kan bijdragen aan de versterking van het landschap en de biodiversiteit.

Meer geavanceerde oplossingen – zoals luchtwassers, emissiearme stalsystemen en innovatieve mestverwerking – bieden nog grotere reducties (70–80%), maar zijn kapitaalintensief en minder breed toepasbaar. De kosten lopen dan op tot €200–300 per kg NH₃.

Daartegenover staan de uitkoopregelingen, zoals de landelijke LBV-regeling, die verhoudingsgewijs veel duurder zijn. In 2023 zijn er 449 melkveebedrijven en 212 vleeskalverbedrijven toegelaten tot deze regeling. Hierdoor verdwijnen naar verwachting 69.000 melkkoeien en 115.000 vleeskalveren. Dit levert een geschatte emissiereductie op van circa 1.000 tot 1.250 ton ammoniak per jaar. De kosten per gereduceerde kilogram liggen echter aanzienlijk hoger: tussen de €600 en €900 per kg NH₃. Gedwongen uitkoop in kwetsbare gebieden is nóg duurder (€1000–2000/kg) en veroorzaakt vaak ook sociale en economische schade.

Maatregel	Reductiepotentieel (indicatief)	Kostprijs (€ per kg NH ₃)
Management & voeroptimalisatie	24–25%	€35–75
Betalbare technologische innovaties	50%	€100–200
Kapitaalintensieve innovaties	70–80%	€200–300
Vrijwillige uitkoop	5–10% (gebiedsafhankelijk)	€600–900
Gedwongen uitkoop	afhankelijk van locatie	€1000–2000

2.2.6 Beleidsopties en maatregelsporen

Om de ammoniakuitstoot verder te verlagen, zijn verschillende sporen denkbaar die elkaar aanvullen:

- **Generiek beleid**, zoals het generiek opkopen van bedrijven of het generiek korten van productierechten (al zijn deze opties veel te duur en niet kosteneffectief). Een zeer beperkte vorm van generiek beleid zou eventueel als vorm van sector-solidariteit ingezet kunnen worden via het managementspoor. Een stringent generiek emissiereductiebeleid is niet de juiste weg.
- **Gebiedsgericht beleid**, waarbij de focus ligt op regio's met hoge milieudruk (ammoniakconcentratie in de lucht). Maatregelen kunnen variëren van emissiebeperking binnen 250 à 500 meter van stikstofgevoelige habitats in Natura 2000-gebieden (4 kton reductie) met gebruikmaking van het trappetje van Remkes en het stimuleren van innovatie en managementmaatregelen buiten die 250 à 500 meter.
- **Bedrijfsgerichte aanpak**, via een convenantachtige aanpak op gebiedsniveau met maatwerk bij individuele vergunningverlening (toepassing best beschikbare technieken). Afhankelijk van het reductiepercentage (25–65%) kan hiermee 15 tot 38 kton emissie worden bespaard.

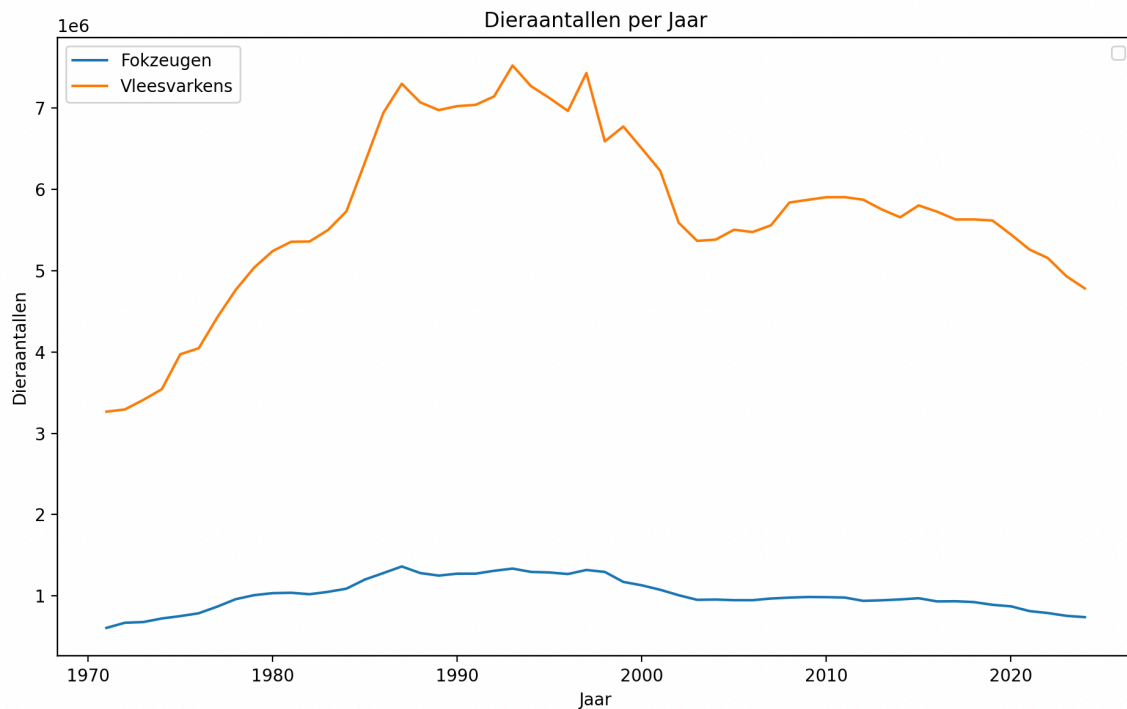
Effect maatregelsporen t.o.v. 2018/2019	Emissie (kton)	Reductie emissie (kton)
Huidige ammoniakemissie totaal (2019)	114	
Huidige ammoniakemissie rundvee (2019)	56	
Bedrijfsgericht: doelsturing met 25% reductie		15
Bedrijfsgericht: doelsturing met 65% generieke emissiereductie ¹		38
Gebiedsgericht: geen uitstoot in 500m rondom Natura-2000 ²		4
Gebiedsgericht: melkveehouderij biologisch		6
Generiek: reductie in 2024 t.o.v. 2019		2
Generiek: krimp door stoppers ⁶		9
Generiek: afschaffen derogatie ⁴		5

Tabel 2.1: Indicatieve effectinschatting van maatregelsporen op de emissie van ammoniak, vergeleken met verschillende opgavereducties, met korte bronvermelding van onderliggende studies voor Rundvee. Referentie jaar 2018/2019 is gekozen (58,8 kiloton ammoniak totaal) Bron: NEMA inclusief correcties en CLM Rapport 1235 (2025)

2.3 Emissie, Emissiefactoren en Varkenshouderij

2.3.1 Ammoniakemissie uit de varkenshouderij

In Figuur 2.3 zijn de aantallen varkens in Nederland weergegeven volgens de CBS-cijfers tot en met 2024. De meest recente NEMA-rapportage van Wageningen UR (NEMA 2023) is gebaseerd op dieraantallen uit 2021. Voor dat jaar werd de totale ammoniakemissie uit de varkenshouderij (inclusief stallen en mestopslag) geschat op 12 miljoen kilogram NH_3 .



Figuur 2.3: Werkelijke CBS-diertellingen 1970 tot en met 2023.

Deze inschatting is te reconstrueren met behulp van de gehanteerde RAV-emissiefactoren:

- **Biggen (K9):** 0,25 kg NH_3 per dier per jaar
- **Fokvarkens (K10):** 2,4 kg NH_3 per dier per jaar
- **Vleesvarkens (K11):** 1,6 kg NH_3 per dier per jaar

Wanneer we dezelfde emissiefactoren toepassen op de dieraantallen van eind 2024, komt de geschatte emissie uit op ongeveer 11 miljoen kilogram NH_3 , wat neerkomt op een reductie van circa 8,3% ten opzichte van 2021.

Tot de peildatum van 14 februari 2025 zijn er 1.587 aanvragen ingediend voor de LBV- en LBV+-regelingen. Daarvan betreffen 574 aanvragen de varkenshouderij, goed voor een reductie van ongeveer 1,3 miljoen vleesvarkens⁶. Gezien een totaal aantal vleesvarkens van circa 40 miljoen in 2024, betekent dit een extra verwachte emissiereductie van ongeveer 3,3%, ofwel circa 240.000 kilogram NH_3 .

⁶ <https://www.mestverwaarding.nl/kenniscentrum/4844/varkensstapel-kan-door-lbv-en-lbv-plus-met-13-miljoen-dieren-inkrimpen>

De totale ammoniakreductie in de varkenshouderij in de periode 2021–2024 wordt daarmee geschat op ongeveer 1,2 miljoen kilogram NH_3 . Deze analyse gaat uit van de veronderstelling dat de RAV-emissiefactoren overeenkomen met de praktijk. Tot nu toe is binnen dit project nog geen diepgaande emissieanalyse – met uitzondering van een project van de WUR uit 2022 - voor de varkenshouderij uitgevoerd en worden in Brabant meerdere bedrijven bemeten op dit moment. Wel zijn er recente meetgegevens beschikbaar uit het Regio Foodvalley-project, waarin acht varkenshouders hebben deelgenomen. In het (informeel gedeelde) eindrapport van januari 2025 zijn de volgende resultaten vermeld:

- Stallen die als “emissieloos” zijn gecategoriseerd, lieten een gemeten emissie zien van 1,6–1,7 kg NH_3 per dierplaats per jaar.
- Vier stallen met een RAV-code van 4 kg NH_3 bleken gemiddeld 2 kg per dierplaats per jaar uit te stoten, dus 50% lager dan de toegeschreven factor.
- Twee stallen met een RAV-code van 4,5 kg lieten een gemiddelde uitstoot zien van 3,5 kg, oftewel 23% lager dan de RAV-waarde.

Deze resultaten roepen de vraag op of de emissiefactoren in het NEMA-model ook voor de varkenshouderij systematisch overschat zijn. In samenwerking met de POV (Producenten Organisatie Varkenshouderij) zou nader onderzoek moeten worden gedaan naar:

- a) de werkelijke verdeling van staltypes over de circa 3.070 varkensbedrijven in Nederland
- b) de afwijkingen tussen gemeten emissies en de gehanteerde RAV-emissiefactoren binnen het NEMA-model.

Daarnaast mist de koppeling met verwerking en aanwending (dus van stal tot akker). Als ondernemers gaan verwerken (of vergisten en verwerken) heeft dat invloed op de verblijftijd in de kelder en daardoor wellicht effect op de emissiefactoren.

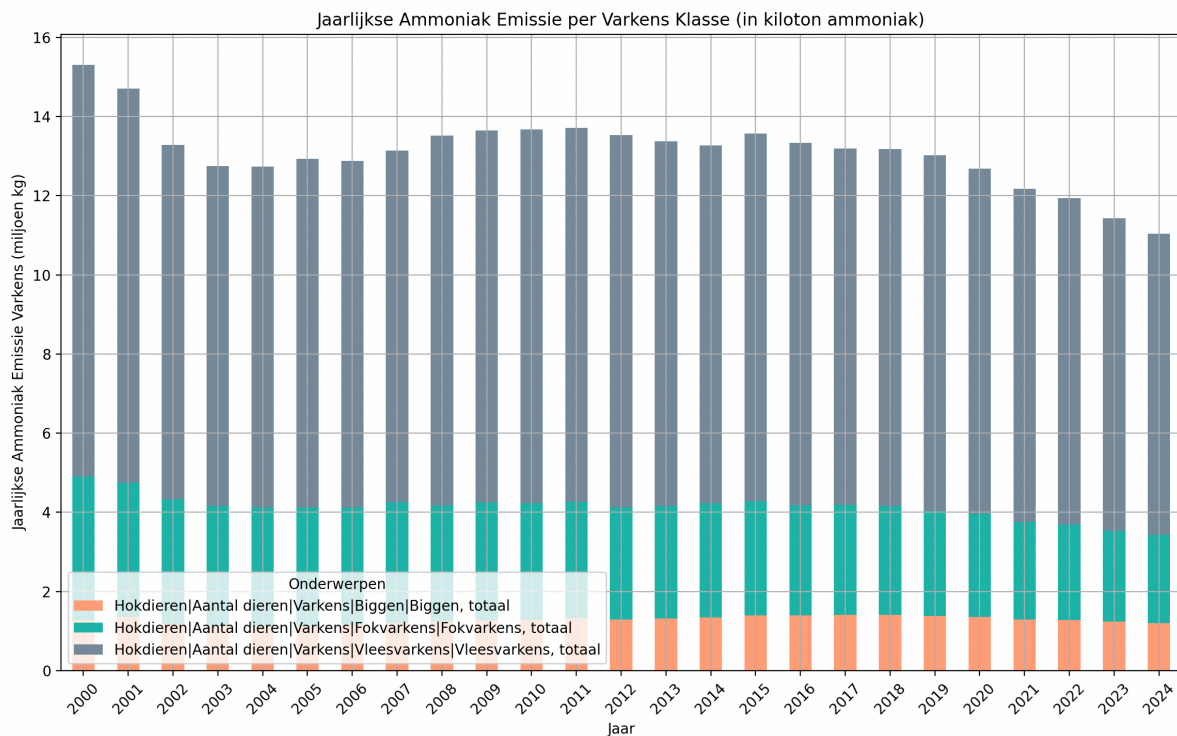
2.3.2 Toekomstig reductiepotentieel en kosteninschatting

Het reductiepotentieel van de sector is nog niet uitgebreid gekwantificeerd. Wel kan op basis van eerste inschattingen worden gesteld dat een landelijke uitrol van goed functionerende combinaties van luchtwassers en warmtewisselaars een structurele emissiereductie van 2 tot 4 kiloton NH_3 zou kunnen opleveren in de periode 2025–2035.

Een eerste inschatting vanuit de sector is dat 60% van de biggen al onder een luchtwasser zit en 68% van de varkens. Inzet van de brancheorganisatie is om meer brongerichte stalsystemen te ontwikkelen en implementeren. End-of-pipe blijft echter nodig i.v.m. fijnstof en geur. Meer onderzoek naar het gebruik van technologie is nodig voor de varkenshouderij.

De investeringskosten voor deze transitie worden voorlopig ruw ingeschat op €750 miljoen tot €1,2 miljard voor de hele sector. Dat komt neer op een kostenrange van €230 tot €460 per bespaarde kilogram ammoniak, waarmee de maatregel qua kosteneffectiviteit vergelijkbaar is met kapitaalintensieve innovaties in andere sectoren. Deze schatting is gebaseerd op kosten van systemen uit Melkveehouderij en Pluimvee en dient nader onderzocht te worden.

Tot slot bevelen wij aan dat de varkenshouderij op korte termijn werkt aan de ontwikkeling van een sectorbreed dashboard, waarmee de totale ammoniakemissies van de sector real-time inzichtelijk kunnen worden gemaakt. Daarnaast is het verstandig om, naar analogie van de KringloopWijzer in de melkveehouderij, ook voor de varkenshouderij een vergelijkbaar bedrijfsmonitoringssysteem te ontwikkelen. Dit zou het mogelijk maken om prestaties op bedrijfs- en sectorniveau beter te volgen en gericht te sturen op verdere emissiereductie in de toekomst. Vanuit Holland Varken is al veel mestdata bekend (N/P gehaltenes), en vanuit COVIVA wordt gewerkt aan KPI's.



Figuur 2.4: Geschatte stal-emissies varkenshouderij op basis van de praktijkemissie factoren uit dit rapport. Werkelijke CBS-diertaantallen zijn gebruikt. Afwijking van de totale sector emissies t.o.v. het jaar 2021 conform NEMA-rapportage 2023 is niet nader in detail onderzocht.

2.4 Emissie, Emissiefactoren en Pluimvee

2.4.1 De Stand van de Nederlandse Vleeskuikensector in 2025

De Nederlandse vleeskuikensector is een belangrijke speler binnen de pluimveevleesproductie, die naast vleeskuikens (kippen) ook eenden en kalkoenen omvat. Vleeskuikens vormen veruit de grootste deelsector, met 610 actieve bedrijven in 2023, terwijl er daarnaast nog 40 bedrijven actief waren in de eendenhouderij en 5-10 in de kalkoenhouderij. De totale toegevoegde waarde van het Nederlandse vleespluimveecomplex, inclusief de primaire sector, verwerking, toelevering en distributie, bedroeg in 2022 1,63 miljard euro. Dit complex biedt werkgelegenheid aan ongeveer 11.600 personen (arbeidsjaren).

De vleeskuikenproductieketen bestaat uit verschillende gespecialiseerde schakels, van vermeerderingsbedrijven en broederijen tot vleeskuikenhouders en slachterijen. In Nederland worden vleeskuikens in 14 slachterijen verwerkt, met een totale productie van 895.000 ton geslacht gewicht. Een deel van de aanvoer van deze slachterijen betreft import uit Duitsland en in mindere mate België.

De vleeskuikensector in Nederland heeft de afgelopen jaren belangrijke ontwikkelingen doorgemaakt. De focus op diervriendelijkere houderijsystemen, veranderingen in consumentenvoorkeuren en strengere regelgeving hebben geleid tot een verschuiving in de productiemethoden en aantallen vleeskuikens. Op basis van gegevens uit de slachterijen en schattingen van de productiecapaciteit kan een inschatting worden gemaakt van het totale aantal vleeskuikens dat in Nederland wordt geslacht. De drie grootste slachterijen, die gezamenlijk het merendeel van de Nederlandse vleeskuikens verwerken, zijn:

- Storteboom: slacht ongeveer 1 miljoen vleeskuikens per week, wat neerkomt op circa 52 miljoen per jaar (17,8% van het totaal).
- Plukon: verwerkt wekelijks 1,2 miljoen vleeskuikens, wat neerkomt op 62,4 miljoen per jaar (21,3% van het totaal).
- Esbro: slacht wekelijks 0,7 miljoen vleeskuikens, oftewel 36,4 miljoen per jaar (12,4% van het totaal).

Samen zijn deze drie slachterijen verantwoordelijk voor de verwerking van ongeveer 150,8 miljoen vleeskuikens per jaar, wat neerkomt op 51,7% van het totale aantal geslachte vleeskuikens in Nederland. Sinds 2007 is de Nederlandse vleeskuikenhouderij in toenemende mate overgeschakeld naar langzamer groeiende vleeskuikens. Dit begon met de introductie van het *Beter Leven keurmerk 1 ster (BL1)*, waarbij strengere eisen gelden voor de houderijomstandigheden:

- In 2013 werd de Kip van Morgen geïntroduceerd, een concept met een langzamer groeiend kuiken dat minder vergaand was dan BL1*.
- Tussen 2014 en 2017 schakelden alle Nederlandse supermarkten over op Kip van Morgen-concepten, elk met hun eigen merknaam.
- Vanaf 2024 verkopen Nederlandse supermarkten uitsluitend vers pluimveevlees dat voldoet aan de BL1*-eisen.

Deze overstap heeft geleid tot een grote verandering in de sector. In 2015 was het aandeel langzaam groeiende rassen slechts 10%, maar dit steeg snel naar 30% in 2018, 42% in 2023 en begin 2024 naar 50%. Uit cijfers van AVINED blijkt dat in 2023 ongeveer 292 miljoen vleeskuikens werden geslacht. In 2024 bestond 50% hiervan uit langzaam groeiende vleeskuikens, wat neerkomt op *146 miljoen geslachte BL1-kuikens*. Deze schatting sluit goed aan bij de berekening op basis van slachtgegevens, waarbij wordt aangenomen dat jaarlijks *150,8 miljoen vleeskuikens onder BL1 vallen*. Gezien de cyclus van vleeskuikenproductie (met een rotatieperiode van 5,77 weken), betekent dit dat er op elk moment in Nederland 26,3 miljoen scharrelvleeskuikens aanwezig zijn.

Volgens de meest recente CBS-raming (2024) worden in Nederland momenteel ongeveer 40,06 miljoen vleeskuikens gehouden. Dit is aanzienlijk lager dan het totaal aantal vergunde dierplaatsen, dat naar schatting 55 miljoen bedraagt. De reden hiervoor is dat niet alle vergunde capaciteit daadwerkelijk benut wordt, mede door marktontwikkelingen en de verschuiving naar andere houderijsystemen. Tussen de vergunningen en realisatie zit ook ruimte vanwege leegstand ten tijde van uitmesten, reinigen en ontsmetting; dit kan variëren tussen een dag tot een week. Wanneer we het totale aantal vleeskuikens uitsplitsen:

- 26,3 miljoen vleeskuikens vallen onder het BL1*-keurmerk (65,7% van het totaal).
- 13,7 miljoen vleeskuikens worden nog gehouden volgens reguliere systemen (34,3% van het totaal). Er zitten ook nog BL1* kuikens in reguliere stallen i.v.m. ontheffing en met instemming van de dierenbescherming.

Deze verdeling bevestigt de trend dat het aandeel reguliere vleeskuikens in Nederland de afgelopen jaren sterk is afgenomen, terwijl het aandeel scharrelvleeskuikens (zo worden de BL* kuikens ook wel genoemd) is toegenomen. Aantal Actieve Vleeskuikenbedrijven: In 2023 waren er in Nederland nog 610 bedrijven actief in de vleeskuikensector. Dit is een afname van ongeveer 40 bedrijven ten opzichte van enkele jaren geleden. Deze daling wordt vooral veroorzaakt door:

1. De omschakeling naar BL1*-concepten, waardoor vleeskuikenhouders minder dieren per stal kunnen houden.
2. Het feit dat nieuwe stallen nauwelijks worden bijgebouwd, terwijl bestaande bedrijven hun productiecapaciteit niet volledig benutten.
3. Striktere regelgeving en marktdruk die kleinere bedrijven dwingt om te stoppen of te fuseren met grotere bedrijven.

De overstap naar BL1*-productie heeft grote gevolgen voor de vleeskuikenhouderij.

- Lagere bezettingsdichtheid: in een reguliere stal worden 20 tot 22 kuikens per m² gehouden, terwijl dit bij BL1* slechts 10 tot 12 kuikens per m² is.
- Langere groeiperiode: reguliere vleeskuikens worden in 6 weken geslacht, terwijl BL1*-kuikens een minimumleeftijd van 8 weken hebben.
- Minder dierplaatsen per bedrijf: een vleeskuikenbedrijf met 90.000 reguliere kuikens kan in BL1* slechts 45.000 kuikens in dezelfde stallen houden.
- Voor BL1*-kuikens verplichte toegang tot een overdekte buitenloop

Doordat er geen nieuwe stallen bij worden gebouwd en de bezetting per stal afneemt, is het totale aantal vleeskuikens in Nederland sinds 2019 gestaag gedaald van 384 (tot 408) miljoen in 2015 naar 292 miljoen in 2023. De vleeskuikensector in Nederland heeft de afgelopen jaren een ingrijpende transitie ondergaan, waarbij de focus is verschoven naar diervriendelijkere houderijsystemen.

Deze trends tonen aan dat de Nederlandse vleeskuikenhouderij zich steeds verder conformeert aan strengere houderij-eisen en veranderende marktvraag. De toekomst van de sector zal afhangen van de balans tussen diervriendelijkheid, economische haalbaarheid en marktontwikkelingen.

2.4.2 Effect van traag groeiende vleeskuikens op emissiefactoren

De Nederlandse vleeskuikenhouderij heeft de afgelopen jaren een duidelijke omschakeling doorgemaakt naar traag groeiende vleeskuikens, zoals vereist voor het Beter Leven keurmerk 1 ster (BL1*). In 2024 werd al 53% van de vleeskuikens als traag groeiend gehouden. Een belangrijk gevolg van deze omschakeling is een lagere stalbezetting, wat het emitterend vloeroppervlak per dier vergroot. Waar in reguliere stalsystemen vroeger 20 tot 24 kuikens per m² werden gehouden, ligt dat bij traag groeiende kuikens op slechts 10 tot 12 kuikens per m².

Een belangrijk aandachtspunt binnen de discussie over traag groeiende vleeskuikens is de lagere voerefficiëntie ten opzichte van reguliere kuikens. Traag groeiende kuikens hebben over het algemeen een slechtere voerconversie (VC), wat betekent dat ze meer voer nodig hebben om één kilogram groei te realiseren. Hierdoor neemt niet alleen het voerverbruik toe, maar ontstaat er ook meer mest per dier, wat direct bijdraagt aan hogere ammoniakemissies per geproduceerde kilogram vlees.

Bij reguliere vleeskuikens ligt de voerconversie momenteel rond de 1,5, wat inhoudt dat 1,5 kg voer nodig is voor 1 kg groei. Bij traag groeiende kuikens die voldoen aan het Beter Leven keurmerk (BLK 1 ster) lag de VC enkele jaren geleden nog boven de 2,0, maar dankzij genetische selectie en verbeterde voersamenstellingen is deze waarde inmiddels gedaald tot onder de 2,0. Hoewel dit een positieve ontwikkeling is, blijft het verschil met reguliere kuikens aanzienlijk.

De lagere voerbenutting bij traag groeiende dieren betekent ook een hogere stikstofinput via het voer, die vervolgens deels via de mest wordt uitgescheiden. Hoewel exacte emissieverschillen per kilogram vlees afhankelijk zijn van management en huisvesting, geldt in algemene zin dat een lagere voerefficiëntie leidt tot hogere stikstofverliezen per dier. De ammoniakemissie per kilogram vlees is dus potentieel hoger bij traag groeiende kuikens, tenzij hier compenserende maatregelen worden genomen (zoals emissiearme stallen of aangepaste voerstrategieën). In het voerspoor is – aldus praktijkexperts – niet veel meer mogelijk aangezien het voer al dermate is gebalanceerd dat een verdere verlaging van eiwit (stikstof) tot gezondheidsproblemen zal leiden.

Daarmee ontstaat een spanningsveld tussen dierenwelzijn en milieudoelen: traag groeiend scoort beter op welzijn, maar stelt hogere eisen aan emissiebeperkende technieken om gelijke of lagere stikstofuitstoot te realiseren in vergelijking met reguliere houderijsystemen. In de komende jaren zal verdere genetische verbetering waarschijnlijk bijdragen aan een verdere verbetering van de voerconversie bij traag groeiende lijnen. Dit zou kunnen helpen om het verschil in milieubelasting tussen reguliere en traag groeiende kuikens te verkleinen. Dit traject van voerconversie verbetering via genetica heeft in de reguliere sector meer dan dertig jaar geduurd.

Eerste praktijkmetingen wijzen uit dat de emissiefactoren van traag groeiende kuikens in traditionele stallen zelfs hoger kunnen uitvallen dan bij reguliere kuikens, namelijk tussen de 50 en 70 gram per kuiken per jaar.

2.4.3 Schattingen emissiefactoren voor traag groeiende kuikens

Indien traag groeiende kuikens worden gehouden in een stal met een warmtewisselaar dan wordt een aanzienlijke emissiereductie verwacht. Op basis van de beschikbare kennis wordt de emissiefactor in zo'n situatie geschat op 25 tot 35 gram per kuiken – een potentiële reductie van 50 à 60% ten opzichte van de RAV-norm van 68 gram.

Voor een stal met een Wesselman-systeem wordt de emissiefactor bij traag groeiende kuikens geschat op circa 53 gram per kuiken. Ook hier is sprake van een relevante verlaging ten opzichte van traditionele systemen, maar de reductie is kleiner dan bij een warmtewisselaar.

Er zijn echter ook innovaties die nog niet op de RAV lijst staan. Een voorbeeld hiervan is de ammoniakfilter van De Boer Special Machines met vrijwel 100% reductie⁷, en de technologie van Sunbro⁸ met 90% reductie in potentie.

2.4.4 Samenvattende emissiefactoren volgens praktijk en internationale kennis

Op basis van de best beschikbare literatuur, praktijkonderzoek en contacten met internationale kennisinstellingen kan de volgende overzichtstabel worden opgesteld:

Tabel 2.2: Overzicht van de verschillende emissiefactor voor Pluimveehouderij.

Stalsysteem	Kuikentype	Emissiefactor (g NH ₃ /dierplaats/jaar)
Traditioneel (RAV)	Regulier	68
Traditioneel (praktijkwaarde)	Regulier	30 – 50
UK-richtlijn	Regulier	34
Duitsland (TA-Luft)	Regulier	35 – 48
Warmtewisselaar (praktijk)	Regulier	18 – 23,8
Warmtewisselaar (geschat)	Traag groeiend	25 – 35
Wesselman-systeem (geschat)	Traag groeiend	ca. 53
Traditioneel (gemeten)	Traag groeiend	50 – 70

2.4.5 Gemiddelde Emissies en Reductiepotentieel NL Vleeskuikenhouderij

Op basis van de huidige verdeling van stalsystemen in Nederland – 10% traditionele stallen, 45% stallen met een Wesselman-systeem, en 45% stallen uitgerust met een warmtewisselaar – kunnen we een gewogen gemiddelde emissiefactor berekenen voor zowel reguliere als traag groeiende vleeskuikens. Dit gebeurt via een eenvoudige mengregel.

- Voor reguliere vleeskuikens komt de gemiddelde emissiefactor uit op 28,5 gram ammoniak per dierplaats per jaar.

⁷ <https://www.stal-en-akker.nl/artikel/407662-pluimveehouder-en-ingenieurs-proberen-in-haghorst-politiek-warm-te-krijgen-voor-ammoniakfilter/>

⁸ <https://www.sunbro.nl/nl/>

- Voor traag groeiende kuikens ligt deze gemiddelde waarde op 41,9 gram per dierplaats per jaar.

Als we daarnaast uitgaan van het aantal productierondes per jaar – 7,44 rondes voor reguliere kuikens en 5,77 rondes voor traag groeiende kuikens – kunnen we het totaal aantal opgehokte dieren in 2024 schatten op:

- 20,9 miljoen reguliere kuikens
- 23,7 miljoen traag groeiende kuikens

Door deze aantallen te vermenigvuldigen met de respectieve gemiddelde emissiefactoren, komen we uit op:

- 0,6 miljoen kilogram ammoniak emissie uit reguliere kuikens
- 1,0 miljoen kilogram ammoniak uit traag groeiende kuikens

De totale ammoniakemissie vanuit de vleeskuikenhouderij in 2024 wordt daarmee geschat op circa 1,6 miljoen kilogram.

2.4.6 Reductiepotentieel bij toepassing van moderne emissietechniek

Stel dat alle vleeskuikens in Nederland zouden worden gehouden in stallen met de best beschikbare techniek – namelijk een moderne warmtewisselaar – dan zouden we kunnen uitgaan van de laagste praktijkwaarden:

- 20 gram emissie per regulier kuiken (0,020 kg)
- 25 gram emissie per traag groeiend kuiken (0,025 kg)

Toegepast op de huidige dierenaantallen in 2024 zou de totale emissie dan uitkomen op ongeveer 1,0 miljoen kilogram ammoniak. Dit betekent een potentieel reductie-effect van 0,6 miljoen kilogram ammoniak per jaar.

Deze reductie kan gerealiseerd worden als naar schatting 300 vleeskuikenbedrijven worden omgebouwd of uitgerust met de meest moderne warmtewisselaar. De benodigde investering per bedrijf wordt geraamd op €150.000 tot €250.000 of ongeveer € 3 tot € 4 euro per vleeskuiken, afhankelijk van de stalomvang en technische specificaties. Daarmee komt de totale investering voor de sector uit op €45 tot €75 miljoen, oftewel circa €78 tot €130 per jaarlijks vermeden kilogram ammoniakemissie.

2.4.7 NH₃-emissies en reductie-effect bij leghennen

In onderstaande tabel zijn de gemeten ammoniakemissies (NH₃) en de bijbehorende emissiereducties weergegeven. De meetgegevens vertoonden geen uitbijters, wat wijst op een betrouwbare en consistente dataset. Deze meetgegevens komen uit *“Effect van strooiselverwijdering bij leghennen in volièrehuisvesting op de emissie van ammoniak, geur, broeikasgassen en fijnstof”* (Mosquera, 2016)

Opvallend was de meting op locatie 2, meting 1, waar sprake was van een aanzienlijk hogere ventilatie bij toepassing van een dunne strooisellaag. Ondanks deze verhoogde ventilatie is er géén sprake geweest van een extreem hoge NH₃-emissie in vergelijking met metingen bij een dikkere strooisellaag op dezelfde locatie.

Wanneer alle metingen worden samengenomen, resulteert dit in de volgende gecorrigeerde gemiddelde emissiewaarden per geplaatst dier (inclusief een correctie van 4% voor leegstand):

- Bij een dikke strooisellaag: 188 ± 65 gram NH₃ per jaar per dier
- Bij een dunne strooisellaag: 147 ± 65 gram NH₃ per jaar per dier
- Over alle metingen gecombineerd: 174 ± 69 gram NH₃ per jaar per dier

Ter vergelijking: in het onderzoek van Winkel et al. (2011) werd een gemiddelde emissie gerapporteerd van 129 ± 80 gram NH₃ per jaar per dier (eveneens gecorrigeerd voor 4% leegstand), gemeten bij vier bedrijven met leghennen in volièrehuisvesting. Die metingen waren gebaseerd op 22 meetmomenten verspreid over het hele jaar.

De in de RAV (Regeling Ammoniak en Veehouderij) opgenomen emissiefactoren voor volièrehuisvesting met mestbanden en waarvan een aantal met mestbeluchting liggen nog lager, namelijk in de bandbreedte van 25 tot 90 gram NH₃ per dier per jaar.

De metingen laten zien dat de gemiddelde ammoniakemissies (NH₃) in stallen met leghennen in volières tot driekeer hoger zijn dan eerder is vastgesteld in onderzoeken naar volièrehuisvesting die gebruikt zijn voor de RAV vermeldingen. Ze liggen ook hoger dan de emissiewaarden die momenteel worden gehanteerd in de Regeling Ammoniak en Veehouderij (RAV).

Een factor die duidelijk invloed uitoefent op de emissie is de dikte van de strooisellaag. Bij een dunnere laag zijn de emissies aantoonbaar lager, hoewel de variatie in de meetresultaten aanzienlijk blijft. Dit heeft te maken met vochtgehalte van de strooiselmest, een dunne laag geeft grotere kans op natte mest, en dus meer emissie.

Op basis van cijfers van het Centraal Bureau voor de Statistiek (CBS) is sinds 2018 het aantal leghennenbedrijven in Nederland duidelijk afgenomen. In 2024 zijn er nog 799 gespecialiseerde bedrijven die leghennen houden en 112 bedrijven die zich richten op de opfok van jonge hennen. In totaal zijn er daarmee 819 bedrijven actief met leghennen. Daarnaast zijn er nog eens 58 bedrijven die ouderdieren voor leghennen houden.

De totale populatie aan leghennen in Nederland bedraagt volgens CBS-gegevens 40,5 miljoen dieren. Dit aantal is onderverdeeld in ongeveer 9 miljoen opfokdieren, 31,5 miljoen productieve leghennen, en 1,9 miljoen ouderdieren.

Wanneer de emissiefactoren uit het onderzoek van Winkel et al. worden toegepast op deze aantallen, komt de totale ammoniakuitstoot uit op ongeveer 5,2 miljoen kilogram per jaar voor leghennen. Worden in plaats daarvan de hogere emissiewaarden gebruikt zoals vastgesteld door Mosquera et al., dan stijgt de totale uitstoot naar een geschatte 7 miljoen kilogram ammoniak op jaarbasis.

Er zijn echter ook aanwijzingen dat, bij toepassing van de best beschikbare technieken voor emissiebeperking, een aanzienlijke reductie haalbaar is. De praktijk laat zien dat een reductie van circa 75% ten opzichte van de door Winkel gemeten emissies technisch mogelijk is. Dat zou betekenen dat het reductiepotentieel ongeveer 3,8 miljoen kilogram ammoniak per jaar bedraagt. Hierbij willen we wel opmerkingen dat best beschikbare technologie niet automatisch betekent 'de laagste ammoniak-reductie'. Best beschikbare technologie houdt immers ook rekening met de economische factoren, praktische haalbaarheid en de verplichting van meerdere aanbieders⁹.

Er is op dit moment geen nauwkeurige inschatting beschikbaar van het aantal leghennenstallen dat reeds is uitgerust met emissiearme technieken het betreft volièrès met mestbanden al dan niet met mestbandbeluchting (volgens NEMA 60,9% van de categorie E.2.11). Daarom kan slechts een grove raming worden gemaakt van de benodigde investeringen om dit reductiepotentieel te realiseren.

Een kanttekening moet wel worden geplaatst. Investerings in bestaande stallen gaat niet gebeuren in de praktijk. Een investering komt aan de orde bij vernieuwing van de stal of bij een complete inventaris renovatie. Bedrijven willen weer 15 tot 25 jaar vooruit; vergelijk dit met een investering in een nieuwe motor in een tweede-hands auto, ook dat doe je niet.

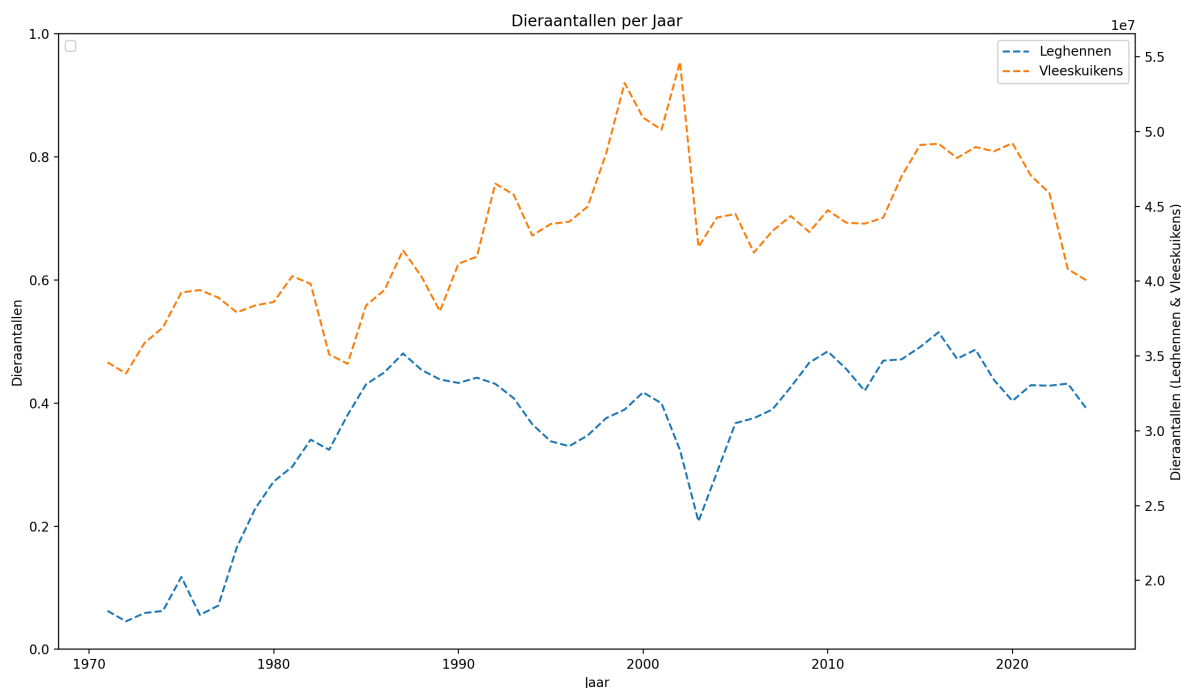
Wanneer wordt aangenomen dat circa 800 bedrijven met gemiddeld 40.000 leghennen een investering moeten doen om hun stallen emissiearm te maken (dus van 174 gram naar 43,5 gram per dierplaats), en dat deze investering per kip circa 15 euro bedraagt dan ligt de verwachte investering tussen de €500.000 en €600.000 om gemiddeld 5220 kilogram ammoniak per jaar te reduceren. De totale benodigde investering voor de sector komt dan uit op €400 tot €600 miljoen. Omgerekend betekent dit dat de kosten per vermeden kilogram ammoniakemissie per jaar tussen de €95 en €115 liggen.

2.4.8 Vergelijking met de NEMA-rapportage voor pluimvee

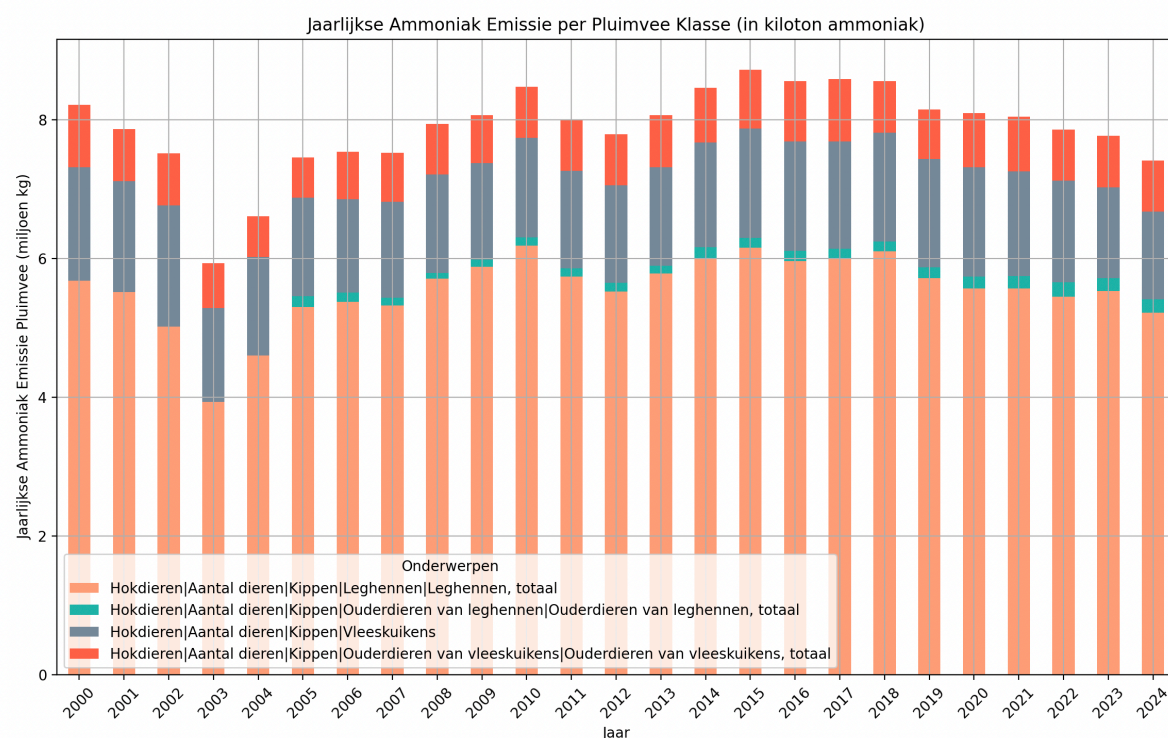
De meest recente NEMA-rapportage uit 2023, die is gebaseerd op data uit 2021, schat de totale ammoniakemissie uit de pluimveesector op 11,5 miljoen kilogram per jaar. Sindsdien is het aantal gehouden dieren in Nederland echter gedaald. Zo nam het aantal leghennen af met circa 5%, van 44,6 miljoen naar 42,4 miljoen dieren. Het aantal vleeskuikens daalde zelfs met 16%, van 57 miljoen naar 47,8 miljoen.

Op basis van de huidige gegevens en de emissiefactoren van Winkel et al. (2011) komen we voor 2024 uit op een totale emissie van 6,8 miljoen kilogram ammoniak uit leghennen- en vleeskuikenstallen. Indien we de hogere emissiefactoren van Mosquera et al. (2016) gebruiken, stijgt deze waarde naar maximaal 8,6 miljoen kilogram ammoniak. Wanneer we deze emissies herrekenen naar het dierenaantal van 2022, dan zouden de totale stalemissies liggen tussen de 7,4 en 9,2 miljoen kilogram ammoniak. Deze waarden liggen aanzienlijk lager dan de 11,5 miljoen kilogram die in de NEMA-rapportage werd gerapporteerd. Hierbij moet eerlijkheidshalve worden opgemerkt dat de berekeningen in dit rapport geen rekening houden met ammoniakemissies uit de houderij van eenden, pelsdieren en konijnen, wat een (zij het beperkt) verschil kan verklaren.

⁹ <https://www.vencomaticgroup.com/nl/>



Figuur 2.5: CBS dieraantallen vleeskuikens en leghennen in Nederland tot en met 2024.



Figuur 2.6: Geschatte stal-emissies op basis van de praktijkemissie factoren uit dit rapport. Werkelijke CBS-diertaantallen zijn gebruikt. Afwijking voor 2021 (NEMA, 2023) zijn niet nader onderzocht gedurende deze projectfase.

Het reductiepotentieel binnen de Nederlandse pluimveesector wordt op basis van onze analyse geschat op 3,5 tot maximaal 4,4 miljoen kilogram ammoniak per jaar, wat overeenkomt met een stikstofreductie van 2,9 tot 3,6 miljoen kilogram N. Er is nog niet gerekend aan de mogelijke besparingen bij mestopslag en inzet van droogtunnels.

Om dit potentieel daadwerkelijk te benutten, is een investering nodig van ongeveer €400 tot €500 miljoen, afhankelijk van de gekozen techniek en de schaalgrootte van de bedrijven. Met gerichte en ruimhartige financiële ondersteuning – bijvoorbeeld vanuit de overheid of via ketenpartijen – is het realistisch om deze emissiereductie binnen enkele jaren te realiseren. Een belangrijk bijkomend voordeel van het toepassen van een aantal emissiearme stalsystemen is dat ook de uitstoot van fijnstof (PM₁₀) fors kan worden teruggebracht. In sommige gevallen is een reductie van wel 50% tot 80% mogelijk. Dit draagt niet alleen bij aan een betere luchtkwaliteit in de directe leefomgeving van de stal, maar ook aan de gezondheid van mens en dier.

Wel is het van belang om onderscheid te maken tussen de verschillende beschikbare technieken. Warmtewisselaars zijn al op veel bedrijven aanwezig, vooral bij vleeskuikens, maar bij leghennen blijkt de reductie beperkt. De toepassing van luchtwassers biedt daarentegen wél aanzienlijk potentieel voor emissiebeperking bij leghennen. Daarnaast is er toenemende belangstelling voor systemen waarbij de mest dagelijks wordt verwijderd uit de stal. Ook deze methode blijkt effectief in het beperken van ammoniakemissies, zeker wanneer deze wordt gecombineerd met andere managementmaatregelen. Een succesvolle reductiestrategie in de pluimveesector zal dus maatwerk moeten zijn: afgestemd op het type pluimvee, de bestaande staltechniek en de beschikbare ruimte voor aanvullende systemen zoals luchtwassers of mestbanden met frequente afvoer.

2.4.9 Impact van de Lbv en Lbv+-regelingen op de emissies

Als gevolg van de recente uitkoopregelingen Lbv (Landelijke beëindigingsregeling veehouderijlocaties) en Lbv+, hebben zich binnen de pluimveesector 245 bedrijven aangemeld om vrijwillig te stoppen met hun activiteiten. Dit betekent dat er naar schatting circa 9,3 miljoen dieren uit de sector zullen verdwijnen.

Hoewel de precieze verdeling tussen leghennen en vleeskuikens nog niet officieel bekend is, vermoeden insiders dat ongeveer 80% van de uitstroom leghennen betreft en 20% vleeskuikens. Op basis van deze verhouding en eerder vastgestelde emissiefactoren, wordt geschat dat deze saneringsronde zal leiden tot een reductie van 0,98 tot 1,05 miljoen kilogram ammoniak per jaar.

Deze reductie betekent een extra emissie-afname van circa 14% tussen 2024 en 2025 door deze regeling. Eerder was er tussen 2021 en 2024 al een daling van ongeveer 8% gerealiseerd door natuurlijke afbouw en economische factoren. Daarmee komt de cumulatieve emissiekrimp in de sector over de afgelopen jaren uit op zo'n 21%. Deze cijfers benadrukken dat de combinatie van vrijwillige uitkoop en structurele afbouw binnen de sector een substantiële bijdrage levert aan de nationale ammoniakreductiedoelen.

Tot slot bevelen wij aan dat de pluimveesector op korte termijn werkt aan de ontwikkeling van een sectorbreed dashboard, waarmee de totale ammoniakemissies van de sector real-time inzichtelijk kunnen worden gemaakt. Daarnaast is het verstandig om, naar analogie van de KringloopWijzer in de melkveehouderij, ook voor pluimvee een vergelijkbaar bedrijfsmonitoringssysteem te ontwikkelen. We hebben begrepen dat binnen de brancheorganisatie Avined een KPI-systeem in ontwikkeling is met daarin ook ammoniak. Dit zou het mogelijk maken om prestaties op bedrijfsniveau beter te volgen en gericht te sturen op verdere emissiereductie in de toekomst.

3 Over NEMA en correctie op depositie Nederland 2025

3.1 Managementsamenvatting

In Nederland wordt de uitstoot van stikstofoxiden (NO_x) en ammoniak (NH₃) grotendeels geschat met modellen. Het RIVM, CBS en WUR spelen hierin een centrale rol. Jaarlijks komt naar schatting 80–85 miljoen kilogram stikstof via NO_x vrij, vooral uit verkeer en industrie. Voor ammoniak – vooral afkomstig uit de landbouw – rapporteerde WUR in 2021 een totale emissie van 111,1 miljoen kilogram NH₃, waarvan 51% uit de rundveehouderij, 16% uit de varkenshouderij en 12% uit de pluimveesector.

Praktijkmetingen tonen echter aan dat de gebruikte emissiefactoren in het model (NEMA) vaak te hoog zijn, vooral voor melkvee. In werkelijkheid ligt de uitstoot per dier meestal rond de 10 kg, soms zelfs lager. Hierdoor lijkt de werkelijke emissie voor 2023–2025 eerder tussen de 90 en 111 miljoen kilogram NH₃ te liggen. Omgerekend komt dit neer op 80–96 miljoen kilogram stikstof (N).

Op basis van aangepaste emissiefactoren, recente dieren aantallen en de effecten van de LBV-regeling, wordt voor 2025 een totale ammoniakemissie voor rundvee, pluimvee en varkenshouderij van circa 73 miljoen kilogram geschat – een reductie van 13% ten opzichte van 2021, en 17% ten opzichte van 2018/2019.

De stikstofdepositie boven Nederland is gedetailleerd weergegeven in de DASH-dataset en in AERIUS. Volgens RIVM-data (2021) bedroeg de gemiddelde berekende depositie 1443 mol stikstof per hectare per jaar, waarvan 62% uit Nederlandse bronnen kwam. Van die totale bijdrage kwam 43,7% uit de landbouw, vooral via ammoniak (70% van de depositie uit Nederland is landbouw).

De invloed van de LBV- en LBV+-regelingen op depositie wordt in officiële documenten ingeschat op 37 mol/ha/jaar, terwijl onafhankelijke berekeningen uitkomen op 32 mol of minder. Rekening houdend met de totale reductie van 11,1 kiloton ammoniak sinds 2021, komt de geschatte reductie in depositie uit op circa 115 mol per hectare per jaar.

In totaal zou de landbouwdepositie per hectare in 2025 zijn gedaald van 693 naar ongeveer 578 mol/ha/jaar. Deze afname is het resultaat van een combinatie van lagere emissiefactoren, krimp van de veestapel en beleidsmaatregelen. Verdere verfijning van emissiegegevens en depositieberekeningen is noodzakelijk om tot een nauwkeurig en actueel beeld te komen van de stikstofbelasting in Nederland.

3.2 NEMA en Emissies Nederland 2021-2025.

Verschillende instanties in Nederland houden zich bezig met het bepalen van de totale emissie van stikstofoxiden (NO_x) en ammoniak (NH₃) naar de lucht. Dit gebeurt grotendeels via modelmatige schattingen. Het RIVM, CBS en WUR spelen hierbij een centrale rol. De meest recente berekeningen geven aan dat er jaarlijks ongeveer 85 miljoen kilogram stikstof via NO_x wordt geëmitteerd. Gezien de foutmarges in metingen en modellering – vaak 5% tot 10% of meer – is het nauwkeuriger om te spreken van een bandbreedte van 80 tot 85 miljoen kilogram stikstof per jaar.

Het CBS monitort via mei-tellingen het aantal landbouwdieren, terwijl WUR verantwoordelijk is voor de vaststelling van emissiefactoren per diercategorie. Met het NEMA-model (Nederlands Emissiemodel voor Ammoniak) worden vervolgens jaarlijkse emissieramingen gemaakt. In juni 2023 publiceerde WUR de meest recente rapportage *“Emissies naar de lucht uit de landbouw berekend met NEMA voor 1990–2021”* (WOT-technical report), opgesteld in opdracht van het ministerie van LNV.

Volgens deze rapportage bedroeg de totale ammoniakemissie vanuit de landbouw in 2021 circa 111,1 miljoen kilogram NH₃ (correcter: 11·10¹ kiloton ammoniak). Daarvan kwam:

- **56 miljoen kilogram ammoniak (51%)** uit de melkvee- en rundveehouderij,
- **17 miljoen kilogram ammoniak (16%)** uit de varkenshouderij.
- **13 miljoen kilogram ammoniak (12%)** uit de pluimveehouderij.

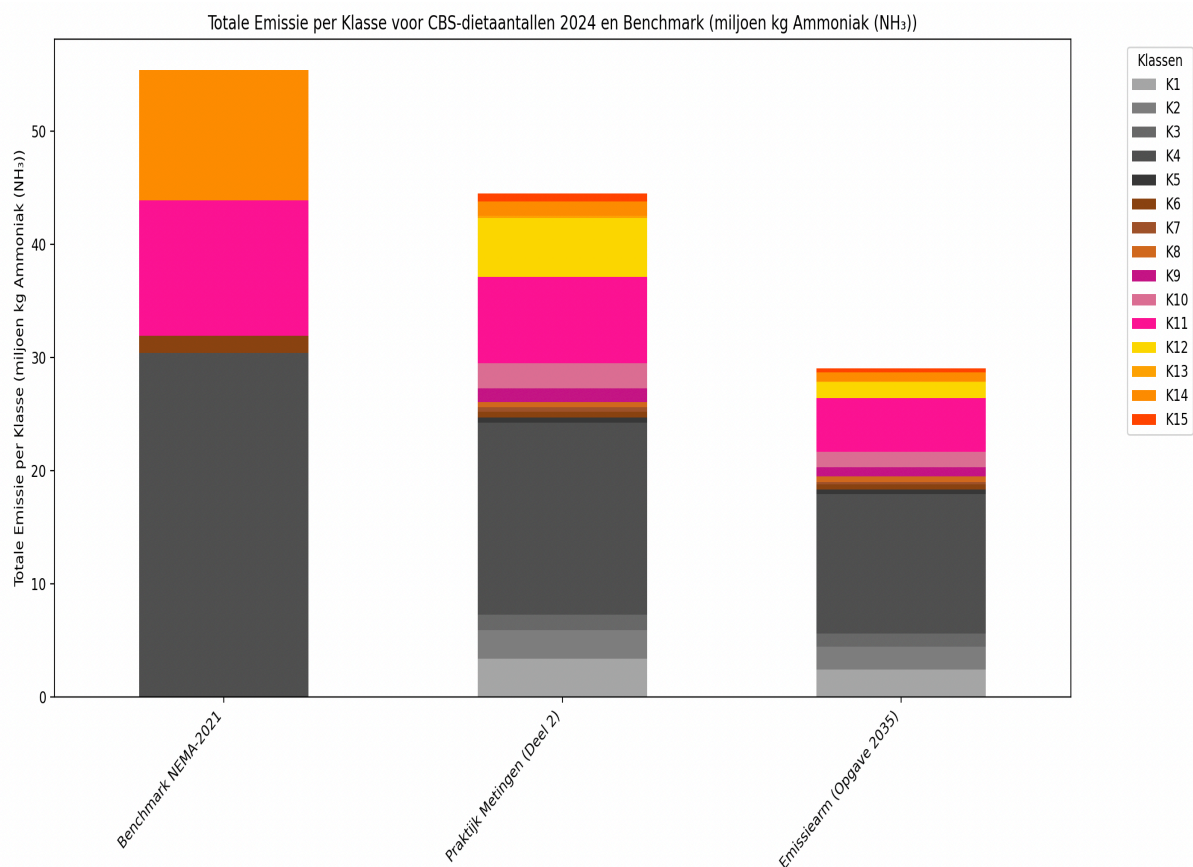
Er zijn echter duidelijke aanwijzingen dat de gehanteerde stalemissiefactor voor melkvee – gemiddeld 13 tot 14 kg NH₃ per dier per jaar – te hoog is. Uit recente praktijkmetingen blijkt dat veel melkveehouders uitkomen op circa 10 kg per dierplaats in de stal, en dat innovatieve bedrijven stalemissies behalen van 8,5 kg of zelfs lager. Op basis daarvan is het aannemelijk dat de werkelijke ammoniakemissie lager ligt dan de 11·10¹ miljoen kilogram uit NEMA 2021.

Wij stellen daarom dat het wetenschappelijk juist is om te spreken van een bandbreedte tussen 90 en 11·10¹ miljoen kilogram ammoniak. Uitgedrukt in stikstof (het molecuul NH₃ bevat op gewichtsbasis 82% N), komt dat neer op 80 tot 96 miljoen kilogram stikstof (N) voor het jaar 2023.

Er is dringend behoefte aan praktijkgericht onderzoek naar de werkelijke emissies per diercategorie, met name in de melkvee-, varkens- en pluimveehouderij. Deze cijfers zijn niet alleen van belang voor een betere inschatting van emissies, maar vormen ook de basis voor modellen zoals AERIUS - alhoewel deze daarvoor niet ontwikkeld en dus niet geschikt zijn - die gebruikt worden voor beleidsbeslissingen.

In Deel 1 van dit rapport (uit oktober 2024) werd al toegelicht hoe het NEMA-model de input levert voor rekenmodellen als GIAB en INITIATOR, die op hun beurt dienen als basis voor OPS – het rekenhart van het systeem AERIUS. De cruciale vraag is dan ook: Wat is de werkelijke emissie anno 2025? En in het verlengde daarvan: Wat is de stikstofdepositie als we werken met verbeterde emissieschattingen?

Dit hoofdstuk presenteert eerst de berekende stikstofdepositie per sector, gevolgd door een analyse van de benodigde correctiefactoren om een actuele inschatting te maken van de depositie in 2025, gebaseerd op de meest recente emissiefactoren en diertellingen. De berekende depositie is afkomstig van het RIVM en is gebaseerd op NEMA 2021 als emissiereferentie. De nadruk ligt op de ammoniakemissies uit de landbouwsector en specifiek de stalemissies (Figuur 3.1).



Figuur 3.1: De berekende ammoniakemissies in miljoen kilogram ammoniak (stallen en opslag, niet de mestaanwending of andere emissiebronnen) van Nederland (2021). De Benchmark (links) komt rechtstreeks uit NEMA-2023 maar gaat over het jaar 2021. Aangezien zowel dieraantallen in 2025 lager zijn dan in 2021 en de emissiefactoren in de werkelijkheid lager zijn dan gehanteerd bij NEMA is de tweede grafiek (midden) ook opgenomen. De derde grafiek (rechts) geeft de totale ammoniakemissies weer bij gelijkblijvende dieraantallen en de potentieel beste emissiefactoren. (Bron: Emissie Autoriteit¹⁰ & De Heij 2024¹¹)

¹⁰ <https://www.emissieregistratie.nl>

¹¹

https://www.researchgate.net/publication/385411752_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_onnauw

3.3 De gemiddelde berekende stikstofdepositie boven Nederland

Het RIVM stelt via verschillende online platforms belangrijke gegevens beschikbaar over stikstofdepositie. De twee meest gebruikte zijn AERIUS – de grafische gebruikersomgeving bovenop het rekenmodel OPS – en DASH (*Dataset Stikstofdepositie Herkomst*). De DASH-dataset biedt een gedetailleerd beeld van de herkomst van stikstofdepositie per vierkante kilometer. Voor elk Natura 2000-gebied met stikstofgevoelige habitattypen zijn gegevens beschikbaar over:

- de herkomst van de depositie (uit Nederland en net over de grens in België en Duitsland),
- de bijdrage per sector (bijv. landbouw, verkeer, industrie),
- de verdeling naar stikstofvorm: ammoniak (NH_3) en stikstofoxiden (NO_x).

Daarnaast bevat de dataset emissiegegevens per vierkante kilometer, uitgesplitst naar sector en stikstofvorm. De data zijn beschikbaar in de vorm van geopackages, koppeltabellen en uitgebreide documentatie. Dit maakt het mogelijk om per gebied te analyseren:

- waar de stikstof vandaan komt,
- welke sectoren het meest bijdragen,
- welk aandeel lokaal of juist uit andere provincies of het grensgebied komt.

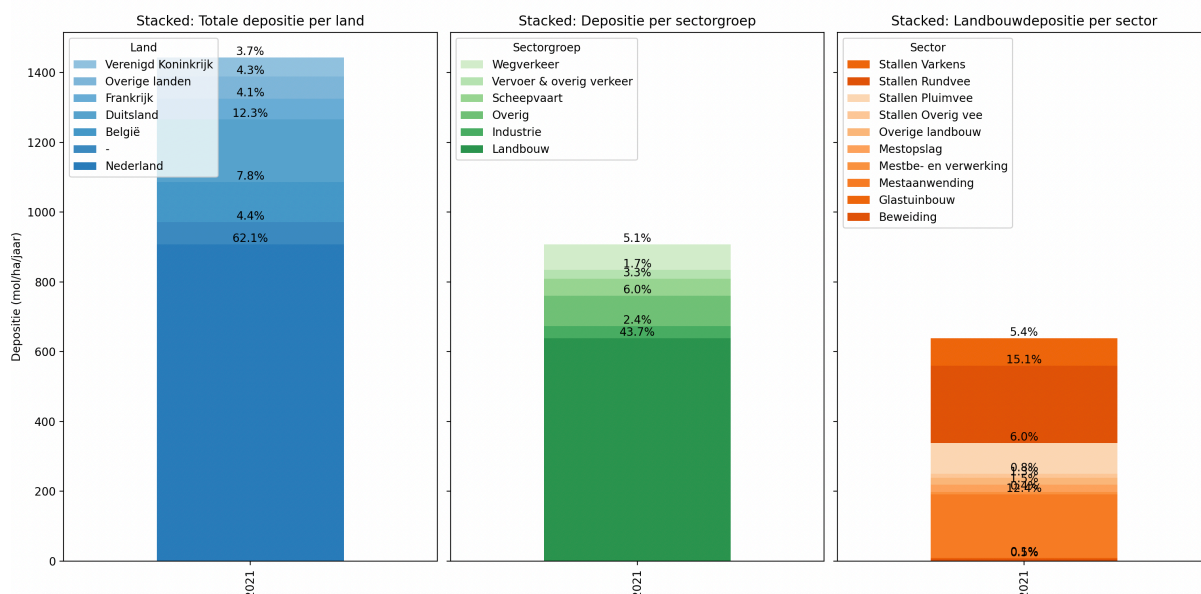
Het doel van DASH is vooral om de gebiedsgerichte stikstofaanpak te ondersteunen. Hiermee kunnen beleidsmakers beter bepalen welke bronnen de meeste invloed hebben op specifieke natuurgebieden. Let op: de DASH-data geven niet de totale stikstofdepositie. Bepaalde bronnen worden buiten beschouwing gelaten, zoals:

- de meetcorrectie ook wel aangeduid als het ‘ammoniak gat’ (= “ammoniak uit zee”),
- buitenlandse emissies verder dan ongeveer 25 km over de grens.

