

TNO 2024 R11334 – 15 augustus 2024

Een ondergrens in de berekening van stikstofdepositiebijdragen voor vergunningverlening

Onderzoek naar een wetenschappelijk onderbouwde
ondergrens

| | |
|---------------------|---|
| Auteurs | Ernst Meijer (TNO) en Emiel van Loon (UvA) |
| Rubricering verslag | TNO Publiek |
| Titel | Een ondergrens in de berekening van stikstofdepositiebijdragen voor vergunningverlening |
| Verslagtekst | TNO Publiek |
| Aantal bijlagen | 1 |
| Opdrachtgever | BIJ12 |
| Projectnaam | Ondergrens N-depositie voor vergunningverlening |
| Projectnummer | 060.60277 |

Alle rechten voorbehouden

Niets uit deze uitgave mag worden verveelvoudigd en/of openbaar gemaakt door middel van druk, fotokopie, microfilm of op welke andere wijze dan ook zonder voorafgaande schriftelijke toestemming van TNO.

© 2024 TNO

Samenvatting

Aanleiding

AERIUS Calculator wordt gebruikt om de verandering in stikstofdepositie door individuele bronnen en mitigerende maatregelen te schatten om daarmee de mogelijke ecologische impact op Natura 2000-gebieden te beoordelen in het kader van vergunningverlening. AERIUS Calculator hanteert daarbij een ondergrens van 0,005 mol/ha/jaar.

Een wetenschappelijk verantwoorde ondergrens is de laagst te berekenen depositiebijdrage ten gevolge van een individuele bron die nog met voldoende zekerheid is toe te schrijven aan die bron. Daaronder worden de berekende bijdragen te onzeker. De Nederlandse ondergrens van 0,005 mol/ha/jaar is beleidsmatig als benadering van 0 gekozen, vanwege het voorzorgsbeginsel ten aanzien van de instandhoudingsverplichting van Natura 2000 gebieden. De gehanteerde ondergrens is niet wetenschappelijk onderbouwd. De gekozen ondergrenzen van orde grootte 10 mol/ha/jaar waarmee omringende landen werken zijn eveneens niet puur wetenschappelijk onderbouwd.

In 2020 heeft het Adviescollege “Meten en Berekenen Stikstof”, ook bekend als de commissie Hordijk, gesteld dat met de huidige ondergrens sprake is van schijnzekerheid, maar kon niet aangeven wat dan wel een wetenschappelijk verantwoorde ondergrens is. Dit was aanleiding voor onderzoek van RIVM en TNO in 2021 naar een nadere begrenzing in het toepassingsbereik van AERIUS Calculator. Daarbij is gekeken welke minimale depositiebijdrage het model nog betrouwbaar kan berekenen en tot welke afstand van de bron. Dit leidde tot een maximale rekenafstand van 25 km, maar niet tot een hogere ondergrens.

Onderzoek naar wetenschappelijke onderbouwing voor een ondergrens

Het onderzoek uit 2021 bood voldoende aanknopingspunten voor een vervolgonderzoek naar een wetenschappelijke onderbouwing van een ondergrens. Dit vervolgonderzoek is in 2024 uitgevoerd door TNO en UvA, in opdracht van het Interprovinciaal Overleg (IPO). Het voorliggende rapport is het resultaat van dit onderzoek.

In dit vervolgonderzoek is verkend of er wetenschappelijke argumenten zijn voor een ondergrens in de stikstofdepositieberekeningen voor individuele bronnen. En zo ja, op welk getal of binnen welke bandbreedte een ondergrens dan uitkomt. Het onderzoek is uitgevoerd aan de hand van de volgende vragen:

- Waar ligt de grens van de geldigheid van de theorie van het model?
- Worden de berekende individuele bijdragen voldoende ondersteund door meetgegevens?
- Wanneer wordt de onzekerheid in de berekende individuele bijdragen te groot volgens wetenschappelijke praktijkstandaarden?

Voor het onderzoek is gebruik gemaakt van bestaande kennis op basis van literatuuronderzoek en besprekingen met wetenschappers uit het vakgebied in binnen- en buitenland.

Daarbij is alleen gekeken naar de wetenschap waarop het model gebaseerd is, namelijk de atmosfeerwetenschappen. Deze afbakening is gekozen omdat een op die wijze

onderbouwde ondergrens juridisch aanvaardbaar wordt verondersteld. Andere disciplines zoals de ecologie die naar de effecten op de natuur kijkt, zijn buiten beschouwing gebleven.

Geen wetenschappelijke onderbouwing gevonden voor een specifieke ondergrens

De hoofdconclusie van dit onderzoek is dat er vanuit de atmosfeerwetenschappen op dit moment geen onderbouwing is gevonden voor een specifieke ondergrens. Er zijn vanuit de modeltheorie, de mate van ondersteuning door meetgegevens en de voorspelonzekerheid onvoldoende argumenten gevonden voor een waarde waaronder de berekende stikstofbijdragen ten gevolge van een bron met onvoldoende zekerheid aan die bron toe te schrijven zijn.

Een ondergrens is wel aannemelijk

Ondanks dat er geen onderbouwing gevonden is, is het wel aannemelijk dat er een ondergrens is. De modellering maakt namelijk in hoge mate gebruik van sterk vereenvoudigde beschrijvingen van de diverse deelprocessen. Deze vereenvoudigingen hebben tot gevolg dat modelparameters moeten worden ingeschat op basis van metingen, zodat er getalsmatige uitspraken gedaan kunnen worden. Door deze werkwijze zal er altijd een grens zijn tot waar een model de werkelijkheid kan voorspellen met voldoende betrouwbaarheid. Voor een zuiver statistische onderbouwing door model- en meetresultaten met elkaar te vergelijken, zijn echter te weinig experimentele gegevens voorhanden.

Beperkingen in de modellering van stikstofdepositie

Het gebrek aan meetgegevens om de modelparameters te bepalen wreekt zich met name bij de beschrijving van de droge depositie (de verwijdering van stikstofverbindingen uit de lucht door vegetatie en bodem). Het proces van droge depositie hangt namelijk sterk af van de lokale omstandigheden, zoals de aanwezige vegetatie, bodemgesteldheid en weersomstandigheden, maar voor slechts enkele situaties zijn metingen uitgevoerd.

Het is niet zo dat deze beperkingen in het bijzonder gelden voor kleine berekende deposities. Ze zijn onafhankelijk van de grootte van de depositie. Ook al is het aannemelijk dat er een ondergrens is, wil dat niet zeggen dat boven die grens alle berekende waarden voldoende betrouwbaar zijn om toe te schrijven aan een individuele bron.

Wat betekent deze beperking voor de onzekerheid in de modelresultaten?

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 zit. Dit wil niet zeggen dat voor alle berekeningen de factor 2 tot 3 van toepassing is, maar dat kan ook niet uitgesloten worden. De gevonden beperkingen leiden dus tot grote onzekerheden voor de berekening van een depositiebijdrage door een enkele bron.

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. Het is niet duidelijk hoe die schattingen van de onzekerheid in de berekende totale depositie vertaald kunnen worden naar de onzekerheid in de berekende depositiebijdrage van een enkele bron.

Aanbevelingen

De wijze van modellering en de gevonden beperkingen in de modelbeschrijving van de droge depositie zijn algemeen geldend voor de huidige stand van de wetenschap. Het gebruik van een ander model dan AERIUS Calculator zal deze wetenschappelijke onzekerheden niet wegnemen.

Aangezien het wel aannemelijk is dat er een ondergrens is, maar dat die bij gebrek aan experimentele gegevens niet statistisch te bepalen is, verdient het aanbeveling gerichte veldexperimenten uit te voeren om wel zo'n analyse uit te kunnen voeren.

Daarbij moet opgemerkt worden dat de gevonden beperkingen onafhankelijk zijn van de grootte van de berekende depositiebijdrage. Alleen het instellen van een (veel) hogere ondergrens zal die beperkingen daarom niet wegnemen, maar dient gezocht te worden in modelverbetering en aanpassing in het gebruik van het model. Daartoe doen we de volgende aanbevelingen:

- De betrouwbaarheid van de depositiemodellering kan worden vergroot met wetenschappelijk onderzoek naar het depositieproces. Met name door te zorgen voor meer geschikte meetgegevens om de modellering voor specifieke situaties, zoals bepaalde habitattypen, te verbeteren en zo de onzekerheid te verkleinen. Dat zal waarschijnlijk meerdere jaren aan onderzoek kosten.
- Een andere benadering om de schijnzekerheid te verkleinen is het zoeken van werkwijzen die rekening houden met de gevonden beperkingen. Dat wil zeggen een andere inrichting en gebruik van het model op basis van de huidige theorie en onderbouwing met metingen. De modellering voldoet immers aan de huidige wetenschappelijke standaard. Daarbij zien we de volgende denkrichtingen voor andere werkwijzen:
 - Het rapporteren van deposities op een grovere resolutie dan de huidige 1 hectare. Daarmee wordt over het algemeen een deel van de onzekerheden uitgemiddeld.
 - Het onderzoeken van de geldigheid van de modeltheorie voor een project met relatief korte doorlooptijd. Omdat het model rekent met tienjaarsgemiddelde meteorologie, is het naar verwachting mogelijk om op theoretische overwegingen te bepalen dat onder een bepaalde projectduur de berekening te veel gaat afwijken van de werkelijkheid volgens wetenschappelijke praktijkstandaarden.
 - Een aanpak waarbij projecten geaccumuleerd worden beoordeeld is een andere denkrichting. Die komt er feitelijk op neer dat niet langer naar individuele bronbijdragen wordt gekeken. Een dergelijke aanpak past goed bij de geschiktheid van het model voor berekeningen van de totale depositie en kan beter ondersteund worden door meetgegevens. Door het combineren van een aantal bronnen wordt dan een deel van de onzekerheden uitgemiddeld.

Het is hierbij nodig om te kiezen voor een bredere insteek dan alleen vanuit een atmosferewetenschappelijk kader waarbij ook de juridische, ecologische aspecten en voorwaarden van het toepassingskader worden betrokken. Dit om ervoor te zorgen dat de eventuele nieuwe werkwijzen goed aansluiten op de behoeften vanuit de toepassing.

Inhoudsopgave

| | |
|---|----|
| Samenvatting..... | 3 |
| 1 Inleiding..... | 7 |
| 1.1 Aanleiding voor dit onderzoek..... | 7 |
| 1.2 Scope van het onderzoek..... | 8 |
| 2 Uitgevoerd Onderzoek..... | 10 |
| 2.1 Algemeen beoordelingskader voor het toepassingsbereik van een model..... | 10 |
| 2.2 Theoretische overwegingen..... | 12 |
| 2.3 Overwegingen ten aanzien van validatie en geschiktheid..... | 14 |
| 2.4 Samenvattend..... | 18 |
| 3 Discussie..... | 21 |
| 3.1 Mogelijke andere denkrichtingen..... | 21 |
| 3.2 Onzekerheid kwantificeren van een berekende bijdrage van een enkele bron..... | 23 |
| 3.3 Relatie met eerdere onderzoeken..... | 23 |
| 4 Conclusies en aanbevelingen..... | 25 |
| 5 Wetenschappelijke consultatie..... | 27 |
| Ondertekening..... | 28 |

1 Inleiding

1.1 Aanleiding voor dit onderzoek

Het adviescollege “Meten en berekenen stikstof” (commissie Hordijk)¹ heeft geconcludeerd dat er sprake is van schijnzekerheid in de huidige systematiek voor de berekeningen van stikstofdepositie in het kader van toestemmingsverlening met de toevoeging dat beleid meer vraagt dan de wetenschap kan bieden. Daarbij wordt specifiek de zeer lage ondergrens in berekende jaargemiddelde depositie van 0,005 mol/ha/jaar genoemd, waarbij de commissie stelt dat zij niet kan aangeven wat dan wel een wetenschappelijk verantwoorde ondergrens in berekende depositie is.

De huidige ondergrens is zo laag omdat er op basis van het voorzorgbeginsel voor is gekozen om in principe alle berekende depositiebijdragen ten gevolge van een project te betrekken in de beoordeling. De waarde 0,005 mol/ha/jaar is vanwege computertechnische redenen als een benadering van 0 gekozen. Een wetenschappelijk verantwoorde ondergrens daarentegen is de laagst te berekenen depositiebijdrage ten gevolge van een individuele bron die nog met voldoende zekerheid is toe te schrijven aan die bron. Daaronder worden de berekende bijdragen te onzeker.

Op basis van eerdere onderzoeken door RIVM² en TNO^{3,4} is een afbakening in de berekeningen gevonden, namelijk een rekenafstand van maximaal 25 km vanaf de bron. Aangezien deposities met toenemende afstand steeds kleiner worden, is hier een deel van de schijnzekerheid mee weggenomen. Echter, afhankelijk van de bronsterkte worden er ook binnen deze maximale rekenafstand van 25 km kleine deposities in de orde-grootte van 0,005 mol/ha/jaar gevonden, waarmee de vraag naar een wetenschappelijk verantwoorde ondergrens in berekende depositie nog open staat.

Om te onderzoeken of een wetenschappelijke onderbouwing voor een ondergrens mogelijk is, en om eventueel tot een passende waarde voor de ondergrens in berekende stikstofdepositie te komen, heeft het Interprovinciaal Programma Landelijk Gebied (IPLG) van het Interprovinciaal Overleg (IPO) in februari 2024 een wetenschappelijk project in gang gezet, beschreven in een plan van aanpak⁵. Dit document is het resultaat van dat project.

¹ “Meer meten, robuuster rekenen.” Eindrapport van het Adviescollege Meten en Berekenen Stikstof: Eindrapport van het Adviescollege Meten en Berekenen Stikstof. Minister van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit. L. Hordijk, J.W. Erisman, H. Eskes, W. de Vries, 2020

² G. Roest et al. (2021) Verkenning afstandsgrens project-specifieke depositieberekeningen, RIVM-briefrapport 2021-0115. <http://dx.doi.org/10.21945/RIVM-2021-0115>

³ Duyzer J., Erbrink H., Wilmot M. (2021) Afbakening in de modellering van depositiebijdragen van individuele projectbijdragen (Fase 1), TNO-notitie.

⁴ TNO (2022) Afbakening in de modellering van depositiebijdragen van individuele projectbijdragen (Fase 2), TNO-notitie.

⁵ IPLG (2024) Plan van aanpak interbestuurlijke verkenning rekenkundige ondergrens voor stikstofdepositieberekeningen.

De vraag van IPO was om wetenschappelijk te beargumenteren of er een ondergrens is waaronder stikstofdepositiebijdragen van een individuele bron⁶ op een N2000-gebied niet met voldoende zekerheid kunnen worden toegerekend aan die bron op basis van modelberekeningen.

Hierbij zijn de volgende deelvragen geformuleerd:

- a. Is er een wetenschappelijk onderbouwde (noodzaak voor het hanteren van een) ondergrens bij het berekenen van stikstofdepositiebijdragen van individuele activiteiten/projecten of mitigerende maatregelen voor toestemmingsverlening?
- b. Zo ja: vanaf welke (ordegrootte van een) ondergrens geldt dat depositiebijdragen van individuele activiteiten/projecten op N2000-gebied of mitigerende maatregelen niet met voldoende wetenschappelijke zekerheid kunnen worden berekend, op grond van welke wetenschappelijk onderbouwde argumentatie?
- c. Wat betekenen de antwoorden op voorgaande vragen voor de huidige ondergrens van 0,005 mol/ha/jaar?

1.2 Scope van het onderzoek

De gekozen formuleringen van de hoofdvraag en deelvragen komen voort uit het juridische kader waarbinnen dit project is uitgevoerd. Daarmee is de scope van dit onderzoek vastomlijnd. We benadrukken daarvan nog enkele elementen:

- De hoofdvraag vraagt naar het kunnen toerekenen. Dat relateert aan de vraag zoals die doorgaans in jurisprudentie gesteld wordt, namelijk of er sprake is van een causaal verband tussen project en berekend effect. Als het model de werkelijkheid goed beschrijft, zal de berekende waarde overeenkomen met de werkelijkheid. In dat geval mag geconcludeerd worden dat het berekende effect een causaal verband beschrijft tussen project en effect. In die gevallen kan de berekende bijdrage toegerekend worden aan het project (waarbij 'kan' niet optioneel betekent, maar in staat zijn tot). In alle andere gevallen is de berekende waarde weliswaar een modeluitkomst maar zijn er redenen waardoor die niet met de werkelijkheid correspondeert.
- Hierbij gaat het specifiek om 'met voldoende zekerheid' toerekenen, dus of de modeluitkomst *met voldoende zekerheid* met de werkelijkheid overeenkomt. De vraag naar voldoende zekerheid lijkt te veronderstellen dat de onzekerheid van berekende waarden goed vast te stellen is. Het kwantificeren van modelonzekerheden is echter zeer complex en in de praktijk ontstaat zelden tot nooit een compleet beeld. Of het met voldoende zekerheid kan, zal daarom (grotendeels) door een expertoordeel tot stand komen.
- De vraag naar een ondergrens betreft expliciet het modelgebruik in het kader *van toestemmingsverlening* (deelvraag a), dus bevindingen van dit onderzoek zijn niet zondermeer geldend voor andere toepassingen.
- De genoemde wetenschappelijke onderbouwing betreft wetenschappelijke disciplines waarop de modellering is gebaseerd, dat wil zeggen atmosfeerwetenschap in ruime zin. Ecologie als wetenschap wordt hier niet onder verstaan, dus of een berekende depositiewaarde mogelijk ecologisch significante effecten tot gevolg kan hebben, is geen onderdeel van de vraagstelling.
- De formulering '(noodzaak tot het hanteren van een) ondergrens' (deelvraag a) is eveneens ingegeven door de jurisprudentie en verwijst naar het dwingende karakter

⁶ Hiermee wordt één emissiebron bedoeld (niet één activiteit of één project die beiden uit diverse emissiebronnen kunnen bestaan)

dat de wetenschappelijke argumenten moeten hebben, zodat deze redelijkerwijs alleen maar opgevolgd kunnen worden.

- Deelvraag b vraagt naar kwantificering van de ondergrens, waarbij het antwoord daarop logischerwijs ook het antwoord op deelvraag c geeft.

In het kader van toestemmingsverlening is AERIUS Calculator/Connect wettelijk voorgeschreven. De onderliggende modellen zijn SRM2 (Standaardrekenmethode 2) model voor wegverkeer tot op 5 km gebruikt en het OPS (Operationeel Prioritaire Stoffen) model voor alle overige bronnen, inclusief wegverkeer van 5 tot 25 km. Beide modellen bestaan uit een onderdeel dat transport van stoffen door de lucht (en de daar optredende chemische reacties) beschrijft en een onderdeel dat het depositieproces beschrijft. Het deelmodel voor de depositie is in beide modellen hetzelfde en bestaat ook als afzonderlijk model onder de naam DEPAC. Deze modellen voldoen aan de huidige wetenschappelijke standaard en zijn vergelijkbaar met andere modellen in het buitenland. Dit onderzoek richt zich dan ook op de generieke aspecten van de modellering zoals die in OPS en vergelijkbare modellen worden gebruikt, omdat dit een robuuste basis voor een onderbouwing kan vormen. Anders geformuleerd, een mogelijk heel specifieke modeleigenschap van OPS die het toepassingsbereik inperkt kan hooguit tijdelijk de reden vormen voor een ondergrens. Eerder zou een specifieke beperking in AERIUS Calculator een reden zijn om het model op dat punt aan te passen.

Omdat de maximale rekenafstand van 25 km al is ingesteld en is aanvaard door de Raad van State, betreft dit onderzoek de onderbouwing van een ondergrens in de berekende depositie binnen de maximale afstand van 25 km vanaf de bron.

2 Uitgevoerd Onderzoek

2.1 Algemeen beoordelingskader voor het toepassingsbereik van een model

Om tot een wetenschappelijke onderbouwing voor een ondergrens in berekende depositie te komen, gaan we uit van het hieronder beschreven beoordelingskader om tot het toepassingsbereik van een model te komen.

Elk model kent een wetenschappelijk toepassingsbereik. Het wetenschappelijke toepassingsbereik geeft aan waarover het model betrouwbare uitspraken kan doen, gegeven het doel waarvoor het model wordt gebruikt. Het **toepassingsbereik** van een wetenschappelijk **model**⁷ wordt bepaald door een **expertoordeel** waarin de mate van

- (1) **geldigheid** van de theorie in het model,
- (2) **validatie** met empirische gegevens en
- (3) de **geschiktheid** van het model voor de toepassing betrokken wordt, waarbij in het bijzonder de **onzekerheid** een rol speelt.

Als er met betrekking tot al deze aspecten een goede onderbouwing is geformuleerd waarover consensus is onder experts, leidt dat tot geloofwaardigheid van het model (mits gebruikt binnen het toepassingsbereik) en de daarmee gemaakte voorspellingen.⁸

Toelichting op de gehanteerde begrippen:

De geldigheid van de theorie. Een theorie is per definitie een wetenschappelijke benadering van de werkelijkheid en geldig voor een bepaald deel van de werkelijkheid. Het deel van de werkelijkheid waarvoor de theorie geldig is, wordt aangeduid met het **geldigheidsdomein**. Bij bijvoorbeeld een Gaussisch pluimmodel voor atmosferisch transport is de eis dat de meteorologische omstandigheden constant zijn. Deze eis is bepalend voor het deel van de werkelijkheid waarvoor het model en de onderliggende theorie geldig is.

Validatie met empirische gegevens Experimentele en observationele gegevens worden gebruikt om het model (en daarmee ook de onderliggende theorie) te valideren (systematisch nagaan of het model ook correct voorspelt in een nieuwe en vooral ook moeilijke situatie). Soms heeft een model bepaalde tekortkomingen die leiden tot systematische afwijkingen, of parameters die voor een specifieke context moeten worden

⁷ Als we in dit document kortweg over model spreken bedoelen we daar de modellen mee die relevant zijn bij het beschrijven van atmosferisch transport en depositie: ruimtelijk expliciete deterministische simulatiemodellen die in computercode zijn geïmplementeerd (kortweg: een model is de implementatie van de theorie in computercode). Deze klasse van modellen beschrijven processen die alleen numeriek (niet analytisch) zijn door te rekenen vanwege heterogeniteit van de grenswaarden en model-invoer.