Voor een volledig beeld van de stikstofdepositie – inclusief meetcorrecties en buitenlandse bijdrage – biedt AERIUS Monitor wél een totaaloverzicht van de berekende depositie per locatie en per sector. Voor dit rapport hebben we gebruik gemaakt van de gegevens over het jaar 2021, om de onderstaande grafieken te maken. Het berekenen van een landelijke gemiddelde depositie is echter niet zinvol, omdat zowel de natte als droge depositie sterk per locatie verschillen. Dit bleek al eerder uit onze analyse in Deel 1 van deze rapportreeks. Op basis van de berekeningen van het RIVM kunnen we het volgende concluderen:

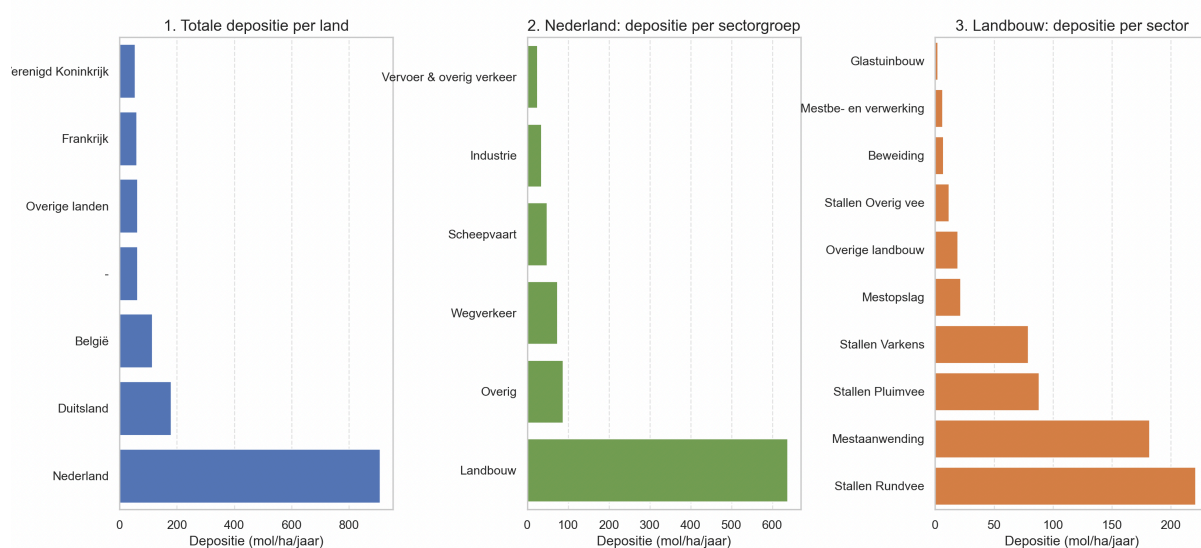
- De totale gemiddelde berekende depositie op Nederland in 2021 was ongeveer 1443 mol stikstof per hectare per jaar. Ongeveer 472 mol komt uit het buitenland.
- De totale gemiddelde berekende depositie uit Nederland in 2021 was ongeveer 908 mol stikstof per hectare per jaar plus 63,6 mol meetcorrectie (totaal uit NL: 972).
- Daarvan is 62% afkomstig uit Nederlandse bronnen (ongeveer 908 mol/ha/jr).
- 34% komt uit het buitenland (ca. 472 mol/ha/jr).
- Daarnaast wordt 63 mol/ha/jr (4,4%) toegevoegd als meetcorrectie, o.a. vanwege ammoniak uit zee (het ammoniak gat). Met grote verschillen per regio.
- 43,7% van de depositie is afkomstig van de landbouw (ca 630 mol/ha/jr)

Stikstofdepositie in Nederland (Nr. 0, 2021)



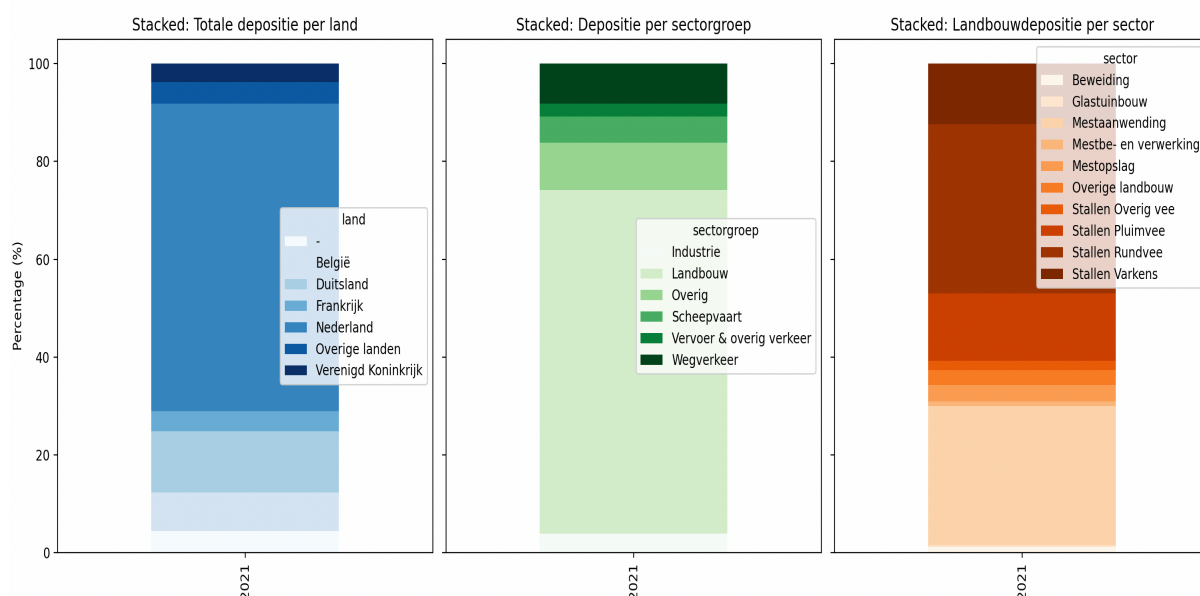
Figuur 3.2a: De berekende stikstofdepositie boven Nederland (2021) inclusief bijdrage buitenland en inclusief de meetcorrectie (""). De percentages in de drie grafieken zijn berekend op basis van de totale berekende depositie. Bijvoorbeeld, de landbouw bijdrage is 43,7% van de totale dik 1400 mol berekende depositie. Zo is de bijdrage van stallen rundvee geschat op 15,3% van de totale berekende depositie. (Bron: AERIUS en DASH2023)

Stikstofdepositie in Nederland (gebied 0, jaar 2021)

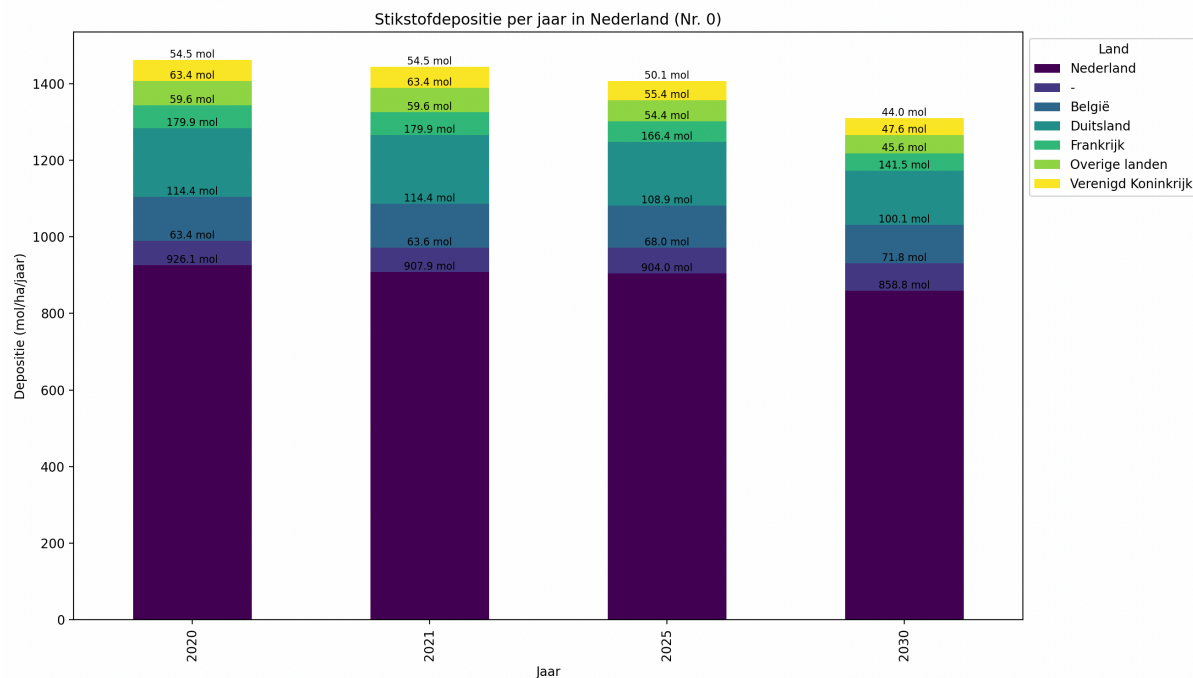


Figuur 3.2b: De berekende stikstofdepositie boven Nederland (2021) inclusief bijdrage buitenland en inclusief de meetcorrectie (""). De percentages in de drie grafieken zijn berekend op basis van de totale berekende depositie. Bijvoorbeeld, de landbouw bijdrage is 43,7% van de totale dik 1400 mol berekende depositie. Zo is de bijdrage van stallen rundvee geschat op 15,3% van de totale berekende depositie. (Bron: AERIUS en DASH2023)

Stikstofdepositie in Nederland (Nr. 0, 2021)



Figuur 3.2c: De berekende stikstofdepositie boven Nederland (2021) inclusief bijdrage buitenland en inclusief de meetcorrectie. Op de y-as staat nu het percentage uitgedrukt. De werkelijke bijdragen staan in Figuur 3.2b. (Bron: AERIUS en DASH2023)



Figuur 3.2d: De berekende stikstofdepositie per land inclusief de meetcorrectie ("") boven Nederland zoals berekend in 2020, 2021 en de officiële RIVM forecast voor 2025 en 2030. (Bron: AERIUS en DASH2023)

3.4 Schatting emissiereductie en de impact op stikstofdepositie

Op basis van onze berekeningen in dit rapport kunnen we voorzichtig concluderen dat de totale (stal) ammoniakemissie in 2025 ongeveer 13% lager ligt dan in 2021 (Tabel 3.1). Als we een wat ouder jaar nemen als uitgangspunt, bijvoorbeeld 2018 of 2019, dan was de totale ammoniakemissie toen ongeveer 3 kiloton hoger dan in 2021. Dat betekent dat de emissiereductie over de periode 2018–2025 uitkomt op ongeveer 17%.

Op basis van deze daling zouden we een eerste inschatting kunnen maken van de stikstofdepositie vanuit de landbouw in Nederland. Maar een exacte berekening voor alle Natura 2000-gebieden is op dit moment nog niet mogelijk. Daarvoor is een nieuwe versie van AERIUS nodig, met actuele gegevens over de emissies in 2025 – en die is nog niet beschikbaar. Het CBS levert wel actuele data over dieraantallen. Voor dit rapport hebben wij vervolgens:

- Een inschatting gemaakt van de juistheid van de gehanteerde emissiefactoren,
- De reductie in dieraantallen sinds 2021 meegenomen,
- Het effect van de LBV- en LBV+-regelingen geïncorporeerd op basis van de meest recente gegevens van het ministerie van LNV (peildatum februari 2025).

Voor de stal- en mestopslagmissies in de melkvee-, varkens- en pluimveesector zijn onderbouwde schattingen gemaakt in dit rapport. Voor de emissies bij mestaanwending zijn echter onvoldoende actuele praktijkdata beschikbaar. Deze zijn daarom afgeleid op basis van de veranderende dieraantallen sinds 2021. De resultaten in Tabel 3.1 zijn dus het product van een modelmatige inschatting en moeten in dat licht ook worden geïnterpreteerd.

Tabel 3.1: Emissie 2024 met de correctie op NEMA jaar 2021 uitgedrukt in kiloton ammoniak.

	NEMA (2021)	Dit rapport 2025	Vershil
Rundvee: stal & opslag	30,4	23,0 *	7,4 (= 6,4 + 1) *
Rundvee: mestaanwending	24,6	24,6	0,0 (= 0 + 0)
Varkens: stal & opslag	12,0	10,8	1,2 (= 1 + 0,2)
Varkens: mestaanwending	4,2	3,8 ***	0,4 (= 0 + 0,2)
Pluimvee: stal & opslag	11,4	9,6 **	1,8 (= 0,8 + 1)
Pluimvee mestaanwending	1,5	1,2	0,3 (= 0 + 0,3)
Totaal	84,1 (100%)	73,0 (87%)	11,1 (13%)

* Toelichting staat in hoofdstuk over rundvee. Verschil zit vooral in lagere emissiefactor voor stallen en mestopslag melkvee.

** In het hoofdstuk Pluimvee gingen we van 8,1 naar 7,3 kiloton. Ten opzichte van NEMA (11,4 kiloton), zat een nog onverklaarbaar gat van 2,3 kiloton (11,4 vs 8,1). Het berekende verschil is daarom gehanteerd in deze tabel.

*** Naar ratio van dieraantallen gereduceerd zonder effect van de emissiefactor te gebruiken.

In een recente kamerbrief van het ministerie van LNV (2 april 2025¹²) wordt geschat dat de LBV- en LBV+-regelingen samen zorgen voor een daling van 37 mol stikstof per hectare per jaar. Op de website www.stikstofinfo.net¹³ hebben we eerder een iets lagere inschatting gemaakt: 32 mol per hectare per jaar. Volgens de officiële berekeningen leidt de LBV-regeling tot een afname van 2,7 kiloton ammoniak.

Als we de totale reductie sinds 2021 bekijken, dan gaat het niet alleen om die 2,7 kiloton, maar om een totaal van 11,1 kiloton ammoniak minder uitstoot. Dat zou – afhankelijk van welke depositie inschatting je aanhoudt – neerkomen op een verlaging van:

- 132 mol per hectare per jaar (als je uitgaat van 32 mol per 2,7 kiloton),
- 152 mol per hectare per jaar (als je rekent met 37 mol per 2,7 kiloton).

Kijken we nog verder terug en nemen we 2018 of 2019 als beginpunt, dan is de totale emissiedaling zelfs 14,1 kiloton (87,1 minus 73,0 kiloton). Omgerekend zou dat overeenkomen met een verlaging van ongeveer 167 tot 193 mol stikstof per hectare per jaar door efficiëntie in de landbouw en kleinere dieraantallen.

Gelet op de onzekerheden in de berekeningen én op basis van praktijkgegevens denken wij dat de schatting van 37 mol aan de hoge kant is. De lagere inschatting van 32 mol per hectare per jaar of zelfs 28-30 mol voor deze regeling lijkt realistischer als landelijk gemiddelde voor de laatste Lbv en Lbv+ regeling. Zou LNVN het effect hebben overschat?

Een conservatieve correctie op de depositieberekeningen (Figuur 3.2) ligt daarom tussen de 115 en 132 mol. We rekenen daarom met een reductie van 115 mol per hectare per jaar t.o.v. 2021. Een (klein) gedeelte van de ammoniakemissie zal ook naar het buitenland gaan, al is er ook ammoniak import vanuit Duitsland en België. Anno 2025 is de depositie vanuit de landbouw derhalve $693^{14} - 115 = 578$ mol per hectare per jaar ten opzichte van 2021. Meer onderzoek en berekeningen zijn nodig rondom dit onderwerp!

¹² [https://www.rijksoverheid.nl/documenten/kamerstukken/2025/03/31/kamerbrief-stand-van-zaken-van-een-aantal-moties-in-het-domein-landelijk-gebied-stikstof#:~:text=Minister%20Wiersma%20\(LNVN%20informeert%20de,natuur%20op%202025%20april%202025.](https://www.rijksoverheid.nl/documenten/kamerstukken/2025/03/31/kamerbrief-stand-van-zaken-van-een-aantal-moties-in-het-domein-landelijk-gebied-stikstof#:~:text=Minister%20Wiersma%20(LNVN%20informeert%20de,natuur%20op%202025%20april%202025.)

¹³ <https://stikstofinfo.net/2025/02/22/de-onrealistische-kosten-van-landelijke-stikstofreductie-via-generieke-stoppersregelingen-zoals-lbv-en-lbv-niet-doen-dus/>

¹⁴ We tellen dan het volledige ammoniak-gat (meetcorrectie) op bij de berekende landbouwdepositie 2021.

4 Verspreiding van rondom stal en in de Regio

4.1 Managementsamenvatting.

Ammoniakemissies in Europa en Nederland worden gedomineerd door de landbouw, waarbij veehouderij de grootste bron is. Traditionele modellen zoals OPS (gebruikt in AERIUS) veronderstellen dat ammoniak zich over tientallen kilometers verspreidt. Echter, recente meetcampagnes – met satellietdata, sensoren en passieve meetbuisjes – tonen aan dat ammoniakconcentraties en -depositie hoofdzakelijk **lokaal** optreden, binnen enkele honderden meters van de bron.

Belangrijkste inzichten:

- **Satellietmetingen en veldwaarnemingen** bevestigen dat ammoniakconcentraties sterk dalen binnen 250–500 meter vanaf stallen. Buiten dit bereik zijn bijdragen van individuele bronnen niet meer meetbaar. Deze inzichten worden keer op keer bevestigd door praktijk metingen.
- **In regio's zoals de Gelderse Vallei en Liefstinghsbroek** laten uitgebreide meetnetwerken zien dat ammoniak vooral lokaal neerslaat, met pieken dichtbij veehouderijen en snelle verdunning op afstand. Ook dit wordt waargenomen met satellietmetingen.
- **Op Schiermonnikoog** bleek een forse veestapelreductie geen invloed te hebben op concentraties op grotere afstand, terwijl de nabijheid tot landbouwpercelen alleen een modelmatig effect heeft. De gemiddelde jaartemperatuur en neerslag in een jaar heeft wel een groot effect op de gemeten ammoniakconcentratie in de lucht.
- **Fijnmazige modellen zoals een aangepast Gaussian Plume-model (GP-deHeij)** sluiten beter aan bij de gemeten concentraties dan OPS. Ze schatten dat 20–27% van de stalemissie lokaal neerslaat, terwijl OPS slechts 4–8% aangeeft. OPS/Aerius is ongeschikt en 'kan niks' ultralokaal. Anders verwoord: *Aerius kan lokaal en ultralokaal geen berekeningen maken waaruit beleidsmatige conclusies zijn te trekken.*
- **Opschaling naar bedrijfsschaal** laat zien dat melkveehouders met voldoende eigen land een groot deel van hun stikstofuitstoot lokaal terugwinnen. Voor sommige bedrijven ligt het "ammoniaksalderingspercentage" boven de 50%, met uitschieters richting 70% of meer.
- **Beleidsimplicatie:** Huidig stikstofbeleid dat uitgaat van brede spreiding is mogelijk niet in lijn met de praktijk. Lokale meetdata pleiten voor een gebiedsgerichte benadering, met maatwerk per regio en bedrijf. Aerius/OPS blijven inzetten voor vergunningverlening is zeer onwenselijk.

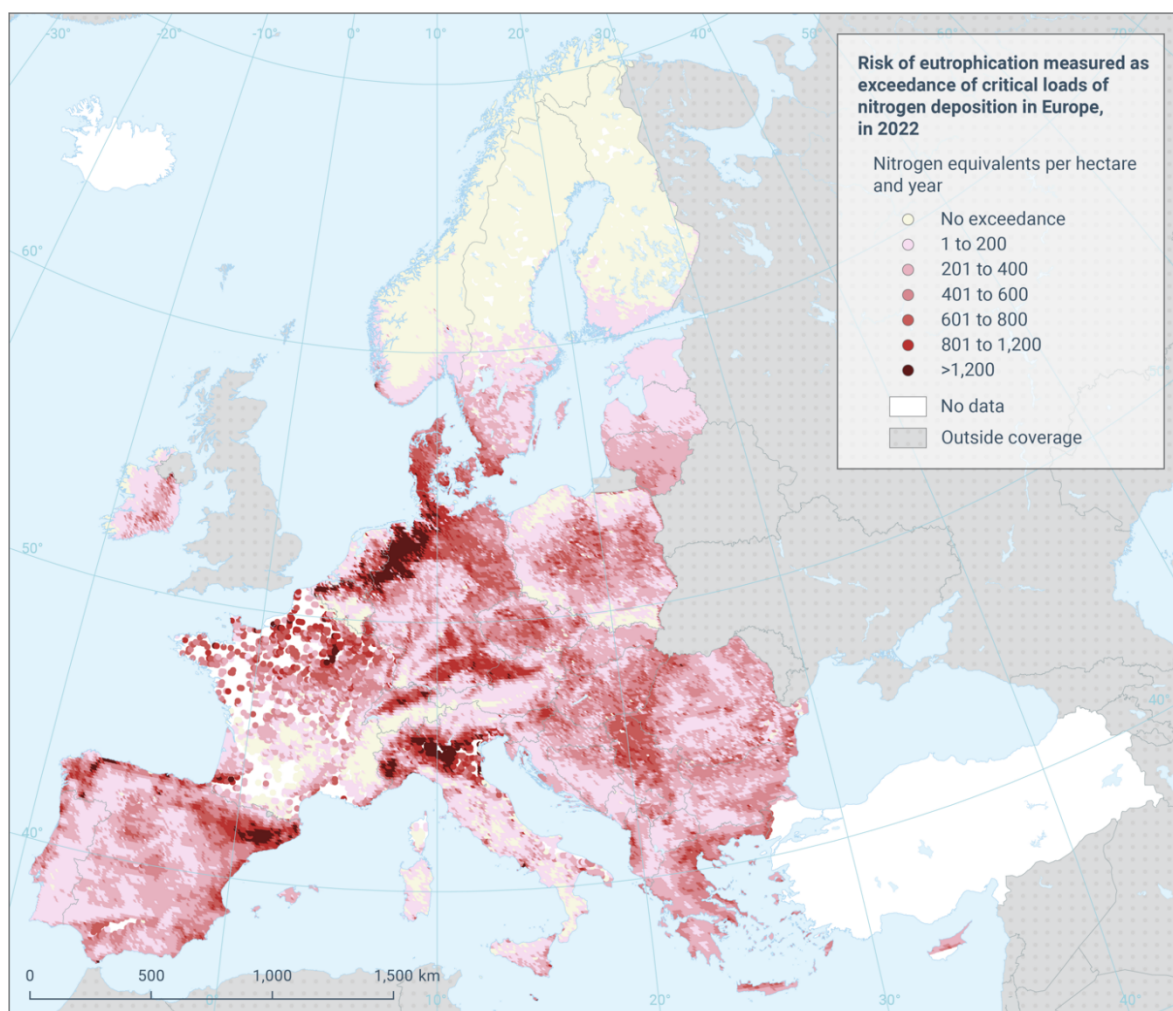
Aanbevelingen:

1. **Herijking van modellen:** OPS en AERIUS overschatten waarschijnlijk de depositie op natuurgebieden en onderschatten lokale depositie. Modellen moeten worden aangevuld of vervangen door nauwkeurigere tools die rekening houden met empirische data.
2. **Gebiedsgericht beleid:** Beleidsmaatregelen zouden sterker moeten worden afgestemd op lokale omstandigheden en brongebieden in plaats van generieke landelijke normen.
3. **Monitoring en transparantie:** Investeren in fijnmazige meetnetten (meer natte depositie!) en satellietanalyse is essentieel om stikstofbeleid wetenschappelijk beter te onderbouwen.
4. **Stikstofsaldering op bedrijfsniveau:** Introduceer een salderingsmodel waarbij bedrijven die hun stikstof lokaal hergebruiken (bijv. op eigen grasland) minder strikt worden gereguleerd.

4.2 Verspreiding van ammoniak boven Europa

Mondiale ammoniakemissies worden gedomineerd door landbouwbronnen, die ongeveer 80-90% van de totale antropogene emissies uitmaken (Sutton et al., 2013). Veehouderij, inclusief mestbeheer en begrazing, draagt ongeveer 60-65% bij aan landbouwemissies, terwijl kunstmesttoepassing verantwoordelijk is voor 30-35% (Beusen et al., 2008). Niet-agrarische bronnen omvatten biomassaverbranding, industriële processen, voertuigemissies en menselijk afval, die gezamenlijk 10-20% van de mondiale ammoniakemissies bijdragen.

De ruimtelijke verdeling van ammoniakemissies weerspiegelt patronen van landbouwintensiteit en industriële ontwikkeling. Belangrijke emissiebronnen zijn onder andere de Noord-Chinese Vlakte, de Indo-Gangetische Vlakte in Zuid-Azië, West-Europa (met name Nederland, Noord-Duitsland en Noord-Italië), en intensieve landbouwregio's in Noord-Amerika (Paulot et al., 2014). Emissies uit natuurlijke ecosystemen, hoewel relatief klein op mondiale schaal, kunnen significant zijn in bepaalde regio's, met name in tropische bossen en savanne ecosystemen.

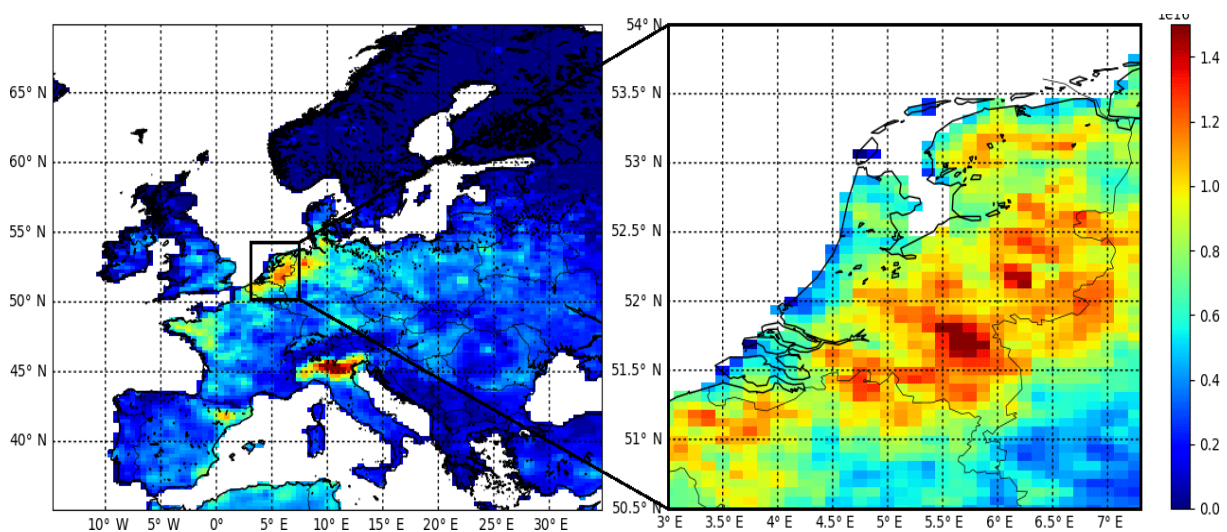


Figuur 4.1: Gemodelleerd stikstofdepositie in Europa (2022), uitgedrukt als overschrijding van kritische depositiewaarden voor stikstofdepositie. Bron: The European Commission [zero pollution action plan](https://www.eea.europa.eu/en/analysis/indicators/eutrophication-caused-by-atmospheric-nitrogen)¹⁵

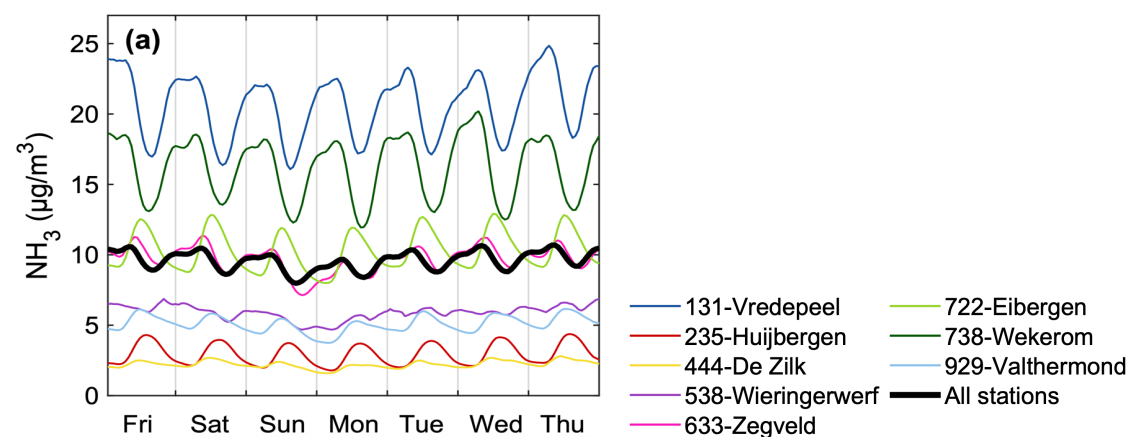
¹⁵ <https://www.eea.europa.eu/en/analysis/indicators/eutrophication-caused-by-atmospheric-nitrogen>

Temporele patronen van ammoniakemissies worden beïnvloed door landbouwpraktijken, meteorologische omstandigheden en seizoensgebonden biologische activiteiten. In gematigde regio's pieken emissies typisch in lente en zomer vanwege kunstmesttoepassing, hogere temperaturen en verhoogde biologische activiteit (Sutton et al., 2013). In tropische regio's kunnen seizoenspatronen nauwer verbonden zijn met natte en droge seizoenen, waarbij emissies vaak pieken tijdens de overgang van droge naar natte omstandigheden wanneer opgehoopte stikstof wordt gemobiliseerd.

Klimaatverandering zal naar verwachting toekomstige ammoniakemissies beïnvloeden via meerdere routes. Hogere temperaturen zullen waarschijnlijk verdampingssnelheden uit landbouwbronnen verhogen, wat mogelijk leidt tot 20-50% hogere emissies tegen 2100 onder scenario's met hoge opwarming (Sutton et al., 2013). Veranderingen in neerslagpatronen, landbouwpraktijken en landgebruik zullen emissiepatronen verder wijzigen, hoewel deze effecten onzekerder en regionaal variabele zijn.



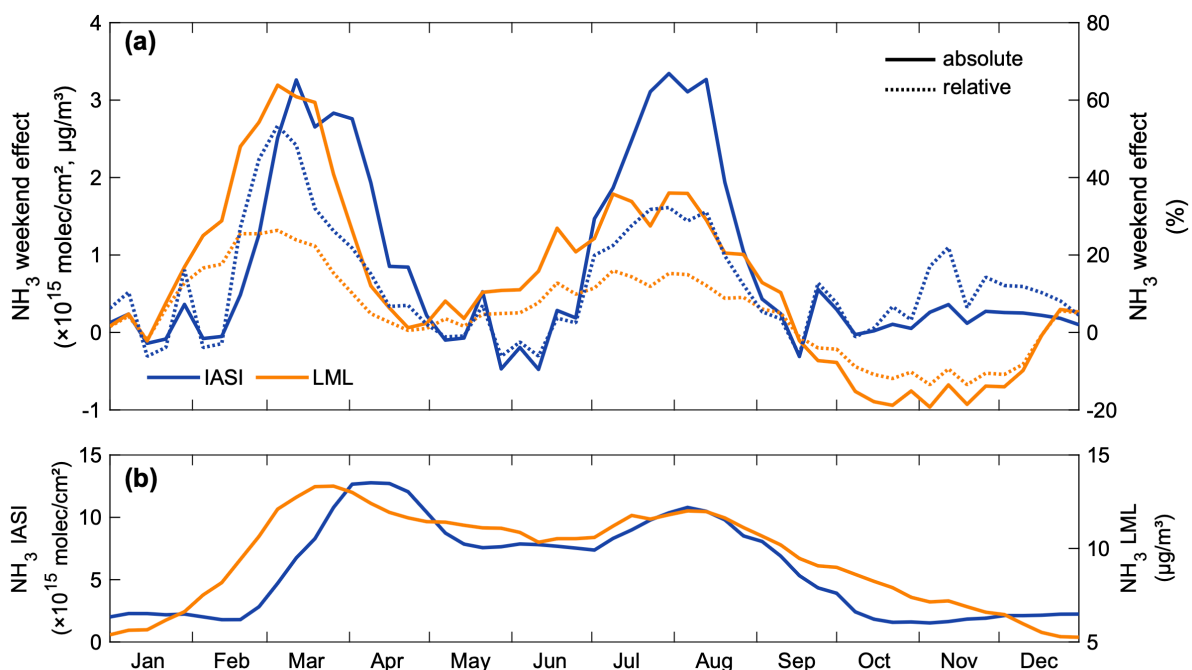
Figuur 4.2: De jaargemiddelde totale kolomconcentratie van ammoniak (mol/cm^2) in 2013–2014, gemeten met IASI-A boven Europa. Bron: *Technical note: How are NH_3 dry deposition estimates affected by combining the LOTOS-EUROS model with IASI- NH_3 satellite observations?*¹⁶



Figuur 4.3: (a) Uur ammoniakconcentraties aan het oppervlak ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) voor elk afzonderlijk meetpunt (gekleurde lijnen) uit het Landelijk Meetnet Luchtkwaliteit (LML), en het gemiddelde over alle meetlocaties samen (zwarte lijn).¹⁷

¹⁶ <https://acp.copernicus.org/articles/18/13173/2018/>

¹⁷ <https://www.nature.com/articles/s41598-022-15836-w>

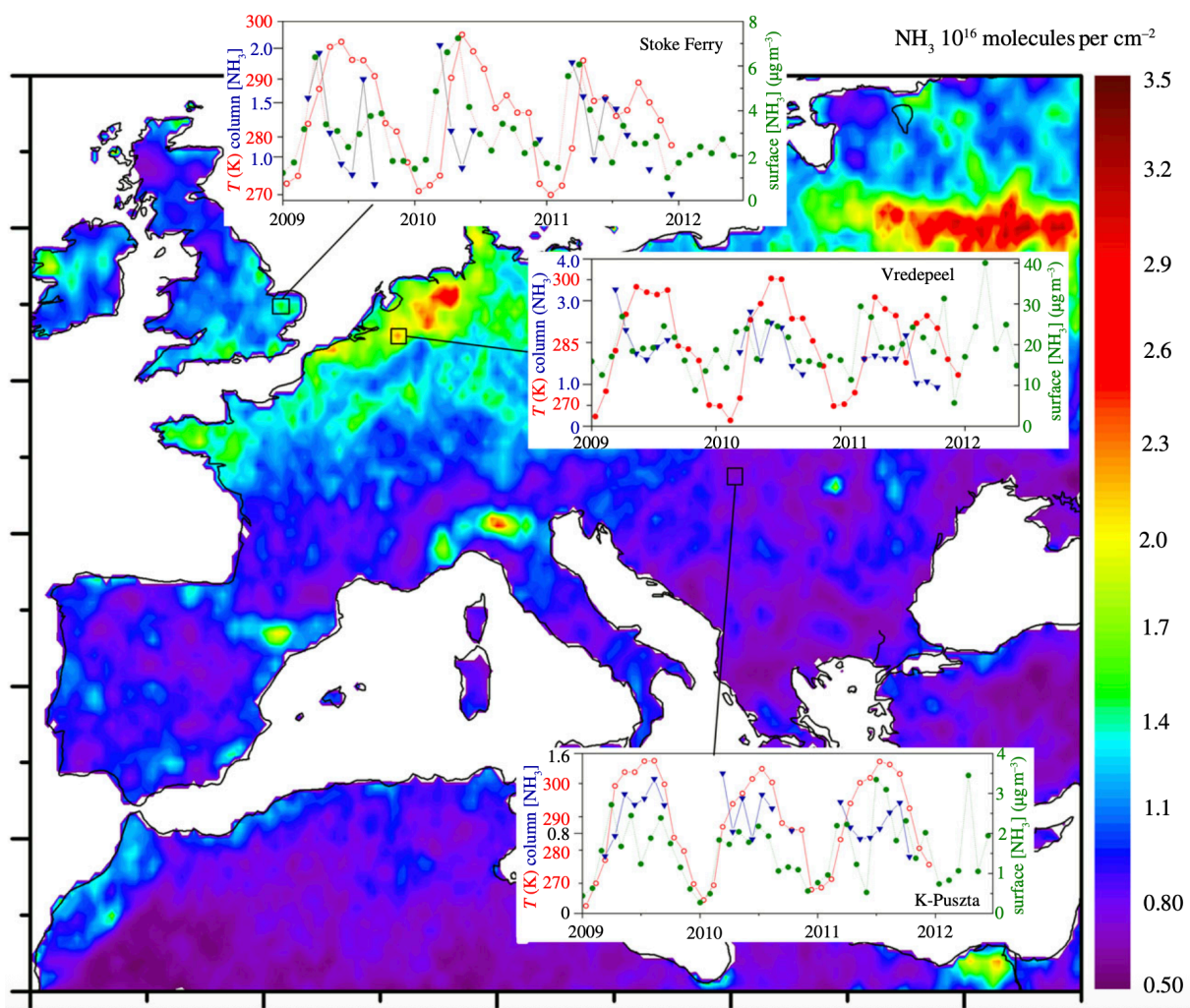


Figuur 4.4: (a) Tijdreeksen van het absolute (doorgetrokken lijnen, moleculen/cm² en µg/m³) en relatieve (gestreepte lijnen, %) weekendeffect. De IASI-tijdreeks (blauw) is gebaseerd op de ochtendmetingen van ammoniakkolommen via satellietobservaties (2008–2020) boven de noordwestelijke Europese regio (50°N–55°N; 2°E–15°E). De tijdreeks van het Landelijk Meetnet Luchtkwaliteit (LML) (oranje) is gebaseerd op oppervlaktemetingen van ammoniak op acht meetstations in Nederland. (b) Wekelijkse gemiddelde tijdreeksen van de totale ammoniakkolommen gemeten met satelliet (blauw, 10¹⁵ moleculen/cm²) en van de oppervlakteconcentraties (oranje, µg/m³).

Boven Nederland wordt de ammoniakconcentratie gemonitord via twee meetnetwerken: het Landelijk Meetnet Luchtkwaliteit (LML) en het Meetnet Ammoniak in Natuurgebieden (MAN). Het LML registreert uurgemiddelden op acht vaste locaties verspreid over het land, terwijl het MAN-netwerk maandgemiddelden meet in stikstofgevoelige natuurgebieden. De kwartaalgemiddelden uit het MAN-netwerk tonen een duidelijk seizoenspatroon dat overeenkomt met het verloop in eerder gepresenteerde figuren: de hoogste ammoniakconcentraties worden gemeten in het voorjaar en de zomer. Deze pieken hangen samen met bemestingsactiviteiten en hogere temperaturen, die de ammoniakvervluchtiging versterken.

Daarnaast is in Figuur 4.3 een duidelijk dag-nachtritme zichtbaar in de gemeten concentraties, met lagere waarden in de nacht en hogere waarden overdag. In het volgende rapport (Deel 3) zal dieper worden ingegaan op deze patronen, waarbij de maandelijkse MAN-metingen en de gegevens over natte depositie per maand nader geanalyseerd worden. Deze informatie gaat RIVM eerdaags beschikbaar stellen.

Ammoniakdepositie vertoont uitgesproken seizoens- en dagelijkse patronen, die variaties in emissies, meteorologische omstandigheden en oppervlaktekenmerken weerspiegelen. Depositiesnelheden zijn typisch hoger gedurende de dag vanwege grotere turbulentie en huidmondjesopening, en tijdens groeiseizoenen wanneer vegetatie het meest actief is in het opnemen van stikstof (Wichink Kruit et al., 2007)

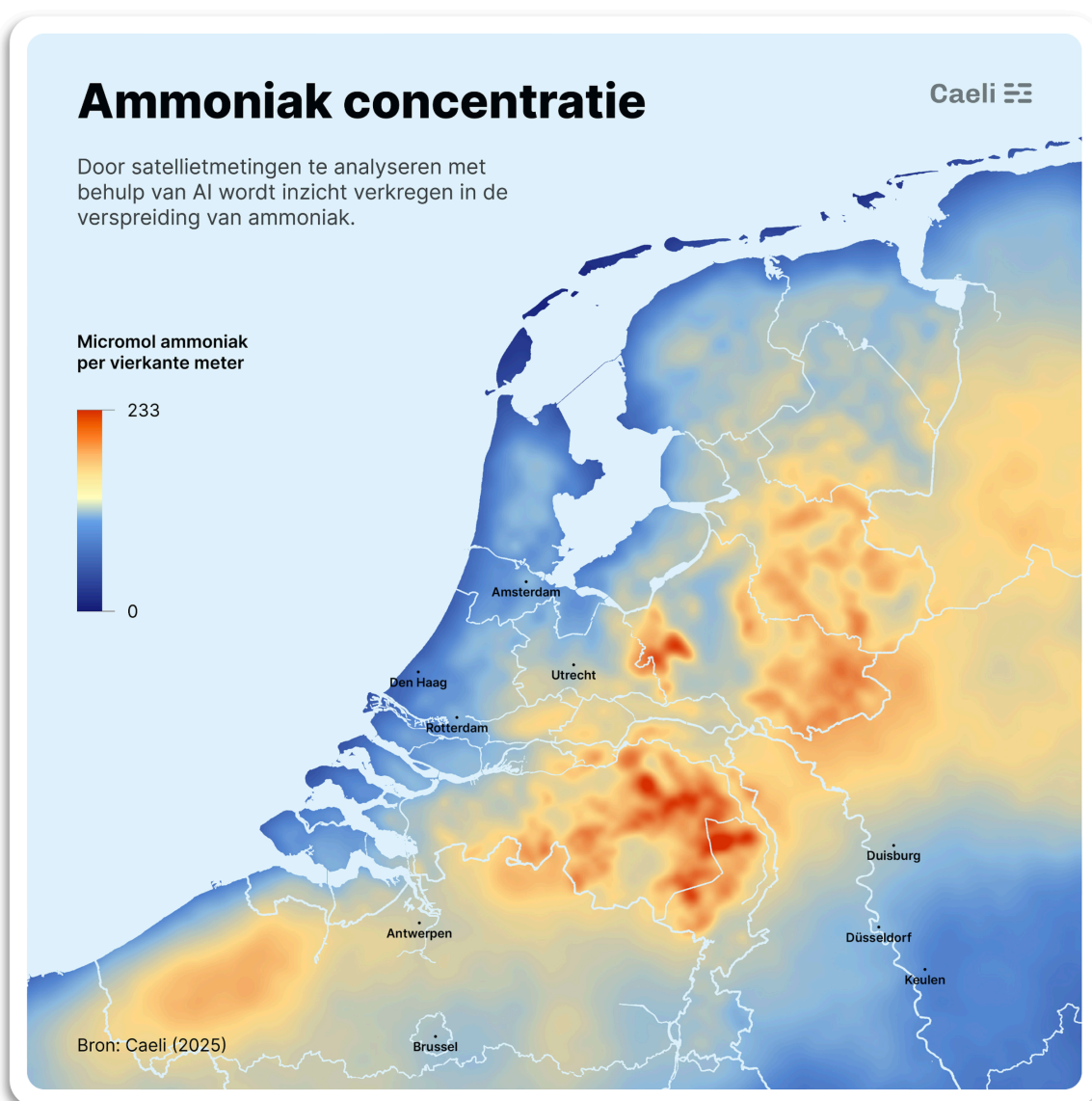


Figuur 4.5: Satellietschattingen van de NH_3 -kolom (10^6 moleculen per cm^2) en de grondtemperatuur, weergegeven als het gemiddelde over 2009, 2010 en 2011 (op basis van de infrarood-atmosferische geluidsinterferometer op het MetOp-platform), vergeleken met grondmetingen van de NH_3 -concentraties in de lucht op drie geselecteerde locaties. (bron: Sutton, 2013)

4.3 Verspreiding van ammoniak boven Nederland

Recente satellietwaarnemingen leveren ook nieuwe inzichten op over de verspreiding en depositie van ammoniak (NH_3) in Nederland. Uit deze waarnemingen blijkt dat ammoniak in hoofdzaak lokaal neerslaat, in de nabijheid van de bron. Deze bevindingen wijken af van veronderstellingen in oudere atmosferische modellen, die ervan uitgaan dat NH_3 zich over grotere afstanden verspreidt en aldus brede effecten heeft op gevoelige natuurgebieden.

Traditionele modellen, zoals OPS (Operationele Prioritaire Stoffenmodel) – gebruikt binnen AERIUS – veronderstellen dat ammoniakemissies zich over tientallen kilometers kunnen verplaatsen. Op basis daarvan worden vergunningen verleend en beleidsmaatregelen getroffen. Uit een combinatie van recente satellietdata, kunstmatige intelligentie (AI), wiskundige patroonherkenning en een netwerk van (grondstations, waar een tekort aan is!), waaronder in Nederland, blijkt echter dat ammoniakconcentraties het hoogst zijn direct rond intensieve veehouderijgebieden. Met name de Peelregio en de Gelderse Vallei tonen sterke lokale ammoniakophopingen.



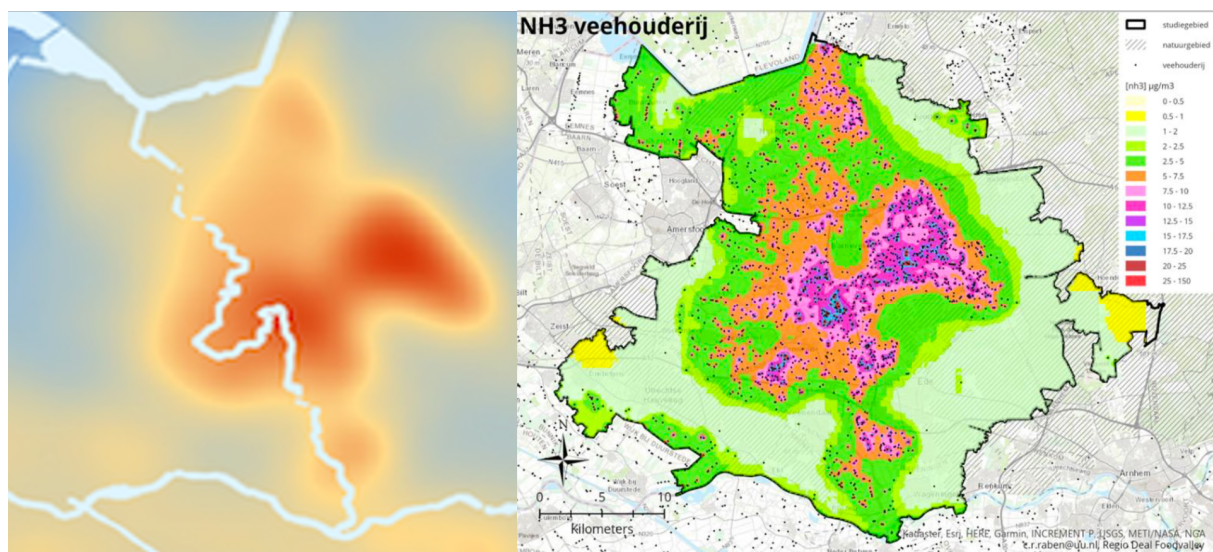
Figuur 4.6: Satellietgemeten ammoniakconcentratie boven Nederland Fotocredits: Copyright Caeli 2025 (reproductie verboden)

Deze waarnemingen tonen bovendien een hoge mate van overlap tussen emissiebronnen, concentratiepieken en de vermoedelijke depositielocaties. Deze overlap is indicatief voor een overwegend lokale verspreiding van ammoniak, waarbij de bijdrage aan depositie buiten de directe bronregio beperkt lijkt. Empirisch onderzoek en eerder gepubliceerde concentratiemetingen bevestigen dit beeld: binnen een straal van 250 tot 500 meter daalt de ammoniakconcentratie aanzienlijk en buiten dit bereik is het aandeel van een specifieke bron niet meer goed te onderscheiden van de achtergrondwaarden.

Deze bevindingen hebben beleidsmatige implicaties. Veel huidige regelgeving gaat uit van emissieverspreiding over grote afstanden, wat leidt tot generieke, landelijke maatregelen. Wanneer echter wordt uitgegaan van lokale depositiepatronen, ligt een gebiedsgerichte aanpak meer voor de hand. Daarbij kunnen emissiereductiemaatregelen specifiekere worden afgestemd op regio's met hoge concentraties, in plaats van landelijke normen te hanteren die niet in alle gebieden even relevant zijn.

De gebruikte methodologie – metingen vanuit satelliet gekoppeld aan fijnmazige gronddata en gevalideerde rekenmodellen – biedt een hogere nauwkeurigheid dan tot dusver beschikbaar was. Toch blijft aanvullend onderzoek nodig om de precieze verspreidingsmechanismen van ammoniak in kaart te brengen. Hierbij verdienen onder meer meteorologische factoren (zoals windrichting, temperatuur, vochtigheid), landschapselementen en biochemische processen in de bodem en vegetatie nadere studie. Voorbeelden zijn de zomerse ammoniak re-emissie uit bossen en de rol van aerosolen in de lucht.

Samenvattend geven deze nieuwe meetgegevens weer dat ammoniakemissies voornamelijk lokaal effect sorteren. Hierdoor komt het wetenschappelijke en beleidsmatige fundament onder het stikstofdossier in beweging. De uitkomsten benadrukken het belang van regionale monitoring en bijsturing van emissies aan de bron. Het ontwikkelen van een verfijnder meetnetwerk, in combinatie met geactualiseerde modellen, is van belang om het stikstofbeleid doeltreffender en rechtvaardiger te maken.

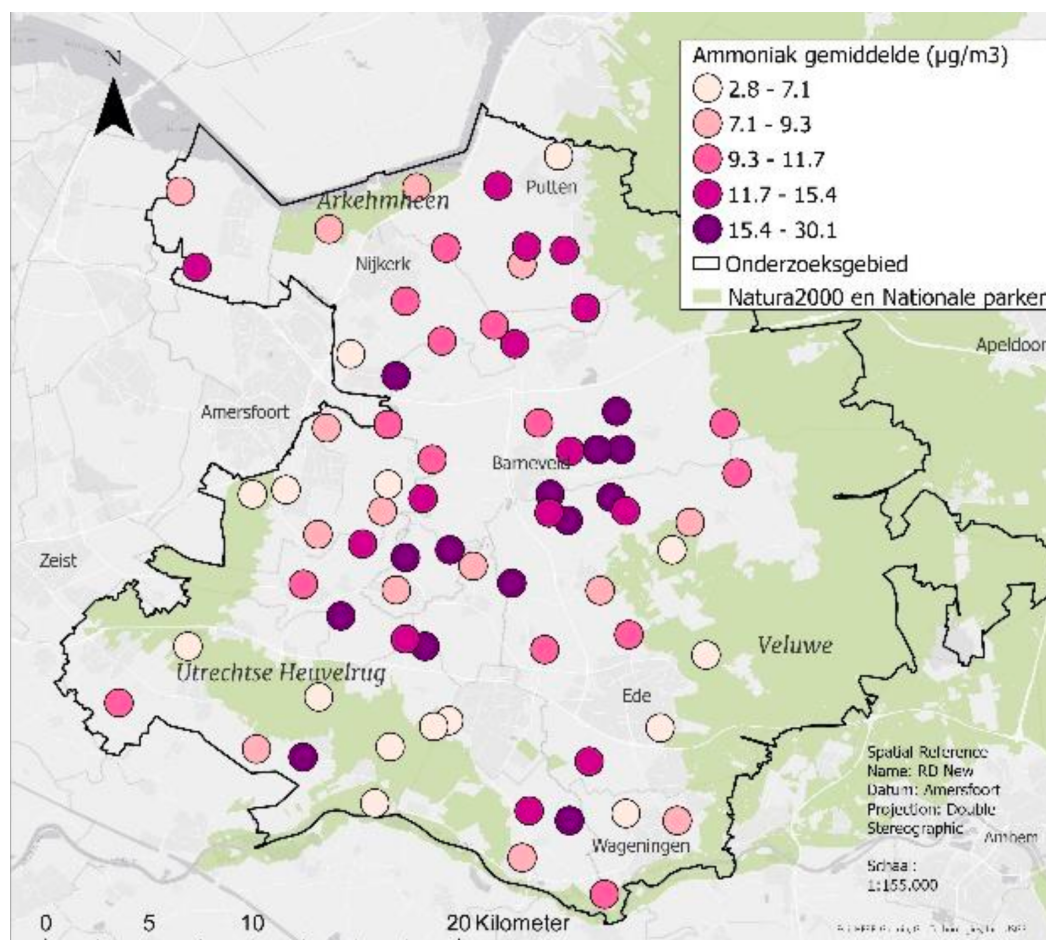


Figuur 4.7: Satellietgemeten ammoniakconcentratie boven Gelderse Vallei (links) en heatmap van de concentratiemetingen boven de Gelderse Vallei (rechts). Copyright Caeli 2025 (**reproductie verboden**)

4.4 Verspreiding in een Regio (Gelderse Vallei).

De opzet van het omgevingsmeetnetwerk in de Regio Foodvalley is uitgebreid gedocumenteerd in een eerder gepubliceerd whitepaper ([link naar whitepaper](#)). In het kort bestaat het netwerk uit 70 meetpunten verspreid over dorpen, steden en natuurgebieden, aangevuld met drie referentiestationen uitgerust met hoogwaardige referentieapparatuur. Binnen het meetnetwerk worden stikstofdioxide en fijnstof real-time gemeten met sensoren. Ammoniak wordt gemeten met passieve meetbuisjes, vergelijkbaar met die van het Meetnet Ammoniak in Natuurgebieden (MAN), waarmee maandgemiddelden worden bepaald.

Gedurende de meetperiode van maart 2022 tot en met februari 2024 werd een gemiddelde ammoniakconcentratie van $11,7 \mu\text{g}/\text{m}^3$ vastgesteld in het meetgebied. Ter vergelijking: het RIVM rapporteerde over dezelfde periode een gemiddelde concentratie van $8,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$, gebaseerd op acht landelijke LML-meetstations. Deze resultaten duiden op een relatief hoge ammoniakbelasting in het Foodvalley-gebied. De concentraties variëren per locatie: het buitengebied toont gemiddeld de hoogste waarden, gevolgd door locaties binnen de bebouwde kom; de laagste concentraties werden gemeten in natuurgebieden. De nabijheid van veehouderijen blijkt een belangrijke factor: hoe meer veehouderijen zich binnen een straal van 3 kilometer bevinden, des te hoger zijn doorgaans de gemeten concentraties.

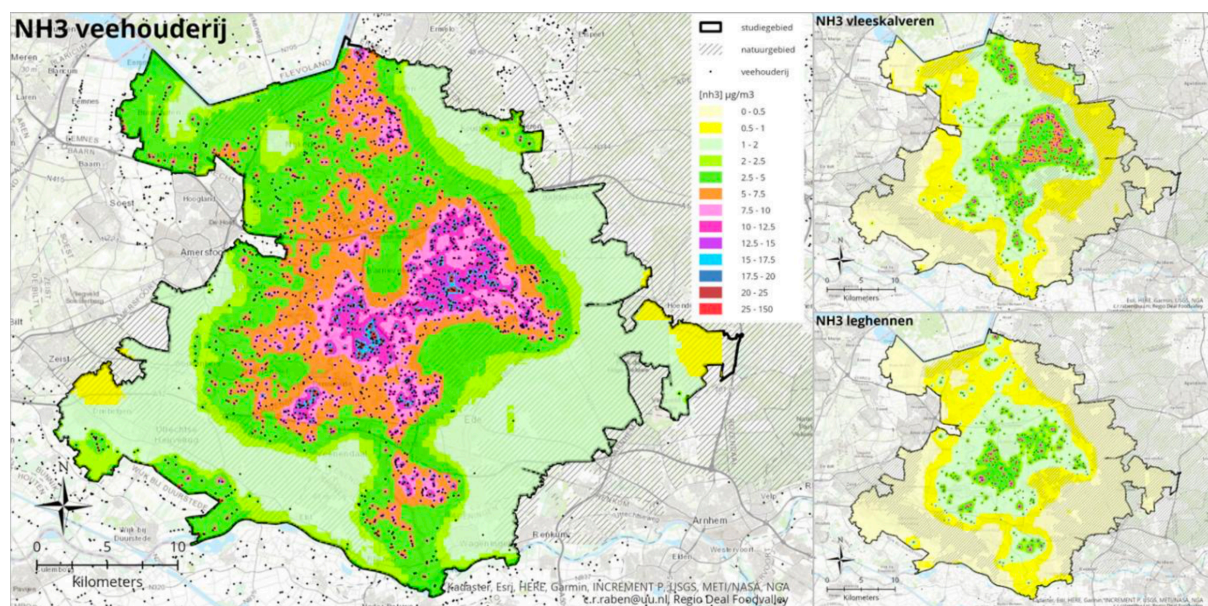


Figuur 4.7: Kaart met gemeten concentraties ammoniak in de lucht. Op deze kaart is voor elke meetlocatie het gemiddelde van de gemeten ammoniak concentraties in de lucht van maart 2022 tot en met februari 2024 weergegeven. (Bron: EINDRAPPORTAGE SPOOR 1 'TRANSITIE IN DE LANDBOUW' REGIODEAL FOODVALLEY)

Aanvullend zijn met behulp van een verspreidingsmodel ammoniakconcentraties in de lucht berekend op basis van geschatte emissies per veehouderij. De emissies zijn bepaald op basis van dierenaantallen, gemiddelde emissiefactoren per diercategorie en kenmerken van de stal, zoals de hoogte van de uitstoot. Bij de verspreidingsberekeningen is rekening gehouden met meteorologische gegevens (windrichting, windsnelheid per uur, neerslag), terreinruwheid en bodemgebruik. De modelresultaten wijzen erop dat vleeskalveren en leghennen de grootste bijdrage leveren aan de ammoniakconcentraties in het gebied, gevolgd door melkkoeien en vleesvarkens. Op de Veluwe is de kalverhouderij de dominante bron, terwijl op de Utrechtse Heuvelrug vooral de melkveehouderij bijdraagt. Er is een duidelijk verband tussen de gemodelleerde concentratiepatronen en de geografische spreiding van veehouderijen in het gebied.

De berekeningen laten verder zien dat de ammoniakconcentratie op een willekeurige locatie in het gebied het resultaat is van bijdragen van een groot aantal veehouderijen, in sommige gevallen oplopend tot meer dan 2.000. In gebieden met een hoge veedichtheid wordt de concentratie grotendeels bepaald door enkele grotere emissiebronnen in de nabijheid, aangevuld met kleinere bijdragen van bedrijven verder weg. In natuurgebieden, waar veehouderijen vaak op grotere afstand liggen, wordt de concentratie vooral veroorzaakt door een cumulatie van kleine bijdragen van veel verder weg gelegen bedrijven. Dit benadrukt het belang van zowel lokale als regionale emissiebronnen bij het beïnvloeden van de ammoniakconcentratie in gevoelige natuurgebieden.

Op basis van de ammoniakconcentratiemetingen met het uitgebreide sensornetwerk in de Gelderse Vallei blijkt dat het concentratieverloop (de concentratiegradiënt) sterk is. Ondanks de hoge veedichtheid en bijbehorende ammoniakemissies in dit gebied, dalen de gemeten luchtconcentraties binnen enkele kilometers tot waarden van circa $2 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Tussen de boerderijen blijven de concentraties juist relatief hoog. Dit patroon komt overeen met wat theoretisch verwacht mag worden op basis van de Gaussische pluimmodellen en de geregistreerde emissiegegevens. Deze waarnemingen bevestigen dat ammoniak zich voornamelijk lokaal concentreert en slechts beperkt verspreidt over grotere afstanden.

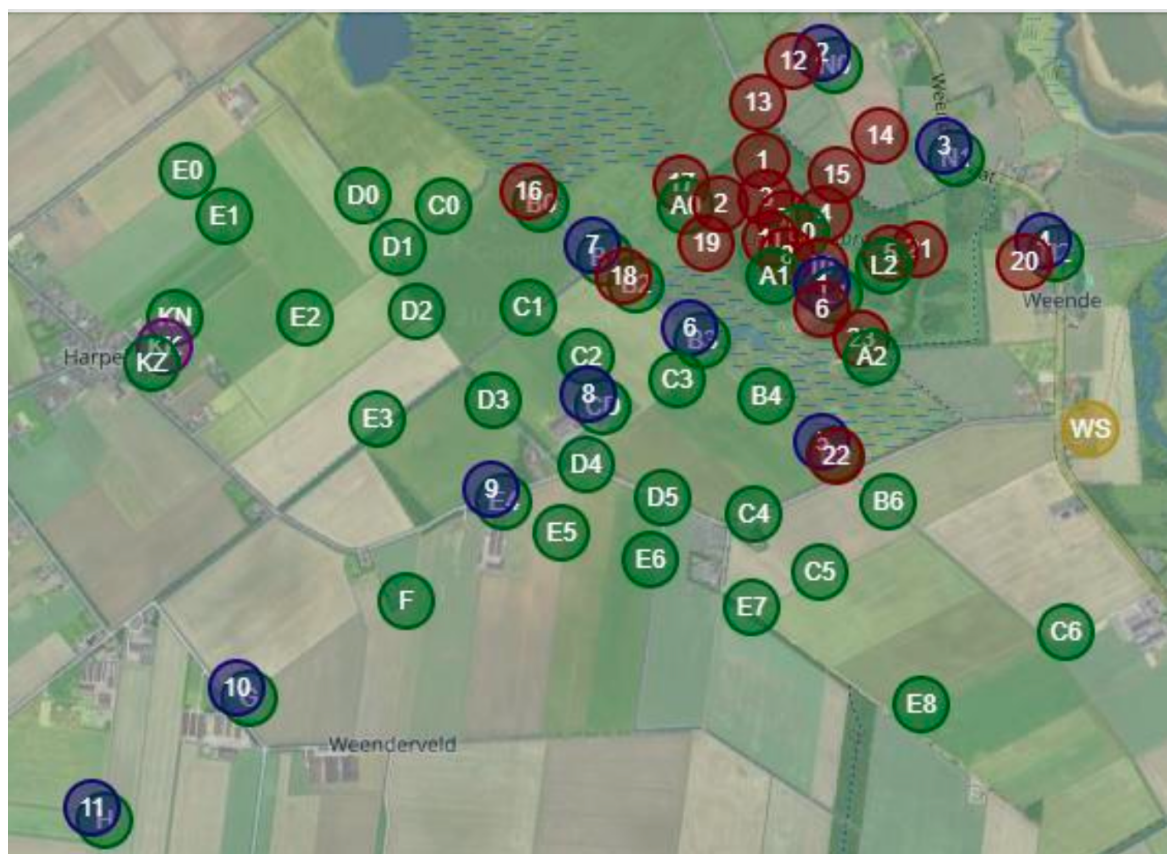


Figuur 4.8: Het ruimtelijke patroon van berekende ammoniakconcentratie in de lucht afkomstig van alle veehouderijen en apart voor leghennen en vleeskalveren. De zwarte stipjes geven de ligging van de veehouderijen aan. (Bron: EINDRAPPORTAGE SPOOR 1 'TRANSITIE IN DE LANDBOUW' REGIO DEAL FOODVALLEY)

4.5 Verspreiding in een Regio (Liefstingsbroek).

Rondom het Natura 2000-gebied Liefstingsbroek worden ammoniak- en stikstofdioxideconcentraties gemeten via een combinatie van real-time sensoren en passieve meetbuisjes. De real-time metingen zijn bedoeld om piekwaarden vast te leggen en vinden plaats op locaties rondom het natuurgebied, onder andere op veehouderijbedrijven en langs een meetlijn in de dominante windrichting (zuidwest). In 2024 is het meetgebied uitgebreid om een breder gebied te kunnen bestrijken.

Op vrijwel alle locaties van deze real-time metingen worden ook maandgemiddelde concentraties bepaald met dezelfde meetbuisjes als in het landelijke Meetnet Ammoniak in Natuurgebieden (MAN) van het RIVM. Deze buisjes meten passief de hoeveelheid ammoniak of stikstofdioxide die door diffusie wordt opgenomen. De geabsorbeerde stoffen worden in het laboratorium geanalyseerd en vervolgens omgerekend naar luchtconcentraties, waarbij ijking plaatsvindt met het Landelijk Meetnet Luchtkwaliteit (LML).



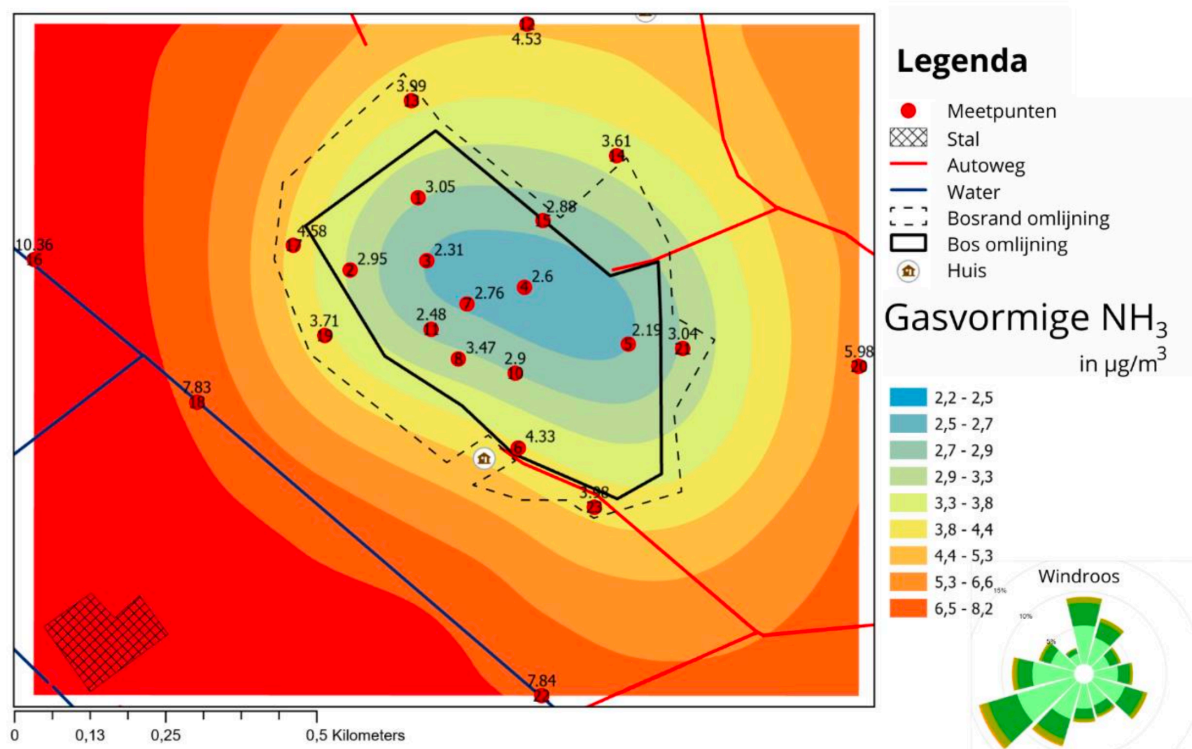
Figuur 4.9: sensornetwerk Liefstingsbroek 2023-2024.

Tot juli 2024 waren meetlocaties in het gebied ingericht door verschillende partijen. De Universiteit van Amsterdam (UvA) plaatste meetpunten in en rond het natuurgebied zelf. OnePlanet en het RIVM plaatsten meetpunten rondom het gebied en langs een meetlijn in de zuidwestelijke windrichting. De WUR voerde metingen uit op een melkveehouderij ten westzuidwesten van het gebied en richtte in juni 2024 een extra meetpunt in bij een melkveehouder in Sellingen om aanvullende emissiebronnen in beeld te brengen.

In juli 2024 breidde OnePlanet het aantal meetlocaties uit om fijnmaziger inzicht te verkrijgen in ammoniakconcentraties bovenwinds aan Liefstingsbroek. De eerdere meetlijn bleek onvoldoende om lokale variatie goed vast te leggen. De uitbreiding maakt het mogelijk om beter verbanden te leggen tussen concentraties en depositie.

De maandelijkse ammoniakconcentraties, bulkdepositie en bio-indicatorwaarden worden gekoppeld aan geografische factoren (afstand tot emissiebronnen), meteorologische omstandigheden (zoals temperatuur, windrichting en neerslag) en vegetatietype (bos, veld, blauwgrasland). De data worden statistisch geanalyseerd met 'linear mixed effect models', waarbij rekening wordt gehouden met variatie per meetlocatie. Interpolatie van de concentratie- en depositiekaarten is uitgevoerd met de methode van empirical Bayesian kriging. Deze methode gaf de beste voorspellingen in vergelijking met andere technieken zoals ordinary kriging of inverse distance weighting.

De UvA bepaalde de ammoniakconcentraties binnen het natuurgebied met behulp van ALPHA-samplers. Figuur 4.10 toont de maandelijkse meetresultaten voor de periode van maart 2023 tot maart 2024, uitgesplitst naar locatiecategorieën (zoals bos, veld of bosrand). Duidelijk is dat de ammoniakconcentratie sterk afneemt met de afstand tot de emissiebronnen, mede door opname door vegetatie. Statistische analyse laat zien dat temperatuur, neerslag, bemestingsmomenten, windrichting en vegetatiehoogte significante invloed uitoefenen op de gemeten concentraties. Regen, temperatuur en nabijgelegen bemestingsactiviteiten bleken de grootste invloed te hebben, gevolgd door het type vegetatie. Deze gegevens onderstrepen het belang van lokale en fijnmazige monitoring bij het beoordelen van stikstofbelasting op kwetsbare natuurgebieden zoals Liefstingsbroek.



Figuur 4.10: toont de gemiddelde concentratie van gasvormige ammoniak (NH_3) per meetlocatie, gemeten over de periode van 28 maart 2023 tot 28 maart 2024. Deze kaartvisualisatie geeft een ruimtelijk beeld van hoe de ammoniakconcentratie zich in en rond het gebied heeft verdeeld gedurende het meetjaar. Elk punt op de kaart vertegenwoordigt de gemiddelde maandconcentratie op die specifieke locatie, gebaseerd op passieve metingen met meetbuisjes

4.6 Verspreiding in een Regio (Schiermonnikoog).

Om beter te begrijpen hoe ammoniakconcentraties zich gedragen rondom individuele stallen, werd op Schiermonnikoog een uniek praktijkexperiment uitgevoerd. In de periode tussen 2015 en 2022 reduceerden de zeven melkveehouders op het eiland gezamenlijk hun veestapel met circa 40%, waarmee zij voldeden aan de oproep van de Provincie Fryslân om ammoniakemissies terug te dringen. Tegelijkertijd werden ook andere emissiebeperkende maatregelen genomen, zoals minder stikstofbemesting en meer weidegang. Op papier resulteerde dit volgens een quickscan van CLM (no 1178, Vermeulen *et.al.*) in een reductie van 21% in de totale ammoniakemissie op eilandniveau.

De verwachting was dat deze emissiereductie ook tot een waarneembare daling van de ammoniakconcentratie in de lucht zou leiden. Echter, metingen uit het Meetnet Ammoniak in Natuurgebieden (MAN) lieten begin 2022 juist een lichte stijging van de ammoniakconcentraties zien ten opzichte van 2021. Deze stijging werd niet alleen op Schiermonnikoog, maar ook op andere Waddeneilanden zoals Vlieland en Terschelling waargenomen – eilanden waar nauwelijks tot geen landbouw plaatsvindt. Dit suggereert dat de gemeten piek in 2022 vooral het gevolg was van verhoogde achtergrondconcentraties, mogelijk veroorzaakt door weersomstandigheden en atmosferische transporten (zie ook Deel 1 “*correlatie MAN met temperatuur en neerslag*”).

Belangrijker is dat de verschillen tussen de MAN-meetpunten op Schiermonnikoog zelf ook grote gradiënten laten zien. Zo bevindt meetpunt 1 zich op slechts 25 tot 50 meter van een landbouwperceel en meet daar structureel hogere waarden dan meetpunten op grotere afstand. Op slechts enkele honderden meters afstand dalen de ammoniakconcentraties al tot waarden onder het regionaal gemiddelde. Deze waarnemingen bevestigen het beeld dat ammoniakconcentraties snel afnemen met afstand tot de bron. Een visualisatie van dit gedrag is te zien in Figuur 17 van rapport Deel 1 (overgenomen uit een eerder Foodlog-artikel¹⁸). Hierin is weergegeven dat concentraties van 60 tot 100 µg/m³ op het boerenerf binnen 100 meter al dalen tot 10 à 20 µg/m³, en op 250 tot 500 meter gelijk zijn aan de achtergrondwaarde van het gebied.

Dit experiment benadrukt dat ammoniakconcentraties grote gradiënten vertonen, en dat die gradiënten zich over korte afstanden manifesteren. Zelfs een aanzienlijke reductie van de veestapel heeft nauwelijks effect op de gemeten luchtconcentraties verder dan enkele honderden meters van de bron. Jaar-op-jaar variaties in temperatuur, neerslag en windrichting zorgen voor veel grotere fluctuaties in gemeten concentraties dan een reductie van bijvoorbeeld 30% in de bronemissie ooit zichtbaar zou maken.

Het praktijkexperiment op Schiermonnikoog bevestigt dat ammoniakconcentraties in de lucht vooral worden bepaald door lokale pieken rondom emissiebronnen, en dat deze snel afnemen met afstand. De bijdrage van individuele boerderijen aan de concentratie op een afstand van 500 meter of meer is gering en nauwelijks onderscheidbaar van de achtergrond. Deze inzichten hebben belangrijke implicaties voor beleid en modellering: ze benadrukken het belang van fijnmazige metingen en kritische reflectie op de interpretatie van modelresultaten zoals die uit OPS of MAN. Concentraties rondom stallen zijn hoog, maar slechts lokaal meetbaar. Verdere studie naar het verschil tussen gemeten en gemodelleerde concentraties – en de daaruit voortvloeiende depositie – is noodzakelijk voor een effectiever en rechtvaardiger stikstofbeleid.

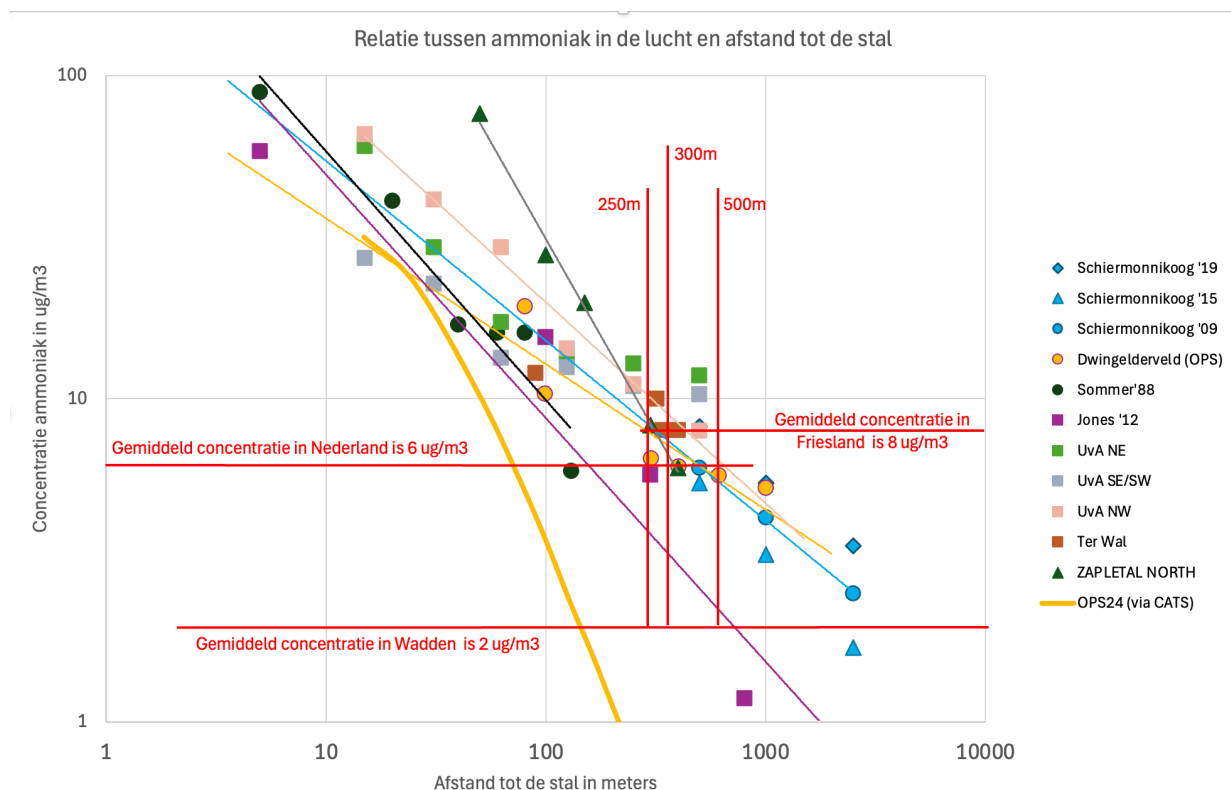
¹⁸ <https://www.foodlog.nl/artikel/de-twee-vragen-die-nederland-uit-de-stikstofcrisis-kunnen-halen>

4.7 Verspreiding rondom een stal.

Analyse van meetgegevens van het RIVM op Schiermonnikoog toont aan dat ammoniakemissies uit melkveestallen vooral een sterk lokaal effect hebben. Uit de gemeten concentraties blijkt dat op afstanden groter dan circa 250 meter van een stal de ammoniakconcentratie in de lucht nauwelijks nog verhoogd is. Bij een afstand van 500 meter of meer is het effect van de emissiebron niet langer meetbaar; de concentraties vallen binnen de achtergrondwaarden zoals die door landelijke metingen worden vastgesteld. Dit staat in scherp contrast met het uitgangspunt in overheidsbeleid, waarin tot op 25 kilometer afstand een invloed van puntbronnen wordt verondersteld.

Een eerder reductie-experiment op Schiermonnikoog, waarbij circa 40% van de melkveestapel werd afgevoerd, leidde niet tot een meetbare daling van de ammoniakconcentratie op het eiland. Deze resultaten wijzen erop dat veranderingen in emissiehoeveelheden alleen dan invloed hebben op concentraties, indien zij plaatsvinden in directe nabijheid van het meetpunt. De conclusie uit deze casus luidt dat bij afstanden groter dan 250-500 meter het individuele effect van een stal op de concentratie ammoniak in de lucht niet meer aantoonbaar is.

Vergelijkbare inzichten worden ondersteund door aanvullende meetgegevens uit andere delen van Nederland, waaronder metingen aan de lijzijde van stallen – veelal de oost- en noordoostkant, gegeven de overheersende windrichtingen uit het zuidwesten. Ook deze gegevens bevestigen dat ammoniakconcentraties scherp afnemen met de afstand tot de bron.

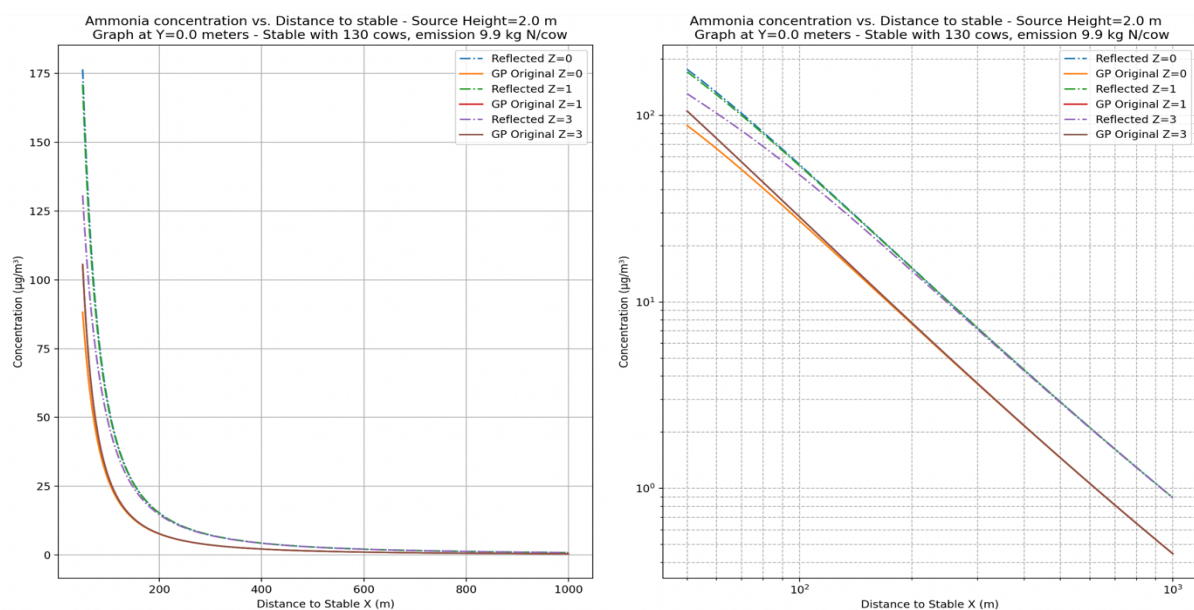


Figuur 4.11: Gemeten ammoniak concentratie uitgedrukt in $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ten opzichte van de afstand van een stal uitgedrukt in meters. De drie horizontale lijnen geven aan wat de verschillende achtergrond concentraties zijn van de stikstofdeken op grotere afstand.

In het kader van modellering van luchtverontreiniging is gebruikgemaakt van een aangepaste Gaussian Plume Curve (GPC), waarbij emissie, windsnelheid en atmosferische stabiliteit zijn meegenomen. Het doel van deze benadering is niet om exacte voorspellingen te doen, maar om inzicht te verkrijgen in de ordegrrootte van concentraties op verschillende afstanden van een emissiebron. De gebruikte GPC-variant laat zien dat de concentratie ammoniak exponentieel afneemt en op enkele honderden meters afstand verwaarloosbaar wordt. Visualisaties van dit model bevestigen de beperkte reikwijdte van lokale emissiebronnen.

Deze inzichten hebben directe consequenties voor het gebruik van rekenmodellen zoals OPS en DEPAC, die centraal staan in het Nederlandse stikstofbeleid en in het bijzonder bij het verlenen van natuurvergunningen. OPS voorspelt de ammoniakconcentratie op basis van emissiegegevens en meteorologische omstandigheden, terwijl DEPAC deze concentratie vertaalt naar droge depositiewaarden. Aangezien vergunningverlening direct afhankelijk is van deze gemodelleerde depositie, is de nauwkeurigheid van beide modellen van cruciaal belang. Twee onderzoeksvragen dringen zich op, die van essentieel belang zijn om te kunnen bepalen of generiek beleid (voor alle emissiebronnen) of juist specifiek beleid (gericht op bronnen dichtbij natuurgebieden) gerechtvaardigd is:

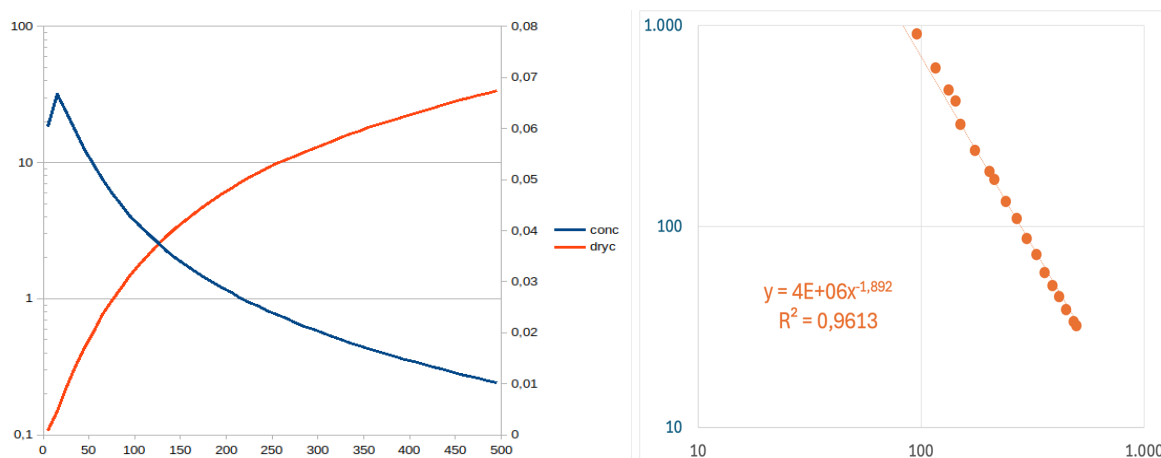
- 1. Hoe goed voorspelt OPS de ammoniakconcentratie?** De meetgegevens laten zien dat de concentraties rondom een stal sterk afnemen met de afstand en na circa 250-500 meter op achtergrondniveau liggen. De vraag is in hoeverre het OPS-model deze waargenomen waarden correct reproduceert.
- 2. Wat is de relatie tussen ammoniakconcentratie en droge depositie?** Literatuur suggereert een lineair verband, maar onzekerheden bestaan over de daadwerkelijke vorm en sterkte van deze relatie. DEPAC gebruikt een weerstandmodel dat lijkt op de wet van Ohm, waarbij het verschil in concentratie en de vegetati weerstand de flux naar de bodem bepalen. De vraag is in hoeverre dit model aansluit bij feitelijke observaties.



Figuur 4.12: 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 literatuurddata uit Figuur 4.11.

4.8 Hoe goed voorspelt OPS lokaal de ammoniakconcentratie

Twee afzonderlijke modelstudies zijn recent uitgevoerd door verschillende modelleers, waarbij voor beide een digitale simulatie is uitgevoerd van de ammoniakemissie van een melkveeststal met 120 koeien. Uitgegaan is van een emissie van 12 kg ammoniak per grootvee-eenheid (GVE) per jaar, resulterend in een totale emissie van 1.440 kg NH₃ per jaar. De berekeningen zijn uitgevoerd met een fijnmazig ruimtelijk grid en geven inzicht in zowel de ammoniakconcentratie als de droge depositie als functie van de afstand tot de bron.



Figuur 4.13: Simulatieresultaat OPS. De berekende concentratie (links, blauw) begint op 30 µg/m³ en neemt af tot 0,2 µg/m³. De orange lijn links geeft de fractie aan van de emissies en eindigt op 7% bij 500 meter. De berekende totale depositie (rechts, oranje) is uitgedrukt in mol per hectare per jaar: 615 mol op 100 meter, en 32 mol depositie op 500 meter afstand vanaf de stal (Bron: Gerard Cats).

De eerste grafiek toont de hoogste berekende concentraties in de lucht nabij de stal, terwijl de tweede grafiek de berekende depositie in de directe omgeving weergeeft. Uit een vergelijking met meetgegevens blijkt dat de modellen de ammoniakconcentratie in de eerste 500 meter rond de stal onderschatten. Dit verschil is duidelijk zichtbaar op de log-log-plot (zie gele lijn voor OPS-2024 van Gerard Cats in Figuur 4.11), waarin het verloop van de concentratie – waarnemingen – met afstand is weergegeven.

De berekening van de depositie is uitgevoerd met behulp van de DEPAC-module binnen het OPS-model. Volgens deze simulatie piekt de droge depositie bij een waarde van 615 mol per hectare per jaar nabij de stal, waarna deze snel afneemt tot 32 mol per hectare op 500 meter afstand. Op basis van meetgegevens en literatuur kan worden geconcludeerd dat ook deze berekende depositie waarschijnlijk te laag is.

De oorzaak hiervan ligt vermoedelijk in een onderschatting van de concentratie, en daarnaast zijn er aanwijzingen dat de relatie tussen ammoniakconcentratie en droge depositie in OPS onjuist wordt gemodelleerd. In eerdere analyses (zie Rapport Deel 1) is al vastgesteld dat de totale ammoniak stikstofdepositie boven graslanden eerder in de orde van 19 tot 22 kg N per hectare per jaar ligt, wat overeenkomt met circa 1.360 tot 1.570 mol/ha/jaar. Ter vergelijking: de gemiddelde droge ammoniak depositie in Friesland bedraagt volgens de OPS-GCN kaart circa 500 mol/ha/jaar.

De betrokken modelleers hebben op basis van hun simulaties met OPS geschat dat ongeveer 7–8% van de totale ammoniakemissie binnen een straal van 500 meter rond de stal wordt gedeponeerd. Dit percentage komt overeen met eerdere schattingen van het RIVM, dat in eerdere rapportages aangeeft dat circa 5% van de emissie lokaal neerslaat binnen deze afstand. Aangenomen mag worden dat het RIVM hierbij eveneens gebruik heeft gemaakt van het OPS-model. Daarmee zijn er inmiddels drie onafhankelijke berekeningen met OPS die allen tot een vergelijkbaar aandeel (5–7%) van lokale depositie komen. Dit is op zich niet verwonderlijk, aangezien in alle gevallen hetzelfde modelinstrumentarium (AERIUS/OPS) is toegepast.

Ook een onderzoek van de Universiteit van Amsterdam (UvA) uit 2023 kwam tot de conclusie dat ongeveer 9% van de emissie binnen een afstand van 500 meter wordt teruggevonden in de vorm van depositie. Deze berekening is echter gebaseerd op emissiewaarden afkomstig uit de KringloopWijzer (KLW), waarvan de betrouwbaarheid in dit specifieke geval ter discussie staat. De UvA heeft in het genoemde onderzoek een totale depositie van 577 kg ammoniak gemeten. De onderzoekers van de UvA werken nog aan een wetenschappelijke publicatie waarin wordt verwacht dat ook gemeten depositiewaarden en biomarkerresultaten worden opgenomen, zodat de herleidbaarheid van de gegevens beter beoordeeld kan worden.

In het rapport uit 2023 van de UvA zijn op pagina 11 de volgende empirische waarden genoemd:

- *“Bulk NH_4^+ -depositie daalde sterk met toenemende afstand tot het bedrijf, met een gemiddelde van $48,6 \text{ kg NH}_4^+-\text{N ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$ op 15 meter afstand tot $25,9 \text{ kg NH}_4^+-\text{N ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$ op 500 meter.”*
- *“De atmosferische NH_3 -concentratie nam exponentieel af met de afstand tot de stal, met een gemiddelde concentratie van $34,0 \mu\text{g NH}_3-\text{N m}^{-3}$ op 15 meter en $5,8 \mu\text{g NH}_3-\text{N m}^{-3}$ op 500 meter.”*

Deze waarden komen overeen met ongeveer 1.400 tot 2.700 mol per hectare per jaar en sluiten goed aan bij de bestaande wetenschappelijke literatuur over gemeten ammoniakdepositie nabij veehouderijen. De gerapporteerde waarden liggen echter substantieel hoger dan de uitkomsten van het OPS-model. Volgens dit model bedraagt de depositie direct bij de stal slechts circa 600 mol/ha/jaar. Dit verschil wijst erop dat OPS mogelijk een onderschatting geeft van de lokale ammoniakdepositie.

Als de gemeten 577 kg ammoniakdepositie correct is en we de realistischere stalemissie hanteren van circa 2228 kg ammoniak, dan zou de depositie niet 9% maar 26% bedragen¹⁹. Voorwaarde voor deze bewering is een kloppende massabalans tussen emissies en de depositie op grasland. Zie <https://www.foodlog.nl/artikel/ammoniak-uit-melkveestallen-bemest-belangrijk-deel-land-boeren-buur> als rechtvaardiging voor deze denkwijze.

Dit betekent dat de UvA-onderzoekers niet alleen onzorgvuldig woordgebruik moet worden verweten, maar ook rommelig rekenwerk. Hun voor weinig waakzaamheid gecorrigeerde cijfermateriaal bewijst de facto dat 26% van de ammoniak die vrijkomt weer neerdaalt op de boerengrond en daar opnieuw als mest voor het grasland fungeert. Dat is bijna drie keer zoveel als zij zelf concluderen.

¹⁹ <https://www.foodlog.nl/artikel/correctie-uva-onderzoek-bevestigt-veel-ammoniak-landt-op-het-boerenbedrijf>



Figuur 4.14: Een eerste OPS-berekening waarin de depositie in rood is weergegeven. Hoogste waarde is 600 mol per hectare per jaar (8,5 kg), in de simulatie heeft de stal 120 koeien extra wat overeenkomt met een emissie van 1440 kg. In tegenstelling tot eerdere figuren is de depositie-kleur lineair en niet logaritmisch. (Bron: Richard Zijlstra)

4.9 Stikstof in het Dwingelderveld met melkveehouderijen

Dan hebben we ook nog het rapport uit 2012 van Jan-klaas Santing die onder leiding van Dr. ir. E.A. Lantinga (Farming Systems Ecology Wageningen University) zijn onderzoekscriptie schreef na het nodige veldwerk te hebben uitgevoerd. In deze sectie geven we een samenvatting in het Nederlands van dit rapport *“Nitrogen deposition and ammonia concentrations in the Dwingelderveld as affected by surrounding dairy farms Evaluation of the OPS-model”*²⁰. De constatering van Santing en Lantinga komt overeen met dit onderzoek:

Het OPS-model bestaat uit vier onderdelen. Het eerste onderdeel bevat algemene gegevens zoals de projectnaam, het te modelleren component (ammoniak), het betreffende jaar en de eenheid van depositie ($\text{mol ha}^{-1} \text{jr}^{-1}$). Het tweede onderdeel biedt ruimte om een eerder gegenereerd emissiebestand toe te voegen, terwijl in het derde onderdeel het receptorbestand kan worden ingevoerd. Beide bestanden zijn opgesteld op basis van informatie zoals beschreven in bijlage XXI. Het vierde onderdeel bevat meteorologische gegevens en informatie over de ruwheid van het aardoppervlak. De meest relevante invoergegevens voor het OPS-model zijn eveneens opgenomen in bijlage XXI.

Tijdens het project is gebruikgemaakt van een geactualiseerde versie van het OPS-model, te weten versie 4.3.15 (uitgebracht op 9 december 2011). Volgens dr. M.C. van Zanten (systeemmodelleur bij het RIVM en het Centrum voor Milieumonitoring) kunnen de uitkomsten van deze nieuwste versie tot wel 20% hoger uitvallen in vergelijking met eerdere versies van het model. In deze studie is een vergelijking gemaakt tussen versie 4.3.12 en 4.3.15, waarbij specifiek is gekeken naar de ammoniakconcentratie en droge depositie rondom vijf melkveebedrijven. De modeluitvoer voor deze bedrijven is terug te vinden in bijlagen XXII en XXIII.

²⁰ <https://edepot.wur.nl/328849>

Uit de berekeningen blijkt dat de emissiebron (de stal) de enige inputbron was; achtergrondconcentraties zijn in deze modelruns niet meegenomen. Hierdoor zijn relatief lage ammoniakconcentraties berekend op het emissiepunt en is er nauwelijks sprake van berekende concentraties in nabijgelegen natuurgebieden (zie figuur 15A en 15B). Om een realistisch beeld te krijgen van de lokale bijdrage van deze vijf bedrijven ten opzichte van de achtergrondconcentratie, zouden aanvullende berekeningen moeten worden uitgevoerd waarin ook andere nationale en internationale emissiebronnen worden meegenomen. Hiervoor kunnen concentratiekaarten (GCN) en depositiekaarten (GDN) worden geraadpleegd, zoals opgesteld door Velders et al. (2011) op basis van economische scenario's en milieubeleid.

In de uitvoer van figuur 15A en 15B lijkt ook geen rekening te zijn gehouden met het zogenoemde compensatiepunt (de drempelwaarde waarboven ammoniak daadwerkelijk wordt opgenomen door vegetatie). Volgens Kruit (2010) is dit punt vastgesteld op $7 \mu\text{g NH}_3$ per m^3 . Onder deze waarde treedt in theorie geen droge depositie op. Zonder toepassing van dit correctiemechanisme zou de droge depositie bij lage concentraties, bijvoorbeeld $<6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ op 100 meter van de bron, vrijwel nul moeten zijn. Opmerkelijk is dat de gemodelleerde droge depositie in de nieuwe versie van OPS zelfs hoger uitvalt dan in de oudere versie, ondanks lagere berekende concentraties. Reeds in de oudere versie was sprake van een overschatting ten opzichte van empirische waarnemingen.

Een andere wijziging tussen de twee modelversies betreft de berekening van de invloed van de windrichting. In het geval van het bedrijf Mts. Duiven resulteerde dit in een lagere droge depositie aan de westzijde en een verhoogde depositie aan de oostzijde van de stal, overeenkomstig met de overheersende zuidwestenwind.

De door het OPS-model berekende ammoniakconcentraties nabij de bron (zie figuren 15A en 15B) blijken te laag te zijn in vergelijking met metingen uit dit onderzoek en internationale literatuur. In een Spaanse studie (Sanz et al., 2005) werd bijvoorbeeld een ammoniakconcentratie van $150 \mu\text{g}/\text{m}^3$ gemeten nabij een melkveehouderij. De resultaten uit het OPS-model tonen aan dat er geen significante relatie is tussen de vijf onderzochte bedrijven en nabijgelegen natuurgebieden wat betreft ammoniakconcentraties en depositie. Echter, bij het meenemen van achtergrondconcentraties (zie figuur 16) overschrijdt een van de bedrijven wel degelijk de kritische depositiewaarde van $400 \text{ mol}/\text{ha}/\text{jaar}$, met een berekende waarde van $671 \text{ mol}/\text{ha}/\text{jaar}$. De achtergrondconcentratie, mede veroorzaakt door nationale en buitenlandse bronnen, speelt daarmee een bepalende rol bij het overschrijden van de kritische waarde en vormt een belemmering voor bedrijfsontwikkeling.

Dit leidt tot een fundamenteel verschil in opvatting tussen het RIVM en dr. ir. Egbert Lantinga (Wageningen Universiteit). Volgens het RIVM wordt 80% van de geproduceerde ammoniak in Nederland weer in Nederland zelf gedeponeerd, terwijl 20% wordt geëxporteerd. Deze visie is gebaseerd op modelresultaten waarbij de totale depositie toeneemt naarmate de afstand tot de bron groter wordt (zie figuur 17), en vormt de basis voor het ontwerp van het AERIUS-instrument.

Daarentegen stelt dr. Lantinga dat circa 20% van de ammoniak via droge depositie binnen een straal van 100 meter rondom de bron wordt afgezet. Daarnaast neemt de natte depositie toe tot ongeveer 60%, verspreid via atmosferische processen wereldwijd. De resterende 20% zou via andere routes verdwijnen. Deze visie is gebaseerd op bevindingen uit onderhavig onderzoek en internationale studies uit onder meer Schotland, Denemarken, de Verenigde Staten en Spanje.

Om deze visie nader te onderbouwen, is aanvullend onderzoek nodig met behulp van biomonitors die stikstofdepositie kunnen schatten en verifiëren. De uitkomsten van het OPS-model blijken in deze casus onvoldoende toepasbaar. Op basis van de waarnemingen in dit onderzoek kan worden geconcludeerd dat geen verdere uitspraken kunnen worden gedaan over ammoniakdepositie op basis van de gebruikte OPS-berekeningen.

4.10 Eigen (Reflected) Gaussian Plume met depositie op grasland.

Eerder in dit hoofdstuk gaven we twee grafieken van een eigen Gaussian Plume model. Dit model is geschikt voor stallen en bevat in tegenstelling tot een generiek model a) reflectie, aangezien een stal een lage emissiebron is en b) depositie via een (te) eenvoudig depositiemodel. Het depositiemodel berekent op basis van een ingegeven depositiesnelheid de flux in de verticale richting. Met dit model kan ingeschat worden a) wat het concentratie verloop is en b) hoeveel mol depositie er is. In het Foodlog artikel “RIVM lijkt ammoniakdepositie op erf boer flink te onderschatten”²¹ hebben we enkele simulaties gedeeld en de grafieken zijn opgenomen in dit hoofdstuk. In dit artikel kunnen we het volgende lezen :

In dit artikel analyseert ir. Wouter de Heij de manier waarop het Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM) de ammoniakdepositie rond landbouwbedrijven inschat. Op basis van metingen op onder meer Schiermonnikoog stelt De Heij vast dat ammoniakconcentraties in de lucht zeer sterk afnemen met de afstand tot de emissiebron (zoals een melkveestal). Binnen een straal van 250 tot 500 meter daalt de concentratie naar het achtergrondniveau, wat impliceert dat het effect van een individuele stal op natuurgebieden op grotere afstand nauwelijks nog meetbaar is.

De Heij wijst erop dat het modelinstrumentarium van het RIVM – met name het OPS-model – de lokale depositie op en rond het boerenerf vermoedelijk sterk onderschat. Volgens zijn analyse kan het daadwerkelijke aandeel van de emissie dat lokaal neerslaat tot wel vijf keer hoger liggen dan het model voorspelt. Hierdoor wordt in het huidige stikstofbeleid mogelijk een te groot deel van de ammoniakemissie toegeschreven aan afzet op verderop gelegen natuurgebieden, terwijl in werkelijkheid het merendeel van de stikstof op of nabij het eigen erf terechtkomt.

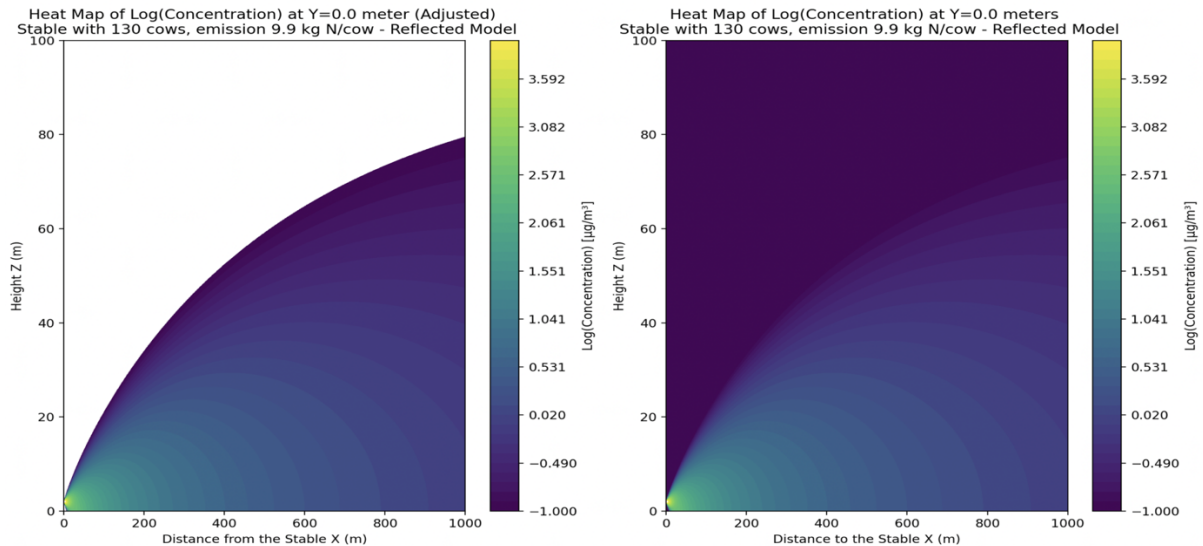
Deze bevindingen roepen fundamentele vragen op over de betrouwbaarheid van het OPS-model en het daarop gebaseerde AERIUS-systeem, waarmee stikstofdepositie wordt berekend voor vergunningverlening onder de Wet natuurbescherming. Indien de lokale depositie structureel wordt onderschat, zou dit impliceren dat de huidige beleidsinstrumenten onterecht druk uitoefenen op boerenbedrijven met stallen die verder van natuurgebieden liggen.

Het artikel pleit daarom voor een herijking van de stikstofmodellen, waarbij feitelijke meetgegevens uit de praktijk zwaarder zouden moeten wegen dan modeluitkomsten. Een dergelijke benadering zou kunnen leiden tot een eerlijker en effectiever stikstofbeleid, dat beter aansluit op de werkelijke bijdrage van individuele boerenbedrijven aan de belasting van natuurgebieden.

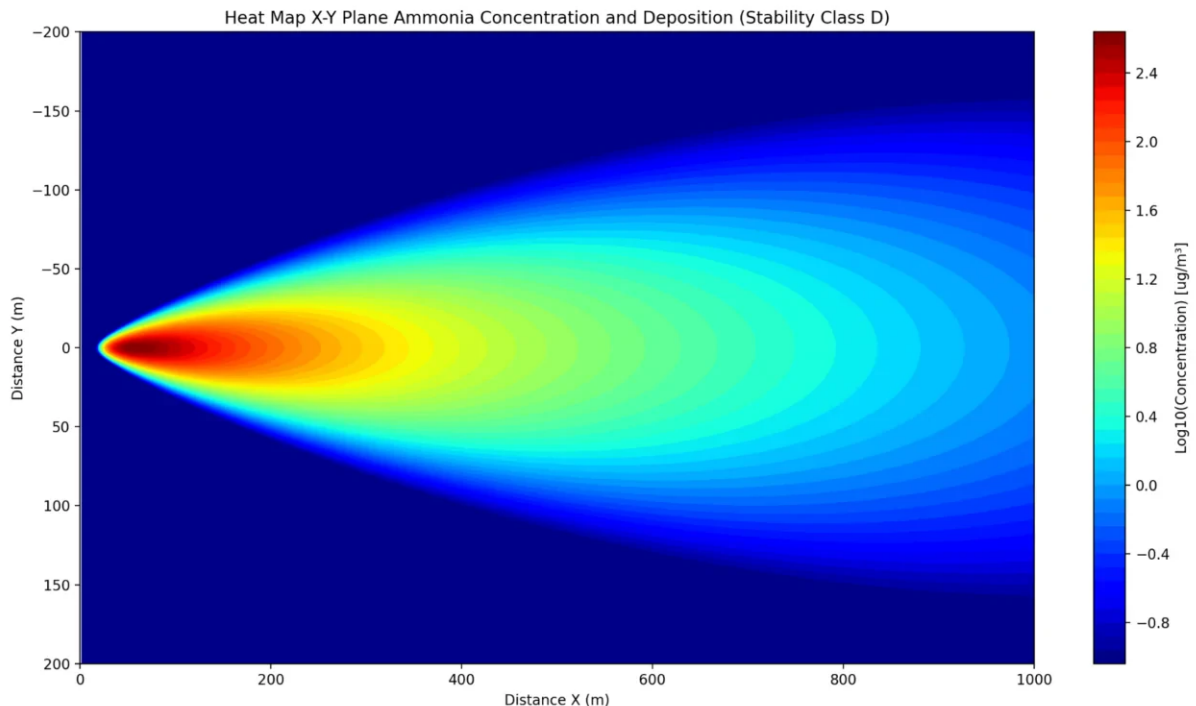
Een eerste inschatting van de hoogte van de ammoniakpluim op een afstand van circa 300 meter, op basis van eenvoudige simulaties, laat zien dat deze een verticale reikwijdte heeft van ongeveer 30 meter. In 2024 heeft TNO met mobiele meetapparatuur metingen uitgevoerd nabij agrarische bedrijven, waarbij ook op 300 meter afstand met behulp van een hoogwerker de verticale concentratieverdeling van ammoniak is bepaald. Uit deze metingen bleek dat de pluim op die afstand inderdaad tot ongeveer 30 meter hoogte reikte. Hoewel deze meetresultaten nog niet officieel zijn gepubliceerd, sluiten de bevindingen goed aan bij de resultaten van het gebruikte model.

²¹ <https://www.foodlog.nl/artikel/rivm-lijkt-ammoniakdepostie-op-erf-boer-flink-te-onderschatten>

De berekende ammoniakconcentraties nabij de emissiebron komen goed overeen met praktijkmetingen. In vergelijking met OPS toont het gebruikte Gaussian Plume-model een duidelijk betere overeenkomst met de gemeten lokale concentraties, wat erop wijst dat dit model geschikter is voor het voorspellen van de ammoniakverspreiding op korte afstand. Het model is zodanig opgezet dat ook de droge depositie kan worden berekend. Hiervoor is uitgegaan van een depositiesnelheid tussen 0,83 en 1,0 centimeter per seconde, waarmee de totale depositie op het omliggende oppervlak wordt vastgesteld.



Figuur 4.15: Heatmap van het GP model met reflectie waarbij de hoogte in meters (Z) en de afstand tot de stal in meters (X) is weergegeven en waarin de kleuren de $\log_{10}$ (ammoniak concentratie) weergegeven. De punt-emissiebron is op 2 meter. Beide plaatjes zijn hetzelfde, echter bij het linker plaatje zijn bewust alle concentraties onder de $0,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ afgeknapt om de 'plume' te tonen. Let op: de X-as loopt door tot 1000 meter, en de Y-as (de hoogte) maar tot 100 meter.

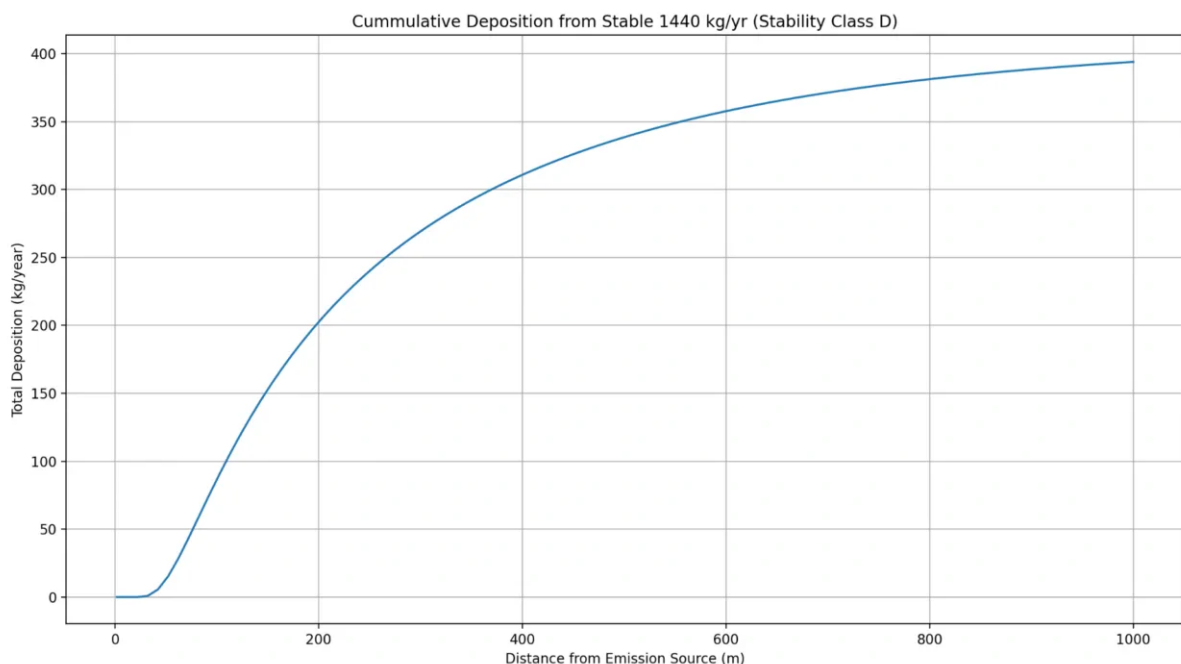


Figuur 4.16: Simulatie met GP-DeHeij versie 2 met depositiesnelheid in het model. Heat plot geeft de $\log_{10}$ (ammoniakconcentratie) weer van boven in het X-Y vlak boven de grond. (Bron: Foodlog artikel)

Op een afstand van 500 meter van de stal bedraagt de berekende depositie volgens het Gaussian Plume-model circa 325 kilogram ammoniak per jaar. Deze berekening is gebaseerd op een emissiebron van 1.440 kilogram ammoniak per jaar. Binnen een oppervlak van 20.000 m² (een rechthoek van 400 bij 500 meter) komt dit overeen met een depositie van ongeveer 22% van de totale emissie. Wanneer het volledige oppervlak van 400 bij 1.000 meter (40.000 m² of 40 hectare) in beschouwing wordt genomen, bedraagt de berekende depositie circa 400 kilogram, oftewel 27% van de emissie.

Deze resultaten sluiten goed aan bij de gemeten bulkdepositiewaarden uit het praktijkonderzoek van de Universiteit van Amsterdam. Daarmee wordt opnieuw bevestigd dat het OPS-model – zoals toegepast in AERIUS – de lokale depositie onderschat. Volgens het Gaussian Plume-model bedraagt de depositie binnen de eerste 500 meter circa 20 tot 25% van de totale emissie, terwijl het RIVM uitgaat van slechts 4% en andere OPS-gebaseerde berekeningen uitkomen op circa 7%.

De implicatie hiervan is dat op grotere afstanden van de bron substantieel minder ammoniak neerslaat dan momenteel wordt aangenomen in beleidsmodellen. Deze hypothese wordt ondersteund door recente satellietgegevens van Caeli en metingen uit het regionale netwerk van Regio FoodValley. De onderschatting van de ammoniakconcentratie in OPS op korte afstand leidt niet alleen tot een onderschatte depositie nabij de bron, maar impliceert ook dat een kleiner deel van de emissies buiten het boerenbedrijf erf terecht komt dan tot nu toe is verondersteld. Kort samengevat: de werkelijke depositie op natuurgebieden wordt door het AERIUS/OPS-systeem waarschijnlijk overschat.



Figuur 4.17: totale depositie als functie van stal afstand bij weerklasse D, windsnelheid 2 meter per seconde en een boerenerv van 40 hectare groot (400 x 1000 meter). De gebruikte depositie snelheid is 1 centimeter per seconde. Emissie is 12 kg per koe per jaar.

4.11 Massabalans rondom een stal : N-saldering per bedrijf

In juli 2024 werd op Foodlog²² een nieuw concept geïntroduceerd waarbij per agrarisch bedrijf de stikstofbalans centraal staat. In dit model worden twee typen emissiebronnen onderscheiden: a) de emissies afkomstig van de stal en mestopslag (een puntbron) en b) de emissies die ontstaan bij mestaanwending op het land (een oppervlaktespreiding).

Daarnaast werd gesteld dat een bedrijf met eigen gras- of bouwland ook fungeert als ‘sink’ voor stikstof, doordat op deze percelen zowel droge als natte depositie plaatsvindt. Deze depositie is afkomstig van achtergrondconcentraties in de lucht én van lokale emissiebronnen zoals weergegeven in een Gaussian Plume-model. Hieronder volgt een samenvatting van het artikel “Waar blijft de stikstof uit de stal?” (Foodlog, juli 2024):

In dit artikel onderzoekt ir. Wouter de Heij op basis van feitelijke metingen en modelberekeningen de verspreiding en depositie van ammoniak afkomstig uit melkveestallen. De centrale vraag is waar de stikstof – in de vorm van ammoniakgas – daadwerkelijk neerslaat nadat het de stal verlaat. In tegenstelling tot wat gangbare modellen als OPS/AERIUS van het RIVM aan tonen, concludeert De Heij dat een aanzienlijk deel van de ammoniak op korte afstand van de bron neerslaat, met name op het eigen grasland van de boer of op de percelen van naburige akkerbouwers.

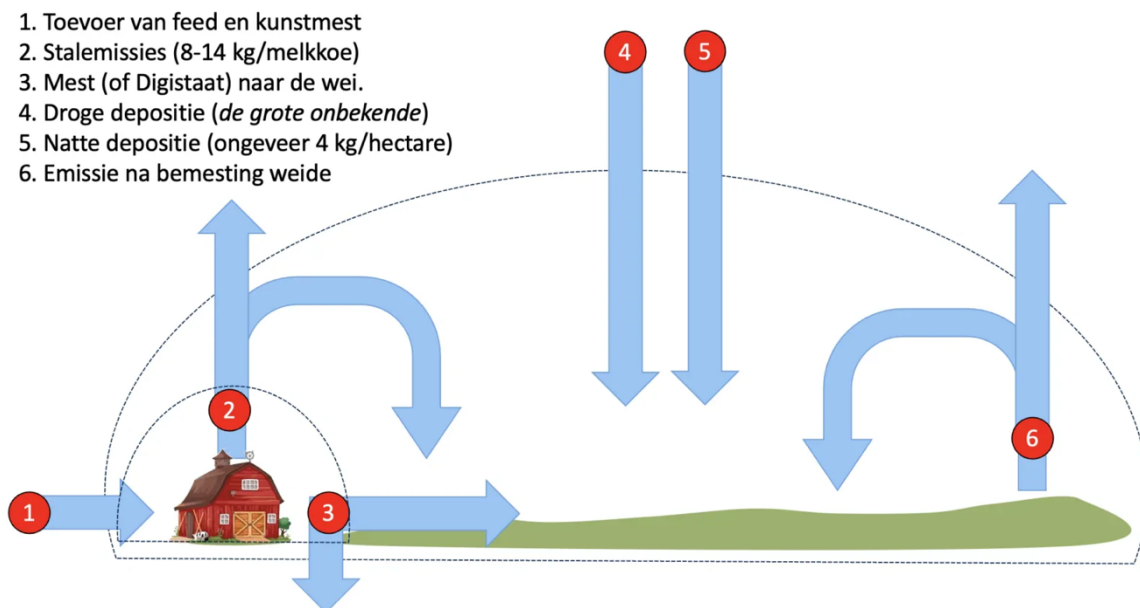
Volgens het huidige rekenmodel van het RIVM wordt slechts circa 4% van de emissie lokaal – op het eigen bedrijf – afgezet. De Heij stelt op basis van zijn berekeningen en praktijkdata echter vast dat dit percentage in werkelijkheid tussen de 25% en 75% kan liggen, afhankelijk van factoren zoals het aantal hectares grasland, het type stal en de gebruikte bemestingsnormen. Bij moderne, grondgebonden melkveebedrijven met voldoende grasland kan zelfs worden gesproken van ‘ammoniakneutraliteit’, waarbij de uitstoot grotendeels wordt heropgenomen in het gewas.

De basis voor zijn analyse is een zelf opgesteld ammoniakbalansmodel op bedrijfsniveau, waarbij de ammoniakuitstoot wordt afgezet tegen de verwachte opname via depositie op eigen land. Deze aanpak noemt De Heij het “ammoniaksalderingspercentage”. Hij vergelijkt dit met saldering van zonnestroom bij huishoudens: hoe meer opname op eigen terrein, hoe lager de belasting elders.

De bevindingen sluiten aan bij eerdere artikelen van De Heij waarin metingen en Gaussian Plume-modellen aantoonde dat ammoniakconcentraties exponentieel afnemen met de afstand tot de stal, en dat de bijdrage van een individuele boerderij op meer dan 500 meter afstand verwaarloosbaar is.

Het artikel bevat een beleidsaanbeveling aan zowel boerenorganisaties als beleidsmakers: stel per bedrijf een ammoniakbalans op, bepaal het salderingspercentage en overweeg vrijstelling of versoepeling van regelgeving voor bedrijven die aantoonbaar een groot deel van hun emissies lokaal opnemen en niet bijdragen aan de overbelasting van stikstofgevoelige natuur. Deze aanpak kan bijdragen aan een meer genuanceerd, gebiedsgericht stikstofbeleid.

²² <https://www.foodlog.nl/artikel/ammoniak-uit-melkveestallen-bemest-belangrijk-deel-land-boer-en-buur>



Figuur 4.18: de stikstofbalans rondom een boerderij. Voor een stal zonder eigen grond, geldt alleen emissie (2). Voor een stal met eigen (gras)land is de balans complexer en telt natte en droge depositie een rol.

Alle genoemde emissie- en depositiecomponenten kennen onzekerheden, met name door verschillen in voerregimes, staltypes, mestopslagsystemen en toegepaste bemestingsmethoden tussen bedrijven. Voor de rekenvoorbeelden in dit rapport is uitgegaan van representatieve kengetallen voor een standaard melkveebedrijf met 120 melkkoeien. In de praktijk zullen deze waarden variëren. De onderstaande paragrafen geven een overzicht van de bandbreedtes van de gebruikte kengetallen.

Emissies uit stal en mestopslag

Op basis van recente praktijkgegevens liggen deze emissies doorgaans tussen de 9 en 12 kg ammoniak per melkkoe per jaar (Grootvee-eenheid, GVE). Door deze waarde te vermenigvuldigen met het aantal dieren wordt de jaarlijkse stal- en opslagemissie per bedrijf berekend.

Emissies bij mestaanwending

De emissie bij bemesting wordt bepaald door het totaal aan toegediende stikstof in de vorm van TAN (Totaal Ammoniakale Stikstof) te vermenigvuldigen met de emissiefactor van de gebruikte bemestingsmethode. Voor de huidige derogatie is gerekend met een gemiddelde van 23 kg NH_3 /ha/jaar; zonder derogatie daalt dit naar circa 17 kg NH_3 /ha/jaar.

Natte depositie vanuit achtergrondconcentraties

In Nederland ligt de natte ammoniakdepositie gemiddeld tussen de 200 en 400 mol per hectare per jaar, wat overeenkomt met ongeveer 3,4 tot 6,8 kg NH_3 /ha/jaar. Ook is er nog enkele kilogrammen aan natte NO_x depositie afhankelijk van de regio.

Droge depositie vanuit achtergrondconcentraties

Droge depositie door achtergrondconcentraties is een onderbelichte, maar waarschijnlijk substantiële component. De ondergrens voor grasland ligt op circa 8,5 kg NH_3 /ha/jaar, maar naar verwachting ligt de werkelijke waarde dicht bij de 22 kg NH_3 /ha/jaar. Deze onzekerheid maakt deze post tot een belangrijk aandachtspunt in de stikstofdiscussie.

Depositie via de Gaussian Plume (lokale emissie-impact)

Volgens het RIVM bedraagt de droge depositie van ammoniak op het eigen bedrijf, als gevolg van lokale emissies vanuit de stal (de zogeheten Gaussian Plume), ongeveer 5% van de totale stalemissie. Eerste simulaties met het OPS-model tonen echter aan dat deze bijdrage hoger ligt, in de orde van 7% tot 9%. Aangezien OPS naar verwachting de droge depositie op grasland onderschat, ligt het voor de hand dat de werkelijke bijdrage van lokale emissie kan oplopen tot circa 20% van de stalemissies.

In het kader van dit onderzoek zijn inmiddels bijna honderd KringloopWijzers (KLW's) verzameld en geanalyseerd. De verwerking van deze gegevens is nog gaande. In een eerste analyse zijn de eerste vijftig KLW's bekeken, waarbij de totale ammoniakemissie (uit stal, opslag en bemesting) is afgezet tegen de gemeten depositiewaarden uit de KLW, die doorgaans liggen tussen de 18 en 22 kilogram stikstof per hectare. Voor deze analyse is uitgegaan van een conservatieve inschatting van 20% voor de bijdrage van de Gaussian Plume aan de stalemissies — een waarde die hoger ligt dan de OPS-uitkomsten, maar lager dan de resultaten van de UvA of het eigen *Gaussian_plume_deHeij*-model. De overige gegevens zijn direct ontleend aan de KLW's.

De resultaten zijn weergegeven in Figuur 4.21. Vier van de vijftig geanalyseerde bedrijven zijn rood gemarkeerd, omdat zij uitzonderlijk hoge opnamepercentages laten zien. Dit komt vermoedelijk doordat het gaat om extensieve bedrijven met een lage veebezetting per hectare. Deze uitbijters worden meegenomen in de verdiepende analyse in Deel 3 van dit rapport.

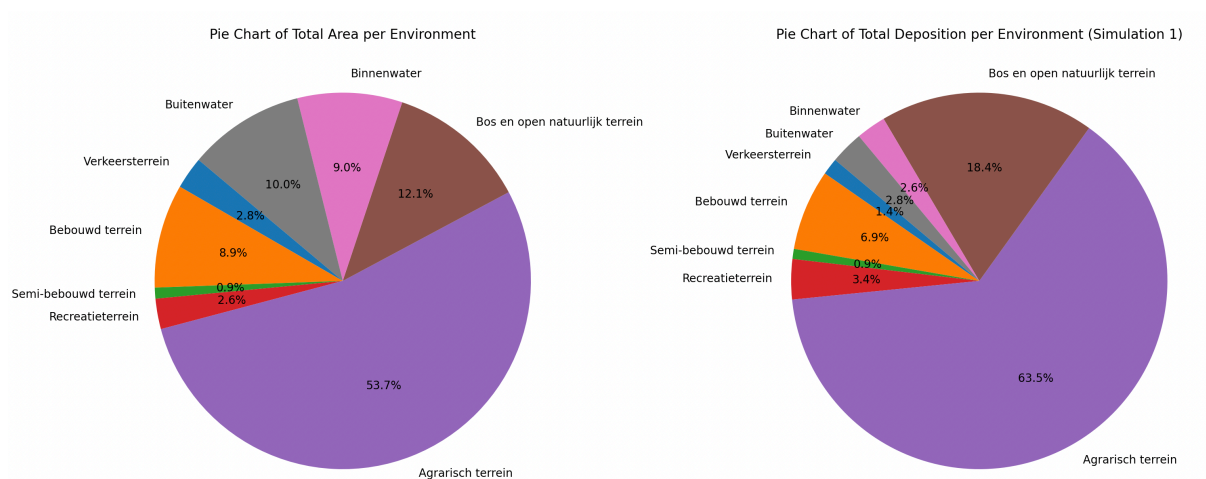
De gemiddelde opname van ammoniak op eigen land bedraagt 64%, al kan dit gemiddelde beïnvloed zijn door de uitbijters. De meest voorkomende waarde (mediaan) is 50%. Dit betekent dat volgens de NEMA-emissiedata (2021) voor rundvee meer dan de helft van de ammoniakemissie door melkveehouders wordt teruggewonnen op eigen percelen. Uitgaande van een landelijke emissie van 56,2 kiloton ammoniak voor rundvee betekent dit dat nog slechts 20 tot 28 kiloton beschikbaar blijft om op andere locaties in Nederland of daarbuiten te worden afgezet.

Daarmee is de grondgebonden melkveehouderij de enige agrarische sector in Nederland die functioneert als netto stikstof-sink. We komen vanaf Hoofdstuk 7.3 hier op terug.