⁸ Behalve geloofwaardigheid (credibility) zijn ook relevantie (salience) en legitimiteit belangrijk voor acceptatie en succesvolle toepassing van wetenschappelijke modellen in een beleidscontext. Zie van Voorn et al. (2016) A checklist for model credibility, salience, and legitimacy to improve information transfer in environmental policy assessments. *Environmental Modelling & Software*. 83, 224-236. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2016.06.003>

ingeschat. Om voor zulke afwijkingen te compenseren en/of de parameterwaarden in te schatten wordt ijking (kalibratie) toegepast. Na kalibratie moet nog steeds een validatie plaatsvinden voordat de modeluitkomsten kunnen worden vertrouwd. Alle situaties waarvoor het model gevalideerd is vormen samen het **validatiedomein**.

Geschiktheid is hier op te vatten als een verzameling aanvullende eisen op de theoretische geldigheid en validatie voor een concreet toepassingsgebied eventueel in combinatie met eisen aan de set invoergegevens die nodig is. Ter illustratie: een model gebaseerd op fundamentele stromingsvergelijkingen (Navier-Stokes) zal vanuit de theorie zeer geschikt zijn en kan ook nog voor typische atmosferische condities voldoende gevalideerd zijn. De complexiteit, benodigde computerkracht en hoge mate van detail van invoerdata maken dit voorbeeldmodel echter ongeschikt voor toepassing door leken in het kader van toestemmingverlening. Zelfs voor experts is het praktisch ondoenlijk om een dergelijk model voor elke studie opnieuw op te zetten en in te richten. Om die reden zijn de huidige verspreidingsmodellen, zoals SRM2 en OPS, de best beschikbare geschikte modellen voor toestemmingverlening; ook al bestaan er theoretisch gezien meer geavanceerde modellen. Deze modellen vinden een wetenschappelijk onderbouwde balans tussen de theorie en validatie enerzijds en praktische geschiktheid anderzijds.

De **onzekerheid**, onderdeel van de geschiktheid, speelt bij het vaststellen van het toepassingsbereik een grote rol. De acceptabele mate van onzekerheid verschilt echter per toepassing. Met betrekking tot de onzekerheid wordt in regelgeving over luchtkwaliteit regelmatig de FAC2>0.5 praktijkstandaard⁹ gehanteerd, zowel in Europa (EAA - European Environment Agency als in de Verenigde Staten (EPA - Environmental Protection Agency¹⁰). De index FAC2 geeft dus aan in welke mate berekende concentraties of deposities verschillen van de gemeten waarden en de drempel FAC2>0.5 is in de praktijk tot stand gekomen waarbij experts steeds een afweging hebben gemaakt welke nauwkeurigheid redelijkerwijs verwacht mag worden in de context van regelgeving waarbij in het algemeen zoveel mogelijk zekerheid gewenst is. Daarmee is FAC2>0.5 een wetenschappelijke praktijkstandaard om te bepalen of de verschillen tussen modelberekeningen en metingen acceptabel zijn, in de context van regelgeving van luchtkwaliteit.¹¹ Deze onzekerheden zijn dus een combinatie van meetonzekerheden én modelonzekerheden.¹²

Onzekerheid in modelvoorspellingen komt voort uit een combinatie van systematische fouten, toevallige fouten en arbitraire keuzes.¹³ Systematische fouten zijn het gevolg van ofwel systematische afwijkingen in metingen of incomplete dan wel incorrecte onderdelen

⁹ FAC2 is gedefinieerd als de fractie van de modelvoorspellingen die binnen een factor twee van de observaties ligt.

¹⁰ Abbott et al. (2003), Uncertainty in acid deposition modelling and critical load assessments R&D Technical Report P4-083(5)/1 AEA Technology Harwell, L_2008152NL.01000101.xml (europa.eu) In Richtlijn 2008/50/EG van het Europees Parlement, EEA Technical report, No 10/2011, The application of models under the European Union's Air Quality Directive: A technical reference guide.

¹¹ In wetenschappelijke studies waar modellen onderling worden bestudeerd worden vaak ook aanvullende criteria gehanteerd, zoals de 4 aanvullende criteria in Chang, J.C., Hanna, S.R. (2004) Air quality model performance evaluation. Meteorol. Atmos. Phys. 87 (1), 167e196.

¹² Als er voldoende redundante metingen zijn gedaan (bijv. door meerdere instrumenten op dezelfde plaats), kan de meetonzekerheid afzonderlijk worden gekwantificeerd, en daarmee ook de modelonzekerheid worden bepaald. Maar in het algemeen is er niet voldoende redundantie in de metingen om dit mogelijk te maken.

¹³ We vereenvoudigen de beschrijving van onzekerheid, model- en voorspelfouten bewust voor het doel van deze studie. Een uitgebreid overzicht wordt gegeven in Petersen, A.C. (2012) Simulating Nature: A Philosophical Study of Computer-Simulation Uncertainties and Their Role in Climate Science and Policy Advice cover. 2nd edition. CRC Press.

in het model. Toevallige fouten zijn het gevolg van natuurlijke variaties die niet kunnen worden meegenomen in de modelinvoer of arbitraire modelkeuzes. Toevallige fouten kunnen worden geminimaliseerd maar zijn uiteindelijk onvermijdelijk en ook acceptabel (met name ook t.o.v. de hierboven genoemde FAC2). Systematische fouten geven daarentegen aanleiding tot verdere studie om de bestudeerde processen beter te begrijpen en uiteindelijk beter te meten en/of modelleren.

Het **expertoordeel** is noodzakelijk voor een verantwoorde toepassing van modellen en vaststelling van het **toepassingsbereik**. Immers, wat voldoende mate van geldigheid, validatie en geschiktheid betekent is niet goed gedefinieerd en hoe daaruit een toepassingsbereik volgt is eveneens niet eenduidig.

2.1.1 De maximale rekenafstand van 25 km

Met behulp van dit beoordelingskader is de maximale rekenafstand op 25 km van de bron bepaald door experts vanuit de overwegingen dat de **geldigheid** van het Gaussische pluimmodel begrensd wordt door de eis dat de meteorologie (min of meer) constant is, wat geldt gedurende een tijdsspanne van 1 uur waarbij voor typisch Nederlandse windsnelheden een afstand van 25 km wordt overbrugd; dat het model tot 20 km (voldoende) is **gevalideerd** en dat de **onzekerheid** na ongeveer 25 km niet meer voldoet aan de FAC2 praktijkstandaard en toeneemt met de afstand.

Bij de maximale rekenafstand is het **geldigheidsdomein** (25 km) ruimer dan het **validatiedomein** (20 km). Dat is ingegeven door het oordeel dat de theorie van het Gaussische pluimmodel voldoende robuust¹⁴ is met de formele eis van stationaire meteorologie. Op grond van de theorie is er geen reden te twijfelen aan de geldigheid buiten het validatiedomein. Anders geformuleerd, het validatiedomein is representatief voor het gehele geldigheidsdomein.

2.2 Theoretische overwegingen

2.2.1 Formele eisen vanuit de theorie

Behalve de beschrijving van atmosferisch transport op basis van het Gaussische pluimmodel bevatten modellen voor de berekening van stikstofdepositie ook beschrijvingen van droge en natte depositie, chemische omzettingen, specifieke bronkenmerken en gebouwinvloed. Deze andere componenten kunnen aanleiding geven tot een nadere afbakening van het toepassingsbereik, bovenop de maximale rekenafstand van 25 kilometer.

¹⁴ Wat precies een robuuste theorie behelst, is niet zonder meer duidelijk. Hier wordt bedoeld een theorie die voldoende gevestigd in verschillende toepassingen, gevalideerd is en voldoende wiskundig beschreven. Ter illustratie, een model dat gebruik maakt van klassieke, Newtoniaanse mechanica kan, eenmaal gevalideerd, toegepast worden voor alle situaties waarin de theorie geldig is. De theorie zelf is zo gevestigd en eenduidig, dat die geen nadere empirische ondersteuning behoeft. De meeste modellen maken deels gebruik van gevestigde theorie en zijn aangevuld met heuristische, benaderingen volgens empirisch gefitte parameterisaties.

Buiten de eis van stationaire meteorologische omstandigheden en een evidente noodzaak voor een representatieve projectduur¹⁵ blijkt er geen vergelijkbare formele eis te zijn, dat wil zeggen één die direct uit de theorie voortvloeit, die aanleiding geeft af te bakenen bij lage depositiebijdragen.

In principe zijn er bij zeer lage deposities fysisch gezien wel redenen om te veronderstellen dat processen anders gaan verlopen dan in het model wordt beschreven. Dit is echter niet relevant omdat die in de praktijk niet voorkomen. De berekende bijdrage voor een individuele bron kan wel zeer klein zijn, maar in de procesbeschrijving wordt steeds ook de totale depositie betrokken.

De modelopzet is geheel lineair: depositiebepalingen met het model vinden plaats door afzonderlijke bijdragen op te tellen. Alleen chemische omzettingen vormen een niet-lineair stelsel van vergelijkingen. Deze is door de gekozen modelopzet noodzakelijkerwijs gelineariseerd en is in principe een bron van onzekerheid. Echter, deze linearisatie houdt rekening met de typische (achtergrond)concentraties en meteorologie, dus ook hierin schuilt geen mogelijke beperking voor lage waarden.

2.2.2 Gebruik van parameterisatie

Er is wel een andere theoretische overweging. In veel modelcomponenten wordt gebruik gemaakt van **parameterisatie**, een (sterk) vereenvoudigde weergave van de werkelijkheid waarin het karakteristieke gedrag in parameters wordt uitgedrukt zonder (volledig) gebruik te maken van een goed omschreven theoretisch kader. Daarbij zijn de waarden van de parameters binnen het gehanteerde schematische, conceptuele model, in veel gevallen empirisch bepaald.

Door het empirisch bepalen van parameters ontstaat een verwevenheid tussen de mate van geldigheid van de theorie en de mate van validatie. Waar bij een robuuste theorie zonder empirisch bepaalde parameterisatie het geldigheidsdomein groter kan zijn dan het validatiedomein, is dat niet zonder meer het geval als er gebruik wordt gemaakt van empirisch bepaalde parameterisatie.

Als belangrijk voorbeeld wordt hier de parameterisatie van droge depositie genoemd. Het is bekend dat depositie sterk afhankelijk is van vegetatietypen, terrein en meteorologische omstandigheden, maar dat deze afhankelijkheden nauwelijks theoretisch beschreven zijn. Deze afhankelijkheden zijn bovendien voor slechts enkele vegetatietypen empirisch bepaald. Het is daarmee niet mogelijk de parameterisatie met voldoende betrouwbaarheid te vertalen naar andere situaties. Deze vertaling bestaat uit een generalisatie waarbij aangenomen wordt dat de gevalideerde situatie representatief is voor andere of vergelijkbare situaties en/of er worden aannames gedaan op basis van conceptuele, theoretische overwegingen. Beide wijzen van vertaling introduceren onzekerheid waarvan we de omvang niet voldoende kennen.

¹⁵ In de modellering worden weersgegevens gebruikt die representatief zijn voor 10 jaar, emissiebronnen moeten dus een zekere minimale tijdsduur hebben wil een modelvoorspelling representatief zijn. Dat komt met name doordat de windrichting in een korte periode aanzienlijk kan afwijken van de gemiddelde windrichting over een langere periode..

2.3 Overwegingen ten aanzien van validatie en geschiktheid

2.3.1 Epistemische onzekerheid ten gevolge van parameterisatie

Het generaliseren van parameterisaties is een gebruikelijke en wetenschappelijk aanvaarde praktijk. Te eisen dat een model alleen parameterisaties hanteert binnen het domein waarvoor ze gevalideerd zijn, houdt in dat het validatiedomein van het model gegeven zou zijn door de dwarsdoorsnede te nemen van alle afzonderlijke parameterisaties. Dit zou als consequentie hebben dat het validatiedomein en dus het toepassingsbereik zeer beperkt zou zijn en denkbaar zelfs leeg.