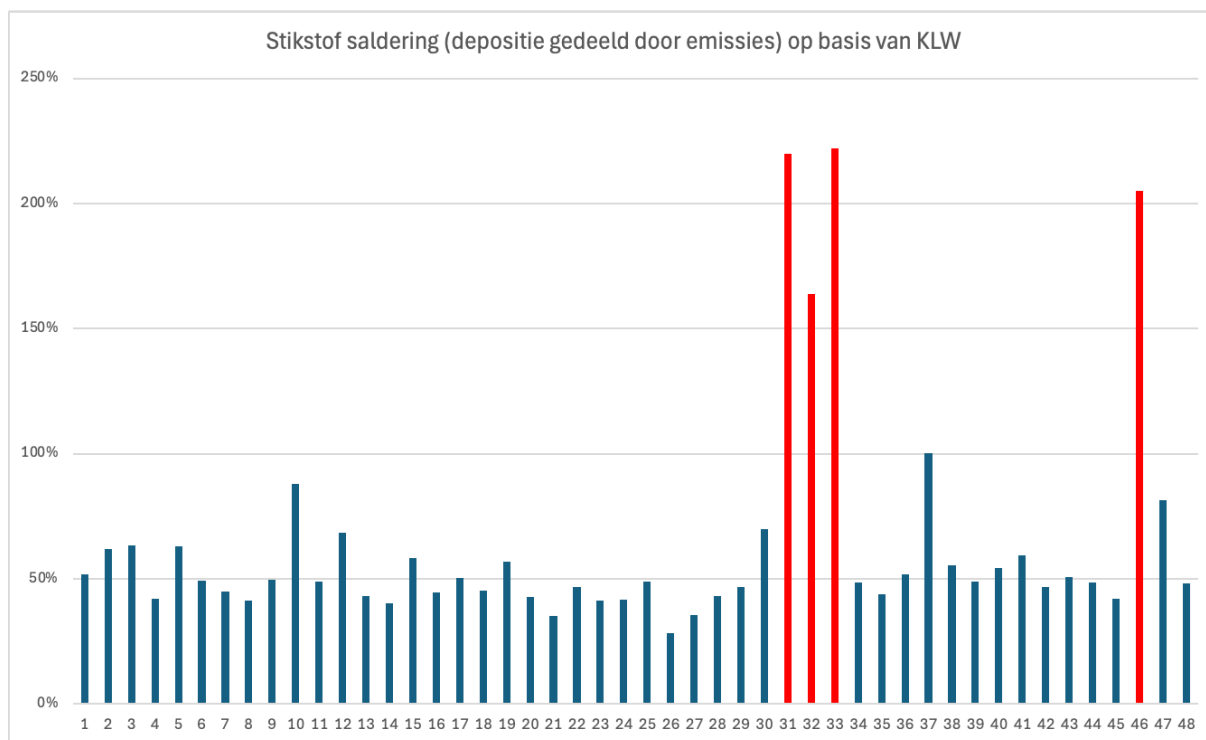
Eerder, in Deel 1 van dit rapport, is op basis van Monte Carlo-simulaties al geconcludeerd dat tussen de 50% en 65% van de emissies op eigen land neerslaat. Dit is logisch gezien het feit dat boeren gezamenlijk bijna 2 miljoen hectare grond beheren binnen een totaal landoppervlak van 4,2 miljoen hectare in Nederland.

Emission source	1990	2010	2021	
Rundvee / Cattle	166,1	52,6	56,2	51%
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%

Figuur 4.19: screenshot uit Rapport Deel 1, op pagina 34 staat: 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)



Figuur 4.20: Verdeling landgebruik Nederland (links) en de verwachte droge depositie verdeling (Resultaat van een Monte Carlo simulatie N=500). Uit Figuur 7.1 kunnen we echter opmaken dat de verdeling niet zo precies is als deze cirkeldiagram doet aantonen aangezien de onnauwkeurigheid groot is. (Bron: Deel 1)



Figuur 4.21: Stikstofsaldering per bedrijf op basis van de KLW van vijftig melkveehouders. De saldering wordt bepaald door alle deposities (a) nat, b) droog en c) Gaussian Plume) te delen door de totale bedrijfsemissies. De rode waarden zijn erg groot – het kan als deze bedrijven zeer extensief zijn – maar worden nader onderzocht. De gemiddelde opname van ammoniak op eigen land bedraagt 64%, al kan dit gemiddelde beïnvloed zijn door de uitbijters. De meest voorkomende waarde (mediaan) is 50%.

4.12 Depositiemodellen: te veel beperkingen (Ultra)Lokaal.

Stikstofdepositiemodellen worden gebruikt om de verspreiding en depositie van stikstofverbindingen te berekenen en spelen een cruciale rol bij beleidsbeslissingen. De wetenschappelijke literatuur wijst echter op belangrijke beperkingen van deze modellen, met name voor lokale en ultralokale toepassingen (Nair & Yu, 2020; Petersen, 2025)²³.

Stikstofdepositiemodellen kunnen worden onderverdeeld in Euleriaanse en Lagrangiaanse modellen (Nair & Yu, 2020). Bij de Euleriaanse benadering (GEOS-Chem, CMAQ, EMEP) worden referentiegridcellen gemonitord. De Lagrangiaanse benadering (FRAME, TREND, OPS) volgt het luchtpakket. In Nederland wordt voornamelijk het OPS-model gebruikt voor zowel nationale als lokale toepassingen.

Volgens recent expertonderzoek is de limiet waaronder modelresultaten onvoldoende betrouwbaar zijn vastgesteld op 1 mol/ha/jaar (Petersen, 2025). Onder deze waarde kan depositie niet met voldoende zekerheid worden onderscheiden van nul en kan een berekende depositiebijdrage niet worden gerelateerd aan een individuele bron met voldoende wetenschappelijke zekerheid. Berekeningsresultaten lager dan 1 mol/ha/jaar zijn daarom wetenschappelijk onvoldoende betrouwbaar voor besluitvorming over specifieke projecten.

De onzekerheid van stikstofdepositie op lokale schaal is een factor 2 (-50% tot +100%) volgens het RIVM (2021). Atlas Natuurlijk Kapitaal geeft aan dat op lokale schaal de onzekerheid ongeveer 70% bedraagt. TNO-onderzoek (2024) benadrukt dat de beperkingen voornamelijk afhankelijk zijn van lokale omstandigheden en de mate waarin die in het model worden gerepresenteerd.

De onzekerheden worden veroorzaakt door:

1. **Meteorologische factoren:** Lokale weerpatronen, windvariabiliteit en temperatuurgradiënten die niet volledig worden gerepresenteerd.
2. **Terreinkenmerken:** Complexe topografie, vegetatiepatronen en heterogeen landgebruik.
3. **Modelresolutie:** Gridcellen zijn typisch veel groter dan een hectare.
4. **Emissiebronnen:** Onzekerheden in locatie, sterkte en temporele variatie.

Op basis van de wetenschappelijke literatuur t.a.v. schaalniveaus en modelbetrouwbaarheid:

- **Nationale/Regionale Schaal (>10 km):** Modellen presteren relatief goed; onzekerheden worden uitgemiddeld.
- **Lokale Schaal (1-10 km):** Toenemende onzekerheden, maar nog bruikbaar voor algemene trends.
- **Ultralokale Schaal (<1 km):** Zeer hoge onzekerheden maken resultaten wetenschappelijk onbetrouwbaar voor besluitvorming.

²³ <https://www.rijksoverheid.nl/documenten/kamerstukken/2025/03/18/rekenkundige-ondergrens-verzoek-aan-de-raad-van-state-om-voorlichting>

Een cruciale factor in modelonzekerheden is het beperkte aantal droge depositie waarnemingen (Nair & Yu, 2020; Zhang et al., 2021). In tegenstelling tot natte depositie is droge depositie moeilijker te kwantificeren:

- **Technische uitdagingen:** Vereist geavanceerde en dure instrumenten zoals eddy-covariantiesystemen.
- **Beperkte metingen:** Monitoringnetwerken zoals NADP, EMEP en EANET meten voornamelijk natte depositie.
- **Inferentiële methoden:** Droge depositie wordt vaak afgeleid via indirecte methoden in plaats van direct gemeten.

Deze beperkingen leiden tot validatieproblemen, vooral op lokale schaal, waar onvoldoende metingen beschikbaar zijn om modellen grondig te valideren en te kalibreren voor specifieke lokale omstandigheden (Zhang et al., 2021).

Stikstofdepositiemodellen hebben belangrijke beperkingen voor lokale en ultralokale toepassingen. De wetenschappelijke ondergrens voor betrouwbaarheid van 1 mol/ha/jaar betekent dat resultaten onder deze waarde niet met voldoende zekerheid kunnen worden gebruikt voor besluitvorming over specifieke projecten (Petersen, 2025). Dit bevestigt dat deze modellen niet geschikt zijn voor hectare-berekeningen.

Het gebrek aan voldoende droge depositie waarnemingen is een belangrijke factor die bijdraagt aan de onzekerheden (Nair & Yu, 2020). De huidige meetmethoden zijn beperkt in aantal, ruimtelijke dekking en nauwkeurigheid, wat de validatie en kalibratie van modellen op lokale schaal bemoeilijkt. Voor een wetenschappelijk verantwoorde benadering van het stikstofvraagstuk is het essentieel om de beperkingen van de huidige modellen te erkennen en te werken aan verbeterde meetmethoden en modelleringstechnieken die beter geschikt zijn voor lokale toepassingen.

5 Natte Depositie Waarnemingen & Conclusies

5.1 Managementsamenvatting.

De natte depositie van ammoniak (NH_3) en stikstofoxiden (NO_x) speelt een cruciale rol in de stikstofbelasting van ecosystemen in Nederland, maar wordt in beleidsmodellen mogelijk overschat. De kern van deze hypothese is dat een aanzienlijk deel van de neerslag – tussen de 25% en 45% – verdampt voordat het stikstof effectief wordt opgenomen in bodem of vegetatie. Op basis van neerslaggegevens van KNMI en literatuur blijkt dat verdamping vooral in bosrijke gebieden en bij hogere temperaturen substantieel is. Dit betekent dat gemeten natte depositie via regenwater niet noodzakelijk gelijkstaat aan daadwerkelijke ecologische belasting. Voor ammoniak gaat het gemiddeld om een modelwaarde van 297 mol per hectare per jaar, oftewel ongeveer 18 miljoen kilogram stikstof voor heel Nederland, terwijl het werkelijke effect daarvan mogelijk lager ligt door verdamping. Voor NO_x geldt een gemiddelde natte depositie van 124 mol per hectare per jaar, goed voor 7,7 miljoen kilogram stikstof.

Hoewel het RIVM met wet-only opvangsystemen verdamping tijdens de meting minimaliseert, wordt de verdamping ná depositie in modellen zoals Aerius of OPS niet meegenomen. Dat geldt ook voor het DEPAC-model, dat enkel droge depositie rekent en geen neerslagcomponent bevat. Hierdoor ontstaat een asymmetrische weergave van stikstofstromen. Recente fluxmetingen in Nederlandse bossen tonen zelfs seizoensafhankelijke emissie van ammoniak, terwijl DEPAC in die situaties alleen depositie voorspelt.

Empirische studies laten positieve, maar zwakke correlaties zien tussen NH_3 -luchtconcentraties en natte NH_4^+ -depositie. Deze relatie is sterk afhankelijk van meteorologische omstandigheden, regionale emissiepatronen, en atmosferische chemie. Modelvergelijkingen voor 2022 tonen een gemiddelde afwijking tussen gemeten en berekende natte depositie van ± 10 tot 20%, waarbij in sommige regio's de modellen onderschatten en in andere overschatten. Seizoenseffecten zijn eveneens duidelijk zichtbaar: de natte ammoniakdepositie piekt in de lente, samen met de mesttoepassing, en kent in de zomer mogelijk een tweede piek door verhoogde verdamping.

De conclusie luidt dat het huidige begrip van natte depositie nog onvolledig is en dat systematische overschatting van stikstofbelasting via regenwater niet kan worden uitgesloten. Verdamping, opnamecapaciteit van vegetatie en het verschil tussen gemeten en effectieve depositie verdienen expliciete aandacht in de interpretatie van meetgegevens. Vervolgonderzoek moet zich richten op het verbeteren van modellen, uitbreiding van meetnetwerken, en seizoensspecifieke analyses om tot betrouwbaarder stikstofbeleid te komen.

5.2 Feedback van RIVM op Deel 1 en reactie daarop.

In het rapport *“Ammoniak boven en op Nederland: Een wetenschappelijk overzicht (deel 1)”* is een alternatieve hypothese naar voren gebracht met betrekking tot de interpretatie van natte depositie van ammoniak (NH_3). De hypothese luidt dat de gemeten natte depositie via regenwater mogelijk een systematische overschatting vormt van de daadwerkelijke stikstofbelasting van ecosystemen. Deze overschatting zou het gevolg kunnen zijn van de verdamping van neerslagwater ná depositie, vóór opname in de bodem of vegetatie. De relevantie van deze hypothese is groot, omdat veel beleidsmodellen en ecologische effectschattingen direct leunen op metingen of modelwaarden van natte depositie.

5.2.1 Verdamping als beïnvloedende factor

De veronderstelde overschatting komt voort uit hydrologische observaties: een aanzienlijk deel van de jaarlijkse neerslag verdampt opnieuw en bereikt dus niet permanent de bodem.

Modelberekeningen met het Penman-Monteith-model op KNMI-station De Bilt laten zien dat circa 250 mm van de gemiddeld 950 mm jaarlijkse neerslag weer verdampt – oftewel circa 26%. Deze waarde komt goed overeen met langjarige metingen uit de periode 1945–1971, waarin een verdamping van 24% werd vastgesteld. In bossen is deze verdamping aantoonbaar hoger (tussen de 60% en 80%), mede door interceptie en verdamping van regenwater via bladeren en naalden.

De implicatie hiervan is dat een deel van de in regenwater opgeloste nutriënten – zoals ammonium – mogelijk niet wordt opgenomen door het ecosysteem, maar opnieuw de atmosfeer bereikt via evaporatie (en dus emiteert). Dit effect zou ertoe kunnen leiden dat de werkelijke nettobelasting van het ecosysteem door natte depositie lager ligt dan op basis van meetwaarden wordt aangenomen.

5.2.2 Reactie RIVM: methodologisch correct, maar systeemtechnisch beperkt

Het RIVM heeft op deze hypothese schriftelijk gereageerd met enkele inhoudelijk juiste en relevante opmerkingen. Zij stellen terecht dat verdamping een breed proces is dat zowel evaporatie als transpiratie omvat, en dat deze processen onderdeel zijn van de bredere oppervlakte-atmosfeer-uitwisseling. In dit kader is het ook juist dat ammoniak – met name bij droge omstandigheden – kan worden opgenomen via de bladeren, waarbij chemische processen of bladinterne opname ervoor zorgen dat niet alle stikstof verloren gaat bij verdamping. Verder wordt verwezen naar de internationale standaarden van natte depositiemetingen, waarbij *wet-only* opvangsystemen met gekoelde regenvangers verdamping tijdens de meting minimaliseren.

Toch mist deze reactie een belangrijk inhoudelijk onderscheid. Het RIVM redeneert vanuit de meetpraktijk en modelstandaarden, maar minder vanuit het systeemgedrag van de atmosfeer-vegetatie-bodeminterface. In deze benadering wordt impliciet verondersteld dat gemeten depositie ook daadwerkelijk gelijk is aan effectieve ecologische belasting. Precies deze veronderstelling staat ter discussie.

5.2.3 De rol van het DEPAC-model: asymmetrie tussen droog en nat

Een ander relevant punt in deze discussie betreft het gebruik van het DEPAC-model, dat in AERIUS en andere rekenketens wordt gebruikt voor de berekening van droge depositie. Het RIVM wijst erop dat dit model ook emissieprocessen bevat: afhankelijk van het verschil tussen atmosferische concentratie en het zogeheten *compensatiepunt* per landgebruiktype, kan ook een negatieve flux (emissie) worden gemodelleerd. Maar of het ook zo is, hangt van de gekozen modelparameters af.

Hoewel dit in theorie klopt, blijkt uit recent onderzoek bij Nederlandse bossen dat het DEPAC-model in de praktijk systematisch droge depositie overschat, en nauwelijks of geen emissie voorspelt, terwijl deze in metingen wél werd waargenomen. In een studie over een naaldboslocatie (zie: [Stikstofinfo.net, 2025](https://stikstofinfo.net/2025/02/27/ammoniakdepositie-in-het-bos-meten-en-modelleren/) ²⁴ en het bijbehorende paper), bleek duidelijk dat de gemeten fluxen over een tweejarige periode zowel positief (depositie) als negatief (emissie) waren, afhankelijk van seizoensinvloeden. Het model echter rekende structureel alleen een neerwaartse flux (depositie).

Bovendien is er een fundamenteel fysisch-chemisch verschil tussen deze droge fluxen (die afhangen van luchtconcentraties en bladprocessen) en natte depositie via neerslag. Het opnemen van negatieve fluxen (emissie) in de droge depositiemodule is op zich zinvol, maar het is onjuist om te veronderstellen dat daarmee ook de effecten van verdamping uit regenwater worden gecompenseerd. Het DEPAC-model bevat namelijk géén neerslagcomponent en is dus per definitie niet in staat om de evaporatieve verliezen uit regenwater adequaat te modelleren.

5.2.4 Wetenschappelijke implicaties

Het combineren van verschillende fysische processen (droge grenslaaguitwisseling en natte depositie via neerslag) in één rekenkader zonder rekening te houden met hun onderlinge dynamiek, kan leiden tot systematische vertekeningen in modeluitkomsten. Zeker in situaties waar regenval, temperatuur en windsnelheid sterk variëren – zoals in bosrijke of kustgebieden – is het aannemelijk dat de huidige modellen structureel hogere depositiewaarden produceren dan in werkelijkheid het geval is.

Daarbij komt dat het KNMI in zijn langjarige neerslag- en verdampingsmetingen (MONV) duidelijk aangeeft dat verdamping aan de kustregio's beduidend hoger is dan in het binnenland. Het verschil in jaarneerslag bedraagt circa 80 mm, wat neerkomt op een verschil in potentiële natte depositie van 20–40 mol NH₃ per hectare per jaar. Zulke verschillen kunnen beleidsmatig relevant zijn, zeker bij vergunningverlening op basis van modelresultaten.

²⁴ <https://stikstofinfo.net/2025/02/27/ammoniakdepositie-in-het-bos-meten-en-modelleren/>

5.3 Theorie en Literatuur waarnemingen

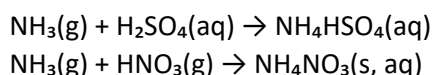
Dit hoofdstuk bevat verder een uitgebreide wetenschappelijke review en onderzoekt de relatie tussen de concentratie van ammoniak (NH_3) in de atmosfeer en de natte depositie ervan in regenwater in de vorm van ammonium (NH_4^+). De review bundelt empirische waarnemingen, laboratoriumstudies en modelbenaderingen om een gedetailleerd inzicht te geven in de mechanismen die deze relatie sturen. Er wordt speciale aandacht besteed aan de factoren die de omzetting van gasvormig NH_3 naar NH_4^+ in neerslag beïnvloeden, waaronder meteorologische omstandigheden, atmosferische chemie en kenmerken van emissiebronnen.

Ammoniak (NH_3) is een reactieve stikstofverbinding die een belangrijke rol speelt in de atmosferische chemie en de wereldwijde stikstofkringloop. Als het meest voorkomende alkalische gas in de atmosfeer beïnvloedt NH_3 de vorming van secundaire anorganische aerosolen en draagt het via depositieprocessen bij aan eutrofiëring en verzuring van ecosystemen (Aneja et al., 2001). Het lot van atmosferisch NH_3 wordt bepaald door verschillende processen, waaronder de omzetting naar deeltjesvormig ammonium (NH_4^+) en daaropvolgende verwijdering via natte en droge depositie.

Natte depositie vindt plaats wanneer atmosferische verontreinigingen worden opgenomen in wolkendruppels ("rainout") of worden ingevangen door neerslag die door de atmosfeer valt ("washout"). Dit is een belangrijke route voor de verwijdering van ammoniak en ammonium uit de lucht. Inzicht in de relatie tussen NH_3 -concentraties in de lucht en NH_4^+ -concentraties in regenwater is cruciaal om de milieueffecten van ammoniakemissies te voorspellen en om doeltreffende maatregelen te ontwikkelen.

5.3.1 Chemische omzettingen in de atmosfeer

Ammoniak in de atmosfeer ondergaat verschillende chemische omzettingen voordat het via neerslag wordt gedeponereerd. De belangrijkste route is de reactie van gasvormig NH_3 met zure verbindingen zoals zwavelzuur (H_2SO_4) en salpeterzuur (HNO_3), waarbij ammoniumzouten ontstaan:



Deze reacties zijn van groot belang omdat ze het relatief kortlevende gasvormige NH_3 (levensduur in de atmosfeer van ~1-5 dagen) omzetten in deeltjesvormig NH_4^+ met een langere verblijftijd in de atmosfeer (~1-15 dagen) (Aneja et al., 2001). De vorming van deze ammoniumzouten wordt beïnvloed door factoren zoals de beschikbaarheid van zure verbindingen, de relatieve luchtvochtigheid en de temperatuur.

5.3.2 Invangprocessen (scavenging)

De opname van NH_3 en NH_4^+ in neerslag vindt plaats via twee hoofdprocessen:

In-wolk-invang (rainout): NH_3 en NH_4^+ worden opgenomen in wolkendruppels tijdens de wolkvorming. Dit proces is bijzonder efficiënt voor deeltjesvormig NH_4^+ , dat kan fungeren als condensatiekernen voor wolken.

Onder-wolk-invang (washout): Wanneer neerslag door de atmosfeer valt, kan het zowel gasvormig NH_3 als deeltjesvormig NH_4^+ opnemen. Dit proces is over het algemeen minder efficiënt dan in-wolk-invang, maar kan aanzienlijk zijn tijdens hevige neerslag.

De efficiëntie van deze invangprocessen wordt vaak gekwantificeerd met behulp van de **scavenging ratio**, gedefinieerd als de verhouding tussen de concentratie in neerslag en de concentratie in de lucht (Hicks, 2005). Voor ammonium blijken deze verhoudingen ruwweg lognormaal verdeeld te zijn, met een standaarddeviatie die overeenkomt met een onnauwkeurigheid van ongeveer een factor twee bij weekvoorspellingen.

5.3.3 Empirische relaties tussen luchtconcentratie en natte depositie

Correlatiestudies: Talrijke studies hebben de relatie onderzocht tussen NH_3 -concentraties in de lucht en NH_4^+ -concentraties in neerslag. Over het algemeen rapporteren deze studies positieve correlaties, hoewel de sterkte van deze correlaties varieert per regio en seizoen. Konarik en Aneja (2008) analyseerden trends in landbouwemissies van ammoniak en ammoniumconcentraties in neerslag in het zuidoosten en middenwesten van de Verenigde Staten. Hun analyse liet zien dat NH_4^+ -concentraties in het algemeen toenamen met stijgende NH_3 -emissies uit dezelfde regio. Met behulp van het HYSPLIT 'back-trajectory'-model bepaalden ze dat wanneer de omgevingslucht op een meetlocatie afkomstig was uit gebieden met hoge NH_3 -emissies, de ammoniumconcentratie in de neerslag toenam.

Scavenging ratio-studies: De benadering via de zogenaamde *scavenging ratio* (invangverhouding) biedt een kwantitatief kader om luchtconcentraties te relateren aan natte depositie. Hicks (2005) combineerde tien jaar aan wekelijkse metingen van de chemische samenstelling van neerslag (uit het Amerikaanse National Atmospheric Deposition Program, NADP) met luchtconcentratiemetingen van het Atmospheric Integrated Research Monitoring Network (AIRMon) om *scavenging ratios* te schatten voor sulfaat, nitraat en ammonium.

Uit het onderzoek bleek dat de *scavenging ratios* voor ammonium vergelijkbaar waren met die voor nitraat, maar over het algemeen lager dan die voor sulfaat. Dit verschil werd toegeschreven aan de bijdrage van in-wolk-omzetting van gasvormig zwaveldioxide (SO_2) naar sulfaat – een proces waarvoor geen direct equivalent bestaat voor ammonium. De *scavenging ratios* vertoonden seizoensvariaties, met hogere waarden tijdens de wintermaanden.

5.3.4 Regionale en seizoensgebonden variaties

De relatie tussen NH_3 -concentraties in de lucht en natte depositie vertoont aanzienlijke regionale en seizoensgebonden verschillen. Deze variaties worden beïnvloed door factoren zoals:

- **Emissiepatronen:** Regio's met intensieve landbouwactiviteiten, zoals gebieden met veel veehouderij, vertonen doorgaans sterkere correlaties tussen NH_3 -emissies en NH_4^+ in neerslag.
- **Meteorologische omstandigheden:** Neerslagpatronen, temperatuur en atmosferische stabiliteit beïnvloeden zowel de vorming van ammoniumaerosolen als hun invangings door neerslag.
- **Atmosferische chemie:** De beschikbaarheid van zure verbindingen (H_2SO_4 , HNO_3) beïnvloedt de omzetting van NH_3 naar NH_4^+ en daarmee ook de patronen van natte depositie.
- **Topografie:** Bergachtige gebieden kunnen verhoogde natte depositie ervaren als gevolg van orografische neerslagprocessen.

Zo bleek uit onderzoek in North Carolina dat NH_4^+ -concentraties in neerslag met minstens 44% toenamen in weken waarin 25% of meer van de luchtmassa's afkomstig waren uit gebieden met hoge NH_3 -emissies door varkens- en pluimveehouderijen (Walker et al., 2000). In Japan bleek uit onderzoek dat de totale ammoniumconcentratie (gas + deeltje) in suburbane gebieden vrijwel constant bleef rond 350 neq m^{-3} , terwijl de grootste depositieflux van ammonium werd gemeten in stedelijke gebieden. Dit wijst op ammoniakemissies als gevolg van menselijke stedelijke activiteiten (Aikawa et al., 2003).

5.3.5 Modelbenaderingen

Empirische modellen: Empirische modellen gebruiken statistische verbanden die zijn afgeleid van waarnemingsgegevens om natte depositie te voorspellen op basis van luchtconcentraties of emissies. Deze modellen maken meestal gebruik van *scavenging ratios* (invangverhoudingen) of vergelijkbare parameters om luchtconcentraties te relateren aan concentraties in neerslag.

Een voorbeeld is het *Advanced Statistical Trajectory Regional Assessment Program* (ASTRAP), dat empirisch afgeleide *scavenging ratios* gebruikt om natte depositie te schatten op basis van gemodelleerde luchtconcentraties (Shannon en Sisterson, 1992). Hoewel deze modellen rekenkundig efficiënt zijn en redelijke schattingen op regionale schaal kunnen geven, houden ze vaak geen rekening met de complexe processen die de relatie tussen luchtconcentraties en natte depositie beïnvloeden.

Proces-gebaseerde modellen: Proces-gebaseerde modellen proberen de fysieke en chemische processen te simuleren die de relatie tussen NH_3 -concentraties in de lucht en natte depositie bepalen. Deze modellen bevatten doorgaans gedetailleerde beschrijvingen van:

- **Emissies:** Ruimtelijk en temporeel gespecificeerde emissies van NH_3 en andere relevante verontreinigende stoffen.
- **Atmosferisch transport:** Advectie, diffusie en verticale menging van verontreinigende stoffen.
- **Chemische omzettingen:** Reacties tussen NH_3 en zure verbindingen die leiden tot de vorming van ammoniumaerosolen.
- **Wolkprocessen:** Vorming van wolken en opname van verontreinigingen in wolkendruppels.
- **Neerslag-invang:** Verwijdering van verontreinigingen door vallende neerslag.

Voorbeelden van proces-gebaseerde modellen die natte depositie van NH_3 simuleren zijn het *Community Multiscale Air Quality* (CMAQ) model, het *Regional Acid Deposition Model* (RADM), en het *EMEP Unified Model*. Deze modellen bieden een meer gedetailleerde en mechanistische weergave van de relatie tussen luchtconcentraties en natte depositie, maar vereisen uitgebreide inputdata en rekenkracht.

Vira et al. (2022) evalueerden een alternatieve aanpak waarbij NH_3 -emissies uit de landbouw interactief worden gesimuleerd met behulp van het procesmodel FANv2 (*Flow of Agricultural Nitrogen, versie 2*), gekoppeld aan het *Community Atmospheric Model with Chemistry* (CAM-chem). Hun studie vergeleek de atmosferische concentraties in CAM-chem, gebruikmakend van de emissies gegenereerd in FANv2, met drie andere vastgestelde emissie-inventarissen en evalueerde de modelprestaties aan de hand van een wereldwijde dataset van in-situ waarnemingen van atmosferisch NH_3 , NH_4^+ en natte NH_4^+ -depositie.

5.3.6 Modelvalidatie en beperkingen

Het valideren van modellen die de relatie tussen NH_3 -concentraties in de lucht en natte depositie simuleren is lastig, vanwege het beperkte aantal meetlocaties waar beide parameters gelijktijdig worden gemeten. Studies die dit geprobeerd hebben, wijzen op diverse beperkingen:

- **Tijdsresolutie:** Modellen gebruiken vaak maand- of jaargemiddelden van emissies, waardoor pieken in NH_3 -emissies en neerslagevenementen mogelijk worden gemist.
- **Ruimtelijke resolutie:** Veel modellen werken met een resolutie die te grof is om lokale variaties in emissies en depositie goed vast te leggen.
- **Procesrepresentatie:** Vereenvoudigingen in de beschrijving van chemische en fysieke processen kunnen leiden tot vertekeningen in de gesimuleerde relaties.
- **Onzekerheden in inputdata:** Onzekerheden in emissie-inventarissen, meteorologische gegevens en andere invoer kunnen zich door het model voortplanten en de uitkomsten beïnvloeden.

Ondanks deze beperkingen blijven modellen essentiële hulpmiddelen voor het begrijpen en voorspellen van de relatie tussen NH_3 -concentraties in de lucht en natte depositie, vooral bij het inschatten van de effecten van emissiereductiebeleid.

5.3.7 Kennisleemtes en toekomstige onderzoeksrichtingen

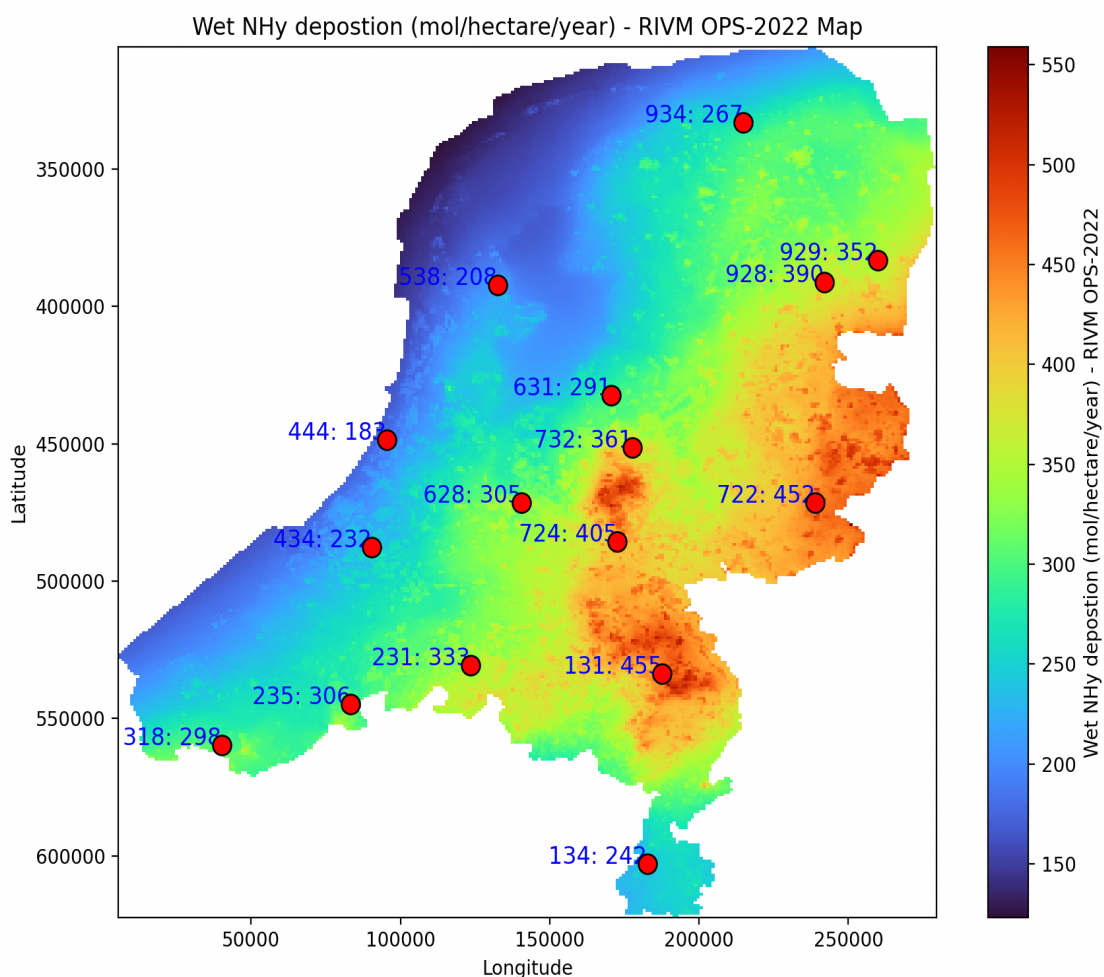
Ondanks aanzienlijke vooruitgang in ons begrip van de relatie tussen NH_3 -concentraties in de lucht en natte depositie, blijven er nog verschillende kennisleemtes bestaan:

- **Inzicht op procesniveau:** Er is meer onderzoek nodig om de gedetailleerde processen te verduidelijken die de omzetting van NH_3 naar NH_4^+ en de opname ervan in neerslag aansturen, met name onder uiteenlopende meteorologische en chemische omstandigheden.
- **Ruimtelijke en temporele variabiliteit:** Een betere karakterisering van de ruimtelijke en temporele variatie in de relatie tussen luchtconcentraties en natte depositie zou ons vermogen om deze processen te modelleren en te voorspellen aanzienlijk verbeteren.
- **Interacties met klimaatverandering:** De mogelijke effecten van klimaatverandering op de relatie tussen NH_3 in de lucht en natte depositie – via veranderingen in temperatuur, neerslagpatronen en atmosferische chemie – vereisen nader onderzoek.
- **Verbeterde modelbenaderingen:** De ontwikkeling van meer geavanceerde modellen die de complexe processen rond luchtconcentraties en natte depositie accuraat kunnen weergeven, terwijl ze tegelijkertijd toepasbaar blijven op regionale en mondiale schaal, is wenselijk.
- **Langetermijntrends:** Voortgezet monitoren en analyseren van langetermijntrends in NH_3 -luchtconcentraties en natte NH_4^+ -depositie is nodig om de effectiviteit van emissiereductiebeleid te evalueren en nieuwe ontwikkelingen tijdig te signaleren.

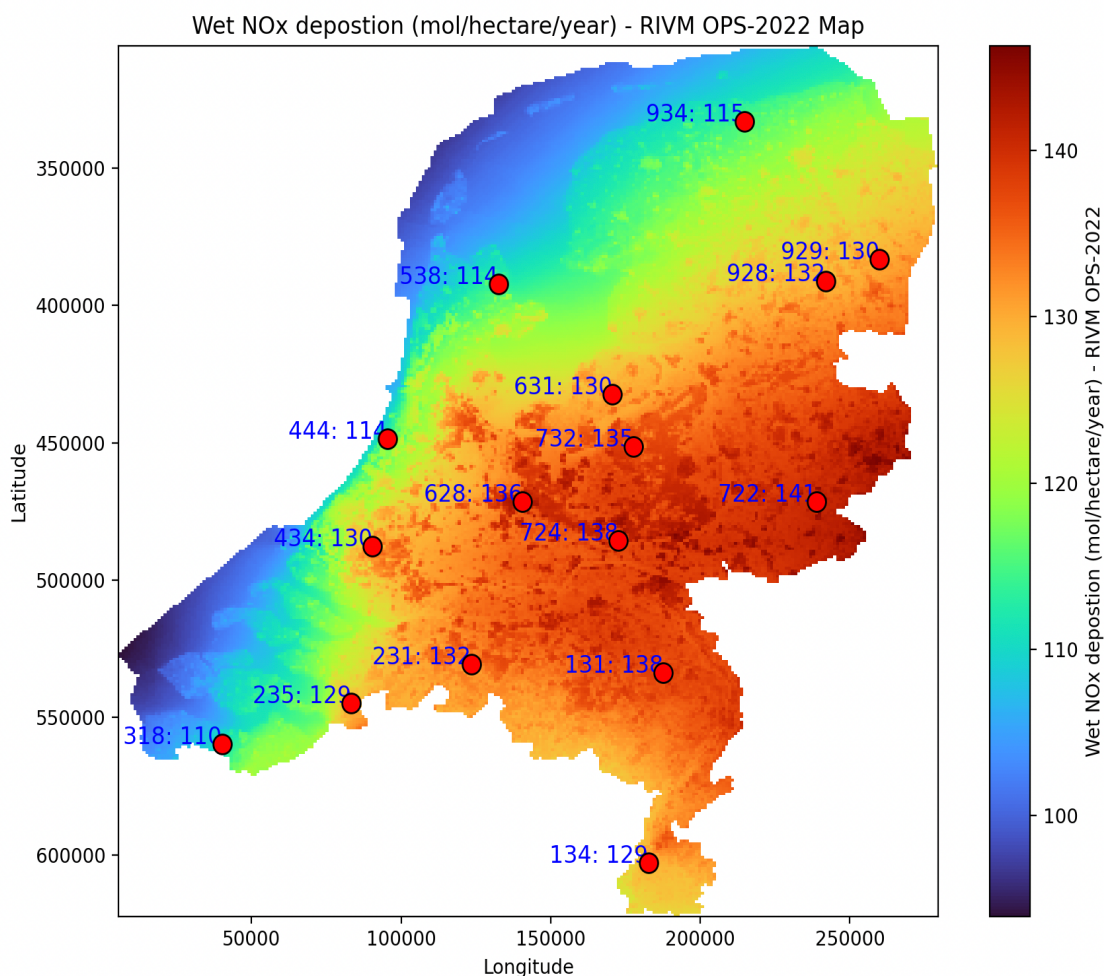
5.4 Natte NOx Depositie op Nederland (GCN & GDN)

Natte depositie van stikstof wordt sinds 1978 in Nederland gemeten door de chemische samenstelling van regenwater te analyseren en deze concentraties te vermenigvuldigen met de gemeten neerslag. Hierdoor ontstaat een waarde in mol per hectare per jaar. Het RIVM stelt deze data beschikbaar voor o.a. ammonium, nitraat en andere componenten. In het kader van dit onderzoek was het doel om gemeten natte depositie te vergelijken met modelvoorspellingen, met name voor ammoniak en NOx. Dit is deels uitgevoerd voor het jaar 2022.

Uit de tijdreeksen – zie “Ammoniak boven en op Nederland: Een wetenschappelijk overzicht (deel 1)” – blijkt dat natte depositie sterk samenhangt met regenval en de gemiddelde lokale luchtconcentratie van ammoniak. In gebieden met intensieve veehouderij, zoals Vredepeel, is de natte depositie hoger dan op bijvoorbeeld Schiermonnikoog. De spreiding in natte ammoniakdepositie is groter dan die van NOx, wat doet vermoeden dat lokale factoren zoals luchtconcentratie en neerslagintensiteit een belangrijkere rol spelen bij ammoniak.



Figuur 5.1: 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. (Bron: “Ammoniak boven en op Nederland: Een wetenschappelijk overzicht (deel 1)”)



Figuur 5.2: 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. (Bron: "Ammoniak boven en op Nederland: Een wetenschappelijk overzicht (deel 1)")

Het aantal meetstations is sinds 1992 afgenomen van zestien naar acht, wat de geografische betrouwbaarheid van gemeten depositie beperkt. Daarom gebruikt het RIVM het OPS-model om de natte depositie landelijk te berekenen. Voor het jaar 2022 komen de modelwaarden redelijk overeen met de meetwaarden, met afwijkingen van circa ± 15 –20% (Zie Tabel 5.1 en Tabel 5.2 hieronder). Verdere validatie en uitbreiding van meetreeksen (meer meetstations), ook voor NOx, blijft wenselijk om de betrouwbaarheid van modelberekeningen te verbeteren.

Station	OPS-2022	Meting 2022	Verschil
131	455	389	+ 66
134	242	N/A	
230		387	
231	333	N/A	
235	306	N/A	
318	298	257	+ 41
434	232	N/A	
444	183	226	- 43
538	208	N/A	
628	305	308	- 3
631	290	N/A	
722	452	N/A	
732	361	319	+ 42
928	390	N/A	
929	352	274	- 78
934	267	N/A	

Tabel 5.1: het verschil tussen de berekende natte ammoniakdepositie uitgedrukt in mol per hectare per jaar en de gemeten (2022) natte ammoniakdepositie uitgedrukt in mol per hectare per jaar. De verschillen tussen meting en berekening zijn ongeveer - 19 en +28%. Nauwkeurigheid: Juistheid is + 29 mol (dus metingen zijn lager dan de modeluitkomsten), gemiddelde precisie voor heel Nederland is 10%.

Station	OPS-2022	Meting 2022	Verschil
131	138	116	+ 22
134	129	N/A	
230		123	
231	132	N/A	
235	129	N/A	
318	110	92	+ 18
434	130	N/A	
444	114	130	- 16
538	114	119	- 5
628	136	128	+ 8
631	130	N/A	
722	141	N/A	
724	138	N/A	
732	135	123	+ 12
928	132	N/A	
929	130	109	+ 21
934	115	N/A	

Tabel 5.2: het verschil tussen de berekende natte NOx depositie uitgedrukt in mol per hectare per jaar en de gemeten (2022) natte NOx depositie uitgedrukt in mol per hectare per jaar. De verschillen tussen meting en berekening zijn ongeveer - 15 en +20%. Nauwkeurigheid: Juistheid is +10 mol (dus metingen zijn lager dan de modeluitkomsten), gemiddelde precisie voor Nederland wordt geschat op 9%.

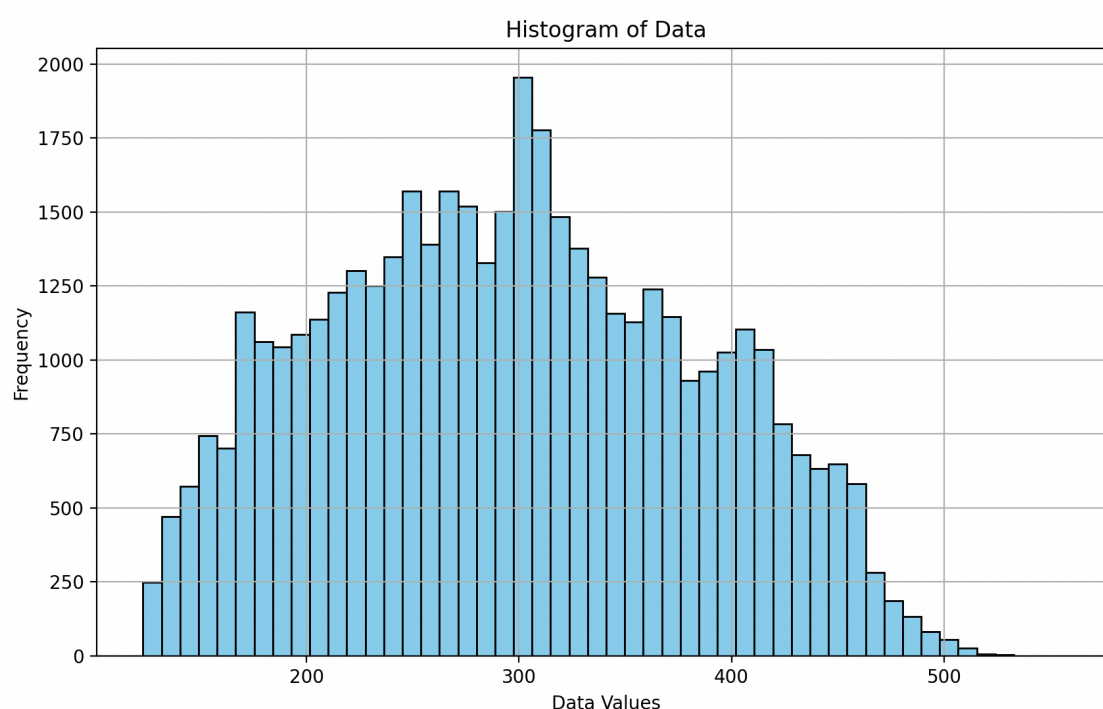
Op basis van de verstrekte GDN-kaarten (OPS-2022) kunnen we voor heel Nederland een statistische analyse uitvoeren voor de natte depositie. In Deel 1 is een vergelijkbare analyse uitgevoerd voor de droge depositie. Hierbij moet gelijk opgemerkt worden dat deze berekeningen met drie significante cijfers een grote mate van precisie suggereren die er niet is. De onnauwkeurigheid van de natte depositie berekeningen ligt op 10 procent landelijk, en lokaal rond de +/- 20 tot 30% blijkt uit dit hoofdstuk. Kortom, de berekende waarden in onderstaande Tabel 5.3 zouden eigenlijk als een range gerapporteerd moeten worden (zie daarom ook Tabel 1.1) en bevatten te veel significante cijfers.

	Ammoniak	NO _x	Eenheid
Gemiddelde	297	124	mol/hectare/jaar
Mediaan	296	127	mol/hectare/jaar
Standaarddeviatie	87	12	mol/hectare/jaar
Minimumwaarde	123	94	mol/hectare/jaar
Maximumwaarde	559	146	mol/hectare/jaar
Integraal	1.304.898.510	546.909.240	mol totaal per NL
Integraal	18,3 miljoen	7,7 miljoen	kg stikstof

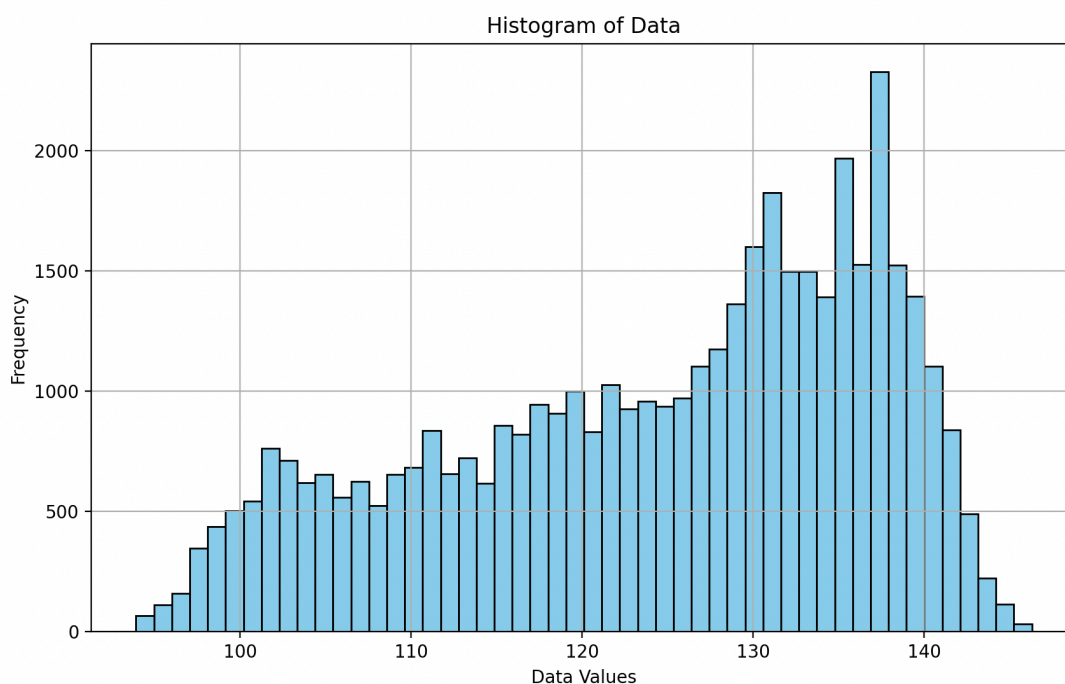
Tabel 5.3a: statistische analyse Nederland op basis van de berekende GDN-kaarten 2022 voor de natte depositie. Dit zijn de berekende statistische waarden en gerapporteerd met te veel significante cijfers.

	Ammoniak	NO _x	Eenheid
Gemiddelde	200 tot 300	90 tot 150	mol/hectare/jaar

Tabel 5.3b: statistische analyse Nederland op basis van de berekende GDN-kaarten 2022 voor natte depositie.



Figuur 5.3: Histogram van natte 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 5.4: Histogram van natte NOx depositie in mol/hectare/jaar zoals berekend is door OPS 2022. De GDN kaart is opgedeeld in 43959 cellen van elk 1x1 km.

5.5 Ratio's Concentratie en Natte Depositie

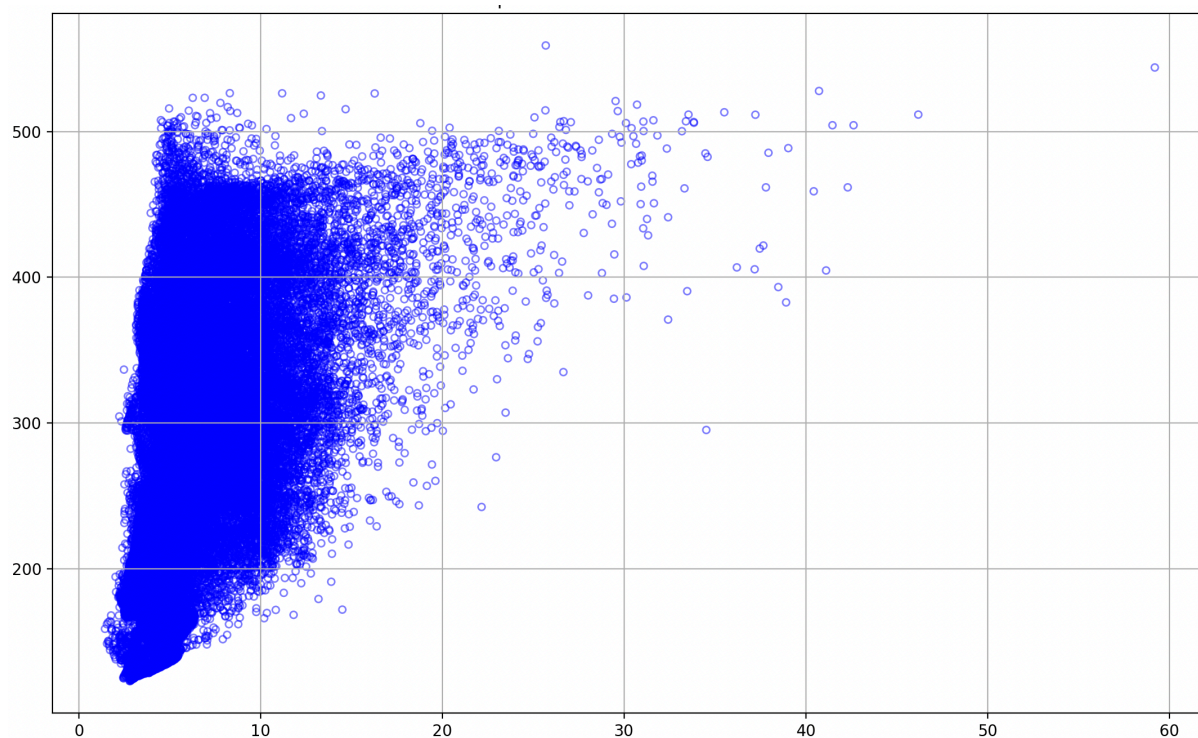
In dit hoofdstuk is een vergelijking gemaakt tussen de gemodelleerde en de gemeten natte depositie. Daarnaast is een statistische analyse uitgevoerd op basis van de GDN-2022-kaarten. Deze Grootschalige Depositiekaart van Nederland (GDN) is gebaseerd op een combinatie van modelberekeningen en meetgegevens, en geeft een grootschalig beeld van zowel de luchtkwaliteit als de depositie in Nederland — voor zowel historische jaren als toekomstige scenario's.

Wanneer onze hypothese klopt — namelijk dat verspreiding van emissies uit lage bronnen zoals stallen of auto's zich slechts over beperkte afstand voordoet, zoals eerder beargumenteerd in [dit artikel](#) op www.stikstofinfo.net²⁵ — dan verwachten we een duidelijke relatie tussen de lokale ammoniakconcentratie in de lucht en de natte depositie. Om deze hypothese te toetsen, analyseren we:

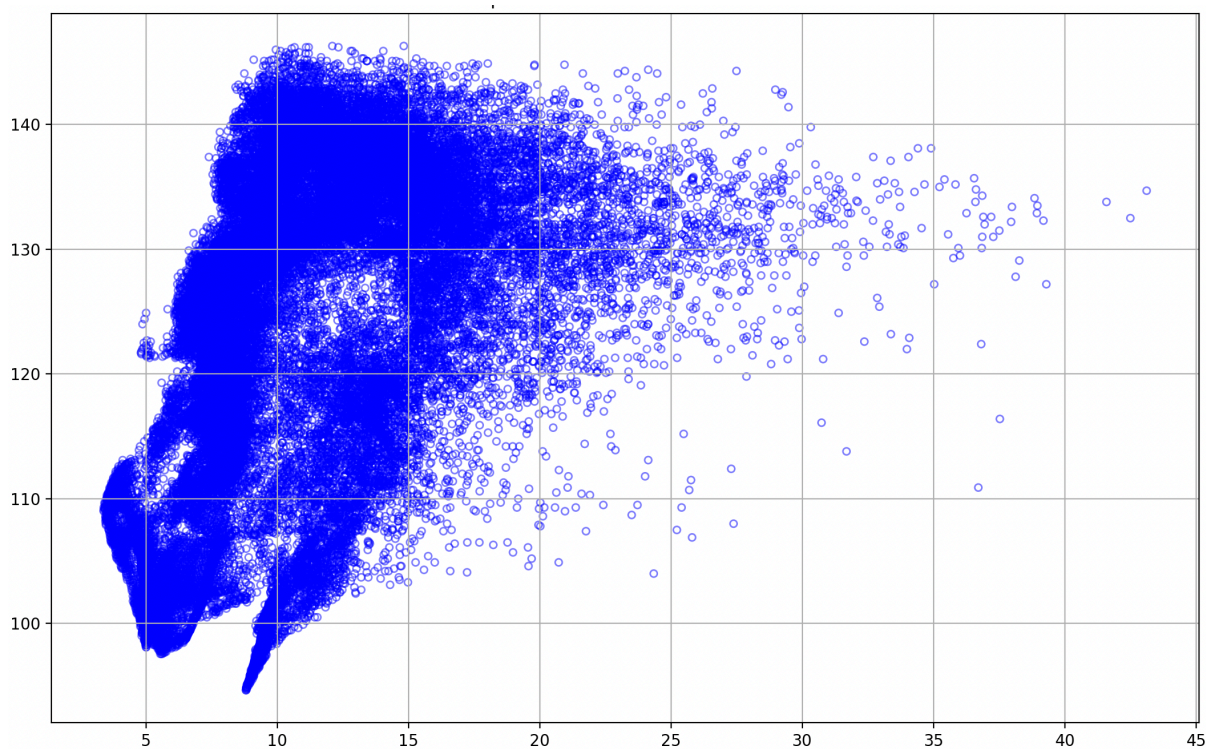
- de relatie tussen de **berekende** concentratie en de **berekende** natte depositie, en
- de relatie tussen de **gemeten** concentratie in de lucht en de **gemeten** natte depositie.

Voor de eerste methode hebben we een x-y-grafiek opgesteld op basis van de GDN- en GCN-kaarten voor het jaar 2022. Voor elke vierkante kilometer in Nederland is een (x,y)-punt gegenereerd, wat resulteert in een puntenwolk per stof. De resultaten van deze exercitie zijn hieronder weergegeven. Voor ammoniak blijkt op basis van de gemodelleerde data dat er sprake is van een relatie, zij het geen sterke. Aangezien deze analyse is gebaseerd op OPS-2022-modeldata, blijft de vraag hoe deze relatie eruitziet op basis van werkelijke waarnemingen.

²⁵ <https://stikstofinfo.net/2025/01/30/reflecterende-opinie-de-afkapgrens-in-aerius-en-de-wetenschappelijke-onderbouwing-van-stikstofberekeningen/>

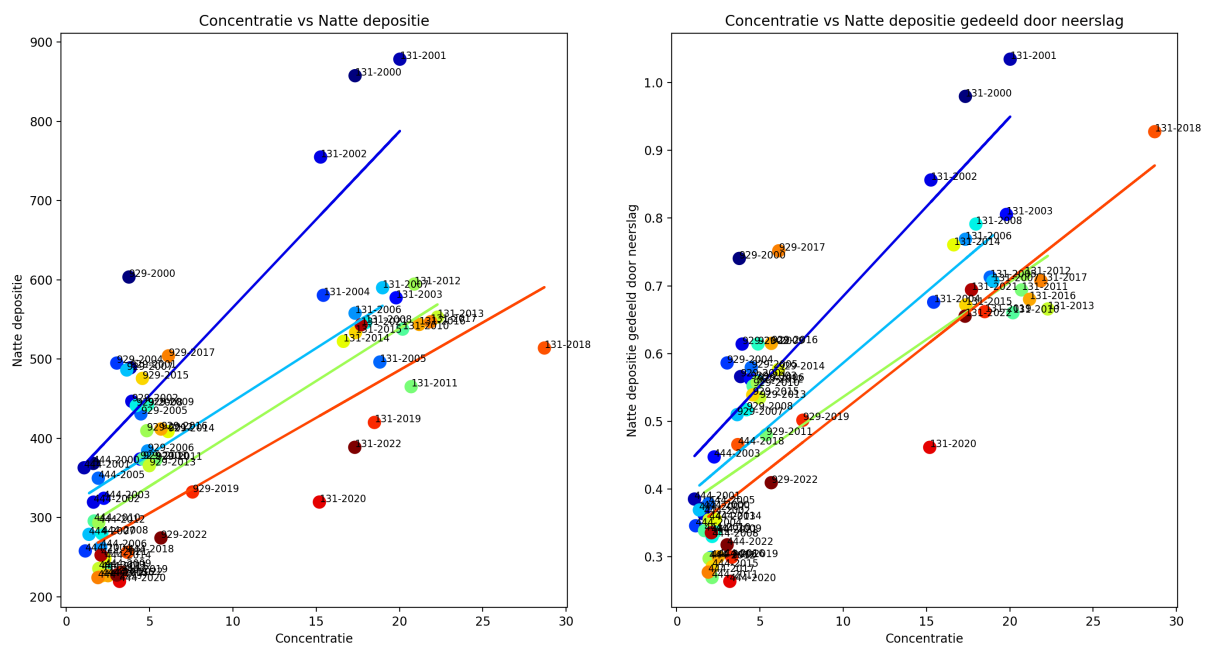


Figuur 5.5: Relatie tussen de berekende natte ammoniak depositie (y-as) uitgedrukt in mol per hectare per jaar en de berekende ammoniak concentratie uitgedrukt in ug/m3. (Bron: OPS-2022 via RIVM).



Figuur 5.6: Relatie tussen de berekende natte NOx depositie (y-as) uitgedrukt in mol per hectare per jaar en de berekende NOx concentratie uitgedrukt in ug/m3. (Bron: OPS-2022 via RIVM).

Het RIVM heeft voor de acht meetstations in Nederland data beschikbaar gesteld over de gemeten natte depositie sinds 1978. Voor enkele van deze stations zijn ook ammoniakconcentraties in de lucht gemeten. Beide gegevenssets zijn jaarafhankelijk en kunnen worden gekoppeld. Omdat bekend is dat de natte depositie ammoniak in de afgelopen veertig jaar is afgenomen en omdat er slechts een beperkt aantal stations is waar beide parameters zijn gemeten, is ervoor gekozen om meerdere jaren te clusteren (bijvoorbeeld de periode 2000–2005). De resultaten zijn weergegeven in onderstaande grafieken. De kleur van elk datapunt geeft het meetjaar aan, terwijl de regressielijnen per periode een indicatie geven van de lineaire relatie binnen elk cluster.



Figuur 5.7: Relatie tussen de gemeten natte ammoniak depositie (y-as) uitgedrukt in mol per hectare per jaar en de gemeten ammoniak concentratie uitgedrukt in ug/m3 op het meetpunt (links). In de rechter figuur is de gemeten natte ammoniakdepositie gedeeld door de regenval op het meetstation (131,444, 929). In het rapport “Ammoniak boven en op Nederland: Een wetenschappelijk overzicht (deel 1)” is deze methode nader toegelicht.

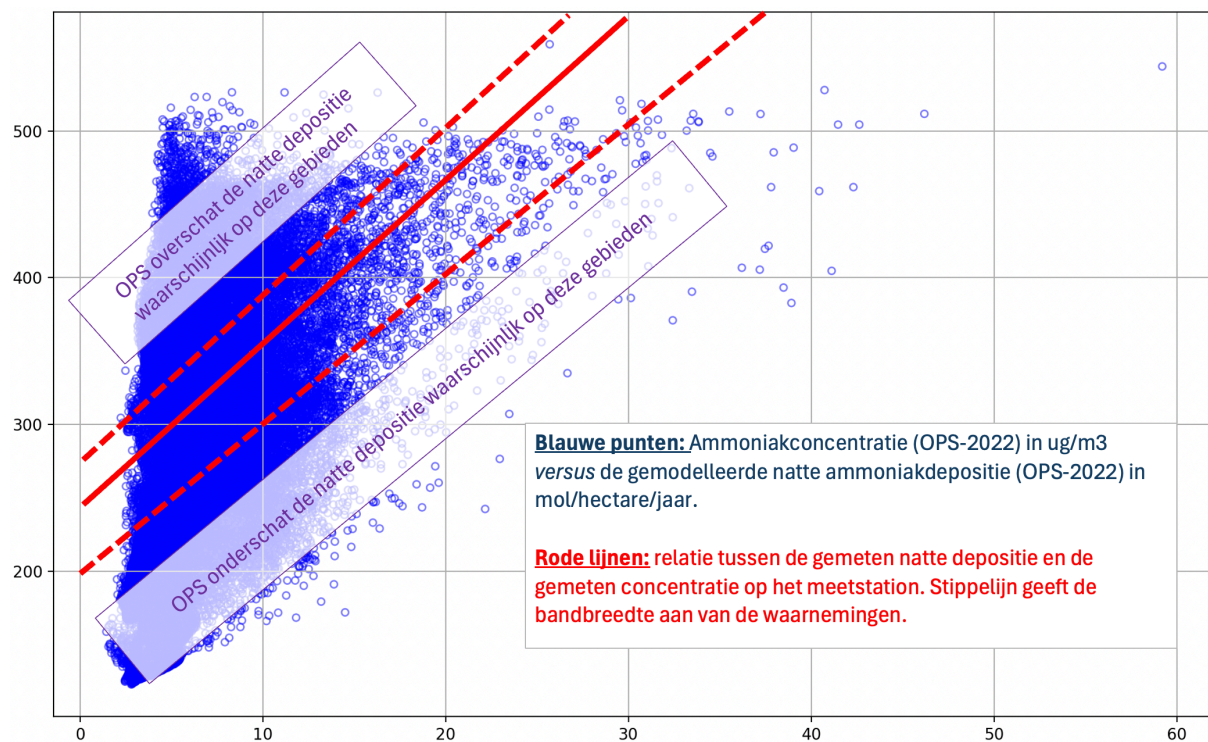
Op basis van de uitgevoerde analyse zijn zowel een grafiek opgesteld van de gemodelleerde relatie tussen luchtconcentratie en natte depositie, als een grafiek op basis van gemeten waarden. Het aantal datapunten voor de gemeten relatie is echter beperkt, wat de statistische kracht van deze vergelijking verkleint. Eerder in dit rapport is reeds geadviseerd om het nationale meetnetwerk voor natte depositie uit te breiden, met als voorstel ten minste acht *wet-only* meetstations per provincie te realiseren. Bovendien wordt aanbevolen om op elk meetstation ook structureel de ammoniakconcentratie in de lucht te meten. Op dit moment zijn er slechts drie locaties (stations 131, 444 en 929) waar zowel de natte depositie als de ammoniakconcentratie wordt gemeten.

Ondanks deze beperkingen toont de analyse aan dat er een duidelijke relatie bestaat tussen luchtconcentratie en natte depositie. Tevens bevestigen de langjarige meetreeksen dat de depositie van ammoniak in de afgelopen vijftientwintig jaar aanzienlijk is afgenomen. In een vervolgstap zijn de verzamelde waarnemingsdata geprojecteerd op de eerder opgestelde grafiek van de gemodelleerde relatie. Hieruit blijkt dat er in Nederland locaties zijn waar de natte depositie op basis van modellen wordt onderscha, en andere waar deze juist wordt overschat. In het bijzonder wordt gewezen op de Gelderse Vallei, waar op meerdere locaties zowel luchtconcentraties als depositie zijn gemeten. Deze meetgegevens zijn op het moment van schrijven nog niet publiek beschikbaar, maar zouden in vervolgonderzoek van grote waarde zijn voor verdere validatie van het model.

Een tweede aanbeveling voor vervolgonderzoek betreft de relatie tussen NO_x-concentraties in de lucht en de waargenomen natte depositie van nitraat. Mits voldoende gecombineerde meetreeksen beschikbaar zijn, kan ook voor deze component een vergelijkbare analyse worden uitgevoerd.

Hoewel de gevonden relatie tussen de gemeten luchtconcentratie en de gemeten natte depositie reëel is, moet worden vastgesteld dat deze door het beperkte aantal waarnemingen slechts zwak statistisch onderbouwd is. Wel kan op basis van deze eerste analyse voorzichtig worden geconcludeerd dat er geen sprake is van grootschalige verspreiding van ammoniak- of nitraatrijke wolken over grotere afstanden of op grotere hoogte. Indien grootschalig atmosferisch transport dominant zou zijn, zou immers geen directe relatie tussen lokale concentratie en depositie verwacht mogen worden. Het is aannemelijk dat de fysisch-chemische mechanismen van *rainout* (uitregenen in de wolk) en *washout* (invangen onder de wolk) hierin een bepalende rol spelen.

Desondanks is het, door het ontbreken van meetlocaties waar alle relevante parameters gelijktijdig worden geregistreerd, momenteel niet mogelijk om de onderliggende processen nader en fundamenteel te onderzoeken. In het volgende hoofdstuk wordt daarom de wetenschappelijke literatuur opnieuw bestudeerd. Hierbij wordt specifiek aandacht besteed aan het seizoenseffect op natte depositie, met het doel de interpretatie van de gevonden relaties verder te verdiepen.



Figuur 5.8: Blaauwe punten: Relatie tussen de berekende natte ammoniak depositie (y-as) uitgedrukt in mol per hectare per jaar en de berekende ammoniak concentratie uitgedrukt in ug/m³. (Bron: OPS-2022 via RIVM). Rode lijnen: Bandbreedte van de waargenomen concentratie versus de waargenomen depositie.

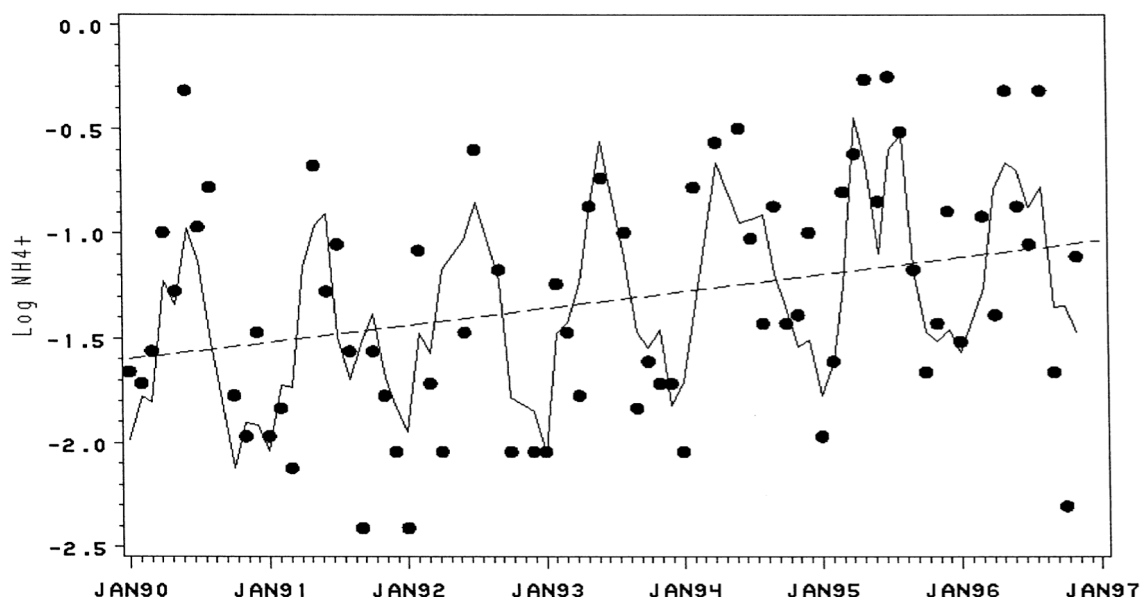
5.6 Natte Depositie en de Seizoenen van het Jaar

Seizoensgebonden variaties in ammoniakdepositie worden waargenomen en zijn uitgesproken in veel regio's, wat de invloed van landbouwactiviteiten, meteorologische omstandigheden en de lokale ecosystemen weerspiegelt:

In gematigde landbouwregio's van Europa en Noord-Amerika pieken ammoniakemissies en -depositie typisch in de lente, samenvallend met mestverspreiding en meststoftoepassing. Een secundaire piek treedt in sommige regio's op in de herfst geassocieerd met bemesting na de oogst en veranderende meteorologische omstandigheden. Zomermaanden kunnen ook verhoogde depositie vertonen in regio's met intensieve veehouderij, aangezien hogere temperaturen ammoniakemissies uit mest bevorderen (Sutton et al., 2013; Paulot et al., 2014).

Het seizoenspatroon van natte depositie wordt beïnvloed door zowel emissies per seizoen als neerslagpatronen per seizoen. In regio's met relatief uniforme neerslag gedurende het jaar, neigt natte depositie emissiepatronen te volgen. In regio's met duidelijke natte en droge seizoenen, zoals moessonklimaten, is natte depositie echter geconcentreerd tijdens het regenseizoen, zelfs als emissies uniform zijn (Vet et al., 2014).

Vervolgonderzoek naar seizoensinvloeden in Nederland kan worden uitgevoerd door de ruwe data van de 'wet-only'-meetpunten nader te analyseren. De combinatie van gemeten ammoniumconcentraties en neerslaghoeveelheden per meetperiode vormt hierbij een waardevol vertrekpunt. Een voorbeeld van dergelijk onderzoek uit het buitenland naar seizoenspatronen is te zien in Figuur 5.9.



Figuur 5.9: Seizoensinvloeden en significante trend ($p < 0,01$) in de natuurlijke logaritme ($\log \text{NH}_4^+$) van de maandelijks neerslaggewogen NH_4^+ -concentratie in neerslag (mg/l) op meetlocatie NC35 in Sampson County gedurende periode 2. De zwarte stippen (●) geven de gemeten waarden weer. De doorgetrokken lijn toont de voorspelde waarden, en de stippellijn geeft de geschatte trend weer zoals berekend met model (4). (Bron: Walker et.al. 1999)

Uit de wetenschappelijk literatuur blijkt dat de relatie tussen NH_3 -luchtconcentraties en natte depositie significante regionale en seizoensgebonden variaties vertoont. Deze variaties worden beïnvloed door factoren zoals:

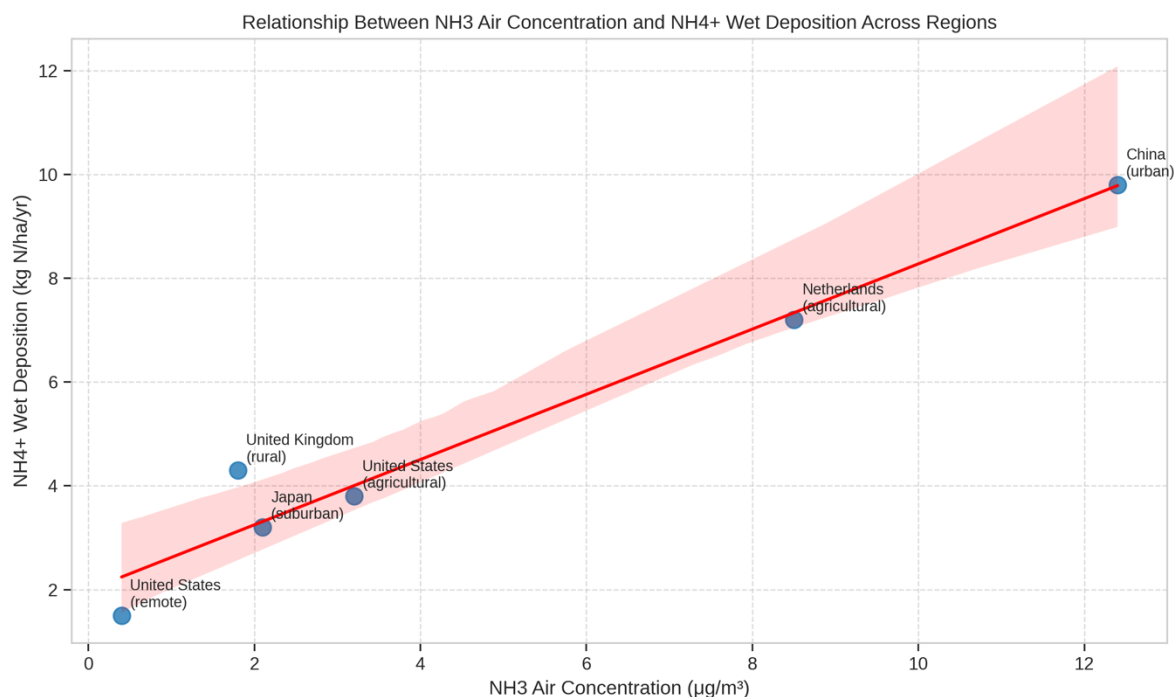
1. **Emissiepatronen:** Regio's met hoge landbouwactiviteit, zoals gebieden met intensieve veehouderij, vertonen typisch sterkere correlaties tussen NH_3 -emissies en NH_4^+ in neerslag (Aneja et al., 2000).
2. **Meteorologische omstandigheden:** Neerslagpatronen, temperatuur en atmosferische stabiliteit beïnvloeden zowel de vorming van ammoniumaerosolen als hun uitwassing door neerslag (Asman et al., 1998).
3. **Atmosferische chemie:** De beschikbaarheid van zure verbindingen (H_2SO_4 , HNO_3) beïnvloedt de omzetting van NH_3 naar NH_4^+ en beïnvloedt vervolgens natte depositiepatronen (Fowler et al., 1998).
4. **Topografie:** Bergachtige regio's kunnen versterkte natte depositie ervaren door orografische neerslageffecten (Weathers et al., 2000).

Bijvoorbeeld, onderzoek in North Carolina vond dat NH_4^+ -concentraties in neerslag toenamen met minstens 44% voor weken waarin 25% of meer van de concentratie in de lucht werden beïnvloed door regio's met hoge ammoniakemissies van varkens- en pluimveebedrijven (Walker et al., 2000). Tabel 5.4 presenteert gegevens over NH_3 -luchtconcentraties en NH_4^+ -natte depositie uit verschillende regio's, die de ruimtelijke variabiliteit in deze relatie illustreren.

Regio	Gemiddelde NH_3 -Luchtconcentratie ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Gemiddelde NH_4^+ -Natte Depositie ($\text{kg N}/\text{ha}/\text{jr}$)	Referentie
Nederland (agrarisch)	8,5	7,2	Bleeker et al., 2009
Verenigd Koninkrijk (landelijk)	1,8	4,3	Sutton et al., 2001
Verenigde Staten (agrarisch)	3,2	3,8	Walker et al., 2000
Verenigde Staten (afgelegen)	0,4	1,5	Lehmann et al., 2005
Japan (voorstedelijk)	2,1	3,2	Aikawa et al., 2003
China (stedelijk)	12,4	9,8	Liu et al., 2013

Tabel 5.4: Regionale Variaties in NH_3 -Luchtconcentraties en NH_4^+ -Natte Depositie

In Japan vond onderzoek dat totale ammonium (gas + deeltjes) concentraties vrijwel constant bleven op ongeveer 350 neq m^{-3} in voorstedelijke gebieden, terwijl de grootste depositieflux van ammonium werd gevonden in stedelijke gebieden, wat wijst op ammoniakemissie door stedelijke menselijke activiteiten (Aikawa et al., 2003; Shimohara et al., 2001).



Figuur 5.10: Relatie tussen NH₃-concentratie in de lucht en natte depositie van NH₄⁺ in verschillende regio's, waarbij een positieve correlatie zichtbaar is met regionale variaties. De gegevens zijn samengesteld uit meerdere bronnen, waaronder Bleeker et al. (2009), Sutton et al. (2001), Walker et al. (2000), Lehmann et al. (2005), Aikawa et al. (2003) en Liu et al. (2013). (Bron: eigen werk).

Seizoensgebonden patronen in de relatie tussen NH₃-luchtconcentraties en NH₄⁺-natte depositie zijn waargenomen in veel regio's. Tabel 5.4 presenteert seizoensgebonden gegevens van een studie in het oosten van de Verenigde Staten, die laat zien hoe deze relatie gedurende het jaar varieert. Deze seizoensgebonden patronen weerspiegelen de gecombineerde invloed van seizoensgebonden variaties in NH₃-emissies (met name uit agrarische bronnen), meteorologische omstandigheden en atmosferische chemie.

Seizoen	Gemiddelde NH ₃ -Luchtconcentratie (µg/m³)	Gemiddelde NH ₄ ⁺ -Concentratie in Neerslag (mg/L)	Gemiddelde NH ₄ ⁺ -Natte Depositie (kg N/ha/seizoen)
Winter	0,8	0,22	0,7
Lente	1,5	0,35	1,2
Zomer	2,3	0,41	1,4
Herfst	1,2	0,28	0,9

Tabel 5.4: Seizoensgebonden Variaties in NH₃-Luchtconcentraties en NH₄⁺-Natte Depositie in het Oosten van de Verenigde Staten (Puchalski et al., 2011)

5.7 Conclusies over Natte Depositie

De relatie tussen NH_3 -concentraties in de lucht en natte depositie in regenwater is complex en wordt beïnvloed door een breed scala aan factoren, waaronder atmosferische chemie, meteorologische omstandigheden en emissiepatronen. Empirische studies hebben over het algemeen positieve correlaties gevonden tussen NH_3 in de lucht en NH_4^+ in neerslag, al varieert de sterkte van deze correlaties per regio en seizoen.

De *scavenging ratio*-benadering biedt een kwantitatief kader om luchtconcentraties te relateren aan natte depositie. Studies tonen aan dat deze verhoudingen voor ammonium ruwweg lognormaal verdeeld zijn en seizoensvariaties vertonen. Het verschijnsel van de *Ammoniak-kloof*, waarbij reducties in NH_3 -emissies niet altijd gepaard gaan met evenredige afnames in (natte) depositie, onderstreept het niet-lineaire karakter van deze relatie en het belang van interacties met andere verontreinigende stoffen.

In dit hoofdstuk en “*Ammoniak boven en op Nederland: Een wetenschappelijk overzicht (deel 1)*” is beargumenteerd dat gemeten natte depositie van ammoniak mogelijk een structurele overschatting vormt van de werkelijke stikstofbelasting van ecosystemen. De kern van deze hypothese ligt in het feit dat een aanzienlijk deel van de neerslag – tot wel 25-45% – weer verdampt voordat het stikstof effectief in bodem of vegetatie wordt opgenomen. Dit effect is met name relevant in bosrijke gebieden, waar interceptie en verdamping via bladeren groot zijn.

Hoewel het RIVM terecht opmerkt dat hun *wet-only* meetmethoden ontworpen zijn om verdampingsverliezen tijdens metingen te minimaliseren, richt deze hypothese zich juist op het systeemniveau: wat gebeurt er ná de depositie? Recente veldmetingen in Nederlandse bossen tonen aan dat er in werkelijkheid sprake is van zowel depositie als emissie van ammoniak, terwijl het DEPAC-model systematisch enkel depositie voorspelt. Dit wijst op een beperking in de huidige modellering, waarin negatieve fluxen (emissie) onvoldoende worden weergegeven, en neerslagverdamping buiten beschouwing blijft.

Verdamping, vegetatie-opname en wisselende meteorologische condities zouden explicieter moeten worden meegenomen in de interpretatie van meetdata en modeluitkomsten. Dit is van belang voor de betrouwbaarheid van stikstofbeleid en het onderbouwen van juridische besluitvorming rond vergunningverlening.

Voortgezet onderzoek en monitoring zijn nodig om de resterende kennisleemtes aan te pakken en onze mogelijkheden te verbeteren om de milieueffecten van ammoniakemissies te beheersen. Door ons inzicht in de relatie tussen NH_3 -concentraties in de lucht en natte depositie te verdiepen, kunnen we effectievere strategieën ontwikkelen om stikstofdepositie terug te dringen en kwetsbare ecosystemen te beschermen.

6 Droge depositie Waarnemingen en Conclusies

6.1 Managementsamenvatting.

Droge ammoniakdepositie (NH_3) vormt een belangrijk onderdeel van de stikstofbalans in Nederland. De mate waarin deze depositie op verschillende soorten landgebruik terechtkomt, is van grote invloed op de effectiviteit van het huidige stikstofbeleid. In dit hoofdstuk is gekeken naar hoe goed modellen zoals DEPAC (onderdeel van OPS/Aerius) de werkelijke situatie weerspiegelen en wat praktijkmetingen – met name uit het COTAG-netwerk van RIVM – ons leren over de werkelijke fluxen naar de bodem.

Grasland als stikstofbuffer

Uit de analyse blijkt dat grasland in Nederland structureel een aanzienlijke hoeveelheid stikstof opneemt uit de atmosfeer. Jaarlijks gaat het naar schatting om 20 tot 26 kilogram ammoniak per hectare, waarvan het grootste deel (ongeveer 11 tot 16 kg) via droge depositie binnenkomt. Deze conclusie wordt ondersteund door drie bronnen: meetgegevens van het RIVM's COTAG-netwerk, data van circa honderd melkveebedrijven uit de KringloopWijzer, en internationale wetenschappelijke literatuur. De gemeten depositiesnelheden voor grasland liggen gemiddeld rond de 0,8 cm/s – aanzienlijk hoger dan de waarden die momenteel in de DEPAC-module worden gebruikt. Dat model rekent in veel gebieden slechts met 6 tot 9 kg ammoniak per hectare per jaar, wat dus een onderschatting betekent met een factor 2 tot 3.

Dit maakt duidelijk dat grasland in Nederland functioneert als een nationale stikstofbuffer. In tegenstelling tot sectoren zoals verkeer en industrie, die vooral uitstoten maar nauwelijks landoppervlak bezitten waarop stikstof kan neerslaan, combineert de landbouwsector (en in het bijzonder de melkveehouderij) emissie én opname. Deze rol van landbouwgrond als stikstofsink wordt in het huidige stikstofbeleid en in de gehanteerde modellen onvoldoende erkend.

Natuurgebieden en bossen

Ook voor natuurgebieden en bossen toont het onderzoek significante afwijkingen tussen gemeten en gemodelleerde waarden. In Natura 2000-gebieden zoals Solleveld blijkt de droge depositie vaak 2 tot 4 keer lager te liggen dan de waarden die Aerius voorspelt. Voor bossen is het beeld omgekeerd: hier worden in de praktijk juist hogere depositiewaarden gemeten dan de modellen aangeven – met een structurele onderschatting van 30 tot 50 procent. Deze foutmarges hangen samen met verouderde parameterinstellingen in de modellen, waaronder vegetatie-oppervlak en compensatiepunten.

Inzichten uit het COTAG-netwerk

Het COTAG-meetsysteem van het RIVM biedt als een van de weinige bronnen langdurige, direct gemeten gegevens over ammoniakfluxen. De meetlocaties Bargerveen, Oostelijke Vechtplassen en de Hoge Veluwe laten zien dat ammoniakconcentratie én droge depositie sterk variëren per locatie, seizoen en afstand tot landbouwgebieden. De gemeten droge depositie bedraagt op jaarbasis:

- 5 tot 10 kg stikstof per hectare op de Veluwe;
- 2,5 tot 11 kg op de Oostelijke Vechtplassen;
- 4 tot 15 kg op het Bargerveen.

Opvallend is dat de hoogste concentraties en sterkste correlaties tussen concentratie en depositie worden gemeten op het Bargerveen, dat relatief dicht bij agrarisch gebied ligt. De gegevens bevestigen dat afstand tot de bron een bepalende factor is voor zowel luchtconcentratie als depositiehoeveelheid.

Totale stikstofdepositie op landbouwgrond

Rekening houdend met een veronderstelde verhouding van 2:1 tussen ammoniak- en NO_x -depositie (conform RIVM/TNO), komt de totale stikstofdepositie op landbouwgrond uit op circa 21 kilogram stikstof per hectare per jaar. Dit bestaat uit:

- Droge depositie: 13-19 kg ammoniak + 8,0 kg NO_x in ammoniak equivalenten;
- Natte depositie: 5 kg ammoniak + 2,1 kg NO_x in ammoniak equivalenten.

Beleidsimplicaties

Deze bevindingen onderstrepen de noodzaak om bestaande modellen te herzien op basis van praktijkmetingen. Het gebruik van Aerius op perceelsniveau – zoals nu gebeurt bij vergunningverlening – is niet betrouwbaar zolang de invoerparameters niet beter gevalideerd zijn. Verder dient grasland erkend te worden als actieve stikstofopnemer ('sink'), niet alleen als bron. Er is dringend behoefte aan een landelijke validatiecampagne gericht op verschillende ecosysteemttypen om het stikstofbeleid te onderbouwen met robuuste data.



COTAG-Paal, methode waarmee op basis van de ammoniakconcentratie op twee verschillende hoog de flux (droge depositie) in het verticale vlak experimenteel wordt bepaald. Directe droge depositie metingen bestaan niet. In Nederland staan al langer drie COTAG palen, recent zijn er enkele palen bijgeplaatst.

6.2 Samenvatting Droge Depositie uit Rapport Deel 1

Droge depositie van ammoniak (NH_3) speelt een cruciale rol in de stikstofbalans in Nederland. Het correct modelleren van deze flux is echter afhankelijk van de juiste parameterisering per landtype in modellen zoals DEPAC (*DEPosition Acidifying Components*), dat geïntegreerd is in OPS en Aeries. Een grondige evaluatie laat zien dat zowel de meetinfrastructuur als de onderliggende modelaannames op meerdere punten tekortschieten, wat directe gevolgen heeft voor de betrouwbaarheid van lokale en ultralokale modeluitkomsten.

6.2.1 Natuurgebieden (heide, duin, moeras)

Voor natuurgebieden tonen praktijkmetingen dat de door DEPAC voorspelde droge depositie systematisch wordt overschat. In duingebied Solleveld werd de droge depositie experimenteel vastgesteld op slechts 132 mol N/ha/jaar, terwijl het model 2 tot 4 keer hogere waarden voorspelt. Ook de Hoge Veluwe toont een mismatch tussen gemeten fluxen en modelverwachtingen, met een spreiding van $\pm 50\%$. Verder ontbreekt er een specifieke landgebruiksklasse voor duin- en heidelandschappen in DEPAC, wat leidt tot foutieve parameterinstellingen. Hierdoor zijn Aeries-berekeningen voor Natura 2000-gebieden op dit moment niet goed onderbouwd.

Conclusie: De droge depositie boven natuurgebieden wordt overschat. Validatie is beperkt tot enkele meetpalen en literatuurmetingen. Praktijkonderzoek per ecosysteemtype is noodzakelijk.

6.2.2 Grasland

Praktijkmetingen, historische veldproeven en modeldata tonen droge depositiewaarden tussen de 6 en 25 kg NH_3 /ha/jaar (5-20 kg N) aan. DEPAC daarentegen berekent in veel gebieden slechts 6-9 kg NH_3 , wat wijst op een onderschatting met een factor twee of meer. Mogelijke oorzaken zijn een te hoog ingeschat compensatiepunt en een te kort groeiseizoen in de modelparameters. Ook ontbreekt er systematisch onderscheid tussen bemest en onbemest grasland in de modellering.

Conclusie: DEPAC onderschat de droge depositie op grasland. Het model moet worden aangepast op basis van praktijkdata en werkelijke emissie-/depositierelaties.

6.2.3 Bossen

In bosgebieden blijkt de gemeten stikstofaccumulatie in de bodem (gemiddeld +1300 kg per ha in 33 jaar) veel hoger dan modelvoorspellingen aan tonen. Dit impliceert dat droge depositie boven bossen met 30-50% wordt onderschat. Dit is consistent met wetenschappelijke literatuur die stelt dat bossen 50-70% meer stikstof invangen dan andere landtypen.

Conclusie: Bossen vangen meer ammoniak op dan modellen voorspellen. De parameterinstellingen in DEPAC voor bossen (zoals Rc en vegetatie-oppervlak) moeten worden herzien.

6.2.4 Grote wateroppervlakken (IJsselmeer, Noordzee, Waddenzee)

Ammoniakdepositie boven water is afhankelijk van de ammoniumconcentratie, pH en temperatuur van het water. Meetdata tonen lage fluxen (0,5–3 kg NH₃/ha/jaar), die in lijn liggen met de modelwaarden uit DEPAC. Echter, deze waarden zijn grotendeels gebaseerd op lage concentraties (<1 µg/m³) en kunnen bij hogere concentraties fors toenemen. Er zijn geen concentratiemetingen boven het IJsselmeer bekend, wat extrapolatie onzeker maakt.

Conclusie: De huidige fluxmodellen voor water zijn globaal correct, maar vereisen verfijning op basis van pH en ammoniummetingen. Vooral bij randmeren moet nader onderzoek worden gedaan.

6.2.5 Stedelijk gebied

In steden zijn vegetatieoppervlakken gering en is de droge depositie lager dan op het platteland. Fluxmetingen in de literatuur rapporteren waarden van 1–5 kg NH₃/ha/jaar. OPS schat de waarden echter fors hoger (tot 2000 mol, oftewel >28 kg N), wat vermoedelijk het gevolg is van onjuiste Rc-waarden. Fluxmetingen specifiek voor ammoniak zijn niet gevonden; beschikbare data betreffen voornamelijk fijnstof.

Conclusie: OPS overschat droge depositie in stedelijk gebied. Er is dringend behoefte aan veldmetingen om Rc en andere modelparameters te kalibreren voor stedelijke ondergronden.

6.2.6 Algemene Conclusie uit Rapport Deel 1

Er is een structureel tekort aan praktijkmetingen van droge depositie per landtype. Hierdoor zijn veel van de aannames in DEPAC en OPS niet goed te valideren. De bruikbaarheid van deze modellen op ultralokale schaal – bijvoorbeeld voor vergunningstrajecten op perceelsniveau – is daardoor beperkt. Validatiecampagnes, gericht op specifieke Natura 2000-ecosystemen en landgebruikstypen, zijn essentieel voor toekomstig betrouwbaar stikstofbeleid.

6.3 Samenvatting Literatuurstudie (2024-2025 update).

De depositiesnelheid (Vd) van ammoniak varieert aanzienlijk tussen verschillende landtypes door variaties in oppervlaktekenmerken, vegetatiestructuur en biochemische processen. Deze sectie synthetiseert gemeten NH₃-depositiesnelheden uit recente literatuur en biedt een uitgebreid overzicht van hoe verschillende ecosystemen functioneren als putten voor atmosferische ammoniak.

6.3.1 *Bosecosystemen*

Bossen vertonen over het algemeen de hoogste NH₃-depositiesnelheden onder terrestrische ecosystemen vanwege hun aanzienlijke aerodynamische ruwheid, groot bladoppervlak en complexe bladerdakstructuur. In een uitgebreid overzicht van 42 studies rapporteerden Schrader en Brümmer (2014) gewogen gemiddelde en mediaan depositiesnelheden van respectievelijk 2,2 en 2,1 cm s⁻¹ voor naaldbossen, 1,5 en 1,2 cm s⁻¹ voor gemengde bossen en 1,1 en 0,9 cm s⁻¹ voor loofbossen.

Naaldbossen vertonen typisch hogere depositiesnelheden dan loofbossen, wat kan worden toegeschreven aan verschillende factoren. De groenblijvende aard van naaldbomen biedt jaarrond depositieoppervlakken, terwijl hun naaldvormige bladeren een groter oppervlak bieden voor NH₃-opname (Wyers en Erisman, 1998; Neiryck en Ceulemans, 2008). Daarnaast kan de zure aard van naaldbosgronden en bladoppervlakken de NH₃-opname versterken door zuur-base reacties (Flechard et al., 1999; Cape et al., 2008).

Metingen in een douglassparrenbos door Wyers et al. (1992) leverden NH₃-depositiesnelheden op variërend van 1,8 tot 3,0 cm s⁻¹, terwijl Neiryck en Ceulemans (2008) waarden van 1,3 tot 2,5 cm s⁻¹ rapporteerden voor een grove dennenbos. Voor loofbossen maten Pryor et al. (2001) depositiesnelheden van 0,7 tot 1,5 cm s⁻¹ in een gemengd loofbos. Hansen et al. (2013) rapporteerden waarden van 0,8 tot 1,2 cm s⁻¹ voor een beukenbos.

Seizoensvariaties in NH₃-depositiesnelheden in bossen zijn significant, vooral voor loofbossen waar bladfenologie sterk het depositieoppervlak beïnvloedt (Wichink Kruit et al., 2010). Tijdens het groeiseizoen kunnen depositiesnelheden in loofbossen die van naaldbossen benaderen, terwijl ze aanzienlijk afnemen tijdens bladloze perioden (Hansen et al., 2013; Flechard et al., 2013).

6.3.2 *Landbouwecosystemen*

Landbouwgronden vertonen aanzienlijke variabiliteit in NH₃-depositiesnelheden, wat verschillen in gewastypen, groeistadia, beheerpraktijken en het potentieel voor bi directionele uitwisseling weerspiegelt. Schrader en Brümmer (2014) rapporteerden gewogen gemiddelde en mediaan depositiesnelheden van respectievelijk 1,0 en 0,4 cm s⁻¹ voor landbouwgebieden, wat de substantiële variabiliteit in deze landgebruikscategorie benadrukt.

Akkerland vertoont vaak lagere depositiesnelheden vergeleken met bossen vanwege lagere aerodynamische ruwheid en bladoppervlakte-index (Flechard en Fowler, 1998; Wichink Kruit et al., 2010). Waarden kunnen echter significant variëren afhankelijk van gewastype en groeistadium.

Bijvoorbeeld, Schjoerring et al. (1993) maten depositiesnelheden van 0,2 tot 0,8 cm s⁻¹ boven koolzaadvelden, terwijl Loubet et al. (2012) waarden van 0,3 tot 1,2 cm s⁻¹ rapporteerden voor maïs.

Graslanden vertonen typisch intermediaire depositiesnelheden, met waarden variërend van 0,4 tot 1,5 cm s⁻¹ (Flechard en Fowler, 1998; Horváth et al., 2005). Milford et al. (2001) rapporteerden gemiddelde depositiesnelheden van 0,8 cm s⁻¹ voor intensief beheerde graslanden in het VK, terwijl Spindler et al. (2001) waarden van 0,5 tot 1,0 cm s⁻¹ maten voor graslanden in Duitsland.

Een onderscheidend kenmerk van landbouwecosystemen is het frequente voorkomen van bi directionele NH₃-uitwisseling, waarbij emissie en depositie kunnen afwisselen afhankelijk van stikstofbeheer, plantengroeistadium en omgevingsomstandigheden (Sutton et al., 2007; Flechard et al., 2013). Na bemesting kunnen landbouwgronden tijdelijk netto bronnen van NH₃ worden, met negatieve depositiesnelheden die emissie in plaats van depositie aangeven (Milford et al., 2001; Loubet et al., 2012).

6.3.3 Halfnatuurlijke Ecosystemen

Halfnatuurlijke ecosystemen, waaronder heidevelden, veengebieden en natuurlijke graslanden, vertonen typisch intermediaire NH₃-depositiesnelheden. Schrader en Brümmer (2014) rapporteerden gewogen gemiddelde en mediaan waarden van respectievelijk 0,9 en 0,7 cm s⁻¹ voor halfnatuurlijke gebieden, wat hun gematigde vegetatiehoogte en oppervlakteruwheid weerspiegelt in vergelijking met bossen en landbouwgronden.

Metingen over heide-ecosystemen door Duyzer et al. (1992) leverden depositiesnelheden op van 0,7 tot 1,1 cm s⁻¹, terwijl Jones et al. (2007) waarden van 0,6 tot 1,0 cm s⁻¹ rapporteerden voor veenvegetatie. Voor natuurlijke graslanden maten Horváth et al. (2005) depositiesnelheden variërend van 0,5 tot 1,2 cm s⁻¹, afhankelijk van vegetatiehoogte en meteorologische omstandigheden.

Halfnatuurlijke ecosystemen vertonen vaak sterke seizoenspatronen in NH₃-depositiesnelheden, die veranderingen in vegetatieactiviteit en omgevingsomstandigheden weerspiegelen (Flechard en Fowler, 1998; Jones et al., 2007). Daarnaast kunnen deze ecosystemen bijzonder gevoelig zijn voor stikstoftoevoer, met potentieel voor stikstofverzadiging en verminderde depositie-efficiëntie onder chronische NH₃-blootstelling (Sutton et al., 1993; Jones et al., 2007).

6.3.4 Stedelijke en Bebouwde Omgevingen

Stedelijke gebieden vertegenwoordigen complexe mozaïeken van verschillende oppervlaktetypen, waaronder gebouwen, wegen, vegetatie en waterlichamen, wat resulteert in ruimtelijk heterogene NH₃-depositiepatronen. Schrader en Brümmer (2014) rapporteerden gewogen gemiddelde en mediaan depositiesnelheden van respectievelijk 0,7 en 0,8 cm s⁻¹ voor stedelijke gebieden, hoewel metingen in stedelijke omgevingen relatief schaars zijn vergeleken met andere landgebruikscategorieën.

Depositiesnelheden in stedelijke gebieden worden beïnvloed door de proportie en het type aanwezige vegetatie, gebouwconfiguratie en lokale emissiebronnen (Flechard et al., 2013). Stadsparken en straatbomen kunnen dienen als effectieve lokale putten voor NH_3 , met depositiesnelheden die die van natuurlijke vegetatie met vergelijkbare structuur benaderen (Jim en Chen, 2008; Cavanagh et al., 2009).

Harde oppervlakken zoals gebouwen en bestrating vertonen typisch lagere depositiesnelheden vanwege beperkt reactief oppervlak en potentieel voor NH_3 -reflectie in plaats van absorptie (Flechard et al., 2013). Deze oppervlakken kunnen echter effectievere putten worden tijdens natte omstandigheden of in aanwezigheid van zure films (Sutton et al., 1998; Flechard et al., 2013).

6.3.5 Waterlichamen

Wateroppervlakken vertonen over het algemeen lagere NH_3 -depositiesnelheden vergeleken met begroeide landtypes, hoewel waarden kunnen variëren met waterchemie, turbulentie en meteorologische omstandigheden. Schrader en Brümmer (2014) rapporteerden gewogen gemiddelde en mediaan depositiesnelheden van respectievelijk 0,7 en 0,6 cm s^{-1} voor wateroppervlakken.

De depositie van NH_3 naar water wordt primair gecontroleerd door oplosprocessen, waarbij de opname-efficiëntie sterk afhankelijk is van de water-pH (Sutton et al., 1993; Flechard et al., 2013). Zure waterlichamen ($\text{pH} < 7$) fungeren typisch als effectieve NH_3 -putten, terwijl alkalische wateren verminderde depositie of zelfs emissie kunnen vertonen onder bepaalde omstandigheden (Sutton et al., 1993; Flechard et al., 2013).

Metingen boven meren door Sutton et al. (1993) leverden depositiesnelheden op van 0,4 tot 0,8 cm s^{-1} , terwijl Quinn et al. (1988) waarden van 0,5 tot 1,0 cm s^{-1} rapporteerden voor kustwateren. Voor grotere waterlichamen zoals oceanen neigen depositiesnelheden hoger te zijn vanwege grotere oppervlakteruwheid onder winderige omstandigheden (Asman et al., 1994; Flechard et al., 2013).

6.4 Evaluatie van de COTAG metingen op maandniveau.

Een van de kwetsbaarste onderdelen van het hele stikstofdossier is de inschatting van **droge depositie**. Hoewel er veel wordt gemodelleerd, is er relatief weinig praktijkdata beschikbaar. Dat is niet verwonderlijk: het meten van droge depositie is technisch complex en kostbaar. In de praktijk worden vooral **fluxmetingen** uitgevoerd, doorgaans in het kader van tijdelijke meetcampagnes of onderzoeksprojecten. Langlopende meetreeksen zijn zeldzaam. Een belangrijke uitzondering daarop is het **COTAG-meetsysteem** van het RIVM.

Bij droge depositie nemen planten en bodems stikstofverbindingen zoals ammoniak (NH_3) en stikstofoxiden (NO_x) rechtstreeks op uit de lucht. Turbulentie in de luchtlag dicht bij de grond (luchtwervelingen) transporteert deze stoffen naar het oppervlak. Het COTAG-systeem meet deze flux van ammoniak naar het oppervlak.

Op de top van de COTAG-mast bevindt zich een windmeter die de turbulentie meet. Aan de mast hangen twee meetkasten die op verschillende hoogtes de ammoniakconcentratie in de lucht registreren. Op basis van deze gegevens berekent het RIVM hoeveel ammoniak per tijdseenheid uit de lucht wordt opgenomen in de onderliggende vegetatie en bodem. Momenteel zijn op de website van het RIVM de meetgegevens beschikbaar van drie langdurige COTAG-locaties:

- **Bargerveen** (sinds 2012),
- **Oostelijke Vechtplassen** (sinds 2014),
- **Hoge Veluwe** (sinds 2017).

In recente jaren zijn ook nieuwe COTAG-masten geplaatst in het Noordhollands Duinreservaat (2021) en het Haaksbergerveen (2023). De gegevens van deze nieuwe locaties worden pas openbaar zodra er voldoende lange meetreeksen beschikbaar zijn.

Daarnaast staan er twee COTAG-masten op het terrein De Veenkampen, een onderzoeksfaciliteit van Wageningen Universiteit. Deze meetlocatie wordt gebruikt voor methodologisch onderzoek naar de COTAG-techniek en de datakwaliteit. De resultaten van deze meetmasten worden daarom niet gebruikt voor het vaststellen van jaarwaarden en zijn niet publiek beschikbaar op de RIVM-website.

In deel 1 van dit rapport hebben we gekeken naar de relatie tussen de gemiddelde jaarlijkse ammoniakconcentratie en de daarmee gemeten droge depositie. In dit hoofdstuk gaan we een stap verder door te onderzoeken of dergelijke relaties ook zichtbaar zijn in maandelijkse detaildata. We beginnen met een korte gebiedsbeschrijving van de meetlocaties. Vervolgens presenteren we drie grafiekreeksen:

- a) de maandelijkse ontwikkeling van de ammoniakconcentratie,
- b) de maandelijkse ontwikkeling van de gemeten flux (droge depositie),
- c) de relatie tussen flux en concentratie per maand.

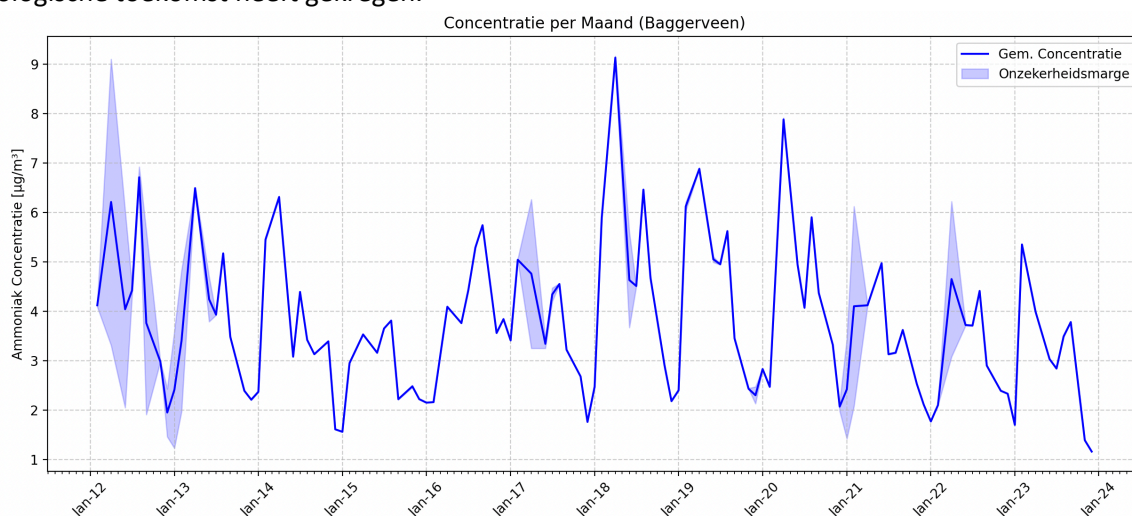
6.5 Bargerveen (Natura2000 no33)

Het Bargerveen, gelegen in het zuidoosten van Drenthe tegen de Duitse grens, is het grootste nog overgebleven hoogveenrestant van Nederland. Het maakt deel uit van het historische Bourtangerveen, ooit een uitgestrekt veengebied dat zich over grote delen van Noordoost-Nederland en Noordwest-Duitsland uitstreckte. Het gebied is van uitzonderlijke waarde vanwege zijn ecologische rijkdom en de intensieve herstelmaatregelen die er zijn getroffen.

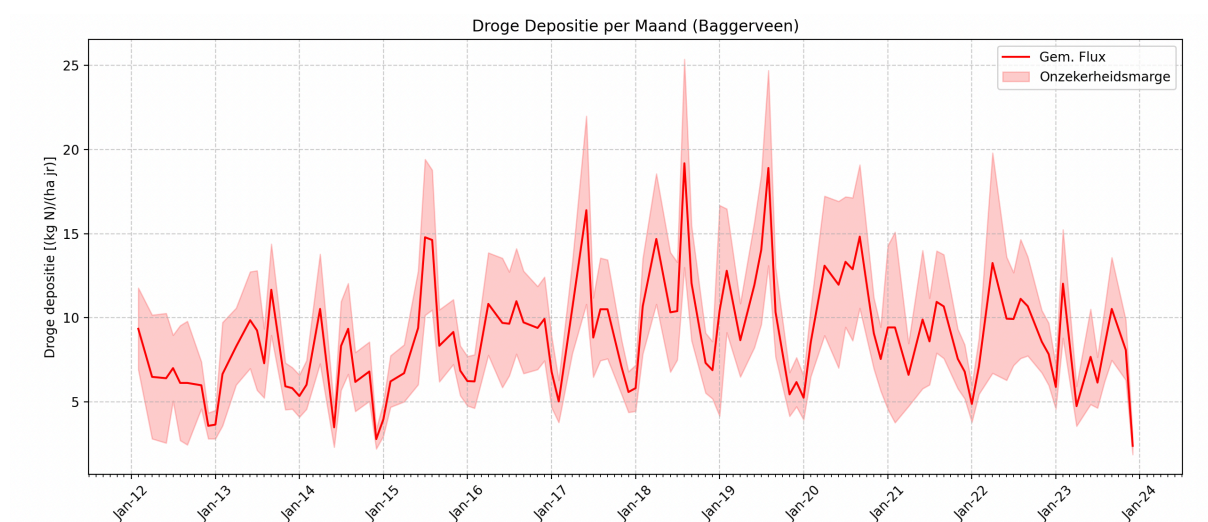
Door de eeuwenlange turfwinning en recentere industriële vervening is het landschap sterk veranderd. Toch is het Bargerveen vandaag de dag een mozaïek van verlande meerstallen, hoogveenherstellvlakten, schrale graslanden en open waterpartijen. Op de plekken waar het veen tot aan de minerale ondergrond is afgegraven en het gebied daarna is vernat, zijn grote plassen ontstaan die nu een toevluchtsoord vormen voor insecten, vogels en andere fauna. Voor het herstel van het hoogveen is gewerkt met veendammen en compartimentering, waardoor het waterpeil lokaal kunstmatig hoog wordt gehouden.

Een bijzonder kenmerk van het Bargerveen is de aanwezigheid van bovenveengraslanden – schrale graslanden die zijn ontstaan op voormalige veengronden met lichte drainage. Dit type grasland komt nergens anders in Nederland voor en draagt bij aan de uitzonderlijke biodiversiteit van het gebied.

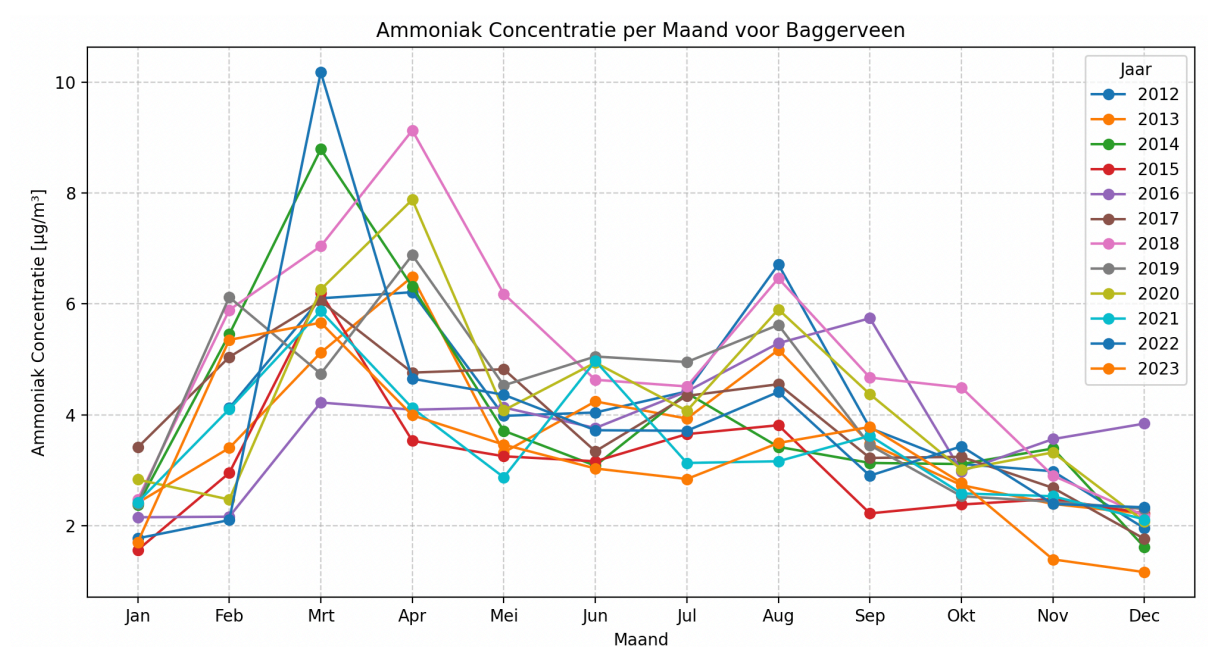
Het Bargerveen herbergt een indrukwekkende reeks zeldzame en karakteristieke vogelsoorten. Het halfopen veenlandschap, met zijn afwisseling van waterpartijen, ruigte en grasland, biedt broedmogelijkheden aan onder meer de geoorde fuut, porseleinhoen, blauwborst, paapje, roodborsttapuit, nachtzwaluw en grauwe klauwier. Voor deze laatste soort is het gebied zelfs van nationaal belang: meer dan de helft van de Nederlandse populatie broedt jaarlijks in het Bargerveen. Ook voor doortrekkers en overwinteraars is het een belangrijke locatie. Zo fungeert het gebied als de voornaamste slaapplek voor de zeldzame taigarietgans in Nederland. Af en toe worden zelfs broedgevallen van de blauwe kiekendief en velduil gemeld – soorten die buiten de Waddeneilanden zelden tot broeden komen. Het Bargerveen is daarmee niet alleen een levend monument van ons veenverleden, maar ook een uniek natuurgebied dat door zorgvuldig beheer en herstel een nieuwe ecologische toekomst heeft gekregen.



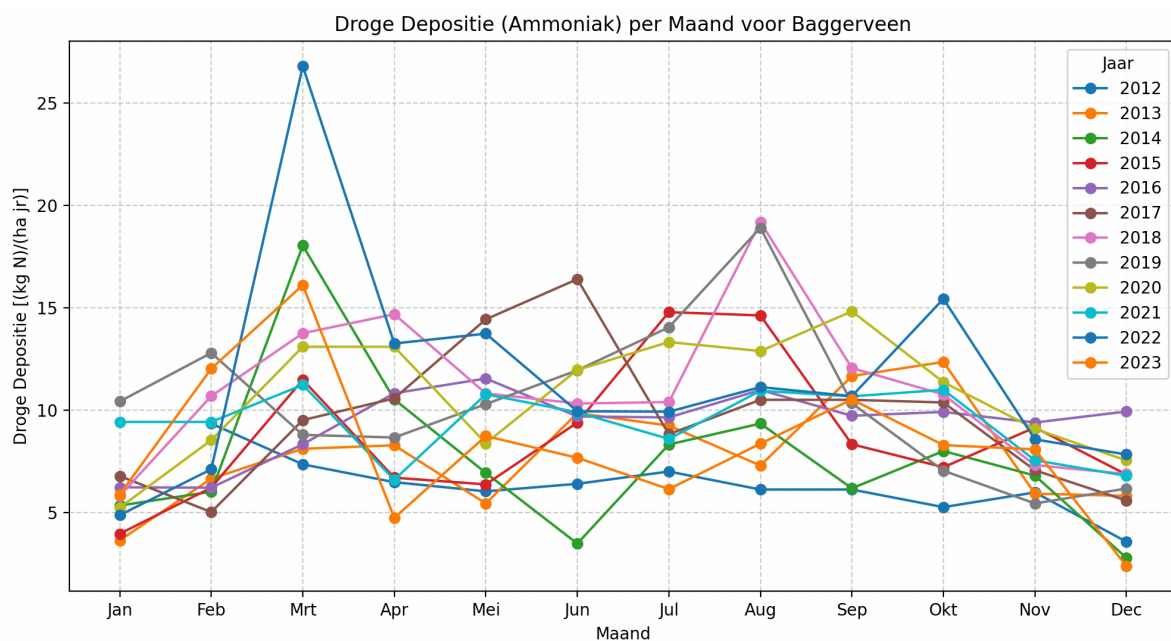
Figuur 6.1: Gemeten ammoniakconcentratie (maandgemiddeld) te Baggerveen (Bron: COTAG-RIVM)



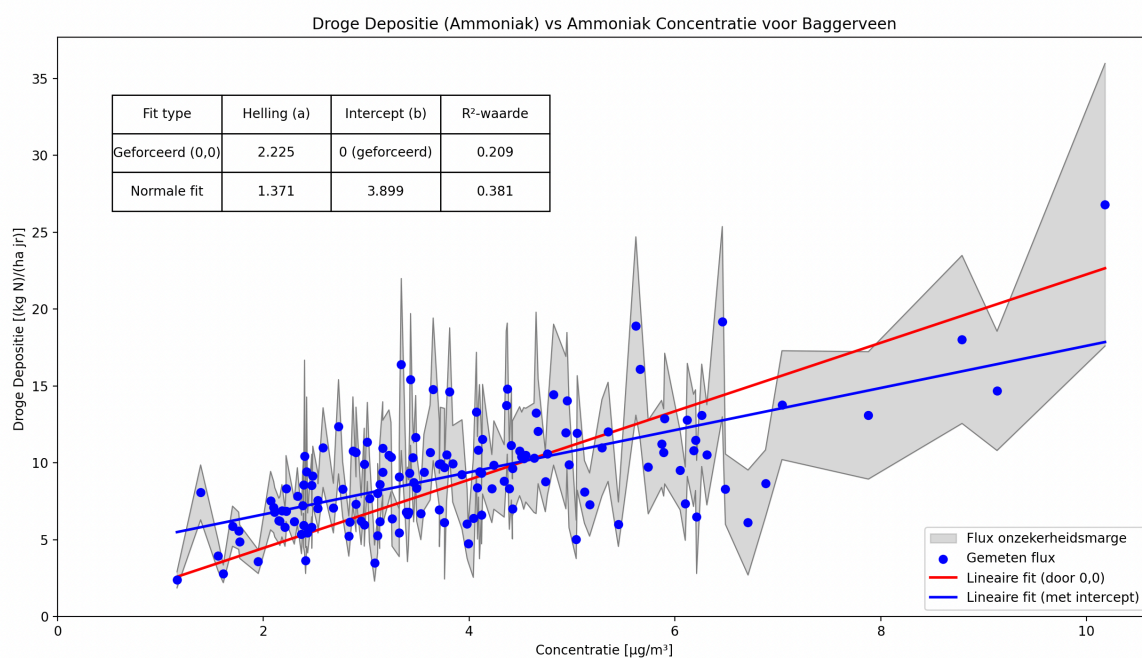
Figuur 6.2: Gemeten ammoniak droge depositie (maandgemiddeld) te Baggerveen (Bron: COTAG-RIVM)



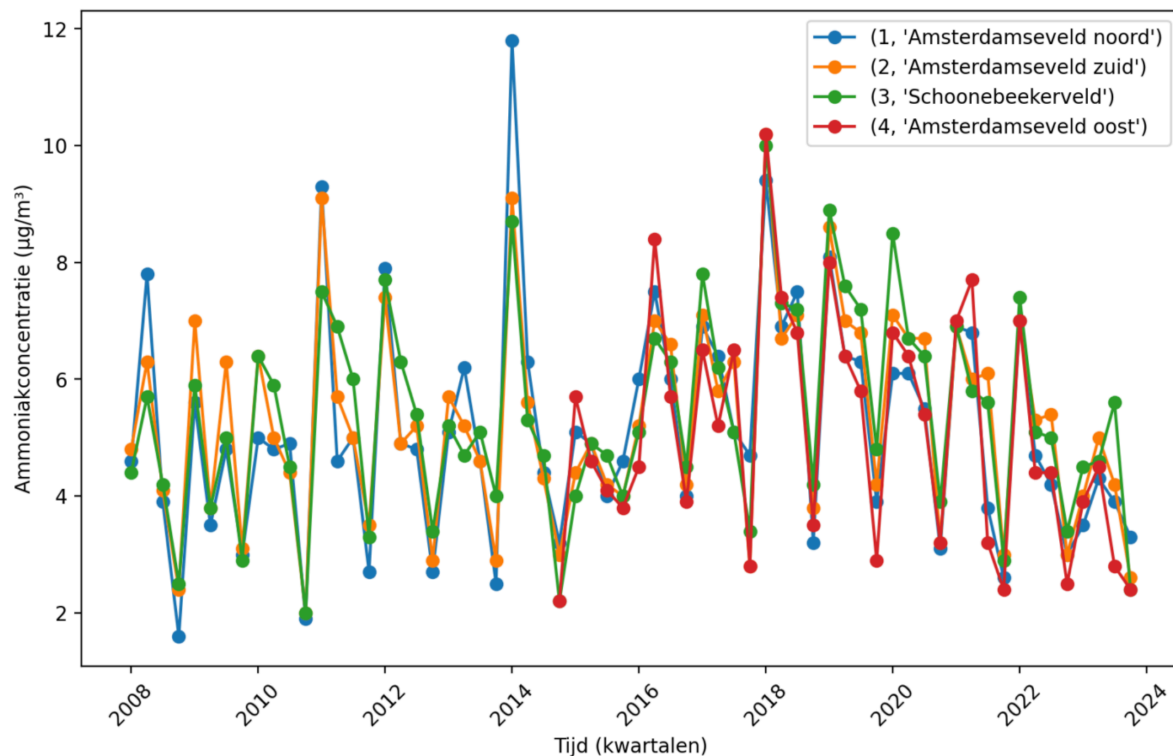
Figuur 6.3: Gemeten ammoniakconcentratie YTD te Baggerveen (Bron: COTAG-RIVM)



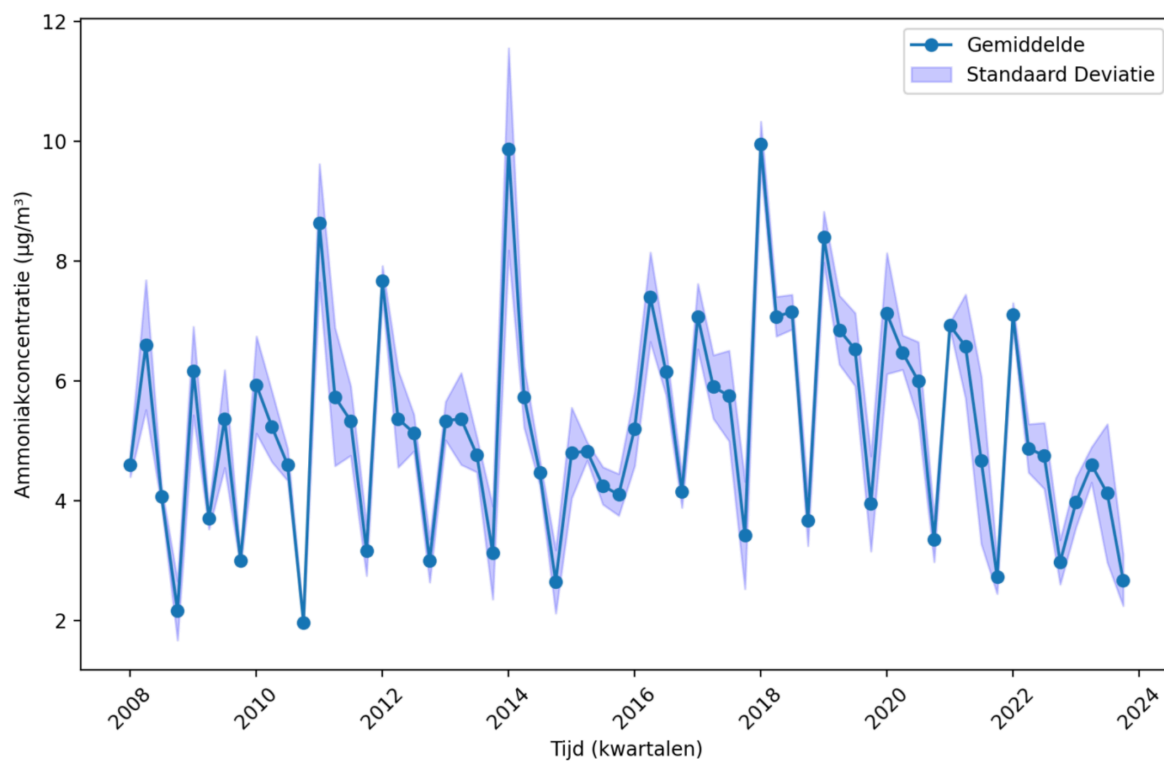
Figuur 6.4: Gemeten ammoniak droge depositie YTD te Bagerveen (Bron: COTAG-RIVM)



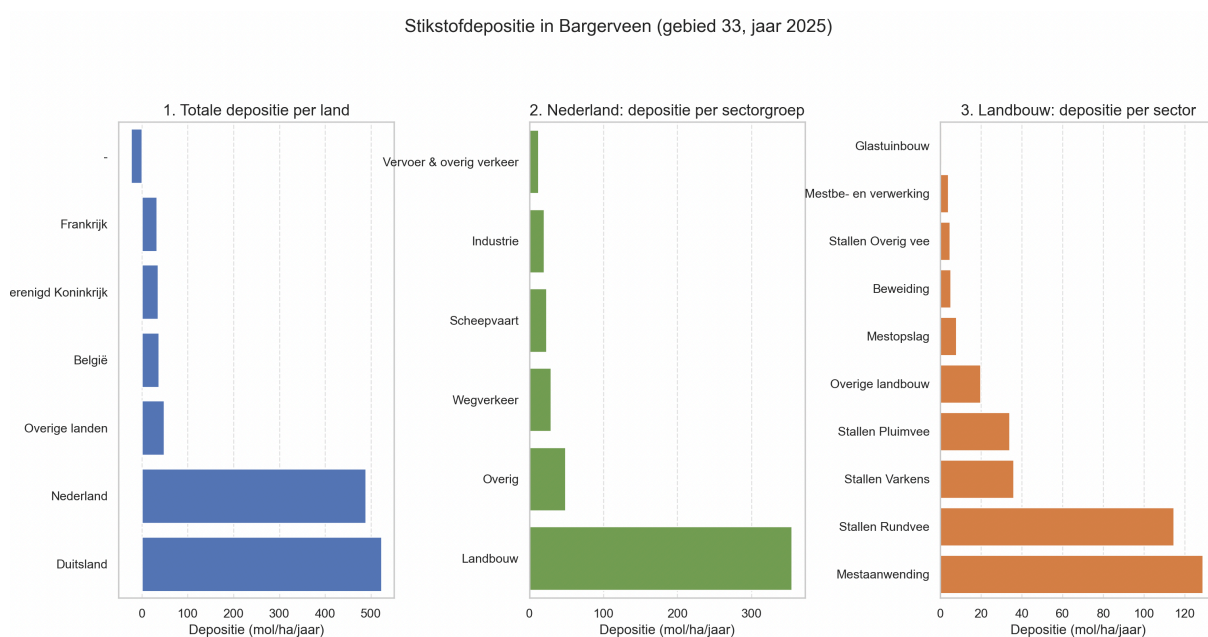
Figuur 6.5: Relatie tussen de gemeten ammoniakconcentratie en de droge depositie (Bron: COTAG-RIVM)



Figuur 6.6: MAN metingen (kwartaaldata) Baggerveen (Bron: COTAG-RIVM)



Figuur 6.7: MAN metingen (kwartaaldata) Baggerveen (Bron: COTAG-RIVM)



Figuur 6.8: Voorspelde depositie Baggerveen voor het jaar 2025 (Bron: OPS2023-RIVM)

6.6 Oostelijke Vechtplassen (Natura2000 no33)

De Oostelijke Vechtplassen vormen een bijzonder laagveengebied tussen de rivier de Vecht en de oostelijke flank van de Utrechtse Heuvelrug. Het landschap is ontstaan door eeuwenlange turfwinning, waarbij petgaten, legakkers, meren en plassen zijn gevormd. Sommige van deze wateren zijn later verder verdiept door zandwinning, wat heeft geleid tot een rijke variatie aan waterdieptes en bodemtypen – van veen tot zand.