Bovenstaande is vooral een pragmatisch argument. Een principiëler en daarmee sterker argument is dat de parameterisaties wel degelijk kennis bevatten over de situaties buiten het directe validatiedomein van een parameterisatie. De precieze parameterwaarden zijn niet bekend, er is onzekerheid over de theoretische robuustheid van het conceptuele model, maar er is wel sprake van kennis. Simpel gezegd, we weten misschien niet alles, maar wel iets. Om die reden wordt de conceptuele beschrijving van het depositieproces in verschillende varianten van een weerstandsmodel wel gegeneraliseerd. De vertaalslag van de precieze parameterwaarden voor de ene situatie naar de andere kan beredeneerd gemaakt worden, bijvoorbeeld door daarin te betrekken dat bepaalde vegetatietypen op elkaar lijken.

Niettemin is er onvermijdelijk sprake van epistemische onzekerheid¹⁶ in het model. Epistemische onzekerheid is het gevolg van een gebrek aan kennis over het gemodelleerde systeem en vertaalt zich grotendeels in een systematische fout. Deze fout is alleen te kwantificeren door te vergelijken met metingen. Omdat de fysieke leefomgeving zo variabel is dat die nooit volledig door metingen bepaald kan worden, is de epistemische onzekerheid niet volledig te kwantificeren.

Om bij gebrek aan empirische data toch inzicht te krijgen kunnen gevoeligheidsstudies¹⁷ worden uitgevoerd waarbij de spreiding in de rekenresultaten wordt bepaald door de belangrijkste stuurparameters¹⁸ te variëren. Dat kan de toets van metingen niet vervangen. Want met een gevoeligheidsstudie worden alleen die zaken onderzocht die in het model zijn beschreven. Ook is het praktisch gezien niet mogelijk een volledige analyse uit te voeren. Het volstaat namelijk niet elke parameter afzonderlijk te variëren, maar er moeten realistische combinaties van de volledige set parameters worden gemaakt. Per parameter is er vaak sprake van ruimtelijke en temporele variatie die niet of nauwelijks in beeld wordt gebracht. Een volledige analyse veronderstelt dat realistische combinaties van de ruimtelijke en temporele variatie van parameters bekend zijn, terwijl dat nu juist niet het geval is.

¹⁶ Onbekende afwijkingen van de werkelijkheid die zowel kentheoretisch als empirisch zijn

¹⁷ De termen gevoeligheidsstudie en onzekerheidsstudies worden in de praktijk geregeld door elkaar gebruikt. Omdat gevoeligheidsstudies eerder een benadering zijn van een onzekerheidsstudie, kiezen wij ervoor deze term te hanteren.

¹⁸ Feitelijk zowel parameters als variabelen, maar hier voor de eenvoud aangeduid met alleen parameters

Bovendien blijven theoretische beperkingen, waar het model afwijkt van de werkelijkheid, onbelicht.

Een ensemble-benadering waarin verschillende modelformuleringen en parameterisaties worden gebruikt geeft inzicht in de epistemische onzekerheid maar kan eveneens niet als kwantificering gelden. Een ensemble-benadering geeft inzicht in de spreiding ten gevolge van verschillende conceptuele modellen en implementaties, maar het blijft onduidelijk in hoeverre die spreiding correspondeert met de systematische fouten.

2.3.2 Onzekerheid en validatie van concentratieberekeningen

Het generaliseren van parameterisaties in een model is dus wetenschappelijk verantwoord en voor de fysieke leefomgeving onvermijdelijk. Het sluitstuk vormt de validatie van het model als geheel. Is het model voldoende gevalideerd op zijn eindresultaten en blijken die te voldoen aan de praktijkstandaard, namelijk dat de FAC2 kwaliteitsindex voor modelvoorspellingen groter is dan 0.5¹⁹? Zo ja, dan zijn de onzekerheden ten gevolge van de parameterisaties acceptabel. Gegeven de epistemische onzekerheden is het ‘voldoende valideren’ geen sinecure, want ook hier doemt dan de vraag op of de gevalideerde situaties representatief zijn voor het gehele toepassingsbereik. Er zijn aantoonbaar zwaktes aan te wijzen.

Zo heeft het overgrote deel van modelvalidatie zich tot nu beperkt tot concentraties. De standaard validatiegegevens die in luchtkwaliteit gebruikt worden, zijn afkomstig van een beperkt aantal experimenten²⁰ voor min of meer onverstoorte situaties. Ten aanzien van de voorspelfout vindt TNO voor een specifiek veldexperiment (Falster, 2006²¹) dat de standaardfout van de NH₃ concentratie 0,03 µg/m³ is. Door uit te gaan van een jaargemiddelde depositiesnelheid van 0,01 cm/s is de standaardfout te vertalen naar depositie van 6 mol/ha/ja.²²

Voor dit experiment is daarnaast sprake van een ‘offset’ van ongeveer 0,2 µg/m³, wat duidt op een systematische fout die aanwezig is bij alle concentraties (laag en hoog). Deze systematische fout kan worden veroorzaakt door zowel modelbeperkingen als meetartefacten. Het uitsplitsen hiervan is niet mogelijk op basis van een enkel experiment. Dit ene voorbeeld illustreert dat er een grens is aan de experimenteel bepaalde nauwkeurigheid en precisie van modelvoorspellingen (ook voor kleine concentraties). Op basis daarvan is het aannemelijk dat een ondergrens gevonden kan worden. Eén enkel veldexperiment biedt echter volstrekt onvoldoende informatie om dit goed te onderbouwen, laat staan om de waarde van die ondergrens te schatten.

¹⁹ FAC2 is gedefinieerd als de fractie van de modelvoorspellingen die binnen een factor twee van de observaties ligt.

²⁰ Bijvoorbeeld Prairie Grass 1956 en Kincaid 1980. Referenties: van Velze, K., Sauter, F. (2015). The Kincaid case: comparing results of the OPS model with measurements around a high source. Intern rapport RIVM, 2015-05-27 en Sauter, F. (2017, 1) Prairie Grass experiment. Intern rapport RIVM, 2017-03-23.

²¹ van Velze, K., Sauter, F. (2014). Comparing results of the OPS model with measurements around two pig farms in Falster and North Carolina. RIVM rapport, 2014-12

²² Afbakening in de modellering van de depositiebijdragen van individuele projectbijdragen (Fase 2), TNO-Notitie, 2022.

De meetcorrectie die het RIVM jaarlijks toepast op de berekeningen voor de totale depositie (GDN) vindt eveneens plaats op concentraties, door vergelijking met de metingen van het Landelijk Meetnet Luchtkwaliteit. De correcties zijn niet gecorreleerd aan het concentratieniveau zelf en tonen systematische afwijkingen van 100-200 mol per jaar (ongeveer 10% van de totale depositie).²³

Het mag duidelijk zijn dat voorzichtigheid geboden is het model buiten het validatiedomein van de afzonderlijke parameterisaties te gebruiken. De standaard validatiegegevens die in luchtkwaliteit gebruikt worden, komen uit een beperkt aantal experimenten voor min of meer onverstoorde situaties die niet altijd typisch zijn voor de Nederlandse situatie. Typisch Nederlandse situaties met veel verschillende en variabele bronnen en veel obstakels in het terrein lenen zich slecht voor een gecontroleerd experiment.

Ook de meetcorrectie van het RIVM laat zien dat er sprake is van systematische fouten die niet verwaarloosbaar zijn. Deze zijn daarom onderwerp van nader onderzoek. Bij de berekening van individuele depositiebijdragen is een dergelijke meetcorrectie niet mogelijk en blijven de aanwezige systematische fouten ongecorrigeerd.

2.3.3 Onzekerheden en validatie van depositieberekeningen

Waar al terughoudendheid is geboden bij concentratieberekeningen, geldt dat des te sterker voor de berekening van depositiebijdragen. Zowel natte als droge depositie zijn lastig te modelleren. Validatiestudies op depositieniveau zijn schaars en worden zeker niet standaard uitgevoerd. De vertaalslag van de onverklaarde variantie van concentratie naar depositie door TNO bij het Falster experiment gaat er impliciet vanuit dat systematische fouten geen rol spelen. Dat is zeer waarschijnlijk onjuist.

Juist het depositieproces is sterk onderbepaald door de empirie en kent epistemische onzekerheden, zowel wat betreft procesbeschrijving als generalisatie. Natte depositie is als proces goed begrepen; de berekening wordt wel belemmerd door het sterk variabele en onvoorspelbare karakter van neerslag. Het is vooral de droge depositie waar veel onzekerheden en het gebrek aan validatie een rol spelen. De droge depositie wordt berekend uit de concentratie door vermenigvuldiging met een depositiesnelheid. De bepaling van de depositiesnelheid is sterk afhankelijk van de eigenschappen van vegetatie, de bodem en atmosferische condities.

Er bestaan verschillende modelbeschrijvingen voor de droge depositiesnelheid, maar ze maken allemaal gebruik van dezelfde concepten. Ondanks de conceptuele overeenkomsten laten deze modellen grote onderlinge verschillen zien voor de berekende droge depositiesnelheid:

²³ Zie Hoogerbrugge, R., et al. (2023) Uncertainty in the determined nitrogen deposition in the Netherlands. RIVM-rapport 2022-0085. <http://dx.doi.org/10.21945/RIVM-2022-0085> en Wichink Kruit et al. (2020) Implementation of a data fusion approach to assess the concentration and dry deposition of ammonia in the Netherlands. RIVM letter report 2020-0076. <http://dx.doi.org/10.21945/RIVM-2020-0076>. Zoals in deze publicaties beschreven is de onzekerheid in het depositieproces niet betrokken bij het vaststellen van de afwijkingen en ligt een de oorzaak van deze afwijkingen naast tekortkomingen in de systeembeschrijving vermoedelijk aan de spatio-temporele verdeling van emissies en meteorologie.

- Zo blijkt uit een studie uit de VS²⁴ dat het gebruik van verschillende modellen en arbitraire modelkeuzes daarbinnen leiden tot een factor 2 tot 3 verschil in de depositiebepaling op basis van gemeten concentraties.
- Een uitgebreide assessmentstudie van deposities over de VS²⁵ komt tot de conclusie dat de onzekerheid in de modellering van de depositiesnelheid op fijne schaal (vergelijkbaar met een resolutie van 1 ha) een factor 3 of zelfs hoger is.
- In een grote Europese studie (met deelname van Nederlandse instituten) werden vergelijkbare experimenten uitgevoerd²⁶. Net als de vorige studie is de depositie geschat aan de hand van een, ter plaatse gemeten, concentratie en een met een model berekende depositiesnelheid. De depositiesnelheid werd afgeleid uit lokaal bepaalde parameters. Ook hier zijn verschillen gevonden van een factor 2 tot 3.

Dergelijke onzekerheden zijn representatief voor het DEPAC model (de modelcomponent die het depositieproces beschrijft in de Nederlandse stikstofmodellen). Het is echter niet zo dat deze onzekerheden één op één van toepassing zijn op de berekeningen in AERIUS Calculator. Er is in die studies sprake van andere tijd- en ruimteschalen dan in AERIUS Calculator, die zo'n directe vergelijking in de weg staan. Wel mag geconcludeerd worden dat de onzekerheid veel groter is in de berekening van de depositie in vergelijking met de concentratieberekening. Ook kan niet uitgesloten worden dat die onzekerheid in sommige situaties met een factor 2 tot 3 zal toenemen.