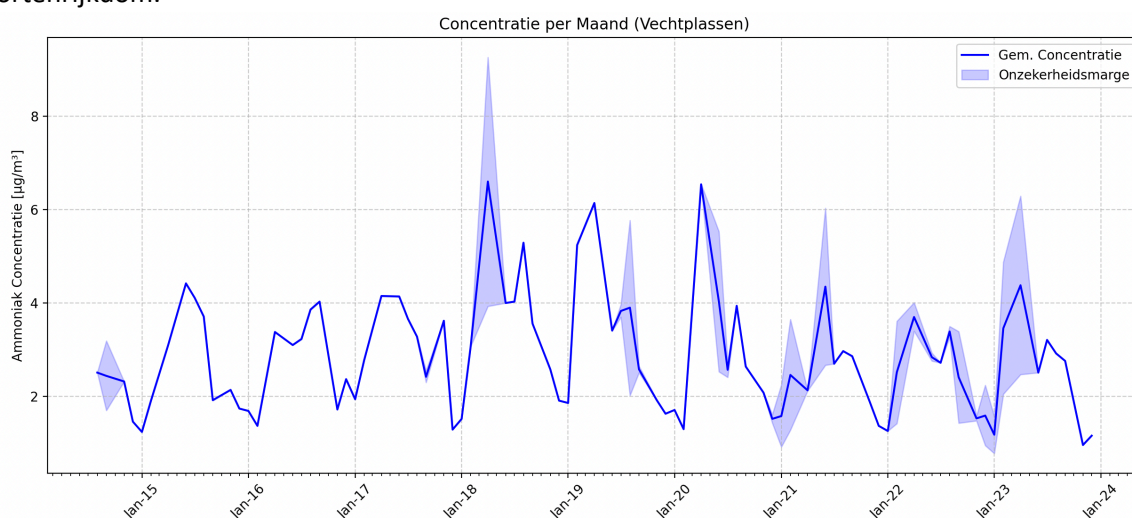
De combinatie van invloed van de rivier de Vecht én kwelwater afkomstig van de hoger gelegen zandgronden heeft in dit gebied geleid tot een uitzonderlijke ecologische gelaagdheid. Er zijn twee belangrijke gradiënten in het gebied waarneembaar:

- Van noord naar zuid verandert het landschap van een meer gesloten, bosrijk gebied naar een opener landschap met rietland, trilveen en graslanden.
- Van west naar oost neemt de invloed van kwelwater toe, vooral zichtbaar in de petgaten en trilveenvelden, waar mineraalrijk grondwater aan de oppervlakte komt.

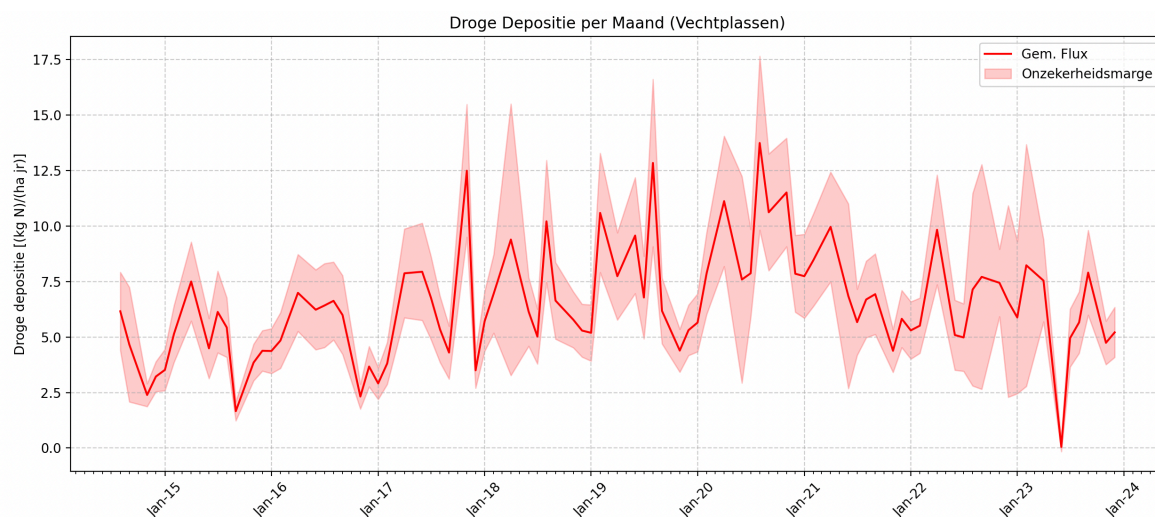
Deze dynamiek maakt het gebied tot een kerngebied voor moerasnatuur in Nederland, met een indrukwekkende diversiteit aan flora en fauna. Het is met name van groot belang voor moerasvogels. De uitgestrekte rietmoerassen vormen een belangrijk broedgebied voor karakteristieke soorten als de Roerdomp en de Purperreiger. In natte rietlanden met lange oeverzones en waterriet treffen we zeldzamere broedvogels aan zoals de Woudaap en de Grote karekiet – beide soorten die elders in Nederland sterk onder druk staan.

Daarnaast biedt het gebied ruimte aan andere moeras- en watervogels zoals de Porseleinhoen, de Zwarte stern en de IJsvogel, die profiteren van het mozaïek aan open water, rietoevers en bosjes.

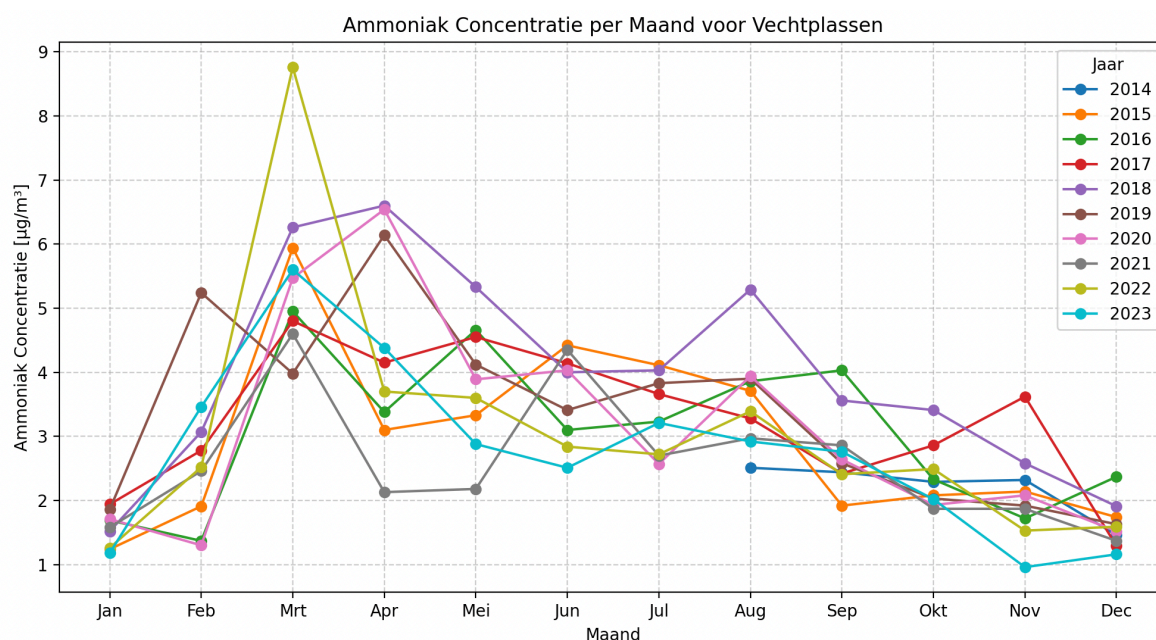
De Oostelijke Vechtplassen zijn daarmee niet alleen van groot belang voor de Nederlandse biodiversiteit, maar ook een fraai voorbeeld van hoe eeuwenlange menselijke invloed, wanneer zorgvuldig beheerd, kan leiden tot een complex en waardevol natuurgebied met een uitzonderlijke soortenrijkdom.



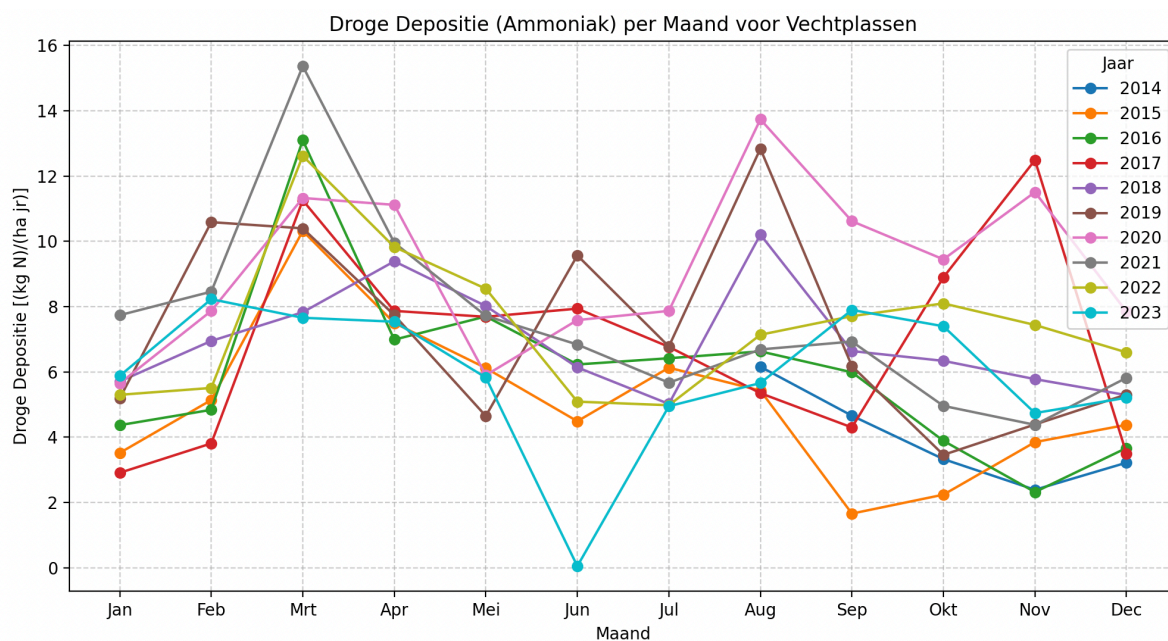
Figuur 6.9: Gemeten ammoniakconcentratie (maandgemiddeld) te Vechtplassen (Bron: COTAG-RIVM)



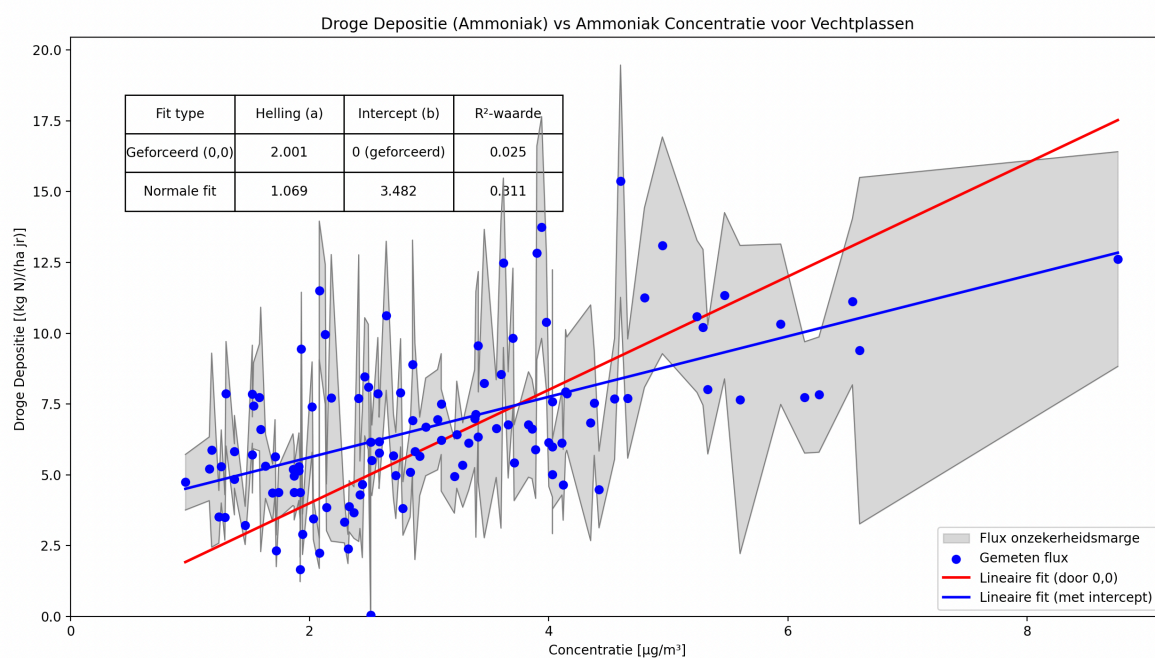
Figuur 6.10: Gemeten ammoniak droge depositie (maandgemiddeld) te Vechtplassen (Bron: COTAG-RIVM)



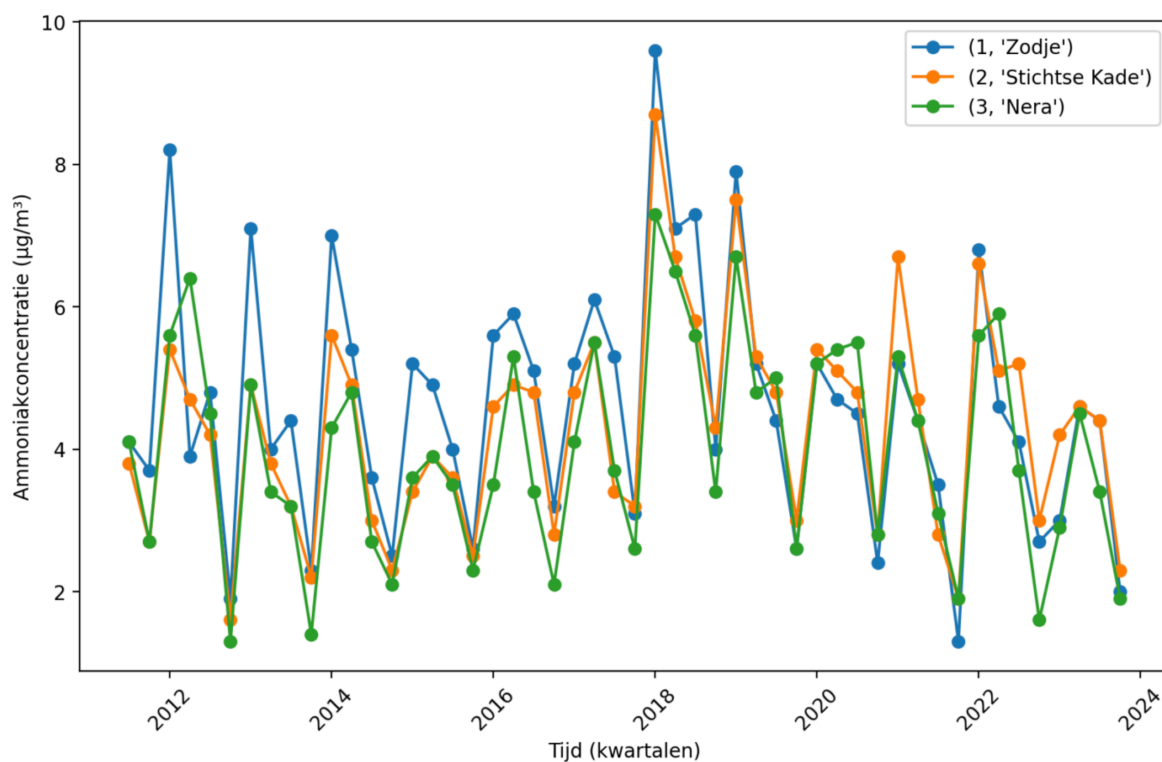
Figuur 6.11: Gemeten ammoniakconcentratie YTD te Oostelijke Vechtplassen (Bron: COTAG-RIVM)



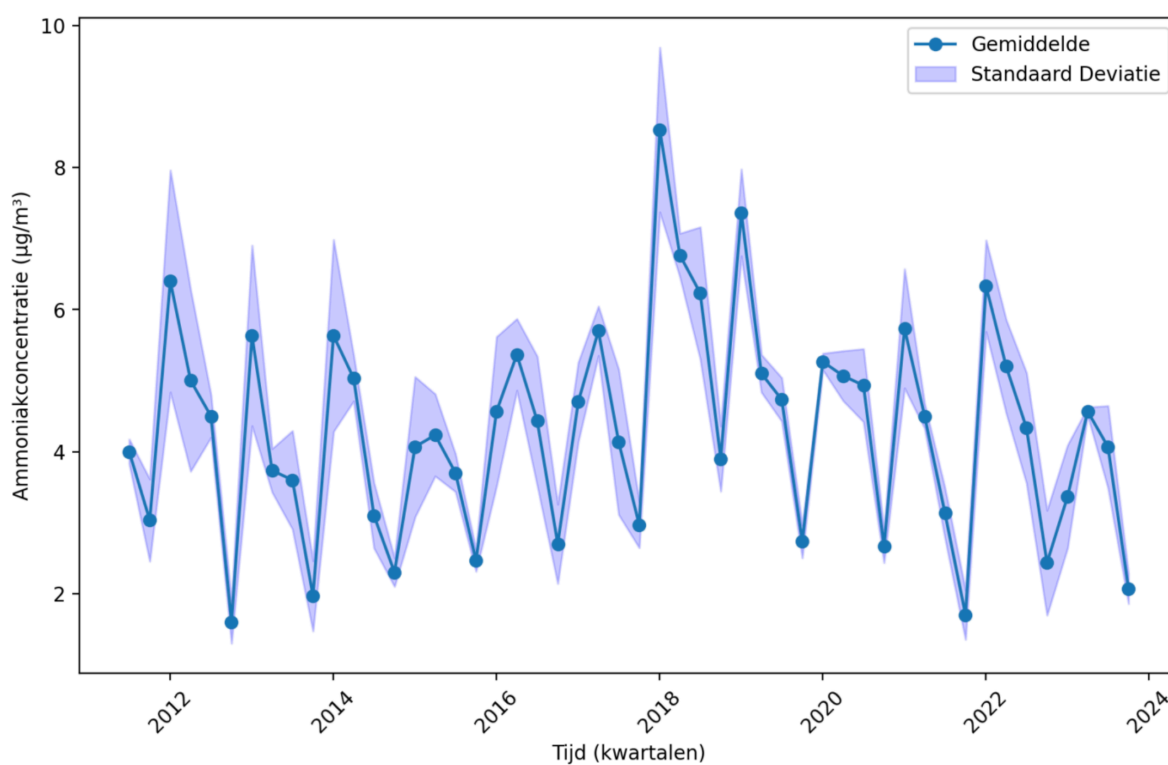
Figuur 6.12: Gemeten ammoniak droge depositie YTD te Oostelijke Vechtplassen (Bron: COTAG-RIVM)



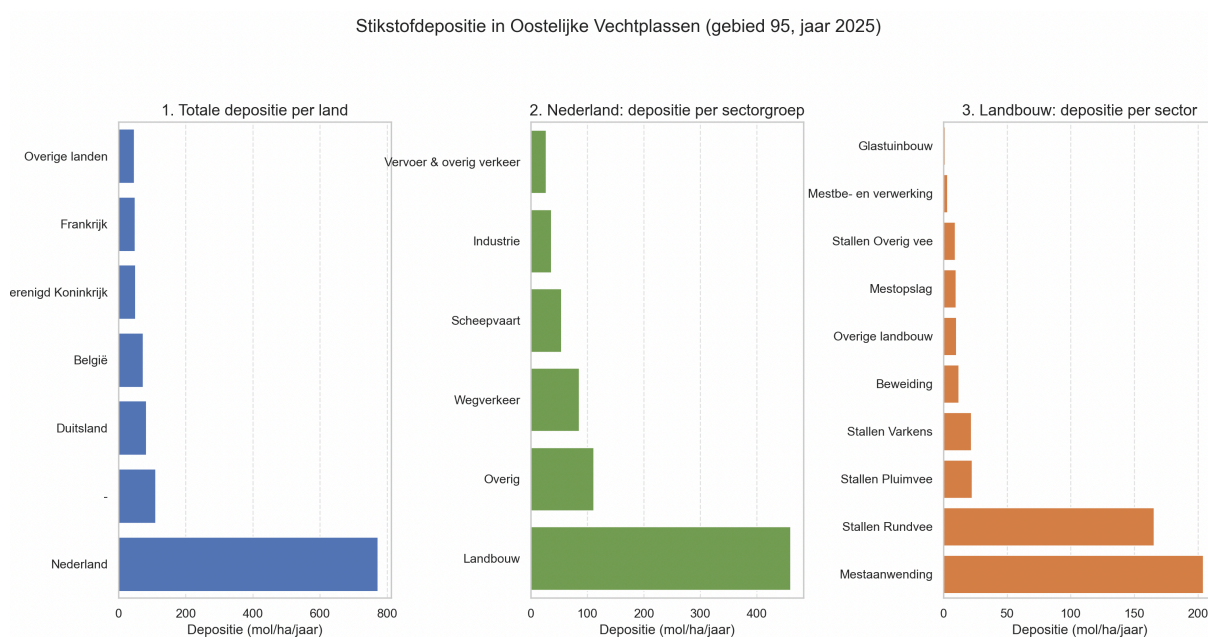
Figuur 6.13: Relatie tussen de gemeten ammoniakconcentratie en de droge depositie (Bron: COTAG-RIVM)



Figuur 6.14: MAN metingen (kwartaaldata) Oostelijke Vechtplassen (Bron: COTAG-RIVM)



Figuur 6.15: MAN metingen (kwartaaldata) Oostelijke Vechtplassen (Bron: COTAG-RIVM)



Figuur 6.16: Voorspelde depositie Oostelijke Vechtplassen voor het jaar 2025 (Bron: OPS2023-RIVM)

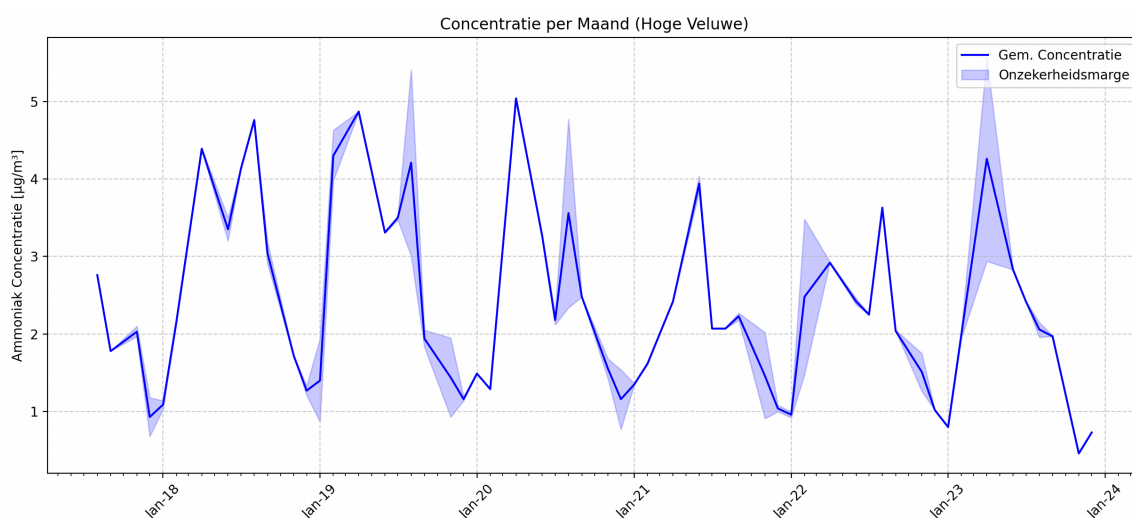
6.7 Veluwe (Natura2000 no57)

De Veluwe is één van de grootste aaneengesloten natuurgebieden van Nederland en bestaat uit een gevarieerd landschap van droge en natte heidevelden, uitgestrekte bossen, vennen, stuifzanden en beekdalen. Dit natuurgebied, centraal gelegen in Gelderland, kent een lange geologische geschiedenis. Tijdens de voorlaatste ijstijd, zo'n 150.000 jaar geleden, stuwden ijslobben enorme hoeveelheden rivierafzettingen op tot stuwwallen. Deze stuwwallen vormen vandaag de dag nog steeds de ruggengraat van het Veluwemassief, met hoogteverschillen tot ruim 100 meter boven NAP – opmerkelijk voor Nederlandse begrippen.

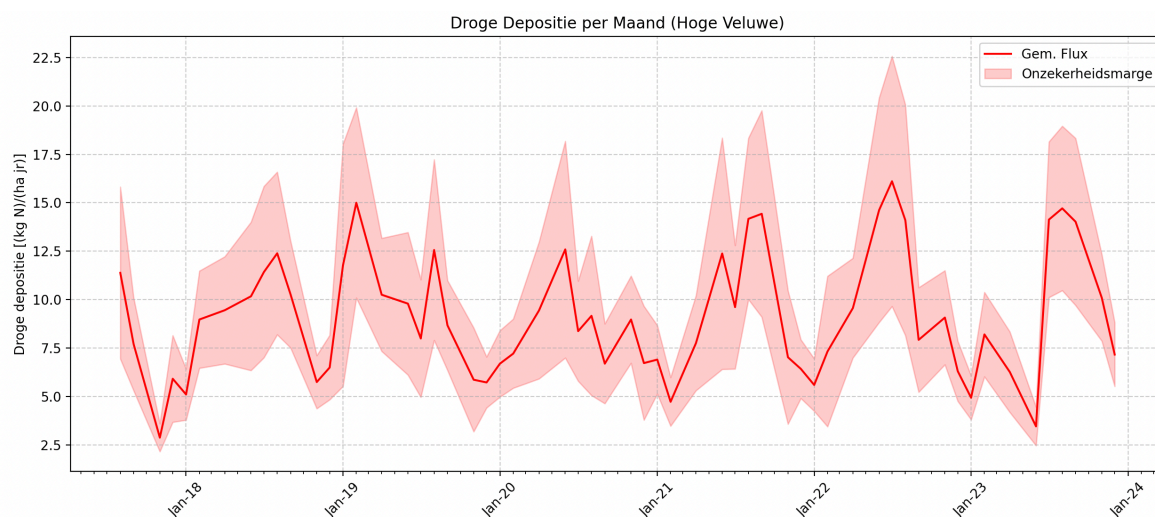
Hoewel het reliëf door erosie en vegetatie deels is afgevlakt, zijn op de Veluwe nog indrukwekkende geomorfologische relictten te vinden. Rond Kootwijk ligt één van de grootste actieve stuifzandgebieden van Europa. In totaal resteert er nog circa 1.400 hectare stuifzand op de Veluwe. Deze dynamische landschappen worden omringd door droge heidevelden, dennen- en loofbossen, en op enkele plekken natte zones met bijzondere vegetaties.

Op lokaal niveau kent de Veluwe een hoge ecologische diversiteit. Zo komen in de heidevelden bijzondere vegetatietypen voor zoals jeneverbesstruwelen, heischrale graslanden, en in natte zones vennen en hoogveenkernen, zoals bij het Mosterdsveen. In laaggelegen delen zoals de Leemputten bij Staverden en Harskamp zijn karakteristieke natte en droge graslanden te vinden. Aan de randen van het Veluwemassief ontspringen sprengbeken, met bijzondere beekvegetaties en zeldzame bronbossen – ecosystemen die sterk afhankelijk zijn van grondwaterkwel en stabiele hydrologische condities.

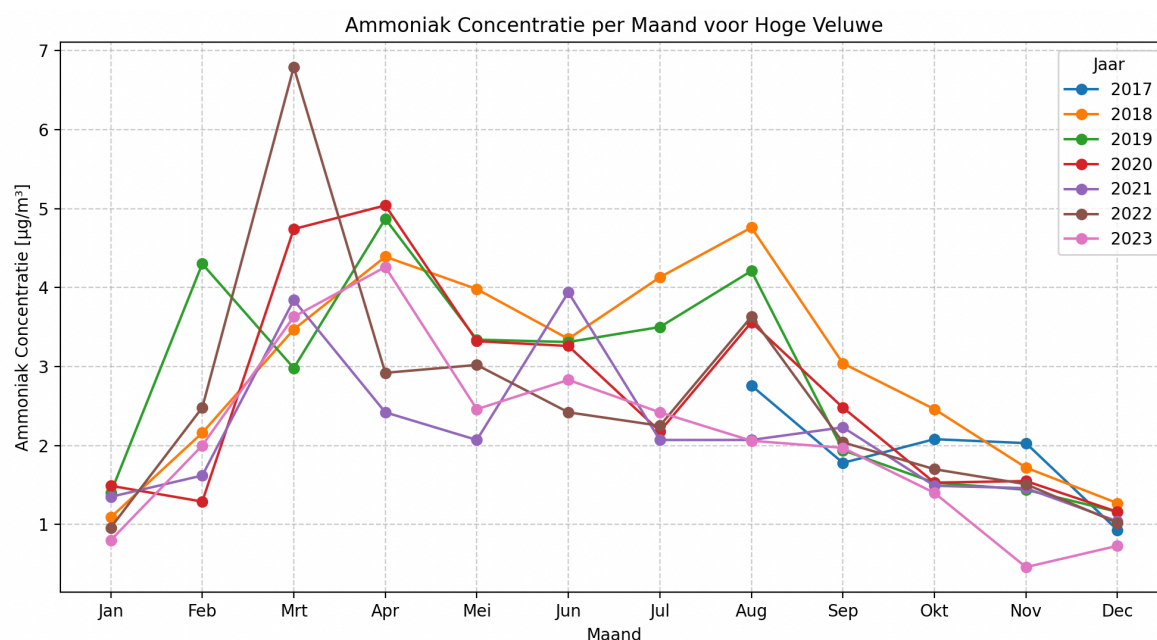
De Veluwe is daarnaast van groot belang voor de Nederlandse fauna. Het gebied biedt leefruimte aan grote zoogdieren zoals edelherten, reeën en wilde zwijnen, maar ook aan zeldzamere vogels en reptielen als de boomleeuwerik, nachtzwaluw en zandhagedis. Mede dankzij zijn uitgestrektheid, landschappelijke variatie en historische landgebruik is de Veluwe een cruciale schakel in het nationale natuurbeleid en een icoon binnen het Nederlandse netwerk van Natura 2000-gebieden.



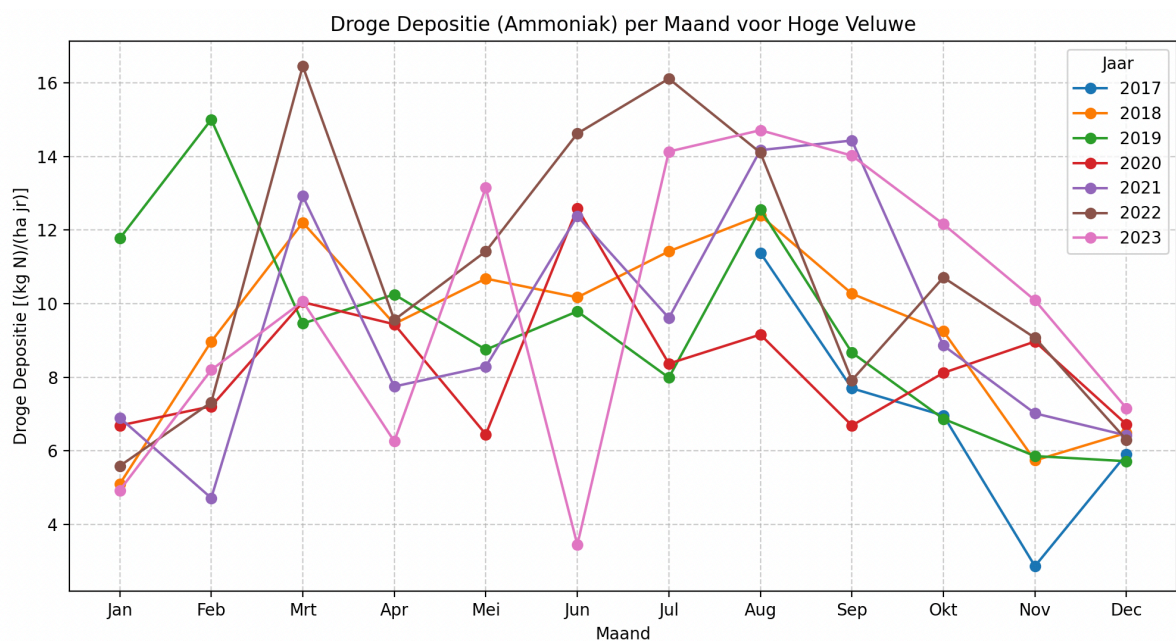
Figuur 6.17: Gemeten ammoniakconcentratie (maandgemiddeld) te Hoge Veluwe (Bron: COTAG-RIVM)



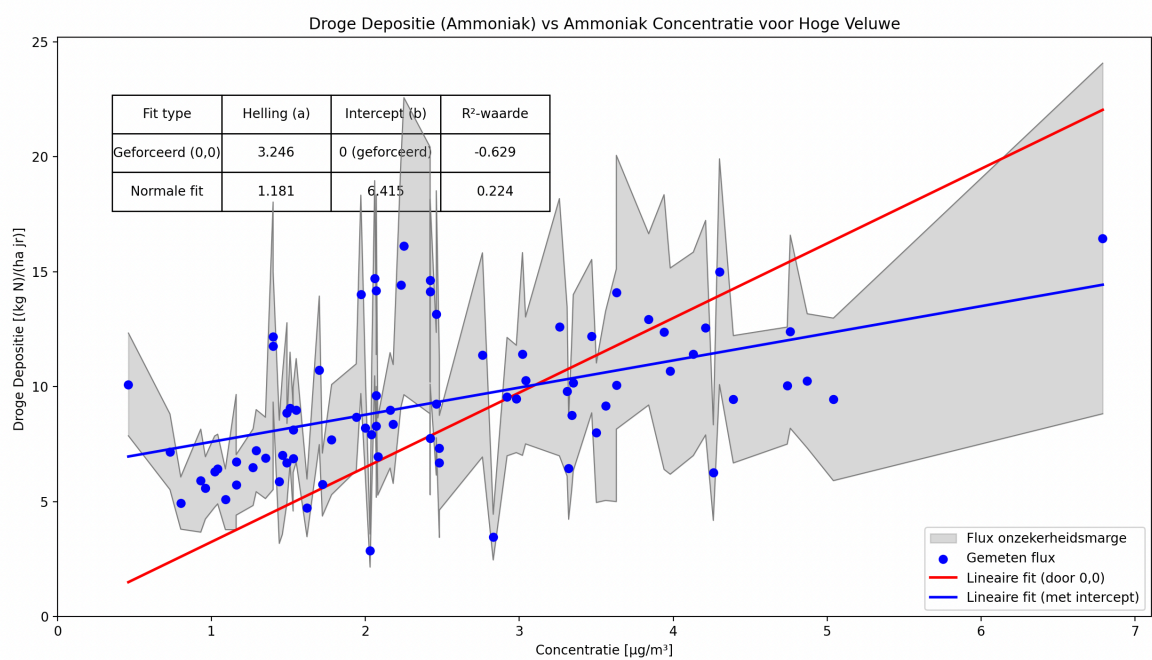
Figuur 6.18: Gemeten ammoniak droge depositie (maandgemiddeld) te Hoge Veluwe (Bron: COTAG-RIVM)



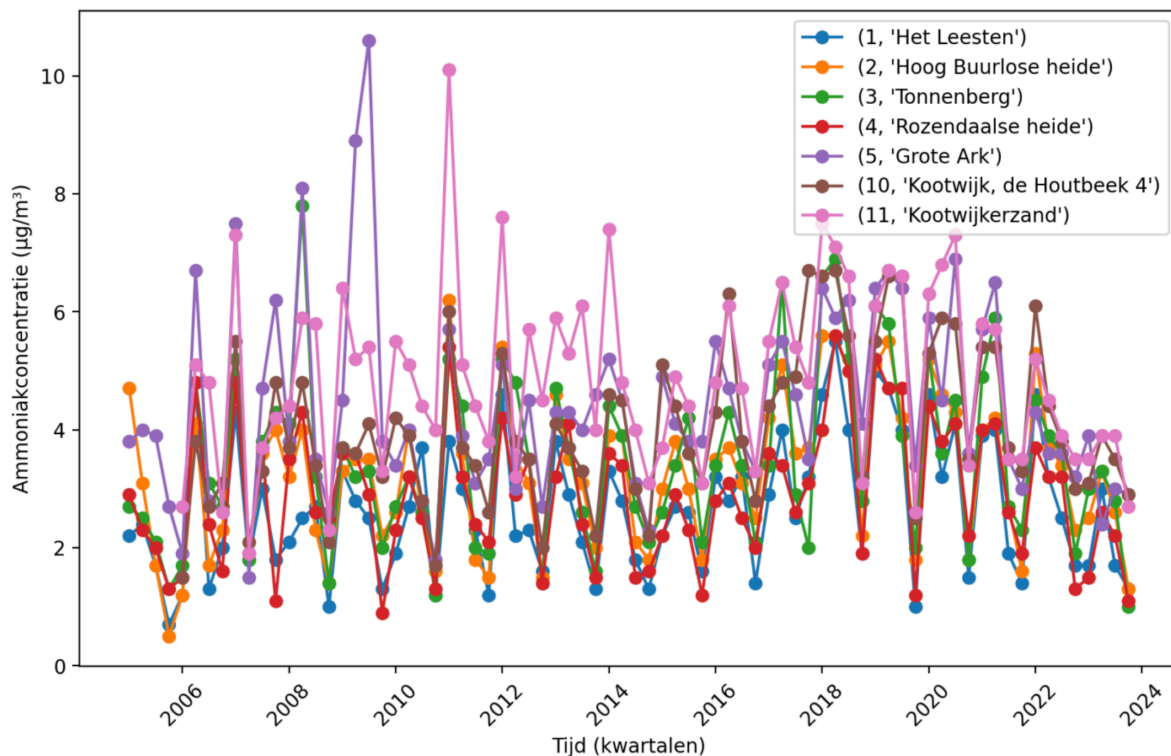
Figuur 6.19: Gemeten ammoniakconcentratie YTD te Hoge Veluwe (Bron: COTAG-RIVM)



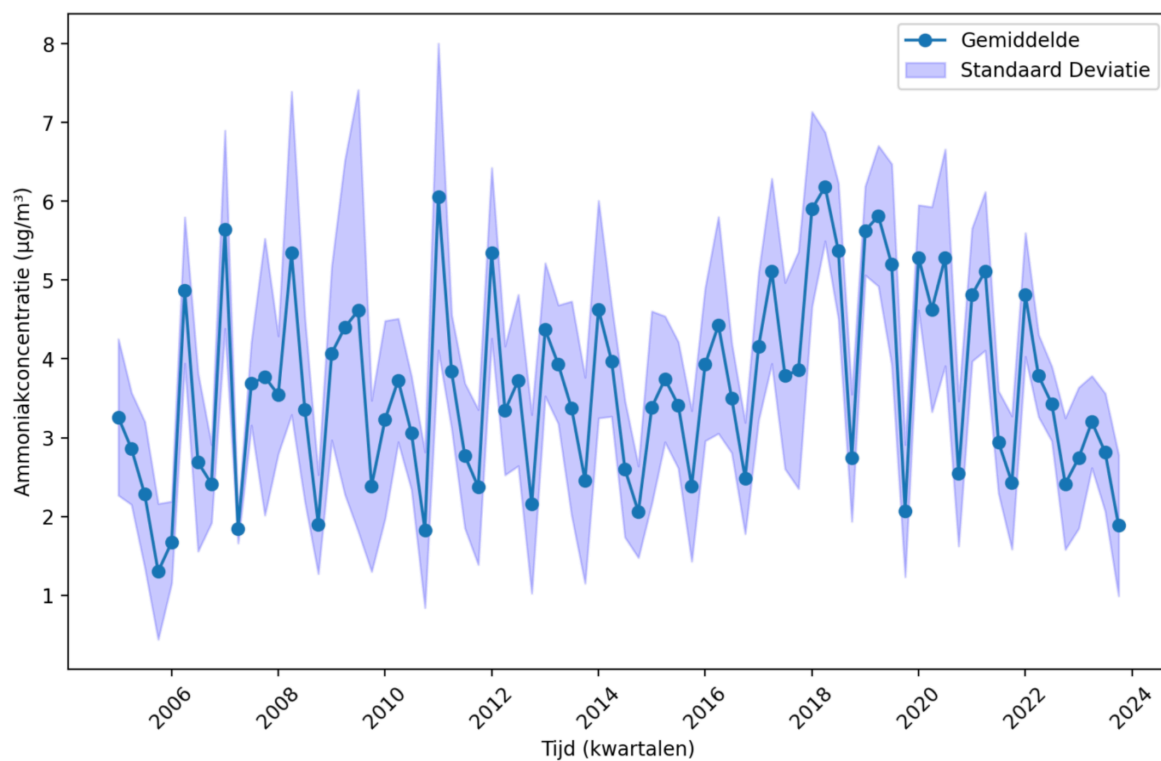
Figuur 6.20: Gemeten ammoniak droge depositie YTD te Hoge Veluwe (Bron: COTAG-RIVM)



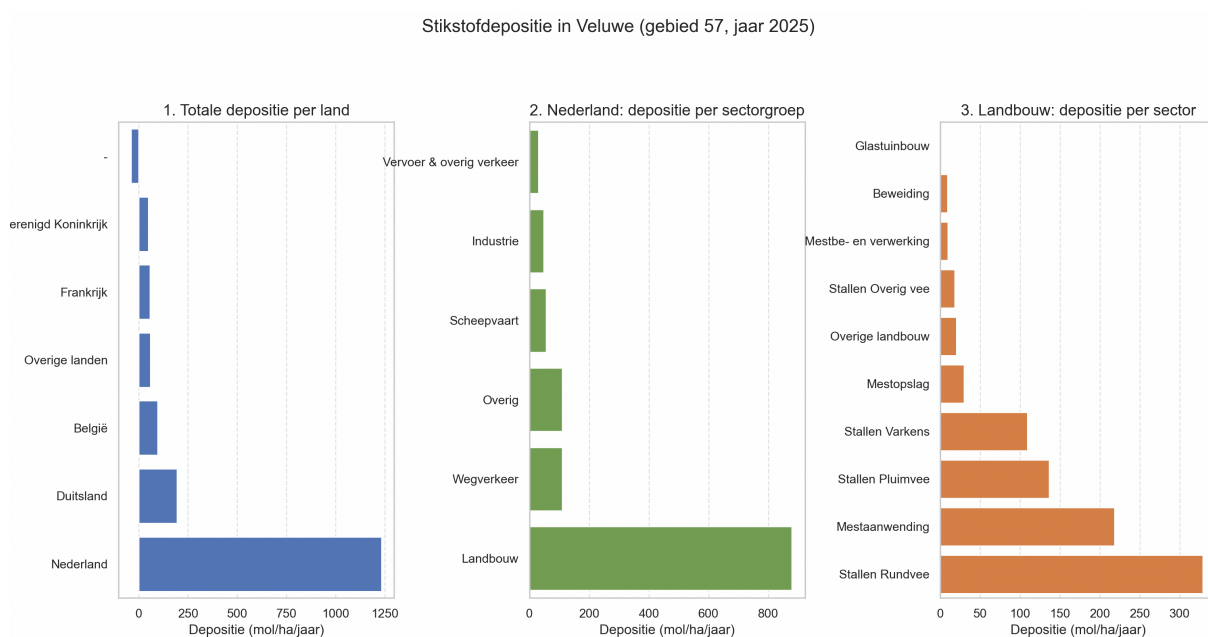
Figuur 6.21: Relatie tussen de gemeten ammoniakconcentratie en de droge depositie (Bron: COTAG-RIVM)



Figuur 6.22: MAN metingen (kwartaaldata) Hoge Veluwe (Bron: COTAG-RIVM)



Figuur 6.23: MAN metingen (kwartaaldata) Hoge Veluwe (Bron: COTAG-RIVM)



Figuur 6.24: Voorspelde depositie Hoge Veluwe voor het jaar 2025 (Bron: OPS2023-RIVM)

6.8 Evaluatie en Conclusies COTAG Maandmetingen

Het jaar 2018 was extreem droog, wat leidde tot hogere ammoniakconcentraties in de lucht als gevolg van verminderde uitspoeling. Deze bevinding sluit aan bij de conclusie uit Deel 1, gebaseerd op de MAN-concentratietingen. Op alle drie de COTAG-locaties (Bargerveen, Oostelijke Vechtplassen en Hoge Veluwe) zien we deze trend duidelijk terug. Ook het jaar 2014 was warmer dan gemiddeld en ook hier zien we een stijging van de ammoniakconcentratie – warmte blijkt dus eveneens een versterkende factor.

Een opvallende observatie is dat de ammoniakconcentratie aan het begin van het bemestingsseizoen in alle drie de gebieden verhoogd is. Dit effect is het meest uitgesproken in het Bargerveen, en het minst zichtbaar op de Hoge Veluwe. Dit vormt een kwalitatieve aanwijzing dat de grootte van het natuurgebied en de afstand tot agrarisch gebied een belangrijke rol spelen in zowel concentratie als droge depositie. Dit is zichtbaar in zowel de absoluut gemeten concentraties als in het verloop over het jaar.

Ook bij de fluxmetingen van droge depositie is dit seizoenseffect zichtbaar, al is het daar minder uitgesproken. In alle drie de gebieden geldt: in de winter zijn de concentraties lager dan in de zomer, een seizoensverloop dat ook terugkomt in de landelijke MAN-meetdata.

Wat betreft de gemeten ammoniakconcentraties zien we het volgende beeld:

- **Bargerveen:** tussen de **2 en 7 $\mu\text{g}/\text{m}^3$**
- **Oostelijke Vechtplassen:** tussen de **1 en 5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$**
- **Hoge Veluwe:** tussen de **1 en 4 $\mu\text{g}/\text{m}^3$**

Er is een duidelijk inverse relatie tussen afstand tot landbouwgebied en ammoniakconcentratie: hoe groter de afstand, hoe lager de concentratie en hoe minder uitgesproken het seizoenspatroon. Deze gegevens bevestigen dat afstand tot de bron een belangrijke verklarende variabele is.

Droge depositie per COTAG locatie hangt af van de concentratie

- **Veluwe:** De droge depositie ligt tussen de 5 en 10 kg stikstof per hectare per jaar (357–714 mol N/ha/jr). Hoewel er een relatie bestaat tussen de ammoniakconcentratie en de droge depositie, is deze relatief zwak. De spreiding in de data is groot, wat wijst op de complexiteit van het meten van droge depositie en de lage nauwkeurigheid van de fluxmetingen. In vervolgonderzoek zal deze meetdata vergeleken worden met de AERIUS/OPS-voorspellingen.
- **Oostelijke Vechtplassen:** Hier ligt de droge depositie tussen de 2,5 en 11 kg N/ha/jr (179–786 mol N/ha/jr). De relatie tussen concentratie en depositie is iets sterker dan op de Veluwe, maar nog steeds matig.
- **Bargerveen:** De gemeten droge depositie ligt tussen de 4 en 15 kg N/ha/jr (286–1.071 mol N/ha/jr). Dit is de locatie met de sterkste correlatie tussen ammoniakconcentratie en gemeten droge depositie van de drie COTAG-meetpunten.

6.9 Droge depositie relaties: COTAG vs Literatuur

Op basis van de meerjarige maandgemiddelde COTAG-metingen op drie locaties (Bargerveen, Oostelijke Vechtplassen en Hoge Veluwe), hebben we een eerste poging gedaan om de relatie tussen gemeten ammoniakconcentratie en gemeten droge depositie te reconstrueren. Hoewel de gebieden ecologisch en hydrologisch van elkaar verschillen, is de dataset robuust en volledig genoeg om globale verbanden af te leiden. In onderstaande Tabel 6.1 tonen we de gemeten ranges als functie van de concentratie. Deze data vormen de basis voor het opstellen van een correlatiefunctie tussen beide parameters.

Tabel 6.1a: Geschatte droge depositie waarnemingen uitgedrukt in kilogram stikstof per hectare per jaar bij drie verschillende ammoniakconcentraties in de lucht.

	2 µg/m ³	4 µg/m ³	8 µg/m ³
Bargerveen	2,5 - 6 kg/ha/yr	5 - 11 kg/ha/yr	10 - 17 kg/ha/yr
Oostelijke Vechtplassen	3 - 6 kg/ha/yr	5 - 10 kg/ha/yr	7,5 - 15 kg/ha/yr
Hoge Veluwe	6 - 7,5 kg/ha/yr	8 - 12 kg/ha/yr	12 - 22 kg/ha/yr

Tabel 6.1b: Geschatte droge depositie waarnemingen uitgedrukt in mol/hectare/jaar, bij drie verschillende ammoniakconcentraties in de lucht.

	2 µg/m ³	4 µg/m ³	8 µg/m ³
Bargerveen	180 - 429 mol/ha/yr	357 - 786 mol/ha/yr	714 - 1214 mol/ha/yr
Oostelijke Vechtplassen	214 - 429 mol/ha/yr	357 - 714 mol/ha/yr	536 - 1071 mol/ha/yr
Hoge Veluwe	429 - 536 mol/ha/yr	571 - 857 mol/ha/yr	857 - 1571 mol/ha/yr

In Figuur 6.25 presenteren we het resultaat van deze analyse, bewust uitgedrukt in de eenheid kilogram ammoniak per hectare per jaar. Hoewel de meetgegevens uit drie verschillende gebieden afkomstig zijn – en strikt genomen niet samengevoegd mogen worden – is dit vanwege de omvang van de ruis in de data een pragmatische keuze geweest om tot een werkbare regressielijn te komen. Ter vergelijking hebben we in dezelfde figuur drie theoretische lijnen opgenomen, gebaseerd op een eenvoudig fluxmodel met drie verschillende depositiesnelheden:

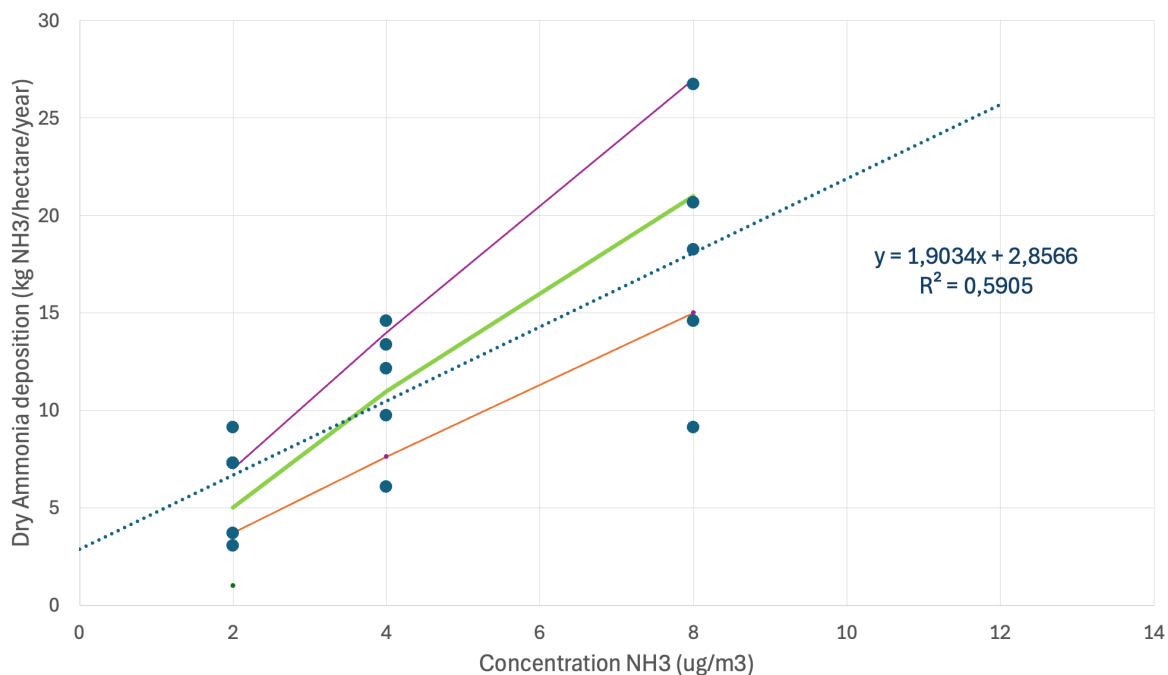
- 0,6 cm/s (oranje),
- 0,85 cm/s (groen),
- 1,1 cm/s (paars).

Opvallend is dat vooral de groene en oranje lijn goed parallel lopen met de lineaire regressielijn op basis van de COTAG-data. Dit bevestigt dat de empirisch gevonden relatie in overeenstemming is met waarden die in de wetenschappelijke literatuur zijn gerapporteerd. Eerder in dit rapport gaven we al een overzicht van relevante literatuur:

“Graslanden vertonen typisch intermediaire depositiesnelheden, met waarden variërend van 0,4 tot 1,5 cm/s (Flechard & Fowler, 1998; Horváth et al., 2005). Milford et al. (2001) rapporteerden een gemiddelde van 0,8 cm/s voor intensief beheerde graslanden in het VK, terwijl Spindler et al. (2001) waarden van 0,5 tot 1,0 cm/s maten in Duitsland.”

“Voor heide-ecosystemen rapporteerden Duyzer et al. (1992) snelheden van 0,7 tot 1,1 cm/s, en Jones et al. (2007) vonden 0,6 tot 1,0 cm/s voor veenvegetaties. Voor natuurlijke graslanden vond Horváth et al. (2005) snelheden van 0,5 tot 1,2 cm/s, afhankelijk van vegetatiehoogte en meteorologische condities.”

Uit deze vergelijking blijkt dat de empirisch afgeleide depositiesnelheden uit de COTAG-metingen goed overeenkomen met de waarden uit de internationale wetenschappelijk literatuur.



Figuur 6.25: Droge depositie uitgedrukt in kilogram ammoniak per hectare per jaar. Deze waarden – waarnemingen – zijn gehaald uit de tabellen in dit sub-hoofdstuk (blauwe punten). De gestippelde blauwe lijn is de lineaire regressielijn door de blauwe punten. De paarse lijn geeft depositiesnelheid = 1,1 cm/s aan, de groene lijn is depositiesnelheid = 0,85 cm/s, en de oranje lijn is depositiesnelheid = 0,60 cm/s

In Deel 1 van dit rapport concludeerden we dat DEPAC de droge depositie op grasland systematisch onderschat. We citeerden onder meer:

“Heil (1988) rapporteert een opname van 6 kg N gedurende 3,5 zomermaanden bij zeer lage luchtconcentraties. Aangenomen dat het groeiseizoen zeven tot acht maanden duurt, komt dit neer op circa 12 kg N per jaar (≈ 857 mol N of 15 kg ammoniak).”

Andere voorbeelden:

- Gallagher (2002): depositiesnelheden van 0,9 tot 1,1 cm/s, met een flux van 0,06 g/m²/jaar, bij 1,92 µg/m³. Deze waarde valt in de range van Figuur 6.25.
- Tanner (2022): droge depositie van 5 kg N/jaar (≈ 357 mol N, of 6,3 kg NH₃) bij lage concentraties van 0,5–4,7 µg/m³. Deze waarde valt in de range van Figuur 6.25.

Ook in Deel 1 analyseerden we een praktijkvoorbeeld uit het Friese melkveehouderijgebied tussen de A7 en A31:

“Ammoniakconcentratie: 9 tot 12 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

Volgens DEPAC_Python: 8–9 kg ammoniak/ha/jr (≈ 7 kg N, of 500 mol N).”

Deze waarde is aanzienlijk lager dan wat uit literatuur en veldervaringen wordt verwacht. Diverse experts spreken eerder van een droge depositie van 20 kg ammoniak per hectare of meer (≈ 16 kg N, of 1.000 mol N). Uit Figuur 6.25 komt een schatting van 17 tot 22 kg ammoniak per hectare bij typische concentraties in landbouwgebieden.

Uit de analyse van ongeveer honderd KringloopWijzers (KLW's) die tijdens dit project zijn bestudeerd, blijkt consequent dat de totale stikstofdepositie op landbouwbedrijven ligt tussen de 17 en 22 kilogram stikstof per hectare per jaar (oftewel 20 tot 26 kg ammoniak).

Deze depositie bestaat uit een combinatie van droge en natte depositie, waarbij zowel ammoniak (NH_3) als stikstofoxiden (NO_x) een rol spelen. Op basis van langjarige metingen kunnen we de gemiddelde natte depositie boven Nederland als volgt inschatten:

- NH_3 (ammoniak): 297 mol N = 4 kg N = 5 kg ammoniak
- NO_x : 124 mol N = 1,7 kg N = 2,1 kg ammoniak-equivalenten

Samen is dit een natte depositie van circa 5,7 kg N per hectare per jaar, oftewel ongeveer 7,1 kg ammoniak-equivalenten. Wanneer we deze natte component aftrekken van de totale depositie (zoals afgeleid uit de KLW's), blijft er een droge depositie over van ongeveer 11 tot 16 kg N/ha/jr, wat overeenkomt met 13 tot 19 kg ammoniak (equivalenten). Deze waarden liggen in de orde van grootte van de droge depositie gemeten met het COTAG-systeem, met name op locaties waar de ammoniakconcentratie relatief hoog is.

Voor een correcte interpretatie is het belangrijk onderscheid te maken tussen ammoniak- en NO_x -depositie. Eerdere analyses van onder meer RIVM en TNO wijzen op een typische verhouding van 2:1 tussen ammoniak- en NO_x -depositie (hier zijn te weinig feiten over bekend, vooral omdat er weinig NO_x -depositie metingen zijn). Wij hanteren deze verhouding in onze berekeningen om een inschatting te maken van de herkomst en omvang van stikstofdepositie op grasland. Nader onderzoek op deze verhouding zal wel nodig zijn. Het is immers te verwachten dat de depositie van NO_x in de randstand hoger is dan depositie in bijvoorbeeld Friesland of Gelderland.

Op basis van: a) KLW-data van circa 100 melkveebedrijven, b) meetgegevens van het COTAG-netwerk en c) de internationale wetenschappelijke literatuur, kunnen we (weer) concluderen dat grasland in Nederland structureel een aanzienlijke hoeveelheid stikstof opneemt via atmosferische depositie. De droge depositie – met name van ammoniak – blijkt daarbij een dominante component te zijn, en ligt hoger dan vaak wordt aangenomen in (DEPAC) modelinschattingen.

Natte depositie NO_x :	124 mol	1,7 kilogram stikstof (8%)
Natte depositie Ammoniak:	297 mol	4 kilogram stikstof (19%)
Droge depositie NO_x :	393 mol	5 kilogram stikstof (25%)
Droge depositie Ammoniak:	786 mol	11 kilogram stikstof (39%)
Totaal depositie op boerenland:	1600 mol	22 kilogram stikstof (100%)

7 De massabalans over Nederland

7.1 Managementsamenvatting

In dit hoofdstuk wordt een integrale stikstofbalans opgesteld voor de Nederlandse landbouwsector, waarin emissies en heropname (depositie) op landbouwgronden systematisch zijn gekwantificeerd. De analyse is gebaseerd op recente CBS-cijfers, modelgegevens (o.a. Aerius/DEPAC), metingen (COTAG, K LW) en eigen Monte Carlo-simulaties. Daarmee ontstaat een realistisch beeld van de rol van de landbouw in de stikstofkringloop.

Volgens de emissieregistraties is de landbouw verantwoordelijk voor 90% tot 95% van de nationale ammoniakemissies en circa 13% van de NO_x-emissies. De totale stikstofemissie wordt geraamd op 83 tot 94 kiloton stikstof per jaar, waarvan 73 tot 84 kiloton uit ammoniak en ongeveer 11 kiloton uit NO_x bestaat. Deze uitstoot is vooral afkomstig van stalemissies en mesttoediening, met een duidelijke dominantie van de rundveehouderij.

Tegelijkertijd blijkt dat de landbouwsector ook een belangrijke opnamefunctie vervult. Via droge en natte depositie wordt een groot deel van de stikstofemissie teruggevangen op het eigen areaal. Op basis van oppervlakteanalyses, depositiemetingen en simulaties is de jaarlijkse stikstofdepositie op landbouwgrond berekend op tussen de 46 en 50 kiloton stikstof per jaar. Daarvan is ongeveer 39 tot 42 kiloton ammoniak en 8 tot 10 kiloton NO_x. Dit komt overeen met een gemiddelde van 21–22 kilogram stikstof per hectare.

Een belangrijk inzicht is dat de landbouwsector gemiddeld 55% tot 63% van de eigen emissies weer opneemt en de melkveehouderij zelfs tot 60%. De sector fungeert daarmee niet alleen als uitstoter, maar ook als een grootschalige nationale stikstofsink. Voor NO_x geldt dat de landbouw zelfs NO_x-neutraal is: de opname via landbouwgrond compenseert de emissie volledig. De berekeningen laten zien dat grasland in het bijzonder een dominante rol speelt als stikstofbuffer. Met ruim 1,16 miljoen hectare in gebruik als grasland en groenvoederareaal, neemt deze categorie jaarlijks naar schatting 21,5 kiloton ammoniak en 22,9 kiloton NO_x op – goed voor 18 kiloton en 8,4 kiloton stikstof, respectievelijk. Dit betekent dat grasland ruim 20% van de nationale ammoniakemissie opvangt.

Een aanvullende correctie op de stikstofbalans is het zogenaamde *Gaussian Plume*-effect: verhoogde lokale depositie direct rond veehouderijen, veroorzaakt door verhoogde concentraties in de directe nabijheid van stallen. Dit effect is niet goed verwerkt in huidige modellen, maar draagt volgens recente inschattingen circa 3,5 kiloton stikstof extra bij aan de totale depositie op grasland.

De analyse leidt tot de conclusie dat de landbouwsector een actieve rol speelt in de stikstofkringloop – zowel aan de uitstoot- als de opnamekant. Dit impliceert dat toekomstig beleid niet uitsluitend mag focussen op emissiereductie, maar ook oog moet hebben voor de heropnamecapaciteit van landbouwgrond, met name grasland. Een robuust stikstofbeleid vereist daarom betere modellering van depositie, inclusief regionale variaties, seizoenseffecten en lokale pieken rond stallen. Alleen dan kan recht worden gedaan aan de feitelijke bijdrage van de landbouw aan zowel het probleem als de oplossing.

7.2 Wat was de conclusie uit Deel 1?

Het bepalen van droge ammoniakdepositie in Nederland is verre van eenvoudig. Een eerste complicatie is dat de wetenschappelijke literatuur een brede spreiding laat zien in mogelijke depositiesnelheden (ook wel V_d , uitgedrukt in cm/s). Daarnaast is Nederland een lappendeken van verschillende landgebruikstypen – van agrarisch tot bebouwd, van water tot natuur – en kent het grote regionale verschillen in ammoniakconcentratie in de lucht. Toch kunnen we met behulp van literatuur, kaarten en data van het CBS een eerste modelmatige schatting maken.

Voor de Monte Carlo analyse uit Deel 1 hanteren we de veronderstelling dat de depositiesnelheid normaal verdeeld is rond een gemiddelde waarde met een bepaalde standaarddeviatie (gebaseerd op o.a. Schrader). De ammoniakconcentratie per landtype wordt gesimuleerd als een lineair verdeelde variabele, begrensd door een geschatte minimum- en maximumwaarde. Landgebruik en oppervlak zijn gebaseerd op CBS-data.

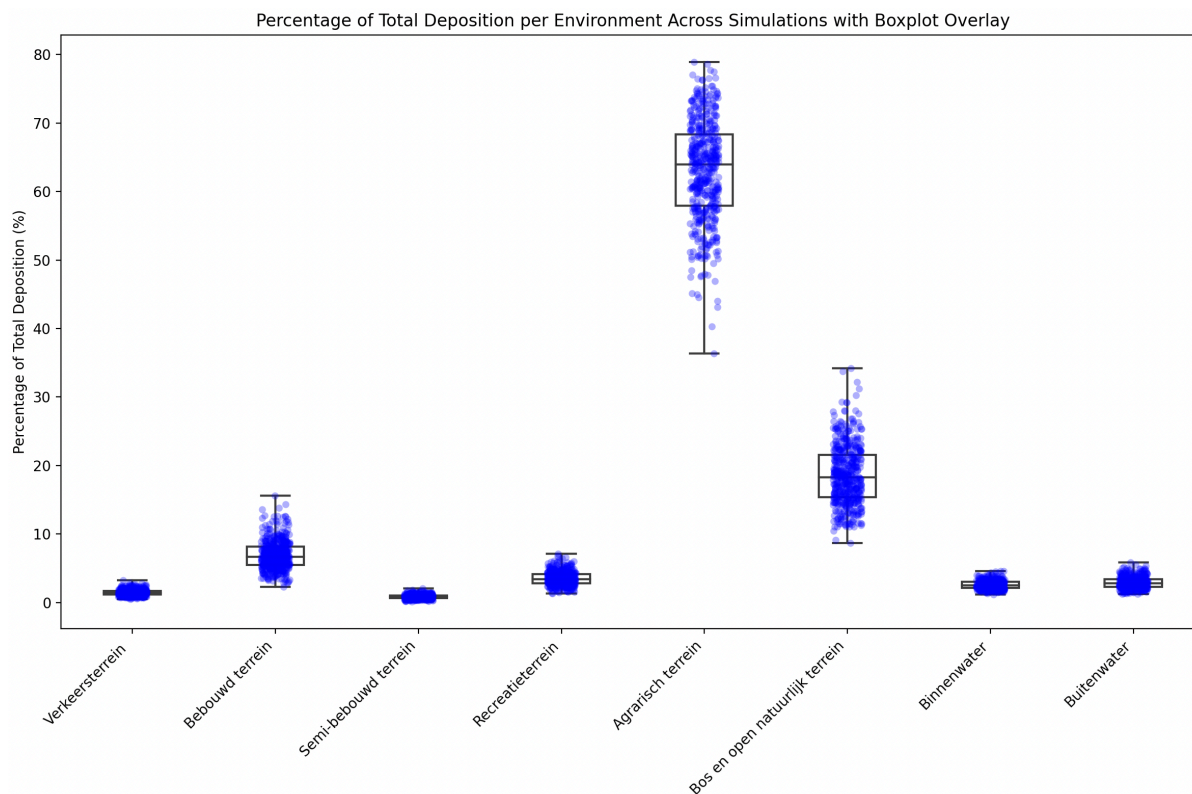
Op basis van de wetenschappelijke literatuur zijn de depositiesnelheden weergegeven voor acht landgebruikstypen. Bijvoorbeeld, voor agrarisch terrein is de gemiddelde depositiesnelheid verondersteld op 0,9 cm/s met een standaarddeviatie van 0,2 cm/s en variëren de ammoniakconcentraties tussen 6 en 11 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Deze waarden vormen de input voor een Monte Carlo simulatie met 500 herhalingen per landtype, waarbij voor elke iteratie willekeurige waarden worden gekozen binnen de gegeven verdelingen.

Door voor elk datapunt de concentratie te vermenigvuldigen met de depositiesnelheid verkrijgen we een reeks schattingen van de droge depositie in kg ammoniak per hectare per jaar. De uitkomsten zijn weergegeven in boxplots waaruit blijkt dat – conform verwachting – de hoogste deposities per hectare per jaar plaatsvinden op bos- en natuurgebied en de laagste op water. Door deze resultaten vervolgens te vermenigvuldigen met het landoppervlak per categorie (CBS), verkrijgen we een ruwe nationale schatting van de jaarlijkse totale droge ammoniakdepositie:

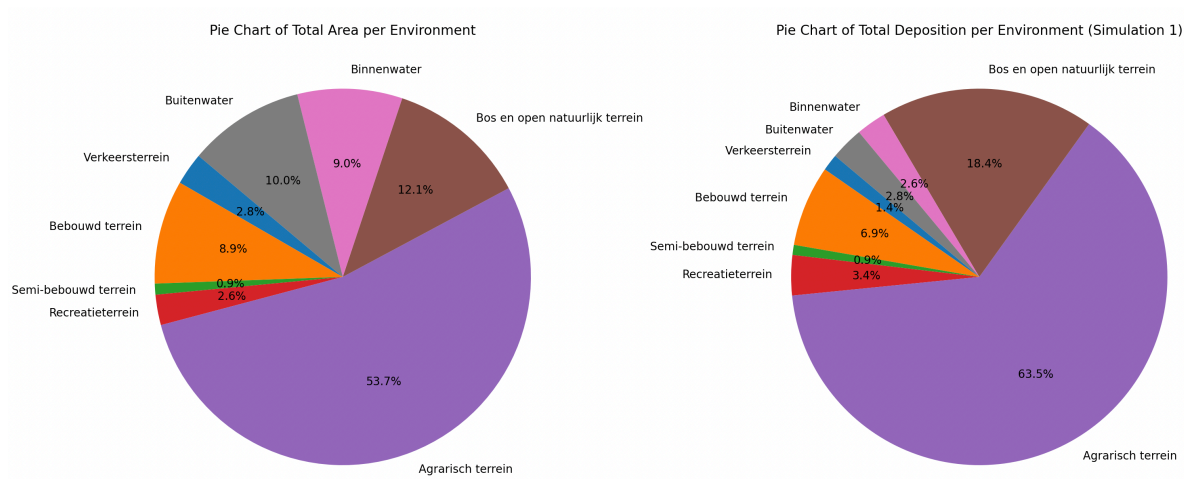
- **53 miljoen kg ammoniak op agrarisch gebied (44 kiloton stikstof),**
- **15 miljoen kg ammoniak op bos en natuur (12 kiloton stikstof),**
- **5,5 miljoen kg ammoniak op bebouwd terrein (4,5 kiloton stikstof).**

De totale droge depositie kwam hiermee uit op circa 73,5 miljoen kg ammoniak per jaar voor deze drie landtypen. Dat is iets hoger dan sommige eerdere schattingen (63, 68 en 91 miljoen kg) die ook gegeven zijn in Deel 1. De spreiding in de Monte Carlo-uitkomsten ligt tussen de 40 en 60 miljoen kg ammoniak voor landbouw, wat aangeeft dat het model robuust is binnen deze bandbreedte, maar ook dat er onzekerheid blijft bestaan – met name door de schatting van V_d -waarden.

Een belangrijke conclusie is dat de nauwkeurigheid van de totale landelijke depositieberekening vooral afhangt van de juistheid van de depositiesnelheden op landbouwgrond, bos/natuur en bebouwd gebied. Kleine fouten in deze drie categorieën hebben grote impact op het totaal, vanwege hun omvang en/of hoge concentraties. Daarom is vervolgonderzoek naar juist deze drie landtypen cruciaal. Tot slot toont deze oefening aan dat het weinig zin heeft om met complexe ruimtelijke modellen te rekenen (zoals Aerius doet op hexagoonniveau), zolang de invoerwaarden – en dan met name de V_d -waarden – onzeker zijn. Precisie in output is illusoir wanneer de input slechts globaal bekend is. Een versimpeling in ruimtelijke modellering zou daarom gerechtvaardigd zijn zolang de onderliggende data niet verfijnder beschikbaar is.



Figuur 7.1: 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 7.2.



Figuur 7.2: Verdeling landgebruik Nederland (links) en de verwachte droge depositie verdeling (Resultaat van een Monte Carlo simulatie N=500). Uit Figuur 7.1 kunnen we echter opmaken dat de verdeling niet zo precies is als deze cirkeldiagram laat zien aangezien de onnauwkeurigheid groot is.

In Hoofdstuk 5, “De Olifant in de Kamer: Droge Depositie” uit Deel 1 van deze rapportagereeks, maakten we een eerste schatting van de ammoniakdepositie per landgebruikscategorie (lu), zoals deze wordt toegepast in de DEPAC-module van AERIUS. Deze schattingen zijn bewust afgerond op twee significante cijfers, om de onzekerheidsmarges te onderstrepen. We concludeerden dat ongeveer 65% van de totale ammoniakdepositie plaatsvindt op agrarisch gebied – een bevinding die goed overeenkwam met de resultaten uit onze Monte Carlo-simulatie. In een mogelijk vervolgproject zouden we graag nieuwe Monte Carlo-simulaties uitvoeren, gebruikmakend van de negen landklassen in combinatie met zowel de gemodelleerde ammoniakconcentratiekaart als satellietmetingen van ammoniak. Voor een dergelijke analyse is het echter noodzakelijk om over een digitale versie van de DEPAC-landgebruikkaart te beschikken. Daarvoor is samenwerking vereist met WUR en/of RIVM.

De conclusie blijft dat de landbouw, hoewel zij verantwoordelijk is voor een groot deel van de ammoniakemissies, ook een aanzienlijk deel van die emissie weer zelf opneemt. Naar schatting wordt ongeveer 63% van de uitgestoten ammoniak opnieuw vastgelegd op landbouwgrond. Dit betekent dat de netto uitstoot van de sector – de hoeveelheid die elders neerslaat – beperkt blijft tot circa 35% van de totale emissie, oftewel tussen de 31 en 38 kiloton ammoniak per jaar.

Deze netto uitstoot bereikt andere omgevingen, zoals open water, stedelijk gebied en natuurgebieden. Daarbij is het belangrijk te beseffen dat de verdeling van depositie niet gelijkmatig plaatsvindt. Rondom veehouderijen is de concentratie aan ammoniak in de lucht hoger, wat leidt tot een versterkte lokale depositie in de directe omgeving van stallen. Dit is een bekend fenomeen binnen atmosferische modellering en wordt beschreven met een *Gaussian Plume*-benadering. Tot nu toe richtte onze analyse zich uitsluitend op de droge depositie van ammoniak. In het vervolg van dit hoofdstuk verbreden we de scope: we bekijken ook de bijdrage van natte depositie en de droge depositie van stikstofoxiden (NOx).

		DEPAC	DEPAC	Literatuur	
		Minimaal	Maximaal	Minimaal	Maximaal
lu	Land type	ton NH ₃ / jaar	ton NH ₃ / jaar	ton NH ₃ / jaar	ton NH ₃ / 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
	TOTAAL	4,8E+04	7,6E+04	7,9E+04	1,0E+05
	Emissie	%-Emissie	%-Emissie	%-Emissie	%-Emissie
	1,1E+5	43%	69%	71%	91%
	9,0E+4	54%	84%	87%	112%

Tabel 7.1: 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. In **Rood-vet** staan de meest waarschijnlijke depositie waarden aldus de expert opinion van de auteur van dit rapport.

7.3 Wat is de depositie op de graslanden in Nederland?

Voor een goede interpretatie is onderscheid tussen ammoniak- en NO_x-depositie essentieel. Wij hanteren een 2:1-verhouding, zoals ook door RIVM en TNO gesuggereerd, al is deze verhouding onzeker door het gebrek aan NO_x-(depositie)metingen. Regionale verschillen – zoals hogere NO_x-depositie in de Randstad – maken nader onderzoek noodzakelijk. Op basis van K LW-data, COTAG-metingen en internationale literatuur concluderen we eerder in dit rapport dat grasland structureel veel stikstof opneemt uit de lucht, vooral via droge ammoniakdepositie:

Natte depositie NO _x :	124 mol	1,7 kilogram stikstof (8%)
Natte depositie Ammoniak:	297 mol	4 kilogram stikstof (19%)
Droge depositie NO _x :	393 mol	5 kilogram stikstof (25%)
Droge depositie Ammoniak:	786 mol	11 kilogram stikstof (39%)
Totaal depositie op boerenland:	1600 mol	22 kilogram stikstof (100%)

In 2024 werd in Nederland 1.799 duizend hectare benut voor de teelt van landbouwgewassen – goed voor 54 procent van het totale landoppervlak. Deze oppervlakte omvat onder andere 531 duizend hectare akkerbouwgewassen, 92 duizend hectare tuinbouw in de open grond, en 10 duizend hectare tuinbouw onder glas. Daarnaast bestond maar liefst 1.166 duizend hectare uit grasland en groenvoedergewassen.

Van de totale landbouwgrond (cultuurgrond) werd 65 procent gebruikt voor gras (962 duizend hectare) en groenvoedergewassen (204 duizend hectare), waarvan het overgrote deel (93 procent) snijmaïs betreft. Deze dominantie van gras en voedergewassen hangt nauw samen met de omvang van de Nederlandse veestapel. Runderen en schapen worden veelal geweid op grasland, maar ook op stal gevoerd met gemaaid gras in de vorm van hooi of kuilvoer. Voor geiten, die doorgaans permanent in stallen worden gehouden, geldt dit des te meer.

Combineren we het totale oppervlak aan grasland in Nederland met de schattingen van atmosferische stikstofdepositie, dan blijkt dat graslanden een enorme sink zijn voor reactieve stikstof – zowel in de vorm van ammoniak (NH₃) als stikstofoxiden (NO_x). Dit is opvallend want het maakt de melkveehouderij – die afhankelijk is van grasproductie – de enige economische sector die op grote schaal stikstof opneemt uit de atmosfeer, in plaats van uitstoot. In 2024 was er in Nederland circa 1.166.000 hectare aan grasland en groenvoedergewassen in gebruik.

Berekening 1 – Ammoniak (NH₃)

De jaarlijkse **ammoniakdepositie op grasland** wordt door het RIVM geschat op:

- 786 mol/ha vanuit landbouwbronnen (vooral veehouderij zelf)
- 297 mol/ha vanuit andere bronnen (verkeer, industrie, buitenland)

Totaal: 1.083 mol per hectare per jaar (15 kilogram N)

Bij vermenigvuldiging met het totale graslandoppervlak krijgen we het totaal aantal mol NH₃ dat jaarlijks op graslanden neerslaat:

- **1.083 mol/ha × 1.166.000 ha = 1.262.778.000 mol NH₃ per jaar**

De massa van één mol ammoniak is **17,031 gram**, ofwel **0,017031 kilogram**. Dus:

- **1.262.778.000 mol × 0,017031 kg/mol = 21.506.372 kg NH₃**

Dat is omgerekend:

- **21,5 kiloton ammoniak (NH₃)** per jaar die door graslanden uit de lucht wordt opgenomen.

Berekening 2 – Stikstofoxiden (NO_x)

Voor NO_x-depositie (voornamelijk NO en NO₂ uit verkeer, industrie en luchtvaart) geldt:

- 124 mol/ha uit landbouwbronnen
- 393 mol/ha uit overige bronnen

Totaal: 517 mol per hectare per jaar (7,2 kilogram N)

Net als bij ammoniak vermenigvuldigen we dit met het graslandoppervlak:

- **517 mol/ha × 1.166.000 ha = 602.822.000 mol NO_x per jaar**

De molaire massa van NO_x verschilt per verbinding (NO = 30,01 g/mol, NO₂ = 46,01 g/mol). Voor deze berekening gebruiken we een **gemiddelde molaire massa van 38,01 gram/mol**, ofwel **0,03801 kg/mol**.

Daarmee is de totale massa NO_x die neerslaat op grasland:

- **602.844.000 mol × 0,03801 kg/mol = 22.913.264 kg NO_x**

Ofwel:

- **22,9 kiloton NO_x per jaar.**

Grasland als stikstof 'sink'

De cijfers laten zien dat het Nederlandse grasland jaarlijks een aanzienlijke hoeveelheid stikstof opneemt:

- **21,5 kiloton ammoniak (≈18 kiloton stikstof)**, oftewel **20% tot 23% van de totale ammoniakemissie.**
- **22,9 kiloton stikstofoxiden (≈8,4 kiloton stikstof)**, oftewel **circa 10% van de totale NO_x-emissie.**

Grasland fungeert daarmee als een **nationale stikstofsink**. In tegenstelling tot sectoren als mobiliteit en industrie – die wel stikstof uitstoten maar nauwelijks land bezitten waarop deze verbindingen neerslaan – beschikt de landbouwsector, en in het bijzonder de melkveehouderij, over een grote hoeveelheid gewassen die stikstof actief opnemen. Dit maakt landbouwgrond zowel een bron als een deel van de oplossing.

Toch wordt deze dubbele rol in het huidige stikstofbeleid en in modellen zoals Aerius en DEPAC onvoldoende meegenomen.

Neem bijvoorbeeld de melkveehouderij. Volgens NEMA bedraagt de ammoniakemissie 55,5 kiloton per jaar. Uit onze analyse blijkt echter dat een realistischer inschatting ligt tussen de 49 en 51 kiloton. Dat betekent een verschil van 4 tot 6 kiloton ten opzichte van de officiële cijfers. Als we deze gegevens combineren met de vastgestelde opname, blijkt dat melkveebedrijven tussen de 57% en 65% van hun eigen ammoniakemissie op het eigen grasland terug vangen. Deze waarden komen goed overeen met de schattingen op basis van KringloopWijzer-data (KLW).

7.4 Wat is de depositie voor de hele Nederlandse landbouw?

Vergelijkbare berekeningen kunnen worden gemaakt voor de totale emissie en depositie van ammoniak binnen de hele dierhouderijsector. Om dit goed te kunnen doen, moeten de emissiecijfers eerst worden omgerekend naar stikstof (N) in kiloton per jaar.

Voor het jaar 2021 zijn de emissiecijfers als volgt:

- Emissie uit stal en opslag: **30,4 kiloton ammoniak**, wat neerkomt op circa **25 kiloton stikstof**.
- Emissie uit mesttoediening: **24,6 kiloton ammoniak**, oftewel ongeveer **20 kiloton stikstof**.

Vervolgens is het van belang om een schatting te maken van de verdeling van rundveemest over grasland en bouwland. We verdelen de totale hoeveelheid rundveemest over 1.166 duizend hectare grasland en groenvoedergewassen. Dit leidt tot een eerste ruwe schatting van 21 kg ammoniak per hectare.

Emission source	1990	2010	2021	
Rundvee / Cattle	166,1	52,6	56,2	51%
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%

Tabel 7.2: screenshot uit Rapport Deel 1, op pagina 34 staat: 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)

Met de volledige derogatie die in 2021 nog van kracht was, mocht op grasland maximaal 230 kilogram stikstof uit dierlijke mest worden toegediend, wat resulteert in een geschatte ammoniakemissie van maximaal 23 kg per hectare. Dat betekent dat nagenoeg alle rundveedrijfmest op grasland wordt toegediend. Volgens bronnen uit de praktijk wordt varkensmest vrijwel niet op grasland gebruikt vanwege de risico's op bacteriële besmetting. Voor deze analyse gaan we daarom uit van een gemiddelde emissie van 22 kg ammoniak per hectare voor grasland en 16 kg per hectare voor bouwland (met name mais).

Wanneer we deze waarden toepassen op de arealen, ontstaat het volgende beeld:

- Grasland (962.000 hectare): 22 kg ammoniak per hectare → 21,2 kiloton ammoniak
- Groenvoedergewassen (204.000 hectare, grotendeels mais): 16 kg per hectare → 3,3 kiloton ammoniak

Samen komt dit uit op een emissie van 24,5 kiloton ammoniak, oftewel ongeveer 20,2 kiloton stikstof. Deze berekening sluit goed aan bij de NEMA-cijfers voor 2021. Het betekent ook dat er nauwelijks rundveemest wordt toegepast op andere bouwlandpercelen, zoals in de akkerbouw.

Daarentegen wordt varkensmest vooral op bouwland toegediend. Aangezien er op bouwland geen derogatie geldt, mag daar maximaal 170 kilogram dierlijke stikstof per hectare worden toegediend. De bijbehorende emissiefactor is circa 17 kg ammoniak per hectare. Voor een totaal areaal van 531.000 hectare akkerbouw zou dat theoretisch leiden tot een emissie van 9 kiloton ammoniak.

Varkens / Pigs	100,1	33,5	17,3	16%
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%
Pluimvee, konijnen en pelsdieren / Poultry, rabbits and fur-bearing animals	34,3	15	13,1	12%
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%

Tabel 7.3: screenshot uit Rapport Deel 1, op pagina 34 staat: 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)

Volgens de CBS-cijfers bedraagt de gezamenlijke emissie uit mesttoediening van varkens en pluimvee ongeveer 5,7 kiloton ammoniak per jaar. Als we aannemen dat deze hoeveelheid volledig wordt toegediend op het bouwland, dan komt dat neer op 10,7 kg ammoniak per hectare – een waarde die onder de maximaal toegestane emissiegrens blijft voor dierlijke mesttoepassing.

Op basis van deze cijfers kunnen we een emissietabel opstellen voor de mesttoediening, waarin de ammoniakemissies per veehouderijsector worden toegewezen aan de bijbehorende arealen. Volgens NEMA-2021 bedraagt de totale emissie bij mesttoediening 30,3 kiloton ammoniak; de optelling in onderstaande Tabel 7.4 komt uit op 30,1 kiloton, waarbij het verschil verklaarbaar is door afrondingen.

	Grasland	Groenvoeder	Akkerbouw
Rundvee	21,2 kiloton NH ₃	3,3 kiloton NH ₃	
Varkens			4,2 kiloton NH ₃
Pluimvee			1,5 kiloton NH ₃
Totaal	21,2 kiloton NH₃	3,2 kiloton NH₃	5,7 kiloton NH₃
Rundvee	17,5 kiloton N	2,6 kiloton N	
Varkens			3,5 kiloton N
Pluimvee			1,2 kiloton N
Totaal	17,5 kiloton N	2,6 kiloton N	4,7 kiloton N

Tabel 7.4: Toegewezen emissies per areaal en per veehouderijsector. In kiloton ammoniak (bovenaan) en kiloton stikstof (onderaan in de tabel). De toelichting op de toewijzing staat in dit hoofdstuk.

Hoewel de totale stikstofdepositie per hectare sterk kan verschillen per regio in Nederland, is het toch waardevol om per sector een inschatting te maken van de netto vluchtige stikstof – dat wil zeggen: het verschil tussen uitstoot en heropname via depositie. Regionale verschillen in depositie ontstaan bijvoorbeeld doordat in Zuid-Holland de concentratie aan NO_x hoger ligt, wat leidt tot een hogere NO_x-depositie, terwijl in gebieden als de Peel en de Gelderse Vallei de ammoniakconcentratie juist bovengemiddeld is, en daarmee ook de ammoniakdepositie.

Om tot een werkbaar model te komen, hanteren we als uitgangspunt dat de eerder berekende 1600 mol stikstofdepositie per hectare op grasland (inclusief nat en droog, ammoniak en NO_x) ook geldt voor andere agrarische landgebruikstypen zoals maïsland en akkerbouw. Dit is uiteraard een vereenvoudigde aanname, die vooral dient om sectorale vergelijkingen mogelijk te maken. Voor de melkveehouderij is de balans tussen uitstoot en depositie relatief eenvoudig te berekenen, aangezien deze sector zowel verantwoordelijk is voor een groot deel van de emissie als beschikt over het grootste areaal waarop stikstof neerslaat. Voor de akkerbouw ligt dat anders: die fungeert als sink zonder noemenswaardige eigen emissies. Omgekeerd geldt voor de varkens- en pluimveesector dat zij wel uitstoten, maar nauwelijks land in gebruik hebben waarop stikstof kan worden heropgenomen.

Vanuit beleidsmatig perspectief maken we daarom de keuze om alle emissies uit de varkens- en pluimveehouderij toe te wijzen aan het akkerbouwgebied. Dat betekent dat we 17,5 kiloton stikstof (melkvee) + 2,6 kiloton (mesttoediening op grasland en maïsland), totaal 20,1 kiloton stikstof toewijzen aan de melkveesector, en 4,7 kiloton stikstof emissies afkomstig van varkens en pluimvee toewijzen aan de akkerbouw.

Op basis van deze uitgangspunten kunnen we nu een stikstofbalans opstellen waarin per sector zowel de emissie als de depositie wordt weergegeven. De landbouwsector als geheel neemt ongeveer 55% van haar eigen stikstofemissies weer op via depositie op eigen grond. Voor de rundveehouderij ramen we deze heropname zelfs op circa 58% (vergelijk met de waarden uit de kringloopwijzer die uitkomt op rond 50%), dankzij het grote areaal gras- en maïsland. Voor de varkens- en pluimveesector gaan we uit van geen opnamecapaciteit, aangezien deze bedrijven doorgaans nauwelijks over eigen land beschikken. Om deze conservatieve balans sluitend te maken, hebben we de emissies afkomstig van mesttoediening – hoewel deze grotendeels voortkomen uit varkens- en pluimveemest – toegewezen aan de akkerbouwsector, omdat daar de feitelijke toepassing van deze mest plaatsvindt:

	<i>Emissie *</i>	<i>Emissie</i>	<i>Depositie ***</i>	<i>%</i>	<i>Overschot</i>
	Stal en opslag (kiloton N)	Mest- toediening (kiloton N)	Depositie grond (kiloton N)	Deposities / Emissies totaal	Depositie - emissies (kiloton N)
Rundvee	25 N	20,1 N	26,1 N	58%	- 19,0 N
Varkens	9,9 N	0 N	0 N	0%	- 9,9 N
Pluimvee	9,5 N	0 N	0 N	0%	- 9,5 N
Akkerbouw	0,0 N	4,7 N	11,9 N	253%	+ 7,2 N
Totaal	44,4 N	24,8 N	38,0 N	55 % **	-31,2 N

Tabel 7.5: Schattingen emissies en depositie landbouw.

* Uitgaande van NEMA-2021, de emissies zijn al lager in 2025, hier is geen rekening mee gehouden.

** met de Monte carlo Simulatie kwamen we uit op 63,5% (gebaseerd op de ammoniak balans).

*** alleen gebaseerd op 1.166.000 hectare en voor de akkerbouw 531.000 hectare.

7.5 De depositiebalans voor Nederland

De berekeningen in het vorige subhoofdstuk toonden een totale stikstofdepositie op landbouwgrond van 38 kiloton stikstof per jaar, bestaande uit zowel ammoniak- als NO_x-depositie. In eerdere Monte Carlo-berekeningen werd de droge ammoniakdepositie op landbouwgrond geschat op 40 tot 60 miljoen kilogram ammoniak, oftewel 33 tot 49 kiloton stikstof, exclusief de bijdrage van NO_x. In Deel 1 werd al opgemerkt dat deze maximale waarde waarschijnlijk aan de hoge kant is.

Gemiddeld genomen bestaat de totale depositie op landbouwgrond uit ongeveer twee derde ammoniak en één derde NO_x. In het vorige hoofdstuk werd een verdeling van 68% ammoniak en 32% NO_x gehanteerd op basis van graslandmodellen. Als we deze verhouding toepassen op de eerder genoemde 40 tot 60 miljoen kilogram ammoniak, dan komen we op een totale stikstofdepositie van 59 tot 88 miljoen kilogram ammoniak en NO_x samen, wat neerkomt op 48,5 tot 72 miljoen kilogram stikstof voor de landbouw.

Een meer realistische schatting wordt gegeven in Tabel 7.1, waarin de ammoniakdepositie op landbouwgrond wordt geraamd op 51 kiloton ammoniak, ofwel 42 miljoen kilogram stikstof, nog steeds exclusief NO_x. Deze waarde komt goed overeen met de schatting van 38,2 kiloton stikstof in hoofdstuk 7.4. Die berekening is echter gebaseerd op een landbouwoppervlak van 1.166.000 hectare grasland en groenvoedergewassen, en 531.000 hectare akkerbouw – in totaal 1.697.000 hectare. Volgens de meest recente CBS-cijfers beslaat het totale agrarische areaal echter 2.230.445 hectare. Dat betekent dat 533.445 hectare, oftewel 24% van het totaal, in die eerdere berekening niet is meegenomen. Als we hiervoor corrigeren (factor 1,31), stijgt de totale depositieschatting van 38,2 naar 49,8 kiloton stikstof.

Daarnaast is in dit rapport beargumenteerd dat het effect van de Gaussian Plume – de directe depositie rondom stallen – aanzienlijk groter is dan de gebruikelijke aanname van 5–7% van de stalemissies. Op basis van recente inzichten ligt dit aandeel eerder rond de 20%. Deze extra lokale depositie bedraagt naar schatting 4 tot 5 kilogram stikstof per hectare binnen een straal van 500 meter rond de stal. Aangezien dit effect niet goed is opgenomen in bestaande kringloopwijzers en ook door AERIUS onvoldoende wordt gemodelleerd, vormt dit een aanvullende depositiepost. Toegepast op 962.000 hectare grasland leidt dit tot een extra depositie van ongeveer 3,5 kiloton stikstof.

Tabel 7.6: Schattingen totale stikstofdepositie op het landbouwareaal naar type reactief stikstof

Scenario	Depositie (kiloton N)	Opmerking
Bottum up (Hoofdstuk 7.4)	38,2 (inc NO _x)	Vanuit schattingen grasland depositie
Bottom-up + Gaussian Plume	41,5 (inc NO _x)	Vanuit schattingen grasland depositie
Bottom-up * 1,31	49,8 (inc NO _x)	Totaal agrarisch terrein. **
Monte Carlo uit Deel 1	48,5 tot 72 (inc NO _x)	Ammoniak, plus schatting NO _x
Ammoniak inschatting Deel 1	42,0 (exc NO _x)	Alleen ammoniak.
Ammoniak inschatting Deel 1	61,8 (inc NO _x)	Ammoniak, plus schatting NO _x

** De term "agrarisch terrein" is inclusief erven, tuinen en andere oppervlakten en heeft daarmee een ruimere definitie dan de veelgebruikte vakterm "areaal cultuurgrond"

Een realistische schatting van de totale stikstofdepositie op alle landbouwgrond in Nederland (circa 2,2 miljoen hectare) ligt tussen de 45 en 60 miljoen kilogram stikstof per jaar. Van deze totale depositie is naar verwachting 68% tot 84% afkomstig van ammoniak (NH_3) en 16% tot 32% van stikstofoxiden (NO_x). In de onderstaande tabel 7.6 wordt deze stikstofdepositie nader uitgesplitst naar kiloton stikstof per component. Tabel 7.7 specificeert daarbij de bijdrage van de ammoniakdepositie op de totale landbouwgrond.

Tabel 7.7a: Schattingen totale stikstofdepositie op het landbouwareaal naar type reactief stikstof

	Depositie Ammoniak in kiloton N	Depositie NO_x in kiloton N	Totale Depositie in kiloton N
Landbouw (minimaal)	37,8 (84%)	7,2 (16%)	45 (100%)
Landbouw (maximaal)	40,8 (68%)	19,2 (32%)	60 (100%)

Tabel 7.7b: Schattingen ammoniak stikstofdepositie op het landbouwareaal

	Depositie Ammoniak in kiloton NH_3
Landbouw (minimaal)	45,9
Landbouw (maximaal)	49,5

We kunnen nu een overzichtstabel (Tabel 7.8) opstellen waarin verschillende emissieschattingen (*verticaal*) worden afgezet tegen uiteenlopende depositieschattingen op landbouwgrond (*horizontaal*). Deze matrix maakt het mogelijk om per combinatie te berekenen welk percentage van de totale stikstofemissie daadwerkelijk op landbouwgrond neerslaat. Alle waarden zijn uitgedrukt in kiloton stikstof (N).

		Ammoniak-depositie		NO_x -depositie		Stikstof-depositie	
		Min	Max	Min	Max	Min	Max
		38	41	7	19	45	60
Emissie NH_3 NEMA-2021 totaal	96	40%	43%			47%	63%
Emissie NH_3 NEMA-2021 Landbouw	91	42%	45%			50%	66%
Emissie NH_3 2021 Landbouw (Deel 1)	84	45%	49%			54%	71%
Emissie NH_3 2025 Landbouw (dit rapport)	73	52%	56%			62%	82%
Emissie NO_x totaal	86			8%	22%		
Emissie NO_x Landbouw	11			65%	175%		

Tabel 7.8: Schattingen deposities gedeeld door emissies in procenten. Getallen in kiloton stikstof (N).

Als afrondende conclusie stellen we vast dat de meest waarschijnlijke ammoniakdepositie op landbouwgrond uitkomt rond de 39-42 kiloton stikstof (oftewel circa 48,6 kiloton ammoniak). De verwachte NO_x -depositie bedraagt ongeveer 8-10 kiloton stikstof, wat leidt tot een totale stikstofdepositie op landbouwgrond van 47 tot 52 kiloton per jaar. Omgerekend is dat gemiddeld 21 - 22 kilogram stikstof per hectare landbouwgrond.

De totale verwachte stikstofemissie van de landbouw in 2025 – opgeteld voor ammoniak en NO_x – ligt tussen de 83 en 94 kiloton stikstof. Daarmee komt de netto stikstofbalans voor de landbouw uit tussen de 50% en 63%, oftewel het aandeel van de emissies dat op landbouwgrond neerslaat. Dit aandeel is iets lager dan de 64% ammoniakbalans die in Deel 1 werd gerapporteerd, en ligt ook onder de herziene schatting in dit tweede rapport, waar de ammoniakbalans tussen de 54% en 62% wordt ingeschat.

	Areaal (hectare)	Depositie kg N	Depositie kiloton N
Grasland	962.000	21 tot 25	20 - 24 kiloton
Mais / Voeder	204.00	21	4 kiloton
Akkerbouw	531.000	21	11 kiloton
Overig	533.00	21	11 kiloton
Totaal	2.230.000		46 - 50 kiloton

Tabel 7.9: Laatste depositieschattingen voor de landbouwsector.

Een alternatieve manier om naar de stikstofproblematiek te kijken, is door de balans in beeld te brengen tussen wat de landbouwsector uitstoot en wat zij zelf weer opneemt via totale natte en droge depositie. Dit bredere systeemoverzicht biedt inzicht in zowel de bijdrage van de landbouw aan de stikstofemissie in Nederland, als in haar rol als buffer of ‘sink’ voor stikstofverbindingen uit de atmosfeer.

De landbouw is volgens de emissieregistraties van 2022 verantwoordelijk voor circa 90% tot 95% van alle ammoniakemissies in Nederland. Daarnaast draagt de sector ook bij aan de uitstoot van stikstofoxiden (NO_x), al is die bijdrage veel beperkter: ongeveer 13% van de totale nationale NO_x-emissies. In absolute cijfers betekent dit dat de landbouw jaarlijks tussen de 73 en 84 kiloton stikstof uitstoot in de vorm van ammoniak, en ongeveer 11 kiloton stikstof in de vorm van NO_x.

Wat vaak onderbelicht blijft in het publieke debat, is dat de landbouwsector niet alleen een bron is van stikstofemissie, maar tegelijkertijd ook een belangrijke opnamefunctie vervult. Met name via droge en natte depositie van ammoniak op grasland, akkerbouwgrond en voedergewassen wordt een aanzienlijk deel van de uitgestoten stikstof weer teruggewonnen. In dit rapport is vastgesteld dat de landbouw jaarlijks ongeveer 54% tot 62% van haar eigen ammoniakemissies opneemt via depositie op eigen gronden. Wanneer ook ammoniak uit andere sectoren wordt meegeteld, vangt de landbouw ongeveer 48% van de totale ammoniakemissies in Nederland op. Voor NO_x geldt dat landbouwgronden verantwoordelijk zijn voor de opname van circa 12% van alle totale NO_x-emissies, wat inhoudt dat de sector op dit vlak in feite NO_x-neutraal is: de opname compenseert de eigen uitstoot volledig.

De totale stikstofdepositie op landbouwgronden – dus de som van ammoniak en NO_x die op agrarisch gebied terechtkomt – wordt geraamd tussen de 46 en 50 kiloton stikstof per jaar. Deze totale depositie bestaat uit ongeveer 39 tot 42 kiloton stikstof in de vorm van ammoniak en 8 tot 10 kiloton stikstof afkomstig van NO_x. Deze cijfers maken duidelijk dat de landbouwsector niet alleen een hoofdrolspeler is in de emissiekant van het stikstofvraagstuk, maar ook een cruciale schakel in het stikstofkringloopverhaal, met een substantiële bijdrage aan het vastleggen van stikstofverbindingen in de bodem via gewassen.

Dit bredere perspectief benadrukt dat effectief stikstofbeleid niet alleen zou moeten sturen op emissiereductie, maar ook op het erkennen en optimaliseren van de opnamecapaciteit van het agrarisch landschap.

8 Is er een relatie tussen dieren aantallen en concentratie?

8.1 Managementsamenvatting

In dit hoofdstuk is onderzocht of substantiële reducties in dieren aantallen in Nederland — als gevolg van beleid of dierziekte-uitbraken — leiden tot meetbare veranderingen in ammoniakconcentraties in de lucht of in natte depositie. Vier situaties zijn geanalyseerd: de uitbraak van de varkenspest (1997), de MKZ-crisis (2001), het fosfaatreductieplan in de melkveehouderij (2017) en het lokale experiment op Schiermonnikoog (2021).

De belangrijkste conclusie is dat in geen van deze vier gevallen een duidelijk effect is waargenomen op de ammoniakconcentratie in de lucht. Zowel het LML-netwerk (voor luchtconcentraties) als het MAN-netwerk (voor natuurgebieden) laten geen daling zien die overeenkomt met de afname van het aantal dieren. Ook bij het lokale reductie-experiment op Schiermonnikoog is geen structurele afname zichtbaar op jaargemiddeld niveau.

Wat wél duidelijk waarneembaar is op Schiermonnikoog, is het lokale effect van afstand tot een stal. De MAN-meetlocaties die zich op korte afstand van landbouwpercelen bevinden, tonen hogere ammoniakconcentraties dan meetpunten die verder in het natuurgebied liggen. De concentraties in deze natuurgebieden zijn vergelijkbaar met die op Vlieland en Terschelling, waar geen landbouw plaatsvindt. Dit bevestigt dat lokale emissiebronnen wel degelijk een ruimtelijk effect kunnen hebben, maar dat dit zich niet automatisch vertaalt naar veranderingen in de achtergrondconcentratie of landelijke depositie.

In het natte depositienetwerk zijn enkele kleine afwijkingen gemeten die mogelijk verband houden met de gebeurtenissen (bijvoorbeeld in Eibergen na MKZ of Speuld na 2017). Echter, deze verschillen zijn incidenteel en vragen om nader onderzoek naar de lokale context, waaronder weerdata en de exacte ligging van de meetstations.

De resultaten sluiten aan bij de bevindingen uit deel 1 van dit rapport: de jaar-op-jaar variatie in ammoniakconcentratie wordt sterk beïnvloed door neerslag en temperatuur, en vertoont geen directe correlatie met het aantal gehouden dieren. Deze bevindingen roepen belangrijke vragen op over de effectiviteit en onderbouwing van stikstofbeleid dat sterk leunt op modelmatige koppeling tussen veestapelgrootte en atmosferische stikstofbelasting.

8.2 Ontwikkeling van dieren aantallen in Nederland (1990–2020)

In de periode 1990 tot 2020 hebben zich in de Nederlandse veehouderij duidelijke trends en verschuivingen voorgedaan in de omvang van de veestapel (Figuur 1). Sommige diersoorten namen geleidelijk af, andere juist toe. Beleid, marktomstandigheden en dierziekte-uitbraken speelden hierbij een belangrijke rol.

Het totaal aantal runderen daalde in deze periode van ongeveer 4,9 miljoen in 1990 naar 3,8 miljoen in 2020. Vooral de melk- en kalfkoeien lieten een sterke afname zien, van circa 2,1 miljoen in 1990 tot 1,59 miljoen in 2020. Deze daling werd mede veroorzaakt door de invoering van het melkquotum in 1984. Opvallend is echter dat tussen 2011 en 2016 het aantal melkkoeien tijdelijk weer steeg – van 1,47 miljoen naar 1,75 miljoen – nadat het melkquotum werd afgeschaft. Tegelijkertijd nam ook het jongvee voor de melkveehouderij sterk toe: van circa 1,0 miljoen in 1990 tot een piek van 1,34 miljoen in 2015, waarna het aantal weer daalde naar 940.000 in 2020 als gevolg van het fosfaatreductieplan.

De varkensstapel vertoonde eveneens fluctuaties. In 1990 telde Nederland ongeveer 12,7 miljoen varkens. Dit groeide tot een piek van 15 miljoen in 1997, net voor de uitbraak van de klassieke varkenspest. Na massale ruiming daalde het aantal varkens, met een relatief stabiel niveau van circa 12 miljoen varkens in de jaren 2010–2020.

Bij de schapen was er in de jaren 1990–1992 sprake van een forse groei van het aantal dieren, tot een piek van 2,0 miljoen in 1992. Daarna daalde het aantal fors, mede door veranderend beleid zoals het afschaffen van de ooi-premie, tot een dieptepunt van 780.000 in 2016. In 2020 waren er ongeveer 890.000 schapen in Nederland.

Opvallend is de sterke toename van het aantal geiten. In 1990 waren er naar schatting 100.000 geiten. Dit aantal steeg tot 250.000 rond het jaar 2000 en groeide door tot meer dan 633.000 in 2020. Ondanks een tijdelijke terugval tijdens de Q-koortscrisis (2007–2010), bleef de sector structureel groeien.

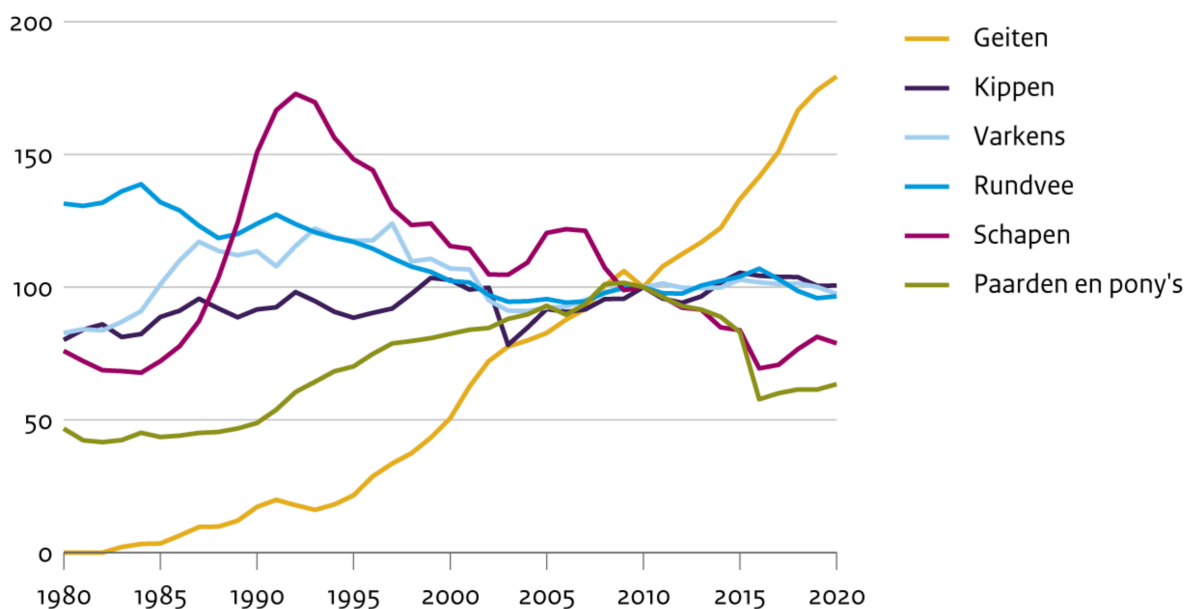
Ook het aantal kippen steeg. In 1990 waren er circa 85 miljoen kippen, wat toenam tot 102 miljoen in 2020. Daarbij valt op dat het aantal vleeskuikens relatief stabiel bleef rond de 45 tot 49 miljoen sinds 2003. Het aantal leghennen liet wel een duidelijke groei zien: van 35 miljoen in 1990 naar 43 miljoen in 2020.

Ten slotte kende ook het aantal paarden op landbouwbedrijven een duidelijke ontwikkeling. Tussen 1990 en 2009 verdubbelde het aantal bijna, van circa 85.000 naar 145.000. Daarna trad een daling in als gevolg van de financiële crisis, met een totaal van 90.000 paarden op landbouwbedrijven in 2020. Het totaal aantal paarden in Nederland ligt overigens aanzienlijk hoger (geschat tussen 400.000 en 450.000), omdat veel paarden buiten landbouwbedrijven worden gehouden, zoals bij maneges of particulieren.

8.3 Trends in Dieraantallen periode 2020–2025

Naast deze ingrijpende gebeurtenissen zijn er ook langetermijntrends zichtbaar in de Nederlandse veehouderij:

- **Runderen:** Het aantal runderen daalde van 3,8 miljoen in 2020 naar ongeveer 3,7 miljoen in 2022. Deze daling is mede het gevolg van het verlies van derogatie, waardoor melkveehouders minder mest op hun land mogen uitrijden en de afoming van fosfaatrechten bij verhandeling buiten de familie. In 2025 wordt een verdere daling verwacht tot circa 3,5 miljoen runderen.
- **Varkens:** Het aantal varkens daalde van 12 miljoen in 2020 naar ongeveer 11,4 miljoen in 2021. Deze daling is mede het gevolg van de Subsidieregeling sanering varkenshouderij (SRV). In 2025 wordt een verdere daling verwacht tot circa 10 miljoen varkens.
- **Schapen:** Het aantal schapen daalde van 890.000 in 2020 naar 850.000 in 2021. In 2025 wordt een lichte daling verwacht tot circa 800.000 schapen.
- **Geiten:** Het aantal geiten steeg van 632.000 in 2020 naar 633.000 in 2021. In 2025 wordt een verdere stijging verwacht tot circa 650.000 geiten.
- **Kippen:** Het aantal kippen daalde van 102 miljoen in 2020 naar 99,9 miljoen in 2021. Deze daling is mede het gevolg van de vogelgriep epidemie. In 2025 wordt een lichte stijging verwacht tot circa 100 miljoen kippen.



Figuur 8.1: Veebestand op landbouwbedrijven, Index (2010 = 100) Bron: CLO²⁶

²⁶ <https://www.clo.nl/indicatoren/nl212410-ontwikkeling-veestapel-op-landbouwbedrijven-1980-2020>

8.4 Ingrijpende Gebeurtenissen (1997–2021)

De Nederlandse veehouderij heeft in de periode 2020–2025 aanzienlijke veranderingen ondergaan, beïnvloed door beleidsmaatregelen, marktontwikkelingen en dierziekte-uitbraken. Deze factoren hebben geleid tot fluctuaties in de aantallen landbouwhuisdieren. Naast geleidelijke trends zijn er ook vier opmerkelijke gebeurtenissen geweest die abrupt invloed hadden op de veestapel.

1. Lokale reductie van runderen op Schiermonnikoog (2021)

In 2021 werd op Schiermonnikoog een lokale reductie van 38% van het aantal runderen doorgevoerd. Deze maatregel was gericht op het verminderen van de stikstofdepositie in het kwetsbare duingebied. Hoewel deze reductie significant was voor het eiland, is er geen directe invloed op de landelijke stikstofemissies waargenomen, gezien de beperkte schaal van de maatregel.

2. Varkenspest en massale ruiming (1997)

In 1997 werd Nederland getroffen door een uitbraak van klassieke varkenspest. Als gevolg hiervan werden ongeveer 11 miljoen varkens geruimd, wat neerkwam op bijna 69% van de totale varkensstapel destijds. Deze drastische maatregel had een enorme impact op de varkenssector en leidde tot aanzienlijke economische verliezen.

3. Mond- en klauwzeercrisis (2001)

De uitbraak van mond- en klauwzeer (MKZ) in 2001 resulteerde in de ruiming van ongeveer 265.000 dieren, waaronder 93.000 runderen, 118.000 varkens en 35.000 schapen. Deze crisis had niet alleen gevolgen voor de veestapel, maar ook voor de export van vlees en de omzet van slachterijen.

4. Fosfaatreductieplan in de melkveehouderij (2017)

Na de afschaffing van het melkquotum in 2015 groeide de melkveestapel snel, wat leidde tot een overschrijding van het fosfaatplafond. Om dit te corrigeren, werd in 2017 het fosfaatreductieplan ingevoerd. Dit plan omvatte onder andere een verlaging van het fosforgehalte in veevoer en een subsidieregeling voor bedrijfsbeëindiging. Als gevolg hiervan daalde het aantal melkkoeien met ruim 130.000 stuks (8%) en het aantal jongvee met ruim 150.000 stuks (12%).

8.5 Hypothese en Aanpak t.a.v. Ingrijpende Gebeurtenissen

Hoewel het aannemelijk lijkt dat een plotselinge afname in het aantal landbouwhuisdieren zou moeten leiden tot een meetbare daling van de ammoniakconcentratie in de lucht en van de natte stikstofdepositie, wordt deze veronderstelling in de praktijk zelden empirisch onderbouwd. In dit rapport formuleren we de hypothese dat, ondanks forse en goed gedocumenteerde reducties in dieren aantallen, er géén duidelijk effect zichtbaar is in de gemeten atmosferische ammoniakconcentraties of in de natte depositie van stikstofverbindingen.

Om deze hypothese te toetsen, worden vier historische gebeurtenissen geanalyseerd:

1. De lokale rundveereductie op Schiermonnikoog in 2021 (–38%).
2. De massale ruiming van varkens tijdens de varkenspest in 1997 (ca. 11 miljoen dieren).
3. De mond- en klauwzeercrisis van 2001 met ruiming van runderen, varkens en schapen.
4. De landelijke afname van melkvee en jongvee in 2017 als gevolg van het fosfaatreductieplan.

Voor elke gebeurtenis analyseren we gegevens uit drie meetnetwerken:

- **LML-netwerk** (Landelijk Meetnet Luchtkwaliteit) voor ammoniakconcentraties in de lucht.
- **MAN-netwerk** (Meetnet Ammoniak in Natuurgebieden) voor achtergrondconcentraties nabij kwetsbare natuur.
- **Natte depositienetwerk** van RIVM en partners voor metingen van ammonium (NH_4^+) in neerslag.

Door trends in de meetgegevens te koppelen aan de timing en omvang van de dierreducties, onderzoeken we of er een direct of vertraagd effect meetbaar is. Als onze hypothese standhoudt, kan dit belangrijke implicaties hebben voor het stikstofbeleid, waarbij momenteel vaak wordt uitgegaan van een lineair verband tussen dieren aantallen en ammoniakbelasting op natuurgebieden.

Het MAN-netwerk (Meetnet Ammoniak in Natuurgebieden) is pas in 2005 van start gegaan en is daardoor niet geschikt voor het analyseren van de ammoniakconcentraties tijdens de varkenspestuitbraak van 1997 en de mond- en klauwzeercrisis in 2001. Voor deze twee historische gebeurtenissen maken we gebruik van het LML-netwerk (Landelijk Meetnet Luchtkwaliteit), dat sinds 1992 operationeel is en van het netwerk voor natte depositie, waarvan de gegevens teruggaan tot 1978.

Voor elke gebeurtenis is gekeken naar meetlocaties die zo dicht mogelijk liggen bij het relevante geografische gebied:

1. Schiermonnikoog (2021)

Voor deze lokale reductie van rundvee zijn de MAN-stations op Schiermonnikoog, Vlieland en Terschelling gebruikt. Er zijn geen LML-stations op of nabij deze eilanden beschikbaar, waardoor LML-data hier niet zijn meegenomen. Wel is het natte depositie-station 934 (op Schiermonnikoog) gebruikt voor de analyse.

2. Varkenspest (1997)

De uitbraak trof met name de regio De Peel. Voor deze analyse is station 131 (Vredepeel) geselecteerd, zowel uit het LML-netwerk als uit het natte depositienetwerk, vanwege de centrale ligging in het getroffen gebied.

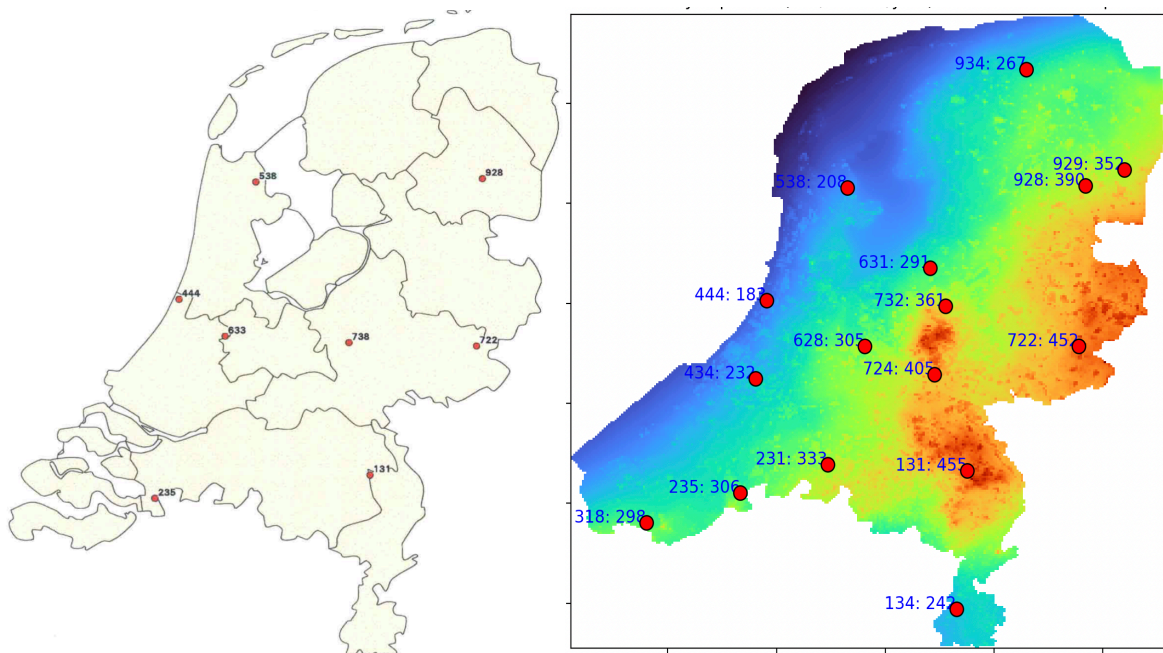
3. Mond- en Klauwzeer (2001)

Voor deze landelijke uitbraak zijn meerdere stations geanalyseerd:

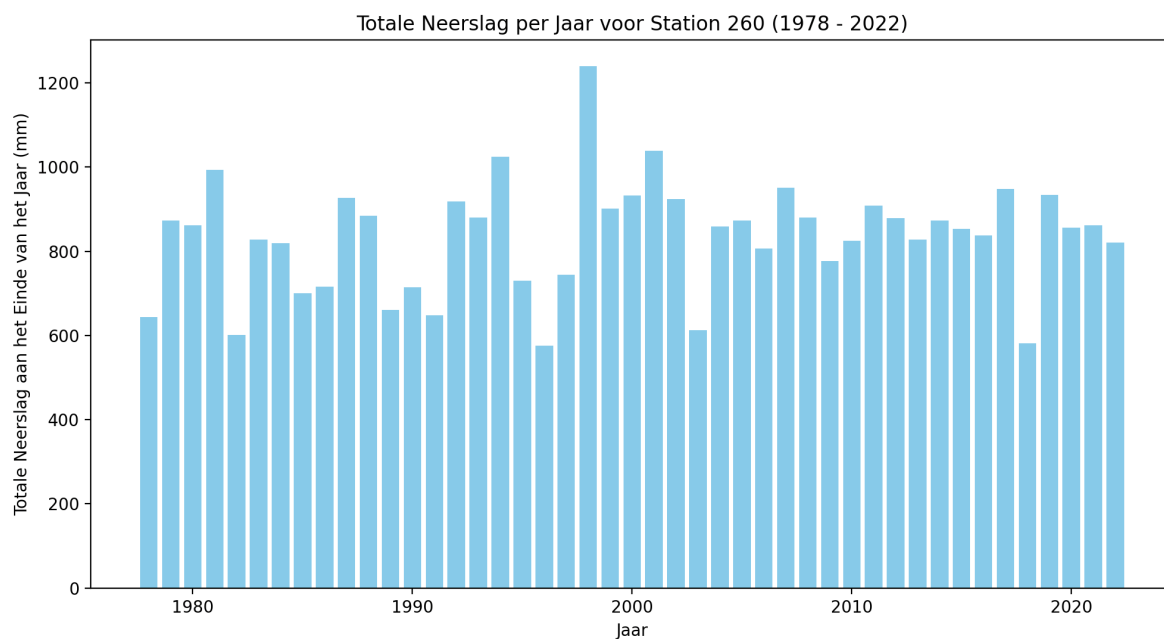
- LML-stations: 928 (Wekerom), 738 (Loosdrecht), 722 (Zegveld), en 131 (Vredepeel)
- Natte depositie-stations: 722 (Zegveld), 131 (Vredepeel), 724 (Veenhuizen), en 732 (Wieringerwerf)

4. Fosfaatreductieplan (2017)

Omdat het hier een landelijke maatregel betrof, is gekozen voor dezelfde reeks meetstations als bij de MKZ-analyse. Deze representeren een goede spreiding over landbouw- en veehouderijregio's in Nederland.

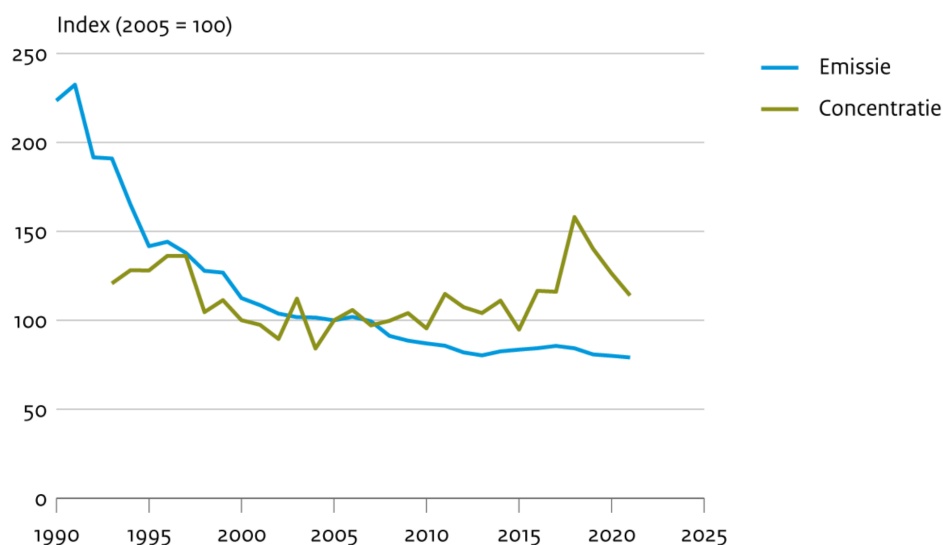


Figuur 8.2: (links) LML – locaties voor de bepaling van ammoniak (Bron: RIVM-1999 - <https://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/723101032.pdf>) en (rechts) de berekende natte ammoniak depositie boven Nederland (OPS-2022, data RIVM). Op de kaart staan met de rode stippen de regenmeetstations met achter het nummer de berekende natte depositie op die locatie. (Bron: "Ammoniak boven en op Nederland: Een wetenschappelijk overzicht (deel 1)")



Figuur 8.3a: 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 8.5 en 8.7 zichtbaar zijn.

Ammoniak (NH_3)



Bron: RIVM 2023

RIVM/aug23
www.clo.nl/nl008114

Figuur 8.3b: Berekende ammoniakemissie en de berekende ammoniakconcentratie. Bron: <https://www.clo.nl/indicatoren/nl008114-relatie-ontwikkelingen-emissies-en-luchtkwaliteit-1990-2021>

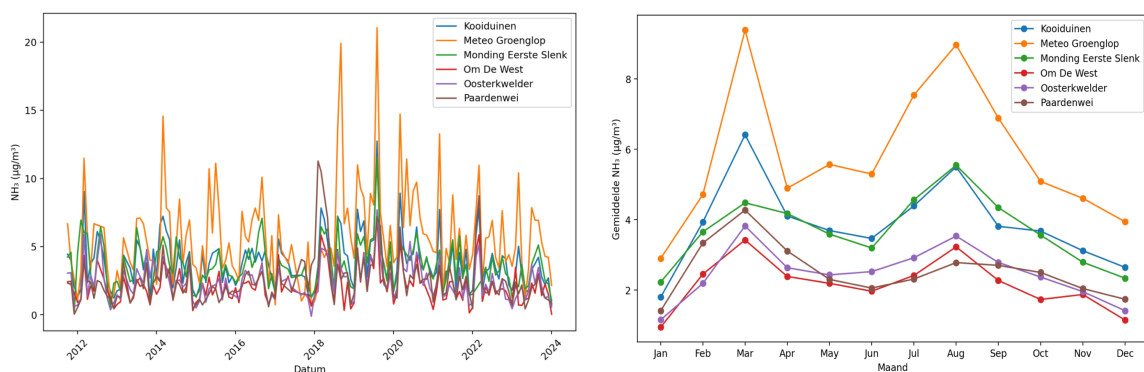
8.6 Casus 1 : Schiermonnikoog na 2021.

Op Schiermonnikoog zijn sinds 2012 zes meetlocaties actief binnen het MAN-netwerk (Meetnet Ammoniak in Natuurgebieden). Deze meetpunten zijn verspreid over het eiland en strategisch geplaatst op verschillende afstanden van de landbouwactiviteiten, in het bijzonder de melkveehouderijen en de bijbehorende graslanden (Figuur 4a, 4b en 4c).

Eén van de meetpunten, Meteo Groenglop, ligt op de overgang van grasland naar natuurgebied en bevindt zich op slechts enkele honderden meters van de dichtstbijzijnde stal. Dit station registreert consequent de hoogste ammoniakconcentraties van alle meetlocaties op het eiland. Ongeveer één kilometer westwaarts van deze overgang liggen twee andere MAN-stations, eveneens binnen de invloedssfeer van de landbouwactiviteiten. Deze tonen al duidelijk lagere concentraties. Verder weg in de natuur, op enkele kilometers afstand van de agrarische percelen, bevinden zich nog drie meetpunten (waaronder Om de West, Paardenkwelder en Oosterkwelder), waar de ammoniakconcentraties vergelijkbaar zijn met die op de eilanden Vlieland en Terschelling, dit is weergegeven in Figuur 5 (zie ook: [Foodlog-artikel over Schiermonnikoog](#) ²⁷).

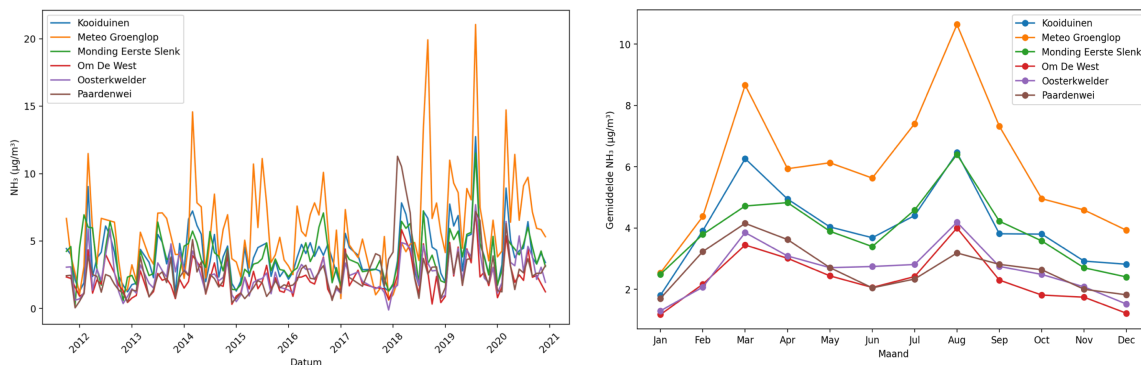
Deze meetreeks laat duidelijk een afstandsgradiënt zien: hoe groter de afstand tot de landbouwpercelen, hoe lager de gemeten ammoniakconcentratie. Ook seizoensinvloeden zijn zichtbaar. In het voorjaar worden verhoogde concentraties gemeten, waarschijnlijk gerelateerd aan mesttoediening op het grasland. In de zomer is er vaak een tweede piek waar temperatuur een dominante factor lijkt te zijn.