2.3.4 Arbitraire onzekerheid door modelkeuzes

Bij het modelleren in algemene zin worden onvermijdelijk keuzes gemaakt, bijvoorbeeld over de mate van verfijning (denk aan het tijdsinterval, het oppervlak, aantal stabiliteitsklassen, aantal windrichtingen en windsnelheidsintervallen) omdat continue processen discreet moeten worden gemaakt, over de numerieke oplossingsmethodes, etc. Omdat het praktisch ondoenlijk is al deze keuzes één voor één en vervolgens in samenhang in allerlei combinaties te testen en te onderzoeken, is de onzekerheid ten gevolge van onvermijdelijke modelkeuzes grotendeels onbekend. Door het model in zijn geheel met metingen te vergelijken (veelal gaat het dan weer om totale depositie, vanuit alle bronnen samen²⁷) wordt vertrouwen verkregen dat de gemaakte keuzes voldoende zekerheid bieden.

In het kader van toestemmingsverlening worden de deposities berekend ten gevolge van vaak lang voortdurende activiteiten, van 10 jaar of meer (m.u.v. van aanleg/bouwfasen). De gemodelleerde stikstofdepositie is daarom afhankelijk van de keuzes die gemaakt zijn om (min of meer, maar toch principieel) onbekende toekomstige klimatologische omstandigheden en landgebruik te representeren met bestaande gegevens. In het algemeen geven modelkeuzes arbitraire onzekerheid, waarbij de voorbeelden van

²⁴ Schwede, D. et al., An intercomparison of the deposition models used in the CASTNET and CAPMoN networks, *Atmos. Env.* 45(6), pp. 1337-1346, <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2010.11.050>

²⁵ Walker, J.T. et al. (2019) Aspects of uncertainty in total reactive nitrogen deposition estimates for North American critical load applications, *Science of the Total Environment*, Vol 690, pp. 1005-1018, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.06.337>.

²⁶ Flechard, C. R., Nemitz, E., Smith, R. I., Fowler, D., Vermeulen, A. T., Bleeker, A., Erisman, J. W., Simpson, D., Zhang, L., Tang, Y. S., and Sutton, M. A. (2011) Dry deposition of reactive nitrogen to European ecosystems: a comparison of inferential models across the NitroEurope network, *Atmos. Chem. Phys.*, 11, 2703-2728, <https://doi.org/10.5194/acp-11-2703-2011>

²⁷ Door een goede experimentele meetopstelling met meerdere meetpunten een aanname van ruimtelijke homogeniteit kan de invloed van een individuele bron wel grotendeels gescheiden worden van de omgeving.

toekomstig klimaat en landgebruik epistemisch van aard zijn. Uiteraard zijn die niet te valideren.

In het 2^e fase-onderzoek van TNO²⁸ is een schatting gemaakt van de arbitraire onzekerheid (in die studie ‘ruis’ genoemd) op de berekening van de totale depositie. Dit is gedaan door de effecten van een nieuwe gegevens van landgebruik (LGN6 naar LGN7) te bepalen, de gevoeligheid voor een verschillende 10-jarige perioden voor de meteo en het effect van de afkap van windsnelheden < 1 m/s (die het model niet goed kan beschrijven). De afzonderlijke effecten liepen uiteen van 1-18 mol/ha/jaar.

2.4 Samenvattend

2.4.1 Inherente onzekerheden in de stikstofmodellering

Modellering van de fysieke leefomgeving wordt bemoeilijkt door de grote variabiliteit van de fysieke leefomgeving met zeer uiteenlopende tijd- en ruimteschalen waarop processen plaatsvinden. De modellering van stikstofdepositie vormt daarop geen uitzondering.

Hierdoor is het onvermijdelijk

- a. gebruik te maken van parameterisatie die empirisch gefit moeten worden en vervolgens worden gegeneraliseerd buiten het domein waarvoor gevalideerd is²⁹;
- b. keuzes in het model te maken op basis van aannames over de adequate discretisatie en clustering van diverse grootheden (aantal meteoklassen, middeling van modelparameters, aggregatie van uur- naar jaargemiddelden)³⁰.

Het gebruik van parameterisaties resulteert in epistemische onzekerheden: onbekende afwijkingen van de werkelijkheid die zowel kentheoretisch als empirisch zijn. Voor de fysieke leefomgeving is het ondoenlijk alle mogelijke situaties afzonderlijk te valideren. Statistisch gezien leveren epistemische onzekerheden systematische fouten. In de huidige praktijk worden deze in Nederland deels opgevangen door (regionale) correctiefactoren, na vergelijking met meetwaarden uit het LML. Dat is alleen zo bij de bepaling van de totale depositie van gepasseerde jaren; bij individuele bronnen en projecten voor toekomstige jaren is een dergelijke correctie niet mogelijk.

Het werken met modelkeuzes veroorzaakt arbitraire onzekerheid: de spreiding in de modeluitkomsten ten gevolge van verschillende mogelijke aannames heeft geen fysische betekenis. Modelkeuzes zijn onvermijdelijk in de zin dat het praktisch onhaalbaar is om alle onderliggende aannames te verifiëren. Statistisch gezien leveren arbitraire onzekerheden toevallige fouten rond een correct gemiddelde. Modelkeuzes voor toekomstige situaties veroorzaken epistemische onzekerheid.

2.4.2 Beperkingen in de stikstofmodellering

Beschouwd vanuit het beoordelingskader van theoretische geldigheid, validatie en geschiktheid (inclusief acceptabele onzekerheid) volgt uit het gebruik van parameterisatie,

²⁸ TNO (2022) Afbakening in de modellering van de depositiebijdragen van individuele projectbijdragen (Fase 2).

²⁹ Dit betreft onbekende processen die niet als fysisch gebaseerde beschrijving in het model zijn opgenomen.

³⁰ Dit betreft bekende processen.

inclusief generalisatie en het werken met aannames, geen directe reden om een minimale depositiewaarde vast te stellen die nog wetenschappelijk verantwoord te berekenen valt. Zoals uit de theorie van het Gaussische pluimmodel een maximale rekenafstand van 25 km is herleid, is geen vergelijkbaar criterium gevonden voor de parameterisaties en modelkeuzes.

Het generaliseren van parameterisaties buiten het validatiedomein en het maken van arbitraire modelkeuzes zijn echter wel beperkingen van het model, geredeneerd vanuit ditzelfde beoordelingskader. Met name het droge depositieproces vormt de zwakste schakel. De modellering ervan kent aantoonbare kentheoretische beperkingen en wordt, omdat het zeer lokaal bepaald wordt door de aanwezige vegetatie, bodemtype, ruwheid en meteorologische omstandigheden, weinig ondersteund door meetgegevens. De onzekerheden die optreden voegen mogelijk een additionele factor 2-3 of meer toe aan de onzekerheden van de concentratieberekeningen. Daarmee is het aannemelijk dat voor specifieke situaties de berekening van depositie niet voldoet aan de FAC2 praktijkstandaard. Overigens kan niet geconcludeerd worden dat de berekeningen in zijn algemeen niet meer voldoen aan de FAC2 praktijkstandaard. Deze beperkingen worden als een zwakte van het model gekwalificeerd.

De kwalificatie 'zwakte' vraagt om een toelichting. Het betreft een oordeel over zekerheid van de huidige wetenschappelijke kennisbasis, zoals die bijv. ook in de onzekerheidsmatrix³⁷ wordt genoemd, niet dat het mogelijk om wetenschappelijke fouten gaat - er wordt immers gewerkt met de best beschikbare kennis en technieken die voortdurend worden verbeterd.

De zwakte geldt ook niet specifiek voor het OPS model, maar voor alle modellen voor het berekenen van stikstofdepositie. Aangezien het met name om het depositieproces gaat, betreft het ook modellen van geheel andere opzet dan het Gaussische Pluimmodel, zoals Euleriaanse modellen (die het domein onderverdelen in een rooster en gemiddelden berekenen voor elke cel), zoals bijvoorbeeld LOTOS-EUROS en EMEP.

2.4.3 Een ondergrens voor berekende depositiebijdragen?

Hoewel er vanuit het beoordelingskader geen onderbouwing is gevonden voor een ondergrens (zie vorige sectie), is het in algemene zin wel aannemelijk dat er een ondergrens moet zijn door het gebruik van parameterisatie. Immers, de parameters zijn bepaald en getoetst in veldexperimenten. Het vereenvoudigde karakter van het model tegenover de complexiteit en heterogeniteit in het veld zal tot gevolg hebben dat de gemodelleerde waarden nooit geheel overeenstemmen met de metingen. Omdat er gebruik wordt gemaakt van een parameterisatie en niet van een robuuste theorie zijn de afwijkingen zowel toe te schrijven aan tekortkomingen in de procesbeschrijving (modelbeperkingen) als meetartefacten en toevallige fouten.

Statistische analyses geven inzicht in de aard van de fouten. De analyse van het Falster-experiment in het 2e Fase rapport van TNO is een voorbeeld van zo'n statistische analyse, waaruit blijkt dat er (naast willekeurige afwijkingen) ook een systematische afwijking van 0,2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ is. Eén enkel veldexperiment biedt echter onvoldoende informatie om een ondergrens te onderbouwen. Hier wreekt het gebrek aan experimentele data zich. We concluderen daarom dat het vanwege het gebruik van parameterisatie wel aannemelijk is dat er een

³⁷ Petersen AC et al. (2014) Leidraad voor Omgaan met Onzekerheden, 2de druk, PBL.
https://www.pbl.nl/sites/default/files/downloads/pbl_2014_leidraad_voor_omgaan_met_onzekerheden_1382_0.pdf

ondergrens is, maar dat de benodigde experimentele gegevens om die nader statistisch te onderbouwen en te kwantificeren onvoldoende is.

Daarnaast kan een eventuele ondergrens niet los gezien worden van de geconstateerde zwakte in de beschrijving van de droge depositie. Deze zwakte hangt sterk samen met de beschikbaarheid van meetgegevens en de mate van validatie. De beschikbaarheid van meetgegevens is onvoldoende om de variabiliteit in de droge depositie te dekken. Het proces van droge depositie hangt namelijk sterk af van de lokale omstandigheden, zoals de aanwezige vegetatie, bodemgesteldheid en weersomstandigheden. Er zijn voor slechts enkele situaties metingen die bovendien onvoldoende representatief zijn voor alle andere situaties.

Het is dus niet zo dat deze beperkingen in het bijzonder geldt voor kleinere berekende deposities, want ze zijn onafhankelijk van de grootte van de depositie. De beperkingen zijn voornamelijk afhankelijk van de lokale omstandigheden waar de depositie plaatsvindt en in welke mate die omstandigheden wetenschappelijk onderzocht zijn. Dus ondanks dat er beperkingen zijn geconstateerd die als zwak worden gekwalificeerd, geeft dat geen onderbouwing voor een ondergrens.