Interessant is dat de gemiddelde ammoniakconcentraties in de directe nabijheid van de landbouwactiviteit in de periode 2021–2023 iets lager liggen dan in de jaren 2012–2020. Toch is voorzichtigheid geboden bij het trekken van conclusies. Factoren zoals jaarlijkse neerslagsom en temperatuurvariaties kunnen een significante invloed hebben op de gemeten waarden en moeten daarom altijd worden meegewogen in de interpretatie.

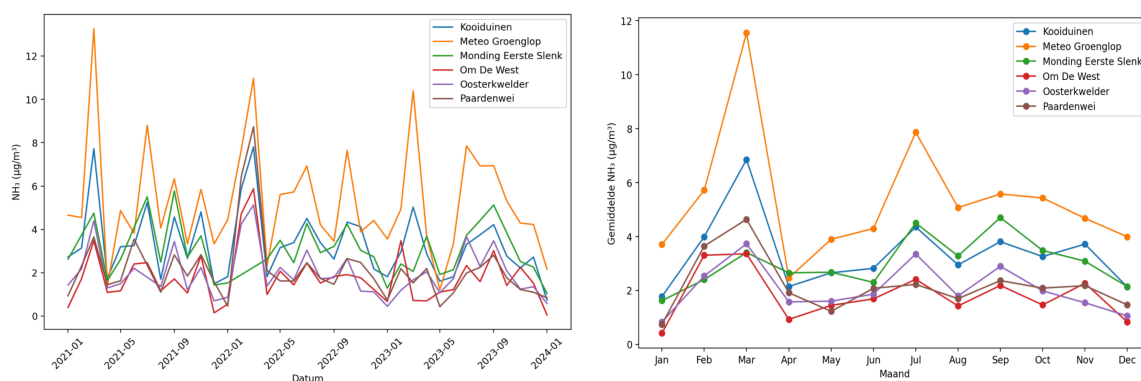


Figuur 8.4a : Schiermonnikoog periode 2012 tot en met 2023

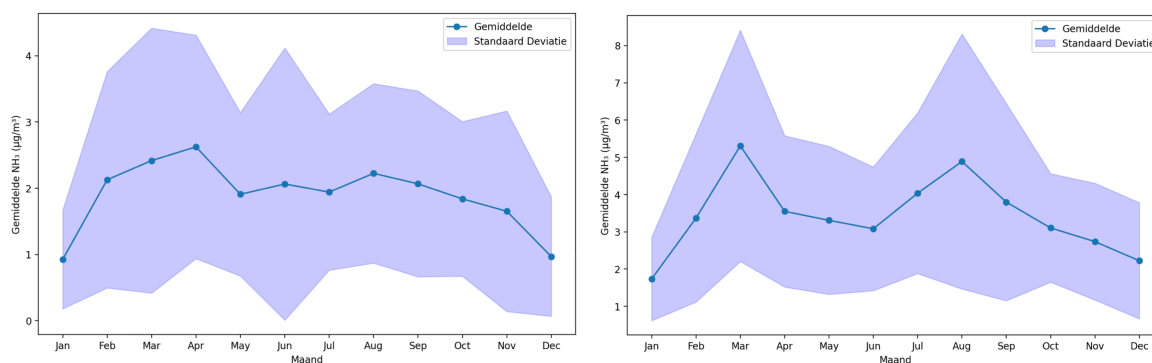
²⁷ <https://www.foodlog.nl/artikel/meetdata-bewijzen-koeien-hebben-geen-effect-op-ammoniakconcentratie-in-de-l>



Figuur 8.4b : Schiermonnikoog periode 2012 tot en met 2020



Figuur 8.4c : Schiermonnikoog periode 2021 tot en met 2023



Figuur 8.5: Gemiddelde gemeten MAN concentratie op Vlieland en Terschelling (links) en de gemiddelde gemeten MAN concentratie op Schiermonnikoog (rechts) voor de hele periode 2012 tot en met 2023. De gemiddelde concentratie op Schiermonnikoog is hoger doordat drie MAN sensoren dicht op de landbouwactiviteit zitten. Kijken we naar de MAN sensoren in de natuurgebieden dan hebben deze een vergelijkbare concentratie – rond de 2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ gedurende het jaar, en rond de 1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ in december en januari - als op Vlieland en Terschelling.

8.7 Casus 2 : De varkenspest en effecten op De Peel (1997)

De varkenspestuitbraak van 1997–1998 in Nederland leidde tot de ruiming van ongeveer 11 miljoen varkens, wat neerkwam op bijna 69% van de totale varkensstapel. De eerste besmetting werd op 4 februari 1997 vastgesteld in Venhorst, Noord-Brabant. Achteraf bleek dat de ziekte zich al eerder had verspreid, mede door het ontbreken van een effectief identificatie- en registratiesysteem en het verplaatsen van varkens door boeren om een mogelijk vervoersverbod voor te zijn.

In de maanden na de eerste besmetting escaleerde de situatie snel. Op 7 maart waren er 38 besmette bedrijven, op 26 mei 200, en op 8 september 400. Om de verspreiding tegen te gaan, werden diverse maatregelen genomen:

- **4 februari:** Instelling van een vervoersverbod in een straal van 10 km rondom besmette bedrijven.
- **22 maart:** Totaal exportverbod van varkens en varkensvlees.
- **22 mei:** Verplichte euthanasie van pasgeboren biggen om overbevolking in stallen te voorkomen.
- **3 juni:** Algemeen fokverbod om verdere verspreiding te beperken.

De ruimingenvonden plaats tussen februari 1997 en maart 1998. In totaal werden 429 bedrijven besmet verklaard en 1.775 bedrijven geruimd. Van de geruimde varkens waren er ongeveer 700.000 afkomstig van besmette bedrijven en 1,1 miljoen preventief geruimd. Daarnaast werden miljoenen varkens geruimd om welzijnsproblemen te voorkomen, zoals overvolle stallen en gebrek aan afzetmogelijkheden.

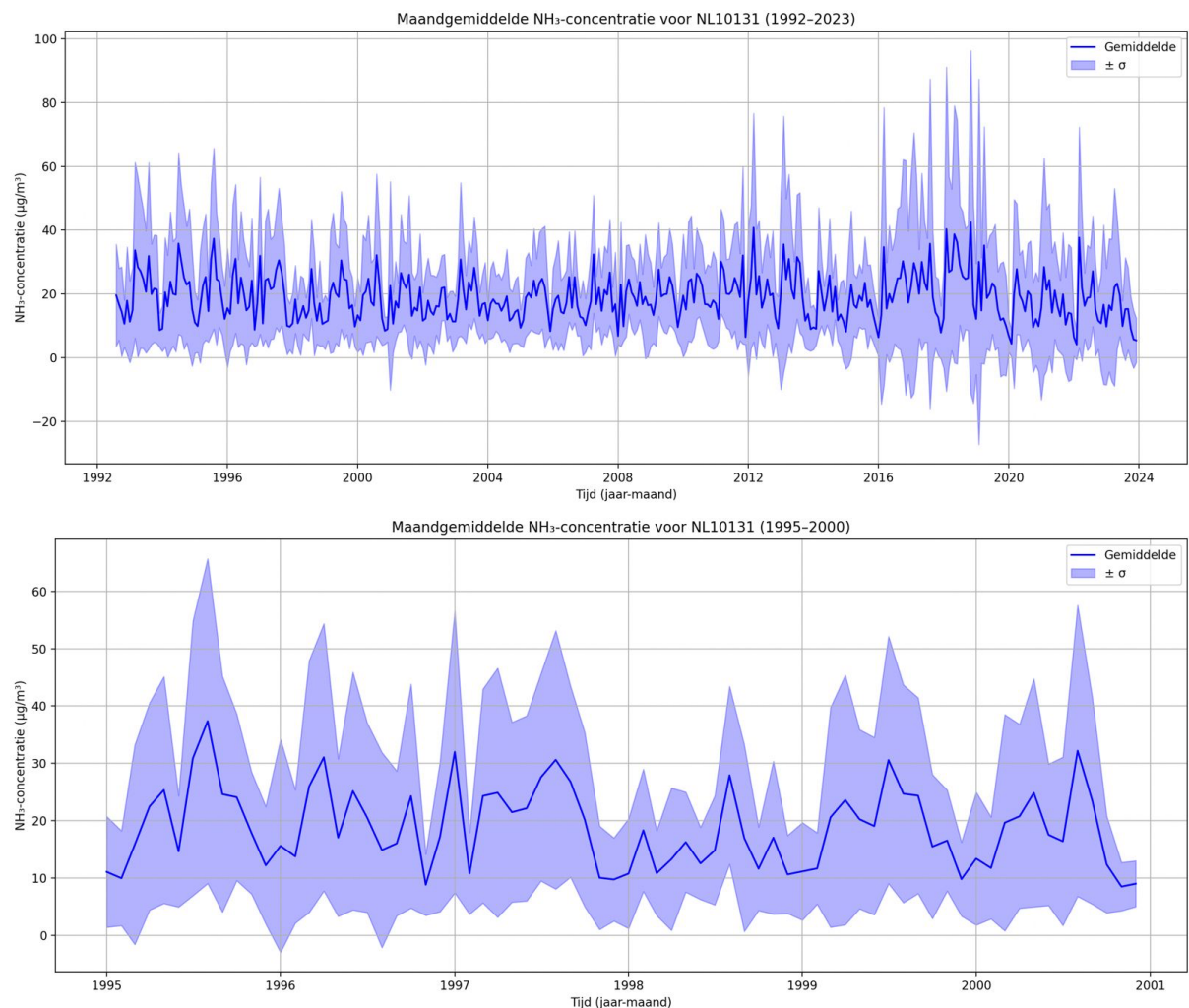
De economische impact was enorm, met directe kosten van €2,2 miljard en vervolgschade voor varkenshouders van €403 miljoen. De uitbraak leidde tot een aanzienlijke krimp van de sector; het aantal varkensbedrijven daalde van 21.245 in 1996 naar 14.524 in 2000.

Uit de gemeten ammoniakconcentraties van het LML-meetstation NL10131 (Vredepeel) blijkt geen direct effect van de massale ruiming van varkens tijdens de varkenspestcrisis van 1997 (Figuur 6). Ondanks het feit dat in die periode circa 11 miljoen varkens werden geruimd, is er in de concentratiedata geen duidelijke daling of verstoring waarneembaar die hiermee in verband kan worden gebracht. Dit suggereert dat het effect van deze grootschalige dierreductie op de gemeten ammoniakconcentraties in de buitenlucht minimaal of niet detecteerbaar is geweest.

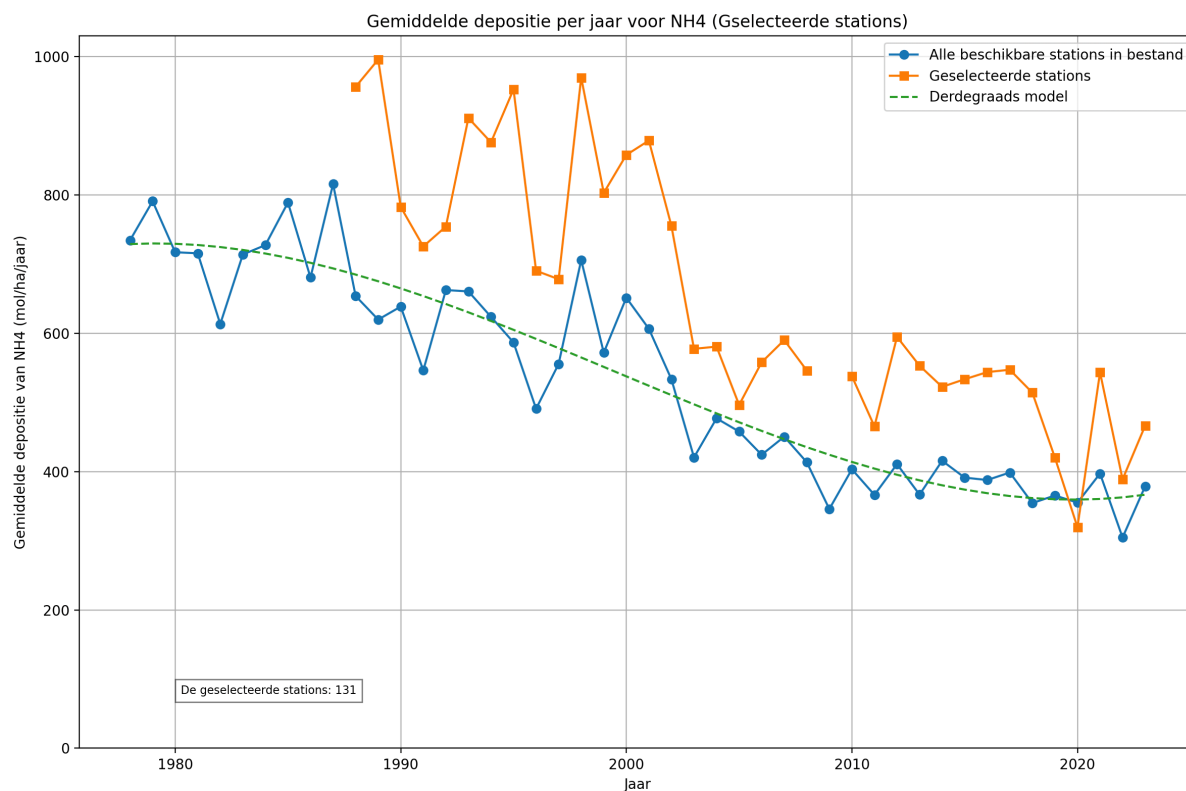
De enige opvallende daling in de gemeten concentraties op dit meetpunt doet zich voor in 1998. Deze afname is echter niet toe te schrijven aan veranderingen in veedichtheid, maar wordt volledig verklaard door meteorologische omstandigheden: 1998 was een uitzonderlijk nat jaar, met bijna 50% meer neerslag dan gemiddeld. Neerslag werkt als een reinigingsmechanisme in de atmosfeer en leidt tot een snellere uitwassing van ammoniak, wat de lagere concentraties plausibel maakt.

Ook de gemeten natte depositie in 1998 op meetpunt NL10131 (Vredepeel) is aanzienlijk hoger dan in de jaren ervoor en erna, met name ten opzichte van 1996 en 1997. Deze toename sluit aan bij het extreem natte karakter van 1998, dat gepaard ging met verhoogde atmosferische uitwassing van ammoniak (Figuur 8.7).

Opvallend is echter dat de natte depositie op NL10131 in 1997 iets lager ligt dan verwacht op basis van de landelijke trend en in vergelijking met andere meetpunten in datzelfde jaar. Deze afwijking kan wijzen op een lokale meet- of modelonzekerheid en vormt mogelijk een aanknopingspunt voor nader onderzoek naar ruimtelijke verschillen in depositiepatronen of meetomstandigheden.



Figuur 8.6: (boven) Gemiddelde gemeten LML ammoniak concentratie op station 131 (NL10131). Boven de maandgemiddelde concentratie over de gehele meetperiode van 1992 tot en met 2023. Onder staat de detail grafiek voor de periode 1995 tot en met 2000. Er is geen effect te zien van de varkenspest op de ammoniakconcentratie.



Figuur 8.7: Gemiddelde gemeten ammoniak depositie boven Nederland (blauw) en de gemeten natte depositie bij meetpunt 131. De jaar-gemiddelde natte depositie ligt bij De Peel ongeveer 150 tot 200 mol per hectare per jaar hoger dan de rest van Nederland al daalt dit verschil in de laatste jaren naar minder dan 100 mol per hectare per jaar. Dit verschil kan het beste verklaard worden door de hogere ammoniakconcentratie in de lucht rondom De Peel.

8.8 Casus 3 & 4 : MKZ (2001) en Fosfaatreductieplan (2017)

8.8.1 Mond- en klauwzeercrisis (2001)

In het voorjaar van 2001 werd Nederland geconfronteerd met een uitbraak van mond- en klauwzeer (MKZ), een uiterst besmettelijke virusziekte onder evenhoevige dieren. De uitbraak concentreerde zich voornamelijk in de oostelijke provincies, met name in Gelderland (regio Rheden, Epe, Brummen) en Overijssel (omgeving Ootmarsum en Oldenzaal). De overheid besloot al snel tot grootschalige preventieve ruimingen om verdere verspreiding te voorkomen, mede vanwege de hoge internationale gevoeligheid van de ziekte.

In totaal werden circa 265.000 dieren geruimd: 93.000 runderen, 118.000 varkens en 35.000 schapen. Relatief gezien betekende dit:

- een reductie van ongeveer 2% van de landelijke rundveestapel (van ca. 4,3 miljoen),
- circa 1% van de varkensstapel (van ca. 12 miljoen),
- en ongeveer 3–4% van de schapenpopulatie (van ca. 900.000 – 1 miljoen).

Hoewel deze percentages op nationaal niveau beperkt lijken, waren de gevolgen in de getroffen regio's ingrijpend. Complete bedrijven werden ontruimd, ook als er geen besmetting was vastgesteld en sommige gebieden kwamen wekenlang stil te liggen. De export van vlees en levende dieren kwam grotendeels tot stilstand. De crisis leidde tot aanzienlijke economische schade en maatschappelijke onrust over de inrichting van de intensieve veehouderij en het diertransport.

Wanneer we de meetgegevens uit het LML-netwerk analyseren op locaties in veehouderij-intensieve gebieden, is in het jaar 2001 geen significante verandering in ammoniakconcentratie in de lucht waarneembaar op de meetstations 131, 738, 722 en 928, die te koppelen is aan de MKZ-uitbraak of de bijbehorende dierreducties (zie Figuur 10). Ook binnen het natte depositienetwerk is tussen 2000 en 2001 geen structurele afname zichtbaar (zie Figuur 8).

Een opvallende uitzondering vormt het meetpunt Eibergen (tussen Winterswijk en Haaksbergen), waar een daling van meer dan 100 mol N/ha/jaar werd gemeten. Bij nadere analyse blijkt echter dat in en rond Eibergen géén ruimingen hebben plaatsgevonden tijdens de MKZ-crisis. Ook het natte depositiestation Speuld, dat een lichte daling laat zien na 2017, ligt aanzienlijk ver van Kootwijkerbroek, een van de haarden van MKZ.

De ruimingen in 2001 concentreerden zich met name in:

- de zogenaamde “MKZ-driehoek” tussen Apeldoorn, de IJsselvallei (tot aan de A28), en de westzijde van de Veluwe (langs de A50 tot aan de A28),
- een geïsoleerde besmettingshaard rond Kootwijkerbroek,
- enkele kleinere uitbraken in Noordoost-Friesland, rond Anjum en Ee.

Deze geografische mismatch tussen besmettingshaarden en meetlocaties maakt duidelijk dat grote voorzichtigheid geboden is bij het trekken van conclusies op basis van landelijke meetnetwerken zoals LML en het natte depositienetwerk. De dekking van deze netwerken is beperkt op lokaal niveau, waardoor relevante ruimtelijke patronen of incidentele gebeurtenissen mogelijk worden gemist. Dit bemoeilijkt een betrouwbare koppeling tussen dieraantallen, emissiereducties en meetbare veranderingen in ammoniakconcentraties of depositie.

8.8.2 Fosfaatreductieplan in de melkveehouderij (2017)

Na de afschaffing van het melkquotum in 2015 nam de melkproductie in Nederland snel toe, vooral door uitbreiding van het aantal koeien en de melkproductie per dier. Deze groei was het sterkst merkbaar in regio's met intensieve melkveehouderij, waaronder Friesland, Drenthe, Groningen, Noord-Brabant en Gelderland. De groei leidde tot een overschrijding van het nationale fosfaatplafond. Om het behoud van derogatie (de vrijstelling voor het uitrijden van meer dierlijke mest) veilig te stellen, werd in 2017 het Fosfaatreductieplan ingevoerd.

Dit plan had drie hoofdmaatregelen:

- Verlaging van het fosforgehalte in mengvoer,
- Een subsidieregeling voor vrijwillige bedrijfsbeëindiging,
- Een verplichte afbouw van veestapels op basis van referentieaantallen uit 2015.

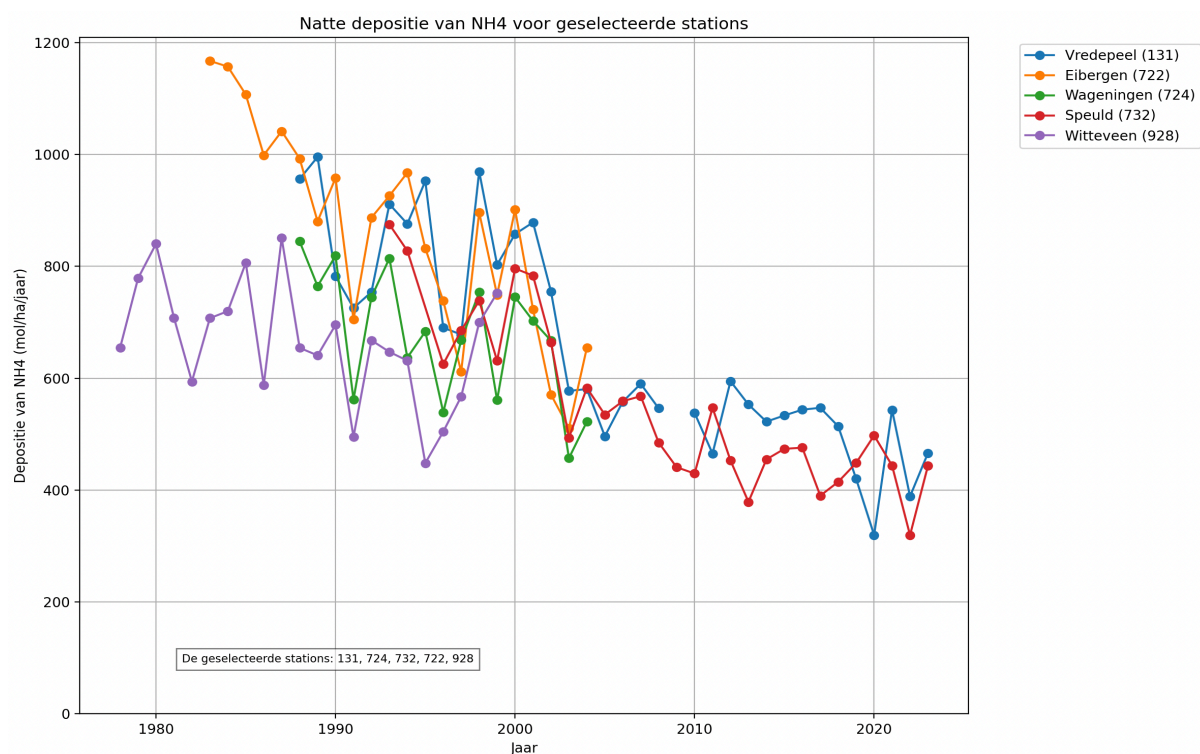
De reductie was aanzienlijk:

- Het aantal melk- en kalfkoeien daalde met circa 130.000 dieren, oftewel 8% van de populatie.
- Het aantal jongvee daalde met ruim 400.000 stuks, wat neerkomt op een daling van ruim 30% ten opzichte van 2015.
- Deze ingreep was zichtbaar in vrijwel alle melkveehouderijgebieden, maar het effect was het grootst in Friesland, waar het melkveeandeel van de landbouw bovengemiddeld is en in delen van Noord-Brabant en Gelderland, waar intensieve bedrijven vaak het snelst tegen het fosfaatplafond aanliepen.

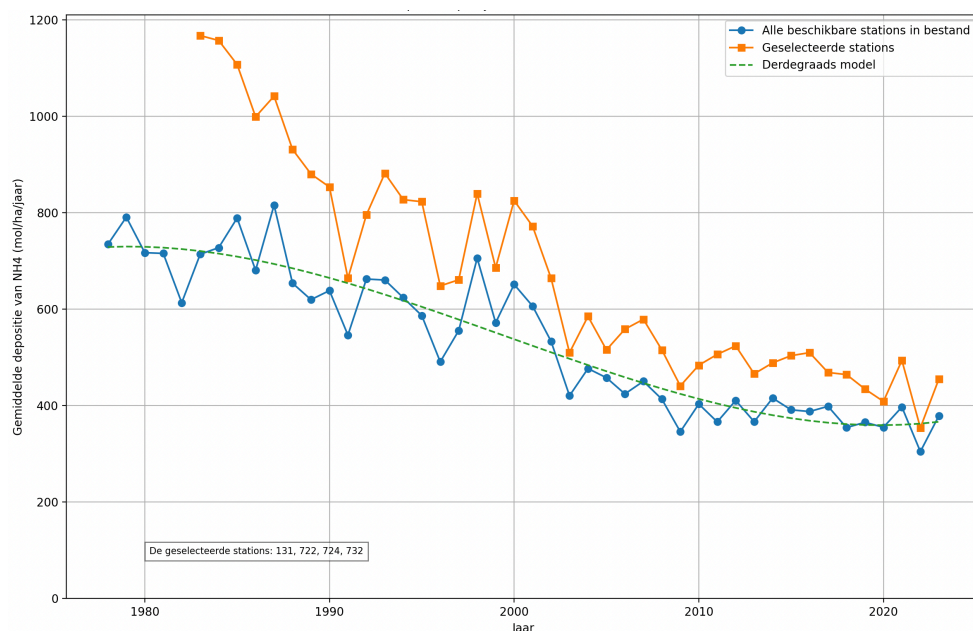
Opvallend is dat, ondanks de aanzienlijke reductie van dieraantallen door het fosfaatreductieplan in 2017, geen duidelijke daling zichtbaar is in de gemeten ammoniakconcentraties in de lucht (Figuur 11). Dit geldt zowel voor station NL10131 (Vredepeel) als voor NL10738 (Wekerom-Riemterdijk), dat relatief dicht bij natte depositielocatie Speuld (station 732) ligt.

Deze observatie roept fundamentele vragen op over de gevoeligheid van de huidige meetsystemen en de betrouwbaarheid van modellen waarop beleidsmaatregelen zijn gebaseerd. Belangrijker nog: het stelt de vraag of er überhaupt een consistente en directe relatie bestaat tussen de omvang van de veestapel en de gemeten ammoniakconcentratie in de atmosfeer.

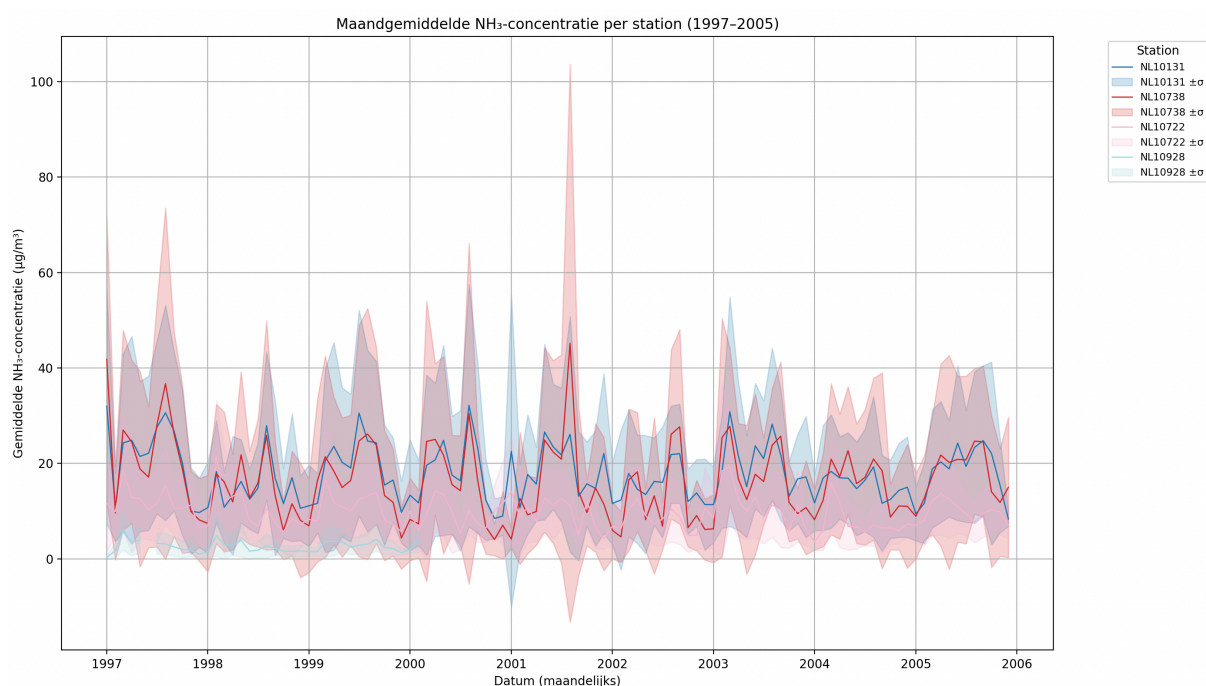
Bij station Speuld (gelegen tussen Putten en Elspeet) laat het natte depositienetwerk (Figuur 8) wel een kleine daling van ongeveer 100 mol stikstof per hectare per jaar zien in de periode na 2017. Dit zou een indicatie kunnen zijn van een lokaal effect van de veestapelreductie. Echter, zonder kennis van de precieze ligging van dit meetpunt — met name ten opzichte van nabijgelegen stallen of graslanden — is het onmogelijk om definitieve conclusies te trekken. Nader onderzoek naar de directe omgeving van dit station is daarom noodzakelijk om deze daling correct te kunnen interpreteren.



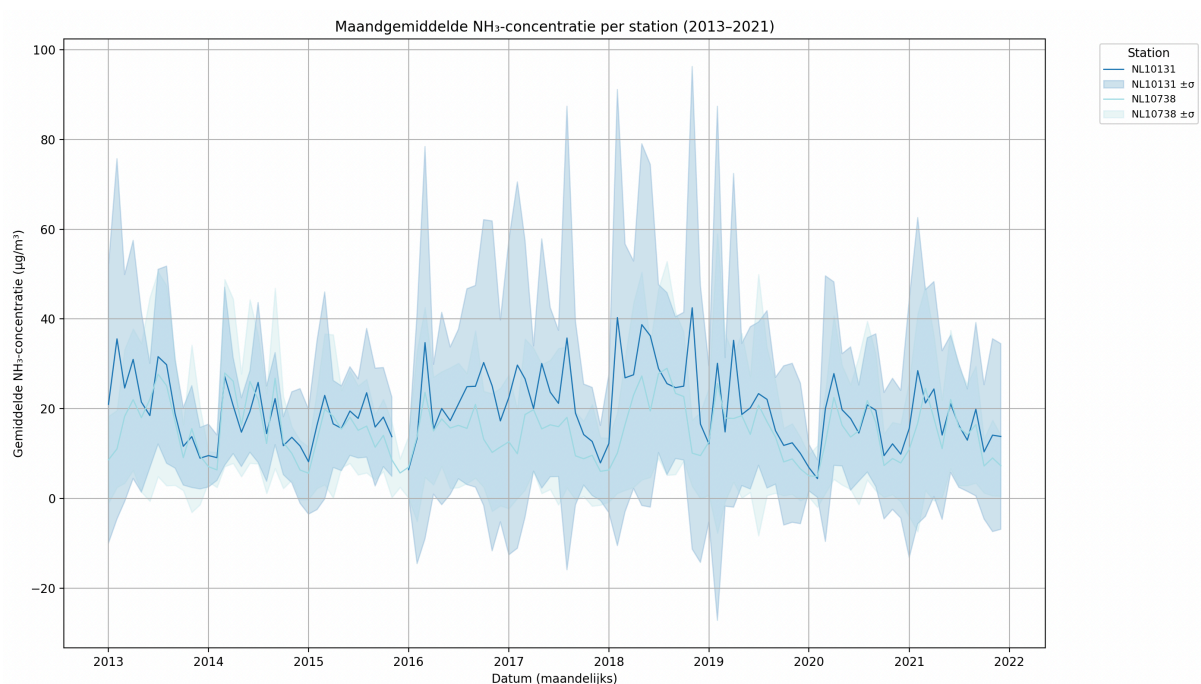
Figuur 8.8: Gemeten natte depositie versus het jaar. Deze vijf meetpunten liggen in een omgeving met intensieve veehouderij. Na 2014 is het netwerk verder gekrompen waardoor er nu maar twee natte depositie meetpunten aanwezig zijn in het gebied met veel veehouderij. In deze grafiek is een kleine daling te zien op Eibergen (722) in 2001 (MKZ), het mogelijk effect van 2017 is te zien op het meetpunt Speuld (732)



Figuur 8.9: Gemeten natte depositie versus het jaar. De oranje lijn geeft de gemiddelde waarde aan voor de stations 131, 722, 724 en 732 (allemaal in gebieden met veehouderij). De blauwe lijn geeft de gemiddelde gemeten natte depositie aan voor heel Nederland. We zien dat er gemiddeld 200 mol verschil is tussen de blauwe en de oranje lijn, al neemt het verschil af in de laatste vijftienjaar tot ongeveer 100 mol verschil.



Figuur 8.10: LML-maandgemiddelde en de standaarddeviatie ammoniak concentratie (in ug/m³). Deze vier stations liggen in het gebied met meer veehouderij. De periode 1997 tot en met 2005 is gekozen omdat het MKZ jaar (2001) te duiden in relatie tot de jaren ervoor en ernaar. We zien geen effect van MKZ op de concentratie.



Figuur 8.11: LML-maandgemiddelde en de standaarddeviatie ammoniak concentratie (in ug/m³). Deze vier stations liggen in het gebied met meer veehouderij. De periode 2013 tot en met 2021 is gekozen omdat het Fosfaatreductieplan in de melkveehouderij in 2017 te duiden in relatie tot de jaren ervoor en ernaar. We zien geen effect van MKZ op de concentratie. Alleen de stations NL10131 en NL10738 liggen nog in de buurt van veehouderij gebieden.

8.9 Slotbeschouwing: Lbv en Lbv+ regelingen en de meetbaarheid van ammoniakreductie

In dit hoofdstuk hebben we vier situaties onderzocht waarin in korte tijd aanzienlijke reducties in dieraantallen plaatsvonden: de varkenspest (1997), de mond- en klauwzeercrisis (2001), het fosfaatreductieplan (2017) en het gerichte experiment op Schiermonnikoog (2021). In al deze gevallen, waarvan sommige gepaard gingen met miljoenen geruimde dieren of tientallen procenten veestapelreductie, is geen structureel effect waarneembaar in de ammoniakconcentraties gemeten via het LML- of MAN-netwerk. Ook de natte depositiedata laten hooguit incidentele afwijkingen zien, die eerder toe te schrijven zijn aan meteorologische factoren dan aan emissiereductie.

Deze bevindingen sluiten nauw aan bij de conclusies uit deel 1 van dit rapport, waarin is vastgesteld dat de jaar-op-jaar variatie in ammoniakconcentraties vooral wordt verklaard door neerslag en temperatuur en niet door het aantal gehouden dieren. Dit stelt fundamentele vragen bij de onderbouwing van stikstofbeleid dat uitgaat van een directe, modelmatig bepaalde relatie tussen veestapelomvang en atmosferische ammoniakbelasting.

Met deze inzichten in het achterhoofd werpen we een kritische blik op de recente Lbv en Lbv+ regelingen, waarbij veehouders via vrijwillige opkoop worden gestimuleerd om hun bedrijf geheel of gedeeltelijk te beëindigen. In een recente kamerbrief van het ministerie van LNVN (2 april 2025²⁸) wordt een verwachte reductie van 37 mol stikstof per hectare per jaar gemeld als gevolg van deze regelingen. Op de onafhankelijke kenniswebsite www.stikstofinfo.net²⁹ hebben wij eerder een iets conservatievere inschatting gepresenteerd van 32 mol per hectare per jaar. Volgens de officiële berekeningen leidt de Lbv-regeling tot een afname van 2,7 kiloton ammoniakemissie.

Deze omvang van emissiereductie is vergelijkbaar met de afname tijdens de MKZ-crisis of het fosfaatreductieplan — beide gevallen waarbij, zoals aangetoond, geen waarneembare daling in de luchtconcentraties is opgetreden. Het is dan ook aannemelijk om te stellen dat de effecten van de Lbv en Lbv+ regeling evenmin zichtbaar zullen zijn in de meetreeksen van het LML- of MAN-netwerk.

Onze hypothese luidt dan ook: een eventuele verandering in de gemiddelde ammoniakconcentratie in 2025 zal vooral, en waarschijnlijk uitsluitend, worden bepaald door het weer — in het bijzonder neerslaghoeveelheid en temperatuur. De impact van de Lbv- en Lbv+-regeling zal in termen van meetbare atmosferische stikstofbelasting niet detecteerbaar zijn.

²⁸ [https://www.rijksoverheid.nl/documenten/kaerstukken/2025/03/31/kamerbrief-stand-van-zaken-van-een-aantal-moties-in-het-domein-landelijk-gebied-stikstof#:~:text=Minister%20Wiersma%20\(LNVN%20informeert%20de,natuur%20op%202%20april%202025.](https://www.rijksoverheid.nl/documenten/kaerstukken/2025/03/31/kamerbrief-stand-van-zaken-van-een-aantal-moties-in-het-domein-landelijk-gebied-stikstof#:~:text=Minister%20Wiersma%20(LNVN%20informeert%20de,natuur%20op%202%20april%202025.)

²⁹ <https://stikstofinfo.net/2025/02/22/de-onrealistische-kosten-van-landelijke-stikstofreductie-via-generieke-stopppersregelingen-zoals-lbv-en-lbv-niet-doen-dus/>

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 2" van een meerdelige 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 derde versie van het rapport rond het tweede kwartaal van 2025 wordt uitgebracht.

(PigCHAMP Pro Europa S.A.) (2005) *NH3 emissions Intercomparison of different techniques*

Bobbink, R., Hicks, K., Galloway, J., Spranger, T., Alkemade, R., Ashmore, M., Bustamante, M., Cinderby, S., Davidson, E., Dentener, F., Emmett, B., Erisman, J.W., Fenn, M., Gilliam, F., Nordin, A., Pardo, L., & De Vries, W. (2010). Global assessment of nitrogen deposition effects on terrestrial plant diversity: a synthesis. *Ecological Applications*, 20(1), 30-59.

C. van Bruggen, [A. Bannink](#), A. Bleeker, D.W. Bussink, [H.J.C. van Dooren](#), [C.M. Groenestein](#), [J.F.M. Huijsmans](#), [J. Kros](#), [L.A. Lagerwerf](#), [K. Oltmer](#), [M.B.H. Ros](#), M.W. van Schijndel, L. Schulte-Uebbing, [G.L. Velthof](#), T.C. van der Zee. Emissies naar lucht uit de landbouw berekend met NEMA voor 1990-2021. <https://doi.org/10.18174/629673>

Cavanagh, J.A.E., Zawar-Reza, P., & Wilson, J.G. (2009). Spatial attenuation of ambient particulate matter air pollution within an urbanised native forest patch. *Urban Forestry & Urban Greening*, 8(1), 21-30.

De Boer, H.C., 2023. Niveau en samenstelling van het stikstofverlies uit een melkveestal met roostervloer. Wageningen Livestock Research, Openbaar Rapport 1437.

de Vries, W., Du, E., & Butterbach-Bahl, K. (2014). Short and long-term impacts of nitrogen deposition on carbon sequestration by forest ecosystems. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 9, 90-104.

Duyzer, J.H., Verhagen, H.L.M., Weststrate, J.H., & Bosveld, F.C. (1992). Measurement of the dry deposition flux of NH3 on to coniferous forest. *Environmental Pollution*, 75(1), 3-13.
for the storage and application of Slurry Powerpoint presentation

Galloway, J.N, Townsend, A.R., Erisman, J.W., Bekunda, M., Cai, Z., Freney, J.R., Martinelli, L.A., Hansen, K., Sørensen, L.L., Hertel, O., Geels, C., Skjøth, C.A., Jensen, B., & Boegh, E. (2013). Ammonia emissions from deciduous forest after leaf fall. *Biogeosciences*, 10(7), 4577-4589.

Hoogerbrugge et.al. (2023), Uncertainty in the determined nitrogen deposition in the Netherlands. RIVM report 2022-0085.

Horváth, L., Asztalos, M., Führer, E., Mészáros, R., & Weidinger, T. (2005). Measurement of ammonia exchange over grassland in the Hungarian Great Plain. *Agricultural and Forest Meteorology*, 130(3-4), 282-298.

Jim, C.Y., & Chen, W.Y. (2008). Assessing the ecosystem service of air pollutant removal by urban trees in Guangzhou (China). *Journal of Environmental Management*, 88(4), 665-676.

Jones, M.R., Leith, I.D., Fowler, D., Raven, J.A., Sutton, M.A., Nemitz, E., Cape, J.N., Sheppard, L.J.,

Smith, R.I., & Theobald, M.R. (2007). Concentration-dependent NH₃ deposition processes for mixed moorland semi-natural vegetation. *Atmospheric Environment*, 41(10), 2049-2060.

Loubet, B., Decuq, C., Personne, E., Massad, R.S., Flechard, C., Fanucci, O., Mascher, N., Gueudet, J.C., Masson, S., Durand, B., Genermont, S., Fauvel, Y., & Cellier, P. (2012). Investigating the stomatal, cuticular and soil ammonia fluxes over a growing tritical crop under high acidic loads. *Biogeosciences*, 9(4), 1537-1552.

Milford, C., Theobald, M.R., Nemitz, E., & Sutton, M.A. (2001). Dynamics of ammonia exchange in response to cutting and fertilising in an intensively-managed grassland. *Water, Air, and Soil Pollution: Focus*, 1(5), 167-176.

Mosquera et.al. (2016), Effect van strooiselverwijdering bij leghennen in volièrehuisvesting op de emissie van ammoniak, geur, broeikasgassen en fijnstof. <https://doi.org/10.18174/401249>

Nair, A. A., & Yu, F. (2020). Quantification of Atmospheric Ammonia Concentrations: A Review of Its Measurement and Modeling. *Atmosphere*, 11(10), 1092.

Neiryneck, J., & Ceulemans, R. (2008). Bidirectional ammonia exchange above a mixed coniferous forest. *Environmental Pollution*, 154(3), 424-438.

Petersen, A. (2025). Expert judgement on the lower limit for project-specific calculations of nitrogen depositions. University College London.

Pryor, S.C., Barthelmie, R.J., Jensen, B., Jensen, N.O., & Sørensen, L.L. (2001). HNO₃ fluxes to a deciduous forest derived using gradient and REA methods. *Atmospheric Environment*, 35(29), 5629-5643.

Questions, and Potential solutions. *Science Magazine* Vol 320 16 May 2008 pag. 889 – 892.

Quinn, P.K., Charlson, R.J., & Bates, T.S. (1988). Simultaneous observations of ammonia in the atmosphere and ocean. *Nature*, 335(6188), 336-338.

RIVM. (2021). Verkenning afstandsgrens project-specifieke depositieberekeningen. RIVM-rapport 2021-0115.

Sanz, M.J., Carlos Monter (Fundación CEAM), Illescas, P., Montalvo, G. (Tragsega S.A.), Piñeiro, C.,

Schans, F. van der, W. Veenland, W.B.C. de Heij, G. Ros (2025). Rapport 1235 - Advies aan ZuivelNL.

Schjoerring, J.K., Kyllingsbaek, A., Mortensen, J.V., & Byskov-Nielsen, S. (1993). Field investigations of ammonia exchange between barley plants and the atmosphere. I. Concentration profiles and flux densities of ammonia. *Plant, Cell & Environment*, 16(2), 161-167.

Schrader, F., & Brümmer, C. (2014). Land use specific ammonia deposition velocities: a review of recent studies (2004–2013). *Water, Air, & Soil Pollution*, 225(10), 2114.

Seitzinger, S.P., Sutton, M.A. (2008) Transformation of the nitrogen cycle: Recent trends,

Spindler, G., Teichmann, U., & Sutton, M.A. (2001). Ammonia dry deposition over grassland—micrometeorological flux-gradient measurements and bidirectional flux calculations using an inferential model. *Quarterly Journal of the Royal Meteorological Society*, 127(573), 795-814.

Stevens, C.J., David, T.I., & Storkey, J. (2018). Atmospheric nitrogen deposition in terrestrial ecosystems: Its impact on plant communities and consequences across trophic levels. *Functional Ecology*, 32(7), 1757-1769.

Sutton, M.A., Pitcairn, C.E.R., & Fowler, D. (1993). The exchange of ammonia between the atmosphere and plant communities. *Advances in Ecological Research*, 24, 301-393.

TNO. (2024). Een ondergrens in de berekening van stikstofdepositiebijdragen. TNO-rapport 2024-R11334.

Winkel, A. *et.al.* Maatregelen ter vermindering van fijnstofemissie uit de pluimveehouderij: optimalisatie aanbrengen oliefilm op strooisel bij leghennen in volièrehuisvestin.

WUR, April 2012. <https://edepot.wur.nl/210164>

Wyers, G.P., Otjes, R.P., & Slanina, J. (1993). A continuous-flow denuder for the measurement of ambient concentrations and surface-exchange fluxes of ammonia. *Atmospheric Environment*, 27(13), 2085-2090.

Wyers, G.P., Vermeulen, A.T., & Slanina, J. (1992). Measurement of dry deposition of ammonia on a forest. *Environmental Pollution*, 75(1), 25-28.

Zhang, Q., Li, Y., Wang, M., Wang, K., Meng, F., Zhu, Q., ... & Zhang, F. (2021). Atmospheric nitrogen deposition: A review of quantification methods and its spatial pattern derived from the global monitoring networks. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 216, 112180.

APPENDIX A - Enkele Persoonlijke Overwegingen

Als onderzoeker richt ik mij in de eerste plaats op de wetenschappelijke kant van de stikstofproblematiek. Mijn focus ligt op de analyse van metingen en de evaluatie van modellen die gebruikt worden om emissie, verspreiding en depositie van stikstof te voorspellen. Centraal daarin staat het OPS-model, de rekenkern van Aeries, waarop het Nederlandse stikstofbeleid grotendeels steunt. Ik onderzoek hoe nauwkeurig dit model is en in hoeverre het overeenkomt met metingen uit de praktijk.

Toch krijg ik vaak vragen over mijn visie op het beleid en de politieke keuzes. Dat is begrijpelijk: de grens tussen wetenschap en beleid is dun, zeker in een dossier dat zoveel maatschappelijke en economische belangen raakt. Wetenschappelijke modellen bepalen inmiddels mede de toekomst van landbouw, industrie en ruimtelijke ordening in Nederland. Daarom vind ik het niet alleen legitiem, maar ook noodzakelijk dat onderzoekers hun inzichten delen met beleidsmakers én het bredere publiek.

Wetenschap is geen afgesloten systeem. Als wetenschappelijke kennis beleidsrelevant is – en dat is hier evident het geval – dan hebben onderzoekers de morele plicht om die kennis actief te delen. Voor mij is dit onderdeel van mijn maatschappelijke dienstplicht. Het stikstofbeleid leidt tot veel spanning en onzekerheid bij boeren, ondernemers en bestuurders. Ik zie het als mijn verantwoordelijkheid om bij te dragen aan begrip en oplossingen.

Daarom deel ik mijn inzichten actief via toegankelijke platforms zoals Foodlog.nl, mijn persoonlijke blog, en de informatiewebsite www.stikstofinfo.net, die inmiddels ruim duizend bezoekers per dag trekt. Daarnaast geef ik regelmatig lezingen voor boeren, beleidsmakers en provinciebesturen, en leverde ik inhoudelijke bijdragen aan onder andere de Commissie-Schoof.

In mijn ogen moeten wetenschappers meer dan ooit zichtbaar zijn in het maatschappelijke debat. Niet om beleid te maken, maar om de onderliggende feiten, onzekerheden en interpretaties helder uit te leggen. Alleen zo kan het publiek begrijpen hoe wetenschappelijke inzichten worden vertaald naar beleid – en wat daar de grenzen van zijn. Mijn bijdrage aan dit debat is dan ook niet vrijblijvend, maar ingegeven door de overtuiging dat transparantie, zorgvuldigheid en kennisdeling de enige weg vooruit zijn in een dossier dat ons allemaal raakt.

APPENDIX B – 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. ['Correctie UvA-onderzoek bevestigt: veel ammoniak landt op het boerenbedrijf'](#)
2. [Tijd om stikstofwetenschap en -beleid grondig te herzien](#)
3. [Bossen nemen meer stikstof op dan we dachten](#)
4. [De \(on\)nauwkeurigheid van OPS, het rekenhart van RIVM's stikstofmodel](#)
5. [Ammoniak uit melkveestallen bemest belangrijk deel land boer en buur](#)
6. [Gras groeit niet vanzelf - melkveehouders help mee dat te bewijzen](#)
7. [Uitkomst UvA-onderzoek stikstof lijkt gebaseerd op rekenfout](#)
8. [Ammoniakdepositie 2023 daalt verder – Volkskrant meldt Modelwerkelijkheid](#)
9. [Hoge Ammoniakconcentratie lijkt vooral een Lokaal Fenomeen](#)
10. [RIVM lijkt Ammoniakdepositie op het Erf Boer flink te Onderschatten](#)
11. [De Twee Vragen die Nederland uit de Stikstofcrisis kunnen halen.](#)
12. [Meetdata Bewijzen: Reductie Koeien heeft geen op Ammoniakconcentratie in de Lucht.](#)
13. [De Schoonheidsfouten van het Stikstofdossier op een Rij](#)
14. [Hoeveel Poepen en Plassen Zoogdieren in Nederland?](#)
15. [Modellen zijn de Duivel in het Politieke Systeem.](#)

APPENDIX C – Reactie RIVM en feedback op die Reactie

Het RIVM heeft kennisgenomen van het werk dat Wouter de Heij op 23 oktober 2024 publiceerde via Foodlog. Het stuk van De Heij richt zich op de emissie en depositie van ammoniak en bevat een massabalans voor Nederland met een inschatting van de onzekerheden. Ook bespreekt De Heij de fysisch-chemische aspecten van ammoniak in de lucht, waarbij hij gebruikmaakt van gegevens van het RIVM. Op 6 augustus 2024 was er een gesprek tussen Wouter de Heij en een aantal experts van het RIVM. Tijdens dit gesprek heeft het RIVM vragen van De Heij beantwoord. Ook is hij voorzien van informatie over de processen die invloed hebben op stikstofconcentraties in de lucht en op droge en natte depositie.

Openbare review

De Heij roept in zijn artikel op Foodlog([externe link](#)) op tot een openbare review van zijn stuk door verschillende experts op het gebied van natuur en stikstof in Nederland. Enkele dagen na publicatie reageerde Prof. Dr. Jan Willem Erisman via Foodlog als eerste expert op het werk van De Heij. Op dit moment is bij het RIVM niet bekend of ook andere experts een reactie hebben gegeven. In zijn artikel([externe link](#)) benoemt Jan Willem Erisman verschillende tekortkomingen. Het RIVM onderschrijft deze kritiek in grote lijnen en constateert bij een eerste beoordeling dat het werk van De Heij op fundamentele punten tekortschiet, waardoor wetenschappelijke toetsing nog niet aan de orde is.

Tekortkomingen in de onderbouwing van de hoofdconclusies

De werkwijze van De Heij vertoont duidelijke tekortkomingen. Zo is bijvoorbeeld de wetenschappelijke literatuur onvoldoende geraadpleegd, missen aannames in de onderbouwing of verwijzing en zijn uitspraken niet reproduceerbaar. Ter illustratie hieronder enkele voorbeelden:

1. Wetenschappelijke literatuur onvoldoende geraadpleegd

Wouter de Heij stelt in zijn analyse van de natte depositie dat het OPS (Operationele Prioritaire Stoffen)-model verdamping van regenwater niet meeneemt, waardoor hij concludeert dat de depositie wordt overschat. Deze conclusie is onjuist: het relevante deel van verdamping – het verdampen van water op natte bladeren – wordt wel degelijk meegenomen in OPS.

Ik begrijp dat het RIVM aangeeft dat het relevante deel van verdamping, zoals het verdampen van water op natte bladeren, in het OPS-model wordt meegenomen. Dit is een belangrijk punt en ik waardeer de toelichting hierop.

Tegelijkertijd wil ik verduidelijken dat mijn analyse niet alleen gericht is op het gewascompensatiepunt of de re-emissie van ammoniak via huidmondjes, maar ook op de processen die samenhangen met de re-emissie van natte depositie. De re-emissie van natte depositie kan in mijn ogen deels worden verklaard door parameters zoals de regenlaagdikte en de luchttemperatuur. Dit proces lijkt echter niet expliciet beschreven of gekwantificeerd in de documentatie van OPS die ik heb kunnen raadplegen.

Daarnaast is het mijn indruk dat re-emissie in stedelijke gebieden of op verharde oppervlakken mogelijk een andere rol speelt dan op water- of natuurgebieden. Dit zijn nuances die wellicht meer aandacht kunnen krijgen in de modeldocumentatie. Tot nu toe heb ik geen wetenschappelijke publicaties of rapporten gevonden die dit aspect expliciet behandelen. Het zou zeer behulpzaam zijn als het RIVM hier referenties of aanvullende uitleg over zou kunnen aanleveren, zodat ik mijn analyses verder kan onderbouwen of aanpassen waar nodig.

Ik wil benadrukken dat ik het belang van een correcte en gedetailleerde beschrijving van deze processen volledig onderschrijf. Mocht mijn interpretatie van het model op dit punt onjuist zijn, dan ben ik uiteraard bereid mijn analyses bij te werken op basis van nieuwe inzichten. Ik stel een verdere dialoog hierover dan ook zeer op prijs.

2. Onvolledige verwijzingen, niet onderbouwde aannames

De Heij concludeert dat de ammoniakemissie vanuit de landbouw tot 15% te hoog is ingeschat. Dit baseert hij op lagere emissiefactoren uit praktijkonderzoek van de WUR (Wageningen University & Research) op 15 melkveebedrijven. Deze emissiefactoren worden zonder voldoende onderbouwing als representatief beschouwd voor alle 16.000 melkveebedrijven in Nederland. Tegelijkertijd negeert De Heij bredere wetenschappelijke literatuur en praktijkinzichten die wijzen op mogelijk onderschatte emissies. Door deze selectieve benadering ontstaat een vertekend beeld.

Er zijn op dit moment geen aanwijzingen die erop wijzen dat stalemissies per melkkoe gemiddeld hoger zijn dan 14 kg ammoniak per jaar. De bredere literatuur en praktijkinzichten waarnaar het RIVM verwijst en die mogelijk hogere stalemissies zouden bewijzen, zijn bij ons niet bekend. Wij ontvangen daarom graag verwijzingen naar de bronnen waaruit blijkt dat dergelijke hogere emissies aannemelijk zouden zijn.

Er zijn echter meerdere signalen die erop wijzen dat de stalemissies juist substantieel lager zijn dan de gehanteerde emissiefactoren. In het meest recente praktijkonderzoek van de WUR, dat ook in het rapport wordt genoemd, worden stalemissies tussen 8,5 en 10 kg ammoniak per melkkoe gerapporteerd. De gemiddelde emissie in dit onderzoek bedraagt 9,8 kg per melkkoe.

Daarnaast is op basis van een steekproef van bijna 50 KringloopWijzers (KLW) vastgesteld dat de gemiddelde stalemissie aanzienlijk lager ligt dan de huidige emissiefactor van 13,7-14 kg per melkkoe. Deze steekproef suggereert een gemiddelde emissie tussen 10 en 11 kg per melkkoe, wat overeenkomt met de resultaten uit het WUR-onderzoek.

Het is belangrijk om te vermelden dat de KLW-gegevens in vertrouwen zijn verkregen en daarom niet openbaar kunnen worden gedeeld. Wij zijn in gesprek met ZuivelNL om te onderzoeken of een grotere steekproef mogelijk is, of zelfs een analyse op basis van alle 14.000 KLW's. Wij verwachten begin volgend jaar de eerste resultaten hiervan te kunnen delen.

Wij blijven openstaan voor een constructieve wetenschappelijke dialoog en zijn bereid onze analyse te verfijnen op basis van aanvullende gegevens en inzichten.

3. Niet-reproduceerbare conclusies

Bij het bepalen van de massabalans voor Nederland heeft De Heij chemische omzettingen en grootschalig transport van stikstofcomponenten niet meegenomen. Dit leidt tot omissies in de massabalans voor Nederland en roept twijfel op over de conclusie dat 65% van de emissies terugkeert op het boerenland. Een wetenschappelijke discussie over de precieze impact van deze omissies is echter lastig te voeren omdat de analyse van De Heij niet voldoende reproduceerbaar is. Zo zijn de gebruikte methoden niet duidelijk vastgelegd en zijn de onderliggende datasets niet goed beschreven.

Het klopt dat in mijn rapport meerdere methoden zijn gebruikt om de depositie op landbouwgrond te berekenen, variërend van eenvoudige berekeningen tot uitgebreide Monte Carlo (MC) simulaties. De waarde van 65%, die in het rapport wordt genoemd, betreft de totale depositie op landbouwgrond, niet de totale emissie. De MC-simulatie resulteert in een range van 40-75%, met een meest waarschijnlijke waarde van 65%.

De parameters en aannames voor deze simulatie zijn beschreven in Hoofdstuk 3 van mijn rapport, en de volledige Python-code is beschikbaar en kan gedeeld worden voor verdere inspectie. Naar mijn kennis is dit de eerste keer dat een dergelijke benadering is toegepast om de onzekerheid in de massabalans op deze manier te kwantificeren.

Daarnaast is in het laatste hoofdstuk een aanvullende massabalans gemaakt, gebaseerd op de negen landgebruikstypen (LU) zoals gedefinieerd in het DEPAC-model. Uit deze analyse komt een geschatte depositie op landbouwgrond van 55-65%, wat binnen de range van de eerdere MC-simulatie uit Hoofdstuk 3 valt.

Er is zeker ruimte voor verdere verbetering. Een belangrijke stap hiervoor zou zijn om toegang te krijgen tot de digitale kaart die het RIVM gebruikt met de negen landgebruikstypen in het DEPAC-model. Hiermee zou ik de verdeling van de depositie over deze landtypen nauwkeuriger kunnen analyseren en een nieuwe Monte Carlo-analyse kunnen uitvoeren.

Daarnaast zou ik graag met het volledige OPS-model van het RIVM willen gaan werken om ook hierop een Monte Carlo-berekening toe te passen. Wetenschap is immers een continu proces, en ik sta open voor verdere samenwerking om deze analyses te verfijnen en de inzichten verder te verdiepen.

Naast de tekortkomingen in de werkwijze, bevat het werk van De Heij politieke uitspraken die niet passen in een wetenschappelijke analyse. Het RIVM raadt de auteur aan zijn werk grondig te herzien volgens de geldende wetenschappelijke normen.

Het klopt dat in het eerste en tweede hoofdstuk van mijn rapport politieke uitspraken zijn gedaan over de inzet van een model zoals het huidige stikstofmodel in wetgeving en beleid. Ik erken dat dergelijke uitspraken strikt genomen niet thuishoren in een wetenschappelijk rapport. Toch vond ik het van belang om de koppeling te maken tussen de onnauwkeurigheden van het model en de mogelijke implicaties hiervan voor beleidsvorming en juridische besluitvorming, zoals vergunningverlening.

Hoewel dit niet volledig in lijn is met de zuivere wetenschappelijke mores, is het niet ongebruikelijk dat in rapporten waar wetenschap direct wordt toegepast op beleids- en juridische vraagstukken, de link tussen wetenschap en beleid expliciet wordt besproken. Gezien de prominente rol die het stikstofmodel speelt in zowel beleid als rechtspraak, heb ik het passend gevonden om deze context aan het begin van mijn rapport op te nemen.

Ik ben echter bereid om bij een eventuele nieuwe versie van het rapport of deel 2 deze politieke uitspraken te scheiden van de strikt wetenschappelijke analyse en deze te verplaatsen naar een apart hoofdstuk of bijlage. Zo kan het onderscheid tussen wetenschap en beleid duidelijker worden gemaakt, terwijl de relevantie van het model met beoordeelde onnauwkeurigheden voor praktijkonderzoek niet verloren hoeft te gaan.

Wetenschappelijke dialoog

Het RIVM waardeert de inspanningen die Wouter de Heij levert in de discussie over de fysisch-chemische aspecten van ammoniak in Nederland. Wetenschappelijke dialoog is van groot belang voor het onderzoek naar en het beleid rond de stikstofproblematiek in Nederland. Daarom hecht het RIVM ook veel waarde aan de verschillende externe reviews die de afgelopen jaren op ons instrumentarium zijn uitgevoerd (Sutton et al. (2013 en 2015), Hordijk et al. (2020)). Daarin komt naar voren dat het instrumentarium voor stikstofdepositie monitoring wetenschappelijk solide is. Aanbevelingen zijn opgepakt en we werken continu aan actualisering op basis van nieuw inzichten en studies. Uiteraard blijft het RIVM daarnaast bereid om in een wetenschappelijk constructieve dialoog te treden, mits de discussie gebaseerd is op een solide fundament van wetenschappelijke methoden en normen.

Allereerst wil ik mijn waardering uitspreken voor het werk dat het RIVM verricht op het gebied van stikstofmonitoring en -modellering. Het feit dat het RIVM voortdurend streeft naar verbetering van haar instrumentarium op basis van nieuwe wetenschappelijke inzichten is cruciaal voor het blijven adresseren van deze complexe problematiek. De reviews en studies die in de reactie genoemd worden, zoals die van Sutton en Hordijk, onderstrepen de hoge wetenschappelijke standaarden waar het RIVM aan werkt.

Als onafhankelijk onderzoeker waardeer ik de open houding van het RIVM om in gesprek te blijven en deel te nemen aan een wetenschappelijke dialoog. Mijn eigen bijdrage is slechts een klein radertje in het grote geheel, en ik heb groot respect voor de schaal en complexiteit van het werk dat het RIVM uitvoert. De samenwerking en openheid die ik tot nu toe heb ervaren in mijn contacten met het RIVM zijn bijzonder constructief en behulpzaam geweest, en ik hoop en verwacht dat deze positieve interacties in de toekomst zullen voortduren.

Het is belangrijk om te erkennen dat het vanuit mijn positie als onafhankelijk onderzoeker niet haalbaar is om fulltime te werken aan dit onderwerp of om een proces van een jaar of langer te reserveren om een formele wetenschappelijke publicatie te realiseren. Toch geloof ik dat bijdragen zoals die van mij, hoe kleinschalig ook, waardevol kunnen zijn om het gesprek verder te brengen en bij te dragen aan een breder begrip van de fysisch-chemische aspecten van ammoniak.

Ik blijf daarom met veel respect en interesse de ontwikkelingen binnen het RIVM volgen en stel het op prijs dat er ruimte blijft voor een constructieve en wetenschappelijke dialoog. Samen kunnen we werken aan het verder verfijnen van onze inzichten en instrumenten, in het belang van zowel wetenschap als beleid.