3 Discussie

3.1 Mogelijke andere denkrichtingen

Vanuit het beoordelingskader van theorie, validatie en geschiktheid is geen onderbouwing voor een ondergrens gevonden. Binnen het kader van atmosfeerwetenschappen en de wijze van modellering zijn mogelijk nog andere benaderingen om een ondergrens te onderbouwen. In een verkennende sessie met wetenschappers zijn drie lijnen geïdentificeerd waarlangs een ondergrens gezocht kan worden. Die worden hieronder beschreven:

1. Uitvoeren van een gevoeligheidsstudie voor een enkele bronberekening

De gevonden spreiding in de berekeningen geeft een maat voor de onzekerheid. Echter, daaruit volgt geen onderbouwing voor een ondergrens om twee redenen.

Ten eerste gaat een gevoeligheidsstudie er impliciet gaat vanuit dat het bestaande model voorzien is van adequate theorie en voldoende robuust is, zodat het model ook buiten het directe validatiedomein gebruikt mag worden. De spreiding die verkregen wordt is dan arbitrair en dus zonder betekenis en daarmee een maat voor een ondergrens. Gegeven de hoge mate van parameterisatie en de beperkte mate van validatie, is duidelijk dat deze impliciete aanname niet opgaat. Er zijn systematische fouten, die niet gevonden worden door een gevoeligheidsstudie. Deze zijn alleen door de vergelijking met metingen in beeld te brengen.

Een tweede reden is dat de gevonden spreiding in het model relatief is ten opzichte van de emissie³². De absolute waarde neemt dan af met kleinere emissies tot nul in de limiet. Zou het model van adequate, robuuste theorie zijn voorzien, dan zou er dus geen ondergrens zijn. Dit is echter niet het geval, waardoor deze argumentatie niet valide is.

2. De afwijking van metingen vormt een maat voor de ondergrens

De detectielimiet van meetinstrumenten vormt een technische barrière voor het valideren van kleine berekende deposities. De standaardafwijking van de metingen ten opzichte van gemodelleerde concentratie-waarden bedraagt $0,05 \mu\text{g}/\text{m}^3$ voor NH_3 . Uitgaande van een gemiddelde depositiesnelheid van $1 \text{ cm}/\text{s}$ zonder rekening te houden met bijkomende onzekerheden in de depositiesnelheid, is dat te vertalen naar een orde van $10 \text{ mol}/\text{ha}/\text{jaar}$.³³ Hier valt uit af te leiden dat de modellering van de verspreiding op basis van het Gaussische pluimmodel tot op $10 \text{ mol}/\text{ha}/\text{jaar}$ te valideren valt. In de modellering van de

³² In logische structuur beschrijft het model de depositie vanuit een bron op locatie x naar een receptor op locatie y door middel van een functie in de volgende vorm: $D_y = v_y \cdot C_x \cdot F_{x,y}$ met D_y de depositie op locatie y , v_y de depositiesnelheid (ook op y), C_x de concentratie ter plekke van de bron op locatie x (de emissie) en $F_{x,y}$ een overdrachtsfunctie van locatie x naar y die de verspreiding, verdunning en verwijdering als functie van het pad tussen bron en receptor beschrijft. Het product $C_x \cdot F_{x,y}$ geeft de concentratie op locatie y , die vermenigvuldigd met v_y de depositie op y geeft.

³³ TNO (2022) Afbakening in de modellering van de depositiebijdragen van individuele projectbijdragen (Fase 2).

depositiesnelheid wordt een mogelijk additionele onzekerheid van een factor 3 verwacht³⁴. Die schatting doorvoerend, komt de uiterste waarde neer op 30 mol/ha/jaar. De eerder genoemde Deense studie op deposities³⁵ laat zien dat de standaardafwijking in de voorspelfout van de depositiemetingen ongeveer 25 mol/ha/jaar bedraagt, wat goed overeenkomt met de schatting van 30 mol/ha/jaar. Daarbij moet toegevoegd worden dat een bijdrage van een enkele bron empirisch bepalen aanzienlijk complexer is dan een totale concentratie of depositie omdat dan een verschil ten opzichte van de achtergrond bepaald moet worden onder zeer variabele condities.

Het is discutabel of een technische barrière in de meettechniek een voldoende onderbouwing voor een afbakening in de modellering vormt. Bij een voldoende robuuste theorie zeker niet, maar in dit geval waar sprake is van een hoge mate van het gebruik van parameterisatie wel. Daarom achten we bovengenoemde getallen indicatief voor de onzekerheid in de berekende depositie. Met de opmerking dat dit de onzekerheid van de totale depositie betreft en het onbekend is wat dit betekent voor de berekende depositiebijdrage van een individuele bron.

3. De berekende bijdrage valt weg in de arbitraire onzekerheid van de totale depositie

Het argument dat de berekende bijdrage wegvalt in de arbitraire onzekerheid in de berekening van de totale depositie, is ontwikkeld en uitgewerkt door het 2^e fase-onderzoek van TNO en in de voorgaande sectie kort besproken. De onzekerheid in de totale depositie ten gevolge van arbitraire onzekerheid bedraagt in eerste schattingen 1 - 18 mol/ha/jaar. M.a.w. de totale depositie vormt een 'nullijn' met een onzekerheidsmarge. Als de berekende bijdrage kleiner is dan die onzekerheidsmarge, is die niet significant onderscheidend van de nullijn.

Over de validiteit van de redeneerlijn wordt verschillend geoordeeld door de experts. Aan de ene kant is beredeneerd dat een berekende bijdrage kleiner dan de onzekerheidsmarge van de totale depositie niet significant bijdraagt. Een bijdrage kleiner dan de arbitraire onzekerheid leidt niet tot een statistisch significante toename van de totale depositie. Echter, de berekende bijdrage zelf is mogelijk wel statistisch significant (en kan los gezien worden van de onzekerheid in de totale depositie). Beide redeneringen zijn op zich valide, maar welke van toepassing is hangt af van de vraag die gesteld wordt: is de toename van de totale depositie statistisch significant of is de berekende bijdrage statistisch significant? Het oordeel van de experts lijkt daarom afhankelijk van hun interpretatie van het juridische kader voor toestemmingsverlening. Uit de jurisprudentie volgt dat van belang is of wetenschappelijk betrouwbare uitspraken kunnen worden gedaan over de depositie van een individueel project. De vraag of de totale depositie statistisch significant is toegenomen, is niet aan de orde binnen het juridisch kader voor toestemmingverlening.

³⁴ Walker, J.T. et al. (2019) Aspects of uncertainty in total reactive nitrogen deposition estimates for North American critical load applications, *Science of the Total Environment*, Vol 690, pp. 1005-1018, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.06.337>.

³⁵ Ellermann T. et al. (2018) Nitrogen Deposition on Danish Nature. *Atmosphere*. 9(11):447. <https://doi.org/10.3390/atmos9110447>. Een belangrijke kanttekening is dat de depositiemetingen bestaan uit passieve concentratiemetingen waarna de corresponderende depositie modelmatig is bepaald – dus misschien is de fout optimistisch ingeschat.

Overigens zijn verschillende oorzaken voor arbitraire onzekerheid onderzocht waarbij ook lagere waarden werden gevonden. Voor deze redeneerlijn moet echter de totale arbitraire onzekerheid meegenomen worden en dan geldt tenminste de grootst gevonden onzekerheid.

3.2 Onzekerheid kwantificeren van een berekende bijdrage van een enkele bron

Ten slotte biedt de landelijke meetcorrectie nog aanknopingspunten voor een ondergrens in depositie. De meetcorrectie laat immers zien dat (naast fouten in emissieschattingen) structurele modelfouten een rol spelen, omdat de correcties niet gecorreleerd zijn aan het concentratieniveau zelf met systematische afwijkingen van 100-200 mol/ha/jaar (ongeveer 10% van de totale depositie).

Dit is aanvullende informatie op de onzekerheid van de totale depositie die daarnaast afkomstig is uit de directe vergelijking met metingen van verschillende veldexperimenten en de arbitraire onzekerheid in de berekening van de totale depositie. De in deze rapportage gepresenteerde informatie is indicatief, geeft de orde van grootte weer en bedraagt voor de totale depositie tussen de 10 mol/ha/jaar en 100 mol/ha/jaar. Kleinere berekende bijdragen zijn immers denkbaar niet te onderscheiden van nul (niet significant in statistische zin) en als de onzekerheid gekwantificeerd kan worden, is hier mogelijk een ondergrens uit af te leiden.

Het is echter de vraag of met die informatie de onzekerheid van een berekening voor een individuele bronbijdrage te kwantificeren is. Voor een individuele bronberekening zijn dergelijke schattingen van systematische fouten niet mogelijk omdat directe vergelijking (tussen voorspelde en geobserveerde depositie vanuit één bron) praktisch niet mogelijk is. Op basis van de meetcorrectie op de totale depositie zou onder de aanname dat er per locatie zo'n 50 bronnen zijn en elke bron gelijkelijk bijdraagt aan de totale systematische fout, een individuele fout van 1-2 mol/ha/jaar hebben.

Het is echter te onzeker of die aanname terecht is, aangezien de zwaktes ten gevolge van parameterisatie en modelkeuzes zowel voor grote als kleine bronnen gelden. Bovendien is de fout deels relatief ten opzichte van de emissie, dus dat houdt in dat de absolute fout afneemt naarmate de bron kleiner is.

Er is dus geen sluitende argumentatie te vinden om deze vertaling van onzekerheid in totalen naar individuele bronnen te maken. Verder is een ondergrens binnen die (onvertaalde) bandbreedte veel groter dan de typische bijdragen van individuele bronnen en is, zoals geconcludeerd, geen oplossing voor de geconstateerde beperkingen.

3.3 Relatie met eerdere onderzoeken

Het 2^e fase-onderzoek van TNO vormde startpunt voor dit onderzoek. Dat onderzoek hanteerde de boven beschreven denkrichtingen dat de afwijkingen met de metingen een maat voor de ondergrens kan zijn en dat de berekende bijdrage wegvalt in de arbitraire onzekerheid van de totale depositie. Deze zijn hier boven al besproken, maar voor de duidelijkheid wordt dit hier nog per onderzoek toegelicht.

Het 2^e fase-onderzoek van TNO concludeert dat er wetenschappelijke argumenten zijn om te kiezen voor een ondergrens tussen 1 en 10 mol/ha/jaar. Deze bevindingen zijn gebaseerd op de eerder besproken vergelijking met de metingen van het Falster-experiment, de arbitraire onzekerheid in de totale depositie en de nauwkeurigheid waarmee de KDW is gegeven (7 mol/ha/jaar). De analyse met de metingen van het Falster-experiment laten zien dat een ondergrens aannemelijk is en dat dit samenhangt met de hoge mate van parameterisatie in de modellering. Dit komt neer op een onzekerheid van ongeveer 6 mol/ha/jaar. Echter, één enkel experiment is onvoldoende om een ondergrens statistisch te onderbouwen. De gerapporteerde lagere waarden zijn ingegeven door de arbitraire onzekerheid in de totale depositie, zodat berekende bijdragen niet statistisch-significant afwijken van “nul”. Daarbij dient dan de hoogste waarde genomen te worden, te weten 18 mol/ha/jaar. De nauwkeurigheid van de KDW is een ecologische overweging over wat klein betekent en valt buiten de scope van dit onderzoek.

Arthur Petersen³⁶ concludeert gebruikmakend van de bevindingen van datzelfde TNO-onderzoek dat rekenresultaten lager dan 1-35 mol/ha/jaar wetenschappelijk gezien onvoldoende betrouwbaar zijn voor gebruik in besluitvorming. Uit mondelinge correspondentie en zijn inbreng in de wetenschappelijke klankbordgroep blijkt dat Arthur Petersen de bevindingen van dit onderzoek grotendeels onderschrijft, maar een ruimere opvatting heeft over wat onder wetenschappelijke onderbouwing valt en schaart daar ook de ecologie onder en volgt TNO in de overweging dat de nauwkeurigheid van de KDW een maat biedt voor wat ‘een kleine depositie’ is. Een ondergrens van 1 mol/ha/jaar is volgens Arthur Petersen daarbij een “veilige” keuze.

³⁶ Arthur Petersen, Expertoordeel onderbouwing beoordelingsdrempel bij project-specifieke berekeningen van stikstofdeposities, 22 juli 2023, als bijlage in: Pluymaekers en den Hartogh “Uit de stikstofcrisis. Verantwoord omgaan met onzekerheid”, De Nieuwe Denktank.

4 Conclusies en aanbevelingen

Centraal in dit onderzoek stond de vraag om wetenschappelijk te beargumenteren of er een ondergrens is in de berekeningen van stikstofbijdragen van een individuele bron in het kader van vergunningverlening. De aanleiding is de door het Adviescollege “Meten en Berekenen Stikstof” vastgestelde schijnzekerheid die samenhangt met de huidige ondergrens van 0,005 mol/ha/jaar.

In dit onderzoek naar een wetenschappelijk verantwoorde ondergrens voor berekende depositiebijdragen is vanuit de atmosfeerwetenschappen gezocht naar beperkingen en grenzen op theoretische, empirische en praktische gronden in de modellering van individuele bronbijdragen. Er zijn geen theoretische beperkingen gevonden zoals in geval van de maximale rekenafstand waarbij de theorie een beperking in het toepassingsbereik wetenschappelijk gezien voorschrijft. Wel werden beperkingen gevonden in het gebruik van parameterisatie in combinatie met een zwakke empirische basis en in mindere mate het maken van arbitraire modelkeuzes. Deze beperkingen komen het sterkst naar voren in de modellering van de droge depositie.

In algemene zin zijn dergelijke beperkingen inherent aan het modelleren van de fysieke leefomgeving en hebben we vastgesteld dat de stikstofmodellering voldoet aan huidige wetenschappelijke inzichten. Het gebruik van parameterisatie maakt het wel aannemelijk dat er een ondergrens in de berekening moet zijn, alleen is die vanuit de atmosfeerwetenschap niet te onderbouwen en zijn er onvoldoende meetgegevens beschikbaar om die statistisch af te leiden. Bovendien zal het instellen en hanteren van een ondergrens de beperkingen in met name de beschrijving van de droge depositie niet wegnemen. Deze zijn van invloed op alle berekende depositiebijdragen onafhankelijk van de grootte (kleine en grote berekende bijdragen). Er is vanuit de modeltheorie bekeken dan ook geen noodzaak om het toepassingsbereik te beperken met een ondergrens. Dat is, met andere woorden, geen oplossing voor de geconstateerde beperkingen. Deze conclusie geldt dus ook voor de huidige grens van 0,005 mol/ha/jaar waarvan al bekend is dat deze geen wetenschappelijke basis heeft.

Wel is het zo dat de onzekerheden in depositie waarschijnlijk groot zijn omdat de onderliggende berekeningen berusten op parameterisaties met een zwakke empirische basis. Daardoor zijn kleinere berekende bijdragen denkbaar niet te onderscheiden van nul (niet significant in statistische zin). De onzekerheden laten zich echter zeer moeilijk kwantificeren. Daarnaast is het lastig, redenerend vanuit fysica en modeltheorie, een overtuigende argumentatie voor een ondergrens te formuleren. Voor zover kwantitatieve schattingen beschikbaar zijn vinden we voorspelonzekerheden in de orde van 10-100 mol/ha/jaar van de totale stikstofdepositie (ten gevolge van alle bronnen samen).³⁷ Er is

³⁷ De laagste waarde, 10 mol/ha/jaar, volgt uit de laagst gevonden waarde voor de detectielimiet en de hoogste waarde, 100 mol/ha/jaar, volgt uit de laagste waarde voor de meetcorrectie. De waarden voor onzekerheid als gevolg van arbitraire model keuzes ligt daar tussenin. Let op: het gaat hier om de orde grootte van de getallen.

echter geen sluitende argumentatie te vinden om deze vertaling van onzekerheid in totalen naar individuele bronnen te maken. Verder is een ondergrens binnen die bandbreedte veel groter dan de typische bijdragen van individuele bronnen en is, zoals geconcludeerd, geen oplossing voor de geconstateerde beperkingen.

De vraag naar een ondergrens komt voort uit het de bevindingen van het adviescollege “Metten en berekenen stikstof” (commissie Hordijk) dat er sprake is van schijnzekerheid waarbij specifiek de huidige ondergrens van 0,005 mol/ha/jaar genoemd. Uit dit onderzoek is gebleken dat deze schijnzekerheid samenhangt met de hoge mate van vereenvoudiging in de beschrijving van het depositieproces in combinatie met onvoldoende ondersteuning met meetgegevens en dat met het instellen van de maximale rekenafstand deze schijnzekerheid niet is weggenomen. Diverse studies bevestigen dat de berekende depositiebijdragen een factor 2 tot 3 onzekerder zijn dan concentratieberekeningen. Het is daarmee aannemelijk dat niet altijd voldaan wordt aan het criterium FAC2. Deze onzekerheid betreft alle berekeningen van de depositie, ongeacht de grootte. Een ondergrens zal deze onzekerheden dus niet wegnemen.

Ten slotte doen wij op grond van dit onderzoek enkele aanbevelingen voor vervolgonderzoek:

- Het gericht uitvoeren van veldexperimenten op het verkrijgen van voldoende meetgegevens voor een statistische onderbouwing van een ondergrens.
- De betrouwbaarheid van de depositiemodellering kan worden vergroot met wetenschappelijk onderzoek naar het depositieproces. Met name door te zorgen voor meer geschikte meetgegevens om de modellering voor specifieke situaties te verbeteren en de onzekerheid te verkleinen. Dat zal waarschijnlijk veel tijd vergen, waarbij aan meerdere jaren gedacht moet worden.
- Een andere benadering om de schijnzekerheid te verkleinen is het zoeken van andere werkwijzen om rekening te houden met de gevonden beperkingen. De modellering voldoet immers aan de huidige wetenschappelijke standaard. Als het model op een andere manier opgezet wordt, kan dat mogelijk de schijnzekerheid verkleinen. Daar zien de volgende denkrichtingen:
 - o Het rapporteren van deposities op een lagere resolutie dan de huidige 1 hectare. Daarmee wordt over het algemeen een deel van de onzekerheden uitgemiddeld.
 - o Het onderzoeken van de geldigheid van de modeltheorie voor een project met relatief korte doorlooptijd. Omdat het model rekent met tienjaargemiddelde meteorologie, is het naar verwachting mogelijk om op theoretische overwegingen te bepalen dat onder een bepaalde projectduur de berekening te veel gaat afwijken van de werkelijkheid volgens de FAC2 praktijkstandaard.
 - o Een aanpak waarbij projecten geaccumuleerd worden beoordeeld is een andere denkrichting. Die komt er feitelijk op neer dat niet langer naar individuele bronbijdragen wordt gekeken. Een dergelijke aanpak past goed bij de geschiktheid van het model voor de totale depositie en zal beter ondersteund kunnen worden door meetgegevens. Net als bij de lagere resolutie wordt dan een deel van de onzekerheden uitgemiddeld.

Daarbij is het nodig om te kiezen voor een bredere insteek, om ervoor te zorgen dat de eventuele nieuwe werkwijzen goed aansluiten op de behoeften vanuit de toepassing, die met name ecologisch en juridisch zullen zijn.

5 Wetenschappelijke consultatie

Tijdens dit onderzoek zijn verschillende consultaties geweest om de voortgang, de voorlopige conclusies en bevindingen te bespreken met andere wetenschappers. Er zijn drie bijeenkomsten geweest van een wetenschappelijke klankbordgroep op 11 maart, 22 april en 22 mei 2024. Daarnaast zijn consulterende gesprekken gevoerd met experts uit Duitsland, Vlaanderen en het Verenigd Koninkrijk. Het RIVM heeft naast alle gesprekken ook bijgedragen met een presentatie van tussentijdse onderzoeksresultaten naar onzekerheden in depositieberekeningen.

Wij danken iedereen voor hun kritische reflecties en suggesties tijdens de bijeenkomsten en in overleg tussendoor. In het bijzonder danken wij de auteurs van het 2^e Fase rapport van TNO, Jan Duyzer en Hans Erbrink, die steeds nauw betrokken waren bij de totstandkoming van dit rapport. Voor de volledigheid vermelden we dat de bevindingen van dit onderzoek die van de auteurs zijn en niet noodzakelijkerwijs onderschreven of tegengesproken worden door de leden van de klankbordgroep of andere experts die geconsulteerd zijn.

Leden van de wetenschappelijke klankbordgroep

| | |
|-----------------|--|
| Addo van Pul | RIVM Laboratorium voor Milieumetingen |
| Arthur Petersen | University College London |
| Henk Eskes | KNMI |
| Maarten Krol | UU Marine & Atmospheric Research & WUR Meteorologie en Luchtkwaliteit |
| Mark Wilmot | Adviseur in opdracht van RIVM |
| Martijn Schaap | TNO en Freie Universitaet Berlin |
| Martijn Vink | PBL |
| Wim de Vries | WUR, omgevingswetenschappen |
| Wouter Lefebvre | VITO (Vlaanderen) |

Overige experts die geconsulteerd zijn

| | |
|----------------|---|
| Ben Marner | Air Quality Consultants Bristol (VK) |
| Helmut Lorentz | Büro Lohmeyer (Duitsland) |
| Rudi Uhl | FÖA Landschaftsplanung GmbH (Duitsland) |
| Stijn Janssen | VITO (Vlaanderen) |
| Susan Zappala | JNCC Environmental Pollution Team (VK) |

Ondertekening

TNO) Energy & Materials Transition) Utrecht, 15 augustus 2024

Henk Jan Vink
Managing Director

Bart Jansen
(i.o. Dick Heslinga)
Project Manager

Bijlage A

Ondergrens in andere landen

A.1

Overzicht van methoden ter bepaling van de drempelwaarde bij Stikstof-vergunningverlening voor de ons omliggende landen – in geen van deze landen wordt een modeltechnische benadering gekozen om de ondergrens vast te stellen.

Behalve de literatuur die is bestudeerd voor ieder van de landen (en staat vermeld in de voetnoten) hebben we ook met experts uit drie landen gesproken:

- Vlaanderen - Wouter Lefebvre & Stijn Janssen, beiden van VITO
- Duitsland - Rudi Uhl en Helmut Lorentz van Büro Lohmeyer
- Verenigd Koninkrijk - Susan Zappala en Ben Marner van JNCC

Vlaanderen³⁸

Voor vergunningsverlening worden in Vlaanderen drempelwaarden van N-uitstoot gehanteerd voor individuele projecten – bij emissie onder deze drempelwaarde is een project automatisch gunstig passend beoordeeld voor het aspect vermesting. Daarbij wordt onderscheid gemaakt tussen bronnen die hoofdzakelijk NO_x uitstoten versus bronnen met hoofdzakelijk NH₃-uitstoot. Eén van de redenen voor dit onderscheid is dat ammoniak uit de Vlaamse bronnen een veel grotere bijdrage aan de depositie in Vlaanderen heeft dan NO_x uit Vlaamse bronnen.¹

Om deze drempelwaarden te bepalen is er gewerkt met een combinatie van twee principes:

1. het maximaal toelaatbaar risico voor NO_x en NH₃ gelijk genomen en vastgelegd op 5% van de KDW;
2. per sector zijn individuele drempels gezocht, zodanig dat de cumulatieve depositie van de vergunningsplichtige projecten het maximum van 5% niet overschrijdt.

Op basis van deze principes zijn de drempels in de beoordelingskaders van de PAS bepaald. Voor NO_x bronnen vond men een drempel van 1% van de KDW, en voor NH₃ bronnen 0,025% van de KDW.

Bij de keuze van een drempel voor stationaire NO_x-bronnen uit de sectoren industrie en energie van 1% wordt ongeveer 6,8 kton N vrijgesteld van passende beoordeling, omgerekend 0,28 kg N/ha/jaar (19 mol/ha/jaar).

Bij de keuze van een de drempel voor ammoniakbronnen uit de landbouw van 0,025% wordt ongeveer 2 kton N vrijgesteld van passende beoordeling, omgerekend 0,52 kg N/ha/jaar (36 mol/ha/jaar).

³⁸ Uitleg op basis van: Lefebvre W., Deutsch F., Janssen S. (2023) Evaluatie van drempelwaarden in het beoordelingskader voor NH_x- en NO_y-depositie. Referentie: 2023/RMA/R/3069

Lefebvre et al (2023) stellen vast: “De drempels gebruikt in de beoordelingskaders van de PAS zijn geen ecologische drempels in de strikte betekenis van het woord. Deze zouden een drempel zijn voor individuele projecten waaronder er ecologisch met voldoende zekerheid gezegd kan worden dat er geen invloed is van het project. Dergelijke drempels zijn echter niet natuurwetenschappelijk te onderbouwen (De Keersmaeker et al., 2022).³⁹ Voor projecten met een stikstofimpact onder die drempelwaarde kan, in het kader van een omvattende programmatische aanpak, besloten worden dat ze geen betekenisvolle effecten hebben op de instandhoudingsdoelstellingen van speciale beschermingszones.”

Duitsland⁴⁰

Als uitgangspunt wordt in Duitsland de kritische belasting van het meest gevoelige kenmerk van een beschermd gebied genomen. Als die kritische belasting niet wordt overschreden, wordt er geen merkbaar nadelig effect verwacht.

Om onder die kritische belasting te blijven wordt een benadering gehanteerd die bestaat uit twee onderdelen:

1. vergunningverlening voor projecten die de depositie grenswaarde van 0,3 kg N/ha/jaar (21 mol/ha/jaar) overschrijden, gecombineerd met
2. een maximaal totale toegestane belasting van 3% van de kritische belasting per beschermd gebied.

De waarde van 0,3 kg N/ha/jaar wordt beschouwd als te klein om meetbaar te zijn.⁴¹ De redenering is dat in het veld stikstofdepositie tot deze waarde niet kan worden gedetecteerd en daardoor schades niet kunnen worden toegeschreven aan projecten die dergelijke kleine hoeveelheden bijdragen. Balla et al. (2014) stellen: “Bijdragen van projecten lager dan de voorgestelde drempel representeren dus alleen hypothetische risico's die geen weigering van projecten onder Artikel 6.3 rechtvaardigen of zelfs vereisen. Alleen bijdragen van projecten boven dit afkappunt moeten worden meegenomen binnen een passende beoordeling in combinatie met andere projecten.”

Om te voorkomen dat een cumulatief effect van allerlei kleine projecten tot overschrijding van de kritische belasting leidt wordt voor ieder beschermd gebied de waarde van 3% van de kritische belasting toegepast. Deze waarde mag niet door individuele projecten maar ook niet door alle gecombineerde projecten in combinatie worden overschreden. De achtergronddepositie wordt echter bij deze 3%-grens buiten beschouwing gelaten. Balla et al. (2014) citeren wetenschappelijk onderzoek (met name langs wegen), waarin is aangetoond dat 3% van een bepaalde kritische belasting duidelijk onder detecteerbare nadelige effecten op de instandhoudingsstatus van Natura 2000-habitats ligt. De drempelwaarde van 3% komt voort uit het argument dat 0,3 kg N/ha/jaar per jaar ongeveer 3% van de kritische depositiewaarde van zeer gevoelige habitats in bossen en open landschappen vertegenwoordigt en vaak minder dan 1 tot 2% van de achtergrondbelasting.

³⁹ De Keersmaeker L., Lefebvre W., Deutsch F., Vanderhaeghe F. & Louette G. (2022). Advies over de toepassing van de Duitse drempelwaarde van 0,3 kg N/ha/jaar in Vlaanderen. Adviezen van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Nr. INBO.A.4341. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

⁴⁰ Uitleg op basis van: Balla et al. (2014) Stickstoffeinträge in der FFH-Verträglichkeitsprüfung: Critical Loads, Bagatellschwelle und Abschneidekriterium. Waldökologie, Landschaftsforschung und Naturschutz. 14, 43–56.

⁴¹ Op basis van een enquête onder experts. In die enquête werd een aanvullende belasting van minder dan 0,3 kg N/ha/jaar unaniem als niet significant veranderend ingeschat. De bron hiervoor: Uhl, R., BaLLa, S., Lüttmann, J. (2007) Ermittlung und Bewertung der verkehrsbürtigen N-Deposition in FFH-Gebieten. – Methodenvorschlag vor dem Hintergrund des BVerwGUrteils vom 17.01.07 (Westumfahrung Halle). – Arbeitspapier im Auftrag der DEGES (Stand September 2007): 22 S.

Daarnaast werd vastgesteld dat deze waarde aan de onderkant van het bereik ligt van waarden die in andere EU-lidstaten in vergelijkbare contexten werden gebruikt.⁴²

Verenigd Koninkrijk⁴³

In het VK wordt uitgegaan van een risicobenadering om de instandhoudingsdoelstellingen voor natuur niet te overschrijden. Er wordt niet afzonderlijk naar stikstof gekeken maar naar diverse stoffen die relevant zijn voor luchtkwaliteit (en dus niet alleen relevant voor natuur maar ook volksgezondheid). Deze benadering ziet er als volgt uit.

1. De maximaal toegestane milieuaanpassing (in het geval van stikstof de maximaal toegestane depositie) wordt vastgesteld over een gedefinieerde periode, zodanig dat deze de instandhoudingsdoelstellingen voor luchtkwaliteit en natuur niet zal ondermijnen. Dit wordt de 'Objective Compliant Change' (OCC) genoemd.
2. Uitgaande van een worst-case scenario wat betreft het tempo waarin plannen en projecten zich kunnen voordoen (dat wil zeggen hoge ontwikkelingsdruk), wordt een beslissingsdrempel (decision making threshold, DMT) berekend. De DMT is de maximale bijdrage van een individueel plan of project zodat de gecombineerde effecten van voorstellen onder de drempel de waarde van OCC niet zullen overschrijden. De plannen en projecten waarvan de impact onder deze DMT blijft kunnen dan ook worden genegeerd omdat hun gecombineerde effecten de verwezenlijking van de behoudsdoelstellingen niet zullen ondermijnen.
3. Na het vaststellen van een relatie tussen hoe de ruimtelijke verdeling en frequentie van individuele plannen en projecten cumulatief kunnen werken, worden locatie-relevante drempels (site-relevant thresholds, SRTs) afgeleid en toegepast op locaties waar de ontwikkelingsdruk (dat wil zeggen het tempo waarin plannen en projecten naar verwachting zullen worden voorgelegd) lager is.

De criteria voor wegen zijn anders. Ze zijn afgeleid op basis van de mate waarin een nieuw project bijdraagt aan de voorspelde toename van het verkeer op de betreffende weg. Waar de ontwikkelingsdruk hoog is (op basis van de voorspelde jaarlijkse verkeerstoename), wordt een kleine projectspecifieke toename toegestaan. Waar de ontwikkelingsdruk lager is, kan een grotere projectspecifieke toename worden geaccepteerd. Verfijningen van de voorgestelde criteria kunnen worden toegepast waarbij rekening wordt gehouden met de afstand tussen de weg en de dichtstbijzijnde grens van het beschermde gebied.

⁴² Hicks, W.K., Whitfield, C.P., Bealey, W.J., Sutton, M.A. (2011) Nitrogen Deposition and Natura 2000: Science and Practice in Determining Environmental Impacts. https://mediamanage.sei.org/documents/Publications/Air-land-water-resources/Book-Hicks-et-al-Nitrogen_deposition-Natura2000.pdf

⁴³ Uitleg op basis van: Chapman, C. and Kite, B. (2021) Guidance on Decision-Making Thresholds for Air Pollution. JNCC Report No.696 (Main Report), JNCC, Peterborough, ISSN 0963-8091
Air Quality Consultants Ltd. (2021) Decision-Making Thresholds for Air Pollution. JNCC Report No. 696 (Technical Report), JNCC, Peterborough, ISSN 0963-8091. <https://hub.jncc.gov.uk/assets/6cce4f2e-e481-4ec2-b369-2b4026c88447>

Denemarken⁴⁴

In Denemarken wordt een complexe methode gehanteerd waarbij lokaal rond ieder stikstofgevoelig gebied (waaronder ook Natura2000-gebieden) wordt nagegaan of de totale toelaatbare depositie wordt overschreden. Hier wordt alleen de regelgeving en het gebruik van een ondergrens beschreven met betrekking tot veehouderij.

Met betrekking tot vergunningverlening in de veehouderij wordt er in Denemarken gewerkt met een initiële screening om te beslissen of de bijdrage van een nieuwe bron direct buiten beschouwing kan worden gelaten of toch nader moet worden ingeschat.

In de initiële screening worden twee cirkelvormige 'zones van invloed' rondom een emissiebron bepaald door de maximale afstand waarop de depositie een waarde van respectievelijk 0.1 en 0.5 kg N/ha/jaar (resp. 7 en 35 mol/ha/jaar) overschrijdt.

Vervolgens wordt bepaald of er Natura2000 gebieden liggen binnen de 0.1-cirkel, en of er gebieden met stikstofgevoelige natuur liggen binnen de 0.5 cirkel. Als één van die twee het geval is, dan volgt een nauwkeuriger bepaling van de depositie. Als dit niet het geval is, dan is een vergunning niet nodig.

De bij de nauwkeurige bepaling van stikstofdepositie vanuit een individuele bron, wordt als ondergrens 0.2 kg N/ha/jaar (14 mol/ha/jaar) gehanteerd.

Alle gehanteerde drempelwaarden (0.1, 0.2 en 0.5 kg N/ha/jaar; resp. 7, 14 en 35 mol/ha/jaar) volgen uit de ingeschatte ecologische draagkracht ten aanzien van stikstof.

⁴⁴ Uitleg op basis van: H. Bjerregaard (2011) Impact assessment and regulation of N-emissions from livestock farms in Denmark. Chapter 3.3 in: Hicks W.K., Whitfield CP, Bealey WJ and Sutton MA (2011) Nitrogen Deposition and Natura 2000. Science and Practice in Determining Environmental Impacts. COST729/Nine/ESF/CCW/JNCC/SEI Workshop Proceedings, published by COST. Available at: <http://cost729.ceh.ac.uk/n2kworkshop>